ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE MİKROPLASTİK GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Tuğba CAN

T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE MİKROPLASTİK GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Tuğba CAN
0000-0003-4717-801X

Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2022
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE MİKROPLASTK GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Tuğba CAN

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN

Son yıllarda hızla artan plastik üretimi ve bu malzemelerin her alanda kullanımına ek olarak plastik atıkların yetersiz yönetimi de plastik kirliliğinin dünyanın her yerinde yoğun şekilde görülmesine neden olmuştur. Makroplastiklerin fiziksel, biyolojik ve kimyasal parçalanması sonucunda oluşan ve temizlik ürünleri, kozmetik ürünleri, kişisel bakım ürünlerinden de kaynaklanan mikroplastik (MP) adı verilen parçacıklar deniz, göl, nehir, atmosfer, toprak gibi farklı çevresel ortamlarda tespit edilmiştir. Atıksu Arıtma Tesislerinin (AAT) sucul ve karasal ortamlar için önemli noktasal MP kaynağı olduğu bilinmektedir. AAT'de MP giderim verimleri yüksek olmasına karşın alıcı ortamlara deşarj edilen günlük çıkış atıksu miktarı göz önüne alındığında önemli miktarlarda MP salınımı söz konusudur. Bu çalışmada, Bursa'nın Gemlik ilçesi evsel atıksularının arıtıldığı AAT'nin farklı ünitelerinden 12 ay boyunca alınan atıksu ve çamur numunelerinde MP'lerin özellikleri incelenmiştir. Tesisin 7 farklı noktasından toplanan atıksu ve çamur numuneleri, organik ve inorganik giderme metotları ile farklı işlemlere tabi tutularak MP'ler numunelerden ayrılmıştır. MP'ler önce stereo mikroskop kullanılarak boyut, şekil, renk olarak sınıflandırılmış ve sayımı yapılmıştır. Ardından ATR-FTIR spektroskopi kullanılarak plastik türleri belirlenmiştir. AAT'nin giriş ve çıkış atıksuyundaki MP konsatrasyonu sırasıyla; 107.1±40.2 MP/L ve 4.1±1.1 MP/L'dir. Tesisin MP giderim verimi %96.17 olmasına rağmen Marmara Denizi'ne her gün yaklaşık olarak 74 825 000 MP deşarj edilmektedir. Çıkış atık çamurunda MP miktarı 14.3±7.1 MP/g'dır. AAT'de oluşan günlük çamur miktarı 22 ton/gün ve atık çamurda biriken MP miktarı 314 600 000 MP/gün, yıllık biriken miktar ise yaklaşık 1.15×10^{11} MP olarak hesaplanmıştır. Atıksu ve çamur numunelerinde şekil, boyut, renk ve türde sırasıyla; lif şeklinde, 1 – 0.5 mm boyutunda, siyah ve şeffaf renkli ve PE, PP, PET türünde MP'ler baskın özellikte olanlar olarak belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Mikroplastik, Atıksu arıtma tesisi, Giderim verimi, Mikroplastik karakterizasyonu
2022, vii + 78 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

INVESTIGATION OF MICROPLASTIC REMOVAL IN WASTEWATER TREATMENT PLANTS

Tuğba CAN

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

Supervisor: Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN

In addition to the rapidly increasing production of plastics in recent years and the use of these materials in every field, inadequate management of plastic wastes has caused plastic pollution to be seen intensively all over the world. Microplastic (MP) particles, which are formed as a result of the physical, biological and chemical breakdown of macroplastics and also originate from cleaning products, cosmetics and personal care products, have been detected in different environmental environments such as sea, lake, river, atmosphere and soil. Wastewater Treatment Plants (WWTPs) are known to be important point sources of MP for aquatic and terrestrial environments. Although MP removal efficiencies are high in WWTPs, there is a significant amount of MP release considering the daily amount of effluent discharged to receiving environments. In this study, the properties of MPs in wastewater and sludge samples taken from different units of WWTP in Gemlik district of Bursa during 12 months were investigated. Wastewater and sludge samples collected from 7 different points of the plant were subjected to different treatments with organic and inorganic removal methods and MPs were separated from the samples. MPs were first classified in terms of size, shape, color and counted using a stereo microscope. Then, plastic types were determined using ATR-FTIR spectroscopy. The MP concentration in the influent and effluent of the WWTP was 107.1±40.2 MP/L and 4.1±1.1 MP/L, respectively. Although the MP removal efficiency of the plant is 96.17%, approximately 74 825 000 MP is discharged into the Marmara Sea every day. The amount of MP in the effluent sludge is 14.3±7.1 MP/g. The daily amount of sludge generated in the WWTP is 22 tons/day and the amount of MP accumulated in the waste sludge is 314 600 000 MP/day and the annual accumulated amount is calculated as approximately 1.15×10^{11} MP. In the wastewater and sludge samples, the predominant MPs in terms of shape, size, color and type were determined as fiber shaped, 1 - 0.5 mm in size, black and transparent colored and PE, PP, PET types, respectively.

Key words: Microplastic, Wastewater treatment plant (WWTP), Removal efficiency, Microplastic characterization
2022, viii + 78 pages.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans ve lisans eğitimlerim süresince değerli bilgi ve tecrübelerinden yararlandığım, her konuda bilgi ve desteğini almaktan çekinmediğim, araştırmanın planlamasından yazılmasına kadar her aşamasında desteğini esirgemeyen, beni teşvik eden, titizlikle yönlendiren, ilgisini esirgemeyen değerli danışman hocam Prof. Dr. Gökhan Ekrem ÜSTÜN'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışma süresince desteklerini esirgemeyen, cihazları kullanım imkânı tanıyan Bursa Teknik Üniversiesi'nde beni kendi üniversitemdeymişim gibi hissettiren BTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü Öğr. Üyesi Doç. Dr. Ahmet AYGÜN'e teşekkürlerimi sunarım. FTIR analizleri için bana laboratuvarın kapılarını açan Doç. Dr. Yunus KAYA'ya teşekkürlerimi sunarım.

FTIR analizleri sırasında bana yardımcı olan BTÜ Kimya Bölümü Araş. Gör. Ömer Faruk CUĞ'a teşekkürlerimi sunarım. BTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'ndeki laboratuvar çalışmalarım boyunca bana destek olan ve motive eden arkadaşlarım; Araş. Gör. Hilal GÜNDOĞDU, Araş. Gör. Tuba ARIDİL, Araş. Gör. Gülayşe ÖZKAYMAK, Araş. Gör. Elif YAKAMERCAN ve Yakup ÇAKMAK'a teşekkür ederim. İstatiksel analizlerde bana yardımcı olan meslektaşım aynı zamanda yüksek lisans arkadaşım İzel KENAN'a teşekkür ederim.

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

Ayrıca atıksu arıtma tesislerine giriş ve numune alma izni veren BUSKİ Genel Müdür Yrd. Devrim İZGİ'ye ve proje aşamasında bizlere ihtiyacımız olan verileri teminden eden BUSKİ Yapım ve İşletme Şube Müdürü Sayın Nurcan AYDOĞAN'a teşekkürlerimi sunarım.

Gemlik Atıksu Arıtma Tesisi sorumlusu İbrahim İLKKAYA'ya, numune alımında bizlere yardımcı olan Adnan TAŞAR ve Abdullah KARAKAYA başta olmak üzere diğer Kuzu Grup çalışanlarına teşekkürlerimi sunarım.

Eğitim hayatım boyunda arkamda dimdik durarak hem maddi hem manevi desteklerini esirgemeyen ve tüm zorluklarımda yanımda olan sevgili annem, babam, kardeşim ve dedeme teşekkürlerimi sunarım. Moral motivasyon konusunda destekleriyle hep yanımda olarak bana kız kardeşi aratmayan Büşra CESUR'a teşekkürlerimi sunarım.

Tuğba CAN
26/12/2022

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET ……...i
ABSTRACT....ii
TEŞEKKÜR....iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ....v
ŞEKİLLER DİZİNİ....vi
ÇİZELGELER DİZİNİ....vii
1. GİRİŞ ……..1
2. MİKROPLASTİKLER....3
2.1. MP'lerin Kaynakları....4
2.2. MP'lerin Sınıflandırılması....5
2.3. ATT'lerde MP Varlığı ve MP Giderimi....10
2.4. Arıtma Çamurunda MP Varlığı....13
2.5. MP'lerin Sucul Ortama ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkisi....15
3. MATERYAL ve YÖNTEM....17
3.1.Çalışma Alanı ve Atıksu Arıtma Tesis Tanıtımı....17
3.2 Numune Alımı....21
3.3 Atıksu Numunelerinden MP Ayrımı....24
3.3.1.Elek Analizi....25
3.3.2.Organik Madde Giderimi....26
3.3.3.Atıksu Numunelerinden İnorganik Ayrımı....27
3.3.4.Vakum Filtasyon İşlemi....28
3.4.Çamur Numunelerinden MP Ayrımı....28
3.4.1.Çamur Numunelerinden İnorganik Ayrımı....29
3.5.Şekil, Boyut ve Renk Analizi....30
3.6.Tür Analizi....31
3.7.Kalite Kontrol....34
3.8.İstatiksel Analiz....34
4. BULGULAR....35
4.1. Mikroskop Görüntüleri....35
4.2. AAT Ünitelerinde MP Miktarları ve Giderim Verimleri....37
4.3. MP'lerin Boyut Dağılımı....43
4.4. MP'lerin Şekil Dağılımı....46
4.5. MP'lerin Renk Dağılımı....48
4.6. MP'lerin Tür Dağılımı....49
4.7. Alıcı Ortamlara Deşarj Edilen MP Miktarı....54
5. TARTIŞMA ve SONUÇ....56
KAYNAKLAR....62
ÖZGEÇMİŞ....78

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
$FeSO_4.7H_2O$	Demir sülfat
H_2SO_4	Sülfürik asit
H_2O_2	Hidrojen peroksit
HCl	Hidroklorik Asit
NaCl	Sodyum Klorür
NaClO	Sodyum Hipoklorit
NaOH	Sodyum Hidroksit
NaI	Sodyum iyodür
$ZnCl_2$	Çinko klorür

Kısaltmalar	Açıklama
AAT	Atıksu Arıtma Tesisi
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
ATR-FTIR	Zayıflatılmış Toplam Yansıma –Fourier Dönüşümlü Kızıl Ötesi Spektrometresi
BUSKİ	Bursa Su ve Kanalizasyon İşleri
EVA	Etilen Vinil Asetat
FTIR	Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi
HDPE	Yüksek Yoğunluklu Polietilen
KOK	Kalıcı organik kirletici
MT	Metrik Ton
MP	Mikroplastik
MPP	Mikroplastik parçacık
NP	Nanoplastik
PA	Polyamid (Naylon)
PC	Polikarbonat
PE	Polietilen
PEST	Polyester
PET	Polietilen tereftalat
PEMA	Poli Etil Metakrilat
PP	Polipropilen
PS	Polistiren
PVC	Polivinil klorür
SAN	Stiren Akrilonitril
UV	Ultroviyole
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
WPO	Islak Peroksit Oksidasyonu

ŞEKİLLER DİZİNİ

		Sayfa
Şekil 2.1.	Plastiklerin boyut dağılımı ve parçalanma süreci	7
Şekil 2.2.	AAT'lerdeki mikroplastiklerin tipik şekilleri……..……...	8
Şekil 2.3.	AAT'lere gelen MP'lerin kaynakları	11
Şekil 2.4.	a) AAT'lerde üretilen farklı çamur türlerindeki MP sayısı b) AAT'lerde üretilen farklı çamur türlerindeki MP şekil dağılımı (%)	14
Şekil 3.1.	Gemlik AAT'nin genel görünümü.....	18
Şekil 3.2.	Gemlik AAT'nin derin deniz deşarj hattı borusu	19
Şekil 3.3.	Gemlik AAT, Terfi hattı, Ön arıtma tesisi ve Derin deniz deşarj noktasının gösterimi.....	20
Şekil 3.4.	Gemlik eski ve yeni AAT'lerin zemin kotları	21
Şekil 3.5.	Tesisin farklı ünitelerinden alınan atıksu ve çamur numuneleri.....	22
Şekil 3.6.	Gemlik ATT'nin akım şeması ve örnekleme noktaları.....	23
Şekil 3.7.	a) Kompozit numunelerinin toplandığı otomatik örnekleme cihazı (Enderes Houser) b) Otomatik örnekleme cihazının iç kısmı	24
Şekil 3.8.	Anlık olarak toplanan atıksu numuneleri.....	25
Şekil 3.9.	Paslanmaz çelik elek seti	25
Şekil 3.10.	Etüvde numune kurutma işlemi	26
Şekil 3.11.	Atıksu numunelerinden organik madde giderimi	27
Şekil 3.12.	Atıksu numunelerinde inorganik madde ayırma işlemi.....	28
Şekil 3.13.	Çamur numunelerinin alınması a) Geri devir aktif çamuru b) Çamur susuzlaştırma ünitesi çıkışı c) Arıma çamuru	29
Şekil 3.14.	Çamur numunelerinde yoğunluk ayırma işlemi.....	30
Şekil 3.15.	Stereo mikroskop (LEICA EZ4E) ile MP belirlenmesi.....	31
Şekil 3.16.	ATR-FTIR cihazı ve MP Tür belirleme işlemi.....	32
Şekil 3.17.	Atıksu ve çamur numuneleri için deneysel akım şeması.....	33
Şekil 4.1.	Giriş atıksuyunda (S1) tespit edilen MP'lerin görüntüleri	35
Şekil 4.2.	Kum tutucu ünitesi çıkışında (S2) tespit edilen MP'lerin görüntüleri ...	35
Şekil 4.3.	Son çökeltim ünitesi çıkışında (S3) tespit edilen MP'lerin görüntüleri .	35
Şekil 4.4.	UV dezenfeksiyon ünitesi çıkışında (S4) tespit edilen MP'lerin görüntüleri.....	36
Şekil 4.5.	Geri devir aktif çamurunda (Ç1) tespit edilen MP'lerin görüntüleri.....	36
Şekil 4.6.	Çamur yoğunlaştırma ünitesi çıkışında (Ç2) tespit edilen MP'lerin görüntüleri	36
Şekil 4.7.	Çıkış atık çamurunda (Ç3) tespit edilen MP'lerin görüntüleri.....	36
Şekil 4.8.	Atıksu ünitelerinde MP sayıları	38
Şekil 4.9.	Atıksu numunelerinde mevsimsel MP miktar değişimi (MP/L).....	39
Şekil 4.10.	Çamur ünitelerinde MP sayıları.....	41
Şekil 4.11.	Atıksu ve çamur numunelerinde MP boyut dağılımı (%).....	44
Şekil 4.12.	Atıksu ve çamur numunelerinde MP şekil dağılımı	46
Şekil 4.13.	Atıksu ve çamur ünitelerinin renk dağılımı (%) a) Atıksu ünitelerindeki renk dağılımı (%) b) Çamur ünitelerindeki renk dağılımı (%)	48
Şekil 4.14.	Atıksu ve çamur numunelerinde tespit edilen MP türlerinin dağılımı (%) a) atıksu numuneleri tür dağılımı (%) (iç halka S1, dış halka S4) b) Çamur numunesi (Ç3) tür dağılımı (%).....	50
Şekil. 4.15.	Atıksu ünitelerinde MP tür dağılımı (%)	52
Şekil. 4.16.	Çamur ünitelerinde MP tür dağılımı (%).....	53

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1.	MP'lerin sınıflandırılması	6
Çizelge 2.2.	Yaygın MP türlerinin özellikleri ve kullanım alanları	10
Çizelge 3.1.	Örnekleme noktaları ve örnek miktarları	22
Çizelge 4.1.	Atıksu ünitelerinde MP sayısı ve giderim verimleri	40
Çizelge 4.2.	Çamur ünitelerinde MP sayısı	41
Çizelge 4.3.	Alıcı ortamlara karışan MP miktarları	54
Çizelge 5.1.	Farklı kapasitelerdeki AAT'lerde yapılan çalışmalar	57

1. GİRİŞ

Plastikler; hafif, kolay işlenebilir, dayanıklı ve düşük maliyetli olmaları nedeniyle yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Monteiro vd., 2018; Zhang Z. ve Chen, 2020). Plastiklerin üretimi, seri olarak 1950 yılların ortalarından sonra başlamıştır (Barnes vd., 2009; Geyer vd., 2017). 1950'li yıllardan günümüze hızla artan plastik tüketimine bağlı olarak 2050 yılına gelindiğinde mevcut rakamlara 33 milyar ton plastik ekleneceği ön görülmektedir (Aslan, 2018). Plastik malzemelerin üretimindeki ve kullanımındaki artışa ek olarak plastik atıkların yetersiz yönetimi de dünyanın plasik atıklarla hızla kirlenmesine neden olmaktadır. 2015 yılında yaklaşık 6.3 milyar Mt plastik üretilmiş ve atık olarak atılmıştır. Bunların; yalnızca %9'unun geri dönüştürüldüğü, %12'sinin yakıldığı ve geri kalan %79'unun ise çöplüklerde ya da karasal ortamlarda biriktiği bilinmektedir (Mendenhall, 2018). Mevcut büyüme oranları devam ederse, plastik üretiminin önümüzdeki 20 yıl içerisinde ikiye katlanması beklenmektedir (Lebreton ve Andrady, 2019). Genel olarak 5 mm'den küçük katı plastik kalıntıları olarak tanımlanan mikroplastikler (MP'ler) (Thompson, 2015), ekosistemler üzerindeki potansiyel negatif etkileri ile dikkat çekmektedir. MP'lerin bozunmaya karşı yüksek direnci, hidrofobik yapısı ve hafifliği, onların fırtınalar, akıntılar ve rüzgarlar gibi etkenler ile küresel ölçekte hızla yayılmasına dolayısıyla da kirlilik riski oluşturmasına neden olmaktadır (Piñon-Colin vd., 2020; Zaki vd., 2021; Zhou vd., 2021). MP'ler, zor ayrışan yüzeyleri ve yüksek yüzey alanlarından dolayı diğer ortamlardan kirleticileri (ağır metaller, kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar), toksik maddeleri) kolayca yapılarına adsorpsiyon/absorbsiyon yoluyla alabilmektedir (Batel vd., 2018).

MP'ler yaygın olarak; deniz (Desforges vd., 2014), göl (Eriksen vd., 2014), nehir (McCormick vd., 2014), toprak (Zhang G. ve Liu, 2018), plaj (Wessel vd., 2016), içme suyu (Koelmans vd., 2019), dip sedimenti (Marques Mendes vd., 2021) ve atmosfer (Zhang Y. vd., 2020) gibi çeşitli çevresel ortamlarda bulunmaktadır.

Sucul ortamlardaki MP'ye katkıda bulunan kaynaklar incelendiğinde; atıksuların (belediye ve endüstriyel) deşarjı (Dris vd., 2015; Magni vd., 2019; Murphy vd., 2016), çamur/biyokatılar (Crossman vd., 2020; Mintenig vd., 2017), kentsel yüzey akışı (Galafassi vd., 2019) ve atmosferik birikim (Cai vd., 2017) başlıca kaynaklardır.

Yağışlı havalarda drenaj sistemi taşmasının, MP'lerin havzaya yıllık katkısının AAT'lerin MP katkısından yaklaşık 6 kat daha fazla olduğu bilinmektedir (Chen H. vd., 2020). MP'ler ve diğer antropojenik parçacıklar, Ontario Gölü yüzey sularında ve diğer su kaynaklarında (yağmur suyu akışı, tarımsal akış ve atıksu akışı) ölçülmüştür. Göl örneklerindeki antropojenik partikül konsantrasyonları, 0.8 n/L olarak ölçülürken, su kaynaklarından gelen miktarla sırasıyla 15.4 n/L, 13.3 n/L ve 0.9 n/L olarak tespit edilmiştir (Grbić vd., 2020).

Alıcı ortamlara karışan MP'lerin önemli bir kaynağı da AAT'lerdir. (Bretas Alvim, Bes-Piá, vd., 2020; Ziajahromi vd., 2017). Küresel çapta üretilen evsel ve belediye atıksularının 360 km^3/yıl olduğu tahmin edilmektedir ve bunun 190 km^3/yıl (%52.8) AAT'lerde arıtılmaktadır (Jones vd., 2020).

AAT'lerden yaklaşık %90 MP giderim oranına sahip olmasına rağmen, yüksek hacimli arıtılmış atıksu deşarjından dolayı sucul ortamlar için potansiyel bir MP kaynağıdır (Bozdaş vd., 2020). Dünyanın farklı yerlerindeki AAT'lerin giriş atıksuyundaki MP miktarı 0.28 MP/L ile 31 400 MP/L arasında değişmektedir (Liu vd., 2021). Bu değişimin çalışmalarda uygulanan farklı örnekleme yöntemleri, ön işlem ve örneklerin analizinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Sun J. vd., 2019). AAT'lerden giderilen MP'lerin çoğu arıtma çamurunda birikmektedir (Li X. vd., 2018) ve arıtma çamurdaki MP miktarı, arıtma teknolojilerine bağlı olarak 4 400 MP/kg ile 240 000 MP/kg arasında değişmektedir (Liu vd., 2021). Diğer yandan, AAT'de oluşan arıtma çamurunun tarım arazilerinde gübre olarak kullanılması, MP'lerin karasal ekosisteme girmesinde önemli rol oynamaktadır (Edo vd., 2020).

Bu çalışmanın amacı, Bursa'nın Gemlik ilçesinin evsel atıksularının arıtıldığı ve çıkış atıksuyu derin deniz deşarjı ile Marmara Denizi'ne karışan AAT'den 12 aylık dönemde alınan atıksu ve çamur örnekleri ile AAT'nin MP giderme verimliliğinin arıtma üniteleri boyunca incelenmesi, AAT'de tespit edilen MP'lerin şekil, renk, boyut ve tür olarak ayrılması ve çevresel ortamlara karışan MP miktarının belirlenmesidir.

2. MİKROPLASTİKLER

Plastik malzemeler, sahip oldukları düşük maliyet, hafiflik, dayanıklılık ve su geçirmezlik gibi avantajlı özelliklerinden dolayı birçok alanda kullanımı hızla artmaktadır (Zhang ve Chen, 2020). Plastik malzemeler, insan yaşamında ve günlük aktivitelerde yaygın kullanılmasıyla önemli hale gelmiştir (Jiang C. vd., 2019; Li J. vd., 2019).

1950 ve 2015 yılları arasında küresel plastik atık üretimi toplam 6 300 milyon ton iken (Geyer vd., 2017), 2015-2060 yılları arasında ek olarak 270 milyon ton daha atık oluşacağı tahmin edilmektedir (Lebreton ve Andrady, 2019).

Küresel plastik atık üretimi 2000 yılından 2019 yılına iki kattan fazla artarak 353 milyon tona ulaşmıştır ve 2019'da bu miktarın sadece %9'u geri dönüştürülmüştür. Bunun birlikte 6.1 milyon ton plastik atık sucul ortamlarına sızmış, 1.7 milyon ton plastik atık ise okyanuslara ulaşmıştır (OECD, 2022).

Plastiklerin kullanımı artmıştır ancak uygunsuz atık yönetimi, plastik malzemelerin çevreyi kirletmesine neden olmuştur. Plastiklerin ortaya çıkardığı kirleticilerinden biri, 5 mm'den küçük plastik parçacıklar olan MP'ler'dir (Herbort vd., 2018; Ma vd., 2019). MP'ler, parçacık boyutu çapı 5 mm'nin altında olan sentetik polimerler olarak da tanımlanmaktadır (Mahon vd., 2017).

MP'ler kaynağına göre birincil ve ikincil olarak sınıflandırılabilen parçacıklardır (Andrady, 2011; Jiang J., 2018). Birincil MP'ler, endüstri tarafından mikrometre boyut aralığında üretilen ve temizleyiciler, kremler, şampuanlar, kozmetikler, diş macunu, köpük banyosu ve el dezenfektanları gibi kişisel bakım ürünlerinde kullanılmaktadır (Sun Q. vd., 2020; Sun Y. vd., 2020). Bu ürünler, boncuklar veya plastik topaklar içeren aşındırıcı maddelerde kullanabilmektedir (Horton vd., 2017). Kişisel bakım ürünlerinden yıllık MP salınımı Avrupa'da 3 215 ton, ABD'de 282 ton ve Çin'de yaklaşık 346 ton olduğu bilinmektedir (Sun Q. vd., 2020; Sun Y. vd., 2020).

Okyanus yüzeyinde 93 ile 236 bin ton MP olduğu tahmin edilmekte ve bu değer yaklaşık 51 trilyon partiküle eşdeğer olduğu bilinmektedir (Van Sebille vd., 2015). Ayrıca, tarım arazilerinde yıllık MP karışmasının Kuzey Amerika'da 44 ile 300 bin ton ve Avrupa'da 63 ile 430 bin ton olduğu bildirilmektedir (Nizzetto vd., 2016).

Çevresel ortamlarda bulunarak toksik kimyasalları taşıyabilen ve ekosistemler ile insan sağlığı üzerinde ciddi sorunlara neden olduğu çok sayıda çalışma ile ortaya konulan MP'ler son yıllarda önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir. Bu durum bilim camiası ile hükümetlerin ilgisini çekmiştir (Auta vd., 2017). Plastikler, şiddetli yağışlar, sel, rüzgâr, AAT'den doğrudan deşarjı da dahil olmak üzere çeşitli yollarla sucul ekosistemlerine girmektedir (Dehghani vd., 2017; Leslie vd., 2017; Talvitie vd., 2017). Deniz ortamında, MP'lerin önemli miktarı kara kökenli kaynaklardan gelmektedir (Sun J. vd., 2019).

