

KARADENİZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE BİLİMLERİ ANABİLİM DALI

GÜNEYDOĞU KARADENİZ'DE (TRABZON) KENTSEL DERİN DENİZ
DEŞARJ ETKİSİ ALTINDAKİ ALANLARDA MİKROPLASTİK
DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Sema ÇEBİN

EKİM 2024

TRABZON



KARADENİZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE BİLİMLERİ ANABİLİM DALI

**GÜNEYDOĞU KARADENİZ'DE (TRABZON) KENTSEL DERİN DENİZ
DEŞARJ ETKİSİ ALTINDAKİ ALANLARDA MİKROPLASTİK
DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ**

Sema ÇEBİN

Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsünce
" YÜKSEK LİSANS (ÇEVRE BİLİMLERİ)"
Unvanı Verilmesi İçin Kabul Edilen Tezdir.

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 17 / 09 / 2024

Tezin Savunma Tarihi : 23 / 10 / 2024

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ali ALKAN

Trabzon 2024

ÖNSÖZ

Günümüzün çevre sorunları arasında ilk sıralarda yer alan mikroplastik kirliliğinin Trabzon ili kentsel derin deşarj sistemleri ile ilişkili olarak Karadeniz’de ki düzeylerinin belirlenmesi amacıyla yürütülen “Güneydoğu Karadeniz’de (Trabzon) Kentsel Derin Deniz Deşarj Etkisi Altındaki Alanlarda Mikroplastik Düzeylerinin Belirlenmesi” isimli bu tez çalışmasının farkındalıklara katkı sağlaması ve atılacak adımlara ışık tutması hedeflenmiştir.

Tez çalışmam boyunca hiçbir zaman desteğini esirgemeyen ve bilim insanı olma yolundaki ilk adımlarımı atarken kıymetli bilgileriyle ve tecrübesiyle yolumu aydınlatan, yapıcı eleştirileri ve önerileri ile tezime büyük katkıları bulunan danışman hocam Sayın Prof. Dr. Ali ALKAN’a teşekkür ederim.

Bu tez çalışması bursiyer olarak görev aldığım 121Y434 no’lu TUBİTAK projesi kapsamında gerçekleştirilmiştir. Hem proje hem de tez çalışmasındaki katkıları ve önerileri için proje lideri değerli hocam Prof. Dr. Nigar ALKAN’a ayrıca teşekkür ederim. Saha çalışmalarında konumsal verilerin alınmasındaki destekleri için Dokuz Eylül Üniversitesi Öğr. Üyesi Prof. Dr. Muhammet DUMAN ve mikroplastiklerin karakterizasyonundaki desteklerinden dolayı İzmir Yüksek Teknolojisi Enstitüsü öğretim üyesi Prof. Dr. Aysun SOFUOĞLU’na teşekkürü borç bilirim. Saha ve laboratuvar çalışmalarında desteklerini gördüğüm Arş. Gör. Dr. Ümit DOKUZPARMAK ve Öğr. Gör. Dr. Berrin ÖZKILIÇ’a, eğitim öğretim hayatımda katkısı olan tüm hocalarıma ve ortak olarak çalışmalar yürüttüğümüz ve tez çalışması süresinde hiçbir yardımdan kaçınmayan arkadaşım Elif Pınar İLHAN’a teşekkür ederim.

Son olarak, doğduğum günden beri elimi hiç bırakmayan, hayatım boyunca aldığım tüm kararlarda bilgi ve tecrübelerinden faydalandığım ve her kararında arkamda olan, maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen ve bugünlere gelmemde en büyük paya sahip olan annem Meyrem ÇEBİN ve ablam Muteber ÇEBİN’e teşekkür eder, minnettarlığımı sunarım.

Sema ÇEBİN

Trabzon 2024

TEZ ETİK BEYANNAMESİ

Yüksek Lisans Tezi olarak sunduğum “Güneydoğu Karadeniz’de (Trabzon) Kentsel Derin Deniz Deşarj Etkisi Altındaki Alanlarda Mikroplastik Düzeylerinin Belirlenmesi” başlıklı bu çalışmayı baştan sona kadar danışmanım Prof. Dr. Ali ALKAN’ın sorumluluğunda tamamladığımı, verileri kendim topladığımı, analizleri ilgili laboratuvarlarda yaptığımı, başka kaynaklardan aldığım bilgileri metinde ve kaynakçada eksiksiz olarak gösterdiğimi, çalışma sürecinde bilimsel araştırma ve etik kurallara uygun olarak davrandığımı ve aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul ettiğimi beyan ederim. 23/10/2024

Sema ÇEBİN

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ.....	III
TEZ ETİK BEYANNAMESİ.....	IV
İÇİNDEKİLER.....	V
ÖZET	VI
SUMMARY	VII
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VIII
TABLolar DİZİNİ.....	X
SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ	XI
1. GENEL BİLGİLER	1
1.1. Giriş.....	1
1.2. Plastik Tanımı, Sınıflandırılması.....	2
1.3. Küresel Ölçekte Plastik Üretim ve Tüketimi	6
1.4. Kentsel Atıklar (MSW) ve Plastikler	9
1.5. Mikroplastiklerin Kaynakları	14
1.6. Mikroplastiklerin Çevresel Etkileri	16
1.7. Mikroplastik Tanımlama Teknikleri	19
1.8. Mikroplastiklerin Uluslararası Yasal Çerçeve­deki Yeri	22
2. YAPILAN ÇALIŞMALAR.....	28
2.1. Çalışma Sahası	28
2.2. Örnekleme­ler.....	29
2.3. Mikroplastiklerin Ayrılması ve Sayılması	32
2.4. Kimyasal Tanımlamalar	33
3. BULGULAR.....	38
3.1. Su Kolonu Karakteristikleri.....	38
3.2. Mikroplastik Bolluğu ve Karakterizasyonu	41
4. TARTIŞMA	57
5. ÖNERİLER.....	67
6. ÖNERİLER.....	69
7. KAYNAKLAR	71
ÖZGEÇMİŞ	

Yüksek Lisans Tezi

ÖZET

GÜNEYDOĞU KARADENİZ'DE (TRABZON) KENTSEL DERİN DENİZ DEŞARJ ETKİSİ ALTINDAKİ ALANLARDA MİKROPLASTİK DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ

Sema ÇEBİN

Karadeniz Teknik Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Bilimleri Anabilim Dalı
Danışman: Prof. Dr. Ali ALKAN
2024, 78 Sayfa

Plastik endüstrisinin hızlı gelişimi, düşük maliyet, hafiflik, sağlamlık ve dayanıklılık gibi avantajlara sahip plastik ürünlerin geniş yelpazede üretilmesine imkân sağlamıştır. 1950'li yıllarda 1,5 milyon ton düzeylerinde olan yıllık plastik üretimi, artan taleplerle günümüzde 390 milyon ton düzeylerine ulaşmıştır. Sürekli artan üretim ve tüketim miktarları yanında yetersiz çevre bilinci ve atık yönetimindeki eksiklikler nedeniyle plastik atıkların çevresel ortamlardaki miktarlarında da hızlı bir artış gerçekleşmiştir. Böylece plastik kirliliği küresel ölçekte günümüzün en önemli çevre sorunları arasına yerleşmiştir. Plastikler çevresel faktörlerin etkisiyle fotolitik, mekanik ve biyolojik olarak parçalanarak mikroplastikleri oluşturmaktadır. Deniz ve okyanuslardaki plastik kirliliğinin en önemli kaynakları arasında kıyıdaki kentler, limanlar, nakliye faaliyetleri, çöplüklerden kaynaklanan sızıntılar ve atıksu arıtma tesisleri yer almaktadır.

Bu çalışma ile Karadeniz'in Trabzon kıyılarında belirlenmiş olan 21 ayrı istasyonda manta trol ağı kullanılarak deniz yüzeyindeki mikroplastik düzeyleri belirlenmiştir. İstasyonlar, derin deniz deşarjları (11 adet) ve akarsu (6 adet) etkilerini de temsil edecek şekilde seçilmiştir. Araştırma sonucunda mikroplastik sayısı, 0,12-3,71 adet/m³ (ortalama 0,68±0,80 adet/m³) aralığında tespit edilmiştir. Yüksek nüfus yoğunluğu ve yüksek deşarj kapasitesine sahip derin deniz deşarj noktalarına yakın konumlardaki istasyonlarda, yüksek miktarlarda mikroplastik tespit edilmiştir. Bağlı bolluk oranı en yüksek mikroplastik türü fiber (%73,9) olarak tespit edilmiş olup bunu sırasıyla fragment (%17,4) ve sünger/köpük (%5,7) türlerinin takip ettiği ortaya konulmuştur. Bulunan mikroplastiklerin renk dağılımları ise %26 siyah, %25 mavi, %21 şeffaf, %10 beyaz, %10 kırmızı ve geri kalan %8 diğer renkler olarak belirlenmiştir. Mikroplastik partiküllerin kimyasal kompozisyonunda çok çeşitli polimerlerin varlığı tespit edilmekle birlikte baskın türlerin poly(1-butene) ve polycaprolactone triol olduğu ortaya konulmuştur.

Anahtar Kelimeler: Mikroplastik, Derin Deniz Deşarjı, Karadeniz, Atıksu Arıtma Sistemleri

Master Thesis

SUMMARY

DETERMINATION OF MICROPLASTIC LEVEL IN AREAS AFFECTED BY URBAN DEEP SEA DISCHARGE IN THE SOUTHEASTERN BLACK SEA (TRABZON)

Sema ÇEBİN

Karadeniz Technical University
The Graduate School of Natural and Applied Sciences
Environmental Sciences Graduate Program
Supervisor: Prof. Dr. Ali ALKAN
2024, 78 Pages

The rapid development of the plastic industry has enabled the production of a wide range of plastic products with advantages such as low cost, lightness, strength and durability. Annual plastic production, which was at the level of 1.5 million tons in the 1950s, has reached 390 million tons today with increasing demands. In addition to the constantly increasing production and consumption amounts, there has also been a rapid increase in the amount of plastic waste in environments due to insufficient environmental awareness and deficiencies in waste management. Thus, plastic pollution has become one of the most important environmental problems of our time on a global scale. Plastics break down photolytically, mechanically and biologically under the influence of environmental factors and form microplastics. The most important sources of plastic pollution in the seas and oceans include coastal cities, ports, shipping activities, leaks from garbage dumps and wastewater treatment plants.

In this study, microplastic levels on the sea surface were determined using a manta trawl net at 21 stations determined on the Trabzon coast of the Black Sea. The stations were selected to represent the effects of deep sea discharges (11 stations) and rivers (6 stations). As a result of the research, the number of microplastics was determined to be in the range of 0.12-3.71 units/m³ (average 0.68±0.80 units/m³). High amounts of microplastics were detected in stations located close to deep sea discharge points with high population density and high discharge capacity. The highest relative abundance rate of microplastic type was determined as fiber (73.9%), followed by fragments (17.4%) and sponge/foam (5.7%) types, respectively. The color distributions of the microplastics found were determined as 26% black, 25% blue, 21% transparent, 10% white, 10% red and the remaining 8% other colors. Although the presence of a wide variety of polymers was determined in the chemical composition of microplastic particles, the dominant types were revealed to be poly(1-butene) and polycaprolactone triol.

Key Words: Microplastic, Deep Sea Discharge, Black Sea, Wastewater Treatment System

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 1. Plastiklerin kullanım alanları.....	2
Şekil 2. Plastiklerin fiziksel özelliklerine esas sınıflandırma	3
Şekil 3. Plastiklerin moleküler yapıları esasıyla kimyasal sınıflandırması.....	3
Şekil 4. Polimer yapıları bakımından plastik sınıflandırması.....	4
Şekil 5. Şekillerine göre mikroplastik sınıfları	5
Şekil 6. Yıllara göre küresel ölçekte plastik üretimi (milyonm ³ /yıl).....	6
Şekil 7. Plastik üretiminde öncü ülkeler ve kıtalara göre üretim oranları	7
Şekil 8. Asya kıtasında plastik tarihsel gelişimi	8
Şekil 9. Sektörel plastik tüketimi ve atık üretimi oranları (%)	8
Şekil 10. Çeşitli plastik türlerinin kullanım oranları.....	9
Şekil 11. AAT’lerde tespit edilen MP’lerin kaynakları	11
Şekil 12. Oluşum kaynağına göre mikroplastikler.....	14
Şekil 13. Sektörlere bağlı olarak çeşitli plastik ürünlerin ortalama kullanım ömürleri.....	17
Şekil 14. Örneklem istasyonları	28
Şekil 15. Manta ağı ile deniz suyunda mikroplastik örneklemesi	30
Şekil 16. İstasyonlarda manta net çekimlerine ait rotalar	32
Şekil 17. Laboratuvar çalışmasına ait aşamalar	33
Şekil 18. Kimyasal karakterizasyonunda kullanılan Raman spektrometresi	34
Şekil 19. Çeşitli polimerlere ait Raman spektrumları.....	35
Şekil 20. Su kolonu CTD profilleri (1-9 nolu istasyonlar)	39
Şekil 21. Su kolonu CTD profilleri (10-18 nolu istasyonlar)	40
Şekil 22. Su kolonu CTD profilleri (19-21 nolu istasyonlar)	41
Şekil 23. İstasyonlardaki mikroplastik sayıları.....	41
Şekil 24. İstasyonlarda tespit edilen mikroplastik türlerinin bağıl bolluk oranları (%)	42
Şekil 25. İstasyonlarda tespit edilen mikroplastiklerin renk oranları (%)	44
Şekil 26. LDPE polimerine ait Raman spektrumu.....	44
Şekil 27. PP polimerine ait Raman spektrumu	45
Şekil 28. PS polimerine ait Raman spektrumu	45
Şekil 29. ABS polimerine ait Raman spektrumu	45

Şekil 30.	SAN polimerine ait Raman spektrumu.....	46
Şekil 31.	NC_20027 polimerine ait Raman spektrumu	46
Şekil 32.	NC_60011 polimerine ait Raman spektrumu	46
Şekil 33.	Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 1)	49
Şekil 34.	Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 2)	50
Şekil 35.	Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 3)	51
Şekil 36.	Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 4)	52
Şekil 37.	Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 5)	53
Şekil 38.	Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 6)	54
Şekil 39.	Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 7)	55
Şekil 40.	Dünyada deniz ve okyanuslardaki mikroplastik düzeyleri	63

TABLÖLAR DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 1. Parça boyutlarına göre plastiklerin sınıflandırılması.....	5
Tablo 2. Dünyanın farklı bölgelerinde kanalizasyona bağlanma oranları	12
Tablo 3. Mikroplastik türlerinin farklı sistemlerdeki uzaklaştırma verimlilikleri	13
Tablo 4. Birincil ve ikincil mikroplastik kaynakları	15
Tablo 5. Trabzon ili atıksu arıtma tesisleri mevcut kapasiteleri	29
Tablo 6. Örneklem istasyonları konumsal veriler ve örneklem süreleri	30
Tablo 7. Raman spektrometresi genel özellikleri.....	34
Tablo 8. Referansların Raman spektrumlarına ait bazı özellikler.....	47

SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
AMAP	: Arktik İzleme ve Değerlendirme Programı
ABS	: Akrilonitril Bütadien Stiren
‰	: Binde
°C	: Santigrat Derece
cm	: Santimetre
COP	: Taraflar Konferansları
CTD	: Elektriksel İletkenlik, Sıcaklık, Derinlik
ÇED	: Çevresel Etki Değerlendirmeleri
CBD	: Biyolojik Çeşitlilik Sözleşmesi
CMS	: Göçmen Türler Sözleşmesi
EDS	: Enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi
EC	: Ethylcellulose
FAO	: Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü
FTIR	: Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi
GFF	: Cam Mikrofiber Filtre
GPA	: Küresel Eylem Programı
GATT	: Gümrük Tarifeleri ve Ticaret Genel Anlaşması
HBMC	: Hydroxybutyl Methyl Cellulose
HDPE	: Yüksek Yoğunluklu Polietilen
HIS	: Hiperspektral görüntüleme
ITLOS	: Uluslararası Deniz Hukuku Mahkemesi
IMO	: Uluslararası Denizcilik Örgütü
kg	: Kilogram
LDPE	: Düşük Yoğunluklu Polietilen
μ	: Mikron
μm	: Mikrometre
nm	: Nanometre
m	: Metre
m ³	: Metreküp

μRS	: Mikro-Raman spektroskopisi
MSFD	: Deniz Stratejisi Çerçeve Direktifi
MARPOL	: Gemilerden Kirliliğin Önlenmesine Dair Uluslararası Sözleşme
NAFTA	: Kuzey Amerika Serbest Ticaret Anlaşması
PP	: Polipropilen
PVC	: Polivinil Klorür
PVDF	: Poliviniliden Florür
PTFE	: Politetrafloroetilen
PEEK	: Polieter Eter Keton
PS	: Polistiren
PET	: Polietilen Tereftalat
PC	: Polikarbonat
PLA	: Polilaktik asit
PB-1	: İzotaktik poli(1-büten)
PCL	: Polikaprolakton
PCL-T	: Polikaprolakton triol
PBA	: Poli (bütil akrilat)
PHB	: Poli (b-hidroksibutirat)
PES	: Poli (-etilen süksinat)
PBS	: Poli (bütiiren süksinat)
Pyr-GC/MS	: Piroliz Gaz Kromatografisi Kütle Spektrometrisi
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskobu
SAN	: Akrilonitril-Stiren
SAMOA	: Hızlandırılmış Eylem Yöntemleri
SERS	: Yüzey Geliştirilmiş Raman Saçılması
SRS	: Uyarılmış Raman Saçılması
XRF	: X-Işını Floresan spektrometrisi
WTO	: Dünya Ticaret Örgütü
WFD	: Su Çerçeve Direktifi

1. GENEL BİLGİLER

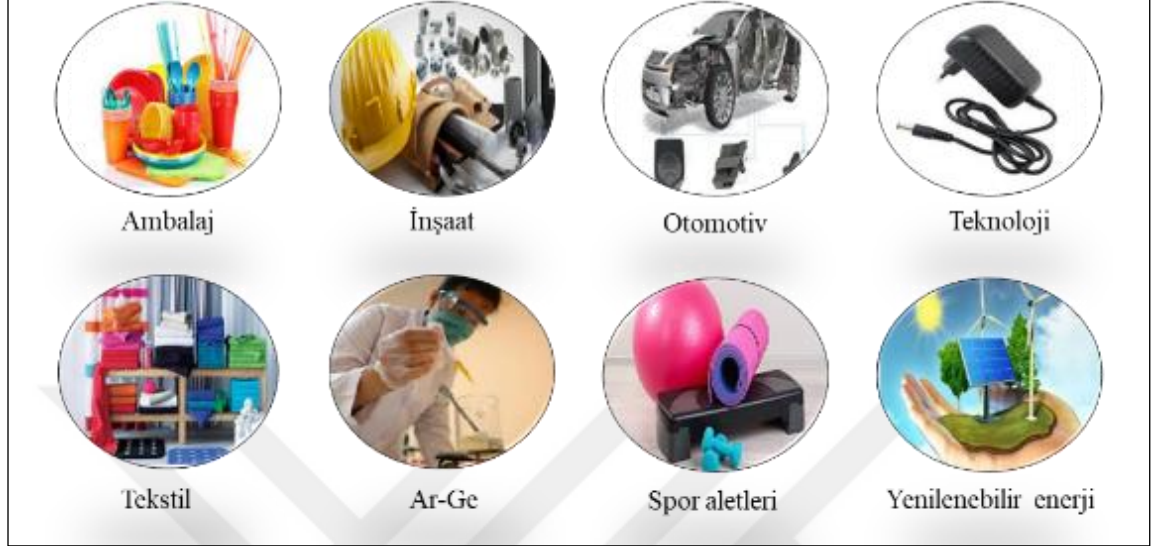
1.1. Giriş

Plastikler hafif, suda yüzebilen, işlenebilen, kolay şekil alabilen, ısı ve elektrik yalıtkanlığı yanında geri dönüştürülebilir olmaları gibi özellikleri nedeniyle küresel ölçekte kullanım için büyük bir çekim merkezi olmuş ve üreticiden tüketiciye herkesin hayatını kolaylaştıran ve konfor alanı oluşturan bir ürün halini almıştır (Thompson vd., 2009). Hızlı nüfus artışı, sanayileşme ve teknolojik gelişmelere paralel olarak artan taleplere karşılık plastik üretim ve tüketiminde artış görülmüştür.

Çoğunlukla petrol, kömür veya doğalgaz kökenli olan karbon, silikon, hidrojen, oksijen ve klorür içeren organik veya inorganik yapılı malzemeler olan plastikler “dövülebilir veya esnek” olarak ifade edilen ve birçok farklı formda kullanılabilen dayanıklı sentetik malzemelerdir (do Sul ve Costa, 2014). Plastiklerin tarihi oldukça eskilere dayanmakla birlikte petrol kaynaklı plastiklerin üretimi petrolün bulunması dönemine karşılık gelen 1850’li yılların sonrasına tekabül etmektedir. Doğal kauçuk miktarının sınırlı oluşu ve temin zorluğu nedeniyle 1851 yılında kimyasal yollarla plastik (kauçuk) üretilmiştir. 1862 yılında Londra’da düzenlenen uluslararası bir sergide Alexander Parkes tarafından kauçuk gibi kullanım özelliklerine sahip ve daha ucuz bir madde olarak ilk sentetik plastik sunulmuştur (Thompson vd., 2009). Bu yeni buluş sonrası Avrupa ve Amerika’da plastik üzerine yapılan çalışmalar hızlanmıştır.

Günümüzde plastikler; ambalaj, inşaat, otomotiv, teknoloji, tekstil, kozmetik, sağlık, spor aletleri gibi birçok farklı sektörde kullanım alanı bulmaktadır (Şekil 1). Plastiklerin üretimi, kullanımı ve sonrasında önemli miktarda atık oluşmaktadır. Bu atıklar, biyotik (antropojenik faaliyetler) ve abiyotik (rüzgar, sel vb) etkenler sonucunda nehir, göl, haliç, kıyı şeritleri ve deniz ekosistemleri gibi sucul ortamlarda zamanla daha küçük parçalara ayrılabilen ve etrafındaki bir çok kirleticinin adsorplamasına imkan sağlamaktadır (Wong vd., 2020). Suda yaşayan bazı canlıların bu küçük plastik partikülleri besin zannederek yutması sonucu sindirim sistemi tıkanması, tokluk hissi oluşması ve beraberinde gıda tüketiminde azalmaya neden olduğu düşünülmektedir. Tüm bunların yanı sıra canlı

bünyesine giren kirleticilerin de dokulara zarar verebileceği bildirilmektedir (Bayo vd., 2020).



Şekil 1. Plastiklerin kullanım alanları

1.2. Plastik Tanımı, Sınıflandırılması

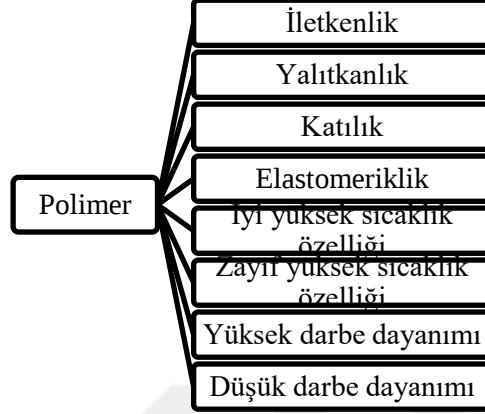
Plastik kelimesi, Yunanca şekillendirilebilen anlamına gelen “plastikos” ve kalıplanmış anlamına gelen “plastos” kelimelerinden gelmektedir (Brinson ve Brinson, 2008). Plastiklerin gelişimi, elastik özellikler gösteren doğal reçine ve sakız gibi malzemelerin kullanımıyla başlamıştır. Bir sonraki adımda kauçuk, nitroselüloz, kolajen ve galalit gibi doğal malzemelerin, kimyasal modifikasyonu gerçekleştirilmiş olup modern plastikler olarak tanımlanan geniş yelpazedeki tamamen sentetik malzemelerin geliştirilmesi ise yaklaşık 100 yıl öncesine kadar uzanmaktadır (Buragohain vd., 2020).

Plastikler; fiziksel özellikleri, kimyasal yapıları ve işlenme biçimleri dahil olmak üzere çeşitli kriterlere göre sınıflandırılabilir (Demaid vd., 1996).

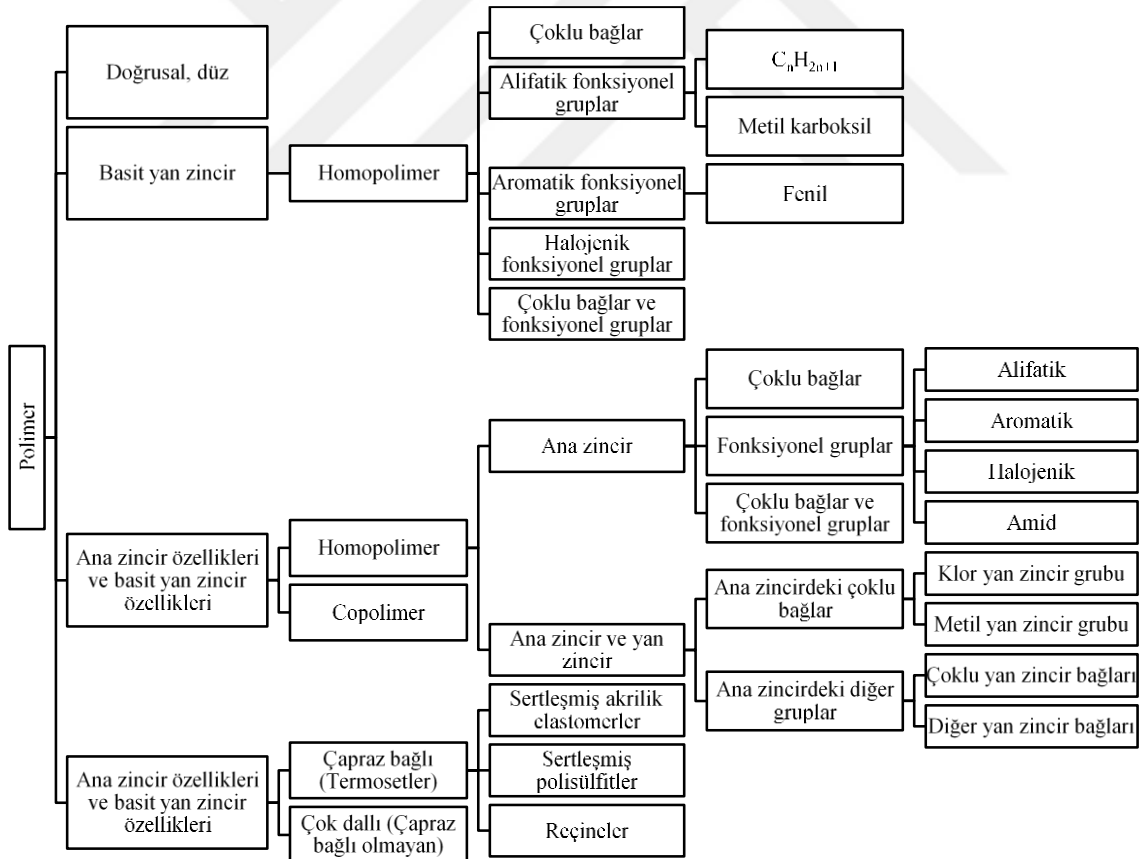
Fiziksel özelliklere bağlı olarak yapılan sınıflandırmada sınıfın gözlemlenebilir fiziksel davranışını dikkate alınmaktadır. Tamamen fiziksel özelliklere dayanan sınıflandırma, kimyasal bileşimdeki eğilimleri yansıtabilir veya yansıtmayabilir (Şekil 2).

Kimyasal yapı esas alınarak yapılan sınıflandırmada, benzer fiziksel davranışlara sahip sınıfların benzer moleküler yapıya sahip olacağı varsayımına dayalı bir sınıflandırma yapılır (Şekil 3). Merkezinde oksijen, azot veya kükürt içeren heterozincir polimerlerin genellikle daha fazla sıcaklığa dayanıklılık özelliklerine sahip olacağı ve bir yapıda çift

bağların varlığının elastomerik davranış potansiyeli anlamına geleceği gibi genellemeler ortaya çıkmaktadır.

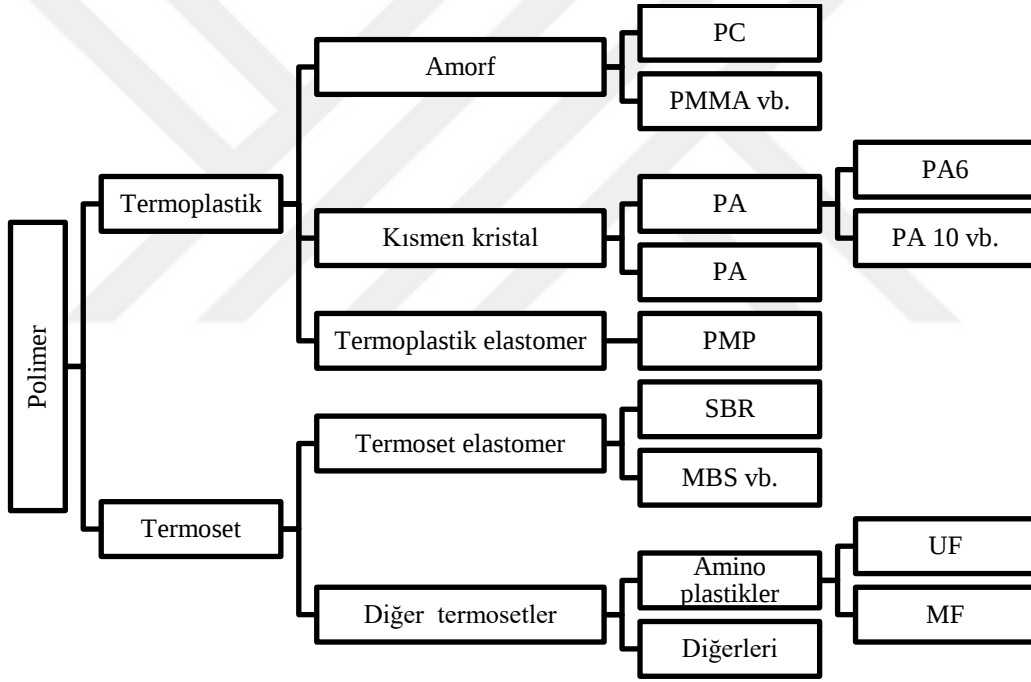


Şekil 2. Plastiklerin fiziksel özelliklerine esas sınıflandırma (Demaid vd., 1996)



Şekil 3. Plastiklerin moleküler yapıları esasıyla kimyasal sınıflandırması (Demaid vd., 1996)

Kimyasal sınıflandırma belirli özellikler esas alınarak daha da genişletilebilir. Polimer yapıları bakımından termoplastikler ve termoset plastikler ana grupları oluşturmaktadır (Şekil 4). Genellikle esneklik ve dayanıklılığın gerekli olduğu uygulamalarda kullanılan termoplastikler eritilebilir ve birden çok kez yeniden kullanılabilirler. Polietilen (PE), Polipropilen (PP), Polivinil Klorür (PVC), Polistiren (PS), Polietilen Tereftalat (PET), Akrlonitril Bütadien Stiren (ABS) termoset plastiklere örnek verilebilir. Termoset Plastikler ise kalıcı olarak sertleşmelerini sağlayan bir kürlleme süreci nedeniyle bir kez sertleştiklerinde yeniden eritilemez veya yeniden kalıplanamazlar. Genellikle yüksek sıcaklık uygulamalarında kullanılırlar. Epoksi reçineler, fenolik Reçineler, üre-formaldehit, melamin bu gruba örnek verilebilir.



Şekil 4. Polimer yapıları bakımından plastik sınıflandırması (Demaide vd., 1996)

Kimyasal bileşimine göre plastikler; poliolefinler (Polietilen PE, Polipropilen, PP), aromatik polimerler (Polikarbonat PC, Polistiren, PS) ve floropolimerler (Politetrafloroetilen PTFE, Teflon), Poliviniliden Florür, PVDF) olarak sınıflandırılabilirler. Olefinlerden (alkenler) türetilen ürünler, çok yönlülükleri ve nispeten düşük maliyetleri nedeniyle yaygın olarak kullanılmaktadır. Yapılarında aromatik halkalar bulunan polimerler sertlik ve ısı direnci sağlayan polimerleri içerir. Floropolimerler ise yüksek kimyasal dirençleri ve düşük sürtünme özellikleriyle bilinirler.

