



İSKENDERUN TEKNİK

ÜNİVERSİTESİ

LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

Alper YANAR

SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

**DOKTORA
TEZİ**

**İSKENDERUN VE MERSİN
KÖRFEZLERİNDEN AVLANAN
HAS KEFAL (*Mugil cephalus*) VE
LEVREK (*Dicentrarchus labrax*)’TE
MİKROPLASTİK MİKTARI VE
BİSFENOL A BİRİKİMİ**

Alper YANAR

SU ÜRÜNLERİ
ANABİLİM DALI

AĞUSTOS 2023

AĞUSTOS 2023





**İSKENDERUN VE MERSİN KÖRFEZLERİNDEN AVLANAN
HAS KEFAL (*Mugil cephalus*) VE LEVREK (*Dicentrarchus labrax*)’TE
MİKROPLASTİK MİKTARI VE BİSFENOL A BİRİKİMİ**

Alper YANAR

**DOKTORA TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI**

**İSKENDERUN TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

AĞUSTOS 2023

Alper YANAR tarafından hazırlanan “İSKENDERUN VE MERSİN KÖRFEZLERİNDEN AVLANAN HAS KEFAL (*Mugil cephalus*) VE LEVREK (*Dicentrarchus labrax*)’TE MİKROPLASTİK MİKTARI VE BİSFENOL A BİRİKİMİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile İskenderun Teknik Üniversitesi Su Ürünleri Anabilim Dalında DOKTORA TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. Ayşe Bahar YILMAZ

Su Ürünleri Anabilim Dalı, İskenderun Teknik Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum

Başkan: Prof. Dr. Ayşe Bahar YILMAZ

Su Ürünleri Anabilim Dalı, İskenderun Teknik Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum

Üye: Prof. Dr. Yasemin BİRCAN YILDIRIM

Su Ürünleri Anabilim Dalı, İskenderun Teknik Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum

Üye: Prof. Dr. Fatma ÇEVİK

Su Ürünleri Temel Bilimler Anabilim Dalı, Çukurova Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum

Üye: Prof. Dr. Önder DUYSAK

Su Ürünleri Anabilim Dalı, İskenderun Teknik Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum

Üye: Prof. Dr. Argun ÖZAK

Su Ürünleri Yetiştiricilik Anabilim Dalı, Çukurova Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum

Tez Savunma Tarihi: 23/08/2023

Jüri tarafından kabul edilen bu tezin Doktora Tezi olması için gerekli şartları yerine getirdiğini onaylıyorum.

.....

Doç. Dr. Ersin BAHÇECİ

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Müdürü

ETİK BEYAN

İskenderun Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- Tez üzerinde Yükseköğretim Kurulu tarafından hiçbir değişiklik yapılamayacağı için tezin bilgisayar ekranında görüntülediğinde asıl nüsha ile aynı olması sorumluluğunun tarafıma ait olduğunu,
- Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- Tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- Tez çalışmada yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi,
- Kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- Bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu,

bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.

Alper YANAR

23/08/2023

İSKENDERUN VE MERSİN KÖRFEZLERİNDEN AVLANAN
HAS KEFAL (*Mugil cephalus*) VE LEVREK (*Dicentrarchus labrax*)'TE
MİKROPLASTİK MİKTARI VE BİSFENOL A BİRİKİMİ

(Doktora Tezi)

Alper YANAR

İSKENDERUN TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

Ağustos 2023

ÖZET

Plastik atıklar denizel ekosistemlere ulaşarak, bu ortamlarda bulunan canlıları ve dolaylı olarak tüm ekosistemi olumsuz etkilemektedir. Bu olumsuz etkilerin başında atık plastiklerin parçalanarak mikroplastiklere dönüşmesi ve plastik bileşiminde bulunan katkı maddelerinin doğada çözünmesi gelmektedir. Plastik atıkların içerdiği katkı maddelerinden biri de endokrin bozucu ve kanserojen olduğu bilinen Bisfenol-A (BFA)'dır. Bu çalışma ile önemli miktarda plastik atık yüküne maruz kalan İskenderun ve Mersin körfezlerinde bulunan Asi, Deliçay, Ceyhan ve Seyhan nehirlerinin denize döküldüğü bölgelerin yakınlarından, yaz (Ağustos) ve kış (Şubat) mevsimlerinde örneklenen has kefal (*Mugil cephalus*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) bireylerindeki mikroplastik varlığı ve BFA düzeyleri belirlenmeye çalışılmıştır.

Örneklenen kefal ve levreklerin %88'inde mikroplastığe rastlanılmış olup, toplamda 1340 adet mikroplastik tespit edilmiştir. Baskın mikroplastik tipinin fiber (%87), baskın rengin ise siyah (%35) olduğu gözlemlenmiştir. En düşük mikroplastik miktarının II (Dörtüol) no'lu istasyondan örneklenen balıklarda toplam 116 adet, en yüksek ise I (Samandağ) no'lu istasyondan örneklenen balıklarda toplam 576 adet olduğu tespit edilmiştir. Türlerle göre tespit edilen mikroplastik miktarı ise; kefalde 1057 adet (%78) ve levrekte 283 adet (%21) olarak belirlenmiştir. Örneklenen balıklardaki BFA birikim düzeylerinin; kefallerin kas dokusunda $0,057\pm 0,045$ ng/g ile $1,076\pm 0,151$ ng/g aralığında, karaciğer dokusunda $0,056\pm 0,440$ ng/g ile $1,008\pm 0,556$ ng/g aralığında, levreklerin kas dokusunda $0,154\pm 0,048$ ng/g ile $0,961\pm 0,469$ ng/g aralığında, karaciğer dokusunda ise $0,056\pm 0,440$ ng/g ile $0,787\pm 0,431$ ng/g aralığında olduğu tespit edilmiştir. Her iki balık türünde de en düşük BFA birikimi I no'lu istasyon (Samandağ)'dan, en yüksek ise IV no'lu istasyon (Mersin)'dan örneklenen balıklarda saptanmıştır.

Anahtar Kelimeler : İskenderun Körfezi, plastik kirliliği, mikroplastik, bisfenol A, endokrin bozucu, plastik katkı maddesi, levrek, kefal

Sayfa Adedi : 87

Danışman : Prof. Dr. Ayşe Bahar YILMAZ

MICROPLASTIC QUANTITY AND BISPHENOL-A ACCUMULATION
IN GREY MULLET (*Mugil cephalus*) AND SEA BASS (*Dicentrarchus labrax*)
CAUGHT FROM OF ISKENDERUN AND MERSIN BAYS

(Ph. D. Thesis)

Alper YANAR

ISKENDERUN TECHNICAL UNIVERSITY
INSTITUTE OF GRADUATE STUDIES

August 2023

ABSTRACT

Plastic waste reaching marine ecosystems negatively impacts the organisms living in these environments and indirectly affects the entire ecosystem. One of the main negative effects is the breakdown of waste plastics into microplastics and the dissolution of additives found in plastic compositions in nature. One of the additives contained in plastic waste is Bisphenol-A (BPA), which is known to be an endocrine disruptor and a carcinogen. This study attempted to determine the presence of microplastics and Bisphenol-A (BPA), a known endocrine disruptor and carcinogen, in the individuals of flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) and European seabass (*Dicentrarchus labrax*) sampled in the vicinity of the regions where the Asi, Deliçay, Ceyhan, and Seyhan rivers, which are exposed to a significant amount of plastic waste, flow into the Iskenderun and Mersin bays. Samples were collected in the summer (August) and winter (February).

Microplastics were determined in 88% of the sampled mullet and seabass, with a total of 1340 microplastic particles detected. The dominant type of microplastic was fibers (87%), with black being the dominant color (35%). The lowest amount of microplastics were detected in fish sampled from station II (Dörtyol) with a total of 116 particles, while the highest amount was detected in fish sampled from station I (Samandağ) with a total of 576 particles. The amount of microplastics detected by species was 1057 particles (78%) in mullet and 283 particles (21%) in seabass. The accumulation levels of BPA in the sampled fish were as follows: in the muscle tissue of mullet, it ranged from 0.057±0.045 ng/g to 1.076±0.151 ng/g, in the liver tissue, it ranged from 0.056±0.440 ng/g to 1.008±0.556 ng/g. In European seabass, BFA levels in the muscle tissue ranged from 0.154±0.048 ng/g to 0.961±0.469 ng/g, and in the liver tissue, it ranged from 0.056±0.440 ng/g to 0.787±0.431 ng/g. The lowest BFA accumulation was observed in fish sampled from station I (Samandağ), while the highest was observed in fish sampled from station IV (Mersin) for both fish species.

Key Words : Iskenderun Bay, plastic pollution, microplastic, bisphenol A, endocrine disrupter, plastic additive, seabass, mullet

Page Number : 87

Supervisor : Prof. Dr. Ayşe Bahar YILMAZ

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimimden bu yana bana fikir ve görüşleriyle destek olan, kendisiyle çalışmaktan her zaman onur duyduğum danışmanım Prof. Dr. Ayşe Bahar YILMAZ' a sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Lisansüstü eğitimim süresince her zaman desteklerini gördüğüm, değerli görüşleri ile tezime katkı sağlayan, Tez İzleme Komitesi üyeleri Prof. Dr. Fatma ÇEVİK ve Prof. Dr. Yasemin BİRCAN YILDIRIM hocalarıma içten bir teşekkürü borç bilirim.

Tezimin istatistik analizlerine yorum ve yönlendirmeleri ile katkı sağlayan Prof. Dr. Mehmet Fatih CAN hocama, lisansüstü tez projemin yürütücüsü olan ve her zaman desteklerini gördüğüm Prof. Dr. Ahmet BOZKURT hocama teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmamın laboratuvar analizleri sırasında yardımlarını esirgemeyen Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi Teknoloji ve Araştırma Geliştirme Uygulama ve Araştırma Merkezi çalışanları Öğr. Gör. Dr. İrem KARAASLAN, Öğr. Gör. Sara Betül ÖZGEN ve Esra KILINÇ'a içten teşekkürlerimi sunarım.

Tezimin arazi çalışmalarında desteğini ve yardımlarını gördüğüm, İSTE Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi personeli Ömer AYDIN'a, yerel balıkçılar Halil İbrahim GÜNDOĞAN, Erkan AKYOL, Seyhan DEMİR, Ahmet KARATAŞ'a teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmamın yürütülmesi sırasında çokça yardımlarını gördüğüm, değerli dostluklarıyla her zaman yanımda olan kıymetli arkadaşlarım Arş. Gör. Dr. Ece KILIÇ, Dr. Erkan UĞURLU, Öğr. Gör. Mustafa GÜRLEK'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Her zaman yanımda olan ve hayat boyu desteklerini esirgemeyen aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

İSTE Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Müdürü Doç. Dr. Ersin BAHÇECİ'ye ve değerli enstitü çalışanlarına teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışma İskenderun Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü tarafından 2021LTP-09'nolu proje ile desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ÇİZELGELERİN LİSTESİ.....	viii
ŞEKİLLERİN LİSTESİ	xiv
RESİMLERİN LİSTESİ	xvi
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xv
1. GİRİŞ.....	1
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	15
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	23
3.1 Materyal	23
3.1.1 Balık materyali.....	23
3.1.2 Kullanılan kimyasallar ve sarf malzemeleri	24
3.1.3 Kullanılan cihazlar	24
3.2 Yöntem	25
3.2.1 Çalışma alanı ve örnek alma	25
3.2.2. Analizler.....	26
3.2.3. İstatistiksel analizler	31
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	32
4.1 Balıklarda Mikroplastik Birikimi	32
4.2 Balıklarda Bisfenol A Birikimi	44
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	56
6. KAYNAKLAR.....	59
DİZİN.....	71

ÇİZELGELERİN LİSTESİ

Çizelge	Sayfa
Çizelge 1.1 Fonksiyonel plastik katkı maddeleri türleri ve kullanım amaçları	6
Çizelge 1.2 Plastik katkı maddesi olarak kullanılan bazı EBM'ler ve olumsuz etkileri.....	9
Çizelge 1.3 BFA'nın genel özellikleri	11
Çizelge 4.1 Örneklenen balıkların ortalama boy-ağırlık değerleri	32
Çizelge 4.2 Kefal ve levrekte tür, mevsim ve istasyonlara göre mikroplastik dağılımları ..	32
Çizelge 4.3 Dört farklı bölgeden yaz ve kış mevsimlerinde örneklenen kefal ve levreğin kas ve karaciğer dokularında saptanan BFA değerleri.....	45

ŞEKİLLERİN LİSTESİ

Şekil	Sayfa
Şekil 1.1 Büyük Pasifik Çöp Alanı	3
Şekil 1.2 Dünya okyanusları üzerindeki önemli plastik çöp alanları.....	3
Şekil 3.1 Örnekleme istasyonları	25
Şekil 4.1 Kefal ve Levrekte tüm istasyonlarda yaz ve kış mevsiminde tespit edilen tüm plastiklerin renklere göre dağılım oranları.....	33
Şekil 4.2 Örneklenen balıklarda tespit edilen mikroplastik sayılarının istasyonlar, mevsim, balık türü ve balık boylarına göre dağılımları.....	33
Şekil 4.3 Toplam mikroplastik sayısının istasyonlara göre dağılımları.....	35
Şekil 4.4 Mikroplastik renklerinin istasyonlardaki dağılımları	35
Şekil 4.5 Kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının mevsimlere göre dağılımları	36
Şekil 4.6 Kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere göre dağılımları	37
Şekil 4.7 I (Samandağ) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları	38
Şekil 4.8 II (Dörtyol) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları	38
Şekil 4.9 III (Ceyhan) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları	39
Şekil 4.10 IV (Mersin) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları	39
Şekil 4.11 Doğu Akdeniz'de görülen akıntı sistemlerinin mevsimlere göre değişimi	42
Şekil 4.12 Çalışılan 4 istasyon ve 2 mevsimde toplanan kefal ve levrek örneklerinin kas dokularındaki BFA düzeylerinin karşılaştırılması	44
Şekil 4.13 Çalışılan 4 istasyon ve 2 mevsimde toplanan kefal ve levrek örneklerinin karaciğer dokularındaki BFA düzeylerinin karşılaştırılması	45
Şekil 4.14 Kefal ve levreğin kas dokularındaki BFA konsantrasyonlarının tür, mevsim ve istasyonlara göre dağılımı	46

Şekil 4.15 Yaz döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin kas dokusunda BFA birikim düzeyleri.....	47
Şekil 4.16 Kış döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin kas dokusunda BFA birikim düzeyleri.....	48
Şekil 4.17 Kefal ve levreğin kas dokularındaki BFA konsantrasyonlarının tür, mevsim ve istasyonlara göre dağılımı	50
Şekil 4.18 Yaz döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin karaciğer dokusunda BFA birikim düzeyleri.....	51
Şekil 4.19 Kış döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin karaciğer dokusunda BFA birikim düzeyleri.....	52
Şekil 4.20 Yaz ve kış mevsimlerinde dört farklı bölgeden örneklenen kefal ve levreklerin kas ve karaciğer dokularındaki toplam BFA düzeyleri.....	53

RESİMLERİN LİSTESİ

Resim	Sayfa
Resim 1.1 Büyük Pasifik Çöp Alanı'ndan bir görüntü	2
Resim 3.1 Bu çalışmada kullanılan has kefal (<i>Mugil cephalus</i>).....	23
Resim 3.2 Bu çalışmada kullanılan levrek (<i>Dicentrarchus labrax</i>)	24
Resim 3.3 Mikroplastik örneklerinin incelendiği stereo mikroskop sistemi	28
Resim 3.4 Balıklardan elde edilen doku örneklerin etanol-su ile sonik banyoda karışımı..	29
Resim 3.5 Örnek-etanol-su karışımının santrifüj işlemi	30
Resim 3.6 Örneklerin vakum manifoldu kullanılarak katı faz ekstraksiyon kartuşundan geçirilmesi işlemi	30
Resim 4.1 Örneklenen kefal ve levreklerde tespit edilen bazı mikroplastik tipleri	34

SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış simgeler ve kısaltmalar, açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

Simgeler	Açıklamalar
%	Yüzde
°C	Santigrat Derece
µg	Mikrogram
µL	Mikrolitre
µm	Mikrometre
C	Bağımlılık katsayısı
cm	Santimetre
dk	Dakika
dm ³	Desimetreküp
g	Gram
kg	Kilogram
km	Kilometre
km ²	Kilometrekare
L	Litre
m ²	Metrekare
m ³	Metreküp
mg	Miligram
mL	Mililitre
mm	Milimetre
ng	Nanogram

Kısaltmalar**Açıklamalar**

ABD	Amerika Birleşik Devletleri
ABS	Akrilonitril bütadien stiren
ASA	Akrilonitril stiren akrilat
ATM	Atmosfer (basınç)
BFA	Bisfenol A
BFF	Bisfenol F
BFS	Bisfenol S
BHA	Bütillenmiş hidroksianisol
BHT	2,6-di-tert-bütil-4-metilfenol
BPCA	Büyük Pasifik Çöp Alanı
CAS	ABD Kimyasal Özetler Servisi
DBF	Dibütilftalat
DEP	Dietilftalat
DEPH	Di (2 etileksil) ftalat
DNA	Deoksiribo nükleik asit
EBM	Endokrin Bozucu Madde
EDA	Keşifsel Veri Analizi
EFSA	Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi
FDA	Amerika Birleşik Devletleri Gıda ve İlaç Dairesi
GİS	Gastro intestinal sistem
GPS	Küresel uydu konumlandırma servisi
HDPE	Yüksek yoğunluklu polietilen
HPLC	Yüksek Basıncılı Sıvı Kromatografi
IUPAC	Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya Birliği
kPa	Kilo Pascal
MP	Mikroplastik
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NP	Nonifenol
OCU	Ocean Clean Up
OP	Oktil fenol

Kısaltmalar**Açıklamalar (Devam)**

OPFR	Organofosfatlı alev geciktiriciler
PAH	Polisiklik aromatik hidrokarbonlu bileşikler
PCB	Poliklorlu bifeniller
PIA	Plastics Industry Association
PSNP	Polistiren nanoplastik
PVC	Polivinil klorür
SLM	Spesifik migrasyon limiti
TGK	Türk Gıda Kodeksi
U.S. FDA	Amerika Birleşik Devletleri Gıda ve İlaç Dairesi
UV	Ultraviyole
WHO	World Health Organisation (Dünya Sağlık Örgütü)

1. GİRİŞ

Bugün sayısız alanda kullanılan plastiğin hikayesi, 1862’de Alexander Parkes’in, insan yapımı “parkesin” isimli ilk plastiği Londra Uluslararası Fuarı’nda fildişine alternatif ürün olarak tanıtması ile başlamıştır. Tamamen sentetik olan ilk plastik ise 1907 yılında Leo Bakeland tarafından bakalit adıyla üretilmiştir ve modern plastik endüstrisinin başlangıcı olarak kabul edilmektedir. Ancak, plastiğin ve plastik endüstrisinin hızla önem kazanması 2. Dünya Savaşı dönemine rastlamaktadır. Savaş yıllarında İngilizler tarafından keşfedilen polietilen, radar kablolarının yalıtımında kullanılarak, kazandırdığı hafiflik avantajı sayesinde, radarların uçaklara yerleştirilebilmesini mümkün kılmış ve devlet sırrı olarak saklanmıştır. Bunu polistiren ve naylon ’un keşfi izlemiştir. 1939 yılında, sentetik ipek çorap olarak piyasaya sunulan naylon, paraşüt ve halat yapımında kullanılmak üzere ABD ordusu tarafından çokça talep edilmiş ve kullanılmıştır. 1941’de kazara keşfedilen genişletilmiş polistiren ise ısı yalıtkanı ve şok emici olarak kullanılmıştır (PIA [Plastics Industry Association], 2023).

Plastik ve türevleri, 2. Dünya savaşı döneminde, savunma sanayinde çok talep görünce bu arzı karşılamak için plastik ürünler üreten birçok şirket ve üretim tesisleri ortaya çıkmıştır. Ancak, savaşın sona ermesiyle birlikte, plastiğin o günkü esas kullanım alanı olan savunma sanayinin, plastik ürün talebi doğal olarak azalmıştır. Azalan talep ise plastik üreticilerinin geleceklere açısından önemli bir sorun olmuştur. Varlıklarını sürdürmek isteyen plastik üreticileri ise bu soruna çözüm olarak halka yönelik tüketim ürünleri geliştirmeye başlamışlardır. 1950’li yıllara rastlayan bu dönemde birçok yeni plastik türevi geliştirilmiş [polyester, polipropilen, HDPE (yüksek yoğunluklu polietilen) ...vb.] ve yeni plastik tüketim ürünleri piyasaya arz edilmiştir. 1960’lı yıllarda ise bilinen plastik türevlerine yenileri eklenerek, birçok alanda halihazırda kullanılmakta olan hammadde ve malzemelerin yerini almış, plastik üretimi ve tüketimi büyük bir ivme kazanmıştır (PIA, 2023).

1970’lere gelindiğinde ise plastik endüstrisindeki gelişmeler, yeni plastik türevleri ve plastiğin kullanım alanları hızla artmaya ve gündemde kendine yer bulmaya devam ederken, plastik atıkların bertaraf edilmesi, geri dönüşümü ya da depolanması ile ilgili bir eylem ya da plandan bahsedilmemekteydi. Ancak 1971’de Sargasso Denizi’nde, ana karadan 900 km uzakta, nöston örnekleme için bulunan bir gemideki araştırma ekibi, yoğun miktarda

“küçük plastik partiküllere” rastladıklarını rapor etmiştir (Carpenter ve Smith, 1972). Denizlerdeki plastik kirliliğini bildiren bu ilk çalışmanın ardından, doğaya saçılan plastiklerin yok olup gitmedikleri ve çevre sorunlarına yol açacakları anlaşılmış oldu. Fakat plastik atıkların sebep olduğu kirliliğin boyutlarının ne denli büyük olduğunun anlaşılması için biraz daha zaman geçmesi gerekecekti.

1988’de NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration – Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi) araştırmacıları, Pasifik Okyanusu’nda “Merkezi Kuzey Pasifik Girdabı” etki alanında yoğunlaşmış olan “nöstonik plastikleri” incelemişlerdir. Bu alanda bulunan plastik atıkların karakteristik özelliklerini ilk kez tanımlamış ve dünya üzerinde benzer şekilde 5 büyük büyük çöp alanının daha var olabileceğini tahmin ettiklerini rapor etmişlerdir (Day, Shaw ve Ignelli, 1989).

1996 yılında, “Merkezi Kuzey Pasifik Girdabı” üzerindeki rotasında seyreden bir geminin kaptanı olan Charles Moore, okyanusun üzerinde, bugünkü boyutları 1,6 milyon km² (Türkiye’nin yaklaşık 2 katı büyüklüğünde) olan, devasa plastik atık yığını ile karşılaştığını duyurmuş ve kamuoyunun dikkatini plastik kirliliğine çekmeyi başarmıştır (Moore, 2003; OCU [The Ocean Clean Up], 2023; Rochman, 2020) (Resim 1.1). Kaptan Moore’nin karşılaştığı bu alan, 1988 yılında NOAA araştırmacılarının tanımladığı “nöstonik plastik” kaplı alandır ve daha sonra “Büyük Pasifik Çöp Alanı (BPÇA-Great Pacific Garbage Patch)” olarak isimlendirilmiştir (Şekil 1.1).

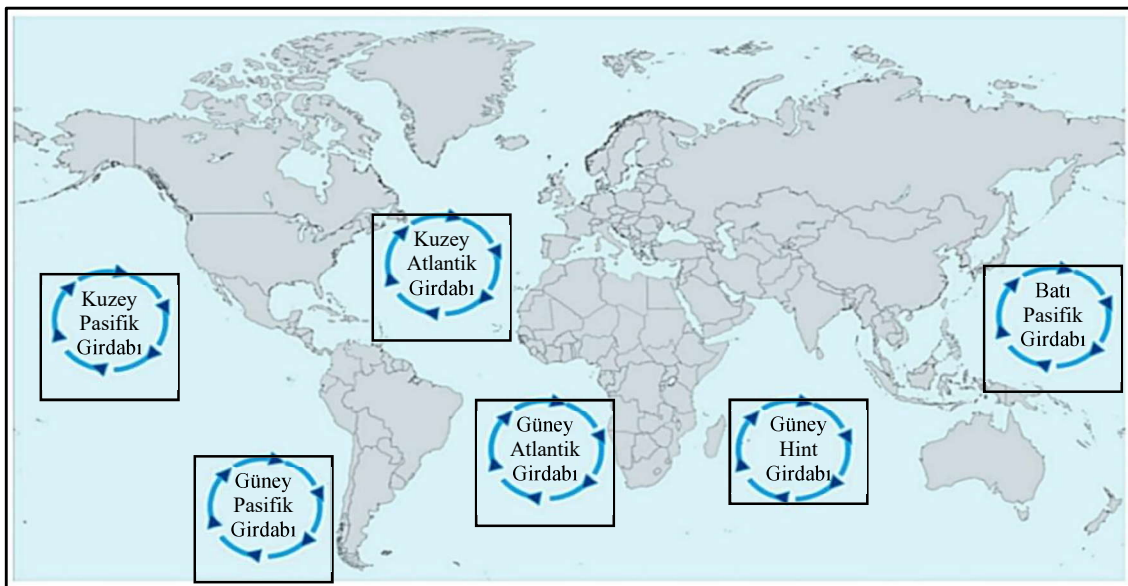


Resim 1.1 Büyük Pasifik Çöp Alanı’ndan bir görüntü (OCU, 2023)



Şekil 1.1 Büyük Pasifik Çöp Alanı (OCU, 2023)

Sonraki yıllarda yapılan çalışmalar ise, NOAA araştırmacılarının daha önce tahmin ettiği üzere, Dünya okyanusları üzerindeki girdap akıntıları çevresinde BPÇA' ya benzer 5 büyük önemli plastik çöp alanı daha keşfedilmiştir (Şekil 1.2) (Filho, Hunt ve Kovaleva, 2021).



Şekil 1.2 Dünya okyanusları üzerindeki önemli plastik çöp alanları (Filho ve diğerleri, 2021)

Bu büyük çöp alanlarının oluşmasının temel sebebi kullanılan plastiklerin büyük bir kısmının geri dönüştürülememesi ve doğaya yayılmasıdır. 1950-2015 yılları arasında toplamda 8,3 milyar ton plastik üretilmiş, bu miktarın %76'lık bölümü atık plastiğe dönüşmüştür. Atık plastiğin (6,3 milyar ton) ise; yalnızca %9'u geri dönüştürülmüş (%9'luk bölümünde yalnızca %1'i birden fazla kez geri dönüştürülebilmiştir), %12'si yakılmış ve geri kalan %79'u (4,97 milyar ton) ise karasal alanlarda depolanmış ve/veya doğaya yayılmıştır (Geyer, Jambeck ve Law, 2017).

Geri dönüştürülemeyen bu plastik atıklar denizlere ve okyanuslara ulaştıklarında, sebep oldukları kirlilik doğrudan ya da dolaylı olarak birçok denizel canlı türünü, populasyonları ve ekosistemi zincirleme olarak etkilemektedir. Plastik kirliliğinin denizel ekosisteme etkileri, atıkların boyutuna göre makroplastikler (> 25mm), mezoplastikler (5-25 mm), mikroplastikler (100 nm-5mm) ve nanoplastikler (<100nm) olarak sınıflandırılarak incelenmektedir (Gigault ve diğerleri, 2018; Romeo ve diğerleri, 2015).

Makroplastikler denizel ortama yayıldığında;

- Canlılar tarafından yutulularak sindirim sistemlerinin bloke olması sonucunda beslenme aktivitelerinin bozulmasına (Reynolds ve Ryan, 2018; Santos, Andrades, Boldrini ve Martins, 2015)
- Fouling organizmaların yüzeylerine tutunarak akıntılarla sürüklenmesine ve istilacı türlerin yayılmasına (Kiessling, Gutow ve Thiel, 2015; Rech, Borrell Pichs ve García-Vazquez, 2018)
- Çeşitli nedenlerle ağırlaşarak dibe batması sonucunda dip yapısının bozulmasına ve demersal canlıların etkilenmesine (Barrett ve diğerleri, 2020)
- Su altındaki görüşü azaltarak, av avcı ilişkisinin bozulmasına (Trotter, Ramsperger, Raab, Haberstroh ve Laforsch, 2019)
- Canlıların vücutlarına dolaşarak ya da "hayalet avcılık" yaparak canlıların ölümlerine (Richardson ve diğerleri, 2019)
- Sucul ortamda bulunan hidrofobik yapıdaki toksik maddeleri adsorbe ederek bu maddelerin plastiklerle birlikte taşınmasına sebep olmaktadır (Guo ve Wang, 2019).

Bu etkilerinin yanı sıra makroplastikler UV, sıcaklık, pH, deniz suyunun kimyasal yapısı gibi parametrelerin etkisi sonucu parçalanarak mikroplastiklere dönüşürler.

