



Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi

Derleme Makale

Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Sularında Mikroplastik Kirliliği

 Neriman BAYLAN ^a,  Pelin KOYUNCUOĞLU ^a,  Gülbin ERDEN ^{a,*}

^a Çevre Mühendisliği Bölümü, Mühendislik Fakültesi, Pamukkale Üniversitesi, Denizli, TÜRKİYE

* Sorumlu yazarın e-posta adresi: gerden@pau.edu.tr

DOI: 10.29130/dubited.1107656

ÖZ

Plastiklerin küresel anlamda yüksek üretim ve tüketimi, önemli miktarda plastik atık oluşumuna sebep olmaktadır. Plastik atıkların katı atık düzenli depolama sahalarında bertaraf edilmesi ile, plastik atıklar zamanla bozunarak mikroplastik formuna dönüşmektedir. Depolama sahalarında oluşan sızıntı suları vasıtasıyla mikroplastikler, alıcı ortamlara taşınmakta ve potansiyel bir kirlilik kaynağı haline gelmektedir. Bu sebeple, birçok alıcı su ortamında ve tarım arazilerinde mikroplastik kirliliği meydana gelmektedir. Literatürde, sızıntı suyunda mikroplastik kirliliğinin tespiti için az sayıda çalışma bulunmaktadır. Sızıntı suyunda bulunan mikroplastik kirliliğinin çevresel etkilerinin ortaya konabilmesi için, bu alanda yapılan çalışma sayısının artması gerekmektedir. Bu çalışmada, literatür kapsamında incelenen çalışmalar ile sızıntı suyundaki mikroplastik kirliliği değerlendirilmiştir. İncelenen çalışmalarda, sızıntı sularında mikroplastiklerin örneklenmesi, izolasyonu ve analiz yöntemleri detaylı bir şekilde irdelenmiştir. Sızıntı suyu kaynaklı mikroplastik konsantrasyonları, şekilleri ve başlıca polimer türleri incelenmiş olup mikroplastik kirliliğinin ekolojik riskleri özetlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Mikroplastik, Katı atık, Düzenli depolama sahası, Sızıntı suyu.

Microplastic Pollution in Landfill Leachates

ABSTRACT

The global high production and consumption of plastics cause a significant amount of plastic waste formation. With the disposal of plastic wastes in landfills, plastic wastes decompose over time and turn into microplastics. Microplastics are transported to receiving environments through leachate generated in landfills and become a potential source of microplastic pollution. For this reason, microplastic pollution occurs in many water bodies and agricultural lands. In the literature, there are few studies on the detection of microplastic pollution in leachate. In order to reveal the environmental effects of microplastic pollution in leachate, the number of studies in this area should be increased. In this study, microplastic pollution in leachate was evaluated with the studies examined in the literature. In the studies examined, sampling, isolation, and analysis methods of microplastics in leachate were examined in detail. Microplastics concentrations, shapes, and major polymer types from leachate were examined and the ecological risks of microplastic pollution were summarized.

Keywords: Microplastic, Solid waste, Sanitary landfill, leachate.

I. GİRİŞ

Artan nüfus miktarı ve atık yönetimindeki uygunsuzluklar nedeniyle, yıllar içinde katı atık miktarı artış göstermektedir [1], [2]. Avrupa Birliği ülkelerinde yıllık ölçekte yaklaşık olarak 250×10^6 tondan fazla kentsel katı atık üretildiği bilinmektedir [3]. Oluşan katı atıkların bertarafı için düzenli depolama yöntemi sıklıkla tercih edilmektedir. Düzenli depolama, kentsel katı atıkları düşük maliyetli ve basit bir şekilde bertaraf etmek amacıyla kullanılan bir yöntemdir [4]. Düzenli depolama sahalarında gıda plastik, kağıt ve ahşap gibi çeşitli atıkların bertarafı gerçekleştirilmektedir. Depolanan plastik atıklar, kentsel katı atıkların yaklaşık olarak %20'sini oluşturmaktadır [5], [6]. Küresel çapta üretilen plastiğin %21-42'sinin düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmektedir [7]. Örneğin, Çin'de kentsel katı atıkların %52'sinin düzenli depolama alanlarında bertaraf edildiği ve bu atıkların %9,9- 19,1'lik bölümünün plastik atıklardan oluştuğu belirlenmiştir [8]. Düzenli depolama sahalarında depolanan plastikler, çeşitli biyokimyasal reaksiyonlar ve çevresel etkenlerle birlikte uzun depolama süreleri sonucunda mikroplastiklere dönüşmektedir [9], [10]. Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi (NOAA) tarafından mikroplastik, 5 mm'den küçük boyutta bulunan plastik parçacıklar olarak tanımlanmaktadır [11]. Mikroplastikler, kaynaklarına göre birincil ve ikincil mikroplastikler olarak sınıflandırılmaktadır. Birincil mikroplastikler, ticari amaçla pelet formunda üretilen mikroplastiklerdir [12]. İkincil mikroplastikler ise makro boyuttaki plastiklerin UV radyasyonu, hava koşulları, rüzgar ve diğer çevresel etkenlere maruz kalarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar sonucunda oluşturduğu küçük plastik parçacıklardır [13], [14], [15]. Düzenli depolama sahalarında bulunan mikroplastiklerin farklı şekillerde yer altı suyu ve saha yakınlarında bulunan alıcı su ortamlarına taşınımı söz konusu olabilmektedir. Bu taşınım yüzey akışı, yağmur suyu, rüzgar, mikroorganizmalar, ham sızıntı suyu ve arıtılmış sızıntı suyu aracılığıyla gerçekleşebilmektedir. Sızıntı suyu, depolama sahasında bulunan atıkların zamanla bozunması ya da yağmur suyu akışı sonucunda oluşmaktadır [16], [17]. Sızıntı suyunun içeriğinde ağır metaller, patojenik mikroorganizmalar ve çeşitli organik kirleticiler bulunmaktadır [18], [19], [20]. Mikroplastikler, hidrofobik yapıları nedeniyle vektör davranışı sergilemekte ve sızıntı suyunun deşarjı ile kirleticileri alıcı ortamlara taşıyabilmektedir [21], [22], [23]. Sızıntı suyunun depolama sahasında birikimi ve topraktan süzülmesi ile mikroplastikler yer altı suyuna ulaşabilmektedir [24], [25], [26]. Depolama sahası çevresinde bulunan alanlar sızıntı suyunun yer altı suyuna ulaşması ile birlikte kontamine olabilmektedir [27]. Yer altı suyunda yapılan çalışmalarda, Amerika'da 15,2 adet/L, Hindistan'da ise 19,9 adet/L mikroplastik tespit edilmiştir. Ayrıca, sızıntı suyunun arıtılması sonucunda oluşan çamurun kompost haline getirilmesi ile mikroplastığın toprak ortamına girdiği belirlenmiştir [28]. Mikroplastiklerin burada bulunan bitki ve organizmaları olumsuz etkilediği bildirilmiştir [29], [30], [31].

Bu çalışmanın temel amacı, sızıntı sularında tespit edilen mikroplastiklerin konsantrasyonları, morfolojik ve kimyasal özelliklerinin incelenmesi, sızıntı suyunda tespit edilen mikroplastiklerin tercih edilen örnekleme, izolasyon ve analiz yöntemleri aracılığıyla elde edilen fiziksel ve kimyasal özelliklerine ait verilerin kıyaslanmasıdır. Buna ek olarak, sızıntı suyunda tespit edilen mikroplastiklerin konsantrasyonunu etkileyen faktörler incelenerek değerlendirilmiştir. Elde edilen veriler ışığında, sızıntı sularının kompozisyonu, depolanan atıkların türü ve depolama yaşı gibi özelliklerin mikroplastikler üzerindeki etkileri incelenmiştir. Son olarak, gelecekte ele alınması gereken mevcut boşluklar belirtilmiştir. Çalışmanın bu yönüyle literatüre ışık tutacağı düşünülmektedir.

II. MATERYAL VE METOT

Üretilen plastiklerin, küresel anlamda %21-42 oranında düzenli depolama sahalarında bertaraf edilmesi [7], depolama sahalarında oluşan sızıntı suyu aracılığıyla birçok alıcı su ortamını [21], [26], [27] ve toprağı [32] kirletme potansiyeli dolayısıyla sızıntı suyunun mikroplastik kirliliği açısından önemli bir kaynak olduğu düşünülmektedir. Bu sebeple, Science Direct ve Web of Science arama platformlarının veri tabanında "microplastics" ve "landfill leachate" kelimeleri kullanılarak literatür

taraması yapılmıştır. 2018 yılında gerçekleştirilen ilk yayın ile birlikte [33], çalışmaların 2019 yılında artış gösterdiği belirlenmiştir [9], [34], [35]. 2018 yılından bu yana toplamda 11 adet çalışma yapıldığı tespit edilmiştir. Çalışmaların 10 tanesi bu çalışma kapsamına uygun bulunarak incelenmiştir. İncelenen çalışmalar kapsamında, Tablo 1’de mikroplastiklerin tespiti ve analizinin gerçekleştirildiği sızıntı suyu numune alma noktaları, sızıntı suyunun bulunduğu katı atık düzenli depolama sahaları, depolama sahasında bulunan atık türü ve atık miktarı hakkında elde edilen veriler özetlenmiştir. Bu verilerin benzer olduğu ve farklılık gösterdiği durumlar kıyaslanarak sızıntı suyunda bulunan mikroplastiklerin miktarı ile morfolojik ve kimyasal özellikleri hakkında değerlendirmeler yapılmıştır. Numune almak amacıyla birbirinden farklı noktalar seçildiği ve çoğunlukla sızıntı suyu havuzu ve pompa istasyonu noktalarından numune alındığı belirlenmiştir (R₉, R₁, R₃, R₆, R₇) [28], [33], [35], [37]. Sızıntı suyu numunelerinin alındığı depolama sahalarının ise genellikle kentsel ve tehlikesiz türdeki atık kompozisyonuna sahip olduğu tespit edilmiştir. Çalışmalarda, sahaya gelen en düşük günlük atık miktarının 90 ton/gün (R₆), en yüksek günlük atık miktarının ise 13,000 ton/gün (R₉) olduğu bildirilmiştir [28], [36]. Ayrıca, literatür taraması kapsamında birçok ülkede sızıntı suyunda bulunan mikroplastik kirliliği üzerine çalışmalar yapıldığı fakat çalışmaların yoğun şekilde gerçekleştirildiği ülkenin Çin (R₄, R₅, R₉, R₂, R₈, R₁₀) olduğu belirlenmiştir [9], [15], [32], [34], [38], [39].