Alıcı ortamlarda var olan MP'lerin önemli bir kaynağı AAT'lerdir. (Bretas Alvim, Bes-Piá, vd., 2020; Murphy vd., 2016). Dünya üzerinde birçok ülkedeki AAT'lerinde MP varlığı, miktarı ve giderimi araştırılmıştır. Örneğin; Amerika Birleşik Devletleri (ABD) (Mason vd., 2016), Güney Kore (Kim vd., 2022), Hollanda (Leslie vd., 2017), Almanya (Schmidt vd., 2020), İngiltere (Kay vd., 2070), İsveç (Magnusson ve Norén, 2014; Rasmussen vd., 2021), Çin (Yang Z., vd., 2021), İtalya (Magni vd., 2019), Avustralya (Ziajahromi vd., 2021) ve Türkiye'de (Akarsu vd., 2020; Gündoğdu vd., 2018; Üstün vd., 2022) atıksu arıtma tesislerinin çıkışında MP'lerin varlığı tespit edilmiştir.

2.1. MP'lerin Kaynakları

Birincil MP'ler, ticari uygulanabilirlikleri nedeniyle kasıtlı olarak üretilmektedir. Örneğin, kozmetik, kişisel bakım ürünlerinde kullanılmak üzere plastik endüstrisinde küçük boyutlu mikro boncukların üretimi, deterjanlar, tıbbi teşhis araç gereçleri, ilaçlar, mürekkepler, boyalar, beton, polimer çimento, kaplamalar, kâğıt yapımı, atık su arıtma, arıtma çamurunun susuzlaştırılması, parlatma maddeleri, katkılar, tarım ve bahçecilik ve kumlama gibi çeşitli kullanım alanları vardır (Fan vd., 2022; Scudo vd., 2017). Kişisel bakım ürünleri, çeşitli kozmetikler, peelingler, temizlik maddeleri, hava püskürtücüler,

diş macunları, mikroboncuklar, yapıştırıcılar, plastik üretimi sonucu oluşan pelet döküntüleri, boyalar, sentetik lifler, birincil MP kaynağı olarak kabul edilmektedir (Auta vd., 2017; Horton vd., 2017; Kenan ve Teksoy, 2022).

Reçine pelletleri, kişisel bakım ürünlerindeki mikrometre peletler, temizlik malzemelerinde kullanılan endüstriyel yıkayıcılar ve polietilen, polipropilen, polistiren içeren kalıplamada kullanılan plastik tozlar dahil olmak üzere birincil MP'ler yapısı gereği oldukça küçüktür. Ayrıca, birincil MP'lerin boyutu en az 10 μm'den küçük olmakla birlikte ortalama boyutları 150 ile 330 μm arasındadır (Herbort vd., 2018; Talvitie vd., 2017).

İkincil MP'ler ise büyük plastiklerin çeşitli karmaşık etkenler (UV radyasyonu, dalgalar, rüzgâr, sıcaklık, fiziksel aşınma, vb.) sonucu ayrışması ile oluşmaktadır (Cole vd., 2011; Rocha-Santos ve Duarte, 2015) (Şekil 2.1.). İkincil MP'ler, fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörler etkisiyle mezoplastik ve makroplastik atıkların ayrışmasından kaynaklanmaktadır (He vd., 2018). Çevreye girdikten sonra hem birincil hem de ikincil MP'ler, rüzgâr ve dalga hareketi gibi dış etkenler MP'lerin yayılmalarına neden olmaktadır (Carney vd., 2018) (Şekil 2.1).

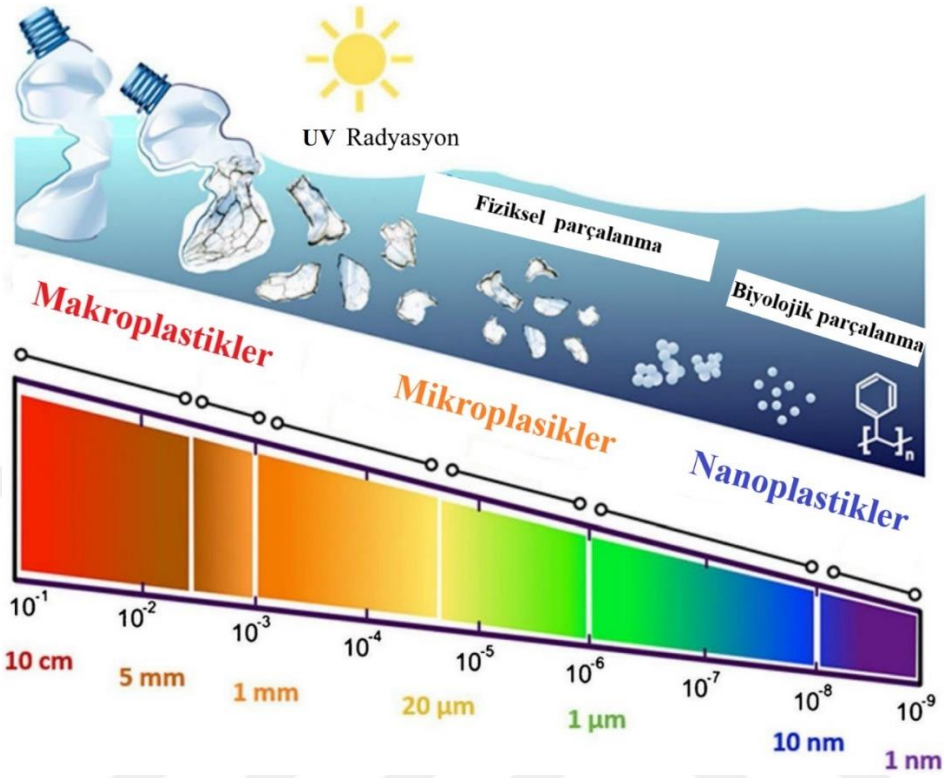
2.2. MP'lerin Sınıflandırılması

MP'ler oluştuğu kaynak ve üretildiği malzemelere bağlı olarak fiziksel durumlarına ve türüne göre sınıflandırılmaktadır (Yurtsever, 2015). Çizelge 2.1.'de MP'lerin sınıflandırılmasında kullanılan kategoriler verilmiştir. MP'leri türlerine odaklanan kimyasal özelliklerin yanı sıra MP'lerin fiziksel özelliklerini (MP'lerin rengi, boyutu ve şekli) bilmek de önemlidir. Atıksuda MP'ler farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere sahip olduğundan MP'lerin atıksu arıtımında giderimi zorlaşmakta ve AAT'lerin çıkış atıksuları MP'lerin önemli bir noktasal kaynağı haline gelmektedir (Kershaw ve Rochman, 2015; Ma vd., 2019).

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

KATEGORİ	MİKROPLASTİKLER
Kaynakları	**1. Birincil kaynaklar:** Kozmetiklerdeki mikroboncuklar; yüz temizleme ve peeling jelleri, şampuan ve sabunlar, diş macunu, eyeliner, rimel, dudak parlatıcısı, deodorant ve güneş kremleri, çamaşır yıkama faaliyeti **2. İkincil Kaynaklar:** Makroplastiklerin bozunmasıyla oluşan parçacıklar
Tipi	Parçacıkları, peletler, lifler, filmler, köpük, granüler, küre, straforlar vb.
Şekilleri	**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
Aşınma Durumu	Bozunmamış, pürüzlü yüzey, pürüzlü parçacıklar, doğrusal kırıklar, yarı paralel çıkıntılar, çizik düzeyi, oyuklu, pürüzsüz yüzey, bozunmuş vb.
Renk	Şeffaf, beyaz, kırmızı, turuncu, mavi, opak, siyah, gri, kahverengi, yeşil, pembe, ten rengi, sarı, vb.
Tür	PET, PA, PE, PP, PS, PVC vb.

a) Boyut Sınıflandırılması



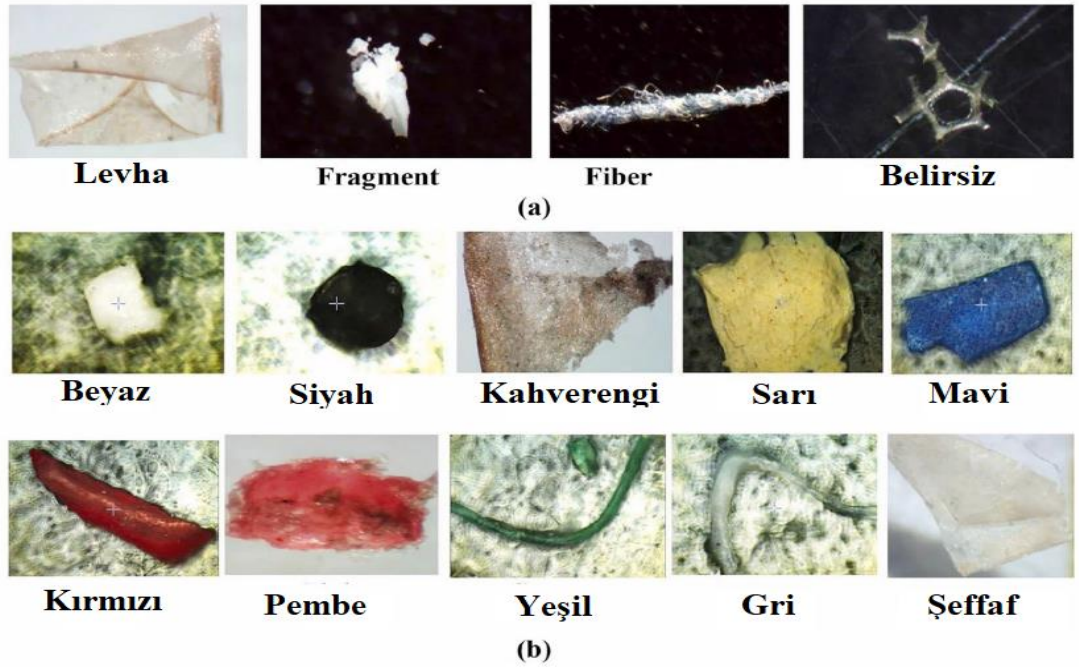
Şekil 2.1. Plastiklerin boyut dağılımı ve parçalanma süreci (Gillibert vd., 2019)'den uyarlanmıştır).

Lee ve diğerleri (2013), yaptığı çalışmada, plastikleri büyük MP (1 mm - < 5 mm), mezoplastikler (5 mm - <25 mm) ve makroplastikler (≥25 mm) olarak 3 kategoride sınıflandırmışlardır (Lee vd., 2013) (Şekil 2.1.). Genellikle 1 µm ile 1 mm boyutunda kabul edilen küçük plastik parçacıklar MP olarak ve 1–1000 nm boyutlarındaki nanoplastik (NP) olarak adlandırılırlar. Parçacıklar ya bu boyutta kasıtlı olarak üretilir yada büyük plastik parçaların bozunmasından kaynaklanmaktadır (WHO, 2019). Çoğu kozmetik ürününde bulunan mikroboncukların çapları yaklaşık 1 mm ile 4 mm arasında değişmekte olup MP olarak adlandırılmaktadır. Mikroboncuklar genellikle kişisel bakım ürünleri kaynaklı olup lavabo veya küvetler aracılığıyla kanalizasyon sistemine geçmektedir (Yurtsever, 2015).

Literatür incelendiğinde yüzeysel su/içmesuyu/atıksu gibi farklı ortamlardan alınan örneklerde bulunan MP'leri farklı boyutlardaki eleklerden geçirilerek MP'lerin çok farklı boyutlarda sınıflandırılması mümkündür. (Sun J. vd., 2019) yaptığı derleme çalışmasında, AAT'lerde MP'lerin boyut tasnifinde kullanılan elek boyutlarının 1 µm'den 10 000 µm'ye kadar oldukça geniş aralıkta bulunduğu belirtilmiştir.

b) Şekil ve Renk Sınıflandırılması

Fiziksel özellikler, potansiyel MP kaynakların izlenmesine fayda sağlayabilmektedir. MP renk kategorileri, tek renk ve karışık renkler olarak sınıflandırılmıştır (Bretas Alvim, Bes-Piá, vd., 2020; Rochman vd., 2019). Tek renkli MP'ler tipik olarak tespit edilmektedir ve bunlar mavi (%2 - %83.8), şeffaf/beyaz (%19.6 - %86.5) sıklığında görülmektedir (Bayo, López-Castellanos, vd., 2020). MP'lerin rengi, tür ve kökenini belirlemek için kolayca kullanılmamaktadır (Rochman vd., 2019). Doğal hava koşullarına maruz kalan MP'ler ve MP'lerin saflaştırılması esnasında oksidatif reaktifler, plastiklere dahil edilen boyaların süzülmesi gibi nedenlerden dolayı renksizleşebilmektedir (Gao vd., 2023). Şekil 2.2.'de MP'lerin şekil ve renk yönünden sınıflandırılmasına yönelik örnekler gösterilmektedir.



Şekil 2.2. AAT'lerdeki mikroplastiklerin tipik şekilleri (Kittipongvises vd., 2022)'den uyarlanmıştır.) a) MP'lerin şekil sınıflandırılması b) MP'lerin renk sınıflandırması

Siyah ve şeffaf MP baskınlığı, hayatımızda günlük olarak kullanılan plastik poşetler, şişeler, streç film, bardaklar ve ambalaj poşetleri ile ilgili olduğu bilinmektedir (Yang Z., vd., 2021; Zhang L. vd., 2021). Renkli MP parçacıkları, ağır metaller (Wang ve Wang, 2018), KOK'lar, patojenler gibi zararlı bileşenler içerebilmektedir (Rochman vd., 2014) ve sucul ortamda yaşayan organizmaların daha renkli partikülleri seçici olarak tükettikleri tespit edilmiştir (Oßmann vd., 2018; Su vd., 2020).

Bayo ve diğerleri (2021), yaptığı çalışmada, MP'leri şekil yönünden MP, fiber, MP partikül, fragman ve film olmak üzere 5 ana sınıfa, renk yönünden ise; sarı, mavi, bej, beyaz, gri, kahverengi, turuncu, siyah, kırmızı ve pembe olmak üzere 10 gruba, boyut yönünden ise 5-4 mm, 4-3 mm, 3-2 mm, 2-1mm, 1000 – 800 µm, 800 µm – 600 µm, 600 µm–400 µm, 400-200 µm olmak üzere 8 ana gruba ayrılmıştır (Bayo vd., 2021).

Mikroplastikler şekil yönünden; lif (fiber), parça (düzensiz şekilli parçacıklar), film ve granüler (boncuk, pellet) olmak üzere 4 ana grupta sınıflandırılmıştır (Wei vd., 2020; Zhang K. vd., 2017). Literatürde yapılan çalışmada, 17 atıksu ve 12 çamur numunesi analizi sonucunda MP'leri görsel olarak köpük, granül, tabaka, lif, parça ve topak olmak üzere 6 sınıfta ayrım yapılmıştır (Gies vd., 2018). İnce ve uzun şekle sahip olanlara lif; kırık ve düzensiz şekilde olup plastik nesneden kopanlara parçacık; ince tabakaya sahip olan parçacıklara film, küresel ve silindirik şekle sahip olanlara granül (pellet) olarak tanımlanmıştır (Jiang J., 2018).

c) Tür Sınıflandırılması

Günümüze kadar yaygın olarak kullanılan plastikler, küresel plastik üretiminin yaklaşık %90'ını içeren ve en yaygın üretilen sentetik plastikler PE, PP, PVC, PS ve PET'tir (Ivar Do Sul ve Costa, 2014; Venghaus ve Barjenbruch, 2017). Çizelge 2.2.'de yaygın olarak gözlemlenen MP türlerinin özellikleri ve kullanım alanları verilmiştir.

Çizelge 2.2. Yaygın MP türlerinin özellikleri ve kullanım alanları (J. Chen vd., 2021'den uyarlanmıştır)

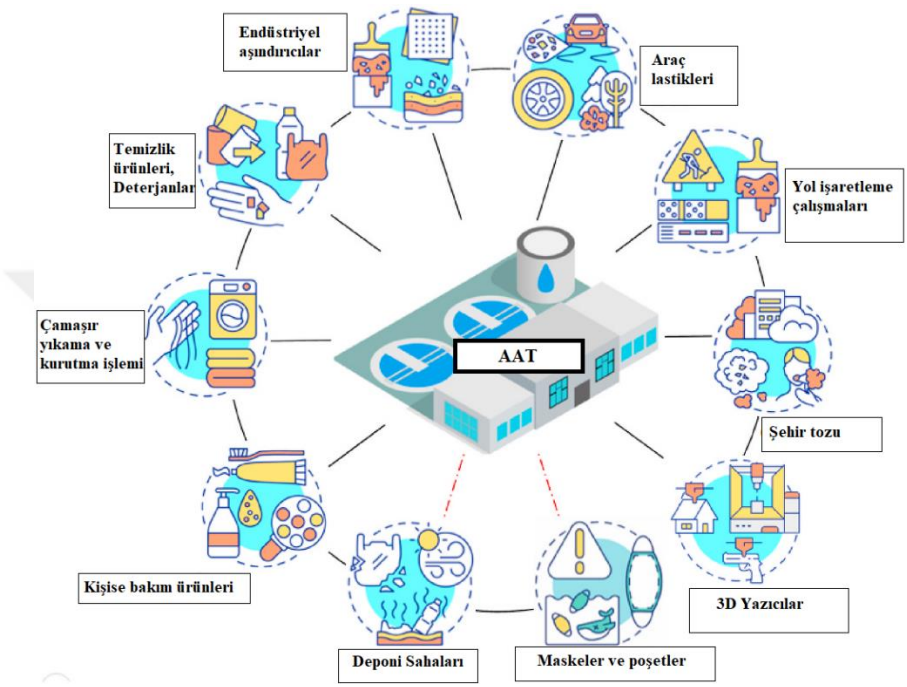
Plastik Türü	Formülü	Yoğunluk (g/cm^3)	Kullanım Alanı
PE	$(C_2H_4)_n$	0.89-0.98	Ambalaj poşetleri, plastik film, tarımsal malç, oyuncaklar, süt şişeleri, mikro plastik parçacıkları.
PP	$(C_3H_6)_n$	0.85-0.92	Mikrodalga kapları, ilaç şişeleri, bulaşık, mikro plastik parçacıkları.
PS	$(C_8H_8)_n$	1.02-1.08	Plastik köpük yemek takımı, et tepsileri, bina yalıtımı, tabaklar.
PVC	$(C_2H_3Cl)_n$	1.38-1.58	Su boruları, duvar kaplaması, suni deri, masa örtüsü, yağmurluk.
PET	$(C_{10}H_8O_4)_n$	1.38-1.41	Su şişeleri, meşrubat şişeleri, meyvesuyu şişeleri.
PA6	$(C_6H_{11}NO)_n$	1.13-1.50	Aşınmaya dayanıklı parçalar, şanzıman yapısı parçaları, kimyasal makine parçaları.
POM	$(CH_2O)_n$	1.41-1.43	Makine parçaları, otomobil parçaları, dişliler.

Lares ve diğerleri (2018), türleri PES, PE, PA, PP olarak 4 ana gruba ayırmışlardır. Pan ve diğerleri (2020), nehir havzasından su örnekleri toplamışlar ve alınan numunelerde mikro-Raman spektroskopisi ile PP, PE, PS, PES, PET ve PE-PP olmak üzere toplam altı MP türü tespit etmişlerdir. Çalışma sonucunda mikroplastiğin en baskın türlerinin PE ve PP olduğu bulunmuştur. Xu X. ve diğerleri (2019), Changzhou'daki 11 AAT'den gelen giriş ve çıkış atıksularındaki MP'leri inceleyerek boyut olarak 1-0.5 mm, şekil olarak fragment, tür olarak Rayon ve PET'i baskın bulmuşlardır.

2.3. ATT'lerde MP Varlığı ve MP Giderimi

AAT'ler MP'lerin çevreye ana giriş yolunun yanı sıra bir bariyer görevi de görmektedir (Hou vd., 2021; Okoffo vd., 2020). ATT'lere MP'ler çok farklı yollarla giriş yapabilmektedir (Şekil 2.3.). AAT'ler MP'leri >%80'ini gidermektedir dolayısıyla MP'lerin alıcı ortama geçmeleri engellenmektedir hatta bazı AAT'lerdeki MP giderim verimlilikleri %99'a kadar çıktığı gözlemlenmiştir (Lares vd., 2018; Okoffo vd., 2020; Schuhen and Sturm, 2021). Fakat, ileri arıtma kademelerine sahip olan AAT'ler MP'leri

%99'a varan oranlarda giderebilmesine rağmen AAT'ler büyük hacimli atıksu deşarjı nedeniyle MP'lerin önemli bir kaynağı olmaktadır (Talvitie vd., 2017). Kurt ve diğerlerleri (2022), AAT'lerde MP'nin giderimini etkileyen ana parametrelerin ilk MP yükü ve arıtma ünitelerinde hidrolik bekleme süresinin etkili olduğunu bildirmiştir.



Şekil 2.3. AAT'lere gelen MP'lerin kaynakları (Gao vd., 2023'den uyarlanmıştır)

Azizi ve diğerleri (2022), yaptığı çalışmada 407 makale içerisinden 77 'sinin meta analize uygun olduğunu tespit ederek farklı işlem adımları için MP karakterizasyonunun bolluğu arasındaki farkı, Anova ve Kruskal-Wallis testi kullanılarak analiz etmiştir. İstatistiki test sonucuna göre, ortalama MP bolluğu giriş, birincil, ikincil ve üçüncül arıtma kademeleri için sırasıyla; 124.04, 20.67, 5.62 ve 1.97 MP/L olarak bulunmuştur.

Örneğin MP bolluğu ele alındığında, daha fazla nüfusa hizmet eden AAT'ler daha küçük nüfusa hizmet veren AAT'lerden daha yüksek MP yüklemesi gerçekleşmektedir (Blair vd., 2019). Giriş- çıkış atıksuyundaki MP sayı değişimi ele alındığında; örnekleme yöntemlerindeki (basit veya bileşik, örnekleme süresi, eleklerin ağ boyutu vb.) ve ekstraksiyon yöntemlerindeki (oksidasyon yöntemi ve yoğunluk ayrımı için kullanılan

tuzlar) farklılıklar, örnekleme noktasındaki farklılıklar (Alavian Petroody vd., 2020) etkili olmakla birlikte tesisin arıtma kademesine de bağlıdır (Bretas Alvim, Bes-Piá, vd., 2020).

MP giderim veriminin fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemlerine göre sırasıyla %20 - 99, %52 - 92 ve %22 -99 arasında değiştiğini bilinmektedir. Birincil arıtma esnasında MP'lerin yaklaşık %35-59'u giderilebilmekle beraber bu giderim çoğunlukla birincil çökeltim ünitesinden MP'lerin sıyrılması veya kum giderme/yerçekimiyle etkisiyle çökme sırasında katı floklara yapışan MP'lerin çökeltilmesiyle gerçekleşmektedir (Sun J. vd., 2019).

İkincil arıtma MP gideriminde etkilidir. Biyolojik reaktörlerin MP'leri biyolojik süreçler ile bozundurarak veya MP'lerin biyolojik flok adsorpsiyonu ile ikincil çamura fazına geçirerek giderebildiğini göstermektedir (Bayo, Olmos, vd., 2020). Bu floklar, hücre dışı polimerik maddeler (EPS) salgılayarak MP'leri kolaylıkla yakalayabilecekleri viskoz yapıya sahip olduklarından farklı arıtma kademeleri boyuna MP'lerin atıksudan giderimi bu şekilde açıklanmaktadır (Alavian Petroody vd., 2020). Aslında genel olarak bakıldığında bu sonuçlar tek başına atıksudan MP sayısını önemli ölçüde azaltmamaktadır. Tüm bunlara ek olarak, MP'lerin tipi (şekil, boyut ve malzeme yoğunluğu), MP'lerin sıvıdaki dikey eğilimi de ilgili süreçlerle giderim verimliliğini etkilemektedir (Bilgin vd., 2020). Azizi ve diğerleri (2022), şekil bakımından MP'lerin miktarı filmler dışında farklı arıtma kademeleri boyunca önemli ölçüde değişmediği tespit edilmiştir. Çökme işleminde esnasında, filmler aynı boyutlardaki elyaftan daha yüksek ağırlıktadır ve büyük filmleri (1-5 mm) büyük yüzey alanlarına sahip olduklarından yüzdürme eğilimi göstermektedir (Bilgin vd., 2020; Blair vd., 2019).

1 mm'den büyük MP'ler birincil arıtma kademesinde verimli bir şekilde tutulduğu, ikincil arıtma kademesinde 0.5–1 mm boyutları yakalanabileceği ve ikincil arıtmada ileri teknolojiler kullanılarak 0.3–0.5 mm büyüklüğündeki partiküller tutulabilirken, ikincil atıksularda < 0.3 mm MP'lerin kaçabileceği bilinmektedir (Pittura vd., 2021; Ziajahromi vd., 2017; Blair vd., 2019; Raju vd., 2020). MBR, RSF ve UF gibi

fizikokimyasal proseslerin kombinasyonu kullanılan üçüncül kademe arıtmada, atıksudaki MP'lerin uzaklaştırıldığı daha kaliteli bir atıksu elde edilebilmektedir (Freeman vd., 2020). 21 çalışmanın incelenmesiyle elde edilen AAT'lerin MP giderim performansı birincil, ikincil ve üçüncül kademe arıtmalar için sırasıyla; %72, %88 ve %94 olduğunu belirlenmiştir (Iyare vd., 2020).

