



T.C.
NECMETTİN ERBAKAN
ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



**KONYA KAPALI HAVZASI YERÜSTÜ SU VE
SEDİMENTİNDE MİKROPLASTİKLER,
İLİNTİLİ POLİSİKLIK AROMATİK
HİDROKARBONLAR VE RİSK
DEĞERLENDİRMESİ**

Muhammed ULVİ

DOKTORA TEZİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

**Kasım-2023
KONYA
Her Hakkı Saklıdır**

TEZ KABUL VE ONAYI

Muhammed Ulvi tarafından hazırlanan “Konya Kapalı Havzası Yerüstü Su ve Sedimentinde Mikroplastikler, İlintili Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar ve Risk Değerlendirmesi” adlı tez çalışması 10/11/2023 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda DOKTORA TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

İmza

Başkan

Prof. Dr. Mete TAYANÇ

.....

Danışman

Prof. Dr. Senar AYDIN

.....

Üye

Prof. Dr. Eyüp DEBİK

.....

Üye

Prof. Dr. Ali TOR

.....

Üye

Prof. Dr. Fatma BEDÜK

.....

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu’nun .../.../2023 gün ve sayılı kararıyla onaylanmıştır.

Prof. Dr. Şerife Yurdagül KUMCU
FBE Müdürü

Bu tez çalışması Necmettin Erbakan Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü tarafından 191419005 nolu proje ile desteklenmiştir.

TEZ BİLDİRİMİ

Bu tezdeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edildiğini ve tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

DECLARATION PAGE

I hereby declare that all information in this document has been obtained and presented in accordance with academic rules and ethical conduct. I also declare that, as required by these rules and conduct, I have fully cited and referenced all material and results that are not original to this work.

İmza

Muhammed ULVİ

Tarih:

ÖZET**DOKTORA TEZİ****KONYA KAPALI HAVZASI YERÜSTÜ SU VE SEDİMENTİNDE
MİKROPLASTİKLER, İLİNTİLİ POLİSİKLIK AROMATİK
HİDROKARBONLAR VE RİSK DEĞERLENDİRMESİ****Muhammed ULVİ****Necmettin Erbakan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı****Danışman: Prof. Dr. Senar AYDIN****2023, 184 Sayfa****Jüri****Prof. Dr. Mete TAYANÇ****Prof. Dr. Eyüp DEBİK****Prof. Dr. Senar AYDIN****Prof. Dr. Ali TOR****Prof. Dr. Fatma BEDÜK**

Tez çalışmasında Konya Kapalı Havzasında yüzeysel suların kalitesini izlemek amacıyla Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü tarafından belirlenen su kaynaklarından alınan su ve sediment numunelerinde mikroplastiklerin sayısı, morfolojik karakteristiği, rengi ve polimer türü belirlenmiştir. Su ve sediment örneklerinde tespit edilen mikroplastiklere ilintili (üzerine tutunmuş) 16 polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) bileşiğinin konsantrasyonları tespit edilmiştir. Su kaynaklarındaki PAH kirliliğinin kaynakları belirlenmiştir. Numune alınan su kaynakları, su alınan bölgeler ve Konya Kapalı Havzası için mikroplastik risk değerlendirilmesi gerçekleştirilmiştir.

Yüzeysel su kaynakları fiziko-kimyasal parametreler açısından iyi (sınıf II) ve orta (sınıf III) kalite su sınıfındadır. Mikroplastik sayısı 37 yüzeysel su kaynağında 1138-23444 MP/m³, 24 sediment örneğinde ise 150-3510 MP/kg aralığında tespit edilmiştir. Havzadaki su kaynaklarında fiber (%51) ve fragment (%29) mikroplastik morfolojisinin baskın olduğu ve bunu sırasıyla film (%15), pellet (%12) ve foam (%4) şekilli mikroplastiklerin izlediği görülmüştür. Tespit edilen mikroplastiklerde şeffaf rengin baskın olduğu (%69) sonrasında ise beyaz, gri, mavi, siyah ve diğer renkli mikroplastiklerin bulunduğu gözlenmiştir. Tespit edilen mikroplastiklerin %34 oranında polietilen (PE), %25 oranında polipropilen (PP), %24 oranında cellophane (CP), %12 oranında polidien (PD), %5 oranında polikarbonat (PC) polimeri içerdiği tespit edilmiştir. Sedimentte tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakterizasyonu, renk ve polimer türleri sulara tespit edilenlerle benzerlik göstermektedir. Numune alırken tarımsal alanlarda kullanılan plastik malzemelerin, yerleşim bölgelerinden kaynaklanan günlük hayatta kullanılan plastik atıkların uygunsuz şekilde su kaynakları etrafına atıldığı gözlenmiştir. Mikroplastik morfolojisinde baskın olarak tespit edilen fiber ve fragment mikroplastiklerin kentsel atık deşarjlarında ve evsel atıksulardan kaynaklı tekstil atıklarından, trafikten kaynaklı araç lastiklerinden, çevrede uygunsuz şekilde bırakılan plastik atıklardan kaynaklandığı düşünülmektedir. Yüzeysel sulara baskın olarak tespit edilen şeffaf ve beyaz renklerin ise Konya Kapalı Havzasında tarım faaliyetlerinin yoğun olarak gerçekleştirilmesi sebebiyle sera ve malçlama uygulamalarından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Yüzeysel sulara ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastik miktarları ve polimer türleri için risk değerlendirilmesi sonucunda; kirlenme faktörü (CF) değerlerine göre Konya Kapalı Havzasından alınan yüzeysel suların %35'i orta, %27'si önemli derecede ve %38'i ise çok yüksek, sedimentlerin %25'i orta, %21'i önemli derecede ve %54'ü ise çok yüksek mikroplastik kirlenmesine maruz kalmaktadır. Kirlilik Yük Endeksi (PLI) açısından hem yüzeysel sular için hemde sedimentler için bütün numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının mikroplastikler ile kirlenmiş (PLI > 1) olduğu tespit edilmiştir. Konya Kapalı

Havzası yüzeysel su ve sedimentleri için polimerik risk değerlendirmesinde orta riskli ($10 < H < 100$) olarak değerlendirilmiştir. Konya Kapalı Havzası kirlilik risk endeksi değerlendirilmesinde yüzeysel sular açısından düşük riskli ($PRI < 150$), sedimentler açısından önemli derecede riskli ($300 < PRI < 600$) tespit edilmiştir. Yüzeysel sularda özellikle Niğde ve Ereğli bölgesinde kirlilik yük endeksi diğer bölgelere göre daha yüksek tespit edilmiştir. Sedimentlerde ise Hadim-Taşkent bölgesinin kirlilik yük endeksi diğer bölgelere göre daha yüksek tespit edilmiştir. Mikroplastik kirliliğinin önlenmesi için alınması gereken önlemler öncelikle bu bölgelere uygulanmalıdır.

Mikroplastiklere ilintili toplam 16-PAH konsantrasyonu yüzeysel sularda 393-24755 ng/g aralığında, sedimentlerde 37.3-18323 ng/g aralığında tespit edilmiştir. Yüzeysel sularda phenanthrene, sedimentlerde ise phenanthrene, anthracene ve fluorene bileşikleri baskın olarak tespit edilmiştir. Konya Kapalı Havzasında yüzeysel sularda mikroplastiklere ilintili tespit edilen PAH bileşiklerin kaynakları evsel yakıt kullanımı, trafik kaynaklı dizel motorlar, petrol kirliliği ve fabrika emisyonları olarak tespit edilmiştir. Konya Kapalı Havzasındaki kirliliğin petrojenik kaynaklı olduğu belirlenmiştir.

Günümüzde her alanda kullanılan plastikler artan kullanım miktarları ile önemli bir çevresel kirleticisi haline gelmiştir. Özellikle mikroplastik kirliliği ile ilgili mevcut durum değerlendirildiğinde Konya Kapalı Havzası su kaynaklarında acil önlemlerin alınması gerekmektedir. Öncelikle tek kullanımlık plastik ürünlerin kullanımının kısıtlanması ve plastik atıkların etkili bir atık yönetimi sistemi ile geri dönüşüm ve bertarafının sağlanması gerekmektedir. Mikroplastiklerin önemli bir kaynağı olan atıksular içinde yönetmeliklerde mikroplastikler ile ilgili deşarj sınır değerleri belirlenmelidir. Plastik kirliliğinin boyutları ve olası etkileri konusunda kamuoyu bilgilendirilmelidir. Ayrıca su kaynaklarındaki mikroplastikler ve mikroplastikler ile taşınan mikrokirleticilerin akıbeti, insan ve çevre sağlığı üzerine riskleri hakkında çalışmaların yapılması gereklidir.

Anahtar Kelimeler: Mikroplastik, yüzeysel su, sediment, Konya Kapalı Havzası, polisiklik aromatik hidrokarbon, PAH, risk değerlendirmesi.

ABSTRACT**Ph.D THESIS****MICROPLASTICS AND ASSOCIATED POLYCYCLIC AROMATIC
HYDROCARBONS AND RISK ASSESSMENT FOR SURFACE WATER AND
SEDIMENT IN KONYA CLOSED BASIN****Muhammed ULVİ****THE GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCE OF
NECMETTİN ERBAKAN UNIVERSITY
DOCTOR OF PHILOSOPHY IN ENVIRONMENTAL ENGINEERING****Advisor: Prof. Dr. Senar AYDIN****2023, 184 Pages****Jury****Prof. Dr. Mete TAYANÇ****Prof. Dr. Eyüp DEBİK****Prof. Dr. Senar AYDIN****Prof. Dr. Ali TOR****Prof. Dr. Fatma BEDÜK**

In the thesis study, the number, morphological characteristics, color and polymer type of microplastics were determined in water and sediment samples taken from surface waters that the General Directorate of State Hydraulic Works monitor the quality of surface waters in the Konya Closed Basin. The concentrations of 16 polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) compounds associated to microplastics in water and sediment samples were determined. Sources of PAH pollution in water sources have been identified. A microplastic risk assessment was carried out for the sampled water sources, water collection areas and Konya Closed Basin.

Surface water resources are of good (class II) and medium (class III) quality water in terms of physico-chemical parameters. The number of microplastics was detected in the range of 1138-23444 MP/m³ in 37 surface water and 150-3510 MP/kg in 24 sediment. It was observed that fiber (51%) and fragment (29%) microplastic morphology were dominant in the water resources in the basin, followed by film (15%), pellet (12%) and foam (4%) shaped microplastics, respectively. It was observed that the transparent color (69%) was dominant in the detected microplastics, followed by white, grey, blue, black and other colored microplastics. It was determined that the detected microplastics contained 34% polyethylene (PE), 25% polypropylene (PP), 24% cellophane (CP), 12% polydiene (PD), and 5% polycarbonate (PC) polymer. The morphological characterization, color and polymer types of microplastics in sediment are similar to those detected in water. While taking samples, it was observed that plastic materials used in agricultural areas and plastic waste used in daily life originating from residential areas were inappropriately disposed of around water resources. Fiber and fragment microplastics, which are predominantly detected in microplastic morphology, are thought to originate from urban waste discharges and textile wastes from domestic wastewater, vehicle tires from traffic, and plastic wastes left inappropriately in the environment. It is thought that the predominantly transparent and white colors detected in surface waters may be due to greenhouse and mulching practices due to intensive agricultural activities in the Konya Closed Basin.

As a result of the risk assessment for the microplastic amounts and polymer types detected in surface waters and sediments; According to the Contamination Factor (CF) values, 35% of the surface waters are moderate, 27% are significant and 38% are very high, 25% of the sediments are moderate, 21% are significant and 54% are very high exposed to microplastic pollution. In terms of Pollution Load Index (PLI), it was determined that all sample areas and the Konya Closed Basin were contaminated with microplastics (PLI > 1) for both surface waters and sediments. It was evaluated as medium risk (10 < H < 100) in the Polymeric Risk Assessment for Konya Closed Basin surface water and sediments. In the

evaluation of the Konya Closed Basin Pollution Risk Index, it was determined that it was low risk for surface waters ($PRI < 150$) and significantly risk for sediments ($300 < PRI < 600$). The Pollution Load Index in surface waters, especially in Niğde and Ereğli regions, was determined to be higher than other regions. In sediments, the pollution load index of the Hadim-Taşkent region was determined to be higher than other regions. Measures to prevent microplastic pollution should be applied to these regions first.

The total 16-PAH concentration associated with microplastics was detected in the range of 393-24755 ng/g in surface waters and in the range of 37.3-18323 ng/g in sediments. Phenanthrene was dominantly detected in surface waters, and phenanthrene, anthracene and fluorene compounds were dominantly detected in sediments. The sources of PAH compounds associated with microplastics in surface waters in the Konya Closed Basin were determined as domestic fuel use, traffic-related diesel engines, oil pollution and factory emissions. It has been determined that the pollution in the Konya Closed Basin is of petrogenic origin.

Today, plastics used in every field have become an important environmental pollutant with increasing usage amounts. Especially when the current situation regarding microplastic pollution is evaluated, urgent measures need to be taken in the Konya Closed Basin water resources. First of all, the use of single-use plastic products should be restricted and plastic waste should be recycled and disposed of with an effective waste management system. Discharge limit values for microplastics should be determined in regulations for wastewater, which is an important source of microplastics. The public should be informed about the extent and possible effects of plastic pollution. In addition, it is necessary to conduct studies on the fate of microplastics in water resources and micropollutants carried by microplastics, and their risks to human and environmental health.

Keywords: Microplastic, surface water, sediment, Konya Closed Basin, polycyclic aromatic hydrocarbon, PAH, risk assessment.

ÖNSÖZ

Bu çalışma, Necmettin Erbakan Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Prof. Dr. Senar AYDIN yönetiminde hazırlanarak, Necmettin Erbakan Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü'ne Doktora Tezi olarak sunulmuştur.

Tez çalışmamın her aşamasında bilgi, tecrübe, öneri ve desteğini esirgemeyen değerli hocam danışmanım Prof. Dr. Senar AYDIN'a sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Bilgi ve tecrübelerini esirgemeyen değerli hocalarım Prof. Dr. Mehmet Emin AYDIN ve Prof. Dr. Fatma BEDÜK'e sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Her zaman destekleriyle yanımda olan aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Muhammed ULVİ
KONYA-2023

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT.....	iii
ÖNSÖZ	v
İÇİNDEKİLER	vi
ÇİZELGE LİSTESİ.....	viii
ŞEKİL LİSTESİ.....	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR	xiii
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	4
2.1. Plastikler	4
2.2. Mikroplastiklerin Tanımı, Sınıflandırılması ve Kaynakları	7
2.2.1. Mikroplastiklerin kaynaklarına göre sınıflandırılması	7
2.2.2. Mikroplastiklerin şekillerine göre sınıflandırılması	8
2.3. Mikroplastiklerin Çevresel Ortamlardaki Akıbetleri	9
2.3.1. Sularda mikroplastiklerin varlığı	12
2.3.2. Sedimentte mikroplastiklerin varlığı	15
2.3.3. Suda yaşayan canlılarda mikroplastiklerin varlığı	16
2.4. Mikroplastiklerin Canlılara Etkisi	17
2.5. Mikroplastiklerle İlgili Yasal Düzenlemeler	20
2.6. Mikroplastikler ve PAH bileşikleri	26
2.7. Ülkemizde Mikroplastiklerle İlgili Yapılan Çalışmalar	32
2.8. Su ve Sediment Numunelerinde Mikroplastiklerin Analiz Yöntemleri.....	37
2.8.1. Su ve sediment numunelerinin alınması	37
2.8.2. Organik kalıntıların temizlenmesi	39
2.8.3. Yoğunluk ayırma	41
2.8.4. Görsel ayırım, sayım ve polimer türünün belirlenmesi	43
3. MATERYAL VE METOD	46
3.1. Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar	46
3.2. Çalışma Alanı: Konya Kapalı Havzası	46
3.3. Kalite Kontrol ve Kalite Güvencesi	52
3.4. Su ve Sediment Numunelerinin Alınması	53
3.5. Mikroplastik Analizi Geri Kazanım Çalışmaları	54
3.6. Su Numunelerinde Mikroplastiklerin Analizi.....	58
3.7. Sediment Numunelerinde Mikroplastiklerin Analizi.....	59
3.8. Mikroplastiklerin Sayımı	62
3.9. Mikroplastiklerin Polimer Türünün Belirlenmesi.....	68
3.10. Risk Değerlendirmesi	69

3.11. Su ve Sediment Numunelerinde Mikroplastiklere İlintili PAH'ların Analizi ...	71
3.11.1. Çalışmada incelenen PAH Bileşikleri.....	71
3.11.2. Tespit edilen optimum kromatografi şartları	71
3.11.3. PAH bileşikleri için GC-MS sistemine ait analitik parametreler	73
3.11.4. Mikroplastiklere ilintili PAH'ların analizi.....	74
3.12. PAH Kirlilik Kaynağının Belirlenmesi.....	77
4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA.....	79
4.1. Yüzeysel Suların Fizikokimyasal Özellikleri	79
4.2. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastik Sayıları.....	84
4.3. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastiklerin Morfolojik Karakteristiği	87
4.4. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastik Renkleri	92
4.5. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastiklerin Polimer Türü	97
4.6. Konya Kapalı Havzası Yüzeysel Sularında Mikroplastiklerin Morfolojik Karakterizasyonu, Renk Dağılımları ve Polimer Türleri.....	99
4.7. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastik Sayıları.....	102
4.8. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastiklerin Morfolojik Karakteristiği	104
4.9. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastik Renkleri	109
4.10. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastiklerin Polimer Türü	113
4.11. Konya Kapalı Havzası Yüzeysel Sularından Alınan Sedimentlerde Mikroplastiklerin Morfolojik Karakterizasyonu, Renk Dağılımları ve Polimer Türleri	115
4.12. Yüzeysel Sularda ve Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastik Miktarlarının Değerlendirilmesi.....	117
4.13. Mikroplastiklerin Risk Değerlendirmesi	122
4.14. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastiklere İlintili PAH Konsantrasyonları	129
4.15. Sediment Numunelerinde Tespit Edilen Mikroplastiklere İlintili PAH Konsantrasyonları	133
4.16. Yüzeysel Su ve Sedimentlerde Mikroplastiklere İlintili PAH Konsantrasyonları	139
4.17. PAH Bileşiklerinin Kaynağının Belirlenmesi.....	143
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	147
5.1. Sonuçlar	147
5.2. Öneriler	150
6. KAYNAKLAR	152
ÖZGEÇMİŞ	Hata! Yer işareti tanımlanmamış.

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1. Plastiklerin boyutlarına göre sınıflandırılması.....	5
Çizelge 2.2. Yaygın kullanılan plastik polimerleri, uygulama alanları ve fizikokimyasal özellikleri.....	6
Çizelge 2.3. Birincil ve ikincil mikroplastiklerin kaynakları.....	8
Çizelge 2.4. Mikroplastiklerin morfolojik kategorileri ve tanımları.....	9
Çizelge 2.5. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik sayıları.....	14
Çizelge 2.6. Sedimentte tespit edilen mikroplastik sayıları.....	15
Çizelge 2.7. Suda yaşayan canlılarda tespit edilen mikroplastik sayıları.....	17
Çizelge 2.8. Bazı ülkelerde mikroplastiklerin kısıtlanmasına ilişkin yapılan çalışmalar.....	23
Çizelge 2.9. Literatür çalışmalarında tespit edilen mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları.....	27
Çizelge 2.10. Marmara Denizi, Akdeniz, Ege Denizi ve Karadenizde tespit edilen mikroplastik sayıları.....	33
Çizelge 2.11. Ülkemizde yüzeysel sularda mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar.....	35
Çizelge 2.12. Ülkemizde sedimentlerde mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar.....	36
Çizelge 2.13. Ülkemizde sahil kumlarında mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar.....	36
Çizelge 2.14. Ülkemizde gıdalarda mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar....	37
Çizelge 2.15. Çalışmalarda yüzeysel sulardan numune alma yöntemleri.....	38
Çizelge 2.16. Çalışmalarda sedimentlerden numune alma yöntemleri.....	39
Çizelge 2.17. Organik madde giderim yöntemleri ve dezavantajları.....	40
Çizelge 2.18. Doygun tuz çözeltileri ve plastik türlerinin yoğunluklarının karşılaştırılması.....	41
Çizelge 2.19. Mikroplastikleri ayırmak için kullanılan tuz çözeltilerinin karşılaştırılması.....	42
Çizelge 3.1. Konya Kapalı Havzasının alt havzaları.....	47
Çizelge 3.2. Yüzeysel su kütlelerine yapılan önemli noktasal kaynaklı baskılar.....	48
Çizelge 3.3. Yüzeysel su kütlelerine yapılan önemli yayılı kaynaklı baskılar.....	49
Çizelge 3.4. Yüzeysel su ve sediment numune noktaları ve özellikleri.....	50
Çizelge 3.5. Sentetik numune hazırlamak için kullanılan plastik materyaller.....	55
Çizelge 3.6. Mikroplastikler için risk değerlendirme kriterleri.....	70
Çizelge 3.7. Çalışmada incelenen PAH bileşiklerine ait bazı fizikokimyasal özellikler.....	71
Çizelge 3.8. PAH bileşikleri için tespit edilen optimum GC-MS şartları.....	72
Çizelge 3.9. PAH bileşikleri için optimum GC-MS şartlarında HP-5ms kolonundan çıkış süreleri.....	73
Çizelge 3.10. PAH bileşikleri için GC-MS sistemine ait analitik parametreler.....	74
Çizelge 3.11. PAH bileşiklerinin oranlarına göre kirletici kaynaklar.....	78
Çizelge 4.1. Yüzeysel suların fiziko-kimyasal özellikleri.....	80
Çizelge 4.2. Kıtaiçi yerüstü su kaynaklarının genel kimyasal ve fizikokimyasal parametreler açısından sınıflarına göre kalite kriterleri.....	83
Çizelge 4.3. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik sayıları.....	86

Çizelge 4.4. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakteristiği.....	92
Çizelge 4.5. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik renkleri.....	97
Çizelge 4.6. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri.....	99
Çizelge 4.7. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastik sayıları.....	104
Çizelge 4.8. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakteristiği.....	108
Çizelge 4.9. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastik renkleri.....	112
Çizelge 4.10. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri.....	114
Çizelge 4.11. Çalışmalarda tespit edilen mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları (ng/g).....	137
Çizelge 4.12. Yüzeysel sular için PAH kirletici kaynağı tahmininde hesaplanan oranlar.....	145
Çizelge 4.13. Sedimentler için PAH kirletici kaynağı tahmininde hesaplanan oranlar.....	147

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1. Plastiklerin sınıflandırılması.....	4
Şekil 2.2. Mikroplastiklerin taşınması için potansiyel yollar ve biyolojik etkileşimleri.....	11
Şekil 2.3. Mikroplastiklerin ve nanoplastiklerin boyutlarına göre canlılardaki etkileri.....	18
Şekil 2.4. Mikroplastiklerin deniz biyotasına toksik etkileri.....	19
Şekil 2.5. Küresel ölçekte yıllık plastik üretimi.....	21
Şekil 2.6. Mikroplastiklerin organik kirleticiler ile etkileşim yolları.....	29
Şekil 2.7. Mikroplastiklerin (a) tanımlanması ve (b) polimer tipinin belirlenmesi için uygulanan yöntemler.....	45
Şekil 3.1. Konya Kapalı Havzasında bulunan akarsu ve göller.....	47
Şekil 3.2. Yüzeysel su ve sediment numune noktalarının harita üzerinde gösterimi.....	51
Şekil 3.3. Numune alma noktalarından görüntüler.....	52
Şekil 3.4 (a) Su numunelerinin alınması, (b) su numunelerinin elekten geçirilmesi, (c) elek üstünde kalan kalıntılar, (d) sediment numunelerinin alınması.....	53
Şekil 3.5. Geri kazanım çalışması için hazırlanan mikroplastik numuneleri.....	56
Şekil 3.6. Mikroplastikler için (a) ağırlık ve (b) tanecik sayısı açısından geri kazanım değerleri.....	57
Şekil 3.7. Mikroplastiklerin (a) NaCl ve (b) ZnCl ₂ çözeltileri ile ayrılması.....	58
Şekil 3.8. (a) Numunelerin 20 µm elekten geçirilmesi (b) Numunede bulunan kalıntıların görüntüsü (c) Elek üstünde kalan kalıntıların behere aktarılması (d) Organik maddenin giderilmesi (e) Numunenin elekten geçirilmesi (f) Elek üstünde kalan kalıntıların behere aktarılması (g) Numunelere yoğunluk ayırma için ZnCl ₂ ilavesi (h) Yoğunluk ayırma ile faz ayırımının gerçekleşmesi (i) Numunelerin vakum altında filtrelenmesi (i) Filtrelenen numunelerin desikatörde kurutulması.....	60
Şekil 3.9. (a) Sediment numunelerinin kurutulması (b) Kuru sediment numunelerini 5 mm elekten geçirilmesi (c) 100 g kuru sediment alınması (d) Sediment numunesinin ZnCl ₂ ile faz ayırımı (e) Faz ayırımından sonra numunenin elekten geçirilmesi (f) Elek üstünde kalan katılardaki organik maddenin parçalanması (g) Filtrelenip kurutulmuş sediment numunesi.....	61
Şekil 3.10. Sayımların yapıldığı mikroskoplar.....	62
Şekil 3.11. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen fiber mikroplastikler.....	63
Şekil 3.12. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen fragment mikroplastikler.....	64
Şekil 3.13. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen film mikroplastikler.....	65
Şekil 3.14. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen foam mikroplastikler.....	66
Şekil 3.15. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen pellet mikroplastikler.....	67
Şekil 3.16. Fourier dönüşümlü kızılötesi (FTIR) spektroskopi cihazı.....	68
Şekil 3.17. Tespit edilen polimer türlerinin FTIR spektrumları.....	69

Şekil 3.18. Optimum GC/MS şartlarında PAH bileşikleri standart kromatogramı (1 ng/ μ L) (1: Nap, 2: Acy, 3: Ace, 4: Flu, 5: Phe, 6: Ant, 7: Fluor, 8: Pyr, 9: B[a]A, 10: Chr, 11: B[b]F, 12: B[k]F, 13: B[a]P, 14: In [cd]P, 15: D[ah]A, 16: B[ghi]P).....	74
Şekil 3.19. 10 g %5 deaktif silika jel kolonu için PAH bileşikleri geri kazanım değerleri (n=4).....	76
Şekil 3.20. PAH bileşikleri metot geri kazanım değerleri (n=4).....	77
Şekil 4.1. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik sayıları.....	85
Şekil 4.2. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik miktarları...	88
Şekil 4.3. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları.....	90
Şekil 4.4. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre miktarları.....	94
Şekil 4.5. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin renklerine yüzde dağılımları.....	96
Şekil 4.6. Yüzeysel sularda tespit edilen polimer türleri.....	98
Şekil 4.7. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları.....	100
Şekil 4.8. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımları.....	101
Şekil 4.9. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri.....	101
Şekil 4.10. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastik sayısı.....	103
Şekil 4.11. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik miktarları....	106
Şekil 4.12. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları...	107
Şekil 4.13. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre miktarları.....	110
Şekil 4.14. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre dağılımlar.....	111
Şekil 4.15. Sedimentlerde tespit edilen polimer türleri.....	114
Şekil 4.16. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları.....	115
Şekil 4.17. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sulardan alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımları.....	116
Şekil 4.18. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri.....	116
Şekil 4.19. Yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastik sayıları...	118
Şekil 4.20. Yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik miktarları.....	119
Şekil 4.21. Yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre miktarları.....	121
Şekil 4.22. Yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen polimer türleri.....	122
Şekil 4.23. Yüzeysel sular için tespit edilen Kirlenme Faktörü (CF).....	123
Şekil 4.24. Sedimentler için tespit edilen Kirlenme Faktörü (CF).....	123
Şekil 4.25. Numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının yüzeysel su Kirlilik Yük Endeksi (PLI).....	124
Şekil 4.26. Numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının sediment Kirlilik Yük Endeksi (PLI).....	125
Şekil 4.27. Yüzeysel suların ve Konya Kapalı Havzasının Polimerik Risk Değerlendirmesi (H).....	126
Şekil 4.28. Sedimentlerin ve Konya Kapalı Havzasının Polimerik Risk Değerlendirmesi (H).....	126

Şekil 4.29. Yüzeysel suların ve Konya Kapalı Havzasının Kirlilik Risk Endeksi (PRI).....	127
Şekil 4.30. Sedimentlerin ve Konya Kapalı Havzasının Kirlilik Risk Endeksi (PRI).....	128
Şekil 4.31. Yüzeysel sularda mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları.....	131
Şekil 4.32. Yüzeysel sularda mikroplastiklere ilintili PAH'ların dağılımları.....	132
Şekil 4.33. Sedimentlerde mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları.....	134
Şekil 4.34. Sedimentlerde mikroplastiklere ile ilintili PAH'ların dağılımları.....	135
Şekil 4.35. Yüzeysel su ve sedimentlerde mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları.....	141
Şekil 4.36. Yüzeysel su ve sedimentlerde mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları.....	142
Şekil 4.37. Konya Kapalı Havzası (a) yüzeysel su ve (b) sedimentte mikroplastiklere ilintili PAH dağılımı.....	144

SİMGELER VE KISALTMALAR

ABD	: Amerika Birleşik Devletleri
ABS	: Akrilonitril bütadien stiren
AKM	: Askıda katı madde
ASTM	: Amerikan Test ve Malzeme Kurumu
BOİ	: Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
Ca	: Kalsiyum
CF	: Kirlenme faktörü
Cl	: Klor
CP	: Cellophane
DDT	: Dikloro difenil trikloroetan
DMA	: Düşük molekül ağırlıklı
F ⁻	: Florür
Fe	: Demir
FeSO ₄ .7H ₂ O	: Demir (II) sülfat heptahidrat
FPA	: Odak düzlemi dizisi
FTIR	: Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi
GC-MS	: Gaz kromatografi-kütle spektroskopisi
H	: Polimerik risk değerlendirmesi
H ₂ O ₂	: Hidrojen peroksit
HCH	: Hekzaklorosikloheksan
HCl	: Hidroklorik asit
HCO ₃ ⁻	: Bikarbonat
HDPE	: Yüksek yoğunluklu polietilen
HNO ₃	: Nitrik asit
IEA	: Uluslararası Enerji Ajansı
K	: Potasyum
kg	: Kilogram
KOH	: Potasyum hidroksit
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
Kow	: Oktanol-su dağılım katsayısı
L	: Litre
LDPE	: Düşük yoğunluklu polietilen
Mg	: Magnezyum
N	: Azot
Na	: Sodyum
Na ₂ SO ₄	: Sodyum sülfat
NaCl	: Sodyum klorür
NaI	: Sodyum iyodür
NaOH	: Sodyum hidroksit
NH ₄ ⁺	: Amonyum
NO ₂	: Nitrit
NO ₃ ⁻	: Nitrat
O	: Oksijen
OCP	: Organaklorlu pestisit
P	: Fosfor
PA	: Polyamid
PAH	: Polisiklik aromatik hidrokarbonlar

PBDE	: Polibromlu difenil eter
PC	: Polikarbonat
PCB	: Poliklorlu bifenil
PD	: Polidien
PE	: Polietilen
PET	: Polietilen tereftalat
PLI	: Kirlilik yük endeksi
PP	: Polipropilen
PRI	: Kirlilik risk endeksi
PS	: Polistren
PVC	: Polivinil klorür
Pyr-GC/MS	: Piroliz gaz kromatografisi kütle spektrometrisi
S	: Kükürt
SO ₄ ⁻²	: Sülfat
TÇK	: Toplam çözünmüş katı
TOK	: Toplam organik karbon
UNEP	: Birleşmiş Milletler Çevre Programı
YMA	: Yüksek molekül ağırlıklı
ZnBr ₂	: Çinko bromür
ZnCl ₂	: Çinko klorür

1. GİRİŞ

Ucuz, hafif ve dayanıklı olmalarından dolayı plastik kullanımı son yıllarda artmıştır. Dünya çapında toplam plastik üretiminin 2016 yılında 335 milyon ton olduğu tahmin edilmektedir. Bu üretimin %25'i Çin, %21'i tüm Avrupa, %20'si NAFTA (Kuzey Amerika Serbest Ticaret Anlaşması) ülkeleri, %16'sı da Çin dışındaki Asya ülkeleri tarafından gerçekleştirilmiştir (Pagev, 2016). Plastikler kişisel bakım ürünleri, nakliye, su ürünleri, tarım, ambalaj, ulaşım, sıhhi tesisat, biyomedikal, balıkçılık, telekomünikasyon, mobilya, otomotiv, giyim, yapı ve inşaat, tekstil gibi pek çok alanda kullanılmalarından dolayı günümüzde vazgeçilmez bir ürün haline gelmiştir (Rose ve diğ., 2023). Artan plastik kullanımıyla birlikte plastik atıklarda son yıllarda önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir. Özellikle ambalaj atıkları düşük maliyetlerinden ve geri dönüşümlerinin zor olmasından dolayı tek kullanımdan sonra atık olarak doğaya karışabilmektedir. Plastik atıklar hem karasal hem de su ortamlarında birikebilirler. Plaj çöplerine plastiklerin katkısı %80'dir (Watson ve diğ., 2006). 2018 yılında üretilen 291 milyon ton plastiğin 78 milyonu yakılmış, 151 milyonu çöpe atılmıştır. 2019 yılında dünya genelinde endüstriyel üretim kaynaklı üretilen plastik miktarı 368 milyon ton olmuştur. Dünya genelinde 2026 yılına kadar yaklaşık 155-266 milyon ton plastik atığın doğaya bırakılacağı tahmin edilmektedir (Everaert ve diğ., 2018; Tiseo, 2021). Plastikler kolay bozulan maddeler olmadığından kullanımlarından sonra uygun bertaraf edilmemeleri sonucunda çöplüklerde ve farklı çevresel ortamlarda uzun süre kalırlar (Geyer ve diğ., 2017) ve biyoçeşitlilik başta olmak üzere insan sağlığı üzerinde önemli bir tehdit oluştururlar (Eerkes-Medrano ve diğ. 2015).

Plastikler üretimleri esnasında kendilerinin doğasını oluşturan fitalatlar, bisphenol A, alev geciktiriciler, dolgu maddeleri, dengeleyiciler ve renklendiriciler gibi çeşitli kimyasal katkı maddelerini içermektedir (Hahladakis ve diğ., 2018). Plastik katkı maddeleri genel olarak plastik ürünlerin dayanıklılık, gerilebilirlik, esneklik ve akışkanlığının az olması gibi kendisine fonksiyonellik kazandıran özelliklerin artırılması için kullanılırlar (Hermabessiere ve diğ., 2017, Eriksen ve diğ., 2014).

Yarı uçucu ve kalıcı özelliğe sahip polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar), doğal kaynaklar tarafından ve insan faaliyetleri sonucu ortaya çıkan organik kirleticilerdir. Başlangıçta gaz ve/veya parçacık halinde bulunan PAH'lar uzun mesafeler boyunca taşınabilir ve çökebilir (Dong ve diğ., 2016). PAH'lar biyotoksikite ve biyobirikim kapasiteleri nedeniyle ekosistem için önemli bir tehdittir (Yu ve diğ., 2019).

PAH'lar orman yangınları, volkanik patlamalar gibi doğal kaynaklı olabilecekleri gibi, petrol sızıntıları, fosil yakıt kullanımı gibi antropojenik faaliyetlere bağlı olarak çevre ortamlarında bulunurlar (Lin ve diğ., 2022). Mikroplastikler geniş spesifik yüzey alanları, hidrofobik olmaları gibi nedenlerden dolayı PAH gibi organik kirleticilerin uzun mesafelere taşınması konusunda önemli bir risk unsurudur (Rodrigues ve diğ., 2019; Waller ve diğ., 2017). Plaj ve sahil bölgesinden alınan pek çok numunede incelenen mikroplastiklerin yüzeylerinde PAH, poliklorlu bifenil (PCB), heksaklorosikloheksan (HCH) ve pestisit bileşikler tespit edilmiştir (Zhang ve diğ., 2015).

Mikroplastiklerin yavaş bozunması, suda yaşayan canlılar ve kuşlar tarafından besin sanılarak yutulması, kalıcı organik kirleticileri adsorblayarak konsantre etmeleri ve su ortamına taşınmaları yüzeysel sularda mikroplastikleri önemli bir çevresel sorun haline getirmektedir. Son yıllarda yapılan çalışmalar mikroplastiklerin deniz ve tatlı su sisteminde, karasal çevrelerde ve atmosferik çökeltiler dahil olmak üzere global çevresel ortamlarda yayıldığını, mikroplastiklerin çeşitli toksik kimyasalları da adsorplayarak taşıdığını göstermektedir. Mikroplastikler organizmalar tarafından alındığında toksik kimyasallar besin zincirine dahil olmaktadır. Mikroplastiklere bağlı olarak taşınan toksik kimyasallar su ortamı için potansiyel bir risk sergilemektedir. Bu nedenle, mikroplastikler biyolojik çeşitliliğin kaybına yol açan önemli bir faktör olarak kabul edilmekte ve 2014 UNEP (Birleşmiş Milletler Çevre Programı) Yıl Kitabı tarafından ortaya çıkmakta olan önemli on tehditte biri olarak gösterilmektedir.

Uluslararası literatür incelendiğinde denizlerde ağırlıklı olmak üzere farklı çevresel ortamlarda mikroplastiklerin varlığı ve dağılımları ile ilgili çalışmalar yapıldığı görülmektedir. Ancak su ortamında mikroplastiklere bağlı olarak taşınan kalıcı organik kirleticiler ile ilgili sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır. Özellikle sularda yaşayan canlılar için büyük risk oluşturan mikroplastikler su ve su ürünlerinin tüketimiyle besin zincirinde taşınmakta ve insanları da tehdit etmektedir.

Tez çalışmanın amacı;

- Tarım ve Orman Bakanlığı tarafından Konya Kapalı Havzası için tanımlanan izleme ağında 18 operasyonel saha, 21 gözetimsel saha ve 2 korunan sahadan alınan yüzeysel su ve sedimentlerinde mikroplastiklerin varlığını tespit etmek,
- Tespit edilen mikroplastikleri şekil ve renk açısından sınıflandırmak,
- Mikroplastiklerin polimer türünü belirlemek,

- Konya Kapalı Havzası ve havzadaki su kaynaklarında mikroplastik kaynaklı çevresel riski (kirlenme faktörü (CF), kirlilik yük endeksi (PLI), polimerik risk değerlendirme (H) ve kirlilik risk endeksi (PRI)) tespit etmek,
- Mikroplastikler üzerine adsorplanan 16 EPA PAH (acenaphthene, acenaphthylene, anthracene, fluoranthene, fluorene, naphthalene, phenanthrene, pyrene, benz[a]anthracene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[ghi]perylene, benzo[a]pyrene, chrysene, dibenz[a,h]anthracene ve indeno[1,2,3-cd]pyrene, benzo[j]fluoranthene) bileşiğinin miktarını ve kaynağını belirlemektir.

-

Bu çalışma kapsamında;

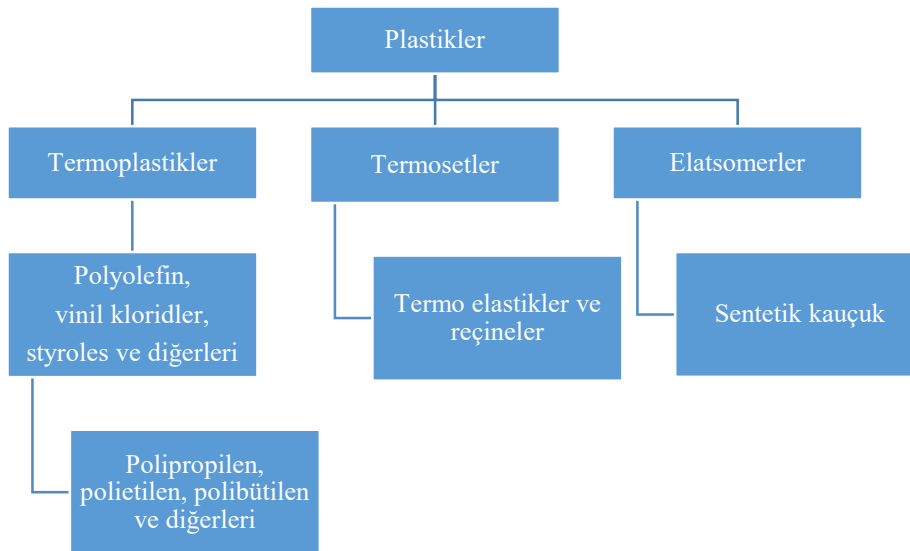
- Ülkemizde ve Konya Kapalı Havzasında ilk defa yüzeysel su kaynaklarında su ve sediment ortamlarında mikroplastiklerin varlığı, kompozisyonu ve morfolojik özellikleri tanımlanmıştır.
- Havzadaki ve yüzeysel su kaynaklarındaki su ve sediment ortamındaki mikroplastikler tarafından oluşan risk değerlendirilmiştir.
- Mikroplastikler ile taşınan PAH bileşiklerinin miktarları ve kaynakları ile ilgili sonuçlar elde edilmiştir.

Havzadaki kirlenme durumunu ve mikroplastikler üzerinde taşınan organik kirleticilerin kaynağını bilmek, mikroplastiklerin suda yaşayan organizmalar üzerindeki olası olumsuz etkilerini değerlendirmek ve su ortamlarının yönetimi ve korunmasına sağlayacak önlemlerin alınması açısından önemlidir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Plastikler

Plastikler monomer adı verilen küçük moleküllerin ısı ve basınç altında polimerlerinin oluşturmasıyla elde edilir. Makromoleküler yapı ve sıcaklığa bağlı fiziksel özelliklerine göre plastikler farklı sınıflara ayrılabilir. Şekil 2.1’de plastiklerin yapılarına göre sınıflandırılması verilmiştir (Oladele ve diğ., 2021). Termoplastikler sert veya sert elastiklik uygulama aralığındadır ve enerji girdisi (mekanik, termal veya radyasyon enerjisi) ile eritilebilir. Elastomerler yumuşak esnekliğe sahiptir ve genellikle eritilemez. Termosetler sert elastiklik uygulama aralığındadır ve ayrıca eritilemezler.



Şekil 2.1. Plastiklerin sınıflandırılması

Plastikler farklı şekillerde sınıflandırılabilirler. Plastiklerin boyutlarına göre sınıflandırılması Çizelge 2.1’de verilmiştir (Masura, 2017). Bu sınıflandırmaya göre 100 mm’den büyük plastikler megaplastik, 5-100 mm arası boyutlardaki plastikler makroplastik, 0.330-5 mm arasındaki boyutlardaki plastikler mikroplastik, 0.330 mm’den küçük plastikler nanoplastik olarak sınıflandırılmaktadır. Deniz Stratejisi Çerçeve Direktifi (2008/56/ EG), mikroplastikleri 5 mm ve daha küçük plastik parçacıkları olarak tanımlamaktadır.

Çizelge 2.1. Plastiklerin boyutlarına göre sınıflandırılması

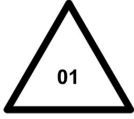



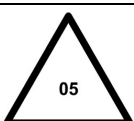
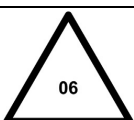
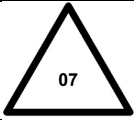
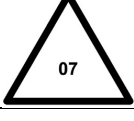
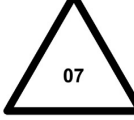
Plastik türü	Boyutu
Megaplastikler	> 100 mm
Makroplastikler	5 – 100 mm
Mikroplastikler	300 µm – 5 mm
Nanoplastikler	< 330 µm

Günümüzde yaygın kullanılan plastikler, küresel plastik üretiminin yaklaşık %90'ını temsil eden polietilen (PE), polipropilen (PP), polivinil klorür (PVC), polistiren (PS) ve polietilen tereftalat (PET)'dir (Venghaus, 2017). PE, düşük yoğunluklu polietilen (LDPE), yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) ve PP polimerleri suda batmaz ve kolayca taşınabilirler. Coriolis etkisi, rüzgâr, sıcaklık, tuzluluk farkları, ay'ın yerçekimi gibi suya etki eden kuvvetler suyun sürekli hareket halinde olmasını sağlarlar. Plastik çöpler bu hareketler nedeniyle farklı bölgelere kolayca taşınabilirler. PVC gibi yüzeysel sudan daha ağır parçacıklar ise alt akımlar ile taşınabilirler.

Plastik atıkların bir kısmı geri dönüştürülüyor olsa da çoğu atıldığı yerde kalmakta ve tamamen bozunmaları birkaç yüzyıl sürebilmektedir. Üretilen toplam plastiklerin %10'u su ortamlara girmekte ve önemli bir sorun haline gelmektedirler. Plastikler kolay üretilirler, düşük maliyetlidirler, suya, ısıya, kimyasallara ve sıcaklığa dayanıklıdır. Bu özellikleri birçok materyalin yerine kullanılmalarını sağlamıştır. Günümüzde plastikler kâğıttan uzay araçlarına kadar her ortamda bulunmaktadır (Costa ve diğ., 2016; Andrady ve Neal, 2009). Özellikle su ortamındaki plastik kirliliğinin mevcut üretim, tüketim ve atık yönetim uygulamaları ile 2030 yılına kadar 3 katına çıkması beklenmektedir (Borrelle et al., 2020). Böylesi bir durum, gelecekte sularda dünya genelindeki toplam balık hacminden daha fazla miktarda plastik atığın olacağı anlamına gelmektedir (FAO, 2020).

PE, PP, PVC, PS, PET, LDPE ve HDPE gibi yaygın şekilde kullanılan plastiklerin birbirinden daha rahat ayrılabilmesi için 1998 yılında Plastik Endüstrisi Derneği tarafından birbirini takip eden 3 okun oluşturduğu geri dönüşüm işaretine benzeyen ve içinde 1'den 6'ya kadar numaraların olduğu plastik kodları belirlenmiştir. Plastik endüstrisinin gelişmesi ile kodlanmış bu altı plastiğin bileşiminden veya farklı türde plastiklerin ortaya çıkması bu kodlama sisteminin yetersiz olmasına neden olmuş ve ortaya çıkan yeni tür plastikler 7 numaralı "diğer" malzeme ifadesi ile tanımlanmıştır. Çizelge 2.2'de yaygın olarak kullanılan plastiklerin polimer tiplerine göre sınıflandırılması, uygulanma alanları, fizikokimyasal özellikleri ve kodları verilmiştir (Priya ve diğ. 2022; Surendran ve diğ., 2023; Pubchem, 2023).

Çizelge 2.2. Yaygın kullanılan plastik polimerleri, uygulama alanları ve fizikokimyasal özellikleri

Tip	Kimyasal formülleri	Özgül ağırlık (kg/m ³)	Erime noktası °C	Uygulama alanları	Plastik kodu
Polietilen tereftalat (PET)	(C ₁₀ H ₈ O ₄) _n	1380	260	Alkolsüz içecek şişeleri, gıda ambalajı, ısı yalıtımı, blister ambalajlar.	
Yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE)	(C ₂ H ₄) _n	940	130	Süt kapları, deterjan şişeleri, boru.	
Polivinil klorür (PVC)	(C ₂ H ₃ Cl) _n	1380	100	Borular, pencere çerçeveleri, döşeme, duş perdeleri.	
Düşük yoğunluklu polietilen (LDPE)	(C ₂ H ₄) _n	910-930	110	Ambalaj, genel amaçlı konteynerler, duş perdeleri, yer karoları.	
Polipropilen (PP)	(C ₃ H ₆) _n	0.83-0.85	160	Ambalaj, şişe kapakları, halatlar, halılar, laboratuvar ekipmanları, içme çubukları.	
Polistiren (PS)	(C ₈ H ₈) _n	1050	240	Ambalaj köpüğü, tek kullanımlık bardaklar, gıda kapları, CD'ler, yapı malzemeleri.	
Polikarbonat (PC)	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	1200-1220	288-316	CD'ler, DVD'ler, inşaat malzemeleri, elektronikler, lensler.	
Polyamidler (PA) (naylon)	(C ₂ H ₄) _n	1130-1350	-	Tekstil, diş fırçası kılları, olta hatları, otomotiv.	
Akrilonitril bütadien stiren (ABS)	(C ₈ H ₈ •C ₄ H ₆ •C ₃ H ₃ N) _n	1060-1080	145.2	Müzik aletleri, yazıcılar, bilgisayar monitörleri, drenaj boruları, koruyucu ekipman.	
Polyester	(R-OCO-R) _n	1400	-	Tekstil.	-

Plastik türlerinin birbirinden ayrılmasını sağlayan ancak geri dönüşüm işaretine çok benzediği için karışıklıklara neden olan bu kod sistemi 2008 yılında plastik kodlarının idaresini devralan Amerikan Test ve Malzeme Kurumu (ASTM) tarafından yeniden düzenlenmiş ve 2013 yılında üçgen haline dönüştürülmüştür (Crawford ve Quinn, 2017; Tutoğlu, 2019; Shamsuyeva ve Endres, 2021).

2.2. Mikroplastiklerin Tanımı, Sınıflandırılması ve Kaynakları

Plastikler mikrometreden metreye varan geniş bir boyut aralığında çevre ortamlarında bulunurlar. Her yıl 5-12 milyon ton plastiğin okyanuslara ulaştığı tahmin edilmektedir (Silva ve diğ., 2018). Çevredeki plastik atıklar fiziksel, kimyasal ve farklı süreçlerinde etkisiyle küçük parçalara ayrılırlar. Mikroplastikler genel olarak çapları 5 mm'den daha küçük plastik parçalar olarak tanımlanmaktadır (Wang ve diğ., 2016, Silva ve diğ., 2018). Mikroplastikleri farklı yaklaşımlarla sınıflandırmak mümkündür (Pathak, 2017). Mikroplastikler boyutları, kaynakları, üretildiği malzeme tipleri, yapısı, şekli, rengi ve aşınma durumuna göre sınıflandırılmaktadır (Yurtsever, 2015).

2.2.1. Mikroplastiklerin kaynaklarına göre sınıflandırılması

Plastiklerin parçalanma süreçleri oldukça yavaştır ve bu nedenle mikroplastikler çevresel ortamlarda uzun süre kalırlar (Hopewell ve diğ., 2009; Rios ve diğ., 2010). Mikroplastikler boyut, şekil, özgül ağırlık, kimyasal bileşim ve renk bakımından çok heterojen bir parçacık topluluğudur. Mikroplastikler oluşum kaynaklarına göre birincil ve ikincil mikroplastikler olarak sınıflandırılmaktadır. Çizelge 2.3'de birincil ve ikincil mikroplastik kaynakları verilmiştir (Duis ve Coors, 2016; Priya ve diğ., 2022).

Birincil mikroplastikler milimetreden daha kısa büyüklüğe sahip olacak şekilde üretilirler ve ev eşyaları, hava püskürtme temizleyicileri, yüz temizleyiciler, diş macunu ve peeling kremleri gibi kişisel bakım ürünleri ve daha küçük bir oranda ilaçların içinde bulunabilirler (Costa ve diğ., 2016). Bu ürünlerdeki baskın polimer PE'dir (Priya ve diğ., 2022). Kişisel bakım ürünlerine mikroplastik eklenmesinin temel nedenleri arasında estetik bir görünüm oluşturmak, ince bir tabaka oluşmasını sağlamak ve kozmetik ürünlerin viskozitesini sağlamak yer almaktadır (Reddy ve Nair, 2022). Ürünlerin kullanımlarından sonra mikroplastikler atıksular ile kanalizasyon sistemine ve arıtma tesisleri aracılığıyla çevreye deşar edilir. Birincil mikroplastiklerin diğeri bir önemli kaynağı, plastik ürünlerin imalatında kullanılan hammaddelerdir. Kaza sonucu kayıp, yetersiz kullanım, işleme tesislerinden kaçma ve plastik malzemelerin üretimindeki artıklar da çevredeki mikroplastik kaynaklarını oluşturabilir (Moore, 2008; Andrady, 2011).

Çizelge 2.3. Birincil ve ikincil mikroplastiklerin kaynakları

Plastik türü	Plastik kaynakları
Birincil mikroplastikler	Kişisel bakım ürünleri Özel tıbbi ürünler Endüstriyel aşındırıcılar Sondaj sıvıları Plastik üretimi için hammaddeler Yan ürünler, hatalı kullanım
İkincil mikroplastikler	Depolama ve geri dönüşüm sahalarındaki aşınma Plastik olta takımları Gemilerden atılan çöpler Organik atıklarda bulunan plastik malzemeler Sentetik polimer veya aşındırıcı içeren boyalar Kompostlama katkılarında kullanılan polimerler Hijyen ürünlerinden salınan lifler Sentetik tekstillerden salınan lifler Kompozit katkı maddeleri Karasal ortamda atılan çöpler


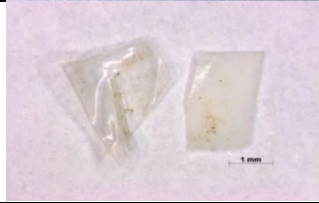



İkincil mikroplastikler depolama ve geri dönüşüm sahalarındaki atıklar, olta takımları, gemiler, tekstil ürünleri gibi daha büyük plastik parçacıkların parçalanmasından kaynaklanır. Bu polimerik parçacıkların maruz kaldığı fiziksel, biyolojik ve kimyasal süreçler, plastik parçaların yapısal bütünlüğünün azaltılmasıyla sonuçlanabilir ve parçalanmalarına yol açar. Çamaşırların yıkanması sırasında açığa çıkan sentetik elyaflarda olduğu gibi bu parçalanma plastiklerin çevreye girmesinden önce de meydana gelebilir (Costa ve diğ., 2016). Yüzeysel sulardaki mikroplastiklerin varlığı su ortamında yaşayan canlılar açısından ciddi bir sorundur. Mikroplastikler canlılar tarafından yutulabilirler. Mikroplastikler metal ve kalıcı organik kirleticileri içeren toksik maddeleri adsorbe edebilirler. Canlılar tarafından yutulan plastikler üzerindeki adsorbe kirleticiler organizmalara geçebilir (Ashton ve diğ., 2010; Teuten ve diğ., 2009). Çevresel ortamlarda bulunan mikroplastiklerin çoğunu ikincil mikroplastikler oluşturmaktadır (Sangkham ve diğ., 2022). Fiziksel, kimyasal ve biyolojik parçalanma reaksiyonları sonucu daha büyük plastik parçalardan meydana gelen ikincil mikroplastikler sentetik tekstil lifleri, gemilerden atılan çöpler, kompozit katkı maddeleri ve plastik balıkçılık malzemeleri gibi ürünlerden meydana gelmektedir ve çevreye olan etkisini azaltmak birincil mikroplastiklere oranla çok daha zordur (Priya ve diğ., 2022).

2.2.2. Mikroplastiklerin şekillerine göre sınıflandırılması

Mikroplastiklerin şekilleri kaynaklarına, ortamda kalma süresine ve parçalanma işlemine bağlı olarak değişmektedir. Mikroplastikler küresel, uzun ince lif şeklinde, plastik peletler olarak, dikdörtgen, silindirik ve disk şeklinde bulunabilmektedir. En çok

uçları yuvarlanmış küresel veya oval şekillerde bulunmaktadırlar (Yurtsever, 2015). Çizelge 2.4’de mikroplastiklerin morfolojik kategorileri ve tanımları verilmiştir.

Çizelge 2.4. Mikroplastiklerin morfolojik kategorileri ve tanımları

Morfolojik katagori	Tanım	Şekil
Fiber (lifli plastik)	Parçacık uzunlukları parçacık genişliklerinden en az üç kat daha büyüktür. Parçacıklar uniform ve silindirikdir. Mikroplastiklerin özelliği olan $\text{çap} < 5 \text{ mm}$ kuralına uymazlar.	
Film (ince tabaka plastik)	Uzunluk ve genişlik parçacık derinliğinden önemli ölçüde daha büyüktür. Parçacık 2 boyutlu bir parçacık gibidir.	
Foam (köpük plastik)	Strafora benzer. Sünger veya kabarcık benzeri bir yapıya sahiptir.	
Fragment (küçük tanecikli plastik)	Düzensiz şekilli, sert parçacıklardır. Parçacık 3 boyutlu bir parçacık gibidir.	
Pellet (granül, yuvarlak plastik)	Nispeten küresel veya daireseldirler. Birincil kaynaklı mikroplastik olma ihtimalleri yüksektir.	

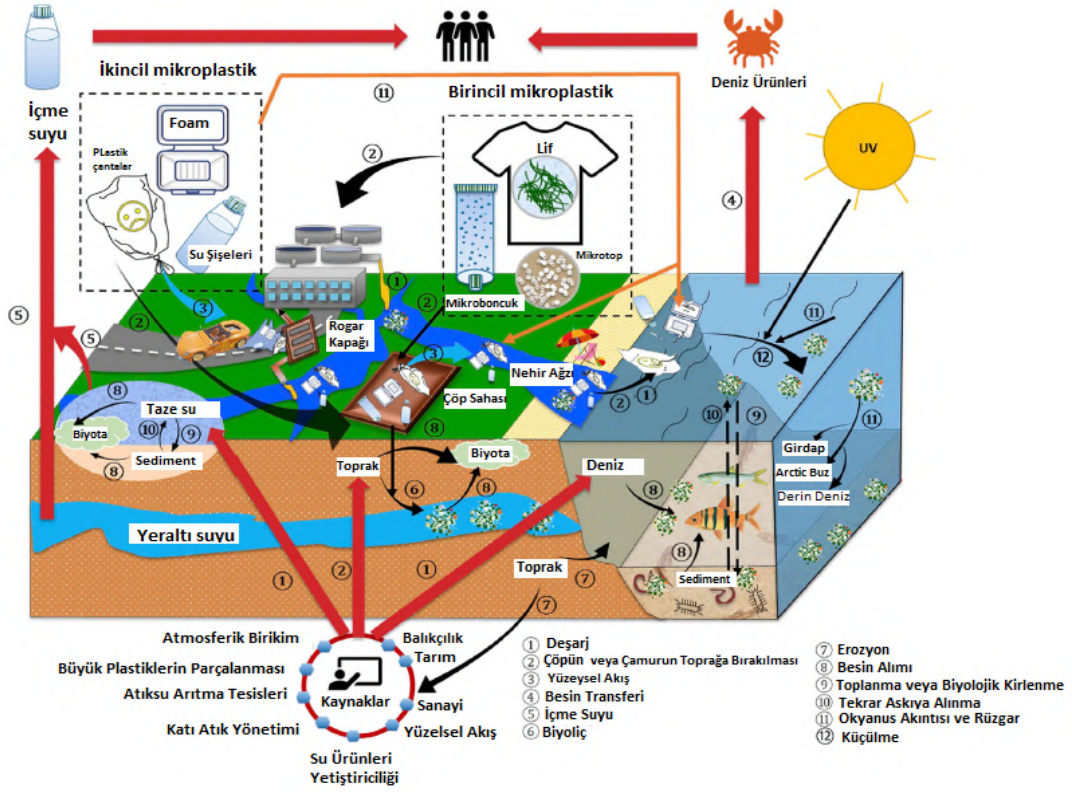
2.3. Mikroplastiklerin Çevresel Ortamlardaki Akıbetleri

Yapılan araştırmalara göre mikroplastiklerin çevresel ortamlarda taşınmasının ana mekanizmaları derin deniz sirkülasyonu, biyolojik faktörler, hareketli buzullar, nehirler ve atmosferik taşınım olarak rapor edilmiştir. Plastikler yapıları nedeniyle oksidatif strese neden olabilir, organizmaların büyümesine ve gelişmesine zarar verebilir, yaşam süresini azaltabilir, bağışıklık sistemini zayıflatabilir ve doğurganlığı etkileyebilir (Chen ve diğ., 2020a). Çevreye atılan plastiklerin kötü yönetilmeleri, toksik yapıları ve çevresel ortamlarda bozunmaya karşı direçli olmaları önemli bir sorun haline gelmelerine neden olmuştur (Priya ve diğ., 2022). Durağan yapıları ve dayanıklılıklarından dolayı çevresel ortamlarda uzun süre kalma eğiliminde olan plastikler ultraviyole ışınları, biyolojik

bozunma, fiziksel aşınım, hidroliz gibi nedenlerle mikroplastik formuna dönüşür ve yeraltı su akışı, nehir, rüzgâr gibi çeşitli aktarım yollarıyla su, kara ve atmosfer ortamlarına taşınabilirler (Gan ve diğ., 2022; Martellini ve diğ., 2018; Mitrano ve Wohlleben, 2020). Plastiklerin çevresel ortamlarda biyotik ve abiyotik süreçler vasıtasıyla bozunması neticesinde oluşan mikroplastiklerin kaynaklarının ve dağılım mekanizmalarının tanımlanması, mikroplastik kirliliğinin önlenmesi için kritik öneme sahiptir (Lambert ve diğ., 2014; Gabisa ve Gheewala, 2022).

Şekil 2.2’de mikroplastiklerin çevresel ortamlara giriş yolları ve akıbetleri verilmiştir (Wu ve diğ., 2019). Plastik atıklar atmosferik birikim, atıksu arıtma tesisleri, katı atıklar, su ürünleri yetiştiriciliği, sanayi, tarım, balıkçılık gibi kaynaklardan tatlı su, deniz suyu ve topraklara ulaşmaktadırlar. Şekil 2.2’de de görüldüğü üzere yapay bir ürün olan plastiklerin kaynağı çoğunlukla sulardan uzak yerlerdir. Bununla birlikte, evsel ve endüstriyel atıksu deşarjları, rüzgâr ve yüzey akışı ile taşınmaları nedeniyle, bu malzemelerin %80 kadarı okyanuslarda ortaya çıkmaktadır (Costa ve diğ., 2016). Çevresel ortamlara giren mikroplastiklerin büyük bir çoğunluğu okyanuslarda, göllerde, nehirlerde ve haliçlerde birikmektedir (Ramírez-Álvarez ve diğ., 2020; Grbić ve diğ., 2020; Koutnik ve diğ., 2021).

Rüzgarlar ve okyanus akıntıları tarafından sürüklenen plastik çöpler çok uzak mesafeler boyunca taşınabilir. Mikroplastikler kuzey ve güney kutbu, uzak adalar, derin okyanuslar dahil olmak üzere okyanuslar boyunca bulunabilir (Zalasiewicz ve diğ., 2016; Ivar do Sul ve Costa, 2014). Ancak mikroplastikler endüstriyel ve ticari aktivitelerden dolayı kıyı bölgelerinde açık denizlerden daha baskın bulunmaktadır (Doyle ve diğ., 2011). Okyanusların en derin bölgesi olan Mariyana çukurunda (Peng ve diğ., 2018), Kuzey buz denizi buzullarında (Kanhai ve diğ., 2020), Antartika deniz sisteminde (Lacerda ve diğ., 2019) ve dünyanın en yüksek platosu olan Tibet platosunda (Feng ve diğ., 2021) tespit edilen mikroplastik kirliliğinin en önemli nedenleri boyutlarının çok küçük olması ve görünürlülük düzeylerinin düşük olması nedeniyle çevresel ortamlardan ayırt etmenin zor olmasıdır (Auta ve diğ., 2017).



Şekil 2.2. Mikroplastiklerin taşınması için potansiyel yollar ve biyolojik etkileşimleri

Kwon ve diğ. (2022) tarafından yapılan çalışmada insan, endüstri, atıksu faaliyetleri ve mikroplastiklerin akışı arasında karadan yüzeysel deniz suyuna geçiş açısından doğrudan bir ilişki olduğu belirtilmiştir. Ramírez-Álvarez ve diğ. (2020) mikroplastiklerin nehirlerde taşındığını, genellikle nehir ağzı sedimentlerinde biriktiğini, atıksu arıtma tesislerinde tam olarak arıtılmadıkları ve atıksu arıtma tesislerinin çıkış sularının su sistemleri için önemli bir mikroplastik kaynağı olduğunu rapor etmişlerdir. Su ortamlarında uzun mesafeler yüzerek ve su kolonlarında hareket ederek sedimentlere ulaşan mikroplastiklerin boyutları, yoğunlukları ve morfolojilerinin yanı sıra hidrodinamik ve atmosferik koşullar akıbetlerini etkilemektedir (Koutnik ve diğ.,2021).

Mikroplastikler doğrudan temas, yutma, soluma gibi yollarla da insan vücuduna girebilmektedir (Prata ve diğ., 2020). Yeni doğan bebeklerin gaitasında, insan trümbüsünde, anne sütünde ve sofr tuzlarında dahi mikroplastiklerin tespit edilmesi her ne kadar farkında olmasakta aslında bu atıkların su, kara ve hava ekosistemlerindeki dolaşımalarıyla beraber günlük hayatımız içinde ne ölçüde bulunduğunu göstermektedir (Ragusa ve diğ., 2022; Wu ve diğ., 2023; Zhang ve diğ., 2021).

Genel olarak, mikroplastikler sulardaki makroplastiklerden farklı olarak hareket ederler. Makroplastiklerin dağılımı genellikle hâkim akımlar ve rüzgâr ile açıklanabilirken, mikroplastiklerin dağılımını yönlendiren mekanizmalar daha az bilinir ve muhtemelen parçacık agregasyonu veya hayvan aktivitelerinden etkilenir (Browne ve diğ., 2010). Dalga maruziyeti ve gel-git yüksekliği gradyanları boyunca mikroplastiklerin birikimlerinin incelenmesi gerekir. Çevresel ortamlarda mikroplastikler abiyotik ve biyotik prosesler vasıtasıyla bozunmaya uğrarlar. Bununla birlikte, bu mekanizmalar yalnızca çevre koşullarına değil, aynı zamanda polimerik malzemelerin fiziksel ve kimyasal özelliklerine de bağlıdır (Lambert ve diğ., 2014). Plastiklerin donma döngüleri, basınç değişimleri, su türbülansları ve hayvanların neden olduğu etkiler ile parçalanması abiyotik bozunmadır. Fotodegradasyon genellikle en etkili abiyotik proses olarak kabul edilir. Plastiklerin termal bozunması ise ana polimerik zincirdeki bağların kesilmesine neden olur. Plastiğin kristallik, renk ve molekül ağırlığı gerilme mukavemetinde değişikliğe neden olur. Oksidasyonda plastiklerin çevrede bozunması için önemli bir prosestir. Plastikler ayrıca hidrolitik bozunma yoluyla degradasyona uğrayabilir. Plastiklerin biyolojik bozunması genellikle abiyotik bozunma proseslerinden yararlanır. Plastiklerin daha önce maruz kaldığı bu prosesler mikrobiyal kolonizasyona daha uygun ve daha geniş yüzey alanı gibi mekanik ve yapısal değişimlere sebep olurlar (Rocha-Santos ve Duarte, 2017).

2.3.1. Sularda mikroplastiklerin varlığı

Su ortamlarındaki mikroplastiklerin temel kaynakları turizm, kentsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesisi gibi insan faaliyetleridir. Antropojenik faaliyetler sonucu özellikle sahil bölgeleri, haliçler ve nehirler gibi su ortamlarında yoğun şekilde bulunan mikroplastiklerin %80'i karasal kaynaklıyken geriye kalan %20'lik kısmı okyanus kökenli kaynaklardan oluşmaktadır (Andrady, 2011; Jambeck ve diğ., 2015). Karasal ekosistemlerden su ortamına giren mikroplastiklerin çoğu nehirler vasıtasıyla okyanuslara ulaşırken, geri kalan kısımlar ise tatlı su ortamında kalmaktadır (Li ve diğ., 2018). Üretilen plastik miktarının sürekli olarak artması ve atık haline gelen plastiklerin kötü yönetilmesi dünya genelinde su ortamlarındaki plastik miktarının artmasına neden olmaktadır (Raza ve Khan, 2018). Bazı araştırmacılara göre okyanus yüzey sularından, derin deniz ve okyanus su kütlelerine kadar neredeyse tüm deniz ekosistemlerinde plastikler bulunmaktadır (van Sebille ve diğ., 2020; Choy ve diğ., 2019). Kutuplarda dahil olmak üzere dünya çapında su kaynaklarında mikroplastikler tespit edilmiştir (Zarfl ve

Matthies, 2010). Son yıllarda tatlı su gölleri, sahiller, derin deniz sedimentleri, okyanuslar ve yüzey suları gibi su ortamlarında varlıkları yoğun şekilde araştırılan plastikler, okyanus ve göl ekosistemlerinde en yoğun bulunan atık türüdür (NOAA, 2023; Ballet ve diğ., 2016). Özgül ağırlığı 1'den büyük olan mikroplastikler batma, küçük olan mikroplastikler ise yüzme eğilimindedir. PVC gibi deniz suyundan daha ağır parçacıklar ise alt akımlar ile taşınabilirler. Ancak biyolojik kirlenme gibi süreçler sonunda mikroplastiklerin yoğunlukları değişebilir. Yapılan bir çalışmada denizden alınan plastik numunelerinde biyolojik kirlenmenin göstergesi olan azot tespit edilmiştir (Moret-Ferguson ve diğ., 2010; Wang ve diğ., 2016). Biyolojik kirlenme ile plastik partiküllerin yoğunluğu deniz suyu yoğunluğuna ulaşabilir ve bunun sonucunda partiküller yavaş yavaş sürüklenir veya çökelirler (Cozar ve diğ., 2014).

Çizelge 2.5'de dünya genelinde yapılan bazı çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik miktarları verilmiştir. Yapılan çalışmalar incelenildiğinde nehir suyu, deniz suyu, körfez suyu ve göl suyunda mikroplastiklerin araştırıldığı görülmektedir. Çalışmalarda tespit edilen mikroplastik miktarları arasında önemli farklılıkların olduğu görülmektedir. Bu farklılığın nedeni numune bölgesinin özellikleri, numune alma yöntemleri, numune hazırlama prosedürleri ve mikroplastiklerin tespiti için kullanılan araçlar olabilir (Gabisa ve Gheewala, 2022). En düşük mikroplastik miktarı 0.007×10^{-3} ile 0.01×10^{-3} MP/L olarak Malezya'da nehir suyunda, en yüksek mikroplastik miktarı ise 2150-2510 MP/L olarak Endonezya'da nehir suyunda tespit edilmiştir. Çalışmada su numunelerinin alındığı nehre atıksu arıtma tesisi çıkış sularının deşarj edildiği ve mikroplastiklerin kaynağının deşarjlar olabileceği belirtilmiştir (Azizi ve diğ., 2022).

Çizelge 2.5. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik sayıları

Ülke	Mikroplastik sayısı (MP/L)	Su türü	Kaynak
Endonezya	2.57-9.13	Nehir	Alam ve diğ., 2019
	140×10^{-3} - 5192×10^{-3}	Nehir	Buwono ve diğ. 2021
	0.74×10^{-3} - 3.4×10^{-3}	Nehir	Wicaksono ve diğ., 2021
	2150-2510	Nehir	Azizi ve diğ., 2022
	26.8-35	Nehir	Radityaningrum ve diğ., 2021
	19.41×10^{-3} - 68.59×10^{-3}	Deniz	Cordova ve Hernawan, 2018
	56.2×10^{-3}	Deniz	Kama ve diğ., 2021
	12.0-43.0	Deniz	Kisnarti ve diğ., 2021
	8.48×10^{-3} - 10.74×10^{-3}	Deniz	Cordova ve diğ., 2019
	3540×10^{-3} - 11.260×10^{-3}	Deniz	Sawalman ve diğ., 2021
	0.11×10^{-3} - 1.88×10^{-3}	Körfez	Suteja ve diğ., 2021
	7.0-55.0	Deniz, tuz üretim havuzları	Tahir ve diğ., 2019
	709	Körfez	Takarina ve diğ., 2022
	15.46×10^3	Körfez	Putri ve Patria, 2021
Malezya	4.39-90	Nehir	Chen ve diğ., 2021
	0.5×10^{-3} - 4.5×10^{-3}	Nehir	Zaki ve diğ., 2021
	0.04-0.30	Nehir	Yang Hwi ve diğ., 2020
	0.007×10^{-3} - 0.01×10^{-3}	Nehir	Pariatamby ve diğ., 2020
	0.13-0.69	Deniz	Khalik ve diğ., 2018
	3.3	Deniz	Md Amin ve diğ., 2020
Vietnam	0.35×10^{-3} - 252×10^{-3}	Nehir	Suardy ve diğ., 2020
	223-519	Nehir	Lahens ve diğ., 2018
	9.42-14.54	Deniz	Khuyen et al. 2021b
Tayland	0-2.81	Nehir	Chinfak ve diğ., 2021
	40×10^{-3} - 56×10^{-3}	Nehir	Ta ve Babel, 2020
	9.97	Körfez	Vibhatabandhu ve Srithongouthai, 2022
Kanada	4.6×10^{-3} - 88.3×10^{-3}	Nehir	Bujaczek ve diğ., 2021
Polonya	1.6-2.55	Nehir	Sekudewicz ve diğ., 2021
Türkiye	281×10^{-3}	Nehir	Şahutoğlu, 2022
	1.783×10^{-3} - 40.03×10^{-3}	Deniz	Aytan ve diğ., 2020
İtalya	0.9×10^{-3} - 13×10^{-3}	Nehir	Campanale ve diğ., 2020
Finlandiya	0.27×10^{-3}	Göl	Uurasjarvi ve diğ., 2019
Almanya	0.05×10^{-3} - 8.3×10^{-3}	Nehir	Mani ve diğ., 2019

Mikroplastik kirliliği yüzey sularında önemli bir çevresel sorundur. Çünkü mikroplastikler yavaş bozunurlar, suda yaşayan canlılar ve kuşlar tarafından besin sanılarak yutulurlar, kalıcı organik kirleticileri adsorblayarak konsantre ederler ve su ekosisteminde taşınmasını sağlarlar (Jiang ve diğ., 2018). Law ve diğ. (2010) modelleme çalışmalarıyla plastik kirliliğinin ABD doğu sahilinden 60 günden daha kısa sürede Kuzey Atlantik'e ulaştığını rapor etmişlerdir. PP ve PE gibi sentetik polimerlerin çoğu suda batmaz ve kolayca taşınabilirler.