Mikroplastikler ise;

- Canlıların solungaç yapılarında birikerek solunum yüzey alanının daralmasına ve osmoregülasyonun bozulmasına (Watts ve diğerleri, 2016)
- Canlılar tarafından yutularak sindirim sistemlerinin bloke olmasına (Reynolds ve Ryan, 2018)
- Mikrobiyotanın tutunması için yüzey alanı teşkil ettiğinden ve antibiyotik gibi maddeleri adsorbe etmesinden dolayı, yüzeylerinde antibiyotiğe dirençli organizmaların üremesine ve bu organizmaların farklı bölgelere yayılmasına
- Sucul ortamlarda bulunan antibiyotikler (Atugoda ve diğerleri, 2020), pestisitler (Jiang ve diğerleri, 2020), ağır metaller (Brennecke, Duarte, Paiva, Caçador ve Canning-Clode, 2016), PAH (polisiklik aromatik hidrokarbonlu bileşikler) (Sørensen, Rogers, Altin, Salaberria ve Booth, 2020), PCB (poliklorlu bifeniller) (Van Der Hal ve diğerleri, 2020), alev geciktiriciler (Jang ve diğerleri, 2017) gibi birçok kirletici maddeyi adsorbe ederek yüzeylerinde biriktirmelerine neden olmaktadır. Bir canlı tarafından yutulduklarında ise, adsorbe etmiş oldukları bu maddelerin canlının sindirim sisteminde çözünmesiyle, vücutta birikmesine yol açabilmektedirler.

Ayrıca mikroplastikler av-avcı ilişkisi ile besin zinciri boyunca kümülatif bir artış ile üst basamaklara aktarılırlar. Bu durum mikroplastiklerin etki alanının ekosistemleri kapsamasına neden olur (Waring, Harris ve Mitchell, 2018).

Plastiklerin yukarıda bahsedilen etkilerine ek olarak, plastiklerin üretim basamakları sırasında farklı fonksiyonel özelliklerin kazandırılabilmesi amacıyla plastik bileşimine ilave edilen katkı maddeleri de (Çizelge 1.1) sucul canlılar ve ekosistem üzerinde olumsuz etkilere sebep olmaktadır.

Çizelge 1.1 Fonksiyonel plastik katkı maddeleri türleri ve kullanım amaçları

Katkı maddesi türü	Kullanım amacı	Örnek
Plastikleştiriciler	Polimerleri yumuşatmak ve esneklik kazandırmak	<ul style="list-style-type: none"> • Ftalatlar • Tris (2-kloroetil) fosfat • Di (2 etileksil) ftalat (DEPH)
Alev Geciktiriciler	Tutuşmayı ve alev almayı önlemek	<ul style="list-style-type: none"> • Poli (bromo difenil esterler) • Organofosforlar
Antioksidanlar	Kullanım ve hava koşullarına maruz kalma sırasında renk atmasını ve bozulmayı önlemek	<ul style="list-style-type: none"> • Bisfenol A • Oktilfenol • Nonifenol (NP) • Alkilfenoller • Laktonlar • Hidrosiklamınler • Engellenmiş fenoller
Isı stabilizatörleri	İşleme sırasında termal bozulmayı önlemek	<ul style="list-style-type: none"> • Dialkil maleatlar • Lauretler • Kalay dialkil merkaptidleri
Dolgu maddeleri	Mekanik güçlendirme veya formülasyon maliyetini azaltmak	<ul style="list-style-type: none"> • Kil • Silika • Cam • Talk • Asbest • Alüminyum
Etki değiştiriciler	Sert parçaların fiziksel özellik gereksinimlerini karşılamak için esnekliği ve darbe dayanımını artırmak	<ul style="list-style-type: none"> • Akrilonitril bütadien stiren (ABS) • Akrilonitril stiren akrilat (ASA)
Renklendiriciler	İstenilen renk tonunu vermek ve renk stabilitesini sağlamak	<ul style="list-style-type: none"> • Kadmiyum bileşikler • Krom bileşikler • Kurşun bileşikler • Kobalt bileşikler • Titanyum dioksit
Yağlayıcılar	Plastiğin işlenmesini kolaylaştırmak (düşük sıcaklık, hızlı işleme süresi)	<ul style="list-style-type: none"> • Mumlar • Yağlar • Polimerik alkollerin uzun zincirli esterleri
Işık stabilizatörleri	Işık kaynaklarına maruz kaldığında plastiğin bozulmasını önlemek	<ul style="list-style-type: none"> • Engellenmiş amin ışık stabilizatörleri, benzofenon ışık emici bileşikler

Çizelge 1.2 Fonksiyonel plastik katkı maddeleri türleri ve kullanım amaçları (Devam)

Katkı maddesi türü	Kullanım amacı	Örnek
UV stabilizatörleri	Plastiğin ultraviyole (UV) ışığın bozucu etkisinden korumak ve UV altında bile stabil kalmasını sağlamak	<ul style="list-style-type: none"> • Benzotriazole
Stabilizörler	Plastiğin kararlılığını korumak	<ul style="list-style-type: none"> • Bisfenol A • Nonifenol
Monomerler ve katalizörler	Reaksiyona girmemiş monomerleri veya polimer sentezinden kalanları katalize etmek	<ul style="list-style-type: none"> • Bisfenol- A • Stiren • Antimon
Diğer (Anti-statik, Anti-mikrobiyal vb)	Diğer özel amaçlar	<ul style="list-style-type: none"> • Gümüş • Tiyabendazol • Alifatik aminler

Plastik bileşiminde bulunan bu katkı maddelerinin birçoğu canlılar üzerinde nörolojik, karsinogenik, immünotoksik, organ toksisitesi, gelişim ve üreme bozuklukları gibi olumsuz etkilere sebep olmaktadır. Örneğin; PVC (polivinil klorür) plastiklerin bileşiminde plastikleştirici olarak kullanılan DEPH [di (2eteksil) ftalat] hayvanlar ve insanlar üzerinde karsinogenik etki göstermektedir (Campanale, Massarelli, Savino, Locaputo, ve Uricchio, 2020). Organofosfatlı alev geciktirici katkı maddeleri (OPFR)'nin memeliler, kuşlar ve balıklar üzerinde nörotoksik özellik gösterdiği, metabolik proseslerde değişikliğe ve oksidatif strese sebep olduğu, karaciğer ve böbrekte hasara sebep olduğu rapor edilmiştir (Du ve diğerleri, 2019). Benzer şekilde, (K. Li ve diğerleri, 2020) tarafından yapılan bir çalışmada UV stabilizatörü olarak plastiğe ilave edilen benzotriazol' ün zebra balığı beyinde, karaciğerinde ve embriolarında birçok bağışıklık yanıtı genini değiştirdiği gösterilmiştir. Ayrıca, (Liu ve Mabury, 2020), plastik üretiminde antioksidan olarak kullanılan BHT (2,6-di-tert-bütil-4-metilfenol) ve BHA (bütillenmiş hidroksianisol)'nın karaciğer ve böbrekte hasara sebep olduklarını, "endokrin bozucu" etki göstererek üreme ve lipit metabolizmasına zarar verdiğini bildirmişlerdir.

Plastiklerin bileşiminde kullanılan katkı maddelerinin büyük bir çoğunluğunun "endokrin bozucu" özellik gösterdiği bilinmektedir (Lynch, Knauer ve Shaw, 2022). Endokrin bozucular Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından; "endokrin sistemin fonksiyonlarını değiştiren ve o organizmanın soyunda veya alt popülasyonlarında sorunlarına sebep olan eksojen bir madde veya karışımıdır." şeklinde tanımlanmıştır (WHO [World Health

Organization], 2002).

Endokrin sistem; çok hücreli canlıların vücutlarında gerçekleşen biyolojik süreçlerin koordinasyonu ve uyumunu sağlamak üzere sinir sistemi ile birlikte çalışan kritik bir sistemdir. Endokrin sistem büyüme, üreme, glukoz ve lipid metabolizması, stres yanıtı gibi temel görevlerin yan sıra hayati öneme sahip birçok biyolojik süreçlerin işlemesinden sorumludur. Bu süreçlerin uyumlu bir şekilde yürütülmesi, vücudun farklı bölgelerine dağılmış olarak bulunan salgı bezleri, hormon üreten dokular, hormonlar ve kimyasal mesajcılar ile hedef hücrelerde bulunan hormon reseptörlerinin birlikte çalışmasıyla mümkün olmaktadır (Raven, Raven ve Chew, 2022).

Salgı bezleri ve dokular tarafından salgılanan hormonlar, kanda taşınmak üzere modifiye edilir ve taşıyıcı proteinlere bağlanır. Daha sonra hedef hücrelere ulaşır ve hücre yanıtını aktive etmek için hücreye sinyal ileten hücrel reseptörlere bağlanır. Endokrin Bozucu Madde (EBM)'ler ise bu aşamalardan biri ya da birkaçını, hormonları taklit veya antagonize ederek bozabilirler. Ayrıca son yapılan çalışmalar EBM'lerin bu etkilerle sınırlı kalmayıp;

- salgı bezlerindeki hormonların sentezini değiştirdiğini
- konjugasyon enzimlerinin aktivitesini bozduğunu
- taşıyıcı proteinlere hormonların yerine bağlanarak biyoyararlanımı olumsuz etkilediğini
- hormon metabolizmasını ve atılımını değiştirdiğini
- hedef hücrelerdeki hücre başına düşen reseptör sayısını değiştirdiğini göstermiştir (Darbre, 2022).

EBM'ler doğal hormonlar ve kimyasal mesajcılardan farklı olarak, hedef dokuyu etkiledikten sonra vücut tarafından kolaylıkla ortadan kaldırılamaz ve seviyeleri düzenlenemez. Bu özellikleri nedeniyle hedef doku/hücre' ye mesaj iletdikten sonra ortadan kaldırılması ya da seviyesi azaltılması gereken hormon seviyeleri ayarlanamaz ve hedef doku sürekli olarak sinyal iletimine maruz kalır. EBM'lerin bu etkilerinin sonucunda; EBM'nin türü, etkilediği hormon ve hedef hücrelere bağlı olarak, vücutta normal olmayan metabolik faaliyetler görülür. Bu anormal metabolik faaliyetler sonucunda canlının homeostatik dengesi bozularak metabolik hastalıklar ortaya çıkmaktadır. Çizelge 1.2'de farklı araştırmacılar tarafından rapor edilmiş, EBM'lerin sebep olduğu hastalıklar

verilmiştir.

EBM'lerin hormonlardan ayrılan bir diğer özelliği ise yağ dokuda birikme eğiliminde olmalarıdır. Yağ dokuda biriken endokrin bozucular, yavaş salınım ile vücutta sürekli etki göstermeye devam eder ve bu durum kronik hastalıkların ortaya çıkmasına neden olur (Zoeller ve diğerleri, 2012). Ayrıca, yağ dokuda birikmeleri beslenme ilişkileri vasıtasıyla EBM'lerin besin zinciri boyunca besin piramidinin üst basamaklarına artarak aktarılmasına yol açmaktadır. Bu durum ise toksik etkinin bireyler ve popülasyonlarla sınırlı kalmayarak komüniteler ve ekosistemlere de yayılması anlamına gelmektedir (Barouki, 2017; Jain, 2023).

Çizelge 1.3 Plastik katkı maddesi olarak kullanılan bazı EBM'ler ve olumsuz etkileri

EBM	Kullanım amacı	Hedef sistem/doku/organ	Endokrin bozucu etkisi	Kaynak
Nonifenol (NP)	Antioksidan	İmmün sistem ve solunum sistemi	Proinflamatuar sitokin artışı ve alarjik akciğer inflamasyonu	(Hung ve diğerleri, 2013)
Parabenler (metil-, etil-, n-propil-, izopropil, n-bütül-, izobütül, benzil)	Koruyucu	-Östrojen ve androjen metabolizması -Tiroid metabolizması -adipöz doku	-Meme kanseri -Tiroid hormonu üzerinde antogonistik etki - obezite	(Darbre ve Harvey, 2008) (Hu ve diğerleri, 2013) (Taxvig ve diğerleri, 2008)

Çizelge 1.4 Plastik katkı maddesi olarak kullanılan bazı EBM'ler ve olumsuz etkileri (Devam)

EBM	Kullanım amacı	Hedef sistem/doku/organ	Endokrin bozucu etkisi	Kaynak
Mono-(2- etilheksil) ftalat	Plastikleştirici	-Fetüs -Erkek Üreme sistemi	-Gebelik süresinin kısalması -Sperm DNA hasarı	(Latini ve diğerleri, 2003) (Hauser ve diğerleri, 2007)
Benzotriazol	UV stabilizatörü		Oksidatif stres ve genotoksik etki	(Kim ve diğerleri, 2022)
Bromlu organik bileşikler	Alev geciktirici	Tiroid, östrojen metabolizması, sinir ve dolaşım sistemi	-Tiroid ve östrojen engelleyici etki -Nörolojik davranış bozuklukları - Kardiyovasküler hastalıklar	(Feiteiro, Mariana ve Cairrão, 2021)
BFA (Bisfenol A)	Stabilizatör ve monomer	-Yumurtalık sıvısı -Yumurtalıklar -glokoz metabolizması	-Fetüs hasarı -Polikistik over sendromu -Üreme sistemi kanserleri - Diyabet	(Ikezuki, Tsutsumi, Takai, Kamei ve Taketani, 2002) (Vagi ve diğerleri, 2014) (Alonso-Magdalena ve diğerleri, 2010)

Bugün, kormuniteleri ve ekosistemleri etkileyen 1000'den fazla maddenin endokrin bozucu özelliğe sahip olduğu bilinmektedir (Tikariha, 2023). Bu endokrin bozucu maddelerden

biride plastik üretiminde katkı maddesi olarak kullanılan Bisfenol A (BFA)'dır. BFA'nın genel özellikleri Çizelge 1.3'te sunulmuştur.

Çizelge 1.5 BFA'nın genel özellikleri

Genel adı	Bisfenol A
IUPAC adlandırması	2,2-bis(4-hidroksifenil) propan
CAS numarası	80-05-7
Kimyasal formülü	$C_{15}H_{16}O_2$
Yapısal formülü	$(CH_3)_2-C - (C_6H_4-OH)_2$
Moleküler ağırlığı	228.9
Erime sıcaklığı	153-156°C
Kaynama sıcaklığı	220°C (0.5 kPa)
Alevlenme sıcaklığı	270°C
Uçuculuğu	193°C (1 atm basınçta)
Sudaki çözünürlüğü	(25°C) 120 mgL ⁻¹

Yıllık arzı 10 milyon ton civarında olan BFA (Huelsmann, Will ve Carasek, 2021), en çok üretilen kimyasallardan biri olup, yaklaşık %65'i polikarbonat, %35'i epoksi rezin yapımında ve kalan %5'i ise diğer uygulamalarda kullanılmaktadır (Hahladakis, Iacovidou ve Gerassimidou, 2023).

İlk olarak 1891 yılında Aleksandr Dianin tarafından laboratuvar koşullarında sentezlenen BFA'nın, 1930'larda östrojen hormonu ile benzer biyokimyasal özelliklere sahip olduğu keşfedilmiştir. BFA, östrojen hormonuna olan bu benzerliği sebebiyle östrojen replasman tedavisinde kullanılmak üzere bir dönem farmasötik olarak kullanılmıştır (Qadeer, Kirsten, Ajmal, Jiang ve Zhao, 2022; Vandenberg, Hauser, Marcus, Olea ve Welshons, 2007). Ancak, 1953 yılında BFA'nın plastik katkı maddesi olarak bileşiminde yer aldığı polikarbonat rezinin keşfedilmesi ve 1957 yılında polikarbonat-plastik tüketim ürünlerinin piyasaya arz edilmesiyle birlikte BFA içeren ürünler tüketicilerin kullanımına sunulmuştur (Caliendo, 2012). 1963 yılında FDA (Amerika Birleşik Devletleri Gıda ve İlaç Dairesi)'nin polikarbonat rezinin gıda ile temas eden ürünlerde kullanımına onay vermesiyle birlikte BFA içeren biberon, su ve içecek şişesi, gıda saklama kapları ve konserve kutuları gibi ürünler üretilmeye başlanmıştır (FDA [Food And Drug Administration], 2023; Vandenberg

ve diğ erleri, 2007).

Ancak sonraki yıllarda yapılan ç alışmalarla BFA'nın gıda ile temas halindeki plastiklerden migrasyon yoluyla gıdalara geçtiğ i ve gıdalar ile birlikte vücuda alınan BFA'nın da yağ dokuda biriktiğ i tespit edilmiştir (Vandenberg ve diğ erleri, 2007).

BFA'nın migrasyon ile gıdalara ulaş masının yanı sıra plastik kirliliğ inin bir sonucu olarak da gıdalarda bulunabildiğ i bildirilmiştir. Plastik kirliliğ i nedeniyle doğ aya yayılan plastiklerin iç erdikleri BFA ve benzeri katkı maddelerinin;

- Canlıların bulunduğ u ortamlardaki mikroplastiklerin canlılar tarafından yutulması ve plastiklerin iç erdiğ i BFA'nın sindirim sistemlerinde ç özünenek vücuda alınması
- Plastik atıkların bileşiminde bulunan BFA'nın ç özünenek doğ al ortama karışması sonucunda, ortamda bulunan canlılar tarafından solunum, difüzyon ve diğ er yollarla vücuda alınması
- BFA birikimine maruz kalan canlıların diğ er canlılar tarafından tüketilmesi (besin piramidi) yollarını izleyerek ortamda bulunan canlıların vücutlarına ulaştığ ı yapılan ç alışmalarla gösterilmiştir (Darbre, 2022).

Bu canlılarında gıda olarak tüketilmesinin, BFA alımını arttırdığ ı bildirilmiş (Er, 2010), insan kanında, idrarda, amniyotik sıvıda, fetüste, göbek kordonu kanında BFA'ya rastlandığ ı rapor edilmiştir (Vandenberg ve diğ erleri, 2007).

Ç eşitli yollarla vücuda alınan BFA'nın östrojen reseptörleri ile etkileşime girdiğ i, adrenal ve tiroit hormon sistemlerini etkilediğ i, merkezi sinir sistemi ve immün sistemlerde fonksiyon bozukluklarına yol açtığ ı, kadın ve erkek kısırlığ ı, erken ergenlik, hormonal kaynaklı tümörler, meme ve prostat kanseri ve polikistik ovaryum sendromuna sebep olduğ u rapor edilmiştir (Darbre, 2022; Konieczna, 2015).

BFA, canlıları bireysel olarak etkilediğ i gibi populasyon ve kommunit e düzeyinde de olumsuz etkilere sebep olabilmektedir. Bazı ç alışmalar; BFA'nın populasyonlardaki dişi/erkek oranlarını önemli ölçüde deđ iştirerek, populasyonların büyüme parametrelerinde ve dolayısıyla komünitelerin yapısında bozulmalara yol açabileceğ ini bildirmektedir (Canesi ve Fabbri, 2015; Drastichová ve diğ erleri, 2005; Y. Li ve diğ erleri, 2015).

1990'lı yılların başında fark edilen BFA'nın bu olumsuz etkileri sonucu birçok ülkede gıda ve çevresel ortamlarla ilgili sınır değerler belirlenmiştir. BFA, çevre ve insan sağlığı açısından, dünyada ilk kez Nisan 2008'de Kanada'da toksik madde olarak ilan edilmiş, Federal Sağlık ve Çevre Bakanlığı, BFA içeren polikarbonat bebek biberonlarının satışı ve ihracatı ile ilgili sınırlamalar getirmiştir (Health Canada, 2008; Mittelstaedt, 2008). Bebek biberonlarında BFA'nın kullanımı 2011 yılında Türkiye ve Avrupa Birliği Ülkeleri, 2012 yılında da Amerika Birleşik Devletleri'nde tamamen yasaklanmıştır (Sur, Oral, Erkekoğlu ve Kocer-Gumusel, 2017; TKG [Türk Gıda Kodeksi], 2011).

EFSA, BFA'nın günlük tolere edilebilir düzeyini önce 50 µg/kg olarak belirlemiş, 2015 yılında bir güncelleme yayınlarak 4 µg/kg olarak belirlendiğini duyurmuştur (EFSA [European Food Safety Authority], 2015). Türkiye'de ise Türk Gıda Kodeksi SML (spesifik migrasyon limiti)'yi 0,05 mg/kg olarak belirlemiştir (TGK, 2015).

BFA'nın çevre ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri, yapılan çalışmalarla gösterildikçe konunun önemi giderek artmaktadır (Vom Saal ve Vandenberg, 2021). Bu nedenle BFA'nın yeryüzündeki dağılımının belirlenmesi ve ekosistemlerdeki kontaminasyon düzeyinin izlenmesi mevcut durumun analiz edilebilmesi açısından önem arz etmektedir. Ancak BFA'nın sucul ekosistemlerdeki dağılımı konusunda yeterli veri bulunmamaktadır (Corrales ve diğerleri, 2015; Özhan ve Kocaman, 2019).

BFA düzeylerinin izlenmesinin önem arz ettiği bölgelerden biri de dünya üzerindeki en yoğun plastik kirliliğinin görüldüğü yerlerden biri olan Akdeniz'dir (Ruiz-Orejón, Sardá ve Ramis-Pujol, 2016). Özellikle Kuzeydoğu Akdeniz'de yer alan İskenderun Körfezi, çevresinde bulunan endüstriyel tesisler, deniz trafiği ve yoğun antropojenik aktiviteden kaynaklanan plastik kirliliğine maruz kalmaktadır (A.B. Yılmaz, Uyğur, Yanar ve Ayan, 2017). Ayrıca Akdeniz'deki akıntıların Kuzey Afrika ve Doğu Akdeniz'den, Asi Nehri'nin Lübnan ve Suriye'den, Ceyhan Nehri'nin çevre yerleşim bölgelerinden taşıdığı plastik atıklar İskenderun Körfezi ve çevresinde yoğunlaşmaktadır (El-Geziry ve Bryden, 2010; A. B. Yılmaz ve diğerleri, 2019; A.B. Yılmaz ve diğerleri, 2017). İskenderun Körfezi ve çevresinde, plastik atıkların ve mikroplastik yoğunluğunun belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmalar da bu bölgedeki plastik kirliliğinin giderek artış gösterdiğini rapor etmektedir (Gündoğdu ve Çevik, 2017; A. B. Yılmaz ve diğerleri, 2019; A. B. Yılmaz ve diğerleri,

2017).

İskenderun Körfezi, ekolojik açıdan birçok denizel canlı türünü barındırmasının yanı sıra, su ürünleri üretimi ve tüketimi açısından da büyük bir öneme sahiptir. Plastik atıkların ve mikroplastiklerin İskenderun Körfezi'nde birikmeye devam etmesi, BFA' nın da deniz suyundaki ve denizel canlıların vücudundaki birikim düzeylerinin artabileceğini işaret etmektedir. Bu nedenle, İskenderun Körfez'i ve çevresindeki su kütlelerinin BFA düzeylerinin ve bölgede yaşayan sucül canlılardaki BFA biyobirikimlerinin izlenmesi önem arz etmektedir.

Bu çalışma ile önemli miktarda plastik atık yüküne maruz kalan İskenderun Körfezi ve yakın çevresinde bulunan Asi, Deliçay, Ceyhan ve Seyhan nehirlerinin denize döküldüğü bölgelerin yakınlarından, yaz (Ağustos) ve kış (Şubat) mevsimlerinde örneklenen bentik ve bentopelajik balık türleri [levrek (*Dicentrarchus labrax*) ve kefal (*Mugil cephalus*)] üzerinden mikroplastik ve BFA düzeylerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu çalışmadan elde edilen veriler ile (1) İskenderun Körfezi ve yakın çevresinden yakalanan levrek ve kefallerin sindirim sistemindeki mikroplastik miktarının, kas ve karaciğer dokularındaki BFA birikim düzeylerinin belirlenmesi, (2) levrek ve kefaldeki mikroplastik ve BFA düzeylerinin yaz ve kış mevsimindeki değişimlerinin belirlenmesi, (3) sonraki izleme çalışmalarına referans oluşturulması hedeflenmiştir.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

A. B. Yılmaz, Başusta ve İşmen (2002), İskenderun Körfezindeki plastik materyallerin menşesine göre ve aylık dağılımını incelemiş, körfezdeki en düşük plastik yoğunluğunun nisan ayında (247 g) ve en yüksek temmuz ayında (2519 g) bulunduğunu tespit etmiş, yaklaşık olarak km^2 ye düşen toplam plastik miktarını 16,4 kg olarak hesaplamışlar, atıkların %32 'sinin yabancı menşeli olduğunu bildirmişlerdir.

A. B. Yılmaz ve diğerleri (2017), İskenderun Körfezinde artan makro plastik kirliliğinin yoğunlaştığı noktaları belirlemek üzere yaptıkları çalışmada Samandağ açıklarında, makro plastiklerin yoğunlaştığı bir alan keşfetmiş, bu bölgedeki plastik atıkların hareketlerini GPS vericileri ile izlemişler, makro plastiklerin kuzey akıntıları ile Samandağ, Çevlik, İskenderun yönünde sürüklendiklerini rapor etmişlerdir.

Gündoğdu, Çevik ve Karaca (2017), Mersin Körfezi'ndeki plastik kirliliği ile fouling organizmalar arasındaki ilişkiyi ve plastik dağılımını incelemişler; 9 farklı tipte plastik ve bu plastiklerin üzerinde bulunan 17 farklı tür fouling organizma tespit etmişler, plastiğin yüzey alanı ile fouling organizma miktarı arasında pozitif bir ilişki bulunduğunu, körfezde $86,3 \text{ kg/km}^2$ yoğunlukta plastik atık bulunduğunu rapor etmişlerdir.

A. B. Yılmaz ve diğerleri (2019) İskenderun Körfezi ve Samandağ Bölgesi'ndeki makro plastiklerin atık yükünün önemli bir bölümünün Asi Nehrinden geldiğini, %52,3'ünün yabancı menşeli olduğunu ve kuzey akıntılarının etkisi ile Suriye kıyılarını takip ederek körfeze ulaştığını bildirmişlerdir.

Gündoğdu ve Çevik (2019) İskenderun Körfezi'nde plastik kirliliğine maruz kalan 13 kumsalda makro ve mezo plastik dağılımlarını inceledikleri çalışmada ortalama $12,3 \text{ g/m}^2$ plastik bulunduğunu, örnekleme oluşturan plastiklerin %59,4'ünün 2,5 cm'den küçük olduğunu, en yüksek plastik konsantrasyonun ise Dört Yol İstasyonu'nda ($46,2 \text{ adet/m}^2$) gözlemlendiğini bildirmişlerdir.

Mutlu, Özvarol, Şahin, Duman ve Karaca (2020) Antalya-Muğla arasındaki kıyısız alanları kapsayan 66 istasyonda duran deniz çöplerinin kompozisyonu ve yoğunluğunu belirlemek

üzere yaptıkları çalışmalarında; atık yoğunluğunu 18 kg/km^2 olarak hesaplamış, atık yoğunluğunun %26'lık en büyük bölümünü plastik atıkların oluşturduğunu bildirmişlerdir.

Büyükdeveci ve Gündoğdu (2021) İskenderun Körfezi'ndeki atık yoğunluğunu ve dağılımını belirlemek üzere yaptıkları çalışmada, $450,94 \text{ adet/km}^2$ ($90,34 \text{ kg/km}^2$) yoğunlukta atık tespit ettiklerini, bu atıkların yaklaşık %87'sini plastiklerin oluşturduğunu rapor etmişlerdir.

Aytan ve diğerleri (2022), Finike açıklarında bulunan denizel koruma alanındaki yüzer makro atıkların dağılımını ve miktarını belirlemek üzere yaptıkları çalışmada; mayıs ve eylül aylarındaki atık yoğunluğunu sırasıyla 145 adet/km^2 ve 82 adet/km^2 ve ortalama toplam yoğunluğu $22,8 \text{ adet/km}^2$ olarak hesaplamış, plastiklerin yüzer çöplerin %98,8'ini oluşturduğunu, örneklenen plastik atıklar arasında şeffaf ve beyaz rengin çoğunlukta olduğunu bildirmişlerdir.

A. B. Yılmaz ve diğerleri (2022) İskenderun Körfezi ve Samandağ Bölgesi'ndeki plastik yoğunluğu ve dağılımlarını belirlemek üzere, dip ve çerçeve trol kullanarak 35 dip ve 25 yüzey örnekleme gerçekleştirilmiş, deniz tabanındaki plastik atık yoğunluğu $0,126 \text{ g/m}^2$ ve yüzeydeki yoğunluğu ise $0,052 \text{ g/m}^2$ olarak belirlemişler. Körfezdeki plastik yoğunluğunun deniz tabanında 400 ton ve yüzeyde 150 ton civarında olduğunu bildirmişlerdir.

Gürbüz (2017) Marmara Denizi'ndeki MP (mikroplastik) karakterizasyonu ve dağılımını araştırdığı çalışmada, Marmara Denizi genelinde mikroplastik yoğunluğunu yüzen 2373 adet/m^2 , askıda 1405 adet/m^2 ve sedimentte 2044 adet olarak hesaplamış, Marmara Denizi'nin Çanakkale Boğazı yönündeki mikroplastik yoğunluğunun İstanbul Boğazı ve Karadeniz yönüne göre daha yüksek olduğunu, bu durumun Ege Denizi'nden giren mikroplastikler olabileceğini bildirmiştir.

Gökdağ (2017) İskenderun-Datça arasında kalan Türkiye'nin güney sahilleri boyunca 23 istasyonda su, sediment ve 10 istasyonda 30 balık türündeki mikroplastik birikimini ve yoğunluğunu incelemiştir. Yüzey sularındaki mikroplastik yoğunluğunu 2015 yılı için 16.339 ve $520.213 \text{ adet/km}^2$ ve 2016 yılı için 39.559 ve $1.043.675 \text{ adet/km}^2$, sedimentte 80 ve 1720 adet/L olarak tespit etmiş, balık örneklerinin ise %58'inde mikroplastik bulunduğunu bildirmiştir.