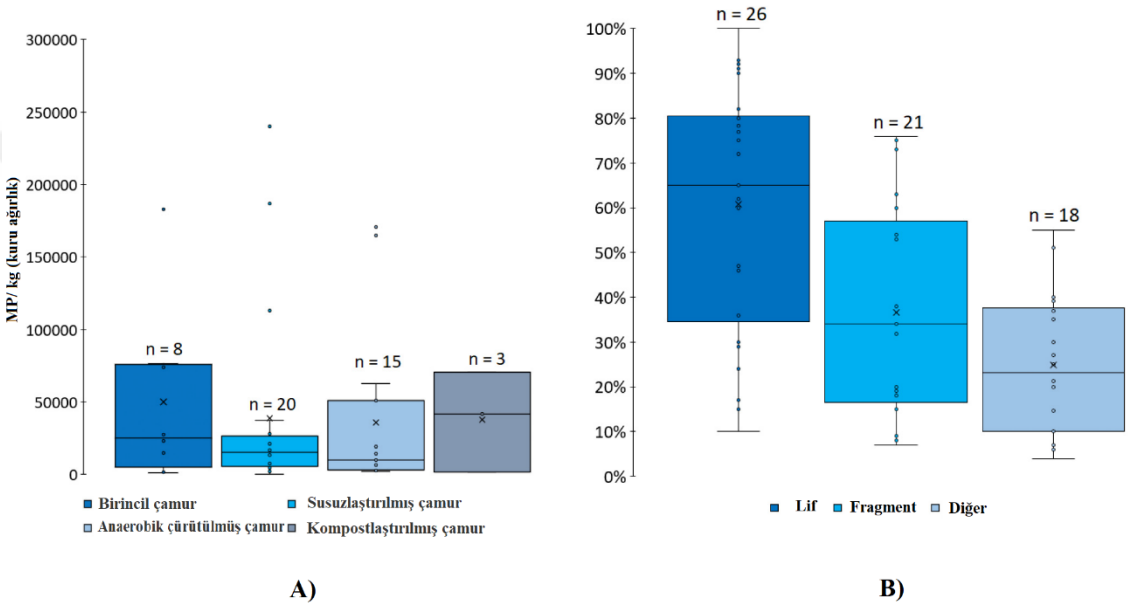
2.4. Arıtma Çamurunda MP Varlığı

AAT'lerdeki atıksulardan giderilen MP'lerin önemli bir miktarı çamurda birikmektedir (Golwala vd., 2021) (Çizelge 5.1) ve AAT'lerde oluşan çamur yüksek besin içeriğine sahip olmasından dolayı tarım arazilerinde gübre veya toprak değiştirici gibi uygulamalarda kullanılmaktadır. AAT'lerde üretilen çamurların tarımsal uygulamalarda kullanılması karasal ortamlara MP girişinin önemli bir kaynağıdır. Yağış, sulama ve rüzgâr tarım arazilerine gübre olarak uygulanan çamurdaki MP'lerin sucul ortamlara karışma potansiyeli mevcuttur (Alavian Petroody vd., 2021).

Arazi uygulamasından önce çamuru stabilize etmek için yaygın olarak kullanılan anaerobik çürütme ve kompostlama işlemlerinde yararlı mikroorganizmalar MP'lerden etkilenerek proses verimliliği etkilenmekte fakat bu işlemlerden MP gideriminin önemli ölçüde gerçekleştiğine dair herhangi bir bilgi bulunmamaktadır. Alternatif olarak, MP'ler tekli yakma işlemiyle berataraf edilebilir ancak bazı MP'ler yakma işleminden sonra da külde kalabilmektedir (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022). Çamurlar için termal arıtma uygulamaları, atık malzemeleri farklı teknolojiler aracılığıyla işlemek ve ayrıştırmak için yüksek sıcaklıklara ihtiyaç duyulmaktadır. Bu uygulamalar; yakma, gazlaştırma ve piroliz işlemleridir (Schnell vd., 2020).

Kompostlaştırılmış çamurda, MP'ye bağlı Cr, Pb, N gibi metaller bulanabilmektedir. Bu metallerin varlığı toprağın kimyasal, fiziksel ve biyolojik özelliklerini etkileyerek toprak yaşayan canlılar üzerinde çeşitli etkilere neden olabilmektedir (Gianico vd., 2021; Vithanage vd., 2021). Toprakta MP varlığının artması, su buharlaşmasını artırarak toprak kurumasına neden olmakta ve bitki performansını engelleyebilmektedir (Mohajerani ve Karabatak, 2020). Belediyeye ait AAT'den oluşan ve tarım arazilerinde

gübre olarak kullanılması amaçlanan işlenmiş çamurda MP konsantrasyonu 37.7 ile 97.2 arasında MP/g (kuru ağırlık) değişim göstermektedir (Harley-Nyang vd., 2022). Şekil 2.4. 'te AAT'lerde üretilen farklı çamur türlerindeki MP sayısı ve şekil dağılımı verilmiştir. Ham çamur ve işlenmiş çamurdaki ortalama MP miktarının önemli ölçüde farklılık göstermemektedir. Çamur arıtımının çamur yapısındaki MP'leri azaltmadığı ve MP'lerin tarımsal yönetim esnasında toprak ortamına taşınacağı sonucuna varılmaktadır (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022).



Şekil 2.4. A) AAT'lerde üretilen farklı çamur türlerindeki MP sayısı B) AAT'lerde üretilen farklı çamur türlerindeki MP şekil dağılımı (%) (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022 ' den uyarlanmıştır).

Ayrıca yıkama sırasında tekstillerden kopan lifler, çamur bertarafı yoluyla tarımsal amaçla kullanılan toprağına ulaşmakta ve çamurla toprağa verilen liflerin ortalama lif genişliği 20 µm, ortalama lif uzunluğu 0.97 mm olarak bulunmuştur (Corradini vd., 2019).

2.5. MP’lerin Sucul Ortama ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkisi

MP’lerin özellikleri nedeniyle, çok sayıda çevre sorununa neden olmaktadır (Herbort vd., 2018). Sucul ortamlarda MP’ler üzerine yapılan araştırmalar gün geçtikçe artmakta ve 2020 yılı itibariyle yapılan çalışmaların %77.5'i deniz ekosistemleri, %16.2'si tatlı su sistemleri ekosistemi ve %7.6'sı haliçler üzerine yayınlanmıştır (Meng vd., 2020). MP'lerin sucul canlılar için ekolojik toksisitesi, günümüz araştırmalarında ön plana çıkan bir konudur. MP'lerin canlılar üzerindeki etkilerini belirlemek için birçok çalışma yapılmaktadır (Schmidt vd., 2020). Son 15 yılda içerisinde meydana gelen plastik kirliliğinin sonucu olarak, su florasının ve vahşi yaşamın % 15-35'inin 2050 yılına kadar yok olacağı tahmin edilmektedir (Chandra vd., 2020). MP taşıyan nehirler ve akarsular, MP’lerin sucul ekosisteme girmesinin ana yolları olduğu bilinmektedir (Vanapalli vd., 2021). Nehirler ve akarsuların yanı sıra, rüzgâr, fırtınalar ve siklonlar gibi aşırı hava olayları da sucul ortama ulaşan daha düşük yoğunluklara sahip MP'lerin taşıyıcıları olarak işlev görerek MP kirliliğine neden olmaktadır (Wang C. vd., 2021; Westphalen ve Abdelrasoul, 2018).

İnsan göçüyle birlikte yeni kasabaların kurulması ve altyapının büyümesine bağlı olarak plastik kullanımının artması, kötü su yönetime neden olmakta ve sucul sistemlerindeki MP konsantrasyonlarını da değiştirebilmektedir (Wang C. vd., 2021). İskoçya'da yapılan bir araştırmaya göre, üçüncül arıtma kademesindeki AAT'den %98'lik MP giderimi olmasına rağmen büyük miktarda (6.5×10^7) MP, atıksu deşarjı sonucu sucul ekosisteme salınmıştır (Bretas Alvim, Mendoza-Roca, vd., 2020). Amerika Birleşik Devletleri'nde yapılan bir çalışmada, yılda ortalama 8×10^9 mikroboncuk, günde ise ortalama 7 000 mikroboncuk AAT'lerden su ortamına salınmaktadır (Wu vd., 2019). Çevreye atıldıktan sonra PET, PP, PS, PVC ve PE gibi çeşitli MP'lerin birikmesi, sucul ekosistem kirlenmesinin birincil nedenleri arasındadır (Ngo vd., 2019). MP'ler, AAT’lerden salındıklarında tehlikeli metalleri yüzeylerine tutabildikleri için sucul ortamda ekotoksisiteye neden olmaktadır (Westphalen ve Abdelrasoul, 2018).

MP’lerin zooplanktonlar, deniz balıkları, memeliler, deniz kuşları ve deniz kaplumbağaları tarafından yutulduğu bilinmekte ve sucul ekosistemde uzun süre kalmaları ve farklı şekilleri/büyüklükleri nedeniyle, suda yaşayan canlılar tarafından besin sanılarak tutulmakta hatta sonunda ölüme dahi yol açmaktadır (EPA, 2016). MP mikrolifleri, zooplankton ve kabuklular tarafından alınabilmekte ve birincil seviyeden daha yüksek trofik seviyelere aktarılarak besin zincirlerine geçebilmektedir (Carbery vd., 2018; He vd., 2018). Ayrıca canlıların bağırsaklarında anormalliklere neden olarak onları açlıktan öldürebilmektedir (Li X. vd., 2018).

Plastik kullanımındaki önemli artış, su ekosistemleri ve insan sağlığı üzerinde çoğu araştırmacı ve yetkililer için önemli endişe kaynağıdır (Miranda vd., 2020). Literatürdeki verilere göre, okyanus tabanları, Kuzey Kutbu ve Antarktika buzulları gibi uzak yerlerde büyük miktarlarda bulunan ve zararlı çevresel etkileri olan MP’lerin küresel dağılımda olduğunu ortaya çıkarmıştır (Wang C. vd., 2021).

Araştırmacılar uzun süredir MP'lerin fiziksel, kimyasal ve biyolojik etkileşimlerini araştırmaktadır ancak sucul ekosistem ve insan sağlığı üzerindeki etkisini ortaya koymak için daha fazla çalışma yapılması gerekmektedir (Bilal ve Iqbal, 2020).

110 μm'den daha küçük MP'ler, bağırsaklardan, pankreastan ve dalaktan karaciğere taşıyan damarlardan geçebildiğinden, MP'lerin insan sağlığına yönelik risk oluşturmakta beraber 20 μm'den küçük MP'ler karaciğer ve böbrekler dahil olmak üzere diğer organlara girebilirken 150 μm'den büyük MP insan vücudu tarafından emilebilmektedir (WHO, 2019).

Dünya Sağlık Örgütü (WHO) raporuna göre MP’lerin insan sağlığına etkisi henüz kanıtlanmamıştır. MP’ler içme suyunda rutin olarak izlenmemektedir. Öte yandan, yüzey akışı ve atıksular, MP'lerin tatlı suya girişinin ana kaynağı olarak kabul edilmektedir. Bu nedenle, atıksu ve içme suyu arıtma tesislerinde MP'lerin giderim mekanizması ve verimliliği hakkında daha fazla bilgi gerekmektedir (Azizi vd., 2022).

3. MATERYAL ve YÖNTEM

Çalışma kapsamında Bursa ili Gemlik ilçesinin evsel atıksularının arıtıldığı AAT'den alınan atıksu ve çamur örneklerinde MP'lerin tespit edilmesi için literatür incelenerek oluşturulan ve Şekil 3.17'deki (deneysel akım şeması) işlemler atıksu ve çamur örneklerine uygulanmıştır. ATT'nin tanıtımı ve uygulanan deneysel prosedür (atıksu/çamur numuneleri) detaylı bir şekilde alt bölümlerde açıklanmıştır.

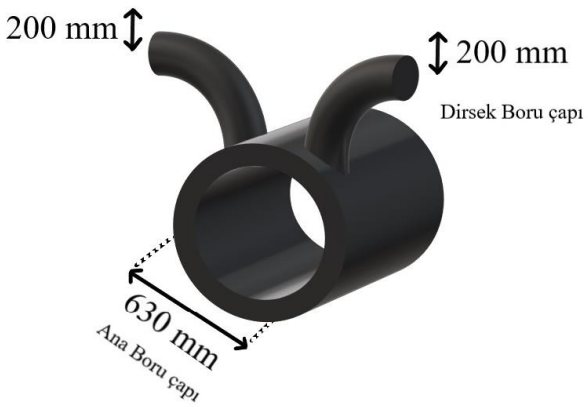
3.1. Çalışma Alanı ve Atıksu Arıtma Tesis Tanıtımı

Gemlik merkezinde bulunan deniz kıyısına 250 m uzaklıktaki ön arıtma tesisi 2006 yılında kurulmuştur. Ön arıtma tesisi, fiziksel arıtım üniteleri (kaba ızgara, kum ve yağ tutucu ünitesi) içermekte olup çıkış atıksu, denizin 40 m derinliğine 1.5 km uzunluğundaki derin deniz deşarj boru hattı (Ana boru çapı: 630 mm ve Dirsek boru çapı: 200 mm) ile Marmara Denizi'ne deşarj yapılmaktadır. Derin deniz deşarj hattının en kesiti Şekil 3.2.'de gösterilmiştir. Gemlik AAT konumu (sarı işaretli), Karsak Deresi'nin yanına döşenen 4 km'lik uzunlukta pompalı geliş hattına (Ana boru çapı: 710 mm) (mavi hat) ve cazibeli gidiş hattına (Ana boru çapı: 630 mm) (kırmızı hat) sahip çift yönlü terfi hattı, Ön arıtma tesisi konumu (yeşil işaretli), derin deniz deşarj hattı (yeşil hat) ve derin deniz deşarj noktası (kırmızı işaretli) Şekil 3.3'te gösterilmiştir. Derin deniz deşarjının yapıldığı noktada, uluslararası standartlara uygun 1 adet ışıklı şamandıra ve kıyıda gözetleme kulesi mevcuttur. Ön arıtma tesis kapasitesi zamanla yetersiz kaldığından ve atıksu kalitesinin iyileştirilmesi amacıyla yeni Gemlik AAT (Kot: 35 m) inşa edilerek 2019-2020 döneminde işletmeye alınmıştır. Gemlik AAT (N 40° 25.472' E 029° 12.116') konumunda bulunmaktadır ve konumun tespitinde "ETREX 22x" marka el GPS cihazı kullanılmıştır. AAT'nin proje debisi 18 850 m^3/gün olup, ortalama debisi 18 250 m^3/gün'dür. Tesis A^2/O biyolojik arıtma prosesine göre tasarlanmış olup yaklaşık 150 000 kişilik nüfusa hizmet vermektedir. Gemlik ilçesi atıksuyu ilk olarak (ön arıtma tesisi) 30 mm'lik kaba ızgara, kum ve yağ tutucu ünitesinden geçerek 4 km'lik terfi hattı ile AAT'nin 6 mm'lik otomatik ince ızgara ünitesine gelmektedir. Daha sonra havalandırmalı kum tutucu ünitesine ulaşan atıksu, A^2/O prosesine göre tasarlanmış olan biyolojik arıtma ünitesine ardından son çökeltim ünitesine (2 adet), son olarak da UV dezenfeksiyon ünitesinden (4 modül, 72 adet

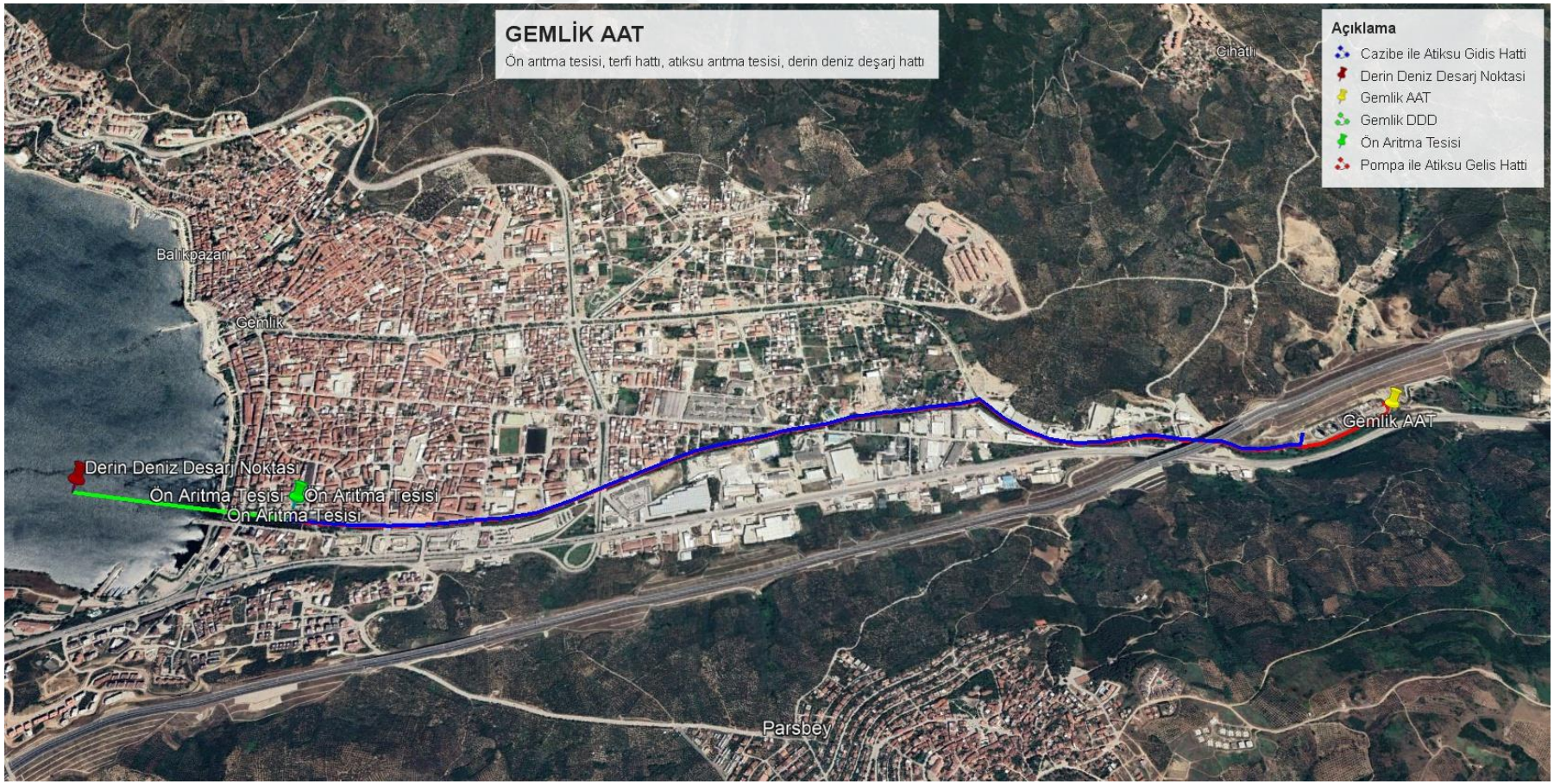
lamba, UV-C) geçerek cazibeli bir akış ile derin deniz deşarjıyla Marmara Denizi'ne karışmaktadır. Son çökeltim ünitelerinden çekilen çamur ilk olarak betonarme yapıda olan çamur yoğunlaştırma ünitelerine (2 adet) gelmekte daha sonra çamur susuzlaştırma ünitesine ulaşmaktadır. Çamur susuzlaştırma ünitesinden önce sisteme katyonik polimer (66 kg/gün sarfiyat) dozlaması yapılmaktadır. Tesiste oluşan günlük ortalama çamur miktarı 22 ton/gün olup, atık çamurlar elektrik üretimi için BUSKİ Çamur Yakma Tesisi 'ne gönderilmektedir. Tesisin çamur yaşı 25 gün, geri devir oranı ise tesis debisinin %50'si (9 125 m^3/gün) kadardır. Manuel ve otomatik ızgaralardan çıkan atık miktarı 15 ton/ay olup oluşan atıklar Yenikent (Hamitler) Evsel Katı Atık Depolama Sahası'na gönderilmektedir. Tesisin çıkış atıksuyunun iletkenlik değeri ortalama 6500 µS olup yaz aylarında bu değer 8 000 ile 10 000 µS'e kadar çıkmaktadır. Evsel nitelikli AAT'lerin çıkış suyunun iletkenlik değeri 1100 – 1400 µS.cm $^{-1}$ civarında olması beklenirken (Zoungrana vd., 2020) Gemlik AAT'nin bu iletkenlik değerinin yüksek olmasının nedeni deniz suyunun altyapı sistemine sızmasından kaynaklanmaktadır.



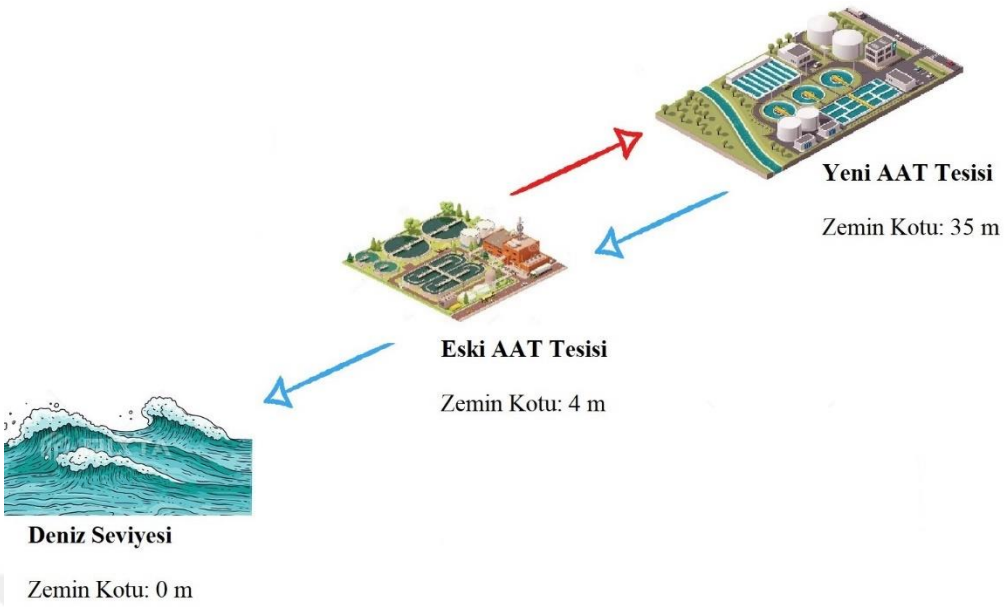
Şekil 3.1. Gemlik AAT'nin genel görünümü



Şekil 3.2. Gemlik AAT'nin derin deniz deşarj hattı borusu



Şekil 3.3. Gemlik AAT, Terfi hattı, Ön arıtma tesisi ve Derin deniz deşarj noktasının gösterimi



Şekil 3.4. Gemlik eski ve yeni AAT'lerin zemin kotları

Eski ve yeni tesisin zemin kotları, atıksuyun deşarj edildiği alıcı ortam olan deniz seviyesi kotu şematik olarak Şekil 3.4'te gösterilmiştir.

3.2 Numune Alımı

MP'lerin tespit edilmesi amacıyla Bursa Su ve Kanalizasyon İdaresi (BUSKİ)'ne bağlı Gemlik AAT'den 4 farklı üniteden atıksu numunesi ve 3 farklı üniteden çamur numunesi olmak üzere toplamda 7 farklı noktadan örnekleme yapılmıştır. Tesisin akım şeması ve örnekleme noktaları Şekil 3.6.'da verilmiştir. Numuneler, Ekim 2021 – Eylül 2022 arasında (12 ay boyunca) ayda bir numune olacak şekilde, sabah 10:00 - 11:00 saatleri arasında toplanmıştır.

Tesisin örnekleme noktaları, bu noktalardan toplanan örneklem hacimleri ve toplanan numune tipleri Çizelge 3.1.'de verilmiştir. Giriş ve çıkış atıksu numuneleri "Endress + Hauser" marka autosampler kullanılarak 24 saatlik kompozit numune şeklinde alınmıştır (Şekil 3.7.). Kum tutucu atıksu, geri devir aktif çamur ve çamur yoğunlaştırma numuneleri ise grab (anlık) olarak 10 L'lik paslanmaz çelik kova kullanılarak alınmıştır. Atık çamur numunesi ise grab (anlık) olarak paslanmaz çelik kaşık ile alınmıştır.

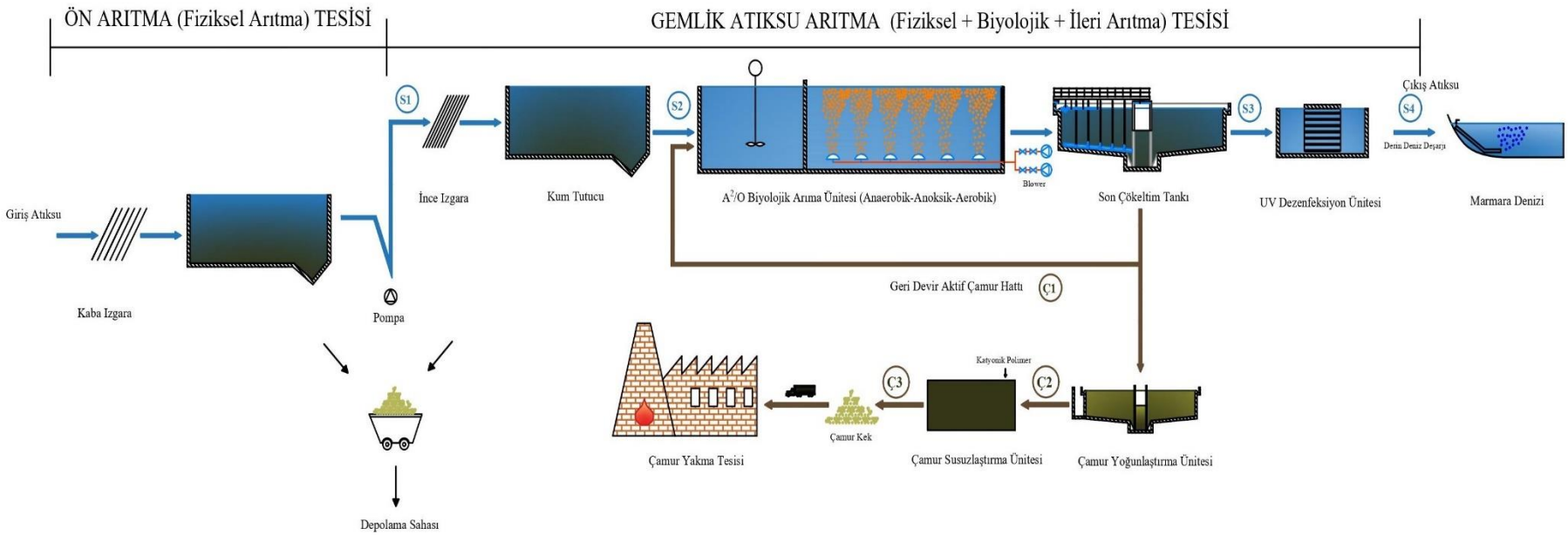
Numune alım sürecinde plastik bulaşmasını önlemek amacıyla cam şişeler (Şekil 3.5.) kullanılmış (Edo vd., 2020) şişe ağzı ile plastik kapak arasına alüminyum folyo konulmuştur (Bakir vd., 2020). Deneysel prosedüre kadar tesisten toplanan atıksu ve çamur numuneleri 4°C'de numune saklama dolabında muhafaza edilmiştir (Raju vd., 2020) ve 72 saat içinde analiz edilmiştir (Kankanige ve Babel, 2021).

