T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ-CERRAHPAŞA
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KÜÇÜKÇEKMECE LAGÜNÜ BAĞLANTI ALANI YÜZEY SULARINDAKİ MİKROPLASTİKLERİN MEVSİMSEL ve ALANSAL DEĞİŞİMLERİNİN BELİRLENMESİ

Ahmet Faruk ÇULLU

DANIŞMAN
Prof. Dr. Nüket SİVRİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

İSTANBUL-2020

Bu çalışma, 29.12.2020 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Mühendisliği Programında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Prof. Dr.Nüket SİVRİ(Danışman)
İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Mühendislik Fakültesi

Dr. Öğr. Üyesi Melek CUMBUL ALTAY
İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Mühendislik Fakültesi

Dr. Öğr. Üyesi Emine Gözde ÖZBAYRAM
İstanbul Üniversitesi
Su Ürünleri Fakültesi

20.04.2016 tarihli Resmi Gazete'de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa'nın abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

Bu tez, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin, FBA-2018-32551 numaralı projesinin bir kısmınca ile desteklenmiştir.
Bu tez çalışması esnasında tez öğrencisi, 119Y302 numaralı TUBITAK projesinde bursiyer olarak desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Lisans ve yüksek lisans öğrenimim sırasında ve tez çalışmalarım boyunca bana yol gösteren, destek ve yardımlarını esirgemeyen, akademik platformda adımlarını gururla takip ettiğim, sadece iyi bir mühendis değil aynı zamanda iyi bir insan yetiştirmek için büyük çabalar sarf eden ve bir teşekkürün yetersiz kalacağı çok değerli hocam Prof. Dr. Nüket SİVRİ'ye en içten şükranlarımı sunarım.

Tezimin laboratuvar çalışmalarında verdiği destek ve tezimin tamamlanmasındaki yardımları için sayın hocam Arş. Gör. Vildan Zülal SÖNMEZ'e içten teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarım boyunca yardımlarını esirgemeyen Ayşenur BASMACI'ya, saha çalışmalarında beraber yorulduğumuz proje grubumdaki arkadaşlarıma ve çalışmanın uygulama kısmını İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi FBA-2018-32551 numaralı projesi ile destekleyen İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa'ya teşekkürü borç bilirim.

Genç yaşta aramızdan ayrılan, proje grubunda birlikte çalışma şansına eriştiğim, güzel yürekli insan Serdar AKDUMAN'ı rahmetle anar, ailesine ve sevenlerine baş sağlığı ve sabırlar dilerim. Serdar, mekânın cennet olsun.

İyi kötü her anımda manevi desteklerini bana hissettiren seçtiğim kardeşlerim Aytaç KIZMAZ'a, Sinan VARDAR'a, Muhammet Furkan GÜNDÜZ'e ve Mert Tuğşat ÖZKUL'a teşekkür ederim.

Hayatımın her anında maddi manevi desteklerini bana hissettiren çok sevgili ailem, annem Hatice ÇULLU, babam Ramazan ÇULLU ve kardeşlerim Ubeydullah Fehmi, Rümeysa ve Mehmet Emin ÇULLU'ya şükranlarımı sunarım.

Aralık 2020 Ahmet Faruk ÇULLU

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ……...……...ivv
İÇİNDEKİLER……...……...…….v
ŞEKİL LİSTESİ……...……...vii
TABLO LİSTESİ…….....….....viiviii
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ…….……...……....ix
ÖZET……...…….....xi
SUMMARY…….....xiii
1. GİRİŞ……1
2. GENEL KISIMLAR……3
2.1. PLASTİKLER……3
2.2. PLASTİK TÜRLERİ……...4
2.2.1. Polivinil klorür (PVC)……..……..5
2.2.2. Polietilen Teraftalat (PET)…….……6
2.2.3. Polietilen (PE)……..6
2.2.4. Polipropilen (PP)……7
2.2.5. Polistiren (PS)……..7
2.3. PLASTİK KULLANIMI……8
2.4. PLASTİK ATIKLAR……9
2.5. SUCUL EKOSİSTEMLERDE PLASTİK ATIKLAR VE ETKİLERİ…….10
2.5.1. Makroplastikler ve Kaynakları……..11
2.5.2. Mikroplastikler ve Kaynakları……...12
2.5.3. Sucul Ekosistemlerde Mikroplastik Dağılımı……17
2.5.4. Biyotada Mikroplastik Dağılımı……18
2.5.5. Mikroplastiklerin Toksik Etkileri...……...21
2.6. SUCUL ALANLARDA MİKROPLASTİKLERİN TESPİT YÖNTEMLERİ…….22
2.6.1. Genel Örnekleme Yöntemleri……23
2.6.2. Analitik Yöntemler……...23
2.7. KONU HAKKINDA YAPILAN ÇALIŞMALARIN BİBLİYOMETRİK ANALİZİ…….26

3. MALZEME VE YÖNTEM……29
3.1. ÇALIŞMA ALANI……29
3.2. NUMUNE ALIMI……30
3.3. MİKROPLASTİK ANALİZLERİ……31
3.4. İSTATİKSEL ANALİZLER……33

4. BULGULAR……34
4.1. MİKROPLASTİKLERİN GENEL DAĞILIMI……34
4.2. MİKROPLASTİKLERİN RENKLERİNE GÖRE DAĞILIMI……35
4.3. MİKROPLASTİKLERİN TİPLERİNE GÖRE DAĞILIMI……..36
4.4. MİKROPLASTİKLERİN ZAMANA BAĞLI DAĞILIMLARI……37
4.4.1. Mevsimsel Dağılım……37
4.4.2. Aylara Göre Dağılım……39
4.5. MİKROPLASTİKLERİN YÜZEYSEL SU KARAKTERİZASYONUNA GÖRE DAĞILIMI……41
4.5.1. Deniz İstasyonları……..41
4.5.2. Lagün İstasyonları……42
4.5.3. Göl İstasyonları……..42
4.6. SEM ANALİZLERİ……..44

5. TARTIŞMA VE SONUÇ……....45
KAYNAKLAR……...……..51
EKLER……75
ÖZGEÇMİŞ……76

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1 Plastik çeşitlerinin sektörlere göre yüzdesel kullanım dağılımı……..……...5

Şekil 2.2 Dünya genelinde plastik üretimi ve yüzdesel dağılımı……..…….9

Şekil 2.3 Plastik kirliliği kaynakları ve okyanusa ulaşma yolları……..……..10

Şekil 2.4 Kişisel bakım ürünlerinde kullanılmak üzere üretilmiş mikroplastikler…..…….13

Şekil 2.5 Güney Okyanusu yüzey katmanlarında tespit edilmiş ikincil mikroplastikler…….14

Şekil 2.6 Farklı renk ve şekillerde mikroplastik örnekleri…….……..16

Şekil 2.7 Atıksu arıtma sistemlerinde mikroplastikler…….…….……17

Şekil 2.8 Mikroplastik analizi için yaygın kullanılan yöntemler…….……....24

Şekil 2.9 a) Taramalı elektron mikroskopisi (SEM), b) µ-FTIR (Fourier dönüşümlü kızılötesi) spektroskopisi ve c) µ-Raman spektroskopisi cihaz resimleri……..…….…….25

Şekil 2.10 Mevcut bulguların daha önce yapılan çalışmalarla karşılaştırılması…….…….....27

Şekil 3.1 Çalışma alanının uydu görüntüsü……...……..…….....30

Şekil 3.2 Çalışma boyunca numunelerin alındığı istasyonlardan görüntüler……31

Şekil 3.3 a) İstasyonlardan alınan numunelerin 1000 ml'lik ölçüm bandına aktarılması, b) İstasyonlardan alınan numunelerin kaba filtreden süzülmesi, c) Beher üzerine ters yerleştirilen kaba filtrenin distile su ile geri yıkaması…….....33

Şekil 4.1 Yıllık toplam mikroplastik miktarın tipe bağlı dağılımı……...…….….36

Şekil 4.2 Farklı renk ve şekillerde mikroplastik örnekleri……..……..43

Şekil 4.3 SEM analizlerinden elde edilen mikroplastik fotoğrafları (a-c)……..…..……...…44

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1 Plastik gelişiminin kısa profili……...…….**4**

Tablo 4.1 İstasyonlardaki mikroplastik miktarının genel dağılımı……..……...……..**35**

Tablo 4.2 Mikroplastiklerin renklere göre yıllık ortalama dağılımı.…….…....…**35**

Tablo 4.3 İstasyonlarda tespit edilen mikroplastiklerin renk ve tip dağılımları……...**36**

Tablo 4.4 Mevsimlere göre mikroplastik dağılımının tek yönlü ANOVA testi sonuçları…….……**38**

Tablo 4.5 Mevsimlere göre mikroplastik tip dağılımları…….…….**39**

Tablo 4.6 Aylara ve renklere göre yıllık mikroplatik dağılımı…….…….……...**40**

Tablo 4.7 Mikroplastik tipi, miktarı ve yüzeysel su karakterizasyonunun korelasyon analizi…….……**43**

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler **Açıklama**

µm : Mikrometre
BPA : Bisfenol-A
cm : Santimetre
H_2O_2 : Hidrojen peroksit
HDPE : Yüksek Yoğunluklu Polietilen
kg : Kilogram
km : Kilometre
km^2 : Kilometrekare
LDPE : Düşük Yoğunluklu Polietilen
m : Metre
m^3 : Metreküp
ml : Mililitre
mm : Milimetre
PBDE : Polibromlu difenileter
PE : Polietilen
PET : Polietilen teraftalat
POP : Persistent Organic Pollutant
PP : Polipropilen
PS : Polistiren
PVC : Polivinil klorür

Kısaltmalar	Açıklama
AB	: Avrupa Birliği
EPA	: Environmental Protection Agency (Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı)
IUCN	: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Dünya Doğa ve Doğal Kaynakları Koruma Birliği)
MPs	: Mikroplastikler
PPT	: Plastik Partikül Toksisitesi
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskopisi
UNEP	: United Nations Environment Programme (Birleşmiş Milletler Çevre Programı)
UV	: Ultraviyole
WWF	: World Wide Fund for Nature (Dünya Doğayı Koruma Vakfı)

ÖZET

Küçükçekmece Lagünü Bağlantı Alanı Yüzey Sularındaki Mikroplastiklerin Mevsimsel Ve Alansal Değişimlerinin Belirlenmesi

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Ahmet Faruk ÇULLU

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman : Prof. Dr. Nüket SİVRİ

Sucul ekosistemlerin, atıkların bilinçsizce ortamlara bırakılması nedeniyle kirlenmesi, çevresel problemler arasındaki en önemli konu başlıklarından birisidir. Kirliliğe sebep olan bu kirleticiler arasında plastikler, sucul ekosistemler için en büyük tehlikelerden birini oluşturmaktadır. Uzun süre deformasyona uğramadan alıcı ortamda kalabilmeleri, bulundukları ortamdaki canlıların bünyesinde birikerek besin ağı yoluyla diğer canlılara aktarılabilmeleri sucul ekosistemler için büyük tehlikeler oluşturmaktadır.

Bu tezin amacı, İstanbul'un Avrupa yakasında bulunan Küçükçekmece Lagünü, bağlantı alanı ve Marmara Denizi'nin lagün geçişine sınır kısmında yüzey sularında tespit edilen mikroplastiklerin mevsimsel ve alansal değişimlerini belirlemektir.

Bu amaçla, Küçükçekmece bağlantı alanında belirlenen 10 farklı istasyondan, Ekim 2018 – Ekim 2019 yılları arasında, her ay düzenli olarak yüzey suyu örneklemesinde elde edilen numunelerde mikroplastik tespiti yapılmıştır. Tespit edilen ve sayımı yapılan mikroplastikler

renk ve tiplerine göre kategorize edilmiştir ve böylece her istasyondaki mikroplastiklerin sayılarının yanında renk-tip dağılımı incelenmiştir. Literatür karşılaştırmasının kolaylaşması açısından kırık parçacık yapıdaki plastikler "*fragment*", ipliksi yapıdaki plastikler "*line*", ince zar yapıdaki plastikler "*film*" ve lif-elyaf yapıdaki plastikler "*fiber*" olarak İngilizce karşılıkları kullanılarak belirtilmiştir. Ayrıca zamana göre mikroplastik dağılımı belirtilmiştir. Elde edilen bulgular, istasyonlardaki en yaygın plastik tipinin fragment (%37,84), en yaygın plastik renginin ise mavi (%79,64) olduğunu göstermiştir. Zamana bağlı değişimler incelendiğinde ise, mevsimsel olarak en yüksek mikroplastik miktarının Sonbahar mevsiminde (Ort. 51,47 MPs/L), en düşük mikroplastik miktarının Yaz mevsiminde (Ort. 11,90 MPs/L) olduğu gözlemlenmiştir. Ayrıca en yüksek ortalama mikroplastik miktarı Ekim 2018 ayında (78,60 MPs/L), en düşük ortalama mikroplastik miktarı ise Ağustos 2019 ayında (8,00 MPs/L) gözlemlenmiştir.

Bu sonuçlar dikkate alındığında, alıcı ortama aktarılan mikroplastiklerin önlenmesi ve en uygun teknoloji ve maliyet süreçlerinin geleneksel evsel atık su arıtma tesislerine entegrasyonu, mikroplastik kirliliğinin önlenmesi için birkaç adım olarak ifade edilebilir. Yüzey suyu kaynaklarında (acı su, tatlı su ve deniz suyunda) tespit edilen mikroplastiklerin ortamdan uzaklaştırılması için uygun teknolojinin belirlenmesi de dikkate alınması gereken diğer konular arasındadır. Mikroplastikler ile diğer parametreler arasındaki ilişkiyi net bir şekilde ortaya koymak adına, daha fazla çalışmaya ihtiyaç duyulmaktadır. Birimlerin tutarsızlığı ortadan kaldırmak ve sonuçları diğer yapılmış çalışmalar ile karşılaştırabilir kılmak için, mikroplastik tespit yönteminde uluslararası kabul görmüş standardın (ISO vb.) oluşturulması ve mutlaka bu yöntemin kullanılması önem taşımaktadır.

Aralık 2020, 91 sayfa

Anahtar kelimeler: İstanbul, Küçükçekmece Lagünü, mikroplastik, yüzey suyu

SUMMARY

DETERMINATION of SEASONAL AND SPATIAL VARIATIONS of MICROPLASTICS in SURFACE WATERS of KÜÇÜKÇEKMECE LAGOON CONNECTION AREA

M.Sc. THESIS

Ahmet Faruk ÇULLU

Istanbul University-Cerrahpasa

Institute of Graduate Studies

Department of Environmental Engineering

Supervisor : Prof. Dr. Nüket SİVRİ

The pollution of aquatic ecosystems due to unconscious disposal of waste is one of the most important issues among the environmental problems. Among these contaminants that cause pollution, plastics pose one of the greatest threats for aquatic ecosystems. They can remain in the receiving environment without being deformed for a long time, accumulate within the living beings in their environment and get transferred to other living beings through the food web, which pose great threats for aquatic ecosystems.

The purpose of this thesis is to identify the seasonal and spatial variations of microplastics that are detected in the surface waters of the Küçükçekmece Lagoon, junction area and the area of the Marmara Sea which borders the lagoon passage which are located at the European side of Istanbul.

For this purpose, studies for the detection of microplastics were carried out with the samples that were taken from the surface water at 10 different stations that are identified at the Küçükçekmece junction area between October 2018 and October 2019 on a regular monthly basis. The detected and counted microplastics were categorized based on their color and type, and thus the number of microplastics as well as their color-type distribution at each station were examined. In order to facilitate the comparison with the literature, plastics in a fractured particle form were referred to as *"fragment"*, plastics with a filamentous pattern as *"line"*, and plastics in a thin membrane form as *"film"*, and in fiber form as *"fiber"*, i.e. by their English equivalents. In addition, microplastic distribution by time was specified. The findings showed that the most common type of plastic at the stations was fragment (37,84%), and the most common plastic color was blue (79,64%). When the changes by time were examined, it was observed that the highest amount of microplastics on a seasonal basis was detected in the Autumn season (Avg. 51,47 MPs/L), while the lowest amount of microplastics was detected in Summer (Avg. 11,90 MPs/L). In addition, the highest average amount of microplastics was observed in October 2018 (78,60 MPs/L), while the lowest average amount of microplastics was observed in August 2019 (8,00 MPs/L).

Considering these results, the prevention of microplastics from being transferred to the receiving environment and the integration of the most appropriate technology and cost processes into traditional domestic wastewater treatment installations may be expressed as a few steps to prevent microplastic pollution. Determining the appropriate technology for removing microplastics that are detected in the surface water resources (brackish water, fresh water and sea water) from the receiving environment is among other issues to be taken into consideration. Further studies are needed to clearly reveal the relationship between microplastics and other parameters. In order to eliminate the inconsistency of the units and make the results comparable with those of other studies, it is important to establish an internationally recognized standard (ISO etc.) in the method of microplastic detection and to strictly use this method.

December 2020, 91 pages.

Keywords: İstanbul, Küçükçekmece Lagoon, microplastic, surface water

1. GİRİŞ

Sanayileşmenin ve gelişen teknolojinin bir ürünü olarak plastikler 1930'lu yıllardan bu yana günlük yaşamda insanların ihtiyaçlarını karşılamak konusunda vazgeçilmez bir konuma gelmiştir. Plastikler, karbonun hidrojen, oksijen ve diğer inorganik veya organik elementlerle oluşturduğu monomerlerin polimerizasyonu sonucu oluşan malzemelerdir (Harper ve Petrie, 2003). Plastikler dayanıklı olması, kolay şekillendirilebilmesi, maliyetinin düşük olması, dayanıklılığı ve hafifliği gibi sebeplerle günlük yaşamın her alanında kullanılmaya başlanmıştır (Derraik, 2002). İnsan hayatını kolaylaştıran tüm avantajlarının yanında plastiklerin çevre için teşkil ettiği sorunlar, yakın geçmişin artan kaygısını oluşturmuştur. Kullanım ömrünü tamamladıktan sonra atık statüsü kazanan plastikler gerek toplumsal gerekse devletler genelinde yeterli bir bilinçle yönetilememiştir (Kısacık, 2019). Atık yönetimindeki yetersizlikler, toplumsal bilincin atık oluşumu ve sonuçları konusundaki yetersizliği, kasıtlı olarak maddi birtakım yükümlülüklerden kaçınmak için deniz diplerine gömülen plastik atıklar, eğlence veya ticari amaçlı denizlerde yer alan gemilerin yeterli düzeyde kontrol edilememesi gibi sebeplerle bu noktalardan denizlere ve okyanuslara ulaşan plastikler gibi birçok etken sucul ekosistemleri plastik kirlilik tehlikesiyle karşı karşıya bırakmıştır. Okyanuslardaki plastik atıklar ilk kez 1970'lerin başında rapor edilmiş (Carpenter ve Smith, 1972) ve plastik atıkların sucul ekosistemler için bir tehdit unsuru olduğu son 50 yıldır fark edilen bir konu başlığı olmuştur (Schmaltz vd., 2020).

Plastiklerin kullanım alanı genişledikçe oluşan plastik atıkların karakterlerinde de farklılıklar baş göstermiştir. Farklı sentezleme süreçleri ile birlikte polietilen, polivinil klorür, polipropilen, polistiren gibi çeşitli plastik türleri geliştirilmiştir. Artan plastik türleriyle birlikte tekstil, ambalaj, otomotiv sektörleri gibi birçok farklı alanda plastik kullanımı ciddi oranda artmıştır (Kılıç ve Yüce, 2014).

Kullanımı günlük hayatta birçok kolaylık sağlamakla birlikte, kullanım sonrası atık statüsü kazanan plastikler çevresel bir probleme dönüşmektedir. Plastikler dünya genelinde sucul ekosistemlerdeki atıkların büyük çoğunluğunu oluşturmaktadır (Galgani vd., 2010). Plastik kirliliğinin artan bir endişe konusu olmasının yanı sıra, gerek plastik atıkların zaman

içerisinde UV ışınları, ışık, sıcaklık gibi etkenlerle fiziksel formunun bozunuma uğraması, gerekse cilt temizleme ürünleri, diş macunları gibi kişisel bakım ürünleri için özel olarak mikro boyutta üretilen plastiklerin alıcı ortamda tespit edilmesi zaman içerisinde mikroplastik kirlilik kavramını ortaya çıkarmıştır (Ng ve Obbard, 2006; Fendall ve Sewell, 2009; Cole vd., 2011).

Özellikle son on yılın artan endişesi olan mikroplastik kirliliğin çevresel etkilerini belirlemek için dünya genelinde birçok akademik çalışma yapılmıştır (Andrady, 2011; Wright vd., 2013; Ivar do Sul ve Costa, 2014; Barboza ve Gimenez, 2015; Jiang, 2018; Gong ve Xie, 2020). Yapılan çalışmalar özellikle sucul ekosistemlerdeki mikroplastik kirlilik üzerine yoğunlaşmıştır. Bununla birlikte toprakta (deSouzaMachado vd., 2018a; deSouzaMachado vd., 2018b) ve atmosferde mikroplastik kirlilik üzerine yapılmış çalışmalar da bulunmaktadır (He vd., 2018; Chae ve An, 2018; Bläsing ve Amelung, 2018; Allen vd., 2019a; Allen vd., 2019b; Liu vd., 2019b; Liu vd., 2019c; Amato-Lourenço vd., 2020; Zhang vd., 2020).

Bu tezin amacı, Küçükçekmece Lagünü, bağlantı alanı ve Marmara Denizi'nin bu alana olan sınırında deniz, geçiş alanı ve lagün gibi farklı sucul ekosistemlerin bulunduğu yüzey sularında, mikroplastiklerin varlığını ve olası kaynaklarını tespit etmek ve mikroplastiklerin bu alanın yüzey sularındaki mevsimsel değişimlerini belirlemektir.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. PLASTİKLER

Plastik (*plastique*), Fransızca kökenli bir kelime olup, "kalıplı, biçimlendirilmiş sentetik polimer" anlamına gelmektedir (Nişanyan, 2018). Bu terimin kökeni ise Yunanca şekillendirilebilen veya kalıplanabilen anlamına gelen "*plastikos*" kelimesidir. (Hammer vd., 2012). Plastik kelimesi "sentetik polimer" anlamıyla tüm dillerde 1940'lı yıllar itibariyle kullanılmaya başlanmıştır (Nişanyan, 2018). Plastikler yüksek molekül ağırlıklı organik moleküllerden ya da polimerlerden oluşmaktadır (Kılıç ve Yüce, 2014). Polimerler ise, monomer adı verilen küçük mol kütleli maddelerin birbirine kovalent bağlarla bağlanması ve bu birimlerin yinelenmesiyle ortaya çıkan zincir yapılar olarak tanımlanmaktadır. Örneğin; bir monomer olan etilen kimyasal bağlarla diğer etilenlerle bağlanarak en çok kullanılan plastiklerin başında gelen polietileni oluşturmaktadır.

Plastikler yüzyıldan uzun zamandır kullanımdadır ve en belirgin özellikleri arasında dayanıklılığı yer almaktadır. Doğal bir malzemenin kimyasal modifikasyonu ile elde edilen ilk plastiklerden biri selüloittir (Gilbert, 2017). Kullanım amacı ilk olarak gergedan boynuzu, fil dişi ve kaplumbağa kabuğu gibi doğadaki canlıların canlarına mal olarak elde edilen kaynakların yerini almak olan plastikler, zaman içerisinde kendilerine farklı sektörlerde yer bulabilmiştir (Freinkel, 2011). Ticari amaçlı üretilen ilk plastikler yarı sentetik olarak üretilmiştir. 1868 yılında bir kimyager olan Alexander Parkes'ın geliştirdiği kolay kalıplanabilen ve biçimlendirilebilen bir plastik olan "*Parkenise*" her ne kadar kullanışlı olsa da endüstriyel ölçekte üretiminde başarı sağlayamamıştır. 1869 yılında bir matbaacı olan John Wesley Hyatt tarafından ticari olarak ilk başarılı plastik olan "*selüloit*" geliştirilmiştir (Sevencan ve Vaizoğlu, 2007). İlk seri üretilen ve gerçekten sentetik plastik olan Bakalit 'in 1907'de icat edilmesi, gücü, ısı ve su direnci ve düşük elektrik iletkenliği ile devrim niteliğinde olmuştur. DuPont firması çalışanı olan Wallace Hume Carothers'ın 1935 yılında naylonu keşfetmesi ise, plastik tarihinin dönüm noktası olmuştur (Brydson, 1999) (Tablo 2.1).

O tarihten bu yana plastikler ve plastik içerikli ürünler gün geçtikçe artmış, plastiğin kullanım alanı gittikçe genişlemiştir. Düşük maliyetli oluşu, kolay şekillendirilebilmesi, dayanıklılığı ve birçok farklı alanda uygulanabilirliği sebebiyle plastikler günlük yaşamın ayrılmaz bir parçası haline gelmiştir. Bu özellikleri nedeniyle, plastikler, pipet, yiyecek ve içecek ambalajı, sigara filtreleri, tek kullanımlık bardaklar, tabaklar ve çatal bıçak takımı gibi tek kullanımlık ürünler için yaygın olarak ve farklı türlerde kullanılmaktadır (Clunies-Ross, 2019).

Tablo 2.1: Plastik gelişiminin kısa profili

Yıl	Plastik Tipi	Mucidi
1839	Doğal kauçuk lateks	Charles Goodyear
1839	Polistiren	Eduard Smon
1869	Selüloit	John Wesley Hyatt
1872	Polivinil klorür	Eugen Boumann
1909	Bakalit	Leo Hendrik Baekeland
1935	Düşük Yoğunluklu Polietilen	Reginald Gibson ve Eric Fawcett
1951	Yüksek Yoğunluklu Polietilen	Paul Hogan ve Robert Banks
1951	Polipropilen	Paul Hogan ve Robert Banks
1978	Doğrusal düşük yoğunluklu polietilen	DuPont

2.2. PLASTİK TÜRLERİ

Polimerler, insan yapımı sentetik polimerler ve doğada bulunan organik polimerler olmak üzere ikiye ayrılmaktadır (Saçak, 2002). Organik polimerler, doğada canlıların yapısında bulunan polimerlerdir. Doğada en bol bulunan organik polimer olan selüloz başta olmak üzere, nişasta, doğal kauçuk, DNA, proteinler akla gelen ilk organik polimer örnekleridir. Sentetik polimerler ise, uygun monomerlerin kullanılmasıyla insanlar tarafından üretilmektedir. Küçük moleküllerden yola çıkılarak sentezlenen ilk sentetik polimer, fenol ve formaldehitten sentezlenen bakalittir. Bu polimerler, monomerlerden başlanarak endüstride sentezlenmektedir. Isı, basınç ve birçok kimyasalın etkisiyle (özellikle boya vb. katkı malzemeleri) plastik üretiminin ikinci evresi başlamaktadır. Çeşitli işlemlerden geçirilerek sentezlenen sentetik polimerlerden olan plastikler, termoplastikler, elastomerler ve duroplastikler olmak üzere üç ayrı grupta sınıflandırılmaktadır (Eyerer, 2010). Bu gruplar kendi içlerinde alt gruplar içermektedir. Termoplastiklerin alt gruplarında yer alan Polietilen

(PE), Polietilen Teraftalat (PET), Polipropilen (PP), Polivinilklorür (PVC) ve Polistiren (PS) sık kullanılan sentetik polimer örnekleri arasında yer almaktadır (Saçak, 2002) (Şekil 2.1).



