T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Yüksek Lisans Tezi

Midyelerde (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) Mikroplastik ve Ağır Metal Birikiminde Polimer Etkisinin İncelenmesi

Tenzile Nisa ÖKSÜZÖMER

Balıkçılık ve Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı

Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Programı

DANIŞMAN
Prof. Dr. Nuray ERKAN ÖZDEN

Ocak, 2026

İSTANBUL

Bu çalışma, 28.01.2026 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Balıkçılık ve Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı, Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Programında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Prof. Dr. Nuray ERKAN ÖZDEN(Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Su Bilimleri Fakültesi

Doç. Dr. Hande DOĞRUYOL BAYAR
İstanbul Üniversitesi
Su Bilimleri Fakültesi

Dr. Öğr. Üyesi Ayla ÜNVER ALÇAY
İstanbul Aydın Üniversitesi
Uygulamalı Bilimler Yüksekokulu

İntihal Programı Beyanı

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

Proje Destekleri

Bu tez, İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin FYL-2024-40724 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

Tezden Üretilmiş Yayınların Künye Bilgileri

ÖNSÖZ

Bu çalışma, Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*) model organizması kullanılarak, dört farklı polimer tipinin (PE-MP, PP-MP, PS-MP, PET-MP) tek başına ve ağır metal (Cıva (Hg)) ile birlikte çevresel olarak gerçekçi (180–212 µm boyut ve $2{,}57\times10^{-7}$ g/L konsantrasyon (33 adet/L) değerler kullanılarak maruziyetinin etkilerini incelemektedir.

Akademik hayatımın bu önemli aşamasını tamamlamış olmanın mutluluğunu yaşarken, çalışmamın her aşamasında emeği geçenlere sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Öncelikle, tezin planlanmasından sonuçlanmasına kadar geçen süreçte engin bilgi birikimi, hoşgörüsü ve kıymetli yönlendirmeleriyle bana yol gösteren, akademik disiplini ve vizyonu benim için her zaman bir örnek danışman hocam Prof. Dr. Nuray ERKAN ÖZDEN' e en içten teşekkürlerimi sunarım.

Araştırma gerçekleştirdiğim, deney düzeneğini kurduğum Akuaponik Laboratuvar Sorumlusu Su Ürünleri Yetiştiriciliği Değerli Öğretim Üyesi Prof. Dr. Devrim MEMİŞ'e, analizlerimi gerçekleştirdiğim Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı'nda Anabilim Dalı Başkanı Prof. Dr. Özkan ÖZDEN' e ve Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Anabilim Dalının diğer öğretim üyelerine, Gıda Güvenliği Anabilim Dalı Doç. Dr. Hande DOĞRUYOL BAYAR'a, tüm çalışmam süresince sonsuz sabrı, hoşgörüsü ile değerli bilimsel desteklerini esirgemeyen Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı Araştırma Görevlisi Dr. İdil CAN TUNÇELLİ'ye, istatistik analizlerin yapımında ve deney düzeneğinin kurulmasında büyük emekleri olan Su Ürünleri Yetiştiriciliği ve Hastalıkları Anabilim Dalı Değerli Öğretim Üyesi Dr. Öğr. Ü. Gökhan TUNÇELLİ' ye en içten teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca tez çalışmam süresince, akademik motivasyonu hep birlikte yaşadığımız, bana destek olan değerli arkadaşlarım Deniz UZUN, Arzu MAMMADOVA, Cem HASŞERBETÇİ ve Fidan BAYRAMLI' ya sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

En önemlisi, eğitim hayatım boyunca yanımda olan, karşılaştığım her zorlukta beni motive eden ve sabırlarıyla bu süreci paylaşan canım ailem annem Ayşe ÖKSÜZÖMER, babam Ömer ÖKSÜZÖMER, kardeşim Mustafa ÖKSÜZÖMER'e, canım arkadaşım Muhammet Ali KAYA'ya ve adını sayamayacağım kadar çok dostlarıma teşekkür borçluyum. Onların varlığı

ve koşulsuz desteği, bu çalışmanın tamamlanmasındaki en büyük motivasyon kaynağım olmuştur.

Yapmış olduğum bu Yüksek Lisans Tezini Canım anneme ithaf ediyorum.

Ocak 2026 Tenzile Nisa ÖKSÜZÖMER

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ ..... **iv**
İÇİNDEKİLER ..... **vi**
ŞEKİL LİSTESİ ..... **ix**
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ ..... **xiii**
ÖZET ..... **xv**
SUMMARY **1**
1. GİRİŞ **4**
2. GENEL KISIMLAR **8**
2.1. PLASTİĞİN TARİHÇESİ 8
2.2.MİKROPLASTİKLERİN TANIMI, SINIFLANDIRILMASI VE KAYNAKLARI 9
2.2.1. Mikroplastiklerin Toksikolojisi 9
2.2.2.Mikroplastiklerin Ekotoksikolojik Önemi 14
2.3.MİKROPLASTİKLERİN ETKİLERİ 16
2.3.1.Mikroplastiklerin Hayvan Sağlığı Üzerindeki Etkileri 16
2.3.1.1.Akuatik Ekosistemde Mikroplastik Kirliliğine Yönelik Mevcut Düzenlemeler ve İzleme Programları *20*
2.3.2.Mikroplastiklerin Bitkiler Üzerindeki Etkileri 21
2.3.3.Mikroplastiklerin Mikroorganizmalar Üzerindeki Etkileri 23
2.3.4.Mikroplastiklerin İnsanlar Üzerindeki Etkileri 24
2.3.4.1. Solunum Sisteminin MP'lere Tepkileri ve Solunum Sağlığı Sorunları 26
2.3.4.2. Gastrointestinal Sistemin (GİS) MP'lere Tepkileri ve Metabolik Etkiler 27
2.3.4.3. Kardiyovasküler Sistemin MP'lere Tepkisi 28
2.3.4.4. Bağışıklık Sisteminin MP'lere Tepkisi 30
2.3.4.5. Endokrin Sistemin MP'lere Tepkisi 30
2.3.4.6. Sinir Sisteminin MP'lere Tepkisi ve MP Nörotoksisitesi 31
2.3.4.7. Mikroplastiklerin Kanserojen Potansiyeli 31
2.3.4.8. Üreme Sisteminin MP'lere Tepkisi 32
2.3.4.9. Cilt ve Dermal Sistemin MP'lere Tepkisi 32

2.4.AĞIR METALLERİN / TOKSİK METALLERİN EKOTOKSİKOLOJİK ÖNEMİ 33
2.4.1. Ağır Metallerin Akut ve Kronik Toksisite Mekanizmaları 33
2.4.2. Ağır Metallerin Biyoakümülasyonu 35
2.4.3. Ağır Metallerin Ekosistem Düzeyinde Etkileri 36
2.4.4. Ağır Metallerin İnsan Sağlığı ve Tek Sağlık Perspektifi 36
2.5. CIVA KİRLİLİĞİ VE AKUATİK EKOSİSTEM 36
2.5.1. Akuatik Ekosistemde Cıva Kaynakları 39
2.5.1.1. Akuatik Ekosistemde Cıvanın Doğal Kaynakları 39
2.5.1.2. Antropojenik Cıva Kaynakları ve Bölgesel Etkileri 39
2.5.1.3. Biyolojik ve Mikrobiyal Süreçlerde Cıva Dönüşümü 41
2.5.2. Cıvanın Akuatik Ekosistemler ve Gıda Güvenliği Açısından Önemi 41
2.5.2.1. Cıva Maruziyeti ve Tarihsel Zehirlenme Vakaları 42
2.6. MİKROPLASTİK VE AĞIR METALLERİN AKUATİK ORGANİZMALAR ÜZERİNDEKİ BİRLEŞİK ETKİSİ 42
2.6.1. Ağır Metal-Mikroplastik Etkileşimleri 45
2.7.EKOSİSTEMLERDE MİKROPLASTİK VE AĞIR METAL İZLEME / MİKTAR TAYİNİNDE TAMAMLAYICI ARAÇ OLARAK BİYOİNDİKATÖRLER 50
2.7.1. Biyoindikatörlerin Tanımı ve Kısa Tarihçesi 50
2.7.2. Biyoindikatör Türlerin Özellikleri 51
2.7.3. Plastik ve Mikroplastik Kirliliği İçin Mevcut Biyoindikatörler 52
2.8. MİKROPLASTİK BİYOİZLEMEDE MODEL YUMUŞAKÇALAR 53
2.8.1. Denizel Mikroplastik Kirliliğinin İzlenmesinde Sentinel Tür Olarak *Mytilus galloprovincialis* 54
2.8.1.1.Mytilus galloprovincialis'te Mikroplastik ve Metal Birikimi: Biyoerişilebilirlik, Dokusal Dağılım ve Risk Değerlendirmesi 56
3. MALZEME VE YÖNTEM 58
3.1. MATERYAL 58
3.2. YÖNTEM 61
3.2.1. Deney Koşulları 61
3.2.2. Mikroplastik Maruziyeti 63
3.2.3.Toksik Metal Maruziyeti 64
3.2.4.Örnekleme Metodu 65
3.2.5.Mikroplastik Analizi Sırasında Kontaminasyon Kontrolü İçin Alınan Önlemler 66
3.2.6.Mikroplastik Analizi 67

3.2.6.1.Hidrolizasyon....68
3.2.6.2.Filtrasyon, Nötralizasyon ve Filtre kağıdına alma....68
3.2.6.3.Boyama ve Görüntüleme....68
3.2.7. Mikroplastik Risk Analizi....69
3.2.8.Cıva Tayini....69
3.2.8.1.Cıva (Hg) Tüketim Riski Değerlendirmesi....70
3.2.9.Su Kalitesi Analizleri....72
3.2.10.Filtrasyon Oranı....72
3.2.11.İstatistiksel Analizler....73
4. BULGULAR....74
4.1. FİLTRASYON ORANI BULGULARI....74
4.2.MİKROPLASTİK BULGULARI....75
4.2.1.Kontrol Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)....75
4.2.2.PE (Polietilen) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)....76
4.2.3.PP (Polipropilen) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)....77
4.2.4.PS (Polistiren) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g....78
4.2.5.PET (Polietilen tereftalat) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)....79
4.2.6.Polimer / Polimer+ Hg Maruziyeti Yapılan Midye Örneklerinin Dokularında MP Birikiminin Karşılaştırmalı Bulguları....80
4.3.CIVA BULGULARI....82
4.4.MİKROPLASTİK TÜKETİM MİKTARLARINA İLİŞKİN BULGULAR....86
4.5.TAHMİNİ GÜNLÜK VE HAFTALIK ALIM DEĞERLERİ İLE HEDEF TEHLİKE KATSAYISINA İLİŞKİN CIVA RİSK DEĞERLENDİRMESİ BULGULARI....91
5. TARTIŞMA VE SONUÇ....93
5.1. SONUÇ VE ÖNERİLER....122
KAYNAKLAR....127
EKLER....157
MİDYELERDE MİKROPLASTİK VE CIVA MARUZİYETİNİN ZAMANA BAĞLI AĞIRLIK VE MORFOMETRİK DEĞİŞİMLERİ....157
ÖZGEÇMİŞ....164

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Akuatik ekosistemlerde biyoakümülasyon ve biyomagnifikasyon süreçlerinin şematik gösterimi **11**

Şekil 2.2: Besin zinciri boyunca cıva konsantrasyonunun artışını gösteren biyomagnifikasyon süreci **12**

Şekil 2.3: Besin zincirinde mikroplastiklerin aktarım ve birikim sürecinin şematik gösterimi **13**

Şekil 2.4: Tek Sağlık yaklaşımı kapsamında insan sağlığı, hayvan sağlığı, çevre ve gıda güvenliği arasındaki karşılıklı etkileşimlerin şematik gösterimi **15**

Şekil 2.5: Hayvansal üretim sistemlerinde mikroplastiklerin çevresel maruziyet yoluyla hayvan dokularına ve gıdalara geçişini gösteren şematik diyagramı **18**

Şekil 2.6: Akuatik besin ağında trofik seviyeler arasındaki etkileşimlerin ve madde aktarım yollarının şematik gösterimi **20**

Şekil 2.7: Bitki ekosisteminde mikroplastiklerin çevresel kaynaklardan besin zincirine geçişini gösteren şematik gösterimi **22**

Şekil 2.8: İnsan vücudunda mikroplastiklerin diyet ve solunum yoluyla girişinin temsili görseli **25**

Şekil 2.9: Solunum sırasında inhalasyon ve ekshalasyon süreçlerinde partikül maddelerin akciğerlerde dağılımını gösteren temsili görseli **27**

Şekil 2.10: İnsan vücudunda mide ve bağırsakları içeren gastrointestinal sisteminin temsili görseli **28**

Şekil 3.1: Deney öncesi depurasyon sürecinde tankların görüntüsü **58**

Şekil 3.2: Depurasyon sonrası aklimasyon sürecine aktarılan midyeler **59**

Şekil 3.3: Deney düzeneğinin kurulması **60**

Şekil 3.4: *Mytilus galloprovincialis* bireylerine ait morfometrik ölçümlerin gerçekleştirilmesi **60**

Şekil 3.5: *Mytilus galloprovincialis* bireylerine ait kabuk uzunluğu (X), yüksekliği (Y) ve genişliği (Z) ölçümlerinin gerçekleştirilmesi **61**

Şekil 3.6: *Mytilus galloprovincialis* bireylerinin deneysel düzene yerleştirilmesi **62**

Şekil 3.7: Deneysel çalışmada kullanılan akvaryum sistemi ve deney gruplarının genel görünümü **62**

Şekil 3.8: Deneyde kullanılacak plastiklerin cam mikser yardımıyla hazırlanması **63**

Şekil 3.9: Deneyde kullanılan cıva stok çözeltisinin hazırlanması **64**

Şekil 3.10: Deney düzeneğinde yapılan günlük su değişimi **65**

Şekil 3.11: Deney düzeneğinden örneklerin alınması **66**

Şekil 3.12: Midyelerin sindirim bezi, solungaç ve et dokularının metal kesme aparatları yardımıyla ayıklanması **67**

Şekil 3.13: Nile Red ile boyanan filtre kağıtları (solda) ve mikroskop ışığı altındaki filtrelerin görüntüsü (sağda) **68**

Şekil 3.14: PE MP'lerin mikroskop ışığı altındaki görüntüsü. **69**

Şekil 4.1: Beş haftalık mikroplastik ve Hg maruziyeti sonrası midyelerin farklı dokularında Hg konsantrasyonları **85**

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 4.1: Kontrol ve farklı MP (PE, PP, PS ve PET) ile MP+ Hg maruziyeti uygulanan gruplarda belirlenen filtrasyon oranlarının ortalama ± standart sapma değerleri. **75**

Tablo 4.2: Kontrol grubu midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu. **76**

Tablo 4.3: PE ve PE+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu. **77**

Tablo 4.4: PP ve PP+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu. **78**

Tablo 4.5: PS ve PS+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu. **79**

Tablo 4.6: PET ve PET+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu..... **80**

Tablo 4.7: Beş haftalık farklı polimer (PE, PP, PS ve PET) ve bu polimerlerle eş zamanlı Hg maruziyeti sonrası midyelerin solungaç (SL), sindirim (Sİ) ve et (ET) dokularında belirlenen MP konsantrasyonları. **82**

Tablo 4.8: Beş haftalık mikroplastik + Hg maruziyeti sonrası midyelerin solungaç dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları. **83**

Tablo 4.9: Beş haftalık mikroplastik (PE, PP, PS ve PET) ve Hg (2,5 µg/L) kombine maruziyeti sonrası midyelerin et dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları. **84**

Tablo 4.10: Beş haftalık mikroplastik (PE, PP, PS ve PET) ve Hg (2,5 µg/L) kombine maruziyeti sonrası midyelerin sindirim dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları. **84**

Tablo 4.11: Kontrol grubundaki midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **86**

Tablo 4.12: PE maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **86**

Tablo 4.13: PE+Hg maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **87**

Tablo 4.14: PP maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **87**

Tablo 4.15: PP+Hg maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **88**

Tablo 4.16: PS maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **88**

Tablo 4.17: PS+Hg grubundaki midyelerde midyeler de 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **89**

Tablo 4.18: PET grubundaki midyelerde midyeler de 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **89**

Tablo 4.19: PET+Hg grubundaki midyelerde midyeler de 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları. **90**

Tablo 4.20: Farklı vücut ağırlıkları (50, 60 ve 70 kg) için hesaplanan Tahmini Günlük ve Haftalık Alım Değerleri (TGAD ve THAD) ile Hedef Tehlike Katsayısı (HTK). **92**

Tablo 21: Kontrol grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(gr) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n=3). **157**

Tablo 22: PE 180–212 µm ve PE 180–212 µm + 2,5 Hg gruplarında farklı zaman noktalarında ölçülen dolu ve boş ağırlıklar ile morfometrik parametrelerin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3). **158**

Tablo 23: PP 180-212 µm ve PP 180-212µm+2,5 µg/L Hg grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(gr) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3). **159**

Tablo 24: PS 180–212 µm ve PS 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(gr) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3). **160**

Tablo 25. PET 180–212 µm ve PET 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(gr) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3). **161**

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler **Açıklama**

% : Yüzde
< : Küçüktür
> : Büyüktür
± : Artı eksi
° : Derece
µ : Mikron

Kısaltmalar **Açıklama**

As : Arsenik
C : Santigrat
Cd : Kadmiyum
cm : Santimetre
Cr : Krom
Cu : Bakır
diğ. : Diğerleri
EFSA : Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi
g : Gram
Hg :Cıva
kg : Kilogram
L : Litre
MeHg :Metil cıva
MP : Mikroplastik
MSFD : AB Denizcilik Stratejisi Çerçeve Direktifi
mm : Milimetre
nm : Nanometre
Ni : Nikel
NP : Nanoplastik

PAH :Poliaromatik hidrokarbonlar

Pb :Kurşun

PE : Polietilen

PES : Polyester

PET : Polietilen tereftalat

PP : Polipropilen

PS : Polistren

PTFE : Politetrafloroetilen

PVC : Polivinil klorür

SDG : Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri

sn : Saniye

UV : Ultra viyole

USEPA : United States Environmental Protection Agency (Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı)

WHO : World Health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)

Zn **:** Çinko

µm : Mikrometre

ÖZET

Midyelerde (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) Mikroplastik ve Ağır Metal Birikiminde Polimer Etkisinin İncelenmesi

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Tenzile Nisa ÖKSÜZÖMER

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Balıkçılık ve Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı

Danışman : Prof. Dr. Nuray ERKAN ÖZDEN

Bu çalışma, Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*) model organizması kullanılarak, dört farklı polimer tipinin (PE, PP, PS, PET) tek başına ve ağır metal (Cıva - Hg) ile birlikte maruziyetinin etkilerini incelemektedir. Çalışmada çevresel olarak gerçekçi Mikroplastik değerleri (180–212 µm boyut ve $2{,}57\times10^{-7}$ g/L (33 adet/L) konsantrasyon) kullanılarak cıva maruziyeti (2,5 µg/L) yapılarak beş haftalık kronik bir maruziyet senaryosu uygulanmıştır.

Maruziyet boyunca incelenen parametrelerden filtrasyon oranı değerlendirildiğinde MP'ler, polimer tipinden bağımsız olarak tek başına bulunduklarında midyelerin filtrasyon oranını baskılamıştır. MP+Hg etkileşimi değerlendirildiğinde MP'lerin Hg ile birlikte uygulanan gruplarda, filtrasyon oranının tek başına MP uygulanan gruplara göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Literatürdeki "Truva Atı" (kirleticiyi taşıma) etkisinin aksine, bu çalışmada MP

ve Hg arasında antagonistik (birbirinin olumsuz etkisini hafifleten) bir eğilim saptanmıştır. MP'lerin Hg iyonlarını yüzeylerine adsorbe ederek metalin biyoyararlanımını azalttığı düşünülmektedir.

Mikroplastik birikimi; polimer tipine, dokuya ve zamana göre değişkenlik göstermiştir. Test edilen doz ve boyutlarda PE-MP hiçbir dokuda (solungaç, sindirim, kas) tespit edilebilir bir birikim oluşturmamıştır. PP-MP, özellikle sindirim dokusunda zamanla artan bir birikim eğilimi göstermiştir. Hg varlığının, maruziyetin geç dönemlerinde (5. hafta) PP'nin sindirim dokusundaki birikimini anlamlı derecede artırdığı saptanmıştır. PS-MP'nin**, s**olungaç, sindirim ve kas dokularında yüksek düzeylerde birikebildiği ve zamanla (özellikle 5. haftada) birikimin arttığı gözlemlenmiştir. Çalışma, yüksek doz laboratuvar deneylerinin aksine, çevresel olarak gerçekçi düşük dozların dahi organizma üzerinde belirgin fizyolojik ve dokuya özgü etkiler yarattığını kanıtlamaktadır. Et dokusundaki MP düzeylerinin genellikle düşük seyretmesi olumlu bir gösterge olsa da, bazı polimerlerin (PS ve PET) uzun süreli maruziyette kas dokusunda artış eğilimi göstermesi gıda güvenliği açısından risk oluşturabilmektedir.

Dokularda Hg birikimi değerlendirildiğinde özellikle solungaç dokuda PE-MP, PP-MP ve PS-MP'lerinin Hg birikimini artırıcı etkilerinin istatistiksel olarak sınırlı kaldığını, PET-MP'lerinin Hg taşınımı ve tutulması açısından diğer polimer türlerine kıyasla daha etkili olduğu gözlenmiştir. PS-Hg ve PET-Hg gruplarında sindirim dokuda ortalama Hg düzeylerinin daha yüksek olması, sindirim dokusunun MP–Hg etkileşimlerine biyolojik olarak duyarlı bir hedef doku olabileceğine işaret etmektedir. Et dokuda da PP-Hg, PS-Hg ve PET-Hg gruplarında tek başına Hg uygulanan grup kadar Hg birikimi gözlenmiştir. Ancak, midye diğer organları ile birlikte bütün tüketilen bir gıda maddesi olduğu için tüketici güvenliği ve sağlık riski bakımından MP tüketim ve Hg risk değerlendirme hesapları ile hassas tüketici grupları başta olmak üzere yüksek riskli gıda olma özelliğini korumaktadır.

Bu çalışma ile, tek kirletici temelli değerlendirmelerin gerçekçi maruziyet koşullarını tam yansıtamayacağı, MP ve ağır metallerin birlikte bulunduğu "çoklu stresör" yaklaşımının risk değerlendirmelerinde kritik olduğu orta koyulmuştur.

Ocak 2026, 181 sayfa.

Anahtar kelimeler: Mikroplastik, *Mytilus galloprovincialis*, cıva (Hg), polimer tipi, biyobirikim

SUMMARY

Investigation of Polymer Effect on Microplastic and Heavy Metal Accumulation in Mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819)

M.Sc. THESIS

Tenzile Nisa ÖKSÜZÖMER

İstanbul University

Institute of Graduate Studies in Sciences

Department of Fisheries and Seafood Processing Technology

Supervisor : Prof. Dr. Nuray ERKAN OZDEN

This study investigates the effects of exposure to four different microplastic polymer types (PE, PP, PS, PET), applied both alone and in combination with a heavy metal (mercury, Hg), using the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) as a model organism. A five-week chronic exposure scenario was conducted under environmentally realistic conditions (particle size 180–212 μm; concentration $2{,}57\times10^{-7}$ g/L (33 pieces/L)).

Regarding the filtration rate (FR), microplastics suppressed mussel filtration when present alone, irrespective of polymer type. When the MP + Hg interaction was evaluated, filtration rates in the co-exposure groups (MP + Hg) were higher than those in the MP-only groups. Contrary to the “Trojan Horse” concept in the literature (i.e., pollutant carriage), an antagonistic

trend—suggesting a mitigation of negative effects—was observed between MPs and Hg in this study. It is hypothesized that adsorption of Hg ions onto microplastic surfaces may reduce metal bioavailability.

Microplastic accumulation varied by polymer type, tissue, and time. At the tested dose and size, PE-MP did not produce detectable accumulation in any tissue (gill, digestive gland, muscle). PP-MP showed an increasing accumulation trend over time, particularly in the digestive gland, and the presence of Hg significantly increased PP accumulation in the digestive tissue during the late exposure period (week 5). PS-MP was able to accumulate at high levels in gill, digestive, and muscle tissues, with accumulation increasing over time (especially by week 5). Unlike high-dose laboratory exposures, the present findings demonstrate that even environmentally realistic low doses can induce pronounced physiological and tissue-specific effects. Although MP levels in muscle tissue were generally low—an encouraging indicator—the tendency of some polymers (PS and PET) to increase in muscle under long-term exposure may pose a food-safety concern.

With respect to Hg accumulation in tissues, the enhancing effects of PE-MP, PP-MP, and PS-MP on Hg accumulation in the gills were statistically limited, whereas PET-MP appeared more effective than other polymers in Hg transport and retention. Higher mean Hg levels in the digestive tissue in the PS-Hg and PET-Hg groups suggest that the digestive gland may be a biologically sensitive target tissue for MP–Hg interactions. In muscle tissue, Hg accumulation in the PP-Hg, PS-Hg, and PET-Hg groups was comparable to that observed in the Hg-only group. However, because mussels are consumed whole together with their organs, they remain a high-risk food item from the perspective of consumer safety and human health—particularly when considering MP intake and Hg risk-assessment calculations, with sensitive consumer groups being of primary concern.

Overall, this study highlights that single-pollutant assessments may not fully reflect realistic exposure conditions and demonstrates that a “multiple stressor” framework—where microplastics and heavy metals co-occur—is critical for robust risk assessment.

January 2026, 181 pages.

Keywords: Microplastics, *Mytilus galloprovincialis*, mercury (Hg), polymer type, bioaccumulation

1. GİRİŞ

Plastikler; uzun polimer zincirleri ve çeşitli katkı maddelerinden oluşan, ısı ve basınç altında kolaylıkla şekillendirilebilen geniş bir malzeme sınıfıdır. Hafiflikleri, dayanıklılıkları ve düşük maliyetleri sayesinde sağlık, enerji, gıda ve altyapı dâhil olmak üzere pek çok sektörde vazgeçilmez hâle gelmişlerdir (Andrady ve Neal, 2009). Plastik üretiminin büyük bir bölümü fosil yakıtlara dayalı olup, ham plastik üretimi küresel rezervlerin kayda değer bir kısmını tüketmektedir. Küresel plastik üretimi 20. yüzyılın ortalarından itibaren kesintisiz bir artış göstermiş; günümüzde ticari ölçekte en yaygın kullanılan polimerler polietilen (PE), polipropilen (PP), polistiren (PS), polietilen tereftalat (PET), politetrafloroetilen (PTFE) ve polivinil klorür (PVC) olmuştur (Geyer ve diğ., 2017; Andrady & Rajapakse, 2016; Lebreton &Andrady, 2019). Plastiklerin çevrede kalıcılığı, makro boyutlu parçalardan meso, mikro ve nano boyutlara ayrışmalarıyla birlikte ekosistemler üzerinde uzun süreli bir baskı oluşturmaktadır. Özellikle akuatik ekosistemlerde küçük plastik partiküllerin artışı, önemli bir kirlilik başlığı hâline gelmiştir (Thompson ve diğ., 2004). Mikroplastikler (MP), ekosistem içerisindeki organizmaların solunum, beslenme ve üreme metabolizmaları üzerinde olumsuz etkilere yol açabilmekte; oksidatif stres ve çeşitli fizyolojik bozulmalara neden olabilmektedir. MP'ler, besin ağları aracılığıyla taşınarak trofik piramidin son halkası olan insana kadar ulaşabilmektedir. İnsanların MP'lere maruziyeti yalnızca beslenme yoluyla sınırlı olmayıp, solunum ve temas gibi farklı yollarla da gerçekleşmektedir (Wright ve diğ., 2013; Smith ve diğ., 2018).

Plastik kirliliğine paralel olarak ağır metal/toksik metal kirliliği de küresel ölçekte önemli bir ekolojik ve halk sağlığı sorunu oluşturmaktadır. Endüstriyel, tarımsal ve atmosferik kaynaklı cıva (Hg), kadmiyum (Cd), kurşun (Pb) ve krom (Cr) gibi metaller, akuatik canlılar ve insanlar için ciddi riskler taşımaktadır (Li ve diğ., 2020; Islam ve diğ., 2015). MP'ler, yüzeylerine ağır metallerin adsorbe olmasıyla ikincil kirletici ya da taşıyıcı (vektör) rolü üstlenmekte; bu durum toksik bileşenlerin [ağır metaller, pestisitler ve poliaromatik hidrokarbonlar (PAH)] gıda zinciri boyunca taşınmasına aracılık etmektedir (Holmes ve diğ., 2014a; Holmes ve diğ., 2014b; Rochman ve diğ., 2019; Wang ve diğ., 2021). Kıyısal sistemlerde MP–metal etkileşimlerinin sinerjistik toksisiteyi artırdığı, midye, balık ve kabuklularda birikimi yükselttiği bildirilmektedir (Brennecke ve diğ., 2016; Prata ve diğ., 2020). Bu nedenle günümüzde MP'ler

ve ağır metaller, ekosistem sağlığını ve sürdürülebilir su ürünleri arzını tehdit eden çifte stresörler olarak değerlendirilmektedir.

MP'lerin kirleticileri tutma kapasitesi; polimer tipi, yüzey alanı ve yüzey enerjisi, hidrofilik–hidrofobik karakter, yüzey yükü ve bozunma süreçleri (UV ışınımı, sıcaklık, tuzluluk) gibi faktörlere bağlıdır. Adsorpsiyon mekanizmaları; yüzey bağlanması, gözenek doldurma ve dağılım süreçlerini içermektedir. pH, sıcaklık ve tuzluluk gibi çevresel parametreler de bu mekanizmalar üzerinde belirleyici rol oynamaktadır (Yu ve diğ., 2019). Literatür verileri, PS, PE ve PVC'nin çeşitli kirleticilere yüksek tutunma kapasitesi gösterebildiğini; PE, PS, PVC ve PP kökenli MP'lerin ağır metallerle etkileşime girebildiğini ortaya koymaktadır (Li ve diğ., 2020a; Li ve diğ., 2020b; Abidli ve diğ., 2021; Parra ve diğ., 2021; Ivar do Sul ve Costa, 2014). Yüksek yüzey enerjisine sahip PVC ve PS, metallerle daha güçlü etkileşimler gösterebilirken; PE ve PP gibi daha hidrofobik polimerlerde metal adsorpsiyonunun görece daha sınırlı olabildiği bildirilmektedir (Turner ve Holmes, 2015; Chen ve diğ., 2023).

MP'lerin vektör görevi, su ürünlerinin besin değerini azaltmakla kalmamakta, aynı zamanda FAO ve WHO tarafından belirlenen güvenli tüketim sınırlarının aşılmasına da neden olabilmektedir (Garrido Gamarro & Costanzo, 2022). Gıda zinciri yoluyla bu kirleticilere kronik maruziyet, özellikle çocuklar ve hamile bireylerde gelişimsel ve nörolojik bozukluklarla ilişkilendirilmektedir (Wang ve diğ., 2024). Bu nedenle midyelerde MP ve ağır metal birikiminin polimer tipine göre değerlendirilmesi, hem tek sağlık yaklaşımı hem de sürdürülebilir su ürünleri güvenliği açısından kritik öneme sahiptir.

Toksik metaller arasında yer alan Hg, kalıcı, hareketli ve nörotoksik özellikleri nedeniyle küresel ölçekte önemli bir kirleticidir. En tehlikeli formu olan metilcıva (MeHg), Minamata gibi çevresel felaketlere yol açmıştır ve USEPA tarafından en toksik maddeler arasında gösterilmektedir. MeHg, balık ve diğer su ürünlerinin tüketimi yoluyla insan sağlığı açısından en yüksek riski oluşturan metal türlerinden biridir. Nehirler ve atmosferik birikim yoluyla akuatik sistemlere ulaşan MeHg, besin zincirinde biyobirikim göstererek trofik seviyeler boyunca yukarı doğru taşınmaktadır. Yüksek emilim ve biyoakümülasyon oranları nedeniyle hem balıkları hem de balık tüketen canlıları doğrudan tehdit etmektedir (Escobar-Camacho ve diğ., 2024). Hg'nin balıklarda üreme bozukluklarına ve predatörden kaçınma davranışında bozulmalara neden olduğu bilinmektedir. Hg ve MP'lere eş zamanlı maruziyetin, balıkların solungaç ve karaciğer gibi dokularında Hg biyokonsantrasyonunu artırdığı bildirilmektedir. Bu durum balık stoklarında azalmaya ve dolaylı olarak küresel ölçekte önemli bir protein kaynağı

olan balığın insan tüketimi açısından güvensiz hâle gelmesine yol açabilmektedir (Crump ve Trudeau, 2009).

MP'ler, toksik kirleticiler için vektör görevi görerek Hg gibi ağır metalleri adsorbe edebildikleri için, MP'lere bağlı Hg sucul organizmalar tarafından alındığında toksisiteyi ve biyoyararlanımı artırabilmektedir (Mo ve diğ., 2025). Literatürde Hg ve MP'leri ayrı ayrı ele alan çok sayıda çalışma bulunmasına rağmen, MP'lerin Hg taşıyıcısı olarak rolü göz önünde bulundurulduğunda bu iki kirleticinin birlikte bulunmasının etkilerinin araştırılması gerekmektedir. Bu tez çalışması, birleşik etkileşim yollarını ve bu etkileşimlerin organizmalar ile insan sağlığı üzerindeki risklerini ortaya koyması açısından önem taşımaktadır.

Çift kabuklu organizmalardan midyeler (özellikle *Mytilus galloprovincialis* ve *M. edulis*), geniş yayılımları, sınırlı hareketlilikleri ve sürekli filtre-beslenmeleri sayesinde MP, ağır metal ve organik kirleticilerin izlenmesinde başlıca biyoindikatör türler olarak kabul edilmektedir. *Mytilus galloprovincialis*, özellikle Akdeniz–Marmara gibi yarı kapalı sistemlerde hem biyobirikim kapasitesi hem de katalaz, glutatyon-S-transferaz ve lipit peroksidaz gibi erken uyarı biyobelirteçleri sayesinde çevresel risk değerlendirmelerinde ideal bir model organizma sunmaktadır. Dokuya özgü birikim mekanizmaları, denizel kirliliğin zamansal ve mekânsal olarak yüksek doğrulukla izlenmesini mümkün kılmaktadır (Goldberg, 1975; Viarengo ve diğ., 2007; Sureda ve diğ., 2011; Beyer ve diğ., 2017; Azizi ve diğ., 2018; Li ve diğ., 2019a; Chen ve diğ., 2021; Parra ve diğ., 2021; Kotsiri ve Tsangaris, 2024). MP'lerin fiziksel ve kimyasal özellikleri ile metal adsorpsiyonu arasındaki ilişki, midye gibi filtreyle beslenen organizmalarda risk dinamiklerini belirleyen temel unsurlardan biridir. Polimer tiplerinin (PE, PS, PVC, PTFE vb.) çevresel kaderi ve toksisite farklılıkları dikkate alınarak bu tez çalışmasında problem tanımı oluşturulmuştur. MP ve ağır metal birikiminde polimer tiplerinin fark oluşturup oluşturmadığı, bu farkın model organizma olan midyenin farklı dokularında (solungaç, sindirim bezi ve kas) nasıl bir değişim gösterdiği ve polimer–metal etkileşiminin midyenin fizyolojik ya da biyokimyasal yanıtları üzerinde etkili olup olmadığına ilişkin sorular bu tezin çıkış noktasını oluşturmaktadır.

MP–metal etkileşimlerine ilişkin artan kanıtlara rağmen, polimer tipine bağlı metal adsorpsiyonu ve biyobirikim farklılıklarının doku (solungaç, sindirim bezi ve kas) düzeyinde ve eş maruziyet koşullarında (MP ile eş zamanlı toksik metal maruziyeti) sistematik olarak karşılaştırıldığı çalışmalar sınırlıdır. Ayrıca ölçüm yöntemlerinin henüz tam olarak

standartlaşmamış olması, coğrafi heterojenlik ve yaşlanmış MP'lerin farklı davranışlar sergilemesi, elde edilen bulguların karşılaştırılabilirliğini zorlaştırmaktadır.

İnsan beslenmesi açısından midye, ucuz bir protein kaynağı olması nedeniyle önemli bir besin kaynağıdır. Bununla birlikte, balıkçılık kaynakları üzerinde baskı oluşturmadan kültürü yapılabilmesi sayesinde çevre dostu ve sürdürülebilir bir gıda kaynağı olarak değerlendirilmektedir (Amirad ve diğ., 2008). Ancak midyelerin sindirim organları çıkarılmadan bütün hâlde tüketilmesi, MP'lerin ve toksik metallerin besin zinciri yoluyla insana transferinde önemli bir risk faktörü oluşturmaktadır (Li ve diğ., 2016). Bu nedenle deniz ve insan sağlığı üzerindeki potansiyel risklerin anlaşılabilmesi için midyelerdeki MP'lerin ve birlikte taşıyabilecekleri diğer toksik metallerin kontaminasyon durumunun incelenmesi önem arz etmektedir (Li ve diğ., 2019a).

Ülkemizin tüm sularında yaygın olarak bulunan ve akuakültürü giderek artan Akdeniz midyesi kullanılarak, farklı polimer yapısındaki MP'lerin (PE, PS, PP ve PET) tek tek ve bu polimerlerin 2,5 mg Hg/L eş maruziyeti altında organizmadaki tutunumuna etkisinin incelenmesi bu tez çalışmasının temelini oluşturmaktadır. Bu tez kapsamında, aynı boyut (180–212 µm) ve aynı dozda ($2{,}57 \times 10^{-7}$ g/L (33 adet/L)) farklı polimer türlerine ait MP'ler ile bu MP'lerle eş zamanlı olarak organizmada hasar oluşturan sınırların altında Hg kullanılarak gerçekleştirilen kronik maruziyetin sonunda, midyenin farklı dokularında MP ve Hg birikimi incelenmiştir.

Aynı boyut ve konsantrasyonda farklı polimerlerin organizma dokularında gösterdiği tutunum ve organizmanın verdiği biyolojik yanıtlar bu tez çalışmasında karşılaştırmalı olarak ortaya konmuştur. Elde edilen veriler, midye gibi bir indikatör organizma üzerinde gerçekleştirildiği için, MP'ler tarafından kirleticilerin biyobirikimini etkileyen faktörlere ilişkin literatürdeki mevcut bilgi boşluklarının doldurulmasına katkı sağlamaktadır. Ayrıca gelecekte yapılacak çalışmalara farklı bakış açıları sunması hedeflenmektedir.

Bu tez çalışması, uygulanan maruziyet senaryolarının mikroplastikler ve kirletici olarak seçilen cıvanın organizmada biyobirikimi üzerindeki etkilerini ortaya koyarken; bu kirleticilerin son tüketici olan insanlar açısından potansiyel toksisite, tüketici riski ve gıda güvenliği bağlamındaki kombine etkilerinin değerlendirilmesine katkı sağlamaktadır. Polimer bazında MP'lerin midyenin farklı dokularında nasıl bir tutunum gösterdiği ve polimer tipinin Hg tutunumunu hangi yönde etkilediği ayrıntılı olarak incelenmiştir.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. PLASTİĞİN TARİHÇESİ

"Plastik" terimi, "esnek, şekillendirilebilir veya modellenebilir" anlamına gelen Yunanca *plastikos* kelimesinden türetilmiştir. Plastikler, farklı monomerlerin seri polimerizasyonu ve çeşitli katkı maddelerinin eklenmesiyle elde edilen malzemelerdir (Bucknall, 2020). Selüloz, çevrede yaygın ve bol miktarda bulunan doğal bir polimer olup, plastiklerin tarihsel gelişiminde önemli bir başlangıç noktasıdır. İlk yarı sentetik polimer, 1862 yılında Alexander Parkes tarafından geliştirilmiş ve "Parkesine" adıyla Londra'daki Büyük Uluslararası Sergi'de tanıtılmıştır; ancak yüksek maliyeti nedeniyle ticari başarı elde edememiştir. Plastik tarihindeki önemli bir dönüm noktası, John Wesley Hyatt'ın 1869 yılında selüloit olarak bilinen, dayanıklı, renkli ve kalıplanabilir bir termoplastik geliştirmesiyle yaşanmıştır. Bu buluş, ticari olarak etkili ilk yarı sentetik plastik olarak kabul edilmektedir. Hyatt'ın çalışmaları, 1907 yılında Leo Baekeland'ın doğal bir elektrik yalıtkanı olan gomalakın ilk tamamen sentetik ikamesi olan bakaliti icat etmesine zemin hazırlamıştır. Bakalitin geliştirilmesiyle birlikte plastikler, sanayi ve günlük yaşamda yaygın biçimde kullanılmaya başlanmış; zaman içerisinde halkın ihtiyaçları doğrultusunda farklı özelliklere ve kullanım alanlarına sahip çok sayıda plastik türü geliştirilmiştir. Geniş kullanım alanları nedeniyle dünya genelinde plastik üretimi sürekli bir artış göstermektedir. Nitekim 2022 yılında küresel plastik üretimi 400,3 milyon metrik tona ulaşmış, bu miktar bir önceki yıla göre %1,6 oranında artış göstermiştir. Mevcut eğilimler devam ettiği takdirde, plastik üretiminin 2050 yılına kadar 1.800 milyon metrik tona çıkacağı öngörülmektedir. Plastik üretimindeki bu hızlı artışa karşın, plastik atık yönetimi aynı ölçüde gelişememiş; hatta birçok bölgede kontrol edilemez bir hâl almıştır. Günümüzde plastik atıkların yaklaşık %67,9'u yakılmakta ya da düzenli depolama alanlarına gömülmektedir. Çevreye bırakılan plastik parçacıklar ise hem kısa hem de uzun mesafeler boyunca taşınabilmekte; bu durum patojenik ve istilacı türlerin yanı sıra çeşitli çevresel kirleticilerin yayılımını da kolaylaştırmaktadır. Günümüz, plastiklerin ekosistemin tüm biyotik bileşenlerinde birikerek ve besin zinciri yoluyla taşınarak günlük yaşamın ayrılmaz bir parçası hâline geldiği bir dönem olarak tanımlanmaktadır. Özellikle MP'lerin, karasal ve akuatik ekosistemlerde yaşayan organizmalar üzerinde olumsuz etkiler oluşturarak gıda güvencesi ve gıda güvenliği açısından ciddi riskler yaratmakta ve nihayetinde insan sağlığını tehdit etmektedir (Ripan ve diğ., 2024).

2.2. MİKROPLASTİKLERİN TANIMI, SINIFLANDIRILMASI VE KAYNAKLARI

Plastikler, yarı sentetik veya sentetik kökenli organik bileşiklerden türetilen ve uzun zincirli polimer yapısına sahip, insan yapımı malzemelerdir. Yumuşak hâlde şekillendirilebilme özellikleri sayesinde üretim sürecinde kolaylıkla kalıplanabilmekte, ardından sert ya da esnek yapılar kazanabilmektedirler. Düşük maliyet, üretim kolaylığı, kimyasal maddelere ve suya karşı direnç, ısı ve elektrik yalıtımı, korozyon direnci ile ışık ve sıcaklığa dayanıklılık gibi çok yönlü özellikleri, plastiklerin modern toplumda yaygın biçimde kullanılmasını mümkün kılmaktadır (Ivleva, 2021). Bu üstün nitelikler, ahşap, kâğıt, taş, deri, metal, cam ve seramik gibi geleneksel malzemelerin pek çok uygulama alanında yerini plastiklere bırakmasına yol açmıştır. Günümüzde plastikler, basit kırtasiye malzemelerinden ileri uzay teknolojilerine kadar son derece geniş bir ürün yelpazesinde kullanılmaktadır (Andrady ve Neal, 2009). Özellikle giyim, ulaşım, elektronik ve ambalaj sektörlerinde plastikler vazgeçilmez hale gelmiştir. Küresel plastik üretiminin yaklaşık %40'ını ambalaj kökenli ürünler oluşturmaktadır ve bu ürünlerin büyük bir kısmı tek kullanımlık niteliktedir (Thompson ve diğ., 2004). Pipetler, içecek şişeleri, plastik poşetler, gıda ambalajları ve maskeler gibi hijyen ve pratiklik avantajı sağlayan tek kullanımlık ürünler, plastik kirliliğinin artmasında başlıca kaynaklar arasında yer almaktadır.

2.2.1. Mikroplastiklerin Toksikolojisi

Makro boyutlu plastiklerin çevresel dağılımı ve yol açtığı olumsuz etkiler, bugüne kadar yapılan araştırmaların temel odak noktalarından biri olmuştur. Elde edilen sonuçlar, kuşların, sürüngenlerin ve balıkların plastiklerden doğrudan zarar gördüğünü ortaya koymaktadır. Son yıllarda ise ince boyutlu MP'lerin çevrede yaygın biçimde dağıldığı fark edilmiş ve MP'lerin biyolojik etkileri önemli bir araştırma alanı hâline gelmiştir. MP'lerin çevresel dağılımını ve etkilerini daha iyi anlayabilmek amacıyla farklı toprak tipleri, sedimentler, su ortamları ve biyotik bileşenler kullanılarak çok sayıda analitik yöntem geliştirilmiş ve uygulanmıştır. Ancak mevcut analitik teknikler ile çevresel risk değerlendirme yaklaşımlarındaki sınırlılıklar nedeniyle, MP'lerin çevredeki dağılımı ve biyolojik etkileri günümüzde hâlen tartışmalı konular arasında yer almaktadır. MP'lerin çevresel süreçler boyunca ortaya çıkabilecek potansiyel çevresel ve biyolojik etkilerini açıklığa kavuşturmak amacıyla; MP'lerin değerlendirilmesine yönelik analitik yöntemler, çevresel taşınımı ve dağılımı ile biyota üzerindeki etkileri, karasal ve akuatik ekosistemlerde katkı maddeleri ve MP'lerin sorpsiyon–

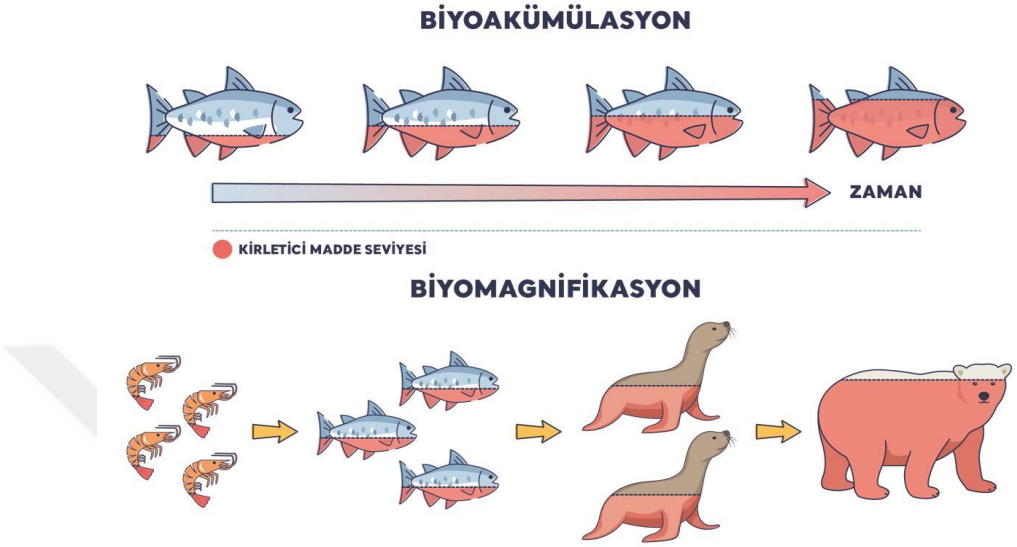
desorpsiyon süreçleri de dâhil edilerek çok sayıda çalışmada kapsamlı biçimde incelenmiştir.(Zhang ve diğ., 2019).

Plastiklerin toksisitesi, diğer faktörlerin yanı sıra bileşimleri ve partikül boyutlarıyla doğrudan ilişkilidir. Beiras ve Schonemann (2020) tarafından yapılan kapsamlı bir değerlendirmede, makroplastiklerin görece daha düşük toksisiteye sahip olduğu, MP'lerin orta düzeyde toksisite gösterdiği ve nanoplastiklerin ise daha yüksek toksik etkilere yol açtığı belirtilmiştir. İşlenmemiş (virgin) plastikler, kimyasal yapıları ve molekül ağırlıkları nedeniyle genel olarak düşük reaktiviteye sahip materyaller olarak kabul edilmektedir (Rochman, 2015). Bununla birlikte, polimerlerin özelliklerini iyileştirmek amacıyla plastiklere dâhil edilen katkı maddelerinin (örneğin antioksidanlar, biyositler, köpük kesiciler, alev geciktiriciler, ısı stabilizatörleri, plastikleştiriciler ve UV stabilizatörleri) nispeten düşük konsantrasyonlarda dahi olumsuz biyolojik etkilere neden olabildiği bildirilmiştir (Beiras ve diğ., 2021; Bolívar-Subirats ve diğ., 2021).

MP'lerin, çevresel kirleticiler için bir vektör görevi görme potansiyeli önemli bir endişe kaynağıdır. Bir kirleticinin plastiğe sorpsiyonu; hidrofobisitesini ve fiziko-kimyasal özelliklerini belirleyen monomer tipi, yüzey/hacim oranını etkileyen ve daha küçük boyutlarda daha yüksek sorpsiyon kapasitesi sağlayan partikül boyutu ile artan gözeneklilik, yüzey alanı ve mikrobiyal film varlığına bağlı olan ayrışma derecesi tarafından belirlenmektedir (Rial ve diğ., 2023). Kirleticilerin sorpsiyonu geri dönüşümlü veya geri dönüşümsüz olabilirken, desorpsiyon kinetikleri sorpsiyon süreçlerinden belirgin biçimde farklılık gösterebilmektedir. En hidrofobik organik kirleticiler için sorpsiyon dengesine ulaşma süresi, polar kirleticilere kıyasla genellikle daha uzundur. MP'ler ile metaller arasındaki dengeye ulaşmak için gereken süreye ilişkin bilgiler ise halen sınırlıdır (Fernández ve diğ., 2020). Desorpsiyon açısından bakıldığında, polar kimyasalların apolar olanlara göre daha hızlı desorbe olması beklenmektedir. Bununla birlikte, sindirim sıvılarının fiziko-kimyasal koşulları deniz suyundan önemli ölçüde farklı olduğundan, desorpsiyonun sindirim kanalında daha yüksek düzeylerde gerçekleşebileceği bildirilmektedir (Fernández ve diğ., 2020; Rial ve diğ., 2023).

MP'lerin toksik etkileri çok boyutlu olup, her yeni bilimsel çalışma organizmalar ve ekosistemler üzerindeki etki düzeyine ilişkin bilgileri daha da netleştirmektedir. Bu polimerlerin toksikolojisini açıklarken, çevresel kirleticilerin (özellikle kalıcı ve yağda çözünen bileşiklerin) ekosistemlerde ve canlı organizmalarda nasıl biriktiğini ve yoğunlaştığını tanımlayan iki temel süreç olan biyokümülasyon ve biyomagnifikasyon kavramlarının

açıklanması, konunun bütüncül olarak anlaşılması açısından büyük önem taşımaktadır (Şekil 2.1).

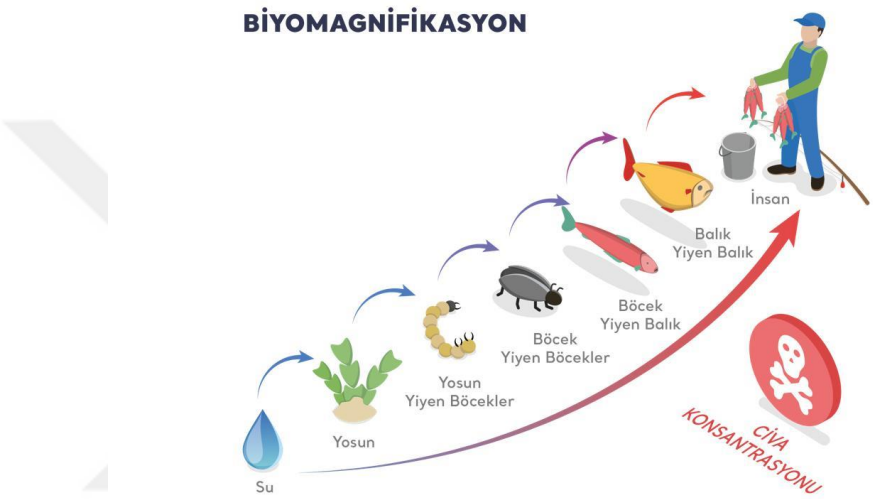


Şekil 2.1: Akuatik ekosistemlerde biyoakümülasyon ve biyomagnifikasyon süreçlerinin şematik gösterimi. (Erkan ve Can Tunçelli, 2023'den uyarlanmış; şekil, yazar tarafından yapay zekâ destekli bir görsel üretim aracı kullanılarak yeniden tasarlanmıştır).

Biyoakümülasyon, bir organizmanın çevresinden (hava, su, toprak ve özellikle besin yoluyla) aldığı bir kirleticinin, bu kirleticiyi vücudundan uzaklaştırma hızından (metabolizma veya dışkılama yoluyla) daha hızlı bir biçimde vücut dokularında birikmesi sürecidir. Biyoakümülasyonda tanımlanan temel unsur tek bir organizmadır. Bu süreç, organizmanın maruziyet süresi boyunca, genellikle yaşam boyu devam eden kademeli bir birikim şeklinde gerçekleşir. Biyoakümülasyon sonucunda, kirleticinin organizma dokularındaki konsantrasyonu, organizmanın bulunduğu çevredeki kirletici konsantrasyonundan daha yüksek düzeylere ulaşır (Borgå, 2013). Örneğin, bir balığın hem solungaçları aracılığıyla sudan hem de tükettiği besinler yoluyla sürekli olarak Hg alması ve bu Hg'nin balığın kas ve yağ dokularında zamanla artan miktarlarda birikmesi biyoakümülasyona tipik bir örnek teşkil etmektedir.

Biyomagnifikasyon ise bir kirleticinin besin zinciri boyunca, trofik seviyeler arasında yukarı doğru taşınırken her bir seviyedeki organizmanın dokularındaki konsantrasyonunun giderek artması olayıdır. Biyoakümülasyondan farklı olarak biyomagnifikasyon, tek bir organizmayı

değil, bir besin zincirinin tamamını kapsayan bir süreçtir. Bu süreçte kirletici, alt trofik seviyedeki kirlenmiş avın tüketilmesiyle bir üst trofik seviyeye aktarılır. Av konumundaki organizmanın dokularında bulunan kirletici, avcı organizmanın dokularında daha yüksek konsantrasyonlarda yoğunlaşır. Besin zincirinin en üst basamağında yer alan (apeks) yırtıcılarda ise kirleticinin konsantrasyonu en yüksek düzeye ulaşmaktadır (Şekil 2.2) (Chen ve diğ., 2021; Parra ve diğ., 2021; Kotsiri ve Tsangaris, 2024).



Şekil 2.2: Besin zinciri boyunca cıva konsantrasyonunun artışını gösteren biyomagnifikasyon süreci. (Erkan ve Can Tunçelli, 2023'den uyarlanmış; şekil, yazar tarafından yapay zekâ destekli bir görsel üretim aracı kullanılarak yeniden tasarlanmıştır).

Akuatik ekosistemlerde alt trofik seviyelerde yer alan organizmalar, MP'leri besinlerle birlikte alabilmektedir. Bu durum, MP'lerin biyomagnifikasyonunun besin zinciri boyunca fitoplanktondan zooplanktona, ardından kopepodlar, kabuklular ve balıklara doğru gerçekleşmesine yol açabilmektedir (Şekil 2.3). MP'ler, sırasıyla fitoplankton, zooplankton, kopepodlar ve kabuklular tarafından tüketildikçe biyoakümülasyona uğramakta; bu süreç sonucunda besin zincirinin en üst basamağında yer alan akuatik ekosistem balıkları, MP birikimine karşı en savunmasız organizmalar hâline gelmektedir (Blackburn ve Green, 2022).



Şekil 2.3: Besin zincirinde mikroplastiklerin aktarım ve birikim sürecinin şematik gösterimi. (Erkan ve Can Tunçelli, 2023'den uyarlanmış; şekil, yazar tarafından yapay zekâ destekli bir görsel üretim aracı kullanılarak yeniden tasarlanmıştır).

Giderek artan sayıda çalışma, Antarktika gibi uzak coğrafyalar da dâhil olmak üzere çevrede MP'lerin bulunduğunu bildirmektedir. MP'ler ayrıca hava, su, gıda ve içeceklerde de tespit edilmiştir. Bu durum, söz konusu partiküllere maruz kalmanın potansiyel insan sağlığı risklerinin anlaşılmasına ve sağlık temelli ölçütlerin geliştirilmesine yönelik ilgiyi artırmıştır. Bununla birlikte, Dünya Sağlık Örgütü (WHO-World Health Organization) tarafından NP ve MP partiküllerine diyet ve solunum yoluyla maruziyet üzerine yayımlanan yakın tarihli rapor, insan maruziyeti, epidemiyolojik gözlemler, dozimetri, biyokinetik ve toksikolojik etkilere ilişkin verilerin yetersiz olduğu sonucuna varmıştır (Fitch ve diğ., 2025).

MP'lerin karmaşık ve heterojen fiziksel özellikleri, geleneksel kimyasal risk değerlendirme çerçeveleri için önemli bir zorluk oluşturmaktadır (Gouin ve diğ., 2022; Fitch ve diğ., 2025). MP'lerin bileşimi, boyutu veya ebat aralıklarına ilişkin bilimsel ya da düzenleyici düzeyde tam

bir fikir birliği bulunmamaktadır (Fitch ve diğ., 2025). Çevre ve insan sağlığı alanındaki birçok tanım 1 µm ile 5 mm aralığını önermekle birlikte, Avrupa Birliği Kimyasallar Mevzuatı (EU REACH-Regulation on the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) kapsamında 2023 yılında yürürlüğe giren kısıtlamalar, pratik tespit yöntemlerine dayanarak bu aralığı 1 µm–5 mm olarak tanımlamıştır. Kaliforniya'daki düzenleyici girişimler, potansiyel sağlık etkilerinin yönetilebilmesi için toksisiteye dayalı eşik değerlere duyulan gereksinimi vurgulamıştır. Mevcut toksikoloji çalışmalarının, genel toksisiteye kıyasla orantısız biçimde gelişimsel ve üreme toksisitesine odaklandığı görülmektedir. Kaliforniya Eyalet Su Kaynakları Kontrol Kurulu uzman paneli biyolojik etki eşikleri geliştirmeye çalışmış olsa da, veri kalitesiyle ilgili endişeler nedeniyle sağlık temelli kıyaslama değerleri türetilememiştir (Fitch ve diğ., 2025). Bu durum, WHO'nun, mevcut çalışmaların büyük bir bölümünün nicel risk değerlendirmesi için yeterli kalite kontrolünden yoksun olduğu yönündeki değerlendirmesini desteklemektedir.

2.2.2. Mikroplastiklerin Ekotoksikolojik Önemi

Plastikler ekosistem içinde yaygın olarak dağılım göstermektedir, su, rüzgâr ve hatta hayvan hareketleriyle taşınabilmektedir (Cauwenberghe ve Janssen, 2014; Horton ve Dixon, 2017) ve insan yaşamını belirgin şekilde etkilemektedir. MP'ler suda, kabuklu su ürünlerinde, alglerde, kaplumbağalarda (Ivar do Sul ve diğ., 2014), balıklarda (Choy ve diğ., 2019), omurgalıların bağırsaklarında (Naidu ve diğ., 2018), büyükbaş hayvanlarda (Fossi ve diğ., 2014) ve hatta anne sütünde (Ragusa ve diğ., 2022) dahi bulunmuştur. MP'ler, deniz ekosistemlerinden uzak dağ ve ormanlarda, kutup bölgelerinde, topraktaki solucanlardan orman kuşlarına ve evcil hayvanlara kadar birçok alanda ve ortamda bulunmuştur (Sharma & Chatterjee, 2021). MP'ler ayrıca insan gıdalarında (Prata ve diğ., 2020) ve insan dışkısında (Schwabl ve diğ., 2019) da tespit edilmiştir. Ultraviyole radyasyon, dalgalar, korozyon ve foto-oksidasyon, bakterilerle birleşerek plastikleri mikro ve nano boyutlu parçacıklara ayırmaktadır (Derraik, 2002). Küçük boyutları ve düşük yoğunlukları nedeniyle MP'ler çevrede uzun süre kalabilir ve bu da artan bir çevresel tehlikeye yol açabilmektedir (Weithmann ve diğ., 2018). Bu nedenle MP'ler, ekosistemden atılmalarını içeren büyük bir küresel sorun olarak ortaya çıkmıştır. MP'ler, Tek Sağlık için yeni başlayan krizdir ve bu tehlikeyle mücadele etmek için, MP'lerin hayvan, insan ve çevre sağlığı üzerindeki etkilerini incelemek üzere disiplinler arası bir tek sağlık yaklaşımı gereklidir.