2.3.2. Sedimentte mikroplastiklerin varlığı

Sediment su ortamındaki mikroplastikler için önemli depolanma alanıdır. Yoğunluğu sudan büyük olan mikroplastikler veya zamanla yüzeyleri biyofilm ile kaplanıp çöken mikroplastikler çoğunlukla sedimentlerde birikir. Bu durum mikroplastiklerin ekolojik riskini artırır. Su ortamındaki mikroplastik kirliliğini belirlemek için sediment ortamındaki kirliliğinde takip edilmesi önemlidir (Yin, 2023). Nehir, göl, sulak alan gibi tatlı sular su ortamının önemli bir bileşenidir. Tatlı su sedimentlerinde mikroplastik birikimi görülür.

Çizelge 2.6'da sedimentte tespit edilen mikroplastik miktarları verilmiştir. Çizelge 2.6 incelendiğinde sonuçlar arasında önemli farklılıklar olduğu görülmektedir.

Çizelge 2.6. Sedimentte tespit edilen mikroplastik sayıları

Ülke	Mikroplastik sayısı (MP/kg)	Sediment türü	Kaynak
Endonezya	35.63-197.19	Deniz	Asadi ve diğ., 2019
	17.81-38.37	Mangrov	Cordova ve diğ., 2021
	0.28-1997.6	Deniz	Marei ve diğ., 2021
	31.7	Mangrov	Putri ve Patria, 2021
	14.6-50	Deniz	Tahir ve diğ., 2019
	166.8	Nehir	Osorio ve diğ., 2021; Takarina ve diğ., 2022
	16.67-150	Nehir	Wicaksono ve diğ.,2021
	112-150	Körfez	Azizi ve diğ.,2021
	34.09-82.75	Deniz	Riani ve Cordova, 2022
Malezya	120-280	Nehir	Sarijan ve diğ.,2018
	0.0443-3.903	Deniz	Noik ve Tuah, 2015
Vietnam	0-4941	Mangrov	Dung ve diğ., 2021
	422-2542	Deniz	Tran Nguyen ve diğ., 2022
	7141-11.335	Deniz	Tran Nguyen ve diğ., 2020
Taylan	5-160	Nehir	Chinfak ve diğ., 2021
	25-43	Nehir	Ta ve Babel, 2020
	7.84-8.40	Körfez	Tadsuwan ve Babel, 2021
Singapur	9.20-59.9	Deniz	Ng ve Obbard, 2006
Romanya	87	Nehir	Pojar ve diğ., 2021
Brezilya	417-8178	Nehir	Gerolin ve diğ., 2020
Almanya	0.26-11.07	Nehir	Mani ve diğ., 2019

Sediment numunelerinde en düşük mikroplastik miktarı Malezya'da deniz sedimentinde 0.0443-3.903 MP/kg olarak belirlenmiştir. Malezya'da nehir sedimentinde yapılan çalışmada ise çok daha yüksek miktarda mikroplastik tespit edilmiştir. Aradaki önemli farkın demografik farklılıklardan kaynaklanabileceği belirtilmiştir (Gabisa ve Gheewala, 2022). En yüksek mikroplastik miktarı ise Endonezya'da deniz sedimentinde 0.28-1997.6 MP/kg olarak tespit edilmiştir. Dünya çapında denizlerde mikroplastik kirliliği daha çok araştırılmıştır. Tatlı sularda yapılan çalışmalar bu kaynaklardaki

mikroplastik kirliliğinin dikkat çekmeye başladığı anlamına gelmektedir. Tatlı sulardaki mikroplastik kirliliğinin temel kaynaklarının atmosferik çöküntü ve insan faaliyetleri olduğu düşünülmektedir (Yin, 2023).

Tatlı su sedimentlerinde mikroplastik kirliliğinin meydana gelmesinin insan yaşamını etkileme olasılığı daha yüksektir. PS polimerinin tatlısu karidesinde üreme üzerine toksisiteye neden olduğu belirlenmiştir (Sun ve diğ., 2022). PS polimerinin tatlı su canlıları arasında besin zincirine transferinin incelendiği bir çalışmada farklı trofik seviyeler arasında transfer edildiği tespit edilmiştir (Chae ve diğ., 2018). Mikroplastiklerin kaynaklarını kontrol altında tutmak mikroplastik kirliliğini kontrol etmekte oldukça önemlidir. Sedimentlerdeki mikroplastiklerin kaynağının araştırıldığı çalışmalarda, siyah ve mavi fiberlerin olta ve ağlardan, kırmızı ve diğer renklerin yıkama atıksuyundan ve film şeklindeki mikroplastiklerin tarımsal uygulamalardan kaynaklandığı belirtilmiştir (Yin, 2023).

2.3.3. Suda yaşayan canlılarda mikroplastiklerin varlığı

Mikroplastiklerin canlı organizmalarda birikimi ve biyojik etkileri üzerine çalışmalar gerçekleştirilmiştir (Zhou ve diğ., 2022). Çizelge 2.7’de farklı canlı türlerinde tespit edilen mikroplastik miktarları verilmiştir. Çizelge 2.7 incelendiğinde deniz canlılarında tespit edilen en yüksek mikroplastik kirliliğinin Singapur’da karideste 13.4-7050 MP/canlı konsantrasyonu olarak tespit edildiği görülmektedir. Tayland’da gerçekleştirilen farklı bir çalışmada ise karideste 3.780 ± 1.12 MP/canlı miktarında mikroplastik tespit edildiği görülmektedir. Singapur’da karides numuneleri süper marketlerden toplanırken, Taylan’da gerçekleştirilen çalışmada gölden alınmıştır. Sonuçların farklılıkları canlıların yaşadığı su ortamının kirlilik seviyesinden kaynaklanabilir. Örneğin salyangozlarda mikroplastik kirliliğinin araştırıldığı çalışmada eş zamanlı su ve sediment numunelerini de alınmış ve salyangozlarda su ve sedimentten daha yüksek miktarda mikroplastik tespit edilmiştir (Putri ve Patria, 2021).

Balıkların mikroplastiklere maruz kalan iri başlarla beslendiği, bu balıklar ile de farelerin beslendiği çalışmada hem balıkların hemde farelerin karaciğerlerinde mikroplastik kirliliği tespit edilmiştir (Araujo da Costa ve Malafaia, 2020). Kentsel alanlarda bulunan ve bulunmayan farklı tatlı sularda mikroplastiklerin balıklar tarafından alınmasının, kentsel alanlarda bulunan tatlı sularda yaşayan balık numunelerinde daha fazla olduğu tespit edilmiştir (Garcia ve diğ., 2020). Chan ve diğ. (2019) 100’den fazla balık numunesinde mikroplastik kalıntıları tespit etmişlerdir. Pomatoschistus sp. üzerine

mikroplastiklerin toksik etkisi incelenmiştir ve enzim aktivitelerinde azalma gözlenmiştir (Oliveira ve diğ., 2013).

Çizelge 2.7. Suda yaşayan canlılarda tespit edilen mikroplastik sayıları

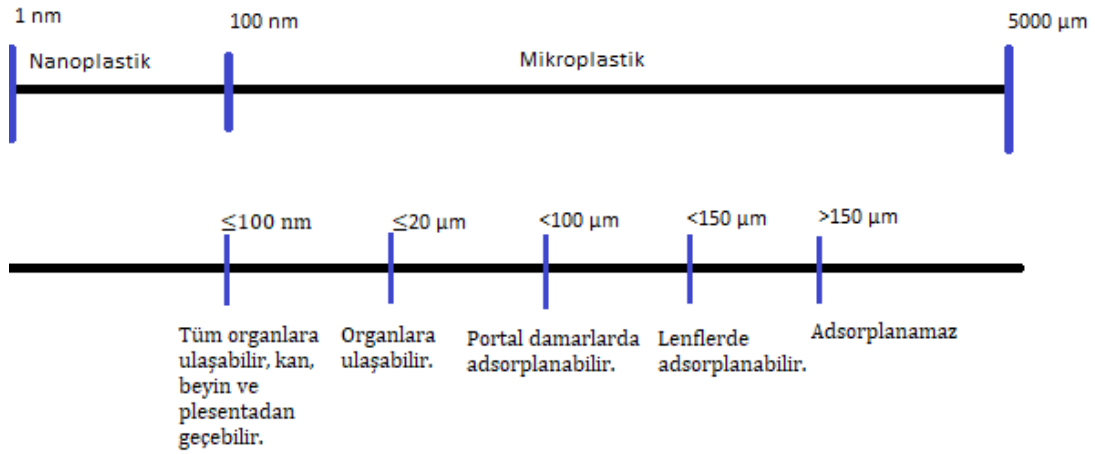
Ülke	Organizma türü	Mikroplastik sayısı (MP/canlı)	Kaynak
Endonezya	Süt balığı	3.5	Amelinda ve diğ., 2021
	Zooplankton	62.96	Amin ve diğ., 2020
	Resif balığı	3.25	Muhdhar ve diğ., 2021
	Yenilebilir balık dokusu	62.67-368.67	Abidin ve diğ., 2021
	Orkinos balığı	19	Andreas ve diğ., 2021
	Mavi panchax	1.97	Cordova ve diğ., 2020
	Hamsi	1.87-16.07	Guntur ve diğ., 2021
	Mürekkkepbalığı	82.4	Mardiansyah ve diğ., 2022
	Hamsi	40-689	Ningrum ve Patria, 2022
	Salyangoz	764.81	Putri ve Patria, 2021
	Kum balığı	0.42-3.6	Riani ve Cordova, 2022
	Deniz hıyarı	289.4-1380	Amin ve diğ., 2020
	Deniz hıyarı	44.32-59.68	Idris ve diğ., 2022
	Balık	1-26	Susanti ve diğ., 2022
Malezya	Asya levreği	1260-1961	Ibrahim ve diğ., 2017
	Namalycastis sp	34.5	Hamzah ve diğ., 2021
	Balık	5.17-9.88	Jaafar ve diğ., 2021
	Balık yemekleri	0.39	Karbalaei ve diğ., 2019
	Zooplankton	0.003-0.14	Md Amin ve diğ., 2020
	Deniz hıyarı	72	Husin ve diğ., 2021
Tayland	Balık	1.07-2.83	Sarijan ve diğ., 2019
	Kabuklu deniz ürünü	0.23-6.20	Chinfak ve diğ., 2021
	Karides	3.78±1.12	Pradit ve diğ., 2021
	Deniz balığı	0.08-22	Klangnurak ve Chunniyom, 2020
	Tatlısu balığı	0.79-2.73	Kasamesiri ve diğ., 2021
Singapur	Balık	1.62-4.22	Kasamesiri ve Thaimuangpho, 2020
	Karides	13.4-7050	Curren ve diğ., 2020

2.4. Mikroplastiklerin Canlılara Etkisi

Günümüzde mikroplastikler tatlı sular, deniz suları, karasal ekosistem ve atmosfer olmak üzere her yerde bulunmaktadır. Mikroplastikler insan ve hayvanlar üzerinde olan olumsuz etkilerinden dolayı çevresel açıdan oldukça önemlidir. Mikroplastiklerin suda yaşayan organizmalar üzerindeki potansiyel olumsuz etkileri davranışsal, hematolojik ve biyokimyasal değişiklikler, histopatolojik hasar, embriyotoksisite ve nörotoksisite olabilir (Li ve diğ., 2013). Mikroplastikler insan vücuduna yutma (yiyecek ve su ile), soluma (iç ve dış hava) ve cilt teması (kişisel bakım ürünleri, toz ve tekstil ürünleri ile) şeklinde farklı yollarla girebilir (Prata ve ark., 2020). Mikroplastikler dokulara zarar vererek insan sağlığını etkileyebilir ve diğer toksik kimyasalları ve mikroorganizmaları

insan vücuduna taşıyabilir. Ayrıca insan vücudundaki mikroplastikler zihinsel ve üreme sorunları, bağırsak hasarı, bağışıklık sorunu ve nörotoksisite dahil olmak üzere çeşitli olumsuz sağlık etkilerine neden olabilir (Mamun ve diğ., 2022).

Şekil 2.3’de mikroplastiklerin ve nanoplastiklerin boyutlarına göre canlılardaki etkileri görülmektedir (Barboza ve diğ., 2018). 100 nm ve 5000 μm arası boyuta sahip olan plastikler mikroplastik, 1 nm ve 100 nm arası boyuta sahip olan plastikler nanoplastiklerdir. Şekil 2.3 incelendiğinde 100 nm boyutunda ve daha küçük nanoplastiklerin canlı vücudundaki bütün organlara ulaşabildiği, kan ve beyin arasında geçiş yapabildiği, plesentadan girebildiği görülmektedir. 20 μm ve daha küçük boyuttaki mikroplastikler ise canlı organlarına ulaşabilmektedir.

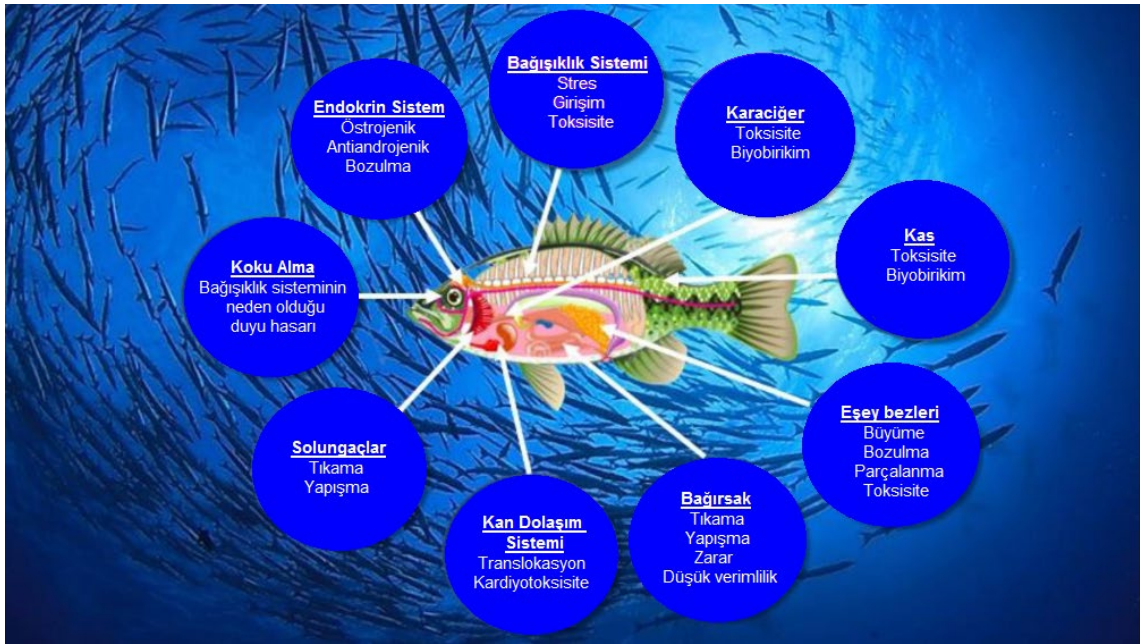


Şekil 2.3. Mikroplastiklerin ve nanoplastiklerin boyutlarına göre canlılardaki etkileri

Mikroplastiklerin deniz biyotasına toksik etkileri Şekil 2.4’de verilmiştir (Gola ve diğ., 2021). Çalışmalar deniz hıyarı, kopepodlar, amfipodlar, balıkçılar, kaplumbağalar ve bu deniz organizmalarını yiyen kuşlar gibi su ile ilgisi bulunan canlılarda mikroplastik birikiminin olabileceğini göstermektedir. Deniz canlıları tarafından yutulan mikroplastikler farklı organların dokularında yer değiştirebilir, sindirim sistemine karışabilir veya vücudun belirli dokularında birikebilir. Mikroplastik vücut dokusunda bir kez biriktiğinde, organizmanın sağlığı üzerinde kısırlık, büyüme geriliği, iç veya dış yaralanmalar, sindirim sisteminde tıkanmalar gibi birçok olumsuz etkiye neden olabilir (Gola ve diğ., 2021).

Su ortamlarındaki mikroplastiklerin varlığı kalıcı yapıları gereği sızıntı yapma, birikme ve adsorplanma eğiliminde olup ortamdaki canlılar üzerinde çeşitli toksik etkilere

ve sağlık problemlerine neden olabilir (Rose ve diğ., 2023). Mikroplastiklerin sudaki oksijen kullanan canlıların solungaçlarında yoğunlaşması solunum hızını yavaşlatırken yutulmasının direk etkisi sindirim sistemi tıkanıklığı, iç yaralanma sebebiyle besin tüketiminde azalma, nutrient eksikliği ve sonunda açlık ve ölümdür (Rocha-Santos ve Duarte, 2017; Lambert ve diğ., 2014). Hava solunumu yapan organizmalar için solungaçlara mikroplastik partiküllerinin dolması ile solunum hızı yavaşlayabilir (Rocha-Santos ve Duarte, 2017). Bu etkilerin savunmasız organizmalar veya yaşam alanlarındaki mikroplastiklerin varlığına daha duyarlı olan erken yaşam evrelerinde daha önemli olduğu bilinmektedir.



Şekil 2.4. Mikroplastiklerin deniz biyotasına toksik etkileri

Mikroplastiklerle ilgili bazı toksisite çalışmalarında 0.4 μm PS için EC_{50} değeri 12.97 mg/L, 0.05 μm PS için EC_{50} değeri 0.58 mg/L ve 0.1 μm PS için EC_{50} değeri 0.54 mg/L olarak belirlenmiştir (Casada ve diğ., 2013; Bergami ve diğ., 2017). Mikroplastiklerin toksisitesi ile ilgili yapılan bir çalışmada, küresel PE özellikteki mikroplastığın 10 ve 7 günlük LC_{50} değeri amfipodlar ve kopepodlar için sırasıyla 4.6×10^4 mikroplastik/mL ve 7.9×10^4 MP/mL olarak ölçülmüştür. PP fiber mikroplastiklerin PE küresel mikroplastiklerden daha toksik olduğu gözlenmiştir ve 22.5 MP/mL kadar düşük miktarlarda ölümler gözlenmiştir.

PE küresel mikroplastiklere kronik maruziyet sonucunda *Hyalella azteca* ve *Amphiascus tenuiremis* türlerinde büyümede azalma, *Hyalella azteca* türünde üremede azalma gözlenmiştir (Au ve diğ., 2015). Fluoranthene ile kontamine olmuş mikroplastikler omurgasızlarda ve balıklarda fluoranthene depolanmasında artışa sebep olmuştur, omurgasızlarının vücutlarındaki fluoranthene konsantrasyonlarının %90'ından fazlasının mikroplastik maruziyeti sonucu oluştuğu ve biriktiği gözlenmiştir (Au, 2017).

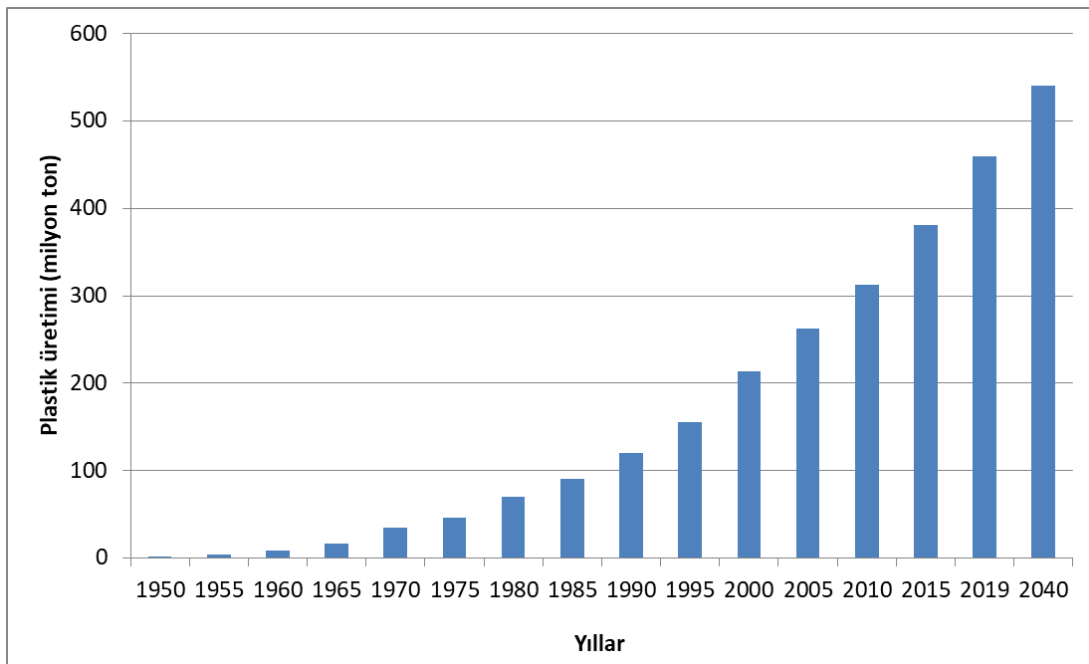
Küçük boyutları nedeniyle mikroplastikler planktonlar tarafından ve balık, deniz memelileri gibi daha yüksek organizmalar tarafından alınabilirler. Canlılar tarafından yutulma sonrası vücuttan atmak için enerji harcama, fiziksel tıkanma, sahte doygunluk, kalıcı organikler gibi mikroplastikler tarafından adsorbe edilen kimyasallara maruz kalma yollarıyla mikroplastiklerin toksisitesi görülmektedir. Mikroplastiklerin canlılar tarafından alımı sadece boyut, şekil, yoğunluklarıyla değil renkleri ile de ilgili olabilir (Rocha-Santos ve Duarte, 2017). Hoss ve Settle (1990) altı farklı balık türünü laboratuvar ortamında 100-500 µm aralığında pelletler ile beslemişler ve balıkların hepsinin mikroplastikleri yuttuğunu rapor etmişlerdir. Graham ve Thompson (2009) deniz hıyarında, Browne ve diğ. (2008) midyelerde, Thompson ve diğ. (2004) amfipotlarda, Brillant ve MacDonald (2002) deniz tarağında mikroplastiklerin varlığını tespit etmişlerdir. Kuzey Pasifik'te yakalanan 141 mezopelajik balığın 13'ünün midesinde mikroplastik parçaları tespit edilmiştir (Davison ve Asch, 2011). Düşük trofik seviyedeki bu organizmalar plastik partiküller ve besinler arasındaki farkı ayırt etmek için sınırlı yeteneğe sahip olduklarından mikroplastikleri besin sanıp almaktadırlar (Cole ve diğ., 2011).

2.5. Mikroplastiklerle İlgili Yasal Düzenlemeler

İnsan üretimi ve hayatın doğal akışıyla oluşan plastik atıklar yüzeysel su akışı, rüzgâr ve yağış gibi nedenlerle okyanus sularına ulaşmakta ve 8 milyon tona yakın plastik atık her yıl okyanusları kirletmektedir (Imran ve diğ., 2019). 2017 yılında dünya genelinde 350 milyon plastik üretilmiş (Chen ve diğ., 2019), plastikten üretilen malzemelerin yaygın şekilde kullanımı hayatı kolaylaştırsada ciddi bir kirliliği beraberinde getirmiştir. Son yıllarda plastik ürünler endüstri sektöründe metal ve alaşımlar için iyi bir yedek parça özelliği taşıdığından son kullanıcı taleplerinde ciddi artış görülmüştür (Plastic Market Raporu, 2021). Uluslararası Enerji Ajansı (IEA) raporuna göre 1950 yılından sonra ani bir artış gösteren plastik üretimi 2000 yılında 213 milyon

tona ulaşmış, 2040 yılında ise 540 milyon tona ulaşması beklenmektedir (Şekil 2.5) (Sharma ve diğ., 2023).

Dünya genelinde plastik üretimindeki artış plastik atıkların miktarında da artışa neden olmuştur (Wright ve diğ., 2013). Kimyasal, fiziksel ve biyolojik süreçler sonunda yapısal bütünlüğü bozularak mikroplastiklere dönüşen plastiklerin (Costa ve diğ., 2016) bozunma süreçleri çok yavaş olduğu için çevresel ortamlarda oluşturduğu kirlilik uzun yıllar devam etmektedir. Küçük partiküllere ayrılarak dünya genelinde bir dağılım oluşturan plastik ve mikroplastiklerin su, toprak ve atmosferik ekosistemlere ulaştığında giderimi neredeyse imkânsız hale geldiğinden çevresel ortamlardaki yaşam döngüsünü tamamlamadan önce emisyonlarını sınırlayıcı ve dağılımlarını önleyici yasal önlemlerin alınması son derece önemlidir (Steensgaard ve diğ., 2017).



Şekil 2.5. Küresel ölçekte yıllık plastik üretimi

Zararlı etkileri nedeniyle mikroplastiklerin oluşumuna neden olan ilk kaynaklarında önlemler alınması ekosistem kirliliğinin önüne geçilmesi için etkili bir yöntem olabilir (McDevitt ve diğ., 2017). Hükümetlerin ve karar vericilerin plastik ve mikroplastik üretimini kısıtlamak amacıyla politikalar belirlemesi ve çevresel ortamlarda bilimsel verilerle oluşturulacak küresel atık yönetimi bu tür atıkların oluşumunun engellemesi için olumlu sonuçlar ortaya koyacaktır (Laskar ve Kumar, 2019; Rochman ve diğ., 2016). Dünya genelinde insanların mikroplastik kirliliğine ilgileri arttıkça

ülkelerde mikroplastiklerin yayılımı ile ilgili kısıtlamalara başlamıştır (McDevitt ve diğ., 2017).

Çizelge 2.8’de çeşitli ülkelerde plastik ve mikroplastik kirliliğinin önlenmesi amacıyla yapılan yasal düzenlemeler verilmiştir. Çizelge 2.8 incelendiğinde 2016-2020 yılları arasında Danimarka, Fransa, İrlanda, İtalya, Yeni Zelanda, İsveç, Güney Kore, Tayvan gibi pek çok ülkenin insanların mikroplastiklere maruziyetini azaltmak için çeşitli kısıtlamalara gittiği görülmektedir. Bu düzenlemeler çerçevesinde deterjanlarda, çeşitli temizlik ürünlerinde, diş macunlarında, cilt, saç, deri, tırnak ve yüz bakım ürünleri gibi pek çok üründe mikroplastiklerin kullanılması kısıtlanmıştır. Bununla beraber biyolojik olarak parçalanabilen, ortamda kalıcı olmayan, suda çözünen, tıbbi ilaçlarda kullanılması önem arz eden mikro parçacıkların kullanımı kısıtlamaların dışında tutulmuştur.

Mikroplastiklerin çeşitlerinden olan ve pek çok kozmetik üründe kullanılan mikroboncuklar Kanada Çevre Koruma Yasasıyla toksik madde sınıfına alınmıştır. Mikro boncukların yasal olarak toksik madde sınıfına alınması bu maddelerin herhangi bir yolla çevresel ortamlara bırakılmasını önlemek için yasal çalışmaların başlamasına neden olmuştur. Kanada Çevre Bakanlığı Federal Dairesi ülkedeki çeşitli eyaletlerde yer alan plastik üreticileri ve sivil toplum örgütleriyle hareket ederek 2018 yılında içeriğinde mikro boncuk bulunan tuvalet malzemelerinin ve kişisel bakım ürünlerinin üretimini ve ithalatını yasaklamıştır. Bu yasağı 2019 yılında Kanada’da günlük kullanımda önemli bir yer tutan temizlik ve hijyen ürünleri ile ilgili düzenlemeleri içeren Tuvalet Malzemeleri Yönetmeliğindeki kısıtlamalar izlemiştir. Bu yönetmeliğe göre diş macunlarında kullanılan mikro boncuklar yasaklanırken, mikro boncuk yerine geçebilecek bir madde olmadığı için reçeteli olarak satılan ilaçlardaki mikro boncuk kullanımına herhangi bir kısıtlama getirilmemiştir.

Avrupa Birliği Komisyonu tarafından Avrupa Birliği üyesi ülkelerde temizlik ve yüz ovma ürünlerine kasıtlı olarak katılan mikroplastiklerin kısıtlanmasına yönelik taslak 2022 yılında yayınlanmıştır. Taslağın yasalaşmasından itibaren kozmetik ürünlerinde 4 yıl, parfüm ve kozmetik ürünlerinde 6 yıl, tırnak ve makyaj ürünlerinde ise 12 yıl içinde mikroplastiklerin kullanımının tamamen ortadan kaldırılması planlanmaktadır.

Çizelge 2.8. Bazı ülkelerde mikroplastiklerin kısıtlanmasına ilişkin yapılan çalışmalar

Ülke	Yasaklama tarihi	Yasağın kapsamı	Kullanım alanı	İstisnalar	Kanun veya yönetmelik adı
Kanada	01/07/2019	≤5 mm boyutunda plastik mikro boncuklar.	Diş macunları.	Reçeteli ilaçlar.	Kayıt SOR_2017-111 – Tuvalet malzemelerinde mikro boncuklar.
Danimarka	01/01/2020 AB yasağına kadar	Kasıtlı olarak eklenen mikroplastikler.	Saç ve cilt için kullanılan kozmetik ürünler, saç ve deri için kullanılan kozmetik ürünler.	-	Atıksız plastik-Plastik Eylem Planı.
Fransa	01/01/2018	Tamamen veya kısmen plastik malzemeden oluşan ve sıcak şekillendirme işlemiyle elde edilen herhangi bir katı parçacık, özellikle boyutu < 5 mm olan mikro parçacıklar.	Temizleme, parlatma yada peeling için kullanılan kozmetik ürünler.	Ortamda kalıcı olmayan, biyolojik veya kimyasal olarak oluşturulmuş doğal kaynaklı parçacıklar.	6 Mart 2017 tarih ve 2017–291 sayılı kararname.
İrlanda	14/06/2019	Suda çözünmeyen ve en geniş boyutu 5 mm'den büyük olmayan katı plastik parçacıklar.	Kozmetik ürünler, temizlik ürünleri.	Suda çözünür parçacıklar.	Mikroboncuk Yasası 2019.
İtalya	01/01/2020	Kozmetik ürünlere kasıtlı olarak eklenen, suda çözünmeyen, 5 mm veya daha küçük katı plastik parçacıklar.	Temizle, parlatma yada peeling için kullanılan kozmetik ürünleri ve deterjanlar.	Suda çözünür parçacıklar.	Kanun, 27 Aralık 2017, n. 205.
Yeni Zelanda	07/06/2018	En geniş noktasında 5 mm'den küçük olan ve suda çözünmeyen plastik parçacık.	Bir ürünün görünümü, herhangi bir alanın veya yüzeyin temizlenmesi, kişilerin vücut bakımı ve peeling için kullanılan yıkama ürünleri.	Suda çözünen plastik parçacıklar, tıbbi cihaz veya ilaçlar.	Atık Minimizasyonu (mikro boncuk) Yönetmeliği 2017.
Güney Kore	01/07/2017	5 mm den küçük plastik katı atıklar.	-	-	Gıda ve İlaç Bakanlığı Güvenlik Tebliği No. 2019-352.

İsveç	01/06/2019	5 mm'den küçük plastik katı atıklar.	Ciltte ve saçta temizlik sonrası yapılacak yıkama için tasarlanan ürünler.	Doğal olarak oluşan polimerler ve sucul organizmalar için herhangi bir zarar riski oluşturmayan monomerler.	SFS numarası: 1998:944.
Tayvan	23/08/2016	Parçacık çapının 5 mm'den küçük olduğu vücut temizliği için kullanılan katı plastik parçacıklar.	Diş macunu, saç yıkama, yüz yıkama ve banyo yapmak için kullanılan kozmetikler.	Biyolojik olarak parçalanamayan plastikler yasağa dahil edildi.	Huan-Shu-Fei-Tzu No. 1060059207.
Birleşik Krallık	İngiltere 01/01/2018 İskoçya 19/06/2018 Galler 30/06/2018 Kuzey İrlanda 11/03/2019	Boyutu 5 mm'ye eşit veya daha küçük ve suda çözünmeyen herhangi bir katı plastik parçacık.	Deri saç tırnak dudak dış temizliği için kullanılan kişisel bakım ürünleri.	Suda çözünür plastikler.	İngiltere, Kuzey İrlanda, İskoçya, Galler Çevre Koruma Yönetmelikleri.
ABD	01/07/2018	Boyutu 5 mm'den küçük olan herhangi bir katı plastik parçacık.	Vücut temizliği.	Biyolojik olarak parçalanabilir plastik.	2015 Mikrobonsuz Sular Yasası.
Avrupa Birliği	2022	Mikroplastik ≥ 100 nm, mikroplastik ≤ 5 mm.	Temizleme, parlatma yada peeling için mikro boncuklar içeren kozmetik ürünler, saç ve deri için kullanılan kozmetik ürünler.	Kimyasal olarak modifiye olmadan doğada bulunanlar, biyolojik olarak çözünenler.	ECHA EK XV kısıtlama raporu RAC ve SEAC (taslak) temel belge (ve ekler)
Avrupa Birliği	2015	Plastik poşet.	Hafif plastik taşıma poşetleri.	-	2015/720 Sayılı Direktif
Türkiye	2019	Plastik poşetler dahil tüm atık türleri.	Tüm atık türleri.	-	Sıfır Atık Yönetmeliği.
Türkiye	2019	Plastik poşet.	Alış-veriş poşetleri	Kalınlığı 15 mikrondan az olan poşetler.	Çevre Kanunu ve Bazı Kanunlarda Değişiklik Yapılmasına Dair Kanun.

Birleşik Krallık ve Amerika Birleşik Devletleri'nde ise biyolojik olarak parçalanabilir polimerler (biyoplastikler) yasa dışında tutularak vücut temizliğinde kullanılan ürünlerdeki mikroplastiklerin kullanımını 2018 yılında yasaklanmıştır. Avrupa Birliği Konseyi tarafından okyanuslarda ve denizlerde en fazla bulunan tek kullanımlık plastiklerin kullanımı 2021 yılında yasaklanmıştır. Üye ülkelerin 2025 yılına kadar bu atıkların %25'ini, 2030 yılına kadar ise %30'unu geri dönüşüme kazandırması

planlanmaktadır. Buna ek olarak 2021 yılında geri dönüştürülmemiş plastik ambalajlara 0.8 €/kg oranında vergi getirilmiştir.

Avrupa Birliği ülkelerinde okyanusların ve denizlerin kirlenmesine karşı alınacak tedbirler son derece önemlidir. Bu kapsamda geliştirilen Deniz Stratejisi Çerçeve Direktifi'ne göre Avrupa Birliği üyesi ülkeler denizlerinde kirliliğin azaltılması için etkili stratejiler ortaya koyarak tek kullanımlık plastiklerin kullanımını azaltmak, ayrı toplamak ve geri dönüşümünü sağlamak zorundadır (Onay ve diğ., 2021). Avrupa Birliği'nde her yıl yaklaşık 100 milyar plastik poşet tüketilmektedir ve bu da kişi başına yıllık ortalama 200 adet plastik poşet tüketimi anlamına gelmektedir. Artan tek kullanımlık poşet tüketimini ve bu durumun doğa üzerindeki olumsuz etkilerini önlemek amacıyla Avrupa Parlamentosu ve Avrupa Konseyi tarafından plastik torbaların tüketiminin azaltılmasına ilişkin 94/62/EC sayılı Direktifi değiştiren (AB) 2015/720 sayılı Direktif 29 Nisan 2015 tarihinde kabul edilmiştir. (Bostanoğlu, 2021). Dünya genelinde sadece Avrupa Birliği ülkeleri değil Fas, Eritre, Ruanda, Bangladeş, Meksika ve Avustralya gibi pek çok ülkede plastik poşetlerin kullanımı yasaklanmıştır (Tutoğlu, 2019).

2018-2019 yılları arasında ülkemizde üretilen ortalama 9.6 milyon ton plastiğin 2.2 milyon tonu ambalaj olarak piyasaya sürülmüş ve bu ambalajların sadece yaklaşık %23'ü geri dönüşüme kazandırılmıştır (Onay ve diğ., 2021). Günlük hayat içerisinde malzemelerin taşınması, paketlenmesi ve sunulması açısından önemli bir yer tutan plastiklerin kontrolsüz şekilde doğaya bırakılması mikroplastiklerin oluşumuna neden olan önemli bir etkidir ve geri dönüşüme kazandırılmaları son derece önemlidir. Ülkemiz Cumhurbaşkanlığı nezaretinde başlatılmış olan ulusal sıfır atık programını 2017 yılından itibaren uygulamaya başlamış ve 2019 yılında yasal hale getirmiştir. Sıfır atık projesinin önemli hedeflerinden birisi plastik atıkların kaynağında ayrı toplanması ve geri dönüşüme kazandırılması olup bu hedefin 2023 yılında Türkiye genelinde tamamen yaygınlaştırılması hedeflenmiştir. Sıfır atık projesi ülkemiz denizlerindeki atıkların azaltılması için son dönemde geliştirilen en önemli projelerdendir (Çevik ve diğ., 2021).

1 Ocak 2019 tarihinden itibaren Çevre Kanunu ve Bazı Kanunlarda Değişiklik Yapılmasına Dair Kanun'daki düzenleme ile plastik alışveriş poşetleri ücretli hale getirilmiştir. Söz konusu düzenleme ile alışverişte kullanılan plastik poşetler 25 kuruş ile ücretlendirilmiştir. Bu düzenleme ile kalınlığı 15 mikrondan fazla olan poşetlerden ücret alınırken, kuruyemiş, kozmetik, meyve, sebze ve ekmek gibi ürünlerin poşetinden ücret alınmamaktadır. Türkiye'de yılda ortalama 30-35 milyar plastik poşet tüketilmekte olup bu miktar kişi başına yaklaşık 440 adet poşete denk gelmektedir. 2019 yılında başlayan

sıfır atık ve plastik poşetlerin ücretlendirilmesi projeleri ile 2025 yılına kadar bu sayının 40'a düşürülmesi hedeflenmektedir ki bu durum Avrupa Birliğinin 2015/720 AB Direktifi ile uyumludur (Bostanoğlu, 2021). Plastik poşetlerin ücretli hale getirilmesi sonrasında şehir atıkları içerisindeki kişi başına düşen plastik poşet oranı %14 azalma, plastik poşet kullanımında %34 azalma ve yeniden kullanılabilir poşet kullanımında %32'lik bir artış görülmüştür (Şenturk ve Dumludag, 2020).

2.6. Mikroplastikler ve PAH bileşikleri

PAH'lar otomobil emisyonları, fosil yakıt kullanımı gibi antropojenik kaynaklar ile volkanik patlamalar ve orman yangınları gibi doğal kaynaklardan çevreye salınan, iki veya daha fazla benzen halkasından oluşan organik bileşiklerdir, PAH'ların varlıkları genellikle birden fazla çevresel ortamda tespit edilmiştir. PAH bileşiklerinin 16 tanesi Çevre Koruma Ajansı tarafından öncelikli kirleticiler olarak belirlenmiştir (Mukhopadhyay ve diğ., 2020). PAH'lar benzer hidrofobisiteye sahip kirleticilere kıyasla mikroplastiklerde yüksek konsantrasyon seviyelerinde tespit edilen organik kirleticilerdir (Velzeboer ve diğ., 2014). Örneğin askıda katı maddede adsorplanan PAH konsantrasyonu 5600-20000 ng/g iken mikroplastiklerde adsorplanan PAH konsantrasyonu 6900-77000 ng/L olarak tespit edilmiştir (Mai ve diğ., 2018a).

Çizelge 2.9'da mikroplastiklere ilintili toplam PAH konsantrasyonları verilmiştir. Çalışmalarda 11 ile 17 arasında PAH bileşiği incelenmiştir ve incelenen PAH bileşikleri genel olarak 16 EPA PAH bileşiğini temsil etmektedir. Çizelge 2.9 incelendiğinde nehir suyu, sahil kumu, sahil sedimenti, nehir sedimenti, deniz suyu, deniz sedimenti, körfez sedimenti ve albatros kuşunun midesinde tespit edilen mikroplastiklerde PAH kirliliğinin araştırıldığı görülmektedir. Çalışmalar genellikle sahil kumundan alınan mikroplastikler üzerine yoğunlaşmıştır. En yüksek toplam PAH konsantrasyonunun Kuzey Pasifik deniz suyunda 193860 ng/g konsantrasyon değerinde tespit edildiği görülmektedir. ABD ve Çin'de tatlı su kaynaklarında yapılan çalışmalara bakıldığında PAH konsantrasyonlarının 104-6200 ng/g aralığında olduğu görülmektedir.

Çizelge 2.9. Literatür çalışmalarında tespit edilen mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları

Bölge	Numune tipi	ΣPAH (ng/g)	Kaynak
Kaliforniya, Hawaii, Meksika, ABD	Nehir suyu	1200-6200	Rios ve diğ., 2007
	Sahil kumu	1400-1700	
	Albatros kuşu	640	
Tayvan	Nehir suyu	104-3595	Chen ve diğ., 2020b
Kaliforniya	Sahil kumu	18-1900	Van ve diğ., 2012
Çin	Nehir suyu	282.4-427.3	Tan ve diğ., 2019
	Nehir ve sahil sedimenti	286-4121	Shi ve diğ., 2020
	Deniz suyu	3400-119000	Mai ve diğ., 2018a
	Sahil kumu	70.8-1509	Lo ve diğ., 2019
	Sahil kumu	136.3-2384.2	Zhang ve diğ., 2015
Meksika	Deniz sedimenti	<dl-53180	Osten ve diğ., 2023
Portekiz	Sahil kumu	75-1334.8	Frias ve diğ., 2010
Japonya, ABD, Vietnam, Kosta Rika, Pasifik Okyanusu, Karayip Denizi	Sahil kumu	1-9300	Hirai ve diğ., 2011
Brezilya	Sahil kumu	33-2068	Taniguchi ve diğ., 2016
	Sahil sedimenti	30-27735	Fisner ve diğ., 2013
Hindistan	Sahil kumu	35.4-46191.6	Jayasiri ve diğ., 2014
İspanya	Sahil kumu	35-17068	Camacho ve diğ., 2019
Uruguay	Sahil kumu	806-7528	Rodríguez ve diğ., 2020
	Sahil kumu	62-758	Lozoya ve diğ., 2016
Endonezya	Sahil kumu	153-2000	Bouhroum ve diğ., 2019
Portekiz	Sahil kumu	53-44800	Antunes ve diğ., 2013
	Sahil kumu	50-24000	Mizukawa ve diğ., 2013
İsviçre	Sahil kumu	2-71	Pannetier ve diğ., 2019
Belçika	Sahil kumu	1076-3007	Gauquie ve diğ., 2015
Arjantin	Sahil kumu	108.76±12.88	Arias ve diğ., 2023
Kuzey Pasifik	Deniz suyu	1.2-193860	Chen ve diğ., 2018
İran	Körfez sedimenti	73.8-116.1	Foshtomi ve diğ., 2019

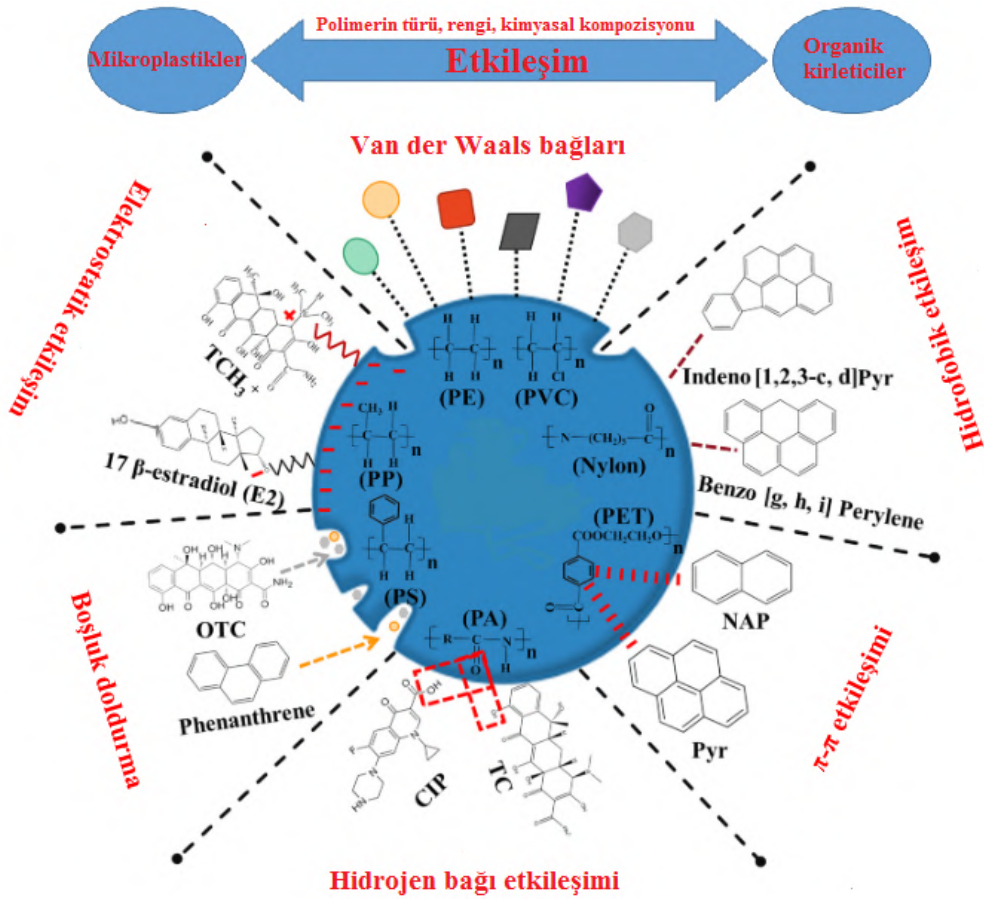
<dl: dedeksiyon limitinin altında

Karasal ortamlardaki tarım, endüstri ve diğer antropolojik faaliyetler su ekosistemlerinin tehlikeli kimyasallarla önemli ölçüde kirlenmesine neden olduğundan su ortamındaki kirlilik parametreleri dünya genelinde endişe yaratan önemli bir unsur haline gelmiştir. Her yıl yaklaşık 625000 varile denk bir hacimde petrolün, karadan kıyı sularına düzenli olarak boşaltıldığı ve kimyasal kirlilik açısından plastik malzemelerin her yıl küresel deniz kirliliğine 35 ila 917 ton arasında katkı saldığı tahmin edilmektedir (Suhrhoff ve Scholz-Bottcher, 2016).

Plastikler mikroplastik boyutuna indirildiğinde hafiflik, biyofilm yüzeyi oluşturma, su ortamında yüzebilme ve hidrofobiklik gibi özelliklerini kaybetmemektedirler. Mikroplastikler kirlenici taşıma potansiyeline sahip oldukları, biyolojik olarak parçalanmaya uğramadıkları ve lipofilik oldukları için buldukları ortamlarda önemli düzeyde tehlike meydana getirebilmektedir. Mikroplastikler kendileri gibi lipofilik özelliğe sahip PAH, PCB, dikloro difenil trikloroetan (DDT), polibromlu

difenil eter (PBDE) türü kalıcı organik kirleticileri adsorblayarak besin zincirinde daha yukarıda yer alan canlılara taşınmasına neden olmaktadır (Mato ve diğ., 2001; Bakir ve diğ., 2014; Yurtsever, 2015). Bu kalıcı organik kirleticiler genel olarak hidrofobik özelliğe sahiptir ve su ile karşılaştırıldığında mikroplastiklere karşı afiniteleri daha yüksektir. Mikroplastiklerin kalıcı organik kirleticileri hem yüzeyine adsorbe edebildiği hemde iç kısmına absorbe edebildiği ve mikroplastikler üzerinde adsorblanan kimyasal kirleticilerin daha konsantre hale geldikleri tespit edilmiştir (Mato ve diğ., 2001; Lee ve diğ., 2014; Velzeboer ve diğ., 2014).

Pellet izleme programı kapsamında yapılan çalışmada PAH, PCB, DDT ve PBDE türü kirleticilerin konsantrasyonları 1 ile 10000 ng/g olarak tespit edilmiş (Hirai ve ark., 2011) ve tespit edilen bu konsantrasyonlar hidrofobik organik kirleticilerin sudaki konsantrasyonlarına göre 10^6 kat daha fazla olduğu rapor edilmiştir (Lohmann, 2017). Plastik atıklardan daha büyük yüzey alanına sahip olan mikroplastikler sudaki çözünürlükleri düşük olan sediment ve mikroplastiklere adsorbe olma eğilimi gösteren PAH, PCB ve DDT gibi hidrofobik organik kirleticilerin taşıyıcısı kabul edilmektedir (Lee ve diğ., 2014; Wright ve Kelly, 2017; Ju ve diğ., 2019; Prajapati ve diğ., 2022). Şekil 2.6'da başta PAH'lar olmak üzere kirleticilerin mikroplastikler üzerindeki etkileşim yolları görülmektedir (Xia ve diğ., 2023). Şekil 2.6 incelendiğinde mikroplastiklerin kimyasal sorbsiyon kinetiğini polimerin türü, rengi, kimyasal kompozisyonu gibi unsurların yanı sıra hidrofobik etkileşim, elektrostatik etkileşim, π - π etkileşimi, hidrojen bağı etkileşimi, van der Waals etkileşimi ve gözenek doldurma gibi etkileşim türlerinin etkilediği görülmektedir (Wang ve diğ., 2018; Hüffer ve Hofmann, 2016; Prajapati ve diğ., 2022).



Şekil 2.6. Mikroplastiklerin organik kirleticiler ile etkileşim yolları

Sorpsiyon ifadesi absorpsiyon ve adsorpsiyon mekanizmalarının her ikisini de kapsamaktadır ve absorpsiyonda, kimyasal kirletici unsur plastik polimerin iç kısmına girerken, adsorpsiyonda ise plastik parçacığın yüzeyine yapışmaktadır. Deniz suyu ve tatlı su gibi kirlilik düzeyinin düşük olduğu su ortamlarında adsorpsiyon daha baskın süreç olarak gerçekleşir ve hidrojen etkileşimi, van der Waals kuvvetleri, elektrostatik etkileşim ve hidrofobik etkileşim gibi kovalent olmayan etkileşim türlerini içerir. Yüksek kirletici konsantrasyonlarında ve sorbat molekülleri sorbent makriksinin üzerine dağılırken zayıf van der Waals kuvvetleri tarafından tutulduğunda ise absorpsiyon meydana gelir. Gözenek doldurma ile van der Waals etkileşimi dışındaki etkileşim türlerinin temeli kirlilik parametresinin mikroplastiklerin yüzeyine yapışması esasına dayanmaktadır (Prajapati ve diğ., 2022).

Hidrofobik etkileşim polar olmayan iki maddenin bir araya gelmesi veya kümelenmesini sağlayan çekim olarak tanımlanmaktadır (Torres ve diğ., 2021). Bu mekanizmaya göre mikroplastikler suya karşı düşük polarizasyon gösterdikleri için hidrofobik olma eğilimindedirler. Bu durum su ortamlarında mikroplastiklerin bir

adsorbent gibi davranarak hidrofobik kimyasalların yüzeylerine tutunmasını sağlamaktadır. Su ortamında küresel şeklinde bir yapı oluşturan PS, PE, PP, PET ve PVC gibi yaygın mikroplastik polimerlerinin çoğu hidrofobik olduğundan PAH türü hidrofobik organik kirleticilerin adsorplanması için hidrofobik etkileşim baskın olan sorpsiyon mekanizmasıdır (Wang ve diğ., 2016; Tourinho ve diğ. 2019; Verla ve diğ., 2019; José and Jordao, 2020). PE, PS ve PVC türü mikroplastiklerin phenanthrene ve pyrene türü PAH'lara karşı yüksek bir adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğu rapor edilmiş ve PE türü mikroplastikler üzerinde 24000 ng/g PAH konsantrasyonu tespit edilmiştir (Mizukawa ve diğ., 2013).

Organik kirleticilerin hidrofobikliğini temsil etmekte kullanılan oktanol-su dağılım katsayısı (K_{ow}) hidrofobik etkileşimi etkileyen başka bir faktördür (Liu ve diğ., 2019a). Daha yüksek K_{ow} 'a sahip organik kirleticiler mikroplastikler tarafından daha kolay adsorbe edilme eğilimine sahiptir (Zhao ve diğ., 2020a). Polyester üzerinde adsorplanan bazı PAH'lar ile gerçekleştirilen çalışmada düşük halkalı PAH'larla kıyaslandığında mikroplastiklerin daha yüksek K_{ow} 'a sahip 6 halkalı PAH'ları adsorbe etme olasılığının daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Wiśniowska ve Włodarczyk-Makuła, 2022).

Elektrostatik etkileşim aynı yüke sahip moleküller tarafından itilme yoluyla yada zıt yüklü moleküller aracılığıyla çekimle meydana gelmektedir (Tourinho ve diğ., 2019). Mikroplastikler kötü hava koşulları ve fotooksidasyona bağlı olarak $-OH$, $-C$, $=O$ ve $C=O$ gibi polar oksijen içeren gruplar geliştirirler ve bu durum negatif yüklerin ortaya çıkmasına neden olarak hidrofilik organik bileşiklerin sorplanmasıyla sonuçlanır (Liu ve diğ., 2019b). Genel olarak elektrostatik etkileşim belirli bir pH değerinde gerçekleşir.

Adsorpsiyon ortamının pH'ı mikroplastiklerin sıfır yük noktasını aştığında, mikroplastiklerin yüzeyi negatif yükle yüklenecek ve pozitif yüklü organik kirleticiler elektrostatik olarak çekilecektir. Ancak adsorpsiyon ortamının pH'ı organik kirleticilerin asit ayrışma sabitini aştığında ise protonlara ayrıştırılacak ve elektrostatik itmeye yol açan anyonik bir form oluşarak mikroplastikler tarafından adsorpsiyon inhibasyona uğrayacaktır. Bu nedenle, elektrostatik etkileşim mikroplastiklerin elektrifikasyonu, organik kirleticilerin formu ve ilgili yük miktarı ile yakından ilgilidir (Fu ve diğ., 2021). π - π etkileşimi kovalent olmayan etkileşim olarak bilinir ve genellikle π -konjuge yapıya sahip mikroplastikler ile organik kirleticiler arasında ortaya çıkan bir tür çekimdir. π - π etkileşimi genellikle ortak aromatik gruplar içeren PAH'lar gibi organik sorbatlar ile mikroplastikler arasında olur. Örneğin PE, PP ve PVC gibi alifatik polimerlere kıyasla

PS'da PAH'ların daha iyi adsorplanması sorbent ve sorbattaki aromatik halkalar arasındaki π - π etkileşimlerinden ileri gelmektedir (Hüffer ve Hofmann 2016; Torres ve diğ., 2021; Xia ve diğ., 2023). Aromatik halkaya sahip bazı organik kirleticiler π - π etkileşim kuvveti sayesinde PE ve PP gibi alifatik polimerlere göre PS tarafından daha fazla adsorplanmıştır (Prajapati ve diğ., 2022). Karboksil, metil ve hidroksil gibi organik kirleticilerdeki fonksiyonel gruplar π - π etkileşiminin yoğunluğunu etkileyebilmektedir (Liu ve diğ., 2020a). Naphthalene türevlerindeki (NAP-CH₃ ve NAP-COOH) karboksil ve metil gruplarının PS türü mikroplastikler ile π - π etkileşimini arttırdığını göstermiştir (Yu ve diğ., 2020).

Hidrojen bağı etkileşimi sırasıyla organik kirleticilerde ve mikroplastiklerde proton alıcı gruplar ve proton verici mevcut olduğunda veya tam tersi olduğunda söz konusudur. Polimerlerde klor (Cl), azot (N), oksijen (O) ve kükürt (S) gibi elektronegatif atomların varlığı, dipol-dipol veya dipol kaynaklı dipol etkileşimlerine yol açar. Bu nedenle hidrojen bağı etkileşimi genellikle PS, PVC, PA ve PC'de meydana gelir (Torres ve diğ., 2021; Atugoda ve diğ., 2021). Hidrojen bağı etkileşimi esas olarak fenil, karbonil, karboksil, hidroksil ve metil gibi fonksiyonel gruplar içeren mikroplastiklerin ve organik kirleticilerin gruplarından etkilenir (Xia ve diğ., 2023). Fenil varlığından dolayı hidroksil ve karboksil gibi daha fazla oksijen içeren grupların hidrojen bağına güçlendiren PS ve PVC türü mikroplastiklerin yüzeyine dahil edilebileceği tespit edilmiştir (Liu ve diğ., 2019a). Hidrojen bağı etkileşimi hidrofobik ve elektrostatik etkileşimler ile karşılaştırıldığında daha zayıf bir etkileşim türüdür (Torres ve diğ., 2021).

Van der Waals kuvvetleri iyonik bağ veya kovalent bağ meydana getirmeyen moleküller arasındaki spesifik olmayan zayıf etkileşimi ifade etmektedir. Bu zayıf elektriksel kuvvet, organik moleküllerin ve plastik polimerlerin birbirine yapışmasına olanak sağlar. Van der Waals moleküller arası etkileşimlerin neden olduğu moleküller arasındaki çekimi ifade eder. PP ve PE gibi spesifik fonksiyonel grupları olmayan apolar alifatik polimerler hidrofobik organik kirleticilerle van der Waals yoluyla etkileşime girmektedir (Prajapati ve diğ., 2022). Phenanthrene ve naphthalene gibi daha az hidrofobik bileşiklerin polarize edilebilirliğine bağlı olarak PE üzerine bağlanmasındaki etkin kuvvet van der Waals kuvvetleridir (Guo ve diğ., 2012; Guo ve Wang, 2019). PE, PP, PS ve PES türü mikroplastiklerin PAH'ları ve farmasotikleri van der Waals kuvvetleri yoluyla adsorbe ettikleri tespit edilmiştir (Li ve diğ., 2018; Guo ve Wang, 2019; Elizalde-Velázquez ve diğ., 2020).

Gözenek doldurma türü etkileşimde kirletici unsurlar mikroplastiklerin gözeneklerine girerek sıkışır ve gözenekte kalırlar (Wang ve diğ., 2020a, 2020b). Mikroplastiklerin özgül yüzey alanı ne kadar büyükse ve parçacık boyutu ne kadar küçükse gözenek doldurma mekanizması o kadar kolay gerçekleşir ve mikroplastiklerin eskimesi bu etkiyi artırmaktadır (Zhang ve diğ., 2018; Zhao ve diğ., 2020b). Gözenek doldurma mekanizması genellikle camsı polimerlerde meydana gelmektedir (Bakır ve diğ., 2012; Liu ve diğ., 2019c). Phenanthrenenin PVC ve PE türü mikroplastiklerin üzerindeki adsorpsiyonunun incelendiği çalışmalarda bu mekanizma gözlemlenmiştir (Bakır ve diğ., 2014a, 2014b; Obst ve diğ., 2011).

Adsorpsiyon mekanizması tek bir etkileşim türü ile ortaya çıkmaz. Genellikle, bir veya daha fazla etkileşim mekanizmasının bir araya gelmesiyle ortaya çıkan bir süreçtir (Xia ve diğ., 2023). Bunların arasında, hidrofobik dağılım ile elektrostatik etkileşim, π - π etkileşimi, hidrojen bağı etkileşimi ve van der Waals kuvvetleri genellikle aynı anda meydana gelirler ve ayırt edilmeleri zordur. (Endo ve diğ., 2008; Foo ve Hameed, 2010; Fang ve diğ., 2019). Hidrojen bağı etkileşimi ve van der Waals kuvvetleri, kirletici moleküllerin mikroplastiklere bağlanmasını diğer etkileşimlere göre artıran daha zayıf elektrostatik etkileşimlerdir. Her polimer için sorpsiyon, polimerler ve hidrofobik organik kirleticiler arasındaki etkileşime bağlı olarak değiştiğinden plastik polimerler için sabit bir sorpsiyon kapasitesi sırası yoktur. PE organik kimyasallar için maksimum sorpsiyon potansiyeline sahipken PVC camsı yapısı ve geniş adsorpsiyon bölgeleri nedeniyle en düşük sorpsiyon kapasitesine sahiptir (Prajapati ve diğ., 2022). PS düzlemsellik, hidrofobiklik ve π - π etkileşimleri meydana getirirken, PE sadece van der Waals etkileşimleri üretebilmektedir (Yu ve diğ., 2019).

2.7. Ülkemizde Mikroplastiklerle İlgili Yapılan Çalışmalar

Ülkemiz genelinde plastik kirliliğinin takibi ve belirlenmesi için yapılan çalışmaların geçmişi 1980'li yıllara dayanmaktadır. Bingel ve diğ. (1987) tarafından yapılan çalışmada ülkemizin kuzeydoğu akdeniz kıyılarından trawl ağları ile alınan örneklerdeki plastiklerin miktarları belirlenmiştir. Deniz altı topoğrafyasına bağlı olarak 100 metre derinliğe kadar örneklerin alındığı çalışmada 15-30 dk arasında değişen süreler boyunca deniz suyu 6 metre kanat açıklığı ve 14 mm gözenek çapına sahip trawl ağından geçirilmiştir. Plastik kirliliği İskenderun Körfezi, Mersin Körfezi ve Taşucu Körfezinde yoğun şekilde tespit edilirken toplam plastik kirliliğinin en çok görüldüğü yer 6400 g/s miktarı ile İskenderun körfezi olmuştur. Gerçekleştirilen çalışmada elde edilen

plastiklerin etiketli olanları incelendiğinde örnekleme alanındaki plastik kirliliğinin sadece ülkemizden kaynaklı değil akdenize kıyısı olan Suriye, Lübnan ve İsrail gibi ülkelerden de kaynaklandığı düşünülmüştür. Plastik kirliliğinin uzun dönemli etkilerinin ortaya çıkaracağı sonuçların gözlemlenebilmesi için daha fazla inceleme yapılmasının tavsiye edildiği çalışma ülkemizde plastik kirliliğinin tespiti açısından ilk olma özelliği taşımaktadır. Yıllar ilerledikçe ve plastik kirliliğine bağlı olarak ortaya çıkan mikroplastiklerin dünya genelinde önemli bir sorun olduğu anlaşıldıkça ülkemizde yapılan çalışmalar bu yönde bir artış eğilimi göstermiştir. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından 2015 ve 2016 yıllarında Marmara, Akdeniz, Ege ve Karadenizden alınan su kolonu, deniz yüzey suyu ve sedimentinde mikroplastiklerin analizleri gerçekleştirilmiş ve sonuçlar Çizelge 2.10'da verilmiştir (Tübitak Mam-ÇŞB, 2017). Su kolonu örneklerinde en yüksek miktar 2015 yılında 91.88 MP/m³ ile Karadenizde tespit edilirken, en düşük miktar 2.58 MP/m³ ile Akdeniz'de belirlenmiştir. 2015 ve 2016 yıllarında su kolonunda tespit edilen ortalama mikroplastik sayısı sırasıyla 36.71 ve 11.02 MP/m³ olarak rapor edilmiştir.

Çizelge 2.10. Marmara Denizi, Akdeniz, Ege Denizi ve Karadenizde tespit edilen mikroplastik sayıları

Denizler	İzleme Noktası	Replika	Su kolonu (MP/m ³)		Yüzey suyu (MP/m ³)		Sediment (MP/L)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
Marmara Denizi	Z17	-	-	8.62	-	0.92	-	187
	MD24	-	-	5.88	2.17	0.90	940	94
	İZ30	-	44.84	17.05	1.78	0.94	500	243
Akdeniz	SEYSW3	-	11.75	13.08	2.60	0.01	260	133
	MERSWR	-	4.15	2.58	0.54	2.39	500	313
	TASSW1	-	4.03	3.23	0.27	0.01	80	440
Ege Denizi	İZMSW3	R1	33.12	18.34	2.55	3.00	3060	1360
		R1	67.26	19.02	3.41	5.01	1900	360
	ALİSW1	R2	-	9.85	-	8.19	380	380
		R3	-	16.30	-	2.29	-	740
Karadeniz	TRK53	R1	-	9.631	12.23	6.89	1780	2780
		R2	-	9.723	-	2.41	-	3940
		R3	-	4.722	-	3.00	-	1240
	TRK46	R1	91.88	19.86	4.71	20.04	2000	920
		R2	-	10.69	-	4.22	-	1580
		R3	-	7.81	-	-	-	1300

-: tespit edilmedi, (Z17: İzmit Orta Körfez, MD24: Yalova-Kıyı, İZ30: İzmit Körfezi-Körfez sonu, SEYSW3: Seyhan Nehri ağızı, MERSWR: Mersin Körfezi, TASSW1: Taşucu, İZMSW3: İzmir Dış Körfez, ALİSW1: Aliağa Körfezi, TRK53, TRK46: Trabzon Kontrol istasyonları)

Deniz yüzeyinden alınan örneklerde ise en yüksek ve en düşük miktarlar 2016 yılında yine Karadeniz ve Akdeniz'de sırasıyla 20.04 MP/m³ ve 0.01 MP/m³ olarak tespit edilmiştir. Yüzey suyunda tespit edilen ortalama mikroplastik miktarları 2015 yılında

3.36 MP/m³, 2016 yılında 4.01 MP/m³'dür. Su kolonu ve yüzey suyu örneklerinin aksine sedimentlerdeki en yüksek ve en düşük mikroplastik miktarları sırasıyla 2015 yılında 3060 MP/L ile Ege Denizi'nde, 2016 yılında 94 MP/L ile Marmara Denizi'nde görülmüştür. Toplam mikroplastik miktarlarına bakıldığında sediment örneklerinde en yüksek mikroplastik kirliliği Karadeniz de tespit edilmiştir. Genel olarak Marmara, Akdeniz, Ege ve Karadeniz'de su kolonu, yüzey suyu ve sediment örneklerinde mikroplastik miktarlarının 2016 yılında 2015 yılına göre birkaç nokta haricinde azalma eğiliminde olduğu tespit edilmiştir.

Yürütülen çalışmada yaz aylarında Marmara Denizi'nden alınan örneklerde yoğun mikroplastik sayılarına 2015 yılında ulaşılırken, su kolonu ve yüzey sularında en fazla siyah renkli fiber türünde mikroplastikler, sedimentlerde ise sert plastikler tespit edilmiştir. Akdenizden alınan örnekler yaz aylarında Seyhan, Mersin, Taşucu kıyılarından alınmıştır. 2015 yılında Mersin kıyısından alınan örneklerde en yoğun mikroplastik kirliliğine rastlanılırken, 2016 yılında en yoğun mikroplastik kirliliğine sahip izleme noktası Taşucu kıyısı olmuştur.

Ege Denizi'nde yapılan çalışmalar iki izleme noktasında yürütülmüştür. Alınan sediment örneklerinde en yoğun tespit edilen mikroplastikler siyah ve mavi fiberlerin olduğu, su kolonlarında ise yeşil mikroplastiklerin olduğu tespit edilmiştir. Karadeniz'de yürütülen çalışmalar ise sırasıyla Trabzon Değirmendere'de ve Giresun Aksu Deresi'nde gerçekleştirilmiştir. Alınan örneklerde en yoğun şekilde siyah renkli fiberler tespit edilirken bunu mavi ve kırmızı renkli fiberler takip etmiştir. En yoğun mikroplastik kirliliği 2016 yılındaki Trabzon Değirmendere ki sedimentlerde tespit edilirken, en düşük mikroplastik kirliliği yine 2016 yılında Giresun Aksu Deresi yüzey suyu örneklerinde tespit edilmiştir. Çizelge 2.11'de ülkemizde yüzeysel sularda yapılan mikroplastik çalışmaları verilmiştir. Ülkemizdeki yüzeysel sularda mikroplastik yoğunluğunun tespiti için yapılan çalışmalar genelde Akdeniz ve Marmara Denizindeki deniz suyu örneklerinde yapılırsa da farklı su kaynaklarındaki mikroplastik kirlilikleri de incelenmiştir. Akdeniz bölgesinde deniz suyunda 0.17-26.37 MP/m³ arasında değişen miktarlarda mikroplastik kirliliği tespit edilmiştir. Bölgede mavi renkli mikroplastikler baskın şekilde tespit edilirken, tespit edilen baskın polimer türü naylon olmuştur (Gökdağ, 2017). İskenderun'da 14 noktadan alınan deniz suyu numunelerde ortalama mikroplastik miktarı 1067120 MP/km² bulunurken (Gündoğdu, 2017), 8 faklı nehirde ortalama mikroplastik miktarı 293±59 MP/m³ olarak tespit edilmiştir (Özgüler ve diğ., 2022). Marmara Denizinin farklı fiziksel koşullara sahip 9 noktasından alınan

numunelerde ortalama plastik miktarı 2373 MP/m² olarak tespit edilmiştir. Mikroplastik miktarının yüksek çıkmasının Marmara Denizinin bir kapalı havza olmasına bağlandığı çalışmada fiber grubu mikroplastikler baskın şekilde tespit edilmiştir (Gürbüz, 2017).

Çizelge 2.11. Ülkemizde yüzeysel sulara mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar

Çalışma bölgesi	Örnek tipi	Mikroplastik sayısı	Kaynak
Karadeniz	Deniz	18.68±3.01 MP/m ³	Terzi ve diğ., 2022
Akdeniz	Deniz (2015)	0.58-26.37 MP/m ³	Gökdağ, 2017
	Deniz (2016)	0.17-13.83 MP/m ³	
Marmara Denizi	Deniz	2373 MP/m ²	Gürbüz, 2017
	Deniz	1263 MP/m ³	Tunçer ve diğ., 2018
	Deniz	3.71 MP/m ³	Konya, 2019
	Deniz	146.63±123.27 MP/L	Sönmez ve diğ., 2023
	Lagün	33 MP/L	Çullu ve diğ., 2021
Kızılırmak	Nehir	1.783-40.03 MP/m ³	Aytan ve diğ., 2020
Mersin	Deniz	539189-7699716 MP/km ²	Gündoğdu ve diğ., 2018
	Nehir	293±59 MP/m ³	Özgüler ve diğ., 2022
Sinop	Deniz (yüzey)	2.667±2.325 MP/m ³	Öztekin ve Bat., 2017
	Deniz (kolon)	24.475±26.153 MP/m ³	
İskenderun	Deniz	1067120 MP/km ²	Gündoğdu, 2017
İskenderun	Deniz	0.2254 MP/m ²	Gündoğdu ve Çevik, 2017
Mersin	Deniz	0.6827 MP/m ²	
Asi Nehri	Nehir	0.03-0.48 MP/m ³	Şahutoğlu, 2022
Dalyan-Iztuzu	Deniz	0.148±0.07 MP/m ²	Zilifli ve Tunçer, 2021
Ergene Nehri	Nehir	6.90±5.16 MP/L	Akdogan ve diğ., 2023

Küçükçekmece lagünündeki mikroplastik kirliliğinin belirlenmesi için yürütülen çalışmada ortalama mikroplastik miktarı 33 MP/L olarak tespit edilirken, Sarıkuş lagününde yapılan çalışmada yüzey suyunda 2.667±2.325 MP/m³, su kolunda ise 24.475±26.153 MP/m³ tespit edilmiştir (Çullu ve diğ., 2021). Karadeniz bölgesinde ortalama mikroplastik miktarı 18.68±3.01 MP/m³ olarak tespit edilmiş ve en yoğun bulunan polimer türü PET olmuştur (Terzi ve diğ., 2022). 14 noktadan alınan İztuzu sahil sularında ortalama mikroplastik miktarı 0.148±0.07 MP/m² olarak bulunurken, Kızılırmak'ta 1.783-40.03 MP/m³, Asi Nehrinde 0.03-0.48 MP/m³, Ergene Nehrinde 6.90±5.16 MP/L tespit edilmiştir (Aytan ve diğ., 2020; Şahutoğlu, 2022; Akdoğan ve diğ., 2023)

Çizelge 2.12'de ülkemizde sedimentlerde gerçekleştirilen mikroplastik çalışmaları verilmiştir. Sediment numunelerinde çalışmaların genelde deniz sedimentinde gerçekleştirildiği görülmektedir. Sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastikler MP/km² ve MP/kg birimlerinde ifade edilmiştir. Akdoğan ve diğ. (2023) Ergene Nehri sedimentinde mikroplastiklerin miktarını araştırmışlardır. Fiber şekilli, siyah renkli ve polimer tipi baskın olarak PS olan mikroplastikleri tespit etmişlerdir. Ergene Nehrine

tekstil endüstrisi ve organize sanayi bölgesinden gelen atıkların mikroplastiklerin başlıca kaynağı olduğu rapor edilmiştir.