Şekil 2.1: Plastik çeşitlerinin sektörlere göre yüzdesel kullanım dağılımı (Plastics Europe, 2019).

2.2.1. Polivinilklorür (PVC)

PVC üretilen ilk plastiklerden birisidir ve oldukça yaygın bir kullanım alanına sahiptir. PVC'nin sahip olduğu özellikler, başka ürünlerin rekabet edemeyeceği performans avantajları sağlamaktadır. Fiziksel olarak ve yanmaya karşı dayanıklı, hafif, iyi yalıtım özelliklerine sahip ve düşük su geçirgenliği olan bir malzemedir. PVC ürünleri üretilirken farklı katkı maddelerinin kullanılmasıyla beraber dayanıklılık, sertlik, renk ve şeffaflık özellikleri çoğu uygulamaya özel olarak değiştirilebilmektedir. Kapı ve pencere profilleri, elektrik kabloları, boru parçaları, bahçe hortumları, eldivenler ve ayakkabı tabanları gibi birçok farklı alan, PVC'nin kullanım alanları arasında yer almaktadır (Andrady, 2003).

2.2.2. Polietilen Teraftalat (PET)

Polietilen Teraftalat (PET), Avrupa'da ambalaj sektöründe en yaygın şekilde kullanılan plastik türlerinden birisidir. PET, ilk defa DuPont firması kimyagerleri tarafından geliştirilmiştir, ancak çok uzun zincirler elde etmeyi mümkün kılan teknoloji ICI (Imperial Chemical Industries) tarafından 1941 yılında elde edilmiştir. 1970'lerin başlarında, hava basınçlı kalıplama yoluyla üç yönde esneme sağlanarak, cam şişenin yerini alacak hafif, sert, kırılmaz bir malzeme elde edilmiştir (PAGEV, 2020). Gazlı içecek, su ya da meyve suyu içeren plastik şişeler çoğunlukla PET'ten üretilmiştir. PET kalınlığına bağlı olarak yarı-katı ve katı olabilir. Çok hafiftir, serttir ve darbeye karşı dayanıklıdır. Ayrıca güneş ışınlarına ve radyasyona karşı dayanıma sahiptir. Doğal olarak renksiz ve şeffaftır (Kahvecioğlu, 2020).

2.2.3. Polietilen (PE)

Polietilen (PE), son derece dayanıklı olan kimyasallara karşı dirençli bir plastiktir. PE, düşük yoğunluklu veya yüksek yoğunluklu olabilmektedir. Tüm dünyada büyük üretim payına sahip olan, en yaygın kullanılan sentetik polimerlerden biridir. Enerji iletimi, gıda ambalajları, tüketim malları, elektronik, ev eşyaları, endüstriyel depolama ve ulaşım endüstrileri PE'nin kullanım alanları arasında yer almaktadır.

Günümüzde polietilen üretim işlemleri genellikle "yüksek basınçlı" ve "düşük basınçlı" operasyonlar olmak üzere kategorilere ayrılmaktadır. "Yüksek basınçlı" operasyonlarla genelde düşük yoğunluklu polietilen (LDPE), "düşük basınçlı" operasyonlarla ise yüksek yoğunluklu (HDPE) ve doğrusal düşük yoğunluklu (LLDPE) polietilen elde edilmektedir (Kıralp vd., 2007).

Polietilen çeşitli şekillerde kalıplara dökülmek için oldukça uygun bir malzemedir. Ucuz olmasından dolayı genellikle yapı sektöründe kullanılmaktadır. Kolayca şekil verilebilmekte ve kalıplanabilmektedir. İyi bir gaz engelleyicidir ve asit, gres ve petrol gibi kimyasallara karşı iyi direnç göstermektedir. Çok şeffaf ve renksiz olabilir, ancak daha kalın olan kısımları genellikle opak ve beyazımsıdır. Suyu çok az emen sert, sağlam, dayanıklı ve boyut kararlılığı olan bir malzemedir (Andrady, 2003).

2.2.4. Polipropilen (PP)

Polipropilen (PP), 20. yüzyılın ikinci yarısında dünya çapında üretim ve kullanımda olağanüstü bir büyüme geçirmiştir (Karian, 2003). PP ambalaj ve etiketleme, tekstil (örneğin halat, termal iç çamaşırı ve halı), plastik parçalar ve yeniden kullanılabilir kap çeşitleri, laboratuvar ekipmanı, hoparlör, otomotiv parçaları gibi birçok uygulamada kullanılan bir termoplastik polimerdir. Propilen monomerinden elde edilen PP çoğu solvent, baz ve asite karşı dayanıklı ve alışılmadık şekilde dirençli bir polimerdir. Sert, opak ve sağlam bir malzemedir ve düşük yoğunluğa sahiptir, suda yüzebilir (Kıralp vd., 2007).

2.2.5. Polistiren (PS)

Polistiren (PS), ısıtıldığında yumuşayan ve film, plaka gibi yarı bitmiş ürünlere ve birçok birçok bitmiş ürüne dönüştürülebilen termoplastik bir polimerdir. PS, gıda ile temas eden ambalajlardan binalarda ısı yalıtıcılarına kadar geniş bir uygulama alanı bulmaktadır (Lynwood, 2014). PS'den yapılan ürünler arasında kupalar ve tabaklar, süt ürünlerinin koyulduğu birden fazla ve bir kez servis edilebilen kaplar, otomat kupaları, hastane ve restoranlarda kullanılan tepsiler gibi tek kullanımlık malzemeler bulunmaktadır (PAGEV, 2020).

Polistiren oldukça sert, kırılgan ve parlaktır. Nispeten düşük erime noktasına sahip çok pahalı olmayan bir reçinedir (Kılıç ve Yüce, 2014). UV ışınlarına iyi direnç göstermektedir, iyi darbe ve gerilme direnci, düşük fiyat ve işleme kolaylığı vardır. Asit alkali ve tuzlara karşı da üstün bir direnç göstermektedir (Andrady, 2003).

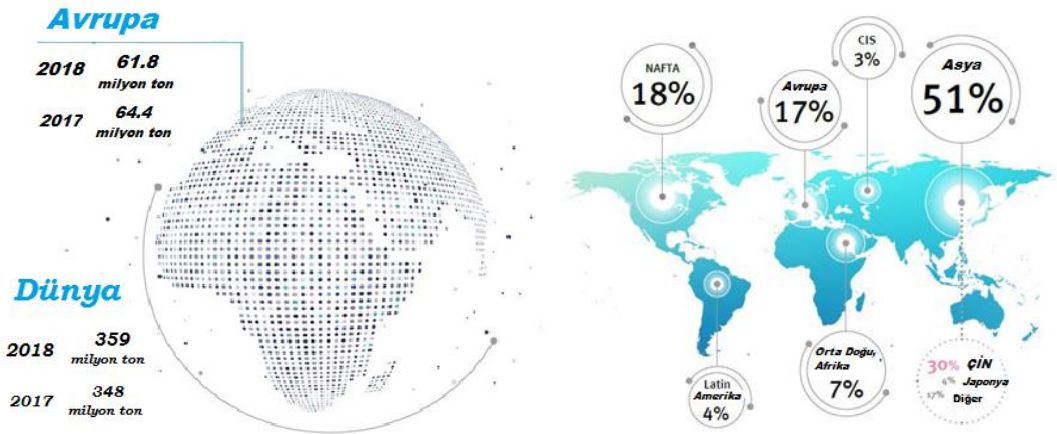
Sık kullanılan bu plastik türlerinin yanı sıra, biyo bazlı plastikler, biyobozunur plastikler, mühendislik plastikleri, elastomerler, epoksi reçineler, genleşmiş PS, florlu polimerler, poliüretanlar, termoplastikler ve termosetler gibi farklı plastik türleri de günlük hayatta kullanılan plastik türleri arasında yer almaktadır (Çelikgöğüs, 2010).

Plastik malzeme özelliklerinin avantajları günlük hayatta daha fazla kullanılmasını sağlamakla birlikte doğada bu malzemelerin uzun yıllar boyunca bozunmadan kalması çevresel sorunlar teşkil etmektedir. Kullanım sonrası ömrünü dolduran plastik ürünler, yetersiz atık yönetimi, bilinçsiz davranışlar, doğrudan ve dolaylı etkiler sebebiyle plastik atık olarak ekosistemlere zarar vermektedir.

2.3. PLASTİK KULLANIMI

Plastik üretiminin neredeyse tamamı (%90) hala fosil yakıtlara dayanmaktadır. 1950 yılında 2 milyon ton olan fosil yakıt bazlı plastik üretimi 2017 yılında 348 milyon tonu, 2018 yılında 454 milyon tonu geçmiştir (UNEP, 2020). AB28 ülkeleri (1 Temmuz 2013 tarihinde 28'e ulaşan üye ülke sayısı 31 Ocak 2020 tarihinde Birleşik Krallığın ayrılmasıyla 27'ye düşmüştür), Norveç ve İsviçre plastik üretiminde yılda 60 milyon tonu bulmaktadır (Şekil 2.2). Çin, dünya çapındaki plastik kirliliğin %27'sinden sorumlu en büyük üretici olmuştur. Mevcut büyüme oranlarına dayanarak geliştirilen projeksiyonlar, plastik üretiminin 2025 yılına kadar iki katına çıkmasını ve 2050'ye kadar üç kattan fazla olmasını öngörmektedir (United Nations, Food and Agricultural Organisation, 2017).

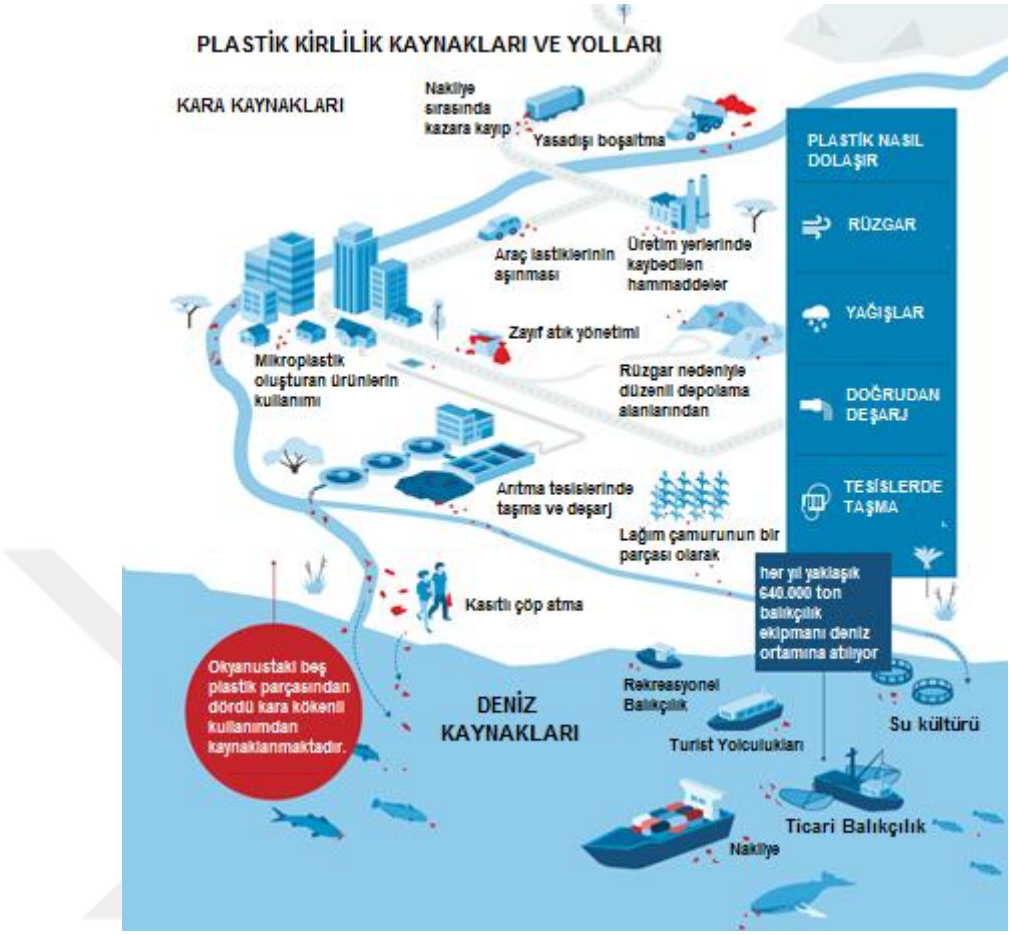
Dünya çapında insanlar yılda 4 trilyon plastik torba ve her dakika 1 milyon plastik şişe kullanmaktadır (Barcelo, 2020). Ancak, Korona virüs salgınının Çin sınırlarını aşması ve küresel ölçekte hızla yayılması ile imalat sanayinde 2020 yılının Mart ayının ortalarından itibaren talep kaynaklı bir gerileme görülmüştür. Salgın, tüm Dünya'da olduğu gibi Türkiye'de de plastik sektöründe değişik etkilerde bulunmuştur (PAGEV, 2020). Endüstri sektöründe üretimin yavaşlamasına bağlı olarak bir gerileme görülmekle birlikte nihai tüketiciye hitap eden tek kullanımlık ambalaj ve film sektöründe son dönemde önemli bir artış gözlemlenmektedir. Salgının yaygınlaşması ile plastik ambalajların hijyen ve toplum sağlığı açısından oynadığı kritik rol bir kez daha ortaya çıkmıştır. Buna bağlı olarak tüm bu ürünlere (kolonya ve antiseptik solüsyon şişeleri) olan talep artmıştır. Medikal sektöründe plastik ürünlere olan talepte çok hızlı bir artış yaşanmıştır. Maske ve eldiven ihtiyacının karşılanması için tüm firmalar yüksek kapasite ile çalışmışlardır (PAGEV, 2020). Salgın dönemlerinde her ne kadar ihtiyaç duyulan ürünler değişse de plastik üretimi sürekliliği zarar görmemiştir.



Şekil 2.2: Dünya genelinde plastik üretimi ve yüzdesel dağılımı (Plastics Europe, 2019).

2.4. PLASTİK ATIKLAR

Modern anlamda kabul gören plastik kullanımının hızla yaygınlaşmasına karşın, plastik atıkların yönetilmesi bu süreç içerisinde üretim ve kullanım oranları kadar hızlı reaksiyon verememiş ve plastik kirliliği günümüzün en büyük problemlerinden biri haline gelmiştir. İnsanlar satın alma, kullanma ve atma seçenekleriyle bir ürünün tüm yaşam döngüsünü etkilemektedir (European Commission, 1998). İnsanların tüketici davranışlarını etkilemek Avrupa çevre ve tüketici politikasında bir öncelik haline gelmektedir (Niva ve Timonen, 2001). Tüketicilerin genel olarak çevre sorunlarını ürünlerle ilişkilendirmekte zorlandıklarına, yeşil ve konvansiyonel ürünleri ayırt etmekte ve eko etiketli ürünler satın almanın çevresel faydalarını takdir etmekte zorlandıklarına dair kanıtlar bulunmuştur (Leire ve Thidell, 2005). Bununla birlikte, son araştırmalar tüketicilerin geri dönüştürülemeyen ambalajlar ve sürdürülebilirlik sorunu olarak ürünler üzerinde kullanılan ambalaj miktarı ile ilgili endişe duyduğunu göstermektedir (Grunert vd., 2014). Özellikle plastik ambalajlar, tek kullanımlık plastikler ve plastik poşetler gibi kısa kullanım ömrüne sahip plastik ürünler hakkında artan endişeler haklı bir noktaya parmak basmaktadır (Şekil 2.3). Kullanım ömrünü doldurduktan sonra atık statüsü kazanan plastikler insan sağlığı ve ekosistemlerin sürdürülebilirliği için büyük bir tehdit oluşturmaktadır.



Şekil 2.3: Plastik kirliliği kaynakları ve okyanusa ulaşma yolları (Clunies-Ross, 2019)

2.5. SUCUL EKOSİSTEMLERDE PLASTİK ATIKLAR ve ETKİLERİ

Plastik bileşimi, aynı zamanda döküntü yoğunluğunu belirleyen polimer tipini de ifade etmektedir. Polipropilen ve polietilen gibi düşük yoğunluklu plastikler, sudan daha az yoğun olan ve bu nedenle yüzeyde kalma ihtimali olan kalıntılar üretmektedir. Sudan daha yoğun olan ve bu nedenle batmaya meyilli olan plastikler arasında polietilen teraftalat, polistiren ve selüloz asetat bulunmaktadır. Plastiklerin dayanıklılığı ve sürekliliği, artan üretimleri ve düşük geri kazanım oranları (ABD EPA, 2014) ile birlikte, büyük olasılıkla kıyı şeritlerinde, yüzey sularında, su sütununda ve dip tortularda net bir plastik birikimine neden olduğu yapılan çalışmalarca belirlenmiştir (Ryan ve Moloney, 1993; Barnes vd., 2009).

Plastiklerin sayılan tüm özellikleri sebebiyle üretilen plastiklerin yarıdan fazlası 3 yıldan kısa bir süre içerisinde atık statüsü kazanmaktadır. Her ne kadar insan hayatına 20. Yüzyıl itibariyle girmiş olsa da bugüne kadar üretilen plastiklerin %75'i şu an atık konumundadır (WWF, 2019). Üretimin yanı sıra yılda 27 milyon ton plastik atık oluşmaktadır. Geri dönüştürülmüş plastikler ise; plastik talebinin sadece %6'sına karşılık gelmektedir (WWF, 2018). Hem karada hem de denizde olumsuz etkileri olan bu plastik atıklar deniz çöplerinin yaklaşık %75'ini oluşturmaktadır (UNEP, 2005; Barnes vd., 2009; Cole vd., 2011). Bu anlamda, sadece denizcilik faaliyetlerinin güvenliğinde değil, çevresel, ekonomik, insan sağlığı ve güvenliği ile estetik açıdan da bir sorun oluşturmaktadır (STAP, 2011; Maximenko vd., 2012; Hartley vd., 2015). Örneğin, deniz çöpünün yutulması veya deniz çöpüne dolanma vahşi yaşamda yaralanmaya veya ölüme neden olmakta, kıyı turizmi, denizcilik ve balıkçılık endüstrilerinde kayıplara yol açmaktadır ve temizleme sürecine önemli ekstra maliyetler eklemektedir (Gregory, 2009; Mouat vd., 2010; Biyolojik Çeşitlilik Sözleşmesi ve Bilimsel ve Teknik Danışma Paneli GEF, 2012).

2.5.1. Makroplastikler ve Kaynakları

Makroplastik olarak isimlendirilen geniş boyutlu plastik atıklarının sucul ekosistemlere etkisi uzun bir süredir çevresel araştırmaların konu başlığı olmuştur. 1970'lerin başlarında okyanuslardaki plastik atıkların ilk raporları (Carpenter vd., 1972; Carpenter ve Smith, 1972; Colton ve Knapp, 1974; Fowler, 1987; Coe ve Rogers, 1996) bilimsel topluluğun asgari dikkatini çekmiştir. Takip eden yıllarda, bu tür atık birikintilerinin ekolojik sonuçları hakkında veri toplayarak, konu artan araştırma ilgisini çekmiştir. Tatlısu ortamlarında, denizlerde ve okyanuslarda makroplastiklerin varlıkları üzerine çalışmalar yapılmıştır. Çoğu çalışma, deniz memelilerinin (Laist, 1997; Clapham vd., 1999) ve diğer türlerin (Erikson ve Burton, 2003) balık ağı parçalarının atıklarına dolanmasına ve bentik bölgedeki sahipsiz donanımların sebep olduğu "hayalet balıkçılığa" odaklanmıştır (Bullimore vd., 2001; Tschernij ve Larsson, 2003).

Makroplastikler, olası dolaşma ve yutma nedeniyle balık, kaplumbağa ve kuşlar dâhil olmak üzere su hayvanları için sağlık riski oluşturmaktadır (Sheavly ve Register, 2007; Gregory, 2009; Boerger vd., 2010; Codina-García vd., 2013). IUCN kırmızı listesi ile karşılaştırmanın yapıldığı bir çalışmada sucul ekosistemlerde plastik dolanması ve yutulmasından etkilenen

türlerin en az %17'sinin tehdit altında veya tehdit altında olmaya yakın olduğu vurgulanmıştır (Gall ve Thompson, 2015). Plastiğin yutulması, iç kanamaya, aşınmaya ve ülserlere ve ayrıca sindirim sisteminin tıkanmasına neden olabilmektedir (Wright vd., 2013; Kögel vd., 2020). Makroplastiklerin çevresel etkileri sebebiyle plastik dolaşması ve yutmadan kaynaklanan deniz kuşlarının, memelilerin, balıkların ve sürüngenlerin yaralanması ve ölümüne (Derraik, 2002; Gregory, 2009; Lozano ve Mouat, 2009), yerli olmayan deniz türlerinin taşınmasına (örn. bryozoans) yüzen plastik dökümtülerdeki yeni habitatlara (plastisfer) (Winston, 1982; Barnes, 2002; Derraik, 2002) ve deniz tabanının boğulmasına, gaz değişiminin önlenmesine ve plastik dökümtüden kaynaklanan yapay sert zeminlerin oluşmasına neden olabilmektedir (Moore, 2008; Gregory, 2009).

Yapılan deniz çalışmaları, plastik torbaları, şişeleri, ambalaj kayışlarını ve oltaları okyanuslarda küresel olarak en yaygın plastik kirlilik maddeleri olarak belirlemiştir (Blettler vd., 2018). Plaj çalışmaları, sigara izmaritlerini, yiyecek ambalajlarını, içecek şişelerini ve pipetlerini, karıştırıcıları baskın maddeler olarak tanımlamaktadır (Coastal Cleanup Data, 2019). Yapılan sınırlı tatlı su çalışmaları, bu maddeleri İngiltere ve Avrupa'daki tatlı su ortamlarında da bulmuştur (Morritt vd., 2014; Ortak Araştırma Merkezi (Avrupa Komisyonu), 2018).

2.5.2. Mikroplastikler ve Kaynakları

Mikroplastikler, birkaç mikron ile birkaç milimetre çapında değişen boyutlardaki parçacıkların gerçekten heterojen bir karışımını tanımlamak için kolektif bir terim olarak kullanılmaktadır. Mikroplastikler çalışmadan çalışmaya değişen sayıda boyut aralıkları ile <10mm. (Graham ve Thompson, 2009), <5mm. (Betts, 2008; Barnes vd., 2009), 2-6 mm. (Derraik, 2002), <2 mm. (Ryan vd., 2009), ve <1 mm. (Browne vd., 2007; Browne vd., 2010; Claessens vd., 2011) gibi çaplarla atfedilmiştir (Çullu, 2015). Bu tutarsızlık mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalarda verileri karşılaştırmada sorun teşkil etmiştir. Ancak genel itibariyle kabul görmüş olan tanımlamaya göre mikroplastikler, 5 mm'den küçük plastik parçacıkları olarak kabul edilmiştir. Ayrıca tanım kabulleri arasındaki değişkenliği ortadan kaldırmak adına Andrady (2011), insan gözünün görebileceği küçük plastik parçacıklar ile sadece mikroskop ile gözlemlenebilecek küçüklükteki plastik parçacıkları ayırmak için bilimsel terminolojiye "mezoplastik" teriminin eklenmesini önermiştir. Mikroplastik terimi, Thompson ve arkadaşlarının (2004) deniz tortularında ve Avrupa sularındaki su sütununda

gerçekten mikroskobik plastik parçalarının birikimini göstermek ve tanımlamak için kullanmasından bu yana antropojenik döküntüler ile ilgili olarak yaygın olarak kullanılmaktadır.

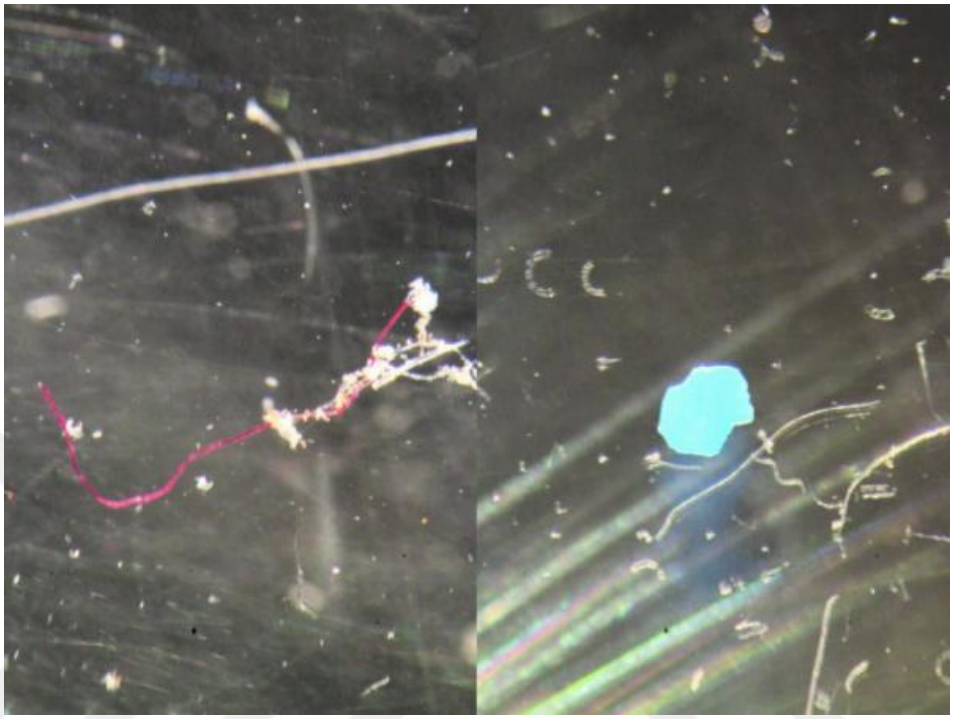


Şekil 2.4: Kişisel bakım ürünlerinde kullanılmak üzere üretilmiş mikroplastikler (Mibelle Group, 2018).

Küçük plastik parçacıklarının açık denizlerdeki varlığı ilk olarak 1970'lerde (Carpenter ve Smith, 1972) belirtilmiş olsa da 2000 yılından itibaren plastik atıkların çevrede oluşturdukları problemlerin bir yenisinin daha farkına varılmıştır. 1940'lı yıllarda başlayan seri plastik üretiminden beri bu problem büyüyen bir sorun olmuştur. Ortamdaki plastik kalıntılar, yıllar boyunca sürecek olan ultraviyole (UV) radyasyon, mekanik ayrışma ve biyodegradasyon ile foto-, termal- ve oksidatif degradasyonun bir kombinasyonu yoluyla parçalanmaktadır (Gregory ve Andrady, 2003; Shah vd., 2008; Corcoran vd., 2009; Andrady, 2011).

Mikroplastikler kozmetik ve kişisel bakım ürünlerinde olduğu gibi doğrudan mikro boyutlarda üretilebildiği gibi (Şekil 2.4), daha büyük plastik parçacıklarının zaman içerisinde çeşitli faktörlerin etkisiyle (UV, rüzgâr, canlılar tarafından vb.) bozunması sonucu da oluşabilmektedir (Şekil 2.5). İnsan etkisi olsun ya da olmasın dünya üzerindeki neredeyse tüm ekosistemlerde görülebilen mikroplastikler oluş şekillerine göre iki gruba ayrılmaktadır. Doğrudan kullanım amacıyla mikro boyutta üretilen mikroplastiklere "birincil mikroplastikler", zaman içerisinde daha büyük boyutlu plastiklerin bozunumuyla oluşan mikroplastiklere ise "ikincil mikroplastikler" denilmektedir. Birincil mikroplastikler, kozmetik aşındırıcılar, ilaç vektörleri ve hava püskürtmesi gibi endüstriyel ve mühendislik uygulamalarını içeren spesifik uygulamalar için özel olarak üretilmiştir (Auta vd., 2017).

