



**T.C.
RECEP TAYYİP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI**

**GÜNEYDOĞU KARADENİZ'DE MİKROPLASTİKLERİN
DAĞILIMI VE PLASTİFER KOMÜNİTELERİ**

(Doktora Tezi)

Fatma Başak ESENSOY

**Danışman
Doç. Dr. Ülgen AYTAN**

**Rize
2024**

KABUL VE ONAY

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Su Ürünleri Ana Bilim Dalında, Doç. Dr. Ülgen AYTAN danışmanlığında, Fatma Başak ESENSOY tarafından hazırlanan *Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Dağılımı ve Plastisfer Komuniteleri* adlı bu tez çalışması, 04.01.2024 tarihinde yapılan savunma sınavı sonucunda oy birliği/oy çokluğuyla başarılı bulunarak jürimiz tarafından **Doktora Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri	Unvanı, Adı Soyadı	İmza
Başkan	: Prof. Dr. Levent BAT	
Üye	: Doç. Dr. Ülgen AYTAN	
Üye	: Prof. Dr. Ertuğrul AĞIRBAŞ	
Üye	: Doç. Dr. Kaan KARAOĞLU	
Üye	: Doç. Dr. Olgaç GÜVEN	

ETİK BEYAN

Su Ürünleri Doktora Programından mezun olmak üzere teslim ettiğim “Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Dağılımı ve Plastisfer Komuniteleri” adlı tezim, bilim ve araştırma etiği prensiplerine riayet edilerek tarafımdan yazılmıştır.

Tez çalışmamda, başka kaynaklardan aktarılan bütün bilgi ve alıntılar, Enstitünüz Tez Yazım Kılavuzuna uygun olarak açıkça gösterilmiştir. Kaynağı gösterilenler dışında kalan bütün bilgiler uygun araştırma yöntemi kullanılarak tarafımdan edinilmiş ve esere bu şekilde yansıtılmıştır. Şahsıma ait olmayan hiçbir bilgi, kasıt veya kusurlar, şahsıma aitmiş gibi gösterilmemiştir. İnternet kaynakları dâhil, sahibine/kaynağına atıf yapılmaksızın hiçbir bilgi kullanılmamıştır. Aksinin ortaya çıkması halinde doğacak bütün hukuki, idari, akademik ve etik sorumluluk tarafıma ait olacaktır. Eserin tesliminden sonra herhangi bir zamanda, bilim etiğine aykırılık tespit edilmesi ve / veya eserimle ilgili intihal veya intihal şeklinde anlaşılabilecek bir durumun ortaya çıkması halinde; Üniversiteniz ve eğitim kadronuzun hiçbir şekilde sorumlu tutulmayacağını hür irademle kabul, beyan ve taahhüt ederim.

04/01/2024

Fatma Başak ESENSOY

ÖN SÖZ

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı'nda Doktora Tezi olarak hazırlanan bu çalışmada; Güneydoğu Karadeniz'de ilk kez mikroplastiklerin yüzey sularında, dağılımı, kompozisyonu, olası kaynakları eş zamanlı olarak mikrobiyal plastisfer komuniteleri araştırılmış, deneysel çalışma ile de plastisfer komunitelerinin Karadeniz'de plastiğin akıbetindeki rolleri değerlendirilmiştir.

Doktora tez çalışmamın her aşamasında, birikimleri ve deneyimleriyle bu çalışmayı gerçekleştirmemde büyük katkısı bulunan, bilimsel desteğinin yanı sıra hiçbir zaman için benden manevi desteğini esirgemeyen değerli hocam Doç. Dr. Ülgen AYTAN'a sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca tezin tüm sürecinde değerli katkılarda bulunan Tez İzleme Komitesi üyeleri Prof. Dr. Ertuğrul AĞIRBAŞ ve Doç. Dr. Kaan KARAOĞLU'na teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Bu doktora çalışması 2211-C Yurt içi Öncelikli Alanlar Doktora Burs Programı tarafından desteklenmiştir, BİDEB'e teşekkürlerimi sunarım. Aynı zamanda deniz çalışmaları TÜBİTAK 118Y125 nolu proje ile desteklenmiştir, TÜBİTAK'a teşekkürlerimi sunarım.

Mikroalg teşhislerindeki değerli katkılarından ötürü Dr. Viktoriia BEREZOVSKA'ya, SEM analizlerindeki desteklerinden ötürü Doç Dr. Murat ŞİRİN, deniz çalışmaları ve istatistiksel analizlerindeki desteklerinden ötürü Öğr. Gör. Dr. Yusuf CEYLAN'a ve deniz çalışmalarındaki yardımlarından ötürü R/V KARADENİZ gemi adamları ve kaptanına teşekkür ederim. Çalışmalarım esnasında zorlukların üstesinden birlikte geldiğimiz ve yardımlarını hiçbir zaman esirgemeyen çalışma arkadaşlarım Yasemen ŞENTÜRK, Esra ARİFOĞLU, Serap PASLI ve Emre PASLI'ya teşekkür ederim. Son olarak, her zaman yanımda olan can dostum M. Cansu YEŞİLTAS'a, maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen aileme ve küçükük yüreği ile büyük sabır gösteren biricik oğlum Kıvanç'a yürekten teşekkürlerimi sunarım.

Fatma Başak ESENSOY

2024 / RİZE

İÇİNDEKİLER

KABUL VE ONAY	I
ETİK BEYAN.....	II
ÖN SÖZ	III
İÇİNDEKİLER	IV
ÖZET	VI
ABSTRACT.....	VII
KISALTMALAR.....	VIII
TABLolar LİSTESİ.....	IX
ŞEKİLLER LİSTESİ	X
GİRİŞ	1
1. GENEL BİLGİLER.....	4
1.1. Denizel Ortamda Mikroplastik Kirliliği.....	4
1.2. Denizlerde Mikroplastik Kirliliğinin Etkileri	13
1.3. Plastik Üzerinde Yaşam: PLASTİSFER.....	19
1.4. Çalışmanın Amacı.....	24
2. MATERYAL VE YÖNTEM	27
2.1. Çalışma Sahası	27
2.2. Deniz Çalışmaları.....	28
2.2.1.Mikroplastiklerin Örneklenmesi	28
2.2.2.Plastisfer Komunitelerinin Belirlenmesi için Örnek Alınması	30
2.3. Laboratuvar Çalışmaları.....	30
2.3.1.Mikroplastik Analizleri	30
2.3.2.Kontaminasyonun Test Edilmesi	32
2.3.3.Mikroplastiklerin Kimyasal Karakterizasyonu	33
2.3.4.SEM/EDS ile Mikroplastiklerin Elemental Kompozisyonu ve Yüzey Yapısının Belirlenmesi	34
2.4. Mikrobiyal Biyofilm Komunitelerin Araştırılması	34
2.4.1.Karadenizde Dağılım Gösteren Mikroplastiklerin Plastifer Komunitelerinin Karakterizasyonu	34
2.4.2.Çalışma Dizaynı	35
2.5. Mikrobiyal Biyofilm Komunitelerinin Kalitatif ve Kantitatif Olarak Belirlenmesi	36

2.5.1. Mikrobiyal Komunitelerin Plastik ve Deniz Suyundan Örneklenmesi	36
2.5.2. Mikrobiyal Biyofilm Türlerinin Teşhisi	38
2.5.3. Mikrobiyal Biyofilm Biyomasının Belirlenmesi	40
2.5.3.1. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM)	41
2.6. Veri Analizi	42
3. BULGULAR	43
3.1. Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Miktarı ve Fiziksel Kompozisyonu	43
3.2.1. Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Kimyasal Kompozisyonu ...	62
3.3.2. Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Yüzey Morfolojisi ve Elementel Kompozisyonu	67
3.2. Güneydoğu Karadeniz’de Mikrobiyal Plastisfer Komuniteleri	79
3.3. Mikrobiyal Plastisfer Komunitelerinin Formasyonu ve Zamana Bağlı Değişimi	83
3.3.1. Mikrobiyal Plastisfer Komunitelerin plastiğin polimer tipine göre değişimi	105
3.3.2. Mikrobiyal Plastisfer Komunitelerinin Plastiklerin Rengine Bağlı Değişimi	109
3.4. Mikrobiyal Plastisfer Biyomasının Zamana Bağlı Değişimi	111
4. TARTIŞMA ve SONUÇ	119
4.1. Güneydoğu Karadeniz Yüzey Sularında Mikroplastiklerin Miktar ve Kompozisyonu	119
4.2. Mikrobiyal Plastisfer Komuniteleri	123
4.3. Mikrobiyal Plastisfer Biyoması ile Plastik Ağırlığındaki Değişim	132
5. GENEL DEĞERLENDİRME VE ÖNERİLER	136
KAYNAKÇA	139
EKLER	178

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Anabilim Dalı : Su Ürünleri
Tez Türü : Doktora
Danışman : Doç. Dr. Ülgen AYTAN
Hazırlayan : Fatma Başak ESENSOY
Yıl : 2024
Sayfa Sayısı : 192

ÖZET

GÜNEYDOĞU KARADENİZ’DE MİKROPLASTİKLERİN DAĞILIMI VE PLASTİSFER KOMUNITELERİ

Güneydoğu Karadeniz’de mikroplastiklerin yüzey sularında, dağılımı, kompozisyonu, olası kaynakları ilk kez eş zamanlı olarak mikrobiyal plastisfer komuniteleri ile araştırılmıştır. Örnekler Temmuz 2019-Haziran 2020 tarihleri arasında mevsimsel olarak Sinop Karasu, Samsun Kızılırmak, Yeşilirmak, Ordu Melet, Giresun Aksu, Trabzon Değirmendere ve Rize Fırtına nehirleri ağzı ve kıyısından toplanmıştır. Ayrıca Ocak 2021-Ocak 2022 tarihleri arasında Karadeniz’de yerinde gerçekleştirilen deneysel çalışma ile de günlük hayatta sıklıkla kullanılan ve COVID-19 ile kullanımı artan kişisel koruma ekipmanlarından oluşan tek kullanımlık plastik objelerde mikrobiyal plastisfer komunitelerinin formasyonu araştırılarak farklı polimer yapısına sahip plastiklerin Karadeniz’deki akıbetleri hakkında çıkarımlar yapılmıştır. Mikroplastikler yüzey sularından manta trolü ile toplanmıştır. FTIR ile sık rastlanılan mikroplastiklerin polimerleri belirlenmiş, SEM ile de yüzey morfolojileri ve mikrobiyal Plastisfer komuniteleri görüntülenmiştir. Mikroplastik konsantrasyonu yüzey sularında $1,2-132,1 \text{ adet.m}^{-3}$ ($12,9 \pm 22,4 \text{ adet.m}^{-3}$) arasında değişim göstermiştir. Parçacıklar yüzey sularında en sık rastlanılan mikroplastik tipi olurken, şeffaf en sık rastlanılan renk, 1-2 mm en yaygın boyut ve PP ve PE en baskın polimerler olmuştur. Mikroplastik konsantrasyonu istasyonlar arasında önemli farklılık sergilemiştir ($F(13, 42)=2.695$, $P=0,044$). Karadeniz’de yüzey sularında dağılım gösteren plastisfer komunitelerinde 21 tür tespit edilmiştir. Yerinde inkübasyonda ise toplamda 6 farklı polimer (PE, PP, PET, PP+PE, PP+PA ve PAN) yapısındaki 10 adet plastik objenin plastisfer komunitelerinde ise toplam 114 tür tespit edilmiştir. Tespit edilen türlerden 13’ü Karadeniz’in Türkiye kıyılarından, 7’si Türkiye kıyı sularından ve 34’ü plastisfer komunitelerinden ilk kez rapor edilmektedir. Plastisferde ayrıca zararlı/potansiyel zararlı 4 mikroalg türü ve 1 istilacı tür tespit edilmiştir. Plastisfer komunitesinde en yüksek tür çeşitliliği HDPE alışveriş poşetinde, en yüksek biyofilm biyoması ise PET plastik şişede gözlenmiştir.

Çalışma sonuçları, Güneydoğu Karadeniz’de yüzey sularının mikroplastiklerle kontamine olduğunu göstermekte ve Karadeniz’de plastiklerin istilacı/patojen/zararlı türlerin yayılımındaki vektör rolünü ortaya koymaktadır.

Anahtar Kelimeler: Mikroplastik, Plastisfer, Biyofilm, Karadeniz

Recep Tayyip Erdogan University Institute of Graduate Studies

Department : Department of Aquaculture

Thesis Type : Doctoral Thesis

Supervisor : Assoc. Dr. Ulgen AYTAN

Author : Fatma Basak ESENSOY

Year : 2024

Pages : 192

ABSTRACT

DISTRIBUTION OF MICROPLASTICS AND PLASTISPHERE COMMUNITIES IN THE SOUTHEAST BLACK SEA

The distribution, composition and possible sources of microplastics in surface waters were investigated simultaneously with microbial plastisphere communities in the Southeast Black Sea, for the first time. Samples were collected seasonally between July 2019 and June 2020 from the mouth and coastal areas of Sinop Karasu, Samsun Kızılırmak, Yeşilırmak, Ordu Melet, Giresun Aksu, Trabzon Değirmendere and Rize Fırtına rivers. In addition, the formation, diversity, biomass and preferences of microbial plastisphere communities in single used plastics objects including personal protection equipment, which are frequently used during the COVID 19 pandemic, were evaluated by an in situ experimental design. Microplastics were collected from surface waters by manta trawling. Polymers of common microplastics were determined by FTIR, and their surface morphologies and microbial plastisphere communities were visualized by SEM. Microplastic concentration varied between 1,2-132,1 items.m⁻³ (12,9±22,4 items.m⁻³) in surface waters. Microplastics were mostly fragments in shape, transparent in colour, 1-2 mm in size, PP and PE in polymers. There was a significant difference between stations in terms of microplastic concentration (F(13, 42)=2,695, P=0,044). A total of 42 species were identified on floating plastisphere communities. A total of 114 species were identified on 10 plastic objects belonging to 6 polymers namely PE, PP, PET, PP+PE, PP+PA and PAN. Among these species, 13 species are reported for the first time from the Turkish coast of the Black Sea, 7 from the Turkish coastal waters and 34 from the plastisphere communities. Additionally, 4 harmful/potentially harmful microalgae species and 1 invasive species were found in the plastisphere. The highest species diversity in the plastisphere was observed in HDPE shopping bag, and the highest biofilm biomass was observed in the PET bottle.

Study results show that surface waters in the southeastern Black Sea are contaminated with microplastics. It also reveals the role of plastics as a vector on the transferring invasive/pathogenic/harmful species in the Black Sea.

Keywords: Microplastics, Plastisphere, Biofilm, Black Sea

KISALTMALAR

COVID 19	: Korona virüs hastalığı
FT-IR	: Fourier-Transform Infrared Spektroskopisi
HDPE	: Yüksek yoğunluklu polietilen
HNO ₃	: Nitrik asit
H ₂ O ₂	: Hidrojen Peroksit
MBB	: Mikrobiyal Biyofilm Biyoması
MP	: Mikroplastik
PA	: Poliamid
PAN	: Poliakrilonitril
PBS	: Fosfat Tamponlu Tuzlu Su
PE	: Polietilen
PP	: Polipropilen
PP+PA	: Polipropilen ve Poliamid karışımı
PP+PE	: Polipropilen ve Polietilen karışımı
PS	: Polistiren
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskobu
PVC	: Polivinilklorür

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 1. Örnekleme istasyonlarına ait lokasyon, derinlik, koordinat ve örnekleme tarihleri.....	28
Tablo 2. Yerinde inkübe edilen plastik objeler ve polimer tipleri	35
Tablo 3. Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu (adet.m ⁻³) ..	55
Tablo 4. Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu (adet.km ⁻²)	57
Tablo 5. Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin boy dağılımı (mm).....	59
Tablo 6. Örnekleme bölgelerinde polimer dağılımı (%)	63
Tablo 7. Temmuz 2019 örneklemesine ait SEM-EDS analiz sonuçları.....	68
Tablo 8. Ekim 2019 örneklemesine ait SEM-EDS analiz sonuçları	73
Tablo 9. Şubat 2020 örneklemesine ait SEM-EDS analizi sonuçları.....	74
Tablo 10. Haziran 2020 örneklemesine ait SEM-EDS analizi sonuçları	75
Tablo 11. Güneydoğu Karadeniz’den toplanan plastiklere ait tür listesi	80
Tablo 12. HDPE I objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür.....	85
Tablo 13. HDPE II objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür	86
Tablo 14. HDPE III objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür	88
Tablo 15. HDPE IV objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür.....	89
Tablo 16. PET I objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür	92
Tablo 17. PET II objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür.....	93
Tablo 18. PP objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür	95
Tablo 19. PP+PE objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür	97
Tablo 20. PP+PA objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür.....	99
Tablo 21. PAN objesinde sık rastlanan ilk 10 tür	101
Tablo 22. Yerinde inkübasyon sonucunda Karadeniz’de ilk kez rapor edilen türler	104
Tablo 23. Grup 1’in SIMPER analiz sonuçları	110
Tablo 24. Grup 2’nin SIMPER analiz sonuçları	111
Tablo 25. Su yüzeyinde mikroplastik çalışmalarının karşılaştırılması	119
Tablo 26. Dünya genelinde plastisfer üzerinde yapılan çalışmalar.....	124

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1. Plastiğin inovasyonu, keşfi ve kirliliğin zaman çizelgesi. (Amaral- Zettler vd., (2020) çalışmasından alıntı yapılmıştır)	4
Şekil 2. 2020 yılında kara kaynaklı kaynaklardan okyanuslara giren küresel plastik tahminleri. (Jambeck vd., (2015) ve Eriksen vd., (2014)'den uyarlanmıştır).....	6
Şekil 3. Plastiklerin boyut sınıflandırması ile karşılaştırması	8
Şekil 4. Kümülatif küresel plastik üretimi ve deniz mikroplastiklerinin miktarına ilişkin tahminler.	9
Şekil 5. (A) Deniz suyunda MP bolluğunun mekansal dağılımı ve nüfus yoğunluğu; (B) sedimentteki MP bolluğunun ve ulusal toplam GSYİH'nın mekansal dağılımı; (C) deniz suyunda MP bolluğunun mekansal dağılımı ve plastik atık üretimi ve (D) sedimentte MP bolluğunun mekânsal dağılımı ve yanlış yönetilen plastik atık miktarı.	11
Şekil 6. Mikroplastiklerde biyofilm oluşumu (Wang vd., 2021'den alınmıştır.)	21
Şekil 7. Plastisfer Komuniteleri (Amaral-Zettler vd., 2020'den alınmıştır.).....	21
Şekil 8. Çalışma sahası ve örnekleme istasyonları	27
Şekil 9. Su yüzeyinden mikroplastik örneklerinin manta ağları ile toplanması	29
Şekil 10. Su yüzeyinden toplanan örneklerde mikroplastiklerin analiz aşamaları	31
Şekil 11. Resim yazılımı aracılığıyla mikroplastiklerde boy ölçümü	32
Şekil 12. Fourier Dönüşümü—Kızılötesi Spektroskopisi (FT-IR).....	33
Şekil 13. Çalışma alanı	35
Şekil 14. İnkübasyon düzeneği	36
Şekil 15. Biyofilm örneklerinin alınması	37
Şekil 16. Mikrobiyal türlerin biyofilmden izolasyonu	38
Şekil 17. Diatom frustüllerinin organik bileşenlerden uzaklaştırılması	39
Şekil 18. Biyofilm ağırlıklarının alınması	40
Şekil 19. Plastik objelerin karbon bantlı alüminyum stuba yerleştirilmesi	41
Şekil 20. Mikrobiyal komunitelerin Taramalı Elektron Mikroskobu'nda (SEM) görüntülenmesi.....	42

Şekil 21. Çalışma süresince nehir ağzı ve kıyı yüzey sularından toplanan mikroplastiklerden bazıları (1-6: film, 7-12: fiber, 13-18: parça, 19-21: köpük, 22-23: boncuk, 24-25: pelet, ölçek= 1 mm).....	43
Şekil 22. Temmuz 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik tiplerinin dağılımı	44
Şekil 23. Temmuz 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%).....	45
Şekil 24. Temmuz 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%).....	45
Şekil 25. Ekim 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik tiplerinin dağılımı	46
Şekil 26. Ekim 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%).....	47
Şekil 27. Ekim 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%).....	47
Şekil 28. Şubat 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu	48
Şekil 29. Şubat 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%).....	49
Şekil 30. Şubat 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%).....	49
Şekil 31. Haziran 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu	50
Şekil 32. Haziran 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%).....	51
Şekil 33. Haziran 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%).....	51
Şekil 34. Örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu (ortalama $\pm$ standart sapma).....	52
Şekil 35. Örnekleme dönemlerinde yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu (ortalama $\pm$ standart sapma).....	53

Şekil 36. Örnekleme istasyonlarında yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (ortalama $\pm$ standart sapma).....	54
Şekil 37. Örnekleme dönemlerinde yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (ortalama $\pm$ standart sapma).....	54
Şekil 38. Temmuz 2019 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları.	64
Şekil 39. Ekim 2019 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları.....	65
Şekil 40. Şubat 2020 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları.....	66
Şekil 41. Haziran 2020 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları	67
Şekil 42. Yüzey suyundan alınan PE yapılı yeşil fiber örneğine ait SEM görüntüsü 70	
Şekil 43. Yüzey suyundan alınan PE yapılı gri parça örneğine ait SEM görüntüsü . 70	
Şekil 44. Yüzey suyundan alınan PE yapılı yeşil fiber örneğine ait SEM görüntüsü 71	
Şekil 45. Yüzey suyundan alınan PP yapılı beyaz parça örneğine ait SEM görüntüsü	71
Şekil 46. Yüzey suyundan alınan PS yapılı beyaz köpük örneğine ait SEM görüntüsü	72
Şekil 47. Yüzey suyundan alınan PET yapılı mavi parça örneğine ait SEM görüntüsü	72
Şekil 48. Yüzey suyundan alınan PS yapılı beyaz parça örneğine ait SEM görüntüsü	73
Şekil 49. Yüzey sularından alınan PE yapılı mavi film örneğine ait SEM görüntüsü75	
Şekil 50. Yüzey sularından alınan PP yapılı mavi parça örneğine ait SEM görüntüsü	77
Şekil 51. Yüzey sularından alınan PP yapılı şeffaf parça örneğine ait SEM görüntüsü	77
Şekil 52. Yüzey sularından alınan PS+PAC yapılı yeşil parça örneğine ait SEM görüntüsü	78
Şekil 53. Yüzey sularından alınan PP yapılı beyaz parça örneğine ait SEM görüntüsü	78

Şekil 54. Yüzey sularından alınan PP yapılı yeşil parça örneğine ait SEM görüntüsü	79
Şekil 55. Temmuz 2019’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler 1.Cocconeis euglypta, 2.Amphora sp., 3.Navicula parapontica, 4.Biremis sp., 5.Thalassiosira sp., 6.Cocconeis scutellum var. parva, 7.Cocconeis scutellum, 8.Amphora sp., 9.Emiliana huxleyi.....	81
Şekil 56. Ekim 2019’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler 10.Nitzschia longissima, 11.Achnanthes sp., 12.Cocconeis euglypta, 13.Biremis sp., 14.Cocconeis sp., 15.Emiliana huxleyi.	82
Şekil 57. Şubat 2020’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler 16. Tabularia fasciculata, 17. Navicula sp.	82
Şekil 58. Haziran 2020’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler 18. Encyonema minutum, 19. Amphora sp.1, 20. Amphora sp.2, 21. Biremis sp., 22. Cocconeis euglypta, 23.Cocconeis scutellum.....	83
Şekil 59. HDPE objelerde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi	84
Şekil 60. HDPE I plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: Berkeleya rutilans; b: Cocconeis euglypta; c: Grammatophora oceanica; d: Bacillaria paxillifera)	86
Şekil 61. HDPE II plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: Bacillaria paxillifer; b: Grammatophora marina; c: Cocconeis euglypta; d: Neosynedra provincialis)	87
Şekil 62. HDPE III plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: Grammatophora marina; b: Berkeleya rutilans; c: Parlibellus berkeleyi; d: Gyrosigma tenuissimum)	89
Şekil 63. HDPE IV plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: Navicula sp.; b:Halamphora costata; c: Licmophora sp.; d: Bacillaria paxillifera).....	90
Şekil 64. PET objelerde biyofilm oluşumunun zaman bağlı değişimi	91
Şekil 65. PET I plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: Cocconeis euglypta; b:Cocconeis scutellum; c: halamphora; d: Campylodiscus thuretii)	93
Şekil 66. PET II plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: Berkeleya rutilans b: Gyrosigma sp.; c: Navicula ve Cocconeis sp. d: Campylodiscus thuretii).....	94
Şekil 67. PP objede biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi	94
Şekil 68. PP plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: Cocconeis scutellum; b:Gyrosigma sp., c: Gyrosigma tenuissimum; d: Gyrosigma fasciola ve Nitzschia reversa).....	96

Şekil 69. PP+PE objesinde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi.....	97
Şekil 70. PP+PE plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: <i>Licmophora</i> sp.; b: <i>Campylodiscus thuretii</i> c: <i>Berkeleye rutilans</i> ; d: <i>Navicula</i> sp2)	98
Şekil 71. PP+PA objesinde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi	99
Şekil 72. PP+PA plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: <i>Licmophora</i> sp.; b: <i>Campylodiscus thuretii</i> c: <i>Berkeleye rutilans</i> ; d: <i>Navicula</i> sp2)	100
Şekil 73. PAN objesinde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi	101
Şekil 74. PAN plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: <i>Tabularia</i> sp.; b: <i>Berkeleye rutilans</i> c: <i>Grammatophora marina</i> ; d: <i>Cocconeis euglypta</i>)	102
Şekil 75. Yerinde inkübasyon sonucunda Karadeniz’de ilk kez rapor edilen türlerden bazıları	103
Şekil 76. Nisan 2021’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı	106
Şekil 77. Temmuz 2021’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı	107
Şekil 78. Ekim 2021’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı	108
Şekil 79. Ocak 2022’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı	109
Şekil 80. Plastisfer türleri bakımından plastik renklerinin benzerlik dendogramı ..	110
Şekil 81. Tüm mikrobiyal türler için tercih ettiği renk kompozisyonunun MDS düzenlemesi	110
Şekil 82. HDPE objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi	112
Şekil 83. HDPE objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi	113
Şekil 84. PET objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi	114
Şekil 85. PET objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zaman bağlı değişimi..	114
Şekil 86. PP objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zaman bağlı değişimi....	115
Şekil 87. PP+PE objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi	116

Şekil 88. PP+PA objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi	116
Şekil 89. PAN objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi	117
Şekil 90. Mikrobiyal Biyofilm Biyomasının farklı polimerde zamana bağlı değişimi	118
Şekil 91. Çeşitli polimerlere sahip mikroplastikler üzerindeki mikrobiyal pastisfer komuniteleri	126
Şekil 92. Dictyochaceae ailesine ait Octactis speculum türü	128
Şekil 93. Mikrobiyal plastisfer oluşum aşamaları (1: Nisan 2021, 2: Temmuz 2021, 3: Ekim 2021, 4: Ocak 2022).....	131
Şekil 94. Plastik objelerde bazı omurgasız canlıların çoğalması.....	132
Şekil 95. HDPE polimerine sahip objelerin ve biyofilm ağırlığının zaman bağlı değişimi.....	133
Şekil 96. Pet şişe ve koruyucu siperliğe ait bir yıllık inkübasyon sonundaki plastik, biyofilm ve toplam ağırlık değişimleri	134

GİRİŞ

Plastik, monomer olarak adlandırılan moleküler blokların tekrar etmesiyle oluşan polimerik bir malzeme türüdür (Jakubawicz, 2003). Mükemmel fizikokimyasal özellikleri ve ekonomik uygulanabilirliği (hafiflik, esneklik, düşük üretim maliyeti, bulunabilirlik) nedeniyle hem endüstriyel sektörde hem de günlük hayatta yaygın olarak kullanılmaktadır (Geyer vd., 2017; Silva vd., 2020). Her yıl dünya çapında milyonlarca ton plastik malzeme üretilmektedir ve küresel üretim 2020 yılında 460 milyon tona yaklaşmıştır (OECD, 2022). Dünyadaki plastik üretiminin % 90'ı polietilen (PE), polipropilen (PP), polistiren (PS), polietilen tereftalat (PET), polivinil klorür (PVC) ve poliüretan (PUR) gibi sentetik polimerlerden oluşmaktadır (Phuong vd., 2016). Bu sentetik plastiklerin aşırı kullanımı, bozulmaya karşı doğal dirençleriyle birleştiğinde ciddi bir çevre sorunudur (Phuong vd., 2016). Sentetik plastiğe alternatif olan biyobozunur plastikler, daha kolay bozundukları için piyasaya sürülmüştür (Boyle ve Örmeci, 2020). Ancak diğer sentetik plastiklerle karşılaştırıldığında bu plastiklerin doğal ortamda parçalanacağına dair henüz somut bir kanıt bulunmamaktadır (Boyle ve Örmeci, 2020; European Commission, 2019, 2018). 2018 yılında 359 milyon metrik tondan fazla plastik üretilmiştir. Üretilen plastiklerin yaklaşık % 3'ünün her yıl okyanusta sonlandığı varsayımı ile yıllık 8-12 milyon metrik ton (Mt) plastiğin okyanusta sonlandığı tahmin edilmektedir (Bondaroff ve Cooke, 2020). Mevcut plastik atık yönetimi uygulamalarında iyileştirmeler yapılmaz ise, 2050 yılına kadar tahmini 13,2 milyar ton plastik atığın çöplüklere ve çevreye (tatlı su, okyanuslar, hava) ulaşacağı tahmin edilmektedir (Silva vd., 2020).

Çevredeki plastik kirliliğini önlemek ve plastiğin çevresel ayak izini azaltmak için dünya çapında girişimler gerçekleştirilmiştir. Tek kullanımlık plastiklerin (single use plastics- SUPs) yasaklanması ve yeniden kullanılabilir torbaların kullanılması, plastik atıkların azaltılmasına yönelik etkili önleyici tedbirlerden biri olarak bulunmuştur (Schnurr vd., 2018). Tek kullanımlık plastikler (örneğin plastik poşetler, su şişeleri vb.) atılmadan önce yalnızca bir kez kullanılmakta ve son derece düşük geri dönüştürülebilirlik oranına sahiptir (~%12) (Azoulay vd., 2019; Wagner, 2017). Bununla birlikte, yeni şiddetli akut solunum sendromu koronavirüsünün (SARS-Cov-2) neden olduğu COVID-19 salgını, tek kullanımlık plastikleri yeniden kullanılmasına

mecbur bırakmıştır. Hem ön saflarda görev yapan sağlık çalışanları hem de sıradan vatandaşlar için yüz maskeleri, cerrahi maskeler, koruyucu yüz siperleri gibi kişisel koruyucu ekipmanlar ve diğer tek kullanımlık plastikler virüsün kontaminasyonunu ve yayılmasını durdurmak için benimsenmiştir. Kişisel koruyucu ekipmanların çoğu, nadiren geri dönüştürülen PP, PVC ve PS'den oluşmaktadır (Kahlert ve Bening, 2020). Bu tek kullanımlık plastikler, karasal, atmosferik ve su ortamında halihazırda mevcut olan plastik kirliliğinin ölçeğini artırmıştır (Kahlert ve Bening, 2020). Ayrıca pandemi sırasındaki karantina, tüm dünyadaki plastik geri dönüşüm tesislerini önemli ölçüde etkileyerek plastik atıkların okyanuslara ve topraklara uygunsuz ve yasadışı bir şekilde atılmasına neden olmuştur (Bondaroff ve Cooke, 2020). Bu plastikler çevreye atıldığında abiyotik ve biyotik bozunma süreçlerine karşı hassas hale gelirler (da Costa vd., 2016; Dantas vd., 2012; Jakubowicz, 2003; Lambert vd., 2017). Bu fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler sonucu makro- (>25mm) ve mezo- (5-25 mm) plastikler zamanla mikro- (1 µm- 5 mm) ve nanoplastiklere (<100 nm) dönüşmektedir (Boyle ve Örmeci, 2020). Sürekli parçalanarak daha ufak parçacıklara ayrılan plastiklerin doğada yok oluş süreleri de göz önüne alındığında kalıcı kirleticiler olarak tanımlanabilirler. Mikroplastiklerin uygunsuz şekilde bertaraf edilmesi ve atık arıtmanın sınırlamaları nedeniyle, MP'ler genellikle toprak, nehir, deniz suyu ve tatlı su sistemleri gibi doğal ortamlarda bulunarak ekolojik risklere yol açmaktadırlar (Cole vd., 2011). Bu çevresel MP'ler organizmalar tarafından yutulabilmekte ve gıda ağına aktarılarak gıda güvenliğine tehdit oluşturmaktadırlar (Hermesen vd., 2018).

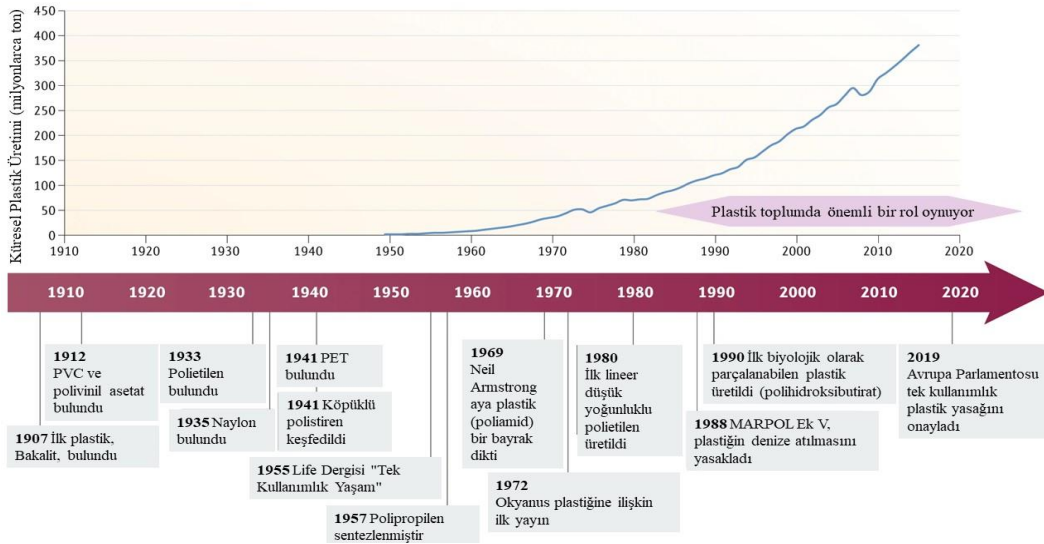
Mikroplastiklerin yüzey/hacim oranları ve hidrofobik yapısı nedeniyle mikrobiyal toplulukların kolonizasyonu için benzersiz ve geniş bir yüzey sağlamaktadır (Amaral-Zettler vd., 2020). Bununla birlikte, plastiklerin deniz ortamına girdikten sonra hızla mikroorganizmalar tarafından kolonize edilmektedir. "Plastisfer" terimi ilk defa Zettler vd. (2013) tarafından kullanılarak plastik kolonize eden mikrobiyal topluluğunu tanımlamak için kullanılmıştır. Mikroorganizmalar ve plastik atıkları arasındaki ekolojik etkileşimler yakın zamana kadar çok az ilgi görmüştü. Plastisferin oluşumu ve bileşimi substrat türünden, habitattan, mevsimden ve konumdan etkilenmektedir (Eich vd., 2015; Miao vd., 2019; Oberbeckmann vd., 2014). 860-16.000 metrik ton mikrobiyal biyokütlenin deniz ortamındaki plastik atıklarla ilişkili olduğu tahmin edilmektedir (Zhao vd., 2020). Plastisferin mikrobiyal

topluluk yapısı, mikroorganizmaların plastik karbonlara yönelik potansiyel seçiciliği nedeniyle çevredeki doğal substratlardan farklıdır (Zettler vd., 2013; Niu vd., 2020; Seeley vd., 2020). Şu ana kadar, mikrobiyal kolonizasyonun rolü henüz tam olarak ortaya çıkarılmamış olsa da birçok çalışma mikroorganizma faaliyetleri nedeniyle plastiğin ağırlık kaybının olduğunu bildirmiştir (Sudhakar vd., 2008; Syranidou vd., 2017; Savoldelli vd., 2017). Aynı zamanda plastiğin su ortamındaki davranışına ilişkin bilgi eksiklikleri hala devam etmektedir. Çalışmamız da özellikle farklı polimer tipleri ile çeşitli tek kullanımlık plastik türlere ve aynı zamanda yerinde deney ile plastikler ve mikrobiyal komuniteler arasındaki etkileşime odaklanılmıştır. Bu ülkemiz sularında mikrobiyal Plastisfer komunitelerini tür zenginliği ve çeşitliliği açısından değerlendirildiği ve birbirleri ile farklılıkların ya da benzerliklerin karşılaştırıldığı ilk çalışmadır ve mikrobiyal komuniteler ile plastik etkileşimleri ve deniz ortamındaki plastiklerin akibeti hakkında yeni ve değerli bilgiler sağlamaktadır.

1. GENEL BİLGİLER

1.1. Denizel Ortamda Mikroplastik Kirliliği

Plastik, dayanıklılıkları, hafif olmaları, korozyona dirençleri, düşük maliyetleri nedeniyle endüstrinin ve günlük hayatın vazgeçilmez bir malzemesi haline gelmiştir (Xu vd., 2020). Düşük geri dönüşüm oranı ve plastik atıkların yanlış yönetimi nedeniyle yılda 12 milyon ton plastiğin deniz ortamına karıştığı tahmin edilmektedir (Boucher vd., 2020). Plastik kirliliği, küresel olarak deniz biyoçeşitliliğine yönelik önde gelen tehditlerden biri olarak kabul edilmektedir. Artan farkındalığa rağmen hâlâ yılda 300 milyon tonun üzerinde plastik atık üretilmektedir (Şekil 1) (Huang vd., 2020; Zhang vd., 2020). Deniz ekosistemlerindeki plastik parça miktarının 7000 ton arttığı (Cózar vd., 2014) ve mevcut plastik atık emisyon oranlarına müdahale edilmediği takdirde 2060 yılı sonuna kadar 270 milyon tona ulaşmasının beklendiği rapor edilmiştir (Benson vd., 2022). Bu durum hem bilim insanları hemde halk tarafından iklim değişikliği, deniz seviyesinin yükselmesi, aşırı avlanma ve istilacı türlerin yayılması gibi diğer antropojenik stres faktörlerinin yanında öncelik verilmektedir (Stafford ve Jones, 2019).



Şekil 1. Plastik inovasyonu, keşfi ve kirliliğin zaman çizelgesi. (Amaral- Zettler vd., 2020)

Polietilen (PE), polipropilen (PP), polistiren (PS), polivinil klorür (PVC) ve polietilen tereftalat (PET) gibi karbon bazlı polimerler, çevrede bulunan en yaygın plastiklerdir ve küresel plastik atıkların yaklaşık % 80'ini oluşturmaktadır (Wright vd., 2013; Rochman vd., 2015; Urbanek vd., 2018; Huang vd., 2021). Bu bileşiklere ek olarak poliüretan (PU) ve poliamidlerden (PA) yapılan plastik ürünler de yaygın olarak kullanılmaktadır (Krueger vd., 2015). Plastikler bozunma derecesine bağlı olarak biyolojik olarak parçalanabilen ve biyolojik olarak parçalanamayan plastikler olarak ikiye ayrılmaktadır. Biyolojik olarak parçalanabilen (biyobozunur) plastikler esas olarak nişasta veya selüloz gibi biyo bazlı veya fosil bazlı olabilen biyolojik kaynaklardan yapılmaktadır (Hernández-García vd., 2021). Biyolojik olarak parçalanabilen plastikler, aşırı plastik atık yükünü hafifletmek için onlarca yıldır üretilmekte ve plastik atıklar için potansiyel bir çözüm olarak değerlendirilmektedir. Polilaktik asit (PLA), polikaprolakton (PCL), polihidroksibutirat (PHB) ve poliüretanlar (PU) gibi biyolojik olarak parçalanabilen plastiklerdir (Zhu ve Wang, 2020). Biyobozunur plastiklerin üretimi yağ gerektirmez ve bozunma açısından daha verimlidir. Biyolojik olarak parçalanabilen plastik ürünler nispeten kısa bir süredir kullanıldığından, bu tür plastiklerin çok azı okyanusta bulunduğu düşünülmektedir. Bu tür plastiklere dayalı çalışmaların çoğu, bunların yapay olarak bir süreliğine okyanusa bırakılması ve daha sonra plastisferdeki değişiklikleri gözlemlenmiştir (Richard vd., 2019; Anderson vd., 2021). Okyanusta bozunabilen plastikler üzerine araştırma yapılmamasının ana nedeni muhtemelen bu bozunabilen plastiklerin büyük bir kısmının kompostlama ve diğer yollarla zararsız bir şekilde bozunması ve yalnızca küçük bir kısmının okyanusa ulaşmasıdır. Bununla birlikte, bozunabilir plastik ürünlerin üretimi ve kullanımı arttıkça, bunların okyanuslardaki tehlikelerini ve akıbetlerini araştırmak için hâlâ fazla çalışmaya ihtiyaç vardır (Tosin vd., 2012). Biyolojik olarak parçalanmayan plastikler, abiyotik ve biyotik bozunmaya karşı dayanıklı ve dirençli olacak şekilde tasarlanmıştır. PS, PP, PE, PVC ve PU gibi plastik atıkların % 70 ila % 80'i nehirler yoluyla okyanuslara aktarılmakta (Horton vd., 2017) ve kıyı şeridi boyunca, yüzeyde ve deniz tabanında ve hatta karadan uzak açık okyanuslar gibi uzak alanlara dağılmaktadır (Cau vd., 2017; Quero vd., 2017; Mattsson vd., 2017). Günümüzde okyanuslarda 236.000 ton ağırlığında yaklaşık 51 trilyon plastik parçacığının olduğu tahmin edilmektedir (van Sebille vd., 2015).

Plastiğin daha uzun yarı ömrü ve hidrofobik yüzeyi, mikropların kolonizasyonunu ve zararlı alg türlerinin ve kalıcı organik kirleticilerin taşınmasına yardımcı olmaktadır (Zettler vd., 2013).

Deniz ekosistemine ulaşan plastiğin % 80'inin tek kullanımlık plastikler gibi kara kaynaklı kaynaklardan, geri kalan %20'sinin ise denizel kaynaklardan geldiği düşünülmektedir (Landon-Lane, 2018). Karada bulunan plastik atıklara yönelik bu önyargı, küresel olarak etkili bir geri dönüşümün olmadığını ve tüm plastik üretiminin yalnızca % 9'unun gerçekten geri dönüştürüldüğünü ve geri kalanının boşaltım alanlarına gönderildiğini, yakıldığını veya deniz ortamına atıldığını göstermektedir (Şekil 2). Bunun sonucunda deniz canlıları ve yaşam alanları üzerinde plastik kirliliği kritik bir çevre sorunu haline gelmiştir (d'Ambrières, 2019). Dayanıklılık ve bozulmaya karşı dirençli tasarlanan plastiğin nihai varış noktası denizlerdir ve orijinal kaynağından çok uzak mesafelere gidebilen, çevrede uzun süre kalabilen yeni bir kirleticidir (Ryan vd., 2009; Gewert vd., 2015).



Şekil 2. 2020 yılında kara kaynaklı kaynaklardan okyanuslara giren küresel plastik tahminleri. (Jambeck vd., 2015 ve Eriksen vd., 2014)

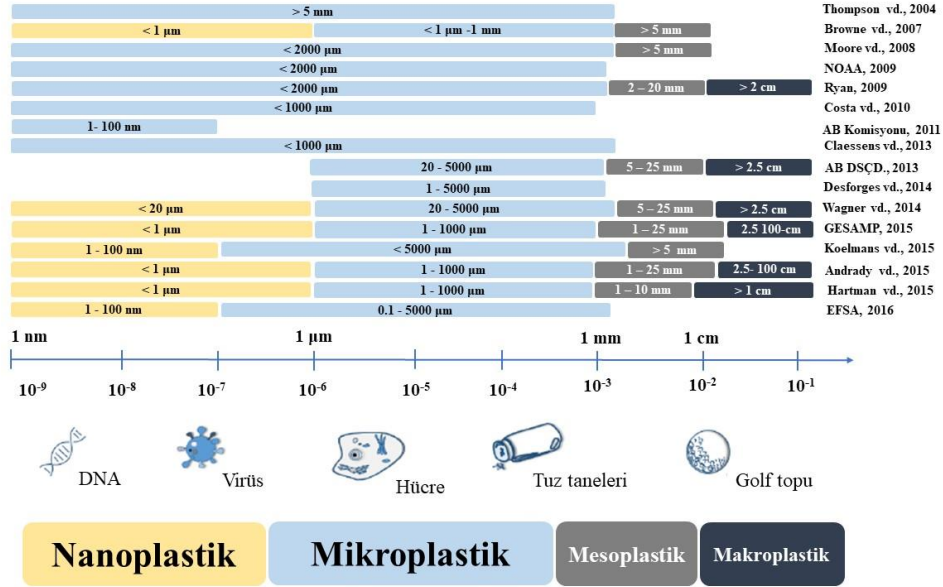
COVID-19 salgını sırasında ve sonrasında, benzeri görülmemiş bir ihtiyaç ve plastik malzeme tüketimi, tek kullanımlık plastik ürünlerin çevreye salınmasına yol açmıştır ve o zamandan beri çevredeki plastik atık piramidi gelişmektedir (Sharma vd., 2023). Yüz maskeleri, koruyucu tıbbi önlükler, eldivenler, tıbbi test kitleri, el dezenfektanı şişeleri ve paket plastikleri ve tıbbi test kitleri dahil olmak üzere

milyonlarca tek kullanımlık, COVID kaynaklı plastik, karasal ortama uygunsuz bir şekilde atılmış ve bu da karaya giren miktarı potansiyel olarak artmıştır. Özellikle yüz maskelerinin yaygın kullanımı ve yanlış yönetimi, akarsu ve deniz ortamın için büyüyen bir tehdit olarak ortaya çıkmıştır (Dharmaraj vd., 2021). Örneğin, yüz maskeleri pandemi sırasında bir nehirdeki toplam yüzen çöpün %9'unu oluşturduğu raporlanmıştır (Cordova vd., 2021).

Dünya çapında büyük miktarda tek kullanımlık plastik çöpün üretildiği ve COVID-19 döneminde her gün 1,6 milyon ton yüz maskesi (PPE) ve 3,4 milyar tek kullanımlık yüz maskesinin atıldığı tahmin edilmektedir. Asya kıtası tek kullanımlık plastik yüz maskesini en yüksek miktarda üretmiştir (günde 1,8 milyar) ve sırasıyla Avrupa (günde 445 milyon), Afrika (411 milyon), Latin Amerika (günde 380 milyon) ve Kuzey Amerika takip etmektedir (244 milyon/gün) (Benson vd., 2021a). Bu salgın aynı zamanda plastik kirliliğinde genel bir artışa da yol açtığı; bu da biyoçeşitlilik üzerindeki olumsuz etkilerle ve geri dönüşüm hizmetlerinin azalmasıyla ilişkilendirilmektedir (Gibbons vd., 2022). COVID-19 döneminde küresel plastik kirliliğine ilişkin yayınlanan raporlar, plastik üretimi ve yakma tesislerinden kaynaklanan toksik sera gazı emisyonlarıyla ilişkili kısa ve uzun vadeli çevresel riskleri gösterilmiştir (Winton vd., 2022). Plastik kirliliğindeki ani artış ve bu plastik atıkların doğru yönetilememesi nedeniyle, plastisferle bağlantılı yeni bir salgın olabileceği ve yakında çevremizi ve insan sağlığını etkileyeceği düşünülmektedir (Sharma vd., 2023).

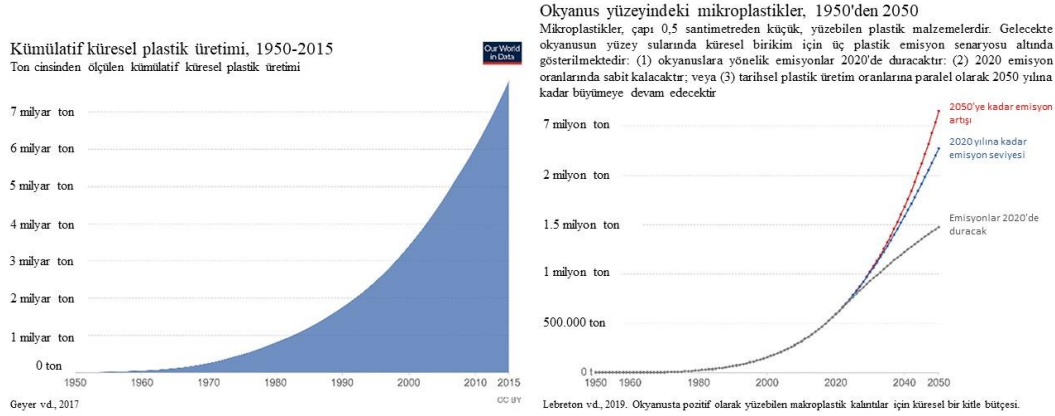
Mikroplastik, boyutları 1 µm – 5 mm arasında değişen, düzenli veya düzensiz şekilli, birincil veya ikincil üretim kaynaklı ve suda çözünmeyen herhangi bir sentetik katı parça veya polimerik matris olarak tanımlanmaktadır (Thompson vd., 2004; Frias ve Nash, 2019). Bu öncü tanım, sentetik kimyasal doğayı ve genellikle küçük boyutu kabul eder, ancak daha düşük boyut sınır spesifikasyonu sağlamaz. Alt boyut sınırı geleneksel olarak çevresel örnekleme boyutu sınırlamaları ve analitik tespit sınırları ile örtüşmektedir (Burns ve Boxall, 2018). Bununla birlikte, mevcut boyuta dayalı terminoloji, mutabakat tanımı oluşturulmadığından belirsiz ve standartlaştırılmamış olarak kalmaktadır (SAPEA, 2019; Hartmann vd., 2019). Mikroplastik tanımı, geniş biyolojik ve fiziksel ölçekleri kapsamaya devam etmektedir ve bilimsel literatürde,

küçük plastik parçalar, ayırt edilemeyecek şekilde mikroplastikler (SAPEA, 2019) olarak adlandırılabilir (Şekil 3).



Şekil 3. Plastiklerin boyut sınıflandırması ile karşılaştırması (Hartmann vd., 2019)

Mikroplastik, çok hızla büyüyen antropojenik kirleticidir ve çevredeki küresel dağılımı ve etkileri nedeniyle 21. Yüzyılın en güncel çevre sorunlarından biri haline gelmiştir (Galloway ve Lewis, 2017; Nielsen vd., 2019). Doğal ortamda plastikler fiziksel ve kimyasal bozunmaya maruz kalarak mikro- ve nano ölçekte küçük parçacıklarının oluşmasına yol açmaktadır. Mikroplastiklerin kütlece mevcut okyanus plastiklerinin % 15'ini oluşturduğu tahmin edilmekte, ancak parça sayısına göre tüm plastiklerin % 90'ından fazlasını oluşturmaktadır (Eriksen vd., 2014). Bazı tahminlerle, okyanus yüzeyinde ağırlığı 200.000 tondan fazla olan en az 5,25 trilyon yüzen plastik parçacığın olduğu tahmin edilmektedir (Eriksen vd., 2014). Yakın zamanda yapılan çalışmalarla, su ortamında $4,9 \times 10^5$ tona kadar yüzebilen plastik parçacığın mevcut olduğunu ve şu anda bu yönün yakın gelecekte değişeceğine dair hiçbir işaret görünmemektedir (Şekil 4).



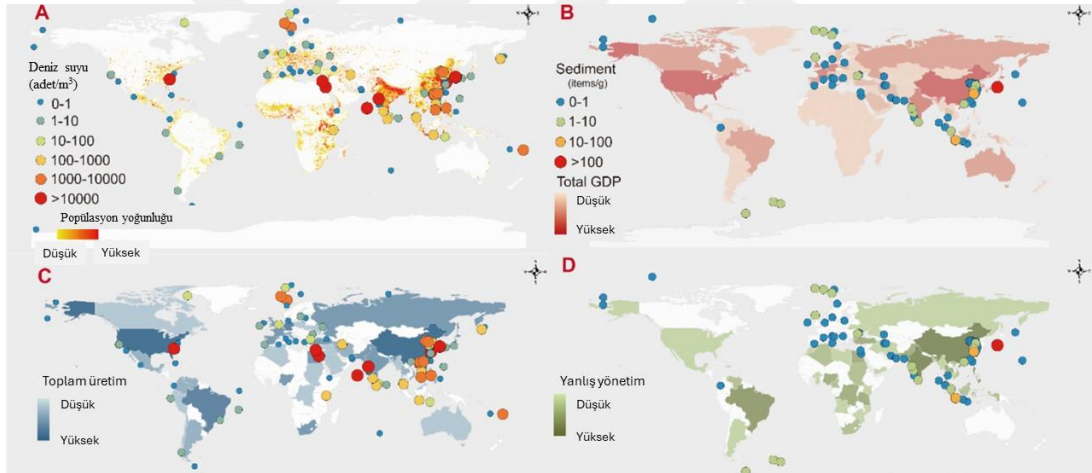
Şekil 4. Kümülatif küresel plastik üretimi ve deniz mikroplastiklerinin miktarına ilişkin tahminler (Dabrowska, A., 2021)

Mikroplastikler, boyut, şekil, renk, kimyasal bileşim, yoğunluk ve diğer özellikler bakımından değişen çok heterojen bir parçacık topluluğunu içermektedir. Mikroplastikler oluşma kaynağına göre birincil veya ikincil mikroplastikler olarak sınıflandırılmaktadır (Gall ve Thompson, 2015). Mikroskobik boyutta imal edilen ayrıca denize girmeden önce üretim, kullanım veya bakım sırasında büyük boyutlu plastiklerin aşınmasından kaynaklanan <5 mm plastikler birincil mikroplastikler olarak tanımlanırken; denizel ortama giren büyük boyutlu plastik atıkların parçalanmasıyla oluşan plastikler ise ikincil mikroplastikler olarak sınıflandırılırlar (Thompson ve De Falco, 2020). Birincil gruptaki mikroplastikler genel olarak değerlendirildiğinde pelet, fiber, mikro boncuk ve partikülleri içermektedir. Birincil mikroplastikler deodorantlar, cilt soyucuları (peelingler), göz maskarası, losyon, ojeler gibi kişisel bakım ürünlerindeki mikroboncuklar, bebek ürünleri, temizlik ürünlerindeki aşındırıcılar, sondaj sıvıları ve hava basma işlemlerinde kullanılan nanopartiküller şeklinde çok çeşitli tüketim ürünlerinde karşımıza çıkmaktadır. Bununla birlikte mikroplastikler günümüzde ilaçlarda da kullanılmaktadır. Bir diğer birincil üretim alanı da plastik ürünlerin yapımında kullanılan ham maddeyi oluşturan 5 mm'den küçük plastik peletlerdir. Birincil mikroplastikler ayrıca üretim, kullanım veya bakım esnasında büyük boyutlu plastiklerin aşınmasından da kaynaklanabilirler, örneğin sürüş sırasında lastiklerin veya yıkama sırasında sentetik tekstillerin aşınması gibi. Sentetik tekstillerin yıkama işlemlerinden kaynaklanan mikroplastikler son zamanlarda okyanus ve denizlerdeki birincil mikroplastiklerin ana kaynağı olarak değerlendirilmektedir (De Falco vd., 2019). Yapılan çalışmalar ile yaklaşık 26 kg

ağırlığındaki polyester giysilerin yıkanması sonucu kullanılan deterjana bağlı olarak doğaya 34 milyona kadar mikrofiberin salındığı ortaya konmuştur (Sudheshna vd., 2022). Bu mikro fiberler kanalizasyon yoluyla atık su arıtma tesislerinde son bulmaktadır (Auta vd., 2017). Atıksu arıtma tesislerinden sucul ortamlara karışan mikroplastiklerle ilgili çalışmalar son yıllarda hızla artmaktadır. İkincil mikroplastikler daha büyük boyutlu plastiklerin aşınması ve parçalanması sonucu oluşmaktadır (Thompson vd., 2004; Gall ve Thompson, 2015). Bozunma plastik polimerin yapısının bir dizi kimyasal reaksiyonla kırılması ile gerçekleşir ve parçalanmalar; fotobozunma, ısıl bozunma, biyobozunma ve termo-oksidatif bozunma şeklinde sınıflandırılmaktadır. Bu bozunmalar büyük boyutlu plastiklerin parçalanmasına ve doğada ikincil mikroplastiklere dönüşmesine neden olmaktadır. Güneş ışığına ve dalgalara maruz kalma denizel ortamlardaki parçalanmanın birincil nedenleridir. Plastikler UV radyasyonu ve yüksek sıcaklıklar altında kimyasal değişime uğrar ve bu da onları daha kırılğan ve parçalanmaya uygun hale getirmektedir. Karasal ortamlardaki plastiklerin parçalanmasının; karasal yüzeyde direk güneş ışığına maruz kalma ve sıcaklık değişikliklerinin yardımı ile deniz suyunda olan parçalanmadan daha büyük olduğu söylenmektedir. Aynı şekilde daha sığ sucul ortamlardaki parçalanmalar, büyük nehirler ve deniz ortamında bulunanlardan daha yoğun gerçekleşebilmektedir. Ancak tatlı su kaynaklarında da kıyı sularında yer alan kayalık gelgit bölgelerinde meydana gelen türbülans ve akıntı gibi parçalanmaya yardımcı diğer faktörler yoktur (Horton vd., 2017). Kısaca plastiklerin parçalanmasında ve ikincil mikroplastiklere dönüşümünde, plastiklerin bulundukları ortamdaki birçok faktör etkilidir. Küresel olarak her yıl yaklaşık 1,5 milyon ton birincil MP'nin okyanusa salındığı tahmin edilmektedir ve bu, okyanustaki tüm MP'lerin yaklaşık %15-31'ini oluşturmaktadır (Boucher vd., 2017). Daha küçük MP parçacıkları genel olarak daha zararlıdır ve aynı ağırlıktaki daha büyük plastik parçalara göre uzaklaştırılması daha zordur (Wang vd., 2019). Plastik atık deniz ortamına ulaştığında, plastiğin dağılımını kaldırma kuvveti belirleyecektir. Düşük yoğunluğa sahip plastikler (PE, PET, PP vb.) yüzey ve yüzeye yakın bölgelerde akümüle olarak rüzgâr ve akıntılarla uzak bölgelere kadar taşınabilirken, yüksek yoğunluğa sahip plastikler (PA, PS, PVC vb.) su kolonu boyunca batarak sedimana ulaşmaktadırlar (Van Cauwenberghe vd., 2013; Cook vd., 2020). Mikrobiyal bozulma

nedeniyle ve çeşitli fizikokimyasal etkiler nedeniyle, denizde yüzen plastikler yüzey hidrofobikliklerini kaybedebilir ve yoğunlukları haftalar veya aylar içinde artabilmektedir. Bunun sonucunda yüzen plastikler de sedimana ulaşmaktadırlar (Woodall vd., 2014). Bu plastikler stabiliteleri ve kimyasal kararlılıkları nedeniyle yüzlerce ila binlerce yıl dayanabilmektedir.

Mikroplastik türleri açısından bakıldığında, su örneklerinde en yaygın olarak bulunan mikroplastik türü fiber, parça, film, boncuk, köpük ve pelet takip etmektedir (Burns ve Boxall, 2018; Koelmans vd., 2019). Mikroplastik parçalar ilk olarak deniz ekosisteminde bildirilmiştir. Son araştırmalara göre küresel okyanusta yaklaşık 24,4 trilyon mikroplastik parçanın bulunabileceğini tahmin etmektedir (Isobe vd., 2021). Denizel mikroplastikler Pasifik (Isobe vd., 2019) ve Atlantik Okyanusları (Pabortsava vd., 2020) gibi her yerde ve hatta Arktik (Obbard vd., 2014) ve Antarktika bölgelerinin (Kelly vd., 2020) uzak buzullarında bile mevcuttur (Şekil 5).



Şekil 5. (A) Deniz suyunda MP bolluğunun mekansal dağılımı ve nüfus yoğunluğu; (B) sedimentteki MP bolluğunun ve ulusal toplam GSYİH'nın mekansal dağılımı; (C) deniz suyunda MP bolluğunun mekansal dağılımı ve plastik atık üretimi ve (D) sedimentte MP bolluğunun mekansal dağılımı ve yanlış yönetilen plastik atık miktarı (Tang vd., 2023)

Mikroplastik kirliliği, küresel olarak deniz, tatlı su ve kara habitatlarında yaygın halde bulunmaktadır (Castañeda vd., 2014) ve ilk kez Sargasso Denizi'ndeki çalışmalarda yüzey sularında boyutları 2,5 – 5 mm arasında değişen ve ~3500 adet plastik pelet rapor edilmiştir. (Carpenter ve Smith, 1972). Güney New England'ın kıyı

sularında yapılan bir takip çalışmasında, incelenen 14 balık türünden sekizinin benzer boyuttaki plastik parçacıkları yuttuğu ilk kez rapor edilmiştir (Carpenter vd., 1972). Bununla birlikte, Kuzey Batı Atlantik'te daha geniş bir alanda daha kapsamlı bir çalışma ile, Carpenter vd., (1972) tarafından bulunanlara benzer boyutlardaki plastik parçaların aslında bölgede daha önce düşünüldüğü kadar geniş bir alana dağıldığı doğrulanmıştır (Colton vd., 1974). 1970'lerdeki bu çalışmalar, şu anda küresel bir araştırma konusu olan plastik kirliliğin zeminini hazırlamıştır ancak mikropplastik kirliliği önümüzdeki 30 yıl boyunca çok az ilgi görmüştür. Günümüzde çalışmalar, tropik kıyılar (Nguyen vd., 2020) gibi yoğun insan nüfuslu ekosistemlerden Antarktika ve Güney Okyanusu derin denizi, Arktik Okyanusu, derin deniz hendekleri (Welden ve Lusher, 2017) ve hatta Everest Dağı'nın zirvesi (Napper vd., 2020) dahil olmak üzere Dünya üzerindeki en uzak ekosistemlere kadar küresel olarak mikropplastik parçacıkların varlığını ve yüksek bolluğunu bildirilmektedir.

Mikropplastikler coğrafi olarak her yerde bulunmalarının yanı sıra yüzey sularından bentik bölgeye kadar su kolonu boyunca dikey olarak da dağılmaktadır (Van Cauwenberghe vd., 2013). Mikropplastiklerin deniz ortamında batmasına neden olan hem fiziksel hem de biyolojik mekanizmalar olmasına rağmen, küresel olarak üretilen plastiğin çoğunluğu yüzer niteliktedir (Kaiser vd., 2017). Mikropplastiklerin batma hızı parçacık şekline ve yoğunluğuna bağlıdır, ancak bu faktörlerin her ikisi de UV bozulması, dalga hareketi, gelgit ve akıntılar gibi fiziksel süreçlere maruz kalma ve biyolojik kirlenme ile değişebilmektedir (Kowalski vd., 2016). Biyolojik kirlenme, mikropplastiklerin hidrofobik özelliklerinden dolayı su sütununda bir organik madde tabakası veya filmi biriktirdiği süreçtir (Kaiser vd., 2017). Bu organik madde tabakası parçacığın yoğunluğunu artırarak bentik ortama batmasına yardımcı olmaktadır (Van Cauwenberghe vd., 2013). Daha büyük plastiklerin su sütununda organik maddeyle karşılaşma olasılığı daha yüksektir ve bu nedenle hızla biyolojik olarak kirlenir, oysa daha küçük plastik parçacıklar daha büyük bir göreceli yüzey alanına sahiptir ve biyolojik kirlenme başladığında daha büyük plastiklere göre daha hızlı batmaya başlayacaktır (Lobelle vd., 2021). Su kolonu boyunca mikropplastik taşınmasının diğer biyolojik yolları arasında deniz karı ve fekal peletler gibi agregatlar yer almaktadır (Kvale vd., 2020). Oksijen açısından zengin organik madde, mikroplar, fekal peletler ve fitoplanktondan oluşan deniz toplulukları okyanuslarda bol miktarda bulunmaktadır

(litre başına 5300 adet; Porter vd., 2018). Okyanusların üst katmanından bentosa kadar organik ve organik olmayan madde taşınmasının ayrılmaz bir parçasını oluşturan bu agregatlar, mikroplastiklerin batma davranışını ve biyoyararlanımını etkilemekte ve yüksek miktarda (1290 ± 1510 parçacık/m³) mikroplastik kirliliği içerdikleri tespit edilmiştir (Zhao vd., 2018).

1.2. Denizlerde Mikroplastik Kirliliğinin Etkileri

Deniz ekosistemine giren büyük boyutlu plastikler deniz canlıların boğulmasına, beslenememesine, yaralanmasına ve enfeksiyonlara neden olarak çeşitli şekillerde canlı yaşamını sınırlandırmakta ve/veya ölümlerine neden olabilmektedir (Laist, 1987). Deniz canlıları genellikle hayalet ağlara (atılan veya kaybolan olta takımları, ağlar) (Good vd., 2010; Yorio vd., 2014) ve plastik poşetler gibi tek kullanımlık öğelere dolanmaktadır (Votier vd., 2011). Deniz faunası ile plastik kirliliği arasındaki olumsuz etkileşimlere ilişkin raporlar, 1960'lara kadar uzanan bilimsel literatürde bulunmaktadır (Kenyon ve Kridler, 1969). Bahsi geçen çalışma, plastik kirliliği ve deniz faunası hakkında bulguları yayınlayan ilk bilimsel makale olsa da plastik poşetleri yutan kaplumbağaların ve ardından ölümlerinin kayıtları 1950'lerde yapılmıştır (Cornelius, 1975). Bu durum, plastiğin 20. Yüzyılın ortalarında seri üretime geçtiğinde bile deniz üzerinde bir etkiye sahip olduğunu göstermektedir (Thompson vd., 2004). Takip eden onlarca yıl boyunca, deniz faunasının plastik kirliliğine karıştığını bildiren bilimsel makalelerde bir artış görülmüştür (Shaughnessy, 1980; Wehle ve Coleman, 1983; Fowler, 1987; Derraik, 2002; Thushari ve Senevirathna, 2020). Plastik üretimi ile katlanarak artan deniz canlılarının plastik çöplerle karşılaşmalarının sayısı son yıllarda önemli derece artmıştır ve 2015 yılına kadar 340 bilimsel yayının meta-analizinde 700'den fazla deniz canlısının plastik çöpleri yuttuğu veya bunlara dolandığı bildirilmiştir (Gall ve Thompson, 2015). Bu sayı artmaya devam etmekte ve planktondan deniz memelilerine kadar birçok trofik seviyede ölümcül etkileşimler belgelenmiştir (Roman vd., 2020). Scripps Oşinografi Enstitüsü'nden Sarah-Jeanne Royer tarafından yürütülen bir araştırmada, nehir kenarları ve kıyı şeritlerinde bulunan plastik atıkların daha yüksek oranda sera gazı yaydığı rapor edilmiştir (Royer, 2018). Okyanus yüzeyindeki plastik sürekli olarak metan gibi zehirli gazlar salmakta ve plastiğin mikroplastiklere dönüşmesiyle emisyon

oranı artmaktadır. Şu anda deniz türleri ve ekosistemleri plastik kirliliğine ve buna bağlı iklim değişikliğine karşı oldukça savunmasızdır (Stubbins vd., 2021).

Mikroplastiklerin, maruz kalma veya yutma yoluyla deniz canlıları üzerinde çok çeşitli etkilere sahip olduğu bilinmektedir ve boyut aralıkları nedeniyle, daha büyük makro boyutlu plastiklere (Moore, 2008) kıyasla, birden fazla trofik seviyedeki daha fazla sayıda takson için biyolojik olarak daha fazla kullanılabilirliğe sahiptir. Mikroplastikler boyut olarak deniz besin zincirinin temelini oluşturan planktonlara benzer olduğundan (Carbery vd., 2018), belirli bir boyut aralığındaki herhangi bir parçacığı filtre eden dolayısıyla seçici beslenmeyen planktivorlar tarafından düzenli olarak yutulmaktadır (Abreu ve Pedrotti, 2019). Yüzey suyundaki mikroplastikler, suyu filtreleyerek beslenen (Germanov vd., 2018) ve suda askıda bulunanlarla beslenenler tarafından doğrudan yutulurken, bentik filtreleyerek beslenenler ve detritivorlar, bentosta bulunan mikroplastikleri tüketmektedir (Wright vd., 2013). Mikroplastikler organik maddelerle biyolojik olarak kirlendiğinde besin değerleri artar ve bu da deniz organizmaları tarafından yutulma şanslarını artırmaktadır (Amin vd., 2020). Aynı şekilde, agregatlar içinde hapsolmuş mikroplastiklerin, bozulmamış parçacıklardan ziyade deniz biyotamı tüketme olasılığı daha yüksektir (Porter vd., 2018). Plastik polimerleri parçalayabilecek enzimler olmadığından mikroplastikler tüketildiğinde sindirilememektir (Andrady, 2011). Bu sebeple ya sindirim sisteminde birikir ya da canlıdan dışarı atılmaktadır (Wright vd., 2013).

Mikroplastiklerin daha küçük organizmalar tarafından yutulması ile ilişkili temel etki, sahte doyma veya bağırsak tıkanması sonucunda enerji seviyelerinde azalmaya yol açan beslenme oranlarının azalmasıdır (Cole vd., 2011; Derraik, 2002; Galloway vd., 2017; Aytan vd., 2022). Mikroplastiklerin canlılarda sahte doyuma neden olduğu mekanizmaların, daha büyük canlıların makro boyutlu plastik öğeler yemesiyle eşdeğer olduğu düşünülmektedir (Cole vd., 2011). Mikroplastik alımının bir sonucu olarak beslenme oranlarının azalması, deniz canlılarında, Istakoz'da (*Nephrops norvegicus*) beslenme durumu ve büyümenin azalması (Welden & Cowie, 2016), Kaya balığı'nda (*Sebastes schlegelii*) metabolik etkiler (Yin vd., 2018) dahil olmak üzere bir dizi zincirleme etkiye yol açmaktadır. Deniz kurtçuğunda (*Arenicola marina*) (Green vd., 2016; Wright vd., 2013) ve Yengeç'te (*Carcinus maenas*) (Watts vd., 2014) enerji rezervlerinin tükenmesi ve Midye'de (*Mytilus edulis*) iplik üretiminin

azalması (Green vd., 2019) gözlenmiştir. Mikroplastik alımından kaynaklanan sahte doymayla ilişkili bu enerji eksikliği, belirli durumlarda popülasyon düzeyinde daha fazla etkiye de yol açabilir; bunlar arasında zooplankton *Calanus helgolandicus* (Cole vd., 2015) ve çift değerli *Crassostrea gigas* (Sussarellu vd., 2016) üreme oranlarının azalması yer almaktadır. Benzer şekilde, mikroplastik kirliliğine sürekli maruz kalma, deniz karidesinin (mysid *Neomysis awatschensis*) büyümesini ve doğurganlığını azaltmıştır (Lee vd., 2021). Başka bir çalışma, daha küçük mikroplastik parçacıkların (<80 µm) sindirim bezinden *Mytilus edulis* lizozomal sistemine yer değiştirdiğini, granülositoma oluşumu ve lizozomun dengesizleşmesiyle birlikte güçlü bir inflamatuvar tepkiye neden olduğunu göstermiştir (Von Moos vd., 2012). Mikroplastiklerin Zebra balığı (*Danio rerio*) ve Yengecin (*Eriocheir sinensis*) solungaçlarında ve karaciğerinde birikmesi de şiddetli inflamasyona, lipid birikimine ve oksidatif strese neden olmuştur (Lu vd., 2016) ancak yine bu çalışmalarda çok daha küçük parçacıklar (sırasıyla 5 µm ve 0,5 µm) kullanılmıştır (Lu vd., 2016). Bununla birlikte, mikroplastiklerin deniz organizmaları tarafından yutulmasını vurgulayan çalışmalar nadiren LC50 değerlerini (nüfusun % 50'sinde ölüme yol açmak için gereken mikroplastik konsantrasyonu) rapor etmektedir; bu da mikroplastik laboratuvar çalışmalarının çoğunluğunun ölümcül olmayan etkiler gösterdiğini ortaya koymaktadır (Galloway vd., 2017). Mikroplastiklerin yutulduktan sonra hem ekosistemler içinde hem de ekosistemler arasında trofik gruplara kolayca aktarıldığı (Cuthbert vd., 2019) ve potansiyel olarak biyobirikim yoluyla etkilerin büyüklüğünü artırdığı gösterilmiştir.