Tek sağlık, insanların, hayvanların (evcil-yaban), bitkilerin ve ekosistemlerin sağlığının ayrılmaz biçimde bağlantılı olduğunu kabul eden; bu nedenle sağlık risklerini kaynakta ortaklaşa önleme, öngörme, saptama ve yönetme amacı taşıyan bütüncül ve birleştirici bir yaklaşımdır. Tek sağlık yaklaşımı; hayvanların, insanların ve ekosistemlerin sağlığına eşit derecede öncelik vererek, zorlu çevre sorunlarını çözmek ve birbirine bağlı sistemlerin sağlığını iyileştirmek için toplum odaklı, çok disiplinli yaklaşımların gerekliliğini vurgulamaktadır. Veterinerlik, halk sağlığı, çevre bilimleri, gıda güvenliği ve ekoloji gibi disiplinlerin birlikte çalışmasını esas alır; özellikle zoonotik hastalıklar, antimikrobiyal direnç, gıda güvenliği ve çevresel kirleticiler (MP'ler ve ağır metaller) gibi karmaşık, çok sektörlü sorunlarda riskleri gıda zincirinin her aşamasında azaltmayı hedeflemektedir. Tek sağlık, ulusal-yerel düzeylerde kapasite geliştirme, ortak gözetim, veri paylaşımı ve politika uyumunu teşvik ederek daha dirençli sağlık sistemleri ve sürdürülebilir tarım-gıda sistemleri kurmayı amaçlamaktadır (Şekil 2.4) (Calistri ve diğ., 2013; Mackenzi ve Jeggo, 2019; Lee ve diğ., 2025).



Şekil 2.4: Tek Sağlık yaklaşımı kapsamında insan sağlığı, hayvan sağlığı, çevre ve gıda güvenliği arasındaki karşılıklı etkileşimlerin şematik gösterimi (ChatGPT – OpenAI kullanılarak tasarlanmıştır).

Deniz ortamlarındaki plastik kirliliği küresel bir krize dönüşmüştür ve MP'ler, tek sağlık modelinin tüm paydaşlarının (insanlar, hayvanlar ve ekosistemler) sağlığı için önemli tehditler

oluşturmaktadır. Plastiklerin kalıcı ve yaygın doğası, okyanuslardaki plastik kirliliğini karmaşık ve birbiriyle bağlantılı bir sorun haline getirmektedir.

MP'ler, günümüzde hem karasal hem de denizel ekosistemlerin tamamında tespit edilmeleri nedeniyle yaygın kirleticiler olarak kabul edilmektedir. Mikrobiyota ile MP'ler arasındaki etkileşimler, küresel sağlığın değerlendirilmesi ve sürdürülebilirliğinin sağlanması açısından temel öneme sahip bir araştırma alanını oluşturmaktadır. MP'ler, mikrobiyal toplulukların yapısını ve işlevlerini değiştirerek ekosistem ve organizma sağlığı üzerinde olumsuz etkilere yol açabilmektedir. Kirliliğin azaltılması ve ekosistem sağlığının korunabilmesi için bu etkileşimlerin disiplinler arası araştırmalar yoluyla kapsamlı biçimde anlaşılması gerekmektedir. Nitekim, mikrobiyota ile MP'ler arasındaki etkileşimlerde rol oynayan süreçlerin daha derinlemesine incelenmesi, MP'lerin ekosistemler ve insan sağlığı üzerindeki zararlı etkilerinin azaltılmasına yönelik yeni ve umut verici stratejilerin geliştirilmesine olanak sağlayabilir (Procopio ve diğ., 2025; Balta ve diğ., 2025).

2.3. MİKROPLASTİKLERİN ETKİLERİ

2.3.1. Mikroplastiklerin Hayvan Sağlığı Üzerindeki Etkileri

Tarım ekosistemleri ve karasal hayvancılık sistemleri, plastik kirliliğinin çevresel döngülere dâhil olmasıyla birlikte MP'lerin giderek daha fazla biriktiği ve etkileşim gösterdiği alanlar hâline gelmiştir. Tarımsal üretimde kullanılan plastik malzemeler (örneğin sulama sistemleri, sera örtüleri, yem ve gübre ambalajları) ile çevresel kaynaklardan gelen plastik girdiler, MP'lerin toprak, su ve yem zincirine dâhil olmasına neden olmaktadır. Bu durum, tarımsal üretimin sürdürülebilirliği, hayvan sağlığı ve hayvansal ürünlerin güvenliği açısından önemli riskler doğurmaktadır. Özellikle karasal hayvanların yem, içme suyu ve çevresel maruziyet yoluyla MP'lere sürekli olarak maruz kalması, bu partiküllerin hayvan dokularında birikmesine ve besin zinciri boyunca taşınmasına zemin hazırlamaktadır. MP'ler, toprak kalitesini olumsuz yönde etkileyen ve buna bağlı olarak gıda üretiminin verimliliğini düşüren potansiyel kirleticiler arasında yer almaktadır. Ayrıca MP'ler, gıda açısından fiziksel kirletici niteliği taşıdıklarından, hayvansal kaynaklı gıdalarda gıda güvenliğini de tehdit etmektedir. Kanatlı hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalarda, ördeklerin gastrointestinal sisteminde; özellikle kursak ve taşlık ile (Lwanga ve diğ., 2017) bağırsakta (Susanti ve diğ., 2021) MP'ler tespit edilmiştir. Bu yeni çevresel tehdit; paketlenmiş tavuk ürünlerinde (Kedzierski ve diğ., 2023),

plastik levha üzerinde kesilmiş tavuk ve hindi etlerinde (Habib ve Thiemann, 2022; Leon ve diğ., 2022), yumurtalarda (Liu ve diğ., 2022), hayvan dışkısında (Lwanga ve diğ., 2017) ve gübrede (Wu ve diğ., 2021) de rapor edilmiştir. Gübrede saptanan MP'lerin başlıca kaynaklarının, plastik alet ve ekipmanlar (örneğin kazıyıcılar ve su boruları), ambalaj malzemeleri (örneğin yem torbaları) ve hayvan yemleri olduğu varsayılmaktadır (Wu ve diğ., 2021; Thile ve diğ., 2021). Bunun yanı sıra MP'ler, sığır sütünde (Kutralam-Muniasamy ve diğ., 2020; Diaz-Basantes ve diğ., 2020; Filho ve diğerleri, 2021) ve sığır gübresinde (Zhang ve diğ., 2022) de tespit edilmiştir. Domuzlarda yapılan bir çalışmada, akciğer dokusunda yüksek miktarda MP bulunduğu bildirilmiştir (Li ve diğ., 2022). Küçükbaş hayvanlarda ise koyun dışkısında (Beriot ve diğ., 2021) ve plastik levha üzerinde kesilmiş ette (Habib ve Thiemann, 2022) MP'ler saptanmıştır. Hayvansal kaynaklı gıdalar arasında balda da MP varlığı rapor edilmiştir (Diaz-Basantes ve diğ., 2022). Hayvanların; balık unu, tarımsal ürünler ve içme suyu yoluyla MP'lere maruz kalmaları, bu canlıları yüksek risk grubuna dâhil etmektedir. Ayrıca MP'lerin, mikrobiyal toplulukların yapısını etkileyerek antibiyotik ve metal direnç genleri dâhil olmak üzere genetik materyalin yatay transferini artırabildiği yakın zamanda ortaya konmuştur (Urli ve diğ., 2023). Süt, yumurta ve et gibi temel besinleri sağlamaları ve besin zinciri boyunca biyolojik yoğunlaşma riskine katkıda bulunmaları nedeniyle, gıda kaynağı olan hayvanlara özel önem gösterilmesi gerektiği açıktır. Bu bağlamda, MP'lerin tarımsal sistemler ve karasal hayvanlar üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesi, hem gıda güvenliği hem de tek sağlık yaklaşımı kapsamında kritik bir araştırma alanı olarak öne çıkmaktadır (Şekil 2.5).



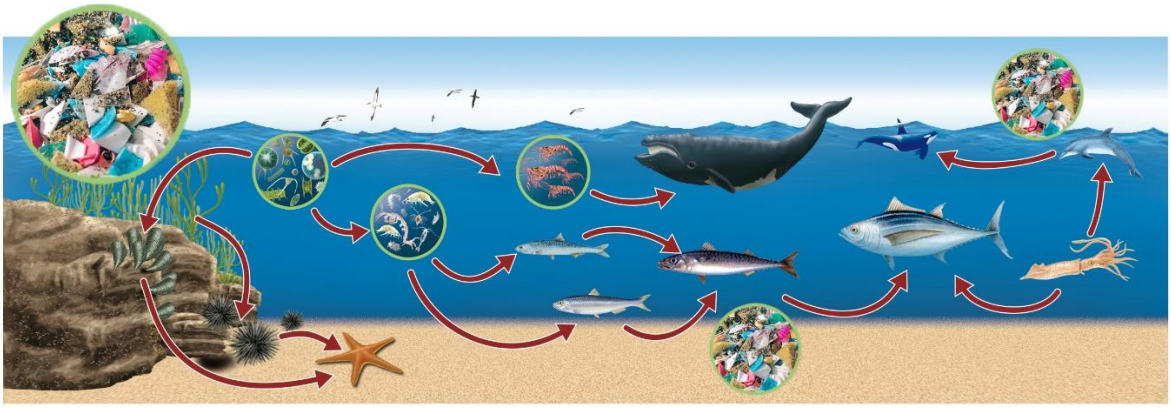
Şekil 2.5: Hayvansal üretim sistemlerinde mikroplastiklerin çevresel maruziyet yoluyla hayvan dokularına ve gıdalara geçişini gösteren şematik diyagramı (ChatGPT – OpenAI kullanılarak tasarlanmıştır).

MP'lerin deniz ekosisteminde yaygın olarak bulunması, önemli endişelere yol açmış ve MP'ler üzerine çok sayıda çalışmanın yürütülmesini beraberinde getirmiştir. Deniz ortamlarında MP kirliliğine odaklanan çalışmalar, uzun süre tatlı su ve karasal ortamlara kıyasla daha fazla ilgi görmüştür. Ancak son on yılda, tatlı su ve karasal ortamlardaki MP'lerin daha iyi anlaşılmasına yönelik artan bir ivme gözlenmiş; MP'lerin yaygınlığı ve etkilerine ilişkin çok sayıda çalışmada bulgular ortaya konmuş ve sürdürülebilir çözüm önerileri geliştirilmiştir. Bu çalışmalar, karasal ve tatlı su MP'leri arasındaki güçlü bağlantıya işaret etmekte; özellikle atık su ve kanalizasyon arıtma tesislerinden kaynaklanan çamur uygulamaları ve atık su deşarjlarının çevresel MP'lerin başlıca girdileri arasında yer aldığını göstermektedir. Her iki ekosistemde bulunan MP'ler, birincil ve ikincil formlardan oluşmakta olup, ikincil MP'ler birincil plastiklerin çevresel koşullar altında ayrışması sonucu ortaya çıkmaktadır. Toprakta tutulma ve yağış suları yoluyla yeraltı sularına sızmanın yanı sıra, karasal MP'ler yüzey akışı aracılığıyla tatlı su ortamlarına da taşınabilmektedir. Çevresel MP'ler, biyotik ve abiyotik bileşenlerle etkileşime girerek sürüklenme, çökelme, biyolojik kirlenme, bozulma, parçalanma ve besin zincirine dâhil olma gibi süreçlere maruz kalmakta; bu süreçlerin sonucunda besin zinciri boyunca

taşınabilmektedir. Çevresel MP yaygınlığı çoğunlukla nüfus yoğunluğu ve kentleşme ile ilişkilendirilse de, gelgit döngüleri, fırtınalar, seller ve insan faaliyetleri MP'lerin dağılım örüntülerini önemli ölçüde etkileyebilmektedir. Ayrıca MP'lerden katkı maddelerinin çevreye sızması, giderek büyüyen bir halk sağlığı sorunu olarak değerlendirilmektedir. Bu bağlamda sürdürülebilir çözümler; plastik kullanımının ve bertarafının azaltılmasını, biyoplastiklerle ikame edilmesini ve atık su arıtma teknolojilerinde yenilikçi yaklaşımların geliştirilmesini hedeflemektedir (Wong ve diğ., 2020).

Çevredeki MP'ler/NP'ler zooplankton, kabuklu deniz ürünleri ve balıklar dahil olmak üzere çeşitli organizmalar tarafından doğrudan yutulabilir ve besin zinciri yoluyla insan vücuduna girebilmektedir (Prata ve diğ., 2020) (Şekil 2.6). Balinalar, yunuslar ve foklar gibi deniz memelileri, özellikle kirlilikle ilişkili olarak, deniz ekosisteminin sağlığının önemli göstergeleri olarak kabul edilirler (Bossart, 2011). Çünkü bu hayvanlar yüksek trofik seviyeye, uzun ömre ve suda yaşayan kimyasal kirleticilerin biyolojik birikimine ve biyolojik büyümesine duyarlıdır. En baskın atık maddeler, okyanus ve kıyı ekosistemini kirleten nehirler, seller ve rüzgârlar tarafından denizlere taşınmaktadır. Akuatik ekosistem içinde özellikle denizler kullanılmış balıkçı tekneleri, plastik poşetler, yiyecek kapları ve plastik içecek şişeleri ile karasal çıktıların son giriş noktası olarak yoğun şekilde kirlenmektedir (Zhou ve diğ., 2018). MP'ler kıyılarda, okyanuslarda, denizlerde, nehirlerde, göllerde/rezervuarlarda, yapay resiflerde, girdaplarda ve diğer su kütlelerinde tespit edilmiştir (Peng ve diğ., 2017; Isobe ve diğ., 2019; Rahman ve diğ., 2020; Zhang ve diğ., 2020a; Zhang ve diğ., 2020b; Nithin ve diğ., 2021). İnsan gıdası olarak tüketilen balıkların kaslarında tespit edilmiş MP'ler bu balıklar insanlar tarafından tüketildiğinde insan metabolizma sistemlerine geçiş yapmaktadır (Alfaro-Núñez ve diğ., 2021; Goswami ve diğ, 2020; James ve diğ., 2020). Balık, insanlar için önemli bir protein kaynağı olduğundan, MP'lerin balıklardaki yaygınlığı ve ekotoksikolojik etkileri gıda güvenliğini ve halk sağlığını doğrudan etkilemektedir (Barboza ve diğ., 2018a; Barboza ve diğ., 2020a; Barboza ve diğ., 2020b; Akhbarizadeh ve diğ., 2018; Abbasi ve diğ., 2018). MP'lerin varlığı, plastikle kirlenmiş deniz suyunda yaşayan balıklarda, yumuşakçalarda, kabuklularda ve mikrobiyotada gözlemlenmiştir (Hossain ve diğ., 2019; Ajith ve diğ., 2020) (Şekil 2.6). Dahası, MP'ler katkı maddelerini, ağır metalleri, antibiyotikleri, pestisitleri ve diğer çevresel kirleticileri barındırabilir veya emebilir (Derraik, 2002). Ayrıca, "plastisferi" oluşturan faydalı ve patojenik mikroorganizmalara ev sahipliği yapabilirler (Hirai ve diğ., 2011; Zettler ve diğ., 2013;

Harrison ve diğ., 2018; Amaral-Zettler ve diğ., 2020). Bu nedenle, MP alımının akuatik biyotanın sağlığı üzerindeki etkileri önemli bir araştırma konusudur.



Şekil 2.6: Akuatik besin ağında trofik seviyeler arasındaki etkileşimlerin ve madde aktarım yollarının şematik gösterimi. (Erkan ve Can Tunçelli, 2023'den uyarlanmış; şekil, yazar tarafından yeniden tasarlanmıştır).

2.3.1.1.Akuatik Ekosistemde Mikroplastik Kirliliğine Yönelik Mevcut Düzenlemeler ve İzleme Programları

Mevcut düzenlemelerdeki boşluklar akuatik ortamlardaki MP'lerin oluşturduğu tehdit göz önüne alındığında, MP kirliliğinin izlenmesi, düzenlemelerin uygulanmasını desteklemek için hayati önem taşımaktadır (Ribeiro ve diğ., 2020). Bu izleme ve düzenlemeler, 2008 yılında deniz suyu kütlelerinin çevresel durumunu nitelendirmek için çeşitli tanımlayıcılar belirleyen Avrupa Deniz Stratejisi Çerçeve Direktifi 'nin hedeflerinden biridir. Bu tanımlayıcılar arasında "Deniz çöpünün özellikleri ve miktarları kıyı ve deniz ortamına zarar vermez" ifadesi de yer almaktadır. 2017 yılında Avrupa Komisyonu MP kirliliği ile ilgili olarak aşağıdaki kriterleri detaylandırmıştır (European Commission, 2017).

- Kıyı şeridinde, su sütununun yüzey tabakasında ve deniz tabanı tortusunda bulunan mikro çöplerin bileşimi, miktarı ve mekansal dağılımı, kıyı ve deniz ortamına zarar vermeyen seviyelerdedir.
- Deniz hayvanları tarafından yutulan çöp ve mikro çöp miktarı, ilgili türün sağlığını olumsuz etkilemeyen bir seviyededir.

Dolayısıyla, bu kriterler deniz ortamlarında ve biyotada MP kirliliğinin değerlendirilmesini gerektirir, ancak MSFD (AB Denizcilik Stratejisi Çerçeve Direktifi)' nde belirli metodolojiler, araçlar veya uygulanabilir kılavuzlar öngörülmemiştir.

Diğer yandan, Kuzeydoğu Atlantik Deniz Ortamının Korunmasına İlişkin Oslo-Paris Sözleşmesi (OSPAR), deniz çöpünün miktarını belirleme yöntemlerini detaylandırır, ancak bunlar yalnızca makro, mesoplastikler ve 1 mm'den büyük MP'lerle sınırlıdır (Wolinski, 2025). Bu boyuttan daha küçük MP'ler için hiçbir protokol belirtilmemiştir, ancak bunların daha büyük olanlara göre daha çok sayıda, her yerde bulunan ve daha tehlikeli olma olasılıkları yüksektir (Leistenschneider ve diğ., 2023).

Tatlı sulardaki MP kirliliğinin değerlendirilmesine ilişkin olarak boşluklar daha da belirgindir. Örneğin, Avrupa Birliği'nin su kaynaklarını korumayı amaçlayan Avrupa Su Çerçeve Direktifi genel su kirliliği ile ilgilenir ancak plastiklerden ve MP'lerden bahsetmemektedir. Benzer şekilde, yüzme suyunun ve insan tüketimine yönelik suyun tatlı su kalitesine ilişkin diğer direktifler MP kirliliğinden özel olarak bahsetmemektedir (Wolinski, 2025).

2.3.2. Mikroplastiklerin Bitkiler Üzerindeki Etkileri

MP'ler bitkiler tarafından emilebilmektedir; ancak selüloz açısından zengin hücre duvarlarına sahip bitkiler, MP'lerin yüksek moleküler ağırlığı ve büyük boyutları nedeniyle bu partiküllerin hücre içine girişine karşı belirli bir direnç göstermektedir (Zhou ve diğ., 2021). Bu nedenle MP emilimi temel olarak iki ana faktöre bağlıdır: (a) bitkinin anatomik ve fiziksel yapısı ve (b) farklı maddelere karşı sahip olduğu emilim afinitesi. Karbon bazlı nanopartiküllerin pirinç, mısır ve soya fasulyesi gibi çeşitli bitki türleri tarafından emilebildiği görülmektedir. Toprakta biriken MP'ler, bitkiler tarafından alınarak besin zinciri boyunca taşınabilmektedir (Guo ve diğ., 2020a).

MP'lerin toprağa giriş kaynakları ve olası taşınım yolları oldukça çeşitlidir. Bu kaynaklar arasında kanalizasyon çamuru ve kompost uygulamaları (Li ve diğ., 2019a), sulama faaliyetleri (Bläsing ve Amelung, 2018), plastik malçlama uygulamaları (Zhang ve diğ., 2020a), kontrolsüz atık bırakımı (Akdogan ve Güven, 2019) ve atmosferik birikim (Allen ve diğ., 2019) yer almaktadır (Şekil 2.7). Özellikle kentsel ve tarımsal topraklar, yoğun insan faaliyetlerine maruz kalmaları nedeniyle MP kirliliğine karşı daha hassas alanlar olarak değerlendirilmektedir (Chae ve An, 2020).



Şekil 2.7: Bitki ekosisteminde mikroplastiklerin çevresel kaynaklardan besin zincirine geçişini gösteren şematik gösterimi (ChatGPT – OpenAI kullanılarak tasarlanmıştır).

Tarım topraklarının PS, PE ve PP gibi farklı MP polimer türleriyle kirlenmiş olduğu bilinmektedir (Möller ve diğ., 2020; Piehl ve diğ., 2018). Tarımsal üretimde yaygın olarak kullanılan plastik malçlar; toprak sıcaklığının düzenlenmesi, buharlaşmanın azaltılması, yabancı ot kontrolü ve ürün kalitesinin artırılması gibi avantajlar sağlamaktadır. Bu uygulamalar, uzun vadede toprakta plastik kalıntılarının ve MP birikiminin artmasına neden olmaktadır (Gao ve diğ., 2019; Steinmetz ve diğ., 2016).

Toplu toprak işleme uygulamaları, plastik kalıntıların ve MP'lerin daha derin toprak katmanlarına taşınmasına yol açarak, bu partiküllerin toprak mikroorganizmaları ve bitki kökleriyle doğrudan etkileşime girmesine neden olmaktadır (Boots ve diğ., 2019). Bu durum, kök fonksiyonlarının ve mikrobiyal faaliyetlerin olumsuz etkilenmesi sonucunda küresel ölçekte tarımsal verimliliğin azalmasına yol açabilmektedir (Yang ve diğ., 2020).

Karasal ekosistemlerin, denizel ekosistemlere kıyasla daha yüksek miktarda MP içerdiği bildirilmektedir (Wang ve diğ., 2019b). Nitekim tarım topraklarında bulunan MP miktarının, okyanuslardaki seviyelerden daha yüksek olabileceği ifade edilmiştir (Nizzetto ve diğ., 2016). MP'lerin bitkiler üzerindeki etkileri yalnızca su ve besin alımının bozulmasıyla sınırlı kalmamakta (Bosker ve diğ., 2019), aynı zamanda kök dokularında özellikle PE birikimine yol açarak fotosentez oranının azalmasına ve yaprak genişlemesinin kısıtlanmasına neden olmaktadır. Bu süreç, kök gelişiminin olumsuz etkilenmesine ve azot eksikliği belirtilerinin ortaya çıkmasına katkıda bulunmaktadır (Postma ve diğ., 2014).

2.3.3. Mikroplastiklerin Mikroorganizmalar Üzerindeki Etkileri

Yapılan farklı çalışmalarda MP'lerin, akuatik ortamlarda mikroorganizmaların kolonizasyonu ve biyofilm oluşumu için uygun bir substrat/yüzey sağladığını ortaya koymuştur (Tuvo ve diğ., 2023). Biyofilm oluşumu; endüstriyel, çevresel, halk sağlığı ve tıbbi alanlarda önemli bir sorun olarak değerlendirilmektedir (Biswas ve diğ., 2011; He ve diğ., 2022). MP'lerle ilişkili mikrobiyal patojenler, MP yüzeyleri üzerinde "Plastisfer" olarak adlandırılan biyofilm yapıları oluşturmakta olup, bu yapıların antimikrobiyallere karşı direnç geliştirme potansiyeli MP araştırmalarında giderek artan bir ilgi konusu hâline gelmiştir (Du ve diğ., 2022)

Bazı çalışmalar, MP'lerin yalnızca mikrobiyal kolonizasyon için bir yüzey sağlamakla kalmadığını, aynı zamanda integronlar, mobil genetik elementler ve antibiyotik dirençli genlerin konjugasyon, transdüksiyon ve transformasyon gibi yatay gen transfer mekanizmaları yoluyla antimikrobiyal ilaca duyarlı suşlara aktarımında da rol oynadığını göstermiştir (Tuvo ve diğ., 2023). MP'lerle ilişkili bu biyofilm yapıları, antibiyotik dirençli genler için önemli bir birikim ve yayılım odağı olarak kabul edilmektedir. Literatürde, *Flavobacterium* spp. ve *Chryseobacterium* spp.'nin MP'lerden en yaygın olarak izole edilen bakteriyel cinsler arasında yer aldığı bildirilmektedir.

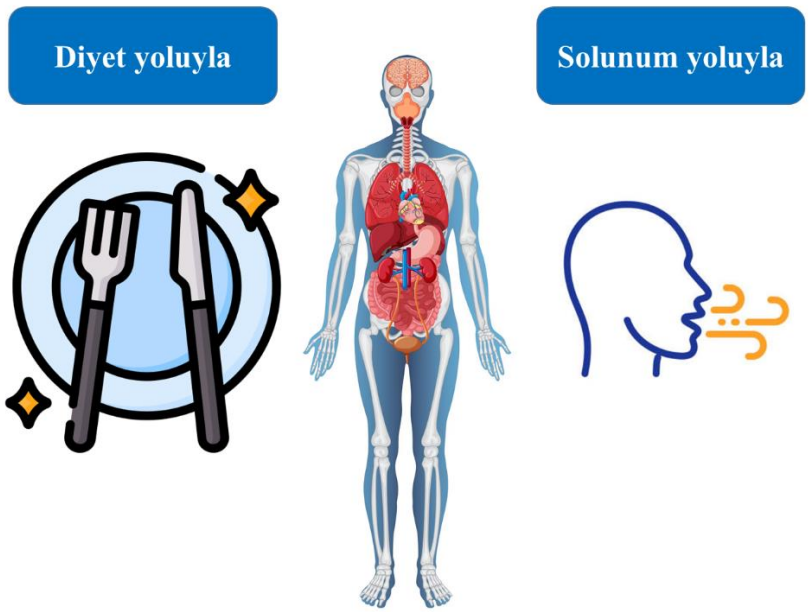
Antimikrobiyal direnç, Birleşmiş Milletler Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri'ne ulaşılmasının önündeki en önemli engellerden biri olup, bu küresel sağlık ve kalkınma tehdidinin üstesinden gelebilmek için çok sektörlü ve entegre yaklaşımlar gerektirmektedir (Biswas ve diğ., 2022).

2.3.4. Mikroplastiklerin İnsanlar Üzerindeki Etkileri

MP'ler çevrede yaygın olarak bulunmakta ve kalıcı yapıları nedeniyle (Thompson ve diğ., 2004), insanlar (Waring ve diğ., 2018) ve çevre (Barnes ve diğ., 2009; Villarrubia-Gómez ve diğ., 2018) üzerindeki potansiyel etkileri bakımından önemli bir endişe kaynağı oluşturmaktadır. Bu nedenle insanların MP ve NP parçacıklarına maruziyeti günümüzde kaçınılmaz olarak kabul edilmektedir. MP'lerin büyük bir kısmı, giysilerden kaynaklanan lifler (Browne ve diğ., 2011), araç lastiklerinin aşınması ve yetersiz yönetilen kentsel plastik atıkların çevresel bozunması sonucunda oluşmaktadır (Jambeck ve diğ., 2015). İç mekân ortamlarında ise aşınma ve yıpranma yoluyla plastik parçacık yayabilen çok sayıda eşya, yapı malzemesi ve mobilya bulunmakta olup, bu kaynakların yiyecek ve içeceklerle alınan MP'lerden daha önemli olabileceği ileri sürülmektedir (Rist ve diğ., 2018). Buna karşın, kentsel alanlardaki atmosferik MP'lerin oluşumu, kaynakları ve çevresel kaderi hâlen sınırlı düzeyde belgelenmiştir (Dris ve diğ., 2016; Dris ve diğ., 2017).

MP'ler genellikle daha büyük plastiklerin çevresel bozunması sonucu oluşmakta ve insan besin zincirine dâhil olmaktadır. Kimyasal ve fiziksel özellikleri bakımından heterojen yapıda olan MP'ler, potansiyel tehlikeleri ve maruziyet profillerini etkileyebilecek karmaşık materyaller olarak tanımlanmaktadır. Bu özellikler, çevresel maruziyet sürecinde değişime uğrayabilmekte ve birincil materyal üzerinden yapılan risk değerlendirmelerini geçersiz kılabilmektedir (Jones ve diğ., 2023). MP/NP'ler, farklı polimer türlerinden türeyen, çeşitli katkı maddeleri ve/veya çevresel kirleticiler içerebilen karmaşık parçacık karışımlarıdır. Geniş bir boyut dağılımına sahip olan bu parçacıklar genellikle düzensiz şekil ve morfolojiler sergilemekte; ayrıca yaşlanma ve aşınma süreçlerine bağlı olarak zaman içinde fiziksel ve kimyasal özellikleri değişmektedir (Andrady, 2017; Wang ve diğ., 2021). Her bir MP/NP türünün ayrı ayrı değerlendirilmesi pratik görünmemekte, bu nedenle sade ve bütüncül metodolojik yaklaşımlara ihtiyaç duyulmaktadır. Bununla birlikte, insan sağlığına yönelik risk değerlendirmesinde kullanılan kavramsal çerçeveler sınırlı olup, maruziyet ve tehlike değerlendirmelerine yönelik güvenilir ve standartlaştırılmış yöntemler büyük ölçüde eksiktir.

İnsanların MP/NP'lere ve bunlarla ilişkili ağır metallere maruziyeti başlıca diyet yoluyla (özellikle deniz ürünleri ve içme suyu) ve solunabilir MP lif ve parçacıkları aracılığıyla gerçekleşmektedir (Şekil 2.8).



Şekil 2.8: İnsan vücudunda mikroplastiklerin diyet ve solunum yoluyla girişinin temsili görseli. (Erkan ve Can Tunçelli, 2023'den uyarlanmış; şekil, yazar tarafından yeniden tasarlanmıştır).

Midyeler gibi filtre beslenen organizmalar, MP–metal komplekslerini bünyelerinde biriktirerek bu kirleticilerin gıda zincirine girişinde kritik bir vektör işlevi görmektedir. Sindirim koşullarında (düşük pH ve sindirim enzimleri), bu komplekslerden metallerin hızla desorbe olması, biyoerişilebilir fraksiyonu artırmakta ve özellikle solungaçlar ile sindirim bezi başta olmak üzere dokusal dağılımı etkilemektedir. Bu mekanizma, MP yüzeylerinden Cd ve Pb gibi metallerin asidik gastrik ortamda hızlı çözünmesi ve organik katkı maddesi olan Bisfenol A'nın bağırsak pH'ında belirgin şekilde desorbe olması ile deneysel olarak gösterilmiştir (Vogel ve diğ., 2024).

İçme suyu açısından bakıldığında, WHO'nun 2019 tarihli değerlendirmesi mevcut verilerin sınırlı ve heterojen olduğunu ortaya koymakla birlikte, ileri görüntüleme teknikleriyle gerçekleştirilen daha güncel çalışmalar, şişelenmiş sularda litre başına on binlerce ila yüz binlerce nano/MP parçacığının bulunabildiğini göstermiştir. Bu bulgular, insan maruziyetinin yalnızca deniz ürünleriyle sınırlı olmadığını, içecekler yoluyla da anlamlı düzeylere ulaşabileceğini ortaya koymaktadır (WHO, 2019). Buna paralel olarak, kapalı ortamlarda (ev ve ofisler) ölçülen solunabilir MP konsantrasyonları, bireylerin günlük yaşamda inhalasyon

yoluyla da maruz kaldığını göstermektedir. İç ortam çalışmalarında, özellikle >1 µm boyutundaki lif ve fragmanların yüksek konsantrasyonlarda saptandığı rapor edilmiştir (Vianello ve diğ., 2019).

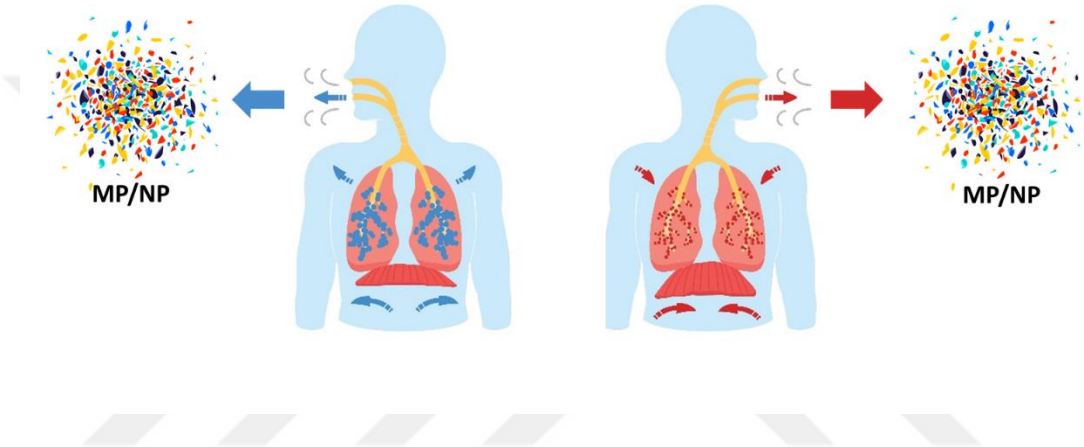
İnsan biyogözetim çalışmalarından elde edilen veriler de bu maruziyeti desteklemektedir. Kanda pyrolysis-GC/MS yöntemiyle ve plasenta dokusunda MP varlığı saptanmış; 2024 yılında yapılan çalışmalarla kanda yeni polimer tiplerinin de doğrulandığı bildirilmiştir. Bu öncü biyoizleme bulguları, plastik parçacıkların insan dolaşım sistemine biyoyararlanılabilir formda alınabildiğini göstermektedir (Leslie ve diğ., 2022). Plastik parçacık maruziyetinin bir halk sağlığı riski oluşturup oluşturmadığının belirlenebilmesi için, insanların bu maddelere maruz kalma düzeylerinin ve bu maruziyetle ilişkili tehlikelerin kapsamlı şekilde anlaşılması gerekmektedir.

Düzenleyici kurumlar, MP/NP'lerin sağlık riskinin nicel olarak değerlendirilmesi için toksikokinetik ve toksisite verilerinin hâlen yetersiz olduğuna dikkat çekmektedir (EFSA/WHO, 2016). Bununla birlikte, mevcut kanıtlar doğrultusunda gıda güvenliği çerçevesinde ağır metaller için belirlenmiş tolere edilebilir alım değerleri (örneğin MeHg için PTWI: 1.6 µg/kg/hafta; Cd için TWI: 2,5 µg/kg/hafta) (EFSA, 2016). önemli referans eşikler olarak kabul edilmektedir. Midye ve diğer deniz ürünlerinin tüketiminde bu eşiklerin aşılma riski, özellikle yüksek tüketim gruplarında, MP-metal taşınımı ve sindirim sürecinde metal salınımı birlikte değerlendirildiğinde artış gösterebilir (EFSA, 2016). ABD Gıda ve İlaç Dairesi (FDA) ise 2024 tarihli güncellemesinde, gıdalarda saptanan mevcut MP/NP seviyelerinin nüfus düzeyinde belirgin bir sağlık riski oluşturduğuna dair ikna edici kanıt bulunmadığını; ancak belirsizliklerin yüksek olduğunu ve standartlaştırılmış analitik yöntemlere acil ihtiyaç duyulduğunu vurgulamıştır (US Food & Drug Administration, 2024).

2.3.4.1. Solunum Sisteminin MP'lere Tepkileri ve Solunum Sağlığı Sorunları

MP/NP'ler solunum yoluyla vücuda alınarak akciğer dokusunda tutulabilmekte, bir kısmı ise mukosiliyer temizlenme ve ekshalasyon yoluyla tekrar çevreye salınabilmektedir (Şekil 2.9). MP'ler, solunum yollarında tahriş ve inflamasyona yol açarak öksürük, hapşırma, hırıltı, nefes darlığı ve astım alevlenmeleri gibi solunumsal semptomlara neden olmaktadır. Özellikle PS türü ve lastik aşınmasından kaynaklanan parçacıkların akciğer dokusunda hasara yol açtığı görülmüştür (Shao ve diğ., 2021; Sangkham ve diğ., 2022). İnce lif formundaki MP'ler

kolaylıkla solunabilirken, uzun liflerin (≈15–20 μm) makrofajlar ve mukosiliyer temizleme mekanizmaları tarafından etkin biçimde uzaklaştırılamadığı, bu durumun parçacıkların akciğerde kalıcılığını ve zararlı etkilerini arttırdığı belirtilmektedir. Uzun süreli inhalasyona bağlı olarak akciğer dokusunda kalınlaşma ve sertleşme gelişebilmekte; bu süreç ilerleyerek pulmoner fibrozis ile karakterize edilen kronik solunum hastalıklarına dönüşebilmektedir (Charlton-Howard ve diğ., 2023).



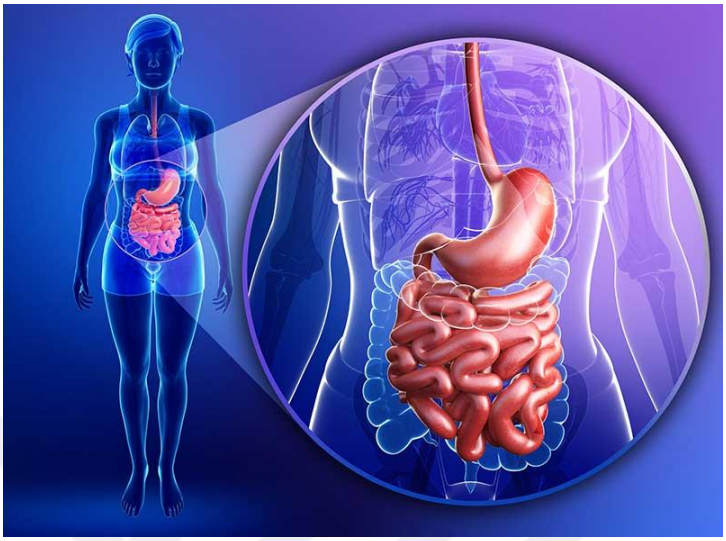
Şekil 2.9: Solunum sırasında inhalasyon ve ekshalasyon süreçlerinde partikül maddelerin akciğerlerde dağılımını gösteren temsili görseli. (Erkan ve Can Tunçelli, 2023'den uyarlanmış; şekil, yazar tarafından yeniden tasarlanmıştır).

Sentetik giysilerden yayılan liflerin solunması sonucu bu partiküllerin akciğerde birikebildiği ve bazı liflerin biyolojik bariyerleri aşabildiği gösterilmiştir. Özellikle tekstil sektöründe çalışan bireylerde sentetik lif birikiminin irritasyon, kalıcı interstisyel akciğer hastalığı ve ilerleyen dönemlerde pulmoner hipertansiyon ile solunum yetmezliği riskini artırabileceği rapor edilmiştir (Abbas ve diğ., 2025). Bu bulgular, fareler üzerinde gerçekleştirilen hayvan deneyleriyle de desteklenmiş olup, MP inhalasyonunun solunum sistemi üzerinde ciddi ve kalıcı etkiler oluşturabileceğini doğrular niteliktedir (Danso ve diğ., 2022).

2.3.4.2. Gastrointestinal Sistemin (GİS) MP'lere Tepkileri ve Metabolik Etkiler

Gastrointestinal sistemin (GİS) (Şekil 2.10) MP'lere maruziyeti esas olarak kontamine gıda ve içme suyu tüketimi yoluyla gerçekleşmektedir. Literatürde, bu maruziyetin intestinal inflamasyon, kabızlık, bağırsak mikrobiyotasında bozulma (disbiyoz) ve besin maddelerinin emiliminde değişiklikler ile ilişkili olduğu bildirilmektedir (Waring ve diğ., 2018; Toussaint ve diğ., 2019). GİS lümeninde MP birikimi, mekanik tahrişe ve lokal tıkanmalara neden

olabilmekte; bu durum, sindirim sistemi fonksiyonlarının bozulmasına ve intestinal homeostazın zedelenmesine yol açabilmektedir (Osman ve diğ., 2023).



Şekil 2.10: İnsan vücudunda mide ve bağırsakları içeren gastrointestinal sisteminin temsili görseli. (Anonim).

MP yüzeylerine adsorbe olan biyomoleküler ve mikrobiyal bileşenler, bağışıklık sistemi tarafından yabancı yapılar olarak algılanmakta ve bu durum artmış bir immün yanıtı tetikleyebilmektedir. Söz konusu immün aktivasyon, konak–mikrobiyota dengesinin bozulmasına neden olarak disbiyoz gelişimini desteklemektedir. Disbiyozun ilerlemesi, bağışıklık yanıtının zayıflamasına yol açmakta ve bireyleri kronik inflamatuvar hastalıklar ile enfeksiyonlara karşı daha duyarlı hâle getirmektedir. MP'lerin bağırsak epitel bariyer bütünlüğünü bozarak intestinal geçirgenliği artırdığı ve böylece "sızdıran bağırsak" patofizyolojisini ağırlaştırabileceği bildirilmektedir. Bağırsak bariyer fonksiyonundaki bu bozulma, lüminal içeriklerin sistemik dolaşıma geçişini kolaylaştırarak düşük dereceli kronik inflamasyonu ortaya çıkarmaktadır. Mikrobiyota kompozisyonunda meydana gelen bu değişimlerin, metabolik disfonksiyonlar ile ilişkili olduğu; özellikle obezite, insülin direnci, tip-2 diyabet ve diğer metabolik hastalıkların gelişme riskini artırabileceği ileri sürülmektedir (Abbas ve diğ., 2025).

2.3.4.3. Kardiyovasküler Sistemin MP'lere Tepkisi

Kardiyovasküler sistemde MP maruziyetinin; inflamasyon, oksidatif stres, endotel disfonksiyonu, prokoagülan aktivite ve kardiyometabolik bozukluklarla ilişkili olduğu bildirilmektedir (Yee ve diğ., 2021). Deneysel hayvan çalışmalarında, özellikle PS-MP'lere

maruz kalan sıçanlarda, hücre proliferasyonu ve kök hücre rejenerasyonu gibi kritik hücresel süreçleri düzenleyen moleküler sinyal yollarının anormal biçimde aktive olduğu; bu durumun kardiyak fibroz, artmış oksidatif stres ve mortalite ile sonuçlanabildiği görülmüştür (Pan ve diğ., 2024). Bu bulgular, MP'lerin yalnızca lokal değil aynı zamanda sistemik kardiyovasküler etkiler oluşturabileceğini ortaya koymaktadır.

Vasküler düzeyde MP'ler, endotel hücrelerinde yapısal hasara ve vasküler homeostazın bozulmasına neden olarak ateroskleroz ve tromboz gelişimini kolaylaştırabilmektedir. Dolaşıma geçen MP'ler, makrofaj aktivasyonunu artırarak sistemik inflamasyonu tetiklemektedir. Bu inflamatuvar ortam, endotel disfonksiyonunun ilerlemesine katkıda bulunmaktadır (Iannuzzi diğ., 2025)..

MP maruziyetinin vasküler hücrelerde oksidatif stresi artırarak reaktif oksijen türleri (ROS) üretimini yükselttiği ve bu durumun hipertansiyon ve ateroskleroz riskinde artışla ilişkili olduğu bildirilmektedir. MP'lerin trombosit agregasyonunu ve pıhtılaşma eğilimini güçlendirdiği, böylece tromboembolik olaylara yatkınlığı artırabileceği de ileri sürülmektedir. Bununla birlikte, lipit metabolizması üzerindeki etkileri yoluyla dislipidemi gelişimini tetikleyebileceği; kolesterol taşınımında değişikliklere ve damar duvarında plak birikimine katkıda bulunabileceği rapor edilmiştir (Marfella ve diğ., 2024).

MP'ler sıklıkla bisfenol A, ftalatlar ve polibromlu difenil eterler gibi çeşitli kimyasal katkı maddeleri içermekte olup, bu bileşikler biyolojik bariyerleri aşabilen endokrin bozucular olarak tanımlanmaktadır. Söz konusu kimyasallar, lipit metabolizması ve damar fonksiyonlarının düzenlenmesinde rol oynayan hormon sinyal yollarını bozarak kardiyovasküler sistem üzerinde dolaylı ancak önemli etkiler oluşturabilmektedir. Benzer şekilde, MP'lerin lipit homeostazını düzenleyen peroksisom proliferatör aktive edici reseptörlerin (PPAR) fonksiyonlarını değiştirebildiği; bu durumun damarlarda lipit birikimi, aterosklerotik plak oluşumu ve kardiyovasküler hastalık riskinde artışla sonuçlanabileceği bildirilmektedir. MP'lerle ilişkili bu kimyasal maddeler, aldosteron ve kortizol gibi hormonların dengesini bozarak kan basıncı regülasyonunu etkileyebilmekte ve metabolik hastalıkların gelişimine katkıda bulunarak kardiyovasküler sağlığı olumsuz yönde etkileyen önemli endokrin bozucular olarak kabul edilmektedir (Abbas ve diğ., 2025).

2.3.4.4. Bağışıklık Sisteminin MP'lere Tepkisi

MP'lerin kan dolaşımına girmesi veya dokularda birikmesi, doğuştan ve kazanılmış bağışıklık sistemini aktive ederek inflamatuvar süreçlerin başlatılmasına neden olabilmektedir. PS gibi MP'lerin organizmada immünolojik yanıtları tetikleyebildiği ve bu inflamatuvar yanıtın süreklilik kazanması, kronik inflamasyon gelişimine yol açmaktadır. Bu durumun kardiyovasküler hastalıklar, otoimmün bozukluklar ve çeşitli kanser türleri ile ilişkili olduğu bilinmektedir. Solunum yoluyla alınan MP'ler, akciğer dokusunda birikerek alveoler makrofajlar ve diğer bağışıklık hücreleri üzerinde aşırı yüklenmeye neden olarak solunum yolu hastalıklarına yatkınlığı artırmaktadır. MP'lerin yüzey özellikleri, çevredeki diğer kirleticiler ve mikroorganizmalarla etkileşime girmelerine sebep olmaktadır. Bu etkileşimler, yüzey adsorpsiyonu ve protein korona oluşumu yoluyla partiküllerin biyolojik reaktivitesini ve toksik potansiyelini arttırmaktadır (Chen ve diğ., 2022b; Lu ve diğ., 2022).

Uzun süreli MP maruziyetinin, özellikle dalak ve karaciğer gibi bağışıklık ve detoksifikasyon açısından kritik organlarda doku hasarı, fibroz ve inflamasyon ile ilişkili olduğu bildirilmektedir. Bununla birlikte, MP'lerin diğer çevresel kirleticilerle sinerjik etkileri ile bağışıklık sistemi düzensizliğine yol açan moleküler mekanizmaların henüz tam olarak aydınlatılamamış olması, bu alanda kapsamlı ve çok yönlü araştırmalara duyulan ihtiyacı ortaya koymaktadır (Chen ve diğ., 2022b; Lu ve diğ., 2022).

2.3.4.5. Endokrin Sistemin MP'lere Tepkisi

MP'ler, çevrede yaygın olarak bulunan endokrin bozucu bileşiklerle etkileşime girerek bu maddelerin maruziyet dinamiklerini değiştirebilmektedir. Bu ekzojen kimyasallar, organizmada normal endokrin işleyişi bozarak olumsuz sağlık sonuçlarına yol açabilmektedir. MP'lerle ilişkili olarak en yaygın bildirilen endokrin bozucular arasında ftalat esterleri, bisfenol A (BPA), oktilfenol ve nonilfenol yer almaktadır. MP'lerin oral yolla alınması veya dokularla teması, bu bileşiklerin partikül yüzeylerinden salınmasını kolaylaştırarak endokrin sisteme müdahaleyi artırabilmektedir. Bu süreç sonucunda hormonal denge bozulabilmekte; üreme fonksiyonlarında ve gelişimsel süreçlerde aksaklıklar ortaya çıkabilmektedir. Ayrıca uzun süreli maruziyetin, hormon sinyal yollarının kronik olarak etkilenmesi yoluyla meme ve prostat kanseri gibi hormonla ilişkili malignitelerin gelişme riskini artırabileceği bildirilmektedir (Surana ve diğ., 2022; Gallo ve diğ., 2018).

2.3.4.6. Sinir Sisteminin MP'lere Tepkisi ve MP Nörotoksisitesi

PS gibi MP'lerin sinir sistemi üzerinde olumsuz etkiler oluşturabileceği ve kan–beyin bariyerini aşarak nöro-inflamatuvar süreçleri tetikleme potansiyeline sahip olduğu bildirilmiştir. Deneysel hayvan çalışmalarında, uzun süreli MP maruziyetinin bilişsel işlevlerde bozulma ve davranışsal değişikliklerle ilişkili olduğu gösterilmiştir. İnsanlara yönelik veriler günümüzde sınırlı olmakla birlikte, mevcut bulgular MP'lerin nörotoksik etkilerinin potansiyel halk sağlığı sonuçlarına işaret ettiğini ve bu alanda daha kapsamlı epidemiyolojik ve mekanistik çalışmalara ihtiyaç duyulduğunu ortaya koymaktadır.

Uzun süreli MP maruziyetinin, Alzheimer ve Parkinson hastalıkları gibi nörodejeneratif bozuklukların başlangıcı veya ilerlemesi ile ilişkili olabileceği ileri sürülmektedir (Yin ve diğ., 2021; Shan ve diğ., 2022).

2.3.4.7. Mikroplastiklerin Kanserojen Potansiyeli

MP'lerin kronik inflamatuvar süreçleri tetikleyerek, özellikle gastrointestinal sistem (GİS) ve akciğer kanseri riskinde artışla ilişkili olabileceği bildirilmektedir. Bazı plastik türlerinin (örneğin PS) olası kanserojen özellik gösteren stiren gibi monomerleri içermesi, MP maruziyetine eşlik eden kimyasal riskleri daha da artırmaktadır. Mevcut bulgular, MP ve NP'lerin hücresel göç ve invazyon süreçlerini modüle ederek tümör büyümesini destekleyebileceğini ve potansiyel olarak metastatik yayılımı kolaylaştırabileceğini düşündürmektedir.

Akciğer dokusunda MP birikimi, normal hücresel aktiviteyi ve doku bütünlüğünü bozarak pulmoner mikro-mimaride yapısal değişikliklere yol açabilmektedir. Bu değişikliklerin, hücresel infiltrasyonu ve tümör hücrelerinin yayılımını destekleyen bir mikroçevre oluşturabileceği ileri sürülmektedir. Ayrıca MP'lerin akciğer epitelinde oksidatif stresi ve proinflamatuar sitokin üretimini artırdığı; bunun sonucunda mitokondriyal disfonksiyonun geliştiği ve protein, lipit ile DNA'da oksidatif hasarın ortaya çıktığı bildirilmiştir. Bu süreçlerin süreklilik kazanması, kalıcı inflamatuvar bir ortam oluşturarak karsinogenez için elverişli koşulların gelişimine katkıda bulunabilmektedir (Yang ve diğ., 2021; Zarus ve diğ., 2023).

2.3.4.8. Üreme Sisteminin MP'lere Tepkisi

MP'lerin, özellikle kimyasal katkı maddeleri içeren türlerinin, üreme ve bağışıklık sistemleri dâhil olmak üzere birçok fizyolojik sistemin gelişimi ve düzenlenmesinde kritik rol oynayan hipotalamus–hipofiz–gonad (HPG) ekseni üzerinden nöroendokrin sisteme müdahale edebildiği ve bu yolla üreme sağlığını olumsuz etkileyebildiği bildirilmektedir. MP maruziyetine bağlı etkilerin polimer tipine göre farklılık gösterdiği; erkeklerde kan–testis bariyerinin bütünlüğünü bozarak spermatogenezi zayıflattığı ve minimum insan eşdeğeri dozun yaklaşık 0.016 mg/kg/gün olarak raporlandığı belirtilmektedir. Kadınlarda ise plasental disfonksiyon, endometriyal hiperplazi, over atrofisi ve fibrozis gibi üreme sistemi bozuklukları ile ilişkili bulgular mevcuttur (Wang ve diğ., 2024).

Deneysel çalışmalarda, PS-MP ve Microcystin-LR'ye eş zamanlı maruziyetin zebra balığında gonadal toksisiteyi artırdığı ve Microcystin-LR'nin gonat dokularında birikimini belirgin şekilde yükselttiği gösterilmiştir (Lin ve diğ., 2023). MP'lerden salınabilen ağır metaller ve fosforlu pestisitler gibi kirleticilerin de doğurganlık üzerinde olumsuz etkiler oluşturabileceği; son yaklaşık 80 yılda erkeklerde semen parametrelerinde gözlenen küresel düşüşte bu maruziyetlerin olası katkısının tartışıldığı bildirilmektedir (Hong ve diğ., 2023).

Gebelik döneminde MP maruziyetinin fetal gelişimi olumsuz yönde etkileyebileceği; hayvan modellerinde çok nesilli doğurganlık kaybı ve hormonal dengenin bozulması ile ilişkili sonuçlar elde edildiği rapor edilmiştir. Fare çalışmalarında MP'lerin steroidogenez süreçlerini baskılayarak HPG eksenini bozduğu, gonadal olgunlaşmayı geciktirdiği ve embriyo ile yavru büyümesini zayıflattığı gösterilmiştir. Bununla birlikte, farklı polimer türlerinin sızıntı özellikleri ve insan sağlığı üzerindeki uzun vadeli etkileri henüz sınırlı düzeyde bilinmekte olup, altta yatan mekanizmaların aydınlatılması ve etkileri azaltmaya yönelik stratejilerin geliştirilmesi için kapsamlı çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır (Zurub ve diğ., 2023).

2.3.4.9. Cilt ve Dermal Sistemin MP'lere Tepkisi

MP'lere dermal maruziyet, yutma ve inhalasyona göre ikincil görünse de, mesleki maruziyet ve kozmetik kullanımı bağlamlarında önemini korur. MP'ler, ciltte reaktif oksijen üretimi**,** DAMP'lerin tetiklenmesi, TLR/sitokin dengesinin bozulması yoluyla inflamasyon ve çok düzeyli toksisite oluşturabilir. Kronik maruziyet, kalıcı inflamasyonla onkojenik bir mikroçevreyi besler; tümör oluşumu/çoğalması**,** invazyon**,** anjiyogenez ve metastaz eğilimini artırır. Hayvan çalışmalarında yara iyileşmesinin bozulduğu**,** inflamatuvar yanıt ve oksidatif

stresin arttığı gösterilmiştir. MP'ler ayrıca bağışıklık yanıtını zayıflatarak kanser hücrelerinin tanınması/yok edilmesini engelleyebilir. Kozmetiklerdeki MP'ler**,** özellikle hassas ciltte veya yüksek dozlara maruz kalanlarda tahrişe yol açabilir (Abbas ve diğ., 2025).

2.4. AĞIR METALLERİN / TOKSİK METALLERİN EKOTOKSİKOLOJİK ÖNEMİ

Temel olarak, "ağır metal" daha çok bir yoğunluk (fiziksel özellik) kategorisini ifade ederken, "toksik metal" ise o metalin biyolojik sistemler üzerindeki zararlı etkisini (kimyasal ve biyolojik özellik) ifade eder. Ağır metaller; yüksek atom ağırlığına (genellikle >5 g/cm³ yoğunluğa) sahip, düşük konsantrasyonlarda bile biyolojik sistemlerde toksik etki gösterebilen elementlerdir. Başlıcaları arasında cıva (Hg), kurşun (Pb), kadmiyum (Cd), arsenik (As), nikel (Ni), krom (Cr) bulunur**.** Toksik metaller, düşük derişimlerde bile canlı organizmalar üzerinde zararlı etki gösterebilen elementlerdir. Bunlardan bazıları Bakır (Cu), Çinko (Zn) ve Selenyum (Se) ise iz elementler olup belirli düzeylerde esansiyel elementlerdir; belirli düzeylerde yaşam için gereklidir, hastalıklara ve sendromlara neden olabilir (Pandey ve diğ., 2014) ancak aşırı birikimleri toksik etki yaratır. Diğer metaller (Hg, Pb, Cd, As) tamamen toksik elementlerdir ve hiçbir biyolojik işlevi yoktur (Devi ve diğ., 2025). Ağır metaller doğada biyolojik olarak parçalanmaz; bu nedenle çevrede birikme eğilimindedir. Sanayi atıkları, madencilik, tarım ilaçları, fosil yakıtların yakılması ve deniz taşımacılığı gibi insan faaliyetleriyle su, toprak ve havaya yayılım gösterirler. Bir kez çevreye girdiklerinde biyolojik döngülere entegre olurlar ve trofik zincir boyunca taşınarak biyomagnifikasyon (besin zincirinde yukarıya doğru artış) etkisi yaratırlar. Bu da özellikle üst düzey tüketicilerde (balık, insan) toksik etkilerin yoğunlaşmasına yol açar (Liu ve diğ., 2021a; Liu ve diğ., 2021b; Martinez-Finley ve Ascher, 2014).

2.4.1. Ağır Metallerin Akut ve Kronik Toksisite Mekanizmaları

Ağır metallerin toksisitesi, değerlik durumlarına bağlıdır. Ağır metallerin farklı değerlik durumları, farklı düzeylerde toksisite gösterir. Örneğin, altı değerli kromun etkisi, üç değerli kroma göre daha olumsuzdur (Vieira ve diğ., 2009). Ayrıca, ağır metallere maruz kalma, akuatik ekosistem içindeki organizmalarda akut (kısa süreli, yüksek konsantrasyonlu maruziyetler) veya kronik (uzun süreli, düşük konsantrasyonlu maruziyetler) olarak sınıflandırılabilecek çeşitli toksik etkilere neden olur (Devi ve diğ., 2025). Ayrıca, ağır metallere maruz kalma, akuatik organizmalarda akut (kısa süreli, yüksek konsantrasyonlu

maruziyetler) veya kronik (uzun süreli, düşük konsantrasyonlu maruziyetler) olarak sınıflandırılabilecek çeşitli toksik etkilere neden olur. (Tian ve diğ., (2014) *Perinereis aibuhitensis* (bir deniz kurdu türü) üzerinde akut maruziyet deneyleri yapmış ve kurşun konsantrasyonu ile ölüm oranı arasında güçlü bir pozitif korelasyon olduğunu ortaya koymuştur. 96 saatlik akut toksisite testi sırasında, konsantrasyonda ölüm gözlenmezken, test edilen en yüksek konsantrasyon olan maruziyeti %100 ölüme neden olmuştur; bu da açık bir doza bağlı ölümcül etkiyi göstermektedir. Buna karşın, kronik maruziyet koşullarında (10 gün), *P.aibuhitensis* daha düşük konsantrasyonlarına maruz bırakılmıştır. Görünürde morfolojik değişiklikler gözlenmezken, antioksidatif enzim aktivitelerinde (örneğin, katalaz, POD, süperoksit dismutaz, GSH-PX) ve biyokimyasal içerikte (MDA, TSP) önemli değişiklikler meydana gelmiştir; bu da sub-letal (ölümcül olmayan) fizyolojik stresi düşündürmektedir (Tian ve diğ., 2014). Birçok araştırmacı, Cd'nin solungaçlar, böbrekler ve karaciğerde kolayca biriktiğini ve böbrek hastalığına neden olduğunu, Pb'nin ise doğrudan sinir sistemine saldırarak beyin hücrelerine ve dokularına zarar verdiğini bildirmiştir; bazı ağır metaller ise temel besinlerin taşınmasını bile engelleyerek reaktif oksijen türleri üretir (Devi ve diğ., 2025).

Metaller genellikle kirlilik kaynaklarından tek tek değil, karışım halinde deşarj edilir. Metal toksikolojisi çalışmaları sıklıkla tek metal türlerine odaklansa da, akuatik organizmalar metallerin ikili karışımlarına maruz kalmaktadır. Bu bağlamda, Palaniappan ve Karthikeyan, (2009) nikel ve kromun bireysel ve ikili karışımlarının tatlı su balıkları (*Cirrhinus mrigala*) üzerindeki etkilerini incelemiş ve nikelin böbrekte kromdan daha fazla biriktiğini göstermiştir. Ayrıca, ikili karışımdan kaynaklanan birikimin, tek tek metallerden kaynaklanan birikimden daha yüksek olduğunu, ancak başka ciddi toksik etkiler gözlenmediğini bulmuşlardır (Devi ve diğ., 2025).

Organizmada enzim aktivitesini bozarak metabolik süreçleri engellemektedir. Oksidatif stres oluşturarak hücresel düzeyde lipid peroksidasyonu, DNA hasarı ve protein denatürasyonuna neden olmaktadır. Hücre zar geçirgenliğini değiştirerek iyon dengelerini bozar. Genetik ve epigenetik değişikliklere neden olabilir (örneğin Cd ile DNA metilasyon anomalileri). Bu etkiler kısa vadede büyüme ve üreme performansının düşmesine, uzun vadede ise popülasyon düzeyinde azalmaya yol açmaktadır. Balıklar ve diğer organizmalar ağır metallere veya toksik maddelere maruz kaldığında, hidrojen peroksit, hidroksil radikalleri ve oksijen radikalleri gibi reaktif oksijen türleri (ROS) üretilir ve bu da oksidatif strese yol açar. Buna karşılık, biyolojik

sistem, ROS'un etkilerini dengelemek için süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT), glutatyon peroksidaz (GPx), glutatyon S-transferaz (GST) ve ATPazlar dahil olmak üzere antioksidan enzimleri aktive eder. Ağır metal maruziyeti ve ROS üretimi, bu enzimleri sıklıkla stresin biyobelirteçleri olarak kullanışlı hale getirir (Devi ve diğ., 2025). Garcia-Santos ve diğ., (2015) Cd ile kronik maruziyet uygulamasından böbrek ve solungaçların en çok etkilenen organlar olduğunu belirtmiştir. Vieira ve diğ., (2009) Hg ve Cu ile yapılan kısa süreli maruziyeti, yüzme hızında önemli bir azalmaya yol açtığını, bu da balıkların av yakalama yeteneğini bozduğunu; bu durum, metal toksisitesine yanıt olarak hızlı bir davranışsal bozulmayı işaret ettiğini bildirmiştir. Ayrıca, Cu ve Hg'nin etkilerinin konsantrasyon ve zamana bağlı olduğunu ve lipid peroksidasyonu (LPO), antioksidan enzimler ve laktat dehidrogenaz (LDH) gibi enzim aktiviteleri arasında negatif korelasyonlar gözlendiğini belirtmişlerdir. Balıklarda inorganik Hg kaynaklı üreme bozukluğunun olduğuna yönelik çalışmalarda mevcuttur.

