

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ
ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

İZMİT KÖRFEZİ'NE TAŞINAN SEDİMENTLERDE
MİKROPLASTİK, PAH VE PCB KİRLLETİCİ SEVİYELERİ

SEDA KILIÇ

KOCAELİ 2023

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ
ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

İZMİT KÖRFEZİ'NE TAŞINAN SEDİMENTLERDE
MİKROPLASTİK, PAH VE PCB KİRLETİCİ SEVİYELERİ

SEDA KILIÇ

Prof. Dr. Halim Aytekin ERGÜL

Danışman, Kocaeli Üniv.

.....

Prof. Dr. Aykan KARADEMİR

Jüri Üyesi, Kocaeli Üniv.

.....

Prof. Dr. Dilek EDİGER

Jüri Üyesi, İstanbul Üniv.

.....

Prof. Dr. Önder KILIÇ

Jüri Üyesi, İstanbul Üniv.

.....

Dr. Öğr. Üy. Fevzi UÇKAN

Jüri Üyesi, Kocaeli Üniv.

.....

Tezin Savunulduğu Tarih: 16.06.2023

ETİK BEYAN VE ARAŞTIRMA FONU DESTEĞİ

Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez/proje çalışmada,

- Bu tezin/projenin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu,
- Çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı,
- Bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi,
- Bu çalışmanın Kocaeli Üniversitesi'nin abone olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Fen Bilimleri Enstitüsü'nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun olduğunu,
- Kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- Tezin/Projenin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez/proje çalışması olarak sunmadığımı,

beyan ederim.

☐ Bu tez/proje çalışmasının herhangi bir aşaması hiçbir kurum/kuruluş tarafından maddi/alt yapı desteği ile desteklenmemiştir.

☒ Bu tez/proje çalışması kapsamında üretilen veri ve bilgiler Kocaeli Üniversitesi Hidrobiyoloji Laboratuvarı imkanlarından yararlanılarak gerçekleştirilmiştir.

Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Seda KILIÇ

YAYIMLAMA VE FİKRİ MÜLKİYET HAKLARI

Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından onaylanan lisansüstü tezimin/projemin tamamını veya herhangi bir kısmını, basılı ve elektronik formatta arşivleme ve aşağıda belirtilen koşullarla kullanıma açma izninin Kocaeli Üniversitesi'ne verdiğimi beyan ederim. Bu izinle Üniversiteye verilen kullanım hakları dışındaki tüm fikri mülkiyet hakları bende kalacak, tezimin/projemin tamamının ya da bir bölümünün gelecekteki makale, kitap, tebliğ, lisans, patent gibi çalışmalarda kullanımı, danışmanımın isim hakkı saklı kalmak koşuluyla ve her iki tarafın bilgisi dâhilinde bana ait olacaktır.

Tezim/projenin kendi özgün çalışmam olduğunu, başkalarının haklarını ihlal etmediğimi ve tezimin/projenin tek yetkili sahibi olduğumu beyan ve taahhüt ederim. Tezimde yer alan telif hakkı bulunan ve sahiplerinden yazılı izin alınarak kullanılması zorunlu metinlerin yazılı izin alarak kullandığımı ve istenildiğinde suretlerini Üniversiteye teslim etmeyi taahhüt ederim.

Yükseköğretim kurulu tarafından yayınlanan **“*Lisansüstü Tezlerin Elektronik Ortamda Toplanması, Düzenlenmesi ve Erişime Açılmasına İlişkin Yönerge*”** kapsamında tezim aşağıda belirtilen koşullar haricinde YÖK Ulusal Tez Merkezi/ Kocaeli Üniversitesi Kütüphaneleri Açık Erişim Sisteminde erişime açılır.

- ☐ Enstitü yönetim kurulu kararı ile tezimin/projemin erişime açılması mezuniyet tarihinden itibaren 2 yıl ertelenmiştir.
- ☒ Enstitü yönetim kurulu gerekçeli kararı ile tezimin/projemin erişime açılması mezuniyet tarihinden itibaren 6 ay ertelenmiştir.
- ☐ Tezim/projem ile ilgili gizlilik kararı verilmemiştir.

Seda KILIÇ

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Yarı kapalı kıyısız bir ekosistem olan İzmit Körfezi, Marmara Bölgesi'nin en çok sanayileşen alanıdır. Körfez çevresindeki yoğun sanayi deşarjları ve deniz ulaşımının yoğunluğuna bağılı olarak gerçekleşen atık ve sızıntılar ve kontrolsüz kentsel deşarjlar nedeniyle körfezde kirlilik kaçınılmaz hale gelmiştir. Ekotoksikoloji çalışması olan bu çalışmada, İzmit Körfezi'ne taşınan sedimentlerde farklı istasyonlarda mikroplastik, PAH ve PCB düzeyleri mevsimsel olarak araştırılmıştır.

Çalışmanın planlanması, yürütülmesi ve sonuçlanması evrelerinde bana yardımcı olan, lisans, yüksek lisans ve doktora dönemlerimde bilimsel açıdan beni sabırla destekleyen, cesaretlendiren ve gelişimime katkıda bulunan danışmanım Sayın Prof. Dr. Halim Aytekin ERGÜL'e içtenlikle teşekkür ederim.

Arazi ve laboratuvar çalışmalarında yardım ve desteklerini karşılıksız olarak benden esirgemeyen Kocaeli Üniversitesi Biyoloji Bölümü Araştırma Görevlisi Serdar AKSAN'a, Dr. Mine ÇELİKKOL'a, Dr. Bahar KUTLUK'a, Kocaeli Üniversitesi Biyoloji Bölümü yüksek lisans öğrencisi Hanife ALDEMİR'e ve Çukurova Üniversitesi Biyoloji Bölümü Araştırma Görevlisi Ahmet BAYKÖSE'ye teşekkürü borç bilirim. Başta Biyoloji bölümü değerli hocalarıma ve tüm arkadaşlarıma desteklerinden dolayı teşekkürü borç bilirim.

Aldığım tüm kararlarda yanımda olan, beni her zorlukta cesaretlendirip hayat yolunda bugün sağlam adımlarla ilerlememi sağlayan ve başarılarımın en büyük destekçisi olan başta rahmetli babam olmak üzere değerli canım aileme minnettarlıkla teşekkürlerimi sunarım. Noktadan bile küçük olduğum şu evrende, hayat denilen oyunda her bir perdenin açılmasında iyi-kötü, güzel-çirkin, olumlu-olumsuz demeden beni bugünlere taşıyan, değiştiren, dönüştüren ve evrilmemi sağlayan her olaya ve herkese şükranlarımı sunarım.

Bu çalışmada Kocaeli Üniversitesi Hidrobiyoloji AR-GE Laboratuvarı imkanlarından yararlanılmıştır.

Haziran - 2023

Seda KILIÇ

İÇİNDEKİLER

ETİK BEYAN VE ARAŞTIRMA FONU DESTEĞİ.....	i
YAYIMLAMA VE FİKRİ MÜLKİYET HAKLARI	ii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vi
TABLOLAR DİZİNİ.....	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	viii
ÖZET	x
ABSTRACT	xi
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	6
2.1. Marmara Denizi.....	9
2.2. İzmit Körfezi ve Kirlilik.....	11
2.3. Mikroplastikler	12
2.4. Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK'lar).....	17
2.5. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH'lar)	20
2.6. Poliklorlu Bifeniller (PCB'ler).....	22
3. MALZEME VE YÖNTEM	25
3.1. Çalışma Sahası	25
3.2. Mikroplastik Analizleri	27
3.2.1. Örneklerin Toplanması, Saklanması ve Uygulanan Ön İşlemler	27
3.2.2. Kimyasalların Hazırlanması	28
3.2.3. Özkütle Farkıyla Ayırma Yöntemi	28
3.2.4. Boyama Yöntemi.....	29
3.2.5. MP Sayımı, Tanımlanması ve Karakterizasyonu	29
3.3. PAH ve PCB Analizleri.....	31
3.3.1. Örneklerin Toplanması, Saklanması ve Uygulanan Ön İşlemler	31
3.3.2. Malzeme Hazırlıkları.....	32
3.3.3. Kimyasallara Uygulanan Ön İşlemler	32
3.3.4. Kalibrasyon ve Surrogate Standart Çözeltilerinin Hazırlanması.....	32
3.3.5. Sediment Örneklerinin Analiz Basamakları	32
3.3.6. Gaz Kromatografisi İşletim Parametreleri.....	34
3.4. Bilimsel Veri Analizleri	36
3.4.1. Metot Algılama Limiti (MAL)	36
3.4.2. Standart Referans Madde (SRM) Geri Alım Değerleri	38
3.4.3. PAH Kaynaklarının Tanımlanması	39
3.4.4. Risk Analizleri.....	39
3.4.4.1. MP'lerin Risk İndeksi	39
3.4.4.2. Karsinojen PAH' lara Dayalı Sediment Potansiyel Toksisitesi.....	40
3.4.4.3. PAH ve PCB Bileşenlerinin SQG Kriterleri.....	40
4. BULGULAR.....	42
4.1. Mikroplastik Bulguları	42
4.2. PAH ve PCB Bulguları	44
4.2.1. PAH Bulguları	45
4.2.2. PCB Bulguları	56

5. TARTIŞMA	63
5.1. İzmit Körfezi Akarsu Sedimentlerinde MP Kirliliği	63
5.2. İzmit Körfezi Akarsu Sedimentlerinde PAH Kirliliği, Dağılımı ve Kaynakları	68
5.3. İzmit Körfezi Akarsu Sedimentlerinde PCB Kirliliği ve Dağılımı	78
5.4. Risk Değerlendirmesi	83
5.4.1. MP'lerin Risk Değerlendirmesi	84
5.4.2. Karsinojen PAH'lara Dayalı Sedimet Potansiyel Toksisitesi	85
5.4.3. PAH'ların ve PCB'lerin Risk Değerlendirmesi	86
5.5. Bilimsel Veri Analiz Sonuçları	88
5.5.1. MP İstatistikleri	88
5.5.2. PAH İstatistikleri	89
5.5.3. PCB İstatistikleri	91
5.5.4. T-PAH ve T-PCB Korelasyonları	92
6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	94
KAYNAKLAR	96
EKLER	123
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER	170
ÖZGEÇMİŞ	171

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	MD ve boğazları	10
Şekil 2.2.	İzmit Körfezi'nin genel görünümü	12
Şekil 2.3.	Kalıcı organik kirleticilerin kaynaklarının genel şeması	18
Şekil 2.4.	EPA 16 öncelikli PAH bileşikleri ve genel yapıları	21
Şekil 2.5.	PCB'lerin çevreye taşınmasının olası yolları	24
Şekil 3.1.	İzmit Körfezi akarsuları ve sediment örnekleme istasyonları	25
Şekil 3.2.	MP'lerin mikroskop altında görünüşleri	30
Şekil 3.3.	DD akarsu sedimentlerinde belirlenen MP spektrumları.....	30
Şekil 3.4.	Yaş eleme sonrası kurutulan sediment örnekleri	31
Şekil 3.5.	PAH ve PCB analizleri için hazırlanan örneklerin clean-up basamağı	33
Şekil 3.6.	PAH bileşiklerinin örnek kromatogramı	35
Şekil 3.7.	PCB bileşenlerinin örnek kromatogramı	35
Şekil 4.1.	9 farklı istasyonda MP'lerin şekillerine göre yüzde dağılımları	43
Şekil 4.2.	İzmit Körfezi sedimentlerinde bulunan farklı şekilli MP'ler	44
Şekil 4.3.	Örnekleme istasyonlarında <63 µm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PAH derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağılı dağılımları	46
Şekil 4.4.	İçten dışa sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PAH bileşenlerinin dağılımı (<63 µm)	47
Şekil 4.5.	Yüzey sedimentlerinde 2- ile 6- halkalı PAH bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (<63 µm).....	48
Şekil 4.6.	Ant / (Ant+Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH tanı oranlarına göre PAH kaynaklarının mevsimsel dağılımı (<63 µm)	50
Şekil 4.7.	Örnekleme noktalarında >63 µm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PAH derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağılı dağılımları	51
Şekil 4.8.	İçten dışa sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PAH bileşenlerinin dağılımı (>63 µm)	52
Şekil 4.9.	Yüzey sedimentlerinde 2- ile 6- halkalı PAH bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (>63 µm).....	54
Şekil 4.10.	Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH tanı oranlarına göre PAH kaynaklarının mevsimsel dağılımı (>63 µm)	55
Şekil 4.11.	Örnekleme noktalarında <63 µm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PCB derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağılı dağılımları.....	56
Şekil 4.12.	İçten dışa sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PCB bileşenlerinin dağılımı (<63 µm)	58
Şekil 4.13.	Yüzey sedimentlerinde 1- ile 9- klorlu PCB bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (<63 µm).....	59
Şekil 4.14.	Örnekleme noktalarında >63 µm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PCB derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağılı dağılımları.....	60
Şekil 4.15.	İçten dışa sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PCB bileşenlerinin dağılımı (>63 µm)	61
Şekil 4.16.	Yüzey sedimentlerinde 1- ile 9- klorlu PCB bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (>63 µm).....	62

TABLolar DİZİNİ

Tablo 3.1.	Yüzey sediment örnekleme noktaları ve koordinatları	26
Tablo 3.2.	Analizlerde kullanılan araç, gereç ve kimyasallar	28
Tablo 3.3.	PAH bileşiklerinin metot algılama limitleri (MAL)(ng/mL).....	37
Tablo 3.4.	PCB bileşiklerinin metot algılama limitleri (MAL) (ng/mL)	37
Tablo 3.5.	Kuru ağırlıkta deniz sedimentinde PAH-SRM geri alım değerleri.....	38
Tablo 3.6.	Kuru ağırlıkta deniz sedimentinde PCB-SRM geri alım değerleri	38
Tablo 3.7.	PAH kökenlerinin tahmininde kullanılan kaynak tanı oranları	39
Tablo 4.1.	Sediment örneklerinde MP miktarı ve istasyonlara göre dağılımı (ka)	42
Tablo 4.2.	Akarsu yüzey sedimentlerinin kuru ağırlıkları (g).....	45
Tablo 4.3.	Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PAH (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (<63µm)	46
Tablo 4.4.	Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PAH (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (>63µm)	51
Tablo 4.5.	Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PCB (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (<63µm)	57
Tablo 4.6.	Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PCB (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (>63µm)	60
Tablo 5.1.	Dünya genelindeki ve Türkiye'deki körfez ve akarsu sedimentlerinde toplam PAH derişim aralıkları (min.- maks. ng/g ka)	75
Tablo 5.2.	Dünya genelindeki ve Türkiye'deki körfez ve akarsu sedimentlerinde toplam PCB derişim aralıkları (min.- maks. ng/g ka)	81
Tablo 5.3.	DD3 ve KD3 istasyonlarında MP polimer risk değerlendirmesi.....	84
Tablo 5.4.	PAH'lar ve PCB'ler için SQG değerleri (ng/g ka) ve istasyonlardaki yüzdeleri	87
Tablo 5.5.	Güz mevsimi sediment örneklerinde (n=9) MP, T-PAH ve T-PCB miktarları arasındaki korelasyonlar	89
Tablo 5.6.	Mevsimlere göre <63 µm sedimentte ölçülen T-PAH ve T-PCB derişimlerinin korelasyonları (n=9)	93
Tablo 5.7.	Mevsimlere göre >63 µm sedimentte ölçülen T-PAH ve T-PCB derişimlerinin korelasyonları (n=9)	93

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

µg	: Microgram (mikrogram)
µL	: Microliter (mikrolitre)
µm	: Micrometer (mikrometre)
°C	: Santigrat derece
%	: Yüzde
<	: Küçük
>	: Büyük
cm	: Cantimeter (santimetre)
g	: Gram
ka	: Kuru ağırlık
kg	: Kilogram
km	: Kilometre
km ²	: Kilometre kare
K _{oc}	: Organik karbon-su dağılım katsayısı
K _{ow}	: Oktanol-su dağılım katsayısı
L	: Litre
Lg	: Litregram
mm	: Milimetre
m	: Metre
m ³	: Metreküp
mL	: Mililitre
mg	: Miligram
ng	: Nanogram
ppm	: Parts per million (Milyonda bir kısım)
ppt	: Parts per thousand (Binde bir kısım)
psu	: Practical salinity units (Pratik tuzluluk birimleri)

Kısaltmalar

DCM	: Dichloromethane (Diklorometan)
DDE	: Dichlorodiphenyldichloroethylene (Diklorodifenildikloroetilen)
DDT	: Dichlorodiphenyltrichloroethane (Diklorodifeniltrikloroetan)
ECD	: Electron Capture Detector (Elektron Yakalama Dedektörü)
FID	: Flame Ionization Detector (Alev İyonlaşma Dedektörü)
ERL	: Effects Range Low (Düşük Etki Seviyesi)
EBK	: Endokrin Bozucu Kimyasallar
ERM	: Effects Range Medium (Orta Etki Seviyesi)
FTIR	: Fourier Transform Infrared Spectroscopy (Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi)
GC	: Gas Chromatography (Gaz Kromatografisi)
HDPE	: High density polyethylene (Yüksek yoğunluklu polietilen)
İK	: İzmit Körfezi
KOK	: Kalıcı Organik Kirletici
MAL	: Metot Algılama Limiti
MD	: Marmara Denizi
MP	: Mikroplastik

OCF	: Organochlorine pesticides (Organo klorlu pestisitler)
PAH	: Polycyclic aromatic hydrocarbon (Polisiklik Aromatik Hidrokarbon)
PAGEV	: Türk Plastik Sanayicileri Araştırma Geliştirme ve Eğitim Vakfı
PCB	: Polychlorinated biphenyl (Poliklorlu bifenil)
PCDD/F	: Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (Poliklorlu dibenzo-p-dioksinler/furanlar)
PE	: Petroleum ether (Petrol eteri)
PE	: Polyethylene (Polietilen)
PEL	: Probable Effects Level (Olası etki düzeyi)
PET	: Polyethylene terephthalate (Polietilen tereftalat)
PP	: Polypropylene (Polipropilen)
PS	: Polystyrene (Polistiren)
PVC	: Polyvinyl chloride (Polivinil klorid)
SOC	: Semi-volatile organochlorine compounds (Yarı-uçucu organoklor bileşikler)
SQG	: Sediment Quality Guideline (Sediment kalite kılavuzu)
TBS	: Türk Boğazlar Sistemi
TEQ ^{carc}	: Toxic Equivalent Concentrations (Sediment Potansiyel Toksisitesi)
TEL	: Threshold Effects Level (Eşik etki düzeyi)
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
UNEP	: United Nations Environment Programme (Birleşmiş Milletler Çevre Programı)
USEPA	: United States Environmental Protection Agency (Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı)
UV	: Ultra violet (Mor ötesi)
VCM	: Vinyl chlorid monomer (Vinil klorür monomer)
VOC	: Volatile organic compounds (Uçucu organik bileşikler)

İZMİT KÖRFEZİ'NE TAŞINAN SEDİMENTLERDE MİKROPLASTİK, PAH VE PCB KİRLİTİCİ SEVİYELERİ

ÖZET

Ülke ekonomisi, deniz trafiği, çevre ve ekolojik açıdan büyük bir öneme sahip olan İzmit Körfezi Havzası'nda yapılan bu çalışmada mikroplastik, PAH ve PCB düzeylerindeki değişimler mevsimsel olarak araştırılmıştır. Sediment örnekleri deşarj ve sanayileşmenin en yoğun olduğu Batı, Orta ve Doğu basenlerinde belirlenen 3 büyük akarsu üzerinde 9 farklı noktadan alınmıştır. Mikroplastiklerin analizi için sediment örneklerinin partikül büyüklüğü <63 µm olarak ayrılırken, PAH ve PCB analizleri için <63 µm ve >63 µm olarak ayrılmıştır. Sediment örneklerinde mikroplastiklerin tespiti, şekilleri ve polimer yapılarına göre sınıflandırılması ve risk indeksleri belirlenerek risk değerlendirmesi yapılmıştır. Mikroplastik parçacıklar, mikroskop teknikleri kullanılarak tanımlanmıştır ve ardından polimer bileşimi FTIR kullanılarak belirlenmiştir. En çok Kirazdere istasyonunda olmak üzere tüm örneklerin mikroplastik içerdiği ve derişimlerinin kuru ağırlıkta 33-11200 parçacık/kg ve 46-769 parçacık/m² arasında değiştiği belirlenmiştir. Sediment örneklerinde en çok bulunan mikroplastikler şekillerine göre film, fragman, foam ve fiber iken, polimer yapılarına göre yüksek yoğunluklu polietilen, polipropilen, polistiren ve polietilen teraftalattır. Sediment örneklerinde Toplam-PAH değerleri EPA 8100 yöntemine göre GC-FID kullanılarak kuru ağırlıkta 0,05-4800,11 ng/g olarak ölçülmüştür. Benz(a)anthracene, Dibenz(a,h)anthracene ve Indeno(1,2,3-cd)pyrene baskın PAH bileşenleri olarak analiz edildi. T-C-PAH'lar kuru ağırlıkta 0,05-3929 ng/g arasında ölçülmüştür. Toplam-PCB değerleri EPA 8082 yöntemine göre GC-ECD kullanılarak kuru ağırlıkta 1,28-28,59 ng/g arasında değişiklik göstermiştir. En baskın PCB bileşenleri PCB5, PCB52 ve PCB31 olarak belirlenmiştir.