Çizelge 3.1. Örnekleme noktaları ve örnek miktarları

NO	NOKTA	ÖRNEKLEM YERLERİ	ÖRNEK MİKTARI	NUMUNE TÜRÜ
1	S1	Ham Atıksu Girişi	1 L	Kompozit
2	S2	Kum Tutucu Çıkışı	2 L	Grab
3	S3	Son Çökeltim Çıkışı	8 L	Grab
4	S4	UV Ünitesi Çıkışı	15 L	Kompozit
5	Ç1	Geri Devir Hattı	10 g	Grab
6	Ç2	Çamur Yoğunlaştırma Ünitesi	10 g	Grab
7	Ç3	Çıkış Atık Çamur	10 g	Grab



Şekil 3.5. Tesisin farklı ünitelerinden alınan atıksu ve çamur numuneleri



Şekil 3.6. Gemlik ATT'nin akım şeması ve örnekleme noktaları

Atıksu numuneleri tesisin 4 ayrı noktasından toplanmıştır: Ham atıksu (S1), kum tutucu ünitesi çıkışı (S2), son çökeltim ünitesi çıkışı (S3) ve UV dezenfeksiyon ünitesi çıkışı (S4) olarak işaretlenmiştir. Çamur numuneleri ise 3 noktadan toplanmıştır: Geri devir aktif çamur (Ç1), çamur susuzlaştırma ünitesi çıkışı (Ç2) ve atık çamur (Ç3) olarak işaretlenmiştir. (Şekil 3.6.)

3.3 Atıksu Numunelerinden MP Ayrımı

Giriş ve çıkış atıksu kompozit numuneleri 24 saatlik kompozit numune olarak alınmıştır (Talvitie vd., 2017). Kompozit numuneler, otomatik örnekleme cihazı (Enderes Houser) (Şekil 3.7) ile 24 saat boyunca saatlik (her 15 dakikada bir 250 mL) numune alacak şekilde programlanmıştır. Numuneler 50 cm derinlikten alınarak 1 L'lik PE numune kaplarına (8.5 cm kare tabanlı) toplanmıştır. Anlık atıksu numuneleri, 10 L'lik çelik kova kullanılarak toplanmıştır (Şekil 3.8.). Toplanan atıksu numuneleri, önceden distile sudan geçirilmiş ve kurutulmuş cam şişelere boşaltılmıştır (Edo vd., 2020; Kankanige ve Babel, 2021).

a)  b) 

Şekil 3.7. a) Kompozit numunelerinin toplandığı otomatik örnekleme cihazı (Enderes Houser) b) Otomatik örnekleme cihazının iç kısmı



Şekil 3.8. Anlık olarak toplanan atıksu numuneleri

3.3.1. Elek Analizi

Bu çalışmada toplanan atıksu numuneleri sırasıyla; 5 mm, 3 mm, 1 mm, 500 µm ve 300 µm boyutlarındaki paslanmaz çelik elek setinden geçirilmiştir (Şekil 3.9.). Eleklerde kalan katılar, 3 kez minimum miktarda saf su kullanılarak 5-3 mm, 3-1 mm, 1-0.5 mm ve 0.5-0.3 mm büyüklük boyutlarına göre cam beherde toplanmıştır.



Şekil 3.9. Paslanmaz çelik elek seti (5mm- 3mm -1mm- 0.5mm- 0.3 mm)



Şekil 3.10. Etüvde numune kurutma işlemi

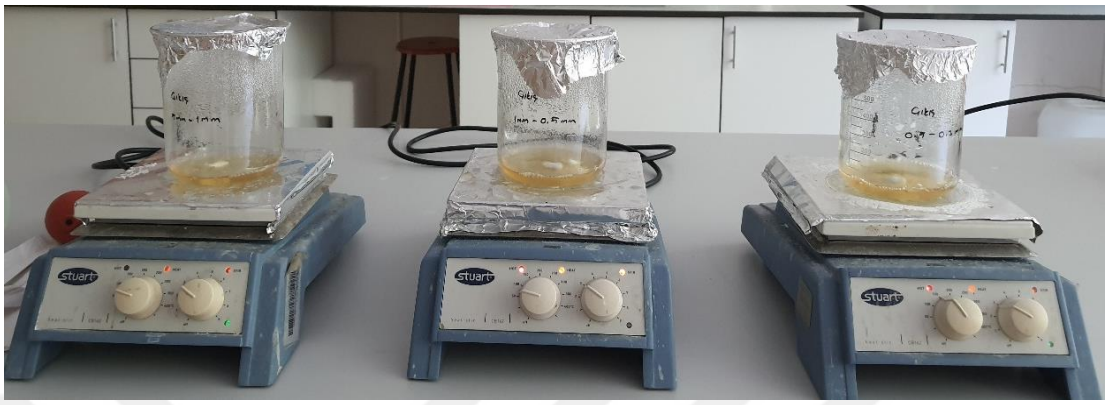
Bazı PE mikro boncukları, sıcaklık 60 °C'ye geldiğinde erimeye başladığından MP hasarını en aza indirmek için sıcaklığın 60 °C'nin altında tutulması önerilmektedir (Munno vd., 2018). Cam beherlere aktarılan numuneler 60 °C'de "MİPROLAB" markalı etüvde kurutulmuştur (Ziajahromi vd., 2021) (Şekil 3.10).

3.3.2. Organik Madde Giderimi

H_2O_2 ve Fenton reaktifi içeren oksidasyon yöntemleri, aynı reaksiyon koşullarındaki (reaksiyon süresi ve reaksiyon sıcaklığı) asit veya alkali reaksiyonlardan daha hızlı, daha yüksek organik giderimli ve MP'ler üzerinde daha düşük deformasyon etkisi yapması sebebiyle avantajlı bir yöntemdir. Dolayısıyla AAT'lerden alınan atıksu ve çamur numunelerinin oksidasyonunda yaygın olarak kullanılmaktadır (Kang vd., 2020). Numuneler etüvde kurutulduktan sonra, kuru numunelerin üzerine organik madde giderimi için %30 saflıkta H_2O_2 (20 mL) ve 0.05 $FeSO_4$ çözeltisi (20 mL) ilave edilmiştir (Hossain vd., 2021; Jiang J. vd., 2020; Lares vd., 2018; Patchaiyappan vd., 2020).

Kurumuş beherlere hazırlanan 20 mL $FeSO_4$ çözeltisi (0.05 M) ve 20 mL H_2O_2 çözeltisi (%30) eklenerek kuvvetlice karıştırılmıştır. Beherler 5 dakika oda sıcaklığında bekletilmiştir. Daha sonra 30 dakika boyunca sıcak manyetik karıştırıcı üzerinde 60 °C'ye ısıtılmıştır. Gözle görünür katı parçacıklara sahip beherlere 20 mL H_2O_2 ilave

edilmiştir ve katı parçacıklar görünmeyene kadar H_2O_2 eklenmeye devam edilmiştir (Yang L. vd., 2019).



Şekil 3.11. Atıksu numunelerinden organik madde giderimi

Numunedeki organik madde içeriğine bağlı olarak, oksidatif reaksiyon sırasında beherden kabarıp taşmalar olabilmektedir bu durumda reaksiyonu soğutmak için az miktarda distile su ilave edilmiştir (Lares vd., 2018). Beherlerin üzeri gaz çıkışına izin vermek için iğne delikli alüminyum folyo ile kapatılmıştır (Koelmans vd., 2019) (Şekil 3.11.) Beherler oda sıcaklığında 1-2 saat reaksiyon gözlenmeyinceye kadar soğumaya bırakılmıştır (Ziajahromi vd., 2021).

3.3.3. Atıksu Numunelerinden İnorganik Ayrımı

Oksidasyon işleminden sonra, damıtılmış su kullanılarak 5 M NaCl çözeltisi içeren bir ayırma hunisine aktarılmıştır ve numunelerin ayırma hunisinde gece boyunca çökmesi beklenmiştir (Ben-David vd., 2021) (Şekil 3.12.).

NaCl'nin doymuş çözeltisi (1.2 g/cm^3) çevre dostu, ucuz ve kolay temin edilebilir olduğu için tercih edilir. Aynı zamanda, yüksek yoğunluklu MP'lerin (PVC ve PET gibi) düşük geri kazanım oranlı düşünüldüğünde NaCl kullanımının dezavantajıdır. Yüksek yoğunluklu MP'leri ayırmak için kullanılan NaI (1.6 g/cm^3) ve $ZnCl_2$ (1.7 g/cm^3) tuzları pahalı olmaları ve sucul biyota için toksik olmaları gibi dezavantajlara

sahiptir (Crichton vd., 2017). Doğal lifler (pamuk, yün, selüloz vb.) (Barrows vd., 2018) analize dahil edilmemiştir.



Şekil 3.12. Atıksu numunelerinde inorganik madde ayırma işlemi

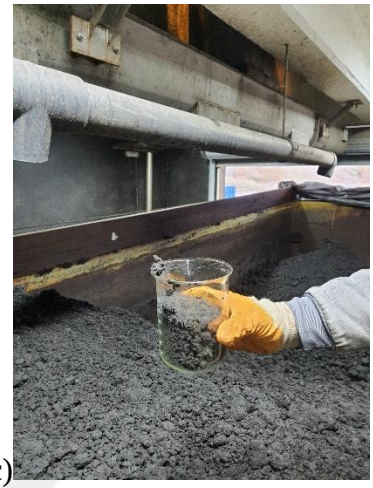
3.3.4. Vakum Filtasyon İşlemi

İnorganik ayırma işlemine tabi tutulan numuneler, vakum filtrasyon seti kullanılarak 0.45 µm gözenek çapına sahip (Whatman GF/F) cam elyaf filtre kağıtları ile filtre edilmiştir Filtreler, paslanmaz çelik cımbız ile alınarak cam petri kaplarına yerleştirilerek 24 saat oda sıcaklığında kurumaya bırakılmıştır (Lares vd., 2018; Li X. vd., 2020). Daha sonra filtreler stereo mikroskop (LEICA EZ4E) altında görsel olarak ölçeklendirilmiş ve fotoğrafları çekilmiştir (Şekil 3.15.).

3.4. Çamur Numunelerinden MP Ayrımı

Ç1 ve Ç2 numuneleri, paslanmaz çelik kova kullanılarak (2 L) (Şekil 3.13.) temiz cam şişelere alınmıştır. Ç3 numunesi, paslanmaz çelik kürek kullanılarak 250 g (ıslak ağırlık) konulmuştur. MP bulaşmasını önlemek için tüm çamur numuneleri alüminyum folyo ile kapatılmıştır ve analize kadar 4 °C buzdolabında saklanmıştır. Tüm çamur numuneleri, 60 °C'de 15-20 gün boyunca cam beher içinde kurutulmuştur (Jiang vd.,

2020). Daha sonra kuruyan numunelerden 10 g örnek hassas terazide tartılmıştır (Şekil 3.14.).

a)  b)  c) 

Şekil 3.13. Çamur numunelerinin alınması a) Geri devir aktif çamuru b) Çamur susuzlaştırma ünitesi çıkışı c) Arıma çamuru

3.4.1. Çamur Numunelerinden İnorganik Ayrımı

Kuru numuneler tartıldıktan sonra doymuş NaCl çözeltisi ile yoğunluk ayrımı işlemi yapılmıştır. NaCl çözeltisi kullanılarak birçok polimer türü ekstrakte edilebilir, ancak PVC ve PET gibi bazı plastik türleri, yoğunlukları NaCl çözeltisinden daha büyük olduğu için NaCl çözeltisi ile ayrılamamaktadır (Kang vd., 2020).

Ç1 ve Ç2 çamur numuneleri, paslanmaz çelik kaplar kullanılarak temiz cam şişelere (2 L) alınmıştır. Ç3 numunesi ise paslanmaz çelik kürek kullanılarak 250 g (ıslak ağırlık) cam behere (500 mL) alınmıştır. Tüm çamur örnekleri, 60 °C'de 15-20 gün boyunca cam beher içinde kurutulmuştur (Jiang vd., 2020). Kuru numunelerden 10 g tartıldıktan sonra yoğunluk ayrımı doymuş NaCl çözeltisi ile yapılmıştır.

Kuru numunelerden 10 g tartıldıktan sonra cam behere yerleştirilmiş ve 1 saat boyunca 300 rpm'de manyetik karıştırıcıda karıştırılırken 1: 2 (V / V) oranında doymuş NaCl çözeltisi ilave edilmiştir. Ardından cam ayırma hunisi kullanılarak gece boyunca

beklenmiştir (Şekil 3.14.). Olası MP kaybını önlemek için bu prosedür 3 kez tekrarlanmıştır.



Şekil 3.14. Çamur numunelerinde yoğunluk ayırma işlemi

Üst duru faz ayrıldıktan sonra, çamur numunelerine uygulanan diğer işlemler atıksu numuneleri ile aynıdır. Yalnızca çamur numunelerinin organik içeriği fazla olduğundan atıksu numunelerinin 2 katı kadar %30 saflıkta (40 mL) H_2O_2 ve 0.05 M (40 mL) $FeSO_4$ çözeltisi ilave edilerek saflaştırma işlemi gerçekleştirilmiştir.

3.5. Şekil, Boyut ve Renk Analizi

Mikroplastikler şekil yönünden; lif (fiber), parça (düzensiz şekilli parçacıklar), film ve granüler (boncuk, pellet) olmak üzere 4 ana grupta sınıflandırılmıştır (Wei vd., 2020; Zhang K. vd., 2017). İnce ve uzun şekle sahip olanlara lif; kırık ve düzensiz şekilde olup plastik nesneden kopanlara parçacık; ince tabakaya sahip olan parçacıklara film, küresel ve silindirik şekle sahip olanlara granül (pellet) olarak tanımlanmaktadır (Anderson vd., 2017; Bui vd., 2020; Jiang C. vd., 2018; Leslie vd., 2017). Mikroplastikler boyut yönünden 4 ana gruba ayrılmıştır. Bunlar; 0.3-0.5 mm, 0.5-1 mm, 1-3 mm ve 3-5 mm'dir. Renk yönünden ise 9 gruba ayrılmıştır. Renkler; siyah, mavi, sarı, pembe, mor, kırmızı, yeşil, beyaz, şeffaftır.

Oda sıcaklığında kurumaya bırakılan filtre kağıtları, LEICA EZ4E stereomikroskop (8-35x objektif, 5 MP HD dijital kameralı) altında incelenmiştir (Şekil 3.15.). Elde edilen görüntüler ve MP'lerin parçacık sayısı, şekli, rengi ve boyutu Libre Office Draw Imaging Software (sürüm 4.2.7.2) yardımıyla ölçeklendirilerek kaydedilmiştir.



Şekil 3.15. Stereo mikroskop (LEICA EZ4E) ile MP belirlenmesi

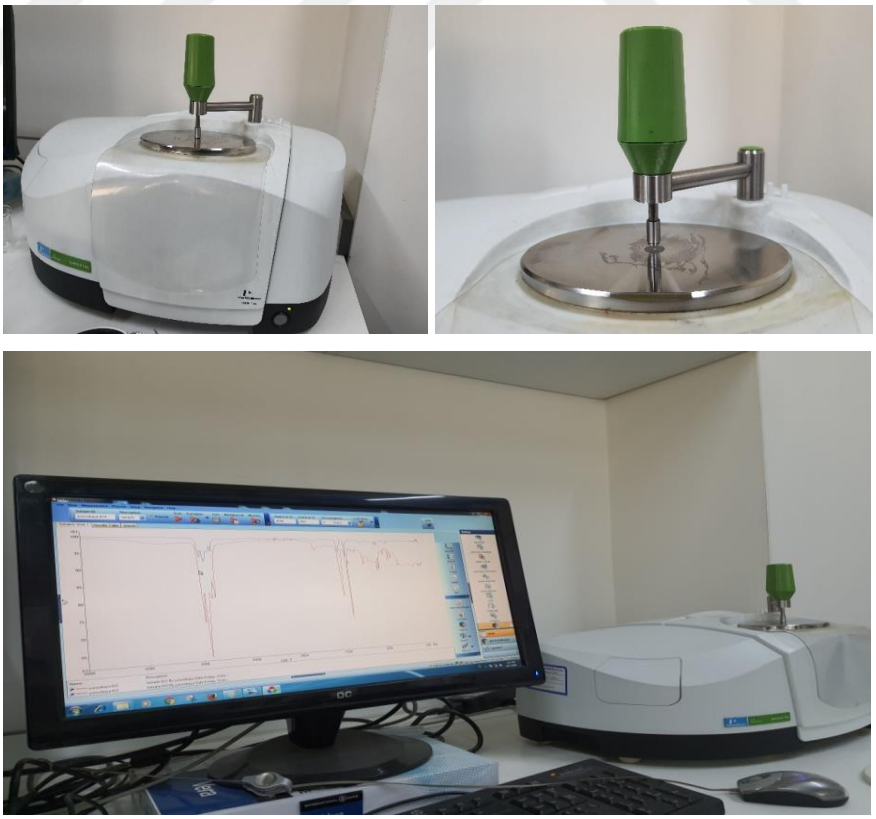
Tüm MP'ler ve plastik olmayan parçacıklar (tahta, kâğıt ve metal parçaları) petri kabında temiz filtreye toplanmıştır (Akarsu vd., 2020). Sayı, boyut, şekil ve renk yönünden sınıflandırılan MP'ler tür analizi için hazır hale getirilmiştir.

3.6. Tür Analizi

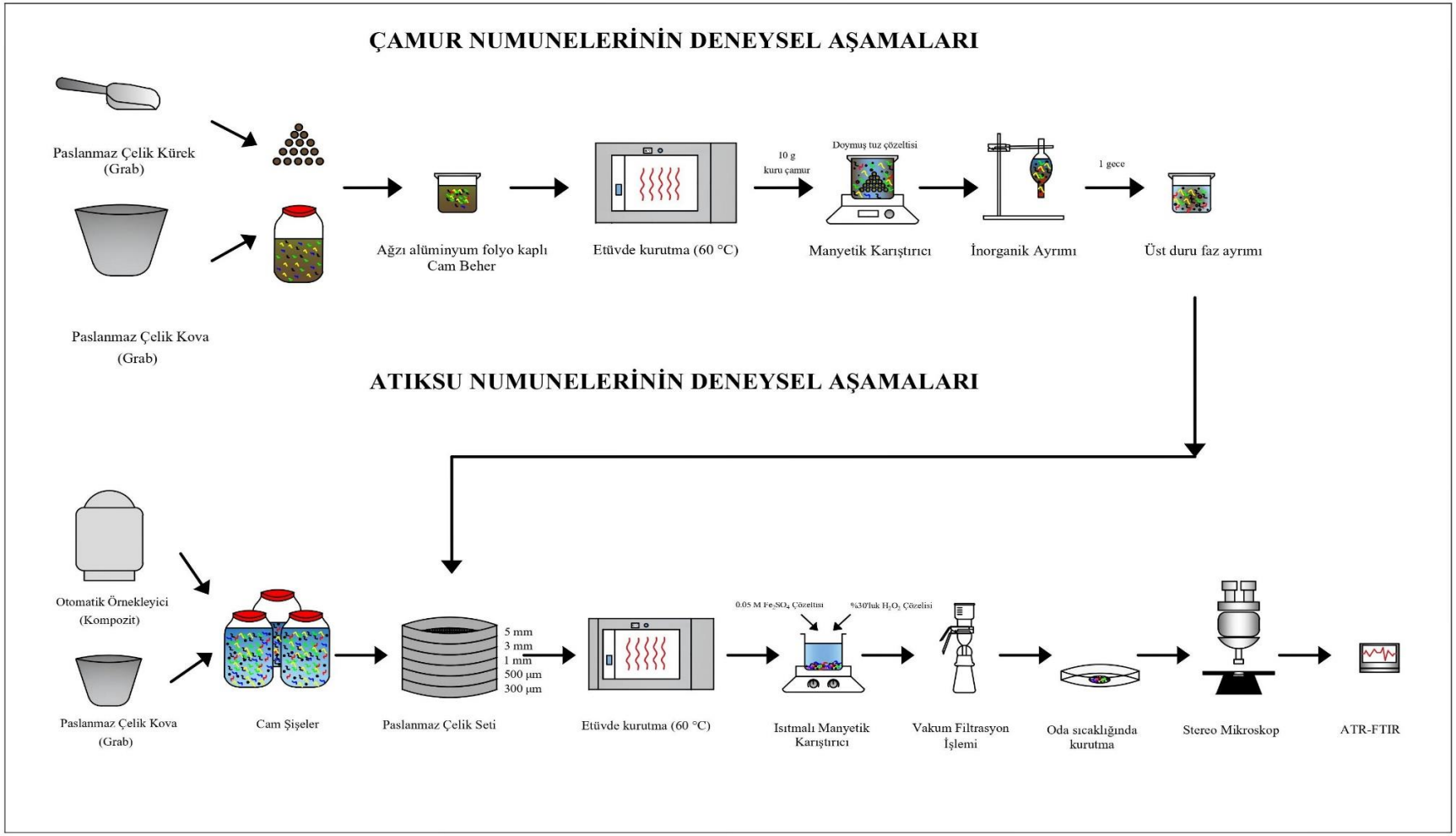
Mikroplastiklerin tür analizinde en sık kullanılan yöntem FTIR yöntemidir. Bu yöntem ile MP parçacıkları kızılötesi radyasyona maruz bırakılmaktadır ve karakteristik tepe noktalarının atomlar arasındaki belirli kimyasal bağlara karşılık geldiği bir spektrum elde edilmektedir. Elde edilen spektrum, referans spektrum kitaplığı ile karşılaştırılarak numune bileşimini tanımlamak için kullanılmaktadır. Bununla birlikte, bu referans spektrumları her zaman çok temiz ve ideal örnekleri temsil etmektedir (Murphy vd., 2016). Görsel incelemenin ardından partiküller artık kalıntıları gidermek için Milli-Q su ile durulanarak ve Zayıflatılmış Toplam Yansıma Fourier Dönüşümü Kızılötesi (ATR-FTIR) spektroskopisi (Perkin Elmer) ile polimer tipinin tespiti için temsili bir kısım (~%10) rastgele alınmıştır (Raju vd., 2020). Bu çalışmada, rastgele seçilen >300 µm'dan büyük (Blair vd., 2019) 1730 tane parçacığın tür analizi yapılmıştır. Parçacıklar

ultra ince paslanmaz metal cımbız kullanılarak Perkin Elmer cihazının elmas gözüne yerleştirilmiştir ve üzerindeki kol aşağı doğru sıkıştırılarak ekranda oluşan spektrumlar okunmuştur. FTIR tanımlamasından sonra, kristal göz her seferinde %70 etanol ile temizlemiştir.

Rastgele seçilen parçacıkların analizi, Zayıflatılmış Toplam Yansıma Fourier Dönüşümü Kızılötesi (ATR-FTIR) spektroskopi (PerkinElmer) cihazı kullanılarak 4000-400 cm^{-1} dalga sayısı aralığında 4 cm^{-1} çözünürlük ve ortalama 4-16 tarama yapılarak tür belirleme işlemi gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.16.). Spektrumlar, ilgili polimer türünü belirlerken Perkin Elmer yazılım (Perkin Elmer Spectrum sürüm 10.5.1) kitaplığı kullanılmıştır (Jung vd., 2018; Raju vd., 2020). Elde edilen spektrumlar, cihaz üzerindeki tüm ortak polimerlerin ve doğal malzemelerin spektrumlarını içeren spektral kütüphanelerle karşılaştırılmıştır. Çevresel örneklerin karmaşıklığı nedeniyle, çoğu örneğin kızılötesi spektrumu standart spektrumla eşleşmediğinden kalite endeksi ≥ 0.7 olan eşleşmeler kabul edilmiştir (Magni vd., 2019; Xu X. vd., 2019).



Şekil 3.16. ATR-FTIR cihazı ve MP Tür belirleme işlemi



Şekil 3.17. Atıksu ve çamur numuneleri için deneysel akım şeması

3.7. Kalite Kontrol

Örnekleme ve laboratuvar işlemi sırasında olası kirlenmeyi önlemek için bir dizi önlem alınarak bulaşma ve kirlenmenin önlenmesi amaçlanmıştır (Hosseini vd., 2020). Tüm cam eşyalar ve ekipmanlar kullanılmadan önce damıtılmış su ile durulanmıştır. Kurutulmuş cam eşyalar ve ekipmanlar daha sonra alüminyum folyo ile kaplanmıştır (Radityaningrum vd., 2021). Çevresel ortamda mevcut olan ve bulaşmaya neden olabilecek MP'lerin, deney sonuçları etkilememesi için; plastik yerine cam ve metal ekipman tercih edilmiştir, % 100 pamuklu laboratuvar önlüğü kullanılmış, filtrelenmiş numuneler kapalı cam petri kaplarında saklanmıştır, numune alma veya numune işleme sırasında sentetik tekstiller tercih edilmemiştir, deney sırasında ağız ve burnu kapatan maske ve pudrasız lateks eldiven kullanılmıştır, tüm cam eşyalar deneyden sonra önce çeşme suyu ile daha sonra 2 kez saf su kullanılarak yıkanmıştır (Bayo vd., 2021; Kankanige ve Babel, 2021; Prata vd., 2019). Deneylerden önce, tezgâh %70 etanol ve distile su ile 3 kez silinmiştir (Xu X. vd., 2021).