Deniz ortamındaki büyük miktardaki mikroplastiklerin denizin ekolojisi ve besin zinciri üzerinde etkisi vardır. Okyanusta mikroplastikler fitoplanktonun fotosentezini ve büyümesini etkileyebilmektedir (Sjollema vd., 2016), zooplanktonun yüzmesini yavaşlatabilir ve dolayısıyla üreme verimliliğini azaltabilmekte (Lim, 2021) ve ayrıca okyanus karbon stokunu da etkileyebilmektedir (Wu vd., 2020). Ek olarak, yüzen mikroplastikler mikroorganizmalar ve hatta bazı patojenik mikroorganizmalar için bir taşıma aracı haline gelerek bulaşıcı hastalıkların yayılmasını hızlandırabilmektedir (Keswani vd., 2016). Sürüklenen mikroplastikler, akıntılar ve dalgalar tarafından dağıldıklarında taşıdıkları mikrobiyotayı yeni bir yaşam alanına taşırlar ve okyanuslara bile yayılabilirler (Keswani vd., 2016). Antropojenik

faaliyetlerden daha az etkilenen Arktik Okyanusu'nda, araştırmacılar deniz yüzeyinde ve sedimanda büyük miktarda mikroplastik bulmuşlardır (Ramasamy vd., 2021, Collard vd., 2021). Mikroplastiklerin besin zinciri ve besin ağı açısından zenginleştirilmiş olması muhtemeldir. Okyanustaki balıklarda, kabuklu deniz canlılarında, Antarktik krillerde ve mercanlarda bulunmuşlardır ve besin ağını bildiğimizden çok daha fazla kirletmektedirler (Hipfner vd., 2018; Gonçaves vd., 2019; Savinelli vd., 2020). En yaygın mikroplastik türü çoğunlukla mavi renklidir (Mattan-Moorgawa vd., 2021). Bu renkli MP'ler su ortamlarında özellikle zararlıdır çünkü deniz canlıları tarafından doğrudan yutulabilirler ve yanlışlıkla yiyeceklerle karıştırılabilirler (Mattan-Moorgawa vd., 2021, Naidoo vd., 2020). Biyolojik hücrelere giren mikroplastikler canlı organizmalar üzerinde daha büyük etkiye sahip olabilmekte, kilo kaybına, lokal inflamasyona neden olmakta ve enerjinin yeniden dağılımına müdahale etmektedir (Sussarellu vd., 2016; Wang vd., 2020). Denizdeki mikroplastik kirliliği ve buna bağlı iklim değişikliği, küresel ısınmaya ve okyanus sıcaklığının yükselmesine katkıda bulunmaktadır. Bu ısınmanın mercan resifleri üzerindeki etkisi çok önemlidir ve bu da mercanların ağarmasına neden olmaktadır (Hughes vd., 2018), mercan türlerinde yüksek kitlesel ölüm oranına neden olmakta ve bazı türlerin yok olmasına yol açmaktadır (Hughes vd., 2017; Bento vd., 2016). Mercanların geniş deniz biyotasına habitat ve barınak sağladığını, besin döngüsüne yardımcı olduğunu ve çeşitli deniz yaşamı formlarına nitrojen ve diğer hayati besinleri sağladığı için oldukça önemlidir (Baumann vd., 2019; Ortiz vd., 2018). Çok sayıda araştırma, plastik parçaların yutulmasının gamet gübrelemesini (Berry vd., 2019) ve mercan sağlığını olumsuz yönde etkileyerek zayıf fotosentetik performansa ve gecikmiş büyümeye yol açabileceğini göstermektedir (Lamb vd., 2018; Reichert vd., 2019).

Mikroplastik kirliliğinin etkileri kapsamlı ve geniş kapsamlı olup ekosistemi, insan sağlığını, ekonomiyi, turizmi ve plaj estetiğini etkilemektedir (Patchaiyappan vd., 2021). Ayrıca bu mikroplastik parçaların ortamdaki ağır metaller gibi zararlı maddeleri adsorbe edebildiği ve çeşitli hidrofobik kirleticileri yoğunlaştırabildiği de rapor edilmiştir (Wang vd., 2019). Plastikler, polimer özelliklerinin performansını arttırmak için üretim işlemi sırasında polimere eklenen ftalatlar, bisfenol A (BPA), polibromlu difenil eterler (PBDE) ve Di-(2-etilheksil)-ftalat (DEHP) dahil olmak

üzere Endokrin Bozucu Kimyasallar (EDC'ler) gibi zararlı kimyasal katkı maddeleri içermektedir (Thompson vd., 2009; Hodson vd., 2017; Li vd., 2018; Khalid vd., 2021). Mikroplastiklerin adsorpsiyon kapasitesi kendi özellikleriyle ilişkilidir ve farklı malzemelerden mikroplastiklerin adsorpsiyon kapasitesi aynı hacim ve yüzey alanı için değişiklik göstermektedir; PE'nin diğer mikroplastik türlerine göre daha fazla organik kirletici absorbladığı rapor edilmiştir (Wang vd., 2018). Deniz ürünleri yetiştiriciliğinde yoğun şekilde suistimal edilen antibiyotikler, mikroplastikler tarafından absorbe edilmeye oldukça duyarlıdır, bu da ilaca dirençli bakterilerin ortaya çıkmasını ve ilaca dirençli genlerin transferini hızlandıracaktır (Zhang vd., 2020) Sonuç olarak, MP'ler okyanusta hem biyotik hem de abiyotik çevre üzerinde potansiyel bir stres yaratırlar (Galloway vd., 2017; Haward, 2018). BPA'nın vücut tarafından emildiğinde hormon sentezini değiştirebildiği, hormonların üretimini ve metabolizmasını engelleyebildiği veya uyarabildiği veya hormonların vücutta dolaşma şeklini değiştirebildiği, dolayısıyla bu hormonların kontrol ettiği işlevleri etkileyebildiği bilinmektedir (Schug vd., 2011). Sonuç olarak, epoksi reçine ve polyesterde bulunan BPA, kanserler, bebek gelişimi sorunları ve kadın üreme sorunları gibi insan sağlığı üzerinde bir dizi olumsuz etkiyle ilişkilidir (Nelson ve Long, 2012). Benzer şekilde DEHP'nin zebra balıklarında (*Danio rerio*) üreme verimini, oogenezi ve embriyo gelişimini olumsuz etkilediği ve genel olarak doğurganlıkta önemli bir azalmaya yol açtığı da gösterilmiştir (Carnevali vd., 2010). Deniz ortamından alınan mikroplastiklerin önemli miktarlarda bu kimyasal katkı maddelerini içerdiği gösterilmiştir (Hirai vd., 2011) ve deniz canlıları için potansiyel bir kaynak olduğu düşünülmektedir (Koelmans, 2015). Plastik katkı maddelerinin yutulması üzerine denizdeki besin ağlarından geçebileceği ve en büyük yırtıcı canlılarda biyolojik olarak birikebileceği düşünülmektedir (Le Bihanic vd., 2020). Aynı anlamda, EDC'lerin veya diğer katkı maddelerinin deniz ürünlerinin tüketimi yoluyla insanlara geçebileceğine dair artan bir endişe vardır (Biamis vd., 2021). Laboratuvar koşullarında bu kimyasal katkı maddelerinin, Midyede (*Mytilus galloprovincialis*) embriyonik gelişim değişiklikleri (Balbi vd., 2016) ve *Oryzias melastigma* balığında üremenin engellenmesi (Huang vd., 2018) dahil olmak üzere mikroplastiklere maruz kalma yoluyla deniz canlıları üzerinde bir dizi olumsuz etkiye neden olmaktadır. Plastik aynı zamanda hidrofobik olan ve dolayısıyla deniz ortamlarındaki mikroplastiklere

bağlanan kalıcı organik kirleticilerin (KOK'lar) taşınması için bir sorbent ve vektör görevi de görmektedir (Andrady, 2011; Fraser vd., 2020). Örneğin, KOK'lar içindeki bir kirletici madde olan Poliklorlu bifeniller (PCB'ler), Çin kıyı suları (Fraser vd., 2020), Pasifik Okyanusu (Mendoza ve Jones, 2015) ve Kuzeydoğu Atlantik (Frias vd., 2016) dahil olmak üzere birçok farklı yerde mikroplastiklerin yüzeyinde bulunmuştur.

Deniz ortamında, kimyasal katkı maddeleri veya KOK'lar plastiğin yüzeyine bağlandığında, çevredeki su, sediman ve hatta biyotadaki (Koelmans vd., 2013) katkı maddesi konsantrasyonunu azaltır ve dolayısıyla katkı maddelerinin bu ortamlardan suda yaşayan organizmalara maruz kalmasını azaltmaktadır. Bununla birlikte, plastikler deniz sistemlerine girdiğinde yüksek düzeyde kimyasal katkı maddeleri içeriyorsa, ters etkiler ortaya çıkacak ve plastiğin bir kaynak görevi görmesi ve çevredeki su, sediman veya organizmalarda kimyasal katkı maddelerinin konsantrasyonunun artması söz konusu olacaktır (Koelmans, 2015). Plastiğin bu katkı maddeleri için kaynak mı yoksa vektör mü olduğu, plastiğin kendisiyle karşılaştırıldığında deniz ortamında mevcut olan konsantrasyonlara bağlıdır (Koelmans, 2015). Aynı şekilde, plastikler deniz biyotası tarafından yutulduğunda, katkı maddelerinin organizmadaki konsantrasyonları daha düşükse, EDC'leri içeren katkı maddeleri parçacıktan organizmanın dokusuna geçecektir (Koelmans, 2015). Ancak bir denge varsa (yani organizma ve plastik aynı konsantrasyonda kimyasal katkı maddesine sahipse), plastik herhangi bir katkı maddesi emilmeden sindirim sisteminden geçecektir (Koelmans, 2015). Bununla birlikte, eğer plastikler deniz ortamında bozunursa, absorbe özelliklerini kaybedebilirler ve bu nedenle, çevredeki ortamdan emebileceklerinden daha fazla kimyasal katkı maddesi salacaklardır; bu da eğer plastikler zamanla sindirim sistemlerinde parçalanmaya başlarsa, EDC'lerin canlılar tarafından emilmesi için potansiyel bir yoldur (Koelmans, 2015). Yüksek emilim potansiyeline sahip yutulan plastiklerin, EDC'leri organizmanın dokusundan uzaklaştırması ve dolayısıyla organizmanın kendisini 'temizlemesi' de mümkündür (Gouin vd., 2011). Çalışmaların, mikroplastik alımının ardından deniz canlılarında kimyasal katkı maddelerinin biriktiğini gösterdiği durumlarda, kullanılan organizmalar, plastiğin kendisinden daha düşük katkı maddesi konsantrasyonuna sahip olacak ve bu nedenle 'temiz' olacaktır (Besseling vd., 2013; O'Donovan vd., 2018). Bu, mikroplastiklerin deniz biyotası üzerindeki kimyasal etkilerini test eden laboratuvar

deneyleri yapmanın karmaşıklığını vurgulamaktadır; zira deniz ortamında bulunan mikroplastiklerin hem fiziksel hem de kimyasal özellikleri, laboratuvar bazlı çalışmalarda genel olarak kullanılan bozulmamış mikroplastik parçacıklardan farklıdır (Lambert vd., 2017). Sonuç olarak, EDC'lerin ve KOK'ların deniz canlıları üzerindeki etkileri bilimsel literatürde tartışılmaktadır (Lohmann, 2017).

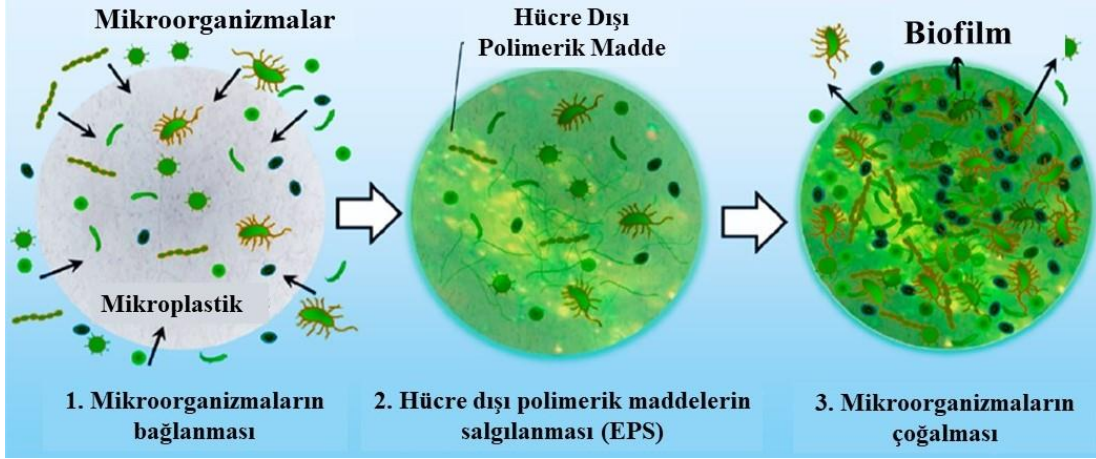
1.3. Plastik Üzerinde Yaşam: PLASTİSFER

Plastiklerin ortamdaki kaldırma kuvveti, hidrofobik ve organik polimer yüzeyi, mikroorganizmalar için benzersiz bir niş sağlamaktadır (Zettler vd., 2013; Amaral-Zettler vd., 2020). Uygun substrat oluşturan plastikler, bakteriyel ve ökaryotik organizmaların kolonileşmesi ile önemli bir bileşenini oluşturmaktadır (Kiessling vd., 2015; De Tender vd., 2015; Yokota vd., 2017; Gerritse vd., 2020; Asiandu vd., 2021; Moresco vd., 2021). Bu yeni insan yapımı ekosisteme “**Plastisfer**” denir (Zettler vd., 2013). Plastisfer, plastiğe bağlı ve çevreden farklı yeni ve spesifik bir mikrobiyal topluluk olarak tanımlanmaktadır (Zettler vd., 2013; Bhagwat vd., 2021; Mughini-Gras vd., 2021).

Mikroplastikler deniz ortamına girdikten sonra onun bir parçası haline gelmekte ve içinde yaşayan tüm organizmalarla etkileşime girmeye başlamaktadır. Böylelikle, MP'ler plastisferin oluşabileceği yeni bir yüzey haline gelmektedir. Plastisfer, bakterilerden (Chen vd., 2021; Scales vd., 2021), alglerden (Thapa vd., 2017; Dudek vd., 2020; Davidov vd., 2020), protozoalardan (Arndt vd., 2003) ve mantarlardan (Davidov vd., 2020; Lacerda vd., 2020) oluşan karmaşık mikroorganizma topluluklarıdır. Mikroplastikler, hava koşulları nedeniyle gelişmiş yüzey pürüzlülüğü ve doğal hidrofobisiteleri nedeniyle biyofilmlerin kolonize olması için çekici bir yüzey sağlamaktadır. Bunlar, biyofilm oluşumunu ve çeşitliliğini desteklediği kanıtlanmış iki faktördür (Donlan, 2002). Biyofilm oluşumu, ilk mikroorganizmanın herhangi bir yüzeyle temas etmesiyle başlamaktadır.

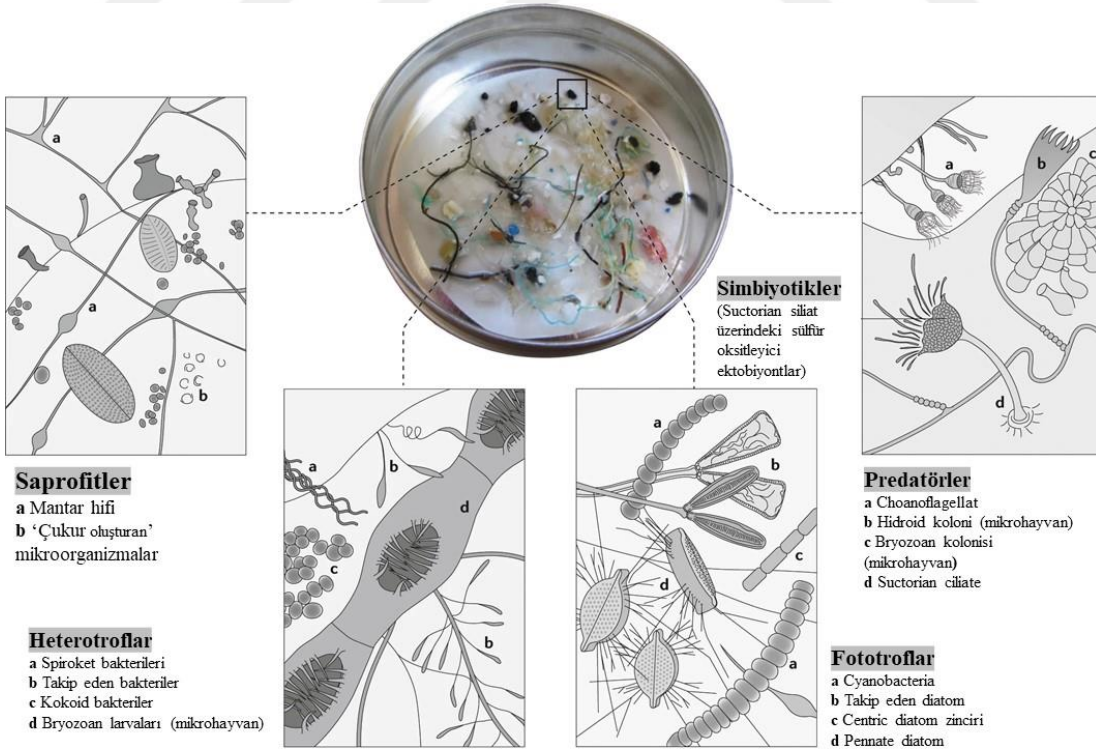
Plastisferi oluşturan mikroorganizmalar çeşitlilik gösterse de plastisfer oluşumunun dört ortak aşaması vardır; bunlar (1) yüzeye tutunma, (2) mikrokoloninin yapışmasını ve oluşumu, (3) plastisferin olgunlaşması ve son olarak (4) oluşum sürecini yeniden başlatan bakterilerin dağılmasını içermektedir (Crouzet vd., 2014).

Plastisfer oluşumunun ilk aşaması, mikroorganizmaların ilgili ortamda serbestçe dolaşıp yapışabilir bir yüzeye temas etmesiyle başlamaktadır. Bu, genellikle ahşap, metal, kayalar, cam ve tabii ki plastik dahil olmak üzere herhangi bir materyal olmaktadır. Buradan yeni bağlanan mikroorganizmalar, yüzeye bağlanmalarını güçlendiren sümüksü, yapıştırıcıya benzer bir madde üretmeye başlamaktadır (Vasudevan, 2014). Hücre dışı polimerik madde (EPS) olarak bilinen bu tutkal benzeri malzeme, mikroorganizmanın yüzeye ve mikrokoloniye oluşturan diğer hücrelere bağlanmasını sağlayan iplik benzeri bir yapıya sahiptir. Bu, büyük bir büyüme dönemine karşılık gelen plastisferin olgunlaşma aşamasına yol açmaktadır (Şekil 6) (Vasudevan, 2014). Bu aşamada EPS'nin oluşumu, giderek daha fazla mikroorganizmanın bağlanmasıyla devam etmekte ve sonuçta plastisferin son şekli olan üç boyutlu, karmaşık bir yapı oluşturmaktadır (Donlan, 2001). Mikroorganizmalar yüzeye tutunmasını kolaylaştırmak için EPS salgılama eğilimindedirler (Webb vd., 2009). EPS, mikroorganizmaları kum aşınması, su kayma gerilimi ve foto bozunma gibi fiziksel ve kimyasal stres etkenlerinden korumaktadır (Demeter vd., 2006). EPS temel olarak polisakkaritleri, karbonhidratları, proteinleri, lipidleri ve nükleik asitleri içermektedir (Flemming vd., 2010). Biyofilmde hem çözünür hem de bağlı EPS bulunur. Kolloidler, çamurlar ve çözünür makromoleküller çözünür EPS'dir; kılıflar, gevşek bağlı polimerler ve kapsüller ise bağlı EPS'dir (Lapidou vd., 2002; Sheng vd., 2010; Tu vd., 2020). Plastisfer gelişimi sırasında hücreler, dış kaynaklardan sıyrılma veya su kolonundaki su hareketlerinden kaynaklanan durumlar nedeniyle ayrılabilirler. Ayrılan hücreler serbest yüzen mikroorganizmalara dönüşmekte ve plastisfer oluşum sürecini baştan başlatmaktadır (Donlan, 2001).



Şekil 6. Mikroplastiklerde biyofilm oluşumu (Wang vd., 2021)

Mikroplastikler, mikrobiyal kolonizasyon ve uzun mesafeli taşıma için dayanıklı bir alt tabaka sağlamaktadır. Aynı zamanda antibiyotik direnç genleri için araç görevi görmektedir. Böylece potansiyel patojenlere ve zararlı algilere fayda sağlayabilecek mikrobiyal biyofilmlerin büyümesini desteklemektedir (Şekil 7) (Amaral-Zettler vd., 2020; Masó vd., 2003).



Şekil 7. Plastisfer Komuniteleri (Amaral-Zettler vd., 2020)

Mikroplastiklerin büyük kısmı deniz ortamında asılı halde bulunduklarından dolayı, çevrelerindeki ortamlardan besinleri ve organik maddeleri adsorbe etmektedir (Frere vd., 2018). Bu da yüzeylerinde kolonileşen mikroorganizmaların hayatta kalmasını ve üremesini sağlamaktadır. Bu sebeple mikroplastikler, çeşitli mikroorganizmalar için benzersiz bir habitat teşkil ederek, istilacı türlerin yeni deniz ortamlarına girmesi ve dağılmasında önemli bir taşıma vektörüdür ve oluşan mikrobiyal biyofilm mikroplastikleri ideal kılarak onları deniz canlıları için besin kaynağı haline getirebilmektedir (Andrady, 2011; Carson vd., 2013; Zettler vd., 2013; Reisser vd., 2014; Frère vd., 2018; Song vd., 2020; Nava vd., 2022). Plastikler tarafından taşınan istilacı türler, fitoplankton topluluğunun yapısını ve denizlerin birincil üretkenliğini etkileyebilmekte (Zettler vd., 2013; Goldstein vd., 2014) ve tüm deniz ekosisteminde değişimlere yol açabilmektedir (Prata vd., 2019). Son çalışmalar mikroplastiklerin mikroorganizmalar ve organik kirleticiler için taşıyıcı olabileceğini göstermektedir (Virsek vd., 2017; Hartmann vd., 2017). Bu anlamda biyofilm tarafından geliştirilen mikroplastikler, deniz ekosistemi için büyük tehdit oluşturacak kirleticiler ve mikroorganizmalar da dahil olmak üzere kirletici bir vektördür. (Wu vd., 2019; Chen vd., 2020; Guan vd., 2020; Rosato vd., 2020). Mikroplastikler üzerindeki plastisfer büyümesini ve plastisfer ile geliştirilen mikroplastiklerin emilim davranışlarını araştıran çalışmaların sayısı arttıkça, plastisferle geliştirilen mikroplastiklerin kirletici vektörü olarak rolünün kapsamlı bir şekilde gözden geçirilmesi önemlidir (Wang vd., 2021).

Mikroplastiklerin fiziksel özellikleri biyofilm büyümesini teşvik etmekte veya engelleyebilmektedir. Mikroplastığın yüzeyindeki plastisferin varlığı MP'nin fiziksel özelliklerini etkileyecektir. Plastisfer, plastiğin kütle yoğunluğunu ve toplanma potansiyeli gibi değişkenleri içermekte ve sonuç olarak parçacıkların çevrede nasıl davrandığını etkileyecektir (Fazio, 2022). Birçok çalışma, MP'lerin plastisferin varlığı ile plastiklerin net yoğunluğunu nasıl etkilediğini göstermektedir (Miao vd., 2021; Semcesen ve Wells, 2021; Ye ve Andrady, 1991). Mikroplastığın kütle yoğunluğundaki artış, kaldırma kuvvetinin değişmesine neden olmakta ve potansiyel olarak suda yüzen bazı plastik türlerinin (HDPE, LDPE, PP vb.) batmasına yol açmaktadır (Chen vd., 2019; Semcesen ve Wells, 2021). Mikroplastik üzerindeki

yoğunluk ve kaldırma kuvvetindeki bu değişiklikler, MP'leri yüzer halden su kolonu yönünde hareket haline getirmektedir. Plastisferin oluşması ve gelişmesi, MP'lerin su kolonundan sedimana kadar batmasına neden olmaktadır (Leiser vd., 2021; Pohl vd., 2020). Mikroplastiklerin su kolonundan sedimana doğru hareketi aynı zamanda daha karmaşık da olabilmektedir. Yüzen MP'lerin su yüzeyinde hızlı bir şekilde plastisferle kirlenmesi sonucu su kolonuna battığı ve deniz sedimanına ulaşmadan MP kaybı yaşandığı görülmüştür (Ye ve Andrady, 1991). Bunun sebebi ise su hareketlerinin ardından plastisferin MP üzerinden ayrılması ve MP'in döngüye tekrar katılmak üzere yüzeye çıktığını göstermektedir (Fazio, 2022). Biyofilm kaplı MP'lerin taşınma süreçlerinin, parçacıkların kütle kazanıp su yüzeyinin altına batarak sedimana gömülmesinden çok daha karmaşık olduğunu göstermektedir; ancak bu muhtemelen çok uzun bir zaman ölçeğinde gerçekleşecek bir durumdur (López vd., 2021). MP'leri yüzey sularından su kolonuna doğru hareket etmesinin tek sebebi, MP üzerindeki plastisferin artması değildir (Fazio, 2022). Çeşitli çalışmalarda, MP'lerin yüzeyindeki EPS matrisinin varlığının, MP'lerin su kolonundan sedimana doğru batma potansiyelini arttırdığını göstermiştir (Long vd., 2015; Lagarde vd., 2016; Michels vd., 2018). Yapılan çalışmada, mikrobuncukların fitoplanktonun tutunmasına maruz kaldığına ve "hetero-agregat"ın genel batma oranını değiştirdiğini göstermektedir. Doğal agregatların su ortamlarındaki mikroplastikler için bir havuz görevi gördüğü ve bunların çevre içindeki taşınmasını etkilediği sonucuna varmışlardır (Long vd., 2015). Plastisfer gelişimi ile ilgili olarak MP taşınmasına ilişkin önemli boşluklar kalırken, plastisferin MP'lerin önemli fiziksel özelliklerini güçlü bir şekilde etkilediği açıktır. Ancak MP'lerin deniz ortamındaki nihai kaderini daha iyi anlamak için plastisferin taşınma süreci üzerindeki etkisini anlamak için daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır.

Mikroplastikler üzerindeki plastisferin, plastiklerin batma davranışında ve hızında bir değişikliğe neden olmaktadır (Chen vd., 2019; Miao vd., 2021; Semcesen ve Wells, 2021). Bununla birlikte, büyük ölçüde gözden kaçırılan bir konu, MP'lerin yüzeyinde plastisferin homojen olmayan oluşumu ve plastisferin mekansal dağılımının MP'lerin davranışını nasıl etkileyebileceğidir. Plastiklerin çoğunluğu yüzer ve genellikle yüzeylerinde yeterli Plastisfer oluşana ve batmaya neden olana kadar yüzmektedir (Chen vd., 2019). Bu, MP'lerle temas eden ilk plastisferin tercihen batan tarafta geliştiğini göstermekte; bu eşitsiz gelişmenin kütle dağılımı ve dolayısıyla

yerleşme hızı üzerinde önemli bir etkisi olmaktadır. Bir parçacığın kütle merkezindeki bir kayma, parçacığın yerleşme davranışına farklı dinamikler katmakta; örneğin, eklenen kütle, parçacığın sürekli olarak dönmesine veya sabit bir konuma ulaşana kadar dönmesine neden olabilecek bir tork yaratmaktadır. Dönüş bir parçacığın batma hızını ve taşınma süreçlerini etkilemektedir (Will ve Krug, 2021). Plasticsferin MP'lerin yüzeyinde tekdüze olmayan bir şekilde oluşması muhtemel olduğundan, bu durum mekansal homojensizliğin MP'lerin yerleşme davranışını ve taşınmasını da etkileyebileceğini göstermektedir. Bu nedenle, biyofilmlerin MP'lerin taşınmasını nasıl etkilediğine ilişkin çalışmayı yalnızca toplu etkileri değil, aynı zamanda plasticsferin mekansal dağılımının MP'in yerleşme davranışını nasıl etkileyebileceğine ilişkin ayrıntılı analizleri de içerecek şekilde genişletmek önemlidir. Aynı zamanda ökaryotik kolonileştiricilerin bolluğu, yüzen plastiklerin kaldırma kuvveti kaybına ve batmasına neden olabilmektedir (Kaiser vd., 2017; Amaral-Zettler vd., 2021). Ayrıca biyofilm, plastiklerin (poşetler, tek kullanımlık maskeler, koruyucu tulumlar vb.) denizanası gibi jelatinimsi zooplanktonlara benzemesine neden olmaktadır (Dharmaraj vd., 2021), bu da plastik objelerin deniz canlıları tarafından yanlışlıkla yutulması riskini artırmakta ve ölümlerine neden olabilmektedir (Alexiadou vd., 2019; Neto vd., 2021; Fukuoka vd., 2022). Plastik üzerinde ökaryotların varlığı ayrıca onları otlayan zooplanktonu olumsuz etkileyerek küresel oksijen envanterini azalttığını ve bu yolla iklim değişimine katkı sağladığı tahmin edilmektedir (Kvale vd., 2021).

1.4. Çalışmanın Amacı

Plastik, günlük hayatın vazgeçilmez bir malzemesi haline gelmiştir ve her yıl Dünya çapında milyonlarca ton plastik malzeme üretilmektedir. Bu üretime, 2020'de koronavirüs pandemisi (COVID-19) ile insanların evden çalışması sonucu tek kullanımlık ürünler, kişisel koruyucu ekipmanların kullanımı ve alışveriş olgusundaki değişikliklerden dolayı insanların günlük rutinleri üzerinden doğrudan artmasında etkisi olmuştur. Deniz ortamına bol miktarda biriken bu plastik ürünler biyolojik çeşitlilik, ekonomik faaliyetler ve insan sağlığı dahil olmak üzere ekolojik yönler üzerinde olumsuz etkiler yaratmaktadır (Galgani vd., 2010; Wang vd., 2018). Deniz ortamındaki plastik atıklar, yüksek hareketliliği, akıntılar ve rüzgârla taşınması nedeniyle kıyı şeritlerinden uzak derin denizlere kadar su kütlelerinin tüm

bölümlerinde mevcuttur (Van Cauwenberghe vd., 2013; Do Sul ve Costa, 2014; Ryan, 2015). Deniz ortamında bulunan plastiğin çoğu mikroplastik parçacıklarla temsil edilmektedir (Browne vd., 2010).

Karadeniz yüksek nehir deşarjı ile karakterize olan yarı kapalı bir denizdir ve 21 ülkenin drenaj alanını oluşturmaktadır (BSC, 2007). Son yarım yüzyılda, özellikle kirlilik, istilacı türlerin girişi, iklimsel dalgalanmalar ve aşırı avcılık dolayısıyla Karadeniz ekosisteminde dramatik değişimler gözlenmektedir (BSC, 2007; Bat vd., 2009; Bat vd., 2018). Son yıllarda Karadeniz’de plastik kirliliği en hızlı büyüyen çevresel tehdit haline gelmiştir. Özellikle yerleşim merkezlerinin kıyısız bölgeye yakın olması, yüksek nehir girdisi, yoğun bir balıkçılık alanı ve önemli bir nakliye güzergahı olmasından dolayı plastik kirliliğine karşı oldukça savunmasızdır. Son yapılan çalışmalar bu ekosistemin biyotada dahil olmak üzere çeşitli çevresel matrislerinden yüksek konsantrasyonda mikroplastik rapor etmektedir (Aytan vd., 2016; Oztekin ve Bat, 2017; Pojar vd., 2021; Cinninelli vd., 2021; Aytan vd., 2022; 2023). Bu yarı kapalı havzadaki yüksek mikroplastik varlığı Karadeniz’in mikroplastik birikimi için sıcak nokta olduğunu ve mikroplastiklerin olumsuz fiziksel, kiyasal ve biyolojik etkileri göz önünde bulundurulduğunda, dağılımını, köken, taşınma ve akıbetini anlamının aciliyetini ortaya koymaktadır (Aytan vd., 2016). Tuna Nehri’nde plastik çöplerle ilgili yapılan iki yıllık bir araştırmanın sonucunda nehir yoluyla 4.2 ton plastiğin Karadeniz’e ulaştığı rapor edilmiştir (Lechner vd., 2014). Deniz ortamında bulunan bu mikroplastikler mikrobiyal komuniteler için uygun substrat sağlamaktadır. Sürekli hareket halinde olan denize ait olmayan bir materyal üzerinde mikrobiyal komuniteler sayesinde plasitsfer denilen biyofilm oluşmaktadır. Dolayısıyla bu denize ait olmayan plastikler üzerindeki biyofilm, başka bir ekosisteme taşınabilmektedir. Bu da habitat değişikliğinden dolayı istilacı türler ve patojenler yüzünden biyoçeşitliliği tehdit etmekte ve birçok alanı kontamine etmektedir. Dolayısıyla biyofilm plastiğin denize girdiği andan itibaren başlayan ve plastiğin yolculuğunda çok önemli bir süreçtir.

Bu tez çalışması ile Güneydoğu Karadeniz’de dağılım gösteren mikroplastiklerin, miktarı, fiziksel ve kimyasal özellikleri ve mikrobiyal Plastisfer komuniteleri araştırılmıştır. Eş zamanlı olarak Karadeniz’de yerinde dizayn edilen deneysel çalışma ile de yaygın olarak kullanılan tek kullanımlık plastikler ve pandemi ile kullanımı ve denizde sonlanımı artan kişisel korunma ürünlerinde mikrobiyal

plastisferin formasyon aşamaları ve plastikler arasındaki tercihleri değerlendirilmiştir.

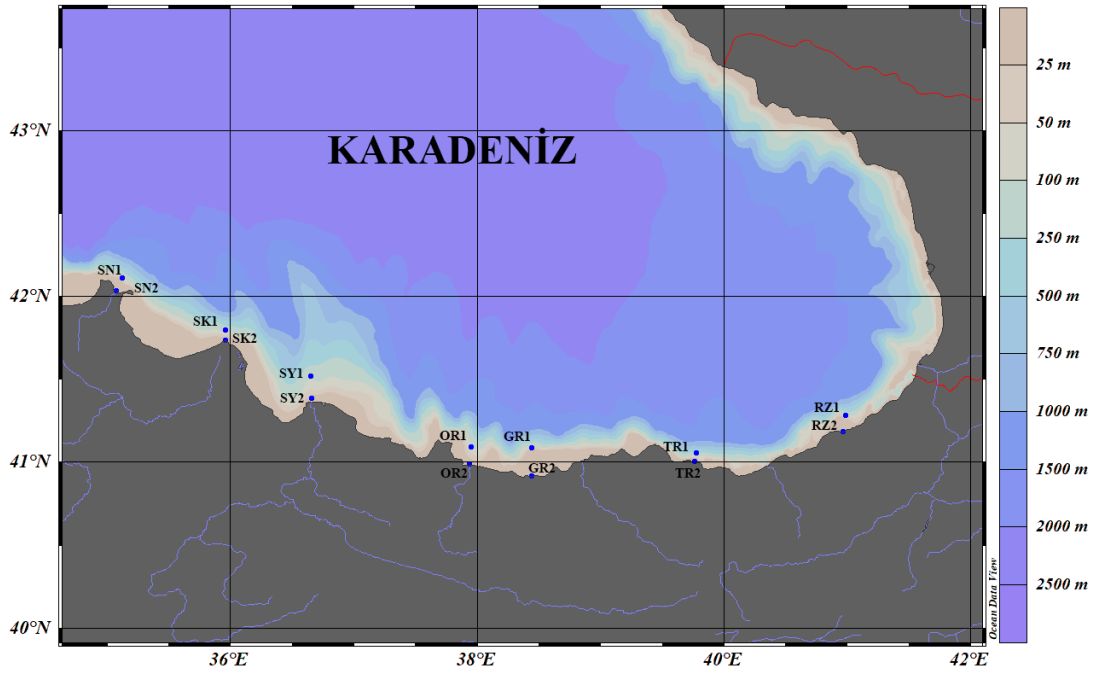
Çalışmanın spesifik hedefleri şunlardır;

- Güneydoğu Karadeniz’de karasal kirleticilerin etkisi altında bulunan nehir ağzı ve kıyısal alanlarda mikroplastiklerin dağılımı, kompozisyonu, olası kaynaklarını ve mikrobiyal plastisfer komunitelerini araştırmak,
- Yerinde deneysel çalışma ile farklı polimerlere sahip plastik objeler üzerindeki mikrobiyal komuniteleri karakterize etmek ve biyofilm formasyon aşamalarını değerlendirmek,
- Plastikler arası plastisfer komünite tercih ve farklılıklarını belirlemek,
- Plastiklerin istilacı/patojen/potansiyel toksik/zararlı tür taşınımındaki rolünü araştırmak,
- Plastisfer oluşumunun plastiklerin Karadeniz’deki akıbetinde rolünü değerlendirmek.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Çalışma Sahası

Deniz çalışmaları Güneydoğu Karadeniz’de karasal kökenli etkilerin en iyi şekilde gözlemlenebileceği bölgeler olan nehir ağzı geçiş suları ve kıyı sularında gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla Sinop Karasu, Samsun Kızılırmak, Yeşilırmak, Ordu Melet, Giresun Aksu, Trabzon Değirmendere ve Rize Fırtına nehirlerinin denize döküldüğü alanlar (geçiş suyu) ve etki boyutunun anlaşılması için 100 m derinlik kontöründeki kıyısal bölgede (kıyı suyu) yer alan toplam 14 istasyonda seçilmiştir (Şekil 8). Örnekleme istasyonlarına ait lokasyon, derinlik, koordinat ve örnekleme tarihleri Tablo 1’de verilmiştir.



Şekil 8. Çalışma sahası ve örnekleme istasyonları

Tablo 1. Örnekleme istasyonlarına ait lokasyon, derinlik, koordinat ve örnekleme tarihleri

Örnekleme bölgesi	İstasyon	Derinlik	Koordinat	Tarih
SINOP-Karasu	SN1	103 m	42°06'57.6"N	04.07.2019
			35°07'11.7"E	15.10.2019
	SN2	7 m	42°02'19.5"N	18.02.2019
			35°04'09.0"E	09.06.2020
SAMSUN- Kızılırmak	SK1	94 m	41°46'03.4"N	04.07.2019
			35°56'01.1"E	16.10.2019
	SK2	6 m	41°44'23.0"N	19.02.2020
			35°57'27.6"E	10.06.2020
SAMSUN- Yeşilirmak	SY1	98 m	41°45'00.9"N	05.07.2019
			36°38'58.8"E	16.10.2019
	SY2	7 m	41°23'25.6"N	20.02.2020
			36°39'26.9"E	10.06.2020
ORDU-Melet	OR1	94 m	41°05'38.6"N	06.07.2019
			37°56'40.9"E	17.10.2019
	OR2	6 m	40°59'34.1"N	21.02.2020
			37°56'06.9"E	11.06.2020
GİRESUN-Aksu	GR1	110 m	40°55'31.7"N	06.07.2019
			38°26'19.3"E	17.10.2019
	GR2	6 m	40°55'07.5"N	21.02.2020
			38°26'18.0"E	11.06.2020
TRABZON-Değirmendere	TR1	110 m	41°01'04.8"N	07.07.2019
			39°45'40.8"E	18.10.2019
	TR2	12 m	41°00'22.6"N	22.02.2020
			39°45'26.5"E	12.06.2020
RİZE-Fırtına	RZ1	110 m	41°12'12.7"N	08.07.2019
			40°57'59.5"E	19.10.2019
	RZ2	10 m	41°11'25.5"N	23.02.2019
			40°57'43.4"E	13.06.2020

2.2. Deniz Çalışmaları

2.2.1. Mikroplastiklerin Örnekleme

Mikroplastik örneklemleri en uygun hava koşulları takip edilerek gerçekleştirilmiştir. Mikroplastik örnekleri su yüzeyinden 333 µm'lik göz açıklığına

sahip Manta trolü (0,60 m x 0,15 m) ile kıyıya paralel hatlardan toplanmıştır (Şekil 9). Örneklemeler 2 knot hızla 10 dk süre ile iki tekrarlı olarak gerçekleştirilmiştir. Örneklemeler rüzgâr hızının 5 m/sn altında olduğu koşullarda gerçekleştirilmiştir. Manta trolünün çekimine başlanılan nokta ve örneklemeye sonunda erişilen noktalara ait koordinat bilgileri ile örneklemeye başlangıç ve bitiş noktalarının derinlik bilgisi kaydedilmiştir (EK-1). Örneklemeler esnasında geminin yol alması esnasında oluşacak türbülansın örnek toplama verimliliğini etkilememesi için manta trolleri çelik bir frame ile geminin 3-4 m yanına konuşturularak çekim yapılmıştır (Şekil 9). Gemiden kaynaklanabilecek kontaminasyonun engellenmesi için çekim geminin rüzgâr aldığı taraftan yapılmıştır.



Şekil 9. Su yüzeyinden mikroplastik örneklerinin manta ağı ile toplanması

Örneklemeye sonunda kepçe dışarıdan yıkanarak tüm örneğin kollektörde toplanması sağlanmıştır. Kollektör içeriği ultra saf su yardımı ile gemi üzerindeki

laboratuvarında cam kavanozlara aktarılmış ve üzerlerine biyolojik aktiviteyi durdurmak üzerine %96'lık etil alkol eklenerek analiz aşamasına kadar saklanmıştır. Mikroplastiklerle eş zamanlı olarak toplanan nöstonik planktonun kalitatif ve kantitatif analizi için manta örneklerinden alt örnekleme yapılarak %5'lik boraks ile tamponlanmış formaldehit ile fikse edilerek mikroskopik analize kadar saklanmıştır.

2.2.2. Plastisfer Komunitelerinin Belirlenmesi için Örnek Alınması

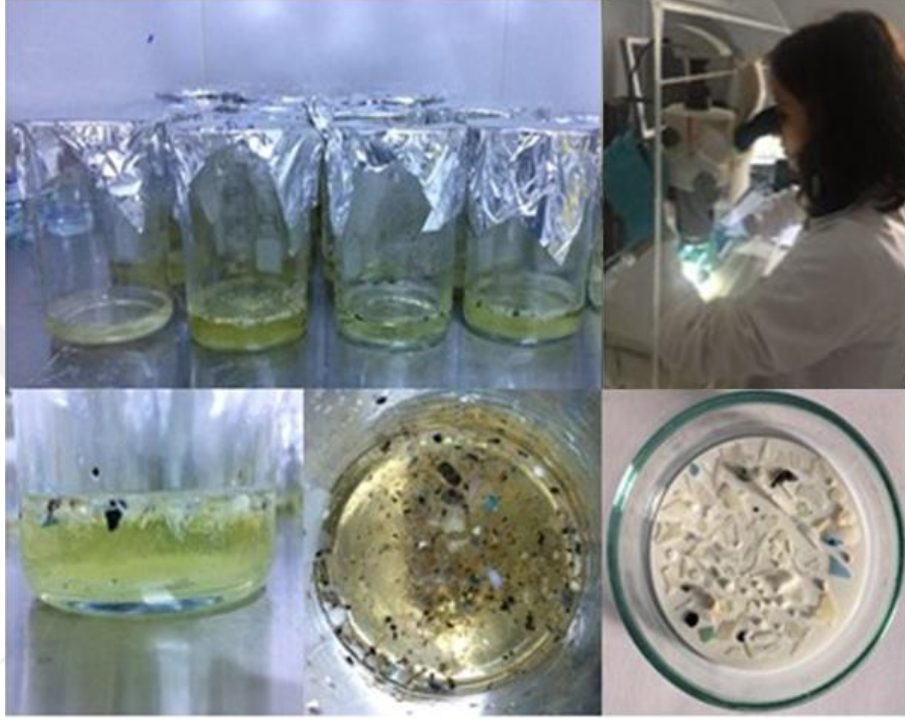
Mikroplastik örnekleri su yüzeyinden 333 µm'lik göz açıklığına sahip Manta trolü ile toplanan örneklerin içinden seçilen plastiklerin bir pens yardımıyla cam viyallere konulmuştur. Her örnek % 4 formaldehit ile fikse edilmiş ve üzere -20 °C'de saklanmıştır. Alınan plastik örnekler Taramalı Elektron Mikroskobu'nda (SEM) ayrıntılı tür teşhisinde kullanılmak için örneklerin alındığı andan 2 ile 24 saat içinde Fosfat Tamponlu Tuzlu Su (PBS) içine aktarılmıştır (Zettler vd., 2013). SEM analizine kadar laboratuvarında -20 °C'de saklanmıştır.

2.3. Laboratuvar Çalışmaları

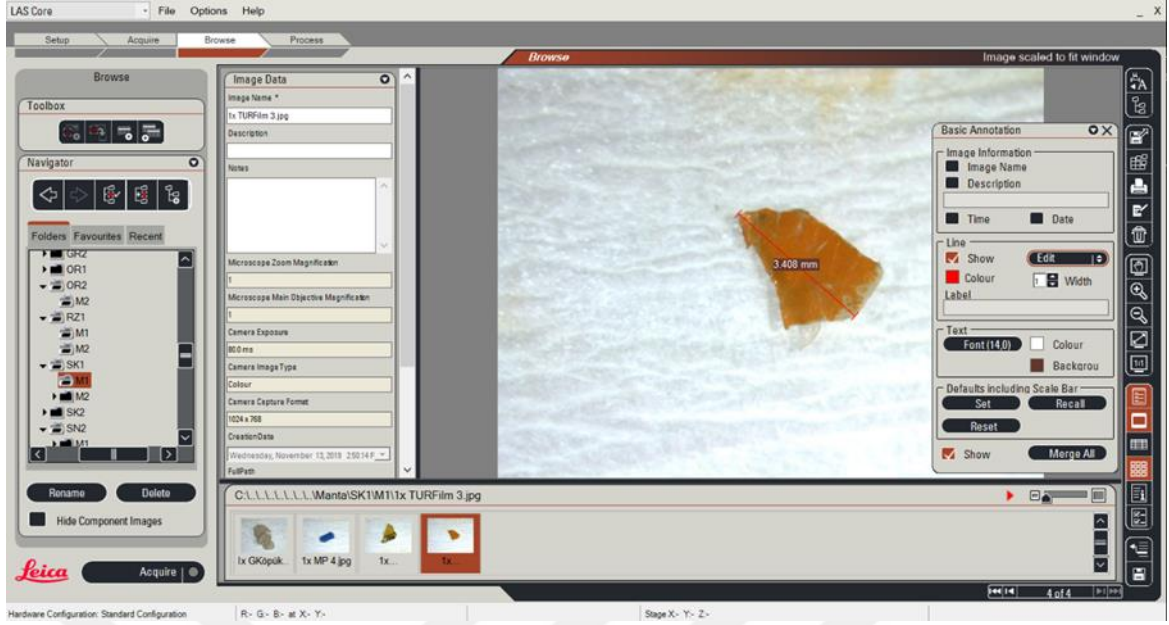
2.3.1. Mikroplastik Analizleri

Laboratuvara getirilen manta örnekleri ilk olarak 5 mm göz açıklığındaki elekten geçirilerek içeriğindeki makro boyutlu atıkların uzaklaştırılmıştır. Özellikle nehir ağzı istasyonlarında sıklıkla karşılaşılan su bitkileri dikkatlice saf su ile yıkanarak üzerlerine yapışması olası mikroplastikler ayrılmıştır. 5 mm elek altında kalan örnekler sırasıyla 1 mm ve 200 µm metal eleklerden geçirilerek farklı boyutlu organik ve inorganik parçacıkların ayrıştırılması gerçekleştirilmiştir. Eleklerin üzerinde toplanan materyal metal bir spatula ve ultra saf su yardımı ile cam beherlere aktarılmış ve üzerleri alüminyum folyo ile kapatılmıştır. Biyolojik materyali eritmek için örneklerin üzerine katalizör olarak 20 ml 0,05 M Fe (II) sülfat çözeltisi ve 20 ml % 30'luk H₂O₂ eklenmiştir (Masura vd., 2015) (Şekil 10). Bu işlemi takiben örnekler cam süzme sistemi kullanılarak ultra saf su yardımı ile yıkanarak 47 mm'lik filtrelerle süzölmüştür. Petri kabına aktarılan filtreler analiz esnasına kadar laminar flow kabin içinde tutulmuştur. Stereo-mikroskop altında mikroplastiklerin sayımları gerçekleştirilerek, renk ve tipleri (fiber, film, parça, köpük ve boncuk) kaydedilmiş ve

tek tek ayrıca fotoğrafları çekilmiştir. Resim analizi yardımı ile parça ve filmlerin en uzun hatları (Şekil 11), pelet ve boncukların çapları ve fiberlerin tüm boyu resim yazılımı aracılığıyla ölçülmüştür. FTIR ve SEM-EDS analizleri için seçilen örnekler filtre üzerinde saklanmıştır.



Şekil 10. Su yüzeyinden toplanan örneklerde mikroplastiklerin analiz aşamaları



Şekil 11. Resim yazılımı aracılığıyla mikroplastiklerde boy ölçümü

2.3.2. Kontaminasyonun Test Edilmesi

Mikroplastik analizlerinin tüm aşamaları laminar flow kabin ve hepa filtreli hava temizleme cihazının bulunduğu çalışma kabinleri içerisinde gerçekleştirilmiştir. Prosedüreden kaynaklanabilecek kontaminasyonu engellemek amacı ile örnekleme ve analizler öncesinde tüm cam malzemeler 1:1 HNO₃ solüsyonu ile temizlenmiştir. Analiz öncesinde analiz esnasında kullanılacak tüm sıvılar 0,2 µm filtreden süzülmüştür. Analiz öncesinde kullanılacak tüm filtreler mikroskop altında kontrol edilerek mikroplastik varlığı araştırılmış, olması durumunda uzaklaştırılıp cam petri kapları içerisinde saklanmıştır. Analiz esnasında kullanılan tüm malzemeler üç kez ultra saf su kullanılarak iyice yıkanmıştır. Laboratuvar analizleri esnasında daima pamuklu laboratuvar önlükleri (%100) giyilmiş ve temiz nitril eldiven takılmıştır. Analizler esnasında tüm malzemeler ve numuneler havadan kaynaklı fiber kontaminasyonu önlemek için alüminyum folyo ile kaplanmıştır. Analizler esnasına laboratuvar içindeki kişi sayısı azaltılmış ve hava sirkülasyonu minimuma indirilmiştir. Ortamda olması olası sentetik fiberlerden kaynaklanabilecek hava kontaminasyonunu test etmek için laboratuvarın çeşitli noktalarına, laminar kabin ve çalışma kabini içinde süzme ve sayım işlemleri esnasında içinde önceden mikroplastik vardıysa kontrol edilmiş nemli filtre bulunan boş petri kapları yerleştirilmiştir. Kontrol

grupları da örneklerle eş zamanlı olarak mikroskop altında incelenmiştir. Prosedürden ve/veya hava kontaminasyonunda kaynaklanan mikroplastik varlığı tespit edilmesi durumunda incelenen örneklerde tespit edilen aynı tip ve renkteki mikro- ve nanoplastikler veri analizinde çıkarılmışlardır.

2.3.3. Mikroplastiklerin Kimyasal Karakterizasyonu

Mikroskop altında incelemeleri mikroplastiklerden en sık rastlanılan tipleri ($> 200 \mu\text{m}$) örnekler RTEÜ Fen-Edebiyat Fakültesi Kimya Bölümünde bulunan FTIR ile kimyasal karakterizasyonları gerçekleştirilerek polimer içeriklerinin doğrulamaları yapılmıştır (Şekil 12). Analizler Perkin Elmer Spektrum 100 spektrofotometresi ile Attenuated total reflection (ATR) aparatı kullanılarak yapılmıştır. Spektral analizler $4000\text{--}650 \text{ cm}^{-1}$ frekans aralığında 4cm^{-1} çözünürlükte ardışık 32 tarama ile gerçekleştirilmiştir. Analiz sonuçları enstrüman kütüphanesine kayıtlı veriler ile kıyaslanmış ve referans spektrum ile %70'ten fazla benzerlik taşıyan sonuçların kütüphane tarafından önerilen polimer tipi olduğuna karar kılınmıştır. Ayrıca elde edilen spektrumlar önerilen polimer tipine ait spektrum ile karşılaştırılarak aralarındaki benzerlik test edilmiştir. Polimerler orjinlilerine göre, sentetik, semi-sentetik ve doğal polimerler olarak kategorize edilmişlerdir.



Şekil 12. Fourier Dönüşümü—Kızılötesi Spektroskopisi (FTIR)

2.3.4. SEM/EDS ile Mikroplastiklerin Elemental Kompozisyonu ve Yüzey Yapısının Belirlenmesi

FTIR ile polimer doğrulamaları yapılan mikroplastiklerin yüzey (ikincil elektron detektörü) ve faz (geri saçılan elektron detektörü) analizi, RTEÜ Merkez Araştırma Laboratuvarında bulunan yüksek çözünürlükteki JEOL JSM-6610 markalı taramalı elektron mikroskopunda (SEM) 20 kV hızlandırma voltajında yapılmıştır. Taramalı elektron mikroskopunda görüntülenecek olan mikroplastik örnekleri kontrollü olarak kritik nokta kurutucu sisteminde dehidre edilmiştir. Daha sonra, dehidre edilen tüm numunelerin iletkenliğini sağlamak için, numunelerin yüzeyi kaplama cihazı vasıtasıyla (Quorum, SC-7620 model) argon gazı ortamında 150 saniye boyunca %99 saflıkta altın (Au) ile yaklaşık 200 angström kalınlıkta kaplanmıştır. Kaplanan örneklerin taramalı elektron mikroskopunda (JEOL, JSM 6610), yüzey morfolojisi, vakum ortamında 15 kV hızlandırma voltajı ile incelenmiştir. Ayrıca, kompozisyon analizi ve elementel haritalama SEM'e bağlı (Oxford Instruments, Inca X-act) enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi (EDS) ile belirlenmiştir (Fries vd., 2013; Wang vd., 2017). Analiz sonucunda mikroplastiklerin yüzey morfolojisi ile denizel ortamda sürekli parçalanmakta olan plastiklerin ne kadar süredir denizel ortamda olduğu ve parçalanma eğilimleri değerlendirilmiştir.

2.4. Mikrobiyal Biyofilm Komunitelerin Araştırılması

2.4.1. Karadenizde Dağılım Gösteren Mikroplastiklerin Plastifer Komunitelerinin Karakterizasyonu

Çalışma bölgesinden mevsimsel olarak gerçekleştirilen deniz çalışmaları ile nehir ağzı ve kıyı yüzey sularından manta trolü ile her istasyona ait plastik parçalar seçilmiştir. Her bir örnek cryo viyallere konulmuş ve %70'lik etanol ile fikse edilmiş ve -20 °C'de soğutucuya konulmuştur. Örnekler SEM analizinde kullanılacağı için, alındığı andan 2 ile 24 saat içinde, PBS içine aktarılmıştır (Zettler vd., 2013). SEM analizine kadar laboratuvarında -20 °C'de saklanmıştır.

2.4.2. Çalışma Dizaynı

Ocak 2021- Ocak 2022 tarihleri arasında Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi'ne ait limanda (41°02'27" N 40°29'41" E) on farklı plastik obje yerinde inkübe edilmiştir (Şekil 13). Günlük hayatta sıklıkla kullanılan ve dolayısıyla da denizel ortamda sıklıkla rastlanılan tek kullanımlık plastiklerin ve pandemi (COVID-19) nedeniyle kullanımları ciddi miktarda artan kişisel koruma ürünlerinin denize ulaştıktan sonraki ekolojik etkileşimlerinin araştırılması için plastik objeler seçilmiştir (Tablo 2). İnkübasyon başlatılmadan önce seçilen plastiklerden 1 cm² kesitler alınarak ilk ağırlıkları kaydedilmiş ve FTIR ile polimer doğrulamaları yapılmıştır.



Şekil 13. Çalışma alanı

Tablo 2. Yerinde inkübe edilen plastik objeler ve polimer tipleri

Kullanım alanı	Plastik ürünler	Polimer
Alışveriş/Gıda	Alışveriş poşeti	HDPE I
	Alışveriş poşeti (biyoçözünür)	HDPE II
	Kargo poşeti	HDPE III
	Çöp poşeti	HDPE IV
	Pet şişe <0.5 lt	PET I
Sağlık	Koruyucu siper	PET II
	FFP maske	PP
	Koruyucu tulum (beyaz)	PP+PE
	Maske (siyah)	PP+PA
	Tek kullanımlık eldiven	PAN

Limanın iç kısmında oluşturulan düzenek ile plastik objeler şamandıralarla sabitlenen halat üzerine yüzeyde kalacak şekilde asılmıştır (Şekil 14). Deney düzeneği,

Şekil 14. İnkübasyon düzeneği

2.5. Mikrobiyal Biyofilm Komunitelerinin Kalitatif ve Kantitatif Olarak Belirlenmesi

Denizde inkübe edilen örneklerden üç aylık periyotlar da halat yardımı ile çıkartılarak sırasıyla örnek alınmıştır. Kontaminasyonu önlemek için kullanılan lü alet ekipman örnekleme öncesinde ve esnasında her örnek için ayrı ayrı etanol steril edilmiştir. Alınan örnekler pens ve makas yardımıyla cryo viyallere konulmuştur. Örneklerin her birinden iki defa 1 cm²'lik ve bir defa 2 cm²'lik parça alınmıştır (Şekil 15). İki defa alınan 1 cm²'lik parça SEM analizinde ve biyomas ölçümü için kullanılmıştır. Diğer 2 cm²'lik parça ise mikrobiyal komünitenin

belirlenmesi için kullanılmıştır. Alınan örneklerin her biri %70'lik etanol ile fikse edilmiştir. Analize kadar RTEÜ Su Ürünleri Fakültesi Mikroplastik Laboratuvarı'nda -20 °C'de saklanmıştır.

Daha ayrıntılı tür teşhisi için SEM'de kullanılan örnekler buz içerisinde bekletilen cyro viyallere konulmuştur. Her bir örnek %4 formaldehit ile fikse edilmiştir. Su Ürünleri Fakültesi Mikroplastik Laboratuvarına getirilen örnekler -20 °C'de muhafaza edilmiştir. Örneklerin alındığı andan 2 ile 24 saat içinde PBS içine aktarılmıştır (Zettler vd., 2013). SEM analizine kadar laboratuvarında -20 °C'de saklanmıştır.



Şekil 15. Biyofilm örneklerinin alınması

2.5.2. Mikrobiyal Biyofilm Türlerinin Teşhisi

Plastik objeleri kolonize eden mikrobiyal biyofilmi ayırmak için 2 cm²'lik plastik parçalar cam tüplere konulmuştur. Santrifüje yerleştirilen cam tüpler 3000 devirde 3 dakika santrifüj edilmiştir. Santrifüj edilen plastik parçalar, ayrılan biyofilm yapısından uzaklaştırılmıştır. Biyofilm örneğini (2 ml) 20 µm göz açıklığına sahip bir elekten süzerek tekrar cam tüplere yerleştirilmiştir. Bu adım, diatomları içeren kısmı izole etmeye yardımcı olmuştur. Diatomları diğer organik materyalden ayırmak için bir dizi deiyonize su seyreltmeleri yapılmıştır. Diatomu cam tüpün tabanına doğru toplanması için, cam tüpler santrifüje yerleştirilmiş ve 3000 devirde 10 dakika çalıştırılmıştır (Şekil 16). Santrifüjden alınan örneklerin üst sıvı tabakası dikkatli bir şekilde cam pipet ile uzaklaştırılmıştır.



Şekil 16. Mikrobiyal türlerin biyofilmden izolasyonu

Mikroskobik tanımlamayı kolaylaştırmak için diatom frustülleri, konsantre sülfürik asitle soğuk oksidasyonu içeren bir yöntem kullanılarak organik bileşiklerden temizlenmiştir (Handey, 1974). Diatom frustülleri, %37'lik HCl (3 ml) ilave edilmiş ve yaklaşık 7 dakika ısıtılmıştır. Soğutulan örnek, hidroklorik asit kalıntıları tamamen gidene kadar (turnusol kâğıdı kullanılarak belirlenmiştir) tekrarlanan santrifüjleme ile yıkanmıştır. Bir sonraki adım için süpernatant (çökelti içermeyen) cam pipet yardımıyla dikkatli bir şekilde alınmıştır. Cam tüp içinde bulunan tortuya 2 ml konsantre ilave edilmiştir. (Örnek hacminin 3/4'ü). Örnek, 24 saat konsantre H₂SO₄ içinde tutulmuştur (Şekil 17). Ardından örnek, renksiz hale gelene kadar ve asit tamamen uzaklaşana kadar (pH'ı 7 olana kadar) tekrarlanan santrifüjleme işlemi ile yıkanmıştır.



Şekil 17. Diatom frustüllerinin organik bileşenlerden uzaklaştırılması

Tamamen H_2SO_4 'ten arınan örnek, diatomların yapısal detaylarını gözlemlemek için “Naphrax®” ile sabitlenmiştir. Lam ve lamel, %96'lık etanol ile iyi bir şekilde sterilize edilmiştir. Örnekten 0.5 ml lamele damlatılmıştır. Örneği eşit olarak dağıttıktan sonra ısıtıcı tablada iyice kurutulmuştur. Aynı zamanda, bir lam'ın üzerine bir parça Naphrax® yerleştirilmiş ve Naphrax®'in eridiğini ancak kaynamadığını dikkatlice gözlemleyerek hafifçe ısıtılmıştır. Daha sonra lam ve lamel birleştirilmiştir. Naphrax®'in eşit şekilde dağılması ve fazla örneğin dışarı atılması için lamele hafifçe bastırılmıştır. Örnek soğuduktan sonra çıkıntı yapan fazlalıklar bir neşter ya da bıçak yardımıyla dikkatlice temizlenmiştir (Taylor vd., 2007).

Örnekler kontrast modunda Leica DM 4000B ışık mikroskobu (Plan Akromat 10x, 40x, immersiyon yağı 100x) altında incelenmiştir. Naphrax® montaj ortamı kullanılarak ışık mikroskobu için belirli kalıcı slaytlar hazırlanmıştır. Temizlenen diatom frustülleri ayrıca türlerin tanımlanması için Jeol JSM-6610 Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) kullanılarak analiz edilmiştir. Plankton taksonlarının taksonomik tanımlanması için tür teşhis anahtarları (Witkowski vd., 2000; Blanco ve Blanco, 2014; Taylor vd., 2007; Levkov, 2009) ve Karadeniz'de mikroalglerin dağılımını ve çeşitliliğini anlamak amacıyla seçilmiş makaleler kullanılmıştır (Kaleli ve Akçaalan, 2021; Cărăuș, 2012; Ukrayna Algleri, 2009; Nevrova, 2023).

Mikrobiyal biyofilm türlerinin kantitatif değerlerinin hesaplanması için kalıcı slaytın yüzey alanında bulunan diatom hücrelerinin sayılmasıyla elde edilmiştir. Mikroskop büyütmesini 100x'e ayarlandığında toplamda 89 adet satır bulunmaktadır.

Bu 89 satırdan 10 adet satırda bulunan diatom hücreleri sayılmış ve hücre sayısı aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır;

$$\text{Hücre sayısı} = \text{Tür sayısı} \times (89/10) \text{ (Starmach, 1955).}$$

2.5.3. Mikrobiyal Biyofilm Biyomasının Belirlenmesi

Laboratuvara getirilen plastik objelerde biyofilm biyomasının belirlenmesi amacı ile her bir örnek, %96'lık etanol ile sterilize edilmiş cam petrilere konulmuş ve SHIMADZU ATX224R tartı ile ağırlıkları (0.001 hassasiyet ile) kaydedilmiştir. Yaş ağırlıkları kaydedilen plastikler 40 °C'de 24 saat etüvde kurutulmuştur (Kaiser vd., 2017). 24 saat kurutmanın sonunda örneklerin tekrar ağırlıkları alınmış ve kaydedilmiştir (Şekil 18).



Şekil 18. Biyofilm ağırlıklarının alınması

Kuru ağırlıkları alınan plastik objeler bir fırça yardımıyla fırçalanarak üzerinde bulunan biyofilm uzaklaştırılmıştır. Biyofilmden ayrılan plastiklerin tekrar ağırlıkları alınıp kaydedilmiştir. Oluşan biyofilm biyomansını hesaplanmasında aşağıdaki formül kullanılmıştır;

$$\text{Biyofilm biyomansı} = W_b - W_t$$

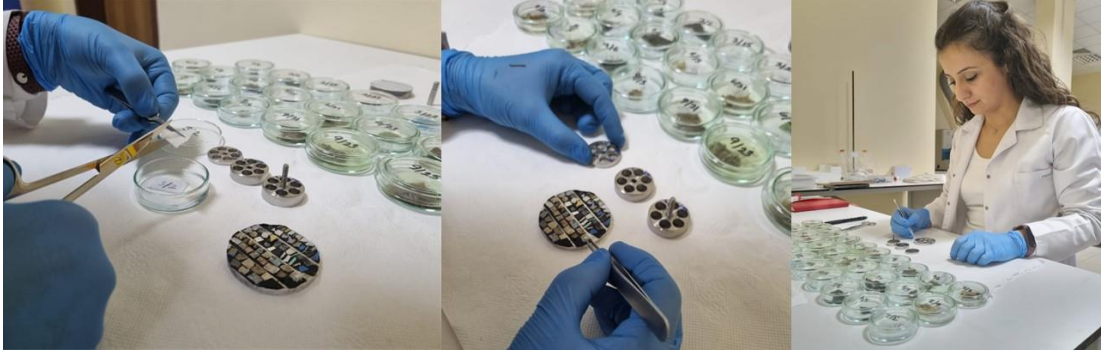
W_d = İnkübasyondan sonra alınan plastik parçaların kuru biyofilm ağırlığı

W_t = İnkübasyonda geçen 't' günden sonraki kuru ağırlık (biyofilmden ayrılan plastik ağırlığı)

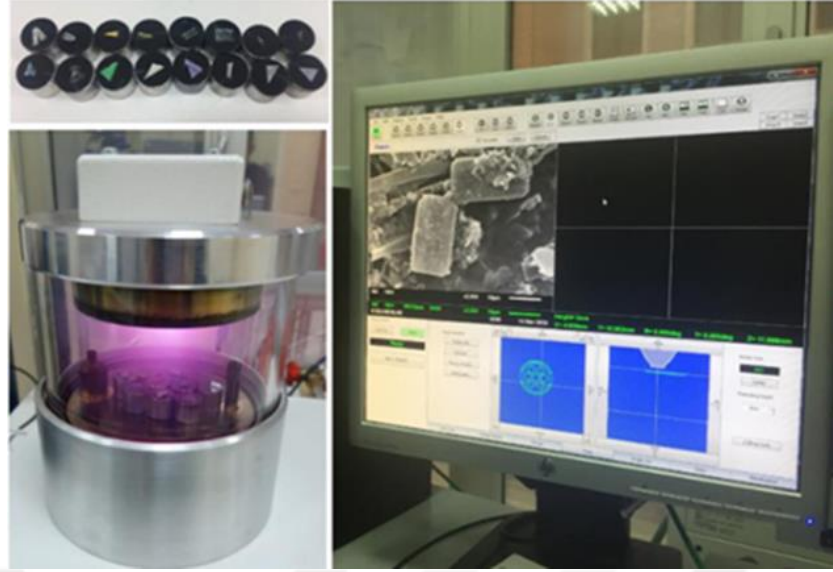
Bulunan biyomas ağırlıkları gr/cm^2 olarak ifade edilmiştir.

2.5.3.1. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM)

Analiz için hazırlanan plastik parçalar, buz dolu bir kutu içerisinde sırasıyla her biri %50, %70, %85 ve %95'lik etanolde 10 dakika, ardından %100'lük etil alkolde 3 x 15 dakika dehidre edilmiştir (Zettler vd., 2013). Örnekler, RTEÜ Merkez Araştırma Laboratuvarı'na getirilerek karbon bantlı alüminyum stuba yerleştirilmiştir (Şekil 19). Hazır olan örnekler, kontrollü olarak Quorum K850 kritik nokta kurutucu sisteminde dehidre edilmiştir (Şekil 20). Daha sonra, dehidre edilen tüm plastik parçaların iletkenliğini sağlamak için, numunelerin yüzeyi kaplama cihazı vasıtasıyla (Quorum marka, SC-7620 model) argon gazı ortamında 150 saniye boyunca % 99 saflıkta altın (Au) ile yaklaşık 200 angstrom kalınlıkta kaplanmıştır. Kaplanan plastik parçalar taramalı elektron mikroskobunda (JEOL marka, JSM 6610 model) yüzey morfolojisi, vakum ortamında 15 kV hızlandırma voltajı ile incelenmiştir. Görüntüler 100x ile 20000x arasında değişen büyütmelerde çekilmiştir.



Şekil 19. Plastik objelerin karbon bantlı alüminyum stuba yerleştirilmesi



Şekil 20. Mikrobiyal komunitelerin Taramalı Elektron Mikroskobu'nda (SEM) görüntülenmesi

2.6. Veri Analizi

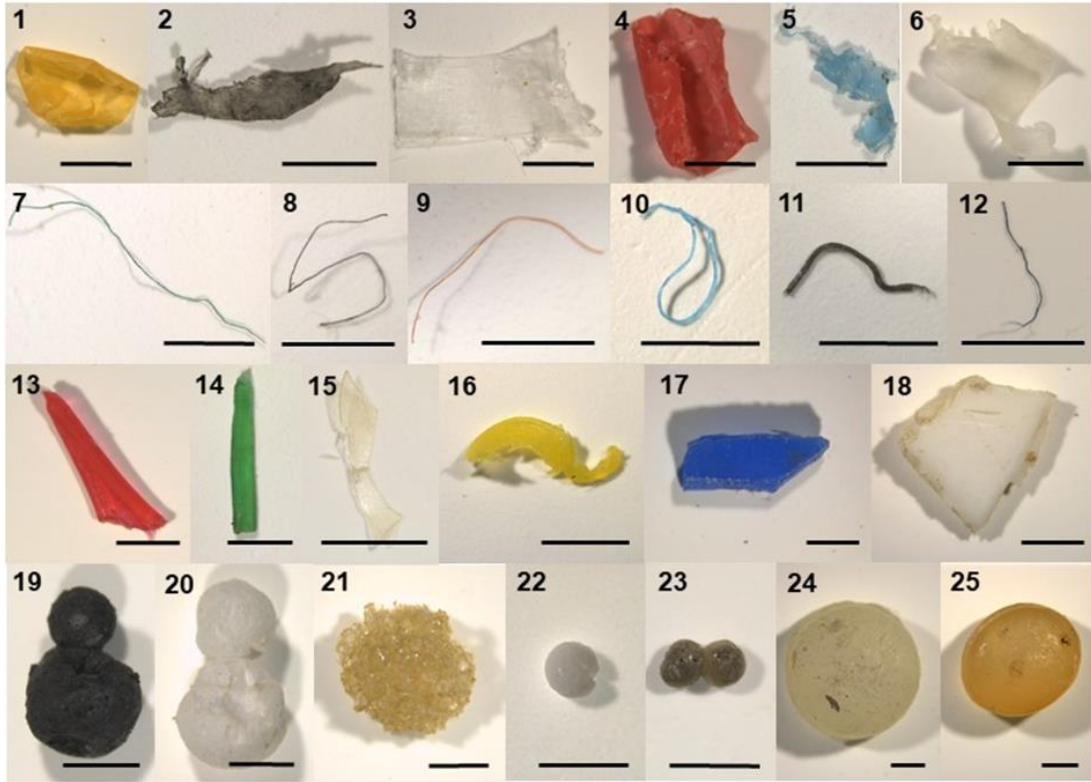
Mikroplastiklerin ($20\ \mu\text{m}$ - $5\ \text{mm}$) su yüzeyindeki dağılımları adet/ m^2 hesaplanmıştır. Sigma Plot v.12, ODV ve Microsoft Excel 10 yazılımları kullanılarak mikroplastiklerin alansal ve zamansal dağılım grafikleri çizilmiştir. Mikroplastik bolluğu ve boy dağılımı bakımından istasyonlar arasında ve örnekleme tarihleri arasında istatistiksel bir farklılığın olup olmadığı tek yönlü ANOVA ile test edilmiştir. Farklılık tespit edildiğinde Tukey testi uygulanmıştır. Tüm istatistiksel analizler Sigma Plot v.12 'de gerçekleştirilmiştir. İstatistiksel analizlerin tümü % 95 güven aralığında gerçekleştirilmiştir.

