TÜRKİYE'DE TEKSTİL SANAYİ AĞIRLIKLI ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ'NİN ATIKSU ARITMA TESİSİNDE TESPİT EDİLEN MİKROPLASTİKLERİN ARAŞTIRILMASI

Bengüsu IŞIK KILIÇ

T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TÜRKİYE'DE TEKSTİL SANAYİ AĞIRLIKLI ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ'NİN ATIKSU ARITMA TESİSİNDE TESPİT EDİLEN MİKROPLASTİKLERİN ARAŞTIRILMASI

Bengüsu IŞIK KILIÇ
0009-0004-4202-4382

Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2025
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

TÜRKİYE'DE TEKSTİL SANAYİ AĞIRLIKLI ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ'NİN ATIKSU ARITMA TESİSİNDE TESPİT EDİLEN MİKROPLASTİKLERİN ARAŞTIRILMASI

Bengüsu IŞIK KILIÇ

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN

Endüstriyel atık suların, arıtma tesislerine ulaşan mikroplastiklerin (MP) önemli bir kaynağı olduğu bilinmektedir. Bu çalışmada, tekstil sanayi ağırlıklı bir organize sanayi bölgesinin (OSB) atık su arıtma tesisinden (AAT) 1 yıl boyunca elde edilen ekstraktlardaki MP'lerin bolluğu, özellikleri, mevsimsel değişimi ve giderim verimleri değerlendirilmiştir. MP'lerin ortalama bolluğu, AAT giriş suyunda 161,3 ± 74,9 MP/L, çıkış suyunda ise 16,9 ± 6,2 MP/L olarak bulunmuştur. Çamur kekindeki MP bolluğu 43,2 ± 17,1 MP/g kuru ağırlık (dw) olarak bulunmuştur. Örneklerde (atık su ve çamur) baskın şekil lif, baskın renk şeffaf ve baskın boyut aralığı 1-0,5 mm'dir. Giriş atıksu örneklerindeki ana MP tipleri PE (%29,6), PES (%25,9), PET (%22,2) ve PP (%14,8) iken, çıkış atıksu örneklerinde PE (%41,9), PET (%19,4) ve PP (%12,9) idi. Çamur kekindeki dağılım PE (%67,9), PET (%16,1) ve PES (%10,7) idi. Gelecekteki çalışmalar, plastik kirliliğinin kontrolü ve denetlenmesi, MP'lerin ekosistemler üzerindeki zararlı etkilerini incelenmesi, AAT'lerdeki MP giderim verimliliğini artırmak ve ekosistemlere salınan MP miktarını azaltmak için yeni arıtma teknolojilerin ve tekniklerin geliştirilmesine odaklanmalıdır.

Anahtar Kelimeler: Atıksu arıtma tesisi, Mikroplastik, Tekstil, Mevsimsel değişim, Endüstriyel atıksu, Çamur
2025, vii + 68 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

INVESTIGATION OF MICROPLASTICS DETECTED IN THE WASTEWATER TREATMENT PLANT OF THE TEXTILE INDUSTRY-FOCUSED ORGANIZED INDUSTRIAL ZONE IN TÜRKİYE

Bengüsu IŞIK KILIÇ

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN

Industrial wastewater is a significant source of microplastics (MPs) entering treatment plants. This study assessed the abundance, characteristics, seasonal variations, and removal efficiencies of microplastics (MPs) in samples collected from the wastewater treatment plant (WWTP) of a textile industry-dominated organized industrial zone (OIZ) over one year. The average abundance of MPs in the WWTP influent was measured at 161.3 ± 74.9 MP/L, while the effluent contained 16.9 ± 6.2 MP/L. The concentration of MPs in the sludge cake was found to be 43.2 ± 17.1 MP/g of dry weight (dw). In both wastewater and sludge samples, the predominant shape of the MPs was fibrous, the most common color was transparent, and the typical size range was between 0.5 and 1 mm. The main types of MPs detected in the influent wastewater samples included polyethylene (PE) at 29.6%, polyester (PES) at 25.9%, polyethylene terephthalate (PET) at 22.2%, and polypropylene (PP) at 14.8%. In the effluent samples, the distribution primarily consisted of PE at 41.9%, PET at 19.4%, and PP at 12.9%. For the sludge cake, the concentrations were PE at 67.9%, PET at 16.1%, and PES at 10.7%. Future research should focus on developing new technologies and methods to improve removal efficiencies and reduce the release of MPs into ecosystems, while also investigating the harmful effects of MPs on environmental health.

Key words: Wastewater treatment plant, Microplastic, Textile, Seasonal variation, Sludge
2025, vii + 68 pages.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim boyunca değerli bilgilerini ve tecrübelerini benimle paylaşan, kendisine ne zaman danışsam bana kıymetli zamanını ayırıp sabırla ve büyük ilgiyle bana faydalı olabilmek için elinden gelenden fazlasını sunan, her konuda desteğini gösteren, güler yüzünü ve samimiyetini benden esirgemeyen ve meslek hayatımda da bana verdiği değerli bilgilerden faydalanacağım kıymetli danışman hocam Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN 'e teşekkürü bir borç biliyor ve şükranlarımı sunuyorum.

Laboratuvar çalışmalarım ve tez yazma sürecim boyunca yardımlarını, desteğini, bilgisini, güler yüzünü ve samimiyetini hiçbir zaman esirgemeyen Tuğba CAN'a, teşekkürlerimi bir borç bilirim. İstatiksel analizlerde bana yardımcı ve destek olan İzel KENAN TOPAL'a teşekkür ederim.

Deneysel çalışmalar sırasında atıksu ve çamur örneklerinin toplanmasındaki yardımlarından dolayı Yeşil Çevre Hizmet ve İşletme Kooperatifi işletme müdürü M. Çağatay ÇETİNKAYA'ya teşekkür ederim.

Bu çalışmanın maddi açıdan desteklenmesini sağlayan Bursa Uludağ Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimine teşekkürlerimi sunarım.

Hayatımdaki en büyük şansım olan, her zaman beni destekleyip moral ve motivasyon veren, zor zamanlarımda yanımda olan annem Vildan IŞIK, babam Erol IŞIK, kardeşim Bartu IŞIK, eşim Cem KILIÇ ve en yakın arkadaşım Selenay SADIK'a sonsuz teşekkür ederim.

Bengüsu IŞIK KILIÇ
20/05/2025

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET i
ABSTRACT ii
TEŞEKKÜR iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ v
ŞEKİLLER DİZİNİ vi
ÇİZELGELER DİZİNİ vii
1. GİRİŞ 1
2. MİKROPLASTİKLER 4
2.1. MP'lerin Sınıflandırılması 5
2.1.1. MP'lerin Kaynaklarına Göre Sınıflandırılması 6
2.1.2. MP'lerin Boyutlarına Göre Sınıflandırılması 8
2.1.3. MP'lerin Şekillerine Göre Sınıflandırılması 9
2.1.4. MP'lerin Renklerine Göre Sınıflandırılması 10
2.1.5. MP'lerin Türlerine Göre Sınıflandırılması 11
2.2. MP'lerin Çevre ve İnsan Sağlığına Etkileri 12
2.3. AAT'lerde ve Arıtma Çamurunda MP Varlığı ve Giderim Verimliliği 14
3. MATERYAL ve YÖNTEM 16
3.1. Çalışma Alanı 16
3.2. Numune Alımı 17
3.3. Atıksu Numunelerinden MP Ayırımı 20
3.3.1. Elek Analizi 20
3.3.2. Organik Madde Giderimi 21
3.3.3. İnorganik Madde Giderimi 23
3.3.4. Vakum Filtrasyon İşlemi 24
3.4. Çamur Numunelerinden MP Ayırımı 24
3.4.1. Çamur Numunelerinden İnorganik Madde Giderimi 25
3.5. Boyut, Renk ve Şekil Analizi 26
3.6. Tür Analizi 27
3.7. Kalite Kontrol 28
3.8. İstatiksel Analiz 29
4. BULGULAR 30
4.1. Arıtma Ünitelerinde MP Bolluğu ve Giderim Verimliliği 32
4.2. MP'lerin Şekil Dağılımı 37
4.3. MP'lerin Renk Dağılımı 39
4.4. MP'lerin Boyut Dağılımı 41
4.5. MP'lerin Tür Dağılımı 43
4.6. Sucul/Karasal Ekosistemlere Deşarj Edilen MP Miktarı 47
5. TARTIŞMA ve SONUÇ 52
KAYNAKLAR 53
ÖZGEÇMİŞ 68

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	**Açıklama**
µm	Mikrometre
cm	Santimetre
Fe_2SO_4	Demir Sülfat
g	Gram
H_2O_2	Hidrojen Peroksit
kg	Kilogram
L	Litre
M	Molarite
mm	Milimetre
NaCl	Sodyum Klorür
NaClO	Sodyum Hipoklorit
NaI	Sodyum İyodür
$ZnCl_2$	Çinko Klorür

Kısaltmalar	**Açıklama**
µ-FTIR	Mikro-Fourier Dönüşüm Kızılötesi Spektroskopisi
AAT	Atıksu Arıtma Tesisi
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
ATR	Zayıflatılmış Toplam Yansıma
ATR-FTIR	Zayıflatılmış Toplam Yansıma – Fourier Dönüşümlü Kızıl Ötesi Spektrometresi
EEA	Avrupa Ekonomik Alanı
ETC	Avrupa Konu Merkezi
FTIR	Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi
GV	Giderim Verimi
HDPE	Yüksek Yoğunluklu Polietilen
KOK	Kalıcı Organik Kirletici
LDPE	Düşük Yoğunluklu Polietilen
MP	Mikroplastik
Mt	Metrik Ton
NOAA	Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi
OSB	Organize Sanayi Bölgesi
PA	Polyamid (Naylon)
PU	Poliüretan
PAH	Polisiklik Aromatik Hidrokarbon
PE	Polietilen
PES	Polyester
PET	Polietilen Tereftalat
PP	Polipropilen
PS	Polistiren
PVC	Polivinil Klorür
UV	Ultraviyole
WPO	Islak Peroksit Oksidasyonu

ŞEKİLLER DİZİNİ

		Sayfa
Şekil 2.1.	AAT'lere çeşitli yollardan gelen MP kaynakları	8
Şekil 2.2.	AAT'lerdeki farklı MP şekilleri	9
Şekil 2.3.	AAT'lerdeki farklı MP renkleri (0,5 mm ölçekte)	11
Şekil 2.4.	İnsanların MP'lere maruz kalma yolları ve insan sağlığına etkileri	13
Şekil 3.1.	Yeşil Çevre AAT'nin genel görünümü	16
Şekil 3.2.	Tesisin farklı arıtma aşamalarından alınan atıksu ve çamur numuneleri	18
Şekil 3.3.	Yeşil Çevre AAT'nin akım şeması ve numune alma noktaları	19
Şekil 3.4.	Farklı ünitelerden numune alınırken çekilen görseller	20
Şekil 3.5.	Paslanmaz çelik elekler (5 mm, 3 mm, 1 mm, 0,5 mm ve 0,3 mm)	21
Şekil 3.6.	Etüvde örneklerin kurulma aşaması	21
Şekil 3.7.	Atıksu örneklerinden organik madde giderme işlemi	22
Şekil 3.8.	Atıksu örneklerinden inorganik madde giderme işlemi	23
Şekil 3.9.	Atıksu örneklerinin vakumlu filtreleme kullanılarak filtre kağıtlarından süzülmesi	24
Şekil 3.10.	Çamur örneklerinin cam beherlere aktarılması ve hassas terazide tartılması	25
Şekil 3.11.	Çamur örneklerinde yoğunluk ayırma işlemi	25
Şekil 3.12.	LEICA S9i stereo mikroskop ile MP'lerin incelenmesi	27
Şekil 3.13.	ATR-FTIR ile MP türlerinin belirlenmesi	28
Şekil 4.1.	Giriş atıksuyunda (S1) tespit edilen MP görüntüleri	30
Şekil 4.2.	Birincil arıtma çıkışında (S2) tespit edilen MP görüntüleri	31
Şekil 4.3.	Çıkış atıksuyunda (S3) tespit edilen MP görüntüleri	31
Şekil 4.4.	Çamur kekinde (Ç1) tespit edilen MP görüntüleri	32
Şekil 4.5.	AAT'deki çeşitli ünitelerden 12 aylık bir süre boyunca toplanan atıksu ve çamur örneklerindeki MP bolluğundaki değişimler (S1, S2 ve S3 için MP/L, Ç1 için MP/g)	33
Şekil 4.6.	Atıksu ve çamur örneklerinde MP miktarlarındaki mevsimsel değişim	35
Şekil 4.7.	AAT'nin giriş ve çıkış atıksu miktarları arasındaki mevsimsel MP giderim verimliliği (%)	37
Şekil 4.8.	Arıtma ünitelerindeki MP şekillerinin yüzdesel dağılımı (%)	39
Şekil 4.9.	Arıtma ünitelerindeki MP renklerinin yüzdesel dağılımı (%)	41
Şekil 4.10.	Arıtma ünitelerindeki MP boyutlarının yüzdesel dağılımı (%)	43
Şekil 4.11.	Arıtma ünitelerindeki MP türlerinin yüzdesel dağılımı (%)	44
Şekil 4.12.	Tesit edilen MP polimerleine (PES, PET, PE, PP, PA, PU ve PS) ait FTIR spekturumları	44

ÇİZELGELER DİZİNİ

		Sayfa
Çizelge 2.1.	MP'lerin sınıflandırılması	6
Çizelge 2.2.	Plastiklerin boyutlarına göre sınıflandırılması	9
Çizelge 2.3.	Yaygın MP türlerinin özellikleri ve kullanım alanları	12
Çizelge 3.1.	Numunelerin alındığı tarih, hava durumu ve saat aralığı	17
Çizelge 3.2.	Numune noktaları, numune hacimleri ve numune türü	18
Çizelge 4.1.	Endüstriyel ve karma (evsel/endüstriyel) AAT atıksuyu/çamurunda MP'leri değerlendiren güncel çalışmalar (2020 – günümüz)	49

1. GİRİŞ

Plastikler, petrol ve gazdan çıkarılan monomerlerin polimerizasyonundan elde edilen sentetik organik polimerlerdir (Cole vd., 2011). İlk keşfedilmelerinden itibaren ucuz, dayanıklı, hafif ve şekillendirme kolaylığı gibi birçok özelliği nedeniyle üretilip kullanılmaya devam edilmektedir (Napper & Thompson, 2023). Son yıllarda faydalı yönlerinin yanı sıra istenmeyen yönleri de fark edilmeye başlanmıştır. Dayanıklıkları sayesinde uzun süre bozulmadan kalabilmeleri, ekosistemde birikmeleri ve düşük geri dönüşüm oranları nedeniyle plastikleri öne çıkan kritik konulardan biri haline getirmiştir (Akdemir & Gedik, 2023). Plastik malzemelerin çok yönlü kullanımları nedeniyle 1950'lerde 5 milyon metrik tondan (Mt) 2020'lerde 367 milyonun üzerine önemli miktarda artış söz konusu olmuştur (PlasticsEurope, 2019). İnsan popülasyonundaki artıştan dolayı taleple birlikte ilerleyen zamanlarda plastik üretiminin de artması beklenmektedir (Mbedzi vd., 2020). Plastik kullanımına önlem alınmadığı takdirde ise 2016'dan 2040'a kadar plastik kirliliğinin üç katına çıkacağı tahmin edilmektedir (Lau vd., 2020). Bugüne kadar üretilen plastiğin %9'unun geri dönüştürüldüğü, %12'sinin yakıldığı ve %79'unun ise su ve kara ekosistemlerine bırakıldığı tahmin edilmektedir (Geyer vd., 2017). Genellikle 5 mm'den küçük parçacıklar olarak tanımlanan mikroplastikler (MP'ler) (Thompson vd., 2004), ekosistemde plastik parçacıkların ayrışma, aşınma, fotoliz, mekanik ve mikrobiyal ayrışma mekanizmaları ile daha küçük boyutlara dönüşmesi ile oluşmaktadır (Ziajahromi vd., 2017).

MP'lerin denizler (Zheng vd., 2023; Zhu vd., 2019), göller (B. Li vd., 2023; Liang vd., 2022), nehirler (S. Liu vd., 2021; T. Wang vd., 2023), topraklar (Guo vd., 2023; M. Hu vd., 2023) ve atmosfer (Wright vd., 2020; Y. Zhang vd., 2020) dahil olmak üzere birçok ekosistemde var olduğu tespit edilmiştir.

MP'lerin ekosistemlere karışmasının önündeki en önemli bariyerlerden biri arıtma tesisleridir (Hou vd., 2021). Farklı atıksu arıtma tesisleri (AAT) proseslerinde MP giderimi araştırılmış ve arıtma verimliliğinin proseslere bağlı olarak %64 ile %99 arasında değiştiği görülmüştür (Habib vd., 2020; Sol vd., 2020). AAT'lerde yüksek MP giderim verimliliklerine rağmen alıcı ortamlara günlük milyonlarca MP parçacığı

salındığı bilinmektedir (Carr vd., 2016; Mason vd., 2016). Bununla birlikte yüksek MP konsantrasyonuna sahip olduğu bilinen arıtma çamurları (Mahon vd., 2017), çeşitli yollarla toprağa karışmakta ve toprağa önemli miktarda MP girişi olabilmektedir (Weithmann vd., 2018). Ayrıca, ekosistemlere karışan MP'ler canlılar için zararlı olup besin zinciri yoluyla insan vücudunda birikebildiğinden küresel bir sorun olarak nitelendirilmektedir (Cheng vd., 2021; Y. Tang vd., 2021).

AAT'lerdeki MP miktarları bölgedeki atıksuyun geldiği konuma, nüfusa, nüfusun yaşam tarzına, ekonomik koşullara, mevsimsel değişiklikler gibi birçok faktöre bağlı olarak farklılıklar gösterdiği bilinmektedir (Acarer, 2023; Conley vd., 2019; Fältström vd., 2021). MP'lerin özellikleri ve konsantrasyonları atıksuyun karakterizasyonuna (evsel/endüstriyel) bağlıdır (Nandakumar vd., 2022). AAT'ler farklı arıtma aşamaları ve çeşitli etkileri nedeniyle karmaşık sistemlerdir. Bu karmaşıklık MP'lerin analiz edilmesini güçleştirmektedir. Bunların yanı sıra, numunelerdeki MP'lerin renk, tür, boyut ve sayılardaki çeşitlilik açısından atıksularda izole edilmesi ve karakterize edilmesini zorlaştırmaktadır (Gies vd., 2018). Ayrıca, farklı metodolojilerin ve örnekleme yöntemlerinin olması çeşitli kabul edilen karmaşık değerlere sebebiyet verdiği (Arthur vd., 2009) için herkes tarafından kabul gören bir standardizasyona ihtiyaç vardır (Cole vd., 2011).

Tekstilde ıslak prosesler sırasında kumaşlara uygulanan işlemler, özellikle lifli MP'lerin atık suya girmesine neden olmaktadır (De Falco vd., 2018). Tekstil üretimi dünya çapında artmaya devam ettikçe AAT'lerden salınan toplam lif miktarındaki artış da kaçınılmazdır (Carney Almroth vd., 2018). Dahası, tekstil ürünlerinin yıkanması ve temizlenmesi sırasında giysiler ve evsel ürünler, MP'lerin salınmasına önemli ölçüde katkıda bulunmaktadır ve bunlar nihayetinde atık su yoluyla çevreye deşarj edilmektedir (Kawecki & Nowack, 2019; Y. Q. Zhang vd., 2021). MP'ler, sentetik tekstillerin üretim, kullanım (giyme, yıkama ve bakım gibi) ve nihai bertaraf dahil olmak üzere yaşam döngüsü boyunca üretilebilir (Y. Q. Zhang vd., 2022). Avrupa Ekonomik Alanı (EEA) ve Avrupa Konu Merkezi (ETC), küresel tekstil ürünlerinin yaklaşık %60'ının sentetik polimer liflerden yapıldığını doğrulamıştır (ETC/WMGE, 2019). Tekstil üretimi ve ticareti, MP kirliliğinin büyük bir kısmına katkıda bulunmaktadır (Gnanasekaran vd.,

2021). 1995'ten beri, lifler, küresel tekstil pazarına hakim olmuş ve en yaygın kullanılan tür olarak pamuğu geride bırakmıştır; 2020'ye gelindiğinde ise lifler küresel tekstil üretiminin yaklaşık %65'ini oluşturmaktadır (Townsend, 2019; Worley, 2019).

Bursa, Marmara Bölgesi'nin güneyinde yer alan sanayileşme ve şehirleşme bakımından adından sıkça söz ettiren Türkiye'nin 4. büyük şehridir. Literatürde, AAT'lerde MP varlığı ve giderimi konusunda çok sayıda çalışma bulunmaktadır. Ancak bu çalışmaların çoğu evsel/kentsel atıksu ve içme suyu arıtma tesislerine odaklanmıştır. Endüstriyel AAT'lerde MP varlığına, özelliklerine ve giderimine dair sınırlı sayıda çalışma mevcuttur (Barkmann-Metaj vd., 2023; Zhou vd., 2020). Bu çalışmada, tekstil ıslak işlemlerinin yoğun olarak yapıldığı Bursa'daki bir organize sanayi bölgesi (OSB) AAT'sinde MP özelliklerinin bir yıl boyunca izlenmesi ve değerlendirilmesi bu çalışmanın yenilikçi yönünü ortaya koymaktadır. Çalışma kapsamında, Bursa'da bulunan bir OSB AAT'sinin seçilen noktalarından 12 ay boyunca numuneler (atıksu ve çamur) alınmış ve MP numuneleri şekil, renk, boyut ve tipe göre sınıflandırılmıştır. MP'lerin mevsimsel değişimi ve arıtma ünitelerine göre değişimi istatiksel olarak karşılaştırılmıştır. AAT'ye gelen MP yükü, farklı arıtma aşamalarının MP giderim verimliliği ve alıcı ortama karışan MP miktarı değerlendirilmiştir.

2. MİKROPLASTİKLER

Plastik malzemeler düşük maliyet, hafiflik, dayanıklılık ve kolay işlenebilirlik gibi avantajlı özellikleri nedeniyle birçok alanda yaygın olarak kullanılmaktadır (Z. Zhang & Chen, 2020). Bugüne kadar üretilen tüm plastiğin yaklaşık %30'unun halen kullanılmaya devam edildiği tahmin edilmekte, kullanılmayan plastiklerin ise bir kısmının su ve kara ekosistemlerinde var olmaya devam ettikleri bilinmektedir (Geyer vd., 2017). Bilim insanları, ilk zamanlarda plastik kirliliğini estetik bir problem olarak görürken; zaman içinde bu kirliliğin küresel bir kirlilik tehdidi olduğunu, öncelikli ve önemli olarak değerlendirilmesi gerektiğini kabul etmişlerdir (Napper & Thompson, 2019). Plastikler, her yerde bulunabilme özellikleri ve potansiyel ekotoksisitelerinden dolayı son yıllarda ilgi odağı haline gelmiştir (Y. T. Zhang vd., 2020).