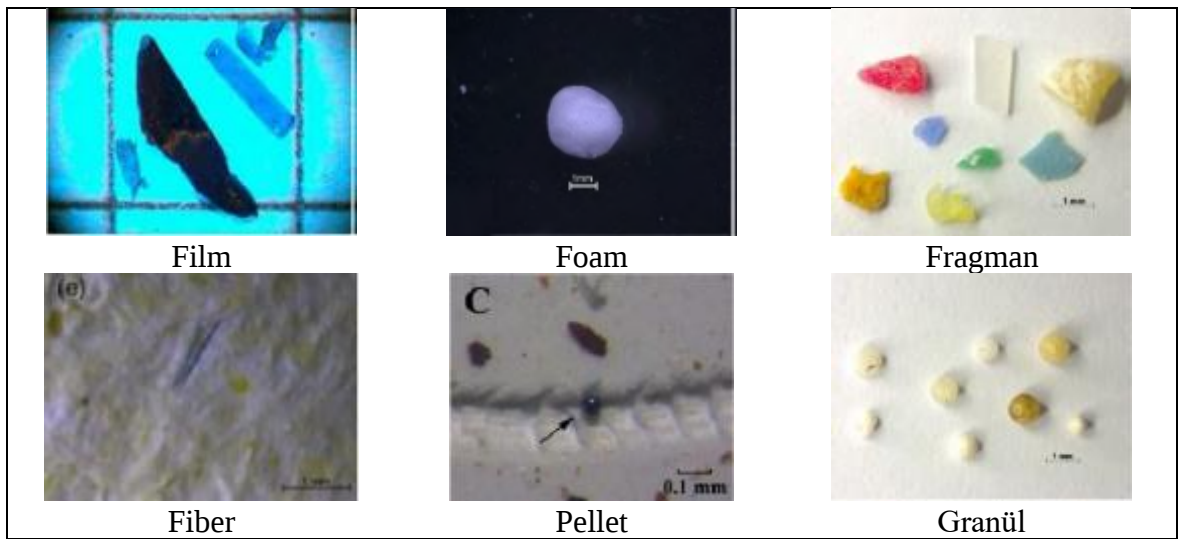
Uygulama ve kullanım şekline göre plastik sınıflandırmaları, zorlu uygulamalarda kullanılan yüksek performanslı mühendislik plastikleri (Naylon PA, Polikarbonat PC, PEEK Polietere Eter Keton), günlük uygulamalarda yaygın olarak kullanılan emtia plastikleri (Polietilen PE, Polipropilen PP, Polistiren PS) ve belirli uygulamalar için tasarlanmış özel plastikler (Sıvı Kristal Polimerler LCP), İletken Polimerler) şeklinde yapılabilir.

İşleme yöntemine göre ise plastikler, enjeksiyon kalıplama plastikleri (ABS, Naylon, Polikarbonat), üfleme kalıplama plastikleri (PET, HDPE) ve ekstrüzyon plastikleri (PVC, PP) gibi sınıflara ayrılabilir. Plastikler ayrıca parça büyüklüklerine göre makro, mezo, mikro ve nanoplastik olarak sınıflandırılmıştır (Tablo 1).

Tablo 1. Parça boyutlarına göre plastiklerin sınıflandırılması

Tür	Boyut
Makro plastikler	> 200 mm
Mezo plastikler	5 mm-200 mm
Mikroplastikler	1 μ m – 5 mm
Nanoplastikler	< 1 μ m

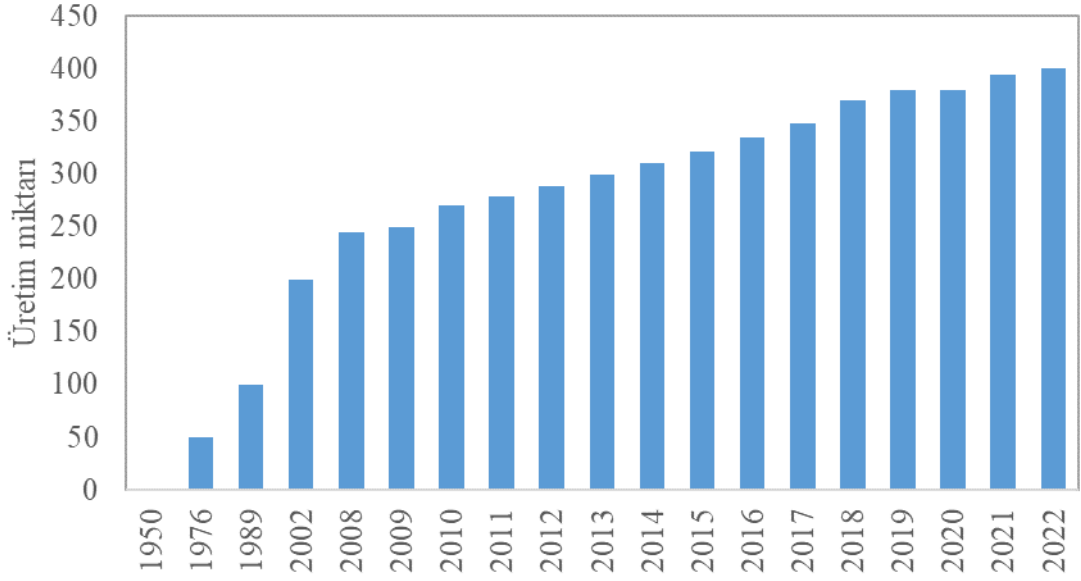
Mikroplastiklerin şekillerine göre sınıflandırılma ise yaygın olarak film (ince tabaka plastik), foam (köpük plastik), fragman (küçük tanecikli plastik), fiber (lifli plastik), pellet (yuvarlak plastik) ve granül şeklinde (Şekil 5) yapılmaktadır (Güler, 2022)



Şekil 5. Şekillerine göre mikroplastik sınıfları (Güler, 2022)

1.3. Küresel Ölçekte Plastik Üretim ve Tüketimi

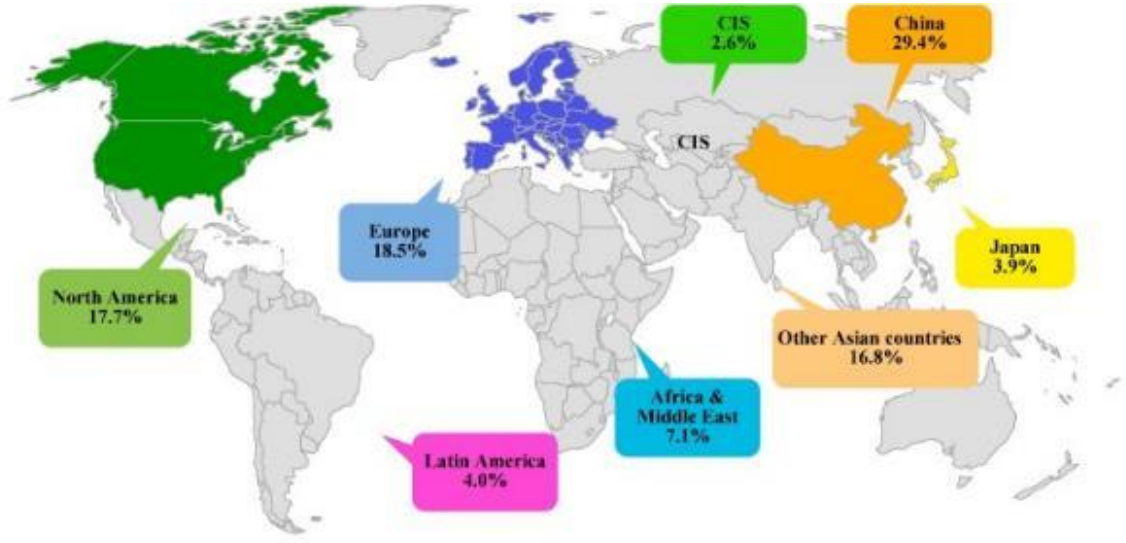
Günlük yaşamın bir parçası olan plastiklerin küresel üretim miktarı 1950 yılında 1,5 milyon m³ düzeylerinde iken sonrasında hızlı bir artış göstermiştir(Gündoğdu vd., 2018). Yıllık üretim, 2016 yılında 355 milyon ton, 2020 yılında 367 milyon ton ve günümüzde ise 381 milyon ton düzeylerine ulaşmıştır (PlasticsEurope, 2021) Şekil 6.



Şekil 6. Yıllara göre küresel ölçekte plastik üretimi (milyonm³/yıl) (Plastics Europe, 2021)

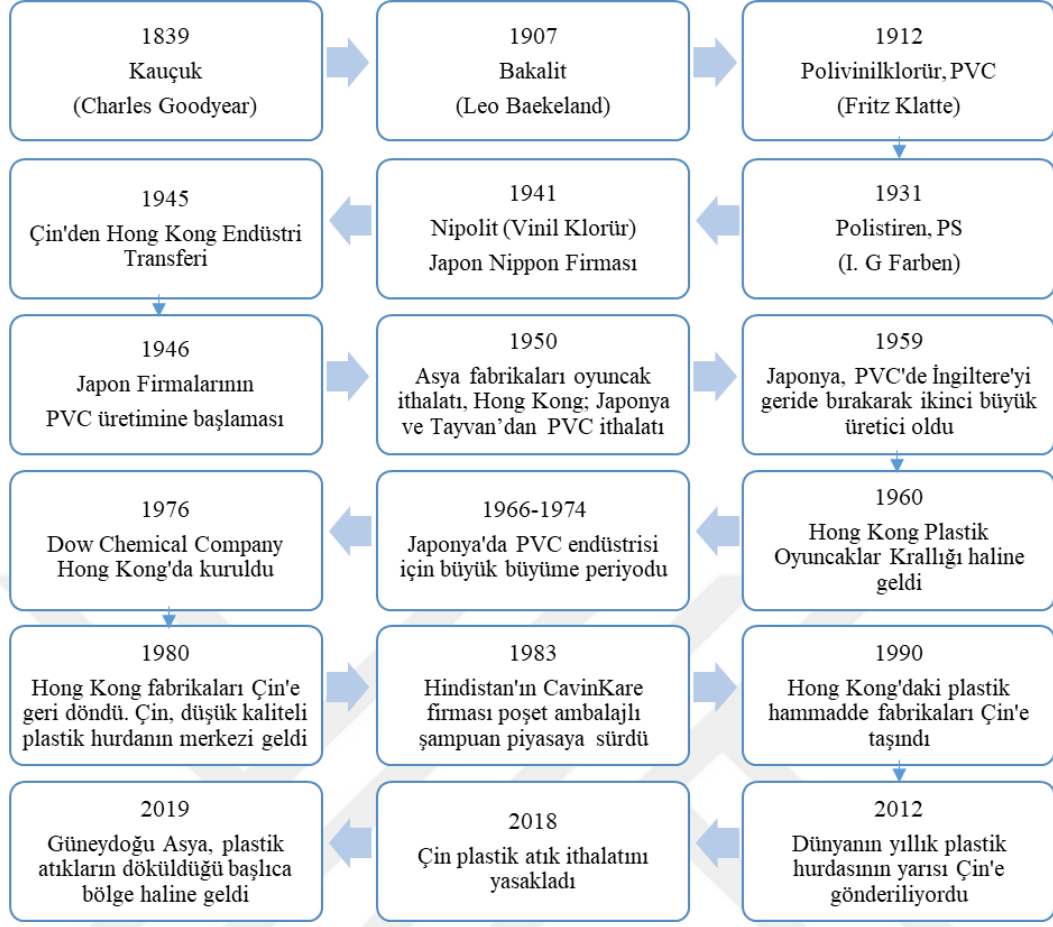
Plastik üreticileri arasında önde gelen isimler Asya (%50,1) ve Çin (%32) yer almakta iken bunu Avrupa (%15) ve NAFTA ülkeleri (%19) Kuzey Amerika Serbest Ticaret Antlaşması izlemektedir (Cutroneo vd., 2020; PlasticsEurope, 2021). Çin, dünyanın en büyük plastik üreticisi konumunda olup, onu Avrupa ve Kuzey Amerika ülkeleri takip etmektedir (Şekil 7). II. Dünya Savaşından sonra Çin'deki iç savaş nedeniyle ülkenin plastik üreticileri Hong Kong'a giderek 1940'ların ortasında ilk plastik fabrikalarını kurmuşlardır. Japon şirketleri de bu dönemde PVC üretimini artırmaya başlamışlardır. 1950'lerde Hong Kong, çoğunlukla Güneydoğu Asya ülkelerine ihraç etmek üzere plastik oyuncaklar ve çiçekler üretmeye başlamış Japonya ise dünyanın en büyük ikinci PVC üreticisi konumuna ulaşmıştır. 1960'ların sonunda, Hong Kong'un fabrikaları ABD'nin büyük firmaları için oyuncaklar üretmeye başlamış ve 1972'de şehir dünyanın en büyük plastik oyuncak ihracatçısı haline gelmiştir. 1970'lerin sonu ve 1980'lerin başında Çin'de yapılan ekonomik reformların ardından Hong Kong merkezli üreticiler üretimi anakaraya geri taşımaya

başlamışlardır. Asya'da plastik üretiminde Çin ve Japonya başı çekerken, Vietnam, Malezya, Tayland, Endonezya ve Filipinler son on yılda hızlı bir büyüme göstererek plastik ürünleri Avrupa, Çin, Singapur, Japonya ve diğer ülke ve bölgelere ihraç etmeye başlamışlardır. Verimli iş süreçleri, daha düşük işçilik ve üretim maliyetleriyle birleşince bu fabrikalar oldukça rekabetçi hale gelmiş ve Asya'nın 2018 yılına kadar küresel plastik üretim kapasitesinin %51'ini ele geçirmesini ve plastik ürünlerin bölgenin en büyük ihracat endüstrilerinden birisi olmasını sağlamışlardır (Shen vd., 2020).



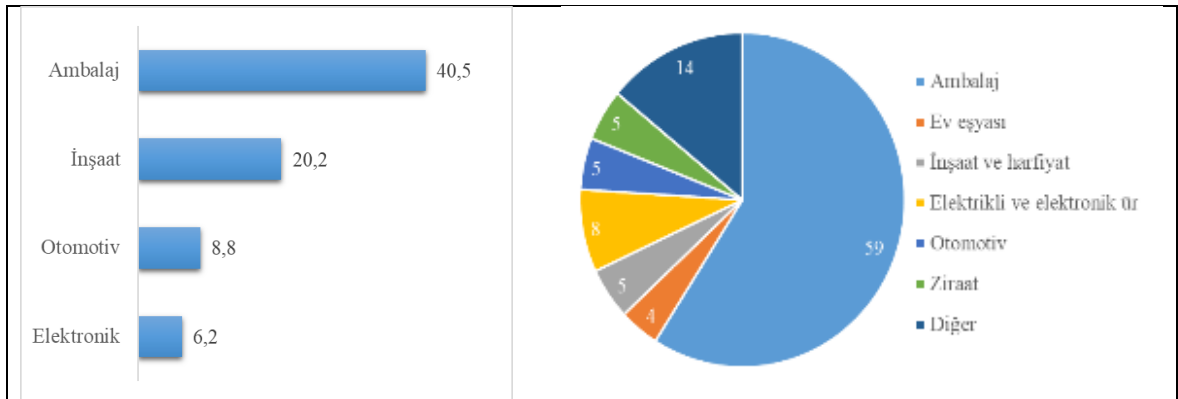
Şekil 7. Plastik üretiminde öncü ülkeler ve kıtalara göre üretim oranları

Günümüzde plastik sektörünün en önemli aktörü konumunda olan Asya'da plastik gelişiminin zaman çizelgesi Şekil 8'de verilmiştir.



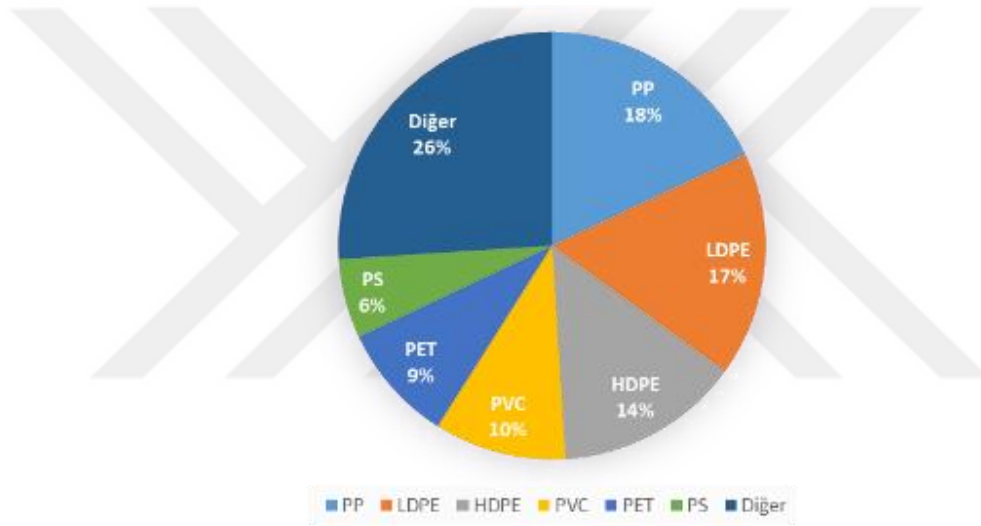
Şekil 8. Asya kıtasında plastik tarihsel gelişimi

Dünya çapında üretilen plastiklerin endüstriyel sektöre göre kullanımına ait dağılımı incelendiğinde ilk sırayı yaklaşık %40,5'lik bir oranla ambalaj sektörü, ikinci sırayı ise %20,2 oranla inşaat sektörünün aldığı görülmektedir (PlasticsEurope, 2021) Şekil 9.



Şekil 9. Sektörel plastik tüketimi ve atık üretimi oranları (%) (Pazienza ve De Lucia, 2020)

Plastikler, nispeten daha ucuz, hafif, esnek ve dayanıklı olması gibi nedenlerden dolayı günümüzde birçok alanda yaygın olarak kullanılan malzemelerdir (Thompson vd., 2009). Düşük üretim maliyeti ve dayanıklılığı nedeniyle gıda paketleri, giysiler (Erdoğan, 2020) ve günlük hayatta hemen hemen her daim kullanılan kozmetik ürünlerden diş macunu, yüz yıkama jeli, şampuan, göz farı gibi birçok farklı üründe plastik bulunmaktadır (UNEP, 2015). Poliamid (PA), polietilen tereftalat (PET), polipropilen (PP), polistiren (PS), polivinilklorür (PVC) ve poliaktik asit (PLA) günümüzde en çok kullanılan plastik çeşitleri arasında yer almaktadır (Tavşanoğlu vd., 2020). Çeşitli plastik grupları için kullanım oranları Şekil 10'da verilmiştir (Claire Arkin vd., 2019).



Şekil 10. Çeşitli plastik türlerinin kullanım oranları (Claire Arkin vd., 2019)

1.4. Kentsel Atıklar (MSW) ve Plastikler

Kentleşme oranı dünyanın birçok bölgesinde hızla artmaktadır. Daha iyi iş olanakları, sağlık ve eğitim gibi çeşitli imkânlarla erişim kolaylığı nedeniyle insanlar kırsal kesimden kentlere göç etmektedir. Türkiye İstatistik Kurumu'nun 2022 verilerine göre nüfusumuzun %67,9'unu yoğun kent olarak sınıflandırılan yerlerde, %14,8'ini orta yoğun kentlerde ve %17,3'ünün ise kırsal alanlarda ikamet ettiği bildirilmiştir (Türkiye İstatistik Kurumu, 2022). Belirli bölgelerdeki insan nüfusu yoğunluğundaki artış sonucu ortaya çıkan ihtiyaçlara paralel olarak doğal kaynakların tahribatı ve tüketim alışkanlıklarında artış başlamıştır. Bu tüketim artışı beraberinde kentsel katı atık sorununu gündeme getirmiştir. Evsel, endüstriyel, tıbbi ve/veya özel faaliyetler sonucu oluşan ve tüketici tarafından işe

yaramadığı gerekçesiyle atılan ancak çevre ve insan sağlığı yönünden diğer toplumsal yararları nedeniyle düzenli biçimde uzaklaştırılması gereken maddeler ‘katı atık’ olarak tanımlanmıştır (Yılmaz ve Bozkurt, 2010).

TÜİK verilerine göre ülkemizde, imalat sanayi işyerleri, maden işletmeleri, termik santraller, organize sanayi bölgeleri (OSB), sağlık kuruluşları ve hane halklarında 2020 yılında 30,9 milyon tonu tehlikeli olmak üzere toplam 104,8 milyon ton atık oluştuğu ve toplam atık miktarı 2018’e göre %10,5 arttığı belirtilmiştir.

Günümüzde kentsel atıklar belediyeler tarafından toplanıp değerlendirilmektedir. Türkiye’de 1389 belediyenin 1387’sinde atık hizmeti verildiği ve 2018 yılında toplanan 32 milyon ton kentsel atığın yaklaşık %10-15’inin plastikten oluştuğu tahmin edilmektedir. Ülkemizde kişi başı toplanan günlük ortalama atık miktarı ise 1,13 kg olarak hesaplanmıştır (Türkiye İstatistik Kurumu, 2020).

Çevre ve İklim Değişikliği Komisyonu raporuna göre 2017 yılında yayımlanan Ulusal Atık Yönetimi ve Eylem Planı kapsamında toplanan belediye atıklarının yaklaşık %40’ının ambalaj atıklarından oluştuğu, ambalaj atıklarının yaklaşık %30’unu ise plastiklerin oluşturduğu bildirilmiştir.

Plastik atıklar canlı ve cansız birçok etkenlerle sucul ortamlara taşınabilmektedir. Nehirler ve akarsular kara kökenli plastikleri denizlere ulaştıran temel unsurlardır. Plastiklerin sucul ortamlara girişini sağlayan faktörlerden biri de atık su arıtma tesisleri (AAT) dir. Evsel veya endüstriyel kaynaklı atık sulara bulunan mikroplastikler, atık su arıtma tesislerinden ya da arıtılmadan direkt nehirlerle deşarj edilmektedir (M. Siegfried vd., 2017). Mikroplastikler, depolama alanlarındaki sızıntı suları, evsel ve endüstriyel kaynaklı atık sular ve bazı yerlerde de yağmur suları akışı ile AAT’lerine ulaşmaktadır (Ngo vd., 2019). Evsel atık sular, kişisel bakım ve kozmetik ürünleri olan sabun, yüz ovma, güzellik ürünleri, şampuan, tıraş köpüğü ve diş macunlarından kaynaklanan mikroplastikleri içermektedir (Alvim vd., 2020). AAT’lerinde çoğunlukla PES (~%28-89), PE (~%4-51), PET (~%4-35) ve PA (~%3-30) polimerleri bulunmakta olup PES, PET ve PA sentetik kaynaklı giyim ürünlerinde kullanılmaktadır (Bozdaş, 2022; Sun vd., 2019) Şekil 11



Şekil 11. AAT’lerde tespit edilen MP’lerin kaynakları (Bozdaş, 2022; Ngo vd., 2019)

Dünyada ve ülkemizde atıksu arıtma tesislerinin mikroplastik kirliliğine etkisi ile ilgili yapılmış araştırmalar mevcuttur (Akarsu vd., 2020; Mason vd., 2016). Mersin Körfezine deşarj edilen üç atıksu arıtma tesisinden gelen mikroplastikler incelenmiş ve atıksularda yüksek miktarlarda mikroplastik içerdiği rapor edilmiştir. En yaygın bulunan plastik türünün ise polietilen (PE) olduğu tespit edilmiştir (Akarsu vd., 2017). PE’nin gıda ambalajları, su şişeleri, vücut ve yüz temizleme ürünleri gibi kişisel bakım ürünlerinde bulunduğu ve kullanım sonucunda evsel atıksularla AAT’lerine ulaştığı bildirilmiştir (Carr vd., 2016). AAT’lerdeki kirlilik miktarının genellikle 0,2-25,8 MP/L aralığında bulunduğu belirlenmiştir (Akarsu vd., 2017; Tutoğlu, 2019).

Kozmetik ve kişisel bakım ürünleri ile tekstil ürünlerinin yıkanması sonucu atıksular aracılığıyla mikroplastiklerin çevresel ortamlara karışmasının önlenmesinde atıksu yönetimi oldukça önemlidir. Atık suyun çevresel ortama bağlantısı dört farklı şekilde olabilir;

- 1- Kanalizasyon şebekesinin bir parçası olarak toplanan ve bir atık su arıtma tesisinde (AAT) arıtılan atık su,
- 2- Kanalizasyon şebekesinin bir parçası olarak toplanan ve arıtılmadan doğrudan tatlı su veya deniz suyuna salınan atık su (bir AAT’de atık su arıtımı olmaması veya örneğin taşkın sırasında AAT’de taşma olması nedeniyle),
- 3- Kanalizasyon şebekesine bağlantı olmadığı için doğrudan çevreye bırakılacak atık su
- 4- Kanalizasyon şebekesinin bir parçası olarak toplanmadan bağımsız olarak arıtılan atık su (örneğin septik tanklar).

Dünyanın çeşitli bölgelerinde kentsel kanalizasyon şebekesine bağlı nüfus oranı ile atık suyu arıtılan nüfus oranı Tablo 2’de verilmiştir.

Tablo 2. Dünyanın farklı bölgelerinde kanalizasyona bağlanma oranları (UNEP, 2018)

Yer	Atık su toplama sistemine bağlı nüfusun payı	Atık su toplama sistemine AAT ile bağlı nüfusun payı
NAFTA	75	74
Batı Avrupa	92	92
Japonya	78	90
Merkez Avrupa	51	36
Asya (Japonya, Çin, Hindistan hariç)	46	15
Afrika	42	3
Latin Amerika & Karayipler	55	33
Okyanusya	86	77
Hindistan	60	60
Çin	46	33
Orta Doğu	52	38

ABD'deki iki tam ölçekli atık su arıtma tesisinde, farklı atık su arıtma aşamalarında mikroplastik türlerinin giderimini değerlendiren bir çalışmaya dayanarak farklı atık su arıtma seçenekleri ve farklı mikroplastik türleri (yani mikro boncuklar, lifler ve diğerleri) için mikroplastik giderme verimlilikleri hesaplanmıştır (Michielssen vd., 2016). Çalışma sonucunda ortaya çıkan verimliliklere ait oranlar Tablo 3'te verilmiştir (UNEP, 2018). Atık su arıtımından sonra giderilen mikroplastiklerin atık su çamurundaki durumu bilinmemektedir. Ancak çamurun çöplüklere bırakılması, toprağa gübre olarak uygulanması, yakılması veya kompostlama veya anaerobik sindirim için kullanılması muhtemeldir. Çamurun bertarafına bağlı olarak, çamurdaki mikroplastiklerin bir kısmının çevreye salınma olasılığı yüksektir. Yakma, mikroplastiklerin çoğunu ortadan kaldırırken, çamurun tarım arazisinde gübre olarak kullanılması, mikroplastiklerin büyük bir kısmının kaybolmasına yol açabilecektir. Daha iyi bir tahmin sağlamak için atık su çamurunun arıtımı hakkında daha fazla araştırma yapılması vurgulanmıştır.

Tablo 3. Mikroplastik türlerinin farklı sistemlerindeki uzaklaştırma verimlilikleri (UNEP, 2018)

Mikroplastik Türü	Ön arıtma (%)	Birincil arıtma (%)	İkincil arıtma (%)	Üçüncül arıtma (%)
Mikroboncuklar	62,3	85,6	92,2	99,3
Fiber	58,0	87,0	92,2	96,5
Diğer	30,7	68,8	95,8	98,7

Atık su arıtma sürecinde, plastikler ve mikroplastiklerin (MP) giderilmesi, arıtmanın her aşamasında farklı oranlarda gerçekleşmektedir. Arıtma işlemleri ön arıtma, birincil arıtma, ikincil arıtma ve üçüncül arıtma olmak üzere dört ana aşamadan oluşmaktadır. Ön arıtma aşaması, plastik ve makroplastiklerin büyük bir kısmının ilk ayırımının yapıldığı aşamadır. Metal ızgaralar yardımıyla 10 mm'den büyük kaba atıkları uzaklaştırıldığından böylece bazı makroplastikler de bu adımda uzaklaştırılmış olmaktadır. Ayrıca, kum ve diğer ağır partiküllerin giderilmesi için yapılan grit (kum) giderimi de bu aşamanın bir parçasıdır. Ancak, mikroplastikler bu aşamada önemli ölçüde giderilemez. Birincil arıtma aşaması sırasında, makroplastiklerin çoğu hala temizlenebilir, ancak daha küçük plastikler genellikle atık suda kalmaya devam etmektedir. Bu aşama, gres, yağ ve yüzeydeki diğer maddelerin temizlenmesinin yanı sıra, koagülasyon ve flokülasyon gibi işlemlerle ağır metaller ve fosfor gibi kirleticilerin temizlenmesini sağlanmaktadır. Flotasyon işlemi ile yüzeydeki maddeler ve uçucu organik bileşikler de uzaklaştırılmaktadır. Bu aşama özellikle yüzeydeki mikroplastiklerin önemli bir kısmının giderilmesini sağlamakta olup genellikle mikroplastiklerin yüzde 42 ila 82'si (bazı durumlarda yüzde 95'e kadar) ayrılabilir. İkincil arıtma aşamasında, biyolojik ve fiziksel yöntemlerle askıda kalmış partiküller, çözünmüş besin maddeleri ve kolloidal organik maddeler temizlenmektedir. Bu işlemler genellikle aktif çamur, membran biyoreaktörleri ve biyolojik filtreleme sistemleri gibi yöntemlerle gerçekleştirilmektedir. Bu aşamada daha küçük mikroplastikler ve mikroplastik parçacıklar, suyun büyük kısmından uzaklaştırılmaktadır. İkincil arıtmada mikroplastiklerin çoğunun giderilmesi ve toplamda yüzde 86 ila 99,8 oranında bir mikroplastik giderimi sağlanması beklenmektedir. Bunun yanı sıra, mikroplastiklerin parçacık formu, genellikle bu aşamada daha kolay giderilir, çünkü ilk aşamalarda büyük plastikler büyük oranda temizlenmiştir. Üçüncül arıtma aşamasında ise özellikle suyun son kalite standartlarına ulaşması hedeflenmektedir. Bu aşamada besin maddelerinin ve ağır metallerin giderilmesinin yanı sıra geri kalan mikroplastiklerin de temizlenmesi sağlanmaktadır.

Üçüncül arıtma işlemi, genellikle membran filtrasyonu, biyolojik aeratör filtreler veya kum filtrasyonu gibi yöntemlerle yapılmaktadır. Bu aşama, toplamda yüzde 95 ila 99,9 oranında mikroplastik giderimi sağlanması beklenmektedir (Nikiema vd., 2020).

1.5. Mikroplastiklerin Kaynakları

Genel olarak büyük plastiklerin farklı çevresel etkilerle parçalanması ile oluşan ve boyutu 5 mm'den daha küçük olan plastik parçacıklar, mikroplastik (MP) olarak tanımlanmaktadır (Erdoğan, 2020). Mikroplastikler, hidrofobik özellikte yüzeylere sahip olmaları, nispeten düşük yoğunlukları sayesinde su üzerinde yüzebilmeleri, üzerinde poliflorlubifeniller ve diklorobifeniltriokloroetan ve diğer kirleticileri adsorplayabilmeleri, UV foto-oksidatif bozunma, termooksidatiflik, biyoparçalanma ve/veya temel parçalanma özellikleri, biyofilmlerde biyokütle üzerine bağlayıcılık gibi fizikokimyasal özelliklere sahiptirler (Arı ve Öğüt, 2021; Hidalgo-Ruz vd., 2012; Wright vd., 2013).

Mikroplastik teriminden ilk defa 2004 yılında bahsedilmiştir (Cutroneo vd., 2020). Mikroplastikler, oluşum kaynaklarına göre birincil (BMP) ve ikincil (İMP) olmak üzere iki sınıfa ayrılmaktadır. Birincil mikroplastikler kozmetik, tekstil, endüstriyel ürünler ve bazı sanayi alanında kullanım için üretilen sentetik plastiklerdir (Max Siegfried vd., 2017; Tutoğlu, 2019). İkincil mikroplastikler ise daha çok büyük plastiklerden meydana gelen ve bu plastiklerin rüzgar, dalga ve UV ışınları, foto bozunma gibi çevresel etkenlerin aşındırması sonucu oluşan, doğada daha çok rastlanan kirleticilerdir (Şekil 12).



Şekil 12. Oluşum kaynağına göre mikroplastikler

Birincil ve ikincil mikroplastik kaynaklarının bazıları Tablo 4'te verilmiştir (Arı ve Ögüt, 2021; Aslan, 2018; Brennecke vd., 2016; Cole vd., 2011; Duis ve Coors, 2016; Yurtsever, 2015).

Mikroplastikler, çevresel etkenlere bağlı olarak bozunmaları sonucunda, farklı renk ve biçimlere dönüşebilmektedir. Daha çok şeffaf olmakla birlikte kristalin, beyaz, krem, kırmızı, turuncu, mavi, mor, opak, saydam, siyah, gri, kahverengi, yeşil, pembe, ten rengi ve sarı gibi birçok renkte mikroplastığın doğada bulunduğu belirlenmiştir (Tutoğlu, 2019).