Tablo 1. İncelenen çalışmalardaki katı atık düzenli depolama sahaları, sızıntı suyu numune alma noktaları, depolama sahasında bulunan atık türü ve atık miktarı.

Referans - Ülke	Katı Atık Düzenli Depolama Sahası	Numune Alma Noktası	Atık Türü	Atık Miktarı
R ₁ - Avusturya [33]	Álfsnes	Sızıntı suyu havuzu	Kentsel, Endüstriyel- Tehlikesiz	-
	Hollola	Sızıntı suyu havuzu	Kentsel, Endüstriyel- Tehlikesiz	
	Fiflholt (yeni)	Sondaj kuyusu	Kentsel, Endüstriyel- Tehlikesiz	
	Fiflholt (eski)	Deşarj noktası	Kentsel, Endüstriyel- Tehlikesiz	
	Anonim-2	Pompa İstasyonu	Kentsel, Endüstriyel- Tehlikesiz	
	Korvenmäki	Pompa İstasyonu	Kentsel, Endüstriyel- Tehlikesiz	
	Böler	Pompa İstasyonu	Kentsel, Endüstriyel- Tehlikesiz	
	Anonim-1	Pompa İstasyonu	Endüstriyel-Tehlikeli	
	Topinoja	Pompa İstasyonu	Kentsel-Tehlikesiz	
	Kujala	Çökeltim Havuzu	Kentsel-Tehlikesiz	
Gjerdrum	Kuyu	Karışık-Tehlikesiz		
R ₂ -Çin [34]	Shanghai-1	Toplama kuyusu, dengeleme havuzu	Kentsel-Tehlikesiz	-
	Wuxi	Toplama kuyusu, dengeleme havuzu		
	Shanghai-2	Dengeleme havuzu		
	Shanghai-3	Dengeleme havuzu		
	Suzhou	Dengeleme havuzu		
	Changzhou	Toplama kuyusu		

Tablo 1(Devam). İncelenen çalışmalardaki katı atık düzenli depolama sahaları, sızıntı suyu numune alma noktaları, depolama sahasında bulunan atık türü ve atık miktarı.

Referans - Ülke	Katı Atık Düzenli Depolama Sahası	Numune Alma Noktası	Atık Türü	Atık Miktarı
R ₃ -Tayland [35]	Takhian Tia	Sızıntı suyu havuzu	Tehlikesiz	-
	Samae San			
	Chachoengsao			
	Sai Noi			
	Nakornpathom			
	Bang Khla			
	Ban Lam			
R ₄ -Çin [9]	Laogang	Katı atık depolama alanı	Kentsel-Tehlikesiz	12,000 ton/gün
	Shanghai	Dengeleme havuzu	Kentsel	3000 ton/gün
R ₆ -Sırbistan [36]	Brijesnica	Su alma yapısı	Tehlikesiz	90 ton/gün
		Sızıntı suyu lagünü	Tehlikesiz	
	Novi Sad	Periferik kanal-1	Tehlikesiz	
		Periferik kanal-2	Tehlikesiz	
	Gigoš	Çökeltim lagünü	Kentsel-Tehlikesiz	
R ₇ -Endonezya [37]	Galuga	Sızıntı suyu havuzu	Kentsel-Tehlikesiz	1075-1100 ton/gün
		Sızıntı suyu drenajı		
		Deşarj öncesi		
		Deşarj sonrası		
R ₈ -Çin [38]	Suzhou	Dengeleme havuzu	Kentsel-Tehlikesiz	480 ton/gün
		Biyoreaktör		
		Membran tank çıkışı		
		Deşarj noktası		
R ₉ -Çin [32]	Laogang Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi	Ham sızıntı suyu	Kentsel-Tehlikesiz	13,000 ton/gün
R ₁₀ -Çin [39]	Shenzhen	Katı atık depolama alanı	Kentsel	-

III. SIZINTI SULARINDAN MİKROPLASTİK ÖRNEKLEME YÖNTEMLERİ

Örnekleme işlemi için gerekli olan ilk adım numune alma aşamasıdır [40]. Bunun için genellikle kompozit ve anlık numunelerden faydalanılmaktadır. Kompozit numune, 24 saat boyunca bir veya iki saatlik aralıklarla alınan numunelerden oluşmaktadır. Farklı zaman dilimlerinde meydana gelen dalgalanmaları belirleyerek daha gerçekçi sonuçlar elde edilmesini mümkün kılmaktadır [41], [42]. Anlık numune ise belirli bir zamanda alınan tek bir numunedir oluşmaktadır. Kolay bir yöntem olmakla birlikte atıksuda gerçekleşen zamansal dalgalanmaları tam anlamıyla temsil etmemektedir [41], [43]. Örnekleme işlemi, mikroplastiklerin hedeflenen ortamdan toplanması amacıyla, sahada ya da laboratuvar ortamında gerçekleştirilmektedir. Sahada yapılan örnekleme işlemlerinde, pompa

sistemine bağılı elek setlerinden ve çeşitli ağ sistemlerinden faydalanılmaktadır. Pompa sistemleri aracılığıyla büyük hacimlerde numune toplamak mümkün hale gelmektedir. Hedeflenen mikropplastik boyutuna bağılı olarak, istenilen özellik ve sayıdaki elekler seçilebilmektedir. Bu yöntemin ekipman ve elektrik enerjisi gereksinimi dezavantajlarının yanında, numunenin cihaz tarafından kontamine olma riski de bulunmaktadır [44]. Sahada örnekleme için mümkün kılan bir diğeri yöntem ise çeşitli ağ sistemleri ile gerçekleştirilir. Bu sistemler arasında yaygın olarak kullanılan plankton ağı, hızlı ve kolay kullanım sunan bir tekniktir. Pahalı ekipman ihtiyacının olması ve numune kompozisyonuna bağılı olarak ağ gözenek yapısının tıkanabilmesi gibi dezavantajlara sahiptir [45], [46]. Laboratuvar ortamında yapılan örnekleme işlemlerinde ise çeşitli elek setlerinden faydalanılır. Elek setleri sayesinde daha yüksek hacimdeki numunelerin filtrelenmesi mümkün hale gelmektedir. Farklı boyutlardaki eleklerle sahip elek seti kullanımı ile birlikte boyut sınıflandırılması da gerçekleştirilmektedir [47].

Kullanılan elek sayısı ve gözenek boyutu, tespit edilmek istenen ve giderilmesi hedeflenen mikropplastiklerin boyutuna göre seçilmektedir [48]. Hızlı ve kolay kullanım sunan bir yöntem olmasına karşın, eleklerin sahip olduğu potansiyel kontaminasyon riski, zahmetli ve zaman alıcı bir süreç oluşu gibi çeşitli dezavantajları bulunmaktadır [45], [46]. Kullanılan elek setleri ile birlikte mikropplastiklerin genel olarak boyut sınıflandırılması yapılmış olmasına karşın, lif şeklindeki mikropplastiklerin daha küçük gözenek boyutundaki eleklerden uzunlamasına geçebildikleri rapor edilmiştir [49], [50]. Numune hacmi belirlenirken bazı kriterlere dikkat etmek gerekmektedir. İlk olarak, numune karakterizasyonu göz önünde bulundurulmalıdır. Numunenin organik madde içeriğinin yüksek olması durumunda daha düşük miktarda numuneye ihtiyaç duyulmaktadır. Aksi takdirde, filtrelerde hızlı bir şekilde tıkanma meydana gelmektedir [51].

Bir diğeri kriter ise partikül boyutudur. Çalışmada büyük boyuttaki mikropplastiklerin tespiti hedefleniyorsa büyük hacimli numunelerin tercih edilmesi gerekmektedir [51]. Örneğin, yapılan bir çalışmada, 300 µm'den büyük olan boyut sınıfı toplam partikül miktarının %5'ini oluşturduğu için 10,5–13,5 L numune hacmi yeterli olurken, daha küçük boyutlu, 20–100 µm aralığındaki mikropplastiklerin tespiti için ise 2 L'lik numune hacmine ihtiyaç duyulmuştur [41]. Tablo 2'de incelenen çalışmalarda çoğunlukla tercih edilen numune alma yönteminin kompozit numune olduğu belirlenmiştir (R₁, R₄, R₆, R₇, R₉) yüksek temsil oranının bu tercih üzerinde etkili olduğu tahmin edilmektedir.

Sahada ve laboratuvar ortamında gerçekleştirilen örnekleme yöntemleri arasında en çok tercih edilen yöntem ise laboratuvar ortamında gerçekleştirilen örnekleme yöntemi olarak belirlenmiştir. Laboratuvar ortamında yapılan örnekleme işlemlerinde kullanılan elek setleri ile çalışmada hedeflenen mikropplastik boyut aralığını seçmenin mümkün oluşu, sürecin bir adım daha kısalmaya olanağını sağladığından bu yöntemin sıklıkla kullanılma sebebi olarak düşünülmektedir.

Çalışmalarda kullanılan elek/filtre/ağ sistemlerinde birbirinden farklı gözenek boyutları tercih edilmiştir. Seçilen gözenek boyutları 10 µm ile 5000 µm aralığında değişim göstermektedir. Eleklerin gözenek boyutları ile ilgili belirli bir standardizasyon bulunmadığından ve çalışmalarda hedeflenen mikropplastik boyutları farklılık gösterdiğinden birbirinden farklı gözenek boyutları ile karşılaşılmaktadır. Çalışmalar, numune hacimleri açısından incelendiğinde, farklı hacimlerde numunelerin kullanıldığı belirlenmiştir. En düşük hacimli numune 250 mL (R₅), en yüksek hacimli numune ise 307 L (R₁) olarak tespit edilmiştir [15], [33].

Tablo 2. İncelenen çalışmalarda kullanılan örnekleme yöntemleri.