İkincil mikroplastikler ise; rüzgâr, dalgalar, sıcaklık ve UV ışığı gibi çok sayıdaki çevresel koşullarla giderek daha küçük parçalara ayrılan daha büyük plastiklerden kaynaklanmaktadır (Andrady, 2011; Cole vd., 2011; Rocha-Santos ve Duarte, 2015).



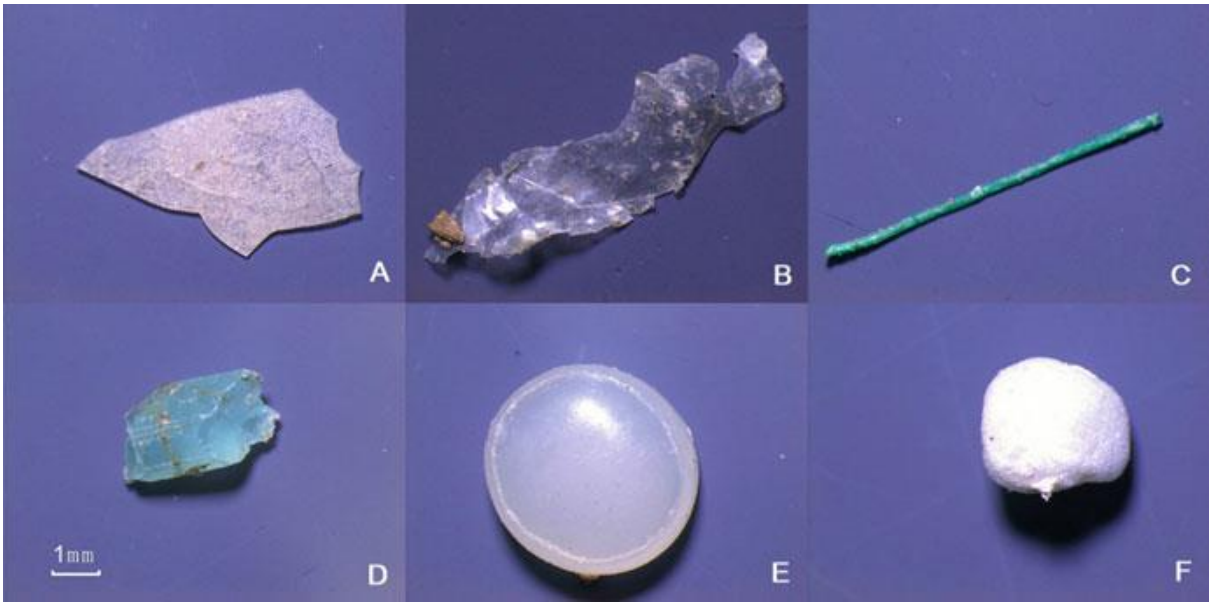
Şekil 2.5: Güney Okyanusu yüzey katmanlarında tespit edilmiş ikincil mikroplastikler (Environments, 2020).

Mikroplastikler şu ana kadar incelenen hava (Amato-Lourenço vd., 2020; Zhang vd., 2020), toprak (He vd., 2018; Chae ve An, 2018; Bläsing ve Amelung, 2018) ve su (Thompson vd., 2004; Barnes vd., 2009; Eriksen vd., 2013; Imhof vd., 2013; Obbard vd., 2014; Woodall vd., 2014) ortamlarının hepsinde gözlemlenmiştir. Gözlemlenen mikroplastiklerin yapısı çeşitli moleküllerden oluşmaktadır ve çeşitli ürün türlerine karşılık gelmektedir. Mikroplastikler, en çok üretilen ve tüketilen polipropilen (PP), düşük yoğunluklu polietilen (LDPE), yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE), polivinil klorür (PVC), poliüretan, polietilen teraftalat (PET) ve polistiren (PS) olmak üzere farklı polimer türlerinden oluşmaktadır ve çok sayıda kaynaktan gelmektedir (Liu vd., 2019a). Ayrıca farklı boyutlarda, renklerde ve şekillerde bulunmaktadırlar (Barcelo, 2020). En yaygın kullanılan bu polimer türleri dışında kalan diğer polimer türleri de birincil ve ikincil mikroplastiklerin kaynaklarını oluşturabilmektedir.

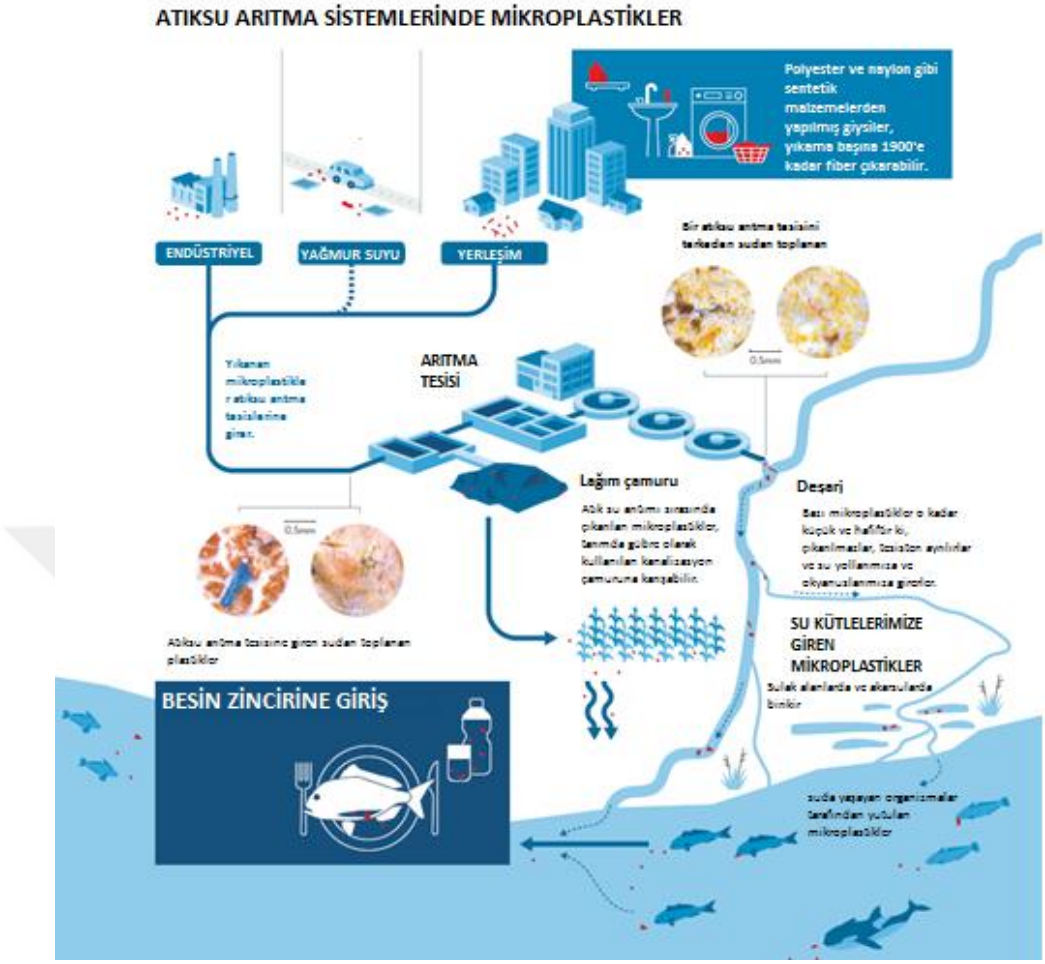
Mikroplastikler tipik olarak kırık parçacıklar (fragment) olarak rapor edilmektedir, ancak son araştırmalar özellikle lifli plastiklerin (mikrofiberlerin) baskınlığını vurgulamıştır (Browne vd., 2011; Ivar do Sul ve Costa, 2014). Deniz dünyasındaki mikrofiberlerin bolluğunun nicelemesi, laboratuvar işlemleri sırasında numunelerin kontaminasyonu ile kolayca karıştırılabilmektedir. Fiberler günlük ortamda her yerde bulunmaktadır ve insan derisinden araba koltuklarına kadar çeşitli alt tabakalara odaklanan çalışmalarda belgelenmiştir (Owen vd., 1992; Grieve ve Biermann, 1997; Roux ve Margot, 1997; Was-Gubala, 2004; Marnane vd., 2006; Palmer ve Burch 2009; Free vd., 2014; Liebezit ve Liebezit 2014; Zhao vd., 2014), dolayısıyla örnekleme sonrası kontaminasyon olasılığı fazladır. Sonuç olarak mikroplastik kirlilik üzerine yapılan bazı çalışmalarda çalışmacılar (Goldstein ve Goodwin, 2013; Van Cauwenberghe vd., 2013; Dekiff vd., 2014) mikrofiberleri analizlerinde kasıtlı olarak analiz dışında bırakmışlardır. Mikrofiberlerin analizlerde hariç tutulması, mikroplastik kirliliğinin etkilerinin miktarını ve yorumunu anlamada önyargıya götürebilmektedir. Bunlara ek olarak film formunda rapor edilen mikroplastikler de bulunmaktadır.

Ekosistemlerde tespit edilen mikroplastiklerin renkleri, o ekosisteme atıklarını ulaştıran insanların ve üretim tesislerinin kullandıkları plastik ürün çeşitliliğine göre farklılık göstermektedir. Mikroplastikler kırmızı, turuncu, sarı, kahverengi, ten rengi, kırık beyaz, beyaz, gri, mavi, yeşil ve şeffaf dâhil olmak üzere çeşitli renklerde rapor edilmiştir (Şekil 2.6) (Bergmann vd., 2019; Rochman vd., 2019). En sık bildirilenler mavi ve kırmızı fiberlerdir (Hidalgo-Ruz vd., 2012). Koyu, beyaz, şeffaf veya yarı saydam parçacıklar, görsel inceleme sırasında yetersiz temsil edilebilmektedir (Hartmann vd., 2019). Renk, numune hazırlama sırasında potansiyel plastik döküntü kaynaklarını ve potansiyel kontaminasyonları tanımlamak için faydalıdır (Rocha-Santos, 2017; Hartmann vd., 2019). Şeffaf ürünler PP'ye, beyazlar PE'ye ve opak renkler LDPE'ye atfedilmiştir (Rocha-Santos, 2017). Bununla birlikte, plastik bir parçacığın rengi, tipini veya kaynağını belirlemek için kolayca kullanılamamaktadır. Daha önemlisi, görsel inceleme sırasında daha parlak renkler daha kolay görüldüğünden renk bilgileri önyargılı olabilmektedir (Rochman vd., 2019).

Mikroplastik kirliliği günümüzde her yerde tespit edilen küresel bir sorundur. Deniz ortamı, kum plajları, atık sular, yüzey suları, topraklar, çamurlar, çökeltiler, biyota ve hava gibi farklı ortamlarda mikroplastik izlerine rastlamak mümkündür. Rekreasyonel aktiviteler ve özellikle atıksu arıtma tesislerinin mikroplastikleri giderebilecek seviyede teknolojiye sahip olamayışı mikroplastiklerin giderime uğramadan alıcı ortamlara ulaşmasına neden olmaktadır (Şekil 2.7). Çok sayıda araştırma genel olarak plastiklerin ve özellikle mikroplastiklerin sucul ekosistemlerin çeşitli katmanlarında, sedimentlerde (Nizzetto vd., 2016a), toprakta (Nizzetto vd., 2016b), havada (Liu vd., 2019b; Liu vd., 2019c) bulunduğunu göstermektedir.



Şekil 2.6: Farklı renk ve şekillerde mikroplastik örnekleri (Wagner ve Lambert'ten (2018) alıntılanmıştır.).



Şekil 2.7: Atıksu arıtma sistemlerinde mikroplastikler (Clunies-Ross, 2019)

2.5.3. Sucul Ekosistemlerde Mikroplastik Dağılımı

Kuzey Atlantik Okyanusu'ndaki plastik topakların varlığına dair alarm veren ilk yayını, 1972'de E.J. Carpenter ve K.L. Smith sunmuşlardır (Carpenter ve Smith, 1972). Ancak, son 10 yıla kadar hem akademik camiada hem de toplumda, plastik esaslı kirliliğin deniz ortamındaki etkisiyle ilgili genel bir artan endişe ortaya çıkmamıştır (Llorca vd., 2020). Özellikle kıyı alanları, artan nüfus, turizm, limanlar, tuzdan arındırma (desalinasyon) tesisleri, deniz trafiği ve plastik kirlilik dâhil olmak üzere doğrudan çevresel baskılara maruz kalmaktadır. Ayrıca, atıksu deşarjları ve atmosferik birikimlerin salınımları yoluyla dolaylı etkiler de bulunmaktadır (Maximenko vd., 2012). Atıksudaki mikroplastiklerin %98'in üzerindeki verimle giderimi sağlansa bile, bir çalışmada tahminen 65 milyon mikro ve nanoplastiğin hala alıcı ortama deşarj edildiği tespit edilmiştir (Murphy vd., 2016).

En son küresel tahminlerine dayanarak, okyanus yüzeyinde yüzen 93-236 bin ton mikroplastik bulunduğu belirtilmiştir (Sebille vd., 2015). Donmuş buz alanlarında da yüksek mikroplastik konsantrasyonları bulunmuştur. Örneğin, Arktikte m^3 buz başına 38–234 parçacık bildirilmiştir (Obbard vd., 2014). Laboratuvar çalışmaları, mikroplastiklerin potansiyel olarak fiziksel etkilere (Wright vd., 2013) ve/veya kimyasal etkilere neden olarak deniz organizmaları üzerinde etkileri olabileceğini göstermiştir (Frias vd., 2010; Holmes vd., 2012). Ek olarak, mikroplastikler kalıcı organik kirleticiler (POP) gibi hidrofobik kimyasalları adsorbe edebilmektedir (Teuten vd., 2009; Bakir vd., 2014; Woodall vd., 2015). Bu kimyasallar arasında ftalatlar, nonilfenoller, bisfenol-A (BPA), ağır metaller ve polibromludifenil eterler (PBDE'ler) bulunmaktadır (Teuten vd., 2007; Cheng vd., 2010; Nakashima vd., 2011; Bittner vd., 2014). Bu kimyasallar endokrin fonksiyonları bozabilmekte ve sucul hayvanlarda üremeye zarar verebilmekte ve olumsuz gelişimsel etkilere neden olabilmektedir (Meeker vd., 2009). Hem adsorbe ettiği kalıcı organik kirleticilerle hem de bu kirletici fonksiyonlar dahil edilmese bile kendi varlığı ile plastikler sudaki besin ağlarında birikmektedir. Sudaki besin ağları boyunca plastiğin trofik transferi doğrulanmıştır, bu nedenle sucul ekosistemler için sağlık tehdidi oluşturmaktadır (Teuten vd., 2009; Boerger vd., 2010; Andrady, 2011; Fossi vd., 2012).

2.5.4. Biyotada Mikroplastik Dağılımı

Plastikler su kolonunda ve denizel dökuntülerde bulunan diğer kirleticileri adsorbe edebilmekte, biriktirebilmekte ve biyotaya aktarabilmektedir. Yapılan bir çalışmada denizlerde ve okyanuslarda bulunan plastik ve mikroplastiklerden doğrudan etkilenen (dolanma, yutma vb.) canlı sayısı 14 Ocak 2020 itibariyle 2249 adet olarak belirtilmiştir (Litter Base, 2020). Plastiklerin nehirlere kişi başına tahmini emisyonu, makroplastikler için 8,8 kg/yıl, makroplastiklerin parçalanmasından, kişisel bakım ürünlerinden, çamaşır liflerinden ve lastik aşınmasından oluşan mikroplastikler için 0,0055 ile 0,18 kg/yıl arasındadır (vanWijnen vd., 2019).

Gerek doğrudan mikroskobik boyutta üretilmiş olsun gerekse dolaylı olarak bozunma yoluyla ortaya çıkmış olsun, kullanım sonrası atık olarak ulaştıkları çevrede mikroplastikler girdikleri ortamda yaşayan canlılara ciddi zararlar vermektedir. Bir besin ağında bulunan tek bir canlıyı etkilemesi bile mikroplastiklerin dolaylı yollarla etkiledikleri canlının bulunduğu besin ağında yer alan diğer canlılara da zarar verebilmektedir. Kullanım ihtiyacını karşıladıktan sonra atık

durumuna geçen plastiklerin doğada çözünme süreleri bulundukları ortama zarar verebilmeleri adına oldukça yeterli olmaktadır. Örneğin sigara izmaritleri 5 yılda, plastik poşetler 20 yılda, plastik bardaklar 50 yılda ve balık ağları ise 600 yılda doğada çözünebilmektedir. Sadece Akdeniz'deki biyoçeşitlilik ele alındığında kuşların %35'i, balıkların %27'si, deniz memelilerinin %13'ü plastik kapanında bulunmaktadır (WWF, 2018).

Mikroplastikler plankton, bentik protozoa ve bakterilere benzer boyutlara sahiptir ve deniz ortamındaki varlıkları, nispeten ayırt edici olmayan beslenme stratejileri (örn. Planktonik süspansiyon ve filtre besleyicileri) içerisinde kendini kamufle ederek, su organizmaları tarafından alımını kolaylaştırmaktadır. Laboratuvar ve saha araştırmaları, kabuklular, kıskaçlılar, midye ve balıkların mikroplastik parçacıklarını yutabildiğini göstermiştir (Thompson vd., 2004; Browne vd., 2008; Boerger vd., 2010; Murray ve Cowie, 2011; Cole vd., 2013; Jantz vd., 2013). Yutulan mikroplastikler, iç sıyrıklar ve tıkanmalar gibi organizmalar içinde fiziksel hasara neden olabilmektedir (Zhao vd., 2014).

Fiziksel etkinin yanı sıra toksisite, daha sonra çevre deniz suyundan emilen plastik katkı maddelerinin sızmasından da kaynaklanabilmektedir (Andrady, 2011; Wright vd., 2013). Kimyasal yapıları itibariyle sindirimi mümkün olmayan bu sentetik polimer türevleri canlıların yapılarında birikerek doğrudan etkilediği canlının ölümüne sebep olabilmektedir. Ayrıca bünyesinde sentetik polimer türevi bulunduran bir canlıyı besin zincirinin üst sıralarında bulunan veya besin ağında bu canlıyla etkileşim halinde olan başka bir canlının yemesiyle kümülatif olarak ilerleyerek bir üst basamağa geçiş yapmaktadır. Midye analizlerine dayanarak, mikroplastiklerin dolaşım sistemine (Browne vd., 2008) aktarıldığına ve moleküler düzeyde artan bir bağışıklık tepkisine neden olduğuna dair kanıtlar bulunmaktadır.

Mikroplastiklerin boyut olarak büyüklüğü söz konusu olduğunda, deniz besin zincirinin dibine yakın filtre besleyicileri ve diğer organizmalar öncelikle etkilenebilmektedir (Thompson vd., 2004; Moore, 2008). Deniz memelileri üzerindeki araştırmalar, plastik parçacıkların plastiklerle kontamine balıklarla beslenilmesiyle gıda zinciri boyunca transfer edildiğini göstermiştir (Eriksson ve Burton, 2003). Ayrıca, mikroplastikler uzak bölgelere yayılan mikroorganizmalar için taşıma vektörleri olarak hizmet edebilmektedir (Barnes, 2002; Gregory, 2009).

Plastikler, plastikleştirici veya organik kirleticiler gibi deniz ortamından plastik matrikse emilen katkı maddeleri içerdiğinden (Carpenter vd., 1972; Hale vd., 2010), fiziksel etkileri kimyasal ve toksik etkilerle artabilmektedir. Deniz kuşlarında, kirletici konsantrasyonu ile plastik yük arasında pozitif bir ilişki halihazırda gözlemlenmiştir (Ryan vd., 1988). Yapılan araştırmalar, özellikle pasif kirletici tutucu kimliğine bürünen plastikler üzerinde, organik kirleticilerin sorpsiyonunun doğal çökeltilere ve topraklara göre yaklaşık iki kat daha büyük olduğunu ortaya koymaktadır (Mato vd., 2001). Plastiklerin toplu üretimi ve toplu tüketimi, doğal yaşam alanlarında plastik birikmesine ve biyota ve ekonomi üzerinde olumsuz etkilere neden olmaktadır (Lusher vd., 2017). Çevresel etkiler, habitat hasarı, deniz çöpünün biyotaya dolanması ve canlılar tarafından yutulmasını ve yüzen çöp kütleleri üzerinde taşınarak yerli olmayan türlerin, özellikle mikroorganizmalar, deniz yosunları ve omurgasızların biyotaya girişini içermektedir (Barnes ve Milner, 2005; Calder vd., 2014; Kiessling vd., 2015; Kühn vd., 2015). Biyolojik Çeşitlilik Konvansiyonu Sekretaryası ve Bilimsel ve Teknik Danışma Paneli-GEF (2012), 373 yaban hayatı türünün deniz çöpünün dolanması ve yutulması yoluyla etkilendiğini bildirmiştir; bu türlerin %15'i Dünya Doğa ve Doğal Kaynakları Koruma Birliği'nin (IUCN) kırmızı listesinde yer almaktadır. Bu sayı 2016 yılında, ilave 156 dolanma ve yutulmadan etkilenen türün eklenmesiyle toplamda 529 türe yükselmiştir (Biyolojik Çeşitlilik Konvansiyonu Sekreterliği, 2016).

Biyotadaki birikim, araştırmacılar tarafından toksikolojik yönleriyle birlikte tartışılmıştır (Anbumani vd., 2018; Guzzetti vd., 2018; Prata vd., 2019; Tourinho vd., 2019; Jeong ve Choi, 2019). Biyota birikimi ile ilgili olarak, mikroplastiklerin gıda güvenliği ile ilgisi, günümüzde gıda maddelerindeki mikroplastiklerin riskinin hala bilinmemesi ve mikroplastiklere bağlı kirleticilerden kaynaklanan riskin tartışmalı olmasına rağmen, başka bir önemli tartışma konusu olmuştur (Smith vd., 2018; Toussaint vd., 2019; Hantoro vd., 2019). Tüm bu gelişmeler, plastik partikül toksisitesinin (PPT) gözlemlenmesi gerekliliğini ortaya koymuştur.

2.5.5. Mikroplastiklerin Toksik Etkileri

Mikroplastik ve nanoplastiklerin hava yolu ile dağıldığı (Dris vd., 2015; Catarino vd., 2018; Bergmann vd., 2019) ve son zamanlarda plastik kirlilik probleminin bir biyojeokimyasal döngü olarak tanınması gerektiği belirtilmiştir (Bank ve Hansson, 2019). Genel olarak plastik atıklar ve sucul ortamlardaki mikroplastikler ile ilişkili bir diğer problem, bileşimlerinden arındırılabilen bir kimyasal madde kaynağı olmalarıdır.

Karasal ekosistemlerde plastik atıklar görüntü kirliliğinin yanı sıra toprakta yer tutarak toksik etkilerle tarımda verimliliği düşürmekte, ortamda yaşamını sürdüren bitkiler, böcekler, mikro organizmalar, hayvanlar ve insanlar için tehdit oluşturmaktadır. Sucul ekosistemlerde olduğu gibi toksik etkileri, etkiledikleri canlının bulunduğu besin ağındaki tüm canlılar için risk teşkil etmektedir.

Plastik partikül toksisitesi üzerine yapılan çalışmalar incelendiğinde, 2018 yılına kadar plastik partikül toksisitesi (PPT) üzerine yapılan 114 çalışma mevcuttur (Kögel vd., 2020). Çalışmaların birçoğu, aynı model sistemlerde aynı maruziyet rejimlerinin tekrarlanan ve genişletilmiş versiyonları ile desteklenmiştir (Cedervall vd., 2012; Rochman vd., 2013; Rochman vd., 2014b; Mattsson vd., 2015; Canesi vd., 2015; Canesi vd., 2016; Jeong vd., 2016; Mattsson vd., 2017; Biquand vd., 2017; Jeong vd., 2018; Okubo vd., 2018; Redondo-Hasselerharm vd., 2018a; Redondo-Hasselerharm vd., 2018b). Mikroplastikler deniz ve tatlı su ile ilişkili organizmalar üzerinde çok çeşitli olumsuz etkilere neden olmaktadır. Farklı parçacık boyutlarının, farklı fizyolojik yollardan etki yarattığına dair kanıtlar sağlanmıştır (Kögel vd., 2020). Mikroplastiklerin oluşturduğu bu etkilerden, insanların, kabukluların, karından bacaklıların, fitoplanktonik organizmaların, balıkların ve diğer hayvan türlerinin etkilendiği yapılan çalışmalarca gözlemlenmiştir.

Şu anda, üstlenilen araştırmalar esas olarak, çevrede mikroplastiklerin metabolomik düzeyde ve fizyolojik değişikliklerle ilgili herhangi bir potansiyel toksik etkinin araştırılmasına odaklanmıştır. Bununla birlikte, test edilen konsantrasyonlar genel olarak çevrede tespit edilen konsantrasyonlardan çok daha yüksektir (Llorca vd., 2020). Geçtiğimiz on yıldan bu yana yapılan araştırmaların çoğu, mikroplastiklere hücresel olmayan düzeylerde deneysel maruziyet ve deniz organizmalarındaki fizyolojik değişiklikler ile ilgili herhangi bir potansiyel toksik etkinin araştırılmasına odaklanmıştır. Günümüzde mikroplastik yutmanın

veya bununla ilişkili kimyasalların, doğal popülasyonlardan (balinalardan mercanlara) deniz organizmaları için bir tehdit oluşturduğunu gösteren bilimsel kanıtlar artmaktadır (Fossi vd., 2016; Chapron vd., 2018).

Örneğin, mavi midyelerin (*Mytilus edulis*) 15.000 ayrı polistiren (PS) mikro küresine (3-9,6 mm) maruz kalmasına dayanan toksisite çalışmaları, yutulmaları sonucu bu mikroplastiklerin bağırsakta biriktiğini ve 3 gün içinde dolaşım sistemine yerleştiğini, 48 gün ise kalıcı olduğunu göstermiştir (Browne vd., 2008). Moss ve diğ. de midyelerde 2,5 g HDPE-fluff/L dozunda 0 ila 80 mm arasında değişen yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) partiküllerin alımını ve etkilerini incelemiştir (Moss vd., 2012). Mikroplastikler solungaçlarda tespit edilmiş, sindirim bezlerine taşındığı gözlemlenmiştir ve 3 saatlik maruziyetten sonra lizozomal sistemde biriktiği bildirilmiştir (Moss vd., 2012).