Güven, Gökdağ, Jovanović ve Kıdeyş (2017) İskenderun ile Silifke arasındaki kıyılarda belirledikleri 18 istasyondaki mikroplastik yoğunluğunu 28 balık türü, su ve sediment örnekleri üzerinden değerlendirmiş; mikroplastik yoğunluğunun 16.339–520.213 adet/km² aralığında olduğunu hesaplamış, örneklenen balıkların %58'inin midesinde mikroplastığe rastladıklarını, en baskın mikroplastik tipini fiber (%70) ve sert plastiklerin (%20,8) oluşturduğunu, baskın mikroplastik renginin mavi olduğunu, pelajik balık türlerinde demersal türlere göre daha fazla mikroplastığe rastladıklarını rapor etmişlerdir.

Gündoğdu (2017) İskenderun Körfezi'ndeki mikroplastik yoğunluğunu belirlemek üzere 14 istasyonda gerçekleştirdiği çalışmada, ortalama mikroplastik yoğunluğunu 1.067.120 partikül/km² olarak tespit ettiğini, İskenderun Körfezi'ndeki mikroplastik yoğunluğunun Akdeniz'deki diğer bölgelere göre daha yüksek olduğunu bildirmiştir.

Gündoğdu ve Çevik (2017), İskenderun ve Mersin Körfezlerinde nehir ağızlarına yakın bölgelerdeki mezoplastik ve mikroplastik yoğunluğunu belirlemek üzere yaptıkları çalışmalarında ortalama yoğunluğu 0,376 adet/m² olarak hesaplamış, en yoğun kirliliğin Seyhan Nehri ağzına yakın istasyonlarda olduğunu, nehir ağzına olan uzaklık ile plastik yoğunluğu arasında negatif bir korelasyon bulunduğunu rapor etmişlerdir.

Gündoğdu, Çevik ve Temiz Ataş (2020), Marmara, Ege ve Akdeniz'deki 5 balık türündeki mikroplastik birikimini incelemiş, *Chelon saliens*'te 2,5 MP/birey, *Mullus barbatus*'ta 1,1 MP/birey, *Mullus surmuletus*'ta 0,4 MP/birey, *Trachurus mediterraneus*'ta 0,4 MP/birey, *Lithognathus mormyrusta*'ta 0,6 MP/birey olarak tespit etmiş, baskın plastik türünü polipropilen ve polietilen olarak rapor etmişlerdir.

Güven (2021) Antalya Körfezi'ndeki 3 büyük nehir ağzı çevresindeki sularda mikro plastik yoğunluğunun mevsimlere göre değişimini incelediği çalışmasında, Mayıs ayında 2,1 adet/m³ Ekim ayında ise 1 adet/m³ olarak hesaplamış, baskın plastik türünü polipropilen ve baskın rengi siyah ve beyaz olduğunu bildirmiştir.

Koraltan, Mavruk ve Güven (2022), Antalya Körfezi'nde 3 büyük nehir ağzı çevresindeki ekonomik öneme sahip 17 balık türündeki mikroplastik birikimini incelemiş, bu türlerin 13'ünde mikroplastik tespit etmiş, mikroplastik yoğunluğunu 1,3 adet/birey olarak

hesaplamış, baskın rengi siyah ve plastik türünü polipropilen olarak belirlemiş, fonksiyonel trofik seviyenin ve habitat seçiminin mikroplastik birikimini etkilediğini bildirmişlerdir.

Özgüler, Demir, Kayadelen ve Kıdeyş (2022), Mersin Körfezi'ne dökülen 8 nehirdeki mikroplastik yükü, kompozisyonu ve miktarlarını belirlemek üzere yaptıkları çalışmada; söz konusu nehirlerden taşınan baskın plastik tipinin mavi renkli fiber olduğunu, örneklenen mikroplastiklerin büyük çoğunluğunun 2,5 mm'den küçük olduğunu ve baskın plastik türünün polietilen olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca en yüksek mikroplastik konsantrasyonunun Arpaçbahşiş Nehri'nde (613 madde/m³), en düşük konsantrasyonun ise Lamas Nehri'nde (95 madde/m³) bulunduğunu rapor bildirmişlerdir.

Kılıç (2022) İskenderun ve Dört Yol'da *Chelon ramada*'nın solungaç ve sindirim sistemindeki mikroplastik birikimini incelemiş, solungaçta ortalama 1,9/birey ve sindirim sisteminde 3,4/birey mikroplastik birikimi tespit edildiğini, baskın mikroplastik tipinin fiber ve rengin siyah olduğunu bildirmiştir.

Kılıç, Yücel ve Turan (2022) İskenderun Körfezi'nde *Pterois miles*'in sindirim sistemindeki mikroplastikleri incelemişler, bireylerin %71'inde mikroplastığe rastladıklarını en çok karşılaşılan plastik tipinin fiber ve baskın mikroplastik renginin siyah olduğunu birey başına 1,47 adet mikro plastiğe rastladıklarını rapor etmişlerdir.

Kılıç ve Yücel (2022) İskenderun ve Samandağ'daki 4 balık türünde balık mikroplastik birikimini belirlemek üzere yaptıkları çalışmalarında en yüksek mikroplastik birikimine *Mugil cephalus*'ta rastladıklarını genel olarak Samandağ'dan örneklenen balıklarda mikroplastik birikiminin diğer bölgelere göre daha yüksek olduğunu baskın mikroplastik tipinin fiber ve baskın rengin siyah olduğunu rapor etmişlerdir.

Yücel ve Kılıç (2023) Çevlik-Taşucu arasında belirledikleri 5 istasyonda bulunan *Patella caerulea*'daki mikroplastik birikimini incelemişler, örneklenen 160 bireyin %25'inde mikroplastik tespit edildiğini, en fazla görülen MP tipinin fiber ve baskın rengin siyah olduğunu rapor etmişlerdir.

Kang, Aasi ve Katayama (2007) BFA'nın deniz suyunda tatlı suya göre daha uzun süre (30 gün) bozunmadan kalabildiğini ve denizel çevrede tatlısuya göre daha fazla biyobirikime

neden olabileceği ihtimali olduğunu rapor etmişlerdir.

Mita ve diğerleri (2011) İtalya'nın Napoli ve Latium kıyılarındaki 5 balık türünün (*Mugil cephalus*, *Sarpa salpa*, *Diplodus sargus*, *Dicentrarchus labrax*, *Umbrina cirrhosa*) kas ve karaciğer dokularındaki BFA birikimini incelemişler; BFA birikiminin *Mugil cephalus* hariç diğer tüm balıklarda karaciğerdeki birikiminin kas dokuya oranla daha fazla olduğunu, BFA birikiminin karaciğerde kas dokuya göre 2,5 kat daha fazla bulunduğunu rapor etmişlerdir.

Santhi, Sakai, Ahmad ve Mustafa (2012) Malezya kıyılarından yakalanan 4 balık türündeki (*Scomberomorus commerson*, *Lates calcalifer*, *Dasyatis* sp., *Lutjanus malabaricus*) BFA birikimini araştırdığı çalışmalarında, balıklardaki BFA birikiminin 3-729 ng/g aralığında olduğunu, levrekte birikimin 59 ng/g düzeyinde bulunduğunu rapor etmişlerdir.

Abumourad ve diğerleri (2014) Biskay Körfezi'nden (İspanya) yakalanan sivri burun kefal (*Chelon labrosus*)'lerin safra sıvısındaki BFA düzeyinin 69-633 ng/g arasında tespit edildiğini bildirmişlerdir. Histolojik incelemelerde ise hem dişi hem de erkek bireylerin gonad ve eşey hücrelerinde BFA maruziyetinin gelişim bozukluklarına ve patolojilere sebep olduğunu bildirmişlerdir.

Shi, Liu, Chen ve Zhang (2014) Yangzi Nehri'nin Doğu Çin Denizi'ne döküldüğü bölgeden Ağustos ve Şubat aylarında örnekledikleri deniz suyundaki BFA düzeylerinin 0,98–43,8 ng/L (Ağustos) ve 1,32–29,6 ng/L (Şubat) arasında bulunduğunu bildirmişlerdir. Yaz aylarında denizel bölgelerde görülen yüksek BFA düzeylerinin kış aylarında düşük seyretmesinin muhtemel nedeni olarak, kışın artan yağışla birlikte nehirlerin taşımış oldukları BFA konsantrasyonunun seyrelmesi olabileceğini rapor etmişlerdir.

Staniszewska, Koniecko, Falkowska ve Krzemyk (2015) Gdansk Körfezi'nde (Polonya) nehir ağzı ve denizel bölgelerdeki BFA düzeylerini incelemiş; nehir ağzlarının ortalama BFA düzeyinin $56,5 \pm 55,1$ ng/dm³, denizel bölgedeki ortalama BFA düzeyinin ise $40,7 \pm 30,7$ ng/dm³ olduğunu bildirmişlerdir. Nehirlerdeki yüksek BFA düzeylerinin; nehirlerin karasal kaynaklardan taşıdıkları atıklardan kaynaklı olabileceğini, hızlı ve dinamik akıntılara sahip olmayan nehirlerde BFA degradasyonunun yavaş olabileceğini belirtmişlerdir. Ayrıca BFA düzeylerinin bazı bölgelerde yaz aylarında diğer mevsimlere göre daha yüksek olmasının yazın yoğunlaşan turizm ve rekreasyon faaliyetlerinin olabileceğini bildirmişlerdir.

Salgueiro-González ve diğerleri (2015) İspanya'nın Kuzeybatı kıyılarında bulunan 5 haliçteki deniz suyunda bazı plastik katkı maddelerinin (4-t-OP, 4-n-OP, 4-n-NP, NP ve BFA) sudaki düzeylerini belirlemek üzere yaptıkları çalışmalarında, BFA düzeylerinin 0,084-0,103 µg/L arasında bulunduğunu rapor etmişlerdir.

D. Yılmaz, Kalay, Dönmez ve Yılmaz (2016) Mersin Körfezi'nden avlanan barbun (*Mullus barbatus*) ve kefal (*Liza ramada*)' in karaciğerinde BFA tespit edildiğini, BFA düzeylerinin 50 ng/g'dan az olduğunu rapor etmişlerdir.

Ros, Vallejo, Olivares, Etxebarria ve Prieto (2016) yaptıkları bir çalışmada, Gernika (İspanya) kıyılarındaki, mavi kefallerin (*Chelon labrasus*) karaciğer, beyin ve kas dokularında birikim gösteren BFA düzeylerini sırası ile 47-97 ng/g, 31-46 ng/g ve 20-28 ng/g olarak belirlemişlerdir.

Wong, Li, Lee, Wan ve Wong (2017) Hong Kong'daki yerel balık pazarından temin edilen 10 denizel balık türünün kas dokularındaki BFA birikiminin 1,21±0,59 ng/g ile 8,97±5,88 ng/g arasında tespit edildiğini rapor etmişlerdir.

Errico ve diğerleri (2017) Sicilya'nın kuzey kıyılarında yakalanan barbun balıklarının (*Mullus barbatus*) kas ve karaciğer dokusunda plastik katkı maddelerinin [BFA, 4-nonifenol (4-NP) ve 4-t-oktilfenol (4-t-OP)] birikimini incelemişler; örneklenen balıkların tamamında 3 plastik katkı maddesinin de tespit edildiğini, BFA birikiminin karaciğerde 35,0±10,8 ng/g ile 77,6±6,5 ng/g arasında, kas dokuda ise 46,7±7,6 ng/g ile 58,9±14,7 ng/g arasında tespit edildiğini bildirmişlerdir.

Chen ve diğerleri (2017) nanoplastik partiküllerine maruz bırakılan *Danio rerio*'nun BFA biyoalımını 2,2 ile 2,6 kat arasında arttırdığını bildirmişlerdir.

Rainieri, Conlledo, Larsen, Granby ve Barranco (2018) mikroplastiklerin, plastik katkı maddelerin *Danio rerio* tarafından biyo alımına kombine etkisini araştırmışlar; balıkların, mikroplastiklere maruz kalmalarının ortamdaki plastik katkı maddesi kimyasalların etkisini arttırdığını, bu etkilerin diğer organlara göre karaciğerde oluştuğunu bildirmişlerdir.

İsmail, Wee ve Aris (2018) Malezya kıyılarında yetiştiriciliği yapılan balık türündeki plastik katkı maddelerinin [BFA, 4-nonifenol (4-NP) ve 4-t-oktilfenol (4-t-OP)] birikimini incelemişler; BFA'nın birikim düzeylerinin *Trachinotus blochii*'de 0,322 ng/g, *Lates calcarifer*'de 0,124 ng/g ve *Lutjanus campechanus*'ta 0,023 ng/g olduğunu bildirmişlerdir.

Özhan ve Kocaman (2019), Kuzeydoğu Akdeniz'deki yüzey suları ve nehirlerin BFA düzeylerini araştırmışlar; Mersin Körfezi'ndeki yıllık BFA ortalamasının 4,16 µg/L ile 29,92 µg/L arasında olduğunu, en düşük BFA düzeyinin Ekim-Kasım aylarında, en yüksek ise Ocak-Şubat aylarında belirlendiğini, İskenderun-Mersin-Antalya körfezlerinin ortalamasının ise 13,80 ile 15,34 µg/L arasında bulunduğunu bildirmişlerdir.

Günay (2020) Kuzey Doğu Akdeniz'den avlanan levrek (*Dicentrarchus labrax*), kefal (*Mugil cephalus*), çipura (*Sparus aurata*) ve patlak göz mercan (*Dentex macropthalmus*) balıklarının kas dokularındaki ortalama BFA düzeylerini sırasıyla 0,22 ng/g, 0,33 ng/g, 0,44, ng/g ve 0,50 ng/g olarak tespit edildiğini bildirmiştir.

Barboza, Cunha, Monteiro, Fernandes ve Guilhermino (2020) Portekiz'in Kuzey Atlantik kıyılarından örneklenen 3 balık türündeki (*Dicentrarchus labrax*, *Trachurus trachurus*, *Scomber colias*) mikroplastik, bisfenol A ve türevlerinin birikimini araştırmış; balıklardaki mikroplastik ve BFA birikimi arasında bir pozitif bir ilişki olduğunu, mikroplastiklerin BFA'nın balıklardaki muhtemel kaynağı olabileceğini rapor etmişlerdir.

Mazlum (2021) İskenderun Körfezi'nden örneklenen ahtapotların (*Octopus vulgaris*) BFA düzeylerini belirlemek üzere yaptığı çalışmasında BFA düzeylerini 0,349-80,313 ng/g arasında belirlediğini bildirmiştir.

Xie ve diğerleri (2022) Doğu Çin Denizi'nde yer alan 3 körfezde deniz suyunda bulunan 13 bisfenol türevi, triklokarban ve triklosan düzeylerini incelemiş; BFA'nın tespit edilen kirleticiler arasında en baskın kimyasal olduğunu, BFA düzeyinin 23 ng/g düzeyinde belirlendiğini rapor etmişlerdir.

Rios-Fuster ve diğerleri (2022) Balear adaları (İspanya) kıyılarında bulunan deniz hıyarları (*Holothuria forskali*, *H. poli*, *H. tubulosa*), bivalvia (*Arca noae*) ve balıklardaki (*Diplodus vulgaris*, *Oblada melanura*, *Serranus cabrilla*, *Serranus scriba*) mikroplastik ve plastik

katkı maddeleri [BFA, bisfenol F (BFF), bisfenol S (BFS), dietilftalat (DEP), dibütilftalat (DBF) ve DEPH] 'nin birikimini incelemiş; mikroplastik birikimini deniz hıyarlarında ortalama $12,67 \pm 7,31$ adet/birey, bivalvia'da $4,83 \pm 5,35$ adet/birey ve balıklarda $3 \pm 4,44$ adet/birey olarak hesaplamış; BFA birikimini deniz hıyarlarında ortalama $0,45 \pm 0,04$ $\mu\text{g/g}$, bivalvia'da $0,29 \pm 0,04$ $\mu\text{g/g}$ ve balıklarda $0,32 \pm 0,06$ $\mu\text{g/g}$ olarak tespit etmiş; deniz hıyarları ve bivalvia'larda mikroplastik birikimi ile BFA birikimi arasında bir korelasyon bulunduğunu fakat balıklarda bu korelasyonun bulunmadığını belirlediklerini rapor etmişlerdir.

Zheng ve diğerleri (2023) BFA ve polistiren nanoplastiklerin (PSNP), *Ictalurus punctatus*'taki tek başına ve kombine etkilerini araştırmış; BFA ve PSNP'ye kombine olarak maruz kalan balıkların ayrı ayrı BFA ve PSNP'ye maruz kalan balıklardan daha çok etkilendiğini, bağırsak ve karaciğer dokuda hasar meydana geldiğini, oksidatif stresin artış gösterdiğini, immün fonksiyonun olumsuz etkilendiğini rapor etmişlerdir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Materyal

3.1.1 Balık materyali

Bu çalışmadaki balık türlerinin taksonomik doğrulaması, Türkçe ve Latince isimlerin kullanımında Froese ve Pauly (2023) referans alınmıştır.

Kefal (*Mugil cephalus*, L. 1758) (Teleostei: Mugilidae)

Yetişkin kefaller genellikle kıyısız alanlarda bulunurlar ve sık sık acı sulara, nehirlere ve bazen tuzluluğu yüksek lagünlere giriş yaparlar. Kum ve çamurlu dip yapısına sahip 10 m derinliğe kadar olan alanlarda detritus, makro alg ve bentik organizmalar üzerinden beslenirler. 120 cm boya ve 12 kg ağırlığa erişebilirler (Froese ve Pauly, 2023) (Resim 3.1).

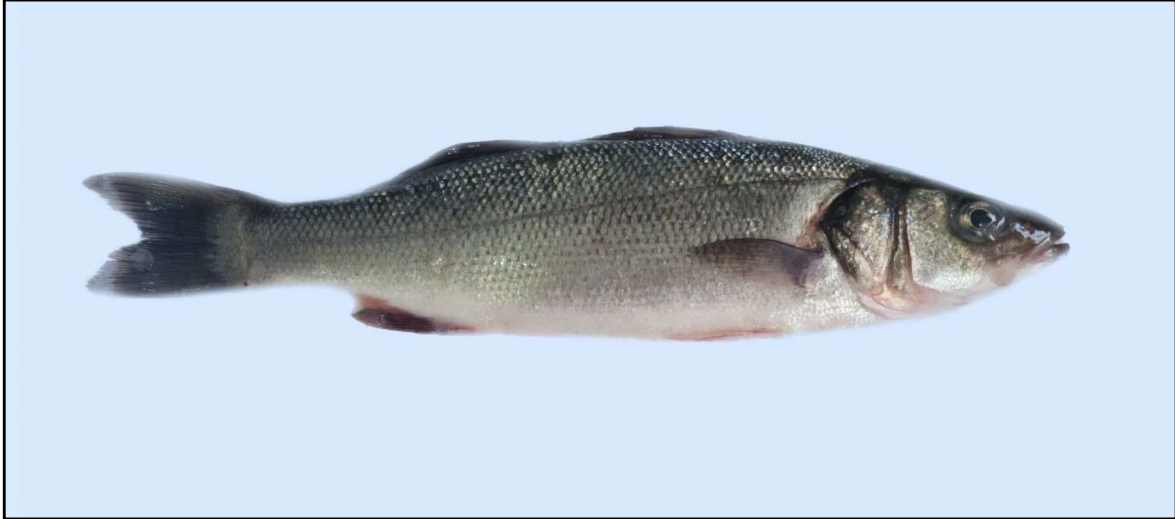


Resim 3.1 Bu çalışmada kullanılan has kefal (*Mugil cephalus*) (Orijinal)

Levrek (*Dicentrarchus labrax*, L.1758) (Teleostei : Moronidae)

Deniz levreği, tüm Akdeniz'den, Norveç, Fas, Kanarya Adaları ve Senegal'e kadar yayılım gösterir. Levrek; kumlu, çamurlu-sığ denizel biotoplarda 100 metre derinliğe kadar bulunmakla birlikte, nehir ağzları ve lagüner bölgelere sıklıkla giriş yapan bir littoral bölge

balıdır. Sıcaklığa ve tuzluluğa karşı toleransı oldukça yüksektir. Karnivor bir tür olan levrek, yalnız ya da küçük sürüler halinde yaşar (Froese ve Pauly, 2023) (Resim 3.2).



Resim 3.2 Bu çalışmada kullanılan levrek (*Dicentrarchus labrax*) (Orijinal)

3.1.2 Kullanılan kimyasallar ve sarf malzemeleri

Bu çalışmada mikroplastik analizlerde; %30 hidrojen peroksit (Sigma-Aldrich 386790), BFA analizlerinde; BFA standardı (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA), asetonitril (Merck 100030, Darmstadt, Germany), metanol (Merck 113351), aseton (Sigma Aldrich 650501, Germany), n-heksan (Merck 107023), kloroform (Merck 102444), ultra safsu (ELGA ultra saf su sistemi, Ubstadt-Weiher, Germany), filtre kâğıdı (No.4 Whatman), kartuş (Finisterre SPE C18) kullanılmıştır.

3.1.3 Kullanılan cihazlar

Bu çalışmada mikroplastik ekstraksiyonundan sonra mikroplastik sayım, ölçüm ve fotoğraflamada; Olympus SZX7 stereo mikroskop ve entegre AxioCam ER 5S kamera, BFA analizlerinde; hassas terazi (Denver TP214 0.001), rotary evaporatör (IKA RV 05 Basic 1B, Germany), vakum manifoldu (Lubitech BF-S 2500, China), vorteks (IKA MS 3 Basic, Germany), santrifüj (Hettich Rotofix 32A, Switzerland) Yüksek Basıncılı Sıvı Kromatografi (HPLC) sistemi (Shimadzu-LC-20AD, Shimadzu, Japan), Floresan detektör (RF-20AXL, Shimadzu, Japan), Inertsil ODS-3 kolon (5 µm partikül çaplı, 150 mm × 4.6 mm, GL

Sciences, Japan), sonik banyo (Isolab, Germany) kullanılmıştır.

3.2 Yöntem

3.2.1 Çalışma alanı ve örnek alma

Bu çalışmada mikroplastik ve BFA analizlerinde kullanılan balık [Kefal (*Mugil cephalus*) ve Levrek (*Dicentrarchus labrax*)] örnekleri İskenderun Körfezi ve çevresindeki 4 istasyondan alınmıştır. I. İstasyon; Asi (Samandağ/HATAY), II. İstasyon; Deliçay (Dörtyol/HATAY), III. İstasyon; Ceyhan (Yumurtalık/ADANA), IV. İstasyon; Seyhan (Adana-Mersin sınırı) nehirlerinin etkisi altındaki denizel alanlardan, kış (Şubat 2022) ve yaz (Ağustos 2022) mevsimlerinde temin edilmiştir. İstasyonlar Şekil 3.1’de sunulmuştur.



Şekil 3.1 Örnekleme istasyonları I: Asi Nehri ağzı (Samandağ/HATAY), II: Deliçay Nehri ağzı (Dörtyol/HATAY), III: Ceyhan Nehri ağzı (Yumurtalık/ADANA), IV: Seyhan Nehri ağzı (Adana-Mersin sınırı) (GM [Google Maps], 2023)

Asi Nehri (Samandağ, Hatay); Lübnan'daki Bika Vadisi'nden doğar, Suriye'yi geçerek Türkiye'ye ulaşır ve Samandağ (Hatay)'dan Akdeniz'e dökülür. Asi Nehri 556 km uzunlukta olup, 40 km'lik kısmı Lübnan, 366 km'lik en uzun bölümü Suriye ve 98 km'lik bölümü ise Türkiye topraklarında bulunmaktadır. Kış ve ilkbahar dönemlerinde zaman zaman bazı bölgelerde taşkınlar görülebilmektedir (Küçük, Doğan, Sönmez ve Demir, 2017).

Deliçay Nehri (Dörtyol, Hatay); Osmaniye Üçkoz yaylasının 2 km güneyinden doğarak, orman, tarım arazileri ve ilçe merkezinden geçerek Dörtyol'dan denize dökülmektedir. Toplam uzunluğu yaklaşık 25 km'dir.

Ceyhan Nehri; Elbistan (Kahramanmaraş) yakınlarından doğarak, Osmaniye ve Adana şehirlerini geçerek, Ceyhan (Adana)'dan İskenderun Körfezi'ne dökülmektedir. Tarımsal sulama için önemli kaynaklardan olup, çevresinde birçok tarım arazisi bulunmaktadır. Toplam uzunluğu 509 km'dir.

Seyhan Nehri; Kayseri Uzunyayla'dan doğan Zamantı Suyu ve Akinek Dağı (Aladağ, Adana) yamaçlarındaki Göksu önemli iki kolunu oluşturmaktadır. Çevresinde önemli tarım arazileri bulunmaktadır. Adana Mersin sınırından denize dökülmektedir. Toplam uzunluğu 560 km'dir.

Belirtilen istasyonlardan yerel balıkçılar tarafından avlanan balık örnekleri (her türden 10'ar adet) karaya çıkar çıkmaz soğuk zincir ile taşınarak İSTE Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi Deniz Bilimleri Bölümü laboratuvarına getirilmiştir. Boy ağırlık ölçümleri alınan balıklar analizlere kadar bekletilmek üzere -20 °C derin dondurucuda saklanmıştır.

3.2.2. Analizler

Laboratuvar çalışmaları ve analizlerden önce kontaminasyon risklerinin minimuma indirilmesi için kullanılacak tüm malzemeler (diseksiyon malzemeleri, beherler vb.) yıkanmış ve yüzeyler (hassas terazi, çeker ocak, çalışma alanı yüzeyleri) temizlenmiştir. Laboratuvar içerisinde hava akımına sebep olabilecek iklimlendirme-havalandırma cihazları ve pencereler kapalı tutulmuştur. Çalışmalar sırasında pamuklu laboratuvar giysileri kullanılmıştır. Analiz aşamaları sırasında ise beklemeye bırakılan tüm malzemeler ya da örneklerin üzeri folyo ile kapatılmıştır. Çalışma sırasında örneklere uygulanan tüm prosedürler aynı şekilde "kör" örneklerin hazırlanmasında da kullanılmış, kör örnekler

kontrol edilmiş, mikroplastik ya da BFA'ya rastlanmamıştır.

Analize hazırlanmak üzere derin dondurucudan çıkarılan balık örnekleri oda sıcaklığında çözdürüldükten sonra disekte edilmiştir. Mikroplastik analizleri için mide ve bağırsaklar (gastro intestinal sistem-GİS) tüm olarak alınmış, BFA analizleri için ise 1 g karaciğer örneği ve balıkların sol lateralindeki musculus dorsalis lateralis kasının 1. dorsal yüzgeç hizasından 1 g kas örneği alınmıştır.