Referans	Örnekleme Yöntemi			Numune Hacmi (L)
	Elek/Filtre/Ağ Türü	Gözenek Boyutu (μm)	Numune Türü	
R ₁	Dalgıç pompa sistemine bağlı paslanmaz çelik elek seti	5000, 411, 47	Kompozit numune	5- 307
R ₂	Paslanmaz çelik elek seti	150, 75, 45, 25	Anlık numune	24
R ₃	Paslanmaz çelik elek	330	-	-
R ₄	Filtre	48	Kompozit numune	3
R ₅	Filtre	120	Anlık numune	0,25
R ₆	Plankton ağı	23	Kompozit numune	2,5
R ₇	Paslanmaz çelik elek seti	5000, 200, 20	Kompozit numune	150
R ₈	Paslanmaz çelik elek seti	150, 10	Anlık numune	0,5- 40
R ₉	Paslanmaz çelik elek	48	Kompozit numune	5
R ₁₀	Naylon membran filtre	20	Anlık numune	1

IV. SIZINTI SULARINDAN MİKROPLASTİK İZOLASYON YÖNTEMLERİ

Mikroplastikleri buldukları ortamlardan ayırmak için çeşitli izolasyon yöntemlerine ihtiyaç duyulmaktadır. Bu yöntemler arasında yaygın olarak kullanılanlar; kimyasal oksidasyon yöntemi, yoğunluk farkına dayalı ayırma yöntemi ve filtrasyon yöntemidir. Kimyasal oksidasyon yönteminde, fenton reaktifi ve hidrojen peroksit (H_2O_2) gibi oksidanlar yardımıyla organik maddelerin mikroplastiklere zarar vermeden ortamdaki giderilmesi amaçlanır. Bu yöntemde sıklıkla kullanılan oksidanlardan olan H_2O_2 , organik maddelerin giderilmesi için kullanılan etkili ve iyi bilinen bir oksitleyicidir. Deniz suyunda mikroplastik tespitine yönelik olarak yürütülen bir çalışmada, %30 H_2O_2 'nin numuneye eklenmesiyle birlikte 7 gün içinde organik maddenin parçalandığı ve plastik polimer yapılar üzerinde oluşturduğu minimum olumsuz etki ile bu işlemin gerçekleştiği rapor edilmiştir. Aynı amaca yönelik yürütülen diğer bir çalışmada ise oksidasyon işleminin, mikroplastığın polimer yapısını daha küçük ve daha ince hale getirerek bu yapıda hafif bir değişime sebep olduğu bildirilmiştir [52], [53]. Atıksuda fenton reaktifi kullanımı ile yapılan bir çalışma, bu yöntemle organik maddelerin hızlı bir şekilde ortamdaki giderildiğini ve yöntemin mikroplastiklere zarar vermediğini ortaya koymuştur [54].

Bu makale kapsamında incelenen çalışmaların tümünde, kimyasal oksidasyon işlemi kullanılmış ve birçoğunda (R₅, R₂, R₇) bu işlem izolasyon sürecinin ilk basamağı olarak tercih edilmiştir [15], [34], [37]. Bu amaçla, çalışmalarda (R₂, R₃, R₇) çoğunlukla H_2O_2 ve fenton reaktiflerinden yararlanılmıştır [34], [35], [37]. Kullanılan toplam oksidan dozları, yaklaşık olarak 20 ml ile 100 ml aralığında değişkenlik göstermiştir. Oksidasyon işlemlerinde uygulanan en düşük reaksiyon süresi 30 dakika (R₈) iken en fazla 3 gün (R₉) gibi daha uzun reaksiyon sürelerinden de yararlanılmıştır [32], [38]. Reaksiyon sürecinin verimini arttırmak üzere katalizör olarak sıcaklık parametresi kullanılmış olup, tercih edilen sıcaklık değerlerinin 50°C-75°C aralığında olduğu belirlenmiştir. Daha yüksek sıcaklık değerleri, mikroplastığın polimer yapısı üzerindeki olumsuz etkisi dolayısıyla kullanılmamaktadır [55]. Yoğunluk farkına dayalı ayırma yöntemi, mikroplastikleri diğer inorganik maddelerden ayırmak için kullanılan bir izolasyon yöntemidir [56]. Bu yöntemde, doymuş tuz çözeltisi, numune ile uygun hacimsel oranlarda karıştırılarak belirli bir zaman aralığında yoğunluğa dayalı ayırmaya bırakılmaktadır [57]. Çözeltiden daha hafif olan mikroplastiklerin yüzdürülmesi ile ortamdaki ayrışmaları sağlanmaktadır. İncelenen çalışmaların çoğunda mikroplastik izolasyon sürecinde yoğunluk farkına dayalı ayırma yöntemi kullanılmıştır (R₂, R₃, R₆, R₇, R₈, R₁₀) [34], [35], [36], [37],

[38], [39]. Yoğunluk farkına dayalı ayırma işlemi için NaI, etanol çözeltisi, NaCl, ZnCl₂ çözeltileri kullanılmıştır. İncelenen bir çalışmada (R₁₀), iki aşamalı yoğunluk ayırma işleminden yararlanılmıştır [39]. Bu yöntemde, çözeltilerin maruz bırakıldığı zaman periyodu çalışmalara göre değişkenlik göstermiştir. Örneğin, ZnCl₂ tuzunun kullanıldığı iki farklı çalışmanın birinde (R₈) 10 dakikalık kısa bir süre tercih edilirken diğer çalışmada ise (R₆) 1 gece gibi uzun bir süre zarfından faydalanılmıştır [36], [38].

İzolasyon yöntemlerinden bir diğeri olan filtrasyon, sadece sıvının geçebileceği bir ortam aracılığıyla katı maddelerin sıvı ortamdan ayrılma prensibine dayanan basit bir yöntemdir. Filtrasyon işlemi genellikle bir huni, filtre membranı ve vakum pompası sistemi ile yapılmaktadır [58]. Filtre kâğıdının gözenek boyutu, sıvıdan ayrılan mikroplastiklerin boyutunu belirlemektedir. Filtrenin, filtrasyon düzeneğinden petri kaplarına aktarılması sırasında mikroplastik kaybı meydana gelebilmektedir. Bu nedenle, filtreleme işlemi sırasında mikroplastiklerin olduğundan az veya fazla tahmin edilmesi riski bulunmaktadır [59]. Mikroplastiklerin boyutu önem arz etmektedir. Tercih edilen küçük gözenek boyutları, filtre üzerinde tutulan mikroplastiklerle birlikte izolasyon sırasında çözünmeyen maddelerin de filtre üzerinde tutulmasına sebep olmaktadır. Bu durum, mikroplastiklerin tanımlama işleminde zorluklara sebep olmaktadır [60], [61].

İncelenen çalışmalar kapsamında, filtrasyon yöntemi genel olarak izolasyon işleminin son basamağı olarak tercih edilmiştir. Bu süreçte birbirinden farklı filtreler kullanılmıştır. Kullanılan filtre türleri; membran filtre, naylon membran filtre, paslanmaz çelik filtre ve selüloz nitrat filtre olarak belirlenmiştir. Bu filtrelerin, birbirinden farklı gözenek boyutuna sahip olduğu ve çoğunlukla 0.45 µm gözenek boyutunun tercih edildiği tespit edilmiştir (R₇, R₈, R₁₀) [36], [38], [39]. Ayrıca 47 µm (R₄) ve 50 µm gözenek boyutundaki filtrelerden (R₅) yararlanılmıştır [9], [15].

İzolasyon işlemleri özet tablosu incelendiğinde (Tablo 3), izolasyon prosesi öncesinde çoğunlukla ıslak eleme yönteminden faydalandığı ve kimyasal oksidasyon yönteminin tüm izolasyon süreçlerinde kullanıldığı belirlenmiştir (R₁, R₃, R₆) [33], [35], [36]. İzolasyon prosesleri genellikle filtrasyon işlemi ile son bulmuş ve yoğunluk ayırma yöntemi ise üçüncü basamak olarak tercih edilmiştir. Çalışmalarda kullanılan detaylı izolasyon prosedürlerine ise Tablo 4'te yer verilmiştir.

Tablo 3. İncelenen çalışmalarda kullanılan izolasyon yöntemleri.

Referans	Islak Eleme	Kimyasal Oksidasyon	Yoğunluk Farkına Dayalı Ayırma	Filtrasyon
R ₁	√	√	-	-
R ₂	-	√	√	√
R ₃	√	√	√	-
R ₄	√	√	-	√
R ₅	-	√	-	√
R ₆	√	√	√	-
R ₇	-	√	√	√
R ₈	-	√	√	√
R ₉	√	√	-	-
R ₁₀	-	√	√	√

Tablo 4. İncelenen çalışmalarda kullanılan izolasyon prosedürü.

Referans	Islak Eleme	Kimyasal Oksidasyon				Yoğunluk Farkına Dayalı Ayırma	Filtrasyon
		Oksidan	Doz	Süre	Sıcaklık		
R ₁	500 µm, 50 µm	H ₂ O ₂ , HCl	-	-	-	-	-
R ₂	-	Fe(II), H ₂ O ₂	40 ml, 40 ml	-	-	NaI, etanol	Membran filtre (0.45 µm)
R ₃	330 µm	Fe(II), H ₂ O ₂	-	5 dakika, 30 dakika	75°C	NaCl (1 gece)	-
R ₄	20 µm	H ₂ O ₂	20 ml	72 saat	-	-	Naylon membran filtre (47 µm)
R ₅	-	H ₂ O ₂	20 ml	2-3 gün	-	-	Paslanmaz çelik filtre (50 µm)
R ₆	63 µm	H ₂ O ₂ , Fe(II)SO ₄	20 ml, 20 ml	-	75°C	ZnCl ₂ (1 gece)	-
R ₇	-	Fe(II)SO ₄ , H ₂ O ₂	6-10 ml + 12-20 ml	48-72 saat	50°C	NaCl	Selüloz nitrat filtre (0.45 µm)
R ₈	-	Fe(II) + H ₂ O ₂	100 ml	30 dakika	60°C	ZnCl ₂ (10 dakika)	Selüloz nitrat filtre (0.45 µm)
R ₉	20 µm	H ₂ O ₂	20 ml	3 gün	-	-	-
R ₁₀	-	Fe(II), H ₂ O ₂	40 ml, 40 ml	-	-	NaI, etanol	Membran filtre (0.45 µm)

V. SIZINTI SULARINDA MİKROPLASTİK ANALİZ YÖNTEMLERİ

Mikroplastiklerin örnekleme ve ortamdan çeşitli teknikler aracılığıyla izole edilmesinin ardından, morfolojik özellikleri ve polimer yapıları hakkında bilgi edinmek amacıyla analiz yöntemlerine ihtiyaç duyulmaktadır. Mikroplastiklerin analiz edilebilmesi için temel olarak kimyasal ve fiziksel olmak üzere iki tür analiz yöntemi kullanılmaktadır. Fiziksel analiz yöntemleri ile mikroplastığın morfolojik özellikleri hakkında bilgi edinildikten sonra polimer türü ile ilgili gerekli verileri elde etmek için kimyasal analiz yöntemlerine başvurulmaktadır.