Plastik atıklar, kalıcı organik kirleticiler (POP) ve ağır metaller de dahil olmak üzere kirletici maddeler için bir vektör görevi görebilmektedir (Mato vd., 2001; Ashton vd., 2010; Rios vd., 2010; Zarfl ve Matthies, 2010; Holmes vd., 2012). Plastiklere sorpsiyonun organik kirleticilerin biyodegradasyonunu sınırlandırdığı ve çevrede sürekliliğini arttırdığı gözlemlenmiştir (Teuten vd., 2009). Plastik atıklar aynı zamanda doğal olmayan türleri de taşıyabilmektedir (Barnes vd., 2009; Gregory, 2009) ve olası patojenler dahil mikroplar tarafından kolonize edilebilmektedir (Zettler vd., 2013; Wagner vd., 2014).

2.6. SUCUL ALANLARDA MİKROPLASTİKLERİN TESPİT YÖNTEMLERİ

Günümüzde su, sediment ve kumda mikroplastik sayımları için kabul edilebilir standart bir prosedür bulunmamaktadır (Li vd., 2018). Farklı örnekleme protokolleri, ekstraksiyon prosedürleri ve ölçüm yöntemleri ile şekil, polimer tipi ve partikül büyüklüğü başına farklı kategorilerde raporlanarak daha da zor hale gelmektedir. Farklı çalışmalarda uygulanan kategoriler genellikle kıyaslanamaz niteliktedir. Ortak bir standart prosedürde buluşulamamasına karşın, mikroplastik tespitinde kullanılan farklı ve etkili yöntemler bulunmaktadır.

2.6.1. Genel Örnekleme Yöntemleri

Ana deniz ortamlarında (deniz yüzeyi, su sütunu, sediment) mikroplastiklerin örneklenmesi farklı yaklaşımlar gerektirmektedir: örnekler seçici, yığın olarak veya hacim azaltılarak alınabilmektedir (Hidalgo-Ruz vd., 2012). Alanda seçici örnekleme, genellikle sediment yüzeyinde çıplak gözle tanınan maddelerin çevresinden doğrudan ekstraksiyondan oluşmaktadır. Plastik peletler için örnekleme genellikle seçicidir, çünkü boyut aralıkları (1−6 mm çap) onları kumsalların flotsam yataklarında kolayca tanınabilir hale getirmektedir. Bununla birlikte, mikroplastikler diğer döküntülerle karıştırıldığında veya karakteristik şekillere sahip olmadığında (yani, düzensiz, kaba, açısal) büyük bir göz ardı etme riski olmaktadır (Zurcher, 2009), ve sahada seçici olarak örneklenirken özel dikkat gösterilmelidir.

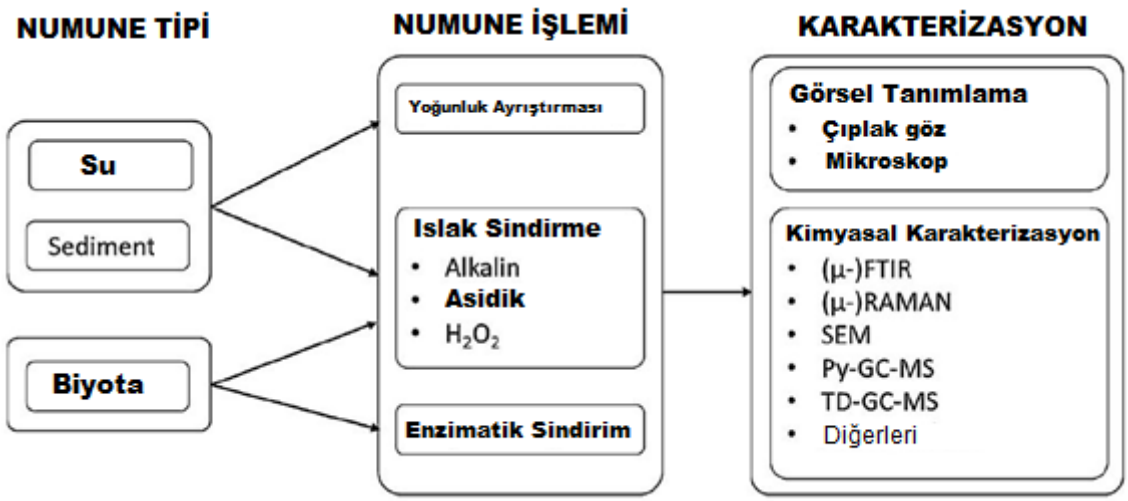
Yığın numuneler, numune alma işlemi sırasında numunenin tüm hacminin düşürülmeden alındığı numuneleri ifade etmektedir. Mikroplastikler görsel olarak kolayca tanımlanamadığında, tanımlama işlemi için yığın numuneler en uygunudur çünkü mikroplastikler (i) tortu parçacıkları ile kaplanırlar, (ii) miktarları azdır, büyük hacimli tortu / suların sınıflandırılması / filtrelenmesini gerektirmektedir veya (iii) çıplak gözle tanımlanmayacak kadar küçüktürler.

Hem tortu hem de deniz suyu numunelerinde hacim azaltan numuneler, numunenin hacminin genellikle numune alma sırasında istenmeyen makro parçacıklardan arındırılarak azaltıldığı numunelere atıfta bulunmaktadır ve numunenin daha fazla işlenmesi için yalnızca bu kısmı korumaktadır. Tortul ortamlar için, numuneler doğrudan plajda veya teknede elenebilir (Frias vd., 2010), deniz suyu numuneleri için genellikle hacimce azaltılmış numuneler büyük miktarlarda suyun ağlarla filtrelenmesiyle elde edilmektedir. Yığın ve hacim azaltılmış numuneler laboratuvarda daha fazla işlem gerektirmektedir.

2.6.2. Analitik Yöntemler

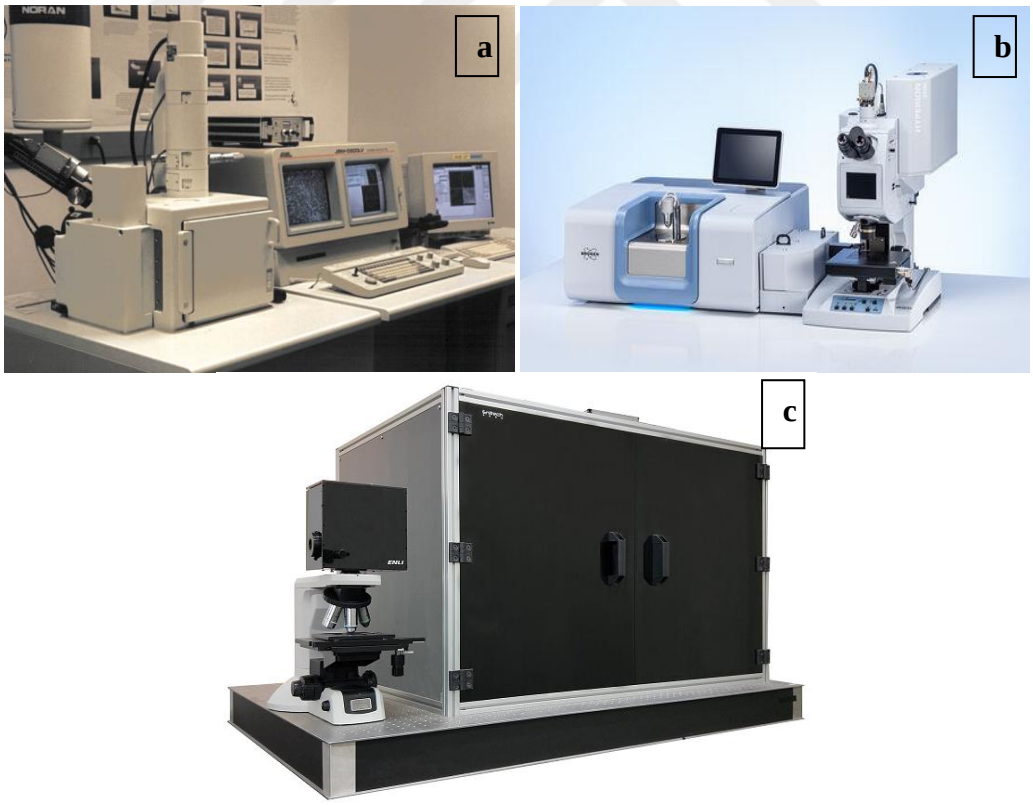
Su ortamlarında, sedimentlerde ve biyotadaki mikroplastiklerin araştırılmasında karşılaşılan temel sınırlamalardan biri, nicel analitik yöntemlerin eksikliğidir. Mikroplastiklerin nicelleştirilmesini ve karakterizasyonunu birleştiren çok az analitik yöntem bulunmaktadır (Klein vd., 2018). Metodolojilerin çoğu, manuel prosedürler ve görsel inceleme ile fiberlerin veya mikroplastik parçacıklarının ayrılmasına dayanmaktadır (Şekil 2.8). Genellikle sular ve sedimentler için yoğunluk yüzdürme/ayırma yoluyla incelenecek iki faktör birbirinden

ayrıştırılmaktadır (Güven vd., 2017; Pico vd., 2018). Daha sonra, mikroplastikler seçilmei mümkünse manuel olarak veya filtreleme yoluyla ayrılmaktadır. Ardından, su veya sedimentlerden gelen mikroplastikler, organik materyalin ortamdan giderilmesi yoluyla ayrıştırılmaktadır. Bu ekstraksiyon genellikle organik maddenin (deniz suyu, biyota ve sedimentler) H_2O_2 ile ıslak sindirimi (Güven vd., 2017; van der Hal vd., 2017; Gündoğdu ve Çevik, 2017; Gündoğdu ve Çevik, 2019; de Haan vd., 2019; Jiang vd., 2020), alkalin veya asidik atak (Gündoğdu ve Çevik, 2017; Gündoğdu ve Çevik, 2019) ve/veya enzimatik sindirim (özellikle biyota için) ile gerçekleştirilmektedir (Cole vd., 2014). Daha sonra, mikroplastiklerin tanımlanmasından önce başka bir yoğunluk flotasyon ayrımı gerekli olmaktadır (Gündoğdu ve Çevik, 2019). Mikroplastiklerin tanımlanması için, yayınlanan eserlerin çoğu görsel tanımlama (çıplak göz (Cozar vd., 2015) veya optik mikroskopi veya bir görüntü işleme yazılımı (Cozar vd., 2014; Cozar vd., 2015; Suaria vd., 2016; Güven vd., 2017; van der Hal vd., 2017; Gündoğdu ve Çevik, 2017; de Haan vd., 2019) ile kombine edilmiş yüksek çözünürlüklü mikroskopi) ve ardından polimer tipinin kimyasal karakterizasyonuna, bazı durumlarda polimerin ağırlığına dayanmaktadır (Cozar vd., 2014; Cozar vd., 2015; de Haan vd., 2019). Bu teknikler arasında Fourier Transform kızılötesi spektroskopisi ((µ-) FTIR) ve (µ-) Raman mikroskopisi (Suaria vd., 2016; de Haan vd., 2019; Jiang vd., 2020), taramalı elektron mikroskopisi (SEM) (Şekil 2.9 (a)) (Jiang vd., 2020; Sobhani vd., 2020) ve kütle spektrometrisine bağlı piroliz ve/veya termal desorpsiyon gazı kromatografisi (Sırasıyla Py-GC-MS (Sullivan vd., 2020; Steinmetz vd., 2020) ve TDGC-MS (Dümichen vd., 2017; Gomiero vd., 2019)) bulunmaktadır.



Şekil 2.8: Mikroplastik analizi için yaygın kullanılan yöntemler (Llorca vd., 2020'den alıntılanmıştır).

Her ne kadar µ-FTIR (Şekil 2.9 (b)) ve µ-Raman (Şekil 2.9 (c)) az miktarda örnekle çalışabilse de (tanımlama için sadece bir parçacık yeterlidir), diğer teknikler mikroplastikleri tanımlamak veya saymak için büyük miktarda numunenin gerekli olduğu ana sınırlamaya sahiptir (Llorca vd., 2020). Ayrıca, az sayıda kantitatif metodoloji bulunmaktadır ve bunların çoğu GC-MS tekniklerine dayanmaktadır. Analitik teknikler söz konusu olduğunda, FTIR (Suaria vd., 2016) ve Raman spektroskopileri, farklı polimer tiplerini ve 1 mm'ye kadar partikül büyüklüğünü ayırt edebilen tekniklerdir (Sobhani vd., 2020). Ancak, her iki teknik de zaman almaktadır. Yakın zamanda yayınlanan çalışmada (Schirinizi vd., 2019), tatlı su ve deniz suyu ortamlarında düşük molekül ağırlıklı nano ve mikroplastiklerin (500-3000 Da arasında) tanımlanması ve nicelendirilmesi için yüksek çözünürlüklü kütle spektrometrisine (SEC-HRMS) bağlı boyut dışlama kromatografisinin kullanımının etkileri araştırılmıştır. Bu metodoloji, ekotoksikolojik bir bakış açısıyla en problematik olarak tanımlanan plastik atıkların en küçük boyutlarını tespit etme imkânı sunan diğer matrislere genişletilebilmektedir.

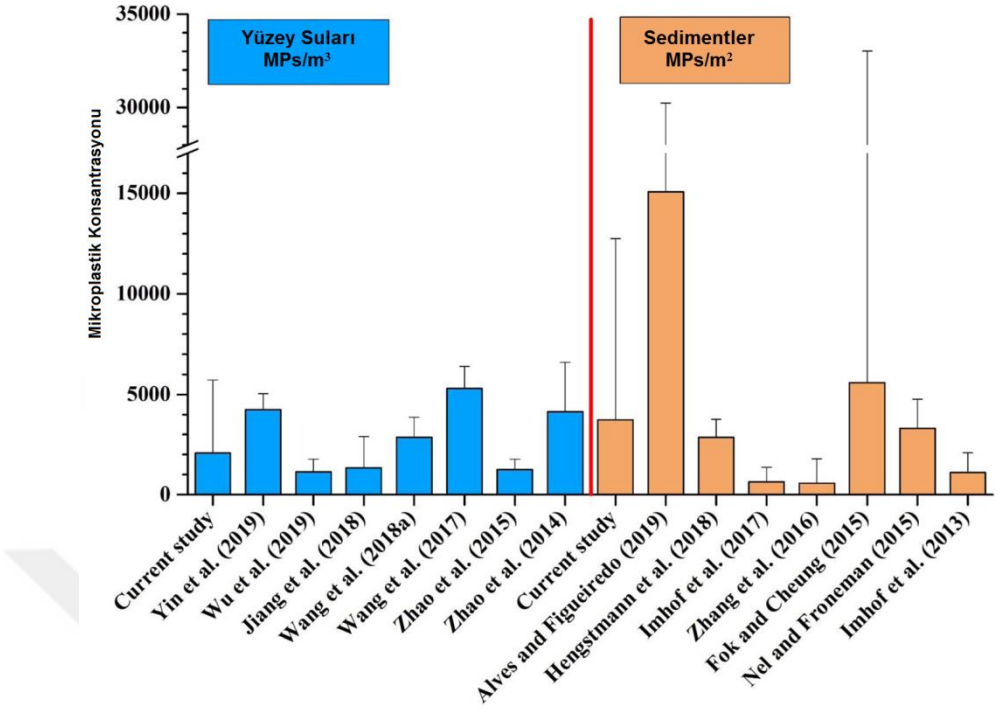


Şekil 2.9: a) Taramalı elektron mikroskopisi (SEM) (https://serc.carleton.edu/), b) µ-FTIR (Fourier dönüşüm kızılötesi) spektroskopisi (https://www.bruker.com/) ve c) µ-Raman spektroskopisi (https://www.enlitechnology.com/) cihaz resimleri.

2.7. KONU HAKKINDA YAPILAN ÇALIŞMALARIN BİBLİYOMETRİK ANALİZİ

Günümüze kadar yapılmış olan çalışmalar arasında lagün mikroplastikleri üzerine yapılan çalışmalar incelendiğinde, 2012-2020 yılları arasında, 22 adet makale sonucu elde edilmiştir. Bu makaleler arasında 1 adet bibliyometrik analiz (Renzi vd., 2020) ve 3 adet derleme çalışması (Zhang, 2017; Martellini vd., 2018; Piarulli vd., 2019) bulunmaktadır. Lagünlerde yapılan mikroplastik çalışmalarının ise 2013 yılında başladığı görülmektedir. Ancak lagünlerde yapılan çalışmalarda, lagünlerde yaşayan farklı organizmalar (Waite vd., 2018; Gardon vd., 2018; Abidli vd., 2019; Graham vd., 2019; Al-Salem vd., 2020; Piarulli vd., 2020) ve sedimentler (Vianello vd., 2013; Bayo vd., 2019; Toumi vd., 2019) üzerinde mikroplastik miktarı çalışmalarının yoğunlaştığı görülmektedir.

Lagün yüzeysel sularında yapılan çalışmalarda, ortalama mikroplastik miktarı, Acaraí lagününde (Brezilya) 0,0014–0,034 partikül/m^3 (Lorenzi vd., 2020), Suudi Arabistan'daki lagün sulak alanlarında 0,7 ila 9 partikül/L (Pico vd., 2020), Güney Çin Denizi'nin Xisha Adaları lagünlerinde 1,0 ila 45,2 partikül/L (Ding vd., 2019), Venedik lagününde 2,1-10,4 partikül/m^2 (Vianello vd., 2018) olarak bulunmuştur (Şekil 2.10). Haliçler ve kıyı lagünleri, nehirleri ve kıtaları okyanuslara bağlar ve kuru dönemlerde plastik tutucular olarak işlev görürler ve kıtasal su akışı arttıkça kıyı bölgelerine ve açık denizlere plastik ulaştırıcıları haline gelmektedirler (Lorenzi vd., 2020). Bu yüzden Şekil 2.10'da lagünler ve çalışma alanının su karakterine daha yakın olan farklı ülkelerdeki farklı nehir ağızları, göller, koylar ve limanlar karşılaştırılmıştır.



Şekil 2.10: Mevcut bulguların daha önce yapılan çalışmalarla karşılaştırılması (Irfan vd., (2020) tarafından yapılan çalışmadan uyarlanmıştır).

Diğer çalışmalar ile kıyaslama yapılırken, numune alma şeklini göz önünde bulundurmak gerekmektedir. Bazı çalışmalarda direkt olarak yüzeysel sudan numune alımı (şişeleri doldurma) gerçekleştirilirken, bazılarında numune ağları (değişen ağ boyutu) ile belli bir akış hızlarında yüzeysel su örneği (özellikle nehirlerde örnekleme yapılan çalışmalarda) toplanmıştır. Bu durum, mikroplastik bolluğunun ifade edildiği birim farklılığına neden olmaktadır. Sonuçlar, direkt numune alımı yapıldığı çalışmalarda; partikül (MPs)/L ya da partikül (MPs)/m^3 (Aytan vd., 2016; Zhang vd., 2017; Uurasjärvi vd., 2019; Migwi vd., 2020) olarak ifade edilirken, diğer numune alımı yapıldığı çalışmalarda (Gündoğdu ve Çevik, 2017; Gray vd., 2018; Vianello vd., 2018; Migwi vd., 2020); partikül (MPs)/m^2 ya da partikül (MPs)/km^2 olarak ifade edilmektedir (Zhang vd., 2017; Li vd., 2020).

Ding ve diğerleri (2019) tarafından yapılan çalışmada, Güney Çin Denizi'nin Xisha Adaları'ndaki dış resif yamaçlarında, resif dairelerinde ve lagünlerde mikroplastikler tespit edilmiştir. Çalışılan alandaki mikroplastik miktarını tek başına popülasyonun etkilediğini söylemek mümkün olmamaktadır. Coğrafi alanın hakim rüzgarlar ve akım gibi çevresel faktörleri, kentselleşme, sosyo-ekonomik durumu ve özellikle plastik atıkların yönetimi de mikroplastik miktarını etkileyen faktörler arasındadır (Gray vd., 2018).

Andrady ve Neal (2009) tarafından çoğu plastiğin tüketici malının piyasa cazibesini artırmak amacıyla renklendirildiği vurgulanmıştır. Renkli mikroplastiklerin baskınlığı da renkli makro/mezoplastiklerin zaman içinde parçalanmasından kaynaklanmaktadır (Migwi vd., 2020). Türkiye'de yaygın olarak makro/mezoplastikler içinde en fazla PET şişe ve kapağına rastlanılmaktadır (Sivri vd., 2017).

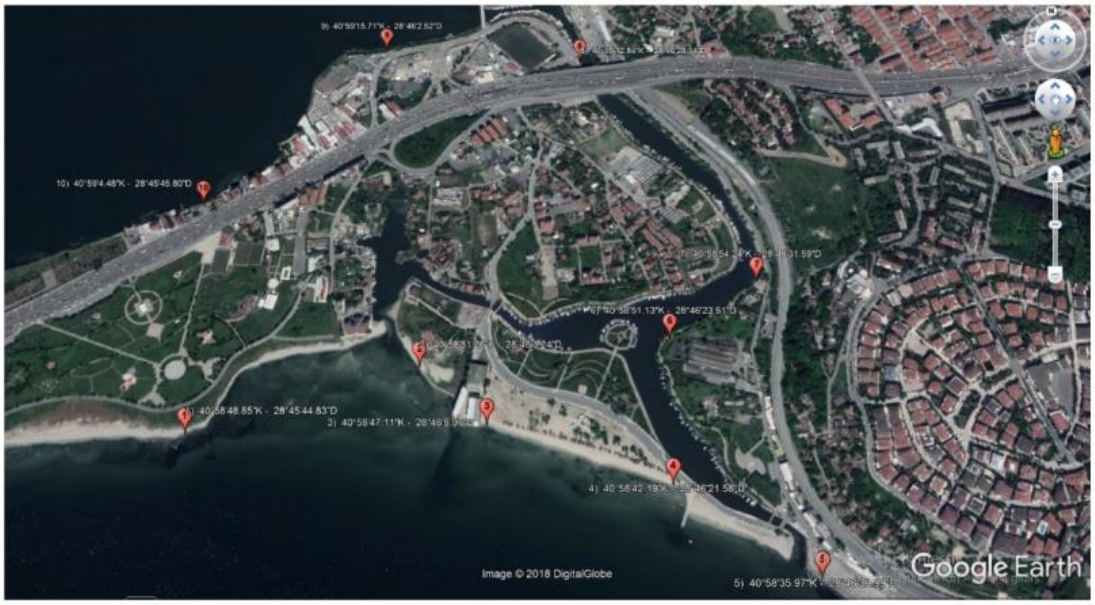
3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. ÇALIŞMA ALANI

Küçükçekmece Lagünü, İstanbul'un güneybatı kıyısında yer alan Avcılar ilçesine bağlı deniz ve göl ile bağlantılı özel bir yapıdır. Bu özelliği ile Küçükçekmece Gölü, diğer göllerden farklı olarak sürekli deniz suyu müdahalesi altındadır, dinamik bir yapıya sahiptir ve bu geçişi lagün üzerinden bir kanal vasıtasıyla Küçükçekmece Lagününden geçirmektedir. Konumu nedeniyle uzun süre kirliliğe maruz kalmıştır. Çalışma alanı sanayi, balıkçılık ve kıyı plajı gibi yüksek yoğunluklu insan faaliyetlerinden etkilenmiştir.

Yüzölçümü 15,22 km^2, kuzey-güney doğrultusundaki uzunluğu 10 km, en geniş yeri yaklaşık 6 km'dir. Ortalama 8,5 m derinliğe sahip lagünün güney kıyısı yakınlarında 20 m derinliğe kadar ulaştığı bilinmektedir (Tunçer, 1999). Lagünün yer aldığı havzada, özellikle 1990'dan sonra yoğun bir göç almasıyla, endüstrinin ve yerleşik yapılaşmanın arttığı gözlemlenmiştir (Sivri vd., 2009). Lagünün, geçmişte İstanbul'un kullanma suyu kaynağı olarak kullanılması düşünülmekteyken, artan göl suyu kirliliği sebebiyle bu amaca ulaşılamamıştır (Üstün, 2005).

Bu tez çalışmasında, Küçükçekmece Gölü, Lagün ve Marmara Denizi, Türkiye kıyı bölgelerindeki 10 istasyon incelenmiştir. Şekil 3.1'de gösterildiği gibi, Marmara Denizi'nin Küçükçekmece Lagünü geçiş bölgesiyle sınır oluşturan bölgede seçilen 1, 2, 3, 4 ve 5 numaralı istasyonlar, deniz istasyonları olarak belirlenmiştir. 6, 7 ve 8 numaralı istasyonlar, Küçükçekmece Lagününün lagünün denize çıktığı noktalardaki mikroplastik basıncı tanımlayabilmek için seçilmiştir. Küçükçekmece Göl istasyonları, 9 ve 10 numaralı istasyonlar, göl ekosistemini temsil etmektedir.



Şekil 3.1: Çalışma alanının uydu görüntüsü (Google Earth).

3.2. NUMUNE ALIMI

Örneklemeler Ekim 2018 ve Ekim 2019 arasında gerçekleştirilmiştir. Numuneler steril cam örnekleme şişelerine aktarılmış, muhafaza için soğukta saklanmış ve hemen laboratuvara aktarılmıştır (Mathalon ve Hill, 2014; Fok ve Cheung, 2015; Herrera vd., 2018; Yabanlı vd., 2019). Numune alımı esnasında, su sıcaklığı, tuzluluk ve pH (HACH LANGE HQ 40 D) gibi temel fizikokimyasal parametreler her numune döneminde belirlenmiş ve not edilmiştir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2: Çalışma boyunca numunelerin alındığı istasyonlardan görüntüler

3.3. MİKROPLASTİK ANALİZLERİ

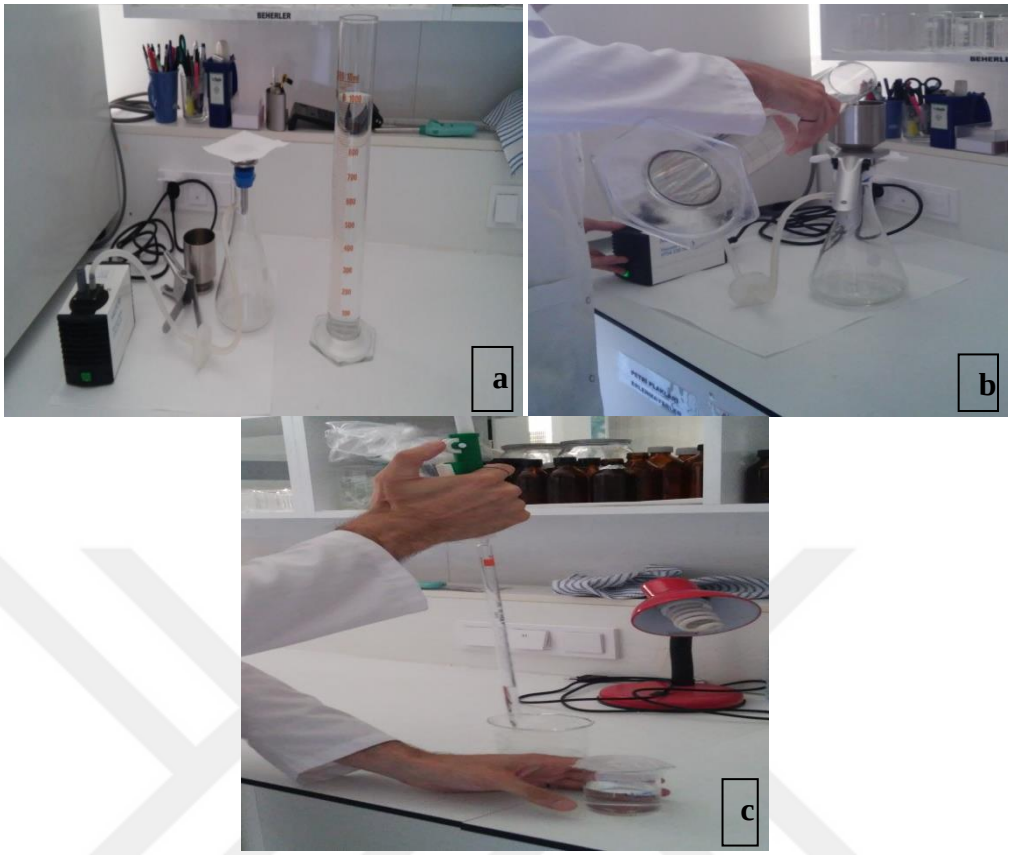
Bu tez çalışmasında, yüzey sularından alınan numunelerde mikroplastikler; kaba ve ince filtrasyon, H_2O_2 ile ıslak sindirme ve optik mikroskopi yöntemiyle tespit edilmiştir.