Tablo 4. Birincil ve ikincil mikroplastik kaynakları

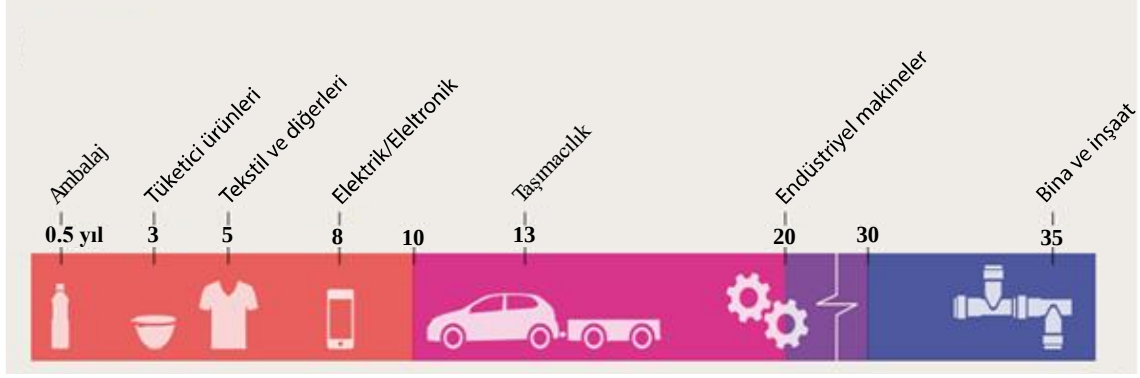
Birincil (Primer) mikroplastikler	İkincil (Sekonder) mikroplastikler
➤ Tüketicilerden kaynaklanan, mikroplastik içeren özel kişisel bakım, kozmetik ürünlerdeki mikrobuncuklar ➤ Mikrobuncuklar, şampuan, sabun, diş macunu, eyeliner, rimel, dudak parlaticısı, güneş kremi, deodorant, yüz temizleme ve peeling jelleri ➤ Özel tıbbi uygulamalar ➤ Petrol ve gaz araştırmaları için sondaj sıvıları ➤ Endüstriyel aşındırıcılar ➤ Üretim öncesi plastikler, hurda üretimi, plastik geri dönüşümü ➤ Plastiğin işlenmesi, şekillendirilmesi ve üretilmesi gibi endüstriyel işlemler esnasında çevreye salınan hammaddeler, kalıntılar ve atıklar	➤ Plastik malzemelerden kaynaklanan mikroplastikler ➤ Evlerde mutfak ve dış cephede kullanılan plastik malzemelerin ufalanması ve şekillendirilmesi sonucu ortama salınan mikroplastikler ➤ Genel çöpler, plastik atıkların boşaltılması ➤ Düzenli depolama sahalarından ve geri dönüşüm tesislerinden atık toplama sırasındaki kayıplar ➤ Doğal afetler sırasında plastik malzeme kaybı ➤ Plastik malçlama ➤ Toprak kalitesini artırmak için ve kompost katkısı olarak kullanılan sentetik polimer parçacıkları ➤ Sentetik tekstil ürünlerinden aşınma ➤ Giysi tekstillerinde kullanılan polyamid (naylon), polyester, polar, akrilik gibi ➤ Hijyen ürünlerinden lif salınımı ➤ Ulaşımdan kaynaklanan mikroplastikler (araç lastiği döküntüleri) ➤ Sentetik polimer bazlı boyalar ➤ Diğer plastiklerden aşınma ➤ Organik atıklardaki plastik ürünler ➤ Kağıt geri dönüşüm tesislerindeki kayıplar ➤ Balıkçı gemilerinde kaybolan veya atılan malzeme ve su ürünleri tesisleri ➤ Ticari gemilerinde kaybolan veya atılan malzeme veya kargolar

Ucuz, elastik ve dayanıklı olması gibi anatajları nedeniyle geniş kullanım alanı bulan plastiklerin çevrede birikimi giderek artmaktadır. Diş macunları, şampuan, yüz temizleyici solüsyonlar gibi cilt temizleme ürünlerinin yanı sıra deterjan ve duş jelleri, çamaşır yıkama sırasında kumaşlardan kopan elyaf tekstil lifleri de mikroplastiklerin çevresel kaynakları arasında önemli yer tutmaktadır.

Dünya genelinde üretilen polimerlerin türlerine göre dağılımları incelendiğinde en büyük pazar payına sahip olan polimer türünün polipropilen (PP) olduğu ve 61,87 milyon ton üretim ile toplam talebin %16'sını oluşturduğu bildirilmiştir. Bunu %12'lik pay ile 45,73 milyon ton üretime sahip olan düşük yoğunluklu polietilen (LDPE) takip etmektedir. Toplam talebin %11'ini oluşturan polivinilklorür (PVC), üretimi 43,04 milyon ton düzeylerindedir. Yaygın olarak kullanılan diğer polimerlerden yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE), %10'luk bir pay ile 40,35 milyon ton olarak üretilirken, polietilen tereftalat (PET) ve polistiren (PS), her biri %5'lik payla 18,83 milyon ton üretime sahiptir. Poliüretan (PUR), toplam talebin %4'ünü oluşturarak 16,14 milyon ton üretimle listede yer alırken, diğer termoplastikler (örneğin, ABS, ASA, SAN) toplam talebin %3'ünü temsil etmekte ve üretimi 10,76 milyon tona ulaşmaktadır. Daha az yaygın olan polikarbonat (PC) ve poliamid (PA), sırasıyla %1'lik bir payla 2,69 milyon ton üretime sahiptir. Elastomerler ise, toplamda %2'lik bir paya sahiptir ve lastik dışı elastomer üretimi 7,93 milyon tondur. Termosetler ise %9'luk payla 33,74 milyon ton üretimle önemli bir yer tutmaktadır (UNEP, 2018).

1.6. Mikroplastiklerin Çevresel Etkileri

Her yıl yüksek miktarlarda plastik üretilmekle birlikte plastik ürünlerin hepsi eşit ömre sahip değildir (PlasticsEurope, 2021). Günlük hayatımızda yer alan plastik ürünlerin sektörlere bağlı olarak ortalama kullanım ömürleri Şekil 13'te verilmiştir. Ambalaj sektöründeki özellikle de tek kullanımlık plastikler en kısa kullanım ömrüne sahip ürünler olarak bilinmektedir. Kullanım ömürleri kısa olsa bile plastikler, çevresel ortamlarda uzun yıllar bozunmadan kalabilmekte ve dolayısıyla atık kirliliğine sebep olan temel unsurlar arasında önemli yer kaplamaktadırlar.



Şekil 13. Sektörlere bağlı olarak çeşitli plastik ürünlerin ortalama kullanım ömürleri

Doğa Koruma Vakfı tarafından yayınlanan verilere göre plastik üretiminin 2020'den 2040'a iki kattan fazla, denizlerdeki plastik kirliliğinin ise üç kat artması beklenmektedir. 2050 yılına kadar denizlere karışan makroplastik miktarında dört kat, 2100 yılına kadar mikroplastiklerde ise 50 kat artışa yol açabileceği tahmin edilmektedir (Tekman vd., 2022)

Plastik üretimindeki artışlara karşın geri dönüşümün yeterince verimli işlememesi çevrede plastik atık sorununu oluşturmuştur. Bu atıklar, karasal ortam yanında sucul ortamı da ilgilendiren başlıca kirlilik unsurlardan biridir. İnsanlar tarafından aşırı plastik kullanımı ve çöplerin kontrolsüz çevreye atılması sonucu bu kirleticiler önce karasal ortamda birikmekte ardından da yağış, akarsu, ırmak ve rüzgarların etkileri ile sucul ortamına taşınmaktadır. Bu taşınım sonucu denizlerde ve kıyı şeritlerinde plastik kirliliği oluşmaktadır. Tek kullanımlık plastikler denizlerdeki kirliliğin önemli kaynaklarından birisidir. 2015 yılında, tüm plastik atıkların yarısını ambalaj atıklarının oluşturduğu, 2018 tahminlerine göre, tek kullanımlık plastiklerin dünya genelinde denizlerdeki plastik kirliliğinin %60-95'ini oluşturduğu bildirilmiştir (Tekman vd., 2022).

Plastiklerin zamanla daha küçük parçalara ayrılmasıyla makroplastiklerden mikroplastikler, mikroplastiklerden de nanoplastikler oluşmakta ve bu dönüşüm plastiklerin çevresel ortamda tespit zorluğunu ve beraberinde temizlenme güçlüğüne doğurmaktadır. Tüm bu etkenler sucul ortamlardaki plastik miktarını arttırmakta ve dolayısıyla sucul canlılara ulaşımını da hızlandırmaktadır. Çevresel plastik kirliliği, neredeyse tüm canlı türlerin gelişimi, büyümesi ve hayatta kalması üzerinde önemli toksikolojik etkilere sahiptir. Plastiklerin üretimi sırasında kurşun, bakır, kadmiyum gibi ağır metaller, ftalatlar ve bisfenol-A gibi toksik etkili maddelerin kullanıldığı, bu plastiklerin çevresel etkenlerle parçalanması ile oluşan mikroplastiklerin de bu toksik maddeleri bünyelerinde taşıdığı bilinmektedir. Bununla birlikte plastiklerin ağır metal ve toksik organik kimyasalları

(antibiyotik, organoklorl  pestisitler ve hormon bozucular) adsorplayabilme yeteneğine sahip olmaları nedeniyle sucul canlılar ve nihai olarak insanlar için ilerde önemli bir sağlık sorunlarına yol açabileceği endişesi mevcuttur. Günümüzde birçok gıda ürününde ( eker, bal, tuz), içme sularında ve birada mikroplastiklere rastlanıldığı bildirilmiştir (GESAMP, 2016).  inde yapılan araştırma sonucuna göre deniz tuzunda 550-681 partikül/kg, g l tuzunda 43-364 partikül/kg, kuyu tuzunda 7-204 partikül/kg lifler, fragmanlar ve peletler gözlenmiştir (Yang vd., 2015). Gündoğdu (2018) tarafından ülkemizde yapılan çalışmalarda deniz tuzunda 16-84 tane/kg, g l tuzunda 8-102 tane/kg, kaya tuzunda 9-16 tane/kg lif, fragman ve film partikül rapor edilmiştir (Gündoğdu vd., 2018). Plastiklerin insan hayatına etkisine dair henüz yeterli sayıda bilimsel çalışma bulunmamakla birlikte gerek üretim gerekse parçalanma süresince taşıdıkları toksik maddelerin zararlı etkileri bilinen araştırma sonuçlarıdır.

Deniz organizmaları beslenme ve solungaçlar boyunca taşınma yoluyla mikroplastiklere maruz kalabilmektedir (GESAMP, 2016). Farklı türlerin mikroplastiklere maruz kalma yatkınlığı bir dizi faktöre bağlıdır. Mikroplastiklerin boyutu, türü ve şekli, bu açıdan önemli özelliklerdir. Plastik yoğunluğu bir diğer önemli faktör olup yüzen plastiklerin zooplankton ve balıklar tarafından yutulma olasılığı daha yüksekken, tortula mı  plastiklerin yengeçler, solucanlar ve midyeler gibi sedimanda yaşayan organizmalar tarafından yutulma olasılığı daha yüksektir (Wright vd., 2013). D  uk yoğunluklu plastiklerin üzerinde bir biyofilm gelişmesi sonucu artan yoğunluk nedeniyle sedimana doğru taşınırlar (Wright ve diğerleri, 2013). Plastiklerin canlılara transfere hususunda etkili bir diğer faktör de plastiklerin renkleridir ve renkleri avlara benzeyen mikroplastiklerin yutulma olasılığı daha yüksektir (Wright ve diğerleri, 2013).

Farklı trofik seviyedeki deniz organizmaları, bir dizi yol ve mekanizma ile mikroplastiklerle etkileşime girebilmektedir. Mikroplastikler v coda yapı abilir (yani, dış uzantılara tutturulabilir) ve/veya emilebilir (yani, organizmalar tarafından hücre zarları aracılığıyla v coda alınabilir). Alternatif olarak, mikroplastikler havalandırma yoluyla solungaçlar boyunca alınabilir veya organizmalara doğrudan veya dolaylı maruz kalma yollarıyla girebilir. Böylece organizmalar mikroplastikleri yiyecek olarak yutabilir, beslenirken istemeden yakalayabilir veya kasıtlı olarak seçebilir ve/veya av sanabilir. Organizmalar mikroplastik içeren avlarını t k tirken aynı zamanda dolaylı olarak plastiği de t k tebilirler ve bu da trofik transfer adı verilen bir duruma yol açabilir (GESAMP, 2016).

1.7. Mikroplastik Tanımlama Teknikleri

2004 yılında deniz suyu ve sedimandaki mikroplastik kirliliğine ilişkin bulgular, bilim dünyasının bu alana odaklanmasını yoğunlaştırmıştır. O dönemden itibaren araştırmacılar tarafından farklı yer ve matrislerde mikroplastik kontaminasyonuna dair sonuçlar yayınlanmaktadır. Ancak, mikroplastiklerin niceliklendirilmesi için hala standart bir yöntem olmaması farklı yöntemler kullanılarak yapılan çalışmalar arasında büyük ölçüde karşılaştırılmaz veriler elde edilmesi sonucunu doğurmuştur.

Örnek toplama, hazırlama, tanımlama ve niceliklendirme yöntemleri çoğunlukla hala geliştirilme ve test aşamasındadır. Bunlara bağlı olarak rapor edilen sonuçlar arasında büyük farklılıklar ortaya çıkabilmektedir. Örneğin, İsveç'te kıyı sularında 80 mm gözenek boyutundaki bir ağ ile yapılan çalışmada elde edilen partikül sayısı ortalaması 8654 adet/m^3 ve 450 mm gözenekli ağ ile elde edilen mikroplastik partikül sayısı ortalaması $0,063 \text{ adet/m}^3$ olarak bulunmuş ve örnekleme yöntemlerinden kaynaklanan kıyı sularındaki mikroplastik bolluğunda önemli bir fark gözlemlenmiştir.

Mikroplastiklerin görsel veya mikroskop altında ayrılarak tanımlaması yanında çeşitli cihazlar yardımıyla gerçekleştirilen instrumental teknikler mevcuttur. Ayrılmış mikroplastik partiküller genellikle farklı analitik tekniklerle incelenmekle birlikte bunların arasında en yaygın kullanılanlar Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi (FTIR), Raman spektroskopisi, piroliz gaz kromatografisi kütle spektrometrisi (Pyr-GC/MS) ve sıvı kromatografisidir.

Plastiklerin geleneksel tanımlaması, mikroplastiklerin şeffaflığını, şeklini ve rengini incelemek için çıplak gözle (büyük MP'ler) veya mikroskop altında (küçük MP'ler) gerçekleştirilebilmektedir. Yanlış tanımlama olasılığının yüksekliği nedeniyle görsel tanımlamanın $500 \mu\text{m}$ 'den küçük parçacıklara uygulanmaması gerektiğine inanılmaktadır (Xu vd., 2019). H_2O_2 ile muamele plastiklerde renk değiştirebileceğinden ve görsel ayırmayı bozabileceğinden, büyük miktarda biyogenik organik madde varlığında genellikle ayırma önerilmektedir. Önceden ayırma yapılmadan, en deneyimli personel için bile MP'ler ile kuvars parçacıkları, küçük bitki parçaları veya hayvan parçaları gibi diğer organik veya inorganik parçalar arasında ayırım yapmak zor olabilir. Bu arada, görsel ayıklama yoluyla polimer bileşimine ilişkin kimyasal bilgi elde edilememekte ve plastiklerin berraklığı ve rengi, ekstraksiyon veya saflaştırma adımları sırasında değiştirildiğinde yanlış değerlendirme olasılığı artmaktadır (Xu vd., 2019).

Görsel tanımlama, teknik bir uzman tarafından yapılmadığında veya numunenin biyolojik materyalinin uzaklaştırılmasında uygun bir parçalama yöntemi kullanılmadığında gerçek değerden daha yüksek olan aşırı tahmine yol açabilmektedir. Mikroplastiklerin tanımlaması için çeşitli boyalar ile boyanması mümkündür. Nil kırmızısı, işlem süresinin kısalığı (10-30 dk) %96,6 kadar yüksek geri kazanım değerleri ve ümit verici sonuçları nedeniyle en yaygın olarak kullanılan boyalardan birisidir. Numunedeki parçacıkları ısıtılmış bir iğne ucuyla test ederek veya plastikleri eriterek görsel inceleme iyileştirilebilmektedir. Büyük boyutlu mikroplastiklerin sınıflandırılması ve görsel olarak tanımlanması kolay olmasına rağmen boyutu yaklaşık 1 mm olan ve renkleri karışan parçacıklarla aynı olan plastikler sınıflandırma sırasında gözden kaçabilmektedir. Bu tür parçacıklar için görsel tanımlama, optik mikroskop, stereoskop, floresan mikroskobu, taramalı elektron mikroskobu (SEM), HIS (hiperspektral görüntüleme) ve EDS (enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi) ile birleştirilmiş SEM kullanılarak yapılabilir (Sharma vd., 2024).

Mikroplastik analizlerinde kullanılan teknikler arasında polimerlerin termal kararlılıklarına bağlı olarak fiziksel ve kimyasal özelliklerindeki değişiklikleri ölçen termal analitik yöntemler de yer almaktadır. Termogravimetri, diferansiyel taramalı kalorimetri (TGA-DSC), piroliz gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi (Pyr-GC/MS) ve bunların bir modifikasyonu olan termal ekstraksiyon desorpsiyon gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi (TED-GC/MS) ile birleştirildiğinde ümit verici sonuçlar elde edilmiştir. TGA-DSC prensipte, bir polimerin katı-sıvı faz geçişi sırasında değişen ısı kapasitelerine, Pyr-GC/MS ve TED-GC/MS teknikleriyle mikroplastik tanımlanması ve kantifikasyonu ise pirolizasyona dayanmaktadır. DSC, polimerik malzemelerin termal özelliklerini incelemek için yaygın olarak kullanılan ucuz ve kolay kullanım avantajlarına sahip bir tekniktir. Ancak, her plastik ürünün farklı DSC özelliklerine sahip olması nedeniyle polimer türlerini tanımlamak için referans malzemelere ihtiyaç duyulmaktadır. Ayrıca, büyük parçacıkların kütle-yüzey oranlarının küçük parçacıklardan daha yüksek olması girişimlere neden olabilmektedir. Ek olarak, geçiş sıcaklıkları katkı maddeleri, safsızlıklar ve polimer zincirlerinin dallanması gibi üretim parametrelerinden etkilenebilmektedir. Pyr-GC/MS, numunenin oksijen yokluğunda piroliz edildiği ve daha sonra ortaya çıkan yanma veya piroliz ürünlerinin GC/MS ile belirlendiği bir tekniktir. Piroliz için bir tüpe tek bir MP parçacığı konularak açığa çıkan gaz halindeki bileşikler soğuk enjeksiyon sistemi ile yakalandıktan sonra bir kütle spektrometresine bağlı bir GC kolonuna aktarılmaktadır. Son

aşamada ise piroliz ürünlerinden elde edilen spektrumlar yaygın plastik tiplerinin bir veritabanıyla karşılaştırılarak tanımlama yapılmaktadır. Pyr-GC/MS, farklı polimer tiplerinin doğru bir şekilde tanımlanmasını ve ayrıca toksik olabilecek organik plastik katkı maddeleri hakkında bilgi sağlamaktadır. En büyük dezavantajı, MP'lerin piroliz tüpüne manuel olarak yerleştirilmesi gerekliliği ve her bir parçacığa ait analiz süresinin yaklaşık 70 dakika sürmesidir. Bu nedenle, bu teknik büyük numune miktarları durumunda rutin analizler için uygun değildir. Ayrıca, analiz edilen MP'lerin cımbızla tüpe yerleştirilmeye imkan verecek kadar büyük olması gerekir (Xu vd., 2019)

Pyr-GC/MS'de, mikroplastikler, kütle spektrofotometrisi ile ayırma ve tanımlama için kromatografik bir kolonda kriyotraplanan gaz üretmek üzere inert koşullar altında termal olarak pirolize edilir veya ayrıştırılır. Bu yöntem, tanımlama altındaki molekülün boyutu ve şekli hakkında bilgi vermez ve yıkıcıdır (Sharma vd., 2024).

Tahribatlı yöntemlerle karşılaştırıldığında, tahribatsız ve yerinde MP analizi daha fazla ilgi görmüştür. Bu yöntemler, çoklu analizin kullanılabilirliği nedeniyle uygun parametreleri toplamak için kullanılabilir. Bu nedenle, titreşimli spektroskopik yöntemler (FTIR veya Raman spektroskopisi), MP'lerin tanımlanması ve kantifikasyonu için en yaygın yöntemlerdir (Xu vd., 2019).

Mikroplastiklerin karakterizasyonu için yaygın olarak önerilen teknik Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi (FTIR)'dir. Bu teknik güvenilir olsa da çalışma süresi parçacık sayısı ile birlikte artar. Opak ve kalın numuneler, FTIR'den ziyade zayıflatılmış toplam yansıma (ATR-FTIR) ile daha doğru bir şekilde karakterize edilir. Mikro-FTIR tekniği, boyutu 20 μm 'ye kadar küçük olan bir numune üzerinde kullanılabilir. Mikro-FTIR, güvenilir bir teknik olmasına rağmen oldukça pahalıdır ve ayrıca kirlenme olasılığını artırabilir (Sharma vd., 2024).

Raman spektroskopisi, mikroplastiklerin karakterizasyonu için kullanışlı bir araçtır. Esnek olmayan ışık saçılımına dayalı olduğu ve 1 mikron kadar küçük parçacıkları ölçebildiği için bu titreşimli spektroskopik yöntemle moleküler yapıyı belirlenebilmektedir. Bu tekniğin etkinliğini artırmak için daha ilerici yöntemler kullanılmıştır. Mikroplastiklerin kimyasal görüntüsünü elde etmek için Raman spektroskopisi ve mikro-Raman spektroskopisi (μRS) olarak bilinen optik mikroskop kombinasyonu kullanılır (Sharma vd., 2024).

Son zamanlarda, sıvı kromatografisi, taşınabilir XRF (X-Işını Floresan spektrometrisi) ve kızılötesi mikroskopi ile birleştirilmiş atomik kuvvet mikroskobu gibi çeşitli diğer

yöntemler de yüksek bir başarı oranıyla <500 µm boyutundaki mikroplastiklerin doğrulukla belirlenmesi için kullanılmaktadır. Enerji dağılımlı X-ışını ile donatılmış SEM, mikroplastiklerin bileşiminin ve yapısının belirlenmesi için de yararlıdır. Son birkaç yılda, yüksek hassasiyet, taşınabilirlik ve kolay tespit gibi sayısız avantajı nedeniyle biyosensörler ve mikroakışkan çipler de dikkat çekmiştir (Sharma vd., 2024).

1.8. Mikroplastiklerin Uluslararası Yasal Çerçeve Yeri

Plastik kirliliğinin küresel bir çevre sorunu olmasına bağlı olarak ortaya çıkan mikroplastik kirliliğinin önlenmesine yönelik politikalar yaygınlaşmakla beraber çoğu ülke bu politikaların kapsamını genişletmeyi hedeflemektedir.

Deniz çöpünü düzenleyen ilgili uluslararası hukuk, genel ifade ile çok taraflı çevre anlaşmaları, yumuşak hukuk ve uluslararası hukuk ilkeleri, örf ve adet uluslararası hukuku olarak kategorize edilebilir. Çok taraflı çevre anlaşmaları bağlayıcı uluslararası anlaşmalardır. Diğer uluslararası anlaşmalarda olduğu gibi, çok taraflı çevre anlaşmaları yalnızca onay veya katılım yoluyla bunlara bağlı kalmayı taahhüt eden devletleri bağlamaktadır.

Birleşmiş Milletler Deniz Hukuku Sözleşmesi (UNCLOS), Gemilerden Kirliliğin Önlenmesine Dair Uluslararası Sözleşme (MARPOL) ve Atıkların ve Diğer Maddelerin Boşaltılmasıyla Deniz Kirliliğinin Önlenmesine Dair Sözleşme (Londra Sözleşmesi) olmak üzere üç adet çok taraflı çevre anlaşması deniz çöpüyle özellikle ilgilidir.

Birleşmiş Milletler Deniz Hukuku Sözleşmesi (UNCLOS), 1982: UNCLOS 1994 yılında yürürlüğe girmiş ve 167 devlet sözleşmeye taraf olmuştur. Sözleşme, okyanusla ilgili konular için geniş bir yasal çerçeve sunarak devletlere deniz ortamını koruma ve muhafaza etme konusunda genel bir yükümlülük getirmektedir. Devletleri kara tabanlı kirlilik kaynaklarının yanı sıra gemilerden kaynaklanan kirliliği ele almaya, deniz konularında diğer devletlerle iş birliği yapmaya ve ulusal yargı yetkisinin ötesindeki deniz konularını ele almak için çalışmaya çağırmaktadır.

Gemilerden Kirliliğin Önlenmesine Dair Uluslararası Sözleşme (MARPOL), 1973/1978: Uluslararası Denizcilik Örgütü'nün (IMO) himayesinde geliştirilmiş ve 153 devlet tarafından onaylanmıştır. 1973'te kabul edilen sözleşme 1978'de revize edilmiştir. MARPOL, hem kazara kirlenme hem de rutin operasyonlar sırasında oluşan kirlenmeyi önlemeyi ve en aza indirmeyi amaçlayan düzenlemeleri içermektedir. 2013'te yürürlüğe

giren MARPOL'ün Ek V'inci maddesi ile okyanus tabanlı çöp kirliliği ele alınmakta ve gemilerden her türlü plastiklerin atılması yasaklanmaktadır.

Atıkların ve Diğer Maddelerin Boşaltılmasıyla Deniz Kirliliğinin Önlenmesine Dair Sözleşme (Londra Sözleşmesi), 1972: Londra Sözleşmesi, atıkların ve diğer maddelerin denize boşaltılmasını düzenleyerek deniz kirliliğini önlemeyi amaçlamaktadır. Sözleşme 1975'ten beri yürürlükte ve 87 taraf devlet vardır. 1996 Londra Protokolü ile sözde "ters liste"de listelenen malzemeler hariç gemilerden tüm boşaltmalar yasaklayarak bazı boşaltmalara izin veren Londra Sözleşmesi revize edilmiştir. 1996 Protokolü ters listede plastiklere yer vermemektedir; bu nedenle plastiklerin boşaltılması yasaktır. 2006 yılında yürürlüğe girmiştir ve Protokole 45 devlet taraftır.

Diğer küresel ve bölgesel çok taraflı çevre anlaşmaları da ilgili hükümlere sahiptir veya deniz çöpünü azaltmak için çalışmaktadır. Bunlar arasında, Biyolojik Çeşitlilik Sözleşmesi (CBD) ve Göçmen Türler Sözleşmesi (CMS) yer almaktadır. Devletler ayrıca Taraflar Konferansları (COP) tarafından kabul edilen kararlarla da bağlıdır. Çok çeşitli anlaşmalardan gelen COP kararları deniz çöpünü ele almıştır. Çok taraflı çevre anlaşmalarına ek olarak, uluslararası ticaret anlaşmaları, devletlerin ticareti etkileyen yasaları ve diğer önlemleri (yasaklamalar, vergiler ve sübvansiyonlar dahil) hangi koşullar altında benimseyebileceklerini belirledikleri için önemlidir. Küresel düzeyde, en önemli araçlar Gümrük Tarifeleri ve Ticaret Genel Anlaşması (GATT), Dünya Ticaret Örgütü'nü (WTO) kuran 1995 Marakeş Anlaşması ve bunlara eşlik eden protokoller ve ilgili araçlardır. Ayrıca, çok sayıda ikili ve bölgesel ticaret anlaşması vardır. Genel bir konu olarak, ticaret anlaşmaları, ticareti bozan veya sınırlayan önlemleri sınırlamayı amaçlamaktadır. Yumuşak hukuk araçları, bağlayıcı olmayan ancak genellikle ikna edici, ulusal mevzuata ilham veren ve ortaya çıkan uluslararası hukuku yansıtabilen uluslararası beyanlar, kılavuzlar ve diğer çabalar. Deniz çöpüyle ilgili yumuşak hukuk araçları şunları içerir:

Çevre ve Kalkınma Bildirgesi: 1992 BM Çevre ve Kalkınma Konferansı'nda (popüler olarak "Rio Dünya Zirvesi" olarak anılır) kabul edilen bu bildirge, birçoğu artık uluslararası çevre hukukunun ilkelerini oluşturduğu düşünülen 27 ilkeyi ortaya koymaktadır. Rio Dünya Zirvesi'nde de kabul edilen Gündem 21, sürdürülebilir kalkınma için 350 sayfalık bir taslak olup çok çeşitli konularda ayrıntılı rehberlik sunmaktadır. Bölüm II, Kalkınma için Kaynakların Korunması ve Yönetimi çağrısında bulunmakta ve biyolojik çeşitliliğin korunması ve kirliliğin kontrolünü iki hedef olarak içermektedir. Bölüm II'nin 17. maddesi

okyanus ve kıyı alanlarının korunmasını ele almakta ve deniz çöpünün oluşturduğu tehditlere dikkat çekmektedir.

Karasal Kaynaklı Faaliyetlerden Deniz Çevresinin Korunması için Küresel Eylem Programı (GPA): 1995'te kurulan GPA, ulusal ve bölgesel yetkililere kara tabanlı kirlilik ve faaliyetlerden kaynaklanan deniz bozulmasını nasıl önleyecekleri ve azaltacakları konusunda tavsiyelerde bulunan küresel bir hükümetler arası mekanizmadır. GPA çerçevesi, ülkelerin karasal kaynaklı kirlilik kaynaklarını ele almak için ulusal eylem programları benimsemelerini talep etmektedir.

Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) Sorumlu Balıkçılık Davranış Kuralları: 1995 yılında 170'ten fazla devlet tarafından kabul edilmiştir. Bölüm 7.2.2, kirliliğin ve kaybolan veya terk edilen teçhizatın balık ve balık dışı türler üzerindeki etkisini en aza indirmek için yönetim önlemlerinin alınması gerektiğini vurgulamaktadır. Bölüm 8.3.2'de liman devletlerinin de kirliliği önleme, örneğin yeterli atık bertaraf sistemleri sağlama sorumluluğu olduğunu belirtmektedir.

Johannesburg Uygulama Planı: 2002 Sürdürülebilir Kalkınma Dünya Zirvesi'nde kabul edilen Johannesburg Uygulama Planı, belirli önlemler için hedefler ve takvimler sunarak kirliliğin ve atıkların azaltılmasını talep etmektedir. Dünya Zirvesi'nde dile getirilen kirleten öder ilkesi güçlendirilmektedir.

İstedğimiz Gelecek: 2012 BM Sürdürülebilir Kalkınma Konferansı'nda (aynı zamanda "Rio+20" olarak da bilinir) kabul edilen İstedğimiz Gelecek ile sürdürülebilir kalkınmayı iyileştirmek için bir dizi önlem belirlenmiştir. 163. paragraf, deniz ve kara kaynaklı deniz çöplerinin neden olduğu zararı vurgulakata ve ülkeleri 2025 yılına kadar "deniz çöpünde önemli azalmalar" elde etme amacıyla ilgili sözleşmeleri ve programları uygulamaya koymaya söz vermektedir.

SAMOA Yolu: 4 Eylül 2014'te, Küçük Ada Gelişmekte Olan Devletler Üçüncü Uluslararası Konferansı'na katılan devletlerin temsilcileri, "deniz plastik çöpleri de dahil olmak üzere atık yönetimi için ulusal, bölgesel ve uluslararası mekanizmaların güçlendirilmesi" çağrısında bulunarak SIDS Hızlandırılmış Eylem Yöntemleri (SAMOA) Yolunu kabul etmişlerdir.

Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri: BM Genel Kurulu, 21 Ekim 2015 tarihinde 70/1 sayılı kararı kabul ederek 2030 Sürdürülebilir Kalkınma Gündemi'ni ve Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri'ni (SKH) onaylamıştır. Hedef 14, sürdürülebilir kalkınma için

okyanusları, denizleri ve deniz kaynaklarını korumayı ve sürdürülebilir şekilde kullanmayı amaçlamakta ve açıkça deniz çöplerini ele almaktadır.

Birleşmiş Milletler Genel Kurulu Kararı 235: BM Genel Kurulu, 23 Aralık 2015'te Okyanuslar ve Deniz Hukuku ile ilgili 235 sayılı Kararı kabul etmiştir. Bu karar, devletleri ulusal ve bölgesel stratejiler, teşvikler ve altyapı benimsemeye çağırarak da dahil olmak üzere birçok yönden deniz çöplerini ele almaktadır.

Çevresel Zararın Önlenmesi: İlke, Devletlerin kirliliği önlemesini ve hasarı en aza indirmesini gerektirmektedir. Hem 1972 Stockholm Bildirgesi'nin 21. ilkesi hem de 1992 Rio Bildirgesi'nin 2. ilkesi, devletlerin kendi yargı yetkileri veya kontrolleri altındaki faaliyetlerin diğer devletlerin çevresine veya ulusal yargı yetkileri dışındaki alanlara zarar vermemesini sağlama sorumluluğuna sahip olduğunu belirtmektedir. Bu ilke, devletlerin "herhangi bir kaynaktan deniz ortamının kirlenmesini önlemek, azaltmak ve kontrol etmek için gerekli olan tüm önlemleri almalarını" gerektiren 194. madde de dahil olmak üzere UNCLOS'un her yerinde yansıtılmıştır. Uluslararası Adalet Divanı (UAD) bu ilkeyi örf ve adet uluslararası hukukunun bir normu olarak tanımıştır.