Sonuç olarak, evsel ve endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan mikroplastiklerin İK akarsu sedimentlerinde yüksek risk oluşturduğu, Dilderesi ve Kirazdere akarsularının PAH ve PCB kirliliğine yüksek oranda maruz kaldığı, PAH kirlilik kaynağının odun-kömür yanması ve trafik emisyonlarına bağlı olduğu gözlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: İzmit Körfezi, Mikroplastik, PAH, PCB, Sediment.

MICROPLASTIC, PAH AND PCB POLLUTANTS LEVELS IN SEDIMENT CARRIED TO IZMIT BAY

ABSTRACT

Changes in levels of microplastics, PAHs and PCBs were investigated in the İzmit Bay (IB), which holds great importance for the country's economy, maritime traffic, environment, and ecology, by this study seasonally. Sediment samples were taken from nine different points on three main rivers determined in the West, Middle and East basins, where discharge and industrialization are the most intense. The particle size of the sediment samples was separated as $<63\ \mu\text{m}$ for the analysis of microplastics, and $<63\ \mu\text{m}$ $>63\ \mu\text{m}$ for the analysis of PAHs and PCBs. A risk assessment was conducted by detecting microplastics in the sediments, classifying them according to their shapes and polymer structures, and by determining risk indexes. Microplastic particles were identified using microscopy techniques and then analyzed using FTIR to determine polymer composition. All samples, mostly those at Kirazdere station, contain microplastics and their concentrations were varied between 33-11200 particles/kg in dry-weight and 46-769 particles/m². The most common microplastics in bay streams according to their shapes were observed as film, fragment, foam, and fiber and high density polyethylene, polypropylene, polystyrene, and polyethylene terephthalate according to polymer structures. Total-PAH values in sediment samples were measured as 0.05-4800,11 ng/g in dry-weight by using FID-GC according to EPA 8100 method. Benz(a)anthracene, Dibenz(a,h)anthracene, and Indeno(1,2,3-cd)pyrene were evaluated the most dominant PAH congeners. T-C-PAHs were measured as 0.05-3929 ng/g in dry-weight. With the use of the EPA 8082 method, T-PCB values were measured between 1.28-28.59 ng/g in dry-weight. PCB5, PCB52, and PCB31 were evaluated as the dominant PCB congeners.

In conclusion, it has been observed that microplastics have posed a high risk in the IB river sediments as a result of domestic and industrial activities, and that Dilderesi and Kirazdere rivers have highly exposed to PAH and PCB pollution. It has been determined that the source of PAH pollution has originated from wood and coal burning and traffic emissions.

Keywords: İzmit Bay, Microplastics, PAHs, PCBs, Sediment.

1. GİRİŞ

Son zamanlarda, İzmit Körfezi'nin de dahil olduğu bir çok su ekosistemi artan sanayileşme, yoğun trafik, tarımsal faaliyetler ve evsel atıklar nedeniyle kirliliğe maruz kalmaktadır (Ergul ve diğ., 2013a; Ergul ve diğ., 2013b; Karademir ve diğ., 2013; Belivermis ve diğ., 2021; Ergul ve diğ., 2022). Marmara bölgesinin en sanayileşmiş bölgesinde yer alan yarı kapalı bir kıyı ekosistemi olan İzmit Körfezi (Ergül ve diğ., 2013a), aynı zamanda İstanbul Boğazı aracılığıyla Karadeniz'den de antropojenik kirleticilere maruz kalmaktadır (Ünlü ve Alpar, 2004; Tolun ve diğ., 2006). Sanayi tesislerinin çoğu körfezin kuzey ve doğu kıyılarında yer almaktadır. Körfez çevresinde yer alan sanayiler arasında Türkiye'nin ihtiyacının yüzde 30'undan fazlasını karşılayan bir petrol rafinerisi, çeşitli metalurji ve kimya fabrikaları, otomotiv ve lastik fabrikaları, gıda sanayileri vb. yer almaktadır. Rafineri, körfezin kuzey kıyısının orta kesiminde yer alan Körfez semtinde yer almaktadır. Rafineri yanında yer alan dev bir petrokimya kompleksi 30 yıl boyunca etilen, düşük yoğunluklu polietilen, klor-alkali, vinil-klorür-monomer (VCM) ve polivinil-klorür (PVC) gibi petrokimya ürünleri ürettikten sonra 2001 yılında kapatılmıştır. Benzer şekilde, körfezin kuzeydoğu kıyısında yer alan SEKA kağıt fabrikası da 1936-2005 yılları arasında faaliyet göstermiştir (Karademir ve diğ., 2013). Yoğun deniz trafiğinden kaynaklanan kontrolsüz atıklar da körfezde kirlilik sorunlarına neden olmaktadır. Ağır bir inorganik ve organik kirliliğe maruz kalan İzmit Körfezi sedimentlerinde başta ağır metal, Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) ve Poliklorlu Bifenil (PCB) kirlilikleri araştırılmış olup (Telli ve diğ., 2002; Karakas ve Pekey, 2005; Giuliani ve diğ., 2017; Tan ve Aslan, 2020; Arslan Kaya ve diğ., 2022) bu çalışmayla da PAH ve PCB kirletici düzeylerinin araştırılması ve son zamanlarda önemli bir araştırma konusu olan mikroplastik (MP) kirliliği hakkında bilgi üretilmesi amaçlanmıştır.

Son 50 yılda yıllık plastik üretimi, 20 kattan fazla artarak 15 milyon tondan 368 milyon tona çıkmıştır (PlasticsEurope, 2020). Bugün her yıl yaklaşık 400 milyon ton plastik atık üretilmektedir (UNEP, 2023). Onlarca yıldır çevre kirliliğine ilişkin endişelere rağmen plastik tüketimine olan talep arttığından üretimi de hızla artmaktadır. Son on yılda, şimdiye kadar üretilen toplam plastik miktarından daha fazla plastiğin üretildiği açıkça görülmektedir ve gelecekte oluşacak plastik kirliliğinin önüne geçmek için yapılan

alışmalar yeterli değildir (Arthur ve diğ., 2009; Borrelle ve diğ., 2020). Plastik atık, doğal ortamda hızla birikmektedir (Dong ve diğ., 2020) ve atık plastikler ekosistemler, gıda güvenliği ve insan sağlığı üzerinde potansiyel etkileri olan küresel bir kirletici olarak kabul edilmektedir. Özellikle, halk ve bilim camiası arasında mikroskobik plastik parçacıkların yayılması ve etkileri hakkında artan bir endişe oluşmuştur (Silva-Cavalcanti ve diğ., 2023).

Deniz ortamının plastikler tarafından kirletilmesi; plastik endüstrisinin biyoplastik kullanımı, iyileştirme, çoklu kullanım ve plastiklerin geri dönüşümü gibi plastik kirliliğini azaltma çabalarından daha hızlı büyüdüğü için gelecekte daha da hızlanacağı tahmin edilmektedir (Jambeck ve dię., 2015; Belivermiř ve dię., 2021). MP kirliliği, küresel olarak deniz, tatlı su ve kara habitatlarında yaygındır (Castańeda ve dię., 2014). İlk olarak Sargasso Denizi'ndeki çalışmalarda, yüzey sularında 2,5 - 5 mm arasında değişen ve bol miktarda (~3500 parça) bulunan plastik topaklar olarak rapor edilmiştir (Carpenter ve Smith, 1972). Karasal kaynaklardan dağılım nedeniyle MP'ler, ağırlıklı olarak akan su yoluyla denizel ekosistemlere taşınarak bu ortamlarda yüksek miktarlarda birikmektedir (Lebreton ve dię., 2017). Günümüzde, araştırmalar tropikal kıyılar gibi yoğun insan nüfusuna sahip ekosistemlerde (Tran Nguyen ve dię., 2020), Antarktika ve Güney Okyanusu derin denizinde, Arktik Okyanusu'nda (Obbard ve dię., 2014; Evan Patev, 2023), derin-deniz hendeklerinde (Welden ve Lusher, 2017), okyanus yüzey sularında (Eriksen ve dię., 2013), deniz dibi keltilerinde (Van-Cauwenberghe ve dię., 2015; Belivermis ve dię., 2021) ve hatta Everest Dağı'nın zirvesinde (Napper ve Thompson, 2020) dünya üzerindeki en uzak ekosistemlerde de küresel olarak MP parçacıklar yüksek oranda bulunmuştur. Deniz ve okyanuslarda MP'lerin varlığı, miktarı ve akıbeti iyi bilinmesine rağmen, tatlı su ekosistemlerinde yapılan çalışmaların çoęu yenidir (Hurley ve dię., 2018; Bords ve dię., 2019; Shu ve dię., 2023; Yin ve Zhao, 2023).

Türkiye, yıllık toplam 9,5 milyon tonluk üretim ile Avrupa'nın en büyük plastik üreticilerinden biridir (PAGEV, 2021). Ambalaj sektörü, plastik üretiminde yıllık 7 milyon tonu aşmaktadır. Bu sektör toplam üretimde açık ara en büyük paydada yer almaktadır. Türkiye İstatistik Kurumu'na (TİİK, 2020) göre, 2018'de ülkemizde belediye tarafından toplanan atıkların yaklaşık %90'ı depolama sahasına gönderilmiştir. Bu atığın plastik içeriğine ilişkin yayınlanmış bir veri bulunmamakla birlikte, bazı yerel

araştırmalar yapılmıştır (Yıldız ve diğ., 2014; Ozcan ve diğ., 2016). Örneğın Yıldız ve diğ. (2014), ÷lkenin en kalabalık şehri olan İstanbul için belediye atıklarındaki plastik yüzdesini %13,7 olarak bildirmiştir. Yıldız ve diğ. (2014), referans olarak kabul edildiğinde, evsel atık hacmi dikkate alındığında 2018 yılında yaklaşık 4,2 milyon ton plastik atık üretilebileceğini hesaplamıştır.

Sucul ekosistemler, bu havzaların etrafındaki sürekli endüstriyel gelişimin bir sonucu olarak hem antropojenik hem doğal faaliyetler nedeniyle sürekli farklı kirleticilere maruz kalmaktadır. Çevreye en çok salınan kirleticiler arasında farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri, endokrin bozucu bileşikler, dikloro-difenil-trikloroetan (DDT) poliklorlu-dibenzo-p-dioksin ile furan (PCDD / F) bileşikleri gibi kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar), ağır metaller, uçucu organik bileşikler (VOC'ler) yer alır. Bu kirleticiler çevre ve insan sağlığı bakımından endişe verici kimyasallardan bazılarıdır. KOK'lar genotoksisite, karsinojenite, teratojenite ve mutajenite özelliklerinden dolayı bazı toksik kimyasal maddeler olarak tehlikeli kirleticiler arasında yer alır (Ghosal ve diğ., 2016; Ambade ve diğ., 2021). KOK'lar su ortamında uzun süre kalıcı olmaları nedeniyle dünya çapında çevre ve insan sağlığını olumsuz yönde etkileyen, düşük derişimlerde toksik olabilen bileşiklerdir. Bu bileşiklerin bazıları biyolojik olarak birikim (biyobirikim) gösterebilir ve besin ağı yoluyla trofik basamaklarda deriştirilerek aktarılabilir (biyomagnifikasyon) (Wan ve diğ., 2007).

PAH'lar, dünya genelinde yaygın bir kirletici sınıfıdır. Hem sucul ekosistemlerin sedimentlerinde hem de kıyı alanların ve şehirleşmiş haliç ve körfezlerin sularında da bulunabilir (Kilic ve diğ., 2023). PAH'lar, hidrofobik olmaları, kimyasal stabiliteleri ve partiküler maddeye bağlanma eğilimleri nedeniyle suyu, toprağı, atık çamuru, havayı ve sedimenti kirleten baskın organik kimyasallar arasındadır (Laender ve diğ., 2011; Abdel-Shafy ve Mansour, 2016; Ambade ve diğ., 2022). Literatürde çeşitli PAH bileşenleri kapsamlı bir şekilde incelenmiş ve rapor edilmiştir (Hu ve diğ., 2014; Boitsov ve diğ., 2020; Hartwell ve diğ., 2020; Ergul ve diğ., 2022). En çok çalışılanlara örnek olarak acenaphthene, acenaphthylene, anthracene, benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(g,h,i)perylene, chrysene, dibenzo(a,h)anthracene, fluoranthene, fluorene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, naphthalene, phenanthrene ve pyrene'dir (Ergül ve diğ., 2010; Bilbao ve diğ., 2022; Kilic ve diğ.,

2023). Bu 16 PAH, Avrupa Birliği (EU) ve ABD Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından kimyasal özelliklerinden dolayı su ekosistemlerinde izlenmesi ve ölçülmesi gereken yüksek öncelikli kirleticiler olarak kaydedilmiştir (Doong ve diğ., 2000; Buco ve diğ., 2004; Hussar ve diğ., 2012).

Klorlu difeniller, klorlu bifeniller, klorlu hidrokarbonlar, klorobifeniller veya poliklorobifeniller olarak da adlandırılan poliklorlu bifeniller (PCB'ler), KOK'lara ait heterojen, sentetik ve yaygın organoklorlu bileşikleridir. PCB'ler buhar veya partikül formunda bulunabilen yarı uçucu organik kirleticiler (SOC'ler) olarak da bilinirler (Koss ve Wölfle, 1999; Helou ve diğ., 2019). PCB'ler, çeşitli endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan çevresel ortamlarda (örn. su, hava, toprak) bulunan ve çevreye yük oluşturan en yaygın ve kötü şöhretli KOK'lar arasındadır (Font ve diğ., 1996). Kullanımları ve üretimleri onlarca yıl önce yasaklanmış olsa dahi biyobirikim ve kalıcı özellik göstermelerinin yanı sıra devam eden salınımları nedeniyle çevrede halen mevcudiyetini korumaktadır (Dickerson ve diğ., 2019; Mehdinia ve diğ., 2021; Kilic ve diğ., 2023). Bununla birlikte, deniz ekosistemleri kirleticilerin nihai birikim ortamları olması sebebiyle PCB'ler bu ekosistemlerde (su, sediment ve suda yaşayan organizmalarda) daha yüksek seviyelerde bulunmaktadır (Reddy ve diğ., 2019). Tarih boyunca dünyada üretilen PCB'lerin yaklaşık %30'u hala su ekosistemlerinde mevcuttur ve çevresel süreçlere, atmosferik birikime, endüstriyel deşarjlara, kontrolsüz dökülmeye ve su arıtma teknolojilerine karşı yüksek dirençleri nedeniyle biyotik ve abiyotik organizmalarla ilişkilidir (Wang ve diğ., 2019). Karada kullanılan PCB'ler, endüstri ve belediye kanalizasyonu tarafından boşaltılan atık su, nehir girişi, atmosferik taşıma ve biriktirme dahil olmak üzere çeşitli yollarla su ortamına taşınabilir (Yang ve diğ., 2012). Su ortamına taşındıktan sonra PCB'ler partiküller tarafından adsorbe edilebilir ve daha sonra suda çözünmeleri zor olduğundan sedimente karışabilir, böylece ikincil kontaminasyona neden olabilir (Sahu ve diğ., 2009; Yang ve diğ., 2011). Belirtilen nedenlerle, kontaminasyon özelliklerinin araştırılması ve PCB'lerin sedimentteki olumsuz etkilerinin değerlendirilmesi oldukça önemlidir.

İzmit Körfezi irili ufaklı 23 akarsu ile beslenmektedir. Özellikle körfezin batı, orta ve doğu basenlerini besleyen 3 büyük akarsu su havzasındaki MP ve organik kirlilik kaynaklarını araştırmak, bu kirleticilerin akarsulardaki düzeylerini belirlemek ve

etkilerini araştırmak körfeze akarsularla taşınımın ne derece etkili olduğunu belirlemek adına önem taşımaktadır. Bu bilgilerin ışığında  zmit Körfezi'nde yürütülen bu çalışmada;

-  zmit Körfezi'ni besleyen 3 farklı büyük akarsuda belirlenen toplam 9 farklı noktadan alınan sediment örneklerinde MP kirliliğinin araştırılması,
- Belirlenen 9 farklı noktadan alınan yüzey sediment örneklerinde 3 aylık periyotlarla 4 mevsim boyunca PAH ve PCB düzeylerinin araştırılması,
- Havzayı besleyen 3 akarsuyun 9 farklı noktasından alınan örneklerde kirlilik düzeylerinin araştırılması,
- Körfezi besleyen akarsu sedimentlerinin PAH ve PCB bileşen içeriklerinin, kaynaklarının ve dağılımlarının belirlenmesi,
- MP'lerin, PAH'ların ve PCB'lerin çevresel risk değerlendirmesi,
- MP'lerin PAH ve PCB'lerle birlikte  zmit Körfezi'ndeki kirlilik düzeyinin etkisinin araştırılması hedeflenmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

Türkiye, 85 milyonun üzerindeki nüfusu ve yıllık ortalama %1 nüfus artış hızı ile gelişmekte olan bir ülkedir (TÜİK, 2022). Bu nüfusun yarısından fazlası yaklaşık 45 milyon kişi kıyı bölgelerinde yaşamaktadır. Ülke ayrıca önemli balıkçılık ve kültür balıkçılığı potansiyeline sahip zengin iç sulara ve nehir sistemlerine sahiptir. Tüm kıyı şeridi, yaklaşık 8500 km uzunluğundadır. Aynı şekilde, deniz ekosistemindeki çeşitliliğe benzer şekilde, yaklaşık 10000 km²'lik bir alanı kaplayan akarsuları ve gölleri ile biyolojik çeşitliliği korumak için çok önemli iç su kaynaklarına sahiptir. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda 135 adet uluslararası öneme sahip sulak alan tespit edilmiş, 12 tanesi Ramsar alanı olarak belirlenmiştir. Türkiye’de 25’i akarsu havzası olmak üzere yedi adet drenaj havzası bulunmaktadır ve yeraltı sularının 94 milyar m³ olduğu tahmin edilmektedir (Çevik ve diğ., 2022).