Her istasyondan 5'er litre hacimde alınan yüzey suyu numuneleri homojenizasyonun sağlanması açısından ters çevrilerek karıştırılmıştır. Karıştırılan ve homojen hale getirilen su örneğinin 1 litrelik kısmı, 1000 ml'lik bir behere aktarılmıştır. Behere aktarılan her numune, bir filtrasyon seti yardımıyla kaba bir filtreden süzülmüştür. Kaba filtrasyon işleminin ardından, numune aşağı bakacak şekilde ters çevrilerek (geri yıkama) bir behere yerleştirilmiştir. Beher üzerine yerleştirilen kaba filtre 100 ml'ye kadar distile su ile geri yıkanmıştır. Beher içindeki 100 ml geri yıkamaya 20 ml hidrojen peroksit (H_2O_2,) (%30 V: V) ilave edilmiş ve organik madde giderilmiştir (Su vd., 2016; Zhang vd., 2017). H_2O_2 ilavesinden sonra beher içindeki karışım, filtrasyon seti yardımıyla 0,45µm G/C filtre kağıdından süzülmüştür. Süzüldükten sonra filtre kâğıdı, bir cam petri kabına aktarılmış ve etüve yerleştirilmiştir.

Mikroplastiklerin günlük hayatta her yerde bulunduğu yapılan çalışmalarla belirtilmiştir (Zhao vd., 2014). Ayrıca hava ortamında da mikroplastiklerin bulunduğu yapılan çalışmalarla tespit edilmiştir (Zhang vd., 2020). Tez çalışması esnasında numunelerdeki mikroplastik tespitini etkilememesi açısından bu bilgiler doğrultusunda bir çalışma ortamı oluşturulmuştur. Alınan numuneler aktarım anı dışında sürekli kapalı tutulmuştur. Deney düzeneği hava akımından etkilenmeyecek bir şekilde konumlandırılmıştır. Deney esnasında insan faktörünü minimuma indirgemek ve olası bulaşıların önüne geçmek için deney esnasında laboratuarda en fazla iki kişi kalmıştır. Ayrıca deneyi yürüten kişi tüm deney boyunca önlük ve koruyucu ekipmanlarla çalışmıştır.

Tanımlama işlemini tamamlamak için, kurutulduktan sonra her 0,45 µm filtre kâğıdı sadece kendisi için kullanılan steril 8 cm çapında cam bir petri plağı yardımıyla mikroskop üzerine yerleştirilmiştir. Görüntü stero mikroskop altında elde edildikten sonra, tarama işlemi akıllı kâğıt kullanılarak aparat yardımı ile filtre kağıdında başlatılmıştır (büyütme gücü 4x10 ve 10x10). Sonuç olarak, her bir numune alma bölgesinden numuneler üç kez analiz edilmiştir. Tüm filtreler, önceden temizlenmiş farklı petri plaklarına yerleştirilmiş ve tanımlama için hazırlanmıştır (Şekil 3.3). Tüm şüpheli mikroplastiklerin şekilleri ve renkleri kaydedilmiştir.

Mikroskop vasıtası ile mikroplastiklerin sayımı yapılmış, sayılan mikroplastiklerin renk ve tipleri kayıt altına alınmıştır. Sayımı yapılan mikroplastiklerin genel, renklere göre, tiplerine göre dağılımları ile mevsimsel, aylara göre ve su karakterizasyonuna göre dağılımları incelenmiştir. Ardından bu dağılımlar tablo ve grafiklerle görselleştirilmiştir. Elde edilen veriler, aralarında anlamlı bir sonuç olup olmadığının kontrolünün yapılması adına tek yönlü ANOVA testine tabi tutulmuştur. Kayıt altına alınan ve sayımı tamamlanan her numune çalışmanın gerçekleştirildiği laboratuvarda ayrı petri plaklarında korunmak suretiyle ve olası gerekli durumlarda tekrar incelemeye imkân sağlamak üzere muhafaza edilmiştir.



Şekil 3.3: a) Numune noktalarından alınan numunelerin 1000ml'lik behere aktarılması, b) Numune noktalarından alınan numunelerin kaba filtreden süzülmesi, c) Beher üzerine ters yerleştirilen kaba filtrenin distile su ile geri yıkanması.

3.4. İSTATİSTİKSEL ANALİZLER

Mikroplastiklerin bolluğunu belirtmek için birim olarak MPs/L kullanılmıştır. İstasyonlar, türler ve renkler arasında mikroplastik parçacık sayılarında farklılık olup olmadığını belirlemek için tek yönlü ANOVA testi kullanılmıştır. Mikroplastik bolluğa sahip fizikokimyasal parametreler Pearson korelasyonu ile değerlendirilmiştir. Tüm analizler, SPSS v20 yazılımı (IBM, ABD) kullanılarak yapılmış olup, ANOVA testi 0,05 anlamlılık düzeyinde, korelasyon analizi ise 0,01 anlamlılık düzeyinde yapılmıştır. Grafikler Microsoft Excel 365 ® kullanılarak çizilmiştir.

4. BULGULAR

Küçükçekmece Lagününde, Ekim 2018 ve Ekim 2019 tarihleri arasında yapılan çalışmada belirlenen 10 istasyondan aylık örnek alınmıştır. Alınan örnekler, kaba ve ince filtrasyon, H_2O_2 ile ıslak sindirme ve optik mikroskopi metodu ile analize alınmıştır. Literatür karşılaştırmasının kolaylaşması açısından kırık parçacık yapıdaki plastikler "*fragment*", ipliksi yapıdaki plastikler "*line*", ince zar yapıdaki plastikler "*film*" ve lif-elyaf yapıdaki plastikler "*fiber*" olarak İngilizce karşılıkları kullanılarak belirtilmiştir. Çalışmada elde edilen bulguların daha anlaşılabilir olması adına, önce örneklem boyunca MP genel dağılımı (4.1) sunulmuştur. Ardından renklere göre dağılım (4.2), mikroplastik tiplerine göre dağılım (4.3), zamana bağlı dağılım (4.4) alt başlıklarında incelenmiştir.

4.1. MİKROPLASTİKLERİN GENEL DAĞILIMI

Bu tez çalışmasında on istasyonda ve Ekim 2018 ve Ekim 2019 tarihleri arasında mikroplastik örneklemesi yapılmıştır. Mikroplastik miktarları, litre başına partikül sayısı (MPs/L) olarak verilmiştir. İstasyonlara ve ay farkına bakılmaksızın çalışma alanındaki mikroplastik partiküller incelendiğinde ortalama 32,87 MPs/L bulunmuştur (Toplam 4274 mikroplastik partikül). En yüksek değer kasım ayında 2 numaralı istasyonda 124 MPs/L, en düşük değer ise 2019 yılının Ağustos ayında 6 numaralı istasyonda ve 2019 yılının Eylül ayında 3 numaralı istasyonda 3 MPs/L olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Tablo 4.1: İstasyonlardaki mikroplastik miktarının genel dağılımı

	1.İst	2.İst	3.İst	4.İst	5.İst	6.İst	7.İst	8.İst	9.İst	10.İst
EKİM'18	81	88	87	88	90	80	116	82	74	0
KASIM'18	117	124	49	32	47	25	40	10	61	39
ARALIK'18	93	84	59	42	29	84	46	28	65	53
OCAK'19	18	16	51	33	64	35	27	18	15	33
ŞUBAT'19	24	35	18	35	20	34	23	60	27	33
MART'19	39	21	9	10	9	10	5	4	7	13
NİSAN'19	33	30	28	12	21	19	26	7	21	19
MAYIS'19	90	27	33	40	31	19	10	23	16	24
HAZİRAN'19	33	8	8	18	9	13	11	5	4	7
TEMMUZ'19	13	45	18	21	18	12	11	5	10	8
AĞUSTOS'19	10	5	6	5	17	3	13	4	10	7
EYLÜL'19	8	16	3	4	15	8	19	18	24	6
EKİM'19	60	40	56	84	52	36	36	20	104	120

4.2. MİKROPLASTİKLERİN RENKLERİNE GÖRE DAĞILIMI

Mikroplastiklerin mavi, kırmızı ve yeşil olmak üzere 3 farklı renkte olduğu belirlenmiştir (Tablo 4.2). Çalışma süresince, tüm istasyonlarda tespit edilen mikroplastiklerin %79,64 mavi renk oluşturmaktadır. Daha sonra kırmızı ve yeşil renk gelmektedir (Tablo 4.3). Yüzeysel su karakterizasyonuna göre mikroplastik renk dağılımı incelendiğinde, lagün ve göl istasyonlarının tamamında yeşil renkli mikroplastiklere hiç rastlanmamıştır. Aynı zamanda en yüksek kırmızı renkli mikroplastikler lagün istasyonlarında (%22,97) bulunmaktadır.

Tablo 4.2: Mikroplastiklerin renklere göre yıllık ortalama dağılımı (MPs/L)

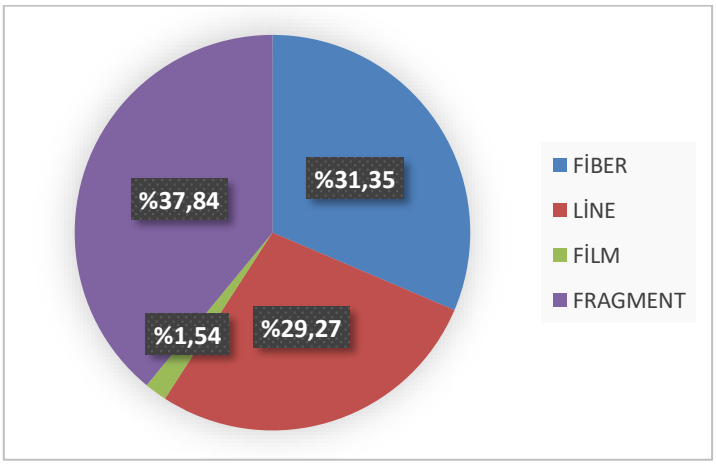
İST/ RENK	1. İst.	2. İst.	3. İst.	4. İst.	5. İst.	6. İst.	7. İst.	8. İst.	9. İst.	10. İst.
MAVİ	132,25	106,25	84,25	76,25	82,25	69,50	70,25	61,50	95	73,50
KIRMIZI	22	27	22	27	23,25	25	25,50	9,50	14,50	7
YEŞİL	0,50	1,50	0	2,75	0	0	0	0	0	0

Tablo 4.3: İstasyonlarda tespit edilen mikroplastiklerin renk ve tip dağılımları

Fiber					Line				
İstasyon	Mavi	Kırmızı	Yeşil	Toplam	İstasyon	Mavi	Kırmızı	Yeşil	Toplam
1	196	26	2	224	1	201	7	0	208
2	138	41	0	179	2	107	7	0	114
3	116	25	0	141	3	117	25	0	142
4	91	32	0	123	4	119	49	11	179
5	115	19	0	134	5	106	0	0	106
6	82	38	0	120	6	84	24	0	108
7	78	28	0	106	7	107	23	0	130
8	75	12	0	87	8	63	9	0	72
9	94	21	0	115	9	104	10	0	114
10	88	23	0	111	10	64	14	0	78
	Film					Fragment			
İstasyon	Mavi	Kırmızı	Yeşil	Toplam	İstasyon	Mavi	Kırmızı	Yeşil	Toplam
1	6	9	0	15	1	126	46	0	172
2	10	0	0	10	2	170	60	6	236
3	0	0	0	0	3	104	38	0	142
4	6	0	0	6	4	89	27	0	116
5	5	9	0	14	5	103	65	0	168
6	5	0	0	5	6	107	38	0	145
7	9	0	0	9	7	87	51	0	138
8	0	4	0	4	8	108	13	0	121
9	0	0	0	0	9	182	27	0	209
10	0	3	0	3	10	142	28	0	170

4.3. MİKROPLASTİK TİPLERİNE GÖRE DAĞILIMI

Mikroplastiklerin fiber (uzunluk>>çap), line (fiberden daha kalın), parçacık (çap>>kalınlık) ve film olarak 4 farklı tipte olduğu belirlenmiştir (Tablo 4.3). Mikroplastik tipleri incelendiğinde tüm istasyonlarda %37,84 fragment, %31,35 fiber, %29,27 line ve %1,54 film bulunmuştur (Şekil 4.1).



Şekil 4.1: Yıllık toplam mikroplastik miktarının tipe bağlı genel dağılımı

Çalışmada bulunan mikroplastiklerin büyük bölümü, mavi ve kırmızı fragment parçacıklarıdır (toplam yüzdeleri %37,70). Fragment tipte mikroplastiklerin yoğunluğunun istasyon çevresinde de sıkça belirlenen PET şişe kapakları gibi sert plastik parçacıklarının zaman içerisinde parçalanmasıyla oluşan ikincil mikroplastiklerden kaynaklandığı düşünülmektedir. Yüzeysel su karakterizasyonuna göre mikroplastikler tipleri açısından incelendiğinde**,** deniz, göl ve lagün istasyonlarında fragmentlerin baskın olduğu görülmektedir (sırasıyla %34,34, %47,38 ve %38,66). Göl ve lagün istasyonlarına göre, deniz istasyonlarında film parçacıklarının yaklaşık 2 kat daha fazla olduğu görülmektedir**.**

4.4. MİKROPLASTİKLERİN ZAMANA BAĞLI DAĞILIMLARI

4.4.1. Mevsimsel Dağılım

İstasyonlardan 13 aylık süreçte elde edilen veriler mevsimlere göre değerlendirilmiş, uzun yıllar ortalamasını değiştirecek ya da farklı yoruma sebep olacak veri tespit edilememiştir. Tüm veriler SPSS programında mevsimler bazında tek yönlü ANOVA testine tabi tutulmuştur. Elde edilen test sonuçlarına göre sonbahar ve kış mevsimleri ($p = ,147$) ve ilkbahar ve yaz mevsimleri ($p = ,397$) arasında istatiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunduğu tespit edilmiştir. En yüksek mikroplastik miktarının sonbahar (ort. 51,47 MPs/L) ve en düşük mikroplastik miktarının ise yaz mevsiminde (ort. 11,9 MPs/L) olduğu tespit edilmiştir. Dikkat çeken bir diğer bulgu ise, yeşil renkli mikroplastiklerin yaz aylarında, kış aylarına göre 6 kat artmış olmasıdır (Tablo 4.4). Mikroplastik tipleri incelendiğinde ise, sonbahar ve kış aylarında fragment (sırasıyla %41,81 ve %41,35) baskın bulunmuşken, ilkbahar ve yaz aylarında fiber (sırasıyla %49,77 ve %44,62) baskın bulunmuştur (Tablo 4.5).

Tablo 4.4: Mevsimlere göre mikroplastik dağılımının tek yönlü ANOVA testi sonuçları

Çoklu Karşılaştırmalar

Bağımlı Değişken: MP Sayıları	(I) Mevsimler	(J) Mevsimler	Ortalama Fark (I-J)	Std. Error	Sig.	%95 Güven Aralığı	
						Alt Sınır	Üst Sınır
Tukey HSD	Sonbahar	Kış	12,72821	5,95232	,147	-2,7712	28,2276
		İlkbahar	30,92821*	5,95232	,000	15,4288	46,4276
		Yaz	40,89487*	5,95232	,000	25,3955	56,3943
	Kış	Sonbahar	-12,72821	5,95232	,147	-28,2276	2,7712
		İlkbahar	18,20000*	6,32862	,024	1,7207	34,6793
		Yaz	28,16667*	6,32862	,000	11,6874	44,6459
	İlkbahar	Sonbahar	-30,92821*	5,95232	,000	-46,4276	-15,4288
		Kış	-18,20000*	6,32862	,024	-34,6793	-1,7207
		Yaz	9,96667	6,32862	,397	-6,5126	26,4459
	Yaz	Sonbahar	-40,89487*	5,95232	,000	-56,3943	-25,3955
		Kış	-28,16667*	6,32862	,000	-44,6459	-11,6874
		İlkbahar	-9,96667	6,32862	,397	-26,4459	6,5126
LSD	Sonbahar	Kış	12,72821*	5,95232	,034	,9478	24,5086
		İlkbahar	30,92821*	5,95232	,000	19,1478	42,7086
		Yaz	40,89487*	5,95232	,000	29,1145	52,6752
	Kış	Sonbahar	-12,72821*	5,95232	,034	-24,5086	-,9478
		İlkbahar	18,20000*	6,32862	,005	5,6749	30,7251
		Yaz	28,16667*	6,32862	,000	15,6415	40,6918
	İlkbahar	Sonbahar	-30,92821*	5,95232	,000	-42,7086	-19,1478
		Kış	-18,20000*	6,32862	,005	-30,7251	-5,6749
		Yaz	9,96667	6,32862	,118	-2,5585	22,4918
	Yaz	Sonbahar	-40,89487*	5,95232	,000	-52,6752	-29,1145
		Kış	-28,16667*	6,32862	,000	-40,6918	-15,6415
		İlkbahar	-9,96667	6,32862	,118	-22,4918	2,5585
Tamhane	Sonbahar	Kış	12,72821	7,08779	,383	-6,5244	31,9808
		İlkbahar	30,92821*	6,61412	,000	12,8811	48,9754
		Yaz	40,89487*	6,11976	,000	24,0314	57,7583
	Kış	Sonbahar	-12,72821	7,08779	,383	-31,9808	6,5244
		İlkbahar	18,20000*	4,93839	,003	4,7150	31,6850
		Yaz	28,16667*	4,25354	,000	16,3739	39,9595
	İlkbahar	Sonbahar	-30,92821*	6,61412	,000	-48,9754	-12,8811
		Kış	-18,20000*	4,93839	,003	-31,6850	-4,7150
		Yaz	9,96667*	3,40624	,032	,5916	19,3417

Tablo 4.4 (devam): Mevsimlere göre mikroplastik dağılımının tek yönlü ANOVA testi sonuçları

		Kış	-28,16667*	4,25354	,000	-39,9595	-16,3739
		İlkbahar	-9,96667*	3,40624	,032	-19,3417	-,5916
Games-Howell	Sonbahar	Kış	12,72821	7,08779	,285	-5,9765	31,4329
		İlkbahar	30,92821*	6,61412	,000	13,4077	48,4487
		Yaz	40,89487*	6,11976	,000	24,5505	57,2393
	Kış	Sonbahar	-12,72821	7,08779	,285	-31,4329	5,9765
		İlkbahar	18,20000*	4,93839	,003	5,1102	31,2898
		Yaz	28,16667*	4,25354	,000	16,7487	39,5846
	İlkbahar	Sonbahar	-30,92821*	6,61412	,000	-48,4487	-13,4077
		Kış	-18,20000*	4,93839	,003	-31,2898	-5,1102
		Yaz	9,96667*	3,40624	,027	,8784	19,0550
	Yaz	Sonbahar	-40,89487*	6,11976	,000	-57,2393	-24,5505
		Kış	-28,16667*	4,25354	,000	-39,5846	-16,7487
		İlkbahar	-9,96667*	3,40624	,027	-19,0550	-,8784

*. Ortalama fark 0,05 düzeyinde anlamlıdır.

Tablo 4.5: Mevsimlere göre mikroplastik tip dağılımları

SONBAHAR			KIŞ		
TİP	**ADET**	**YÜZDE**	**TİP**	**ADET**	**YÜZDE**
FİBER	539	**26,20%**	**FİBER**	307	**25,90%**
LİNE	614	**29,85%**	**LİNE**	375	**31,65%**
FİLM	44	**2,14%**	**FİLM**	13	**1,10%**
FRAGMENT	860	**41,81%**	**FRAGMENT**	490	**41,35%**
İLKBAHAR			**YAZ**		
TİP	**ADET**	**YÜZDE**	**TİP**	**ADET**	**YÜZDE**
FİBER	324	**49,77%**	**FİBER**	**170**	**44,62%**
LİNE	150	**23,04%**	**LİNE**	**112**	**29,40%**
FİLM	3	**0,46%**	**FİLM**	**6**	**1,57%**
FRAGMENT	174	**26,73%**	**FRAGMENT**	**93**	**24,41%**

4.4.2. Aylara Göre Dağılım

Ayların ortalama mikroplastik miktarları göz önüne alındığında en yüksek ortalama mikroplastik miktarı Ekim 2018 (78,60 MPs/L), en düşük ortalama mikroplastik miktarı ise Ağustos 2019 (8,00 MPs/L) ayında bulunmuştur. Nisan 2019 (%20,72) ve Haziran 2019 (%27,09) aylarında kırmızı renkli mikroplastikler, Aralık 2018 (%8,15), Ocak 2019 (%8,98)

ve Temmuz 2019 (%8,61) aylarında ise yeşil renkli mikroplastikler, diğer aylara göre daha yüksek bulunmuştur (Tablo 4.6).

Tüm ayların ortalama mikroplastik tür kompozisyonu incelendiğinde, %37,15 fiber, %33,27 fragment, %28,13 line ve %1,45 filmden oluşmaktadır. Nisan ve Haziran 2019 aylarında fiber mikroplastiklerin tüm ayların ortalama fiberlerinin de üstünde olduğu görülmektedir (sırasıyla %86,81 ve %80,48). Fragment parçacıklarının da sadece Nisan ve Haziran 2019 aylarında ortalamanın çok altında olduğu tespit edilmiştir (sırasıyla %2,71 ve %2,57). Ekim, aralık, şubat, mart, temmuz ve ağustos aylarında line mikroplastikler ortalamanın üstünde bulunmuştur. Film parçacıkları ise, sadece Eylül 2019 ayında ortalamanın 4 kat üstünde tespit edilmiştir (%8).

Tablo 4.6: Aylara ve renklere göre yıllık mikroplastik dağılımı

	MAVİ	**KIRMIZI**	**YEŞİL**
Ekim'18	640	146	0
Kasım'18	437	107	0
Aralık'18	450	133	0
Ocak'19	201	107	2
Şubat'19	256	53	0
Mart'19	115	12	0
Nisan'19	166	50	0
Mayıs'19	248	65	0
Haziran'19	75	30	11
Temmuz'19	128	33	0
Ağustos'19	72	8	0
Eylül'19	115	6	0
Ekim'19	501	101	6

4.5. MİKROPLASTİKLERİN YÜZEYSEL SU KARAKTERİZASYONUNA GÖRE DAĞILIMI

Tez çalışması boyunca numune alımı gerçekleştirilen 10 istasyonun yüzey sularındaki ortalama mikroplastik miktarları (ortalama ± Standart sapma) 37,37 ± 29,78 MPs / L, 30,77 ± 30,59 MPs/L, 26,79 ± 25,41 MPs/L olarak tespit edilmiştir.

4.5.1. Deniz İstasyonları

Ortalama mikroplastik sayıları göz önüne alındığında 1 numaralı (47,62±36,58 MPs/L) ve 2 numaralı (41,46±35,76 MPs/L) istasyonların haricinde 3, 4 ve 5 numaralı istasyonlarda tespit edilen mikroplastik miktarlarının yaklaşık olarak aynı değerleri aldığı görülmektedir (sırasıyla; 32,69±25,83 MPs/L; 32,62±26,96 MPs/L ve 32,46±24,24 MPs/L).

Ortalama mikroplastik miktarlarının istasyonlara göre dağılımı baz alınarak çalışma değerlendirildiğinde, ortalama mikroplastik miktarları içerisinde mavi renkli mikroplastiklerin en yüksek paya (%84,74) sahip olduğu istasyon 1. istasyondur. En yüksek kırmızı (%25,36) ve yeşil renkli (%2,61) mikroplastiklerin bulunduğu istasyon ise, 4. istasyondur. 4 numaralı istasyon, yaz aylarında halkın plaj olarak tercih ettiği bir alandır.

Deniz istasyonlarında tespit edilen mikroplastiklerin, ortalama %33,52'sini fragment, %31,92'sini fiber, %30,75'ini line mikroplastik parçacıkları oluşturmakta olup, en düşük paya %3,81 ile film mikroplastik parçacıkları sahiptir. Fiber, line ve fragment tipi plastik parçacıkları birbirine yakın değerler almıştır. 2. İstasyonda fragment (%39,40) ve film (%11,75) mikroplastik ortalamanın üstündedir. İlgili istasyondaki film mikroplastiklerinin %85,92'sini yeşil renkte olduğu görülmektedir.

En fazla seyrelmenin olduğu 3. istasyonda hiç film mikroplastik parçacığı bulunmamıştır. 4. istasyonda ise line (%42,45) mikroplastik parçaları baskındır. 5. istasyonda yine fragment mikroplastikler (%39,72) ortalamanın üstünde bulunmuştur.

4.5.2. Lagün İstasyonları

Lagün geçiş bölgesini temsil eden 6 numaralı (29,08±25,78 MPs/L) ve 7 numaralı (29,46±28,89 MPs/L) istasyonlardaki mikroplastik yoğunluğu birbirine yakın bulunmuştur.