3.8. İstatiksel Analiz

İstatiksel değerlendirmede ilk olarak, MP sayımında ortalama değerler ve standart sapmaları hesaplanmıştır. Daha sonra tüm verilerde, normallik (Shapiro-Wilk Testi) ve varyansın homojenliği (Levene Testi) test edilmiştir. Arıtma sürecindeki farklı üniteler arasında MP sayısındaki farklılıkların önemini araştırmak ve tesis giderim verimindeki farklılıkları tespit etmek için tek yönlü varyans analizi (ANOVA) kullanılmıştır. Hangi grupların birbirinden anlamlı farklılık gösterdiğini belirlemek için post-hoc Tukey Testi kullanılmıştır. Normal dağılmayan verilerde, Kruskal Wallis H testi (ANOVA testinin parametrik olmayan karşılığı) kullanılmıştır. Testler SPSS 26.0 yazılımında yapılmıştır ve istatistiksel anlamlılık seviyesi (%95 güven aralığı) $p < 0.05$ olarak seçilmiştir.

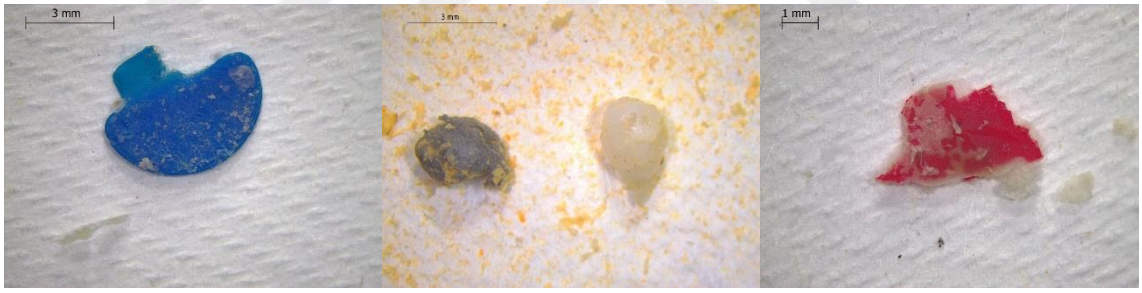
4. BULGULAR

4.1. Mikroskop Görüntüleri

Gemlik AAT farklı ünitelerinden (S1, S2, S3, S4, Ç1, Ç2, Ç3) alınan numunelerde yapılan analizler sonucunda tespit edilen MP'lerin mikroskop görüntüleri ölçekli olarak Şekil 4.1 – Şekil 4.7. arasında verilmiştir.



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



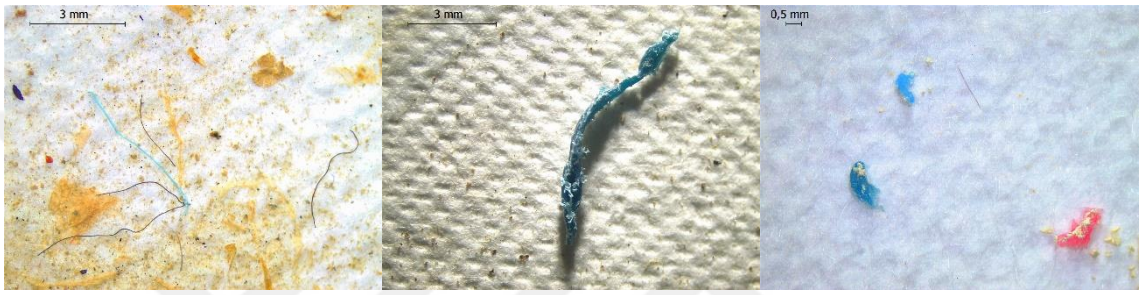
Şekil 4.2. Kum tutucu ünitesi çıkışında (S2) tespit edilen MP'lerin görüntüleri



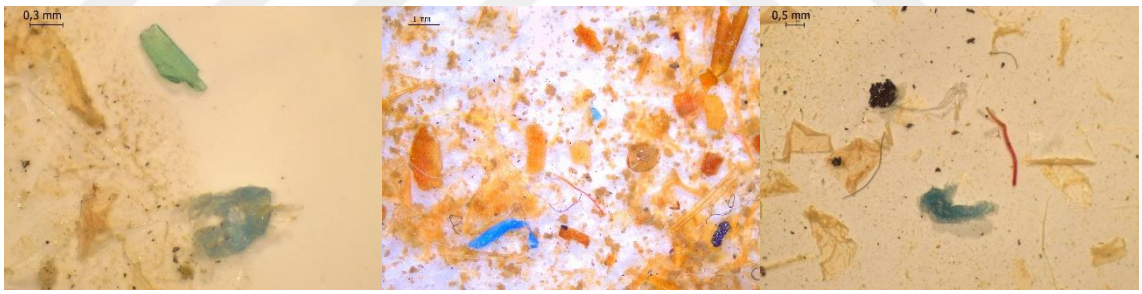
Şekil 4.3. Son çökeltim ünitesi çıkışında (S3) tespit edilen MP'lerin görüntüleri



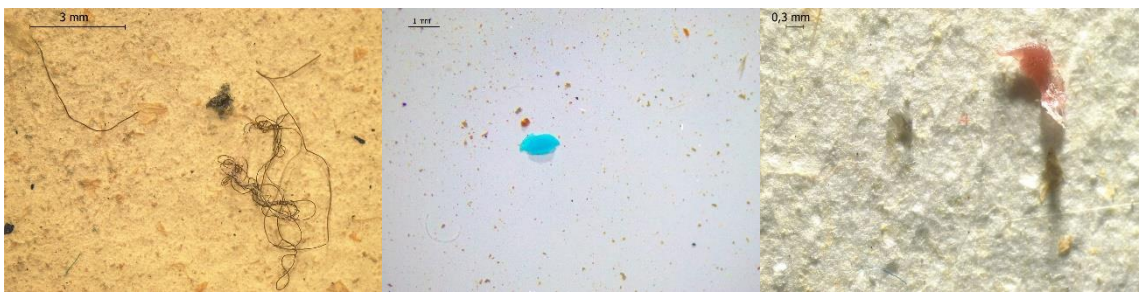
Şekil 4.4. UV dezenfeksiyon ünitesi çıkışında (S4) tespit edilen MP'lerin görüntüleri



Şekil 4.5. Geri devir aktif çamurunda (Ç1) tespit edilen MP'lerin görüntüleri



Şekil 4.6. Çamur yoğunlaştırma ünitesi çıkışında (Ç2) tespit edilen MP'lerin görüntüleri



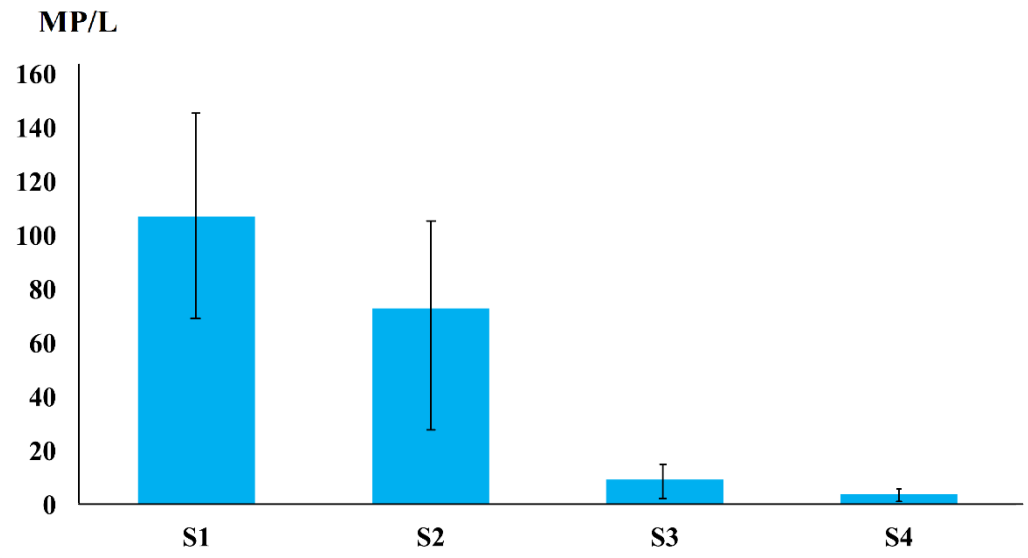
Şekil 4.7. Çıkış atık çamurunda (Ç3) tespit edilen MP'lerin görüntüleri

Şekiller incelendiğinde AAT'nin her ünitesinde farklı boyut, renk ve görünümde MP parçacıkları tespit edilmiştir. AAT kademeleri ilerledikçe filtre kağıtlarında MP sayısında giderime bağlı olarak azalma olduğu görülmüştür.

4.2. AAT Ünitelerinde MP Miktarları ve Giderim Verimleri

AAT'nin hizmet verdiği nüfus miktarı, bulunduğu bölgedeki endüstriyel faaliyetler ve kentleşme seviyesi gibi faktörler giriş atıksuyundaki MP miktarını üzerinde etkilidir (Raju vd., 2020). AAT ünitelerinden alınan atıksu numunelerine (S1, S2, S3) yapılan analizler sonucunda tespit edilen ortalama MP miktarları sırasıyla; 107.1 ± 40.2 MP/L, 73.1 ± 40.6 MP/L, 9.5 ± 3.7 MP/L ve 4.1 ± 1.1 MP/L'dir (Şekil 4.8.) (Çizelge 4.1.).

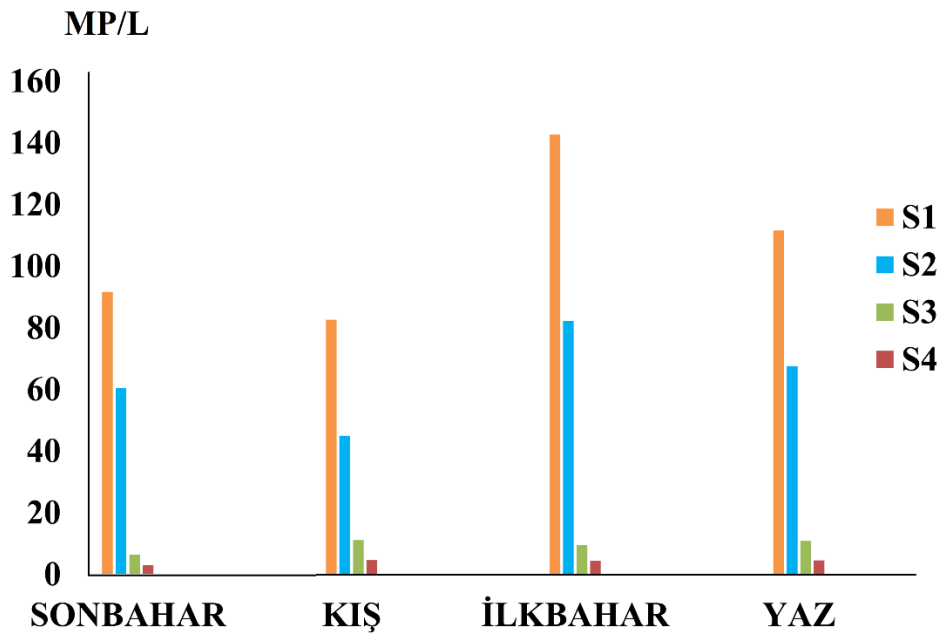
AAT ünitelerinde MP miktarının dağılımını tespit etmek için Shapiro-Wilk normallik testine tabi tutulmuştur. S1 ($p=0.014<0.05$), S2 ($p=0.714>0.05$), S3 ($p=0.412>0.05$) ve S4 ($p=0.193>0.05$) olduğundan 0.05 güven aralığına göre S1 ünitesi hariç diğer atıksu üniteleri (S2, S3, S4) kendi içinde normal dağılım göstermiştir. Tüm atıksu verileri %95 güven aralığına göre normal dağılım göstermediği için atıksu üniteleri arasındaki MP sayısındaki değişimin anlamlı olup olmadığı test etmek amacıyla Anova testinin parametrik olmayan karşılığı olan Kruskal Wallis H testi uygulanmıştır. Test sonucuna göre, Asymp. Sig.$=0.00<0.05$ olduğundan atıksu ünitelerin MP sayısına etkisi istatistiki olarak anlamlıdır yani MP sayısı değişimi atıksu arıtma üniteleri boyunca değişmektedir (Şekil 4.8.).



Şekil 4.8. Atıksu ünitelerinde MP sayıları

Atıksu ünitelerindeki MP sayısını mevsimsel değişimi incelediğinde;

Atıksu numuneleri mevsimsel olarak 0.05 güven aralığında Shapiro-Wilk normallik testine tabi tutulmuştur. Sonbahar ($p=0.021<0.05$), kış ($p=0.01<0.05$) olduğundan, ilkbahar ($p=0.015<0.05$), yaz ($p=0.015<0.05$) olduğundan mevsimsel olarak veriler normal dağılım gözlemlenmemiştir. Veriler normal dağılmadığından, mevsim değişiminin MP sayısı üzerine etkisi olup olmadığını tespit etmek amacıyla Kruskal Wallis H testi yapılmıştır. Test sonucuna göre (Asymp. $Sig.=0.67>0.05$) olduğundan mevsimsel farklılığın MP sayısı üzerine etkisi istatiksel olarak göz ardı edilebilir seviyede bulunmuştur. Atıksu numunelerinde mevsimsel MP miktar değişimi Şekil 4.9'da gösterilmiştir.



Şekil 4.9. Atıksu numunelerinde mevsimsel MP miktar değişimi (MP/L)

Giriş atıksu (S1) numunesindeki veriler nomal dağılım göstermediğinden mevsimsel değişimin MP sayısına etkisini incelemek için Kruskal Wallis H testi yapılmıştır. Teste göre (Asymp. Sig.=0.157>0.05) olduğundan mevsimsel değişim anlamlı olmadığı bulunmuştur. Gözlemlenen MP sayısı değişimi, mevsim dışındaki etkenlere bağlı olduğu saptanmıştır.

Atıksu üniteleri arasındaki MP giderim verimi, tesisin MP giderim verimi denklem (1) kullanılarak hesaplanmıştır. AAT'nin MP giderim verimi;

$$\%\, verim = \frac{Giriş\ MP\ Miktarı - Çıkış\ MP\ Miktarı}{Giriş\ MP\ Miktarı}\ x\ 100 \qquad (1)$$

$$\frac{107,1-4,1}{107,1}\ x100\ = \%96,17$$

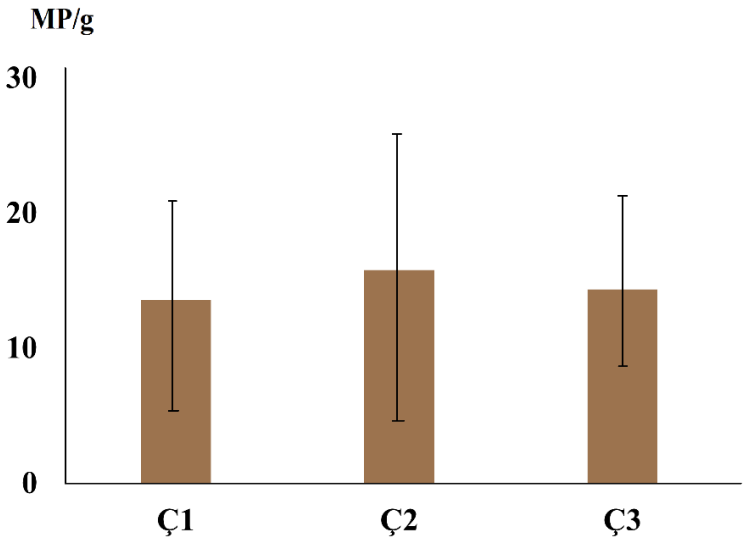
olarak hesaplanmıştır. AAT'lerdeki yüksek MP giderim verimliliğine rağmen giderilen MP'ler, arıtma çamurunda önemli miktarda tutulduğu bilinmektedir (Lofty vd., 2022). AAT'nin atıksu ünitelerinde MP giderim oranları sırasıyla; (S1-S2) %31.74, (S2-S3) %87 ve (S3-S4) %56.84 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca atıksu ünitelerinin MP giderim verimlerine ek olarak kümülatif giderim verimleri de Çizelge 4.1.'de hesaplanmıştır.

MP giderim verimi benzer özellikteki AAT'ler ile uyumludur. Tadsuwan ve Babel (2022) yaptığı çalışmada, atıksu arıtma üniteleri arasındaki MP giderim oranlarını sırasıyla; (S1-S2) %25.55, (S2-S4) %81.91 ve (S4-S5) %78.16 olarak bulmuştur buna ek olarak kümülatif giderimleri ise sırasıyla; (S1-S2) %25.55, (S2-S4) %86.14 ve (S4-S5) %96.97 olarak bulmuştur. Atıksudaki daha yüksek yoğunluğa sahip MP'ler, kum tutucu ünitesinde fiziksel çökeltme ile giderilebilmektedir (Sun vd., 2019; Yang L. vd., 2019). Son çökeltim ünitesinde ise MP'ler askıda katı maddelere bağlanarak veya atıksudaki aktif çamura tutunarak ya da çökerek uzaklaşmaktadır (Bretas Alvim, Bes-Piá, vd., 2020; Okeke vd., 2022). Pittura ve diğerleri (2021), belediye atıksuyunu arıtan AAT'de yaptığı çalışmada, MP'lerin %86'sının geleneksel aktif çamur arıtma hattında giderildiğini, ana azalmanın birincil ve ikincil çökeltim ünitesinde olduğunu belirtmiştir.

Çizelge 4.1. Atıksu ünitelerinde MP sayısı ve giderim verimleri

Numune No	MP/L	Ünitelerde Giderim Verimi (%)	Kümülatif giderim (%)
S1	107.1 ± 40.2	0	0
S2	73.1 ± 40.6	31.74	31.74
S3	9.5 ± 3.7	87	91.12
S4	4.1 ± 1.1	56.84	96.17

12 ay boyunca tesisin MP giderim verimi (S1- S4 arasında) incelenmiştir. Shapiro-Wilk normallik testine %95 güven aralığında tabi tutulmuştur ve ($p=0.385>0.05$) olduğundan veriler normal dağılmaktadır. Varyansların homojenliği Leneve Testi ile test edilmiştir ve varyansların homojen olduğu varsayımı doğrulanmıştır. Mevsimler bazında tesisin MP giderim verimde anlamlı bir fark olup olmadığı tek yönlü Anova Testi yapılarak incelenmiştir ve ($p=0.3>0.05$) bulunduğundan tesisin MP giderim verimi mevsimsel değişim faktöründen bağımsız olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.10. Çamur ünitelerinde MP sayıları

AAT ünitelerinden alınan çamur numunelerine (Ç1, Ç2, Ç3) yapılan analizler sonucunda tespit edilen MP miktarları (Çizelge 4.2.) sırasıyla; 13.5 ± 8.1 MP/g, 15.7 ± 9.5 MP/g ve 14.3 ± 7.1 MP/g 'dır. Çamur ünitelerinde bulunan ortalama MP değerleri literatür ile uyumludur (Çizelge 2.1). Çamurdaki MP konsantrasyonu 1 500 ile 170 000 MP/kg (kuru ağırlık) arasında değişmektedir (Sun J. vd., 2019; Zhang X. vd., 2020).

Çizelge 4.2. Çamur ünitelerinde MP sayısı

Numune No	MP/g
Ç1	13.5 ± 8.1
Ç2	15.7 ± 9.5
Ç3	14.3 ± 7.1

Belediyeye ait AAT'den ham kanalizasyon çamuru üzerinde yapılan araştırmalarda, MP konsantrasyonu ham çamurda 37.7- 286.5 MP/g (kuru ağırlık) arasında değişim göstermektedir (Harley-Nyang vd., 2022).

Çamur yoğunlaştırma ünitesindeki çamurda katı madde konsantrasyonu artarken, çamur hacmi azalmaktadır. Çamur yoğunlaştırma ünitesindeki çamurda MP miktarının, arıtma çamurundaki MP miktarına oranı fazladır bu nedenle çamur susuzlaştırma ünitesinden

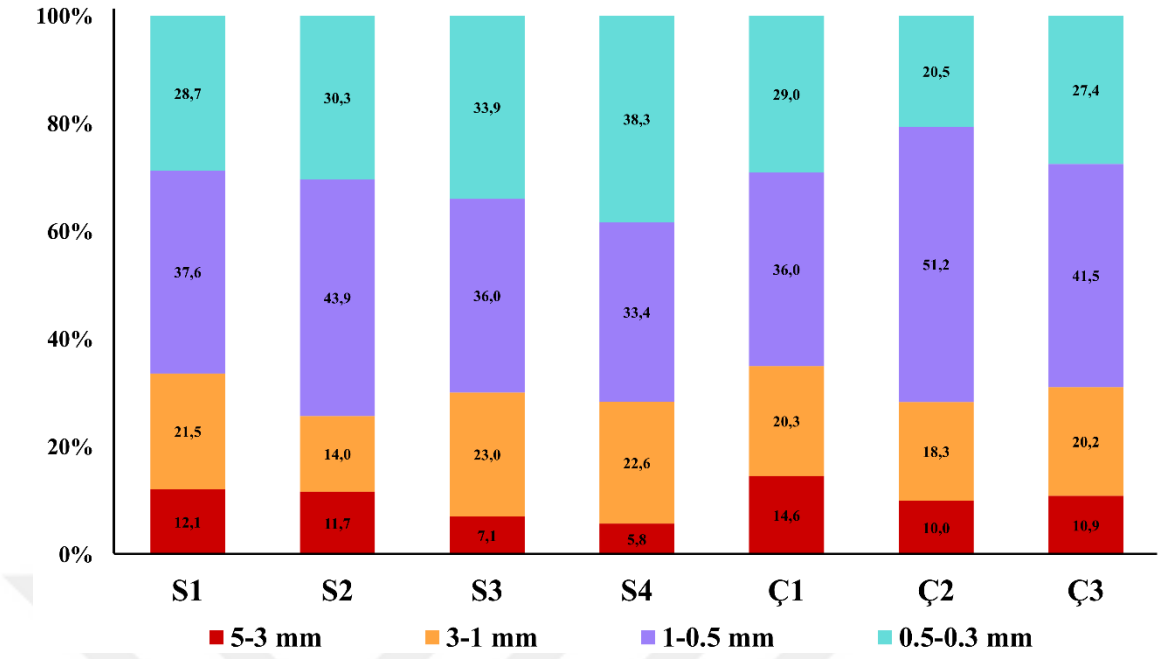
çıkan çamur üst duru fazında önemli miktarda MP'nin varlığı düşünülmektedir ve bahsi geçen su AAT'ye geri gönderilmektedir. Arıtma çamurunun, önceki prosesteki çürütülmüş çamura oranla %54 daha az MP içerdiği bilinmektedir (Alavian Petroody vd., 2021). MP'lerin aktif çamur performansı üzerindeki etkisine ilişkin uzun süreli bir çalışmada, MP'lerin aktif çamurun mikrobiyal topluluğu üzerinde (nitrifikasyon ve denitrifikasyon bakteri) etkisi olmamasına rağmen, MP'lerin varlığı seçici etkilere sahip bazı bakteri gruplarının çeşitliliğini ve sayısını azalttığı tespit edilmiştir (Bretas Alvim vd., 2021). Aerobik granüllerin MP'lere maruz kalması, granüllerin yapılarını gevşek ve düzensiz hale getirdiğini, hücre dışı polimer salgılanması ise 150 PVC MP/L konsantrasyonunda yaklaşık %30 oranında baskılandığını gözlemlemiştir (Zhang Y. vd., 2020).

MP'lerin varlığı aynı zamanda çamur çökelmesini ve susuzlaştırmayı da etkilemektedir. Atıksudaki PE-MP'lerin (1, 10, 50 mg/L) aerobik granüler çamurda biyolojik dönüşümler ve hücre dışı polimer üretimi üzerindeki etkisine ilişkin çalışmada, MP varlığının granül morfolojisini değiştirdiğini ve biyokütlenin çökelme özelliklerini kötüleştirerek reaktörlerden biyokütlenin yıkanmasına neden olduğu tespit edilmiştir (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022). 60 gün boyunca farklı boyutlardaki (213.7 nm – 4.2 mm) ve kimyasal bileşimdeki (PS, PE, PVC) MP'lere maruz kalan aktif çamurun susuzlaştırılmasını incelenmiş olup parçacık boyutu, çamur susuzlaştırma üzerinde polimer tipine göre daha belirgin etkilere sebep olduğu tespit edilmiştir. Yaklaşık 4 mm'lik boyuttaki MP'ler çamur floklarını fiziksel olarak ezilmesine neden olmuş ve çamurun susuzlaştırılabilirliğini yaklaşık %30-50 oranında azaltmıştır. Nano boyutlu MP'lerin (213,7 nm) varlığında ise, flokların hücre dışı polimer üretiminde biyokütle içindeki miktarını azaltarak çamur susuzlaştırmasını engellemiştir (Xu J. vd., 2021).
Murphy ve diğerleri (2016), MP'lerin konsantrasyonunun kum tutucu çamurunda ve çamur kekinde sırasıyla; 1 440 MP/kg ve 1 200 MP/kg olarak bulmuştur. Sıyırılmış çamurda, ise MP miktarı 4 000 – 7 000 MP/kg (yaş ağırlığa) olduğu bilinmektedir (Carr vd., 2016; Murphy vd., 2016).