1907 yılında keşfedilen ilk sentetik plastik olan "Bakalit" günümüze kadar gıda ve ürün ambalajlarında, giyimde, ev eşyalarında, ev malzemelerinde ve inşaatta kullanılmaktadır (Frias & Nash, 2019). İlk olarak 1972 yılında, Carpenter ABD'nin Florida kıyılarında MP'leri keşfetmiştir (Carpenter vd., 1972). MP'ler genellikle 5mm'den küçük parçacıklar olarak tanımlanmaktadır (Barnes vd., 2009; Thompson vd., 2004).

MP'ler birincil veya ikincil MP'ler olarak sınıflandırılmaktadır. Birincil MP'ler çoğunlukla temizlik malzemeleri, kişisel bakım ürünleri ve plastik tüketim ürünlerinin üretiminde kullanılan peletlerden kaynaklanmaktadır (Browne vd., 2011; Napper vd., 2015). İkincil MP'ler fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler veya UV radyasyonu, rüzgâr, sıcaklık gibi etkenlere maruz kalarak büyük plastiklerin parçalanmasıyla oluşmaktadır (Barnes vd., 2009; Cole vd., 2011; Okoffo vd., 2020). Ayrıca MP'ler, bozunması zor yüzeylerinden dolayı ortamdaki ağır metalleri, kalıcı organik kirleticileri (KOK'lar), polisiklik aromatik hidrokarbonları (PAH'lar), alifatik ve aromatik organikleri, virüsleri ve benzeri maddeleri kolay bir şekilde adsorbe edebilmektedir (X. Li vd., 2019, 2021; Y. Li vd., 2019).

MP'lerin nehirler, göller, okyanuslar, sahiller, kutuplar ve topraklar dahil olmak üzere tüm ekosistemlerde sıklıkla var olduğu tespit edilmiştir (da Costa vd., 2023; Sharma vd., 2023). MP'lerin ekosistemlere karışmasının önündeki en önemli bariyerlerden biri

AAT'lerdir. (Okoffo vd., 2020). AAT'ler, MP'lerin önemli kirletici kaynaklarından biri olarak bilinmektedir (Z. Long vd., 2019; Lv vd., 2019). Birçok çalışmada, AAT aşamalarıyla MP giderimini incelemiş ve AAT'ye giren MP'lerin %90'ından fazlasının arıtma ünitelerinde giderildiği görülmüştür (Conley vd., 2019; Edo vd., 2020; Franco vd., 2021). Yüksek giderim verimliliklerine rağmen alıcı ortamlara günlük milyonlarca MP salındığı bilinmektedir (Gies vd., 2018; Ziajahromi vd., 2017). Bunun yanı sıra, AAT'lerde üretilen çamur yüksek oranda MP içermekte, farklı yollarla toprağa karışmakta ve çevreyi kirletmektedir (Edo vd., 2020; Leslie vd., 2017). Ayrıca, sudaki ve karadaki organizmalar, küçük boyutları ve çekici renkleri nedeniyle MP'leri yutarak besin zinciri girip çeşitli sağlık ve çevre sorunlarına neden olabilmektedir (Patil vd., 2023).

2.1. MP'lerin Sınıflandırılması

Bilimsel araştırmalarda, MP'lerin oluşumları, kaynakları, özellikleri, taşınması ve olumsuz etkileri hakkında bilgi sahibi olmak oldukça önem arz etmektedir (Hidalgo-Ruz vd., 2012; Magnusson vd., 2016). MP'lerin sınıflandırılmasıyla ilgili araştırmalarda, MP'lerin kaynakları, insanların günlük alışkanlıklarından oluşan MP'lerin özellikleri (şekil, tür, renk vb.) doğrultusunda oluşturulabilmektedir (Acarer, 2023; Hartmann vd., 2019). Genellikle, MP'ler kaynaklarına, boyutlarına, şekillerine, renk ve türlerine göre kategorize edilmektedirler. Çizelge 2.1'de MP'lerin sınıflandırılmasına dair kategoriler verilmiştir.

Çizelge 2.1. MP'lerin sınıflandırılması (Yurtsever, 2015'den uyarlanmıştır)

Kategori	**Mikroplastikler**
Kaynaklar	Birincil Kaynaklar: Kozmetik gibi ticari kullanım için tasarlanmış küçük parçacıkların yanı sıra giyim ve balık ağları gibi diğer tekstil ürünlerinden dökülen mikro elyaflar İkincil Kaynaklar: Plastik torbalar, su şişeleri gibi daha büyük plastik parçaların bozulmasından kaynaklanan parçacıklar
Boyut	Makroplastik (≥ 25 mm) Mezoplastik (25 mm – 5 mm) Mikroplastik (5 mm – 1 mm) Mini-Mikroplastik (1 mm – 1 μm) Nanoplastik (< 1 μm)
Şekil	Pelet şeklinde olanlar: silindirik, diskler, düz, oval, küresel Parça şeklinde olanlar: yuvarlak, yarı yuvarlak, köşeli, yarı köşeli Genel: şekilsiz, uzun, parçalanmış, pürüzlü ve kırık kenarlı
Renk	Transparan (şeffaf), kristalin, beyaz, açık-beyaz-krem, kırmızı, turuncu, mavi, opak, siyah, gri, kahverengi, yeşil, pembe, ten rengi, sarı ve pigmentasyon
Tür	PES, PET, PE, PP, PA, PU, PS vb.

2.1.1. MP'lerin Kaynaklarına Göre Sınıflandırılması

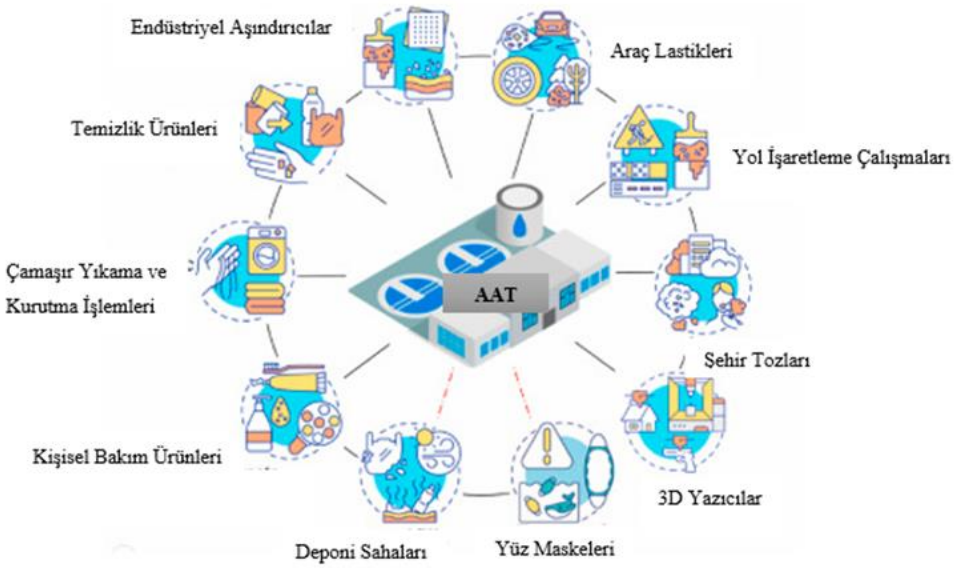
Genellikle MP kaynakları su veya kara bazlı olarak sınıflandırılabilirler. Su bazlı kaynaklar balıkçılık ve deniz taşımacılığından, kara bazlı kaynakları ise sanayi, kanalizasyon, çöp, yağmur suları vb. gibi nedenlerden kaynaklanmaktadır (Napper & Thompson, 2023). Bunların yanı sıra, sudaki MP'ler, sucul ortama mikrobiyal ayrışma, fotoliz ve hava koşullarından kaynaklı parçalanmış polimerleri içermektedir (McCormick vd., 2014). Karadaki MP'lerin kökenleri ise kentsel akış ve AAT'lerden gelen atıksuları içermektedir (Wagner vd., 2014).

Kaynaklarına göre MP'ler birincil MP'ler ve ikincil MP'ler olmak üzere ikiye ayrılmaktadır (Hidalgo-Ruz vd., 2012).

Birincil MP'ler, genellikle kozmetikte, diş macunlarında, yüz temizleyicilerinde ve üretimin ilk aşamalarındaki plastik parçacıkları ifade etmektedir (Cole vd., 2011). Ayrıca, birincil MP'ler, çamaşır yıkama esnasında salınan liflerden (De Falco vd., 2020), MP'lerin kötü bertaraf yöntemlerinden dolayı aşınma ve parçalanmalardan kaynaklanabilmektedir (Ziajahromi vd., 2016).

İkincil MP'ler ise hem denizde hem de karada daha büyük plastik parçaların parçalanmasıyla oluşan küçük plastik parçacıkları ifade etmektedir (Thompson vd., 2004). İkincil MP'ler parçalanma, mekanik bozunma ve oksidasyon ayrışması gibi farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerden oluşan büyük plastik parçaların bozunmasıyla meydana gelmektedir (Galgani vd., 2013). Uzun süre çeşitli etkenlere (UV ışığı, mekanik etki, termal stres, mikrobiyal etki vb.) maruz kalarak parçaların ayrışmasına neden olabilmektedir (Andrady, 2011; Cole vd., 2011).

Önceki çalışmalarda, kişisel bakım ürünleri ve çamaşır yıkamanın önemli bir MP kaynağı olduğu ispat edilmiştir (Browne vd., 2011; De Falco vd., 2018). Yıkama sonrasında sentetik tekstillerden salınan polimerler, kıyafetlerin aşırı kullanımı ve yıpranmasından kaynaklanabilmektedir (Z. Long vd., 2019). Kozmetik endüstrisinde doğal alternatifler yerine mikro boncukların kullanılmasından dolayı MP'ler kanalizasyon sistemlerine oradan da su ortamlarına karışarak potansiyel kirlilik oluşturmaktadır (Napper vd., 2015). Ek olarak, endüstriyel tesislerin de ekosistemlere MP etkisinin olduğu, genellikle AAT'lerdeki atıksuların MP'ler için ana kaynak olduğu göz ardı edilmemelidir (Mani vd., 2015). MP kaynakları, atıksuyun türüne, nüfusun yoğunluğuna ve kanalizasyon havzasına yakınlığına bağlı olarak farklılık göstermektedir (Gao vd., 2023).



Şekil 2.1. AAT'lere çeşitli yollardan gelen MP kaynakları (Gao et al., 2023'den uyarlanmıştır)

2.1.2. MP'lerin Boyutlarına Göre Sınıflandırılması

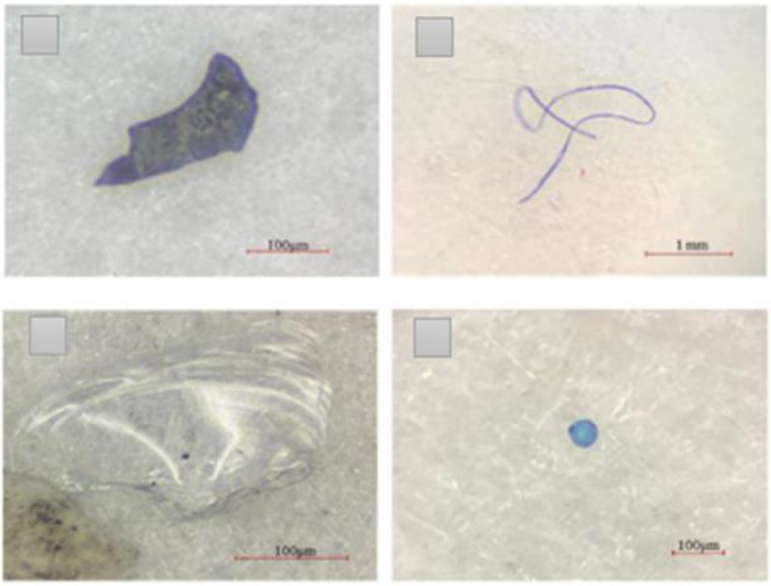
Plastikler boyutlarına göre megaplastik, mezoplastik, mikroplastik ve nanoplastik olarak sınıflandırılabilmektedir (Acarer, 2023). (Frias & Nash, 2019) tarafından mezoplastik (1 mm – 2,5 cm), mikroplastik (1 µm – 1 mm) ve nanoplastik (<1 µm) olmak üzere üç farklı şekilde sınıflandırılma önerilmiştir. Mikroplastiklerin farklı değer aralıklarından kaynaklı analizlerin zor olacağından <5 mm değerinin altındaki boyutların mikroplastik olarak sınıflandırılması daha net sonuçlar elde edileceği düşünülmüştür (GESAMP, 2015). Standart bir sınıflandırma yöntemi belirlemek adına MP'lerin kaynak, kimyasal bileşimi gibi temel ve belirleyici özellikleri netleştirmek gerekmektedir (Nandakumar vd., 2022). Çizelge 2.2'de plastiklerin boyutlarına göre sınıflandırılması verilmiştir.

Çizelge 2.2. Plastiklerin boyutlarına göre sınıflandırılması (Crawford & Quinn, 2017)

Kategori	**Boyut**
Makroplastik	≥ 25 mm
Mezoplastik	25 mm – 5 mm
Mikroplastik	5 mm – 1 mm
Mini Mikroplastik	1 mm – 1 µm
Nanoplastik	< 1 µm

2.1.3. MP'lerin Şekillerine Göre Sınıflandırılması

MP'ler çevresel ortamda kalış süresinin yanı sıra maruz kaldığı parçalanma işlemlerine göre de değişiklik göstermektedir (Esmeray & Armutcu, 2020). MP'ler, makro boyutlardaki parçacıkların parçalanması sonucu oluştuğundan belirli şekil ve renge sahip değildir. Buna rağmen, genel olarak lif, fragment, granül, film ve köpük gibi farklı morfolojilerde olabilmektedir (Bakkaloğlu, 2019). AAT'lerde tespit edilen MP'ler lifler (uzunluğu, genişliğinden daha çok), fragment (küçük sert parçalar), film (çok ince film tabaka) ve granül (küresel boncuk) dahil olmak üzere dört ana şekilde kategorize edilmektedir (Carr vd., 2016; Hidayaturrahman & Lee, 2019; Mason vd., 2016). Şekil 2.2'de MP'lerin şekil yönünden sınıflandırılmasına yönelik örnekler verilmiştir.

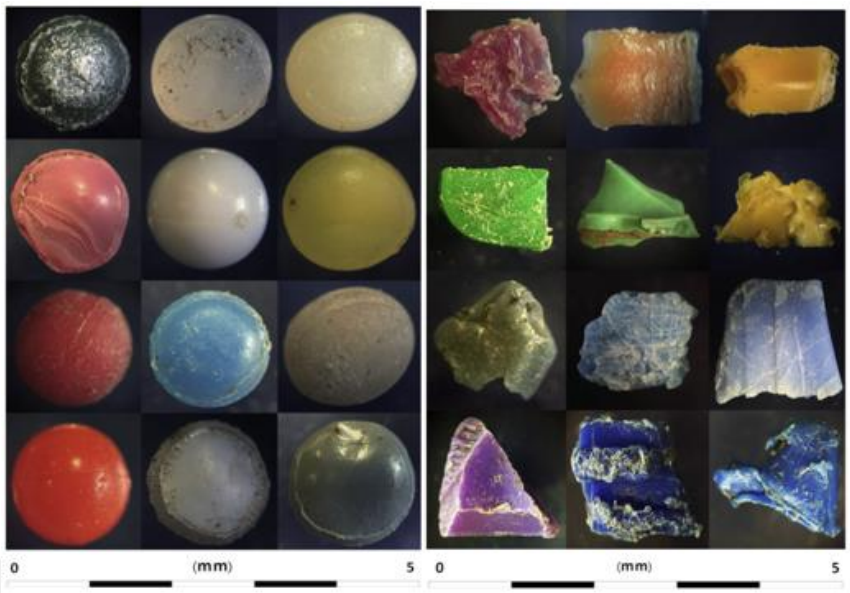


Şekil 2.2. AAT'lerdeki farklı MP şekilleri (Huang, Wang, vd., 2023)

Atıksuda lifler, fragmentler ve filmler olan ikincil MP'ler, birincil MP'lere göre daha çok bulunmaktadır (Blair vd., 2019). Genellikle, lifler ve fragmentler baskın şekil olarak karşımıza çıkmaktadır (Ngo vd., 2019). Lifler, evdeki çamaşır makinelerinden deşarj yoluyla sentetik ve doğal liflerden meydana gelmektedir (Browne vd., 2011). Ek olarak, liflerin özellikle evsel atıksudan kanalizasyon sistemlerine karıştığı bilinmektedir (Carr, 2017). Fragment ve granüller, kişisel bakım ürünlerinden oluşurken, filmler plastik poşet ve ambalaj ürünlerinin parçalanıp aşınmasından meydana gelmektedir (Carr vd., 2016). Fragmentlerin uzaklaştırılmaları diğer şekillere göre daha zordur ve atıksuda yüksek konsantrasyonlarda bulunabilmektedirler (Nandakumar vd., 2022). Fragmentlerin AAT'lerin tüm arıtma süreçlerinde farklı boyut ve şekillerde var olduğu görülmüştür (Ziajahromi vd., 2016). Filmler diğer şekillere göre daha az görülmekte ve birincil arıtma aşamasında sıyırma işlemiyle neredeyse tamamına yakını giderilebilmektedir (Blair vd., 2019).

2.1.4. MP'lerin Renklerine Göre Sınıflandırılması

MP'ler renk özelliklerini üretildiği plastiklerin renginden almaktadır fakat atmosfer ve çevresel koşullar nedeniyle renkleri değişebilmektedir (Tutoğlu, 2019). Plastik malzemelerin çoğu renksizdir. Bu nedenle kullanım çekiciliği ve performansını artırmak amacıyla üretiminde boyalar ve pigmentler kullanılmaktadır (C. Xu vd., 2020). Birçok araştırmacı tarafından AAT'lerde ve sucul ortamlarda şeffaf, beyaz, siyah, mavi, kırmızı, yeşil, sarı, turuncu, pembe ve mor gibi renkli MP'lerin varlığına rastlanılmıştır (Hidalgo-Ruz vd., 2012; Van Do vd., 2022). Şekil 2.3'de farklı renkteki MP'lere yönelik örnekler verilmiştir.



Şekil 2.3. AAT'lerdeki farklı MP renkleri (0,5 mm ölçekte) (Crawford & Quinn, 2017)

Yapılan çalışmalar sonucunda renkli MP'lerin yüzeylerinin ağır metaller ve kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar) gibi zararlı bileşikler içerdiği tespit edilmiştir (X. Xu vd., 2019). Bunun yanı sıra, şeffaf ve siyah renkli MP'ler günlük kullanılan plastik poşetler, ambalaj poşetleri, şişeler, plastik bardaklar gibi malzemelerle ilgili olduğu bilinmektedir (Z. Yang vd., 2021; L. Zhang vd., 2021).

Ayrıca, su ortamlarına salınan MP'ler parlak renklerinden dolayı yiyeceklere benzediğinden, sucul ortamlarda bulunan canlılar tarafından yutularak vücutlarında birikmekte ve besin zinciri yoluyla insanlara kadar ulaşmaktadır (T. Sun vd., 2022).

2.1.5. MP'lerin Türlerine Göre Sınıflandırılması

Polietilen (PE), polyester (PES), polipropilen (PP), polistiren (PS), polietilen tetraftalat (PET) ve polivinil klorür (PVC) gibi farklı polimer türleri, en yaygın kullanılan plastik türleridir (Acarer, 2023; J. Li vd., 2018). Çizelge 2.3'te yaygın olarak gözlemlenen MP türlerinin özellikleri ve kullanım alanları verilmiştir.

Çizelge 2.3. Yaygın MP türlerinin özellikleri ve kullanım alanları (Andrady, 2011; Venghaus & Barjenbruch, 2017)

Plastik Türü	Yoğunluk (g/cm^3)	Özellik	Kullanıldığı Alan
Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)	0,91-0,93	Esnek, yumuşak, buruşmaz ve kolay kesilebilir.	Taşıma çantası, pipet, şişe
Yüksek Yoğunluklu Polietilen (HDPE)	0,94	Düşük maliyetli, kolay şekillenebilir ve kırılmaya dayanaklıdır.	Kutu, boru
Polipropilen (PP)	0,83-0,85	Kimyasal maddelere ve ısıya karşı dayanıklıdır. Orta sertliğe ve parlaklığa sahiptir.	Şişe kapağı, ilaç şişeleri
Polistiren (PS)	1,05	Erime noktası nispeten düşüktür. Berrak, sert ve kırılgandır.	Elektronik kasa, ısı yalıtım malzemesi, ambalaj
Polietilen Tetraftalat (PET)	1,37	Çok hafif, sert ve geri dönüşümü kolaydır.	Su ve meyve suyu şişeleri
Polivinil Klorür (PVC)	1,38	Esnek ve sert olarak iki türlü malzemesi vardır.	Su boruları, duvar kaplaması, yağmurluk

2.2. MP'lerin Çevre ve İnsan Sağlığına Etkileri

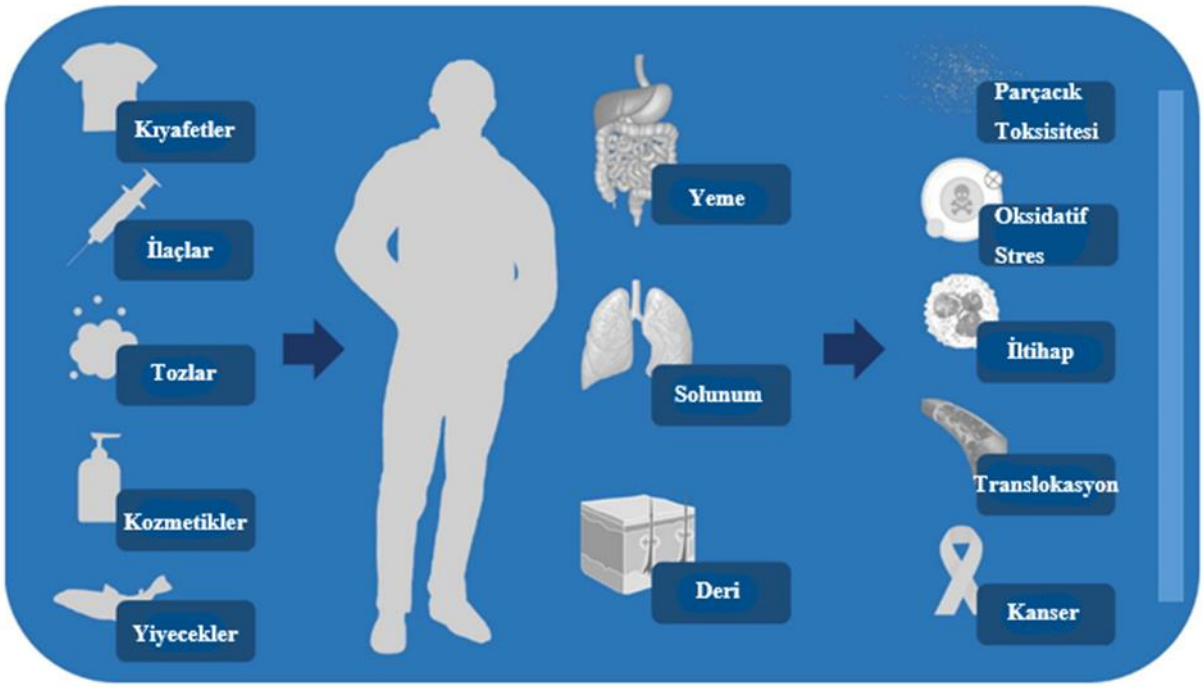
Zaman geçtikçe artan plastik kullanımı, ekosistemler ve insan sağlığı üzerinde ciddi bir endişe kaynağı olarak görülmektedir (Miranda vd., 2020). Ayrıca, MP'ler özelliklerinden dolayı birçok çevre sorununa da neden olmaktadır (Herbort vd., 2018).