Türlerin tutunma tercih ve bolluğuna göre Bray-Curtis benzerlik matrisi PRIMER 5 ve türlerin polimerler arasındaki farklılıklarını değerlendirmek için PAST 4.03 (Sürüm 4.14, 64 bit Windows) yazılımları kullanılarak grafikler çizilmiştir. Grup ortalamaları seçeneği ile kümeleme (Cluster) analizi yapılmıştır ve oluşan grupların uyumunu belirlemek için MDS (multi dimensional scaling) analizi gerçekleştirilmiştir. Plastik objelerin renkleri faktör olarak atanmıştır. Grupların kendi içerisindeki gözlemlenen benzerlik oranına (%90) katkısını belirlemek için SIMilarityPERcentages (SIMPER) analizi kullanılmıştır. Plastisfer türlerini oluşturulan gruplardaki farklılıkları test etmek için aynı benzerlik matrisi üzerinde tek yönlü benzerlik analizi (ANOSIM) yapılmıştır (Clarke,1993).

3. BULGULAR

3.1. Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Miktarı ve Fiziksel Kompozisyonu

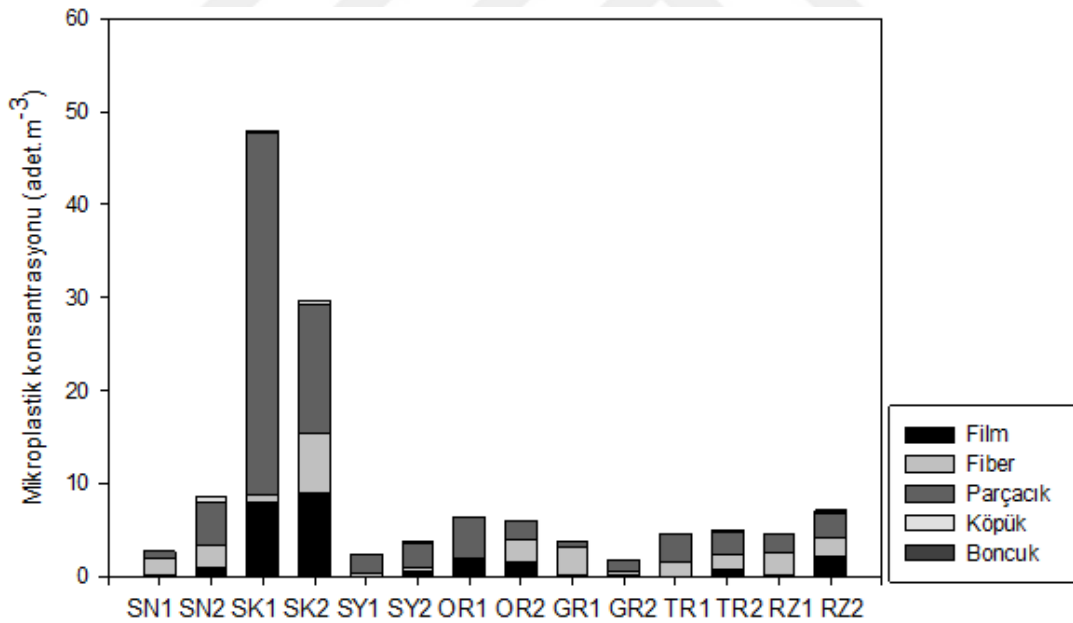
Çalışma bölgesinden Temmuz 2019, Ekim 2019, Şubat 2020 ve Haziran 2020 tarihleri arasında mevsimsel olarak gerçekleştirilen deniz çalışmaları ile nehir ağzı ve kıyı yüzey sularından toplam altı farklı tipte (film, fiber, parça, köpük, boncuk, pelet) (Şekil 23) toplam 55294 adet (manta 1= 26819 adet, manta 2=28475 adet) mikroplastik toplanmış ve fiziksel karakterizasyonu gerçekleştirilmiştir (Şekil 21).



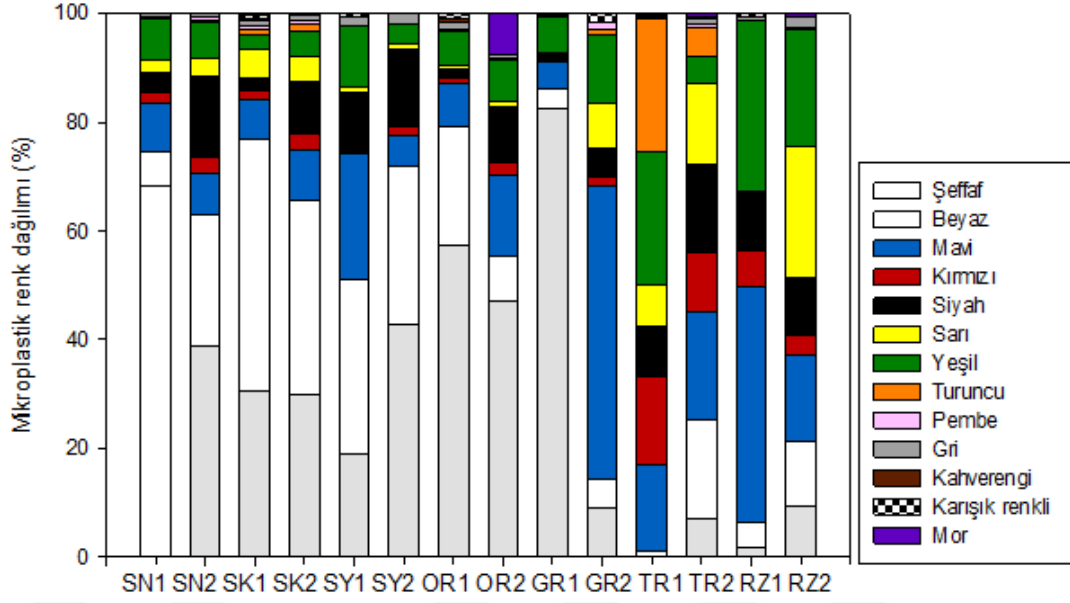
Şekil 21. Çalışma süresince nehir ağzı ve kıyı yüzey sularından toplanan mikroplastiklerden bazıları (1-6: film, 7-12: fiber, 13-18: parça, 19-21: köpük, 22-23: boncuk, 24-25: pelet, ölçek= 1 mm)

Temmuz 2019’de nehir ağzı (4610 adet) ve kıyı istasyonları (5367 adet) yüzey sularından toplam 9977 adet mikroplastik toplanmış ve analiz edilmiştir. Yüzey sularında film, fiber, parça, köpük ve boncuk olmak üzere toplam beş tipte mikroplastığe rastlanmıştır, pelet tipte mikroplastığe rastlanılmamıştır. Çalışma

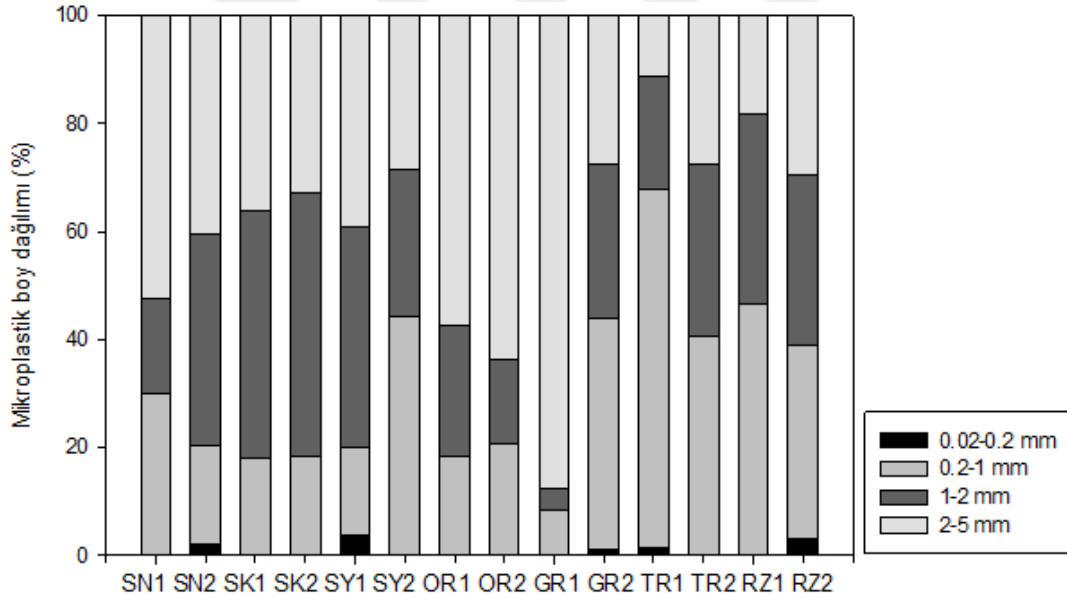
bölgesinde yüzey sularında en sık rastlanılan mikroplastik tipi parçalar olurken (% 60), fiber (% 19,7), film (% 18,8), köpük (% 1,4) ve boncuk (%0,3) tipte mikroplastikler tarafından takip edilmiştir. Örnekleme dönemlerinde istasyonlardan toplanan mikroplastik tiplerine ait konsantrasyon değerleri Tablo 3 (adet.m⁻³) ve Tablo 4’te verilmiştir (adet.km⁻²). Temmuz 2019’da çalışma bölgesi yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu 1,80 (GR2) ile 47,97 adet.m⁻³ (SK1) arasında değişim göstermiştir (Şekil 22). Şeffaf (% 29,3), beyaz (% 29,1), mavi (%11,8), yeşil (% 7,5), siyah (% 7,4), sarı (% 6), kırmızı (% 3,8), turuncu (% 2,5) gri (% 1), pembe (% 0,6), mor (% 0,5), karışık renkli (% 0,4) ve kahverengi (%0,1) olmak üzere toplamda on üç renkte mikroplastığe rastlanmıştır (Şekil 23). Çalışma bölgesi yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin boyları 0,085-4,998 mm arasında değişmiştir (Tablo 5). Yüzey sularında en sık rastlanılan boy grubu 1-2 mm arasındaki mikroplastikler (% 39,3) olurken, 2-5 mm (%37,8), 0.2- 1 mm (% 22,6) ve <0.2 mm (%0,4) boy grubundaki mikroplastikler takip eden boy grupları olmuştur (Şekil 24).



Şekil 22. Temmuz 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik tiplerinin dağılımı



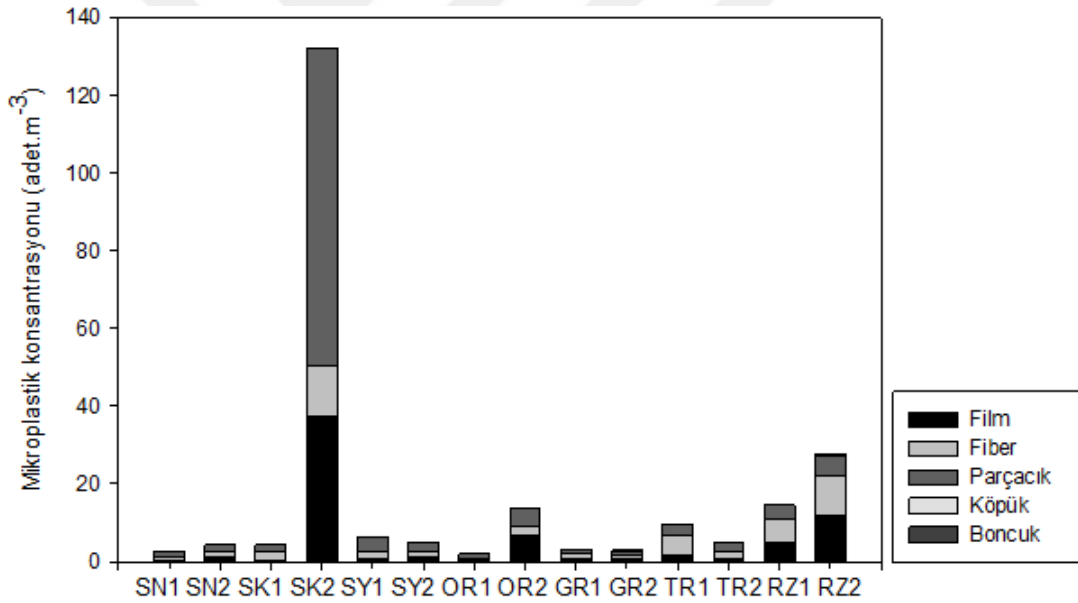
Şekil 23. Temmuz 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%)



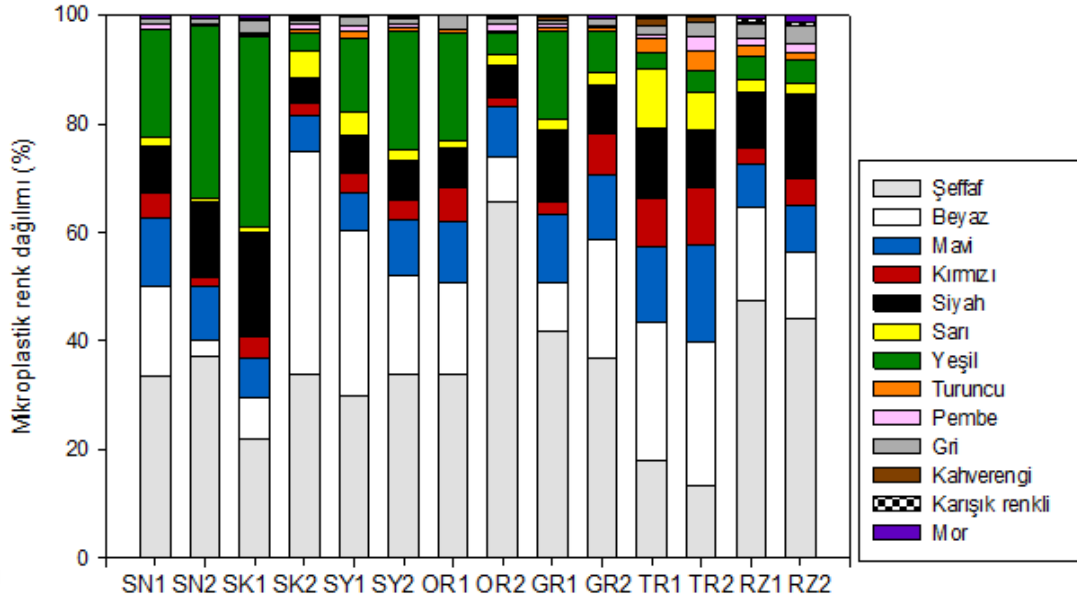
Şekil 24. Temmuz 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%)

Ekim 2019 ‘da nehir ağızı (14092 adet) ve kıyı yüzey (3163 adet) sularından toplam 17255 adet mikroplastik toplanmış ve analiz edilmiştir. Çalışma bölgesi yüzey sularında film, fiber, parça, köpük ve boncuk olmak üzere toplam beş tipte mikroplastığe rastlanmıştır, en sık rastlanılan mikroplastik tipi parçacıklar olurken (%)

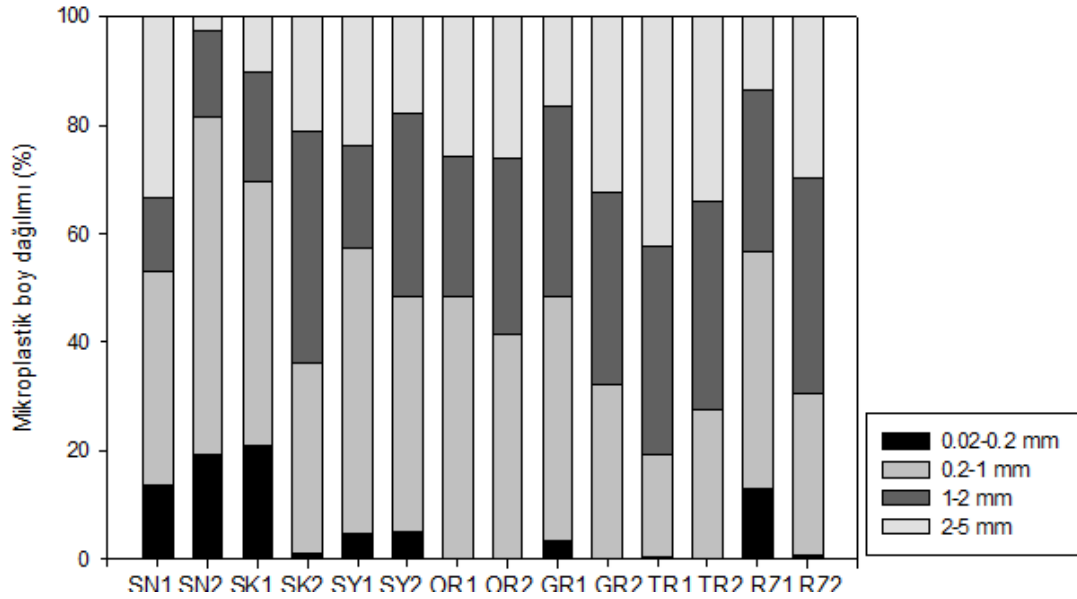
48,8), film (% 29,5), fiber (% 21,2), köpük (% 0,3) ve boncuk (%0,2) tipte mikroplastikler tarafından takip edilmiştir. Mikroplastik konsantrasyonu Ekim 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu 2.00 (OR2) ile 132,13 adet.m⁻³ (SK2) arasında değişim göstermiştir (Şekil 25). Şeffaf (% 35,5), beyaz (% 29,7), mavi (% 8,5), siyah (% 7,9), yeşil (% 5,6), sarı (% 4,6), kırmızı (% 3,6), gri (% 1,4), turuncu (% 1,2), pembe (% 1,1), mor (% 0,4), karışık renkli (% 0,4) ve kahverengi (% 0,3) olmak üzere toplamda on üç renkte mikroplastığe rastlanmıştır (Şekil 26). Çalışma bölgesi yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin boyları 0,017-4,967 mm arasında değişmiştir (Tablo 5). Yüzey sularında en sık rastlanılan boy grubu 1-2 mm arasındaki mikroplastikler (% 39,3) olurken, 0,2- 1 mm (% 36,7), 2-5 mm (% 22,8), ve <0.2 mm (% 3,5) boy grubundaki mikroplastikler takip eden boy grupları olmuştur (Şekil 27).



Şekil 25. Ekim 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik tiplerinin dağılımı



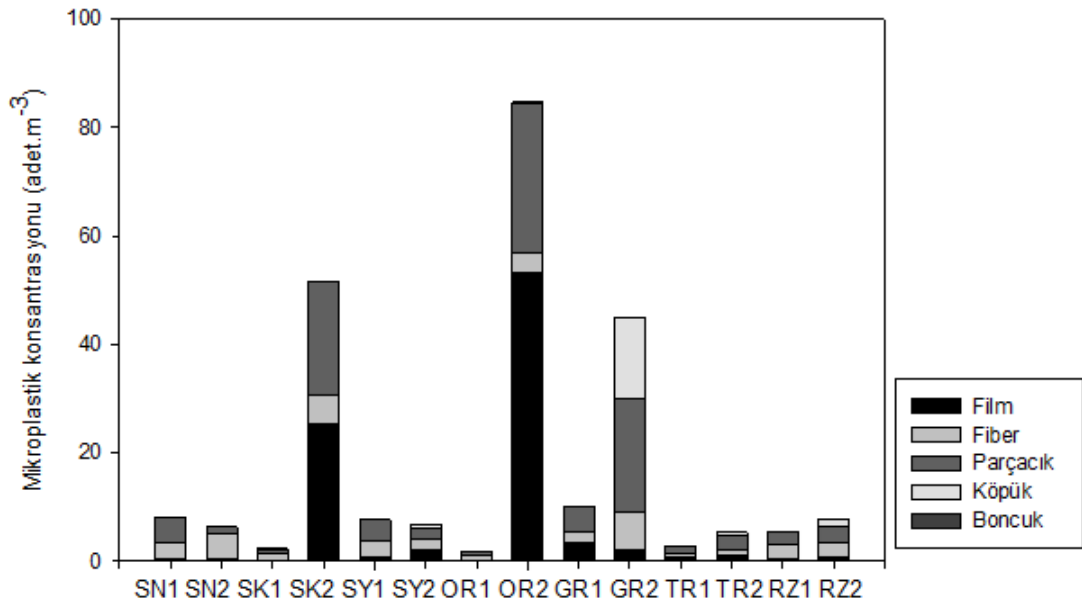
Şekil 26. Ekim 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%)



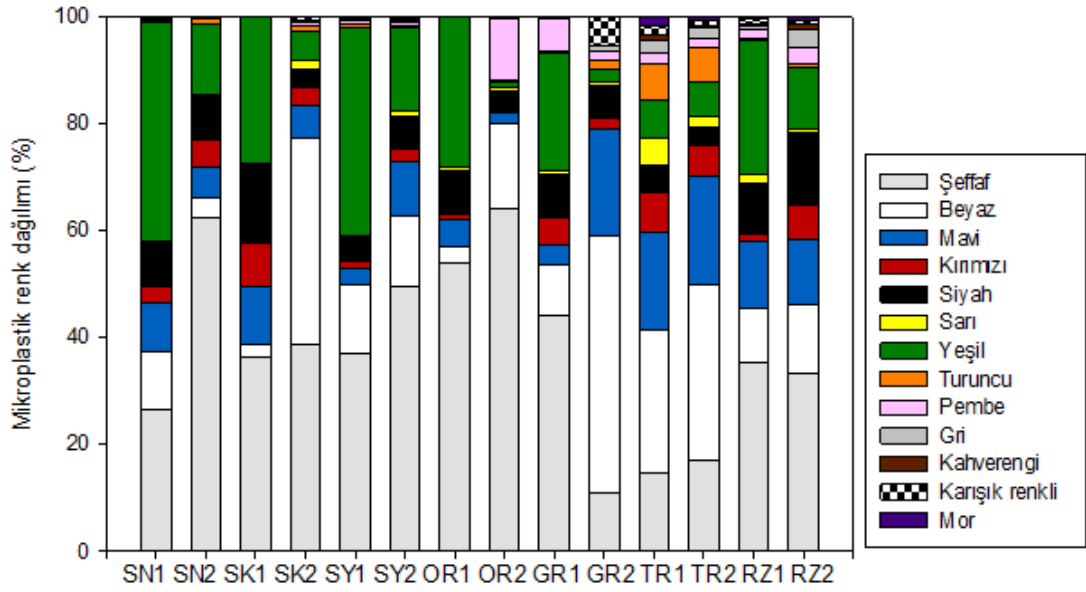
Şekil 27. Ekim 2019’da örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%)

Şubat 2020’de nehir ağızı istasyonları (15271 adet) ve kıyı istasyonları yüzey sularından (4574 adet) toplam 19845 adet mikroplastik toplanmış ve analiz edilmiştir. Örnekleme istasyonları yüzey sularında film, fiber, parça, köpük, boncuk ve pelet olmak üzere toplam altı tipte mikroplastığe rastlanmıştır, en sık rastlanılan mikroplastik tipi parçacıklar olurken (%42,7), köpük (%30,2), fiber (%18,6), film (%8,1), boncuk

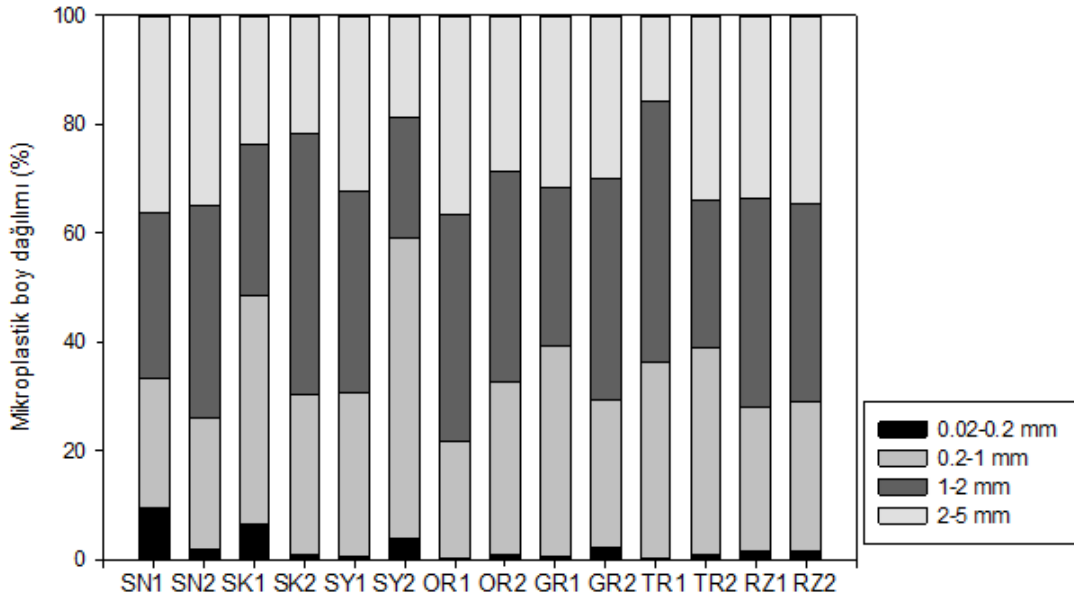
(%0,3) ve pelet (%0,04) tipte mikroplastikler tarafından takip edilmiştir. Çalışma bölgesi yüzey sularında en yüksek ve en düşük mikroplastik konsantrasyonları Ordu nehir ağzı ve açık istasyonlarında tespit edilerek, 1,82 (OR1) ile 84,58 adet.m⁻³ (OR2) arasında değişim göstermiştir (Şekil 28). Şeffaf (% 41,2), Beyaz (%25,9), mavi (%8,5), yeşil (%7,7), siyah (%5), pembe (%4,9), kırmızı (%2,5), karışık renkli (%1,2), sarı (%1,1), turuncu (%1,1), gri (%0,6), kahverengi (%0,1) ve mor (%0,1) olmak üzere toplamda on üç renkte mikroplastığa rastlanmıştır (Şekil 29). Çalışma bölgesi yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin boyları 0,011-4,985 mm arasında değişmiştir (Tablo 5). Yüzey sularında en sık rastlanılan boy grubu 1-2 mm arasındaki mikroplastikler (% 40,2) olurken, 0,2- 1 mm (% 30,6), 2-5 mm (% 27,7), ve <0,2 mm (% 1,4) boy grubundaki mikroplastikler tarafından takip edilmiştir (Şekil 30).



Şekil 28. Şubat 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu



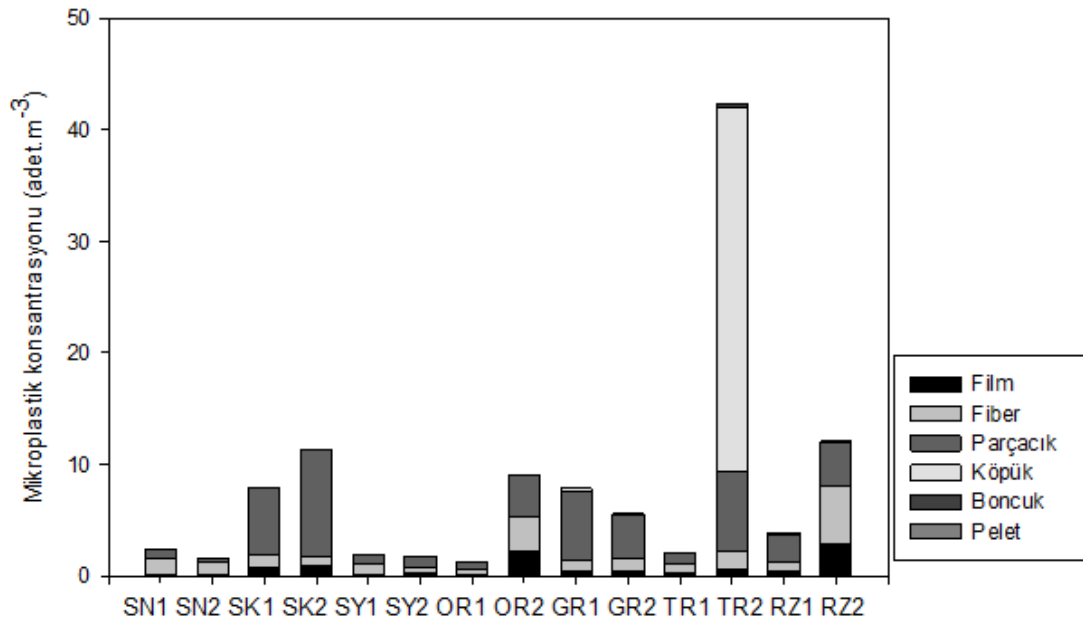
Şekil 29. Şubat 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%)



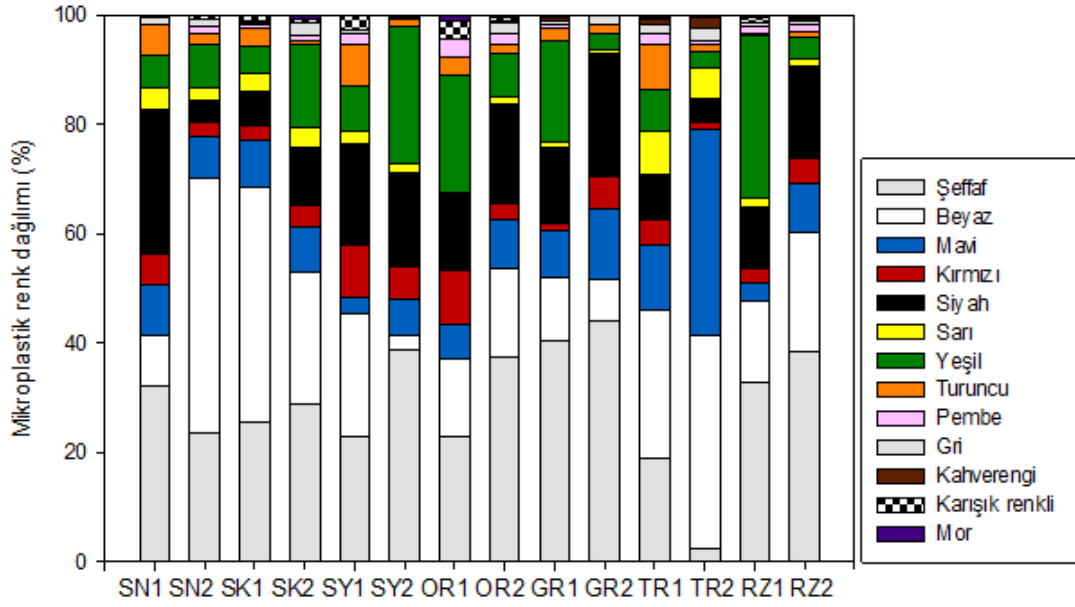
Şekil 30. Şubat 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%)

Haziran 2020’de nehir ağzı (6198 adet) ve kıyı yüzey (2019 adet) sularından toplam 8217 adet mikroplastik toplanmış ve analiz edilmiştir. Çalışma bölgesi yüzey sularından film, fiber, parça, köpük, boncuk ve pelet olmak üzere toplam altı tipte mikroplastığe rastlanmıştır, en sık rastlanılan mikroplastik tipi parça (% 42.7) olurken,

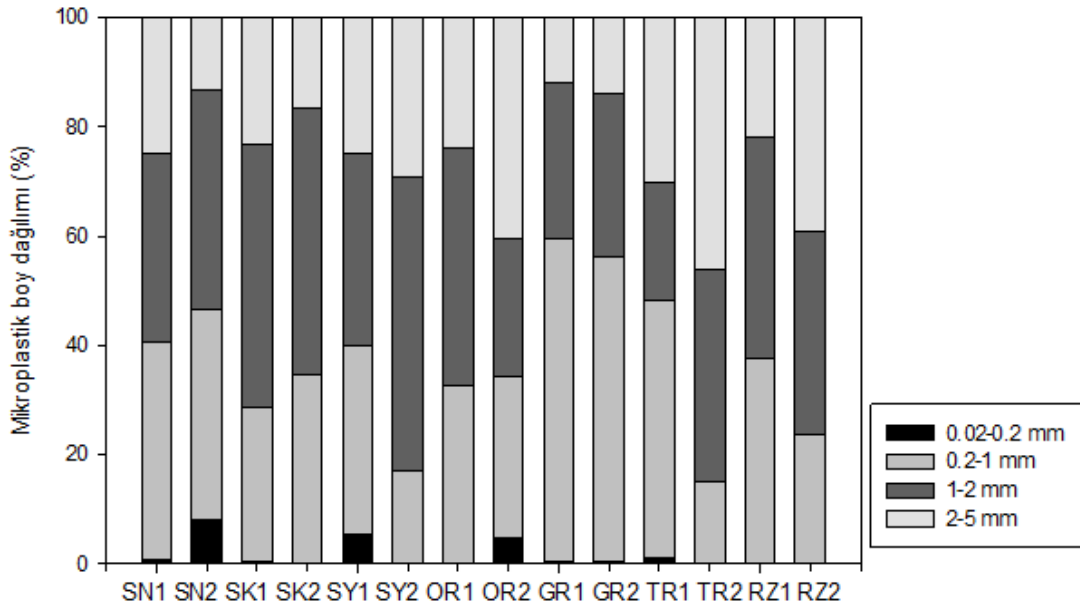
köpük (% 42,7), fiber (% 16,5), film (% 8,4), boncuk (%0,4) ve pelet (% 0,05) tipte mikroplastikler tarafından takip edilmiştir. Nehir ağzı yüzey sularında Haziran 2020’de mikroplastik konsantrasyonu 1,63 (SN2) ile 42,37 adet.m⁻³ (TR2) arasında değişim göstermiştir (Şekil 31). Beyaz (% 32), mavi (% 24,8), şeffaf (% 15,5), siyah (% 8), yeşil (% 6,9), sarı (% 4,2), kırmızı (% 2,5), turuncu (% 1,9), gri (% 1,7), kahverengi (% 1,3), pembe (% 0,8), karışık renkli (%0,3) ve mor (% 0,2) olmak üzere toplamda on üç renkte mikroplastığe rastlanmıştır (Şekil 32). Çalışma bölgesi yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin boyları 0,046-4,999 mm arasında değişmiştir (Tablo 5). Yüzey sularında en sık rastlanılan boy grubu 1-2 mm arasındaki mikroplastikler (% 37,7) olurken, 2-5 mm (% 31,6), 0.2- 1 mm (% 29,7), ve <0.2 mm (% 0,9) boy grubundaki mikroplastikler takip eden boy grupları olmuştur (Şekil 33).



Şekil 31. Haziran 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu



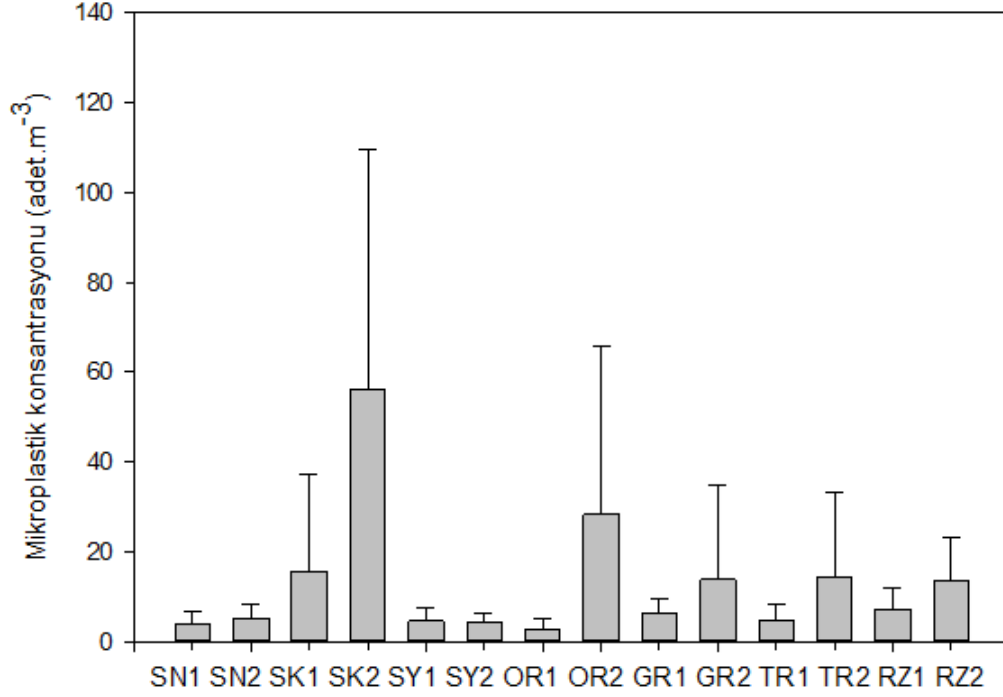
Şekil 32. Haziran 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik renk dağılımı (%)



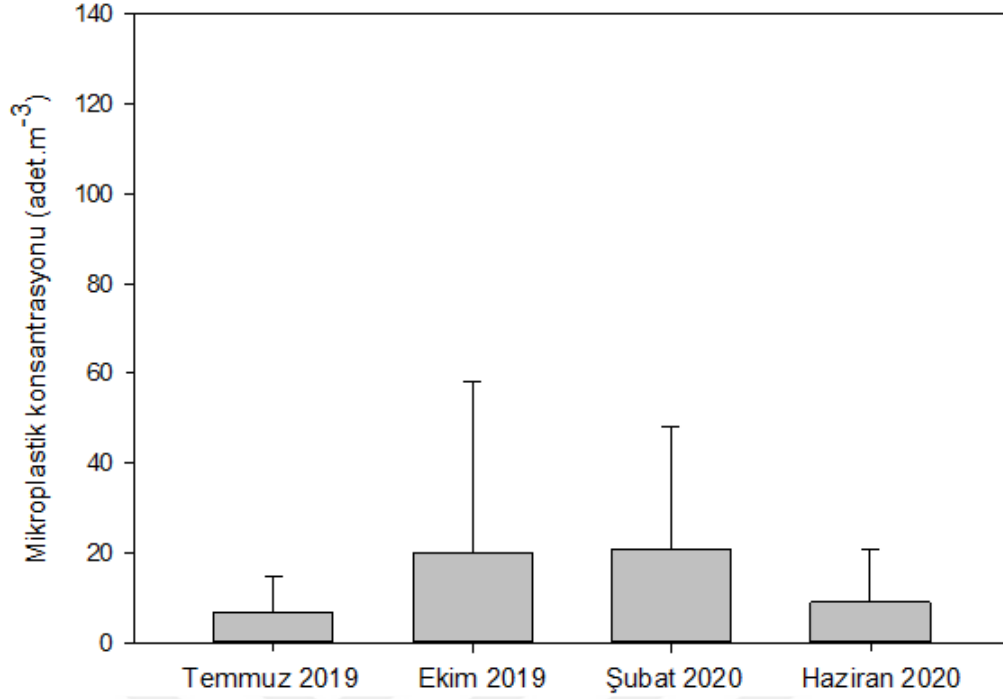
Şekil 33. Haziran 2020’de örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı (%)

Çalışma süresince yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu (Şekil 34) örnekleme istasyonları arasında istatistiksel olarak önemli farklılık sergilemiştir ($F(13, 42)=2.695$, $P=0.044$). Kızılırmak nehir ağzı istasyonu (SK2) yüzey sularında ortalama mikroplastik konsantrasyonu ($56,18 \pm 53,25$ adet. m^{-3}), Sinop Aksu kıyı (SN1) ($3,92 \pm 2,79$ adet. m^{-3}), nehir ağzı (SN2) ($5,22 \pm 2,99$ adet. m^{-3}), Samsun Yeşilirmak kıyı (SY1)

($4,16 \pm 2,86$ adet.m⁻³) ve nehir ağzı (SY2) ($4,27 \pm 2,03$ adet.m⁻³), Ordu Melet kıyısı (OR1) ($2,87 \pm 2,38$ adet.m⁻³) ve Trabzon Değirmendere kıyısı (TR1) ($4,78 \pm 3,43$ adet.m⁻³) yüzey sularından önemli ölçüde farklılık sergilemiştir (Tukey, $p < 0,05$). Yüzey suların mikroplastik konsantrasyonunun mevsimsel değişimi (Şekil 35) istatistiksel olarak önemli farklılık sergilememiştir ($F(3, 52) = 0,647$, $P = 0,588$).

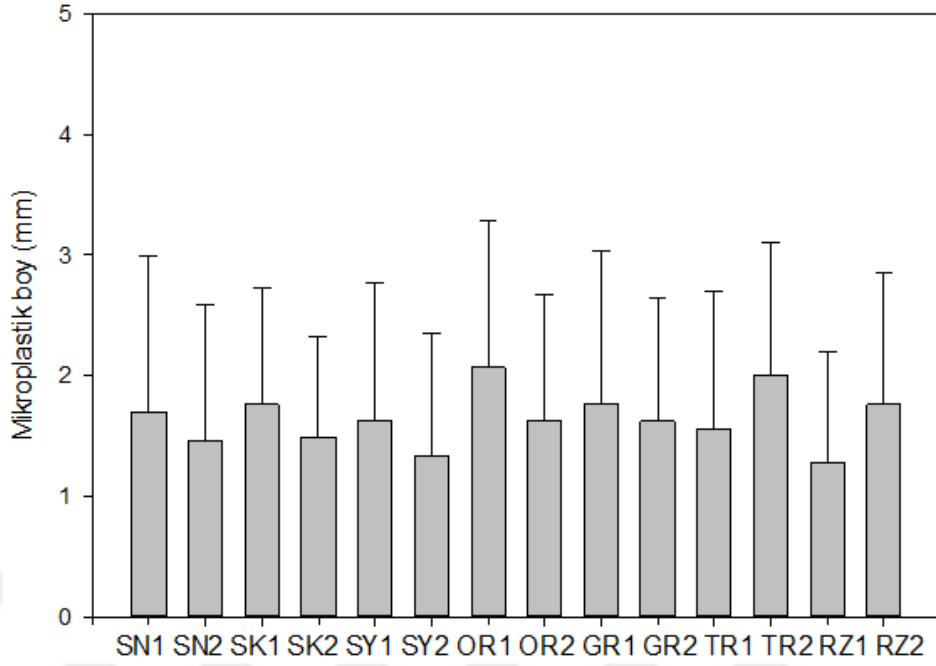


Şekil 34. Örnekleme istasyonları yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu (ortalama $\pm$ standart sapma)

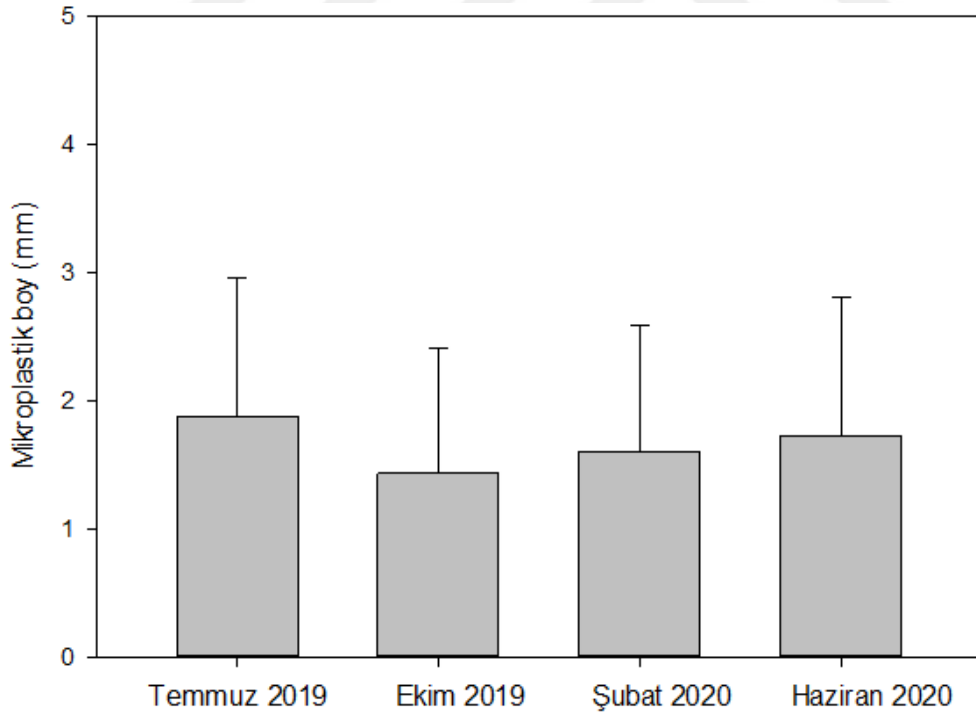


Şekil 35. Örneklem dönemlerinde yüzey sularında mikroplastik konsantrasyonu (ortalama $\pm$ standart sapma)

Çalışma süresince yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı örneklem istasyonları (Şekil 36) arasında istatistiksel olarak önemli farklılık sergilemiştir ($F(13,21649)=48,292$, $P < 0,001$). Ortalama mikroplastik boyu Ordu Melet Nehir ağzı ($2,06 \pm 1,21$ mm) ve Trabzon Değirmendere nehir ağzı (TR2) ($2,00 \pm 1,09$ mm). Yüzey sularında mikroplastik boy dağılımı örneklem dönemleri (Şekil 37) arasında istatistiksel olarak önemli farklılık sergilemiş ($F(3,21661)=168,451$, $P < 0,001$), tüm istasyonlarda ortalama boy dağılımı önemli ölçüde farklı bulunmuştur (Tukey, $P < 0,001$).



Şekil 36. Örnekleme istasyonlarında yüzey sularında mikropplastik boy dağılımı (ortalama $\pm$ standart sapma)



Şekil 37. Örnekleme dönemlerinde yüzey sularında mikropplastik boy dağılımı (ortalama $\pm$ standart sapma)

Tablo 3. Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu (adet.m⁻³)

Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Temmuz 2019	SN1	0,11	1,99	0,62	0,00	0,00	0,00	2,71
	SN2	1,01	2,42	4,61	0,51	0,12	0,00	8,67
	SK1	8,02	0,78	38,94	0,20	0,03	0,00	47,97
	SK2	8,94	6,56	13,82	0,34	0,04	0,00	29,70
	SY1	0,08	0,31	1,96	0,00	0,05	0,00	2,40
	SY2	0,54	0,42	2,62	0,22	0,05	0,00	3,85
	OR1	1,70	0,31	4,40	0,00	0,00	0,00	6,41
	OR2	1,51	2,42	2,01	0,08	0,01	0,00	6,03
	GR1	0,20	2,97	0,68	0,01	0,00	0,00	3,86
	GR2	0,14	0,54	1,08	0,04	0,00	0,00	1,80
	TR1	0,00	1,53	3,03	0,03	0,00	0,00	4,59
	TR2	0,76	1,65	2,47	0,19	0,00	0,00	5,07
	RZ1	0,09	2,42	1,96	0,01	0,00	0,00	4,48
	RZ2	2,16	2,13	2,61	0,20	0,04	0,00	7,14
Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Ekim 2019	SN1	0,30	0,96	1,19	0,03	0,05	0,00	2,53
	SN2	1,09	1,49	1,66	0,01	0,00	0,00	4,25
	SK1	0,32	2,15	1,92	0,01	0,01	0,00	4,41
	SK2	37,20	13,28	81,54	0,11	0,01	0,00	132,14
	SY1	0,95	1,81	3,62	0,01	0,01	0,00	6,40
	SY2	1,26	1,57	2,00	0,00	0,00	0,00	4,83
	OR1	0,32	0,62	1,04	0,01	0,00	0,00	1,99
	OR2	6,58	2,54	4,66	0,01	0,00	0,00	13,79
	GR1	0,73	1,26	1,19	0,00	0,00	0,00	3,18
	GR2	0,74	1,01	1,03	0,07	0,00	0,00	2,85
	TR1	1,49	5,28	2,73	0,12	0,07	0,00	9,69
	TR2	0,93	1,67	2,20	0,09	0,00	0,00	4,89
	RZ1	4,82	6,08	3,54	0,07	0,00	0,00	14,51

Tablo 3 (Devam). Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu
(adet.m⁻³)

	RZ2	12,07	9,78	5,43	0,11	19	0,00	27,58
Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Şubat 2020	SN1	0,41	3,13	4,52	0,04	0,00	0,00	8,10
	SN2	0,27	4,94	1,09	0,01	0,00	0,00	6,31
	SK1	0,15	1,20	0,90	0,01	0,00	0,00	2,26
	SK2	25,26	5,31	21,03	0,05	0,00	0,00	51,65
	SY1	0,78	2,81	4,09	0,00	0,00	0,00	7,68
	SY2	1,94	2,08	2,08	0,55	0,00	0,00	6,65
	OR1	0,18	0,99	0,66	0,00	0,00	0,00	1,83
	OR2	53,15	3,71	27,69	0,03	0,01	0,00	84,59
	GR1	3,39	2,04	4,65	0,00	0,00	0,00	10,08
	GR2	2,01	6,96	21,07	14,80	0,23	0,00	45,07
	TR1	0,65	0,73	1,39	0,04	0,00	0,00	2,81
	TR2	1,08	1,11	2,47	0,70	0,00	0,00	5,36
	RZ1	0,27	2,80	2,38	0,07	0,00	0,00	5,52
	RZ2	0,76	2,62	2,86	1,45	0,05	0,00	7,74
Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Haziran 2020	SN1	0,09	1,51	0,74	0,00	0,00	0,00	2,34
	SN2	0,03	1,22	0,39	0,00	0,00	0,00	1,64
	SK1	0,76	1,05	6,16	0,00	0,00	0,00	7,97
	SK2	0,84	0,86	9,55	0,03	0,00	0,00	11,28
	SY1	0,09	1,04	0,80	0,03	0,00	0,00	1,96
	SY2	0,18	0,53	1,04	0,03	0,01	0,00	1,79
	OR1	0,03	0,57	0,65	0,00	0,00	0,00	1,25
	OR2	2,16	3,15	3,69	0,00	0,00	0,00	9,00
	GR1	0,42	1,00	6,19	0,20	0,00	0,00	7,81
	GR2	0,46	1,18	3,78	0,16	0,00	0,00	5,58
	TR1	0,22	0,86	0,96	0,00	0,00	0,00	2,04
	TR2	0,51	1,62	7,25	32,62	0,32	0,04	42,32

Tablo 3 (Devam). Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu (adet.m-3)

RZ1	0,41	0,82	2,43	0,24	0,00	0,00	3,90
RZ2	2,82	5,24	3,82	0,19	0,00	0,00	12,07

Tablo 4. Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu (adet.km⁻²)

	Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Temmuz 2019		SN1	10811	198649	62162	0	0	0	271622
		SN2	101351	241892	460811	51351	12162	0	867567
		SK1	802703	78378	3895946	20270	2703	0	4800000
		SK2	894595	656757	1382432	33784	4054	0	2971622
		SY1	8108	31081	195946	0	5405	0	240540
		SY2	54054	41892	262162	21622	5405	0	385135
		OR1	170270	31081	440541	0	0	0	641892
		OR2	151351	241892	201351	8108	1351	0	422853
		GR1	20270	297297	67568	1351	0	0	386486
		GR2	13514	54054	108108	4054	0	0	179730
		TR1	0	152703	302703	2703	0	0	458109
		TR2	75676	164865	247297	18919	0	0	506737
		RZ1	9459	247297	195946	1351	0	0	454053
		RZ2	216216	231514	260811	20270	4054	0	732865
	Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Ekim 2019		SN1	29729	95946	118919	2703	5405	0	252702
		SN2	109459	148649	166216	1351	0	0	425675
		SK1	32432	214865	191892	1351	1351	0	441891
		SK2	3721622	13283788	158105	10811	1351	0	13220267
		SY1	94595	181081	363514	1351	1351	0	641892
		SY2	125676	156757	200000	0	0	0	482433
		OR1	32432	62162	104054	1351	0	0	199999
		OR2	658108	254054	466216	1351	0	0	1379729
		GR1	72973	125676	118919	0	0	0	317568

Tablo 4 (Devam). Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu
(adet.m-3)

	GR2	74324	101351	102703	6757	0	0	285135
	TR1	148649	528378	272973	12162	6757	0	968919
	TR2	93243	167568	220270	9459	0	0	490540
	RZ1	482432	608108	354054	6757	0	0	1451351
	RZ2	1208108	978378	543243	10811	18919	0	2778370
Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Şubat 2020	SN1	40541	313514	452703	4054	0	0	810812
	SN2	27027	494595	109459	1351	0	0	632432
	SK1	14865	120270	90541	1351	0	0	227027
	SK2	2527027	531081	2104054	5405	0	0	5167567
	SY1	78378	281081	409459	0	0	0	768918
	SY2	194595	208108	208108	55405	0	0	666216
	OR1	17568	98649	66216	0	0	0	182433
	OR2	5317568	371622	2770270	2703	1351	0	8463514
	GR1	339189	204054	464865	0	0	0	1008108
	GR2	201351	695946	2108108	1481081	22973	0	4509459
	TR1	64865	72973	139189	4054	0	0	281081
	TR2	108108	110811	247297	70270	0	0	536486
	RZ1	27027	279730	237838	6757	0	0	551352
	RZ2	75676	262162	286486	144595	5405	0	774324
Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet	TOPLAM
Yaz 2020	SN1	9459	151351	74324	0	0	0	235134
	SN2	2703	121622	39189	0	0	0	162514
	SK1	75676	105405	616216	0	0	0	797297
	SK2	83784	86486	955405	2703	0	0	1128378
	SY1	9459	104054	79730	2703	0	0	195946
	SY2	17568	52703	104054	2703	1351	0	178379
	OR1	2703	56757	64865	0	0	0	124325
	OR2	216216	314865	368919	0	0	0	900000

Tablo 4 (Devam). Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin konsantrasyonu (adet.m-3)

GR1	41892	100000	618919	20270	0	0	781081
GR2	45946	117568	378378	16216	0	0	558108
TR1	21622	86486	95946	0	0	0	204054
TR2	51351	162162	725676	3263514	32432	4054	4093289
RZ1	40541	82432	243243	24324	0	0	390540
RZ2	282432	524324	382432	18919	0	0	1208107

Tablo 5. Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin boy dağılımı (mm)

Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet
Temmuz 2019	SN1	1,36-4,86	1,04-3,70	0,29-4,92	-	-	-
		2,67±1,91	237±0,70	1,94±1,44			
	SN2	0,16-4,87	0,16-4,68	0,16-4,97	028-4,84	0,50-0,84	-
		2,08±1,52	1,54±1,23	2,07±1,13	2,54±1,43	0,67±0,25	
	SK1	0,46-4,97	0,55-4,67	0,31-4,98	1,07-2,78	-	-
		2,24±1,01	2,43±1,16	1,74±0,90	1,65±0,56		
	SK2	0,54-4,48	0,55-4,05	0,23-3,90	1,12-3,29	-	-
		1,80±0,78	2,26±1,13	1,47±0,78	1,87±1,23		
	SY1	1,95-3,79	0,36-2,48	0,40-4,93	-	0,09-0,16	-
		2,80±0,93	1,21±0,72	2,06±1,08		0,12±0,03	
	SY2	0,74-4,94	0,36-4,20	0,21-4,87	1,36-3,25	-	-
		2,86±1,35	1,99±1,46	1,35±1,03	2,21±0,75		
	OR1	1,10-4,99	0,25-4,11	0,27-4,96	-	-	-
		3,57±1,03	1,51±1,11	2,31±1,22			
	OR2	0,45-4,71	0,75-4,47	0,24-3,35	2,73	-	-
		3,06±1,17	2,60±1,11	1,42±1,16			
	GR1	3,02-3,11	1,05-4,95	0,27-4,01	-	-	-
		3,06±0,06	3,49±0,73	1,12±1,21			
	GR2	0,45-4,54	1,15-4,94	0,13-3,13	-	-	-
		2,17±1,54	2,60±1,19	1,20±0,85			
	TR1	0,38-4,93	0,16-4,87	1,76	-	-	-
		1,49±0,86	0,70±0,76				

Tablo 5 (Devam). Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin boy dağılımı (mm)

	TR2	0,39-4,37 2,43±1,22	0,36-3,32 2,03±0,92	0,34-105 0,59±0,24	0,82-1,94 1,48±0,59	-	-
	RZ1	1,35-2,57 1,96±0,86	0,49-4,27 1,47±0,78	0,32-2,58 0,89±0,60	2,31	-	-
	RZ2	0,93-3,01 1,63±0,86	0,32-4,72 2,17±1,05	0,11-2,50 0,79±0,63	-	-	-
	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet
Ekim 2019	SN1	0,30-4,63 1,71±1,55	0,28-4,63 2,19±1,45	0,09-4,07 0,75±1,10	3,04-4,29 3,66±0,89	-	-
	SN2	0,18-1,84 0,66±0,37	0,11-4,24 1,02±0,75	0,04-1,09 0,26±0,23	0,46	-	-
	SK1	0,29-3,66 1,22±0,98	0,17-4,36 1,42±1,02	0,03-3,19 0,57±0,60	1,18	0,60	-
	SK2	0,11-4,87 1,46±0,78	0,05-4,95 1,79±1,07	0,09-4,14 1,06±0,69	0,71-2,02 1,34±0,47	-	-
	SY1	0,33-4,85 1,49±1,08	0,21-4,92 1,91±1,30	0,06-3,49 0,63±0,51	-	-	-
	SY2	0,13-3,75 1,26±0,78	0,09-4,96 1,85±1,18	0,08-2,78 0,73±0,58	-	-	-
	OR1	0,35-3,26 1,51±0,95	0,77-2,29 1,54±0,63	0,21-2,90 1,21±1,00	-	-	-
	OR2	0,23-4,96 1,76±1,03	0,45-4,03 1,62±0,91	0,21-4,67 0,92±0,63	0,57	-	-
	GR1	0,22-3,82 1,42±0,84	0,41-4,40 1,68±0,96	0,13-1,98 0,67±0,49	-	-	--
	GR2	0,26-4,34 1,97±1,12	0,60-3,85 1,95±1,06	0,24-1,62 0,82±0,48	-	-	-
	TR1	0,56-4,42 2,43±1,03	0,38-4,97 2,15±1,15	0,19-4,93 1,39±1,05	0,92-2,64 1,54±0,95	0,53-0,54 0,53±0,01	-
	TR2	0,54-4,79 2,37±1,16	0,32-4,66 1,88±1,14	0,41-3,31 1,26±0,67	0,72-4,03 1,81±1,51	-	-
	RZ1	0,06-4,14 1,25±0,88	0,11-3,26 1,06±0,72	0,02-1,32 0,21±0,26	1,91-1,09 1,50±0,58	-	-
	RZ2	0,14-4,95 1,75±1,05	0,14-4,91 1,58±0,92	0,15-4,39 0,96±0,85	0,70-2,48 1,39±0,63	0,30	-

Tablo 5 (Devam). Örnekleme istasyonlarında mikroplastiklerin boy dağılımı (mm)

Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet
Şubat 2020	SN1	0,60-2,90	0,05-4,93	0,18-4,92	4,53-4,76	-	-
		1,78±1,04	2,07-1,52	1,40±1,01	4,65±0,16		
	SN2	0,13-3,67	0,21-4,91	0,19-2,24	1,61	-	-
		1,81±1,04	1,85±1,01	0,78±0,56			
	SK1	0,64-2,53	0,28-4,85	0,05-2,62	-	-	-
		1,31±0,60	1,75±1,13	0,73±0,60			
	SK2	0,29-4,81	0,16-4,22	0,09-3,71	1,08-1,92	-	0,48
		1,63±0,77	2,00±1,11	0,90±0,50	1,42±0,37		
	SY1	0,26-4,47	0,09-4,96	0,33-4,32	-	-	-
		1,90±1,14	1,84±1,18	1,35±0,92			
	SY2	0,11-4,67	0,06-4,87	0,07-3,49	-	-	-
		0,99±0,81	1,55±0,99	0,84±0,81			
	OR1	1,89-4,33	0,26-4,72	0,51-3,82	-	-	-
		2,62±1,15	1,90±0,98	1,57±0,88			
	OR2	0,11-4,96	0,45-4,88	0,08-4,95	1,13	0,56	4,24
		1,56±0,94	1,67±1,00	1,68±1,07			
	GR1	0,40-4,93	0,25-4,99	0,20-4,87	-	-	-
		2,09±1,08	2,78±1,44	1,09±0,92			
	GR2	0,06-4,55	0,38-4,97	0,02-4,98	0,24-4,67	0,12-0,64	-
		1,75±1,10	2,09±1,13	1,57±0,94	2,49±1,18	0,38±0,17	
	TR1	0,73-2,97	0,70-4,97	0,29-3,06	-	-	-
		1,54±0,68	1,89±1,13	1,15±0,57			
	TR2	0,89-4,90	1,06-4,94	0,19-4,54	1,93-4,06	-	-
		2,35±1,03	2,36±1,03	1,02±0,79	3,09±1,05		
	RZ1	1,05-4,79	0,53-4,63	0,16-4,09	1,31-3,01	-	-
		2,47±1,14	2,07±1,11	1,24±0,87	2,29±0,88		
	RZ2	0,62-4,75	0,18-4,84	0,16-4,51	0,47-3,14	-	-
		1,77±0,91	2,19±0,92	0,99±0,77	1,66±1,13		
Tarih	İstasyon	Film	Fiber	Parça	Köpük	Boncuk	Pelet
Haziran 2020	SN1	0,65-4,02	0,26-4,74	0,28-3,70	-	-	-
		1,75±1,61	1,57±1,11	1,38±0,96			
	SN2	0,59-1,07	0,29-4,03	0,05-1,52	-	-	-
		0,83±0,34	1,59±0,93	0,62±0,44			
	SK1	0,34-4,97	0,30-3,72	0,21-4,13	-	-	-
		1,78±0,96	1,44±0,77	1,49±0,77			

Tablo 5 (Devam). Örneklem istasyonlarında mikroplastiklerin boy dağılımı (mm)

SK2	0,46-4,72 1,71±0,73	0,30-4,79 2,11±1,19	0,16-4,31 1,27±0,64	1,00	-	-
SY1	0,71-1,76 1,38±0,58	0,17-4,64 1,57±1,11	0,16-4,08 1,30±0,93	1,90-4,43 3,16±1,79	-	-
SY2	0,82-3,68 1,95±1,01	-	0,53-4,23 1,68±0,89	3,05	2,36	-
OR1	0,85-1,00 0,93±0,11	0,54-4,99 1,94±1,02	0,25-3,60 1,04±0,85	-	-	-
OR2	1,45-4,96 3,21±1,02	0,17-4,92 1,44±1,02	0,11-4,92 1,55±1,31	-	-	-
GR1	0,62-3,28 1,54±0,84	0,63-3,56 1,64±0,84	0,09-4,76 1,08±0,70	1,10-2,46 1,52±0,54	-	-
GR2	0,59-3,29 1,01±0,60	0,59-3,54 1,83±0,79	0,27-2,92 0,89±0,55	1,74-4,32 2,92±1,03	-	-
TR1	0,60-2,55 0,92±0,53	0,30-4,96 2,23±1,26	0,12-4,53 0,94±0,84	-	-	-
TR2	1,44-4,66 2,96±1,08	0,27-4,63 1,67±0,96	0,34-4,87 1,66±1,00	0,46-4,99 2,22±1,04	0,42-1,31 0,80±0,28	3,85-4,37 4,11±0,37
RZ1	0,56-3,89 1,92±1,03	0,67-2,47 1,67±0,65	0,39-3,95 1,34±0,77	0,60-3,05 1,43±0,82	-	-
RZ2	0,50-4,79 1,43±0,90	0,54-4,96 2,56±1,16	0,19-4,90 1,78±1,10	0,51-3,50 1,34±0,97	-	-

3.2.1. Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Kimyasal Kompozisyonu

Mikroplastiklerin çalışma bölgesinde olası kaynaklarını tespit etmek amacıyla FTIR ile kimyasal karakterizasyonları gerçekleştirmiştir. Temmuz 2019 döneminde örneklem istasyonları yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin incelenmesi sonucu 8 sentetik (PP, PE, Akrilik+PS, Nylon, Nylon+PS, PET, PS, SBR) ve bir semi-sentetik polimer (Rayon/Lyosel) olmak üzere toplam dokuz polimer tespit edilmiştir. Örneklem istasyonlarında tespit edilen polimerlerin dağılımları (%) Tablo 6’da verilmiştir. Sinop Aksu (SN) ve Samsun Kızılırmak (SK) bölgeleri yüzey sularında yalnızca PP ve PE tipte mikroplastiklere rastlanmış ve PE (sırasıyla % 90 ve % 57.1) baskın mikroplastik tipi olmuştur. Samsun Yeşilirmak (SY) bölgesi yüzey sularından toplanarak incelenen mikroplastiklerin tümü PP olduğu tespit edilmiştir. Ordu Melet

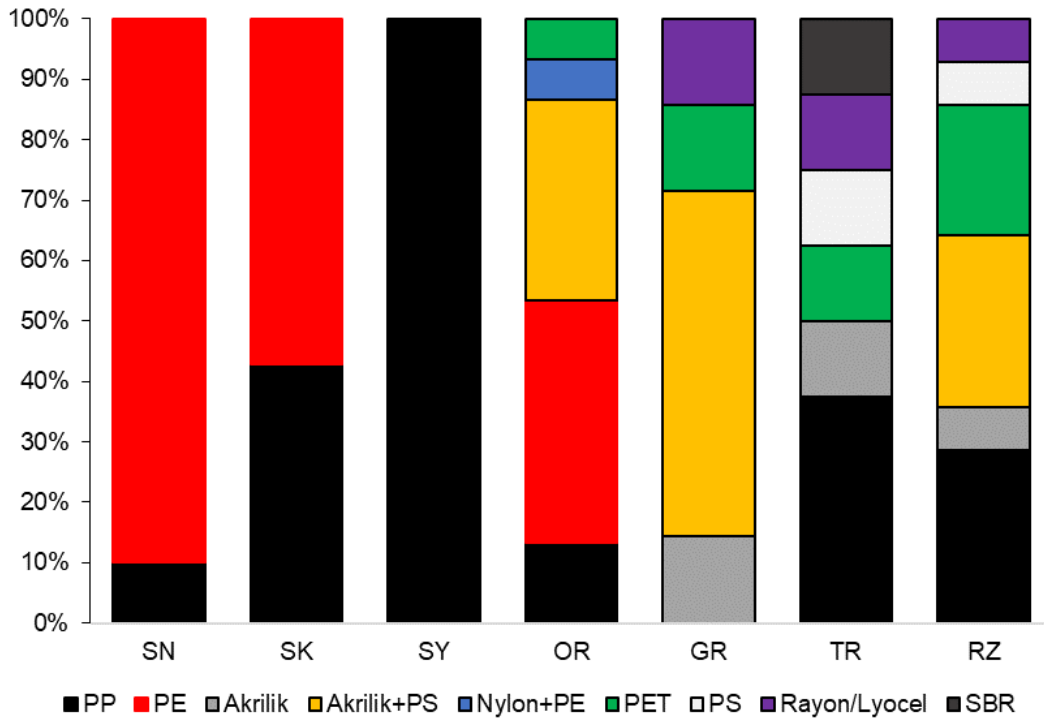
(OR), Giresun Aksu (GR), Trabzon Değirmendere (TR) ve Rize Fırtına (RZ) bölgeleri yüzey sularında polimer çeşitliliğinin arttığı gözlenmiştir. Ordu Melet bölgesi (OR) yüzey sularında baskın polimer tipi PE (% 40) olurken, Giresun Aksu (GR) bölgesinden incelenen mikroplastikler içinde Akrilik+PS (% 23.5) baskın polimer olmuştur. Trabzon Değirmendere (TR) yüzey sularında incelenen mikroplastiklerin çoğunluğunun PP (% 38), Rize Fırtına (RZ) bölgesinde ise PP (% 29) ve PET (% 29) baskın polimerler olmuştur (Şekil 38).

Tablo 6. Örnekleme bölgelerinde polimer dağılımı (%)

Temmuz 2019								
	SN	SK	SY	OR	GR	TR	RZ	Ortalama
PP	10,0	42,9	100,0	13,3	0,0	37,5	28,6	32,5
PE	90,0	57,1	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0	32,5
Akrilik	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9	12,5	7,1	3,6
Akrilik+PS	0,0	0,0	0,0	33,3	23,5	0,0	28,6	15,7
Nylon+PE	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	1,2
PET	0,0	0,0	0,0	6,7	5,9	12,5	21,4	7,2
PS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	7,1	2,4
SBR	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0	1,2
Rayon/Lyocel	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9	12,5	7,1	3,6
Ekim 2019								
	SN	SK	SY	OR	GR	TR	RZ	Ortalama
PP	8,3	76,9	33,3	25,0	50,0	63,6	42,9	43,8
PE	75,0	23,1	66,7	75,0	33,3	27,3	42,9	47,9
Akrilik	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	1,4
PET	16,7	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0	0,0	4,1
PS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	7,1	2,7
Şubat 2020								
	SN	SK	SY	OR	GR	TR	RZ	Ortalama
PP	14,3	37,5	41,7	33,3	28,6	27,3	7,1	25,6
PE	14,3	0,0	8,3	33,3	7,1	0,0	0,0	8,5
Akrilik+PS	0,0	12,5	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	2,4
Nylon	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	2,4

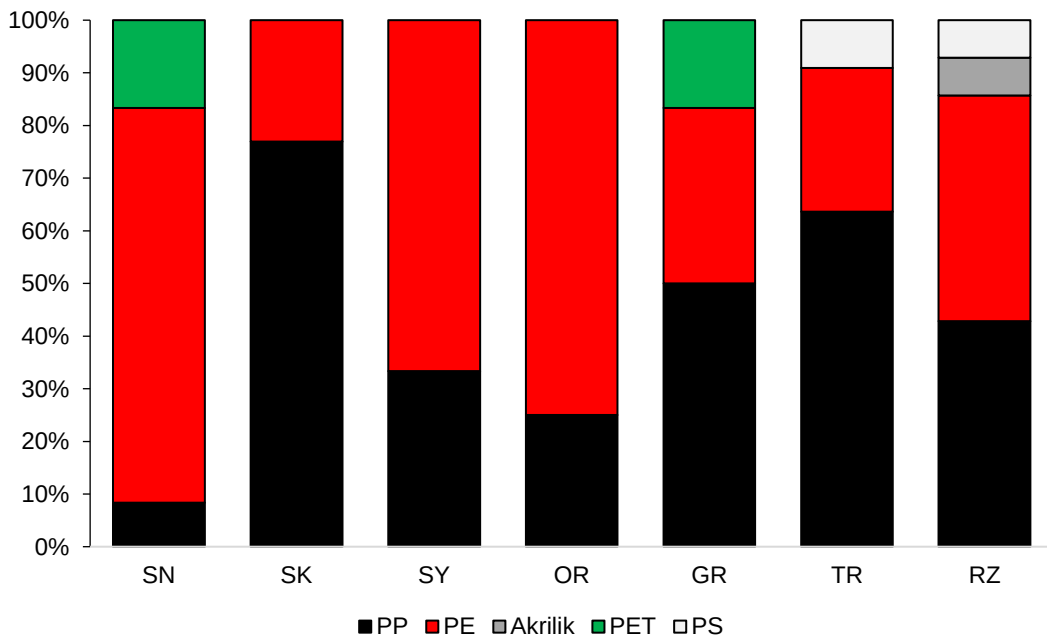
Tablo 6 (Devam). Örnekleme bölgelerinde polimer dağılımı (%)

PAN	21,4	0,0	41,7	11,1	28,6	27,3	42,9	26,8
PET	42,9	50,0	8,3	11,1	35,7	45,5	42,9	34,1
Haziran 2020								
	SN	SK	SY	OR	GR	TR	RZ	Ortalama
PP	53,6	52,4	48,7	27,5	40,0	51,0	39,5	44,6
PE	17,9	33,3	33,3	37,5	40,0	24,5	39,5	32,6
Akrilik	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,4
Akrilik+PS	7,1	9,5	15,4	17,5	7,5	6,1	15,8	11,2
Nylon	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,7
Nylon+PE	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
PAN	0,0	0,0	2,6	5,0	5,0	2,0	0,0	2,2
PET	21,4	0,0	0,0	7,5	7,5	8,2	5,3	6,5
PS	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	6,1	0,0	1,4



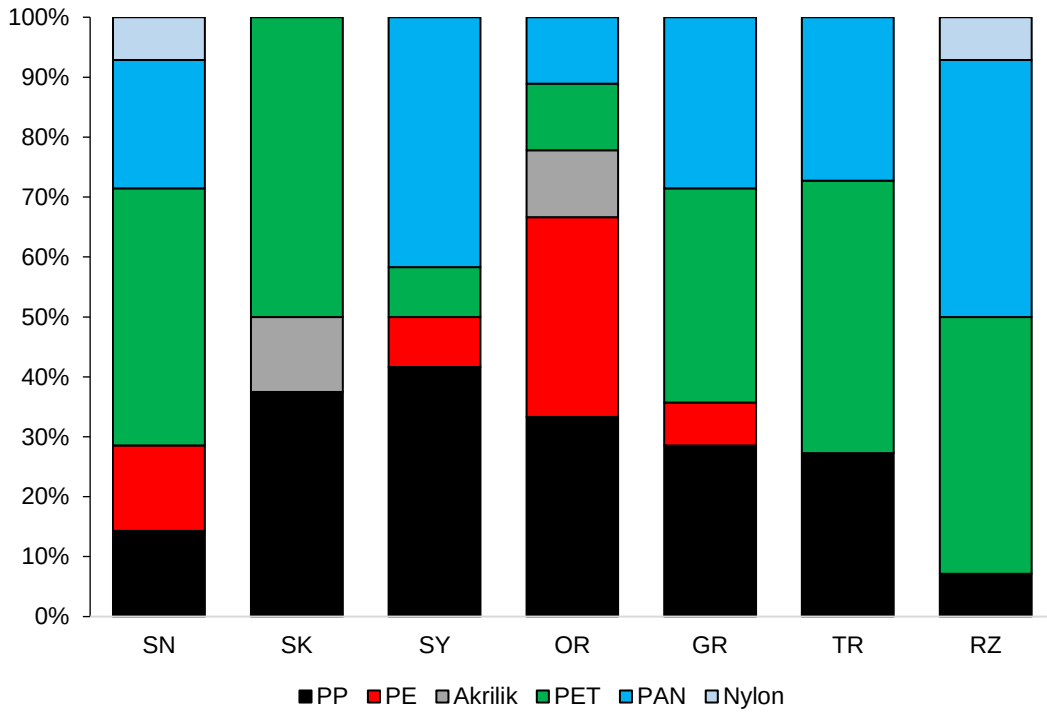
Şekil 38. Temmuz 2019 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları

Ekim 2019 döneminde örnekleme istasyonları yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin incelenmesi sonucu toplam beş sentetik (PP, PE, Akrilik, PET, PS) polimer tespit edilmiştir (Tablo 7). Sinop Aksu (SN), Samsun Yeşilırmak (SY), Ordu Melet (OR) bölgeleri yüzey sularında PE baskın polimer olurken (sırasıyla %75, %66.7 ve %75), Samsun Kızılırmak (SK), Giresun Aksu (GR) ve Trabzon Değirmendere (TR) yüzey sularında PP baskın polimer (sırasıyla %76,9, %50 ve %63,6). Rize Fırtına (RZ) bölgesi yüzey sularında ise PP (%4,9) ve PE (%42,9) baskın polimerler olarak tespit edilmiştir (Şekil 39).