Zhang ve diğ., (2016) yetişkin zebra balıklarını 30 gün boyunca 0 (kontrol), 15 ve 30 µg Hg/L' (cıva klorür ($HgCl_2$) olarak eklenmiş) maruziyeti uygulamış, yumurtalık ve testisteki histolojik yapı, antioksidan durumu ve seks hormonu seviyeleri ile hipotalamus-hipofiz-gonadal ekseninde yer alan genlerin mRNA ekspresyonu üzerindeki etkileri incelemiştir. Hg'ye maruz kalma, zebra balığı gonatlarında patolojik lezyonlara neden olmuştur. Antioksidan enzimlerin (katalaz, süperoksit dismutaz ve glutatyon peroksidaz) aktivitelerini ve mRNA seviyelerini ve ayrıca glutatyon ve malondialdehit içeriğini değiştirdiği, su yoluyla taşınan inorganik Hg maruziyetinin zebra balığının gonatlarında histolojik hasara ve oksidatif strese neden olduğunu ve ilgili HPG ekseni genlerinin transkripsiyonunu bozarak seks hormonu seviyelerini değiştirdiği ve bunun daha sonra balıkların üremesini bozabileceği gösterilmiştir.

2.4.2. Ağır Metallerin Biyoakümülasyonu

Ekotoksikolojik önemin en temel boyutlarından biri, ağır metallerin canlı dokularda biyolojik birikim (biyoakümülasyon) eğilimidir. Özellikle filtre beslenen organizmalar (örneğin midyeler, *Mytilus* spp.) bu süreçte kritik rol oynar. Sürekli filtreleme yoluyla sudaki çözünmüş metalleri ve metal-adsorbe partikülleri bünyelerine alırlar. Böylece bulundukları ortamın kirlenme düzeyini yansıtan "biyolojik arşiv" görevi görürler. Bu nedenle ağır metallerin ekotoksikolojik izlemesinde midyeler, balık karaciğer dokuları ve bentik omurgasızlar biyoindikatör türler olarak kullanılır (Chen ve diğ., 2021; Parra ve diğ., 2021; Kotsiri ve Tsangaris, 2024).

2.4.3. Ağır Metallerin Ekosistem Düzeyinde Etkileri

Ağır metal birikimi fitoplankton ve zooplankton topluluklarında azalmaya, fotosentetik pigmentlerin inhibisyonuna, bentik fauna çeşitliliğinin düşmesine, balıkların davranışsal ve üreme bozukluklarına yol açabilir. Bu durum ekosistem hizmetlerinin (besin üretimi, oksijen döngüsü, su arıtımı) bozulmasına neden olur. Örneğin, Hg metilasyona uğradığında MeHg formuna dönüşür ve yüksek trofik düzeylerde (örneğin ton balığı, kılıç balığı) insan sağlığı için ciddi risk oluşturur (Martinez-Finley ve Aschner, 2014; Liu ve diğ., 2021a; Liu ve diğ., 2024).

2.4.4. Ağır Metallerin İnsan Sağlığı ve Tek Sağlık Perspektifi

Ekotoksikolojik açıdan ağır metallerin önemi, yalnızca çevreyle sınırlı değildir. Deniz ürünleri, sebze ve tahıllar yoluyla insana geçerek: Nörotoksisite (Hg, Pb), böbrek ve karaciğer hasarı (Cd), karsinojenik etkiler (As, Ni, Cr), endokrin bozulmalar gibi sonuçlara yol açar. Bu nedenle ağır metallerin ekotoksikolojisi, "Tek Sağlık (One Health)" yaklaşımıyla çevre, hayvan ve insan sağlığının bütünsel değerlendirilmesini zorunlu kılar. Ağır metaller, çevresel kalıcılıkları, biyolojik birikimleri ve trofik transfer yetenekleri nedeniyle en kritik ekotoksik ajanlar arasında yer alır. Ekotoksikolojik açıdan önemi, yalnızca bireysel organizmalar üzerindeki toksik etkilerle değil, aynı zamanda ekosistem fonksiyonları, biyoçeşitlilik, gıda güvenliği ve halk sağlığı üzerindeki zincirleme etkilerinden kaynaklanır. Bu nedenle sürdürülebilir çevre yönetimi ve gıda güvenliği politikalarının temelinde ağır metal izleme, kaynak kontrolü ve biyoindikatör temelli risk değerlendirmesi yer almalıdır (Biswas ve diğ., 2022; Calistri ve diğ., 2013; Lee ve diğ., 2025).

2.5. CIVA KİRLİLİĞİ VE AKUATİK EKOSİSTEM

Hg kirliliği, kritik bir halk sağlığı sorunu olan, giderek daha fazla tanınan ve ortaya çıkan küresel bir çevre sorununu temsil etmektedir. Hg'ye maruz kalmanın, insan topluluğunun ve bireylerin refahı üzerinde doğrudan etkileri olan, halk sağlığını ilgilendiren önemli bir sorun olduğu tespit edilmiştir (Escobar-Camacho ve diğ., 2024).

Hg'nin, çevrede doğal bozunmaya dirençli, kalıcı, hareketli ve biyolojik olarak parçalanmayan bir kirletici olduğu bilinmektedir. Yüksek uçuculuğu ve bazı bileşiklerinin uçuculuğu, çevresel hareketliliğine ve atmosferik taşınımına önemli ölçüde katkıda bulunur. Hg ayrıca hava kütleleri aracılığıyla uzun mesafelere taşınabilir (Martinez-Finley ve Aschner, 2014). Hg kaynaklı çevre kirliliği sorunu, 1950'lerde Japonya'da MeHg ile kirlenmiş balık ve kabuklu

deniz ürünleri tüketen kişilerin ağır hastalandığı veya öldüğü "Minamata" vakasıyla ciddi şekilde vurgulanmıştır (Ramasamy ve diğ., 2017). Unites States Environmetal Protection Agency (USEPA =Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı), Hg'yi öncelik listesindeki 129 tehlikeli kimyasal madde arasında en toksik olanı olarak sınıflandırmaktadır (Rani ve diğ., 2021).

Hg'nin büyük bir kısmı, nehirler ve atmosferik birikim yoluyla akuatik ortamlara, yani haliçlere, denizlere ve göllere ulaşabilir (Liu ve diğ., 2024). Akuatik Hg için tanımlanan izin verilen sınır, farklı standartlardan türetilmiştir. Akuatik Hg tür farklılıkları, oksidasyon-redüksiyon koşulları tarafından düzenlenir ve taşınmalarını, dönüşümlerini ve toksisitelerini önemli ölçüde etkiler (Gworek ve diğ., 2016). Hg her durumda toksiktir, ancak organik Hg, özellikle MeHg formunda, insan sağlığı için en tehlikeli Hg formlarından biri olarak bilinmektedir (Escobar-Camacho ve diğ., 2024). Hg, form bağımlı toksisite gösterir ve MeHg, yüksek emilim ve biyoakümülasyon oranları nedeniyle en yüksek sağlık riskini oluşturur (Bento ve Hintelmann, 2024). Metilasyon mekanizmalarını anlamak, su sistemlerindeki MeHg konsantrasyonlarındaki değişkenliği tahmin etmek için çok önemlidir (Munson ve diğ., 2015). Inorganik Hg bileşiklerine kıyasla, MeHg, besin zincirindeki organizmalar tarafından daha iyi özümsenir (Escobar-Camacho ve diğ., 2024). Hg akuatik ekosistemlere girdiğinde, besin zinciri boyunca biyolojik olarak biriken ve büyüyen güçlü bir nörotoksin olan MeHg'ye kolayca dönüştürülebilir. Nihayetinde Hg ile kontamine olmuş balıkların tüketimi yoluyla insan vücuduna girer (Liu ve diğ., 2024).

Genellikle 1 ila 5 mm arasında değişen plastik parçalar olan MP'ler, yaygın olarak bulunmaları ve hem çevre hem de insan sağlığına oluşturdukları tehditler nedeniyle giderek artan bir bilimsel endişeye yol açmaktadır (Kumar ve diğ., 2025). Bu parçacıklar, toksik kirleticiler için vektör görevi görerek ekolojik etkilerini artırabilir (Mo ve diğ., 2025). MP'lere bağlı Hg, dünya çapındaki sahil ortamlarında tespit edilmiştir (Du ve diğ., 2025). Ek olarak, birkaç çalışma Cu, Zn, Fe, Cd, Pb ve Ni gibi eser metallerin plastik atıklara adsorpsiyonunu göstermiştir ve bu kirleticilerin deniz organizmaları tarafından biyoyararlanımı konusunda endişelere yol açmıştır. Bununla birlikte, özel olarak Hg adsorpsiyonunu ele alan raporlar nispeten azdır (Akhbarizadeh ve diğ., 2017; Amini ve diğ., 2024). MP'lerdeki ağır metaller esas olarak iki tür kaynaktan kaynaklanmaktadır: (1) üretim süreçleri sırasında ve (2) çevredeki kirleticilerin emiliminden (Ta ve Babel, 2023). Bu bağlanma Hg'nin biyoyararlanımını artırır ve kimyasal kirleticilerin etkisini şiddetlendirir (Mo ve diğ., 2025). Bu partiküller suda yaşayan organizmalar tarafından

yutulabilir. Bir organizmanın gastrointestinal sistemine yutulan MP'ler, normal fizyolojik süreçleri ve biyolojik işlevleri etkileyen toksik bileşiklerin salınmasına neden olabilir (Khoshmanesh ve diğ., 2024). Akuatik ekosistemdeki organizmalarda proteinlere ve biyomoleküllere bağlanarak birikme eğilimindedirler. Bu nedenle, besin zincirinin sonundaki deniz memelileri ve balıklar insan tüketimi için potansiyel olarak güvenli değildir (Bento ve Hintelmann, 2024). Hg ve MP'leri ayrı maddeler olarak analiz etmiş çok sayıda bilimsel makale bulunmakla beraber, bunların birlikte ve aynı anda maruz kalmalarının etkileri üzerine sınırlı sayıda çalışma yapmıştır (Barboza ve diğ., 2018c).

Hg'nin balıklar üzerindeki toksik etkileri, üreme bozukluklarından ekolojik ölüm olarak da nitelendirilen predatörlerden kaçma yeteneğinin bozulması gibi temel davranış özelliklerindeki değişikliklere kadar detaylı olarak incelenmiştir (Crump ve Trudeau, 2009). Güçlü bir nörotoksin olan Hg sinir sitemini doğrudan etkilediği için türlerin savunmasızlıklarını artırarak kaçış davranışlarının bozulmasına neden olmaktadır. Sürü halinde dolaşma bir savunma mekanizması olmasına rağmen yüksek Hg içeren diyete maruz kalan balıklarda bu disiplin bozulabilir. Azalan tepki süresi ve koordinasyon eksikliği ile balık populasyonudaki bu azalmalar, popülasyon ve topluluk düzeyinde sonuçlara yol açarak balık stoklarında önemli düşüşlere neden olabilir (Hanna ve diğ., 2014). Dahası, Hg ve MP'lere eş zamanlı maruz kalma, *Dicentrarchus labrax*'ın solungaçları ve karaciğeri gibi dokularda Hg biyokonsantrasyonunun artmasıyla gösterildiği gibi, bu etkileri şiddetlendirmektedir (Barboza ve diğ., 2018c). Balıklar kirliliğin göstergesi olarak hizmet eder ve insan beslenmesi açısından son derece önemlidir (Jarf ve diğ., 2024). Balıkların küresel olarak tüm hayvansal protein alımının yaklaşık %17'sini oluşturduğu tahmin edilmektedir (Simionov ve diğ., 2023). Akuatik gıda maddelerindeki kirlilik insan sağlığı bakımından büyük bir risk teşkil etmektedir.

Önceki çalışmaların çoğu, Hg ve MP'leri ayrı kirleticiler olarak incelemiş ve bunların birlikte bulunmasının ekolojik etkilerini genellikle göz ardı etmiştir. Ancak, artan kanıtlar, MP'lerin Hg taşıyıcısı olarak hareket edebileceğini ve akuatik organizmalarda Hg'nin hareketliliğini, biyoyararlanımını ve toksisitesini artırabileceğini göstermektedir.

2.5.1. Akuatik Ekosistemde Cıva Kaynakları

2.5.1.1. Akuatik Ekosistemde Cıvanın Doğal Kaynakları

Hg, Dünya'nın yerkabuğunda bulunan doğal yollarla oluşan bir kimyasal elementtir. Volkanik patlamalar ve doğal buharlaşma da dahil olmak üzere çeşitli doğal süreçler yoluyla atmosfere ve yüzey ortamlarına girer (Monteiro ve diğ., 2024). Dünyanın birçok yüksek rakımlı bölgesinde, jeolojik arka planda yüksek Hg seviyeleri ölçülmüştür (Feng ve diğ., 2005). Su deşarjı veya volkanik aktivite gibi doğal kaynaklardan salınan Hg, insan faaliyetlerinden kaynaklanan emisyonlardan genellikle daha düşük miktarda olsa da, katkısı önemli olmaya devam etmektedir. Atmosferik Hg, ister doğal süreçlerden ister kömür yakma ve metal eritme gibi antropojenik kaynaklardan kaynaklansın, hava-su değişimi yoluyla yüzey sularına karışabilir. Bu aktarım, küresel Hg döngüsünün önemli bir bileşenidir ve karmaşık biyojeokimyasal etkileşimlerden güçlü bir şekilde etkilenir (Wang ve diğ., 2026).

2.5.1.2. Antropojenik Cıva Kaynakları ve Bölgesel Etkileri

Son yıllarda antropojenik Hg emisyonları belirgin şekilde artmıştır (Huang ve diğ., 2017). İnsan kaynaklı başlıca kaynaklar arasında endüstriyel süreçler, fosil yakıt yakımı, el yapımı ve küçük ölçekli altın madenciliği, mineral işleme, Hg bazlı pestisit ve gübre kullanımı ve Hg içeren atıkların uygunsuz şekilde bertaraf edilmesi yer almaktadır (Tang ve diğ., 2017).

Tropikal bölgelerde, altın madenciliği Hg kirliliğine en büyük katkıyı sağlayan etken olmaya devam etmektedir. Ancak, ormanların azalması ve çıkan orman yangınları gibi diğer faaliyetler giderek daha önemli kaynaklar olarak kabul edilmektedir. Örneğin, 1998 ve 2002 yılları arasında Güney Amerika, küresel Hg yükünün yaklaşık %16,6'sını, yani yılda yaklaşık 102 Mg'a (yıllık metrik ton) eşdeğer bir kısmını orman yangınları yoluyla salınmıştır. Arazi kullanım değişikliği projeksiyonlarına göre, bu miktarın 2050 yılına kadar %19 oranında artması beklenmektedir (Monteiro ve diğ., 2024). Ek olarak, bölgesel çalışmalar tarihi endüstriyel faaliyetlerin uzun vadeli etkisini göstermiştir. Kuzey Adriyatik Denizi'ndeki en yüksek toplam Hg seviyelerinin, bölgedeki geçmiş Hg madenciliği ve endüstriyel faaliyetlerle bağlantılı olduğunu bildirmiştir (Kotnik ve diğ., 2015). Benzer şekilde, (Mason ve diğ., (2019), madencilik faaliyetlerinin yalnızca çevredeki su kütlelerindeki yüksek Hg seviyelerine değil, aynı zamanda su organizmalarında hem toplam Hg'nin hem de MeHg önemli ölçüde biyolojik birikimine katkıda bulunduğunu ve bunun ekolojik ve besin ağı sağlığı üzerinde doğrudan bir etkiye işaret ettiğini bulmuştur.

Akuatik ortamlara bırakıldıktan sonra, Hg'nin kimyasal formu ve hareketliliği büyük ölçüde pH, çözünmüş oksijen, tuzluluk ve organik madde konsantrasyonu gibi abiyotik çevresel faktörlerden etkilenir (Monteiro ve diğ., 2024). Bu parametreler, Hg'nin türleşmesini, biyoyararlanımını ve su sütunu içindeki dönüşüm potansiyelini düzenler. Clarke ve diğ., (2023), gelgit nehirlerindeki toplam askıda katı maddelerin Hg fotoreaksiyonlarını etkilemede kritik bir rol oynadığını göstermiştir. Yüksek toplam askıda katı madde konsantrasyonları, ultraviyole (UV) radyasyonun su sütunu boyunca nüfuzunu azaltarak, oksitlenmiş Hg'nin elemental cıvaya (Hg^0) foton indirgenmesini engeller. Ayrıca, aynı çalışmada gelgit döngülerinin neden olduğu tuzluluk dalgalanmalarının, Hg türleşme dinamiklerini önemli ölçüde etkilediği gösterilmiştir. Hg'nin bir ortamda ne kadar tehlikeli olacağına basitçe sudaki tuzun ve kirliliğin karar vermesi oldukça ironik bir durumdur.

Bhave ve Shrestha, (2018) toplam Hg konsantrasyonları ile pH, toplam askıda katı madde ve kimyasal oksijen ihtiyacı gibi su kalitesi parametreleri arasındaki korelasyonları incelemiştir. pH ve toplam askıda katı madde ile doğrudan korelasyonlar istatistiksel olarak anlamlı olmasa da, Hg konsantrasyonları ile kimyasal oksijen ihtiyacı seviyeleri arasında orta düzeyde bir ilişki gözlemlenmiştir. Bu durum, kimyasal oksijen ihtiyacı ile yansıtılan organik madde içeriğindeki değişikliklerin, akuatik sistemlerdeki toplam Hg yükleri ile bağlantılı olabileceğini düşündürmektedir (Bhave ve Shrestha, 2018). Ouédraogo ve Amyot, (2013), yüksek MeHg konsantrasyonlarıyla ilişkili temel faktörler olarak su iletkenliğini ve sıcaklığı tanımlamıştır. Bulguları, yüksek partikül Hg seviyelerine sahip bölgelerin, aynı zamanda artan sülfat konsantrasyonları ile karakterize edildiğini göstermiştir; bu da belirli koşullar altında mikrobiyal Hg metilasyonunu artırabilir olduğu yönündedir. Liu ve diğ., (2021a), toprak erozyonu ve yüzey akışının artması nedeniyle nehir sistemlerine olan Hg girişlerinin yağışlı mevsimlerde belirgin şekilde yükseldiğini tespit etmiştir. Örneğin, Ganj Nehri'nden Bengal Körfezi'ne yağışlı dönemlerdeki Hg girişinin, yalnızca atmosferik birikimden gelen miktarın 26 kat daha fazla olduğu bulunmuştur. Kouame ve diğ., (2020) tarafından yapılan bir çalışmada, sıcaklık ve redoks potansiyelindeki artışların, tortullarda artan Hg metilasyonu oranları ile ilişkili olduğu belirlenmiştir. Tersine, daha yüksek tuzluluk, pH ve sülfat seviyeleri metilasyon aktivitesini bastırıyor gibi görünmüş, bu da çevresel parametreler ile mikrobiyal Hg dönüşüm süreçleri arasında karmaşık bir etkileşim olduğunu göstermektedir.

2.5.1.3. Biyolojik ve Mikrobiyal Süreçlerde Cıva Dönüşümü

Son çalışmalar, mikroalgler ve siyanobakterilerin çeşitli biyomoleküller salarak Hg dönüşümünü etkileyebileceğini göstermektedir. Örneğin, Cossart ve diğ., (2022), hücre dışı polimerik maddelerin ve yağ asitlerinin, Hg'yi bağlayan ligandlar (bağlayıcılar) işlevi gördüğünü, böylece Hg'nin kimyasal türleşmesini ve hareketliliğini değiştirdiğini kanıtlamıştır. Mikrobiyal yollara ek olarak, denizel mikroalgler de MeHg) yıkımında rol oynar. Li ve diğ., (2022), bazı alg türlerinin, fotokimyasal süreçlerle karşılaştırılabilir demetilasyon oranları sergilediğini bildirmiştir. Bu durumun, doğrudan enzimatik aktiviteden ziyade, hücre dışı salgılar ve bakterilerle ilişkili ışıkla tetiklenen reaksiyonlar aracılığıyla gerçekleştiği düşünülmektedir.

2.5.2. Cıvanın Akuatik Ekosistemler ve Gıda Güvenliği Açısından Önemi

Hg kirliliği, akuatik ekosistemde gıda güvenliğini tehdit eden, giderek ciddileşen bir sorun olarak öne çıkmaktadır. Bu metal, uzun yarılanma süreleri nedeniyle ekosistemlerde kalıcı hale gelerek organizmaların dokularında birikmektedir, fizyolojik ve biyokimyasal düzeyde hasara yol açmaktadır. Bu durum, gelecek nesiller için ölümcül veya uzun vadeli sağlık riskleri oluşturarak akuatik ekosistemlerin bütünlüğünü tehlikeye atmaktadır. Zararlı etkileri yalnızca ekosistemle sınırlı kalmamakta, bu metalle kontamine olmuş gıdaların tüketimi yoluyla besin zincirinin son halkası olan insana kadar ulaşmaktadır. İnsan sağlığı üzerindeki olumsuz sonuçlar arasında böbrek yetmezliği, karaciğer hasarı, kardiyovasküler hastalıklar, meme kanseri ve diğer kanserojen etkiler yer almaktadır. Hg, atmosfer, su ve toprakta birikerek çok yönlü risk oluşturmaktadır. Hg; sanayi atıkları (madencilik, termik santraller), fosil yakıtların yakılması, tarımsal faaliyetler ve atık su arıtma tesisleri gibi çeşitli kaynaklardan akuatik ortamlara karışabilmektedir. Akuatik sistemlerde mikroorganizmalar tarafından MeHg'ye dönüştürülen bu element, yüksek çözünürlüğü sayesinde canlı dokularına kolayca geçer ve biyoakümülasyon gösterir. MeHg besin zincirinde trofik seviyeler boyunca giderek artan konsantrasyonlarda birikir. Bu nedenle özellikle uzun ömürlü, yağlı balık türleri ile suyu filtre ederek beslenen kabuklu deniz canlılarının tüketimi, insan sağlığı açısından ciddi riskler barındırmaktadır (Giari ve diğ., 2008; Ung ve diğ., 2010; Bhagat ve Ingole, 2015; Zhang ve diğ., 2016). Hg, organizmalarda özellikle sinir sisteminde toksik etki göstermekte (nörotoksik) ve hücre zarlarını kolaylıkla geçerek beyin ile sinir dokularına zarar verebilmektedir. Özellikle yağlı balıklar ve kabuklu deniz ürünleri, MeHg'nın insanlara aktarılmasında başlıca kaynakları oluşturmaktadır (Chapella ve diğ., 2023). Deniz canlılarında Hg birikimi üzerine yapılan

çalışmalar, maruziyetin organizmalarda DNA hasarı, bozulmuş DNA metilasyonu gibi epigenetik değişiklikler, transkriptom profilinde değişiklikler, hücresel membranlarda oksidatif hasar ve doku lezyonlarına yol açtığını ortaya koymuştur. Ayrıca Hg esas olarak nöroendokrin sistemi hedef alarak denge kaybı, üreme bozuklukları, besin alımında azalma ve çeşitli histopatolojik değişikliklere bağlı fonksiyonel anomaliler oluşturabilmektedir (National Research Council, 2000).

2.5.2.1. Cıva Maruziyeti ve Tarihsel Zehirlenme Vakaları

Japonya, 1950'li ve 1960'lı yıllarda Minamata Hastalığı ve Niigata Hg Zehirlenmesi olarak adlandırılan iki büyük çevre felaketiyle sarsılmıştır.

Minamata Hastalığı, 1952'de Japonya'nın Kyushu adasındaki Minamata köyünde ortaya çıkmıştır. Başlangıçta kedilerde görülen ve 'dans eden kedi hastalığı' denilen bu gizemli hastalık, 1953'te bölge sakinlerinde de görülmüştür. Hastalık, el ve ayaklarda felç, görme ve motor bozuklukları gibi şiddetli nörolojik semptomlara ve hatta ölüme neden olmuştur. 1959'da Kumamoto Üniversitesi'nden Profesör Takeuchi Tadao, hastalığın nedeninin Hg zehirlenmesi olduğunu ileri sürmüştür. Kirlilik kaynağı, atık suyunu Minamata Körfezi'ne boşaltan komşu Yeni Japon Chisso Gübre Fabrikası gösterilmiştir. Fabrika atığındaki Hg, denizdeki mikroorganizmalar tarafından daha zehirli bir madde olan MeHg'ye dönüştürülmüş ve balıklar aracılığıyla besin zincirinde biyobüyütme yoluyla insanlara ulaşmıştır. Minamata, yirminci yüzyılın en uzun süren çevre olayı olarak anılmaktadır. Japon Hükümet, 15 yıl boyunca Minamata'daki olayın nedenini resmen tanımayı reddetmiştir. Benzer semptomlar Niigata bölgesi Agano Nehri havzasında yaşayanlar arasında da 1964 yılında görülmüştür. Bu durum, hızla Minamata Hastalığı olarak teşhis edilmiştir. Niigata'daki kirliliğin kaynağı ise nehrin yukarısında bulunan Showa Denko fabrikasının atık suları olmuştur. Niigata'daki mağdurlar, Haziran 1967'de fabrikaya karşı dava açarak Japonya'da bir kirleticiye karşı açılan ilk büyük ölçekli çevre davasını başlatmışlardır ve 1968'de Japon hükümeti, Niigata'daki hastalığın nedeninin organik Hg olduğunu resmen kabul etmiştir (Park, 2020).

2.6. MİKROPLASTİK VE AĞIR METALLERİN AKUATİK ORGANİZMALAR ÜZERİNDEKİ BİRLEŞİK ETKİSİ

MP'ler ve ağır metaller, akuatik ekosistemde yaygın olarak dağılmış kirleticilerdir ve su kütlelerinde, sedimentlerde ve biyolojik dokularda sıklıkla bir arada bulunurlar. Bu kirleticiler, yalnızca tek tek deniz florası ve faunası üzerinde etki etmekle kalmaz, aynı zamanda etkileşime

girerek her bir kirleticinin tek başına neden olduğu etkileri aşan gelişmiş toksik etkiler üretebilirler (Steer ve diğ., 2017).

Çok sayıda çalışma, plankton, algler, deniz memelileri, bentik omurgasızlar, balıklar ve çift kabuklular dahil olmak üzere çeşitli akuatik organizmaların MP'leri kolaylıkla yutabileceğini göstermiştir (Steer ve diğ., 2017; Mc Goran ve diğ., 2017). Yutulduktan sonra, MP'ler gıda alımını engelleyebilir, enerji alımını azaltabilir ve yanlış doygunluğa neden olarak besin emilimini bozabilir ve ciddi vakalarda ölüme yol açabilir (Andrady, 2011). Daha da önemlisi, MP'ler, yüksek yüzey alanı/hacim oranı, hidrofobiklik ve uzun süreli çevresel kalıcılık kapasiteleri nedeniyle kadmiyum (Cd), kurşun (Pb), krom (Cr) ve cıva (Hg) gibi toksik maddeler için taşıyıcı görevi görebilmektedirler. Bu özellik, bu elementleri adsorbe etme ve akuatik besin zincirleri aracılığıyla taşıma yeteneklerini artırır (Shen ve diğ., 2019).

Son araştırmalar, plastik peletlerin eser metalleri absorbe edebileceğini doğrulamıştır; bazı bulgular, bu peletler üzerindeki bazı metallerin konsantrasyonunun yerel sedimentlerde bulunan seviyeleri aşabileceğini ortaya koymuştur. Örneğin, Güneydoğu Avrupa plajlarından toplanan MP'ler, yerel sedimentlerden daha yüksek Pb, Zn, Mn ve Cd konsantrasyonları içermiştir (Maršić-Lučić ve diğ., 2018). Benzer şekilde, başka bir çalışma da Güneybatı İngiltere plajlarındaki plastik peletler üzerinde Ni, Pb, Zn, Cr, Fe ve Cd konsantrasyonlarının çevredeki ortamdan daha yüksek olduğunu gözlemlemiştir (Holmes ve diğ., 2014a; Holmes ve diğ., 2014b). Bu durum, özellikle bentik besleyiciler ve filtre besleyicilerde MP-Metal komplekslerinin ekolojik ve fizyolojik sonuçları hakkında endişe yaratmaktadır.

Deneysel çalışmalar, MP'ler ve ağır metaller ile birleşik maruziyetin akuatik ekosistem içindeki organizmalardaki temel fizyolojik sistemleri etkilediğini ayrıca doğrulamaktadır. Örneğin, toksik maddelerle bağlanmış MP'lere maruz kalan deniz midyeleri ve balıklar, değişen bağışıklık tepkileri, oksidatif stres, karaciğer iltihabı ve diğer patolojik durumları sergilemiştir (Rochman ve diğ., 2013). MP maruziyetinin Nil tilapyasında (*Oreochromis niloticus*) antioksidan enzimleri aktive ettiği gösterilmiştir (Hamed ve diğ., 2020). Adi sazan balığında (*Cyprinus carpio*), Cd ve MP kombinasyonu, kan biyokimyasal ve immünolojik parametrelerde önemli değişikliklere neden olmuştur. Özellikle, Cd ve MP'ler toplam protein içeriğini azaltırken, glikoz, kolesterol ve trigliserit seviyelerini artırmış, bağışıklık sistemini ciddi şekilde bozmuş ve ölüme karşı duyarlılığı artırmıştır (Banaee ve diğ., 2019). Benzer şekilde, zebra balığında (*Danio rerio*), Cd ve polietilen MP'lere birleşik maruziyet, erken

gelişim aşamalarında ROS üretimine, oksidatif strese ve apoptoza yol açmıştır (Chen ve diğ., 2022b).

Toksisitenin karşılaştırması ve etkileşimleri incelendiğinde çeşitli çalışmalar, özellikle ikisi de mevcut olduğunda, ağır metallerin MP'lere göre daha yüksek toksisitesine de dikkat çekmektedir. Sarı denizatı türünde (*Hippocampus kuda*), birleşik Cd-MP maruziyeti, ölüm oranını ve oksidatif hasarı artırmış, ancak etkiler öncelikle ağır metal bileşenine atfedilmiştir (Jinhui ve diğ., 2019). Benzer şekilde, deniz medakası (*Oryzias melastigma*)'nda, Pb, Cd ve Zn'nin MP'lerle kombinasyonları, gonadal gelişimi ve bağırsak mikrobiyotasını tek başına MP'lerden daha şiddetli bozmuştur (Yan ve diğ., 2020).

Sinerjistik (güçlendirici), aditif (toplamsal) ya da antagonistik (karşıt) nitelikte ortaya çıkabilen etkileşim etkilerinin, büyük ölçüde maruziyet süresi, mikroplastik parçacık boyutu ve metal konsantrasyonu gibi belirleyici faktörlere bağlı olduğu bildirilmektedir. Kuzey yılanbaş balığı türünde (*Channa argus*), daha küçük MP'lerin, daha büyük MP'lere göre daha fazla Cd adsorbe ettiği ve bunun sonucunda artan oksidatif hasara ve bağışıklık sistemi bozukluğuna yol açtığı bulunmuştur (Davarpanan ve Guilhermino, 2015). Davranışsal ve gelişimsel bozukluklar da iyi belgelenmiştir. Avrupa deniz levreğinde (*Dicentrarchus labrax*), MP'ler ve Hg'ye maruz kalma yüzme performansını ve yırtıcılardan kaçınmayı azaltmıştır (Barboza ve diğ., 2018c). Ayrıca, tam tersine, diskus balığında (*Symphysodon aequifasciatus*), MP'ler metallotiyonein ifadesini azaltarak Cd biyobirikimini düşürmüş, bu da potansiyel bir antagonistik etkiye işaret etmiştir (Wen ve diğ., 2018).

Ayrıca, son araştırmalar, MP'lerin yaşlanmasının toksisitelerini yoğunlaştıran bir faktör olduğuna da işaret etmektedir. Yaşlanmış MP'ler, ağır metallerle birleştiğinde, gelişmiş yüzey reaktivitesi ve oksidatif stres potansiyeli nedeniyle saf MP'lere göre mikroalg (*Chlorella vulgaris*) büyümesi üzerinde daha güçlü inhibitör etkiler oluşturmuştur (Wang ve diğ., 2021). Benzer şekilde, zebra balığında polistiren boncuklar ve Cd eş maruziyeti, tek başına Cd maruziyetine kıyasla solungaçlarda, bağırsakta ve karaciğerde anlamlı ölçüde daha yüksek Cd birikimine yol açmıştır (Lu ve diğ., 2016).

MP'ler ve ağır metallerin akuatik organizmalar üzerindeki birleşik etkileri, maruziyet süresi, MP boyutu ve yaşı ile metal konsantrasyonu dâhil olmak üzere çeşitli faktörlerden etkilenen karmaşık bir yapıdadır. Hem akut hem de kronik maruziyetler, oksidatif stres, iltihaplanma, üreme bozukluğu ve davranışsal bozulmaya neden olabilir. Bu bulgular, çevresel açıdan

gerçekçi koşullarda kirletici etkileşimlerinin incelenmesinin ve bunların ekolojik risk değerlendirmelerinde dikkate alınmasının önemini vurgulamaktadır.

2.6.1. Ağır Metal-Mikroplastik Etkileşimleri

MP ve ağır metal birikiminin gıda güvenliği ve insan sağlığı açısından önemi, özellikle deniz ürünleri tüketimi yüksek toplumlarda giderek artan bir endişe kaynağıdır. Midyeler gibi organizmalar, çevredeki suyu sürekli süzerek MP ve ağır metalleri bünyelerinde biriktirir; bu da onları kirleticilerin gıda zincirine giriş noktası haline getirir (Wang ve diğ., 2021). Belirli organizmalarda, MP'lerin yutulmasının sağlık durumları, oksidatif hasar, nörotoksisite ve üreme biyolojilerindeki değişikliklerle ilişkili olduğu bulunmuştur (Anbumani ve Kakkar, 2018).

MP/NP'ler hakkındaki bir diğer önemli endişe ise toksik kimyasallarla ilişkileridir. MP/NP'lerin geniş yüzey alanları ve güçlü hidrofobisiteleri nedeniyle çevrede bulunan hidrofobik/hidrofilik organik bileşikler ve ağır metal iyonları gibi çeşitli kimyasal kirleticileri adsorplayıp biriktirebildikleri bildirilmiştir (Fu ve diğ., 2021; Li ve diğ., 2021). MP/NP'ler ve toksik kimyasallar arasındaki ilişki toksik kimyasalların toksisitesini artırabilir ve böylece ekosistemler için önemli tehditler oluşturabilir. Özellikle çevredeki MP/NP'ler, planktonlar, yumuşakçalar ve balıklar üzerinde ortak toksik etkilere neden olacak şekilde ağır metal iyonlarını adsorplayabilir ve biriktirebilir, bu da onların üreme kapasitelerini, beslenme davranışlarını ve fizyolojik işlevlerini etkiler (Trestrail ve diğ., 2021).

MP'lerin fiziksel ve kimyasal özellikleri, ağır metal adsorpsiyon kapasitesini belirleyen en önemli faktörlerdendir. Polimer türü, yoğunluk, yüzey alanı, yük durumu, boyut ve yaşlanma düzeyi gibi özellikler, MP'lerin çevredeki metal iyonlarıyla etkileşimini doğrudan etkiler (Holmes ve diğ., 2014a; Holmes ve diğ., 2014b; Wang ve diğ., 2021). Örneğin, yüksek yüzey alanına sahip küçük partiküller, daha fazla adsorpsiyon bölgesi sunarak metal bağlanma kapasitesini artırır. Benzer şekilde, PS ve PVC gibi polar gruplar içeren polimerler, yüzeydeki negatif yük yoğunluğu nedeniyle Cd^{2+}, Pb^{2+} ve Cu^{2+} iyonlarını güçlü şekilde çekebilir (Turner ve Holmes, 2015).

MP'lerin kimyasal bileşimi ve yüzey fonksiyonel grupları, özellikle hidrofilik-hidrofobik dengenin değişimiyle metal adsorpsiyon kinetiğini belirler. Çevresel yaşlanma süreçleri (UV radyasyonu, ozon oksidasyonu, tuzluluk değişimi) MP yüzeylerinde karbonil, hidroksil ve karboksil gruplarının oluşmasına yol açar; bu da metal iyonlarıyla kompleksleşmeyi kolaylaştırır. Ayrıca, MP'lerin su kolonunda yüzerliği ve elektrostatik özellikleri, metallerin

çözeltideki taşınımını ve biyoerişilebilirliğini etkileyerek deniz canlıları üzerindeki toksisiteyi artırabilir (Brennecke ve diğ., 2016; Rochman ve diğ., 2019).

Bu nedenle, MP'lerin fiziksel ve kimyasal karakterizasyonu, metal birikiminin mekanizmalarını anlamada ve midye gibi biyoindikatör organizmalarda gözlenen toksik yanıtların doğru yorumlanmasında kritik bir ön aşamadır.

Farklı polimer tiplerinin (PE, PP, PS, PVC, PTFE) çevresel kaderi ve toksisite profilleri, kimyasal yapı ve fiziksel özelliklerindeki farklılıklar nedeniyle belirgin biçimde değişmektedir. Bu polimerlerin yoğunluk, kristallik, yüzey enerjisi ve katkı maddesi içeriği; çevredeki bozunma hızlarını, metal adsorpsiyon kapasitelerini ve biyolojik etkileşimlerini doğrudan etkiler (Andrady, 2017; Wang ve diğ., 2021). Örneğin PE ve PP düşük yoğunlukları nedeniyle su kolonunda uzun süre süzülürken, PVC ve PTFE gibi daha yoğun polimerler sedimente çöker ve bentik organizmalarla temas olasılığı artar (Koelmans ve diğ., 2016; Li ve diğ., 2018). Kimyasal olarak, PVC ve PS gibi aromatik veya halojenli gruplar içeren polimerler, çevresel oksidasyon ve UV ışığına daha duyarlıdır; bu da yüzeylerinde oksijenli fonksiyonel grupların oluşmasına ve ağır metal bağlama kapasitesinin artmasına yol açar (Turner ve Holmes, 2015). Buna karşılık, PE ve PTFE gibi inert yapılı polimerler daha kararlıdır ve toksik etkileşimleri genellikle adsorbe ettikleri katkı maddeleri (ör. ftalatlar, stabilizatörler) üzerinden gerçekleşir (Rochman ve diğ., 2019). Bu farklılıklar, deniz ortamlarında biyobirikim ve toksisite dinamiklerinin polimer tipine bağlı olarak değişmesine neden olur. Özellikle PS ve PVC gibi polimerlerin metal iyonlarıyla etkileşimleri, midye gibi filtre beslenen organizmalarda daha yüksek oksidatif stres ve enzimatik yanıtlar oluşturabilir (Paul-Pont ve diğ, 2016). Sonuç olarak, polimer türüne bağlı çevresel kaderin anlaşılması, MP'lerin ekotoksik etkilerinin tahmin edilmesi ve risk değerlendirme modellerinin geliştirilmesi açısından büyük önem taşımaktadır.

MP'ler ve polimer maddeler, çevreleyen ortamdan ağır metalleri absorbe etme yeteneğine sahiptir. Ağır metallerin MP'lerin yüzeyinde absorbe edilmesi, Elovich kinetik modeli, yalancı birinci dereceden kinetik model, yalancı ikinci dereceden kinetik model, Bangham kanal difüzyonu ve Weber Morris modeli dahil olmak üzere çeşitli mevcut adsorpsiyon modellerinin mekanizmalarıyla tanımlanabilir (Liu ve diğ., 2021a; Liu ve diğ., 2021b). Ağır metallerin MP'ler tarafından adsorpsiyon yolları, kinetik çalışma ve bu modellerin uygunluğu ile anlaşılabilir ve adsorpsiyon sürecinin daha fazla analiz edilmesine olanak tanır. Bu modeller arasında, yalancı birinci dereceden kinetik modelin, MP'lerin ağır metalleri absorbe etmek için benimsediği absorpsiyon mekanizmasıyla en iyi uyumu sağladığı düşündürmektedir (Zhang ve

diğ., 2018). Ancak, bazı araştırmacılar yalancı ikinci dereceden kinetik modelinin daha iyi bir uyum sağlayabileceğini iddia etmektedir (Nethaji ve diğ., 2013). Son yirmi yılda, çoğu çalışma yalancı birinci dereceden kinetik model ve yalancı ikinci dereceden kinetik model kinetiklerini kullanmıştır.

Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Modeli: İkinci dereceden modelde, MP üzerindeki ağır metal alımı esas olarak kemisorpsiyon mekanizması yoluyla gerçekleşir; bu, madde taşınmasından ziyade elektron çiftlerinin değişimi veya transferini içerir (Öz ve diğ., 2019). Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Modeli, ağır metal absorpsiyonundaki değişikliklerin, doygunluk konsantrasyonu ile zamanla absorbe edilen ağır metal miktarı arasındaki farkla doğrudan ilişkili olduğunu varsayar ve sadece ilk aşama için geçerlidir.

İzotermler açısından bakıldığında, adsorpsiyon süreci, kirleticilerin (ağır metaller ve MP'ler) katı–katı fazlar arasında denge durumundaki dağılımı ile daha ileri düzeyde tanımlanabilir. Langmuir ve Freundlich izotermleri en yaygın kullanılan modellerdir. Langmuir izoterm modeline göre ağır metaller, MP'lerin yüzeyinde tek tabakalı (monolayer) olarak tutulur ve yüzey tamamen kaplandığında maksimum adsorpsiyon gerçekleşir (Ford ve diğ., 2001). Buna karşın Freundlich izotermi, farklı afiniteye sahip heterojen yüzeyler üzerinde çok katmanlı adsorpsiyon olduğunu varsayar; yüksek enerjili adsorpsiyon bölgelerinin varlığında kirletici molekülleri önce bu bölgeleri işgal eder, ardından daha düşük enerjili adsorpsiyon bölgelerine doğru yayılır (Abdurahman ve diğ., 2020).

MP'ler ve ağır metaller tarafından benimsenen adsorpsiyon mekanizması, π–π etkileşimleri ve van der Waals kuvvetleri arasındaki etkileşimle de açıklanabilir. MP'lerin negatif yük taşıdığı ve pozitif yüklü metal iyonları MP'lerle temas ettiğinde tutulmanın gerçekleştiği görülmüştür. Guo ve arkadaşları, PE, PP, PS ve PVC gibi MP'ler tarafından kadmiyum adsorpsiyonunu incelemiş ve adsorpsiyon sırasını PE < PP < PS < PVC şeklinde bulmuştur (Guo ve diğ., 2020b). Devam eden araştırmalar, PP ve PE'de belirli fonksiyonel grupların varlığı nedeniyle baskın soğurulma mekanizmasının van der Waals kuvvetleri olabileceğini, PS'de ise π–π etkileşimlerinin daha belirleyici olabileceğini doğrulamıştır. Benzer şekilde, PP, PE, PES ve PVC tarafından Pb ve Cu adsorpsiyonu Freundlich modelini takip etmiştir. PE ve PVC MP'leri üzerine tri-n-bütil fosfat (TnBP) ve tris (2-kloroetil) fosfat (TCEP) adsorpsiyonunun, sırasıyla birinci dereceden kinetik model ve yalancı ikinci dereceden kinetik model ile en iyi tanımlandığı ortaya konmuştur. Denge izotermlerini açıklamak için ise Freundlich izoterm modeli ve Langmuir izoterm modelinin en iyi uyumu sağladığı ve adsorpsiyon verimliliği ile

parçacık boyutu arasında ters bir ilişki bulunduğu belirlenmiştir. Uygulamalı çalışmalarda, özellikle doğal akuatik ortamlarda bulunan yaşlanmış veya düzensiz MP'ler için, gerçek yaşam verileriyle en iyi uyumu sağlayan modeller olarak Freundlich izotermleri ve yalancı ikinci dereceden kinetik modelin sıkça rapor edildiği bildirilmektedir (Chen ve diğ., 2019).

MP'lerin çevresel davranışını belirleyen en önemli süreçlerden biri, yaşlanma olgusudur. Polimerler; UV radyasyonu, oksidatif stres, dalga hareketi, pH değişimleri ve mikrobiyal bozunma gibi çevresel faktörlerin etkisiyle fiziksel ve kimyasal dönüşümler geçirir (Gewert ve diğ., 2015). Bu süreç, polimerlerin yüzeyinde karbonil (C=O), hidroksil (-OH) ve karboksil (-COOH) gibi oksijenli fonksiyonel grupların oluşmasına yol açarak yüzey enerjisini artırır ve metal iyonlarıyla kompleksleşme kapasitesini güçlendirir (Holmes ve diğ., 2014a; Holmes ve diğ., 2014b).

Yaşlanmış MP'lerde oluşan bu aktif bölgeler, adsorpsiyon kinetiği açısından kritik öneme sahiptir. Araştırmalar, oksitlenmiş PVC, PS ve PE partiküllerinin Cd^{2+}, Pb^{2+} ve Cu^{2+} iyonlarına karşı yeni bağlanma bölgeleri oluşturduğunu, metal adsorpsiyonunun genellikle pseudo-second-order kinetik modele uyduğunu göstermiştir (Li ve diğ., 2018). Ayrıca, deniz suyunun yüksek iyonik gücü ve klorür iyonları, bu kompleksleşmeyi modifiye ederek metal–MP etkileşimini stabilize edebilir (Holmes ve diğ., 2014a; Holmes ve diğ., 2014b).

MP'lerin fiziksel bozulması (çatlak oluşumu, yüzey pürüzlülüğü, porozite artışı) metal iyonlarının difüzyonuna uygun mikro-gözenekli yapılar oluşturur ve adsorpsiyon hızını artırır. Ancak aşırı oksidasyon, polimer zincirinde parçalanmaya yol açarak bazı metallerin desorpsiyonuna da neden olabilir; bu durum çevrede metal mobilitesini artırarak toksisite riskini yükseltir (Wang ve diğ., 2021). Bu nedenle polimer yaşlanma derecesi, metal tutunma–salınım dengesi açısından kritik bir parametre olarak değerlendirilir. Sonuç olarak, polimerlerin çevresel yaşlanması sadece MP'lerin fizikokimyasal özelliklerini değiştirmekle kalmaz, aynı zamanda metal birikim dinamiklerini ve ekotoksik etkilerini belirleyen temel bir süreçtir. Bu nedenle yapılan araştırmalarda organizmada MP–metal ilişkilerinin doğru değerlendirilmesi, polimerin yaşlanma durumunun dikkate alınmasıyla mümkündür.

MP/NP'ler ile ağır metal iyonları arasındaki etkileşim ve bunların ortak toksisitesi, MP/NP'lerin ekosistemler ve organizmalar için potansiyel riskini bilimsel olarak değerlendirmek amacıyla önemli bir araştırma odağı olarak ortaya çıkmıştır. MP/NP'ler kimyasal bağlar veya elektrostatik adsorpsiyon yoluyla metal iyonlarına bağlanabilir ve bu metal iyonlarının çevredeki göçünü, dönüşümünü ve biyoyararlanımını değiştirebilir (Huang ve diğ., 2021).

Farklı tipteki MP/NP'ler, farklı yüzey yapıları ve fonksiyonel gruplar nedeniyle farklı metal iyonlarına farklı adsorpsiyon yeteneklerine sahiptir (Guo ve diğ., 2020b). Bugüne kadar, MP/NP'ler ile ağır metal iyonları arasındaki etkileşime dair mevcut çalışmalar, kimyasal türleri dikkate almadan, inorganik kurşun (Pb^{2+}), kadmiyum (Cd^{2+}) ve çinko (Zn^{2+}) gibi bazı yaygın ağır metallerin inorganik iyonlarına odaklanmıştır (Fu ve diğ., 2021; Li ve diğ., 2021; Zou ve diğ., 2020). Oysa MP/NP'ler ile arsenik (As) ve cıva (Hg) gibi yüksek toksik ağır metaller, özellikle de arsenik ve Hg'nin farklı türleri arasındaki etkileşim ve bunların ortak toksisitesi üzerine yapılan çalışmalar nadiren bildirilmiştir (Dong ve diğ., 2021; Gao ve diğ., 2023; Zhou ve diğ., 2024).

En toksik ağır metallerden biri olan Hg, inorganik cıva (Hg^{2+}) ve organik Hg, özellikle metilcıva (MeHg) ve etilcıva (EtHg) dahil olmak üzere çok sayıda türle sulu ortamda yaygın olarak bulunmaktadır organik Hg ise daha toksik ve biyobirikimli bir maddedir. Son yıllarda Hg kirliliği, özellikle ekosistemleri ve insan sağlığını tehdit eden başlıca kirleticilerden biri haline geldiği su ortamlarında giderek daha ciddi bir hal almıştır. Suda MP/NP varlığının, Hg^{2+}'nin çevredeki davranışını değiştirebileceği ve nihayetinde toksisitesini etkileyebileceği bildirilmiştir (Rial ve diğ., 2023; Zhou ve diğ., 2024). Ancak, suda MP'ler/NP'ler ve Hg arasındaki etkileşime dair önceki tüm çalışmalar yalnızca Hg^{2+} üzerine odaklanmıştır (Gao ve diğ., 2023; Rial ve diğ., 2023; Sikdokur ve diğ., 2020; Zhou ve diğ., 2024). Bugüne kadar, MP'ler/NP'ler ile su ortamlarındaki farklı Hg türleri arasındaki etkileşim ve bunların ortak toksisitesi üzerine araştırma rapor edilmemiştir. MP/NP'ler ile Hg türleri arasındaki etkileşime dair çalışmada bulunan boşlukları ve sınırlamaları gidermek için, burada Hg^{2+}, MeHg ve EtHg dahil olmak üzere farklı Hg türlerinin mikro kirli su ortamlarındaki farklı MP/NP'ler üzerindeki adsorpsiyon kinetiğini ve kinetik modeller ve hücre maruziyet deneyine dayalı ortak toksisitelerini araştıran çalışmalar mevcuttur.

Yapılan çalışmalar, *Mytilus* türlerinin gram başına onlarca MP partikül ve µg/g düzeyinde metal (özellikle Hg, Cd, Pb) içerebildiğini göstermektedir (Cho ve diğ., 2019). Bu kirleticiler, sindirim sistemi boyunca birikim göstererek hücresel oksidatif stres, inflamasyon, endokrin bozulma ve nörotoksik etkilere yol açabilmektedir (Smith ve diğ., 2018; Prata ve diğ., 2020).

Midyeler gibi filtre beslenen organizmalar, su kolonundaki partikül ve çözünmüş kirleticileri etkin biçimde süzerek beslenen canlılar olduklarından, MP ve ağır metal kirliliğine karşı en yüksek maruziyet riskine sahip gruplardan biridir. Bu organizmalar, dakikada kendi hacimlerinin birkaç katı kadar suyu filtreleyebilmekte ve bu süreçte çevredeki kirleticileri

doğrudan bünyelerine alabilmektedir (Farrington ve diğ., 2016). Bu nedenle midyeler, hem kirleticilerin biyobirikimi hem de biyoyararlanımı açısından kritik bir ara basamak oluşturur. MP'lerin ve metallere bağlı toksik bileşiklerin solungaç ve sindirim dokularında birikimi, hücresel düzeyde oksidatif stres, lizozomal stabilite kaybı, lipid peroksidasyonu ve enzim aktivite değişimleri gibi biyokimyasal yanıtları tetikler (Paul-Pont ve diğ., 2016). Bu etkiler yalnızca bireysel düzeyde değil, aynı zamanda popülasyon dinamikleri üzerinde de belirleyici olabilir; çünkü enerji dengesi, üreme başarısı ve büyüme oranları bu kirleticilerden doğrudan etkilenir (Bråte ve diğ., 2018). Ayrıca, midyelerde MP'lerin polimer tipine bağlı olarak farklı metallerle etkileşime girmesi, dokular arası birikim dinamiklerini değiştirir. Örneğin PVC ve PS gibi polimerlerin yüzeyinde daha yüksek metal adsorpsiyonu, sindirim bezinde Cd ve Pb birikimini artırabilirken, PE gibi düşük yoğunluklu polimerlerde bu oran daha düşüktür (Brennecke ve diğ., 2016). Bu durum, midyelerin sadece biyoindikatör değil aynı zamanda vektör organizma olarak da değerlendirilmesini gerektirir; çünkü insanlar tarafından tüketilen midyeler yoluyla MP ve metal maruziyeti doğrudan insan sağlığına taşınabilir.

2.7. EKOSİSTEMLERDE MİKROPLASTİK VE AĞIR METAL İZLEME / MİKTAR TAYİNİNDE TAMAMLAYICI ARAÇ OLARAK BİYOİNDİKATÖRLER

2.7.1. Biyoindikatörlerin Tanımı ve Kısa Tarihçesi

"Biyoindikatör" terimi, çevrenin kalitesini ve zaman içindeki değişimlerini değerlendirmek için kullanılan tüm biyolojik süreçleri, türleri veya komüniteleri kapsamaktadır (Holt ve Miller, 2010). Çevresel değişimler doğal stres faktörlerinden (örn. kuraklık, geç ilkbahar donu) kaynaklanabilse de, biyoindikatörler temel olarak antropojenik etkiler sonucu ortaya çıkan sorunlara (örn. kirlilik, arazi kullanım değişiklikleri) odaklanır.

Çevrenin sağlığını izlemek için bir araç olarak kullanılan canlı organizmalar (Azzazy, 2020) olan biyoindikatörlerden ilk bahsediliş, liken biotasındaki değişikliklerin hava kalitesindeki değişikliklerle ilişkilendirildiği 1866 yılına dayanmaktadır (Jóźwiak ve Jóźwiak, 2015). Biyoindikatörlerin çevresel değerlendirmelerde geliştirilmesi ve uygulanması 1960'lardan beri yaygınlaşmıştır (Holt ve Miller, 2010). Bugüne kadar, biyoindikatörleri kullanan en uzun süreli kesintisiz kirletici izleme programı, 1986'dan beri kıyı sularındaki kirletici seviyelerini izlemek için çift kabukluları (bivalvia) kullanan "Mussel Watch" programıdır (Goldberg, 1986).

"Biyoindikatörler", "gözcü türler" ve "biyomonitörler" terimleri yaygın kullanımda birbirinin yerine geçebilse de, bilim camiasında daha spesifik anlamlar belirlenmiştir.

Dar anlamda biyoindikatörler: Bir stres faktörüne karşı tolerans eşikleri aşıldığında varlıklarında, fizyolojilerinde veya davranışlarında değişiklikler sergileyerek çevresel sağlık hakkında nitel (kalitatif) bilgi verirler (Priya ve Kannayiram, 2025).

Gözcü türler: Dar anlamdaki biyoindikatörlerin özel bir durumudur; çevresel tehlikeler veya riskler için bir erken uyarı görevi görerek diğer türlerden önce değişiklikleri gösterirler (Van Der Schalie, 1997).

Biyomonitörler: Özellikle kirlilik durumlarında, çevrenin kalitesine dair nicel (kantitatif) bilgi sağlarlar (Markert ve diğ., 2003; Holt ve Miller, 2010). Örneğin, dokularındaki kirletici konsantrasyonu ile çevrelerindeki konsantrasyon arasında bir ilişki sergileme eğilimindedirler. Biyomonitörler, kirleticilerin alımı ve depolanması, onların eliminasyon yeteneklerini aştığında biyoakümülatör de olabilirler (Arnot ve Gobas, 2006).

Bu tez çalışmasında "biyoindikatör" terimi hem dar anlamdaki biyoindikatörleri hem de biyomonitörleri ifade etmek için kullanılmıştır.

Biyoindikatörlerin kullanımı, geleneksel fizikokimyasal analizlere kıyasla sayısız avantaj sağlar. İlk olarak, biyoindikatörler sahadaki uygulama sürelerine karşılık gelen zamansal bir boyut eklerken, fizikokimyasal ölçümler yalnızca örnekleme anındaki çevresel koşulları karakterize eder (Holt ve Miller, 2010). Biyoindikatör kullanımı, özellikle geniş alanlarda veya uzun sürelerde, sık ve kapsamlı fizikokimyasal izlemeden daha uygun maliyetli olabilir (Siddig ve diğ., 2016). Dahası, kirleticiler çevrede genellikle hassas teknolojilerle tespit edilemeyen düşük konsantrasyonlarda bulunabilir, ancak bunları biyolojik olarak biriktiren organizmalarda miktarları belirlenebilir. Dahası, kirleticilerin biyolojik olarak kullanılabilir kısmının nicel olarak belirlenmesine olanak sağladıkları için, biyoindikatörlerin kullanımı ekolojik risk değerlendirme yaklaşımında (Karr ve Chu, 1997) özellikle önemlidir. Bu yaklaşım, insan dışı organizmalar, popülasyonlar ve ekosistemler üzerindeki etkilerin şiddetinin (doğası ve büyüklüğü) ve olasılığının değerlendirilmesi olarak tanımlanır. Bu nedenle, çevresel biyoizleme, "çevresel koşulları ve eğilimleri değerlendirmek, politika geliştirmeyi ve uygulanmasını desteklemek ve ulusal politika yapıcılara, uluslararası forumlara ve kamuoyuna raporlamak üzere bilgi geliştirmekiçin bir araçtır" (Wolinski, 2025).

2.7.2. Biyoindikatör Türlerin Özellikleri

Biyoindikatör olarak kullanılan bir organizmadan beklenen belirli özellikler şunlardır:

1. Kolay tanımlama,
2. Bölgesel veya küresel ölçekte dağıtımını kolaylaştıracak kadar yaygınlık,

3. Popülasyonu etkilemeden yeterli miktarda örneklenebilecek kadar bolluk,
4. Yerel koşulları yansıtacak kadar hareketsiz yaşam tarzı,
5. Analizler için yeterli doku sağlayacak kadar büyük vücut boyutu,
6. Stres etkeninin uzun süreler boyunca entegrasyonuna izin verecek kadar uzun ömür,
7. Etik açıdan uygunluk (yani tehdit altında olmayan veya korunmayan türler) ve
8. İyi bilinen biyoloji ve ekoloji (Wolinski, 2025).

Ayrıca, çevre kirliliğinin nicel bir değerlendirmesi için biyomonitör olarak kullanılan türlerin üç kriteri karşılaması gerekir:

1. Dokulardaki kirletici seviyeleri ile çevre arasında basit bir ilişki göstermek (Beyer ve diğ., 2017).
2. Nicelleştirilebilen bir alan/zaman aralığında kirlilik sinyalini tam sayıya dönüştürmek (Beeby, 2001).
3. En azından ortam konsantrasyonları aralığında kirleticiye duyarsız olmak (Beeby, 2001).

Gerçekten de, bir biyomonitör türü kirleticiden doğrudan etkilenirse, popülasyon dinamikleri, sağlığı veya davranışları değişebilir ve bu tepkiler çevre koşullarının yorumlanmasını zorlaştırarak kirletici seviyelerinin yanıltıcı veya yanlış değerlendirilmesine yol açabilir.

2.7.3. Plastik ve Mikroplastik Kirliliği İçin Mevcut Biyoindikatörler

Pestisitler, ağır metaller veya kalıcı organik kirleticiler söz konusu olduğunda, biyoindikatörler, su ekosistemlerindeki plastik ve MP'lerin varlığını, miktarını ve hatta kalitesini değerlendirmek için iyi alternatif araçlar gibi görünmektedir; zira bunları çevrede doğru bir şekilde saymak zordur (Legrand ve diğ., 2024). Birçok tür biyoindikatör olarak potansiyelleri açısından araştırılmış olsa da, odak noktası genellikle deniz ortamı, makro ve mezoplastikler veya 1 mm'den büyük MP'ler olmuştur (Wesch ve diğ., 2016).

Örneğin, OSPAR sözleşmesi, çöp yutmasıyla bilinen bol ve yaygın bir deniz kuşu olan Kuzey fulmarı *Fulmarus glacialis*'in kullanımını desteklemektedir. Bu izleme programı, plajlardan toplanan ölü kuşların midesinde kaydedilen plastik miktarını incelemektedir. Başlangıçta, OSPAR sözleşmesi fulmarların %10'undan daha azının midesinde 0,1 g'ı aşan plastik olmasını amaçlamaktadır, ancak bu eşik bilinen zarar seviyeleriyle uyuşmamaktadır. Benzer şekilde, *Caretta caretta* cinsi Caretta'nın midesinde kaydedilen 1 mm'den büyük plastik ve MP'lerin

seviyeleri, Akdeniz'deki çöp varlığını izlemek için desteklenmiştir (Wolinski, 2025). Ancak, bu iki tür belirli deniz coğrafi alanlarıyla sınırlıdır ve çalışmalar yalnızca plajlarda bulunan ölü hayvanlar üzerinde yürütüldüğünden, veriler alan ve zaman açısından rastgele elde edilmektedir. Ayrıca, fulmarların ve kaplumbağaların midelerinde kaydedilen plastik kontaminasyonu, uzun mesafeleri kat edebildikleri için genellikle yerel kirlilik seviyelerini doğru bir şekilde yansıtmamaktadır. Bu türlerin 1 mm'den küçük MP'lerin izlenmesi için uygun olmadığı görülmektedir. Yerel ölçekte, MP kirliliği için biyoizleme programları da denenmiştir. Örneğin, Kore Cumhuriyeti Okyanuslar ve Balıkçılık Bakanlığı, kıyı sularındaki MP kirliliğini değerlendirmek için birkaç çift kabuklu türü (*Mytilus edulis* midyesi, *Magallana gigas* istiridyesi ve *Ruditapes philippinarum* istiridyesi) kullanarak ulusal bir çalışma başlatmıştır (Cho ve diğ., 2021). Elde ettikleri sonuçlar, çift kabukluların 20 µm'ye kadar olan MP'ler için biyomonitör olarak kullanışlılığını desteklemekle birlikte, bu tür matrislerde MP kantifikasyonu için kılavuzlar geliştirme gerekliliğini ortaya koymaktadır.