Hızlı ekonomik büyüme, nüfus, sanayi, teknolojik gelişme, üretim ve tüketim kalıpları Türkiye’de çevre ve doğal kaynaklar üzerinde önemli baskı oluşturmaktadır. Antropojenik faaliyetlerden etkilenen ilk çevresel kompartımanlardan biri sucul ekosistemlerdir. Deniz ve tatlı su ekosistemleri, kalıcı organik kirleticiler ve plastikler dahil olmak üzere birçok farklı kirlilik türüyle karşı karşıyadır.

Son dönemlerde Türkiye tatlı su ekosistemlerinde yapılan MP çalışmaları bulunmaktadır (Sarı-Erkan ve diğ., 2021; Atamanalp ve diğ., 2022; Çevik ve diğ., 2022; Gedik ve Atasaral, 2022; Tan, 2022).

Marmara Denizi sedimentlerinde yapılan MP çalışmaları da literatüre kazandırılmıştır. Doğruyol (2019), Haliç’te yaptıkları çalışmada sedimentte 566 parçacık/kg mikro ve makroplastik raporlamıştır ancak daha fazla bilgi (örn. plastiklerin şekli, türü ve polimer bileşimi) belirtilmemiştir.

Baysal ve diğ. (2020), Marmara Denizi’nin açıklarından Pendik-Tuzla yakınından aldıkları 14 sediment örneğinde MP’lerin morfolojisini ve polimer yapısını araştırmıştır. Toplanan tüm sediment örneklerindeki MP derişimi 0,3 – 85,6 g/kg MP olarak raporlanmıştır.

Belivermiş ve diğ. (2021), İstanbul Haliç’inden alınan kor sediment örneğinde ^{210}Pb ve ^{137}Cs radyoizotop yöntemiyle MP envanteri oluşturmuştur ve MP varlığının özellikle kor sedimentin alt katmanlarında yoğun olduğunu, 1950’lerden önce Haliç’in MP kirliliğine maruz kaldığını ve en yüksek değerlerin 1980’lerde oluştuğunu raporlamıştır.

Türkiye deniz sularında PAH kirliliğinin araştırıldığı bir çalışmada son 40 yılın endüstri merkezi olan İzmit Körfezi, Marmara Denizi’nin en kalabalık ve en çok kirletilmiş körfezi olarak raporlanmıştır (Tepe ve Tunç Dede, 2020).

İzmit Körfezi, 17 Ağustos 1999’daki yıkıcı İzmit depreminden güçlü bir şekilde etkilenmiştir. Okay ve diğ. (2001), İzmit Körfezi’nin 8 kıyı bölgesinden topladıkları yüzey sedimentlerinde toplam PAH kirliliğinin deprem öncesi 30 ile 1670 mg/kg kuru ağırlıkta (ka) olduğunu ve deprem sonrası bu değerin yaklaşık 2-3 kat arttığını (200-5220 mg/kg ka) raporlamıştır.

Tolun ve diğ. (2001), Hereke, Derince ve Kocaeli de dahil olmak üzere yedi bölgeden PAH içeriklerini analiz etmek için birbirinden 50 m uzaklıkta iki tekrarlı sediment örnekleri toplamıştır. Bu yedi bölgeden alınan sedimentlerin PAH seviyeleri 2,5 ile 25 $\mu\text{g/g}$ ka arasında değişmiştir (Tolun ve diğ., 2001). Sedimentteki PAH seviyeleri ile İzmit Körfezi, Baumard’a göre yüksekten çok yükseğe kadar kirli olarak sınıflandırılmıştır (Baumard ve diğ., 1998).

Telli ve diğ. (2002), 1999 yılında İK’nın kıyısız alanlarından alınan sedimentlerde PAH kontaminasyonunu analiz etmiştir ve sedimentteki toplam PAH değerini 30- 1670 $\mu\text{g/g}$ ka olarak raporlamıştır. Doğu Kanalı ve Dilderesi, atıkları İzmit Körfezi’ne taşıyan ana iki akarsudur ve en çok kirletilen istasyondur. Dilderesi akarsuyu birçok fabrika atığı ve evsel atıksuları alırken, Doğu Kanalı akarsuyu evsel atıksuları ve tekerlek, paslanmaz çelik tel ve cam, lamba, plastik, fermantasyon ürünleri, gaz (oksijen, nitrojen, argon), et, ilaç, gıda, elektrolitik bakır gibi 36 büyük fabrikanın atıklarını taşımaktadır (Telli ve diğ., 2002). Tüm bu bilgilere istinaden Dilderesi ve Doğu Kanalı İzmit Körfezi’nin en önemli noktalarıdır.

Tolun ve diğ. (2006), körfez sedimentlerinde (deprem öncesi-sonrası şeklinde) PAH seviyelerindeki değişiklikleri raporlamıştır. Sedimentteki toplam PAH seviyeleri,

depremden önce 120 ile 8900 ng/g ka arasındayken, depremden sonra bu değer 240 ile 11400 ng/g ka olarak artış göstermiştir. Bu artışın nedeni deprem sonrası yeniden süspansiyon işlemiyle toplam PAH'ın su kolonuna aktarılması ile olabileceği şeklinde yorumlanmıştır (Tolun ve diğ., 2006).

Tolun ve diğ. (2006), yaptıkları çalışmada körfezin iç kısmındaki sedimentte Toplam-PAH değerinin (2537 µg/kg ka) dış kısmındaki değerden (454 µg/kg ka) yaklaşık 5,5 kat daha yüksek olduğunu bildirmiştir.

Taşkın ve diğ. (2011), İzmit Körfezi yüzey sedimentlerinde toplam PAH değerini 135 ile 6009 ng/g ka olarak ölçmüştür ve körfez sedimentlerinin PAH kirliliği kaynağının Phenanthrene / Anthracene (Phe / Ant) oranına göre yanma kökenli olduğunu bildirmiştir.

Terzi (2011), İzmit Körfezi'nde belirlenen 54 farklı noktadan aldıkları yüzey sedimentlerinde yaptığı çalışmada toplam PAH kontaminasyonunu 53,2- 6340,4 ng/g ka olarak raporlamıştır. En yüksek PAH değerlerini tuzak sedimentlerinin kurulduğu Dilderesi istasyonlarında ölçmüşlerdir. İzmit Körfezi'nde PAH kirliliğinin Orta Basen'de olduğu bildirilmiştir.

Giuliani ve diğ. (2017), İzmit Körfezi'ndeki depremin Dilderesi'ne de yakın olan Karamürsel Havzası'ndan aldıkları dip kor sediment örneğinde insan kaynaklı organik kirleticilere etkisini araştırmıştır. Kor sediment örneğinde toplam PAH değeri 258 ile 1632 µg/kg ka arasında değişmektedir.

Yılmaz ve diğ. (2019), Marmara Denizi'nin kazıma çalışması yapılan alanlardaki sediment etkisini değerlendirmiştir. Bu amaçla Haliç, İzmit Körfezi ve İstinye Deresi bölgelerinden alınan sedimentlerde PAH, PCB, OCP (organo klorlu pestisit) ve ağır metal analizleri gerçekleştirilmiştir. Körfez'den alınan sedimentte Toplam-PAH kirliliği 1879 µg/kg ka olarak raporlanmıştır.

Telli ve diğ. (2002), İK'da yaptıkları çalışmalarda en yüksek PCB derişimlerini Dilderesi ve Solventaş istasyonlarının su örneklerinde, SEKA ve Dilderesi istasyonlarında midyelerde ölçmüşlerdir. Sedimentte ise PCB kirliliği araştırılmamıştır.

Gedik ve diğ. (2010), ana PCB kaynakları ve kirlilik derecesini, yoğun şekilde kentleşmiş ve sanayileşmiş İzmit Körfezi ve ana tatlı su girişlerindeki (Dilderesi, Koruma Deresi ve Sarı Dere) yüzey sedimentlerinde değerlendirmiştir. Toplam PCB kirliliğini deniz sedimentlerinde 2,90 ile 85,4 ng/g olarak tatlı su sedimentlerinde ise 0 ile 47,7 ng/g olarak ölçmüşlerdir.

Giuliani ve diğ. (2017), Karamürsel Havzası'ndan aldıkları dip kor sediment örneğinde PAH'lar gibi PCB'lerin de etkisini araştırmıştır. Toplam PCB değerleri kor sediment örneğinde 5,4 ile 29 µg/kg ka olarak ölçülmüştür.

Çetin ve diğ. (2018), ağır sanayileşmiş bir bölge olan Dilovası'nda pasif hava örnekleyiciden alınan örneklerden PAH'ların ve PCB'lerin kaynak dağılımını ve karsinojen risk değerlendirmesini araştırmışlardır.

Güzel ve diğ. (2022), Yuvacık Gölü'nden aldıkları sediment örneklerinde toplam PCB derişimlerini 0,31 ile 1,55 ng/g ka olarak raporlamıştır.

2.1. Marmara Denizi

Marmara Denizi (MD), Ege Denizi ve Karadeniz arasında konumlanmış ve bu denizlere sırasıyla Çanakkale Boğazı ve İstanbul Boğazı ile bağlı olan bir iç denizdir (Şekil 2.1). Marmara Denizi bahsedilen bu boğazlarla birlikte yaklaşık 300 km uzunluğundaki Türk Boğazlar Sistemi'ni (TBS) oluşturur. Marmara Denizi'nin karmaşık topografisi doğu-batı yönünde bulunan 3 alt havza tarafından karakterize edilmektedir. Her bir alt havza 1000 m'den daha derindir ve yaklaşık 750 m olan derin eşikler tarafından ayrılmaktadır. Marmara Denizi, dar, uzun ve sığ kanyonlarla boğazlara bağlanmaktadır (Gerin ve diğ., 2013). Marmara Denizi, Kuzey Anadolu Fay (KAF) hattı üzerinde yer alan tektonik olarak çok aktif bir bölgede yer alan kıta içi bir deniz havzasıdır (Şengör, 1979). Marmara Denizi, Çanakkale Boğazı ve İstanbul Boğazı vasıtasıyla su ve madde değişiminde anahtar rol oynayan eşsiz bir TBS'dir (Unlulata ve diğ., 1990). Boğazlarda ve MD'deki iki katmanlı tabakalaşma ile iki katmanlı akıntı sistemleri, birbirine bağlanan denizler arasındaki yoğunluk ve deniz seviyesi farklılıklarından kaynaklanmaktadır. Bu iki katmanlı yapının korunması tuzluluk farklılıklarına bağlıdır. Düşük tuzluluktaki Karadeniz suları (yaklaşık 18 psu) İstanbul Boğazı boyunca Marmara Denizi'ne akarken;

daha yoğun, tuzlu Ege suları (yaklaşık 38,5 psu) Çanakkale Boğazı'ndan Marmara Denizi'ne akmaktadır. İki farklı su kütlesi yaklaşık 25 m'de (derinlik) keskin bir piknoklin ile ayrılmaktadır (Besiktepe ve diğ., 1994). Çanakkale Boğazı'ndan giren Akdeniz suyu alt-haloklin tabakasını besler. Oksijence bol Akdeniz suları, derin suların yenilenmesinin tek yoludur ve üst katmandan alt katmana batan organik maddenin bozulmasıyla tüketilen oksijeni kısmen telafi etmektedir. Yine de alt-haloklin suları, difüzyon, adveksiyon (suların yatay hareketi) ve tüketimin iç dengelerinin bir sonucu olarak oksijen açısından kalıcı olarak yetersiz durumdadır (Beşiktepe ve diğ., 1994).



Şekil 2.1. MD ve boğazları

Marmara'nın üretken üst tabakasının biyokimyasal özellikleri yıl boyunca hem alt tabakadan dikey karışımlarla gelen hem de Karadeniz'den gelen akıntılarla karakterize edilmektedir (Polat ve Tuğrul, 1995). Çanakkale Boğazı'ndan giren tuzlu Akdeniz suları, başta besinlerce fakir ve neredeyse oksijene doygunken, çözünmüş inorganik besinlerle 10 kat zenginleşerek hızla çözünmüş oksijen bakımından fakir hale gelir. Fotosentez 15 ve 25 m arasındaki ara tabakaya kadar içeren yüzey sularında sınırlanmıştır (Tuğrul, 1993).

Marmara Denizi'nde kirlilik, evsel ve endüstriyel yerleşimlerden kaynaklanan arıtılmamış atık sular, nehirlerin iç bölgelerden getirdiği kirleticiler, kıyı tarım uygulamaları, turizm faaliyetleri, liman ve marina işletmelerinin faaliyetleri sonucunda meydana gelmektedir (Kucuksezgin ve diğ., 2018). Bunların yanında gemi trafiği, gemi ve tanker kazaları da deniz ortamının kirlenmesinde diğer faktörlerdir (Başar ve diğ., 2006). Marmara Denizi'nde organik ve inorganik kirliliğe dair kapsamlı birçok çalışma bulunmaktadır (Okay ve diğ., 2009; Taskin ve diğ., 2011; Karacik ve diğ., 2013; Kilic ve Belivermis, 2013; Ediger ve diğ., 2016; Ulusoy ve diğ., 2016; Öztürk ve Balcıoğlu, 2017; Yılmaz ve diğ., 2019b; Çolakoglu ve diğ., 2020; Orhon ve diğ., 2021; Kılıç ve diğ., 2023).

2.2. İzmit Körfezi ve Kirlilik

İK, MD'nin kuzeydoğu bölümünde yer almaktadır. Körfezin uzunluğu yaklaşık 49 km iken, genişliği 2 ile 10 km'ler arasında değişmektedir. Yarı kapalı bir basen olan körfez, 310 km² yüzey alanına sahiptir (Unlu ve Alpar, 2004) ve körfez doğu, orta ve batı olarak üç bölüme ayrılır (Şekil 2.2).

İK, ortama arıtılma işlemi yapılmadan deşarj edilen ev ve sanayi ile ilgili aktiviteler sonucu oluşan atıklar nedeniyle uzun süredir aşırı kirletilmiştir. Sonuçta körfeze ciddi besin elementi girişine sebep olmakla birlikte su kalitesi üzerinde de olumsuz etki göstermektedir. Körfezde kirlenmenin en aza indirgenmesi, izlenmesi ve kontrol altında tutulması amacıyla birçok çalışma yapılmıştır. 70'li yıllardan bu yana İK'ya dair detaylı bilgiler edinilmiştir. Kirlenmenin kontrol altında tutulması ve tedbir alınması için deniz oşinografisi, kirlilik hali, kirliliğin zaman içerisinde izlediği değişimi, biyolojik çeşitlilik ile bu çeşitliliği sınırlayan etmenler, kirlilik oluşturan tüm kaynakların ve kirlilik yükünün belirlenmesi gerekmektedir (Dinc ve diğ., 2021). İK son 50 yıldan günümüze kadar ötrofikasyon olayının etkisindedir. Bu kirliliğin artmasında en büyük etkenler, evsel atıklar, körfeze giriş yapan derelerden taşınan ve liman işletme yapılarından gelen kimyasal-atık-maddelerdir. Körfeze atılan organik bileşikler, önemli balık türlerinin bu su sisteminden uzaklaşmasına / kaybolmasına sebep olmuştur. Öte yandan da kötü şartlara daha dirençli belirli türlerin kütleli artışının olduğu gözlemlenmiştir. Çözünmüş veya bileşenlere ayrılmış haldeki petrol hidrokarbonların yoğunluğundaki artışa sebep olarak İzmit Körfezi'nde kirliliğe neden olan önemli bir diğer etmendir.



Şekil 2.2. İzmit Körfezi'nin genel görünümü

70'li yılların başlarında özellikle gemi trafiğinin belirgin bir şekilde artmasıyla beraber petrol hidrokarbonlarının kirletici etkisi de hızla artarak körfez kirliliğine sebep olmaktadır. İzmit Körfezi etrafında kurulu pek çok sanayi tesisi, liman ve iskeleyle ekonomik önem taşımaktadır. Bunun yanı sıra İK, sanayileşme ve gemi trafiği gibi nedenlerle çevresel kirlilik açısından tehdit altındadır (Eyüboğlu ve Eyüboğlu, 2020). Havzada bulunan birçok dere ve küçük akarsu körfezi beslemektedir. Bu akarsu ve derelerin büyük bir bölümü, bölgedeki birçok sanayi tesisi ve yerleşim alanı tarafından atıksuların taşınımı amaçlı olarak kullanılmakta ve bu esnada birçok kirletici İzmit Körfezi'ne taşınmaktadır (Beken ve diğ., 2016).

2.3. Mikroplastikler

Yıllık milyonlarca metrik ton plastik üretilmektedir. Sayısız büyük plastik döküntü olarak dünya çapındaki deniz habitatlarında yüzyıllarca kalıcı olarak birikmektedir. Mikroskobik plastik parçalar ve lifler okyanuslarda da yaygındır ve pelajik bölgede, sedimentte ve tortul habitatlarda birikmiştir (Ryan ve Moloney, 1993; Moore, 2008; Ryan ve diğ., 2009).

Mikroplastikler (MP'ler), üretildikleri şekle bağlı olarak birincil veya ikincil olarak sınıflandırılmaktadır. Birincil MP'ler, doğrudan veya evsel ve endüstriyel atıklar, dökülmeler ve kanalizasyon deşarjı gibi dolaylı olarak (örneğin akış yoluyla) çevreye salınan küçük parçacıklardır.

Birincil MP partikül türleri, parçalar (Rummel ve diğ., 2016), elyaflar (Rummel ve diğ., 2016), peletler (Nobre ve diğ., 2015), film (Kang ve diğ., 2015; Lusher ve diğ., 2015) ve kürelerdir (Li ve diğ., 2016). Küreler genellikle ilaç ve kozmetik endüstrileriyle ilişkilidir (Zitko ve Hanlon, 1991; Patel ve diğ., 2009).