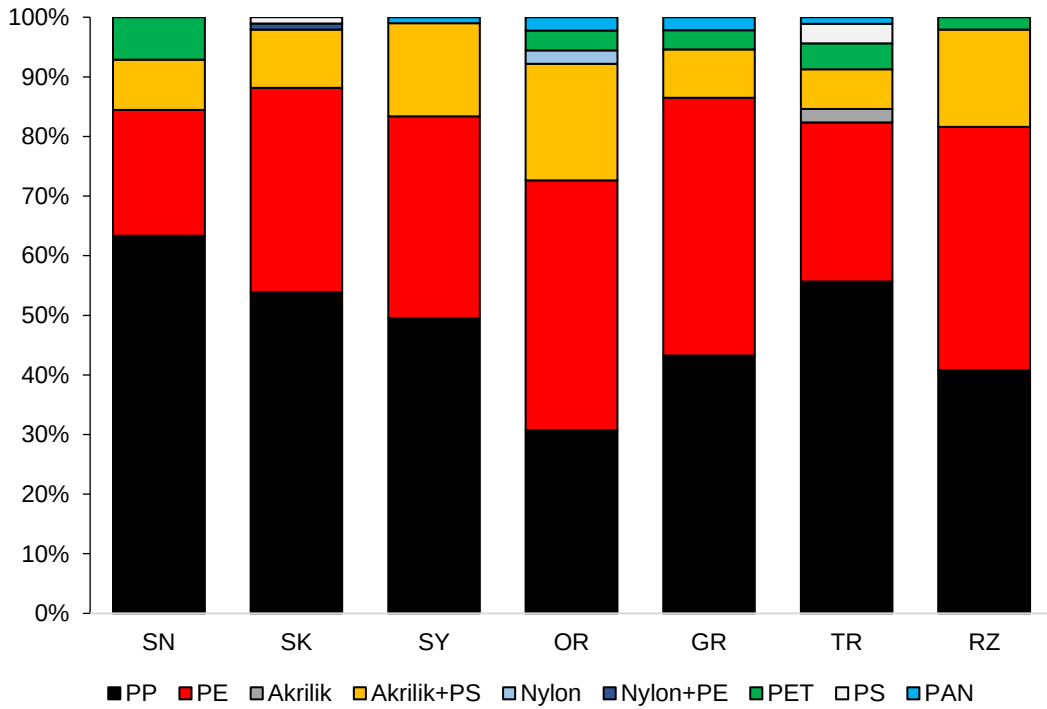
Şekil 39. Ekim 2019 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları

Şubat 2020 döneminde örnekleme istasyonları yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin incelenmesi sonucu toplam altı sentetik (PP, PE, Akrilik, PET, PAN ve Nylon) polimer tespit edilmiştir (Tablo 7). Sinop Aksu (SN), Samsun Kızılırmak (SK), Giresun Aksu (GR) ve Trabzon Değirmendere (TR) bölgeleri yüzey sularında PET baskın polimer olurken (sırasıyla %42,9, %50, %35,7 ve %45,5), Samsun Yeşilırmak (SY) bölgesinde PP (%41,7) ve PAN (%41,7), Ordu Melet (OR) bölgesinde PP (%33,3) ve PE (%33,3) ve Rize Fırtına (RZ) bölgesi yüzey sularında ise PAN (%42,9) ve PET (%42,9) baskın polimerler olarak tespit edilmiştir (Şekil 40).



Şekil 40. Şubat 2020 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları

Haziran 2020 döneminde örnekleme istasyonları yüzey sularından toplanan mikroplastiklerin incelenmesi sonucu toplam dokuz sentetik (PP, PE, Akriklik, Akriklik+PS, Nylon, Nylon+PE, PET, PS ve PAN) polimer tespit edilmiştir (Tablo 7). Sinop Aksu (SN), Samsun Kızılırmak (SK), Samsun Yeşilırmak (SY) Trabzon Değirmendere (TR) bölgeleri yüzey sularında PP baskın polimer olurken (%53.6, %52,4, %48,7 ve %51, sırasıyla), Ordu Melet (OR) bölgesinde PE (%37.5), Giresun Aksu (GR) ve Rize Fırtına (RZ) bölgesi yüzey sularında ise PP (sırasıyla % 40 ve % 39,5) ve PE (sırasıyla % 40 ve % 39,5) baskın polimerler olmuştur (Şekil 41).



Şekil 41. Haziran 2020 döneminde su yüzeyinden izole edilen mikroplastiklerin polimer dağılımları

3.3.2. Güneydoğu Karadeniz’de Mikroplastiklerin Yüzey Morfolojisi ve Elementel Kompozisyonu

Temmuz 2019 örneklemesine ait değerlendirmesi yapılan örneklerde FT-IR tekniği ile uyumlu elementel bileşimler gözlenmiştir. İncelenen örneklerin önemli bir kısmında düşük miktarda denizel ortamda bulunması muhtemel demir, alüminyum, bakır, silisyum, kalsiyum gibi elementlere rastlanmıştır. Yüzey sularından toplanan örneklerin element bileşimi ile ilgili sıra dışı tek bulgu siyah parçacık (SEM No:45) ve kırmızı parça (SEM No:24) örneklerinde %2’nin üzerinde kurşun içeriği saptanmasıdır. EDS sonuçları genel olarak incelendiğinde özellikle demir ve silisyum elementi bakımından siyah fiber (SEM No:42), siyah parça (SEM No:43) ve siyah film (SEM No:44) örneklerinde belirgin bir farklılık gözlenmiştir. Örnek dağılımı incelendiğinde, bu durumun istisnai olabileceği söylenebilir. Bunun dışındaki diğer element birikimlerinin sıra dışı olmayan ve denizel ortamda karşılaşılabilen elementlerden oluştuğu görülmektedir (Tablo 7).

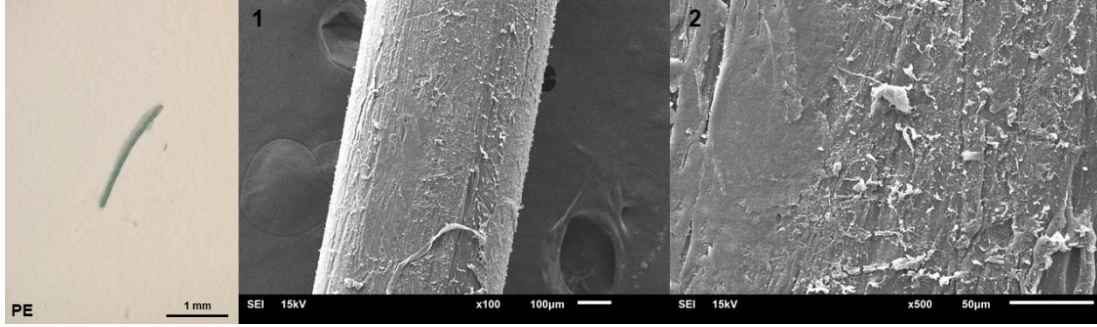
Tablo 7. Temmuz 2019 örneklemesine ait SEM-EDS analiz sonuçları

Temmuz 2019													
Su yüzeyi	SEM kod	Element											
		FTIR	C	Si	O	S	Ca	Ti	Al	Fe	Cu	Pb	Zn
Yeşil fiber	1	PE	81,3		17,5					1,2			
Mavi parça	2	PAN											
Gri parçacık	3	PE	67,6	1,1	27,6					3,1			
Beyaz parça	4	PP	74,5		23,6								
Şeffaf film	5	PP	84,9		13,6								
Siyah film	6	PE	79,4		17,2					2,7			
Şeffaf film	7	PP	85,8		14,0								
Şeffaf film	8	PP	83,2		16,1								
Yeşil fiber	9	PE	87,1		11,8					1,1			
Şeffaf parça	10	PP	86,4		13,3								
Siyah köpük	11	PS	74,1		19,3				1,1	5,5			
Beyaz köpük	12	PS	81,9		17,1								
Yeşil film	13	PE	78,2		19,4			1,2					
Beyaz parça	14	PS	88,0		11,4								
Gri parça	15		79,3		19,5								
Pembe parça	16		83,5		16,0								
Mavi parça	17	PET	87,0		13,0								
Gri köpük	18	PS	70,2	3,8	20,7				1,5	2,9			
Sarı film	19		86,4		12,6								
Turuncu film	20		64,0		34,5								
Mavi parça	21		81,3		16,4		1,1						
Beyaz parça	22		82,1		14,0		2,5						
Yeşil parça	23		75,9		19,6					1,9			
Kırmızı parça	24	PAN	84,7		12,0							2,2	
Mavi film	25		80,5		17,5								
Kahverengi film	26		79,2		19,0								
Siyah fiber	27		86,8		13,0								
Siyah parça	28		78,2		21,8								
Mavi parça	29		81,5		17,8								
Yeşil parça	30		89,7		9,5								

Tablo 7 (Devam). Temmuz 2019 örneklemesine ait SEM-EDS analiz sonuçları

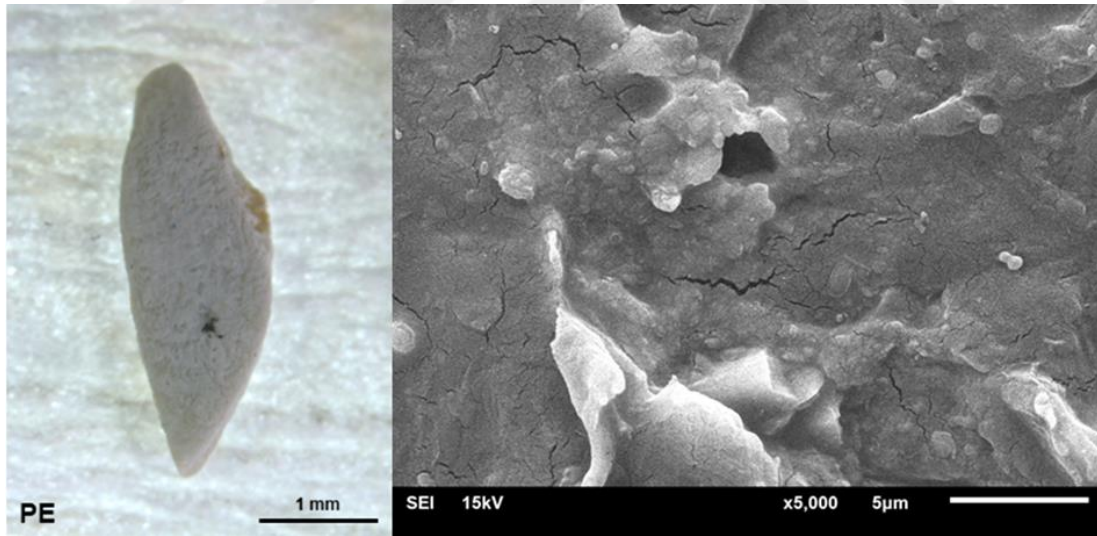
Beyaz parça	31		89,4	10,2					
Şeffaf film	32		83,3	16,4					
Şeffaf film	33		83,0	17,0					
Beyaz film	34		82,2	15,6	1,5				
Mavi film	35		83,4	15,9					
Siyah film	36		85,7	13,9					
Yeşil film	37		83,7	16,1					
Mavi parça	38		75,2	21,6	1,2				
Gri parça	39		83,1	16,1					
Beyaz parça	40	PS	70,0	4,1	21,7		2,3	14	
Siyah parça	41		83,9	14,7					
Siyah fiber	42		55,1	1,2	35,6	1,2		1,2	2,9
Siyah parça	43		47,2	2,1	42,3	1,2	1,2	1,7	43
Siyah film	44		66,9	1,1	27,5			2,5	
Siyah parça	45		62,7		26,6	2,2		2,6	2,1 1,7

Örneklerin SEM analizi sonuçları morfolojik olarak incelendiğinde toplanan örneklerin dokusuna göre değişiklik gösteren mekanik deformasyonlar ve örnek yüzeyinde çeşitli tortuların toplandığı görülmektedir. Örneklerin kimyasal yapısında meydana gelebilecek oksidatif ağırlıklı değişiklikleri kimyasal olarak ayırt etmek mümkün olmasa da bu etkilerin malzeme yüzeyinde meydana getirdiği değişimler de elektron mikroskobu görüntülerinde mekanik deformasyon olarak gözlenebilmektedir. Temmuz 2019 örneklerinin yüzey suyuna ait SEM görüntüleri incelendiğinde yeşil fiber (1) örneğinde gözlenen yüzey çatlakları bu değişimi doğrulamaktadır (Şekil 42). Bunun yanında söz konusu örneğin EDS analizinde gözlenen demir elementi varlığı yüzeyde fiziksel adsorbsiyon yoluyla demir içeren minerallerin biriktiğini göstermektedir. Bunun yanında siyah fiber (SEM No:42), siyah parça (SEM No:43), siyah film (SEM No:44), gri köpük (SEM No:18), mavi parça (SEM No:21), yeşil parçacık (SEM No:23), gri parça (SEM No:3), siyah film (SEM No:6) ve beyaz parça (SEM No:40) örneklerinde gözlenen silisyum içeriğinin plastik yüzeyde meydana gelen çatlaklara fiziksel yolla yerleşen çeşitli silikat bileşiklerinden kaynaklanabileceği düşünülmektedir (Tablo 7).

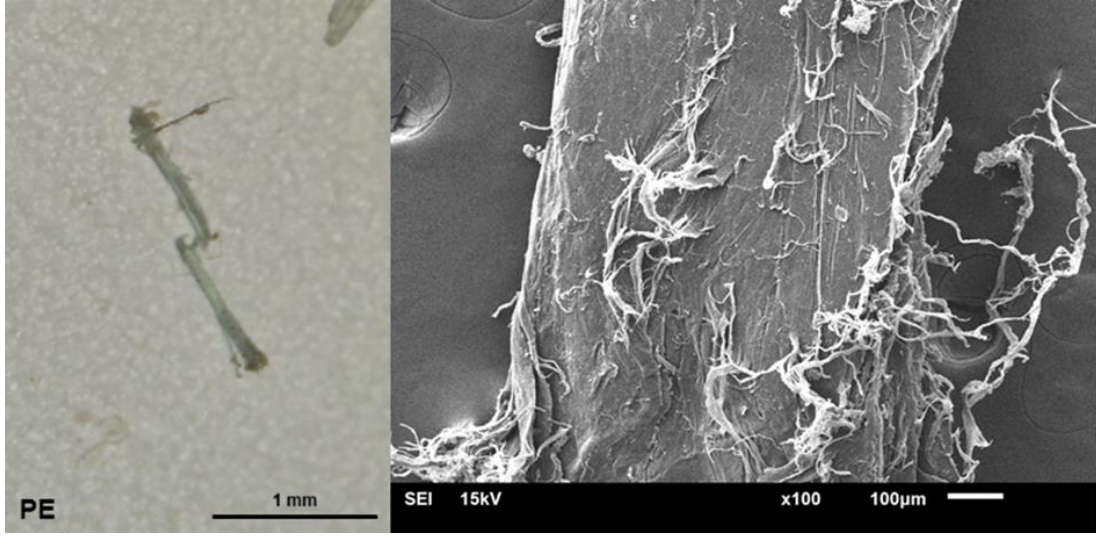


Şekil 42. Yüzey suyundan alınan PE yapılı yeşil fiber örneğine ait SEM görüntüsü

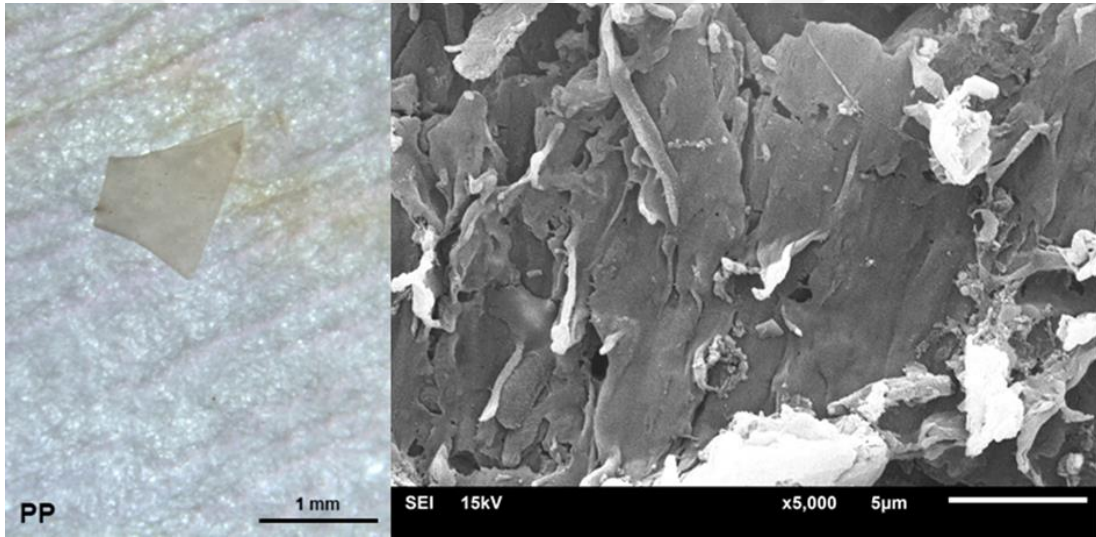
Benzer şekilde yüzey sularından toplanan tüm plastiklerin SEM görüntülerinde mekanik veya oksidatif yolla oluşabilecek ve zamanla plastik yapının daha küçük parçalara ayrılmasına sebep olabilecek mekanik deformasyonlar gözlenmiştir. PE yapılı gri parçacık (SEM No:3) (Şekil 43), yeşil fiber (SEM No:9) (Şekil 44) ve PP yapılı beyaz parçacık (SEM No:4) (Şekil 45) örneklerinde bu deformasyonlar görülmektedir.



Şekil 43. Yüzey suyundan alınan PE yapılı gri parça örneğine ait SEM görüntüsü

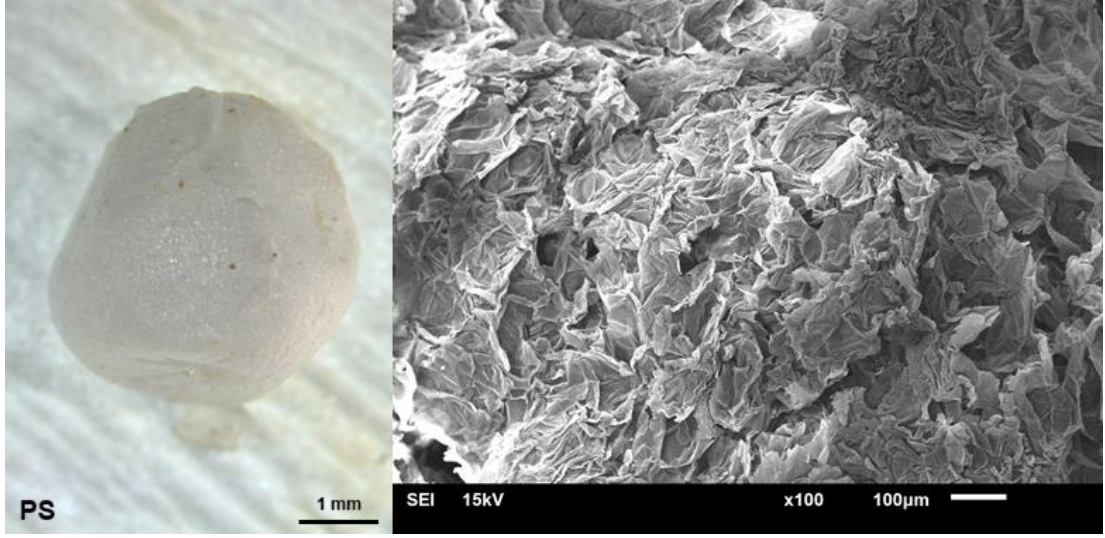


Şekil 44. Yüzey suyundan alınan PE yapılı yeşil fiber örneğine ait SEM görüntüsü

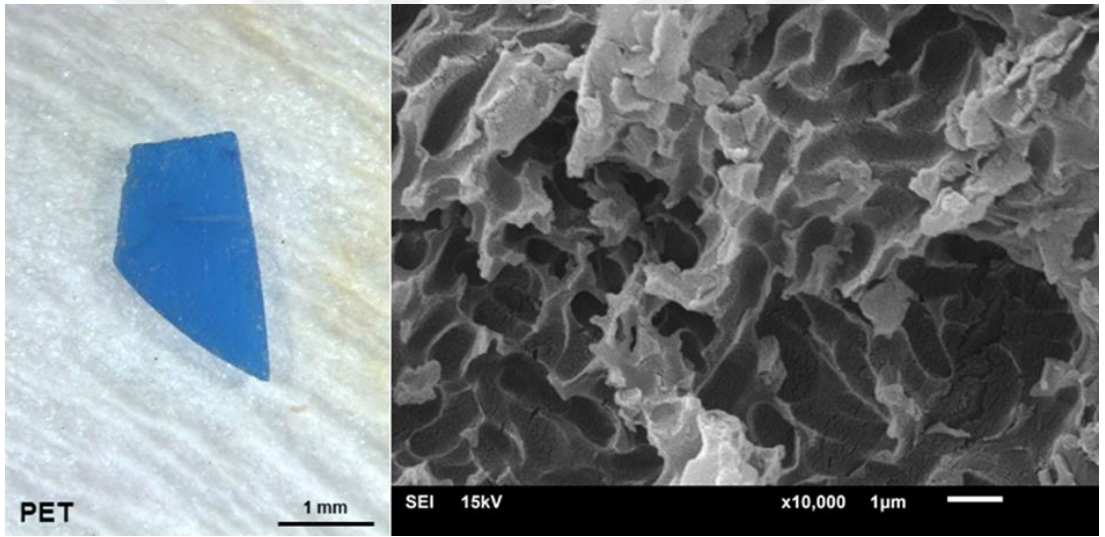


Şekil 45. Yüzey suyundan alınan PP yapılı beyaz parça örneğine ait SEM görüntüsü

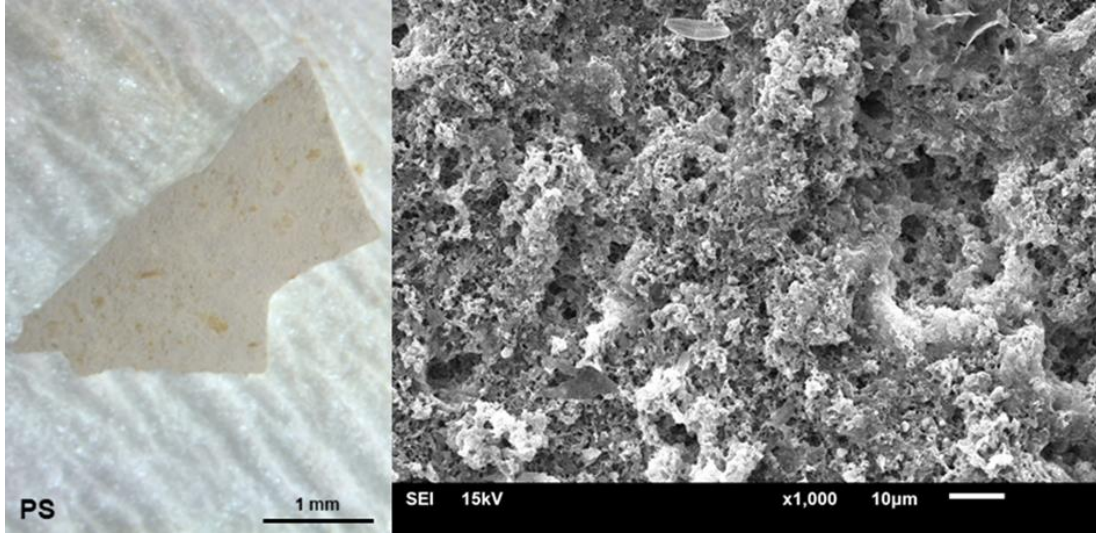
Temmuz 2019’da yüzey suyuna ait sırasıyla PS, PET ve PS, yapılı beyaz köpük (SEM No:12) (Şekil 46) ve mavi parça (SEM No:17) (Şekil 47) ve beyaz parça (SEM No:40) (Şekil 48) örneklerine ait SEM görüntülerinde metal ve çeşitli organik kirleticilerin adsorpsiyonu ve biyofilm oluşumuna elverişli birçok gözenekliliğin varlığı görülmektedir. Şekil 48’da mikropplastik yüzeyine yerleşmiş bir diatom görülmektedir.



Şekil 46. Yüzey suyundan alınan PS yapılı beyaz köpük örneğine ait SEM görüntüsü



Şekil 47. Yüzey suyundan alınan PET yapılı mavi parça örneğine ait SEM görüntüsü



Şekil 48. Yüzey suyundan alınan PS yapılı beyaz parça örneğine ait SEM görüntüsü

Ekim 2019 örneklemesine ait EDS analizleri incelendiğinde (Tablo 8) örneklerin bir kısmında turuncu parça (SEM No:16) ve beyaz film (SEM No:18) örneklerinde demir elementinin tutunum gösterdiği gözlenmiştir. Ayrıca sınırlı olarak, beyaz film (SEM No:24) örneğinde potasyum, sodyum ve klor elementine rastlanmıştır.

Tablo 8. Ekim 2019 örneklemesine ait SEM-EDS analiz sonuçları

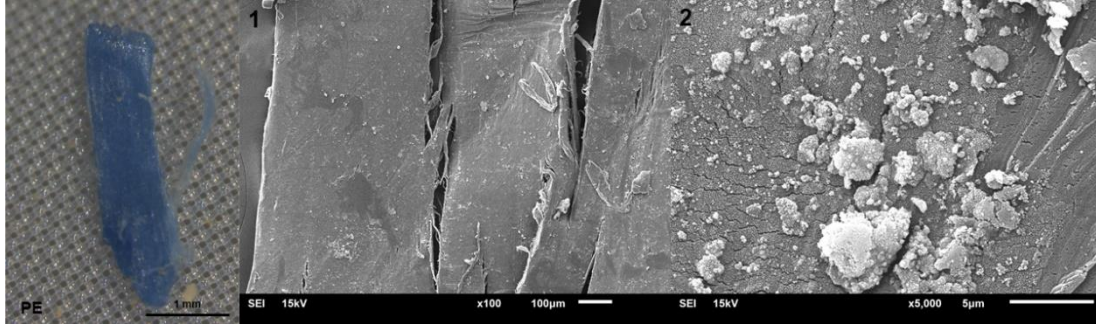
Ekim 2019											
Su yüzeyi	SEM kod	FTIR	Element								
			C	Si	O	Fe	Ca	Ti	Al	K	Na Cl
Turuncu parçacık	16	PE	75,2	22,3	1,1						
Şeffaf film	17	PP	84,6	15,1							
Beyaz film	18	PE	80,7	17,1	1,1						
Şeffaf film	19	PE	85,7	14,1							
Siyah fiber	20	PET	88,7	11,1							
Beyaz boncuk	21	PE	75,1	24,6							
Mavi film	22	PP	88,0	10,7							
Kırmızı fiber	23	PP	860	12,2							
Beyaz film	24	PE	79,2	14,6						1,2	1,7 2,0

Şubat 2020 örneklemesine ait SEM-EDS incelemesi organik polimer malzemelerin temel yapıtaşı olan yüksek karbon içeriğini doğrulamaktadır (Tablo 9). Yüzey sularına ait beyaz film (SEM No:10), şeffaf parça (SEM No:11), şeffaf film (SEM No:12), siyah fiber (SEM No:13), derinliğe ait şeffaf fiber (SEM No:4) ve gri fiber (SEM No:6) örneklerinde gözlenen demir elementi de suda çözünmeyen demir bileşiklerinin mikropplastik yüzey ve çatlaklarına yerleştiğini göstermektedir. Mikropplastik yüzeyinde bulunan biyofilm tabakasını temizlemek amacıyla hidrojen peroksit kullanılması nedeniyle kimyasal bağlanma yerine fiziksel tutunma ile biriktiği düşüncesini güçlendirmektedir. Söz konusu elementlerin denizel ortamda bulunabilen elementler olması sebebiyle parçacıkların bu metalleri farklı tür ve miktarlarda içermesi partiküllerin bulunduğu ortam ya da taşınım hikâyeleri ile ilgili özel bir bilgi elde etmemizi engellemektedir. Bu bakımdan polimerin türü ile tutunum gösteren metallerin türü ve miktarı arasında bir korelasyon kurulması mümkün olmamaktadır.

Tablo 9. Şubat 2020 örneklemesine ait SEM-EDS analizi sonuçları

Şubat 2020									
Su yüzeyi	SEM kod	FTIR	Element						
			C	Si	O	Cr	Fe	Cl	Zn
Mavi film	9	PE	79,1		16,7		3,3		
Beyaz film	10	PP	75,7		19,1		4,5		
Şeffaf parçacık	11	PE	81,5		14,9		3,7		
Şeffaf film	12	PP	70,8		22,3		5,9		
Siyah fiber	13	PET	70,4		29,6				
Şeffaf fiber	16	PET	90,2		9,8				

Şubat 2020 örneklemesinden yüzey suyu örneklerine ait PE yapılı mavi film örneğinin SEM görüntüleri incelendiğinde x5000 büyütmede malzeme yüzeyinde mekanik ve oksidatif etkilerden kaynaklanması muhtemel çatlak ve yarıklar görülmektedir. Bunun yanında malzemenin yüzeyinde inorganik kaynaklı minerallerden oluşan yığılmalar göze çarpmaktadır. PE mavi film (SEM No:9) SEM analizinde x100'lik daha geniş bir perspektiften incelendiğinde malzeme yüzeyinde yorulma kaynaklı derin parçalanmalar göze çarpmaktadır (Şekil 49).



Şekil 49. Yüzey sularından alınan PE yapılı mavi film örneğine ait SEM görüntüsü

Haziran 2020 örneklemesine ait örnekleri üzerinde yapılan incelemede örneklerin genel olarak yapısında oksijen bulunduran PE ve PP gibi polimerlerden meydana geldiği görülmektedir. Örneklerin EDS analizinde gözlenen oksijen, plastiklerin yüzeyinde meydana gelen oksidatif deformasyon olarak yorumlanabilir. Bunun dışında polimerlerin çevresel açıdan ağır metal kirliliğine işaret edecek metal birikimi içermediği denizel ortamda yaygın olarak rastlanan ve nispeten bol bulunan elementlerin mikroplastik yüzeyine tutunduğu görülmüştür (Tablo 10).

Tablo 10. Haziran 2020 örneklemesine ait SEM-EDS analizi sonuçları

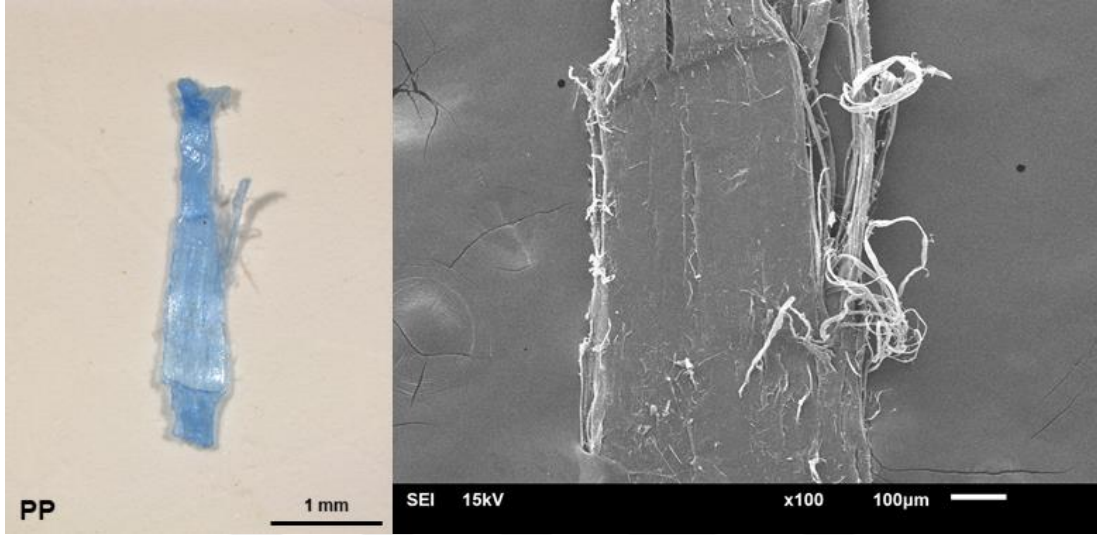
Haziran 2020											
Su yüzeyi	SEM kod	FTIR	Element								
			C	Si	O	Mg	Ca	Na	Al	Fe	Cu P
Siyah fiber	11	PET	71,0		28,4						
Mavi parça	12	PP	66,1		29,1					3,5	1,3
Beyaz parça	13	PP	69,4		28,5					1,5	
Şeffaf parça	14	PP	74,4		23,8					1,5	
Beyaz film	15	PE	74,5		24,3						
Beyaz parça	16	PP	71,5		26,1					1,6	
Mavi parça	17	PE	62,7		28,3					4,3	1,7
Şeffaf film	18	PE	77,2		22,5						
Şeffaf parça	19	PE	68,4		30,4					1,2	
Şeffaf film	20	PE	66,4	1,3	31,1				1,1		
Beyaz parça	21	PP	68,3		29,5					1,2	
Yeşil parça	22	PS+PAC	51,8	5,1	34,1	2,4	1,2			4,5	
Mavi parça	23	PP	69,6		28,7					1,0	

Tablo 10 (Devam). Haziran 2020 örneklemesine ait SEM-EDS analizi sonuçları

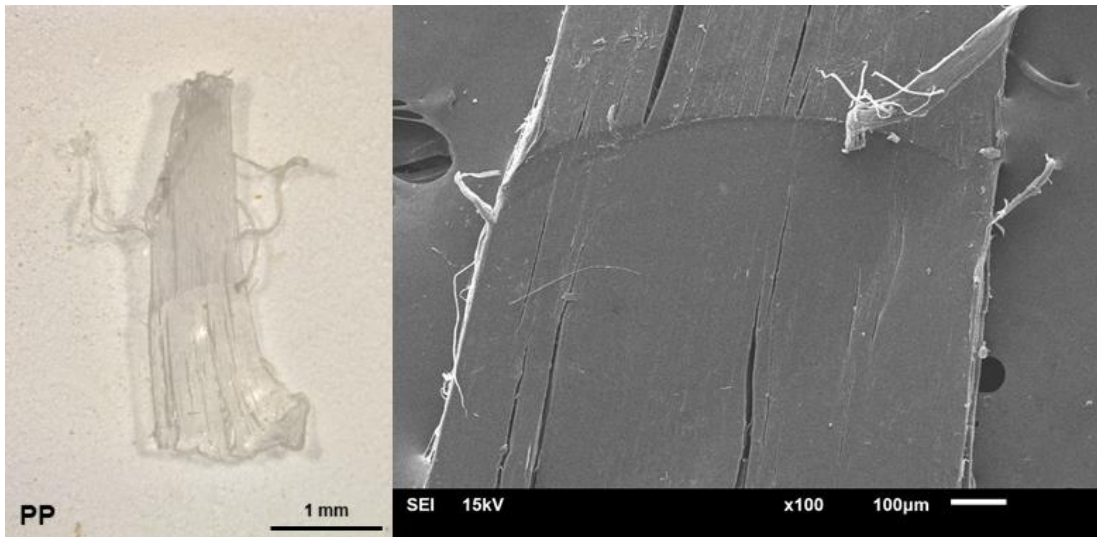
Şeffaf parça	24	PE	67,6	32,4		
Yeşil parça	25	PP	64,8	32,9		
Mavi parça	26	PE	68,2	31,0		
Şeffaf film	27	PE	70,0	27,0		1,7
Beyaz film	28	PE	67,1	2,6	26,6	1,3 2,4
Şeffaf film	29	PE	74,2	25,2		
Yeşil parça	30	PA	68,3	2,2	23,8	1,9 3,9
Beyaz parça	31	PP	72,6	24,8		1,1
Beyaz parça	32	PE	58,3	1,6	39,1	1,0
Beyaz parça	33	PP	77,7	20,6		
Mavi parça	34	PP	69,3	28,3		1,7
Şeffaf film	35	PE	76,8	22,8		
Şeffaf parça	36	PE	58,9	41,1		
Şeffaf parça	37	PE	64,5	33,7		1,0
Beyaz parça	38	PE	63,0	1,4	30,7	1,1 3,9
Beyaz parça	39	PP	70,5	26,4	1,6	
Kırmızı fiber	40	PET	58,9	39,1		2,0

Haziran 2020 örneklemesine ait örneklerin SEM görüntüleri incelendiğinde su yüzeyine ait örneklerde şeffaf film (SEM No:20), yeşil parça (SEM No:22), beyaz film (SEM No:28), yeşil parça (SEM No:30), beyaz parça (SEM No:32) ve beyaz parça (SEM No:38) örneklerinde silisyum; mavi parça (SEM No:12), beyaz parça (SEM No:13), şeffaf parça (SEM No:14), beyaz parça (SEM No:16), mavi parça (SEM No:17), şeffaf parça (SEM No:19), beyaz parça (SEM No:21), yeşil parça (SEM No:22), mavi parça (SEM No:23), şeffaf film (SEM No:27), beyaz film (SEM No:28), yeşil parça (SEM No:30), beyaz parça (SEM No:31), mavi parça (SEM No:34), beyaz parça (SEM No:38) ve kırmızı fiber (SEM No:40) örneklerinde demir elementine ve ayrıca daha sınırlı olarak şeffaf film (SEM No:20), beyaz film (SEM No:28), yeşil parça (SEM No:30), beyaz parça (SEM No:32), şeffaf parça (SEM No:37) ve beyaz parça (SEM No:38) örneklerinde alüminyum elementine rastlanmıştır. Örneklerin element kompozisyonu incelendiğinde polimer yapılı maddelerde olması beklenen karbon ve oksijen dışında denizel ortamda yaygın olarak bulunabilecek elementlerden oluştuğu görülmüştür (Tablo 10). Mavi parça (SEM No:12), şeffaf parça (SEM

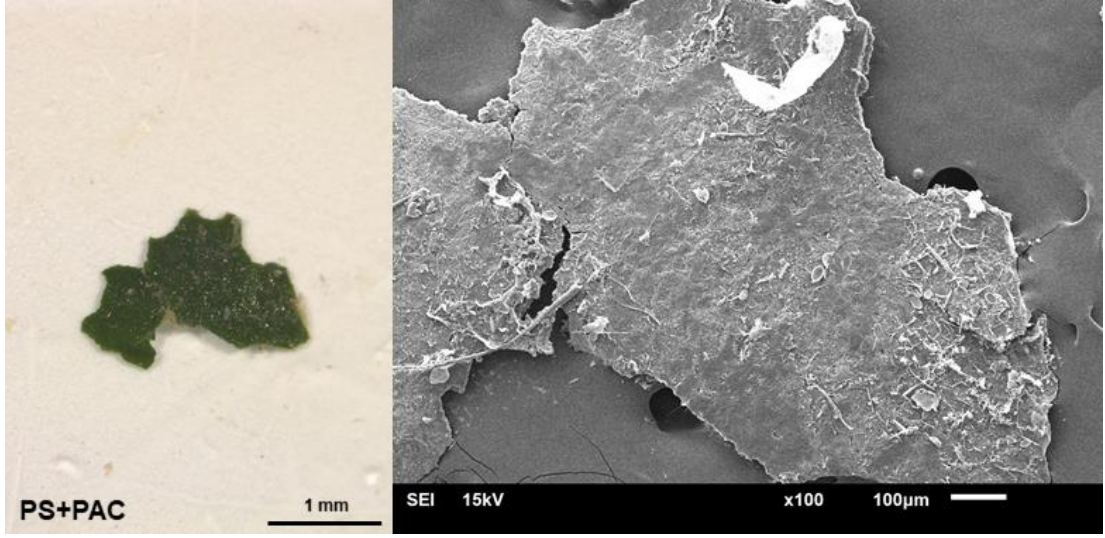
No:14), yeşil parça (SEM No:22), beyaz parça (SEM No:21), yeşil parça (SEM No:25) rneklerinin SEM görüntülerinde de (şekil 50-54) görülebileceęi gibi mikroplastik malzemeler çoğunlukla aynı eksen üzerinde fiberli bir parçalanma modeli izlemektedir.



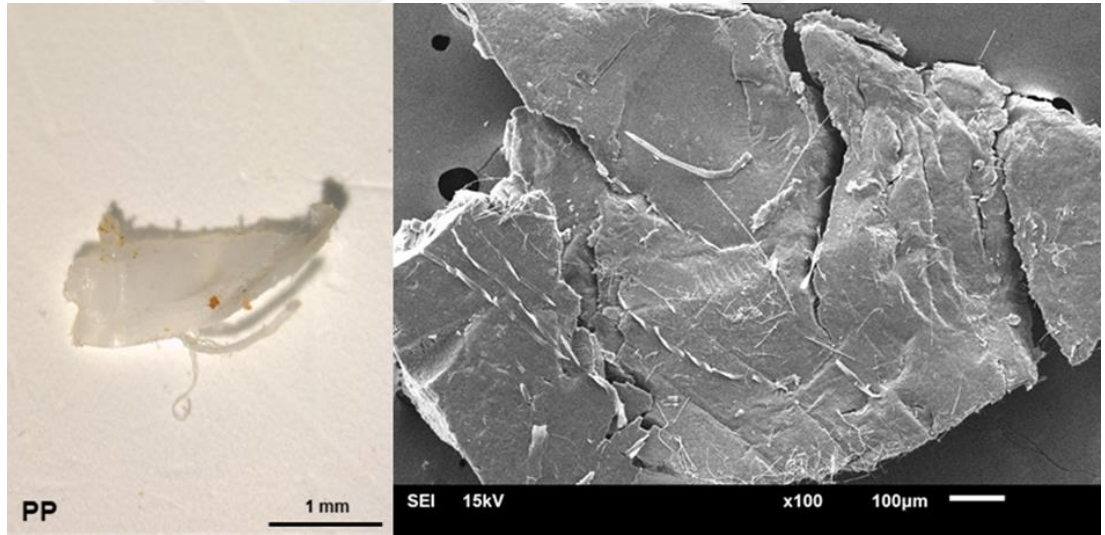
şekil 50. Yüzey sularından alınan PP yapılı mavi parça örneğine ait SEM görüntüsü



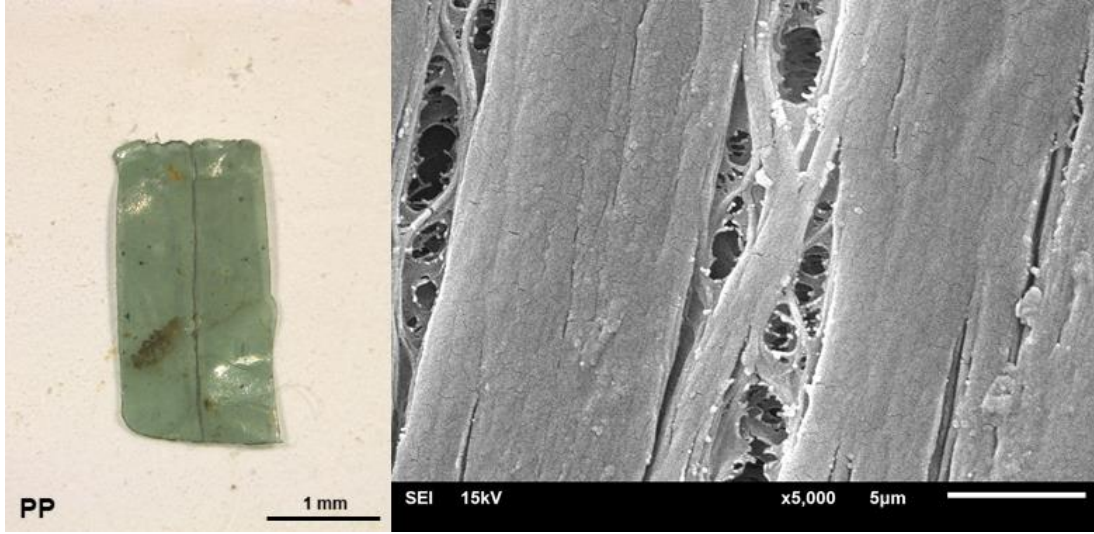
şekil 51. Yüzey sularından alınan PP yapılı şeffaf parça örneğine ait SEM görüntüsü



Şekil 52. Yüzey sularından alınan PS+PAC yapılı yeşil parça örneğine ait SEM görüntüsü



Şekil 53. Yüzey sularından alınan PP yapılı beyaz parça örneğine ait SEM görüntüsü



Şekil 54. Yüzey sularından alınan PP yapılı yeşil parça örneğine ait SEM görüntüsü

3.2. Güneydoğu Karadeniz’de Mikrobiyal Plastisfer Komuniteleri

Karadeniz’de serbest halde yüzen toplam 42 adet plastik parçanın mikrobiyal komuniteleri analiz edilmiştir. Bu plastik parçalar, FT-IR analizi sonucunda 4 farklı polimer tipine (PE, PP, PET ve PS) sahip olduğu görülmüştür. Bu plastiklerden Temmuz 2019’da 3 farklı renkte (şeffaf, beyaz, siyah), 2 tipten (film ve parça) oluşan toplamda 14 adet plastik incelenmiştir. Ekim 2019’da 6 farklı renkte (şeffaf, siyah, yeşil, sarı, mavi, renkli), 3 tipten (film, fiber, parça) oluşan toplam 9 adet plastik incelenmiştir. Şubat 2020’de 6 farklı renkte (şeffaf, beyaz, siyah, yeşil, renkli, gri), 4 tipten (film, fiber, parça, köpük) oluşan toplam 11 adet plastik incelenmiştir. Haziran 2020’de ise 4 farklı renkte (şeffaf, beyaz, yeşil, mavi), 4 tipten (film, fiber, parça, köpük) oluşan toplam 8 adet plastik incelenmiştir.

Mikrobiyal plastisfer komuniteleri bakımında incelendiğinde toplamda 21 tür tespit edilmiştir (Tablo 11). Temmuz 2019’da yapılan örneklemede, 14 adet MP üzerinde toplamda 15 tür tespit edilmiş olup 14 adeti Bacillariophyceae, 1 adet Coccolithophyceae sınıfına ait türlerdir (Şekil 55). Genel olarak türlerin ekolojik formlarına bakıldığında, 5 tür deniz, 1 tür tatlısu ve 1 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır. Bu türlerden 5 türü bentik bölgeye uyum sağlayan mikroorganizmalardır. Samsun Kızılırmak (SK2) geçiş sularından alınan örneklerde PE polimer tipine sahip örnekte en fazla diatom türüne rastlanılmıştır. Ekim 2019’da yapılan örneklemede, 9 adet MP üzerinde toplam 8 tür

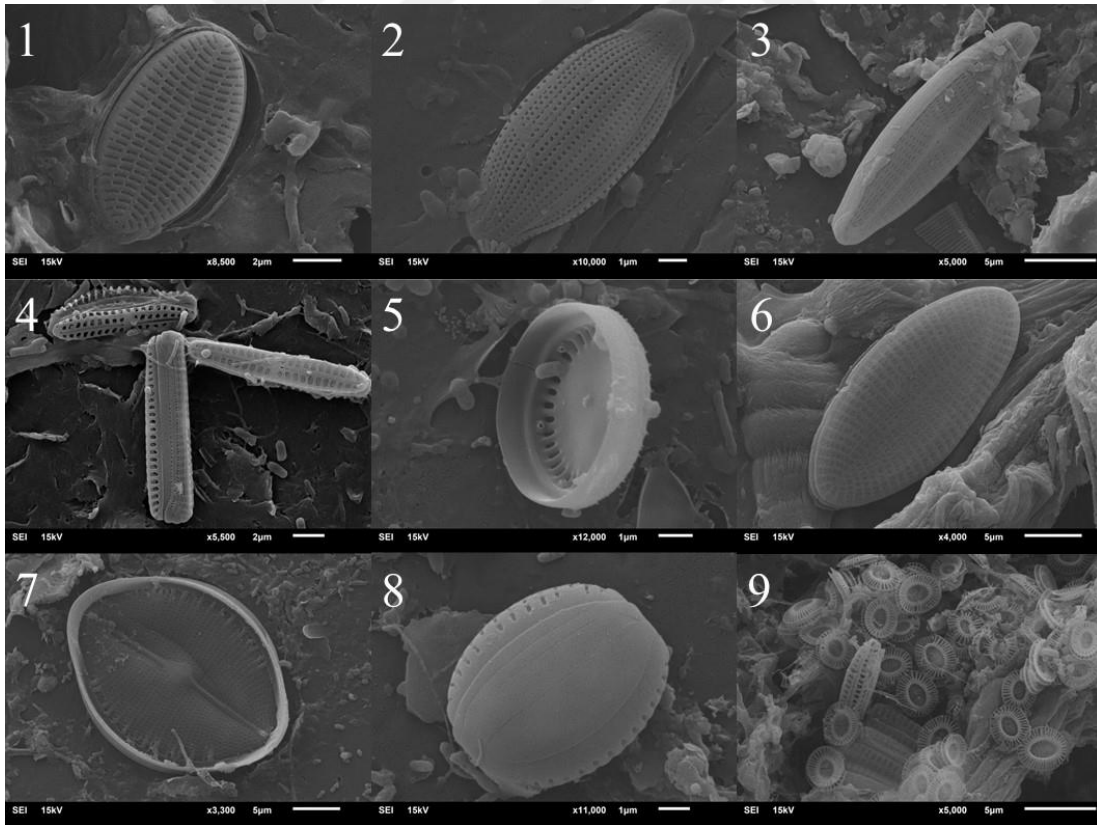
tespit edilmiş olup 7 adeti Bacillariophyceae, 1 adet Coccolithophyceae sınıfına ait türlerdir (Şekil 56). Genel olarak türlerin ekolojik formlarına bakıldığında, 2 tür deniz, 1 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır. Bu türlerden 2 tür bentik bölgeye uyum sağlayan mikroorganizmalardır. Rize kıyı sularında plastik üzerinde ilk kez *Nitzschia longissima* türü tespit edilmiştir. Sinop kıyı sularından alınan MP örneklerinde PE polimer tipine sahip örnekte en fazla diatom türüne rastlanılmıştır. Şubat 2020’de yapılan örneklemede, 11 adet MP üzerinde toplam 2 tür tespit edilmiş olup 2 adeti Bacillariophyceae sınıfına ait türlerdir (Şekil 57). Bu örneklemede yüzey sularında dağılım gösteren bazı mikroplastiklerde hiç tür görülmemiştir. Genel olarak tespit edilen 2 tür deniz, tatlı su ve acı su koşullarına adapte olmuş mikroorganizmalardır. Bu türler bentik ve planktonik bölgeye uyumlu mikroorganizmalardır. Haziran 2020’de yapılan örneklemede ise, 8 adet MP üzerinde toplam 10 tür tespit edilmiş olup hepsi Bacillariophyceae sınıfına ait türlerdir (Şekil 58). Genel olarak türlerin ekolojik formlarına bakıldığında, 1 tür deniz, 2 tür tatlı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır. Bu türlerden 5 tür bentik bölgeye uyum sağlayan mikroorganizmalardır. Sinop kıyı sularından alınan MP örneklerinde PP polimer tipine sahip örnekte en fazla diatom türüne rastlanılmıştır.

Tablo 11. Güneydoğu Karadeniz’den toplanan plastiklere ait tür listesi

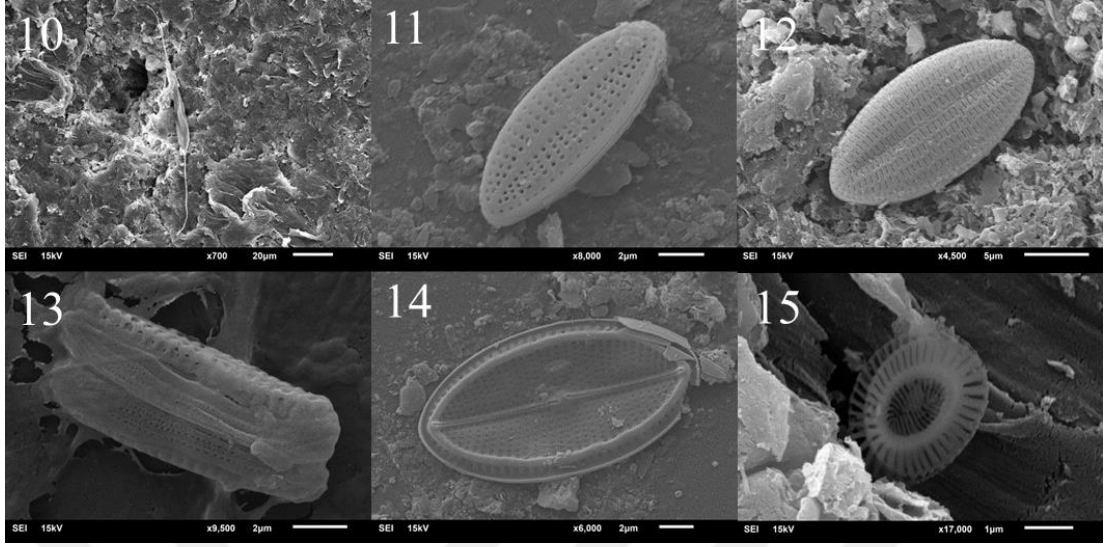
Türler	Temmuz 2019	Ekim 2019	Şubat 2020	Haziran 2020
Bacillariophyceae				
<i>Achnanthes</i> sp.	-	+	-	-
<i>Amphora</i> sp.	+	+	-	+
<i>Amphora commutata</i>	+	+	-	-
<i>Biremis</i> sp.	+	+	-	+
<i>Cocconeis</i> sp.	+	+	-	+
<i>Cocconeis euglipta</i>	+	+	-	+
<i>Cocconeis scutellum</i>	+	-	-	+
<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>parva</i>	+	-	-	-
<i>Diatoma vulgare</i>	-	-	-	+
<i>Encyonema</i> sp.	+	-	-	-

Tablo 11 (Devam). Güneydoğu Karadeniz’den toplanan plastiklere ait tür listesi

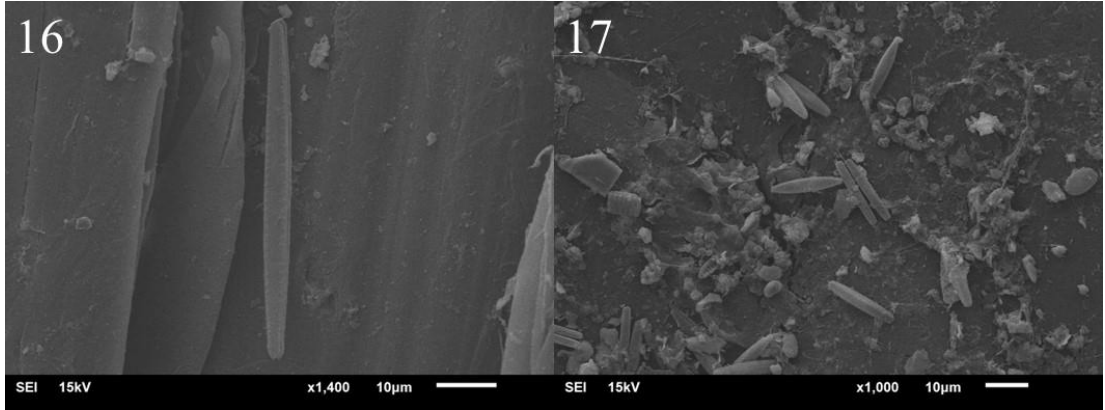
<i>Encyonema minitum</i>	-	-	-	+
<i>Fragilaria</i> sp.	+	-	-	+
<i>Navicula</i> sp.	+	-	+	-
<i>Navicula parapontica</i>	+	-	-	-
<i>Nitzschia</i> sp.	+	-	-	+
<i>Nitzschia longissima</i>	-	+	-	-
<i>Nitzschia palea</i>	+	-	-	-
<i>Nitzschia recta</i>	-	-	-	+
<i>Tabularia fasciculata</i>	-	-	+	-
<i>Thalassiosira</i> sp.	+	-	-	-
Coccolithophyceae				
<i>Emiliania huxleyi</i>	+	+	-	-



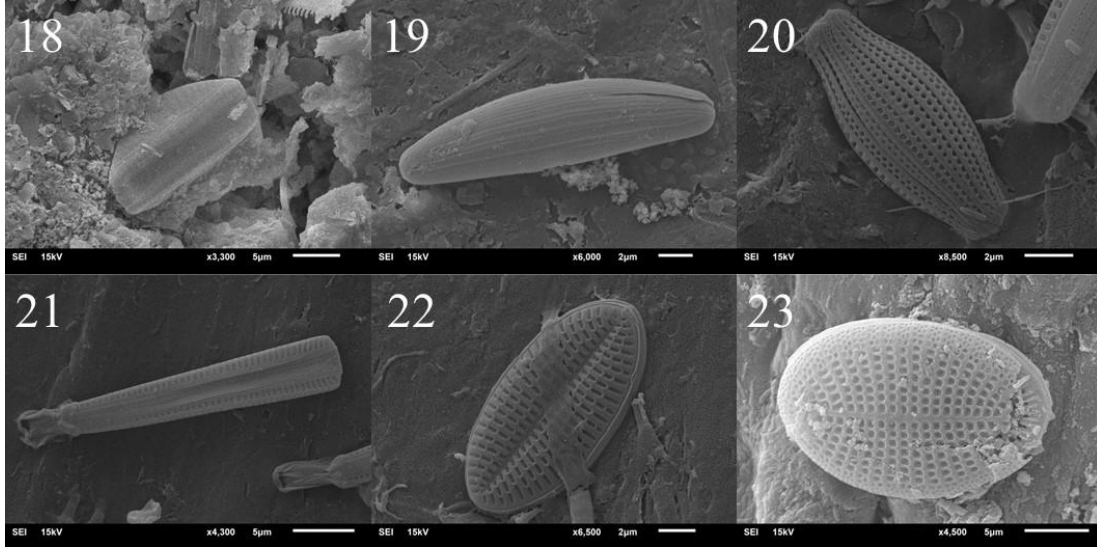
Şekil 55. Temmuz 2019’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler. 1.*Cocconeis euglipta*, 2.*Amphora* sp., 3.*Navicula parapontica*, 4.*Biremis* sp., 5.*Thalassiosira* sp., 6.*Cocconeis scutellum* var. *parva*, 7.*Cocconeis scutellum*, 8.*Amphora* sp., 9.*Emiliania huxleyi*.



Şekil 56. Ekim 2019’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler 10.*Nitzschia longissima*, 11.*Achnanthes* sp., 12.*Cocconeis euglypta*, 13.*Biremis* sp., 14.*Cocconeis* sp., 15.*Emiliana huxleyi*.



Şekil 57. Şubat 2020’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler 16. *Tabularia fasciculata*, 17. *Navicula* sp.

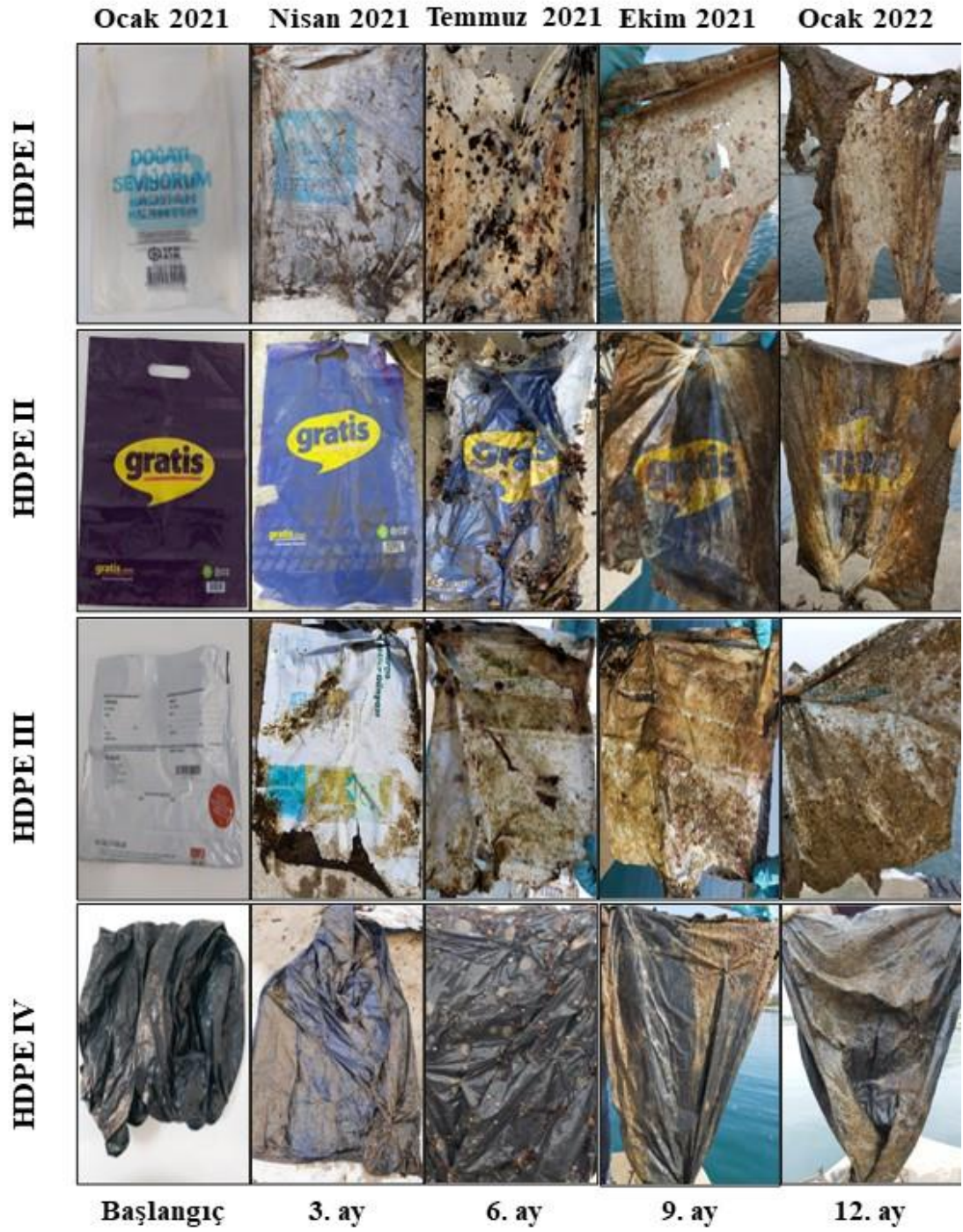


Şekil 58. Haziran 2020’de yüzey sularında dağılım gösteren mikroplastiklerde tespit edilen bazı türler 18. *Encyonema minutum*, 19. *Amphora sp.1*, 20. *Amphora sp.2*, 21. *Biremis sp.*, 22. *Cocconeis euglypta*, 23. *Cocconeis scutellum*

3.3. Mikrobiyal Plastisfer Komunitelerinin Formasyonu ve Zamana Bağlı Değişimi

Bu çalışmada, altı farklı polimer türüne (yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE), polipropilen (PP), polietilentereftalat (PET), poliakrilonitril (PAN), polipropilen+polietilen karışımı (PP+PE) ve polipropilen+poliamid karışımı (PP+PA) sahip plastik objeler üzerindeki plastisfer oluşumu incelenmek için yerinde bir yıl süre ile inkübe edilmiştir. İlk üç ay sonunda (Nisan 2021) tüm plastik türlerinde plastisfer oluşumu görülmüştür ve takip eden aylarda biyofilm oluşumu artmıştır (Şekil 59). Başlangıçta plastik objelerde seyrek bir şekilde plastisfer oluşmuş ve gevşek bir şekilde yapışmış tortu parçacıklar şeklinde gözlenmiştir. Plastisfer yapısı, makro omurgasız (örn. midye, tunikatlar vs.) ve makro algler nedeniyle zamanla yoğunlaşmıştır ancak bu gelişme plastik türüne ve polimer tipine göre büyük ölçüde farklılıklar göstermiştir (EK-2).

HDPE polimerine sahip objelerden HDPE I, HDPE II, HDPE III ve HDPE IV ilk örnekleme dönemi olan Nisan 2021’de yoğun biyofilm oluşumu gözlenmiştir. Daha sonraki üçer aylık periyotlarda (Temmuz 2021, Ekim 2021 ve Ocak 2022) alınan plastik objede daha belirgin şekilde biyofilmde yoğunlaşma, makro boyutta canlıların tutunmaları, objelerdeki renk değişimi ve parçalanma gözlemlenmiştir (Şekil 59).



Şekil 59. HDPE objelerde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi

Laboratuvar ortamında incelenene HDPE'ye ait dört farklı tipteki alışveriş poşeti plastisfer komunitelerinde 108 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellata'ya ait olan toplam 110 tür tespit edilmiştir (EK-3). Bu türlerden 44 tür deniz suyunda, 14

tür tatlı suda ve 6 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise yaşam toleransı geniş türlerdir. İncelenen mikroorganizmalardan 16 tür bentik, 2 tür epifitik, 3 tür planktonik ve 8 tür ise planktonik/ bentik (bentopelajik) olduğu belirlenmiştir.

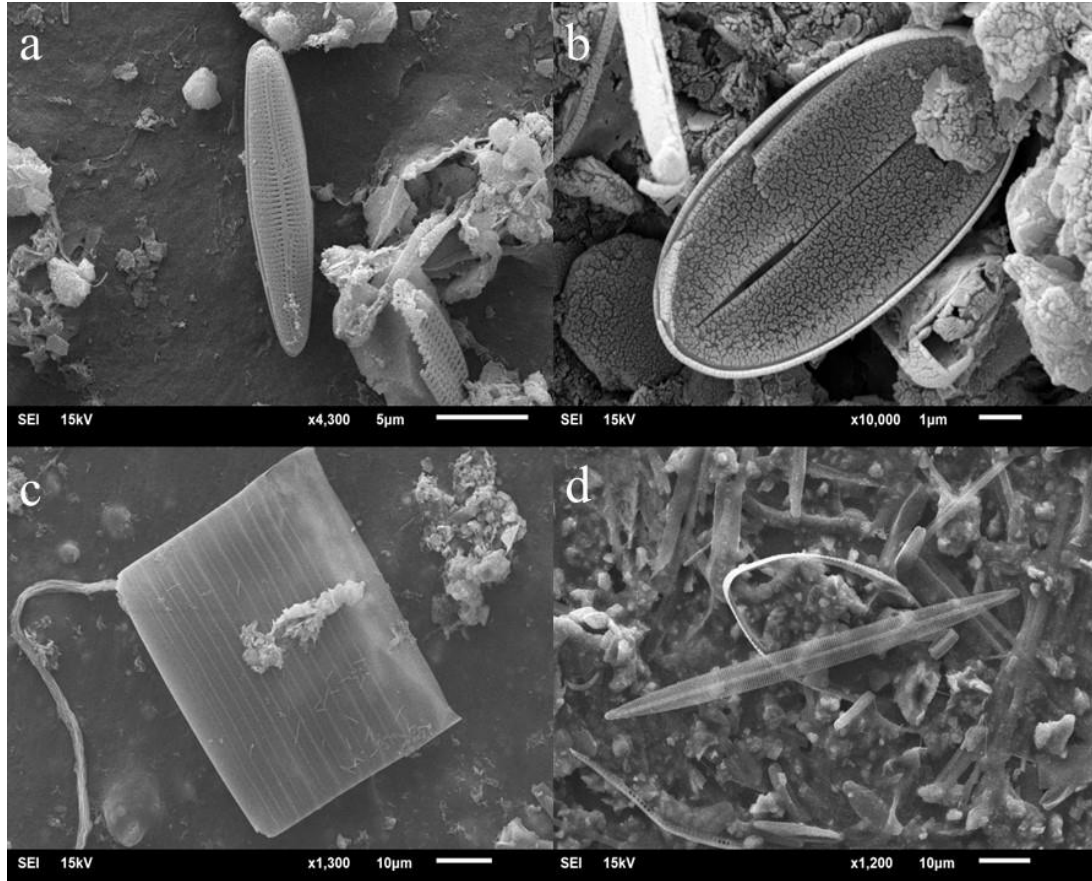
İnkübe edilen HDPE I üzerindeki mikrobiyal plastisfer komunitesinde 86 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 88 adet tür belirlenmiştir. Nisan 2021’de (3. ay) toplamda 25 türden en yoğun gözlenen tür *Berkeleya rutilans* olmuştur. Temmuz 2021 (6. ay) ve Ekim 2021’de (9. ay) mikrobiyal plastisfer komünite yapısında değişimler gözlenmiş ve Temmuz 2021’de 48 tür ve Ekim 2021’de ise 62 tür tespit edilmiştir. Temmuz ve Ekim’de en yoğun gözlenen tür *Cocconeis euglypta* olmuştur. Ocak 2022’de (12. ay) 67 tür gözlenmiş olup en yoğun bulunan tür *Bacillaria paxillifera* olmuştur (Tablo 12). Genel olarak HDPE I objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 38 adet deniz, 7 adet tatlısu ve 7 adet acısuda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır. Bu türlerden 13 adeti bentik bölgeye adapte olan türlerdir (Şekil 60). HDPE II objesinin üzerindeki mikrobiyal plastisfer komunitesinde 75 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 77 adet tür belirlenmiştir. Nisan 2021’de (3. ay) toplam 20 tür tespit edilmiş olup en yoğun bulunan tür *Neosynedra provincialis* olmuştur. Temmuz 2021’de (6. ay) 40 türden en yoğun gözlenen tür *Licmophora flabellata*, Ekim 2021’de (9. ay) 49 türden en yoğun gözlenen tür *Bacillaria paxillifera* ve Ocak 2022’de (12. ay) 59 türden en yoğun gözlenen tür *Neosynedra provincialis* olmuştur (Tablo 13). Genel olarak HDPE II objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 35 adet deniz, 4 adet tatlısu ve 5 adet acısuda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara ve bu türlerden 11 adeti bentik (bentopelajik) bölgeye adapte olan türlerdir (Şekil 61).