Çizelge 2.12. Ülkemizde sedimentlerde mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar

Çalışma bölgesi	Örnek tipi	Mikroplastik sayısı	Kaynak
Karadeniz	Deniz sedimenti	64.06 ±8.95 MP/kg	Terzi ve diğ., 2022
Marmara Denizi	Deniz sedimenti	566 MP/kg	Doğruyol, 2019
	Deniz sedimenti	0.3-85.6 g/kg	Baysal ve diğ., 2020
	Deniz sedimenti	580 MP/L	Konya, 2019
İstanbul Boğazı	Deniz sedimenti	865.8-4195.8 MP/kg	Olguner, 2021
Ergene Nehri	Nehir sedimenti	277.76±207.21 MP/kg	Akdoğan ve diğ., 2023
Muğla	Kumsal sedimenti	33-143 MP/50 gr	Gül ve diğ., 2023
Mersin	Koy sedimenti	2670 MP/km ²	Gündoğdu ve diğ., 2017
Antalya	Deniz sedimenti	13.3-651.1 MP/km ²	Olguner ve diğ., 2018
Antalya	Deniz sedimenti	18.5- 2186 kg/km ²	Güven ve diğ., 2013

Çizelge 2.13’de ülkemizde sahil kumlarında yapılan mikroplastik çalışmaları verilmiştir. Kumsallar insanların mevsimsel olarak yoğun bulunabildiği, turistik faaliyetleri ile kirletilen alanlardır. Deniz ve deniz canlıları ile sürekli temas halinde olmasından dolayı plastik atıklar için kalıcı veya geçici depolama alanı olabilirler (Şener ve diğ., 2019). Bu sebeple sahil kumlarında da mikroplastiklerin araştırılması önemlidir. Çizelge 2.13 incelendiğinde daha yüksek bir nüfusa ve insan faaliyetlerine maruz kalan Marmara denizi sahil kumunda daha yüksek mikroplastik miktarı tespit edildiği görülmektedir.

Çizelge 2.13. Ülkemizde sahil kumlarında mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar

Çalışma bölgesi	Mikroplastik sayısı	Kaynak
Karadeniz	22 MP/m ²	Terzi ve diğ., 2020
	20.7 MP/kg	Şener ve diğ., 2019
	0.085 to 5.058 MP/m ²	Topçu ve diğ., 2013
Ege Denizi	1154.4 adet/kg	Yabanlı ve diğ., 2019
Akdeniz	19.5 ± 1.2 MP/m ²	Gündoğdu ve diğ., 2019
Marmara Denizi	66.2 MP/m ²	Artüz ve diğ., 2021
Sinop	1.080-4.505 MP/m ²	Visne ve Bat, 2016
	1.512 adet/m ²	Öztekin ve diğ., 2020
Rize	1.22-4.17 MP/m ²	Aytan ve diğ., 2020

Ülkemizde mikroplastiklerin tespiti ile ilgili yapılan çalışmalarda deniz suyu üzerinde yoğunlaşsa da özellikle son yıllarda gıda maddelerinde mikroplastik kirliliği araştırılmaya başlanmıştır. Çizelge 2.14’de ülkemizde gıda ürünlerinde gerçekleştirilen çalışmalar verilmiştir. Çizelge 2.14 incelendiğinde bazı meyve ve sebzelerde, ayran, su,

soda, tuz, çay, şeker, midye ve hazır süt örneklerinde mikroplastiklerin araştırıldığı görülmektedir.

Çizelge 2.14. Ülkemizde gıdalarda mikroplastikler ile ilgili yapılan çalışmalar

Çalışma alanı	Örnek türü	Mikroplastik sayısı	Kaynak
Muğla	Domates, armut, soğan, elma, salatalık, patates	2.9±1.6 MP/gr	Aydın ve diğ., 2023
İstanbul	Ayran	18 MP/gr	Büyükcüoğlu ve diğ., 2023
İstanbul	Su	2-20 MP/L	Altunışık, 2023
	Soda	5-35 MP/L	
Sakarya	Deniz tuzu	56 MP/200 gr	Yurtsever, 2018
	Kaya tuzu	28 MP/200 gr	
	Göl tuzu	63 MP/200 gr	
Tuz Gölü	Tuz	1-241 MP/mg	Çatalbaş, 2017
Sakarya, İstanbul	Tuz	97.4 MP/200 gr	Balcı, 2020
	Poşet çay	36.5 MP/poşet çay	
	Çay şekeri	104.274 MP/200 gr	
Karasu Nehri	Midye	0.81-6.69 MP/g	Atıcı, 2022
Rize	Hazır süt	1-16 MP/L	Başaran ve diğ., 2023
-	Tuz	39±30 MP/L	Özçiftçi ve diğ., 2023

Domates, armut, soğan, elma, salatalık ve patates örneklerinde mikroplastik varlığının incelendiği çalışmada en çok tespit edilen polimer türü PE ve en çok mikroplastığın tespit edildiği ürün domates olmuştur (Aydın ve diğ., 2023). Çalışmada gerçekleştirilen risk analizlerine göre bir yetişkin insanın ve bir çocuğun günde 100 gram domates tüketimi ile sindirim sistemlerine yetişkinler de 1.6 mikroplastik çocuklarda ise 6.8 mikroplastik gireceği tahmin edilmiştir. Bir yetişkinin su ve soda tüketimi ile maruz kaldığı mikroplastik miktarı sırasıyla 0.019 ve 0.009 MP/kg/vücut ağırlığı/gün olarak hesaplanmıştır (Altunışık, 2023).

2.8. Su ve Sediment Numunelerinde Mikroplastiklerin Analiz Yöntemleri

Mikroplastik analizleri numune alma, mikroplastiklerin organik kalıntılardan temizlenmesi, yoğunluk farkıyla mikroplastiklerin matriksten ayrılması, görsel ayırım ve sayım ve polimer tipinin tespiti basamaklarından oluşmaktadır.

2.8.1. Su ve sediment numunelerinin alınması

Çizelge 2.15'de çalışmalarda yüzeysel sulardan su numunesi almak için kullanılan yöntemler verilmiştir. Çizelge 2.15 incelendiğinde su numunelerinin ağlar yardımı ile kütleli olarak alındığı görülmektedir.

Çizelge 2.15. Çalışmalarda yüzeysel sulardan numune alma yöntemleri

Çalışma alanı	Numune alma yöntemi	Kaynak
Marmara Denizi, Türkiye	Manta trawl ağı	Tunçer ve diğ., 2018
Akdeniz, Türkiye	Manta trawl ağı	Güven ve diğ., 2017
Hovsgol gölü, Moğolistan	Manta trawl ağı	Free ve diğ., 2014
Tamar Nehri, İngiltere	Manta trawl ağı	Sadri ve Thompson, 2014
Chabahar Körfezi, İran	Neuston ağı ağı	Aliabad ve diğ., 2019
Gallatin Nehri, ABD	1 L grap numune	Barrows ve diğ., 2018
Dutch Nehri, Amsterdam	2 L grap numune	Leslie ve diğ., 2017
Taihu Gölü, Çin	5 L grap numune	Su ve diğ., 2016
Yangtze Nehri, Çin	5 L grap numune	Su ve diğ., 2018
Wei Nehri, Çin	5 L grap numune	Ding ve diğ., 2019
Yangtze ve Hanjiang Nehri, Çin	20 L numune, pompa ile	Wang ve diğ., 2017
Tibet Platosu Nehri, Çin	30 L grap numune	Jiang ve diğ., 2019
Geoje Adası: İç koy, Kore	100 L grap numune	Song ve diğ., 2014

Mikroplastiklerin analizi için farklı filtrasyon formları büyük hacimli numunelerin alınması için kullanılabilir (GESAMP, 2016). Mikroplastik numuneleri su yüzeyinden dikdörtgen bir girişi olan ve bir toplama kabına bağlanmış ağlar, bongo plankton ağları, neuston ağları, manta trawl ağları ve plankton ağları ile alınabilir. Ağlarla numune almada daha büyük su hacimlerinin örneklenmesi sağlanabilir ve böylece daha temsili bir değer bulunabilir. Kullanılan ağların en önemli özelliği ağ gözenek çapı büyüklüğüdür. Yapılan çalışmalarda özellikle 0.053-3 mm arasında gözenek çapına sahip ağlar kullanılmıştır. Ağ gözeneklerinin 20 µm'den küçük olması tıkanmaya sebep olmaktadır. Ağ ile örnekleme 20 µm altı plastiklerin gözden kaçırılmasına sebep olabilir.

Yapılan bazı çalışmalarda yüzeysel sulardan kütleli su numuneleri alınmış ve sonra vakum filtrasyon kullanılarak mikroplastikler ayrılmıştır (Ng ve Obbard 2006; Desforges ve diğ., 2014). Kütleli örnekleme, örnekleme işleminde numunenin tüm hacminin azaltılmadan alındığı örneklemedir (Silva ve diğ., 2018). Grap numune alma yönteminde de küçük çaplı mikroplastikler de tespit edilebilir ve numuneleme sırasında kontaminasyon riski düşüktür. Literatür çalışmalarında genellikle 20 µm boyutun canlı vücuduna girebilmesi ve daha küçük mikroplastik boyutlarında canlıların sindirim sistemlerinde tıkanmalara neden olmasında dolayı 20 µm ve 5 mm çaplı elekler grap numune alımında kullanılmıştır. Literatürde grap numuneleme de 0.25-20 L arasında, ağlar ile yapılan numuneleme de ise 5-310000 L arasında numune hacmi alınmıştır.

Çizelge 2.16'da çalışmalarda mikroplastik analizi sediment numunesi almak için kullanılan yöntemler verilmiştir. Çizelge 2.16 incelendiğinde farklı miktarlarda sediment numunelerinin grap olarak alındığı görülmektedir. Sediment numunelerinin alınabilmesi için tanımlanmış standart bir prosedür bulunmamaktadır.

Çizelge 2.16. Çalışmalarda sedimentlerden numune alma yöntemleri

Çalışma alanı	Numune alma yöntemi	Kaynak
Akdeniz, Türkiye	Van Veen örnekleyici	Güven ve diğ., 2017
Tibet Platosu, Çin	200 g grap numune	Jiang ve diğ., 2019
Dutch Nehri, Amsterdam	1 kg grap numune	Leslie ve diğ., 2017
Taihu Gölü, Çin	2 kg grap numune	Su ve diğ., 2016
Yangtze Nehri, Çin	2 kg grap numune	Su ve diğ., 2018
Wei Nehri, Çin	5 kg grap numune	Ding ve diğ., 2019

Sediment numunelerinin alınmasında bazı çalışmalarda cam, metal ve plastik kaplar kullanılmış, bazı çalışmalarda ise mikroplastikler seçilerek yerinde örnekleme yapılmıştır. Sediment numuneleri genellikle 1-10 cm derinlikten ve 0.01-4 m² alandan alınmıştır. Mikroplastiklerin örneklenmesi ve analizi için cam ve metal kullanılması, plastik aletler veya ekipmanlardan mümkün olduğunca kaçınılması gerekmektedir. Plastik parçalar numunede kontaminasyona sebep olabilir (Brander ve diğ., 2020).

Ayrıca sonuçların raporlanmasında da mikroplastik/m², mikroplastik/L, mikroplastik/kg gibi farklı birimler kullanılmaktadır. Bu durum dünya çapında yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçların karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır (Onoja ve diğ., 2022).

2.8.2. Organik kalıntıların temizlenmesi

Mikroplastiklerin tanımlanması ve karakterizasyonu için mikroplastik yüzeyinde adsorplanmış organik kalıntıların temizlenmesi önemlidir. Bu sebeple plastik parçacığın yapısal ve kimyasal bütünlüğünü değiştirmeden organik maddeyi temizleyecek bir yöntem uygulanır (Prata ve diğ., 2019). Çizelge 2.17'de yaygın olarak kullanılan mikroplastik yüzeyinden organik madde giderim yöntemleri ve dezavantajları verilmiştir. Başlıca kullanılan metotlar asit ile giderim, alkali giderim, oksidasyon ve enzimatik giderim metotlarıdır. Numunelerin yoğunluk ayırma aşamasından önce organik maddeyi gidermek için HCl ve HNO₃ gibi asitler kullanılabilir (Stock ve diğ., 2019). HNO₃ ile yapılan çoğu çalışmada organik maddenin giderimi için iyi bir alternatif olduğu belirlenmiştir. Ancak HCl'nin PE, PET ve PVC polimer türlerinin yüzeyini bozduğu tespit edilmiştir (Karami ve diğ., 2017). Alkali giderim yönteminde KOH ve NaOH yaygın olarak kullanılmaktadır. Selüloz asetat bazlı mikroplastikler hariç başlıca mikroplastik kalıntıları KOH parçalanmasına karşı dirençlidir (Kühn ve diğ., 2017). Ancak NaOH'ın PET, PVC, PC ve selüloz asetat gibi polimerlerin organik maddeyle birlikte bozulmasına neden olduğu bazı çalışmalarda tespit edilmiştir. Alkali giderim

yönteminde kullanılan NaOH ve KOH organik maddenin yeterince giderimini sağlayamayabilir. Ayrıca PET ve PVC polimerlerini tahrip edebilir ve PA polimerinin rengini bozabilir (Hurley ve diğ., 2018; Karami ve diğ., 2017).

Çizelge 2.17. Organik madde giderim yöntemleri ve dezavantajları

Metod	Tanımı	Dezavantajı	Kaynak
Asit ile giderim	Nitrik asit (%55 HNO ₃) ve hidroklorik asit (%37 HCl) gibi asitlerin kullanımı.	Yüksek asit konsantrasyonunda ve sıcaklıkta naylon ve PET gibi bazı düşük dirençli mikroplastiklerin parçalanması.	Qiu ve diğ., 2016
Alkali giderim	Potasyum hidroksit (%10 KOH) ve sodyum hidroksit (%20-50 NaOH) kullanılması.	Mikroplastiklerde hasar veya renk değişikliği riski.	Mai ve diğ., 2018 Qiu ve diğ., 2016
Oksidasyon	Hidrojen peroksit (%35 H ₂ O ₂) gibi oksitleyici maddelerin kullanımı.	Bazı plastiklerde büzülme olması.	Prata ve diğ., 2019
Enzimatik giderim	Enzimlerin kullanılması.	Herhangi bir risk içermemektedir ancak uygulanması zordur.	Karlsson ve diğ., 2017
Diğer metotlar	Mikrodalga ve ultrasonikasyon kullanımı.	Yüksek hasar riski.	Karlsson ve diğ., 2017 Yiying ve diğ. 2009

PE ve PVC türü plastiklerin asit ve bazlara karşı dirençli olduğu rapor edilmiş ve organik madde giderimi için NaOH, KOH, HCl ve HNO₃ kullanılmıştır (Lee ve Chae, 2021). Asit ve baz ile yapılan organik kalıntı gideriminin mikroplastiklerde de bozunma ve renk değişimine neden olduğu tespit edilmiştir (Lu ve diğ., 2021).

Organik kalıntıların giderimi için en yaygın kullanılan yöntem H₂O₂ ile giderim yöntemidir. Literatür çalışmalarının çoğunda %30'luk H₂O₂ kullanılmıştır. H₂O₂'nin bazı polimerlerin bozulmasına neden olabileceği rapor edilmiştir (Nuelle ve diğ., 2014). H₂O₂ prosesinde organik maddenin parçalanmasının uzun sürmesi dezavantajdır. Bu sebeple reaksiyon süresini kısaltmak için sıcaklık kullanılmıştır. Bu işlemde organik maddenin giderimi için belirlenen standart bir sıcaklık yoktur. Mikroplastiklere zarar vermemesi açısından bazı çalışmalarda numune 60 °C'ye kadar ısıtılmıştır. Organik kalıntıların kimyasal giderimini hızlandırmak için gerçekleştirilen bir diğer yöntem ise fenton işlemidir. H₂O₂ çözeltisine Fe(II) katalizi eklenerek organik madde giderim prosesi hızlandırılabilir. Fenton prosesinde reaksiyon ekzotermik olduğundan fenton reaksiyonunun sıcaklığı ve pH'ının oksidasyon sırasında takip edilmesi gerekir. %30 H₂O₂ çözeltisine 7 gün boyunca maruz kalmanın mikroplastiklerde değişime sebep

olmadığını belirlenmiştir (Tagg ve diğ., 2015). Mikroplastikler üzerindeki organik kalıntının parçalanması aşamasında mikroplastikler ısıca da olumsuz etkilenebilirler. Örneğin kabul edilebilir maksimum sıcaklık seviyeleri PVC için 50 °C, PP, PET ve HDPE için 100 °C'dir. Parçalanma proseslerinde sıcaklığın 50-70 °C'yi aşmayacak şekilde ayarlanması önerilmektedir. Organik maddeyi gidermek için kullanılan metotlar kullanılan kimyasalın özellikleri, konsantrasyonları, kullanılan sıcaklık ve süreye bağlı olarak polimerleri etkileyebilir (Monteiro ve Costa, 2022).

2.8.3. Yoğunluk ayırma

Mikroplastikleri plastik olmayan materyallerden ayırmak için yoğunluk ayırma yöntemi uygulanmaktadır. Yoğunluk ayırma işlemi için doygun bir tuz çözeltisi kullanılır. Doymuş tuz çözeltisi numune ile karıştırıldıktan sonra çökeltme beklenir ve mikroplastikler süpernatant kısımdan alınır. Numunedeki mikroplastikler %80-100 oranlarında numuneden bu yöntemle ayrılabilir. Çizelge 2.18'de doymuş çözeltilerin ve plastik türlerinin yoğunlukları verilmiştir. Bazı plastik türlerini ayırmak için su yeterli iken, bazı türler için doymuş çözeltiler hazırlamak gerekmektedir. PP, LDPE ve HDPE gibi yoğunlukları sudan daha az olan plastikler ki bunlar toplam mikroplastığın %46'sını oluşturur ve suyun üzerinde yüzebilirler. Geriye kalan mikroplastikleri ayırmak için doymuş tuz çözeltilerinden yararlanılmalıdır (Lee ve Chae, 2021).

Çizelge 2.18. Doymuş tuz çözeltileri ve plastik türlerinin yoğunluklarının karşılaştırılması

Plastik	Yoğunluk (g/cm ³)	Doymuş tuz çözeltisi
PP	0.85-0.93	-
LDPE	0.89-0.93	-
HDPE	0.94-0.97	-
PS	1.04-1.08	-
Naylon66 (PA 66)	1.14	NaCl
Poli (metil metakrilat) (PMMA)	1.18-1.2	NaCl
PVC	1.16-1.41	ZnCl ₂
	1.38-1.41	ZnCl ₂
	1.5-1.7	ZnCl ₂
PET	1.6	NaI
	1.62	Li ₂ O ₁₃ W ₄
	1.7	ZnBr ₂

Çizelge 2.19’de yoğunluk ayırma için kullanılan çözeltiler ve çözeltilerin avantaj ve dezavantajları verilmiştir. Mikroplastikleri numune matrisinden ayırmak için NaCl, NaI, ZnCl₂, ZnBr₂ ve Li₂WO₄ tuz çözeltileri yoğun olarak kullanılmaktadır. Ayrıca kanola yağı, etanol, zeytin yağıda yoğunluk ayırma yönteminde kullanılabilir (Lee ve Chae, 2021).

Çizelge 2.19. Mikroplastikleri ayırmak için kullanılan tuz çözeltilerinin karşılaştırılması

Tuz	Yoğunluğu (g/cm ³)	Avantajları	Dezavantajları	Kaynak
NaCl	1.2	Uygun maliyetli Kolay PS, PA, PP ve PE geri kazanımı	PVC ve PET geri kazanımı sağlanamıyor. Geri kazanım için çoklu yıkama gerekiyor. Zaman alıcı.	Quinn ve diğ., 2017 Claessens ve diğ., 2011
NaI	1.8	Kolay PS, PA ve PVC geri kazanımı	Pahalı Selüloz filtreyi karartır. Görsel ayırmayı zorlaştırır. Tehlikeli ve korozif.	Quinn ve diğ., 2017 Claessens ve diğ., 2011
ZnCl ₂	1.7	PA, PS, PVC, PET, PE ve PP geri kazanımı %95’e varan geri kazanım	Pahalı. Tehlikeli ve korozif.	Maes ve diğ., 2017
ZnBr ₂	1.71	Kolay %99’a varan geri kazanım PP, PE, PS, PVC, PET ve PA geri kazanımı	Pahalı. Tehlikeli.	Quinn ve diğ., 2017
Li ₂ O ₁₃ W ₄	1.62	Kolay PVC ve PET geri kazanımı	Pahalı. Geri kazanım oranı bilinmiyor. Polimerler üzerindeki etkisi tanımlanamadı.	Quinn ve diğ., 2017
Kanola yağı	-	Uygun maliyetli %96’ya varan PS, PVC, polyester elyaf ve PA geri kazanımı	Sonraki analiz basamakları için temizlik gereksinimi.	Crichton ve diğ., 2017
Ethanol	0.8	Uygun maliyetli Bitkisel materyalden ayırmak için en iyi metod PP, PE, PS ve PA geri kazanımı	Plastikten sedimenti ayıramaması.	Herrera ve diğ., 2018
Zeytin yağı	-	Uygun maliyetli PS, PVC, PET, PC ve PU geri kazanımı Düşük, orta ve yüksek yoğunluklu mikroplastikler için %90–92, %95–97 ve %94–95’e varan geri kazanım oranları	Politetrafloroetilen geri kazanımı sağlanamıyor.	Scopetani ve diğ., 2020

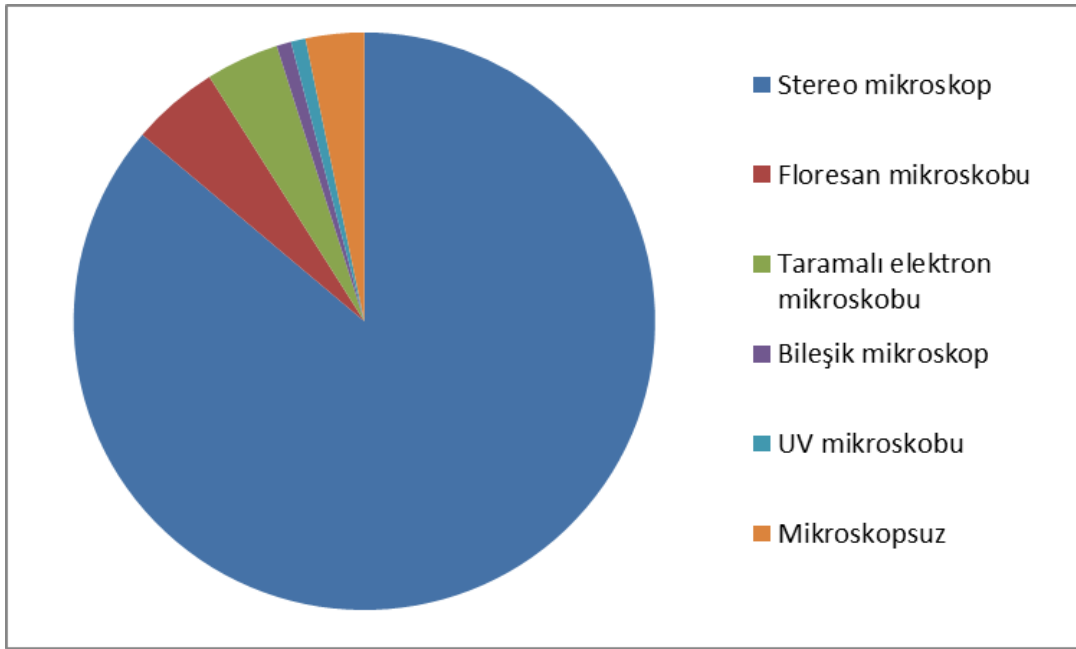
Literatür çalışmalarında yoğunluk ayırma için yaygın olarak doygun NaCl, ZnCl₂ ve NaI çözeltileri kullanılmıştır. NaCl doygun tuz çözeltisi Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi'nin (NOAA) kullanımı tavsiye ettiği bir yöntemdir. NaCl ucuz olduğu ve toksik olmadığı için tercih edilmektedir. Ancak doygun NaCl çözeltisinin yoğunluğu 1.2 g/cm³ olup PET, PVC ve PES gibi ağır plastiklerin ekstraksiyonunda NaCl çözeltisi yeterli olmamaktadır. Bu sorunun üstesinden gelmek için ZnCl₂ veya NaI kullanılmaktadır. ZnCl₂ çözeltisinin yoğunluğu 1.5-1.7 gr/cm³, NaI çözeltisinin yoğunluğu 1.6-1.8 gr/cm³ aralığındadır. Bu çözeltilerin kullanımı ile daha geniş aralıktaki polimerlerin ayrılması sağlanabilir. Mikroplastiklerin numune matrislerinden ayrılmasında ortalama olarak NaI %98, ZnCl₂ %91, NaCl %81 verim sağlamaktadır. Ancak ZnCl₂ ve NaI, NaCl ile kıyaslandığında pahalı ve çevresel açıdan toksiktir. Kullanımları ile ilgili en büyük kısıtlama sebebi budur. Kullanılan ZnCl₂ ve NaI miktarlarını azaltmak için daha az yoğun bir çözeltiyle ön ekstraksiyon ve NaCl ile kombinasyon yöntemleri kullanılabilir. ZnCl₂ ve NaI'nin ekonomik ve çevresel maliyeti, başlangıç numune boyutunun azaltılması veya geri dönüşüm ile de aşılabılır (Monteiro ve Costa, 2021; Lu ve diğ., 2021).

2.8.4. Görsel ayırım, sayım ve polimer türünün belirlenmesi

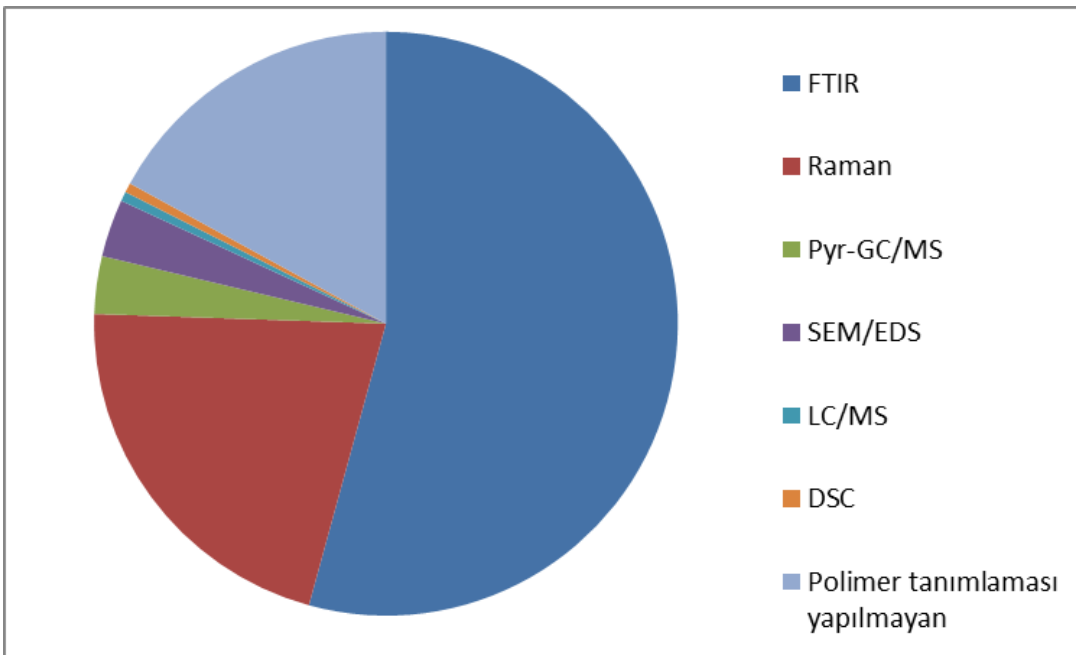
Numune hazırlama aşamasından sonra mikroplastikleri tanımlamak için farklı teknikler bulunmaktadır. Mikroplastikler boyut, şekil, yapı, renk ve polimer tipi bakımından farklılıklar göstermektedir.

Mikroplastiklerin fiziksel ve kimyasal özellikler mikroskopi, fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FTIR), raman spektrofotometreleri, piroliz gaz kromatografisi kütle spektrometrisi (Pyr-GC/MS) ile incelenmektedir. Optik mikroskop yöntemi ile görsel tanımlama, mikroplastikleri mikroskop altında gözle tanımlamak için basit ve doğrudan bir yöntemdir. Ancak bu yöntemin güvenilirliği düşüktür ve küçük plastik parçaları tanımlamak zordur (Zhou ve diğ., 2022). Görsel tanımlama farklı mikroplastiklerin boyutları, biçimleri ve renklerinin yanı sıra algılanan plastik parçacıkların sayısı hakkında yalnızca nicel bilgiler sağlayabilir. Polimer türünü tanımlamaz veya kesin olarak bir parçacığı plastik olarak belirlemez. Literatürdeki çoğu çalışmada mikroplastikleri sınıflandırma ve niceleme işlemi için mikroskop kullanılmıştır. Literatür çalışmalarında en az floresans mikroskobu ve tarama elektron mikroskobu kullanılmıştır. Yaygın olarak ise mikroplastiklerin sayısını, rengini, şeklini tespit etmek için stereo mikroskop kullanılmıştır (Lu ve diğ., 2021).

Mikroplastik araştırmalarında spektroskopi yöntemleri yaygın olarak uygulanmakta olup, FTIR, raman spektroskopi ve X-ışını spektroskopisi tanımlama için kullanılmaktadır. Genel olarak tanımlama, bilinmeyen parçacığın spektrumlarının spektral kitaplıklarla karşılaştırılmasıyla gerçekleştirilmektedir. FTIR tabanlı yöntemler, güvenilir olmaları ve numunelere zarar vermemeleri nedeniyle tercih edilmektedir (Lu ve diğ., 2021). Mikro-FTIR yönteminde mikroplastiklerin tek tek toplanması gerekmektedir ve 50 µm'den küçük mikroplastikleri seçmek zor olmaktadır. Odak düzlemi dizisi (FPA)-FTIR filtre üzerindeki tüm mikroplastik partikülleri otomatik olarak tanımlayabilir. Tespit süresinin uzun olması ve 20 µm'den küçük mikroplastikleri tespit edememesi FPA-FTIR yönteminin dezavantajları arasındadır. Raman spektroskopisi 20 µm'den küçük mikroplastikleri bile tanımlayabilen bir yöntemdir. Bu yöntemde ise numunedeki diğer maddeler sonuçlara girişim yapabilmektedir. Pyr-GC/MS ise yöntemi plastik polimerleri yüksek sıcaklıklarda parçalayarak kantitatif ve kalitatif analiz yapabilir. Bu yöntem sonunda ise numunenin yok olması dezavantajdır (Zhou ve diğ., 2022). Mikroplastikler ile ilgili yapılan 183 çalışma değerlendirilmiş ve çoğunlukla mikroplastiklerin belirlenmesi için stereo mikroskop ve mikroplastiklerin polimer tipini belirlemek için FTIR kullanıldığını tespit edilmiştir (Şekil 2.7) (Lu ve diğ., 2021). Stereo mikroskop ve FTIR kombinasyonu tüm mikroplastiklerin morfolojisine ve karakterizasyonuna karar verilmesinde kullanılabilir.



(a)



(b)

Şekil 2.7. Mikroplastiklerin (a) tanımlanması ve (b) polimer tipinin belirlenmesi için uygulanan yöntemler

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar

Çalışmada kullanılan bütün kimyasallar analitik saflıktadır. %30'luk H₂O₂, FeSO₄.7H₂O, ZnCl₂, silika jel, Na₂SO₄ kimyasalları Merck'ten temin edilmiştir. Aseton, n-hekzan, petroleteri, etil asetat gaz kromatografi için kullanıma uygun olacak şekilde Merck'ten temin edilmiştir. PAH (acenaphthene, acenaphthylene, anthracene, benzo[a]anthracene, benzo[a]pyrene, benzo[b]fluoranthene, benzo[ghi]perylene, benzo[k]fluoranthene, chrysene, dibenzo[ah]anthracene, fluoranthene, fluorene, indeno[123-cd]pyrene, naphthalene, phenanthrene, pyrene) bileşiklerine ait standart Accustandard'tan temin edilmiştir. 20 µm gözenek çaplı ve 5 mm gözenek çaplı paslanmaz krom elekler kullanılmıştır. 0.45 µm gözenek çapına sahip millipore ve naylon membran filtreler Merck'ten temin edilmiştir. Kullanılan helyum gazı ve azot gazı yüksek saflıktadır. Millipore Direct Q marka safsu cihazından safsu ve ultrasaf su temin edilmiştir.

Tez çalışmasında JSR marka su banyosu, cam filtrasyon düzeneği, Nikon marka biyolojik ışık mikroskopu, Krüss marka stereo mikroskop, KUDOS marka ultrasonik su banyosu, BUCHI marka rotary evaporatör, Thermo Fisher Scientific Nicolet marka FTIR cihazı, Agilent Technologies marka 6890 N model GC-MS cihazı kullanılmıştır.

3.2. Çalışma Alanı: Konya Kapalı Havzası

Çalışmada incelenen su ve sediment numuneleri Konya Kapalı Havzası'ndan alınmıştır. Konya Kapalı Havzası Ankara'nın Şereflikoçhisar, Aksaray'ın Merkez, Eskil, Gülağaç, Güzelyurt, Isparta'nın Şarkikaraağaç, Yenişarbademli, Karaman'ın Merkez, Kazımkarabekir, Ayrancı, Konya'nın Merkez, Kulu, Cihanbeyli, Altınekin, Derbent, Sille, Yarma, Hüyük, Beyşehir, Derebucak, Seydişehir, Yalıhüyük, Ahırlı, Bozkır, Akören, Çumra, Karasınır, Karapınar, Emirgazi, Ereğli, Halkapınar, Nevşehir'in Derinkuyu, Niğde'nin Merkez, Çiftlik, Altınhisar, Bor ilçelerini kapsamaktadır. Havzanın yüz ölçümü 49805.34 km² olup ülkemizin yaklaşık %7'sini oluşturmaktadır (T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, 2020). Türkiye'nin İç Anadolu Bölgesi'nde yer alan Konya Kapalı Havzası kuzeyden Sakarya ve Kızılırmak, doğudan Kızılırmak ve Seyhan, güneyden Doğu Akdeniz ve batıdan Antalya ve Akarçay Havzaları tarafından çevrelenmiştir. Konya kapalı havzası 9 adet alt havzaya ayrılmıştır. Çizelge 3.1'de alt

ise Belısırma ve Ilısu dereleri ile Tuz Gölü'nü besler (Konya Kapalı Havzası Yönetim Planı, 2018). Konya Kapalı Havzası Yönetim Planı'nda (2018) yüzeysel su kaynaklarına yapılan önemli baskılar tespit edilmiştir. Bu baskılar noktasal kirlilik kaynağından, yayılı kirlilik kaynağından, su çekimleri veya düzenlemesi ile akış rejimlerinde meydana gelen değişikliklerden ve morfolojik değişikliklerden meydana gelmektedir.

Çizelge 3.2'de yüzeysel su kütlelerine yapılan noktasal kaynaklı baskılar ve sayıları verilmiştir (Konya Kapalı Havzası Yönetim Planı, 2018). Çizelge 3.2 incelendiğinde Konya Kapalı Havzasında bulunan yerüstü su kaynaklarına yapılan başlıca noktasal kaynaklı baskıların endüstriyel deşarjlar, düzensiz katı atık depolama sahaları ve jeotermal bölgeler olduğu görülmektedir.

Çizelge 3.2. Yüzeysel su kütlelerine yapılan önemli noktasal kaynaklı baskılar

Baskı tipi	Önemli baskı sayısı	
Kentsel deşarjlar	Kentsel doğrudan deşarjlar	7
	Kentsel AAT deşarjları	12
Endüstriyel deşarjlar	Biyobozunur atık su	14
	Endüstriyel Emisyon Direktifi kapsamına giren faaliyetlerden kaynaklanan atık su	2
	Endüstriyel Emisyon Direktifi kapsamına girmeyen faaliyetlerden kaynaklanan atık su ve biyobozunmayan atık su	25
Katı atık depolama sahaları	Düzenli depolama sahaları (tehlikeli olmayan katı atıklar)	5
	Düzenli depolama sahaları (toksik ve tehlikeli katı atıklar)	1
	Düzensiz katı atık depolama sahaları	24
Jeotermal	Jeotermal enerji santralleri	0
	Jeotermal bölgeler	27
Madencilik deşarjları		0
Yağmur suyu taşkınları		3
Balık çiftliği deşarjları		4
Zeytinyağı fabrikaları		0

Çizelge 3.3'de yüzeysel sulara yapılan yayılı kaynaklı baskılar ve sayıları verilmiştir (Konya Kapalı Havzası Yönetim Planı, 2018). Çizelge 3.3 incelendiğinde başlıca yayılı baskı kaynaklarının sulama alanları, kuru tarım alanları, madencilik alanları, benzin istasyonları ve hayvancılık faaliyetleri olduğu görülmektedir.

Orman ve Su İşleri Bakanlığı tarafından Konya Havzası için izleme ağı tanımlanmıştır. Devlet Su İşleri 4. Bölge Müdürlüğü tarafından yüzeysel su kaynaklarından düzenli olarak numune alınarak izleme yapılmaktadır. İzleme noktaları operasyonel alan, gözetimsel alan ve korunan alan olarak sınıflandırılmıştır. Operasyonel alan izlemesi kirleticiler açısından risk altında bulunan su kütlelerinde kirlenme girişinin

olduğu yerlerde yapılan izlemedir. Gözetimsel alan izlemesi yüzeysel sulardaki doğal şartlardan ve insani faaliyetlerden kaynaklanan uzun dönemli değişikliklerin değerlendirilmesi için yapılan izlemedir. Sulak alan, içme suyu koruma alanı, milli park gibi koruma altına alınmış alanlarda yapılan izleme korunan alan izlemesi olarak tanımlanmaktadır.

Çizelge 3.3. Yüzeysel su kütlelerine yapılan önemli yayılı kaynaklı baskılar

Baskı tipi	Önemli baskı sayısı
Kentsel ve endüstriyel alanlar	1
Ulaşım rotaları	1
Havaalanları ve limanlar	0
Sulama alanları	31
Kuru tarım alanları	28
Meralar	1
Rekreasyon bölgeleri	0
Madencilik alanları	20
Benzin İstasyonu	17
Hayvancılık	62

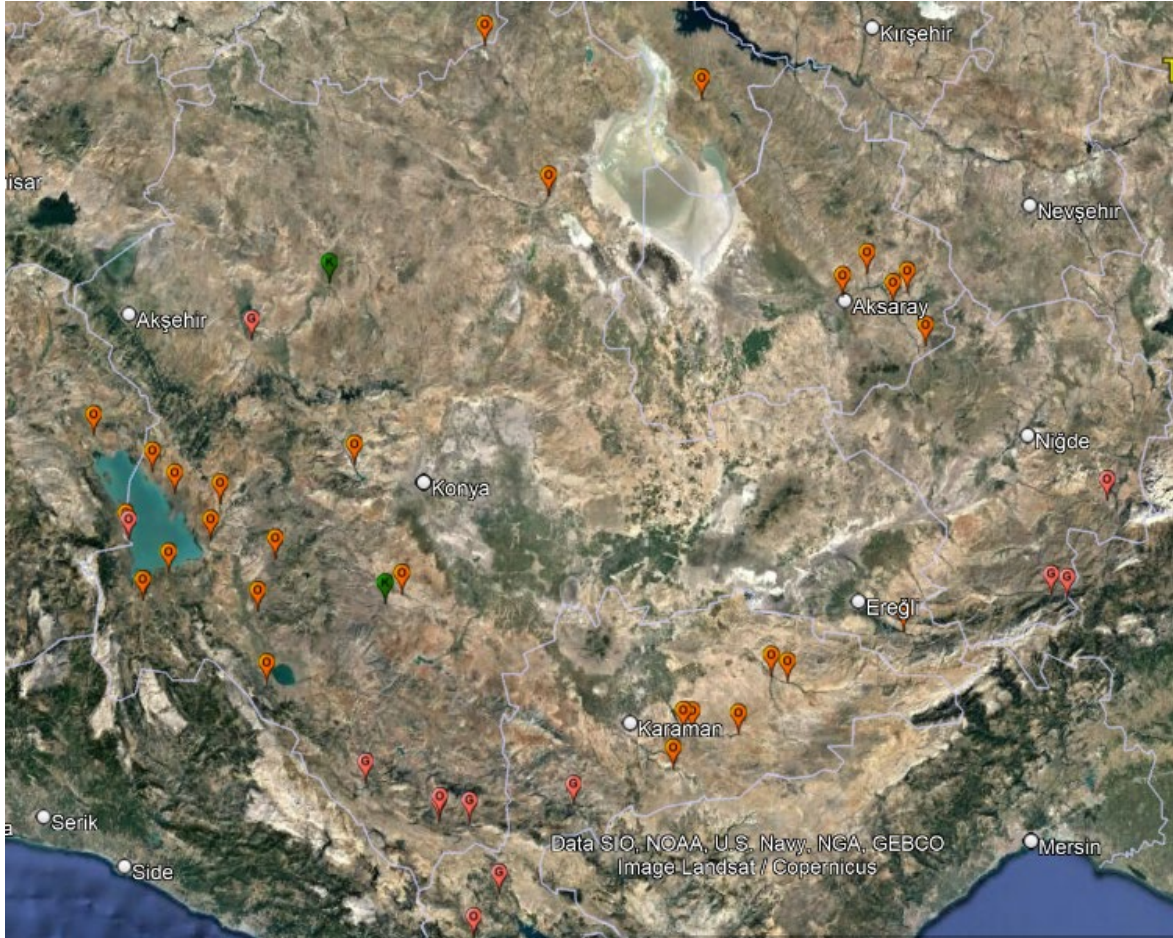
Doktora tezi kapsamında Orman ve Su İşleri Bakanlığı tarafından tanımlanan örnekleme noktalarından su ve sediment numuneleri alınmıştır. Çizelge 3.4'de numune noktaları ve alınan su hacimleri verilmiştir. Toplam 37 adet su numunesi ve 24 adet sediment numunesi alınmıştır. Alınan su numunelerinin 14 tanesi operasyonel izleme yapılan alanlardan, 21 tanesi gözetimsel izleme yapılan alanlardan ve 2 tanesi korunan alanlardan alınmıştır. Su numunelerinin 9 tanesi Beyşehir, 5 tanesi Seydişehir, 2 tanesi Tuz Gölü, 2 tanesi Hadim-Taşkent, 2 tanesi Ilgın, 1 tanesi Ereğli, 3 tanesi Niğde, 8 tanesi Karaman, 5 tanesi Aksaray bölgelerinden alınmıştır. Alınan 24 adet sediment numunesinin 12 tanesi operasyonel, 11 tanesi gözetimsel, 1 tanesi korunan alandan alınmıştır. Sediment numunelerinin 3 tanesi Beyşehir, 5 tanesi Seydişehir, 3 tanesi Tuz gölü, 3 tanesi Hadim-Taşkent, 1 tanesi Niğde, 4 tanesi Karaman, 5 tanesi Aksaray Bölgesinden alınmıştır.

Çizelge 3.4. Yüzeysel su ve sediment numune noktaları ve özellikleri

No	Numune no		Numune isimleri	Numune bölgesi	İzleme türü	Su hacmi (L)
	Su	Sediment				
1	Su1		Dolav deresi (Altınapa Barajı memba)	Beyşehir	Operasyonel	36
2	Su2		Kuruçay-Höyükli-Yazı deresi (BSA memba) Derebucak	Beyşehir	Gözetimsel	36
3	Su3	Sed1	Donrul-Bağ-Kocaçay deresi	Beyşehir	Operasyonel	36
4	Su4		Beyşehir çayı (BSA)	Beyşehir	Operasyonel	36
5	Su5		İlmen deresi	Beyşehir	Operasyonel	36
6	Su6		Salur deresi	Beyşehir	Operasyonel	36
7	Su7	Sed2	Yenişarbademli deresi (Beyşehir memba)	Beyşehir	Gözetimsel	36
8		Sed3	Hizar deresi, Gölyaka, Beyşehir göl giriş	Beyşehir	Operasyonel	-
9	Su8		Derebucak barajı mansap kanalı (Beyşehir Gölü)	Beyşehir	Gözetimsel	36
10	Su9		Ukavakbaşı-Kavak-Büyükköprü deresi	Beyşehir	Operasyonel	36
11	Su10	Sed4	Uluçay deresi (BSA Memba)	Seydişehir	Gözetimsel	36
12	Su11	Sed5	Suludere (BSA Memba)	Seydişehir	Gözetimsel	36
13	Su12	Sed6	Suğla memba	Seydişehir	Gözetimsel	36
14	Su13	Sed7	Dinamo deresi	Seydişehir	Gözetimsel	36
15	Su14	Sed8	May barajı memba	Seydişehir	Korunan Alan	60
16		Sed9	İnsuyu deresi	Tuz Gölü	Operasyonel	-
17	Su15	Sed10	Özdere deresi	Tuz Gölü	Operasyonel	36
18	Su16	Sed11	Yanarkaç deresi	Tuz Gölü	Operasyonel	36
19	Su17	Sed12	Gök deresi	Hadim-Taşkent	Gözetimsel	36
20	Su18		Akkaya deresi	Hadim-Taşkent	Gözetimsel	36
21		Sed13	Avşar barajı çıkışı	Hadim-Taşkent	Operasyonel	-
22		Sed14	Göktepe deresi, Günder	Hadim-Taşkent	Operasyonel	-
23	Su19		Battal deresi	İlgin	Gözetimsel	60
24	Su20		Atlantı sulama kanalı	İlgin	Korunan Alan	60
25	Su21		Aydın kent çayı (İvriz barajı memba)	Ereğli	Operasyonel	36
26	Su22		Kırgeçit deresi	Niğde	Gözetimsel	36
27	Su23		Çiftehane çayı	Niğde	Gözetimsel	36
28	Su24	Sed15	Ecemiş regülatörü	Niğde	Operasyonel	60
29	Su25		Kuşla deresi	Karaman	Gözetimsel	36
30	Su26		Göksu nehri	Karaman	Gözetimsel	36
31	Su27		Bozyer deresi (Gödet barajı memba)	Karaman	Gözetimsel	60
32	Su28		Yeşildere (İbrala barajı memba), Kızıllarağın köyü	Karaman	Gözetimsel	60
33	Su29	Sed16	Yeşildere (İbrala barajı memba), Nalıma köyü	Karaman	Gözetimsel	36
34	Su30	Sed17	Yeşildere	Karaman	Operasyonel	36
35	Su31	Sed18	Uludere (Ayrancı barajı memba), Kavaklık	Karaman	Gözetimsel	60
36	Su32	Sed19	Uludere (Ayrancı barajı memba), Üçharman köyü	Karaman	Operasyonel	60

37	Su33	Sed20	Ulu ırmak	Aksaray	Gözetimsel	36
38	Su34	Sed21	Ağzıkarahan deresi (Mamasın memba)	Aksaray	Gözetimsel	36
39	Su35	Sed22	Melendiz çayı	Aksaray	Operasyonel	36
40	Su36	Sed23	Karasu çayı	Aksaray	Operasyonel	36
41	Su37	Sed24	İlsu nehri	Aksaray	Gözetimsel	36

Şekil 3.2’de su ve sediment numunelerinin alındığı numune noktalarının harita üzerinde gösterimi verilmiştir.



Şekil 3.2. Yüzeysel su ve sediment numune noktalarının harita üzerinde gösterimi

Şekil 3.3’de numune alma çalışmaları sırasında numune noktaları etrafında çekilen bazı görüntülere yer verilmiştir. Şekil 3.3 incelendiğinde numune bölgelerinde yoğun şekilde makroplastik kirliliği olduğu görülmektedir.



Şekil 3.3. Numune alma noktalarından görüntüler

3.3. Kalite Kontrol ve Kalite Güvencesi

Numune alma ve analizler esnasında plastik malzeme kullanımından kaçınılmıştır. Su ve sediment numunelerinin alınmasında cam kaplar veya alüminyum folyo kullanılmıştır. Laboratuvarda analiz işlemleri esnasında havadan gelebilecek kontaminasyonu önlemek için numunelerin üzeri alüminyum folyo ile kapatılmıştır. Kıyafetlerden kaynaklı fiber mikroplastik, eldiven kullanımında gelebilecek mikroplastik kontaminasyonunu önlemek için pamuk labaratuvar önlüğü, lateks eldiven ve analizler esnasında maske kullanılmıştır. Analizler esnasında plastik malzeme kullanımından

kaçınılmıştır. Deneyler 2 tekrar olarak gerçekleştirilmiş ve analizlerle eş zamanlı blank analizler yapılmıştır.

3.4. Su ve Sediment Numunelerinin Alınması

Su numuneleri numune alınan yüzeysel su kaynağının kirlilik durumuna göre 36 L veya 60 L olarak alınmıştır (Şekil 3.4(a)). Su numuneleri alındıktan sonra önce 5 mm elekten ve sonra 20 μm 'lik elekten süzülmüştür (Şekil 3.4(b)). 5 mm'lik elek üzerinde kalan kısım boyut bakımından mikroplastik olarak değerlendirilemeyeceği için atılmıştır. 20 μm elek üzerinde kalan kısım mikroplastik analizi için kullanılmıştır (Şekil 3.4(c)). Sediment numuneleri 1 kg olarak alınmıştır. Sediment numuneleri paslanmaz çelik kürekler ile sediment yüzeyinden alınmıştır (Şekil 3.4(d)).



(a)



(b)



(c)



(d)

Şekil 3.4 (a) Su numunelerinin alınması, (b) su numunelerinin elekten geçirilmesi, (c) elek üstünde kalan kalıntılar, (d) sediment numunelerinin alınması



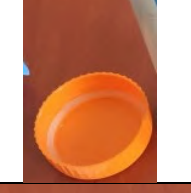



Alınan su ve sediment numunelerinde mikroplastikler ve mikroplastiklere ilintili PAH bileşikleri araştırılmıştır. Mikroplastik analiz ve mikroplastiklere ilintili PAH bileşiklerinin analizi için uygulanan ön işlemler farklılık gösterdiği için numuneler aynı noktalardan iki tekrar olarak alınmıştır. Aynı noktadan alınan numunelerin birinde mikroplastik analizi, diğerinde mikroplastikler ile ilintili PAH bileşiklerinin analizi gerçekleştirilmiştir.

3.5. Mikroplastik Analizi Geri Kazanım Çalışmaları

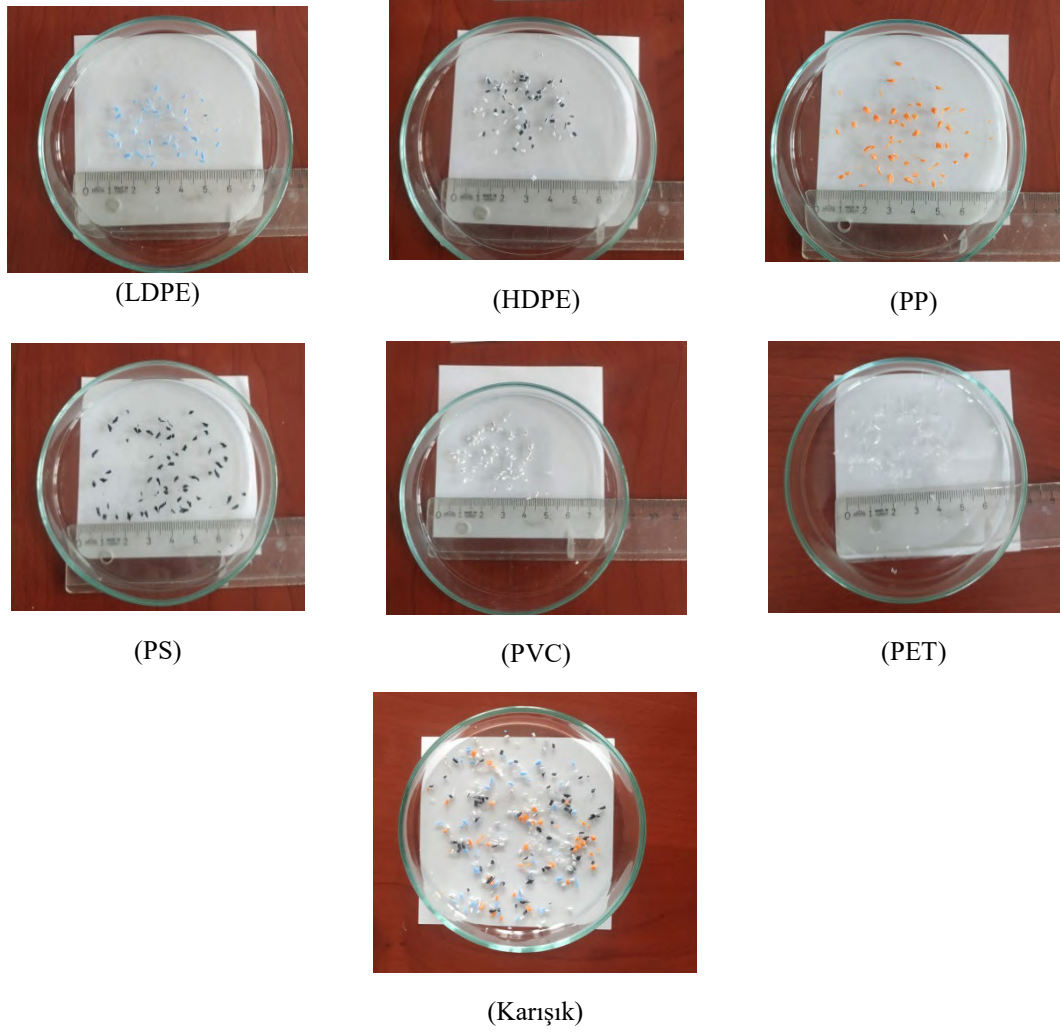
Mikroplastiklerin analizi için kullanılan yöntem su içerisine mikroplastik spike yapılarak geri kazanım çalışması gerçekleştirilmiştir. Yaygın kullanılan LDPE, HDPE, PP, PS, PVC ve PET polimerlerini içeren plastik malzemeler kullanılarak mikroplastik numuneleri hazırlanmıştır. Çizelge 3.5’de kullanılan materyaller ve bazı özellikleri görülmektedir. Polimer tipi kullanılan plastik materyallerin üzerinde yazan bilgiden sağlanmıştır. Plastikler el değirmeninde 5 mm’den büyük olmayacak şekilde parçalanmış ve her bir polimer türünden ~0.05 g (50 adet) tartılmıştır. Şekil 3.5’de hazırlanan mikroplastik numuneleri görülmektedir. 900 mL şebeke suyu ve 100 mL atıksu arıtma tesisi çıkış atıksuyu karıştırılmış ve içerisine hazırlanan mikroplastikler eklenmiş, manyetik karıştırıcıda 10 dakika karıştırıldıktan sonra 1 gece bekletilmiş ve sentetik numune elde edilmiştir.

1 gece bekletilen numune 5 mm ve 20 µm elekten geçirilmiştir. 20 µm elek üstünde kalan parçacıklar saf su ile yıkanarak 250 mL’lik behere toplanmıştır. Behere alınan mikroplastiklerdeki organik kalıntıların temizlenmesi için 20 mL %30’luk H₂O₂ ve 20 mL 0.05 M Fe(II) çözeltileri eklenmiştir. Beher 70 °C’de ısıtılmış su banyosunda kaynayanaya kadar bekletildikten sonra su banyosundan alınıp çeker ocak içerisinde 24 saat bekletilmiş ve 20 µm gözenek çaplı elekten süzümüştür. Yoğunluk ayırma aşaması doygun NaCl ve ZnCl₂ çözeltileri ile gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 3.5. Sentetik numune hazırlamak için kullanılan plastik materyaller

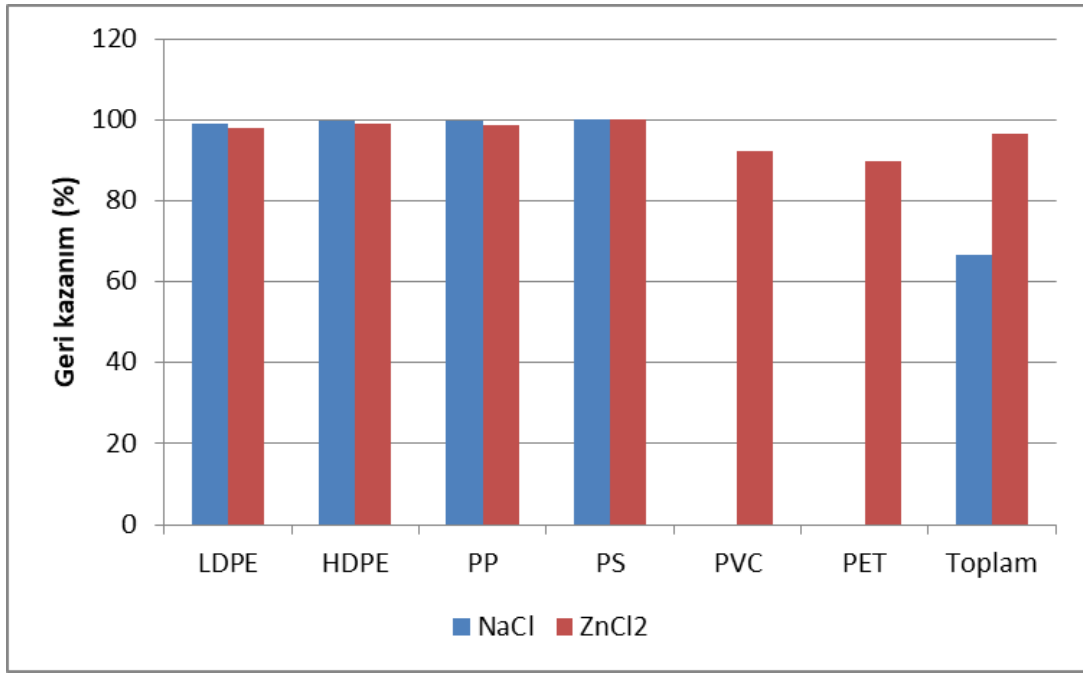
Polimer tipi	Kod	Renk	Yoğunluk	Kaynak	
LDPE	04	Mavi	0.89-0.96	Damacana kapağı	
HDPE	02	Beyaz-gri	0.94-0.98	Süt şişesi	
PP	05	Turuncu	0.85-0.92	Şişe kapağı	
PS	06	Siyah	1.04-1.09	CD kutusu	
PVC	03	Krem	1.16-1.58	Su borusu	
PET	01	Şeffaf	1.37-1.45	Su şişesi	

Elek üstünde kalan mikroplastik parçacıklar behere alınarak üzerine doymuş NaCl/ZnCl₂ çözeltisinden 100 mL eklenmiştir. 10 dk karıştırılmıştır ve mikroplastiklerin ayrılması için 24 saat bekletilmiştir. Üst fazda toplanan mikroplastikler vakum altında 0.45 µm filtreden süzülmüştür. Filre kağıtları 24 saat desikatörde kurutulduktan sonra filtre üzerindeki mikroplastikler renklerine göre ayrılarak tartılmış ve sayılmıştır. Tartım ve sayım sonuçları ile geri kazanım değerleri hesaplanmıştır. Numune hazırlamak için kullanılan şebeke suyu ve atıksuyun kullanımdan önce mikroplastik miktarı belirlenerek metot geri kazanım değerlerinde düzeltme yapılmıştır. Şekil 3.6'da mikroplastik ağırlığı ve mikroplastik tanecik sayısı için elde edilen geri kazanım sonuçları görülmektedir.

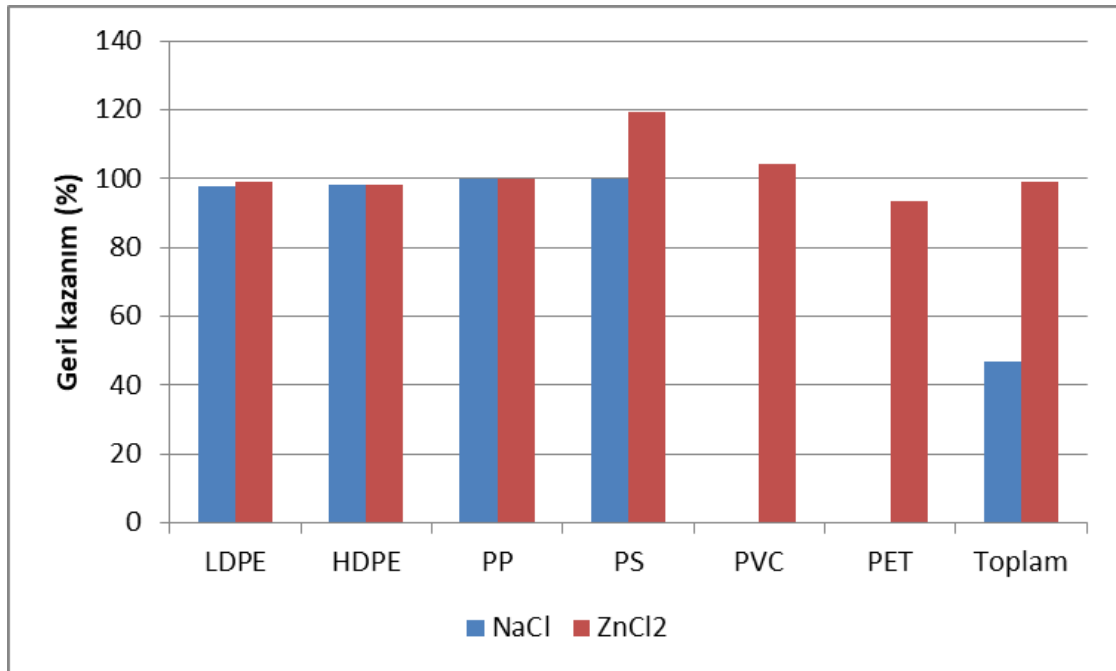


Şekil 3.5. Geri kazanım çalışması için hazırlanan mikroplastik numuneleri

Geri kazanım değerleri eklenen mikroplastik ağırlığı ve analiz yöntemleri uygunlandıktan sonra tartılan mikroplastik ağırlığı, eklenen mikroplastik sayısı ve analiz yöntemleri uygunlandıktan sonra sayılan mikroplastik sayısı baz alınarak hesaplanmıştır. Şekil 3.7’de NaCl ve ZnCl₂ çözeltileri için faz ayrımı görülmektedir. NaCl ile ayırma yönteminde LDPE, HDPE, PP, PS polimerlerinin ayrımı gerçekleşirken, PVC ve PET polimerlerinin ayrımı gerçekleşmemiştir. ZnCl₂ ayırma yönteminde incelenen bütün polimerler ayrılmıştır. NaCl doymuş tuz çözeltisinin yoğunluğu 1.2 g/cm³ civarındadır ve yoğunluğu büyük olan PVC ve PET polimerlerini ayıramaması beklenen bir sonuçtur. ZnCl₂ çözeltisinin yoğunluğu 1.5-1.7 g/cm³ civarındadır ve polimerlerin etkin bir şekilde numune matrisinden ayrılması içinde literatür çalışmalarında sıklıkla tercih edilmektedir.

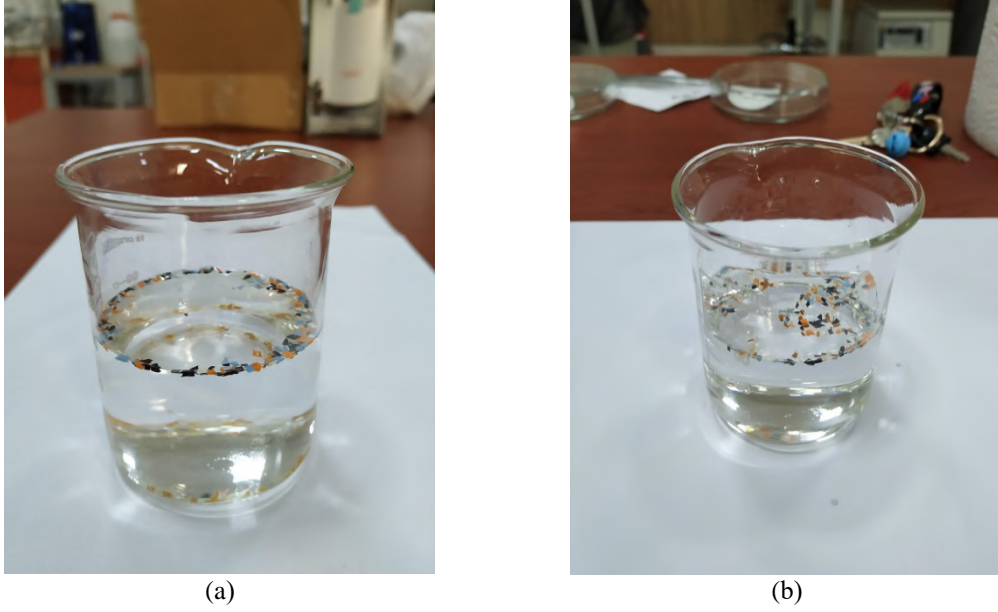


(a)



(b)

Şekil 3.6. Mikroplastikler için (a) ağırlık ve (b) tanecik sayısı açısından geri kazanım değerleri



Şekil 3.7. Mikroplastiklerin (a) NaCl ve (b) ZnCl₂ çözeltileri ile ayrılması

Şekil 3.6'da mikroplastikler için elde edilen geri kazanım sonuçları incelendiğinde doygun NaCl çözeltisi kullanıldığından ağırlık olarak geri kazanım değerlerinin PVC ve PET polimerleri için %0 olduğu, diğer polimerler içinse %99.2 ile %99.8 arasında değiştiği görülmektedir. Tanecik sayısı açısından geri kazanım değerlerine bakıldığında ise yine PVC ve PET polimerleri için geri kazanımın %0 olduğu, diğer polimerler içinse %97.9 ile %100 arasında geri kazanım elde edildiği görülmektedir. Toplam mikroplastik geri kazanımı ise ağırlık olarak %66.4, tanecik sayısı olarak %46.7 olarak tespit edilmiştir. Doygun ZnCl₂ kullanılarak gerçekleştirilen metod çalışmasında ağırlık açısından %92.4 ile %100 arasında, tanecik sayısı açısından ise %93. ile %119.4 arasında geri kazanım sağlanmıştır. Toplam mikroplastik geri kazanımı ise ağırlık olarak %96.6, tanecik sayısı olarak %99.1 olarak tespit edilmiştir. Geri kazanım çalışmaları sonucunda da daha iyi sonuçlar alındığı için yoğunluk ayırma aşamasında doygun ZnCl₂ çözeltisi kullanılmıştır.

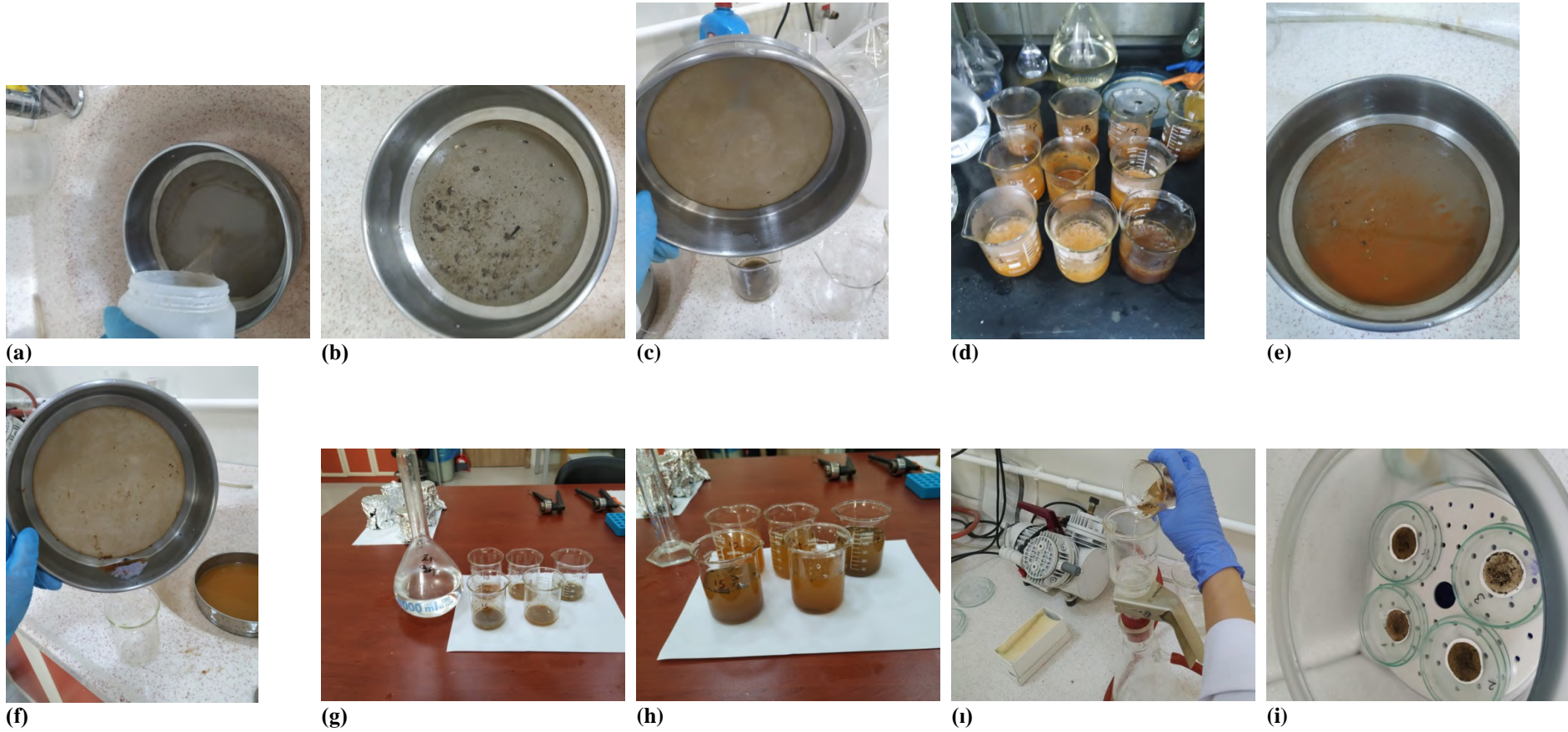
3.6. Su Numunelerinde Mikroplastiklerin Analizi

Su numunelerinde mikroplastik analizleri 20 µm elek üzerindeki kalıntılar için gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.8 (a,b)). Elek üzerindeki kalıntı 200 mL beher içerisine konulduktan sonra üzerine 20 mL %30 H₂O₂ ve 20 mL 0.05 M Fe(II) çözeltileri eklenmiştir (Şekil 3.8 (c,d)). Reaksiyonun başlaması için beher 70 °C'deki su banyosunda kaynama başlayana kadar bekletilmiştir. Kaynama başlayınca su banyosundan alınan beher organik kalıntıların giderilmesinin tamamlanması için çeker ocak içerisinde 24 saat

bekletilmiştir. Organik maddenin giderilme reaksiyonu tamamlandıktan sonra numune tekrar 20 µm'lik elekten geçirilmiş ve saf su ile yıkanmıştır (Şekil 3.8 (e,f)). Tekrar behere alınan elek üstü kalıntıların üzerine yoğunluk ayırımı için 100 mL ZnCl₂ çözeltisi elenmiştir (Şekil 3.8 (g, h)). Numuneler çeker ocakta faz ayırımının tamamlaması için 24 saat bekletilmiştir. Daha sonra üst faz 0.45 µm gözenek çaplı kareli filtrelerden süzülmüştür (Şekil 3.8 (ı)). Filtreler kuruması için 24 saat boyunca desikatörde bekletilmiştir (Şekil 3.8 (i)). Kuruması tamamlanan filtrelerin mikroskop ile mikroplastik sayımları gerçekleştirilmiştir.