İkincil mikroplastikler, çevrede zaten mevcut olan daha büyük plastik parçacıklarının çeşitli faktörler sonucunda kademeli olarak parçalanması veya bozunmasıyla oluşan küçük plastik parçacıklardır. Bu faktörler arasında UV (ultraviyole) radyasyonunun etkisi, mekanik aşınma (örneğin dalga etkisiyle) ve mikroorganizmaların biyolojik bozunması bulunur (Browne ve diğ., 2007; Andrady ve Neal, 2009; Cole ve diğ., 2011). Bu çeşitli bozunma ve parçalanma süreçleri, plastik atıklarının çevrede uzun süre kalmadan küçük parçacıklara dönüşmesine ve mikroplastiklerin oluşmasına yol açar. Mikroplastikler çevresel kirlilik kaynaklarından biridir ve sucul ekosistemlere, deniz organizmalarına ve sonunda insan sağlığına zarar verebilir. Çevrede bulunan mikroplastikler, diğer plastik atık türlerine kıyasla daha küçük parçalara ayrılabilir ve nanoplastik adı verilen boyutlara (1-100 nanometre) ulaşabilir (Stark, 2019; da Costa ve diğ., 2016). Nanoplastiklerin bilinmeyen akıbeti, çevrede nasıl hareket ettikleri ve nereye yerleştikleri konusunda belirsizlik yaratmaktadır. Bu küçük boyutları, nanoplastiklerin su ve hava akımları tarafından kolayca taşınmasını sağlar. Bu da onların uzak mesafelere yayılmasına ve çeşitli çevresel ortamlara yayılmasına neden olabilir. Su ortamındaki MP'lerin miktarı, kısmen plastik üretiminde devam eden artışlara bağlı olarak artmaya devam etmektedir ve 2016'da toplam küresel üretimin 335 milyon ton olduğu rapor edilmiştir (PlasticsEurope, 2017). Plastikleri inşaattan tıbbi kadar çok çeşitli uygulamalarda kullanıma uygun hale getiren bir dizi özellik (örn. korozyona direnç, düşük ısı ve elektriksel iletkenlik, dayanıklılık, diğer malzemeleri taşıma yeteneği ve düşük üretim maliyeti) vardır (Bockhorn ve diğ., 1999). Yukarıda vurgulanan bu özelliklerden dolayı plastiklerin varlığı çevre için sorundur. Ayrıca plastiklerin üretimi sırasında bu maddelere belirleyici bazı özellikler kazandırmak için ek kimyasallar

kullanılabilir. Bu kimyasallar da plastiğe eklendiğinde plastiğin daha toksik özellik kazanmasına neden olabilir (Andrady ve Neal, 2009; Fries ve diğ., 2013). Kimyasallar çevreye plastikler tarafından dahil edilebilir / adsorbe edilebilir (Zarfl ve Matthies, 2010; Velzeboer ve diğ., 2014). MP parçacıklar, PAH'lar (Rios ve diğ., 2007) veya metaller (Betts 2008; Ashton ve diğ., 2010) dahil olmak üzere çevresel kirleticiler için yüksek bir ilişki potansiyeli sağlayan geniş bir yüzey alanı hacim oranına sahiptir. Küçük boyutlarına rağmen, mikroplastikler geniş bir yüzey alanına sahiptir, bu da onlara çevresel kirleticilerle etkileşim için daha fazla fırsat sunar.

Mikroplastiklerin yüzey alanı hacim oranı, çevresel kirleticilerle etkileşimlerini artırır. Örneğin, polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar) veya metaller gibi çevresel kirleticiler, mikroplastik yüzeyine adsorbe olabilir. Mikroplastiklerin büyük bir yüzey alanına sahip olması, bu kirleticilerin mikroplastiklerin yüzeyine daha fazla bağlanma potansiyelini artırır. Bu durum, çevredeki mikroplastiklerin, çevresel kirleticilerin depolanması veya taşınması için bir araç olarak işlev görebileceği anlamına gelir. Mikroplastiklerin yüzeyine adsorbe olan kirleticiler, sucul ekosistemlere veya organizmalara ulaştığında, bu kirleticilerin taşınmasını ve biyobirikimini artırabilir. Bu da mikroplastiklerin çevresel kirlilikte bir rol oynayabileceği ve çevresel kirleticilerin ekosistemlerdeki etkilerini artırabileceği anlamına gelir. Bu nedenle, mikroplastiklerin yüzey alanı hacim oranının yüksek olması, çevresel kirleticilerle etkileşimlerini artıran önemli bir faktördür. Bu etkileşimlerin çevresel etkileri ve ekosistem sağlığı üzerindeki potansiyel etkileri daha fazla araştırma gerektirir.

Deniz ve tatlı su ekosistemlerine giren plastik atıklar, doğrudan ve dolaylı olarak birçok farklı kaynaktan köken almaktadır. Karasal veya denizel kaynaklardan su ekosistemlerine giden plastik atık yolları da atık/çöp kalitesini ve miktarını belirlemede kritik öneme sahiptir. Kara kaynaklı plastikler deniz ve tatlı su ortamına başlıca dört yoldan girebilir:

1. Atmosfer,
2. Karadan akış (su yolları veya sel),
3. Kıyılara doğrudan çökme (örn. sahil ve kumsallardan)
4. Atıksu arıtma tesisleri (ASAT).

Su yolları (nehirler, dereler, kanallar vb.) kıyı ortamının plastik kirliliği için ana yol olarak kabul edilebilir. Örneğin nehirler, kanalizasyon suyu, toprak akışı, yağış, turistik faaliyetler, ulaşım gibi farklı kaynaklardan plastik atıkları alıp denize veya göllere taşımaktadır. Genel olarak, plastik atığın yoğunluğu su yoğunluğundan daha düşük veya ona yakındır, bu da plastiğin önemli bir kısmının denizlere ulaşmasına neden olur. Rüzgarla taşınan plastikler, kıyı bölgelerinden uzakta da deniz yüzeyinde birikebilir. Tarımsal filmler, tek kullanımlık sulama boruları ve böcek ilaçları ve gübreler için plastik ambalaj malzemeleri gibi toprak bazlı plastik kirleticiler, su ekosistemlerine akış ve sulama yoluyla girebilir (Çevik ve diğ., 2022).

MP'ler çevreye girdikten sonra, ilk ilişkili riskler deniz organizmaları için şüpheli biyoyararlanımı içerir. Bu canlılar MP'leri yutabilirler (Cauwenberghe ve diğ., 2015; Abbasi ve diğ., 2019) ve ayrıca organizma davranışları (Wegner ve diğ., 2012), enerji bütçesi (Sussarellu ve diğ., 2016), üreme (Sussarellu ve diğ., 2016), iltihaplanma tepkileri, DNA hasarı, nörotoksisite (Ribeiro ve diğ., 2017), histolojik değişiklikler (Von Moos ve diğ., 2012), değişmiş fagositik aktivite (Canesi ve diğ., 2015), sitotoksisite (Canesi ve diğ., 2015; Paul-Pont ve diğ., 2016) ve oksidatif potansiyel riskler (Abbasi ve diğ., 2018) gibi olumsuz etkilere neden olabilirler. Ayrıca MP'ler, PAH'lar gibi hidrofobik organik kirleticileri konsantre etme yeteneğine sahiptir (Rochman ve diğ., 2014; Gauquie ve diğ., 2015) ve ayrıca çevredeki ortam ve laboratuvar deneylerinden potansiyel toksik elementleri biriktirebilirler. Bu nedenle, kıyı sedimentlerinde MP'lerin araştırılması çok önemli bir konudur (Desforges ve diğ., 2015).

Deniz plastik enkazları, özellikle geniş yüzey alanı / hacim oranına sahip MP'ler, sulu metaller (Andrady, 2011), EBK (Ng ve Obbard, 2006) ve hidrofobik organik olarak da adlandırılan KOK'lar dahil olmak üzere bir dizi su bazlı kirleticisi tarafından kirlenmeye karşı hassastır (Rios ve diğ., 2007). Hidrofilik kirleticiler, düşük yoğunluktaki MP'lerin bolca bulunduğu deniz yüzeyinin üst katmanında yüksek derişimlerde bulunur (Ng ve Obbard, 2006; Rios ve diğ., 2007; Teuten ve diğ., 2007). PCB'ler, PAH'lar ve organoklorlu pestisitler (örn. DDT / DDE) içeren KOK'lar stabildir. Plastiklerin hidrofobik yüzeyine yapışacak olan lipofilik kimyasallar çevrede ng/g - lg/g derişimlerde kaydedilmiştir (Teuten ve diğ., 2007; Barnes ve diğ., 2009). Denge bölümlenme modellenmesi kullanılarak, öncelikli kirleticisi fenantrenin adsorpsiyon katsayıları (Kd)

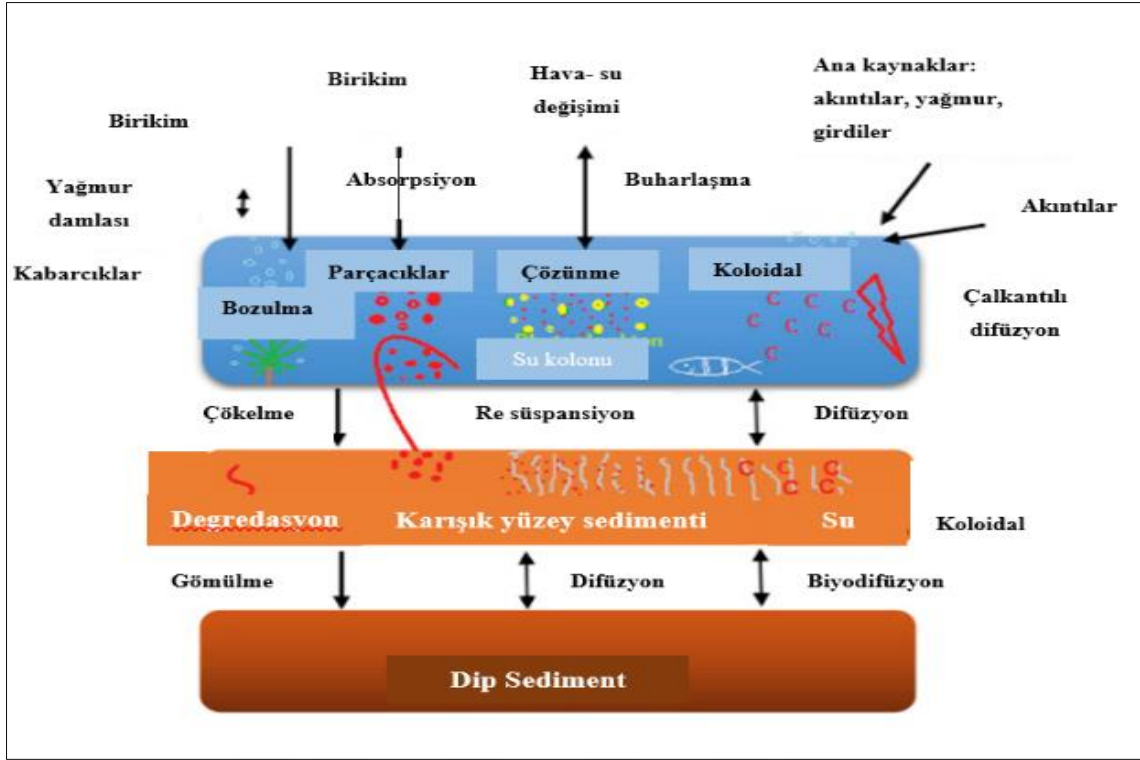
deniz suyu ve doğal sedimentlerde bir dizi plastik polimer için hesaplanmıştır (Teuten ve diğ., 2007). Fenantren, bu polimerin daha büyük moleküler boşluklarının olup olmamasına bağlı olarak tercihen polietilene yapışmaktadır ve küçük plastikler tarafından kolayca emilmektedir. Çevreyle ilgili durumlarda, fenantrenin plastiğe yapışması sedimente yapışmasından daha muhtemeldir. Bununla birlikte, yoğun kirli MP'ler kontamine olmayan sedimentle temas ederse, derişim gradyanı, sedimentte fenantrenin organik maddeye desorpsiyonuna izin verir. MP kontaminasyonu son yıllarda yapılan çeşitli çalışmalarla kanıtlanmıştır. Mato ve diğ. (2001), Japon sularından topladıkları polipropilen reçine topaklarında sedimentte bulunanlara benzer veya daha yüksek derişimlerde PCB, nonilfenol ve DDE tanımlamışlardır. KOK'larla kaplanan MP birikintileri, ekosistemleri kirleten okyanuslar boyunca nakledilebilir (Zarfl ve Matthies, 2010) ya da deniz organizmaları tarafından alınabilir, böylece çevreden gelen toksinler biyotaya aktarılır (yani 'Truva atı' etkisi) (Gregory, 1996; Thompson, 2005). Pek çok KOK toksiktir; endokrin bozulma, mutageniz ve / veya karsinogenez indükler ve yüksek trofik organizmalarda biyomagnifiye olabilir. Bununla birlikte, plastik yüzeyine yapışan kirleticilerin plastikten ayrılıp ayrılmadığı belirsiz bir konudur (Thompson, 2005). MP'ye yapışan kirletici maddelerin biyotaya etkilerini belirlemek için Teuten ve diğ. (2007), MP'lerle kirleticiler arasında modelleme çalışması yaparak hem matematiksel hem de deneysel veriler kullanmışlardır. Plastiklerin bu katkı maddeleri için bir kaynak mı yoksa vektör mü olduğu, plastiğin kendisine kıyasla deniz ortamında bulunan derişimlerine bağlıdır (Koelmans, 2015). Çalışmalar, MP alımının ardından deniz canlılarında KOK'ların veya kimyasal katkı maddelerinin biriktiğini göstermektedir. Kirleticiler daha yoğun şekilde plastiğe yapışacağı için çalışılan organizmalarda kirletici miktarı daha düşük derişimde ölçülecektir. Bunun sonucunda kısmen kirletici etkilerinin az olduğu ya da kirletici bakımından canlının 'temiz' olduğu bildirilecektir (Besseling ve diğ., 2017; O'Donovan ve diğ., 2018). Fakat deniz ortamındaki MP ile laboratuvar ortamında kullanılan MP arasında fiziksel ve kimyasal özellikler bakımından farklılıklar bulunmaktadır. Sonuç olarak tüm koşulların sağlanması mümkün olmadığı için MP'lerin biyota üzerinde etkisini araştırmak da karmaşık bir süreçtir (Wagner ve Lambert, 2018). Sonuç olarak, KOK'ların MP kirliliği için deniz ekosistemleri üzerindeki etkileri bilimsel literatürde halen tartışmalıdır (Lohmann, 2017).

2.4. Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK'lar)

İkinci Dünya Savaşı'ndan sonra bilim insanları, bazı kimyasal kirleticilerin çevrede uzun süre kalabildiğini, havada, suda, toprakta ve sedimentte göç ederek yaban hayatına ve insan sağlığına zarar verebilecek seviyelerde birikebildiğini gözlemlemiştir. Bu kimyasal kirleticiler Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK'lar) olarak adlandırılır (Manahan, 2000). KOK'lar, temelde çevresel süreçler yoluyla bozulmaya karşı dirençli olan ve uzun süre bozulmadan kalan insan yapımı kimyasallardır. Kalıcılığı ve yarı uçucu özellikleri nedeniyle, uzun menzilli taşınmayı kolaylaştıran bu bileşikler, insan aktivitesinin veya kimyasal kaynakların bulunmadığı uzak yerlerde bile bulunmaktadır.

KOK'lar, elektrik santralleri, ısıtma istasyonları, yakma tesisleri gibi bir dizi endüstriyel kaynaktan ve ev fırınlarından, nakliye, tarımsal ilaçların kullanımından, su yüzeylerinden, topraktan veya çöplüklerde gerçekleşen buharlaşma olayı sonucu atmosfere girerler. Kasıtsız üretim gibi diğer KOK bileşikleri kaynakları yakma, kimyasal tesisler, çeşitli yanmalar, orman yangınları ve çürüme ve PCB içeren atıklarda bulunabilir. Bu atık sınıfı, birçok alanda bulunabilir. Eski yağ kullanımı, ekipmanların onarımı ve bakımı, bina yıkımı, buharlaştırma, çimento üretimi, kömür yakma, çöplüklerin akıtması ve geri dönüşüm işlemleri, tıbbi atık, lağım çamuru, sanayi-klor-alkali tesisleri, alüminyum ikincil tesisleri, tehlikeli atık / plastik atık düzenli depolama sahaları, uçucu kül depolama ve organoklorlu pestisit depolaması gibi farklı faaliyetlerden kaynaklanabilir (Xing ve diğ., 2005; Wenzl ve diğ., 2006).

Kaynakları, maddelerin, petrolün, sıvı yakıtların, su sistemlerine giren toprak, kül ve sedimentlerin KOK üreten veya kullanan tesislerin atık suları ile birlikte tarlalardan ve yollardan ve atmosferik birikmeden kaynaklanan atık sularıdır. KOK'lar denizlerin, okyanusların ve büyük göllerin yataklarındaki sedimentlerde depolanırlar. Bir süre sonra serbest bırakılabilirler ve ardından Şekil 2.3'te gösterildiği gibi atmosfere tekrar girebilirler (Galiulin ve diğ., 2002; Jacob ve Cherian, 2013; Merhaby ve diğ., 2019). KOK'ların taşınmasında fiziksel-kimyasal özellikleri (K_{oc} , K_{ow} , buhar basıncı, suda çözünürlük vb.) önemli bir rol oynamaktadır. Bu özellikler, kirleticilerin hava, su, toprak, sediment ve biyota arasındaki dağılımının belirlenmesinde de önemlidir (Mackay ve diğ., 2006).



Şekil 2.3. Kalıcı organik kirleticilerin kaynaklarının genel şeması

Sıcaklık; buhar basıncını, suda çözünürlüğü, Henry kanunu sabitini ve dolayısıyla KOK'ların ayrışmasını güçlü bir şekilde etkiler. Bazı araştırmacılar, yaz aylarında daha fazla buharlaşmanın yüzey suyunun ısınmasının bir sonucu olduğunu ve okyanustaki bileşikler için net değişim yönünün atmosferik derişim ve yüzey suyu sıcaklığındaki farklılıklarla ilişkili olduğunu bildirmiştir (Hornbuckle ve diğ., 1994). Sıcaklık, ayrıca kaynaktan uzak alanlarda KOK'ların birikmesini ve dağılımını da etkilemektedir (Falconer ve Bidleman, 1994). KOK'ların dağılımı, buhar basıncıyla ve dolayısıyla sıcaklıkla ters orantılıdır. Daha düşük sıcaklıklar, maddelerin buhar fazından atmosferdeki asılı parçacıklara daha fazla ayrılmasını kolaylaştırabilir. Soğuk hava, gaz hâlde bulunan maddelerin moleküler hareketini yavaşlatır ve bu da buharlaşma sürecini azaltır. Bunun sonucunda, bu maddeler daha yoğun bir şekilde atmosferde asılı halde kalır. Soğuk hava ayrıca buharlaşma sürecini azaltarak, bu maddelerin yeryüzüne çıkarılma ve taşınma olasılığını artırır. Daha düşük sıcaklıklar, buharlaşma hızını azaltırken, moleküler hareketi yavaşlatır ve bu maddeler daha uzun süre atmosferde kalarak yeryüzüne çökeltme yapma olasılıkları artar. Yağmurlu bölgelerde ise ıslak çökeltme, kirleticilerin parçacık çökeltmesi veya yağmurla dışarı

çıkma yoluyla karada veya suda birikmesine neden olmaktadır (Koester ve Hites, 1992). Küresel ölçekte KOK'lar, potansiyel olarak daha sıcak bölgelerden daha soğuk bölgelere taşınabilir ve enlem / yükseklik eğimlerinde fraksiyonlara ayrılabilir (Wania ve Mackay, 1996). Düşük buhar basıncı, suda az çözünürlük ve yağda yüksek çözünürlük gibi kimyasal özellikler, KOK'ların çevresel kalıcılığının ayırt edici özellikleridir (Kim ve Smith, 2001).

Hidroliz, fotoliz, partikül madde üzerine adsorpsiyon ve atmosfere buharlaşma olayları KOK'ların bozulma yollarıdır. KOK'ların suda düşük çözünürlüğü ve yıl boyunca ortam sıcaklıkları ile birlikte yüksek miktarda buharlaşması sonucu su ekosistemindeki derişimleri atmosferik derişimlere kıyasla daha düşük olmaktadır (Daly ve diğ., 2007).