Nehirler ve akarsular, MP'lerin sucul ekosisteme girmesinin asıl sebepleri olarak gösterilmektedir (Vanapalli vd., 2021). Bunların yanı sıra, rüzgarlar ve fırtınalar gibi hava olaylarından dolayı da düşük yoğunluklu MP'lerin su ortamlarına taşınıp MP kirliliğine sebebiyet vermektedir (C. Wang vd., 2021). PE ve PP gibi türler suyun yoğunluğundan az yoğunluğa sahip olduğu için su yüzeyinde uzun süre kalarak rüzgarla veya akıntıyla uzak mesafelere taşınabilirken, PET, PS, PA ve PVC gibi türler suyun yoğunluğundan fazla yoğunluğa sahip olduğu için batma eğilimindedir (K. T. Kim &

Park, 2021). Ayrıca, sucul ortamların kirlenmesinin ana nedenleri arasında PE, PP, PS, PET ve PVC gibi çeşitli MP'lerin varlığı gösterilmektedir (Ngo vd., 2019).

MP'ler, sucul ortamlarda farklı şekil ve büyüklüklerinden dolayı uzun süre kaldığından deniz balıkları, deniz kaplumbağaları, deniz kuşları, memeliler, zooplanktonlar ve sucul canlılar tarafından besin zannedilip yutulmakta ve ölümlere yol açmaktadır (EPA, 2016). MP'ler toksik ve zararlı kirleticileri absorbe ettiğinden MP'lerin yutulmasıyla stres reaksiyonu, enflamatuar reaksiyonu, üreme bozukluğu, besin tüketim bozukluğu ve ölüme kadar giden birçok sağlık sorununa neden olmaktadır (Yuan vd., 2022).

İnsanların MP içeren yiyecekleri tüketmesi, havada bulunan MP'leri soluması, kıyafet ve kozmetik malzemelerin deriye temasından dolayı MP'lere maruz kalmakta ve sağlıklarını tehdit etmektedir (Prata vd., 2020). Şekil 2.4'te insanların MP'lere maruz kalma yoları ve insan sağlığına etkileri verilmiştir.



Şekil 2.4. İnsanların MP'lere maruz kalma yolları ve insan sağlığına etkileri (Prata vd., 2020)

Yapılan çalışmalar, MP'lerin fiziksel, kimyasal ve biyolojik etkileşimlerini uzun süredir araştırmakta fakat ekosistemler ve insan sağlığı üzerindeki etkilerini anlamak için daha çok araştırma yapılmasını önermektedir (Bilal & Iqbal, 2020).

2.3. AAT'lerde ve Arıtma Çamurunda MP Varlığı ve Giderim Verimliliği

AAT'lerden deşarj edilen atıksularda yüksek miktarda MP bulunmasından dolayı başlıca MP kaynağı olarak görülmekte (Mintenig vd., 2017; Murphy vd., 2016), aynı zamanda da bariyer görevi üstlenmektedir (Okoffo vd., 2020).

Giriş ve çıkış atıksularında MP bolluğu incelendiğinde; örnekleme yöntemleri, örnekleme noktası ve ekstraksiyon yöntemlerindeki farklılıklarla beraber tesisin arıtma kademesiyle de ilgilidir (Alavian Petroody vd., 2020; Bretas Alvim vd., 2020). Ayrıca, MP'lerin özellikleri (şekil, tür, boyut vb.) de giderim verimine etki etmektedir (Bilgin vd., 2020).

(Conley vd., 2019) tarafından yapılan çalışmada, AAT'deki MP giderim verimliliği %97,6 olmasına rağmen günde 291-596 milyon MP'nin alıcı ortama deşarj edilebileceğini belirtilmiştir. Literatürde, yirmi bir çalışma incelenerek elde edilen MP giderim performansı birincil arıtma sonrası %72, ikincil arıtma sonrası %88 ve üçüncül arıtma sonrası ise %94 olduğu hesaplanmıştır (Iyare vd., 2020). Birincil arıtmada MP'lerin yaklaşık %35-59'u giderilmekte ve bu giderim ağırlıklı olarak birincil çökeltim aşamasında MP'lerin sıyrılması, kum giderme ya da yerçekiminden dolayı çökme esnasında MP'lerin floklara yapışıp çökelmesiyle meydana gelmektedir (J. Sun vd., 2019). İkincil arıtma da giderimde önemli rol oynamakta ve MP'leri biyolojik flok adsorbsiyonu ile ikincil çamur fazına geçirip veya MP'leri biyolojik aşamalar yardımıyla bozundurup giderebilmektedir (Bayo vd., 2020). Sonuç olarak, AAT kapasitesine bağlı olarak farklı arıtma aşamalarından geçse dahi milyonlarca MP alıcı ortama deşarj edilmekte, ekosistemler ve canlılar için tehlike oluşturmaktadır.

AAT'lerdeki giderilen MP'lerin önemli bir kısmı arıtma çamurunda birikmektedir (Golwala vd., 2021). AAT'lerdeki arıtma çamur yüksek besin içeriğine sahip olduğundan tarım topraklarında gübre, toprak değiştirici vb. şekilde kullanılmasından dolayı çevreye önemli bir MP kaynağıdır. Ayrıca, tarım topraklarına gübre olarak

kullanılan çamurdaki MP'ler, sulama ve yağış gibi durumların etkisiyle su ekosistemlerine karışmaktadır (Alavian Petroody vd., 2021). Ek olarak, tarım topraklarında artan MP konsantrasyonu, su buharlaşmasını artırarak toprakları kurutup bitkilerin büyüme performansına engel olmaktadır (Mohajerani & Karabatak, 2020).

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Çalışma Alanı

Çalışma alanı olan Yeşil Çevre AAT (40°22’78.1’’N 29°16’83.8’’E), üç organize sanayi bölgesi (Kestel, Uludağ ve Barakfakih) ile üç yerleşim yerinden (Kestel, Gürsu ve İsabey) gelen yaklaşık 80 000 m^3/gün evsel ve endüstriyel atıksu arıtmaktadır. Tesise gelen atıksuyun bileşimi yaklaşık %70’i endüstriyel, %30’u da evsel atıksulardan oluşmaktadır. OSB bünyesinde 115 tekstil ve 23 üç metal kaplama firması bulunmaktadır.

AAT’de kaba ızgara (6-10 cm), giriş terfi hattı, ince ızgara (6 mm), kum ve yağ tutucu, dengeleme tankı, havalandırma tankı (A^2/O biyolojik prosesi), ikincil çökeltim tankı, çamur yoğunlaştırma, çamur susuzlaştırma ve çamur yakma üniteleri bulunmaktadır. Tesisin çıkış atıksuyu Nilüfer Çayı’na deşarj edilmekte ve atık çamurun günlük ortalama üretimi kapasitesi 60 ton/gün olup çamur yakma tesisine gönderilmektedir. Tesisin genel görünümü Şekil 3.1'de verilmiştir.



Şekil 3.1. Yeşil Çevre AAT’nin genel görünümü

3.2. Numune Alımı

MP'lerin tespit edilmesi amacıyla Yeşil Çevre AAT'den atıksu ve çamur örnekleri, Ocak 2023 - Aralık 2023 ayları arasında (12 ay boyunca) olmak üzere her ay Şekil 3.3'te gösterildiği gibi giriş atıksu (S1), dengeleme ünitesi çıkışı (S2), çıkış atıksu (S3) ve çamur keki (Ç1) olmak üzere dört farklı noktadan numuneler alınmıştır ve örnekleme sabah 10:00 ile 11:00 arasında yapılmıştır. Çizelge 3.1'de numunelerin alındığı günler ve o günlere ait hava durumu verilmiştir.

Çizelge 3.1. Numunelerin alındığı tarih, hava durumu ve saat aralığı

Numune Alım Tarihleri	Hava Durumu	Saat
18.01.2023	Güneşli (18°C)	10:00 – 11:00
17.02.2023	Güneşli (14°C)	10:00 – 11:00
22.03.2023	Bulutlu (13°C)	10:00 – 11:00
12.04.2023	Yağmurlu (11°C)	10:00 – 11:00
17.05.2023	Yağmurlu (20°)	10:00 – 11:00
21.06.2023	Güneşli (25°)	10:00 – 11:00
26.07.2023	Güneşli (36°)	10:00 – 11:00
24.08.2023	Güneşli (33°)	10:00 – 11:00
27.09.2023	Güneşli (24°)	10:00 – 11:00
20.10.2023	Güneşli (22°C)	10:00 – 11:00
24.11.2023	Yağmurlu (15°C)	10:00 – 11:00
15.12.2023	Bulutlu (17°C)	10:00 – 11:00

Atıksu numuneleri (giriş ve çıkış suyu) Enderes Houser otomatik numune alma cihazı ile 24 saatlik kompozit olarak alınmıştır. Anlık numuneler ise 10 L'lik paslanmaz çelik kova ile toplanmıştır. Giriş atıksuyu (S1), birincil arıtma çıkışı (S2) ve çıkış atıksuyu (S3) sırasıyla; 1 L, 3 L ve 9 L olarak farklı hacimlerde toplanmıştır ve arıtma çamuru örneği de çamur keki (Ç1) kısmından alınmıştır (Çizelge 3.2).

Çizelge 3.2. Numune noktaları, numune hacimleri ve numune türü

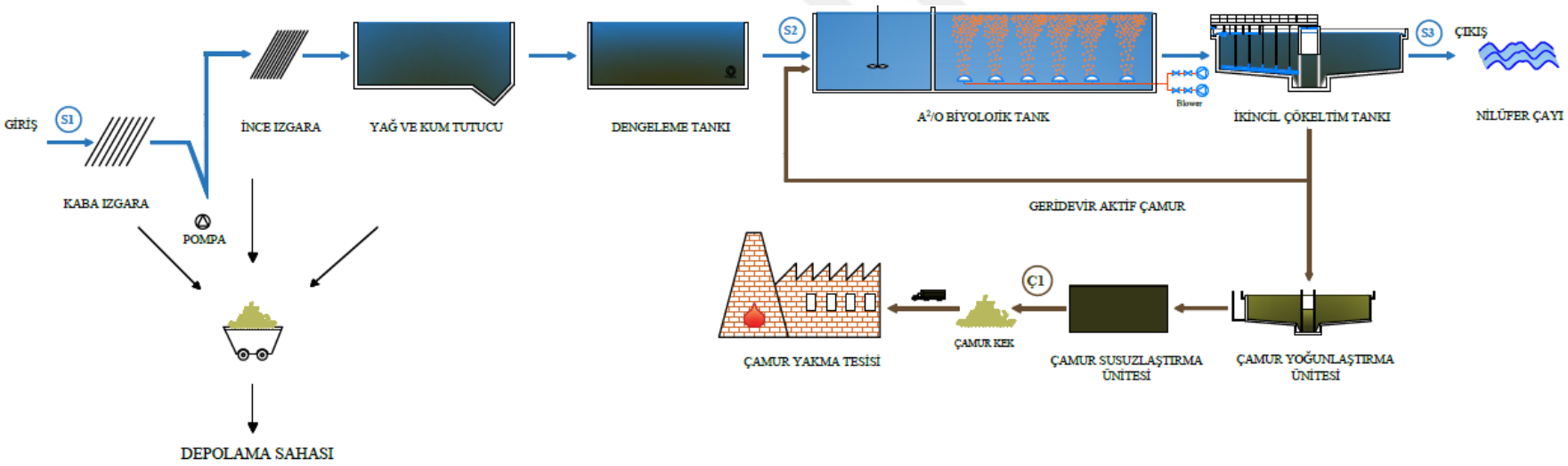
Numune Noktası	Numune Yerleri	Numune Hacimleri	Numune Türü
S1	Ham Atıksu Girişi	1 L	Kompozit
S2	Birincil Arıtma Çıkışı	3 L	Grab
S3	Tesisin Atıksu Çıkışı	9 L	Kompozit
Ç1	Çamur Keki	10 g	Grab

Giriş atıksu kirleticiler açısından çeşitlilik gösterdiği ve arıtılmış atıksu çeşitli arıtma ünitelerinden geçerken eşit dağılım göstermediğinden, MP konsantrasyonlarındaki düşüş nedeniyle su kalitesi değiştiği için numunelerin hacimleri farklıdır (Talvitie, Mikola, Koistinen, vd., 2017).

Tüm numunelerde plastik bulaşmasını önlemek amacıyla cam şişeler (Şekil 3.2) (Edo vd., 2020) kullanıldı ve şişe ile kapak arasına alüminyum folyo yerleştirilmiştir (Bakir vd., 2020). Toplanan numuneler laboratuvarda analizler yapılmadan önce 4°C'de buzdolabında saklanmıştır (Raju vd., 2020).



Şekil 3.2. Tesisin farklı arıtma aşamalarından alınan atıksu ve çamur numuneleri



Şekil 3.3. Yeşil Çevre AAT'nin akım şeması ve numune alma noktaları

3.3. Atıksu Numunelerinden MP Ayırımı

Atıksu örneklerinde MP ekstraksiyonu için Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi'nin (NOAA) yöntemiyle geliştirilen protokoller referans alınmıştır (Masura vd., 2015). Giriş ve çıkış atıksu numuneleri Enderes Houser otomatik numune alma cihazı ile 24 saatlik kompozit numune olarak alınmıştır (Talvitie, Mikola, Koistinen, vd., 2017). Anlık numuneler ise 10 L'lik paslanmaz çelik kova ile toplanmıştır. Şekil 3.4'te farklı ünitelerden numune alınırken çekilen görseller verilmiştir.



Şekil 3.4. Farklı ünitelerden numune alınırken çekilen görseller

3.3.1. Elek Analizi

İlk olarak, atıksu numuneleri oda sıcaklığında 5 mm, 3 mm, 1 mm, 0,5 mm ve 0,3 mm boyutlarındaki paslanmaz çelik eleklerden geçirilmiştir (Şekil 3.5). Eleklerin üstlerindeki kalıntılar minimum miktarda saf su kullanılarak 5-3 mm, 3-1 mm, 1-0,5 mm ve 0,5-0,3 mm boyutlarındaki eleklerden geçirilerek cam beherlere aktarılmıştır.



Şekil 3.5. Paslanmaz çelik elekler (5 mm, 3 mm, 1 mm, 0,5 mm ve 0,3 mm)

Cam beherlere aktarılan kalıntılar tamamen kuruyana kadar 60°C sıcaklıktaki etüvde (Microlab, Türkiye) bekletilmiştir (Tadsuwan & Babel, 2022) (Şekil 3.6). Bazı PE parçacıkları, sıcaklık 60°C'ye ulaştığında erimeye başlamasından dolayı deformasyonu en aza indirmek adına sıcaklığın 60°C'nin üstüne çıkmaması tavsiye edilmektedir (Munno vd., 2018).



Şekil 3.6. Etüvde örneklerin kurutulma aşaması

3.3.2. Organik Madde Giderimi

Numunelerdeki organik maddeyi gidermek için yaygın olarak kullanılan ıslak peroksit oksidasyon (WPO) yöntemi kullanılmıştır. Genellikle, H_2O_2, NaClO ve Fenton

reaktiflerini içeren kimyasallar organik maddeleri gidermek için kullanılmaktadır (Masura vd., 2015). H_2O_2 yönteminin bazı sınırlamaları nedeniyle, genellikle ek bir oksitleyici etken olan Fe_2SO_4 ile birleştirilmektedir ve Fe_2SO_4 reaksiyonda katalizör görevi yapmaktadır. Bu iki bileşik birlikte, Fenton reaktanı olarak adlandırılmaktadır (Sheriff vd., 2024; Van Do vd., 2022). Bu çalışmada da H_2O_2 ve Fe_2SO_4 reaktifi tercih edilmiştir (Tadsuwan & Babel, 2021).

Etüvde, numunelerin kuruma işlemi tamamlandıktan sonra, kuruyan numunelerin üzerine organik madde gidermek için hazırlanan 20 mL Fe_2SO_4 çözeltisi (0,05 M) ve 20 mL H_2O_2 çözeltisi (%30) çözeltisi eklenerek kuvvetli bir şekilde karıştırılmıştır (Jiang vd., 2020; Lares vd., 2018). Ardından 5 dakika boyunca oda sıcaklığında beklemeye bırakılmıştır. Daha sonra, manyetik karıştırıcı üzerinde, 30 dakika boyunca 60°C'de oksidasyon işlemine tabi tutulmuştur (Hajji vd., 2023; Uogintė vd., 2022).

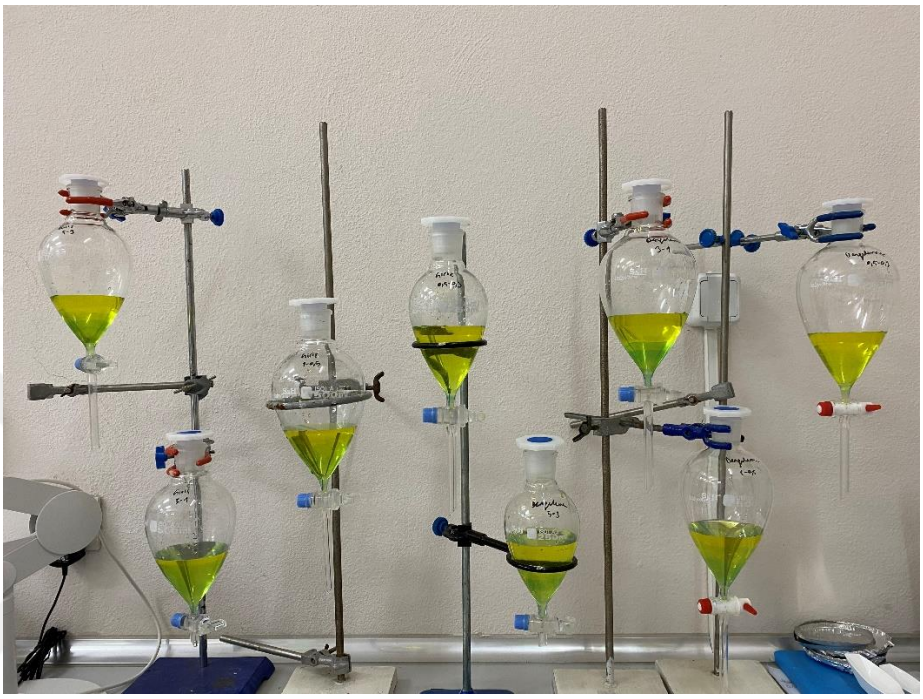


Şekil 3.7. Atıksu örneklerinden organik madde giderme işlemi

Organik madde kalıntılar tamamen giderilene kadar H_2O_2 eklenmeye devam edilmiştir (L. Yang vd., 2019). Numunelerde, organik madde içeriğine göre oksidatif reaksiyon sırasında kabarmadan kaynaklı taşmalar olabilmekte ve bunu önlemek için reaksiyonu soğutmak adına az miktarda distile su ilave edilmesi önerilmektedir (Lares vd., 2018). Ek olarak, beherler, gaz çıkışını sağlamak için delikli alüminyum folyo ile kaplanmıştır (Koelmans vd., 2019) (Şekil 3.7). Beherlerde hiçbir reaksiyon gözlemlenmeyene kadar oda sıcaklığında 1-2 saat soğumaya bırakılmıştır (Ziajahromi vd., 2021).

3.3.3. İnorganik Madde Giderimi

Organik madde giderme işleminden sonra, 5 M NaCl çözeltisi eklenerek ayırma hunisine aktarılmıştır ve numuneler ayırma hunisinde gece boyu çökmeye bırakılmıştır (Ben-David vd., 2021; Masura vd., 2015) (Şekil 3.8).



Şekil 3.8. Atıksu örneklerinden inorganik madde giderme işlemi

Doymuş NaCl çözeltisi (1,2 g/cm^3) kullanılmasının avantajı, düşük maliyet ve toksik olmaması nedeniyle tercih edilmiştir (Leslie vd., 2017). Ancak, yüksek yoğunluklu MP'lerin (PVC ve PET gibi) düşük geri kazanım oranları, NaCl kullanımının bir dezavantajıdır. Yüksek yoğunluklu MP'ler için kullanılabilen NaI (1,6 g/cm³) ve $ZnCl_2$ (1,7 g/cm³) tuzları, pahalı ve sucul biyota için toksik olma dezavantajlarına sahiptir (Crichton vd., 2017; Leslie vd., 2017). Ayrıca, yüksek yoğunluklu MP'lerin (PET ve PVC gibi) NaCl ayırma ile düşük geri kazanım oranları, MP miktarının daha az miktarlarda hesaplanmasına yol açabilmektedir. Güncel bir çalışmada, nehir tortusu örneklerinde MP'lerin NaCl ile ayrılması için PVC için %36,7 ve PET için %71,7 geri kazanım oranları elde edilmiştir (Duong vd., 2022).