Mikroplastik analizleri

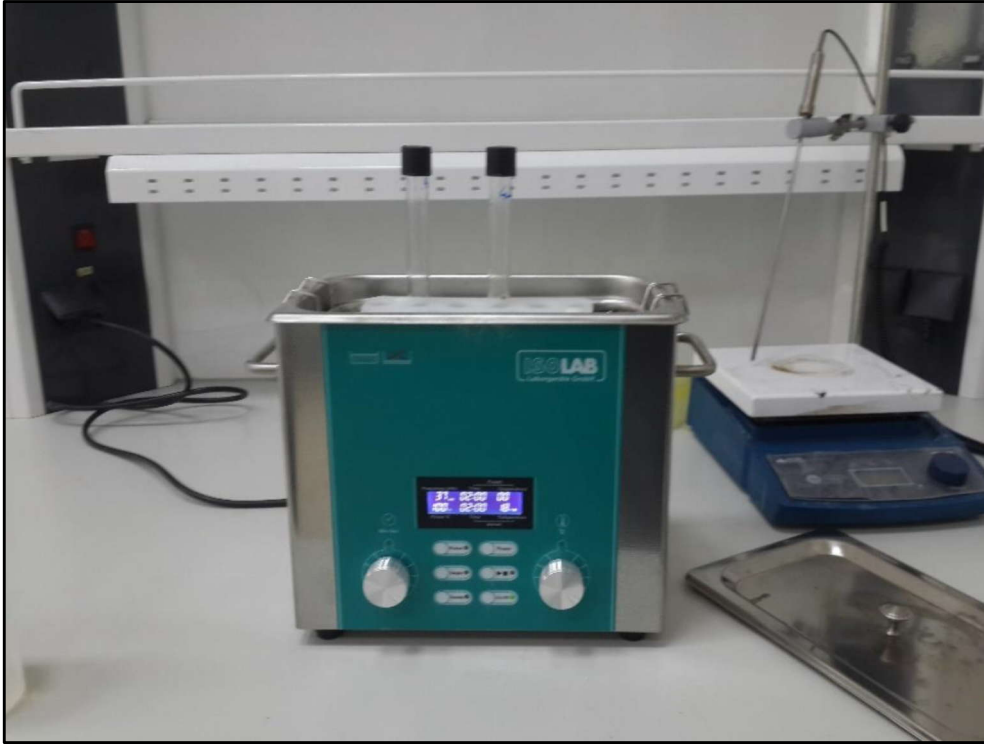
Mikroplastik analizleri için örneklenen GİS tartıldıktan sonra tüm olarak cam beherlere aktarılmış, organik maddenin eliminasyonu için 20 mL H₂O₂ (%30) / 1 g örnek kullanılmıştır (Renzi ve diğerleri, 2019). Hazırlanan örnekler organik madde tamamen ortamdan elimine oluncaya kadar oda sıcaklığında bekletilmiştir. Ekstraksiyon aşamasından sonra beherde kalan partiküller 50 µm'lik filtreden geçirilerek süzölmüş, filtreler petri kaplarına aktararak stereo mikroskop altında incelenmiştir (Resim 3.3). Mikroskop incelemesi sırasında plastik doğrulaması için, sıcak iğne testi uygulanmış (De Witte ve diğerleri, 2014), plastik olduğu düşünülen partiküle sıcak iğne yaklaştırılarak kıvrılma/eğilme tepkisi verdiği gözlemlenerek kontrol edilmiştir. Mikroplastik incelemesi ve tanınması mikroplastik tipi (parça, film, fiber vb.), rengi (mavi, siyah, sarı, kırmızı vb.) ve boyutlarına göre uygulanmıştır (Hanke ve diğerleri, 2013)



Resim 3.3 Mikroplastik örneklerinin incelendiği stereo mikroskop sistemi (Orijinal)

Bisfenol A analizleri

Balık örneklerinin HPLC analizleri; Kürekçi, Tan, Arslan, Özgen ve Sakin (2021), Rezaee, Yamini, Shariati, Esrafilı ve Shamsipur, (2009) ve Sadeghi, Nematifar, Fattahi, Pirsahab ve Shamsipur (2016) 'un metodolojisi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Balıklardan alınan doku numunelerinden, 1 g örnek ile 5 mL etanol:su (1:1) çözeltisinin sonik banyoda karışımı sağlanmıştır (Resim 3.4). Karışım 4000 rpm ile 40 dakika santrifüj edilmiş (Resim 3.5) ve filtre kağıdından süzölmüştür. Süzölen karışım saf su ile 100 mL'ye tamamlanmıştır. Katı faz ekstraksiyon kartuşu, vakum manifoldu kullanılarak, 4 mL aseton ve 4 mL saf su geçirilerek şartlandırılmış, sonrasında 100 mL örnek kartuştan geçirilmiştir (Resim 3.6). Sonrasında 2 mL aseton kartuştan geçirilerek elüsyon elde edilmiştir. Elüsyona 142 µL kloroform eklenerek 4000 rpm ile 5 dakika santrifüj işlemi uygulanmıştır. Santrifüj işleminden elde edilen çökelti 1 mL mobil fazda [su:asetonitril (55:45)] çözdürölerek HPLC cihazına 20 µL enjekte edilerek analiz gerçekleştirilmiştir.



Resim 3.4 Balıklardan elde edilen doku örneklerin etanol-su ile sonik banyoda karışımı (Orijinal)

HPLC sisteminde mobil faz olarak su:asetonitril (55:45) karışımı kullanılmış, analiz öncesinde kolon 30 dakika mobil faz ile şartlandırılmıştır. HPLC sisteminde mobil faz akış hızı 1ml/dk, Floresan detektör eksitasyon dalga boyu 224 nm, emisyon dalga boyu 308 nm ve kolon sıcaklığı 40 °C olacak şekilde ayarlanmıştır. Örnekler arası kontaminasyonun önlenmesi amacıyla kolon her analizden sonra 20 dk süresince su:asetonitril (30:70) ile yıkanmıştır.



Resim 3.5 Örnek-etanol-su karışımının santrifüj işlemi (Orijinal)



Resim 3.6 Örneklerin vakum manifoldu kullanılarak katı faz ekstraksiyon kartuşundan geçirilmesi işlemi (Orijinal)

3.2.3. İstatistiksel analizler

Çalışmadan elde edilen mikroplastik verilerinin değerlendirilmesinde Ki-kare bağımsızlık analizi ve Ki-kare homojenlik testi uygulanmıştır. Homojenlik kontrolü, oluşturulan sınıflar arasında her bir sınıftaki birey sayısındaki farklılığın önemli olup olmadığını, yani kategoriler dikkate alındığında araştırmadaki birey dağılımının homojen olup olmadığını kontrol etmektedir.

Çalışmada mevcut olan değişkenler arasındaki ilişkilerin daha efektif bir şekilde anlaşılabilmesi için EDA (Keşifsel veri analizi-exploratory data analysis) kullanılmıştır. EDA veri görselleştirme yöntemlerini kullanarak veri kümelerinin analizleri ve temel özelliklerin ortaya konulması amaçlanarak uygulanmıştır.

Ayrıca BFA analizlerinden elde edilen verilerin değerlendirilmesinde; dokulardaki BFA birikimi değerlerinin normal dağılıma uyup uymadığının kontrolü için Shapiro-Wilk normality testi uygulanmıştır. Normal dağılıma uymadığı belirlenen parametrelerin değerlendirilebilmesi için ise parametrik olmayan Wilcoxon testi uygulanmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Çalışmada 4 istasyondan 2 mevsimde 2 türe ait toplam 160 balık örneklendirilmiştir. Örneklenen balıkların ortalama boy-ağırlık değerleri Çizelge 4.1’de sunulmuştur. Her 2 türünde kendi içinde boy ve ağırlık değerleri arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı belirlenmiştir ($p>0,05$).

Çizelge 4.1 Örneklenen balıkların ortalama boy-ağırlık değerleri

Tür	Boy (cm)	Ağırlık (g)
	(Ortalama ± Standart sapma)	(Ortalama ± Standart sapma)
Levrek	26,51±3,14	211,81±70,17
Kefal	28,67±2,24	239,47±61,61

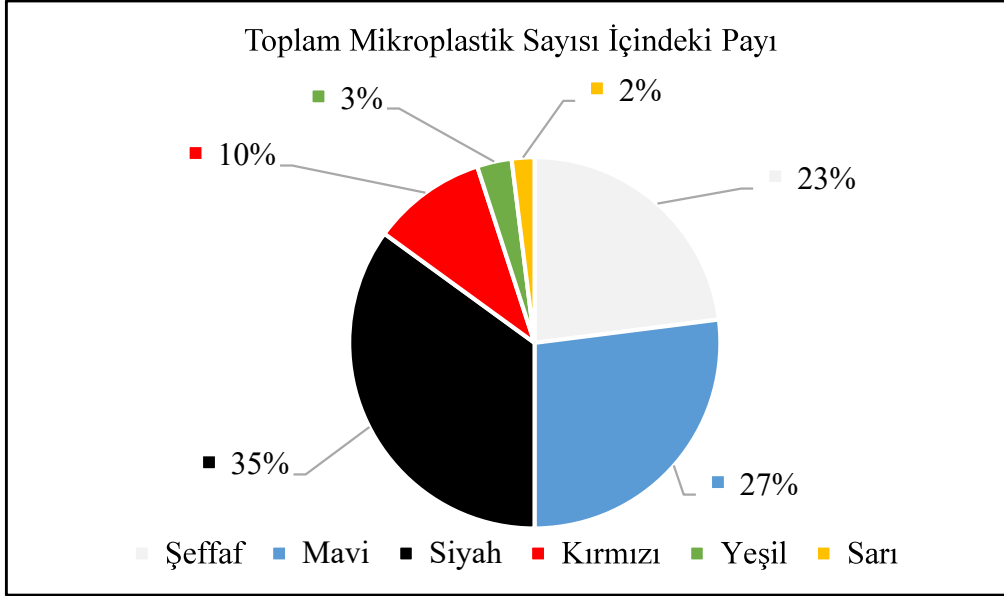
4.1 Balıklarda Mikroplastik Birikimi

Çalışma boyunca örneklenen 160 balıkta toplam 1340 adet mikroplastik belirlenmiştir. Kefal ve levrekte tespit edilen mikroplastik sayılarının tür, mevsim ve istasyonlara göre dağılımları Çizelge 4.2’de, keşifsel veri analiz (EDA) grafiği ise Şekil 4.2’de verilmiştir. Örneklenen balıkların %88’inde mikroplastığe rastlanılmıştır. Ortalama olarak 8,3 adet/birey mikroplastik tespit edilmiştir. Baskın mikroplastik tipinin fiber (%87), baskın mikroplastik renginin ise siyah (%35) olduğu, bunu mavi (%27), şeffaf (%23), kırmızı (%10), yeşil (%3) ve sarı (%2)’nin takip ettiği belirlenmiştir (Şekil 4.1). Örneklenen kefal ve levreklerde tespit edilen bazı mikroplastik tipleri Resim 4.1’de verilmiştir. Tespit edilen ortalama mikroplastik uzunluğunun 1603 ± 1060 μm olduğu hesaplanmıştır.

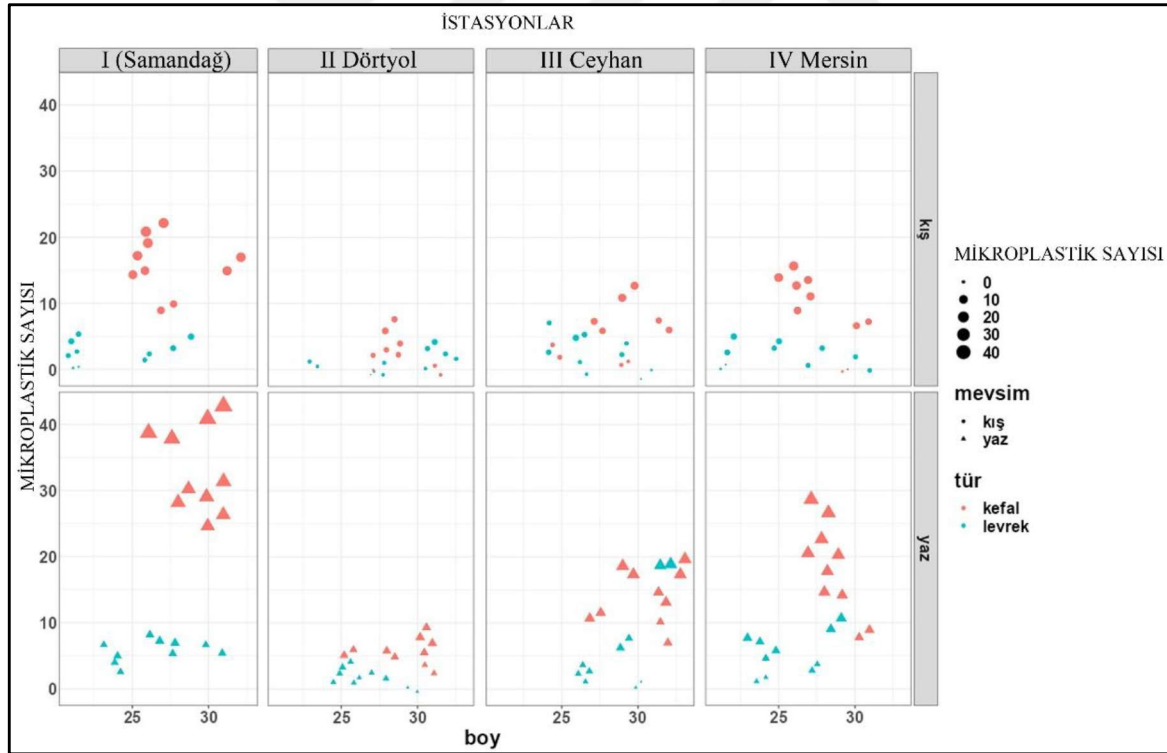
Çizelge 4.2 Kefal ve levrekte tür, mevsim ve istasyonlara göre mikroplastik dağılımları (Ortalama -standart sapma) (adet/birey) *

Tür	Kefal		Levrek		
	Yaz	Kış	Yaz	Kış	
İstasyonlar	I (Samandağ)	33,4 ± 6,53 ^{Aa}	16 ± 4,20 ^{Ab}	5,6 ± 1,20 ^{Ac}	2,6 ± 1,74 ^{Ad}
	II (Dörtyol)	5,6 ± 2,06 ^{Ba}	2,8 ± 2,14 ^{Bb}	1,6 ± 1,02 ^{Bc}	1,6 ± 1,36 ^{Ac}
	III (Ceyhan)	14 ± 4,90 ^{Ca}	5,4 ± 3,61 ^{Bb}	6 ± 6,78 ^{Cb}	2,2 ± 1,72 ^{Ac}
	IV (Mersin)	19,2 ± 6,82 ^{Da}	9,4 ± 5,54 ^{Cb}	5,8 ± 3,54 ^{Ab}	2,8 ± 1,72 ^{Ac}

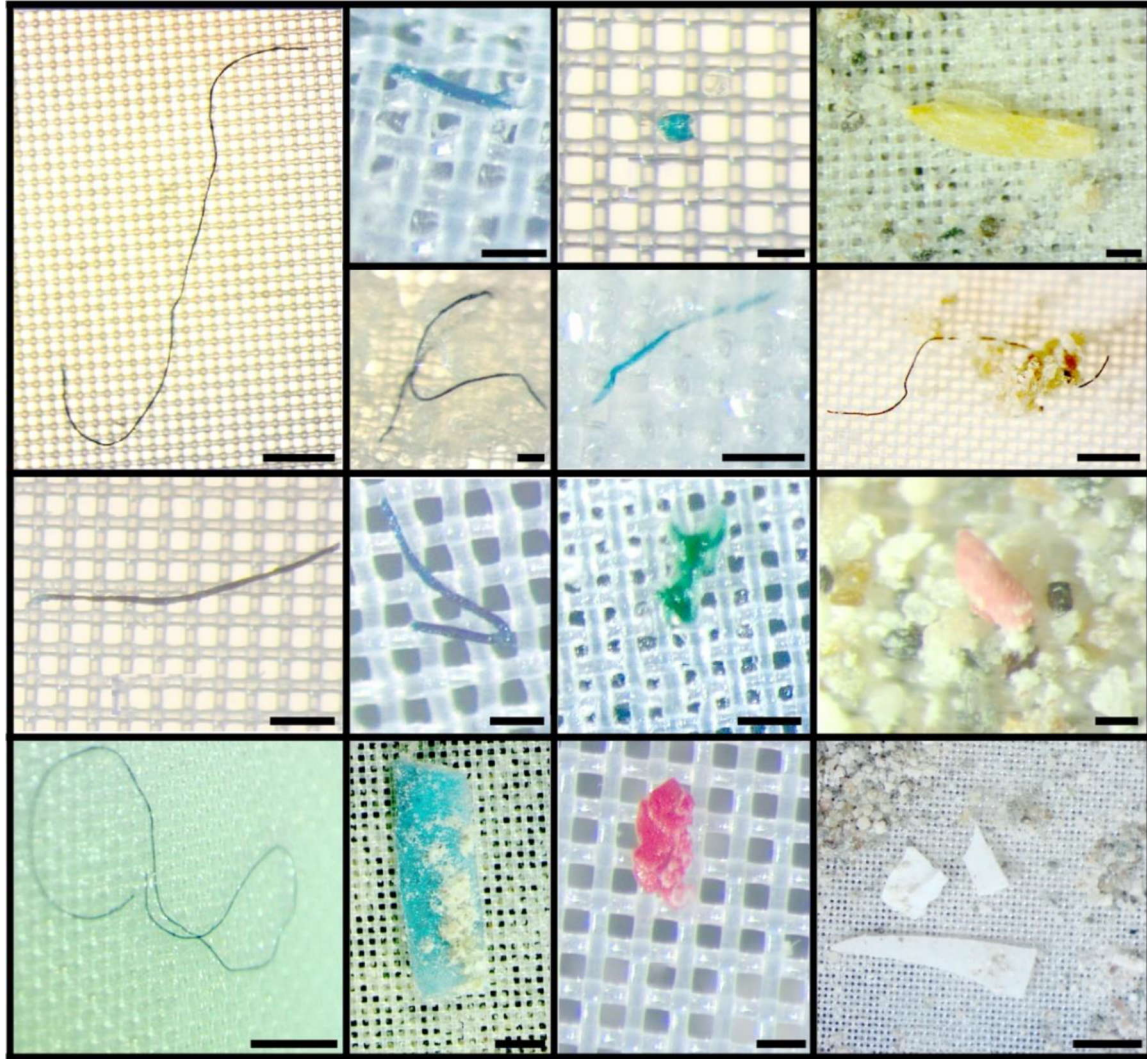
* çizelgede yer alan üstel büyük harfler aynı sütünde yer alan satırlar arasında, küçük harfler ise aynı satırda yer alan sütunlar arasında karşılaştırmayı göstermekte ve farklı harfler istatistiksel olarak farklılığın önemli olduğunu belirtmektedir ($p<0,05$).



Şekil 4.1 Kefal ve Levrekte tüm istasyonlarda yaz ve kış mevsiminde tespit edilen tüm plastiklerin renklere göre dağılım oranları (%)

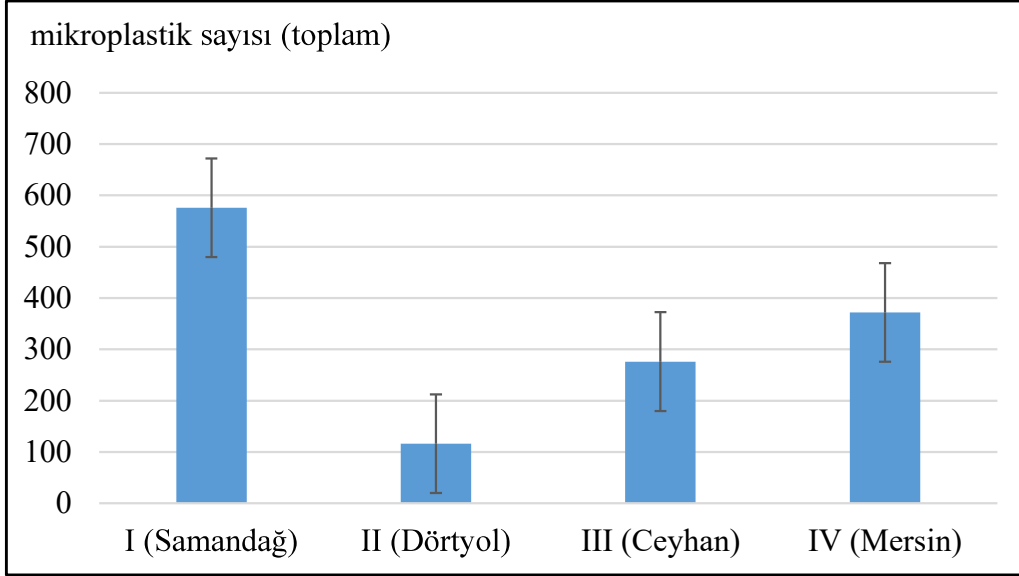


Şekil 4.2 Örneklenen balıklarda tespit edilen mikroplastik sayılarının istasyonlar, mevsim, balık türü ve balık boylarına göre dağılımları

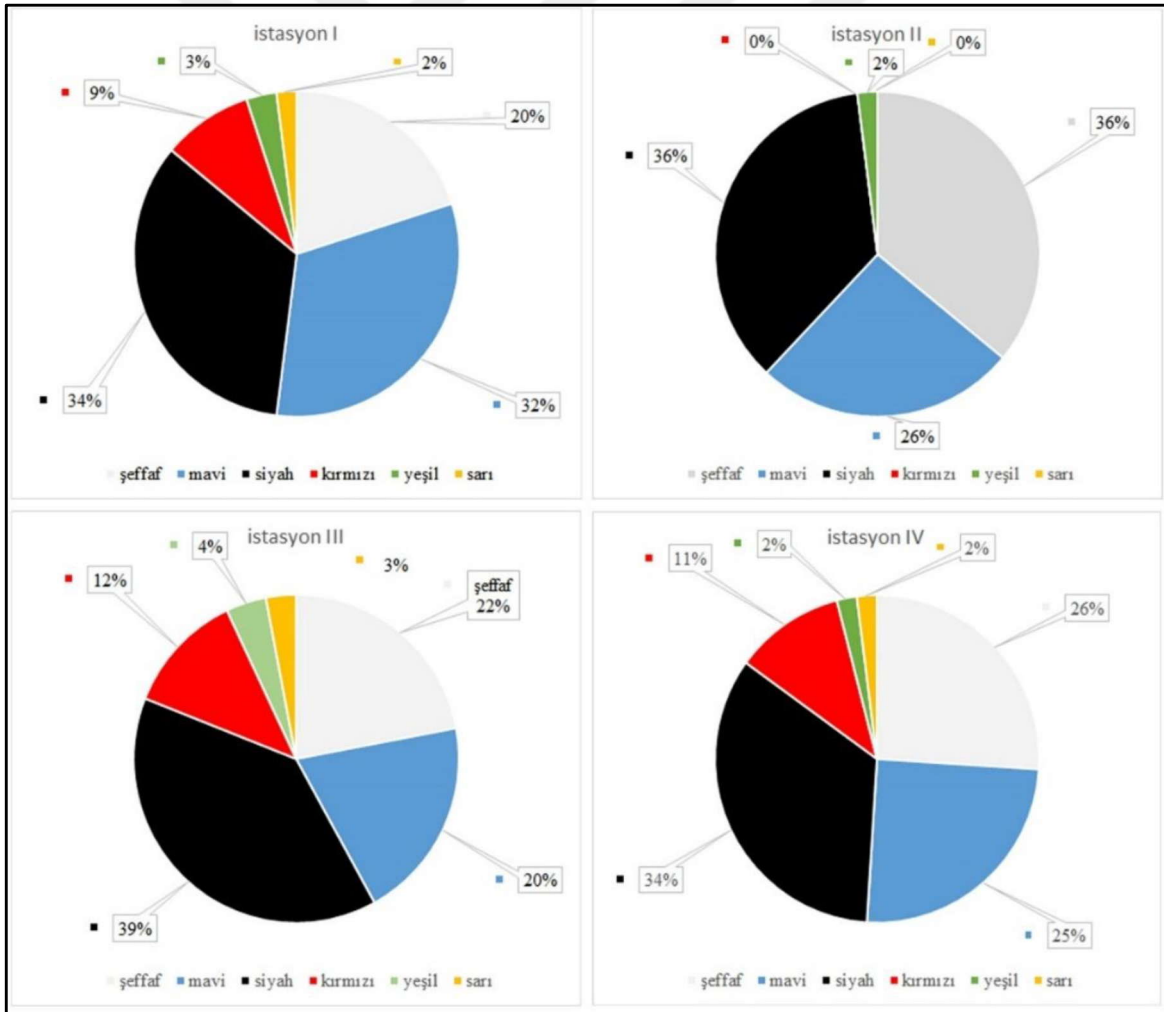


Resim 4.1 Örneklenen kefal ve levreklerde tespit edilen bazı mikroplastik tipleri (Ölçekler A: 500 μm ; B, C: 100 μm ; D: 200 μm , E: 100 μm , F: 200 μm , G: 500 μm , H: 200 μm , İ: 100 μm , J: 200 μm , K: 100 μm , L: 500 μm , M: 400 μm , N: 100 μm , O: 1000 μm)

Kefal ve levrekte tespit edilen mikroplastik miktarı istasyonlar bazında incelendiğinde; istasyonlar ile mikroplastik sayıları arasındaki ilişki-bağımlılık istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($\chi^2=88,86$; $df=3$; $p<0,005$). En düşük mikroplastik miktarının II (Dört Yol) nolu istasyondan örneklenen kefal ve levreklerde toplam 116 adet, en yüksek ise I (Samandağ) nolu istasyondan örneklenen kefal ve levreklerde toplam 576 adet olduğu tespit edilmiştir. Balık türü ve mevsim gözetilmeksizin, istasyonların tespit edilen mikroplastik sayısına göre düşükten yükseğe doğru sıralaması II (Dört Yol) >III (Ceyhan) >IV (Mersin) >I (Samandağ) şeklinde gerçekleşmiştir (Şekil 4.3). İstasyonlardaki mikroplastik renk dağılımları incelendiğinde tüm istasyonlardaki baskın rengin siyah, takip eden rengin I (Samandağ) nolu istasyonda mavi, diğer istasyonlarda ise şeffaf olduğu belirlenmiştir. Mikroplastik renklerinin istasyonlardaki dağılımları (%) Şekil 4.4 de verilmiştir.

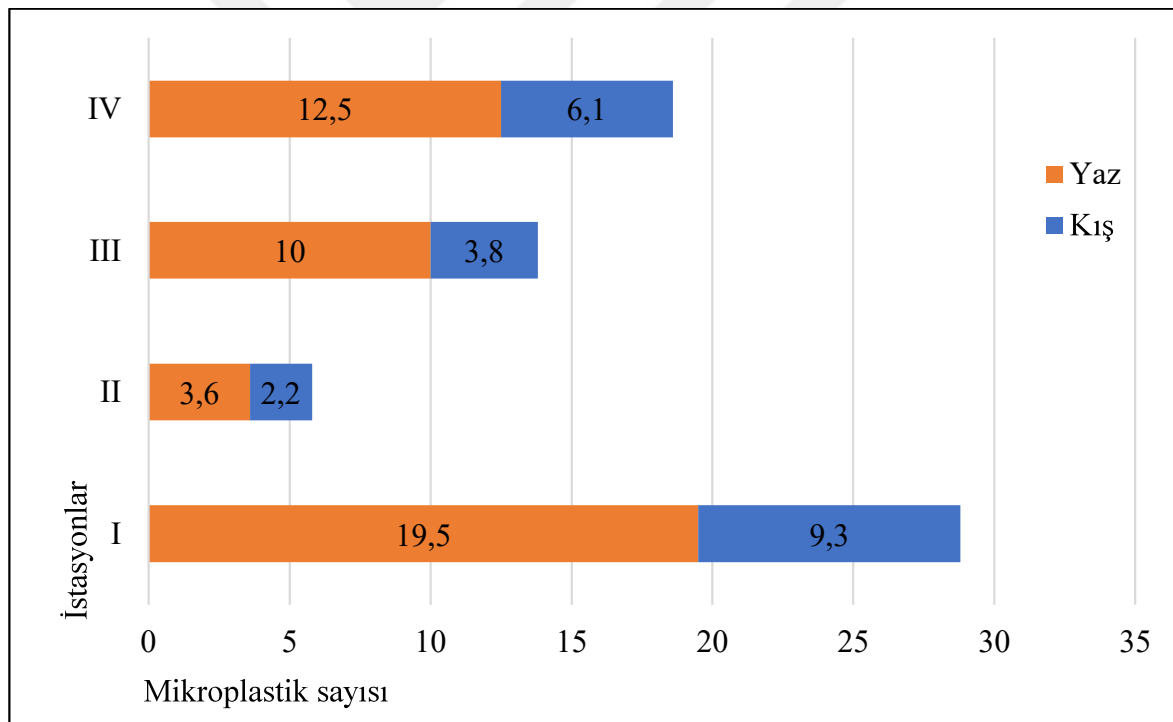


Şekil 4.3 Toplam mikroplastik sayısının istasyonlara göre dağılımları



Şekil 4.4 Mikroplastik renklerinin istasyonlardaki dağılımları (%)

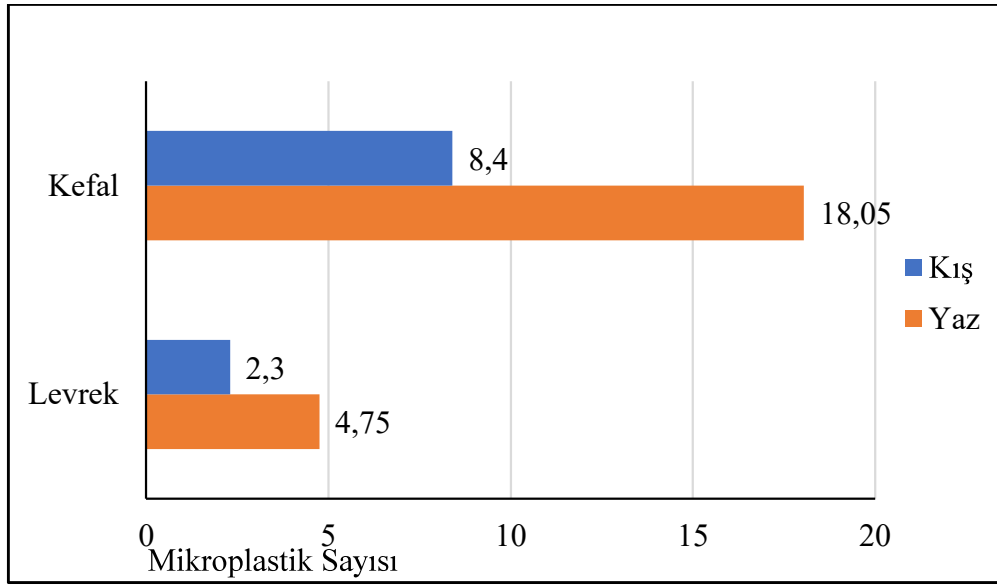
Balıklarda tespit edilen mikroplastik miktarlarının dağılımları mevsimlere göre (istasyon ve tür gözetilmeksizin) incelendiğinde; mevsimler ile mikroplastik sayıları arasındaki ilişki-bağımlılık istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($\chi^2=45,178$; $df=1$; $p<0,005$). Balıklarda örneklenen mikroplastik birikiminin kış (toplam 428 adet) örneklemeinde düşük, yaz (toplam 912 adet) örneklerinde ise yüksek olduğu gözlemlenmiştir. Tür ayrımı gözetilmeksizin balık başına düşen mikroplastik sayıları (Şekil 4.5)'nin istasyonlara göre dağılımı mevsimsel olarak incelendiğinde, en yüksek mikroplastik sayısı yaz örneklemeinde I (Samandağ) istasyonda, en düşük ise II (Dört Yol) istasyonda kış mevsiminde tespit edilmiştir. Mikroplastik renk dağılımları yaz ve kış mevsimlerine göre değerlendirildiğinde; yaz mevsiminde örneklenen balıklarda baskın rengin siyah (%32), takip eden renklerin mavi (%27), şeffaf (%24), kırmızı (%12), yeşil (%3) ve sarı (%2); kış mevsiminde ise siyah (%42), mavi (%26), şeffaf (%23), kırmızı (%4), sarı (%3) ve yeşil (%2) olduğu belirlenmiştir.