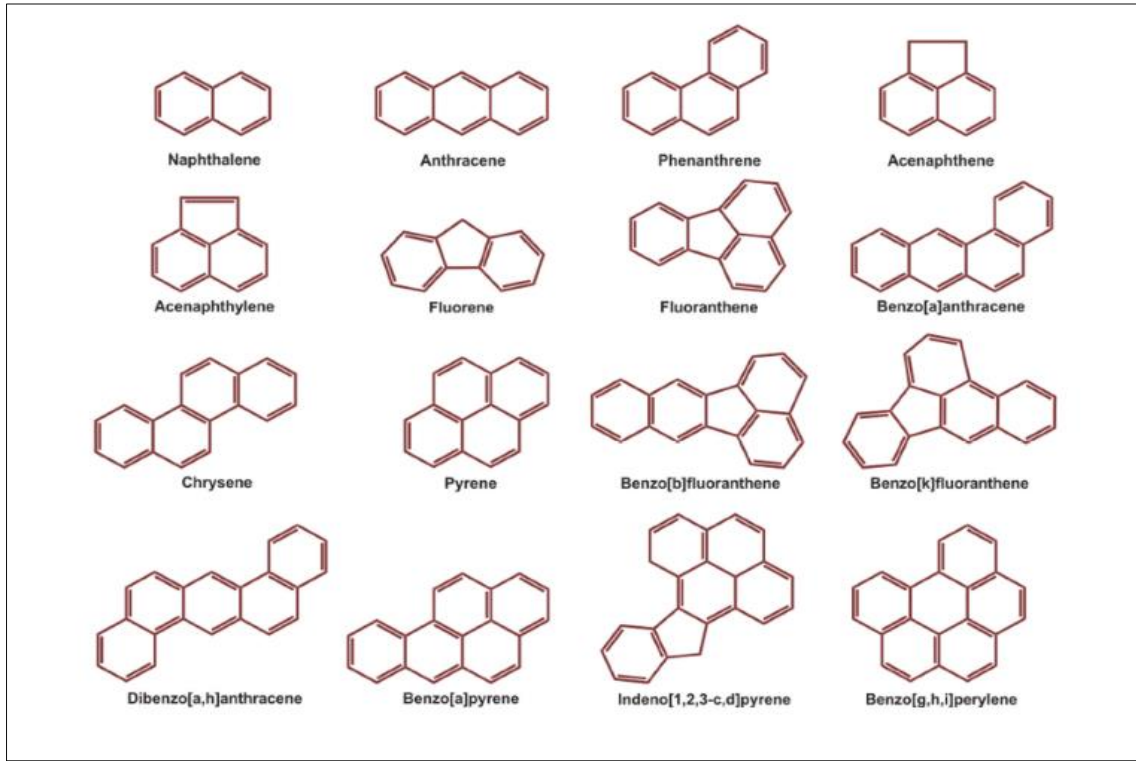
Çoğu KOK lipofiliktir ve yağlı dokularda biyobirikime izin verir. İnsanlar, lipofilik kirleticileri biriktiren ve tutan yağ dokularına sahiptir (Kutz ve diğ., 1990). İnsanların KOK'lara maruz kalmasının en büyük nedeni, kirli alanlarda yakalanan balıkların besin olarak tüketilmesidir (Montaño ve diğ., 2013a). Biyomagnifikasyon nedeniyle, özellikle denizde yaşayan yırtıcıların çok yüksek derişimlerde KOK seviyeleri vardır. Bu nedenle, en yüksek kirliliğe maruz kalan popülasyonlar, balina gibi deniz memelilerini içeren üst trofik seviyede bulunan canlılardır (Calvert ve diğ., 1992). Anne sütü ve balık dahil olmak üzere gıdaların KOK'lar tarafından kirlenmesi dünya çapında bir endişe kaynağıdır (Asante ve diğ., 2011). İnsanların ve diğer canlıların KOK'lara maruz kalması sonucu hastalık, üreme bozuklukları, tümör indüksiyonu, endokrin yapısının bozulması, kanserler ve ölüm dahil olmak üzere olumsuz sağlık durumları ortaya çıkmaktadır (Margni ve diğ., 2002). Sonuç olarak, KOK'lar dünyanın her yerinde çevre ve insan sağlığı için bir tehdit oluşturmaktadır. Birleşik Milletler Çevre Programı (UNEP), bu kimyasallarla ilgili uluslararası endişe nedeniyle 2001 yılında insan sağlığını ve çevreyi KOK'ların olumsuz etkilerinden korumaya yönelik Stockholm Sözleşmesi'ni yürürlüğe koymuştur (UNEP, 2009). Bu kapsamda başlangıçta 12 öncelikli maddenin üretimleri, kullanımları, tüketimleri, bertarafı, atık bertarafı ürünleri ve döngüleri kontrol edilerek düzenlenmiştir. Günümüzde, pestisitlerin, endüstriyel kimyasalların ve kasıtsız ürünlerin listesi giderek artmaktadır. Bu kimyasalların kullanımı ve üretimine ilişkin düzenlemeler olsa da, sürekli kullanımları sonucu ekosistemde oluşacak toksik etkilerini, davranışlarını ve

akıbetlerini anlamak için daha fazla araştırma gerekmektedir. Son yıllarda KOK'larla ilgili yapılan çalışmaların çoğu, bu kirleticilerin ekotoksikolojik ve sağlık etkilerine odaklanmıştır. Bununla birlikte, son yıllarda bu kirleticilerin kullanılması ve küresel dağılımı üzerine araştırmalar yapılmasına rağmen, KOK'ların küresel akıbetine dair hala sınırlı bilgi bulunmaktadır (Berrojalbiz ve diğ., 2011; Xuve diğ., 2012). Bazı KOK'ların kullanımlarının kısıtlanması ve yasaklanmasından onlarca yıl sonra bile, bu bileşiklerin kalıntılarına çevresel matrislerde ve biyotada rastlanmıştır. Sonuç olarak, kronik toksik etkiler ortaya çıkmıştır (Arslan Alaton ve Olmez Hanci, 2013). Bu bileşiklerin izlenmesi çevre ve insan sağlığı açısından önemlidir.

2.5. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH'lar)

Aromatik ve çok halkalı olan bu hidrokarbonlar, karsinojenik, mutajenik ve toksik etkileri nedeniyle uluslararası çevre koruma ajansları tarafından öncelikli kirleticiler olarak listelenmiştir (Ghosal ve diğ., 2016). Genellikle doğal ve antropojenik faaliyetler sonucu oluşan PAH'lar, sedimentlerle de ilişkilendirilmektedir. Düşük çözünürlükleri, yüksek hidrofobik ve lipofilik özelliklerinden dolayı sudaki PAH'lar, çözünme, askıda katı maddeler üzerinde adsorbe olma ve / veya sedimentte birikme şeklinde oluşmaktadır (Liu ve diğ., 2016; Zeng ve diğ., 2018). Genel olarak sedimentler, organik maddelerin ve hidrofobik organik kirletici maddelerin biriktiği su ortamının ana bölmelerinden birini oluşturur. Bu nedenle sediment, hem bir taşıyıcı hem de kirletici rezervuarı haline gelmektedir (dos Santos ve diğ., 2018). Genel olarak PAH'lar, atmosferik çökeltme, petrol sızıntısı ve yanma süreçleri gibi çeşitli yollarla deniz ortamına girerek deniz suyu, sediment ve organizmalara bulaşabilirler (Hong ve diğ., 2016; Xiang ve diğ., 2018). PAH'lar kalıcılık, toksisite, uzun menzilli çevresel taşınma kabiliyetinin yanı sıra bitki ve hayvan dokularında birikme eğilimi ile karakterize edilir (Kim ve diğ., 2013). Mutajenik ve karsinojenik yapıları nedeniyle on altı PAH, USEPA tarafından kabul edilen öncelikli kirleticilerdir. Bu kirleticiler; Naftalen (Nap), Asenaftilen (Acy), Asenaften (Ace), Fluoren (Flu), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Fluoranten (Fla), Piren (Pyr), Benzo(a)antrasen (BaA), Chrysen (Chr), Benzo(b)fluoranthene (BbF), Benzo(k)fluoranthene (BkF), Benzo(a)piren (BaP), Dibenzo(a,h) ntrasen (DahA), Benzo(g,h,i)perilen (BghiP), Indeno(1, 2, 3- cd)piren'dir (IcdP) (Zeng ve diğ., 2018).

EPA tarafından belirlenen 16 öncelikli PAH bileşik isimleri ve yapısı Şekil 2.4'te gösterilmiştir (Ghosal ve diğ., 2016).



Şekil 2.4. EPA 16 öncelikli PAH bileşikleri ve genel yapıları

PAH'lar öncelikle tamamlanmamış yanma süreçlerinden atmosfere ilk salınımla çevreye girerler ve ardından akarsu, karasal, noktasal olmayan, yeraltı suları ve diğer hidrojeolojik süreçler dahil olmak üzere çeşitli süreçlerden toprağa, sedimente ve su kütlelerine geçmektedirler (Stout ve Emsbo-Mattingly, 2008). Fosil yakıtların antropojenik bağımlılığı ve tarihsel kullanımı, küresel olarak çevrede PAH'ların bulunmasına neden olmaktadır (Zemo, 2009). Fosil yakıtların yanması ve diğer endüstriyel süreçler PAH'ların ortaya çıkmasında önemli bir rol oynamaktadır. Fosil yakıtlar, petrol, kömür ve doğalgaz gibi fosil kaynaklardan elde edilen yakıtlardır. Bu yakıtların yanması, enerji üretimi, ısınma, sanayi faaliyetleri ve taşımacılık gibi birçok alanda yaygın olarak kullanılmaktadır. Kıyı alanlarda sanayi merkezleri, turizm ve ulaşımın gelişmesiyle, işlenmemiş e-atıkların deşarjı, teknelerin aşırı kullanımı ve kanalizasyon, büyük ve küçük yerel endüstrilerden gelen atık suların arıtılması gibi yarı kara tabanlı bir dizi antropojenik faaliyetler yoluyla çevreye büyük miktarda PAH salınmaktadır (Neumann ve diğ., 2015;

Habibullah-Al-Mamun ve diğ., 2019). PAH'lar esas olarak nehir, akarsu, dere gibi dinamik bir sucul ortamdan koy, körfez vb. gibi nispeten daha sakin ortamlara taşınır (Merhaby ve diğ., 2019). 20 yıldan daha uzun bir süredir kirlenmiş sediment ya da topraktan PAH'ların taşınımı ve indirgenmeleri üzerine, PAH kirliliği sorunlarını ele alabilecek çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik iyileştirme yaklaşımlarına katkıda bulunmak amacıyla birçok çalışma yapılmıştır (Gan ve diğ., 2009; de Voogt ve diğ., 2016). Bununla birlikte, iç bölgelere kıyasla, kıyı bölgeleri daha sık kara-su değişimine sahiptir ve böylece PAH'ların başka bir bölgeye taşınması artmaktadır (Dai ve diğ., 2022).

Baumard ve diğ. (1998), sediment PAH kirlilik seviyelerini (ng/g),

- Düşük kirlilik (0 – 100)
- Orta kirlilik (100 – 1000)
- Yüksek kirlilik (1000 – 5000)
- Çok yüksek kirlilik (>5000)

olarak dört ana sınıfta tanımlamıştır.

2.6. Poliklorlu Bifeniller (PCB'ler)

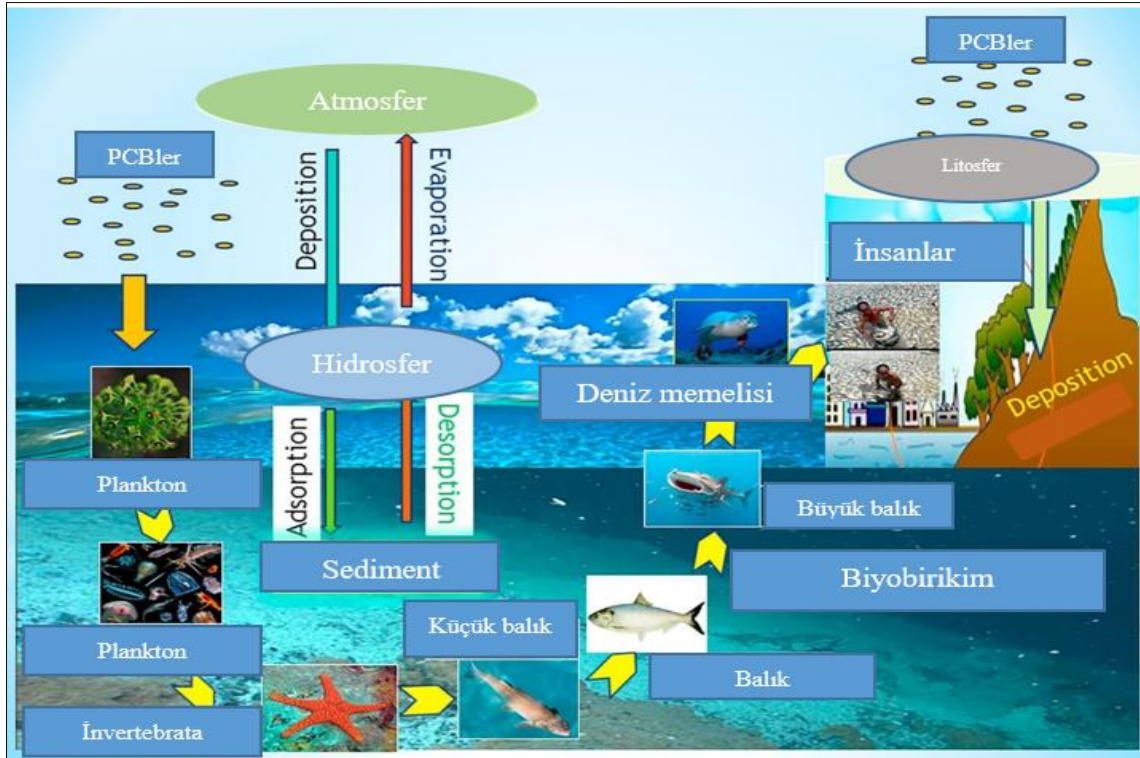
Poliklorlu bifeniller (PCB'ler), 209 bileşenden oluşan bir gruptur; klorlu bifenil halkaları, farklı molekül üzerindeki klor atomlarının sayısına ve konumuna bağlı olarak fiziksel-kimyasal özellikler ve toksisite gösterirler (Shang ve diğ., 2016). Her bir PCB homoloğu monokloro (3), dikloro (12), trikloro (24), tetrakloro (42), pentakloro (46), heksakloro (42), heptakloro (24), oktakloro (12), nonakloro (3) ve dekaklorobifenil (1) şeklinde tam sayıda izomer içerir. Fenil halkaları üzerindeki klor atomlarının sayısı ve konumu PCB türdeşlerini ayırt etmek için önemlidir (Zhang ve diğ., 2015; Reddy ve diğ., 2019). Uluslararası Kanseri Araştırma Ajansı'na (IARC) göre, PCB'ler insanlar için olası karsinojen maddeler olarak sınıflandırılır. PCB'ler yaygın olarak polar değildir, iyonlaşmaz ve hidrofobiktir ve çoğunlukla lipid açısından zengin dokularda birikme eğilimindedir (Elskus ve diğ., 2005; Maisano ve diğ., 2013; Visha ve diğ., 2018). Yüksek toksisiteleri, suda çözünmezlikleri, lipofiliklikleri, bozunmaya karşı dirençleri ve yaygın dağılımları nedeniyle PCB'ler, çevrede insan ve ekosistem sağlığını olumsuz yönde

etkileyen KOK'lardır (Malisch ve Kotz, 2014; Fernández-González ve diğ., 2015; Ravenscroft ve Schell, 2018).

PCB'lerin çevresel akıbeti önemlidir, çünkü biyotada birikme eğilimindedirler ve potansiyel olarak toksiktirler. PCB'ler, çözünmüş halde kalmak yerine sediment veya diğer parçacıklar tarafından adsorbe edilmeyi tercih eder (Bedard ve May, 1996). Endüstriyel yan ürünler (Hu ve diğ., 2008; Liu ve Wang, 2009) ve atık yakma (Shibamoto ve diğ., 2007) şeklinde üretilen PCB'lerin kontrol edilmesi oldukça zordur. Çevreye salınan PCB'ler, havadaki partiküllere kolayca adsorbe edilebilir, atmosferik çökeltme yoluyla deniz sedimentlerinde birikebilir ve ekosistemde on yıllarca kalabilir. Sudaki PCB'ler, sediment ve diğer organik maddelerin yüzeyine yapışabilmektedir. Deneysel ya da izleme amaçlı elde edilen veriler, sedimentte / askıda maddedeki PCB derişimlerinin ilgili su kolonundaki değerden daha fazla olduğunu göstermektedir. PCB'lerin çevresel yükünün büyük bir paydasının su çökeltilerinde olduğu raporlanmıştır (WHO, 1992).

Sedimentler, PCB'lerin ana rezervuarıdır (Chang ve diğ., 2001) ve üstteki suyun ikincil kontaminasyon kaynakları (Kannan ve diğ., 2005) olarak kabul edilir. Ek olarak, PCB kalıntıları da atmosferik partiküllerde (Wang ve diğ., 2013), havada (Tian ve diğ., 2016), suda (Gakuba ve diğ., 2015), toprakta (Ali ve diğ., 2015), sedimentte (Lv ve diğ., 2015) ve deniz organizmalarında (Perelló ve diğ., 2015) kısaca her yerde tespit edilmiştir. Şekil 2.5'te PCB'lerin çevreye taşınımalarının olası yolları gösterilmiştir (Reddy ve diğ., 2019).

PCB'ler, klor atomlarının sayısı ve konumlarına göre fiziksel ve kimyasal farklılık göstermektedir. Daha az klor atomlu bileşenler birden fazla klor atomu olanlara göre daha fazla suda çözünür (Carpenter, 2006). Ek olarak, orto klor içermeyen, 2 para ve en az 2 meta klorlular düzlemsel bir konfigürasyona sahiptir ve bunlar dioksin benzeri olduğundan daha toksik olabilirler (Safe, 1985). Olası insan karsinojenleri (Grup 2A) ve endokrin yapısını bozucu bileşikler (EDC'ler) (IARC, 1979) olarak sınıflandırılan PCB'lerin sağlık üzerindeki etkileri hayvan deneyleriyle iyi bir şekilde belgelenmiştir. Önceki çalışmalar PCB maruziyeti sonucu adet döngüsünde, sperm sayısı ve hareketliliğinde ve sperm-oosit penetrasyonunda azalma olduğunu raporlamıştır (Mendola ve diğ., 1997; Hsu ve diğ., 2004).