Nehirler ve göller gibi tatlı su ortamlarında ise bu boşluklar daha da belirgindir; zira mevcut izleme programlarının hiçbiri, bu ortamlarda plastik ve MP kirliliği için biyoindikatör olarak seçilmiş herhangi bir türe sahip değildir.

Akuatik ekosistemlerde MP'lerin 1 mm'den küçük seviyelerini izlemek için literatürde çeşitli taksonlara ait bazı deniz türleri önerilmiştir. Bunlar arasında balıklar, denizanaları, kabuklular, yumuşakçalar ve süngerler bulunmaktadır (Wolinski, 2025). Benzer şekilde, tatlı su türleri olarak da Asya istiridyesi (*molluscs* / yumuşakçalar) (Wolinski, 2025), salyangozlar (Akindele ve diğ.,. 2019) ve midyeler (Pastorino ve diğ., 2021) gibi yumuşakçalar önerilmiştir. Bununla birlikte, bu türlerin seçimine dair sağlam ve açık bir gerekçe hala yetersizdir Avrupa düzeyinde henüz hiçbirine resmiyet verilmemiştir ve standartlaştırılmış yöntemler henüz belirlenmemiştir (Wolinski, 2025).

2.8. MİKROPLASTİK BİYOİZLEMEDE MODEL YUMUŞAKÇALAR

MP biyoindikatörü olarak hizmet etme potansiyelleri açısından incelenen 352 deniz türü arasında, (Savoca ve diğ., 2022) *Mytilus* cinsi midyeleri önermiştir. Midyeler, bir biyoindikatörün tüm temel kriterlerini karşılarlar, zira bol miktarda bulunurlar, sesildirler (sabit), kolayca erişilebilirdirler ve dünya kıyı sularında yaygındırlar. Geniş bir çevresel parametre yelpazesine (yani tuzluluk, sıcaklık, oksijen seviyeleri ve yiyecek bulunabilirliği) karşı yüksek bir toleransa sahiptirler. Ekosistemde kilit bir konuma sahiptirler: birçok türe besin

ve yaşam alanı sağlarlar, pelajik ve bentik ortamlar arasında bir bağlantı oluştururlar ve kirleticilerin daha yüksek trofik seviyelere taşınmasında bir yol görevi görürler (Wolinski, 2025). Ayrıca, insanlar için önemli bir deniz ürünü olarak kabul edilmeleri (Beyer ve diğ., 2017) ve bağırsakları çıkarılmadan bütün olarak yenmeleri (Wolinski, 2025) nedeniyle, deniz midyeleri deniz kirliliği ile ilişkili insan sağlığı riskleri açısından dikkat çekmektedir (Cauwenberghe ve Janssen, 2014).

Son olarak, deniz midyeleri, Mussel Watch Projesi, Akdeniz Bölgesinde Kirliliğin Değerlendirilmesi ve Kontrolü (MEDPOL), OSPAR Koordineli Çevresel İzleme Programı (CEMP) (Beyer ve diğ., 2017), Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) ağı (Benito ve diğ., 2024) ve Réseau d'Observation de la Contamination Chimique (ROCCH) programı (Briand ve diğ., 2023) gibi birçok bölgesel çevresel izleme programında kıyı sularında zaten biyoindikatör olarak kullanılmaktadırlar.

Tatlı sularda ise, *Dreissena* cinsi midyeler nehirler ve göllerde MP izleme için uygun organizmalar olarak tanımlanmıştır (Pastorino ve diğ., 2021). Onların elverişli özellikleri, deniz ortamlarındaki *Mytilus* türlerininkilerle karşılaştırılabilir niteliktedir (Binelli ve diğ., 2015) ve yerel tatlı su çift kabukluları olan Unionid'lere kıyasla onlarla daha yakın bir filogenetik ilişkiyi paylaşırlar (Binelli ve diğ., 2015). Unionid'ler gibi yerel türler, çökeltide gömülü yaşamak ve bozulmuş çevrelere karşı daha hassas olmak gibi farklı ekolojik özelliklere sahiptir (Wolinski, 2025).

Ayrıca, deniz midyeleri gibi, dreissenidler de eser elementler (Shoults-Wilson ve diğ., 2015), aromatik hidrokarbonlar (Marvin ve diğ., 2000) veya pestisitler (Bashnin ve diğ., 2019) dâhil olmak üzere çeşitli kirlilik türleri için biyoindikatör olarak zaten incelenmektedir. Biyoizleme programları hem ABD ve Kanada'da hem de Avrupa'da uygulanmaktadır. Ancak, Dreissenidlerin istilacı davranışları, hâlihazırda yerleşik oldukları ekosistemlerde kullanımlarını sınırlandırmaktadır (Binelli ve diğ., 2015; Wolinski, 2025).

2.8.1. Denizel Mikroplastik Kirliliğinin İzlenmesinde Sentinel Tür Olarak *Mytilus galloprovincialis*

Çeşitli deniz midyesi türleri arasında, *Mytilus galloprovincialis* geniş dağılımı, iyi bilinen biyolojisi ve ekolojik önemi sayesinde öne çıkmaktadır. *M. galloprovincialis*, ilk olarak Lamarck tarafından 1819 yılında yayımlanan "Histoire naturelle des animaux sans vertèbres" (Omurgasız Hayvanların Doğa Tarihi) adlı kitabında tanımlanmıştır (Lamarck 1819). Bu tür, Mollusca filumu (Linnaeus, 1758); Bivalvia sınıfı (Linnaeus, 1758); Mytilidae familyası

(Rafinesque, 1815) ve Kuzey Yarımküre'de birbirine yakın üç türü içeren *Mytilus* cinsine (Linnaeus, 1758) aittir: *M. edulis*, *M. trossulus* ve *M. galloprovincialis* (Hilbish ve diğ., 2000). *M. galloprovincialis*'in doğal yayılım alanı, Akdeniz havzasını (adını da buradan alır: Akdeniz midyesi) ve Güney Avrupa'nın Atlantik kıyılarını kapsar (Rio-Lavín ve diğ., 2022). Ancak, şu anda İrlanda ve Birleşik Krallık'tan Kuzey Afrika'ya kadar genişlemiş bir alanda bulunur; bu genişlemenin doğal olduğu varsayılmaktadır. Bu tür aynı zamanda kültür yoluyla veya nakliye aracılığıyla kasıtlı olmadan dünyanın çeşitli bölgelerine yayılmıştır ve şu anda Kuzey Amerika'nın Pasifik kıyısında (McDonald ve Koehn, 1988), Japonya'da (Wilkins ve diğ., 1983) ve Doğu Asya'da, Güney Afrika'da, Şili'de ve Avustralya'da bulunmaktadır (Wolinski, 2025). Türkiye'de *M. galloprovincialis*, Karadeniz, Marmara, Ege ve Akdeniz kıyısı boyunca en bol bulunan *Mytilus* türüdür. Günümüzde *M. galloprovincialis*; Arnavutluk, Avustralya, Bulgaristan, Kanada, Çin, Hırvatistan, Mısır, Fransa, Yunanistan, İtalya, Fas, Portekiz, Rusya Federasyonu, İskoçya, İspanya, Güney Afrika, Türkiye, Amerika Birleşik Devletleri ve Ukrayna'da ve ülkemizde kültürü yapılmaktadır (Bonham ve diğ., 2017). Bu türün küresel üretimi oldukça önemlidir; özellikle Çin yıllık 700.000 ton ve İspanya yıllık 250.000 ton üretimle önemli katkılarda bulunmaktadır (Lassoued ve diğ., 2021). Deniz ürünü olarak kullanılmasının ötesinde, *M. galloprovincialis* midyeleri araştırmalar için özel bir ilgi odağıdır ve ekotoksikolojik, ekofizyolojik ve kronobiyolojik çalışmalar (Louis ve diğ., 2024) ile birlikte, Amerika Birleşik Devletleri'ndeki Mussel Watch veya Fransa'daki ROCCH (Briand ve diğ., 2023) gibi programlar da dâhil olmak üzere çevresel kalite değerlendirmesi için mükemmel model organizmalar olarak kabul edilmektedirler (Wolinski, 2025).

Litaratürlerinde desteklediği üzere çift kabuklulardan *Mytilus galloprovincialis, Mytilus edulis* türleri geniş dağılımları, hayati ekolojik nişleri nedeniyle deniz ekosistemlerinde MP, ağır metal ve organik kirleticiler gibi çevresel stresörlerin izlenmesinde en yaygın kullanılan biyoindikatör organizmalardan biridir. Bu türün filtre beslenme özelliği, çevredeki partikül maddeleri ve çözünmüş kirleticileri sürekli olarak süzmesine olanak tanır; böylece bulunduğu ortamın kirlenme düzeyini yansıtan bir biyolojik arşiv görevi görür (Goldberg, 1975; Beyer ve diğ., 2017). Bu midyeler, hareket kabiliyetinin sınırlı olması ve geniş coğrafi dağılımları sayesinde yerel kirlilik kaynaklarını izlemek için de uygundur (Sureda ve diğ., 2011; Chen ve diğ., 2021). Bölgesel/küresel programlarda saha karşılaştırmaları ve zamansal eğilim analizleri için standart biyota matriksi olarak kullanılmaktadır (Beyer ve diğ., 2017; Farrington ve diğ., 2016; Bråte ve diğ., 2018; Alomar ve diğ., 2025).

M. galloprovincialis, özellikle Akdeniz ve Marmara Denizi gibi yarı kapalı sistemlerde metal ve MP birikimi üzerine yapılan çalışmalarda sentinel tür olarak tercih edilmektedir (Li ve diğ., 2019b). Ayrıca midyelerdeki biyokimyasal ve histolojik yanıtlar (ör. katalaz, glutatyon S-transferaz, lipid peroksidasyonu düzeyleri) çevresel toksisiteye karşı erken uyarı göstergeleri olarak değerlendirilmektedir (Viarengo ve diğ., 2007; Sureda ve diğ., 2011; Kotsiri ve Tsangaris, 2024). Laboratuvar çalışmaları da, midyelerin MP alım, birikim ve toksisiteyi ortaya çıkarmada iyi model organizmalar olabileceğini göstermektedir. Sonuç olarak, MP'leri izlemek için hedef türler olarak midyelerin kullanılması önerilmektedir (Li ve diğ., 2019b; Parra ve diğ., 2021). Bu nedenle *M. galloprovincialis*, çevresel risk değerlendirmelerinde hem biyokimyasal göstergeler hem de biyobirikim analizleri için ideal bir model organizmadır. Midye dokularında kirleticilerin tür, doku tipi ve çevresel koşullara bağlı olarak değişen birikim eğilimleri, denizel kirliliğin zamansal ve mekânsal takibinde yüksek doğruluk sağlamaktadır (Azizi ve diğ., 2018).

2.8.1.1. Mytilus galloprovincialis'te Mikroplastik ve Metal Birikimi: Biyoerişilebilirlik, Dokusal Dağılım ve Risk Değerlendirmesi

MP'lerin ağır metallerle etkileşimi, yalnızca çevredeki toplam metal yükünü değil, aynı zamanda bu metallerin biyoerişilebilirlik düzeyini ve akuatik organizmalarda dokusal dağılım modellerini de belirler. MP'ler, yüzeylerindeki aktif fonksiyonel gruplar ve yüksek özgül yüzey alanı sayesinde metal iyonlarını adsorbe ederek bir taşınım vektörü gibi davranır (Brennecke ve diğ., 2016; Holmes ve diğ., 2014a; Holmes ve diğ., 2014b). Bu kompleksler, midye gibi filtre beslenen organizmalar tarafından alındığında sindirim koşullarında (pH, iyonik güç, enzimatik aktivite) metal iyonlarını serbest bırakabilir; bu durum metalin biyoerişilebilir fraksiyonunu artırır (Bakir ve diğ., 2012; Li ve diğ., 2018). Deneysel çalışmalar, sindirim sıvısında düşük pH ve yüksek enzim konsantrasyonunun metal desorpsiyonunu hızlandırdığını, özellikle Cd, Pb ve Cu gibi metallerin MP'lerden kolaylıkla ayrıldığını göstermiştir (Wang ve diğ., 2021). Bu serbest metal iyonları, solungaç ve sindirim bezlerinde birikerek oksidatif stres, mitokondriyal disfonksiyon ve hücre zarı hasarına yol açabilir (Paul-Pont ve diğ., 2016). Dokusal düzeyde, solungaçlar genellikle ilk temas noktası olarak işlev görürken, sindirim bezi metal–MP komplekslerinin metabolik işlenmesinde temel rol oynar; kas dokusunda ise genellikle daha düşük birikim gözlenir (Trestrail ve diğ., 2021). MP–metal komplekslerinin biyoyararlanımı polimer tipine göre değişiklik gösterir: örneğin PVC ve PS gibi polimerler metaller için yüksek taşıma kapasitesine sahipken, PE ve PTFE daha inert davranır (Turner ve Holmes, 2015). Bu farklılıklar, midyelerde dokusal dağılımın heterojen olmasına neden olur ve

ağır metallerin gıda zincirine geçiş riskini artırır. Dolayısıyla, MP'lerin yalnızca metal depolayıcı değil, aynı zamanda biyoyararlanımı artıran taşıyıcı partiküller olduğu kabul edilmektedir (Fu ve diğ., 2021; Li ve diğ., 2021).

Bu tez çalışmasında *Mytilus galloprovincialis* türü midyelere beş hafta süreyle çevresel dozda farklı polimer (PE, PP, PS ve PET) MP'ler ve bu MP'lerle eş zamanlı 2,5 µg/L Hg maruziyeti yapılmış, farklı polimerlerin Hg ile birleşik etkileri ve midye dokularında MP ve Hg birikimi incelenmiştir. Uygulanan maruziyetin ekolojik risk değerlendirmesi yanında, insan sağlığı ve gıda güvenliğine etkileri detaylı incelenmiştir.

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. MATERYAL

Bu çalışmada biyoindikatör bir tür olan Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck 1819) kullanılmıştır. Midyeler, İstanbul Boğazı Rumeli Feneri bölgesinden temin edilmiş ve sudan çıkarılmalarını takiben bir saat içerisinde canlı olarak laboratuvara ulaştırılmıştır. Laboratuvara getirilen midyeler, sentetik deniz suyu hazırlanmış ortamlarda bir hafta süreyle depurasyon işlemine tabi tutulmuştur (Şekil 3.1).



Şekil 3.1: Deney öncesi depurasyon sürecinde tankların görüntüsü.

Bunu takiben, literatürde önerilen protokoller doğrultusunda iki hafta süren bir aklimasyon döneminin ardından (Şekil 3.2) (Tran ve diğ., 2007; Chae ve An, 2020; Álvarez-Ruiz ve diğ., 2021) 5 haftalık kronik maruziyet uygulaması gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.2: Depurasyon sonrası aklimasyon sürecine aktarılan midyeler.

Aklimasyon ve deney süresince kullanılacak sentetik deniz suyu, ticari sentetik deniz tuzu (Instant Ocean®) kullanılarak 25 ppt tuzlulukta hazırlanmıştır. Cauwenberghe ve Janssen (2014) esas alınarak hazırlanan sentetik deniz suyu, olası MP kontaminasyonunu önlemek amacıyla 0,8 µm gözenek çapına sahip membran filtreden geçirilmiştir. Hazırlanan sentetik deniz suyu beherlere (Şekil 3.3) aktarılmış; deney süresince beherlerdeki su, klimayla kontrol edilen oda sıcaklığında (20 ± 2 °C) ve pH 7–8 aralığında tutulmuş, ortam sürekli olarak hava taşları ile havalandırılmıştır. Lopes ve diğ. (2022) doğrultusunda, deney süresince her beher için haftada bir %100 su yenilemesi yapılmış; metal ve MP maruziyetleri her su değişimi ile eş zamanlı olarak yeniden uygulanmıştır. Midyelerin günlük enerji gereksinimlerinin karşılanması amacıyla, Langdon ve Önal (1999) ile Chae ve An (2020)'nin önerdiği şekilde, bireyler günlük olarak *Nannochloropsis* sp. (15×10^6 hücre/L) ile beslenmiştir.

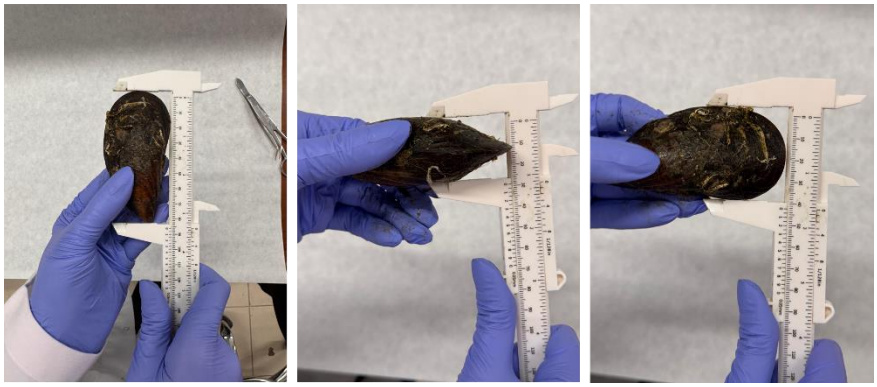


Şekil 3.3: Deney düzeneğinin kurulması.

Çalışmada kullanılan midyelerin biometrik ve morfometrik ölçümleri kumpas (±0,01 mm) ve hassas terazi (±0,01 g) kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.4). *Mytilus galloprovincialis* bireylerine ait morfometrik ölçümlerde, kabuk uzunluğu (X), yüksekliği (Y) ve genişliği (Z) alınmıştır (Şekil 3.5).



Şekil 3.4: *Mytilus galloprovincialis* bireylerine ait morfometrik ölçümlerin gerçekleştirilmesi.



Şekil 3.5: *Mytilus galloprovincialis* bireylerine ait kabuk uzunluğu (X), yüksekliği (Y) ve genişliği (Z) ölçümlerinin gerçekleştirilmesi.

Midyelere ait biometrik ve morfometrik parametreler "ortalama ± standart sapma" değerleri şeklinde Ekler kısmında sunulmuştur.

3.2. YÖNTEM

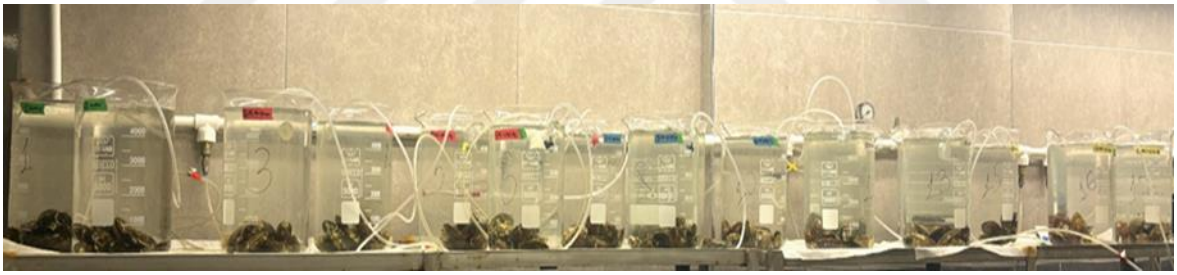
3.2.1. Deney Koşulları

Deney sistemi, literatürde midyeler için gerçekleştirilen *in vitro* denemelerde yaygın olarak kullanılan cam beherler kullanılarak kurulmuştur (Stollberg ve diğ., 2021; Wang ve diğ., 2021). Literatürde; Pittura ve diğ. (2018) tarafından 20 L hacimde 60 midye, Capello ve diğ. (2021) tarafından 10 L akvaryumda 12 birey ve Choi ve diğ. (2021) tarafından 3 L hacimde 13 birey kullanılarak yürütülen, daha yüksek stok yoğunluklarına sahip çalışmalar bulunmakla birlikte, aşırı yüklenmenin ve buna bağlı olumsuz sağlık koşullarının önlenmesi amacıyla Franzellitti ve diğ. (2019) midye başına 1 L deniz suyu kullanımını önermiştir. Bu doğrultuda, çalışmamızda uygulanan deneysel tasarım literatürde önerilen yaklaşımlarla uyumlu olacak şekilde planlanmıştır. Deney gruplarını oluşturan her bir beherde, sentetik deniz suyu içerisinde 2 birey/L stok yoğunluğu kullanılmıştır (Şekil 3.6).



Şekil 3.6: *Mytilus galloprovincialis* bireylerinin deneysel düzene yerleştirilmesi.

Allen (1995)'te belirtildiği gibi deneyde kullanılacak olan beherler önceden %5'lik nitrik asit çözeltisi (v/v) ile yıkanıp filtrelenmiş distile sudan geçirilerek hazırlanmıştır (Şekil 3.7).



Şekil 3.7: Deneysel çalışmada kullanılan akvaryum sistemi ve deney gruplarının genel görünümü.

Deney grupları aşağıda belirtildiği şekilde adlandırılmıştır. Tüm deney düzeneğinde yer alan kontrol grubu, yalnızca mikroalg ile beslenen ve herhangi bir kirleticiye maruz bırakılmayan bireylerden oluşturulmuştur. Deneylerde kullanılan plastikler 180–212 µm boyut aralığında olup, PE, PS ve PET türü MP'ler için $2{,}57\times10^{-7}$ g/L (33 adet/L) konsantrasyonunda maruziyet grupları oluşturulmuştur. Buna ek olarak, MP'lere eş zamanlı olarak 2,5 µg/L Hg maruziyetine tabi tutulan PE+Hg, PS+Hg , PP+Hg ve PET+Hg grupları da deneysel düzeneğe dâhil edilmiştir (Şekil 3.7).

3.2.2. Mikroplastik Maruziyeti

Literatürler ışığında çevresel koşullarda yapılan örneklemelerde midyelerde tespit edilen boyut olarak maruziyet boyutu 180-212 µm olarak seçilmiştir (Li ve diğ., 2016; Karlsson ve diğ., 2017; Digka ve diğ., 2018). Uygulama maruziyeti için kullanılan PP, PS ve PET plastik türlerinin ham maddeleri İstanbul'da faaliyet gösteren ticari plastik üreticisi firmalardan temin edilirken, PE MP'leri ise 180–212 µm hazır boyut aralığında olacak şekilde Cospheric (ABD) firmasından ticari ürün olarak temin edilmiştir.

Temin edilen PP, PS ve PET plastikler, Şekil 3.8'de yer alan ticari bir cam mikser kullanılarak (WARING, McConnellsburg, PA, ABD; Model No: HGBTWTG4) mekanik olarak öğütülmüş ve literatürle uyumlu olarak belirlenen hedef boyut aralığına kadar parçalanmıştır. Her bir MP türü için çapraz bulaşmayı önlemek amacıyla ayrı elekler kullanılmıştır. Laboratuvar koşullarında, belirlenen hedef boyut aralığına uygun göz açıklığına sahip iki kademeli hassas elek sistemi kullanılarak plastik partiküller manuel olarak elenmiş ve boyutlarına göre ayrıştırılmıştır. Bu işlem, MP'lerin homojen bir şekilde istenilen mikron aralığı olan 180–212 µm boyutuna indirgenmesini sağlamıştır.



Şekil 3.8: Deneyde kullanılacak plastiklerin cam mikser yardımıyla hazırlanması.

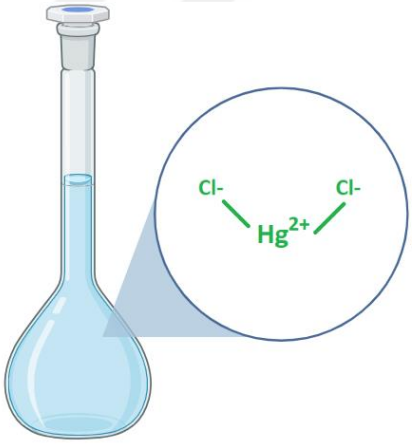
Eleme işlemi sonrasında elde edilen MP partikülleri cam amber şişelerde muhafaza edilmiş ve ilerleyen deneylerde kullanılmak üzere stok solüsyonlar hazırlanmıştır. Stok çözelti olarak

sentetik deniz suyu içinde hazırlanan PE, PS, PET ve PP -MP'ler çalışma boyunca 2 ± 2 ºC'de buzdolabında tutulmuştur. Hazırlanan MP solüsyonlarının boyut ve adet içeriğinin doğruluğu mikroskop altına sayılarak doğrulanmıştır. Uygulama sırasında her bir gruba ayrı cam pipet kullanılarak stok MP solüsyonundan beherlerdeki sulara aktarımı yapılmıştır.

Trestrail ve diğ. (2021), çalışmalarında MP maruziyet dozlarını düşük doz için 1×10^4 adet/L ve yüksek doz için 5×10^4 adet/L olarak bildirmiştir. MP'lerin nicel çevresel risk değerlendirmeleri dikkate alınarak yürütülen bu tez çalışmasında ise maruziyet dozu $2{,}57 \times 10^{-7}$ g/L (33 adet/L) olarak belirlenmiş ve uygulanmıştır. Seçilen bu dozun çevresel açıdan gerçekçi olduğu ve doğal ortamda rapor edilen MP yoğunluklarıyla uyumlu olduğu, Çullu ve diğ. (2021) ve Adam ve diğ. (2021) tarafından bildirilen bulgularla desteklenmektedir.

3.2.3. Toksik Metal Maruziyeti

Hg maruziyeti için $HgCl_2$ (Merck, Darmstadt Germany) kullanılmıştır. Deneyde kullanılacak olan $HgCl_2$, yapay deniz suyu içerisinde stok çözelti halinde balon jojede hazırlanmıştır (Şekil 3.9). Uygulama sırasında her bir gruba ayrı cam pipet kullanılarak stok Hg solüsyonundan akvaryumlardaki sulara aktarım yapılmıştır.



Şekil 3.9: Deneyde kullanılan cıva stok çözeltisinin hazırlanması.

Konsantrasyonun seçimindeki amaç midyenin besin alımının etkilenmemesidir Sıkdokur ve diğ., (2020) tarafından doku hasarının olduğu doz 10 µg L^{-1} Hg olarak bildirmiştir. Fernández ve diğ., (2020) kabuklu deniz ürünlerinde besin alımına etki etmeyen doz olarak (gözlemlenemeyen etki konsantrasyonu) 2,5 µg L^{-1} Hg olarak bildirilmiştir. Bu tez çalışmasında 2,5 µg L^{-1} Hg konsantrasyonu eş zamanlı maruziyet için seçilmiştir.

Mikroplastik ve toksik metal maruziyetinin suda homojen bir şekilde dağılmasını sağlamak amacıyla, beherlerdeki su kütlesi Trestrail ve diğ., (2021) ile Karami, (2017a) temel alınarak hava taşı, hava hortumu ve hava pompası kullanılarak sürekli bir havalandırma sistemi ile karıştırılmıştır.

3.2.4. Örnekleme Metodu

Bu çalışmada maruziyet uygulaması Li ve diğ., (2020)'nin belirttiği 5 hafta süre seçilerek kronik maruziyet olarak belirlenmiştir. Deney kurulumunun yapıldığı gün (0. gün), ilk su değişiminden hemen önce 1. hafta, ardından 3. ve 5. hafta sonunda örnekleme yapılmıştır (Şekil 3.10). Günlük olarak beherlerde yapay deniz suyu yenileme yapılmıştır (Lopes ve diğ., 2022) (Şekil 3.11). Her su değişimi ile birlikte beherlerdeki MP ve toksik metal maruziyeti tekrarlanmıştır. Her örneklemeden sonra beher içindeki su miktarı midye aded/litre (2 adet:1 litre) olacak şekilde düzenlenmiştir. Tüm deney düzeneği tüm örnekleme bittikten sonra toplamda iki tekrarlı olacak şekilde kurulmuştur.



Şekil 3.10: Deney düzeneğinde yapılan günlük su değişimi.



Şekil 3.11: Deney düzeneğinden örneklerin alınması.

3.2.5. Mikroplastik Analizi Sırasında Kontaminasyon Kontrolü İçin Alınan Önlemler

Numune alma, hazırlama ve analiz aşamalarında MP kontaminasyonunu en aza indirmek amacıyla, literatürde önerilen kalite güvence ve kalite kontrol prosedürleri titizlikle uygulanmıştır (Dehaut ve diğ., 2019; Zitouni ve diğ., 2020). Bu kapsamda, MP analizinde kullanılan tüm laboratuvar ekipmanları tercihen cam veya metal materyallerden seçilmiş; plastik içerikli sarf malzemelerinin kullanımından kaçınılmıştır. Cam ve metal aparatların tamamı, kullanımdan önce filtrelenmiş (0,22 µm) nanosaf su (>18 MΩ-cm, Milli-Q, Millipore Corp., ABD) ile iyice durulanmış, ardından etil alkol ile temizlenerek kurutma etüvünde kurutulmuştur (Song ve diğ., 2021).

Analizlerde kullanılan tüm kimyasal çözeltiler, potansiyel partikül kontaminasyonunu önlemek amacıyla vakum filtrasyon yöntemiyle 1,2 µm gözenek çapına sahip GF/C cam elyaf filtrelerden süzülmüş ve analize kadar kapalı cam şişelerde muhafaza edilmiştir. MP analizlerinin gerçekleştirildiği laboratuvar ortamı, atmosferik partikül yükünü azaltmak için 0,3 µm partikül tutma kapasitesine sahip HEPA H13 filtreli havalandırma sistemi ile donatılmıştır.

Ortam havası kaynaklı mikrofiber kontaminasyonunu en aza indirmek amacıyla, analiz süresince tüm numuneler ve cam malzemeler alüminyum folyo ile kapalı tutulmuş; örnek

işleme aşamaları laminar akış kabini içerisinde gerçekleştirilmiştir. Laboratuvar personeli, sentetik lif kaynaklı kontaminasyonu önlemek için %100 doğal pamuktan üretilmiş laboratuvar önlükleri giymiş ve tüm işlemler boyunca mavi renkli nitril eldiven kullanmıştır.

Mytilus galloprovincialis bireylerinden elde edilen tüm doku örneklerinde MP varlığının belirlenmesine yönelik olarak, literatürde önerilen kapsamlı bir analiz protokolü uygulanmıştır (Dehaut ve diğ. 2019; Thiele ve diğ., 2019). Analitik güvenilirliği artırmak amacıyla, her bir doku örneği ayrı ayrı işlenmiş ve çapraz kontaminasyonu önlemek için örnekler arasında ekipman ve çalışma yüzeyleri yeniden temizlenmiştir.

3.2.6. Mikroplastik Analizi

Midyelerde boy ve ağırlık ölçümleri kayıt altına alındıktan sonra, sindirim bezi, solungaç ve et dokuları metal kesme aparatları kullanılarak ayrı ayrı dissekte edilmiştir (Şekil 3.12). Örneklenen dokular analiz edilene kadar -20°C'de derin dondurucuda muhafaza edilmiştir. Analiz edilecek örneklerdeki MP'ler Karami ve diğ. (2017a, 2017b) ve Thiele ve diğ. (2019) metotlarına göre incelenmiştir. Bu kapsamda, midyelerin sindirim bezi, solungaç ve et dokularındaki MP miktarlarının tayini için uygulanan işlem basamakları aşağıda ayrıntılı olarak sunulmuştur.



Şekil 3.12: Midyelerin sindirim bezi, solungaç ve et dokularının metal kesme aparatları yardımıyla ayıklanması.

3.2.6.1. Hidrolizasyon

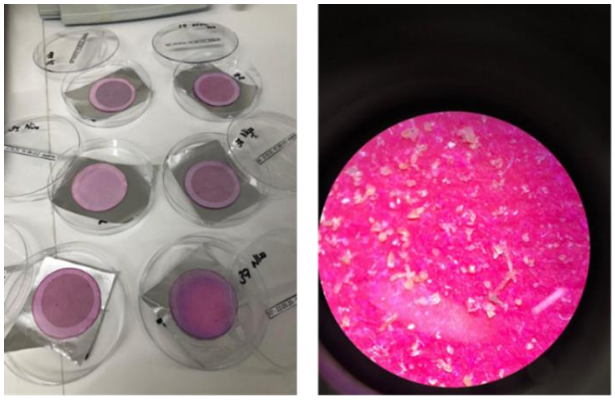
Toplanan dokular, organik matriksin parçalanarak polimer yapıların açığa çıkarılması amacıyla %10'luk potasyum hidroksit (KOH) (1:5, ağırlık/hacim) çözeltisiyle muamele edilmiştir. Numuneler, 60 °C'de 24 saat süreyle inkübasyona bırakılmış ve sindirim sonunda tamamen berrak süspansiyonlar elde edilmiştir (Dehaut ve diğ. 2019; Thiele ve diğ., 2019).

3.2.6.2.Filtrasyon, Nötralizasyon ve Filtre kağıdına alma

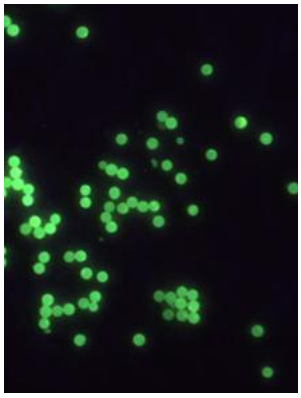
Sindirim ve yoğunluk ayırma işlemleri sonrasında üst fazda askıda kalan partiküller, alüminyum destekli düzeneğe yerleştirilen GF/C tipi cam elyaf filtreler kullanılarak vakum filtrasyonu ile toplanmıştır. 1 M sitrik asit çözeltisi eklenerek pH 7-7,5 olacak şekilde pH nötralizasyon işlemi uygulanmıştır. Gözenek çapı 1,2 µm olan cam elyaf filtreler üzerinde tüm katı materyal tutulmuş ve filtrasyon işlemi tamamlanmıştır (Thiele ve diğ., 2019). Filtrasyonun ardından elde edilen filtreler, herhangi bir dış kontaminasyonu önlemek amacıyla dikkatlice cam Petri kaplarına aktarılmış ve ışık almayan bir ortamda oda sıcaklığında (yaklaşık +25 °C) kurutulmuştur. Ön kurutma aşamasını takiben filtreler, 40 °C'de 12 saat süreyle etüvde tutulmuş ve daha sonra cam Petri kapları içerisinde görsel analiz için hazırlanmıştır. Kurutulan filtreler üzerindeki MP'ler, mikroskop altında incelenmiştir.

3.2.6.3.Boyama ve Görüntüleme

Filtreler Nile Red boyası (1 mg/mL asetonda çözünmüş) ile boyanarak, polimerik partiküllerin floresan altında görünürlüğü artırılmıştır. Filtreler karanlık ortamda 30 dakika bekletildikten sonra stereomikroskop ve parlak alan mikroskobu altında 10x ve 40x büyütmelerle incelenmiştir (Şekil 3.13 ve Şekil 3.14).



Şekil 3.13: Nile Red ile boyanan filtre kağıtları (solda) ve mikroskop ışığı altındaki filtrelerin görüntüsü (sağda).



Şekil 3.14: PE MP'lerin mikroskop ışığı altındaki görüntüsü.

3.2.7. Mikroplastik Risk Analizi

Literatürde deniz ürünleri kaynaklı MP tüketimi için yasal limit değerler mevcut olmadığı için (EFSA, 2016), bölgesel tüketim farklılıklarının sağlık riskleri üzerindeki etkisini belirlemek için EUMOFA (Avrupa), FAO (Dünya) ve TÜİK (Türkiye) tarafından sağlanan 2024 yılı verileri baz alınmıştır. Yıllık tüketim riski hesaplanırken, bireylerin yıllık ortalama su ürünü tüketim miktarları temel değişken olarak kullanılmıştır. Örneğin, midye tüketimi üzerinden yapılan bir simülasyonla, coğrafi konuma bağlı olarak değişen diyet alışkanlıklarının MP risklerini nasıl şekillendirdiği değerlendirilmiştir (Akhbarizadeh ve diğ., 2021; Gedik & Eryaşar; 2020). Standart bir midye porsiyonun yaklaşık 225 gram (EFSA, 2016) olduğu kabul edilerek, bu porsiyonlar için tüketim riskleri hesaplanmıştır. Tüketim riski, her bir gram için belirlenen MP miktarı ile porsiyon miktarının çarpımıyla elde edilmiştir.

3.2.8. Cıva Tayini

Deneysel çalışmanın başlangıcında (aklimasyon aşamasında), midyelerin bazal cıva düzeylerini belirlemek amacıyla sindirim bezi, solungaç ve et dokularından örnekler alınmıştır. Bu aşamada tespit edilen başlangıç konsantrasyonları, deney gruplarından elde edilen verilerden çıkarılarak net birikim miktarlarının hesaplanmasında referans değer olarak kullanılmıştır. Deney süresince doku örnekleri ve akvaryum sularındaki cıva değişimleri düzenli aralıklarla takip edilmiştir.

Ağır metal analizlerine yönelik hazırlık çalışmaları kapsamında ayrılan doku örneklerinden uygun miktarda homojen doku alınmış ve kurutulmuştur. Bu örnekler, ICP-MS analizine uygun şekilde asitle işleme tabi tutulmak üzere etiketlenip laboratuvar prosedürlerine göre saklanmıştır. Analiz öncesi kullanılacak kimyasallar (HNO_3, H_2O_2, HCl) ve sarf malzemeleri

tedarik edilmiştir. Örnek doku hidrolizi mikrodalga destekli protokolü laboratuvarımızda gerçekleştirilmiş olup, ICP-MS ölçümleri hizmet alımı ile gerçekleştirilmiştir.

Analiz hazırlığı aşamasında, doku örneklerinden alınan homojen kısımlar laboratuvar protokollerine uygun şekilde muhafaza edilmiştir. Cıva analizleri için asit çözündürme işlemi, Nordic Committee on Food Analysis (NMKL, 2007) metoduna göre yürütülmüştür. Bu doğrultuda, yaklaşık 0,5 g yaş doku örneği hassas şekilde tartılarak Teflon çözündürme kaplarına aktarılmış; üzerine 7 mL %65'lik nitrik asit (HNO_3) ve 1 mL %30'luk hidrojen peroksit (H_2O_2) ilave edilmiştir. Numunelerin parçalanma ve çözündürme işlemleri, laboratuvar bünyesindeki Sineo TANK eco model mikrodalga sistemi ile gerçekleştirilmiştir. İşlem sonunda numuneler, önceden asitle yıkanmış polietilen şişelere alınarak deiyonize su ile 15 mL'ye tamamlanmıştır (AOAC 999.10, 2002). Çözündürülen numunelerin cıva analizleri, hizmet alımı kapsamında Thermo Scientific marka (Seri No: ICAPRQ01782) İndüktif Eşleşmiş Plazma–Kütle Spektrometresi (ICP-MS) cihazı ile gerçekleştirilmiştir. Cihazın kalibrasyonu, analiz öncesinde yüksek saflıkta deiyonize su ile hazırlanan çok noktalı standart çözeltiler (CPA Chem, Ref. No: CO24.10P.L1) kullanılarak yapılmıştır. Tüm ölçümler hem standartlar hem de numuneler için üç paralel olacak şekilde yürütülmüştür. Elde edilen veriler, yaş ağırlık esas alınarak mg/kg cinsinden hesaplanmıştır. Analitik yöntemin doğruluğu ve güvenilirliği, sertifikalı referans materyaller (CRM) ile test edilmiştir. Bu amaçla kullanılan midye referans materyalinden (European Reference Materials, ERM-CE278k) elde edilen sonuçlar, sertifika değerleri ile karşılaştırılarak yöntemin hassasiyeti teyit edilmiştir. Söz konusu referans materyalin uygunluğu literatürdeki benzer çalışmalarla (Erkan ve diğ., 2011) desteklenmektedir.

3.2.8.1.Cıva (Hg) Tüketim Riski Değerlendirmesi

Maruziyet uygulamaları ve depurasyon süreçleri sonrasında elde edilen örneklerde, midye tüketimine bağlı Hg maruziyetinin potansiyel insan sağlığı riskleri değerlendirilmiştir. Risk değerlendirmesi, farklı vücut ağırlıklarına (50, 60 ve 70 kg) sahip yetişkin bireyler için gerçekleştirilmiş ve hesaplamalar tahmini günlük alım değeri (TGAD), tahmini haftalık alım değeri (THAD) ve hedef tehlike katsayısı (HTK) parametreleri kullanılarak yapılmıştır.

Hesaplamalarda, midye için varsayılan yıllık tüketim miktarı 2000 g/yıl olarak alınmış, bu değer günlük ortalama tüketim miktarına (5,48 g/gün) dönüştürülerek kullanılmıştır (FAO, 2024). Örneklerde belirlenen Hg konsantrasyonları µg/kg (ppb) cinsinden ifade edilmiştir. Risk hesaplamaları, bütün örnek (toplam doku) için gerçekleştirilmiştir.

Tahmini Günlük Alım Değeri (TGAD)

TGAD, midye tüketimi yoluyla bireylerin vücut ağırlığı başına günlük olarak maruz kaldıkları Hg miktarını ifade eder ve µg/kg vücut ağırlığı/gün biriminde hesaplanmıştır. TGAD aşağıdaki eşitlik kullanılarak hesaplanmıştır:

$$TGAD\ (\mu g/kg/g\ddot{u}n) = BW/(C \times IR) \quad (3.1)$$

burada;

- C, örnekte belirlenen Hg konsantrasyonu (µg/kg),
- IR, günlük midye tüketim miktarı (kg/gün),
- BW, bireyin vücut ağırlığıdır (kg).

Bu çalışmada günlük midye tüketim miktarı (IR) FAO (2024) verileri baz alınarak 5,48 g/gün (0,00548 kg/gün) olarak kullanılmıştır.

Tahmini Haftalık Alım Değeri (THAD)

THAD, TGAD değerinden türetilmiş olup bireylerin haftalık Hg maruziyetini ifade eder ve µg/kg vücut ağırlığı/hafta biriminde hesaplanmıştır:

$$THAD\ (\mu g/kg/hafta) = TGAD \times 7 \quad (3.2)$$

Hedef Tehlike Katsayısı (HTK)

Bu çalışmada, Hg maruziyetin karsinojenik olmayan sağlık risklerini değerlendirmek amacıyla Hedef Tehlike Katsayısı (HTK, Target Hazard Quotient – THQ) yaklaşımı kullanılmıştır. HTK, bireylerin gıdalar yoluyla belirli bir kirleticiye maruziyet düzeyinin, ilgili maddenin güvenli kabul edilen referans doza oranını ifade eden boyutsuz bir risk indeksidir.

$$HTK = (EF \times ED \times FIR \times C)/(RfD \times BW \times AT) \times 0{,}001 \quad (3.3)$$

burada;

- EF (Maruziyet sıklığı): 365 gün/yıl,

- ED (Maruziyet süresi): 26 yıl (US EPA, 2023b),
- FIR (Food Ingestion Rate): Günlük midye tüketim miktarı (g/kişi/gün),
- C: ölçülen Hg konsantrasyonu (µg/kg),
- RfD (Oral referans doz): Hg için US EPA (2022) tarafından bildirilen güvenli günlük alım dozu ($1{,}0\times10^{-4}$ mg/kg/gün),
- BW (Vücut ağırlığı): 50, 60 ve 70 kg,
- AT (Ortalama süre): Karsinojenik olmayan etkiler için ED × 365 gün olarak alınmıştır.

HTK değerinin 1'in altında olması, karsinojenik olmayan sağlık etkilerinin beklenmediğini; 1'in üzerinde olması ise potansiyel sağlık riski olasılığının bulunduğunu göstermektedir (US EPA, 2015; Antonijevic ve diğ., 2011).

3.2.9. Su Kalitesi Analizleri

Deney süresince tanklardaki su kalite parametreleri günlük olarak ölçülmüştür. Su sıcaklığı, tuzluluk, çözünmüş oksijen (DO), pH, iletkenlik ve toplam çözünmüş katı madde (TDS) değerleri çok parametreli su kalite ölçer (Mettler Toledo SG23) kullanılarak belirlenmiştir. Ölçümler boyunca çözünmüş oksijen (9,46 mg/L; %107,5 doygunluk), tuzluluk (24,58 ppt), iletkenlik (38 608 µS/cm) ve TDS (25 095,13 mg/L) değerlerinin deney koşulları açısından kabul edilebilir aralıklarda seyrettiği gözlenmiştir. pH (7,40) ve klorofil -1,34 µg/L (CHL) ölçümlerinde elde edilen olağan dışı değerler, ölçüm sınırları ve cihaz kalibrasyonu dikkate alınarak değerlendirilmiştir.

3.2.10. Filtrasyon Oranı

Filtrasyon oranı, (Riisgård ve diğ., 2013)'nin metoduna göre sudaki alg miktarlarının değişimine dayanarak hesaplanmıştır. Enzim analizleri ve histopatolojik incelemeler için her örnek alındığında filtrasyon oranı da hesaplanmıştır. Bu analizi gerçekleştirmek için her gruptan birer midye (üç tekrarlı olarak) alınarak içerisinde $4\text{x}10^5$ birey/mL konsantrasyonda *Nannochloropsis* spp. türünde alg bulunan 100'er mL suya konulmuştur. Alg konsantrasyonu hesaplama işlemi hemositometrik yöntem kullanılarak thoma lamı yardımıyla yapılmıştır. Hazırlanan alg solüsyonu midyeler konulmadan önce ve konulduktan 1 saat sonra örnek alınarak aşağıdaki formüle göre filtrasyon oranı (FO) hesaplanmıştır.

$$FO\ (mL/saat/birey) = [h/n.t]\ log\ (C0/Ct) \quad (3.4)$$

- h: Alg solüsyonu hacmidir (mL),
- n: Kullanılan midye sayısı,
- t: Zaman (saat),
- C_0: Solüsyonun başlangıçtaki alg konsantrasyonu,
- C_t: Solüsyonun 1 saat sonraki alg konsantrasyonudur.

3.2.11. İstatistiksel Analizler

Çalışmadan elde edilen tüm veriler (morfometrik ölçümler, su kalitesi parametreleri, MP birikim miktarları, Hg konsantrasyonları ve filtrasyon oranları) SPSS 31.0 (IBM Corp., Armonk, NY, USA) paket programı kullanılarak analiz edilmiştir. İstatistiksel analiz öncesinde verilerin normal dağılıma uygunluğu Shapiro-Wilk testi ile, varyansların homojenliği ise Levene testi ile kontrol edilmiştir.

Normal dağılım gösteren verilerin gruplar arası karşılaştırmalarında (örneğin; farklı polimer grupları arasındaki büyüme farkları veya aynı zaman dilimindeki birikim farkları) Tek Yönlü Varyans Analizi (One-Way ANOVA) kullanılmıştır. ANOVA sonucunda gruplar arasında anlamlı fark bulunması durumunda, farkın hangi gruptan kaynaklandığını belirlemek amacıyla post-hoc testlerden varyanslar homojen ise Tukey HSD, homojen değilse Tamhane's T2 testi uygulanmıştır.

Normal dağılım göstermeyen veya varyans homojenliği sağlanamayan veri setlerinde (özellikle standart sapmanın yüksek olduğu MP sayım verilerinde) parametrik olmayan Kruskal-Wallis H testi kullanılmıştır. İkili grup karşılaştırmalarında (örneğin; PE grubu ile PE+Hg grubu arasındaki farkın analizi için) bağımsız örneklemler için Student's t-testi (normal dağılım) veya Mann-Whitney U testi (normal olmayan dağılım) tercih edilmiştir.

Zamanın etkisini (1., 3., 5. hafta) belirlemek amacıyla Tekrarlı Ölçümler Varyans Analizi veya gruplar içi karşılaştırmalar yapılmıştır. Tüm istatistiksel değerlendirmelerde anlamlılık düzeyi $p < 0,05$ olarak kabul edilmiştir. Veriler tablolarda Ortalama ± Standart Sapma olarak sunulmuştur.

4. BULGULAR

4.1. FİLTRASYON ORANI BULGULARI

Beşinci haftalık maruziyet sonunda farklı MP türleri (PE, PP, PS ve PET) ve MP+Hg maruziyetlerinin filtrasyon oranı (FO) üzerindeki etkileri istatistiksel olarak değerlendirilmiştir (Tablo 4.1.). Tek yönlü varyans analizi sonuçları, deney grupları arasında FO bakımından istatistiksel olarak anlamlı farklılıklar bulunduğunu göstermiştir ($p < 0,05$).

Kontrol grubunda en yüksek ortalama FO değeri (0,144 ± 0,072) belirlenirken, yalnız Hg maruziyeti uygulanan grupta bu değerin kısmen azaldığı (0,122 ± 0,030) ve kontrol grubuyla örtüşen üst istatistiksel alt kümelerde yer aldığı görülmüştür. Yalnız MP uygulanan gruplarda FO değerleri genel olarak kontrol ve Hg grubuna kıyasla daha düşük bulunmuş, en düşük ortalama değer PET grubunda (0,060 ±0,009) tespit edilmiştir. Tukey çoklu karşılaştırma testi sonuçları, PET, PS ve PP gruplarının düşük FO değerleriyle aynı homojen alt kümelerde yer aldığını, kontrol grubunun ise üst alt kümelerde sınıflandırıldığını ortaya koymuştur.

MP+Hg uygulanan gruplarda FO değerlerinin MP türüne bağlı olarak değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir. Özellikle PP-Hg grubunda (0,126 ±0,050) ölçülen FO değeri, yalnız PP grubuna kıyasla daha yüksek olup, kontrol ve yalnız Hg gruplarıyla örtüşen istatistiksel alt kümelerde yer almıştır. Buna karşın PE-Hg, PS-Hg ve PET-Hg gruplarında FO değerleri, ilgili yalnız MP gruplarına benzer düzeylerde kalmış ve daha düşük alt kümelerde sınıflandırılmıştır.

Yalnız MP uygulanan grupların ortalaması (MP'li_ort = 0,075 ± 0,017) ile MP+Hg uygulanan grupların ortalaması (MP-Hg_ort = 0,092±0,032) karşılaştırıldığında, Student's t-testi sonuçları bu iki grup arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir ($p = 0,107$). Varyansların homojen olduğu Levene testi ile doğrulanmış ($p = 0,179$) ve hesaplanan etki büyüklüğü (Cohen's $d = -0,686$) orta düzeyde olmasına rağmen, güven aralıklarının sıfırı kapsaması nedeniyle bu fark istatistiksel olarak desteklenmemiştir.

Bu bulgular, MP'lerin polimer tipinden bağımsız olarak tek başına ortamda bulunduğunda filtrasyon oranı üzerinde baskılayıcı bir etki oluşturduğunu göstermektedir. Buna karşılık, Hg'nin MP'lerle birlikte verildiği gruplarda FO değerlerinin genel olarak yalnız MP gruplarına kıyasla daha yüksek olduğu ve bu farkın istatistiksel olarak anlamlı olmasa da tutarlı yönlü bir eğilim sergilediği görülmüştür. Bu durum, Hg varlığının MP'lerin filtrasyon üzerindeki olumsuz etkisini artırmadığını; aksine MP–Hg etkileşimi sonucunda organizma düzeyinde

farklı bir fizyolojik veya davranışsal yanıtın tetiklenmiş olabileceğini düşündürmektedir. Mikroplastik yüzeylerine Hg'nin adsorpsiyonunun, serbest metal fraksiyonunu kısmen sınırlayarak maruziyet dinamiklerini değiştirmesi, filtrasyon davranışındaki bu göreceli toparlanmanın olası mekanizmalarından biri olarak değerlendirilebilir.

Tablo 4.1: Kontrol ve farklı MP (PE, PP, PS ve PET) ile MP+ Hg maruziyeti uygulanan gruplarda belirlenen filtrasyon oranlarının ortalama ± standart sapma değerleri.

Deney Grupları	5.hafta
Kontrol	$0,144 \pm 0,072^{A}$
2,5 µg L Hg	$0,122 \pm 0,030^{AB}$
PE	$0,092 \pm 0,010^{ABC}$
PP	$0,077 \pm 0,003^{BC}$
PS	$0,070 \pm 0,024^{BC}$
PET	$0,060 \pm 0,009^{BC}$
PE-Hg	$0,082 \pm 0,026^{BC}$
PP-Hg	$0,126 \pm 0,050^{AB}$
PS-Hg	$0,082 \pm 0,012^{BC}$
PET-Hg	$0,079 \pm 0,007^{BC}$
MP ort	$0,075 \pm 0,017^{a}$
MP-Hg ort	$0,092 \pm 0,032^{a}$

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. Aynı sütunda farklı büyük harfler, tek yönlü varyans analizi (One-way ANOVA) ve Tukey çoklu karşılaştırma testi sonuçlarına göre gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı farklar bulunduğunu göstermektedir ($p < 0,05$). Aynı küçük harfler, yalnız mikroplastik (MPli) ve MP +Hg uygulanan grupların ortalama filtrasyon oranlarının Student's t-testine göre istatistiksel olarak farklı olmadığını ifade etmektedir ($p > 0,05$).

4.2. MİKROPLASTİK BULGULARI

4.2.1. Kontrol Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)

Kontrol grubunda solungaç, sindirim ve et dokularında ölçülen MP yoğunluklarının (MP/g) maruziyet zamanına bağlı ortalama ± standart sapma değerleri Tablo 4.2'de sunulmuştur. Deney başlangıcında kontrol grubuna ait örnekler, herhangi bir deneysel maruziyet uygulanmadan doğal ortamdan doğrudan toplanan bireylerden elde edilmiştir. Her bir doku tipi için elde edilen ölçümlerde MP varlığı tespit edilmemiştir. Maruziyet süresince gerçekleştirilen

1., 3. ve 5. hafta ölçümlerinde, her bir doku tipi için üç bireyden (n = 3) elde edilen sonuçlarda da MP yoğunluğu 0,00 ± 0,00 MP/g olarak belirlenmiştir.

Bu bulgular, kontrol grubunda maruziyet süresi boyunca solungaç, sindirim ve et dokularında tespit edilebilir düzeyde PE, PP, PS, PET polimerlerinin MP bulunmadığını göstermektedir.

Tablo 4.2: Kontrol grubu midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu.

Deney Grupları	Doku	Başlangıç	1. hafta	3. hafta	5. hafta
Kontrol	Solungaç	-	-	-	-
	Sindirim	-	-	-	-
	Et	-	-	-	-

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. (0. Gün, diğer tüm zaman noktaları için *(n=3). (p <0,05).*
Aynı zaman noktasında (aynı sütunda) farklı küçük harfler (a, b) istatiksel olarak anlamlı grup farkını,
Aynı grup ve aynı doku içinde (aynı satırda) farklı büyük harfler (A, B, C) zamanlar arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir.
Tüm değerlerin 0,00 olduğu hücrelerde istatistiksel analiz yapılmadığından harflendirme uygulanmamıştır.

4.2.2. PE (Polietilen) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)

PE ve PE+Hg maruziyeti yapılmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve kas (et) dokularına ait MP yoğunluklarının (MP/g) 1., 3. ve 5. haftalara göre belirlenen ortalama ± standart sapma değerleri Tablo 4.3'de sunulmuştur. Tüm ölçümler her bir doku ve örnekleme yapılan zaman noktası için üç bireyden ($n = 3$) elde edilmiştir. PE ve PE+Hg maruziyeti yapılmış her iki grupta da tüm zaman noktalarında ve tüm doku tiplerinde polimer yoğunluğu 0,00 ± 0,00 MP/g olarak belirlenmiştir.

Zaman ve dokuya bağlı olarak MP varlığında herhangi bir artış ya da değişim saptanmamış, ölçümler istatistiksel olarak benzer düzeylerde seyretmiştir ($p > 0,05$). Bu nedenle tüm değerlerin 0,00 olduğu hücrelerde istatistiksel analiz uygulanmamış ve harflendirme yapılmamıştır.

PE polimerine maruziyetin, tek başına veya Hg (2,5 µg/L) ile birlikte uygulanması durumunda, deney süresi boyunca solungaç, sindirim ve kas dokularında tespit edilebilir düzeyde MP birikimine yol açmadığını göstermektedir.

Tablo 4.3: PE ve PE+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu.

Deney Grupları	Doku	1. hafta	3. hafta	5. hafta
PE	Solungaç	-	-	-
	Sindirim	-	-	-
	Et	-	-	-
PE + Hg	Solungaç	-	-	-
	Sindirim	-	-	-
	Et	-	-	-

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. *(n=3).* ($p < 0.05$).
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı satırda farklı büyük harfler (A, B) örnekleme zamanları arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir($p<0,05$).
Tüm değerlerin 0,00 olduğu hücrelerde istatistiksel analiz yapılmadığından harflendirme uygulanmamıştır.

4.2.3. PP (Polipropilen) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)

PP ve PP+Hg maruziyeti yapılmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve kalan et dokularında maruziyetin 1., 3. ve 5. haftalarında belirlenen polimer yoğunlukları (MP/g) Tablo 4.4'te sunulmuştur. Tüm ölçümler her bir doku ve örnekleme yapılan zaman noktası için üç birey üzerinden ($n = 3$) gerçekleştirilmiştir.

PP maruziyeti yapılmış grup örneklerde MP yoğunluklarının zamana ve dokuya bağlı olarak değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir. Solungaç dokusunda 1. haftada görece yüksek düzeylerde tespit edilen MP yoğunluğunun, 3. haftada belirgin şekilde azaldığı ve 5. haftada tespit edilemediği görülmüştür. Sindirim dokusunda ise MP yoğunluklarının zamanla arttığı ve 5. haftada en yüksek değerlere ulaştığı saptanmıştır. Kas dokusunda ölçülen MP düzeylerinin tüm zaman noktalarında daha düşük seviyelerde seyrettiği ve zamana bağlı anlamlı bir değişim göstermediği belirlenmiştir.

PP+Hg maruziyeti yapılmış midye örneklerinin, solungaç ve sindirim dokularında polimer yoğunluklarının zaman içinde dalgalı bir seyir izlediği görülmüştür. Özellikle sindirim dokusunda 5. haftada ölçülen MP yoğunluklarının, önceki haftalara kıyasla anlamlı düzeyde arttığı belirlenmiştir ($p < 0,05$). Buna karşılık kas dokusunda MP yoğunlukları tüm zaman noktalarında düşük seviyelerde kalmış ve istatistiksel olarak benzer bulunmuştur.

PP bazlı MP'lerin dokular arasında farklı dağılım gösterdiği, sindirim dokusunun MP birikimi açısından daha duyarlı olduğu ve Hg varlığının bazı zaman noktalarında MP yoğunluklarını etkileyebildiği görülmüştür.

Tablo 4.4: PP ve PP+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu.

Deney Grupları	Doku	1. hafta	3. hafta	5. hafta
PP	Solungaç	17,50±10,23^{Ca}	1,76±1,68^{Ba}	0,00±0,00^{A}
	Sindirim	10,58±0,00^{Ba}	11,15±5,20^{Ba}	18,35±3,19^{Ca}
	Et	6,28±6,70^{Ba}	4,81±1,37^{Ba}	3,01±3,23^{Ba}
PP +Hg	Solungaç	2,80±0,08^{Ba}	6,45±1,39^{Bb}	4,31±4,61^{Bb}
	Sindirim	2,77±4,80^{Ba}	10,78±3,6^{Bb}	39,23±21,51^{Cb}
	Et	1,33±1,55^{Ba}	2,33±2,74^{Ba}	1,17±2,03^{Ba}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. *(n=3).* ($p < 0.05$).
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı satırda farklı büyük harfler (A, B) örnekleme zamanları arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir($p<0,05$).
Tüm değerlerin 0,00 olduğu hücrelerde istatistiksel analiz yapılmadığından harflendirme uygulanmamıştır.

4.2.4. PS (Polistiren) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)

PS ve PS+Hg maruziyeti yapılmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyetin 1., 3. ve 5. haftalarında belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) Tablo 4.5'de sunulmuştur. Her bir doku ve örnekleme yapılan zaman noktası için ölçümler üç birey üzerinden gerçekleştirilmiştir ($n = 3$).

PS maruziyeti yapılmış midye örneklerinde MP yoğunluklarının hem doku tipine hem de zamana bağlı olarak belirgin farklılıklar gösterdiği saptanmıştır. Solungaç dokusunda 5. haftada ölçülen MP yoğunluklarının, 1. ve 3. haftalara kıyasla anlamlı düzeyde arttığı belirlenmiştir ($p < 0,05$). Sindirim dokusunda ise 1. haftada yüksek düzeylerde tespit edilen MP yoğunluklarının 3. haftada belirgin şekilde azaldığı, 5. haftada ise yeniden arttığı gözlenmiştir. Et dokusunda ölçülen MP yoğunluklarının 5. haftada en yüksek değerlere ulaştığı ve zamana bağlı anlamlı değişim gösterdiği belirlenmiştir.