Fiziksel analiz yöntemi, mikroplastiklerin morfolojik açıdan tanımlanması için önemli bir aşamadır. Mikroplastiklerin boyut, şekil ve renk gibi çeşitli özellikleri hakkında veri toplama imkânı sunmaktadır. Fiziksel analiz yöntemi ile numunede bulunan plastik olmayan parçacık sayısını azaltmak için ön tarama işlemi uygulanmaktadır. Bunlar; çıplak gözle, pens yardımıyla, optik mikroskop, stereo mikroskop ve taramalı elektron mikroskobu aracılığı ile yapılmaktadır. Pens kullanımı ile parçacığın yapısı, formu, sertliği veya elastikiyeti gibi mikroplastikleri tanımlamaya ve birbirinden ayırmaya yardımcı olan bazı özellikler tespit edilebilmektedir [62]. Plastik parçacıklara dokunmak için iğnelerin kullanıldığı sıcak iğne testi gibi yanlış tanımlamayı önlemek için bazı

alternatif yöntemler de kullanılmaktadır [63], [64]. Mikroplastiklerin fiziksel analizi tamamlandıktan sonra polimer türü hakkında bilgi edinmek amacıyla kimyasal analiz yöntemlerine başvurulmaktadır. Bu yöntemlerden yaygın olarak kullanılanları; FT-IR spektroskopisi, raman spektroskopisi ve piroliz gazı kromatografisi-kütle spektrometresidir (Pyr-GC-MS) [64].

Fiziksel ve kimyasal analiz tekniklerinin avantaj ve dezavantajları Tablo 5’te özetlenmektedir.

Tablo 5. Mikroplastiklerin tanımlanmasında yaygın olarak kullanılan analiz yöntemleri [65], [66],[67].

Fiziksel Analiz Yöntemleri			
Mikroskop	Çözünürlük	Görüntü	Avantaj/ Dezavantaj
Optik Mikroskop	Düşük	Karanlık	Düşük maliyet, kötü görüntü, zaman alıcı, yüksek hata payı
Stereo Mikroskop	Orta	Net	Net görüntü, düşük büyütme oranı
Floresan Mikroskobu	İyi	Parlak renkli	Düşük hata payı
SEM	Yüksek	Siyah-beyaz	Yüksek çözünürlük, yüksek maliyet
Kimyasal Analiz Yöntemleri			
Titreşim Spektroskopisi	Numune miktarı	Ölçüm Süresi	Avantaj/ Dezavantaj
FT-IR	1 mg	3- 6 saat	Numune tahribatı yok, pahalı
Raman	1 µg	40 dakika	Hızlı, pahalı, ölçüm öncesi hazırlık gerekliliği
Termal Analiz	Numune miktarı	Ölçüm Süresi	Avantaj/ Dezavantaj
Pyr-GC-MS	0,5 mg	30- 100 dakika	Numune üzerinde olumsuz etki

FT-IR: Fourier dönüşümlü kızıl ötesi spektroskopisi; **Pyr-GC-MS:** Piroliz gaz kromatografisi kütle spektrometresi; **SEM:** Taramalı elektron mikroskobu.

Tablo 6. İncelenen çalışmalarda kullanılan mikroplastik analiz yöntemleri.

Referans	Analitik Yöntem	
	Fiziksel Analiz	Kimyasal Analiz
R ₁	Mikroskop	µFT-IR ve µFT-IR-ATR Spektroskopisi
R ₂	-	µFT-IR ve ATR-FT-IR Spektroskopisi
R ₃	Stereo Mikroskop	FT-IR Spektroskopisi
R ₄	Stereo Mikroskop	µFT-IR-ATR Spektroskopisi
R ₅	-	µFT-IR Spektroskopisi
R ₆	Stereo Mikroskop	Yanma Testi
R ₇	Optik Mikroskop	µFT-IR ve ATR-FT-IR Spektroskopisi
R ₈	-	µ-Raman Spektroskopisi
R ₉	Stereo Mikroskop, SEM	µFT-IR-ATR Spektroskopisi
R ₁₀	SEM	FT-IR ve LDIR Spektroskopisi

ATR: Zayıflatılmış toplam yansıma; **FT-IR:** Fourier dönüşümlü kızıl ötesi spektroskopisi; **LDIR:** Lazer doğrudan kızıl ötesi spektroskopisi; **µFT-IR:** Mikro fourier dönüşümlü kızıl ötesi spektroskopisi; **µ-Raman:** Mikro-raman spektroskopisi; **SEM:** Taramalı Elektron Mikroskobu.

İncelenen çalışmalarda, mikroplastiklerin morfolojik özelliklerinin ve polimer türlerinin belirlenmesi için birbirinden farklı yöntemler kullanılmıştır (Tablo 6). Morfolojik özellikler hakkında gerekli bilgileri elde edebilmek için SEM, stereo mikroskop ve optik mikroskoptan faydalanılmıştır. Bu yöntemler arasında stereo mikroskop (R₃, R₄, R₆, R₉) en çok tercih edilen yöntem olmuştur [9], [32], [35], [36]. Stereo mikroskop aracılığıyla, mikroplastiklerin boyutunu ölçmek, miktarını belirlemek, renk ve şekil gibi morfolojik özellikleri hakkında direkt olarak veri sağlamak mümkündür. Bu

sebeplerin, stereo mikroskopun en çok tercih edilen yöntem olmasına yol açtığı düşünülmektedir. Mikroplastiklerin polimer yapısı hakkında veri elde etmek için en çok kullanılan yöntemlerin μ FT-IR (R_1, R_2, R_5, R_6) ve μ FT-IR-ATR (R_1, R_4, R_8) spektroskopisi olduğu belirlenmiştir [9], [15], [33], [34], [36], [38]. FT-IR spektroskopisi yöntemlerinin numune üzerinde herhangi bir tahribata sebep olmaması, bu yöntemlerin yüksek oranda tercih edilmesinde önemli bir faktördür. Çalışmaların bir tanesinde, diğerlerinden farklı bir yöntem olan LDIR spektroskopisi tercih edilmiştir (R_{10}) [39].

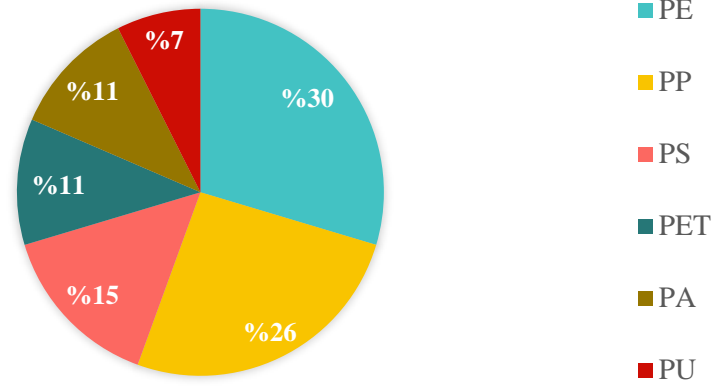
VI. BULGULAR

Sızıntı suyunda mikroplastik kirliliği üzerine yapılan çalışmalarda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik ve kimyasal özellikleri ile konsantrasyon değerleri Tablo 7’de özetlenmiştir. Mikroplastiklerin konsantrasyon değerleri incelendiğinde, litre bazında en yüksek değerin $235,4 \pm 17,1$ adet olduğu rapor edilmiştir (R_8) [38]. Bildirilen en küçük değer $5,19 \pm 4,44$ adet/ m^3 olarak belirlenmiştir (R_7) [37]. Bir çalışmada alınan numunede ise (R_1) mikroplastik tespit edilmemiştir [33]. Standart bir metodoloji bulunmadığı için çalışmaların bir bölümünde sayısal birimler aracılığıyla ($R_1, R_2, R_4, R_5, R_7, R_8, R_9, R_{10}$) diğer bölümünde (R_3, R_6) ise kütleli birimler üzerinden mikroplastik konsantrasyon değerleri ifade edilmiştir. Mikroplastik konsantrasyonlarının farklı birimler ile ifade edilmesi, bulguların karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır.

Tablo 7. Çalışmalarda tespit edilen mikroplastik konsantrasyonları, şekilleri ve polimer türleri.

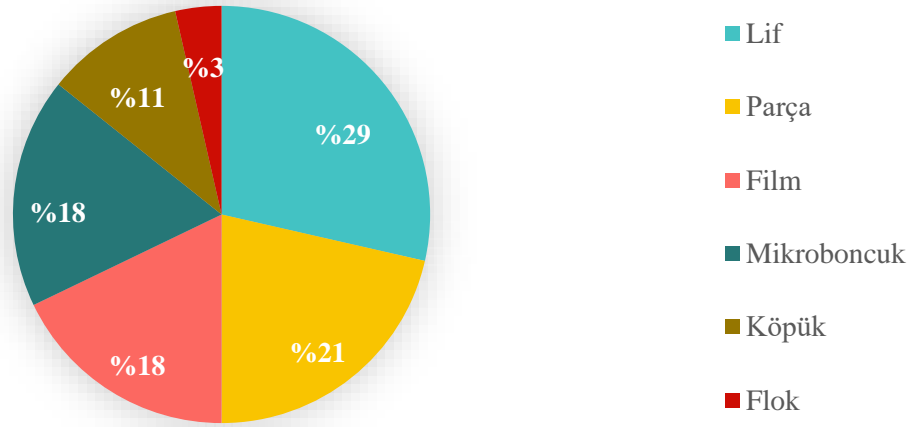
Referans	Mikroplastik Konsantrasyonu (adet/L)		Mikroplastik Şekli	Baskın Polimer Türü
	En Düşük	En Yüksek		
R_1	Tespit edilmedi	4,51	-	PE, PU, PET, PS
R_2	0,42	24,58	Köpük, mikroboncuk, lif, film, parça	PE, PP, PTFE, PET, PS
R_3	13,50 (adet/kg kuru ağırlık)	27,50 (adet/kg kuru ağırlık)	Mikroboncuk, film, lif	PE, PP, PET
R_4	4	13	Lif, parça, mikroboncuk	Selofan, PE, PS, PP
R_5	291 \pm 91 (ortalama)		Film, lif, parça, flok, köpük	PE, PA, rayon
R_6	0.3 (mg/L)	2.2 (mg/L)	-	-
R_7	5.19 \pm 4.44 (adet/ m^3)	57.04 \pm 5.88 (adet/ m^3)	Lif, parça, mikroboncuk, köpük	PE, PP, PS
R_8	0.4 \pm 0,1	235.4 \pm 17,1	Parça, film, mikroboncuk, lif	PE, PP, PA, PAEK
R_9	0.3	1.2	Lif, parça, film	PE, PES, EPM, PP
R_{10}	3	25	-	PU, PEC, PP, PAT, PA

EPM: Etilen propilen kauçuk; **PA:** Poliamid; **PAEK:** Poliarilherketon; **PAT:** Poliasetal; **PE:** Polietilen; **PEC:** Klorlu polietilen; **PES:** Polyester; **PET:** Polietilen tereftalat; **PP:** Polipropilen; **PS:** Polistiren; **PTFE:** Politetrafloretilen; **PU:** Poliüretan.