Önlem İlkesi: Önlem ilkesi, yasa koyucuları ve düzenleyicileri, bilimsel kesinlik olmasa bile çevresel zararı önlemek için yasalar, düzenlemeler ve politikalar çıkarmaya teşvik etmektedir. 1992 Rio Bildirgesi'nin 15. ilkesi bu ilkeyi dile getirmiştir ve Uluslararası Deniz Hukuku Mahkemesi'nin (ITLOS) derin deniz tabanı madenciliğini ele alan 2011 tarihli danışma görüşü, önlem yaklaşımını örf ve adet uluslararası hukukunun bir parçası haline getirme eğilimi olduğunu belirtmiştir. Ancak örf ve adet statüsü hakkında açıkça hüküm vermemişlerdir.

Kirleten Öder: 1992 Rio Bildirgesi'nin 16. ilkesi, ulusal yetkilileri kirletenlerin çevre kirliliğinin maliyetini üstlendiği yaklaşımını benimsemeye çağırarak kirleten öder ilkesi, kirliliğin maliyetini içselleştirmeyi amaçlayan vergileri ve ücretleri bilgilendirmiştir.

İşbirliği Görevi: 1992 Rio Bildirgesi'nin 24. ilkesi, "tüm alanlarda ortaya çıkan olumsuz çevresel etkilerin etkin bir şekilde kontrol edilmesi, önlenmesi, azaltılması ve ortadan kaldırılması için, tüm devletlerin egemenliği ve çıkarları gerektiği gibi dikkate alınarak" çok taraflı ve ikili işbirliğinin önemini vurgulamaktadır. ITLOS, MOX Tesisi kararında, işbirliği görevinin "[...] Deniz Hukuku Sözleşmesi ve genel uluslararası hukuk uyarınca deniz çevresinin kirlenmesinin önlenmesinde temel bir ilke" olduğu ileri sürülmüştür. Lac Lanoux tahkimindeki, Kağıt Hamuru Fabrikaları davasındaki ve Nükleer

Test davalarındaki kararlar, uluslararası hukukta bağlayıcı statüsünü daha da teyit etmektedir.

Çevresel Etki Değerlendirmesi: 1992 Rio Beyannamesi'nin 17. ilkesi, "çevre üzerinde önemli olumsuz etki yaratması muhtemel ve yetkili bir ulusal otoritenin kararına tabi olan önerilen faaliyetler" için çevresel etki değerlendirmelerinin (ÇED) yapılmasını talep etmektedir. UNCLOS'un 206. maddesi, bu faaliyetlerin deniz ortamı üzerinde önemli etkileri olabileceği durumlarda potansiyel faaliyetlerin değerlendirilmesi için benzer bir gereklilik içermektedir. Uluslararası Adalet Divanı, Pulp Mills kararında, Devletlerin paylaşılan bir kaynak üzerinde önemli olumsuz etki riski olduğunda bir ÇED yapmaları için "genel uluslararası hukuk uyarınca bir gereklilik" olduğunu belirtmiştir.

Sürdürülebilir Kalkınma: Rio Bildirgesi'nde ifade edildiği gibi sürdürülebilir kalkınma ilkesi, gelecek nesillerin ihtiyaçlarını ve nesiller arası eşitliği göz önünde bulundurarak ekonomik, çevresel ve sosyal kaygıların bütünsel bir şekilde ele alınmasını gerektirmektedir. Örneğin, atık bertarafı için bu, deniz çöprü sorunlarının diğer çevresel kaygılar (emisyonlar, sızıntı, habitat bozulması) ve sosyal kaygılarla (arazi kullanımı, sağlık riskleri) birlikte ekonomik maliyetlerle birlikte dikkate alınması gerektiği anlamına gelmektedir (Bruch vd., 2016; SAM, 2018).

AB'de 2008'de kabul edilen Deniz Stratejisi Çerçeve Direktifi (MSFD), 2020'ye kadar Avrupa denizlerinin iyi bir çevresel duruma (GES) ulaşmasını amaçlamıştır. MSFD, deniz ortamındaki mikroplastiklerin bir yasa teklifine dahil edildiği dünya çapındaki ilk örneği temsil etmektedir. Bu anlamda, mikroplastiklerin nehir havzalarının kirlenmesiyle ilgilenen ana AB direktifi olan Su Çerçeve Direktifi'ne (WFD) dahil edilmediğinden bahsetmek önemlidir.

Avrupa Direktifi 2008/56/EC (MSFD), Avrupa'nın denizleri ve okyanusları koruma eylemlerinde önemli bir unsurdur. Direktif, AB'nin tüm deniz bölgelerinin ve alt bölgelerinin 2020'ye kadar "İyi Çevresel Durum"a (GES) ulaşmasını veya bunu sürdürmesini talep etmektedir. GES, 11 nitel "tanımlayıcı" aracılığıyla tanımlanır. Bu tanımlayıcılara uygulanabilir ilgili kriterler ve göstergeler, Komisyon Kararı 2010/477/EU (Avrupa Komisyonu, 2010) ile tanımlanmıştır. MSF'nin en önemli güçlerinden biri, bütünsel, işlevsel bir yaklaşım sağlamayı amaçlamasıdır; ekosistemini bir dizi süreçle ilişkili (işlevsel) hedefe ayırıp daha sonra bunları yeniden birleştirerek ekosistemin bütünlüğünü sağlamaktadır. MSF'ye göre, deniz çöpüyle ilgili 10. Tanımlayıcı ve formülasyonları, "Deniz çöpünün özellikleri ve miktarları kıyı ve deniz çevresine zarar vermez." Bu, deniz çöpünün, deniz

ortamının korunması için bütünlük bir şekilde ele alındığı ilk seferdir (Galganietal., 2013). 2010 yılında, üye devletlerin izleme protokollerini uyumlu hale getirmesini ve izleme stratejilerini düzene koymasını desteklemek için Deniz Çöpü (TSG-ML) konusunda Teknik bir Alt Grup kurulmuştur.

Mikroplastikler, özellikle MSFD'nin [10.1.3“Mikro parçacıkların (özellikle mikro plastiklerin) miktarı, dağılımı ve mümkünse bileşimindeki eğilimler”] tanımlayıcısı olarak kabul edilmekte ve doğrudan değil, dolaylı olarak göstergede çöpün deniz yaşamı üzerindeki etkileriyle ilişkilendirilmektedir. Tanımlayıcı, MP'lerin temel miktarlarını, özelliklerini ve potansiyel etkilerini belirleyecektir. Ancak, kararın daha basit ve daha açık hale getirmek, asgari standartları tanıtmak ve diğer AB mevzuatıyla tutarlı olmak için yakın zamanda değişiklikler için gözden geçirildiği belirtilmelidir (SAM, 2018).

2. YAPILAN ÇALIŞMALAR

2.1. Çalışma Sahası

Bu çalışma ile Trabzon kıyılarında farklı yoğunlukta sektörel etkileri içerdiği öngörülen toplam 17 adet deşarj noktası (11 adet kentsel atıksu derin deşarjı ve 6 akarsu deşarjı) ve noktasal kirletici etkisinde bulunmayan 4 adet referans istasyon olmak üzere toplam 21 ayrı lokasyonda belirlenmiş istasyonda manta trol ağı kullanılarak deniz suyundaki mikroplastik düzeylerinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Örnekleme yapılan istasyonlar Şekil 14’te verilmiştir. İstasyonlar akarsu ve derin deşarj etkileri dikkate alınarak sınıflandırılmıştır.



Şekil 14. Örnekleme istasyonları

Trabzon ilinde bulunan atıksu arıtma tesislerinin mevcut kapasiteleri (ton/gün) ve hizmet verdiği havza nüfusuna ait bilgiler Tablo 5’te verilmiştir (Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, 2020). Merkez ilçe olan Ortahisar ilçesinde Pazarkapı, Değirmendere ve Çimenli/Havaalanı olmak üzere üç tesis bulunmaktadır. Tonya, Maçka, Dernekpazarı, Çaykara ilçelerinin atıksuları ise akarsular aracılığıyla Karadeniz’e ulaşmaktadır. Kırsal yerleşim yerlerinde kanalizasyon altyapı sisteminin tamamlanmamış olması nedeniyle evsel atıksuların büyük çoğunluğu dere yatakları üzerinde kirlilik baskısı oluşturduğu bildirilmiştir (Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, 2020).

Tablo 5. Trabzon ili atıksu arıtma tesisleri mevcut kapasiteleri

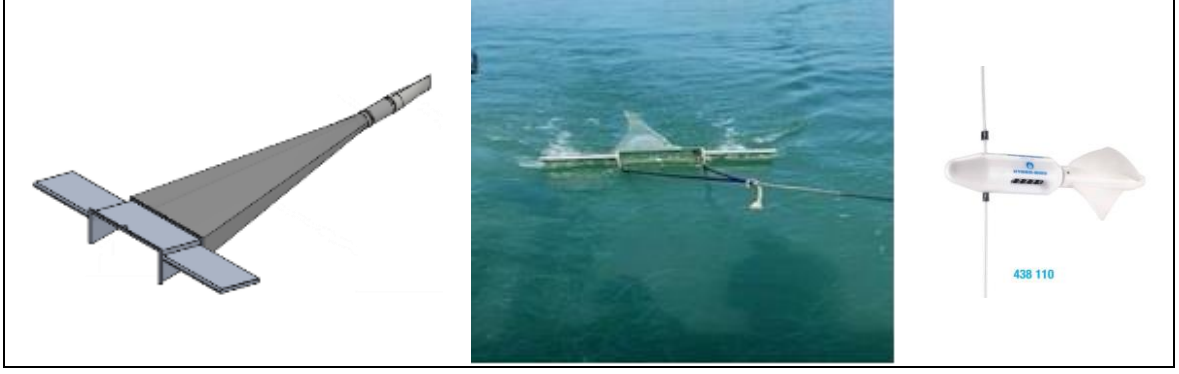
AAT+DDD Yeri Adı	Drenaj Havzası Nüfusu, N (Kişi)	Atıksu Debisi, Q (m ³ /Gün)
Değirmendere	150000	24645
Çimenli/Havaalanı	60000	11923
Pazarkapı/Mumhaneönü	110000	57715
Akçaabat	116744	13219
Akçaabat/Galanima	4500	640
Söğütlü	21448	650
Araklı	47427	6955
Arsin	27814	3888
Beşikdüzü	21692	13824
Tonya/Fol D. sağ sahili	14771	900
Vakfikebir	26 560	43200
Çarşıbaşı	15 399	3015
Çaykara (Uzungöl)	1577	2000
Of/Solaklı deresi	41277	13854
Kıyıcık/Of	7000	10
Sürmene	25 764	4320
Yomra/Liman	34 629	43104
Maçka		900
Arsin OSB	Eşdeğer Nüfus (EN)	900

2.2. Örneklemeler

Su ortamlarındaki MP'lerin büyük hacim temelindeki örnekleme ağ örnekleme ve doğrudan pompa örnekleme olmak üzere iki ana gruba ayrılır. Ağ örnekleme yöntemleri, kullanılan ağ türü ve gözenek boyutu açısından değişiklik göstermekle birlikte yaygın olarak kullanılan ağ türleri arasında Manta trolü, Neuston ağı, Halka ağı, derin su MP örnekleme için Bongo plankton ağı ve dip trolü yer almaktadır (Shi vd., 2023).

Örnekleme yöntemlerinin çeşitliliği arasında yüzey sularından mikroplastik örnekleme Manta trolü en sık kullanılan yöntemdir (Montoto-Martínez vd., 2022; Pasquier vd., 2022).

Deniz suyu yüzey tabakasındaki mikroplastik düzeylerinin belirlenmesine yönelik bu çalışmada örnekleme, 57x16 cm ağız çerçevesi bulunan 1650 cm uzunluğunda ve 333 mikron göz açıklığında mantanet trol ağı kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Şekil 15). Süzülen toplam su miktarının belirlenmesi için manta net ağının çerçevesi içerisine bir flowmetre yerleştirilmiştir (Şekil 15).



Şekil 15. Manta ağı ile deniz suyunda mikroplastik örnekleme

Örnekleme süreleri, süzülen su miktarları ve örnekleme istasyonlarına ait konumsal bilgiler Tablo 6’da verilmiştir. Örnekleme, yaklaşık 2 knot sabit tekne hızında kıyıya paralel bir şekilde gerçekleştirilmiş ve manta net çekimlerinin başlangıç ve bitiş konumları kaydedilmiştir.

Çalışmada süzülen su miktarı, eşitlik 1 yardımıyla ton veya metreküp olarak hesaplanmıştır. Flowmetre devir sayısı, flowmetre sayacının operasyon başlangıcındaki değerinin operasyon sonundaki değerden çıkarılmasıyla bulunmuştur.

$$\text{Süzülen Su (L)} = \text{FDS} \times \text{FK} \times \text{MKAA} \times 1000 \quad (1)$$

FDS: Flowmetre Devir Sayısı (Sayaç bitiş değeri-Sayaç başlangıç değeri)

FK: HydroBios Mekanik Flowmetre (438110) Katsayısı; 0,3 (Hidrolik eğim 0,3 m/devir)

MKAA: Manta Net Kepçe Ağız Alanı; (0,57 m x 0,16 m)

Tablo 6. Örnekleme istasyonları konumsal veriler ve örnekleme süreleri

İstasyon No	Mevkii	Enlem	Boylam	Derinlik (m)	Çekim Süresi (dk)	Süzülen Su Miktarı (m ³)
1	Beşikdüzü	41.063006°	39.235904°	35	00:20	136
2	Vakfikebir	41.058349°	39.276981°	34,9	00:20	118
3	Yalıköy ®	41.072240°	39.321361°	37	00:22	149
4	Çarşıbaşı	41.092121°	39.377060°	35	00:20	126
5	Darıca ®	41.069820°	39.532440°	35	00:20	117
6	Akçaabat	41.035526°	39.572630°	41	00:20	127
7	Galanima	41.030670°	39.599930°	37	00:20	137
8	Söğütlü	41.022128°	39.612524°	35	00:20	116
9	Beşirli	41.005840°	39.659344°	37,5	00:20	133

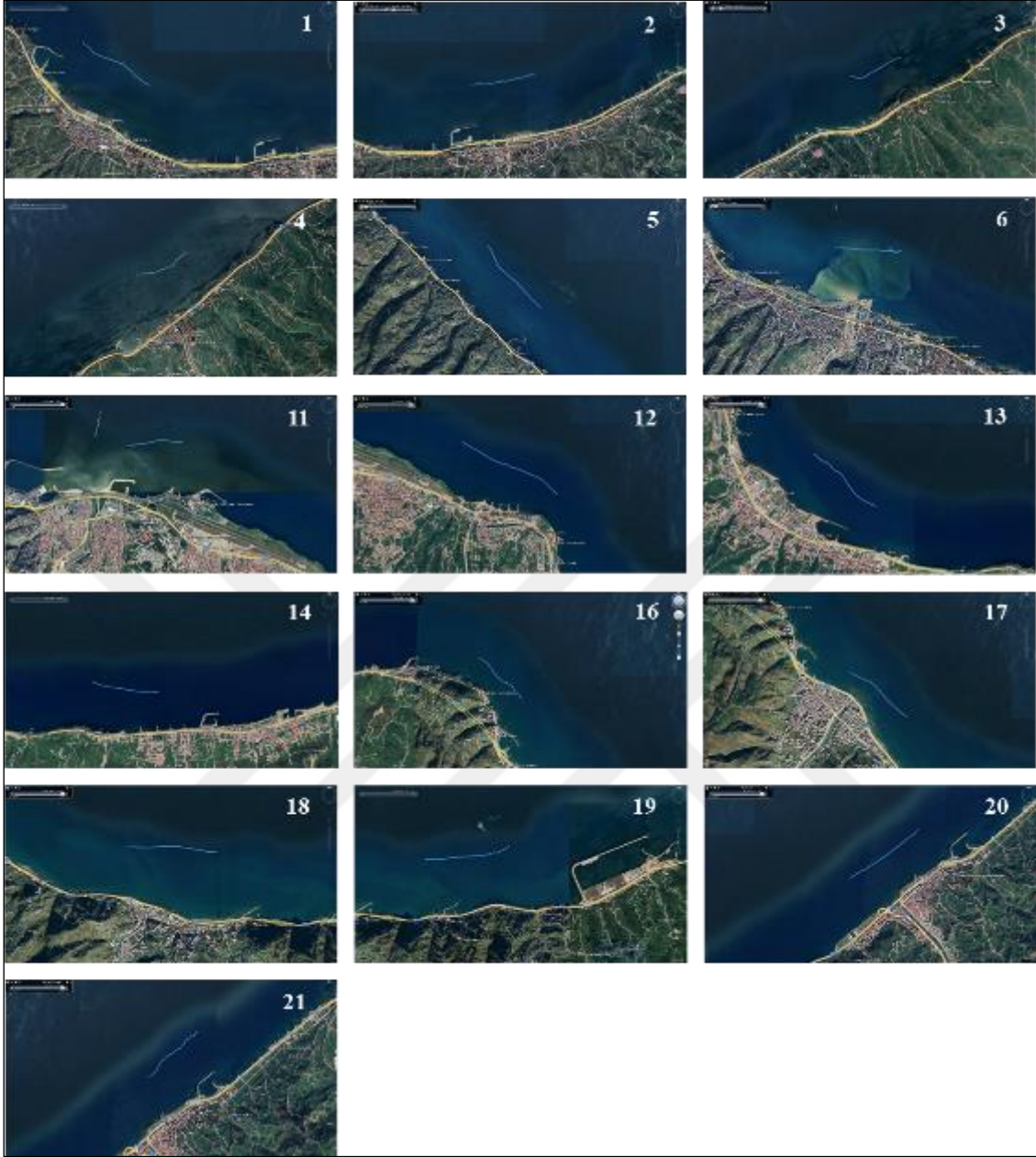
Tablo 6'nın devamı

İstasyon No	Mevkii	Enlem	Boylam	Derinlik (m)	Çekim Süresi (dk)	Süzülen Su Miktarı (m ³)
10	Moloz	41.017562°	39.715195°	47	00:20	107
11	Değirmendere	41.010598°	39.769600°	36	00:20	135
12	Havaalanı	40.994483°	39.817767°	33	00:20	144
13	Yomra	40.970529°	39.854900°	47	00:21	149
14	Güzelyalı	41.961830°	39.903250°	25,8	00:20	133
15	Arsin OSB	40.969078°	39.963043°	41,8	00:20	136
16	Konakönü ®	40.956562°	40.051815°	35	00:20	140
17	Karadere	40.939087°	40.068595°	40	00:20	120
18	Sürmene	40.923124°	40.116821°	32,4	00:20	140
19	Çamburnu ®	40.92242°	40.15142°	33	00:20	151
20	Solaklı	40.95335°	40.26020°	33	00:20	135
21	Kıyıcık	40.960402°	40.269735°	31	00:20	140

Manta trol çekimlerinden sonra ağ dış kısmından yıkanılarak iç yüzeye yapışmış olan partiküllerin kollektöre doğru taşınması sağlanmıştır. Sonrasında kollektördeki tüm içerik, 5 mm'lik çelik elekten geçirilerek makro partiküller ayrılmış ve süzüntüler 3 litrelik kavanozlara birkaç kez yıkanılarak toplanmıştır. Küçültülmüş hacimdeki numuneler soğutucu kaplar içerisinde laboratuvara taşınmıştır. Mikroplastik tür ve kompozisyonunun belirlenmesi için derin dondurucuda muhafaza edilmiştir.

Örnekleme istasyonlarında, su kolonu fizikokimyasal karakterizasyonu amacı ile Valeport MIDAS ile CTD ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

Çalışma kapsamında deniz suyu yüzeyinde gerçekleştirilen manta net çekimlerine ait bazı istasyonlardaki rota güzergâhları Şekil 16'da verilmiştir.



Şekil 16. İstasyonlarda manta net çekimlerine ait rotalar

2.3. Mikroplastiklerin Ayrılması ve Sayılması

Küçültülmüş hacimde laboratuvara getirilen mikroplastik partiküllerini içeren numuneler 333 mikronluk göz açıklığındaki elek kullanılarak daha da küçük hacme indirilmiş ve toplanan partiküller ilave edilen 1 M NaOH ile 1 gece karıştırıcıda bekletilmiştir. Bu sürenin sonunda her numune 50'şer mL'lik fraksiyonlar halinde mikroskop altında herhangi bir kalıntı içermediği önceden tespit edilmiş olan 4,7 cm çapındaki GFF filtrelerinden süzölmüştür. Süzme işleminin ardından filtre edilmiş saf suyla

yıkanan filtreler, kapalı petri kaplarına aktarılarak mikroplastik partiküllerinin mikroskop altında ayrılması işlemine kadar derin dondurucuda muhafaza edilmiştir (Şekil 17).



Şekil 17. Laboratuvar çalışmasına ait aşamalar

Filtrelerdeki mikroplastik partikülleri, bir pens/iğne yardımıyla ZEISS marka, Stemi 305 model stereo model ışıklı mikroskop altında ayrılmış ve 26x76 mm ölçütlerindeki lam üzerine yapıştırılmış çift taraflı bantta toplanmıştır. Lamın üzeri kontaminasyonu engelleyecek şekilde kapatılarak alüminyum folyolar ile kaplandıktan sonra kimyasal karakterizasyon için kaldırılmıştır. Ayrılan mikroplastik partikülün tür, renk, tip ve sayıları, her istasyon için oluşturulan tablolara işlenmiştir.

2.4. Kimyasal Tanımlamalar

Mikroplastiklerin kimyasal karakterizasyonu amacıyla FTR, mikroFTR, Raman, mikroraman vb. teknikler kullanılmaktadır. Raman spektrometresi sahip olduğu birçok avantajı nedeniyle partikül karakterizasyonunda yaygın olarak kullanılan tekniklerden birisidir. Matrislerden ayrıldıktan sonra bir lamdaki çift taraflı bant üzerinde toplanan

mikroplastik partiküllerinin kimyasal karakterizasyonu Renishaw inVia Qontor Konfokal Raman Spektrometresi ile gerçekleştirilmiştir (Şekil 18).



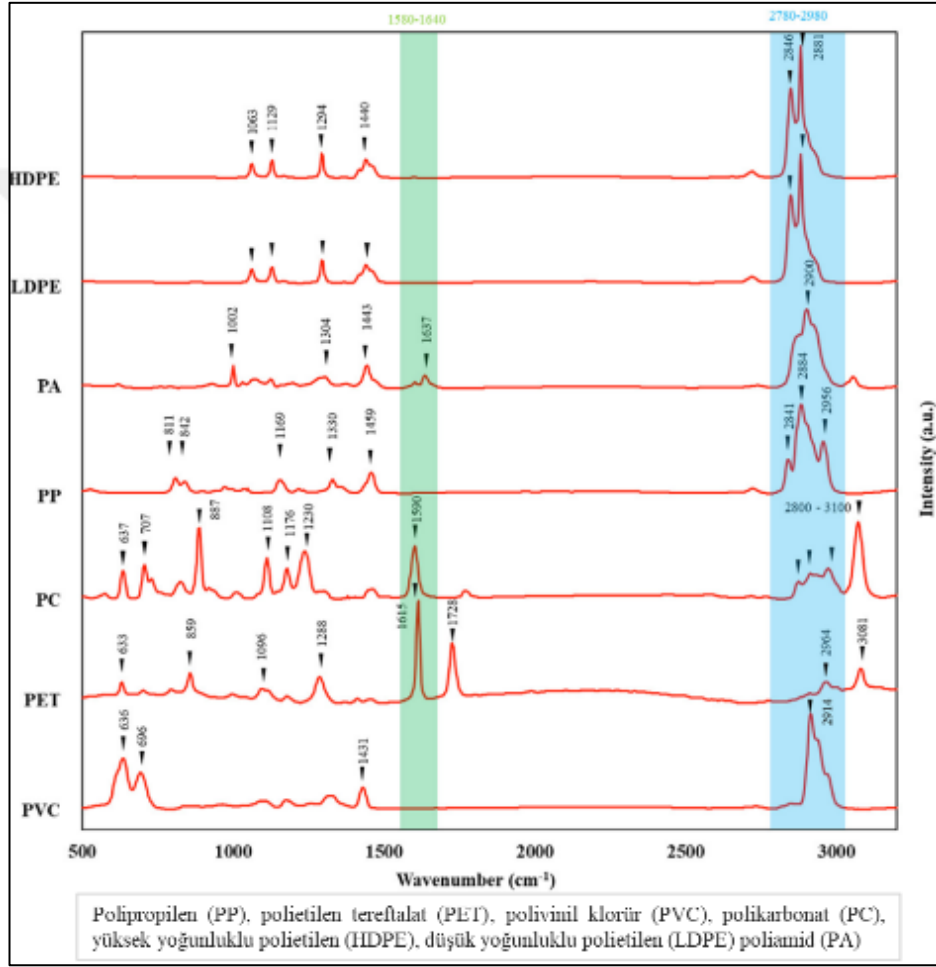
Şekil 18. Kimyasal karakterizasyonunda kullanılan Raman spektrometresi

Cihaz ile farklı optik büyütme altında (x5, x20, x50, x100) 532 nm ve 785 nm lazerler ile katı, sıvı, toz ve ince film halindeki malzemelerin makroskopik ve mikroskopik karakterizasyonu yapılabilmektedir. Çalışmada kullanılan Raman spektrometresine ait genel özellikler Tablo 7’de verilmiştir. Raman spektrumdaki pikler yardımıyla numune içerisindeki organik veya inorganik maddelerin bağ yapılarına bakılarak malzemenin kalitatif ve kantitatif analizinin yanı sıra malzemenin yapısını oluşturan fonksiyonel gruplar hakkında bilgi elde edilebilmektedir.

Tablo 7. Raman spektrometresi genel özellikleri

Özellik	Açıklama
Lazer	532 nm edge (power 10%)
Grating	2400 l/mm (vis)
Dedektör	Renishaw Centrus 4AUL44
Objektif	X5
Tarama türü	Continuous scan
Maruziyet süresi	10.000s
Tarama modu	Regular
Spektral aralık	150,59 cm ⁻¹ to 3498,88 cm ⁻¹ (centre-1111 cm ⁻¹)

Farklı plastik türlerinin Raman spektrumları arasında, farklı karakteristik pik konumları nedeniyle belirgin farklılıklar vardır. Jin vd. (2022) tarafından HDPE, LDPE, PA, PP, PC, PET ve PVC olmak üzere yedi adet referans mikroplastik türünün Raman spektrumları incelenmiş ve elde edilen spektrumlar Şekil 19’da verilmiştir. Spektrumlarda en ayırt edici piklerin 500-1500 cm^{-1} ile 2600-3000 cm^{-1} aralıklarında yer aldığı gözlemlenmiştir.



Şekil 19. Çeşitli polimerlere ait Raman spektrumları (Jin vd., 2022)

PET'in Raman spektrumlarında tereftalat ve etilen glikol ($\text{CH}_2\text{-CH}_2\text{-O}$) fonksiyonel gruplarının karakteristik varyasyonlarını gösterdiği tespit edilmiştir. Güçlü atomik karakter nedeniyle $\sim 1615 \text{ cm}^{-1}$ de C=C çift bağ gerilmesi gözlemlenmiş, $\sim 1728 \text{ cm}^{-1}$ de bulunan geniş asimetrik bant (C=O çift bağ gerilmesi) ise tereftalat gruplarının konformasyonu hakkında bilgi sağlamıştır.

HDPE ve LDPE spektrumlarında, karbon zincirlerinin ve iskeletinin aynı olması nedeniyle aynı spektrum çizgileri tespit edilmiştir. Spektrumlarda C-C bağlarının tamamı trans konformasyonunda olup $\sim 1063 \text{ cm}^{-1}$ 'de C-C asimetric gerilmesi ve $\sim 1129 \text{ cm}^{-1}$ 'de C-C simetric gerilmelerine ait piklerle desteklendiği görülmüştür. CH_2 pikleri; $\sim 1294 \text{ cm}^{-1}$ (CH_2 bükülmesi), $\sim 1440 \text{ cm}^{-1}$ (CH_2 deformasyonu), $\sim 2846 \text{ cm}^{-1}$ (CH_2 simetric gerilme), $\sim 2881 \text{ cm}^{-1}$ (CH_2 asimetric gerilme) olarak belirlenmiştir.

PVC ile ilişkili olarak tanımlanan karakteristik Raman pikleri, $\sim 636 \text{ cm}^{-1}$ 'deki C-Cl gerilmesine ait pikler ile 696 cm^{-1} , 1431 cm^{-1} ve 2914 cm^{-1} 'deki C-H gerilme pikleri olarak tespit edilmiştir.

PP'in Raman spektrumlarında, ~ 811 ve $\sim 842 \text{ cm}^{-1}$ 'deki tepe noktalarının CH_2 grubunun salınımlarına (rocking), $\sim 1169 \text{ cm}^{-1}$ 'deki bant C-C omurgasının gerilmesine, $\sim 1330 \text{ cm}^{-1}$ bant CH ve CH_2 grubunun bükülmesi, sırasıyla ~ 2884 ve $\sim 2956 \text{ cm}^{-1}$ bölgesindeki pikler CH_2 grubunun simetric ve asimetric gerilme titreşimlerine ve $\sim 1459 \text{ cm}^{-1}$ 'de gösterilen Raman bandı ise CH_3 asimetric bükülmesine atfedilmiştir.

PC'ın Raman pikleri, 637 cm^{-1} (fenil halka titreşimi), 707 cm^{-1} (C-H düzlem dışı bükülme), 887 cm^{-1} (O-C(O)-O gerilmesi), 1108 cm^{-1} , 1176 cm^{-1} , 1230 cm^{-1} (C-O-C gerilmesi), 1590 cm^{-1} (fenil halka titreşimi), $2800\text{-}3100 \text{ cm}^{-1}$ bölgesinde gözlenen C-H gerilme titreşimi olarak değerlendirilmiştir.

PA için önemli spektral pik noktaları, 1002 cm^{-1} , 1304 cm^{-1} , 1443 cm^{-1} (CH_2 bükülmesi), 1637 cm^{-1} (C=O çift bağ gerilmesi) ve 2900 cm^{-1} (C-H gerilmesi) olarak tespit edilmiştir.

Önceki çalışmayla karşılaştırıldığında, 2780 ile 2980 cm^{-1} aralığındaki spektral pik noktaları (CH/CH₂/CH₃ gruplarının gerilme titreşimleri) Kappler'in bulgularına benzer şekilde PE, PP, PA ve PVC ile ilişkilendirilmiştir. Buna karşın $1580\text{-}1640 \text{ cm}^{-1}$ aralığındaki tepe noktaları (aromatik eğilme titreşimi) PET ve PC için benzersizdir (Jin vd., 2022)

Farklı plastik türlerinin Raman spektrumları arasında, farklı karakteristik pik konumları nedeniyle belirgin farklılıklar vardır. PE'in tipik pikleri 1067 cm^{-1} , 1132 cm^{-1} ve 1308 cm^{-1} civarında olup, bu noktalar PE içindeki fonksiyonel grubun C-C bağının gerilme titreşiminden ve CH_2 bükülmesinden kaynaklanmaktadır. PP'nin tipik pikleri 808 cm^{-1} civarında olup, bu noktalar CH_2 salınımlarına ve C-C gerilmesine karşılık gelmektedir. PVC'nin Raman spektrumu, 610 ile 700 cm^{-1} aralığındaki C-Cl gerilme bandı grubu ve 1432 cm^{-1} yakınındaki CH_2 deformasyon bandı tarafından domine edilmektedir. PTFE, CF_2 gerilmesine ve CF gerilmesine karşılık gelen 732 cm^{-1} ve 1380 cm^{-1} yakınlarında benzersiz

bantlara sahiptir. PS, aromatik halkanın C-C gerilmeleri ve aromatik CCH kadran gerilme modu ile ilişkili olan 1001 cm^{-1} ve 1603 cm^{-1} yakınlarında benzersiz bantlara sahiptir.

En yaygın polimerler ve bunların doğru ve hızlı bir şekilde tanımlanması için yapılan çalışmalardan elde edilen ipuçları şunlardır:

- Polipropilen (PP), polietilen (PE), polistiren (PS), CH gerilme aralığındaki $2900\text{--}3100\text{ cm}^{-1}$ piklerinin şekline göre açıkça ayırt edilebilir; PS için aromatik -CH bükülmesi $\sim 1000\text{ cm}^{-1}$, PE için 1059 cm^{-1} , PP için 402 cm^{-1} olarak gözlemlenir,
- Polivinilklorür (PVC) karakteristik C-Cl tepe noktalarına (637 cm^{-1} ve 693 cm^{-1}) sahiptir,
- Polietilen tereftalat (PET) $1500\text{--}2000\text{ cm}^{-1}$ bölgesinde çift, iyi tanımlanmış, yoğun ve dar tepe noktalarına sahiptir, 1720 cm^{-1} örtüşen bir bant değildir,
- Poliamid (PA) benzersiz olarak $> 3200\text{ cm}^{-1}$ bantlara sahiptir,
- Polikarbonat (PC) bir “polimer bölgesi”nde PS'ye benzer, ancak $500\text{--}1500\text{ cm}^{-1}$ aralığında çok daha zengin spektrumlara sahiptir,
- Poli(metil metakrilat) (PMMA) üçlü “polimer” sinyali ve karakteristik bir bant $\sim 800\text{ cm}^{-1}$,
- Polikaprolakton (PCL), PE'ye benzer bir banda sahiptir ancak dublet içinde daha büyük bir yoğunluk farkı vardır,
- Polilaktik asit (PLA), bir “polimer bölgesinde” karakteristik üçlü sinyale sahiptir,
- Politetrafloroetilen (PTFE), $2800\text{--}3200\text{ cm}^{-1}$ aralığında bant içermeyen tek üründür.