3.7. Sediment Numunelerinde Mikroplastiklerin Analizi

Su kaynaklarından alınan yüzey sediment numuneleri 60 °C'de 24 saat kurutulmuştur (Şekil 3.9 (a)). Kuru sediment 5 mm elekten geçirilmiş elek altında kalan kısımdan 100 gr alınmıştır (Şekil 3.9 (b)). 100 gr kuru sedimentin üzerine 200 mL ZnCl₂ çözeltisi eklenmiş karıştırılmış ve faz ayırımı için 24 saat bekletilmiştir (Şekil 3.9 (c,d)). Faz ayırımı gerçekleştikten sonra üst faz 20 µm elekten süzölmüş ve safsu ile yıkanmıştır (Şekil 3.9 (e)). Elek üstünde kalan kalıntı behere alındıktan sonra üzerine 20 mL %30'luk H₂O₂ ve 20 mL 0.05 M FeSO₄ eklenmiştir. 70 °C'de ısıtılmış su banyosunda kaynama başlayana kadar bekletildikten sonra çeker ocakta organik kalıntıların giderimi için 24 saat bekletilmiştir (Şekil 3.9 (f)). Karışım vakum altında 0.45 µm filtre kağıdından süzölmüş ve desikatörde kuruması için 24 saat bekletilmiştir (Şekil 3.9 (g)). Kuruyan filtre kağıtlarında mikroskop altında mikroplastiklerin sayımı gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.8. (a) Numunelerin 20 µm elekten geçirilmesi (b) Numunede bulunan kalıntıların görüntüsü (c) Elek üstünde kalan kalıntıların behere aktarılması (d) Organik maddenin giderilmesi (e) Numunenin elekten geçirilmesi (f) Elek üstünde kalan kalıntıların behere aktarılması (g) Numunelere yoğunluk ayırma için ZnCl₂ ilavesi (h) Yoğunluk ayırma ile faz ayırımının gerçekleşmesi (i) Numunelerin vakum altında filtrelenmesi (j) Filtrelenen numunelerin desikatörde kurutulması



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)

Şekil 3.9. (a) Sediment numunelerinin kurutulması (b) Kuru sediment numunelerini 5 mm elekten geçirilmesi (c) 100 g kuru sediment alınması (d) Sediment numunesinin $ZnCl_2$ ile faz ayrımı (e) Faz ayrımından sonra numunenin elekten geçirilmesi (f) Elek üstünde kalan katılardaki organik maddenin parçalanması (g) Filtrelenip kurutulmuş sediment numunesi

3.8. Mikroplastiklerin Sayımı

Filtre kâğıdı üzerindeki mikroplastiklerin sayımı Şekil 3.10'de verilen mikroskoplar ile gerçekleştirilmiştir. Krüss marka mikroskop (Şekil 3.10(a)) 1X-3X büyütme özelliğine sahiptir. Nikon Eclipse E200 marka (Şekil 3.10(b)) 10X-20X-40X-100X büyütme özelliğine sahip mikroskop kameram (dijital mikroskop mikro yapı görüntüleme ve ölçüm yazılımı) yazılımına sahiptir.



(a)



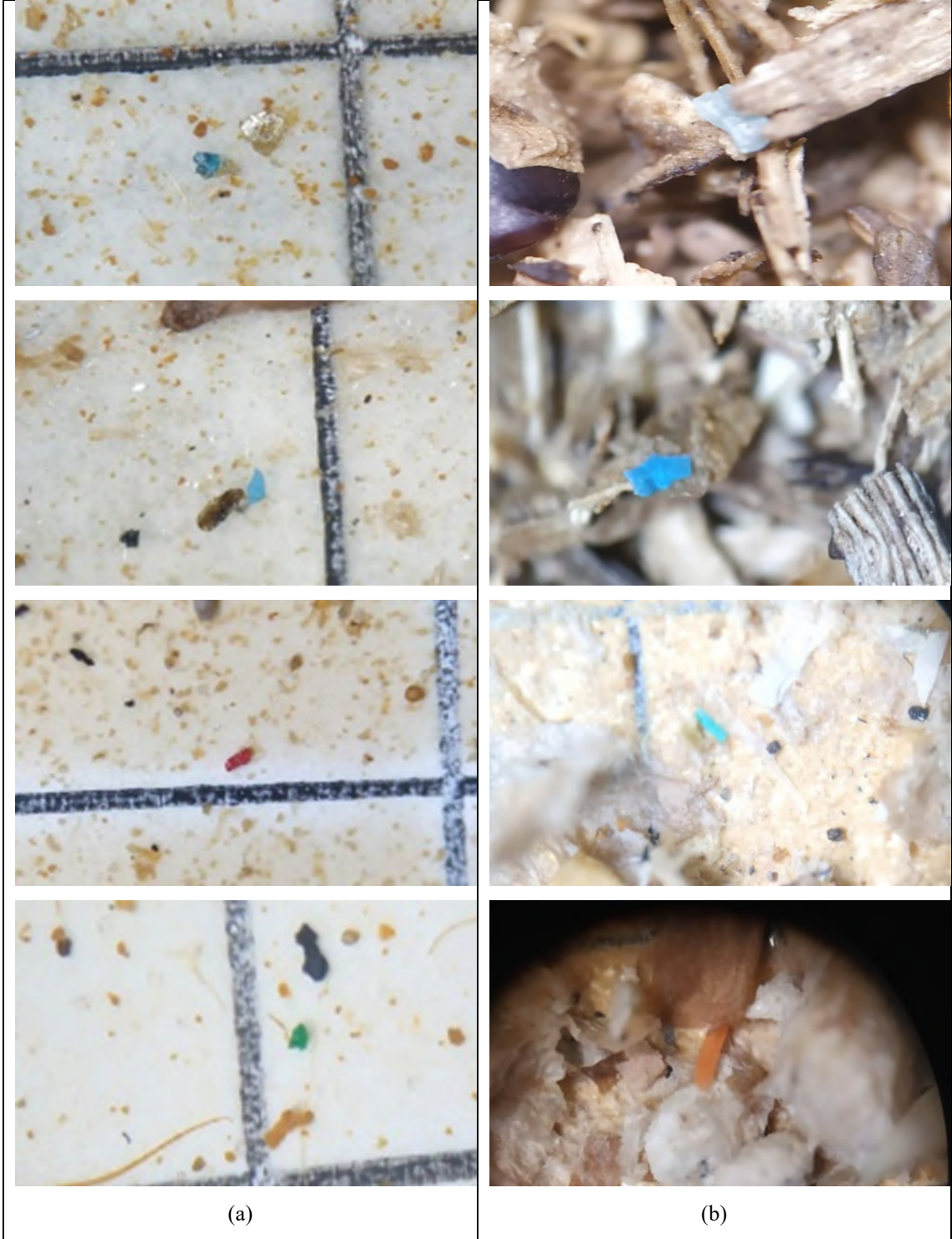
(b)

Şekil 3.10. Sayımların yapıldığı mikroskoplar

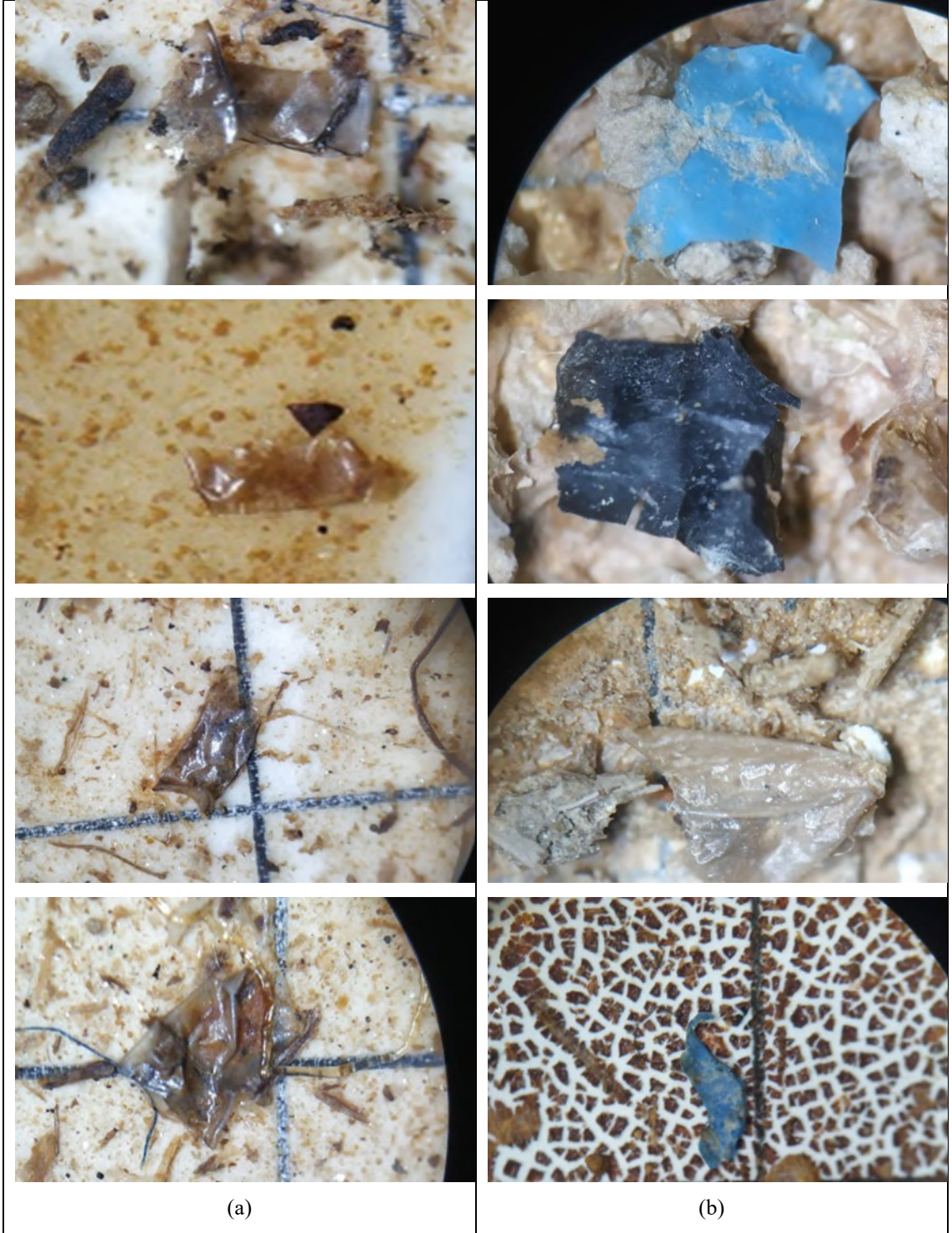
Su ve sediment numunelerinde tespit edilen fiber (Şekil 3.11), fragment (Şekil 3.12), film (Şekil 3.13), foam (Şekil 3.14), pellet (Şekil 3.15) şekilli mikroplastiklere ait mikroskop görüntüleri verilmiştir.



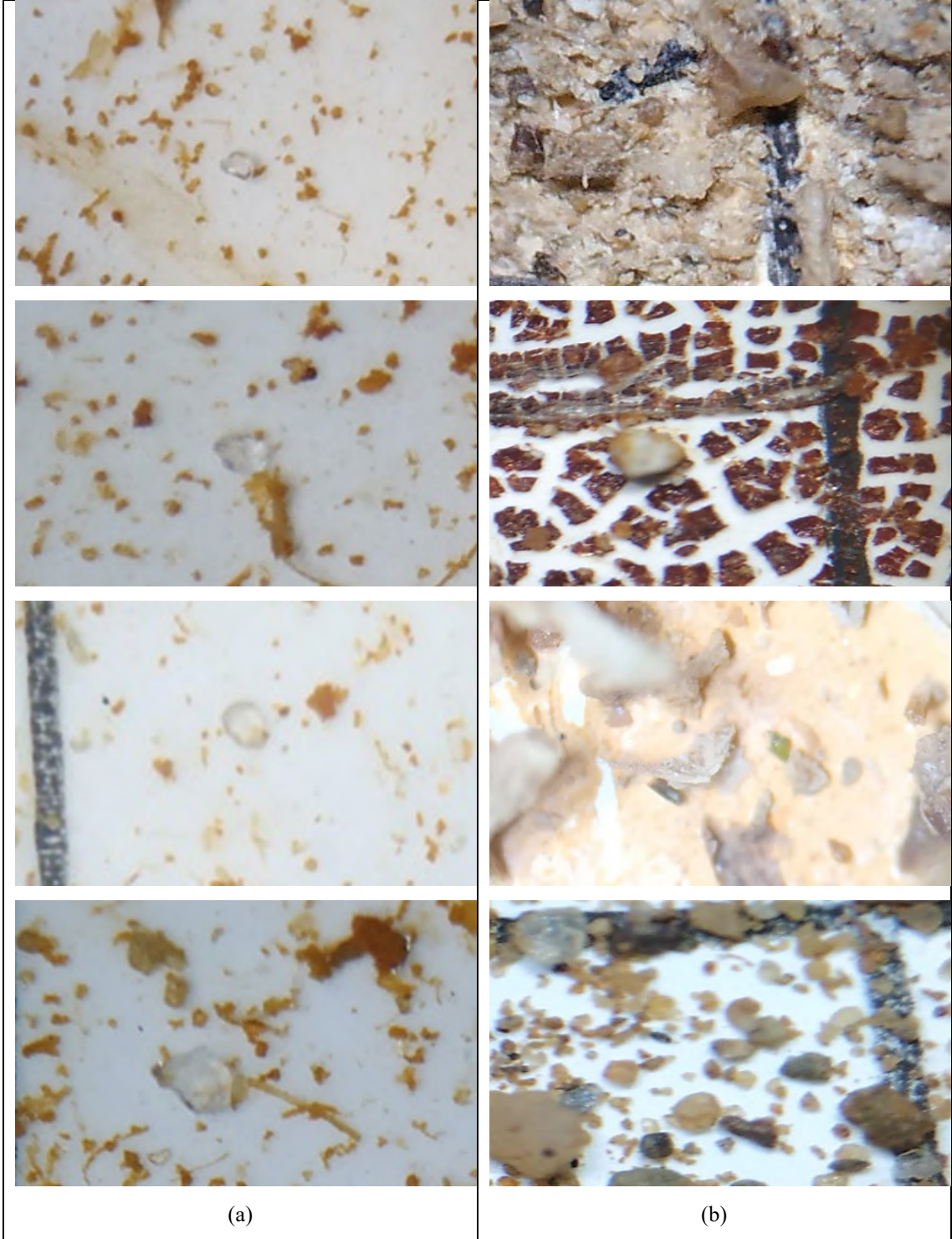
Şekil 3.11. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen fiber mikroplastikler



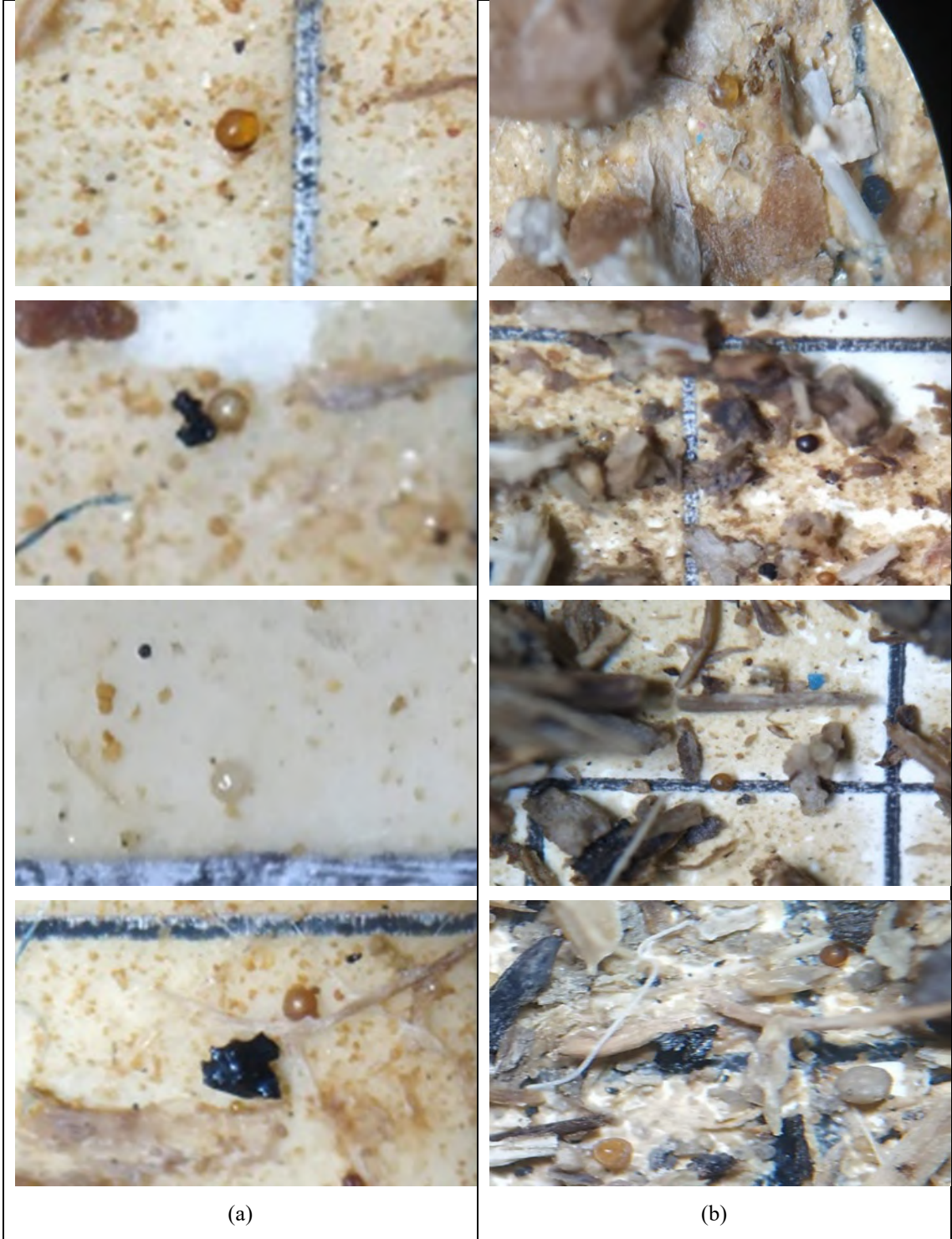
Şekil 3.12. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen fragment mikroplastikler



Şekil 3.13. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen film mikroplastikler



Şekil 3.14. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen foam mikroplastikler



Şekil 3.15. (a) Yüzeysel su ve (b) sediment numunelerinde görüntülenen pellet mikroplastikler

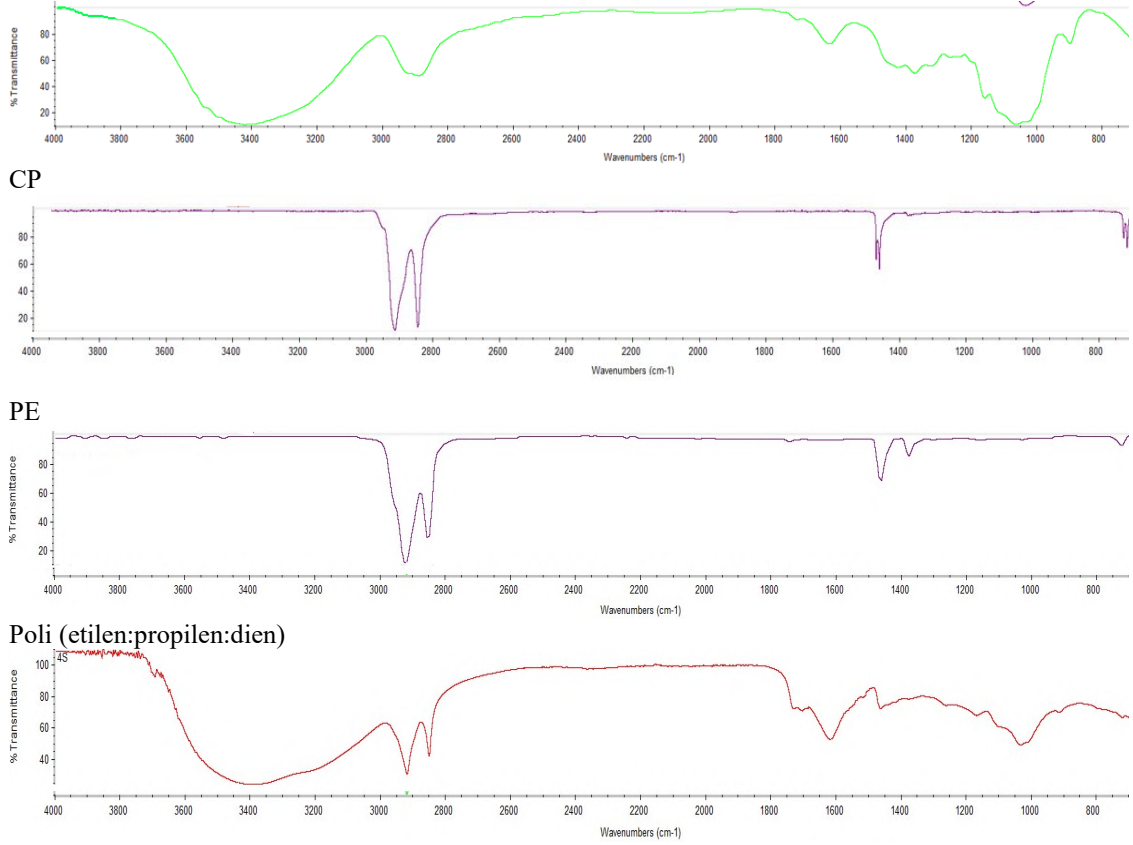
3.9. Mikroplastiklerin Polimer Türünün Belirlenmesi

Su ve sediment numunelerinden ayrılan mikroplastiklerin polimer türleri Fourier dönüşümlü kızılötesi (FTIR) spektroskopisi ile belirlenmiştir. Şekil 3.16’da analizlerin gerçekleştirildiği Thermo Fisher Scientific Nicolet iS20 marka FTIR spektroskopi cihazı görülmektedir.



Şekil 3.16. Fourier dönüşümlü kızılötesi (FTIR) spektroskopi cihazı

Mikroplastik olarak sayılan partiküllerden yüzeysel su numunelerinden 133 tane partikül, yüzeysel sulardan alınan sediment numunelerinde ise 67 tane partikül olmak üzere toplam 200 partikül alınarak FTIR cihazında polimer türünü belirlemek için analiz edilmiştir. Şekil 3.17’de tespit edilen polimer tiplerinin pikleri görülmektedir.



Poli karbonik asit, karbonat, polietilen

Şekil 3.17. Tespit edilen polimer türlerinin FTIR spektrumları

3.10. Risk Değerlendirmesi

Konya kapalı havzası ve havzadaki su kaynaklarında bulunan mikroplastiklerin oluşturduğu risk değerlendirilmiştir. Risk değerlendirmesi kirlenme faktörü (CF), kirlilik yük endeksi (PLI), polimerik risk değerlendirmesi (H) ve kirlilik risk endeksi PRI) kullanılarak analiz edilmiştir (Nahian ve diğ., 2023). Elde edilen sonuçlar Çizelge 3.6'da mikroplastikler için risk kategorilerine göre değerlendirilmiştir.

Kirlenme Faktörü (CF) Eşitlik (1) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$CF_i: C_i/C_o$$

Eşitlik (1)

Burada;

C_i : Numune noktalarında tespit edilen mikroplastik miktarı (MP/m³)

C_o : Konya Kapalı Havzasında tespit edilen en düşük mikroplastik miktarı (MP/m³)

Kirlilik Yük Endeksi (PLI) Eşitlik (2) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$PLI_{\text{bölge}}: (CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n)^{1/n}$$

Eşitlik (2)

Polimerik Risk Değerlendirmesi (H) Eşitlik (3) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$H: \sum (P_j/C_i) \times S_j \quad \text{Eşitlik (3)}$$

Burada;

P_j : Polimer sayısı

S_j : Plastik polimerlerin tehlike skorları

Bölgenin H değeri Eşitlik (4) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$H_{\text{bölge}} = (H_1 \times H_2 \times H_3 \times \dots \times H_n)^{1/n} \quad \text{Eşitlik (4)}$$

Kirlilik Risk Endeksi (PRI) Eşitlik (5) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$PRI: H_i \times CF_i \quad \text{Eşitlik (5)}$$

Bölgenin PRI değeri Eşitlik (6) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$PRI_{\text{bölge}}: (PRI_1 \times PRI_2 \times PRI_3 \times \dots \times PRI_n)^{1/n} \quad \text{Eşitlik (6)}$$

Çizelge 3.6. Mikroplastikler için risk değerlendirme kriterleri (Nahian ve diğ., 2023)

Risk değerlendirmesi	Değer	Risk kategorisi	Kaynak
CF	<1	Düşük kirli	Rakip ve diğ., 2022 Förstner ve diğ., 1993
	1-3	Orta kirli	
	3-6	Önemli derecede kirli	
	≥6	Çok yüksek kirli	
PLI	>1	Kirlenmiş	Rakip ve diğ., 2022 Tomlinson ve diğ., 1980
H	<10	I (Düşük)	Rakip ve diğ., 2022 Hakanson, 1980
	10-100	II (Orta)	
	101-1000	III (Önemli derecede)	
	1001-10000	IV (Yüksek)	
	>10000	V (Çok yüksek)	
PRI	<150	Düşük risk	Rakip ve diğ., 2022
	150-300	Orta risk	
	300-600	Önemli derecede risk	
	600-1200	Yüksek risk	
	>1200	Çok yüksek risk	

3.11. Su ve Sediment Numunelerinde Mikroplastiklere İlişkili PAH'ların Analizi

3.11.1. Çalışmada incelenen PAH Bileşikleri

Çalışmada EPA tarafından öncelikli organik kirleticiler sınıfına dahil edilen 16 PAH bileşiği incelenmiştir. İncelenen PAH bileşiklerinin fiziko-kimyasal özellikleri Çizelge 3.7'de verilmiştir.

Çizelge 3.7. Çalışmada incelenen PAH bileşiklerine ait bazı fizikokimyasal özellikler

Bileşik ismi	Kısaltması	Molekül formülü	Molekül ağırlığı	Sudaki çözünürlüğü, ($\mu\text{g/L}$), (25 °C)	pK_{ow}
Naphthalene	Nap	C_{10}H_8	128.2	320	3.30
Acenaphthalene	Acy	C_{12}H_8	152.2	390	4.07
Acenaphthene	Ace	$\text{C}_{12}\text{H}_{10}$	154.2	190	3.92
Fluorene	Flu	$\text{C}_{13}\text{H}_{10}$	166.2	190	4.18
Phenanthrene	Phe	$\text{C}_{14}\text{H}_{10}$	178.2	120	4.57
Anthracene	Ant	$\text{C}_{14}\text{H}_{10}$	178.2	76	4.45
Fluoranthene	Fluor	$\text{C}_{16}\text{H}_{10}$	202.3	100-110	5.16
Pyrene	Pyr	$\text{C}_{16}\text{H}_{10}$	202.3	77	4.88
Benzo[a]anthracene	B[a]A	$\text{C}_{18}\text{H}_{12}$	228.3	10	5.79
Chrysene	Chr	$\text{C}_{18}\text{H}_{12}$	228.3	2	5.73
Benzo[b]fluoranthene	B[b]F	$\text{C}_{20}\text{H}_{12}$	252.3	1.5	6.60
Benzo[k]fluoranthene	B[k]F	$\text{C}_{20}\text{H}_{12}$	252.3	0.8	6.84
Benzo[a]pyrene	B[a]P	$\text{C}_{20}\text{H}_{12}$	252.3	1.6	5.97
Dibenzo[a,h]anthracene	D[ah]A	$\text{C}_{22}\text{H}_{12}$	278.3	0.5	6.50
Benzo[g,h,i]perylene	B[ghi]P	$\text{C}_{22}\text{H}_{12}$	276.3	0.26	6.63
İndeno[1,2,3-c,d]pyrene	I[cd]P	$\text{C}_{22}\text{H}_{12}$	276.3	62	6.58

Çizelge 3.7 incelendiğinde bileşiklerin molekül ağırlıklarının 128.17-276.34 g/mol aralığında, suda çözünürlüklerinin 0.26-390 $\mu\text{g/L}$ aralığında, pK_{ow} değerlerinin 3.30-6.84 aralığında olduğu görülmektedir. İncelenen PAH bileşikleri suda çözünürlükleri düşük, pK_{ow} değerleri yüksek hidrofobik bileşiklerdir. Bu nedenle özellikle sediment içerisinde birikme özellikleri yüksektir.

3.11.2. Tespit edilen optimum kromatografi şartları

PAH bileşiklerinin kalitatif ve kantitatif analizleri GC-MS sistemi ile gerçekleştirilmiştir. Kolon olarak GC-MS sisteminde 250 μm iç çapında, 0.25 μm film kalınlığında, 30 m uzunluğunda HP-5ms kapiler kolon kullanılmıştır. GC-MS sisteminde taşıyıcı gaz olarak helyum gazı kullanılmıştır. Çizelge 38'de PAH bileşikleri için tespit edilen optimum GC-MS şartları, Çizelge 3.9'de PAH bileşikleri için optimum GC-MS şartlarında HP-5ms kolonundan çıkış süreleri ve m/z değerleri verilmiştir.

Çizelge 3.8. PAH bileşikleri için tespit edilen optimum GC-MS şartları

GC	Agilent Technologies 6890 N		
Inlet	HP PTV		
Mode	Splitless		
Pressure	17.69 psi		
Purge flow	30.6 mL/dk		
Purge time	1 dak		
Total flow	35.4 mL/dk		
Gas saver	On		
Saver flow	20 mL/dk		
Saver time	2 dak		
Gas type	Helyum		
Inlet			
Inlet ramp	⁰ C/sec.	Next ⁰ C	Hold min
Initial		80	0
Ramp 1	12	350	2
Ramp 2	3.33	80	0
Inlet liner	Direct connect, deactivated, 4-mm id, Agilent part number G1544-80700		
Oven			
Oven ramp	⁰ C/min	Next ⁰ C	Hold min
Initial		60	4
Ramp 1	15	160	0
Ramp 2	3	300	10
Total run time	67.33 dk		
Equilibration time	1.0 dk		
Oven max temp.	325 ⁰ C		
Column	Agilent Tech. HP-5MS %5 phenyl methyl siloxane, part number 19091S-433		
Length	30 m		
Diameter	250 µm		
Film thickness	0.25 µm		
Mode	Constant flow		
Flow	1.9 mL/dk		
Initial pressure	17.7 psi		
Inlet	Front		
Outlet	MSD		
Outlet pressure	Vacuum		
GC Injector			
Injection volume	1 µL		
Syringe size	10 µL		
Plunger speed	Fast		
MSD	Agilent Technologies 5973 inert		
Solvent delay	5 dk		
EM voltage	1058.8 V		
Low mass	50 amu		
High mass	550 amu		
Threshold	0		
Sampling	2		
Tune file	Atune.u		
Acquisition mode	SIM		
MS Quad	150 C maximum 200°C		
MS Source	270 C maximum 280°C		

Çizelge 3.9. PAH bileşikleri için optimum GC-MS şartlarında HP-5ms kolonundan çıkış süreleri

Pik no	Bileşik adı	Kolondan çıkış süresi, dk	İon (m/z değeri)
1	Nap	9.162	128, 129, 127
2	Acy	12.313	152, 153, 151
3	Ace	12.773	153, 154, 152
4	Flu	14.250	166, 165, 167
5	Phe	18.060	178, 176, 179
6	Ant	19.359	178, 179, 176
7	Fluor	24.935	202, 203, 200
8	Pyr	26.320	202, 203, 200
9	B[a]A	35.328	228, 226, 229
10	Chr	35.606	228, 226, 229
11	B[b]F	43.372	252, 253, 250
12	B[k]F	43.510	252, 253, 250
13	B[a]P	45.456	252, 253, 250
14	In[cd]P	52.686	276, 277, 274
15	D[ah]A	52.925	278, 279, 276
16	B[ghi]P	54.107	276, 277, 138

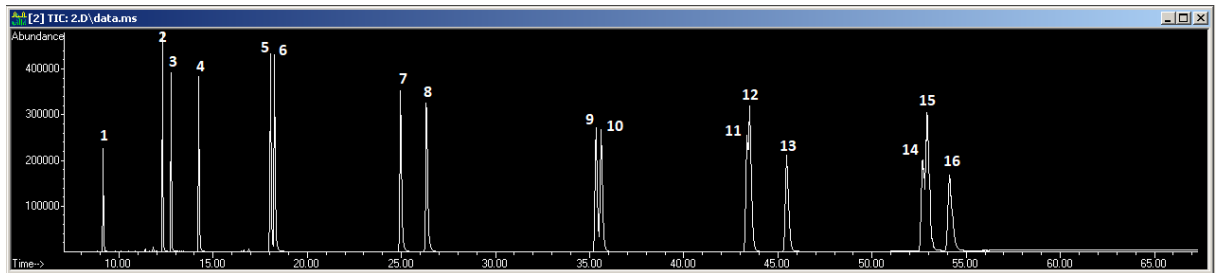
3.11.3. PAH bileşikleri için GC-MS sistemine ait analitik parametreler

Çizelge 3.10’da PAH bileşikleri için GC-MS sistemi ile elde edilen LOD, LOQ, doğrusal cevap aralığı, R^2 ve tekrarlanabilirliğine ait sonuçlar verilmiştir. LOD ve LOQ değerleri 0.1 ng/ μ L konsantrasyonundaki standart çözeltinin optimum GC şartlarındaki enjeksiyonu sonucunda elde edilen her bileşiğe ait S/N oranı değerleri kullanılarak hesaplanmıştır. PAH bileşiklerinin MS dedektöründe tekrarlanabilirlik değerleri 0.1 ng/ μ L konsantrasyonundaki standart çözeltinin 5 enjeksiyonu sonucunda elde edilen MS cevaplarının %RSD değerleri alınarak hesaplanmıştır. Bileşikler için metodun kabul edilebilirliği bu değerlerin %20’den küçük olmasıyla sağlanabilmektedir.

Şekil 3.18’de 1 ng/ μ L konsantrasyonundaki PAH bileşiklerinin standart kromatogramı verilmiştir.

Çizelge 3.10. PAH bileşikleri için GC-MS sistemine ait analitik parametreler

Bileşik adı	LOD pg/ μ L	LOQ pg/ μ L	Doğrusal cevap aralığı ng/ μ L	R ²	RSD %
Nap	0.02	0.07	0.001-10	1.0000	2.80
Acy	0.24	0.80	0.001-10	1.0000	1.98
Ace	1.31	4.36	0.001-10	1.0000	2.10
Flu	0.34	1.13	0.001-10	1.0000	1.78
Phe	1.06	3.53	0.001-10	1.0000	1.80
Ant	2.24	7.46	0.001-10	1.0000	2.00
Fluor	0.90	3.00	0.001-10	1.0000	1.98
Pyr	0.18	0.60	0.001-10	1.0000	2.50
B[a]A	0.30	1.00	0.001-10	1.0000	2.20
Chr	2.30	7.67	0.001-10	1.0000	1.89
B[b]F	0.80	2.67	0.001-10	0.9999	0.98
B[k]F	1.86	6.20	0.001-10	0.9999	1.25
B[a]P	0.85	2.83	0.001-10	0.9998	1.24
In [cd]P	0.38	1.27	0.001-10	0.9998	0.80
D[ah]A	0.56	1.87	0.001-10	0.9998	2.50
B[ghi]P	1.78	5.93	0.001-10	0.9999	1.80



Şekil 3.18. Optimum GC/MS şartlarında PAH bileşikleri standart kromatogramı (1 ng/ μ L) (1: Nap, 2: Acy, 3: Ace, 4: Flu, 5: Phe, 6: Ant, 7: Fluor, 8: Pyr, 9: B[a]A, 10: Chr, 11: B[b]F, 12: B[k]F, 13: B[a]P, 14: In [cd]P, 15: D[ah]A, 16: B[ghi]P)

3.11.4. Mikroplastiklere ilintili PAH'ların analizi

Su numunelerinde mikroplastiklere ilintili PAH bileşiklerinin analizleri 20 μ m elek üzerindeki kalıntılar için gerçekleştirilmiştir. Bu numunelerde mikroplastikler ile ilintili PAH bileşikleri araştırıldığı için organik maddenin giderilmesi basamağı uygulanmamıştır. Behere alınan numunenin üzerine yoğunluk ayırımı için 100 mL ZnCl₂ çözeltisi eklenmiştir. Numuneler çeker ocakta faz ayırımın tamamlaması için 24 saat bekletilmiştir. Üst faz 0.45 μ m gözenek çaplı filtrelerden süzölmüştür. Filtreler kuruması için 24 saat boyunca desikatörde bekletilmiştir.

Sediment numunelerinde bulunan mikroplastikler ile ilintili PAH bileşiklerinin tespiti için 200 g ıslak sediment numunesi kullanılmıştır. Behere alınan numune üzerine 200 mL ZnCl₂ çözeltisi eklenmiştir. Numuneler çeker ocakta faz ayırımın tamamlaması

için 24 saat bekletilmiştir. Üst faz 0.45 µm gözenek çaplı filtrelerden süzülmüştür. Filtreler kuruması için 24 saat boyunca desikatörde bekletilmiştir.

Su ve sedimentten ayrılan filtredeki mikroplastiklere ilintili PAH bileşiklerinin analizi için ultrasonik ekstraksiyon gerçekleştirilmiştir. Öncelikle kuruyan filtre kağıdının üzerindeki kalıntının ağırlığı belirlenmiştir. Daha sonra behere alınan numunenin üzerine 15 mL n-hekzan:petrol eteri (1:1) eklenerek ultrasonik banyoya yerleştirilmiştir. Ultrasonik banyodaki su miktarı katı madde tabakasının üzerinde solvent yüzeyinin hemen altında olacak şekilde ayarlanmıştır. Numuneler 15 dk süresince ultrasonik olarak ekstrakte edilmiştir. Ekstraksiyon işlemi tamamlandıktan sonra ekstrakt konsantre edilmek için 250 mL'lik flaska alınmıştır. Bu işlem 3 kere gerçekleştirilmiş ve birleştirilen 3 ekstrakt rotary evaporatör ve azot gazı kullanılarak 2 mL'ye konsantre edilmiş ve ekstraktın temizleme işlemleri gerçekleştirilmiştir.

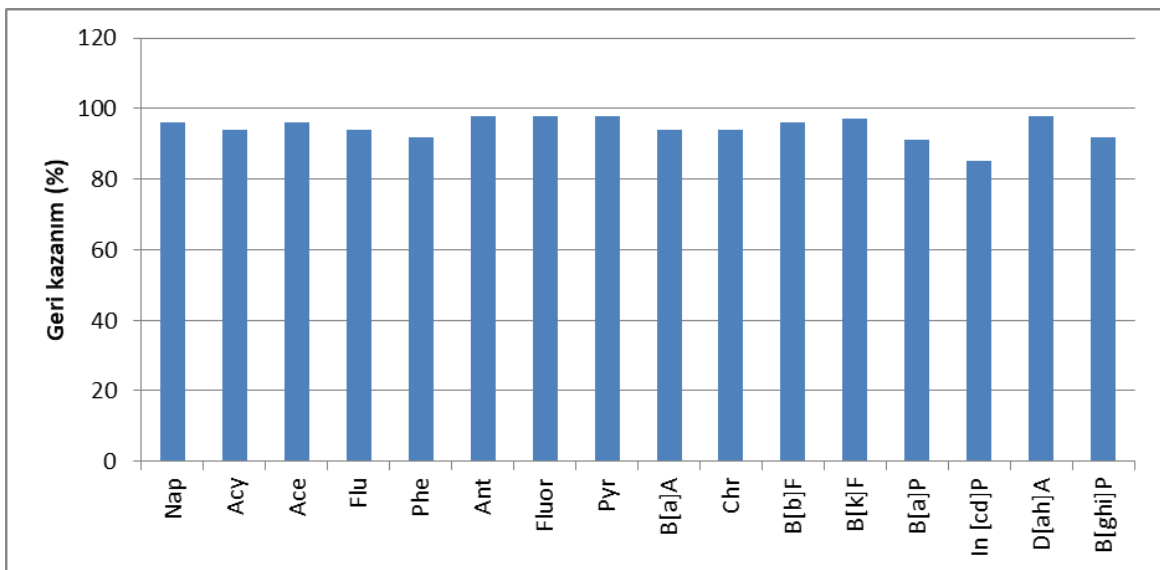
Elde edilen ekstraktın temizleme işlemi standart kolon kromatografi tekniği kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu metoda göre kolon gerekli miktarda adsorban ile doldurulup analizlenecek numune kolona verildikten sonra analitlerin elusyonu kolon üzerinde girişim yapan analitlerin ayrılması için uygun bir solvent yada solventlerle gerçekleştirilmekte ve eluat konsantre edilerek analizi gerçekleştirilmektedir. Çalışmada US EPA Metot 3630C-Silica Gel Cleanup esas alınarak ekstraktın temizlemesi gerçekleştirilmiştir. Silika jel yada silisik asit, zayıf asidik özellikte silikadan oluşturulan bir adsorbandır. Sodyum silikat ve sülfürik asitten üretilir. Silika jel farklı polaritedeki girişim yapan bileşiklerden analitlerin ayrılması için kolon kromatografi de kullanılmaktadır. Silika jel temizleme metodu PAH, derivatize fenol bileşikleri, OCP ve PCB içeren numune ekstraktının kolon temizlemesinde kullanılmaktadır (US EPA, 1996).

PAH bileşikleri için kullanılacak silika jel adsorbanının kullanımdan önce aktive edilmesi gerekmektedir. Adsorban madde kroze içerisine sığ bir şekilde yerleştirilip, üzeri hafifçe alüminyum folya ile örtüldükten sonra 210 °C'de 4 saat boyunca aktive edilmiştir. Aktif silika jel desikatörde soğutulduktan sonra kullanımı süresince ağzı kapalı erlenmayer içerisinde desikatörde saklanmıştır. Deaktivasyon işlemi sorbent üzerine gerekli miktarda saf su ilave edildikten sonra homojen bir şekilde deaktivasyonu için 2 saat yatay çalkalayıcıda 221 rpm hızda çalkalanarak ve kullanımdan önce dengeye gelmesi için en az 12 saat süresince bekletilerek gerçekleştirilmiştir. Deaktivasyonu tamamlanan sorbent madde erlenmayerde ağzı kapalı bir şekilde muhafaza edilmiş ve kullanımdan önce taze olarak hazırlanarak kullanılmıştır.

Kolon sabit fazı ıslak doldurma tekniğine göre hazırlanmıştır. 1.5 cm çapında ve 14.5 cm uzunluğundaki cam kolon adsorban ile doldurulmadan önce tabanına yerleştirilen cam yünü 50 mL elüsyon solventini takiben 50 mL aseton ile yıkanarak temizlenmiştir. n-hekzan içerisinde süspansiyon haline getirilen sorbent madde içerisinde 1 mL n-hekzan bulunan kolona hava kabarcığı oluşmayacak şekilde doldurulmuştur. Doldurma işlemi tamamlandıktan sonra 50 mL n-hekzan kolondan geçirilerek kolon şartlandırılmış ve kullanıma hazır hale getirilmiştir.

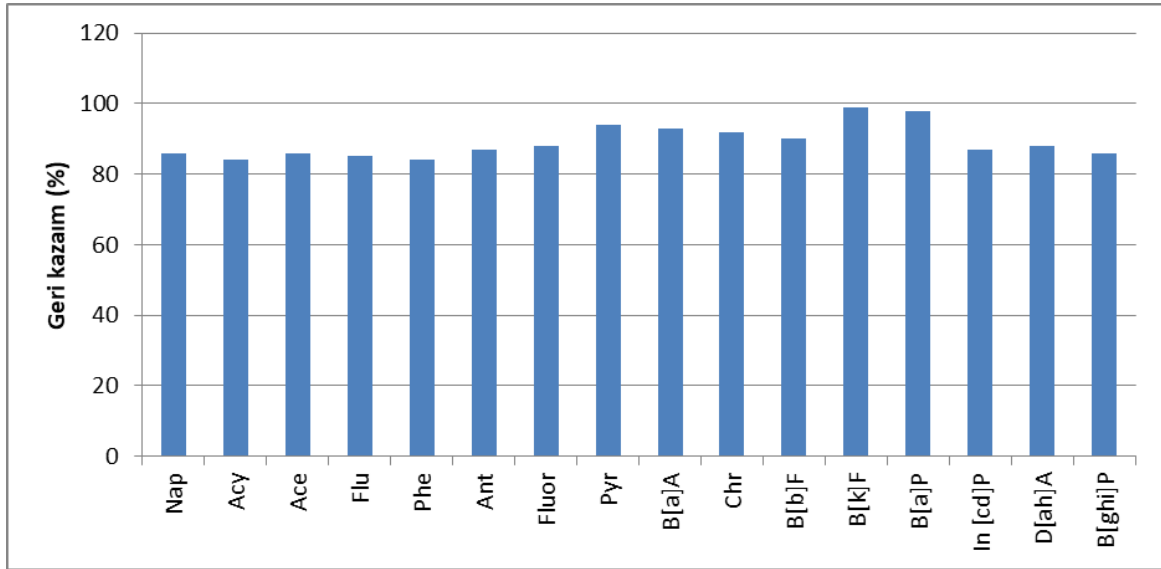
Ekstraktlar temizlenmesi için 10 g %5 deaktif silika ve 2 g NaSO₄ içeren kolona verilmiş ve bileşiklerin elüsyonu 70 mL n-hekzanı takiben 100 mL n-hekzan/etilasetat (1/1, v/v) karışımı ile gerçekleştirilmiştir. İlk fraksiyon yani 70 mL n-hekzan ile kolona verilen bazı PAH bileşiklerinin elüsyonu gerçekleştirilirken, ikinci fraksiyon yani 100 mL n-hekzan/etilasetat (1/1, v/v) karışımı ile kolonda kalan PAH bileşiklerinin elüsyon işlemleri tamamlanmıştır. Ayrı ayrı flakslarda toplanan fraksiyonlar rotary evaporatör ve azot gazı kullanılarak konsantre edilmiş ve GC/MS sistemi ile analizleri gerçekleştirilmiştir.

Ekstraktların temizlenmesi amacıyla kullanılan standart kolon kromatografi tekniği metodunun bileşiklerin kayıpları üzerine etkisini tespit etmek amacıyla geri kazanım deneyleri gerçekleştirilmiştir. Şekil 3.19'da 10 g, %5 deaktif silika jel kolonu için PAH bileşiklerinin Fraksiyon-1 70 mL n-hekzan, Fraksiyon-2 100 mL n-hekzan/etilasetat (1:1, v/v) elüentlerinde tespit edilen geri kazanım (%) değerleri görülmektedir. Elde edilen geri kazanım değerleri %85-98 aralığında değişmektedir. Standart kolon kromatografi tekniğinin analizler üzerinde olumsuz etkisi bulunmaktadır.



Şekil 3.19. 10 g %5 deaktif silika jel kolonu için PAH bileşikleri geri kazanım değerleri (n=4)

Şekil 3.20’de ultrasonik ekstraksiyon metoduna göre ekstrakte edilmiş ve 10 g %5 deaktif silika jel kolon ile temizlenmiş ekstraktların tespit edilen geri kazanım değerleri görülmektedir. Geri kazanım değerleri %84-98 aralığında değişmektedir.



Şekil 3.20. PAH bileşikleri metot geri kazanım değerleri (n=4)

3.12. PAH Kirlilik Kaynağının Belirlenmesi

PAH’lar petrojenik, pirojenik ve biyojenik olmak üzere üç ana kaynaktan meydana gelmektedirler. Petrojenik PAH’lar uzun periyotta, düşük sıcaklıkta ve yüksek basınç ortamında organik maddelerin petrol ve kömüre dönüşümü esnasında oluşmaktadırlar. Pirojenik PAH’lar genellikle fosil yakıtların tam yanmaması sonucu evsel ve trafik kaynaklı oluşmaktadırlar. Biyojenik PAH’lar ise bitki ve hayvanlardan veya sedimentlerin erken oluşum dönemlerinde meydana gelmektedirler. PAH bileşiklerinin kaynaklarının belirlenmesinde PAH bileşikleri arasındaki oran kullanılmıştır. Literatür çalışmalarında belirlenen oranlar ve tahmin edilen kirlilik kaynakları Çizelge 3.11’de verilmiştir.

Çizelge 3.11. PAH bileşiklerinin oranlarına göre kirletici kaynaklar

PAH bileşiği	Oran	Kirlilik kaynağı	Kaynak
B[a]P/B[ghi]P	0.39-0.51 >0.8	Egzoz gazlarından Evsel yakıt	Lodovici ve diğ., 2003
B[a]A/(B[a]A+Chr)	0.2-0.4 0.6-0.9 0.4-0.6	Trafik kaynaklı-benzinli motorlar Trafik kaynaklı-dizel motorlar Fabrika emisyonları	Chen, 2007
Fluor/(Fluor+Pyr)	0.4-0.6 0.6-0.9 0.2-0.4 <0.5 >0.5	Trafik kaynaklı-benzinli motorlar Trafik kaynaklı-dizel motorlar Fabrika emisyonları Petrol numuneleri Gaz, gazyağı, gres, odun ve kömür gibi fosil yakıtların yanması	Chen, 2007 Gaga ve diğ., 2004
I[cd]P/(I[cd]P+ B[ghi]P)	0.2-0.3 0.3-0.4 0.4-0.9	Trafik kaynaklı-benzinli motorlar Trafik kaynaklı-dizel motorlar Fabrika emisyonları	Chen, 2007
Fluor/ Pyr	> 1	Pirojenik kaynak	Lozoya ve diğ., 2016
Phe/Ant	>10 <10	Petrojenik kaynak Pirojenik kaynak	Lozoya ve diğ., 2016
ΣDMA/ΣYMA	<1 >1	Pirojenik kaynak Petrojenik kaynak	Zhang ve diğ., 2008

ΣDMA: Düşük molekül ağırlıklı PAH bileşikleri, 2-3 halkalılar

ΣYMA: Yüksek molekül ağırlıklı PAH bileşikleri, 4-6 halkalılar

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

4.1. Yüzeysel Suların Fizikokimyasal Özellikleri

DSİ tarafından Konya Kaplı Havzasında bulunan yüzeysel suların kalitesini takip etmek için izleme noktalarından numuneler alınarak fiziko-kimyasal analizleri gerçekleştirilmektedir. Tez çalışmasında incelenen numuneler DSİ ile eş zamanlı olarak alınmıştır. Çizelge 4.1’de su numunelerinin fizikokimyasal özellikleri verilmiştir. Numunelerin fizikokimyasal analizleri DSİ tarafından gerçekleştirilmiştir.

Yüzeysel su örneklerinin pH 7.67-8.47, sıcaklık 10.8-25.3 °C, renk 0.02-1.72, bulanıklık 0.57-304 NTU, toplam çözünmüş katı (TÇK) 102-676 mg/L, askıda katı madde (AKM) 5-305 mg/L, toplam organik karbon (TOK) 0.36-6.95 mg/L, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) <5-25.3 mg/L, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) 2-14 mg/L, sodyum (Na) <5-81 mg/L, potasyum (K) <0.5-9.1 mg/L, kalsiyum (Ca) 29.1-140 mg/L, magnezyum (Mg) <5-47.2 mg/L, bikarbonat (HCO_3^-) 103-370 mg/L, florür (F^-) <0.25-0.43 mg/L, klorür (Cl^-) 5.42-70.3 mg/L, sülfat (SO_4^{2-}) 5.45-196 mg/L, toplam sertlik 103-502 mg/L, toplam alkalinite 84.5-304 mg- CaCO_3/L , inorganik fosfor (P) <0.01-0.05 mg/L, orto fosfat 0.3-1.42 mg/L, toplam P 0.016-0.598 mg/L, nitrit (NO_2) 0.26-2.32 mg/L, nitrat (NO_3^-) 5-12.3 mg/L, organik azot (N) <0.1-0.71 mg/L, kjeldahl N <0.1-2.28 mg/L, amonyum (NH_4^+) <0.25-2.85 mg/L, toplam N (TN) değerleri <0.1-4.49 mg/L aralığında tespit edilmiştir.

Çizelge 4.1. Yüzeysel suların fiziko-kimyasal özellikleri

Parametre	Su1	Su2	Su4	Su5	Su6	Su7	Su8	Su9	Su10	Su11	Su12	Su13	Su15	Su16	Su17
pH	8.13	7.79	8.16	8.47	8.01	8.2	8.17	7.89	7.99	8	8.17	7.98	8.06	7.97	8.01
T °C	23.2	21.8	23	22.8	22.9	21.5	21.5	23.1	21.9	24.9	21.4	21.3	24.9	24	25.3
Renk															
436 nm	0.322	1.720	0.364	0.328	0.709	0.347	0.156	0.220	0.360	0.350	0.184	0.384	0.407	1.030	0.474
525 nm	0.195	1.560	0.148	0.189	0.309	0.263	0.085	0.146	0.097	0.130	0.068	0.124	0.119	0.279	0.474
620 nm	0.140	1.460	0.071	0.129	0.180	0.208	0.049	0.115	0.020	0.057	0.023	0.045	0.046	0.087	0.457
Bulanıklık NTU	31.5	4.52	2.78	1.37	10.3	3.31	1.31	2.28	3.98	17.1	29.4	12.3	54.5	304	4.84
TÇK, mg/L	273.13	530.06	462.12	288.77	424.06	119.26	164.21	197.04	128.18	141.04	180.31	263.87	289.27	676.76	102.17
AKM, mg/L	53	8	11	10	19	13	5	6	11	35	94	23	87	305	<2
TOK, mg/L	1.07	0.63	1.98	1.44	3.7	0.39	0.45	0.38	2.24	2.09	0.4	2.32	2.64	6.95	0.36
KOİ, mg/L	7.9	5.76	14.7	8.79	14.9	<5.0	5.75	5.33	8.01	8.65	<5.0	10.9	14.8	25.3	<5.0
BOİ, mg/L	2	3	8	5	7	2	2	3	5	3	4	4	12	14	2

Parametre	Su18	Su19	Su20	Su21	Su22	Su23	Su25	Su26	Su27	Su28	Su29	Su30	Su32	Su33	Su35
pH	7.83	7.89	-	8.26	8.25	8.13	8.18	7.67	8.02	7.96	7.88	8.1	7.96	8.08	7.91
T°C	25.2	20.8	-	25.1	24.1	21.6	23.2	24.3	23.5	24	23.2	23	24	24.4	23.3
Renk,															
436 nm	0.506	0.186	-	0.563	0.421	0.513	0.456	0.070	0.442	0.441	0.206	0.397	0.219	0.528	0.402
525 nm	0.426	0.070	-	0.459	0.383	0.454	0.406	0.034	0.397	0.401	0.176	0.384	0.177	0.249	0.166
620 nm	0.392	0.034	-	0.411	0.368	0.438	0.388	0.017	0.379	0.393	0.176	0.375	0.171	0.164	0.078
Bulanıklık, NTU	18.7	3.78	-	47.4	1.44	33	5.16	16.7	1.2	0.91	0.57	0.58	0.92	8.77	8.21
TÇK, mg/L	163.28	287.63	-	188.03	313.9	315.42	212.35	279.9	248.31	206.48	259.62	236.23	203.17	326.97	178.07
AKM, mg/L	31	9	-	65	5	38	14	33	<2	<2	9	8	<2	22	20
TOK, mg/L	1.02	2.03	5.88	1.06	1.13	0.72	0.84	<0.3	1.06	1.22	1.14	0.75	1.18	3.62	1.91
KOİ, mg/L	5.32	7.23	-	5.83	<5.0	<5.0	8.72	<5.0	<5.0	5.09	<5.0	<5.0	<5.0	8.88	9.1
BOİ, mg/L	3	4	5	4	2	2	7	2	3	3	4	2	2	4	3

Çizelge 4.1. Yüzeysel suların fiziko-kimyasal özellikleri

Parametre	Su1	Su2	Su4	Su5	Su6	Su7	Su8	Su9	Su10	Su11	Su12	Su13	Su15	Su16	Su17
Na, mg/L	<5	13.3	13.91	11.93	23.65	<5	<5	<5	10.65	8.83	<5	13.65	35.48	81	<5
K, mg/L	2.19	2.63	4.69	1.42	4.14	<0.5	<0.5	<0.5	4.48	6.05	<0.5	5.87	2.96	6.11	<0.5
Ca, mg/L	82.7	140.94	119.27	73.2	79.27	42.32	57.55	71.1	29.07	29.56	60.08	71.25	57	109.01	41.35
Mg, mg/L	16.12	36.57	31.97	23.91	47.24	5.48	9.67	8.42	7.57	7.99	10.53	12.59	19.34	41.27	<5
HCO ₃ ⁻ , mg/L	276.33	367.22	342.82	286.09	370.88	134.2	185.44	226.92	122	103.09	204.35	251.93	254.98	350.75	112.24
F ⁻ , mg/L	<0.25	0.43	0.39	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	0.28	0.32	<0.25
Cl ⁻ , mg/L	6.24	10.02	12.77	8.36	30.05	<5	<5	<5	7.3	5.82	<5	11.98	14.76	70.31	<5
SO ₄ ⁻² , mg/L	22.29	145.58	110.52	29.24	50.63	5.45	5.78	5.92	9.1	24.84	9.19	17.88	28.38	196.23	5.62
T. Sertlik, mg/L	273.03	502.7	429.63	281.34	392.42	128.35	183.64	212.38	103.83	106.74	193.51	229.87	222.03	442.21	103.39
T. Alkalinite, mg CaCO ₃ /L	226.5	301	281	234.5	304	110	152	186	100	84.5	167.5	206.5	209	287.5	92

Parametre	Su18	Su19	Su21	Su22	Su23	Su25	Su26	Su27	Su28	Su29	Su30	Su32	Su33	Su35
Na, mg/L	<5	8.66	<5	24.08	9.63	<5	9.55	<5	<5	<5	<5	<5	44.82	23.42
K, mg/L	<0.5	2.93	0.98	1.4	0.77	0.72	1.5	1.35	2.22	1.77	1.33	0.56	9.1	5.46
Ca, mg/L	68.89	83.55	51.15	72.62	76.46	69.27	77.9	81.55	73.21	87.42	79.52	67.46	53.76	32.2
Mg, mg/L	<5	14.11	18.16	19.97	21.07	13.13	21.32	11.25	6.56	10.85	11.28	11.49	16.71	7.05
HCO ₃ ⁻ , mg/L	178.73	267.18	207.4	240.34	206.18	237.29	283.04	264.13	200.08	261.69	243.39	216.55	180.56	103.09
F ⁻ , mg/L	<0.25	<0.25	<0.25	0.27	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25
Cl ⁻ , mg/L	<5	10.55	<5	32.31	5.42	<5	9.78	<5	<5	<5	<5	<5	51.6	27.65
SO ₄ ⁻² , mg/L	6.49	24.94	10.41	36.59	93.58	12.53	20.65	15.39	13.75	21.19	15.45	11.2	62.18	21.9
T. Sertlik, mg/L	172.22	266.9	202.52	263.66	277.8	227.17	282.41	250.13	210.01	263.16	245.17	215.92	203.12	109.48
T. Alkalinite, mg CaCO ₃ /L	146.5	219	170	197	169	194.5	232	216.5	164	214.5	199.5	177.5	148	84.5

Çizelge 4.1. Yüzeysel suların fiziko-kimyasal özellikleri

Parametre	Su1	Su2	Su4	Su5	Su6	Su7	Su8	Su9	Su10	Su11	Su12	Su13	Su14	Su15	Su16	Su17
Orto Fosfat, mg/L	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	1.42	<0.25	<0.25	<0.25	0.3	0.45	<0.25	0.36	0.3	<0.25	<0.25	<0.25
Toplam P, mg/L	0.059	0.083	0.016	<0.01	0.598	<0.01	<0.01	<0.01	0.112	0.305	<0.01	0.123	0.123	<0.01	<0.01	0.276
NO ₂ , mg/L	<0.25	<0.25	0.272	<0.25	2.316	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	0.267	<0.25	<0.25	-	<0.25	0.256	<0.25
NO ₃ ⁻ , mg/L	7.692	<5	<5	<5	6.674	<5	<5	<5	<5	7.247	<5	6.752	<5	5.677	<5	<5
Organik N, mg/L	0.31	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.33	<0.1	0.13	<0.1	0.37	0.71	<0.1
Kjeldahl N, mg/L	0.31	<0.1	<0.1	<0.1	2.28	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.33	<0.1	0.13	<0.1	0.37	0.71	<0.1
NH ₄ ⁺ , mg/L	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	2.845	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25
TN, mg/L	2.05	<0.1	<0.1	<0.1	4.49	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2.05	<0.1	1.65	<0.1	1.65	0.79	<0.1

Parametre	Su18	Su19	Su20	Su21	Su22	Su23	Su25	Su26	Su27	Su28	Su29	Su30	Su32	Su33	Su35
Orto Fosfat, mg/L	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	0.34
Toplam P, mg/L	0.019	<0.01	<0.01	0.043	0.051	0.168	0.362	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.067	<0.01	<0.01	0.139
NO ₂ , mg/L	<0.25	0.401	-	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	0.318	<0.25
NO ₃ ⁻ , mg/L	<5	11.485	5.013	5.343	8.455	7.092	<5	<5	8.867	12.326	9.69	8.945	5.95	<5	9.688
Organik N, mg/L	<0.1	<0.1	0.68	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.15
Kjeldahl N, mg/L	<0.1	0.26	0.68	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.15
NH ₄ ⁺ , mg/L	<0.25	0.252	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25
TN, mg/L	<0.1	2.98	1.94	1.21	1.91	1.6	<0.1	<0.1	2	2.78	2.19	2.02	1.34	0.1	2.34

- : Analiz edilmedi

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'nde "Kıtaıçi Yerüstü Su Kaynaklarının Genel Kimyasal ve Fizikokimyasal Parametreler Açısından Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri" verilmiştir (Çizelge 4.2). Bu yönetmelikte su kalite sınıfları I (çok iyi), II (iyi), III (orta) şeklinde sınıflandırılmaktadır. I sınıf kalitede sular içme suyu olma potansiyeli yüksek olan yerüstü suları, yüzme gibi vücut teması gerektirenler dahil rekreasyonel maksatlar için kullanılabilir sular, alabalık üretimi için kullanılabilir nitelikte sular, hayvan üretimi ve çiftlik ihtiyacı için kullanılabilir nitelikte sulardır. II sınıf kalitede sular içme suyu olma potansiyeli olan yerüstü suları, rekreasyonel maksatlar için kullanılabilir nitelikte sular, alabalık dışında balık üretimi için kullanılabilir nitelikte sular, mer'î mevzuat ile tespit edilmiş olan sulama suyu kalite kriterlerini sağlamak şartıyla sulama suyu olarak kullanılabilen sulardır. III sınıf kalitede sular gıda, tekstil gibi nitelikli su gerektiren tesisler hariç olmak üzere uygun bir arıtmadan sonra su ürünleri yetiştiriciliği için kullanılabilir nitelikte sular ve sanayi suyu olarak kullanılabilen sulardır (YSKY, 2023).

Çizelge 4.2. Kıtaıçi yerüstü su kaynaklarının genel kimyasal ve fizikokimyasal parametreler açısından sınıflarına göre kalite kriterleri

Su kalite parametreleri	Su kalite sınıfları		
	I (çok iyi)	II (iyi)	III (orta)
Renk (m^{-1})	RES 436 nm: ≤ 1.5	RES 436 nm: 3	RES 436 nm: > 4.3
	RES 525 nm: ≤ 1.2	RES 525 nm: 2.4	RES 525 nm: > 3.7
	RES 620 nm: ≤ 0.8	RES 620 nm: 1.7	RES 620 nm: 2.5
pH	6-9	6-9	6-9
İletkenlik ($\mu S/cm$)	< 400	1000	> 1000
Yağ ve gres (mg/L)	< 0.2	0.3	> 0.3
Çözünmüş oksijen (mg/L)	> 8	6	< 6
KOİ (mg/L)	< 25	50	> 50
BOİ ₅ (mg/L)	< 4	8	> 8
NH ₄ ⁺ (mg/L)	< 0.2	1	> 1
NO ₃ ⁻ (mg/L)	< 3	10	> 10
Toplam kjeldahl-N (mg/L)	< 0.5	1.5	> 1.5
Toplam N (mg/L)	< 3.5	11.5	> 11.5
Orto fosfat P (mg/L)	< 0.05	0.16	> 0.16
ToplamP (mg/L)	< 0.08	0.2	> 0.2
F ⁻ ($\mu g/L$)	≤ 1000	1500	> 1500
Mn ($\mu g/L$)	≤ 100	500	> 500
Se ($\mu g/L$)	≤ 10	15	> 15
S ($\mu g/L$)	≤ 2	5	> 5

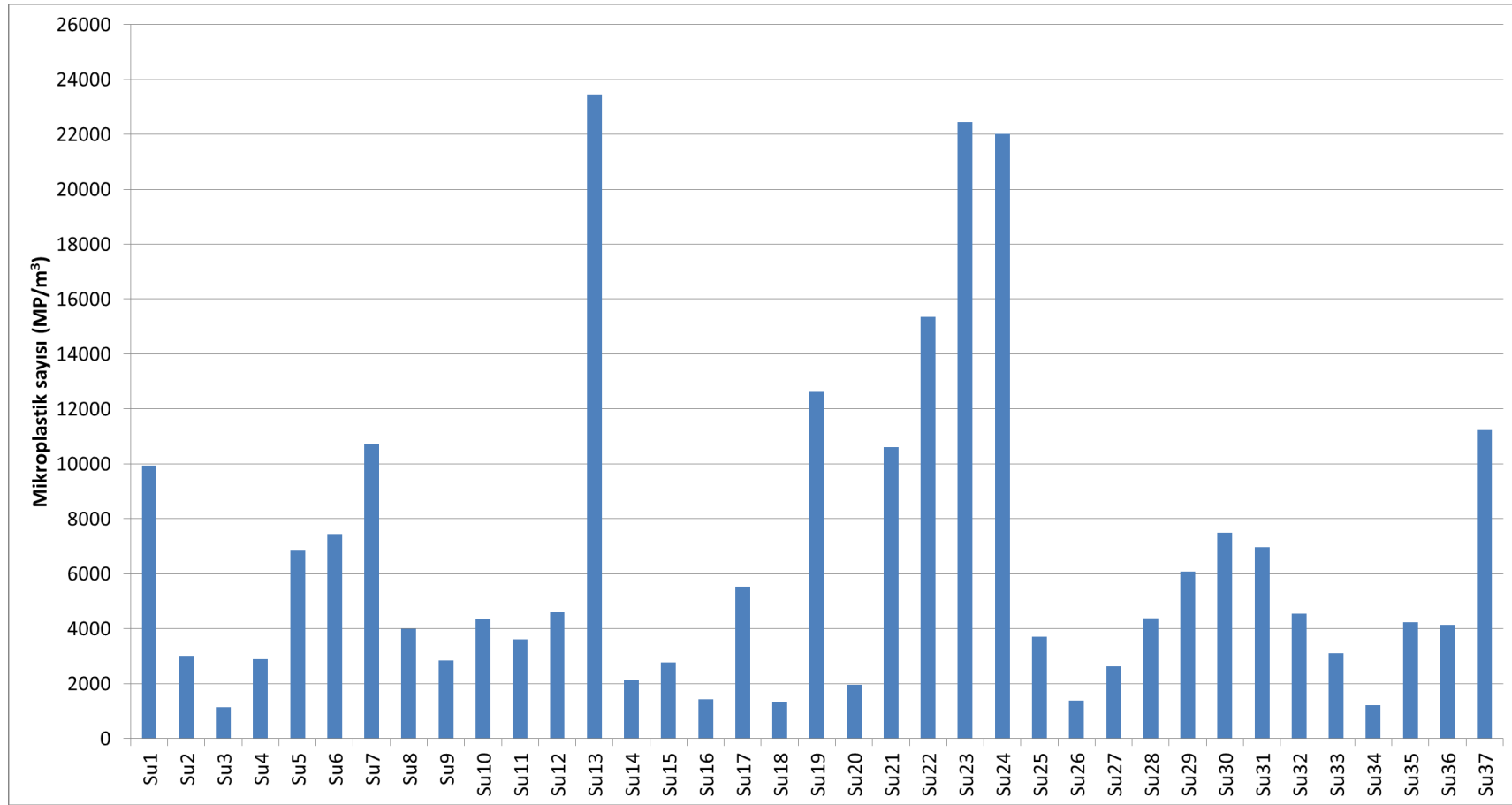
Su numunelerinin fizikokimyasal özellikleri kalite kriterlerine göre değerlendirildiğinde pH değeri bütün numunelerde 6-9 aralığında olup çok iyi, iyi ve orta kalite sınıfına uymaktadır. Renk parametresi açısından değerlendirildiğinde Su2 nolu numune II sınıf, diğer numuneler I sınıf su kategorisindedir. KOİ değerleri sadece Su16

nolu numunede 25.3 mg/L değerindedir ve bu kaynak II sınıf, diğer numune noktaları I sınıf kategorisindedir. BOI_5 değerleri açısından Su4, Su5, Su6, Su10, Su25 nolu numuneler II sınıf, Su15 ve Su16 nolu numuneler III sınıf kategorisindedir. NH_4^+ açısından incelendiğinde su numunelerinin tamamının II sınıf kategorisine girdiği, NO_3^- açısından incelendiğinde Su19 ve Su28 nolu numunelerin III sınıf, diğer numunelerin II sınıf, kjeldahl-N açısından incelendiğinde Su16 ve Su20 nolu numunelerin II sınıf, diğer numunelerin I sınıf, toplam N açısından incelendiğinde Su6 nolu numunenin II sınıf, diğer numunelerin I sınıf kalitede olduğu görülmektedir. Orto fosfat açısından değerlendirildiğinde bütün numunelerin I sınıf, toplam P açısından değerlendirildiğinde Su10, Su14, Su23, Su35 nolu numuneler II sınıf, Su6, Su11, Su17, Su25 nolu numunelerin III sınıf kalitede olduğu diğer numunelerin I sınıf kalitede olduğu görülmektedir. F^- açısından değerlendirildiğinde numunelerin I sınıf kalitede olduğu görülmektedir.

4.2. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastik Sayıları

Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan Su1-S9 arasındaki numuneler Beyşehir bölgesinden, Su10-Su14 arasındaki numuneler Seydişehir bölgesinden, Su15 ve Su16 nolu numuneler Tuz Gölü bölgesinden, Su17 ve Su18 nolu numuneler Hadim-Taşkent bölgesinden, Su19 ve Su20 nolu numuneler Ilgın bölgesinden, Su21 nolu numune Ereğli bölgesinden, Su22-Su24 arasındaki numuneler Niğde bölgesinden, Su25-Su32 arasındaki numuneler Karaman bölgesinden, Su33-Su37 arasındaki numuneler Aksaray bölgesinden alınmıştır.

Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik sayıları Şekil 4.1'de verilmiştir. Su numunelerinde toplam mikroplastik sayısı 1138-23444 MP/m³ aralığında tespit edilmiştir. Su13 nolu numunede 23444 MP/m³ en yüksek, Su3 nolu numunede 1138 MP/m³ olarak en düşük mikroplastik tespit edilmiştir.



Şekil 4.1. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik sayıları

Su13, Su22, Su23 ve Su24 nolu numuneler de yüksek miktarlarda, Su3, Su16, Su18, Su26 ve Su34 nolu numunelerde düşük miktarlarda mikroplastik tespit edildiği görülmektedir. Mikroplastığın yüksek tespit edildiği Su13 nolu numune Seydişehir bölgesinde yer almaktadır. Su13 nolu numune yerleşim bölgesine yakındır, tarımsal ve trafik kaynaklı kirliliğe maruz kalmaktadır. Su22, Su23 ve Su24 nolu numuneler Niğde bölgesinde yer almaktadır. Su22, Su23 ve Su24 nolu numunelerin alındığı Niğde bölgesinde ise tarımsal faaliyetler, otel ve restoran işletmeciliği yoğun olarak bulunmaktadır. Ayrıca bu bölgede kamyonların geçiş için kullandığı yollar bulunmaktadır ve bölge yoğun bir şekilde büyük taşıt trafik kirliliğine maruz kalmaktadır.