Şekil 1. İncelenen çalışmalarda en sık tespit edilen polimer türleri.

Katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suyunda bulunan polimer türlerinin, sahada bulunan atık kompozisyonu, bölgesel farklılıklar ve depolama koşullarına bağlı olduğu bilinmektedir [34]. PE kökenli polimerlerin genellikle ambalaj atıkları ve kozmetik ürünlerinden, PA polimerinin tekstil kökenli atıklardan, PP polimerinin şişe kapakları ve pipetlerden, PS polimerinin gıda ambalajları ve oyuncaklardan, PET polimerinin tekstil ürünleri ve su şişelerinden kaynaklandığı bildirilmiştir [47], [50], [68], [69], [70], [71], [72],[73]. Değerlendirilen çalışmalar incelendiğinde, en sık karşılaşılan polimer türlerinin PE, PP, PS, PET, PA ve PU polimerleri olduğu görülmüştür (Şekil 1). %30'luk bir oran ile sızıntı sularında en sık bulunan polimer türü PE olmuştur (R₁, R₂, R₃, R₄, R₅, R₇, R₈, R₉) [9], [15], [28], [33], [34],[35], [37], [38]. Ardından, %26 oranla en çok karşılaşılan bir diğer polimer PP'dir (R₂, R₃, R₄, R₇, R₈, R₁₀) [9], [34], [35], [37], [38],[39]. Bu polimerlerden özellikle yoğun şekilde tespit edilen PE, PP ve PET polimerlerinin 2019 yılında elde verilere göre, küresel çapta plastik kullanımının sırasıyla %29,8, %19,4 ve %7,9'luk bir bölümünü oluşturduğu belirlenmiştir [74].



Şekil 2. Çalışmalarda tespit edilen mikroplastik şekillerinin bulunma yüzdeleri.

Mikroplastiklerin sahip olduğu şekil türünden yola çıkarak kaynağını tahmin etmek mümkündür. Bu sebeple; parçaların daha büyük boyuttaki plastiklerin parçalanmasından, filmlerin plastik poşet ve çeşitli ambalaj atıklarından, mikroboncukların çeşitli prosesler ve kişisel bakım ürünlerinden, liflerin sentetik giysilerden kaynaklandığı rapor edilmiştir [75], [76], [77], [78].

Sızıntı suyunda gerçekleştirilen çalışmalar değerlendirildiğinde, mikroplastik şekilleri lif> parça> film = mikroboncuk> köpük> flok olarak sıralanmıştır (Şekil 2). Su ve diğerleri tarafından yapılan çalışmada, lif şeklindeki mikroplastiklerin sızıntı suyunda yüksek oranda bulunmasının liflerin küçük boyutuna bağlı olarak meydana geldiğinden bahsedilmiştir. Liflerin, depolama sahalarından sızıntı suyuna kolay bir şekilde taşınım gösterebilmelerinin bir sonucu olarak yoğun miktarda sızıntı suyunda

tespit edilebilmektedirler (R₄) [9]. Sızıntı suyunda bulunma oranı açısından lif şeklinden sonra belirlenen şekil, parçadır ve parça şeklinin büyük plastiklerin depolama sahasında yoğun şekilde bulunması ve zamanla parçalanmasının bir sonucu olabileceği; filmlerin plastik poşetlerin depolama sahasında sıklıkla bulunmasından kaynaklanabileceği; mikroboncukların ise kozmetik kökenli atıkların depolama alanlarındaki varlığı sonucunda bulunabileceği düşünülmektedir.

VII. TARTIŞMA

Sızıntı suyunda mikroplastik kirliliğinin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmalar incelendiğinde, tespit edilen mikroplastiklerin karakterizasyon ve konsantrasyon değerlerinin çeşitli faktörlerden etkilenerek farklılık gösterdiği belirlenmiştir.

İlk olarak, daha önce yapılan bazı çalışmalarda mevsimsel şartların mikroplastik konsantrasyonu ile pozitif korelasyon gösterdiğinden bahsedilmiştir [79], [80]. İncelenen çalışmalarda, Praagh ve diğerleri tarafından (R₁) mayıs ayında alınan numunelerde 0-4,51 adet/L mikroplastik konsantrasyonu; Z.Zhang ve diğerleri tarafından (R₉) mart-temmuz aylarını kapsayan dönemde 0,3-1,2 adet/L mikroplastik konsantrasyonu; Sun ve diğerleri tarafından kasım ayında gerçekleştirilen çalışmada ise (R₈) $0,4 \pm 0,1 - 235,4 \pm 17,1$ adet/L aralığında mikroplastik konsantrasyonu tespit edilmiştir [32], [33], [38]. Tespit edilen en yüksek ve en düşük mikroplastik konsantrasyonları kıyaslandığında, en düşük konsantrasyonlar arasında belirgin bir fark bulunmamıştır. En yüksek mikroplastik konsantrasyonları kıyaslandığında ise kasım ayında yapılan çalışmada (R₈) en yüksek değere ulaşıldığı görülmüştür [38]. Sızıntı sularında yapılan çalışmalarda mikroplastik kompozisyonunu etkileyen etkenlerden biri de depolama yaşıdır. Su ve diğerleri tarafından yapılan çalışmada (R₄) depolama yaşının mikroplastik kompozisyonu ve özellikleri üzerindeki etkileri araştırılmıştır [9]. Mikroplastik konsantrasyonları genç, orta ve yaşlı depolama alanlarında gram bazında 83 ± 10 , 68 ± 6 ve 36 ± 4 adet, litre bazında ise 8,4 ve 10 adet şeklinde tespit edilmiştir. Sızıntı suyundaki mikroplastiklerin genel boyut dağılımı, depolama yaşından etkilenmemesine rağmen, büyük boyutlu (1-5 mm) selofan polimerinde depolama sahası yaşının artmasıyla ortalama boyutlarında bir azalma göstermiştir. Genç depolama alanlarında bulunan PEUR polimeri miktarının, orta depolama yaşına sahip alanlardan çok daha fazla olduğu ve eski depolama alanlarında tespit edilmediği ifade edilmiştir. Bu durumdan hareketle, artan depolama yaşıyla birlikte polimer türü çeşitliliğinin ve mikroplastik konsantrasyonunun azaldığı sonucuna ulaşılmıştır.

Çalışmalar, atık türü açısından incelendiğinde; atıkların kentsel, endüstriyel, karışık, tehlikeli ve tehlikesiz atık olduğu görülmüştür. Praagh ve diğerleri tarafından 2018 yılında yapılan çalışmada (R₁), çoğunlukla kentsel ve endüstriyel nitelikli atık kompozisyonu bulunurken diğer çalışmalar çoğunlukla kentsel nitelikli atıklardan oluşmaktadır. Baskın polimer türleri kıyaslandığında hem kentsel hem endüstriyel atıklara ait sızıntı suyunda, diğer çalışmalardan farklı olarak PU polimerine rastlanmıştır [33]. PU polimerinin baskı silindirleri, araba tamponları, yatak ve araba koltukları, biyomedikal uygulamalar ve araba lastiklerinde kullanıldığı bildirilmiştir [81]. Bu durum, tespit edilen polimer türlerinin depolama sahasına gelen atıkların türüne bağlı olarak farklılık gösterdiğini kanıtlar niteliktedir.

Depolama alanına gelen günlük atık miktarları karşılaştırıldığında en yüksekten düşüğe sırasıyla 13.000 ton/gün (R₉), 12.000 ton/gün (R₄), 3000 ton/gün (R₅), 1075–1100 ton/gün (R₇), 480 ton/gün (R₈), 140 ton/gün ve 90 ton/gün (R₆) şeklinde sıralanmaktadır [9], [15], [32], [36], [37], [38]. Mikroplastik konsantrasyonları kıyaslandığında en yüksek konsantrasyonlara günlük 3000 ton (R₅) ve 480 tonluk (R₈) atık değerlerinde ulaşıldığı görülmüştür [15], [38]. Günlük 13.000 ton (R₉) ve 12.000 tonluk (R₄) atık miktarlarında en düşük mikroplastik konsantrasyonlarıyla karşılaşmıştır [9], [32]. Bu sebeple, depolama sahasına gelen günlük atık miktarından daha belirleyici olan kriterin toplam atık miktarında bulunan plastik atık oranı olduğu öngörülmüştür.