PS+Hg maruziyeti yapılmış midye örneklerinin dokularında MP dağılımının farklı bir eğilim sergilediği görülmüştür. Solungaç dokusunda 3. haftada belirlenen MP yoğunluklarının, diğer zaman noktalarına kıyasla anlamlı derecede yüksek olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,05$). Sindirim dokusunda MP yoğunluklarının zaman boyunca görece daha dengeli bir seyir izlediği ve istatistiksel olarak benzer düzeylerde kaldığı belirlenmiştir. Et dokusunda ise MP yoğunluklarının tüm zaman noktalarında değişkenlik göstermekle birlikte, zamana bağlı anlamlı bir artış ya da azalış eğilimi ortaya koymadığı saptanmıştır.

Genel değerlendirmede, PS bazlı MP'lerin midye dokularında yüksek düzeylerde birikebildiği, dokuya özgü farklı dağılım paternleri sergilediği ve Hg varlığının özellikle solungaç dokusunda MP yoğunluklarının zamansal değişimini etkileyebildiği görülmüştür.

Tablo 4.5: PS ve PS+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu.

Deney Grupları	Doku	1. hafta	3. hafta	5. hafta
PS	Solungaç	46,52±33,85^{Ba}	35,92±18,63^{Ba}	117,52±38,79^{Ca}
	Sindirim	202,62±44,98^{Ca}	11,68±11,59^{Aa}	58,12±14,35^{Ba}
	Et	26,73±10,99^{Ba}	13,98±8,57^{Aa}	129,42±13,85^{Ca}
PS+Hg	Solungaç	34,36±5,85^{Ba}	129,44±96,03^{Cb}	90,80±61,72^{Cb}
	Sindirim	70,18±32,28^{Ba}	55,66±36,48^{Ba}	38,39±0,87^{Ba}
	Et	73,07±55,18^{Ba}	33,88±2,52^{Ba}	71,76±44,62^{Ba}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. *(n=3).* ($p < 0.05$).
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı satırda farklı büyük harfler (A, B) örnekleme zamanları arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir($p<0,05$).
Tüm değerlerin 0,00 olduğu hücrelerde istatistiksel analiz yapılmadığından harflendirme uygulanmamıştır.

4.2.5. PET (Polietilen tereftalat) Grubu Midye Örneklerinin MP Bulguları (MP/g)

PET ve PET+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyetin 1., 3. ve 5. haftalarında belirlenen polimer yoğunlukları (MP/g) Tablo 4.6'da sunulmuştur. Tüm ölçümler her bir doku ve örnekleme yapılan zaman noktası için üç bireyden elde edilmiştir (n = 3).

PET maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin MP yoğunluklarının hem zamana hem de doku tipine bağlı olarak belirgin değişimler gösterdiği görülmüştür. Solungaç dokusunda maruziyetin 3. haftada ölçülen MP yoğunlukları düşük seviyelerde kalırken, 5. haftada anlamlı bir artış kaydedilmiştir ($p < 0,05$). Sindirim dokusunda MP yoğunluklarının zamanla artış eğilimi gösterdiği ve 5. haftada en yüksek değerlere ulaştığı belirlenmiştir. Et dokusunda ise maruziyetin 5. haftasında ölçülen MP yoğunluklarının önceki haftalara kıyasla belirgin şekilde yükseldiği, ancak bireyler arası varyasyonun yüksek olduğu saptanmıştır.

PET+Hg maruziyeti yapılmış midye örneklerinde MP dağılımının farklı bir örüntü sergilediği gözlenmiştir. Solungaç dokusunda maruziyetin 3. haftasında MP tespit edilemezken, 5. haftada yeniden ölçülebilir düzeylere ulaşıldığı belirlenmiştir. Sindirim dokusunda 1. haftada yüksek MP yoğunlukları saptanmış, izleyen haftalarda ise belirgin bir azalma eğilimi ortaya çıkmıştır.

Et dokusunda MP yoğunlukları genel olarak düşük seviyelerde kalmakla birlikte, 5. haftada sınırlı bir artış gözlenmiştir.

PET bazlı MP'lerin midye dokularında zamana ve dokuya bağlı farklı birikim paternleri sergilediği, Hg varlığının ise özellikle sindirim ve kalan et dokularındaki polimer dağılımını etkileyebildiği görülmüştür.

Tablo 4.6: PET ve PET+Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerinin solungaç, sindirim ve et dokularında maruziyet boyunca belirlenen MP yoğunlukları (MP/g) tablosu.

Deney Grupları	Doku	1. hafta	3. hafta	5. hafta
PET	Solungaç	4,91±5,59^{Ba}	0,47±0,81^{A}	12,68±4,70^{Ca}
	Sindirim	2,82±4,89^{Ba}	14,44±7,23^{Bb}	44,29±27,51^{Cb}
	Et	3,35±1,14^{Ba}	3,68±2,58^{Ba}	82,00±101,73^{Cb}
PET + Hg	Solungaç	6,12±7,44^{Ba}	0,00±0,00^{A}	12,44±1,25^{Ca}
	Sindirim	84,23±68,95^{Cb}	5,49±5,03^{Ba}	2,94±5,09^{Ba}
	Et	1,75±1,67^{Ba}	1,76±1,69^{Cb}	13,96±3,62^{Cb}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. *(n=3).* ($p < 0.05$).
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı satırda farklı büyük harfler (A, B) örnekleme zamanları arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir($p<0,05$).
Tüm değerlerin 0,00 olduğu hücrelerde istatistiksel analiz yapılmadığından harflendirme uygulanmamıştır.

4.2.6. Polimer / Polimer+ Hg Maruziyeti Yapılan Midye Örneklerinin Dokularında MP Birikiminin Karşılaştırmalı Bulguları

Farklı polimer (PE, PP, PS ve PET) ve bu polimerlerle eş zamanlı Hg maruziyeti yapılmış midyelerin maruziyet boyunca solungaç (SL), sindirim (Sİ) ve et (ET) dokularında belirlenen MP konsantrasyonları zamana, polimer tipine ve dokuya bağlı olarak anlamlı farklılıklar göstermiştir (Tablo 4.7.). Maruziyetin başında kontrol, Hg, PE ve PE+Hg gruplarında tüm dokularda MP konsantrasyonları sıfır olarak belirlenmiştir. Bu nedenle istatistiksel değerlendirmeler, MP birikiminin gözlendiği PP, PS ve PET içeren gruplar üzerinden yapılmıştır. Solungaç dokusunda MP birikimi, maruziyet süresi boyunca polimer tipine duyarlı bir dağılım sergilemiştir. Maruziyetin 1. haftasında MP birikimi PP, PS ve PET gruplarında gözlenmiş; en yüksek ortalama değerler PS grubunda belirlenmiştir (46.52 ± 33.85). PS+Hg grubunda da benzer şekilde yüksek MP düzeyleri saptanmıştır (34.36 ± 5.84). Maruziyetin 3. haftasında PS+Hg grubunda MP birikimi belirgin şekilde artmış (129.44 ± 96.02) ve aynı zaman noktasındaki diğer gruplardan istatistiksel olarak farklılık göstermiştir ($p < 0.05$).

Beşinci haftada da PS ve PS+Hg gruplarında yüksek MP konsantrasyonları korunmuş; bu durum solungaç dokusunun PS bazlı mikroplastiklere bağlı MP tutulumu açısından duyarlı bir hedef doku olduğunu göstermiştir.

Sindirim dokusunda MP birikimi, maruziyet süresi boyunca en yüksek değerlere ulaşan doku olarak öne çıkmıştır. Maruziyetin başında 1. haftada en yüksek MP konsantrasyonu PS grubunda saptanmış (202.62 ± 44.98) ve bu değer diğer tüm gruplardan istatistiksel olarak anlamlı düzeyde yüksek bulunmuştur ($p < 0.05$). PS+Hg grubunda da yüksek MP birikimi gözlenmiştir (70.18 ± 32.38). Maruziyetin 3. haftasında PS+Hg grubunda MP birikimi yüksek düzeylerde devam etmiş (55.66 ± 36.48), beşinci haftada ise sindirim dokusunda en yüksek MP konsantrasyonu yine PS grubunda belirlenmiştir (58.12 ± 14.35). Bu bulgular, sindirim dokusunda PS bazlı mikroplastiklerin MP tutulumu açısından baskın bir rol oynadığını ortaya koymaktadır.

Et dokusunda MP birikimi, solungaç ve sindirim dokularına kıyasla daha düşük ancak daha heterojen bir dağılım sergilemiştir. Maruziyetin 1. haftasında en yüksek MP konsantrasyonu PS+Hg grubunda ölçülmüştür (73.07 ± 55.18). Maruziyetin 3. haftasında PS ve PS+Hg gruplarında MP birikimi devam etmiş; maruziyetin 5. haftasında ise PS grubunun et dokusunda MP konsantrasyonunun belirgin şekilde arttığı gözlenmiştir (129.42 ± 13.84). Yüksek standart sapma değerleri, et dokusunda Hg birikiminin bireyler arasında değişkenlik gösterdiğini ve MP tutulumu açısından bu dokunun daha heterojen bir yanıt verdiğini ortaya koymaktadır.

Üç doku birlikte değerlendirildiğinde, MP birikiminin en yüksek düzeylere sindirim ve solungaç dokularında ulaştığı; et dokusunda ise MP birikiminin daha geç ortaya çıktığı ve daha değişken bir dağılım sergilediği görülmektedir.

Solungaç dokusunda, özellikle PS ve PS+Hg gruplarında erken dönemde MP birikimi gözlenirken; sindirim dokusu, maruziyet süresi boyunca MP tutulumu açısından en baskın doku olarak öne çıkmıştır. Et dokusunda ise MP birikimi daha sınırlı olmakla birlikte, özellikle maruziyetin 5. haftasında PS grubunda anlamlı artışlar gözlenmiştir. Bu sonuçlar, mikroplastik–Hg etkileşiminin dokuya özgü biyolojik süreçlerle şekillendiğini ve polimer tipinin MP taşınımı ve tutulumu üzerinde belirleyici bir rol oynadığını göstermektedir.

Tablo 4.7: Beş haftalık farklı polimer (PE, PP, PS ve PET) ve bu polimerlerle eş zamanlı Hg maruziyeti sonrası midyelerin solungaç (SL), sindirim (Sİ) ve et (ET) dokularında belirlenen MP konsantrasyonları.

Deney Grup	Başlangıç			1.hafta			3. hafta			5.hafta		
	SL	Sİ	ET	SL	Sİ	ET	SL	Sİ	ET	SL	Sİ	ET
Kontrol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,5 µg/L Hg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PE+ Hg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PP	-	-	-	17,50 ± 10,22^{AB}	10,58 ± 0,00^{A}	6,28 ± 6,70^{A}	1,76 ± 1,69^{A}	11,15 ± 5,20^{AB}	4,81 ± 1,37^{AB}	0,00 ± 0,00^{A}	18,43 ± 3,19^{AB}	3,02 ± 3,23^{A}
PP + Hg	-	-	-	2,80 ± 0,08^{A}	2,77 ± 4,80^{A}	1,33 ± 1,55^{A}	6,45 ± 1,39^{A}	10,78 ± 3,61^{A}	2,33 ± 2,73^{A}	4,31 ± 4,61^{A}	39,23 ± 21,51^{AB}	1,17 ± 2,03^{A}
PS	-	-	-	46,52 ± 33,85^{B}	202,62 ± 44,98^{B}	26,73 ± 11,00^{AB}	35,92 ± 18,63^{AB}	11,68 ± 11,59^{AB}	13,98 ± 8,57^{B}	117,52 ± 38,79^{C}	58,12 ± 14,35^{B}	129,42 ± 13,84^{B}
PS+Hg	-	-	-	34,36 ± 5,84^{AB}	70,18 ± 32,38^{A}	73,07 ± 55,18^{B}	129,44 ± 96,02^{B}	55,66 ± 36,48^{B}	33,88 ± 2,52^{C}	90,80 ± 61,72^{BC}	38,40 ± 0,87^{AB}	71,76 ± 44,62^{AB}
PET	-	-	-	4,91±5, 59^{A}	2,82 ± 4,89^{A}	3,35 ± 1,14^{A}	0,47 ± 0,81^{A}	14,44 ± 7,24^{AB}	3,68 ± 2,57^{AB}	12,68 ± 4,70^{AB}	44,29 ± 27,51^{AB}	82,00 ± 101,73^{AB}
PET + Hg	-	-	-	6,12±7, 44^{AB}	84,23±6 8,95^{A}	1,75 ± 1,67^{A}	0,00 ± 0,00^{A}	5,49 ± 5,04^{A}	1,76 ± 1,69^{A}	12,45 ± 1,25^{AB}	2,94 ± 5,09^{A}	13,96±3, 62^{AB}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir (n =3).
Aynı sütun ve aynı doku içinde farklı üst simge harfler, gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı farkları göstermektedir (tek yönlü ANOVA; varyansların homojen olmadığı durumlarda Welch ANOVA; Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi, $p < 0.05$). Aynı harfi paylaşan gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı fark yoktur.

4.3. CIVA BULGULARI

Beş haftalık MP (PE, PP, PS ve PET) ve Hg (2,5 µg/L) içeren kombine maruziyet sonucunda, midyelerin solungaç dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları polimer tipine ve maruziyet grubuna bağlı olarak değişkenlik göstermiştir (Tablo 4.8.). Tanımlayıcı istatistikler incelendiğinde, en düşük Hg birikimi kontrol grubunda, en yüksek ortalama değer ise PET grubunda belirlenmiştir.

Tek yönlü ANOVA ve Welch ANOVA sonuçları, gruplar arasında sınırda / zayıf düzeyde bir istatistiksel ayrışmaya işaret etmiş; ancak bu ayrışma esas olarak PET grubunun diğer gruplara kıyasla daha yüksek Hg düzeyleri sergilemesinden kaynaklanmıştır. Tukey HSD ve Duncan çoklu karşılaştırma testleri, PET grubunun kontrol grubundan istatistiksel olarak ayrıştığını,

buna karşın PE, PP, PS ve yalnız Hg gruplarının kontrol grubu ile örtüşen alt kümelerde yer aldığını göstermiştir.

Yalnız Hg uygulanan grupta belirlenen Hg konsantrasyonları, kontrol grubuna kıyasla artış eğilimi göstermiş olmakla birlikte, bu artış MP içeren gruplarda gözlenen düzeylere ulaşmamış ve istatistiksel olarak belirgin bir ayrışma oluşturmamıştır. Bu durum, solungaç dokusunda Hg birikiminin tek başına Hg maruziyetinden ziyade MP varlığı ile daha belirgin hale geldiğini düşündürmektedir.

Genel olarak, solungaç dokusunda gözlenen bu desen, PET MP'lerinin Hg taşınımı ve tutulması açısından diğer polimer türlerine kıyasla daha etkili olabileceğine, ancak PE, PP ve PS MP'lerinin Hg birikimini artırıcı etkilerinin istatistiksel olarak sınırlı kaldığına işaret etmektedir.

Tablo 4.8: Beş haftalık mikroplastik + Hg maruziyeti sonrası midyelerin solungaç dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları.

Deney Grupları	Hg (ppm)
Kontrol	$0{,}0013 \pm 0{,}0006^{a}$
2,5 µg/L Hg	$0{,}0133 \pm 0{,}0075^{bc}$
PS+Hg	$0{,}0114 \pm 0{,}0027^{ab}$
PE+Hg	$0{,}0125 \pm 0{,}0069^{abc}$
PP+Hg	$0{,}0136 \pm 0{,}0028^{bc}$
PET+Hg	$0{,}0238 \pm 0{,}0099^{c}$

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir (n =3).
Aynı sütunda farklı üst simge harfler (a,b) gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı farkları göstermektedir (tek yönlü ANOVA/Welch ANOVA, $p < 0{,}05$; Tukey HSD). Aynı harfi paylaşan gruplar arasında anlamlı fark yoktur.

Beş haftalık MP ve Hg içeren kombine maruziyet sonucunda, midyelerin et dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık göstermemiştir (tek yönlü ANOVA, $p > 0{,}05$; Welch ANOVA, $p > 0{,}05$). Tanımlayıcı istatistikler, MP ve Hg uygulanan gruplarda kontrol grubuna kıyasla Hg düzeylerinde artış eğilimi olduğunu göstermiştir; ancak yüksek bireyler arası varyasyon, bu artışların istatistiksel olarak anlamlı hale gelmesini engellemiştir.

Bu bulgular, et dokusunun Hg birikimi açısından daha sınırlı ve heterojen bir yanıt verdiğini, Hg'nin daha çok solungaç ve sindirim dokularında tutulduğunu düşündürmektedir (Tablo 4.9.).

Tablo 4.9: Beş haftalık mikroplastik (PE, PP, PS ve PET) ve Hg (2,5 µg/L) kombine maruziyeti sonrası midyelerin et dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları.

Grup	Hg (ppm)
Kontrol	0,0024 ± 0,0005[a]
2,5 µg/L Hg	0,0160 ± 0,0108[a]
PS+Hg	0,0063 ± 0,0034[a]
PE+Hg	0,0135 ± 0,0148[a]
PP+Hg	0,0167 ± 0,0195[a]
PET+Hg	0,0170 ± 0,0101[a]

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir (n =3).
Aynı sütunda aynı üst simge harfi ([a]) taşıyan gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmamaktadır (ANOVA ve Welch ANOVA, $p > 0,05$).

Beş haftalık MP ve Hg içeren kombine maruziyet sonucunda, midyelerin sindirim dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları gruplar arasında belirgin bir artış eğilimi göstermiş, ancak bu artış yüksek bireyler arası varyasyon nedeniyle istatistiksel olarak sınırlı kalmıştır. Tek yönlü ANOVA ve Brown–Forsythe testleri gruplar arasında anlamlı fark ortaya koymamış ($p > 0,05$), Welch ANOVA testi ise sınırda bir anlamlılık göstermiştir.

Çoklu karşılaştırma testlerinde (Tukey HSD ve Duncan), gruplar arasında net ikili farklar belirlenememiştir. Bununla birlikte, PS ve PET gruplarında ortalama Hg düzeylerinin daha yüksek olması, sindirim dokusunun MP–Hg etkileşimlerine biyolojik olarak duyarlı bir hedef doku olabileceğine işaret etmektedir (Tablo 4.10.).

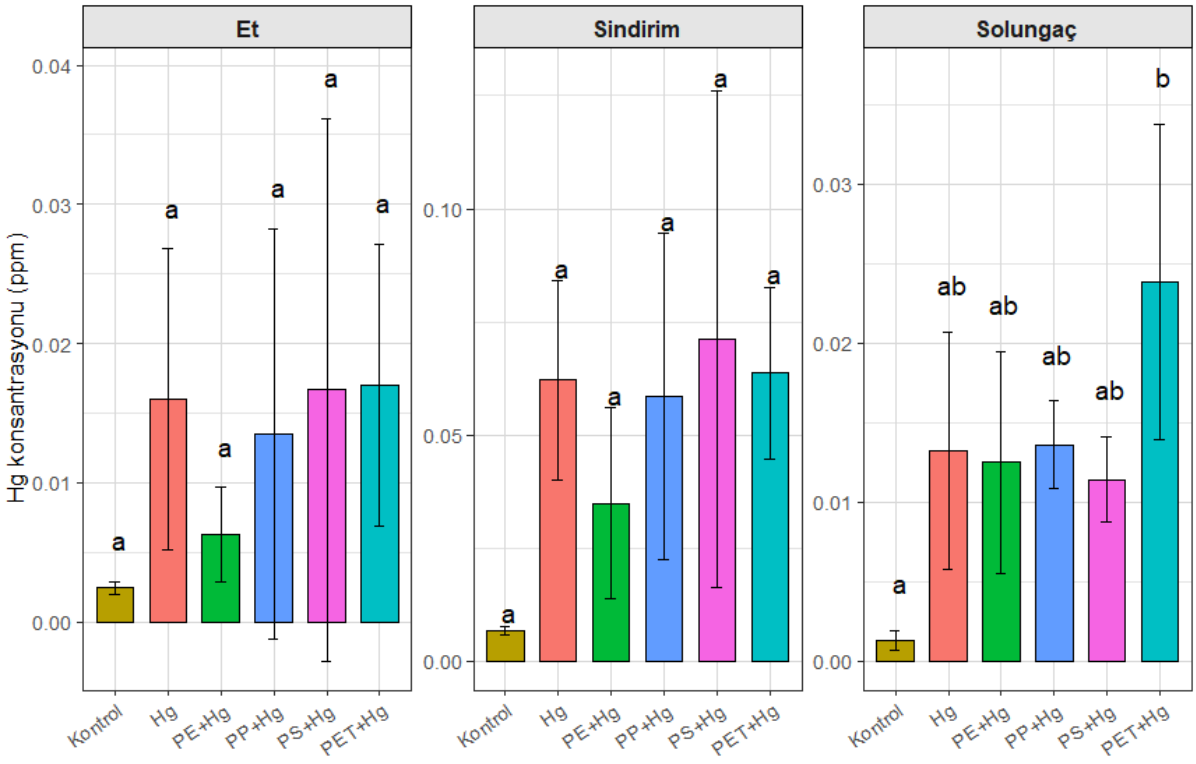
Tablo 4.10: Beş haftalık mikroplastik (PE, PP, PS ve PET) ve Hg (2,5 µg/L) kombine maruziyeti sonrası midyelerin sindirim dokularında belirlenen Hg konsantrasyonları.

Grup	Hg (ppm)
2,5 µg/L Hg	0,0068 ± 0,0013[a]
PS+Hg	0,0621 ± 0,0209[ab]
PE+Hg	0,0349 ± 0,0209[ab]
PP+Hg	0,0586 ± 0,0359[ab]
PET+Hg	0,0637 ± 0,0190[ab]
Kontrol	0,0712 ± 0,0547[b]

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir (n =3).
Aynı sütunda aynı üst simge harfi ([a]) taşıyan gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmamaktadır (ANOVA ve Brown–Forsythe testi, p > 0,05).

Genel olarak, Hg birikiminin dokuya ve polimer tipine bağlı olarak değiştiği belirlenmiştir (Şekil 4.1.). Solungaç dokusu, MP varlığında Hg birikimine en duyarlı doku olarak öne çıkarken, et dokusunda Hg birikimi daha sınırlı ve değişken kalmıştır. Sindirim dokusunda ise Hg düzeyleri genel olarak artış göstermiş, ancak yüksek bireyler arası varyasyon istatistiksel ayrışmayı sınırlandırmıştır. Bu sonuçlar, Hg'nin maruziyetin erken ve aktif temas aşamalarında öncelikle solungaç ve sindirim dokularında tutulduğunu, kas dokusuna geçişinin ise daha sınırlı olduğunu düşündürmektedir.

Bu bulgular, Hg'nin maruziyet sürecinde öncelikle solungaç ve sindirim dokularında tutulduğunu, kas dokusuna geçişinin ise daha sınırlı kaldığını göstermektedir. Ayrıca, MP varlığının Hg'nin dokuya özgü dağılımını etkileyebildiği, ancak bu etkinin polimer tipine ve dokuya bağlı olarak değişkenlik gösterdiği anlaşılmaktadır.



Şekil 4.1: Beş haftalık mikroplastik ve Hg maruziyeti sonrası midyelerin farklı dokularında Hg konsantrasyonları. (Literatüre dayalı olarak yazar tarafından geliştirilmiş ve yapay zekâ destekli bir görsel üretim aracı kullanılarak çizilmiştir).

4.4. MİKROPLASTİK TÜKETİM MİKTARLARINA İLİŞKİN BULGULAR

Farklı MP ve MP ile eş zamanlı Hg maruziyeti uygulanmamış kontrol grubu midyelerde beş haftalık örnekleme süresi boyunca MP tespit edilmemiştir. Buna bağlı olarak, 225 g porsiyon bazlı hesaplamalar ile TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024) tarafından bildirilen farklı tüketim senaryolarına göre hesaplanan MP tüketim miktarları deney süresi boyunca tüm örnekleme noktalarında 0,00 ± 0,00 olarak belirlenmiştir ve Tablo 11'te verilmiştir.

Tablo 4.11: Kontrol grubundaki midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
Kontrol	1. hafta	-	-	-	-
	3. hafta	-	-	-	-
	5. hafta	-	-	-	-

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

PE maruziyeti yapılmış midyelerde, maruziyet süresince örneklemenin yapıldığı 1., 3. ve 5. haftalarda MP tüketimi saptanmamıştır ve sonuçlar Tablo 12'de verilmiştir.

Tablo 4.12: PE maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PE	1. hafta	-	-	-	-
	3. hafta	-	-	-	-
	5. hafta	-	-	-	-

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

Tablo 4.13'te görüldüğü gibi PE ile eş zamanlı Hg maruziyeti yapılmış PE+Hg grup örneklerde 5 haftalık maruziyet süresince örneklenen midyelerde MP tüketimi hesaplanamamıştır. Bu

grupta, gerek porsiyon bazlı gerekse farklı tüketim senaryolarına göre yapılan tüm hesaplamalar sıfır değerini göstermiştir.

Tablo 4.13: PE+Hg maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PE + Hg	1. hafta	-	-	-	-
	3. hafta	-	-	-	-
	5. hafta	-	-	-	-

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

PP maruziyeti yapılmış örneklerde, MP tüketim miktarlarının maruziyet boyunca zamana bağlı olarak değiştiği Tablo 4.14'te görülmektedir. En yüksek tüketim değerleri 1. ve 5. haftalarda kaydedilmiş olup, 225 g porsiyon için sırasıyla 7729,80 ± 3109,03 ve 4826,31 ± 36,46 adet olarak hesaplanmıştır.

Tablo 4.14: PP maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PP	**1. hafta**	7729,80±3109,03	264531,03±106397,91	76610,93±30813,94	68709,36±27635,82
	3. hafta	3986,27±904,10	136418,99±30940,32	39508,36±8960,64	35433,51±8036,45
	5. hafta	4826,31±36,46	165167,05±1247,89	47834,09±361,40	42900,53±324,13

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır. FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

PP+Hg grubuna ait MP tüketimi bulguları verilmiştir. Bu grupta MP tüketiminin maruziyet boyunca dalgalı bir seyir izlediği Tablo 4.15'de görülmüştür. En yüksek değerler 5. haftada kaydedilmiş olup, 225 g porsiyon için 10061,13 ± 2791,71 adet olarak hesaplanmıştır.

Tablo 4.15. PP+Hg maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PP + Hg	1. hafta	1553,05±1141,07	53148,67±39049,90	15392,41±11309,26	13804,85±10142,83
	3. hafta	4400,32±357,83	150588,76±12245,71	43612,07±3546,49	39113,96±3180,70
	5. hafta	10061,13±2791,71	344314,29±95538,66	99717,00±27668,99	89432,28±24815,24

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

Tablo 4.16'da görüldüğü üzere PS maruziyeti yapılmış örneklerde, tüm gruplar içinde en yüksek MP tüketim değerleri belirlenmiştir. Özellikle 1. ve 5. haftalarda 225 g porsiyon için sırasıyla
62070,07 ± 16405,08 ve 68638,70 ± 7225,49 adet gibi oldukça yüksek değerler hesaplanmıştır.

Tablo 4.16: PS maruziyeti yapılmış midyelerde 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PS	1. hafta	62070,07±16405,08	2124175,79±561418,42	615183,38±162592,61	551733,97±145822,97
	3. hafta	13856,64±2958,26	474205,18±101238,18	137334,75±29319,63	123170,18±26295,63
	5. hafta	68638,70±7225,49	2348968,93±247272,24	680285,81±71612,61	610121,80±64226,56

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

PS+Hg maruziyeti yapılmış midye örneklerinin MP tüketim miktarları, PS maruziyeti yapılmış örneklere benzer şekilde yüksek seyretmiştir ve Tablo 4.17'de verilmiştir.

Tablo 4.17: PS+Hg grubundaki midyelerde midyeler de 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PS+Hg	1. hafta	39962,96±3128,95	1367621,32±107079,62	396077,34±31011,37	355226,32±27812,89
	3. hafta	49272,77±10524,43	1686223,74±360169,29	488347,9±104308,77	437980,19 ±93550,46
	5. hafta	45213,92±19364,83	1547320,75±662707,61	448120,17±191927,01	401901,49±172131,85

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

Tablo 4.18'de görüldüğü gibi PET maruziyeti yapılmış örneklerde, MP tüketimi maruziyet süresine bağlı olarak artış göstermiş ve maruziyetin 5. haftasında 225 g porsiyon için 31266,95 ± 14587,87 adet ile maksimum seviyeye ulaşmıştır.

Tablo 4.18: PET grubundaki midyelerde midyeler de 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PET	1. hafta	2494,57±775,09	85369,82 ±26525,27	24723,99 ±7681,99	22173,98 ±6889,68
	3. hafta	4182,37±1671,94	143130,06±57217,57	41451,95±16570,80	37176,64 ±14861,71
	5. hafta	31266,95±14587,87	1070024,61±499229,39	309890,25±144582,02	277928,47±129669,97

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

Tablo 4.19'da görüldüğü gibi PET+Hg maruziyeti yapılmış örneklerin hesaplanan MP tüketimi erken dönemde (1. hafta) yüksek değerler göstermiş (20723,53 ± 11105,63 adet/225 g), ilerleyen haftalarda azalma eğilimine girmiştir.

Tablo 4.19: PET+Hg grubundaki midyelerde midyeler de 5 haftalık maruziyet boyunca 225 g porsiyon ve farklı tüketim senaryolarına [TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024)] göre hesaplanan mikroplastik tüketim miktarları.

Polimer	Örnekleme	225 g*	TÜİK (2025)	EUMOFA (2024)	FAO (2024)
PET + Hg	1. hafta	20723,53±11105,63	709205,13±380059,24	205393,18±110069,10	184209,13±98716,68
	3. hafta	1631,19±1234,25	55822,89±42238,75	16166,89±12232,78	14499,45±10971,10
	5. hafta	6601,69±1733,94	225924,62±59339,33	65430,12±17185,29	58681,72±15412,81

* Standart porsiyon miktarı 225 g olarak kabul edilmiştir (EFSA, 2016). Tüketim verileri FAO (2024), EUMOFA (2024) ve TÜİK (2025) kaynaklarından alınmıştır.

FAO verileri LWE (canlı ağırlık eşdeğeri) esaslı olup gram cinsine dönüştürülerek kullanılmıştır.

Bu tezde uygulanan maruziyet koşullarında kalan midyelerin tüketim senaryosu bulguları, uygulanan MP'lerin polimer tipine bağlı olarak tüketim yükünün çok farklı düzeylerde oluştuğunu ve Hg eş maruziyetinin bazı polimerlerde bu yükü artırabildiğini ya da zamansal örüntüyü değiştirebildiğini göstermektedir.

PE ve PE+Hg maruziyeti yapılmış gruplarda maruziyet sürecince tüm örnekleme zamanlarında MP tüketiminin "0" çıkması, bu koşullarda PE'nin yenilebilir dokuya yansıyan birikiminin tespit edilebilir düzeyde olmadığını ve buna bağlı olarak tüketim riskinin ihmal edilebilir olduğunu düşündürmektedir. Buna karşın PP grubunda MP tüketiminin zamana bağlı dalgalanması ve 1. ile 5. haftalarda yükselmesi, PP'nin kronik maruziyet boyunca dönemsel artışlar gösterebilen bir birikim/ riskli tüketim profiline sahip olabileceğine işaret etmektedir. PP+Hg grubunda 5. hafta maruziyet görmüş midyenin tüketim riskinin daha yüksek düzeyde çıkması, Hg varlığının PP için özellikle geç dönemde tüketim yükünü artırıcı bir etki yaratabileceğini desteklemektedir.

PS grubu tüm gruplar içinde en yüksek tüketim değerlerini üretmiş; 1. ve 5. haftalarda 225 g porsiyon için hesaplanan çok yüksek değerler, bu senaryoda PS maruziyeti görmüş midyelerin tüketimi açısından en kritik polimer olduğunu göstermiştir. PS+Hg grubunda MP tüketim değerlerinin PS'ye benzer şekilde yüksek seyretmesi, Hg'nin PS için tüketim yükünü belirgin biçimde artırmaktan çok, bu yüksek MP alım yükünü korunmaya hizmet ettiğini düşündürmektedir.

PET grubunda MP tüketiminin maruziyet zamanına bağlı artması ve 5 hafta sonunda maksimuma ulaşması, PET'in kronik süreçte kümülatif birikim ile uyumlu bir tüketim profili sergilediğini göstermektedir. PET+Hg grubunda ise erken dönemde yüksek tüketim değerleri görülüp zamanla azalma eğiliminin ortaya çıkması, Hg varlığında PET'in dokulara yansıyan

yükünün zamanlamasının değişebildiğini ve tüketim açısından kritik zaman penceresinin erken döneme kayabileceğini düşündürmektedir.

Genel olarak bu sonuçlar, tüketim yükünün (adet/225 g) PE ≈ 0 < PP < PET < PS şeklinde belirgin bir polimer sıralaması ortaya koyduğunu; Hg eş maruziyetinin ise polimere bağlı olarak tüketim yükünü artırma (PP'de 5. hafta) veya zamansal profili kaydırma (PET'te erken dönem yüksekliği) potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir.

Bulgularımız, PP-MP'nin birikiminin ağırlıklı olarak sindirim dokusunda şekillendiğini ve Hg varlığının özellikle kronik maruziyetin geç döneminde bu birikimi artırabildiğini göstermektedir.

PS-MP'nin dokular arası dağılımı daha yaygın olup Hg eş maruziyeti, özellikle solungaç dokusunda birikimin zamanlamasını değiştirerek kritik zaman penceresini öne çekebildiğini işaret etmektedir.

PET-MP'nin tek başına maruziyet uygulaması yapıldığında birikim zamanla artma eğilimindeyken, Hg eklendiğinde özellikle sindirim dokusunda "artış" yerine "farklı bir seyir" ortaya çıkmış; bu da hem birikimin polimere özgü olduğunu hem de Hg'nin bazı polimerlerde birikimi artırıp bazılarında dağılım/zamanlamayı değiştirebildiğini göstermiştir.

4.5. TAHMİNİ GÜNLÜK VE HAFTALIK ALIM DEĞERLERİ İLE HEDEF TEHLİKE KATSAYISINA İLİŞKİN CIVA RİSK DEĞERLENDİRMESİ BULGULARI

Beş haftalık maruziyet süresi sonunda, farklı MP'lerle (PE, PP, PS ve PET) 2,5 µg/L Hg maruziyeti uygulanmış midye örneklerini tüketen farklı vücut ağırlıklarına sahip bireylerde (50, 60 ve 70 kg) Tahmini Günlük Alım Değeri (TGAD), Tahmini Haftalık Alım Değeri (THAD) ve Hedef Tehlike Katsayısı (HTK) hesaplanmış ve Tablo 4.20'de verilmiştir.

Tablo 4.20: Farklı vücut ağırlıkları (50, 60 ve 70 kg) için hesaplanan Tahmini Günlük ve Haftalık Alım Değerleri (TGAD ve THAD) ile Hedef Tehlike Katsayısı (HTK).

Deney Grupları	Tahmini Günlük Alım Değeri (TGAD)			Tahmini Haftalık Alım Değeri (THAD)			Hedef Tehlike Katsayısı (HTK)		
	50 kg	**60 kg**	**70 kg**	**50 kg**	**60 kg**	**70 kg**	**50 kg**	**60 kg**	**70 kg**
Kontrol	0,072	0,060	0,052	0,507	0,422	0,362	0,724	0,603	0,517
2,5 µg/L Hg	1,135	0,946	0,811	7,947	6,623	5,677	11,353	9,461	8,110
PE+Hg	5,818	4,848	4,155	40,724	33,936	29,088	58,176	48,480	41,555
PP+Hg	9,293	7,744	6,638	65,048	54,207	46,463	92,925	77,438	66,375
PS+Hg	10,906	9,088	7,790	76,342	63,618	54,530	109,060	90,884	77,900
PET+Hg	11,317	9,431	8,084	79,221	66,018	56,587	113,173	94,311	80,838

Kontrol grubunda TGAD, THAD ve HTK değerlerinin tüm vücut ağırlıkları için görece düşük seviyelerde olduğu belirlenmiştir. Buna karşın yalnızca 2,5 µg/L Hg'ye maruz kalan grupta, kontrol grubuna kıyasla TGAD ve THAD değerlerinde belirgin bir artış gözlenmiş, HTK değerlerinin de tüm vücut ağırlıkları için yükseldiği tespit edilmiştir.

PE+Hg , PP+Hg , PS+Hg ve PET+Hg gruplarında, TGAD ve THAD değerlerinin, yalnızca Hg grubuna kıyasla daha yüksek seviyelere ulaştığı görülmüştür. Bu artış, tüm polimer türlerinde tutarlı olup, özellikle PS+Hg ve PET+Hg gruplarında en yüksek TGAD ve THAD değerleri hesaplanmıştır. Aynı eğilim HTK değerlerinde de gözlenmiş; en yüksek HTK değerleri PS+Hg ve PET+Hg gruplarında belirlenmiştir.

Bu maruziyet koşullarında toplanmış midyeleri tüketecek bireylerde vücut ağırlığı arttıkça (50 kg'dan 70 kg'a), tüm gruplarda TGAD, THAD ve HTK değerlerinde kademeli bir azalma eğilimi olacağı gözlenmiştir. Bu durum, maruziyet hesaplamalarında vücut ağırlığının önemli bir belirleyici faktör olduğunu göstermektedir.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Besinleri suyu süzerek almaları sebebiyle midyeler, kirleticileri biriktirmekte ve su sıcaklığı, tuzluluk (salinite) ve pH'taki değişiklikleri yansıtarak sucul ekosistemlerin sağlığı hakkında değerli bilgiler sunmaktadır. Midyelerin okyanus asitlenmesine, yükselen deniz sıcaklıklarına ve değişen besin mevcudiyetine verdikleri fizyolojik ve ekolojik tepkiler, onları iklim kaynaklı stres faktörlerinin potansiyel göstergeleri yapmaktadır. Midyeye dayalı izlemenin gelişmiş analitik tekniklerle entegrasyonu, ekosistem bozulmasının erken uyarı işaretlerinin belirlenmesini sağlayarak hafifletme stratejilerine ve deniz koruma çabalarına rehberlik etmektedir. Midyelerin biyoindikatör olarak kullanıldığı çalışmalar, iklim değişikliğinin deniz biyoçeşitliliği ve ekosistem istikrarı üzerindeki çok yönlü etkilerini anlama ve ele almada oynadıkları kritik rolün altını çizmektedir (Kanmani ve diğ., 2025).

Plastikler, dünya çapındaki doğal yaşam alanlarında biriken en yaygın ve göze çarpan çevresel kirlilik tehditlerinden biridir. Okyanusta, güneş ışığı, rüzgâr ve dalgaların etkisiyle plastik öğeler MP'lere ayrılır ve bunlar, özellikle besinlerini filtre edenler gibi birincil tüketiciler tarafından tüketilerek bu organizmalar için zararlı sonuçlara yol açabilmektedir. Bu konuda yapılmış çok sayıda bilimsel çalışma mevcut olup aşağıda örnekler verilmiştir.

MP'lerin ana türlerinden biri olarak mikrolifler (MF'ler), deniz ekosisteminde yaygın olarak bulunur ve çeşitli deniz organizmaları üzerinde farklı etkilere neden olabilir. Midyeler gibi yerleşik (sedanter) türler, deniz kirliliğini izlemek için biyoindikatör görevi görebilirler. Bu amaçla, 100 μm boyutundaki polietilen tereftalat (PET) MF'lerin toksisitesi, 0.0005, 0.1, 1, 10 ve 100 mg/L konsantrasyonlarında 32 gün boyunca midyeler (*M. galloprovincialis*) üzerinde incelenmiştir (Choi ve diğ., 2022). PET -MF'ler, midyelerin yalnızca mide ve bağırsaklarında birikmiş ve sindirim tübülü atrofisine neden olmuştur. PET- MF'lere maruz kaldıktan sonra, midyelerin ölüm oranlarında, kabuk yüksekliğinde, uzunluğunda ve ağırlığında herhangi bir değişiklik gözlenmemiştir. Ancak, gonadal indeks (üreme indeksi), artan PET -MF konsantrasyonlarıyla birlikte azalmıştır. Bunun nedeni, PET -MF'lerin, çevresel olarak ilgili konsantrasyonlarda bile midyelerdeki östrojen ve testosteron gibi cinsiyet hormonlarını düşürmesidir. Ayrıca, PET -MF'lere kronik maruziyet, midyelerin sindirim bezi ve solungaç dokularında antioksidanlarla ilişkili (katalaz ve süperoksit dismutaz) ve nörotoksisite ile ilişkili asetilkolin esteraz enziminin aktivitesini artırmıştır. Ek olarak, midye hemositlerinde apoptoz

(programlı hücre ölümü) ve DNA hasarı gibi hücresel bağışıklık parametreleri gözlenmiştir. Bu çalışma, düşük konsantrasyonlardaki PET -MF'lere uzun süreli maruz kalmanın midyelerde nasıl potansiyel subletal etkilere ve üreme yetmezliğine neden olabileceğini değerlendirerek, MP'lerin gerçek deniz ortamlarındaki risklerini göstermektedir.

Qiu ve diğ., (2025)'in elde ettiği veriler, PS-MP/NP maruziyetinin *Mytilus unguiculatus* üzerindeki etkilerinin partikül boyutu ve konsantrasyona bağlı olarak değişkenlik gösterdiğini ortaya koymuştur. Özellikle 1.0 μm boyutundaki veya düşük konsantrasyonlu (10 mg /L) MP ve NP'lerin beslenme aktivitesini geçici olarak teşvik ettiği, ancak yüksek konsantrasyondaki daha küçük partiküllerin (50 mg/L, 0.1 μm) filtrasyon kapasitesinde uzun süreli bir baskılanmaya yol açtığı gözlemlenmiştir. Fizyolojik düzeyde ise, kas dokusunda geçici reaktif oksijen türleri (ROS) artışlarıyla kendini gösteren hafif bir oksidatif stres yanıtı tespit edilmesine rağmen, sindirim bezinde belirgin bir değişim saptanmamıştır. Bu durum, organizmanın stres faktörlerine karşı dokuya özgü adaptasyon mekanizmaları geliştirdiğine işaret etmektedir.

Chianese ve diğ., (2025) bulguları, kısa süreli (48 saat) maruziyette dahi MP'lerin *M. galloprovincialis* testis dokusunda doza bağımlı yapısal ve metabolik hasarlar oluşturduğunu göstermektedir. Morfolojik analizlerde saptanan sperm kisti yapısındaki bozulmalar ve germ hücreleri arasındaki etkileşim kaybı, MP'lerin neden olduğu doğrudan fiziksel temas hasarı ve tetiklediği oksidatif stres mekanizmalarıyla ilişkilendirilebilir. Bu histolojik gözlemler, spermatozoada gözlenen hatalı kromatin katlanması, MP kaynaklı stresin sadece doku bütünlüğünü değil, aynı zamanda hücresel olgunlaşma süreçlerini de moleküler düzeyde baskıladığını ortaya koymaktadır. Elde edilen sonuçlar, PS-MP'lerin model tür *M. galloprovincialis*'in üreme başarısı üzerinde kritik bir tehdit oluşturduğunu vurgulamaktadır. PS-MP maruziyeti sadece gametogenez sürecini (gamet oluşumunu) engellemekle kalmamış, aynı zamanda spermatozoanın kromatin yapısını bozarak gamet kalitesini düşürmüştür. Kromatin katlanmasındaki bu bozulma, spermlerin döllenme kapasitesini doğrudan sınırlayabilecek potansiyel bir faktördür. Dolayısıyla, MP kirliliği bireysel düzeyde üreme sağlığını bozarak, uzun vadede akuatik ekosistemlerdeki popülasyon dinamiklerini olumsuz etkileme riski taşımaktadır.

González- Sato ve diğ., (2025) PS-NP'lerin midye bağışıklık sistemi üzerinde potansiyel bir etkiye sahip olduğunu, ancak bu etkinin tutarlı bir şekilde gözlemlenmesinin zor olduğunu

ortaya koymuştur. Bazı deney gruplarında NP maruziyeti hemosit canlılığını ve fagositik aktiviteyi düşürürken, diğer tekrarlarda bu etki gözlenmemiş veya tersine dönmüştür. Bu değişkenlik, deneyler sırasında midyelerin içinde bulunduğu fizyolojik durumun (örneğin yumurtlama stresi), NP kaynaklı stresten daha baskın olabileceğine işaret etmektedir. Yüksek bazal reaktif oksijen seviyeleri ve düşük kontrol canlılığı ile karakterize edilen fizyolojik dönemler, NP'lerin boyuta bağlı toksisitesini maskeleyebilmektedir.

İstiridyeler 21 gün boyunca PS-MP'e maruz bırakılmış ve sonuçlar, MP'lerin oksidatif strese neden olduğunu ve 0,1 mg/L maruz kalma grubunda süperoksit dismutaz (SOD) aktivitesinde önemli bir azalma olduğunu göstermiştir. Metabolomik analizler, MP'lere maruz kalmanın amino asit metabolizması, lipid metabolizması, amino asit biyosentezi, aminoasil-tRNA biyosentezi gibi birçok metabolik yolu bozduğunu ve farklı MP konsantrasyonlarının istiridyelerde çeşitli metabolomik profiller oluşturduğunu ortaya koymuştur. Genel olarak, bu çalışma, MP kontaminasyonunun neden olduğu gıda güvenliği ve tüketici sağlığı risklerinin değerlendirilmesi için yeni referans veriler ve bilgiler sağlamaktadır (Liu ve diğ., 2025).

Yetişkin midyeler kullanılarak PS-MP (5 μm) ve PS-NP (0,1 μm)'nin solungaç lamellerinin sito-anatomisi üzerindeki sitotoksik etkileri 1, 3 ve 11 gün süreyle maruz ile değerlendirilmiştir. Sonuçlar, 3. günde reaktif oksijen türlerinde, lipitlerde oksidatif hasarda ve in vitro oksidanlara duyarlılıkta artışın yanı sıra 3. ve 11. günlerde toplam antioksidan kapasitesinde artış olduğunu göstermiştir. Paralel histolojik inceleme, özellikle en çok maruz kalan ön epitelde PCNA ekspresyonunun artmasıyla karakterize edilen, 1. günden itibaren epitel değişikliklerini ortaya koymuştur. Kollajen birikimi ve düzensizliğinin tespit edildiği bağ dokusu septalarında da belirgin değişiklikler gözlenmiştir. Hemosit ve mukus hücrelerinin artan varlığı, bağışıklık tepkisinin aktivasyonunu açıkça göstermiştir. Tüm vakalarda, etkiler NP'ye maruz kaldıktan sonra daha bulunmuştur. Bu sonuçlar, özellikle besin toplamada solungaç fonksiyonunda önemli bir bozulmaya işaret etmektedir, çünkü ön ve ön yan silyalar belirgin şekilde etkilenmiştir. Sonuç olarak, okyanuslardaki plastik azaltımı artık ertelenemeyecek bir konudur; ilk adım, bu malzemenin daha bilinçli bir şekilde kullanılması gibi görünmektedir (Romano ve diğ., 2025).

MP'lerin bilinen zararlı etkilerine rağmen, deniz omurgasızları üzerindeki moleküler düzeydeki etkileri hakkında çok az veri mevcuttur. Détrée ve Gallardo-Escárate, (2017)'in yaptığı çalışma *M. galloprovincialis* midyesinin dört dokusunda (solungaçlar, sindirim bezi, hemosit

ve manto), litre başına 1,5 x 10^7 polietilen mikro tanesine (1 ila 50 µm boyutlarında) akut (24 saat) maruziyetten sonra hücresel stres, bağışıklık tepkisi ve metabolizma ile ilişkili 12 genin ekspresyonunu değerlendirmektedir. Analiz, manto ve sindirim bezinde karbon metabolizması, oksidatif stres, bağışıklık tepkisi ve apoptoz ile ilgili genlerin yukarı regülasyonunu (aktivasyon artışı) gösterirken, hemosit ve solungaçlarda karbon metabolizmasında yer alan genlerin küresel bir aşağı regülasyonu (aktivasyon azalması) gözlenmiştir. Bu sonuçlar topluca, *M. galloprovincialis*'te MP'lere kısa süreli maruziyetin ardından başlıca biyolojik süreçler üzerinde bozucu ve dokuya bağımlı etkiler olduğunu düşündürmektedir. Bu çalışma, besinleri filtre edenler tarafından polietilen mikrotanelerinin yutulmasının, transkriptom düzeyinde dokuya bağımlı bir şekilde değişikliklere neden olduğuna dair ilk kanıtı sunmaktadır. Dovzhenko ve diğ., 2025 çalışmalarında pristin (işlenmemiş) Polimetilmetakrilat (PMMA) ve foto yaşlandırılmış (PMMA-UV) parçacıkların toksisitesini DNA hasarı, lizozomal zar stabilitesi, biyolojik örneklerin bütünsel antiradikal aktivitesi ve lipit peroksidasyonunun bir ürünü olarak malondialdehit gibi moleküler ve biyokimyasal belirteçler kullanılarak değerlendirilmiştir. PMMA mikropartiküllerinin UV ışınlamasının, midyeler (*M. trossulus*) için biyoyararlılığını ve toksisitesini artırdığı sonucuna varılmıştır. Bu bulgular, deniz çevresinde yaygın olarak bulunan bozunmuş plastiklerin, özellikle UV'nin kimyasal yapıyı ve boyutu değiştirmesi nedeniyle, deniz organizmaları için pristine (işlenmemiş) plastiklerden daha büyük bir ekotoksikolojik risk oluşturabileceği uyarısını güçlendirmektedir.

Gonçalves ve diğ., (2025) erkek ve dişi *M. galloprovincialis*'in gonadları üzerindeki 21 günlük maruziyet sonucu PS-NP etkisini değerlendirmek için yaptıkları çalışmada erkek ve dişi midye gonadlarında kontrol grupları ile maruz kalan gruplar arasındaki protein ekspresyonu karşılaştırması yapılmıştır. Çalışmanın sonuçları, erkek gonadlarında PS-NP birikiminin protein ekspresyonunu dişilere göre daha önemli ölçüde değiştirdiğini, protein sentezi, enerji üretimi, hücre içi taşıma ve hücresel homeostazı etkilediğini ve muhtemelen üreme fonksiyonunu bozduğunu göstermektedir. PS-NP'lere maruz kalan dişi gonadlarında translasyon, RNA işleme ve sinyalleme, ribozom biyogenezi, hücre döngüsü düzenlemesi ve stres yanıtı ile ilişkili proteinlerde bozulmalar bildirilmiştir. Protein katlanması, lipid metabolizması ve kalsiyum sinyal yolları da etkilenerek oogenez, mayoz ilerlemesi, hücre içi taşıma ve enerji metabolizmasında bozulmalara yol açmıştır. Bu bozulmalar nihayetinde üreme başarısını ve hücresel homeostazı etkileyerek biyoçeşitliliğin azalmasına neden olabileceği vurgulanmıştır.

Hara ve diğ.'nin (2025) yaptığı çalışma, çevresel ortamlardaki plastik döküntülerin özelliklerini daha doğru bir şekilde yansıtmak amacıyla, yaşlandırılmış Polietilen Tereftalat (PET) MP- ve MP parçacıkların (MP-NP'ler) midyeler (*M. edulis*) üzerindeki hücresel ve doku düzeyindeki etkilerini araştırmıştır. Elde edilen bulgular, çevresel olarak ilgili konsantrasyonlarda (10^1, 10^3, 10^5 parçacık/L) uygulanan yaşlandırılmış MP-NP'lerin, midyelerin fizyolojik durumu üzerindeki sistemik etkilerini ortaya koymaktadır. Bu çalışmanın MP'ye hücresel tepkiler ve iyileşme potansiyeli değerlendirildiğinde; akış sitometrisi analizleri, granülositler ve hyalinositler gibi hemosit alt popülasyonlarının yaşlandırılmış PET-MP-/PET-NP'lere karşı yüksek hassasiyet gösterdiğini doğrulamaktadır. Maruziyet süresince lizozomal stabilite, oksidatif aktivite ve hemosit mortalitesinde gözlenen konsantrasyon ve zamana bağlı değişiklikler, parçacıkların neden olduğu akut hücresel bozulmanın önemli göstergeleridir. Özellikle, maruziyet sonrası iyileşme döneminde (3 ve 10. günler) bu parametrelerdeki düzelme eğilimleri, midyelerin parçacık kaynaklı etkilere karşı koyma ve potansiyel olarak iyileşme yeteneğine sahip olduğunu göstermektedir. Histopatolojik değerlendirmeleri, yaşlandırılmış MP-NP maruziyetinin anahtar dokularda belirgin yapısal değişikliklere neden olduğunu göstermiştir. Bu değişiklikler, özellikle solungaç dokusunda yoğunlaşmıştır. Solungacın hasar görmesi, bu organın filtrasyon ve solunum gibi temel fizyolojik işlevlerinde potansiyel bir bozulmaya yol açabilir; bu da midyenin besin alımı, oksijenasyonu ve genel enerjisi üzerinde dolaylı etkilere neden olabilir. Midye ölüm oranında veya büyüme metriklerinde önemli bir değişiklik gözlenmemesi, test edilen konsantrasyonların ölümcül eşiğin altında kaldığını ancak sublethal (ölümcül olmayan) dozda önemli hücresel ve dokusal hasara neden olduğunu göstermektedir.

Yapılan çalışmalarda çevresel gerçekçiliğin önemini vurgulamak adına Hara ve diğ., (2025) bozulmamış (pristine) MP/NP'ler yerine yaşlandırılmış parçacıkların kullanılmasıyla laboratuvar çalışmalarındaki önemli bir boşluğu doldurmaktadır. Yaşlanma süreci, çevresel plastiklerin yüzey özelliklerini, kimyasal bileşimini ve biyolojik tepkimeye girme potansiyelini değiştirdiğinden, bulgularımız çevresel açıdan gerçekçi yaklaşımların biyolojik risk değerlendirmelerinde ne denli kritik olduğunu vurgulamaktadır. Yaşlandırılmış PET- MP'lere maruz kalmanın midyelerde hücresel düzeyden doku düzeyine kadar sistemik etkiler yarattığını kanıtlamaktadır. Bu etkiler, midyelerin immün savunma sistemi ve temel fizyolojik mekanizmaları üzerindeki potansiyel baskıyı göstermektedir.

Yüce ve diğ., (2025) çevresel olarak gerçekçi konsantrasyonlarda (5 mg/L ve 50 mg/L) MP maruziyetinin, *Unio delicatus* üzerinde toksik etkiler yarattığını, tatlı su midyelerinin sağlık risklerinin değerlendirilmesinde hemosit sayımı, oksidatif stres parametreleri ve doku bütünlüğünün birlikte incelenmesinin kritik önemde olduğunu ortaya koymaktadır. Gelecekteki çalışmaların, bu fiziksel hasarın organizmanın üreme ve büyüme performansı üzerindeki uzun vadeli etkilerine odaklanması önerilmektedir.

Üretim sırasında plastik polimerlere çok çeşitli katkı maddeleri ve performans artırıcı kimyasallar (örneğin, alev geciktiriciler, plastikleştiriciler, antioksidanlar ve ışık/ısı stabilizatörleri) eklendiği için bu katkı maddeleri, çevreye salınan plastik atıklardan veya MP'lerden sızabildiği için MP'lerin organizma üzerindeki zararlı etkileri yükselmektedir. Bunun yanısıra yaygın olarak bilinen plastik katkı maddeleri arasında polibromlu difeni eterler, ftalat esterleri, nonilfenol ve bisfenol A yer almaktadır. Bu maddelerin organizma üzerindeki ortak zararı endokrin sistemi, üreme sistemi ve nörolojik sistem üzerinedir (Chen ve diğ., 2022a; Wang ve diğ., 2024b).

Organizma üzerindeki zararların incelendiği çalışmalar kontrollü koşullarda kirleticinin (MP, toksik metal, pestisit, ftalat tek başına, veya eş zamanlı veya MP'ye adsorbe ettirilmiş kirletici) ortama verildiği akut ve kronik maruziyet çalışmalarından oluşmaktadır. Bu bağlamda yapılan ilk çalışmalarda sıklıkla model organizma üzerinde kirleticinin toksik dozunun belirlendiği yönde çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmaların en önemli çıktısı olabilecek en kötü hasar senaryolarını görmek bakımından oldukça değerlidir.

Mikroplastikler ve/veya kimyasal kirleticiler üzerine yapılan çalışmalarda "gerçekçi maruziyet değerleri" (environmentally relevant concentrations) kullanmak, bilimsel bulguların gerçek dünyadaki karşılığını belirlemek açısından kritiktir. Geçmişte bu çalışmalar, laboratuvar ortamında net bir etki gözlemleyebilmek adına doğada bulunanın miktarın daha yüksek dozları kullanmıştır. Ancak bu yüksek doz denemeleri yanıltıcı sonuçlara yol açabilmektedir. Ekotoksikolojide temel ilke olan "Zehri doz belirler." yaklaşımı ortamda birden çok kirletici olduğunda özellikle MP'ler gibi karmaşık kirleticilerde bu ilişki her zaman doğrusal değildir. Çok yüksek dozlarda canlılar "akut" (ani ve şiddetli) tepkiler verebilir. Örneğin; bağırsak tıkanması veya ani ölüm gerçekleşebilir. Bu, maddenin mekanizmasını anlamak için bu çalışmalar yararlı sonuçlar ortaya koymuş olsa da, doğadaki canlıların bu seviyelere asla ulaşmayacağı düşünüldüğünde ortaya konan "sahte alarm" ve en kötü senaryo tasarımından öte

gitmemektedir. Doğadaki seviyelerde canlılarda ölüm daha nadirdir; bunun yerine sub-letal (ölümcül olmayan) etkiler görülür. Üreme hızında düşme, bağışıklık sistemi zayıflama veya davranış bozuklukları (avcıdan kaçamama vb.) ortaya çıkar. Ayrıca yüksek dozda bir maddeyi bir organizmaya verdiğinizde, vücudun savunma mekanizmaları tamamen çökebilir. Yüksek konsantrasyonlarda görülen hücre hasarı, düşük dozda vücudun tolere edebileceği veya adapte olabileceği bir durum olabilir. MP'ler, çevredeki zehirli kimyasalları (ağır metaller, pestisitler) bünyesine çekip taşıyan bir "truva atı/vektör" görevi görebildiği yönündeki literatürler gözönünde bulundurulduğunda yüksek doz çalışmalarında plastik miktarı çok fazla olduğundan, bu kimyasal transferin hızı ve şekli gerçek doğadakiyle örtüşmemektedir. Bilimsel araştırmaların en büyük amacı, yasa koyuculara (devletlere, çevre ajanslarına) veri sağlamaktır. Eğer bir çalışma, doğada mümkün olmayan bir dozda zarar gösteriyorsa, bu veri yasal bir düzenleme (örneğin plastik yasağı) getirmek için yeterli bir kanıt sayılmamaktadır. Gerçekçi değerler, bir ekosistemin taşıma kapasitesini ve gerçek risk altındaki türleri belirlemek için tek yoldur. Ayrıca, yüksek doz çalışmaları genellikle kısa sürelidir (birkaç gün). Oysa gerçek dünyada canlılar bu kirleticilere ömür boyu ve düşük ve/veya belli bir dozda maruz kalırlar. Gerçekçi değerlerle yapılan kronik çalışmalar, kirleticilerin nesiller boyu süren etkilerini (epigenetik değişiklikler gibi) ortaya çıkarabilir ki bu, yüksek dozlu kısa deneylerde asla görülememektedir (Lenz ve diğ., 2016; Lönnstedt ve Eklöv, 2016; Ruijter ve diğ., 2020).

Yakın tarihli yapılan çalışmalar çevresel olarak gerçekçi konsantrasyonlarda MP maruziyetinin de organizma üzerinde toksik etki yaratabildiği farklı deniz türlerinde, doğal besin varlığında ve çeşitli çevresel maruziyet senaryoları altında doğrulanarak sağlık riski değerlendirmesinin yapılması gerekliliği vurgulanmaktadır (Yüce, ve diğ., 2025).

Pek çok bilimsel kaynağın ortaya koyduğu gibi MP'ler, organizmalara hem doğrudan fiziksel zarar verebilir hem de yüksek derecede tehlikeli kirleticilerin "taşıyıcıları" veya "nakil vektörleri" olarak hareket ederek dolaylı risk oluşturabilme (Sureda ve diğ., 2011) senaryolarında akuatik ekosistem için en tehlikeli kimyasal tehlikelerden biri cıva kirliliğidir.