Çizelge 4.3’de farklı ülkelerde yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik miktarları verilmiştir.

Çizelge 4.3. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik sayıları

Ülke	Su kaynağı	Mikroplastik sayısı (MP/m ³)	Kaynak
ABD	Göl	1.94-17.93	McCormick ve diğ., 2014
	Nehir	14	Kapp ve Yeatman, 2018
	Okyanus	6	Lindeque ve diğ., 2020
Çin	Nehir	500-10200	Zhao ve diğ., 2014
	Nehir	1597-12611	Di ve Wang, 2018
	Nehir	3670-10700	Ding ve diğ., 2019
	Nehir	0.56	Tan ve diğ., 2019
	Nehir	3183	Wang ve diğ., 2020c
	Nehir	0.69-74.95	Liu ve diğ., 2020b
Endonezya	Nehir	1.47-43.11	Lestari ve diğ., 2020
	Nehir	5850	Alam ve diğ., 2019
	Nehir	44.67	Sulistyowati ve diğ., 2022
Kanada	Nehir	50-240	Vermaire ve diğ., 2017
	Nehir	1800	Grbic ve diğ., 2020
Portekiz	Nehir	58-1265	Rodrigues ve diğ., 2018
Almanya	Nehir	74.10	Wagner ve diğ., 2019
Rusya	Nehir	0.003-0.010	Zhdanov ve diğ., 2022
Afrika	Nehir	230	Weideman ve diğ., 2019
İspanya	Nehir	3.5	Simon-Sánchez ve diğ., 2019
Pakistan	Nehir	16150	Irfan ve diğ., 2020
Japonya	Nehir	1.6	Kataoka ve diğ., 2019
Avusturalya	Nehir	400	Nan ve diğ., 2020
Fransa	Nehir	12-42	Constant ve diğ., 2020
İtalya	Nehir	0.9-13	Campanale ve diğ., 2020b
Hindistan	Nehir	288	Amrutha ve Warriar, 2020
Tayvan	Nehir	334-105	Tien ve diğ., 2020
Mazlezya	Nehir	0.0005-0.0070	Pariatamby ve diğ., 2020
Birleşik Krallık	Nehir	22000-510000	Devereux ve diğ., 2022
Türkiye	Nehir, dere	1138-23444	Bu çalışma

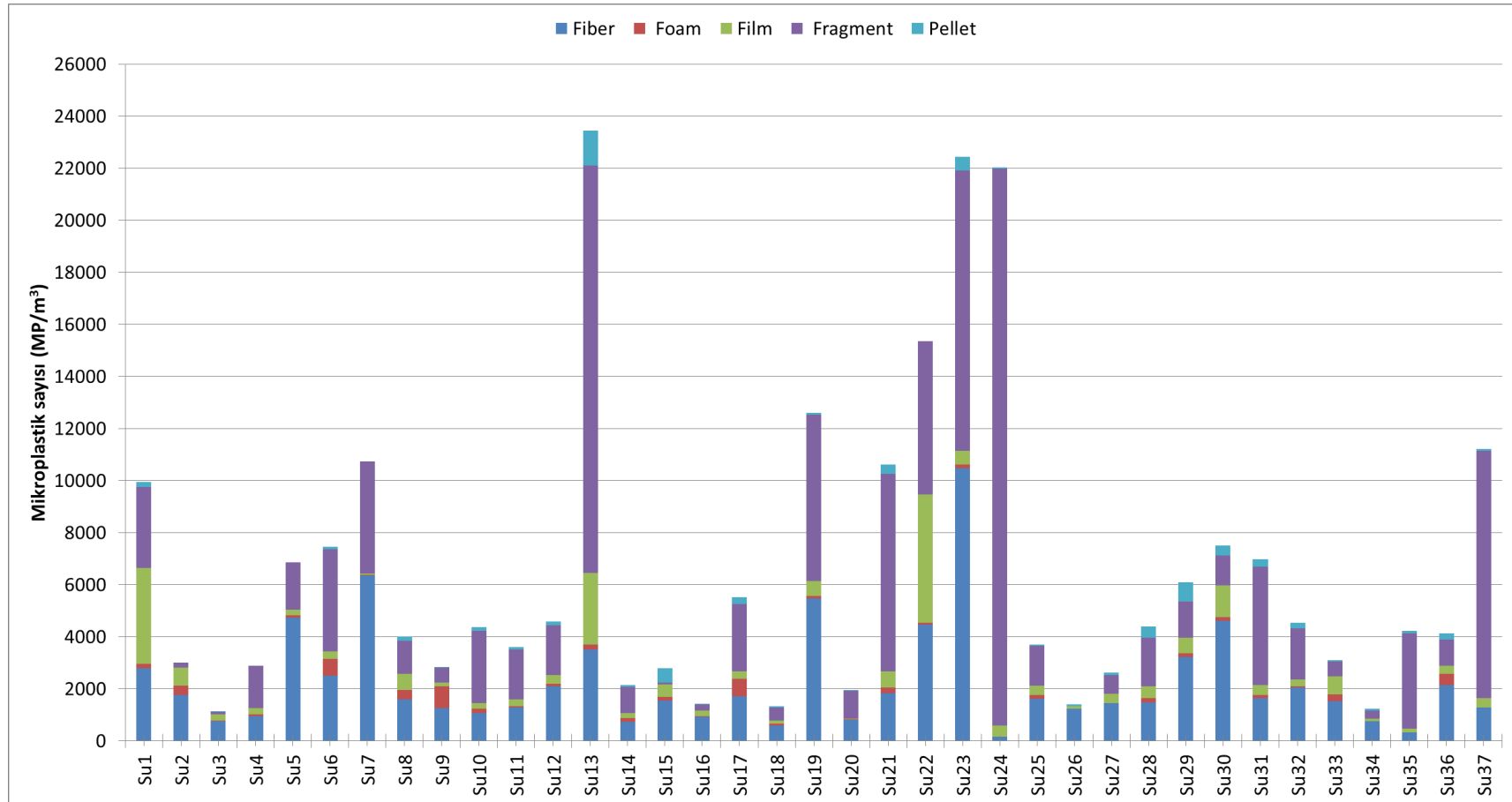
Çizelge 4.3 incelendiğinde ABD’de göl ve okyanusta yapılan çalışmalar dışında diğer araştırmaların nehir suyunda yapıldığı görülmektedir. Çin’de, Pakistan’da, Birleşik

Krallık'da yüksek mikroplastik (500-510000 MP/m³) miktarları tespit edilmiştir. ABD'de göl, okyanus ve nehirde yapılan çalışmalarda Endonezya, Kanada, Portekiz, Almanya, Rusya, Afrika, İspanya, Japonya, Avusturalya, Fransa, İtalya, Hindistan, Tayvan, Mazlezya'da nehirlerde yapılan çalışmalarda bu çalışmadan daha düşük sayılarda mikroplastik tespit edilmiştir. Pakistan ve Çin'de nehirlerde yapılan bazı çalışmalarda elde edilen sonuçlara yakın mikroplastik miktarları tespit edilmiştir. Genel olarak incelenen literatür çalışmalarından daha yüksek mikroplastik kirliliği tespit edilmiştir.

4.3. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastiklerin Morfolojik Karakteristiği

Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastikler morfolojik olarak fiber, foam, film, fragment ve pellet olarak sınıflandırılmıştır. Şekil 4.2'de yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik miktarları verilmiştir. Şekil 4.2 incelendiğinde fiber 150-10472 MP/m³ aralığında, foam 0-833 MP/m³ aralığında, film 16.6-4944 MP/m³ aralığında, fragment 0-2140 MP/m³ aralığında ve pellet mikroplastiklerin 0-1333 MP/m³ aralığında olduğu görülmektedir. Araştırılan bütün yüzeysel sularda fiber ve film şekilli mikroplastikler tespit edilmiştir. Su26 nolu numune hariç diğer bütün su numunelerinde fragment şekilli mikroplastikler de tespit edilmiştir. Foam mikroplastikler 6 numunede, pellet mikroplastikler 5 numune de tespit edilmemiştir.

En yüksek fiber mikroplastikler Su23 nolu numunede, fragment mikroplastikler Su24 nolu numunede, film mikroplastikler Su22 nolu numunede, foam mikroplastikler Su9 nolu numunede, pellet mikroplastikler Su13 nolu numunede tespit edilmiştir. Fiber ve fragment mikroplastiklerin yüksek tespit edildiği Su23 ve Su24 nolu numunelerde yoğun şekilde trafik kaynaklı kirlilik ve su kaynağı kenarına atılan katı atıklar bulunmaktadır. Film mikroplastiklerin yüksek tespit edildiği Su1 ve Su22 nolu numunelerde ise kentsel deşarjlar ve trafik kaynaklı kirlilik baskın kirletici kaynaklardır.



Şekil 4.2. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik miktarları

Şekil 4.3’de yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılım oranları verilmiştir. Şekil 4.3 incelendiğinde yüzeysel su numunelerinde fiber %0.68-88.0, fragment %0-97.2, film %0.25-37.2, foam %0-29.4 ve pellet mikroplastikler %0-19.0 aralığında tespit edilmiştir. Baskın olarak mikroplastiklerin morfolojisinin fiber ve fragment olarak tespit edildiği görülmektedir. Film mikroplastiklerde bazı numunelerde yüksek oranlarda tespit edilmiştir. Foam ve pellet şekilli mikroplastiklerin numunelerde mikroplastik dağılımlarında düşük yüzdelerde olduğu görülmektedir. Su2 (%6.5), Su3 (%7.3), Su15 (%3.0) nolu numuneler de fragment mikroplastiklerinin yüzde dağılımının diğer numunelere göre düşük olduğu, Su24 (%0.68) nolu numunede de fiber mikroplastik dağılımının diğer numunelere göre düşük olduğu görülmektedir. Su1 (%37.1) ve Su22 (%32.2) nolu numunelerde film mikroplastiklerin dağılımının diğer numunelere göre yüksek olduğu, Su9 (%29.4) nolu numunede foam mikroplastiklerin dağılımının diğer numunelere göre yüksek olduğu görülmektedir. Pellet mikroplastikler de numunelerde düşük yüzdelerde tespit edilmiştir. Su15 (%19.0) nolu numunede diğer numunelere göre yüksek oranlarda pellet mikroplastik tespit edilmiştir.

İkincil mikroplastikler film, foam, fragment ve fiberleri içerir ve daha büyük plastiklerin parçalanmasıyla meydana gelir. Fiber mikroplastikler kıyafet, ev ürünleri gibi tekstil ürünlerinin üretilmesi, yıkanması, kurutulması ve giyilmesi sırasında açığa çıkabilirler. Sürtünme sonucu lastiklerden, yol işaretlerinden, atık depolama alanlarından, balık ağlarından, büyük plastiklerin zamanla aşınmasından da çevreye fiber mikroplastik salınımı olmaktadır. Sentetik veya doğal fiber üretiminin 2030 yılında 145 milyon metrik tona ulaşması beklenmektedir (Periyasamy ve Tehrani-Bagha, 2022).

Galvão ve diğ. (2020) çamaşır makinasında yıkanan 6 kg sentetik çamaşırdan 18000000 mikro fiberin salındığını rapor etmişlerdir. Atıksu arıtma tesislerinde yeterince giderilemeyen fiberler atıksuların deşarjları ile su ekosistemlerine girmektedirler (Acarer, 2023). Çamaşırhaneler, tekstil ve hazır giyim endüstrileri fiber mikroplastiklerin en önemli kaynağıdır (Kieu-Le ve diğ., 2023). Plastik çantalar, şişeler ve diğer plastik atıkların parçalanması ve bozulması ile fragment mikroplastikler oluşmaktadır (Wang ve diğ., 2022). Dalvand ve Hamidian (2023) sulak alanlarda yapılan çalışmaları incelemiş ve su, sediment ve biota numunelerinde tespit edilen mikroplastiklerin şekillerinin genel olarak fiber ve fragment olduğunu rapor etmişlerdir.



Şekil 4.3. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları

Kieu-Le ve diğ. (2023) yüzey suyunda tespit edilen partiküllerin %85'ni, sedimentte tespit edilen partiküllerin %98'ni fiber mikroplastiklerin oluşturduğu tespit etmişlerdir. Velmurugan ve diğ. (2023) yüzey sularında tespit ettikleri mikroplastiklerin %59'unu fiber, %24'ünü film, %10'unu fragment, %7'sini ise pellet türü mikroplastikler oluşturmaktadır.

Çizelge 4.4'de farklı ülkelerde yapılan çalışmalarda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakterizasyonu verilmiştir. Tespit edilen mikroplastiklerin fiber, fragment, pellet, strafor, film, boncuk, filament, foam, küre, mikrofiber ve mikroboncuk şeklinde olduğu görülmektedir. Literatür de yapılan bazı çalışmalar ile elde ettiğimiz sonuçlar benzerlik göstermektedir. Yapılan farklı çalışmalarda da temel olarak yüzeysel sularda fiber ve fragment şekilli mikroplastikler baskın olarak bulunmaktadır. Ancak bazı çalışmalarda, bu çalışmada düşük oranlarda bulunan pellet, foam, film şekilli mikroplastikler baskın morfoloji olarak tespit edilmiştir. Tespit edilen mikroplastik morfolojisi araştırılan su kaynağını kirleten kirletici kaynaklar açısından önemlidir. Endüstriyel deşarjların, balıkçılık faaliyetlerinin olduğu sularda pellet ve foam mikroplastikler daha yoğun bulunabilmektedir.

Yüzeysel sularda yapılan çalışmalarda film ve foam mikroplastiklerinin tespit edilen mikroplastiklere oranı düşük bulunmuştur. Foam mikroplastikler genellikle balıkçılık faaliyetlerinden kaynaklanmaktadır ve balıkçılar avlanma malzemelerini ağlarını yüzdürmek için köpüksü plastik malzemeler kullanmaktadırlar (Nahian ve diğ., 2023).

Bangladeş'de yoğun bir şekilde evsel, endüstriyel ve tarımsal atıklar ile kirlenen yüzeysel su kaynağında su ve sedimentte tespit edilen mikroplastikler büyük oranda film mikroplastikler olarak bulunmuştur (Nahian ve diğ., 2023). Film mikroplastikler ikinci grup mikroplastiklerdir ve temel olarak plastik torbalardan ve ambalaj malzemelerinden kaynaklanırlar (Nahian ve diğ., 2023). Küresel veya silindirik olan pelletler ise birincil mikroplastikleri oluşturur ve endüstrilerin ham maddelerinden veya kişisel bakım ürünlerinden kaynaklanırlar (Wang ve diğ., 2022). Pelletlerde farklı çalışmalarda yüzey sularında düşük yüzde oranlarında tespit edilmişlerdir (Murphy ve diğ., 2016).

Çizelge 4.4. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakteristiği

Ülke	Su kaynağı	Mofolojik karakterizasyon	Kaynak
ABD	Göl	Fragment, pellet, strafor, fiber	McCormick ve diğ., 2014
	Nehir	Fiber, fragment, film, boncuk	Kapp ve Yeatman, 2018
	Okyanus	Bocuk, fiber, fragment	Lindeque ve diğ., 2020
Çin	Nehir	Fiber	Zhao ve diğ., 2014
	Nehir	Filament, fiber, fragment, film, pellet, strafor	Di ve Wang, 2018
	Nehir	Fiber, film, foam, fragment, pellet	Ding ve diğ., 2019
	Nehir	Foam, film, fragment, fiber	Tan ve diğ., 2019
	Nehir	Fiber, küre, fragment, film	Wang ve diğ., 2020c
Endonezya	Nehir	Fragment, foam, fiber, pellet	Lestari ve diğ., 2020
	Nehir	Fiber, fragment	Alam ve diğ., 2019
	Nehir	Fiber, fragment, granül, foam	Sulistiyowati ve diğ., 2022
Kanada	Nehir	Fragment, mikro fiber, mikro boncuk	Vermaire ve diğ., 2017
	Nehir	Fiber, film, foam, fragment, küre	Grbic ve diğ., 2020
Hindistan	Nehir	Fragment, foam, fiber, pellet	Amrutha ve Warriar, 2020
	Göl, dere, nehir, haliç	Fiber, film, fragment, pellet	Velmurugan ve diğ., 2023
Vietnam	Nehir	Fiber, fragment	Kieu-Le ve diğ., 2023
Birleşik Krallık	Nehir	Fiber, fragment	Devereux ve diğ., 2022
Portekiz	Nehir	Fiber, fragment, film, foam	Rodrigues ve diğ., 2018
Afrika	Nehir	Fiber, fragment	Weideman ve diğ., 2019
İspanya	Nehir	Fiber, film, fragment, foam, mikro boncuk	Simon-Sánchez ve diğ., 2019
Pakistan	Nehir	Fiber, film, fragment, foam, boncuk	İrfan ve diğ., 2020
Avusturalya	Nehir	Fiber, fragment, film, pellet	Nan ve diğ., 202
Fransa	Nehir	Fiber, fragment, foam, film	Constant ve diğ., 2020
İtalya	Nehir	Foam, film, pul, fiber, pellet, fragment	Campanale ve diğ., 2020b
Tayvan	Nehir	Fiber, fragment	Tien ve diğ., 2020
Mazlezya	Nehir	Fiber, fragment, film, foam, pellet	Pariatamby ve diğ., 2020
Bangladeş	Kanal	Film, fragment, foam, fiber pellet	Nahian ve diğ., 2023
Türkiye	Nehir, dere	Fiber, fragment, filmi, foam, pellet	Bu çalışma

4.4. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastik Renkleri

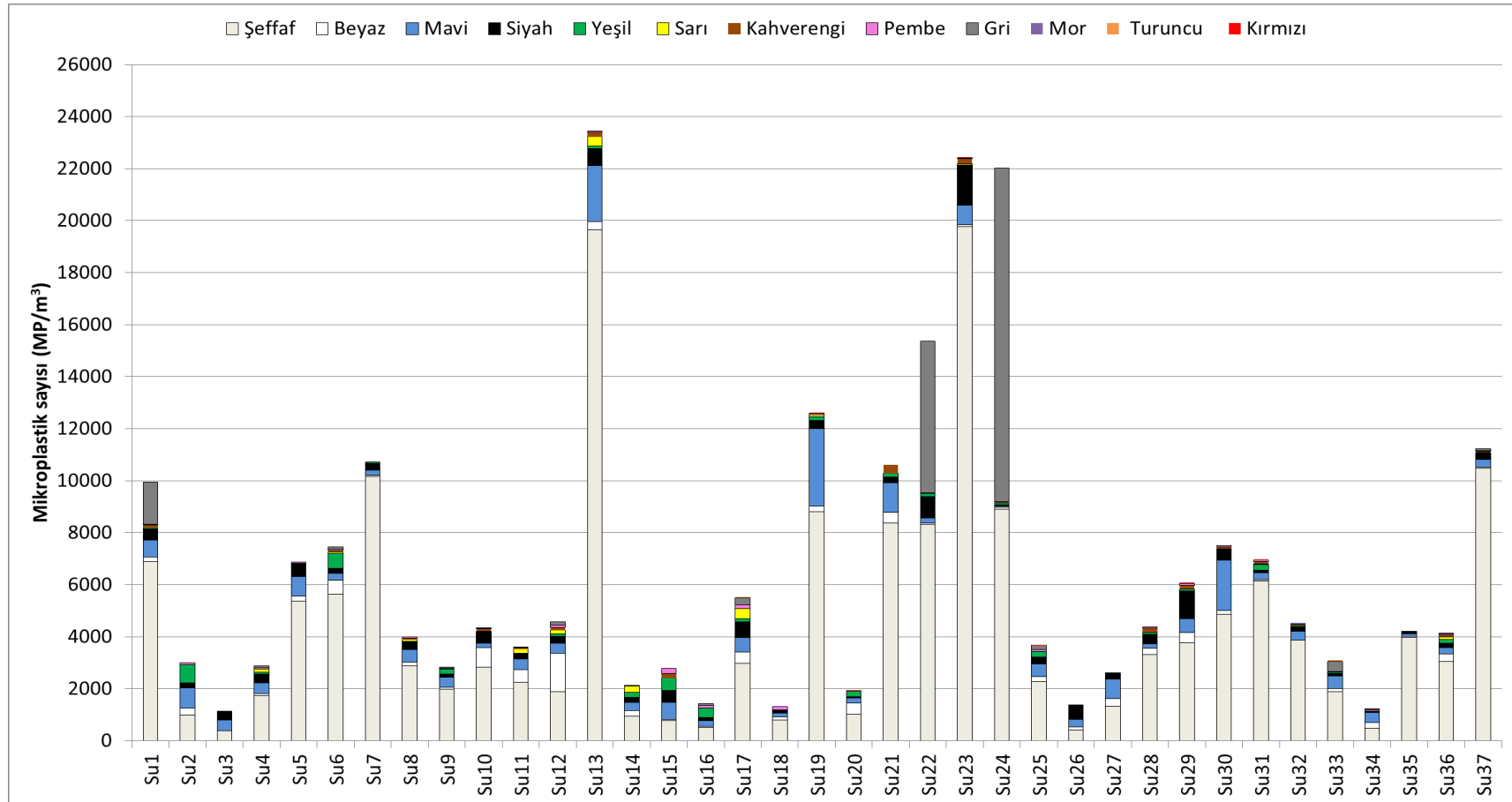
Şekil 4.4’de yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin renkleri verilmiştir. Şekil 4.4 incelendiğinde şeffaf 388-19777 MP/m³, beyaz 0-1472 MP/m³, mavi 50-2972 MP/m³, siyah 33.3-1555 MP/m³, yeşil 0-694.4 MP/m³, sarı 0-388.89 MP/m³, kahverengi 0-333 MP/m³, pembe 0-194 MP/m³, gri 0-12833 MP/m³, mor 0-533 MP/m³, turuncu 0-55.56 MP/m³ ve kırmızı renkte mikroplastiklerin 0-27.8 MP/m³ olarak tespit edildiği görülmektedir. En yüksek miktarda tespit edilen renk şeffaf olmuştur. Bütün numunelerde şeffaf, mavi ve siyah mikroplastik tespit edilmiştir. Sadece bir numunede beyaz

mikroplastik tespit edilmemiştir. Mor, kırmızı ve turuncu renkler en az sayıda mikroplastığın görüldüğü renklerdir.

Şekil 4.5’de yüzeysel sulara tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre dağılımları verilmiştir. Şekil 4.3 incelendiğinde yüzeysel su numunelerinde şeffaf %28.0-94.8, beyaz %0-32.1, mavi %0.23-36.6, siyah %0.30-34.0, yeşil %0-25.5, sarı %0-11.7, kahverengi %0-6.0, pembe %0-8.3, gri %0-58.3, mor %0-2.1, turuncu %0-1.8 ve kırmızı renkli mikroplastikler %0-0.85 aralığında tespit edilmiştir. Bütün numunelerde en yüksek oranda şeffaf mikroplastikler tespit edilmiştir. Numunelerin çoğunda renk dağılımında şeffaf renkli mikroplastiklerden sonra mavi rengin baskın olduğu görülmektedir. Su12 (%32.1), Su20 (%22.2) ve Su34 (%18.2) nolu numunelerde beyaz renkte mikroplastiklerinde dağılım oranlarının yüksek olduğu görülmektedir. Gri renkte mikroplastikler Su22 nolu numunede %38.0 oranında ve Su24 nolu numunede %58.3 oranında baskın olarak gözlenmiştir. Yeşil renkli mikroplastikler Su2, Su15, Su16 nolu numunelerde sırası ile %23.1, %17.0, % 25.5 oranlarında baskın olarak tespit edilmiştir. Siyah renkli mikroplastikler Su3 nolu numunede %26.8 oranında, Su26 nolu numunede %34.0 oranında baskın olarak tespit edilmiştir. Sarı, kahverengi, pembe, mor, turuncu ve kırmızı renkler renk dağılımında düşük yüzdelerde tespit edilmiştir.

Nahian ve diğ. (2023) yüzeysel suda tespit ettikleri mikroplastiklerin renk bakımından dağılımlarını sırası ile %45 oranında şeffaf-beyaz, %31 oranında siyah, %13 oranında mavi, %4 oranında yeşil, %8 oranında sarı, %2 oranında kırmızı renkte rapor etmişlerdir. Egessa ve diğ., (2020) yüzey suyunda tespit ettikleri mikroplastikler de %59 oranında beyaz-şeffaf renk gözlemlemişlerdir.

Mikroplastiklerin renkleri mikroplastiklerin ekosistemdeki akıbetlerini etkileyen bir faktördür. Mikroplastiklerin yoğunluğu ve rengi onların göçünü ve biota tarafından alınımını etkilemektedir (Zhang ve diğ., 2023). Şeffaf mikroplastiklere nazaran renkli mikroplastiklerin suda yaşayan canlılar tarafından yutulma riskinin daha yüksek olduğu ve su ortamlarına giren mikroplastiklerin renk kaybedebileceği düşünülmektedir (Yin ve diğ., 2023). Renk görsel algıyı etkilemektedir ve balıklarda biriken mikroplastiklerde farklı renkler gözlenmiştir (Naidoo ve diğ., 2019). Mikroplastik ve mikroorganizma ilişkisinin, mikroplastiklerin boyutundan, şeklinden, renginden ve polimer tipinden nasıl etkilendiği net değildir (Zhang ve diğ., 2023).

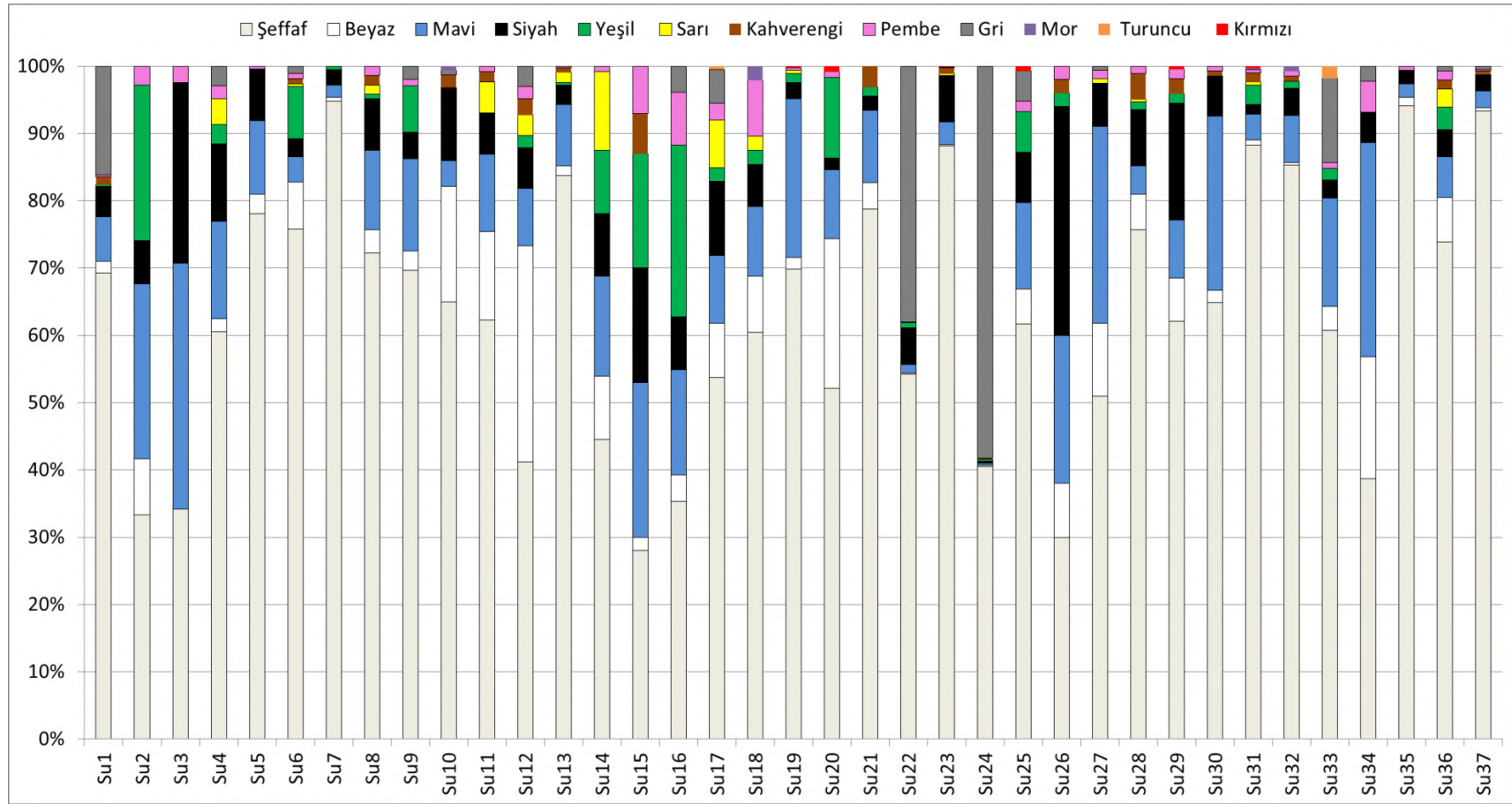


Şekil 4.4. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre miktarları

Çizelge 4.5’de farklı ülkelerde yapılan çalışmalarda tespit edilen mikroplastiklerin renkleri verilmiştir. Çizelge 4.5 incelendiğinde genel olarak şeffaf, beyaz, siyah, mavi, yeşil, sarı, kırmızı renkli mikroplastiklerin tespit edildiği görülmektedir. Beyaz ve şeffaf çalışmalarda baskın mikroplastik rengi olarak tespit edilmiştir. Çin, Afrika, Hindistan, Portekiz, İspanya, İtalya, Endonezya, Malezya, Bangladeş’de yapılan çalışmalarda beyaz veya şeffaf renkte mikroplastikler baskın olarak tespit edilmiştir. Tatlı suların aksine ABD’de okyanusta yapılan çalışmada çoğunlukla siyah ve mavi renkli mikroplastikler gözlenmiş ve baskın mikroplastik fiber olarak tespit edildiği, tekstil atıklarının, otomobil parçalarının, araç lastiklerinin mikroplastiklerinin kaynağı olabileceği bildirilmiştir. Literatür çalışmaları ile uyumlu olarak tez çalışmasında da mikroplastiklerin renkleri çoğunlukla şeffaf ve beyaz olarak gözlenmiştir. Beyaz ve şeffaf renklerden sonra mavi, siyah ve gri renkte mikroplastikler çoğunlukta tespit edilmiştir.

Günümüzde pazarlama potansiyellerini artırma amacı ile tüketicilere farklı renklerde plastik ürünler sunulmaktadır (Thetford ve diğ., 2003). Mikroplastiklerin rengi kaynakları hakkında da bilgi sağlayabilmektedir (Hartmann ve diğ., 2019).

Şeffaf ve beyaz mikroplastikler renksiz plastik ürünlerden kaynaklanabilmektedirler. Ayrıca çevresel ortamlarda atık plastiklerin pH, güneş ışığı, sıcaklık gibi etkiler ile renklerinde ağarma olabilir (Rajan ve diğ., 2023; Stolte ve diğ., 2015). Bazı çalışmalarda mikroplastiklerin analizi aşamasında kullanılan işlem ve kimyasallarında renk kaybına sebep olabileceği belirtilmektedir (Lv ve diğ., 2021). Mikroplastiklerin H₂O₂ ile işleminden geçirildikten sonra şeffaflaştığı bildirilmiştir (Nuelle ve diğ., 2014). Velmurugan ve diğ. (2023) mikroplastiklerin renklerini yüksek oranda beyaz olarak tespit etmişler ve beyaz/renksiz mikroplastiklerin su şişeleri, yağ şişeleri, gözlükler ve evlerden gelen atıklardan kaynaklanabileceğini, renkli mikroplastiklerin, şampuan şişeleri, kozmetik malzemeleri, elbiseler, balık ağları, tıbbi ekipmanlar ve bilgisayar parçaları gibi ürünlerden gelebileceğini rapor etmişlerdir.



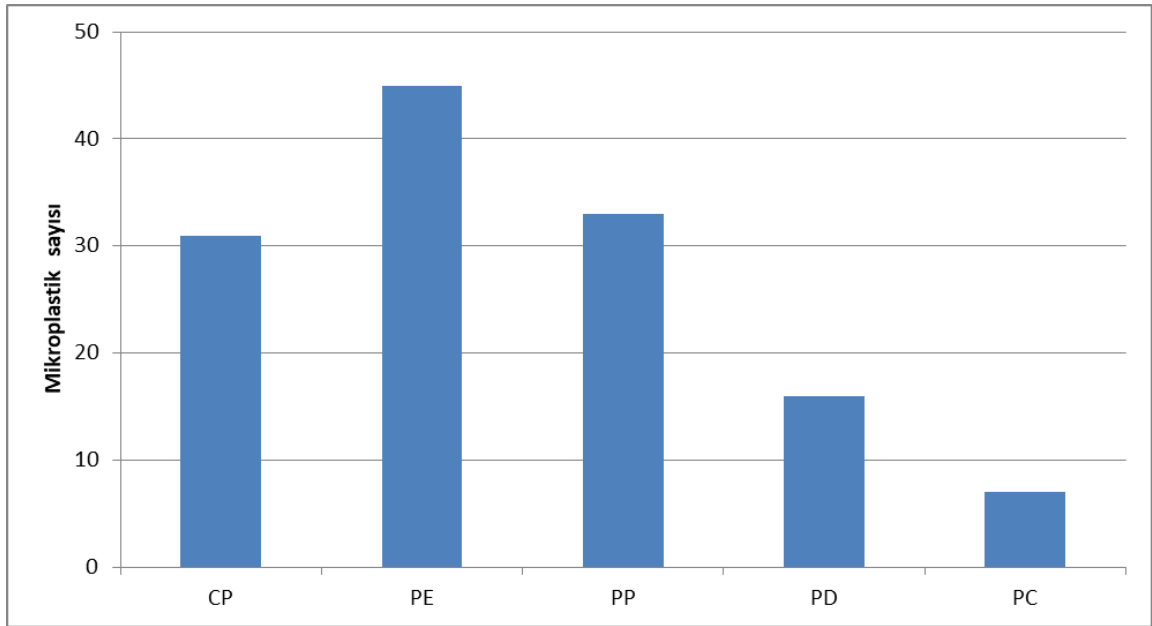
Şekil 4.5. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre dağılımları

Çizelge 4.5. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastik renkleri

Ülke	Su kaynağı	Renk	Kaynak
ABD	Okyanus	Siyah, mavi, kahverengi, gri, beyaz, kırmızı, turuncu, sarı, yeşil, mor	Lindeque ve diğ., 2020
Çin	Nehir	Beyaz, şeffaf, renkli, siyah	Zhao ve diğ., 2014
	Nehir	Şeffaf, mavi, kırmızı, beyaz	Di ve Wang, 2018
	Nehir	Beyaz, sarı, mavi, siyah, kırmızı, yeşil	Wang ve diğ., 2020c
	Nehir	Beyaz, şeffaf, siyah, kahve/gri, mavi/yeşil, kırmızı	Liu ve diğ., 2020b
Afrika	Nehir	Mavi, kırmızı, mor, şeffaf, yeşil, pembe, beyaz, turuncu	Weideman ve diğ., 2019
	Nehir	Beyaz-şeffaf, mavi yeşil, siyah, mor, kırmızı	Egessa ve diğ., 2020
Hindistan	Göl, dere, nehir, haliç	Beyaz, siyah, kırmızı, gri, mavi, sarı, yeşil	Velmurugan ve diğ., 2023
	Nehir	Şeffaf, beyaz, kahverengi, siyah	Amrutha ve Warriar, 2020
Birleşik Krallık	Nehir	Siyah, kırmızı, mavi, beyaz, turuncu, pembe, yeşil, mor	Devereux ve diğ., 2022
Portekiz	Nehir	Beyaz, siyah şeffaf, mavi, yeşil, kahverengi, kırmızı	Rodrigues ve diğ., 2018
Kanada	Nehir	Kırmızı, mavi	Vermaire ve diğ., 2017
İspanya	Nehir	Şeffaf, siyah, beyaz, renkli	Simon-Sánchez ve diğ., 2019
Avustralya	Nehir	Siyah, mavi, yeşil, kırmızı, şeffaf, beyaz, sarı, gri	Nan ve diğ., 202
İtalya	Nehir	Beyaz, Kırmızı, sarı, siyah, mavi, yeşil, şeffaf, kahverengi	Campanale ve diğ., 2020b
Endonezya	Nehir	Şeffaf, beyaz, mavi, kırmızı, siyah, sarı	Lestari ve diğ., 2020
Mazlezya	Nehir	Şeffaf, siyah, mavi, kırmızı, sarı, beyaz	Pariatamby ve diğ., 2020
Bangladeş	Kanal	Şeffaf, beyaz, siyah, mavi, yeşil, sarı, kırmızı	Nahian ve diğ., 2023
Vietnam	Nehir	Mavi, kırmızı, beyaz, yeşil, sarı, gri	Kieu-Le ve diğ., 2023
Türkiye	Nehir, dere	Şeffaf, beyaz, mavi, siyah, yeşil, sarı, kahverengi, pembe, gri, mor, turuncu, kırmızı	Bu çalışma

4.5. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastiklerin Polimer Türü

Yüzeysel su numunelerinden 133 tane partikülün FTIR analizi sonucunda 132 tanesinin mikroplastik olduğu tespit edilmiş ve belirlenen polimer türlerinin sayıları Şekil 4.6'da verilmiştir. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastikler CP, PE, PP, polidien (PD) ve PC türü polimerlerden oluşmaktadır. En yüksek miktar PE için tespit edilirken onu sırasıyla PP, CP, PD ve PC polimerleri izlemiştir.



Şekil 4.6. Yüzeysel sularda tespit edilen polimer türleri

Yüksek oranlarda bulunan PE küresel çapta paketlenme materyallerinde yaygın olarak kullanılan bir polimerdir. PE ayrıca tek kullanımlık ürünlerde tepsilerde, kaplarda, tarımda kullanılan plastik malzemelerde yaygın olarak kullanılmaktadır. 2017 yılında 100 milyon tonun üzerinde PE üretilmiştir (Zhang ve diğ., 2020). PP şekerler ve bisküviler de dahil olmak üzere farklı gıda maddelerinin paketlenmesinde kullanılan ambalajların yapımında kullanılmaktadır (Irfan ve diğ. 2020). CP çeşitli gıdaların, pillerin ve puroların paketlenmesinde yaygın olarak kullanılan bir tür organik selüloz bazlı polimerdir (Gallagher ve diğ., 2016). CP doğal kökenli veya yarı sentetik olabilir (Cai ve diğ., 2019).

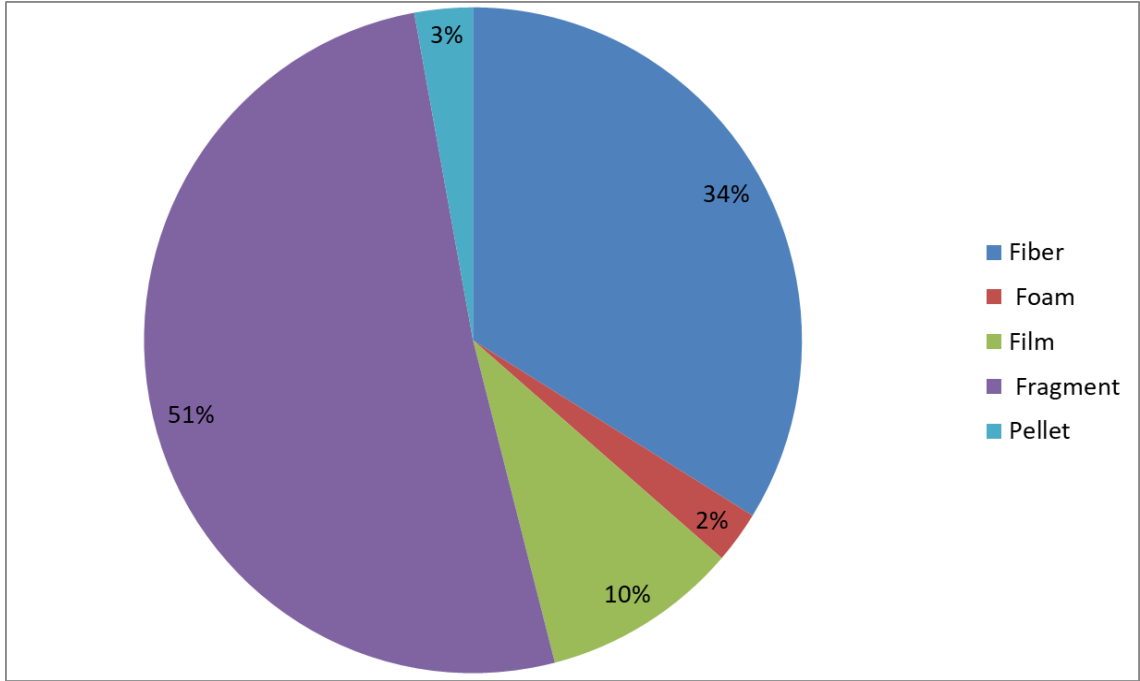
Çizelge 4.6'da farklı çalışmalarda yüzeysel sularda rapor edilen mikroplastiklerin polimer türleri verilmiştir. Bu çalışmada yüksek oranlarda tespit edilen PE ve PP polimerinin çalışmaların çoğunda tespit edildiği görülmektedir. Bu çalışmada PE ve PP'den sonra tespit edilen CP polimeri ise Endonezya'da nehir, Çin'de ise gölden alınan yüzeysel su numunesinde tespit edilmiştir.

Çizelge 4.6. Çalışmalarda yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri

Ülke	Su kaynağı	Polimer tipi	Kaynak
ABD	Nehir	PP, PE, PET, polyester	Kapp ve Yeatman, 2018
	Okyanus	Akrilik, PA, polyester, PE, PP, PVC, biyopolimer, elatomer	Lindeque ve diğ., 2020
Çin	Nehir	PE, PP, Rayon, PET	Zhao ve diğ., 2014
	Nehir	PP, PS, PE	Di ve Wang, 2018
	Nehir	PE, PVC, PS	Ding ve diğ., 2019
	Nehir	PE, PP, PS, PVC, EPS, PET	Tan ve diğ., 2019
	Nehir	PE, PA, PP, PS, PU, selüloz, PET	Liu ve diğ., 2020b
	Göl	CP, PET, polyester, tereftalik asit, PP	Su ve diğ. 2016
Endonezya	Nehir	PP, PS, PE, PET, PD, PE	Lestari ve diğ., 2020
	Nehir	PA, polyester	Alam ve diğ., 2019
	Nehir	PE, PS, PP, PU, PET, nylon, PA, polyester, CP, PB	Sulistyowati ve diğ., 2022
Birleşik Krallık	Nehir	Polikloropren, PE, PVC	Devereux ve diğ., 2022
Portekiz	Nehir	PE, PP, PS, PET	Rodrigues ve diğ., 2018
Almanya	Nehir	PP, PS, PE	Wagner ve diğ., 2019
Rusya	Nehir	PE, PP, Etilen Etil Akrilat	Zhdanov ve diğ., 2022
İspanya	Nehir	PE, PMMA, PEST, PP, PA	Simon-Sánchez ve diğ., 2019
Pakistan	Nehir	PE, PP	Irfan ve diğ., 2020
Avusturalya	Nehir	Rayon, polyester, PE, PA, PP, elastan	Nan ve diğ., 2020
Fransa	Nehir	PEST, PP, PE, PS, akrilik, PA	Constant ve diğ., 2020
İtalya	Nehir	PE, PP, PS, PVC, PU	Campanale ve diğ., 2020b
Hindistan	Nehir	PE, PET, PP, PVC	Amrutha ve Warriar, 2020
Tayvan	Nehir	PA, PE, PET, PS, PEST, PU, PVA, PVC, PTFE	Tien ve diğ., 2020
Türkiye	Nehir, dere	PE, PP, CP, PD, PC	Bu çalışma

4.6. Konya Kapalı Havzası Yüzeysel Sularında Mikroplastiklerin Morfolojik Karakterizasyonu, Renk Dağılımları ve Polimer Türleri

Şekil 4.7’de Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları verilmiştir. Tespit edilen morfolojik dağılımlar incelendiğinde havzadaki yüzeysel sularda fragment mikroplastiklerin %51 oranında ve fiber mikroplastiklerin %34 oranında tespit edildiği ve baskın morfolojinin fragment ve fiber olduğu görülmektedir. Onları sırası ile %10 oranında film, %3 oranında pellet ve %2 oranında foam şekillerin takip etmektedir.

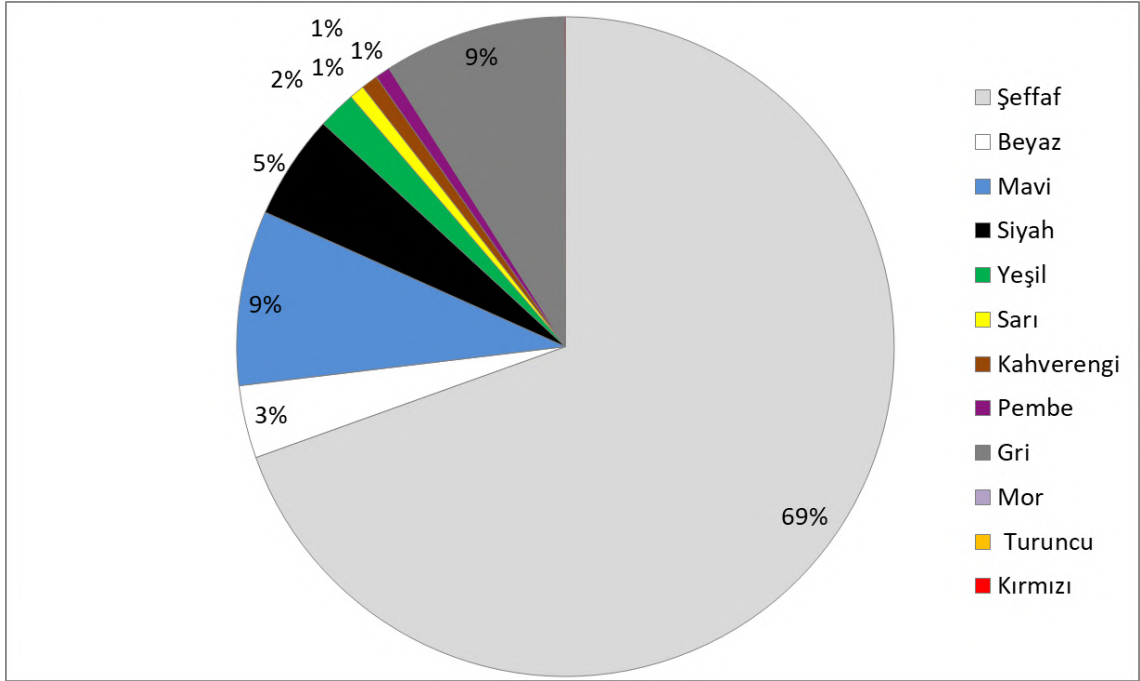


Şekil 4.7. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları

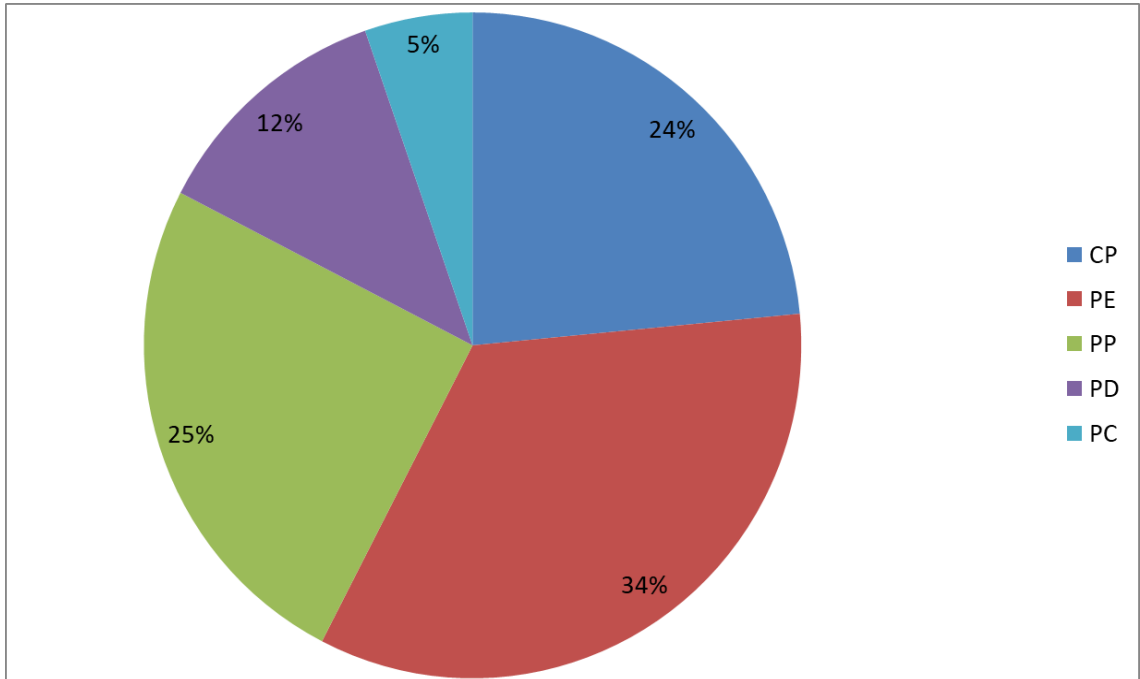
Şekil 4.8’de Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımı verilmiştir. Havzadaki tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımına bakıldığında %69 oranında şeffaf renkli mikroplastiklerin baskın tespit edildiği görülmektedir. Şeffaf renkten sonra gri (%9) ve mavi (%9) renkli mikroplastikler sonra siyah (%5) renkli mikroplastikler tespit edilmiştir. Diğer renkler ise düşük oranlarda gözlenmiştir.

Şekil 4.9’da Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında tespit edilen mikroplastiklerin polimer türlerinin dağılımı verilmiştir. Mikroplastiklerin %34 oranında PE, %25 oranında PP, %24 oranında CP, %12 oranında PD, %5 oranında PC polimeri içerdiği tespit edilmiştir.

Konya Kapalı Havzasında incelenen yüzeysel sulara yapılan baskı türleri kentsel atık deşarjları, evsel atıksu, endüstriyel atıksu, düzenli ve düzensiz depolama katı atık tesisleri, jeotermal bölgeler, madencilik deşarjları, balık çiftliği deşarjlarıdır. Rüzgâr, yüzey akışı gibi çevresel faaliyetler ile farklı bölgelerden de kirlilik gelebileceği düşünülmektedir. Havza genelinde tarımsal faaliyetler yaygın olarak yapılmaktadır. Numune alma arazi çalışmasında tarımsal alanlarda kullanılan plastik malzemelerin, günlük hayatta kullanılan plastik malzemelerin, araç lastiklerinin uygunsuz şekilde su kaynakları etrafına atıldığı gözlenmiştir.



Şekil 4.8. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımları



Şekil 4.9. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri

Mikroplastik morfolojisinde baskın olarak tespit edilen fiber ve fragment mikroplastiklerin kentsel atık deşarjlarında ve evsel atıksulardan kaynaklı tekstil atıklarından, trafikten kaynaklı araç lastiklerinde, çevresel ortamlara atılan

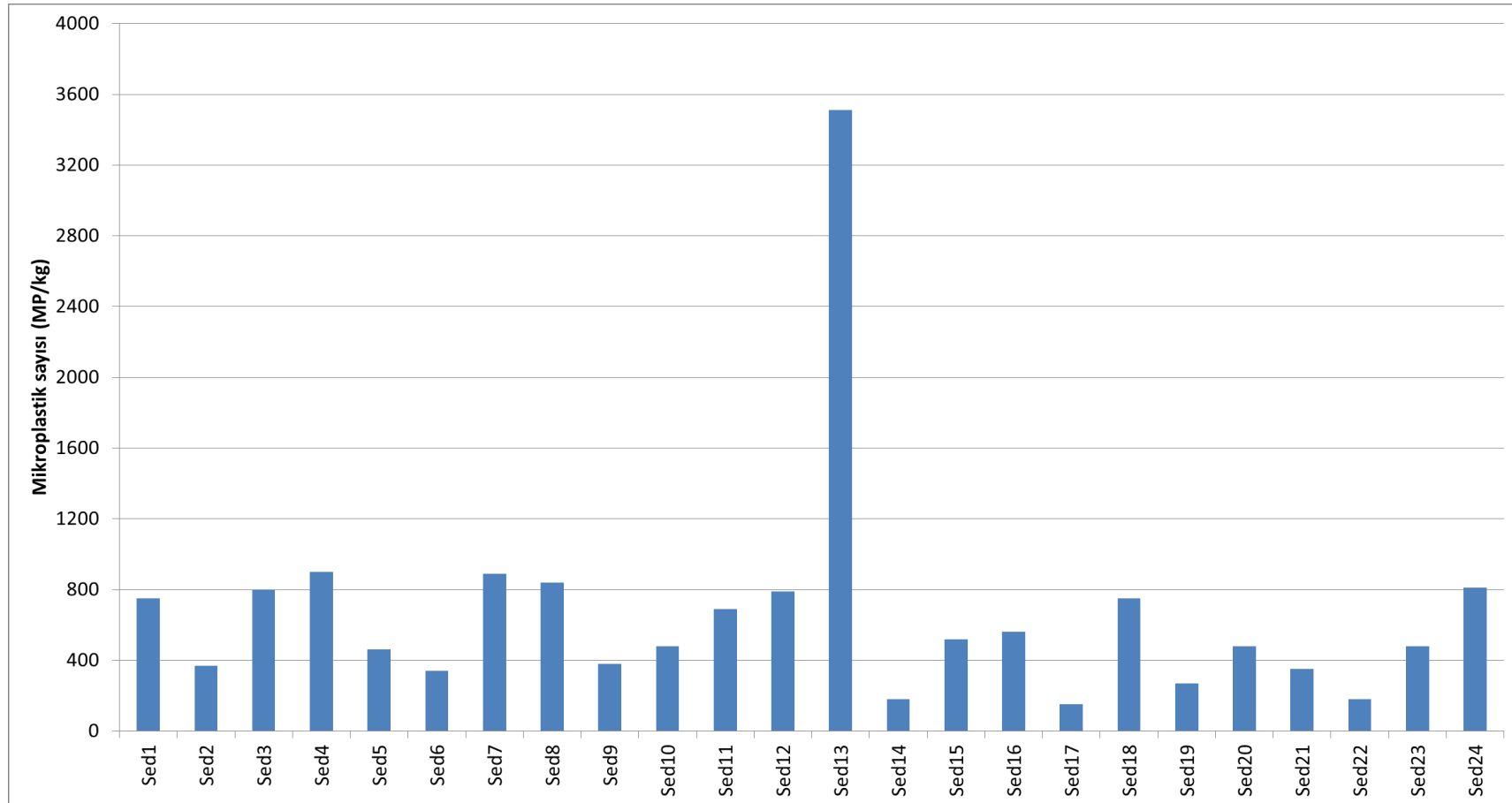
makroplastiklerden kaynaklandığı düşünülmektedir. Yüzeysel sulara baskın olarak tespit edilen şeffaf ve beyaz renklerin ise Konya kapalı havzasında tarımsal faaliyetlerin yoğun olarak gerçekleştirilmesinden dolayı sera ve malçlama uygulamalarından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

4.7. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastik Sayıları

Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sediment numunelerinde Sed1-Sed3 arasındaki numuneler Beyşehir bölgesinden, Sed4-Sed8 arasındaki numuneler Seydişehir bölgesinden, Sed9-Sed11 arasındaki numuneler Tuz gölü bölgesinden, Sed12-Sed14 arasındaki numuneler Hadim-Taşkent Bölgesinden, Sed15 nolu numune Niğde bölgesinden, Sed16-Sed19 arasındaki numuneler Karaman bölgesinden, Sed20-Sed24 arasındaki numuneler Aksaray bölgesinden alınmıştır.

Yüzeysel sulara alınan sedimentlerde tespit edilen toplam mikroplastik miktarı Şekil 4.10'da verilmiştir. Sediment numunelerinde toplam mikroplastik miktarı 150-3510 MP/kg aralığında tespit edilmiştir. Sed13 nolu numunede 3510 MP/kg olarak en yüksek, Sed17 nolu numunede 150 MP/kg olarak en düşük mikroplastik miktarı tespit edilmiştir. Sed13 nolu numunede diğer numunelere göre oldukça yüksek sayıda mikroplastik tespit edilmiştir. Sed13 nolu numune Hadim-Taşkent bölgesinden Afşar barajı çıkışından alınmıştır. Trafik ve tarımsal kaynaklı kirliliğe maruz kalmaktadır. Numune alımı esnasında baraj etrafında insanların sosyal aktiviteler de bulunduğu gözlenmiş ve bununda mikroplastik kirliliğine neden olabileceği düşünülmektedir.

Çizelge 4.7'de çalışmalarda sulara alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastik miktarları verilmiştir. Çizelge 4.7 incelendiğinde okyanus ve denizde yapılan çalışmalarda mikroplastiklerin 29-4200 MP/kg aralığında, tatlı sulara (nehir, göl, mangrov) 19.5-6229 MP/kg aralığında tespit edildiği görülmektedir. Kanada, Almanya, Çin, ABD ve Vietnam'da nehirlerde yapılan bazı çalışmalarda Konya Kapalı Havzası yüzeysel sulardaki sedimentlerde tespit edilenden daha yüksek mikroplastik kirliliği tespit edilmiştir. İtalya, Almanya, Çin, Hindistan, Brezilya, Kolombiya'da yapılan bazı çalışmalarda ise elde edilen sonuçlardan daha düşük miktarlarda mikroplastik kirliliği tespit edilmiştir.



Şekil 4.10. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastik sayısı

Çizelge 4.7. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastik sayıları

Ülke	Su kaynağı	Mikroplastik sayısı (MP/kg)	Kaynak
İran	Deniz	112-360	Mataji ve diğ., 2020
	Deniz	138-930	Kor ve diğ., 2020
	Mangrov	19.5-34.5	Naji ve diğ., 2019
Almanya	Nehir	400	Klein ve diğ., 2015
	Nehir	30000	Frei ve diğ., 2019
Çin	Nehir	80-9597	Lin ve diğ., 2018
	Nehir	802	Peng ve diğ., 2018
	Deniz	560-4200	Wang ve diğ., 2019
Hindistan	Nehir	99.27-409.86	Sarkar ve diğ., 2019
İtalya	Nehir	45-1069	Guerranti ve diğ., 2017
ABD	Nehir	32.9-6229	Lenaker ve diğ., 2019
Pakistan	Nehir	40536 MP/m ²	Irfan ve diğ., 2020
Kanada	Nehir	65-7562	Crew ve diğ., 2020
Brezilya	Nehir	417-817	Gerolin ve diğ., 2020
Kolombiya	Nehir	0-105	Martinez Silva ve Nanny, 2020
Vietnam	Nehir	6000	Kieu-Le ve diğ., 2023
Tunus	Göl	141-461	Abidli ve diğ., 2018
İngiltere	Deniz	29-144	Coppock ve diğ., 2017
Lübnan	Deniz	2433±2000	Kazour ve diğ., 2019
Endonezya	Deniz	101-431	Falahudin ve diğ., 2020
Hong Kong	Okyanus	95-298	Cheang ve diğ., 2018
Fransa	Okyanus	67±76	Phuong ve diğ., 2018
Türkiye	Nehir, dere	150-3510	Bu çalışma

4.8. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastiklerin Morfolojik Karakteristiği

Yüzeysel sulardan alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastikler morfolojik olarak fiber, foam, film, fragment, pellet olarak sınıflandırılmıştır. Şekil 4.11’de yüzeysel sulardan alınan sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakterizasyonu verilmiştir. Şekil 4.11 incelendiğinde mikroplastik sayılarının fiber için 60-1600 MP/kg, foam için 0-200 MP/kg, film için 20-320 MP/kg, fragment için 0-1340 MP/kg, pellet için 0-470 MP/kg aralığında olduğu görülmektedir. Sedimentlerin tamamında fiber ve film şekilli mikroplastikler tespit edilirken 1 numunede fragment, 2 numunede pellet şekilli mikroplastikler tespit edilmemiştir.

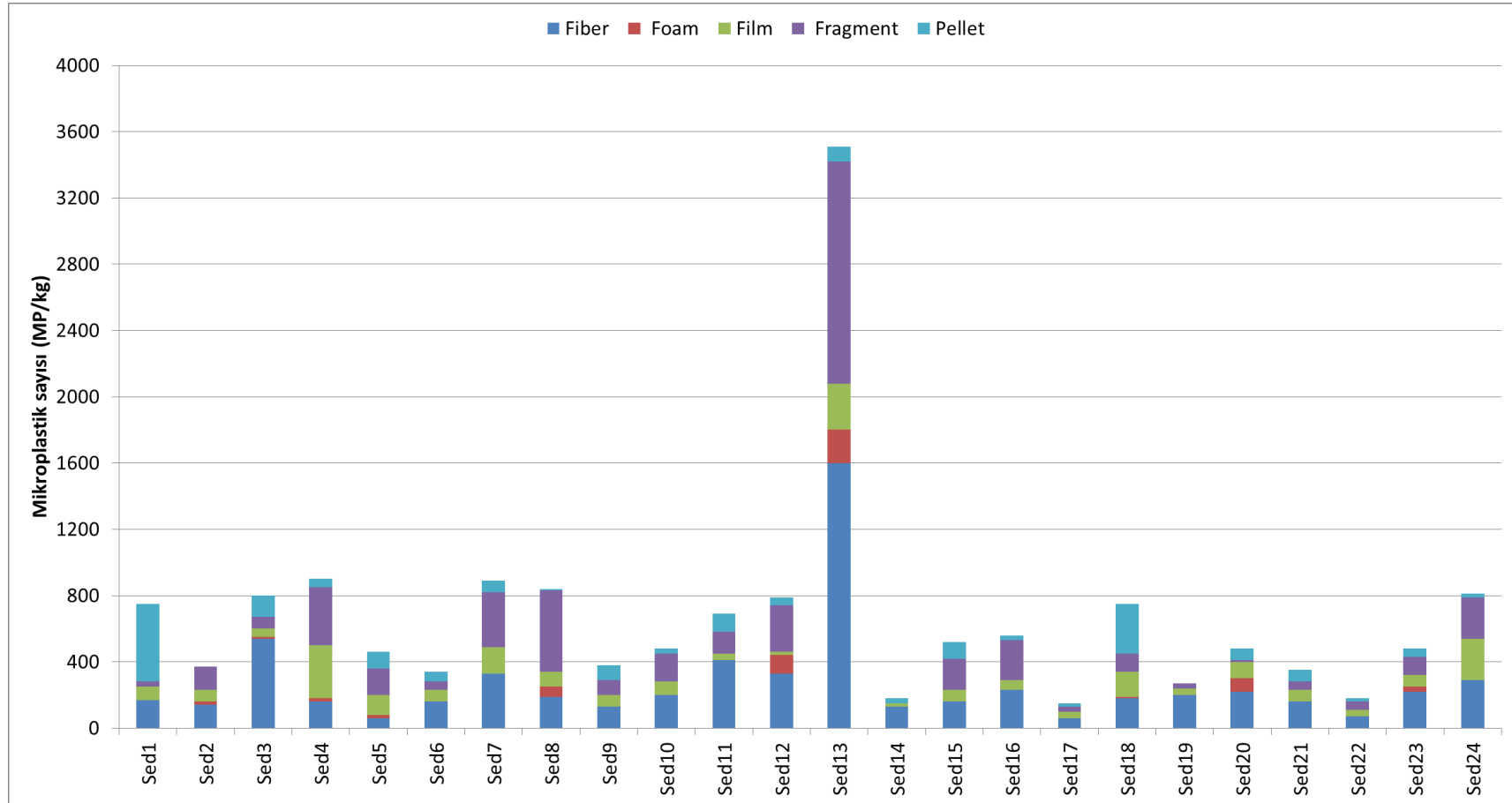
En yüksek fiber, foam, fragment mikroplastikler Sed13 nolu numunede, film mikroplastikler Sed4 nolu numunede, pellet mikroplastikler Sed1 nolu numunede tespit edilmiştir. Fiber, foam, fragment şekilli mikroplastiklerin yüksek tespit edildiği Sed13 nolu numune noktası trafik ve tarım kaynaklı kirliliğe maruz kalmaktadır. Film şekilli mikroplastiklerin yüksek tespit edildiği Sed4 nolu numune noktasında ise trafik kaynaklı kirlilik bulunmaktadır. Pellet şekilli mikroplastiklerin yüksek tespit edildiği Sed1 nolu

numune noktasında tarımsal kaynaklı kirlilik bulunmakta, suya kentsel deşaj yapılmakta ve organize sanayi bölgesine de yakındır.

Mikroplastik kirliliği yüzeysel sularda her zaman sularda olmamaktadır. Sedimentler mikroplastiklerin birikmesi için önemli bir depo görevi görmektedirler. Mikroplastikler sedimentlerin fizikokimyasal özelliklerini de etkileyebilir (Amrutha ve Warriar 2022). Mikroplastikler ve diğer kirleticiler için sedimentler son varış noktası olabilir (Woodall ve diğ., 2014). Fiber gibi küçük mikroplastik parçacıkları gözenek boşluklarından geçerek sediment tabakasına yerleşebilmektedir (Zhou ve diğ., 2021). Rigi ve diğ. (2023) mikroplastik kirliliğinin yoğun olarak tespit edildiği bir bölgenin balıkçılık ve turizm merkezi olduğunu, fragment ve fiber şekilli mikroplastiklerin yaygın olması sebebi ile bölgenin büyük plastik parçaların mekanik parçalanması ile ikincil mikroplastik kirliliğine maruz kaldığını rapor etmişlerdir.

Şekil 4.12’de yüzeysel sulardan alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik olarak dağılımları verilmiştir. Şekil 4.12 incelendiğinde sediment numunelerinde fiber %13.1-74.1 aralığında, fragment %0-58.3 aralığında, film %2.5-35.6 aralığında, foam %0-16.7 aralığında, pellet %0-62.7 aralığında yüzde oranlarda tespit edilmiştir. Baskın olarak sedimentlerde mikroplastiklerin morfolojisinin fiber, fragment, pellet şeklinde tespit edildiği görülmektedir. Foam şekilli mikroplastikler numunelerde düşük oranlarda tespit edilmiştir. Allami ve diğ. (2023) sediment numunelerinde fiber şekilli mikroplastikleri %82 oranında, film, fragment ve foamlar sırası ile %7, %6, %5 oranında tespit etmişlerdir. Dip sedimentlerinde ise fiberleri %88 olarak, fragment, film ve foamları sırasıyla %7, %3, %2 olarak tespit etmişlerdir. Farklı derinliklerde tespit edilen parça şekilleri arasında fiber ve fragmentte istatistiksel olarak anlamlı bir fark görülmezken, film ve foam şekilli mikroplastikler yüzey sedimentlerinde daha yüksek tespit edilmiştir.

Çizelge 4.8’de farklı ülkelerde sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakterizasyonu verilmiştir. Çizelge 4.8 incelendiğinde mikroplastiklerin fiber, fragment, film, foam, pellet, filament ve boncuk olarak tespit edildiği görülmektedir. Genellikle çalışmalarda fiber ve fragment şekilli mikroplastikler baskın olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.11. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik miktarları



Şekil 4.12. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımlar

Çizelge 4.8. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik karakteristiği

Ülke	Su kaynağı	Morfolojik karakterizasyon	Kaynak
Çin	Nehir	Fragment, fiber, film	Lin ve diğ., 2018
	Nehir	Fragment, küre, fiber	Peng ve diğ., 2018
	Deniz	Fiber, granül	Wang ve diğ., 2019
	Nehir	Fragment, fiber	Zhou ve diğ. 2021
İran	Mangrov	Fiber, fragment	Naji ve diğ., 2019
	Deniz	Fiber, fragment, film, pellet	Kor ve diğ., 2020
	Sahil	Fiber, film, fragment, foam	Allami ve diğ., 2023
	Deniz	Fragment, foam	Mataji ve diğ. 2020
Hindistan	Nehir	Fiber, filament, fragment, foam, boncuk	Sarkar ve diğ., 2019
	Nehir	Fragment, fiber, film, foam, pellet	Amrutha ve Warriar, 2022
Tunus	Göl	Fiber, fragment	Abidli ve diğ., 2018
Almanya	Nehir	Fragment, fiber, pellet, küre	Klein ve diğ., 2015
Hong Kong	Okyanus	Fiber, film	Cheang ve diğ., 2018
İtalya	Nehir	Filament, foam, fragment, film, pellet, granül	Guerranti ve diğ., 2017
İngiltere	Deniz	Fiber, fragment	Coppock ve diğ., 2017
Endonezya	Deniz	Foam, fragment, fiber	Falahudin ve diğ., 2020
Almanya	Nehir	Fragment, fiber	Frei ve diğ., 2019
Lübnan	Deniz	Fragment, pellet, film	Kazour ve diğ., 2019
ABD	Nehir	Fragment, pellet, boncuk, fiber, film, foam	Lenaker ve diğ., 2019
Fransa	Okyanus	Fragment, fiber	Phuong ve diğ., 2018
Pakistan	Nehir	Fiber, film, fragment, foam, boncuk	Irfan ve diğ., 2020
Kanada	Nehir	Fiber, mikro boncuk, fragment, film, foam	Crew ve diğ., 2020
Brezilya	Nehir	Fiber	Gerolin ve diğ., 2020
Kolombiya	Nehir	Fiber, fragment, pellet	Martínez Silva ve Nanny, 2020
Vietnam	Nehir	Fiber, fragment	Kieu-Le ve diğ., 2023
Meksika	Sahil	Fiber	Flores-Ocampo ve Armstrong-Altrin, 2023
Umman denizi	Deniz	Fragment, fiber	Rigi ve diğ., 2023
Türkiye	Nehir, dere	Fiber, fragment, film, pellet, foam	Bu çalışma

Sedimentlerde tespit edilen baskın mikroplastik şeklinin evsel atık ve atıksulardan kaynaklı olarak fragment ve fiber olduğu rapor edilmiştir (Zhou ve diğ., 2021). Kieu-Le ve diğ. (2023) sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin %98'ini fiber şekilli mikroplastiklerin oluşturduğunu rapor etmişlerdir. Amrutha ve Warriar (2022) sedimentte tespit ettikleri mikroplastikleri %44.4 oranında fragment, %34.6 oranında fiber ve %8.7 oranında film şeklinde tespit etmişlerdir. Foam ve pellet şekilli mikroplastikleri ise %1'den düşük oranlarda gözlemlemişlerdir. Literatür çalışmaları ile uyumlu olarak fiber ve fragment şekilli mikroplastikler tez çalışmasında da sediment numunelerinde baskın mikroplastik şekli olarak tespit edilmiştir. Foam şekilli mikroplastikler ise yine literatüre uyumlu olarak düşük oranlarda görülmüştür. Kirletici kaynağı olarak plastik endüstrisi ve tekneçilik faaliyetlerinin olduğu bir bölgede ise

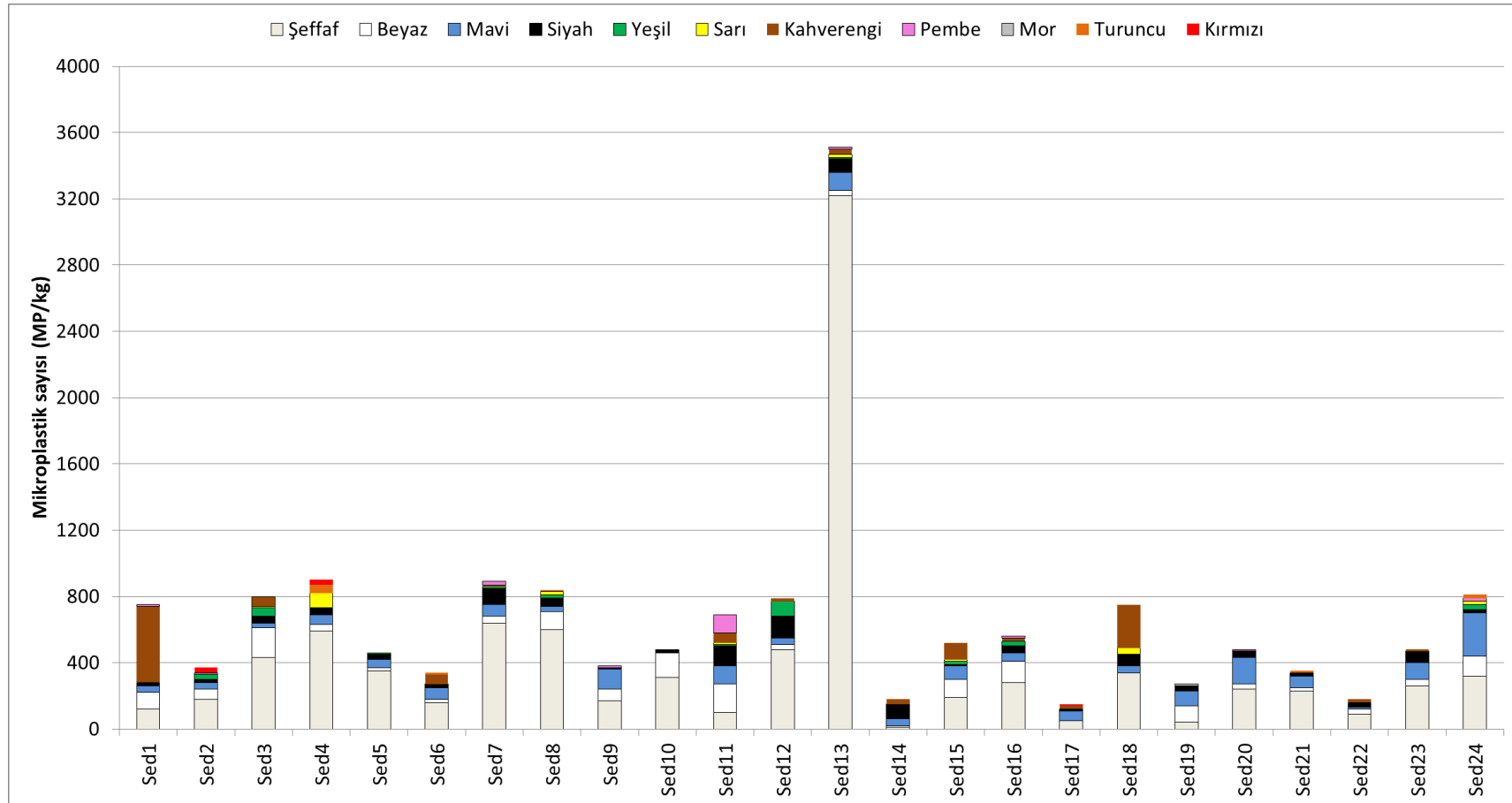
sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin %25'inin pelletlerden (granüller) oluştuğu tespit edilmiştir (Claessens ve diğ., 2011). Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sedimentlerde pellet mikroplastik oranının yüksek tespit edildiği Sed1 nolu numune Organize Sanayi Bölgesi yakınında bulunmaktadır.