3.3.4. Vakum Filtrasyon İşlemi

İnorganik madde giderme işleminden sonra numuneler, vakumlu filtreleme kullanılarak 0,45 µm gözenek çaplı (Whatman GF/F) filtre kağıtlarından süzülmüştür (Şekil 3.9). Ardından, filtreler paslanmaz çelik cımbız yardımı ile cam petrilere yerleştirilerek oda sıcaklığında 24 saat boyunca kurutulmuştur (Lares vd., 2018). Kuruyan filtreler, stereo mikroskopta görsel olarak incelenmiştir.



Şekil 3.9. Atıksu örneklerinin vakumlu filtreleme kullanılarak filtre kağıtlarından süzülmesi

3.4. Çamur Numunelerinden MP Ayırımı

Çamur örnekleri, paslanmaz çelik spatül kullanılarak temiz cam beherlere aktarılmıştır (Şekil 3.10) ve 15-20 gün boyunca 60°C'de kurutulmuştur (Jiang vd., 2020). Kuruyan çamur numuneler, hassas terazide (Adventurer ™, Model AX423, Ohaus, NJ, USA) 10 g tartılmıştır (Şekil 3.10). Ayrıca, çamur numunelerinde, MP partiküllerin oksidasyondan önce çamurdan ayrılması için yoğunluk ayrımı yapılması tavsiye edilmektedir (Gies vd., 2018; Magni vd., 2019).



Şekil 3.10. Çamur örneklerinin cam beherlere aktarılması ve hassas terazide tartılması

3.4.1. Çamur Numunelerinden İnorganik Madde Giderimi

Kuruyan numuneler 10 g tartıldıktan sonra 1:2 (V/V) oranında doymuş NaCl çözeltisi ilave edilip 300 rpm'de karıştırılmıştır. Yoğunluk ayırma işlemine 1 saat tabi tutulan çamur numuneleri cam ayırma hunilerine aktarılarak gece boyunca çökelmeye bırakılmıştır (Şekil 3.11). Olası MP kaybını önlemek adına bu işlem en az üç kez tekrarlanmıştır.



Şekil 3.11. Çamur örneklerinde yoğunluk ayırma işlemi

Süpernatant filtrelendikten sonra atıksu örneklerine uygulanan aynı işlemler uygulanmıştır. Ancak, çamur numunelerinin organik içeriği yüksek olduğu

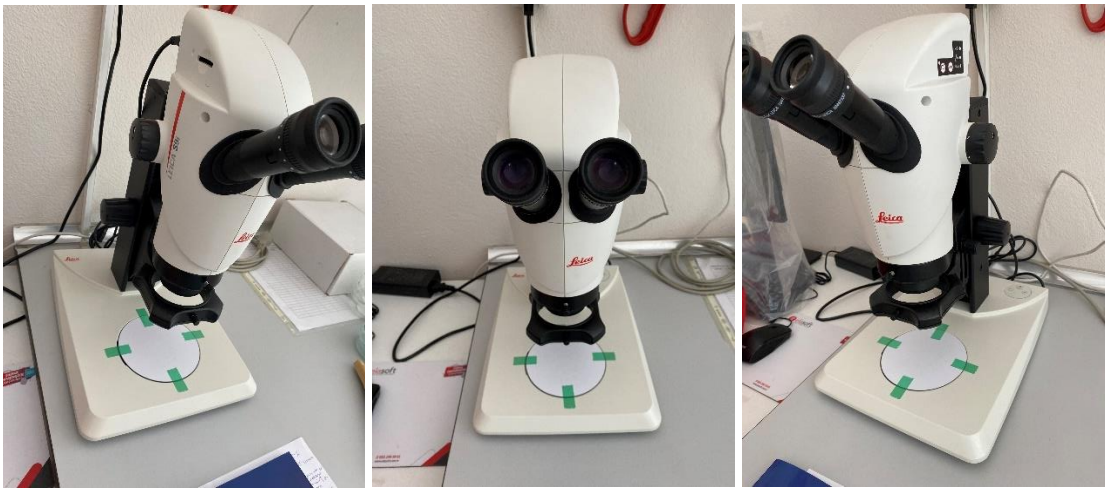
düşünüldüğünden dolayı atıksu numunelerinin iki katı kadar 40 mL Fe_2SO_4 çözeltisi (0,05 M) ve 40 mL H_2O_2 çözeltisi (%30) ilave edilerek oksidasyon işlemi yapılmıştır.

3.5. Boyut, Renk ve Şekil Analizi

MP'ler boyut yönünden 5-3 mm, 3-1 mm, 1-0,5 mm ve 0,5-0,3 mm olmak üzere dört farklı gruba ayrılmıştır. Renk yönünden şeffaf, siyah, mavi, kırmızı, sarı/turuncu, pembe, yeşil, mor ve beyaz olmak üzere dokuz farklı şekilde sınıflandırılmıştır (X. Xu vd., 2021). Şekil yönünden ise lif (fiber), fragment (düzensiz şekilli parçacıklar), granül (boncuk, pelet) ve film (düz tabaka) olmak üzere dört ana kategoride sınıflandırılmıştır (Wei vd., 2020). Lifler, ince ve uzun; fragmentler, düzensiz şekilli veya kırık parçalar; granüller, küresel; film ise, ince tabaka şeklinde nitelendirilmektedir (Leslie vd., 2017).

Ek olarak, MP'ler şekil ve renk gibi fiziksel özellikleri yönünden gözleme dayalı analiz edilmekte ve bu analizlerde genellikle stereo mikroskop kullanılmaktadır (Wagner & Lambert, 2018).

Kuruyan filtre kağıtları, LEICA S9i stereo mikroskop (dijital kamera ile birleştirilmiş 6,1x – 55x objektif) altında incelenmiştir (Şekil 3.12). Stereo mikroskoptan elde edilen görüntülerin yanında MP'lerin rengi, şekli, boyutu ve parçacık miktarı görüntü yakalama yazılımı olan Leica Application Suite X (LAS X) 5.1.0.25446 (Leica Microsystems) aracılığıyla kaydedilmiştir. Boyut, renk, şekil ve sayı bakımından sınıflandırılan MP'ler tür analizi için hazır hale getirilmiştir.



Şekil 3.12. LEICA S9i stereo mikroskop ile MP'lerin incelenmesi

3.6. Tür Analizi

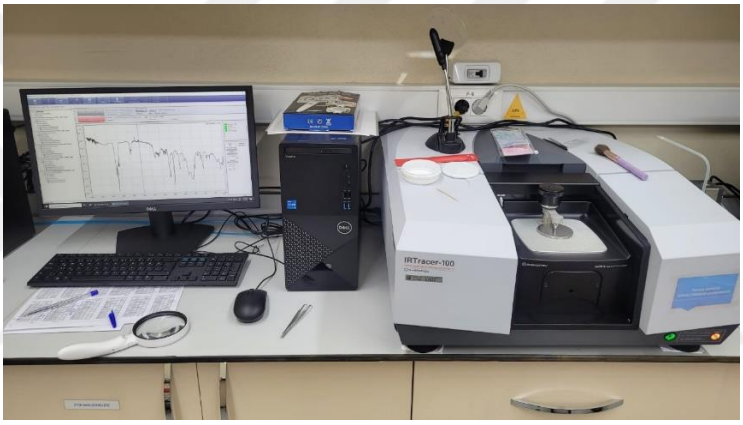
Çeşitli yöntemler arasında, μ-Raman, mikro-Fourier Dönüşüm Kızılötesi Spektroskopisi (μ-FTIR) ve Zayıflatılmış Toplam Yansıma (ATR), MP'lerin tespiti için en yaygın kullanılan tahribatsız kimyasal teknikler olarak bilinmektedir (Rathore vd., 2023). Genellikle, MP'lerin tür analizlerinde Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektrometresi (FTIR) kullanılmaktadır. FTIR, numuneyi araştırmak için modüle edilmiş orta kızılötesi enerjiden yararlanmaktadır. Karakteristik tepe noktaları ve atomlar arasındaki belirli kimyasal bağlara karşılık geldiği spektrum elde etmektedir ve referans spektrum kitaplığı ile karşılaştırıp numune bileşimini belirlemek adına kullanılmaktadır. Ayrıca söz konusu spektrumlar her zaman ideal ve çok temiz örnekleri ifade etmektedir (Murphy vd., 2016).

MP'lerin polimer türünü belirlemek için parçacıkların yaklaşık %10'u rastgele seçilmiştir (Raju vd., 2020) ve 0,3 mm'den büyük fraksiyonlar alınmıştır (Blair vd., 2019). Numune spektrumu ile referans kütüphane spektrumu arasındaki benzerliklere bağlı olarak 0,7'den büyük veya eşit olması pozitif eşleşme olarak kabul edilmiştir (Magni vd., 2019).

ATR-FTIR, genellikle daha büyük parçacıkların (>0,3 mm) analizinde kullanılmaktadır, bunun başlıca nedeni olarak da bu parçacıkların artan kalınlıkları ve yüzey heterojenlikleri gösterilmektedir (Chand vd., 2022; F. Liu vd., 2019; Y. Liu vd., 2024).

FTIR, iletim modunda kalın MP'lerin analizinde sınırlı olmaktadır, bu nedenle ATR-FTIR, parçacık kalınlığından etkilenmeyen yüksek kaliteli spektrumlar elde etmek için tercih edilmektedir. Ancak, manuel ön sıralama ve bireysel analiz gerektirdiği için genel analiz süresini uzatmaktadır (Y. Liu vd., 2023).

Tüm numunelerde ATR-FTIR spektroskopi (SHIMADZU IRTracer 100) cihazı kullanarak spektrum iletim modunda 4000-600 cm^{-1} dalga sayısı aralığında, 0,25 cm^{-1} çözünürlükte ve 20 Hz hızlı tarama ile elde edilmiştir. Analiz sonucunda elde edilen spektrumlar, veri tabanındaki moleküller arasında karşılaştırma SHIMADZU-T-Polimer2 kütüphanesi kullanılarak yapılmıştır (Şekil 3.13).



Şekil 3.13. ATR-FTIR ile MP türlerinin belirlenmesi

3.7. Kalite Kontrol

Çalışma esnasında, numune toplama ve laboratuvar çalışmalar sırasında kontaminasyonu önlemek için büyük özen gösterilmiştir. Numuneler alırken cam veya paslanmaz çelik malzemeler kullanmıştır. Laboratuvar işlemleri sırasında her zaman %100 pamuklu laboratuvar önlükleri giyilmiştir. Tüm ekipmanlar kullanılmadan önce saf su ile iyice durulanmıştır. Ek olarak, lastik malzemelerin kullanılmasından mümkün olduğu kadar kaçınılmıştır (J. Sun vd., 2019). Literatürdeki yapılan çalışmalarda MP'lerin atmosferde var olduğu kanıtlandığından (Akanyange vd., 2021) havadaki olası plastik kontaminasyonu önleyebilmek ve en aza indirebilmek için örnekler alüminyum folyo ile kapatılmıştır. Çalışma ortamındaki potansiyel kontaminasyonu değerlendirmek için MP analizi sırasında laboratuvar masasına saf su içeren petri kapları

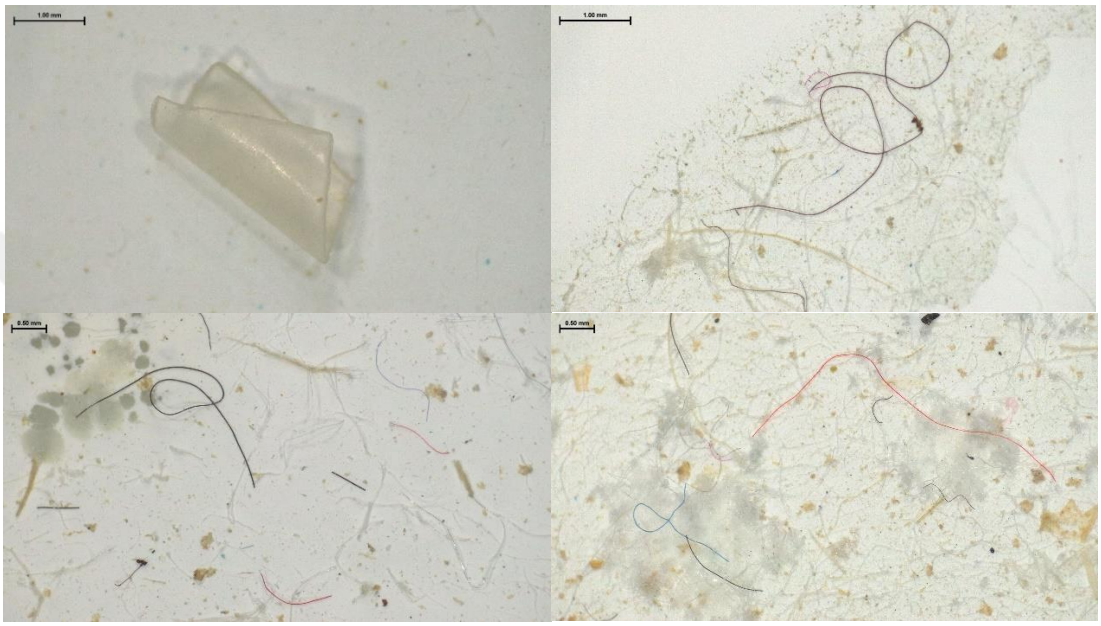
yerleştirilmiştir. Örnekler analiz edildikten sonra olası herhangi bir kontaminasyonu belirlemek için mikroskop altında incelemeler yapılmıştır ve hiçbir şekilde MP tespit edilmemiştir (Akdemir & Gedik, 2023). Ayrıca, numuneler laboratuvarda analiz edilmeden önce tezgah en az üç kez alkol kullanılarak iyice temizlenmiştir.

3.8. İstatiksel Analiz

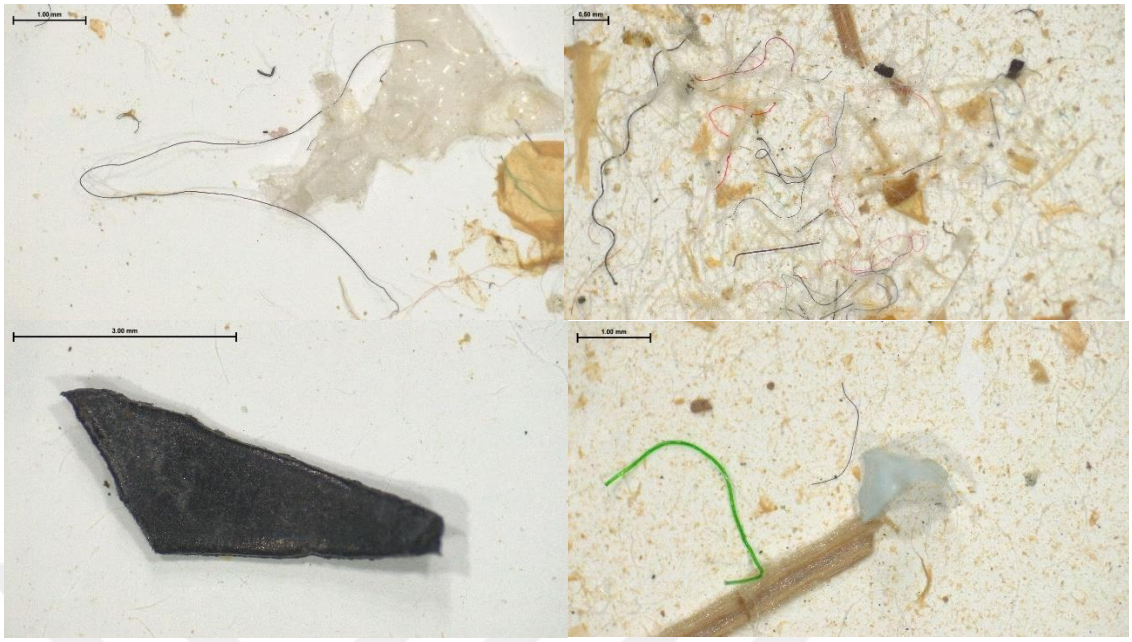
Numunelerin ortalama değerleri ve standart sapmaları hesaplanarak "ortalama ± standart sapma (std)" olarak ifade edilmiştir. Tüm veriler başlangıçta normallik (Shapiro-Wilk Testi) ve varyansın homojenliği (Levene Testi) test edilmiştir. Arıtma sürecindeki farklı üniteler arasındaki MP sayısındaki farklılıkların önemini araştırmak için tek yönlü varyans analizi (ANOVA) kullanılmıştır. Hangi grupların birbirinden anlamlı farklılık gösterdiğini belirlemek için post-hoc Tukey testi kullanılmıştır ($p<0,05$). Testler SPSS 26.0 programında yapılmış ve istatiksel anlamlılık düzeyi $p<0,05$ olarak ayarlanmıştır.

4. BULGULAR

Yeşil Çevre AAT ünitelerinden sırasıyla giriş atıksuyundan (S1), birincil arıtma çıkışından (S2), çıkış atıksuyundan (S3) ve çamur kekinden (Ç1) alınan numunelerde yapılan analizler sonucunda tespit edilen MP'lerin ölçekli mikroskop görüntüleri Şekil 4.1 - 4.4 arasında verilmiştir.



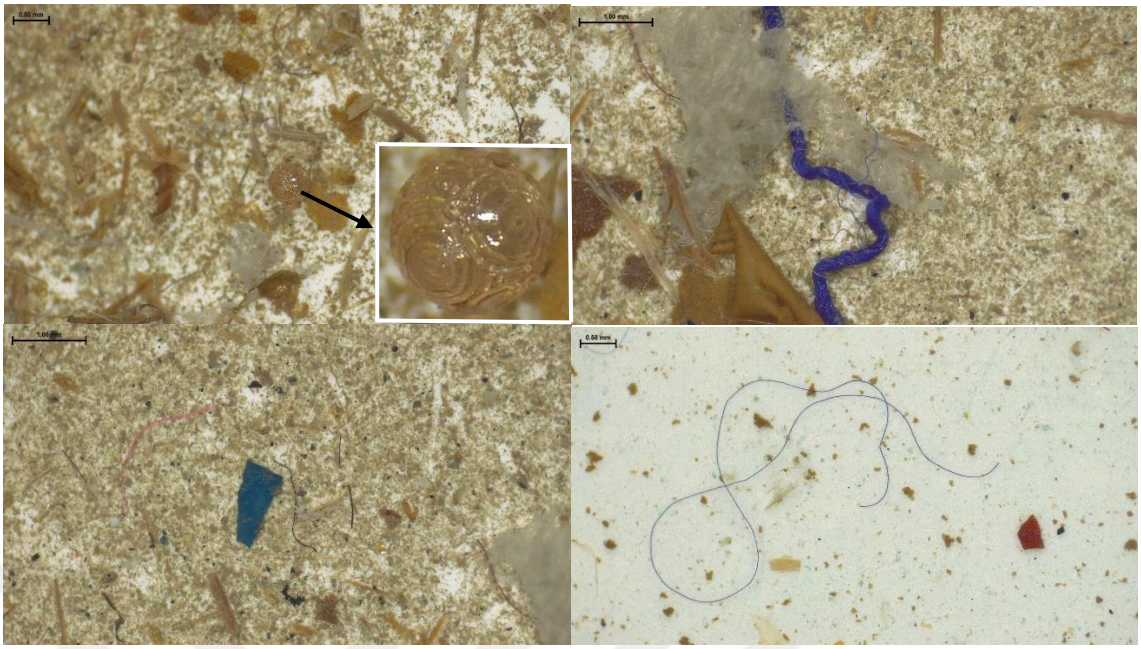
Şekil 4.1. Giriş atıksuyunda (S1) tespit edilen MP görüntüleri



Şekil 4.2. Birincil arıtma çıkışında (S2) tespit edilen MP görüntüleri



Şekil 4.3. Çıkış atıksuyunda (S3) tespit edilen MP görüntüleri



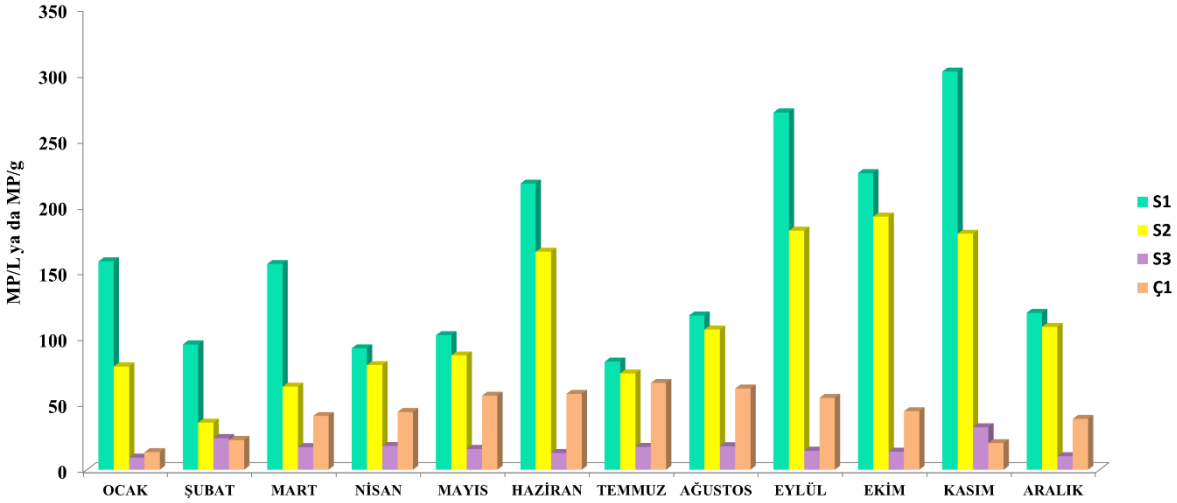
Şekil 4.4. Çamur kekinde (Ç1) tespit edilen MP görüntüleri

4.1. Arıtma Ünitelerinde MP Bolluğu ve Giderim Verimliliği

AAT'deki farklı ünitelerden 12 ay boyunca alınan atıksu numunelerindeki ortalama MP miktarları S1, S2 ve S3 için sırasıyla; 161,33 ± 74,95 MP/L, 112,36 ± 53,24 MP/L ve 16,86 ± 6,24 MP/L'dir (Şekil 4.5). Atıksu numunelerinin istatiksel olarak değerlendirilmesi için öncelikle veriler Kolmogorov-Smirov normallik testine tabi tutulmuştur. Testin sonucuna göre verilerin normal ($p=0,07>0,05$) dağıldığı tespit edilmiştir. Ardından, Levene testi yapılmış olup test sonucuna göre varyanslar homojen dağıldığından atıksu numunelerindeki MP miktarındaki değişimi incelemek için tek yönlü Anova testi uygulanmıştır. Test sonucuna göre atıksu numunelerindeki MP miktarındaki değişim anlamlıdır ($p=0,00<0,05$). S1-S2-S3 üniteleri arasında MP değişiminde anlamlı bir fark olup olmadığını belirlemek için tek yönlü Anova testi yapılmıştır. Sonuca göre üniteler arasında MP miktarı değişimindeki fark istatistiksel olarak anlamlıdır ($p=0,00<0,05$). Bu farkın hangi ünitelerden kaynaklandığı post-hoc Tukey testi yapılarak belirlenmiş olup S1-S3 arasındaki farkın anlamlı olduğu ($p=0,00<0,05$) belirlenmiştir. Dolayısıyla, MP'lerin giriş ve çıkış arasında etkili bir şekilde giderim mekanizmalarına maruz kaldığı istatistiksel olarak görülmektedir. Birincil arıtma (S1-S2) prosesinin MP sayısı değişimine etkisi göz ardı edilebilir seviyedir ($p=0,077>0,05$). İkincil arıtma (S2-S3) prosesindeki MP değişiminde farkın

anlamlı olduğu görülmektedir (p=0,00<0,05). Bu sonuca göre AAT'deki ikincil arıtma prosesi birincil arıtma prosesine göre MP sayısı değişiminde daha etkilidir (Bao vd., 2022).