Şekil 4.5 Kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının mevsimlere göre dağılımları (adet/birey)

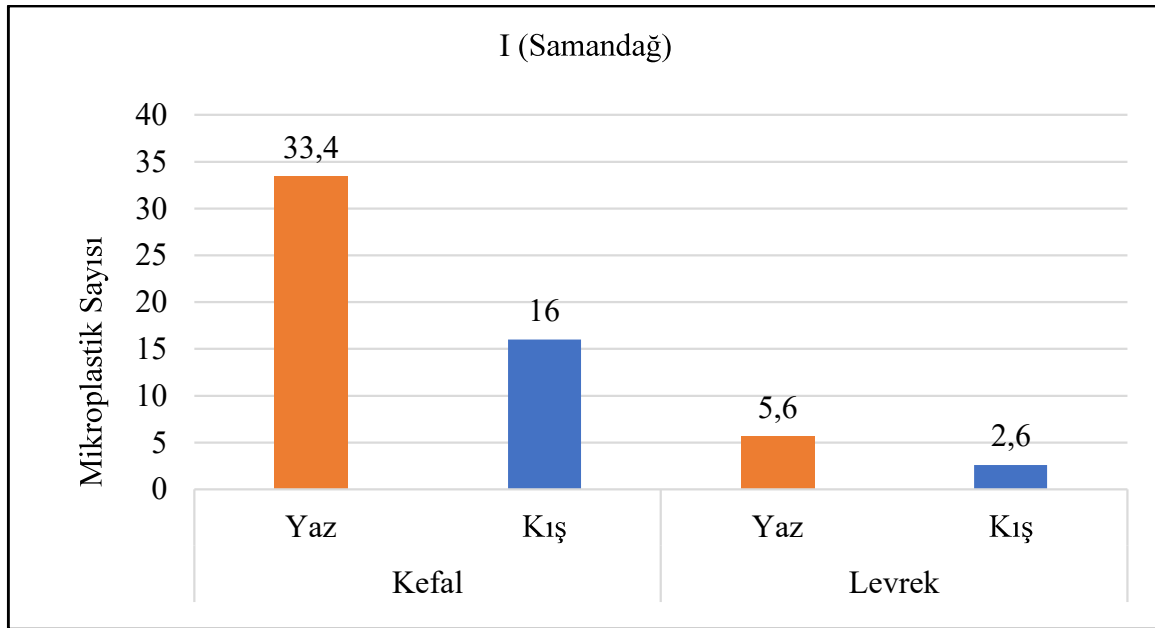
Balık türlerine göre mikroplastik dağılımı değerlendirildiğinde; kefal ve levrekteki mikroplastik miktarı arasındaki ilişki-bağımlılık istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($\chi^2=122,63$; $df=1$; $p<0,005$). İstasyon ve mevsim gözetilmeksizin, kefalde 1057 adet (%78) ve levrekte 283 adet (%21) mikroplastik tespit edilmiştir. Birey başına düşen ortalama

mikroplastik sayılarının (Şekil 4.6) dağılımları incelendiğinde; kefalde tespit edilen mikroplastik miktarının hem her iki mevsimde de levreğe göre yüksek olduğu, türler kendi içinde değerlendirildiğinde ise her iki türde tespit edilen mikroplastik miktarlarının kış mevsiminde yazıya göre daha düşük olarak gerçekleştiği belirlenmiştir. Kefalde tespit edilen mikroplastiklerin renk dağılımları siyah (%34), mavi (%26), şeffaf (%26), kırmızı (%10), yeşil (%2) ve sarı (%2); levrekte ise siyah (%42), mavi (%29), şeffaf (%16), kırmızı (%8), yeşil (%4) ve sarı (%1) olduğu belirlenmiştir.



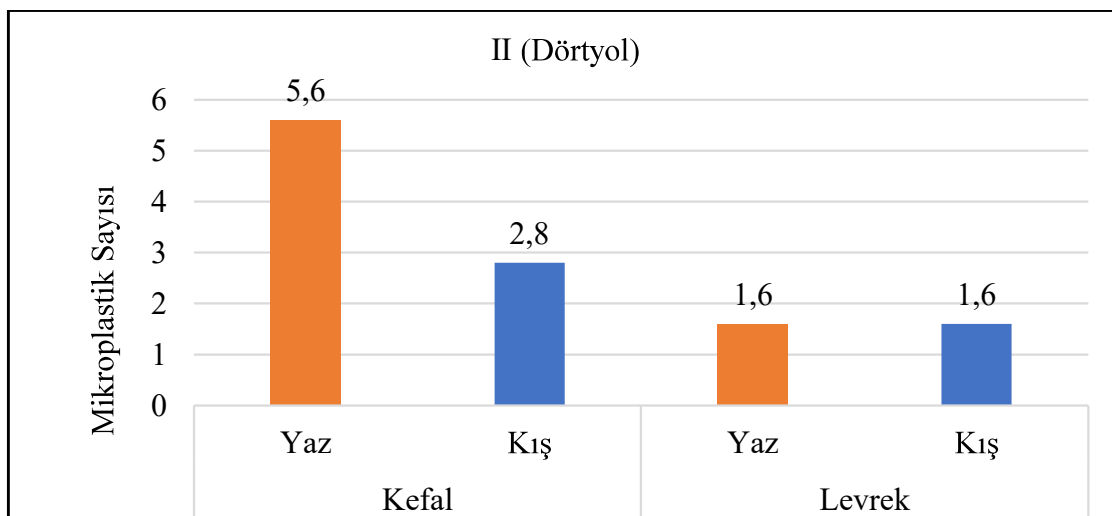
Şekil 4.6 Kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere göre dağılımları (adet/birey)

I nolu (Samandağ) istasyondan örneklenen kefallerdeki mikroplastik miktarı hem yaz hem de kış mevsimlerinde levrekteki miktarlar ile kıyaslandığında her iki mevsimde de levreğe göre yaklaşık 2 kat daha fazla olduğu gözlemlenmiştir (Şekil 4.7). Bu istasyonda en düşük mikroplastik sayısı kış mevsiminde levrekte $2,6 \pm 1,74$ adet/birey, en yüksek ise yaz mevsiminde kefalde $33,4 \pm 6,53$ adet/birey olarak tespit edilmiştir.



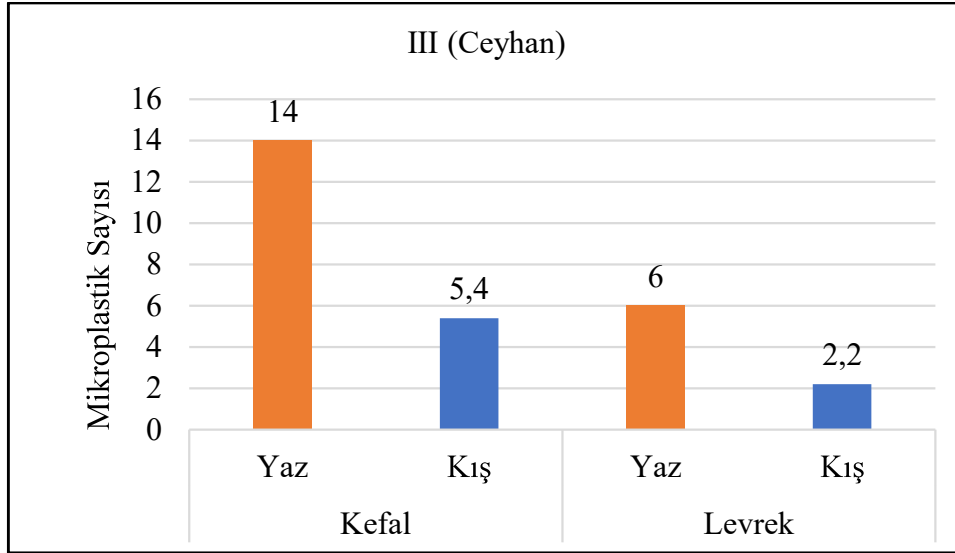
Şekil 4.7 I (Samandağ) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları (adet/birey)

II nolu (Dörtyol) istasyonda balıkların sindirim kanalında tespit edilen mikroplastik düzeyleri karşılaştırıldığında her iki mevsimde de kefaldeki birikimin levreğe göre daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir (Şekil 4.8). Ayrıca diğer istasyonlardan farklı olarak hem yaz hem de kış mevsiminde levrekteki ortalama mikroplastik düzeyleri eşit olup yaz mevsiminde $1,6 \pm 1,02$ adet/birey ve kış mevsiminde $1,6 \pm 1,36$ adet/birey olarak tespit edilmiştir. Kefaldeki mikroplastik miktarı ise yaz mevsiminde kışa göre yaklaşık 2 kat artış göstermiştir.



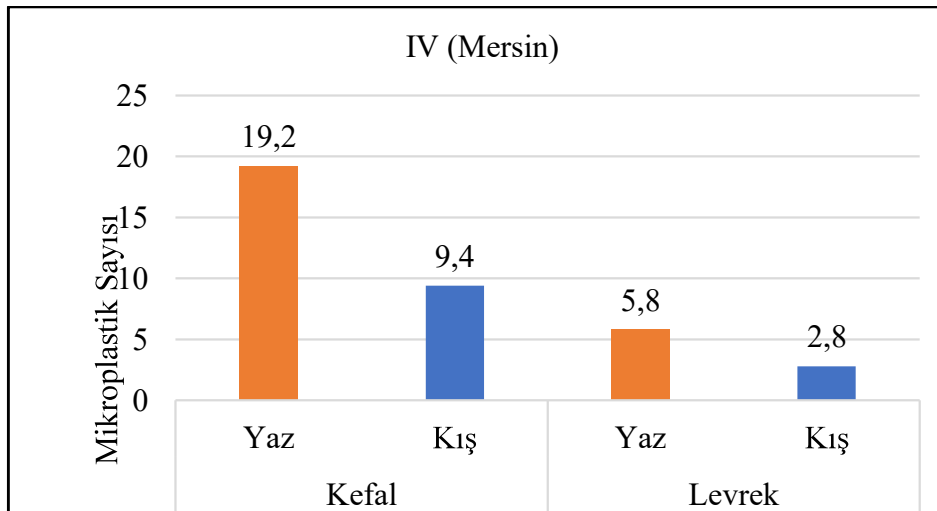
Şekil 4.8 II (Dörtyol) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları (adet/birey)

III nolu (Ceyhan) istasyonda diğer istasyonlarda benzer şekilde en düşük mikroplastik sayısı kış mevsiminde levrekte ($2,2 \pm 1,72$ adet birey), en yüksek ise yaz mevsiminde kefalde ($14 \pm 4,90$ adet birey) tespit edilmiştir (Şekil 4.9).



Şekil 4.9 III (Ceyhan) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları (adet/birey)

IV nolu (Mersin) istasyonda hem yaz hem kış sezonunda en yüksek mikroplastik miktarı kefalde ($19,2 \pm 6,82$ adet/birey), en düşük ise levrekte ($2,8 \pm 1,72$ adet / birey) tespit edilmiştir.



Şekil 4.10 IV (Mersin) no'lu istasyondan örneklenen kefal ve levrekte tespit edilen ortalama mikroplastik miktarlarının türlere ve mevsimlere göre dağılımları (adet/birey)

Denizlerde bulunan plastik atıkların durdurulamayan artışından sonra birçok araştırmacı sucul canlılardaki mikroplastik varlığını ve bunların canlılara olabilecek potansiyel etkilerini gözlemleyebilmek için çalışmalar gerçekleştirmiştir. Bu çalışmada kefal ve levreğin sindirim organlarındaki ortalama mikroplastik bolluğu 8,3 adet/birey olarak tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar bölgede daha önce yapılan çalışmaların önemli bir kısmından daha yüksek olmakla beraber (Güven ve diğerleri, 2017; Gündoğdu, Çevik ve Temiz Ataş, 2020; Kılıç, 2022; Kılıç, Yücel ve Turan, 2022), benzerlik gösterdikleri çalışmalar da mevcuttur (Kılıç ve Yücel, 2022). Mikroplastik bulunma oranı ise Kuzeydoğu Akdeniz’de yapılan bazı çalışmalardan yüksek iken (Gündoğdu ve diğerleri, 2020; Güven ve diğerleri, 2017), İskenderun Körfezi’nde gerçekleşen çalışmalar ile benzerlik göstermektedir (Kılıç ve Yücel, 2022; Kılıç, 2022; Kılıç ve diğerleri, 2022).

Bu çalışmada tespit edilen mikroplastik miktarları tür bazında incelendiğinde ise; kefalın sindirim kanalında bulunan mikroplastik miktarı Güney Çin Denizinden 5,2 adet/birey (C. Zhang ve diğerleri, 2020), Hong Kong’dan 4,3 adet/birey (Cheung, Lui ve Fok, 2018), Çin’den 5,2 adet/birey (D. Zhang ve diğerleri, 2020) ve 3,7 adet/birey (Jabeen ve diğerleri, 2017), Meksika’dan 10 adet/birey (Borges-Ramírez, Mendoza-Franco, Escalona-Segura ve Osten, 2020), 4,6 adet/birey (Halstead, Smith, Carter, Lay ve Johnston, 2018), Güney Afrika’dan 3,8 adet/birey (Naidoo, Smit ve Glassom, 2016), İskenderun’dan 5,9 adet/birey ve Samandağ’dan 46,4 adet/birey olarak bildirilmiştir (Kılıç ve Yücel, 2022). Bu çalışmada istasyonlar dikkate alınmadan genel bir ortalama hesaplandığında (yaklaşık 8,3 adet/birey), elde edilen sonuçların rapor edilen değerlerden yüksek olduğu ancak Samandağ bölgesi için benzer şekilde oldukça yüksek sonuçlar bildirildiği görülmektedir (Çizelge 4.2).

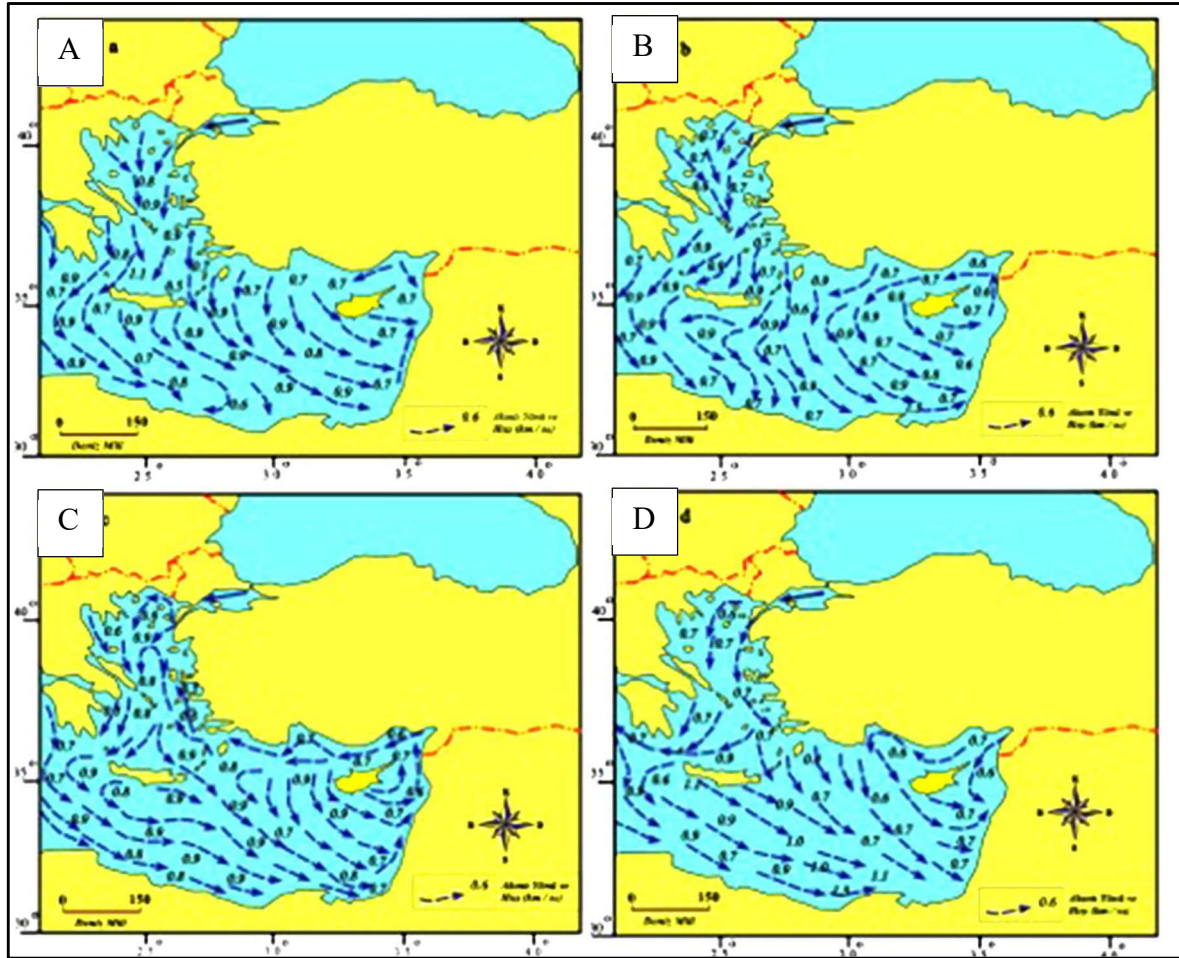
Levrek için yapılmış çalışmaların sayısı kefale göre oldukça kısıtlıdır. Çiftlikte yetiştirilen levreklerin sindirim kanalında bulunan mikroplastik miktarı İspanya’dan 1,3 (Reinold ve diğerleri, 2021) Türkiye’den ise 0,95 adet/birey (Kılıç, 2022) olarak bildirilmiştir. Doğadan yapılan çalışmalarda ise ortalama mikroplastik bolluğu Portekiz’den 0,3 adet/birey olarak bildirilmiştir. Rapor edilen çalışmalar bu çalışmanın sonuçlarından oldukça düşüktür.

Çalışmaların sonuçları arasında gözlemlenen bu farklılıklar, kullanılan yöntemsel farklılıklara, çalışılan ortamdaki kirlilik düzeyine, bölgede yapılan insan kaynaklı faaliyetlere, çalışılan bölgedeki akıntı dinamiklerine, örnekleme dönemine, çalışılan türe bağlı olarak farklılıklar

göstermektedir (Digka, Tsangaris, Torre, Anastasopoulou ve Zeri, 2018; Gündoğdu ve diğerleri, 2020; Pellini ve diğerleri, 2018; D. Zhang ve diğerleri, 2020).

Mikroplastik bolluğunun istasyonlara bağlı olarak değişimi incelendiğinde, en yüksek mikroplastik miktarına Samandağ istasyonundan elde edilen örneklerde rastlanmıştır. Akıntı dinamikleri açısından Samandağ bölgesi diğer bölgelerden farklılık göstermekte ve Asi Nehri'nden gelen atıkların yanı sıra Kuzey Asya akıntısı ile taşınan plastik atıklardan da etkilenmektedir (A.B. Yılmaz ve diğerleri, 2022) (Şekil 4.11; B, D). Bunun sonucu olarak, Samandağ bölgesindeki dip ve yüzey sularındaki plastik çöp varlığı İskenderun Körfezi'nin geri kalan kısmından oldukça fazla olduğu rapor edilmiştir (A.B. Yılmaz ve diğerleri, 2002). Plastik çöp miktarına bağlı olarak sudaki mikroplastik miktarı da artış gösterdiğinden bu bölgeden temin edilen balıkların sindirim kanalında daha yüksek miktarda mikroplastik bolluğu tespit edilmiştir (Kılıç ve Yücel, 2022).

Bölgesel değişikliklerin yanı sıra, canlıların beslenme şekilleri ile mikroplastik alım oranları arasında da önemli bir ilişki vardır. Örnek olarak süzerek beslenen canlılardaki mikroplastik alım oranının, diğerlerinden yüksek bulunduğu bildirilmiştir (Digka ve diğerleri, 2018). Bu çalışmada, karnivor bir tür olan levrekteki mikroplastik bolluğu omnivor bir tür olan kefalden daha düşük bulunmuştur. Daha önce yapılan bir çalışmada karnivor türler olan *Mullus barbatus*, *M. surmuletus*, *Saurida undosquamis*' teki tespit edilen mikroplastik miktarının *Mugil cephalus*'tan daha düşük olduğu bildirilmiştir (Kılıç ve Yücel, 2022).



Şekil 4.11 Doğu Akdeniz’de görülen akıntı sistemlerinin mevsimlere göre değişimi (A: Sonbahar, B: Kış, C: İlkbahar, D: Yaz mevsimi) (Meriç ve diğerleri, 2021’den uyarlanmıştır)

Ayrıca beslenme şekillerinin farklılıkları incelendiğinde karnivor bir tür olan levrek için muhtemel mikroplastik kaynakları; su ortamı ve tükettiği canlıların vücutlarında bulunan mikroplastiklerdir. Omnivor bir tür olan kefal için ise; levrek için bahsedilen, su ortamı ve besinlere ek olarak sedimentin de kaynak olarak değerlendirilmesi muhtemel görünmektedir. Bu durumun sebebi ise kefalın beslenme alanında bulunan kum veya benzeri dip yapısını oluşturan bileşenleri de sindirim sistemine almasıdır. Böylece kum tanecikleri arasında dibe çökmüş olarak bulunan mikroplastikler de besin sistemine alınmış olmaktadır. Kefal ile levreğin beslenme şekillerindeki bu farklılığında türlerde tespit edilen mikroplastik sayılarının farklı olmasına sebep olduğu düşünülmektedir.

Beslenme şekillerine ilave olarak, türler arasındaki sindirim sistemi anatomisinin farklı olmasının da tespit edilen mikroplastik sayılarının farklı olmasına neden olabileceği değerlendirilmektedir. Örneğin karnivor bir tür olan levrek büyük bir mide ve kısa bir

bağırsağa sahip iken, omnivor bir tür olan kefal levreğe göre nispeten küçük bir mide ve daha uzun bağırsağa sahiptir (Sarıhan ve Cengizler, 2006). Anatomik farklılıktan kaynaklı bu durumun ise sindirim sisteminde giren mikroplastiklerin vücutta kalma süresini ve balığın vücudunda bulunan mikroplastik sayısının farklı olmasına sebep olabileceği düşünülmektedir.

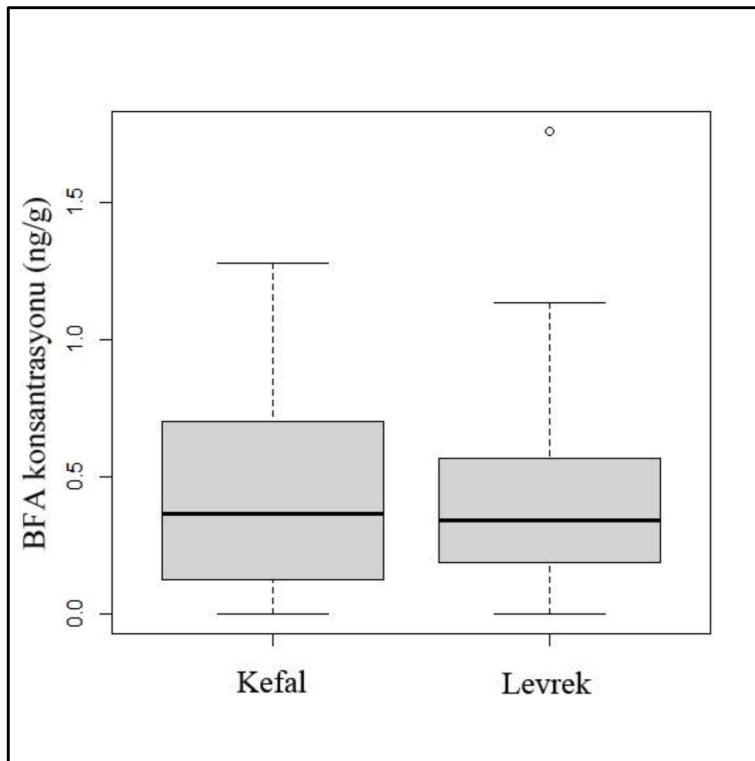
Örneklerden çıkarılan mikroplastiklerin şekli, bölgedeki kirlilik kaynakları hakkında ipucu vermektedir. Öyle ki, daha doğal ve şehir etkisinden uzak bölgelerde fragment tipinde örnekler daha yaygın iken, kirliliğin yüksek olduğu, şehir etkisinin fazla olduğu yerlerde fiber şeklindeki mikroplastikler daha yaygındır (Alomar, Estarellas ve Deudero, 2016). Bu çalışmada en baskın olarak bulunan şekil fiber olmakla beraber, geçmişte hem Kuzeydoğu Akdeniz’de hem de dünya genelinde yapılan çalışmalar ile de benzerlik göstermektedir (Cheung ve diğerleri, 2018; Gündoğdu ve diğerleri, 2020; Güven ve diğerleri, 2017; Jabeen ve diğerleri, 2017; Kılıç, 2022; Kılıç ve diğerleri, 2022; Naidoo ve diğerleri, 2016; C. Zhang ve diğerleri, 2020; D. Zhang ve diğerleri, 2020).

Mikroplastığın rengi ile balık vücuduna alımı arasında doğrudan bir ilişki bulunmaktadır. Örneğin, beyaz ya da şeffaf renkteki mikroplastikler ile besinlerin karıştırılmasından dolayı, plankton ile beslenen türlerde beyaz ve şeffaf renkteki mikroplastiklerin daha yaygın olduğu bildirilmiştir (Wang ve diğerleri, 2020). Farklı bir biçimde, ışık geçirgenliğinin azalmasının sonucu olarak deniz dibinde yaşayan canlıların koyu renkteki mikroplastikleri daha çok vücuda aldıkları bildirilmiştir (Koongolla ve diğerleri, 2020). Bu çalışmada kefal ve levrek örneklerinden çıkarılan mikroplastiklerin büyük bir kısmı siyah renktedir ve bu bölgede yapılan geçmiş çalışmalar ile benzerlik göstermektedir (Kılıç ve Yücel, 2022; Kılıç, 2022; Kılıç ve diğerleri, 2022).

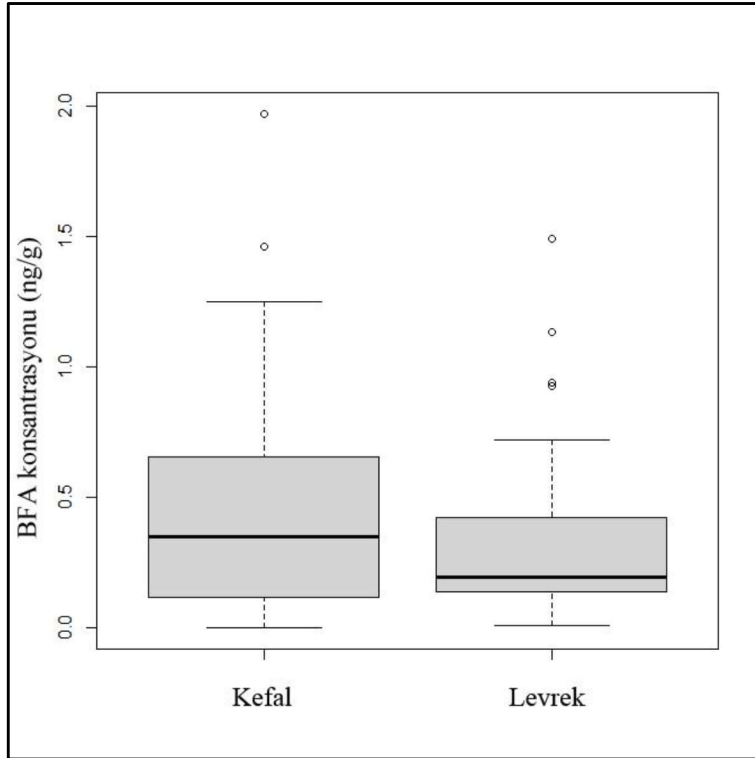
Mikroplastik parçacıklarının boyutu ise canlıda oluşan negatif durumları etkilediğinden önemlidir. Öyle ki, krustaselerde küçük boyutlu fiber parçacıklar bağırsaklardan atılabilirken, uzun fiber parçacıkları fiber yumakları oluşturarak canlıya önemli zararlar vermektedir (Yücel, 2022; Yücel ve Kılıç, 2023). Boyutu 1 mm’den küçük olan parçacıklar ise hidrofobik yapıları nedeni ile çok sayıda kirleticiyi absorbe ederek bu kirleticileri alıcı canlıya ulaştıran bir vektör görevi görmeleri nedeni ile önemlidir (Zhu ve diğerleri, 2018).