4.9. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastik Renkleri

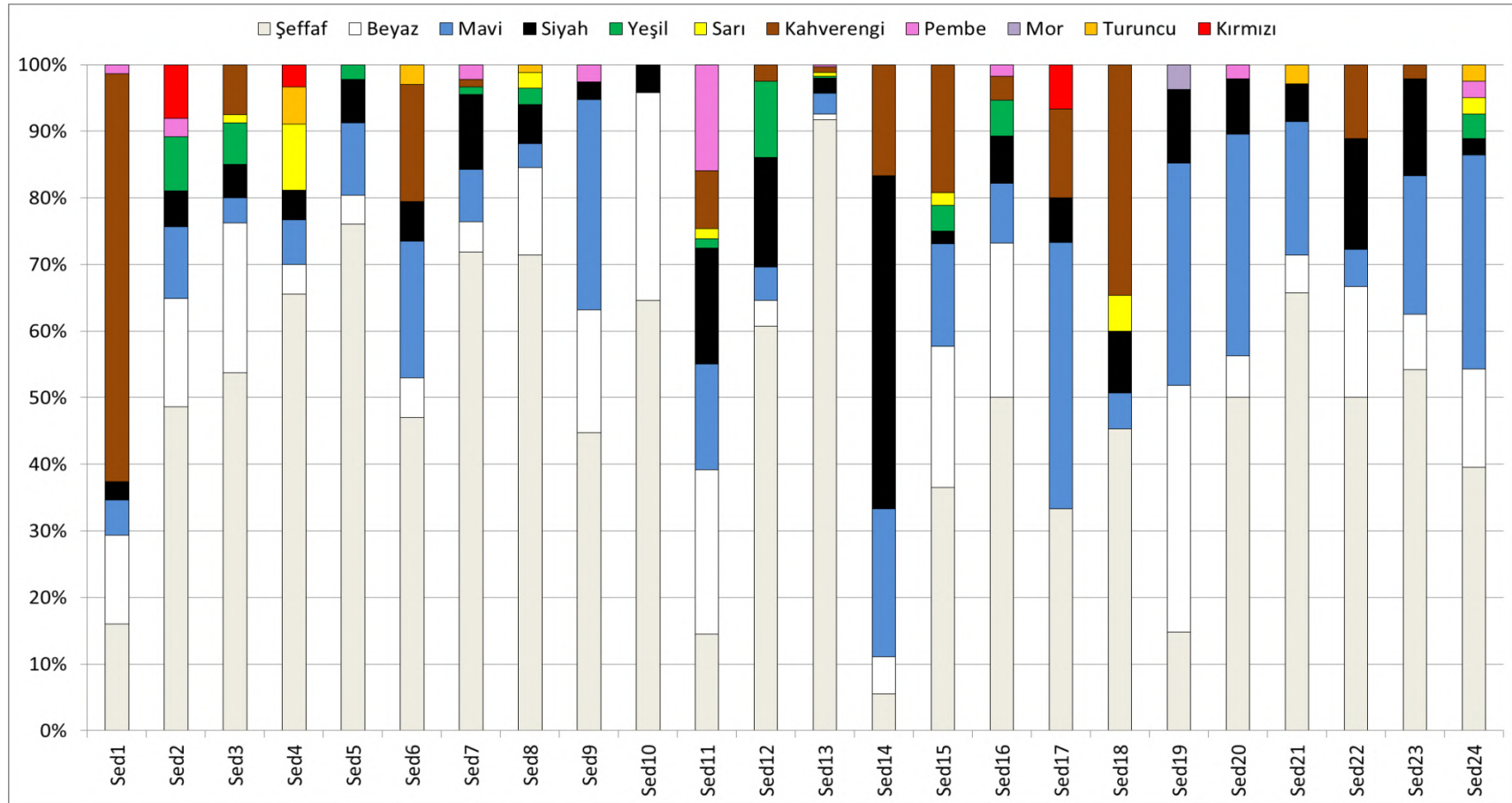
Şekil 4.13'de yüzeysel sulardan alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastik renk miktarları verilmiştir. Şekil 4.13 incelendiğinde şeffaf 10-3220 MP/kg, beyaz 0-180 MP/kg, mavi 0-260 MP/kg, siyah 10-130 MP/kg, yeşil 0-90 MP/kg, sarı 0-90 MP/kg, kahverengi 0-460 MP/kg, pembe 0-110 MP/kg, mor 0-10 MP/kg, turuncu 0-50 MP/kg, kırmızı renkte mikroplastiklerin 0-10 MP/kg miktarlarında tespit edildiği görülmektedir. En yüksek miktarda şeffaf renkli mikroplastikler tespit edilmiştir. Şeffaf ve siyah renkte mikroplastikler bütün numunelerde gözlenmiştir. Mavi renkte mikroplastikler 1, beyaz renkte mikroplastikler 2 numune de tespit edilmemiştir. Mor, turuncu ve kırmızı ise su numunelerinde olduğu gibi sedimentlerde de en az sayıda mikroplastik görülen renkler olmuştur.

Şekil 4.14'de yüzeysel sulardan alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre dağılımları verilmiştir. Şekil 4.14 incelendiğinde sediment numunelerinde şeffaf %5.6-91.7, beyaz %0-37.1, mavi %0-40.0, siyah %1.9-50.0, yeşil %0-11.4, sarı %0-10.0, kahverengi %0-61.3, pembe %0-15.9, mor %0-3.7, turuncu %0-15.6 ve kırmızı renkli mikroplastikler %0-8.1 aralığında tespit edilmiştir. Sed1, Sed11, Sed14, Sed17, Sed19 nolu numuneler hariç diğer numunelerde baskın mikroplastik rengi şeffaf olarak gözlenmiştir. Sed1 nolu numunede kahverengi (%61.3), Sed11 nolu numunede beyaz (%24.6), mavi (%15.9), siyah (%17.4) ve pembe (%15.9), Sed14 nolu numunede siyah (%50.0), Sed17 nolu numunede mavi (%40.0) ve kahverengi (%13.3), Sed19 nolu numunede beyaz (%37.1) ve mavi (%33.3) renkleri mikroplastiklerde yoğun olarak görülmüştür. Sediment numunelerinde şeffaf ve beyaz hariç diğer renkler su numunelerine göre daha yüksek yüzde dağılım oranlarında görülmüştür.

Zhou ve diğ. (2021) sedimentin üst katmanlarında tespit edilen şeffaf mikroplastiklerin miktarını alt katmanlara göre daha yüksek tespit etmişlerdir. Renkli mikroplastiklerin renk pigmentlerinden dolayı yoğunluklarının daha büyük olabileceği ve sedimentlerde daha derinlere batabileceği bildirilmiştir.



Şekil 4.13. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre miktarları



Şekil 4.14. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre dağılımlar

Allami ve diğ. (2023) ise sedimentlerde siyah, yeşil, kahverengi renkli mikroplastikleri yaygın olarak tespit ederken, sarı, beyaz ve şeffaf renkleri daha düşük oranlarda tespit etmişlerdir. Rigi ve diğ. (2023) sedimentte tespit ettikleri mikroplastiklerin fiberlerde kırmızı ve mavi, fragmentlerde şeffaf ve siyah, filmlerde de en çok beyaz renkte olduğunu rapor etmişlerdir.

Çizelge 4.9’da farklı ülkelerde sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastiklerin renkleri verilmiştir. Çizelge 4.9 incelendiğinde hem denizlerde hem tatlı su kaynaklarında beyaz, şeffaf, kırmızı, mavi, siyah, yeşil, sarı, mor, turuncu renklerde mikroplastikler tespit edildiği görülmektedir. Çalışmalarda sıklıkla beyaz, şeffaf, mavi ve siyah renkler baskın renk olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 4.9. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastik renkleri

Ülke	Su kaynağı	Renk	Kaynak
İran	Deniz	Beyaz, kırmızı, sarı, pembe, mavi	Mataji ve diğ., 2020
	Deniz	Beyaz, mavi, siyah, şeffaf, kırmızı, yeşil	Kor ve diğ., 2020
	Sahil	Siyah, yeşil, kahverengi, sarı, beyaz, şeffaf	Allami ve diğ., 2023
	Mangrov	Siyah, mavi, beyaz, yeşil, turuncu, pembe	Naji ve diğ., 2019
Çin	Nehir	Sarı, beyaz, siyah, mavi, kırmızı, yeşil, şeffaf	Lin ve diğ., 2018
	Nehir	Beyaz, şeffaf, kırmızı, mavi, siyah	Peng ve diğ., 2018
	Nehir	Şeffaf, beyaz, kırmızı, siyah, yeşil	Zhou ve diğ., 2021
	Deniz	Şeffaf, siyah, mavi, beyaz, kırmızı, sarı	Wang ve diğ., 2019
Tunus	Göl	Şeffaf, siyah, beyaz, kırmızı, mavi, yeşil, sarı	Abidli ve diğ., 2018
İtalya	Nehir	Beyaz, şeffaf, siyah	Guerranti ve diğ., 2017
ABD	Nehir	Siyah	Lenaker ve diğ., 2019
Kanada	Nehir	Beyaz, şeffaf	Crew ve diğ., 2020
Brezilya	Nehir	Beyaz, mavi, siyah, kırmızı, mor, sarı, turuncu, yeşil	Gerolin ve diğ., 2020
Vietnam	Nehir	Mavi, kırmızı, beyaz, sarı, gri, siyah	Kieu-Le ve diğ., 2023
Hindistan	Nehir	Beyaz, şeffaf, siyah, kırmızı, mavi, kahverengi, yeşil, sarı	Amrutha ve Warriar, 2020
Fransa	Okyanus	Gri, beyaz	Phuong ve diğ., 2018
İngiltere	Deniz	Mavi, yeşil, turuncu, leylak	Coppock ve diğ., 2017
Umman denizi	Deniz	Kırmızı, mavi, şeffaf, siyah, beyaz	Rigi ve diğ., 2023
Lübnan	Deniz	Mavi, kırmızı	Kazour ve diğ., 2019
Meksika	Sahil	Şeffaf, mavi, siyah, sarı, pembe, kırmızı	Flores-Ocampo ve Armstrong-Altrin, 2023
Türkiye	Nehir, dere	Şeffaf, beyaz, mavi, siyah, yeşil, sarı, kahverengi, pembe, mor, turuncu, kırmızı	Bu çalışma

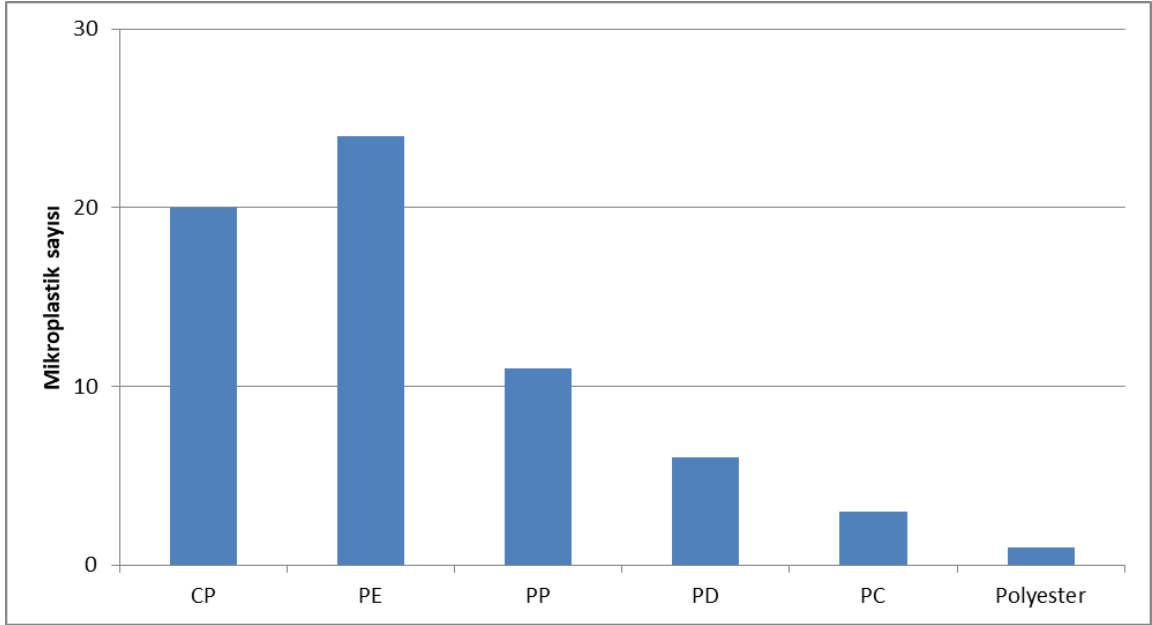
Konya Kapalı Havzası yüzey sularından alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastik renkleri literatür çalışmalarının çoğunda olduğu gibi şeffaf renkte tespit edilmiştir. Şeffaf mikroplastiklerin zamanla kirleticileri adsorplaması ve yüzeyinde biyofilm oluşması sonucu sedimentlere çökelebileceği düşünülmüştür. Su numunelerine kıyasla sediment numunelerinde renkli mikroplastik partikülleri daha yüksek oranlarda tespit edilmiştir. Renkli partiküllerin renk pigmentlerinden dolayı yoğunluklarının fazla olması ile çökelmiş oldukları düşünülmektedir.

Amrutha ve Warriar (2020) sediment numunelerinde en çok buldukları mikroplastik renkleri beyaz (%32.2) ve şeffaftır (%29.0). Gözlenen diğer renkler ise %10'dan daha küçük oranlarda siyah, kırmızı, mavi, kahverengi, yeşil ve sarıdır. Şeffaf ve beyaz mikroplastiklerin taşıma çantaları, ambalaj malzemeleri, oltalardan kaynaklanabileceğini, renkli mikroplastiklerin ambalaj malzemelerinden, kıyafetlerden, balık ağları ve iplerden kaynaklanabileceğini belirtmişlerdir. Ayrıca şeffaf renkli mikroplastiklerin daha fazla mikrokirletici adsorbe ettiğine dair çalışmalar bulunmaktadır (Flores-Ocampo ve Armstrong-Altrin, 2023).

4.10. Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastiklerin Polimer Türü

Yüzeysel sulardan alınan sediment numunelerinden alınan 67 tane partikülün FTIR analizi sonucunda 65 tanesinin mikroplastik olduğu tespit edilmiş ve belirlenen polimer türlerinin sayıları Şekil 4.15'de verilmiştir. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastikler CP, PE, PP, PD, PC ve polyester türü polimerlerden oluşmaktadır. En yüksek miktar PE için tespit edilirken onu sırasıyla CP, PP, PD, PC ve polyester polimerleri izlemiştir.

Çizelge 4.10'da farklı çalışmalarda sedimentlerde rapor edilen polimer türleri verilmiştir. Su numunelerinde olduğu gibi sedimentlerde de PE, PP, PS ve PET polimerlerinin çalışmaların çoğunda tespit edildiği görülmektedir. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sedimentlerde PE ve PP polimerleri yüksek oranlarda tespit edilmiştir. Çalışmada tespit edilen CP ve polyester türü polimerler ise Endonezya'da denizde yapılan çalışmada tespit edilmiştir. Çalışmalarda sıklıkla tespit edilen bu polimerler tekstil, otomotiv ve günlük hayatta kullandığımız ürünlerde yaygın olarak bulunan plastik polimerleridir.



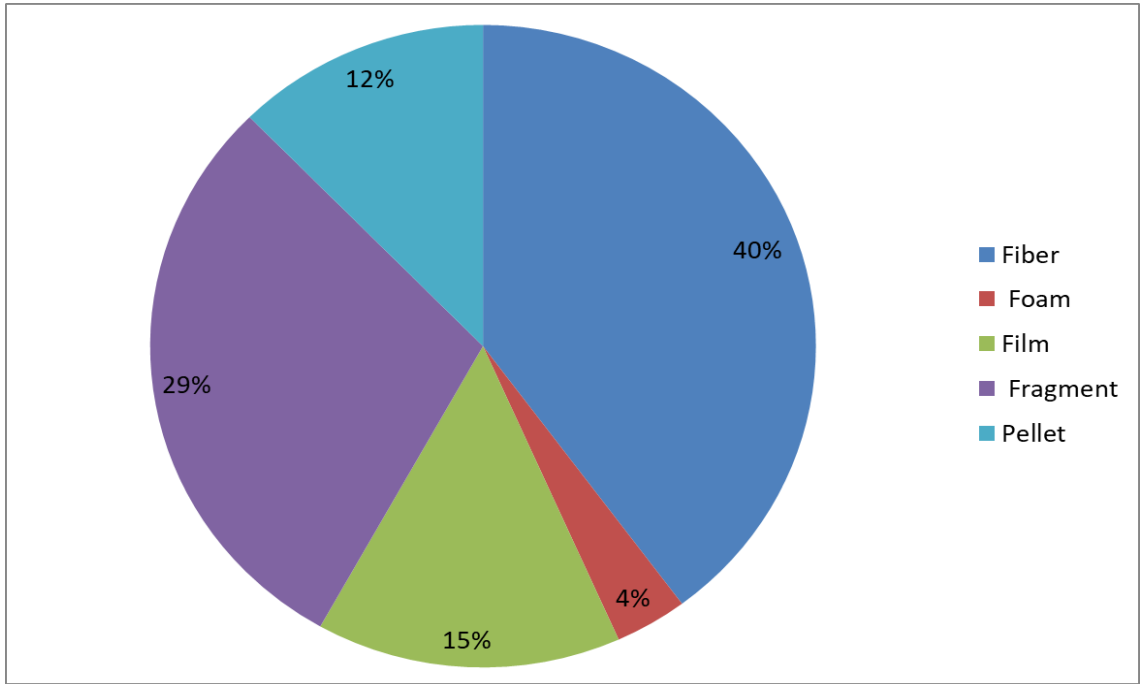
Şekil 4.15. Sedimentlerde tespit edilen polimer türleri

Çizelge 4.10. Çalışmalarda sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri

Ülke	Su kaynağı	Polimer tipi	Kaynak
Çin	Nehir	PP, PE, PET	Lin ve diğ., 2018
	Nehir	PP, PEST, Rayon, PVS	Peng ve diğ., 2018
	Deniz	PP, PE, PS, nylon	Wang ve diğ., 2019
İran	Mangrov	PE	Naji ve diğ., 2019
	Deniz	PE, PP	Kor ve diğ., 2020
	Deniz	PE, PP, PS	Mataji ve diğ., 2020
Almanya	Nehir	PE, PP, PS, PA	Klein ve diğ., 2015
Almanya	Nehir	PAN, PTFE, PS, EP, PUR, Terpolimer	Frei ve diğ., 2019
Hindistan	Nehir	PE, PP, PS, PET	Sarkar ve diğ., 2019
ABD	Nehir	PP, PS, LDPE, PAN	Lenaker ve diğ., 2019
Kolombiya	Nehir	PP, PE, PS, PET, nylon	Martínez Silva ve Nanny, 2020
Tunus	Göl	PE, PP, PS	Abidli ve diğ., 2018
İngiltere	Deniz	PE, PP	Coppock ve diğ., 2017
Endonezya	Deniz	CP, polyester tereftalat, PE, PP	Falahudin ve diğ., 2020
Lübnan	Deniz	PP, PE	Kazour ve diğ., 2019
Fransa	Okyanus	PP, PE	Phuong ve diğ., 2018
Hong Kong	Okyanus	PET, PE, PVC, PS, PP	Cheang ve diğ., 2018
Türkiye	Nehir, dere	CP, PE, PP, PD, PC, polyester	Bu çalışma

4.11. Konya Kapalı Havzası Yüzeysel Sularından Alınan Sedimentlerde Mikroplastiklerin Morfolojik Karakterizasyonu, Renk Dağılımları ve Polimer Türleri

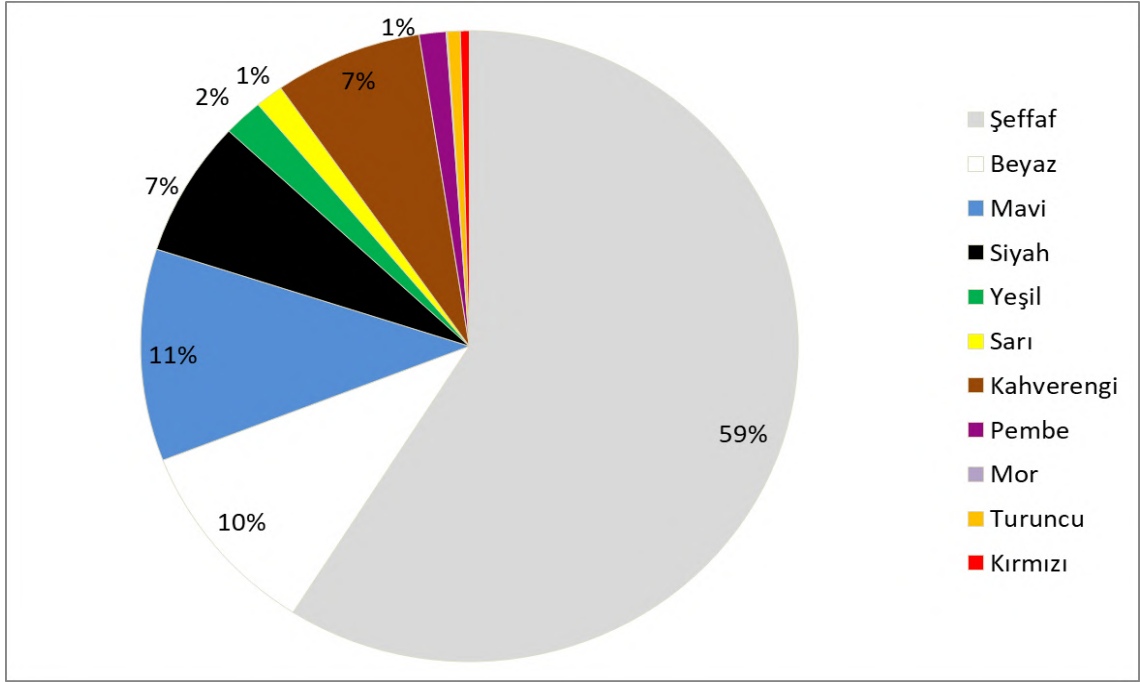
Şekil 4.16'da Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları verilmiştir. Tespit edilen toplam mikroplastiklerin morfolojik dağılımları incelendiğinde %40 oranında fiber, %29 oranında fragment, %15 oranında film, %12 oranında pellet, %4 oranında foam tespit edildiği görülmektedir. Sediment numunelerinde de sulara olduğu gibi fiber ve fragmentin baskın morfoloji olduğu görülmüştür. Sediment numunelerinde film ve pellet şekilli mikroplastikler de yüksek oranlarda tespit edilmiştir. Foam yine su numunelerine benzer şekilde düşük oranda gözlenmiştir



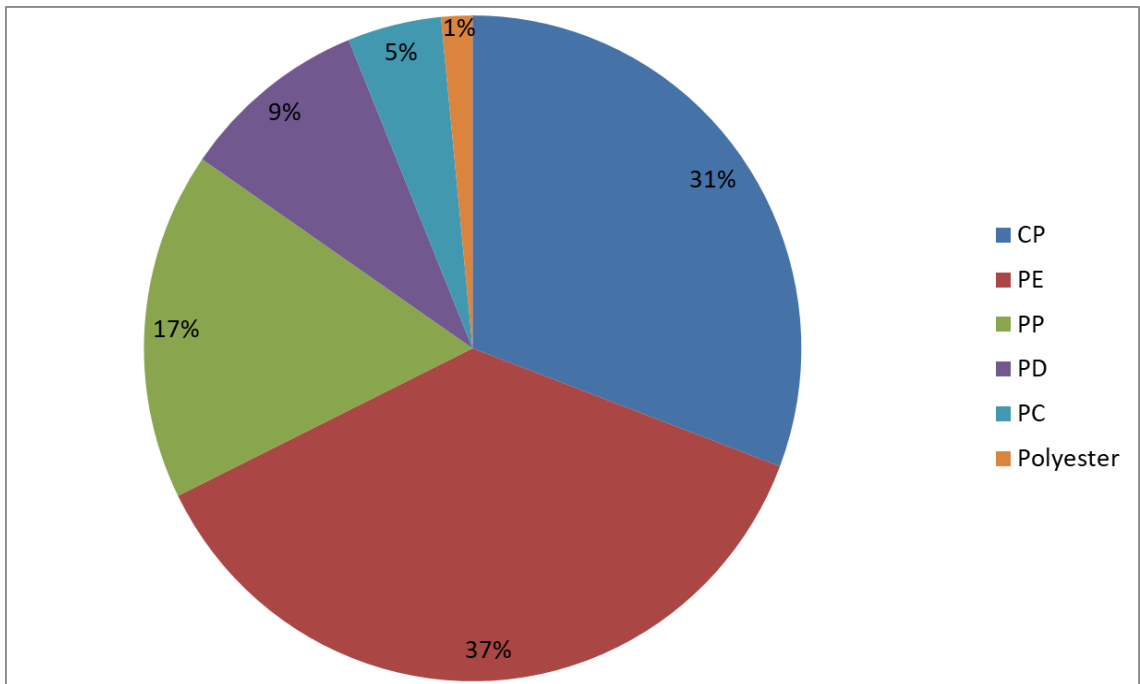
Şekil 4.16. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik dağılımları

Şekil 4.17'de Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımı verilmiştir. Havzadaki tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımına bakıldığında %59 oranında şeffaf renkli mikroplastiklerin baskın tespit edildiği görülmektedir. Şeffaf renkten sonra mavi (%11), beyaz (%10), siyah (%7) ve kahverengi (%7) renkli mikroplastikler tespit edilmiştir. Diğer renkler ise düşük oranlarda gözlenmiştir.

Şekil 4.18’de Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin polimer türlerinin dağılımı verilmiştir. Tespit edilen polimerlerin %37’si PE, %31’i CP, %17’si PP, %9’u PD, %5’i PC ve %1’i polyesterden oluşmaktadır.



Şekil 4.17. Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularından alınan sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımları

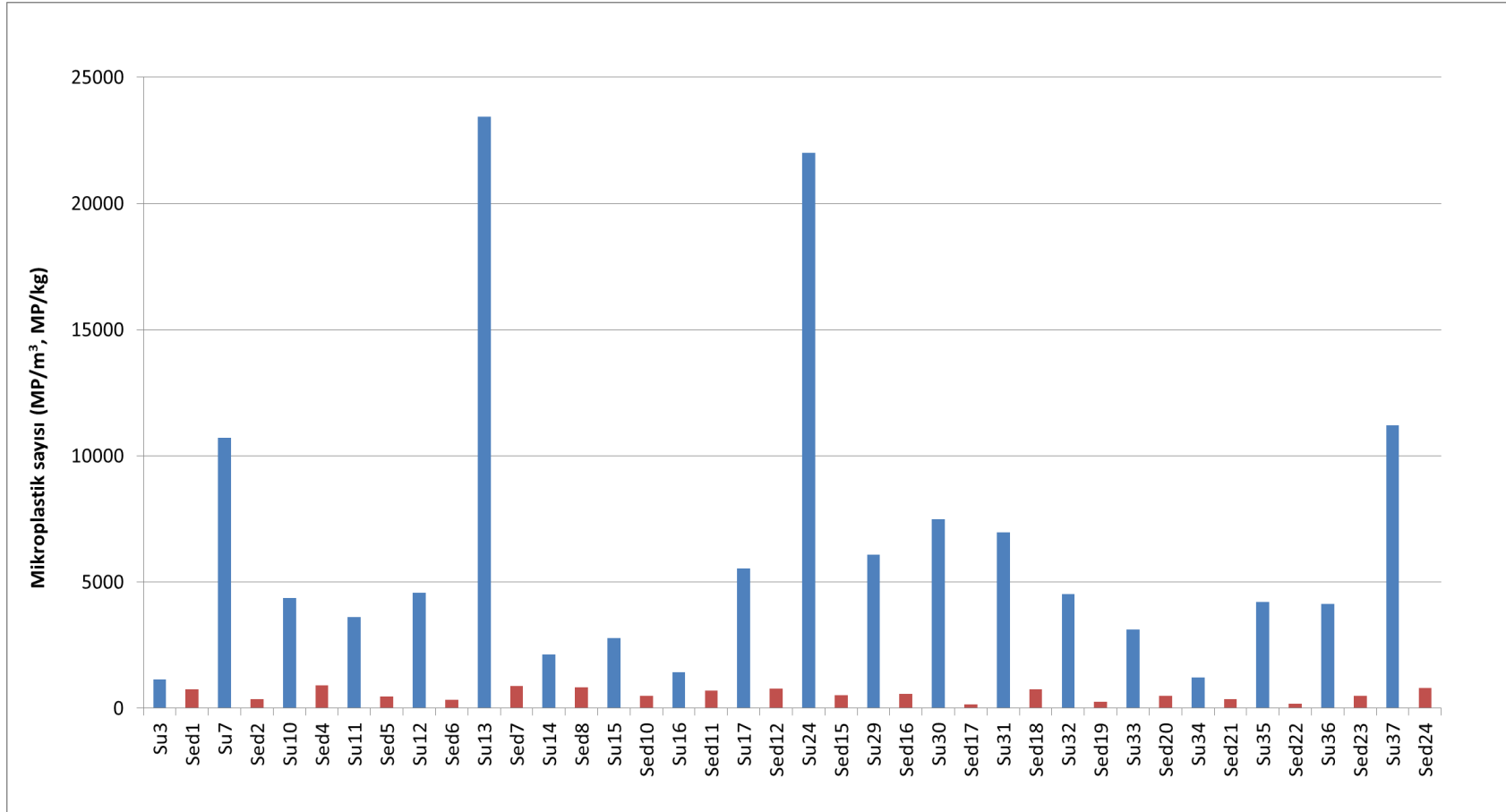


Şekil 4.18. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin polimer türleri

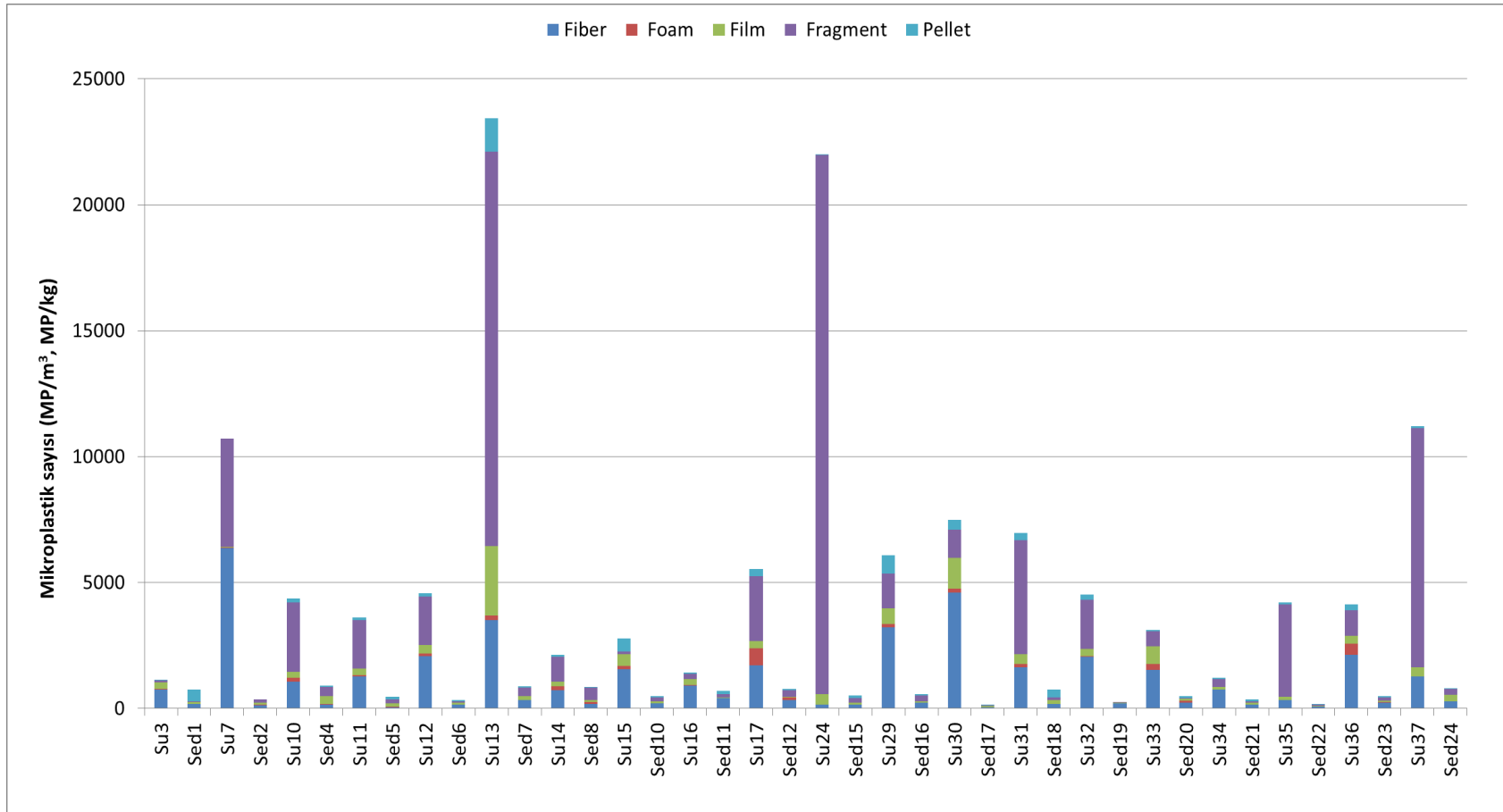
4.12. Yüzeysel Sularda ve Sedimentlerde Tespit Edilen Mikroplastik Miktarlarının Değerlendirilmesi

Çalışma kapsamında Konya Kapalı havzası yüzeysel su ve sedimentlerinde tespit edilen mikroplastik miktarı birlikte değerlendirilmiştir. Şekil 4.19'da yüzeysel su ve sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastik miktarlarının karşılaştırılması verilmiştir. Şekil 4.19 incelendiğinde su numunelerinde sediment numunelerinden daha yüksek mikroplastik miktarları tespit edilmiştir. Su13 ve Su24 nolu numunelerde diğer numune noktalarına göre yüksek miktarlarda mikroplastik tespit edilmiştir. Aynı noktalardan alınan Sed7 ve Sed15 nolu sediment numunelerinde ise diğer noktalar ile benzer miktarlarda mikroplastik tespit edilmiştir. Kieu-Le ve diğ. (2023) yüzeysel suda mikroplastik miktarının diğer noktalara göre çok yüksek çıktığı bölgede, sedimentte tespit edilen mikroplastik miktarının diğer numune noktaları ile benzer konsantrasyonda olduğunu rapor etmişlerdir. Mikroplastiklerin sedimentlerde birikmesi antropojenik kaynaklara, su dinamiği, derinliği, akış hızı gibi hidrodinamik koşullara, mikroplastiklerin yoğunluk, şekil, boyut özelliklerine ve üzerinde biyofilm gelişimine bağlı olarak değişebilmektedir (Kieu-Le ve diğ., 2023).

Şekil 4.20'de yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastik morfolojisinin karşılaştırılması verilmiştir. Hem yüzeysel su hemde sediment numunelerinde fiber ve fragment partiküllerinin baskın olarak tespit edildiği görülmektedir. Ancak yüzeysel sularda genellikle düşük oranlarda tespit edilen pellet ve foam şekilli mikroplastiklerin sedimentlerde daha baskın olarak tespit edildiği görülmektedir. Yüzeysel sular anlık kirlilik durumları hakkında bilgi verirken, sedimentler de tespit edilen kirlilikler geniş bir zaman aralığına yönelik kirlilik profili hakkında da bilgi vermektedir. Sedimentler kirleticiler için depo görevi gören çevresel alanlardır. Su numunelerinde düşük oranlarda tespit edilen pellet ve foam şekilli mikroplastiklerin sedimentlerde daha baskın olması zamanla sedimentlerde birikim göstermiş olmalarından kaynaklanabilmektedir.



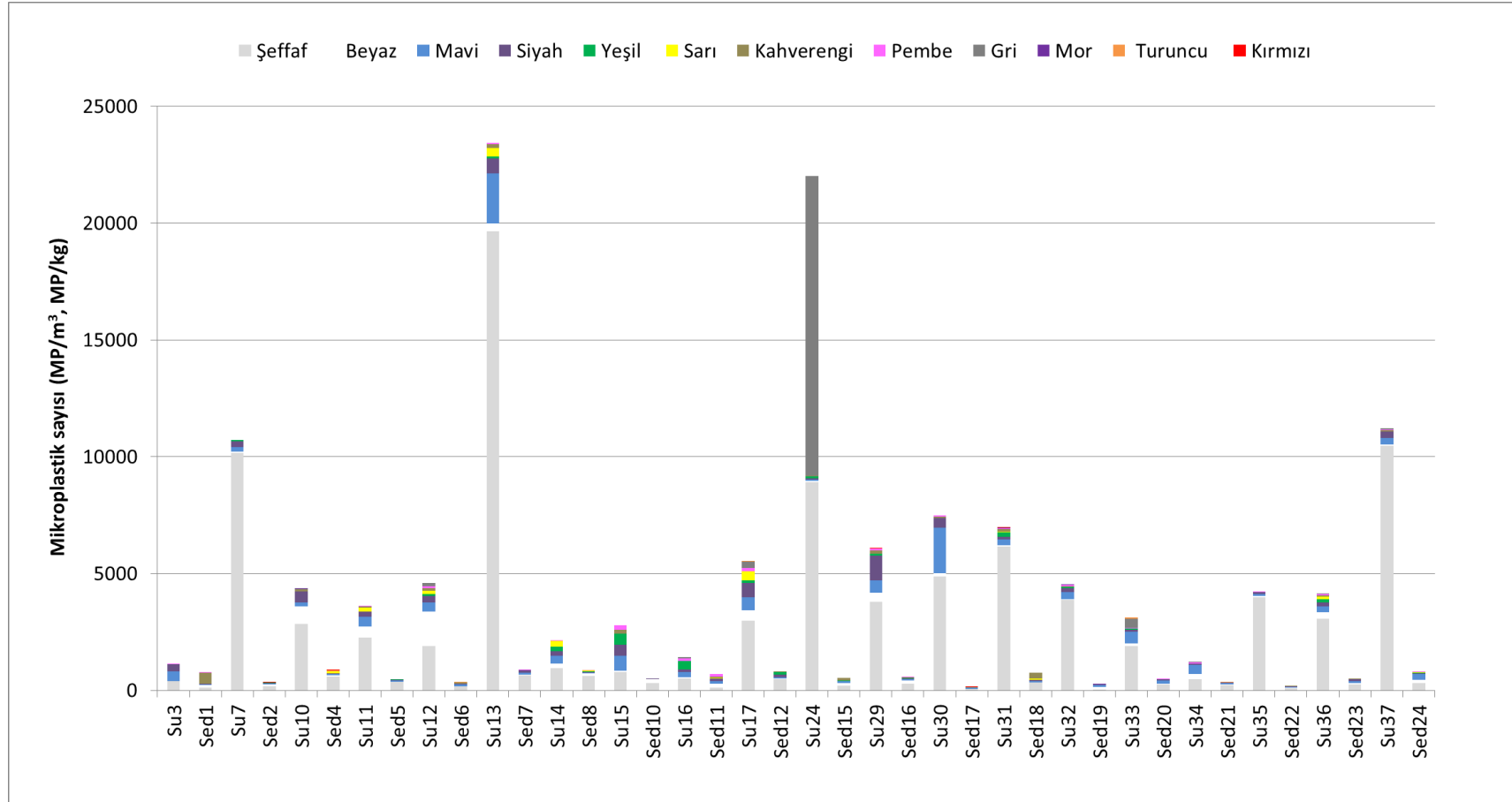
Şekil 4.19. Yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastik sayıları



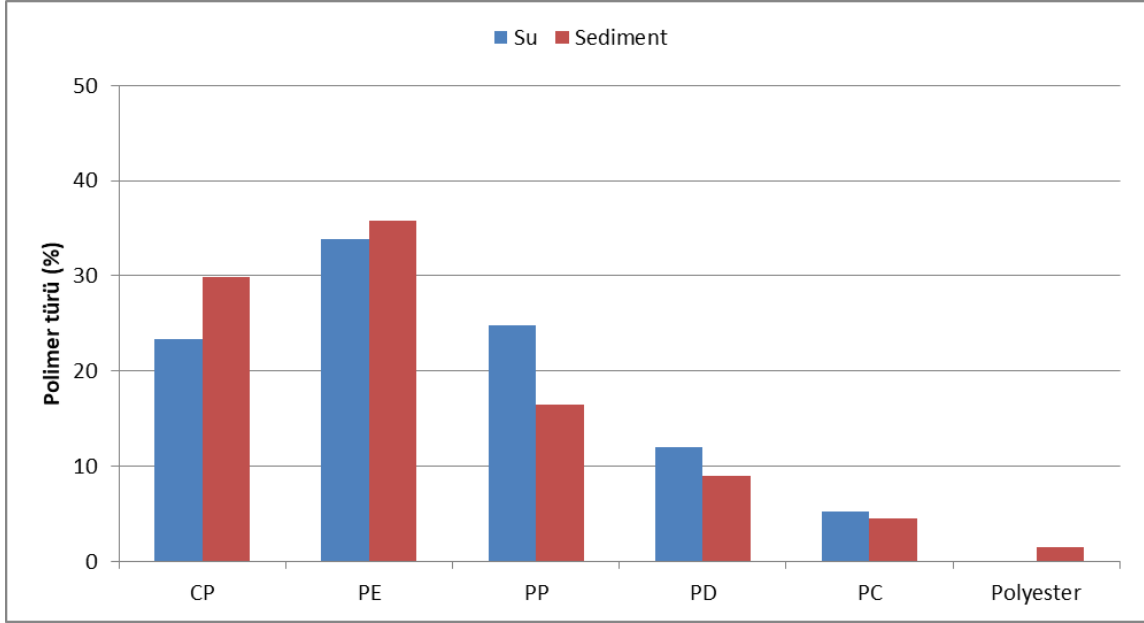
Şekil 4.20. Yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin morfolojik miktarları

Şekil 4.21’de yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastik renklerinin karşılaştırılması verilmiştir. Şekil 4.21 incelendiğinde yüzeysel su ve sedimentlerde baskın olarak şeffaf renkte mikroplastiklerin tespit edildiği görülmektedir. Sediment numunelerinde gri renkte mikroplastik tespit edilmezken, su numunelerine göre renkli partiküller daha yüksek oranlarda tespit edilmiştir. Renkli partiküllerin daha yoğun olabildiği ve zamanla birikim göstermiş olabildiği için sedimentlerde daha yüksek oranlarda tespit edildiği düşünülmüştür.

Şekil 4.22’de yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen polimer türlerinin karşılaştırılması verilmiştir. Yüzeysel sularda en çok tespit edilen polimer PE iken onu sırası ile PP, CP, PD, PC polimerleri takip etmektedir. Sedimentlerde de en çok tespit edilen polimer PE olup sonrasında CP, PP, PD, PC ve polyester gelmektedir. Yüzeysel sularda polyester tespit edilmemiştir. Teorik olarak sedimentlerde yoğunluğu daha yüksek olan partiküllerin birikmesi beklenmektedir. Ancak mikroplastiklerin üzerinde biyofilm oluşması, farklı kirleticilerin adsorplanması, mikroplastik partiküllerin yoğunluklarını etkilemektedir. Bu sebeple su ve sedimentte benzer polimer türlerinin tespit edildiği düşünülmektedir.



Şekil 4.21. Yüzeysel sularda ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin renklerine göre miktarları



Şekil 4.22. Yüzeysel sular ve sedimentlerde tespit edilen polimer türleri

4.13. Mikroplastiklerin Risk Değerlendirmesi

Konya Kapalı Havzası yüzeysel sularında ve sedimentinde tespit edilen mikroplastikler için çevresel risk kirlenme faktörü (CF), kirlilik yük endeksi (PLI), polimerik risk değerlendirme (H) ve kirlilik risk endeksi (PRI) değerleri hesaplanarak değerlendirilmiştir. Yüzeysel sular için tespit edilen CF değerleri Şekil 4.23’de, sedimentler için tespit edilen CF değerleri Şekil 4.24’de verilmiştir.

Kirlenme faktörü (CF) değerlendirilirken;

$CF < 1$ düşük kirlenme,

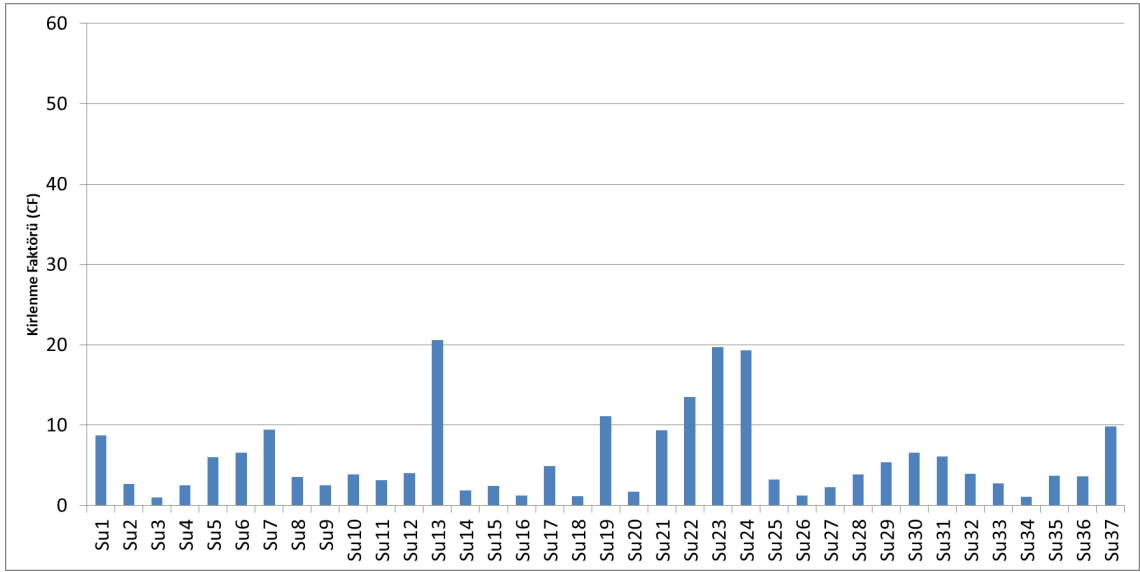
$1 < CF < 3$ orta kirlenme,

$3 < CF < 6$ önemli derecede kirlenme,

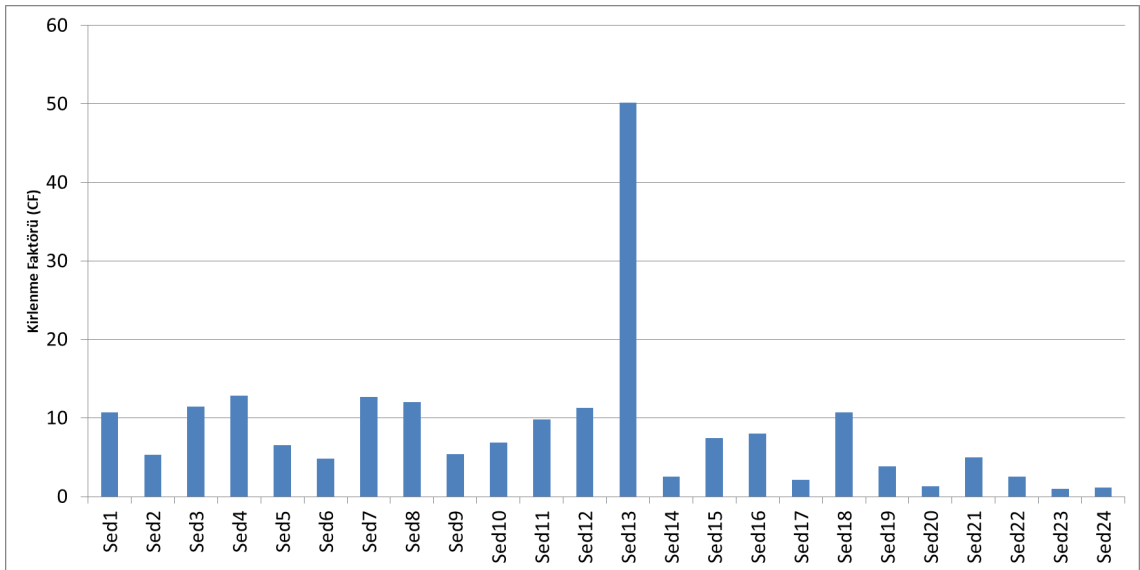
$CF > 6$ çok yüksek kirlenme olarak değerlendirilmektedir.

Şekil 4.23 incelendiğinde mikroplastik kirliliği açısından 13 yüzeysel su kaynağının (Su2, Su3, Su4, Su9, Su14, Su15, Su16, Su18, Su20, Su26, Su27, Su33, Su34) orta derecede kirlenme, 11 yüzeysel su kaynağının (Su8, Su10, Su11, Su12, Su17, Su25, Su28, Su29, Su32, Su35, Su36) önemli derecede kirlenme ve 13 yüzeysel su kaynağının (Su1, Su5, Su6, Su7, Su13, Su19, Su21, Su22, Su23, Su24, Su30, Su31, Su37) ise çok yüksek derecede kirlenmeye maruz kaldığı görülmektedir. Bu demek oluyor ki Konya

Kapalı Havzasından alınan yüzeysel suların %35'i orta, %30'u önemli derecede ve %35'i ise çok yüksek mikroplastik kirlenmesine maruz kalmaktadır.



Şekil 4.23. Yüzeysel sular için tespit edilen Kirlenme Faktörü (CF)

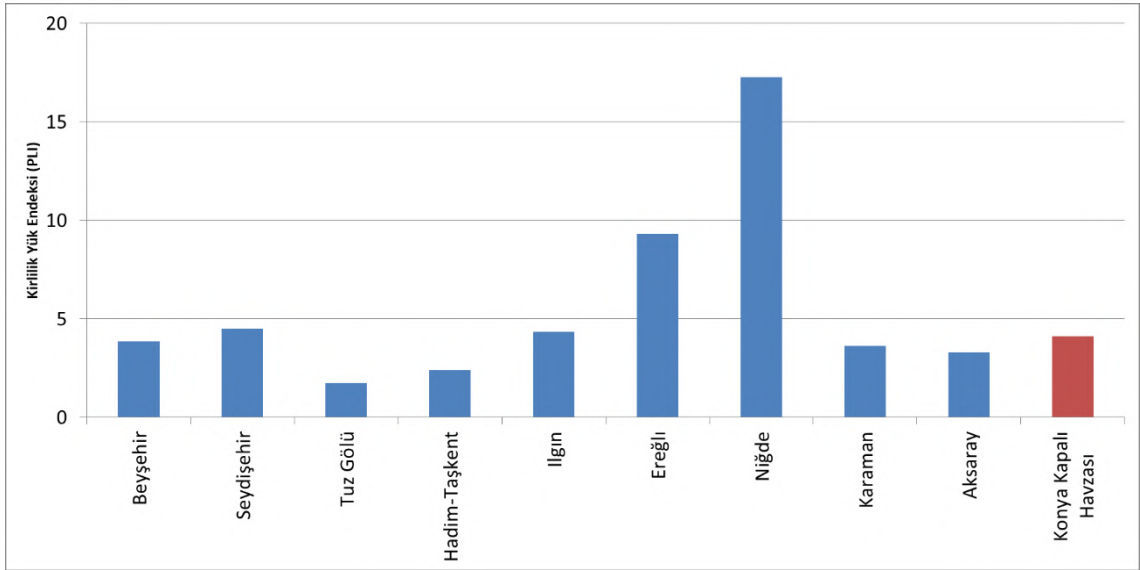


Şekil 4.24. Sedimentler için tespit edilen Kirlenme Faktörü (CF)

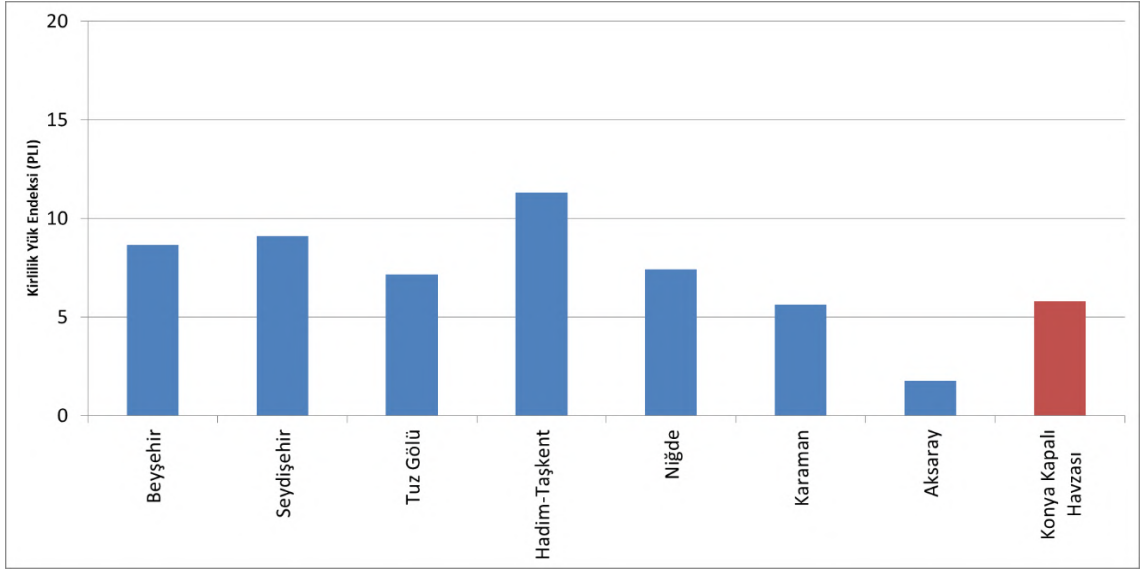
Şekil 4.24 incelendiğinde mikroplastik kontaminasyonu açısından 6 yüzeysel sedimentin (Sed14, Sed17, Sed20, Sed22, Sed23, Sed24) orta derecede, 5 yüzeysel sedimentin (Sed2, Sed6, Sed9, Sed19, Sed21) önemli derecede, 13 yüzeysel sedimentin (Sed1, Sed3, Sed4, Sed5, Sed7, Sed8, Sed10, Sed11, Sed12, Sed13, Sed15, Sed16, Sed18) ise yüksek derecede kirlenmeye maruz kaldığı görülmektedir. Bu sonuca göre Konya

Kapalı Havzasından alınan yüzeysel sedimentlerin %25'i orta, %21'i önemli derecede ve %54'ü ise çok yüksek mikroplastik kirlenmesine maruz kalmaktadır.

Şekil 4.25'de yüzeysel sular için, Şekil 4.26'da ise sedimentler için numune alma bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının Kirlilik Yük Endeksi (PLI) değerleri verilmiştir. PLI değeri 1'den büyük olan bölgeler mikroplastikler açısından kirli bölge olarak değerlendirilmektedir. Şekil 4.25 incelendiğinde yüzeysel sular açısından bütün numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının PLI değerinin 1'den büyük olduğu görülmektedir. Niğde bölgesinin PLI değerinin diğer numune bölgelerine göre oldukça yüksek olduğu tespit edilmiştir. Şekil 4.26 incelendiğinde sedimentler açısından da bütün numune bölgeleri ve Konya Kapalı Havzasının PLI değerinin 1'den büyük olduğu görülmektedir. Yüzeysel suların aksine sediment numunelerinde Hadim-Taşkent numune bölgesinin PLI değeri diğer bölgelerden yüksektir. Konya Kapalı Havzasında yer alan yüzeysel sular havza bir bütün olarak değerlendirildiğinde ve numune alma bölgeleri ayrı ayrı değerlendirildiğinde mikroplastikler açısından kirli olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.25. Numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının yüzeysel su Kirlilik Yük Endeksi (PLI)



Şekil 4.26. Numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının sediment Kirlilik Yük Endeksi (PLI)

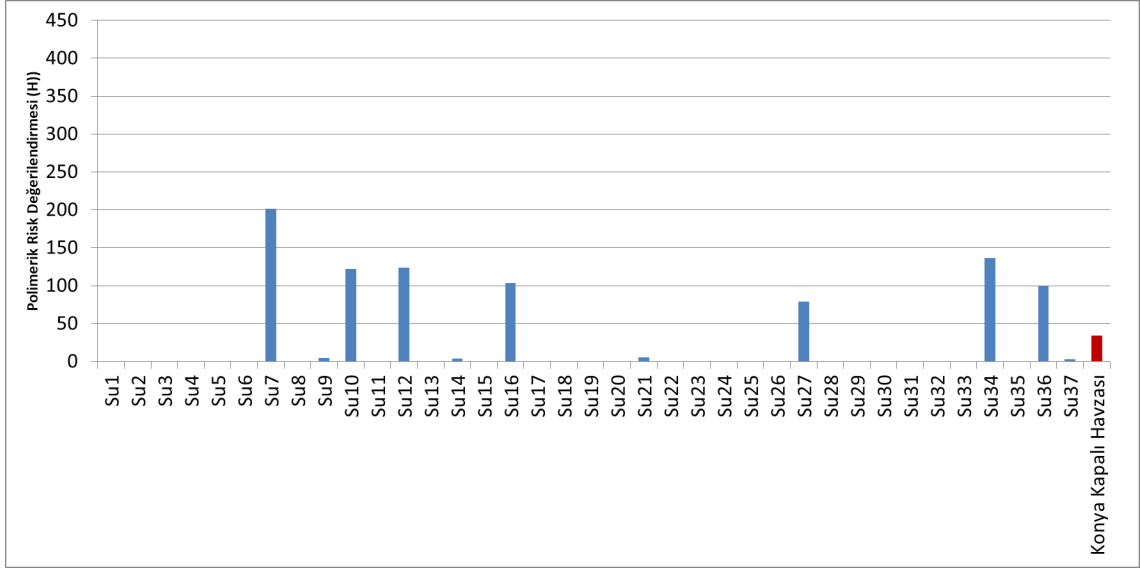
Şekil 4.27’de yüzeysel sular için, Şekil 4.28’de sedimentler için hesaplanan Polimerik Risk Değerlendirmesi (H) verilmiştir.

Polimerik Risk Değerlendirmesi (H);

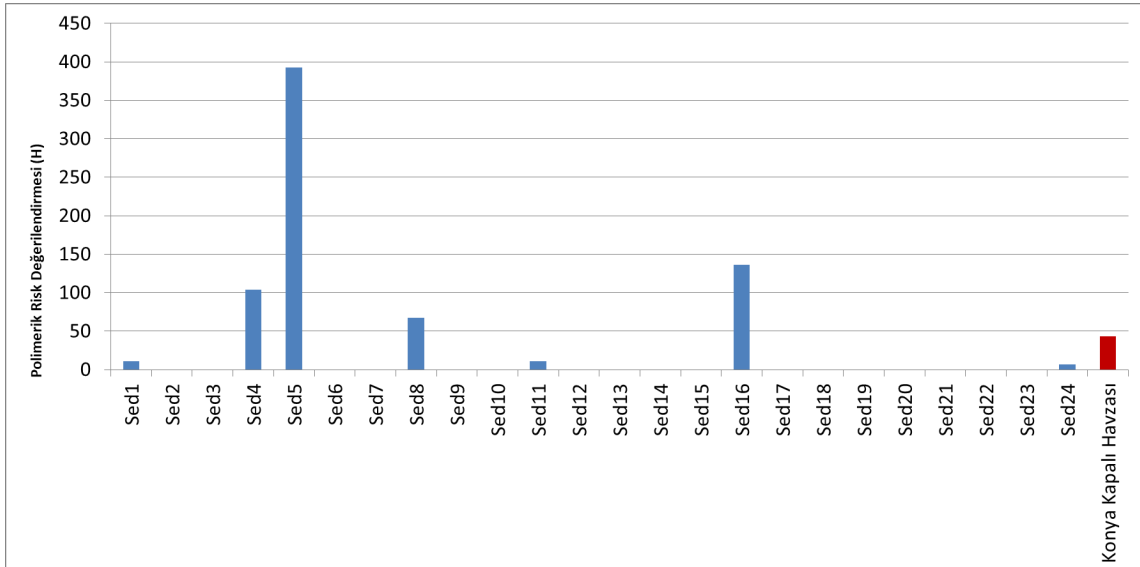
$H < 10$	I sınıf risk (düşük risk),
$10 < H < 100$	II sınıf risk (orta risk),
$101 < H < 1000$	III sınıf risk (önemli derecede risk),
$1001 < H < 10000$	IV sınıf risk (yüksek risk),
$H > 10000$	V sınıf risk (çok yüksek risk) olarak değerlendirilmektedir.

Şekil 4.27 incelendiğinde Su9, Su14, Su21, Su37 nolu numunelerin H değerleri 3.0-5.2 arasında tespit edilmiştir ve düşük risk gözlenmiştir. Su27, Su36 nolu numunelerin H değerleri 79.2-99.0 arasında tespit edilmiştir ve orta risk gözlenmiştir. Su7, Su10, Su12, Su16, Su34 nolu numunelerin H değerleri 103.0-136.0 arasında tespit edilmiştir ve önemli derecede risk gözlenmiştir.

Şekil 4.28 incelendiğinde Sed24 nolu numunenin H değeri 6.3 olarak tespit edilmiştir ve düşük risk gözlenmiştir. Sed1, Sed8, Sed11 nolu numunelerin H değerleri 11.0-67.2 arasında tespit edilmiştir ve orta risk gözlenmiştir. Sed4, Sed5, Sed16 nolu numunelerin H değerleri 103.8-392.3 arasında tespit edilmiştir ve önemli derecede risk gözlenmiştir. Konya Kapalı Havzası için H değeri yüzeysel sularda 34.4, sedimentlerde 43.3 olarak tespit edilmiştir ve havzanın orta risk gösterdiği belirlenmiştir.



Şekil 4.27. Yüzeysel suların ve Konya Kapalı Havzasının Polimerik Risk Değerlendirmesi (H)



Şekil 4.28. Sedimentlerin ve Konya Kapalı Havzasının Polimerik Risk Değerlendirmesi (H)

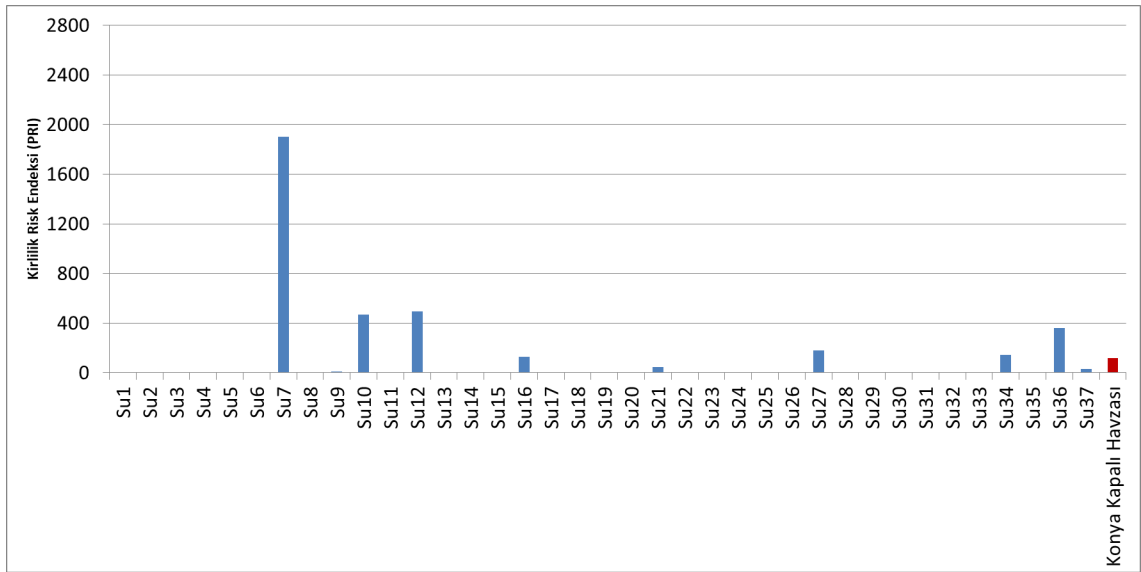
Şekil 4.29’da yüzeysel sular, Şekil 4.30’da sedimentler için tespit edilen Kirlilik Risk Endeksi (PRI) değerleri verilmiştir.

Kirlilik Risk Endeksi (PRI);

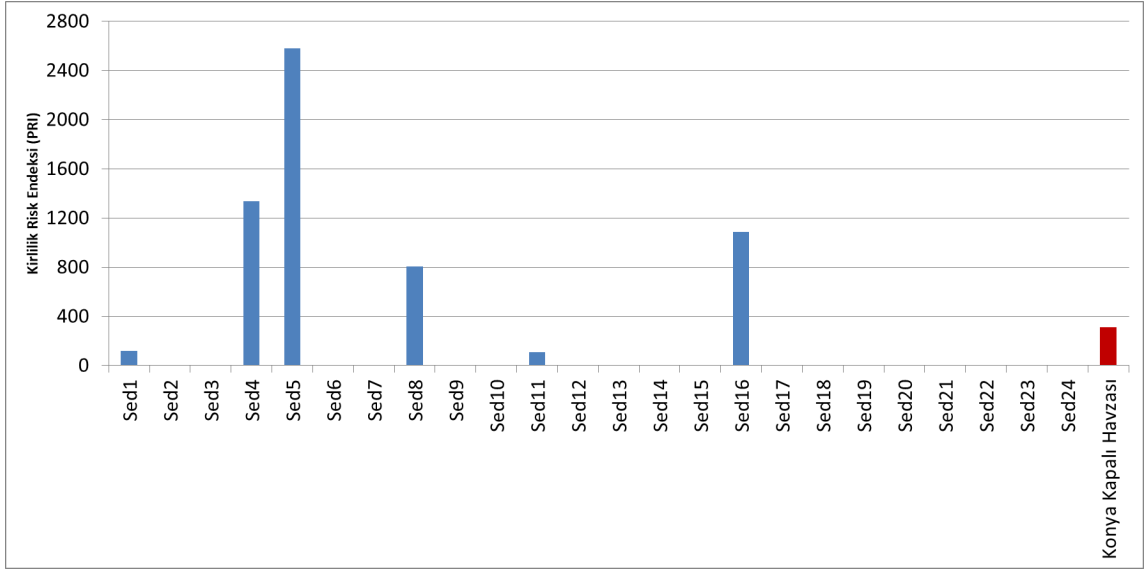
$PRI < 150$	düşük risk,
$150 < PRI < 3000$	orta risk,
$300 < PRI < 600$	önemli derecede risk,
$600 < PRI < 1200$	yüksek risk,
$PRI > 1200$	çok yüksek risk olarak değerlendirilmektedir.

Şekil 4.29 incelendiğinde Su9, Su14, Su16, Su21, Su34, Su37 nolu numunelerin PRI değerleri 6.6-145.9 aralığında tespit edilmiştir ve düşük risk gözlenmiştir. Su27 nolu numunenin PRI değeri 182.1 tespit edilmiştir ve orta risk gözlenmiştir. Su10, Su12, Su36 nolu numunelerin PRI değerleri 359.7-496.6 aralığında tespit edilmiştir ve önemli derecede risk gözlenmiştir. Su7 nolu numunenin PRI değeri 1900 tespit edilmiştir ve çok yüksek derecede risk gözlenmiştir.

Şekil 4.30 incelendiğinde Sed1, Sed11, Sed24 nolu numunelerin PRI değerleri 7.2-117.8 aralığında tespit edilmiştir ve düşük risk gözlenmiştir. Sed8, Sed16 nolu numunelerin PRI değerleri 806.1-1088 aralığında tespit edilmiştir ve yüksek derecede risk gözlenmiştir. Sed4, Sed5 nolu numunelerin PRI değerleri 1335-2587 aralığında tespit edilmiştir ve çok yüksek derecede risk gözlenmiştir. Konya Kapalı Havzası için yüzeysel sularda ve sedimentlerde hesaplanan PRI değeri sırası ile 116.9, 310.6 olarak tespit edilmiştir. Yüzeysel sular açısından düşük risk, sedimentler açısından önemli derecede risk gözlenmiştir.



Şekil 4.29. Yüzeysel suların ve Konya Kapalı Havzasının Kirlilik Risk Endeksi (PRI)



Şekil 4.30. Sedimentlerin ve Konya Kapalı Havzasının Kirlilik Risk Endeksi (PRI)

Nahian ve diğ. (2022) Bangladeş'te yüzeysel su ve sedimentlerde tespit ettikleri mikroplastikler için risk değerlendirmesi gerçekleştirmişlerdir. CF değeri açısından sedimentlerin yarısının, yüzeysel sulardan bir numunenin çok yüksek düzeyde mikroplastik kirliliği içerdiği, bölgenin PLI değerinin hem su hem sediment numuneleri açısından 1'den büyük olduğu ve kirlenmiş bölge olarak değerlendirildiği bildirilmiştir. Çalışma bölgesi hem su hem sediment için H değerleri açısından orta risk kategorisinde, PRI değerleri açısından düşük risk kategorisinde tespit edilmiştir. Bangladeş'te farklı bir çalışmada, yüzeysel su ve sedimentlerde yapılan risk değerlendirmesinde CF değerleri için yüzeysel suların orta derecede mikroplastik kirliliği içerdiği, sedimentlerin orta derecede ve önemli derecede mikroplastik kirliliği içerdiği tespit edilmiştir. Çalışma bölgesi PLI değeri hem yüzeysel sular hem de sedimentler için 1'den büyük tespit edilmiştir ve bölge mikroplastikler ile kirlenmiş bölge olarak değerlendirilmiştir (Nahian ve diğ., 2023).