Birincil arıtma sırasında, MP'lerin yaklaşık %35-59'u, çoğunlukla birincil çökeltme ünitesinden MP'lerin giderilmesi veya kum tutucu veya yerçekimi sırasında katı floklara yapışan MP'lerin çökelmesi yoluyla giderilmektedir (J. Sun vd., 2019). Lifler, kümelenmiş yapılara kolayca yapışabilir ve çökelme yoluyla giderilebilir olmakla birlikte, ön arıtma ve birincil arıtma süreçlerinde de kolayca uzaklaştırılabilmektedir (Talvitie vd., 2015; Ziajahromi vd., 2017). Yoğunluğu sudan hafif olan ve yüzebilen MP'ler yüzeyden sıyrılmayla, yoğunluğu yüksek olan MP'ler fiziksel çökelme yoluyla giderilebilmektedir (J. Sun vd., 2019; L. Yang vd., 2019). MP'lerin çoğu adsorpsiyon yolu ile çamurda birikmektedir (Carr vd., 2016) ve ikincil çökelme tankında MP'ler aktif çamurla çökelerek uzaklaştırılabilir (Bretas Alvim vd., 2020). Atıksudaki MP konsantrasyonlarındaki farklılıklar AAT dışındaki hizmet demografisi, tüketici davranışları, mevsimsel koşullar, debi, iş türleri ve farklı endüstriler gibi faktörlere bağlıdır (Conley vd., 2019).

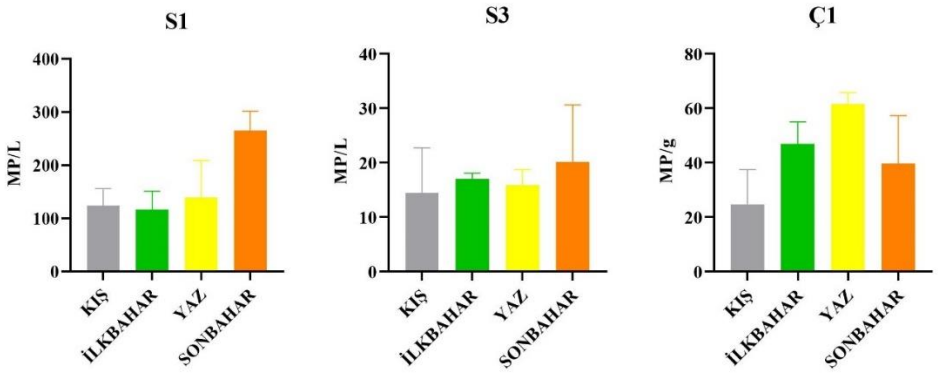


Şekil 4.5. AAT'deki çeşitli ünitelerden 12 aylık bir süre boyunca toplanan atıksu ve çamur örneklerindeki MP bolluğundaki değişimler (S1, S2 ve S3 için MP/L, Ç1 için MP/g)

S1'in mevsimler değişiminin istatiksel olarak anlamlı olup olmadığını değerlendirmek için tek yönlü Anova testi uygulanmıştır. S1'deki MP sayılarında varyansların homojenliği Levene testi ile test edilmiş olup varyansların homojen ($p=0,316>0,05$) dağıldığı sonucuna varılmıştır. Devamında uygulanan Anova testinin sonucuna göre S1'deki MP sayısındaki mevsimsel olarak değişiminin anlamlı olduğu görülmüştür ($p=0,013<0,05$). Post-hoc Tukey testine göre bu farkında sonbahar mevsimiyle diğer mevsimler arasında anlamlı (sohbahar-kış için $p=0,023<0,05$, sonbahar-ilkbahar için $p=0,018<0,05$, sonbahar-yaz için $p=0,040<0,05$) olduğu tespit edilmiştir. Bu çalışmaya benzer şekilde, Türkiye'de yapılan başka bir çalışmada sonbahar mevsiminde gözlemlenen MP miktarı istatiksel olarak anlamlıdır (Akdemir & Gedik, 2023). S3'ün mevsimsel değişiminin istatiksel olarak anlamlı olup olmadığını değerlendirmek için Anova testinin ön koşullarından biri olan varyansların homojenliği Levene testi ile analiz edilmiştir. Test sonucuna göre varyansların homojen ($p=0,015<0,05$) dağılmadığı belirlenmiştir. Devamında uygulanan Kruskall H testi (non parametrik test-Anova karşılığı) yapılmıştır ve sonuca göre S3'teki MP sayılarının mevsimsel değişiminin anlamlı olmadığı ($p=0,764>0,05$) görülmüştür. Benzer çalışmalarda, farklı mevsimlerde MP miktarındaki değişime rağmen tüm dönemlerde benzer olması giderim verimliliği açısından arıtma tesislerinin istikrarlı bir performans sergilemesi ile ilişkilendirilmiştir (Bayo vd., 2020; M. J. Kim vd., 2022).

Ç1'deki ortalama MP miktarı 43,2 ± 17,1 MP/g'dir (Şekil 4.5). Literatürde, çamurdaki MP miktarı 1,5 MP/g ile 170 MP/g arasında değişmektedir (J. Sun vd., 2019). Çamur numunesinin istatiksel olarak değerlendirilmesi için öncelikle veriler Kolmogorov-Smirov normallik testine tabi tutulmuştur. Testin sonucuna göre verilerin normal ($p=0,2>0,05$) dağıldığı tespit edilmiştir. Ardından, Levene testi yapılmış olup test sonucuna göre varyanslar homojen ($p=0,183>0,05$) dağıldığından çamur numunesindeki MP sayılarının mevsimsel değişimini incelemek için tek yönlü Anova testi uygulanmıştır. Test sonucuna göre çamur numunesindeki MP sayılarının mevsimsel olarak değişimi anlamlıdır ($p=0,03<0,05$). Kış ve yaz mevsimlerindeki MP farklılığı post-hoc Tukey testine göre anlamlıdır ($p=0,021<0,05$). Yağıştaki seyrelme faktörünün azalmasından dolayı yaz mevsiminde MP konsantrasyonunda artış görülmesi literatürde de belirtilmiştir (Hajji vd., 2023). İlkbahar ve sonbahar mevsimlerinde ise MP

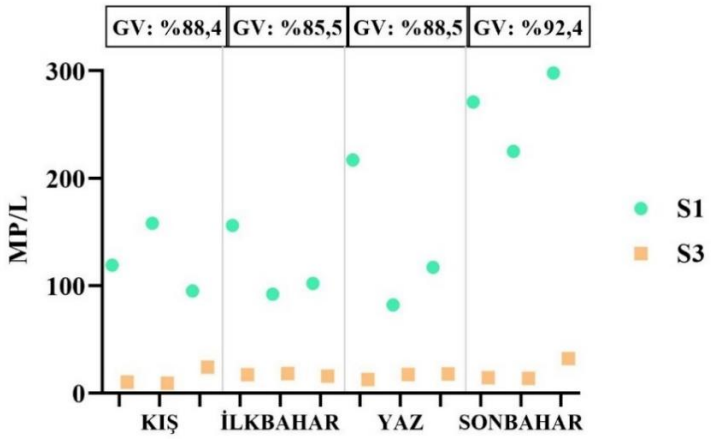
bolluğundaki değişim istatiksel olarak anlamlı değildir (p=0,875>0,05) (Şekil 4.6). Çamurdaki MP bolluğunun ve topraktaki birikiminin, sıcak ve kurak mevsimlerde yağışlı mevsimlere göre daha fazla olduğu bilinmektedir (Xia vd., 2021). Çamurdaki MP miktarlarının hava durumu ve mevsimsel koşullar gibi faktörlerden daha fazla etkilenebileceği belirtilmiştir (Harley-Nyang vd., 2022).



Şekil 4.6. Atıksu ve çamur örneklerinde MP miktarındaki mevsimsel değişim

AAT atıksu ünitelerinde MP giderim verimlilikleri: (S1-S2) %30,4 ve (S2-S3) %85,0 olarak hesaplanmıştır ve tesisin MP giderim verimi (S1-S3) %89,6 olarak bulunmuştur. Tekstil endüstrilerinde, MP liflerinin giderim verimlilikleri %85-99 arasında değişmektedir (Zhou vd., 2020). Tayland'da yapılan bir çalışmada, AAT üniteleri arasında MP giderim verimlilikleri incelendiğinde; (S1-S2) %25,6 ve (S2-S4) %86,1 olarak bulunmuştur (Tadsuwan & Babel, 2022). Fakat Hollanda'da yedi farklı AAT karşılaştırıldığında MP giderim verimliliğinin %72'ye kadar düştüğü tespit edilmiştir (Leslie vd., 2017). Birincil, ikincil ve üçüncül arıtma süreçlerine ilişkin olarak 21 farklı çalışmanın incelenmesiyle elde edilen AAT'lerin MP giderim verimliliği sırasıyla %72, %88 ve %94 olarak hesaplanmıştır (Iyare vd., 2020). Arıtma aşamalarının MP giderme verimliliği %57-99 (birincil), %78,1-99,4 (ikincil) ve %90-99,2 (üçüncül) arasında değişmektedir (Parashar & Hait, 2023). İkincil arıtma süreçlerinde, MP'ler biyolojik süreçlerle parçalanarak veya adsorpsiyon yoluyla ikincil çamur fazına aktarılarak giderilebilmektedir. Ancak, hücre dışı polimerik maddeler (EPS) salgılayarak MP'leri kolayca yakalayabilen viskoz bir yapıya sahip olan bu flokların, farklı arıtma aşamalarından geçerek atık sudan giderildiği açıklanmıştır (Alavian Petroody vd., 2020;

Bayo vd., 2020). Arıtma aşamaları, numunelerin toplanma, ayrılma veya tanımlama yöntemlerinin farklılığın AAT'lerde MP giderim verimliliğini etkilediği bilinmektedir (Mason vd., 2016). Plastiklerin şekil, boyut, tür ve polimer bileşimi açısından artan çeşitliliği ile birlikte atıksu arıtma süreçlerinde kullanılan yöntem ve teknolojilerin, bunların giderimiyle ilgili karşılaşılan zorlukları etkili bir şekilde ele alabilmek için uyum sağlaması gerektiği vurgulanmaktadır (Z. Hu vd., 2024). Bu çalışmada mevsimlere göre (kış, ilkbahar, yaz ve sonbahar) MP arıtma verimliliği Şekil 4.7'de verilmiştir. Şekil incelendiğinde sırasıyla; %88,4, %85,5, %88,5 ve %92,4 giderim verimleri tespit edilmiştir. Tesisin mevsimlere göre arıtma verimliliğinin istatiksel olarak anlamlı olup olmadığını değerlendirmek için öncelikle Shapiro-Wilk normallik testi yapılmıştır. Test sonucuna göre kış ($p=0,256>0,05$), ilkbahar ($p=0,951>0,05$), yaz ($p=0,756>0,05$) ve sonbahar ($p=0,245>0,05$) için normal dağılım gözlemlenmiştir. Ardından Levene testine tabi tutulmuştur ve veriler homojen ($p=0,145>0,05$) dağıldığından arıtma verimliliğinin mevsimsel farkını irdelemek için tek yönlü Anova testi yapılmıştır. Test sonucuna göre tesisin arıtma verimliliğinin mevsimsel şartlardan etkilenmediği tespit edilmiştir ($p=0,548>0,05$). Ayrıca, benzer çalışmalarda AAT'lerde MP arıtma verimliliğinin mevsimlerden bağımsız olduğu ve istatistiksel olarak anlamlı bir farkın olmadığı bulunmuştur (Bayo vd., 2020; Can vd., 2023; Conley vd., 2019). Aksine, Litvanya'daki bir AAT'de yapılan çalışmada, MP konsantrasyonunun ilkbaharda diğer mevsimlere göre %27 daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Uogintė vd., 2022). Arjantin'de yapılan bir çalışmada ise kış mevsiminde, MP konsantrasyonunun yaz ve sonbahar mevsimlerine göre yaklaşık 6 kat daha yüksek olmasının, soğuk mevsimlerde giyilen kıyafet türü ile ilişkili insan faaliyetlerine bağlı olduğu yorumlanmıştır. Ayrıca, MP konsantrasyonunun kuru mevsimde daha yüksek olduğu vurgulanmış, bunun yağış miktarı ile doğrudan bir ilişkisi olmadığı ifade edilmiştir (Montecinos vd., 2024).



Şekil 4.7. AAT'nin giriş ve çıkış atıksu miktarları arasındaki mevsimsel MP giderim verimliliği (%)

4.2. MP'lerin Şekil Dağılımı

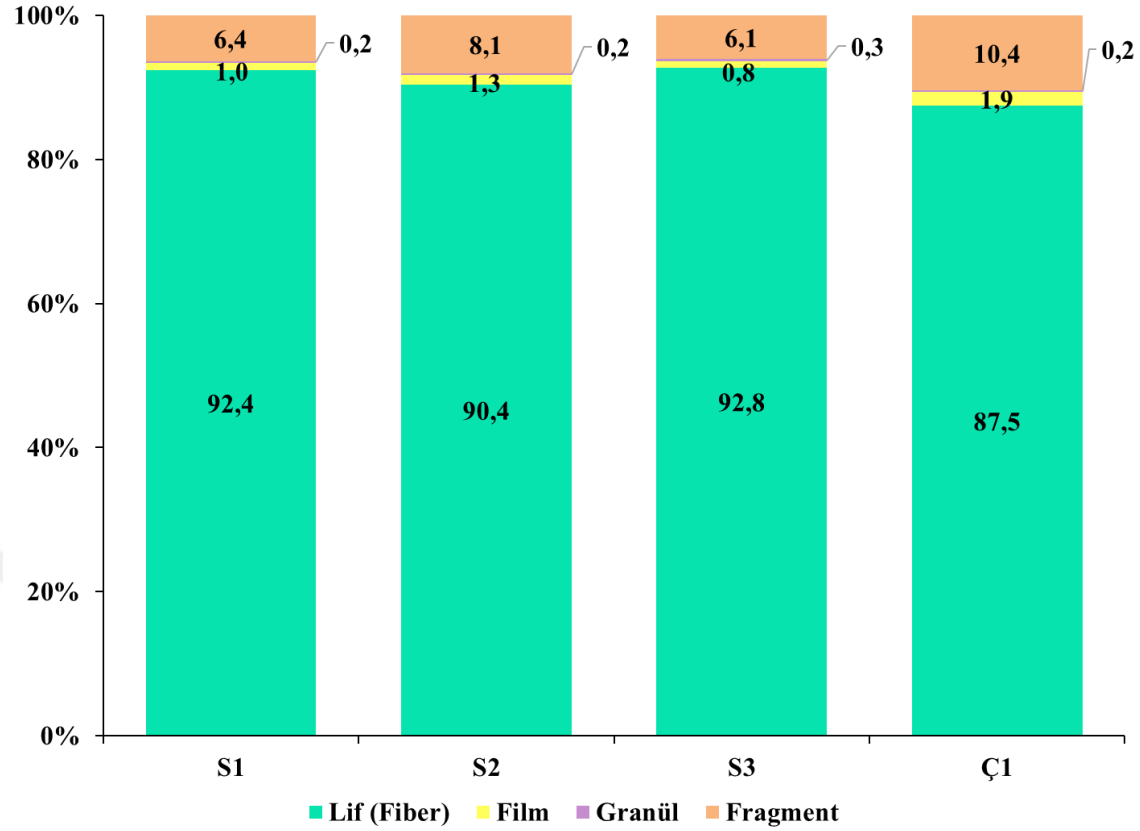
Çalışmada arıtma ünitelerindeki MP şekil dağılımları (lif, film, granül ve fragment) dört farklı kategoride incelenmiş ve Şekil 4.8'de verilmiştir. S1'deki şekil dağılımı lif (%92,4), fragment (%6,4), film (%1,0) ve granül (%0,2); S2'deki şekil dağılımı lif (%90,4), fragment (%8,1), film (%1,3) ve granül (%0,2); S3'deki şekil dağılımı ise lif (%92,8), fragment (%6,1), film (%0,8) ve granül (%0,3) olduğu tespit edilmiştir. Çamur numunesindeki (Ç1) MP şekil dağılımı ise atıksudaki dağılıma benzemektedir. Ç1'deki şekil dağılımı lif (%87,5), fragment (%10,4), film (%1,9) ve granül (%0,2) şeklindedir.

Atıksu ve çamur numunelerinde en az görülen MP şekilleri ise film ve granüldür (Menéndez-Manjón vd., 2022; Raju vd., 2020). Benzer şekilde, birçok çalışmada baskın MP şeklinin lif olduğu tespit edilmiştir (Akdemir & Gedik, 2023; Hajji vd., 2023; Haque vd., 2022; Y. Long vd., 2022; Van Do vd., 2022). İran'daki bir AAT'nin çamurundaki MP'lerin %85'inden fazlasının lif formunda olduğu tespit edilmiştir (Alavian Petroody vd., 2021). Ayrıca, MP'lerin şekilleri çökelme eğilimlerini etkileyebilmektedir. Örneğin, fragmentler ve filmler liflerden daha ağır olduğundan fragmentlerin ve filmlerin liflere göre çökelmeleri daha hızlıdır (Bilgin vd., 2020).

Endüstriyel AAT'lerde tespit edilen baskın şekil liflerdir (Z. Long vd., 2021), bu liflerin ana kaynağı tekstil endüstrisi ürünlerinden ve çamaşır makinelerinden salınan liflerle bağlantılıdır (Franco vd., 2021; Zou vd., 2020). Lifler birincil kaynaklar (tekstil

üretiminde açığa çıkan) ve ikincil kaynaklar (büyük boyutlu MP'lerin parçalanması) yoluyla da çevreye bırakılmaktadır (Akyildiz vd., 2023). Tek bir yıkamayla bile bir tane kıyafetten yaklaşık 1 900 civarı lifin salınabileceği (Salvador Cesa vd., 2017), başka bir araştırma sonucunda ise 6 kg çamaşır yıkandığında 700 000'den fazla lif salınabileceği belirtilmiştir (Napper & Thompson, 2016).

Liflerin düşük yoğunluğu ve tutulmalarını engelleyen şekilleri (uzun ve dar) nedeniyle atıksuda uzun süre bulunmasında rol oynar ve onların AAT'lerde giderilmesini zorlaştırmaktadır (J. Sun vd., 2019; Talvitie, Mikola, Koistinen, vd., 2017). Aynı nedenden dolayı lifler, atıksulara en çok deşarj edilen MP şekli olarak bilinmektedir (X. Liu vd., 2019; Talvitie, Mikola, Koistinen, vd., 2017). Endüstriyel üretimde özellikle tekstil alanında ve gündelik hayattaki plastiklerin parçalanması fragmentlerin ve filmlerin oluşumuna neden olmaktadır (J. Sun vd., 2019; X. Xu vd., 2019). Öte yandan, bölgede yaşayan insanların plastik torba kullanımı da filmlerin artışına katkı sağlamaktadır (Meng vd., 2023). Granüller ise kozmetik ve kişisel bakım ürünlerinde (diş macunu, sabun vb.) kullanılan parçacıklar olarak bilinmektedir ve dünyanın bazı yerlerinde kısıtlandırılmaları nedeniyle diğer MP'lere göre daha az karşımıza çıkmaktadır (Edo vd., 2020; Napper & Thompson, 2016). MP granüllerinin yerine genellikle kişisel bakım ürünlerinde, selüloz türevlerinden ve poliaktit reçinelerden yapılmış mikroboncuklar kullanılmaktadır (Habib vd., 2020).