4.3. MP’lerin Boyut Dağılımı

Atıksu ve çamur numunelerinde tespit edilen MP'lerin boyut dağılımları Şekil 4.11. 'de verilmiştir. Tüm atıksu numunelerinde ortak MP boyutu olan 1-0.5 mm ve 0.5-0.3 mm boyutundaki MP'lerin yüzdeleri sırasıyla %37.6 – %28.7 (S1), %43.9 – %30.3 (S2), %36.0 – 33.9 (S3) ve %33.4 – %38.3 (S4) olarak tespit edilmiştir. S1 numunesinde %12.1 civarında olan 5-3 mm boyutundaki daha büyük yapılı MP'ler, S4 numunesinde %5,8 iken Ç3 numunesinde %10.9’dur. 5-3 mm boyutundaki MP’ler S1-S3 arasında %5’lik bir azalma gözlemlenir iken S1-S4 arasında %6.3’lük bir azalma gözlemlenmiştir. S3-S4 arası 5-3 mm boyutundaki MP’lerin değişim yüzdesi yalnızca %1.3’tür dolayısıyla UV ünitesinin büyük boyutlu MP’lerin gideriminde etkisi zayıftır. Fakat UV ünitesinden sonra 0.3-0.5 mm boyut aralığı %33.9’dan %38.3’e artmaktadır. Doğrudan fotodegradasyonda, UV ışınının enerji yoğunluğu PP, PE ve PS gibi plastik türlerindeki bağ ayrıştırabileceğinden plastiğin zincir parçalanarak daha küçük moleküler ağırlıklı monomerlere ayrışmasına sebep olmaktadır (Song vd., 2017) dolayısıyla UV prosesinin küçük boyutlu MP sayısını arttırdığı düşünülmektedir.

5-3 mm MP boyut aralığının çamur numunesinde bu boyutun arttığı göze çarpmaktadır (Şekil 4.11.). Yapılan çalışmalarda, atıksu numunelerindeki baskın boyut aralığının 1-0.5 mm (Jiang vd., 2020; Vardar vd., 2021), çamur numunelerinde ise baskın boyut aralığı 2-1 mm olarak bulunmuştur (Vardar vd., 2021). Yang ve diğerleri (2021), >3000 µm büyük MP’lerin çamur numunesinde artarken (Ç1'de %3.4'ten Ç3'te %4.5'e) atıksu arıtma üniteleri boyunca (S1'de %6.8'den S3'te %3.4'e) azaldığını tespit etmiştir.



Şekil 4.11. Atıksu ve çamur numunelerinde MP boyut dağılımı (%)

Şekil 4.11. incelendiğinde atıksu örneklerinde MP boyutunun AAT üniteleri boyunca küçüldüğü ve oran olarak arttığı tespit edilmiştir. Küçük boyutlu (1-0.5 mm ve 0.5-0.3mm) MP'lerin AAT nitelerine göre yüzdesel dağılımları sırasıyla; %66.3 (S1), %74.2 (S2), %69.9 (S3), %71.7 (S4), %65 (Ç1), %71.7 (Ç2) ve %68.9 (Ç3)'dur. Sayısal değerlerden de anlaşıldığı üzere küçük boyutlu MP'lerin hem atıksu hem de çamur ünitleri boyunca dağılımında önemli miktarda artış gözlemlenmektedir. Daha küçük MP daha fazla miktarda olmasının nedeni, daha büyük MP'lerin kanalizasyon sistemine taşınması esnasında parçalanmasına veya arıtma işlemleri boyunca daha küçük MP'lere parçalanması olduğu düşünülmektedir (Franco vd., 2021). Öte yandan MP'ler, arıtma sırasında, aşınma veya sonraki aşamaya geçme nedeniyle MP'lerin boyutu küçüldüğünden nihai çıkış suyunda küçük MP'lerin daha fazla olması beklenmektedir (Blair vd., 2019; Jiang J. vd., 2020). Nitekim nihai çıkış suyu olan S4 'te küçük boyutlu MP'lerin yüzdesel dağılımı %71.7 olarak bulunmuştur.

Azizi ve diğerleri (2022) yaptığı çalışmada, birincil kademe arıtmadan sonra küçük boyutlu MP'lerin yüzdeliğinin arttığını tespit etmiştir. Diğer yandan, ikincil kademe arıtmadan sonra küçük boyuta sahip MP'lerin çamurda büyük oranda (%57)

tutulduğundan AAT'lerde daha yüksek MP giderme verimliliği gerçekleştiği bildirmiştir (Jiang J. vd., 2020).

MP'lerin boyutu küçüldüğünde, yüzey-hacim oranı artacağından küçük MP'lere organik kirleticiler, ağır metaller ve hidrofobik organik kirleticiler bağlanmaktadır. Dolayısıyla, AAT'lerden deşarj edilen atıksuları çevresel ortamlar için önemli tehlike arz etmektedir (Alavian Petroody vd., 2020).

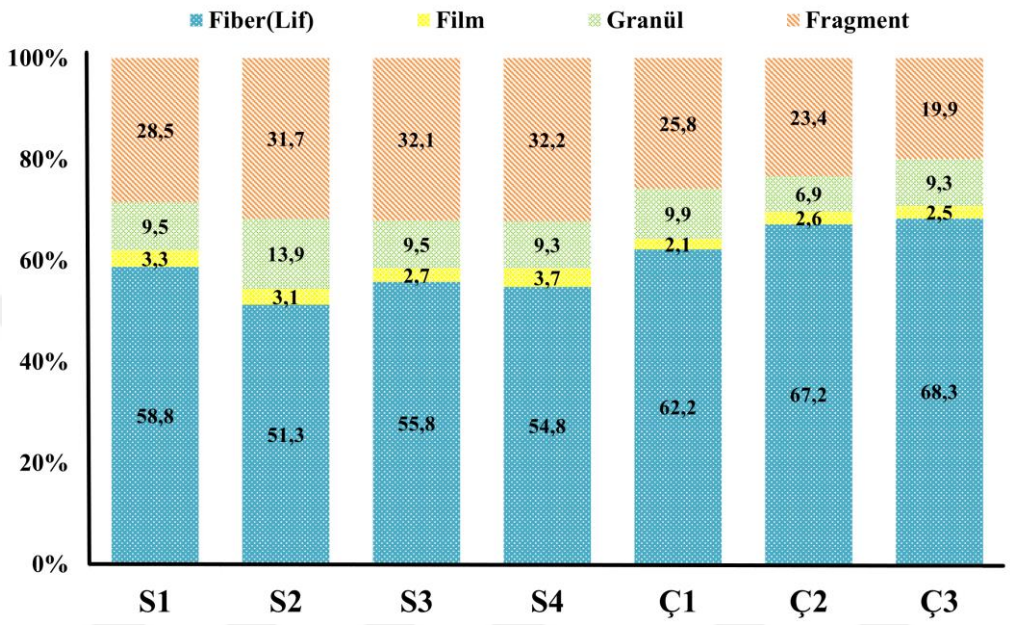
Genel olarak, daha küçük parçacıklar atıksuda asılı kalma eğilimindeyken, daha büyük parçacıklar çökmeye daha yatkındır (Jiang vd., 2020). Azizi ve diğerleri (2022), geleneksel arıtma kademelerinde daha büyük parçacıkların önemli ölçüde uzaklaştırıldığını tespit etmiştir.

Çamur numunelerinde ise büyük boyutlu (5-3 mm ve 3-1 mm) MP'lerin yüzdelik dağılımı, atıksu numunelerindeki büyük boyutlu MP'lere oranda daha fazladır. Büyük boyutlu MP'lerin AAT üniteleri boyunca yüzdesel dağılımı sırasıyla; %33,6 (S1), %25.7 (S2), %30.1 (S3), %28.4 (S4), %34.9 (Ç1), %28.3 (Ç2) ve %31.1 (Ç3)'dir. 5-3 mm boyut aralığı S1(%12.1)'den S2 (%11.7)'ye azalmıştır. Bunun nedeni birincil kademe arıtmada, 3 mm'den büyük boyuttaki parçacıkları tutabilmektedir (Jiang J. vd., 2020).

Çamur numunelerinde yapılan birçok çalışmada, çoğunlukla 250 μm'nin altında analiz edilen partiküllerle MP'lerin olmadığını göstermiştir (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022). Lusher ve diğerleri (2017), arıtma çamurundaki MP'lerin %81'inin 1 mm'nin altında olup, %34'nün ise daha küçük boyut 50-125 mm aralığında olduğunu bildirmiştir. Çamurda, küçük boyutlu MP'lerin azalmasının/eksikliğinin arıtma sırasında bozunmalardan mı yoksa çamur kurutma mekanik işlemlerde yaygın olan partiküllerin parçalanmasından mı kaynaklandığını ayırt etmek oldukça zordur. (Cheng vd., 2021). Çamur kurutmada; kurutma yatakları, plaka filtre presler, belt filtre presler gibi mekanik proseslerde yaygın olarak uygulanan yöntemlerdir (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022).

4.4. MP'lerin Şekil Dağılımı

Atıksu ve çamur ünitelerinde tespit edilen MP'lerin şekil dağılım yüzdeleri Şekil 4.12.'te verilmiştir.



Şekil 4.12. Atıksu ve çamur numunelerinde MP şekil dağılımı

Giriş atıksu numunesinde (S1) lif, film, granül (küre) ve fragment şekillerinin yüzdelik dağılımları sırasıyla; %58.8, %3.3, %9.5 ve %28.5'tir. MP şekilleri açısından farklı ham atıksu türleri incelendiğinde lif, pul ve film formundaki şekillerin baskın olması beklenmektedir (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022).

Çıkış atıksuyunda (S4) bu oranlar sırasıyla; %54.8, %3.7, %9.3 ve %32.2'dir. Arıtma çamurunda (Ç3) ise MP şekil dağılım oranları sırasıyla; %68.3, %2.5, %9.3 ve %19.9'dur. AAT'deki atıksu numuneleri (S1, S2, S3, S4) ve çamur numuneleri (Ç1, Ç2, Ç3) incelendiğinde örneklerin %50'ından fazlası lifler en yaygın kategori olarak tespit edilmiş iken film ve granül (küre) daha küçük oranlarda gözlemlenmiştir. Çamurda yapılan benzer çalışmada, lifler ve fragmentler hem ham çamur hem de işlenmiş çamurda bulunan MP'lerin büyük bir kısmını oluşturduğu ve liflerin oranının ise %60 olarak bulunmuştur (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022). Kanalizasyon çamurunda yüksek konsantrasyonlarda (%75.8) lif bulunmuştur (Li X. vd., 2018).

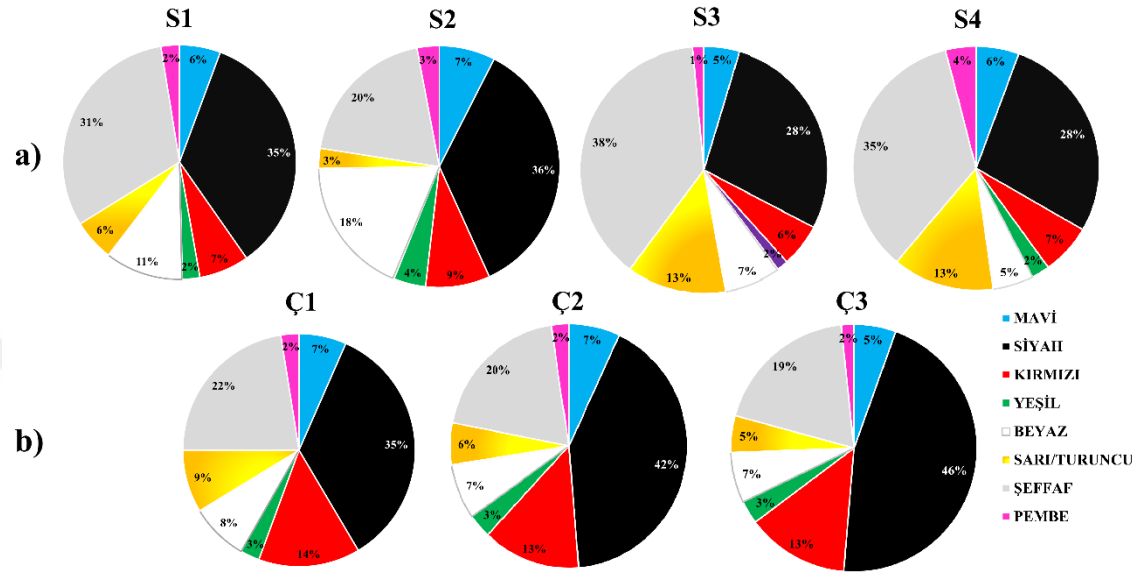
Literatürde yapılan benzer çalışmalarda, lifler baskın şekil olarak bulunmuştur (Franco vd., 2020; Gies vd., 2018; Iyare vd., 2020) ve bunun nedeninin çamaşır yıkama işlemi esnasında liflerin salınması olarak düşünülmektedir. Tadsuwan ve Babel (2022) yaptığı çalışmada, arıtma ünitelerinde (atıksu/çamur) MP şekil dağılımını incelemiş ve her bir arıtma ünitesinde %60'dan fazla lif olduğunu tespit etmiştir.

S1-S4 üniteleri arasında lifler %58.8'den %54.8'e düşüş göstererek yalnızca %4'lük bir azalma gözlemlenmiştir. Liflerin uzun ve dar yapılı olması, geleneksel AAT'lerde arıtma boyunca tutulmalarını engellemektedir (Sun J. vd., 2019). Diğer yapılan çalışmalarda, film ve granül (küre) şekilleri %10'un altında tespit edilmiştir (Talvitie vd., 2015; Xu vd., 2019). Bulunan sonuçlar literatür ile uyumludur.

Bir yıkamada tek parça giysinin 1 900'e kadar lifi serbest bırakabileceği (Salvador Cesa vd., 2017) ve 6 kg'lık ev tipi çamaşır makinesi, yıkama işlemi sırasında ortalama 700 000 lifi kanalizasyon sistemine salabileceği bilinmektedir (Napper vd., 2015). Lifin kaynağının, çamaşır makineleri ve tekstil endüstrilerinin AAT'lerle bağlantısı olduğu ima edilmekle beraber ortalama olarak, bir parça giysi veya bir metrekare makine dokuma halı yıkama başına 1 825 ile 3 098 mikrofiberin salındığı tespit edilmiştir (Akarsu vd., 2020; Alavian Petroody vd., 2020). Amerikan ve Kanadalı halkın her yıl çamaşır yıkama işleminde kanalizasyona 533 milyon mikrofiber deşarj ettiğini ve atıksu arıtımının ardından su ortamına 3.5×10^{15} mikrofiber deşarj edildiği tahmin edilmektedir (Katerina Vassilenko vd., 2019).

4.5. MP'lerin Renk Dağılımı

Her bir atıksu/çamur ünitesinin kendi içindeki MP'lerin renk dağılım yüzdeleri Şekil 4.13'te detaylıca verilmiştir.



Şekil 4.13. Atıksu ve çamur ünitelerinin renk dağılımı (%) a) Atıksu ünitelerindeki renk dağılımı (%) b) Çamur ünitelerindeki renk dağılımı (%)

Renk dağılımları incelendiğinde atıksu ve çamur numunelerinde en baskın MP rengi siyah olup ardından sırasıyla şeffaf, mavi, beyaz, kırmızı ve sarı gelmektedir. Atıksu numunelerindeki MP'lerin renk dağılımları; siyah (%32.69), şeffaf (%28.82), beyaz (%12.08), kırmızı (%7.27), sarı (%7.14), mavi (%6.16) iken çamur numunelerinde MP dağılımı ise; siyah (%41.37), şeffaf (%20.05), kırmızı (%13.54), beyaz (%7.21), mavi (%6.36), sarı (%6.05) olarak bulunmuştur. Şekilde gösterilen diğer renkler ise %5'in altında tespit edilmiştir.

S1 numunesinde baskın renkler siyah (%35), şeffaf (%31), beyaz (%11); S4 numunesinde baskın renkler şeffaf, (%35), siyah (%28), sari (%13); Ç3 numunesinde baskın renkler siyah (%46), şeffaf (%19), kırmızı (%13)'dır. Verilerden de anlaşıldığı üzere, atıksu/çamur numunelerinin tümünde siyah ve şeffaf renk baskın olarak bulunmuştur.

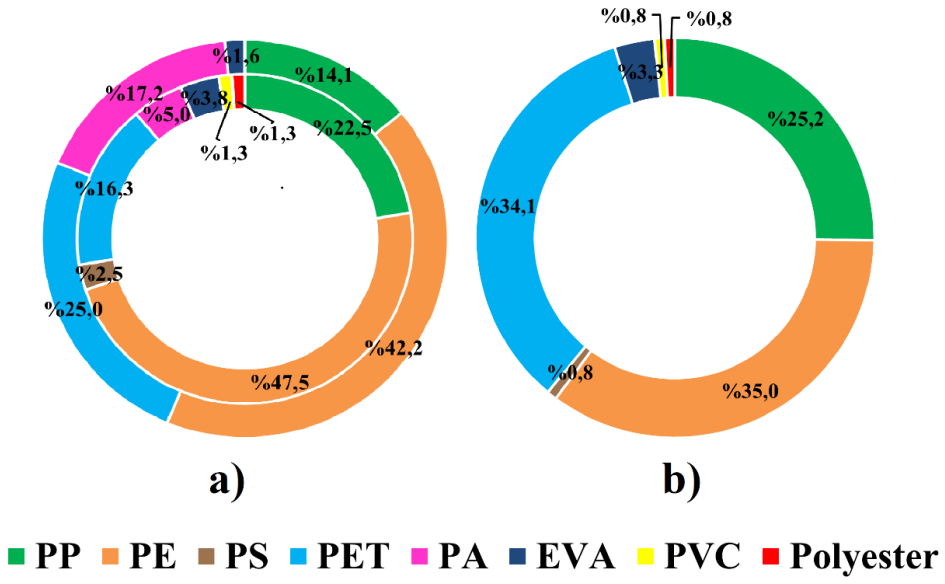
Tespit edilen baskın renkler, literatürde yapılan birçok çalışma ile benzerlik göstermektedir. Çin'in evsel atıksularının arıtıldığı en büyük AAT'sinde siyah ve şeffaf renkler baskın olarak bulunmuştur (Yang vd., 2019). Üstün ve diğerleri (2022), ikincil kademe arıtmaya sahip atıksu arıtma tesisindeki MP'leri incelediklerinde siyah rengi baskın bulmuşlardır. Endüstriyel ve evsel atıksuların birlikte arıtıldığı tesiste MP'lerin renkleri incelendiğinde; siyah, beyaz ve şeffaf renkler baskın bulunmuştur (Uogintė vd., 2022). Haque ve diğerleri (2022) yaptığı çalışmada; siyah, mavi ve kırmızı rengi baskın bulmuştur.

MP'lerin renkleri incelendiğinde, siyah ve şeffaf baskınlığı günlük hayatımızda kullandığımız plastik poşetler, şişeler, streç film, bardaklar ve ambalaj poşetleri ile ilgili olabileceği düşünülmektedir (Yang vd., 2021; Zhang L. vd., 2021). Renkli MP parçacıkları, ağır metaller (Wang ve Wang, 2018), KOK'lar, patojenler (Rochman vd., 2014) ve su ortamında yaşayan organizmaların seçici olarak daha renkli plastik partikülleri tükettikleri tespit edilmiştir (Oßmann vd., 2018; Su vd., 2020).

4.6. MP'lerin Tür Dağılımı

Çalışma kapsamında, atıksu numunelerinde 910 ve çamur numunelerinde 820 olmak üzere toplamda 1730 partikül incelenmiştir. Parçacıkların 650'si (atıksu numunelerinde 336, çamur numunelerinde 314) ATR-FTIR kullanılarak plastik olduğu doğrulanmıştır. PE, PP, PS, PET, PA, Etilen vinil asetat (EVA), PVC ve Polyester tespit edilen 8 MP türüdür. Geriye kalan parçacıkların çoğu; kalsiyum stearat ve gliserin, oleik asit, monooleat, selüloz asetat, akrilik, lesitin, selüloz, ağaç yongaları, hayvan kürkü, silikon, lateks, diş macunu kalıntıları, kozmetik hammaddeleri ve silikatları içermektedir.

AAT'de tespit edilen S1/S4 ve Ç3'teki MP türleri dağılımları Şekil 4.14.'te verilmiştir.



Şekil 4.14. Atıksu ve çamur numunelerinde tespit edilen MP türlerinin dağılımı (%) a) atıksu numuneleri tür dağılımı (%) (iç halka S1, dış halka S4) b) Çamur numunesi (Ç3) tür dağılımı (%)

Şekil 4.14.'te gösterildiği gibi atıksu numunelerinde (a); giriş atıksuyunda (S1) PP (%22.5), PE (%47.5), PS (%2.5), PET (%16.3), PA (%5), EVA (%3.8) ve PVC (%1.3), Polyester (%1.3), çıkış suyunda (S4) PE (%14.1), PP (%42.2), PET (%25.0), PA (%17.2), ve EVA (%1.6) gözlenen yaygın MP türleridir. (b) Arıtma çamurunda (Ç3) ise PP (%25.2), PE (%35.0), PS (%0.8), PET (%34.1), EVA (%3.3), PVC (%0.8) ve Polyester (%0.8) oranlarında tespit edilmiştir.

MP konsantrasyonları açısından farklı ham atıksu türleri incelendiğinde PP, PE ve PET türleri baskın bulunmuştur (Cydzik-Kwiatkowska vd., 2022). Azizi ve diğerleri (2022), yaptığı çalışmada; PA, PE, PS, PET, PP, PU, PVC, PEST ve akriliği tüm arıtma kademelerinde en yüksek yüzdeye sahip 9 MP türü olarak rapor etmiştir. Ayrıca aralarında PET, PEST, PE en yüksek orana sahipken ortalama yüzdeleri sırasıyla; %45, %44 ve %26'dır. Bu türler, tekstil ürünleri ve ambalaj malzemeleri dahil olmak üzere tüketim malları üretmek kullanılmakta ve MP'lerin PP, PE ve PA türleri çamaşır yıkama işlemi ve yüzey akışı yoluyla AAT'lere gelmektedir. Bu nedenle, farklı arıtma kademelerinde sıklıkla rastlanmaktadır (Bilgin vd., 2020). PEST, PP ve PVC temel olarak geleneksel AAT'ler tarafından önemli ölçüde ikincil arıtma ile giderilmektedir

(Azizi vd., 2022). PE yoğunluğu (0.9–0.98 g/cm^3) atıksu yoğunluğuna (1.04 g/cm^3) yakın olduğundan arıtma kademeleri boyunca taşınabilmektedir (Bilgin vd., 2020).

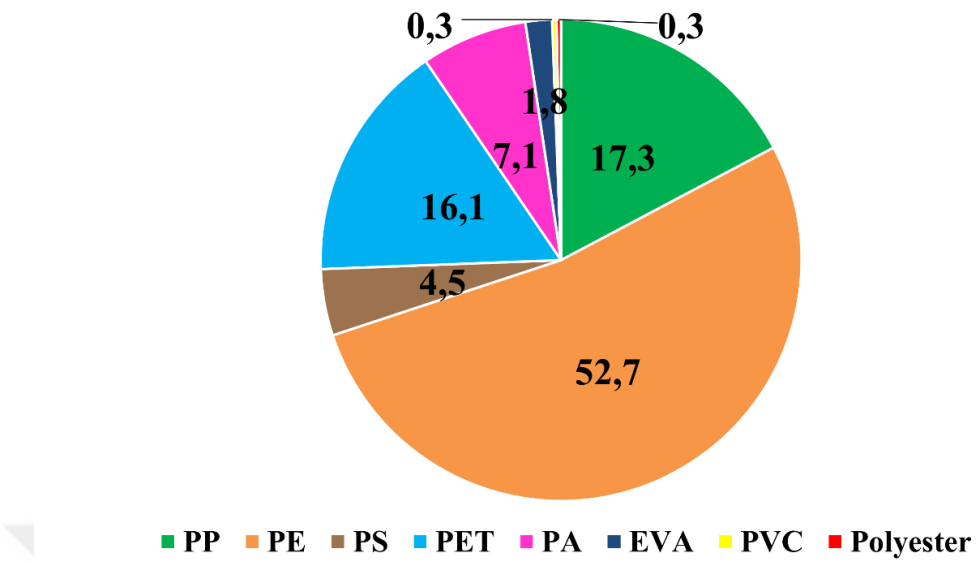
Literatürde yapılan çalışmalarda evsel AAT'lerin giriş atıksularında yaygın olarak PVC, HDPE, PEMA, PP, PS ve PE türleri gözlemlenmiştir (Lenz vd., 2015; Sol vd., 2020; Wang F. vd., 2020; Xue vd., 2019) ve bu türler ambalajın yanı sıra tüketici ürünlerinde de yaygın olarak kullanılmaktadır (Geyer vd., 2017).

Franco ve diğerleri (2021), yaptığı çalışmada İspanya Cadiz'deki 2 farklı AAT'yi karşılaştırarak FT-IR analizi sonucunda 14 farklı MP türü tespit etmiştir. Tespit edilen plastik türlerinin girişten çıkışa doğru bazıları artarken bazıları artmıştır bunlar sırasıyla; PP (%2.5'ten %0'a), PE (%5'ten %0'a), PS (%0'dan %13.3'e), PA (%5'ten %40'a), EVA (%2.5'tan %0'a), PVC (%52'den %40'a), HDPE (%7.75'ten %6.67) bulmuştur.

Şekil 4.14'te görüldüğü gibi atıksu numunelerinde PA yüzdesi (%5'ten %17.2'ye) AAT boyunca artış göstermektedir. PA türü, çamaşır yıkama ve kişisel bakım sırasında salınabilen, giysilerde ve diş fırçalarında kullanılan sentetik liflerden kaynaklanmaktadır. EVA ve PP ayrıca kentsel AAT'deki tespit edilmiştir. Bu plastik türleri; evlerde gıda paketleme, ambalajlama, eğlence amaçlı faaliyetlerde ve el sanatlarında kullanılmaktadır (Franco vd., 2021).