Cıva, deniz ortamlarında kolloid ve diğer ultra ince malzemelerle hızla birleşen, yaygın ve son derece toksik bir metaldir ve filtreyle beslenen organizmalar için risk oluşturmaktadır (Kádár ve diğ., 2005; Mason ve diğ., 1995; Gagnon ve Fisher, 1997; Pan ve Wang, 2011). Cıvanın ekotoksikolojisi akuatik sistemlerinde kapsamlı bir şekilde incelenmiş olsa da (Wolfe ve diğ., 1998; Wang ve diğ., 2004a), plastikler üzerindeki metal kirleticilerin biyoyararlanımı, birikimi

ve ekolojik riskleri bilinmemektedir. Birçok çalışma, çözünmüş ve partikül (besin veya ince tortu) yollarını karşılaştırarak, süzerek beslenen çift kabuklu deniz canlılarında ağır metallerin alınımını araştırmıştır (Wang ve Wong, 2003; Pan ve Wang, 2011; Lee ve diğ., 2015; Ke ve Wang, 2019). Çeşitli araştırmalar, midye filtrasyon hızını engelleyen Hg konsantrasyonlarını bildirmiştir: *Mytilus edulis*, için 400 µg/L (Dorn, 1976); *M. edulis* için 40 µg/L (Abel, 1976); *Perna perna* için 25 µg/L (Watling ve Watling, 1982); *P. perna* için, 50 µg/L, (Gregory ve diğ., 2002); *Perna viridis* için, 25 µg/L (Krishnakumar ve diğ., 1990). Yetişkin midyelerde inorganik Hg için LC_{50} tahminleri 0,5 ile 2,0 mg/L arasında değişmektedir (Børseth ve diğ., 1992). Fernández ve diğ., (2020) tarafından uygulanan 2,5 µg Hg/L düzeyindeki NOEC (Gözlemlenemeyen Etki Konsantrasyonu) maruziyet dozunun, midyelerin filtrasyon hızı üzerinde istatistiksel olarak anlamlı bir fizyolojik bozulmaya yol açmadığı belirlenmiştir. Metallerin ve diğer kimyasal kirleticilerin mikropartiküller yoluyla alınımını araştıran çalışmalarda hergeçen gün artmaktadır. Bu tez çalışmasının materyalini oluşturan *M. galloproviancialis* için bildirilen MP miktarları ile ilegili çalışmalar aşağıdaki gibidir.

Dünya genelinde, kıyı bölgelerindeki konsantrasyonların ortalama değeri, açık denizlerdeki değerden yaklaşık bir kat daha yüksektir akış açısından $1{,}6 \cdot 10^{3}$ ve $4{,}7 \cdot 10^{2}$ partikül/m^{-3}. Akdeniz'de ise açık sular, kıyı sularına göre biraz daha kirli olarak rapor edilmiştir (ortalama konsantrasyonlar sırasıyla 3,1 ve 1,8 partikül/m^{-3}). Akdeniz'in Türk ve İsrail kıyıları ile Ligurya, Tiren ve Adriyatik denizlerinin yanı sıra Marmara Denizi'nin bazı bölgelerinde konsantrasyonlar genellikle 10^{-2} ile 10^{1} partikül/m^{-3} arasında değişmekte olup, bu da verilerin %84'ünü oluşturmaktadır ve ortalama konsantrasyon 2,4 partikül/m^{-3}'tür (Adam ve diğ., 2021). Aytan ve diğ. (2025) Karadeniz'de yaptıkları çalışmada yüzey sularında ortalama MP konsantrasyonu 77 ± 11 adet MP/m^{-3}, su sütununda 189 ± 108 adet MP/m^{-3}, sedimentlerde 24 ± 30 MP/kg^{-1} ve analiz edilen tüm balıklarda 0,91 ± 0,96 MP/m^{-1} olarak belirlemişlerdir. Gedik ve diğ., (2022) tarafından Marmara Denizi kökenli Akdeniz midyesinde birey başına 0,30-7,53 MP ve et dokuda 1,11-4,58 MP/g olarak belirlenmiştir. Marmara Denizinden örneklenen *M. galloproviancialis* türü midyelerde et dokuda 1,33-8,45 MP/g, birey başına 2,08-9,45 MP/birey MP yükü bildirilmiştir (Tunçelli ve Erkan, 2024). Galyon ve Ünver Alçay, (2023) İstanbul Boğazı Rumeli Kavağı bölgesinden toplanan midyelerde yaptığı ölçümlerde MP kirlilik seviyelerini, midye dokusunun gramı başına 0,13 partikül ve birey başına 0,5 partikül olarak bulmuştur. Galyon ve Ünver Alçay, (2023)'ün araştırmasında en sık tespit edilen polimer tipi % 38 oranında PA, bulunan MP'lerin en yaygın şekli % 43,33 oranında film ve en yaygın boyut

aralığı 200-1000 µm olarak bildirilmiştir. MP'lerin nicel çevresel risk değerlendirmeleri göz önünde bulundurularak (Adam ve diğ., 2021) yapılan çalışmada maruziyet uygulanan MP dozu olarak da $2{,}57x10^{-7}$ g/L (33 adet/L) olarak uygulanmıştır (Çullu ve diğ., 2021; Adam ve diğ., 2021). Denizel ortamda ve doğadan toplanan midyelerde bulunan MP boyut aralığı oldukça değişkendir. Li ve diğ., (2016) çalışmasında Çin'in 12.400 mil uzunluğundaki kıyı şeridi boyunca 22 bölgeden alınan midyelerde (*M. edulis*) MP boyutunun 250 µm'den küçük MP'lerin oranının toplam MP'lerin %17 ila %79'u arasında değiştiğini bildirmiştir. Tanaka ve Takada, (2016) bulduğu MP'lerin %80'inin boyutunun 150 µm ile 1000 µm arasında olduğunu bildirmiştir. Zhao ve diğ., (2018) denizel agregatlardaki MP'lerin %90'ından fazlası ≤1000 µm boyutunda olduğunu rapor etmiştir. Hollanda'daki midyelerde ortalama MP boyutunun 200 µm olduğu (Karlsson ve diğ., 2017) ve İyon Denizi'nin Yunan kıyısındaki midyelerde en yaygın MP boyut aralığının 100 ile 500 µm arasında değiştiği bildirilmiştir (Digka ve diğ., 2018). Fransız Atlantik kıyısındaki midyelerde gözlemlenen MP'lerin %52'sinin boyutu 50 ile 100 µm arasında bulunmuştur (Phuong ve diğ., 2018). Çevresel plastik kirliliğinin biyolojik sonuçlarını doğru bir şekilde değerlendirmek için çevresel olarak ilgili MP'lerin kullanımına odaklanan entegre ve gerçekçi çalışmaların devam etmesi hayati önem taşımaktadır. Bu bağlamda, bu çalışmada Li ve diğ., (2016), Karlsson ve diğ., (2017), Digka ve diğ., (2018) referans alınarak maruziyet boyutu 180-212 µm seçilmiştir.

Bu tez çalışmasında, çevresel risk değerlendirme sonuçları temel alınarak belirlenen 180–212 µm boyut aralığında ve $2{,}57\times10^{-7}$ g/L (33 adet/L) konsantrasyonda dört farklı polimerin **(**PE, PP, PS, PET**)** model organizma midyede beş haftalık kronik maruziyetinin ve aynı doz/boyuttaki polimerlerle eş zamanlı 2,5 µg/L Hg ile birlikte maruziyetinin dokularda birikim ve yanıtlar üzerindeki etkilerinin incelenmesi ve sağlık riskinin gıda güvenliği bakımından değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Bu risk değerlendirmesinin en önemli çıktısı mevcut verilere büyük ölçüde dayanmasıdır, bu tip bilimsel çalışmalarla daha fazla veri elde edildikçe veya deniz sularındaki MP konsantrasyonları arttıkça mevcut sonuçların değişebileceği anlamına da gelmektedir.

Midye gibi sesil ve filtrasyon ile beslenen çift kabuklularda filtrasyon kapasitesi, pratikte **(i)** suyun solungaçlar üzerinden "filtre edildiği hız" ile (ii) filtrasyon veriminin (solungaç yüzeyi–silya aktivitesi–mukus/süzme seçiciliği–tıkanma durumu) bileşkesi olarak düşünülebilir; dolayısıyla kapasitedeki düşüş çoğu zaman ya pompalamanın azalması ya da filtre veriminin

bozulması ile açıklanır (Tuncelli ve diğ., 2024). Yaptığımız tez çalışmasında, MP'ler, polimer tipinden bağımsız olarak tek başına bulunduğunda filtrasyon oranını baskılamıştır. Buna karşılık Hg ile birlikte uygulanan gruplarda FO bulguları, yalnız MP maruziyeti yapılmış gruplara kıyasla genel olarak daha yüksek seyretmiş ve istatistiksel olarak anlamlı olmasa da tutarlı bir artış eğilimi göstermiştir. Bu bulgu, Hg'nin MP'lerin filtrasyon üzerindeki olumsuz etkisini artırmadığını; olası olarak MP–Hg etkileşimiyle farklı bir fizyolojik/davranışsal yanıtın tetiklenebileceğini ve Hg'nin MP'lere adsorpsiyonunun serbest metal fraksiyonunu kısmen azaltarak maruziyet dinamiklerini değiştirebileceğini düşündürmektedir. Hg, suda çözünmüş formdayken solungaçlar ve epitel dokular üzerinden hızla emilir ve organizmanın metabolik faaliyetlerini (filtrasyon gibi) doğrudan baskılayabilir ve tek başına Hg maruziyeti yapılmış grubun bulguları bunu kanıtlamaktadır. MP+Hg maruziyeti yapılmış gruplarda MP bir "sünger" gibi davranarak sudaki Hg iyonlarını yüzeylerine adsorbe etmiş olabilir. MP yüzeyine tutunan Hg, "serbest metal fraksiyonunu" düşürdüğü için, organizmanın doğrudan maruz kaldığı akut kimyasal stres azalmış olabilir. Bu durum, filtrasyon oranındaki (FO) göreceli toparlanmayı açıklamaktadır.

Literatürde MP'ler genellikle bir "Truva Atı" olarak görülmektedir; yani kirleticiyi vücut içine taşırlar. Ancak bizim çalışmamızda antagonistik (birbirinin etkisini hafifleten) bir eğilim görülmektedir. Hg'nin MP'ye bağlanması, Hg'nin hedef dokulara (örneğin sinir sistemi veya kas dokusu) ulaşma yolunu değiştirmiş olabilir. MP'ye bağlı Hg, sindirim sisteminden geçerken serbest Hg kadar hızlı absorbe edilememiş ve bu da filtrasyon mekanizmasının daha az zarar görmesini sağlamış olabilir. İstatistiksel olarak anlamlı olmayan ancak tutarlı olan o artış eğilimi, organizmanın bir "savunma-kaçınma" mekanizması olabilir. Tek başına MP fiziksel bir tıkanma (bağırsak doluluğu) hissi yaratarak FO'yu düşürürken; Hg-MP kompleksinin varlığı, organizmada toksik maddeyi sistemden uzaklaştırmak için "hiper-filtrasyon" (daha hızlı su pompalayarak temizleme çabası) gibi geçici bir fizyolojik yanıtı tetiklemiş olabildiği sonucuna varılmıştır.

Dokulardaki MP birikim bulgularımız, $2{,}57\times10^{-7}$ g/L (33 adet/L) konsantrasyonda, 180–212 µm boyut aralığında uygulanan MP'lerin midye dokularındaki birikim örüntüsünün polimer tipine, dokuya ve zamana bağlı olarak değişebildiğini; ayrıca Hg eş maruziyetinin bazı polimerlerde bu örüntüyü modüle edebildiğini göstermektedir. MP ve Hg maruziyeti uygulanmamış kontrol grubunda deney başlangıcında (doğal ortamdan doğrudan alınan

bireyler) ve maruziyet süresince 1., 3. ve 5. haftalarda solungaç, sindirim ve kas (et) dokularında MP varlığı tespit edilmemiştir. Bu sonuç, deneysel süreçte örnekleme/analiz aşamalarına bağlı sekonder kontaminasyonun oluşmadığını ve kullanılan yöntemin çalışmada incelenen polimerler (PE, PP, PS, PET) için kontrol koşullarında yürütüldüğünü desteklemektedir. Dolayısıyla, maruziyet gruplarında saptanan MP'lerin deneysel uygulamaya atfedilmesi metodolojik açıdan güçlenmektedir.

PE maruziyeti uygulanan grupta ve PE+Hg eş maruziyetinde, solungaç, sindirim ve kas dokularında tüm zaman noktalarında MP yoğunluğu 0,00 ± 0,00 MP/g olarak belirlenmiştir. Bu durum, çalışmada kullanılan doz ve boyut aralığında PE'nin midye dokularında tespit edilebilir birikim oluşturmadığını düşündürmektedir. Bu bulgu, PE'nin söz konusu koşullarda ya alınmasının sınırlı olabileceği ya da alınsa dahi tutulma/retansiyonunun düşük olup ölçüm zaman noktalarında net bir doku birikimi şeklinde izlenemediği şeklinde yorumlanabilir. Ayrıca Hg varlığının PE için bu sonucu değiştirmemesi, PE'nin bu maruziyet senaryosunda Hg ile birlikteyken de doku birikimi açısından belirgin bir etkileşim göstermediğine işaret etmektedir.

PP maruziyetinde MP yoğunluklarının doku ve zamana bağlı değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir. Solungaç dokusunda 1. haftada görece yüksek düzeylerde saptanan MP'lerin 3. haftada azaldığı ve 5. haftada tespit edilemediği, buna karşılık sindirim dokusunda MP yoğunluklarının zamanla artış eğilimi göstererek 5. haftada en yüksek değerlere ulaştığı bildirilmiştir. Kas dokusunda ise MP düzeyleri tüm zaman noktalarında daha düşük seyretmiş ve zamana bağlı belirgin bir değişim göstermemiştir. Bu örüntü, PP'nin özellikle sindirim dokusunda birikme eğiliminin daha güçlü olabileceğini; solungacın ise maruziyetin erken dönemlerinde partikül teması açısından daha duyarlı olmakla birlikte zamanla bu yükün azalabildiğini düşündürmektedir.

PP+Hg eş maruziyetinde solungaç ve sindirim dokularında MP yoğunlukları dalgalı bir seyir izlemekle birlikte, özellikle sindirim dokusunda 5. haftada ölçülen MP yoğunluklarının önceki haftalara kıyasla anlamlı derecede arttığı ($p < 0,05$**)** vurgulanmıştır. Bu sonuç, Hg varlığının PP için özellikle geç dönemde sindirim dokusunda birikimi artırıcı yönde etkileyebileceğini düşündürmekte; dolayısıyla PP'nin doku birikim dinamiğinin yalnızca polimer özellikleriyle değil, birlikte bulunan kimyasal stresörlerle de şekillenebildiğini göstermektedir.

PS maruziyeti yapılan grupta MP yoğunluklarının hem doku tipine hem de zamana bağlı olarak belirgin farklılıklar sergilediği görülmüştür. Solungaç dokusunda 5. haftada ölçülen MP yoğunluğunun 1. ve 3. haftalara göre anlamlı arttığı ($p < 0,05$)**;** sindirim dokusunda 1. haftada yüksek saptanan değerlerin 3. haftada azaldığı, 5. haftada yeniden yükseldiği; kas dokusunda ise 5. haftada en yüksek değerlere ulaşıldığı ve zamana bağlı anlamlı değişim gösterdiği ifade edilmiştir. Bu bulgular, PS'nin midye dokularında yüksek düzeylerde birikebildiğini ve kronik maruziyette zamanla artabilen bir doku yükü oluşturabildiğini düşündürmektedir.

PS+Hg eş maruziyetinde ise dağılım örüntüsünün değiştiği, özellikle solungaç dokusunda 3. haftada MP yoğunluğunun diğer zaman noktalarına göre anlamlı derecede yüksek olduğu ($p < 0,05$) belirtilmiştir. Buna karşılık sindirim dokusunda MP yoğunluklarının zaman boyunca daha dengeli seyrettiği, kas dokusunda ise değişkenlik olmakla birlikte net bir artış/azalış eğiliminin ortaya çıkmadığı bildirilmiştir. Bu sonuçlar, Hg varlığının PS için özellikle solungaç dokusundaki zamansal birikim profilini etkileyebildiğini; dolayısıyla birlikte maruziyet koşullarında hedef dokunun ve maruziyete bağlı etkileme sürersinin değişebileceğini göstermektedir.

PET maruziyetinde MP yoğunlukları hem zamana hem de doku tipine bağlı belirgin değişimler göstermiştir. Solungaç dokusunda 3. haftada düşük kalan değerlerin 5. haftada anlamlı artış gösterdiği ($p < 0,05$); sindirim dokusunda MP yoğunluklarının zamanla arttığı ve 5. haftada en yüksek değerlere ulaştığı; kas dokusunda ise 5. haftada belirgin bir yükselme olmakla birlikte bireyler arası varyasyonun yüksek olduğu görülmüştür. Bu bulgular, PET'in kronik maruziyet ilerledikçe özellikle sindirim dokusu ve geç dönemde solungaç/kas dokusunda birikim oluşturabildiğine işaret etmektedir.

PET+Hg eş maruziyetinde PET'in dağılım örüntüsünün farklılaştığı görülmüştür: solungaç dokusunda 3. haftada MP tespit edilemezken 5. haftada yeniden ölçülebilir düzeye ulaştığı; sindirim dokusunda 1. haftada yüksek değerlerin izleyen haftalarda azalma eğilimi gösterdiği; kas dokusunda ise genel olarak düşük olmakla birlikte 5. haftada sınırlı artış gözlenmiştir. Bu tablo, Hg varlığının PET için özellikle sindirim dokusundaki zaman içi birikim eğilimini ters yönde etkileyebileceğini ve PET'in dokular arası dağılımını yeniden şekillendirebileceğini düşündürmektedir.

Dokularda ölçülen MP bulgularını doku duyarlılığı, polimer tipi ve birlikte maruziyetin rolü olarak değerlendirdiğimizde karşımıza çıkan tablo aşağıdaki gibidir.

(i) kontrol ve PE/PE+Hg gruplarında MP tespit edilmemesi,

(ii) PP maruziyetinde MP birikiminin dokular arasında homojen dağılmadığı, özellikle sindirim dokusunda zamanla artan birikim eğilimi olduğu görülmüştür. Solungaç dokusunda 1. haftada nispeten yüksek bulunan MP düzeylerinin 3. haftada azalması ve 5. haftada tespit edilememesi, solungacın PP partikülleri için daha çok ilk temas/ilk tutulum bölgesi olabileceğini; ancak ilerleyen haftalarda bu yükün azalabildiğini düşündürmektedir. Buna karşın sindirim dokusunda MP yoğunluklarının zamanla yükselmesi ve 5. haftada en yüksek düzeye ulaşması, PP'nin kronik maruziyet boyunca sindirim sisteminde kümülatif birikim gösterebildiğini ve sindirim dokusunun PP için daha duyarlı/hedef doku olabileceğini işaret etmektedir. Kas dokusunda ise MP düzeylerinin düşük seyretmesi, PP'nin daha çok filtrasyon ve beslenme yoluyla alınan partiküller için beklenebileceği şekilde öncelikle sindirim ekseninde biriktiğini ve kas dokusuna geçişin sınırlı kalabildiğini düşündürmektedir. PP+Hg eş maruziyetinde, solungaç ve sindirim dokularındaki MP düzeylerinin zaman içinde dalgalanması, birlikte maruziyetin PP'nin dokulara dağılımını daha değişken hale getirebildiğini göstermektedir. Özellikle sindirim dokusunda 5. haftada MP yoğunluğunun anlamlı şekilde artması ($p < 0,05$), Hg varlığının PP'nin sindirim dokusundaki birikimini geç dönemde artırıcı yönde etkileyebileceğini düşündürür. Bu sonuç, Hg'nin midyede beslenme-fizyolojisi, mukus üretimi, sindirim süreçleri veya partikül işleme/atım mekanizmaları üzerinde oluşturabileceği stres/kompansasyon yanıtlarıyla PP'nin retansiyonunu artırmış olabileceği şeklinde tartışılabilir. Dolayısıyla PP için temel birikim "sindirim dokusu odaklı" iken, Hg varlığı bu birikimi özellikle deneyin geç döneminde belirginleştiren bir çarpan gibi davranmış görünmektedir.

(iii) PS maruziyetinde MP yoğunluklarının hem dokuya hem de zamana bağlı olarak anlamlı farklılıklar sergilemesi, PS'nin midye dokularında daha yüksek birikim potansiyeline sahip olabileceğini düşündürmektedir. Solungaç dokusunda 5. haftada MP yoğunluklarının anlamlı biçimde artması ($p < 0,05$), kronik maruziyet ilerledikçe solungaçta PS'nin kümülatif olarak tutulabildiğini veya solungaç yüzeyinde partikül birikiminin zamanla artabildiğini göstermektedir. Sindirim dokusunda 1. haftada yüksek düzeylerin gözlenmesi, PS'nin beslenme yolu ile hızla alınabildiğini; 3. haftada düşüş ve 5. haftada yeniden yükseliş ise

sindirim dokusunda dinamik bir birikim–eliminasyon dengesi olabileceğini düşündürmektedir. Et dokusunda 5. haftada en yüksek değerlere ulaşılması ve zamana bağlı anlamlı değişim görülmesi, PS'nin yalnızca sindirim/solungaç ekseninde kalmayıp, kronik maruziyet koşullarında daha geniş doku dağılımına sahip olabileceğine işaret etmektedir.

PS+Hg eş maruziyetinde ise özellikle solungaç dokusunda "en yüksek değer"in 3. haftaya kayması ve bunun anlamlı bulunması ($p < 0,05$), Hg varlığının PS'nin solungaçtaki birikimini yalnızca artırıp azaltmadığını, aynı zamanda birikimin zamanlamasını değiştirdiğini göstermektedir. Başka bir ifadeyle, PS tek başına maruziyette solungaçta artış daha çok geç dönemde belirginleşirken, Hg eklendiğinde solungacın daha erken bir zaman noktasında (3. hafta) daha yüksek MP yüküne ulaştığı görülmüştür. Bu durum, birlikte maruziyet koşullarında solungaçta partikül tutulumu/temizlenmesi (mukus üretimi, sil hareketleri, valv davranışı, partikül aglomerasyonu vb.) gibi süreçlerin Hg tarafından etkilenmesi sonucu, PS'nin solungaçtaki retansiyon ve eliminasyon dengesinin yeniden düzenlenmiş olabileceği şeklinde tartışılabilir. Sindirim dokusunda PS+Hg koşulunda MP düzeylerinin daha dengeli seyretmesi ise, Hg'nin PS'nin sindirim eksenindeki birikim dalgalanmalarını baskılamış veya stabilize etmiş olabileceğini düşündürmektedir.

(iv) PET grubunda maruziyet süresi uzadıkça dokularda ölçülen MP yoğunluklarının genel olarak artma eğilimi göstermesi, PET'in kronik maruziyette özellikle geç dönemde dokularda daha fazla birikebildiğine işaret etmektedir. Buna karşılık PET+Hg grubunda, özellikle sindirim dokusunda MP düzeylerinin zaman içindeki seyri PET grubundan farklı bir örüntü sergilemiştir; örneğin PET tek başına maruziyette sindirim dokusunda artış eğilimi gözlenirken, Hg'nin varlığında bu artışın zayıfladığı veya zaman içinde azalma eğilimine döndüğü görülmüştür. Bu durum, MP birikiminin yalnızca "MP var/yok" şeklinde değil; kullanılan polimerin fizikokimyasal özelliklerine (ör. yoğunluk, yüzey özellikleri, hidrofobiklik vb.) bağlı olarak değiştiğini göstermektedir. Ayrıca Hg ile birlikte maruziyetin, MP birikimini tüm polimerlerde aynı şekilde etkilemediği; bazı polimerlerde birikimi artırıcı yönde (ör. PP'de 5. haftada sindirim dokusunda MP yoğunluğunun anlamlı artması) etkileyebilirken, bazı polimerlerde ise MP'nin dokular arasındaki dağılımını ve zaman içindeki seyrini değiştirici/yeniden düzenleyici bir etki oluşturabildiği anlaşılmaktadır (ör. PS'de solungaç dokusunda farklı bir zaman piki oluşması; PET'te sindirim dokusunda birikim örüntüsünün değişmesi).

Kombine maruziyet senaryosunda Hg birikiminin ağırlıklı olarak solungaç ve sindirim dokusunda yoğunlaştığı, buna karşılık yenilebilir et dokusundaki düzeylerin daha düşük ve bireyler arasında daha değişken seyrettiği ortaya konmuştur. Solungaçta PET+Hg grubunun kontrol grubundan ayrışarak daha yüksek Hg değerlerine ulaşması, Hg'nin dokuya taşınması/bağlanmasında polimer türünün belirleyici olabileceğini ve bu bağlamda PET'in diğer polimerlere kıyasla daha kritik bir rol üstlenebileceğini düşündürmektedir. Et dokusunda gruplar arasında istatistiksel anlamlı farkın bulunmaması ($p>0,05$) ise, gıda güvenliği açısından yorum yapılırken yenilebilir dokudaki yanıtın heterojen yapısının ve ölçümlerdeki varyasyonun mutlaka göz önünde bulundurulması gerektiğini göstermektedir.

Hg birikiminin dokuya ve polimer tipine göre farklılaştığını ve en duyarlı dokunun solungaç olduğunu ortaya koymaktadır. Kas dokusunda birikim daha düşük ve düzensiz, sindirim dokusunda ise genel bir artış olmasına rağmen bireyler arası yüksek varyasyon nedeniyle istatistiksel farkı görmek zorlaşmıştır. Genel olarak, Hg'nin maruziyetin erken/aktif evrelerinde öncelikle solungaç ve sindirim dokularında tutulduğu, kas dokusuna geçişinin ise daha sınırlı kaldığı anlaşılmaktadır.

MP ve kirletici eş zamanlı maruziyet yapılan çok sayıda çalışma bulunmaktadır. Bunlara örnekler aşağıda sunulmuştur. İncelenen çalışmalarda tez çalışmasında kullanılan tür üzerinde çalışma yapılmış olsa da farklı boyut, farklı konsantrasyon, farklı kimyasal kirletici ortaya çıkan sonuçları farklı kılmaktadır. Mikroplastikler ve toksik metaller/ kirleticiler arasındaki gözlemlenen sinerjik etkiler, deniz kirliliğini ele alan çevresel risk değerlendirmelerine ve düzenleyici çerçevelere çoklu stres faktörü etkileşimlerinin dahil edilmesinin gerekliliğini vurgulamaktadır. Gıda güvenliği ve sağlık riski değerlendirmeleri yapılırken bu durum göz önünde bulundurulmalıdır.

Fernández ve Albentosa, (2019) yaptıkları çalışmada deniz ortamında yaygın kirleticiler olan MP'lerin süspansiyon filtre ile beslenen *Mytilus* türlerindeki kinetiğini ve nihai kaderini aydınlatmayı amaçlamıştır. Özellikle düzensiz şekilli, HDPE-MP'lerin (22µm) alım, eliminasyon ve sindirim bezi birikim dinamikleri, 2 ve 4 mm^3/L olmak üzere iki farklı konsantrasyon altında detaylıca incelenmiştir. MP alımının doza bağımlı olduğunu ve yüksek konsantrasyon seviyesinde belirgin bir artış gösterdiğini ortaya koymuşlardır. Bu durum, filtre besleyicilerin besin partikül konsantrasyonu arttıkça beslenme hızlarını artırma eğilimiyle tutarlıdır. Bu çalışmadaki önemli bir bulguda midyelerin MP'leri, benzer büyüklükteki doğal

besin maddeleri (mikroalgler) ile benzer bir verimlilikte temizlemesi olmuştur. Bu bulgu, midyelerin besin ve besin olmayan partiküller arasında etkin bir ayrım mekanizmasına sahip olmadığını, dolayısıyla doğal besin zincirine MP geçiş riskinin yüksek olduğunu düşündürmektedir. Küçük MP'ler (2–4 μm), büyük partiküllere göre daha az verimli temizlenmiş ancak bağışıklık ve eliminasyon mekanizmalarını aşarak daha uzun süre tutulmuş ve sindirim bezinde birikmiştir. Büyük MP'ler (10 μm) ise daha hızlı elimine edilmiştir. Depürasyon (6 gün) periyodunun ardından midyelerin temizlenen MP'lerin yaklaşık % 85'ini başarıyla elimine ettiğini göstermiştir. Ancak, temizlenen MP kütlesinin % 2-6'sının, özellikle <6 μm boyutundaki fraksiyonun, sindirim bezinde uzun süreli tutulum gösterdiği tespit edilmiştir. MP nicelendirmesi için geleneksel olarak varsayılan kısa bağırsak boşaltma sürelerinin aksine, midyelerde uzun bir MP tutulum süresi kaydedilmiştir. Bu çelişki, literatürdeki mevcut MP miktar tayini metodolojilerinde kullanılan ön temizlenme protokollerinin (depürasyon) yetersiz olabileceğini ve dolayısıyla elde edilen birikim verilerinin hafife alınmış olabileceğini de ayrıca düşündürmektedir.

Wei ve diğ.'nin (2021) bulguları, yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) ve PS'nin yaygın MP kirleticiler olarak *M. galloprovincialis* üzerinde belirgin biyokimyasal ve metabolik etkiler oluşturduğunu ortaya koymaktadır. HDPE ve PS partiküllerinin sindirim bezi, solungaç, gonad ve kas dokularında (sindirim bezi > solungaç > gonad ≈ kas) benzer dağılım desenleriyle tespit edilmesi, bu polimerlerin midye organizması içinde çoklu hedef dokulara ulaşabildiğini göstermektedir. Maruziyetin ilk 48 saatinde gözlenen hızlı birikim ve HDPE'nin PS'ye kıyasla daha yüksek düzeyde akümülasyona ulaşması, polimer tipine bağlı farklı biyoyararlanım ve tutunma özelliklerine işaret etmektedir. Bununla birlikte, 144 saatlik eliminasyon periyodu sonunda her iki polimerin büyük oranda uzaklaştırılabilmiş olması, midyelerin belirli koşullar altında MP yükünü azaltma kapasitesine sahip olduğunu, ancak bu sürecin tamamen geri dönüşlü olmayabileceğini düşündürmektedir. Oksidatif stres göstergeleri olan süperoksit dismutaz ve katalaz aktivitelerindeki artış ile oksitlenmiş glutatyon düzeylerindeki yükselme, HDPE ve PS maruziyetinin oksidatif stres yanıtını güçlü biçimde tetiklediğini göstermiştir. Eliminasyon fazında da bu yanıtın devam etmesi, organizmanın MP kaynaklı oksidatif hasarı sınırlandırmak için savunma mekanizmalarını sürdürdüğüne işaret etmiştir. Metabolomik analizler, enerji metabolizması, lipid metabolizması, trikarboksilik asit döngüsü ve nörotoksik yanıtla ilişkili metabolitlerde belirgin değişimler ortaya koyarak, HDPE ve PS-MP maruziyetinin hücresel düzeyde geniş kapsamlı bir metabolik yeniden düzenlenmeye yol

açtığını göstermiştir. Özellikle eliminasyon sürecinde PS'nin metabolik etkilerinin nispeten azalmasına karşın HDPE'ye bağlı metabolik bozulmaların belirginleşmesi, farklı polimer tiplerinin toksikodinamik profillerinin birbirinden ayrıldığını ve HDPE'nin daha kalıcı bir metabolik stres potansiyeline sahip olabileceğini düşündürmüştür. Genel olarak Wei ve diğ.'nin (2021) çalışması değerlendirildiğinde, HDPE ve PS'nin midyelerde birikim, eliminasyon ve doku dağılımı dinamiklerini ortaya koymakla kalmayıp, aynı zamanda oksidatif stres biyobelirteçleri ve metabolomik yanıtlar üzerinden bu MP'lerin olumsuz biyolojik etkilerini de netleştirmektedir. Elde edilen veriler, farklı MP polimerlerinin akuatik organizmalar üzerindeki tehlike profillerinin birbirinden farklı olabileceğini ve risk değerlendirmelerinde polimer tipinin, dokusal hedefin ve eliminasyon kapasitesinin birlikte ele alınması gerektiğini vurgulamaktadır. Bu bağlamda, bulgularımız, MP kirliliğinin ekotoksikolojik etkilerinin daha ayrıntılı olarak anlaşılmasına katkı sağlamakta ve akuatik ekosistemlerin korunmasına yönelik gelecekteki düzenleyici ve izleme çalışmalarına bilimsel bir temel sunmaktadır.

MP-metal etkileşimleri üzerine artan kanıtlara karşın, polimer tipine bağlı metal adsorpsiyon/biyobirikim farklılıklarının doku (solungaç, sindirim bezi, kas) düzeyinde ve eş-maruziyet koşullarında (MP ile eş zamanlı toksik metal) sistematik karşılaştırmaları sınırlıdır. Ayrıca ölçüm yöntemlerinin henüz tam standartlaşmaması, coğrafi heterojenlik ve yaşlanmış MP'lerin farklı davranışları bulguların karşılaştırılabilirliğini zorlaştırmaktadır (Fernández ve diğ., 2020). Midye model organizmasında eş zamanlı MP – kirletici maruziyet çalışmalarına aşağıda detaylı örnekler sunulmuştur.

Tunçelli ve diğ.'nin (2024) çalışması *M. galloprovincialis* üzerinde MP türlerinin (PS, PP ve PET) ve toksik bir metal olan Cd'un tek başına ve kombine etkilerini inceleyerek, hem ekosistem sağlığı hem de gıda güvenliği açısından kritik veriler sunmaktadır. Farklı polimer yapılarının ağır metal tutulumu üzerinde belirgin bir modülatör etkiye sahip olduğunu vurgulayan çalışma, özellikle PET ve Cd kombinasyonuna maruz kalan gruplarda, Cd birikiminin diğer gruplara oranla daha düşük seviyelerde kalması, polimer yüzey özellikleri ile metal iyonları arasındaki spesifik etkileşimlerin biyobirikim süreçlerini değiştirebileceğine işaret etmektedir. Bu durum, MP'lerin sadece kirletici değil, aynı zamanda kirletici vektör rollerinin polimer tipine göre farklılık gösterdiğini kanıtlamaktadır. Yedi (7) günlük maruziyet süreci sonunda gözlenen antioksidan enzim aktivitelerindeki değişimler ve oksidatif stres parametrelerindeki artış, organizmanın savunma mekanizmalarının plastik ve metal baskısı

altında olduğunu ortaya koymaktadır. Sindirim enzim aktivitelerindeki sapmalar, organizmanın besinlerden enerji kazanma ve enerji rezervlerini koruma kapasitesini doğrudan tehdit etmektedir. Gözlenen histopatolojik değişimler ve nörotoksik etkiler, kirleticilerin sadece metabolik değil, hücresel ve sinirsel düzeyde de kalıcı hasarlar verme potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir. Çalışmanın en çarpıcı sonuçlarından biri, kontamine midyelerin tüketimine yönelik yapılan sağlık risk analizleridir. Hesaplanan; tahmini günlük alım, geçici tolere edilebilir haftalık alım, hedef tehlike katsayısı, hedef kanser riski değerlerinin tamamının belirlenen güvenli limitleri aşmış olması, bu organizmaların insan tüketimi açısından ciddi bir sağlık riski taşıdığını ortaya koymaktadır. Bu sonuçlar, MP ve ağır metal kirliliğinin sadece ekolojik bir sorun değil, doğrudan bir halk sağlığı sorunu olduğunu vurgulamaktadır.

Qiu ve diğ., (2025), PS-MP/PS-NP'lerin filtreyle beslenen bir çift kabuklu olan *Mytilus unguiculatus* üzerindeki fizyolojik durum ve diyaretik kabuklu deniz canlısı toksinlerinin (okadaik asit, dinofisistoksin-1) birikimi üzerindeki etkilerini incelemiştir. Sonuçlar, PS-MP/PS-NP'lere maruz kalmanın midyelerin beslenme oranlarını, kondisyon indeksini ve oksidatif stres yanıtlarını önemli ölçüde değiştirdiğini göstermiştir. Bu araştırmada, MP/NP'lere maruz kalmak ayrıca kas dokusundaki reaktif oksijen türleri seviyelerinde geçici artışlarla karakterize edilen hafif bir oksidatif stresi tetiklemiş, sindirim bezindeki ROS konsantrasyonları ise büyük ölçüde değişmeden kaldığı görülmüştür. Ayrıca MP/NP'ler, okadaik asit ve dinofisistoksin-1 dahil olmak üzere bu toksinlerin birikimini önemli ölçüde etkilemiş, özellikle yüksek MP/NP yükleri altında DTX1 birikimini artırmıştır. Toksin birikimindeki bu değişiklikler, MP/NP'lerin hem ekosistem sağlığını hem de deniz ürünleri güvenliğini etkileme potansiyelini vurgulamaktadır. Mevcut çevresel konsantrasyonlarda MP/NP'lerin oluşturduğu doğrudan tehdit sınırlı görünse de, toksin birikimini değiştirme ve diğer stres faktörleriyle etkileşime girme kapasiteleri, daha ayrıntılı bir risk değerlendirme çerçevesini gerektirmektedir. Gelecekteki çalışmalar, bu karmaşık etkileşimleri anlamayı ve deniz ekosistemlerini koruyup gıda güvenliğini sağlamak için etkili izleme ve azaltma stratejilerini geliştirmede önemli olacaktır. PS-MP/PS-NP'lerin *M. unguiculatus* fizyolojisi ve toksin biyokonsantrasyonu üzerindeki etkileri, deniz ekosistemlerinde çoklu stres faktörlerinin kümülatif risklerini anlamanın önemini vurgulamaktadır. MP'lerin alg toksinlerinin birikimini artırma kapasitesi, mevcut risk değerlendirme çerçevelerinin bu sinerjistik etkileri kapsayacak şekilde revize edilmesini zorunlu kılmaktadır. Gelecekteki stratejiler, yalnızca kirleticilerin

tekil etkilerine değil, bunların karmaşık etkileşimlerine odaklanan entegre izleme ve azaltma programlarının geliştirilmesini hedeflemelidir (Qiu ve diğ., 2025).

Sizmur ve diğ., (2025) yaptıkları çalışmada, tekstil yıkama süreçleri sonucu çevreye salınan PET-MP liflerinin, MeHg için bir taşıyıcı görevi görüp görmediğini, farklı pH seviyeleri ve çevresel senaryolar altında kapsamlı bir şekilde incelemiştir. Uyguladıkları model verilerinden elde edilen parametreler, gerçekçi çevresel MeHg konsantrasyonları ile simüle edildiğinde, PET lifleri üzerindeki MeHg birikiminin sanıldığından çok daha düşük olduğu sonucuna varılmıştır. Sonuç olarak, PET-MP liflerinin akuatik ortamlardaki varlığı, bu lifleri tüketen organizmalar için ilave bir MeHg maruziyeti riski oluşturmamaktadır. Besin ağındaki doğal seston yapılarının cıva biriktirme kapasitesinin MP'lerden çok daha yüksek olması, MP'lerin kimyasal taşınımındaki "taşıyıcı" rolünün doğal partiküllere kıyasla ihmal edilebilir düzeyde kaldığını kanıtlamaktadır.

Wang ve diğ.'nin (2025) bulguları, denizel ekosistemlerde ortaya çıkan yeni nesil kirlilik baskıları arasında yer alan NP kirliliği ile kıyısal hipoksinin, *M. galloprovincialis* üzerinde birbirini güçlendiren olumsuz etkiler oluşturduğunu göstermektedir. Hem NP'ler hem de hipoksi, midyelerde redoks homeostazını anlamlı düzeyde bozmuş; NP'lere tek başına maruziyet elektron taşıma zinciri aktivitesini artırırken, hipoksi ve eş zamanlı maruziyet bu aktiviteyi belirgin biçimde azaltmıştır. Birlikte maruziyet durumunda midyelerin bu birleşik stres koşullarına yanıt olarak enerji metabolizmasını ve redoks dengesini yeniden yapılandırmaya çalıştığını düşündürmektedir. Genel olarak değerlendirildiğinde, birlikte maruziyetin redoks homeostazı ve enerji metabolizmasını tekil maruziyetlere kıyasla çok daha ağır biçimde bozması, hipoksinin NP'lerin toksisitesini artıran önemli bir eş-stresör olduğunu ortaya koymaktadır. Bu sonuçlar, iklim değişikliği ile bağlantılı olarak kıyısal alanlarda giderek daha sık gözlenen hipoksik koşullar altında, NP kirliliğinin denizel organizmalar üzerindeki ekolojik riskinin de artabileceğine işaret etmektedir. Dolayısıyla, NP'ler ile oksijen yetersizliği gibi çevresel stresörlerin etkileşimini birlikte ele alan çalışmaların, gelecek dönemde ekosistem temelli risk değerlendirmeleri ve koruma stratejilerinin geliştirilmesi açısından kritik öneme sahip olduğu düşünülmektedir (Wang ve diğ., 2025).

MP'lerin kimyasal kirleticiler için ilgili vektörler olarak hareket edip etmediğini belirlemektir. MP'lerin kirleticilerin toksisitesini artırıp artırmadığını ve ne ölçüde artırdığını; ayrıca kirletici

yüklenmiş MP'lerin kimyasal kirleticiler için ilgili vektörler olarak hareket edip etmediğini belirlemek amaçlı çok sayıda çalışma yapılmıştır.

Zhou ve diğ., (2026) tarafından yapılan çalışma MP'lerin *Mytilisepta virgata* üzerindeki dibütil ftalatın toksisitesini ve birikimini, polimer türü ve yaşlanma durumuna bağlı olarak değiştirdiğini kanıtlamıştır. MP'ler akut mortaliteye neden olmamakla birlikte, midyelerin oksidatif strese karşı direncini kırmakta ve kirletici yükünün dokularda kalıcı olmasına yol açmaktadır. Araştırmanın bulguları, deniz ekosistemlerinde MP'lerin 'Truva atı' etkisi veya fizyolojik direnç kırıcı rolüyle, birlikte bulundukları kirleticilerin ekolojik risklerini derinleştirdiğini ve bu etkileşimlerin gelecekteki izleme stratejilerinde dikkate alınması gerektiğini ortaya koymaktadır.

MP'ler ve mikroalgler üzerine cıvanın adsorpsiyonu ve desorpsiyonu incelendiği Fernández ve diğ.'nin (2020) yapmış olduğu çalışma MP'lerin Hg için potansiyel çevresel sorbentler olduğunu doğrulamaktadır. Bu çalışmada fitoplankton ile karşılaştırıldığında MP'lerin sorpsiyon kapasitesinin daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. Bu durum, alglerin sahip olduğu ve onları seçici metal bağlayıcılar haline getiren içsel biyokimyasal özelliklerine bağlanmıştır. Hem MP hem mikroalg için Hg sorpsiyonu, başlangıçta yüzey etkileşimlerine bağlı olarak hızlı bir kinetik sergilemiş; yüzeydeki bağlanma bölgelerinin doygunluğa ulaşmasıyla denge fazına geçmiştir. Midyelerin sudaki MP-Hg partiküllerini temizleme kapasitesinin, doğal besin kaynaklarına (mikroalg ve mikroalg-Hg) kıyasla daha düşük olduğunu göstermiştir (%82'ye karşı %94-95). Buna rağmen, MP-Hg grubundaki midyelerin işlediği (toplam biriken ve elimine edilen) Hg miktarı, mikroalg-Hg grubundan önemli ölçüde yüksektir. Bu paradoksal durum, maruziyetin başlangıcında Hg'nin alglerden (mikroalg) MP'lere kıyasla daha hızlı desorbe olmasıyla açıklanmıştır. Bu araştırma Hg birikimi, maruziyet yoluna göre belirgin doku spesifikliği göstermiştir. Partikül yoluyla (mikroalg-Hg ve MP-Hg) maruz kalan midyelerde metal temel olarak sindirim bezinde birikirken, çözünmüş formda Hg'ya maruz kalanlarda birikim solungaçlarda yoğunlaşmıştır. MP-Hg grubunda, Hg'nin sindirim kanalı yoluyla hızlı geçişi ve plastik yüzeyine bağlı kalan Hg'nin dışkı yoluyla süratle elimine edildiği gözlenmiştir. MP'nin midyeye metallerin girişinde etkili bir vektör olarak kabul edilebileceğini ancak, MP'ye bağlı cıvanın dışkı yoluyla hızlı bir şekilde atılmasının, cıva yüklü MP'nin toksikolojik riskini sınırlayacağı ortaya konmuştur.

MP'lerin kirleticilerin toksisitesini ne ölçüde artırdığını belirlemek ve kirletici yüklenmiş MP'lerin kimyasal kirleticiler için anlamlı bir vektör (taşıyıcı) görevi görüp görmediğini Rial ve diğ., (2021) ortaya koymuştur. Bu kapsamda; üç farklı çözünmüş kirleticinin (Klorpirifos, floranten ve cıva), bu kirleticilerin MP'lerle (PE) olan karışımlarının (MP+kirletici) ve kirletici yüklenmiş MP'lerin (MP+kirletici) midye ve denizkestanesi embriyoları üzerindeki toksisitesi değerlendirilmiştir. Kirletici etkileşimleri ve toksisite değerlendirmesi yapıldığında, genel bir eğilim olarak MP + kirletici uygulamalarının, hem denizkestanesi hem de midye embriyoları için hesaplanan 48 saatlik EC_{50} (µg/L) değerleri bakımından, sadece çözünmüş kirletici uygulamalarına kıyasla daha yüksek toksisite sergilediği saptanmıştır. Denizkestanesi üzerinde yapılan 48 ve 120 saatlik EC_{50} analizlerinde: Klorpirifos ve MP + Klorpirifos grupları arasında varyasyonun sınırlı olduğu gözlemlenmiştir. Floranten ve MP + floranten grupları için ise toksisite sonuçlarında belirgin bir patern (örüntü) saptanmamıştır. Vektör rolü ve desorpsiyon mekanizması incelendiğinde $MP_{kirletici}$ testleri, gözlemlenen toksisitenin ana kaynağının desorpsiyon (geri salınım) süreci olduğunu göstermiştir. Özellikle Hg toksisitesinin temel olarak desorpsiyon yoluyla açıklandığı, bu mekanizmanın Klorpirifos ve Floranten için de ilgili bir rota olduğu belirlenmiştir.

Midyeler, antropojen kaynaklı kimyasal kirliliğin göstergesi olarak da hizmet eder; ancak MP'lerin ve plastikle ilgili kimyasalların sağlık performansları üzerindeki etkileri, giderek önem kazanan bir konudur. Borges ve diğ., (2025) tarafından yapılan çalışmada midyelerin 28 gün boyunca poliamid (PA; 5 µg/L) ve trikresil fosfat (TKP;1 µg/L) maruziyetine (bağımsız ve kombine olarak) verdikleri yanıtlar incelenmiştir. Bağımsız maruziyetlerin enzim aktiviteleri üzerinde kombine maruziyete kıyasla daha belirgin değişimlere yol açtığını göstermiştir. PA maruziyeti kontrol grubuna kıyasla, antioksidan enzim olan katalaz aktivitesini %43,5; nörotransmitter enzim olan asetilkolinesteraz aktivitesini ise % 40,6 oranında anlamlı düzeyde inhibe etmiştir. Trikresil Fosfat maruziyetinde spesifik olarak karboksilesteraz aktivitesinde %38,5 oranında bir inhibisyona neden olmuştur. Kombine maruziyette iki kirletici birlikte uygulandığında, biyobelirteç yanıtlarının çoğunun kontrol seviyelerine yakın seyrettiği gözlemlenmiştir. Kirleticilere verilen yanıtların popülasyona özgü olup olmadığını belirlemek amacıyla Atlantik ve Akdeniz midyeleri arasında yapılan karşılaştırmalı analizinde mikroplastik kirliliğine karşı duyarlılıkta popülasyon düzeyindeki kritik farklılıkların olması ve bu durumun gelecekteki koruma stratejilerinde ve risk değerlendirmelerinde mutlaka göz önünde bulundurulması gerektiğini göstermiştir.

Zhou ve diğ., (2026) tarafından elde edilen bulgular, MP'lerin deniz ortamındaki yaygın kirleticilerden biri olan dibütil ftalatın (DBP) *Mytilisepta virgata* dokularındaki biyobirikim dinamiklerini modüle ettiğini ortaya koymuştur. Alım kinetiğinde gözlenen varyasyonlar, MP'lerin polimer türüne, adsorpsiyon kapasitesine ve yoğunluğa bağlı dağılım özelliklerine göre kirleticilerin biyoyararlanımını değiştirebildiğini göstermektedir. Önemli bir nokta olarak, depürasyon kinetiği verileri, ortamda MP bulunsun veya bulunmasın, dibutyl phthalate'ın dokularda kalıcılık eğilimi gösterdiğini ve organizmanın arınma kapasitesini zorladığını işaret etmektedir. Oksidatif stres parametreleri incelendiğinde, MP'lerin dibutyl phthalate kaynaklı lipit peroksidasyonunu doğrudan şiddetlendirmese de, organizmanın bu hasara karşı direncini zayıflattığı anlaşılmıştır. Bu durum, MP'lerin toksisiteyi sadece miktar artışıyla değil, fizyolojik savunma mekanizmalarını baskılayarak da etkileyebileceğini düşündürmektedir. Zhou ve diğ., (2026)'nun araştırması *Mytilisepta virgata* bireylerinin PE-MP/PS-MP ve dibutyl phthalate kombinasyonlarına maruz kaldığında %90'ın üzerinde yüksek bir hayatta kalma oranı sergilediğini, ancak bu direncin yanıltıcı olabileceğini göstermektedir. Mortalitenin düşük olması, organizmaların sağlıklı olduğu anlamına gelmemekte; aksine, geri dönüşü olmayan oksidatif hasar riski ve yüksek DBP birikimi ile yaşamaya devam ettiklerini göstermektedir. Bu 'görünmez' tehdit, kirliliğin midye popülasyonlarında kalıcı olmasına ve besin zinciri yoluyla üst trofik seviyelere aktarılmasına zemin hazırlayabilir. Dolayısıyla, MP ve organik kirleticilerin bir arada bulunduğu ortamlarda risk değerlendirmesi yapılırken, sadece akut letal etkilere değil, birikim potansiyeli ve subletal fizyolojik problemlere odaklanılması gerekmektedir (Zhou ve diğ., 2026)

MP'ler yüzeyinde adsorbe olmuş metaller (Al, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Sn, Pb, Cl, K), yalnızca MP'lerin toksisitesini artırmakla kalmaz, aynı zamanda metallerin akuatik organizmalar yoluyla taşınmasını da kolaylaştırır. Midyeler de dâhil olmak üzere birçok su canlısı, doğal yiyecekleriyle birlikte farkında olmadan MP'leri yutar; bu durum besin eksikliklerine ve iltihaplanma (enflamatuar) reaksiyonlara yol açmaktadır. MP'lerin canlı organizmalar üzerindeki zararlı etkileri, yutulmadan kaynaklanan fiziksel hasarın ötesine geçmektedir. Düzenli yutulum, organizma içinde MP'lerin ve adsorbe edilmiş metallerin birikmesine neden olarak, bunların besin zinciri boyunca transferini kolaylaştırmaktadır. Akuatik türler içinde MP ve metallerin kademeli birikimi ve ardından besin zinciri yoluyla insanlara geçmesi, insan sağlığı için zararlı ve tehlikeli sonuçlar doğurmaktadır (Soegianto ve diğ., 2025).

Akuatik ekosistemlerde artış gösteren MP birikimi, küresel ölçekte ciddi bir çevresel sorun teşkil etmektedir. MP'ler, ağır metaller gibi çevresel kirleticilerle etkileşime girerek bu maddelerin toksisite potansiyellerini değiştirme kapasitesine sahiptir. Chen ve diğ., (2025a) tarafından, PS-MP'lerin (1 mg/L) ve toksik bir ağır metal olan kurşunun (50 µg/L) deniz midyesi *M. coruscus* üzerindeki etkileri, çevresel olarak gerçekçi konsantrasyonlarda, bağımsız ve kombine maruziyet senaryoları altında incelenmiştir. Elde edilen verilerde, MP'lerin tek başına veya Pb ile kombinasyon halinde, midyelerin solunum ve filtrasyon hızlarında anlamlı bir düşüşe neden olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca, MP maruziyetinin solungaç ve sindirim bezi dokularında çeşitli derecelerde hasara yol açtığını; bu doku hasarının Pb ile kombine maruziyet durumunda daha da şiddetlendiğini göstermiştir. Kombine maruziyetin, midyelerde daha yüksek düzeyde oksidatif stres indüklediği saptanmıştır. Bu durum, hidrojen peroksit ve malondialdehit içeriğindeki artış ve antioksidan enzim aktivitelerindeki azalma ile teyit edilmiştir. Ayrıca, kombine maruziyetin bağışıklık fonksiyonları üzerinde şu etkilerle ciddi bir tehdit oluşturduğu MP'lerin ağır metallerle birleştiğinde deniz ekosistemindeki biyoçeşitlilik üzerindeki olumsuz etkilerinin katlanarak artabileceğini göstermektedir (Chen ve diğ., 2025a).

Tansel, (2026) deniz ekosistemleri için kritik önem taşıyan bir dizi kirleticinin (Hg, PCB'ler, MP, PFAS ve PAH'lar) biyolojik birikim mekanizmalarını açıkladığı makalesinde: üç kirletici türü (MP'ler, PCB'ler ve PAH'lar) için kirletici seviyeleri ile canlının besin zincirindeki yeri (trofik seviye) ve yaşam süresi arasında çok güçlü ve tutarlı bir korelasyon bulmuştur. Bu maddelerin besin zincirinde yukarı çıkıldıkça ve canlılar yaşlandıkça vücutlarında daha fazla biriktiğini ispatlar niteliktedir. Özellikle MP'ler, metabolize edilemeyen fiziksel parçacıklar oldukları için, hem trofik seviye hem de yaşam süresi ile en güçlü korelasyonlardan birini göstermiştir. Hg ve PFAS (yeni ortaya çıkan kirleticiler) için trofik seviye veya yaşam süresi ile birikim arasındaki korelasyon zayıf ila orta düzeyde kalmıştır. Bu durum, bu maddelerin birikiminde türe özgü metabolik süreçler, proteinlere bağlanma davranışı, bölgesel kirlilik ve canlının yağ içeriği gibi diğer karmaşık faktörlerin daha belirleyici olduğunu göstermektedir. Bu çalışma, incelenen tüm kirleticilerin kalıcılığı ve biyobirikim potansiyeli nedeniyle deniz ekosistemleri üzerinde, özellikle kıyı ve haliç ortamlarında, uzun vadeli ve çok nesilli (multijenerasyon) ekolojik riskler oluşturduğunu vurgulamaktadır.

Tansel, (2026)'in bulguları, denizdeki kirlilikle mücadele ve risk değerlendirmeleri için sadece tekil kirleticileri değil, kirleticilerin canlıların yaşam öyküsü özellikleriyle nasıl etkileşime girdiğini anlamanın kritik olduğunu göstermektedir.

Bonilla-Martínez ve diğ., (2025) Meksika'nın Orta Pasifik kıyıları ile İspanya'nın Ría de Arousa bölgesi gibi iki farklı okyanus bağlantılı kıyı ekosisteminde, MP'lerin dağılımını, polimer çeşitliliğini ve beraberindeki ağır metal yükünün ekotoksikolojik etkilerini karşılaştırmalı olarak ortaya koymuştur. Elde edilen bulgular, MP kirliliğinin tipolojisinin (formunun) doğrudan yerel antropojenik faaliyetlerle ilişkili olduğunu doğrulamaktadır. Pasifik kıyılarında lif (fiber) yapılı plastiklerin baskınlığı, bölgedeki balıkçılık faaliyetlerinin veya evsel atık suların bir göstergesi olarak değerlendirilirken, buna karşın, Ría de Arousa'da fragman, film ve köpük yapılarının ön plana çıkması, bölgedeki endüstriyel yoğunluğun ve kentsel atık yönetimindeki farklılıkların bir sonucu olarak yorumlanmıştır. Çalışmanın en dikkat çekici bulgusu, midyelerin (*Mytilus spp.*) ortamdaki polimerleri pasif bir şekilde almak yerine, polimer tipine göre seçici bir birikim sergilemesidir. MP'lerin tek başına yarattığı fiziksel stresin yanı sıra, ağır metallerle olan etkileşimi çalışmanın ekotoksikolojik boyutunu derinleştirmiştir. Özellikle çinko konsantrasyonunun yüksek olduğu bölgelerde gözlenen asetilkolinesteraz aktivitesindeki inhibisyon, MP-metal kompleksinin nörotoksik etkiler yaratabileceğine işaret etmişlerdir. Bu durum, plastik partiküllerinin ağır metaller için bir "taşıyıcı" (vektör) görevi görerek biyoyararlanımı artırdığını ve organizmada oksidatif stresle birleşen sistemik bir hasara yol açtığını göstermiştir. Ayrıca, bu çalışma geleneksel MP sayım yöntemlerinin ötesine geçerek, polimer türüne özgü risk değerlendirmesi yapılmasının gerekliliğini ortaya koymuştur. İlk kez midyeler üzerinde uygulanan polimer bazlı çalışma metodu, kıyı ekosistemlerindeki antropojenik baskının izlenmesinde yenilikçi bir araç sunmaktadır. Bu veriler, küresel ölçekte deniz kirliliği yönetimi ve denizel besin kaynaklarının güvenliği için kritik bir referans noktası oluşturmaktadır.

Chen ve diğ., (2025b) küresel bir çevre sorunu haline gelen denizel MP kirliliğinin ekolojik risklerini, geleneksel değerlendirme yöntemlerinin ötesine geçerek yeniden incelemeyi amaçlamıştır. Elde edilen bulgular, PA-MP kalıntıları ile yaygın bir organofosforlu alev geciktirici olan Tris (1-kloro-2-propil) fosfat (TCPP) bileşiğinin, kalın kabuklu midyeler (*M. coruscus*) üzerindeki etkilerini ortaya koymuştur. Deney sonuçları, TCPP ve PA'nın birleşik stresinin, çevresel konsantrasyonlarda beklendiği gibi bir "taşıyıcı etkisi" yaratmak yerine,

fizyolojik toksisite üzerinde bir adsorpsiyon etkisi sergilediğini göstermiştir. Bu durumun, MP'lerin kirleticileri dokulara taşımaktan ziyade, kirleticinin biyoyararlanımını ve dolayısıyla midye fizyolojisi üzerindeki spesifik etkileşim biçimini değiştirdiğini vurgulamışlardır. Uyguladıkları maruziyetin, midyelerin iç ortamındaki bakteriyel popülasyon çeşitliliğini bozduğu tespit edilmiştir. Konakçının mikrobiyal dengesindeki bu bozulma, canlının bağışıklık sistemini ve ekolojik adaptasyon yeteneğini zayıflatabilecek potansiyel bir risk faktörü olduğu ortaya çıkmıştır. TCPP gibi yaygın ama daha az çalışılmış kimyasal kirleticilerle birleşen MP'lerin sadece fiziksel bir kirletici değil, aynı zamanda canlının mikrobiyal ve fizyolojik bütünlüğünü bozan karmaşık bir stres faktörü olduğu bu çalışmada vurgulanmıştır. Gelecekteki risk yönetimi stratejilerinde, bu kalıcı doku hasarlarını ve mikrobiyota üzerindeki uzun vadeli ekolojik sonuçları göz önünde bulundurmasının altı çizilmiştir.

Çin'in en büyük deniz ürünleri üretim ve işleme merkezi olan Zhoushan Takımadaları'ndaki su ürünleri yetiştiricilik alanlarında yürütülen bu çalışma; MP kirliliğinin karakterizasyonunu, ağır metaller ve antibiyotiklerle olan sinerjik etkileşimlerini sistematik bir biçimde ortaya koymuştur (Duan ve diğ., 2025). Çalışmanın en kritik bulgularından biri, MP'lerin ağır metaller ve antibiyotiklerle olan güçlü korelasyonudur. Veriler ışığında: MP konsantrasyonlarının, özellikle sedimentteki Ni, Pb, Cd ve kinolon grubu antibiyotiklerle yüksek düzeyde korelasyon gösterdiği saptanmıştır. Sedimentteki MP-kinolon etkileşimlerinin, kültürü yapılan midyelerdeki MP birikimini sinerjik olarak artırabileceği belirlenmiştir. Bu durum, mikroplastiklerin sadece fiziksel bir kirletici değil, aynı zamanda kimyasal kirleticilerin biyolojik sistemlere girişini kolaylaştıran bir platform olduğunu kanıtlamaktadır. Duan ve diğ.'nin bulguları (2025), deniz ürünleri tüketimi yoluyla insan maruziyetine dair önemli bir risk tablosu çizmektedir. MP'lerin beraberindeki ağır metal ve antibiyotik yüküyle birlikte midye gibi filtre ederek beslenen canlılarda birikmesi, besin zinciri yoluyla insan sağlığı üzerinde dolaylı ama ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Midye gibi yetiştiriciliği her geçen gün artan türlerde dahil su ürünleri yetiştiricilik alanlarındaki MP kirliliğinin, beraberindeki kimyasal kokteyllerle (ağır metaller ve antibiyotikler) birlikte değerlendirilmesi gerekliliği şiddetle vurgulanmıştır.

Yapılan çalışmalar göstermektedir ki deniz ortamındaki kirliliğin azaltılması ve deniz ürünleri arz güvenliğinin sağlanması için bu kirletici gruplarının düzenli ve eş zamanlı olarak izlenmesi

elzemdir. Gelecekteki izleme stratejileri, sadece MP sayımına odaklanmamalı, aynı zamanda bu partiküllerin kimyasal taşıyıcı kapasitelerini de içerecek şekilde genişletilmelidir.