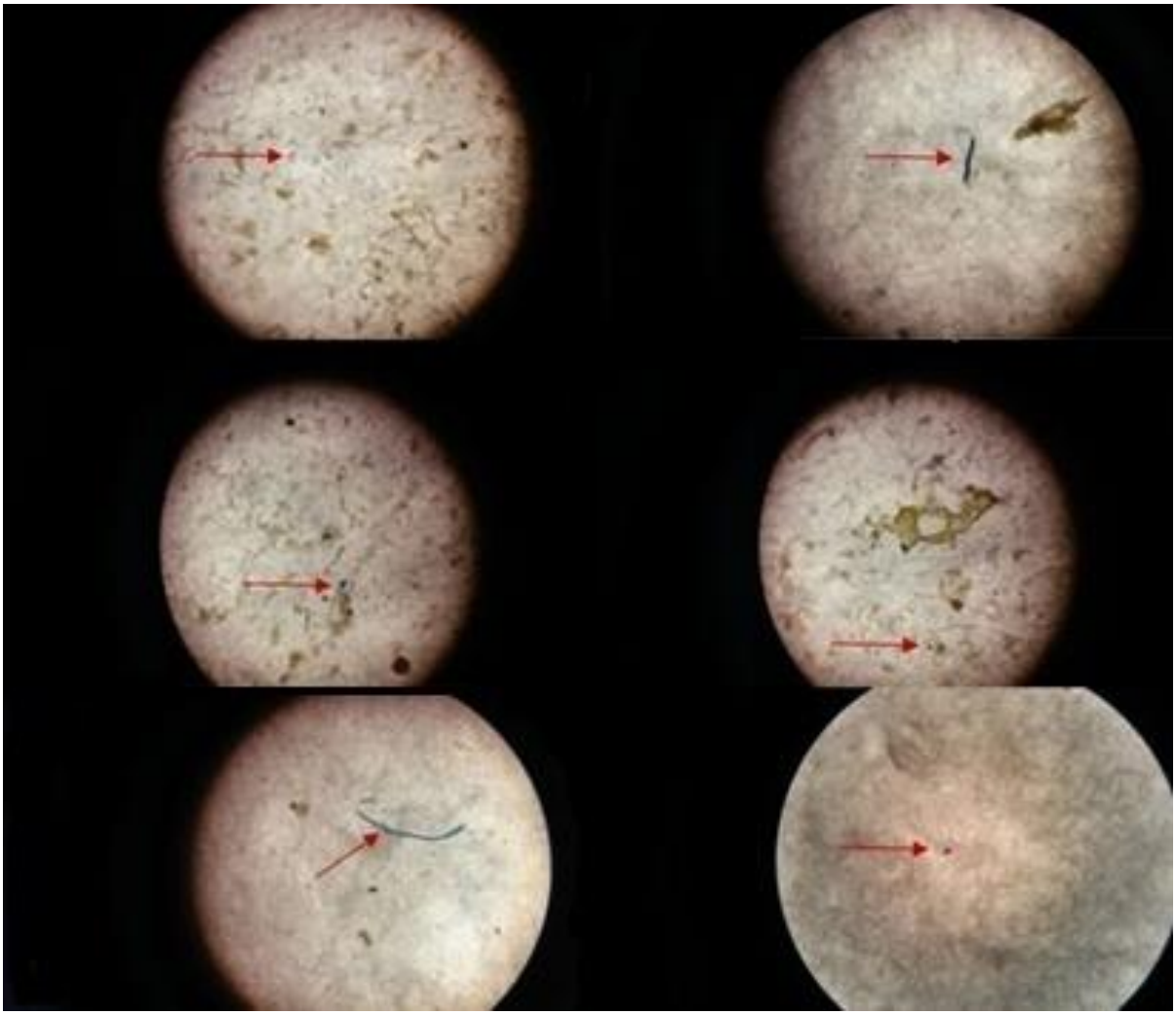
Lagün istasyonlarında tespit edilen mikroplastiklerin ortalama %39,20'sini fragment, %29,99'unu fiber, %29,10'unu line oluşturmakta olup, en düşük paya %1,71 ile film sahiptir. Deniz istasyonlarına göre, lagün istasyonlarında fragment biraz daha baskın bulunmuştur. Ayrıca, 7 numaralı istasyonda line (%33,94), 8 numaralı istasyonda ise fragment (%42,46) lagün istasyonlarının ortalamasının üstündedir ve tamamı kırmızı renkte olduğu bulunmuştur.

4.5.3. Göl İstasyonları

9 numaralı istasyondaki (33,69±31,59 MPs/L) mikroplastik miktarının, 10 (27,85±31,80 MPs/L) numaralı istasyona göre daha yoğun olduğu görülmüştür.

Göl istasyonlarının mikroplastik türlerinin ortalaması incelendiğinde %47,77 fragment, %28,28 fiber, %23,52 line ve %0,42 film olduğu görülmüştür. Lagün istasyonlarında olduğu gibi fragment baskın bulunmuştur. 9 ve 10 numaralı istasyonlarda hiç yeşil renkli mikroplastiğe rastlanmamıştır. 10 numaralı istasyonda da %18,36 oranında kırmızı renkli mikroplastikler bulunmaktadır (Şekil 4.2).

Yüzeysel su karakterizasyonuna göre dağılımı incelenen mikroplastik verileri, mikroplastik miktarı ve tipi ile birlikte korelasyon analizine tabi tutulduğunda; mikroplastik tipi ve miktarı arasında %99 güvenle ($p < 0,01$) istatiksel olarak anlamlı bir ilişki olduğu görülmüşken, yüzeysel su karakterlerinin mikroplastik tip ve miktar dağılımıyla istatiksel olarak anlamlı bir ilişki kurmadığı tespit edilmiştir (Tablo 4.7).



Şekil 4.2: Farklı renk ve şekillerde mikroplastik örnekleri (Çullu vd., 2020).

Tablo 4.7: Mikroplastik tipi, miktarı ve yüzeysel su karakterizasyonunun korelasyon analizi

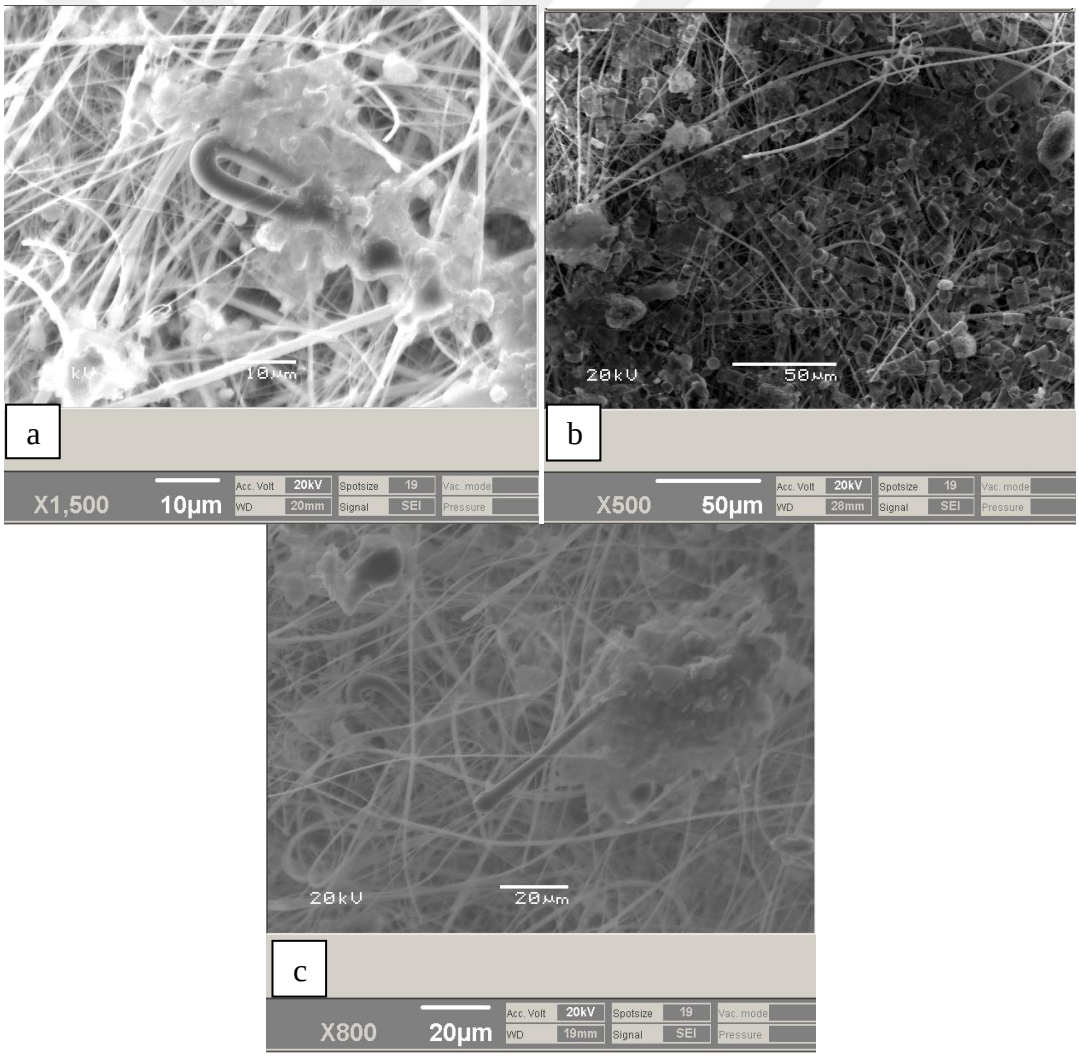
Korelasyonlar

		MP Tipi	MP Miktarı	Karakter
MP Tipi	Pearson Korelasyonu	1	-,777**	,000
	Sig. (2-kuyruklu)		,000	1,000
	N	40	40	40
MP Miktarı	Pearson Korelasyonu	-,777**	1	-,097
	Sig. (2- kuyruklu)	,000		,550
	N	40	40	40
Karakter	Pearson Korelasyonu	,000	-,097	1
	Sig. (2- kuyruklu)	1,000	,550	
	N	40	40	40

**. Korelasyon 0,01 düzeyinde (2 kuyruklu) anlamlıdır.

4.6. SEM ANALİZLERİ

SEM analiz yöntemi tüm numunelerin <1 mm'den küçük parçacıklarının mikroyapı karakterizasyonu için kullanılmıştır. 1 mm'den büyük partiküller daha kolay plastik olarak tanımlanabildiği için SEM analizinin dışında bırakılmıştır. 20 µm partikül boyutuna kadar SEM ile çalışılmıştır (Şekil 4.3 (a-c)). Özellikle, diğer çalışmalardan mikroplastiklerin yüzeylerine çok sayıda mikroorganizma türü (örn. Diyatomlar, kokolitler, dinoflagellatlar ve bakteriler) ve omurgasızların (örn., Bryozoa; midyeler, asellota izopodları, deniz solucanları ve Halobatların yumurtaları) yapıştığı bildirilmiştir. (Harrison vd., 2014; Reisser vd., 2014; Zhaou vd., 2018). Benzer bulgulara, Silva ve diğerleri (2018) ve Blair ve diğerlerinin (2019) yaptığı çalışmalarda da rastlanılmıştır.



Şekil 4.3: SEM analizlerinden elde edilen mikroplastik fotoğrafları (a-c).

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu tez çalışmasında, Küçükçekmece Lagünü, bağlantı alanı ve Marmara Denizi'nin bu alana olan sınırında deniz, geçiş alanı ve lagün gibi farklı sucul ekosistemlerin bulunduğu yüzey sularında mikroplastiklerin varlığını ve olası kaynaklarını tespit etmek ve mikroplastiklerin bu alandaki yüzey sularındaki mevsimsel değişimlerini belirlemek amaçlanmıştır. Böylece, dünyanın benzer sucul alanlardaki mikroplastik miktarı, dağılımı ve etkileyen parametreleri hakkında temsil edici özellikte bir çalışma olması hedeflenmiştir. Örnekleme dönemi boyunca her bir yüzey suyu örnekleme noktasında mevsimsel değişimler tespit edilmiştir.

Çalışma alanında, hava sıcaklığı artışına bağlı olarak çalışılan kıyısal alanda, halkın kullanım yoğunluğu artmıştır. Buna rağmen yaz mevsiminde mikroplastik bolluğunda artış yaşanmamış olup, aksine minimum seviye olarak kaydedilmiştir. Bu durum, ikincil mikroplastiklerin oluşum prensibi ile açıklanabilmektedir. Kişisel bakım ürünleri, boya, ev ve endüstriyel deterjan kalıntıları, endüstriyel üretim atıkları vb. olmak üzere birincil mikroplastikler atıksu arıtma tesislerinden giderilemeden deşarj edilmektedir. Ancak bu durum mevsimlere bağlı değişim göstermeyip, birincil mikroplastik deşarjı süreklilik göstermektedir. İkincil mikroplastikten kaynaklı yoğunluğu ise biraz daha farklıdır. Özellikle yaz mevsiminde sucul alanlara daha fazla sayıda ulaşan makro/mezoplastiklerin ikincil mikroplastiğe dönüşmesi için gerekli olan tepkimeler uzun bir zaman içinde gerçekleşmektedir. Bu da antropojenik faktörlerin dolaylı olarak mikroplastik miktarını etkilediğini açıklamaktadır. Mikroplastik tipleri incelendiğinde ise, sonbahar ve kış aylarında fragment (sırasıyla %41,81 ve %41,35) baskın bulunmuşken, ilkbahar ve yaz aylarında fiber (sırasıyla %49,77 ve %44,62) baskın bulunmuştur. Bu durum, mevsimlere bağlı olarak, mikroplastiklerin renk ve tipinde değişikliğin olduğunu ortaya çıkarmaktadır.

Gündoğdu ve Çevik (2017) tarafından yapılan çalışmada en baskın rengin şeffaf olduğu bulunmuştur (Farklı şekillerde, toplamda 590 adet şeffaf mikroplastik parçacık sayılmıştır). Ancak, birçok tek kullanımlık ürün şeffaftır veya çok basit renklendirilmiştir. Bu zayıf renkler (zayıf renklenme) çevresel faktörlerle veya laboratuvar analizi sırasında hidrojen peroksit ile muamele sonrasında rengini kaybedebilmektedir (Yin vd., 2020). Zhang ve diğerleri (2017) tarafından yapılan çalışmada, bazı mavi ve yeşil line partiküllerin orijinal renklerinin çoğunu

kaybettiği ve beyaz göründüğü, bunun da bir süredir çevreye maruz kaldıklarını gösterdiği ifade edilmiştir (1097 adet beyaz mikroplastik parçacık sayılmıştır (MPs/m^3)). Bazı beyaz plastikler uzun süre çevresel maruziyetten soluk sarıya dönmüştür. Bu ayrım net olarak yapılamayacağından, bu tez çalışmasında şeffaf ve beyaz renkli mikroplastikler dikkate alınmamıştır. Yapılan çalışmaların çoğunda beyaz-şeffaf renk baskın iken, sonrasında siyah veya mavi (%56,18 Siyah ve %18,45 mavi (Abidli vd., 2019); Toplamda %60 beyaz, mavi ve siyah parçacık (Deng vd., 2020)) rengin sıralamayı aldığı görülmüştür (Zhang vd., 2017; Abidli vd., 2019; Li vd., 2020; Deng vd.,2020). Bu tez çalışmasında ise baskın renk mavi olup, mavi rengin ardından en çok rastlanan renk kırmızı olmuştur. Balıkçılık faaliyetleri açısından önemli olan 8 numaralı istasyon, akışın da etkisiyle özellikle 2 ve 6 numaralı istasyonlarda yeşil renkli mikroplastiklerin tespit edilmesinde önemli bir etken olmuştur. Deniz istasyonları içerisinde 4 numaralı istasyon, yaz aylarında halkın plaj olarak tercih ettiği bir alandır. Bu sebeple, farklı renkteki mikroplastiklerin alanda mevcut olduğu düşünülmektedir. Küçükçekmece Lagünü ve Marmara Denizi'nin bağlantı alanında ise tez çalışmasının genelinde görüldüğü gibi mavi ve kırmızı renkler baskın olarak görülmüştür. Göl istasyonlarında da bağlantı alanında olduğu gibi mavi ve kırmızı renkler baskındır. Bunun sebebinin ise Küçükçekmece Gölü ve Küçükçekmece Gölü'ne açılan Sazlı Dere'nin çevresinin atık ulaşımına engellenmesinin yeterli şekilde sağlanamamasından kaynaklanan ve tez çalışmasında da bölgede gözlemlenen tek kullanımlık plastikler, plastik poşetler ve PET şişelerin zamanla parçalanması ile oluşan ikincil mikroplastikler olduğu düşünülmektedir.

Türkiye'nin İskenderun Körfezi NE Levanten sahilinde en sık görülen mikroplastik türlerin %64,6 ile plastik parçacıkları olduğu tespit edilmiştir (Gündoğdu ve Çevik, 2017). Li ve diğerleri (2020) tarafından Yangtze halicinde (Çin), Ramírez-Álvarez ve diğerleri (2020) tarafından TodosSantos koyunda (Meksika) ve Irfan ve diğerleri (2020) tarafından Lahore (Pakistan)'da yapılan çalışmalarda da fragment parçacıkları baskın bulunmuştur. Hatta, Türkiye'nin çok uzağında, bir başka kıta olan Antarktika'da yapılan araştırmada, en yaygın plastik şeklinin fragment olduğu (%51,3) tespit edilmiştir. Dünya'nın birçok farklı yerlerindeki yüzey sulardaki fragment varlığı, sucul alanlara ulaşan makro/mezoplastiklerin ultraviyole, termal ve oksidatif ayrışmaya maruz kaldığında, mikro fragmentlere parçalanması ile açıklanabilir (Carr, 2017). Bu tez çalışmasında da en sık rastlanan plastik tipi fragment plastikler (%37,84) olmuştur. Fragment plastiklerden sonra fiber plastik tiplerine (%31,25) ve line plastik tiplerine (%29,7) rastlanmıştır. Gözlemlenen plastik tiplerinden en az rastlananı

ise film plastikler (%1,54) olmuştur. Mikroplastiklerin şekil bazında dağılımı incelendiğinde tüm istasyonlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığı gözlemlenmiştir ($p > 0,05$).

Birçok markaya ait tek kullanımlık ya da en fazla birkaç kez kullanılabilirliği olan içme suyu (0,5 ve 1,0 L) PET şişelerinin kapak rengi mavidir. Tez çalışması kapsamındaki çalışma alanının genelinde (istasyon fark etmeksizin) mavi rengin baskın olmasının nedeninin, PET şişelerin kapaklarından kaynaklanan ikincil mikroplastikler olduğu düşünülmektedir. Mikroplastiklerin renk bazında dağılımı incelendiğinde, tüm istasyonlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığı gözlemlenmiştir ($p > 0.05$).

Collignon ve diğerleri (2014) tarafından yapılan çalışmada, en yüksek bolluk değerleri yaz mevsiminde tespit edilmiş olup, mikroplastik miktar değerleri sonbaharda, kış ve ilkbaharda neredeyse sıfıra(0) yakın seviyelere ulaştığı belirtilmiştir. Esasen, mikroplastik bolluk ve dağılımını, çevresel (Kim vd., 2015; Veerasingam vd., 2016; Imhof vd., 2017) ve antropojenik faktörler (Sarafraz vd., 2016) belirlemektedir. Zhang ve diğerleri (2017) tarafından yapılan çalışmada, örnekleme döneminde sakin bir deniz olmasına rağmen, hidrolojik ve meteorolojik kayıtlara göre saha örneklemesinden önce kötü deniz şartlarının (dalga, rüzgâr) mikroplastik dağılımını etkilemiş olabileceği ifade edilmiştir. Çevresel faktörlerin (dalga akıntıları, gelgitler, siklonlar, rüzgâr yönleri ve nehir ağzı hidrodinamiği vb.) ise, mikroplastik dağılımında antropojenik faktörlerden daha büyük bir rol oynadığı ifade edilmiştir (Zhang vd., 2016; Herrera vd., 2018; Yabanlı vd., 2019). Bu tez çalışmasında ise en yüksek bolluk değerleri sonbahar-kış mevsimleri geçişinde tespit edilmiştir. İlkbahar ve yaz aylarında ise mikroplastik miktarlarında belirgin bir düşüş yaşanmıştır. İlkbahar ve yaz mevsimlerinde daha yoğun insan faaliyetleri gözlemlenen bölgede artışın sonbahar ve kış mevsimlerinde gerçekleşmesi, mikroplastik miktar ve dağılımında esas faktörlerin çevresel ve antropojenik faktörler olduğunu doğrular niteliktedir.

Collignon ve diğerleri (2014) tarafından yapılan çalışmada, en yüksek değerler eylül ve nisan ayında tespit edilmiş olup, en düşük değer (0) ise kış aylarında gözlemlenmiştir. Cheung ve diğerleri (2016) tarafından yapılan çalışmada ise, sonuçlar, yağış mevsiminde (nisan-eylül) miktar ve ağırlıkların kuru mevsimden (ekim-mart) önemli ölçüde daha yüksek olduğunu göstermiştir. Aytan ve diğerleri (2016) tarafından Karadeniz'de yapılan çalışmada, kasım ayında yapılan örneklemenin sonucundaki mikroplastik miktarı, şubat ayına göre 2 ve 5 kat

daha fazla bulunmuştur. Van Emmerik ve diğerleri (2019) tarafından yapılan çalışmada, makroplastik yoğunluğunun mart, haziran, temmuz ve ekim aylarında ortalamanın üstünde; mayıs, ağustos, eylül, kasım ve aralık ayında ise ortalamanın altında olduğu ifade edilmiştir. Atmosferik serpintinin, mikroplastik (özellikle fiberlerin) kaynakları arasında olduğu ve yaklaşık %29'unu oluşturduğu ifade edilmektedir (Aytan vd., 2016; Dris vd., 2016). Bu tez çalışmasında elde edilen sonuç, bu savı destekler niteliktedir. Bu tez çalışmasındaki deniz istasyonlarının insan faaliyetlerine açık alanların bulunduğu yerlerde belirlenmiş noktalar olduğu için bu istasyonlarda gözlemlenen mikroplastiklerin çoğunlukla insan faaliyetleri kaynaklı olduğu düşünülmektedir. Özellikle yaz aylarında bu istasyonlarda yapılan aktivitelerin sayısı artmaktadır.

Mikroplastiklerin miktar bazında dağılımı incelendiğinde, tüm istasyonlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığı gözlemlenmiştir ($p > 0,05$). 10 numaralı istasyon binaların ve araç lastik atölyesinin bulunduğu bir alan olmasına rağmen göl içerisinde suyun akış yönü sebebiyle insan etkisinin çok daha az olduğu 9 numaralı istasyonda ölçümlerin sonucunun daha yüksek çıktığı düşünülmektedir. Deniz ve tatlısular için mikroplastik kaynakları birbirinden farklılık gösterebildiği gibi, tatlısularda mikroplastik kaynağı denizlere göre biraz daha kısıtlayıcı olabilmektedir (Wagner vd., 2014). Çeşitli çalışmalarda, fizikokimyasal parametrelerin (sıcaklık, tuzluluk, yoğunluk, yağış, gelgit, rüzgâr yönü ve rüzgâr kuvveti vb.) su ekosistemlerini etkilediği ve bir bölgenin coğrafi koşullarının (adalar, adacıklar, resif vb.) su kolonundaki mikroplastiklerin bolluğunu ve çeşitliliğini değiştirdiği tespit edilmiştir (Andrady, 2011; Lusher vd., 2014; Nuelle vd., 2014; Xu vd., 2018; Yabanlı vd., 2019).

Carr ve diğerleri (2016) tarafından yapılan çalışmada, atıksu arıtma tesisi çıkış sularında yoğun olarak bulunan mavi mikroplastiklerin (düzensiz şekilli ve su yüzeyinde yüzen) diş macunu kökenli olabileceği ifade edilmiştir. Atıksu arıtma tesisleri özellikle tekstil ürünlerinin çamaşır makinasında yıkanması ve çıkan tekstil türevli elyafların atıksu arıtma tesislerinden arıtılamadan geçmesi nedeniyle yüzeysel sularda fiberlerin ana kaynağı olarak gösterilmektedir (Browne vd., 2011; Dris vd., 2016; Aytan vd., 2016). 1. istasyon, atıksu arıtma tesisine en yakın istasyon olmasına rağmen, genel olarak diğer istasyonlara ve zamana göre, fiberde bir peak yapma söz konusu değildir. Aynı durum, Stanton vd., (2020) tarafından yapılan çalışmada da ifade edilmiştir. Ayrıca fiber mikroplastiklerin kaynakları arasında halat

ve ağ gibi olta takımlarının, plastik ambalaj malzemelerinin ve gıda hizmet maddelerinin bozulması da gösterilmektedir (Andrady 2011; Migwi vd., 2020). Otoyolun etkisi altında olan 5. istasyonda bulunan fragment parçacıklarının, yol çizgi boyası ve araç lastiği parçaları içeren araziden akıntı kaynaklı olduğu düşünülmektedir (Barnes vd., 2009; Browne vd., 2010; Boucher ve Friot, 2017; Kole vd., 2017; Nelms vd., 2018).

Teknelerin bakımı (boya, tamir vb.) (Lundsor vd., 2019), hobi/ticari amaçlı yapılan balıkçılık faaliyetleri (Laglbauer vd., 2014; Zhang vd., 2017; Yabanlı vd., 2019), rekreasyon amaçlı tekne kullanımına bağlı plastik atıklar ortaya çıkmaktadır. Lagündeki mikroplastik kirliliğini değerlendirirken, nüfus yoğunluğundan ziyade lagüne gelen deşarjların da katkısını düşünmek gerekmektedir (Gray vd., 2018). İlgili istasyonların da (6 ve 7 numaralı istasyonlar) olduğu kıyı şeridindeki farklı noktalardan yasa dışı olan ve kanal boyunca devam eden kaçak deşarjlar mevcut olduğu görülmektedir.

Seramik ve yapı malzemeleri satan mağazalar bulunmakta olup, yapı malzemelerine uygulanan paketleme ve ulaşım alandaki mikroplastik kaynaklarından biri olarak gösterilebilmektedir (Andrady 2011; Cauwenberghe vd., 2015).

Çalışma sonuçları değerlendirildiğinde, önerilebilecek tedbirler şu şekilde sıralanabilir:

- Çalışma alanında tespit edilen mikroplastik miktarının (33 MPs/L), diğer lagünlerde yapılmış çalışmalarda elde edilen sonuçlardan yüksek olduğu bulunmuştur. Mikroplastik tipi olarak fragment (%37,84) parçacıkları ve mikroplastik rengi olarak mavi renk (%79,64) baskın olup, bu durumun PET şişelerden kaynaklanabileceği düşünülmektedir.
- Mikroplastiklerin mevsimsel dağılımı incelendiğinde, diğer çalışmalardan farklı olarak sonbahar mevsiminde (ort. 51,47 MPs/L) en yüksek mikroplastik miktarı tespit edilmiştir. Hem atık su arıtma tesisinin deşarjının (S1-47,61 MPs/L) hem de alanın akıntı sistemlerinin (S2-41,46 MPs/L) mikroplastik dağılımına ne denli etkili olduğu ortaya konulmuştur.
- Lagün istasyonları incelendiğinde 8 numaralı kanal giriş istasyonundan gelen su, önce 7 numaralı istasyon ve sonrasında da 6 numaralı istasyona ulaşmaktadır. 8. istasyonda su ürünleri kooperatifine ait birkaç balıkçı teknesi de yer almaktadır. Ancak 8 numaralı istasyon mikroplastik yoğunluğunun, diğer iki istasyona göre daha düşük olduğu görülmektedir. Oysaki, 6 ve 7 numaralı istasyonlara, halkın yürüyüş vb. aktiviteler ile

direkt temasa geçmesi mümkün değildir. Ancak ilgili istasyonların karşı kıyı şeridi, küçük ölçekli tekne park yeridir ve tekne kiralama, bakım vb. aktiviteler yürütülmektedir.

- Göl istasyonları incelendiğinde her iki istasyon da halk tarafından yoğun olarak kullanılan ve ulaşımı kolay kıyısal alanlardan oluşmaktadır. Göl istasyonlarından 9 numaralı istasyon, farklı kimyasalların etkisinde kalan bir istasyondur. Go-kart alanı, araç muayene istasyonu, araç-minibüs park merkezine yakın oluşuna ilaveten anayol güzergahına da yakındır. 10 numaralı istasyon ise, tam bir göl karakterli suyu temsil eden istasyondur ve yakınında kafeler bulunmaktadır.