Şekil 4.8. Arıtma ünitelerindeki MP şekillerinin yüzdesel dağılımı (%)

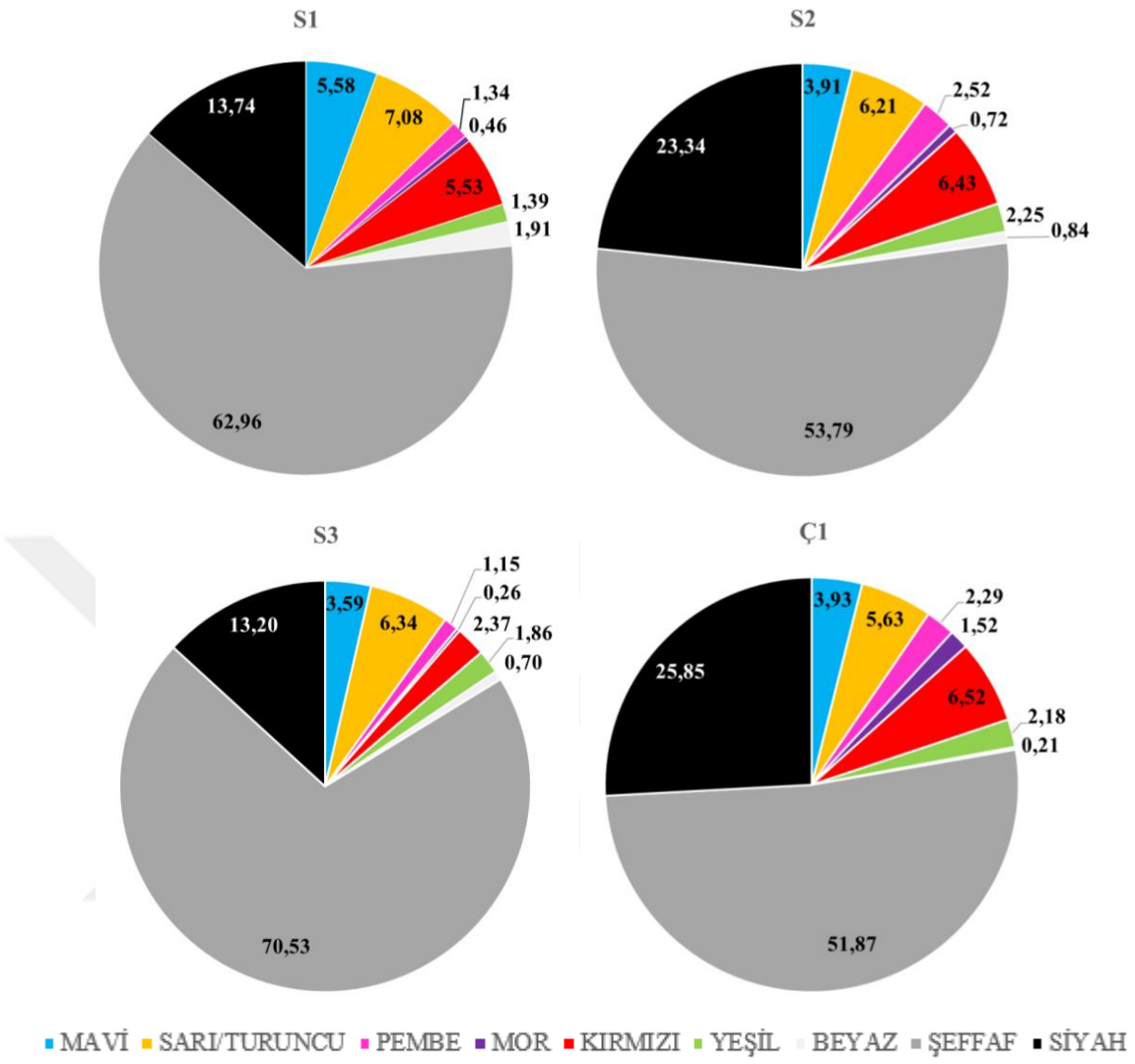
4.3. MP'lerin Renk Dağılımı

Atıksu ve çamur numunelerindeki MP'ler renklerine göre dokuz farklı kategoride (mavi, sarı/turuncu, pembe, mor, kırmızı, yeşil, beyaz, şeffaf ve siyah) sınıflandırılmıştır (Şekil 4.9). S1'deki renk dağılımı şeffaf (%63,0), siyah (%13,7) ve sarı/turuncu (%7,1); S2'deki renk dağılımı ise şeffaf (%53,8), siyah (%23,3) ve kırmızı (%6,4); S3'deki renk dağılımı ise şeffaf (%70,5), siyah (%13,2) ve sarı/turuncu (%6,3); Ç1'deki renk dağılımı ise şeffaf (%51,9), siyah (%25,9) ve kırmızı (%6,5) olduğu tespit edilmiştir.

Atıksu ve çamur örneklerine bakıldığında şeffaf rengin hakim olduğu benzer birçok çalışma mevcuttur (Huang, Tuo, et al., 2023; Jiang et al., 2020; Tadsuwan & Babel, 2021). Benzer şekilde, Almanya'da yapılan bir çalışmada MP'lerdeki baskın rengin şeffaf (%61) olduğu tespit edilmiştir (Mintenig vd., 2017). Tüm arıtma ünitelerinde (atıksu/çamur) baskın renk şeffaftır ve onu siyah renk takip etmektedir. Bunun nedeni,

tekstil endüstrilerinden gelen liflerin ağırlıklı olarak şeffaf ve siyah renkli olmasıdır (Zhou vd., 2020).

MP'lerin renklerin kaynağını tespit etmek için kullanılabilmektedir (Tadsuwan & Babel, 2021). Örneğin, şeffaf ve siyah renk MP'ler tek kullanımlık plastik poşetler, ambalajlar, şişeler gibi plastiklerden kaynaklanabilmektedir (Huang, Tuo, vd., 2023). Laboratuvarda kullanılan H_2O_2 bazı renklerin solmasına ve şeffaflaşmasına sebep olduğu bilinmektedir (Y. Long vd., 2022). Ayrıca, AAT'lerde uzun süre bekletilen MP'lerin oksitlenerek şeffaf ya da siyah renge dönüştüğü düşünülmektedir (N. Tang vd., 2020). Diğer bir yandan, renkler kimyasal katkıların belirlenmesini, çevre ve insan sağlığına yönelik riskleri gösterebilmektedir. Parlak renkli plastikler ağır metaller (kurşun, kadmiyum, krom, bakır vb.) eklenerek oluşturulmaktadır (Verma vd., 2016) fakat renk dağılımlarının AAT arıtma prosesleri ile ilgili olan bağlantısı detay bir şekilde araştırılması önerilmektedir.



Şekil 4.9. Arıtma ünitelerindeki MP renklerinin yüzdesel dağılımı (%)

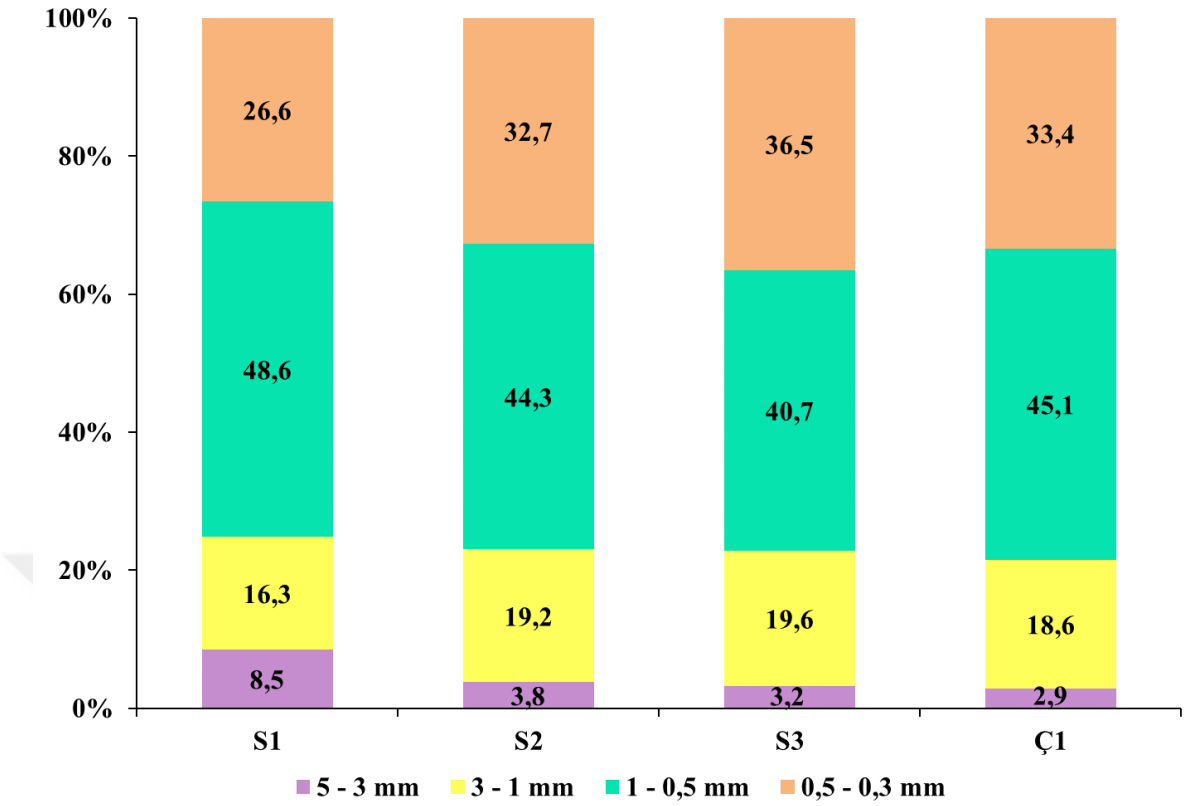
4.4. MP'lerin Boyut Dağılımı

Atıksu ve çamur numunelerindeki MP boyutları 5-3 mm, 3-1 mm, 1-0,5 mm ve 0,5-0,3 mm olmak üzere dört farklı parçacık boyutuna göre sınıflandırılmıştır (Şekil 4.10). Tüm (S1, S2, S3 ve Ç1) numunelerde en baskın boyut aralığı 1-0,5 mm'dir ve yüzdelik dağılımı sırasıyla; %48,6, %44,3, %40,7 ve %45,1 olarak bulunmuştur.

3 mm'den büyük parçacıklar arıtma üniteleri boyunca %8,5'ten %3,2'ye düşmüştür ve benzer şekilde 3 mm'den büyük parçacıklar arıtma boyunca azalma gösterdiği benzer çalışmalarda da vurgulanmıştır (Z. Yang vd., 2021). 1 mm'den küçük boyutlu MP'ler AAT ünitelerine göre sırasıyla; %75,2 (S1), %77,0 (S2), %77,2 (S3) ve %78,5 (Ç1)

oranlarına sahiptir ve tüm ünitelerdeki 1 mm'den küçük boyuta sahip MP'ler, toplam miktarın %75'inden fazlasını oluşturduğu tespit edilmiştir. Benzer araştırmalarda da 1 mm'den küçük parçacık boyutu oranının fazla olduğu bildirilmiştir (Akdemir & Gedik, 2023; Can vd., 2023).

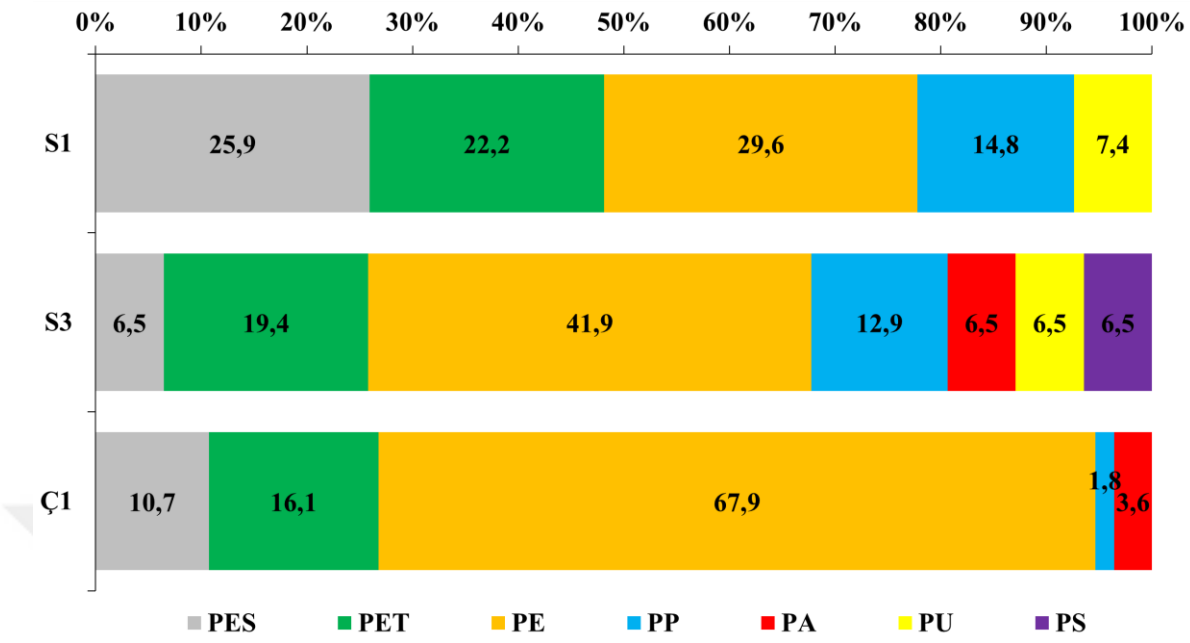
AAT'deki arıtma üniteleri boyunca büyük MP parçaları zamanla aşınarak parçalanır, bir dizi fiziksel ve kimyasal olaydan sonra küçük parçacıklara dönüşmektedir (Kamani vd., 2024; X. Liu vd., 2019) ve küçük boyutlu MP'lerin dağılımındaki artışa neden olmaktadır (Franco vd., 2021). Küçük boyutlu parçacıklar genellikle suda asılı halde kalırken büyük parçacıkların çökelme olasılığının daha yüksek olduğu bilinmektedir (Jiang vd., 2020). Ek olarak, liflerin ince uzun şekillerinden dolayı akışla zaman içinde bükülüp kırılması fragment, granül ve filmlere göre daha kolaydır (Shan vd., 2022). Yapılan çalışmalarda, atık çamurun işlenmesi (yoğunlaştırma/susuzlaştırma vb.) esnasında MP'lerin daha küçük parçalara bölünebildiğinden küçük boyutlu MP'lerin bolluğu artmaktadır (Harley-Nyang vd., 2022). Küçük boyuttaki MP'lerin çamur tarafından tutulma olasılığının yüksek olduğu ve bu parçacıkların adsorpsiyon ile kuvvetli bir şekilde çamurda tutulabileceği bilinmektedir (Murphy vd., 2016).



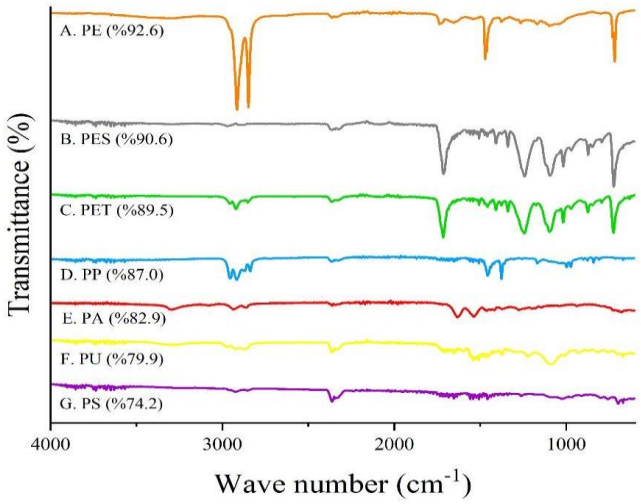
Şekil 4.10. Arıtma ünitelerindeki MP boyutlarının yüzdesel dağılımı (%)

4.5. MP'lerin Tür Dağılımı

Bu çalışmada, toplam 480 partikül (360 atıksu ve 120 çamur numunelerinde) incelenmiş ve 154 parçacığın (98 atıksu ve 56 çamur numunelerinde) ATR-FTIR kullanılarak plastik olduğu tespit edilmiştir. Sonuçlar, şüpheli partiküllerin %31,3'ünün MP olarak doğrulanmıştır. Elde edilen spektrumlar kütüphane taramalarında %70 ve üzeri benzerlik oranına sahiptir, 0,3 mm'den küçük parçacıklar ATR-FTIR ile analiz edilmemiştir. Toplamda yedi polimer tanımlanmıştır: polyester (PES), polietilen tetraftalat (PET), polietilen (PE), polipropilen (PP), poliamid (PA), poliüretan (PU) ve polistiren (PS). Geriye kalan parçacıkların çoğu; selüloz asetat, silikon, akrilamid, gliserol monostearat, maltotetraose, karboksilik asit, insan kılı, hayvan tüyü, bitki parçaları, kozmetik ve kişisel bakım ürünleri kalıntıları içermektedir. AAT'de belirlenen MP türleri ve arıtma aşamalarındaki dağılımları Şekil 4.11'de ve S1, S3, Ç1'de bulunan MP polimerlerin (PES, PET, PE, PP, PA, PU ve PS) tanımlanmasına yönelik FTIR kromotogramlara ait çizimler Şekil 4.12'de verilmiştir.



Şekil 4.11. Arıtma ünitelerindeki MP türlerinin yüzdesel dağılımı (%)



Şekil 4.12. Tespit edilen MP polimerlerine (PES, PET, PE, PP, PA, PU ve PS) ait FTIR spektrumları

Şekil 4.11'de görüldüğü gibi atıksu numunelerindeki en yaygın polimer türleri PES, PE, PET ve PP'dir. Çamurdaki en yaygın polimer türleri ise PE, PES ve PET'tir. Atıksulardaki ve çamurdaki polimer türleri benzerlik göstermektedir. Bu polimer türleri son yıllarda dünyada en çok talep edilen ve üretilen plastikler arasındadır

(PlasticsEurope, 2023). Literatürde, bahsi geçen bu polimerlerin en çok rastlanılan polimer türleri olduğu vurgulanmıştır (Hajji vd., 2023; M. J. Kim vd., 2022; Talvitie, Mikola, Koistinen, vd., 2017). Özellikle tekstil endüstrisinde Çin, üretim ve işleme açısından küresel bir lider olarak öne çıkmaktadır. Bu sektörde en yaygın MP'ler PET ve PA olup diğer yaygın türler arasında PE ve PP de bulunmaktadır. Bu malzemeler, yüksek dayanıklılıkları, mükemmel sertlikleri ve diğer bir dizi avantajlı özellikleri nedeniyle örgü uygulamalarında özellikle tercih edilmektedir (Duan vd., 2025). S1'de gözlenen en yaygın MP türleri PE (%29,6), PES (%25,9), PET (%22,2) ve PP (%14,8); S3'te gözlenen en yaygın MP türleri ise PE (%41,9), PET (%19,4) ve PP (%12,9)'dir.

Giriş ve çıkış atıksularındaki türlerin dağılımı incelendiğinde, PES (%25,9'dan %6,5'e), PET (%22,2'den %19,4'e), PP (%14,8'den %12,9'a) ve PU (%7,4'ten %6,5'e) düşerken PE (%29,6'dan %41,9'a) yükselmiştir. PES'in giriş ve çıkış atıksu arasında yüzde dağılımı karşılaştırıldığında, ikincil arıtma ile önemli ölçüde giderildiği görülmektedir. Yüksek yoğunluklu olan MP'ler (örneğin PES), atıksudan fiziksel çökelmeyle kolayca uzaklaştırılabildiğinden yüksek giderim verimliliği göstermektedir (Huang, Wang, vd., 2023). PE'nin giriş ve çıkış atıksu arasında yüzde dağılımı karşılaştırıldığında ise bu polimerin miktarında artış gözlenmesinin nedeni, PE türü olan MP'lerin fiziksel olarak kolayca parçalanma potansiyeli göstermesidir (Uogintė vd., 2022).

Atıksu numunelerinde genellikle birçok çalışmada PE en baskın MP tür olup onu PP, PES ve PET takip etmektedir (W. Liu vd., 2021; Shan vd., 2022). Sun et al., (2019), PES, PE ve PET'in giriş ve çıkış atıksu örneklerinde en yaygın polimerler olduğu ve bunların sırasıyla %28-89, %4-51 ve %4-35'ini oluşturduğunu belirtmiştir. Almanya'daki benzer bir çalışmada, tüm numunelerde PE (%40-59) en baskın tür olarak bulunmuştur (Mintenig vd., 2017). PE'nin hem atıksularda hem de çamurda baskın olmasının nedeni ambalajlar, poşetler ve su şişeleri gibi günlük ürünlerde dünya çapında kullanılan PE kullanımı olduğu düşünülmektedir.

Ç1'de gözlenen en yaygın MP türleri PE (%67,9), PET (%16,1) ve PES (%10,7)'dir. Çamurdaki MP'lerde baskın türler incelendiğinde PE'nin ardından PET bulunmuştur, elde edilen sonuçlar literatürle benzerlik göstermektedir (Bao vd., 2022). Çamurda PE gibi düşük yoğunluklu polimerin nedeni MP'lerin düşük polaritesine ve yüksek emilim

potansiyeline sahip olan floklara tutunmasıdır ve bu da onların tortu fazından ayrılmasını kolaylaştırmaktadır (Edo vd., 2020). PA, PU ve PS türleri ise atıksu numunelerinde %10'un altında tespit edilmiştir. Girişteki atıksuda tespit edilemeyen PS gibi MP türlerinin çamurda tespit edilmesinin nedeni AAT'ler tarafından olası salınım hipoteziyle ilişkilendirilmektedir (Magni vd., 2019).

MP'lerin türünün belirlenmesindeki önemli hususlardan biri de yoğunluktur. Atıksudan daha yoğun olan MP'ler (örn. PET: 1,38g/cm^3, PES: 1,37g/cm^3), atıksudan fiziksel çökelmeyle uzaklaştırılarak yüksek giderim verimliliği göstererek çamurda birikmektedir. Fakat, düşük yoğunluklu MP'ler (örn. PE, PP) ve orta yoğunluklu MP'ler (örn. PS) atıksuda yüzmekte veya askıda kalmaktadır. Düşük ve orta yoğunluklu MP'lerin atıksu arıtımında çökmesi oldukça zor olduğu için bu türler arıtma üniteleri boyunca taşınarak alıcı ortamlara karışmaktadır (Uogintė vd., 2022).

PES, PET ve PA'nın çoğu tekstil endüstrisinde ve PE, PP ve PS'in ise kişisel bakım ürünlerinde, vücut/peeling ürünlerinde, ambalaj malzemeleri ve su şişelerinde kullanılmaktadır (Talvitie, Mikola, Setälä, vd., 2017; Ziajahromi vd., 2017). Mevcut literatür tarafından da kanıtlandığı üzere PET, PE, PA ve PP kaynaklı plastikler tekstil endüstrisinde ağırlıklı olarak kullanılmaktadır (Šaravanja vd., 2022). PP, tekstil atık suyunda ve çevrede büyük miktarlarda MP'ye neden olan üretim süreçlerinde kullanılan polimerlerden biri olduğu bilinmektedir (H. Deng vd., 2020; Periyasamy & Tehrani-Bagha, 2022). Ayrıca, PP'ye atıksularda daha çok rastlanmakta olup sentetik liflerden yapılmış giysiler gibi malzemelerin yıkanmasından da kaynaklanmaktadır (Talukdar vd., 2024). PU, sentetik tekstil elyaflarında yaygın olarak kullanılmakta (Magni vd., 2019) ve kumaş dayanıklılığını artırmak için tercih edilmektedir (Ziajahromi vd., 2023). Ayrıca, PES, PE, PP ve PS'in lastik ve tekstil endüstrilerinden kaynaklı plastik ürünlerin fiziksel olarak parçalanması örnek gösterilebilir (Hidayaturrahman & Lee, 2019). Bunun yanı sıra, endüstriyel atıksularda şeffaf MP'lerin ana bileşenleri PE, PET ve PP'dir, siyah MP'lerin ana bileşenleri ise PES ve PP'dir (Z. Long vd., 2021). Endüstriyel atıksular için tekstil, polimer ve farklı işleme prosesleri MP türlerinin kaynağını oluşturmaktadır (X. Liu vd., 2019; X. Xu vd., 2019).