MP'lerin tipik Raman spektrumlarında temel tanımlamayı sağlayan bazı spektral örtüşmelere rağmen merkezi 1300 cm^{-1} deki bölgenin çok sayıda benzersiz ve tek tek ayırt edici parmak izi spektral özelliği sergilediğini ortaya koyduğu bildirilmiştir. PE'nin tipik piklerinin C-C gerilmesine karşılık gelen 1065 cm^{-1} civarındaki pikler olduğu (Wright et al., 2019), PS'in yaklaşık 1003 cm^{-1} 'de monosubstitüe aromatik bir bileşiğin karakteristiği olan halka modu titreşimlerine karşılık gelen benzersiz bantlara sahip olduğu ifade edilmiştir (Nishikida and Coates, 2003). PP'nin CH_2 titreşim modlarına atfedilen 1462 cm^{-1} civarında benzersiz pikleri vardır (Fan ve Brolo, 2009). PET'in 1617 ve 1730 cm^{-1} civarında CO gerilme titreşimlerine ve halka modu (Wilson gösteriminde) karşılık gelen benzersiz piklere sahip olduğu vurgulanmıştır (Rebollar ve diğerleri, 2014).

3. BULGULAR

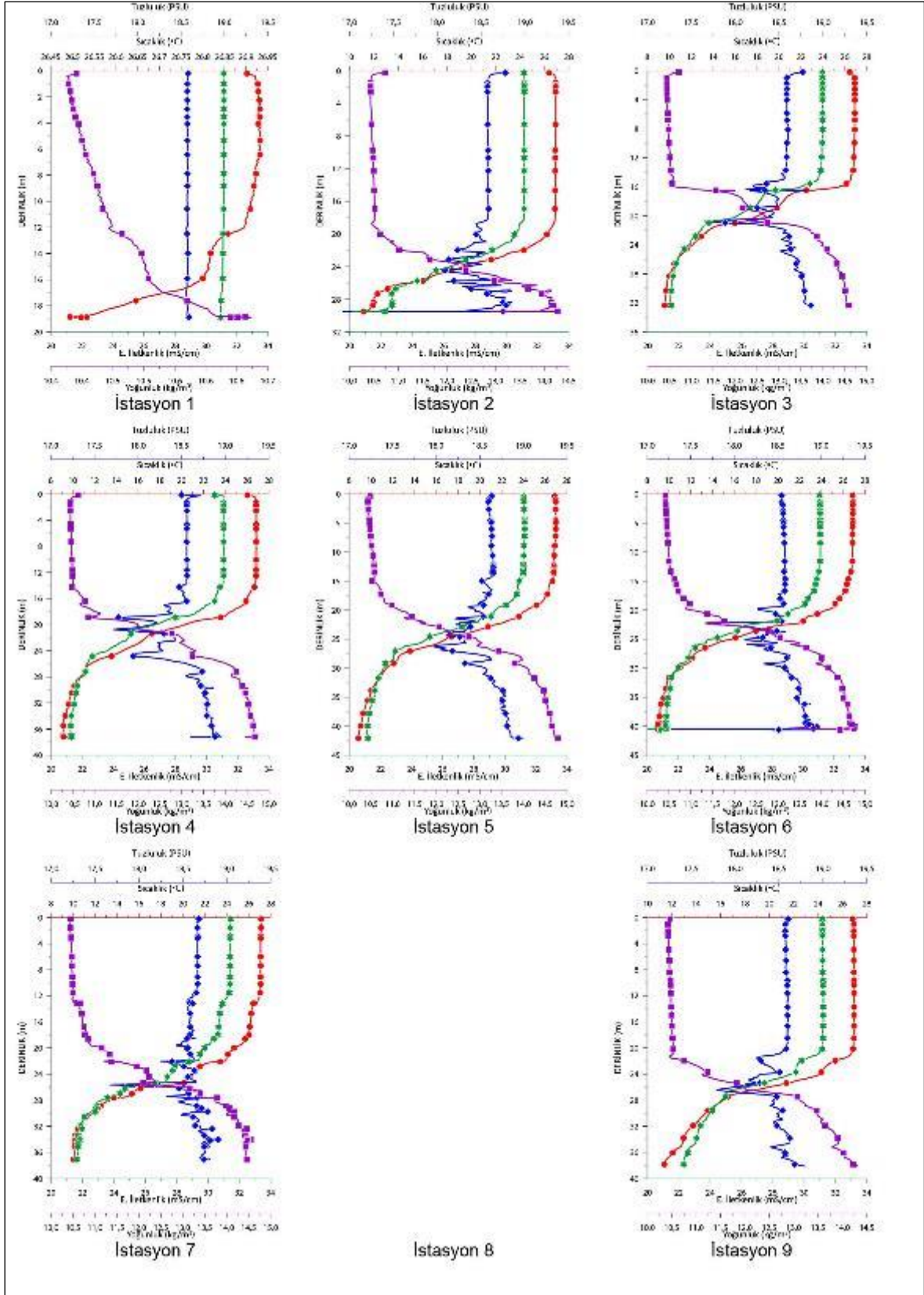
Denizel ortamda mikroplastiklerin varlığı, biyota üzerindeki etkileri nedeniyle giderek artan bir sorun olarak değerlendirilmektedir. Mikroplastiklerin farklı matrikslerdeki düzeyleri ve dağılımları konusunda çeşitli çalışmalar olmasına rağmen hala doğrulanmış kaynak verilerinin eksikliği söz konusudur. Yüzey sularından derin sular ve sedimentlere, kıyı sularından açıklara ve okyanuslara kadar geniş bir aralıkta tespit edilmeleri nedeniyle denizlerdeki mikroplastikler önümüzdeki yıllarda araştırılacak ve çözüm bekleyen en kritik sorunlardan biri olarak kabul edilmektedir.

3.1. Su Kolonu Karakteristikleri

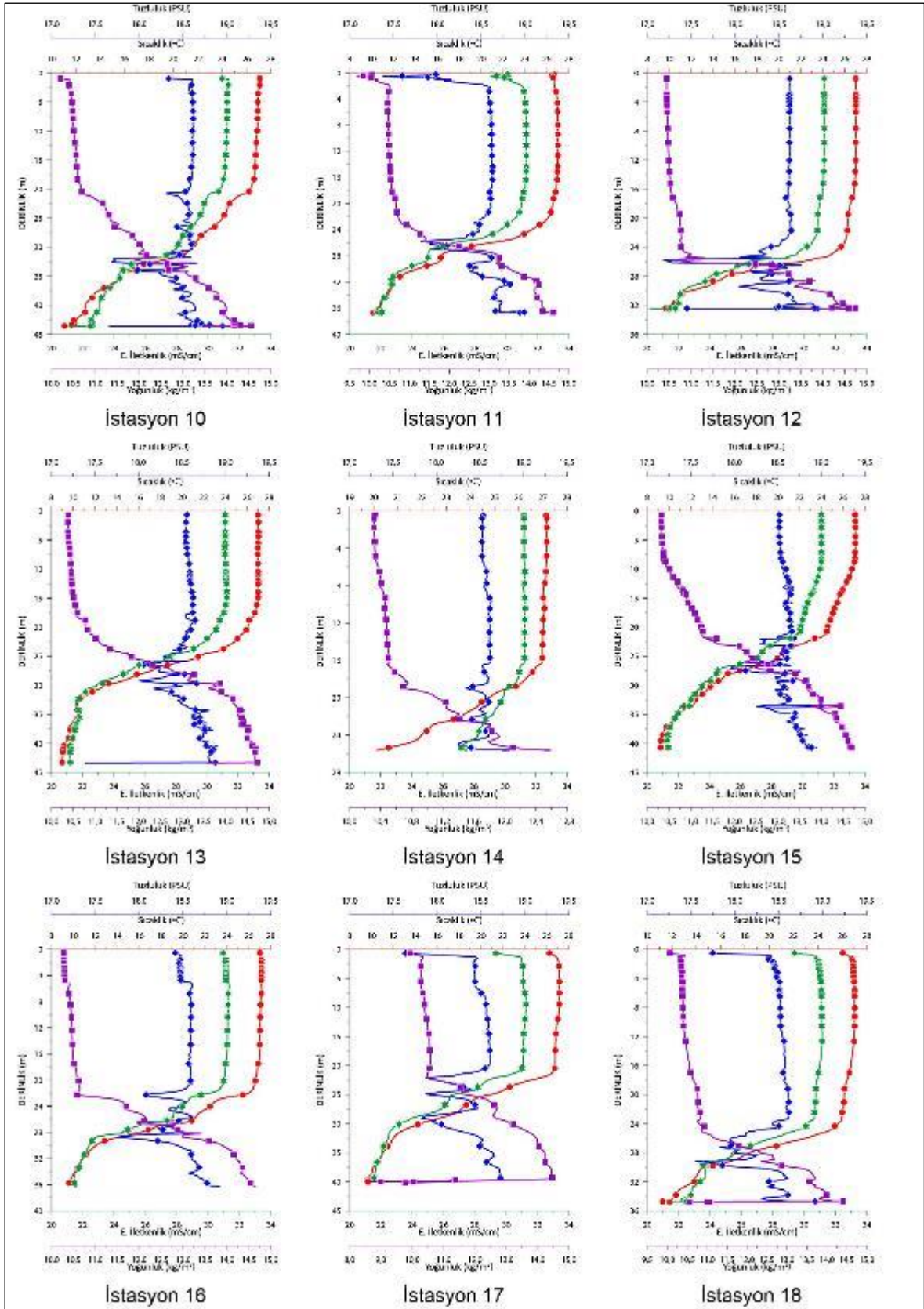
Bu çalışma kapsamında Trabzon ili kıyısal alanında 21 ayrı istasyonda mikroplastik tür ve düzeylerinin belirlenmesi hedeflenmiştir. Örnekleme çalışmaları Ağustos 2022 içerisinde gerçekleştirilmiş olup istasyonlarındaki su kolonunu temel karakteristiklerinin belirlenmesi için CTD ölçümleri yapılmıştır. Derinliğe bağlı olarak tespit edilen sıcaklık, tuzluluk, elektriksel iletkenlik ve yoğunluk dağılımları Şekil 20-22’de verilmiştir. Yalnızca 8 nolu istasyonda hava muhalefeti nedeniyle CTD ölçümü yapılamamıştır.

Çalışma alanında yer alan tüm istasyonların ilk üç metrelik yüzey tabakası esas alındığında deniz suyu sıcaklık, tuzluluk, elektriksel iletkenlik ve yoğunluk ortalama ($\pm$ standart sapma) değerleri sırasıyla $26,45^{\circ}\text{C} \pm 0,23$; $18,15 \pm 0,30$; $30,45 \pm 0,57$ ve $10,18 \pm 0,85 \text{ kg/m}^3$ olarak tespit edilmiştir.

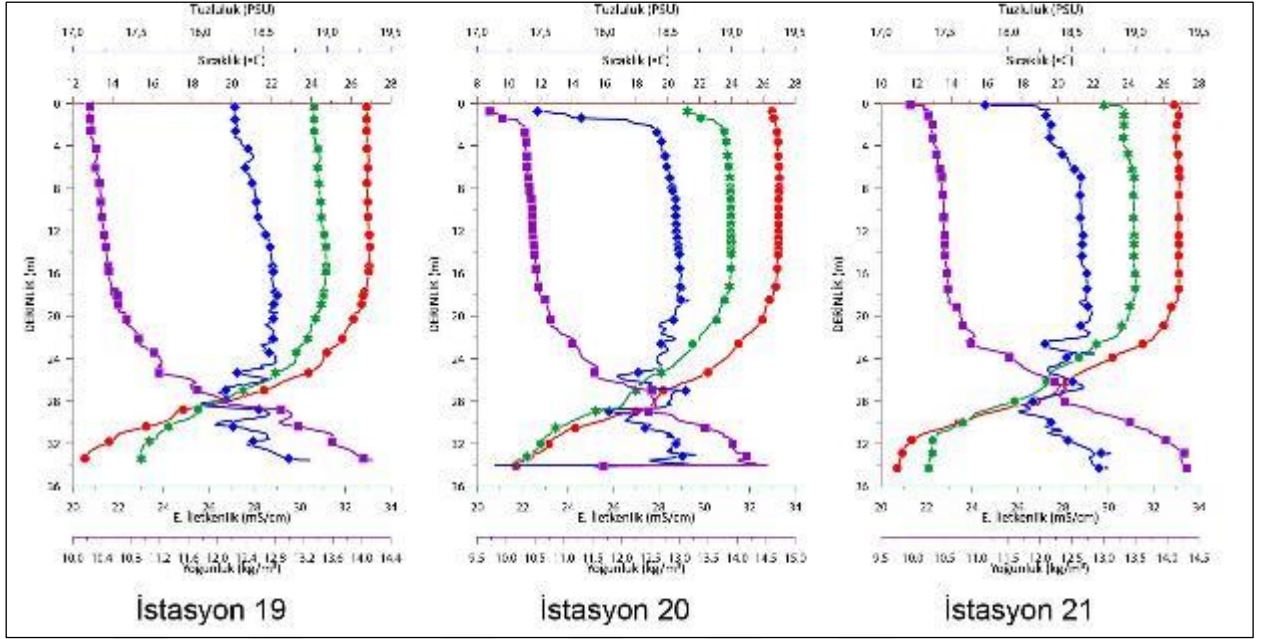
İstasyonlar derin deniz deşarj noktaları, derin deniz deşarjı+akarsu deşarjı ve referans istasyonlar olarak üç ayrı grupta incelendiğinde ise akarsu etkisinde kalan istasyonların yüzey tabakasındaki sıcaklık, elektriksel iletkenlik, tuzluluk ve yoğunluk parametrelerinin diğer iki istasyon grubundan istatistiksel olarak anlamlı ($p < 0,05$) düzeyde düşük olduğu ortaya konulmuştur. Sıcaklık ile elektriksel iletkenlik (0,91), tuzluluk (0,85) ve yoğunluk (0,73) arasında yüksek korelasyonlar tespit edilmiştir.



Şekil 20. Su kolonu CTD profilleri (1-9 nolu istasyonlar)



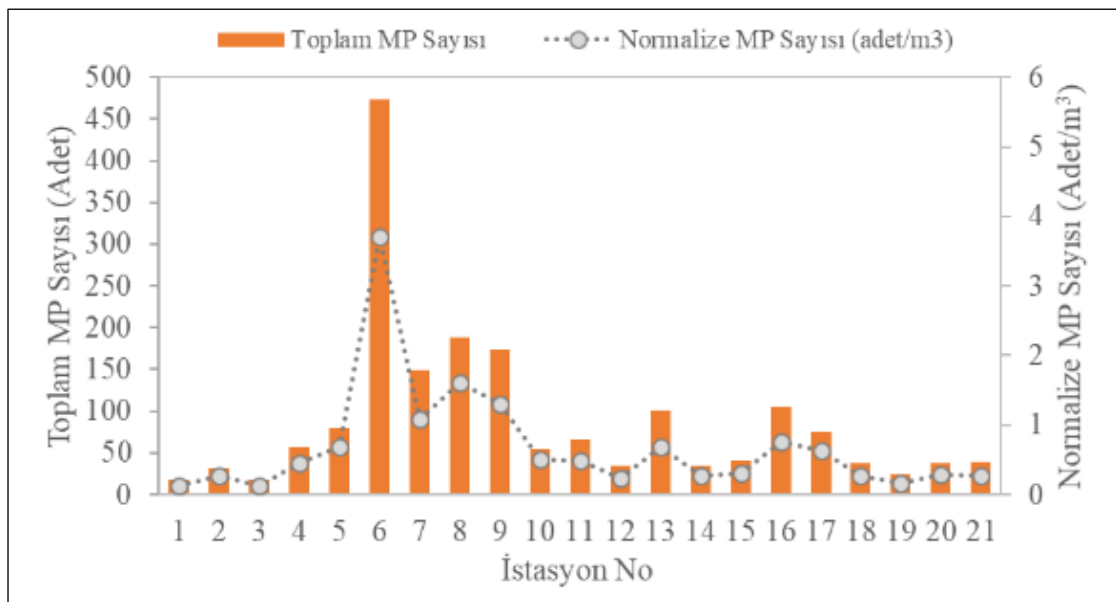
Şekil 21. Su kolonu CTD profilleri (10-18 nolu istasyonlar)



Şekil 22. Su kolonu CTD profilleri (19-21 nolu istasyonlar)

3.2. Mikroplastik Bolluğu ve Karakterizasyonu

Çalışmada, manta ağı ile süzülen deniz suyu miktarı ortalaması $129,2 \pm 22,1 \text{ m}^3$ düzeylerinde olup istasyonlarda tespit edilen mikroplastik sayıları ile süzülen su miktarları esas alınarak birim metreküp başına hesaplanan normalize edilmiş mikroplastik sayıları Şekil 23'te verilmiştir.

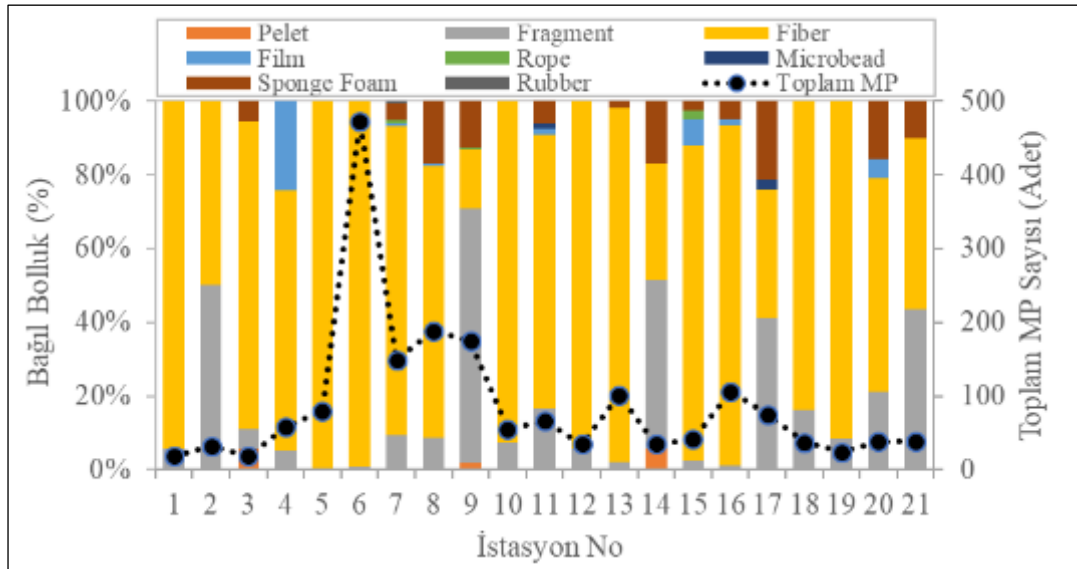


Şekil 23. İstasyonlardaki mikroplastik sayıları

En yüksek MP sayısı 6 nolu istasyonda (473 adet) tespit edilmiştir. 8, 9, 7 ve 13 nolu istasyonlarda diğer istasyonlara göre nispeten daha yüksek miktarlar bulunmuş olup bu istasyonlardaki MP sayıları sırasıyla 188, 174, 149 ve 101 (adet) olarak belirlenmiştir. En düşük mikroplastik sayısı ise 1 ve 3 nolu istasyonda (18 adet) tespit edilmiştir. Benzer biçimde 19 nolu istasyonda tespit edilen mikroplastik sayılarının diğer istasyonlara göre nispeten daha düşük olduğu ortaya konulmuştur.

Yapılan normalizasyon sonucunda birim hacimde (m^3) en yüksek mikroplastik sayısı 6 nolu istasyonda (3,7 adet) olarak hesaplanmıştır. İkinci sırada en yüksek mikroplastik sayısı 8 nolu istasyonda (1,6 adet) tespit edilmiştir. 9 ve 7 nolu istasyonda tespit edilen mikroplastik sayılarının diğer istasyonlara göre daha yüksek olduğu ortaya konulmuştur. Mikroplastik sayılarıyla istasyonlardaki fizikokimyasal parametreler ve istasyon derinlikleri arasındaki korelasyonların istatistiksel olarak önemli düzeyde olmadığı belirlenmiştir.

Tespit edilen mikroplastiklerin biçimsel ve şekilsel türlerinin bağıl bolluk oranları Şekil 24’te verilmiştir. En çok rastlanan mikroplastik türünün fiber olduğu ve tüm istasyonlar dikkate alındığında ortalamasının ise % 73,9 düzeylerinde olduğu belirlenmiştir. Fiber mikroplastiklerin ardından %17,4 ortalama ile ikinci sırada fragment türü mikroplastiklerin yer aldığı görülmektedir. Ardından %5,7 ortalama ile sponge_foam en çok rastlanan üçüncü mikroplastik türü olarak gelmektedir. Diğer mikroplastik türlerinin ortalama düzeyleri ise sırasıyla film (%1,97), pelet (%0,62), mikrobead (%0,20), rope (%0,18) ve rubber ise (%0,03) olarak belirlenmiştir.



Şekil 24. İstasyonlarda tespit edilen mikroplastik türlerinin bağıl bolluk oranları (%)

İstasyonların %81'in de biçim/şekil bakımından en çok bulunan mikroplastik türünün fiber olduğu ortaya konulmuştur. Fragment türü mikroplastikler 9 nolu istasyonda (%69), 14 nolu istasyonda (%45,7) ve 17 nolu istasyonda (%41,3) en baskın tür olarak kaydedilmiştir. 2 nolu istasyonda ise fiber ve fragment oranlarının eşit sayıda oldukları belirlenmiştir.

Bağıl bolluk açısından en üstte yeralan fiber partiküllerin 5 nolu istasyonda toplam partiküllerin tamamını ve 6 istasyonda ise % 99,2'sini oluşturduğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte 13, 1, 12, 10, 16 ve 19 nolu istasyondaki fiber bağıl bolluk oranlarının da %90'ın üzerinde olduğu ortaya konulmuştur.

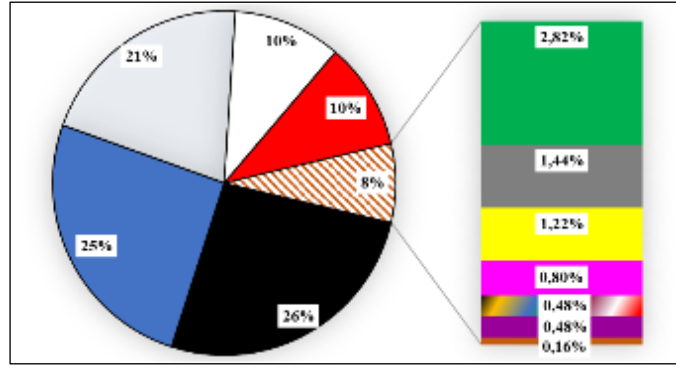
Fragment türü partiküllerin en yüksek bağıl bolluk oranları 9 nolu istasyonda %69 olarak tespit edilmiştir. 2 nolu istasyondaki fragment bağıl bolluğu % 50, 14, 21 ve 17 nolu istasyondaki bolluk düzeylerinin ise %40-50 aralığında yer aldığı belirlenmiştir.

Sponge-foam türü MP partiküllerinin en yüksek bağıl bolluk oranları %21,3 olarak 17 nolu istasyonda ardından yaklaşık %17 düzeylerinde 14 ve 8 nolu istasyonlarda tespit edilmiştir. Bu mikroplastik türüne 1, 2, 4, 5, 6, 10, 12, 18 ve 19 nolu istasyonlarda rastlanılmamıştır.

Film türü mikroplastik grubunun en yüksek bağıl bolluk oranı % 24 olarak 4 nolu istasyonda tespit edilmiştir. 15 nolu istasyonda %7,3, 20 nolu istasyonda %5,3, 16 nolu istasyonda %1,9, 11 nolu istasyonda %1, 5, 7 nolu istasyonda %0,7 ve 8 nolu istasyonda % 0,5 bağıl bolluğa sahip film türü mikroplastik partiküllere diğer istasyonlarda tespit edilememiştir.

Pelet türündeki MP partiküllerinin sadece 14 nolu istasyonda %5,7, 3 nolu istasyonda %5,6 ve 9 nolu istasyonda ise %1,7 bağıl bolluk oranına sahip olduğu tespit edilmiştir. Mikrobead türündeki partiküller %2,7 bağıl bolluk oranı ile 17 nolu istasyonda ve %1,5 oranı ile 11 nolu istasyonda tespit edilmiştir. Rope türü mikroplastiklerin bağıl bolluk oranları ise 15 nolu istasyonda %2,4, 7 nolu istasyonda %0,7 ve 9 nolu istasyonda ise %0,6 olarak belirlenmiştir. Rubber türü MP sadece 7 nolu istasyonda tespit edilmiş olup bağıl bolluk oranı % 0,7 olarak hesaplanmıştır.

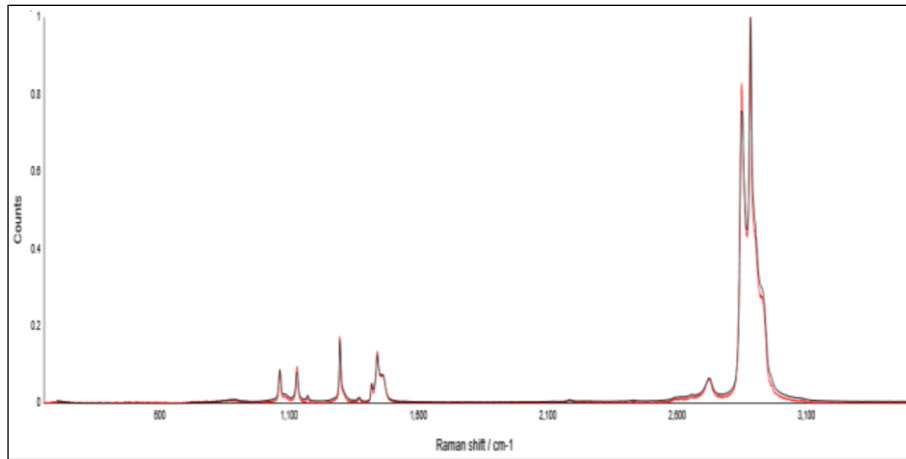
Çalışmada tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımları Şekil 25'te verilmiştir. Mikroplastiklerin renklere göre bulunma oranları %26 siyah, %25 mavi, %21 şeffaf, %10 beyaz, % 10 kırmızı şeklinde olup geriye kalan %8 oranının sıralaması ise yeşil (2,82), gri (%1,44), sarı (%1,22), pembe (%0,80), karışık (%0,48), mor (%0,48) ve kahverengi (%0,16) olarak belirlenmiştir.



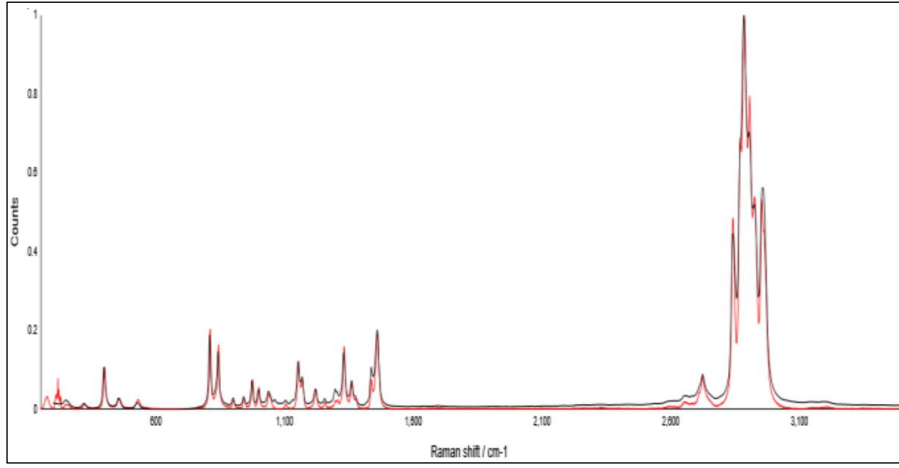
Şekil 25. İstasyonlarda tespit edilen mikroplastiklerin renk oranları (%)

İstasyonlardan alınan numunelerden ayrılan ve lam üzerine yerleştirilen mikroplastik partiküllerin kimyasal karakterizasyonları Renishaw inVia Qontor Konfokal Raman Spektrometresi ile gerçekleştirilmiştir. Çalışma kapsamında her istasyondan izole edilen partiküllerden bir kısmı rastgele seçilerek kimyasal olarak karakterize edilmiştir.

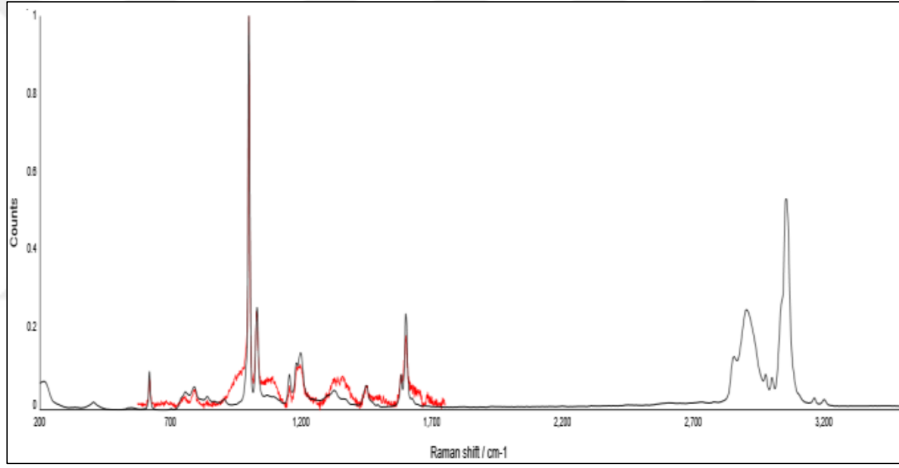
Bu çalışmada, endüstride geniş kullanım alanına sahip bazı polimerlerin (Low-density polyethylene (LDPE), Polypropylene (PP), Polystyrenes (PS), Akrlonitril Bütadien Stiren (ABS), Acrylonitrile-Styrene (SAN), NC-20027, NC-60011) hammaddeleri de temin edilerek Raman spektrumları alınmıştır. Bu referanslara ait Raman spektrumları Şekil 26-32’de verilmiştir.