Mikroplastiklerin tespiti ve analizi için kullanılan örnekleme, izolasyon ve analiz yöntemlerinin belirli bir standardizasyona sahip olmamasına bağlı olarak mikroplastik kompozisyonunda farklılıklar meydana gelmektedir. Örnekleme ve izolasyon aşamalarında tercih edilen elek/filtre sistemlerinin sahip olduğu gözenek boyutunun, tespit edilen mikroplastik konsantrasyonunu üzerinde etkili olduğu düşünülmektedir. Yapılan bir çalışmada, lif şeklindeki mikroplastiklerin küçük gözenek boyutuna sahip elek/filtre sistemleri ile daha büyük gözenek boyutu ile yapılan çalışmalardan birkaç kat daha fazla konsantrasyonda tespit edildiği sonucuna ulaşılmıştır [82]. Filtre gözenek boyutu ile mikroplastik konsantrasyonu ilişkisinin önemini vurgulayan bir diğer çalışmada ise 80 µm gözenek boyutu kullanımı ile elde edilen mikroplastik konsantrasyonunun 450 µm gözenek boyutu kullanımından 100.000 kata kadar daha fazla olabileceği sonucuna ulaşılmıştır [83]. Sızıntı suyunda incelenen çalışmalar kapsamında, litre bazında en yüksek mikroplastik konsantrasyonları 291±91 adet (R₅) ve 235,4±17,1 adet (R₈) olarak belirlenmiştir [15], [38]. Bu çalışmalarda kullanılan en küçük gözenek boyutları 120 µm, 10 µm olarak belirlenmiştir.

Sızıntı sularının arıtılması için kullanılan çeşitli prosesler aracılığıyla mikroplastik giderimi belirli oranlarda mümkün olabilmektedir. İncelenen çalışmalar kapsamında, ileri fiziksel arıtma sonrasında mikroplastik gideriminin incelendiği iki farklı çalışma bulunmaktadır (R₁, R₉) [32], [33]. Praagh ve diğerleri tarafından yapılan çalışmada (R₁), sızıntı suyu arıtımı; filtrasyon ve aktif karbon, yapay toprak filtrasyonu, ardışık kesikli reaktör ve kum filtresi proseslerinden oluşmaktadır. Bu prosesler ile sırasıyla, %76, %99, %3 ve %100 oranında mikroplastik giderimleri elde edilmiştir. Zhang ve diğerleri tarafından yapılan bir diğer çalışmada ise (R₉) dengeleme havuzu, membran biyoreaktör, havalandırma, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon, ters ozmos proseslerinden oluşan bir sızıntı suyu arıtma prosedüründen yararlanılmıştır. Mikroplastik giderim verimleri sırasıyla; %16,67, %50, %20, %75 ve etkisiz olarak ifade edilmiştir. Birbirinden farklı arıtma prosesleri kullanılan bu çalışmalarda, en yüksek mikroplastik giderimine Praagh ve diğerleri tarafından yapılan çalışmada (R₁) ulaşılmıştır [33]. Bu çalışmada, kum filtresi ünitesinde %100'e varan bir mikroplastik giderimi elde edilmiştir. Zhang ve diğerleri tarafından yapılan diğer çalışmada (R₉) ulaşılan en yüksek mikroplastik giderim verimi (%75) ise ultrafiltrasyon aşamasında elde edilmiştir. Bu çalışmada (R₉), nanofiltrasyon ve ters ozmos proseslerinde elde edilen giderim verimleri etkisiz olarak ifade edilmiştir [32]. Bu sonuç, nanofiltrasyon ve ters ozmos proseslerinden önce kullanılan proseslerin mikroplastik giderimi için yeterli olduğunu göstermiştir. Yanısıra, giderme verimleri incelendiğinde klasik arıtma sonrasında ileri fiziksel arıtma olarak kullanılan ultrafiltrasyon prosesinin mikroplastik gideriminde oldukça etkili olduğunu göstermiştir. Membran biyoreaktörde elde edilen düşük mikroplastik giderme verimi ise işletme problemi (membranların tıkanması) ile ilişkilendirilmiştir (R₄) [9]

VIII. SONUÇ

İncelenen çalışmalar kapsamında, sızıntı suyunda tespit edilen mikroplastiklerin çeşitli faktörlerden etkilendiği sonucuna ulaşılmıştır. Bunlar; depolama yaşı, depolama sahasında bulunan atık türü, depolama sahasına gelen günlük atık miktarı, sızıntı suyu arıtma prosesi, mevsim ve mikroplastiklerin tespit/analiz süreçlerinde tercih edilen yöntemler arasındaki farklılıklardır. Depolama yaşındaki farklılıklar, plastiklerin bozunma sürecine bağlı olarak farklı konsantrasyon ve polimer türüne sahip mikroplastiklerin tespiti ile sonuçlanmıştır. Atık türleri, mikroplastiklerin polimer türlerini belirleyen bir koşul olduğundan farklı türde atıkların bertarafı, polimer türlerinde değişkenliğe yol açmıştır. Depolama sahalarında bertaraf edilen günlük atık miktarının tek başına belirleyici faktör olmadığı, bu atıkların sahip olduğu plastik atık yüzdesinin temel etken olduğu kabul edilmiştir. Sızıntı suyu arıtma prosesleri ile alıcı ortamlara deşarj edilen mikroplastik konsantrasyonlarının azaldığı ve arıtma prosedürlerinin işletme ve bakım koşullarının mikroplastik giderim verimi üzerinde önemli bir etken olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Mevsimsel koşullara bağlı olarak, yağışlı mevsimlerde yüksek mikroplastik konsantrasyonlarına ulaşıldığı, yüzeysel akış ve sızıntı suyu miktarındaki artış ile birlikte alıcı ortamlara daha fazla mikroplastik deşarj edildiği düşünülmüştür. Mikroplastiklerin örnekleme, izolasyon ve analiz süreçlerinde standart bir metodoloji bulunmamasına bağlı olarak, mikroplastik kompozisyonunun numuneyi yansıtırma oranında farklılıklar meydana geldiği tespit edilmiştir.

Mikroplastik konsantrasyonunun farklı birimler (adet/L, adet/kg ve kg/L gibi) ile ifade edilmesi elde edilen sonuçların karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır.

İncelenen çalışmalarda değerlendirilen durumlara ek olarak, depolama alanında tespit edilen mikroplastiklerin varlığını etkileyen başka birçok faktör olduğu düşünülmektedir. Bunlar; çevresel faktörler, depolama sahasında bulunan mikroorganizmalar/organizmalar, depolama sahasının özellikleri, ülkelerin gelişmişlik düzeyi, demografik etkiler, ülkenin plastik üretimi/talebi, atık yöntemi bütçesi, ülkelerin plastik atık yönetimi konusunda izlediği politikalar. Çevresel faktörlerden pH ve sıcaklığın plastiklerin bozunma sürecini etkilediği belirlenmiştir. Depolama alanlarında bulunan çeşitli mikroorganizmaların farklı polimer türlerini parçaladığı bildirilmiştir [84], [85]. Buna ek olarak, solucanların depolama sahasındaki hareketiyle birlikte toprak ortamında oluşan gözenekler aracılığıyla mikroplastiklerin taşınımı kolaylaşmaktadır [86]. Depolama sahasının sahip olduğu toprak bileşiminin mikroplastik varlığı üzerinde etkili olduğu düşünülmektedir. Üst katmanda kil tabakası bulduran sahalarda oluşan sızıntı sularının akış sürecinin daha yavaş gerçekleştiği bilinmektedir [87]. Bu sebeple, yavaş akış ile depolama sahasında bulunan mikroplastiklerin sızıntı suyuna taşınımı daha yavaş gerçekleşmektedir. Ayrıca, depolama alanlarında bulunan sızdırmaz katman yardımıyla sızıntı sularının arıtma tesislerine uygun şekilde taşınımı gerçekleştirilirken, sızdırmazlık tabakasına sahip olmayan depolama alanlarında oluşan sızıntı suları ve içerdiği çeşitli kirleticiler ve mikroplastiklerin alıcı ortama doğrudan taşınımı gerçekleşmektedir [88]. Gelişmekte olan ülkelerde katı atık yönetiminde büyük problemler yaşandığı bilinmektedir [1]. Bu ülkelerin atık yönetimine öncelik vermemesi ve düşük bütçe ayırmasının bir sonucu olarak, plastik atıkların bertarafı vahşi depolama alanlarında sonlanmaktadır [89]. Depolama sahasına gelen evsel katı atıkların; hizmet edilen nüfusun eğitim düzeyi, atık yönetimi tercihi ve yaş ortalaması gibi çeşitli demografik faktörlerden etkilendiği belirlenmiştir [90]. Buna ek olarak, depolama alanında bertaraf edilen gıda atıklarının da önemli olduğu düşünülmektedir. Golwala ve diğerleri tarafından yapılan çalışmada, marketlerden temin edilen gıda atıklarının kilogram bazında 300.000 adet mikroplastik içerdiği rapor edilmiştir [91]. Küresel çapta, 2050 yılına kadar 12.000 milyon ton plastik atığın oluşacağı tahmin edilmektedir [76]. Oluşan plastik atıkların büyük çoğunluğunun depolama alanlarında bertaraf edileceği varsayıldığında, yüksek mikroplastik konsantrasyonları ile karşılaşmanın mümkün olacağı öngörülebilmektedir.

Praagh ve diğerleri tarafından yapılan çalışmada (R_1), bir depolama sahasından meydana gelen yıllık mikroplastik deşarjının 177 kilograama kadar ulaşabildiği bildirilmiştir [33]. Sızıntı sularının, yer altı suyuna ve ardından çeşitli alıcı su ortamlarına ulaşarak kontaminasyona sebep olabileceği tahmin edilmektedir. Bu noktadan hareketle, sızıntı suyunun alıcı su ortamları ve kullanıldığı tarım arazileri için potansiyel bir mikroplastik kaynağı olacağı düşünülmektedir. Bu sebeple, sızıntı suyunun ve kökeni olan depolama sahasının optimum şekilde yönetilmesi önem arz etmektedir.

Mikroplastikler, katı atık depolama sahalarda henüz bir kirletici olarak tanımlanmamaktadır [33]. Buna ek olarak pek çok ülkede, ulusal düzeyde atık yasaının oluşturulmadığı ve atık yönetimi tam anlamıyla uygulanmadığı bilinmektedir [92]. Elde edilen veriler ışığında, mikroplastiklerin sızıntı suyunda bir kirletici olarak tanımlanması, plastik tüketiminin azalmasını sağlayacak teşvikler/kampanyalar oluşturulması, üreticilerin beşikten mezara anlayışı ile hareket etmesi, uluslararası iş birliklerinin sağlanması, gerekli yasaların oluşturulması ve depolama sahası madenciliği ile plastiklerin geri kazanımının sağlanması gibi eylemlerin hayata geçirilmesi gerekliliği sonucuna ulaşmıştır.