4.6. Sucul/Karasal Ekosistemlere Deşarj Edilen MP Miktarı

AAT'ler MP'leri gidermek için özel olarak tasarlanmasa da arıtma prosesleri yüksek oranda MP giderimi sağlamaktadır (Talvitie, Mikola, Koistinen, vd., 2017). Bu nedenle, ATT'de birincil ve ikincil arıtmadan sonra etkili MP giderim oranlarına rağmen sucul ortamlara MP girişimi engellenemediğinden doğrudan alıcı ortama salınan MP'ler yüksek oranda ekosisteme giriş yapmakta ve sucul canlılara risk teşkil etmektedir (Cheng vd., 2021). Ayrıca, çamurun toprağa karışan MP kaynaklarından biri olduğu, genellikle kuru çamurun gübre ve iyileştirme maddesi olarak kullanılmasıyla toprak ekosistemini tehdit ettiği bilinmektedir (Lares vd., 2018).

AAT'nin giriş suyunda ortalama MP konsantrasyonu 161,33 ± 74,95 MP/L ve çıkış atıksuyunda ise 16,86 ± 6,24 MP/L'dir. Endüstriyel ve karışık (evsel/endüstriyel) AAT'lere ait son yıllarda yapılmış çalışmalar Çizelge 4.1'de derlenmiştir. Çizelge 4.1 incelendiğinde birçok ülkede baskın MP şekillerinin fiber ve fragment olduğu, baskın MP renklerinin şeffaf/renksiz, siyah ve beyaz olduğu, baskın MP türlerinin ise PE, PES, PET ve PP olduğu tespit edilmiştir. Endüstriyel atıksularındaki MP özellikleri incelendiğinde yapılan çalışmalarla örtüşmekte ve endüstriyel atıksuların karakterizasyonu benzerlik göstermektedir.

Su ekosistemlerine salınan MP miktarı $4{,}5\times10^{4}$ ile $1{,}5\times10^{9}$ arasında değişmekte ve karasal ekosisteme salınan kg başına MP miktarı ise $3{,}6\times10^{4}$ ile 4×10^{6} arasında salınım göstermektedir. Bu değişimin nedeni ise numunelerde tespit edilen MP konsantrasyon aralığının yüksek değişkenliği, tesislere gelen atıksuyun evsel/endüstriyel bileşiminin atıksu oranı, numunelerin toplanma ve işleme prosedürleri, MP tespit ve tanımlama yöntemleri gibi farklılıklardan kaynaklandığı düşünülmektedir (Murphy vd., 2016; J. Sun vd., 2019; L. Zhang vd., 2021).

Atıksuyun özelliği de MP miktarı açısından önemlidir. Örneğin endüstriyel atıksu yoluyla salınan MP miktarının evsel atıksuya göre yaklaşık 3,2 kat fazla olduğu belirtilmiştir (Z. Long vd., 2021). AAT'nin ortalama debisi (80 000 m^3/gün) ve çıkış atıksuda mevcut olan ortalama MP miktarı 16,86 MP/L dikkate alındığında, su ortamlarına günlük ortalama $1{,}4x10^{9}$ MP, yıllık miktar ise $4{,}9x10^{11}$ MP salındığı

hesaplanmıştır. AAT'nin ortalama atık çamur miktarı 60 ton/gün ve çamurdaki ortalama MP miktarı 43,2 ± 17,1 MP/g olup çamurda günlük biriken MP miktarı yaklaşık $2,6x10^9$ MP, yıllık miktarı ise yaklaşık $9,5x10^{11}$ MP'dir. Çamur, yakma tesisine gönderilerek MP'lerin karasal ekosisteme salınması engellenmektedir.

Çizelge 4.1. Endüstriyel ve karma (evsel/endüstriyel) AAT atıksuyu/çamurunda MP'leri değerlendiren güncel çalışmalar (2020 – günümüz)

Ülke	Baskın Şekil	Baskın Renk	Baskın Boyut (mm)	Baskın Tür	Çıkış Atıksu Konsantrasyonu (MP/L)	Deşarj Edilen MP Miktarı (MP/gün)	Çamur Konsantrasyonu (MP/kg)	Kaynakça
İspanya	EFF: Fragment	EFF: Bej	EFF: 0,4-0,6	EFF: LDPE, ACRYL, HDPE, PET	1,2 (±0,1)	$6,7x10^6$	N/A	(Bayo vd., 2020)
Çin	WWTP D EFF: Lif WWTP E EFF: Lif	WWTP D EFF: Renksiz WWTP E EFF: Renksiz	WWTP D EFF: 0,1-0,3 WWTP E EFF: 0,1-0,3	N/A	WWTP D: 350 WWTP E: 600	WWTP D: $7,0×10^4$ WWTP E: $3,6×10^5$	N/A	(Zhou vd., 2020)
Çin	WW: Lif SS: Fragment (S3-S4)	WW: Şeffaf SS: T Şeffaf	WW: 0,02-0,1 SS: 3-5 (S1) SS: 0,02-0,1 (S3-S4)	WW: PES, PA, PET SS: PET, PA, PES	30,6 (±7,8)	N/A	DS: $3,6×10^4$ SS: $4,6×10^4$	(Jiang vd., 2020)
İsveç	N/A	N/A	EFF: 0,01-0,5 DIS: 0,01-0,5	EFF: PE, PP, PES DIS: PE, PP, PES	0,01-0,5mm (0,9±0,5) >0,5mm (1,5±0,3)	N/A	DIS: 0,01-0,5mm: 305,3 (±166,9) DIS: >0,5mm: 264,3 (±304.,)	(Rasmussen vd., 2021)

Çizelge 4.1. Endüstriyel ve karma (evsel/endüstriyel) AAT atıksuyu/çamurunda MP'leri değerlendiren güncel çalışmalar (2020 – günümüz) (devam)

Çin	WW: Lif	WW: Şeffaf	N/A	WW PE, PP, PES	0,14	$1,4\times10^{7}$	SC: 3010	(Z. Long vd., 2021)
Çin	WWTP 1 EFF: Fragment	WWTP 1 EFF: Beyaz	WWTP 1 EFF: 0,05-0,2	WWTP 1 EFF: PE, PET, PP	WWTP 1: 1,8 (±1,2)	WWTP 1: $1,1\times10^{5}$	N/A	(Shan vd., 2022)
	WWTP 2 EFF: Lif	WWTP 2 EFF: Beyaz	WWTP 2 EFF: 0,2-0,5	WWTP 2 EFF: PET, PE, PES	WWTP 2: 3,1 (±0,5)	WWTP 2: $7,7\times10^{4}$		
	WWTP 3 EFF: Lif	WWTP 3 EFF: Beyaz	WWTP 3 EFF: 0,2-0,5	WWTP 3 EFF: PES, PE	WWTP 3: 0,5 (±0,2)	WWTP 3: $4,5\times10^{4}$		
Vietnam	DN WWTP EFF: Lif	DN WWTP EFF: Siyah	DN WWTP EFF: 0,0016-0,1	DN WWTP EFF: Nylon, PET, PE	138-340	DN WWTP: $3,8\times10^{7}$	N/A	(Van Do vd., 2022)
	HC WWTP EFF: F Lif	HC WWTP EFF: Siyah	HC WWTP EFF: 0,0016-0,1	HC WWTP EFF: PE, PET, PVC		HC WWTP: $8,3\times10^{7}$		
	HK WWTP EFF: F Lif	HK WWTP EFF: Siyah	HK WWTP EFF: 0,0016-0,1	HK WWTP EFF: PET, PE, Nylon		HK WWTP: $1,5\times10^{9}$		
Litvanya	EFF: Fragment	EFF: Siyah	EFF: 0,05-0,1	EFF: PE, PU, PP	744 (±13) - 1244 (±21)	$22,4\times10^{7}$	SC: $7,7\times10^{4}$	(Uogintė vd., 2022)
	SC: Fragment		SC: 0,05-0,1	SC: PET, PA, PS				

Çizelge 4.1. Endüstriyel ve karma (evsel/endüstriyel) AAT atıksuyu/çamurunda MP'leri değerlendiren güncel çalışmalar (2020 – günümüz) (devam)

Fas	EFF: Lif	EFF: Siyah	EFF: 0,1-0,5	EFF PE, PP, PES	86 (±7,5)	$6,4\times10^{8}$	N/A	(Hajji vd., 2023)
Bangladeş	EFF: Lif SC: F Lif	EFF: Mor SC: Siyah	EFF: 0,5-1 SC: 0,5-1	EFF: Nylon, CA, PS SC: Nylon, CA, PS	293 (±47)	N/A	115,9 (± 20,4)	(Haque vd., 2022)
Çin	G WWTP EFF: Fragment	G WWTP EFF: Mavi	G WWTP EFF: 0,038-0,063	G WWTP EFF: PP, PE, PET	G WWTP: 4,0 (±1,6)	N/A	N/A	(Huang, Wang, vd., 2023)
Çin	N/A	N/A	EFF: 0,1> AS: 0,1>	EFF: PE, PP, Silicone Resin AS: PP, Silicone Resin, PE	608	N/A	$4,0\times10^{6}$	(L. Deng vd., 2023)
Türkiye	**EFF: Lif** **SC: Lif**	**EFF: Şeffaf** **SC: Şeffaf**	**EFF: 0,5-1** **SC: 0,5-1**	**EFF: PE, PET, PP** **SC: PE, PET, PES**	**16,9 (±6,2)**	**$1,3\times10^{9}$**	**$4,3\times10^{4}$**	**Bu çalışma**

Açıklama: **N/A**: Mevcut değil, **WWTP**: Atıksu Arıtma Tesisi, **IND**: Endüstriyel, **WW**: Atıksu, **INF**: Giriş suyu, **EFF**: Çıkış suyu, **SS**: Çamur Örneği, **SC**: Çamur Keki, **DS**: Susuzlaştırma Çamuru, **DIS**: Çürütme Çamur, **AS**: Aktif Çamur, **ACRYL**: Akrilat.

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada Türkiye'nin Bursa ilindeki tekstil endüstrisi ağırlıklı bir AAT'den alınan atıksu ve çamur örneklerinin bir yıl boyunca analizi yapılmıştır. AAT'nin giriş suyunda ortalama konsantrasyon 161,33 ± 74,95 MP/L; çıkış atıksuyunda 16,86 ± 6,24 MP/L; çamurdaki ortalama MP miktarı ise 43,2 ± 17,1 MP/g'dir. AAT'nin MP giderim verimliliği %89,6 olmasına rağmen sucul ortamlara günlük ortalama 1,4 milyon MP, yıllık miktar ise $4{,}9x10^{11}$ MP salınmaktadır. AAT'nin günlük ortalama atık çamur miktarı 60 ton olup çamurda günlük biriken MP miktarı yaklaşık 2,6 milyon MP, yıllık miktar ise yaklaşık $9{,}5x10^{11}$ MP'dir. Çamur, yakma tesisine gönderildiği için MP'lerin karasal ekosisteme karışması önlenmektedir. Atıksu ve çamur numuneleri, renk açısından irdelendiğinde baskın rengin şeffaf olduğu, MP'ler boyut açısından incelendiğinde 1-0,5 mm aralığının en yüksek yüzdelik paya sahip olduğu, tür dağılımına bakıldığında ise PE, PET, PES ve PP'nin baskın MP türleri olduğu belirlenmiştir. Atıksu ve çamur numunelerinde, baskın MP şekli liftir ve bunun kaynağının endüstriyel atıksu bileşiminin ağırlıklı olarak tekstil sanayisi olduğu düşünülmektedir.

Türkiye'de bulunan AAT'lerde MP bolluğu, giderilmesi ve çevreye deşarjı ile ilgili sınırlı çalışma vardır. Bunun yanı sıra, henüz plastik atıkların yönetimi ve bertarafı için etkili politikalar yürürlükte bulunmamaktadır. MP'lerin ekosistemlere karışmasını önlemek için çeşitli politikaların hayata geçirilmesi büyük önem arz etmektedir. Gelecekteki çalışmalar, MP'lerin ekosistemlere salınımını azaltmak için giderim verimini artıracak yeni teknolojilerin ve yöntemlerin geliştirilmesine, bertaraf yöntemlerinin iyileştirilmesine ek olarak MP'lerin canlılar üzerindeki toksik etkilerinin araştırılmasına odaklanmalıdır. Sucul ekosisteme MP deşarjına neden olan AAT'lerde, MP'lerin izlenmesi adına ileriki yıllarda Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ndeki izleme parametreleri arasına dahil edilmesi önerilmektedir. AAT'lerdeki MP dağılımının araştırılması, sucul ekosistemde var olan MP bileşimine çeşitli kaynaklardan gelen oranların belirlenmesinde önemli bir rol oynamaktadır. Bu bilgilerin plastik kirliliğin önlenmesinde ve MP'lerin kaynağında kontrolüne yardımcı olabileceği düşünülmekle birlikte daha kapsamlı araştırılmaların yapılması önerilmektedir.

KAYNAKLAR

Acarer, S. (2023). Microplastics in wastewater treatment plants: Sources, properties, removal efficiency, removal mechanisms, and interactions with pollutants. *Water Science and Technology*, *87*(3), 685-710. https://doi.org/10.2166/wst.2023.022

Akanyange, S. N., Lyu, X., Zhao, X., Li, X., Zhang, Y., Crittenden, J. C., Anning, C., Chen, T., Jiang, T., & Zhao, H. (2021). Does microplastic really represent a threat? A review of the atmospheric contamination sources and potential impacts. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 777). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146020

Akdemir, T., & Gedik, K. (2023). Microplastic emission trends in Turkish primary and secondary municipal wastewater treatment plant effluents discharged into the Sea of Marmara and Black Sea. *Environmental Research*, *231*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116188

Akyildiz, S. H., Sezgin, H., Yalcin, B., & Yalcin-Enis, I. (2023). Optimization of the textile wastewater pretreatment process in terms of organics removal and microplastic detection. *Journal of Cleaner Production*, *384*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135637

Alavian Petroody, S. S., Hashemi, S. H., & van Gestel, C. A. M. (2020). Factors affecting microplastic retention and emission by a wastewater treatment plant on the southern coast of Caspian Sea. *Chemosphere*, *261*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128179

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

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Içinde *Marine Pollution Bulletin* (C. 62, Sayı 8, ss. 1596-1605). https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*. www.MarineDebris.noaa.gov

Bakir, A., Desender, M., Wilkinson, T., Van Hoytema, N., Amos, R., Airahui, S., Graham, J., & Maes, T. (2020). Occurrence and abundance of meso and microplastics in sediment, surface waters, and marine biota from the South Pacific region. *Marine Pollution Bulletin*, *160*. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111572

Bakkaloğlu, E. (2019). *Atıksu arıtma tesislerinde mikroplastiklerin akıbeti ve taşınımı*.

Bao, R., Wang, Z., Qi, H., Mehmood, T., Cai, M., Zhang, Y., Yang, R., Peng, L., & Liu, F. (2022). Occurrence and distribution of microplastics in wastewater treatment plant in a tropical region of China. *Journal of Cleaner Production*, *349*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131454

Barkmann-Metaj, L., Weber, F., Bitter, H., Wolff, S., Lackner, S., Kerpen, J., & Engelhart, M. (2023). Quantification of microplastics in wastewater systems of German industrial parks and their wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, *881*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163349

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

Bayo, J., Olmos, S., & López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, *238*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124593

Ben-David, E. A., Habibi, M., Haddad, E., Hasanin, M., Angel, D. L., Booth, A. M., & Sabbah, I. (2021). Microplastic distributions in a domestic wastewater treatment plant: Removal efficiency, seasonal variation and influence of sampling technique. *Science of the Total Environment*, *752*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141880

Bilal, M., & Iqbal, H. M. N. (2020). Transportation fate and removal of microplastic pollution – A perspective on environmental pollution. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *2*. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100015

Bilgin, M., Yurtsever, M., & Karadagli, F. (2020). Microplastic removal by aerated grit chambers versus settling tanks of a municipal wastewater treatment plant. *Journal of Water Process Engineering*, *38*. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101604

Blair, R. M., Waldron, S., & Gauchotte-Lindsay, C. (2019). Average daily flow of microplastics through a tertiary wastewater treatment plant over a ten-month period. *Water Research*, *163*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114909

Bretas Alvim, C., Mendoza-Roca, J. A., & Bes-Piá, A. (2020). Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques. Içinde *Journal of Environmental Management* (C. 255). Academic Press. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109739

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines woldwide: Sources and sinks. *Environmental Science and Technology*, *45*(21), 9175-9179. https://doi.org/10.1021/es201811s

Can, T., Üstün, G. E., & Kaya, Y. (2023). Characteristics and seasonal variation of microplastics in the wastewater treatment plant: The case of Bursa deep sea discharge. *Marine Pollution Bulletin*, *194*. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115281

Carney Almroth, B. M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., & Persson, N. K. (2018). Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(2), 1191-1199. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7

Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., & Peck, B. B. (1972). Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, *178*(4062), 749-750. https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749

Carr, S. A. (2017). Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *13*(3), 466-469. https://doi.org/10.1002/ieam.1916

Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, *91*, 174-182. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002

Chand, R., Kohansal, K., Toor, S., Pedersen, T. H., & Vollertsen, J. (2022). Microplastics degradation through hydrothermal liquefaction of wastewater

treatment sludge. *Journal of Cleaner Production*, *335*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130383

Cheng, H., Feng, Y., Duan, Z., Duan, X., Zhao, S., Wang, Y., Gong, Z., & Wang, L. (2021). Toxicities of microplastic fibers and granules on the development of zebrafish embryos and their combined effects with cadmium. *Chemosphere*, *269*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128677

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Içinde *Marine Pollution Bulletin* (C. 62, Sayı 12, ss. 2588-2597). https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., & Beckingham, B. (2019). Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research X*, *3*. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030

Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). Microplastics, standardisation and spatial distribution. Içinde *Microplastic Pollutants* (ss. 101-130). Elsevier. https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809406-8.00005-0

Crichton, E. M., Noël, M., Gies, E. A., & Ross, P. S. (2017). A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. *Analytical Methods*, *9*(9), 1419-1428. https://doi.org/10.1039/c6ay02733d

da Costa, I. D., Costa, L. L., da Silva Oliveira, A., de Carvalho, C. E. V., & Zalmon, I. R. (2023). Microplastics in fishes in amazon riverine beaches: Influence of feeding mode and distance to urban settlements. *Science of the Total Environment*, *863*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160934

De Falco, F., Cocca, M., Avella, M., & Thompson, R. C. (2020). Microfiber Release to Water, Via Laundering, and to Air, via Everyday Use: A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile Parameters. *Environmental Science and Technology*, *54*(6), 3288-3296. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06892

De Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnésa, M., Rovira, A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., Montarsolo, A., Gavignano, S., Tonin, C., & Avella, M. (2018). Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, *236*, 916-925. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057

Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., Di, Y., & Shi, H. (2020). Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. *Environmental Pollution*, *258*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113658

Deng, L., Yuan, Y., Xi, H., Wan, C., Yu, Y., & Wu, C. (2023). The destiny of microplastics in one typical petrochemical wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, *896*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165274

Duan, Y., Sun, S. Y., Zhao, J., & Yuan, H. (2025). Microplastics affect the removal of dye in textile wastewater: Adsorption capacity and its effect on coagulation behavior. *Separation and Purification Technology*, *359*. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.130505

Duong, T. T., Le, P. T., Nguyen, T. N. H., Hoang, T. Q., Ngo, H. M., Doan, T. O., Le, T. P. Q., Bui, H. T., Bui, M. H., Trinh, V. T., Nguyen, T. L., Da Le, N., Vu, T. M., Tran, T. K. C., Ho, T. C., Phuong, N. N., & Strady, E. (2022). Selection of a

density separation solution to study microplastics in tropical riverine sediment. *Environmental Monitoring and Assessment*, *194*(2). https://doi.org/10.1007/s10661-021-09664-0

Edo, C., González-Pleiter, M., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., & Rosal, R. (2020). Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. *Environmental Pollution*, *259*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113837

EPA. (2016). *Plastic shopping bags Options paper Practical actions for plastic shopping bags*. www.epa.nsw.gov.auEnvironmentProtectionAuthority

Esmeray, E., & Armutcu, C. (2020). Mikroplastikler, Çevre-İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri Ve Analiz Yöntemleri. *Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, *8*(1), 839-868. https://doi.org/10.29130/dubited.586453

ETC/WMGE, 2019). (2019). *Textiles and the environment in a circular economy*. http://europa.eu

Fältström, E., Olesen, K. B., & Anderberg, S. (2021). Microplastic types in the wastewater system—a comparison of material flow-based source estimates and the measurement-based load to a wastewater treatment plant. *Sustainability (Switzerland)*, *13*(10). https://doi.org/10.3390/su13105404

Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Quiroga, J. M., & Coello, M. D. (2021). Microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz: Abundance, removal efficiency and presence in receiving water body. *Science of the Total Environment*, *776*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145795

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

Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., & De Vrees, L. (2013). Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. Içinde *ICES Journal of Marine Science* (C. 70, Sayı 6, ss. 1055-1064). https://doi.org/10.1093/icesjms/fst122

Gao, Z., Chen, L., Cizdziel, J., & Huang, Y. (2023). Research progress on microplastics in wastewater treatment plants: A holistic review. Içinde *Journal of Environmental Management* (C. 325). Academic Press. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116411

GESAMP. (2015). *Sources, Fate And Effects of Microplastics In The Marine Environment: A Global Assessment, International Maritime Organization, Reports and Studies*. www.imo.org

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, *3*(7). https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782

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

Gnanasekaran, G., G, A., & Mok, Y. S. (2021). A high-flux metal-organic framework membrane (PSF/MIL-100 (Fe)) for the removal of microplastics adsorbing dye contaminants from textile wastewater. *Separation and Purification Technology*, *277*. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119655

Golwala, H., Zhang, X., Iskander, S. M., & Smith, A. L. (2021). Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 769). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581

Guo, S., Zhang, J., Liu, J., Guo, N., Zhang, L., Wang, S., Wang, X., Zhao, M., Zhang, B., & Chen, Y. (2023). Organic fertilizer and irrigation water are the primary sources of microplastics in the facility soil, Beijing. *Science of the Total Environment*, *895*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165005

Habib, R. Z., Thiemann, T., & Al Kendi, R. (2020). Microplastics and Wastewater Treatment Plants—A Review. *Journal of Water Resource and Protection*, *12*(01), 1-35. https://doi.org/10.4236/jwarp.2020.121001

Hajji, S., Ben-Haddad, M., Abelouah, M. R., De-la-Torre, G. E., & Alla, A. A. (2023). Occurrence, characteristics, and removal of microplastics in wastewater treatment plants located on the Moroccan Atlantic: The case of Agadir metropolis. *Science of the Total Environment*, *862*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160815