Alomar ve diğ., (2025) liman kaynaklı kirleticilerin (eser metaller ve MP) denizel biyota üzerindeki etkilerini somutlaştırmış ve midyelerin ekolojik restorasyon süreçlerindeki kritik rolünü vurgulamıştır. Kıyı alanlarının yönetiminde bu tür biyolojik araçların entegre edilmesi, Mavi Ekonomi hedefleriyle uyumlu, daha temiz ve sürdürülebilir bir deniz çevresi için elzemdir. Liman bölgesine yerleştirilen midyelerin yumuşak dokularında Zn, Cu ve As elementlerinin baskın olduğu saptanmıştır. MP verileri incelendiğinde, midyelerin bu denli yüksek bir oranda MP bünyesinde barındırması, onları liman ekosistemlerindeki kirlilik yükünü izlemek için güvenilir bir biyobelirteç haline getirmektedir. Ekolojik restorasyon amaçlı midyelerin filtreleme gücünden yararlanan "Doğa Temelli" Çözümler, liman alanlarındaki su kalitesini iyileştirmek ve ekosistem sağlığını geri kazandırmak için düşük maliyetli ve sürdürülebilir bir strateji olarak öne çıkmaktadır. Yönetim planlarının bilimsel verilerle entegrasyonu bu bakımdan öne çıkmaktadır.

Bu çalışmada midyelerde belirlenen MP tüketim miktarları, polimer tipi, maruziyet süresi, ve Hg varlığına bağlı olarak belirgin farklılıklar göstermiştir. Bu farklılıklar, yalnızca çevresel maruziyet düzeyleriyle değil, aynı zamanda polimerlerin fizikokimyasal özellikleri ve organizmanın fizyolojik yanıtlarıyla birlikte değerlendirilmelidir.

PE grubunda, beş haftalık maruziyet süresince MP tespit edilememesi ve MP tüketiminin hesaplanamaması bu polimer tipinin midyeler tarafından tutulma eğiliminin sınırlı olabileceğine işaret etmektedir. Nitekim PE'nin düşük yoğunluğu ve hidrofobik yapısı nedeniyle sindirim kanalında geçici agregasyonlar oluşturabildiği ve bu durumun zaman gecikmeli tespitlere yol açabildiği literatürde de bildirilmektedir (Yousafzai ve diğ., 2025). Buna karşılık, PE+Hg grubunda da benzer şekilde MP tespit edilememesi ve buna bağlı MP tüketiminin hesaplanamaması, Hg varlığının PE parçacıklarının biyoyararlanımını veya filtrasyon yoluyla alımını sınırlayıcı bir etki oluşturabileceğini düşündürmektedir. Bu durum, ağır metallerin filtrasyon davranışı ve sindirim fizyolojisi üzerindeki baskılayıcı etkileriyle ilişkili olabilir.

PP grubunda MP tüketim miktarlarının zamana bağlı olarak değişmesi ve özellikle deneyin erken ve orta safhalarında yüksek değerler göstermesi, PP'nin midyeler tarafından daha etkin

filtrelenen ve sindirim sisteminde görece daha uzun süre tutulabilen bir polimer olduğunu ortaya koymaktadır. Bununla birlikte, PP+Hg grubunda MP alımının tamamen ortadan kalkmaması, Hg varlığının PP parçacıklarının uzaklaştırılma dinamiklerini değiştirdiğine ve sindirim sistemi içerisindeki tutulma süresini uzatabildiğine işaret etmektedir. Bu durum, metal–MP etkileşimlerinin yalnızca yüzey adsorpsiyonu ile sınırlı olmayıp, biyolojik süreçler üzerinden de etkili olabileceğini düşündürmektedir.

PS grubunda hesaplanan MP tüketim miktarlarının çalışmadaki tüm gruplar arasında en yüksek seviyelerde olması, PS'nin midyelerde tutulma potansiyelinin diğer polimerlere kıyasla daha yüksek olduğunu göstermektedir. PS'nin yüksek hidrofobikliği, sert yüzey yapısı ve biyolojik dokularla güçlü etkileşim kapasitesi bu durumun olası nedenleri arasında değerlendirilmektedir. PS+Hg grubunda da tüketim miktarlarının genel olarak yüksek seyretmesi, Hg varlığının PS parçacıklarının tutulma ve salınım süreçlerini daha karmaşık hale getirdiğini ortaya koymaktadır.

PET grubunda MP tüketim hesap sonuçlarının zamana bağlı olarak artış göstermesi ve 5. haftada maksimum seviyeye ulaşması, PET parçacıklarının midyelerde kümülatif birikim eğilimi gösterebildiğini ortaya koymaktadır. PET+Hg grubunda erken dönemde yüksek tüketim değerlerinin gözlenmesi, Hg varlığının başlangıçta PET alımını artırıcı bir etki yaratabileceğini, ancak ilerleyen süreçte fizyolojik adaptasyonlar veya toksik etkiler sonucunda bu alımın azaldığını düşündürmektedir.

Tüketim senaryoları açısından değerlendirildiğinde, özellikle PS ve PET gruplarında hesaplanan yıllık MP alım miktarlarının TÜİK, EUMOFA ve FAO verilerine dayalı olarak yüksek değerlere ulaşması, midye tüketiminin MP maruziyeti açısından potansiyel bir risk kaynağı olabileceğini göstermektedir. MP'ler için güncel bir yasal alım limiti bulunmamakla birlikte, EFSA (2016) tarafından da vurgulandığı üzere, bu partiküllerin uzun vadeli sağlık etkilerine ilişkin bilimsel belirsizlikler devam etmektedir. Bu nedenle, elde edilen bulgular doğrudan bir risk tanımlamasından ziyade, özellikle yoğun midye tüketiminin olduğu bölgelerde maruziyetin dikkatle değerlendirilmesi gerektiğine işaret etmektedir.

Sonuç olarak, bu çalışma midyelerde MP tüketiminin polimer tipine, Hg varlığına bağlı olduğunu göstermektedir. Özellikle PS ve PET gibi polimerlerin yüksek tutulma eğilimi ve bu polimerlerin gıda güvenliği açısından öncelikli olarak değerlendirilmesi gerektiğini ortaya

koymaktadır. Bu bulgular, MP'lerin yalnızca çevresel bir kirletici değil, aynı zamanda tüketim yoluyla potansiyel bir maruziyet kaynağı olabileceğini göstererek, ileri çalışmalar için önemli bir çerçeve sunmaktadır.

Bu tez kapsamında gerçekleştirilen MP tüketim riski hesaplamalarında, tek bir sabit tüketim miktarına dayalı yaklaşımlar yerine, farklı tüketici profillerini temsil eden çoklu tüketim senaryoları kullanılmıştır. Risk hesaplamalarının temelini, EFSA (2016) tarafından su ürünleri için önerilen 225 g standart porsiyon miktarı oluşturmuş; ancak bu porsiyonun yıllık tüketim sıklığı, Türkiye, Avrupa Birliği ve küresel ölçekteki farklı beslenme alışkanlıklarını yansıtacak biçimde TÜİK (2025), EUMOFA (2024) ve FAO (2024) verilerine dayalı olarak ayrı senaryolar halinde ele alınmıştır. Bu yaklaşım, MP maruziyetinin yalnızca ürün bazlı değil, aynı zamanda bölgesel tüketim alışkanlıklarına ve diyet profillerine güçlü biçimde bağlı olduğunu ortaya koymaktadır (EFSA, 2016; Cauwenberghe ve Janssen, 2014).

Literatürde, su ürünleri tüketiminin ülkeler arasında olduğu kadar aynı ülke içinde farklı sosyo-kültürel ve sosyo-ekonomik gruplar arasında da belirgin farklılıklar gösterdiği vurgulanmaktadır (EUMOFA, 2022; FAO, 2022). Bu nedenle, tek bir ortalama tüketim değeri üzerinden yapılan risk değerlendirmeleri, özellikle yüksek tüketici profilleri için gerçek MP maruziyet düzeylerini olduğundan düşük yansıtabilmekte; düşük tüketim grupları için ise maruziyetin olduğundan yüksek tahmin edilmesine yol açabilmektedir (Senathirajah ve diğ., 2021; Pletz, 2022). Bu tez çalışmasında uygulanan çoklu senaryo yaklaşımı, farklı tüketici profilleri arasındaki potansiyel maruziyet farklarını görünür kılarak, MP riskinin daha gerçekçi ve kapsayıcı biçimde değerlendirilmesine olanak sağlamıştır.

Özellikle midye gibi tüm yumuşak dokusuyla tüketilen ve belirli bölgelerde yoğun olarak tercih edilen türlerde, yıllık tüketim miktarına bağlı olarak hesaplanan MP alım değerlerinin önemli ölçüde değişmesi, tüketim senaryolarının risk analizlerinde kritik bir bileşen olduğunu açıkça göstermektedir. Nitekim önceki çalışmalarda da, porsiyon büyüklüğünün 100 g'dan 225 g'a çıkarılmasının MP alımını belirgin şekilde artırdığı ve risk değerlendirmesi sonuçlarını doğrudan etkilediği bildirilmiştir (EFSA, 2016; Cox ve diğ., 2019; Tunçelli & Erkan, 2024).

Bu bağlamda, çalışmada kullanılan farklı tüketim profilleri yalnızca sayısal bir karşılaştırma sunmakla kalmamakta; aynı zamanda MP kaynaklı maruziyetin nüfus düzeyinde nasıl çeşitlenebileceğini ortaya koyan önemli bir metodolojik katkı sağlamaktadır. MP'ler için

güncel bir tolere edilebilir alım limiti bulunmaması (EFSA, 2016; WHO, 2022) dikkate alındığında, tüketim miktarlarına duyarlı senaryo temelli yaklaşımların, hem mevcut risk değerlendirmelerinin yorumlanmasında hem de gelecekte geliştirilecek sağlık temelli eşik değerler için temel bir referans çerçevesi oluşturacağı düşünülmektedir.

Tüketim riski analizlerinin sonuçları Hg ve MP etkileşiminin sinerjik etki gösterdiğini ortaya koymaktadır. Cıva tek başına bile riskliyken, yanına MP'ler (özellikle PS ve PET) eklendiğinde risk değerleri (TGAD, THAD, HTK) çok daha yüksek seviyelere çıkmaktadır. Bu, mikroplastiklerin cıvanın etkisini artırdığını gösterir. Verilerimize göre PS ve PET içeren gruplar, toksik maruziyetin en yoğun olduğu gruplardır. Tahmini Günlük Alım Düzeyi", "Tahmini Haftalık Alım Düzeyi" ve "Hedef Tehlike Katsayısı" gibi sağlık riski göstergeleridir. Değerlerin kontrol grubuna göre yüksek çıkması, potansiyel sağlık riski anlamına gelir. Bireyin vücut ağırlığı arttıkça (örneğin 50 kg'dan 70 kg'ya), hesaplanan risk değerleri düşmektedir. Aynı miktarda bu tezin sunduğu koşullarda kirlenmiş midyeyi tüketen iki kişiden, düşük kilolu olan (veya çocuklar) ağır metal zehirlenmesi ve sağlık risklerine karşı çok daha savunmasız olduğu görülmektedir. Özetle farklı MP'lerin cıvanın zararlı etkisini katladığı ve bu kirleticilere maruz kalmış midyeleri tüketmek, özellikle düşük vücut ağırlığına sahip bireyler için ciddi bir toksikolojik risk oluşturduğu görülmektedir.

5.1. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında; suyu filtre ederek beslenen model bir çift kabuklu olan midyede (*M. galloprovincialis*), farklı MP polimer tiplerinin ve bu polimerlerle eş zamanlı çevresel düzeyde Hg maruziyetinin birlikte oluşturduğu etkileri bütüncül olarak ortaya koymak amaçlanmıştır. Midye dokularında MP'lerin biyoakümülasyonu yalnızca fiziksel bir kirlenme göstergesi değil; aynı zamanda gıda ağı boyunca transfer/biyomagnifikasyon potansiyeline işaret eden ve yüzey özellikleri nedeniyle kimyasal kirleticiler için vektör rolü oynayabilen çok boyutlu bir risk bileşenidir. Bu bağlamda çalışma, polimer tipine bağlı olarak MP'lerin dokular arası dağılımı ve birikim dinamiklerinin nasıl değiştiğini; eş zamanlı Hg varlığında bu dinamiklerin ve olası sinerjistik stres yükünün (biyolojik birikim + kimyasal stres) hangi yönde şekillendiğini belirlemeyi hedeflemek esas olmuştur. Elde edilen bulgular

Farklı polimerlerin midye et dokularında (solungaç, sindirim bezi, kas/et) birikim düzeylerini ve dokular arası dağılım örüntüsünü karşılaştırarak,

MP–Hg eş maruziyetinde, polimer tipine bağlı olarak Hg'nin biyobirikim davranışının (ve/veya dokusal dağılımının) değişip değişmediğini değerlendirerek,

MP'lerin "vektör/ikincil stres faktörü" rolünün, birikim/etkileşim göstergeleri üzerinden gıda ağına olası transfer ve gıda güvenliği riski açısından yorumlanabilir bir çerçeve sunup sunmadığını ortaya koyarak,

denizel ekosistem sağlığına yönelik risk değerlendirmesine ve deniz ürünlerinde gıda güvenliği yönetimine veri temelli katkı sağlaması amaçlanmıştır.

Besin değeri yüksek ve iç organlarıyla birlikte tüketilen bir gıda olan midyelerde, kas dokusunda biriken mikroplastikler (MP) ve cıva (Hg) tarafından indüklenen biyolojik yanıtların incelenmesi önem taşımaktadır. Eş zamanlı MP ve Hg maruziyetine karşı kas dokusunun sergilediği fizyolojik yanıtlar, denizel kirliliğin besin zinciri aracılığıyla gıda güvenliği üzerindeki potansiyel etkilerini ortaya koyan önemli biyoindikatörlerdir.

Bu tez çalışmasında MP birikiminin polimer tipine, dokuya ve zamana bağlı olarak farklı örüntüler sergilemesi, midyelerde MP alımı ve tutulmasının tek bir süreçle açıklanamayacağını; bunun yerine partikülün fizikokimyasal özellikleri**,** dokuların fonksiyonel rolleri ve

organizmanın partikül işleme mekanizmaları ile birlikte değerlendirilmesi gerektiğini göstermektedir. Midyelerde MP alımı öncelikle filtrasyonla gerçekleştiğinden, solungaç dokusu partiküllerin ilk temas ettiği ve kısa süreli tutulabildiği bir yapı olarak öne çıkar. Bu bağlamda, bazı gruplarda solungaçta erken dönem yüksek MP saptanıp ilerleyen haftalarda azalması; solungaç üzerinde geçici tutulum sonrası partiküllerin mukusla bağlanarak taşınması**,** psödofekes oluşumu yoluyla uzaklaştırılması veya sindirim kanalına yönlenmesiyle ilişkili olabileceğini düşündürmektedir. Buna karşılık sindirim dokusunda zamanla artan birikim gözlenmesi, MP'lerin besinle birlikte alınarak sindirim kanalında daha uzun süre kalabilmesi ve sindirim dokusunun partikül işleme/retansiyon süreçlerine daha fazla dahil olmasıyla açıklanabilir.

Polimer tipine göre gözlenen belirgin farklılıklar, MP'lerin dokularda "tespit edilebilir" seviyeye ulaşmasının yalnızca maruziyet dozundan değil, aynı zamanda partikülün yüzey özellikleri (hidrofobiklik, yüzey yükü), yoğunluğu ve biyofilm/organik madde kaplanmasına yatkınlığı gibi özelliklerden de etkilendiğini düşündürmektedir. Bu çerçevede, farklı polimerlerin midye dokularında farklı birikim paternleri göstermesi, her polimerin doku düzeyinde tutulma– eliminasyon (uzaklaştırma) dengesini farklı biçimde etkileyebileceğine işaret etmektedir.

Hg eş maruziyetinin bazı polimerlerde birikimi artırıcı, bazılarında ise dağılım ve zamanlamayı değiştirici etkiler göstermesi, birlikte maruziyetlerde MP dinamiklerinin yalnızca "fiziksel partikül" davranışıyla sınırlı olmadığını; organizmanın fizyolojik yanıtlarının da belirleyici olabileceğini düşündürmektedir. Hg'nin subletal düzeylerde dahi solungaç fonksiyonu, oksidatif stres dengesi ve enerji metabolizması üzerinde baskı oluşturabildiği; bunun da filtrasyon davranışı, mukus üretimi ve partikül eliminasyonu gibi süreçleri dolaylı etkileyebileceği varsayılabilir. Bu bağlamda, PP+Hg grubunda 5. haftada sindirim dokusunda MP yoğunluğunun anlamlı artması ($p < 0,05$), Hg varlığında sindirim dokusunda partikül retansiyonunun artmış olabileceğini düşündürmektedir. PS+Hg grubunda ise solungaçta MP yoğunluğunun en yüksek olduğu zaman noktasının değişmesi (ör. 3. haftada en yüksek değere çıkması), Hg'nin solungaç düzeyinde partikül tutulumu–temizlenmesi dengesini etkileyerek yüksek tutulum için kritik zaman penceresini öne çekebildiğini gösteren bir bulgu olarak değerlendirilebilir. PET+Hg grubunda sindirim dokusunda zamanla azalma eğiliminin ortaya çıkması ise, Hg varlığında PET'in sindirim kanalında işlenmesi/uzaklaştırılmasının farklılaştığı

veya dokular arası dağılımın yeniden düzenlendiği bir modülasyon olasılığını gündeme getirmektedir. Dolayısıyla Hg, bazı polimerlerde MP yükünü artıran bir "çarpan" gibi davranabilirken, bazı polimerlerde hedef dokuyu ve zaman içindeki birikim profilini değiştiren düzenleyici bir stresör olarak rol oynayabilir.

Ülkelerin yeterli atık yönetimi önlemlerine sahip olmaması nedeniyle, insan faaliyetlerindeki artışla birlikte MP'lerin ve ağır metallerin yayılımı artmaya devam edecektir. Bozunmaya ve dönüşüme karşı dirençleri nedeniyle MP'leri ve ağır metalleri çevreden elimine etmek zordur. Ağır metal ve MP kirliliğini kontrol altına almak için, sıkı politikaların geliştirilmesi ve zaman sınırları içinde uygulanması gerekmektedir. Yapılan ve yapılmakta olan çok sayıda bilimsel araştırma sonuçları MP'lerin akuatik organizmalar için zararlı olduğunu ortaya koymuştur. Hemen hemen her tür MP, şekli, boyutu, rengi, yaşı veya saflığı ne olursa olsun, akuatik organizmalar/mikroorganizmalar tarafından tüketilebilir ve daha yüksek trofik seviyelere aktarılabilir. Ağır metaller, tek başına son tüketici insan için gıda olan tüm organizmalar içinde besin alımını engelleyerek ölüme yol açabilir. MP'ler ve ağır metaller çeşitli şekillerde etkileşime girebilir. Bu çalışma, farklı tür MP'ler ve ağır metallerden cıva arasındaki potansiyel ilişkiyi tartışmış ve MP'lerin ağır metallerle birleştiğinde daha toksik hale geldiği sonucuna varmıştır.

MP'ler ve ağır metallerin neden olduğu kirlilik, sadece akuatik organizmalar için değil, aynı zamanda insanlar için de zararlıdır. Son yıllarda birçok çalışma, MP'lerin insan vücudunun içinde de bulunduğunu ortaya çıkarmıştır; bu da önümüzdeki yıllarda ciddi bir endişe kaynağı olacaktır. Bu alanda sürekli önemli araştırmalar yapılmış olsa da, doldurulması gereken önemli boşluklar mevcuttur; bu boşlukları doldurmak için ele alınması gereken birkaç alan aşağıdadır:

Toksisite çalışmaları: MP'lerin çevresel konsantrasyonlardaki toksik ekolojik etkileri araştırılmalıdır. Toksikoloji testleri genellikle belirli boyutlara ve yüksek MP konsantrasyonlarına sahip, yeni ve saf MP'ler kullanılarak yapılmaktadır. Biyotik veya abiyotik faktörler MP'leri bozabilir; ancak, nano boyutlu olanlar da dahil olmak üzere bu küçük MP'lerin konsantrasyonları ve toksisiteleri yetersiz anlaşılmaktadır, bu da riski değerlendirmeyi zorlaştırmaktadır. NP'lerin etkileri daha da büyük olabilir.

Metaller gibi kimyasal kirleticiler genellikle kirlilik kaynaklarından tek tek değil, karışım halinde deşarj edilir. Metal toksikolojisi çalışmaları sıklıkla tek metal türlerine odaklansa da,

akuatik organizmalar metallerin ikili, üçlü çoklu karışımlarına maruz kalmaktadır. Bu çoklu etki ve çoklu etkinin MP'lerle etkileşimi üzerine yapılan çalışmalar sınırlıdır.

Adsorpsiyon mekanizmaları: Ağır metallerin ve diğer kimyasal kirleticilerin MP'ler üzerindeki adsorpsiyon/ desorpsiyon mekanizmasını anlamak için, çeşitli ağır metaller /kimyasal kirleticiler ve MP türleri incelenmelidir.

İnsan sağlığı etkileri: MP'lerin insan vücuduna girebildiği doğrulanmıştır, ancak toksik etkilerinin kanıtlanması gerekmektedir. MP'lerin insanlar üzerindeki zararlı etkilerini ve MP'ler ile kimyasal kirleticilerin insan fizyolojik sistemlerini nasıl etkilediğini, özellikle biyobirikim ve kronik toksisite konularında daha fazla araştırma yapılması gerekmektedir.

Politika açısından bakıldığında, plastik ve ağır metal kirliliğini sinerjik olarak yönetmek için kapsamlı mevzuat gereklidir. Çabalar, tek kullanımlık plastikleri yasaklamanın ötesine geçerek aşağıdakileri içermelidir:

Endüstriyel atık suların daha sıkı kontrolü.

Biyolojik olarak parçalanabilir malzeme inovasyonunu teşvik edici uygulamalar.

Geliştirilmiş atık yönetimi ve geri dönüşüm sistemleri.

Sorumlu plastik kullanımını teşvik eden halk farkındalığı kampanyaları.

İzleme yöntemlerini standartlaştırmak, kirletici eşiklerini belirlemek ve uyumu sağlamak için uluslararası işbirliği esastır. Kararlı eylem olmaksızın, MP'ler ve ağır metallerin veya tüm kimyasal kirleticilerin çevresel ve sağlık üzerindeki etkilerinin önümüzdeki yıllarda artması muhtemeldir.

Bu tezin bulguları, özellikle kirleticilerin birleşik etkilerini dikkate almanın önemini vurgulamaktadır, zira MP'ler ve ağır metaller arasındaki etkileşim, deniz organizmaları için daha büyük ekolojik riskler oluşturabilir. Yapmış olduğumuz tez çalışması, birleşik çevresel stres faktörlerinin potansiyel tehlikelerine dair değerli bilgiler sunmakta ve MP'ler ile kirleticilerin deniz ekosistemleri üzerindeki sinerjik etkileri üzerine daha fazla araştırma yapılması gerektiğini vurgulamaktadır.

Çalışmanın temel çıkarımı, çevresel risk değerlendirmesine dayalı seçilen boyut ve konsantrasyonda dahi MP'lerin midye dokularında polimer türüne özgü birikim örnekleri sergileyebildiği ve Hg ile eş maruziyetinin bu örnekleri polimere göre değişen biçimlerde etkileyebildiğidir. Bu durum, doğal ortamda MP kirliliğinin çoğu zaman ağır metaller gibi kimyasal stresörlerle birlikte bulunduğu dikkate alındığında, risk değerlendirmelerinde çoklu stresör yaklaşımının (MP + metal) önemini vurgulamaktadır.

Midyenin çoğu zaman bütün olarak tüketildiği göz önünde bulundurulduğunda, et dokusunda MP düzeylerinin genel olarak düşük seyretmesi olumlu bir gösterge olmakla birlikte; PS ve PET gibi bazı polimerlerde maruziyetin ilerleyen dönemlerinde kas dokusunda artış eğilimlerinin ortaya çıkabilmesi, kirleticilerle uzun süreli maruziyet süresinin **ve** polimer seçiciliğinin gıda güvenliği açısından kritik olduğunu göstermektedir. Sindirim dokusunun özellikle PP ve PET gibi polimerlerde birikime daha duyarlı olması, midyenin gastrointestinal içeriğinin tüketimiyle ilişkili tüketim pratikleri açısından da önem taşımaktadır. Ayrıca Hg eş maruziyetinin bazı polimerlerde birikimi artırması (PP-Hg grubunda sindirim dokusu, maruziyetin 5. haftasında olduğu gibi) ve bazı polimerlerde dağılım/zamanlamayı değiştirmesi (PS-Hg grubunda solungaç dokuda pik yapması; PET-Hg grubunda sindirim dokusunda görüldüğü gibi), "tek kirletici" temelli değerlendirmelerin gerçekçi maruziyet koşullarını tam yansıtamayabileceğini ortaya koymaktadır. Bu nedenle, gıda güvenliği değerlendirmelerinde yalnızca toplam MP varlığı değil**;** polimer tipi**,** hedef doku**,** eş kirletici /kirleticilerin varlığı **ve** zaman süreci birlikte ele alınmalıdır. Bu çalışma, tek kirletici temelli değerlendirmelerin gerçekçi maruziyet koşullarını tam yansıtamayacağı, MP ve ağır metallerin birlikte bulunduğu "çoklu stresör" yaklaşımının risk değerlendirmelerinde kritik olduğu orta koymuştur.

KAYNAKLAR

Abbas, G., Ahmed, U., & Ahmad, M. , 2025, Impact of microplastics on human health: Risks, diseases, and affected body systems. *Microplastics*, *4*(2), 23.

Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., & Turner, A., 2018, Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205(1), 80–87.

Abdurahman, A., Cui, K., Wu, J., ve Li, S. (2020). Adsorption of dissolved organic matter (DOM) on polystyrene microplastics in aquatic environments: Kinetic, isotherm and site energy distribution analysis. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *198*, 110658.

Abel, P. (1976). Effect of some pollutants on the filtration rate of *Mytilus*. *Marine Pollution Bulletin*, *7*(12), 228–231.

Abidli, S., Pinheiro, M., Lahbib, Y., Neuparth, T., Santos, M., & El Menif, N. (2021). Effects of environmentally relevant levels of polyethylene microplastic on *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca: Bivalvia): Filtration rate and oxidative stress. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*(21), 26643–26652.

Adam, V., von Wyl, A., & Nowack, B. (2021). Probabilistic environmental risk assessment of microplastics in marine habitats. *Aquatic Toxicology*, *230*(1), 105689.

Ajith, N., Arumugam, S., Parthasarathy, S., Manupoori, S., & Janakiraman, S. (2020). Global distribution of microplastics and its impact on marine environment: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*, 25970–25986.

Akdogan, Z., & Guven, B. (2019). Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution*, *254*(Part A), 113011.

Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2018). Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. *Environmental Pollution*, *232*, 154–163.

Akhbarizadeh, R., Moore, F., Keshavarzi, B., & Moeinpour, A. (2017). Microplastics and potentially toxic elements in coastal sediments of Iran's main oil terminal (Khark Island). *Environmental Pollution*, *220*(Part A), 720–731.

Akhbarizadeh, R., Russo, G., Rossi, S., Golianova, K., Moore, F., Guida, M., ... Grumetto, L. (2021). Emerging endocrine disruptors in two edible fish from the Persian Gulf: Occurrence, congener profile, and human health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, *166*(1), 112241.

Akindele, E., Ehlers, S., & Koop, J. (2019). First empirical study of freshwater microplastics in West Africa using gastropods from Nigeria as bioindicators. *Limnologica*, *78*, 125708.

Alfaro-Núñez, A., Astorga, D., Cáceres-Farías, L., Bastidas, L., Soto Villegas, C., Macay, K., & Christensen, J. (2021). Microplastic pollution in seawater and marine organisms across the Tropical Eastern Pacific and Galápagos. *Scientific Reports, 11*(1), 6424.

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., ... Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience, 12*(5), 339–344.

Alomar, C., Capó, X., Rios-Fuster, B., Bernárdez, P., Santos-Echeandía, J., & Deudero, S. (2025). Are mussels accumulating trace metals and microplastics in port facilities? *Marine Environmental Research, 210*(9), 107263.

Álvarez-Ruiz, R., Picó, Y., & Campo, J. (2021). Bioaccumulation of emerging contaminants in mussel (*Mytilus galloprovincialis*): Influence of microplastics. *Science of The Total Environment, 796*(1), 149006.

Amaral-Zettler, L., Zettler, E., & Mincer, T. (2020). Ecology of the plastisphere. *Nature Reviews Microbiology, 18*(3), 139–151.

Amini, Z., Hatami-Manesh, M., Aazami, J., & Savabieasfahani, M. (2024). Ecological risk assessment of heavy metals (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Fe) and metalloid (As) in surface sediment of Anzali International wetland, Iran. *Geology, Ecology, and Landscapes, 9*(9), 1–19.

Amirad, J.-C., Amirad-Triquet, C., Charbonnier, L., Mesnil, A., Rainbow, P., & Wang, W.-X. (2008). Bioaccessibility of essential and non-essential metals in commercial shellfish from Western Europe and Asia. *Food and Chemical Toxicology, 46*(6), 2010–2022.

Anbumani, S., & Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on biota: A review. *Environmental Science and Pollution Research, 25*(28), 14373–14396.

Andrady, A. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin, 68*(8), 1596–1605.

Andrady, A. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin, 119*(1), 12–22.

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

Andrady, A., & Rajapakse, N. (2016). Additives and chemicals in plastics. In H. K. Karapanagioti & H. Takada (Eds.), *Hazardous chemicals associated with plastics in the marine environment* (pp. 1–17). Springer.

Antonijevic, B., Jankovic, S., Curcic, M., Durgo, K., Stokic, E., Srdic, B., & Tomic-Naglic, D. (2011). Risk characterization for mercury, dichlorodiphenyltrichloroethane and polychlorinated biphenyls associated with fish consumption in Serbia. *Food and Chemical Toxicology, 49*(10), 2586–2593.

AOAC. (2002). *AOAC Official Method 999.10 Lead, Cadmium, Zinc, Copper, and Iron in Foods, Atomic Absorption Spectrophotometry after Microwave Digestion* (W. Horwitz, Ed.). AOAC International.

Arnot, J., & Gobas, F. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, *14*(4), 257–297.

Aytan, Ü., Koca, Y. Ş., Pasli, S., Güven, O., Ceylan, Y., & Basaran, B. (2025). Microplastics in commercial fish and their habitats in the important fishing ground of the Black Sea: Characteristic, concentration, and risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, *221*(1), 118434.

Azizi, G., M., A., Baghour, M., & Mostafa, L. (2018). The use of *Mytilus* spp. mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment: A review. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, *9*(4), 1170–1181.

Azzazy, M. F. (2020). Plant bioindicators of pollution in Sadat City, Western Nile Delta, Egypt. *PLOS One*, *15*(3), e0226315.

Bakir, A., Rowland, S., & Thompson, R. (2012). Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, *64*(12), 2782–2789.

Balta, I., Lemon, J., Gadaj, A., Cretescu, I., Stef, D., Pet, I., ... Corcionivoschi, N. (2025). The interplay between antimicrobial resistance, heavy metal pollution, and the role of microplastics. *Frontiers in Microbiology*, *16*, 155087.

Banaee, M., Soltanian, S., Sureda, A., Gholamhosseini, A., Haghi, N., Akhlaghi, M., & Derikvandy, A. (2019). Evaluation of single and combined effects of cadmium and micro-plastic particles on biochemical and immunological parameters of common carp (*Cyprinus carpio*). *Chemosphere*, *236*, 124335.

Barboza, L. G. A., Cunha, S. C., Monteiro, C., Fernandes, J. O., & Guilhermino, L. (2020a). Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination: Exposure and risk to human consumers. *Journal of Hazardous Materials*, *393*, 122419.

Barboza, L. G. A., Lopes, C., Oliveira, P., Bessa, F., Otero, V., Henriques, B., ... Guilhermino, L. (2020b). Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of The Total Environment*, *717*, 134625.

Barboza, L. G. A., Vethaak, A. D., Lavorante, B. R., Lundebye, A.-K., & Guilhermino, L. (2018a). Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, *133*, 336–348.

Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., & Guilhermino, L. (2018c). Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*):

Changes in behavioural responses and reduction of swimming velocity and resistance time. *Environmental Pollution*, *236*, 1014–1019.

Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 1985–1998.

Bashnin, T., Verhaert, V., De Jonge, M., Vanhaecke, L., Teuchies, J., & Bervoets, L. (2019). Relationship between pesticide accumulation in transplanted zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and community structure of aquatic macroinvertebrates. *Environmental Pollution*, *252*(Part A), 591–598.

Beeby, A. (2001). What do sentinels stand for? *Environmental Pollution*, *112*(2), 285–298.

Beiras, R., & Schönemann, A. (2020). Currently monitored microplastics pose negligible ecological risk to the global ocean. *Scientific Reports*, *10*, 22281.

Beiras, R., Verdejo, E., Campoy-López, P., & Vidal-Liñán, L. (2021). Aquatic toxicity of chemically defined microplastics can be explained by functional additives. *Journal of Hazardous Materials*, *406*, 124338.

Benito, D., Briand, M., Herlory, O., Izagirre, U., Bouchoucha, M., & Briaudeau, T. (2024). Active mussel biomonitoring for the health status assessment of the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *207*, 116898.

Bento, B., & Hintelmann, H. (2024). Assessment of mercury methylation and methylmercury demethylation potentials in water and sediments along the Wabigoon River system. *Science of The Total Environment*, *951*, 175658.

Beriot, N., Peek, J., Zornoza, R., Geissen, V., & Lwanga, E. (2021). Low density-microplastics detected in sheep faeces and soil: A case study from the intensive vegetable farming in Southeast Spain. *Science of The Total Environment*, *755*(Part 1), 142653.

Beyer, J., Green, N. W., Brooks, S., Allan, I. J., Ruus, A., Gomes, T., ... Schøyen, M. (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environmental Research*, *130*, 338–365.

Bhagat, J., & Shravan Ingole, B. (2015). Genotoxic potency of mercuric chloride in gill cells of marine gastropod *Planaxis sulcatus* using comet assay. *Environmental Science and Pollution Research*, *22*(14), 10758–10768.

Bhave, P., & Shrestha, R. (2018). Total mercury status in an urban water body, Mithi River, Mumbai and analysis of the relation between total mercury and other pollution parameters. *Environmental Monitoring and Assessment*, *190*, 711.

Binelli, A., Della Torre, C., Magni, S., & Parolini, M. (2015). Does zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) represent the freshwater counterpart of *Mytilus* in ecotoxicological studies? A critical review. *Environmental Pollution*, *196*, 386–403.

Biswas, R., Agarwal, R., Bhilegaonkar, K., Kumar, A., Nambiar, P., Rawat, S., & Singh, M. (2011). Cloning and sequencing of biofilm-associated protein (bapA) gene and its occurrence in different serotypes of *Salmonella*. *Letters in Applied Microbiology*, *52*(2), 138–143.

Biswas, R., Debnath, C., Bandyopadhyay, S., & Samanta, I. (2022). One Health approaches adapted in low resource settings to address antimicrobial resistance. *Science in One Health*, *1*, 100011.

Blackburn, K., & Green, D. (2022). The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown. *Ambio*, *51*, 518–530.

Bläsing, M., & Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of The Total Environment*, *612*(1-2), 422–435.

Bolívar-Subirats, G., Rivetti, C., Cortina-Puig, M., Barata, C., & Lacorte, S. (2021). Occurrence, toxicity and risk assessment of plastic additives in Besos river, Spain. *Chemosphere*, *263*, 128022.

Bonham, V., Shields, J., & Riginos, C. (2017). *Mytilus galloprovincialis* (Mediterranean mussel). CABI Compendium.

Bonilla-Martínez, I. B., Blanco, G., Gago, J., Bernárdez, P., Santos-Echeandía, J., Olivos-Ortíz, A., ... Perez, J. M. (2025). *Impact of microplastics in coastal zones of the Pacific and Atlantic Oceans using mussels (Mytilus spp.) as biomonitor*. SSRN.

Boots, B., Russell, C., & Green, D. (2019). Effects of microplastics in soil ecosystems: Above and below ground. *Environmental Science & Technology*, *53*(19), 11496–11506.

Borgå, K. (2013). *Bioaccumulation.* In Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier.

Borges, F., Freitas, R., Silva, A. L., Rojas, D. L., González, G. P., & Solé, M. (2025). Could mussel populations be differentially threatened by the presence of microplastics and related chemicals? *Toxics*, *13*(3), 181.

Børseth, J. F., Aunaas, T., Einarson, S., Nordtug, T., Olsen, A. J., & Zachariassen, K. E. (1992). Pollutant-induced depression of the transmembrane sodium gradient in muscles of mussels. *Journal of Experimental Biology*, *169*(1), 1–18.

Bosker, T., Bouwman, L. J., Brun, N. R., Behrens, P., & Vijver, M. G. (2019). Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. *Chemosphere*, *226*, 774–781.

Bossart, G. (2011). Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Veterinary Pathology*, *48*(3), 676–690.

Bråte, I. L., Hurley, R., Iversen, K., Beyer, J., Thomas, K. V., Steindal, C. C., ... Lusher, A. (2018). *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian

coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environmental Pollution*, *243*(Part A), 383–393.

Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *178*, 189–195.

Briand, M. J., Herlory, O., Briant, N., Brach-Papa, C., Boissery, P., & Bouchoucha, M. (2023). The French Mussel Watch: More than two decades of chemical contamination survey in Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, *191*, 114901.

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

Bucknall, D. G. (2020). Plastics as a materials system in a circular economy. *Philosophical Transactions of The Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, *378*, 20190268.

Calistri, P., Iannetti, S., Danzetta, M. L., Narcisi, V., Cito, F., Sabatino, D. D., ... Giovannini, A. (2013). The components of 'One World - One Health' approach. *Transboundary and Emerging Diseases*, *60*(2), 4–13.

Cappello, T., Marco, G. D., Conti, G. O., Giannetto, A., Ferrante, M., Mauceri, A., & Maisano, M. (2021). Time-dependent metabolic disorders induced by short-term exposure to polystyrene microplastics in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *209*(1), 111780.

Cauwenberghe, L. V., & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, *193*(1), 65–70.

Chae, Y., & An, Y.-J. (2020). Effects of food presence on microplastic ingestion and egestion in *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere*, *240*, 124855.

Chapelle, V., Lambert, J., Deom, T., Tessier, E., Amouroux, D., & Silvestre, F. (2023). Early-life exposure to methylmercury induces reversible behavioral impairments and gene expression modifications in one isogenic lineage of mangrove rivulus fish *Kryptolebias marmoratus*. *Aquatic Toxicology*, *258*, 106474.

Charlton-Howard, H. S., Bond, A. L., Rivers-Auty, J., & Lavers, J. L. (2023). 'Plasticosis': Characterising macro- and microplastic-associated fibrosis in seabird tissues. *Journal of Hazardous Materials*, *450*, 131090.

Chen, S., Tan, Z., Qi, Y., & Ouyang, C. (2019). Sorption of tri-n-butyl phosphate and tris(2-chloroethyl) phosphate on polyethylene and polyvinyl chloride microplastics in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, *149*, 110490.

Chen, C.-Y., Lu, T.-H., Yang, Y.-F., & Liao, C.-M. (2021). Marine mussel-based biomarkers as risk indicators to assess oceanic region-specific microplastics impact potential. *Ecological Indicators*, *120*, 106915.

Chen, Q., Gao, J., Yu, H., Su, H., Yang, Y., Cao, Y., ... Liu, H. (2022a). An emerging role of microplastics in the etiology of lung ground glass nodules. *Environmental Sciences Europe, 35*, 25.

Chen, X., Peng, L.-B., Wang, D., Zhu, Q.-L., & Zheng, J.-L. (2022b). Combined effects of polystyrene microplastics and cadmium on oxidative stress, apoptosis, and GH/IGF axis in zebrafish early life stages. *Science of The Total Environment*, *813*, 152514.

Chen, Q., Zhao, H., Liu, Y., & Jin, L. (2023). Factors affecting the adsorption of heavy metals by microplastics and their toxic effects on fish. *Toxics*, *11*(6), 490.

Chen, C., Wang, X., Jin, Y., Yao, Y., Li, S., Liao, Z., ... Yan, X. (2025a). Simultaneous exposure to microplastics and heavy metal lead induces oxidative stress, histopathological damage, and immune dysfunction in marine mussel *Mytilus coruscus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 289*(1), 117494.

Chen, Z., Huang, W., Zhong, Z., Waiho, K., Hu, M., & Wang, Y. (2025b). Beyond carrier effects: Polyamide microplastics and TCPP jointly drive physiological toxicity in mussels at environmental concentrations. *Environmental Pollution*, *385*(1), 127136.

Chianese, T., Galati, M., Cappello, T., Maisano, M., Lettieri, G., Mariano, C., ... Rosati, L. (2025). Exploring the impact of polystyrene microplastic beads on male gonads of the marine mussel, *Mytilus galloprovincialis*. *Environmental Toxicology*, 1–16.

Cho, Y., Shim, W. J., Jang, M., Han, G. M., & Hong, S. H. (2019). Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. *Environmental Pollution, 245*, 1107–1116.

Cho, Y., Shim, W. J., Jang, M., Han, G. M., & Hong, S. H. (2021). Nationwide monitoring of microplastics in bivalves from the coastal environment of Korea. *Environmental Pollution, 270*, 116175.

Choi, J. S., Kim, K., Park, K., & Park, J.-W. (2022). Long-term exposure of the Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis* to polyethylene terephthalate microfibers: Implication for reproductive and neurotoxic effects. *Chemosphere, 299*(1), 134317.

Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., ... Houtan, K. S. (2019). The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, *9*(1), 7843.

Clarke, R. G., Klapstein, S. J., Keenan, R., & O'Driscoll, N. J. (2023). Salinity and total suspended solids control mercury speciation in a tidal river: Comparisons with a photochemical mercury model. *Chemosphere*, *344*, 140313.

Commission Regulation (EU). (2023). Commission Regulation (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006. *Official Journal of the European Union*.

Cossart, T., Garcia-Calleja, J., Santos, J., Kalahroodi, E. L., Worms, I., Pedrero, Z., ... Slaveykova, V. (2022). Role of phytoplankton in aquatic mercury speciation and transformations. *Environmental Chemistry*, *19*(4), 104–115.

Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human consumption of microplastics. *Environmental Science & Technology*, *53*(12), 7068–7074.

Crump, K., & Trudeau, V. (2009). Mercury-induced reproductive impairment in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *28*(5), 895–907.

Çullu, A. F., Sönmez, V. Z., & Sivri, N. (2021). Microplastic contamination in surface waters of the Küçükçekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey): Sources and areal distribution. *Environmental Pollution*, *268*(Part B), 115801.

Danso, I. K., Woo, J.-H., & Lee, K. (2022). Pulmonary toxicity of polystyrene, polypropylene, and polyvinyl chloride microplastics in mice. *Molecules*, *27*(22), 7926.

Davarpanah, E., & Guilhermino, L. (2015). Single and combined effects of microplastics and copper on the population growth of the marine microalgae *Tetraselmis chuii*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *167*(Part A), 269–275.

Dehaut, A., Hermabessiere, L., & Duflos, G. (2019). Current frontiers and recommendations for the study of microplastics in seafood. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *116*(1), 346–359.

Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *44*(9), 842–852.

Détrée, C., & Gallardo-Escárate, C. (2017). Polyethylene microbeads induce transcriptional responses with tissue-dependent patterns in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Journal of Molluscan Studies*, *83*(2), 220–225.

Devi, A., Silva, Y. S., Tyagi, L., & Aaryashree. (2025). The individual and combined effects of microplastics and heavy metals on marine organisms. *Microplastics*, *4*(3), 38.

Diaz-Basantes, M. F., Conesa, J. A., & Fullana, A. (2020). Microplastics in honey, beer, milk and refreshments in Ecuador as emerging contaminants. *Sustainability*, *12*(14), 5514.

Diaz-Basantes, M. F., Nacimba-Aguirre, D., Conesa, J. A., & Fullana, A. (2022). Presence of microplastics in commercial canned tuna. *Food Chemistry*, *385*, 132721.

Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., & Zeri, C. (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *135*(1), 30–40.

Dong, Y., Gao, M., Qiu, W., & Song, Z. (2021). Uptake of microplastics by carrots in presence of As (III): Combined toxic effects. *Journal of Hazardous Materials*, *411*, 125055.

Dorn, P. (1976). The feeding behavior of *Mytilus edulis* in the presence of methylmercury acetate. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 15*(1), 714–719.

Dovzhenko, N. V., Chelomin, V. P., Kukla, S. P., Slobodskova, V. V., & Mazur, A. A. (2025). Enhanced toxicity of polymethylmethacrylate microparticles on cells and tissue of the marine mussel *Mytilus trossulus* after UV irradiation. *Toxics, 13*(10), 818.

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. 2017, A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution, 221*, 453–458.

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin, 104*(1-2), 290–293.

Du, R., Wu, W., Ye, L., Chen, Z., Chen, J., Pan, Z., ... Luo, J. (2025). Plasma-induced aging of microplastics and its effect on mercury transport and transformation. *Separation and Purification Technology, 358*(Part A), 130211.

Du, Y., Shi, Z., Qi, H., Xiao, L., & Wang, B. 2022, A review on marine plastisphere: Biodiversity, formation and interaction with pathogens and antibiotic resistance. *Environmental Pollution,* 20, 975-988

Duan, Y., Gao, H., Liu, Y., Chang, H., Yan, J., Wang, Y., ... Shen, H. (2025). Microplastics pollution in aquaculture areas and the synergistic effects with antibiotics and heavy metals: A case study in Zhoushan, China. *Regional Studies in Marine Science*, 104281.

Erkan, N., Özden, Ö., & Ulusoy, Ş. (2011). Seasonal micro- and macro-mineral profile and proximate composition of Oyster (*Ostrea edulis*) analyzed by ICP-MS. *Food Analytical Methods, 4*(1), 35–40.

Erkan , N., & Can Tunçelli, İ., 2023, Gıdalarda Plastik Problemi . *TÜBA*-Mikroplastikler, Endokrin Bozucular ve Çevresel Etkileri (pp.15-35). Girne, Cyprus (Kktc)

Escobar-Camacho, D., Rosero-López, D., Ruiz-Urigüen, M., Barragán, K. S., Carpintero-Salvador, N., Daza, J. R., ... Encalada, A. C. (2024). Mercury in aquatic ecosystems of two indigenous communities in the Piedmont Ecuadorian Amazon: Evidence from fish, water, and sediments. *Ecotoxicology, 33*, 440–456.

European Food Safety Authority (EFSA). (2016). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal, 14*(6), 4501.

European Commission. (2017). *Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment*. Official Journal of the European Union, L125/43–74.

European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture (EUMOFA), 2024, *The EU fish market 2024 edition* (Annual Report). Publications Office of the European Union.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024, *The state of world fisheries and aquaculture 2024.* FAO.

Farrington, J. W., Tripp, B. W., Tanabe, S., Subramanian, A., Sericano, J. L., Wade, T. L., & Knap, A. H. (2016). Edward D. Goldberg's proposal of "the Mussel Watch": Reflections after 40 years. *Marine Pollution Bulletin*, *110*, 501–510.

Feng, X., Wang, S., Qiu, G., Hou, Y., & Tang, S. (2005). Total gaseous mercury emissions from soil in Guiyang, Guizhou, China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *110*(14), 14306.

Fernández, B., & Albentosa, M. (2019). Insights into the uptake, elimination and accumulation of microplastics in mussel. *Environmental Pollution*, *249*(1), 321–329.

Fernández, B., Santos-Echeandía, J., Rivera-Hernández, J. R., Garrido, S., & Albentosa, M. (2020). Mercury interactions with algal and plastic microparticles: Comparative role as vectors of metals for the mussel, *Mytilus galloprovincialis*. *Journal of Hazardous Materials*, *396*, 122739.

Filho, P. A., Andrey, D., Eriksen, B., Peixoto, R. P., Carreres, B. M., Ambühl, M. E., ... Poitevin, E. (2021). Detection and characterization of small-sized microplastics (≥ 5 μm) in milk products. *Science Reports*, *11*, 24046.

Fitch, S., Rogers, J., Marty, S., Norman, J., Schneider, S., Rushton, E., ... Ellis-Hutchings, R. (2025). Systematic review of potential developmental and reproductive toxicity of microplastics. *Toxicological Sciences*, *207*(2), 289–305.

Ford, R. G., Scheinost, A. C., & Sparks, D. L. (2001). Frontiers in metal sorption/precipitation mechanisms on soil mineral surfaces. *Advances in Agronomy*, *74*, 41–62.

Fossi, M. C., Coppola, D., Baini, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., ... Clò, S. (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research*, *100*, 17–24.

Franzellitti, S., Capolupo, M., Wathsala, R. H. G. R., Valbonesi, P., & Fabbri, E. (2019). The multixenobiotic resistance system as a possible protective response triggered by microplastic ingestion in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*): Larvae and adult stages. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *219*, 50–58.

Fu, Q., Tan, X., Ye, S., Ma, L., Gu, Y., Zhang, P., ... Tang, Y. (2021). Mechanism analysis of heavy metal lead captured by natural-aged microplastics. *Chemosphere*, *270*, 128624.

Gagnon, C., & Fisher, N. S. (1997). Bioavailability of sediment-bound methyl and inorganic mercury to a marine bivalve. *Environmental Science & Technology*, *31*(4), 993–998.

Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., ... Romano, D. (2018). Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: The need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe, 30*, 13.

Galyon, F., & Ünver Alçay, A. (2023). Microplastic contamination in raw mussels collected in Istanbul. *Regional Studies in Marine Science*, *68*(1), 103280.

Gao, F., Li, J., Sun, C., Zhang, L., Jiang, F., Cao, W., & Zheng, L. (2019). Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment. *Marine Pollution Bulletin, 144*, 61–67.

Gao, Z., Cizdziel, J. V., Wontor, K., & Olubusoye, B. S. (2023). Adsorption/desorption of mercury (II) by artificially weathered microplastics: Kinetics, isotherms, and influencing factors. *Environmental Pollution*, *337*, 122621.

Garcia-Santos, S., Monteiro, S., Malakpour-Kolbadinezhad, S., Fontaínhas-Fernandes, A., & Wilson, J. (2015). Effects of Cd injection on osmoregulation and stress indicators in freshwater Nile tilapia. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *167*, 81–89.

Garrido Gamarro, E., & Costanzo, V. (2022). *A food safety review on human exposure through dietary sources*. FAO.

Gedik, K., & Eryaşar, A. R. (2020). Microplastic pollution profile of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) collected along the Turkish coasts. *Chemosphere*, *260*(1), 127570.

Gedik, K., Eryaşar, A. R., & Gözler, A. M. (2022). The microplastic pattern of wild-caught Mediterranean mussels from the Marmara Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *175*(1), 113331.

Gewert, B., Plassmann, M. M., & MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes and Impacts*, *17*(9), 1673–2335.

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, *3*(7), e1700782.

Giari, L., Simoni, E., Manera, M., & Dezfuli, B. S. (2008). Histo-cytological responses of *Dicentrarchus labrax* (L.) following mercury exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *70*(3), 400–410.

Goldberg, E. (1975). The mussel watch - A first step in global marine monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, *6*(7), 111–114.

Goldberg, E. D. (1986). *Mussel Watch Program: An overview of contaminant monitoring in coastal waters using bivalves* (NOAA Technical Report). National Oceanic and Atmospheric Administration.

Gonçalves, J. M., Mendes, V. M., Manadas, B., & Bebianno, M. J. (2025). Gender differences in protein expression after polystyrene nanoplastics exposure in mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Science of The Total Environment*, *997*(1), 180181.

González-Soto, N., Hafez, T., Passos, M. S., Schirinzi, G., Bilbao, E., Orbea, A., ... Cajaraville, M. P. (2025). Confounding factors affect hemocyte responses of mussels *Mytilus galloprovincialis* upon foodborne exposure to polystyrene nanoplastics of three sizes. *Science of The Total Environment*, *1003*(1), 180728.

Goswami, P., Vinithkumar, N. V., & Dharani, G. (2020). First evidence of microplastics bioaccumulation by marine organisms in the Port Blair Bay, Andaman Islands. *Marine Pollution Bulletin*, *155*(7), 111163.

Gouin, T., Ellis-Hutchings, R., Hampton, L. M., Lemieux, C. L., & Wright, S. L. (2022). Screening and prioritization of nano- and microplastic particle toxicity studies for evaluating human health risks - development and application of a toxicity study assessment tool. *Microplastics and Nanoplastics*, *2*, 2.

Gregory, M. A., Marshall, D. J., George, R. C., Anandraj, A., & McClurg, T. P. (2002). Correlations between metal uptake in the soft tissue of *Perna perna* and gill filament pathology after exposure to mercury. *Marine Pollution Bulletin*, *45*(1-12), 114–125.

Guo, J.-J., Huang, X.-P., Xiang, L., Wang, Y.-Z., Li, Y.-W., Li, H., ... Wong, M.-H. (2020a). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, *137*, 105263.

Guo, X., Hu, G., Fan, X., & Jia, H. (2020b). Sorption properties of cadmium on microplastics: The common practice experiment and a two-dimensional correlation spectroscopic study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *190*, 110118.

Gworek, B., Bemowska-Kałabun, O., Kijeńska, M., & Wrzosek-Jakubowska, J. (2016). Mercury in marine and oceanic waters—a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, *227*, 371.

Habib, R., & Thiemann, T. (2022). Microplastic in the marine environment of the Red Sea—A short review. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, *48*, 383–388.

Hamed, M., Soliman, H. A., Osman, A. G., & Sayed, A. E.-D. (2020). Antioxidants and molecular damage in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) after exposure to microplastics. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(3), 14581–14588.

Hanna, D. E., Solomon, C. T., Poste, A. E., Buck, D. G., & Chapman, L. J. (2014). A review of mercury concentrations in freshwater fishes of Africa: Patterns and predictors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *34*(2), 215–223.

Hara, J., Oraño, G. B., Vercauteren, M., Mubiana, K. V., Janssen, C. R., Blust, R., ... Town, R. M. (2025). Cellular and tissue-level responses of mussels (*Mytilus edulis*) to aged polyethylene terephthalate (PET) micro- and nanoplastic particles. *Aquatic Toxicology*, *283*(1), 107369.

Harrison, J., Hoellein, T., Sapp, M., Tagg, A., Ju-Nam, Y., & Ojeda, J. (2018). Microplastic-associated biofilms: A comparison of freshwater and marine environments. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics* (pp. 181–201). Springer.

He, S., Jia, M., Xiang, Y., Song, B., Xiong, W., Cao, J., ... Zeng, G. (2022). Biofilm on microplastics in aqueous environment: Physicochemical properties and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, *424*(Part B), 127286.

Hilbish, T. J., Mullinax, A., Dolven, S. I., Meyer, A., Koehn, R. K., & Rawson, P. D. (2000). Origin of the antitropical distribution pattern in marine mussels (*Mytilus* spp.): Routes and timing of transequatorial migration. *Marine Biology*, *136*(1), 69–77.

Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., ... 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.

Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2014a). Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, *160*(1), 42–48.

Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2014b). Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Marine Chemistry*, *167*(1), 25–32.

Holt, E., & Miller, S. (2010). Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, *3*(10).

Hong, Y., Wu, S., & Wei, G. (2023). Adverse effects of microplastics and nanoplastics on the reproductive system: A comprehensive review of fertility and potential harmful interactions. *Science of The Total Environment*, *903*(1), 166258.

Horton, A. A., & Dixon, S. J. (2017). Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, *5*(2), e1268.

Hossain, M. S., Sobhan, F., Uddin, M. N., Sharifuzzaman, S., Chowdhury, S. R., Sarker, S., & Chowdhury, M. S. (2019). Microplastics in fishes from the Northern Bay of Bengal. *Science of The Total Environment*, *690*(1), 821–830.

Huang, C., Ge, Y., Yue, S., Zhao, L., & Qiao, Y. (2021). Microplastics aggravate the joint toxicity to earthworm *Eisenia fetida* with cadmium by altering its availability. *Science of The Total Environment*, *753*(1), 142042.

Huang, Y., Deng, M., Li, T., Japenga, J., Chen, Q., Yang, X., & He, Z. (2017). Anthropogenic mercury emissions from 1980 to 2012 in China. *Environmental Pollution*, *226*(1), 230–239.

Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Mamun, M. H.-A., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, *48*(1), 282–291.

Iannuzzi, G. L., D'Alto, M., Bosso, G., Montella, A. P., D'Oria, V., Pellegrino, L., Boccaforno, G., Masi, A., Orlando, A., Franco, R., Ronchi, A., Nicastro, C., & De Feo, M. , 2025,

Microplastics, nanoplastics and heart contamination: The hidden threat. Journal of Clinical Medicine, 14(21), 7618.

Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., & Tokai, T. (2019). Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature Communications*, *10*, 417.

Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, *185*(1), 352–364.

Ivleva, N. P. (2021). Chemical analysis of microplastics and nanoplastics: Challenges, advanced methods, and perspectives. *Chemical Reviews*, *121*(19), 11886–11936.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, *347*(6223), 768–771.

James, K., Vasant, K., Padua, S., Gopinath, V., K.S., A., R., J., ... John, S. (2020). An assessment of microplastics in the ecosystem and selected commercially important fishes off Kochi, south eastern Arabian Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, *154*(1), 111027.

Jarf, M. P., Kamali, A., Khara, H., Pourang, N., & Shekarabi, S. P. (2024). Microplastic pollution and heavy metal risk assessment in *Perca fluviatilis* from Anzali wetland: Implications for environmental health and human consumption. *Science of The Total Environment*, *907*(1), 167978.

Jinhui, S., Sudong, X., Yan, N., Xia, P., Jiahao, Q., & Yongjian, X. (2019). Effects of microplastics and attached heavy metals on growth, immunity, and heavy metal accumulation in the yellow seahorse, *Hippocampus kuda* Bleeker. *Marine Pollution Bulletin*, *149*(1), 110510.

Jones, L. R., Wright, S. J., & Gant, T. W. (2023). A critical review of microplastics toxicity and potential adverse outcome pathway in human gastrointestinal tract following oral exposure. *Toxicology Letters*, *385*(1), 51–60.

Jóźwiak, M. A., & Jóźwiak, M. (2015). Bioindication as challenge in modern environmental protection. *Ecological Chemistry and Engineering S*, *21*(4), 577–591.

Kádár, E., Costa, V., Santos, R. S., & Lopes, H. (2005). Behavioural response to the bioavailability of inorganic mercury in the hydrothermal mussel *Bathymodiolus azoricus*. *Journal of Experimental Biology*, *208*(3), 505–513.

Kanmani, M., Jeyanthi, S., & Thirunavukkarasu, N. (2025). Mussels: A potent ecological indicator to climate change. In B. P. Barathan, V. Velupillai, S. Perumal, & K. Kannan (Eds.), *Navigating climate change: Impacts on biodiversity and ecosystem resilience* (Vol. 42). Springer.

Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Romano, N., Ho, Y. B., & Salamatinia, B. (2017a). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of The Total Environment, 578*(1), 485–494.

Karami, A., Golieskardi, A., Ho, Y. B., Larat, V., & Salamatinia, B. (2017b). Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish. *Scientific Reports, 7*, 1–9.

Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, 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.

Karr, J. R., & Chu, E. W. (1997). Biological monitoring: Essential foundation for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment, 3*(6), 993–1004.

Ke, Y., & Wang, W.-X. (2019). Dietary metal bioavailability in razor clam *Sinonovacula constricta* under fluctuating seston environments. *Science of The Total Environment, 653*(1), 131–139.

Kedzierski, M., Cirederf-Boulant, D., Palazot, M., Yvin, M., & Bruzaud, S. (2023). Continents of plastics: An estimate of the stock of microplastics in agricultural soils. *Science of The Total Environment, 880*(1), 163294.

Khoshmanesh, M., Farjadfard, S., Ahmadi, M., Ramavandi, B., Fatahi, M., & Sanati, A. M. (2024). Review of toxicity and global distribution of phthalate acid esters in fish. *Science of The Total Environment, 953*(1), 175966.

Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental Science & Technology, 50*(7), 3315–3326.

Kotnik, J., Horvat, M., Ogrinc, N., Fajon, V., Žagar, D., Cossa, D., ... Pirrone, N. (2015). Mercury speciation in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin, 96*(1-2), 136–148.

Kotsiri, Z., & Tsangaris, C. (2024). *Biomarker responses of marine mussels (Mytilus galloprovincialis) experimentally exposed to emerging contaminants: Pharmaceuticals and microplastics*. SSRN.

Kouame, L. B., Bi, E. B., Aka, N., Alphonse, V., Goula, B. T., & Balland-Bolou-Bi, C. (2020). Seasonality of Hg dynamics in the Ebrié Lagoon (Côte d'Ivoire) ecosystem: Influence of biogeochemical factors. *Environmental Science and Pollution Research, 27*(1), 19810–19825.

Krishnakumar, P. K., Asokan, P. K., & Pillai, V. K. (1990). Physiological and cellular responses to copper and mercury in the green mussel *Perna viridis* (Linnaeus). *Aquatic Toxicology, 18*(3), 163–173.

Kumar, S., Ajay, K., Behera, D., Yaseen, A., Karthick, B., Prasad, S., ... Anoop, A. (2025). Co-occurrence of microplastics and heavy metals in a freshwater lake system in Indian

Himalaya: Distribution and influencing factors. *Emerging Contaminants*, *11*(1), 100394.

Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., & Shruti, V. (2020). Branded milks – Are they immune from microplastics contamination? *Science of The Total Environment*, *714*(1), 136823.

Langdon, C., & Önal, E. (1999). Replacement of living microalgae with spray-dried diets for the marine mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Aquaculture*, *180*(3-4), 283–294.

Lassoued, J., Padín, X. A., Comeau, L. A., Bejaoui, N., Pérez, F. F., & Babarro, J. M. (2021). The Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*: Responses to climate change scenarios as a function of the original habitat. *Conservation Physiology*, *9*(1).

Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, *5*(6).

Lee, E., McCauley, K., Jackson, C., & Prilesnik, A. (2025). Managing microplastics in Saint John, New Brunswick: A grassroots action utilizing the One Health framework. *One Health Innovation*, *3*(1).

Lee, J.-H., Birch, G. F., Cresswell, T., Johansen, M. P., Adams, M. S., & Simpson, S. L. (2015). Dietary ingestion of fine sediments and microalgae represent the dominant route of exposure and metal accumulation for Sydney rock oyster (*Saccostrea glomerata*): A biokinetic model for zinc. *Aquatic Toxicology*, *167*(1), 46–54.

Legrand, A., Blanvillain, G., Deschamps, T., Chapelet, G., Aubret, F., Garrido, L., ... TORPP group. (2024). TORPP - Turtles, One Health Research & Plastic Pollution: A multidisciplinary consortium to evaluate the environmental and health impact of Micro/NanoPlastics (MNPs) pollution. *One Health*, *19*(1), 100873.

Leistenschneider, D., Wolinski, A., Cheng, J., Halle, A. t., Duflos, G., Huvet, A., ... Ghiglione, J.-F. (2023). A critical review on the evaluation of toxicity and ecological risk assessment of plastics in the marine environment. *Science of The Total Environment*, *896*, 164955.

Lenz, R., Enders, K., & Gissel Nielsen, T. (2016). Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *Environmental Sciences*, *113*(29), E4121–E4122.

Leon, L. I., Bautista, I. M., Deza, A. G., Kok, J. F., Del Mundo, E. F., & Vince Cruz-Abeledo, C. C. (2022). *Microplastic fragments from poultry entrails in wet markets from South Caloocan, Philippines*. Research Square.

Leslie, H. A., Velzen, M. J., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, *163*(1), 1071997.

Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., ... Shi, H. (2016). Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution*, *214*(1), 177–184.

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., Wu, J., Zhao, X., Gu, X., & Ji, R. (2019a). Separation and identification of microplastics from soil and sewage sludge. *Environmental Pollution*, *254*(Part B), 113076.

Li, J., Lusher, A. L., Rotchell, J. M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I. L., ... Shi, H. (2019b). Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution, 244*(1), 522–533.

Li, J., Chapman, E. C., Shi, H., & Rotchell, J. M. (2020). PVC does not influence cadmium uptake or effects in the mussel (*Mytilus edulis*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 104*(1), 315–320.

Li, X., Li, M., Mei, Q., Niu, S., Wang, X., Xu, H., ... Zhou, J. L. (2021). Aging microplastics in wastewater pipeline networks and treatment processes: Physicochemical characteristics and Cd adsorption. *Science of The Total Environment, 797*(1), 148940.

Li, X., Wang, Y., Zhang, Y., & Chen, H. (2020a). *Interactions between microplastics and heavy metals in aquatic and terrestrial environments: adsorption behavior and environmental implications*. *Environmental Pollution*, *266*, 115141.

Li, X., Zhang, Y., Wang, Y., & Liu, J. (2020b). *Adsorption capacities of microplastics (PE, PS, PVC) for heavy metals in aquatic systems*. *Science of the Total Environment*, *742*, 140564.

Li, Y., Li, D., Song, B., & Li, Y. (2022). The potential of mercury methylation and demethylation by 15 species of marine microalgae. *Water Research*, *215*(1), 118266.

Lin, W., Luo, H., Wu, J., Liu, X., Cao, B., Liu, Y., ... Yang, J. (2023). Polystyrene microplastics enhance the microcystin-LR-induced gonadal damage and reproductive endocrine disruption in zebrafish. *Science of The Total Environment*, *876*(1), 162664.

Liu, M., Zhang, Q., Maavara, T., Liu, S., Wang, X., & Raymond, P. A. (2021a). Rivers as the largest source of mercury to coastal oceans worldwide. *Nature Geoscience*, *14*(1), 672–677.

Liu, S., Shi, J., Wang, J., Dai, Y., Li, H., Li, J., ... Zhang, P. (2021b). Interactions between microplastics and heavy metals in aquatic environments: A review. *Frontiers in Microbiology, 12*, 652520.

Liu, Q., Chen, Z., Chen, Y., Yang, F., Yao, W., & Xie, Y. (2022). Microplastics contamination in eggs: Detection, occurrence and status. *Food Chemistry*, *397*(1), 133771.

Liu, X., Wang, Y., Zhang, Q., Liu, C., Song, Y., Li, Y., ... Cai, Y. (2024). Confounding effects of seasonality and anthropogenic river regulation on suspended particulate matter-driven mercury transport to coastal seas. *Journal of Hazardous Materials*, *469*(1), 133979.

Liu, Y., Wu, S., Chen, L., Teng, X., Shi, H., Xue, C., & Li, Z. (2025). Metabolic profiles and protein expression responses of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to polystyrene microplastic stress. *Food Chemistry*, *462*(1), 140961.

Lopes, J., Coppola, F., Soares, A. M., Meucci, V., Pretti, C., Polese, G., & Freitas, R. (2022). How temperature rise will influence the toxic impacts of 17 α-ethinylestradiol in *Mytilus galloprovincialis*? *Environmental Research*, *204*(Part C), 112279.

Louis, V., Desbordes, F., Besseau, L., & Lartaud, F. (2024). Bivalve shell growth from molecular to sclerochronological scale: Environment and intrinsic factors control increment deposition. *Marine Environmental Research*, *202*(1), 106730.

Lönnstedt, O. M., & Eklöv, P. (2016). RETRACTED: Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. *Science*, *352*(6290), 1213–1216.

Lu, K., Qiao, R., An, H., & Zhang, Y. (2018). Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, *202*(1), 514–520.

Lu, K., Zhan, D., Fang, Y., Li, L., Chen, G., Chen, S., & Wang, L. (2022). Microplastics, potential threat to patients with lung diseases. *Frontiers in Toxicology*, *28*(4), 958414.

Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., ... Ren, H. (2016). Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental Science & Technology*, *50*(1), 4054–4060.

Lwanga, E. H., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Ploeg, M. v., ... Geissen, V. (2017). Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution*, *220*(Part A), 523–531.

Mackenzie, J. S., & Jeggo, M. (2019). The One Health Approach-Why Is It So Important? *Tropical Medicine and Infectious Disease*, *4*(2), 88.

Marfella, R., Prattichizzo, F., Sardu, C., Fulgenzi, G., Graciotti, L., Spadoni, T., ... Paolisso, G. (2024). Microplastics and nanoplastics in atheromas and cardiovascular events. *The New England Journal of Medicine*, *390*(10), 900–910.

Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, *6*(1), 3–39.

Maršić-Lučić, J., Jelena, L., Pero, T., Dubravka, B. V., Jasna, Š., & Joško, P. (2018). Levels of trace metals on microplastic particles in beach sediments of the island of Vis, Adriatic Sea, Croatia. *Marine Pollution Bulletin*, *137*(1), 231–236.

Martinez-Finley, E. J., & Aschner, M. (2014). Recent advances in mercury research. *Current Environmental Health Reports*, *1*(2), 163–171.

Marvin, C., Allan, L., Bryant, D., & McCarry, B. (2000). Use of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) as a bioindicator for aromatic hydrocarbons in Hamilton Harbour. *Water Quality Research Journal*, *35*(1), 59–72.

Mason, R. P., Baumann, Z., Hansen, G., Yao, K. M., Coulibaly, M., & Coulibaly, S. (2019). An assessment of the impact of artisanal and commercial gold mining on mercury and methylmercury levels in the environment and fish in Cote d'Ivoire. *Science of The Total Environment*, *665*(1), 1158–1167.

Mason, R. P., Reinfelder, J. R., & Morel, F. M. (1995). Bioaccumulation of mercury and methylmercury. *Water, Air, and Soil Pollution*, *80*(1), 915–921.

McDonald, J. H., & Koehn, R. K. (1988). The mussels *Mytilus galloprovincialis* and *M. trossulus* on the Pacific coast of North America. *Marine Biology*, *99*(1), 111–118.

McGoran, A., Clark, P., & Morritt, D. (2017). Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames. *Environmental Pollution*, *220*(Part A), 744–751.

Mo, Y., Chen, H., Li, Y., Chen, B., Wu, L., & Zou, X. (2025). Co-adsorption of heavy metals and antibiotic pollutants by microplastic in aquatic environments and its mechanisms: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *13*(6), 119436.

Monteiro, L. C., Vieira, L. C., Bernardi, J. V., Bastos, W. R., Souza, J. P., Recktenvald, M. C., ... Rodrigues de Souza, J. (2024). Local and landscape factors influencing mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of the Araguaia River floodplain, Central Brazil. *Science of The Total Environment*, *908*(1), 168336.

Möller, J. N., Löder, M. G., & Laforsch, C. (2020). Finding microplastics in soils: A review of analytical methods. *Environmental Science & Technology*, *54*(4), 2078–2090.

Munson, K. M., Lamborg, C. H., Swarr, G. J., & Saito, M. A. (2015). Mercury species concentrations and fluxes in the Central Tropical Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, *29*(5), 656–676.

Naidu, S. A., Rao, V. R., & Ramu, K. (2018). Microplastics in the benthic invertebrates from the coastal waters of Kochi, Southeastern Arabian Sea. *Environmental Geochemistry and Health*, *40*(1), 1377–1383.

National Research Council. (2000). *Toxicological effects of methylmercury*. The National Academies Press.

Nethaji, S., Sivasamy, A., & Mandal, A. B. (2013). Adsorption isotherms, kinetics and mechanism for the adsorption of cationic and anionic dyes onto carbonaceous particles prepared from *Juglans regia* shell biomass. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *10*(1), 231–342.

Nithin, A., Sundaramanickam, A., Surya, P., Sathish, M., Soundharapandiyan, B., & Balachandar, K. (2021). Microplastic contamination in salt pans and commercial salts –

A baseline study on the salt pans of Marakkanam and Parangipettai, Tamil Nadu, India. *Marine Pollution Bulletin, 165*(1), 112101.

Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science & Technology*, *50*(20), 10777–10779.

Nordic Committee on Food Analysis, 2007, *NMKL technical report no. 1: Cryptosporidium and Giardia in drinking water: Discussion document for selection and evaluation of an NMKL method* (Technical Report No. 1), Nordic Committee on Food Analysis.

Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., ... Adedamola Akinyede, K. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: A review. *Environmental Chemistry Letters*, *21*(1), 2129–2169.

Ouédraogo, O., & Amyot, M. (2013). Mercury, arsenic and selenium concentrations in water and fish from sub-Saharan semi-arid freshwater reservoirs (Burkina Faso). *Science of The Total Environment*, *444*(1), 243–254.

Öz, N., Kadizade, G., & Yurtsever, M. (2019). Investigation of heavy metal adsorption on microplastics. *Applied Ecology and Environmental Research, 17*, 7301–7310.

Palaniappan, P., & Karthikeyan, S. (2009). Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions with nickel. *Journal of Environmental Sciences*, *21*(2), 229–236.

Pan, C., Wang, X., Fan, Z., Mao, W., Shi, Y., Wu, Y., ... Chen, H. (2024). Polystyrene microplastics facilitate renal fibrosis through accelerating tubular epithelial cell senescence. *Food and Chemical Toxicology*, *191*(1), 114888.

Pan, K., & Wang, W.-X. (2011). Mercury accumulation in marine bivalves: Influences of biodynamics and feeding niche. *Environmental Pollution, 159*(10), 2500–2506.

Pandey, G., & Madhuri, S. (2014). Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences, 2*, 17–23.

Park, S. S. (2020). Poseidon water and food: Minamata disease. In S. Park (Ed.), *Eco-disasters: What happened and how to prevent them*. Springer.

Parra, S., Varandas, S., Santos, D., Félix, L., Fernandes, L., Cabecinha, E., ... Monteiro, S. M. (2021). Multi-biomarker responses of Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidea) to cadmium and microplastics pollutants. *Water*, *13*(4), 394.

Pastorino, P., Prearo, M., Anselmi, S., Menconi, V., Bertoli, M., Dondo, A., ... Renzi, M. (2021). Use of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia) as a bioindicator of microplastics pollution in freshwater ecosystems: A case study from Lake Iseo (North Italy). *Water*, *13*(4), 434.

Paul-Pont, I., Lacroix, C., Fernández, C. G., Hégaret, H., Lambert, C., Goïc, N. L., ... Soudant, P. (2016). Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics:

Toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution*, *216*(1), 724–737.

Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., & Li, D. (2017). Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, *225*(1), 283–290.

Phuong, N. N., Poirier, L., Pham, Q. T., Lagarde, F., & Zalouk-Vergnoux, A. (2018). Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life? *Marine Pollution Bulletin, 129*(2), 664–674.

Piehl, S., Leibner, A., Löder, M. G., Dris, R., Bogner, C., & Laforsch, C. (2018). Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific Reports, 8*, 17950.

Pittura, L., Avio, C. G., Giuliani, M. E., d'Errico, G., Keiter, S. H., Cormier, B., ... Regoli, F. (2018). Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: Combined chemical and physical hazards to the Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Frontiers in Marine Science, 5*, 103.

Postma, J. A., Schurr, U., & Fiorani, F. (2014). Dynamic root growth and architecture responses to limiting nutrient availability: linking physiological models and experimentation. *Biotechnology Advances*, *32*(1), 53–65.

Prata, J. C., 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*(1), 134455.

Priya, A., & Kannayiram, G. (2025). Bioindicators in environmental monitoring: Bridging ecology and sustainable ecosystem management. *International Research Journal of Modernization in Engineering Technology and Science, 7*(9), 1121–1126.

Procopio, A. C., Soggiu, A., Urbani, A., & Roncada, P. (2025). Interactions between microplastics and microbiota in a One Health perspective. *One Health*, *20*(1), 101002.

Pletz, M. (2022). Ingested microplastics: Do humans eat one credit card per week? *Journal of Hazardous Materials Letters, 3*, 100071.

Qiu, J., Wu, G., Li, F., & Li, A. (2025). Effects of polystyrene micro/nanoplastics on the feeding behavior, oxidative stress, and accumulation of diarrhetic shellfish toxins in the mussel *Mytilus unguiculatus*. *Aquatic Toxicology*, *289*(1), 107614.

Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., ... Giorgini, E. (2022). Raman microspectroscopy detection and characterisation of microplastics in human breastmilk. *Polymers*, *14*(13), 2700.

Rahman, S. M., Robin, G. S., Momotaj, M., Uddin, J., & Siddique, M. A. (2020). Occurrence and spatial distribution of microplastics in beach sediments of Cox's Bazar, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, *160*(1), 111587.

Ramasamy, E. V., Jayasooryan, K. K., Chandran, M. S., & Mohan, M. (2017). Total and methyl mercury in the water, sediment, and fishes of Vembanad, a tropical backwater system in India. *Environmental Monitoring and Assessment*, *180*, 130.

Rani, L., Srivastav, A. L., & Kaushal, J. (2021). Bioremediation: An effective approach of mercury removal from the aqueous solutions. *Chemosphere*, *280*(1), 130654.

Rial, D., Bellas, J., Vidal-Liñán, L., Santos-Echeandía, J., Campillo, J. A., León, V. M., & Albentosa, M. (2023). Microplastics increase the toxicity of mercury, chlorpyrifos and fluoranthene to mussel and sea urchin embryos. *Environmental Pollution*, *336*(1), 122410.

Ribeiro, F., Okoffo, E. D., O'Brien, J. W., Fraissinet-Tachet, S., O'Brien, S., Gallen, M., ... Thomas, K. V. (2020). Quantitative analysis of selected plastics in high-commercial-value Australian seafood by pyrolysis gas chromatography mass spectrometry. *Environmental Science & Technology*, *54*(15), 9408–9417.

Riisgård, H. U., Lüskow, F., Pleissner, D., Lundgreen, K., & López, M. Á. (2013). Effect of salinity on filtration rates of mussels *Mytilus edulis* with special emphasis on dwarfed mussels from the low-saline Central Baltic Sea. *Helgoland Marine Research*, *67*(1), 591–598.

Rio-Lavín, A. d., Díaz-Arce, N., Larraín, M. A., Araneda, C., Rodríguez-Ezpeleta, N., Jiménez, E., & Pardo, M. Á. (2022). Population structure and geographic origin assignment of *Mytilus galloprovincialis* mussels using SNPs. *Aquaculture*, *550*, 737836.

Ripan, B., Chanchal, D., Rahul, B., & Indranil, S. (2024). Microplastics: A One Health priority agenda. *One Health Bulletin*, *4*(3), 104–109.

Rist, S., Almroth, B. C., Hartmann, N. B., & Karlsson, T. M. (2018). A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of The Total Environment*, *626*(1), 720–726.

Rochman, C. M. (2015). The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 117–140). Springer.

Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., ... Hung, C. (2019). Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(4), 703–711.

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, *3*, 3263.

Romano, R., Rosati, L., Napolitano, G., Ferrigno, F., Chianese, T., Motta, C. M., & Simoniello, P. (2025). Polystyrene micro and nanoplastics: A comparative study of the cytotoxic effects exerted on *Mytilus galloprovincialis* gills. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *302*(1), 118683.

Ruijter, V. N., Redondo-Hasselerharm, P. E., Gouin, T., & Koelmans, A. A. (2020). Quality criteria for microplastic effect studies in the context of risk assessment: A critical review. *Environmental Science & Technology*, *54*(19), 11692–11705.

Sangkham, S., Faikhaw, O., Munkong, N., Sakunkoo, P., Arunlertaree, C., Chavali, 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*(1), 113832.

Savoca, M. S., Kühn, S., Sun, C., Avery-Gomm, S., Choy, C. A., Dudas, S., ... Lynch, J. M. (2022). Towards a North Pacific Ocean long-term monitoring program for plastic pollution: A review and recommendations for plastic ingestion bioindicators. *Environmental Pollution*, *310*(1), 119861.

Senathirajah, K., Attwood, S., Bhagwat, G., Carbery, M., Wilson, S., & Palanisami, T. (2021). Estimation of the mass of microplastics ingested – A pivotal first step towards human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials, 404*(1), 124004.

Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B. (2019). Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. *Annals of Internal Medicine*, *171*(7), 453–457.

Shan, S., Zhang, Y., Zhao, H., Zeng, T., & Zhao, X. (2022). Polystyrene nanoplastics penetrate across the blood-brain barrier and induce activation of microglia in the brain of mice. *Chemosphere*, *298*(1), 134261.

Shao, X., Ding, Z., Zhou, W., Li, Y., Li, Z., Cui, H., ... Li, H. (2021). Intrinsic bioactivity of black phosphorus nanomaterials on mitotic centrosome destabilization through suppression of PLK1 kinase. *Nature Nanotechnology*, *16*, 1150–1160.

Sharma, S., & Chatterjee, S. (2021). *Microplastics in the environment: Occurrence, perils, and impacts.* Frontiers in Environmental Science, 408, 127317.

Shen, M., Zhang, Y., Zhu, Y., Song, B., Zeng, G., Hu, D., ... Ren, X. (2019). Recent advances in toxicological research of nanoplastics in the environment: A review. *Environmental Pollution, 262*(Part A), 511–521.

Shoults-Wilson, W. A., Elsayed, N., Leckrone, K., & Unrine, J. (2015). Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) as a biomonitor of trace elements along the southern shoreline of Lake Michigan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *34*(2), 412–419.

Siddig, A. A., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators, 60*(1), 223–230.

Sıkdokur, E., Belivermiş, M., Sezer, N., Pekmez, M., Bulan, Ö. K., & Kılıç, Ö. (2020). Effects of microplastics and mercury on manila clam *Ruditapes philippinarum*: Feeding rate, immunomodulation, histopathology and oxidative stress. *Environmental Pollution*, *262*(1), 114247.

Simionov, I.-A., Călmuc, M., Iticescu, C., Călmuc, V., Georgescu, P.-L., Faggio, C., & Petrea, Ş.-M. (2023). Human health risk assessment of potentially toxic elements and microplastics accumulation in products from the Danube River Basin fish market. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *104*(1), 104307.

Sizmur, T., Frost, H., Felipe-Sotelo, M., Bond, T., Mallory, M. L., & O'Driscoll, N. J. (2025). Methylmercury sorption to polyethylene terephthalate (PET) fibers and relevance to environmental exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry, 44*(2), 335–343.

Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current Environmental Health Reports*, *5*(1), 375–386.

Soegianto, A., Suryandari, A., Afidah, P. N., Sari, A., Buwono, N. R., Hartati, R., & Payus, C. M. (2025). The characteristics of microplastics and the associated metals on the surfaces of microplastics in green mussels (*Perna viridis*) collected from different water depths in the Bekasi Estuary, West Java, Indonesia. *Environmental Advances*, *20*(1), 100625.

Song, Z., Liu, K., Wang, X., Wei, N., Zong, C., Li, C., ... Li, D. (2021). To what extent are we really free from airborne microplastics? *Science of The Total Environment*, *754*(1), 142118.

Steer, M., Cole, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2017). Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental Pollution*, *226*(1), 250–259.

Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., ... Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture: Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of The Total Environment*, *550*(1), 690–705.

Stollberg, N., Kröger, S. D., Reininghaus, M., Forberger, J., Witt, G., & Brenner, M. (2021). Uptake and absorption of fluoranthene from spiked microplastics into the digestive gland tissues of blue mussels, *Mytilus edulis* L. *Chemosphere*, *279*, 130480.

Surana, D., Gupta, J., Sharma, S., Kumar, S., & Ghosh, P. (2022). A review on advances in removal of endocrine disrupting compounds from aquatic matrices: Future perspectives on utilization of agri-waste based adsorbents. *Science of The Total Environment*, *826*(1), 154129.

Sureda, A., Box, A., Tejada, S., Blanco, A., Caixach, J., & Deudero, S. (2011). Biochemical responses of *Mytilus galloprovincialis* as biomarkers of acute environmental pollution caused by the Don Pedro oil spill (Eivissa Island, Spain). *Aquatic Toxicology*, *101*(3-4), 540–549.

Susanti, R., Yuniastuti, A., & Fibriana, F. (2021). The evidence of microplastic contamination in Central Javanese local ducks from intensive animal husbandry. *Water, Air, & Soil Pollution, 232*(5), 178.

Ta Tuan, A., & Babel, S. (2023). Occurrence and spatial distribution of microplastic contaminated with heavy metals in a tropical river: Effect of land use and population density. *Marine Pollution Bulletin*, *191*(1), 114919.

Tanaka, K., & Takada, H. (2016). Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports*, *6*, 34351.

Tang, W., Dang, F., Evans, D., Zhong, H., & Xiao, L. (2017). Understanding reduced inorganic mercury accumulation in rice following selenium application: Selenium application routes, speciation and doses. *Chemosphere*, *169*(1), 369–376.

Tansel, B. (2026). Trophic-level accumulation and transfer of legacy and emerging contaminants in marine biota: Meta-analysis of mercury, PCBs, microplastics, PFAS, PAHs. *Marine Pollution Bulletin*, *222*(Part 1), 118666.

Thiele, C. J., Hudson, M. D., & Russell, A. E. (2019). Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: Adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. *Marine Pollution Bulletin*, *142*(1), 384–393.

Thiele, C. J., Hudson, M. D., Russell, A. E., Saluveer, M., & Sidaoui-Haddad, G. (2021). Microplastics in fish and fishmeal: An emerging environmental challenge? *Scientific Reports*, *11*(1), 2045.

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., ... Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, *304*(5672), 838–838.

Tian, Y., Liu, H., Wang, Q., Zhou, J., & Tang, X. (2014). Acute and chronic toxic effects of Pb^{2+} on polychaete *Perinereis aibuhitensis*: Morphological changes and responses of the antioxidant system. *Journal of Environmental Sciences*, *26*(8), 1681–1688.

Toussaint, B., Raffael, B., Angers-Loustau, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., ... Eede, G. V. (2019). Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Additives & Contaminants: Part A*, *36*(5), 639–673.

Tran, D., Moody, A. J., Fisher, A. S., Foulkes, M. E., & Jha, A. N. (2007). Protective effects of selenium on mercury-induced DNA damage in mussel haemocytes. *Aquatic Toxicology*, *84*(1), 11–18.

Trestrail, C., Walpitagama, M., Miranda, A., Nugegoda, D., & Shimeta, J. (2021). Microplastics alter digestive enzyme activities in the marine bivalve, *Mytilus galloprovincialis*. *Science of The Total Environment*, *779*(1), 146418.

Türkiye İstatistik Kurumu. (2025). *Su ürünleri, 2024*, Türkiye İstatistik Kurumu.

Tuncelli, G., Tuncelli, İ. C., Dagsuyu, E., Turkyilmaz, I. B., Yanardag, R., & Erkan, N. (2024). The effect of different types of microplastic and acute cadmium exposure on the *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). *Science of The Total Environment*, *936*(1), 173505.

Tunçelli, İ. C., & Erkan, N. (2024). Microplastic pollution in wild and aquacultured Mediterranean mussels from the Sea of Marmara: Abundance, characteristics, and health risk estimations. *Environmental Research*, *242*(1), 117787.

Turner, A., & Holmes, L. A. (2015). Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental Chemistry*, *12*, 600–610.

Tuvo, B., Scarpaci, M., Bracaloni, S., Esposito, E., Costa, A. L., Ioppolo, M., & Casini, B. (2023). Microplastics and antibiotic resistance: The magnitude of the problem and the emerging role of hospital wastewater. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *20*(10), 5868.

Ung, C. Y., Lam, S. H., Hlaing, M. M., Winata, C. L., Korzh, S., Mathavan, S., & Gong, Z. (2010). Mercury-induced hepatotoxicity in zebrafish: In vivo mechanistic insights from transcriptome analysis, phenotype anchoring and targeted gene expression validation. *BMC Genomics*, *11*, 212.

Urli, S., Pause, F. C., Crociati, M., Baufeld, A., Monaci, M., & Stradaioli, G. (2023). Impact of microplastics and nanoplastics on livestock health: An emerging risk for reproductive efficiency. *Animals*, *13*(7), 1132.

U.S. Environmental Protection Agency, 2015, *Benefit and cost analysis for the effluent limitations guidelines and standards for the steam electric power generating point source category* (EPA-821-R-15-005). U.S. Environmental Protection Agency.

U.S. Environmental Protection Agency, 2022, *Fiscal year 2022 report to Congress on the Class VI program's relevance to Outer Continental Shelf carbon capture projects*. U.S. Environmental Protection Agency.

U.S. Environmental Protection Agency, 2023, *Environmental Justice analysis for proposed supplemental effluent limitations guidelines and standards for the steam electric power generating point source category* (EPA-821-R-23-003). U.S. Environmental Protection Agency.

US Food & Drug Administration. (2024, July 24). *Microplastics and nanoplastics in foods*.

Van Der Schalie, W. H. (1997). Can "sentinel species" data be used to evaluate potential human health implications of environmental contaminants? *Human and Ecological Risk Assessment*, *3*(3), 305–307.

Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., & Vollertsen, J. (2019). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin. *Scientific Reports*, *9*, 8670.

Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi, C., Fabbri, E., & Koehler, A. (2007). The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *146*(3), 281–300.

Vieira, L. R., Gravato, C., Soares, A. M., Morgado, F., & Guilhermino, L. (2009). Acute effects of copper and mercury on the estuarine fish *Pomatoschistus microps*: Linking biomarkers to behaviour. *Chemosphere*, *76*(10), 1416–1427.

Villarrubia-Gómez, P., Cornell, S. E., & Fabres, J. (2018). Marine plastic pollution as a planetary boundary threat – The drifting piece in the sustainability puzzle. *Marine Policy*, *96*(1), 213–220.

Vogel, A., Tentschert, J., Pieters, R., Bennet, F., Dirven, H., Berg, A. v., ... Haase, A. (2024). Towards a risk assessment framework for micro- and nanoplastic particles for human health. *Particle and Fibre Toxicology*, *21*(1), 48.

Wang, W.-X., & Wong, R. C. (2003). Combined effects of food quantity and quality on Cd, Cr, and Zn assimilation to the green mussel, *Perna viridis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *290*(1), 49–69.

Wang, Q., Kim, D., Dionysiou, D. D., Sorial, G. A., & Timberlake, D. (2004). Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems--a literature review. *Environmental Pollution*, *131*(2), 323–336.

Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., & Zhang, P. (2019a). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Science of The Total Environment*, *691*(1), 848–857.

Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R., & Na, G. (2019b). The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *173*(1), 110–117.

Wang, T., Hu, M., Xu, G., Shi, H., Leung, J. Y., & Wang, Y. (2021a). Microplastic accumulation via trophic transfer: Can a predatory crab counter the adverse effects of microplastics by body defence? *Science of The Total Environment*, *754*(1), 142099.

Wang, Z., Fu, D., Gao, L., Qi, H., Su, Y., & Peng, L. (2021b). Aged microplastics decrease the bioavailability of coexisting heavy metals to microalga *Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *217*(1), 112199.

Wang, M., Wu, Y., Li, G., Xiong, Y., Zhang, Y., & Zhang, M. (2024). The hidden threat: Unraveling the impact of microplastics on reproductive health. *Science of The Total Environment*, *935*(1), 173177.

Wang, X., Zhang, T., Yang, D., Xu, E. G., Javidpour, J., & Zhao, J. (2025). Marine mussel metabolism under stress: Dual effects of nanoplastics and coastal hypoxia. *Journal of Hazardous Materials*, *485*(1), 136860.

Wang, L., Sead, F. F., Khoshmanesh, M., Sanati, A. M., Su, K., & Ramavandi, B. (2026). Co-exposure of mercury and microplastics in aquatic food webs: A review of sources, bioaccumulation, and ecotoxicological risks. *Marine Pollution Bulletin*, *222*(Part 3), 118882.

Waring, R., Harris, R., & Mitchell, S. (2018). Plastic contamination of the food chain: A threat to human health? *Maturitas*, *115*(1), 64–68.

Watling, H. R., & Watling, R. J. (1982). Comparative effects of metals on the filtering rate of the brown mussel (*Perna perna*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *29*(1), 651–657.

Wei, Q., Hu, C.-Y., Zhang, R.-R., Gu, Y.-Y., Sun, A.-L., Zhang, Z.-M., ... Wang, T.-Z. (2021). Comparative evaluation of high-density polyethylene and polystyrene microplastics

pollutants: Uptake, elimination and effects in mussel. *Marine Environmental Research*, *169*(1), 105329.

Weithmann, N., Möller, J. N., Löder, M. G., Piehl, S., Laforsch, C., & Freitag, R. (2018). Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science Advances*, *4*(4), eaap8060.

Wen, B., Jin, S.-R., Chen, Z.-Z., Gao, J.-Z., Liu, Y.-N., Liu, J.-H., & Feng, X.-S. (2018). Single and combined effects of microplastics and cadmium on the cadmium accumulation, antioxidant defence and innate immunity of the discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*). *Environmental Pollution*, *243*(Part A), 462–471.

Wesch, C., Bredimus, K., Paulus, M., & Klein, R. (2016). Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution*, *218*(1), 1200–1208.

World Health Organization (WHO). (2019, August 28). *Microplastics in drinking-water*.

Wilkins, N. P., Fujino, K., & Gosling, E. M. (1983). The Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* Lmk. in Japan. *Biological Journal of the Linnean Society*, *20*(4), 365–374.

Wolfe, M. F., Schwarzbach, S., & Sulaiman, R. A. (1998). Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *17*(2), 146–160.

Wolinski, A. (2025). *Mussels as bioindicators for microplastic pollution in marine and freshwater environments* (Doctoral dissertation, Sorbonne Université). HAL Open Science.

Wong, J. K., Lee, K. K., Tang, K. H., & Yap, P.-S. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of The Total Environment*, *719*(1), 137512.

Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, *178*(1), 483–492.

Wu, R.-T., Cai, Y.-F., Chen, Y.-X., Yang, Y.-W., Xing, S.-C., & Liao, X.-D. (2021). Occurrence of microplastic in livestock and poultry manure in South China. *Environmental Pollution*, *277*(1), 116790.

Yan, W., Hamid, N., Deng, S., Jia, P.-P., & Pei, D.-S. (2020). Individual and combined toxicogenetic effects of microplastics and heavy metals (Cd, Pb, and Zn) perturb gut microbiota homeostasis and gonadal development in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Journal of Hazardous Materials*, *397*(1), 122795.

Yang, S., Cheng, Y., Chen, Z., Liu, T., Yin, L., Pu, Y., & Liang, G. (2021). In vitro evaluation of nanoplastics using human lung epithelial cells, microarray analysis and co-culture model. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *226*(1), 112837.

Yang, T., Siddique, K. H., & Liu, K. (2020). Cropping systems in agriculture and their impact on soil health-A review. *Global Ecology and Conservation*, *23*, e01118.

Yee, M. S.-L., Hii, L.-W., Looi, C. K., Lim, W.-M., Wong, S.-F., Kok, Y.-Y., ... Leong, C.-O. (2021). Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials*, *11*(2), 496.

Yin, K., Wang, Y., Zhao, H., Wang, D., Guo, M., Mu, M., ... Xing, M. (2021). A comparative review of microplastics and nanoplastics: Toxicity hazards on digestive, reproductive and nervous system. *Science of The Total Environment*, *774*(1), 145758.

Yousafzai, S., Farid, M., Zubair, M., Naeem, N., Zafar, W., Asam, Z., … & Ali, S., 2025, Detection and degradation of microplastics in the environment: A review. *Environmental Science: Advances, 4*(8), 1142–1165.

Yu, F., Yang, C., Zhu, Z., Bai, X., & Ma, J. (2019). Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Science of The Total Environment*, *694*(1), 133643.

Yüce, P. A., Günal, A. Ç., Erkmen, B., Yurdakok-Dikmen, B., Çağan, A. S., Çırak, T., ... Tavşanoğlu, Ü. N. (2025). In vitro and in vivo effects of commercial and environmental microplastics on *Unio delicatus*. *Ecotoxicology*, *34*(1), 22–37.

Zarus, G. M., Muianga, C., Brenner, S., Stallings, K., Casillas, G., Pohl, H. R., ... Gehle, K. (2023). Worker studies suggest unique liver carcinogenicity potential of polyvinyl chloride microplastics. *American Journal of Industrial Medicine*, *66*(2), 1033–1047.

Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the "Plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, *47*(3), 7137–7146.

Zhang, Q.-F., Li, Y.-W., Liu, Z.-H., & Chen, Q.-L. (2016). Reproductive toxicity of inorganic mercury exposure in adult zebrafish: Histological damage, oxidative stress, and alterations of sex hormone and gene expression in the hypothalamic-pituitary-gonadal axis. *Aquatic Toxicology*, *177*(1), 417–424.

Zhang, S., Li, Y., Chen, X., Jiang, X., Li, J., Yang, L., ... Zhang, X. (2022). Occurrence and distribution of microplastics in organic fertilizers in China. *Science of The Total Environment*, *844*(1), 157061.

Zhang, S., Liu, X., Hao, X., Wang, J., & Zhang, Y. (2020a). Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China. *Science of The Total Environment*, *708*(1), 135091.

Zhang, S., Wang, J., Liu, X., Qu, F., Wang, X., Wang, X., ... Sun, Y. (2019). Microplastics in the environment: A review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *111*(1), 62–72.

Zhang, X., Zheng, M., Wang, L., Lou, Y., Shi, L., & Jiang, S. (2018). Sorption of three synthetic musks by microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, *126*(1), 606–609.

Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020b). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews, 203*(1), 103118.

Zhao, S., Ward, J. E., Danley, M., & Mincer, T. J. (2018a). Field-based evidence for microplastic in marine aggregates and mussels: Implications for trophic transfer. *Environmental Science & Technology, 52*(19), 11038–11048.

Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., ... Luo, Y. (2018b). The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma, 322*(1), 201–208.

Zhou, J., Wen, Y., Marshall, M. R., Zhao, J., Gui, H., Yang, Y., ... Zang, H. (2021). Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. *Science of The Total Environment, 787*(1), 147444.

Zhou, X., Wang, Y., Liu, R., Mo, B., Li, D., He, L., ... Li, F. (2024). Adsorption and desorption of Hg(II) by four aged microplastics and its effects on gaseous elemental mercury production in seawater. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 272*(1), 116036.

Zhou, H., Huang, Z., Yang, S., Chen, F., Cao, X., Qian, W., ... Chen, C. C. (2026). Effects of polyethylene and polystyrene microplastics on bioaccumulation and toxicity of dibutyl phthalate in *Mytilisepta virgata*. *Marine Pollution Bulletin, 224*(1), 119084.

Zitouni, N., Bousserrhine, N., Belbekhouche, S., Missawi, O., Alphonse, V., Boughatass, I., & Banni, M. (2020). First report on the presence of small microplastics (≤ 3 μm) in tissue of the commercial fish *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758) from Tunisian coasts and associated cellular alterations. *Environmental Pollution, 263*(Part A), 114576.

Zou, J., Liu, X., Zhang, D., & Yuan, X. (2020). Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics. *Chemosphere, 248*(1), 126064.

Zurub, R. E., Cariaco, Y., Wade, M. G., & Bainbridge, S. A. (2023). Microplastics exposure: Implications for human fertility, pregnancy and child health. *Frontiers in Endocrinology, 14*(1), 1330396.

EKLER

MİDYELERDE MİKROPLASTİK VE CIVA MARUZİYETİNİN ZAMANA BAĞLI AĞIRLIK VE MORFOMETRİK DEĞİŞİMLERİ

Bu çalışmada, İstanbul Boğazı Rumeli Feneri bölgesinden toplanan tür *(Mytilus galloprovincialis*) bireylerde mikroplastik varlığını, farklı mikroplastik türleri (PE, PP, PS ve PET; 180–212 µm) ve civa (2,5 µg/L Hg) maruziyetlerinin zamana bağlı etkilerini incelemek amacıyla yürütülen deneysel uygulamalar sonucunda elde edilen bulgulara bu bölümde yer verilmiştir.

Bu kapsamda kontrol grubu ile mikroplastik ve mikroplastik (180–212 µm) + civa (2,5 µg/L Hg) uygulanan deney gruplarında, 1., 3. ve 5. haftalar ile depurasyon sürecinin 24. ve 48. saatlerinde dolu ve boş ağırlıklar ile X, Y ve Z morfometrik ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

Tüm gruplara ait veriler, her bir zaman noktası için üç bireyden (n = 3) elde edilen ölçümlerin ortalama ± standart sapma değerleri şeklinde sunulmuştur. Bulgular bölümünde, öncelikle kontrol grubuna ait zamana bağlı değişimler verilmiş, ardından sırasıyla PE, PP, PS ve PET mikroplastik grupları ile bu grupların civa ile kombine edildiği uygulamalara ait sonuçlar tablolar halinde sunulmuştur.

Tablo 21. Kontrol grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(g) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n=3).

Deney Grupları	Zaman	n	Dolu Ağırlık (g)	Boş Ağırlık (g)	X (mm)	Y (mm)	Z (mm)
Kontrol	**1. hafta**	3	19,95±4,85^{A}	14,95±5,45^{A}	62,50±7,78^{A}	28,50±0,71^{A}	21,00±2,83^{A}
	3. hafta	3	18,33±3,35^{A}	10,00±2,20^{A}	52,00±48,00^{A}	29,0±27,67^{A}	22,33±21,44^{A}
	5. hafta	3	17,67±1,76^{A}	9,80±0,30^{A}	51,00±47,33^{A}	28,33±27,78^{A}	23,00±23,33^{A}
	Dep.24.saat	3	19,60±1,97^{A}	12,17±2,40^{A}	51,67±48,89^{A}	29,00±28,33^{A}	21,67±22,89^{A}
	Dep.48.saat	3	29,73±2,35^{A}	19,10±0,40^{A}	59,67±57,22^{A}	33,67±32,89^{A}	26,00±26,00^{A}

Kontrol grubunda farklı zaman noktalarında ölçülen dolu ve boş ağırlıklar ile X, Y ve Z morfometrik parametrelerine ait ortalama ± standart sapma değerleri Tablo 21'de verilmiştir. Kontrol grubuna ait ölçümlerin deney süresi boyunca zamana bağlı olarak değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir.

Dolu ağırlık değerleri 1. haftada 19,95 ± 4,85 g olarak ölçülmüş, 3. haftada 18,33 ± 3,35 g ve 5. haftada 17,67 ± 1,76 g olarak belirlenmiştir. Depurasyon sürecine ait ölçümlerde ise dolu

ağırlık değerleri 24. saatte 19,60 ± 1,97 g, 48. saatte ise 29,73 ± 2,35 g olarak kaydedilmiştir. Boş ağırlık değerlerinin zaman içerisinde dalgalı bir seyir izlediği, özellikle 3. ve 5. haftalarda daha düşük ortalama değerlere ulaştığı görülmüştür.

Morfometrik ölçümler incelendiğinde, X, Y ve Z parametrelerinin farklı zaman noktalarında benzer ortalama değerler sergilediği, ancak bu parametrelere ait standart sapma değerlerinin bazı zamanlarda yüksek olduğu dikkat çekmiştir. Özellikle X ve Y ölçümlerinde gözlenen yüksek standart sapma değerleri, kontrol grubundaki bireyler arasında belirgin morfolojik varyasyon bulunduğunu göstermektedir. Z parametresine ait ortalama değerlerin ise zaman içerisinde sınırlı bir değişim gösterdiği belirlenmiştir.

Tablo 22. PE 180–212 µm ve PE 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg gruplarında farklı zaman noktalarında ölçülen dolu ve boş ağırlıklar ile morfometrik parametrelerin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3).

Deney Grupları	Zaman	n	Dolu Ağırlık (g)	Boş Ağırlık (g)	X (mm)	Y (mm)	Z (mm)
PE 180–212 µm	**1. hafta**	3	18,63±3,95^{Aa}	13,00±3,50^{Aa}	64,33±7,51^{Aa}	32,00±2,00^{Aa}	25,33±3,51^{Aa}
	3. hafta	3	27,30±2,80^{Aa}	12,63±1,75^{Aa}	58,00±54,00^{Aa}	31,33±30,44^{Aa}	25,00±25,33^{Aa}
	5. hafta	3	19,70±4,30^{Aa}	11,63±3,05^{Aa}	51,67±50,22^{Aa}	28,00±28,00^{Aa}	24,33±24,78^{Aa}
	Dep.24.saat	3	24,70±0,00^{Aa}	17,30±0,00^{Aa}	65,00±0,00^{Aa}	34,00±0,00^{Aa}	26,00±0,00^{Aa}
	Dep.48.saat	3	25,40±0,00^{Aa}	17,10±0,00^{Aa}	71,00±0,00^{Aa}	40,00±0,00^{Aa}	22,0±0,00^{Aa}
PE 180-212µm+2,5 µg/L Hg	**1. hafta**	3	27,83±3,55^{Ab}	18,40±1,80^{Ab}	72,00±2,00^{Aa}	34,50±2,52^{Aa}	25,00±0,00^{Aa}
	3. hafta	3	18,20±4,50^{Aa}	10,77±2,14^{Aa}	62,33±64,78^{Aa}	31,67±33,22^{Aa}	22,67±23,56^{Aa}
	5. hafta	3	20,83±4,05^{Aa}	13,30±2,00^{Aa}	59,67±52,22^{Aa}	32,33±29,44^{Aa}	27,33±25,78^{Aa}
	Dep.24.saat	3	26,60±1,80^{Aa}	16,33±2,39^{Aa}	54,67±50,56^{Aa}	31,00±29,00^{Aa}	26,00±25,67^{Aa}
	Dep.48.saat	3	23,00±4,50^{Aa}	13,63±2,45^{Aa}	59,00±52,67^{Aa}	31,33±29,11^{Aa}	23,33±22,78^{Aa}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir.
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı deney grubunda farklı büyük harfler (A, B) arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir ($p < 0,05$).

PE 180–212 µm ve PE 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg gruplarında farklı zaman noktalarında ölçülen dolu ve boş ağırlıklar ile X, Y ve Z morfometrik parametrelerine ait ortalama ± standart sapma değerleri Tablo 22'de sunulmuştur. Her iki grupta da ölçümlerin zaman içerisinde değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir.

PE 180–212 µm grubunda dolu ağırlık değerlerinin 1. haftada 18,63 ± 3,95 g olduğu, 3. haftada 27,30 ± 2,80 g'a yükseldiği, 5. haftada ise 19,70 ± 4,30 g seviyesine gerilediği görülmüştür. Depurasyon sürecinde dolu ağırlık değerleri 24. saatte 24,70 ± 0,00 g, 48. saatte ise 25,40 ± 0,00 g olarak belirlenmiştir. Boş ağırlık değerleri de benzer şekilde zaman içerisinde dalgalı bir dağılım sergilemiştir. Morfometrik ölçümler incelendiğinde, X, Y ve Z parametrelerinin

zaman noktalarına bağlı olarak farklı ortalama değerlere sahip olduğu ve özellikle bazı dönemlerde standart sapma değerlerinin yüksek olduğu dikkat çekmiştir.

PE 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg grubunda ise dolu ağırlık değerleri 1. haftada 27,83 ± 3,55 g olarak ölçülmüş, 3. haftada 18,20 ± 4,50 g'a düşmüş ve 5. haftada 20,83 ± 4,05 g seviyesinde belirlenmiştir. Depurasyon sürecinde dolu ağırlık değerleri 24. saatte 26,60 ± 1,80 g, 48. saatte ise 23,00 ± 4,50 g olarak kaydedilmiştir. Boş ağırlık değerleri de zamanla değişim göstermiştir. Morfometrik parametreler değerlendirildiğinde, X, Y ve Z ölçümlerinin farklı zaman noktalarında değişken ortalama ve standart sapma değerleri sergilediği görülmüştür.

Genel olarak her iki grupta da dolu ve boş ağırlıklar ile morfometrik ölçümlerin zamana bağlı olarak değişim gösterdiği ve bireyler arası varyasyonun özellikle morfometrik parametrelerde belirgin olduğu saptanmıştır.

Tablo 23.PP 180-212 µm ve PP 180-212µm+2,5 µg/L Hg grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(g) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3).

Deney Grupları	Zaman	n	Dolu Ağırlık (g)	Boş Ağırlık (g)	X (mm)	Y (mm)	Z (mm)
PP 180-212 µm	**1. hafta**	3	26,63±4,65^{Aa}	14,60±2,80^{Aa}	60,00±21,17^{Aa}	36,00±7,55^{Aa}	24,33±0,58^{Aa}
	3. hafta	3	26,63±4,65^{Aa}	10,30±2,80^{Aa}	60,00±54,67^{Aa}	32,00±29,67^{Aa}	24,33±24,11^{Aa}
	5. hafta	3	23,10±5,30^{Aa}	14,73±2,15^{Aa}	60,00±55,33^{Aa}	32,00±30,33^{Aa}	24,33±24,11^{Aa}
	Dep24.saat	3	20,23±7,15^{Aa}	12,03±4,35^{Aa}	52,00±46,67^{Aa}	29,33±26,78^{Aa}	21,00±20,33^{Aa}
	Dep.48.saat	3	18,73±2,25^{Aa}	12,40±2,40^{Aa}	56,00±54,00^{Aa}	31,67±30,56^{Aa}	24,00±24,33^{Aa}
PP 180-212µm+2,5 µg/L Hg	**1. hafta**	3	24,70±3,40^{Ab}	16,23±2,35^{Ab}	61,67±22,50^{Aa}	31,33±8,33^{Aa}	22,00±1,00 ^{Aa}
	3. hafta	3	19,03±0,55^{Aa}	14,60±0,10^{Aa}	51,67±48,89^{Aa}	27,33±26,44^{Aa}	20,33±20,44^{Aa}
	5. hafta	3	20,10±4,40^{Aa}	11,83±2,75^{Aa}	55,33±53,44^{Aa}	29,67±29,56^{Aa}	22,33±23,11^{Aa}
	Dep.24.saat	3	17,10±2,10^{Aa}	9,40±1,10^{Aa}	47,33±44,44^{Aa}	27,33±26,11^{Aa}	20,00±20,67^{Aa}
	Dep.48.saat	3	18,73±2,25^{Aa}	12,40±2,40^{Aa}	56,00±54,00^{Aa}	31,67±30,56^{Aa}	24,00±24,33^{Aa}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. ($p < 0.05$).
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı deney grubunda farklı büyük harfler (A, B) zamanlar arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir ($p < 0,05$).

PP 180–212 µm ve PP 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg gruplarında farklı zaman noktalarında ölçülen dolu ve boş ağırlıklar ile X, Y ve Z morfometrik parametrelerine ait ortalama ± standart sapma değerleri Tablo 23'te sunulmuştur. Her iki grupta da ölçümlerin zaman içerisinde değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir.

PP 180–212 µm grubunda dolu ağırlık değerleri 1. ve 3. haftalarda 26,63 ± 4,65 g olarak ölçülmüş, 5. haftada 23,10 ± 5,30 g'a düşmüş ve depurasyon sürecinde 24. saatte 20,23 ± 7,15 g, 48. saatte ise 18,73 ± 2,25 g olarak belirlenmiştir. Boş ağırlık değerlerinin ise zaman içerisinde dalgalı bir seyir izlediği, özellikle 3. haftada 10,30 ± 2,80 g ile daha düşük ortalama

değerlere ulaştığı görülmüştür. Morfometrik ölçümler incelendiğinde, X, Y ve Z parametrelerinin farklı zaman noktalarında benzer ortalama değerlere sahip olmakla birlikte, özellikle X ve Y ölçümlerine ait standart sapma değerlerinin bazı dönemlerde yüksek olduğu dikkat çekmiştir.

PP 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg grubunda dolu ağırlık değerleri 1. haftada 24,70 ± 3,40 g olarak kaydedilmiş, 3. haftada 19,03 ± 0,55 g'a gerilemiş ve 5. haftada 20,10 ± 4,40 g olarak belirlenmiştir. Depurasyon sürecinde dolu ağırlık değerleri 24. saatte 17,10 ± 2,10 g, 48. saatte ise 18,73 ± 2,25 g olarak ölçülmüştür. Boş ağırlık değerleri de zamanla değişim göstermiştir. Morfometrik parametreler değerlendirildiğinde, X, Y ve Z ölçümlerinin zaman noktalarına bağlı olarak farklı ortalama ve standart sapma değerleri sergilediği, özellikle bazı dönemlerde bireyler arası varyasyonun belirgin olduğu görülmüştür.

Genel olarak PP içeren her iki grupta da dolu ve boş ağırlıklar ile morfometrik ölçümlerin zamana bağlı olarak değişim gösterdiği ve özellikle morfometrik parametrelerdeki yüksek standart sapma değerlerinin bireyler arası farklılıkların önemli olduğunu ortaya koyduğu saptanmıştır.

Tablo 24. PS 180–212 µm ve PS 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(g) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3).

Deney Grupları	Zaman	n	Dolu Ağırlık (g)	Boş Ağırlık (g)	X (mm)	Y (mm)	Z (mm)
PS 180–212 µm	**1. hafta**	3	23,03±0,15^{Aa}	14,93±0,25^{Aa}	55,67±19,60^{Aa}	29,00±7,21^{Aa}	21,33±0,58^{Aa}
	3. hafta	3	24,40±9,40^{Aa}	12,53±4,95^{Aa}	56,67±56,22^{Aa}	30,33±30,11^{Aa}	22,33±23,44^{Aa}
	5. hafta	3	16,73±1,95^{Aa}	9,60±0,30^{Aa}	54,00±51,00^{Aa}	29,67±28,89^{Aa}	22,33±22,78^{Aa}
	Dep.24.saat	3	23,9±3,35^{Aa}	15,70±2,30^{Aa}	54,67±51,89^{Aa}	29,33±28,78^{Aa}	24,33±25,11^{Aa}
	Dep.48.saat	3	22,30±1,57^{Ba}	15,83±2,25^{Aa}	56,00±53,00^{Aa}	31,67±30,22^{Aa}	24,00±24,33^{Aa}
PS 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg	**1. hafta**	3	9,50±5,10^{Ab}	9,43±0,55 ^{Ab}	50,33±18,50^{Aa}	27,33±3,06^{Aa}	24,00±4,00 ^{Aa}
	3. hafta	3	23,80±0,20^{Aa}	13,23±0,06^{Aa}	55,3±52,44^{Aa}	31,33±30,11^{Aa}	24,00±24,00^{Aa}
	5. hafta	3	23,20±3,20^{Aa}	14,23±2,15^{Aa}	53,67±49,56^{Aa}	29,67±29,22^{Aa}	24,67±24,89^{Aa}
	Dep.24.saat	3	24,80±4,90^{Aa}	13,10±0,20^{Aa}	54,00±50,67^{Aa}	29,33±28,78^{Aa}	22,3±22,78^{Aa}
	Dep.48.saat	3	18,03±3,95^{Ba}	10,07±1,80^{Aa}	54,67±53,22^{Aa}	29,67±28,56^{Aa}	23,33±23,78^{Aa}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. ($p < 0.05$).
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı deney grubunda farklı büyük harfler (A, B) zamanlar arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir ($p < 0,05$).

PS 180–212 µm ve PS 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg gruplarında farklı zaman noktalarında ölçülen dolu ve boş ağırlıklar ile X, Y ve Z morfometrik parametrelerine ait ortalama ± standart sapma değerleri Tablo 24'te sunulmuştur. Her iki grupta da ölçümlerin deney süresi boyunca zamana bağlı olarak değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir.

PS 180–212 µm grubunda dolu ağırlık değerleri 1. haftada 23,03 ± 0,15 g olarak ölçülmüş, 3. haftada 24,40 ± 9,40 g'a yükselmiş ve 5. haftada 16,73 ± 1,95 g'a düşmüştür. Depurasyon sürecinde dolu ağırlık değerleri 24. saatte 23,93 ± 3,35 g, 48. saatte ise 22,30 ± 1,57 g olarak belirlenmiştir. Boş ağırlık değerlerinin de benzer şekilde zaman içerisinde dalgalı bir dağılım sergilediği görülmüştür.

PS 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg gruplarında grubunda ise dolu ağırlık değerleri 1. haftada 9,50 ± 5,10 g olarak ölçülmüş, 3. haftada 23,80 ± 0,20 g'a yükselmiş ve 5. haftada 23,20 ± 3,20 g olarak belirlenmiştir. Depurasyon sürecinde dolu ağırlık değerleri 24. saatte 24,80 ± 4,90 g, 48. saatte ise 18,03 ± 3,95 g olarak kaydedilmiştir. Boş ağırlık değerleri de zamanla değişim göstermiştir.

Morfometrik parametreler incelendiğinde, her iki grupta da X, Y ve Z ölçümlerinin zaman noktalarına bağlı olarak farklı ortalama ve standart sapma değerleri sergilediği görülmüştür. Özellikle bazı zaman noktalarında standart sapma değerlerinin yüksek olması, bireyler arası morfolojik varyasyonun PS gruplarında belirgin olduğunu göstermektedir.

Tablo 25. PET 180–212 µm ve PET 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg grubuna ait midyelerde farklı zamanlarda belirlenen dolu ve boş ağırlıklar gram(g) ile X, Y ve Z morfometrik ölçümlerinin ortalama ± standart sapma değerleri (n = 3).

Deney Grupları	Zaman	n	Dolu Ağırlık (g)	Boş Ağırlık (g)	X (mm)	Y (mm)	Z (mm)
PET 180–212 µm	**1. hafta**	3	19,70±1,20^{Aa}	13,03±2,05^{Aa}	51,00±26,15^{Aa}	27,33±6,35^{Aa}	20,33±0,58^{Aa}
	3. hafta	3	26,93±7,85^{Aa}	13,83±2,55^{Aa}	58,67±57,56^{Aa}	32,33±32,78^{Aa}	26,33±27,78^{Aa}
	5. hafta	3	22,43±4,05^{Aa}	13,73±1,65^{Aa}	57,67±55,89^{Aa}	30,6±30,89^{Aa}	25,00±26,67^{Aa}
	Dep.24.saat	3	22,50±3,70^{Aa}	14,30±1,90^{Aa}	55,67±51,56^{Aa}	31,00±31,00^{Aa}	25,33±24,78^{Aa}
	Dep.48.saat	3	16,40±1,64^{Aa}	9,83±0,65^{Aa}	53,33±49,78^{Aa}	29,33±27,78^{Aa}	22,33±21,78^{Aa}
PET 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg	**1. hafta**	3	24,73±1,75^{Ab}	17,50±1,00^{Ab}	58,00±19,97^{Aa}	31,00±7,21^{Aa}	23,33±0,58^{Aa}
	3. hafta	3	18,90±2,30^{Aa}	9,63±0,75^{Aa}	50,00±46,00^{Aa}	27,33±26,78^{Aa}	22,33±22,11^{Aa}
	5. hafta	3	15,40±1,95^{Aa}	9,73±1,45^{Aa}	49,33±46,78^{Aa}	27,67±26,22^{Aa}	20,33±20,11^{Aa}
	Dep.24.saat	3	17,30±2,10^{Aa}	10,47±1,94^{Aa}	50,00±46,67^{Aa}	27,67±26,56^{Aa}	22,00±22,67^{Aa}
	Dep.48.saat	3	23,50±0,00^{Aa}	8,50±0,00^{Aa}	74,00±0,00^{Aa}	38,00±0,00^{Aa}	27,00±0,00^{Aa}

Değerler ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir. ($p < 0.05$).
Aynı sütunda farklı küçük harfler (a, b) deney grupları arasındaki istatistiksel farkı,
Aynı deney grubunda farklı büyük harfler (A, B) zamanlar arasındaki istatistiksel farkı göstermektedir ($p < 0,05$).

PET 180–212 µm ve PET 180–212 µm + 2,5 µg/L Hg gruplarında farklı zaman noktalarında ölçülen dolu ve boş ağırlıklar ile X, Y ve Z morfometrik parametrelerine ait ortalama ± standart sapma değerleri Tablo 25'te sunulmuştur. Her iki grupta da ölçümlerin deney süresi boyunca zamana bağlı olarak değişkenlik gösterdiği belirlenmiştir.

PET 180–212 µm grubunda dolu ağırlık değerleri 1. haftada 19,70 ± 1,20 g olarak ölçülmüş, 3. haftada 26,93 ± 7,85 g'a yükselmiş ve 5. haftada 22,43 ± 4,05 g olarak belirlenmiştir. Depurasyon sürecinde dolu ağırlık değerleri 24. saatte 22,50 ± 3,70 g, 48. saatte ise 16,40 ± 1,64 g olarak kaydedilmiştir. Boş ağırlık değerlerinin de zaman içerisinde dalgalı bir seyir izlediği görülmüştür.

PET 180–212 µm + 2,5 Hg grubunda ise dolu ağırlık değerleri 1. haftada 24,73 ± 1,75 g olarak belirlenmiş, 3. haftada 18,90 ± 2,30 g'a düşmüş ve 5. haftada 15,40 ± 1,95 g olarak ölçülmüştür. Depurasyon sürecine ait ölçümlerde dolu ağırlık değerleri 24. saatte 17,30 ± 2,10 g, 48. saatte ise 23,50 ± 0,00 g olarak belirlenmiştir. Boş ağırlık değerleri de zamanla değişim göstermiştir.

Morfometrik parametreler değerlendirildiğinde, her iki PET grubunda da X, Y ve Z ölçümlerinin zaman noktalarına bağlı olarak farklı ortalama ve standart sapma değerleri sergilediği görülmüştür. Özellikle bazı dönemlerde standart sapma değerlerinin yüksek olması, bireyler arası morfolojik varyasyonun PET gruplarında da belirgin olduğunu göstermektedir.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Tenzile Nisa ÖKSÜZÖMER
Doğum Yeri	
Doğum Tarihi	Tarih girmek için tıklayın veya dokunun.
Uyruğu	☑ T.C. ❒ Diğer:
E-Posta Adresi	
Web Adresi	

Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Fakülte	Su Bilimleri Fakültesi
Bölümü	Su Bilimleri Mühendisliği
Mezuniyet Yılı	25.06.2021

Yüksek Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Balıkçılık ve Su Ürünleri İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı
Programı	Su Ürünleri İşleme Teknolojisi

Doktora	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Anabilim Dalı Adı
Programı	Program Adı

Makale ve Bildiriler

HAKEMLİ KONGRE / SEMPOZYUM BİLDİRİ KİTAPLARINDA YER ALAN YAYINLAR

1. Doğruyol , H., Ulusoy, Ş., Üçok, D., Tosun, Ş. Y., Öksüzömer, T. N., ve Uzun, D., 2024, *A Promising Approach for Preventing Seabream Fillet Contamination: Inulin and Fructooligosaccharide* . 3rd International Aquatic Biotechnology Symposium (pp.49). İstanbul, Turkey
2. Uzun, D., Öksüzömer, T. N., Tosun, Ş. Y., Üçok, D.,2025, Türk somonunda soğuk zincir kırılmasına yönelik farklı senaryoların mikrobiyel etkileri, Türkiye 15. Gıda Kongresi, 162, Sakarya, Türkiye
3. Mol Tokay, S., Uzun, D., ve Öksüzömer, T. N., 2024, *Oyster Shell Powder As A Consumer-Frıendly Natural Preservatıve For Horse Mackerel (Trachurus*

Trachurus) Fıllets. 5th International Congress on Applied Ichthyology, Oceanography and Aquatic Environment ,HydroMediT 2024, pp.528-531, Mitilini, Greece

4. Öksüzömer, T. N., Karslı, O., Tunçelli, G., Gaygusuz, Ö., & Memiş, D., 2018, *Türkiye'nin Yerel ve Yerel Olmayan Alabalık Türleri* . ZMO XI. Öğrenci Kurultayı (pp.1). Ankara, Turkey