Tablo 12. HDPE I objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>
2 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>
3 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Nitzschia longissima</i>
4 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Navicula</i> sp.1	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
5 <i>Grammatophora oceanica</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Licmophora flabellata</i>
6 <i>Tabularia parva</i>	<i>Navicula</i> sp.2	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Navicula</i> sp.2

Tablo 12 (Devam). HDPE I objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

7 <i>Tabularia fasciculata</i>	<i>Nitzschia reversa</i>	<i>Parlibellus hamulifer</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
8 <i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Ardissonea crystallina</i>	<i>Amphora</i> sp.1
9 <i>Grammatophora marina</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Grammatophora marina</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>
10 <i>Striatella unipunctata</i>	<i>Tryblionella apiculata</i>	<i>Navicula</i> sp.2	<i>Tabularia parva</i>



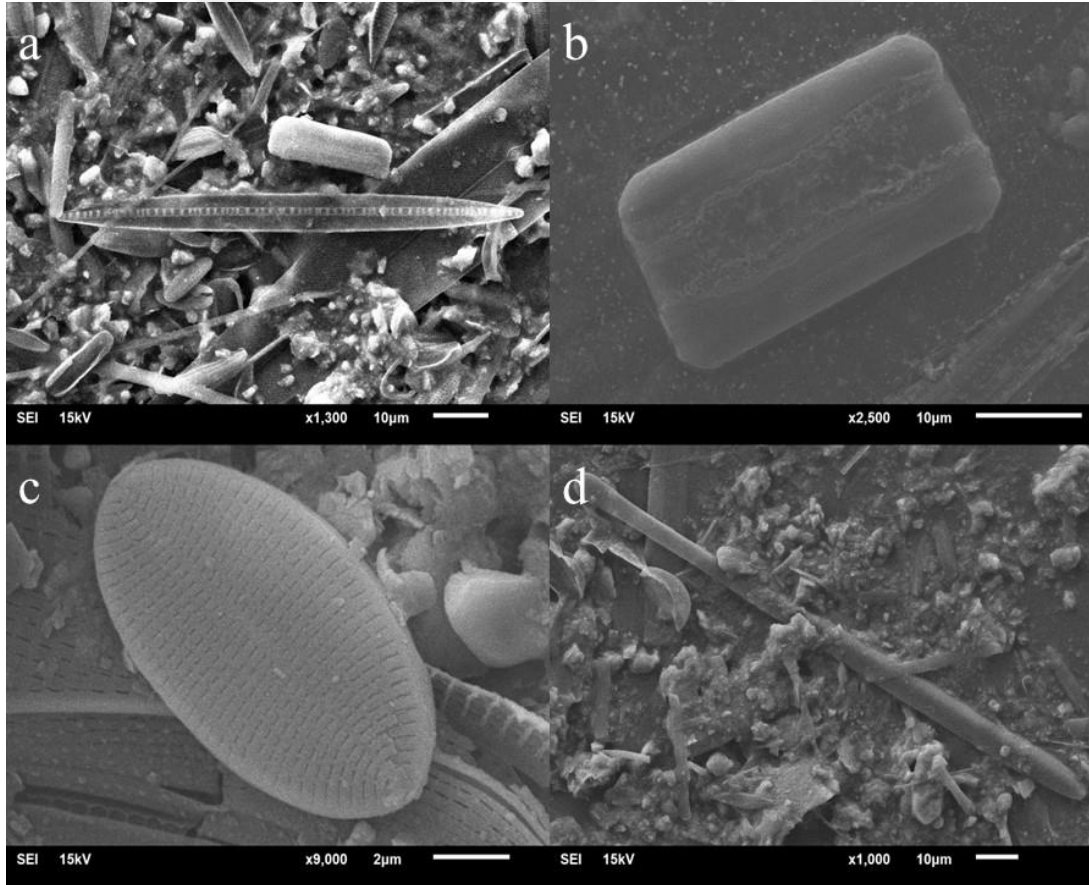
Şekil 60. HDPE I plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Berkeleya rutilans*; b: *Cocconeis euglypta*; c: *Grammatophora oceanica*; d: *Bacillaria paxillifera*)

Tablo 13. HDPE II objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>
2 <i>Grammatophora marina</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>
3 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>

Tablo 13 (Devam). HDPE II objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

4 <i>Tabularia parva</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>	<i>Navicula</i> sp.
5 <i>Grammatophora oceanica</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>
6 <i>Campylodiscus thuretii</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
7 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Haslea ostrearia</i>
8 <i>Actinocyclus octonarius</i> <i>ralfsii</i>	var. <i>Navicula</i> sp.	<i>Halamphora pseudohyalina</i>	<i>Navicula</i> sp.2
9 <i>Achnanthes armillaris</i>	<i>Grammatophora marina</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Halamphora kolbei</i>
10 <i>Rhabdonema adriaticum</i>	<i>Cocconeis dirupta</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Striatella unipunctata</i>



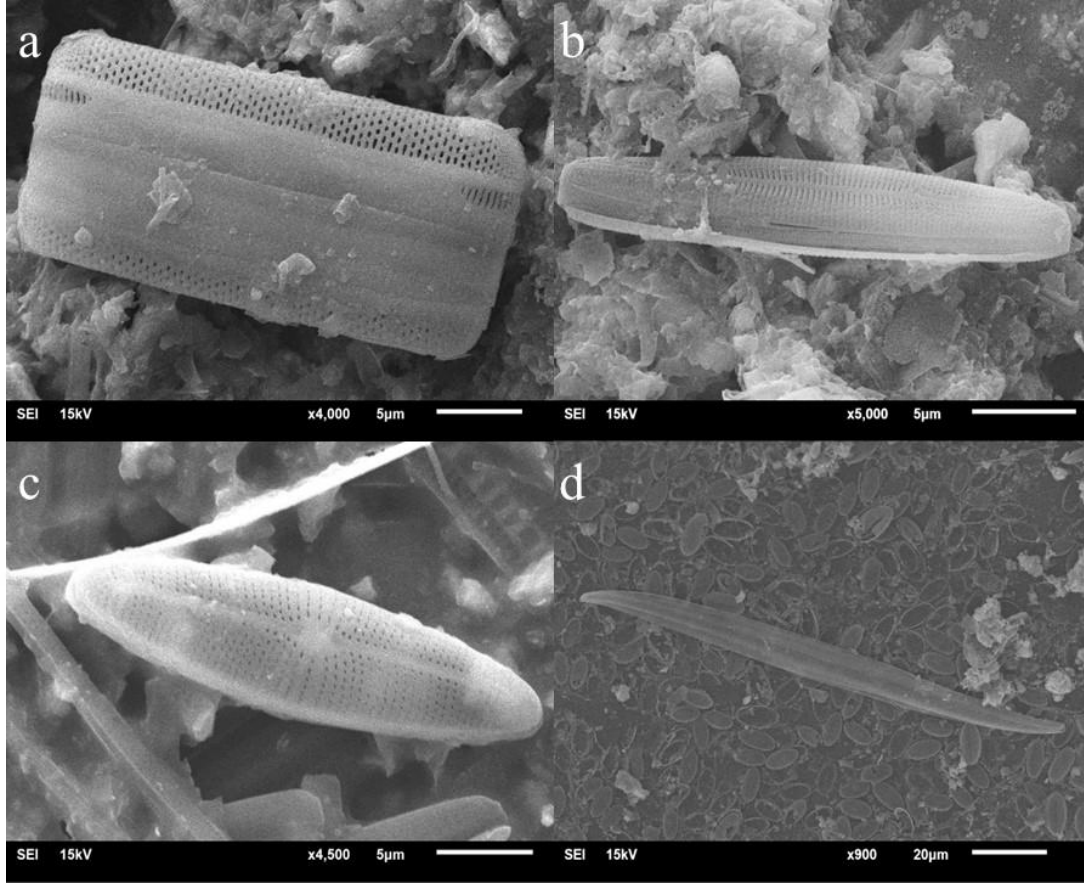
Şekil 61. HDPE II plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Bacillaria paxillifer*; b: *Grammatophora marina*; c: *Cocconeis euglypta*; d: *Neosynedra provincialis*)

HDPE III objesi üzerindeki mikrobiyal plastisfer komunitesinde 77 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellate türü olmak üzere toplam 79 adet tür

belirlenmiştir. Nisan 2021 (3. ay) ve Temmuz 2021’de (6. ay) toplamda 40 türden en yoğun gözlenen *Berkeleya rutilans* türüdür. Ekim 2021’de (9. ay) 52 türden en yoğun gözlenen tür *Cocconeis euglypta*, Ocak 2022’de (12. ay) ise 58 türden *Berkeleya rutilans* türü en yoğun gözlenen tür olmuştur. (Tablo 14). Genel olarak HDPE III objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 38 tür deniz, 5 tür tatlısu ve 4 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır (Şekil 62). Bu türlerden 13 türü bentik bölgeye uyum sağlayan mikroorganizmalardır. HDPE IV objesi üzerindeki mikrobiyal plastisfer komunitesinde 84 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 86 adet tür belirlenmiştir. Nisan 2021’de (3. ay) 33 türden *Licmophora flabellata* türü, Temmuz 2021’de (6. ay) 54 türden *Berkeleya rutilans* türü, Ekim 2021’de (9. ay) 59 türden *Cocconeis euglypta* türü ve Ocak 2022’de (12.ay) ise 61 türden *Bacillaria paxillifera* türü en yoğun gözlenen türler olmuştur (Tablo 15). Genel olarak HDPE III objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 38 tür deniz, 8 tür tatlısu ve 6 tür acısuda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır (Şekil 63). Bu türlerden 13 türü bentik bölgeye (bentopelajik) uyum sağlayan mikroorganizmalardır.

Tablo 14. HDPE III objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>
2 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
3 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Cocconeis euglypta</i>
4 <i>Licmophora</i> sp.	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Navicula</i> sp.
5 <i>Grammatophora marina</i>	<i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Campylodiscus</i>
6 <i>Tabularia parva</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>
7 <i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Nitzschia reversa</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>
8 <i>Actinocyclus</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Haslea ostrearia</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
9 <i>Tabularia tabulata</i>	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Tabularia parva</i>
10 <i>Tabularia fasciculata</i>	<i>Halamphora coffeiformis</i>	<i>Navicula</i> sp.1	<i>Navicula</i> sp.1



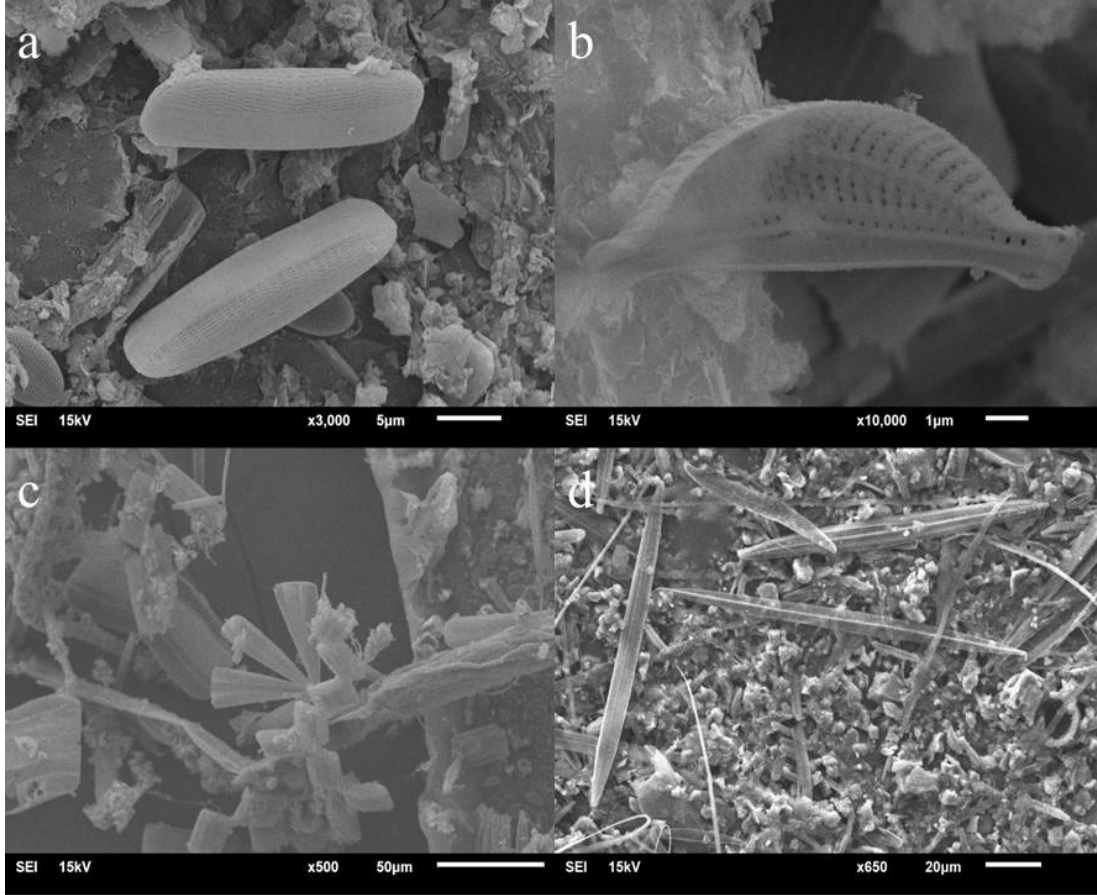
Şekil 62. HDPE III plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Grammatophora marina*; b: *Berkeleya rutilans*; c: *Parlibellus berkeleyi*; d: *Gyrosigma tenuissimum*)

Tablo 15. HDPE IV objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>
2 <i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
3 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Licmophora flabellata</i>
4 <i>Berkeleya scopulorum</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>
5 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>
6 <i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Tabularia fasciculata</i>
7 <i>Tabularia parva</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Navicula sp.</i>	<i>Halamphora coffeiformis</i>
8 <i>Nitzschia sp.</i>	<i>Navicula sp.</i>	<i>Haslea ostrearia</i>	<i>Halamphora kolbei</i>

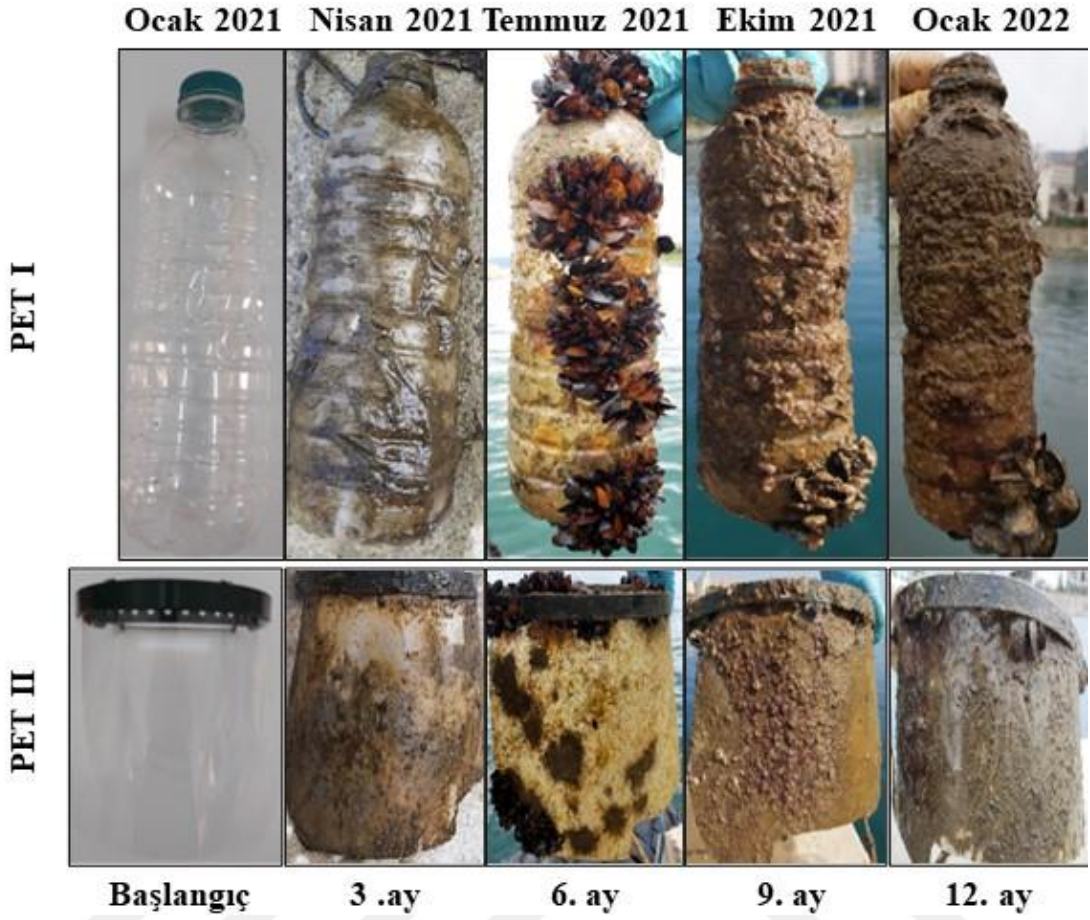
Tablo 15 (Devam). HDPE IV objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

9	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Nitzschia longissima</i>
10	<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Amphora bigibba</i> var. <i>interrupta</i>	



Şekil 63. HDPE IV plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Navicula* sp.; b: *Halamphora costata*; c: *Licmophora* sp.; d: *Bacillaria paxillifera*)

PET I ve PET II objelerine ait bir yıllık inkübasyon sürecince biyofilm oluşumunda farklılıklar gözlenmiştir. PET I ve PET II objelerinde ilk 3 ay sonunda yoğun bir şekilde biyofilm oluşumu gözlenmiştir. Temmuz 2019'dan (6. ay) itibaren Ocak 2022'ye (12. ay) kadar olan süreçte plastisfer yoğunluğu giderek artmıştır (Şekil 64).



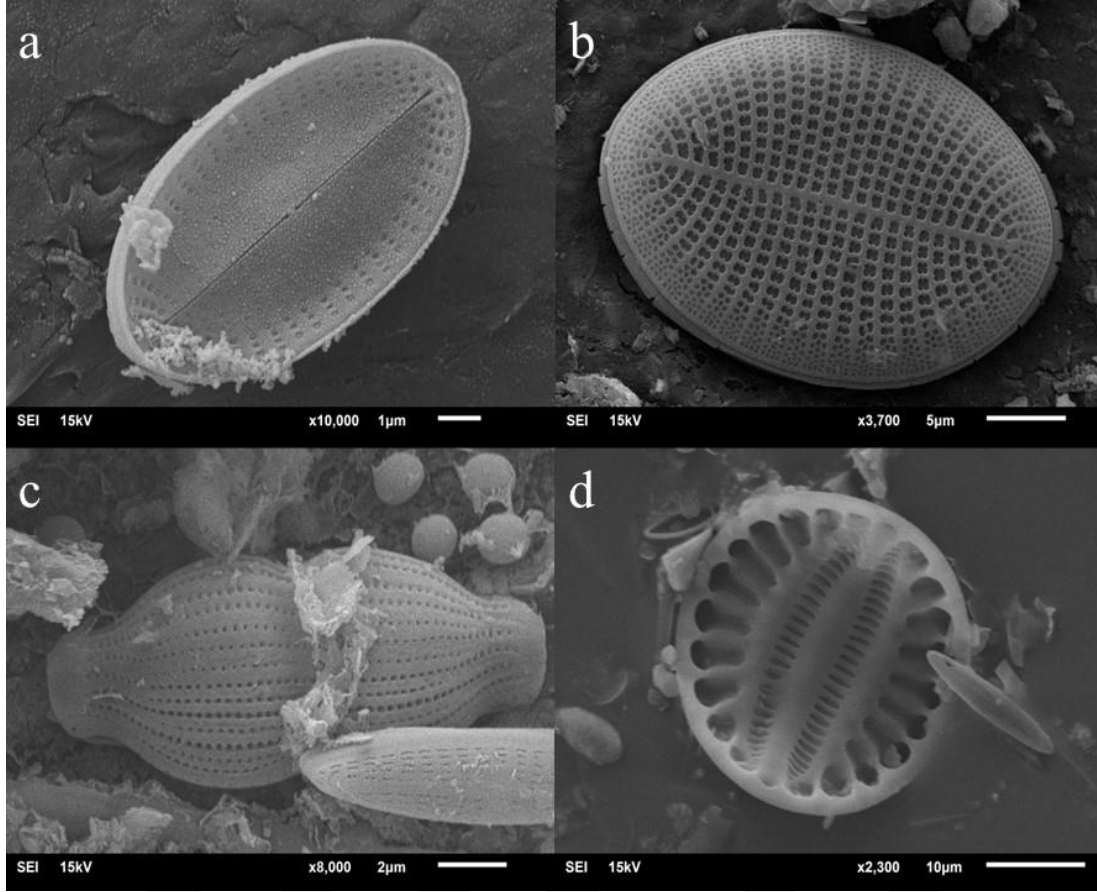
Şekil 64. PET objelerde biyofilm oluşumunun zaman bağılı değişimi

PET I ve PET II objelerinin üzerindeki mikrobiyal plastisfer incelendiğinde toplamda 92 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 94 adet tür belirlenmiştir (EK-4). Bu türlerin ekolojik formları 41 tür deniz suyunda, 8 tür tatlı suda ve 6 tür acı suda yaşayan canlılar olup diğerleri ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır. İncelenen bu türlerden 16 türü bentik, 2 türü epifit, 2 türü planktonik ve 4 türünde planktonik/bentik (bentopelajik) uyum sağlamış ve geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır. (EK 2). İnkübe edilen PET I objesi üzerindeki mikrobiyal plastisfer komunitelerinden 81 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 83 adet tür belirlenmiştir. Nisan 2021’de (3.ay)’de toplamda 30 türden en yoğun gözlenen tür *Neosynedra provincialis*, Temmuz 2021’de (6.ay) 32 türden *Licmophora flabellata*, Ekim 2021’de (9.ay) 39 türden *Licmophora flabellata* ve Ocak 2022’de (12.ay) 63 türden *Striatella unipunctata* olmuştur (Tablo 16). Genel olarak PET I objesindeki

türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 36 tür deniz, 7 tür tatlısu ve 6 tür acı suya adapte olmuş canlılar olup 15 türü bentik, 2 tür epifit, 2 tür planktonik ve 4 tür ise planktonik/bentik (bentopelajik) yaşam şekline adapte olan mikroorganizmalardır (Şekil 65). PET II objesi üzerindeki mikrobiyal plastisfer komuniteler incelendiğinde 81 adet Bacillariophyta ve 1 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 82 adet tür belirlenmiştir. Nisan 2021’de (3. ay) 28 türden ve Temmuz 2021’de (6.ay) 54 türden *Berkeleya rutilans* en yoğun gözlenen tür iken, Ekim 2021’de (9.ay) 58 türden *Neosynedra provincialis* türü ve Ocak 2022’de (12.ay) ise 48 türden *Navicula sp.* En yoğun gözlenen tür olmuştur (Tablo 17). Genel olarak türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 38 tür deniz, 4 tür tatlısu ve 5 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır (Şekil 66). Bu türlerden 16 türü bentik, 2 tür epifit, 2 tür planktonik ve 3 tür ise planktonik/bentik (bentopelajik) bölgeye adapte olan mikroorganizmalardır.

Tablo 16. PET I objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

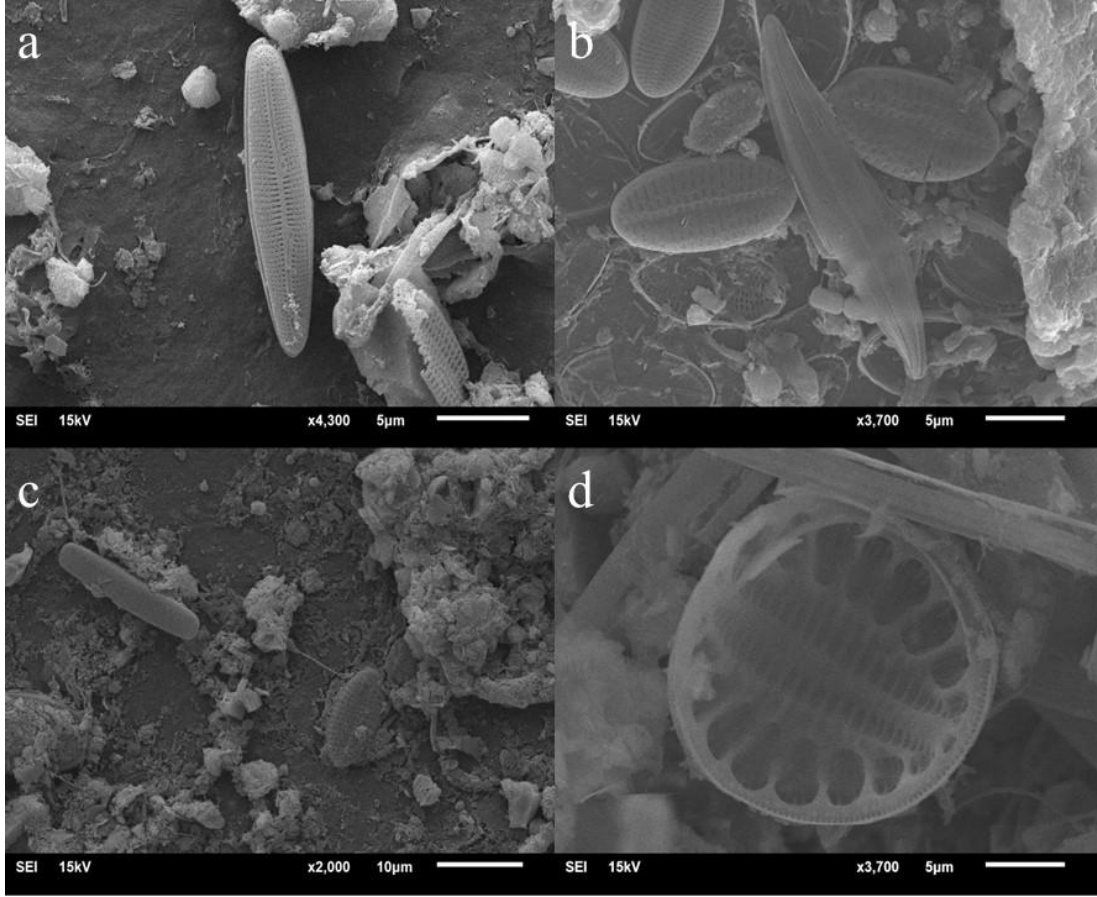
Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
2 <i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Navicula sp.</i>	<i>Navicula sp.</i>
3 <i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Navicula sp.2</i>
4 <i>Berkeleya scopulorum</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>
5 <i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Tabularia parva</i>
6 <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>
7 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Navicula sp.2</i>	<i>Halamphora kolbei</i>
8 <i>Tabularia parva</i>	<i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
9 <i>Navicula sp.</i>	<i>Cocconeis dirupta</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Nitzchia sp.2</i>
10 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Grammatophora marina</i>	<i>Nitzchia sp.(sp 3)</i>	<i>Amphora bigibba var. interrupta</i>



Şekil 65. PET I plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Cocconeis euglypta*; b: *Cocconeis scutellum*; c: *halamphora*; d: *Campylodiscus thuretii*)

Tablo 17. PET II objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Navicula</i> sp.
2 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Tabularia parva</i>
3 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Nitzchia</i> sp.2	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
4 <i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i>	<i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>	<i>Licmophora flabellata</i>
5 <i>Striatella unipunctata</i>	<i>Biremis</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
6 <i>Tabularia parva</i>	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>
7 <i>Tabularia fasciculata</i>	<i>Nitzchia</i> sp.3	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>
8 <i>Grammatophora oceanica</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Halamphora kolbei</i>
9 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>	<i>Nitzschia longissima</i>
10 <i>Achnanthes armillaris</i>	<i>Campylodiscus thuretii</i>	<i>Nitzchia</i> sp.2	<i>Tabularia tabulata</i>



Şekil 66. PET II plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Berkeleyella rutilans* b: *Gyrosigma* sp.; c: *Navicula* ve *Cocconeis* sp. d: *Campylodiscus thuretii*)

PP objesinin bir yıllık inkübasyon sürecindeki farklılıklara bakıldığında, diğer objeler gibi çok hızlı bir şekilde Plastisfer oluşumu gözlenmiştir. Nisan 2021’de (3. ay) biyofilm oluşumuna bağlı olarak yoğun midye larval tutunması gözlenmiştir. Temmuz 2021, Ekim 2021 ve Ocak 2022’de gözlenen renk değişimi, biyofilm yoğunluğunda artış ve üzerindeki midyelerin büyümesi gözlenmiştir (Şekil 67).

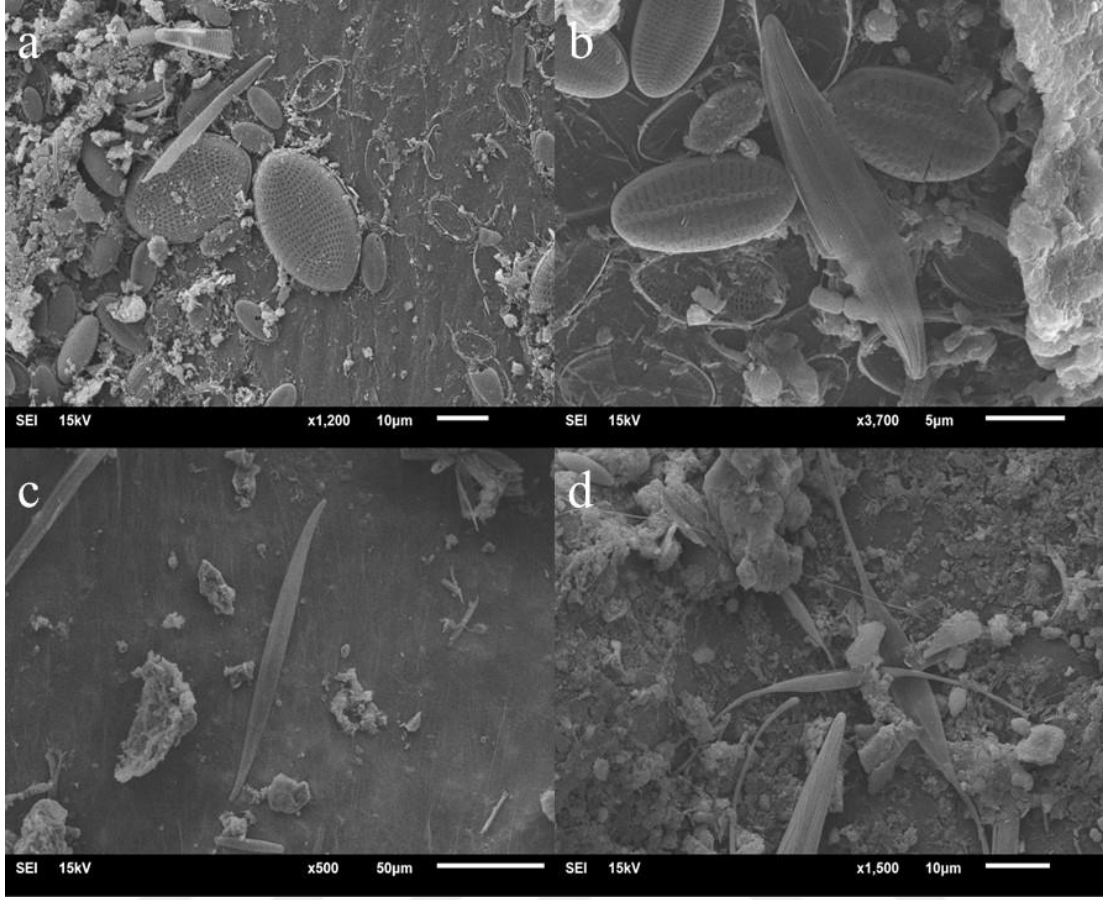


Şekil 67. PP objede biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi

PP objesi üzerindeki biyofilm komunitelerinden toplam 82 adet Bacillariophyta ve 1 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 83 adet tür belirlenmiştir (EK-5). Nisan 2021’de (3.ay) 19 türden ve Temmuz 2021’de (6.ay) 40 türden en yoğun gözlenen tür *Berkeleya rutilans*, Ekim 2021’de (9.ay) 38 türden *Cocconeis euglypta* ve Ocak 2022’de (12.ay) 65 türden *Parlibellus berkeleyi* en yoğun gözlenen türler olmuştur (Tablo 18). Genel olarak PP objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 39 tür deniz, 4 tür tatlısu ve 6 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır (Şekil 68). Bu türlerden 14 türü bentik, 2 tür epifit, 2 tür planktonik ve 3 tür ise planktonik/bentik (bentopelajik) bölgeye uyum sağlayan mikroorganizmalardır.

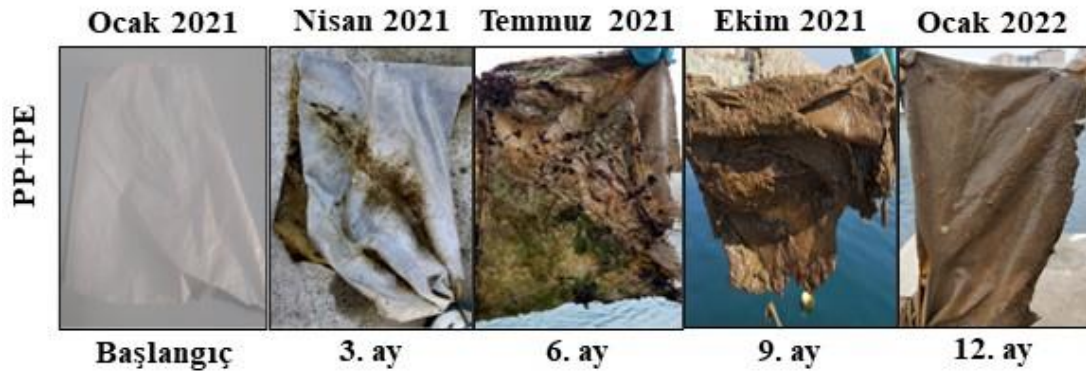
Tablo 18. PP objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
2 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
3 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Navicula</i> sp.
4 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>	<i>Nitzchia</i> sp.2
5 <i>Navicula</i> sp.	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Licmophora flabellata</i>
6 <i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i>	<i>Licmophora</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>
7 <i>Tabularia tabulata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Navicula</i> sp.1
8 <i>Striatella unipunctata</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Nitzchia</i> sp.2	<i>Bacillaria paxillifera</i>
9 <i>Achnanthes armillaris</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Nitzchia</i> sp.3
10 <i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Entomoneis paludosa</i>	<i>Haslea ostrearia</i>	<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i>



Şekil 68. PP plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Cocconeis scutellum*; b: *Gyrosigma* sp., c: *Gyrosigma tenuissimum*; d: *Gyrosigma fasciola* ve *Nitzschia reversa*)

PP+PE objesinin bir yıllık inkübasyon sürecindeki farklılıklara bakıldığında, diğer objeler gibi çok hızlı bir şekilde biyofilm yapısı gözlenmiştir. Nisan 2021’de (3. ay) çok fazla midye larvalarının tutunması gözlenmiştir. Temmuz (6.ay), Ekim 2021 (9.ay) ve Ocak 2022’de (12.ay) gözlenen renk değişimi, biyofilm yapısındaki artış gözlenmiştir (Şekil 69).



Şekil 69. PP+PE objesinde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi

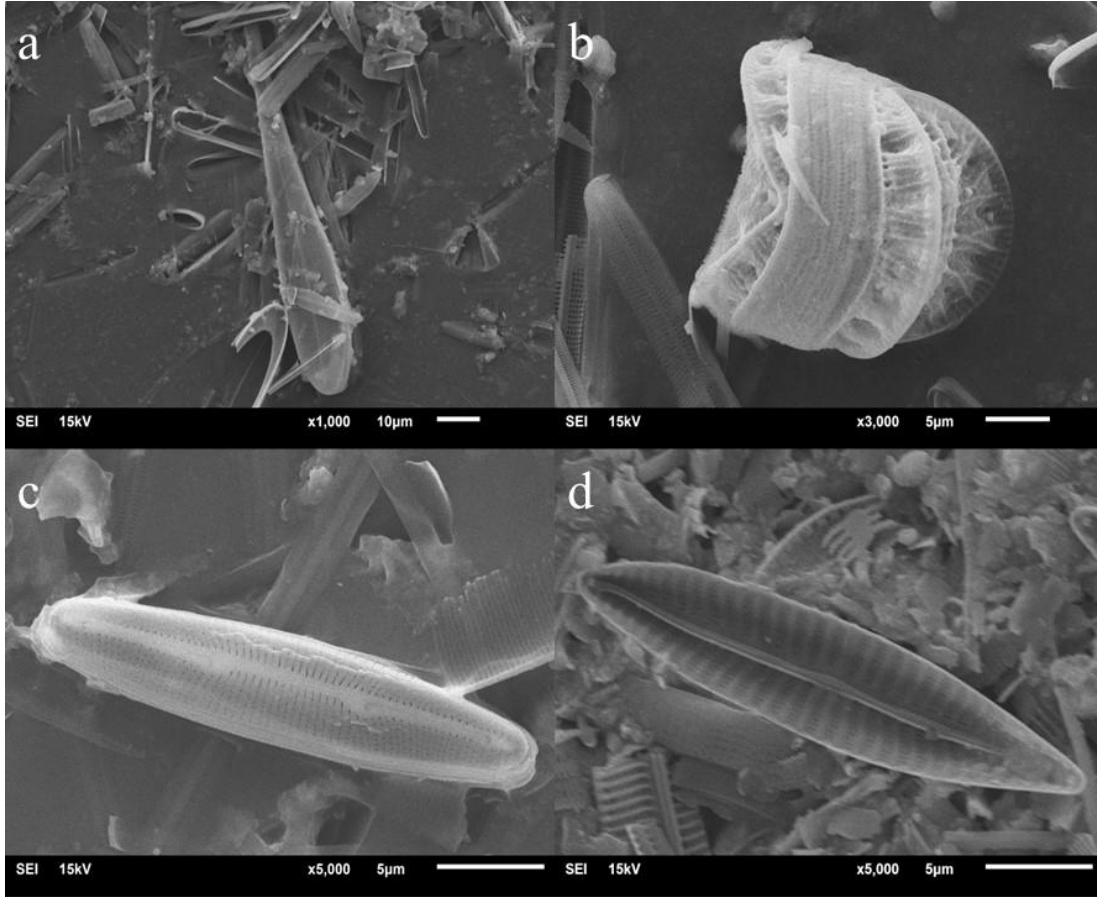
PP+PE objesi üzerindeki mikrobiyal plastisfer komunitelerinden toplam 82 adet Bacillariophyta ve 1 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 83 adet tür belirlenmiştir (EK-5). Nisan 2021’de (3.ay) 25 türden ve Temmuz 2021’de (6.ay) 35 türden en yoğun gözlenen *Berkeleya rutilans* türü, Ekim 2021’de (9.ay) 56 türden *Licmophora flabellata* ve Ocak 2022’de (12.ay) 55 türden *Parlibellus berkeleyi* en yoğun gözlenen türler olmuştur (Tablo 19). Genel olarak PP+PE objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 38 tür deniz, 8 tür tatlısu ve 6 tür acı suya adapte olmuş mikroorganizmalardır (Şekil 70). Bu türlerden 14 türü bentik, 2 tür epifit, 2 tür planktonik ve 3 tür ise planktonik/bentik (bentopelajik) bölgeye uyum sağlayan mikroorganizmalardır.

Tablo 19. PP+PE objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
2 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Gyrosigma tenuissimum</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
3 <i>Striatella unipunctata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>
4 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Licmophora flabellata</i>
5 <i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Navicula sp.</i>	<i>Navicula sp.</i>
6 <i>Grammatophora marina</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>
7 <i>Tabularia parva</i>	<i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Navicula sp.2</i>	<i>Parlibellus hamulifer</i>
8 <i>Achnanthes armillaris</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Navicula sp.2</i>
9 <i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i>	<i>Navicula sp.2</i>	<i>Halamphora kolbei</i>	<i>Nitzschia sigma</i>

Tablo 19 (Devam). PP+PE objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

10 <i>Nitzschia sigma</i>	<i>Entomoneis paludosa</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Campylodiscus thuretii</i>
---------------------------	----------------------------	------------------------	-------------------------------



Şekil 70. PP+PE plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Licmophora* sp.; b: *Campylodiscus thuretii*; c: *Berkeleye rutilans*; d: *Navicula* sp2)

PP+PA objesi üzerinde hızlı bir plastisferin oluştuğu gözlenmiştir. Nisan 2021’de (3. ay) oluşan plastisferin artması, Temmuz 2021’de (6.ay) çok fazla miktarda midye larvalarının tutunması ve Ekim 2021 (9.ay) ve Ocak 2022’de (12.ay) ise gözlenen biyofilm yapısında ciddi şekilde artış olduğu ve tutunan midyelerin büyüdüğü gözlenmiştir (Şekil 71).

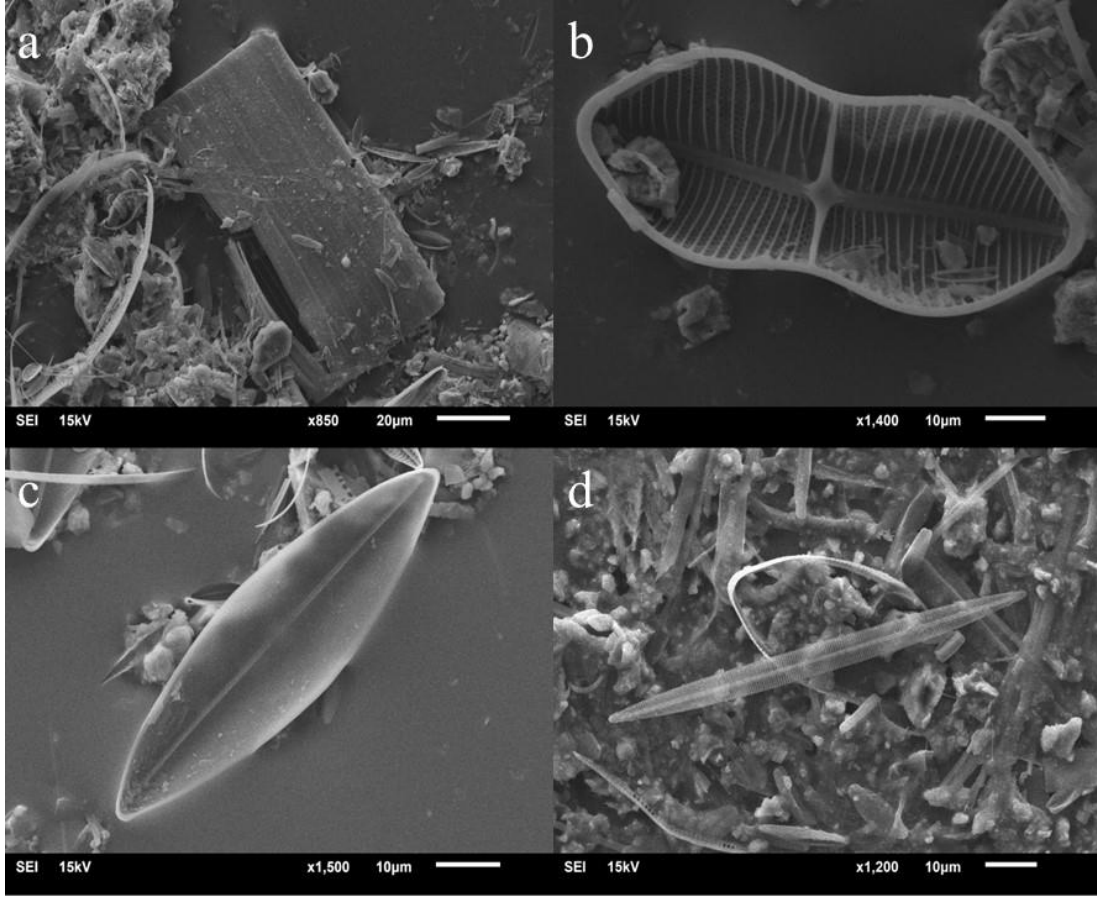


Şekil 71. PP+PA objesinde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi

PP+PA objesi üzerindeki mikrobiyal komunitelerinden toplam 79 adet Bacillariophyta ve 1 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 80 adet tür belirlenmiştir (EK-5). Nisan 2021’de (3.ay) 25 türden ve Temmuz 2021’de (6.ay) 35 türden en yoğun gözlenen *Neosynedra provincialis* türü, Ekim 2021’de (9.ay) 55 türden ve Ocak 2022’de (12.ay) 62 türden ise *Parlibellus berkeleyi* en yoğun gözlenen türlerdir (Tablo 20). Genel olarak PP+PA objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 37 tür deniz, 5 tür tatlısu ve 4 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır (Şekil 72). Bu canlılardan 13 türü bentik, 2 tür epifit, 3 tür planktonik ve 4 tür ise planktonik/bentik (bentopelajik) bölgeye adapte olmuştur.

Tablo 20. PP+PA objesinde en sık rastlanan ilk 10 tür

Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1 <i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
2 <i>Licmophora flabellata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>
3 <i>Grammatophora oenica</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Nitzschia longissima</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
4 <i>Tabularia parva</i>	<i>Navicula sp.</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Tabularia tabulata</i>
5 <i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Nitzschia reversa</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Navicula sp.</i>
6 <i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>Cocconeis scutellum ralfsii</i>		<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Grammatophora marina</i>
7 <i>Achnanthes armillaris</i>	<i>Nitzschia sp.3</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>
8 <i>Grammatophora marina</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Navicula sp.</i>	<i>Parlibellus hamulifer</i>
9 <i>Entomoneis paludosa</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Licmophora flabellata</i>
10 <i>Tabularia fasciculata</i>	<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i>	<i>Nitzschia reversa</i>	<i>Tabularia parva</i>



Şekil 72. PP+PA plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Licmophora* sp.; b: *Campylodiscus thuretii* c: *Berkeleye rutilans*; d: *Navicula* sp2)

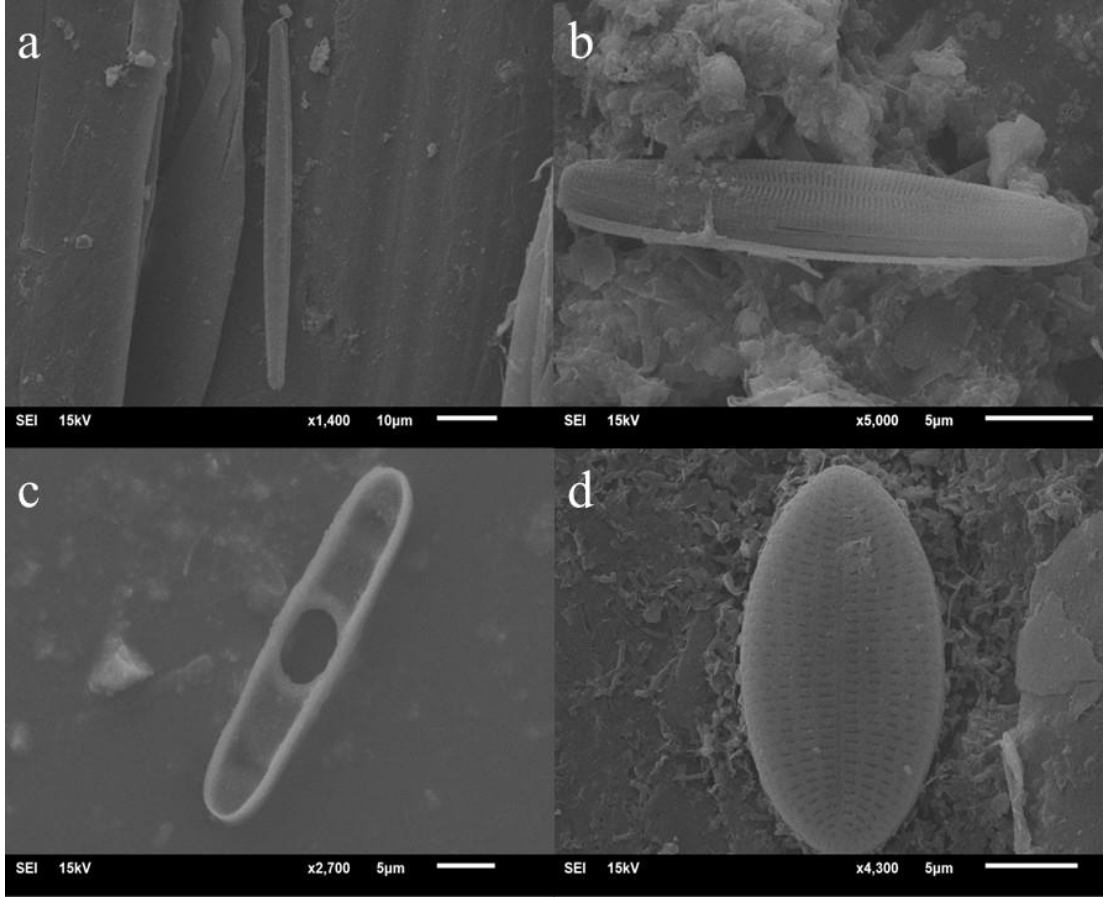
PAN objesinde biyofilm yapısında ciddi şekilde artış olduğu görülmüştür (Şekil 73). PAN objesinin üzerindeki mikrobiyal komunitelerinden toplam 81 adet Bacillariophyta ve 2 adet Silicoflagellata türü olmak üzere toplam 83 adet tür belirlenmiştir (EK-5). Nisan 2021’de 19 türden ve Temmuz 2021’de (6.ay) 42 türden en yoğun gözlenen *Licmophora flabellata* türü, Ekim 2021’de (9.ay) 39 türden ve Ocak 2022’de (12.ay) 69 türden *Striatella unipunctata* en yoğun gözlenen türdür (Tablo 21). Genel olarak PAN objesindeki türlerin ekolojik formlarına bakıldığında 44 tür deniz, 14 tür tatlısu ve 6 tür acı suda yaşayan türler olup geri kalanı ise farklı koşullara adapte olmuş mikroorganizmalardır (Şekil 74). Bu canlılardan 16 türü bentik, 2 tür epifit, 3 tür planktonik ve 8 tür ise planktonik/bentik (bentopelajik) bölgeye adapte olan mikroorganizmalardır.



Şekil 73. PAN objesinde biyofilm oluşumunun zamana bağlı değişimi

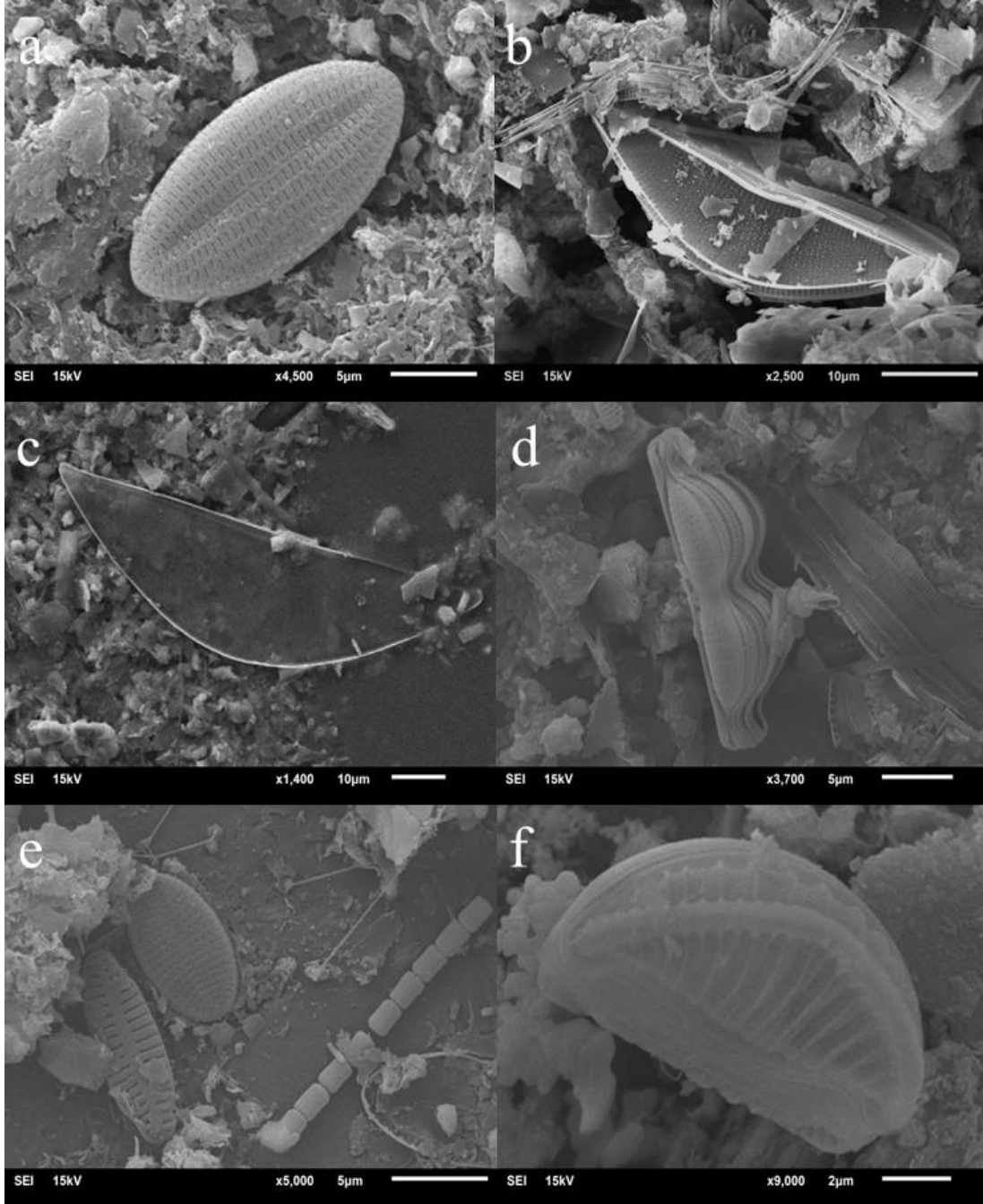
Tablo 21. PAN objesinde sık rastlanan ilk 10 tür

	Nisan 2021	Temmuz 2021	Ekim 2021	Ocak 2022
1	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Striatella unipunctata</i>
2	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Neosynedra provincialis</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Bacillaria paxillifera</i>
3	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Berkeleya rutilans</i>	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Navicula</i> sp.
4	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.2
5	<i>Rhoicosphenia marina</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>	<i>Tabularia parva</i>	<i>Tabularia parva</i>
6	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Navicula</i> sp.2	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Licmophora flabellata</i>
7	<i>Tabularia parva</i>	<i>Cocconeis scutellum</i>	<i>Haslea ostrearia</i>	<i>Parlibellus hamulifer</i>
8	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Nitzschia</i> sp.2	<i>Amphora bigibba</i> var. <i>Amphora</i> sp.1 <i>interrupta</i>	
9	<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Parlibellus berkeleyi</i>
10	<i>Grammatophora oceanica</i>	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Tabularia tabulata</i>	<i>Cocconeis euglypta</i>



Şekil 74. PAN plastik objesinde rastlanan bazı türler (a: *Tabularia* sp.; b: *Berkeleya rutilans* c: *Grammatophora marina*; d: *Cocconeis euglypta*)

Altı farklı polimere sahip 10 adet plastik objelerin bir yıllık yerinde inkübasyon sürecinde plastisfer komuniteleri genel olarak değerlendirildiğinde, toplamda 114 tür tespit edilmiştir. Bu türlerden şu ana kadar Karadeniz'in Türkiye kıyılarında ilk kez 13 tür, Türkiye kıyı sularında ilk kez 7 tür ve Karadeniz'de nadir olarak bulunan 9 tür rapor edilmiştir (Şekil 75). İlk kez plastik yüzeyinde bulunan toplam 34 tür gözlemlenmiştir. Bulunan 114 türden alg patlamasına neden olan ya da potansiyel olarak zararlı olan toplam 4 tür gözlemlenmiştir. Aynı zamanda Karadeniz için endemik/istilacı olarak gözlemlenen 1 tür tespit edilmiştir (Tablo 22).



Şekil 75. Yerinde inkübasyon sonucunda Karadeniz’de ilk kez rapor edilen türlerden bazıları

Tablo 22. Yerinde inkübasyon sonucunda Karadeniz’de ilk kez rapor edilen türler

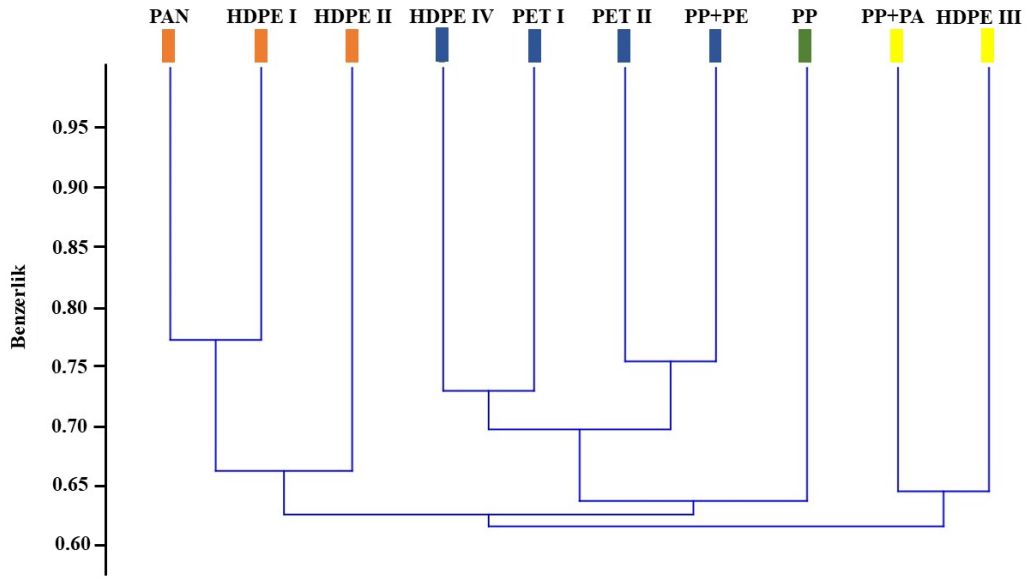
	Türkiye’nin Karadeniz kıyılarındaki türler	Türkiye Kıyı sularındaki türler	Karadeniz’de bulunan nadir türler	Plastik yüzeyinde ilk kez bulunan türler	Zararlı türler (HAB)
<i>Achnanthes brockmannii</i>	+	+	+	+	
<i>Achnanthidium minutissimum</i>				+	
<i>Actinocyclus octonarius</i>				+	
<i>Actinocyclus octonarius var. ralfsi</i>				+	
<i>Amphora bigibba var.</i>	+		+	+	
<i>Interrupta</i>					
<i>Bacillaria paxillifera</i>					+
<i>Berkeleya rutilans</i>					+
<i>Berkeleya scopulorum</i>	+		+	+	
<i>Caloneis linearis</i>				+	
<i>Campylodiscus bicostatus</i>			+	+	
<i>Campylodiscus thuretii</i>			+	+	
<i>Campylodiscus impressus</i>	+		+	+	
<i>Cocconeis dirupta</i>	+		+	+	
<i>Cocconeis distans</i>	+		+	+	
<i>Didymosphenia geminata</i>				+	
<i>Encyonema silesiacum</i>				+	
<i>Gyrosigma balticum</i>				+	
<i>Hannaea arcus</i>				+	
<i>Halamphora kolbei</i>			+	+	
<i>Halamphora pseudohyalina</i>				+	
<i>Haslea ostrearia</i>					+
<i>Halamphora coffeiformis</i>					+
<i>Karayevia amoen</i>			+		
<i>Lyrella abrupta</i>				+	
<i>Meridion constrictum</i>				+	
<i>Navicula palpebralis var.</i>	+	+	+	+	
<i>Angulosa</i>					
<i>Nitzschia reversa</i>			+	+	
<i>Nitzschia scalpelliformis</i>	+	+	+	+	
<i>Nitzschia longissima</i>				+	
<i>Parlibellus hamulifer</i>	+	+			
<i>Rhabdonema adriaticum</i>				+	
<i>Petroneis besarensis</i>	+	+	+	+	

Tablo 22 (Devam). Yerinde inkübasyon sonucunda Karadeniz’de ilk kez rapor edilen türler

<i>Petroneis humerosa</i>				+
<i>Craspedostauros capensis</i>	+	+	+	+
<i>Stauroneis smithii</i>				+
<i>Tetramphora decussata</i>	+	+	+	+
<i>Tetramphora intermedia</i>			+	+
<i>Toxarium undulatum</i>	+	+		+
<i>Octactis octonaria</i>				+
<i>Octactis speculum</i>				+

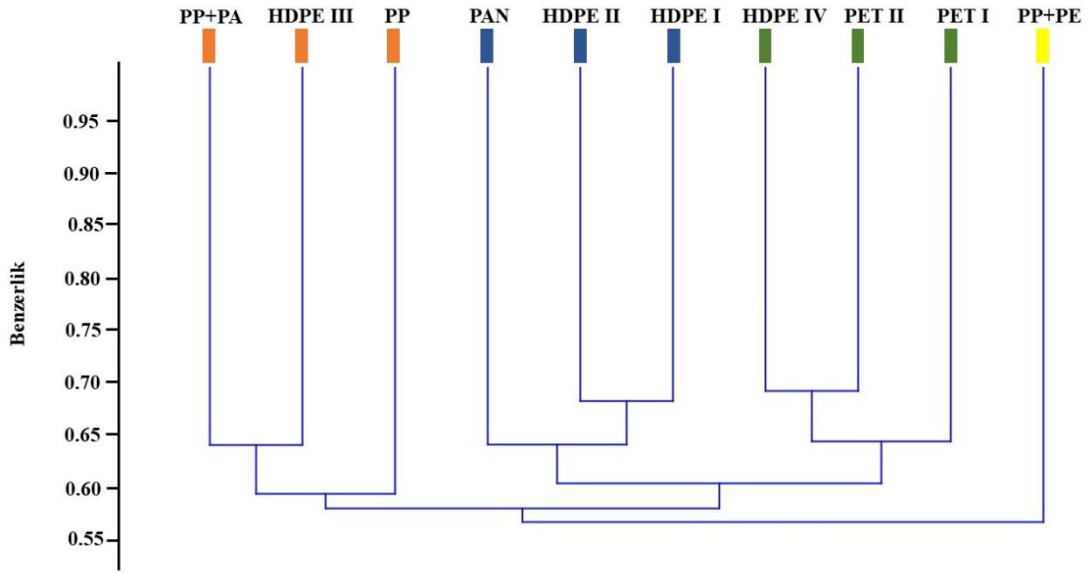
3.3.1. Mikrobiyal Plastisfer Komunitelerin plastiğin polimer tipine göre değişimi

Mikrobiyal plastisfer komuniteleri bakımından polimerler arası farklılıkları değerlendirmek amacıyla Bray-Curtis benzerlik analizi gerçekleştirilmiştir. Bray-Curtis analizine göre biyofilm oluşumunun 3. ayında mikrobiyal komuniteler bakımından polimerler arasındaki benzerlik %60’ın üzerinde bulunmuştur (Şekil 76). Plastik objeler üzerindeki mikrobiyal komuniteler polimer tipine göre benzerliği 4 gruba ayrılmaktadır. Nisan 2021 (3. ay) döneminde tür çeşitliliği bakımından en yüksek benzerlik HDPE I ve PAN objeleri arasında bulunmuştur. PP polimerine sahip plastik obje kendi içlerinde tek bir grup oluşmuştur. HDPE polimerlerine sahip plastik objelere bakıldığında, HDPE I ve HDPE II objeleri üzerindeki mikrobiyal komunitelerin benzerlik seviyesi yüksek iken, HDPE III ve HDPE IV plastik objelerdeki benzerlik seviyesi düşük bulunmuştur. PET I ve PET II polimerlerine sahip plastik objelerdeki benzerlik seviyesi ise yaklaşık %75’tir. Diğer plastik objelerdeki PP+PE, PP+PA ve PP objelerindeki benzerlik seviyeleri yüksek ancak kendi içlerinde farklılıklar görülmüştür (Şekil 77).



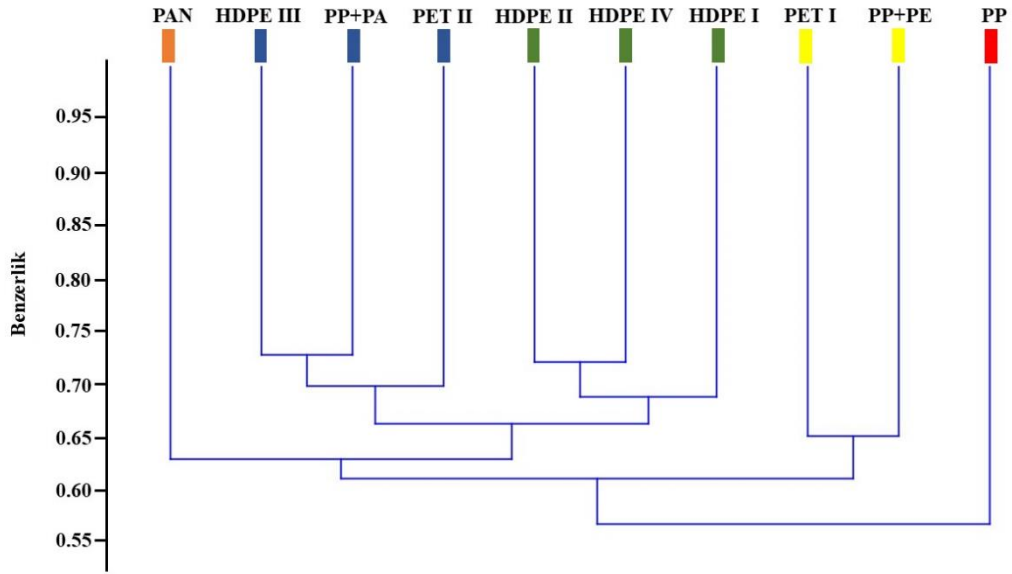
Şekil 76. Nisan 2021’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı

Bray-Curtis analizine göre 6. Ayda (Temmuz 2021) mikrobiyal komuniteler bakımından polimerler arasındaki tür çeşitliliği benzerlik seviyesi % 55’in üzerinde bulunmuştur (Şekil 77). Plastik objeler üzerindeki mikrobiyal komunitelerin polimer tipine göre benzerliği 4 gruba ayrılmaktadır. 6. ayda tür çeşitliliği bakımından en yüksek benzerlik HDPE IV ve PET II objeleri arasında bulunmuştur. Bu dönemde PP+PE plastik obje diğer objeler arasında tek bir grup oluşturmuş olup en düşük benzerlik seviyesine sahip plastik obje olmuştur. HDPE polimerine sahip plastik objeler incelendiğinde, HDPE I ve HDPE II polimerine sahip objelerde benzerlik seviyesi en yüksek seviyede bulunmuştur. HDPE III ve HDPE IV polimerine sahip objelerde ayrı gruplarda benzerlik seviyeleri düşük bulunmuştur (~ %60). PET polimerine sahip plastik objeler, PET I ve PET II incelendiğinde, ayrı grup içerisinde sınıflandırılmış olsada benzerlik seviyesi %60 ile %65 arasındadır. PP+PA, PP ve PAN polimerlerine sahip objeler benzerlik seviyeleri bakımından farklı grup içerisinde değerlendirilmiş olup benzerlik seviyesi % 60’a yakındır (Şekil 78).



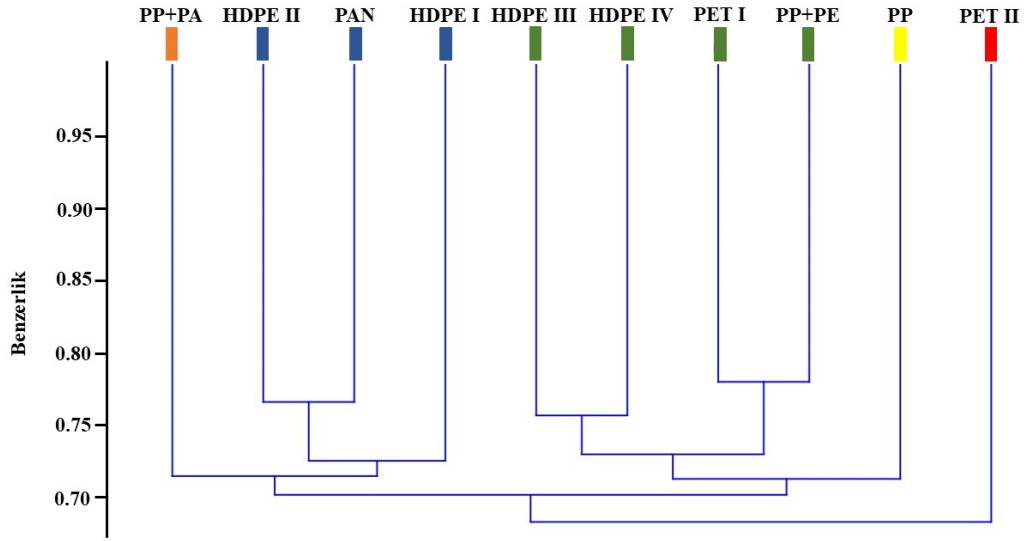
Şekil 77. Temmuz 2021’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı

Bray-Curtis analizine göre biyofilm oluşumunun 9. ayında (Ekim 2021) mikrobiyal komunitelerin tür çeşitliliği bakımından polimerler arasındaki benzerlik seviyesi %55’in üzerinde bulunmuştur (Şekil 78). Plastik objeler üzerindeki mikrobiyal komuniteler polimer tipine göre benzerliği 5 gruba ayrılmıştır. Beş grup içerisinde PP ve PAN polimerine sahip objeler diğer 3 gruptan farklı olarak iki ayrı grup oluşturmuştur. En düşük benzerlik seviyesine sahip PP polimerine sahip objenin benzerlik seviyesi %56 ve PAN’nin benzerlik seviyesi %63’tür. HDPE polimerine ait plastik objelerin tür çeşitliliği bakımından benzerliği incelendiğinde, HDPE I, HDPE II ve HDPE IV tek bir grup oluşturmuş ve benzerlik seviyesi %70’in üzerindedir. HDPE III objesi tür çeşitliliği bakımından PP+PA ile en yüksek benzerliği (%73) göstermiştir. PET polimerine ait plastik objelerden PET I ve PET II tür çeşitliliği benzerliği bakımından farklı gruplar içerisinde yer almıştır. PET I ve PP+PE objeleri %65’lik benzerlik sergilemiştir. PET II polimerine sahip obje ise %70’lik benzerlik seviyesi ile HDPE III ve PP+PA’nın olduğu grupta yer almıştır. (Şekil 78).



Şekil 78. Ekim 2021’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı

Bray-Curtis analizine göre 1 yıl sonunda (Ocak 2022) mikrobiyal komunitelerin tür çeşitliliği bakımından polimerler arasındaki benzerlik seviyesi % 70’in üzerinde bulunmuştur (Şekil 79). Plastik objeler üzerindeki mikrobiyal komuniteler polimer tipine göre benzerliği 5 gruba ayrılmıştır. Beş grup içerisinde PET II en düşük (% 70) seviyede bulunmuş ve bundan dolayı diğer 4 gruptan ayrılmıştır. HDPE polimerine ait plastik objelerin tür çeşitliliği bakımından benzerliği incelendiğinde, HDPE I, HDPE II ve PAN bir grup oluşturmuş ve % 70’in üzerindedir. HDPE III ve HDPE IV ise başka bir grup oluşturarak, tür çeşitliliğinde % 75’lik benzerlik seviyesi göstermiştir. Bu gruba dahil olan PET I ve PP+PE ise tür çeşitliliği bakımından 12. ayda en yüksek benzerliğini (% 78) göstermiştir. PP+PA ve PP objeleri üzerindeki tür çeşitliliğindeki benzerlik seviyeleri % 72 ancak tür farklılıklarından dolayı iki ayrı grup oluşturmuşlardır (Şekil 79).