Franco ve diğerleri (2020), yaptığı çalışmada 7 AAT'yi (5'i evsel, 2'si endüstriyel) inceleyerek evsel/endüstriyel tesisleri kendi aralarında ve birbirleriyle karşılaştırmıştır. 5 tane evsel AAT'nin giriş-çıkış atıksuyu tür dağılımına baktığımızda, PP (%2'den %0'a), PE (%13'ten %6'ya), PVC (%30'dan %5'e) azalırken, PS (%9'dan %35'e), PET (%1'den %8'e) ve PA (%6'dan %13'e) artış göstermiştir. AAT'de %60'ından fazlası plastik üreticilerin ana malzeme olarak kullandığı PE, PP ve PEST/PET giriş atksu numunelerinde bol miktarda bulunduğu tespit edilmiştir (Kim vd., 2022).

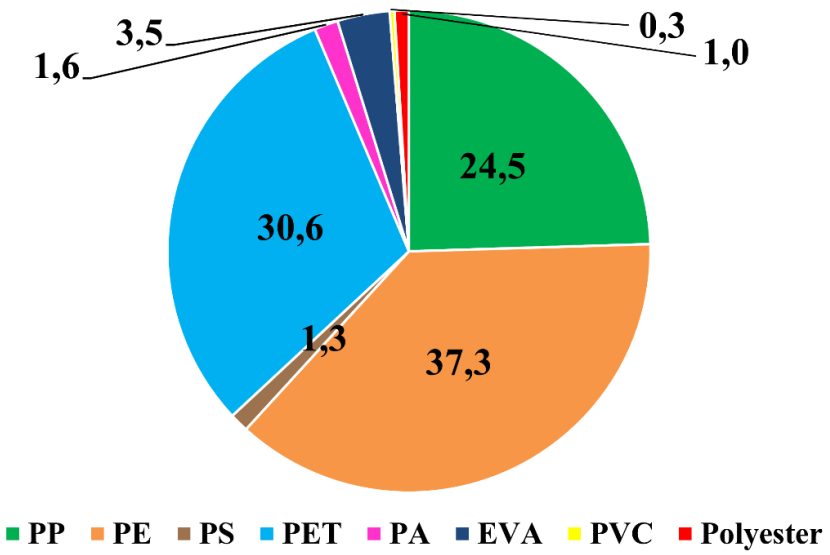
PEST lifleri, daha yüksek yoğunlukları nedeniyle kanalizasyon sıvısından çökme eğiliminde ve PP yoğunluğu (0.84-0.9 g/cm^3) nedeniyle yüzme eğilimindedir (Azizi vd., 2022; Bilgin vd., 2020; Blair vd., 2019).



Şekil. 4.15. Atıksu ünitelerinde MP tür dağılımı (%)

Atıksu üniterinin MP tür dağılımı (Şekil 4.15.) incelenmiştir. Baskın türler olarak PE, PP, PET ve PA bulunmuştur ve yüzdesel dağılımları sırasıyla; %52.7, %17.3, %16.1 ve %7.1'dir.

Diğer bir yandan, AAT'lerde ortalama MP giderim verimliliğinin %84'ü havalandırma ünitesinde olduğu MP'ler su fazından çamura aktarılarak ana uzaklaştırma sağlandığı bilinmektedir. Çalışmada atıksuda tespit edilen MP'ler çoğunlukla PET, PE, PP, PS türünde olmakla beraber çoğu lif (yaklaşık %30-50) şeklindedir (Hongprasith vd., 2020). Özellikle atıksudaki PE'nin kaynağı diş macunu ve yüz ovma gibi kişisel bakım ürünleridir. PET, PE ve PP gibi diğer türlerin kaynağı ise daha büyük plastik nesnelerin aşınması veya bozulması olduğu düşünülmektedir (Alavian Petroody vd., 2020). Ayrıca PP, termal giysiler, sıhhi ürünler, tıbbi uygulamalar ve bina malzemelerinden kaynaklanabilmektedir (Blair vd., 2019).



Şekil. 4.16. Çamur ünitelerinde MP tür dağılımı (%)

Çamur üniterinin MP tür dağılımı (Şekil 4.16.) incelenmiştir. Baskın türler olarak PE, PP ve PET bulunmuştur ve yüzdesel dağılımları sırasıyla; %37.3, %24.5, ve %30.6 ‘dır.

Xu Q. ve diğerleri (2020), yaptığı çalışmada çamur örneğinde MP türleri dağılımını PA, PP, PET, PE ve Rayon’u sırasıyla; %9.89, %8.79; %8.79; %8.79 ve %11.54 olarak bulmuştur (Xu Q., 2020). MP’lerin giderimi, MP türünün belirleyebileceği yoğunluğu ile ilişkilidir. Daha yüksek yoğunluğa sahip olan MP'ler, birincil çökme işlemi sırasında atıksudan kolayca ayrılabileceği bilinmektedir. Öte yandan, daha düşük yoğunluklu MP’lerin, atıksuyun yüzeyinde yüzebileceği ve birincil arıtma sırasında yüzey suyu sıyrılarak giderilebileceği bilinmektedir (Alavian Petroody vd., 2020; Bilgin vd., 2020). Gómez ve Michel (2013), tarafından yürütülen çalışmada, anaerobik çürütme sırasında PP, PS ve PET'in biyolojik olarak parçalanabilirliğini ve ayrıca geleneksel plastiklerin biyolojik olarak parçalanabilirliğini artırmak için tasarlanmış bir katkı maddesi varlığında bu plastiklerin biyolojik olarak parçalanabilirliğini incelemişlerdir. Sentetik plastik, katkı maddesi ile değiştirildikten sonra da biyolojik olarak ayrışmanın olmadığı tespit edilmiştir. PE ve PET, 50 °C'de anaerobik ortamda 500 günlük uzun sürenin ardından bozulmaya uğramamıştır (Selke vd., 2015).

4.7. Alıcı Ortamlara Deşarj Edilen MP Miktarı

Çalışmadaki AAT'de MP'lerin giderim verimi %96.17'dir. AAT'nin ortalama debisi (18 250 m^3/gün ve çıkış atıksusuyundan deşarj edilen ortalama MP miktarı 4.1 ± 1.1 MP/L olduğundan, Marmara Denizi'ne günde ortalama 74 825 000 MP (yaklaşık 7.5× 10^6) salınmaktadır. AAT'nin günlük ortalama oluşan atık çamur miktarı (22 ton/gün) ve çıkış arıtma çamurunda ortalama MP miktarı 14.3 ± 7.18 MP/g olduğundan, çamurda günlük biriken MP miktarı 314 600 000 MP (yaklaşık 3.15×10^8 MP), yıllık olarak biriken MP miktarı ise (yaklaşık 1.15×10^{11} MP) olarak hesaplanmıştır. Güney Kore'de üçüncül kademeli AAT'de 20 μm'ye kadar olan MP'ler bir yıl boyunca izlenmiş ve %99.8 MP giderim verimine sahip tesisin 2.9 × 10^9 potansiyel yıllık yüke sahip olduğunu, giriş atıksu konsantrasyonu 114 ± 17 – 216 ± 65 MP/L, çıkış atıksu konsantrasyonu 0.26 ± 0.29 – 0.48 ± 0.11 MP/L olarak tespit etmiştir (Kim vd., 2022).

Tesiste oluşan arıtma çamurları çamur yakma tesisine gönderildiğinden, çamurda biriken MP'lerin karasal ortama karışması engellenmektedir. Çamur yakma uygulaması, kirleticileri ortadan kaldırırken aynı zamanda kütleyi (%70'e kadar) ve hacmi (%90'a kadar) azalttığı için çamur yönetiminde çekici alternatifler sunmaktadır (Ducoli vd., 2021). Günümüze kadar yakma işlemi, çevremizdeki plastiğin tek bertaraf yöntemi olarak görülmekteydi. Fakat şimdi, yapılmış her plastiğin çevrede bir şekilde var olduğuna inanılmakta ve hava koşullarına, aşınmaya ve parçalanmaya bağlı olarak küçüldüğü düşünülmektedir (Carney vd., 2018; Horton vd., 2017). Yang Z. ve diğerleri (2021) tarafından yapılan bir çalışmada, dip külünün çevreye salınan potansiyel bir MP kaynağı olduğunu rapor edilmiştir.

Çizelge 4.3. Alıcı ortamlara karışan MP miktarları

Numune No	MP Miktarı (MP/L ya da MP/g)	Ortalama tesis debisi (m^3/gün)	Tesiste Oluşan Çamur Miktarı (ton/gün)	Alıcı Ortamlara Karışan MP Miktarları (MP/gün)
S4	4.1 ± 1.1	18 250	-	74 825 000
Ç3	14.3 ± 7.1	-	22	314 600 000

Günde 6,9 milyon m^3 atıksu Marmara Denizi'ne deşarj edilmekte olup, bunun yarısından fazlası fiziksel olarak ön arıtma ile arıtılmaktadır. Fakat fiziksel arıtma, evsel ve endüstriyel atıksuların taşıdığı büyük ölçekli plastiklerin yalnızca küçük bir kısmını tutabilmektedir (Öztürk ve Şeker, 2021). Çullu ve diğerleri (2021), yaptığı çalışmada AAT deşarjının Marmara Denizi'ndeki MP dağılımı üzerindeki etkisini ortaya koymuştur. Ek olarak, ikincil arıtmaya sahip bir AAT daha yüksek MP giderim oranına sahip olmasına rağmen günde 2.93×10^6 MP'nin Marmara Denizi'ne deşarj edildiği bilinmektedir (Vardar vd., 2021). Marmara Denizi'ne deşarj atıksuların hacmi düşünüldüğünde denize karışan MP miktarı çok yüksek miktarlardadır. Atıksu deşarjları, sucul ekosistemler için MP'lerin en önemli kaynağı olarak listelenmiştir (Uddin vd., 2020).

Marmara Denizi için MP'ler deniz ürünlerinin güvenliğini tedit eden kirleticilerden biridir. Marmara kıyı şeridindeki 20 örnekleme noktasından toplanan *Mytilus galloprovincialis* türü midye türünü analiz edilmiştir. Gemlik Körfezi'nden alınan 412 midyede toplam 812 MP tespit edilmiştir ve bu oran 0.3 ile 7.53 bireysel ağırlık bazında değişmektedir. Tespit edilen parçacıkların, büyük çoğunluğu 1 mm'de küçük fiber (%81.16), baskın türün ise PET (%66.38) ve onu PE (%15.64) ve PP (%8.01) türleri takip etmektedir. Haftada bir midye yemeği tüketildiği düşünüldüğünde, porsiyon başına 252 MP maruziyet olacağını istatistiki olarak hesaplanmıştır (Gedik vd., 2022).

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Gemlik ilçesi evsel AAT'den 12 ay boyunca alınan atıksu ve çamur numunelerinde MP'lerin bolluğu, özellikleri (şekil, boyut, renk, tür) ve AAT'nin MP giderim veriminin incelenmiştir. Atıksu ve çamur numunelerinde lifler baskın MP şekli olarak bulunmuştur ve MP boyut dağılımı incelendiğinde 1-0.5 mm boyut aralığı büyük bolluğa sahiptir. Atıksu ve çamurda tespit edilen MP'lerde siyah ve şeffaf renkleri en büyük oranı oluştururken, PE, PP ve PET tespit edilen ana türlerdir.

Tablo 5.1.'da farklı kapasiteledeki AAT'lerde MP tespitine yönelik yapılan çalışma örnekleri verilmiştir.

Çizelge 5.1. Farklı kapasitelerdeki AAT'lerde yapılan çalışmalar

Ülke	Debi (m^3/gün)	Nüfus	Arıtma Derecesi	Giriş atıksu konsantrasyonu (n/L)	Çıkış atıksu konsantrasyonu (n/L)	Tesisi Giderim Verimi (%)	Deşarj edilen MP miktarı (n/gün)	Çamur konsantrasyonu (n/kg ya da n/L)	Kaynakça
Çin	1.0×10^6	2.4×10^6	S/T	12.03 (± 1.29)	0.59 (± 0.22)	>95	0.59 (± 0.22) × 10^9	N/A	(Yang L. vd., 2019)
İtalya	4.0×10^5	1.2×10^6	S/T	2.5(± 0.3)	0.4(± 0.1)	84	1.6×10^6	RAS:113 (± 57) × 10^5 n/kg	(Magni vd., 2019)
Çin	System A: 5.0×10^4	N/A	S/T	System A: 0.28 (± 0.02)	System A: 0.13(± 0.01)	System A: 53.6	System A: 6.5×10^6	N/A	(Lv vd., 2019)
Çin	3.0×10^5	1.0×10^5	S/T	16	2.9	81.9	8.70×10^8	DSU: 2.92×10^3 n/kg	(Ren vd., 2020)

Çin	6.0×10^5	3.1×10^6	S/T	126.0 (± 14.0)	30.6 (± 7.8)	75.7	N/A	DSU:3.63×10^4 n/kg SFC:4.63×10^4 n/kg	(Jiang J. vd., 2020)
Çin	WWTP A: 7.0×10^4 WWTP B: 3.0×10^5	N/A	S/T S/T	WWTP A: 23.3 (±2.0) WWTP B: 80.5 (± 6.3)	WWTP A: 7.9 (±1.1) WWTP B: 30.3 (± 3.0)	WWTP A: 66.1 WWTP B: 62.7	9.1×10^{10}	WWTP A (SFC): 13.4 (± 0.7) n/L WWTP B (SFC): 63.4 (± 3.8) n/L	(Tang vd., 2020)
İspanya	1.62×10^4	7.041×10^4	T	3.78 (±0.48)	1.38 (± 0.48)	64.26	1.6×10^7	N/A	(Bayo vd., 2021)
Fillandiya	3.018×10^4	1.6×10^5	S/ T	61	0.8	99	0.02×10^9	ES: 142 n/L SFC: 9.37×10^3 n/kg	(Salmi vd., 2021)
Japonya	2.0×10^5	N/A	T	19.16	5.15	95.6	N/A	SFC: 5.8×10^4 n/kg	(Nakao vd., 2021)
Çin	N/A	N/A	S/T	288.5	22.9	92.1	3.4×10^9	RAS: 1.012 (± 10.2) $\times 10^4$ n/kg BPF: 1.234 (± 5.7) $\times 10^4$ n/kg	(Yang Z. vd., 2021)

Tayland	DS:1.2×10^5 RS:3.0×10^5	2.27 × 10^5	S/T	77 (±7.21)	10.67 (±3.51)	96.97	2.8 (± 183) × 10^8	SS: 2.63 (± 1.26) × 10^4 n/kg	(Tadsuwan ve Babel, 2022)
Türkiye	6.18 × 10^4	6.5 × 10^5	S	135.3 (±28.0)	8.5 (±4.7)	93.7	5.25 × 10^8	SFC: 9.55 × 103 n/kg	(Üstün vd., 2022)
Güney Kore	5.0× 10^4	4× 10^4	S/T	114 (±17) – 216 (±65)	0.26 (±0.29) – 0.48 (±0.11)	99.8	7.9× 10^9	N/A	(Kim vd., 2022).
Türkiye	**1.8 × 10^4**	**1.5× 10^5**	**S/T**	**107.1 (±40.2)**	**4.1 (±1.1)**	**96.17**	**3.15 × 10^8**	**14.3 (±7.1)**	**Bu çalışma**

Açıklama: N/A- Bilinmiyor, **S:** İkincil arıtma, **T:** İleri arıtma, **DS:** Kuru sezon, **RS:** Islak sezon, **DSU:** Çamur susuzlaştırma ünitesi, **SFC:** Çamur kek, **DIS:** Çürütme Çamuru, **GGR:** Kum ve yağ tutucu, **RAS:** Geri devir aktif çamur, **ES:** Fazla çamur, **BPF:** Belt pres filtresi, **SS:** Kanalizasyon çamuru.

Tablo 5.1.'den de görüleceği üzere AAT giriş atıksu MP miktarı 2.5 - 288 n/L aralığında, çıkış atıksu MP mikarı 30.6 – 0.8 n/L aralığındadır. AAT'nin giriş-çıkış atıksuyunda tespit edilen MP miktarı farklılığı ve AAT'lerin MP giderim verimi (%53 ile %99) oldukça değişkendir. AAT'ye atıksuyunu veren havzadaki yaşam biçimleri, halkın tüketim alışkanlığı, halkın sosyal ve ekonomik düzeyi, mevsimler, bölgedeki endüstri varlığı, evsel/endüstriyel atıksuların oranı ve tesise gelmesi, AAT'den numune alım şekli (grab/kompozit), numunelerin işlenmesinde kullanılan eleklerin boyutları, laboratuvarda numunelerin işlenme şekli gibi parametreler AAT'lerin giriş-çıkış atıksuyunda tespit edilen MP miktarının ve tür farklılığının temel sebepleridir.

Çalışma sonucunda, AAT'nin giriş ve çıkış atıksuyundaki MP konsatrasyonu sırasıyla; 107.1 ± 40.2 MP/L ve 4.1 ± 1.1 MP/L'dir. Giriş atıksu ile çıkış atıksu üniteleri arasında MP miktarı değişimi istatiksel olarak anlamlıdır ve giriş atıksu ile çıkış atıksu üniteleri arasında MP miktarında önemli bir azalma tespit edilmiştir. Tesisin MP giderim verimi %96.17 olmasına rağmen Marmara Denizi'ne her gün yaklaşık olarak 74 825 000 MP deşarj edilmektedir. 12 ay boyunca tesisin MP giderim veriminin mevsimsel değişimi istatistiki olarak incelendiğinde MP giderim veriminin mevsim faktöründen bağımsız olduğu tespit edilmiştir.

Çıkış atık çamurunda MP miktarı 14.3 ± 7.1 MP/g'dır. AAT'de oluşan günlük çamur miktarı 22 ton/gün ve atık çamurda biriken MP miktarı 314 600 000 MP/gün, yıllık birike miktar ise yaklaşık 1.15×10^{11} MP/yıl olarak hesaplanmıştır. Atıksu ve çamur numunelerinde şekil, boyut, renk ve türde sırasıyla; lif şeklinde, 1 – 0.5 mm boyutunda, siyah ve şeffaf renkli ve PE, PP, PET türünde MP'ler baskın özellikte olanlar olarak belirlenmiştir. Atıksu üniterinin MP tür dağılımı incelendiğinde, baskın türler olarak PE, PP, PET ve PA, çamur ünitelerinin MP tür dağılımı incelendiğinde ise PE, PP ve PET bulunmuştur.

Oluşan arıtma çamurları çamur yakma tesisine gönderildiğinden, çamurda biriken MP'lerin karasal ortama karışması engellenmekte olmasına rağmen yapılan çalışmalarda da belirtiği üzere MP'lerin yakma külünde bulunduğunu ve dolayısıyla çevresel ortamda varlığını sürdürdüğünü bilmekteyiz.

AAT'lerdeki MP'lerin bolluğunun ve değişiminin araştırılması, sucul/karasal ekosistemlerin MP'lerle kirlenmesinin belirlenmesi açısından önemlidir. Türkiye'deki AAT'lerdeki MP'lerin miktarı, uzaklaştırılması ve çevreye salınması ile ilgili çok az çalışma vardır ve plastik atıkların yönetimi ve bertarafı için etkili bir politika mevcut değildir.

Bazı AB üye ülkelerinde (Örneğin; Fransa, İsveç), kişisel hijyen ürünlerinde MP'lerin kullanımına kısıtlanma getirmiş ve yasaklanmıştır. Ayrıca arıtılmış atıksuların yeniden kullanımında çevrenin ve canlı organizmaların korunması için MP'lerin incelenmesi gerekliliği AB Yönetmeliği 2020/741 ile yürürlüğe girmiştir. (Franco vd., 2021; Vuola vd., 2019). Günümüzde, AB'de arıtılmış atıksudaki MP miktarına ilişkin herhangi bir standart bulunmamaktadır (Vuori ve Ollikainen, 2022).

MP'ler diğer ortamlardan zararlı maddeleri (ağır metaller, kalıcı organik kirleticiler, toksik maddeler, patojenler gibi) kolayca yapılarına adsorpsiyon/absorbsiyon yoluyla alabildiğini ve sucul ortamda yaşayan canlılar (zooplankton ve kabuklular) tarafından tüketilerek birincil seviyeden daha yüksek trofik seviyelere aktarılarak besin zincirlerine geçtiğini bilmekteyiz. Ancak, MP'lerin sucul/karasal ekosistem ve insan sağlığı üzerine etkileri/toksisitei tam olarak bilinmemekle beraber çok fazla araştırmaya gerek duyulmaktadır. Sucul ortama MP girdisine neden olan AAT'lerde, MP izlemesi ve takibinin yapılması gelecek yıllarda MP'lerin Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ndeki izleme parametreleri arasında yer alması önerilmektedir. Bahsi geçen MP'lerin çeşitli çevresel ortamlarda rastlanması, MP'lerin doğaya ve çevresel ekosisteme karışmasının önlemesi için yaptırımların/politikaların hayata geçirilmesini zorunlu kılmaktadır.

KAYNAKLAR

Akarsu, C., Kumbur, H., Gökdağ, K., Kıdeyş, A. E., ve Sanchez-Vidal, A. (2020). Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, north eastern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *150*, 110776. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.110776

Alavian Petroody, S. S., Hashemi, S. H., ve 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*, 128179. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.128179

Alavian Petroody, S. S., Hashemi, S. H., ve van Gestel, C. A. M. (2021). Transport and accumulation of microplastics through wastewater treatment sludge processes. *Chemosphere*, *278*, 130471. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130471

Anderson, P. J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J. K., Hanson, M. L., ve Rennie, M. D. (2017). Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution*, *225*, 223–231. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2017.02.072

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(8), 1596–1605. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2011.05.030

Aslan, R. (2018). Mikroplastikler: Hayatı kuşatan yeni tehlike. *Göller Bölgesi Aylık Hakemli Ekonomi ve Kültür Dergisi*, *6*(66), 61–67.

Auta, H. S., Emenike, C. U., ve Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, *102*, 165–176. https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2017.02.013

Azizi, N., Nasseri, S., Nodehi, R. N., Jaafarzadeh, N., ve Pirsaheb, M. (2022). Evaluation of conventional wastewater treatment plants efficiency to remove microplastics in terms of abundance, size, shape, and type: A systematic review and Meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, *177*, 113462. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113462

Bakir, A., Desender, M., Wilkinson, T., Van Hoytema, N., Amos, R., Airahui, S., Graham, J., ve 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

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., ve Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, *364*(1526), 1985–1998. https://doi.org/10.1098/RSTB.2008.0205

Barrows, A. P. W., Cathey, S. E., ve Petersen, C. W. (2018). Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, *237*, 275–284. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.02.062

Batel, A., Borchert, F., Reinwald, H., Erdinger, L., ve Braunbeck, T. (2018). Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo[a]pyrene to adult zebrafish (Danio rerio) gills and zebrafish embryos. *Environmental Pollution*, *235*, 918–930. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.01.028

Bayo, J., López-Castellanos, J., ve Olmos, S. (2020). Membrane bioreactor and rapid

sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, *156*, 111211. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111211

Bayo, J., Olmos, S., ve López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, *238*, 124593. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124593

Bayo, J., Olmos, S., ve López-Castellanos, J. (2021). Assessment of microplastics in a municipal wastewater treatment plant with tertiary treatment: Removal efficiencies and loading per day into the environment. *Water*, *13*, 1339. https://doi.org/10.3390/w13101339

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

Bilal, M., ve 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*, 100015. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100015

Bilgin, M., Yurtsever, M., ve 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://jglobal.jst.go.jp/en/detail?JGLOBAL_ID=202002229682853824

Blair, R. M., Waldron, S., ve Gauchotte-Lindsay, C. (2019). Average daily flow of microplastics through a tertiary wastewater treatment plant over a ten-month period. *Water Research*, *163*, 114909. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.114909

Bozdaş, K., Üstün, G. E., ve Aygün, A. (2020). Microplastics in Environment and Effects on Biota. *Turkish Journal of Water Science and Management*, *4*(2), 228–245. https://doi.org/10.31807/TJWSM.660146

Bretas Alvim, C., Bes-Piá, M. A., ve Mendoza-Roca, J. A. (2020). Separation and identification of microplastics from primary and secondary effluents and activated sludge from wastewater treatment plants. *Chemical Engineering Journal*, *402*, 126293. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.126293

Bretas Alvim, C., Castelluccio, S., Ferrer-Polonio, E., Bes-Piá, M. A., Mendoza-Roca, J. A., Fernández-Navarro, J., Alonso, J. L., ve Amorós, I. (2021). Effect of polyethylene microplastics on activated sludge process - Accumulation in the sludge and influence on the process and on biomass characteristics. *Process Safety and Environmental Protection*, *148*, 536–547. https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2020.10.014

Bretas Alvim, C., Mendoza-Roca, J. A., ve Bes-Piá, A. (2020). Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques. *Journal of Environmental Management*, *255*, 109739. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109739

Bui, X. T., Vo, T. D. H., Nguyen, P. T., Nguyen, V. T., Dao, T. S., ve Nguyen, P. D. (2020). Microplastics pollution in wastewater: Characteristics, occurrence and removal technologies. *Environmental Technology and Innovation*, *19*.

https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.101013
Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., ve Chen, Q. (2017). Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(32), 24928–24935. https://doi.org/10.1007/S11356-017-0116-X/FIGURES/6
Carbery, M., O'Connor, W., ve Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International*, *115*, 400–409. https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2018.03.007
Carney Almroth, B. M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., ve 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
Carr, S. A., Liu, J., ve 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
Chandra, P., Enespa, ve Singh, D. P. (2020). Microplastic degradation by bacteria in aquatic ecosystem. *undefined*, 431–467. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819001-2.00022-X
Chen, H., Jia, Q., Zhao, X., Li, L., Nie, Y., Liu, H., ve Ye, J. (2020). The occurrence of microplastics in water bodies in urban agglomerations: Impacts of drainage system overflow in wet weather, catchment land-uses, and environmental management practices. *Water Research*, *183*, 116073. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116073
Chen, J., Wang, W., Liu, H., Xu, X., ve Xia, J. (2021). A review on the occurrence, distribution, characteristics, and analysis methods of microplastic pollution in ecosystem s. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, *33*(1), 227–246. https://doi.org/10.1080/26395940.2021.1960198
Cheng, Y. L., Kim, J. G., Kim, H. Bin, Choi, J. H., Fai Tsang, Y., ve Baek, K. (2021). Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants and drinking water purification facilities: A review. *Chemical Engineering Journal*, *410*, 128381. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.128381
Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., ve Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(12), 2588–2597. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2011.09.025
Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., ve Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of The Total Environment*, *671*, 411–420. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.03.368
Crichton, E. M., Noël, M., Gies, E. A., ve 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
Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., ve Nizzetto, L. (2020). Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment*, *724*, 138334. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.138334