IX. KAYNAKLAR

- [1] H. I. Abdel-Shafy and M. S. M. Mansour, "Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization", *Egyptian Journal of Petroleum*, vol. 27, no. 4, pp. 1275–1290, 2018.
- [2] Z. Minghua, F. Xiumin, A. Rovetta, H. Qichang, F. Vicentini, L. Bingkai, A. Giusti, and L. Yi,

- “Municipal solid waste management in Pudong New Area, China”, *Waste Management*, vol. 29, no. 3, pp. 1227–1233, 2009.
- [3] D. N. Beede and D. E. Bloom, “The Economics of Municipal Solid Waste”, *The World Bank Research Observer*, vol. 10, no. 2, pp. 113–150, 1995.
- [4] I. Madon, D. Drev, and J. Likar, “Long-term risk assessments comparing environmental performance of different types of sanitary landfills”, *Waste Management*, vol. 96, pp. 96–107, 2019.
- [5] X. Wang, B. Xie, D. Wu, M. Hassan, and C. Huang, “Characteristics and risks of secondary pollutants generation during compression and transfer of municipal solid waste in Shanghai”, *Waste Management*, vol. 43, pp. 1–8, 2015.
- [6] C. Zhou, W. Fang, W. Xu, A. Cao, and R. Wang, “Characteristics and the recovery potential of plastic wastes obtained from landfill mining”, *Journal of Cleaner Production*, vol. 80, pp. 80–86, 2014.
- [7] L. Nizzetto, G. Bussi, M. N. Futter, D. Butterfield, and P. G. Whitehead, “A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments”, *Environmental science: Processes & Impacts*, vol. 18, no. 8, pp. 1050–1059, 2016.
- [8] Y. Ding, J. Zhao, J. W. Liu, J. Zhou, L. Cheng, J. Zhao, Z. Shao, Ç. Iris, B. Pan, X. Li, and Z. T. Hu, “A review of China’s municipal solid waste (MSW) and comparison with international regions: Management and technologies in treatment and resource utilization”, *Journal of Cleaner Production*, vol. 293, 126144, 2021.
- [9] Y. Su, Z. Zhang, D. Wu, L. Zhan, H. Shi, and B. Xie, “Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age”, *Water Research*, vol. 164, 114968, 2019.
- [10] Z. Youcai and L. Ziyang, “Pollution Control and Resource Recovery: Municipal Solid Wastes at Landfill”, *Pollution Control and Resource Recovery: Municipal Solid Wastes at Landfill*, pp. 1–382, 2016.
- [11] C. Arthur, J. E. Baker, and H. Bamford, “Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris”, *NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R*, 2009.
- [12] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, and T. S. Galloway, “Microplastics as contaminants in the marine environment: A review”, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, no. 12, pp. 2588–2597, 2011.
- [13] Y. Hu, M. Gong, J. Wang, and A. Bassi, “Current research trends on microplastic pollution from wastewater systems: a critical review”, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, vol. 18, no. 2, pp. 207–230, 2019.
- [14] E. D. Okoffo, S. O’Brien, J. W. O’Brien, B. J. Tscharke, and K. V. Thomas, “Wastewater treatment plants as a source of plastics in the environment: a review of occurrence, methods for identification, quantification and fate”, *Environmental Science: Water Research & Technology*, vol. 5, no. 11, pp. 1908–1931, 2019.
- [15] Z. Xu, Q. Sui, A. Li, M. Sun, L. Zhang, S. Lyu, and W. Zhao, “How to detect small microplastics (20–100 µm) in freshwater, municipal wastewaters and landfill leachates? A trial from sampling to identification”, *Science of the Total Environment*, vol. 733, 139218, 2020.

- [16] O. Y. A. Costa, J. M. Raaijmakers, and E. E. Kuramae, “Microbial extracellular polymeric substances: ecological function and impact on soil aggregation”, *Frontiers in Microbiology*, vol. 9, 1636, 2018.
- [17] S. Mukherjee, S. Mukhopadhyay, M. A. Hashim, and B. Sen Gupta, “Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies”, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 45, no. 5, pp. 472–590, 2014.
- [18] H. tao Liu, “Achilles heel of environmental risk from recycling of sludge to soil as amendment: A summary in recent ten years (2007-2016)”, *Waste Management*, vol. 56, pp. 575–583, 2016.
- [19] A. Rani, S. Negi, A. Hussain, and S. Kumar, “Treatment of urban municipal landfill leachate utilizing garbage enzyme”, *Bioresource Technology*, vol. 297, 122437, 2020.
- [20] Q. Sui, W. Zhao, X. Cao, S. Lu, Z. Qiu, X. Gu, and G. Yu, “Pharmaceuticals and personal care products in the leachates from a typical landfill reservoir of municipal solid waste in Shanghai, China: Occurrence and removal by a full-scale membrane bioreactor”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 323, pp. 99–108, 2017.
- [21] H. S. Auta, C. U. Emenike, and S. H. Fauziah, “Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions”, *Environment International*, vol. 102, pp. 165–176, 2017.
- [22] H. Bouwmeester, P. C. H. Hollman, and R. J. B. Peters, “Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production Chain: experiences from nanotoxicology”, *Environmental Science and Technology*, vol. 49, no. 15, pp. 8932–8947, 2015.
- [23] N. B. Hartmann, S. Rist, J. Bodin, L. H. S. Jensen, S. N. Schmidt, P. Mayer, A. Meibom, and A. Baun, “Microplastics as vectors for environmental contaminants: exploring sorption, desorption, and transfer to biota”, *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 13, no. 3, pp. 488–493, 2017.
- [24] M. El-Fadel, A. N. Findikakis, and J. O. Leckie, “Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills”, *Environmental Technology*, vol. 18, no. 7, pp. 669–686, 2010.
- [25] J. Islam and N. Singhal, “A laboratory study of landfill-leachate transport in soils”, *Water Research*, vol. 38, no. 8, pp. 2035–2042, 2004.
- [26] N. J. Themelis and P. A. Ulloa, “Methane generation in landfills”, *Renewable Energy*, vol. 32, no. 7, pp. 1243–1257, 2007.
- [27] S. Mor, K. Ravindra, R. P. Dahiya, and A. Chandra, “Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site”, *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 118, no. 1, pp. 435–456, 2006.
- [28] Z. Zhang, Q. Cui, L. Chen, X. Zhu, S. Zhao, C. Duan, X. Zhang, D. Song, and L. Fang, “A critical review of microplastics in the soil-plant system: distribution, uptake, phytotoxicity and prevention”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 424, 127750, 2022.
- [29] A. A. De Souza MacHado, C. W. Lau, J. Till, W. Kloas, A. Lehmann, R. Becker, and M. C. Rillig, “Impacts of microplastics on the soil biophysical environment”, *Environmental Science and Technology*, vol. 52, no. 17, pp. 9656–9665, 2018.
- [30] A. A. De Souza Machado, C. W. Lau, W. Kloas, J. Bergmann, J. B. Bachelier, E. Faltin, R.

- Becker, A. S. Görlich, and M. C. Rillig, “Microplastics can change soil properties and affect plant performance”, *Environmental Science and Technology*, vol. 53, no. 10, pp. 6044–6052, 2019.
- [31] E. Huerta Lwanga, H. Gertsen, H. Gooren, P. Peters, T. Salánki, M. Van Der Ploeg, E. Besseling, A. A. Koelmans, and V. Geissen, “Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae)”, *Environmental Science and Technology*, vol. 50, no. 5, pp. 2685–2691, 2016.
- [32] Z. Zhang, Y. Su, J. Zhu, J. Shi, H. Huang, and B. Xie, “Distribution and removal characteristics of microplastics in different processes of the leachate treatment system”, *Waste Management*, vol. 120, pp. 240–247, 2021.
- [33] M. van Praagh, C. Hartman, and E. Brandmyr, “Microplastics in landfill leachates in the Nordic countries”, Nordic Council of Ministers, Denmark, 2018.
- [34] P. He, L. Chen, L. Shao, H. Zhang, and F. Lü, “Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate”, *Water Research*, vol. 159, pp. 38–45, 2019.
- [35] A. Puthcharoen and S. Leungprasert, “Determination of microplastics in soil and leachate from the landfills”, *Thai Environmental Engineering Journal*, vol. 33, no. 3, pp. 39–46, 2019.
- [36] A. C. Narevski, M. I. Novaković, M. Z. Petrović, I. J. Mihajlović, N. B. Maoduš, and G. V. Vujić, “Occurrence of bisphenol A and microplastics in landfill leachate: lessons from South East Europe”, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28, no. 31, pp. 42196–42203, 2021.
- [37] Nurhasanah, M. R. Cordova, and E. Riani, “Micro- and mesoplastics release from the Indonesian municipal solid waste landfill leachate to the aquatic environment: Case study in Galuga Landfill Area, Indonesia”, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 163, 111986, 2021.
- [38] J. Sun, Z. R. Zhu, W. H. Li, X. Yan, L. K. Wang, L. Zhang, J. Jin, X. Dai, and B. J. Ni, “Revisiting microplastics in landfill leachate: unnoticed tiny microplastics and their fate in treatment works”, *Water Research*, vol. 190, 116784, 2021.
- [39] Y. Wan, X. Chen, Q. Liu, H. Hu, C. Wu, and Q. Xue, “Informal landfill contributes to the pollution of microplastics in the surrounding environment”, *Environmental Pollution*, vol. 293, 118586, 2022.
- [40] E. Dümichen, A. K. Barthel, U. Braun, C. G. Bannick, K. Brand, M. Jekel, and R. Senz, “Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method”, *Water Research*, vol. 85, pp. 451–457, 2015.
- [41] J. Talvitie, A. Mikola, A. Koistinen, and O. Setälä, “Solutions to microplastic pollution – removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies”, *Water Research*, vol. 123, pp. 401–407, 2017.
- [42] A. Dyachenko, J. Mitchell, and N. Arsem, “Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent”, *Analytical Methods*, vol. 9, no. 9, pp. 1412–1418, 2017.
- [43] S. Lasee, J. Mauricio, W. A. Thompson, A. Karnjanapiboonwong, J. Kasumba, S. Subbiah, A. N. Morse, and T. A. Anderson, “Microplastics in a freshwater environment receiving treated wastewater effluent”, *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 13, no. 3,

pp. 528–532, 2017.