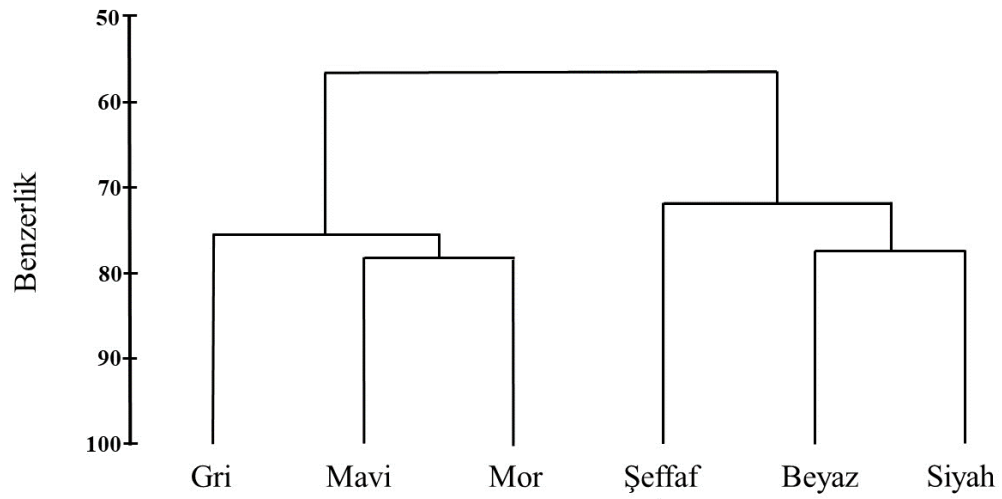


Şekil 79. Ocak 2022’de plastisfer türleri bakımından polimer tiplerinin benzerlik dendogramı

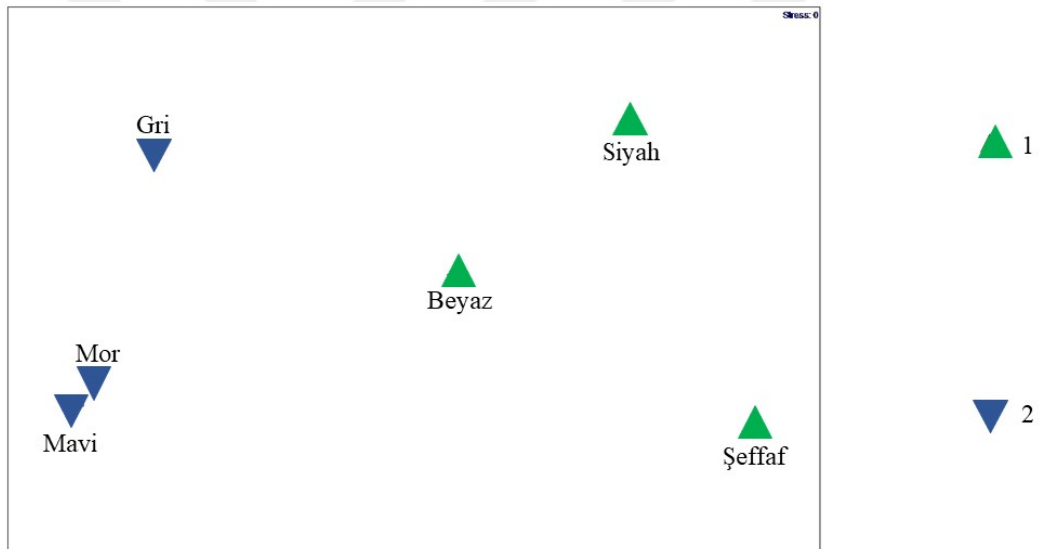
3.3.2. Mikrobiyal Plastisfer Komunitelerinin Plastiklerin Rengine Bağlı Değişimi

İnkübasyon sonucunda tespit edilen mikrobiyal türlerinin benzerlik analizi (Cluster, MDS) sonuçlarına göre iki grup tespit edilmiştir (Şekil 80, 81). Benzerlik dendogramına bakıldığında (Şekil 82), gri, mavi ve mor renklerinin olduğu 1. gruba ait plastik objeler HDPE II, HDPE III ve PAN olurken; beyaz, şeffaf ve siyah renklerinin olduğu 2. gruba ait plastik objeler ise HDPE I, HDPE IV, PET I, PET II, PP, PP+PE ve PP+PA olarak sınıflandırılmıştır. MDS analizinde stres değerinin 0,0 olması gruplar arası uyumun mükemmel olduğunu göstermektedir (Clarke, 1993). Ayrıca canlıların tutunma tercihini oluşturan renklerin oluşturduğu bu gruplar önemli ölçüde farklılık göstermiştir (ANOSIM testi, $P < 0.05$).

SIMPER analizinde grupların belirlenmesinde önemli katkısı olan türler Tablo 23 ve 24’te verilmiştir. Birinci grubun belirlenmesinde önemli katkı sağlayan türler *L. flabellata*, *G. marina*, *G. oceanica*, *L. abbreviata* ve *A. armillaris* (%2,60) olmuştur (Tablo 23). İkinci grubunun belirlenmesinde ise *L. flabellata*, *G. marina*, *G. oceanica*, *C. Scutellum*, *L. abbreviata* ve *A. armillaris* (%2,98) olmuştur (Tablo 24).



Şekil 80. Plastisfer türleri bakımından plastik renklerinin benzerlik dendogramı



Şekil 81. Tüm mikrobiyal türler için tercih ettiği renk kompozisyonunun MDS düzenlemesi

Tablo 23. Grup 1'in SIMPER analiz sonuçları

Grup 1 Türleri	Ortalama Benzerlik: 73,79				
	Ortalama yoğunluk	Ortalama benzerlik	SS	Katkı %	Kümülatif %
<i>Licmophora flabellata</i>	9,33	1,91	6,88	2,60	2,60
<i>Grammatophora marina</i>	9,33	1,91	6,88	2,60	5,19
<i>Grammatophora oceanica</i>	9,33	1,91	6,88	2,60	7,79

Tablo 23 (Devam). Grup 1'in SIMPER analiz sonuçları

<i>Licmophora abbreviata</i>	9,33	1,91	6,88	2,60	10,38
<i>Achnanthes armillaris</i>	9,33	1,91	6,88	2,60	12,98
<i>Cocconeis scutellum</i>	9,00	1,75	7,48	2,37	15,35
<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i>	9,00	1,75	7,48	2,37	17,72
<i>Striatella unipunctata</i>	8,67	1,75	9,23	2,37	20,09
<i>Campylodiscus thuretii</i>	9,00	1,75	9,23	2,37	22,46
<i>Navicula</i> sp.	8,00	1,58	8,10	2,14	22,46

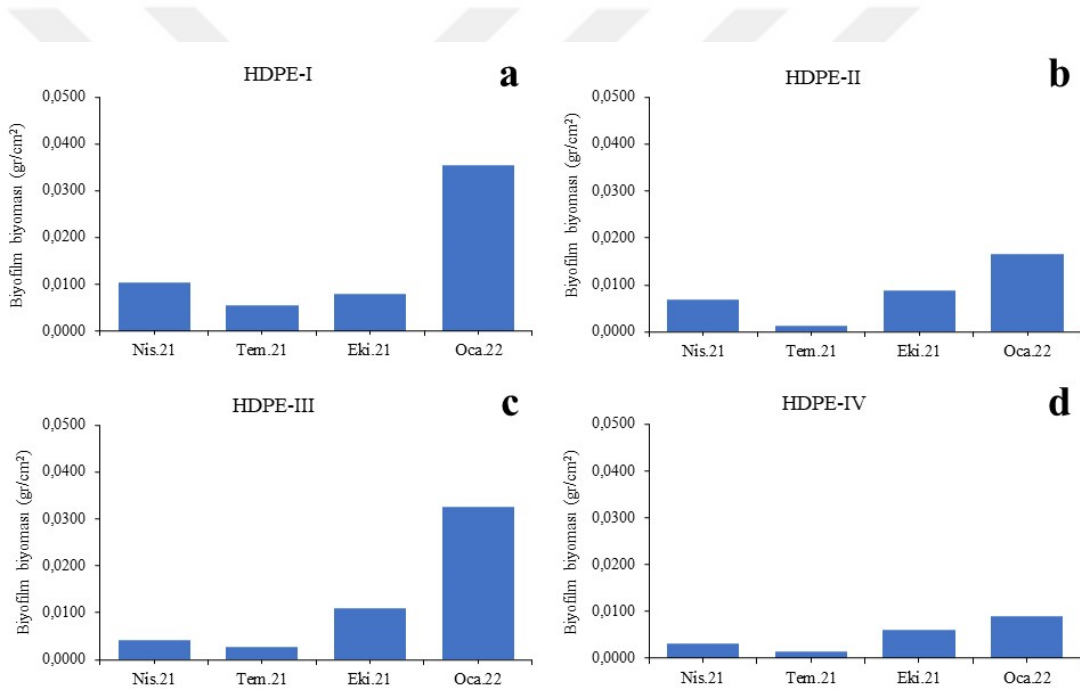
Tablo 24. Grup 2'nin SIMPER analiz sonuçları

Grup 2 Türleri	Ortalama Benzerlik: 73,79				
	Ortalama yoğunluk	Ortalama benzerlik	SS	Katkı %	Kümülatif %
<i>Licmophora flabellata</i>	4,00	2,28	27,71	2,98	2,98
<i>Grammatophora marina</i>	4,00	2,28	27,71	2,98	5,96
<i>Grammatophora oceanica</i>	4,00	2,28	27,71	2,98	8,94
<i>Cocconeis scutellum</i>	4,00	2,28	27,71	2,98	11,91
<i>Licmophora abbreviata</i>	4,00	2,28	27,71	2,98	14,89
<i>Achnanthes armillaris</i>	4,00	2,28	27,71	2,98	17,87
<i>Tabularia parva</i>	3,67	1,90	6,34	2,48	20,35
<i>Striatella unipunctata</i>	3,67	1,89	6,46	2,48	25,30
<i>Navicula</i> sp.	3,67	1,89	6,46	2,48	27,78
<i>Cocconeis euglypta</i>	3,67	1,89	6,46	2,48	30,26

3.4. Mikrobiyal Plastisfer Biyomasının Zamana Bağlı Değişimi

İnkübe edilen HDPE objelerinin her birine ait Mikrobiyal Biyofilm Biyomas (MBB) grafikleri şekil 82'de verilmiştir. HDPE I polimerine ait obje incelendiğinde Nisan 2021'de MBB değeri 0,0104 gr/cm² iken bu değer Temmuz 2021'de 0,0056 gr/cm² değerine düşmüştür. Ekim 2021 ve Ocak 2022 ile bu değerlerde artış gözlenmiştir ve sırasıyla 0,008 gr/cm² ve 0,0360 gr/cm² olmuştur. Ocak 2022'de en MBB değeri görülmüştür (Şekil 82-a). HDPE II polimerine ait obje incelendiğinde,

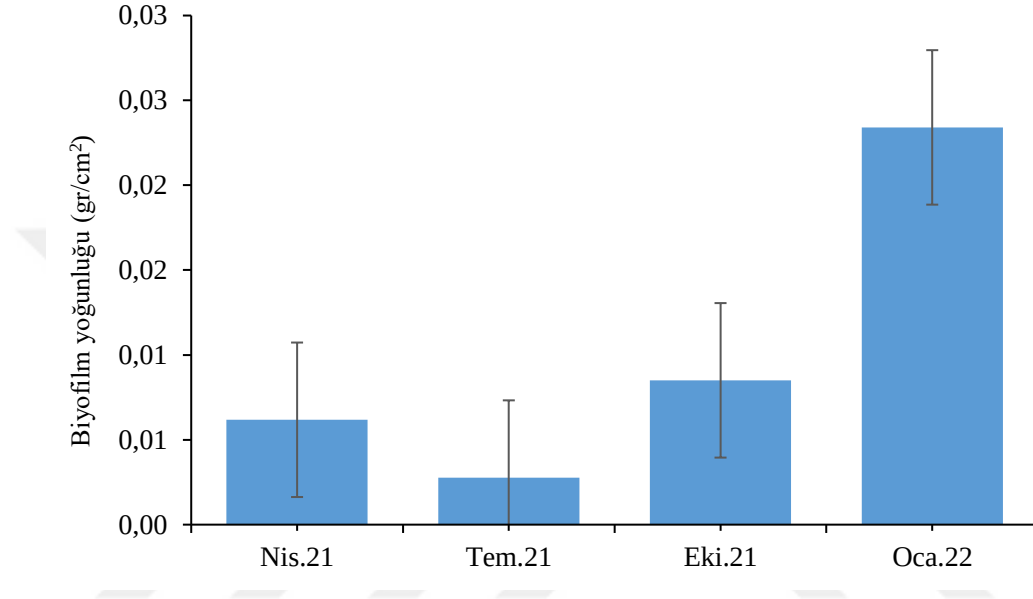
Nisan 2021’de biyomas değeri 0,0069 gr/cm² iken Temmuz 2021’de en düşük seviyede olan MBB değeri 0,0014 gr/cm² olmuştur. Ekim 2019’da bu değer 0,0090 gr/cm² iken Ocak 2022’de ise en yüksek MBB değeri 0,0170 gr/cm² olmuştur (şekil 82-b). HDPE III incelendiğinde, Nisan 2021’de MBB değeri 0,042 gr/cm², Temmuz 2021’de 0,0027 gr/cm² ile en düşük seviyeye ulaşmıştır. Ekim 2021’de MBB değeri 0.011 gr/cm² iken Ocak 2022’de bu değer 0033 gr/cm² ile en yüksek seviyeye ulaşmıştır (Şekil 82-c). HDPE IV polimerine ait obje incelendiğinde ise Nisan 2021’de MBB değeri 0,0032 gr/cm², Temmuz 2021’de bu değer 0,0014 gr/cm² ile en düşük seviyeye ulaşmıştır. Ekim 2021’de bu değer 0,0060 gr/cm² iken Ocak 2022’de ise 0,0090 gr/cm² ile en yüksek seviyeye ulaşmıştır (Şekil 82-d).



Şekil 82. HDPE objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi

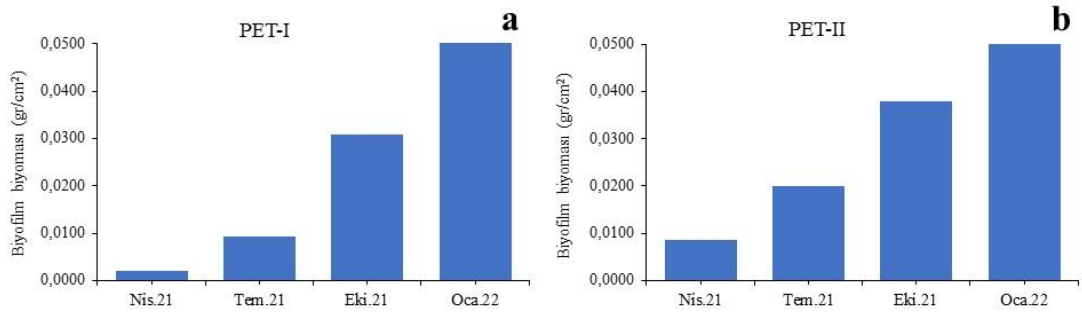
HDPE objelerinin üçer aylık periyotlarla alınan örneklerin tamamının MBB değeri incelendiğinde ise, Nisan 2021’de MBB değeri 0,003-0,010 gr/cm² (0,006±0,003 gr/cm²), Temmuz 2021’de ise tüm MBB değeri 0,001-0,006 gr/cm² (0,003±0,002 gr/cm²) arasında değişerek en düşük seviyede gözlenmiştir (Şekil 85). Temmuz 2021’den sonra zamanla biyofilm oluşumunda kademeli bir artış gözlemlenmiştir. Ekim 2021’de MBB değeri tüm HDPE objelerinde artarak, 0,006-0,011 gr/cm² (0,009±0,002 gr/cm²) arasında değişmiştir. Ocak 2022’de MBB değerleri

en yüksek seviyeye ulaşarak 0,009-0,036 gr/cm² (0,023±0013 gr/cm²) arasında değişmiştir. HDPE objeleri arasında ise en yüksek MBB değeri Ocak 2022’de 0,036 gr/cm² ile HDPE I; en düşük MBB değeri ise 0,001 gr/cm² ile Temmuz 2021’de II’de gözlenmiştir. Örnekleme tarihleri arasında HDPE polimerlerine ait biyofilm biyoması bakımından istatistiksel olarak önemli bir farklılık saptanmamıştır (p > 0,05).



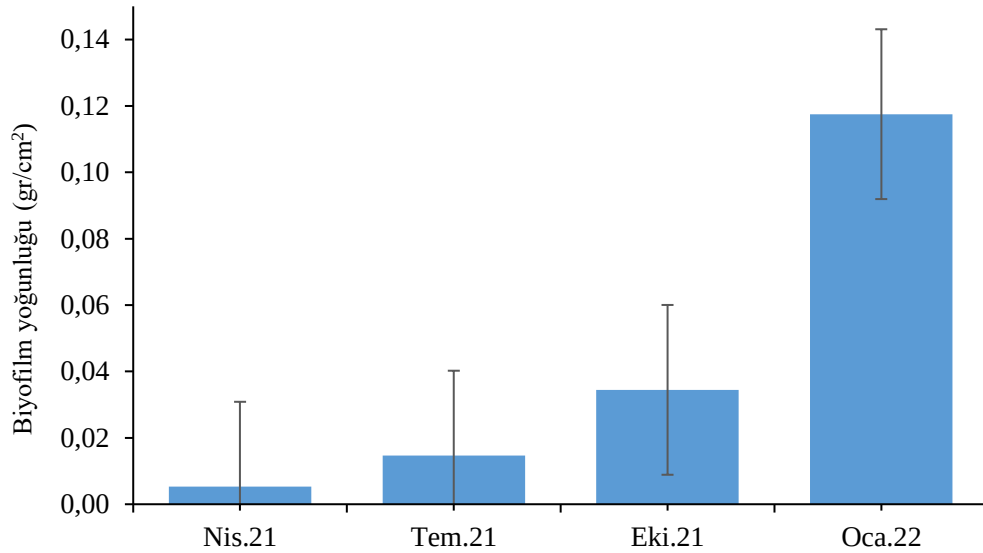
Şekil 83. HDPE objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi

İnkübe edilen PET objelerinin her birine ait Mikrobiyal Biyofilm Biyomas (MBB) grafikleri Şekil 86’de verilmiştir. PET I polimerine ait obje (<0.5 ml) incelediğinde, Nisan 2021’de MBB değeri 0,0019 gr/cm² ve Temmuz 2021’de MBB değeri 0,0093 gr/cm²’dir. Ekim 2021’de MBB değeri 0.0310 gr/cm² iken Ocak 2022’de bu değer en yüksek seviyeye ulaşarak 0,126 gr/cm² seviyesine ulaşmıştır (Şekil 84-a). PET II polimerine ait objenin MBB değeri incelendiğinde ise, Nisan 2021’de biyofilm yoğunluğu (0.0087 gr/cm²) en az görülürken, Temmuz 2021’de bu değer 0,020 gr/cm², Ekim 2021’de 0,031 gr/cm² ve Ocak 2022’de ise MBB değeri 0,126 gr/cm² ile en yüksek görüldüğü dönemdir (Şekil 84-b).



Şekil 84. PET objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi

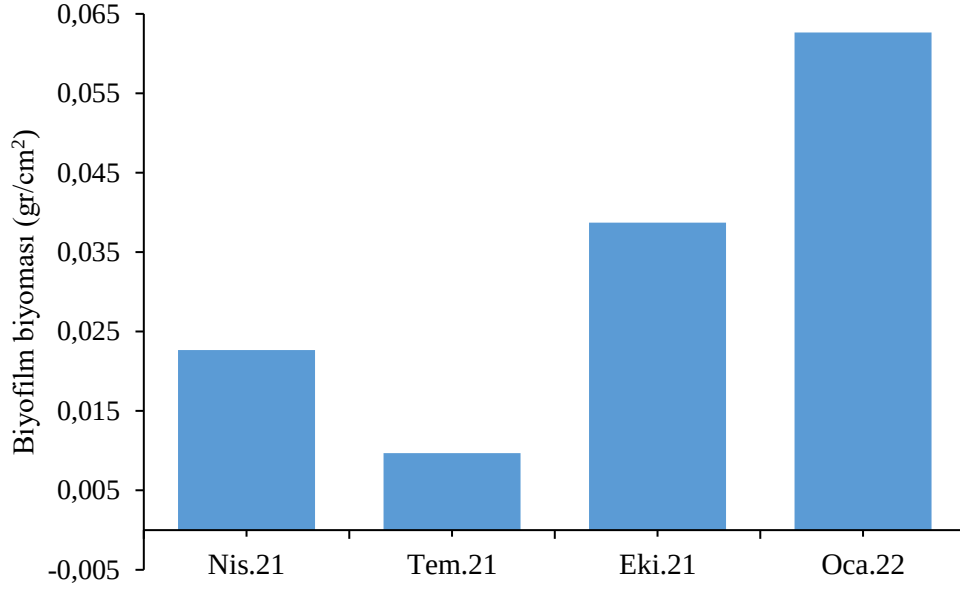
PET objelerinin üçer aylık periyotlarla alınan örneklerin tamamı incelendiğinde MBB değerleri, Nisan 2021’de 0,002-0009 gr/cm² (0,0053±0,0048 gr/cm²) ile en düşük seviyeye ulaşırken, Temmuz 2021’de 0,009-0,020 gr/cm² (0,015±0,007 gr/cm²), Ekim 2021’de 0,031-0,038 gr/cm² (0,034±0,005 gr/cm²) ve Ocak 2022’de 0,109-0,126 gr/cm² (0,118±0,012 gr/cm²) ile en yüksek seviyeye ulaşmıştır (Şekil 85). Örnekleme tarihleri arasında PET polimerlerine ait biyofilm biyoması bakımından istatistiksel olarak önemli bir farklılık saptanmamıştır (p > 0,05).



Şekil 85. PET objelerde mikrobiyal biyofilm biyomasının zaman bağılı değişimi

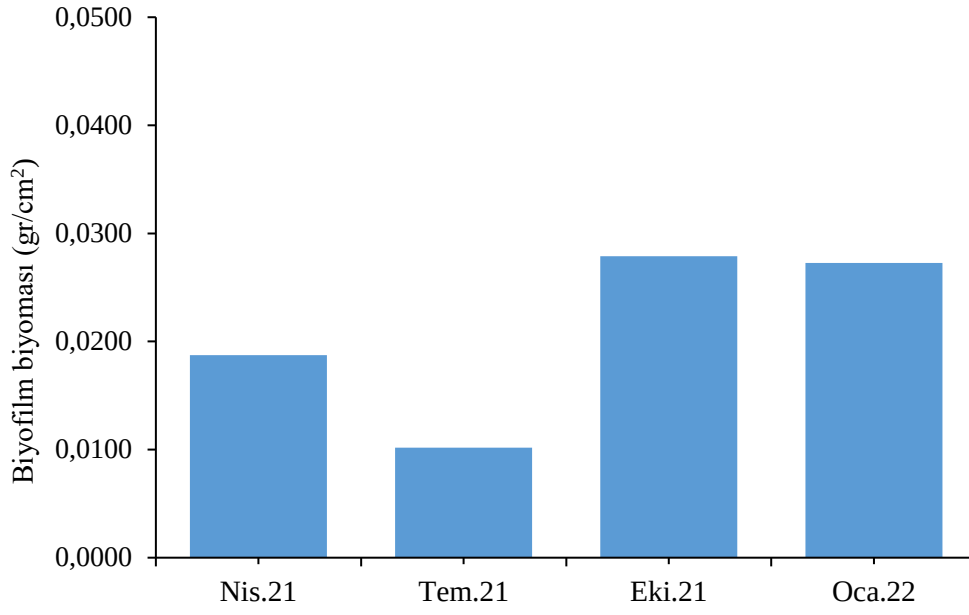
PP polimerine ait objenin MBB değeri, 0,010-0,063 gr/cm² (0,033±0,023 gr/cm²) arasında değişmiştir. Mikrobiyal biyofilm biyoması en az görülen dönem

Temmuz 2021’dir. Ocak 2022’de ise MBB değeri en yüksek seviyeye ulaşmıştır (Şekil 86).



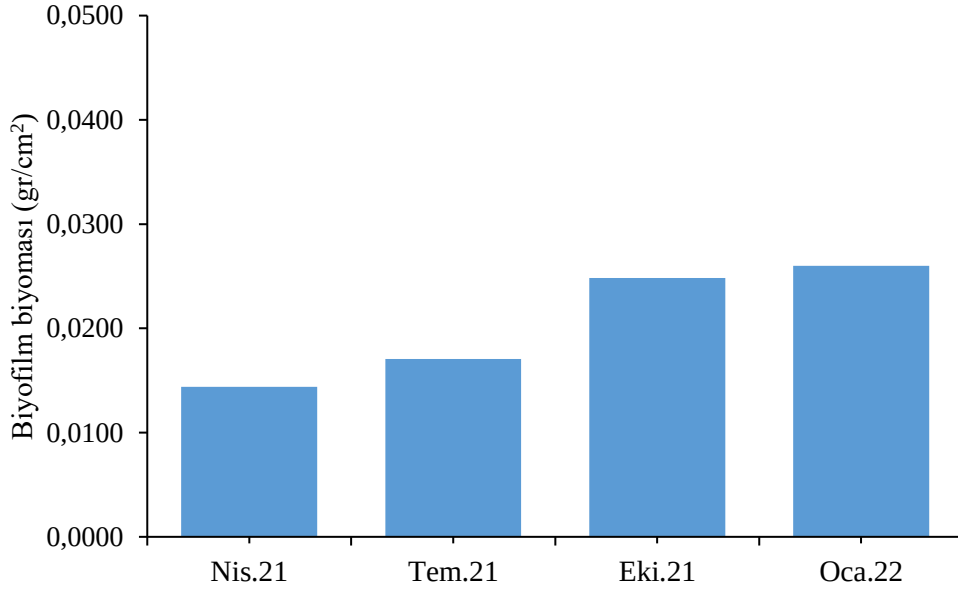
Şekil 86. PP objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zaman bağılı değişimi

PP+PE polimerine ait objenin MBB değeri 0,010-0,028 gr/cm² (0,021±0,008 gr/cm²) arasında değişmiştir. Temmuz 2021’de MMB en düşük seviyede iken Ekim 2021 ve Ocak 2022’de MMB seviyeleri birbirine yakın olsada, en yüksek seviye Ekim 2021’de gözlemlenmiştir (Şekil 87).



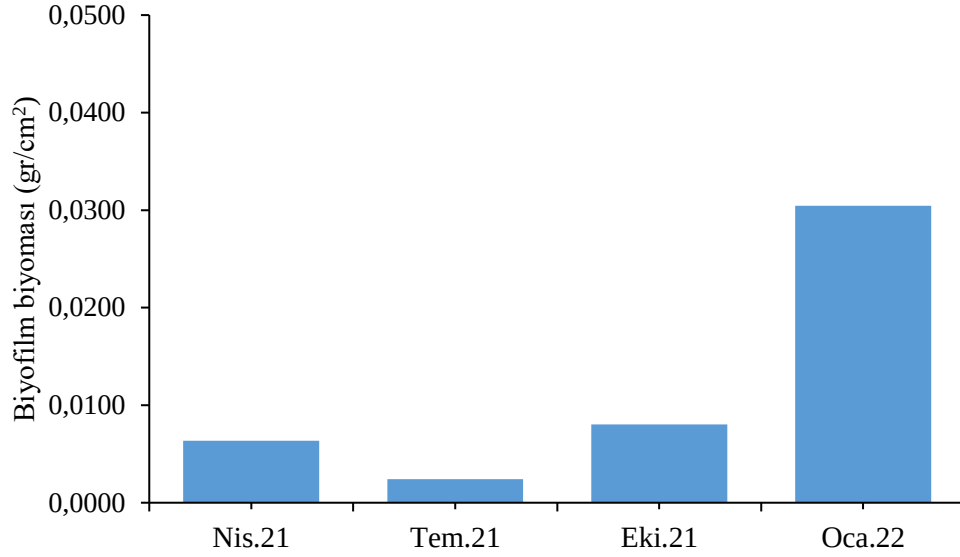
Şekil 87. PP+PE objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi

PP+PA polimerine ait objenin MBB değeri, 0,014-0,026 gr/cm² (0,021±0,006 gr/cm²) arasında değişmiştir. Nisan 2021’de MMB en düşük seviyede iken en yüksek seviye Ocak 2022’de gözlemlenmiştir (Şekil 88).



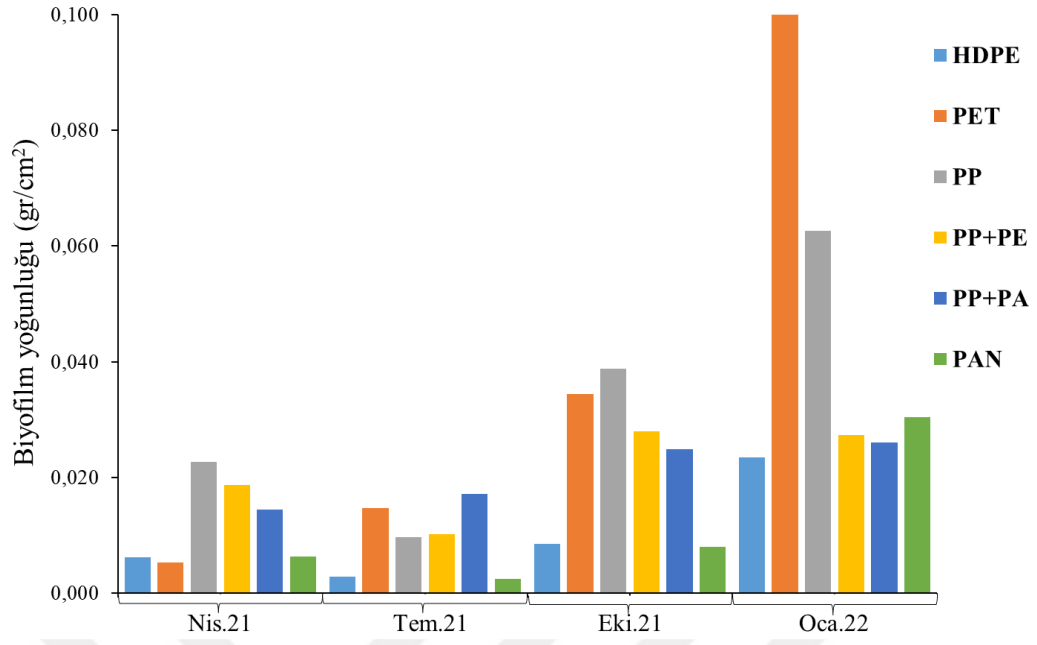
Şekil 88. PP+PA objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi

PAN polimerine ait objenin MBB değeri, $0,002-0,030 \text{ gr/cm}^2$ ($0,012 \pm 0,011 \text{ gr/cm}^2$) arasında değişmiştir. Temmuz 2021’de MBB en düşük seviyede iken en yüksek seviye Ocak 2022’de gözlemlenmiştir (Şekil 89).



Şekil 89. PAN objesinde mikrobiyal biyofilm biyomasının zamana bağlı değişimi

Çalışma kapsamında incelen plastik objeler genel olarak değerlendirildiğinde, Nisan 2021’de en yüksek MBB değeri PP’de görülürken, en düşük MBB PET I’de gözlemlenmiştir. Temmuz 2021’de en yüksek MBB değeri PP+PE’de görülürken, en düşük MBB PAN’da gözlemlenmiştir. Ekim 2021 ve Ocak 2022’de gözlemlenen MBB değeri PET polimerine ait plastik objelerinde en fazla görülmüştür. PAN Ekim 2021’de, PP+PA ise Ocak 2022’de MBB değeri en düşük seviyede gözlemlenmiştir (Şekil 90).



Şekil 90. Mikrobiyal Biyofilm Biyomasının farklı polimerde zamana bağlı değişimi

4. TARTIŞMA ve SONUÇ

Balıkçılık açısından önemli bir alanı temsil eden Güneydoğu Karadeniz’de gerçekleştirilen bu tez çalışması ile Karadeniz’de mevsimsel ölçekte MP’lerin su yüzeyindeki kompozisyonu, bolluğu, dağılımı, olası kaynakları ve mikrobiyal plastisfer komuniteleri ilk kez eş zamanlı araştırılmıştır. Ayrıca deneysel çalışma ile de tek kullanımlık plastiklerin ve COVID 19 ile hayatımızın vazgeçilmezi olan kişisel koruma ekipmanlarının Karadeniz’e girmesi durumunda mikrobiyal plastisfer komunitelerinin formasyonu, etki eden faktörler, komünite yapısı bakımından polimerler arası farklılıklar araştırılmış ve biyofilm oluşumunun plastiklerin Karadeniz’deki akıbeti üzerine çıkarımlar yapılmıştır.

4.1. Güneydoğu Karadeniz Yüzey Sularında Mikroplastiklerin Miktar ve Kompozisyonu

Dünya genelinde yapılan çalışmalar incelendiğinde yüzey sularında mikroplastik kompozisyonu ve konsantrasyonu bölgesel farklılıklar sergilemektedir (Tablo 25). Güneydoğu Karadeniz’de yapılan bu çalışmada yüzey sularında mikroplastik (20 µm- 5 mm) konsantrasyonu bölgesel farklılıklar sergilemiş ve 1.2-132.1 adet.m⁻³ (12.9±22.4 adet.m⁻³) arasında değişim göstermiştir. Önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında rapor edilen değer aralığı içinde olduğu kimi bölgelere göre oldukça yüksek kimi bölgelere göre düşük olduğu görülmektedir (Tablo 25).

Tablo 25. Su yüzeyinde mikroplastik çalışmalarının karşılaştırılması

Bölge	Bolluk (adet.m ⁻³)	Polimer Tipi	Plastik Tipi	Kaynaklar
Doğu Çin Denizi	0,167 ± 0,138	-	-	Zhao vd., 2014
Yangtze nehir ağzı Çin	4137,3 ± 2461,5	-	-	Zhao vd., 2014
Oujiang nehir ağzı, Çin	680,0 ± 2846	PP	-	Zhao vd., 2015
Jiaojiang nehir ağzı, Çin	955,6 ± 848,7	PP	-	
Minjiang nehir ağzı, Çin	1245,8 ± 531,5	PP	-	
Güney Kore Soya Adası	46,3 ± 71,29	EPS	-	Kim vd., 2015
Güney Kore Nakdong nehir ağzı	210- 15,560	PE	-	Kang vd., 2015
Hong Kong Kıyı Suları	0,51-27	LDPE	-	Tsang vd., 2016
Güney Çin Denizi	131,5	PES	-	Sun vd., 2017
Bohai Körfezi, Çin	0,33 ± 0,34	PE	-	Zhang vd., 2017
Bohai Körfezi, Çin	788 ± 464,2	-	-	Wu vd., 2019
Asya İnci Halici, Çin	8902	-	-	Yan vd., 2019

Tablo 25 (Devam). Su yüzeyinde mikroplastik çalışmalarının karşılaştırılması

Çabahar Körfezi, Umman Denizi, İran	0,49	PE	Fiber	Aliabad vd., 2019
Almanya, Baltık Denizi	0–5000		-	Stolte vd., 2015
Güneybatı Baltık Denizi	0,04	HDPE	Parça	Ory vd., 2020
Ege-Levanten Denizi	7,68 ± 2,38	-	-	van der Hal vd., 2017
Batı Akdeniz	0,15 ± 011	-	-	de Lucia vd., 2014
Batı Akdeniz	0,31 ± 1,17	-	-	Fossi vd., 2016
Batı Akdeniz	0,400 adet/m ²	-	-	Suaria vd., 2020
Lübnan Sahili	4,3 ± 2,2	-	-	Kazour vd., 2019
Güney Akdeniz	453 ± 355,2	-	-	Wakkaf vd., 2020
İsveç Batı Kıyısı	102 000	-	-	Norén 2007
Aveiro, Portekiz	0,002 ± 0,001	PE	-	Frias vd., 2014
Costa Vicentina, Portekiz	0,036 ± 0,027	PE	-	
Lisbon, Portekiz	0,033 ± 0,021	PE	-	
AvrupaTamar Halici, İngiltere	0,028	-	-	Sadri ve Thompson 2014
Penlee, İngiltere	0,27	PA	-	Cole vd., 2014
Kuzeybatı Avrupa, İngiltere Kanalı	0–1,5	-	-	Maes vd., 2017
Atlantik Okyanusu	1,36	HDPE	Fiber	Lechthaler vd., 2020
Goiana Halici, Kuzeydoğu Brezilya	100 000	-	-	Lima vd., 2015
Güney Afrika	1-7	-	-	Naidoo vd., 2015
Charleston Limanı ve Winyah Körfezi,	6 600-30 800	-	-	Gray vd., 2018
Güneydoğu-Kuzey Amerika				
Tampa Körfezi, Güneydoğu-Kuzey Amerika	940	-	-	McEachern vd., 2019
Charleston Limanı,	2 750–36 500	-	-	Leads ve Weinstein, 2019
Güneydoğu-Kuzey Amerika				
Tampa Körfezi, Kuzey Amerika	4.5	-	-	McEachern vd., 2019
Kuzeydoğu Pasifik Okyanusu	8–9200	-	-	Desforges vd., 2014
Ukaleqarteq, Grönland	2.38	PES	-	Amelineau vd., 2016
Kuzeydoğu Akdeniz	02254	-	-	Gündoğdu vd., 2017
Kuzeydoğu Akdeniz	1,067	-	-	Gündoğdu vd., 2017
Marmara Denizi	33 adet/l	-	-	Çullu vd., 2021
Güneydoğu Karadeniz	0,6 × 10 ³	-	Fiber	Aytan vd., 2016
Güney Karadeniz	6,52x10 ⁵	-	Gemi boyası	Öztekin ve Bat, 2017
Batı Karadeniz Romanya	7			Pojar vd., 2021
Güneydoğu Karadeniz	1,2-132,1	PP/PE	Parçacık	Bu çalışma

Plastik adı altında toplanan fakat her biri ayrı fiziksel ve kimyasal özelliğe sahip mikroplastiklerin dağılımını karşılaştırmak standart bir örnekleme, analiz ve raporlama yönteminin olmayışı ve bölgesel özellikler (hidrografi, kaynaklar, meteorolojik durum vb.) dolayısıyla sağlıklı olmamaktadır. Ancak çoğu bölgelerinden ilkleri rapor eden bu çalışmaların ortak göstergesi denizel ortamın değişen oranlarda mikroplastiklerle kontamine olduğudur. Önümüzdeki on yıllarda artması beklenen plastik üretimi ile birlikte denizel ortamdaki miktarlarının da artması beklenmektedir. Su yüzeyinde en sık rastlanılan mikroplastik tipinin büyük boyutlu plastiklerin parçalanması sonucu ortaya çıkan parçacıklar olduğu görülmektedir. Su yüzeyinde en baskın polimerler diğer birçok çalışmada rapor edildiği üzere PP (% 39,5) ve PE (% 30,9) olurken, PET (%107) ile takip edilmiştir (EK-6). Çoğunluğu tek kullanımlık plastiklerin yapımında kullanılan bu polimerlerin denizel ortamdaki varlığı küresel üretim miktarları ile de uyum içerisindedir (Plastic Europe, 2020).

Kapalı ve yarı kapalı denizlerin yüksek yoğunlukta plastik kirliliğine sahip olduğu kabul edilmektedir (Barnes vd., 2009). Ortak Karadeniz Araştırmalarının (EMBLAS, 2018) son sonuçları, Karadeniz'in komşu Akdeniz'e kıyasla neredeyse iki kat daha fazla plastik çöpe sahip olduğunu göstermiştir. Nehirlerin Karadeniz'e büyük miktarlarda plastik taşıdığı bilinmektedir. Tek başına Tuna Nehrinin Karadeniz'e günde 4,2 ton plastik taşıdığı tahmin edilmektedir (Lechner vd., 2014). Yakın tarihli bir araştırma ile saatte 4 ila 75 adet çöpün (çoğunluğu plastik) Karadeniz'e nehirler yoluyla girdiğini bildirmiştir (González-Fernández vd., 2020). Güneydoğu Karadeniz'de yürütülen bu projede nehir ağzında önemli ölçüde daha yüksek MP konsantrasyonu varlığının tespit edilmesi, nehir girdilerinin Karadeniz'de önemli bir plastik kirliliği kaynağı olduğunu doğrulamaktadır. En yüksek mikroplastik konsantrasyonlarının tespit edildiği Kızılırmak, 1151 km'lik uzunluğu ile Türkiye'nin en uzun akarsuyudur. 78,180 km²'lik havza alanı ülkemizin % 11'ini kaplamaktadır. Kızılırmak havzası 2018 yılı sayım sonuçlarına göre 4.116.213 kişinin drenaj alanını oluşturmaktadır (TÜİK, 2020). Sivas İmranlı çevresinden doğan nehrin havzası; Aksaray, Amasya, Ankara, Çankırı, Çorum, Kastamonu, Kayseri, Kırıkkale, Kırşehir, Nevşehir, Samsun, Sinop, Yozgat olmak üzere 14 ilin kayda değer oranda topraklarını kapsar ve birçok dere ile çayın sularını toplayarak sularını Bafra Burnu'ndan Karadeniz'e ulaştırmaktadır. Samsun Karadeniz'e açılan ihracat kapısı sebebiyle

bölgenin en önemli sanayi şehirlerindendir ve demir-çelik, plastik ve plastikten mamul eşya, makine ve cihazlar ile parçaları, gıda maddeleri ihracatın büyük kısmını oluşturmaktadır. Kızılıрмаğın Karadeniz'e döküldüğü Bafra ilçesinde tekstil ve yem üretimi, gıda ve inşaat malzemeleri ön plana çıkmaktadır. Sinop'ta ise gıda sanayisi (balık unu-balık yağı fabrikaları, tavuk yetiştirme tesisleri) gelişmiştir. Ayrıca il genelinde su ürünleri tesisi, plastik ve tekstil sanayisi de oldukça fazla bulunmaktadır. Kızılırmak havzası genelinde birçok ilçede vahşi depolama yapılmaktadır. Genellikle dere kenarlarına, terk edilmiş maden ocaklarına ve orman vasfını yitirmiş arazilere atıklar kontrolsüz bir şekilde dökülüp; sızıntı suları ile toprak, akarsu ve yeraltı suyunu kirletmektedir (TÜBİTAK MAM, 2010). Bu tip vahşi depolama alanları Karadeniz kıyıları ve nehir vadileri boyunca görülmektedir. Mikroplastiklerin konsantrasyonu ve kompozisyonu yaygın olarak deniz yüzeyinden rapor edilmektedir (örn. Zhao vd., 2014; Aytan vd., 2016; Lacerda vd., 2019).

Karadeniz'de en çok bulunan MP türleri fiber, film ve parça (Aytan vd., 2016), bu çalışmada da rapor edilmiştir. Aytan vd., (2016)'nin yaptığı çalışmada gemilerden kaynaklanan boya parçacıkları, kozmetik sektöründe yaygın olarak kullanılan mikro boncuklar ve ham plastik peletler rapor edilmemiştir. Ancak başka bir çalışmada, Orta Karadeniz kıyılarındaki yüzey sularında gemiyle taşınan boya parçacıklarının (%51,6) baskın olduğu rapor edilmiştir (Öztekin ve Bat 2017). Ancak, Doğu Karadeniz kıyısı için bildirildiği gibi, boya parçacıkları, mikro boncuklar, granüller veya topraklar gibi mikroplastikler de Bulgaristan kıyıları için bildirilmemiştir (Berov ve Klayn 2020). Berov ve Klayn'e (2020) göre, Bulgaristan kıyılarındaki mikroplastik kirliliği Karadeniz'in diğer bölgelerine, Baltık Denizi'ne ve Akdeniz'e göre daha düşük bulunmuştur. Pojar vd. (2021), Tuna Nehri ağzının Bulgaristan ve Romanya kıyılarına göre çok daha fazla mikroplastik içerdiğini belirtmişlerdir. Yapılan çalışmalarda, yüzey sularındaki MP miktarı, Türkiye kıyıları için rapor edilenden nispeten daha düşük rapor edilmiştir.

Küresel üretimleri ile doğru orantılı olarak denizel ortamda en çok rastlanan mikroplastik polimer tipleri günlük hayatta sıklıkla kullanılan polietilen (PE), polipropilen (PP), polistiren (PS), polivinil klorür (PVC), poliamid (naylon, PA) ve polietilen tereftalat (PET) (Persson vd., 2022). Mikroplastiklerin özgül ağırlıkları su kolonunda yüzmeleri veya batmaları hakkında bilgi vermektedir. Genel olarak PE

ve PP su yüzeyinde uzun süre kalıp akıntı ve rüzgârlarla kaynağından uzak mesafelere taşınabilirken, PVC, PS, PET ve PA gibi polimerlerinin yoğunlukları suyun yoğunluğundan daha ağır olduğundan batmaya ve bentik bölgede akümüle olmaya meyillidirler (GESAMP, 2015; Xuan ve Jianlong, 2019).

Mikroplastiklere miktar, yoğunluk, şekil, renk, boyut ve yapılarına bağlı olarak sahillerde, deniz suyunda, deniz tabanında ve deniz canlılarında rastlanmaktadır. Yoğunluğu daha düşük olan mikroplastikler su yüzeyinde akıntılar, gelgitler ve türbülanslarla oradan oraya sürüklenirken, biraz daha ağır olanlar bir süre su kolonunda yüzebilmekte nihayetinde deniz dibinde sonlanmaktadır (Cole vd., 2011).

4.2.Mikrobiyal Plastisfer Komuniteleri

Plastiğin deniz ortamında bulunan birçok canlılar üzerindeki bilinen etkilerine rağmen deniz mikrobiyal komunitesi ile plastik arasındaki etkileşimler hakkında çok fazla bilinmemektedir (Oberbeckmann vd., 2015). Plastik parçaların mikroplar tarafından kolonizasyonu ilk olarak 1970’te rapor edilmiştir (Carpenter vd., 1972). Devam eden çalışmalarda ise öncelikle diatom ve filamentli bakteriler gibi morfolojik olarak farklı organizmaları tanımlayan mikroskobiyeye dayanmaktadır (Sieburth vd., 1976). Daha sonraki çalışmalar, mikropların plastik parçaları hızla kolonize ettiğini ve Atlantik Okyanusu’ndaki plastik topluluklarının taksonomik olarak çevredeki su sütununda yaşayanlardan farklı olduğu göstermiştir (Dang vd., 2008; Lobelle ve Cunliffe, 2011; Zettler vd., 2013; Oberbeckmann vd., 2014; Harrison vd., 2014).

Son yapılan çalışmalarda, plastik atıklar üzerinde gelişen mikroorganizmaları araştırılmış ve bu mikroorganizmaların çoğunun serbest yaşayan türlerden ziyade bir substrata ihtiyaç duyan türler olduğu ortaya konulmuştur (Kirstein vd., 2019). Diğer çalışmalar ise plastisferdeki topluluğu (Ogonowski vd., 2018), devamlılığı veya topluluklar içindeki etkileşimleri incelenmiş (Kettner vd., 2019), onların metabolik kapasitelerini ve toplulukların kendilerini çevreleyen ekosistemi nasıl etkilediği (Bryant vd., 2016) araştırılmıştır. Yapılan diğer çalışmalarda, çevreye farklı substratların yerleştirildiği, çeşitli zaman noktalarında alt örneklerin alındığı ve genel topluluk kompozisyonları, tür zenginliği ve zaman içindeki değişiklikler açısından karşılaştırıldığı kolonizasyon deneylerine odaklanmıştır (Tablo 26).

Tablo 26. Dünya genelinde plastisfer üzerinde yapılan çalışmalar

Örnekleme Alanı	İnkübasyon Süresi	İnkübasyon Yöntemi	Polimer	Araştırma konusu	Referans
Kuzey Atlantik	-	-	PP, PE	Bakteri toplulukları	Zettler vd. (2013)
Eckernförde Körfezi, Baltık Denizi, Almanya	7/21/50/98 gün	Laboratuvar	PE, biyolojik olarak parçalanabilen torbalar	Mikrobiyal kolonizasyon ve plastik bozunması	Nauendorf vd. (2016)
Kuzey Denizi, Belçika	1/2/3/4/9/14/18/22/27/31/35/40/44 hafta	Yerinde	PE	Plastiklerin, bakteri ve mantar topluluklarının ayrışması	De Tender vd. (2017)
Baltık Denizi	2 hafta	Yerinde	PS, PE	Bakteri toplulukları	Oberbeckmann vd. (2018)
Baltık Denizi	2 hafta	Laboratuvar	PP, PS, PE	Bakteri toplulukları	Ogonowski vd. (2018)
Banyuls Körfezi, Fransa	7/15/22/30/45 gün	Laboratuvar	PE, biyolojik olarak parçalanabilen plastikler	Bakteri toplulukları	Dussud vd. (2018a)
Xuanwu Gölü, Çin	3 hafta	Laboratuvar	PE, PP	Bakteri toplulukları	Miao vd. (2019)
Umman Denizi	30 gün	Yerinde	PET, PE	Bakteri toplulukları	Muthukrishnan vd., (2019)
Bohai Körfezi, Çin	2/4/6 hafta	Yerinde	PVC, PE, PS, PP, poliüretan (PU)	Bakteri toplulukları	Li vd. (2019)
Kuzey Adriyatik, Hırvatistan'ın Rovinj kıyısı açıklarında	1 hafta, 1/2 ay	Yerinde	PP, PE, PVC	Bakteri topluluklarının bileşimi	Pinto vd. (2019)
Güneydoğu Karadeniz	150 gün	Yerinde	PE, PP, PET, PS, PA, PVC	Biyofilm topluluğu ve etkinliği	Esensoy vd. (2020)
Xuanwu Gölü, Donghu Gölü, Qinhuai Nehri, Niushoushan Nehri, Çin	44 gün	Yerinde	PVC, PE	Mikrobiyal toplulukların karbon metabolizması	Miao vd. (2020)
Akdeniz, İtalya	-	-	PE, PP, PS	Bakteriyel ve arkal topluluklar	Vaksmas vd. (2021)
Qinhuai Nehri, Çin	3/13/19/28 hafta	Laboratuvar	PP, PE	Bakteri ve mantar toplulukları	Wang vd. (2021)
ABD, Woods Hole'daki rıhtımlar	1/8 hafta	Yerinde	PE, PP, PS	Mikrobiyal toplulukların morfolojisi ve biyokütlesi	Zhao vd. (2021)
Huanghai Denizi, Çin	2/4/6 hafta	Yerinde	PP, PE, PLA	Bakteri topluluklarının morfolojisi	Zhang vd. (2021)

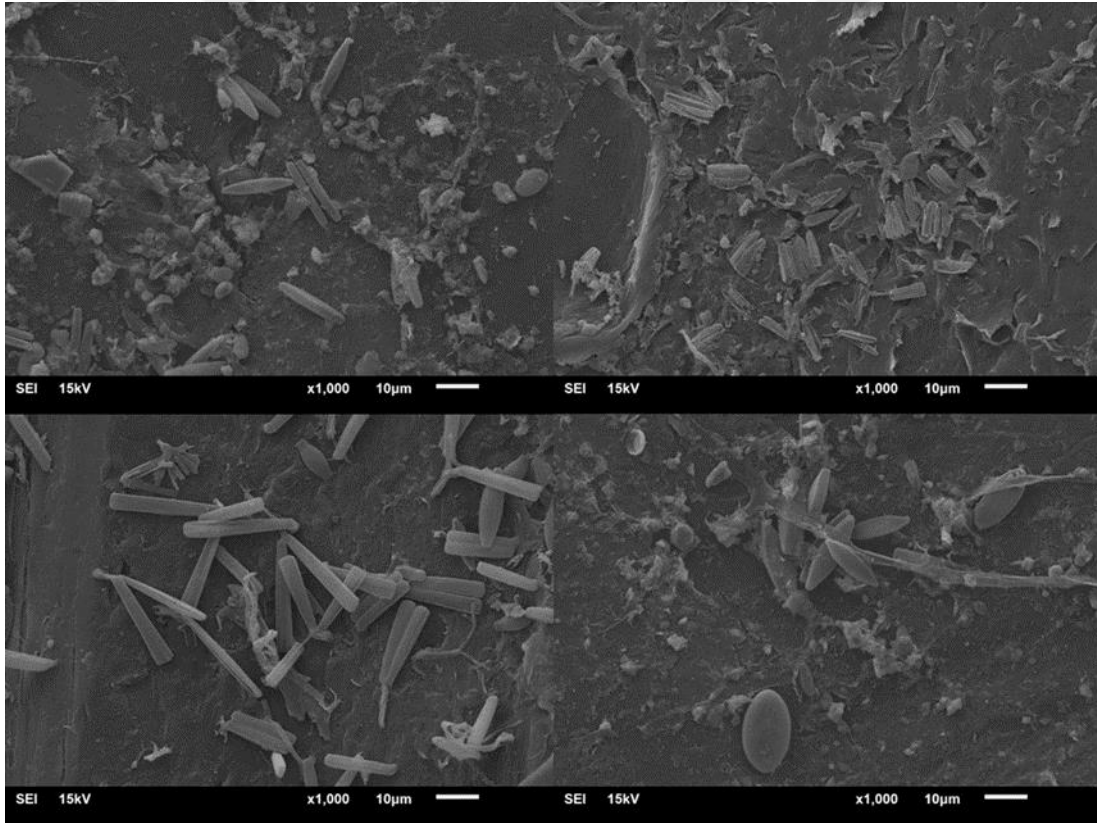
Tablo 26 (Devam). Dünya genelinde plastisfer üzerinde yapılan çalışmalar

Donghu Gölü, Qinhuai Nehri, Niushoushan Nehri, Çin	44 gün	Yerinde	PVC, PET	Mikrobiyal toplulukların karbon metabolizması	Miao vd. (2021c)
Donghu Gölü, Qinhuai Nehri, Niushoushan Nehri, Çin	44 gün	Yerinde	PET, PP, PVC, PE	Plastisferde metal birikimi	Liu vd. (2021)
ABD	18/20/21 gün	Yerinde	PVC, PS,	Biyofilm topluluğu ve etkinliği	Vincent vd. (2022)
Güney Çin Denizi'ndeki Daya Körfezi	1/4/8 hafta	Yerinde	PE, PP, PS, PVC, akrilonitril bütadien stiren (ABS)	Plastisferin yapısı ve formasyon mekanizmaları	Zhang vd. (2022)
Henares Nehri, İspanya	1/3/6/12 ay	Yerinde	Alçak yoğunluklu polietilen (LDPE), PET, PS, PVC	Biyofilm oluşumu ve antibiyotik direnç genlerinin varlığı	Martínez-Campos vd. (2023)
Güneybatı Karadeniz	1 ay yaz/1 ay kış mevsimi	Yerinde	PET	Biyofilm oluşumu ve topluluğu	Vladimir vd. (2023)
Güneydoğu Karadeniz	1 yıl	Yerinde	HDPE, PET, PP, PP+PE, PP+PA, PAN	Biyofilm oluşumu ve topluluğu	Bu çalışma

Taramalı elektron mikroskobu (SEM), plastisfer komunitelerin tür düzeyinde tanımlanması ve gözlemlenmesi için sıklıkla kullanılmaktadır (Esensoy vd., 2020; Miao vd., 2020; Zhao vd., 2021; Vincent vd., 2022; Martínez-Campos vd., 2023). Plastisfer komuniteler bakteri, diatom, dinoflagellat, mantar ve protozoalar dahil olmak üzere çeşitli mikroorganizmalardan oluştuğu birçok çalışmada gözlemlenmiştir (Lewandowski, 2000; Wahl vd., 2012; Mieszkın vd., 2013; Esensoy vd., 2020).

Karadeniz'de plastikler üzerinde diatomlarla ilgili ilk çalışmalar 20. Yüzyılın ortalarında başlamıştır (Kucheroova, 1957). Artık Karadeniz'de de sentetik polimerlerin diatom ve diğer mikroorganizmalar tarafından kolonileştirilmesi süreçleri parçalı olarak incelenmektedir (Sevastopol yakınında, Ryabushko ve Zavalko, 1992; Ryabushko vd., 2019, Ryabushko vd., 2020; Odesa Körfez'de, Simeonova ve Chuturkova, 2020; Snigireva vd., 2020 ve Türkiye'nin güneydoğu kıyı sularında, Esensoy vd., 2020). Bu çalışma ile Karadeniz'in yüzey sularında dağılım gösteren

plastiklerde tespit edilen mikroorganizmalar, plastiklerin yeni bir yaşam alanı temsil ettiğini gösteren önceki çalışmalar sonuçlarını doğrulamaktadır (Cozar vd., 2014; Eriksen vd., 2014; Golstein vd., 2014; Ryabushko vd., 2021) (Şekil 91). Deniz ortamında yapılan çeşitli çalışmalarda, plastisferin en yoğun olarak diatom, alg ve bakteriler dahil olmak üzere mikroorganizmalar tarafından kolonize edildiğini bildirmiştir (Bryant vd., 2016). Diatomlardan en çok *Mastogloia*, *Navicula*, *Cyclotella*, *Pleurosigma*, *Amphora*, *Nitzschia* gibi türler plastisferde bulunmuştur (Congestri ve Albertano vd., 2011). Astudillo vd., (2009)'nin yaptığı çalışmada, yüzen bir şamandranın üstünde 14 farklı türün kolonileştiğini tespit etmiştir. Bu çalışmada aynı şekilde, MP'ler üzerinde yoğun diatom türleri tespit edilmiştir.



Şekil 91. Çeşitli polimerlere sahip mikroplastikler üzerindeki mikrobiyal pastisfer komuniteleri

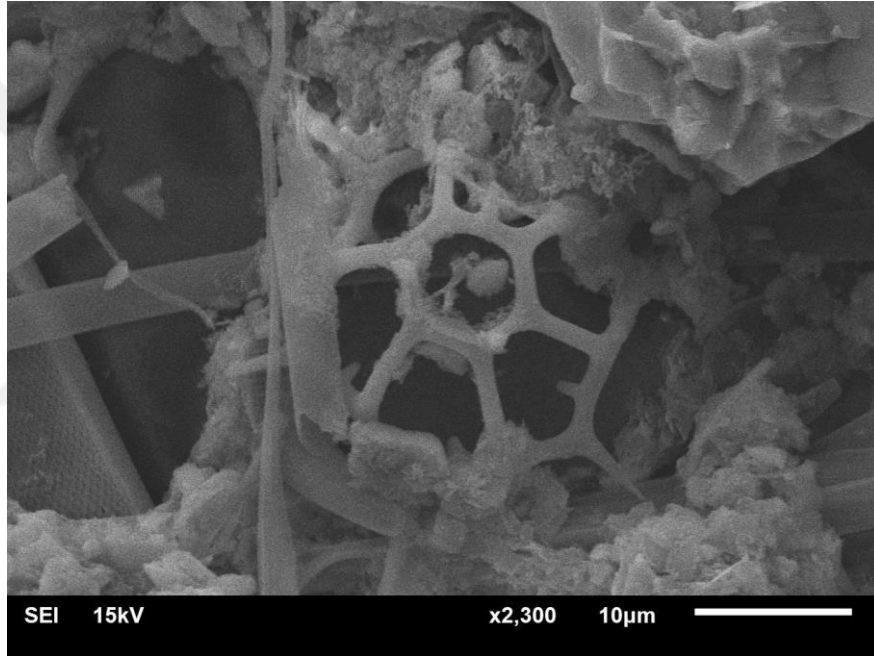
Güneydoğu Karadeniz'in yüzer halde olan mikroplastiklerin plastisfer komunitelerinin tür çeşitliliğinin kıyusal ortamda inkübe edilen ve daha stabil çevre koşullarına tabi olan plastiklere kıyasla daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Doğal

ortamlarından toplanan mikroplastiklerin bazılarında mikrobiyal biyofilm gözlenirken, bazılarında mikrobiyal komünite gözlenmemiştir. Benzer şekilde yapılan başka çalışmalarda da plastik üzerindeki mikrobiyal topluluğun aynı ortamdaki plastikler üzerinde farklılık sergileyebileceği rapor edilmiştir (Dussud vd., 2018; Kirstein vd., 2019). Amaral-Zettler vd. (2020)'ne göre de aynı ortamdan alınan bazı plastiklerin üzerlerindeki belirli mikrobiyal komünite sürekli olarak bulunduğu ama bazı plastikler üzerinde mikrobiyal komünite oluşmadığını da belirtmektedir (Amaral-Zettler vd., 2020).

Bu çalışmada, Güneydoğu Karadeniz yüzey sularından toplanan plastikler üzerinde en sık görülen diatom türleri *Amphora* sp., *Biremis* sp. ve *Cocconeis* sp. olmuştur. Ekim 2019'da yapılan örneklemede Rize kıyı sularından alınan MP örneği üzerinde ilk kez *Nitzschia longissima* türü tespit edilmiştir. Yapılan çalışmalarda, Karadeniz'in diğer kıyılarında (Ryabushko vd., 2020; Ryabushko vd., 2021), Akdeniz'de (Tarchi vd., 2022) ve Çin'in Luoyuan Körfezi'nde (Wang vd., 2022) bu türün daha önce tespit edildiği görülmüştür. Mevsimsel olarak yapılan bu çalışmada, deniz suyunun sıcaklığının artmasıyla birlikte tespit edilen tür sayısında bir artış gözlenmiş olup, sıcaklıkların düşmesiyle tür sayısında azaldığı tespit edilmiştir. Yapılan çalışmalarda, çevresel faktörlerin biyofilm oluşumunu önemli ölçüde etkilediği görülmüştür (Behera ve Das, 2023). Deniz ortamında bulunan besin elementlerinin yanı sıra sıcaklık da biyofilm oluşumundan önemli bir role sahiptir. Mikroplastiklerin deniz ortamında uzun süre kalması nedeniyle, plastisferdeki mikrobiyal komüniteler sıcaklığın etkisi ile değişikliklere uğramaktadır (Behera ve Das, 2023).

Karadeniz (Esensoy vd., 2020; Sapozhnikov vd., 2020) ve diğer bölgelerde (Reisser vd., 2014; Nenadovic vd., 2015; Smith vd., 2021) elde edilen sonuçlara göre bakteriler ve diatomlar biyofilmin ilk kolonileşen en baskın gruplarındandır. Güneydoğu Karadeniz'de yürütülen bu çalışmada, planktonik mikroalgler, biyofilmin bolluğuna ve biyokütlesine önemli bir katkı yapmış ve baskın olarak *Berkeleye rutilans* ve *Licmophora flabellata* ve *Neosynedra provincialis*, *Cocconeis euglypta*, *Striatella unipunctata*, *Bacillaria paxillifera* ve *Parlibellus berkeleyi* türleri ile temsil edilmiştir. Birçok araştırmacı *Nitzschia* sp., *Amphora* sp. ve *Licmophora* sp. diatomlarının plastisferde bulunduğunu bildirmiştir. Karadeniz'de yerinde yapılan

deneylerle plastikler üzerindeki biyofilmlerde de bu türler yaygın olarak rapor edilmiştir (Esensoy vd., 2020; Ryabushko vd., 2020; Ryabushko vd., 2021; Snigirova vd., 2020; Sapozhnikov vd., 2021). Diatomların biyofilm oluşumunda önemli bir rol oynadığı çok sayıda çalışma ile gösterilmiştir (Cooksey ve Wigglesworth-Cooksey, 1995; Patil ve Anil, 2005). Dinoflagellat ise plastiklerdeki biyofilmlerin oldukça nadir görülen bir bileşenidir (Esensoy vd., 2020). Bu çalışmada Karadeniz’de yürütülen diğer çalışmalardan farklı olarak dinoflagellat türü bulunmamıştır. Diatomlardan başka plastisferde Dictyochaceae ailesine ait 2 tür tespit edilmiştir (Şekil 92).



Şekil 92. Dictyochaceae ailesine ait *Octactis speculum* türü

Deniz ortamında plastisfer oluşumu birçok değişkeni içeren karmaşık bir süreçtir. Güneydoğu Karadeniz’de yerinde yapılan deneyle ile mikrobiyal plastisfer komunitelerin formasyonu araştırılmıştır. Sonuçlar, diatom toplulukların plastiklere uyum sağladığı ve plastisfer yapısının hızlı bir şekilde geliştirdiğini göstermiştir. Gerçekleştirilen bu çalışma da 3.ayda biyofilm oluşumu gözlenmekle birlikte düşük çeşitlilik gözlenmiş olup, daha çok pennat diatomun yaygın olduğu görülmüştür. Nisan 2021’de biyofilmde pennat diatomların azaldığı tespit edilmiştir. Pennat diatomlar, substratın doğasından bağımsız olarak biyofilm topluluğunda yaygın olarak

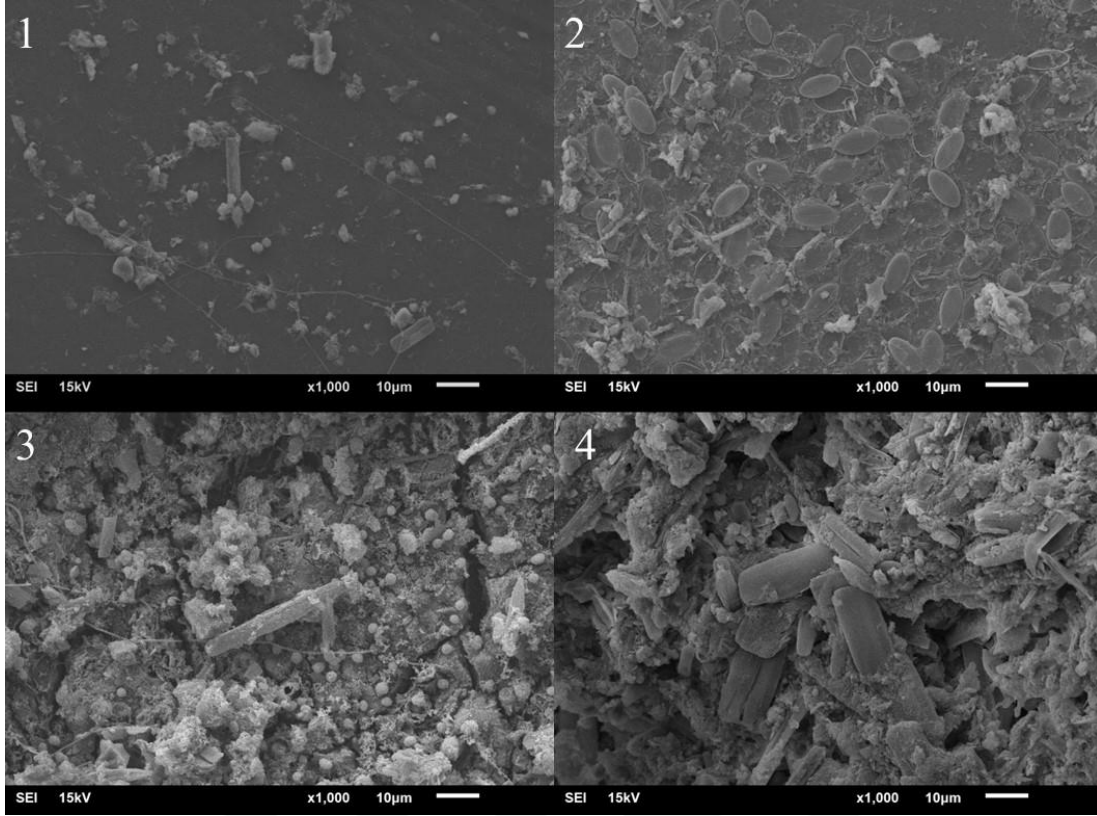
bulunabilmektedir (Patil ve Anil, 2005); daha sonraki aşamalarda ise diğer mikroorganizmaların kolonizasyonunun artmasıyla birlikte diatomların bolluğunun genellikle azaldığı rapor edilmiştir (Schlundt vd., 2020; Amaral-Zettler vd., 2020). Tüm inkübasyon süresi boyunca biyofilm oluşumunun Nisan 2021’de deniz suyu sıcaklıklarının artmasıyla tür sayısında en yüksek artış kaydedilmiştir. Aynı şekilde, bu artış biyofilm formasyonunun takip edildiği Temmuz 2021’de devam etmiş, Ekim 2021 ve Ocak 2022 tür sayısında azalma kaydedilmiştir. Bu durum fitoplanktonun mevsimsel süksesyonu ile de uyumlu olup, Güneybatı Karadeniz’de yapılan bir başka çalışma ile de desteklenmektedir (Vladimir vd., 2023).

Tüm deneysel substratlarda *Berkeleya rutilans*, *Cocconeis* sp., *Amphora* sp., *Navicula* sp., *Nitzschia* sp. cinslerine ait diatom türler gözlenmiştir. Karadeniz’de yapılan diğer çalışmalarla benzer sonuçlar elde edilmiştir (Ryabushko vd., 2020; Esensoy vd., 2020; Ryabushko vd., 2021). Diğer denizlerde yapılan çalışmalarda da dağılım gösteren plastiklere ait komunitelerde de *Sellaphora*, *Amphora*, *Mastogloia* ve *Nitzschia* cinslerine ait türleri de içermektedir (Carpenter ve Smith, 1972; Muthukrishnan vd., 2019). Bu bulgular, diatom türlerinin yüzeyde dağılım gösteren plastisferde yaşama eğiliminde olduğunu göstermektedir. Bu veriler hem Atlantik hem de Pasifik girdaplarından ve ayrıca Woods Hole, Massachusetts, Amerika Birleşik Devletleri ve Grenada adasındaki deneysel deniz inkübasyon çalışmalarından toplanan açık okyanus mikroplastiklerinde diatomların varlığını doğrulamaktadır (Amaral-Zettler vd., 2015; De Tender vd., 2017).

Mikroplastikler tarafından taşınan yerli olmayan türler (özellikle zararlı türler) yerli mikroalg topluluğunun yapısında değişikliklere neden olmaktadır. Mikroplastikler istilacı ve zararlı türlerin yayılmasında potansiyel bir tehdit olarak kabul edilmektedir (Barnes, 2002; García-Gómez vd., 2021). Bu çalışmada, *Bacillaria paxillifera*, *Berkeleya rutilans*, *Haslea ostrearia*, *Halamphora coffeiformis* ve *Octactis speculum* türleri potansiyel olarak zararlı türler olarak tespit edilmiştir. Bu türlerin varlığı yakın gelecekte artan plastik üretimine bağlı olarak denizlerde de miktarının katlanarak artması beklenen mikroplastiklerin zararlı alg artışlarında rol oynayabileceğini ortaya koymaktadır.