Sürdürülebilir atık yönetiminin uygulamadaki eksikliklerinin giderilmesi gerekmektedir. Türkiye'de bu konuda, hammadde ve doğal kaynakların etkin yönetimi doğrultusunda sürdürülebilir atık yönetimini hedef alan Sıfır Atık Yönetmeliği yayınlanmıştır (Resmî Gazete No: 30829, 2019). Böylece tehlikesiz nitelikteki geri kazanılabilir atıkların (başta plastik atıklar olmak üzere kâğıt, cam ve metal atıkları) diğer atıklardan ayrı toplanıp, biriktirilmesi ve geri kazanımı hedeflenmiştir. Bu aktarılan mikroplastiklerin önlenmesi ve en uygun teknoloji ve maliyet süreçlerinin geleneksel evsel atık su arıtma tesislerine entegrasyonu, mikroplastik kirliliğinin önlenmesi için birkaç adım olarak ifade edilebilir. Yüzey suyu kaynaklarında (acı su, tatlı su ve deniz suyunda) tespit edilen mikroplastiklerin ortamdan uzaklaştırılması için uygun teknolojinin belirlenmesi de dikkate alınması gereken diğer konular arasında yer almaktadır.

Mikroplastikler ile diğer parametreler arasındaki ilişkiyi net bir şekilde ortaya koymak adına, daha fazla çalışmaya ihtiyaç duyulmaktadır. Ayrıca, mikroplastik numune alımında boyut seçiciliği, doğrudan numune alma hacmini etkilemektedir. Birimlerin tutarsızlığı ortadan kaldırmak ve sonuçları diğer yapılmış çalışmalar ile karşılaştırabilir kılmak için, mikroplastik tespit yönteminde uluslararası kabul görmüş standardın (ISO vb.) oluşturulması ve mutlaka bu yöntemin kullanılması önem taşımaktadır.

KAYNAKLAR

Abidli, S., Lahbib, Y., El Menif, N. T., 2019. Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). Marine Pollution Bulletin, 142, 243-252.

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Duranteza, P., Simonneau, A., Stephane, B., Galop, D., 2019a. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. Nat. Geosci. 12, 339–344. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5.

Allen, D., Allen, S., Sonke, J., Phoenix, V., 2019b. Atmospheric transport and our planetary boundary layer as an environmental compartment of microplastics pollution. In: Cocca, M., DiPace, E., Errico, M., Gentile, G., Montarsolo, A., Mossotti, R. (Eds.), International Conference on Microplastic Pollution In the Mediterranean Sea. Springer Water. Springer, Cham, Capri, pp. 1–8.

Al-Salem, S. M., Uddin, S., Lyons, B., 2020. Evidence of microplastics (MP) in gut content of major consumed marine fish species in the State of Kuwait (of the Arabian/Persian Gulf). Marine Pollution Bulletin, 154, 111052.

Amato-Lourenço, L.F., Galvao, L.S., de Weger, L.A., Hiemstra, P.S., Vijver, M.G., Mauad, T., 2020. An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? Science of the Total Environment 749, 141676. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141676.

Ambrosini, R., Azzoni, R.S., Pittino, F., Diolaiuti, G., Franzetti, A., Parolini, M., 2019. First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. Environmental Pollution 253, 297–301. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.005.

Anbumani, S., Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. Environmental Science and Pollution Research 25, (15) 14373– 14396.

Andrady, A.L., 2003. Plastics and the Environment. Wiley-Interscience, ISBN 0-471-09520-6

Andrady, A.L., Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 364(1526), 1977-1984.

Andrady A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62, 1596-1605. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.

Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (Eds.), 2009. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.

Ashton, K., Holmes, L., Turner, A., 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. Mar. Pollut. Bull. 60, 2050–2055.

Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H., 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. Environ. Int. 102, 165–176. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013.

Aytan, U., Valente, A., Senturk, Y., Usta, R., Sahin, F. B. E., Mazlum, R. E., Agirbas, E., 2016. First evaluation of neustonic microplastics in Black Sea waters. Marine Environmental Research, 119, 22-30.

Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2014. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics undersimulated physiological conditions. Environ. Pollut. 185, 16–23.

Bank, M.S., Hansson, S.V., 2019. The plastic cycle: a novel and holistic paradigm for the Anthropocene. Environmental Science & Technology 53, 7177–7179. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02942.acs.est.9b02942.

Barboza, L.G.A., Gimenez, B.C.G., 2015. Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. Marine Pollution Bulletin 97 (1-2), 5-12. https:/doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.008.

Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L., 2018. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European sea bass, Dicentrarchus labrax (Linnaeus, 1758). Aquat. Toxicol. 195, 49–57. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008.

Barcelo, D., 2020. Microplastics analysis. MethodsX 7, 100884. https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100884.

Barnes, D.K.A., 2002. Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. Nature 416, 808–809.

Barnes, D.K.A., Milner, P., 2005. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. Marine Biology 146, 815-825. 10.1007/s00227-004-1474-8.

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B 364, 1985–1998.

Bayo, J., Rojo, D., Olmos, S., 2019. Abundance, morphology and chemical composition of microplastics in sand and sediments from a protected coastal area: The Mar Menor lagoon (SE Spain). Environmental Pollution, 252, 1357-1366.

Belzagui, F., Crespi, M., Álvarez, A., Gutiérrez-Bouzán, C., Vilaseca, M., 2019. Microplastics' emissions: Microfibers' detachment from textile garments. Environ. Pollut. 248, 1028–1035. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.059.

Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., 2015. eds. Marine Anthropogenic Litter, pp. 141-181. ISBN: 978-3-319-16510-3.

Bergmann, M., Mutzel, S., Primpke, S., Tekman, M.B., Trachsel, J., Gerdts, G., 2019. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. Sci. Adv. 5, eaax1157. https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157.

Biquand, E., Okubo, N., Aihara, Y., Rolland, V., Hayward, D.C., Hatta, M., Minagawa, J., Maruyama, T., Takahashi, S., 2017. Acceptable symbiont cell size differs among cnidarian species and may limit symbiont diversity. ISME J. 11, 1702–1712.

Bittner, G.D., Yang, C.Z., Stoner, M. a, 2014. Estrogenic chemicals often leach from BPA-free plastic products that are replacements for BPA-containing polycarbonate products. Environ. Health 13, 41–54.

Bläsing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. Science of the Total Environment 612, 422-435. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086.

Blair, R. M., Waldron, S., Phoenix, V. R., Gauchotte-Lindsay, C., 2019. Microscopy and elemental analysis characterisation of microplastics in sediment of a freshwater urban river in Scotland, UK. Environmental Science and Pollution Research, 26(12), 12491-12504.

Blettler, M.C., Abrial, E., Khan, F.R., Sivri, N., Espinola, L.A., 2018. Freshwater plastic pollution: recognizing research biases and identifying knowledge gaps. Water Res. 143, 416–424.

Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., Moore, C.J., 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. Mar. Pollut. Bull. 60, 2275–2278. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007.

Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C., 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, Mytilus edulis (L.). Environ. Sci. Technol. 42, 5026–5031.

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. Environmental Science & Technology, 45(21), 9175-9179.

Brydson, J.A., 1999. Plastics Materials. Library of Congress Cataloguing in Publication Data, ISBN: 0-7506-4132-0 (hbk.).

Calder, D.R., Choong, H.H., Carlton, J.T., Chapman, J.W., Miller, J.A.,Geller, J., 2014. Hydroids (Cnidaria: Hydrozoa) from Japanese tsunami marine debris washing ashore in the Northwestern United States. Aquatic Invasions 9(4), 425-440. 10.3391/ai.2014.9.4.02.

Camarero, L., Bacardit, M., de Diego, A., Arana, G., 2017. Decadal trends in atmospheric deposition in a high elevation station: Effects of climate and pollution on the longrange flux of metals and trace elements over SW Europe. Atmos. Environ. 167, 542–552. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.049.

Canesi, L., Ciacci, C., Bergami, E., Monopoli, M.P., Dawson, K.A., Papa, S., Canonico, B., Corsi, I., 2015. Evidence for immuno modulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve Mytilus. Mar. Environ. Res. 111, 34–40.

Canesi, L., Ciacci, C., Fabbri, R., Balbi, T., Salis, A., Damonte, G., Cortese, K., Caratto, V., Monopoli, M., Dawson, K.A., Bergami, E., Corsi, I., 2016. Interactions of cationic polystyrene nanoparticles with marine bivalve hemocytes in a physiological environment: role of soluble hemolymph proteins. Environ. Res. 150, 73–81.

Cao, D., Xiao, W., Luo, X., Liu, G., Zheng, H., 2017. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earth worms in an agricultural soil. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 61, 12148. https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/61/1/012148/meta.

Carpenter, E.J., Anderson, S.J., Harvey, G.R., Miklas, H.P., Peck, B.B., 1972. Polystyrene spherules in coastal waters. Science 178, 749–750.

Carr, S.A., 2017. Sources and dispersive modes of microfibers in the environment. Integrated environmental assessment and management, 13(3), 466-469.

Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.L., McDermid, K.L., 2011. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. Mar. Pollut. Bull. 62, 1708–1713.

Castañeda, R.A., Avlijas, S., Simard, M.A., Ricciardi, A., 2014. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70, 1767–1771. https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0281.

Catarino, A.I., Macchia, V., Sanderson, W.G., Thompson, R.C., Henry, T.B., 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. Environ. Pollut. 237, 675–684.

Cedervall, T., Hansson, L.A., Lard, M., Frohm, B., Linse, S., 2012. Food chain transport of nano particles affects behaviour and fat metabolism in fish. PLoSOne 7.

Chae, Y., An, Y.J., 2018. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: a review. Environmental Pollution 240, 387–395. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008.

Chapron, L., Peru, E., Engler, A., Ghiglione, J., Meistertzheim, A., Pruski, A., Purser, A., Vétion, G., Galand, P., Lartaud, F., 2018. Macro- and microplastics affect cold-water corals growth, feding and behaviour, Scientific Reports 8.

Chen, X., Xiong, X., Jiang, X., Shi, H., Wu, C., 2019. Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake. Chemosphere 222, 856– 864.

Chen, G., Feng, Q., Wang, J., 2020. Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. Science of the Total Environment 703, 135504. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504.

Cheng, X., Shi, H., Adams, C.D., Ma, Y., 2010. Assessment of metal contaminations leaching out from recycling plastic bottles upon treatments. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 17, 1323–1330.

Cheung, P.K., Cheung, L.T.O., Fok, L., 2016. Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in the estuary of a subtropical macro-scaled rainage basin in South China. Science of the Total Environment, 562, 658-665.

Claessens, M., Meester, S.D., Landuyt, L.V., Clerck, K.D., Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. Mar. Pollut. Bull. 62, 2199–2204.

Clunies-Ross, P., 2019, Plastics in the environment. Royal Society Te Apārangi. Print ISBN: 978-1-877264-38-2.

Codina-García, M., Militão, T., Moreno, J., González-Solís, J., 2013. Plastic debris in Mediterranean sea birds. Mar. Pollut. Bull. 77, 220–226.

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. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R.M., Moger, J., Galloway, T., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. Environ. Sci. Technol. 47, 6646–6655. http://dx.doi.org/10.1021/es400663f.

Cole, M., Webb, H., Lindeque, P.K., Fileman, E.S., Halsband, C., Galloway, T.S., 2014. Isolation of microplastics in biota – rich sea water samples and marine organisms, Scientific Reports 4, 4528.

Collignon, A., Hecq, J.H., Galgani, F., Collard, F., Goffart, A., 2014. Annual variation in neustonic micro- and meso- plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean–Corsica). Marine Pollution Bulletin, 79(1-2), 293-298.

Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M., 2009. Plastics and beaches: a degrading relationship. Mar. Pollut. Bull. 58, 80–84.

Corcoran, P.L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M.J., Helm, P.A., Marvin, C.H., 2015. Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. Environ. Pollut. 204, 17–25.

Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., Geissen, V., 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. Sci. Total Environ. 671, 411–420. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368.

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de-Puellez, M.L., Duarte, C.M., 2014. Plastic debris in the open ocean, Proceedings of the National Academy of Sciences 111 (28) 10239–10244.

Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J.I., Ubeda, B., Gálvez, J.Á., Irigoien, X., Duarte, C.M., 2015. Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. PLOS ONE 10 (4) e0121762.

Çelikgöğüs, Ç., 2010. Polistiren Atıkların Isıl-Katalitik Pirolizi. Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı.

Çullu, A.F., 2015. Deniz Suyundaki Mikroplastiklerin Tespit Yöntemleri ve Türk Denizlerindeki Ekolojik Önemi. Lisans Bitirme Projesi, İstanbul Üniversitesi.

Çullu, A.F., Sönmez, V.Z., Sivri, N., 2020. Microplastic contamination in surface waters of the Küçükçekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey): Sources and areal distribution. Environmental Pollution, Volume 268, Part B, 115801. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115801.

deHaan, W.P., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Party, N.S.S., 2019. Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea, Marine Pollution Bulletin 140, 523–535.

deSouzaMachado, A.A., Lau, C.W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., Rillig, M.C., 2018a. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. Global Change Biol. 24, 1405–1416. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212.

deSouzaMachado, A.A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C., 2018b. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. Global Change Boil. 24 (4), 1405–1416. https://doi.org/10.1111/gcb.14020.

Dekiff, J.H., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, E., 2014. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. Environ. Pollut. 186, 248–256.

Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., Shi, H., 2020. Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. Environmental Pollution, 258, 113658.

Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. Marine Pollution Bulletin 44, 842–852.

Desforges, J.P., Galbraith, M., Dangerfield, N., Ross, P.S., 2014. Widespread distribution of microplastics in subsurface sea water in the NE Pacific Ocean. Mar. Pollut. Bull. 79, 94–99.

Ding, J., Jiang, F., Li, J., Wang, Z., Sun, C., Zhangyi, W., Fu, L., Ding, N.X., He, C., 2019. Microplastics in the coral reef systems from Xisha Islands of South China Sea. Environmental Science & Technology, 53(14), 8036-8046.

Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. Mar. Environ. Res. 71 (1), 41–52. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001.

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: a casestudy in Greater Paris. Environ. Chem. 12, 592–599.https://doi.org/10.1071/EN14167.

Dris, R., 2016. First Assessment of Sources and Fate of Macro- and Micro- Plastics in Urban Hydrosystems: Case of Paris Megacity. Universite Paris-Est.

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? Mar. Pollut. Bull. 104 (1), 290–293. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B., 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. Environ. Pollut. 221, 453–458. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013.

Dümichen, E., Eisentraut, P., Bannick, C.G., Barthel, A.K., Senz, R., Braun, U., 2017. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method, Chemosphere 174 572–584.

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., Rifman, S., 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. Mar. Pollut. Bull. 68, 71–76.

Eriksson, C., Burton, H., 2003. Origins and biological accumulation of small plastic particles in furseals from Macquarie Island. Ambio 32, 380–384.

European Commission: DGXI, 1998. Integrated product policy. A study analysing national and international developments with regard to integrated product policy in the environment field and providing elements for an EC policy in this area. Executive summary from the final report. <http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/ippsum.pdf>.

Eyerer, P., 2010. Polymers – Opportunities and Risks I, General and Environmental Aspects Vol. 11. The Handbook of Environmental Chemistry, ISBN 978-3-540-88417-0.

Fendall, L.S., Sewell, M.A., 2009. Contributing to Marine Pollution by Washing Your Face: Microplastics in Facial Cleansers. Marine Pollution Bulletin 58 (8), 1225-1228. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025.

Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., Minutoli, R., 2012. Are balen whales exposed to the threat of microplastics? A casestudy of the Mediterranean finwhale (Balaenopteraphy salus). Mar. Pollut. Bull. 64, 2374–2379.

Fossi, M.C., Marsili, L., Baini, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, C., Caliani, I., Minutoli, R., Lauriano, G., Finoia, M.G., 2016. Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios, Environmental Pollution 209, 68–78.

Free, C.M., Jensen, O.P., Mason, S.A., Eriksen, M., Williamson, N.J., Boldgiv, B., 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote mountain lake. Mar. Pollut. Bull. Elsevier Ltd 85 (1), 156–163. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.

Freinkel, S., A brief history of plastic's conquest of the world. Scientific American, 29 May 2011. scientificamerican.com/article/a-brief-history-of-plastic-world-conquest/

Frias, J.P., Sobral, P., Ferreira, A.M., 2010. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. Mar. Pollut. Bull. 60, 1988–1992.

Fuller, S.G., Gautam, A., 2016. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. Environ. Sci. Technol. 50, 5774–5780. https://pubs.acs.org.ccindex.cn/doi/10.1021/acs.est.6b00816.

Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J., Katsavenakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A. Janssen, C., 2010. Marine Strategy Framework Directive Task Group 10 Report Marine litter, In N. Zampoukas (Eds.), *JRC Scientific and technical report*, (p. 57), ICES/JRC/IFREMER Joint Report (no 31210 – 2009/2010). ISBN 978-92-79-15653-3.

Gall, S.C., Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. Mar. Pollut. Bull. 92,170–179.

Gardon, T., Reisser, C., Soyez, C., Quillien, V., Le Moullac, G., 2018. Microplastics affect energy balance and game to genesis in the pearl oyster Pinctada margaritifera. Environmental Science & Technology, 52(9), 5277-5286.

Gasperi, J., Wright, S.L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F.J., Tassin, B., 2018. Microplastics in air: are we breathing it in? Curr. Opin. Environ. Sci. Heal. 1, 1–5. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002.

GESAMP, 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. In: IMO/FAO/UNESCO IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Sci. Adv. 3, 1–5. https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782.

Gieré, R., Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Gilge, S., Sauer, J., Maschowski, C., 2018. Tire-wear particles as a major component of microplastics in the environment. Geol. Soc. Am. 50 (6). https://doi.org/10.1130/abs/2018AM-319219. 149-1.

Gilbert, M., Plastics materials: introduction and historical development, in Brydson's plastics materials (Eighth Edition). 2017, Elsevier: Oxford. p. 1–18.

Goldberg, E.D., 1994. Diamonds and plastics are forever? Mar. Pollut. Bull. 28, 466.

Goldstein, M.C., Goodwin, D.S., 2013. Gooseneck barnacles (Lepasspp.) ingest microplastic debris in the North Pacific Subtropical Gyre. Peer J 1, e184.

Gomiero, A., Øysæd, K.B., Agustsson, T., vanHoytema, N., vanThiel, T., Grati, F., 2019. First record of characterization, concentration and distribution of microplastics in coastal sediments of an urban fjord in southwest Norway using a thermal degradation method. Chemosphere 227, 705–714.

Gong, J., Xie, P., 2020. Research progress in sources, analytical methods, eco-environmental effects, and control measures of microplastics. Chemosphere 254, 126790. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126790.

Graham, P., Palazzo, L., de Lucia, G.A., Telfer, T.C., Baroli, M., Carboni, S., 2019. Microplastics uptakean degestion dynamics in Pacific oysters, Magallana gigas (Thunberg, 1793), undercontrolled conditions. Environmental Pollution, 252, 742-748.

Gray, A.D., Wertz, H., Leads, R.R., Weinstein, J.E., 2018. Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. Marine Pollution Bulletin, 128, 223-233.

Gregory, M.R., Andrady, A.L., 2003. Plastics in the marine environment. Plastics and the Environment. John Wiley&Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA, pp. 379–402.

Gregory, M.R., 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings: entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 364, 2013–2025.

Grieve, M.C., Biermann, T., 1997. The population of coloured textile fibres on outdoor surfaces. Sci. Justice 37, 231–239.

Grunert, K.G., Hieke, S., Wills, J., 2014. Sustainability labels on food products: consumer motivation, understanding and use. Food Policy 44, 177–189. http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.12.001.

Guo, J., Huang, X., Xiang, L., Wang, Y., Li, Y., Li, H., Cai, Q., Mo, C., Wong, M., 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. Environment International 137, 105263. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263

Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., Faggio, C., 2018. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. Environmental Toxicology and Pharmacology 64, 164–171.

Güler, Ç., Çobanoğlu, Z., 1997. Plastikler. Türkiye Cumhuriyeti Sağlık Bakanlığı, Sağlık Projesi Genel Koordinatörlüğü. ISBN 975-8088-51-3.

Gündoğdu, S., Çevik, C., 2017. Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. Marine Pollution Bulletin, 118(1-2), 341-347.

Gündoğdu, S., Çevik, C., 2019. Mediterranean dirty edge: High level of meso and macroplastics pollution on the Turkish coast, Environmental Pollution (2019) 113351.

Güven, O., Gökdağ, K., Jovanovic, B., Kıdeyş, A.E., 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish, Environmental Pollution 223, 286– 294.

Hale, S.E., Martin, T.J., Goss, K.-U., Arp, H.P.H., Werner, D., 2010. Partitioning of organochlorine pesticides from water to polyethylene passive samplers. Environmental Pollution 158, 2511–2518.

Hammer, J., M.H.S. Kraak, J.R. Parsons, Plastics in the marine environment: the darkside of a modern gift, in Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, D.M. Whitacre, Editor. 2012, Springer: New York. p. 1–44.

Hantoro, I., Löhr, A.J., Van Belleghem, F.G.A.J., Widianarko, B., Ragas, A.M.J., 2019. Microplastics in coastal areas and sea food: implications for food safety. Food Additives and Contaminants -Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment 36 (5), 674–711.

Harper, C.A., Petrie, E.M., 2003. Plastics Materials and Processes: A Concise Encyclopedia. Wiley-Interscience, ISBN: 9780471456032,0-471-45603-9.

Harrison, J.P., Sapp, M., Schratzberger, M., Osborn, A.M., 2011. Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research. Marine Technology Society Journal 45 (2), 12–20.

Harrison, J.P., Schratzberger, M., Sapp, M., Osborn, A.M., 2014. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment micro cosmos. BMC Microbiol. 14 (1), 232.

Hartmann, N.B., Huffer, T., Thompson, R.C., Hassellov, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. Environ. Sci. Technol. 53, 1039–1047. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297.

Hays, H., Cormons, G., 1974. Plastic particles found in tern pellets, on coastal beaches and at factory sites. Mar. Pollut. Bull. 5, 44–46. https://doi.org/10.1016/0025-326X(74) 90234-3.

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

He, P., Chen, L., Shao, L., Zhang, H., Lü, F., 2019. Municipal solid waste (MSW) landfill: a source of microplastics? evidence of microplastics in landfill leachate. Water Res. 159, 38–45. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060.

Herrera, A., Asensio, M., Martínez, I., Santana, A., Packard, T., Gómez, M., 2018. Microplastic and tar pollution on three Canarys lands beaches: an annual study. Mar. Pollut. Bull. 129, 494–502. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.020.

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. Environ. Sci. Technol. 46, 3060–3075. https://doi.org/10.1021/es2031505.

Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C., 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. Environ. Pollut. 160, 42–48.

Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. Sci. Total Environ. 586, 127–141. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.

http://kahvecioglu.com/urunler-pet.htm?gclid=EAIaIQobChMIjfv07MKk6gIV8IBQBh0TjwSqEAAYASAAEgJUX_D_BwE, [Ziyaret tarihi, 26.06.2020].

https://www.coastalcleanupdata.org, [Ziyaret tarihi, 9 Temmuz 2019].

https://www.environments.aq/emerging-issues/microplastics-in-the-southern-ocean/, [Ziyaret tarihi, 30.06.2020].

https://www.mibellegroup.com/blog/general/microplastics-in-cosmetics-mibelle-turns-to-alternatives/, [Ziyaret tarihi, 30.06.2020].

https://www.pagev.org/plastik-cesitleri[Ziyaret tarihi, 22.06.2020].

https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf[Ziyaret tarihi, 22.06.2020].

https://www.theguardian.com/environment/2020/jun/11/microplastics-us-national-parks-survey [Ziyaret tarihi, 15.06.2020].

https:/www.litterbase.awi.de/ [Ziyaret tarihi, 22.06.2020].

HuertaLwanga, E., Vega, J.M., Quej, V.K., Chi, J.D.L.A., Cid, L.S.D., Chi, C., Segura, G.E., Gertsen, H., Salánki, T., van der Ploeg, Martine, Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017a. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. Sci. Rep. 7, 1–7. https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2.

Imhof, H.K., Ivleva, N.P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C., 2013. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. Curr. Biol. 23, R867–868.

Imhof, H.K., Sigl, R., Brauer, E., Feyl, S., Giesemann, P., Klink, S., Leupolz, K., Löder, M.G.J., Löschel, L.A., Missun, J., Muszynski, S., Ramsperger, A.F.R.M., Schrank, I., Speck, S., Steibl, S., Trotter, B., Winter, I., Laforsch, C., 2017. Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean. Marine Pollution Bulletin, 116(1-2), 340-347.

Irfan, M., Qadir, A., Mumtaz, M., Ahmad, S.R., 2020. An unintended challenge of microplastic pollution in the urban surface water system of Lahore, Pakistan. Environmental Science and Pollution Research, 1-13.

Ivar do Sul, J.A., Costa, J.A., 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. Environ. Pollut. 185, 352–364.

Jantz, L.A., Morishige, C.L., Bruland, G.L., Lepczyk, C.A., 2013. Ingestion of plastic marine debris by longnose lancet fish (Alepisaurus ferox) in the North Pacific Ocean. Mar. Pollut. Bull. 69, 97–104. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.019.

Jeftic, L., Sheavly, S., Adler, E., 2009. Marine Litter: A Global Challenge. UNEP, Nairobi, Kenya ((232 pp.). http://www.unep.org/pdf/UNEP_Marine_Litter-A_Global_ Challenge.pdf).

Jeong, C.B., Won, E.J., Kang, H.M., Lee, M.C., Hwang, D.S., Hwang, U.K., Zhou, B., Souissi, S., Lee, S.J., Lee, J.S., 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stres induction, and p-JNK and pp38 activation in the monogonontrotifer (Brachionus koreanus). Environmental Science & Technology 50, 8849–8857.

Jeong, C.B., Kang, H.M., Lee, Y.H., Kim, M.S., Lee, J.S., Seo, J.S., Wang, M., Lee, J.S., 2018. Nanoplastic ingestion enhances toxicity of persistent organic pollutants (POPs) in the monogonontrotifer Brachionus koreanus via multixenobiotic resistance (MXR) disruption. Environmental Science & Technology 52, 11411–11418.

Jeong, J., Choi, J., 2019. Adverse outcome pathways potentially related to hazard identification of microplastics based on toxicity mechanisms. Chemosphere 231, 249–255.

Jiang, J.Q., 2018. Occurence of microplastics and its pollution in the environment: A review. Sustainable Production and Consumption 13, 16-23. https://doi.org/10.1016/j.spc.2017.11.003

Jiang, Y., Yang, F., Zhao, Y., Wang, J., 2020. Greenland Sea Gyre increases microplastic pollution in the surface waters of the Nordic Seas, Science of The Total Environment 712, 136484.

Joint Research Centre, 2018. 'Floating Macro Litter in European Rivers - Top Items', Publications Office of the European Union, EUR 29383 (December). doi: 10.2760/316058.

Karian, H.G., 2003. Handbook of Polypropylene and Polyproylene Compsites. Marcel Dekker Inc, ISBN: 0-8247-4064-5.

Kılıç, M., Yüce, A.E., 2014. PVC ve PET Atıkların Seçimli Flotasyonu Bölüm 1: Plastikler; Çevresel Etkileri; Geri Dönüşümü. Çukurova Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi, 29(2), 79-93 ss.

Kıralp, S., Özkoç, G., Erdoğan, S., Çamurlu, P., Doğan, M., Baydemir, T., 2007. Modern Çağın Malzemesi Plastikler. ODTÜ Bilim ve Toplum Kitapları Dizisi, ODTÜ Yayıncılık.