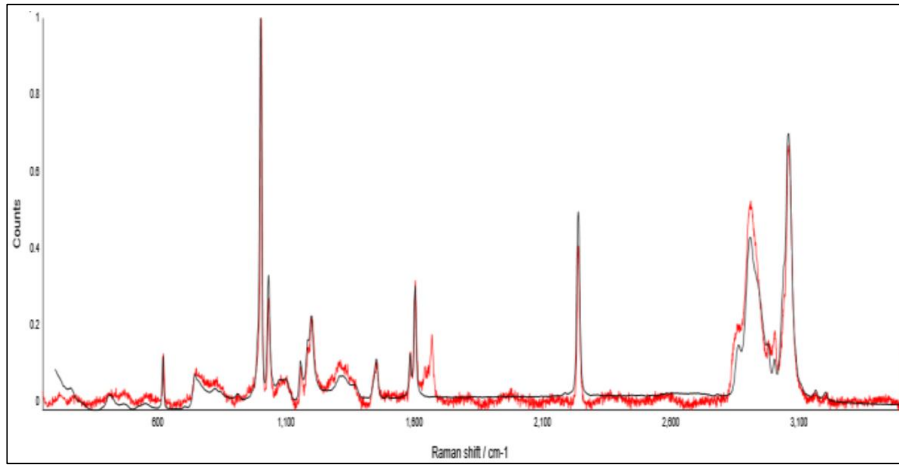
Şekil 26. LDPE polimerine ait Raman spektrumu



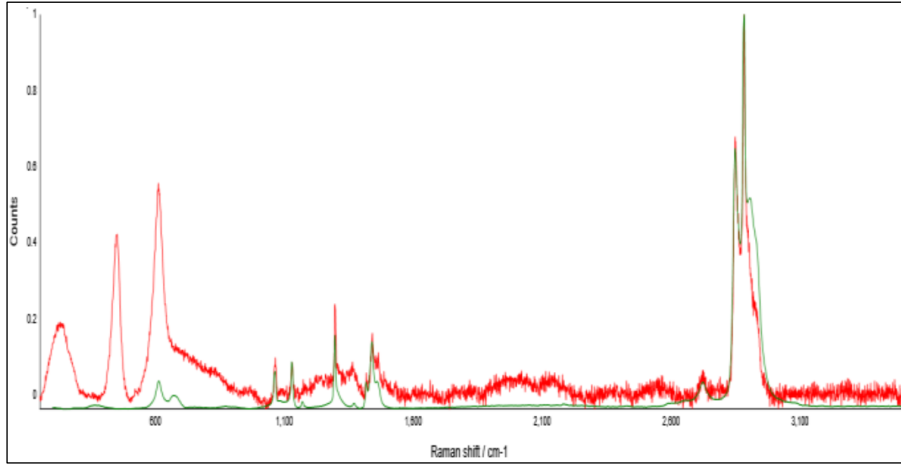
Şekil 27. PP polimerine ait Raman spektrumu



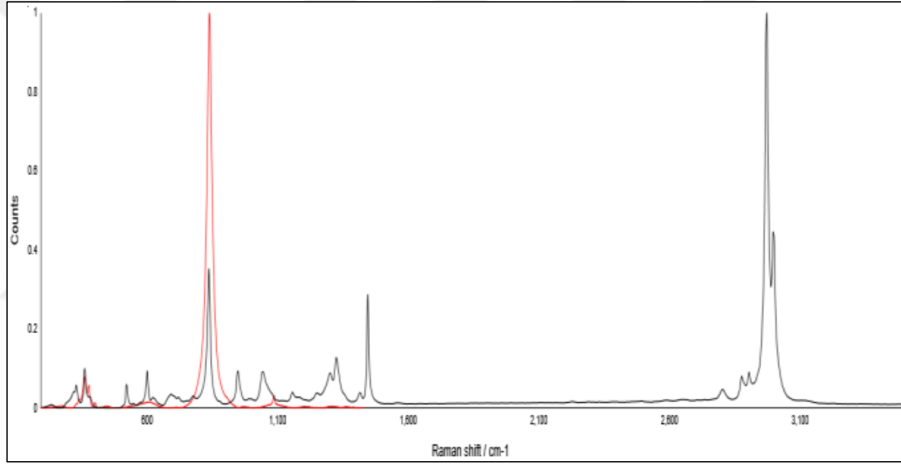
Şekil 28. PS polimerine ait Raman spektrumu



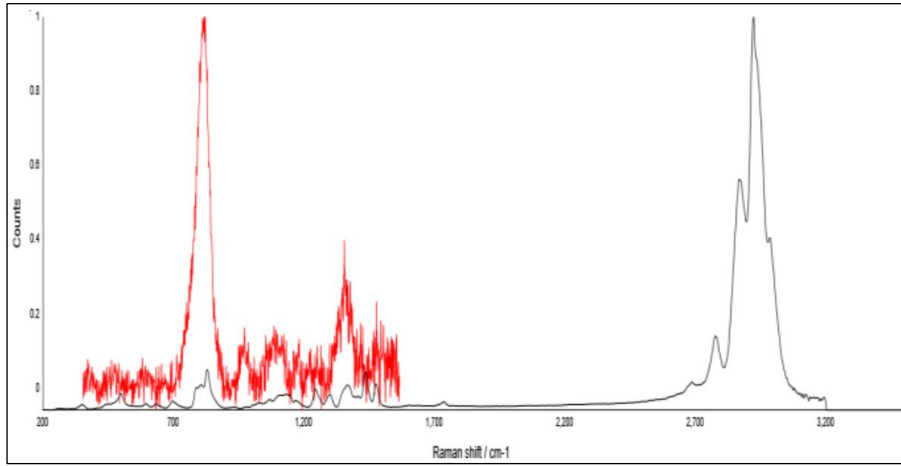
Şekil 29. ABS polimerine ait Raman spektrumu



Şekil 30. SAN polimerine ait Raman spektrumu



Şekil 31. NC_20027 polimerine ait Raman spektrumu



Şekil 32. NC_60011 polimerine ait Raman spektrumu

Referans materyallerin spektrumlarının Raman kütüphanesindeki eşleşmelerine ait bazı parametreler Tablo 8’de verilmiştir.

Tablo 8. Referansların Raman spektrumlarına ait bazı özellikler

Kalite	Eşleşen Materyal Adı	Bolluk (%)	Genlik
0,9924	Düşük yoğunluklu polietilen, 0,923 kg/dm ³	100	0,9805
0,9852	Poli(propilen-ko-etilen) (EP) izotaktik, %5-15 etilen	100	0,9692
0,9052	Poli(stiren-ko-alil alkol)	100	0,8908
0,9029	Poli(stiren-ko-akrilonitril), (%32akrilonitril)	100	0,9756
0,5984	Polietilen, klorlu (PE-C), (%25 klorlu)	100	0,7701
0,5210	Polietilen-ko-tetrafloroetilen (E/TFE)	100	2,3113
0,3251	Poli(vinil formal)	100	5,0923

Çalışma kapsamında 7 istasyonda (6, 12, 15, 16, 18, 19 ve 21 nolu istasyonlar) partiküllerin tümü kimyasal olarak karakterize edilmiştir. 8, 9, 13 ve 20 nolu istasyonlarda ise karakterize edilen partikül oranı sırasıyla % 81, %84, %55, %54 olarak belirlenmiştir.

6 nolu istasyonda partiküllerin kimyasal karakterizasyonu sonucunda kimyasal bileşimlerin Poly(1-butene), isotactic (%53,8), Polycaprolactone triol (%6,7), Poly vinyl butyral co vinyl alcohol co vinyl acetate (3,4), Poly(butyl acrylate) (%1,7), Nylon 6(3T), Poly(trimethyl hexamethylene terephthalamide) (%1,7), poly 4 4'-methylenebis(phenyl isocyanate)-alt-1 4-butanediol/poly(butylene adipate) (%1), Polyethylene, chlorinated (%1), Poly(N,N'-(1,3-phenylene) isophthalamide) (%1) ve Poly(propylene-co-1-butene) (%1), şeklinde olduğu ortaya konulmuştur.

12 nolu istasyonda beş ayrı kimyasal tür tespit edilmiş olup oranları poly vinyl alcohol co vinyl butyral (%3,6), Polycaprolactone triol (%7,1), Poly vinyl butyral co vinyl alcohol co vinyl acetate (%28,6), Poly(1-butene), isotactic (%60,7) olarak bulunmuştur.

15 nolu istasyondaki partiküllerin kimyasal karakterizasyonunda Polycaprolactone triol (%39,5), Poly(1-butene), isotactic (%30), Poly vinyl butyral co vinyl alcohol co vinyl acetate (%17), Poly vinyl alcohol co vinyl butyral (%4,7) ve ethyl cellulose, poly(4 4'-methylenebis(phenyl isocyanate)-alt-1 4-butanediol/poly(butylene adipate), Poly(butyl acrylate) ile PS bileşikler ise % 2,3 olarak belirlenmiştir.

16 nolu istasyonda kimyasal kompozisyon Poly(1-butene), isotactic (%46,7), Polycaprolactone triol (%33,3), Poly vinyl butyral co vinyl alcohol co vinyl acetate (% 11,7), Poly(butyl acrylate) (%3,3), Poly(dimeracid-co-alkyl polyamine), poly(4,4'-methylenebis(phenyl isocyanate)-alt-1,4-butanediol/poly(butylene adipate ve nylon 6/66,

poly(hexamethylene adipamide-co-caprolactam) bileşenleri ise %1,7 düzeylerinde tespit edilmiştir.

18 nolu istasyonda karakterize edilen bileşiklerin oranlarının polycaprolactone triol (%34,3), poly(1-butene), isotactic (%25,7), Poly vinyl butyral co vinyl alcohol co vinyl acetate (%22,9) şeklinde olduğu ve diğer 6 bileşenin (hydroxybutyl methyl cellulose, nylon 6/66, poly(hexamethylene adipamide-co-caprolactam), poly(1,4-cyclohexane dimethylene terephthalate-co-ethylene terephthalate, Poly(4-methyl-1-pentene), Poly(4-vinylbiphenyl), Polypropylene, chlorinated) ise % 2,9 düzeylerinde bulunduğu tespit edilmiştir.

19 nolu istasyonda kimyasal tür kompozisyonunun Poly(1-butene), isotactic (%40,0), Nylon 6(3T), Poly(trimethyl hexamethylene terephthalamide (%20,0), Poly vinyl alcohol co vinyl butyral (%13,3), Polycaprolactone triol (%13,3), poly(1,4-cyclohexane dimethylene terephthalate-co-ethylene terephthalate (%6,7), ethyl cellulose (%6,7) şeklinde olduğu tespit edilmiştir.

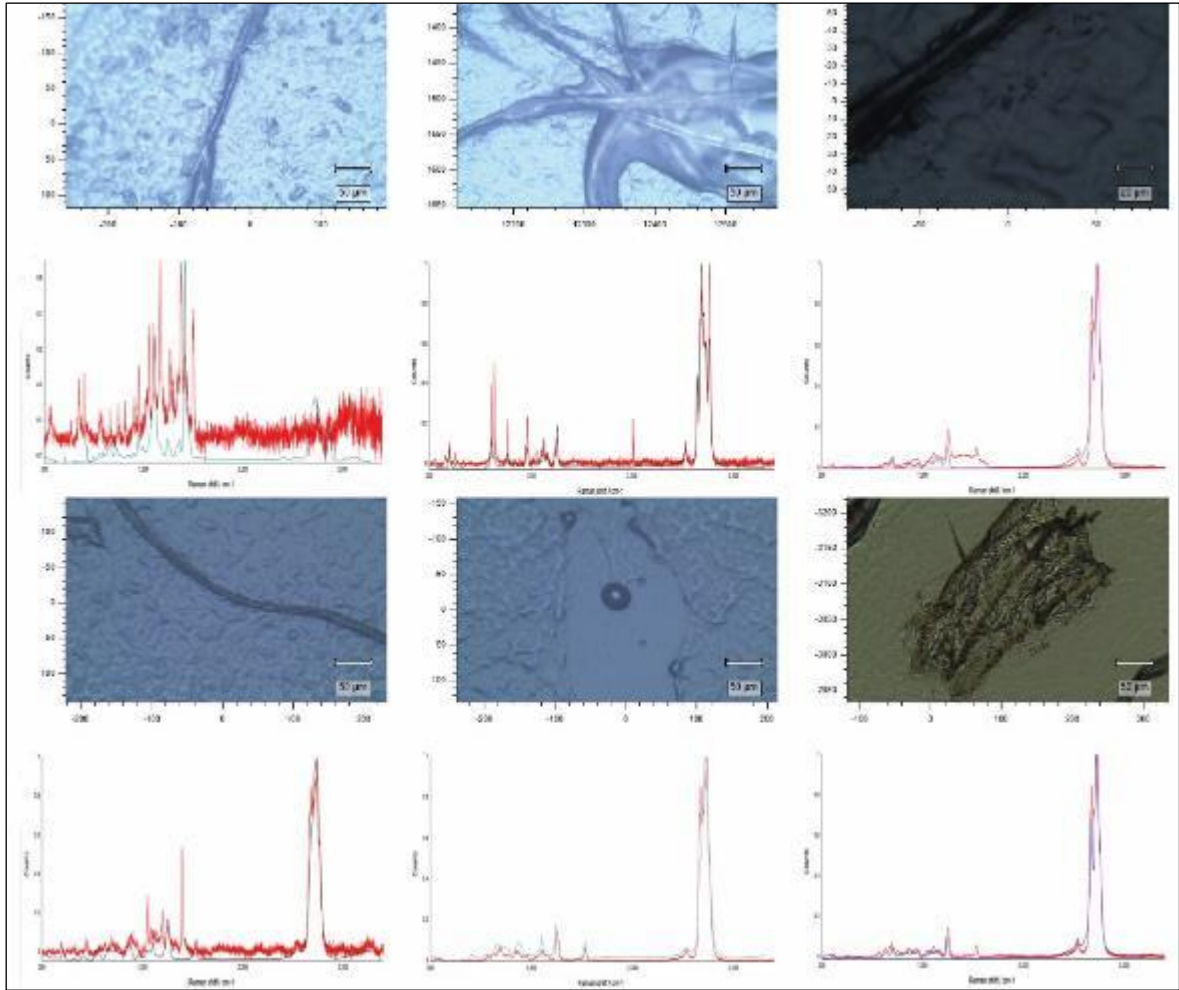
21 nolu istasyonda türlerin kimyasal kompozisyonuna ait oranlar Poly(1-butene), isotactic (%22,2), Polycaprolactone triol (%14,8), poly(ethylene-co-methyl acrylate-co-glycidyl methacrylate) (%11,1) olarak belirlenmiştir. Bu istasyonda Poly vinyl alcohol co vinyl butyral, poly(1,4-cyclohexane dimethylene terephthalate-co-ethylene terephthalate, poly(propylene-co-ethylene) ve PS oranları %7,4, PE-HD, hydroxypropyl methyl cellulose, poly(4 4'-methylenebis(phenyl isocyanate)-alt-1 4-butanediol/poly(butylene adipate), Poly(butyl acrylate), poly(dimethylsiloxane) ethoxylate/propoxylate, ve Poly(propylene-co-1-butene) düzeyleri ise % 3,7 olarak tespit edilmiştir.

8 nolu istasyonda en bol bulunan kimyasal türlerin %20,6 oranı ile Poly(1-butene), isotactic ve Polycaprolactone triol ardından %12 düzeyinde ise Poly vinyl butyral co vinyl alcohol co vinyl acetate ve Poly(styrene-co-isoprene) olduğu belirlenmiştir. Bu istasyonda Poly(styrene-co-isoprene) ve PS türlerinin oranı sırasıyla %8,8 ve %3 olarak tespit edilmiştir. Geri kalan türlerden hydroxypropyl methyl cellulose, poly(1,4-cyclohexane dimethylene terephthalate-co-ethylene terephthalate, poly(4 4'-methylenebis(phenyl isocyanate)-alt-1 4-butanediol/poly(butylene adipate), Poly(dimer acid-co-alkyl polyamine), Poly(methyl vinyl ether), Poly(styrene-co-acrylonitrile), polyacrylonitrile-co-butadiene-co-styrene, polystyrene-co-poly(ethylene-ran-butylene) ve PP'nin ise yaklaşık %3 düzeyinde bulunduğu ortaya konulmuştur.

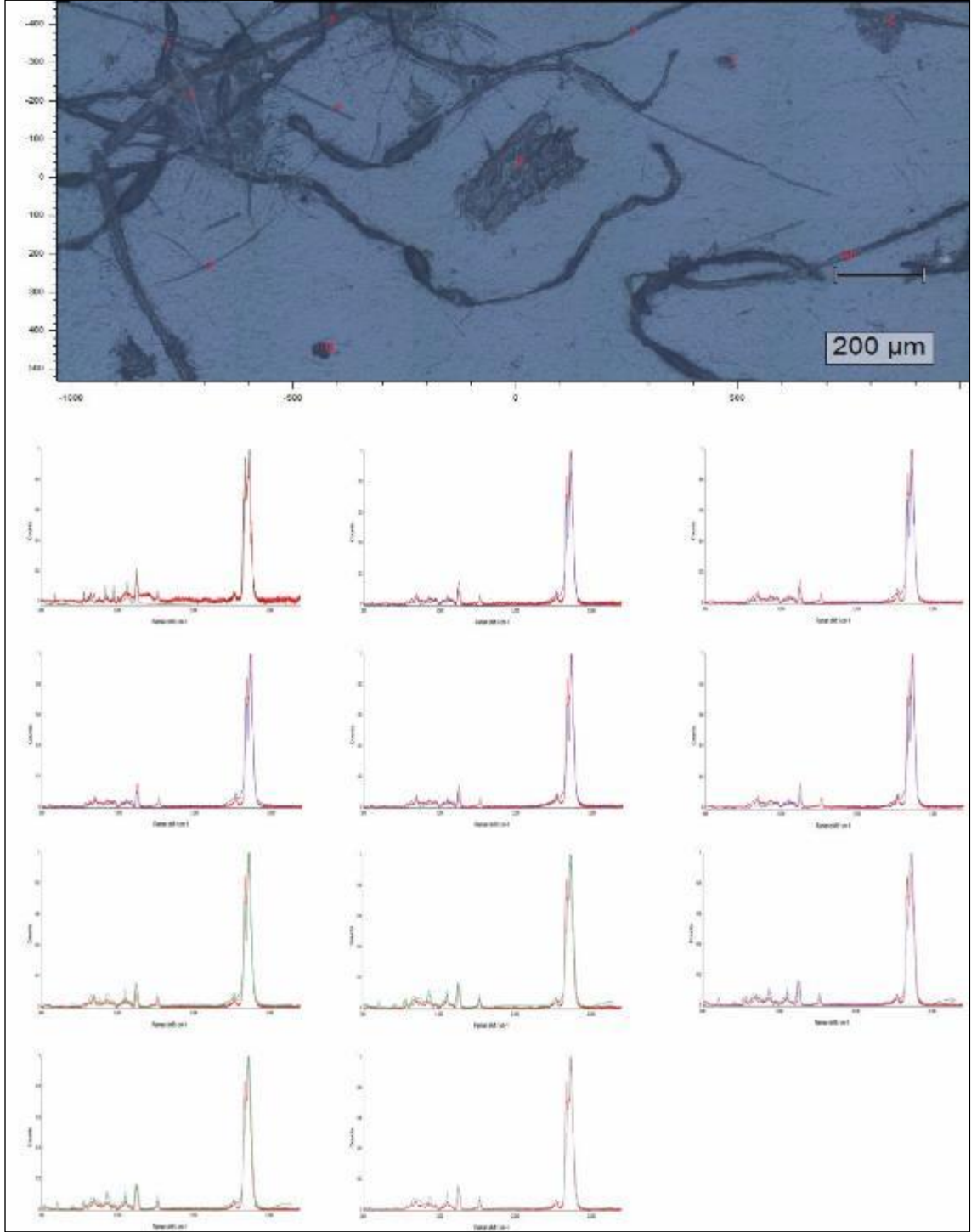
9 nolu istasyonda en baskın türlerin Polycaprolactone triol (%29,7), PE (%21,6) ve Poly(1-butene), isotactic (%21,6) olduğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte PS (%5,4) ve

Poly vinyl butyral co vinyl alcohol co vinyl acetate, Poly(2,6-dimethyl-p-phenylene oxide), poly(dimethylsiloxane) ethoxylate/propoxylate, poly(n-vinylpyrrolidone-co-vinyl acetate), Poly(propylene-co-1-butene), polyacrylamide carboxyl modified, Poly(butyl acrylate), ethyl cellulose yaklaşık %3 düzeyinde olduğu ortaya konulmuştur.

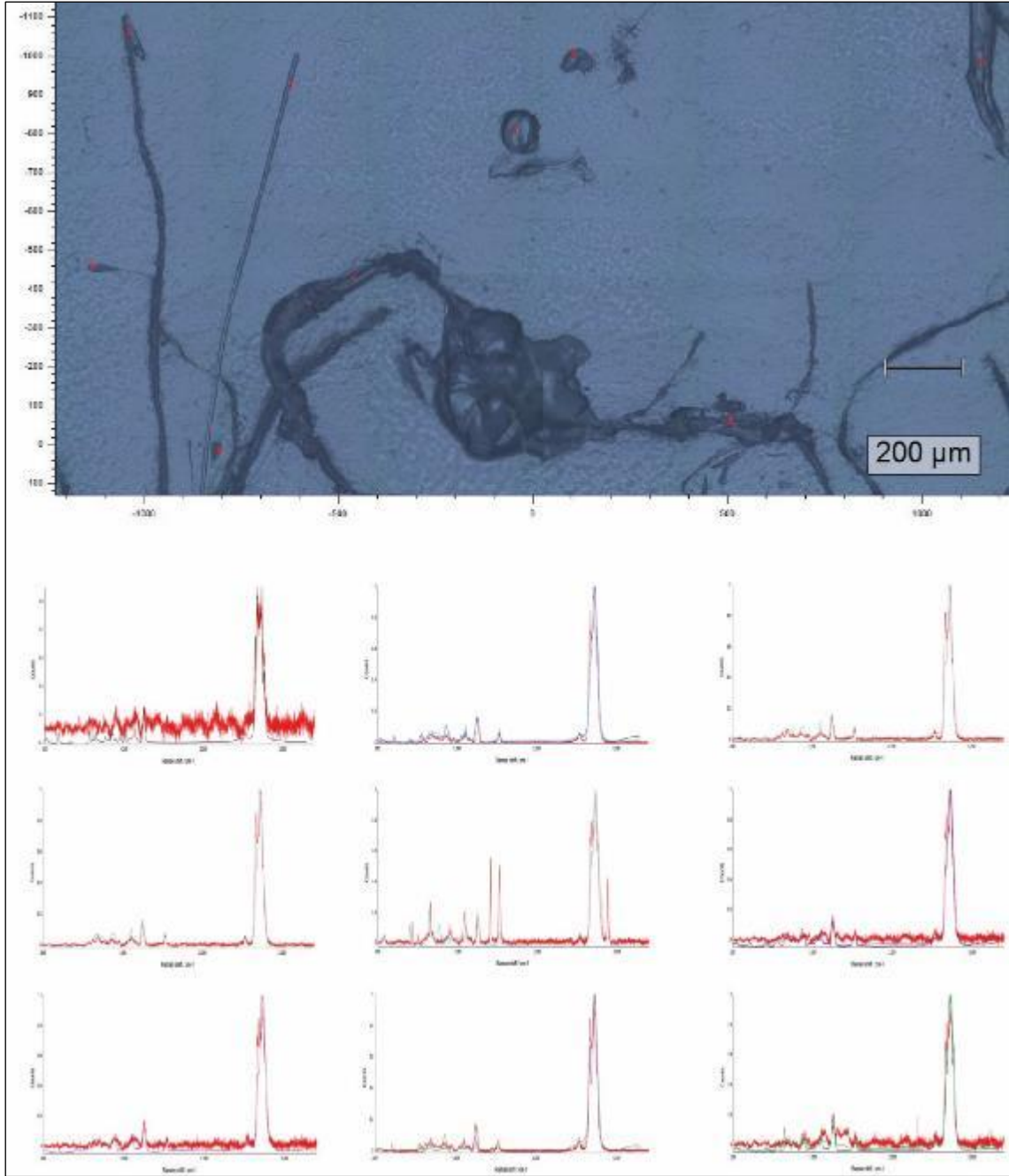
Çalışmada en çok mikroplastik partikülün tespit edildiği 6 nolu istasyondaki partiküllerin Raman görüntüleri ve spektrumları gruplar halinde Şekil 33-39'da verilmiştir.



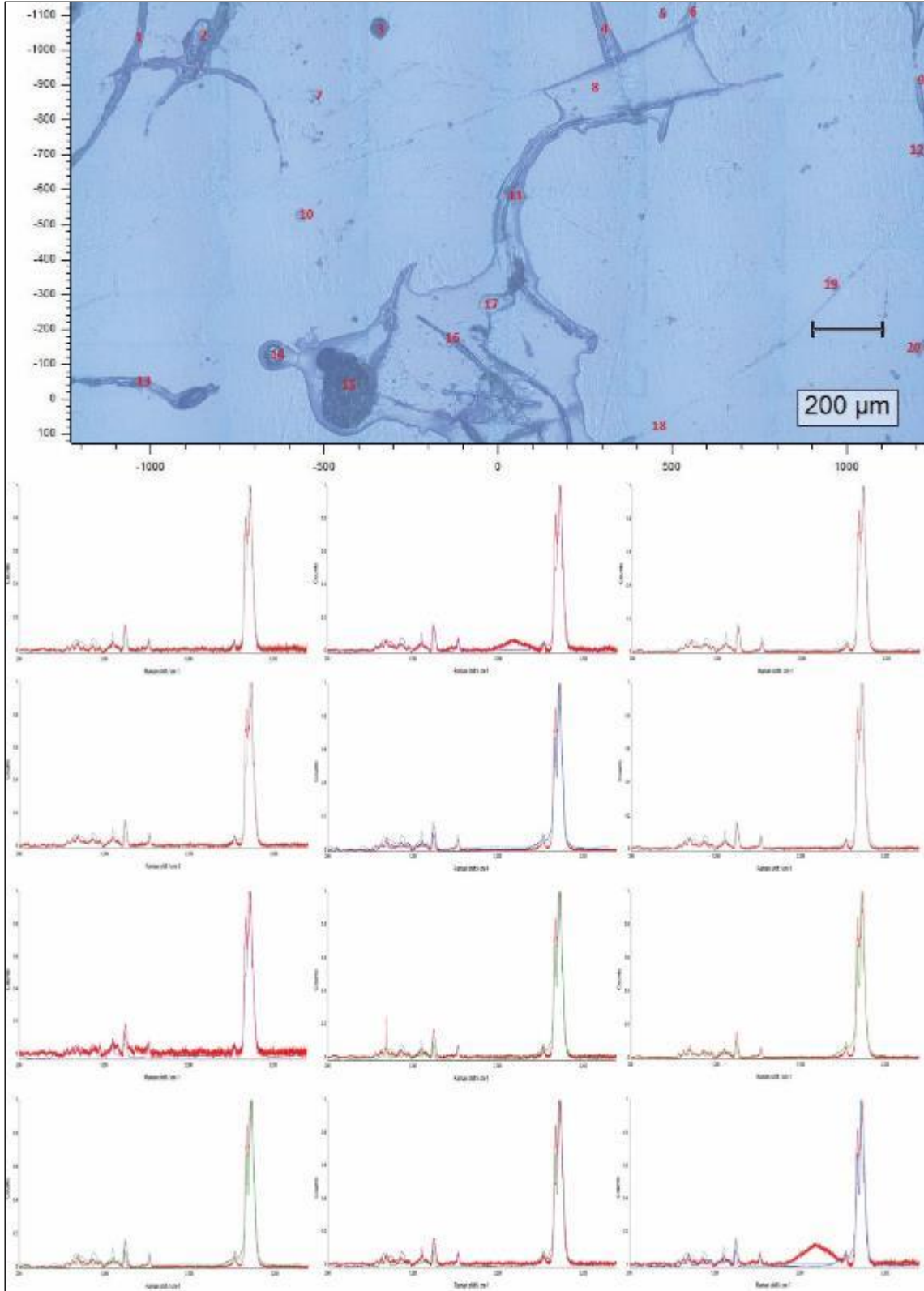
Şekil 33. Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 1)



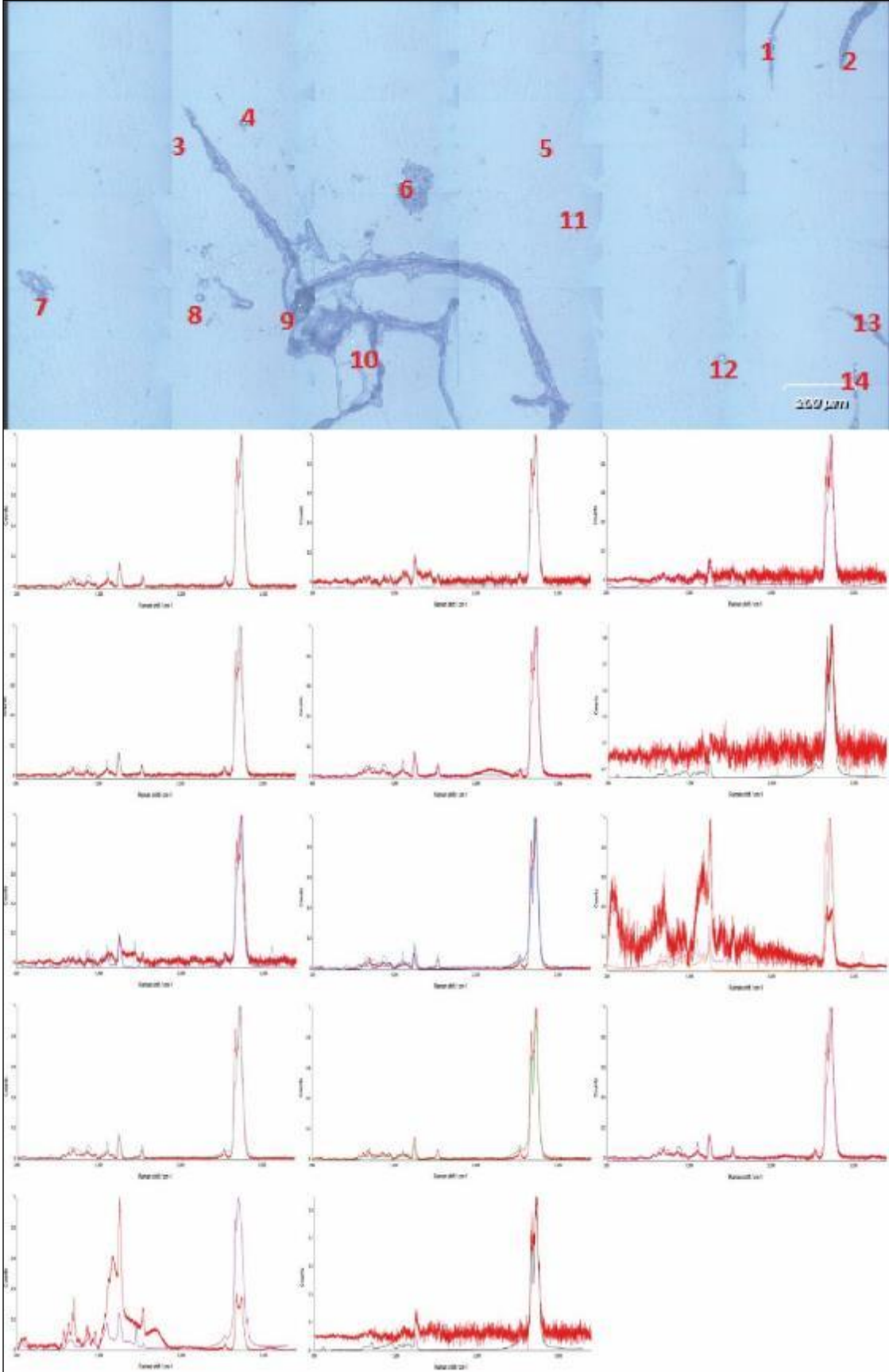
Şekil 34. Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 2)



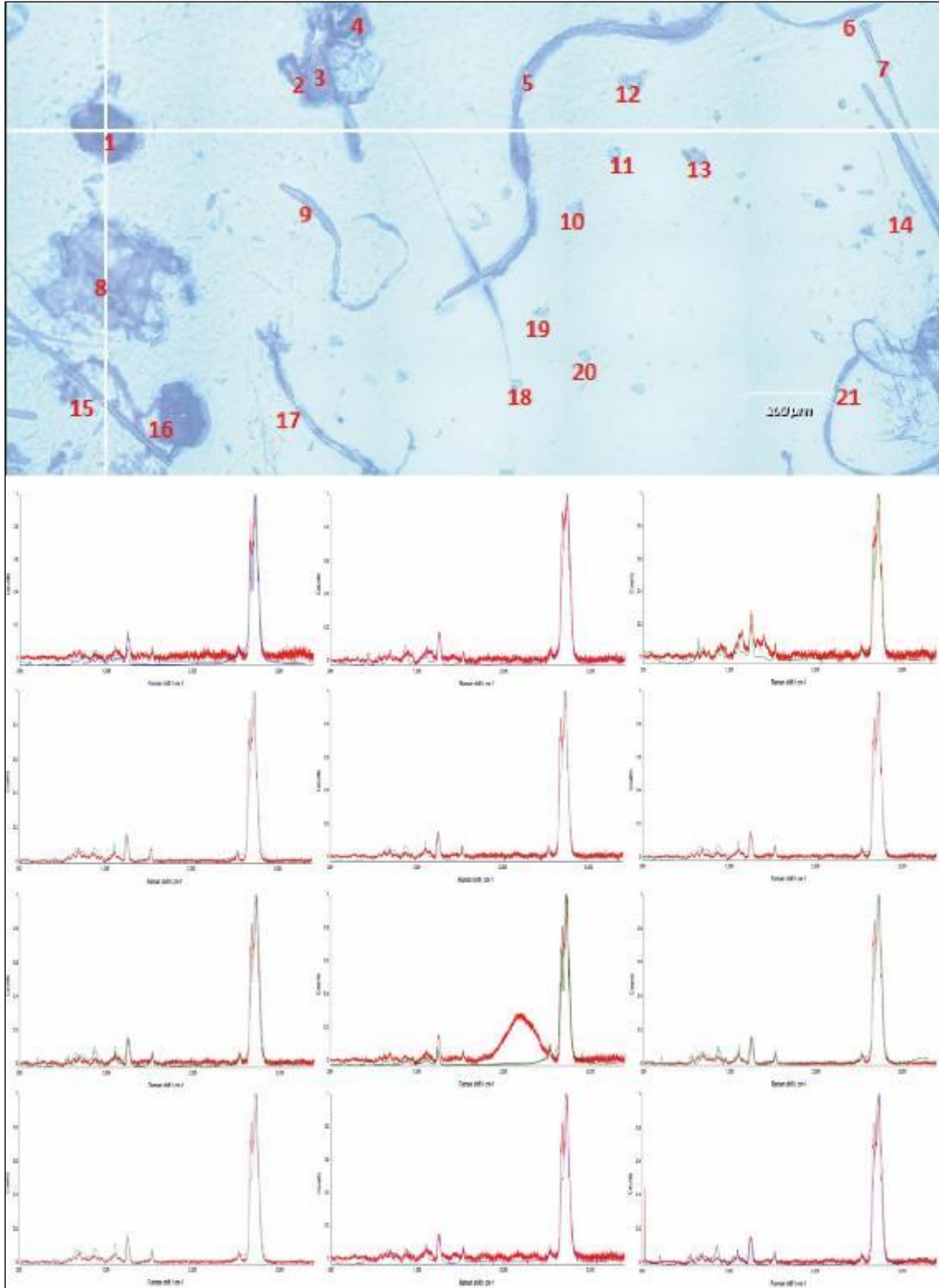
Şekil 35. Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 3)