Çalışmada yer alan HDPE, PP, PET ve PAN polimerlerine sahip plastik objelerin mikrobiyal oluşumunda farklılıklar gözlenmiştir. HDPE I (Alışveriş poşeti)

plastik objesi mikrobiyal biyofilm tür sayısı bakımından en yoğun ve diatom tür çeşidine sahip olan polimerdir. HDPE III (Kargo poşeti) ve HDPE IV (Çöp poşeti) plastik objelerde diğer objelere göre yoğun tür sayısına sahip olan polimerlerdir. Ancak HDPE polimerine sahip objeler arasında sadece HDPE II (Biyobozunur poşeti) obje en düşük tür sayısına sahip obje olmuştur. HDPE objelerinin hepsinin günlük hayatta sıklıkla kullandığımız poşetlerdir. Biyoçözünür poşet, alışverişlerde sıklıkla kullandığımız ve rengindeki farklılıklardan dolayı diğer poşetlerden ayrıldığı düşünülmektedir. Tüm plastik objeler arasında mikrobiyal biyofilm tür sayısı bakımından incelendiğinde, PET şişede en düşük seviyede bulunmuştur. Bu farklılıkların sebebi plastiğin polimer tipi, rengi, sert ya da yumuşak olması ya da çevresel farklılıklardan dolayı olması muhtemeldir. Yapılan bir çalışmada, PET şişe daha bol ve çeşitli topluluklara sahip olan polimer olmuş, bunu PE, PP, PA, PVC ve PS izlemiştir (Esensoy vd., 2020). İlk üç ay sonunda tüm plastik objelerde en fazla tür çeşitliliği gözlenmiş olup, deniz suyu sıcaklığının artmasıyla birlikte 6. aydan itibaren tür çeşitliliği artışı devam etmiştir. Bu, yaz aylarında Karadeniz'deki mikrobiyal plastisfer komünite yapısının yüksek çeşitliliğine ilişkin daha önceki raporlarla iyi bir uyum içindedir (Esensoy vd., 2020; Sapozhnikov vd., 2020). Önceki araştırma çalışmaları da plastik parçalar üzerindeki biyofilm topluluklarında benzer mevsimsel farklılıklar olduğu bildirilmiştir (Oberbeckmann vd., 2014; Pinnell ve Turner, 2020). Sıcaklık ve tuzluluktaki değişiklikler nedeniyle PET şişedeki biyofilmin çeşitliliği yazın en yüksek, kışın ise en düşük olduğu ve bu nedenle deniz suyunun sıcaklığının ve tuzluluğunun deniz biyofilm biyokütlesini ve çeşitliliğini güçlü bir şekilde etkilediği bilinmektedir (Chiu vd., 2005). Bir yılın sonunda ise tür sayısındaki çeşitliliğin artmasıyla eş zamanlı olarak plastikler üzerinde oluşan biyofilminde yoğunlaştığı SEM analizleri ile görüntülenmiştir (Şekil 93).



Şekil 93. Mikrobiyal plastisfer oluşum aşamaları (1: Nisan 2021, 2: Temmuz 2021, 3: Ekim 2021, 4: Ocak 2022)

İnkübasyon süresince ilk üç ayda tüm örneklerde plastisfer yapısı oluşmaya başlamıştır. Diatomların plastisfer yapısını oluşturmaya başlamasından sonra heterotrofik türlerin ve makro kirletici organizmaların larvalarının yerleşmesine olanak sağladığı rapor edilmiştir (Dobretsov vd., 2013; Kettner vd., 2019). Ayrıca Dang vd., (2008), kolonizasyon sürecinin tesadüfi olmadığı incelenen tüm numunelerde mikroorganizmaların yüzeylere bir sırayı izleyerek tutunduğunu bildirmiştir. Bu çalışmada ise 6. ayın sonunda tüm plastik objelerde midye ve diğer bazı omurgasızların tutunduğu görülmüştür (Şekil 94). Bir yılın sonunda tek kullanımlık plastiklerin üzerinde midyelerin büyüyerek plastik objelerden ayrıldığı ve plastisferin daha da kalınlaşmış olduğu gözlenmiştir. Deniz ortamında batık olan daha büyük plastiklerin yüzeyinde midye ve midye gibi yoğun, kalkerli organizmaların tespit edildiği ve bu organizmaların plastik yüzeyindeki varlığının, plastiğin ağırlığında önemli bir artışa yol açtığı bildirilmiştir (Chen vd., 2019). Bununla birlikte, deneylerinde mikroplastiklerin yüzeyinde kalkerli organizmalara (midyeler, kabuklu

bryozoanlar, yumuşakçalar, poliketler ve diğer tüp kurtları) dair hiçbir kanıt bulunamamıştır ve biyofilm büyümesi sırasında sıkışan inorganik minerallerin, mikroplastiklerin yüzerliğindeki azalmada ana neden olabileceğini bildirmiştir. Başka bir çalışmada ise, mikroplastığın yüzeyindeki biyofilmin varlığının, mikroplastığın net kütle olarak plastiklerin su sütunu içinde batmasına yol açabileceğini göstermiştir (Fazio, 2022).

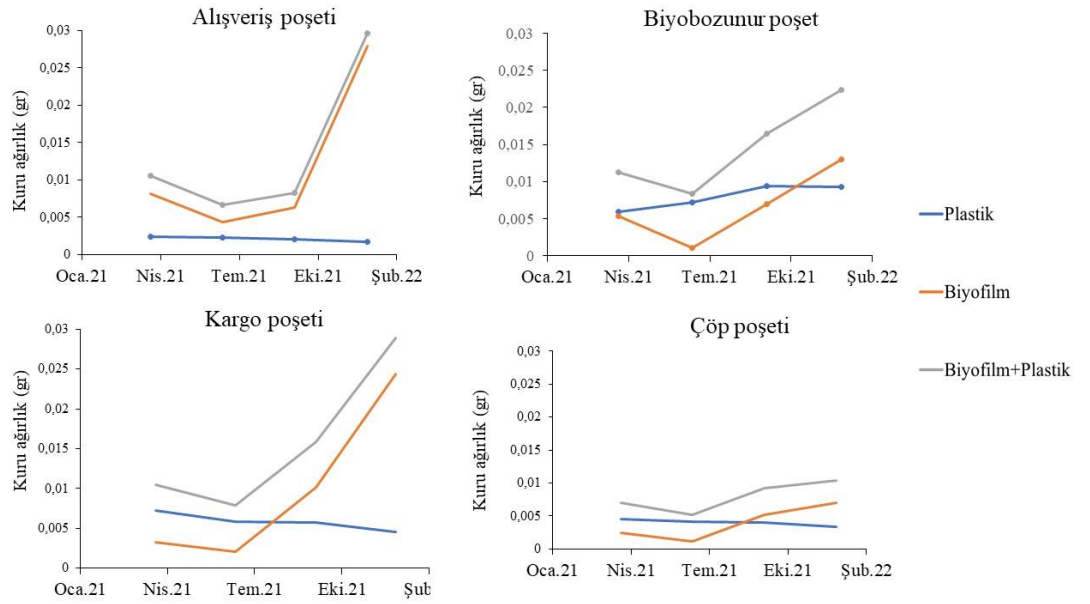


Şekil 94. Plastik objelerde bazı omurgasız canlıların çoğalması

4.3.Mikrobiyal Plastisfer Biyoması ile Plastik Ağırlığındaki Değişim

Mikroplastiklerin dayanıklı yapısı onların deniz ortamında uzun mesafeli taşınmalarına olanak tanımaktadır (Mughini-Gras vd., 2021). Yoğunluğu deniz suyundan az olan MP'ler yüzeyde daha uzun süre yüzmekte ve yavaş yavaş biyofilmler oluşmaya başlayacaktır (Chubarenko vd., 2016). Zamanla biyofilm kalınlığının artması, MP'lerin boyutunun ve yoğunluğunun artmasına, yüzey hidrofobikliğinin azalmasına ve dolayısıyla mikroplastiklerin yüzerliğinin değişmesine neden olabilmektedir (Andrady, 2011, Chen vd., 2019, Ding vd., 2015, Miao vd., 2021). Bu nedenle biyofilm oluşumu, mikroplastiklerin yüzerliğini değiştirme yoluyla, dikey ve yatayda taşınma yollarını değiştirecektir (Chen vd., 2019, Syberg vd., 2015). Bu çalışmada, plastik objelerin üzerinde görülen mikrobiyal biyofilm oluşumundaki artışı ile plastik objelerin $t=0$ 'a göre alınan ağırlıklarının arasındaki değişikliğin olup olmadığı araştırılmıştır. Her bir polimer tipine göre değişiklik göstermiştir.

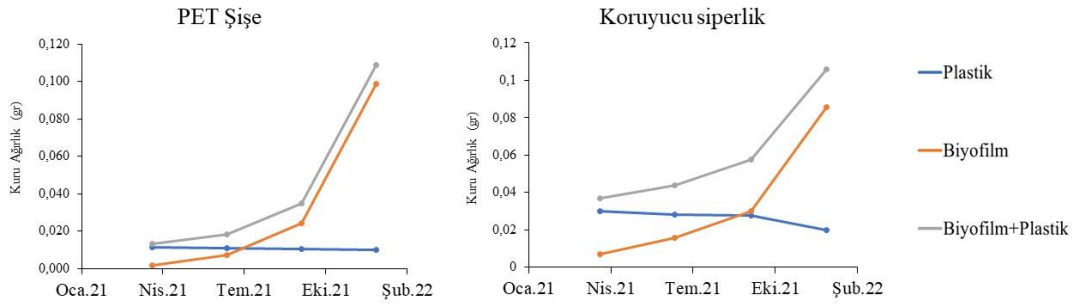
Bu çalışmada, bir yılın sonunda alışveriş poşetinin ağırlığı başlangıca kıyasla 13 kat artmıştır (Şekil 95). Yanısıra aynı objenin bir yılda Karadeniz ortamında kalmasını takiben ağırlığında yaklaşık %23'lük kayıp tespit edilmiştir. Kargo poşeti Karadeniz'de bir yıl kaldığında ağırlığından yaklaşık olarak % 65 ile % 80 arasında bir kayıp tespit edilmiştir. Bu durum plastiklerin deniz suyunda çeşitli faktörlerin etkisiyle sürekli aşınma ve bozunma eğilimde olması ile açıklanabileceği gibi, biyofilm biyoması artışı ile bu çalışmada plastisfer içerisinde değerlendirilmeyen ancak plastiklerin bozunma sürecince önemli rol oynayan bakterilerden kaynaklanabilceği düşünülmektedir. Çöp poşetinin bir yıllık inkübasyon süresi sonundaki plastik ağırlığında %32'lik bir kayıp söz konusu olmuştur. Mikroplastiklerdeki ağırlık kaybına sebep olan plastifer yapısı, MP'lerin yüzey yükünü, polaritesini ve hidrofilikliğini artırarak MP'lerin çevresel kirleticilere karşı adsorpsiyon performansını etkileyebilmektedir (Kalcikova vd., 2020).



Şekil 95. HDPE polimerine sahip objelerin ve biyofilm ağırlığının zaman bağlı değişimi

PET objelerin çalışma süresince ağırlıklarında kademeli olarak bir azalma gözlemlenmiştir. Bir yıllık inkübasyon süresi içinde, plastik ağırlığında biyofilm oluşumuna bağlı olarak en fazla 7 kat'lık bir artış tespit edilmiştir. Aynı objenin bir yıl sonunda ise t=0 anındaki ağırlığına göre yaklaşık % 40'lik bir ağırlık azalışı sergilediği

tespit edilmiştir (Şekil 96). Birçok çalışmada, kolonizasyona öncülük eden plastik üzerinde yaşayan mikroorganizmaların gelişmesi plastiklerin ağırlık kaybı yaşamasına neden olmuştur. Yapılan çalışmalarda, 3 aylık inkübasyonun ardından plastik kolonizasyonun araştırılması, özellikler PE, PS ve PET polimerine sahip plastiklerin üzerindeki mikrobiyal plastisfer üzerindeki yapısından olduğu görülmüştür (Oberbeckmann vd., 2014; Syranidou vd., 2019; Ogonowski vd., 2019).



Şekil 96. Pet şişe ve koruyucu siperliğe ait bir yıllık inkübasyon sonundaki plastik, biyofilm ve toplam ağırlık değişimleri

Mikroplastik yüzeyler üzerinde mikrobiyal plastisfer oluşumunun, MP'in dönüşümü ve taşınması, MP'in biyolojik olarak bozunması ve bu polimerik parçacıkların ekotoksitesitesi dahil olmak üzere çeşitli etkileri vardır. Mikrobiyal biyofilmin MP'e uzun süre bağlanması, polimerin yoğunluğunun artmasına ve kaldırma kuvvetinin azalmasına yol açarak polimer parçacıklarının batmasına neden olmaktadır (Rummel vd., 2017). Ayrıca biyofilmin EPS tabakası MP yüzeye yapışkan bir doku sağlayarak çeşitli mikropların ve diğer bileşiklerin adsorpsiyonuna yol açarak polimerin yoğunluğunu arttırmaktadır (Long vd., 2015). Artan yoğunluk ve azalan kaldırma kuvveti, bu parçacıkların dikey taşınmasını kolaylaştırarak bunların su ekosisteminin dibinde birikmesine neden olmaktadır (Kaiser vd., 2017). Ancak bazı durumlarda PE gibi düşük yoğunluklu MP'in biyofilm oluştuktan sonra bile su üzerinde yüzdüğü gözlemlenmiştir (Kaiser vd., 2017; Onda ve Sharief, 2020). Bu da ekosistemdeki mikropların yayılmasına yol açmaktadır.

Plastikler üzerindeki yoğun diatom katmanları, kaldırma kuvvetinin azalmasına ve plastik parçacıkların yüzeyden aşağıya doğru taşınmasına neden olabilmektedir (Rummel vd., 2017; Michels vd., 2018; Lobelle ve Cunliffe, 2011).

Plastik malzemelerin özellikleri, çevresel faktörler ve bağlı oldukları organizma özellikleri, akış hızı ve yönünde belirsizliklere yol açmaktadır (Wang vd., 2018; He vd., 2022). Daha yüksek yüzey pürüzlülüğüne sahip substratlar, biyofilm büyümesi ve gelişimi için daha uygun habitatlar sağlamaktadır (Mcgivney vd., 2020). Plastik yüzeyinde oluşan biyofilm, plastikleri biyolojik olarak parçalayabilmekte ya da polimerleri ultraviyole radyasyonundan koruyabilmektedir (Carson vd., 2013). Bu şekilde, biyofilm plastiklerin kaderini ve biyolojik olarak parçalanabilirliğini değiştirmektedir (Leong vd., 2021). Plastikler ve mikrobiyal komuniteler arasındaki etkileşim, iklim değişikliği, ötrofikasyon ve besin zincirindeki değişiklikler gibi çevresel faktörlerin etkileşimiyle sucul ekosisteminin üretkenliğini etkileyebilmektedir (Maso vd., 2016; Yokota vd., 2017).

5. GENEL DEĞERLENDİRME VE ÖNERİLER

Mikroplastikler değişen miktarlarda ve kompozisyonda Karadeniz ekosisteminde (deniz dibi, su yüzeyi, su kolonu ve biyota) yaygın olarak bulunmaktadır. Bu plastiklerin seri üretiminin başladığı 1950'lerden itibaren Karadeniz'e girmekte ve parçalanmaya devam etmektedirler.

Karadeniz'de dağılım gösteren plastiklerin polimer kompozisyonu bu plastiklerin küresel üretim eğilimleri ile uyum içerisindedir. Bu polimerlerin çoğu tek kullanımlık plastiklerin yapımında kullanılmaktadırlar. Acilen denizlerimize giren miktarın azaltılması için tek kullanımlık plastiklerle ilgili yeni düzenlemelere ve yasalara ihtiyaç duyulmaktadır.

Yetersiz atık yönetimi, kontrolsüz/kaçak kıyı ve nehir vadisi dolgu ve boşaltım alanları (akarsu girdileri ve derin deniz deşarj noktaları) özellikle Karadeniz'de önemli sınırötesi plastik kaynaklarıdır. Çalışma sonuçları da dünya genelinde olduğu gibi özellikle de nehirlerin önemli bir taşıyıcı olduğunu göstermektedir. Havza bazında Karadeniz'de deşarjı olan tüm yerel yönetimler tarafından iyi ve yeterli atık yönetimi gerçekleştirilmelidir. Bu süreçte, geri dönüşüm süreçlerinin etkin bir şekilde uygulanması yoluyla atıkların azaltılması ve buna yönelik çevre bilinci farkındalığının oluşturulması önem teşkil etmektedir. Ayrıca nehirler ve kentsel deşarjla Karadeniz'e makro boyutlu plastiklerin girişini engelleyecek uygulamalara acil ihtiyaç duyulmaktadır.

Kıyısı olan ve olmayan ülkeler tarafından ve ülkemiz kıyılarından (çoğunluğu artırılmamış) evsel/endüstriyel sanayi atıksuyu doğrudan ya da nehirler aracılığıyla Karadeniz'e deşarj edilmektedir. Özellikle sentetik tekstilin kullanımı ve yıkanması sonucu yüzeyaltı derinliklerde baskın olarak ortaya çıkan fiberler Karadeniz'de en sık rastlanılan mikroplastik tiplerindendir. Fiberler; kanalizasyon, atık su arıtma tesisleri, nehirler ve atmosferik taşınım aracılığıyla kronik olarak sucul ortama ulaşmaktadır. Atık Su Arıtma Tesislerinin Yaygınlaştırılması ve filtrasyon verimliliklerinin artırılması, kentsel su döngüsü ve kanalizasyona odaklı ileri çalışmalar ile yeni teknolojilerin geliştirilerek sucul ortama giren mikroplastikler acilen azaltılmalı/durdurulmalıdır. Ayrıca Karadeniz'e fark edilmeden kronik olarak giren birincil mikroplastiklerle ilgili daha iyi yönetim stratejileri geliştirilmelidir. Ülkemizde

izleme çalışmalarının devam etmesi ve izleme noktalarının arttırılması bir ihtiyaçtır. İzlemelerde havza genelinde yürütülecek multidisipliner çalışmalarla gerçekçi yaklaşımlar gereklidir. Denizlerimizdeki plastiklerin azaltılması ve uzaklaştırılmasında multidisipliner bir yaklaşımla yeni teknolojilerin geliştirilmesi ve bu alanda yürütülecek projelerin desteklenmesi gerekmektedir. Ülkemizde mikroplastiklerin atmosferik taşınımı (özellikle atmosferik partiküllerde) araştırılmalıdır. Modelleme çalışmaları mikroplastik kaynakları, dağılım yolları ve akümülyasyon alanlarının belirlenmesinde tamamlayıcı bir araçtır ve ihtiyaç duyulmaktadır. Çeşitli çalışmalar ve devam eden projeler arasında verileri entegre edebilmek için mikroplastiklerin örneklenmesi, analiz ve raporlanmasında standardizasyona acilen ihtiyaç duyulmaktadır.

Yerel ve ulusal ölçekte sucul ekosistemlerimize giren plastikleri azaltmak/durdurmak ve mevcut olanı azaltmak üzere acil eylem planlarına ve yönetim stratejilerine ihtiyaç duyulmaktadır. Yerel yönetimler, Sivil Toplum Kuruluşları, Üniversiteler, Enstitüler ve ilgili Bakanlıklar tarafından yürütülecek farkındalık/eğitim/teşvik çalışmaları ile de plastik kullanımının azaltmasına yönelik iş birliği ve ortak çabaya ihtiyaç vardır.

Karadeniz'in yüzer halde bulunan mikroplastiklerinin yanı sıra yerinde inkübasyon ile yapılan çalışmada tek kullanımlık plastikler ve pandemi ile kullanımı artan kişisel korunma ekipmanlarının üzerindeki plastisfer yapısı kapsamlı bir şekilde incelenmiştir. Çalışmamızda Karadeniz kıyı ve açık sularından yüzer halde toplanan mikroplastiklerin liman içinde yapılan inkübasyona göre daha az türlerin oluşması yapılan çalışmalarla uyum içerisindedir.

Bu çalışma ile farklı polimerlere sahip plastiklerin üzerindeki plastisfer yapısının çeşitliliği ve sayısı ile biyomas değişiklikleri gözlenmiş olup bu plastiklere ait farklı türlerin tutunduğunu göstermektedir. Çalışmamız da Karadeniz'in Türkiye kıyılarında, Türkiye sularında ve plastik üzerinde görünen 34 türün ilk kez tespiti yapılmıştır. Tespit edilen türler arasında yeni türlerin ve zararlı alg türlerinin varlığı sınır tanımaz kirlетici plastiklerin istilacı/patojen/zararlı tür taşınımındaki vektör rolünü birkez daha ortaya koymaktadır. Karadeniz'de plastiklerin bu rolü farklı çevresel matrislerde de araştırılarak karadeniz biyoçeşitliliğine olası etkileri değerlendirilmelidir.

Yoğun mikrobiyolojik aktivite ile karakterize olan Karadeniz’de bakteri-plastik etkileşimleri özellikle bakterilerin plastiklerin parçala süresinceinde rolleri detaylı olarak araştırılmalıdır.

Biyofilm- hidrofobik kalıcı organik kirletici ilişkisi farklı tipte plastikler göz önünde bulundurularak uzun zamanlı deneysel çalışmalar ile araştırılmalıdır.

Çalışma sonuçlarına göre besin zincirinin en alt basamaklarında bulunan planktonun mikroplastiklerle etkileşimi Karadeniz’in karbon tutma kabiliyetini olumsuz yönde etkileyeceği düşünülmektedir. Yüksek mikroplastik konsantrasyonu ve zooplanktonun mikroplastik tüketme davranışı, özellikle planktivor balıklar için büyük risk teşkil etmektedir. Yüzer halde bulunan mikroplastiklerin plastisfer yapısı ile su kolonu boyunca dikey hareket etmesinden dolayı birçok canlıyı kontamine etmektedir. Ülkemizde sucul ekosistemlerde yakın gelecekte yüksek oranda artması beklenen mikroplastik kirliliği sucul biyota ve insan sağlığı için büyük risk teşkil etmektedir. Çeşitli besinsel seviyeden ve habitatdan türlerin mikroplastiklerle etkileşimi araştırılmalı ve risk değerlendirmeleri yapılmalıdır.

KAYNAKÇA

- Abreu, A. ve Pedrotti, M. L. (2019). Microplastics in the oceans: the solutions lie on land. Field Actions Science Reports. *The journal of field actions, (Special Issue 19)*, 62-67.
- Akçaalan, R., Kaleli, A, (2020). Checklist of marine diatoms from the Turkish coastal waters with updated nomenclature. *Aquatic Research*, 4(1), 88-115. <https://doi.org/10.3153/AR21008>
- Alexiadou, P., Foskolos, I., & Frantzis, A. (2019). Ingestion of macroplastics by odontocetes of the Greek Seas, Eastern Mediterranean: Often deadly!. *Marine pollution bulletin*, 146, 67-75. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.055>
- Aliabad, M. K., Nassiri, M., Kor, K. (2019). Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran coasts). *Marine pollution bulletin*, 143, 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.037>
- Amaral-Zettler, L. A., Zettler, E. R., Mincer, T. J., Klaassen, M. A., Gallagher, S. M. (2021). Biofouling impacts on polyethylene density and sinking in coastal waters: a macro/micro tipping point? *Water Research*, 201, 117289. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117289>
- Amaral-Zettler, L.A., Zettler, E.R., Mincer, T.J., (2020). Ecology of the plastisphere. *Nature Reviews Microbiology* volume 18, pages139–151. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0308-0>
- Amélineau, F., Bonnet, D., Heitz, O., Mortreux, V., Harding, A. M., Karnovsky, N., Walkusz, W., Fort, J., Grémillet, D. (2016). Microplastic pollution in the Greenland Sea: Background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Environmental pollution*, 219, 1131-1139. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.017>
- Amin, R. M., Sohaimi, E. S., Anuar, S. T., & Bachok, Z. (2020). Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine pollution bulletin*, 150, 110616. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110616>
- Anderson, G., & Shenkar, N. (2021). Potential effects of biodegradable single-use items in the sea: Polylactic acid (PLA) and solitary ascidians. *Environmental Pollution*, 268, 115364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115364>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Arndt, H., Schmidt-Denter, K., Auer, B., Weitere, M. (2003). Protozoans and biofilms. *Fossil and recent biofilms: a natural history of life on earth*, 161-179.

- Asiandu, A. P., Wahyudi, A., Sari, S. W. (2021). A review: plastics waste biodegradation using plastics-degrading bacteria. *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 9(1), 148-157. [https://doi.org/10.47277/JETT/9\(1\)157](https://doi.org/10.47277/JETT/9(1)157)
- Astudillo, J. C., Bravo, M., Dumont, C. P., & Thiel, M. (2009). Detached aquaculture buoys in the SE Pacific: potential dispersal vehicles for associated organisms. *Aquatic Biology*, 5(3), 219-231. <https://doi.org/10.3354/ab00151>
- 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. *Environment international*, 102, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Aytan, U., Senturk, Y., Esensoy, F. B., Oztekin, A., Agirbas, E., & Valente, A. (2020). Microplastic pollution along the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea*, 56, 192-207.
- Aytan, Ü., Esensoy, F. B., Şentürk, Y., (2022). Microplastic ingestion and egestion by copepods in the Black Sea. *Science of The Total Environment*, Vol.806, Part 4, 150921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150921>
- Aytan, Ü., Esensoy, F. B., Şentürk, Y., Güven, O., Karaoğlu, K., Erbay, M. (2023). Plastic occurrence in fish caught in the highly industrialized Gulf of İzmit (Eastern Sea of Marmara, Türkiye). *Chemosphere*, 324, 138317. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138317>
- Aytan, Ü., 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.
- Azoulay, D., Villa, P., Arellano, Y., Gordon, M. F., Moon, D., Miller, K. A., Thompson, K., Kistler, A. (2019). Plastic & health: the hidden costs of a plastic planet. *Center for International Environmental Law*, 7330236. <https://www.ciel.org/reports/plastic-health-the-hidden-costs-of-a-plastic-planet-february-2019/>
- Balbi, T., Franzellitti, S., Fabbri, R., Montagna, M., Fabbri, E., & Canesi, L. (2016). Impact of bisphenol A (BPA) on early embryo development in the marine mussel *Mytilus galloprovincialis*: effects on gene transcription. *Environmental pollution*, 218, 996-1004. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.050>
- Barnes, D. K. (2002). Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, 416(6883), 808-809.
- Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. 2009. "Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments", *Philosophical Transactions of the Royal Society* 364, 1985-1998.

- Bat, L., Gökkurt, O., Sezgin, M., Üstün, F., Sahin, F. (2009). Evaluation of the Black Sea land based sources of pollution the coastal region of Turkey. *The Open Marine Biology Journal*, 3(1). DOI: 10.2174/1874450800903010112
- Bat, L., Öztekin, A., Şahin, F., Arıcı, E., & Özsandıkçı, U. (2018). An overview of the Black Sea pollution in Turkey. *Mediterranean Fisheries and Aquaculture Research*, 1(2), 66-86. <https://doi.org/medfar.v1i37150.397536>
- Baumann, J. H., Ries, J. B. Rippe, J. P., Courtney, T. A., Aichelman, H. E., Westfield, I., Castillo, K. D., (2019). Nearshore coral growth declining on the Mesoamerican Barrier Reef System. *Global Change Biology*, vol.25;11 pp. 3932-3945. <https://doi.org/10.1111/gcb.14784>
- Behera, S., Das, S., (2023). Environmental impacts of microplastic and role of plastisphere microbes in the biodegradation and upcycling of microplastic. *Chemosphere*, Vol. 334, 138928. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138928>
- Bening, C. R., Kahlert, S., Asiedu, E. (2022). The true cost of solving the plastic waste challenge in developing countries: The case of Ghana. *Journal of Cleaner Production*, 330, 129649. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129649>
- Benson, N. U., Agboola, O. D., Fred-Ahmadu, O. H., De-la-Torre, G. E., Oluwalana, A., & Williams, A. B. (2022). Micro (nano) plastics prevalence, food web interactions, and toxicity assessment in aquatic organisms: a review. *Frontiers in Marine Science*, 9, 851281. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.851281>
- Benson, N. U., Bassey, D. E., & Palanisami, T. (2021). COVID pollution: impact of COVID-19 pandemic on global plastic waste footprint. *Heliyon*, 7(2).
- Benson, N. U., Bassey, D. E., Palanisami, T., (2021a). COVID pollution: impact of COVID-19 pandemic on global plastic waste footprint. *Heliyon* 7:e06343. doi: 10.1016/j.heliyon.2021.e06343
- Benson, N. U., Fred-Ahmadu, O. H., Bassey, D. E., and Atayero, A. A. (2021b). COVID-19 pandemic and emerging plastic-based personal protective equipment waste pollution and management in Africa. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9:105222. doi: 10.1016/j.jece.2021.105222
- Bento, R., Hoey, A. S., Bauman, A. G., Feary, D. A., Burt, J. A., (2016). The implications of recurrent disturbances within the world's hottest coral reef. *Marine Pollution Bulletin*, 105 (2016), pp. 466-472. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.006>
- Berov, D., Klayn, S. (2020). Microplastics and floating litter pollution in Bulgarian Black Sea coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111225. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111225>

- Berry, K. L. E., Epstein, H. E., Lewis, P. J., Hall, N. M., Negri, A. P., (2019). Microplastic contamination has limited effects on coral fertilisation and larvae. *Diversity*, 11 (2019), p. 228. <https://doi.org/10.3390/d11120228>
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., Van Den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. A. (2013). Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental science & technology*, 47(1), 593-600. <https://doi.org/10.1021/es302763x>
- Bhagwat, G., O'Connor, W., Grainge, I., & Palanisami, T. (2021). Understanding the fundamental basis for biofilm formation on plastic surfaces: role of conditioning films. *Frontiers in Microbiology*, 12, 687118. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.687118>
- Biamis, C., O'Driscoll, K., Hardiman, G. (2021). Microplastic toxicity: A review of the role of marine sentinel species in assessing the environmental and public health impacts. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 3, 100073. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100073>
- Bondaroff, T. P., Cooke, S., (2020). The impact of Covid-19 on marine plastic pollution. *OceansAsia*, 2020.
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., Frond, H., Gerber, L. R., Polidord, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1515-1518. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>
- Boucher, J. ve Friot, D. (2017). Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources. *Gland, Switzerland: IUCN*, 43 pp. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Boucher, J., Billard, G., Simeone, E., & Sousa, J. (2020). The marine plastic footprint. *IUCN, Gland, Switzerland*.
- Boyle, K., Örmeci, B., (2020). Microplastics and nanoplastics in the freshwater and terrestrial environment: a review. *Water*, 2020 12 (9), 2633. <https://doi.org/10.3390/w12092633>
- Browne, M. A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2010). Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental science & technology*, 44(9), 3404-3409. <https://doi.org/10.1021/es903784e>
- Bryant, J. A., Clemente, T. M., Viviani, D. A., Fong, A. A., Thomas, K. A., Kemp, P., Karl, D. M., White, A. E., DeLong, E. F., (2016). Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the North Pacific Gyre. *MSystems*, 1(3), e00024-16. <https://doi.org/10.1128/msystems.00024-16>

- BSC, 2007. Marine Litter in the Black Sea Region: a Review of the Problem. *Black Sea Commission Publications 2007-1, Istanbul-Turkey*, 160.
- Burns, E. E. ve Boxall, A. B. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental toxicology and chemistry*, 37(11), 2776-2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>
- Burns, E. E., & Boxall, A. B. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental toxicology and chemistry*, 37(11), 2776-2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>
- Carbery, M., O'Connor, W., Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment international*, 115, 400-409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Carnevali, O., Tosti, L., Speciale, C., Peng, C., Zhu, Y., & Maradonna, F. (2010). DEHP impairs zebrafish reproduction by affecting critical factors in oogenesis. *PLoS One*, 5(4), e10201. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010201>
- Carpenter, E. J. Smith Jr, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Carson, H. S., Nerheim, M. S., Carroll, K. A., Eriksen, M. (2013). The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Marine pollution bulletin*, 75(1-2), 126-132. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.054>
- Castañeda, R. A., Avlijas, S., Simard, M. A., & Ricciardi, A. (2014). Microplastic pollution in St. Lawrence river sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1767-1771. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0281>
- Cau, A., Alvito, A., Moccia, D., Canese, S., Pusceddu, A., Rita, C., Angiolillo, M., Follesa, M. C. (2017). Submarine canyons along the upper Sardinian slope (Central Western Mediterranean) as repositories for derelict fishing gears. *Marine pollution bulletin*, 123(1-2), 357-364. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.010>
- Chaturvedi, S., Yadav, B. P., Siddiqui, N. A., Chaturvedi, S. K., (2020). Mathematical modelling and analysis of plastic waste pollution and its impact on the ocean surface. *Journal of Ocean Engineering and Science* 5, pp. 136-163.
- Chen, B., Fan, Y., Huang, W., Rayhan, A. S., Chen, K., Cai, M. (2020). Observation of microplastics in mariculture water of Longjiao Bay, southeast China:

- Influence by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111655. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111655>
- Chen, X., Daliri, E. B. M., Tyagi, A., & Oh, D. H. (2021). Cariogenic biofilm: Pathology-related phenotypes and targeted therapy. *Microorganisms*, 9(6), 1311. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9061311>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.015>
- Chiu, J. M. Y., Thiyagarajan, V., Tsoi, M. M. Y., Qian, P. Y. (2005). Qualitative and quantitative changes in marine biofilms as a function of temperature and salinity in summer and winter. *Biofilms*, 2(3), 183-195. <https://doi.org/10.1017/S147905050500195X>
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine pollution bulletin*, 108(1-2), 105-112. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>
- Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Martellini, T., Pogojeva, M., Slobodnik, J. (2021). Microplastics in the Black Sea sediments. *Science of the Total Environment*, 760, 143898.
- Clarke, D., Naghizadeh-Khouei, J., Simmons, J. F. L., Stewart, B. G. (1993). A statistical assessment of zero-polarization catalogues. *Astronomy and Astrophysics (ISSN 0004-6361)*, vol. 269, no. 1-2, p. 61.
- Cole, M. (2014). The impacts of microplastics on zooplankton. 04 Ekim 2023'te alındı, <http://hdl.handle.net/10871/15288>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Galloway, T. S. (2015). The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental science & technology*, 49(2), 1130-1137. <https://doi.org/10.1021/es504525u>
- 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>
- Collard, F., Husum, K., Eppe, G., Malherbe, C., Hallanger, I. G., Divine, D. V., Gabrielsen, G. W. (2021). Anthropogenic particles in sediment from an Arctic fjord. *Science of the Total Environment*, 772, 145575. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145575>
- Colton Jr, J. B., Burns, B. R., Knapp, F. D. (1974). Plastic Particles in Surface Waters of the Northwestern Atlantic: The abundance, distribution, source, and

- significance of various types of plastics are discussed. *Science*, 185(4150), 491-497. <https://doi.org/10.1126/science.185.4150.491>
- Congestri, R., Albertano, P., (2011). Benthic diatoms in biofilm culture. *The Diatom World*, 227-243.
- Cook, C. R., & Halden, R. U. (2020). Ecological and health issues of plastic waste. In *Plastic waste and recycling* (pp. 513-527). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00020-7>
- Cooksey, K. E., Wigglesworth-Cooksey, B. (1995). Adhesion of bacteria and diatoms to surfaces in the sea: a review. *Aquatic microbial ecology*, 9(1), 87-96. DOI: <https://doi.org/10.3354/ame009087>
- Cordova, M. R., Nurhati, I. S., Riani, E., & Iswari, M. Y. (2021). Unprecedented plastic-made personal protective equipment (PPE) debris in river outlets into Jakarta Bay during COVID-19 pandemic. *Chemosphere*, 268, 129360. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129360>
- Cordova, M. R., Nurhati, I. S., Riani, E., Nurhasanah, Iswari M. Y., (2021). Unprecedented plastic-made personal protective equipment (PPE) debris in river outlets into Jakarta Bay during COVID-19 pandemic. *Chemosphere*, 268 (2021), 129360. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129360>
- Cornelius, S. H. (1975). Marine turtle mortalities along the Pacific coast of Costa Rica. *Copeia*, 1975, 186–187.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, A. T., Navarro, S., Garcia-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de-Puelles, M. L., Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239-10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Crouzet, M., Le Senechal, C., Brözel, V. S., Costaglioli, P., Barthe, C., Bonneau, M., Garbay, B., Vilain, S. (2014). Exploring early steps in biofilm formation: set-up of an experimental system for molecular studies. *BMC microbiology*, 14(1), 1-12.
- Cuthbert, R. N., Al-Jaibachi, R., Dalu, T., Dick, J. T., Callaghan, A. (2019). The influence of microplastics on trophic interaction strengths and oviposition preferences of dipterans. *Science of the Total Environment*, 651, 2420-2423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.108>
- Çullu, A. F., Sönmez, V. Z., Sivri, N. (2021). Microplastic contamination in surface waters of the Küçükçekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey): Sources and areal distribution. *Environmental Pollution*, 268, 115801. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115801>

- d'Ambrières, W. (2019). Plastics recycling worldwide: current overview and desirable changes. *Field Actions Science Reports. The journal of field actions*, (Special Issue 19), 12-21.
- da Costa, J. P., Santos, P. S., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2016). (Nano) plastics in the environment—sources, fates and effects. *Science of the total environment*, 566, 15-26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>
- Dabrowska, A., (2021). A roadmap for a Plastisphere. *Marine Pollution Bulletin* 167, 112322. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112322>
- Dang, C., Segal-Rozenhaimer, M., Che, H., Zhang, L., Formenti, P., Taylor, J., Dobracki, A., Purdue, S., Wong, P. S., Nenes, A., Sedlacek III, A., Coe, H., Redemann, J., Zuidema, P., Howell, S., Haywood, J. (2022). Biomass burning and marine aerosol processing over the southeast Atlantic Ocean: a TEM single-particle analysis. *Atmospheric chemistry and physics*, 22(14), 9389-9412. <https://doi.org/10.5194/acp-22-9389-2022>
- Dang, H., Li, T., Chen, M., Huang, G. (2008). Cross-ocean distribution of Rhodobacterales bacteria as primary surface colonizers in temperate coastal marine waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(1), 52-60. <https://doi.org/10.1128/AEM.01400-07>
- Dantas, D. V., Barletta, M., & Da Costa, M. F. (2012). The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 600-606. DOI 10.1007/s11356-011-0579-0
- Davidov, K., Iankolevich-Kounio, E., Yakovenko, I., Koucherov, Y., Rubin-Blum, M., Oren, M. (2020). Identification of plastic-associated species in the Mediterranean Sea using DNA metabarcoding with Nanopore MinION. *Scientific reports*, 10(1), 17533.
- De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., Avella, M. (2019). The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports*, 9(1), 6633.
- de Lucia, G. A., Caliani, I., Marra, S., Camedda, A., Coppa, S., Alcaro, L., Campani, T., Giannetti, M., Coppola, D., Cicero, A., M., Panti, C., Baini, M., Guerranti, C., Marsilli, L., Massaro, G., Fossi, M. C., Matiddi, M. (2014). Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, 100, 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.03.017>
- De Tender, C., Devriese, L. I., Haegeman, A., Maes, S., Vangeyte, J., Cattrijse, A., Dawyndt, P., Ruttink, T. (2017). Temporal dynamics of bacterial and fungal colonization on plastic debris in the North Sea. *Environmental science & technology*, 51(13), 7350-7360. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00697>

- Demeter, M. A., Lemire, J. A., Mercer, S. M., Turner, R. J. (2017). Screening selectively harnessed environmental microbial communities for biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in moving bed biofilm reactors. *Bioresource technology*, 228, 116-124. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.016>
- Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 842-852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., Dangerfield, N., Ross, P.S., (2014). “Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean”, *Marine Pollution Bulletin*, 79, 94-99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>.
- Dharmaraj, S., Ashokkumar, V., Hariharan, S., Manibharathi, A., Show, P. L., Chong, C. T., Ngamcharussrivichai, C., (2021). The COVID-19 pandemic face mask waste: A blooming threat to the marine environment. *Chemosphere*, 272 (2021), 129601. DOI:10.1016/j.chemosphere.2021.129601
- Dharmaraj, S., Ashokkumar, V., Hariharan, S., Manibharathi, A., Show, P. L., Chong, C. T., & Ngamcharussrivichai, C. (2021). The COVID-19 pandemic face mask waste: a blooming threat to the marine environment. *Chemosphere*, 272, 129601. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129601>
- Ding, H., Zhang, J., He, H., Zhu, Y., Dionysiou, D. D., Liu, Z., Zhao, C. (2021). Do membrane filtration systems in drinking water treatment plants release nano/microplastics?. *Science of the Total Environment*, 755, 142658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142658>
- do Sul, J. A. I., Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental pollution*, 185, 352-364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Dobretsov, S., Abed, R. M., Teplitski, M. (2013). Mini-review: Inhibition of biofouling by marine microorganisms. *Biofouling*, 29(4), 423-441. <https://doi.org/10.1080/08927014.2013.776042>
- Donlan, R. M. (2001). Biofilm Formation: A Clinically Relevant Microbiological Process. *Clinical Infectious Diseases*, 33, 1387-1392. <https://academic.oup.com/cid/article/33/8/1387/347551>
- Donlan, R. M. (2002). Biofilms: microbial life on surfaces. *Emerging infectious diseases*, 8(9), 881. doi: 10.3201/eid0809.020063
- Duan, J., Bolan, N., Li, Y., Ding, S., Atugoda, T., Vithanage, M., Sarkar, B., Tsang, D. C. W., & Kirkham, M. B. (2021). Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic

- environments. *Water Research*, 196, 117011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117011>
- Dudek, K. L., Cruz, B. N., Polidoro, B., & Neuer, S. (2020). Microbial colonization of microplastics in the Caribbean Sea. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 5-17. <https://doi.org/10.1002/lol2.10141>
- Dussud, C., Meistertzheim, A. L., Conan, P., Pujo-Pay, M., George, M., Fabre, P., Coudane, J., Higgs, P., Elineau, A., Pedrotti, M. L., Gorsky, G., Ghiglione, J. F. (2018a). Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environmental Pollution*, 236, 807-816. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.027>
- Eich, A., Mildenerger, T., Laforsch, C., & Weber, M. (2015). Biofilm and diatom succession on polyethylene (PE) and biodegradable plastic bags in two marine habitats: early signs of degradation in the pelagic and benthic zone?. *PloS one*, 10(9), e0137201. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137201>
- EMBLAS, (2018). “National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, Draft Final Scientific Report”, November 2018. http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2019/07/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2017_ScReport_FinDraft2.pdf
- Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P., Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS one*, 9(12), e111913. DOI:10.1371/journal.pone.0111913.
- Esensoy, F. B., Şentürk, Y., Aytan, Ü. (2020). Microbial biofilm on plastics in the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea, Aytan, Ü., Pogojeva, M., Simeonova, A. (Eds.) 2020. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV) Publication No: 56, Istanbul, Turkey 56, 268-286.*
- European Commission, 2018. Environmental and Health Risks of Microplastic Pollution.
- European Commission, 2019. Environmental and Health Risks of Microplastic Pollution.
- Fazio, A. E. (2022). Effects Of Biofilm Spatial Distribution On The Settling And Transport Of Microplastic Particles (Doctoral dissertation, The Pennsylvania State University). etda.libraries.psu.edu
- Flemming, H. C., Wingender, J. (2010). The biofilm matrix. *Nature reviews microbiology*, 8(9), 623-633.
- Fossi, M. C., Marsili, L., Baini, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, C., Caliani, I., Minutoli, R., Lauriano, G., Finoia, M. G., Rubegni, F., Panigada, S., Berube, M., Ramirez, J. U., Panti, C. (2016). Fin whales and microplastics: The

- Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental Pollution*, 209, 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.022>
- Fowler, C. W. (1987). Marine debris and northern fur seals: a case study. *Marine pollution bulletin*, 18(6), 326-335. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(87\)80020-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(87)80020-6).
- Fraser, M. A., Chen, L., Ashar, M., Huang, W., Zeng, J., Zhang, C., Zhang, D. (2020). Occurrence and distribution of microplastics and polychlorinated biphenyls in sediments from the Qiantang River and Hangzhou Bay, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 196, 110536. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110536>
- Frère, L., Maignien, L., Chalopin, M., Huvet, A., Rinnert, E., Morrison, H., Kerninon, S., Cassone, A. L., Lambert, C., Reveillaud, J., Paul-Pont, I. (2018). Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. *Environmental pollution*, 242, 614-625. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.023>
- Frias, J. P., Gago, J., Otero, V., Sobral, P. (2016). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Marine environmental research*, 114, 24-30. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.12.006>
- Frias, J. P., Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine pollution bulletin*, 138, 145-147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Frias, J. P., Otero, V., Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 89-95. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.001>
- Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M., Remy, D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental science: processes & impacts*, 15(10), 1949-1956. Doi:10.1039/C3EM00214D
- Fukuoka, T., Sakane, F., Kinoshita, C., Sato, K., Mizukawa, K., Takada, H. (2022). Covid-19-derived plastic debris contaminating marine ecosystem: alert from a sea turtle. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113389. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113389>
- Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J. A., Katsanevakis, 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. *Office for Official Publications of the European Communities*. DOI 10.2788/86941

- Gall, S. C., ve Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine pollution bulletin*, 92(1-2), 170-179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- Galloway, T. S., Cole, M., Lewis, C. (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature ecology & evolution*, 1(5), 0116. DOI: 10.1038/s41559-017-0116
- Galloway, T. ve Lewis, C. (2017, Haziran). Marine microplastics. *Current Biology*, 27(11), R445-R446
- García-Gómez, J. C., Garrigós, M., & Garrigós, J. (2021). Plastic as a vector of dispersion for marine species with invasive potential. A review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 629756.
- Germanov, E. S., Marshall, A. D., Bejder, L., Fossi, M. C., & Loneragan, N. R. (2018). Microplastics: no small problem for filter-feeding megafauna. *Trends in ecology & evolution*, 33(4), 227-232. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.01.005>
- Gerritse, J., Leslie, H. A., de Tender, C. A., Devriese, L. I., Vethaak, A. D. (2020). Fragmentation of plastic objects in a laboratory seawater microcosm. *Scientific reports*, 10(1), 10945.
- GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Kershaw PJ (ed). Rep Stud GESAMP No. 90, 96 pp.
- Gewert, B., Plassmann, M. M., & MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental science: processes & impacts*, 17(9), 1513-1521. DOI: 10.1039/C5EM00207A.
- Geyer, R. Jambeck, J. R., Law, K. L., (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3, e1700782 (2017). DOI: 10.1126/sciadv.1700782
- Gibbons, D. W., Sandbrook, C., Sutherland, W. J., Akter, R., Bradbury, R., Broad, S., Clements, A., Crick, H. Q., Elliott, J., Gyeltshen, N., Heath, M., (2022). The relative importance of COVID-19 pandemic impacts on biodiversity conservation globally. *Conservation Biology* 36 (1) (2022), Article e13781. <https://doi.org/10.1111/cobi.13781>
- Goldstein, M. C., Carson, H. S., Eriksen, M. (2014). Relationship of diversity and habitat area in North Pacific plastic-associated rafting communities. *Marine Biology*, 161, 1441-1453. DOI 10.1007/s00227-014-2432-8

- Goldstein, M. C., Rosenberg, M., Cheng, L. (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology letters*, 8(5), 817-820. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0298>
- Gonçalves, V. N., de Souza, L. M. D., Lirio, J. M., Coria, S. H., Lopes, F. A. C., Convey, P., Carvalho-Silva, M., Oliveira, F. S., Camara, P. E. A. S., Rosa, L. H. (2022). Diversity and ecology of fungal assemblages present in lake sediments at Clearwater Mesa, James Ross Island, Antarctica, assessed using metabarcoding of environmental DNA. *Fungal Biology*, 126(10), 640-647. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2022.08.002>
- González-Fernández, D., Hanke, G., Machitadze, N., Kotelnikova, Y., Tretiak, I., Savenko, O., Gelashvili, N., Bilashvili, K., Kulagin, D., Fedorov, A., Şenyiğit, M. Ç., Aytan, U. (2020). Anthropogenic litter input through rivers in the Black Sea. In *Marine Litter in the Black Sea*. Eds U. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV) Publication No: 56, Istanbul, Turkey, 183-191. ISBN: 978-975-8825-48-6
- Good, T. P., June, J. A., Etnier, M. A., Broadhurst, G. (2010). Derelict fishing nets in Puget Sound and the Northwest Straits: Patterns and threats to marine fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 60(1), 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.005>
- Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., Hodges, G. (2011). A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1466-1472. <https://doi.org/10.1021/es1032025>
- Gray, A. D., Wertz, U., Adaylar, R. R., Weinstein, J. E. (2018). “Microplastic in two South Carolina Estuaries: occurrence, distribution, and composition”, *Marine Pollution Bulletin*, 128:223–233. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.030>
- Green, D. S., Boots, B., Sigwart, J., Jiang, S., Rocha, C. (2016). Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling. *Environmental pollution*, 208, 426-434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.010>
- Green, D. S., Colgan, T. J., Thompson, R. C., Carolan, J. C. (2019). Exposure to microplastics reduces attachment strength and alters the haemolymph proteome of blue mussels (*Mytilus edulis*). *Environmental pollution*, 246, 423-434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.017>
- Guan, J., Qi, K., Wang, J., Wang, W., Wang, Z., Lu, N., Qu, J. (2020). Microplastics as an emerging anthropogenic vector of trace metals in freshwater: Significance of biofilms and comparison with natural substrates. *Water Research*, 184, 116205. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116205>

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.002>
- Gündoğdu, S., Çevik, C., Karaca, S. (2017). Fouling assemblage of benthic plastic debris collected from Mersin Bay, NE Levantine coast of Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 147-154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.023>
- Harrison, J. P., Schratzberger, M., Sapp, M., Osborn, A. M. (2014). Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC microbiology*, 14(1), 1-15. <http://www.biomedcentral.com/1471-2180/14/232>
- Hartmann, G. F., Ricachenevsky, F. K., Silveira, N. M., Pita-Barbosa, A. (2022). Phytotoxic effects of plastic pollution in crops: what is the size of the problem? *Environmental Pollution*, 292, 118420. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118420>
- Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H., Schmidt, S. N., Mayer, P., Meibom, A., Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated environmental assessment and management*, 13(3), 488-493. <https://doi.org/10.1002/ieam.1904>
- Haward, M. (2018). Plastic pollution of the world's seas and oceans as a contemporary challenge in ocean governance. *Nature communications*, 9(1), 667. DOI: 10.1038/s41467-018-03104-3
- He, S., Jia, M., Xiang, Y., Song, B., Xiong, W., Cao, J., Peng, H., Yang, Y., Wang, W., Yang, Z., Zeng, G. (2022). Biofilm on microplastics in aqueous environment: Physicochemical properties and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127286. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127286>
- Hermesen, E., Mintenig, S. M., Besseling, E., Koelmans, A. A. (2018). Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples: a critical review. *Environmental science & technology*, 52(18), 10230-10240. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>
- Hernández-García, E., Vargas, M., González-Martínez, C., & Chiralt, A. (2021). Biodegradable antimicrobial films for food packaging: Effect of antimicrobials on degradation. *Foods*, 10(6), 1256. <https://doi.org/10.3390/foods10061256>
- Hipfner, J. M., Galbraith, M., Tucker, S., Studholme, K. R., Domalik, A. D., Pearson, S. F., Good, T. P., Ross, P. S., Hodum, P. (2018). Two forage fishes as potential conduits for the vertical transfer of microfibres in Northeastern Pacific Ocean

- food webs. *Environmental Pollution*, 239, 215-222.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.009>
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., Ward, M. W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1683-1692.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>
- Hodson, M. E., Duffus-Hodson, C. A., Clark, A., Prendergast-Miller, M. T., Thorpe, K. L. (2017). Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4714-4721. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00635>
- Horton, A. A., & Dixon, S. J. (2018). Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 5(2), e1268.
<https://doi.org/10.1002/wat2.1268>
- 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. *Science of the total environment*, 586, 127-141.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Huang, D., Xu, Y., Lei, F., Yu, X., Ouyang, Z., Chen, Y., Jia, H., Guo, X. (2021). Degradation of polyethylene plastic in soil and effects on microbial community composition. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126173.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126173>
- Huang, Q., Liu, Y., Chen, Y., Fang, C., Chi, Y., Zhu, H., Lin, Y., Ye, G., Dong, S. (2018). New insights into the metabolism and toxicity of bisphenol A on marine fish under long-term exposure. *Environmental Pollution*, 242, 914-921.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.048>
- Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020). Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>
- Hughes, T. P., Anderson, K. D., Connolly, S. R., Heron, S. F., Kerry, J. T., Lough, J. M., Baird, A. H., Baum, J. K., Berumen, M. L., Bridge, T. C., Claar D. C., (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the anthropocene. *Science*, 359 (2018), pp. 80-83. DOI: 10.1126/science.aan8048
- Hughes, T. P., Kerry, J. T., Álvarez-Noriega, M., Álvarez-Romero, J. G., Anderson, K. D., Baird, A. H., Babcock, R. C., Beger, M., Bellwood, D. R., Berkelmans, R., Bridge, T.C., (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 543 (2017), pp. 373-377. doi:10.1038/nature21707

- Isobe, A., Azuma, T., Cordova, M. R., Cózar, A., Galgani, F., Hagita, R., Kanhai, L. D., Imai, K., Iwasaki, S., Kako, S., Kozlovskii, N., Lusher, A. L. Mason, S. A., Michida, Y., Mituhasi, T., Morii, Y., Mukai, T., Popva, A., Shimizu, K., Tokai, T., Uchida, K., Yagi, M., Zhang, W. (2021). A multilevel dataset of microplastic abundance in the world's upper ocean and the Laurentian Great Lakes. *Microplastics and Nanoplastics*, 1, 1-14. <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00013-z>
- Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., & Tokai, T. (2019). Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature communications*, 10(1), 417. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08316-9>
- Jakubawicz, I. (2003). Evaluation of degradability of biodegradable polyethylene (PE). *Polymer Degradation and Stability*, Vol. 80, Pages 39-43. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(02\)00380-4](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(02)00380-4)
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771. DOI: 10.1126/science.1260352
- Kahlert, S., Bening, C. R. (2020). Plastics recycling after the global pandemic: resurgence or regression? *Resources, conservation, and recycling*, 160, 104948. doi: 10.1016/j.resconrec.2020.104948
- Kaiser, D., Kowalski, N., Waniek, J. J. (2017). Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environmental research letters*, 12(12), 124003. DOI 10.1088/1748-9326/aa8e8b.
- Kalčíková, G., Skalar, T., Marolt, G., Kokalj, A. J. (2020). An environmental concentration of aged microplastics with adsorbed silver significantly affects aquatic organisms. *Water Research*, 175, 115644. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115644>
- Kang, J. H., Kwon, O. Y., Shim, W. J. (2015). Potential threat of microplastics to zooplanktivores in the surface waters of the Southern Sea of Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 340-351. DOI 10.1007/s00244-015-0210-3
- Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G., Amara, R. (2019). Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of the Total Environment*, 696, 133933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133933>
- Kelly, A., Lannuzel, D., Rodemann, T., Meiners, K. M., Auman, H. J. (2020). Microplastic contamination in east Antarctic sea ice. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111130. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111130>

- Kelly, A., Lannuzel, D., Rodemann, T., Meiners, K. M., Auman, H. J. (2020). Microplastic contamination in east Antarctic sea ice. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111130. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111130>
- Kenyon, K. W., Kridler, E. (1969). Laysan albatrosses swallow indigestible matter. *The Auk*, 86(2), 339-343. <https://doi.org/10.2307/4083505>
- Keswani, A., Oliver, D. M., Gutierrez, T., Quilliam, R. S. (2016). Microbial hitchhikers on marine plastic debris: human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine environmental research*, 118, 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.04.006>
- Kettner, M. T., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., & Grossart, H. P. (2019). The eukaryotic life on microplastics in brackish ecosystems. *Frontiers in microbiology*, 10, 538. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00538>
- Kettner, M. T., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., Grossart, H. P. (2019). The eukaryotic life on microplastics in brackish ecosystems. *Frontiers in microbiology*, 10, 538. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00538>
- Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., Rizvi, Z. F. (2023). Impact of plastic mulching as a major source of microplastics in agroecosystems. *Journal of Hazardous Materials*, 445, 130455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130455>
- Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M. (2015). Marine litter as habitat and dispersal vector. In M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter*, 141-181. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3
- 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, 299-309. DOI 10.1007/s00244-015-0155-6
- Kirstein, I. V., Wichels, A., Gullans, E., Krohne, G., Gerdt, G. (2019). The plastisphere—uncovering tightly attached plastic “specific” microorganisms. *PLoS One*, 14(4), e0215859. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215859>
- Koelmans, A. A., Besseling, E., & Shim, W. J. (2015). Nanoplastics in the aquatic environment. Critical review. In M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter*, 325-340. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3
- Koelmans, A. A., Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M. (2013). Plastic as a carrier of POPs to aquatic organisms: a model analysis. *Environmental science & technology*, 47(14), 7812-7820. <https://doi.org/10.1021/es401169n>
- Koelmans, A. A., Nor, N. H. M., Hermesen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: *Critical review and assessment of data quality*. *Water research*, 155, 410-422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>

- Kosore, C., Ojwang, L., Maghanga, J., Kamau, J., Kimeli, A., Omukoto, J., Ngisiag'e N., Mwaluma, J., Ong'ada, H., Magori, C., (2018). Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: first documented evidence. *African Journal of Marine Science* 40 , pp. 225-234.
- Kowalski, N., Reichardt, A. M., Waniek, J. J. (2016). Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine pollution bulletin*, 109(1), 310-319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>
- Krueger, M. C., Harms, H., Schlosser, D. (2015). Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. *Applied microbiology and biotechnology*, 99, 8857-8874. DOI 10.1007/s00253-015-6879-4.
- Kucherova, Z. S. (1957). Vidovoy sostav i sezonnaya smena diatomovykh morskikh obrastaniy. [Species composition and seasonal succession of diatom marine overgrowths.]. *Trudy Sevastopolskoy biologicheskoy stantsii*, 9, 22-29.
- Kvale, K., Prowe, A. E. F., Chien, C. T., Landolfi, A., Oschlies, A. (2021). Zooplankton grazing of microplastic can accelerate global loss of ocean oxygen. *Nature communications*, 12(1), 2358. | <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22554-w>
- Lacerda, A. L. D. F., Rodrigues, L. dos S., van Sebille, E., Rodrigues, F. L., Ribeiro, L., Secchi, E. R., Kessler, F., Proietti, M. C. 2019. Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula, *Scientific Reports*, 9 (1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4>
- Lacerda, A. L. D. F., Proietti, M. C., Secchi, E. R., Taylor, J. D. (2020). Diverse groups of fungi are associated with plastics in the surface waters of the Western South Atlantic and the Antarctic Peninsula. *Molecular Ecology*, 29(10), 1903-1918. <https://doi.org/10.1111/mec.15444>
- Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., Daniel, P., Hiard, S., Caruso, A. (2016). Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental pollution*, 215, 331-339. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006>
- Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 18(6), 319-326. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(87\)80019-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(87)80019-X)
- Lamb, J. B., Willis, B. L., Fiorenza, E. A., Couch, C. S., Howard, R., Rader, D. N., True, J. D., Kelly, L. A., Ahmad, A., Jompa, J., Harvell C. D., (2018). Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science*, 359 (2018), pp. 460-462. DOI: 10.1126/science.aar3320

- Lambert, S., & Wagner, M. (2017). Environmental performance of bio-based and biodegradable plastics: the road ahead. *Chemical Society Reviews*, 46(22), 6855-6871. <https://doi.org/10.1039/C7CS00149E>
- Lambert, S., Sinclair, C., Boxall, A. (2013). Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Volume 227, 1-53.
- Landon-Lane, M. (2018). Corporate social responsibility in marine plastic debris governance. *Marine pollution bulletin*, 127, 310-319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.054>
- Lapidou, C. S., Rittmann, B. E. (2004). Modeling biofilm complexity by including active and inert biomass and extracellular polymeric substances. *Biofilms*, 1(4), 285-291. <https://doi.org/10.1017/S1479050505001602>
- Law, K. L., Thompson, R. C. (2014). Microplastics in the seas. *Science*, 345(6193), 144-145. DOI: 10.1126/science.1254065.
- Le Bihanic, F., Clérandeau, C., Cormier, B., Crebassa, J. C., Keiter, S. H., Beiras, R., Morin, B., Begout, M. L., Cousin, X., Cachot, J. (2020). Organic contaminants sorbed to microplastics affect marine medaka fish early life stages development. *Marine pollution bulletin*, 154, 111059. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111059>
- Leads, R. R., Weinstein, J. E. 2019. "Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA", *Marine Pollution Bulletin*, 145, 569–582. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.061>
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental pollution*, 188, 177-181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Lechthaler, S., Schwarzbauer, J., Reicherter, K., Stauch, G., Schüttrumpf, H. (2020). Regional study of microplastics in surface waters and deep sea sediments south of the Algarve Coast. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101488. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101488>
- Lee, S., Haque, M. N., & Rhee, J. S. (2022). Acute and mutigenerational effects of environmental concentration of the antifouling agent dichlofluanid on the mysid model, *Neomysis awatschensis*. *Environmental Pollution*, 311, 119996. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119996>
- Leiser, R., Jongsma, R., Bakenhus, I., Möckel, R., Philipp, B., Neu, T. R., & Wendt-Potthoff, K. (2021). Interaction of cyanobacteria with calcium facilitates the

- sedimentation of microplastics in a eutrophic reservoir. *Water Research*, 189, 116582. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116582>
- Leong, J. Y., Ancira, J., Bulafka, J., Shenot, P. J., Das, A. K., Chung, P. H. (2023). Characterizing the biofilm of artificial urinary sphincters (AUS). *Translational Andrology and Urology*, 12(5), 866. doi: 10.21037/tau-22-702
- Levkov, Z., Tofilovska, S., Mitic-Kopanja, D. (2016). Species Of The Diatom Genus *Craticula* Grunow (Bacillariophyceae) From Macedonia. *Contributions. Section of Natural, Mathematical & Biotechnical Sciences*, 37(2). DOI: 10.20903/CSNMBS_MASA.2016.37.2.40
- Lewandowski, Z. (2000, March). MIC and biofilm heterogeneity. In *NACE CORROSION (pp. NACE-00400)*. NACE.
- Li, J., Peng, Y., Zhang, L., Liu, J., Wang, X., Gao, R., Pang, L., Zhou, Y. (2019). Quantify the contribution of anammox for enhanced nitrogen removal through metagenomic analysis and mass balance in an anoxic moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 160, 178-187. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.070>
- Li, Y., Wolanski, E., Dai, Z., Lambrechts, J., Tang, C., Zhang, H. (2018). Trapping of plastics in semi-enclosed seas: Insights from the Bohai Sea, China. *Marine pollution bulletin*, 137, 509-517. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.038>
- Lim, X. (2021, 4 May15). Microplastics are everywhere—but are they harmful. *Nature*, 593(7857), 22-25. <https://www.nature.com/articles/d41586-021-01143-3>
- Lima, A. R. A., Barletta, M., Costa, M. F. (2015). Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165, 213-225. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>
- Lindeque, P. K., Cole, M., Coppock, R. L., Lewis, C. N., Miller, R. Z., Watts, A. J., Wilson-McNeal, A., Wright, S. L., Galloway, T. S. (2020). Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, 265, 114721. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>
- Liu, X., Jiang, Z., Liu, Z., Li, D., Liu, Z., Dong, X., Yan, S., Zhu, L., Cui, D., Chen, L., Wang, J. (2023). Biofilm-forming ability of *Salmonella enterica* strains of different serotypes isolated from multiple sources in China. *Microbial Pathogenesis*, 182, 106275. <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2023.106275>

- Lobelle, D., Cunliffe, M. (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine pollution bulletin*, 62(1), 197-200. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.013>
- Lobelle, D., Kooi, M., Koelmans, A. A., Laufkötter, C., Jongedijk, C. E., Kehl, C., van Seville, E. (2021). Global modeled sinking characteristics of biofouled microplastic. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 126(4), e2020JC017098. <https://doi.org/10.1029/2020JC017098>
- Lohmann, R. (2017). Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans—but should microplastics be considered POPs themselves? *Integrated environmental assessment and management*, 13(3), 460-465. <https://doi.org/10.1002/ieam.1914>
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., Soudant, P. (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175, 39-46. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2015.04.003>
- López, A. G., Najjar, R. G., Friedrichs, M. A., Hickner, M. A., Wardrop, D. H. (2021). Estuaries as filters for riverine microplastics: Simulations in a large, coastal-plain estuary. *Frontiers in Marine Science*, 8, 715924. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.715924>
- Lu, K., Qiao, R., An, H., Zhang, Y. (2018). Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 202, 514-520. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.145>
- Maes, T., Van der Meulen, M. D., Devriese, L. I., Leslie, H. A., Huvet, A., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A. D. (2017). Microplastics baseline surveys at the water surface and in sediments of the North-East Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 4, 135. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00135>
- Maji, S., Dwivedi, D.H., Singh, N., Kishor, S., Gond M., (2020). Agricultural waste: its impact on environment and management approach. *Emerging Eco-friendly Green Technologies for Wastewater Treatment* pp 329–351.
- Martínez-Campos, S., González-Pleiter, M., Rico, A., Schell, T., Vighi, M., Fernández-Piñas, F., Rosal, R., Leganés, F. (2023). Time-course biofilm formation and presence of antibiotic resistance genes on everyday plastic items deployed in river waters. *Journal of Hazardous Materials*, 443, 130271. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130271>
- Masó, M., Fortuño Alós, J. M., De Juan, S., Demestre, M. (2016). Microfouling communities from pelagic and benthic marine plastic debris sampled across

- Mediterranean coastal waters. *Scientia Marina* 80(Suppl.1): 117-127. <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04281.10A>
- Masó, M., Garcés, E., Camp, J. (2003). Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Scientia Marina*, 67 (1): 107-111. <https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n1107>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. 3 Eylül, 2023'de alındı, https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/noaa_microplastics_methods_manual.pdf
- Mattan-Moorgawa, S., Chockalingum, J., Appadoo, C. (2021). A first assessment of marine meso-litter and microplastics on beaches: Where does Mauritius stand? *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112941. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112941>
- 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. *Scientific reports*, 7(1), 11452. DOI:10.1038/s41598-017-10813-0
- McEachern K., Alegria, H., Kalagher, A. L., Hansen, S., Morrison, S., Hastings, D. 2019. "Microplastics in Tampa Bay, Florida: abundance and variability in estuarine waters and sediments", *Marine Pollution Bulletin*, 148, 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.068>
- McGivney, E., Cederholm, L., Barth, A., Hakkarainen, M., Hamacher-Barth, E., Ogonowski, M., Gorokhova, E. (2020). Rapid physicochemical changes in microplastic induced by biofilm formation. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 8, 205. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.00205>
- Mendoza, L. M. R., Jones, P. R. (2015). Characterisation of microplastics and toxic chemicals extracted from microplastic samples from the North Pacific Gyre. *Environmental Chemistry*, 12(5), 611-617. <https://doi.org/10.1071/EN14236>
- Miao, L., Gao, Y., Adyel, T. M., Huo, Z., Liu, Z., Wu, J., Hou, J. (2021). Effects of biofilm colonization on the sinking of microplastics in three freshwater environments. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125370. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125370>
- Miao, L., Wang, C., Adyel, T. M., Wu, J., Liu, Z., You, G., Meng, M., Qu, H., Huang, L., Yu, Y., Hou, J. (2020). Microbial carbon metabolic functions of biofilms on plastic debris influenced by the substrate types and environmental factors. *Environment International*, 143, 106007. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106007>

- Miao, L., Wang, P., Hou, J., Yao, Y., Liu, Z., Liu, S., & Li, T. (2019). Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. *Science of the Total Environment*, 650, 2395-2402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.378>
- Miao, L., Yu, Y., Adyel, T. M., Wang, C., Liu, Z., Liu, S., Huang, L., You, G., Meng, M., Qu, H., Hou, J. (2021c). Distinct microbial metabolic activities of biofilms colonizing microplastics in three freshwater ecosystems. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123577. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123577>
- Michels, J., Stippkugel, A., Lenz, M., Wirtz, K., Engel, A. (2018). Rapid aggregation of biofilm-covered microplastics with marine biogenic particles. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1885), 20181203. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1203>
- Mieszkin, S., Callow, M. E., Callow, J. A. (2013). Interactions between microbial biofilms and marine fouling algae: a mini review. *Biofouling*, 29(9), 1097-1113. <https://doi.org/10.1080/08927014.2013.828712>
- Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research*, 108(2), 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>.
- Moresco, V., Oliver, D. M., Weidmann, M., Matallana-Surget, S., Quilliam, R. S. (2021). Survival of human enteric and respiratory viruses on plastics in soil, freshwater, and marine environments. *Environmental Research*, 199, 111367. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111367>
- Mughini-Gras, L., van der Plaats, R. Q., van der Wielen, P. W., Bauerlein, P. S., de Roda Husman, A. M. (2021). Riverine microplastic and microbial community compositions: a field study in the Netherlands. *Water Research*, 192, 116852. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116852>
- Muthukrishnan, T., Al Khaburi, M., Abed, R. M. (2019). Fouling microbial communities on plastics compared with wood and steel: are they substrate-or location-specific?. *Microbial ecology*, 78, 361-374. <https://doi.org/10.1007/s00248-018-1303-0>
- Naidoo, T., Glassom, D., Smit, A. J. (2015). Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. *Marine pollution bulletin*, 101(1), 473-480. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.044>
- Naidoo, T., Thompson, R. C., Rajkaran, A. (2020). Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. *Environmental pollution*, 257, 113635. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113635>
- Napper, I. E., Davies, B. F., Clifford, H., Elvin, S., Koldewey, H. J., Mayewski, P. A., Miner K. R., Potocki, M., Elmore, A. C., Gajurel, A. P., Thompson, R. C.