Kısacık, H., 2019. Depozito ve Plastik Poşet Ücreti Uygulamaları: Muhasebe Süreci. Business & Management Studies: An International Journal (BMIJ). 7(3): 165-182. Doi: http://dx.doi.org/10.15295/bmij.v7i3.1238.

Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M., 2015. Marine litter as habitat and dispersal vector. Marine Anthropogenic Litter, pp 141-181.

Kim, I.S., Chae, D.H., Kim, S.K., Choi, S., Woo, S.B., 2015. Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea. Archives of environmental contamination and toxicology, 69(3), 299-309.

Klein, S., Dimzon, I.K., Eubeler, J., Knepper, T.P., 2018. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment, Freshwater Microplastics, Springer, Cham, pp. 51–67.

Klein, M., Fischer, E.K., 2019. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. Sci. Total Environ. 685, 96–103. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405.

Kole, P.J., Löhr, A.J., Van Belleghem, F., Ragas, A., 2017. Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. Int. J. Environ. Res. Public Health. 14 (10), 1265. https://doi.org/10.3390/ijerph14101265.

Kögel, T., Bjoroy, O., Toto, B., Bienfait, A.M., Sanden, M., 2020. Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. Science of the Total Environment 709, 136050. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136050.

Kühn, S., Rebolledo, E.L.B., vanFraneker, J.A., 2015. Deleterious effects of litter on marine life. In M. Bergmann, L. Gutow, L. & M. Klages, eds. Marine Anthropogenic Litter, pp. 75-116. Cham, Switzerland, Springer International Publishing.

Laglbauer, B.J., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T., 2014. Macro debris and microplastics from beaches in Slovenia. Marine Pollution Bulletin, 89(1-2), 356-366.

Lebreton, L.C., Van der Zwet, J., Damsteeg, J.W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. Nat. Commun. 8, 15611.

Leire, C., Thidell, A., 2005. Product-related environmental information to guide consumer purchases – a review and analysis of research on perceptions, understanding and use among Nordic consumers. J. Cleaner Prod. 13, 1061–1070. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.12.004.

Li, J., Liu, H., Chen, J.P., 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurence, environmental effects, and methods for microplastic detection. Water Research, Volume 137, Pages 362-374. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056.

Li, Y., Lu, Z., Zheng, H., Wang, J., Chen, C., 2020. Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. Environmental Sciences Europe, 32(1), 1-12.

Liebezit, G., Liebezit, E., 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. Food Addit. Contam. 31, 1574–1578.

Liu, H., Yang, X., Liu, G., Liang, C., Xue, S., Chen, H., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2017. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in chinese loess soil. Chemosphere 185, 907–917. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.064.

Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., He, D., 2018. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai. China. Environ. Pollut. 242, 855–862. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051.

Liu, C., Li, J., Zhang, Y., Wang, L., Deng, J., Gao, Y., Yu, L., Zhang, J., Sun, H., 2019a. Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. Environ. Int. 128, 116–124. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024.

Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., Li, D., 2019b. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. Sci. Total Environ. 675, 462–471. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110.

Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N., Li, D., 2019c. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere. Environ. Sci. Technol. 1–12. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03427.

Llorca, M., Alvarez-Munoz, A., Abalos, M., Rodriguez-Mozaz, S., Santos, L., Leon, V.M., Campillo, J.A., Martinez-Gomez, C., Abad, E., Farre, M., 2020. Microplastics in Mediterranean coastal area: toxicity and impact for the environment and human health. Trends in Environmental Analytical Chemistry 27, e00090. https:/doi.org/10.1016/j.teac.2020.e00090.

Lorenzi, L., Reginato, B.C., Mayer, D.G., Dantas, D.V., 2020. Plastic floating debris along a summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic debris arrive in a conservation unit?. Environmental Science and Pollution Research, 1-10.

Lozano, R.L., Mouat, J., 2009. Marine Litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and Priorities for Response. KIMO International.

Lundsør, E., Rydbeck, S., Ibrahim, M., Hamis, S.S., Mnemba, H., 2019. Microplastıcs along the coast of Zanzibar.

Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., Officer, R., 2014. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: validated and opportunistic sampling. Marine Pollution Bulletin, 88(1-2), 325-333.

Lusher, A., Hollman, P., Mendoza-Hill, J., 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture - status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615.

Lynwood, C., 2014. Polystyrene – Synthesis, Characteristics and Applications. Chemistry Research and Applications, ISBN: 978-1-63321-371-5 (e-book).

Marnane, R.N., Elliot, D.N., Coulson, S.A., 2006. A pilot study to determine the background population of foreign fibre groups on a cotton/polyester t-shirt. Sci. Justice 46, 215–220.

Martellini, T., Guerranti, C., Scopetani, C., Ugolini, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., 2018. A snapshot of microplastics in the coastal areas of the Mediterranean Sea. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 109, 173-179.

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. Environ. Pollut. 218, 1045–1054. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056.

Mathalon, A., Hill, P., 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. Mar. Pollut. Bull. 81, 69–79.

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T., 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. Environmental Science and Technology 35, 318–324.

Mattsson, K., Ekvall, M.T., Hansson, L.A., Linse, S., Malmendal, A., Cedervall, T., 2015. Altered behavior, physiology, and metabolism in fish exposed to polystyrene nanoparticles. Environmental Science & Technology 49, 553–561.

Mattsson, K., Johnson, E.V., Malmendal, A., Linse, S., Hansson, L.A., Cedervall, T., 2017. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. Sci. Rep. 7.

Maximenko, N., Hafner, J., Niiler, P., 2012. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. Mar. Pollut. Bull. 65, 51–62. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016.

Meeker, J.D., Sathyanarayana, S., Swan, S.H., 2009. Phthalates and other additives in plastics: human exposure and associated health outcomes. Phil. Trans. R. Soc. B 364, 2097–2113.

Migwi, F.K., Ogunah, J.A., Kiratu, J.M., 2020. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in the Surface Waters of Lake Naivasha, Kenya. Environmental Toxicology and Chemistry, 39(4), 765-774.

Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. Marine Pollution Bulletin 42, 1297–1300.

Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. Environmental Research 108, 131–139.

Morritt, D., Stefanoudis, P.V., Pearce, D., Crimmen, O.A., Clark, P.F., 2014. Plastic in the Thames: a river runs through it. Mar. Pollut. Bull. 78 (1–2), 196–200.

Mouat, J., Lopez Lozano, R., Bateson, H., 2010. Economic Impacts of Marine Litter. KIMO ((105 pp.). http://www.noordzeeloket.nl/images/Economic%20impacts%20of%20marine%20litter_1290.pdf).

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B., 2016. Wastewater treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. Environ. Sci. Technol. 50, 5800–5808.

Murray, F., Cowie, P.R., 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean Nephrops norvegicus (Linnaeus, 1758). Mar. Pollut. Bull. 62, 1207–1217. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032.

Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Magome, S., Deki, N., Itai, T., Takahashi, S., 2011. Toxic metals in polyethylene plastic litter. Interdiscip. Stud. Environ. Chem. Environ. Model. Anal. 271–277.

Ng, K.L., Obbard, J.P., 2006. Prevalence of Microplastics in Singapore's Coastal Marine Environment. Marine Pollution Bulletin, 52 (7), 761-767. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.017.

Ng, E.L., Lwanga, E.H., Eldridge, S.M., Johnston, P., Hu, H.W., Geissen, V., Chen, D., 2018. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agro ecosystems. Sci. Total Environ. 627, 1377–1388. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341.

Nişanyan, S., 2018. Nişanyan Sözlük: Çağdaş Türkçenin Etimolojisi. Liber Plus Yayınları, ISBN: 978-605-81364-2-7.

Niva, M., Timonen, P., 2001. The role of consumers in product-oriented environmental policy: can the consumer be the driving force for environmental improvements? Int. J. Consum. Stud. 25, 331–338. http://dx.doi.org/10.1046/j.1470-6431.2001.00204.x.

Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M.N., Butterfield, D., Whitehead, P.G., 2016a. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. Environ. Sci. Process. Imp. 18, 1050–1059. https://doi.org/10.1039/c6em00206d.

Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016b. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? Environ. Sci. Technol. 50, 10777–10779. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140.

Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., Fries, E., 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. Environmental Pollution, 184, 161-169.

Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., Baker, I., Thompson, R.C., 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. Earth's Future 2, 315–320.https://doi.org/10.1002/2014EF000240.

Okubo, N., Takahashi, S., Nakano, Y., 2018. Microplastics disturb the anthozoan-algae symbiotic relationship. Mar. Pollut. Bull. 135, 83–89.

Owen, M.K., Ensor, D.S., Sparks, L.E., 1992. Airborne particle sizes and sources found in indoor air. Atmos. Environ. 29, 2149–2162.

PAGEV, 2020. Türkiye Plastik Sektör İzleme Raporu 2020/3.

Palmer, R., Burch, H.J., 2009. The population, transfer and persistence of fibres on the skin of living subjects. Sci. Justice 49, 259–264.

Piarulli, S., Scapinello, S., Comandini, P., Magnusson, K., Granberg, M.,Wong, J. X., Sciutto, G., Prati, S., Mazzeo, R., Booth, A., Airoldi, L., 2019. Microplastic in wild populations of the omnivorous crab Carcinusa estuarii: A review and a regional-scale test of extraction methods, including microfibres. Environmental Pollution, 251, 117-127.

Pico, Y., Alfarhan, A., Barcelo, D., 2018. Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies, TrAC Trends in Analytical Chemistry.

Pico, Y., Alvarez-Ruiz, R., Alfarhan, A.H., El-Sheikh, M.A., Alshahrani, H.O., Barceló, D., 2020. Pharmaceuticals, pesticides, personal care products and microplastics contamination assessment of Al-Hassa irrigation network (Saudi Arabia) and its shallow lakes. Science of The Total Environment, 701, 135021.

Pittura, L., Avio, C.G., Giuliani, M.E., d'Errico, G., Keiter, S.H., Cormier, B., Gorbi, S., Regoli, F., 2018. Microplastics as Vehicles of Environmental PAHs to Marine Organisms: Combined Chemical and Physical Hazards to the Mediterranean Mussels, Mytilus galloprovincialis. Frontiers in Marine Science 5 (103).

Prata, J.C., da Costa, J.P., Lopes, I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Effects of microplastics on microalgae populations: A critical review. Science of the Total Environment 665, 400–405.

Ramírez-Álvarez, N., Mendoza, L.M.R., Macías-Zamora, J.V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F.A., Sanchez-Osorio, J.L., Moore, C.J., Silva-Jimenez, H., Navarro-Olache, L.F., 2020. Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of TodosSantos Bay, Mexico. Science of The Total Environment, 703, 134838.

Ramos, L., Berenstein, G., Hughes, E.A., Zalts, A., Montserrat, J.M., 2015. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. Sci. Total Environ. 523, 74–81. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.142.

Redondo-Hasselerharm, P.E., de Ruijter, V.N., Mintenig, S.M., Verschoor, A., Koelmans, A.A., 2018a. Ingestion and chronic effects of car tire tread particles on freshwater benthic macro invertebrates. Environmental Science & Technology 52, 13986–13994.

Redondo-Hasselerharm, P.E., Falahudin, D., Peeters, E.T.H.M., Koelmans, A.A., 2018b. Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macro invertebrates. Environmental Science & Technology 52, 2278–2286.

Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D.K., Thums, M., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Pattiaratchi, C., 2014. Millimeter-sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. PLoSOne 9 (6), e100289.

Renzi, M., Blašković, A., Broccoli, A., Bernardi, G., Grazioli, E., Russo, G., 2020. Chemical composition of microplastic in sediments and protected detritivores from different marine habitats (Salina Island). Marine Pollution Bulletin, 152, 110918.

Rillig, M.C., 2012. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? Environ. Sci. Technol. 46, 6453–6454. https://doi.org/10.1021/es302011r.

Rillig, M.C., Ingraffia, R., de Souza, M., Anderson, A., 2017a. Microplastic incorporation into the soil in agro ecosystems. Front. PlantSci. 8. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805.

Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. Marine Pollution Bulletin 54 (8), 1230–1237.

Rios, L.M., Jones, P.R., Moore, C., Narayan, U.V., 2010. Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch". J. Environ. Monit. 12, 2226–2236.

Rocha-Santos, T., Duarte, A.C., 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. Trend. Anal. Chem. 65, 47–53. https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011.

Rocha-Santos, T., Duarte, A., 2017. Characterization and Analysis of Microplastics. Elsevier, Volume 75, 1st Edition. ISBN: 9780444638984.

Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. Sci. Rep. 3, 1–7.

Rochman, C.M., Lewison, R.L., Eriksen, M., Allen, H., Cook, A.M., Teh, S.J., 2014. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish tissue may be an indicator of plastic contamination in marine habitats. Sci. Total Environ. 476-477, 622–633.

Rochman, C.M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., De Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S.B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L.M., Zhu, X., Giles, R.K., Hamilton, B.M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A., Hung, C., 2019. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. Environ. Toxicol. Chem. 38, 703–711. https://doi.org/10.1002/etc.4371.

Roux, C., Margot, P., 1997. The population of textile fibres on car seats. Sci. Justice 37, 25–30.

Ryan, P.G., Connell, A.D., Gardner, B.D., 1988. Plastic ingestion and PCBs in sea birds: is there a relationship? Marine Pollution Bulletin 19, 174–176.

Ryan, P., Moloney, C.L., 1993. Marine litter keeps increasing. Nature 361, 23.

Ryberg, M.W., Hauschild, M.Z., Wang, F., Averous-Monnery, S., Laurent, A., 2019. Global environmental losses of plastics across their value chains. Resour. Conserv. Recycl. 151, 104459.

Saçak, M., 2002. Polimer Kimyası. Gazi Kitabevi ISBN 975-8640-27-5.

Sarafraz, J., Rajabizadeh, M., Kamrani, E., 2016. The preliminary assessment of abundance and composition of marine beach debris in the northern Persian Gulf, Bandar Abbas City Iran. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 96, pp. 131-135.

Scheurer, M., Bigalke, M., 2018. Microplastics in swiss flood plain soils. Environ. Sci. Technol. 52, 3591–3598. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003.

Schirinzi, G.F., Llorca, M., Seró, R., Moyano, E., Barceló, D., Abad, E., Farré, M., 2019. Trace analysis of polystyrene microplastics in natural waters, Chemosphere 236, 124321.

Schmaltz, E., Melvin, E.C., Diana, Z., Gunady, E.F., Rittschof, D., Somarelli, J.A., Virdin, J., DunphDaly, M.M., 2020. Plastic Pollution Solutions: Emerging Technologies to Prevent and Collect Marine Plastic Pollution. Environment International 144, 106067. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106067.

Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S., 2017. Export of plastic debris by rivers into the sea p. acs.est.7b02368 Environ. Sci. Technol. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368.

Schwarz, A.E., Ligthart, T.N., Boukris, E., vanHarmelen, T., 2019. Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: a review study. Mar. Pollut. Bull. 143, 92–100.

Sebille, E.V., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., vanFraneker, J.A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., Law, K.L., 2015. A global inventory of small floating plastic debris. Environ. Res. Lett. 10, 124006. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel—GEF, 2012. Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions. Technical Series No. 67, 61 pp.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2016. Marine Debris: Understanding, Preventing and Mitigating the Significant Adverse Impacts on Marine and Coastal Biodiversity. Technical Series No.83, 78 pp.

Sevencan, F., Vaizoğlu, S.A., 2007. Pet ve Geri Dönüşümü. TSK Koruyucu Hekimlik Bülteni, Cilt.6 (4), s.307-312.

Shah, A.A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S., 2008. Biological degradation of plastics: a comprehensive review. Biotechnol. Adv. 26, 246–265.

Sheavly, S.B., Register, K.M., 2007. Marine debris & plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions. J. Polym. Environ. 15, 301–305.

Silva, A.B., Bastos, A.S., Justino, C.I., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T.A., 2018. Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. Analytica chimica acta, 1017, 1-19.

Sivri, N., Özgümüş, O.B., Güneysu, S., 2009. Küçükçekmece Gölü'nden İzole Edilen Enterobacteriaceae Familyasına Ait Bakterilerin Antibiyotik Direnç Profillerinin Araştırılması, Proje No: yeni Fen Kodu 543/ 05052006, İstanbul Üniversitesi.

Sivri, N., Kiremitci, V.Z., Ozcan, H.K., Cullu, A.F., 2017. The Potential Physical Impacts of Macro/Microplastics on Istanbul Coastal Area. Fresenius Environmental Bulletin, 26(1), 208-215.

Smith, M., Love, D.C., Rochman, C.M., Neff, R.A., 2018. Microplastics in Sea food and the Implications for Human Health. Current environmental health reports 5 (3), 375–386.

Sobhani, Z., Zhang, X., Gibson, C., Naidu, R., Megharaj, M., Fang, C., 2020. Identification and visualisation of microplastics/nanoplastics by Raman imaging (i): Downto 100 nm, Water Research 174, 115658.

Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., Gomes, R. L., 2020. Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time. Environmental Pollution, 114481.

Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Troger, J., Munoz, K., Foro, O., Schaumann, G.E., 2016. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? Sci. Total Environ. 550, 690–705. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153.

Steinmetz, Z., Kintzi, A., Muñoz, K., Schaumann, G.E., 2020. A simple method for the selective quantification of polyethylene, polypropylene, and polystyrene plastic debris in soil by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 104803.

Suaria, G., Avio, C.G., Mineo, A., Lattin, G.L., Magaldi, M.G., Belmonte, G., Moore, C.J., Regoli, F., Aliani, S., 2016. The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters, Scientific Reports 6, 37551.

Sullivan, G.L., Gallardo, J.D., Jones, E.W., Hollliman, P.J., Watson, T.M., Sarp, S., 2020. Detection of tracesub-micron (nano) plastics in water samples using pyrolysis-gas chromatography time of flight mass spectrometry (PY-GCToF), Chemosphere 249 126179.
Teuten, E.L., Rowland, S.J., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2007. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. Environ. Sci. Technol. 41, 7759–7764.

Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. Philos. Trans R SocSci. A 364, 2027–2045. The northwestern United States. Aquat. Invasions, 9(4): 425-440.

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonicle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? Science 304, 838.http://dx.doi.org/10.1126/science.1094559.

Toumi, H., Abidli, S., Bejaoui, M., 2019. Microplastics in freshwater environment: the first evaluation in sediments from seven water streams surrounding the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). Environmental Science and Pollution Research, 26(14), 14673-14682.

Tourinho, P.S., Koči, V., Loureiro, S., vanGestel, C.A.M., 2019. Partitioning of chemical contaminants to microplastics: Sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation. Environ. Pollut. 252, 1246–1256. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.030.

Toussaint, B., Raffael, B., Angers-Loustau, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., Rio-Echevarria, I.M., Van den Eede, G., 2019. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. Food Additives and Contaminants -Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment 36 (5), 639–673.

Tunçer, M., 1999, Doğal Çevre Koruma Öncelikli Bir Eylem Alanı: İstanbul Küçükçekmece Gölü, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Türkiye'de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri, 18-19 Kasım 1999.

UBA, 2015. Klärschlamm und Kompost. https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/ kompostklaerschlamm.

US EPA, 2014. Plastics. http://www.epa.gov/osw/conserve/materials/plastics.htm

Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Setälä, O., Lehtiniemi, M., Koistinen, A., 2020. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. Water Environment Research, 92(1), 149-156.

Üstün, B., 2005. Doğal Ortamda Ağır Metal İzlenmesi: Uygulama Alanı Küçükçekmece Gölü ve Havzası. Tübitak Proje No: 105Y116.

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R., 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. Environ. Pollut. 182, 495–499.

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) 151–155.

Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., Van Franeker, J.A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., Law, K.L., 2015. A global inventory of small floating plastic debris. Environ. Res. Lett. 10, (12) 124006.

vanWijnen, J., Ragas, A.M., Kroeze, C., 2019. Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. Science of The Total Environment.

Veerasingam, S., Saha, M., Suneel, V., Vethamony, P., Rodrigues, A. C., Bhattacharyya, S., Naik, B. G., 2016. Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. Chemosphere, 159, 496-505.

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 130, 54-61.

Vianello, A., Da Ros, L., Boldrin, A., Marceta, T., Moschino, V., 2018. First evaluation of floating microplastics in the Northwestern Adriatic Sea. Environmental Science and Pollution Research, 25(28), 28546-28561.

VonMoos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A., 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel Mytilus edulis L. after an experimental exposure, Environmental Science & Technology 46 (20) 11327–11335.

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

Wagner, M., Lambert, S., 2018. Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants, Hdb Env Chem 58, DOI 10.1007/978-3-319-61615-5_5,

Waite, H.R., Donnelly, M.J., Walters, L.J., 2018. Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster Crassostrea virginica and Atlantic mudcrab Panopeus herbstii from a Florida estuary. Marine Pollution Bulletin, 129(1), 179-185.

Wang, Z., Su, B., Xu, X., Di, D., Huang, H., Mei, K., Dahlgren, R.A., Zhang, M., Shang, X., 2018. Preferential accumulation of small (<300 lm) microplastics in the sediments of a coastal plain river network in eastern China. WaterRes. 144, 393–401.

Was-Gubala, J., 2004. Comparative population studies of fibres secured in Poland, Czech Republic and Germany. Probl. Forensic Sci. 60, 58–77.

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

Winston, J.E., 1982. Drift plastic – an expanding niche for a marine invertebrate. Marine Pollution Bulletin 13, 348–351.

Winton, D.J., Anderson L.G., Rocliffe, S., Loiselle, S., 2020. Macroplastic pollution in freshwater environments: Focusing public and policy action. Science of the Total Environment 704, 135242. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135242.

Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L.J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C., 2014. The deep sea is a major sink microplastic debris. Royal Soc. Open Sci. 1, 140317.

Woodall, L.C., Gwinnett, C., Packer, M., Thompson, R.C., Robinson, L.F., Paterson, G.L.J., 2015. Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibres in marine sediments. Marine Pollution Bulletin 95, 40-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.044.

World Wide Fund For Nature (Dünya Doğayı Koruma Vakfı) (WWF) – Türkiye, 2019, Plastik Kirliliğini Hesap Verebilirlik Yoluyla Çözmek, Rapor, (www.wwf.org.tr).

Wright, S.L., Thompson, R., Galloway, T., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. Environmental Pollution 178, 483–492.http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031.

Wright, S.L., Kelly, F.J., 2017. Plastic and human health: a micro issue? Environ. Sci. Technol. 51, 6634–6647. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423.

Xu, P., Peng, G., Su, L., Gao, Y., Gao, L., Li, D., 2018. Microplastic risk assessment in surface waters: a casestudy in the Changjiang Estuary, China. Mar. Pollut. Bull. 133, 647–654. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.020.

Yabanlı, M., Yozukmaz, A., Şener, İ., Ölmez, Ö.T., 2019. Microplastic pollution at the intersection of the Aegean and Mediterranean Seas: A study of the Datça Peninsula (Turkey). Marine Pollution Bulletin, 145, 47-55.

Yin, L., Wen, X., Du, C., Jiang, J., Wu, L., Zhang, Y., Hu, Z., Hu, S., Feng, Z., Zhou, Z., Long, Y., Gu, Q., 2020. Comparison of the abundance of microplastics between ruraland urban areas: A casestudy from East Dongting Lake. Chemosphere, 244, 125486.

Zarfl, C., Matthies, M., 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? Mar. Pollut. Bull. 60, 1810–1814.

Zarfl, C., Fleet, D., Fries, E., Galgani, F., Gerdts, G., Hanke, G., Matthies, M., 2011. Microplastics in oceans, Editorial/Marine Pollution Bulletin 62, 1589-1591.

Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., 2013. Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. Environ. Sci. Technol. 47, 7137–7146.

Zhang, K., Su, J., Xiong, X., Wu, X., Wu, C., Liu, J., 2016. Microplastic pollution of lake shore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. Environmental Pollution, 219, 450-455.

Zhang, H., 2017. Transport of microplastics in coastal seas. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 199, 74-86.

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.

Zhang, Y., Gao, T., Kang, S., Sillanpaa, M., 2019. Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas. Environ. Pollut. 24, 112953. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.121. (in review).

Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., 2020. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. Earth-Science Reviews 203, 103118. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118.

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. Mar. Pollut. Bull. 86, 562–568.http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032.

Zhou, Q., Zhang, H.B., Zhou, Y., Dai, Z.F., Li, Y., Fu, C.C., Tu, C., Wang, W.H., Luo, Y.M., 2018. Surface weathering and changes in components of microplastics from estuarine beaches (in Chinese). Chin. Sci. Bull. 63 (2), 214–223.

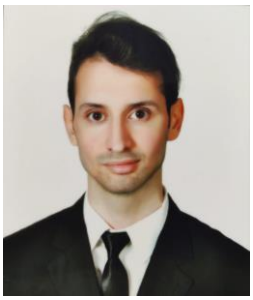
Zitko, V., Hanlon, M., 1991. Another source of pollution by plastics — skin cleaners with plastic scrubbers. Mar. Pollut. Bull. 22, 41–42. https://doi.org/10.1016/0025326X(91)90444-W.

Zubris, K.A.V, Richards, B.K., 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. Environ. Pollut. 138 (2), 201–211. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013.

EKLER

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Ahmet Faruk ÇULLU
Doğum Yeri	Üsküdar
Doğum Tarihi	01.05.1992
Uyruğu	☒T.C.❒ Diğer:
Telefon	+905313369200
E-Posta Adresi	ahmetfarukcullu@gmail.com
Web Adresi	



Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Fakülte	Mühendislik Fakültesi
Bölümü	Çevre Mühendisliği Bölümü
Mezuniyet Yılı	2018

Yüksek Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Enstitü Adı	Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Anabilim Dalı	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Programı	Çevre Mühendisliği Tezli Yüksek Lisans Programı

Makale, Bildiri ve Projeler

- Sivri, N., Özcan, H.K., Sönmez, V.Z., Çullu, A.F., The Potential Physical Impacts of Macro/Microplastics on Istanbul Coastal Area, Fresenius Environmental Bulletin Volume 26- No. 1/2017, pages 208-215, 2017.
- Küçükçekmece Lagünü Deniz Bağlantı Alanı Su Kalitesinin Biyolojik ve Toksikolojik Parametreler ile Makro/Mikroplastik Açısından Değerlendirilmesi, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi, NAP/FBA-2018- 32551, Proje Yürütücüsü: Nüket SİVRİ. Bursiyer, 2018.
- Sönmez, V.Z., Çullu, A.F., Sivri, N., Monitoring The Abundance of Microplastic Debris in the Connection Area of Küçükçekmece Lagoon, Eurasian Conference on Civil and Environmental Engineering (ECOCEE), Konferans Bildirisi, cilt 1, np. 1, ss. 1, 2019.
- Küçükçekmece Lagünü Bağlantı Alanı Su ve Sediment Örneklerinde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Tespiti, TÜBİTAK-1002 Projesi, ProjeNo:119Y302, Proje Yürütücüsü: Nüket SİVRİ. Bursiyer, 2020.
- Sivri, N., Çullu, A.F., Doğanın Çözülmesi En Zor Denklemi: Denizlerdeki Plastikler, MTA Doğal Kaynaklar ve Ekonomi Bülteni, 29: 15-21, 2020.

- Çullu, A.F., Sönmez, V.Z., Siri, N., Microplastic Contamination in Surface Waters of the Küçükçekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey): Sources and Areal Distribution. Environmental Pollution, Volume 268, Part B, 115801. 10.1016/j.envpol.2020.115801, 2020.