4.2 Balıklarda Bisfenol A Birikimi

Çalışma boyunca tüm istasyonlardan tüm mevsimlerde örneklenen balıkların kas dokularındaki BFA birikimi ortalama $0,448 \pm 0,360$ ng/g, karaciğer dokularında ise $0,399 \pm 0,395$ ng/g olarak saptanmıştır. Kas doku (Şekil 4.12) ve karaciğerdeki (Şekil 4.13) BFA birikiminin istatistiksel olarak normal dağılım gösterip göstermediğini belirlemek için Shapiro-Wilk normallik testi uygulanmıştır. Shapiro-Wilk normallik testi sonuçları kefalın kas dokusu için $W = 0,91336$, $p = 0,004791 < 0,05$; karaciğer dokusu için $W = 0,85793$, $p = 0,0001409 < 0,05$; Levreğin kas dokusu için $W = 0,86038$, $p = 0,0001624 < 0,05$, karaciğer dokusu için $W = 0,79375$, $p = 0,000005031 < 0,05$ olarak hesaplanmıştır. Her iki türünde her iki dokusundaki BFA birikiminin normal dağılıma uymadığı tespit edilmiştir. Sonrasında ise Wilcoxon sıra toplamı testi uygulanmış, sonuç olarak kefal ve levreklerin kas dokularında tespit edilen ortalama BFA değerleri arasındaki fark istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır ($p > 0,05$). Benzer şekilde her iki balık türünün karaciğer dokusunda tespit edilen ortalama BFA değerlerinin arasındaki ilişkinin de istatistiksel olarak önemli olmadığı belirlenmiştir ($p > 0,05$).



Şekil 4.12 Çalışılan 4 istasyon ve 2 mevsimde toplanan kefal ve levrek örneklerinin kas dokularındaki BFA düzeylerinin karşılaştırılması



Şekil 4.13 Çalışılan 4 istasyon ve 2 mevsimde toplanan kefal ve levrek örneklerinin karaciğer dokularındaki BFA düzeylerinin karşılaştırılması

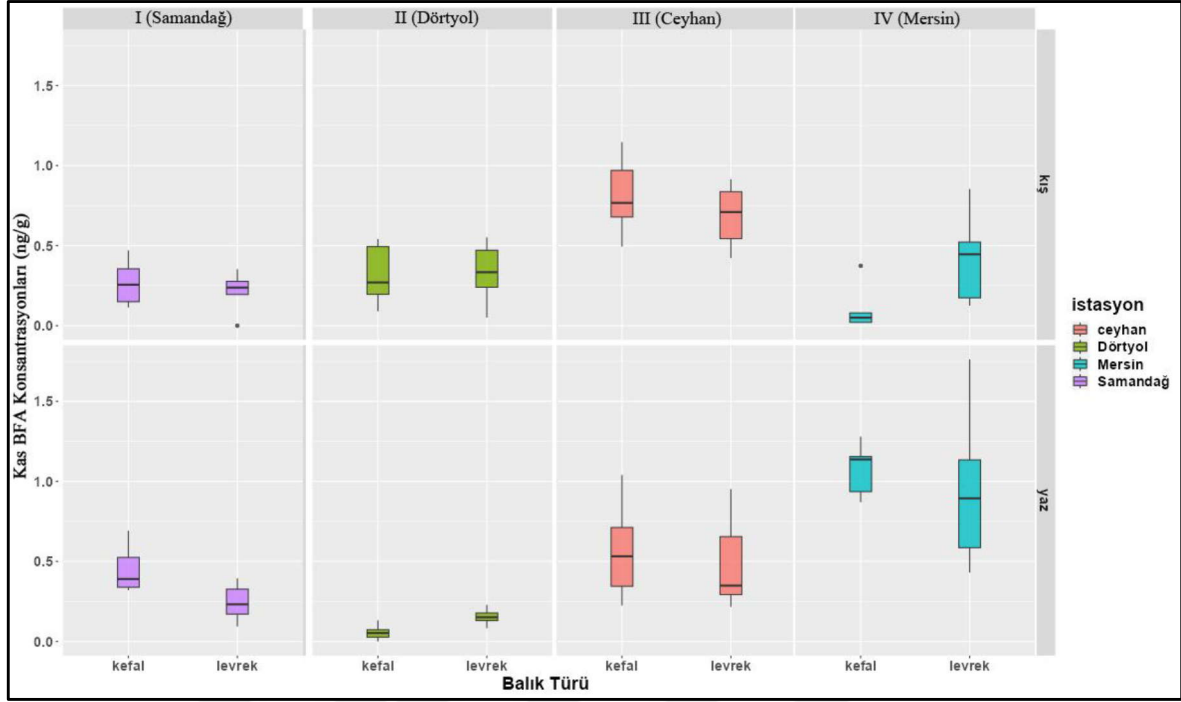
Yaz ve kış mevsimlerinde dört farklı bölgeden örneklenen kefal ve levreklerin kas ve karaciğer dokularında saptanan BFA değerleri Çizelge 4.3 ve Şekil 4.14 'de verilmiştir.

Çizelge 4.3 Dört farklı bölgeden yaz ve kış mevsimlerinde örneklenen kefal ve levreğin kas ve karaciğer dokularında saptanan BFA değerleri (ng/g)*

Mevsim		Yaz		Kış	
Tür		Kefal	Levrek	Kefal	Levrek
Doku	İstasyonlar				
Kas	I (Samandağ)	0,453±0,139 ^{Aa}	0,243±0,107 ^{Ab}	0,269±0,131 ^{Ab}	0,213±0,118 ^{Ab}
	II (Dörtyol)	0,057±0,045 ^{Ba▼}	0,154±0,048 ^{Bb}	0,318±0,173 ^{Ac}	0,330±0,176 ^{Ac}
	III (Ceyhan)	0,571±0,287 ^{Ca}	0,493±0,273 ^{Ca}	0,811±0,227 ^{Bb▲}	0,686±0,181 ^{Bb}
	IV (Mersin)	1,076±0,151 ^{Da▲}	0,961±0,469 ^{Da}	0,109±0,134 ^{Cb▼}	0,424±0,263 ^{Cc}
Karaciğer	I (Samandağ)	0,074±0,091 ^{Ba▼}	0,309±0,317 ^{Ab}	0,056±0,440 ^{Dc▼}	0,077±0,062 ^{Da}
	II (Dörtyol)	0,480±0,579 ^{Ca}	0,193±0,133 ^{Ab}	0,501±0,279 ^{Ec▲}	0,217±0,137 ^{Ab}
	III (Ceyhan)	0,416±0,304 ^{Ea}	0,529±0,352 ^{Ca}	0,383±0,122 ^{Fa}	0,210±0,079 ^{Ab}
	IV (Mersin)	1,008±0,556 ^{Fa▲}	0,787±0,431 ^{Da}	0,221±0,075 ^{Gb}	0,436±0,264 ^{Cc}

* çizelgede yer alan üstel büyük harfler aynı sütünde yer alan satırlar arasında, küçük harfler ise aynı satırda yer alan sütunlar arasında karşılaştırmayı göstermekte ve farklı harfler istatistiksel olarak farklılığın önemli olduğunu belirtmektedir (p<0,05).

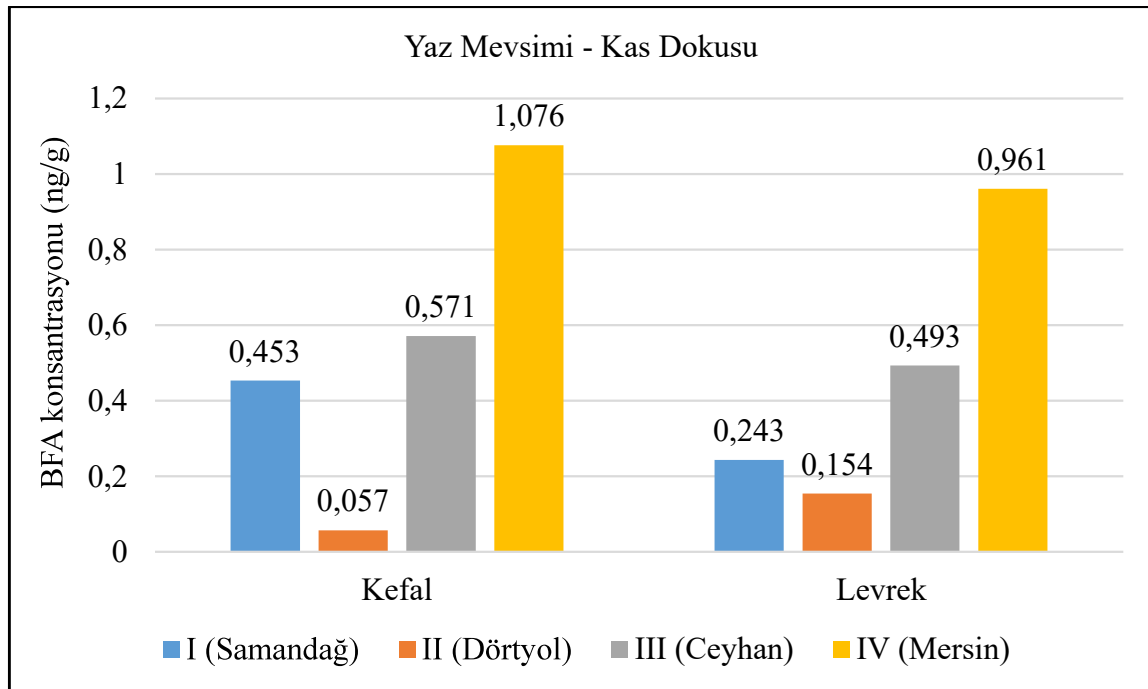
▲ ▼ Kas ve karaciğer dokularında saptanan en yüksek (▲) ve en düşük (▼) BFA değerlerini göstermektedir.



Şekil 4.14 Kefal ve levreğin kas dokularındaki BFA konsantrasyonlarının tür, mevsim ve istasyonlara göre dağılımı(ng/g)

Elde edilen veriler incelendiğinde, yaz örneklemelerinde kas dokudaki en düşük BFA düzeyi ($0,057 \pm 0,045$ ng/g) II. numaralı istasyon olan Dörtüyl bölgesinden yakalanan kefallerde saptanmıştır. En yüksek BFA düzeyi ($1,076 \pm 0,151$ ng/g) ise IV. istasyon olan Mersin bölgesinden yakalanan kefallerde tespit edilmiştir. Yılın en sıcak mevsimi olan yaz örneklerinde Mersin bölgesinde yakalanan kefallerde BFA düzeyinin en yüksek değerde olmasının nedeni olarak Seyhan Nehri'nin döküldüğü bu alanda nehre karışan bütün kentsel kirliliğin toplandığı ve denize karıştığı yer olması ve özellikle bölgede bulunan yoğun sera üretimi faaliyetleri sonucu çevreye atılan gübre çuvalları, zirai ilaçların plastik ambalajları ve çilek, karpuz, kavun, domates vb. ürünlerin yetiştirildiği ve yaz sezonunda kullanımı biten ve alandan toplanmayan sera naylonlarından kaynaklandığı düşünülmektedir. Yapılan bu çalışmada, IV. (Mersin) istasyondan elde edilen ve özellikle siyah ve şeffaf renkli fiber mikroplastiklerin daha yoğun olarak bulunmasında bölgedeki sera faaliyetlerinin yoğunluğuna bağlı bir kirlilik olduğunu destekler niteliktedir. Ayrıca, birçok araştırmacı, düşük sıcaklıkta ve oksijeni bol sulara bisfenol A'nın hızlı bir şekilde bozunduğunu bildirmiştir (Kang, Katayama ve Kondo, 2006; Ribeiro, Tiritan, Rocha ve Rocha, 2009; Ying, 2006; Ying, Williams ve Kookana, 2002).

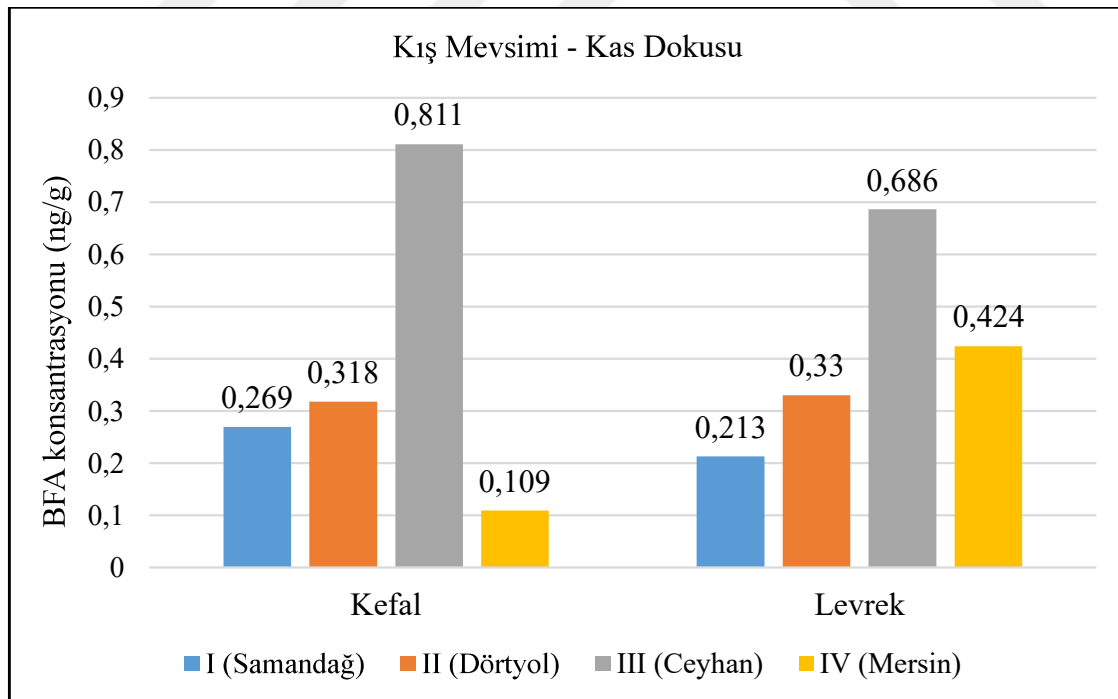
Yaz aylarında su sıcaklığının yükselmesine bağlı olarak deniz suyunun oksijen bağlama kapasitesinin düştüğü ve bu nedenle diğer mevsimlerdeki oksijen düzeylerine oranla yazın daha düşük oksijen seviyesinin olmasının su ortamındaki BFA düzeyinin bozunma sürecini uzattığı düşünülmekte ve bu nedenle de BFA'nın yaz dönemlerinde daha fazla düzeylerde saptanmasına yol açtığı düşünülmektedir. Çizelge 4.3'ten de görüldüğü üzere yaz örneklemede yine aynı bölgeden (III. istasyon -Seyhan Nehri çıkışı) alınan levreklerin kas dokusundaki BFA birikiminin ($0,961 \pm 0,469$ ng/g) aynı bölgeden alınan kefallerden düşük, ancak diğer istasyonlardan yakalanan balıkların kas dokusundaki BFA düzeylerinden daha yüksek olduğu saptanmıştır. Yukarıda sunulan muhtemel nedenlerden dolayı IV (Mersin) istasyondan yaz döneminde alınan her iki balık türünde de kas dokusundaki BFA birikimi en yüksek düzeyde bulunmuştur. Yaz örneklemede, kefallerin kas dokusunda tespit edilen BFA birikim düzeyleri karşılaştırıldığında çalışılan dört istasyonun yüksekten düşüğe doğru sıralaması IV (Mersin) > III (Ceyhan) > I (Samandağ) > II (Dörtyol) şeklindedir. Benzer şekilde, yaz örneklemede levreklerin kas dokusunda tespit edilen BFA birikim düzeyleri karşılaştırıldığında çalışılan dört istasyonun yüksekten düşüğe doğru sıralaması ise IV (Mersin) > III (Ceyhan) > I (Samandağ) > II (Dörtyol) şeklinde olmuştur (Şekil 4.15).



Şekil 4.15 Yaz döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin kas dokusunda BFA birikim düzeyleri (ng/g)

Kış döneminde yapılan örneklemelemlerde ise III. istasyon olan Ceyhan Nehri ağzından alınan kefallerin kas dokusunda BFA birikiminin ($0,811 \pm 0,227$ ng/g) en yüksek olduğu tespit edilmiştir. Yine III. istasyondan yakalanan levreklerin kas dokusunda ki BFA birikiminin ($0,686 \pm 0,181$ ng/g), III. istasyondan yakalanan kefallerin kas dokusundaki düzeyden düşük ancak diğer istasyonlarda yakalanan kefal ve levreklerin kas dokularındaki BFA düzeylerinden daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Kış döneminde kefallerden alınan kas dokularında ki BFA birikimleri kendi arasında karşılaştırıldığında en düşük BFA birikiminin ($0,109 \pm 0,134$ ng/g) IV. istasyon olan Mersin (Seyhan Nehri ağzı) bölgesinden yakalanan kefallerde tespit edildiği görülmektedir. Yine kış dönemi için levreklerin kas dokusundaki BFA birikimlerinin ise istasyonlara göre dağılımına bakıldığında en düşük değerin I. istasyon olan Samandağ bölgesinde olduğu görülmektedir (Şekil 4.16).

Tüm istasyonlar için BFA'nın kış mevsiminde kas dokudaki birikimleri balık türüne göre yüksekten düşüğe doğru sıralandığında kefaller için III (Ceyhan) > II (Dörtüol) > I (Samandağ) > IV (Mersin), levrekler için ise III (Ceyhan) > IV (Mersin) > II (Dörtüol) > I (Samandağ) şeklinde olduğu gözlemlenmiştir.

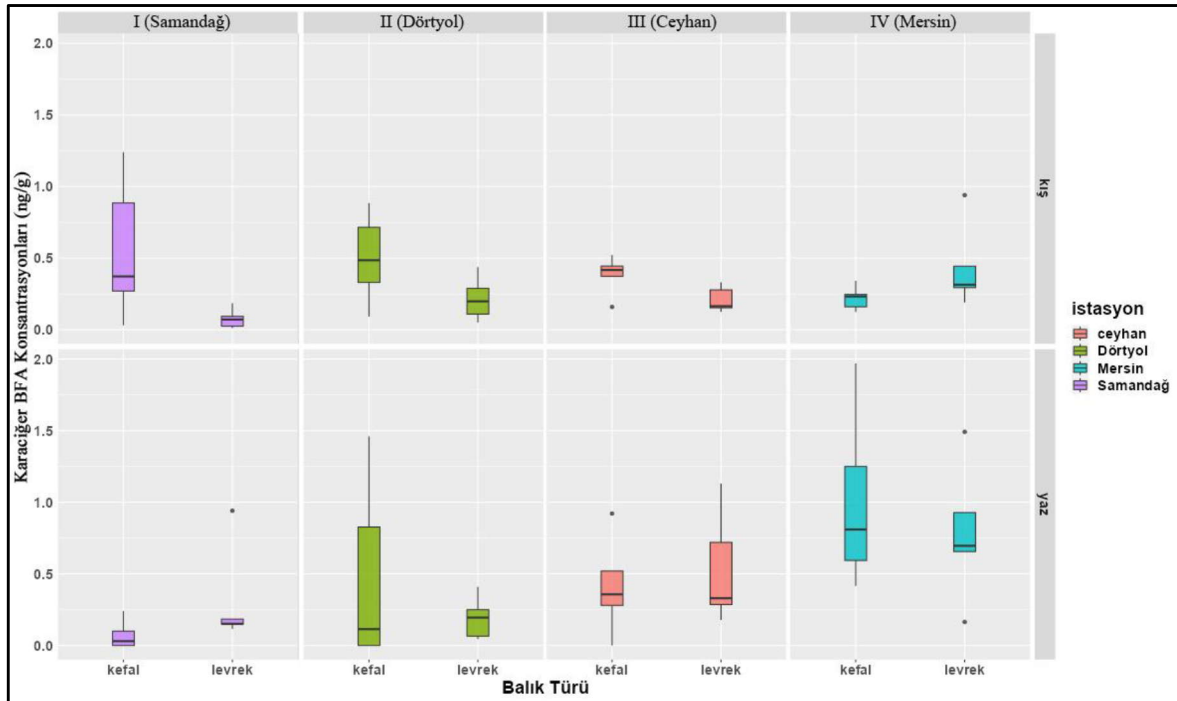


Şekil 4.16 Kış döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin kas dokusunda BFA birikim düzeyleri (ng/g)

Balık örneklerinin toplandığı her bir istasyon kas dokusu için kendi içinde yorumlandığında ise istasyon I (Samandağ)'de kefallerin bisfenol A birikim değeri levreklerle göre daha yüksektir.

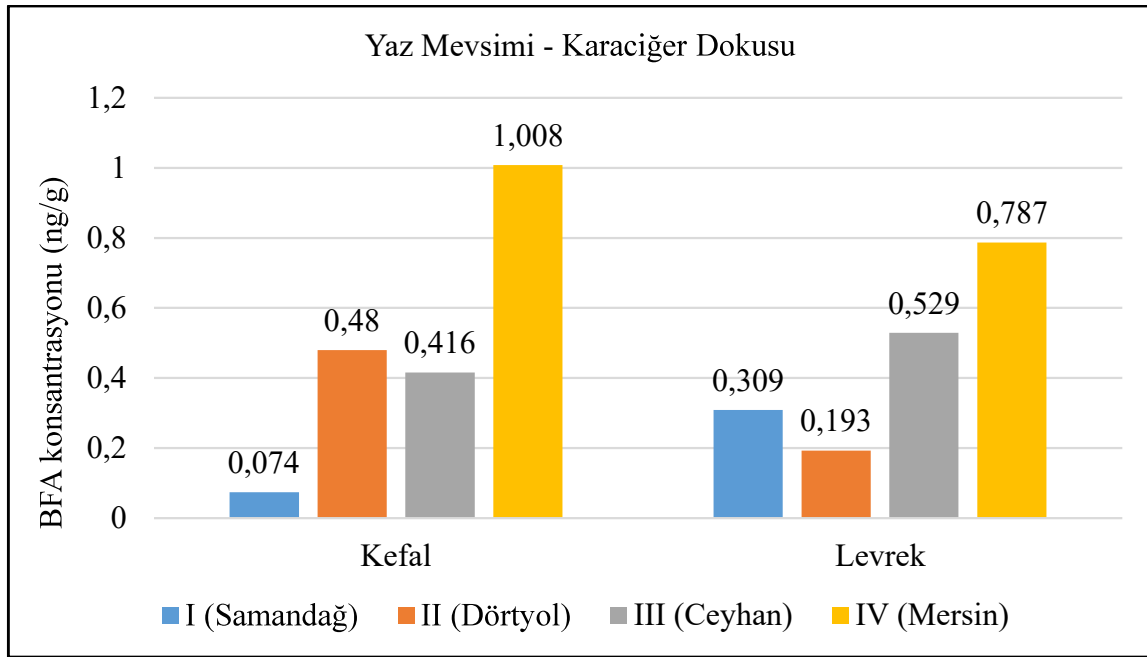
İstasyon II (Dörtyol)'de kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre daha düşüktür. İstasyon III (Ceyhan)'te kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre yüksektir. İstasyon IV (Mersin)'te kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre daha yüksektir. Genel olarak, istasyonlar ve türler arasında BFA birikim değerlerinde farklılıklar gözlemlenmektedir. İstasyon IV (Mersin)'te, hem kefal hem de levreklerde daha yüksek BFA birikim değerlerine sahip gibi görünmektedir. İstasyon II (Dörtyol) ise her iki türde de daha düşük bir birikim değerine sahiptir. İstasyon I (Samandağ) ve III (Ceyhan)'te ise türler arasında veya istasyonlar arasında daha az belirgin farklar vardır.

Yaz ve kış mevsimlerinde yukarıda belirtilen dört farklı istasyondan örneklenen kefal ve levreklerin karaciğer dokularında ölçülen BFA düzeylerine bakıldığında (Çizelge 4.3; Şekil 4.17), yaz mevsimi örneklerinde IV. istasyon olan Mersin (Seyhan Nehir ağzı) bölgesinden yakalanmış kefallerin karaciğer dokularında en yüksek BFA değeri ($1,008 \pm 0,556$ ng/g) saptanmıştır. Yine aynı istasyondan yakalanan levreklerin karaciğer dokusundaki BFA birikim düzeyi ($0,787 \pm 0,431$ ng/g) aynı istasyondan örneklenen kefal karaciğerindeki BFA değerinden düşük ancak diğer her bir istasyonlardan elde edilen balıkların karaciğerlerinde tespit edilen BFA değerlerinden yüksektir.



Şekil 4.17 Kefal ve levreğin kas dokularındaki BFA konsantrasyonlarının tür, mevsim ve istasyonlara göre dağılımı (ng/g)

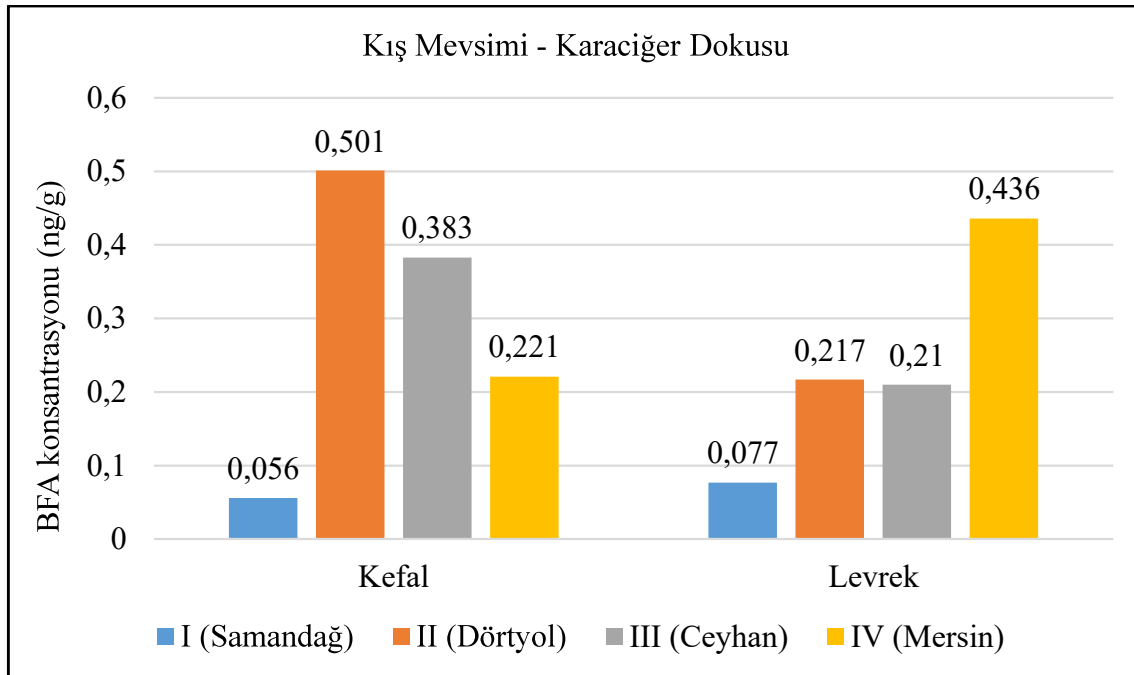
Karaciğer dokusunda en düşük BFA düzeyi ($0,074 \pm 0,091$ ng/g) I. istasyon olan Samandağ bölgesinden yakalanan kefallerin karaciğer dokularında saptanmıştır. Kefallerin karaciğer dokusunda ki BFA düzeylerinin istasyonlar bazında en yüksekten en düşüğe doğru sıralaması VI (Mersin) > II (Dörtyol) > III (Ceyhan) > I (Samandağ), levrekler için ise bu sıralama VI (Mersin) > III (Ceyhan) > I (Samandağ) > II (Dörtyol) şeklindedir (Şekil 4.18). Her iki türün karaciğerdeki BFA düzeylerinin balık türlerinin fizyolojileri ve beslenme stratejileri arasındaki farklılıktan kaynaklandığı düşünülmektedir. Burada elde edilen sonuca benzer şekilde, literatürde farklı balık türlerinde yapılan çalışmalar kas ve karaciğerde biriken BFA değerinin türden türe değiştiğini göstermektedir. Örneğin, (Mita ve diğerleri, 2011) Tiran Deniz'i (İtalya)'nde Napoli Körfezi ve Latium kıyılarından yakalanan 5 farklı balık türünün (*Mugil cephalus*, *Sarpa salpa*, *Diplodus sargus*, *Dicentrarchus labrax*, *Umbrina cirrhosa*) kas ve karaciğer dokularındaki BFA birikimini incelemişler; balık türleri arası kas ve karaciğerdeki BFA birikiminin farklılık gösterdiğini ortaya koymuşlardır.



Şekil 4.18 Yaz döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin karaciğer dokusunda BFA birikim düzeyleri (ng/g)

Balık örneklerinin toplandığı her bir istasyon karaciğer dokusu ve yaz dönemi için kendi arasında yorumlandığında ise istasyon I (Samandağ)'de levreklerin BFA birikim değeri kefallere göre daha yüksektir. İstasyon II (Dörtyol)'de kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre daha yüksektir. İstasyon III (Ceyhan)'te levreklerin BFA birikim değeri kefallere göre daha yüksektir. İstasyon IV (Mersin)'te kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre biraz daha yüksektir. Genel olarak yaz dönemi karaciğer birikimleri yorumlandığında ise istasyon IV (Mersin), karaciğerdeki BFA birikim değeri bakımından en yüksek bulunmuştur.