- (2020). Reaching new heights in plastic pollution—preliminary findings of microplastics on Mount Everest. *One Earth*, 3(5), 621-630. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.10.020>
- Narayanan, M. (2023). Origination, fate, accumulation, and impact, of microplastics in a marine ecosystem and bio/technological approach for remediation: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol. 177, pp. 472-485. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.07.013>
- Nauendorf, A., Krause, S., Bigalke, N. K., Gorb, E. V., Gorb, S. N., Haeckel, M., Wahl, M., Treude, T. (2016). Microbial colonization and degradation of polyethylene and biodegradable plastic bags in temperate fine-grained organic-rich marine sediments. *Marine pollution bulletin*, 103(1-2), 168-178. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.024>
- Nava, V., Matias, M. G., Castillo-Escrivà, A., Messyasz, B., Leoni, B. (2022). Microalgae colonization of different microplastic polymers in experimental mesocosms across an environmental gradient. *Global Change Biology*, 28(4), 1402-1413. <https://doi.org/10.1111/gcb.15989>
- Nelson, A. M., Long, T. E. (2012). A perspective on emerging polymer technologies for bisphenol-A replacement. *Polymer international*, 61(10), 1485-1491. <https://doi.org/10.1002/pi.4323>
- Nenadović, T., Šarčević, T., Čížmek, H., Godrijan, J., Marić Pfannkuchen, D., Pfannkuchen, M., Ljubešić, Z. (2015). Development of periphytic diatoms on different artificial substrates in the Eastern Adriatic Sea. *Acta Botanica Croatica*, 74(2), 377-392. <https://doi.org/10.1515/botcro-2015-0026>
- Neto, H. G., Bantel, C. G., Browning, J., Della Fina, N., Ballabio, T. A., de Santana, F. T., Britto, M. K., Barbosa, C. B. (2021). Mortality of a juvenile Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*, Spheniscidae) associated with the ingestion of a PFF-2 protective mask during the Covid-19 pandemic. *Marine pollution bulletin*, 166, 112232. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112232>
- Nevrova, E. (2023). Taxonomic Structure and Diversity of Benthic Diatoms (Bacillariophyta) in the Northern Shelf of the Black Sea. *Phycology*, 3(3), 337-355. <https://doi.org/10.3390/phycology3030022>
- Nguyen, Q. A. T., Nguyen, H. N. Y., Strady, E., Nguyen, Q. T., Trinh-Dang, M. (2020). Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). *Marine pollution bulletin*, 161, 111768. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111768>
- Nielsen, T. D., Holmberg, K., Stripple, J. (2019). Need a bag? A review of public policies on plastic carrier bags—Where, how and to what effect?. *Waste management*, 87, 428-440. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.025>

- Nigam, H., Jain, R., Malik, A., Singh, V., (2022). Effect of different polystyrene nanoplastic concentrations on *Chlorella pyrenoidosa*. *Algal Research* 67, Article 102835
- Niu, S., Liu, Y., Wang, J., & Song, H. (2020). A decade survey of transfer learning (2010–2020). *IEEE Transactions on Artificial Intelligence*, 1(2), 151-166. 10.1109/TAI.2021.3054609
- Norén, F., 2011. Survey of Microscopic Anthropogenic Particles in Skagerrak. *N-Research*.
- 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(6), 315-320.
- 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(6), 315-320. doi:10.1002/2014EF000240
- Oberbeckmann, S., Kreikemeyer, B., Labrenz, M. (2018). Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics. *Frontiers in microbiology*, 8, 2709. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02709>
- Oberbeckmann, S., Loeder, M. G., Gerds, G., Osborn, A. M. (2014). Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS microbiology ecology*, 90(2), 478-492. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12409>
- Oberbeckmann, S., Löder, M. G., Labrenz, M. (2015). Marine microplastic-associated biofilms—a review. *Environmental chemistry*, 12(5), 551-562. <https://doi.org/10.1071/EN15069>
- O'Donovan, S., Mestre, N. C., Abel, S., Fonseca, T. G., Carteny, C. C., Cormier, B., Keiter, S. H., Bebianno, M. J. (2018). Ecotoxicological effects of chemical contaminants adsorbed to microplastics in the clam *Scrobicularia plana*. *Frontiers in marine science*, 5, 143. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00143>
- OECD, F. A. O. (2022). OECD-FAO agricultural outlook 2022-2031. *Parisand*, p.363. <https://doi.org/10.1787/f1b0b29c-en>
- Ogonowski, M., Motiei, A., Ininbergs, K., Hell, E., Gerdes, Z., Udekwu, K. I., Bacsik, Z., Gorokhova, E. (2018). Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics. *Environmental microbiology*, 20(8), 2796-2808. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14120>
- Ogonowski, M., Wenman, V., Barth, A., Hamacher-Barth, E., Danielsson, S., Gorokhova, E. (2019). Microplastic intake, its biotic drivers, and hydrophobic organic contaminant levels in the Baltic herring. *Frontiers in Environmental Science*, 134. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00134>

- Onda, D. F. L., Sharief, K. M. (2020). Identification of microorganisms related to microplastics. *Handbook of Microplastics in the Environment*, 1-34.
- Ortiz, J. C., Wolff, N. H., Anthony, K. R., Devlin, M., Lewis, S., Mumby, P. J., (2018). Impaired recovery of the great barrier reef under cumulative stress. *Science Advances*, Vol. 4 (2018), p. 6127. DOI: 10.1126/sciadv.aar6127
- Ory, N. C., Lehmann, A., Javidpour, J., Stöhr, R., Walls, G. L., Clemmesen, C. (2020). Factors influencing the spatial and temporal distribution of microplastics at the sea surface—a year-long monitoring case study from the urban Kiel Fjord, southwest Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, 736, 139493. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139493>
- Öztekin, A., Bat, L. (2017). Microlitter pollution in sea water: a preliminary study from Sinop Sarikum coast of the southern Black Sea.
- Pabortsava, K., & Lampitt, R. S. (2020). High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nature communications*, 11(1), 4073.
- Pabortsava, K., Lampitt, R. S. (2020). High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nature communications*, 11(1), 4073. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17932-9>
- Patchaiyappan, A., Dowarah, K., Ahmed, S. Z., Prabakaran, M., Jayakumar, S., Thirunavukkarasu, C., Devipriya, S. P. (2021). Prevalence and characteristics of microplastics present in the street dust collected from Chennai metropolitan city, India. *Chemosphere*, 269, 128757. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128757>
- Patil, J. S., Anil, A. C. (2005). Biofilm diatom community structure: influence of temporal and substratum variability. *Biofouling*, 21(3-4), 189-206. <https://doi.org/10.1080/08927010500256757>
- Persson, L., Carney Almroth, B. M., Collins, C. D., Cornell, S., de Wit, C. A., Diamond, M. L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg M. W., (2022). Outside the safe operating space of the planetary boundary for novel entities. *Environmental Science Technology*, 56 pp. 1510-1521.
- Phuong, N. N., Zalouk-Vergnoux, A., Poirier, L., Kamari, A., Châtel, A., Mouneyrac, C., Lagarde, F., (2016). Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? *Environmental Pollution* Vol. 211, April 2016, Pages 111-123. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.12.035
- Pinnell, L. J., Turner, J. W. (2020). Temporal changes in water temperature and salinity drive the formation of a reversible plastic-specific microbial community. *FEMS Microbiology Ecology*, 96(12), fiae230. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiae230>

- Pinto, M., Langer, T. M., Hüffer, T., Hofmann, T., Herndl, G. J. (2019). The composition of bacterial communities associated with plastic biofilms differs between different polymers and stages of biofilm succession. *PloS one*, 14(6), e0217165. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217165>
- Plasticseurope (2020). (2023, Aralık 3). Plastics- the Facts 2020. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2020/>
- Pohl, F., Eggenhuisen, J. T., Kane, I. A., Clare, M. A. (2020). Transport and burial of microplastics in deep-marine sediments by turbidity currents. *Environmental science & technology*, 54(7), 4180-4189. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07527>
- Pojar, I., Kochleus, C., Dierkes, G., Ehlers, S. M., Reifferscheid, G., Stock, F. (2021). Quantitative and qualitative evaluation of plastic particles in surface waters of the Western Black Sea. *Environmental Pollution*, 268, 115724.
- Porter, A., Lyons, B. P., Galloway, T. S., Lewis, C. (2018). Role of marine snows in microplastic fate and bioavailability. *Environmental science & technology*, 52(12), 7111-7119. DOI: <https://doi.org/10.15184/aqy.2019.232>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.132>
- Quero, G. M., & Luna, G. M. (2017). Surfing and dining on the “plastisphere”: Microbial life on plastic marine debris. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(2). <https://doi.org/10.4081/aiol.2017.7211>
- Ramasamy, E. V., Sruthy, S., Harit, A. K., Mohan, M., Binish, M. B. (2021). Microplastic pollution in the surface sediment of Kongsfjorden, Svalbard, Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112986. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112986>
- Reichert, J., Arnold, A. L., Hoogenboom, M. O., Schubert, P., Wilke T., (2019). Impacts of microplastics on growth and health of hermatypic corals are species-specific. *Environmetal Pollution*, 254 (2019), Article 113074. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113074>
- 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. *PloS one*, 9(6), e100289. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100289>
- Richard, H., Carpenter, E. J., Komada, T., Palmer, P. T., Rochman, C. M. (2019). Biofilm facilitates metal accumulation onto microplastics in estuarine

- waters. *Science of the total environment*, 683, 600-608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.331>
- Rist, S., Vianello, A., Winding, M. H. S., Nielsen, T. G., Almeda, R., Torres, R. R., Vollertsen, J., (2020). Quantification of plankton-sized microplastics in a productive coastal Arctic marine ecosystem, *Environmental Pollution* 266, Article 115248.
- Rochman, C. M. (2015). The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. *Marine anthropogenic litter*, 117-140. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3
- Roman, L., Hardesty, B. D., Schuyler, Q., (2022). A systematic review and risk matrix of plastic litter impacts on aquatic wildlife: a case study of the Mekong and Ganges River Basins. *Science of The Total Environment*, Article 156858.
- Roman, L., Kastury, F., Petit, S., Aleman, R., Wilcox, C., Hardesty, B. D., Hindell, M. A. (2020). Plastic, nutrition and pollution; relationships between ingested plastic and metal concentrations in the livers of two Pachyptila seabirds. *Scientific Reports*, 10(1), 18023. | <https://doi.org/10.1038/s41598-020-75024-6>
- Rosato, A., Barone, M., Negroni, A., Brigidi, P., Fava, F., Xu, P., Candela, M., Zanaroli, G. (2020). Microbial colonization of different microplastic types and biotransformation of sorbed PCBs by a marine anaerobic bacterial community. *Science of the Total Environment*, 705, 135790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135790>
- Royer, S. J., (2018). Yes, Everyday Plastics are Emitting Greenhouse. *Greenpeace*. <https://www.greenpeace.org/usa/yes-everyday-plastics-are-emitting-greenhouse-gases/> (5.12.23)
- Royer, S. J., Ferrón, S., Wilson, S. T., Karl, D. M. (2018). Production of methane and ethylene from plastic in the environment. *PloS one*, 13(8), e0200574. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200574>
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental science & technology letters*, 4(7), 258-267. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>
- Ryabushko, L. I., Bondarenko, A. V., Miroshnichenko, E. S., Lishaev, D. N., Shiroyan, A. G. (2020). Diatoms and cyanobacteria of periphyton of experimental synthetic polymer materials in Karantinnaya Bay in the Black Sea. *Inland Water Biology*, 13, 399-407. DOI: 10.1134/S1995082920020285
- Ryabushko, L. I., Lishaev, D. N., Kovrigina, N. P. (2019). Species diversity of epilithon diatoms and the quality of the waters of the Donuzlav Gulf

- ecosystem (Crimea, the Black Sea). *Diversity*, 11(7), 114. <https://doi.org/10.3390/d11070114>
- Ryabushko, L. I., Zavalko, S. E. (1992). Microphytocolonizing of artificial and natural substrates in the Black Sea. *Botanicheskii zhurnal*, 77(5), 33-39.
- Ryabushko, L., Miroshnichenko, E., Blaginina, A., Shiroyan, A., Lishaev, D. (2021). Diatom and cyanobacteria communities on artificial polymer substrates in the Crimean coastal waters of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112521. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112521>
- Ryan, P. G. (2015). Does size and buoyancy affect the long-distance transport of floating debris?. *Environmental Research Letters*, 10(8), 084019. DOI 10.1088/1748-9326/10/8/084019
- Ryan, P. G., Moore, C. J., Van Franeker, J. A., & Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999-2012. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>
- Sadri, S. S., Thompson, R. C. (2014). On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 55-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies. (2019). A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Berlin: SAPEA. <https://doi.org/10.26356/microplastics>
- Sapozhnikov, P., Salimon, A., Korsunsky, A. M., Kalinina, O., Ilyina, O., Statnik, E., Snigirova, A. (2021). Plastic in the aquatic environment: interactions with microorganisms. In *Plastics in the Aquatic Environment-Part I: Current Status and Challenges* (pp. 197-254). Cham: Springer International Publishing.
- Sapozhnikov, P., Snigirova, A., Kalinina, O. (2020). Microphytes assemblages on the neustoplastics from the northern Black Sea. *Marine Litter* in, 287.
- Savinelli, B., Fernández, T. V., Galasso, N. M., D'Anna, G., Pipitone, C., Prada, F., Zenone, A., Badalamenti, F., Musco, L. (2020). Microplastics impair the feeding performance of a Mediterranean habitat-forming coral. *Marine environmental research*, 155, 104887. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104887>
- Savoldelli, J., Tomback, D., & Savoldelli, H. (2017). Breaking down polystyrene through the application of a two-step thermal degradation and bacterial method to produce usable byproducts. *Waste Management*, 60, 123-126. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.017>

- Savuca, A., Nicoara, M. N., Faggio, C., (2022). Comprehensive Review regarding the Profile of the Microplastic Pollution in the Coastal Area of the Black Sea. *Sustainability* 2022, 14, 14376. <https://doi.org/10.3390/su142114376>
- Scales, N. C., Huynh, K. T., Weihe, C., Martiny, J. B. H. (2023). Desiccation induces varied responses within a soil bacterial genus. *Environmental Microbiology*, 25(12), 3075-3086. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.16494>
- Schlundt, J., Tay, M. Y., Chengcheng, H., & Liwei, C. (2020). Food security: microbiological and chemical risks. *Global Health Security: Recognizing Vulnerabilities, Creating Opportunities*, 231-274.
- Schnurr, R. E., Alboiu, V., Chaudhary, M., Corbett, R. A., Quanz, M. E., Sankar, K., Strain, H. S., Thavarajah, V., Xanthos, D., Walker, T. R. (2018). Reducing marine pollution from single-use plastics (SUPs): A review. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 157-171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.001>
- Schug, T. T., Janesick, A., Blumberg, B., Heindel, J. J. (2011). Endocrine disrupting chemicals and disease susceptibility. *The Journal of steroid biochemistry and molecular biology*, 127(3-5), 204-215. <https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2011.08.007>
- Seeley, M. E., Song, B., Passie, R., & Hale, R. C. (2020). Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling. *Nature communications*, 11(1), 2372. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16235-3>
- Semcesen, P. O., Wells, M. G. (2021). Biofilm growth on buoyant microplastics leads to changes in settling rates: implications for microplastic retention in the Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112573. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112573>
- Sharma, S., Sharma, V., Chatterjee, S., (2023). Contribution of plastic and microplastic to global climate change and their conjoining impacts on the environment - A review. *Science of The Total Environment* Vol. 875, 162627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162627>
- Shaughnessy, P. D. (1980). Entanglement of Cape fur seals with man-made objects. *Marine Pollution Bulletin*, 11(11), 332-336. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(80\)90052-1](https://doi.org/10.1016/0025-326X(80)90052-1).
- Sheng, G. P., Yu, H. Q., Li, X. Y. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review. *Biotechnology advances*, 28(6), 882-894. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.001>
- Sieburth, J. M., Willis, P. J., Johnson, K. M., Burney, C. M., Lavoie, D. M., Hinga, K. R., Caron, D. A., French, F. W., Johnson, P. W., Davis, P. G. (1976). Dissolved organic matter and heterotrophic microneuston in the surface microlayers of

- the North Atlantic. *Science*, 194(4272), 1415-1418. DOI: 10.1126/science.194.4272.1415
- Silva, A. L. P., Prata, J. C., Walker, T. R., Campos, D., Duarte, A. C., Soares, A. M. V. M., Barcelò, D., Rocha-Santos, T., (2020). Rethinking and optimising plastic waste management under COVID-19 pandemic: Policy solutions based on redesign and reduction of single-use plastics and personal protective equipment. *Science of the Total Environmental*, 742 (2020), 140565. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140565>
- Simeonova, A., Chuturkova, R., Toneva, D., Tsvetkov, M. (2020). Plastic pollution along the Bulgarian Black Sea coast: Current status and trends. *Marine Litter in the Black Sea, Turkish Marine Research Foundation (TUDAV)*, 56, 1-22.
- Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H., Vethaak, A. D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic toxicology*, 170, 259-261. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.002>
- Smith, I. L., Stanton, T., Law, A. (2021). Plastic habitats: Algal biofilms on photic and aphotic plastics. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 2, 100038. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100038>
- Snigirova, A., Uzun, E., Portyanko, V. (2020). Colonizing of bottom marine litter by benthic organisms in the northwestern Black Sea (Gulf of Odessa). *Marine Litter in the Black Sea (No56). Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), Istanbul*, 247-267.
- Song, C., Liu, Z., Wang, C., Li, S., Kitamura, Y. (2020). Different interaction performance between microplastics and microalgae: The bio-elimination potential of *Chlorella* sp. L38 and *Phaeodactylum tricornutum* MASCC-0025. *Science of the Total Environment*, 723, 138146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138146>
- Stafford, R., Jones, P. J. (2019). Viewpoint–Ocean plastic pollution: A convenient but distracting truth?. *Marine policy*, 103, 187-191. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.003>
- Starmach K. (1955). Metody badania planktonu. *Warszawa*, 133 pp.
- Stolte, A., Forster, S., Gerds, G., Schubert, H. (2015). Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2), 216-229. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.022>
- Stubbins, A., Law, K. L., Muñoz, S. E., Bianchi, T. S., Zhu, L., (2021). Plastics in the earth system. *Science*, 373 (6550) (2021), pp. 51-55. DOI: 10.1126/science.abb0354
- Suaria, G., Achtypi, A., Perold, V., Lee, J. R., Pierucci, A., Bornman, T. G., Aliani, S., Ryan, P. G. (2020). Microfibers in oceanic surface waters: A global

- characterization. *Science advances*, 6(23), eaay8493. DOI: 10.1126/sciadv.aay8493
- Sudhakar, M., Doble, M., Murthy, P. S., & Venkatesan, R. (2008). Marine microbe-mediated biodegradation of low-and high-density polyethylenes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 61(3), 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2007.07.011>
- Sudheshna, A. A., Srivastava, M., Prakash, C. (2022). Characterization of microfibers emission from textile washing from a domestic environment. *Science of The Total Environment*, 852, 158511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158511>
- Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S., Zhao, Y. (2017). Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine pollution bulletin*, 115(1-2), 217-224. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.004>
- Sussarellu, R., Lebreton, M., Rouxel, J., Akcha, F., Rivière, G. (2018). Copper induces expression and methylation changes of early development genes in *Crassostrea gigas* embryos. *Aquatic Toxicology*, 196, 70-78. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.01.001>
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Goic, N. L., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the national academy of sciences*, 113(9), 2430-2435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>
- Syberg, K., Khan, F. R., Selck, H., Palmqvist, A., Banta, G. T., Daley, J., Sano, L., Duhaime, M. B. (2015). Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environmental toxicology and chemistry*, 34(5), 945-953. <https://doi.org/10.1002/etc.2914>
- Syranidou, E., Karkanorachaki, K., Amorotti, F., Avgeropoulos, A., Kolvenbach, B., Zhou, N. Y., Fava, Fabio, Corvini, P. F.-X., Kalogerakis, N. (2019). Biodegradation of mixture of plastic films by tailored marine consortia. *Journal of hazardous materials*, 375, 33-42. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.078>
- Syranidou, E., Karkanorachaki, K., Amorotti, F., Franchini, M., Repouskou, E., Kaliva, M., Vamvakaki, M., Kolvenbach, B., Fava, F., Corvini, P. F.-X., Kalogerakis, N. (2017). Biodegradation of weathered polystyrene films in seawater microcosms. *Scientific reports*, 7(1), 17991. DOI:10.1038/s41598-017-18366-y
- Tang, L., Feng, J. C., Li, C., Liang, J., Zhang, S., Yang, Z. (2023). Global occurrence, drivers, and environmental risks of microplastics in marine environments.

- Journal of Environmental Management*, 329, 116961.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116961>
- Tarchi, M., Zaaboub, N., Alsubih, M., Brik, B., Martins, M. V. A., Aleya, L., Trabelsi, L. (2023). Microalgae colonization and trace element accumulation on the plastisphere of marine plastic debris in Monastir Bay (Eastern Tunisia). *Environmental Science and Pollution Research*, 30(12), 32427-32451.
<https://doi.org/10.1007/s00248-018-1303-0>
- Taylor, J. C., Harding, W. R., Archibald, C. G. M. (2007). A methods manual for the collection, preparation and analysis of diatom samples. *Version*, 1, 60.
- Thapa, S., Bharti, A., & Prasanna, R. (2017). Algal biofilms and their biotechnological significance. In *Algal green chemistry* (pp. 285-303). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63784-0.00014-X>
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2153-2166. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., Mcgonigle, D., Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838-838. DOI: 10.1126/science.1094559
- Thompson, R. C., ve De Falco, F. (2020). Marine litter: Are there solutions to this environmental challenge?. In *Proceedings of the 2nd International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea* (pp. 39-44). Springer International Publishing.
- Thushari, G. G. N. ve Senevirathna, J. D. M., (2020). Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon*, 6, p. 04709.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04709>
- Tosin, M., Weber, M., Siotto, M., Lott, C., & Degli Innocenti, F. (2012). Laboratory test methods to determine the degradation of plastics in marine environmental conditions. *Frontiers in microbiology*, 3, 225.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00225>
- Tsang, Y. Y., Mak, C. W., Liebich, C., Lam, S. W., Sze, E. T., Chan, K. M. (2017). Microplastic pollution in the marine waters and sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2), 20-28.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.003>
- Tu, C., Chen, T., Zhou, Q., Liu, Y., Wei, J., Waniek, J. J., Luo, Y. (2020). Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. *Science of the Total Environment*, 734, 139237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139237>

- TUİK, 2020. (2022, 5 Haziran). <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Su-Urunleri-2019-33734>
- Urbanek, A. K., Rymowicz, W., & Mirończuk, A. M. (2018). Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied microbiology and biotechnology*, 102, 7669-7678. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9195-y>.
- Vaksmas, A., Knittel, K., Abdala Asbun, A., Goudriaan, M., Ellrott, A., Witte, H. J., Vollmer, I., Meirer, F., Lott, C., Weber, M., Engelman, J., Niemann, H. (2021). Microbial communities on plastic polymers in the Mediterranean Sea. *Frontiers in microbiology*, 12, 673553. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.673553>
- van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental pollution*, 182, 495-499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>.
- van der Hal, N., Ariel, A., Angel, D. L. (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine pollution bulletin*, 116(1-2), 151-155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.052>
- 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. *Environmental Research Letters*, 10(12), 124006. DOI:10.1088/1748-9326/10/12/124006.
- Vasudevan, R. (2014). Biofilms: microbial cities of scientific significance. *Journal of Microbiology & Experimentation*, 1(3), 00014.
- Vincent, A. E. S., Chaudhary, A., Kelly, J. J., Hoellein, T. J. (2022). Biofilm assemblage and activity on plastic in urban streams at a continental scale: Site characteristics are more important than substrate type. *Science of The Total Environment*, 835, 155398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155398>
- Viršek, M. K., Lovšin, M. N., Koren, Š., Kržan, A., Peterlin, M. (2017). Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine pollution bulletin*, 125(1-2), 301-309. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024>
- Vladimir, M., Tatiana, R., Evgeniy, S., Veerasingam, S., Bagaev, A., (2023). Vertical and seasonal variations in biofilm formation on plastic substrates in coastal waters of the Black Sea. *Chemosphere*, Vol. 317, 137843. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137843>
- Von Moos, 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. <https://doi.org/10.1021/es302332w>

- Votier, S. C., Archibald, K., Morgan, G., Morgan, L. (2011). The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 168-172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.009>
- Wagner, T. P. (2017). Reducing single-use plastic shopping bags in the USA. *Waste Management*, 70, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.003>
- Wahl, M., Goecke, F., Labes, A., Dobretsov, S., & Weinberger, F. (2012). The second skin: ecological role of epibiotic biofilms on marine organisms. *Frontiers in microbiology*, 3, 292. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00292>
- Wakkaf, T., El Zrelli, R., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., Tlig-Zouari, S., Bruzaud, S., Rabaoui, L. (2020). Characterization of microplastics in the surface waters of an urban lagoon (Bizerte lagoon, Southern Mediterranean Sea): Composition, density, distribution, and influence of environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111625. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111625>
- Wang, J., Guo, X., Xue, J. (2021). Biofilm-developed microplastics as vectors of pollutants in aquatic environments. *Environmental Science & Technology*, 55(19), 12780-12790. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04466>
- Wang, J., Huang, M., Wang, Q., Sun, Y., Zhao, Y., Huang, Y. (2020). LDPE microplastics significantly alter the temporal turnover of soil microbial communities. *Science of the total environment*, 726, 138682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138682>
- Wang, K., Lin, H., Wang, S., Dong, X., Sun, L., Zhou, Q., Chen, Y., Su, B., Pan, Z., Chen, B., Gao, Y. (2022). Species diversity and community structure of microalgae living on microplastics in Luoyuan Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 180, 113809. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113809>
- Wang, M. H., He, Y., Sen, B. (2019). Research and management of plastic pollution in coastal environments of China. *Environmental pollution*, 248, 898-905. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.098>.
- Wang, W., Yuan, W., Chen, Y., Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters of dongting lake and hong lake, China. *Science of the Total Environment*, 633, 539-545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.211>
- Wang, Z. M., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G., Wall, S. (2017). SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*, 603, 616-626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.047>
- Watts, A. J., Lewis, C., Goodhead, R. M., Beckett, S. J., Moger, J., Tyler, C. R., Galloway, T. S. (2014). Uptake and retention of microplastics by the shore crab

- Carcinus maenas. *Environmental science & technology*, 48(15), 8823-8830.
<https://doi.org/10.1021/es501090e>
- Webb, H. K., Crawford, R. J., Sawabe, T., Ivanova, E. P. (2009). Poly (ethylene terephthalate) polymer surfaces as a substrate for bacterial attachment and biofilm formation. *Microbes and environments*, 24(1), 39-42.
<https://doi.org/10.1264/jsme2.ME08538>
- Wehle, D. H. S. ve Coleman, F. C. (1983). Plastics at sea. *Natural History*, 92(2), 20-26.
- Welden, N. A., & Cowie, P. R. (2016). Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental pollution*, 218, 895-900.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.020>
- Welden, N. A., ve Lusher, A. L. (2017). Impacts of changing ocean circulation on the distribution of marine microplastic litter. *Integrated environmental assessment and management*, 13(3), 483-487. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00009-8>
- Wilcox, C., Hardesty, B. D., Law, K. L., (2019). Abundance of floating plastic particles is increasing in the Western North Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology*, 54, pp. 790-796.
- Will, J. B., Krug, D. (2021). Rising and sinking in resonance: Mass distribution critically affects buoyancy-driven spheres via rotational dynamics. *Physical review letters*, 126(17), 174502.
<https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.126.174502>
- Winton, D., Marazzi, L., & Loiselle, S. (2022). Drivers of public plastic (mis) use—new insights from changes in single-use plastic usage during the Covid-19 pandemic. *Science of The Total Environment*, 849, 157672.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157672>
- Winton, D., Marazzi, L., Loiselle, S., (2022). Drivers of public plastic (mis) use—new insights from changes in single-use plastic usage during the Covid-19 pandemic. *Science of the Total Environment Vol. 849 (2022)*, 157672.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157672>
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B. E., Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science*, 1(4), 140317. <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>
- Wright, S. L., Rowe, D., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, 23(23), R1031-R1033.

- Wu, N., Zhang, Y., Zhao, Z., He, J., Li, W., Li, J., Xu, W., Ma, Y., Niu, Z. (2020). Colonization characteristics of bacterial communities on microplastics compared with ambient environments (water and sediment) in Haihe Estuary. *Science of The Total Environment*, 708, 134876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134876>
- Wu, X., Pan, J., Li, M., Li, Y., Bartlam, M., & Wang, Y. (2019). Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm. *Water research*, 165, 114979. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114979>
- Xu, S., Cao, B., Uzoejinwa, B. B., Odey, E. A., Wang, S., Shang, H., ... & Nwakaire, J. N. (2020). Synergistic effects of catalytic co-pyrolysis of macroalgae with waste plastics. *Process Safety and Environmental Protection*, 137, 34-48. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.02.001>
- Xuan, G., Jianlong, W. (2019). The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Marine pollution bulletin*, 142, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.019>
- Yan, M., Nie, H., Xu, K., He, Y., Hu, Y., Huang, Y., Wang, J. (2019). Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere*, 217, 879-886. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.093>
- Ye, S., Andrady, A. L. (1991). Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Marine pollution bulletin*, 22(12), 608-613. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(91\)90249-R](https://doi.org/10.1016/0025-326X(91)90249-R)
- Yin, L., Chen, B., Xia, B., Shi, X., & Qu, K. (2018). Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobever (*Sebastes schlegelii*). *Journal of Hazardous Materials*, 360, 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.110>
- Yokota, K., Waterfield, H., Hastings, C., Davidson, E., Kwietniewski, E., Wells, B. (2017). Finding the missing piece of the aquatic plastic pollution puzzle: interaction between primary producers and microplastics. *Limnology and Oceanography Letters*, 2(4), 91-104. <https://doi.org/10.1002/lol2.10040>
- Yorio, P., Marinao, C., Suárez, N. (2014). Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) killed and injured by discarded monofilament lines at a marine recreational fishery in northern Patagonia. *Marine pollution bulletin*, 85(1), 186-189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.052>
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental science & technology*, 47(13), 7137-7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>

- Zettler, E. R., Mincer, T. J., Amaral-Zettler, L.A., (2013). Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 47 (13) pp. 7137-7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>
- Zhang, D., Ng, E. L., Hu, W., Wang, H., Galaviz, P., Yang, H., sun, W., Li, C., Ma, X., Fu, B., Zhao, P., Zhang, F., Jin, S., Zhou, M., Du, L., Peng, C., Zhang, X., Xu, Z., Xi, B., Liu, X., Sun, S., Cheng, Z., Jiang, L., Wang, Y., Gong, L., Kou, C., Li, Y., Ma, Y., Huang, D., Zhu, J., Yao, J., Lin, C., Qin, S., Zhou, L., He, B., Chen, D., Li, H., Zhai, L., Lei, Q., Wu, S., Zhang, Y., Pan, B. G., Liu, H. (2020). Plastic pollution in croplands threatens long-term food security. *Global Change Biology*, 26(6), 3356-3367. <https://doi.org/10.1111/gcb.15043>
- Zhang, H., Zhang, S. S., Zhang, W., Ma, W. C., Pan, Y., Chen, L., Zhu, L., Li, Y. P., Li, J. R. (2023). Clarification of the phosphorus release mechanism for recovering phosphorus from biofilm sludge in alternating aerobic/anaerobic biofilm system. *Science of The Total Environment*, 904, 166811. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166811>
- Zhang, Q., Ma, Q., Wang, Y., Wu, H., Zou, J. (2021). Molecular mechanisms of inhibiting glucosyltransferases for biofilm formation in *Streptococcus mutans*. *International Journal of Oral Science*, 13(1), 30. <https://doi.org/10.1038/s41368-021-00137-1>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.058>
- Zhao, J., Ran, W., Teng, J., Liu, Y., Liu, H., Yin, X., Cao, R., Wang, Q. (2018). Microplastic pollution in sediments from the Bohai Sea and the Yellow Sea, China. *Science of the Total Environment*, 640, 637-645. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.346>
- Zhao, S., Lin, Q., Ran, J., Musa, S. S., Yang, G., Wang, W., Lou, Y., Gao, D., Yang, L., He, D., Wang, M. H. (2020). Preliminary estimation of the basic reproduction number of novel coronavirus (2019-nCoV) in China, from 2019 to 2020: A data-driven analysis in the early phase of the outbreak. *International journal of infectious diseases*, 92, 214-217. <https://doi.org/10.1016/j.ijid.2020.01.050>
- Zhao, S., Zhu, L., Li, D. (2015). Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental pollution*, 206, 597-604. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.027>
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine pollution bulletin*, 86(1-2), 562-568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>

- Zhao, T., Lozano, Y. M., Rillig, M. C. (2021). Microplastics increase soil pH and decrease microbial activities as a function of microplastic shape, polymer type, and exposure time. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 675803. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.675803>
- Zhu, J., Wang, C. (2020). Biodegradable plastics: Green hope or greenwashing?. *Marine pollution bulletin*, 161, 111774. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111774>



EKLER

EK 1. Manta ağlarına ait istasyon, tarih, saat, koordinat, rüzgâr yönü ve hızı bilgileri

Örnekleme bölgesi	İstasyon	Tarih	Başlangıç Koordinat	Bitiş Koordinat	Başlangıç Saati	Bitiş Saati	Rüzgâr Yönü	Rüzgâr Hızı
SİNOP-Karasu	SN1	4.07.2019	42°07'47"N 35°05'49"E	42°07'38"N 35°05'05"E	09:28	09:38	SE	2,22
		15.10.2019	42°06'83"N 35°07'02"E	42°06'89"N 35°06'59"E	09:07	09:17	E	2,50
		18.02.2019	42°06'34"N 35°08'30"E	42°06'07"N 35°08'10"E	08:52	09:02	W	1,11
		9.06.2020	42°06'38"N 35°07'21"E	42°06'84"N 35°06'93"E	15:53	16:03	N	0,28
	SN2	4.07.2019	42°02'35"N 35°03'89"E	42°02'21"N 35°04'28"E	10:32	10:42	SE	3,0
		15.10.2019	42°02'22"N 35°03'84"E	42°02'48"N 35°03'58"E	10:38	10:48	E	2,50
		18.02.2019	42°02'15"N 35°03'89"E	42°02'34"N 35°03'56"E	09:44	09:54	W	0,83
		9.06.2020	42°02'23"N 35°04'11"E	42°02'38"N 35°03'60"E	16:46	16:56	N	0,50
SAMSUN- Kızılırmak	SK1	4.07.2019	41°45'94"N 35°55'88"E	41°45'84"N 35°56'21"E	17:32	17:42	N	2,00
		16.10.2019	41°45'97"N 35°55'71"E	41°45'90"N 35°55'23"E	09:47	09:57	E	2,22
		19.02.2020	41°45'85"N 35°56'92"E	41°45'80"N 35°57'30"E	16:27	16:37	E	0,83
		10.06.2020	41°46'14" N 35°55'99"E	41°46'04"N 35°56'36"E	10:04	10:14	E	0,90
	SK2	4.07.2019	41°44'45" N 35°57'39"E	41°44'42"N 35°57'65"E	18:24	18:34	N	2,22
		16.10.2019	41°44'40"N 35°57'25"E	41°44'37"N 35°57'66"E	10:28	10:38	E	2,40
		19.02.2020	41°44'51"N 35°57'60"E	41°44'53"N 35°57'27"E	16:53	17:03	E	0,83
		10.06.2020	41°44'34" N 35°56'01"E	41°44'33"N 35°57'40"E	08:28	08:38	E	0,83
SAMSUN- Yeşilirmak	SY1	5.07.2019	41°25'12"N 36°39'05"E	41°24'26"N 36°39'21"E	16:15	16:25	NW	3,89
		16.10.2019	41°25'12"N 36°38'05"E	41°24'26"N 36°38'21"E	16:28	16:38	E	3,33
		20.02.2020	41°25'47"N 36°40'18"E	41°25'45"N 36°39'30"E	11:15	11:25	E	0,56
		10.10.2020	41°25'16" N 36°38'82"E	41°25'18"N 36°39'22"E	14:44	14:54	NE	1,11
	SY2	5.07.2019	41°23'40"N 36°39'51"E	41°23'30"N 36°39'43"E	17:30	17:40	NW	5,00
		16.10.2019	41°23'45"N 36°39'06"E	41°23'28"N 36°39'28"E	17:11	17:21	E	2,50
		20.02.2020	41°23'40"N 36°39'51"E	41°23'30"N 36°39'43"E	11:46	11:56	E	0,70

EK 1 (Devam). Manta ağlarına ait istasyon, tarih, saat, koordinat, rüzgâr yönü ve hızı bilgileri

ORDU-Melet	OR1	10.10.2020	41°23'19"N 36°39'39"E	41°23'23"N 36°39'66"E	16:13	16:23	NE	1,11
		6.07.2019	41°01'77"N 37°55'59"E	41°01'75"N 37°55'99"E	10:02	10:12	W	0,56
		17.10.2019	41°06'32"N 37°49'20"E	41°06'10"N 37°51'47"E	09:45	09:55	SW	0,56
		21.02.2020	41°05'62"N 37°57'74"E	41°05'40"N 37°57'66"E	08:48	08:58	SE	0,28
		11.06.2020	41°05'76"N 37°56'80"E	41°05'83"N 37°57'21"E	10:13	10:23	W	1,11
GİRESUN-Aksu	OR2	6.07.2019	40°59'60"N 37°55'58"E	41°59'58"N 37°56'03"E	10:31	10:41	N	1,39
		17.10.2019	41°05'50"N 37°56'75"E	41°05'37"N 37°57'04"E	11:12	11:22	SE	0,56
		21.02.2020	40°59'57"N 37°55'91"E	40°59'52"N 37°56'32"E	09:48	09:58	SE	1,40
		11.06.2020	40°59'45"N 37°55'89"E	40°59'31"N 37°56'28"E	11:51	12:01	W	1,20
		6.07.2019	40°55'59"N 38°26'18"E	40°55'64"N 38°26'39"E	15:11	15:21	N	3,06
	GR2	17.10.2019	40°55'52"N 38°26'27"E	40°55'44"N 38°26'43"E	16:23	16:33	E	1,42
		21.02.2020	40°55'37"N 38°26'31"E	40°55'27"N 38°26'71"E	13:55	14:05	SE	1,20
		11.06.2020	40°55'62"N 38°26'42"E	40°55'42"N 38°26'10"E	15:51	16:01	W	0,83
		6.07.2019	40°55'14"N 38°26'07"E	40°55'13"N 38°26'32"E	15:27	15:37	NW	3,61
		17.10.2019	40°55'12"N 38°26'06"E	40°55'13"N 38°26'41"E	16:40	16:50	E	1,39
TRABZON-Değirmendere	TR1	21.02.2020	40°55'07"N 38°26'18"E	40°55'10"N 38°26'55"E	14:14	14:24	SE	1,12
		11.06.2020	40°55'09"N 38°26'46"E	40°55'04"N 38°26'12"E	16:11	16:21	W	0,83
		7.07.2019	41°01'25"N 39°45'45"E	41°01'17"N 39°45'88"E	10:10	10:20	NW	0,83
		18.10.2019	41°00'89"N 39°45'55"E	41°00'78"N 39°45'85"E	14:48	14:58	W	1,94
		22.02.2020	41°01'25"N 39°45'45"E	41°01'17"N 39°45'88"E	10:06	10:16	W	0,56
	TR2	12.06.2020	41°01'24"N 39°45'50"E	41°01'04"N 39°43'89"E	10:33	10:43	NW	0,83
		7.07.2019	41°00'40"N 39°45'24"E	41°00'42"N 39°45'64"E	10:35	10:45	NW	2,22
		18.10.2019	41°00'40"N 39°45'67"E	41°00'35"N 39°45'25"E	15:10	15:20	W	1,90
		22.02.2020	41°00'40"N 39°45'24"E	41°00'42"N 39°45'64"E	10:28	10:38	W	0,56
		12.06.2020	41°00'33"N 39°45'16"E	41°00'39"N 39°45'53"E	11:43	11:53	NW	0,90
RİZE-Fırtına	RZ1	8.07.2019	41°13'05"N 40°58'57"E	41°12'88"N 40°58'22"E	13:08	13:18	NW	1,39
		19.10.2019	41°12'24"N 40°58'24"E	41°12'22"N 40°57'93"E	13:04	13:14	SW	0,56

EK 1 (Devam). Manta ağılarına ait istasyon, tarih, saat, koordinat, rüzgâr yönü ve hızı bilgileri

RZ2	23.02.2019	41°12'17"N 40°58'14"E	41°12'04"N 40°57'80"E	13:14	13:24	W	0,28
	13.06.2020	41°12'24"N 40°58'24"E	41°12'22"N 40°57'93"E	15:18	15:28	SW	1,22
	8.07.2019	41°11'48"N 40°57'38"E	41°11'47"N 40°57'39"E	13:51	14:01	NW	1,10
	19.10.2019	41°11'58"N 40°58'09"E	41°11'47"N 40°57'65"E	14:15	14:25	SW	0,42
	23.02.2019	41°11'59"N 40°58'10"E	41°11'47"N 40°57'72"E	13:36	13:46	W	0,28
	13.06.2020	41°11'58"N 40°58'09"E	41°11'47"N 40°57'65"E	15:18	15:28	SW	1,30

EK 2. İnkübasyonda plastik üzerindeki alg türlerinin listesi (D- Deniz türleri, AD- Acı ve deniz suyu, A-Acı su, TA- Tatlı ve acı su, T- Tatlı su; Ep- Epifit, B-Bentos, PB- Plaston-Bentos, P-Plankton)

Türler	Ekolojik formlar	Habitat	Coğrafi dağılım
<i>Achnanthes armillaris</i> (O.F.Müller) Guiry	Deniz	Bentos	—
<i>Achnanthes brevipes</i> Kützinger	Acı su, Deniz	Bentos	Kosmopolit
<i>Achnanthes brockmannii</i> Simonsen	Deniz	Bentos	—
<i>Achnanthes</i> sp.	—	—	—
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	Tatlı su	Plankton-Bentos	Kosmopolit
<i>Actinocyclus octonarius</i> Ehrenberg	Deniz	Plankton, Epifit	—
<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>ralfsii</i> (W.Smith) Hendey	Deniz	Plankton, Epifit	—
<i>Amphora</i> sp.1	Deniz	—	—
<i>Amphora</i> sp.2	Deniz	—	—
<i>Amphora bigibba</i> var. <i>interrupta</i> (Grunow) Cleve	Deniz	—	—
<i>Amphora proteus</i> Gregory	—	—	—
<i>Ardissonea crystallina</i> (C.Agardh) Grunow	Acı su	—	—
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F.Müller) T.Marsson	Acı su, Tatlı su, Deniz	Plankton-Bentos	Kosmopolit
<i>Berkeleya rutilans</i> (Trentepohl ex Roth) Grunow	Deniz	—	—
<i>Berkeleya scopulorum</i> (Brébisson ex Kützinger) E.J.Cox	Deniz	—	—
<i>Biremis</i> sp. (we need sem foto from esra)	—	—	—
<i>Caloneis linearis</i> (Grunow) Boyer	Deniz	Epifit, Bentos	Kuzey bölgesi
<i>Caloneis liber</i> (W.Smith) Cleve	Deniz	—	Kuzey bölgesi
<i>Campylodiscus bicostatus</i> W. Smith	Tatlı su, Acı su	Bentos	Kuzey bölgesi
<i>Campylodiscus thuretii</i> Brébisson	Deniz	Bentos	Kuzey bölgesi
<i>Campylodiscus impressus</i> Grunow	Acı su, Tatlı su	—	—
<i>Campylodiscus neofastuosus</i> Ruck & Nakov (=Surirella fastuosa (Ehrenberg))	Tatlı su	—	—
<i>Campylodiscus</i> sp.	—	—	—
<i>Cocconeis dirupta</i> W.Gregory,	Deniz	—	—
<i>Cocconeis distans</i> W.Gregory	Deniz, Tatlı su	—	—
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	Tatlı su, Acı su, Deniz	Plankton-Bentos	—
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehrenberg	Deniz	Bentos	Kosmopolit
<i>Cymbella</i> sp.	—	—	—
<i>Diatoma vulgaris</i> Bory	Tatlı su, Acı su, Deniz	Plankton-Bentos	—
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngbye) Mart.Schmidt	Tatlı	Epifit, Bentos	Arktikalpik

EK 2 (Devam). İnkübasyonda plastik üzerindeki alg türlerinin listesi (D- Deniz türleri, AD- Acı ve deniz suyu, A-Acı su, TA- Tatlı ve acı su, T- Tatlı su; Ep- Epifit, B-Bentos, PB- Plaston-Bentos, P-Plankton)

<i>Diploneis bombus</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	Deniz	Epifit, Epil, Bentos	Kosmopolit
<i>Diploneis</i> sp.	—	—	—
<i>Diploneis</i> sp.1	—	—	—
<i>Diploneis</i> sp.2	—	—	—
<i>Diploneis smithii</i> (Brébisson) Cleve	Deniz, Acı su	Epifit, Epil, Bentos	—
<i>Donkinia carinata</i> Ralfs	Deniz	—	—
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	Tatlı su	Epifit, Bentos	—
<i>Entomoneis paludosa</i> (W. Smith) Reimer	Deniz	Epifit, Plankton-Bentos	Kosmopolit.
<i>Gomphonema</i> sp.	—	—	—
<i>Grammatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing	Deniz	Epifit	—
<i>Grammatophora oceanica</i> Ehrenberg	Deniz	—	—
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	Tatlı su, Acı su	Bentos	Kuzey bölgesi
<i>Gyrosigma balticum</i> (Ehrenberg) Rabenhorst	Acı su, Deniz	Epifit, Bentos	Kosmopolit
<i>Gyrosigma</i> sp.(broken cell)	—	—	—
<i>Gyrosigma tenuissimum</i> (W.Smith) Griffith & Henfrey	Deniz, Tatlı su	—	—
<i>Gyrosigma</i> sp.	—	—	—
<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenberg) Patrick	Tatlı su	Bentos	Arktikal
<i>Haslea ostrearia</i> (Gaillon) Simonsen	Deniz	—	—
<i>Halamphora coffeiformis</i> (C.Agardh) Mereschkowsky	Deniz, Acı su	Bentos	Kosmopolit
<i>Halamphora kolbei</i> (Aleem) A.Blanco & S.Blanco	Deniz	—	—
<i>Halamphora pseudohyalina</i> (Simonsen) J.G.Stepanek & Kociolek	—	—	—
<i>Karayevia amoena</i> (Hustedt) Bukhtiyarova	Tatlı su	—	—
<i>Licmophora flabellata</i> (Greville) Agardh	Deniz, Acı su	Epifit	—
<i>Licmophora</i> sp.	—	—	—
<i>Licmophora abbreviata</i> C.Agardh	Deniz	—	—
<i>Lyrella abrupta</i> (W. Gregory) D. G. Mann 19	Deniz	—	Kuzey bölgesi - Tropikal
<i>Lyrella</i> sp.1	—	—	—
<i>Lyrella</i> sp.2	—	—	—
<i>Melosira moniliformis</i> (O.F.Müller) C.Agardh	Tatlı su, Deniz	Plankton-Bentos	—
<i>Meridion constrictum</i> Ralfs	Tatlı su	Plankton-Bentos	—
<i>Navicula palpebralis</i> Brébisson ex W.Smith	Acı su	Epifit, Bentos	Kuzey bölgesi

EK 2 (Devam). İnkübasyonda plastik üzerindeki alg türlerinin listesi (D- Deniz türleri, AD- Acı ve deniz suyu, A-Acı su, TA- Tatlı ve acı su, T- Tatlı su; Ep- Epifit, B-Bentos, PB- Plaston-Bentos, P-Plankton)

<i>Navicula palpebralis</i> var. <i>angulosa</i> (Gregory) Van Heurck	Acı su	–	–
<i>Navicula</i> sp.			
<i>Navicula</i> sp.1			
<i>Navicula</i> sp.2			
<i>Neosynedra provincialis</i> (Grunow) D.M.Williams & Round	Deniz	–	–
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst (sp.1)	Tatlı su	–	–
<i>Nitzschia granulata</i> Grunow	Deniz, Tatlı su	–	–
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson ex Kützing) Grunow	Deniz	–	Kosmopolit
<i>Nitzschia</i> sp.2	–	–	–
<i>Nitzschia</i> sp.(sp 3)	–	–	–
<i>Nitzschia</i> sp. (sp4)	–	–	–
<i>Nitzschia reversa</i> W.Smith	Deniz, Tatlı su	–	Kosmopolit
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) Smith	Acı su	Bentos	Kosmopolit.
<i>Nitzschia scalpelliformis</i> Grunow	Acı su	Bentos	Kosmopolit
<i>Odontidium hyemale</i> (Roth) Kützing	Tatlı su	–	–
<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) C.Agardh	Deniz	Bentos	–
<i>Pleurosigma rigidum</i> Smith	Deniz	–	Kuzey bölgesi
<i>Plagiotropis lepidoptera</i> (Gregory) Kuntze	Deniz	Bentos	–
<i>Parlibellus berkeleyi</i> (Kützing) E.J.Cox.	Deniz	–	–
<i>Parlibellus hamulifer</i> (Grunow) E.J.Cox 1	Deniz, Acı su	Epifit, Bentos	Kuzey bölgesi
<i>Petrodictyon gemma</i> (Ehrenberg) Mann	Deniz	–	Kuzey bölgesi
<i>Petroneis besarensis</i> (Giffin) Witkowski, Lange-Bertalot & Witkowski (=Navicula besarensis Giffen)	Deniz	–	–
<i>Petroneis humerosa</i> (Brébisson ex W.Smith) Stickle & D.G.Mann	Tatlı su	–	–
<i>Petroneis</i> sp.	–	–	–
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	Tatlı su	Plankton-Bentos	–
<i>Podosira stelligera</i> (Bailey) A.Mann (=Hyalodiscus stelliger Bailey)	Deniz, Tatlı su	Plankton	–
<i>Rhabdonema adriaticum</i> Kützing"	Deniz	–	–
<i>Rhabdonema arcuatum</i> (Lyngbye) Kützing	Deniz, Tatlı su	–	–
<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) Otto Müller	Acı su	–	Kosmopolit.
<i>Rhopalodia</i> sp.	–	–	–
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> . (C.Agardh) Lange-Bert.	Tatlı su	Bentos	–

EK 2 (Devam). İnkübasyonda plastik üzerindeki alg türlerinin listesi (D- Deniz türleri, AD- Acı ve deniz suyu, A-Acı su, TA- Tatlı ve acı su, T- Tatlı su; Ep- Epifit, B-Bentos, PB- Plaston-Bentos, P-Plankton)

<i>Rhoicosphenia marina</i> (Kützinger) M. Schmidt	Deniz	—	—
<i>Seminavis basilica</i> Dainelidis	Deniz	—	—
<i>Stauroneis constricta</i> Ehrenberg		—	—
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	Tatlı su	Plankton-Bentos	—
<i>Striatella unipunctata</i> (Lyngbye) C.Agardh,	Tatlı su, Deniz	—	Kuzey bölgesi
<i>Staurosirella</i> sp.		—	—
<i>Tabularia fasciculata</i> (C.A. Agardh) D. M. Williams et Round	Tatlı su, Deniz, Acı su	—	—
<i>Tabularia parva</i> (Kützinger) D.M.Williams & Round	Deniz	—	—
<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijs	Tatlı su, Deniz	—	—
<i>Tetramphora decussata</i> (Grunow, 1877) Stepanek & Kociolek	Deniz	—	—
<i>Tetramphora intermedia</i> (Cleve) Stepanek & Kociolek	Deniz	—	—
<i>Thalassiosira hyalina</i> (Greville) Paddock et P.A. Sims	Deniz	—	Kuzey bölgesi
<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve	Deniz	Plankton	—
<i>Thalassiosira parva</i> Proschkina-Lavrenko	Deniz	—	—
<i>Toxarium undulatum</i> Bailey	Deniz	Plankton	Kuzey bölgesi - Tropikal
<i>Trachyneis aspera</i> (Ehrenberg) Cleve"	Deniz	—	Kosmopolit
<i>Tryblionella acuminata</i> Smith	Tatlı su, Deniz	—	—
<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	Deniz	Bentos	—
<i>Tryblionella coarctata</i> (Grunow) D.G.Mann	Deniz, Acı su	Bentos	Kuzey bölgesi - Tropikal
	—	—	—
<i>Octactis octonaria</i> (Ehrenberg) Hovasse	Deniz	—	—
<i>Octactis speculum</i> (Ehrenberg) F.H.Chang, J.M.Grieve & J.E.Sutherland	Deniz	—	—

EK 3. HDPE polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Türler	HDPE I	HDPE II	HDPE III	HDPE IV	HDPE
Achnanthes armillaris (O.F.Müller) Guiry	+	+	+	+	+
Achnanthes brevipes Kützing	+	+	+	+	+
Achnanthes brockmannii Simonsen	-	-	+	-	+
Achnanthes sp.	+	+	+	+	+
Achnantheidium minutissimum (Kütz.) Czarn.	-	-	-	+	+
Actinocyclus octonarius Ehrenberg	+	-	+	+	+
Actinocyclus octonarius var. ralfsii (W.Smith) Hendey	+	+	+	+	+
Actinocyclus sp.	-	+	-	+	+
Amphora sp.1	+	+	+	-	+
Amphora sp.2	+	-	+	+	+
Amphora bigibba var. interrupta (Grunow) Cleve	+	+	+	+	+
Amphora proteus Gregory	-	-	+	+	+
Ardissonaea crystallina (C.Agardh) Grunow	+	+	+	+	+
Bacillaria paxillifera (O.F.Müller) T.Marsson	+	+	+	+	+
Berkeleya rutilans (Trentepohl ex Roth) Grunow	+	+	+	+	+
Berkeleya scopulorum (Brébisson ex Kützing) E.J.Cox	+	+	+	+	+
Biremis sp. (we need sem foto from esra)	-	-	-	-	-
Caloneis linearis (Grunow) Boyer	+	+	+	+	+
Caloneis liber (W.Smith) Cleve	+	+	+	+	+
Campylodiscus bicostatus W. Smith	+	+	+	+	+
Campylodiscus thuretii Brébisson	+	+	+	+	+
Campylodiscus impressus Grunow	+	-	-	+	+
Campylodiscus neofastuosus Ruck & Nakov (=Surirella fastuosa (Ehrenberg)	+	+	+	+	+
Campylodiscus sp.	-	-	-	-	-
Cocconeis dirupta W.Gregory,	+	+	-	+	+
Cocconeis distans W.Gregory	+	+	+	+	+
Cocconeis euglypta Ehrenberg	+	+	+	+	+
Cocconeis scutellum Ehrenberg	+	+	+	+	+
Cymbella sp.	+	-	+	-	+
Diatoma vulgaris Bory	+	+	-	+	+
Didymosphenia geminata (Lyngbye) Mart.Schmidt	+	-	+	+	+
Diploneis bombus (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	+	+	+
Diploneis sp.	+	-	-	+	+
Diploneis sp.1	+	+	+	-	+
Diploneis sp.2	-	+	-	+	+
Diploneis smithii (Brébisson) Cleve	+	-	+	-	+
Donkinia carinata Ralfs	+	-	+	+	+
Encyonema silesiacum (Bleisch) D.G.Mann	+	-	-	-	+
Entomoneis paludosa (W. Smith) Reimer	-	+	+	+	+
Gomphonema sp.	+	-	-	-	+
Grammatophora marina (Lyngbye) Kützing	+	+	+	+	+
Grammatophora oceanica Ehrenberg	+	+	+	+	+
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst	+	+	+	+	+
Gyrosigma balticum (Ehrenberg) Rabenhorst	-	-	+	-	+
Gyrosigma sp. (broken cell)	+	+	+	-	+
Gyrosigma tenuissimum (W.Smith) Griffith & Henfrey	+	+	+	+	+
Gyrosigma sp.	+	-	-	+	+
Hannaea arcus (Ehrenberg) Patrick	+	+	-	+	+
Haslea ostrearia (Gaillon) Simonsen	+	+	+	+	+
Halamphora coffeiformis (C.Agardh) Mereschkowsky	+	-	+	+	+
Halamphora kolbei (Aleem) A.Blanco & S.Blanco	+	+	-	+	+
Halamphora pseudohyalina (Simonsen) J.G.Stepanek & Kociolek	+	+	+	+	+
Karayevia amoena (Hustedt) Bukhtiyarova	+	+	-	+	+
Licmophora flabellata (Greville) Agardh	+	+	+	+	+
Licmophora sp.	-	+	-	-	+
Licmophora abbreviata C.Agardh	+	+	+	+	+
Lyrella abrupta (W. Gregory) D. G. Mann 19	+	+	+	+	+
Lyrella sp.1	+	+	+	-	+

EK 3 (Devam). HDPE polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Lyrella sp.2	-	-	-	+	+
Melosira moniliformis (O.F.Müller) C.Agardh	+	+	+	+	+
Meridion constrictum Ralfs	-	-	-	+	+
Navicula palpebralis Brébisson ex W.Smith	+	+	-	+	+
Navicula palpebralis var. angulosa (Gregory) Van Heurck	+	-	+	+	+
Navicula sp.	+	+	+	+	+
Navicula sp.1	+	+	+	+	+
Navicula sp.2	+	+	+	+	+
Neosynedra provincialis (Grunow) D.M.Williams & Round	+	+	+	+	+
Nitzschia dissipata (Kützing) Rabenhorst (sp.1)	+	-	+	-	+
Nitzschia granulata Grunow	-	-	-	+	+
Nitzschia longissima (Brébisson ex Kützing) Grunow	+	+	+	+	+
Nitzschia sp. (sp.2)	+	+	-	+	+
Nitzschia sp (sp 3)	-	+	+	-	+
Nitzschia sp. (sp4)	-	+	-	+	+
Nitzschia reversa W.Smith	+	-	+	+	+
Nitzschia sigma (Kützing) Smith	+	+	+	+	+
Nitzschia scalpelliformis Grunow	+	+	+	+	+
Odontidium hyemale (Roth) Kützing	-	-	-	-	-
Odontella aurita (Lyngbye) C.Agardh	-	-	+	-	+
Pleurosigma rigidum Smith	-	+	+	-	+
Plagiotropis lepidoptera (Gregory) Kuntze	+	+	+	-	+
Parlibellus berkeleyi (Kützing) E.J.Cox.	+	+	+	+	+
Parlibellus hamulifer (Grunow) E.J.Cox 1	+	+	+	+	+
Petrodictyon gemma (Ehrenberg) Mann	+	+	+	+	+
Petroneis besarensis (Giffin) Witkowski, Lange-Bertalot & Witkowski (=Navicula besarensis Giffen)	+	+	+	+	+
Petroneis humerosa (Brébisson ex W.Smith) Stickle & D.G.Mann	-	-	-	-	-
Petroneis sp.	-	+	+	-	+
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	+	-	-	-	+
Podosira stelligera (Bailey) A.Mann (=Hyalodiscus stelliger Bailey)	+	+	+	+	+
Rhabdonema adriaticum Kützing"	+	+	+	+	+
Rhabdonema arcuatum (Lyngbye) Kützing	+	+	-	+	+
Rhopalodia musculus (Kützing) Otto Müller	-	+	-	+	+
Rhopalodia sp.	+	-	-	-	+
Rhoicosphenia abbreviata. (C.Agardh) Lange-Bert.	-	-	+	+	+
Rhoicosphenia marina (Kützing) M. Schmidt	+	-	+	+	+
Seminavis basilica Dainelidis	+	+	-	+	+
Stauroneis constricta Ehrenberg	-	+	+	-	+
Stauroneis smithii Grunow	-	-	-	+	+
Striatella unipunctata (Lyngbye) C.Agardh	+	+	+	+	+
Staurosirella sp.	-	-	-	-	-
Tabularia fasciculata(C.A. Agardh) D. M. Williams et Round	+	+	+	+	+
Tabularia parva (Kützing) D.M.Williams & Round	+	+	+	+	+
Tabularia tabulata (C.Agardh) Snoeijs	+	+	+	+	+
Tetramphora decussata (Grunow, 1877) Stepanek & Kociolek	+	+	+	+	+
Tetramphora intermedia (Cleve) Stepanek & Kociolek	+	-	+	+	+
Thalassiosira hyalina (Greville) Paddock et P.A. Sims	+	+	+	+	+
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve	+	+	-	-	+
Thalassiosira parva Proschkina-Lavrenko	-	-	-	-	-
Toxarium undulatum Bailey	+	+	+	+	+
Trachyneis aspera (Ehrenberg) Cleve	+	+	+	+	+
Tryblionella acuminata Smith	+	-	+	-	+
Tryblionella apiculata Gregory	+	-	-	+	+

EK 3 (Devam). HDPE polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Tryblionella coarctata (Grunow) D.G.Mann	+	+	-	+	+
Octactis octonaria (Ehrenberg) Hovasse	+	+	+	+	+
Octactis speculum (Ehrenberg) F.H.Chang	+	+	+	+	+



EK 4. PET polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Türler	PET I	PET II	PET
Achnanthes armillaris (O.F.Müller) Guiry	+	+	+
Achnanthes brevipes Kützing	+	+	+
Achnanthes brockmannii Simonsen	+	+	+
Achnanthes sp.	+	+	+
Achnanthidium minutissimum (Kütz.) Czarn.	-	-	-
Actinocyclus octonarius Ehrenberg	-	-	-
Actinocyclus octonarius var. ralfsii (W.Smith) Hendey	+	+	+
Actinocyclus sp.	+	+	+
Amphora sp.1	-	-	-
Amphora sp.2	+	-	+
Amphora bigibba var. interrupta (Grunow) Cleve	+	+	+
Amphora proteus Gregory	+	+	+
Ardissonea crystallina (C.Agardh) Grunow	+	+	+
Bacillaria paxillifera (O.F.Müller) T.Marsson	+	+	+
Berkeleya rutilans (Trentepohl ex Roth) Grunow	+	+	+
Berkeleya scopulorum (Brébisson ex Kützing) E.J.Cox	+	-	+
Biremis sp. (we need sem foto from esra)	+	+	-
Caloneis linearis (Grunow) Boyer	+	+	+
Caloneis liber (W.Smith) Cleve	+	+	+
Campylodiscus bicostatus W. Smith	+	+	+
Campylodiscus thuretii Brébisson	+	+	+
Campylodiscus impressus Grunow	-	-	-
Campylodiscus neofastuosus Ruck & Nakov (=Suriella fastuosa (Ehrenberg)	+	-	+
Campylodiscus sp.	-	-	-
Cocconeis dirupta W.Gregory,	+	+	+
Cocconeis distans W.Gregory	+	+	+
Cocconeis euglypta Ehrenberg	+	+	+
Cocconeis scutellum Ehrenberg	+	+	+
Cymbella sp.	-	+	+
Diatoma vulgaris Bory	-	-	-
Didymosphenia geminata (Lyngbye) Mart.Schmidt	-	-	-
Diploneis bombus (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	+
Diploneis sp.	+	+	+
Diploneis sp.1	-	-	+
Diploneis sp.2	+	+	+
Diploneis smithii (Brébisson) Cleve	+	-	+
Donkinia carinata Ralfs	+	+	+
Encyonema silesiacum (Bleisch) D.G.Mann	+	+	+
Entomoneis paludosa (W. Smith) Reimer	+	+	+
Gomphonema sp.	-	+	+
Grammatophora marina (Lyngbye) Kützing	+	+	+
Grammatophora oceanica Ehrenberg	+	+	+
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst	+	+	+
Gyrosigma balticum (Ehrenberg) Rabenhorst	-	-	-
Gyrosigma sp. (broken cell)	+	+	+
Gyrosigma tenuissimum (W.Smith) Griffith & Henfrey	+	+	+
Gyrosigma sp.	-	-	-
Hannaea arcus (Ehrenberg) Patrick	+	+	+
Haslea ostrearia (Gaillon) Simonsen	+	-	+
Halamphora coffeiformis (C.Agardh) Mereschowsky	-	+	+
Halamphora kolbei (Aleem) A.Blanco & S.Blanco	+	+	-
Halamphora pseudohyalina (Simonsen) J.G.Stepanek & Kociolek	-	+	+
Karayevia amoena (Hustedt) Bukhtiyarova	-	-	-
Licmophora flabellata (Greville) Agardh	+	+	+
Licmophora sp.	-	+	+
Licmophora abbreviata C.Agardh	+	+	+
Lyrella abrupta (W. Gregory) D. G. Mann 19	+	-	+
Lyrella sp.1	+	+	+
Lyrella sp.2	-	+	+

EK 4 (Devam). PET polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Melosira moniliformis (O.F.Müller) C.Agardh	+	+	+
Meridion constrictum Ralfs	-	-	-
Navicula palpebralis Brébisson ex W.Smith	+	+	-
Navicula palpebralis var. angulosa (Gregory) Van Heurck	+	-	+
Navicula sp.	+	+	+
Navicula sp.1	+	+	+
Navicula sp.2	+	+	+
Neosynedra provincialis (Grunow) D.M.Williams & Round	+	+	+
Nitzschia dissipata (Kützing) Rabenhorst (sp.1)	+	-	+
Nitzschia granulata Grunow	-	-	-
Nitzschia longissima (Brébisson ex Kützing) Grunow	+	+	+
Nitzschia sp. (sp.2)	+	+	+
Nitzschia sp (sp 3)	+	+	+
Nitzschia sp. (sp4)	-	-	-
Nitzschia reversa W.Smith	+	+	+
Nitzschia sigma (Kützing) Smith	+	+	+
Nitzschia scalpelliformis Grunow	+	+	+
Odontidium hyemale (Roth) Kützing	-	-	-
Odontella aurita (Lyngbye) C.Agardh	+	+	+
Pleurosigma rigidum Smith	-	-	-
Plagiotropis lepidoptera (Gregory) Kuntze	-	+	+
Parlibellus berkeleyi (Kützing) E.J.Cox.	+	+	+
Parlibellus hamulifer (Grunow) E.J.Cox 1	+	+	+
Petrodictyon gemma (Ehrenberg) Mann	+	+	+
Petroneis besarensis (Giffin) Witkowski, Lange-Bertalot & Witkowski (=Navicula besarensis Giffen)	+	+	+
Petroneis humerosa (Brébisson ex W.Smith) Stickle & D.G.Mann	-	-	-
Petroneis sp.	-	-	-
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	+	-	-
Podosira stelligera (Bailey) A.Mann (=Hyalodiscus stelliger Bailey)	+	+	+
Rhabdonema adriaticum Kützing"	+	+	+
Rhabdonema arcuatum (Lyngbye) Kützing	-	+	+
Rhopalodia musculus (Kützing) Otto Müller	+	+	+
Rhopalodia sp.	+	+	+
Rhoicosphenia abbreviata. (C.Agardh) Lange-Bert.	+	+	+
Rhoicosphenia marina (Kützing) M. Schmidt	+	+	+
Seminavis basilica Dainelidis	+	+	+
Stauroneis constricta Ehrenberg	-	+	+
Stauroneis smithii Grunow	-	-	-
Striatella unipunctata (Lyngbye) C.Agardh	+	+	+
Staurosirella sp.	-	-	-
Tabularia fasciculata(C.A. Agardh) D. M. Williams et Round	+	+	+
Tabularia parva (Kützing) D.M.Williams & Round	+	+	+
Tabularia tabulata (C.Agardh) Snoeijs	+	+	+
Tetramphora decussata (Grunow, 1877) Stepanek & Kociolek	+	+	+
Tetramphora intermedia (Cleve) Stepanek & Kociolek	+	+	+
Thalassiosphaera hyalina (Greville) Paddock et P.A. Sims	-	+	+
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve	-	-	-
Thalassiosira parva Proschkina-Lavrenko	-	-	-
Toxarium undulatum Bailey	+	+	+
Trachyneis aspera (Ehrenberg) Cleve	+	+	+
Tryblionella acuminata Smith	+	-	+
Tryblionella apiculata Gregory	+	+	+
Tryblionella coarctata (Grunow) D.G.Mann	+	+	+
Octactis octonaria (Ehrenberg) Hovasse	+	+	+
Octactis speculum (Ehrenberg) F.H.Chang,	+	-	+

EK 5. PP, PP+PE, PP+PA VE PAN polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Türler	PP	PP+PE	PP+PA	PAN
Achnanthes armillaris (O.F.Müller) Guiry	+	+	+	+
Achnanthes brevipes Kützing	+	+	-	+
Achnanthes brockmannii Simonsen	+	-	-	-
Achnanthes sp.	+	+	+	+
Achnanthidium minutissimum (Kütz.) Czarn.	-	-	-	+
Actinocyclus octonarius Ehrenberg	-	+	-	-
Actinocyclus octonarius var. ralfsii (W.Smith) Hendey	+	+	+	+
Actinocyclus sp.	+	+	+	+
Amphora sp.1	+	-	+	+
Amphora sp.2	+	+	+	-
Amphora bigibba var. interrupta (Grunow) Cleve	+	+	+	+
Amphora proteus Gregory	+	+	+	+
Ardissonea crystallina (C.Agardh) Grunow	+	+	+	+
Bacillaria paxillifera (O.F.Müller) T.Marsson	+	+	+	+
Berkeleya rutilans (Trentepohl ex Roth) Grunow	+	+	+	+
Berkeleya scopulorum (Brébisson ex Kützing) E.J.Cox	+	-	+	+
Biremis sp. (we need sem foto from esra)	+	-	-	-
Caloneis linearis (Grunow) Boyer	+	+	+	+
Caloneis liber (W.Smith) Cleve	+	+	+	+
Campylodiscus bicostatus W. Smith	+	+	+	+
Campylodiscus thuretii Brébisson	+	+	+	+
Campylodiscus impressus Grunow	+	+	-	-
Campylodiscus neofastuosus Ruck & Nakov (=Surirella fastuosa (Ehrenberg)	+	+	+	+
Campylodiscus sp.	+	-	-	-
Cocconeis dirupta W.Gregory,	+	+	-	+
Cocconeis distans W.Gregory	-	+	-	+
Cocconeis euglypta Ehrenberg	+	+	+	+
Cocconeis scutellum Ehrenberg	+	+	+	+
Cymbella sp.	+	-	+	-
Diatoma vulgaris Bory	-	-	-	+
Didymosphenia geminata (Lyngbye) Mart.Schmidt	-	+	+	-
Diploneis bombus (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	+	+
Diploneis sp.	-	-	+	+
Diploneis sp.1	+	+	-	-
Diploneis sp.2	+	-	-	-
Diploneis smithii (Brébisson) Cleve	+	+	-	-
Donkinia carinata Ralfs	+	+	+	+
Encyonema silesiacum (Bleisch) D.G.Mann	-	-	-	+
Entomoneis paludosa (W. Smith) Reimer	+	+	+	+
Gomphonema sp.	-	-	-	-
Grammatophora marina (Lyngbye) Kützing	+	+	+	+
Grammatophora oceanica Ehrenberg	+	+	+	+
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst	+	+	+	+
Gyrosigma balticum (Ehrenberg) Rabenhorst	-	-	+	+
Gyrosigma sp. (broken cell)	+	+	+	+
Gyrosigma tenuissimum (W.Smith) Griffith & Henfrey	+	+	+	+
Gyrosigma sp.	-	-	-	-
Hannaea arcus (Ehrenberg) Patrick	+	+	-	+
Haslea ostrearia (Gaillon) Simonsen	+	+	+	+
Halamphora coffeiformis (C.Agardh) Mereschkowsky	-	+	+	+
Halamphora kolbei (Aleem) A.Blanco & S.Blanco	+	+	+	+
Halamphora pseudohyalina (Simonsen) J.G.Stepanek & Kociolek	+	+	+	+
Karayevia amoena (Hustedt) Bukhtiyarova	-	+	-	-
Licmophora flabellata (Greville) Agardh	+	+	+	+
Licmophora sp.	+	-	-	+
Licmophora abbreviata C.Agardh	+	+	+	+
Lyrella abrupta (W. Gregory) D. G. Mann 19	+	+	+	+
Lyrella sp.1	-	+	+	+
Lyrella sp.2	-	+	-	-

EK 5 (Devam). PP, PP+PE, PP+PA VE PAN polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Melosira moniliformis (O.F.Müller) C.Agardh	+	+	+	+
Meridion constrictum Ralfs	-	-	-	-
Navicula palpebralis Brébisson ex W.Smith	+	+	-	-
Navicula palpebralis var. angulosa (Gregory) Van Heurck	+	+	-	-
Navicula sp.	+	+	+	+
Navicula sp.1	+	+	+	+
Navicula sp.2	-	+	+	+
Neosynedra provincialis (Grunow) D.M.Williams & Round	+	+	+	+
Nitzschia dissipata (Kützing) Rabenhorst (sp.1)	-	+	+	+
Nitzschia granulata Grunow	+	-	-	+
Nitzschia longissima (Brébisson ex Kützing) Grunow	+	+	+	+
Nitzschia sp. (sp.2)	+	+	-	+
Nitzschia sp (sp 3)	+	+	+	+
Nitzschia sp. (sp4)	-	-	+	+
Nitzschia reversa W.Smith	+	-	+	-
Nitzschia sigma (Kützing) Smith	+	+	+	+
Nitzschia scalpelliformis Grunow	+	+	+	+
Odontidium hyemale (Roth) Kützing	-	-	-	-
Odontella aurita (Lyngbye) C.Agardh	+	+	-	+
Pleurosigma rigidum Smith	+	+	+	-
Plagiotropis lepidoptera (Gregory) Kuntze	+	+	+	+
Parlibellus berkeleyi (Kützing) E.J.Cox.	+	+	+	+
Parlibellus hamulifer (Grunow) E.J.Cox 1	+	+	+	+
Petrodictyon gemma (Ehrenberg) Mann	+	-	+	+
Petroneis besarensis (Giffin) Witkowski, Lange-Bertalot & Witkowski (=Navicula besarensis Giffen)	+	+	-	-
Petroneis humerosa (Brébisson ex W.Smith) Stickle & D.G.Mann	-	+	-	-
Petroneis sp.	-	-	+	-
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	-	-	+	-
Podosira stelligera (Bailey) A.Mann (=Hyalodiscus stelliger Bailey)	+	+	+	+
Rhabdonema adriaticum Kützing"	+	+	+	+
Rhabdonema arcuatum (Lyngbye) Kützing	-	-	+	+
Rhopalodia musculus (Kützing) Otto Müller	+	+	+	+
Rhopalodia sp.	-	-	-	-
Rhoicosphenia abbreviata. (C.Agardh) Lange-Bert.	+	+	+	-
Rhoicosphenia marina (Kützing) M. Schmidt	-	+	-	+
Seminavis basilica Dainelidis	+	+	+	+
Stauroneis constricta Ehrenberg	+	+	-	+
Stauroneis smithii Grunow	-	-	-	-
Striatella unipunctata (Lyngbye) C.Agardh	+	+	+	+
Staurosirella sp.	-	-	-	-
Tabularia fasciculata(C.A. Agardh) D. M. Williams et Round	+	+	+	+
Tabularia parva (Kützing) D.M.Williams & Round	+	+	+	+
Tabularia tabulata (C.Agardh) Snoeijjs	+	+	+	+
Tetramphora decussata (Grunow, 1877) Stepanek & Kociolek	+	+	+	+
Tetramphora intermedia (Cleve) Stepanek & Kociolek	+	+	+	+
Thalassiophysa hyalina (Greville) Paddock et P.A. Sims	-	+	+	-
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve	-	-	+	+
Thalassiosira parva Proschkina-Lavrenko	+	-	-	-
Toxarium undulatum Bailey	+	+	+	+
Trachyneis aspera (Ehrenberg) Cleve	+	+	+	+
Tryblionella acuminata Smith	+	+	+	+
Tryblionella apiculata Gregory	-	-	-	+
Tryblionella coarctata (Grunow) D.G.Mann	+	+	+	+

EK 5 (Devam). PP, PP+PE, PP+PA VE PAN polimerine sahip objelerde tespit edilen türler

Octactis octonaria (Ehrenberg) Hovasse	+	+	+	+
Octactis speculum (Ehrenberg) F.H.Chang,	-	-	-	+