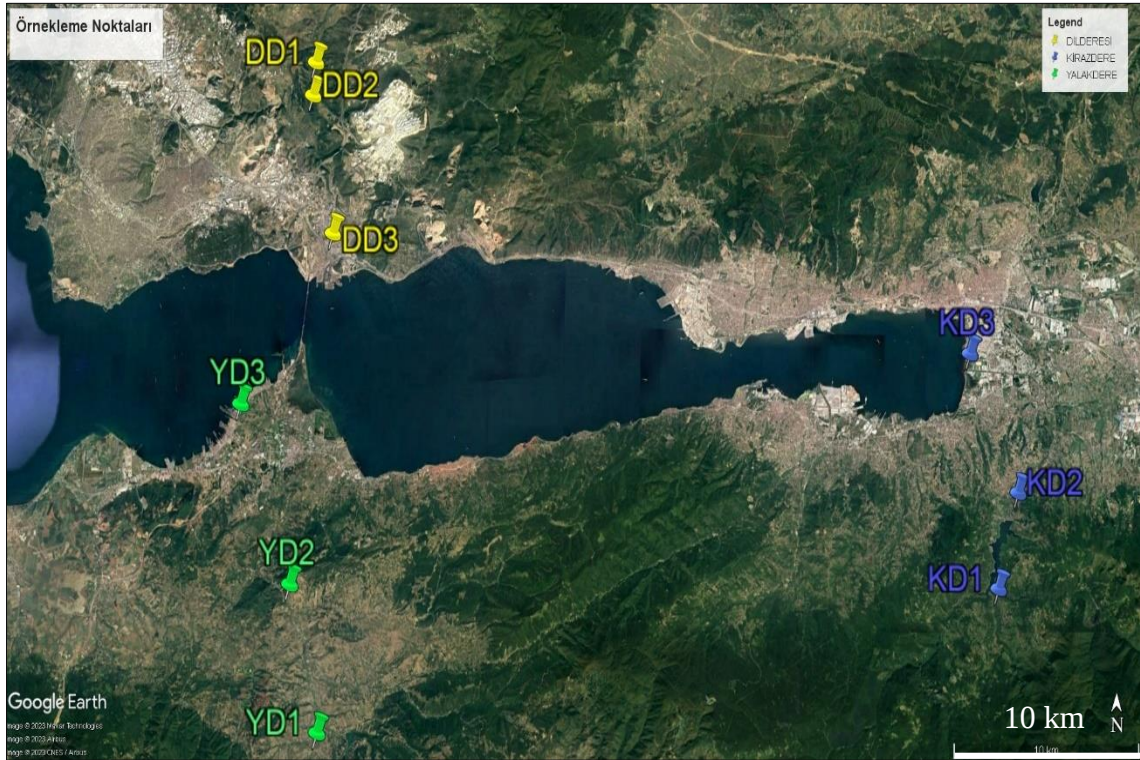
Şekil 2.5. PCB'lerin çevreye taşınmasının olası yolları

PCB'ler birçok endüstriyel ve ticari uygulamada yaygın olarak kullanılmaktadır. Bunlara hidrolik ve elektrik kabloları, yapıştırıcılar, plastikleştiriciler, metallerin koruyucu bileşimi, ahşap cilaları, boya, plastik dolgu maddeleri, kağıt fabrikaları, metal işleme sırasındaki soğutma sıvısı ve kauçuklar dahildir (de Voogt ve Brinkman, 1989; Breivik ve diğ., 2004). PCB'ler ilk olarak 1881'de kömür katranının bir yan ürünü olarak üretilmiştir. 1930'lardan beri elektrik transformatörlerinde ve kapasitörlerde dielektrik sıvılar olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Myers, 2007; Vane ve diğ., 2007). Sanayileşmiş ülkelerde 1929'dan 1989'a kadar endüstriyel bileşen olarak üretilmiştir (Breivik ve diğ., 2004; Hosoda ve diğ., 2014; Combi ve diğ., 2020). Sediment, deniz ekosistemlerindeki çeşitli kirleticilerin ana deposu olduğundan, bu matrisi kullanarak kirleticileri analiz etmek çok önemlidir (Mourier ve diğ., 2014; Marval ve diğ., 2020).

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. Çalışma Sahası

Yüzey sedimentleri körfezin Doğu, Orta ve Batı basenlerinde belirlenen 9 farklı istasyondan toplanmıştır (Şekil 3.1). Dilderesi (DD), Kirazdere (KD) ve Yalakdere (YD) İzmit Körfezi'ni besleyen 3 ana akarsudur. Bu 3 ana akarsu üzerinde insan nüfusu ve aktivitelerinin yoğunluğuna bağlı olarak 3 farklı nokta seçilmiştir. Birinci nokta akarsu kaynağını, ikinci nokta akarsuyun orta noktasını ve üçüncü nokta ise akarsuyun körfeze döküldüğü mansaba yakın alanı temsil etmektedir.



Şekil 3.1. İzmit Körfezi akarsuları ve sediment örnekleme istasyonları

DD istasyonu özellikle bahar ve yaz mevsimlerinde insanların piknik gibi etkinlikler için uğradığı bir bölgedir. Bu istasyonla ilgili olarak faaliyetlerin etkin olduğu bir bölge özelliği taşıdığı söylenebilir. Dilovası Organize Sanayi Bölgesi içinde yer alması nedeniyle endüstriyel faaliyetler de bu bölgede etkindir. Balı Kayalar Tabiat Parkı da DD istasyonunda bulunmaktadır. Örnekleme esnasında bölgede çok fazla evsel atığın olduğu gözlenmiştir.

KD istasyonu ise Yuvacık Barajı ile bağlantılıdır. Yine insanlar bu bölgeyi sık sık doğal güzelliği sebebiyle ziyaret etmektedir. Bölgede insan ve araç trafiğinin yoğun olması dikkat çekmektedir. İzmit Körfezi Sulak Alanı da bu istasyon üzerindedir ve bu bölgede piknik alanları çok fazladır. Ayrıca örneklemeler sırasında KD2 istasyonuna yakın alanda iş makinelerinin olduğu ve bazı kazı çalışmalarının yapıldığı gözlenmiştir.

YD istasyonu karayoluna yakın bir bölgede olmasına rağmen etrafında çok fazla ağaçlık alan bulunmaktadır. Bölgede dikkat çeken bir diğer özellik ise geniş tarlaların bölgede hakim olmasıdır. YD Altınova Tersaneler Bölgesi'nde bulunmaktadır.

Akarsuların yıllık debi oranları, her yılki yağış miktarına, akarsu havzası yüzölçümüne ve suyun akış hızına bağlı olarak değişmektedir. Ayrıca bazı yıllarda kuraklık ve yoğun yağışlar gibi doğal olaylar da debi oranını etkilemektedir. DD, KD ve YD akarsularının azami debileri sırasıyla 371 m³/sn, 597 m³/sn ve 478 m³/sn'dir (Bayköse ve diğ., 2021). DD üzerinde 3 nokta (DD1, DD2 ve DD3), KD üzerinde 3 nokta (KD1, KD2 ve KD3) ve YD üzerinde 3 nokta (YD1, YD2 ve YD3) olmak üzere 9 farklı istasyonda örneklemeler gerçekleştirilmiştir. Yüzey sedimentlerinin alındığı çalışma alanına ait koordinatlar Tablo 3.1'de gösterilmiştir.

Tablo 3.1. Yüzey sediment örneklem noktaları ve koordinatları

Örneklem Noktası	Kuzey Enlemi	Doğu Boylamı
Dilderesi 1 (DD1)	40° 51'02.54"K	29°31'01.07"D
Dilderesi 2 (DD2)	40° 50'12.97"K	29°30'56.05"D
Dilderesi 3 (DD3)	40° 46'47.52"K	29°31'49.11"D
Kirazdere 1 (KD1)	40° 38'21.80"K	29°57'37.51"D
Kirazdere 2 (KD2)	40° 40'43.49"K	29°58'21.99"D
Kirazdere 3 (KD3)	40° 44'07.54"K	29°56'29.33"D
Yalakdere 1 (YD1)	40° 34'31.61"K	29°31'36.61"D
Yalakdere 2 (YD2)	40° 38'08.03"K	29°30'26.72"D
Yalakdere 3 (YD3)	40° 42'31.68"K	29°28'24.08"D

Örneklemeler Kış, Bahar, Yaz ve Güz mevsimlerinde yaklaşık 3 ay aralıklarla yapıldı. 1. örneklem; Kış mevsiminde 4-6 Şubat 2019, 2. örneklem; Bahar mevsiminde 8-9 Mayıs 2019, 3. örneklem; Yaz mevsiminde 27-28 Ağustos 2019 ve 4. örneklem; Güz mevsiminde 19-20 Kasım 2019 tarihlerinde gerçekleştirilmiştir.

3.2. Mikroplastik Analizleri

Arazide plastik olmayan (cam/teflon/metal/porselen vb.) ekipmanlar kullanılmıştır. Örnekleme köprü ayağı gibi birikimin çok olabileceği yerlerden ve arazinin genelini yansıtacak şekilde yaklaşık 100 m'lik bir hat üzerinde, suyun durgun olduğu farklı kesimlerden kompozit olarak yapılmıştır. Sediment örneği, akarsularda litoral bölgeden, metal kaşıkla 5-10 cm'lik kesitten alınarak toplam yaş örnek hacmi 1 kg kadar olacak şekilde yapılmıştır. Örnekler herhangi bir sabitleyici çözelti uygulanmamıştır.

3.2.1. Örneklerin Toplanması, Saklanması ve Uygulanan Ön İşlemler

Laboratuvara getirilen sediment örnekleri kısa süreler için oda sıcaklığında ve daha sonra buzdolabında muhafaza edilmiştir. Laboratuvar ortamı ve çalışılacak tezgahlar her türlü toz vb. partikülden arındırılmıştır. İçi nemli geniş bir ya da birkaç petri kabı çevresel kontaminasyonun kontrolü amacıyla makul yerlere yerleştirilmiştir. Sedimentteki 5 mm'den büyük gözle görülebilir bütün makro partiküllerin uzaklaştırılması için distile su yardımıyla kaba elekler kullanılarak elle yapılmıştır. Daha sonra örnek analitik elekte veya uygun göz açıklıklı (en 125 µm ve/veya 250 µm ve/veya 500 µm) eleklerden geçirilmiştir. Eleklerde kalan örnekler, distile suyla geniş ağız açıklıklı (önceden distile su ile temizlenmiş 105 °C'de kurutulmuş ve ağırlığı bilinen) cam bir kaba aktarılmıştır. Kaba aktarılan örnekler kapla birlikte tartılmıştır ve örneğin yaş ağırlığı hesaplanmıştır. Kabin ağız/üstü kontaminasyonu önlemek için üzerine hava delikleri açılan alüminyum folyo ile kapatılmıştır. Kap örnekteki suyun buharlaşması için 55 °C etüvde, örnekteki su tamamen uçana kadar bekletilmiştir. Gravimetrik yöntemle kuru sediment ağırlığı hesaplanmıştır. Örnek miktarına göre, her 50 g kuru ağırlık için 1 L'lik beherler hazırlanmıştır. Çeker ocakta her behere, en az sediment örneğini örtecek miktarda %10'luk Hidrojen peroksit (H₂O₂) ilave edilerek üzeri alüminyum folyo ile kapatılmıştır. Beherler 24 saat olası buharlaşma ve taşmaların zarar vermemesi için çeker ocakta bekletilmiştir. 24 saat sonra örnekler reaksiyonun hızlanması için 55 °C etüve yerleştirilmiştir. Örnekteki gözle görülür biyolojik materyal tamamen yok olana ya da çok az miktara inene kadar yaklaşık 120 saat H₂O₂ ilavesi 48 saat arayla tekrarlanmıştır. Beherlerdeki kalıntı distile su ile temiz bir cam petri kabına aktarılmıştır. 55 °C etüvde kurutularak kalıntının ağırlığı da gravimetrik olarak ölçülmüştür. Analizlerde ortamdan

örneğe herhangi bir MP girişinin olup olmadığını belirlemek amacıyla kontrol grubu oluşturulmuştur.

3.2.2. Kimyasalların Hazırlanması

Analizlerde sediment içerisinde organik partiküllerin uzaklaştırılması amacıyla %10'luk Hidrojen peroksit (H_2O_2) çözeltisi hazırlanmıştır. Sigma N-3013 kodlu Nil kırmızısı (NR) (kuru/toz) 0.05 g/L olacak (2 mg NR Yüksek saflıkta Aseton ile 40 mL'ye tamamlanarak) şekilde stok çözelti hazırlanmıştır. Çözelti amber vial içerisinde 4 °C'de muhafaza edilmiştir. Boyama işlemlerinde hazırlanan bu Nil kırmızısı boya çözeltisi kullanılmıştır. Analizlerde kullanılan araç, gereç ve kimyasallar Tablo 3.2'de verilmiştir.

Tablo 3.2. Analizlerde kullanılan araç, gereç ve kimyasallar

Cihaz, malzeme ve kimyasal adı	Özellikleri
Alüminyum folyo	
Amber renkli vialler	Supelco
Aseton	Merck
Baget	ISOLAB
Buzdolabı	Arçelik +4 °C
Beher	ISOLAB (50 ve 100 mL)
Çeker ocak	1500 m ³ / saat vakum kapasiteli
Erlenmeyer	ISOLAB
Filtrasyon sistemi	Sartorius, Millipore ve Nuche erleni (1000 mL)
Hidrojen peroksit	Süzme hunisi (250 mL) ve filtre tutucu
Huni	Merck
Mikroskoplar	ISOLAB
n-Hekzan	FTIR
Nil kırmızısı	Merck
Oyuklu metal spatül	Sigma N-3013
Pens	ISOLAB
Petri kabı	ISOLAB
Porselen krezeller	ISOLAB
Vakum pompaları	Haldenwanger
Ultra saf su cihazı	KNF, WELCH
Ultrasonik banyo	Millipore RIOS-DI 3
ZnCl ₂ tuzu	Fisher, FB15054
	Sigma UN-2331

3.2.3. Özkütle Farkıyla Ayırma Yöntemi

Cam erlen içerisine, ZnCl₂ tuz çözeltisi kullanılarak yoğunluğu yaklaşık 1,6 g/cm³ olan çözelti hazırlanmıştır. İşlemlerde distile su kullanılmıştır. Bu amaçla yaklaşık 2,91 g/cm

yoğunluğa sahip olan $ZnCl_2$ ’ den 550 g alınarak üzerine 1000 mL’ ye tamamlayacak şekilde ısınmayı kontrol altında tutmak amacıyla azar azar distile su ilave edildikten sonra manyetik karıştırıcıda 20 dk. süreyle karıştırılmıştır. H_2O_2 muamelesi tamamlanan sediment kalıntısı, bir behere alınarak üzerine yoğunluğu ayarlanmış $ZnCl_2$ çözeltisi dökülerek bir baget yardımıyla homojen hale getirilmiştir. Karışım, 30-60 dk süreyle ağır parçacıkların tamamen çökmesi ve MP’nin yüzeye çıkması için bekletilmiştir. Bir ayırma hunisi yardımı ile üstte kalan partiküller ayrılarak kalıntı atılmıştır. Bu işlem sırasında tuz çözeltisi, tekrar kullanılabilmesi için ayrı bir kaba alınarak filtreden geçirilmiştir. Yoğunluğu $1,6 \text{ g/cm}^3$ ’ten düşük olan partiküller temiz bir cam behere distile su kullanılarak aktarılmış ve örnek 55°C etüvde kurutuldu. Kuru malzemenin ağırlığı gravimetrik olarak hesaplanmıştır.

3.2.4. Boyama Yöntemi

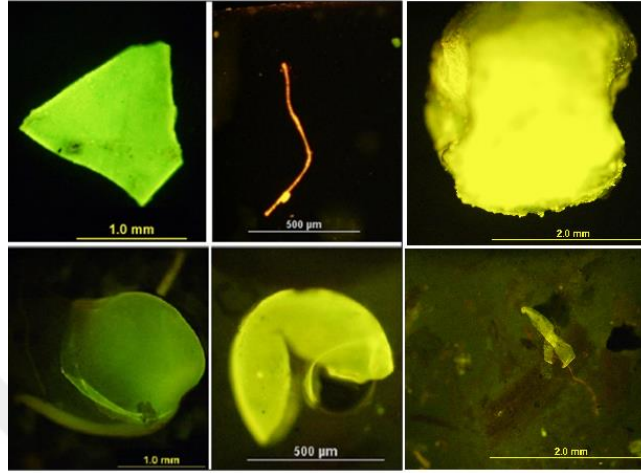
Nil kırmızısı, bir floresan boyadır ve özellikle lipitleri floresan mikroskopi ile incelemek için kullanılır (Shim ve diğ., 2016; Erni-Cassola ve diğ., 2017; Maes ve diğ., 2017). Boyama işlemi için hazırlanan Nil kırmızısı stok çözeltisinden yeterli miktarda alınarak n-Hekzan ile 10 kat seyreltilmiştir (Shim ve diğ., 2016) ve örnekler bu çözelti ile boyanmıştır.

3.2.5. MP Sayımı, Tanımlanması ve Karakterizasyonu

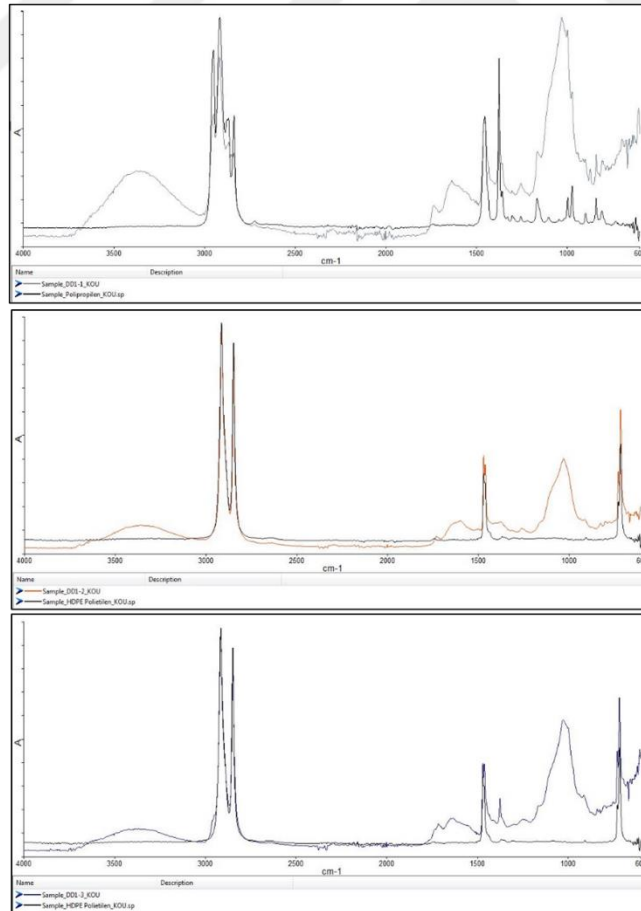
Nil kırmızısı ile boyanan örnekler floresan ataçmanlı mikroskopta mavi ışık altında incelendi ve MP sayımı stereomikroskop altında yapılmıştır. MP’ler mavi ışık altında genelde ışıma şeklinde ve/veya yeşil renkli partiküller şeklinde gözlenmiştir (Şekil 3.2).