Haque, Md. M., Nupur, F. Y., Parvin, F., & Tareq, S. M. (2022). Occurrence and characteristics of microplastic in different types of industrial wastewater and sludge: A potential threat of emerging pollutants to the freshwater of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *8*, 100166. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100166

Harley-Nyang, D., Memon, F. A., Jones, N., & Galloway, T. (2022). Investigation and analysis of microplastics in sewage sludge and biosolids: A case study from one wastewater treatment works in the UK. *Science of the Total Environment*, *823*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153735

Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science and Technology*, *53*(3), 1039-1047. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297

Herbort, A. F., Sturm, M. T., Fiedler, S., Abkai, G., & Schuhen, K. (2018). Alkoxy-silyl Induced Agglomeration: A New Approach for the Sustainable Removal of Microplastic from Aquatic Systems. *Journal of Polymers and the Environment*, *26*(11), 4258-4270. https://doi.org/10.1007/s10924-018-1287-3

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, *46*(6), 3060-3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

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

Hou, L., Kumar, D., Yoo, C. G., Gitsov, I., & Majumder, E. L. W. (2021). Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treatment plants and landfills. *Chemical Engineering Journal*, *406*. https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126715

Hu, M., Huang, L., Wang, Y., Tan, H., & Yu, X. (2023). Insight into the effect of microplastics on the adsorption and degradation behavior of thiamethoxam in agricultural soils. *Chemosphere*, *337*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139262

Hu, Z., Sun, Y., Zhou, J., Sun, W., & Shah, K. J. (2024). Microplastics in wastewater plants: A review of sources, characteristics, distribution and removal technologies. *Journal of Contaminant Hydrology*, *267*. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104448

Huang, J., Tuo, J., Wang, L., & Liu, J. (2023). Abundance, characteristics and seasonal variation of microplastics in a domestic sewage treatment plant in Nanjing, China. *Journal of Water Process Engineering*, *55*. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104200

Huang, J., Wang, L., Liu, J., Qian, X., & Wu, Y. (2023). Abundance, characteristics, and removal of microplastics in different wastewater treatment plants in a Yangtze River Delta city of China. *Journal of Water Process Engineering*, *54*. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103987

Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review. Içinde *Environmental Science: Water Research and Technology* (C. 6, Sayı 10, ss. 2664-2675). Royal Society of Chemistry. https://doi.org/10.1039/d0ew00397b

Jiang, J., Wang, X., Ren, H., Cao, G., Xie, G., Xing, D., & Liu, B. (2020). Investigation and fate of microplastics in wastewater and sludge filter cake from a wastewater treatment plant in China. *Science of the Total Environment*, *746*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141378

Kamani, H., Ghayebzadeh, M., Azari, A., & Ganji, F. (2024). Characteristics of Microplastics in a Hospital Wastewater Treatment Plant Effluent and Hazard Risk Assessment. *Environmental Processes*, *11*(1). https://doi.org/10.1007/s40710-024-00694-7

Kawecki, D., & Nowack, B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environmental Science and Technology*, *53*(16), 9664-9676. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900

Kim, K. T., & Park, S. (2021). Enhancing microplastics removal from wastewater using electro-coagulation and granule-activated carbon with thermal regeneration. *Processes*, *9*(4). https://doi.org/10.3390/pr9040617

Kim, M. J., Na, S. H., Batool, R., Byun, I. S., & Kim, E. J. (2022). Seasonal variation and spatial distribution of microplastics in tertiary wastewater treatment plant in South Korea. *Journal of Hazardous Materials*, *438*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129474

Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Içinde *Water Research* (C. 155, ss. 410-422). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054

Koyuncuoğlu, P., & Erden, G. (2023). Microplastics in municipal wastewater treatment plants: a case study of Denizli/Turkey. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, *17*(8). https://doi.org/10.1007/s11783-023-1699-8

Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., & Sillanpää, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, *133*, 236-246. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049

Lau, W. W. Y., Shiran, Y., Bailey, R. M., Cook, E., Stuchtey, M. R., Koskella, J., Velis, C. A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M. B., Thompson, R. C., Jankowska, E., Castillo, A. C., Pilditch, T. D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., … Palardy, J. E. (2020). Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, *369*(6509). https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABA9475

Leslie, H. A., Brandsma, S. H., van Velzen, M. J. M., & Vethaak, A. D. (2017). Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, *101*, 133-142. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018

Li, B., Li, B., Jia, Q., Hong, B., Xie, Y., Yuan, X., Peng, J., Cai, Y., & Yang, Z. (2023). Source or sink role of an urban lake for microplastics from Guangdong-Hong Kong-Macao greater bay area, China. *Environmental Research*, *224*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115492

Li, J., Liu, H., & Paul Chen, J. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. Içinde *Water Research* (C. 137, ss. 362-374). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056

Li, X., Li, M., Mei, Q., Niu, S., Wang, X., Xu, H., Dong, B., Dai, X., & Zhou, J. L. (2021). Aging microplastics in wastewater pipeline networks and treatment processes: Physicochemical characteristics and Cd adsorption. *Science of the Total Environment*, *797*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148940

Li, X., Mei, Q., Chen, L., Zhang, H., Dong, B., Dai, X., He, C., & Zhou, J. (2019). Enhancement in adsorption potential of microplastics in sewage sludge for metal pollutants after the wastewater treatment process. *Water Research*, *157*, 228-237. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.069

Li, Y., Li, M., Li, Z., Yang, L., & Liu, X. (2019). Effects of particle size and solution chemistry on Triclosan sorption on polystyrene microplastic. *Chemosphere*, *231*, 308-314. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.116

Liang, T., Lei, Z., Fuad, M. 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*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150526

Liu, F., Vianello, A., & Vollertsen, J. (2019). Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. *Environmental Pollution*, *255*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113335

Liu, S., Chen, H., Wang, J., Su, L., Wang, X., Zhu, J., & Lan, W. (2021). The distribution of microplastics in water, sediment, and fish of the Dafeng River, a remote river in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *228*. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113009

Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z., & Zhang, T. (2021). A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants:

Characteristics and mechanisms. Içinde *Environment International* (C. 146). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277

Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., & Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China. *Chemical Engineering Journal*, *362*, 176-182. https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.033

Liu, Y., Lüttjohann, S., Vianello, A., Lorenz, C., Liu, F., & Vollertsen, J. (2024). Detecting small microplastics down to 1.3 μm using large area ATR-FTIR. *Marine Pollution Bulletin*, *198*. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115795

Liu, Y., Prikler, B., Bordós, G., Lorenz, C., & Vollertsen, J. (2023). Does microplastic analysis method affect our understanding of microplastics in the environment? *Science of the Total Environment*, *902*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166513

Long, Y., Zhou, Z., Yin, L., Wen, X., Xiao, R., Du, L., Zhu, L., Liu, R., Xu, Q., Li, H., Nan, R., & Yan, S. (2022). Microplastics removal and characteristics of constructed wetlands WWTPs in rural area of Changsha, China: A different situation from urban WWTPs. *Science of the Total Environment*, *811*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152352

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

Long, Z., Wang, W., Yu, X., Lin, Z., & Chen, J. (2021). Heterogeneity and Contribution of Microplastics From Industrial and Domestic Sources in a Wastewater Treatment Plant in Xiamen, China. *Frontiers in Environmental Science*, *9*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.770634

Lv, X., Dong, Q., Zuo, Z., Liu, Y., Huang, X., & Wu, W. M. (2019). Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. *Journal of Cleaner Production*, *225*, 579-586. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.321

Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S., & Regoli, F. (2019). The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Science of the Total Environment*, *652*, 602-610. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.269

Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., & Voisin, A. (2016). *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment A review of existing data*. www.ivl.se

Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2017). Microplastics in sewage sludge: Effects of treatment. *Environmental Science and Technology*, *51*(2), 810-818. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048

Mani, T., Hauk, A., Walter, U., & Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*, *5*. https://doi.org/10.1038/srep17988

Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., & Rogers, D. L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, *218*, 1045-1054. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056

Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C., & Herring, C. (2015). *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*.

Mbedzi, R., Cuthbert, R. N., Wasserman, R. J., Murungweni, F. M., & Dalu, T. (2020). Spatiotemporal variation in microplastic contamination along a subtropical reservoir shoreline. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(19), 23880-23887. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08640-4

McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science and Technology*, *48*(20), 11863-11871. https://doi.org/10.1021/es503610r

Menéndez-Manjón, A., Martínez-Díez, R., Sol, D., Laca, A., Laca, A., Rancaño, A., & Díaz, M. (2022). Long-Term Occurrence and Fate of Microplastics in WWTPs: A Case Study in Southwest Europe. *Applied Sciences (Switzerland)*, *12*(4). https://doi.org/10.3390/app12042133

Meng, X., Bao, T., Hong, L., & Wu, K. (2023). Occurrence Characterization and Contamination Risk Evaluation of Microplastics in Hefei's Urban Wastewater Treatment Plant. *Water (Switzerland)*, *15*(4). https://doi.org/10.3390/w15040686

Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S., & Gerdts, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, *108*, 365-372. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015

Miranda, M. N., Silva, A. M. T., & Pereira, M. F. R. (2020). Microplastics in the environment: A DPSIR analysis with focus on the responses. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 718). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134968

Mohajerani, A., & Karabatak, B. (2020). Microplastics and pollutants in biosolids have contaminated agricultural soils: An analytical study and a proposal to cease the use of biosolids in farmlands and utilise them in sustainable bricks. Içinde *Waste Management* (C. 107, ss. 252-265). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.021

Montecinos, S., Tognana, S., Salgueiro, W., & Frosinini, C. (2024). Temporal variation of the microplastic concentration in a stream that receives discharge from wastewater treatment plants. *Environmental Pollution*, *340*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122776

Munno, K., Helm, P. A., Jackson, D. A., Rochman, C., & Sims, A. (2018). Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *37*(1), 91-98. https://doi.org/10.1002/etc.3935

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, *50*(11), 5800-5808. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416

Nandakumar, V. K., Palani, S. G., & Varma, M. R. R. (2022). Interactions between microplastics and unit processes of wastewater treatment plants: A critical review. Içinde *Water Science and Technology* (C. 85, Sayı 1, ss. 496-514). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/wst.2021.502

Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, *99*(1-2), 178-185. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029

Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, *112*(1-2), 39-45. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025

Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2019). Marine Plastic Pollution: Other Than Microplastic. *Waste: A Handbook for Management*, 425-442. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815060-3.00022-0

Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2023). Plastics and the Environment. *Annual Review of Environment and Resources*, *48*(1), 55-79. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112522-072642

Ngo, P. L., Pramanik, B. K., Shah, K., & Roychand, R. (2019). Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. Içinde *Environmental Pollution* (C. 255). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113326

Okoffo, E. D., Tscharke, B. J., O'Brien, J. W., O'Brien, S., Ribeiro, F., Burrows, S. D., Choi, P. M., Wang, X., Mueller, J. F., & Thomas, K. V. (2020). Release of Plastics to Australian Land from Biosolids End-Use. *Environmental Science & Technology*, *54*(23), 15132-15141. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05867

Parashar, N., & Hait, S. (2023). Recent advances on microplastics pollution and removal from wastewater systems: A critical review. Içinde *Journal of Environmental Management* (C. 340). Academic Press. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118014

Patil, S., Kamdi, P., Chakraborty, S., Das, S., Bafana, A., Krishnamurthi, K., & Sivanesan, S. (2023). Characterization and removal of microplastics in a sewage treatment plant from urban Nagpur, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, *195*(1). https://doi.org/10.1007/s10661-022-10680-x

Periyasamy, A. P., & Tehrani-Bagha, A. (2022). A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. Içinde *Polymer Degradation and Stability* (C. 199). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901

PlasticsEurope. (2019). *Plastics-the Facts 2019 An analysis of European plastics production, demand and waste data*.

PlasticsEurope. (2023). *Plastics-the Facts 2023 An analysis of European plastics production, demand and waste data*.

Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 702). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455

Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senthirajah, K., Lundmark, A., Rogers, Z., SCB, S., Evans, G., & Palanisami, T. (2020). Improved methodology to determine the fate and transport of microplastics in a secondary wastewater treatment plant. *Water Research*, *173*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115549

Rasmussen, L. A., Iordachescu, L., Tumlin, S., & Vollertsen, J. (2021). A complete mass balance for plastics in a wastewater treatment plant - Macroplastics contributes more than microplastics. *Water Research*, *201*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117307

Rathore, C., Saha, M., Gupta, P., Kumar, M., Naik, A., & de Boer, J. (2023). Standardization of micro-FTIR methods and applicability for the detection and identification of microplastics in environmental matrices. *Science of the Total Environment*, *888*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164157

Salvador Cesa, F., Turra, A., & Baruque-Ramos, J. (2017). Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 598, ss. 1116-1129). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172

Šaravanja, A., Pušić, T., & Dekanić, T. (2022). Microplastics in Wastewater by Washing Polyester Fabrics. Içinde *Materials* (C. 15, Sayı 7). MDPI. https://doi.org/10.3390/ma15072683

Shan, W., Li, B., Zhang, H., Zhang, Z., Wang, Y., Gao, Z., & Li, J. (2022). Distribution, characteristics and daily fluctuations of microplastics throughout wastewater treatment plants with mixed domestic—industrial influents in Wuxi City, China. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, *16*(1). https://doi.org/10.1007/s11783-021-1440-4

Sharma, A., Pandit, P. P., Chopade, R. L., Nagar, V., Aseri, V., Singh, A., Awasthi, K. K., Awasthi, G., & Sankhla, M. S. (2023). Eradication of Microplastics in Wastewater Treatment: Overview. Içinde *Biointerface Research in Applied Chemistry* (C. 13, Sayı 3). AMG Transcend Association. https://doi.org/10.33263/BRIAC133.223

Sheriff, I., Awang, N. A., Halim, H. B., Ikechukwu, O. S., & Jusoh, A. F. (2024). Extraction and analytical methods of microplastics in wastewater treatment plants: Isolation patterns, quantification, and size characterization techniques. Içinde *Desalination and Water Treatment* (C. 318). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100399

Sol, D., Laca, A., Laca, A., & Díaz, M. (2020). Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 740). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140016

Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. Içinde *Water Research* (C. 152, ss. 21-37). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050

Sun, T., Wang, S., Ji, C., Li, F., & Wu, H. (2022). Microplastics aggravate the bioaccumulation and toxicity of coexisting contaminants in aquatic organisms: A synergistic health hazard. *Journal of Hazardous Materials*, *424*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127533

Tadsuwan, K., & Babel, S. (2021). Microplastic contamination in a conventional wastewater treatment plant in Thailand. *Waste Management and Research*, *39*(5), 754-761. https://doi.org/10.1177/0734242X20982055

Tadsuwan, K., & Babel, S. (2022). Microplastic abundance and removal via an ultrafiltration system coupled to a conventional municipal wastewater treatment

plant in Thailand. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(2). https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107142

Talukdar, A., Kundu, P., Bhattacharya, S., & Dutta, N. (2024). Microplastic contamination in wastewater: Sources, distribution, detection and remediation through physical and chemical-biological methods. *Science of The Total Environment*, *916*, 170254. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170254

Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J. P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., & Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology*, *72*(9), 1495-1504. https://doi.org/10.2166/wst.2015.360

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., & Setälä, O. (2017). Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, *123*, 401-407. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005

Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, *109*, 164-172. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046

Tang, N., Liu, X., & Xing, W. (2020). Microplastics in wastewater treatment plants of Wuhan, Central China: Abundance, removal, and potential source in household wastewater. *Science of the Total Environment*, *745*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141026

Tang, Y., Liu, Y., Chen, Y., Zhang, W., Zhao, J., He, S., Yang, C., Zhang, T., Tang, C., Zhang, C., & Yang, Z. (2021). A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 766). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142572

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

Townsend, T. (2019). *DISCOVER NATURAL FIBRES INITIATIVE DNFI Natural Fibres and the World Economy*.

Tutoğlu, N. (2019). Sucul Ortamdaki Mikroplastiklerin İnsan Sağlığına Etkisi Ve Arıtma Yöntemlerinin Araştırılması. *Tarım Ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü, Uzmanlık Tezi*.

Uogintė, I., Pleskytė, S., Pauraitė, J., & Lujanienė, G. (2022). Seasonal variation and complex analysis of microplastic distribution in different WWTP treatment stages in Lithuania. *Environmental Monitoring and Assessment*, *194*(11). https://doi.org/10.1007/s10661-022-10478-x

Van Do, M., Le, T. X. T., Vu, N. D., & Dang, T. T. (2022). Distribution and occurrence of microplastics in wastewater treatment plants. *Environmental Technology and Innovation*, *26*. https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102286

Vanapalli, K. R., Dubey, B. K., Sarmah, A. K., & Bhattacharya, J. (2021). Assessment of microplastic pollution in the aquatic ecosystems – An indian perspective. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *3*. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100071

Venghaus, D. V., & Barjenbruch, M. (2017). Microplastics in urban water management. *Czasopismo Techniczne*, *1*. https://doi.org/10.4467/2353737XCT.17.011.6108

Verma, R., Vinoda, K. S., Papireddy, M., & Gowda, A. N. S. (2016). Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review. *Procedia Environmental Sciences*, *35*, 701-708. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.069

Wagner, M., & Lambert, S. (2018). *Freshwater Microplastics The Handbook of Environmental Chemistry 58 Series Editors: Damià Barceló · Andrey G. Kostianoy*. http://www.springer.com/series/698

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, *26*(1), 1-9. https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7

Wang, C., Zhao, J., & Xing, B. (2021). Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. Içinde *Journal of Hazardous Materials* (C. 407). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124357

Wang, T., Tong, C., Wu, F., Jiang, S., & Zhang, S. (2023). Distribution characteristics of microplastics and corresponding feeding habits of the dominant shrimps in the rivers of Chongming Island. *Science of the Total Environment*, *888*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164041

Wei, S., Luo, H., Zou, J., Chen, J., Pan, X., Rousseau, D. P. L., & Li, J. (2020). Characteristics and removal of microplastics in rural domestic wastewater treatment facilities of China. *Science of the Total Environment*, *739*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139935

Weithmann, N., Möller, J. N., Löder, M. G. J., Piehl, S., Laforsch, C., & Freitag, R. (2018). Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science Advances*, *4*(4). https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060

Worley, D. (2019). *News Release FOR IMMEDIATE RELEASE Report shows global fiber production at an all-time high and features the industry's move towards preferred fibers and materials*. www.TextileExchange.org|1

Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A., & Kelly, F. J. (2020). Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment International*, *136*. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411

Xia, F., Yao, Q., Zhang, J., & Wang, D. (2021). Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. *Environmental Pollution*, *286*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117403

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? Içinde *Journal of Hazardous Materials* (C. 400). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123228

Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q., & Wang, L. P. (2019). Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): Occurrence and removal. *Chemosphere*, *235*, 1089-1096. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.197

Xu, X., Zhang, L., Jian, Y., Xue, Y., Gao, Y., Peng, M., Jiang, S., & Zhang, Q. (2021). Influence of wastewater treatment process on pollution characteristics and fate of

microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, *169*. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112448

Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., & Lei, K. (2019). Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water Research*, *155*, 175-181. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046

Yang, Z., Li, S., Ma, S., Liu, P., Peng, D., Ouyang, Z., & Guo, X. (2021). Characteristics and removal efficiency of microplastics in sewage treatment plant of Xi'an City, northwest China. *Science of the Total Environment*, *771*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145377

Yuan, F., Zhao, H., Sun, H., Sun, Y., Zhao, J., & Xia, T. (2022). Investigation of microplastics in sludge from five wastewater treatment plants in Nanjing, China. *Journal of Environmental Management*, *301*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113793

Yurtsever, M. (2015). *DOKUZ EYLÜL ÜNİVERSİTESİ MÜHENDİSLİK FAKÜLTESİ FEN VE MÜHENDİSLİK DERGİSİ MİKROPLASTİKLER'E GENEL BİR BAKIŞ (MICROPLASTICS: AN OVERVIEW)*.

Zhang, L., Liu, J., Xie, Y., Zhong, S., & Gao, P. (2021). Occurrence and removal of microplastics from wastewater treatment plants in a typical tourist city in China. *Journal of Cleaner Production*, *291*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125968

Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. Içinde *Earth-Science Reviews* (C. 203). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118

Zhang, Y. Q., Lykaki, M., Alrajoula, M. T., Markiewicz, M., Kraas, C., Kolbe, S., Klinkhammer, K., Rabe, M., Klauer, R., Bendt, E., & Stolte, S. (2021). Microplastics from textile origin-emission and reduction measures. Içinde *Green Chemistry* (C. 23, Sayı 15, ss. 5247-5271). Royal Society of Chemistry. https://doi.org/10.1039/d1gc01589c

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. Içinde *Journal of Hazardous Materials* (C. 430). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128453

Zhang, Y. T., Wei, W., Sun, J., Xu, Q., & Ni, B. J. (2020). Long-Term Effects of Polyvinyl Chloride Microplastics on Anaerobic Granular Sludge for Recovering Methane from Wastewater. *Environmental Science and Technology*, *54*(15), 9662-9671. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02433

Zhang, Z., & Chen, Y. (2020). Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. Içinde *Chemical Engineering Journal* (C. 382). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122955

Zheng, X., Sun, R., Dai, Z., He, L., & Li, C. (2023). Distribution and risk assessment of microplastics in typical ecosystems in the South China Sea. Içinde *Science of the Total Environment* (C. 883). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163678

Zhou, H., Zhou, L., & Ma, K. (2020). Microfiber from textile dyeing and printing wastewater of a typical industrial park in China: Occurrence, removal and release. *Science of the Total Environment*, *739*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140329

Zhu, J., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Kang, Z., Yu, X., Lan, W., Cai, L., Wang, J., & Shi, H. (2019). Microplastic pollution in the Maowei Sea, a typical mariculture bay of China. *Science of the Total Environment*, *658*, 62-68. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.192

Ziajahromi, S., Neale, P. A., & Leusch, F. D. L. (2016). Wastewater treatment plant effluent as a source of microplastics: review of the fate, chemical interactions and potential risks to aquatic organisms. *Water Science and Technology*, *74*(10), 2253-2269. https://doi.org/10.2166/wst.2016.414

Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., & Leusch, F. D. L. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*, *112*, 93-99. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042

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

Ziajahromi, S., Slynkova, N., Dwyer, J., Griffith, M., Fernandes, M., Jaeger, J. E., & Leusch, F. D. L. (2023). Comprehensive assessment of microplastics in Australian biosolids: Abundance, seasonal variation and potential transport to agroecosystems. *Water Research*, 121071. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.121071

Zou, Y., Ye, C., & Pan, Y. (2020). Abundance and characteristics of microplastics in municipal wastewater treatment plant effluent: a case study of Guangzhou, China. *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-020