- [44] J. C. Vermaire, C. Pomeroy, S. M. Herczegh, O. Haggart, and M. Murphy, “Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries”, *FACETS*, vol. 2, pp. 301–314, 2017.
- [45] J. C. Prata, J. P. da Costa, A. C. Duarte, and T. Rocha-Santos, “Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review”, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 110, pp. 150–159, 2019.
- [46] D. Thomas, B. Schütze, W. M. Heinze, and Z. Steinmetz, “Sample preparation techniques for the analysis of microplastics in soil—a review”, *Sustainability*, vol. 12, no. 21, pp. 1–28, 2020.
- [47] J. Sun, X. Dai, Q. Wang, M. C. M. van Loosdrecht, and B. J. Ni, “Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal”, *Water Research*, vol. 152, pp. 21–37, 2019.
- [48] L. Cutroneo, A. Reboa, G. Besio, F. Borgogno, L. Canesi, S. Canuto, M. Dara, F. Enrile, I. Forioso, G. Greco, V. Lenoble, A. Malatesta, S. Mounier, M. Petrillo, R. Rovetta, A. Stocchino, J. Tesan, G. Vagge, and M. Capello, “Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment”, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 9, pp. 8938–8952, 2020.
- [49] S. M. Mintenig, I. Int-Veen, M. G. J. Löder, S. Primpke, and G. Gerdt, “Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging”, *Water Research*, vol. 108, pp. 365–372, 2017.
- [50] S. Ziajahromi, P. A. Neale, L. Rintoul, and F. D. L. Leusch, “Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics”, *Water Research*, vol. 112, pp. 93–99, 2017.
- [51] G. Gatidou, O. S. Arvaniti, and A. S. Stasinakis, “Review on the occurrence and fate of microplastics in sewage treatment plants”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 367, pp. 504–512, 2019.
- [52] G. Liebezeit and F. Dubaish, “Microplastics in beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 89, no. 1, pp. 213–217, 2012.
- [53] M. T. Nuelle, J. H. Dekiff, D. Remy, and E. Fries, “A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments”, *Environmental Pollution*, vol. 184, pp. 161–169, 2014.
- [54] A. S. Tagg, J. P. Harrison, Y. Ju-Nam, M. Sapp, E. L. Bradley, C. J. Sinclair, and J. J. Ojeda, “Fenton’s reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater”, *Chemical Communications*, vol. 53, no. 2, pp. 372–375, 2016.
- [55] K. Munno, P. A. Helm, D. A. Jackson, C. Rochman, and A. Sims, “Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 37, no. 1, pp. 91–98, 2018.
- [56] F. Stock, C. Kochleus, B. Bänsch-Baltruschat, N. Brennholt, and G. Reifferscheid, “Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – a review”, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 113, pp. 84–92, 2019.

- [57] M. G. J. Löder and G. Gerdts, “Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal”, *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 201–227, 2015.
- [58] C. B. Crawford and B. Quinn, *Microplastic Pollutants*, Amsterdam, Netherlands: Elsevier Inc., 2016, pp. 1–315.
- [59] M. Lares, M. C. Ncibi, M. Sillanpää, and M. Sillanpää, “Intercomparison study on commonly used methods to determine microplastics in wastewater and sludge samples”, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, no. 12, pp. 12109–12122, 2019.
- [60] J. Blumenröder, P. Sechet, J. E. Kakkonen, and M. G. J. Hartl, “Microplastic contamination of intertidal sediments of Scapa Flow, Orkney: a first assessment”, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 124, no. 1, pp. 112–120, 2017.
- [61] A. Cincinelli, C. Scopetani, D. Chelazzi, E. Lombardini, T. Martellini, A. Katsoyiannis, M. C. Fossi, and S. Corsolini, “Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR”, *Chemosphere*, vol. 175, pp. 391–400, 2017.
- [62] E. Fries, J. H. Dekiff, J. Willmeyer, M. T. Nuelle, M. Ebert, and D. Remy, “Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy”, *Environmental Science: Processes & Impacts*, vol. 15, no. 10, pp. 1949–1956, 2013.
- [63] B. De Witte, L. Devriese, K. Bekaert, S. Hoffman, G. Vandermeersch, K. Cooreman, and J. Robbens, “Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): comparison between commercial and wild types”, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 85, no. 1, pp. 146–155, 2014.
- [64] W. J. Shim, S. H. Hong, and S. E. Eo, “Identification methods in microplastic analysis: a review”, *Analytical Methods*, vol. 9, no. 9, pp. 1384–1391, 2017.
- [65] Q. Qiu, Z. Tan, J. Wang, J. Peng, M. Li, and Z. Zhan, “Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment”, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 176, pp. 102–109, 2016.
- [66] T. A. Lastovina and A. P. Budnyk, “A review of methods for extraction, removal, and stimulated degradation of microplastics”, *Journal of Water Process Engineering*, vol. 43, 102209, 2021.
- [67] A. M. Elert, R. Becker, E. Duemichen, P. Eisentraut, J. Falkenhagen, H. Sturm, and U. Braun, “Comparison of different methods for MP detection: What can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters?”, *Environmental Pollution*, vol. 231, no. 2, pp. 1256–1264, 2017.
- [68] A. L. Andrady and M. A. Neal, “Applications and societal benefits of plastics”, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, no. 1526, pp. 1977–1984, 2009.
- [69] M. Lares, M. C. Ncibi, M. Sillanpää, and M. Sillanpää, “Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology”, *Water Research*, vol. 133, pp. 236–246, 2018.
- [70] A. G. J. Driedger, H. H. Dürr, K. Mitchell, and P. Van Cappellen, “Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: A review”, *Journal of Great Lakes Research*, vol. 41, no. 1, pp. 9–19, 2015.

- [71] R. Geyer, J. R. Jambeck, and K. L. Law, “Production, use, and fate of all plastics ever made”, *Science Advances*, vol. 3, e1700782, 2017.
- [72] M. R. Cordova, I. S. Nurhati, E. Riani, Nurhasanah, and M. Y. Iswari, “Unprecedented plastic-made personal protective equipment (PPE) debris in river outlets into Jakarta Bay during COVID-19 pandemic”, *Chemosphere*, vol. 268, 129360, 2021.
- [73] F. De Falco, G. Gentile, E. Di Pace, M. Avella, and M. Cocca, “Quantification of microfibrils released during washing of synthetic clothes in real conditions and at lab scale”, *The European Physical Journal Plus*, vol. 133, no. 7, pp. 1–4, 2018.
- [74] Plastic Europe - Association of Plastics Manufacturers, “Plastics—the Facts 2020”, Belgium, pp. 1–64, 2020.
- [75] I. Acosta-Coley and J. Olivero-Verbel, “Microplastic resin pellets on an urban tropical beach in Colombia”, *Environmental monitoring and assessment*, vol. 187, no. 7:435, 2015.
- [76] I. E. Napper and R. C. Thompson, “Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions”, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 112, no. 1–2, pp. 39–45, 2016.
- [77] M. A. Browne, P. Crump, S. J. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway, and R. Thompson, “Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks”, *Environmental Science and Technology*, vol. 45, no. 21, pp. 9175–9179, 2011.
- [78] U. Pirc, M. Vidmar, A. Mozer, and A. Kržan, “Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing”, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, no. 21, pp. 22206–22211, 2016.
- [79] M. R. Cordova and I. S. Nurhati, “Major sources and monthly variations in the release of land-derived marine debris from the Greater Jakarta area, Indonesia”, *Scientific Reports*, vol. 9, 18730, 2019.
- [80] H. Lee and Y. Kim, “Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea”, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 137, pp. 1–8, 2018.
- [81] S. Lambert, C. Sinclair, and A. Boxall, “Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment”, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 227, pp. 1–53, 2014.
- [82] V. Hidalgo-Ruz, L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel, “Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification”, *Environmental Science and Technology*, vol. 46, no. 6, pp. 3060–3075, 2012.
- [83] R. L. Lozano and J. Mouat, “Marine litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and priorities for response”, London, United Kingdom, pp. 127, 2009.
- [84] S. Yoshida, K. Hiraga, T. Takehana, I. Taniguchi, H. Yamaji, Y. Maeda, K. Toyohara, K. Miyamoto, Y. Kimura, and K. Oda, “A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)”, *Science*, vol. 351, no. 6278, pp. 1196–1199, 2016.
- [85] A. A. Shah, F. Hasan, A. Hameed, and S. Ahmed, “Biological degradation of plastics: a comprehensive review”, *Biotechnology Advances*, vol. 26, no. 3, pp. 246–265, 2008.

- [86] M. Yu, M. van der Ploeg, E. H. Lwanga, X. Yang, S. Zhang, X. Ma, C. J. Ritsema, and V. Geissen, “Leaching of microplastics by preferential flow in earthworm (*Lumbricus terrestris*) burrows”, *Environmental Chemistry*, vol. 16, no. 1, pp. 31–40, 2019.
- [87] K. Gopinath, S. Seshachalam, K. Neelavannan, V. Anburaj, M. Rachel, S. Ravi, M. Bharath, and H. Achyuthan, “Quantification of microplastic in Red Hills Lake of Chennai city, Tamil Nadu, India”, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 26, pp. 33297–33306, 2020.
- [88] D. Mmereki, A. Baldwin, and B. Li, “A comparative analysis of solid waste management in developed, developing and lesser developed countries”, vol. 5, no. 1, pp. 120–141, 2016.
- [89] Y. Lyons, M. L. Neo, A. Lim, Y. L. Y. L. Tay, and D. Vu Hai, “United Nations Environment Programme, Coordinating Body on the Seas of East Asia, & National University of Singapore Status of Research, Legal and Policy Efforts on Marine Plastics in ASEAN +3: A Gap Analysis at the Interface of Science, Law and Policy”, <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/33383>, 2020.
- [90] T. Tadesse, A. Ruijs, and F. Hagos, “Household waste disposal in Mekelle city, Northern Ethiopia”, *Waste Management*, vol. 28, no. 10, pp. 2003–2012, 2008.
- [91] H. Golwala, X. Zhang, S. M. Iskander, and A. L. Smith, “Solid waste: an overlooked source of microplastics to the environment”, *Science of the Total Environment*, vol. 769, 144581, 2021.
- [92] C. Meidiana and T. Gamse, “The new waste law: challenging opportunity for future landfill operation in Indonesia”, *Waste Management and Research*, vol. 29, no. 1, pp. 20–29, 2011.