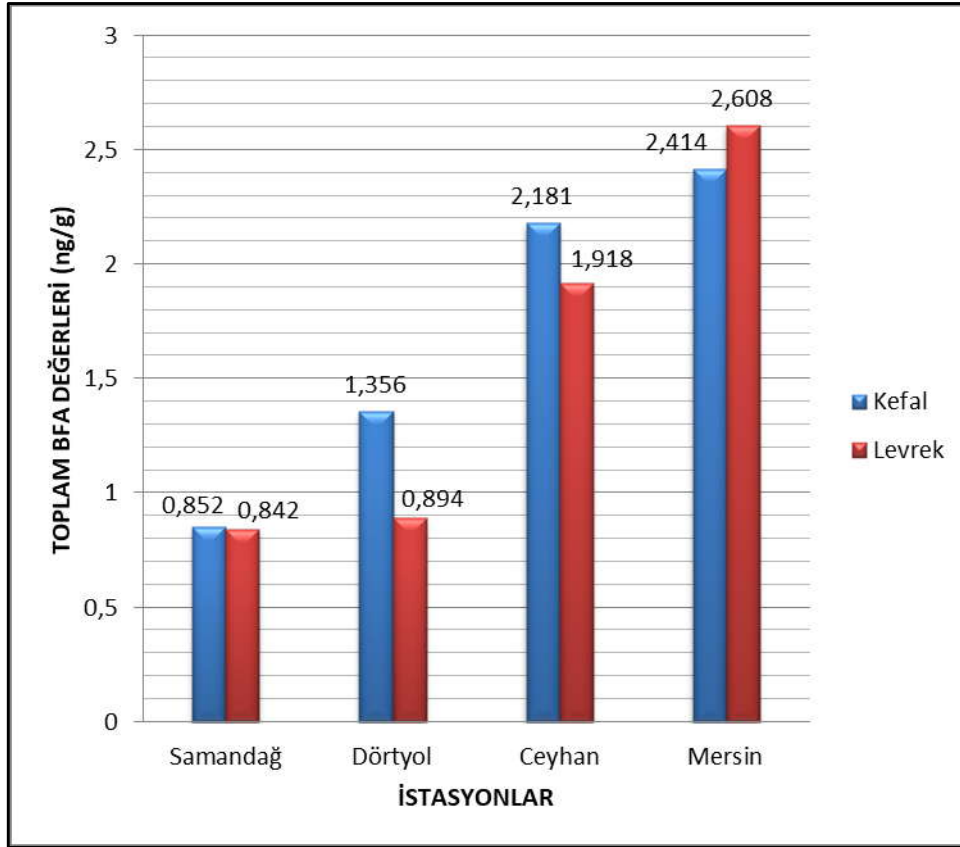
Kış döneminde alınan balık örneklerinin karaciğerlerindeki BFA değerlerine bakıldığında ise II. istasyon olan Dörtyol'dan yakalanan kefallerin karaciğer dokusunda en fazla BFA birikimi ($0,501 \pm 0,279$ ng/g) olduğu belirlenmiştir. En düşük BFA değeri ($0,0560 \pm 0,44$ ng/g) ise I. istasyon (Samandağ)'dan örneklenen kefal karaciğerlerinde tespit edilmiştir. Kış örneklemede elde edilen kefallerin karaciğerdeki BFA değerleri istasyonlar bazında en yüksekten en düşüğe doğru değerlendirildiğinde sıralama II (Dörtyol) > III (Ceyhan) > IV (Mersin) > I (Samandağ) şeklinde olmaktadır. Benzer şekilde levreklerin karaciğer dokusunda ölçülen BFA düzeyleri istasyonlara göre sıralandığında IV (Mersin) > II (Dörtyol) > III (Ceyhan) > I (Samandağ) şeklinde olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.19).



Şekil 4.19 Kış döneminde dört farklı istasyondan yakalanan kefal ve levreklerin karaciğer dokusunda BFA birikim düzeyleri (ng/g)

Balık örneklerinin toplandığı her bir istasyon karaciğer dokusu ve kış dönemi için kendi arasında yorumlandığında ise istasyon I (Samandağ)'de levreklerin BFA birikim değeri kefallere göre biraz daha yüksektir. İstasyon II (Dört Yol)'de kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre daha yüksek tespit edilmiştir. İstasyon III (Ceyhan)'te kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre biraz daha düşüktür. İstasyon IV (Mersin)'te kefallerin BFA birikim değeri levreklerle göre daha düşüktür. Genel olarak her iki mevsim örneklemeleri göz önünde bulundurulduğunda Kefal ve levreklerin karaciğerlerindeki BFA birikimi açısından en az BFA kontaminasyonu istasyon I (Samandağ)'den yakalanan balıklarda tespit edilmiştir.

Yapılan tez kapsamında elde edilen veriler ışığında çalışma alanlarından yakalanan kefal ve levreklerin ayrı ayrı karaciğer ve kas dokusunda ölçülen BFA düzeylerinin toplanmasıyla her istasyon için yaz ve kış mevsiminde her bir balık türünün taşıdığı toplam BFA yükü hesaplanmıştır. Buradan yola çıkarak oluşturulan grafikten (Şekil 4.20) her iki mevsimde de en BFA kontaminasyonun en fazla olduğu istasyon ve balık türü belirlenmeye çalışılmıştır.



Şekil 4.20 Yaz ve kış mevsimlerinde dört farklı bölgeden örneklenen kefal ve levreklerin kas ve karaciğer dokularındaki toplam BFA düzeyleri (ng/g)

İncelenen her bir balık türünün karaciğer ve kas dokularında ki ortalama BFA düzeyleri toplanarak, her bir türün istasyonlar bazında toplam BFA düzeyleri üzerinden yapılan karşılaştırmaya göre: IV. istasyon (Mersin, Seyhan Nehri ağız) her iki balık türü için de en yüksek BFA kontaminasyonun görüldüğü istasyon olarak belirlenmiştir. Toplam BFA yükleri açısından bu bölgede levreklerin toplam BFA değeri kefallerin toplam BFA değerinin 1,08 katı daha fazla olduğu belirlenmiştir.

Diğer 3 istasyonda her iki balık türünde de toplam BFA yükü IV. istasyona (Mersin) oranla daha az olup IV. istasyondan (Mersin) farklı olarak diğer tüm istasyonlarda kefallerde belirlenen toplam BFA yükü levreklerden fazla bulunmuştur. I. İstasyondaki (Samandağ) BFA kontaminasyonu diğer 3 istasyondan daha düşüktür. II. istasyon olan Dörttyol'dan yakalanan kefallerde belirlenen toplam BFA yükü ise levreklerdeki toplam BFA düzeyinin 1,51 katı daha fazladır. III. istasyon olan Ceyhan'dan toplanan balıklarda ise yine kefallerdeki toplam BFA yükü levreklerde tespit edilen toplam BFA yükünün 1,13 katı daha fazla olduğu tespit edilmiştir.

Sucul ortamın BFA konsantrasyonu; ortamın sıcaklık, tuzluluk, pH, çözülmüş oksijen, fitoplankton bolluğu, mevsimsel değişimler, akıntılar, alıcı ortama dökülen akarsuların etkileri gibi BFA degradasyonunu etkileyen parametrelere (Kang, Katayama ve Kondo, 2006; Ribeiro, Tiritan, Rocha ve Rocha, 2009; Mita ve diğerleri, 2011), ortamda bulunan canlılarda BFA biyobirikimi ise canlının türü, cinsiyeti, fiziksel özellikleri (boy, ağırlık vb), metabolik faaliyetleri, beslenme rejimi gibi birçok faktöre bağlı olarak değişiklik göstermektedir (Günay, 2020).

Bu çalışmadan elde edilen veriler mevsimsel değişimlerin kefal ve levrekte BFA birikimini etkilediğini, genel olarak yaz mevsimindeki birikimin kış mevsimi ile kıyaslandığında daha yüksek olduğunu göstermektedir. Mevsimlerin kefal ve levrekte BFA birikimi üzerinde etkili olmasının temel sebebinin sıcaklık ve sıcaklığın dolaylı olarak etkilediği faktörler olduğu değerlendirilmektedir. Su sıcaklığının artmasının; suda bulunan plastik atıklardaki BFA'nın salınım hızını arttırarak sucul ortamdaki BFA derişiminin yükselmesine neden olmuş olabileceği, sıcaklık ile ters orantılı olarak sudaki oksijen çözünlüğünün azalmış olabileceği ve bu nedenle BFA degradasyonunun yavaşladığı, dolayısıyla yaz mevsiminde kış mevsimine göre ortamda daha yüksek düzeyde BFA bulunduğu düşünülmektedir.

Balıklar poikloterm canlılar olduğundan metabolizma hızları buldukları ortamın sıcaklığına bağlıdır. Metabolizma hızı ise balıkların besin alımını belirleyen en önemli faktörlerdendir (Cengizler ve Duman, 2022). Bu nedenle balıklar için sıcaklığının optimum olduğu düzeylerde beslenme aktivitesi en yüksek seviyedeysen, sıcaklığın optimum değerlerden aşağıya doğru düşmesi ile balıkların beslenme aktivitelerinin azaldığı bilinmektedir (Chang, Lizuka ve Tzeng, 2004; Kousoulaki, Sæther, Albrektsen ve Noble, 2015). Kefal ve levrek için optimum sıcaklık düzeyleri sırasıyla 20-26 °C ve 21-25 °C olarak bildirilmiştir (Saleh, 2009; Manciooco, Toni, Tedesco, Malavasi, Alleva ve Cioni, 2015). Örnekleme alanının yer aldığı Doğu Akdeniz için ise 2022 yılı ortalama sıcaklık değerlerinin şubat ve ağustos aylarında sırasıyla 17,6 °C ve 26,9 °C olduğu rapor edilmiştir (ÇŞİDB-MGM [Türkiye Cumhuriyeti Çevre Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, Meteoroloji Genel Müdürlüğü], 2022). Bu bilgiler değerlendirildiğinde kefal ve levreğin yaz mevsimine kıyasla kış aylarında metabolizma hızlarının ve dolayısıyla beslenme aktivitesinin yavaşladığı, bu nedenle besinler ve mikroplastik alımından kaynaklı BFA alımının yaz mevsimine kıyasla daha düşük miktarda gerçekleşmiş olabileceği düşünülmektedir. Ayrıca kefal ve levreğin yumurtlama periyodu kış aylarında gerçekleştiğinden, besin alımının azalmasına ilave olarak lipit rezervlerinin de azaldığı rapor edilmiştir (Leal, Fernández-

Durán, Guillot, Ríos ve Cerdá-Reverter, 2011). Bu durum yağ dokuda depolanan BFA'nın birikiminin de yavaşladığını düşündürmektedir.

Sucul ortamın fiziksel ve kimyasal parametreleri ve balıkların fizyolojik durumlarına ek olarak yaz mevsiminde artan turistik ve zirai faaliyetler sebebiyle plastik atıkların artmasının da kış mevsimine göre sucul ortamdaki BFA konsantrasyonunu arttırdığı düşünülmektedir.



5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tezde mikroplastik ve BFA düzeyleri incelenen kefal ve levrek, ülkemiz doğu Akdeniz kıyısında yaz ve kış aylarında oldukça fazla tüketilen balık türlerindedir. Özellikle satış fiyatlarının levreğe oranla daha düşük olması nedeniyle çokça tercih edilen kefaller tüm Akdeniz’de bolca tüketilen bir balık türü haline gelmiştir. Kefaller kültür ortamlarında yetiştirilemediğinden ancak avcılık yoluyla doğadan elde edilmektedir.

Ülkemizde levrek yetiştiriciliği oldukça başarılı bir şekilde yapılmasına rağmen insanların genel eğilimi doğadan yakalanan levrekleri tüketme yönündedir. Her ne kadar eğilim doğadan yakalanan levreklerin tüketilmesine yönelik olsa da doğal levreğin satış fiyatı çiftlik koşullarında yetiştirilen levreklerin satış fiyatından yüksek olması nedeniyle bu eğilim özellikle kış aylarında çiftlik levreğine doğru bir kayma göstermektedir. Her iki koşulda da ister çiftlik ister doğal olsun levrek insanlarımızın tercih ettiği bir balık türüdür. Bu nedenle çevre kirliliği oluşturduğu bilinen mikroplastik miktarlarının ve bu plastiklerden salınan BFA’nın özellikle bu iki türdeki birikim düzeylerinin belirlenmesi gerekmektedir.

Bu çalışmada tüm istasyonlardan örneklenen balıkların sindirim sistemlerinde mikroplastikler tespit edilmiş olup, büyük çoğunluğunun fiber yapıda olduğu belirlenmiştir. Doğadaki östrojen bozucu önemli kirleticilerden biri olduğu bilinen Bisfenol A’nın kaynaklarından biri de mikroplastiklerdir. Bu nedenle bu mikroplastiklerin hangi plastik türü olduğunun belirlenmesi ve mikroplastiklerden salınan Bisfenol A ve benzeri katkı maddelerinin izlenmesi önem arz etmektedir.

Kirliliğin çok olduğu düşünülen ve bu tezin çalışma alanlarını oluşturan dört bölgeden yakalanan kefal ve levreklerin kas ve karaciğer dokusunda ki BFA düzeyleri yaz ve kış aylarında alınan örnekler üzerinden belirlenmiştir. Araştırmaya konu olan bölgeler seçilirken plastik kirliliğine maruz kalmış nehirlerin denize döküldüğü nehir ağzı olarak adlandırılan bölgeler kefal ve levrek örnekleme için seçilmiştir. Doğudan batıya doğru Asi Nehri’nin denize döküldüğü yer olan Samandağ bölgesi I. istasyon, Deliçay’ın İskenderun Körfezi’ne döküldüğü bölge II. istasyon, Ceyhan Nehri’nin denize döküldüğü bölge III. istasyon ve son olarak Seyhan Nehri’nin denize döküldüğü ve Mersin-Adana il sınırını oluşturduğu bölge IV. istasyon olarak seçilmiştir. Bütün istasyonlar arasında, IV. istasyondan yakalanan kefal

ve levreklerde en yüksek BFA düzeyleri tespit edilmiş olup, en düşük BFA düzeyleri Samandağ bölgesinden yakalanan balıklarda bulunmuştur. Elde edilen sonuçlara göre istasyon I (Samandağ), II (Dörtyol), III (Ceyhan) ve IV (Mersin)'e doğru seçilen balık türlerindeki BFA kontaminasyon düzeyinin arttığı görülmüştür. Bunun nedeninin nehir ağızlarından denize karışan BFA kaynaklarının doğu Akdeniz'de yaz ve kış aylarında görülen akıntı sistemlerinin özellikle yaz ve kış aylarında doğudan batıya doğru olması (Meriç ve diğerleri, 2021; Şekil 4.11: B, D) ve BFA salınımı yapan birçok kirlenici unsurun akıntı yönünde sürüklenmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca belirtmek gerekir ki, IV. istasyon (Mersin) olan Seyhan Nehri'nin denize döküldüğü bölge etrafında oldukça fazla seracılık faaliyeti mevcuttur. Hatta bu bölgede ki kumsal alan bile tamamen sera yetiştiriciliğine açılmış ve bu seralarda tonlarca plastik sera naylonlarının, gübre çuvallarının ve plastik ilaç ambalajlarının kullanıldığı bilinmektedir. Her yıl sonbaharda yenilenen sera naylonları yaz döneminde hasat yapılmak amacıyla açılarak eskiyen sera naylonları yenileriyle değiştirilmektedir. Diğer yandan, Seyhan ve Ceyhan gibi uzunluğu yüzlerce km'yi geçen bu iki nehir bütün kentsel kirliliği denize taşımaktadır.

Ancak, bu tezden elde edilen veriler ışığında, kefal ve levreklerin özellikle kas dokusunda saptanan BFA düzeylerinin, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (EFSA) tarafından gıdalar yoluyla alınan BFA için tolere edilebilir günlük alım miktarı (TGA) olan 4 µg/kg'ın (EFSA, 2015) altında kaldığı görülmüştür. Dolayısıyla çalışılan bölgelerden yakalanan kefal ve levreklerin tüketiminde insan sağlığını tehdit eder boyutta bir kirliliğe rastlanmadığı ortaya konulsa da halk sağlığı yönünden gelecekte konunun izlenebilirliği gereklilik göstermektedir.

Farklı plastik türleri, farklı tür ve oranlarda plastik katkı maddesi içerdiğinden, gelecekte yapılacak mikroplastik izleme çalışmalarında tespit edilen mikroplastik türlerinin de analiz edilerek belirlenmesi gerektiği değerlendirilmektedir. BFA degradasyonu sucul ortamın sıcaklık, Ph, salinite, çözünmüş oksijen gibi fiziksel parametrelerinden etkilendiğinden verilerin bu parametrelerle birlikte mevsimsel olarak değerlendirilmesinin, BFA'nın çevresel dağılımının belirlenmesinde katkı sağlayacağı düşünülmektedir.

Nehirler kaynak noktalarından denizlere ulaşıncaya kadar izledikleri yol boyunca birçok noktada kirlenerek plastik atıkları denize ulaştıran ana kaynaklar olarak kabul edilmektedir. Bu nedenle yapılacak çalışmalarda nehirlerin kaynaklarından itibaren belirli aralıklarla plastik atık yükü ve BFA konsantrasyonlarının belirlenerek, akış yolu boyunca gerçekleşen

değişimlerin mevsimsel olarak debi, sıcaklık, çözünmüş oksijen verileri ile birlikte izlenmesinin, nehirler ağızlarında ve denizel bölgelerde ise akıntı sistemleri ile değerlendirilmesinin önem arz ettiği düşünülmektedir.



6. KAYNAKLAR

Abumourad, I., Bizarro, C., Aragón, P., Maquieira, Á., Vallejo, A., Zuloaga, O., ... Ortiz-Zarragoitia, M. (2014). Hazards of the endocrine disruptors on mullets (*Chelon labrosus*) from the basque coast (Bay of Biscay) applying a biomarker based approach. *Cytologia*, 79(4), 517-533. doi:10.1508/cytologia.79.517

Alomar, C., Estarellas, F. ve Deudero, S. (2016). Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115, 1-10. doi:10.1016/j.marenvres.2016.01.005

Alonso-Magdalena, P., Vieira, E., Soriano, S., Menes, L., Burks, D., Quesada, I. ve Nadal, A. (2010). Bisphenol A Exposure during Pregnancy Disrupts Glucose Homeostasis in Mothers and Adult Male Offspring. *Environmental Health Perspectives*, 118(9), 1243-1250. doi:10.1289/ehp.1001993

Atugoda, T., Wijesekara, H., Werellagama, D. R. I. B., Jinadasa, K. B. S. N., Bolan, N. S. ve Vithanage, M. (2020). Adsorptive interaction of antibiotic ciprofloxacin on polyethylene microplastics: Implications for vector transport in water. *Environmental Technology and Innovation*, 19, 100971. doi:10.1016/j.eti.2020.100971

Aytan, Ü., Özsandıkçı, U., Gönülal, O., Tonay, A. M., Dede, A. ve Öztürk, A. A. (2022). Floating macro litter in the Finike (Anaximander) Seamounts and adjacent waters in the eastern Mediterranean. *J. Black Sea/Mediterranean Environment (C)*, 28, ss. 282-299).

Barboza, L. G. A., Cunha, S. C., Monteiro, C., Fernandes, J. O. ve Guilhermino, L. (2020). 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. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.122419

Barouki, R. (2017). Endocrine disruptors: Revisiting concepts and dogma in toxicology. *Comptes Rendus Biologies*, 340(9-10), 410-413. doi:10.1016/j.crv.2017.07.005

Barrett, J., Chase, Z., Zhang, J., Holl, M. M. B., Willis, K., Williams, A., ... Wilcox, C. (2020). Microplastic Pollution in Deep-Sea Sediments From the Great Australian Bight. *Frontiers in Marine Science*, 7, 576170. doi:10.3389/fmars.2020.576170

Borges-Ramírez, M. M., Mendoza-Franco, E. F., Escalona-Segura, G. ve Osten, J. R. (2020). Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. *Environmental Pollution*, 267, 115659. doi:10.1016/j.envpol.2020.115659

Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I. ve Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189-195. doi:10.1016/j.ecss.2015.12.003

Büyükdeveci, F. ve Gündoğdu, S. (2021). Composition and abundance of benthic marine litter in the fishing grounds of Iskenderun Bay, northeastern Levantine coast of Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 172. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112840

Caliendo, H. (2012). History of BPA. *Packaging Digest*. 26 Mart 2023 tarihinde <https://www.packagingdigest.com/food-safety/history-bpa> adresinden erişildi.

Campanale, Massarelli, Savino, Locaputo, ve Uricchio. (2020). A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212. doi:10.3390/ijerph17041212

Canesi, L. ve Fabbri, E. (2015). Environmental effects of BPA: Focus on aquatic species. *Dose-Response*, 13(3). doi:10.1177/1559325815598304

Carpenter, E. J. ve Smith, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241. doi:10.1126/science.175.4027.1240

Cengizler, İ. ve Duman, S. (2022) Balıklarda Gonad Endokrinolojisine Komparatif Bir Yaklaşım. Ziraat, Orman ve Su Ürünleri Alanında Yeni Trendler. Duvar yayınları, İzmir.

Chang, C. W., Iizuka, Y., and Tzeng, W. N. (2004). Migratory environmental history of the grey mullet *Mugil cephalus* as revealed by otolith Sr: Ca ratios. *Marine Ecology Progress Series*, 269, 277-288.

Chen, Q., Yin, D., Jia, Y., Schiwy, S., Legradi, J., Yang, S. ve Hollert, H. (2017). Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish. *Science of the Total Environment*, 609, 1312-1321. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.144

Cheung, L., Lui, C. ve Fok, L. (2018). Microplastic Contamination of Wild and Captive Flathead Grey Mullet (*Mugil cephalus*). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(4), 597. doi:10.3390/ijerph15040597

Corrales, J., Kristofco, L. A., Baylor Steele, W., Yates, B. S., Breed, C. S., Spencer Williams, E. ve Brooks, B. W. (2015). Global assessment of bisphenol a in the environment: Review and analysis of its occurrence and bioaccumulation. *Dose-Response*, 13(3), 1-29. doi:10.1177/1559325815598308

ÇŞİDB-MGM [Türkiye Cumhuriyeti Çevre Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı Meteoroloji Genel Müdürlüğü]. (2022). Deniz Suyu Sıcaklık Verisinin İstatistiksel Analizi. <https://www.mgm.gov.tr/FILES/resmi-istatistikler/denizSuyu/Akdeniz-Deniz-Suyu-Sicakligi-Analizi-2022.pdf> adresinden 10.05.2023 tarihinde erişildi

Darbre, P. D. (2022). What Are Endocrine Disrupters and Where Are They Found? *Endocrine Disruption and Human Health* içinde (ss. 3-29). Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-821985-0.00001-3

Darbre, P. D. ve Harvey, P. W. (2008). Paraben esters: Review of recent studies of endocrine toxicity, absorption, esterase and human exposure, and discussion of potential human health risks. *Journal of Applied Toxicology*, 28(5), 561-578. doi:10.1002/jat.1358

Day, R., Shaw, D. ve Ignelli, S. (1989). The quantitative distribution and characteristics of neuston plastic in the North Pacific Ocean, 1985-1988. *Proceedings of the second international conference on marine debris* içinde (ss. 247-266). Proceedings of the second international conference on marine debris, sunulmuş bildiri, Honolulu, Hawaii. <https://cir.nii.ac.jp/crid/1571980074875052288> adresinden erişildi.

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K. ve Robbens, J. (2014). Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison

between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 146-155. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.06.006

Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A. ve Zeri, C. (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 30-40. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.06.063

Drastichová, J., Svobodová, Z., Groenland, M., Dobšíková, R., Žlábek, V., Weisssová, D. ve Szotkowská, M. (2005). Effect of Exposure to Bisphenol A on the Sex Differentiation in Zebrafish (*Danio rerio*). *Acta Veterinaria Brno*, 74(2), 287-291. doi:10.2754/avb200574020287

Du, J., Li, H., Xu, S., Zhou, Q., Jin, M. ve Tang, J. (2019). A review of organophosphorus flame retardants (OPFRs): Occurrence, bioaccumulation, toxicity, and organism exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(22), 22126-22136. doi:10.1007/s11356-019-05669-y

EFSA. (2015). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BFA) in foodstuffs. *EFSA Journal*, 1(13), 1-621. doi:10.2903/j.efsa.2015.3978

El-Geziry, T. M. ve Bryden, I. G. (2010). The circulation pattern in the Mediterranean Sea: Issues for modeller consideration. *Journal of Operational Oceanography*, 3(2). doi:10.1080/1755876X.2010.11020116

Er, B. (2010). Ton Balığı Konservelerinde Katı Faz Ekstraksiyon Ve HPLC Metodu İle Bisfenol A Varlığının İncelenmesi. (Yayımlanmamış doktora tezi). Ankara Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Ankara, Turkey.

Errico, S., Nicolucci, C., Migliaccio, M., Micale, V., Mita, D. G. ve Diano, N. (2017). Analysis and occurrence of some phenol endocrine disruptors in two marine sites of the northern coast of Sicily (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), 68-74. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.04.061

FDA (Food And Drug Administration). (2023). Bisphenol A (BPA): Use in Food Contact Application. *FDA*. <https://www.fda.gov/food/food-additives-petitions/bisphenol-bpa-use-food-contact-application> adresinden erişildi.

Feiteiro, J., Mariana, M. ve Cairrão, E. (2021). Health toxicity effects of brominated flame retardants: From environmental to human exposure. *Environmental Pollution*, 285, 117475. doi:10.1016/j.envpol.2021.117475

Filho, W. L., Hunt, J. ve Kovaleva, M. (2021). Garbage Patches and Their Environmental Implications in a Plastisphere. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(11), 1289. doi:10.3390/jmse9111289

Froese, R. ve Pauly, D. (2023). FishBase. World Wide Web electronic publication. Available at: <http://www.fishbase.org> (accessed on 8 September 2020).

Geyer, R., Jambeck, J. R. ve Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made, 3(7), e1700782. doi:10.1126/sciadv.1700782

Gigault, J., Halle, A. T., Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., ... Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030-1034. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.024

GM [Google Maps]. (2023).

<https://www.google.com/maps/@36.4253406,36.2296452,150147m/data=!3m1!1e3?entry=ttu> Son Erişim Tarihi 10.08.2023.

Gökdağ, K. (2017). Microplastic Pollution In Seawater, Sediment and Gastrointestinal Tract of Fishes of The North-Eastern Mediterranean Sea. (unpublished Msc thesis). Institute Of Marine Sciences Of Middle East Technical University Middle East Technical University.

Guo, X. ve Wang, J. (2019). The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 1-14. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.03.019

Güven, O. (2021). Spatio-Temporal Distribution and Characterization of Microplastic Pollution in The Three Main Freshwater Systems (Aksu and Köprü Streams, Manavgat River) And Fishing Grounds Located in Their Vicinities in The Antalya Bay. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22(Special Issue). doi:10.4194/TRJFAS20507

Günay, Y. D. (2020). İskenderun Körfezi Balıklarında Bisfenol A (Bpa) Düzeylerinin Belirlenmesi. (Yayımlanmamış yüksek lisans tezi). Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Farmakoloji Ve Toksikoloji Anabilim Dalı.

Gündoğdu, S. (2017). High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(4). doi:10.12714/egejfas.2017.34.4.06

Gündoğdu, S. ve Çevik, C. (2017). Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2). doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.002

Gündoğdu, S. ve Çevik, C. (2019). Mediterranean dirty edge: High level of meso and macroplastics pollution on the Turkish coast. *Environmental Pollution*, 255. doi:10.1016/j.envpol.2019.113351

Gündoğdu, S., Çevik, C. ve Karaca, S. (2017). Fouling assemblage of benthic plastic debris collected from Mersin Bay, NE Levantine coast of Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1). doi:10.1016/j.marpolbul.2017.07.023

Gündoğdu, S., Çevik, C. Ve Temiz Ataş, N. (2020). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tracts of some edible fish species along the Turkish coast. *Turkish Journal Of Zoology*, 44(4), 312-323. doi:10.3906/zoo-2003-49

Gürbüz, Ö. (2017). *Marmara Denizi mikroplastik karakterizasyonu ve dağılımı*. İstanbul Üniversitesi Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, İstanbul.

Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B. ve Kıdeyş, A. E. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*, 223, 286-294. doi:10.1016/j.envpol.2017.01.025

Hahladakis, J. N., Iacovidou, E. ve Gerassimidou, S. (2023). An overview of the occurrence, fate, and human risks of the bisphenol-A present in plastic materials, components, and products. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(1), 45-62. doi:10.1002/ieam.4611

- Halstead, J. E., Smith, J. A., Carter, E. A., Lay, P. A. ve Johnston, E. L. (2018). Assessment tools for microplastics and natural fibres ingested by fish in an urbanised estuary. *Environmental Pollution*, 234, 552-561. doi:10.1016/j.envpol.2017.11.085
- Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., ... Liebezeit, G. (2013). Guidance on monitoring of marine litter in European seas. *EUR 26113*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/99475> adresinden erişildi.
- Hauser, R., Meeker, J. D., Singh, N. P., Silva, M. J., Ryan, L., Duty, S. ve Calafat, A. M. (2007). DNA damage in human sperm is related to urinary levels of phthalate monoester and oxidative metabolites. *Human Reproduction*, 22(3), 688-695. doi:10.1093/humrep/del428
- Health Canada. (2008). Government of Canada Protects Families With Bisphenol A Regulations. 26 Aralık 2020 tarihinde http://www.hc-sc.gc.ca/ahc-asc/media/nrcp/_2008/2008_167-eng.php adresinden erişildi.
- Hu, P., Chen, X., Whitener, R. J., Boder, E. T., Jones, J. O., Porollo, A., ... Zhao, L. (2013). Effects of Parabens on Adipocyte Differentiation. *Toxicological Sciences*, 131(1), 56-70. doi:10.1093/toxsci/kfs262
- Huelsmann, R. D., Will, C. ve Carasek, E. (2021). Determination of bisphenol A: Old problem, recent creative solutions based on novel materials. *Journal of Separation Science*, 44(6), 1148-1173. doi:10.1002/jssc.202000923
- Hung, C.-H., Yang, S.-N., Wang, Y.-F., Liao, W.-T., Kuo, P.-L., Tsai, E.-M., ... Suen, J.-L. (2013). Environmental Alkylphenols Modulate Cytokine Expression in Plasmacytoid Dendritic Cells. *PLoS ONE*, 8(9), e73534. doi:10.1371/journal.pone.0073534
- Ikezuki, Y., Tsutsumi, O., Takai, Y., Kamei, Y. ve Taketani, Y. (2002). Determination of bisphenol A concentrations in human biological fluids reveals significant early prenatal exposure. *Human Reproduction*, 17(11), 2839-2841. doi:10.1093/humrep/17.11.2839
- Ismail, N. A. H., Wee, S. Y. ve Aris, A. Z. (2018). Bisphenol A and alkylphenols concentrations in selected mariculture fish species from Pulau Kukup, Johor, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 127(April 2017), 536-540. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.12.043
- Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J. ve Shi, H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution*, 221, 141-149. doi:10.1016/j.envpol.2016.11.055
- Jain, N. (2023). Biochemical and Histopathological Alterations Caused by Endocrine Toxicants. *Environmental Endocrine Toxicants* içinde (1st Edition., ss. 145-160). New York: Apple Academic Press. <https://doi.org/10.1201/9781003336426> adresinden erişildi.
- Jang, M., Shim, W. J., Han, G. M., Rani, M., Song, Y. K. ve Hong, S. H. (2017). Widespread detection of a brominated flame retardant, hexabromocyclododecane, in expanded polystyrene marine debris and microplastics from South Korea and the Asia-Pacific coastal region. *Environmental Pollution*, 231, 785-794. doi:10.1016/j.envpol.2017.08.066
- Jiang, M., Hu, L., Lu, A., Liang, G., Lin, Z., Zhang, T., ... Gong, W. (2020). Strong sorption of two fungicides onto biodegradable microplastics with emphasis on the negligible role of environmental factors. *Environmental Pollution*, 267, 115496. doi:10.1016/j.envpol.2020.115496

- Kang, J. H., Aasi, D. ve Katayama, Y. (2007). Bisphenol A in the aquatic environment and its endocrine-disruptive effects on aquatic organisms. *Critical Reviews in Toxicology*, 37(7), 607-625. doi:10.1080/10408440701493103
- Kang, J. H., Katayama, Y. ve Kondo, F. (2006). Biodegradation or metabolism of bisphenol A: From microorganisms to mammals. *Toxicology*, 217(2-3), 81-90. doi:10.1016/j.tox.2005.10.001
- Kılıç, E. ve Yücel, N. (2022). Microplastic occurrence in the gastrointestinal tract and gill of bioindicator fish species in the northeastern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 177. doi:10.1016/j.marpolbul.2022.113556
- Kiessling, T., Gutow, L. ve Thiel, M. (2015). Marine Litter as Habitat and Dispersal Vector. M. Bergmann, L. Gutow ve M. Klages (Ed.), *Marine Anthropogenic Litter* içinde (ss. 141-181). Cham: Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-16510-3_6
- Kiliç, E. (2022). Microplastic Occurrence in the Gill and Gastrointestinal Tract of *Chelon ramada* (Mugilidae) in a Highly Urbanized Region, İskenderun Bay, Türkiye. *Marine Science and Technology Bulletin*, 11(3), 309-319. doi:10.33714/masteb.1162225
- Kiliç, E., Yücel, N. ve Turan, C. (2022). Microplastic Occurrence in the Gastrointestinal Tracts of *Pterois miles* (Bennett, 1828) from northeastern Mediterranean Sea. *Natural and Engineering Sciences*, 7(2), 200-213. doi:10.28978/nesciences.1159300
- Kim, H., Kim, B., Shin, Y.-J., Kim, J., Kim, H., Kim, K., ... Park, K. (2022). Effect of benzotriazole on oxidative stress response and transcriptional gene expression in *Oryzias latipes* and *Danio rerio* embryo. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 252, 109222. doi:10.1016/j.cbpc.2021.109222
- Konieczna, A. (2015). Health risk of exposure to bisphenol A (BPA). *Roczniki Państwowego Zakładu Higieny*, 66(1), 5-11.
- Koongolla, J. B., Lin, L., Pan, Y.-F., Yang, C.-P., Sun, D.-R., Liu, S., ... Li, H.-X. (2020). Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from Beibu Gulf, South China Sea. *Environmental Pollution*, 258, 113734. doi:10.1016/j.envpol.2019.113734
- Koraltan, İ., Mavruk, S. ve Güven, O. (2022). Effect of biological and environmental factors on microplastic ingestion of commercial fish species. *Chemosphere*, 303, 135101. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.135101
- Kousoulaki, K., Sæther, B. S., Albrektsen, S., and Noble, C. (2015). Review on European sea bass (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758) nutrition and feed management: a practical guide for optimizing feed formulation and farming protocols. *Aquaculture Nutrition*, 21(2), 129-151.
- Küçük, P., Doğan, E., Sönmez, O. ve Demir, F. (2017). Asi Nehri Yatağının Taşkın Taşıma Kapasitesinin Belirlenmesi. 5th International Symposium on Innovative Technologies in Engineering and Science 29-30 September 2017 (ISITES2017 Baku—Azerbaijan). <https://isites.info/PastConferences/ISITES2017/ISITES2017/Allpapers/C3-ISITES2017ID39.htm> adresinden erişildi.
- Kürekçi, C., Tan, S., Arslan, A., Özgen, S. B. ve SakiN, F. (2021). A Comparison Of Solid-Phase Extraction Methods For Bisphenol A In Cheese Samples. *Gıda*, 46(4), 848-858. doi:10.15237/gida.GD21039

- Latini, G., De Felice, C., Presta, G., Del Vecchio, A., Paris, I., Ruggieri, F. ve Mazzeo, P. (2003). In utero exposure to di-(2-ethylhexyl)phthalate and duration of human pregnancy. *Environmental Health Perspectives*, 111(14), 1783-1785. doi:10.1289/ehp.6202
- Leal, E., Fernández-Durán, B., Guillot, R., Ríos, D., and Cerdá-Reverter, J. M. (2011). Stress-induced effects on feeding behavior and growth performance of the sea bass (*Dicentrarchus labrax*): a self-feeding approach. *Journal of Comparative Physiology B*, 181, 1035-1044.
- Li, K., Liszka, M., Zhou, C., Brehm, E., Flaws, J. A. ve Nowak, R. A. (2020). Prenatal exposure to a phthalate mixture leads to multigenerational and transgenerational effects on uterine morphology and function in mice. *Reproductive Toxicology*, 93, 178-190. doi:10.1016/j.reprotox.2020.02.012
- Li, Y., Duan, F., Yang, F., Zhou, X., Pan, H., Li, Y. ve Li, R. (2015). Pubertal exposure to bisphenol A affects the reproduction of male mice and sex ratio of offspring. *Journal of Reproduction and Contraception*, 26(1), 14-21. doi:10.7669/j.issn.1001-7844.2015.01.0014
- Liu, R. ve Mabury, S. A. (2020). Synthetic Phenolic Antioxidants: A Review of Environmental Occurrence, Fate, Human Exposure, and Toxicity. *Environmental Science and Technology*, 54(19), 11706-11719. doi:10.1021/acs.est.0c05077
- Lynch, J. M., Knauer, K. ve Shaw, K. R. (2022). Plastic Additives in the Ocean. A. L. Andrady (Ed.), *Plastics and the Ocean* içinde (1. bs., ss. 43-76). Wiley. doi:10.1002/9781119768432.ch2
- Manciocco, A., Toni, M., Tedesco, A., Malavasi, S., Alleva, E., and Cioni, C. (2015). The acclimation of european sea bass (*Dicentrarchus labrax*) to temperature: Behavioural and neurochemical responses. *Ethology*, 121(1), 68-83.
- Mazlum, H. K. (2021). İskenderun Körfezi'nden Avlanan Ahtapotlarda Bisfenol A Düzeylerinin Belirlenmesi. (Yayımlanmamış Yüksek Lisans Tezi). Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Farmakoloji Ve Toksikoloji Anabilim Dalı. 65 s.
- Meriç, E., Yokeş, B., Barut, i, Nazik, A., Eryılmaz, M., Yücesoy Eryılmaz, F., ... Sarı, E. (2021). Alien foraminifers of the northern and northeastern coastlines of Cyprus Island. *Journal*, 166(166), 145-165. doi:10.19111/bulletinofmre.838609
- Mita, L., Bianco, M., Viggiano, E., Zollo, F., Bencivenga, U., Sica, V., ... Mita, D. G. (2011). Bisphenol A content in fish caught in two different sites of the Tyrrhenian Sea (Italy). *Chemosphere*, 82(3), 405-410. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.09.071
- Mittelstaedt, M. (2008). Canada first to label bisphenol A as officially dangerous. *Toronto Globe and Mail*. 26 Aralık 2020 tarihinde <https://www.theglobeandmail.com/news/national/canada-first-to-label-bisphenol-a-as-officially-dangerous/article18449041> adresinden erişildi.
- Moore, C. (2003). Across the Pacific Ocean, plastics, plastics, everywhere. *Natural History Magazine*, (November). <https://www.naturalhistorymag.com/htmlsite/master.html>
- https://www.naturalhistorymag.com/htmlsite/1103/1103_feature.html adresinden erişildi.

Mutlu, E., Özvarol, Y., Şahin, A., Duman, G. S. ve Karaca, D. (2020). Macro litter distribution of the Turkish Mediterranean coasts dominated by pleasure crafts. *Marine Pollution Bulletin*, 151. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110833

Naidoo, T., Smit, A. ve Glassom, D. (2016). Plastic ingestion by estuarine mullet *Mugil cephalus* (Mugilidae) in an urban harbour, KwaZulu-Natal, South Africa. *African Journal of Marine Science*, 38(1), 145-149. doi:10.2989/1814232X.2016.1159616

OCU (The Ocean Clean Up). (2023). 26 Mart 2023 tarihinde <https://theoceancleanup.com/dashboard/> adresinden erişildi.

Özhan, K. ve Kocaman, E. (2019). Temporal and Spatial Distributions of Bisphenol A in Marine and Freshwaters in Turkey. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(2), 246-254. doi:10.1007/s00244-018-00594-6

Özgüler, Ü., Demir, A., Kayadelen, G. C. ve Kıdeyş, A. E. (2022). Riverine Microplastic Loading to Mersin Bay, Turkey on the North-eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22(7 Special Issue). doi:10.4194/TRJFAS20253

Pellini, G., Gomiero, A., Fortibuoni, T., Ferrà, C., Grati, F., Tassetti, A. N., ... Scarcella, G. (2018). Characterization of microplastic litter in the gastrointestinal tract of *Solea solea* from the Adriatic Sea. *Environmental Pollution*, 234, 943-952. doi:10.1016/j.envpol.2017.12.038

PIA (Plastics Industry Association). (2023). History of Plastics. 26 Mart 2023 tarihinde <https://www.plasticsindustry.org/history-plastics#:~:text=It%20was%20in%201862%20that,substitute%20for%20shellac%20for%20waterproofing> adresinden erişildi.

Qadeer, A., Kirsten, K. L., Ajmal, Z., Jiang, X. ve Zhao, X. (2022). Alternative Plasticizers As Emerging Global Environmental and Health Threat: Another Regrettable Substitution? *Environmental Science and Technology*, 56(3), 1482-1488. doi:10.1021/acs.est.1c08365

Rainieri, S., Conlledo, N., Larsen, B. K., Granby, K. ve Barranco, A. (2018). Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Research*, 162, 135-143. doi:10.1016/j.envres.2017.12.019

Raven, J. P. H., Raven, P. ve Chew, S. L. (2022). The Endocrine System—9780702083273 | Elsevier Health. *Elsevier UK* içinde (3rd Edition., s. 196). Elsevier. <https://www.uk.elsevierhealth.com/the-endocrine-system-9780702083273.html> adresinden erişildi.

Rech, S., Borrell Pichs, Y. J. ve García-Vazquez, E. (2018). Anthropogenic marine litter composition in coastal areas may be a predictor of potentially invasive rafting fauna. *PLOS ONE*, 13(1), e0191859. doi:10.1371/journal.pone.0191859

Reinold, S., Herrera, A., Saliu, F., Hernández-González, C., Martínez, I., Lasagni, M. ve Gómez, M. (2021). Evidence of microplastic ingestion by cultured European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112450. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112450

Renzi, M., Specchiulli, A., Blašković, A., Manzo, C., Mancinelli, G. ve Cilenti, L. (2019). Marine litter in stomach content of small pelagic fishes from the Adriatic Sea: Sardines (*Sardina pilchardus*) and anchovies (*Engraulis encrasicolus*). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(3), 2771-2781. doi:10.1007/s11356-018-3762-8

- Reynolds, C. ve Ryan, P. G. (2018). Micro-plastic ingestion by waterbirds from contaminated wetlands in South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 126, 330-333. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.11.021
- Rezaee, M., Yamini, Y., Shariati, S., Esrafil, A. ve Shamsipur, M. (2009). Dispersive liquid–liquid microextraction combined with high-performance liquid chromatography-UV detection as a very simple, rapid and sensitive method for the determination of bisphenol A in water samples. *Journal of Chromatography A*, 1216(9), 1511-1514. doi:10.1016/j.chroma.2008.12.091
- Ribeiro, C., Tiritan, M. E., Rocha, E. ve Rocha, M. J. (2009). Seasonal and spatial distribution of several endocrine-disrupting compounds in the Douro River estuary, Portugal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 56(1), 1-11. doi:10.1007/s00244-008-9158-x
- Richardson, K., Asmutis-Silvia, R., Drinkwin, J., Gilardi, K. V. K., Giskes, I., Jones, G., ... Hogan, E. (2019). Building evidence around ghost gear: Global trends and analysis for sustainable solutions at scale. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 222-229. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.11.031
- Rios-Fuster, B., Alomar, C., Paniagua González, G., Garcinuño Martínez, R. M., Soliz Rojas, D. L., Fernández Hernando, P. ve Deudero, S. (2022). Assessing microplastic ingestion and occurrence of bisphenols and phthalates in bivalves, fish and holothurians from a Mediterranean marine protected area. *Environmental Research*, 214(August), 114034. doi:10.1016/j.envres.2022.114034
- Rochman, C. M. (2020). From the Distant Ocean Gyres to the Global Policy Stage. *Oceanography*, 33(3), 60-70. doi:https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.308
- Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F. ve Fossi, M. C. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 358-361. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.04.048
- Ros, O., Vallejo, A., Olivares, M., Etxebarria, N. ve Prieto, A. (2016). Determination of endocrine disrupting compounds in fish liver, brain, and muscle using focused ultrasound solid–liquid extraction and dispersive solid phase extraction as clean-up strategy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408(21), 5689-5700. doi:10.1007/s00216-016-9697-3
- Ruiz-Orejón, L. F., Sardá, R. ve Ramis-Pujol, J. (2016). Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 120, 136-144. doi:10.1016/j.marenvres.2016.08.001
- Sadeghi, M., Nematifar, Z., Fattahi, N., Pirsahab, M. ve Shamsipur, M. (2016). Determination of Bisphenol A in Food and Environmental Samples Using Combined Solid-Phase Extraction–Dispersive Liquid–Liquid Microextraction with Solidification of Floating Organic Drop Followed by HPLC. *Food Analytical Methods*, 9(6), 1814-1824. doi:10.1007/s12161-015-0357-6
- Saleh, M. A. (2009). Mugil cephalus. In Cultured aquatic species fact sheets. FAO. https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/aquaculture/I1129m/file/en/en_flatheadgreymull.et.htm#:~:text=Optimum%20temperatures%20are%2020–26,nursery%20and%20grow-out%20stages. Adresinden 10.08.2023 tarihinde erişildi

Salgueiro-González, N., Turnes-Carou, I., Besada, V., Muniategui-Lorenzo, S., López-Mahía, P. ve Prada-Rodríguez, D. (2015). Occurrence, distribution and bioaccumulation of endocrine disrupting compounds in water, sediment and biota samples from a European river basin. *Science of the Total Environment*, 529, 121-130. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.05.048

Santhi, V. A., Sakai, N., Ahmad, E. D. ve Mustafa, A. M. (2012). Occurrence of bisphenol A in surface water, drinking water and plasma from Malaysia with exposure assessment from consumption of drinking water. *Science of the Total Environment*, 427-428, 332-338. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.04.041

Santos, R. G., Andrades, R., Boldrini, M. A. ve Martins, A. S. (2015). Debris ingestion by juvenile marine turtles: An underestimated problem. *Marine Pollution Bulletin*, 93(1-2), 37-43. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.02.022

Sarihan, E ve Cengizler, İ. (2006) Temel Balık Anatomisi ve Fizyolojisi. Nobel Kitabevi, Adana. S. 172

Shi, J., Liu, X., Chen, Q. ve Zhang, H. (2014). Spatial and seasonal distributions of estrogens and bisphenol A in the Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea. *Chemosphere*, 111(2014), 336-343. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.04.046

Sørensen, L., Rogers, E., Altin, D., Salaberria, I. ve Booth, A. M. (2020). Sorption of PAHs to microplastic and their bioavailability and toxicity to marine copepods under co-exposure conditions. *Environmental Pollution*, 258, 113844. doi:10.1016/j.envpol.2019.113844

Staniszewska, M., Koniecko, I., Falkowska, L. ve Krzemyk, E. (2015). Occurrence and distribution of bisphenol A and alkylphenols in the water of the gulf of Gdansk (Southern Baltic). *Marine Pollution Bulletin*, 91(1), 372-379. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.11.027

Sur, Ü., Oral, D., Erkekoğlu, P. ve Kocer-Gumusel, B. (2017). Bisfenol türevleri daha güvenli mi? -Bisfenol F ve bisfenol s'in toksik etkileri. *Fabad Journal of Pharmaceutical Sciences*, 42(3).

Taxvig, C., Vinggaard, A. M., Hass, U., Axelstad, M., Boberg, J., Hansen, P. R., ... Nellemann, C. (2008). Do Parabens Have the Ability to Interfere with Steroidogenesis? *Toxicological Sciences*, 106(1), 206-213. doi:10.1093/toxsci/kfn148

TGK (Türk Gıda Kodeksi). (2015). Gıda Maddeleri ile Temasta Bulunan Plastik Madde ve Malzemeler Tebliği (Tebliğ No: 2019/44)", <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2019/12/20191225.pdf>.

Tikariha, R. (2023). Chemical Nature and Mechanism of Endocrine Disruptors (EDs): A Critical Review. *Environmental Endocrine Toxicants* içinde (1st Edition., ss. 1-15). New York: Apple Academic Press. <https://doi.org/10.1201/9781003336426> adresinden erişildi.

TKG (Türk Gıda Kodeksi). (2011). Türk Gıda Kodeksi Gıda Maddeleri ile Temasta Bulunan Plastik Madde Ve Malzemeler Tebliğinde Değişiklik Yapılması Hakkında Tebliğ (Tebliğ No: 2011/29). <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2011/06/20110610-8.htm>.

Trotter, B., Ramsperger, A. F. R. M., Raab, P., Haberstroh, J. ve Laforsch, C. (2019). Plastic waste interferes with chemical communication in aquatic ecosystems. *Scientific Reports*, 9(1), 5889. doi:10.1038/s41598-019-41677-1

- Vagi, S. J., Azziz-Baumgartner, E., Sjödin, A., Calafat, A. M., Dumesic, D., Gonzalez, L., ... Azziz, R. (2014). Exploring the potential association between brominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, perfluorinated compounds, phthalates, and bisphenol a in polycystic ovary syndrome: A case-control study. *BMC Endocrine Disorders*, 14(1), 86. doi:10.1186/1472-6823-14-86
- Van Der Hal, N., Yeruham, E., Shukis, D., Rilov, G., Astrahan, P. ve Angel, D. L. (2020). Uptake and incorporation of PCBs by eastern Mediterranean rabbitfish that consumed microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110697. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110697
- Vandenberg, L. N., Hauser, R., Marcus, M., Olea, N. ve Welshons, W. V. (2007). Human exposure to bisphenol A (BPA). *Reproductive Toxicology*, 24(2), 139-177. doi:10.1016/j.reprotox.2007.07.010
- Vom Saal, F. S. ve Vandenberg, L. N. (2021). Update on the Health Effects of Bisphenol A: Overwhelming Evidence of Harm. *Endocrinology*, 162(3), bqaa171. doi:10.1210/endo/bqaa171
- Wang, Q., Chen, M., Qiang, L., Wu, W., Yang, J. ve Zhu, L. (2020). Toxicokinetics and bioaccumulation characteristics of bisphenol analogues in common carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 191. doi:10.1016/j.ecoenv.2020.110183
- Waring, R. H., Harris, R. M. ve Mitchell, S. C. (2018). Plastic contamination of the food chain: A threat to human health? *Maturitas*, 115, 64-68. doi:10.1016/j.maturitas.2018.06.010
- Watts, A. J. R., Urbina, M. A., Goodhead, R., Moger, J., Lewis, C. ve Galloway, T. S. (2016). Effect of Microplastic on the Gills of the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science and Technology*, 50(10), 5364-5369. doi:10.1021/acs.est.6b01187
- WHO (World Health Organization). (2002). Global assessment on the state of the science of endocrine disruptors. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/67357> adresinden erişildi.
- Wong, Y. M., Li, R., Lee, C. K. F., Wan, H. T. ve Wong, C. K. C. (2017). The measurement of bisphenol A and its analogues, perfluorinated compounds in twenty species of freshwater and marine fishes, a time-trend comparison and human health based assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2), 743-752. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.05.046
- Xie, J., Zhao, N., Zhang, Y., Hu, H., Zhao, M. ve Jin, H. (2022). Occurrence and partitioning of bisphenol analogues, triclocarban, and triclosan in seawater and sediment from East China Sea. *Chemosphere*, 287(2022), 132218. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.132218
- Yılmaz, A. B., Demirci, A., UYğur, N., Şimşek, E., Yanar, A., Akar, Ö., ... Ayan, O. A. (2019). İskenderun Körfezi Plastik Atık Değerlendirmesi. 2. Ulusal Denizlerde İzleme ve Değerlendirme Sempozyumu içinde (ss. 175-176). Ankara, Turkey.
- Yılmaz, A. Bahar, Başusta, N. ve İşmen, A. (2002). İskenderun Körfezi'nin Güney-Doğu Kıyılarında Plastik Materyal Birikimi Üzerine Bir Çalışma. *E.U. Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (C. 19).

Yılmaz, Ayşe Bahar, Demirci, A., Akar, Ö., Kılıç, E., Uygur, N., Şimşek, E., ... Ayan, O. A. (2022). An Assessment of Sea Surface and Seabed Macro Plastic Density in Northeastern Mediterranean Sea. *Pollution*, 8(2). doi:10.22059/POLL.2021.331026.1192

Yılmaz, Ayşe Bahar, Uyğur, N., Yanar, A. ve Ayan, O. A. (2017). More Plastics Than Fish in the Iskenderun Bay?. International İskenderun Bay Symposium içinde (s. 38). Iskenderun, Hatay, Turkey.

Yılmaz, D., Kalay, M., Dönmez, E. ve Yılmaz, N. (2016). Assessment of biological effects of environmental pollution in Mersin Bay (Turkey, northeastern Mediterranean Sea) using *Mullus barbatus* and *Liza ramada* as target organisms. *Environmental Pollution*, 208, 361-370. doi:10.1016/J.ENVPOL.2015.10.002

Ying, G.-G. (2006). Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environment International*, 32(3), 417-431. doi:10.1016/j.envint.2005.07.004

Ying, G.-G., Williams, B. ve Kookana, R. (2002). Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates—A review. *Environment International*, 28(3), 215-226. doi:10.1016/S0160-4120(02)00017-X

Yücel, N. (2022). Detection of microplastic fibers tangle in deep-water rose shrimp (*Parapenaeus longirostris*, Lucas, 1846) in the northeastern Mediterranean Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(4), 10914-10924. doi:10.1007/s11356-022-22898-w

Yücel, N. ve Kılıç, E. (2023). Presence of microplastic in the *Patella caerulea* from the northeastern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 188, 114684. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.114684

Zhang, C., Wang, S., Pan, Z., Sun, D., Xie, S., Zhou, A., ... Zou, J. (2020). Occurrence and distribution of microplastics in commercial fishes from estuarine areas of Guangdong, South China. *Chemosphere*, 260, 127656. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.127656

Zhang, D., Cui, Y., Zhou, H., Jin, C., Yu, X., Xu, Y., ... Zhang, C. (2020). Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. *Science of The Total Environment*, 703, 134768. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134768

Zheng, K., Zeng, Z., Tian, Q., Huang, J., Zhong, Q. ve Huo, X. (2023). Epidemiological evidence for the effect of environmental heavy metal exposure on the immune system in children. *The Science of the Total Environment*, 868, 161691. doi:10.1016/j.scitotenv.2023.161691

Zhu, L., Bai, H., Chen, B., Sun, X., Qu, K. ve Xia, B. (2018). Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: Observations on occurrence, distribution and identification. *Science of The Total Environment*, 636, 20-29. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.182

Zoeller, R. T., Brown, T. R., Doan, L. L., Gore, A. C., Skakkebaek, N. E., Soto, A. M., ... Vom Saal, F. S. (2012). Endocrine-Disrupting Chemicals and Public Health Protection: A Statement of Principles from The Endocrine Society. *Endocrinology*, 153(9), 4097-4110. doi:10.1210/en.2012-1422

DİZİN

<hr/> A	Endokrin Bozucu · İv, 8, 11	<hr/> İ
Absorbe · 40	Endokrin Sistem · 8	İmmün · İv, 13, 23
Ağır Metaller · 5	Epoksi Rezin · 12	İmmün Sistem · 10
Alev Geciktiriciler · 6	Etki Değiştiriciler · 7	İmmünotoksik · 7
Alkilfenoller · 6	<hr/> F	<hr/> K
Antibiyotik · 5	Farmasötik · 12	Karnivor · 24, 39
Antioksidanlar · 6	Fonksiyonel Özellikler · 6	Karsinojenik · 7
<hr/> B	Fouling · 4, 6	<hr/> M
Bağışıklık · 8	Ftalatlar · 6	Makroplastik · 4
Bakalit · 1	<hr/> G	Merkezi Kuzey Pasifik Girdabı · 2
Bentik · İv, 15, 24	Gastro İntestinal Sistem · 28	Mezoplastik · 4
Benzotriazol · 10	Gıda · 12, 13	Migrasyon · Xvii, 12, 14
Besin Zinciri · 6	Gps · Xvi, 16	Mikrobiyota · 5
Büyük Pasifik Çöp Alanı · 2	<hr/> H	Mikroplastik · 4
<hr/> D	Hayalet Avcılık · 5	Mikroplastik Bolluğu · 38, 39
Demersal · 5	Hdpe · 1	Monomerler Ve Katalizörler · 7
Deph · 7	Hidrofobik · 5, 40	<hr/> N
Di (2 Etileksil) Ftalat (Deph) · 6	Hormon · İv, 8, 9, 13	Nanoplastik · 4
Dolgu Maddeleri · 6	<hr/> I	Naylon · 1
<hr/> E	Isı Stabilizatörleri · 6	Noaa · 2
Ekstraksiyon · 28, 55		Nonifenol · Xvi, 6, 7, 10

Nörolojik · 7, 10
Nöston · 2
Nöstonik Plastik · 2

O

Oksidatif Stres · 10
Oktilfenol · 6
Omnivor · 39
Organofosforlar · 6

Ö

Östrojen · İv, 10, 12, 13,
51

P

Pah · 5
Parabenler · 10

Parkesin · 1
Pcb · 5
Pestisitler · 5
Ph · 5

Plastikleştirici · 10

Polietilen · 1
Polikarbonat · 12, 13
Polipropilen · 1
Polistiren · 1
Polyester · 1
Populasyon · 13
Pvc (Polivinil Klorür) · 7

R

Renklendiriciler · 7

S

Sıcaklık · 5

Solungaç · 5
Solunum · 5
Sperm · 10

T

Tiroid · 10
Tris (2-Kloroetil) Fosfat
· 6
Türk Gıda Kodeksi ·
Xvii, 13, 14, 62

U

Uv · 5
Uv Stabilizatörleri · 7

Ü

Üreme Sistemi · 10, 11



TEKNOVERSITE



teknoversite AYRICALIĞINDASINIZ

İSTE