Li ve diğ. (2020) Çin'de mangrovlarda mikroplastik risk değerlendirmesi yapmışlardır. Mangrovlar için PLI değerleri 1'den büyük tespit edilmiştir. H değerleri 10'dan küçük tespit edilmiştir ve düşük risk olarak değerlendirilmiştir. Çin'de nehirde yüzeysel suda tespit edilen mikroplastiklerin risk değerlendirilmesinde H değerleri için 3 numune bölgesi I sınıf, 3 numune bölgesi II sınıf, 6 numune bölgesi III sınıf risk bölgesi olarak belirlenmiştir. Numune bölgelerinin hepsinin PLI değeri 1'den büyük tespit edilmiştir ve bölgeler mikroplastikler ile kirlenmiş bölge olarak değerlendirilmiştir. Çin'de Yellow nehrinde hem yüzey suyu ve hem de sedimentte tespit edilen

mikroplastikler açısından PLI değerleri 1'den, H değerleri ise 10'dan büyük, PRI değerleri ise 150'den küçük tespit edilmiştir. Nehir potansiyel ekotoksikolojik risk içeren bölge olarak değerlendirilmiştir (Min ve diğ., 2023). Shi ve diğ., (2023) Çin'de East gölünde PLI değerlerini yüzeysel suda 1'den küçük, sedimentte 1'den büyük bularak sedimentler açısından gölü mikroplastik ile kirlenmiş bölge tespit etmişlerdir. Polimer türlerine göre yaptıkları risk değerlendirmesi açısından ise gölü tehlikeli ve çok tehlikeli ekotoksikolojik risk içeren bölge olarak tespit etmişlerdir.

Mikroplastikler ile ilgili yapılan risk çalışmalarında araştırılan bölgeler mikroplastikler ile kirlenmiş bölge (PLI>1) olarak tespit edilmiştir. Bu çalışmada da Konya Kapalı Havzası mikroplastikler açısından kirlenmiş bölge olarak tespit edilmiştir. Öncelikli olarak Niğde bölgesinde yüksek kirlilik tespit edilmiştir. Plastik kirliliği ile ilgili önlemlerin Niğde bölgesi başta olmak üzere tüm havzaya uygulanması gerekmektedir. Polimerik risk değerlendirilmelerine bakıldığında Konya Kapalı Havzası orta riskli bölge olarak tespit edilmiştir. Polimerlerin risk skorları PP için 1, PE için 11, PC ve polyester için 1177, CP için 0 olarak alınmıştır (Lin ve diğ., 2022). Konya Kapalı havzasında yüzeysel su ve sedimentlerde polimer türü baskın olarak PE, CP ve PP tespit edilmiştir. Risk skorları yüksek polimerlerin tespit edildiği çalışmalarda polimerik risk yüksek bulunmuştur.

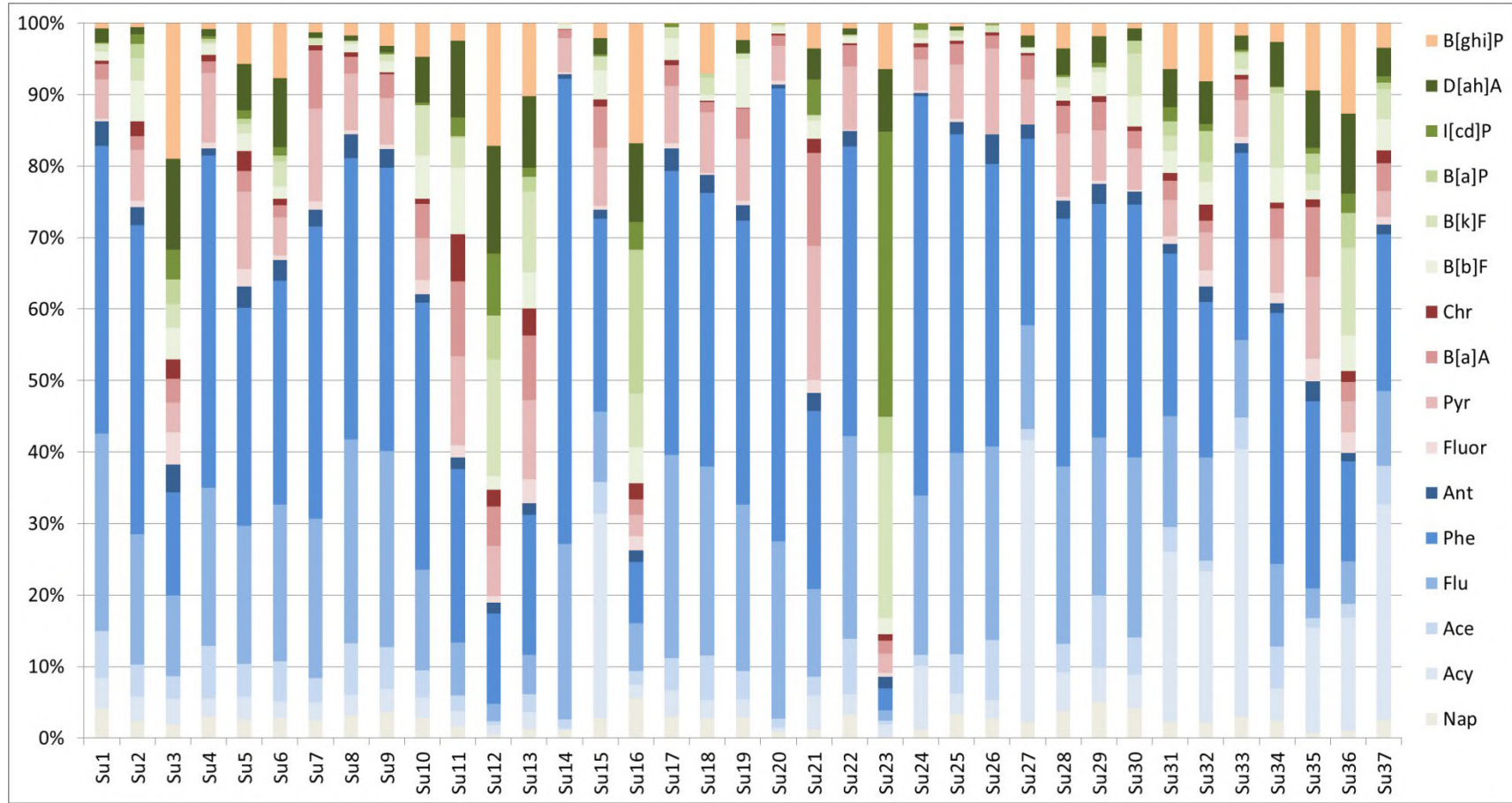
4.14. Yüzeysel Sularda Tespit Edilen Mikroplastiklere İlişkili PAH Konsantrasyonları

Şekil 4.31'de yüzeysel sularda mikroplastiklerde tespit edilen PAH bileşiklerinin konsantrasyonları verilmiştir. Şekil 4.31 incelendiğinde Naphthalene 7.53-1126 ng/g, acenaphthalene 11.3-2350 ng/g, acenaphthene 8.37-482 ng/g, fluorene 39.4-6154 ng/g, phenanthrene 59.5-15670 ng/g, anthracene 8.33-335 ng/g, fluoranthene 0.76-403 ng/g, pyrene 17.08-1204 ng/g, benzo[a]anthracene 8.25-748 ng/g, chrysene 0.98-453 ng/g, benzo[b]fluoranthene 1.08-1028 ng/g, benzo[k]fluoranthene 0.52-4600 ng/g, benzo[a]pyrene 0.25-4081 ng/g, indeno[1,2,3-c,d]pyrene 0.14-7948 ng/g, dibenzo[a,h]anthracene 0.23-2227 ng/g, benzo[g,h,i]perylene 0.45-3408 ng/g aralığında tespit edilmiştir. Σ PAH bileşiklerinin konsantrasyonu 393-24755 ng/g aralığında bulunmuştur. Su14, Su16, Su20 ve Su23 nolu numunelerde PAH bileşikleri yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Su22 nolu numunede PAH bileşikleri en düşük konsantrasyonda tespit edilmiştir. Su14 Seydişehir bölgesinde yer almaktadır ve yakınlarında çiftçilik ve hayvancılık faaliyetleri yapılmaktadır. Su16 nolu numune Tuz

Gözü bölgesinde yer almaktadır ve kentsel deşaj ve trafik kirliliğine maruz kalmaktadır. Su20 nolu numune İlgin bölgesinden alınmıştır ve bu kaynağa endüstriyel atıksu deşarjı yapılmaktadır. Niğde bölgesinden alınan Su23 nolu numune noktası yakınında yoğun şekilde otel ve resturantlar bulunmaktadır. Bu nokta yoğun trafik kirliliğine maruz kalmaktadır.

Hirai ve diğ. (2011) kentsel alanlara yakın bölgelerden aldıkları numunelerde PAH konsantrasyonlarını daha yüksek bulmuşlardır. PAH bileşiklerinin kaynağının antropojenik olabileceğini, mikroplastiklerde tespit ettikleri PAH bileşiklerinin düşük moleküllü ve petrojenik kaynaklı olabileceğini rapor etmişlerdir. Lo ve diğ. (2019) mikroplastiklerde tespit ettikleri PAH konsantrasyonlarının diğ. bölgelerden yüksek olduğu bir bölge de olası PAH kirlitici kaynağının bölgede bulunan uçak yakıt tesisinden petrol dökülmesi veya sızıntısı olabileceğini belirtmişlerdir. Tan ve diğ. (2019) 16 PAH bileşiğinden chrysene, benzo[g,h,i]perylene ve phenanthrene bileşiklerini en yüksek konsantrasyonlarda bulmuşlardır. PAH kirlilik kaynağının fosil yakıtların hatalı yanmasından kaynaklanabileceğini bildirmişlerdir.

Şekil 4.32'de yüzeysel sularda mikroplastiklerde tespit edilen PAH bileşiklerinin dağılım oranları verilmiştir. Şekil 4.32 incelendiğinde naphthalene %0.12-5.56, acenaphthalene %0.27-3.5, acenaphthene %0.47-10.2, fluorene %1.51-28.5, phenanthrene %3.07-65.1, anthracene %0.44-4.17, fluoranthene %0.07-4.46, pyrene %2.65-18.8, benzo[a]anthracene %1.24-12.9, chrysene %0.04-6.56, benzo[b]fluoranthene %0.06-9.31, benzo[k]fluoranthene %0.01-23.1, benzo[a]pyrene %0.002-20.1, indeno[1,2,3-c,d]pyrene %0.006-39.9, dibenzo[a,h]anthracene %0.01-15.0, benzo[g,h,i]perylene %0.02-18.9 aralığında oranlarda tespit edilmiştir. Naphthalene, acenaphthene, benzo[a]anthracene, chrysene, benzo[b]fluoranthene, dibenzo[a,h]anthracene, fluoranthene bileşiklerinin numunelerde düşük oranlarda, Su23 nolu numune hariç numunelerin genelinde Phe bileşiği baskın tespit edilen bileşiktir. Su23 nolu numunede ise diğ. numunelerde düşük oranlarda tespit edilen indeno[1,2,3-c,d]pyrene ve benzo[k]fluoranthene baskın olarak gözlenmiştir. Acenaphthalene bileşiği ise Su15, Su27, Su31, Su32, Su33, Su37 nolu numuneler hariç diğ. numunelerde düşük yüzde oranlarında tespit edilmiştir.



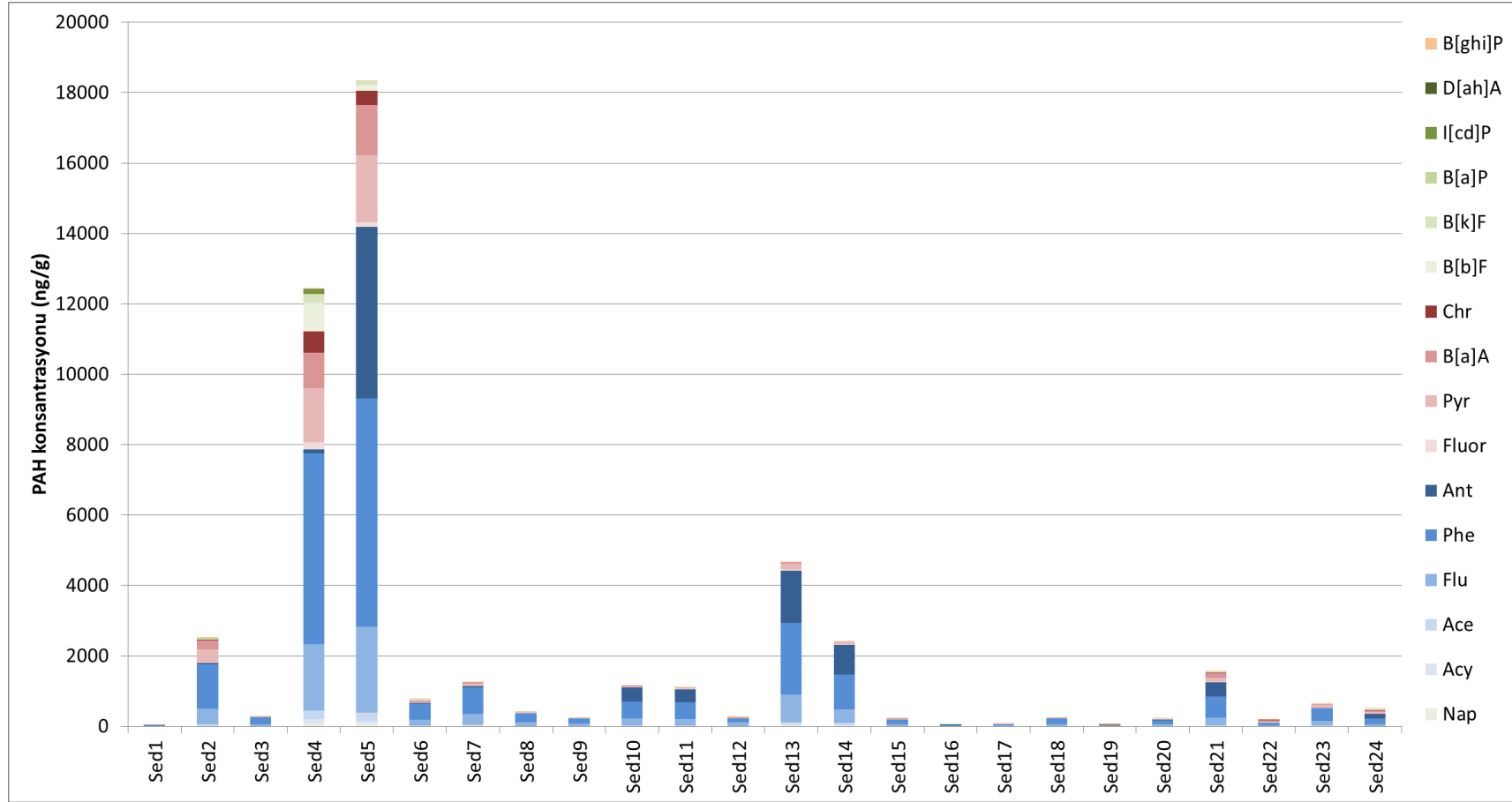
Şekil 4.32. Yüzeysel sularda mikroplastiklere ilintili PAH'ların dağılımları

Yüzeysel sularda yüksek oranlarda tespit edilen phenanthrene bileşiği 3 halkalı, düşük molekül ağırlıklı bir PAH bileşiğidir. Phenanthrene plastikler, böcek öldürücüler, patlayıcılar ve morfin, kodein, eroin, hidromorfon ve oksikodon gibi farmasötiklerde bulunmaktadır (Li ve Wang, 2022). Phenanthrene havzalarındaki kentsel su akışında bulunan bir yanma yan ürünüdür (Bruyn ve diğ., 2012). Yanma yan ürünlerinin atmosferik birikimi ve havzadaki yağmur suyu akışları, nehirler göller ve kıyı suları için önemli bir noktasal olmayan PAH kirliliği kaynağıdır (Bruyn ve diğ., 2012).

4.15. Sediment Numunelerinde Tespit Edilen Mikroplastiklere İlişkili PAH Konsantrasyonları

Şekil 4.33'de sediment numunelerindeki mikroplastiklere ilişkili PAH konsantrasyonları verilmiştir. Şekil 4.33 incelendiğinde naphthalene 0.09-85.25 ng/g, acenaphthalene 0.17-135.44 ng/g, acenaphthene 0.2-239.56 ng/g, fluorene 3.88-2440.22 ng/g, phenanthrene 16.79-6482.37 ng/g, anthracene 0.39-4882.33 ng/g, fluoranthene 0.58-16.81 ng/g, pyrene 1.36-19906.3 ng/g, benzo[a]anthracene 0.42-1431.97 ng/g, chrysene 0.05-617.38 ng/g, benzo[b]fluoranthene b 0.05-800.25 ng/g, benzo[k]fluoranthene <dl-259 ng/g, benzo[a]pyrene 0.01-45.84 ng/g, indeno[1,2,3-c,d]pyrene <dl-138.47 ng/g, dibenzo[a,h]anthracene <dl-2.05 ng/g, benzo[g,h,i]perylene <dl-2.51 ng/g aralığında tespit etmiştir. Σ PAH bileşikleri 37.3-18323 ng/g aralığında bulunmuştur. Sed4 ve Sed5 nolu numunelerde en yüksek konsantrasyonlarda PAH bileşikleri tespit edilirken, en düşük PAH konsantrasyonları Sed1 ve Sed16 nolu numunelerde tespit edilmiştir. Sed4 ve Sed5 nolu numuneler Seydişehir bölgesinden alınmıştır. Sed4 nolu numune bölgesinde trafik kaynaklı kirlilik mevcuttur, Sed5 nolu numunenin alındığı kaynağa ise evsel atıksu deşarjı yapılmaktadır.

Şekil 4.34'de sediment numunelerindeki mikroplastiklere ilişkili PAH dağılım oranları verilmiştir. Şekil 4.34 incelendiğinde naphthalene %0.07-1.07, acenaphthalene %0.21-1.89, acenaphthene %0.42-3.05, fluorene %7.57-39.9, phenanthrene %32.8-66.2, anthracene %0.44-34.8, fluoranthene %0.40-2.69, pyrene %3.10-20.01, benzo[a]anthracene %0.26-15.9, chrysene %0.005-7.86, benzo[b]fluoranthene %0.06-8.08, benzo[k]fluoranthene %0.00008-2.21, benzo[a]pyrene %0.003-3.5, indeno[1,2,3-c,d]pyrene %0.001-1.39, dibenzo[a,h]anthracene %00.001-4.0, benzo[g,h,i]perylene %0.002-0.36 aralığında oranlarda tespit edilmiştir.



Şekil 4.33. Sedimentlerde mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları

Sediment numunelerinde phenanthrene, anthracene ve fluorene bileşikleri en yüksek oranda tespit edilen bileşikler olurken, benzo[k]fluoranthene ve benzo[g,h,i]perylene bileşikleri yüzdesi en düşük tespit edilen bileşikler olmuştur. Sedimentlerde düşük molekül ağırlıklı PAH bileşikleri yüksek oranlarda tespit edilmiştir. Düşük molekül ağırlıklı PAH bileşikleri ham petrol ve yağlardan, araçlardan meydana gelen benzin sızıntılarından kaynaklanabilir (Eker ve Taşdemiz, 2015).

Çizelge 4.11’de literatürde farklı mikroplastik numunelerinde tespit edilen PAH bileşiklerinin konsantrasyonları verilmiştir. Literatür çalışmalarında PAH bileşikleri <dl-26100 ng/g aralığındaki konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. Yapılan çalışmaların çoğunda phenanthrene Konya Kapalı Havzası su ve sedimentlerinde tespit edildiği gibi daha yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir.

Çizelge 4.11. Çalışmalarda tespit edilen mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları (ng/g)

Numune	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Fluor	Pyr	B[a]A	Chr	B[b]F	B[k]F	B[a]P	I[cd]P	D[ah]A	B[ghi]P	Kaynak
Nehir	18.7-29.2	9.8-23.6	1.8-4.1	<dl-1.7	25.6-45.6	3.0-6.4	28.7-42.6	2.7-9.4	19.1-34.3	39.5-89.6	110.2-32.4	11.4-26.8	4.7-12.6	33.6-41.7	7.3-14.9	34.6-56.8	Tan ve diğ., 2019
Nehir	-	<dl-207.7	2.3-412.2	1.7-78.9	41.1-2051.2	2.1-219.4	10.9-235	9.6-838.7	12.1-647.1	8.7-122.6	2.8-586.6	1.9-69.9	2.3-157.1	49.5-197.5	<dl-7.5	10.6-115.6	Chen ve diğ., 2020
Deniz	452-14500	28-1150	47.9-4280	610-7840	793-20900	91.9-4180	113-20500	589-26100	<dl-8460	365-8530	<dl-13000	<dl-2390	<dl-188	<dl-4140	<dl-1480	<dl-5270	Mai ve diğ., 2018
Sahil	-	-	-	-	<dl-405	<dl-130	<dl-822	<dl-2755	<dl-274	<dl-540	<dl-93	-	<dl-38	-	-	<dl-8	Hirai ve diğ., 2011
Sahil	-	-	-	-	13-177	<dl-26	9-89	9-84	<dl-7	<dl-20	<dl-21	-	<dl-7	-	-	<dl-8	
Sahil	-	-	-	-	13-203	2-15	6-88	5-52	<dl-16	-	1-15	-	1-7	-	-	1-7	
Körfez	-	-	-	-	34-194	<dl-16	4-335	1-365	<dl-65	-	1-28	-	<dl-9	-	-	<dl-16	
Sahil	-	-	-	-	<dl-61	<dl-5	<dl-32	<dl-86	<dl	-	<dl-6	-	<dl-2	-	-	<dl-3	
Okyanus	-	-	-	-	<dl-210	<dl-16	<dl-103	<dl-116	<dl-4	-	<dl-5	-	<dl-4	-	-	1-3	
Deniz	-	-	-	-	11-17	<dl-1	6-18	8-20	<dl	-	1-3	-	<dl-2	-	-	<dl-3	Shi ve diğ., 2020
Nehir	2-91	1.1-1.6	1.1-9.6	3-24.1	191.5-323.5	7.7-18.3	151.5-158.4	112.5-127.8	46.4-53.8	182.6-146.7	17.5-20.3	13.5-19.7	0.6-15.6	3.2-10.4	2.7-6	0.3-11	
Sahil sedimenti	8.5-114	1.4-14.6	0.1-9.1	0.1-202.7	37.8-1264	5.1-72.4	73.1-363.7	49.6-517.3	21.6-189.6	50.8-497.4	3.5-99	0.7-66.4	<dl-629.5	1.2-116	<dl-9.9	<dl-1.3	Lo ve diğ., 2019
Sahil kumu	<dl-9,59	<dl-68.2	<dl-57.6	2.7-74.1	14-494	<dl-48.3	3.7-128	11-364	0.21-38.4	5.5-134	<dl-85.8	<dl-30.8	<dl-35.2	<dl-17.3	<dl-1.25	<dl-69.1	
Sahil kumu	-	0.7-15.9	5.6-29.6	5.3-23.9	14.6-87.1	1.3-15.5	17.8-118.6	19.7-319.6	<51.4	<162.1	95.7	<36.6	<285.1	<103.5	<54.4	<68.6	Frias ve diğ., 2010
Sahil kumu	31.7-83.8	6.3-32.4	2.8-20.4	<dl	17.7-672.6	2.1-154.3	4.3-69.8	<ld	<265.2	2.6-684.5	2.7-192.0	2.5-132.9	0.2-418.2	<191.6	<dl	<197.7	Zhang ve diğ., 2015
Sahil kumu	10.8-30.8	3.58-6.0	<2.06	<3.98	2.67-13.0	2.29-34.2	2.82-11.2	2.15-30.0	1.28-8.28	4.37-153	-	-	<19.7	-	2.72-22.3	-	Fisner ve diğ., 2013
Sahil kumu	200-400	<100	800-1100	1600-1900	1000-1300	1200-1700	800-1200	400-500	200-400	1100-1500	<100	<100	300-500	<200	600-100	<100	Jayasiri ve diğ., 2014
Sahil kumu	6.07-32.44	<dl-3.21	<dl-6.46	3.59-7.48	18.05-46.98	<dl-7.83	8.3-41.02	9.6-42.16	-	9.28-72.42	<dl-46.77	2.95-153.55	<dl-99.84	-	-	<dl-224.86	Camacho ve diğ., 2019
Sahil kumu	-	16-1519	-	45-440	119-465	134-1389	-	12-1111	65-1392	167-896	<dl-306	-	103-204	11-55	-	<dl-102	Rodríguez ve diğ., 2020

Sahil kumu	72.6-1260	3.86	-	2.23-43.6	10.6-147	-	11.9-163	10.9-148	-	0.6-22.6	4.9-5.05	2.48-20.7	3.86-52.8	8.22-62.1	4.81-69.2	3.9-72.1	Bouhroum ve diğ., 2019
Sahil kumu	-	1	-	1	1-4	<dl-1	-	<dl-20	8	9	3-13	2-12	1-2	8	-	4	Pannetier ve diğ., 2019
Sahil kumu	<dl-647.8	<dl	<dl-166.8	<dl-55.6	7.9-91.8	<dl-11.9	11.1-1169.8	23.9-1099.5	5.7-861.8	11.3-1194.7	4.6-705.1	2.6-593.1	9-627.7	21.8-936	-	23-390	Gauquie ve diğ., 2015
Deniz sedimenti	<dl-43.6	<dl-129.7	<dl-17.19	<dl-25.7	<dl-3.9	<dl-9.5	<dl-21.6	<dl-21.6	<dl-19.8	<dl-4.4	<dl-22.23	<dl-1.6	<dl-4.7	<dl5.8	<dl-26.7	-	Osten ve diğ., 2023
Sahil kumu	-	-	-	-	18-4100	2.8-100	4.5-320	1.4-530	<dl-4.9	3.9-46	<dl-4.8	-	<dl-7.2	-	-	0.56-59	Mizukawa ve diğ., 2013
Körfez sedimenti	66.48-108.77		1.14-2.11	0.34-0.66	1.05-1.43	-	0.2-0.52	1.25-1.7	<dl-0.44	-	<dl-0.49		<dl-0.34	-	-	-	Foshtomi ve diğ., 2019
Nehir	7.5-1126	11.3-2350	8.4-483	39.4-6155	59.4-15670	8.3-336	0.76-403	17.1-1204	8.3-748	0.98-454	1.08-1028	0.53-4600	0.25-4081	0.14-7948	0.23-2227	0.45-3408	Bu çalışma
Sediment	0.009-85.3	0.17-135	0.2-240	3.8-2440	16.8-6482	0.39-4832	0.58-197	1.36-1906	0.42-1432	0.05-617	0.02-800	<dl-259	<dl-45.8	<dl-138	<dl-2.05	<dl-2.51	

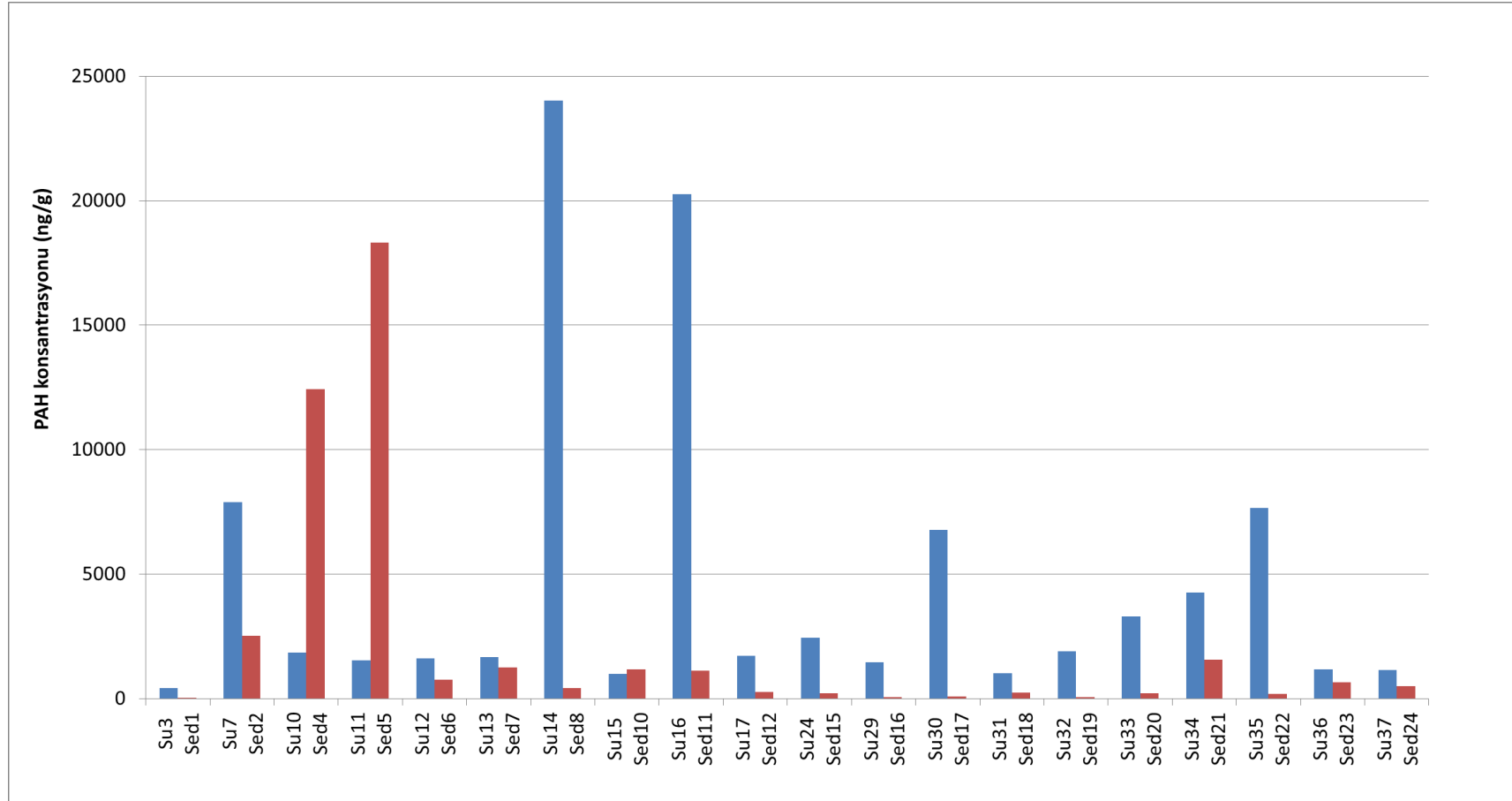
<dl: dedeksiyon limitinin altında, -:tespit edilmedi

4.16. Yüzeysel Su ve Sedimentlerde Mikroplastiklere İlintili PAH Konsantrasyonları

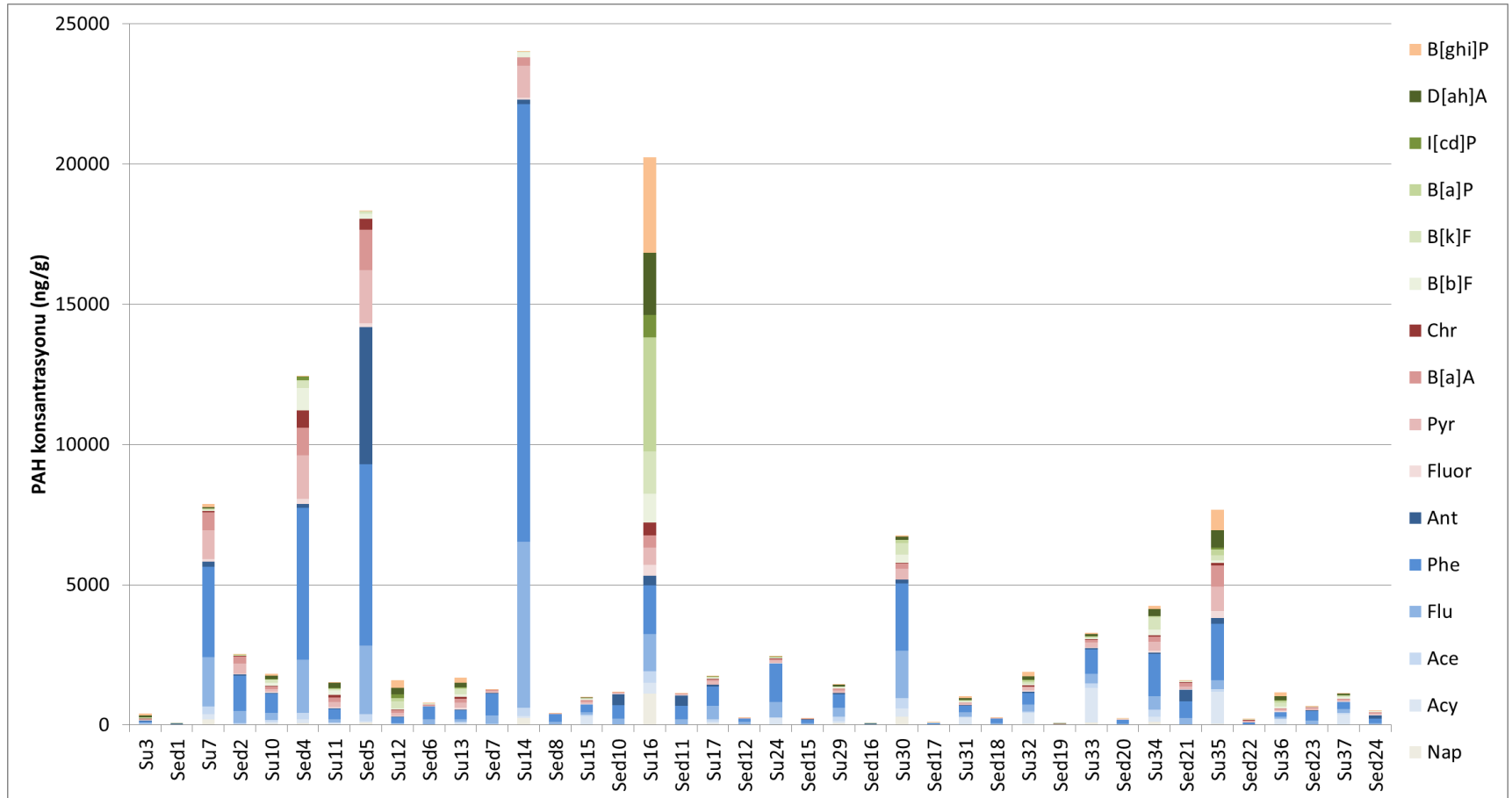
Şekil 4.35’de yüzeysel su ve sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları verilmiştir. Şekil 4.35 incelendiğinde Uluçay deresi (Su10 ve Sed14) ve Suludere (Su11 ve Sed5) de mikroplastiklere ilintili toplam PAH konsantrasyonları sediment numunelerinde su numunelerine göre daha yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Uluçay deresi ve Suludere numune noktaları Seydişehir Bölgesinde yer almaktadır. Her iki yüzeysel su kaynağı da yoğun trafik kirliliğine maruz kalmaktadır ve Suludere deresine evsel atıksu deşarjı yapılmaktadır.

Su14 ve Sed8 nolu numunelerinin alındığı May barajı memba ve Su16 ve Sed11 numunelerinin alındığı Yanarkaç deresinde su numunelerinde sediment numunelerine göre oldukça yüksek konsantrasyonlarda mikroplastiklere ilintili PAH bileşikleri tespit edilmiştir. Su14 nolu numunede fluorene ve phenanthrene olmak üzere düşük molekül ağırlıklı bileşikler baskın olarak, Su16 nolu numunede ise benzo[g,h,i]perylene, dibenzo[a,h]anthracene, benzo[a]pyrene olmak üzere yüksek molekül ağırlıklı bileşikler tespit edilmiştir. Petrojenik PAH bileşikleri düşük molekül ağırlıklı iken, pirojenik PAH bileşikleri yüksek molekül ağırlıklarına sahiptir (Hirai ve diğ., 2011). Odunun yanması gibi düşük sıcaklıktaki işlemler düşük molekül ağırlıklı PAH bileşiklerini oluştururken, yakıtların motorda yanması gibi yüksek sıcaklıklarda gerçekleşen işlemler yüksek molekül ağırlıklı PAH bileşiklerini oluşturur (Mostert ve diğ., 2010). Petrojenik kaynaklardan salınan PAH bileşikleri genellikle doğrudan bir su kütlesine yayılır ve sedimentlerde birikirler; pirojenik kaynaklardan salınan PAH bileşikleri önce havaya yayılır; daha sonra su ve sedimentlere ulaşabilir (Tobiszewski ve Namiesnik, 2012). Su14 nolu numunenin alındığı May barajı memba korunan alan olarak izlenen bir bölgedir. Yakınlarında çifçilik ve hayvancılık faaliyetleri yapılmaktadır. Su16 nolu numunenin alındığı Yanarkaç deresi ise kentsel deşarj ve trafik kirliliğine yoğun şekilde maruz kalmaktadır.

Şekil 4.36’da yüzeysel su ve sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonlarının dağılımları verilmiştir. Genel olarak yüzeysel su ve sedimentlerde numunelerinde tespit edilen mikroplastiklere ilintili phenanthrene ve fluorene konsantrasyonları diğer bileşiklerden yüksek tespit edilmiştir. Bazı su numunelerinde tespit edilen mikroplastiklere ilintili acenaphthalene bileşiğinin yüksek orkansantrasyonlarda olduğu, bazı sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastiklerde pyrene bileşiğinin yüksek konsantrasyonlarda olduğu görülmektedir.

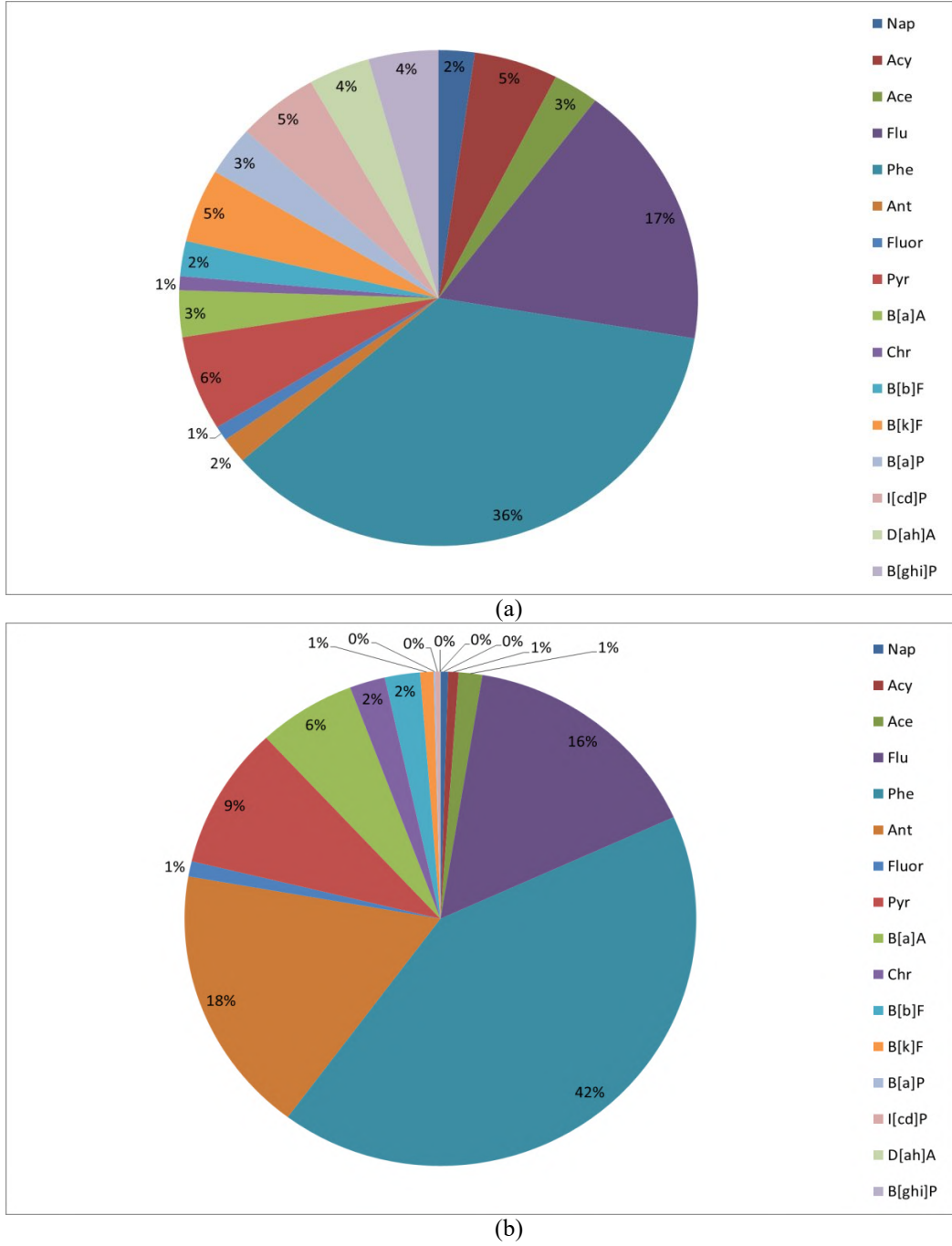


Şekil 4.35. Yüzeysel su ve sedimentlerde mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları



Şekil 4.36. Yüzeysel su ve sedimentlerde mikroplastiklere ilintili PAH konsantrasyonları

Şekil 4.37’de Konya Kapalı Havzası’nda yüzeysel su ve sedimentlerde mikroplastiklere ilintili PAH bileşiklerinin tespit edilen toplam konsantrasyonları verilmiştir. Yüzeysel sularda tespit edilen mikroplastiklerde phenanthrene ve fluorene bileşikleri, sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerde ise phenanthrene, fluorene ve anthracene bileşikleri yüksek oranlarda tespit edilmiştir. Yüzeysel su ve sedimentte tespit edilen mikroplastiklerde düşük molekül ağırlıklı bileşikler baskın olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.37. Konya Kapalı Havzası (a) yüzeysel su ve (b) sedimentte mikroplastiklere ilintili PAH dağılımı

Uluslararası Pellet İzleme Programı, olumsuz sağlık etkilerine neden olma potansiyellerinden dolayı PAH bileşiklerini ve PCB bileşiklerini izlenmesi gereken önemli kirleticiler olarak belirlemişlerdir (Chen ve diğ., 2019). Camacho ve diğ. (2019) okyanustaki mikroplastiklerdeki organik kirleticileri (PCB, OCB, PAH, BDE) araştırmışlardır ve en yüksek konsantrasyonlarda PAH bileşiklerini tespit etmişlerdir.

Aynı molekül ağırlığına sahip PAH bileşiklerinin çevresel ortamlarda benzer davranışlar gösterdiği varsayılmaktadır (Tobiszewski ve Namieśnik, 2012). Mikroplastiklere adsorplanan PAH bileşiklerinin çevredeki kalıcılığı artabilmektedir. Örneğin, Phe bileşiğinin PE etkisiyle bozunma hızının 5 kat azaldığı belirlenmiştir (Rocha ve diğ., 2021; Teuten ve diğ., 2009). Petrojenik kaynaklardan daha çok düşük molekül ağırlıklı PAH bileşikleri, pirojenik kaynaklardan ise yüksek molekül ağırlıklı bileşikler kaynaklanır (Hirai ve diğ., 2011). Camacho ve diğ. (2019) mikroplastiklerdeki PAH kirliliğinin fosil yakıtların eksik yanmasından kaynaklandığını tespit etmişlerdir.

4.17. PAH Bileşiklerinin Kaynağının Belirlenmesi

PAH bileşiklerinin kaynakları petrojenik ve pirojenik olmak üzere ikiye ayrılır. Petrojenik PAH kaynakları ham petrol, gazyağı, benzin, dizel yakıt, yağlama yağı ve asfalt gibi petrol ürünlerini içerir. Pirojenik kaynaklar endüstriyel faaliyetlerde ve fosil yakıt kullanan enerji santrallerinde, eritme tesislerinde, çöp yakma fırınlarında, benzin veya dizel yakıtla çalışan araç motorlarında ve orman yangınlarında organik maddenin (kömür, petrol ve odun) eksik yanması sonucu oluşur (Saha ve diğ., 2009).

Petrojenik ve pirojenik kaynakların belirlenmesi düşük molekül ağırlıklı bileşiklerin konsantrasyonlarının toplamının, yüksek molekül ağırlıklı bileşiklerin konsantrasyonlarının toplamına oran ile değerlendirilir (Zhang ve diğ., 2008). Farklı çalışmalarda farklı oranlar hesaplanarak kirletici kaynakları değerlendirilmiştir. Su ve sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastikler ile ilintili PAH bileşikleri için oranlar hesaplanmış ve Çizelge 4.12’de su numunelerinde mikroplastiklere ilintili PAH bileşikleri için verilmiştir.

Çizelge 4.12 incelendiğinde PAH kirletici kaynaklarının, su numunelerinde B[a]P/B[ghi]p oranından Su2, Su16, Su17, Su30 nolu numunelerde evsel yakıt kullanımından (%10.8), Su24 ve Su26 nolu numunelerde egzoz gazlarından (%5.4) kaynaklandığı görülmektedir.

Çizelge 4.12. Yüzeysel sular için PAH kirletici kaynağı tahmininde hesaplanan oranlar

Numune	B[a]P/ B[ghi]P	B[a]A/ B[a]A+Chr	Fluor/ (Fluor+Pyr)	I[cd]P/ (I[cd]P+B[ghi]P)	Fluor/ Pyr	Phe/ Ant	Σ DMA/ Σ YMA
Su1	0.17	0.83	0.06	0.07	0.06	11.6	5.28
Su2	3.41	0.47	0.10	0.69	0.12	16.9	2.75
Su3	0.18	0.56	0.52	0.18	1.08	3.64	0.52
Su4	0.56	0.63	0.08	0.26	0.09	44.7	4.08
Su5	0.14	0.51	0.18	0.17	0.22	10.3	1.57
Su6	0.11	0.65	0.11	0.13	0.12	10.6	1.63
Su7	0.06	0.92	0.08	0.04	0.09	16.9	2.76
Su8	0.05	0.80	0.07	0.02	0.07	11.8	5.39
Su9	0.01	0.94	0.09	0.06	0.10	15.5	4.12
Su10	0.01	0.86	0.25	0.07	0.33	31.4	1.24
Su11	0.10	0.61	0.12	0.51	0.14	15.2	0.58
Su12	0.36	0.70	0.10	0.34	0.12	8.06	0.21
Su13	0.20	0.70	0.23	0.11	0.29	12.1	0.44
Su14	0.15	0.97	0.06	0.27	0.06	100	12.9
Su15	0.04	0.85	0.06	0.09	0.07	20.8	2.67
Su16	1.20	0.49	0.40	0.19	0.66	5.17	0.30
Su17	1.15	0.79	0.08	0.95	0.08	12.5	4.70
Su18	0.07	0.86	0.04	0.01	0.04	15.5	3.70
Su19	0.03	0.98	0.06	0.03	0.07	18.0	2.76
Su20	0.13	0.83	0.11	0.76	0.12	114	10.6
Su21	0.03	0.87	0.09	0.59	0.10	9.58	0.85
Su22	0.13	0.92	0.02	0.05	0.02	19.2	5.39
Su23	0.78	0.68	0.17	0.86	0.21	1.93	0.08
Su24	0.46	0.76	0.07	0.97	0.07	126	8.62
Su25	0.03	0.87	0.06	0.07	0.06	25.9	6.03
Su26	0.42	0.81	0.01	0.73	0.01	9.46	5.44
Su27	0.01	0.92	0.01	0.03	0.01	13.1	5.76
Su28	0.06	0.84	0.05	0.07	0.06	13.5	2.54
Su29	0.06	0.83	0.05	0.26	0.06	11.5	3.05
Su30	2.48	0.82	0.05	0.07	0.05	19.7	2.30
Su31	0.31	0.71	0.19	0.23	0.23	16.8	2.08
Su32	0.53	0.43	0.30	0.11	0.43	10.2	1.53
Su33	0.19	0.80	0.15	0.13	0.17	19.9	4.52
Su34	0.31	0.83	0.16	0.02	0.19	25.7	1.40
Su35	0.30	0.90	0.22	0.08	0.28	9.39	0.88
Su36	0.38	0.64	0.39	0.18	0.65	11.8	0.56
Su37	0.25	0.69	0.23	0.21	0.30	16.5	2.17
Konya Kapalı Havzası	0.74	0.77	0.13	0.54	0.15	21.35	1.64

B[a]A/(B[a]A+Chr) oranından numunelerin çoğunda (%70) kirlenme sebebinin trafik kaynaklı dizel motorlardan meydana geldiği, Su2, Su3, Su5, Su16, Su32 nolu numunelerde ise fabrika emisyonlarından (%13.5) meydana geldiği belirlenmiştir.

Fluor/(Fluor+Pyr) oranından Su3 nolu numune hariç diğer numunelerde oran 0.5'den küçük hesaplanmıştır ve kirletici kaynağı petrol kirliliği (%97.3) olarak belirlenmiştir. Su10, Su13, Su16, Su32, Su35, Su36, Su37 nolu numunelerde ise fabrika emisyonlarından (%18.9) kaynaklı kirlilik belirlenmiştir.

$I[cd]P/(I[cd]P+B[ghi]P)$ oranlarından Su2, Su11, Su21, Su23 nolu numunelerde fabrika emisyonlarından (%10.8) kaynaklı kirlilik olduğu tespit edilmiştir.

Yüzeysel suların %10.8'inin evsel yakıt kullanımından, %5.4'ünün egzoz gazlarından, %70'inin trafik kaynaklı dizel motorlardan, %18.9'unun fabrika emisyonlarından, % 97.3' petrol kirliliğinden kaynaklı PAH'lar ile kirlenmiş olduğu tespit edilmiştir.

Fluor/Pyr, Phe/Ant ve $\Sigma DMA/\Sigma YMA$ oranlarından numunelerdeki kirlenme kaynağının pirojenik mi, petrojenik mi olduğu belirlenmektedir. Bu oranlar incelendiğinde Fluor/Pyr oranına göre kirlenme kaynakları Su3 nolu numunede pirojenik, Phe/Ant oranına göre Su3, Su12, Su16, Su23, Su26, Su35 nolu numunelerde pirojenik, diğer numunelerde petrojenik, $\Sigma DMA/\Sigma YMA$ oranına göre Su3, Su11, Su12, Su13, Su16, Su21, Su23, Su35, Su36 nolu numunelerde pirojenik, diğer numunelerde petrojenik olarak belirlenmiştir. Numunelerin %24.3'ü petrojenik kaynaklı, %75.7 petrojenik kaynaklı kirliliğe maruz kalmaktadır.

Konya Kapalı Havzasında yüzeysel sulara mikroplastikler ile ilintili tespit edilen PAH bileşiklerin toplam konsantrasyonları için kirlenme kaynakları değerlendirildiğinde havzada PAH kirliliğine sebep olan kaynaklar evsel yakıt kullanımı, trafik kaynaklı dizel motorlar, petrol kirliliği, fabrika emisyonları olarak tespit edilmiştir. Phe/Ant ve $\Sigma DMA/\Sigma YMA$ oranlarından ise havzadaki kirliliğin petrojenik kaynaklı olduğu görülmektedir.

Çizelge 4.13'de sediment numuneleri için PAH kirlenme kaynağı tahmininde hesaplanan oranlar verilmiştir. Çizelge 4.13 incelendiğinde $B[a]P/B[ghi]P$ oranına göre Sed5, Sed7, Sed8, Sed10, Sed14, Sed15, Sed21, Sed22, Sed23 nolu numuneler hariç diğer numunelerde evsel yakıt kaynaklı PAH kirliliğinin olduğu görülmektedir. $B[a]A/(B[a]A+Chr)$ oranına göre 16 adet numunede kirlenmenin trafik kaynaklı dizel motorlardan meydana geldiği görülmektedir.

Fluor/(Fluor+Pyr) oranı bütün numunelerde 0.5'den küçüktür ve kirlenme kaynağı petrol kirliliği olarak belirlenmiştir.

$I[cd]P/(I[cd]P+B[ghi]P)$ oranına göre Sed5, Sed6, Sed10, Sed11, Sed13 nolu numunelerde trafikten kaynaklı benzinli motorlardan, Sed1, Sed7, Sed8, Sed9, Sed12, Sed16, Sed23, Sed24 nolu numunelerde fabrika emisyonlarından kaynaklanan kirlilik görülmektedir.

Sedimentlerin %62.5'inin evsel yakıt kullanımından, %66.7'sinin trafik kaynaklı dizel motorlardan, %100'ünün petrol kirliliğinden, %20.8'inin trafikten kaynaklı benzinli

motorlardan, %33.3'ünün fabrika emisyonlarından kaynaklı PAH'lar ile kirlenmiş olduğu tespit edilmiştir.

Çizelge 4.13. Sedimentler için PAH kirletici kaynağı tahmininde hesaplanan oranlar

Numune	B[a]P/ B[ghi]P	B[a]A/ (B[a]A+Chr)	Fluor/ (Fluor+pyr)	I[cd]P/ (I[cd]P+B[ghi]P)	Fluor/ Pyr	Phe/ Ant	Σ DMA/ Σ YMA
Sed1	8.70	0.83	0.33	0.80	0.50	49.1	13.2
Sed2	21.5	0.91	0.07	0.08	0.08	31.3	2.51
Sed3	3.86	0.96	0.07	1.00	0.07	149	8.82
Sed4	3.84	0.62	0.11	0.99	0.13	45.6	1.73
Sed5	0.68	0.78	0.06	0.22	0.07	1.33	3.43
Sed6	1.09	0.81	0.24	0.24	0.32	78.1	6.08
Sed7	0.49	0.87	0.21	0.43	0.27	29.9	8.93
Sed8	0.74	0.87	0.15	0.49	0.18	109	10.2
Sed9	2.12	0.96	0.19	0.59	0.24	143	12.2
Sed10	0.71	0.97	0.18	0.21	0.22	1.22	18.4
Sed11	1.16	0.77	0.17	0.23	0.20	1.26	17.7
Sed12	1.93	0.98	0.13	0.81	0.15	59.3	8.58
Sed13	1.55	0.97	0.18	0.23	0.21	1.37	17.7
Sed14	0.03	0.98	0.11	0.04	0.13	1.19	24.6
Sed15	0.11	0.81	0.15	0.09	0.17	81.8	6.16
Sed16	13.2	0.90	0.26	0.48	0.36	53.8	4.04
Sed17	2.17	0.75	0.08	0.13	0.09	77.6	6.86
Sed18	3.74	0.98	0.29	0.15	0.40	54.2	7.78
Sed19	1128	0.75	0.07	1.00	0.07	42.6	0.75
Sed20	1.26	0.87	0.14	0.18	0.16	27.3	4.88
Sed21	0.52	0.85	0.16	0.19	0.19	1.47	4.08
Sed22	0.18	0.67	0.04	0.16	0.04	22.7	0.97
Sed23	0.73	0.82	0.05	0.73	0.05	94.5	3.75
Sed24	3.05	0.81	0.08	0.59	0.08	1.44	2.30
Konya Kapalı Havzası	5.97	0.73	0.10	0.94	0.11	2.39	3.49

Fluor/Pyr ve Σ DMA/ Σ YMA oranlarına göre pirojenik kirlilik kaynağı tespit edilmezken, Phe/Ant oranına göre Sed5, Sed10, Sed11, Sed13, Sed14, Sed21, Sed24 nolu numunelerde kirletici kaynaklar pirojenik olarak tespit edilmiştir. Sediment numunelerinde de su numunelerinde olduğu gibi petrojenik kirlilik baskın olarak gözlenmiştir.

Konya Kapalı Havzasında sedimentlerde tespit edilen mikroplastikler ile ilintili PAH bileşiklerin toplam konsantrasyonları için kirletici kaynakları değerlendirildiğinde havzada PAH kirliliğine sebep olan kaynaklar evsel yakıt kullanımı, trafik kaynaklı dizel motorlar olarak tespit edilmiştir. Havzadaki kirliliğin Phe/Ant oranında pirojenik kaynaklı olduğu ve Σ DMA/ Σ YMA oranlarının ise petrojenik kaynaklı olduğu görülmektedir.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1. Sonuçlar

Tez çalışmasında Konya Kapalı Havzasında bulunan DSİ tarafından yüzeysel suların kalitesini belirlemek amacıyla izlenen su kaynaklarından 37 yüzeysel su ve 24 sediment numunesi alınmıştır. Yüzeysel su ve sedimentlerde mikroplastikler ve mikroplastikler ile ilintili Çevre Koruma Ajansı tarafından öncelikli kirleticiler olarak belirlenen 16 PAH bileşiği araştırılmıştır. Yüzeysel su ve sediment numunelerinde tespit edilen mikroplastikler morfoloji, renk ve polimer türü açısından değerlendirilmiştir. Mikroplastiklerin kaynakları tahmin edilmeye çalışılmıştır. Numune noktaları, numune alma bölgeleri ve Konya Kapalı Havzası için mikroplastik risk değerlendirmesi gerçekleştirilmiştir. Tespit edilen PAH konsantrasyonlarından PAH kirletici kaynakları belirlenmiştir.

Yüzeysel su numunelerinin fiziko-kimyasal özellikleri Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği “Kıtaçi Yerüstü Su Kaynaklarının Genel Kimyasal ve Fizikokimyasal Parametreler Açısından Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri” açısından değerlendirildiğinde iyi (sınıf II) ve orta (sınıf III) kalitede olduğu tespit edilmiştir.

Yüzeysel sulara mikroplastik sayısı 1138-23444 MP/m³ aralığında tespit edilmiştir. Yüzeysel sulara mikroplastikler morfolojik olarak incelendiğinde fiber %0.68-88.0, foam %0-29.4, film %0.25-37.2, fragment %0-97.2 ve pellet %0-19.0 oranlarında tespit edilmiştir. Yüzeysel sulara fiber ve fragment şekli baskın morfolojik yapıyı oluşturmaktadır. Yüzeysel sulara mikroplastikler renk açısından incelendiğinde şeffaf %28.0-94.8, beyaz %0-32.1, mavi %0.23-36.6, siyah %0.30-34.0, yeşil %0-25.5, sarı %0-11.7, kahverengi %0-6.0, pembe pembe %0-8.3, gri %0-58.3, mor %0-2.1, turuncu %0-1.8 ve kırmızı renkte mikroplastikler %0-0.85 aralığında yüzde dağılımlarında tespit edilmiştir. Şeffaf, beyaz, mavi genelde bütün numunelerde yüksek konsantrasyonlarda, gri ise bazı numunelerde yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Yüzeysel sulara tespit edilen mikroplastikler içerisinde PE (%33.8) baskın polimer olarak tespiti edilmiş ve onu surasıyla PP (%24.8), CP (%23.3), PD (%12.0) ve PC (%5.3) takip etmiştir.

Yüzeysel sedimentlerde mikroplastik sayısı 150-3510 MP/kg aralığında tespit edilmiştir. Yüzeysel sedimentlerde mikroplastikler morfolojik olarak incelendiğinde dağılımları fiber %13.1-74.1, foam %0-16.7, film %2.5-35.6, fragment %0-58.3 ve pellet %0-62.7 aralığında tespit edilmiştir. Sedimentlerde fiber ve fragment mikroplastikler

baskın morfolojik yapıyı oluşturmaktadır. Yüzeysel sedimentlerde mikroplastikler renk açısından incelendiğinde şeffaf %5.6-91.7, beyaz %0-37.1, mavi %0-40.0, siyah %1.9-50.0, yeşil %0-11.4, sarı %0-10.0, kahverengi %0-61.3, pembe %0-15.9, mor %0-3.7, turuncu %0-15.6 ve kırmızı renkte mikroplastikler %0-8.1 aralığında yüzde dağılım oranlarında tespit edilmiştir. Şeffaf, beyaz, mavi genel olarak bütün numunelerde yüksek konsantrasyonlarda, kahverengi ise bazı numunelerde yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastiklerin baskın polimer türü PE (%35.8) olup onu sırasıyla CP (%29.8), PP (16.4), PD (%8.9) ve PC (%4.5), polyester (%1.5) takip etmiştir.

Literatür çalışmalarında mikroplastik araştırması yapılan numune bölgelerinin nüfusunun yoğun olmasının, bölgede insan faaliyetlerinin çok olmasının ve bölgenin kanalizasyon çıkışlarına yakın olmasının, su ortamlarındaki mikroplastik konsantrasyonları ile pozitif korelasyon gösterdiği, sedimentlerde bu durumun gözlenmediği bildirilmiştir. Sedimentlerdeki mikroplastik birikimi mikroplastiklerin yoğunlukları dışında yüzeysel su kaynağındaki su hacminden ve akış hızından etkilenebilmektedir. Kaldırma kuvvetinin yeterli olmadığı durumlarda daha çok mikroplastik çökebileceği gibi, su akış hızının çok yüksek olduğu durumlarda çöken mikroplastikler yeniden hareketlenebilmektedir. Tez çalışmasında yüzeysel sularda yüksek mikroplastik konsantrasyonlarının tespit edildiği Seydişehir ve Niğde bölgesinde bulunan numune noktaları da yerleşim bölgesine yakın olup trafik ve tarım kaynaklı kirliliğe maruz kalmaktadır.

Yüzeysel su ve sedimentlerde farklı morfolojik yapılarda mikroplastikler tespit edilmiş ve fiber, fragment baskın şekil olmuştur. Fiberler çamaşırların yıkanmasından kaynaklı olarak atıksularda yüksek konsantrasyonlarda bulunabilirler. Fragmentlerin en önemli kaynağı ise büyük plastik atıkların zamanla parçalanmasıdır. Kentsel yüzey akışları da atmosferik çökmeden kaynaklı fiberleri ve fragmentleri içerebilmektedir. Konya Kapalı Havzasında tespit edilen fiber ve fragment mikroplastiklerin atıksu deşarjlarından, yüzeysel akışlardan, tarım ve trafikten kaynaklandığı düşünülmektedir.

Yüzeysel su ve sedimentlerde farklı renklerde mikroplastikler gözlenmiştir. Ancak şeffaf, mavi yüzeysel sularda, şeffaf, mavi, beyaz sedimentlerde baskın renk olarak tespit edilmiştir. Şeffaf ve beyaz renklerin tek kullanımlık plastik ürünlerden ve tarımsal amaçlı kullanılan sera ve malçlama örtülerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Mavi rengin dünya çapında sentetik giysilerde yaygın olarak kullanılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Yüzeysel su ve sedimentlerde baskın olarak tespit edilen polimer türü PE, PP ve CP olarak tespit edilmiştir. Sedimentlerde yüzeysel sulara gözlenmeyen polyester polimeri tespit edilmiştir. PP, PE polimerleri yiyecek ve içecek tüketiminde kullanılan tek kullanımlık ürünlerin, tek kullanımlık plastik poşetlerin ana bileşenleridir. PE ve PC polimeri tarımsal faaliyetlerde kullanılan sera örtülerinde de bulunmaktadır. Organik selüloz bazlı bir polimer olan CP ise gıda ambalajlarında, bant, etiket, fotoğraf filmlerinde ve kağıt, cam, plastik ürünlerin kaplamalarında bulunmaktadır.

Yüzeysel sulara ve sedimentlerde tespit edilen mikroplastik miktarları ve polimer türleri için risk değerlendirilmesi yapılmıştır. Hesaplanan kirlenme faktörü (CF) açısından Konya Kapalı Havzasından alınan yüzeysel suların %35'i orta, %27'si önemli derecede ve %38'i ise çok yüksek mikroplastik kirlenmesine maruz kalmaktadır. Sedimentlerin %25'i orta, %21'i önemli derecede ve %54'ü ise çok yüksek mikroplastik kirlenmesine maruz kalmaktadır. Kirlilik Yük Endeksi (PLI) açısından hem yüzeysel sular için hemde sedimentler için bütün numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının mikroplastikler ile kirlenmiş (PLI > 1) olduğu tespit edilmiştir. Polimerik Risk Değerlendirmesi (H) açısından yüzeysel su numunelerinden 4 tanesi düşük riskli, 2 tanesi orta riskli, 5 tanesi önemli derecede riskli, sediment numunelerinden 1 tanesi düşük riskli, 3 tanesi orta riskli, 3 tanesi önemli derecede riskli olarak tespit edilmiştir. Konya Kapalı Havzası yüzeysel su ve sedimentler için polimerik risk değerlendirmesinde orta riskli ($10 < H < 100$) olarak değerlendirilmiştir. Kirlilik Risk Endeksi (PRI) açısından yüzeysel su numunelerinden 6 tanesi düşük riskli, 1 tanesi orta riskli, 3 tanesi önemli derecede riskli, 1 tanesi çok yüksek derecede riskli, sediment numunelerinde 3 tanesi düşük riskli, 2 tanesi yüksek derecede riskli, 2 tanesi çok yüksek derecede riskli olarak tespit edilmiştir. Konya Kapalı Havzası kirlilik risk endeksi değerlendirilmesinde yüzeysel sular açısından düşük riskli ($PRI < 150$), sedimentler açısından önemli derecede riskli ($300 < PRI < 600$) tespit edilmiştir.

Risk değerlendirmesi sonucunda bütün numune bölgelerinin ve Konya Kapalı Havzasının mikroplastikler ile kirlenmiş durumda olduğu tespit edilmiştir. Yüzeysel sulara özellikle Niğde ve Ereğli bölgesinde kirlilik yük endeksi diğer bölgelere göre daha yüksek tespit edilmiştir. Sedimentlerde ise Hadim-Taşkent bölgesinin kirlilik yük endeksi diğer bölgelere göre daha yüksek tespit edilmiştir. Mikroplastik kirliliğinin önlenmesi için alınması gereken önlemler öncelikle bu bölgelere uygulanmalıdır.

Yüzeysel sulara tespit edilen mikroplastiklere ilintili toplam 16-PAH konsantrasyonu 393-24755 ng/g aralığında tespit edilmiştir. Yüzeysel sulara

mikroplastikler ile ilintili PAH bileşiklerinden phenanthrene (%3.07-65.1) genelde bütün numunelerde baskın olarak tespit edilmiştir. Sedimentlerde tespit edilen mikroplastikler ile ilintili toplam PAH konsantrasyonu 37.3-18323 ng/g aralığında tespit edilmiştir. Sedimentlerde mikroplastikler ile ilintili PAH bileşiklerinden phenanthrene (%32.8-66.2), anthracene (%0.44-34.8) ve fluorene (%7.57-39.9) genelde bütün numunelerde baskın olarak tespit edilmiştir. Konya Kapalı Havzasında yüzeysel sularda mikroplastikler ile ilintili tespit edilen PAH bileşiklerin kaynakları evsel yakıt kullanımı, trafik kaynaklı dizel motorlar, petrol kirliliği, fabrika emisyonları olarak tespit edilmiştir. Konya Kapalı Havzasındaki kirliliğin petrojenik kaynaklı olduğu belirlenmiştir. Numune alma çalışmalarında numunelerin alındığı dönemde Konya'da ısınma amaçlı evsel yakıt kullanımının devam ettiği görülmüştür.

5.2. Öneriler

Plastikler elverişli fiziko-kimyasal özellikleri ve uygun maliyetleri nedeni ile birçok alanda yaygın olarak kullanılmaktadır. Hammaddenin ucuz olması ve geri dönüşüm maliyetleri nedeniyle başarılı bir atık yönetimi uygulanamayan plastik atıklar çevresel ortamlardaki mikroplastik kirliliğinin en önemli kaynaklarından bir tanesidir. Mikroplastik kirliliğinin önlenmesi için özellikle tek kullanımlık olanlar olmak üzere plastik ürünlerin kullanımının azaltılması gerekmektedir. Plastik ürünlerin kullanım ömürlerinin sonuna kadar akıbet ve bertarafı izlenmeli ve etkili atık yönetim stratejileri ile çevreye ulaşmaları engellenmelidir.

Çevresel ortamlardaki mikroplastiklerin önemli kaynaklarından birisi de atıksu deşarjlarıdır. Evlerde yıkanan çamaşırlardan ve kişisel bakım ürünlerinden, çamaşırhanelerden, plastik endüstrilerinden kaynaklı atıksular mikroplastikleri içerebilmektedirler. Atıksu arıtma tesisleri mikrokirleticilerin giderimi için modifiye edilmelidir. Ayrıca alıcı ortamlara deşarj edilecek çıkış atıksularında ve arıtma çamurlarında mikroplastikler için de sınır değerler belirlenerek yönetmeliklere eklenmelidir.

Tez çalışmasından tarımsal faaliyetlerin ve trafik yoğunluğunun da mikroplastik kirliliğine sebep olduğu belirlenmiştir. Tarımsal üretimde maliyeti azalttığı, ürün miktarını arttırdığı ve erken hasat sağladığı için son yıllarda örtü altı tarım uygulamaları artmıştır. Bu yöntemde ekilen tarım alanları üç kata varan tek kullanımlık plastikler ile örtülmektedir. Uzun vadede tarım topraklarında olumsuz etkileri beklenen örtü altı tarım konusunda çiftçi bilgilendirilmeli, bu yöntemin uygulanması kısıtlanmalı ve ürün

hasatından sonra mümkün olduğunca uygulanan plastik örtü toplanmalıdır. Trafik kaynaklı mikroplastik kirliliği yıpranan araç lastiklerinden çevreye salınan plastik parçaların yüzey akışları ile yüzeysel su kaynaklarına ulaşması ile gerçekleşmektedir. İnsanların bireysel araç kullanımından önce toplu taşımayı kullanmaları sağlanmalı, araçların periyodik bakımının düzenli yapıldığı takip edilmeli, trafiğin yoğun olduğu bölgelerde yollar araç lastiklerini yıpratmayacak şekilde yenilenmelidir.

Plastikler dünyanın her yerinde ciddi çevresel problemlerden biri haline gelmiştir. Plastik kullanımının bu şekilde devam etmesi çevresel açıdan geri döndürülemez sonuçlara sebep olacaktır. Tüketicilerden ziyade kanun koyucular ve üreticiler sorumluluk üstlenmeli ve plastik kullanımı sınırlandırılmalı mümkünse yasaklanmalıdır. Plastik materyallerin yerine cam, kağıt gibi zararsız ve uzun ömürlü materyaller tercih edilmelidir. Ancak günümüz şartlarında plastik malzemelerin tamamen kullanımının durdurulmasının imkansız olduğu bilinmektedir. Bu sebeple plastiklerin atık formuna geçerek hava, su ve toprağa geçmesi engellenmelidir. Tek kullanımlık plastik ürünler ve kişisel bakım ürünlerindeki mikroplastikler yasaklanmalıdır.

Kamuoyu mikroplastikler ile ilgili bilgilendirilmeli, plastik atıklar için depozito ödemeleri uygulanarak insanlar plastiklerin geri dönüşümüne teşvik edilmelidir. Eğitim programlarına plastik ve mikroplastik kirliliği ile ilgili dersler eklenerek ulusal düzeyde bu konu hakkında bilgi sahibi olunması sağlanmalıdır.

Konya Kapalı Havzasında PAH kirliliğinin önlenmesi için ise petrol ve kömür kullanımının yerine yeşil enerjiye geçilmesi, benzin ve dizel yakıtlı araçların bakımlarının düzenli yapılması, toplu taşıma kullanımının yaygınlaştırılması, elektrikli araç kullanımının teşvik edilmesi gerekmektedir.

Bu tez çalışması Konya Kapalı Havzasında mikroplastiklerin araştırıldığı ilk çalışmadır. Literatürdeki önemli bir eksiği giderdiği ve daha sonraki çalışmalara zemin hazırladığı düşünülmektedir. Bu çalışma kapsamında Havza genelinde bulunan yüzeysel su ve sedimentlerin mikroplastikler açısından kirlenmiş olduğu tespit edilmiştir. Mikroplastik kaynaklarının atıksular ve karasal ekosistemlerde bulunan kaynaklar olduğu düşünüldüğünde havza genelinde bulunan tarımsal toprakların ve yetiştirilen ürünlerinde mikroplastikler açısından incelenmesi mikroplastiklerin akıbeti ve kirlenme döngüsünü daha net ortaya koyacaktır.