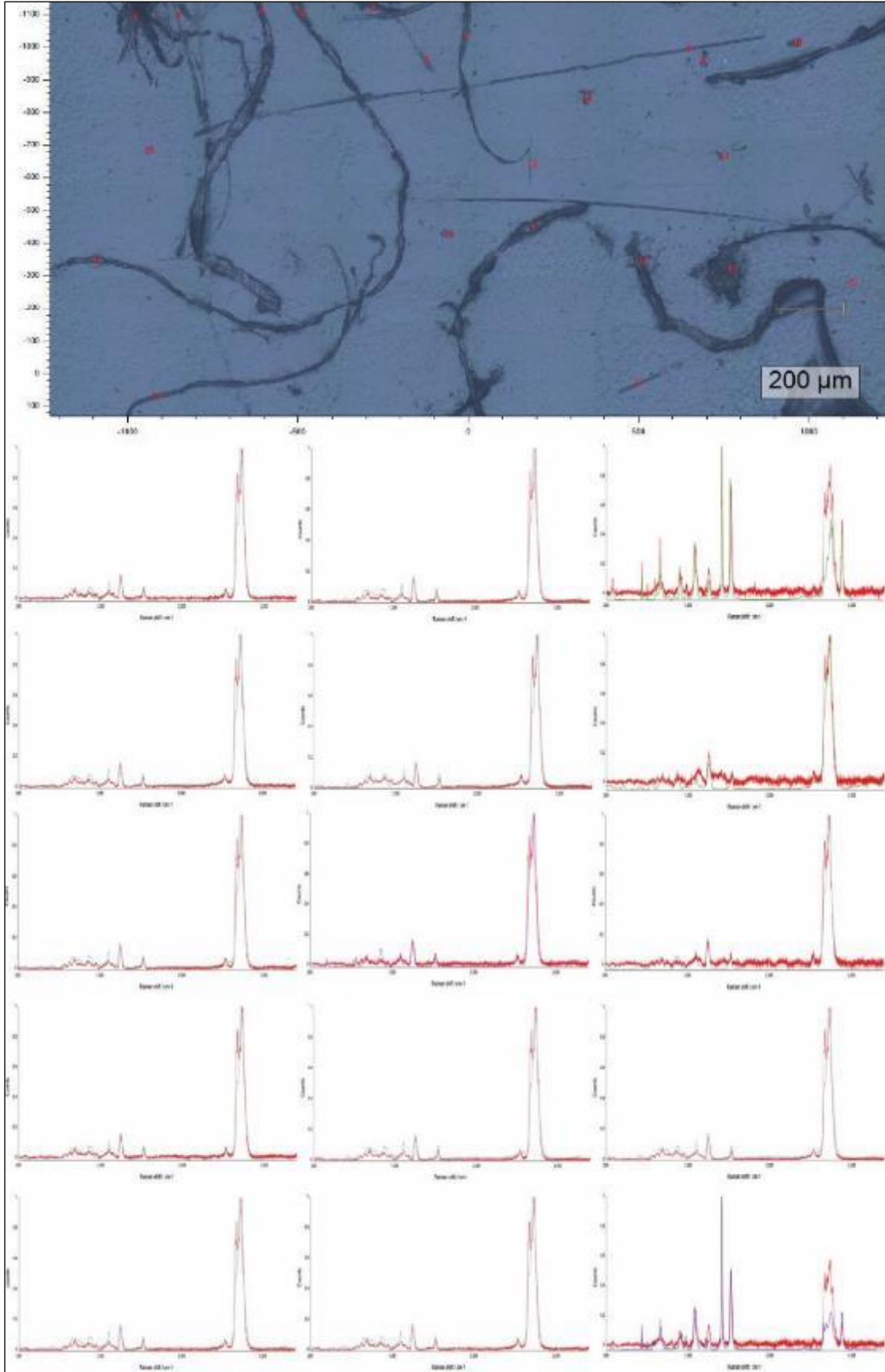
Şekil 36. Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 4)



Şekil 37. Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 5)

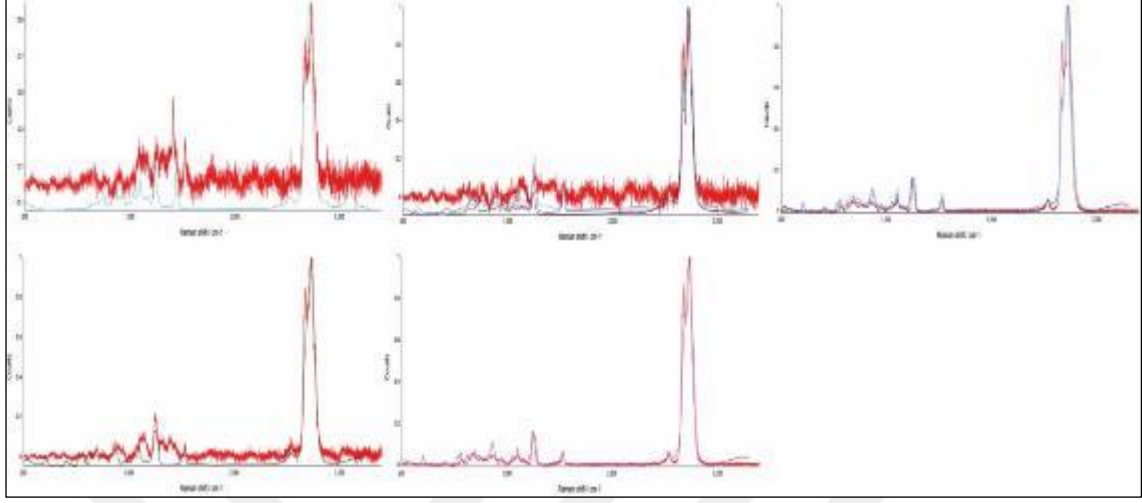


Şekil 38. Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 6)



Şekil 39. Mikroplastik partiküllerinin Raman görüntü ve spektrumları (Grup 7)

Şekil 39'ın devam



4. TARTIŞMA

İnsanlık tarihinde çağların isimleri, o dönemde üretilen ve araç olarak kullanılan malzemelerle adlandırılmıştır (Demir Çağı, Bronz Çağı ve Taş Çağı vb.). Bu bakış açısıyla adlandırmak durumunda kalınsaydı çağımızın “Plastik Çağı” olarak adlandırılması abartı olmazdı (Kye vd., 2023). Plastikler, ilk olarak 20. yüzyılın başlarında keşfedildiklerinden beri dünya çapında yaygınlaşmış, 1990'lardan sonra demir üretimini geçmiş ve şu anda insanlar tarafından en çok kullanılan malzeme konumuna ulaşmıştır. 1930'larda ve 1940'larda ticari olarak geliştirildikten sonra, plastikler, kullanım kolaylığı ve çeşitli avantajları nedeniyle tüketici pazarında giderek daha baskın hale gelmiştir; ancak, kullanılan plastik miktarı arttıkça, plastik atıkların neden olduğu çevre kirliliği sorunu da ortaya çıkmıştır (Kye vd., 2023).

2000'den önce, plastik poşetler ve tek kullanımlık çocuk bezleri gibi sentetik polimer bileşiklerinin biyolojik olarak parçalanabilirliği odak noktasıyken, 2004'te Science dergisinde okyanustaki mikroskobik plastiklerin arttığını bildiren çalışmalar yayınlanmış ve sadece deniz ortamında değil, aynı zamanda hava, toprak ve tatlı su gibi çeşitli çevresel ortamlar da dahil olmak üzere doğada plastik birikiminin sonuçlarına olan ilgi artmıştır.

Plastik kirliliğinin kara kökenli girdileri arasında; kıyı turizminden kaynaklı ambalaj ve sigara atıkları, şehir merkezlerindeki kanalizasyon ve yağmur suyu giderleri ile sokak çöpleri, tarımsal amaçlı kullanılan örtüler ve borular, çöp toplama alanlarındaki sızıntılar ve yasadışı çöplükler, plastik üretimi, dönüşümü ve paketlenme ile ilgili endüstriyel sahalar yer almaktadır.

Sahil kesimlerindeki kent merkezlerinin atıksuları, deniz ekosistemine olan etkilerinin minimize edilmesi, halk sağlığı ve çevre sorunlarının önlenmesi amacıyla kanun ve yönetmeliklerle belirlenen standartların sağlanması koşulu ile belirli derinlikte ve sahilden yeterli uzaklıkta bir noktadan derin deniz deşarjı tesisleri olarak isimlendirilen yapılar aracılığıyla sucul ortama deşarj edilmektedir. Deniz deşarjı tesislerinin, ön arıtma/arıtma sistemleri ile birlikte tasarlanması atıksuların çevre üzerinde oluşturacağı olumsuz etkiyi en aza indirmesi beklenmektedir (Gürlek, 2018).

Mikroplastikler, Karadeniz gibi yarı kapalı denizlerde daha büyük kirlilik riski ortaya çıkarmaktadır. Çin'in Maowei Denizi'nin yarı kapalı koyu, okyanus akıntılarının zayıf dolaşımı nedeniyle yüksek konsantrasyonlarda mikroplastik kirliliği göstermektedir.

İtalya'nın Adriyatik suları da kara ile çevrili oldukları için atık su arıtma tesislerinden büyük ölçüde etkilendiği, ayrıca kara ile deniz arasındaki mesafenin mikroplastik düzeylerini etkileyen bir faktör olduğu vurgulanmıştır. Bununla birlikte, karadan uzakta orta batı Pasifik Okyanusu'nda tespit edilen mikroplastiklerin karasal kaynaklardan ziyade balıkçılık faaliyetlerinden kaynaklandığı ifade edilmiştir.

Mikroplastiklerin farklı çevresel örneklerde izlenmesi, bu sentetik parçacıkların çevredeki durumunu ve davranışını bilmek ve dolayısıyla dağılımlarına ve bolluklarına göre tutarlı yönetim önlemleri benimseyebilmek için önemlidir. Manta ağları, bazı sınırlamalar olsa da mikroplastik örneklemelerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Sonuçların karşılaştırılabilirliği gözenek boyutu ve açıklığı gibi temel bilgilere bağlı olarak mümkün olabilmektedir (Montoto-Martínez vd., 2022).

Okyanus yüzey sularında yapılan çalışmalarda en bol bulunan deniz çöpu biçiminin, deniz suyu yoğunluğu olan 1027 kg/m^3 'ten daha az yoğunlukta ve ortalama 965 kg/m^3 malzeme yoğunluğuna sahip milimetre boyutundaki parçalar olduğu bildirilmiştir (Montoto-Martínez vd., 2022).

Fransa'da Lion körfezinde yapılan bir çalışmada yüzey sularındaki mikroplastik yoğunluğunun $0-0,308 \text{ adet/m}^3$ (ortalama $0,051 \text{ adet/m}^3$) arasında değiştiği tespit edilmiştir. En yüksek ortalama MP bolluğu Frioul Adası'nda ($0,081 \text{ adet/m}^3$), en düşük ortalama MP yoğunluğu ise ($0,025 \text{ adet/m}^3$) Cortiou istasyonunda gözlemlenmiştir (Schmidt vd., 2021). Orta-Batı Akdeniz'de ortalama $0,15 \text{ adet/m}^3$ bolluk ölçülmüştür (de Lucia vd., 2014). Burada, kıyıya yakın bölgelerde ($0,01 \pm 0,00-0,18 \pm 0,03 \text{ adet/m}^3$) açık deniz sularına ($0,35 \pm 0,11 \text{ adet/m}^3$ 'e kadar) göre daha düşük MP konsantrasyonları gözlemlenmişlerdir. Atlas Okyanusu'nda (Portekiz kıyısı), $0,002 \pm 0,001$ ile $0,036 \pm 0,027 \text{ adet/m}^3$ arasında değişen ortalama MP konsantrasyonları bildirilmiştir (Frias vd., 2014).

Berov ve Klayn (2020) tarafından Bulgaristan'da Karadeniz kıyısında $0,3 \text{ mm}$ göz açıklığındaki manta ağı (ağız açıklığı $0,84 \times 0,15 \text{ m}$) kullanılarak yapılan örneklemede $4,62 \times 10^4$ adet mikroplastik tespit edilmiştir.

Aytan vd. (2016) tarafından $200 \text{ }\mu\text{m}$ göz açıklığına sahip WP2 ağı kullanılarak Güneydoğu Karadeniz kıyılarında mikroplastik sayısı, Kasım 2014 döneminde $1,2 \times 10^3$ adet partikül/ m^3 , Şubat 2015 döneminde ise $0,6 \times 10^3$ adet partikül/ m^3 olarak belirlenmiştir. Aytan vd. (2020)'de $333 \text{ }\mu\text{m}$ göz açıklığındaki ağla gerçekleştirdikleri çalışmada ise aynı bölgede mikroplastik sayısını $1,8-47,97$ adet partikül/ m^3 olarak tespit etmişlerdir. Söz konusu çalışmada mikroplastik partikül sayısının alansal dağılımı ise $1,8 \times 10^5 - 4,7 \times 10^6$ adet

partikül/km² olarak ifade edilmiştir. Bizim çalışmamızda tespit edilen mikroplastik sayılarının Aytan vd. (2016)'da bulunan değerlere göre düşük ancak Aytan vd. (2020)'de belirlenen partikül sayıları ile benzer olduğu görülmektedir. Aytan vd. (2016)'da kullanılan örnekleme ağının göz açıklığının 200 µm olması bu farklılığın sebebi olarak değerlendirilmektedir.

González-Pleiter vd. (2020) tarafından Antarktika (Byers Yarımadası) iki ayrı naylon ağ (333 µm and 100 µm) kullanılarak yapılan çalışmada 0,47-1,43 adet/1000 m³ (0,95 adet/1000 m³) mikroplastik tespit edilmiş ve bu mikroplastiklerin şekil ve boyutları ise fiber:400-3546 µm (ortalama 1118 µm), film:10-1026 µm (ortalama 199 µm) olarak kayıt altına alınmıştır.

Brezilya (Goiana Haliç)'da 300 µm'luk konik plankton ağı ile gerçekleştirilen çalışmada 300 µm ile 5 mm arasındaki partiküllerin ortalama boyutlarının 2,23±1,65 mm olduğu ortaya konulmuştur. Çalışmada tespit edilen mikroplastik sayısı ise 26,04 adet/100 m³ olarak rapor edilmiştir (Lima vd., 2014).

Doğu Çin Denizinde 30×40 cm² ağız ve 333 µm göz açıklığındaki neuston ağı ile yapılan çekimler sonucunda deniz suyundaki mikroplastik partikül sayısı 0,167±0,138 adet/m³ olarak tespit edilmiştir (Zhao vd., 2014).

Çin'de 333 µm göz açıklığındaki neuston ağı kullanılarak yapılan bir diğer çalışmada (Nansha Adaları) mikroplastik sayısı 0,0556±0,0355 adet/m³ bildirilmiştir (Tan vd., 2020).

Bohai Denizinde (Çin) 330 µm göz açıklığındaki trol ağı ile gerçekleştirilen bir çalışmada mikroplastik partikül sayısı 0,33±0,34 adet/m³ belirlenmiş olup partiküllerinin %7'sinin yüzen büyük plastik parçacıklar (>2.5 cm), % 38'inin 0,5-2,5 cm aralığındaki orta boyutlu plastikler ve %55'inin ise 0,3-5 mm boyutlarında mikroplastiklerden oluştuğu ifade edilmiştir (Zhang vd., 2017).

Çin'de kıyı sularında (Deep Bay, Tolo Harbor, Tsing Yi, Victoria Harbor, Hong Kong Island) 153 µm gözenek açıklığındaki plankton ağı ile yapılan çalışmada 51-27909 adet/100 m³ mikroplastik sayısı tespit edilmiştir (Tsang vd., 2017).

Xiangshan koyunda (Çin) 330 µm göz açıklığı ve 20 cm ağız açıklığındaki plankton ağı ile yapılan çalışmada mikroplastik sayısı 4,6±0,5-20,1±0,2 adet/m³ (8,9±4.7 adet/m³) olarak tespit edilmiştir (Chen vd., 2018).

Doğu Çin Denizi'ndeki Zhoushan Balıkçılık Sahasında, manta trolü ve plankton pompalarıyla gerçekleştirilen örneklemeler sonucunda benzer MP bolluğu (2,0–6,0 adet/m³) bulunduğu tespit edilmiştir. Ancak MP karakterizasyonunun önemli ölçüde farklı olduğu,

plankton pompası örneklerinde liflerin baskın MP ($> \%70$) olmasına rağmen manta trolü örneklerinde lif düzeylerinin yalnızca $\%14,2$ olduğu bildirilmiştir. Çalışma ile MP bolluğunu ve özelliklerini etkileyen temel faktörleri ve sucul ortamlarda MP örnekleme yöntemlerini uyumlu hale getirmenin zorlukları vurgulanmıştır (Shi vd., 2023).

Danimarka'da (Baltık Denizi) manta ağı kullanılarak yapılan çalışmada mikroplastik sayısı $0,07 \text{ adet/m}^3 (\pm 0,02)$ ve $12897 \text{ adet/km}^2 (\pm 3922)$ olarak tespit edilmiştir (Tamminga vd., 2018).

Baltık denizinin kuzeybatısında (Kiel Fjord; Almanya) $300 \mu\text{m}$ göz açıklığında ve 260 cm uzunluğundaki manta net ile yapılan çalışmada mikroplastik sayısı $0,0-1,8 \text{ adet/m}^3 (0,04 \pm 0,06 \text{ adet/m}^3)$ olarak belirlenmiştir (Ory vd., 2020).

Endonezya'da (Benoa Koyu, Bali) $300 \mu\text{m}$ göz açıklığına sahip mini manta trolü ile yapılan bir çalışmada yağışlı sezonda $0,61 \text{ adet/m}^3$ ve kuru sezonda ise $0,62 \text{ adet/m}^3$ mikroplastik tespit edilmiştir (Suteja vd., 2021). Endonezya'da neuston ağı ile yapılan bir diğer çalışmada (Small Islands of Bintan) mikroplastik miktarı $0,46 \pm 0,25 \text{ adet/m}^3$ olarak belirlenmiştir (Syakti vd., 2018).

Iran'da (Chabahar Koyu, Umman Körfezi) $333 \mu\text{m}$ gözenek açıklığındaki neuston ağı ile yapılan çalışmada mikroplastik sayısının $0,07 \pm 0,03-1,14 \pm 0,27 \text{ adet/m}^3 (0,49 \pm 0,43 \text{ adet/m}^3)$ olduğu bildirilmiştir (Aliabad vd., 2019).

Akdeniz kıyılarında İsrail'de $333 \mu\text{m}$ göz açıklığındaki manta net ile yapılan çekimlerde mikroplastik sayısı $7,68 \pm 2,38 \text{ adet/m}^3 (1518340 \text{ adet/km}^2)$ olarak tespit edilmiştir (van der Hal vd., 2017).

İtalya'da büyük nehir ağzlarında manta net ve plankton ağı (WP2; $333 \mu\text{m}$) ile yapılan çalışmada $0,119-0,641 \text{ adet/m}^3 (0,297 \pm 0,044 \text{ adet/m}^3)$ (De Lucia vd., 2018).

Ligurya ve Tiren Denizinde $330 \mu\text{m}$ göz açıklığındaki manta ile sırasıyla $1009-122817 \text{ adet/km}^2 (28376 \pm 28917 \text{ adet/km}^2)$ ve $1286-3814018 \text{ adet/km}^2 (255865 \pm 841221 \text{ adet/km}^2)$ olarak tespit edilmiştir (Caldwell vd., 2020; Caldwell vd., 2019).

Toskana kıyıları (İtalya)'da $330 \mu\text{m}$ manta ağı ile yüzey suyunda $41,1 \text{ g/km}^2$ and 69161 adet/km^2 , $200 \mu\text{m}$ göz açıklığındaki WP2 standard ağ ile su kolonunda mikroplastik sayısı ise $0,26 \text{ adet/m}^3$ olarak tespit edilmiştir (Baini vd., 2018).

İtalya, Slovenya, Hırvatistan, Karadağ ve Yunanistan Körfezlerini kapsayan Adriyatik Denizinde $330 \mu\text{m}$ göz açıklığındaki ağ ile yapılan bir başka çalışmada ise km^2 için mikroplastik sayısı $315009 \pm 568578 \text{ adet} (217 \pm 575 \text{ g/km}^2)$ olarak bildirilmiştir (Zeri vd., 2018).

Jameika (Kingston Limanı)'da 335 µm göz açıklığında manta trolü ile mikroplastik sayısı 0,76 adet/m³ (359593 adet/km²) olarak belirlenmiştir (Rose ve Webber, 2019).

Japonya'da (Hiroshima koyu) 350 µm neuston ağı ile yüzey suyundaki mikroplastik sayısı 0,004-0,06 adet/m² olarak belirlenmiştir (Sagawa vd., 2018).

Meksika'da (dört tropikal koy) 250 µm neuston ağları ile yapılan çalışmada yüzey suyundaki mikroplastik sayı 0,01-1,05 adet/m² (0,45 particles/ m²) olarak belirlenmiştir (Kozak vd., 2021).

Katar'ın kuzeydoğu kesiminde 120 µm göz açıklığındaki plankton çekme ağıyla gerçekleştirilen bir çalışmada mikroplastik sayısı 0-3 adet/m³ olarak tespit edilmiştir (Castillo vd., 2016).

Rusya'da (Barents, Kara and Beyaz Deniz)'i kapsayan 330 µm'luk manta ağıyla gerçekleştirilen bir çalışmada mikroplastik sayısı 28000-963000 adet/km² olarak belirlenmiştir (Sagawa vd., 2018).

İskoçya (İskoç Deniz Bölgeleri, Açık Deniz Deniz Bölgeleri) 335 µm neuston ağ kullanılarak yapılan bir araştırmada birim alandaki mikroplastik sayısının 0-91128 mikroplastik/km² (4565 mikroplastik/ km²) olduğu bildirilmiştir (Russell ve Webster, 2021).

Adriyatik Denizinin kuzeyinde Slovenya kıyılarında 300 µm gözenek boyutlu Neuston (epineuston) ağı ile gerçekleştirilen çalışmada mikroplastik yoğunluğu $472 \times 10^3 \pm 201 \times 10^3$ adet/km² ($6,29 \pm 2,68$ adet/m³) olarak rapor edilmiştir (Gajšt vd., 2016).

Baltık Denizinin İsveç kıyılarında standart ağ gözenek boyutuna sahip 335 µm ve 80 µm olan manta trolü ile Stokholm'ün merkezi yakınlığında mikroplastik yoğunluğu $4,2 \times 10^5$ plastik/km² ve offshore alanlarda ise $4,7 \times 10^4$ plastik/km² olarak bulunmuştur (Gewert vd., 2017).

İsveç'te 333 µm gözenek boyutu bir manta trolü kullanılarak gerçekleştirilen bir diğer çalışmada (Skagerrak/Kattegat, Baltık Denizi ve Botni Körfezi) ise mikroplastik bolluğu 0,04 adet/m³ olarak ifade edilmiştir (Schönlau vd., 2020).

Amerika Birleşik Devletlerinde Chesapeake Körfezinde 330 µm gözenekli manta trolü ile gerçekleştirilen bir araştırmada mikroplastik yoğunluğu 32000 adet/km² (0,160 adet/m³) olarak rapor edilmiştir (Bikker vd., 2020).

Amerika Birleşik Devletlerinde Aşağı Hudson Nehri halicinde 333 µm neuston ağı ile yapılan bir araştırmada birim alandaki mikroplastik yoğunluğu 2016 yılında 243772

adet/km², 2017 yılında 143204 adet/km², 2018 yılında 830762 adet/km² ve 2019 yılında ise 244142 adet/km² olarak bulunmuştur (Polanco vd., 2020).

Tayland Körfezinde yer alan Bandon Koyundaki dört istasyonda 0,04-0,33 parçacık/m³ düzeylerinde mikroplastik varlığı tespit edilmiştir (Ruangpanupan vd., 2022).

Trabzon kıyılarında yürütülen bu çalışmada 6, 8, 9, 7, 16, 5, 13, 17, 10, 11 ve 4 nolu istasyonlarda tespit edilen mikroplastik sayılarının çalışmadaki tüm istasyonlara ait ortalamanın üzerinde, diğer istasyonlardaki mikroplastik sayıları ise ortalamanın altındadır.

Bu çalışmanın sonuçları benzer yöntem ve raporlama birimlerine sahip diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında Çin'de bulunan Deep Koyu, Tolo Limanı, Tsing Yi, Victoria Limanı, Hong Kong Adasında (Tsang vd., 2017), Doğu Çin Denizi'ndeki Zhoushan Balıkçılık Sahasında (Shi vd., 2023), Çin Xiangshan Koyunda (Chen vd., 2018), İsrail (van der Hal vd., 2017) ve Adriyatik Denizinin kuzeyinde Slovenya kıyılarında (Gajšt vd., 2016) yürütülen çalışmalarda buradakinden daha yüksek miktarların rapor edildiği anlaşılmaktadır.

Danimarka (Shi vd., 2023), Çin Nansha Adaları (Tan vd., 2020), Lion Körfezi (Schmidt vd., 2021), Kiel Fjordu (Ory vd., 2020), İsveç (Schönlau vd., 2020) ve Antarktika Byers Yarımadasında (González-Pleiter vd., 2020) yürütülen araştırmalarda ulaşılan sonuçların ise bu çalışmadakilerden daha düşük olduğu görülmektedir.

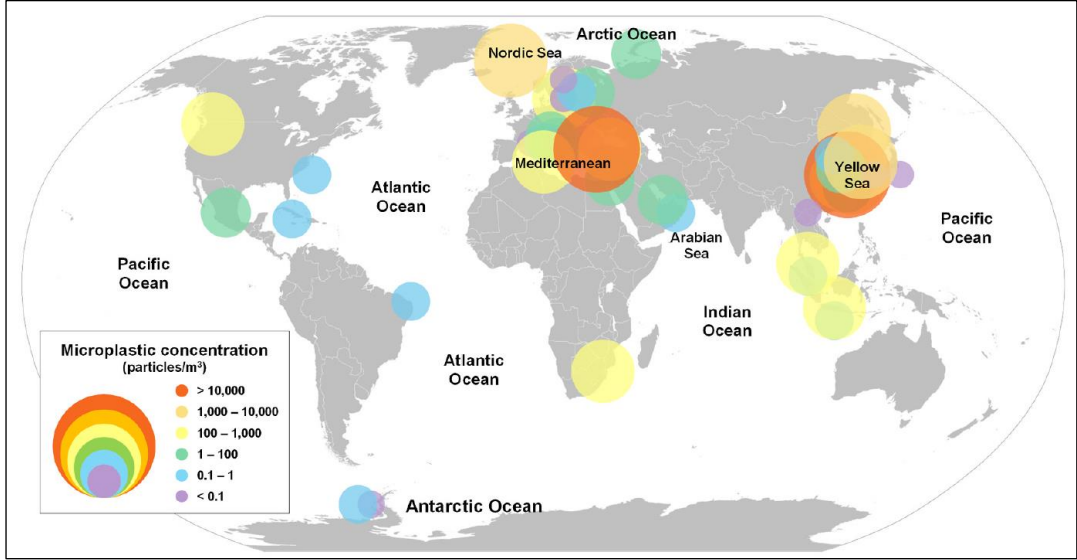
Jameika'da, Kingston Limanı (Rose ve Webber, 2019), Endonezya'da Benoa Koyu (Suteja vd., 2021), İran'da Chabahar Koyu, Umman Körfezi (Aliabad vd., 2019), Endonezya'da Small Islands (Syakti vd., 2018), Çin'de Bohai Denizi (Zhang vd., 2017) ve İtalya'da (De Lucia vd., 2018) tarafından yürütülen araştırmalarda elde edilen sonuçların bu çalışmada bulunan sonuçlarla benzerlik gösterdiği ortaya konulmuştur.

Mikroplastik sonuçları alansal dağılım olarak sunulan çalışmalarla kıyaslandığında Rusya'da Barents, Kara and Beyaz Denizde (Sagawa vd., 2018) tarafından bulunan sonuçların bu çalışmadakinden daha yüksek olduğu, İsrail'de (van der Hal vd., 2017) tarafından elde edilen sonuçların ise 6,8 ve 9 nolu istasyonların dışındaki tüm değerlerden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

İtalya'da Toskana kıyıları (Baini vd., 2018), Bulgaristan'da Karadeniz kıyıları (Berov ve Klayn, 2020), Amerika Birleşik Devletleri'nde Chesapeake Körfezi (Bikker vd., 2020), Ligurya'da (Caldwell vd., 2020; Caldwell vd., 2019), ve Danimarka'da Baltık Denizinde (Shi vd., 2023) tarafından bulunan sonuçların bu çalışmada tespit edilen tüm değerlerden daha düşük olduğu ortaya konulmuştur.

Tiren Denizi (Caldwell vd., 2020; Caldwell vd., 2019), Adriyatik Denizi (Gajšt vd., 2016; Zeri vd., 2018) Jameyika, Kingston Limanı (Rose ve Webber, 2019), Amerika Birleşik Devletlerinde Aşağı Hudson Nehri halici (Polanco vd., 2020), Baltık Denizi İsveç kıyılarında (Gewert vd., 2017), mikroplastik alansal dağılım miktarlarının bu çalışmada elde edilen sonuçlar aralığında yer aldığı belirlenmiştir.

Dünya deniz ve okyanuslarında mikroplastik bolluk düzeyleri ile ilgili yürütülen çalışmalarda Çin ve Akdeniz'in en riskli konumda olduğu görülmektedir (Şekil 40). Bu çalışmada elde edilen sonuçların bu bulguları desteklediği ve hatta Akdeniz ile bağlantısı bulunan Karadeniz'in önlem alınmaması durumunda en riskli bölgeler arasına girebileceği değerlendirilmektedir.



Şekil 40. Dünyada deniz ve okyanuslardaki mikroplastik düzeyleri

Yaygın olarak kullanılan naylonlar, polivinil klorür (PVC) ve polietilen tereftalat (PET) gibi yoğun plastik çeşitleri su kolonunda batma ve kıyı sedimentine ulaşma eğilimindeyken, polietilen (PE), polipropilen (PP) ve polistirenden (PS) gelen mikroplastik döküntülerinin çoğusu yüzebilmekte ve nedenle plankton ağları ile toplanabilmektedir. Bu nedenle bu teknikte elde edilen sonuçlar sediment ve orta suda bulunması muhtemel mikroplastik partiküllerini içermeyeceğinden gerçek değerlerden daha düşük sonuçları temsil etme durumu söz konusudur. Çeşitli boyutlardaki zooplanktonların, beslenmelerinde mikroplastik tüketmeleri sonucunda besin zincirinin alt seviyelerinde öngörülemeyen sonuçlarla büyük ölçekli bir birikim sorunu ortaya çıkabilmektedir (Frias vd., 2014).

Kullanılan ağın gözenek boyutu, örneklenen mikroplastik miktarını doğrudan etkilemesinin yanında mikroplastiklerin şekilleri üzerinde de bir etkiye sahiptir. Boncuk türündeki partiküllerin yalnızca 100 µm'lik bir gözenek boyutunda örneklediği, manta net örnekleme yönteminin ortamda örneklenen lifleri olduğundan az tahmin ettiği ve çapı <20 µm olan liflerin örneklemede toplanamayacağı bu nedenle manta ağı örneklemesinden elde edilen lif düzeyleri tahminlerinin bu uyarı ile yapılmasının gerekliliği vurgulanmıştır (Pasquier vd., 2022).

Plastik ürünler, pazar potansiyelini artırmak için çeşitli renklerde üretilmektedir (Thetford vd., 2003). Mikroplastiklerin rengi, deniz canlılarının renk odaklı avlanma davranışları nedeniyle mikroplastiklerin yutulmasını etkileyen faktörlerden birisi olmasından dolayı önemlidir (Prarat ve Hongswat, 2022). Jovanovic'in (2017) çalışmasına göre, mikroplastiklerin renkleri organizmalar tarafından yutulma olasılığını etkileyebilmektedir. Biyolojik gıdalara benzer renklere sahip mikroplastiklerin daha kolay yutulduğu bildirilmiştir (Laurier ve Mason, 2007). Las Cruces'teki (Şili) gelgit havuzlarından toplanan tropikal balık *Girella laevis*'un hepçil yavruları, diyetleri esas olarak örnekleme noktalarındaki dip habitatlarına hakim olan kırmızı algleri otlamaya dayandığından, tercihen kırmızı renkli plastik lifleri yuttukları tespit edilmiştir (Mizraji vd., 2017). Benzer şekilde, planktivor balık türü *Seriola lalandi*, 'nın muhtemelen yiyecek peletlerine daha çok benzemesi nedeniyle siyah renkli mikroplastikleri tercihen yakaladığı, diğer renklerdeki (mavi, yarı saydam ve sarı) mikroplastikleri ise yalnızca yiyecek peletlerine yakın yüzdüklerinde onlarla birlikte yakaladıkları ortaya konulmuştur (Ory vd., 2018).