Cydzik-Kwiatkowska, A., Milojevic, N., ve Jachimowicz, P. (2022). The fate of microplastic in sludge management systems. *Science of The Total Environment*, *848*(June), 157466. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157466

Çullu F., A., Sönmez, V. Z., ve Sivri, N. (2021). Microplastic contamination in surface waters of the Küçükçekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey): Sources and areal distribution. *Environmental Pollution*, *268*, 115801. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.115801

Dehghani, S., Moore, F., ve Akhbarizadeh, R. (2017). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(25), 20360–20371. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1

Desforges, J. P. W., Galbraith, M., Dangerfield, N., ve Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, *79*(1–2), 94–99. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2013.12.035

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., Microplastic, al, Johnny Gasperi, C., Vincent Rocher, A., Mohamed Saad, B., Nicolas Renault, A. A., ve Tassin, B. A. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*. https://doi.org/10.1071/EN14167ï

Ducoli, S., Zacco, A., ve Bontempi, E. (2021). Incineration of sewage sludge and recovery of residue ash as building material: A valuable option as a consequence of the COVID-19 pandemic. *Journal of Environmental Management*, *282*, 111966. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.111966

Edo, C., González-Pleiter, M., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., ve Rosal, R. (2020). Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. *Environmental Pollution*, *259*, 113837. 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

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., ve Reisser, J. (2014). *Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea*. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913

Fan, C., Huang, Y. Z., Lin, J. N., ve Li, J. (2022). Microplastic quantification of nylon and polyethylene terephthalate by chromic acid wet oxidation and ultraviolet spectrometry. *Environmental Technology and Innovation*, *28*. https://doi.org/10.1016/J.ETI.2022.102683

Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Quiroga, J. M., ve 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

Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Zahedi, S., Quiroga, J. M., ve Coello, M. D. (2020). Mapping microplastics in Cadiz (Spain): Occurrence of microplastics in municipal and industrial wastewaters. *Journal of Water Process Engineering*, *38*. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2020.101596

Freeman, S., Booth, A. M., Sabbah, I., Tiller, R., Dierking, J., Klun, K., Rotter, A., Ben-

David, E., Javidpour, J., ve Angel, D. L. (2020). Between source and sea: The role of wastewater treatment in reducing marine microplastics. *Journal of Environmental Management*, *266*, 110642. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.110642

Galafassi, S., Nizzetto, L., ve Volta, P. (2019). Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water. *Science of The Total Environment*, *693*, 133499. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.07.305

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

Gedik, K., Eryaşar, A. R., ve Gözler, A. M. (2022). The microplastic pattern of wild-caught Mediterranean mussels from the Marmara Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *175*. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2022.113331

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

Gianico, A., Braguglia, C. M., Gallipoli, A., Montecchio, D., ve Mininni, G. (2021). *Land Application of Biosolids in Europe: Possibilities, Con-Straints and Future Perspectives*. https://doi.org/10.3390/w13010103

Gies, E. A., LeNoble, J. L., Noël, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E. R., ve 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

Gillibert, R., Balakrishnan, G., Deshoules, Q., Tardivel, M., Magazzù, A., Donato, M. G., Maragò, O. M., Lamy de La Chapelle, M., Colas, F., Lagarde, F., ve Gucciardi, P. G. (2019). Raman Tweezers for Small Microplastics and Nanoplastics Identification in Seawater. *Environmental Science & Technology*, *53*(15), 9003–9013. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03105

Golwala, H., Zhang, X., Iskander, S. M., ve Smith, A. L. (2021). Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment. *Science of The Total Environment*, *769*, 144581. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144581

Gómez, E. F., ve Michel, F. C. (2013). Biodegradability of conventional and bio-based plastics and natural fiber composites during composting, anaerobic digestion and long-term soil incubation. *Polymer Degradation and Stability*, *98*(12), 2583–2591. https://doi.org/10.1016/J.POLYMDEGRADSTAB.2013.09.018

Grbić, J., Helm, P., Athey, S., ve Rochman, C. M. (2020). Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. *Water Research*, *174*, 115623. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115623

Gündoğdu, S., Çevik, C., Güzel, E., ve Kilercioğlu, S. (2018). Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment*, *190*(11), 626. https://doi.org/10.1007/s10661-018-7010-y

Harley-Nyang, D., Memon, F. A., Jones, N., ve 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*, 153735. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153735

Haque, M. M., Nupur, F. Y., Parvin, F., ve 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

He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., ve Lei, L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, *109*, 163–172. https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006

Herbort, A. F., Sturm, M. T., Fiedler, S., Abkai, G., ve Schuhen, K. (2018). Alkoxysilyl 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

Hongprasith, N., Kittimethawong, C., Lertluksanaporn, R., Eamchotchawalit, T., Kittipongvises, S., ve Lohwacharin, J. (2020). IR microspectroscopic identification of microplastics in municipal wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(15), 18557–18564. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08265-7

Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., ve Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, *586*, 127–141. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.01.190

Hossain, M. B., Banik, P., Nur, A. A. U., ve Rahman, T. (2021). Abundance and characteristics of microplastics in sediments from the world's longest natural beach, Cox's Bazar, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, *163*, 111956. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111956

Hou, L., Kumar, D., Yoo, C. G., Gitsov, I., ve Majumder, E. L. W. (2021). Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treatment plants and landfills. *undefined*, *406*. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.126715

Ivar Do Sul, J. A., ve Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, *185*, 352–364. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2013.10.036

Iyare, P. U., Ouki, S. K., ve Bond, T. (2020). Environmental Science Water Research ve Technology CRITICAL REVIEW Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review †. *Cite this: Environ. Sci.: Water Res. Technol*, *6*, 2664. https://doi.org/10.1039/d0ew00397b

Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L., ve Liu, Y. (2019). Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, *249*, 91–98. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.03.022

Jiang, C., Yin, L., Wen, X., Du, C., Wu, L., Long, Y., Liu, Y., Ma, Y., Yin, Q., Zhou, Z., ve Pan, H. (2018). Microplastics in Sediment and Surface Water of West Dongting Lake and South Dongting Lake: Abundance, Source and Composition. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*(10), 2164. https://doi.org/10.3390/ijerph15102164

Jiang, J. Q. (2018). Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. *Sustainable Production and Consumption*, *13*, 16–23. https://doi.org/10.1016/J.SPC.2017.11.003

Jiang, J., Wang, X., Ren, H., Cao, G., Xie, G., Xing, D., ve 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*, 141378. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141378

Jones, E. R., Vliet, M. T. H. van, Qadir, M., ve Bierkens, M. F. . (2020). *Spatially-explicit estimates of global wastewater production,collection, treatment and re-use*. https://doi.org/https://doi.org/10.5194/essd-2020-156

Jung, M. R., Horgen, F. D., Orski, S. V., Rodriguez C., V., Beers, K. L., Balazs, G. H., Jones, T. T., Work, T. M., Brignac, K. C., Royer, S. J., Hyrenbach, K. D., Jensen, B. A., ve Lynch, J. M. (2018). Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, *127*, 704–716. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.12.061

Kang, P., Ji, B., Zhao, Y., ve Wei, T. (2020). How can we trace microplastics in wastewater treatment plants: A review of the current knowledge on their analysis approaches. *Science of The Total Environment*, *745*, 140943. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140943

Kankanige, D., ve Babel, S. (2021). Contamination by ≥6.5 μm-sized microplastics and their removability in a conventional water treatment plant (WTP) in Thailand. *Journal of Water Process Engineering*, *40*, 101765. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2020.101765

Katerina Vassilenko, M. W., Chastain, S., ve Ross, A. P. and P. S. (2019). *Me, My Clothes and the Ocean: the Role of Textiles in Microfiber Pollution. University of British Columbia.*

Kay, P., Hiscoe, R., Moberley, I., Bajic, L., ve Mckenna, N. (2070). *Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments*. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2070-7

Kenan, İ., ve Teksoy, A. (2022). Effect of Microplastics on Marine Environment and Aquatic Organisms. *Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*. https://doi.org/10.35193/bseufbd.1074246

Kershaw, P., ve Rochman, C. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine Studies-IMO/FAO/, environment: part 2 of a global assessment. In: Reports and Aspects, Unesco-IOC/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific 93, of Marine Environmental Protection (GE*.

Kim, M. J., Na, S. H., Batool, R., Byun, I. S., ve 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

Kittipongvises, S., Phetrak, A., Hongprasith, N., ve Lohwacharin, J. (2022). Unravelling capability of municipal wastewater treatment plant in Thailand for microplastics: Effects of seasonality on detection, fate and transport. *Journal of Environmental Management*, *302*, 113990. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113990

Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., ve De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, *155*, 410–422. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.02.054

Kurt, Z., Özdemir, I., ve James R., A. M. (2022). Effectiveness of microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical analysis of wastewater treatment processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3).

https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.107831
Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., ve 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
Lebreton, L., ve Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications 2019 5:1*, *5*(1), 1–11. https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7
Lee, J., Hong, S., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, Y. C., Jang, M., Heo, N. W., Han, G. M., Lee, M. J., Kang, D., ve Shim, W. J. (2013). Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine Pollution Bulletin*, *77*(1–2), 349–354. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2013.08.013
Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C. A., MacKenzie, D. M. A., ve Nielsen, T. G. (2015). A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin*, *100*(1), 82–91. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2015.09.026
Leslie, H. A., Brandsma, S. H., van Velzen, M. J. M., ve 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, J., Lusher, A. L., Rotchell, J. M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I. L. N., Sun, C., Shahadat Hossain, M., Li, Q., Kolandhasamy, P., ve Shi, H. (2019). Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution*, *244*, 522–533. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.10.032
Li, X., Chen, L., Ji, Y., Li, M., Dong, B., Qian, G., Zhou, J., ve Dai, X. (2020). Effects of chemical pretreatments on microplastic extraction in sewage sludge and their physicochemical characteristics. *Water Research*, *171*, 115379. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.115379
Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., ve Zeng, E. Y. (2018). Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water Research*, *142*, 75–85. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.05.034
Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z., ve Zhang, T. (2021). A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. *Environment International*, *146*, 106277. https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2020.106277
Lofty, J., Muhawenimana, V., Wilson, C. A. M. E., ve Ouro, P. (2022). Microplastics removal from a primary settler tank in a wastewater treatment plant and estimations of contamination onto European agricultural land via sewage sludge recycling. *Environmental Pollution*, *304*, 119198. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.119198
Lusher, A. L., Hurley, R., Vogelsang, C., Nizzetto, L., ve Olsen, M. (2017). *Mapping microplastics in sludge*. https://www.researchgate.net/publication/324220835_Mapping_microplastics_in_sludge#fullTextFileContent
Lv, X., Dong, Q., Zuo, Z., Liu, Y., Huang, X., ve 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

Ma, B., Xue, W., Hu, C., Liu, H., Qu, J., ve Li, L. (2019). Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, *359*, 159–167. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.11.155

Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S., ve 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., ve Norén, F. (2014). *Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant*. www.ivl.se

Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., ve 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/SUPPL_FILE/ES6B04048_SI_001.PDF

Marques Mendes, A., Golden, N., Bermejo, R., ve Morrison, L. (2021). Distribution and abundance of microplastics in coastal sediments depends on grain size and distance from sources. *Marine Pollution Bulletin*, *172*, 112802. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112802

Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., ve 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

McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., ve Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental science & technology*, *48*(20), 11863–11871. https://doi.org/10.1021/ES503610R

Mendenhall, E. (2018). Oceans of plastic: A research agenda to propel policy development. *Marine Policy*, *96*, 291–298. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2018.05.005

Meng, Y., Kelly, F. J., ve Wright, S. L. (2020). Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: A UK perspective. *Environmental Pollution*, *256*, 113445. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.113445

Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S., ve 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., ve Pereira, M. F. R. (2020). Microplastics in the environment: A DPSIR analysis with focus on the responses. *Science of The Total Environment*, *718*, 134968. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134968

Mohajerani, A., ve 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. *Waste Management*, *107*, 252–265. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.04.021

Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., ve Costa, M. F. (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, *238*, 103–110.

https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.01.096
Munno, K., Helm, P. A., Jackson, D. A., Rochman, C., ve 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., ve Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science and Technology*, *50*(11), 5800–5808. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.5B05416/SUPPL_FILE/ES5B05416_SI_001.PDF
Nakao, S., Akita, K., Ozaki, A., Masumoto, K., ve Okuda, T. (2021). Circulation of fibrous microplastic (microfiber) in sewage and sewage sludge treatment processes. *Science of The Total Environment*, *795*, 148873. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148873
Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J., ve 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
Ngo, P. L., Pramanik, B. K., Shah, K., ve Roychand, R. (2019). Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. *Environmental Pollution*, *255*, 113326. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.113326
Nizzetto, L., Futter, M., ve Langaas, S. (2016). *Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?* https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140
Okeke, E. S., Okoye, C. O., Atakpa, E. O., Ita, R. E., Nyaruaba, R., Mgbechidinma, C. L., ve Akan, O. D. (2022). Microplastics in agroecosystems-impacts on ecosystem functions and food chain. *Resources, Conservation and Recycling*, *177*, 105961. https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2021.105961
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., ve Thomas, K. V. (2020). Release of Plastics to Australian Land from Biosolids End-Use. *Environmental Science and Technology*, *54*(23), 15132–15141. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.0C05867/SUPPL_FILE/ES0C05867_SI_001.PDF
Oßmann, B. E., Sarau, G., Holtmannspötter, H., Pischetsrieder, M., Christiansen, S. H., ve Dicke, W. (2018). Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Research*, *141*, 307–316. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.05.027
Öztürk, İ., ve Şeker, M. (2021). *Marmara'da Deniz Ekolojisi; Deniz Salyası Oluşumu, Etkileşimleri ve Çözüm Önerileri*. Turkish Academy of Science. https://doi.org/10.53478/TUBA.2021.001
Pan, Z., Sun, Y., Liu, Q., Lin, C., Sun, X., He, Q., Zhou, K., ve Lin, H. (2020). Riverine microplastic pollution matters: A case study in the Zhangjiang River of Southeastern China. *Marine Pollution Bulletin*, *159*, 111516. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111516
Patchaiyappan, A., Ahmed, S. Z., Dowarah, K., Jayakumar, S., ve Devipriya, S. P. (2020). Occurrence, distribution and composition of microplastics in the sediments of South Andaman beaches. *Marine Pollution Bulletin*, *156*, 111227.

https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111227
Piñon-Colin, T. de J., Rodriguez-Jimenez, R., Rogel-Hernandez, E., Alvarez-Andrade, A., ve Wakida, F. T. (2020). Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of The Total Environment*, *704*, 135411. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.135411
Pittura, L., Foglia, A., Akyol, Ç., Cipolletta, G., Benedetti, M., Regoli, F., Eusebi, A. L., Sabbatini, S., Tseng, L. Y., Katsou, E., Gorbi, S., ve Fatone, F. (2021). Microplastics in real wastewater treatment schemes: Comparative assessment and relevant inhibition effects on anaerobic processes. *Chemosphere*, *262*, 128415. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.128415
Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., ve Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *110*, 150–159. https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2018.10.029
Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senthirajah, K., Lundmark, A., Rogers, Z., SCB, S., Evans, G., ve Palanisami, T. (2020). Improved methodology to determine the fate and transport of microplastics in a secondary wastewater treatment plant. *Water Research*, *173*, 115549. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115549
Rasmussen, L. A., Iordachescu, L., Tumlin, S., ve 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
Ren, P. J., Dou, M., Wang, C., Li, G. Q., ve Jia, R. (2020). Abundance and removal characteristics of microplastics at a wastewater treatment plant in Zhengzhou. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(29), 36295–36305. https://doi.org/10.1007/S11356-020-09611-5/FIGURES/4
Rocha-Santos, T., ve Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, *65*, 47–53. https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2014.10.011
Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., Frond, H. De, Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S. B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L. M., ve Hung, C. (2019). Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(4), 703–711. https://doi.org/10.1002/ETC.4371
Rochman, C. M., Hentschel, B. T., ve The, S. J. (2014). Long-Term Sorption of Metals Is Similar among Plastic Types: Implications for Plastic Debris in Aquatic Environments. *PLOS ONE*, *9*(1), e85433. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0085433
Salmi, P., Ryymin, K., Karjalainen, A. K., Mikola, A., Uurasjärvi, E., ve Talvitie, J. (2021). Particle balance and return loops for microplastics in a tertiary-level wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, *84*(1), 89–100. https://doi.org/10.2166/WST.2021.209
Salvador Cesa, F., Turra, A., ve Baruque-Ramos, J. (2017). Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the Total Environment*, *598*, 1116–1129. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.04.172

Schmidt, C., Kumar, R., Yang, S., ve Büttner, O. (2020). Microplastic particle emission from wastewater treatment plant effluents into river networks in Germany: Loads, spatial patterns of concentrations and potential toxicity. *Science of the Total Environment*, *737*. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139544

Schnell, M., Horst, T., ve Quicker, P. (2020). Thermal treatment of sewage sludge in Germany: A review. *Journal of Environmental Management*, *263*, 110367. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.110367

Schuhen, K., ve Sturm, M. T. (2021). Microplastic Pollution and Reduction Strategies. *Handbook of Microplastics in the Environment*, 1–33. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8_53-2

Scudo, A., Liebmann, B., Corden, C., Tyrer, D., Kreissig, J., ve Warwick, O. (2017). *European Commission (DG Environment) Intentionally added microplastics in products Final report*.

Selke, S., Auras, R., Nguyen, T. A., Castro Aguirre, E., Cheruvathur, R., ve Liu, Y. (2015). Evaluation of biodegradation-promoting additives for plastics. *Environmental Science and Technology*, *49*(6), 3769–3777. https://doi.org/10.1021/ES504258U/SUPPL_FILE/ES504258U_SI_001.PDF

Sol, D., Laca, A., Laca, A., ve Díaz, M. (2020). Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments. *Science of the Total Environment*, *740*. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140016

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Jung, S.P., ve Shim, W.J., (2017). Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. *Environ. Sci. Technol.* 51, 4368–4376.

Su, Y., Zhang, K., Zhou, Z., Wang, J., Yang, X., Tang, J., Li, H., ev Lin, S. (2020). Microplastic exposure represses the growth of endosymbiotic dinoflagellate Cladocopium goreaui in culture through affecting its apoptosis and metabolism. *Chemosphere*, *244*, 125485. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.125485

Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., ve Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, *152*, 21–37. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.12.050

Sun, Q., Ren, S. Y., ve Ni, H. G. (2020). Incidence of microplastics in personal care products: An appreciable part of plastic pollution. *Science of The Total Environment*, *742*, 140218. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140218

Sun, Y., Ren, X., Pan, J., Zhang, Z., Tsui, T. H., Luo, L., ve Wang, Q. (2020). Effect of microplastics on greenhouse gas and ammonia emissions during aerobic composting. *Science of The Total Environment*, *737*, 139856. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139856

Tadsuwan, K., ve 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), 107142. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.107142

Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J. P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., ve 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., ve 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

Tang, N., Liu, X., ve 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*, 141026. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141026

Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. *Marine Anthropogenic Litter*, 185–200. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7/FIGURES/6

Uddin, S., Fowler, S. W., ve Behbehani, M. (2020). An assessment of microplastic inputs into the aquatic environment from wastewater streams. *Marine Pollution Bulletin*, *160*. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111538

Uogintė, I., Pleskytė, S., Pauraitė, J., ve Lujanienė, G. (2022). Seasonal variation and complex analysis of microplastic distribution in different WWTP treatment stages in Lithuania. *Environmental Monitoring and Assessment*, *194*(11), 829. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10478-x

Üstün, G. E., Bozdaş, K., ve Can, T. (2022). Abundance and characteristics of microplastics in an urban wastewater treatment plant in Turkey. *Environmental Pollution*, *310*, 119890. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.119890

Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., ve Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, *10*(12), 124006. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006

Vanapalli, K. R., Dubey, B. K., Sarmah, A. K., ve Bhattacharya, J. (2021). Assessment of microplastic pollution in the aquatic ecosystems – An indian perspective. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *3*, 100071. https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2020.100071

Vardar, S., Onay, T. T., Demirel, B., ve Kideys, A. E. (2021). Evaluation of microplastics removal efficiency at a wastewater treatment plant discharging to the Sea of Marmara. *Environmental Pollution*, *289*. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117862

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

Vithanage, M., Ramanayaka, S., Hasinthara, S., ve Navaratne, A. (2021). Compost as a carrier for microplastics and plastic-bound toxic metals into agroecosystems. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, *24*, 100297. https://doi.org/10.1016/J.COESH.2021.100297

Vuola, A., Ruiz, M., ve Vianello, A. (2019). *FanpLESStic-sea 2019. Review of existing policies and research related to microplastics.* https://doi.org/10.25607/OBP-824

Vuori, L., ve Ollikainen, M. (2022). How to remove microplastics in wastewater? A cost-effectiveness analysis. *Ecological Economics*, *192*, 107246. https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2021.107246

Wang, C., Zhao, J., ve Xing, B. (2021). Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, *407*, 124357. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.124357

Wang, F., Wang, B., Duan, L., Zhang, Y., Zhou, Y., Sui, Q., Xu, D., Qu, H., ve Yu, G. (2020). Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: A case study in Changzhou, China. *Water Research*, *182*. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115956

Wang, W., ve Wang, J. (2018). Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics. *Chemosphere*, *193*, 567–573. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.11.078

Wei, S., Luo, H., Zou, J., Chen, J., Pan, X., Rousseau, D. P. L., ve 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

Wessel, C. C., Lockridge, G. R., Battiste, D., ve Cebrian, J. (2016). Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, *109*(1), 178–183. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.06.002

Westphalen, H., ve Abdelrasoul, A. (2018). Challenges and Treatment of Microplastics in Water. Içinde *Water Challenges of an Urbanizing World*. InTech. https://doi.org/10.5772/intechopen.71494

WHO, (2019). *Microplastics in Drinking-Water*. https://doi.org/https://apps.who.int/iris/rest/bitstreams/1243269/retrieve.

Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., ve Gao, B. (2019). Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *184*, 109612. https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2019.109612

Xu, Q., Gao, Y., Xu, L., Shi, W., Wang, F., LeBlanc, G. A., Cui, S., An, L., ve Lei, K. (2020). Investigation of the microplastics profile in sludge from China's largest Water reclamation plant using a feasible isolation device. *Journal of Hazardous Materials*, *388*, 122067. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.122067

Xu, J., Wang, X., Zhang, Z., Yan, Z., ve Zhang, Y. (2021). Effects of chronic exposure to different sizes and polymers of microplastics on the characteristics of activated sludge. *Science of The Total Environment*, *783*, 146954. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.146954

Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q., ve 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., ve Zhang, Q. (2021). Influence of wastewater treatment process on pollution characteristics and fate of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, *169*, 112448. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112448

Xue, G., Jiang, M., Chen, H., Sun, M., Liu, Y., Li, X., ve Gao, P. (2019). Critical review of ARGs reduction behavior in various sludge and sewage treatment processes in wastewater treatment plants. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *49*(18), 1623–1674. https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1579629

Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., ve 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., ve 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*, 145377. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145377

Yang, Z., Lü, F., Zhang, H., Wang, W., Shao, L., Ye, J., ve He, P. (2021). Is incineration the terminator of plastics and microplastics? *Journal of Hazardous Materials*, *401*, 123429. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.123429

Yurtsever, M. (2015). MİKROPLASTİKLER'E GENEL BİR BAKIŞ. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen Ve Mühendislik Dergisi*, *17*(50), 69.

Zaki, M. R. M., Ying, P. X., Zainuddin, A. H., Razak, M. R., ve Aris, A. Z. (2021). Occurrence, abundance, and distribution of microplastics pollution: an evidence in surface tropical water of Klang River estuary, Malaysia. *Environmental Geochemistry and Health*, *43*(9), 3733–3748. https://doi.org/10.1007/S10653-021-00872-8/FIGURES/5

Zhang, G. S., ve Liu, Y. F. (2018). The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of The Total Environment*, *642*, 12–20. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.004

Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., Bi, Y., Wu, Y., Zhou, B., Lam, P. K. S., ve Liu, J. (2017). Occurrence and Characteristics of Microplastic Pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Science and Technology*, *51*(7), https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B00369/SUPPL_FILE/ES7B00369_SI_001.PDF

Zhang, L., Liu, J., Xie, Y., Zhong, S., ve Gao, P. (2021). Occurrence and removal of microplastics from wastewater treatment plants in a typical tourist city in China. *Journal of Cleaner Production*, *291*, 125968. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.125968

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

Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., ve Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, *203*, 103118. https://doi.org/10.1016/J.EARSCIREV.2020.103118

Zhang, Y. T., Wei, W., Sun, J., Xu, Q., ve 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/SUPPL_FILE/ES0C02433_SI_001.PDF

Zhang, Z., ve Chen, Y. (2020). Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. *Chemical Engineering Journal*, *382*. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.122955

Zhou, D., Chen, J., Wu, J., Yang, J., ve Wang, H. (2021). Biodegradation and catalytic-chemical degradation strategies to mitigate microplastic pollution. *Sustainable Materials and Technologies*, *28*, e00251. https://doi.org/10.1016/J.SUSMAT.2021.E00251

Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., ve 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., ve 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
Zoungrana, A., Türk, O. K., ve Çakmakci, M. (2020). Energy coverage of ataköy-ambarlı municipal wastewater treatment plants by salinity gradient power. *Journal of Water Process Engineering*, *38*(May), 101552. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101552