Partikül karakterizasyonu işlemleri için mikroskoplu Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) kullanılmıştır. FTIR genellikle MP’lerin nitel analizlerinde kullanılmaktadır ve sucul ekosisteme deşarj edilen MP atıklarının karakterizasyonunu belirlemektedir. MP polimerlerinden polietilen (PE), polipropilen (PP), polivinil klorid (PVC), polistiren (PS) ve polietilen tereftalat (PET) en çok üretilen ve çevreye girdi yapan bileşenlerdir (Rocha-Santos ve Duarte, 2015; Mattsson ve diğ., 2018). MP’lerin spektroskopik analizleri Kocaeli Pirelli Lastik fabrikasının AR-GE laboratuvarında gerçekleştirilmiştir. DD1, DD2, DD3 ve KD3 istasyonlarından alınan örneklerde FTIR

analizleri gerçekleştirilmiştir ve spektrumlar Şekil 3.3'te gösterilmiştir. KD1, KD2, YD1, YD2 ve YD3 istasyonlarından alınan MP örnekleri FTIR analizlerine uygun koşullarda olmadığı için değerlendirme yapılamamıştır.



Şekil 3.2. MP'lerin mikroskop altında görünüşleri



Şekil 3.3. DD akarsu sedimentlerinde belirlenen MP spektrumları

3.3. PAH ve PCB Analizleri

3.3.1. Örneklerin Toplanması, Saklanması ve Uygulanan Ön İşlemler

Sediment örnekleri sediment kepçesi (Van-Veen grab) kullanılarak 1 litrelik cam kavanozlara aktarılmıştır. Örnekler laboratuvara getirilmiştir ve saf su kullanılarak her istasyonun sediment örneği farklı çaplardaki elekler (500, 250, 125 ve 63 μm) yardımıyla elenmiştir. Her istasyonun sediment örneği tanecik boyutu <63 μm ve >63 μm partiküllü olarak iki farklı boyutta gruplandırılmıştır. Örnekler içerisindeki sudan uzaklaştırılmak amacıyla etüvde (85 °C) yaklaşık 1 gün bekletilmiştir (Şekil 3.4). Kurutulan örneklerin yeni ağırlıkları belirlenmiştir. Işık almayacak şekilde folyolara sarılarak etiketleme işlemleri yapılmıştır. Analiz işlemlerine kadar kimyasal içeriklerinde bir değişim olamaması amacıyla derin dondurucuda saklanmıştır.



Şekil 3.4. Yaş eleme sonrası kurutulan sediment örnekleri

3.3.2. Malzeme Hazırlıkları

Tüm malzemelerin temizliği, örneklerde kontaminasyon oluşmaması için kullanım öncesinde titizlikle yapılmıştır. Özellikle cam ve porselenden yapılan malzemeler tercih edilmiştir. Genel temizleme yöntemleri ile genel temizlik gerçekleştirilmiştir ve kimyasal temizlik için Aseton ve n-Hekzan kullanılmıştır.

3.3.3. Kimyasallara Uygulanan Ön İşlemler

Analizlerde kullanılan kimyasal maddelerin istenmeyen girişimlerini önlemek ve doğruya daha yakın sonuçlar alabilmek için ön işlemler yapılmıştır. Silika jel, alümina, cam yünü ve dehidre Na_2SO_4 kimyasalları Kilic (2015) yüksek lisans çalışmasındaki yöntemde belirtildiği şekilde ilgili işlemlere tabi tutulmuştur. Ek olarak granüler bakır aktivasyonu için HNO_3 (%10 derişimli) çözeltisiyle yıkanmıştır.

3.3.4. Kalibrasyon ve Surrogate Standart Çözeltilerinin Hazırlanması

PAH analizleri için kalibrasyon çözeltileri, 4 farklı derişimde (0,25, 0,5, 1 ve 2 ppm) olacak şekilde 2 ppm'lik PAH karışım (16 bileşikli) çözeltisine 2-fluorobiphenyl standartı eklendi. 2-fluorobiphenyl surrogate standart stok çözeltisi, analizlerde kullanılmak üzere Diklorometan (DCM) ile hazırlanmıştır. Stok çözeltiler, herhangi bir madde kaybını önlemek amacıyla karanlıkta saklanmıştır. EK-A'da PAH karışım bileşenlerine ve standart çözeltilerine ait kalibrasyon eğrileri verilmiştir.

PCB analizleri için kalibrasyon çözeltileri, üç seviyeli derişimlerde (0,01, 0,1 ve 1 ppm) olacak şekilde 18 bileşen içeren 100 $\mu\text{g/mL}$ (0.1 ppm)'lik PCB karışım çözeltisine standart çözeltileri eklenerek hazırlanmıştır. Decachlorobiphenyl standart çözeltisi Hekzan ile Tetrachloro-m-xylene standart çözeltisi Aseton ile seyreltilerek hazırlanmıştır ve stoklar madde kaybına uğramaması amacıyla karanlıkta buzdolabında saklanmıştır. EK-B'de PCB karışım bileşenlerine ve standart çözeltilerine ait kalibrasyon eğrileri verilmiştir.

3.3.5. Sediment Örneklerinin Analiz Basamakları

Kromatografik analizler için, EPA 8100 (USEPA, 1986) ve EPA 8082 (USEPA, 1996) metotları çalışmamıza uyarlanarak gerçekleştirilmiştir. Ekstraksiyon ve diğer kimyasal

deneyler için derin dondurucuda saklanan örneklerden 1 g olacak şekilde amber vialle aktarılmıştır. Kuru sedimente sırasıyla PCB ve PAH standart çözeltileri (0,5 ml) eklenmiştir. Örneğe 20 mL Aseton:Hekzan (1:1) çözelti karışımı ilave edilmiştir. Son olarak örnek vialine ~ 0,5 g dehidre Na_2SO_4 ilave edilerek örnekler gece boyunca 24 °C’de ışık almayan dolapta bekletilmiştir. Ertesi gün her bir örneğe 1 saat aralıksız ultrasonik ekstraksiyon işlemi yapılmıştır. Ultrason işleminden 15 dakika sonra örnek cam yünü ile 2 g dehidre Na_2SO_4 ile tampon oluşturulan huni vasıtasıyla temiz örnek şişesine süzölmüştür. Ekstraktın hacmi, yüksek saflıkta Azot gazı (N_2) akışı altında ayarlanmıştır (5 mL). Eski örnek şişesine 10 mL Hekzan eklenerek N_2 gazı akışında hacim 5 mL’ye düşürölmüştür. Vial tekrar 5 mL Hekzan ile yıkanarak son örnek hacmi 2 mL olacak şekilde sabitlenmiştir. Clean-up basamağı işlemleri için özel olarak yaptırılan Şekil 3.5’te gösterilen ayırma kolonuna cam pamuğu, aktif silika (3 g), aktif alümina (2 g), suyu uzaklaştırılmış Na_2SO_4 (~1 g) yerleştirilmiştir.



Şekil 3.5. PAH ve PCB analizleri için hazırlanan örneklerin clean-up basamağı

Kolonu temizlemek için önce 20 mL DCM, ardından 20 mL PE kullanılmıştır. Temizlenen kolona 2 mL numune eklenmiştir. Numune viali 2 mL PE ile çalkalanarak tamamı ayırma kolonuna dökölmüştür. PCB numuneleri daha sonra 20 mL PE ile

yıkanmıştır. PE süzöldükten ve PAH'lar ayrıştırıldıktan sonra aynı hacimde DCM sütuna eklenmiştir. 20 mL numuneyi tekrar 5 mL hacme düşürmek için N₂ gaz akışı kullanılmıştır. 5 mL'lik bir ekstrakt elde edene kadar örneğe iki kez 10 mL Hekzan ilave edilmiştir. F₁ vialleri PCB'ler ve F₂ vialleri PAH'lar için kullanılmıştır (Şekil 3.5). 1 mL hacimli F₁ örneği üzerine sedimentlerdeki sülfürün giderimi için granüler bakırdan 2 g eklenerek hızlıca çalkalanmıştır ve örnek pipetle temiz şişeye alınmıştır (Jeong ve diğ., 2001). Örnekler analize kadar buzdolabında ışık almayan ortamda saklanmıştır.

3.3.6. Gaz Kromatografisi İşletim Parametreleri

Gaz kromatografi cihazında PAH analizleri alev iyonlaştırma dedektöründe (GC-FID) literatür çalışmasındaki yöntem modifiye edilerek gerçekleştirilmiştir (Bozlaker ve diğ., 2008a). Bu analizler için HP-5 (30 m uzunlukta, 0,32 mm çaplı ve 0,25 µm kalınlıkta) marka kapiller kolon kullanılmıştır. Fırın başlangıç sıcaklığı 50 °C olarak ayarlanmıştır. Bu sıcaklıkta fırın 1 dk bekletilmiştir. Ardından dakikada 25 °C artacak şekilde sıcaklık 200 °C'ye yükseltilmiştir. Fırın sıcaklığı 200-300 °C'de olacak şekilde artırılmıştır (8 °C/dk). Fırın 5,5 dk bekletilerek son sıcaklığı 300 °C'de sabitlenmiştir. Taşıyıcı gaz olarak yüksek saflıktaki Azot gazı kullanılmıştır. Taşıyıcı gazın akış hızı dakikada 1,5 mL olarak ayarlanmıştır. Analizler esnasında kromatogram piklerinde herhangi bir gürültü ya da genişleme olayından kaçınmak için make-up (temizleme) gazı kullanılmıştır. Bu gazın akışı dakikada 25 mL'ye ayarlanmıştır.

Elektron yakalama dedektörü (GC-ECD) ise PCB analizleri modifiye edilen metotla gerçekleştirilmiştir (Bozlaker ve diğ., 2008b). Dedektörde PCB bileşenlerinin analizi için kolon uzunluğu 30 m, çapı 0,25 mm ve kalınlığı 0,25 µm olan HP-5MS kapiller kolon kullanılmıştır. Fırın sıcaklık programı başlangıç sıcaklığı 2 dk boyunca 70 °C olarak seçilmiştir. Sıcaklık dakikada 25 °C artırılarak 150 °C'ye kadar yükseltilmiştir. Daha sonra dakikada 3 °C artışla 200 °C'ye çıkartılmıştır. Bu sıcaklıktan da 280 °C'ye (8 °C/dk) kadar artırılarak 10 dk bu sıcaklıkta tutulmuştur. Taşıyıcı gazın akış hızı dakikada 2 mL olacak şekilde belirlenmiştir. ECD dedektör temizliği için kullanılan make-up gaz akışı 50 mL/dk olarak ayarlanmıştır. Her iki KOK bileşenlerinin analizi için örnek enjeksiyon hacmi 1 µL olup enjeksiyon şekli 'splitless mode' olarak seçilmiştir. Enjeksiyonların ilk giriş sıcaklığı 250 °C ve dedektör sıcaklıkları 300 °C olacak şekilde belirlenmiştir. PAH ve PCB örnek kromatogramları sırasıyla Şekil 3.6'da ve Şekil 3.7'de verilmiştir.

3.4. Bilimsel Veri Analizleri

PAH'ların ve PCB'lerin toplam ve ortalama değerleri hesaplanmıştır. Veriler ayrıca tanısıl PAH oranları ve kaynak paylaştırma yöntemi kullanılarak analiz edilmiştir. PAH'ların ve PCB'lerin doğruluk değerleri hesaplanmıştır. PAH'ların ve PCB'lerin kaynak dağılımı belirlenerek risk değerlendirmesi de yapılmıştır.

IBM SPSS 22 programında MP, PAH ve PCB verilerinin normal dağılım gösterip göstermediği belirlendikten sonra parametrik veya non-parametrik istatistiksel analizleri yapılmıştır. Verilerin normal dağılım gösterip göstermediğinin belirlenmesinde basıklık ve arpıklık değerlerinden yararlanılmış, bu değerlerin -1,5 ila +1,5 arasında olması durumunda normal dağılım gösterdikleri kabul edilmiştir (Tabachnick and Fidell, 2013). Normal dağılım göstermeyen verilere korelasyon analizlerinde Spearman Korelasyon, varyans analizlerinde Mann Whitney U testi uygulanmıştır. 4 farklı mevsimde DD (DD1, DD2, DD3), KD (KD1, KD2, KD3) ve YD (YD1, YD2, YD3) akarsularından alınan <63 ve >63  m partikül boyutlu yüzey sedimentlerinde bireysel, ortalama ve toplam PAH ve PCB değerleri korelasyon ve varyans analizlerine tabi tutulmuştur.

3.4.1. Metot Algılama Limiti (MAL)

Metot algılama limiti (MAL), PAH'ların ve PCB'lerin en düşük derişimlerdeki güven aralığını (%99) aşmayan değerleri olarak tanımlanmaktadır. MAL hesaplamasında, alt sınırın belirlenmesi için kalibre edilen standart çözeltiden 5 tekrar gerçekleştirilmiştir. MAL Denklem (3.1)'e göre hesaplanmıştır.

$$MAL = t(n - 1) \times s \quad (3.1)$$

Burada s, standart sapma değeridir. Denklemde t ise istatistik tablosunda belirlenen güven aralığındaki değerdir ve n tekrarlanan analiz sayısını temsil etmektedir. PAH bileşiklerine ait sonuçlar Tablo 3.3'te ve PCB bileşiklerine ait sonuçlar ise Tablo 3.4' te verilmiştir.

Tablo 3.3. PAH bileşiklerinin metot algılama limitleri (MAL)(ng/mL)

PAH bileşikleri	MAL değeri
Acenaphthylene (Acy)	1,7
Acenaphthene (Ace)	0,8
Fluorene (Flu)	1,2
Phenanthrene (Phe)	0,7
Anthracene (Ant)	1,2
Fluoranthene (Fla)	0,7
Pyrene (Pyr)	0,7
Chrysene (Chr)	0,8
Benz(a)anthracene (BaA)	0,7
Benzo(b)fluoranthene (BbF)	1,1
Benzo(k)fluoranthene (BkF)	1,2
Benzo(a)pyrene (BaP)	0,9
Dibenz(a,h)anthracene (DahA)	1,3
Indeno(1,2,3-cd)pyrene (IcdP)	0,9
Benzo(g,h,i)perylene (BghiP)	0,5

Tablo 3.4. PCB bileşiklerinin metot algılama limitleri (MAL) (ng/mL)

PCB bileşikleri	MAL değeri
PCB1	0,2
PCB5	0,3
PCB18	0,4
PCB31	0,3
PCB52	0,9
PCB66	0,3
PCB101	0,4
PCB87	0,3
PCB110	0,4
PCB151	0,4
PCB153	0,4
PCB141	0,4
PCB138	0,3
PCB187	0,4
PCB183	0,3
PCB180	0,4
PCB170	0,4
PCB206	0,2

3.4.2. Standart Referans Madde (SRM) Geri Alım Değerleri

NIST SRM 1941b deniz sedimenti standart referans maddesi kullanılarak analizlerde kullanılan yöntemin doğruluğu belirlenmiştir. SRM'den yaklaşık 3 g alınarak tüm örneklerin analizlerinde kullanılan metotlar uygulanmıştır. PAH bileşenleri GC-FID sisteminde analiz edilirken, PCB bileşenleri GC-ECD sistemi kullanılmıştır. Elde edilen PAH geri alım değerleri Tablo 3.5'te ve PCB değerleri Tablo 3.6'da gösterilmiştir.

Tablo 3.5. Kuru ağırlıkta deniz sedimentinde PAH-SRM geri alım değerleri

PAH Bileşikleri	Beklenen $\pm$ SSD (ng/g)	Analiz edilen $\pm$ SSD (ng/g)	Geri Alım (%)
Nap	848 $\pm$ 95	1084,1 $\pm$ 11,1	127,8
Acy	53,3 $\pm$ 6,4	51,7 $\pm$ 2,3	97,1
Ace	38,4 $\pm$ 5,2	32,2 $\pm$ 0,7	83,8
Flu	85 $\pm$ 15	77 $\pm$ 1,4	90,6
Phe	406 $\pm$ 44	415,9 $\pm$ 0,2	102,5
Ant	184 $\pm$ 18	180,8 $\pm$ 2,2	98,2
Fla	651 $\pm$ 50	629,7 $\pm$ 0,4	96,7
Pyr	581 $\pm$ 39	473,7 $\pm$ 2,9	81,5
Chr	291 $\pm$ 31	314,7 $\pm$ 1,8	108,1
BaA	335 $\pm$ 25	307,8 $\pm$ 0,7	91,9
BbF	453 $\pm$ 21	441,7 $\pm$ 16	97,5
BaP	358 $\pm$ 17	357,5 $\pm$ 0,3	99,9
DahA	53 $\pm$ 10	48,2 $\pm$ 0,8	90,9
IcdP	341 $\pm$ 57	363,3 $\pm$ 0,5	106,6
BghiP	307 $\pm$ 45	319,4 $\pm$ 1,3	104

Tablo 3.6. Kuru ağırlıkta deniz sedimentinde PCB-SRM geri alım değerleri

PCB Bileşikleri	Beklenen $\pm$ SSD (ng/g)	Analiz edilen $\pm$ SSD (ng/g)	Geri Alım (%)
PCB18	2,4 $\pm$ 0,3	2,5 $\pm$ 0,7	102,4
PCB31	3,2 $\pm$ 0,4	2,4 $\pm$ 0,5	76,3
PCB66	5 $\pm$ 0,5	3,2 $\pm$ 0,2	64,3
PCB101	5,1 $\pm$ 0,3	4,1 $\pm$ 0,7	80,2
PCB87	1,1 $\pm$ 0,2	1,2 $\pm$ 0,1	109,5
PCB110	4,6 $\pm$ 0,4	4 $\pm$ 0,3	88
PCB153	5,5 $\pm$ 0,3	4,1 $\pm$ 0,4	74,1
PCB138	3,6 $\pm$ 0,3	3,1 $\pm$ 0,1	85,2
PCB187	2,2 $\pm$ 0,2	2,1 $\pm$ 0,2	93
PCB183	1 $\pm$ 0,1	1 $\pm$ 0	97
PCB180	3,2 $\pm$ 0,5	3 $\pm$ 0,4	94,8
PCB170	1,4 $\pm$ 0,1	1 $\pm$ 0	73,3
PCB206	2,4 $\pm$ 0,2	2 $\pm$ 0,3	84,3

3.4.3. PAH Kaynaklarının Tanımlanması

Körfez akarsu yüzey sedimentlerinde PAH kaynaklarının tanımlanması ve değerlendirilmesi için Anthracene / (Anthracene + Phenanthrene) (Pies ve diğ., 2008), Fluoranthene / (Fluoranthene + Pyrene) (De La Torre-Roche ve diğ., 2009), ve Benzo (a) pyrene / Benzo (g,h,i) perylene (Katsoyiannis ve diğ., 2007) oranları kullanılmıştır. Ant/ (Ant + Phe), Fla/ (Fla + Pyr) ve BaP/BghiP tanı oranları hidrokarbonların kökeninin pirojenik (yanma) ya da petrojenik (petrol) olduğunu belirlemek için kullanılmıştır (Tablo 3.7).