Yapılan bir çalışmada toplam mikroplastiklerin >%73'ünün çok renkli olduğu; şeffaf ve beyaz renkli partiküllerin toplam partikül sayısının %27'sini oluşturduğu ifade edilmiştir. Çok renkli mikroplastiklerin fazlalığının günlük yaşamda giysiler (Peng vd., 2017), paketlenme ve diğer renkli plastik eşyalar (Wang vd., 2017a; Zhang vd., 2015) gibi renkli plastik ürünlerin kullanımıyla ilişkili olabileceği vurgulanmıştır. Renkli mikroplastiklerin, görsel yırtıcılar tarafından tercihen yiyecek sanılabildiği, kırmızı, mavi, yeşil ve siyah renklerin yaygın olarak uskumrular ve japon balıkları tarafından yutulduğu belirtilmiştir (Xiong vd., 2019). Mavi mikrofiberin, haliç balıklarının (Xiong vd., 2019), paragik balıkların (Güven vd., 2017), yapay resiflerdeki balıkların (Zhang vd., 2020) ve sarı kuyruklu yuvarlak istavritlerin (*Decapoda muriei*) (Ory vd., 2017) bağırsaklarında bulunan ana mikroplastik türü olduğu bildirilmiştir (Prarat ve Hongswat, 2022).

Bu çalışmada kimyasal karakterizasyonda en bol bulunan gruplar arasında yer alan Poli(1-büten), doğal kauçuğun yerine kullanılan sentetik elastomerlerden biri olan poliolefindir.

İzotaktik poli(1-büten) (PB), sürünme ve gerilim çatlamasına karşı üstün direncinin yanı sıra iyi kimyasal kararlılığı ve nispeten yüksek ısı direnci nedeniyle basınçlı tanklarda, tüplerde ve sıcak su borularında ticari uygulama bulan bir poliolefin malzemesidir (Cheng vd., 2022).

İzotaktik poli(1-büten) (PB-1), yüksek sürünme direnci, düşük sertlik, iyi darbe davranışı ve mükemmel elastik geri kazanım gibi olağanüstü mekanik özelliklere sahip bir termoplastik poliolefindir. Ek olarak, PB-1 çok sayıda kimyasala karşı dirençlidir ve geniş bir eriyik akış aralığında çevresel gerilim çatlamasına karşı çok duyarsızdır. Mükemmel özelliklerine rağmen, PB-1'in uygulamaları, esas olarak ham polimerin biraz daha yüksek maliyeti ve kristal yapı dönüşümünden kaynaklanan boyut değişiklikleri nedeniyle, polietilen ve polipropilen gibi daha hafif poliolefinlere kıyasla sınırlıdır; bu, kararlı mekanik özelliklere sahip malların üretimini zorlaştırır (Di Lorenzo ve Righetti, 2008).

Polimer harmanlama, yüksek kapsamlı performanslara sahip ürünler elde etmek için en ekonomik ve etkili tekniklerden biridir. Ancak, polimerler arasındaki karışmazlık, genellikle harici bir kuvvet uygulandığında malzeme arızasının başladığı konum olan zayıf bir arayüzle sonuçlanmaktadır. Bu nedenle, arayüz yapısını anlamak ve kontrol etmek, polimer karışımlarının arıza davranışını kontrol etmek ve gelişmiş malzemeler elde etmek için önemlidir. Polimer karıştırma, mükemmel kapsamlı özelliklere sahip ürünler elde etmek için en basit, en ekonomik ve en etkili yöntemlerden biridir. Ancak, polimerler arasındaki karışmazlık, iki fazlı alanlar arasında zayıf arayüzlere yol açmaktadır. Bir zincir, en zayıf halkası kadar güçlüdür ilkesi gibi, polimer karışımlarının arızası genellikle harici bir kuvvet uygulandığında iki fazlı arayüzlerden başlamaktadır. Karışım sisteminin karışabilirliği ne kadar kötü olursa, arayüz yapışma mukavemeti o kadar düşük olmaktadır. Bu, zayıf arayüzün çatlamasıyla erken hasar oluşmasına yol açmakta ve karışımın mekanik özelliklerinin azalmasına neden olmaktadır (Niu vd., 2022).

Polimer harmanlama, en az iki polimer veya kopolimerin karıştırılması, belirli özellikler ve uygulamalar için yeni malzemeler tasarlamak/geliştirmek için çok uygun maliyetli, basit ve popüler bir yöntemdir. Elektronik, paketlenme, otomotiv, ev aletleri vb. alanlarda yaygın olarak kullanılan polimer harmanları (plastik/plastik harmanları, plastik/kauçuk harmanları ve kauçuk/kauçuk harmanları dahil) mühendislik polimerlerinin

toplam tüketiminin %20'sinden fazlasını oluşturmakta ve gelecekteki pazarlarının önemli ölçüde büyümeye devam etmesi beklenmektedir. Ayrıca, polimer harmanları çeşitli polimer tiplerini ayırmanın zorlukları nedeniyle polimer geri dönüşüm endüstrisinde istemeden ve büyük ölçüde üretilmektedir. 1 g polimer karışımı, dağılmış fazın milyonlarca ila milyarlarca mikrometre boyutunda türünü içerebilir ve bu nedenle polimer karışımlarının yaşlanma kaynaklı parçalanması muazzam miktarda mikroplastığın salınmasına yol açabilmektedir. Özellikle dağılmış malzemenin kararlılığı çevreleyen matrisin kararlılığından daha yüksekse, örneğin matris malzemesi biyolojik olarak parçalanabilir ve dağılmış malzeme değilse, mikroplastik salınım riski dikkate değerdir. Ayrıca, matris polimeri biyolojik olarak parçalanabilirse salınım çok daha hızlı olabilmektedir (Wei vd., 2021).

Polikaprolakton (PCL), kaprolakton ($C_6H_{10}O_2$) monomerlerinden oluşan ve biyobozunurluğu yüksek bir termoplastik sentetik polimerdir. Başka polimerle uyumlu olup birçok uygulamada kullanılabilir (Al Hosni vd., 2019). Polikaprolakton triol (PCL-T), polimerik kompozitlerin üretiminden doku mühendisliği, aktüatörler, yapay deri, ilaç taşıma sistemleri gibi biyolojik olarak ilham alınan uygulamalara kadar son zamanlarda geniş bir yelpazede kullanılan seçkin malzemelerden biridir. Sentetik alifatik bir polyester olan polikaprolakton polioller, polikaprolakton diol ve polikaprolakton triol, toksik olmayan madde özelliğini artırabilen, temel öncü biyolojik olarak parçalanabilir malzemelerden biridir (Abrisham vd., 2020). Son 30 yılda poli(b-hidroksibutirat), PHB, poli(3-kaprolakton), PCL, poli(-etilen süksinat), PES, poli(bütiren süksinat), PBS ve poli(laktik asit), PLA gibi çeşitli biyolojik olarak parçalanabilir plastikler geliştirilmiştir (Sekiguchi vd., 2011).

Çevresel matrikslerden alınan mikroplastik numunelerinin kimyasal tanımlamalarında daha kapsamlı çalışmalar yapılması gereklidir. Pozitif bir tanımlama için gereken minimum değerin $\geq\%70$ 'lik bir spektral eşleşme olması geleneksel bir kuraldır olup kullanılan spektral kütüphaneler yalnızca saf plastikleri içerdiğinden, aşınma, eskime, biyolojik kirlenme veya kimyasal adsorpsiyona uğramış ortamdan gelen herhangi bir mikroplastik parçacığın bu $\geq\%70$ eşliğini karşılaması olası değildir. Bir mikroplastığın yüzeyinin eskimesi ve pürüzlendirilmesi, ayrıca bilinmeyen kimyasalların adsorpsiyonu, plastiğin karbonil bölgesinde %40'a kadar olası değişime ve ardından spektral değişimlere neden olabilmektedir. Olası bir eşleşme için eşik değerinin düşürülmesi önerilmese de hava koşullarına maruz kalmış malzemelerden spektrumlar içerebilen daha çeşitli kütüphanelerle karşılaştırma yapılarak bu sorunu çözümüne katkı sunulmalıdır (Buckingham vd., 2022).

5. ÖNERİLER

Bu çalışmada Trabzon ili kıyısal alanında kentsel derin deşarj sistemleri ve akarsuların etkisi altında olan lokasyonları da içeren toplamda 21 ayrı istasyonda mikroplastik tür ve sayıları belirlenmiştir.

Çalışmada mikroplastik sayılarının 0,12-3,71 adet/m³ düzeylerinde olduğu, yoğun nüfus ve yüksek deşarj kapasitesine sahip derin deşarj istasyonları yakınlarında daha yüksek mikroplastik sayıları tespit edilmiştir. İzole edilen mikroplastik partikülleri içerisinde % 73,9'lük düzeyi ile en büyük bağıl bolluk oranına sahip mikroplastik türünün fiber olduğu ortaya konulmuştur. Fiber partiküllerden sonra %17,4 ortalama ile ikinci sırada fragment türü mikroplastiklerin yer aldığı belirlenmiştir. Mikroplastiklerin renk dağılımları ise %26 siyah, %25 mavi, %21 şeffaf, %10 beyaz, % 10 kırmızı ve geri kalan %8 diğer renkler olarak tespit edilmiştir. Mikroplastik türlerin kimyasal kompozisyonunda birçok polimerin varlığı tespit edilmekle birlikte baskın olan türlerin Poly(1-butene) ve Polycaprolactone triol olduğu ortaya konulmuştur.

Çevresel ortamlardaki yüksek düzeyleri nedeniyle plastik ve mikroplastik kirliliği sorunu küresel ölçekte ilgi görmektedir. Ancak, standart örnekleme ve analiz yöntemlerinin eksikliği, çalışmalar arasında verileri karşılaştırmayı, plastikler/mikroplastiklerin kaynakları ve geleceğini anlamayı zorlaştırmaktadır. Doğal sulardaki mikroplastik çalışmalarında yaygın olarak kullanılan örnekleme stratejileri arasında farklı gözenek boyutlarındaki ağların ve ekipmanların kullanılmasının nihai MP bolluğu ve özellikleri üzerindeki etkisi iyi anlaşılmamıştır (Shi vd., 2023).

Son dönemlere kadar genellikle mikroplastikler üzerine yapılan çalışmalar denizel ortamlarda yürütülmüştür. Ancak artık tatlı sular, yeraltı suları, hava, toprak ve sediman gibi tüm çevresel ortamlarda bulunabilen mikroplastikleri çeşitli yönlerden araştırmanın gerekliliği ortaya çıkmıştır. Dahası, mikropartiküllerin insan sağlığı üzerindeki zararlı etkileri henüz belirlenememiş olsa da nanometreye yakın bir boyuta sahip mikroplastik partiküllerinin toksik olma olasılığının yüksek olduğu açıktır, bu nedenle bu mikroplastiklerin boyutu üzerine çalışmalar yapılması elzemdir.

Tüm bilim insanlarının ilgiyle takip ettiği Arktik İzleme ve Değerlendirme Programı (Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP) yönergelerinde (2021), mikroplastiklerle yapılan çalışmalarda uyumlaştırma ve standardizasyonun önemine özel bir

bölüm ayırmıştır. AMAP'a göre, standartlaştırılmış protokoller şu anda mikroplastik araştırmalarında çok sınırlıdır ve bilim topluluğu, verileri diğer çalışmalarla karşılaştırılacak bir bilgi kaynağı olarak bildirirken, uyumlaştırma için genellikle yeni yöntemleri test etmektedir (Tania Montoto-Martinez et al., 2022).



6. ÖNERİLER

Doğal ortamlarda mikroplastiklerle ilgili araştırmalar son on yılda katlanarak artmış olmakla birlikte standartlaştırılmış yöntemlerin eksikliği önemli bir bilgi boşluk olmaya devam etmektedir. Bu durum hem çalışmaların sonuçlarının karşılaştırılmasını hem de mikroplastiklerin kaynağı ve geleceği ile ilgili atılacak adımları sınırlandırmaktadır.

Büyük bir hacim ve yüzey alanına sahip olmaları, sürekli hareket halinde olmaları ve çok sayıda fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçten etkilenmeleri nedeniyle deniz ve okyanuslarda izleme çalışmalarının yürütülmesi oldukça zordur. Bunun yanı sıra mikroplastik partiküllerinin gerek yoğunluk gerekse parça büyüklüğü bakımından farklılık göstermesi ve örnekleme doğası gereği homojen olmaması nedeniyle bir lokasyondaki zamana ve alana bağlı sonuçların mutlaka tekerrürlü olacak şekilde yapılması gereklidir.

Örnekleme aracının tipi ve örnekleme derinliği gibi parametreler sonuçları doğrudan etkileyeceğinden yapılan karşılaştırmalarda bu hususlar önemle dikkate alınmalıdır. Farklı çalışmalarda elde edilen sonuçların karşılaştırılabilmesi amacıyla alansal ve/veya hacimsel normalizasyon yapılmalıdır.

Çalışmalarda olası kontaminasyon etkilerinin belirlenmesi için hem saha hem de laboratuvar şartlarını ve aşamalarını temsil edecek kör (şahit) numunelerin çalışılması gereklidir.

Çevresel ortamlardan alınan mikroplastik numunelerinin kimyasal tanımlamalarında aşınma, yaşlanma, biyolojik kirlenme veya kimyasal adsorpsiyon gibi etkilerden kaynaklı değişimlerin belirlenmesiyle ilgili araştırmalar genişletilmelidir.

Analiz aşamalarında bölünmeler, aşınmalar vb. etkiler nedeniyle meydana gelebilecek değişimlerden dolayı mikroplastik kirlilik düzeyleri partikül sayısı yanında miktarını da içerecek metodoloji ile verilmelidir.

Manta trolüyle yapılan örneklemelemlerde doğru sonuçlara ulaşmak nispeten sakın koşullar gerektirmektedir. Yüzey tabakada bulunan parçacıkların genellikle rüzgâr, dalga, akıntı ve sıcaklık gibi meteorolojik ve hidrodinamik faktörlere çok bağlı olarak su katmanları arasında taşınması ve karışması yüksek olasılık dâhilindedir. Bu nedenle Manta ağı kullanılarak yapılan mikroplastik örneklemelemlerinde sonuçların daha iyi yorumlanabilmesi için meteorolojik ve hidrodinamik verilerin toplanması önemlidir.

Sucul ortamlarda mikroplastiklerin temel kaynakları arasında yer alan atıksu arıtma tesislerinde, ön arıtmanın yanında ileri arıtma ünitelerinin de kurulması çevre kirliliğinin önlenmesi ve denizel ekosistemlerin korunması açısından son derece önemlidir.



7. KAYNAKLAR

- Abrisham, M., Noroozi, M., Panahi-Sarmad, M., Arjmand, M., Goodarzi, V., Shakeri, Y., Golbaten-Mofrad, H., Dehghan, P., Seyfi Sahzabi, A., Sadri, M. & Uzun, L. (2020). The role of polycaprolactone-triol (PCL-T) in biomedical applications: A state-of-the-art review. *European Polymer Journal*, 131, 109701.
- Akarsu, C., Kıdeyş, A. E. & Kumbur, H. (2017). Evsel atık su arıtma tesislerinin sucul ekosisteme mikroplastik tehditi. *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 74, 73-78.
- Akarsu, C., Kumbur, H., Gökdağ, K., Kıdeyş, A. E. & 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.
- Al Hosni, A. S., Pittman, J. K. & Robson, G. D. (2019). Microbial degradation of four biodegradable polymers in soil and compost demonstrating polycaprolactone as an ideal compostable plastic. *Waste Manag*, 97, 105-114.
- Aliabad, M. K., Nassiri, M. & Kor, K. (2019). Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran coasts). *Marine Pollution Bulletin*, 143, 125-133.
- Alvim, C. B., Mendoza-Roca, J. A. & Bes-Piá, A. (2020). Wastewater treatment plant as microplastics release source—quantification and identification techniques. *Journal of Environmental Management*, 255, 109739.
- Arı, M. & Ögüt, S. (2021). Mikroplastikler ve çevresel etkileri. *Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 9,(2), 864-877.
- Aslan, R. (2018). Mikroplastikler: Hayatı kuşatan yeni tehlike. *Göller Bölgesi Aylık Hakemli Ekonomi ve Kültür Dergisi*, 6,(66), 61-67.
- Aytan, U., Senturk, Y., Esensoy, F. B., Oztekin, A., Ağırbaş, E. & Valente, A. (2020). Microplastic pollution along the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea*, 56, 192-207.
- Aytan, U., Valente, A., Senturk, Y., Usta, R., Sahin, F. B. E., Mazlum, R. E. & Ağırbaş, E. (2016). First evaluation of neustonic microplastics in Black Sea waters. *Marine Environmental Research*, 119, 22-30.
- Baini, M., Fossi, M. C., Galli, M., Caliani, I., Campani, T., Finoia, M. G. & Panti, C. (2018). Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 543-552.

- Bayo, J., Olmos, S. & López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, 238, 124593.
- Berov, D. & Klayn, S. (2020). Microplastics and floating litter pollution in Bulgarian Black Sea coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111225.
- Bikker, J., Lawson, J., Wilson, S. & Rochman, C. (2020). Microplastics and other anthropogenic particles in the surface waters of the Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111257.
- Bozdaş, K. (2022). *Atıksu Arıtma Tesislerinde Mikroplastiklerin Akıbeti*. Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Bursa.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I. & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189-195.
- Brinson, H. F. & Brinson, L. C. (2008). Polymerization and classification. *Polymer Engineering Science and Viscoelasticity: An introduction*, 99-157.
- Bruch, C., Mengerink, K., Harrison, E., Flanagan, D., Carey, I., Casey, T., Davis, M., Hessami, E., Lombardi, J. & Michel-en, N. (2016). Marine litter legislation: A toolkit for policymakers. *Environmental Law Institute (ELI) United Nations Environment Programme (UNEP)*, 109.
- Buckingham, J., Manno, C., Waluda, C. & Waller, C. (2022). A record of microplastic in the marine nearshore waters of South Georgia. *Environmental Pollution*, 306, 119379.
- Buragohain, P., Nath, V. & Sharma, H. (2020). Microbial degradation of waste: a review. *Current Trends in Pharmaceutical Research*, 7,(1), 107-125.
- Caldwell, J., Muff, L. F., Pham, C. K., Petri-Fink, A., Rothen-Rutishauser, B. & Lehner, R. (2020). Spatial and temporal analysis of meso-and microplastic pollution in the Ligurian and Tyrrhenian Seas. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111515.
- Caldwell, J., Petri-Fink, A., Rothen-Rutishauser, B. & Lehner, R. (2019). Assessing meso-and microplastic pollution in the Ligurian and Tyrrhenian Seas. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110572.
- Carr, S. A., Liu, J. & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174-182.
- Castillo, A. B., Al-Maslamani, I. & Obbard, J. P. (2016). Prevalence of microplastics in the marine waters of Qatar. *Marine Pollution Bulletin*, 111,(1-2), 260-267.
- Chen, M., Jin, M., Tao, P., Wang, Z., Xie, W., Yu, X. & Wang, K. (2018). Assessment of microplastics derived from mariculture in Xiangshan Bay, China. *Environmental Pollution*, 242, 1146-1156.

- Cheng, J., Zhong, Z., Lin, Y., Su, Z., Zhang, C. & Zhang, X. (2022). Miscibility of isotactic poly(1-butene)/isotactic polypropylene blends studied by atomic force Microscopy–Infrared. *Polymer*, 239.
- Claire Arkin, David Azoulay, Alexandra Caterbow, Christine Chemnitz, Camille Duran, Marcus Eriksen, Steven Feit, Manuel Fernandez, Chris Flood, Lili Fuhr, Elisabeth Grimberg, Stephan Gürtler, Lea Guerrero, Johanna Hausmann, Von -Hernandez, Ulrike Kallee, Christie Keith, Doris Knoblauch, Christoph Lauwigi, Linda Mederake, Doun Moun, Carroll Muffett, Jane Patton, Christian Rehmer, Kai Schächtele, Dorothea Seeger, Olga Speranskaya, Esra Tat & Ziebarth, N. (2019). *Plastic Atlas 2019* Lahr, Germany.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62,(12), 2588-2597.
- Cutroneo, L., Reboa, A., Besio, G., Borgogno, F., Canesi, L., Canuto, S., Dara, M., Enrile, F., Forioso, I. & Greco, G. (2020). Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 8938-8952.
- Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü. (2020). *Trabzon İli 2019 Yılı Çevre Durum Raporu*. Trabzon.
- de Lucia, G. A., Caliani, I., Marra, S., Camedda, A., Coppa, S., Alcaro, L., Campani, T., Giannetti, M., Coppola, D. & Cicero, A. M. (2014). Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, 100, 10-16.
- De Lucia, G. A., Vianello, A., Camedda, A., Vani, D., Tomassetti, P., Coppa, S., Palazzo, L., Amici, M., Romanelli, G. & Zampetti, G. (2018). Sea water contamination in the vicinity of the Italian minor islands caused by microplastic pollution. *Water*, 10,(8), 1108.
- Demaïd, A., Spedding, V. & Zucker, J. (1996). Classification of plastics materials. *Artificial Intelligence in Engineering*, 10,(1), 9-20.
- Di Lorenzo, M. L. & Righetti, M. C. (2008). The three-phase structure of isotactic poly(1-butene). *Polymer*, 49,(5), 1323-1331.
- do Sul, J. A. I. & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352-364.
- Duis, K. & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28,(1), 2.
- Erdoğan, Ş. (2020). Microplastic pollution in freshwater ecosystems: A case study from Turkey. *Su Ürünleri Dergisi*, 37,(3).

- Frias, J. P., Otero, V. & Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 89-95.
- Gajšt, T., Bizjak, T., Palatinus, A., Liubartseva, S. & Kržan, A. (2016). Sea surface microplastics in Slovenian part of the Northern Adriatic. *Marine Pollution Bulletin*, 113,(1-2), 392-399.
- GESAMP. (2016). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment*. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). London Eng No. 93: 220.
- Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A. & MacLeod, M. (2017). Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 120,(1-2), 292-302.
- González-Pleiter, M., Edo, C., Velázquez, D., Casero-Chamorro, M. C., Leganés, F., Quesada, A., Fernández-Piñas, F. & Rosal, R. (2020). First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111811.
- Güler, Ş. (2022). *Yüzeysel Sularda Mikroplastikler ve Mikroplastiklere İlihtili Poliklorlu Bifeniller*. Necmettin Erbakan Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Konya.
- Gündoğdu, S., Çevik, C., Ayat, B., Aydoğan, B. & Karaca, S. (2018). How microplastics quantities increase with flood events? An example from Mersin Bay NE Levantine coast of Turkey. *Environmental Pollution*, 239, 342-350.
- Gürlek, M. (2018). *Derin Deniz Deşarjı Tesislerinin Tasarım, İnşa ve İşletilmesinde Karşılaşılan Sorunlar*. İller Bankası A. Ş, Uzmanlık Tezi, Ankara.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46,(6), 3060-3075.
- Jin, N., Song, Y., Ma, R., Li, J., Li, G. & Zhang, D. (2022). Characterization and identification of microplastics using Raman spectroscopy coupled with multivariate analysis. *Analytica Chimica Acta*, 1197, 339519.
- Kozak, E. R., Franco-Gordo, C., Mendoza-Pérez, J., Sánchez-Nuño, N., Martínez-Sánchez, X. A., Melo-Agustín, P., Pelayo-Martínez, G. & Gómez-Gutiérrez, J. (2021). Surface layer microplastic pollution in four bays of the central Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112537.
- Kye, H., Kim, J., Ju, S., Lee, J., Lim, C. & Yoon, Y. (2023). Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards. *Heliyon*, 9,(3).

- Lima, A., Costa, M. & Barletta, M. (2014). Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research*, 132, 146-155.
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D. & Rogers, D. L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, 218, 1045-1054.
- Michielssen, M. R., Michielssen, E. R., Ni, J. & Duhaime, M. B. (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2,(6), 1064-1073.
- Montoto-Martínez, T., Meléndez-Díez, C., Melián-Ramírez, A., Hernández-Brito, J. J. & Gelado-Caballero, M. D. (2022). Comparison between the traditional Manta net and an innovative device for microplastic sampling in surface marine waters. *Marine Pollution Bulletin*, 185, 114237.
- Ngo, P. L., Pramanik, B. K., Shah, K. & Roychand, R. (2019). Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. *Environmental Pollution*, 255, 113326.
- Nikiema, J., Mateo-Sagasta, J., Asiedu, Z., Saad, D. & Lamizana, B. (2020). Water pollution by plastics and microplastics: a review of technical solutions from source to sea.
- Niu, X., Wen, S., Sun, L., Liu, Y., He, A. & Nie, H. (2022). Interfacial structure and properties of isotactic polybutene-1/polyethylene blends. *e-Polymers*, 22,(1), 505-512.
- Ory, N. C., Lehmann, A., Javidpour, J., Stöhr, R., Walls, G. L. & Clemmesen, C. (2020). Factors influencing the spatial and temporal distribution of microplastics at the sea surface—a year-long monitoring case study from the urban Kiel Fjord, southwest Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, 736, 139493.
- Pasquier, G., Doyen, P., Kazour, M., Dehaut, A., Diop, M., Duflos, G. & Amara, R. (2022). Manta net: The golden method for sampling surface water microplastics in aquatic environments. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 811112.
- Pazienza, P. & De Lucia, C. (2020). The EU policy for a plastic economy: Reflections on a sectoral implementation strategy. *Business Strategy and the Environment*, 29,(2), 779-788.
- PlasticsEurope, <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts> Plastics-The facts, An analysis of European plastics production, demand and waste data. Eylül 2022.
- Polanco, H., Hayes, S., Roble, C., Krupitsky, M. & Branco, B. (2020). The presence and significance of microplastics in surface water in the Lower Hudson River Estuary 2016–2019: A research note. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111702.

- Prarat, P. & Hongsawat, P. (2022). Microplastic pollution in surface seawater and beach sand from the shore of Rayong province, Thailand: Distribution, characterization, and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113200.
- Rose, D. & Webber, M. (2019). Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *Science of the Total Environment*, 664, 753-760.
- Ruangpanupan, N., Ussawarujikulchai, A., Prapagdee, B. & Chavanich, S. (2022). Microplastics in the surface seawater of Bandon Bay, Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 179, 113664.
- Russell, M. & Webster, L. (2021). Microplastics in sea surface waters around Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112210.
- Sagawa, N., Kawai, K. & Hinata, H. (2018). Abundance and size of microplastics in a coastal sea: comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 532-542.
- SAM. (2018). *Microplastic Pollution: The Policy Context - Background Paper*. 68.
- Schmidt, N., Castro-Jiménez, J., Oursel, B. & Sempéré, R. (2021). Phthalates and organophosphate esters in surface water, sediments and zooplankton of the NW Mediterranean Sea: exploring links with microplastic abundance and accumulation in the marine food web. *Environmental Pollution*, 272, 115970.
- Schönlau, C., Karlsson, T. M., Rotander, A., Nilsson, H., Engwall, M., van Bavel, B. & Kärman, A. (2020). Microplastics in sea-surface waters surrounding Sweden sampled by manta trawl and in-situ pump. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 111019.
- Sekiguchi, T., Saika, A., Nomura, K., Watanabe, T., Watanabe, T., Fujimoto, Y., Enoki, M., Sato, T., Kato, C. & Kanehiro, H. (2011). Biodegradation of aliphatic polyesters soaked in deep seawaters and isolation of poly(ϵ -caprolactone)-degrading bacteria. *Polymer Degradation and Stability*, 96,(7), 1397-1403.
- Sharma, S., Bhardwaj, A., Thakur, M. & Saini, A. (2024). Understanding microplastic pollution of marine ecosystem: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 31,(29), 41402-41445.
- Shen, M., Song, B., Zhu, Y., Zeng, G., Zhang, Y., Yang, Y., Wen, X., Chen, M. & Yi, H. (2020). Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions. *Chemosphere*, 251, 126612.
- Shi, H., Wang, X., Zhu, L. & Li, D. (2023). Comprehensive comparison of various microplastic sampling methods in sea water: implications for data compilation. *Water*, 15,(6), 1035.
- Siegfried, M., Koelmans, A. A., Besseling, E. & Kroeze, C. (2017). Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research*, 127, 249-257.
- Siegfried, M., Koelmans, A. A., Besseling, E. & Kroeze, C. (2017). Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Res*, 127, 249-257.

- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., Van Loosdrecht, M. C. & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21-37.
- Suteja, Y., Atmadipoera, A. S., Riani, E., Nurjaya, I. W., Nugroho, D. & Cordova, M. R. (2021). Spatial and temporal distribution of microplastic in surface water of tropical estuary: Case study in Benoa Bay, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111979.
- Syakti, A. D., Hidayati, N. V., Jaya, Y. V., Siregar, S. H., Yude, R., Asia, L., Wong-Wah-Chung, P. & Doumenq, P. (2018). Simultaneous grading of microplastic size sampling in the Small Islands of Bintan water, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 593-600.
- Tamminga, M., Hengstmann, E. & Fischer, E. K. (2018). Microplastic analysis in the South Funen Archipelago, Baltic Sea, implementing manta trawling and bulk sampling. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 601-608.
- Tan, F., Yang, H., Xu, X., Fang, Z., Xu, H., Shi, Q., Zhang, X., Wang, G., Lin, L. & Zhou, S. (2020). Microplastic pollution around remote uninhabited coral reefs of Nansha Islands, South China Sea. *Science of the Total Environment*, 725, 138383.
- Tavşanoğlu, Ü. N., Başaran Kankılıç, G., Akca, G., Çırak, T. & Erdoğan, Ş. (2020). Microplastics in a dam lake in Turkey: type, mesh size effect, and bacterial biofilm communities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 45688-45698.
- Tekman, M. B., Walther, B., Peter, C., Gutow, L. & Bergmann, M., 2022. Impacts of plastic pollution in the oceans on marine species, biodiversity and ecosystems, WWW Germany.
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J. & Vom Saal, F. S., Our plastic age. 364,1526 (2009) 1973-1976.
- Tsang, Y., Mak, C., Liebich, C., Lam, S., Sze, E. T. & Chan, K. (2017). Microplastic pollution in the marine waters and sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 115,(1-2), 20-28.
- Tutoğlu, N. (2019). *Sucul Ortamdaki Mikroplastiklerin İnsan Sağlığına Etkisi ve Arıtma Yöntemlerinin Araştırılması*. Tarım ve Orman Bakanlığı, Uzmanlık Tezi, Ankara.
- Türkiye İstatistik Kurumu, T., <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Atik-Istatistikleri-2020-37198> Atık İstatistikleri.
- Türkiye İstatistik Kurumu, T., <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Kent-Kir-Nufus-Istatistikleri-2022-49755> Kent-Kır Nüfus İstatistikleri.
- UNEP. (2015). Plastic in Cosmetics.
- UNEP. (2018). *Mapping of global plastics value chain and plastics losses to the environment (with a particular focus on marine environment)*. Nairobi, Kenya.

- van der Hal, N., Ariel, A. & Angel, D. L. (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 116,(1-2), 151-155.
- Wei, X. F., Nilsson, F., Yin, H. & Hedenqvist, M. S. (2021). Microplastics Originating from Polymer Blends: An Emerging Threat? *Environmental Science & Technology*, 55,(8), 4190-4193.
- Wong, J. K. H., Lee, K. K., Tang, K. H. D. & Yap, P.-S. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of the Total Environment*, 719, 137512.
- Wright, S. L., Thompson, R. C. & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492.
- Xu, J.-L., Thomas, K. V., Luo, Z. & Gowen, A. A. (2019). FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 119, 115629.
- Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K. & Kolandhasamy, P. (2015). Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology*, 49,(22), 13622-13627.
- Yilmaz, A. & Bozkurt, Y. (2010). Türkiye'de Kentsel Katıatık Yönetimi Uygulamaları ve Kütahya Katıatık Birliği (Kükab) Örneği. *Suleyman Demirel University Journal of Faculty of Economics & Administrative Sciences*, 15,(1).
- Yurtsever, M. (2015). Mikroplastikler'e genel bir bakış. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, 17,(50), 68-83.
- Zeri, C., Adamopoulou, A., Varezić, D. B., Fortibuoni, T., Viršek, M. K., Kržan, A., Mandić, M., Mazziotti, C., Palatinus, A. & Peterlin, M. (2018). Floating plastics in Adriatic waters (Mediterranean Sea): From the macro-to the micro-scale. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 341-350.
- Zhang, W., Zhang, S., Wang, J., Wang, Y., Mu, J., Wang, P., Lin, X. & Ma, D. (2017). Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environmental Pollution*, 231, 541-548.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T. & Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86,(1-2), 562-568.

ÖZGEÇMİŞ

Sema ÇEBİN, ilköğrenimini Fatih İlköğretim Okulu'nda bitirdikten sonra lise eğitimini 2005 yılında Pazar 75. Yıl İMKB Anadolu Lisesi'nde tamamladı. 2006-2007 eğitim-öğretim yılında başladığı Uludağ Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji bölümündeki lisans eğitimini 2012 yılında tamamladı. 2020 yılında Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri Anabilim dalında tezli yüksek lisans programına başladı.