6. KAYNAKLAR

- Abidin, A. S., Ilhami, B. T. K., Martyasari, N. W. R., Kirana, I. A. P., Widyastuti, S., Candri, D. A., Jupri, A., Hernawan, A., Sunarpi, H., Prasedya, E. S. 2021. Microplastics evaluation in edible tissues of flying fish (*Parexocoetus mento*) from the Bintaro fish market, Lombok, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 913(1), 012078.
- Abidli, S., Antunes, J. C., Ferreira, J. L., Lahbib, Y., Sobral, P., Trigui El Menif, N. 2018. Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 205, 1–9.
- Acarer, S., 2023, Abundance and characteristics of microplastics in drinking water treatment plants, distribution systems, water from refill kiosks, tap waters and bottled waters, *Science of The Total Environment*, 884, 163866.
- Akdogan, Z., Guven, B., Kideys, A. E. 2023. Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research*, 116500.
- Al Mamun, A., Prasetya, T. A. E., Dewi, I. R., Ahmad, M. 2022. Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *Science of The Total Environment*, 159834.
- Al Nahian, S., Rakib, M. R. J., Haider, S. M. B., Kumar, R., Mohsen, M., Sharma, P., Khandaker, M. U., 2022. Occurrence, spatial distribution, and risk assessment of microplastics in surface water and sediments of Saint Martin Island in the Bay of Bengal. *Marine Pollution Bulletin*, 179, 113720.
- Al Nahian, S., Rakib, M. R. J., Kumar, R., Haider, S. M. B., Sharma, P., Idris, A. M. 2022. Distribution, characteristics, and risk assessments analysis of microplastics in shore sediments and surface water of Moheshkhali channel of Bay of Bengal, Bangladesh. *Science of The Total Environment*, 158892.
- Alam, F. C., Sembiring, E., Muntalif, B. S., Suendo, V. 2019. Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). *Chemosphere*, 224, 637–645.
- Aliabad M. K., Nassiri M., Korb K., 2019, Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran Coasts), *Marine Pollution Bulletin* 143,125-133.
- Allami, H., Afzali, A., Mirzaei, R. 2023. Identification of microplastics in coastal sediments of three ports of Dayer, Kangan, and Siraf in Bushehr province, Iran. *Regional Studies in Marine Science*, 103007.
- Altunışık, A. 2023. Microplastic pollution and human risk assessment in Turkish bottled natural and mineral waters. *Environmental Science and Pollution Research*. 30(14), 39815–39825.
- Amelinda, C., Werorilangi, S., Burhanuddin, A. I., Tahir, A. 2021. Occurrence of microplastic particles in Milkfish (*Chanos chanos*) from brackishwater ponds in

- Bonto Manai Village, Pangkep Regency, South Sulawesi, Indonesia. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 763(1), 012058.
- Amin, B., Febriani, I. S., Nurrachmi, I., Fauzi, M. 2020. Microplastics in Gastrointestinal Track of Some Commercial Fishes from Bengkalis Waters, Riau Province Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*, 1655, 012122.
- Amrutha, K., Warriar, A. K. 2020. The first report on the source-to-sink characterization of microplastic pollution from a riverine environment in tropical India. *Science of The Total Environment*, 739, 140377.
- Andrady A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605.
- Andrady A.L., Neal M.A., 2009. Applications and Societal Benefits of Plastics, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 364, 1977-1984.
- Andreas, Hadibarata, T., Sathishkumar, P., Prasetya, H., Hikmat, Pusfitasari, E. D., Tasfiyati, A. N., Muzdalifah, D., Waluyo, J., Randy, A., Ramadhaningtyas, D. P., Zuas, O., Sari, A. A. 2021. Microplastic contamination in the Skipjack Tuna (*Euthynnus affinis*) collected from Southern Coast of Java, Indonesia. *Chemosphere*, 276, 130185.
- Antunes, J. C., Frias, J. G. L., Micaelo, A. C., Sobral, P. 2013. Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 62–69.
- Arias, A. H., Alvarez, G., Pozo, K., Pribylova, P., Klanova, J., Rodríguez Pirani, L. S., Picone, A. L., Alvarez, M., Tombesi, N. 2023. Beached microplastics at the Bahia Blanca Estuary (Argentina): Plastic pellets as potential vectors of environmental pollution by POPs. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114520.
- Artüz, M. L., Artüz, O. B., Artüz, S. D., 2021. First report of quantification and classification of buried litter on the public beaches around the Sea of Marmara, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112117.
- Asadi, M.A., Hertika, A.M.S., Iranawati, F., Yuwandita, A.Y., 2019. Microplastics in the sediment of intertidal areas of Lamongan, Indonesia. *AAFL Bioflux* 12, 1065–1073.
- Ashton, K., Holmes, L., Turner, A. 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2050–2055.
- Atici, A. A. 2021. The first evidence of microplastic uptake in natural freshwater mussel, *Unio stevenianus* from Karasu River, Turkey. *Biomarkers*, 27(2), 118–126.
- Atugoda, T., Vithanage, M., Wijesekara, H., Bolan, N., Sarmah, A. K., Bank, M. S., You, S., Ok, Y. S., 2021. Interactions between microplastics, pharmaceuticals and personal care products: Implications for vector transport. *Environment International*, 149, 106367.

- Au, S., 2017. Toxicity of microplastics to aquatic organisms, Doctoral Dissertation, Clemson University, 127-132.
- 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.
- Aydın, R. B., Yozukmaz, A., Şener, İ., Temiz, F., Giannetto, D. 2023. Occurrence of Microplastics in Most Consumed Fruits and Vegetables from Turkey and Public Risk Assessment for Consumers. *Life*, 13(8), 1686.
- Aytan, Ü., Şenturk, Y., Esensoy, F. B., Öztekin, A., Ağırbaş, E. Valente, A. 2020. Microplastic pollution along the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea*, 56: 192-207.
- Azizi, A., Maulida, N., Setyowati, W. N., Fairus, S., Puspito, D. A. 2022. Microplastic pollution in the water and sediment of Krukut River, Jakarta, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 986(1), 012084.
- Azizi, A., Setyowati, W. N., Fairus, S., Puspito, D. A., Irawan, D. S. 2021. Microplastic pollution in the sediment of Jakarta Bay, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 930(1), 012010.
- Bakır, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C. 2012. Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), 2782–2789.
- Bakır, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C. 2014. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 14–21.
- Balcı, S.Z., 2020. Bazı Gıdalardaki Mikroplastik Kirliliğinin tespiti, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya,1-97.
- Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., Longstaffe, F. J., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 383–395.
- Barboza, L. G. A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B. R. B. O., Lundebye, A.-K., Guilhermino, L. 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 336–348.
- Barrows A. P.W., Christiansen K.S., Bode E. T., Hoellein T. J., 2018, A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river, *Water Research*, 147, 382-392.
- Başaran, B., Özçifçi, Z., Akcay, H. T., Aytan, Ü. 2023. Microplastics in branded milk: Dietary exposure and risk assessment. *Journal of Food Composition and Analysis*, 105611.

- Baysal, A., Saygin, H., Ustabasi, G. S. 2020. Microplastic Occurrences in Sediments Collected from Marmara Sea-Istanbul, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105(4), 522–529.
- Bergami, E., Pugnali S., Vannuccini, M. L., Manfra, L., Faleri C., Savorelli F., Dawson, K. A., Corsi, I., 2017. Long-term toxicity of surface-charged polystyrene nanoplastics to marine planktonic species *Dunaliella tertiolecta* and *Artemia franciscana*. *Aquatic Toxicology*, 189, 159–169.
- Bingel F, Avsar D, Unsal M. 1987, A note on plastic materials in trawl catches in the north-eastern Mediterranean. *Meeresforschung* 31:227–233
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, 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 (New York, N.Y.)*, 369(6510), 1515–1518.
- Bostanoğlu, N.M., 2021. Economic Development Foundation. The future of single-use plastics in Turkey and the EU. 22.
- Bouhroum, R., Boulkamh, A., Asia, L., Lebarillier, S., Halle, A. T., Syakti, A. D., Doumenq, P., Malleret, L., Wong-Wah-chung, P. 2019. Concentrations and fingerprints of PAHs and PCBs adsorbed onto marine plastic debris from the Indonesian Cilacap coast and the North Atlantic gyre. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 100611.
- Brander, S. M., Renick, V. C., Foley, M. M., Steele, C., Woo, M., Lusher, A., Carr, S., Helm, P., Box, C., Cherniak, S., Andrews, R. C., Rochman, C. M. 2020. Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1099–1125.
- Brillant, M., MacDonald B., 2002, M., B., B., M. 2002. Postingestive selection in the sea scallop (*Placopecten magellanicus*) on the basis of chemical properties of particles. *Marine Biology*, 141(3), 457–465.
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C. 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis*(L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026–5031.
- 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.
- Bujaczek, T., Kolter, S., Locky, D., Ross, M. S. 2021. Characterization of microplastics and anthropogenic fibers in surface waters of the North Saskatchewan River, Alberta, Canada. *FACETS*, 6(1), 26–43.

- Buwono, N. R., Risjani, Y., Soegianto, A. 2021. Contamination of microplastics in Brantas River, East Java, Indonesia and its distribution in gills and digestive tracts of fish *Gambusia affinis*. *Emerging Contaminants*, 7, 172–178.
- Büyükünal, S., Rbaibi Zipak, S., Muratoglu, K. 2023. Microplastics in a Traditional Turkish Dairy Product: Ayran. *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, 139–150.
- Cai, H., Du, F., Li, L., Li, B., Li, J., Shi, H. 2019. A practical approach based on FT-IR spectroscopy for identification of semi-synthetic and natural celluloses in microplastic investigation. *Science of The Total Environment*, 669, 692–701.
- Camacho, M., Herrera, A., Gómez, M., Acosta-Dacal, A., Martínez, I., Henríquez-Hernández, L. A., Luzardo, O. P. 2019. Organic pollutants in marine plastic debris from Canary Islands beaches. *Science of The Total Environment*, 662, 22–31.
- Campanale, C., Stock, F., Massarelli, C., Kochleus, C., Bagnuolo, G., Reifferscheid, G., Uricchio, V. F. 2020. Microplastics and their possible sources: The example of Ofanto river in southeast Italy. *Environmental Pollution*, 258, 113284.
- Campos da Rocha, F. O., Martinez, S. T., Campos, V. P., da Rocha, G. O., de Andrade, J. B. 2021. Microplastic pollution in Southern Atlantic marine waters: Review of current trends, sources, and perspectives. *Science of The Total Environment*, 782, 146541.
- Casado, M. P., Macken A., Byrne, H. J., 2013. Ecotoxicological assessment of silica and polystyrene nanoparticles assessed by a multitrophic test battery. *Environment International*, 51, 97–105.
- Castillo, C., Fernández, C., Gutiérrez, M. H., Aranda, M., Urbina, M. A., Yáñez, J., Álvarez, Á., Pantoja-Gutiérrez, S. 2020. Water column circulation drives microplastic distribution in the Martínez-Baker channels; A large fjord ecosystem in Chilean Patagonia. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111591
- Chae, Y., Kim, D., Kim, S. W., An, Y.-J., 2018. Trophic transfer and individual impact of nano-sized polystyrene in a four-species freshwater food chain. *Scientific Reports*, 8(1), 284.
- Chan, H. S. H., Dingle, C., Not, C. 2019. Evidence for non-selective ingestion of microplastic in demersal fish. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110523.
- Cheang, C., Ma, Y., Fok, L. 2018. Occurrence and Composition of Microplastics in the Seabed Sediments of the Coral Communities in Proximity of a Metropolitan Area. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2270.
- Chen, C.-F., Ju, Y.-R., Lim, Y. C., Hsu, N.-H., Lu, K.-T., Hsieh, S.-L., Dong, C.-D., Chen, C.-W. 2020b. Microplastics and their affiliated PAHs in the sea surface connected to the southwest coast of Taiwan. *Chemosphere*, 254, 126818.
- Chen, G., Feng, Q., Wang, J. 2020a. Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of The Total Environment*, 703, 135504.

- Chen, H. L., Selvam, S. B., Ting, K. N., Gibbins, C. N. 2021. Microplastic pollution in freshwater systems in Southeast Asia: contamination levels, sources, and ecological impacts. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 54222–54237.
- Chen, Q., Reisser, J., Cunsolo, S., Kwadijk, C., Kotterman, M., Proietti, M., Slat, B., Ferrari, F. F., Schwarz, A., Levivier, A., Yin, D., Hollert, H., Koelmans, A. A. 2018. Pollutants in Plastics within the North Pacific Subtropical Gyre. *Environmental Science & Technology*, 52(2), 446–456.
- Chen, Q., Zhang, H., Allgeier, A., Zhou, Q., Ouellet, J.D. Crawford, S. E., Luo, Y., Yang, Y., Shi, H., Hollert, H., 2019, Marine microplastics bound dioxin-like chemicals: Model explanation and risk assessment, *Journal of Hazardous Materials*, 364, 82-90.
- Chinfak, N., Sompongchaiyakul, P., Charoenpong, C., Shi, H., Yeemin, T., Zhang, J. 2021. Abundance, composition, and fate of microplastics in water, sediment, and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. *Science of The Total Environment*, 781, 146700.
- Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., Hamilton, J. A., Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C., S. Van Houtan, K. 2019. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, 9(1).
- Claessens, M., Meester, S. D., Landuyt, L. V., Clerck, K. D., Janssen, C. R. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), 2199–2204.
- 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.
- Constant, M., Ludwig, W., Kerhervé, P., Sola, J., Charrière, B., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Heussner, S. 2020. Microplastic fluxes in a large and a small Mediterranean river catchments: The Têt and the Rhône, Northwestern Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, 716, 136984.
- Coppock, R. L., Cole, M., Lindeque, P. K., Queirós, A. M., Galloway, T. S. 2017. A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. *Environmental Pollution*, 230, 829–837.
- Cordova, M. R., Hernawan, U. E. 2018. Microplastics in Sumba waters, East Nusa Tenggara. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 162, 012023.
- Cordova, M. R., Purwiyanto, A. I. S., Suteja, Y. 2019. Abundance and characteristics of microplastics in the northern coastal waters of Surabaya, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 183–188.
- Cordova, M. R., Riani, E., Shiimoto, A. 2020. Microplastics ingestion by blue panchax fish (*Aplocheilus* sp.) from Ciliwung Estuary, Jakarta, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111763.

- Cordova, M. R., Ulumuddin, Y. I., Purbonegoro, T., Shiomoto, A. 2021. Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 112012.
- Cozar, A., Echevarria, F., Gonzalez-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernandez-Leon, 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.
- Crawford, C.B., Quinn, B., 2017. Plastic production, waste and legislation. In: *Microplastic Pollutants*, 39-56.
- Crew, A., Gregory-Eaves, I., Ricciardi, A. 2020. Distribution, abundance, and diversity of microplastics in the upper St. Lawrence River. *Environmental Pollution*, 260, 113994.
- Crichton, E.M., No'el, M., Gies, E.A., Ross, P.S., 2017. A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. *Analytical Methods*, 9, 1419–1428.
- Curren, E., Leaw, C. P., Lim, P. T., Leong, S. C. Y. 2020. Evidence of Marine Microplastics in Commercially Harvested Seafood. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 8.
- Çatalbaş, F., 2017. Tuz Gölü Tuzlarında Mikroplastik Varlığının İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya, 1-83
- Çevik, C., Kıdeys, A. E., Tavşanoğlu, Ü. N., Kankılıç, G. B., Gündoğdu, S. 2021. A review of plastic pollution in aquatic ecosystems of Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(18), 26230–26249.
- Çullu, F., Sönmez, A., 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.
- da Costa Araújo, A. P., Malafaia, G. 2021. Microplastic ingestion induces behavioral disorders in mice: A preliminary study on the trophic transfer effects via tadpoles and fish. *Journal of Hazardous Materials*, 401, 123263.
- da Costa, J. P., Santos, P. S. M., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. 2016. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Science of The Total Environment*, 566-567, 15–26.
- Dalvand, M., Hamidian A. H., 2023. Occurrence and distribution of microplastics in wetlands, *Science of The Total Environment*, 862, 160740.
- Davison, P., Asch, R. 2011. Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432, 173–180.
- de Bruyn, W. J., Clark, C. D., Ottelle, K., & Aiona, P. 2012. Photochemical degradation of phenanthrene as a function of natural water variables modeling freshwater to marine environments. *Marine Pollution Bulletin*, 64(3), 532–538.

- Desforbes, 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.
- Devereux, R., Westhead, E. K., Jayaratne, R., Newport, D. 2022. Microplastic abundance in the Thames River during the New Year period. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113534.
- Di, M., Wang, J. 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment*, 616-617, 1620–1627.
- Ding, L., Mao, R.F., Guo, X., Yang, X., Zhang, Q., Yang, C. 2019. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. *Science of The Total Environment*, 667, 427–434.
- Doğruyol P., 2019. Haliç Sedimanlarında Mikroplastik Kirliliğinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İstanbul. 104.
- Dong, J., Xia, X., Wang, M., Xie, H., Wen, J., Bao, Y. 2016. Effect of recurrent sediment resuspension-deposition events on bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environments. *Journal of Hydrology*, 540, 934–946.
- Doyle, M. J., Watson, W., Bowlin, N. M., Sheavly, S. B. 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine Environmental Research*, 71(1), 41–52.
- Duis, K., Coors, A. 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(1).
- Dung, V. L., Huu Duc, T., Thi Khanh Linh, L., Thi Dieu Ly, T., Anh Duong, H., Thi My Hao, N. 2021. Depth Profiles of Microplastics in Sediment Cores from Two Mangrove Forests in Northern Vietnam. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(12), 1381.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., Aldridge, D. C. 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63–82.
- Egessa, R., Nankabirwa, A., Ocaya, H., Pabire, W. G. 2020. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. *Science of The Total Environment*, 741, 140201
- Eker, G. ve Taşdemir, Y. 2016. Alıcı su ortamlarındaki çok halkalı aromatik hidrokarbon (PAH'lar) konsantrasyonlarının bölgesel değişimi: Nilüfer Çayı örneği. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 21(1), 189-202.
- Elizalde-Velázquez, A., Subbiah, S., Anderson T. A., Green, M. J., Zhao, X., Cañas-Carrell, J. E., 2020. Sorption of three common nonsteroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) to microplastics. *Science of The Total Environment*, 715, 136974.
- Endo, S., Grathwohl, P., Schmidt, T. C. 2008. Absorption or Adsorption? Insights from Molecular Probes-Alkanes and Cycloalkanes into Modes of Sorption by

- Environmental Solid Matrices. *Environmental Science & Technology*, 42(11), 3989–3995.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., 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), Article e111913.
- Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M., Janssen, C. R. 2018. Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, 242, 1930–1938.
- Falahudin, D., Cordova, M. R., Sun, X., Yogaswara, D., Wulandari, I., Hindarti, D., Arifin, Z. 2020. The first occurrence, spatial distribution and characteristics of microplastic particles in sediments from Banten Bay, Indonesia. *Science of The Total Environment*, 705, 135304.
- Fang, S., Yu, W., Li, C., Liu, Y., Qiu, J., Kong, F., 2019. Adsorption behavior of three triazole fungicides on polystyrene microplastics. *Science of The Total Environment*, 691, 1119–1126.
- FAO (2020) *World Food and Agriculture - Statistical Yearbook 2020* (Rome)
- Feng, S., Lu, H., Yao, T., Liu, Y., Tian, P., Lu, J. 2021. Microplastic footprints in the Qinghai-Tibet Plateau and their implications to the Yangtze River Basin. *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124776.
- Fisner, M., Taniguchi, S., Moreira, F., Bicego, M. C., Turra, A. 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the concentration and composition at different sediment depths in a sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 219–226.
- Flores-Ocampo, I. Z., Armstrong-Altrin, J. S. 2023. Abundance and composition of microplastics in Tampico beach sediments, Tamaulipas State, southern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 191, 114891.
- Foo, K. Y., Hameed, B. H., 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10.
- Foshtomi, M.Y., Oryan, S., Taheri, M., Bastami, K.D., Zahed, M.A., 2019. Composition and abundance of microplastics in surface sediments and their interaction with sedimentary heavy metals, PAHs and TPH (total petroleum hydrocarbons). *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110655.
- Free C.M., Jensen O.P., Mason S.A., Eriksen M., Williamson N.J., Boldgiv B., 2014, High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake, *Marine Pollution Bulletin*, 85, 1, 156-163.
- Frei, S., Piehl, S., Gilfedder, B. S., Löder, M. G. J., Krutzke, J., Wilhelm, L., Laforsch, C. 2019. Occurrence of microplastics in the hyporheic zone of rivers. *Scientific Reports*, 9(1).

- Frias J.P.G.L., Sobral P., Ferreira A.M., 2010, Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast, *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1988-1992.
- Fu, L., Li, J., Wang, G., Luan, Y., Dai, W. 2021. Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 217, 112207.
- Gabisa, E. W., Gheewala, S. H. 2022. Microplastics in ASEAN region countries: A review on current status and perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 184, 114118.
- Gaga, E., Tuncel, G., Tuncel, S., 2004. PAH Composition of Snow Samples in Ankara City. *Fresenius Environmental Bulletin*, 23, 1295-1302.
- Gallagher, A., Rees, A., Rowe, R., Stevens, J., Wright, P. 2016. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(2), 243–249.
- Galvão, A., Aleixo, M., Pablo, H.De, Lopes, C., Raimundo, J., 2020, Microplastics in wastewater : microfiber emissions from common household laundry. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 26643–26649.
- Gan, Q., Cui, J., Jin, B. 2022. Environmental microplastics: Classification, sources, fates, and effects on plants. *Chemosphere*, 137559.
- Garcia, T. D., Cardozo, A. L. P., Quirino, B. A., Yofukuji, K. Y., Ganassin, M. J. M., dos Santos, N. C. L., Fugi, R. 2020. Ingestion of Microplastic by Fish of Different Feeding Habits in Urbanized and Non-urbanized Streams in Southern Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(8).
- Gauquie, J., Devriese, L., Robbens, J., De Witte, B. 2015. A qualitative screening and quantitative measurement of organic contaminants on different types of marine plastic debris. *Chemosphere*, 138, 348–356.
- Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., Semensatto, D. 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of The Total Environment*, 749, 141604.
- GESAMP, 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. (Kershaw, P.J. & Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/ UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 pp.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., Law, K. L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), Article e1700782.
- Gola, D., Kumar Tyagi, P., Arya, A., Chauhan, N., Agarwal, M., Singh, S. K., Gola, S. 2021. The impact of microplastics on marine environment: A review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16, 100552.
- Gökdağ, K., 2017. Kuzeydoğu Akdeniz’de denizsuyu, Sediman ve balıkların sindirim kanalında mikroplastik kirliliği, Yüksek Lisans Tezi, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Ankara, 19-97.

- Graham, E. R., Thompson, J. T. 2009. Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368(1), 22–29.
- Grbić, J., Helm, P., Athey, S., Rochman, C. M. 2020. Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. *Water Research*, 174, 115623.
- Guerranti, C., Cannas, S., Scopetani, C., Fastelli, P., Cincinelli, A., Renzi, M. 2017. Plastic litter in aquatic environments of Maremma Regional Park (Tyrrhenian Sea, Italy): Contribution by the Ombrone river and levels in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 366–370.
- Guntur, G., Asadi, M.A., Purba, K., 2021. Ingestion of microplastics by anchovies of the Madura strait, Indonesia. *AAFL Bioflux* 14, 1163–1170.
- Guo, X., Wang, J. 2019. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 1–14.
- Guo, X., Wang, X., Zhou, X., Kong, X., Tao, S., Xing, B. 2012. Sorption of Four Hydrophobic Organic Compounds by Three Chemically Distinct Polymers: Role of Chemical and Physical Composition. *Environmental Science & Technology*, 46(13), 7252–7259.
- Gül, M., Küçükuysal C., Masud A., 2023. Kumsal Sedimanlarının Mikroplastik İçeriklerinin ve Sediman Tanelerinin Karakterizasyonu: Muğla Kıyılarından (GB Türkiye) Örnek Çalışma, Dicle Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Mühendislik Dergisi, c. 14, sayı. 1, ss. 123-134.
- Gündoğdu, S. 2017. High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(4), 401–408.
- Gündoğdu, S., Çevik, C. 2017. Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2), 341–347.
- Gündoğdu, S., Çevik, C., Ayat, B., Aydoğan, B., Karaca, S. 2018. How microplastics quantities increase with flood events? An example from Mersin Bay NE Levantine coast of Turkey. *Environmental Pollution*, 239, 342–350.
- 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.
- Gündoğdu, S., Yeşilyurt, İ. N., Erbaş, C., 2019. Potential interaction between plastic litter and green turtle *Chelonia mydas* during nesting in an extremely polluted beach, *Marine Pollution Bulletin*, 140, 138-145.
- Gürbüz, Ö., 2017. Marmara Denizi mikroplastik karakterizasyonu ve dağılımı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, İstanbul, 1-111.

- Güven O., Gökdag K., Jovanovic B., Kıdeys A.E., 2017, Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish, *Environmental Pollution*, 223, 286-294.
- Güven O., Gülyavuz H., Deval M.C. 2013. Antalya körfezi (doğu Akdeniz) batial zonunda bentik çöp birikimi. *Turkish J. Fish.Aquat. Sci.* 13:43-49.
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., Purnell, P., 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179-199.
- Hamzah, S. R., Altrawneh, R. S., Anuar, S. T., Khalik, W. M. A. W. M., Kolandhasamy, P., Ibrahim, Y. S. 2021. Ingestion of microplastics by the estuarine polychaete, *Namalycastis* sp. in the Setiu Wetlands, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112617
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., Wagner, M. 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039-1047.
- Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P., Duflos, G. 2017. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere*, 182, 781-793.
- Herrera, A., Garrido-amador, P., Martínez, I., Samper, M.D., L'opez-martínez, J., G'omez, M., Packard, T.T., 2018. Novel methodology to isolate microplastics from vegetal-rich samples. *Marine Pollution Bulletin*, 129, 61-69.
- 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.
- Hopewell, J., Dvorak R., Kosior E., 2009,. *Plastics recycling: challenges and opportunities*, Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, 364, 2115-26.
- Hoss, D.E., Settle L.R., 1990, Ingestion of plastic by teleost fishes. In: Shomura, R.S., Godfrey, M.L. (Eds.), *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris 2-7 April 1989, Honolulu, Hawaii*. U.S. Department of Commerce, pp. 693-709. NOAA Tech. Memo. NMFS, NOAA-TM-NMFS-SWFC-154.
- Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., Nizzetto, L., 2018. Validation of a method for extracting microplastics from complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7409-7417.
- Husin, M.J.M., Mazlan, N., Shalom, J., Saud, S. N., Abdullah Sani, M. S. 2021. Evaluation of microplastics ingested by sea cucumber *Stichopus horrens* in Pulau

- Pangkor, Perak, Malaysia. *Environmental Science and Pollution Research*.28, 61592–61600
- Hüffer, T., Hofmann, T. 2016. Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution. *Environmental Pollution*, 214, 194–201.
- Ibrahim, Y.S., Rathnam, R., Anuar, S.T., Khalik, W.M.A.W.M., 2017. Pemisahan dan pencirian plastik-mikro di dalam Lates calcarifer dari tanah bencha setiu, Malaysia. *Malaysian Journal of Analytical Science*, 21, 1054–1064
- Idris, F., Febrianto, T., Hidayati, J. R., Rajib, Nugraha, A. H. 2022. Microplastic abundance in sea cucumber at seagrass ecosystem of Bintan Island and surrounding area, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 967(1), 012009.
- Imran, M., Das, K. R., Naik, M. M. 2019. Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: An emerging health threat. *Chemosphere*, 215, 846–857.
- Irfan, M., Qadir, A., Mumtaz, M., Ahmad, S. R. 2020. An unintended challenge of microplastic pollution in the urban surface water system of Lahore, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(14), 16718–16730.
- Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F. 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352–364.
- Jaafar, N., Azfaralariff, A., Musa, S. M., Mohamed, M., Yusoff, A. H., Lazim, A. M. 2021. Occurrence, distribution and characteristics of microplastics in gastrointestinal tract and gills of commercial marine fish from Malaysia. *Science of The Total Environment*, 799, 149457.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
- Jayasiri, H., Purushothaman, C., Vennila, V. 2014. Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in beached plastic pellets from Mumbai coast, India. *Journal of Tropical Forestry and Environment*, 4(1). 67-794
- Jiang, C., Yin L., Li Z., Wen X., Luo X., Hu S., Yang H., Long Y., Deng B., Huang L., Liu Y., 2019, Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau, *Environmental Pollution*, 249, 91-98.
- Jiang, P., Zhao, S., Zhu, L., Li, D. 2018. Microplastic-associated bacterial assemblages in the intertidal zone of the Yangtze Estuary. *Science of The Total Environment*, 624, 48–54.
- José, S., Jordao, L., 2020. Exploring the Interaction between Microplastics, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Biofilms in Freshwater. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 42, 2210 - 2221.

- Ju, H., Zhu, D., Qiao, M. 2019. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. *Environmental Pollution*, 247, 890–897.
- Kama, N.A., Rahim, S. W., Yaqin, K. 2021. Microplastic concentration in column seawater compartment in Burau, Luwu Regency, South Sulawesi, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 763(1), 012061.
- Kanhai, L. D. K., Gardfeldt, K., Krumpfen, T., Thompson, R. C., O'Connor, I. 2020. Microplastics in sea ice and seawater beneath ice floes from the Arctic Ocean. *Scientific Reports*, 10(1).
- Kapp, K. J., Yeatman, E. 2018. Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers: A journey from the Greater Yellowstone Ecosystem to the Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, 241, 1082–1090.
- Karami A., Golieskardi A., Choo C., Larat V., Galloway T., Salamatinia B., 2017, The presence of microplastics in commercial salts from different countries, *Scientific Reports*, 7, 46173.
- Karbalaei, S., Golieskardi, A., Hamzah, H. B., Abdulwahid, S., Hanachi, P., Walker, T. R., Karami, A. 2019. Abundance and characteristics of microplastics in commercial marine fish from Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 148, 5–15.
- Karlsson, T.M., Vethaak, A.D., Almroth, B.C., Ariese, F., van Velzen, M., Hasselov, M., Leslie, H.A., 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 122 (1–2), 403–408.
- Kasamesiri, P., Meksumpun, C., Meksumpun, S., Ruengsom, C., 2021. Assessment on microplastics contamination in freshwater fish: a case study of the ubolratana reservoir Thailand. *International Journal of GEOMATE*, 20(77).
- Kasamesiri, P., Thaimuangpho, W., 2020. Microplastics ingestion by freshwater fish in the Chi River Thailand. *International Journal of GEOMATE*, 18, 114–119.
- Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K., Hinata, H. 2019. Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environmental Pollution*, 244, 958–965.
- 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.
- Khalik, W. M. A. W. M., Ibrahim, Y. S., Tuan Anuar, S., Govindasamy, S., Baharuddin, N. F. 2018. Microplastics analysis in Malaysian marine waters: A field study of Kuala Nerus and Kuantan. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 451–457.
- Khuyen, V.T.K., Le, D.V., Anh, L.H., Fischer, A.R., Dornack, C., 2021. Investigation of microplastic contamination in Vietnamese sea salts based on Raman and Fourier-transform infrared spectroscopies. *EnvironmentAsia* 14, 1–13.

- Kieu-Le, T.-C., Thuong, Q.-T., Truong, T.-N.-S., Le, T.-M.-T., Tran, Q.-V., Strady, E., 2023. Baseline concentration of microplastics in surface water and sediment of the northern branches of the Mekong River Delta, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114605.
- Kisnarti, E. A., Ningsih, N. S., Putri, M. R., Hendriati, N., Box, C. 2021. Microplastic Observations in the Waters of Labuan Bajo-Gili Trawangan, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 925(1), 012043.
- Klein, S., Worch, E., Knepper, T. P. 2015. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology*, 49(10), 6070–6076.
- Konya Kapalı Havzası Yönetim Planı, 2018. Havza Koruma Eylem Planlarının Nehir Havzası Yönetim Planlarına Dönüştürülmesi için Teknik Yardım.
- Konya, M.Y., 2019. Marmara Denizi Büyükçekmece Ve Tuzla İstasyonları Mikroplastik Miktarları Ve Dağılımı, Yüksek Lisans Tezi, Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tokat, 1-91.
- Kor, K., Ghazilou, A., Ershadifar, H. 2020. Microplastic pollution in the littoral sediments of the northern part of the Oman Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111166.
- Koutnik, V. S., Leonard, J., Alkidim, S., DePrima, F. J., Ravi, S., Hoek, E. M. V., Mohanty, S. K. 2021. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. *Environmental Pollution*, 274, 116552.
- Kühn, S., van Werven, B., van Oyen, A., Meijboom, A., Bravo Rebolledo, E. L., van Franeker, J. A., 2017. The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2), 86–90.
- Kwon, O. Y., Kang, J.-H., Hong, S. H., Shim, W. J. 2020. Spatial distribution of microplastic in the surface waters along the coast of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 110729.
- Lacerda, A. L. d. F., Rodrigues, L. d. 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).
- Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T.-C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., Tassin, B. 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236, 661–671.
- Lambert S., Sinclair, A. Boxall C., 2014, Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment, in: M.D. Whitacre (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 227, Springer International Publishing, Cham, 1-53.

- Laskar, N., Kumar, U. 2019. Plastics and microplastics: A threat to environment. *Environmental Technology & Innovation*, 14, 100352.
- Law, K. L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., Reddy, C. M. 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, 329(5996), 1185–1188.
- Lee, H., Shim, W.J., Kwon, J.H., 2014, Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals, *Science of the Total Environment* 470-471 (2), 1545-1552.
- Lee, J., Chae, K.J, 2021. A systematic protocol of microplastics analysis from their identification to quantification in water environment: A comprehensive review, *Journal of Hazardous Materials*, 403, 124049.
- Lenaker, P. L., Baldwin, A. K., Corsi, S. R., Mason, S. A., Reneau, P. C., Scott, J. W. 2019. Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12227–12237.
- Leslie, H.A., Brandsma, S.H., Van Velzen, M.J.M., Vethaak A.D., 2017, Microplastics en route: field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, Wastewater Treatment Plants, North Sea sediments and biota, *Environment International*, 101, 133-142.
- Lestari, P., Trihadiningrum, Y., Wijaya, B. A., Yunus, K. A., Firdaus, M. 2020. Distribution of microplastics in Surabaya River, Indonesia. *Science of The Total Environment*, 726, 138560.
- Li, J., Liu, H., Paul Chen, J. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374.
- Li, Q., Wang, D., 2022. Preparation of Ni loaded TiO₂ photocatalyst for photodegradation of phenanthrene in water and soil, *International Journal of Electrochemical Science*, 17,8,: 220815.
- Li, R., Yu, L., Chai, M., Wu, H., Zhu, X., 2020. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. *Science of The Total Environment*, 708, 135025.
- Li, X., Chen, Y., Zhang, S., Dong, Y., Pang, Q., Lynch, I., Xie, C., Guo, Z., & Zhang, P. (2023). From marine to freshwater environment: A review of the ecotoxicological effects of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 251, 114564.
- Lin, L., Zuo, L.-Z., Peng, J.-P., Cai, L.-Q., Fok, L., Yan, Y., Li, H.-X., Xu, X.-R. 2018. Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *Science of The Total Environment*, 644, 375–381.
- Lin, Q., Zhao, S., Pang, L., Sun, C., Chen, L., Li, F., 2022. Potential risk of microplastics in processed foods: Preliminary risk assessment concerning polymer types,

- abundance, and human exposure of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 247, 114260.
- Lin, Y., Cen, Z., Peng, J., Yu, H., Huang, P., Huang, Q., Lu, Z., Liu, M., Ke, H., Cai, M. 2022. Occurrence and sources of microplastics and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of Svalbard, Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 184, 114116.
- Lindeque, P. K., Cole, M., Coppock, R. L., Lewis, C. N., Miller, R. Z., Watts, A. J. R., 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.
- Liu, J., Zhang, T., Tian, L., Liu, X., Qi, Z., Ma, Y., Ji, R., Chen, W. 2019b. Aging Significantly Affects Mobility and Contaminant-Mobilizing Ability of Nanoplastics in Saturated Loamy Sand. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 5805–5815.
- Liu, L., Meng, W.-K., Li, L., Xu, G.-J., Wang, X., Chen, L.-Z., Wang, M.-L., Lin, J.-M., Zhao, R.-S. 2019a. Facile room-temperature synthesis of a spherical mesoporous covalent organic framework for ultrasensitive solid-phase microextraction of phenols prior to gas chromatography-tandem mass spectrometry. *Chemical Engineering Journal*, 369, 920–927.
- Liu, P., Lu, K., Li, J., Wu, X., Qian, L., Wang, M., Gao, S. 2020a. Effect of aging on adsorption behavior of polystyrene microplastics for pharmaceuticals: Adsorption mechanism and role of aging intermediates. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121193.
- Liu, X., Xu, J., Zhao, Y., Shi, H., Huang, C.-H. 2019c. Hydrophobic sorption behaviors of 17 β -Estradiol on environmental microplastics. *Chemosphere*, 226, 726–735.
- Liu, Y., Zhang, J., Cai, C., He, Y., Chen, L., Xiong, X., Huang, H., Tao, S., Liu, W. 2020b. Occurrence and characteristics of microplastics in the Haihe River: An investigation of a seagoing river flowing through a megacity in northern China. *Environmental Pollution*, 262, 114261.
- Lo, H.-S., Wong, C.-Y., Tam, N. F.-Y., Cheung, S.-G. 2019. Spatial distribution and source identification of hydrophobic organic compounds (HOCs) on sedimentary microplastic in Hong Kong. *Chemosphere*, 219, 418–426.
- Lodovici, M., Venturini, M., Marini, E., Grechi, D., Dolara, P., 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons air levels in Florence, Italy, and their correlation with other air pollutants. *Chemosphere*, 50(3), 377–382.
- 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.
- Lozoya, J. P., Teixeira de Mello, F., Carrizo, D., Weinstein, F., Olivera, Y., Cedrés, F., Pereira, M., Fossati, M. 2016. Plastics and microplastics on recreational beaches in

- Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? *Environmental Pollution*, 218, 931–941.
- Lu, H.C., Ziajahromi, S., Neale, P.A., Leusch, F.D.L., 2021. A systematic review of freshwater microplastics in water and sediments: recommendations for harmonisation to enhance future study comparisons. *Science of The Total Environment*. 781, 146693
- Lv, L., Yan, X., Feng, L., Jiang, S., Lu, Z., Xie, H., Sun, S., Chen, J., Li, C. 2021. Challenge for the detection of microplastics in the environment. *Water Environment Research*, 93(1), 5–15.
- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., Mayes, A.G., 2017. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile red. *Scientific Reports*, 7, 1–10.
- Mai, L., Bao, L.-J., Shi, L., Liu, L.-Y., Zeng, E. Y. 2018a. Polycyclic aromatic hydrocarbons affiliated with microplastics in surface waters of Bohai and Huanghai Seas, China. *Environmental Pollution*, 241, 834–840.
- Mai, L., Bao, L.-J., Shi, L., Wong, C. S., Zeng, E. Y. 2018b. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(12), 11319–11332.
- Mani, T., Blarer, P., Storck, F. R., Pittroff, M., Wernicke, T., Burkhardt-Holm, P. 2019. Repeated detection of polystyrene microbeads in the Lower Rhine River. *Environmental Pollution*, 245, 634–641.
- Mardiansyah, M., Utomo, A., Putri, L. 2022. Microplastics in grouper fish (Genera *Epinephelus*) gastrointestinal tract from Pramuka Island, Seribu Islands, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*, 23(3), 194–205.
- Marei, I. C. A., Saleh, F. I. E., Manullang, C. Y., Soamole, A., Rehalat, I. 2021. Occurrence and distribution of microplastics in the beach sediment of Anday Beach, West Papua (Indonesia). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 944(1), 012070.
- Martellini, T., Guerranti, C., Scopetani, C., Ugolini, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A. 2018. A snapshot of microplastics in the coastal areas of the Mediterranean Sea. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 173–179.
- Martínez Silva, P., Nanny, M. A. 2020. Impact of Microplastic Fibers from the Degradation of Nonwoven Synthetic Textiles to the Magdalena River Water Column and River Sediments by the City of Neiva, Huila (Colombia). *Water*, 12(4), 1210.
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D. L. 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, 218, 1045–1054.

- Masura J., 2017, *Microplastics in Puget Sound: from 2008 to Present*. University of Washington Tacoma.
- Mataji, A., Taleshi, M. S., Balimoghaddas, E. 2019. Distribution and Characterization of Microplastics in Surface Waters and the Southern Caspian Sea Coasts Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 78(1), 86–93.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. 2001. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318–324.
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schlupe, J., Kelly, J. J. 2014. Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863–11871.
- McDevitt, J. P., Criddle, C. S., Morse, M., Hale, R. C., Bott, C. B., Rochman, C. M. 2017. Addressing the Issue of Microplastics in the Wake of the Microbead-Free Waters Act—A New Standard Can Facilitate Improved Policy. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6611–6617.
- Md Amin, R., 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.
- Min, R., Ma, K., Zhang, H., Zhang, J., Yang, S., Zhou, T., Zhang, G., 2023. Distribution and risk assessment of microplastics in liujiaxia reservoir on the upper yellow river. *Chemosphere*, 138031.
- Mitrano, D. M., Wohlleben, W. 2020. Microplastic regulation should be more precise to incentivize both innovation and environmental safety. *Nature Communications*, 11(1).
- Mizukawa, K., Takada, H., Ito, M., Geok, Y. B., Hosoda, J., Yamashita, R., Saha M., Suzuki, S., Miguez, C., Frias, J., Antunes, J. C., Sobral, P., Santos, I., Micaelo, C., Ferreira, A. M., 2013. Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 296–302.
- Monteiro, S.S. Costa, J.P. 2021. Methods for the extraction of microplastics in complex solid, water and biota samples, *Marine Pollution Bulletin* 170 112604
- Moore, C. J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139.
- Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., Reddy, C. M. 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1873–1878.
- Mostert, M. M. R., Ayoko, G. A., Kokot, S. 2010. Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(5), 430–445.

- Muhdhar, M.H.I.A., Sumberartha, I.W., Hassan, Z., Rahmansyah, M.S., Tamalene, M.N., 2021. Examination of Microplastic Particles in Reef Fish Food in Ternate Island Waters, Indonesia. 2021. *Jordan Journal of Biological Sciences*, 14(04), 853–858.
- Mukhopadhyay, S., Dutta, R., Das, P. 2020. A critical review on plant biomonitors for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air through solvent extraction techniques. *Chemosphere*, 251, 126441.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800–5808.
- Naidoo, T., Serphen, 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.
- Naji, A., Nuri, M., Amiri, P., Niyogi, S. 2019. Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 305–311.
- Nan, B., Su, L., Kellar, C., Craig, N. J., Keough, M. J., Pettigrove, V. 2020. Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. *Environmental Pollution*, 259, 113865.
- National Library of Medicine, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/> [Ziyaret Tarihi: 4 Kasım 2022].
- National Oceanic and Atmospheric Administration. What are microplastics? [Internet] 2023. Available from: <http://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html> [Erişim 06.04.2023]
- Ng, K. L., Obbard, J. P. 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 761–767.
- Ningrum, E.W., Patria, M.P., 2022. Microplastic contamination in Indonesian anchovies from fourteen locations. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 23(1).
- Noik, V. J., Tuah, P. M. 2015. A First Survey on the Abundance of Plastics Fragments and Particles on Two Sandy Beaches in Kuching, Sarawak, Malaysia. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 78, 012035.
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J. H., Remy, D., Fries, E. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169.
- Obst, M., Grathwohl, P., Kappler, A., Eibl, O., Peranio, N., Gocht, T. 2011. Quantitative High-Resolution Mapping of Phenanthrene Sorption to Black Carbon Particles. *Environmental Science & Technology*, 45(17), 7314–7322.
- Oladele, I. O., Omotosho, T. F., Ogunwande, G. S., Owa, F. A. 2021. A Review on the Philosophies for the Advancement of Polymer-based Composites: Past, Present and

- Future Perspective. *Applied Science and Engineering Progress*. 14, 4, 553–579, 2021.
- Olguner, B., 2021. İstanbul Boğazı Sedimentinde Mikroplastik Kirliliğinin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 1-59.
- Olguner, M. T., Olguner, C., Mutlu, E., Deval, M. C. 2018. Distribution and composition of benthic marine litter on the shelf of Antalya in the eastern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 171–176.
- Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., Guilhermino, L. 2013. Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, 34, 641–647.
- Onay, T.T., Küçüker, M.A., Vardar, S., Yücel, T., 2021. Türkiye’de Plastik Atık sorunu ve Politika önerileri. Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü. 76.
- Onoja,S., Nel, H.A., Abdallah, M.A.E., Harrad, S., 2022, Microplastics in freshwater sediments: Analytical methods, temporal trends, and risk of associated organophosphate esters as exemplar plastics additives, *Environmental Research*, 203, 111830.
- Osorio, E. D., Tanchuling, M. A. N., Diola, M. B. L. D. 2021. Microplastics Occurrence in Surface Waters and Sediments in Five River Mouths of Manila Bay. *Frontiers in Environmental Science*, 9.
- Osten, J. R., Jorge A. Benítez-Torres, R. Isaac Rojas-González, Fernando Morgado, Merle M. Borges-Ramírez, 2023. Microplastics in sediments from the southern Gulf of Mexico: Abundance, distribution, composition, and adhered pollutants, *Science of the Total Environment* 873, 162290.
- Oztekin, A., Bat, L., Gokkurt-Baki, O., 2020. Beach Litter Pollution in Sinop Sarikum Lagoon Coast of the Southern Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 20, 197-205.
- Özçifçi, Z., Basaran, B., Akçay, H. T., 2023. Microplastic contamination and risk assessment in table salts: Turkey. *Food and Chemical Toxicology*, 175, 113698.
- Özgüler, U., Demir, A., Can Kayadelen, G., Kideys, A. E. 2022. Riverine Microplastic Loading to Mersin Bay, Turkey on the North-eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 21(12).
- Öztekin, A., Bat, L. 2017. Seafloor Litter in the Sinop İnceburun Coast in the Southern Black Sea. *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 4(3), 173–181.
- Pagev, Dünya Plastik Sektör Raporu, 2016.
- Pannetier, P., Cachot, J., Clérandeau, C., Faure, F., Van Arkel, K., de Alencastro, L. F., Levasseur, C., Sciacca, F., Bourgeois, J.-P., Morin, B. 2019. Toxicity assessment of pollutants sorbed on environmental sample microplastics collected on beaches: Part I-adverse effects on fish cell line. *Environmental Pollution*, 248, 1088–1097.

- Pariatamby, A., Hamid, F. S., Bhatti, M. S., Anuar, N., Anuar, N. 2020. Status of Microplastic Pollution in Aquatic Ecosystem with a Case Study on Cherating River, Malaysia. *Journal of Engineering and Technological Sciences*, 52(2), 222.
- Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., Li, D. 2018b. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution*, 234, 448–456.
- Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, S., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li, J., Guo, Z., Bai, S. 2018a. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspectives Letters*, 1–5.
- Periyasamy, A. P., Tehrani-Bagha, A., 2022, A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques, *Polymer Degradation and Stability*, 199, 109901.
- Phuong, N. N., Poirier, L., Lagarde, F., Kamari, A., Zalouk-Vergnoux, A. 2018. Microplastic abundance and characteristics in French Atlantic coastal sediments using a new extraction method. *Environmental Pollution*, 243, 228–237.
- Plastic Market Report, 2021. Plastic Market Size, Share & Trends Analysis Report By Product (PE, PP, PU, PVC, PET, Polystyrene, ABS, PBT, PPO, Epoxy Polymers, LCP, PC, Polyamide), By Application, By End Use, And Segment Forecasts, 2022 – 2030. [https:// www.grandviewresearch.com/industry-analysis/global-plastics-market/request/rs2](https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/global-plastics-market/request/rs2). (Accessed 01 February 2023).
- Pojar, I., Stănică, A., Stock, F., Kochleus, C., Schultz, M., Bradley, C. 2021. Sedimentary microplastic concentrations from the Romanian Danube River to the Black Sea. *Scientific Reports*, 11(1).
- Pradit, S., Noppradit, P., Goh, B.P., Sornplang, K., Ong, M.C., Towatana, P., 2021. Occurrence of microplastics and trace metals in fish and shrimp from Songkhla lake, Thailand during the COVID-19 pandemic. *Applied Ecology and Environmental Research*, 19(2), 1085–1106.
- Prajapati, A., Narayan Vaidya, A., Kumar, A. R. 2022. Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 29. 1-23.
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. 2020. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of The Total Environment*, 702, 134455.
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 110, 150–159.
- Priya, K.L., Renjith, K.R., Cindrella J.J., Indu M.S., Reji S., Haddout S., 2022. Fate, transport and degradation pathway of microplastics in aquatic environment—A critical review. *Regional Studies in Marine Science*. 56. 102647.

- Putri, F. T., Patria, M. P. 2021. Microplastic in mangrove horn snail *Telescopium telescopium* (Linnaeus, 1758) at mangrove ecosystem, Rambut Island, Jakarta Bay, Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*, 1725, 012045.
- Qiu, Q., Tan, Z., Wang, J., Peng, J., Li, M., Zhan, Z., 2016. Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176, 102–109.
- Quinn, B., Murphy, F., Ewins, C., 2017. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. *Anal. Methods* 9, 1491–1498.
- Radityaningrum, A. D., Trihadiningrum, Y., Mar'atusholihah, Soedjono, E. S., Herumurti, W. 2021. Microplastic contamination in water supply and the removal efficiencies of the treatment plants: A case of Surabaya City, Indonesia. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102195.
- Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., De Luca, C. D., D'Avino, S., Gulotta, A., Carnevali, O., Giorgini, E. 2022. Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. *Polymers*, 14(13), 2700.
- Rajan, K., Khudsar, F. A., Kumar, R. 2023. Urbanization and population resources affect microplastic concentration in surface water of the River Ganga. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 11, 100342.
- Ramírez-Álvarez, N., Rios Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., Sánchez-Osorio, J. L., Moore, C. J., Silva-Jiménez, H., Navarro-Olache, L. F. 2020. Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of The Total Environment*, 703, 134838
- Raza, A., Zaki Khan M. F. 2018. Microplastics in freshwater systems: a review on its accumulation and effects on fishes. *International Journal of Research and Analytical Reviews*, 5(4), 128–140.
- Reddy, A. S., Nair, A. T. 2022. The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 102815.
- Riani, E., Cordova, M. R. 2022. Microplastic ingestion by the sandfish *Holothuria scabra* in Lampung and Sumbawa, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113134
- Rigi, N., Zare, R., Kor, K. 2023. Occurrence and spatial distribution of microplastics in the intertidal sediments along the Oman Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115360.
- Rios, L. M., Jones, P. R., Moore, C., Narayan, U. V. 2010. Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch". *Journal of Environmental Monitoring*, 12(12), 2226.

- Rios, L. M., Moore, C., Jones, P. R. 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237.
- Rocha-Santos T.A.P., Duarte, A.C. 2017, *Characterization and Analysis of Microplastics*, Elsevier, 75.
- Rochman, C.M., Cook, A.M., Koelmans, A. A. 2016. Plastic debris and policy: Using current scientific understanding to invoke positive change. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1617–1626
- Rodrigues, J.P., Duarte, A.C., Santos-Echeandía, J., Rocha-Santos, T. 2019. Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 252–260.
- Rodrigues, M.O., Abrantes, N., Gonçalves, F.J.M., Nogueira, H., Marques, J. C., Gonçalves, A. M. M. 2018. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). *Science of The Total Environment*, 633, 1549–1559.
- Rodríguez, C., Fossatti, M., Carrizo, D., Sánchez-García, L., Teixeira de Mello, F., Weinstein, F., Lozoya, J. P. 2020. Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: Types, sources, fates, and chemical loads. *Science of The Total Environment*, 721, 137734.
- Rose, P. K., Jain, M., Kataria, N., Sahoo, P. K., Garg, V. K., Yadav, A. 2023. Microplastics in multimedia environment: A systematic review on its fate, transport, quantification, health risk, and remedial measures. *Groundwater for Sustainable Development*, 100889.
- 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.
- Saha, M., Togo, A., Mizukawa, K., Murakami, M., Takada, H., Zakaria, M. P., Chiem, N. H., Tuyen, B. C., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Sarkar, S. K., Bhattacharya, B., Mishra, P., Tana, T. S. 2009. Sources of sedimentary PAHs in tropical Asian waters: Differentiation between pyrogenic and petrogenic sources by alkyl homolog abundance. *Marine Pollution Bulletin*, 58(2), 189–200.
- Sangkham, S., Faikhaw, O., Munkong, N., Sakunkoo, P., Arunlertaree, C., Chavali, M., Mousazadeh, M., Tiwari, A. 2022. A review on microplastics and nanoplastics in the environment: Their occurrence, exposure routes, toxic studies, and potential effects on human health. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113832.
- Sarijan, S., Azman, S., Said, M. I. M., Andu, Y., Zon, N. F. 2018. Microplastics in sediment from Skudai and Tebrau river, Malaysia: a preliminary study. *MATEC Web of Conferences*, 250, 06012.
- Sarkar, D. J., Das Sarkar, S., Das, B. K., Manna, R. K., Behera, B. K., Samanta, S. 2019. Spatial distribution of meso and microplastics in the sediments of river Ganga at eastern India. *Science of The Total Environment*, 694, 133712.

- Sawalman, R., Putri Zamani, N., Werorilangi, S., Samira Ismet, M. 2021. Spatial and temporal distribution of microplastics in the surface waters of Barranglompo Island, Makassar. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 860(1), 012098.
- Scopetani, C., Chelazzi, D., Mikola, J., Leiniö, V., Heikkinen, R., Cincinelli, A., Pellinen, J., 2020. Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples. *Science of The Total Environment*, 733.
- Sekudewicz, I., Dąbrowska, A. M., Syczewski, M. D. 2020. Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). *Science of The Total Environment*, 143111.
- Senturk, G., Dumludag, D. 2020. An evaluation of the effect of plastic bag fee on consumer behavior: Case of Turkey. *Waste Management*, 120, 748–754.
- Shamsuyeva, M., Endres, H.-J. 2021. Plastics in the context of the circular economy and sustainable plastics recycling: Comprehensive review on research development, standardization and market. *Composites Part C: Open Access*, 6, 100168.
- 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*, 875, 162627.
- Shi, J., Sanganyado, E., Wang, L., Li, P., Li, X., Liu, W. 2020. Organic pollutants in sedimentary microplastics from eastern Guangdong: Spatial distribution and source identification. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 193, 110356.
- Shi, M., Zhu, J., Hu, T., Xu, A., Mao, Y., Liu, L., Zhang, Y., She, Z., Li, P., Qi, S., & Xing, X. (2023). Occurrence, distribution and risk assessment of microplastics and polycyclic aromatic hydrocarbons in East lake, Hubei, China. *Chemosphere*, 137864.
- Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. A. P. 2018. Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19.
- Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Garcia-Orellana, J., Ziveri, P. 2019. River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Science of The Total Environment*, 687, 1186–1196.
- Song, Y.K., Hong S.H., Jang M., Kang J.H., Kwon, O.Y., Han, G.M., Shim, W.J., 2014, Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface microlayer, *Environmental Science & Technology*, 48,16, 9014-9021.
- Sönmez, V. Z., Akarsu, C., Sivri, N. 2023. Impact of coastal wastewater treatment plants on microplastic pollution in surface seawater and ecological risk assessment. *Environmental Pollution*, 318, 120922.

- Steensgaard, I. M., Syberg, K., Rist, S., Hartmann, N. B., Boldrin, A., Hansen, S. F. 2017. From macro- to microplastics - Analysis of EU regulation along the life cycle of plastic bags. *Environmental Pollution*, 224, 289–299.
- Stock, F., Kochleus, C., Bänisch-Baltruschat, B., Brennholt, N., Reifferscheid, G. 2019. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 113, 84–92.
- 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.
- Su, L., Cai H.W., Kolandhasamy P., Wu C.X., Rochman C.M., Shi, H.H., 2018, Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems, *Environmental Pollution*, 234, 347–355.
- Su, L., Xue Y., Li L., Yang, D., Kolandhasamy P., Li D., Shi, H., 2016, Microplastics in Taihu Lake, China, *Environmental Pollution*, 216, 711-719.
- Suardy, N. H., Abu Tahrim, N., Ramli, S. 2020. Analysis and Characterization of Microplastic from Personal Care Products and Surface Water in Bangi, Selangor. *Sains Malaysiana*, 49(09), 2237–2249.
- Suhrhoff, T. J., Scholz-Böttcher, B. M., 2016. Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics — A lab experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 84–94.
- Sulistyowati, L., Nurhasanah, Riani, E., Cordova, M. R. 2022. The occurrence and abundance of microplastics in surface water of the midstream and downstream of the Cisadane River, Indonesia. *Chemosphere*, 291, 133071.
- Sun, S., Jin, Y., Luo, P., Shi, X. 2022. Polystyrene microplastics induced male reproductive toxicity and transgenerational effects in freshwater prawn. *Science of The Total Environment*, 156820.
- Surendran, U., Jayakumar, M., Raja, P., Gopinath, G., VC, P. 2023. Microplastics in Terrestrial Ecosystem: Sources and Migration in Soil Environment, *Chemosphere Volume 318*, 137946.
- Suresh, A., Vijayaraghavan, G., K.S., S., K.V., N., B., A., S., B. N. 2020. Microplastics distribution and contamination from the Cochin coastal zone, India. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101533.
- Susanti, N. K. Y., Mardiasuti, A., Hariyadi, S. 2022. Microplastics in Digestive System of Little-black cormorant (*Phalacrocorax sulcirostris*) in Pulau Rambut Sanctuary. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 950(1), 012003.
- Suteja, Y., Atmadipoera, A. S., Riani, E., Nurjaya, I. W., Nugroho, D., Cordova, M. R. 2021. Spatial and temporal distribution of microplastic in surface water of tropical estuary: Case study in Benoa Bay, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111979.

- Şahutoğlu, S. M. 2022. Asi Nehri yüzey sularında mikroplastik kirliliğinin belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İskenderun Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü/Su Ürünleri Ana Bilim Dalı, 62.
- Şener, M., Doğruyol, P., Balkaya, N. 2019. Microplastic pollution in the Black Sea coast of the Anatolian side of Istanbul, Turkey. *Desalination and Water Treatment*, 172, 351–358.
- T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, 2015. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Ankara.
- T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, 2020. Konya Kapalı Havzası Taşkın Yönetim Planı, Ankara.
- Ta, A.T., Babel, S. 2020. Microplastics pollution with heavy metals in the aquaculture zone of the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111747.
- Tadsuwan, K., Babel, S. 2021. Microplastic contamination in a conventional wastewater treatment plant in Thailand. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 39(5), 754–761.
- Tagg, A.S., Sapp, M., Harrison, J.P., Ojeda, J.J., 2015. Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array-based reflectance micro-FT-IR imaging. *Analytical Chemistry*, 87, 6032–6040.
- Tahir, A., Taba, P., Samawi, M.F., & Werorilangi, S., 2019. Microplastics in water, sediment and salts from traditional salt producing ponds. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 5, 431-440.
- Takarina, N.D., Purwiyanto, A.I.S., Rasud, A.A., Arifin, A.A., Suteja, Y., 2022. Microplastic abundance and distribution in surface water and sediment collected from the coastal area. *Glob. J. Environ. Sci. Manag.* 8, 183–196.
- Tan, X., Yu, X., Cai, L., Wang, J., Peng, J. 2019. Microplastics and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China. *Chemosphere*, 221, 834–840.
- Taniguchi, S., Colabuono, F. I., Dias, P. S., Oliveira, R., Fisner, M., Turra, A., Izar, G. M., Abessa, D. M. S., Saha, M., Hosoda, J., Yamashita, R., Takada, H., Lourenço, R. A., Magalhães, C. A., Bicego, M. C., Montone, R. C. 2016. Spatial variability in persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons found in beach-stranded pellets along the coast of the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 106(1-2), 87–94.
- Teng, J., Zhao, J., Zhang, C., Cheng, B., Koelmans, A. A., Wu, D., Gao, M., Sun, X., Liu, Y., Wang, Q. 2020. A systems analysis of microplastic pollution in Laizhou Bay, China. *Science of The Total Environment*, 745, 140815.
- Terzi, Y., Erüz, C., Özşeker, K., 2020. Marine litter composition and sources on coasts of south-eastern Black Sea: A long-term case study. *Waste Management*, 105, 139-147.

- Terzi, Y., Gedik, K., Eryaşar, A. R., Öztürk, R. Ç., Şahin, A., Yılmaz, F. 2022. Microplastic contamination and characteristics spatially vary in the southern Black Sea beach sediment and sea surface water. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113228.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Takada, H. Et al., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045.
- Thetford, D. 2003. Synthesis and properties of some polycyclic barbiturate pigments. *Dyes and Pigments*, 59(2), 185–191.
- Thompson, R. C. 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838.
- Tien, C.J., Wang, Z.X., Chen, C.S., 2020. Microplastics in water, sediment and fish from the Fengshan River system: relationship to aquatic factors and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fish. *Environ. Pollut.* 265, 114962.
- Tirkey, A., Upadhyay, L.S.B., 2021, Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics, *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604.
- Tiseo, I., 2021. Global Plastic Production 1950-2020. Statista.
- Tobiszewski, M., Namieśnik, J., 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 162, 110–119.
- Topçu, E. N., Tonay, A. M., Dede, A., Öztürk, A. A., Öztürk, B., 2013. Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. *Marine Environmental Research*, 85, 21–28.
- Torres, F. G., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., De-la-Torre, G. E., 2021. Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends. *Science of The Total Environment*, 757, 143875.
- Tourinho, P. S., Kočí, V., Loureiro, S., van Gestel, C. A. M., 2019. Partitioning of chemical contaminants to microplastics: Sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 252, 1246–1256.
- Tran Nguyen, Q. A., Nguyen, H. N. Y., Strady, E., Nguyen, Q. T., Trinh-Dang, M., Vo, V. M., 2020. Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111768.
- Tran-Nguyen, Q. A., Vu, T. B. H., Nguyen, Q. T., Nguyen, H. N. Y., Le, T. M., Vo, V. M., Trinh-Dang, M., 2022. Urban drainage channels as microplastics pollution hotspots in developing areas: A case study in Da Nang, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113323.

- Tunçer S., Artüz O.B., Demirkol M., Artüz M.L., 2018, First report of occurrence, distribution, and composition of microplastics in surface waters of the Sea of Marmara, Turkey, *Marine Pollution Bulletin*, 135, 283–289.
- Tutoğlu, N., 2019. Sucul Ortamdaki Mikroplastiklerin İnsan Sağlığına Etkisi Ve Arıtma Yöntemlerinin Araştırılması, *Uzmanlık Tezi, Tarım Ve Orman Bakanlığı*, 105.
- Tübitak Mam-ÇŞB., 2017. Denizlerde Bütünleşik Kirlilik İzleme Programı 2014-2016 Yılı Marmara Denizi Özet Raporu, Rapor no.5148704 (ÇTÜE.16.330) . Ankara.
- U.S. EPA., 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. EPA/540/R95/128.
- Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Setälä, O., Lehtiniemi, M., Koistinen, A., 2019. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. *Water Environment Research*, 92(1), 149–156.
- Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., Cózar, A., Delandmeter, P., Egger, M., Fox-Kemper, B., Garaba, S. P., Goddijn-Murphy, L., Hardesty, B. D., Hoffman, M. J., Isobe, A., Jongedijk, C. E., Wichmann, D. Et al., 2020. The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15(2), 023003.
- Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A., Hoh, E., 2012. Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere*, 86(3), 258–263.
- Velmurugan, P. M., Vijayaprabakaran, K., Devika, P. T., 2023. Baseline study on identification, characterization, distribution and abundance of microplastics in surface water from Ennore to Kovalam along the east coast of India. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 103391.
- Velzeboer, I., Kwadijk, C., Koelmans, A.A., 2014. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. *Environmental science & technology*, 48 (9), 4869–4876.
- Venghaus D., 2017, *Microplastics in Urban Water Management. Technical Transactions*, 137-146.
- Verla, A. W., Enyoh, C. E., Verla, E. N., Nwarnorh, K. O., 2019. Microplastic–toxic chemical interaction: a review study on quantified levels, mechanism and implication. *SN Applied Sciences*, 1(11).
- Vermaire, J. C., Pomeroy, C., Herczegh, S. M., Haggart, O., Murphy, M., 2017. Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS*, 2(1), 301–314.
- Vibhatabandhu, P., Srithongouthai, S., 2022. Abundance and Characteristics of Microplastics Contaminating the Surface Water of the Inner Gulf of Thailand. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(2).

- Vişne, A. and Bat., L., 2016. Plastic Pollution in Sinop Sarikum Lagoon Coast in the Southern Black Sea. 41th CIESM Congress (The Mediterranean Science Commission). Kiel- Germany.
- Wagner, S., Klöckner, P., Stier, B., Römer, M., Seiwert, B., Reemtsma, T., Schmidt, C., 2019. Relationship between Discharge and River Plastic Concentrations in a Rural and an Urban Catchment. *Environmental Science & Technology*, 53(17), 10082–10091
- Waller, C. L., Griffiths, H. J., Waluda, C. M., Thorpe, S. E., Loaiza, I., Moreno, B., Pacherres, C. O., Hughes, K. A., 2017. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of The Total Environment*, 598, 220–227.
- Wang F., Wong C. S., Chen D., Lu X., Wang F., Zeng E.Y., 2018. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review, *Water Research* 139 208-219.
- Wang, F., Bao, K., Huang, C.-S., Liu, R.-P. Han, W.-J. Yi , C.-Y. Li, L., Zhou, Y., 2022, Distribution, characteristics, and research status of microplastics in the trunk stream and main lakes of the Yangtze River: A review, *China Geology*, 5, 1, 171-184.
- Wang, F., Zhang, M., Sha, W., Wang, Y., Hao, H., Dou, Y., Li, Y., 2020a. Sorption Behavior and Mechanisms of Organic Contaminants to Nano and Microplastics. *Molecules*, 25(8), 1827.
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M., 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7–17.
- Wang, J., Wang, M., Ru, S., Liu, X., 2019. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. *Science of The Total Environment*, 651, 1661–1669.
- Wang, Q., Zhang, Y., Wangjin, X., Wang, Y., Meng, G., Chen, Y., 2020b. The adsorption behavior of metals in aqueous solution by microplastics effected by UV radiation. *Journal of Environmental Sciences*, 87, 272–280.
- Wang, S., Zhang, C., Pan, Z., Sun, D., Zhou, A., Xie, S., Wang, J., Zou, J., 2020c. Microplastics in wild freshwater fish of different feeding habits from Beijiang and Pearl River Delta regions, south China. *Chemosphere*, 258, 127345.
- Watson, R.A., Revenga, C., & Kura, Y., 2006. Fishing gear associated with global marine catches: I. Database development. *Fisheries Research*, 79, 97-102.
- Weideman, E. A., Perold, V., Ryan, P. G., 2019. Little evidence that dams in the Orange–Vaal River system trap floating microplastics or microfibrs. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110664.
- Wicaksono, E. A., Werorilangi, S., Galloway, T. S., Tahir, A., 2021. Distribution and Seasonal Variation of Microplastics in Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia. *Toxics*, 9(6), 129.

- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., Thompson, R. C. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), 140317.
- Wright, S. L., Kelly, F. J. 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science and Technology*, 51(12), 6634–6647.
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492.
- Wu, D., Feng, Y., Wang, R., Jiang, J., Guan, Q., Yang, X., Wei, H., Xia, Y., Luo, Y. 2023. Pigment microparticles and microplastics found in human thrombi based on Raman spectral evidence. *Journal of Advanced Research*, 49, P141-150.
- Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., Gao, B., 2019. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 184, 109612.
- Xia, Y., Niu, S., Yu, J. 2023. Microplastics as vectors of organic pollutants in aquatic environment: A review on mechanisms, numerical models, and influencing factors. *Science of The Total Environment*, 164008.
- Xu, Y., Chan, F. K. S., Stanton, T., Johnson, M. F. Kay, P., He, J., Wang, J., Kong, C., Wang, Z., Liu, D., Xu, Y., 2021, Synthesis of dominant plastic microfibre prevalence and pollution control feasibility in Chinese freshwater environments, *Science of The Total Environment*, 783, 20 August 2021, 146863
- Yabanlı, M., Yozukmaz, A., Şener, İ., Ölmez, Ö. T., 2019. Microplastic pollution at the intersection of the Aegean and Mediterranean Seas: A study of the Datça Peninsula (Turkey). *Marine Pollution Bulletin*, 145, 47–55.
- Yin, Z. 2023. The pollution of microplastics in sediments: The ecological risk assessment and pollution source analysis. *Science of The Total Environment*, 859, 160323.
- Yiying, J., Huan, L., Mahar, R.B., Zhiyu, W., Yongfeng, N., 2009. Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *J. Environ. Sci.* 21, 279–284.
- Yu, H., Li, T., Liu, Y., Ma, L. 2019. Spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in urban soil of China. *Chemosphere*, 230, 498–509.
- Yu, H., Yang, B., Waigi, M. G., Peng, F., Li, Z., Hu, X. 2020. The effects of functional groups on the sorption of naphthalene on microplastics. *Chemosphere*, 261, 127592.
- Yurtsever, M. 2018. Microplastic pollution threat in table salt that an abiotic sea product. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(3), 243–249.
- Yurtsever, M., 2015. Mikroplastikler'e genel bir bakış, *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen Ve Mühendislik Dergisi*, 17(50), 68-83.

- Zaki, M. R. M., Ying, P. X., Zainuddin, A. H., Razak, M. R., Aris, A. Z. 2021. Occurrence, abundance, and distribution of microplastics pollution: an evidence in surface tropical water of Klang River estuary, Malaysia. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(9), 3733–3748.
- Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Ivar do Sul, J. A., Corcoran, P. L., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J. R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wapreisch, M., Williams, M., Wolfe, A. P., Yonon, Y. 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene*, 13, 4–17.
- Zarfl, C., Matthies, M. 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1810–1814.
- Zhang, D., Cui, Y., Zhou, H., Jin, C., Yu, X., Xu, Y., Li, Y., Zhang, C., 2020, Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China, *Science of The Total Environment*, 703, 13476.
- Zhang, H., Wang, J., Zhou, B., Zhou, Y., Dai, Z., Zhou, Q., Christie, P., Luo, Y., 2018. Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: Kinetics, isotherms and influencing factors. *Environmental Pollution*, 243, 1550–1557.
- Zhang, J., Wang, L., Trasande, L., Kannan, K. 2021. Occurrence of Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Microplastics in Infant and Adult Feces. *Environmental Science & Technology Letters*.
- Zhang, S., Wang, W., Yan, P., Wang, J., Yan, S., Liu, X., Aurangzeib, M. 2023. Microplastic migration and distribution in the terrestrial and aquatic environments: A threat to biotic safety. *Journal of Environmental Management*, 333, 117412.
- Zhang, W., Ma, X., Zhang, Z., Wang, Y., Wang, J., Wang, J., Ma, D. 2015. Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2), 28–34.
- Zhang, W., Zhang, S., Wan, C., Yue, D., Ye, Y., Wang, X. 2008. Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy throughfall. *Environmental Pollution*, 153(3), 594–601.
- Zhao, L., Rong, L., Xu, J., Lian, J., Wang, L., Sun, H. 2020a. Sorption of five organic compounds by polar and nonpolar microplastics. *Chemosphere*, 257, 127206.
- Zhao, L., Rong, L., Xu, J., Lian, J., Wang, L., Sun, H. 2020b. Sorption of five organic compounds by polar and nonpolar microplastics. *Chemosphere*, 257, 127206.
- 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.
- Zhdanov, I., Lokhov, A., Belesov, A., Kozhevnikov, A., Pakhomova, S., Berezina, A., Frolova, N., Kotova, E., Leshchev, A., Wang, X., Zavialov, P., Yakushev, E. 2022.

- Assessment of seasonal variability of input of microplastics from the Northern Dvina River to the Arctic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113370.
- Zhou, C., Bi, R., Su, C., Liu, W., Wang, T. 2022. The emerging issue of microplastics in marine environment: A bibliometric analysis from 2004 to 2020. *Marine Pollution Bulletin*, 179, 113712.
- Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., Tu, C., Luo, Y. 2018. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 322, 201–208.
- Zhou, Z., Zhang, P., Zhang, G., Wang, S., Cai, Y., Wang, H. 2021. Vertical microplastic distribution in sediments of Fuhe River estuary to Baiyangdian Wetland in Northern China. *Chemosphere*, 280, 130800.
- Zilifli, A., Tuncer, S., 2021. Dalyan-İztuzu (Doğu Akdeniz) Sahilinde Mikroplastik Kirliliğinin Araştırılması. *Çanakkale Onsekiz Mart University Journal of Marine Sciences and Fisheries*, 4 (2) , 107-115.