Tablo 3.7. PAH kökenlerinin tahmininde kullanılan kaynak tanı oranları

Tanı Oranları	Değer	PAH Kaynağı	Kaynaklar
Ant / (Ant + Phe)	<0,1	Petrojenik	Pies ve diğ. (2008)
	>0,1	Pirojenik	
Fla / (Fla + Pyr)	<0,4	Petrojenik	De La Torre-Roche ve diğ. (2009)
	0,4-0,5	Fosil yakıt yanması	
	>0,5	Odun, kömür yanması	
BaP / BghiP	<0,6	Trafik dışı emisyonlar	Katsoyiannis ve diğ. (2007)
	>0,6	Trafik emisyonları	

3.4.4. Risk Analizleri

3.4.4.1. .MP'lerin Risk İndeksi

Bu çalışmada, akarsu yüzey sedimentlerindeki MP'lerin kirlilik özellikleri, potansiyel ekolojik risklerini belirlemek için risk indekslerine göre değerlendirilmiştir. Farklı tipte MP polimerlerin ekolojik çevreye kimyasal toksisitesinin bir tehlike indeksi aşağıdaki Denklem (3.2) kullanılarak hesaplanmıştır:

$$H = \sum P_n \times S_n \quad (3.2)$$

Burada H, MP'lerde bulunan polimerlerin risk indeksidir, P_n, her numune alma alanında ekstrakte edilen mikropplastik polimer tiplerinin yüzdesidir ve S_n, MP polimerlerin tehlike puanıdır. İlgili polimerlerin tehlike puanları, örnekleme alanındaki yüzdeleri ve tehlike sınıflandırma verileri Tablo 5.3'te verilmiştir (Lithner ve diğ., 2011). Sonuç, 0 <H≤ 10 olduğunda düşük polimer risk, 10 <H≤ 100 olduğunda orta derece polimer risk, 100 <H≤ 1000 olduğunda yüksek derece polimer risk ve 1000 <H olduğunda oldukça yüksek polimer risk bulunur.

3.4.4.2. Karsinojen PAH' lara Dayalı Sediment Potansiyel Toksisitesi

Sedimentin potansiyel toksisitesi (TEQ^{carc}), toplam toksik BaP eşdeğeri kullanılarak değerlendirilmiştir (Chen ve Chen, 2011; Chen ve diğ., 2013). Tüm C-PAH'lar için TEQ^{carc}, aşağıdaki Denklem (3.3) kullanılarak hesaplanmıştır:

$$TEQ^{carc} = (C_i \times TEF^{carc}) \quad (3.3)$$

i burada C_i, C-PAH derişimidir (ng/g ka) ve TEF_i^{carc} (toksik eşdeğerlik faktörleri), BaP'a göre kanserojen PAH'ların toksik faktörüdür. Bilinen tüm potansiyel karsinojen PAH'lar arasında BaP, toksikolojik verilerden bir karsinojen etki faktörü elde etmek için kullanılır (Peters ve diğ., 1999). BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DahA ve IcdP için TEF değerleri sırasıyla 0.1, 0.001, 0.1, 0.01, 1, 1 ve 0.1'dir (USEPA, 1993).

3.4.4.3. PAH ve PCB Bileşenlerinin SQG Kriterleri

PAH'ların ve PCB'lerin sedimentteki etkileri, deniz organizmaları üzerindeki olası toksik etkilerini değerlendirmek için bilimsel bir temel sağlayan SQG'ler (Sediment Quality Guideline) kullanılarak değerlendirilmiştir (Long ve diğ., 1995; MacDonald ve diğ., 2000). ERL / ERM (effects range low / effects range medium) ve TEL / PEL (threshold effects level / probable effects level) şeklinde iki farklı yaklaşım seçilmiştir. ERL / ERM değerleri (etki aralığı düşük ve etki aralığı orta) büyük bir veri kümesi birleştirilerek belirlenmiştir. Her bir kimyasal için, veriler artan derişim sırasına göre düzenlenmiştir. TEL/PEL (eşik etki düzeyi/olası etki düzeyi) değerleri için yöntemi, ERL/ERM değerlerini yöntemine benzerdir, fakat TEL ve PEL değerlerinin hesaplanmasında hem "etki" hem de "etki yok" verileri kullanılmıştır (Long ve diğ., 1995; MacDonald ve diğ., 2000). Temel olarak, TEL, ERL'ye ve PEL, ERM'ye karşılık gelmektedir. TEL (veya

ERL) ve PEL (veya ERM) değerleri, bir kimyasal için nadiren (TEL veya ERL'nin altında), ara sıra (TEL veya ERL'nin üzerinde, ancak bir PEL veya ERM'nin altında) olanlar da dahil olmak üzere üç derişim aralığını tanımlar ve sıklıkla (PEL veya ERM'nin üzerinde) yan etkilerle ilişkilidir.



4. BULGULAR

Bu tez çalışması kapsamında DD, KD ve YD’de belirlenen 3’er istasyonda 3 er aylık periyotlarda bir yıl süreyle MP, PAH ve PCB ölçümleri, elde edilen bulgular aşağıda verilerek tartışılmıştır.

4.1. Mikroplastik Bulguları

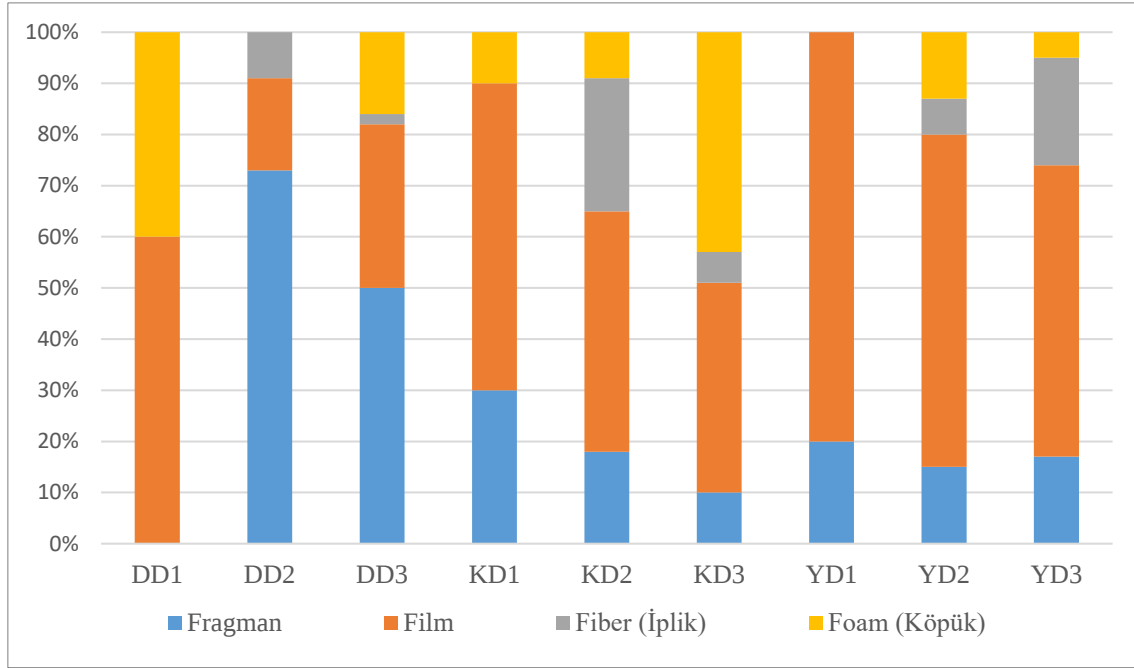
9 farklı noktadan alınan sedimentlerin kuru ağırlıkları, sedimentteki MP sayıları, metrekaresindeki ve kilogramdaki MP parçacık sayıları Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1. Sediment örneklerinde MP miktarı ve istasyonlara göre dağılımı (ka)

İstasyon Adı	MP miktarı (adet/örnek)	Sediment Ağırlık (g)	Parçacık adedi/m ²	Parçacık adedi/kg
DD1	12	71,9	111	167
DD2	16	48,7	148	329
DD3	36	9,70	333	3711
KD1	18	202	167	89
KD2	28	2,50	259	11200
KD3	64	90,4	593	708
YD1	5	153	46	33
YD2	37	530	343	70
YD3	83	36,8	769	2255

İzmit Körfezine dökülen havzaları en geniş 3 büyük akarsuda belirlenen toplam 9 noktadan alınan sediment örneklerinde MP varlığı ve miktarı 33 ile 11200 parçacık/kg ka olarak bulunmuştur. İzmit körfezini besleyen bu üç önemli akarsuda ortalama MP sayısı 2062 parçacık/kg ka olarak hesaplanmıştır. MP parçacıklarının metrekaresine düşen sayısı 46-769 parçacık/m² ortalama olarak 308 parçacık olarak hesaplanmıştır. En fazla MP parçacığı KD2 istasyonunda bulunurken, en az MP parçacığının YD1 istasyonunda bulunduğu belirlenmiştir. MP bolluğu istasyonlara göre KD> DD> YD şeklinde sıralanmıştır. İstasyonlardan alınan sedimentlerde MP metrekaresine göre değerlendirildiğinde yine en fazla alanı kapsayan MP parçacık YD3 istasyonundayken, en az alanı kapsayan MP parçacık YD1 istasyonundadır (Tablo 4.1).

DD, KD ve YD istasyonlarından alınan sedimentlerde bulunan MP şekilleri belirlenmiştir ve sedimentteki yüzde oranları hesaplanarak Şekil 4.1’de verilmiştir.

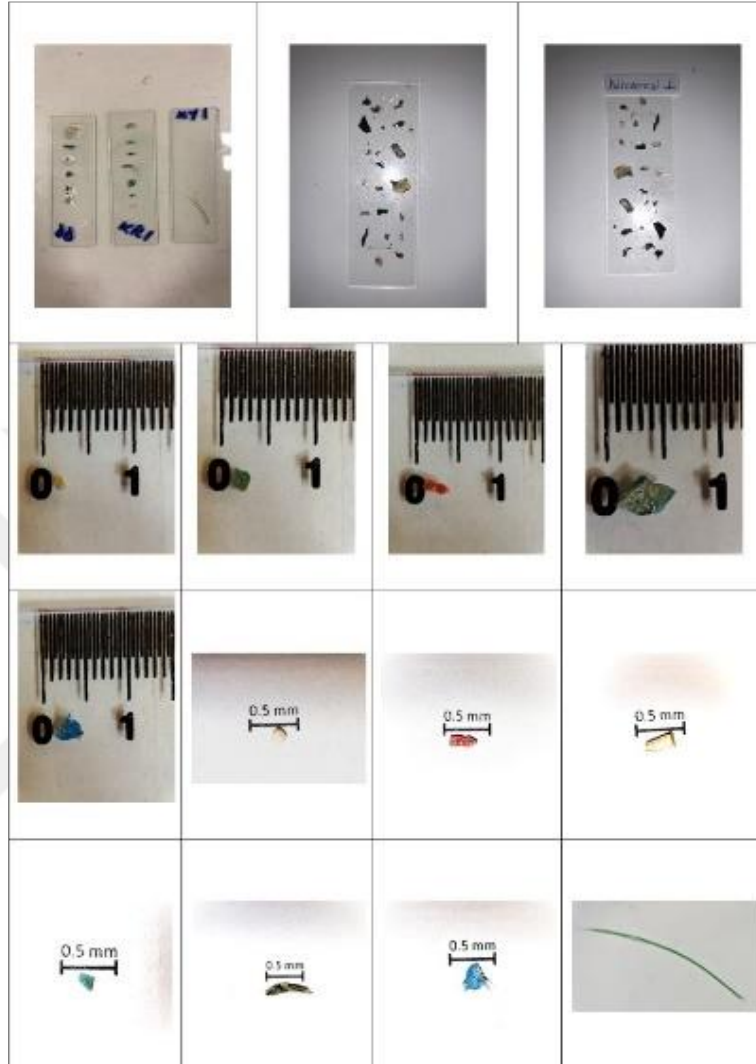


Şekil 4.1. 9 farklı istasyonda MP'lerin şekillerine göre yüzde dağılımları

Şekillerine göre MP varlığı değerlendirildiğinde İzmit Körfezi'ni besleyen DD akarsuyu MP kirliliği açısından değerlendirildiğinde kaynaktan film ve foam şeklindeki MP parçacıkların baskın olduğu, mansaba doğru MP şekillerinin fragman, film, foam ve fiber şeklinde çeşitlendiği gözlenmiştir. KD akarsuyu için kaynak noktasında film, fragman ve foam baskın MP parçacıkları belirgin şekilde bulunurken mansaba doğru bu parçacıklara fiber şeklindeki MP'ler de eklenmiştir. YD akarsuyu için de kaynaktan film ve fragman şeklindeki MP baskınlığı mansaba doğru foam ve fiberin eklenmesiyle çeşitlenmiştir. Tüm istasyonlar değerlendirildiğinde körfez akarsularında MP kirliliği şekillerine göre sırasıyla film (%51), fragman (%29), foam (%19) ve fiber (%12) olarak dağılım göstermektedir. İzmit Körfezi'ne akan derelerden alınan sedimentlerde farklı boyut, renk ve şekillerde bulunan MP'ler Şekil 4.2'de gösterilmiştir.

FTIR analizleri sonucunda MP'lerin karakterizasyonu belirlenmiştir. YD3 istasyonundan alınan örnek çok yoğun olması ve FTIR analizi için uygun olmaması nedeniyle MP polimer karakterizasyonu için kullanılamamıştır. Sonuçlara göre DD3 istasyonundan alınan sedimentteki MP polimer yoğunluğu %54 HDPE (Yüksek yoğunluklu polietilen), %38 PP (polipropilen), %4 PS (polistiren) ve %4 PET (polietilen tereftalat) şeklindedir. KD3'ten alınan sedimentteki MP polimer yoğunluğu ise %50 HDPE, %38 PP, %12 PS

olarak bulunmuştur. KD3'teki MP polimer karakterizasyonunda PET analiz edilmemiştir. Her iki istasyonda da MP polimerleri benzerlik göstermektedir.



Şekil 4.2. İzmit Körfezi sedimentlerinde bulunan farklı şekilli MP'ler

4.2. PAH ve PCB Bulguları

PAH ve PCB derişimleri, Şubat 2019-Kasım 2019 tarihleri arasında 3 akarsu istasyonunda (DD, KD ve YD) toplam 9 farklı noktadan 4 mevsimde gerçekleştirilen partikül boyutu 63 µm'den küçük ve 63 µm'den büyük sedimentlerde ayrı ayrı ölçülmüştür. PAH ve PCB analizlerinde kullanılan sedimentlerin kuru ağırlıkları aşağıda verilmiştir (Tablo 4.2).

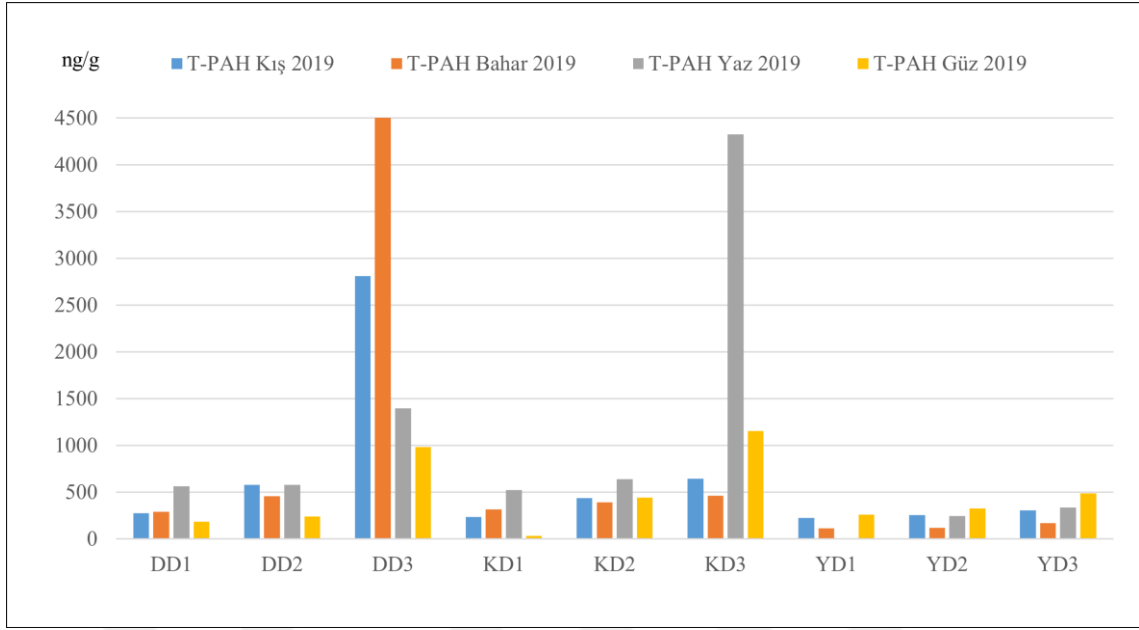
Tablo 4.2. Akarsu yüzey sedimentlerinin kuru ağırlıkları (g)

İstasyon	Kış 2019		Bahar 2019		Yaz 2019		Güz 2019	
	<63 μ m	>63 μ m	<63 μ m	>63 μ m	<63 μ m	>63 μ m	<63 μ m	>63 μ m
DD1	59,8	19,1	8,5	95,8	6,9	40,6	26,2	26,3
DD2	22,0	89,8	8,6	57,1	7,8	5,9	44,3	15,8
DD3	3,6	13,0	7,3	1,7	82,1	39,6	27,7	13,0
KD1	73,7	70,7	7,2	147,6	16,7	26,8	15,9	9,7
KD2	73,8	0,9	53,1	36,0	14,3	6,6	15,6	8,2
KD3	10,8	16,4	39,1	78,8	12,6	21,2	3,5	2,4
YD1	184,7	136,3	50,9	50,6	57,5	40,4	101,2	57,1
YD2	64,9	247,7	43,7	255,3	36,5	13,2	25,1	11,1
YD3	37,7	30,2	7,8	57,5	24,4	6,7	6,9	5,0

4.2.1. PAH Bulguları

PAH kirliliğine dair sonuçlar her istasyonda farklılık göstermektedir. En yüksek PAH seviyelerinin genelde partikül boyutu 63 μ m'den küçük yüzey sediment örneklerinde olduğu belirlenmiştir. Her iki partikül boyuta ayrılan akarsu sediment örneklerinin PAH analitik ölçüm derişimleri EK-C'de verilmiştir.

Toplam-PAH değerleri yüzey sedimentinde (<63 μ m) 0,05 – 4800,11 ng/g ka arasında değişiklik göstermektedir. Minimum Toplam-PAH değeri Yaz 2019'da (3. örneklemede) YD1 istasyonunda ölçülürken, maksimum değeri ise Bahar 2019'da (4. örneklemede) DD3 istasyonunda ölçülmüştür. Tüm istasyonlarda sediment örneklerinde Toplam-PAH derişimlerinin mevsimsel dağılımı 63 μ m'den küçük partiküller için Şekil 4.3'te gösterilmiştir. İstasyonlara ait mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PAH (ng/g ka) ve standart sapma değerleri (SS) Tablo 4.3'te verilmiştir. Ortalama Toplam-PAH kirliliği DD> KD> YD şeklinde sıralanmaktadır. Her bir örnelemeye ait 63 μ m'den küçük partiküller için sediment örneklerinde baskın bireysel PAH bileşenleri Şekil 4.4'te gösterilmiştir. Halkalar içten dışa doğru DD, KD ve YD istasyonlarını temsil etmektedir. Tüm istasyonlar en baskın 3 PAH bileşenine göre değerlendirildiğinde sırasıyla Kış 2019 döneminde BaA> DahA> IcdP olarak, Bahar 2019 döneminde DahA> BaA> IcdP olarak, Yaz 2019 döneminde DahA> Chr> BaP olarak ve Güz 2019 döneminde BaA> BghiP> BaP olarak sıralanmıştır. Her bir istasyonda ağır moleküler (HMW) PAH bileşenlerinin hafif moleküler (LMW) PAH bileşenlerinden daha baskın olduğu gözlenmiştir.



Şekil 4.3. Örnekleme istasyonlarında <63 µm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PAH derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağı dağılımları

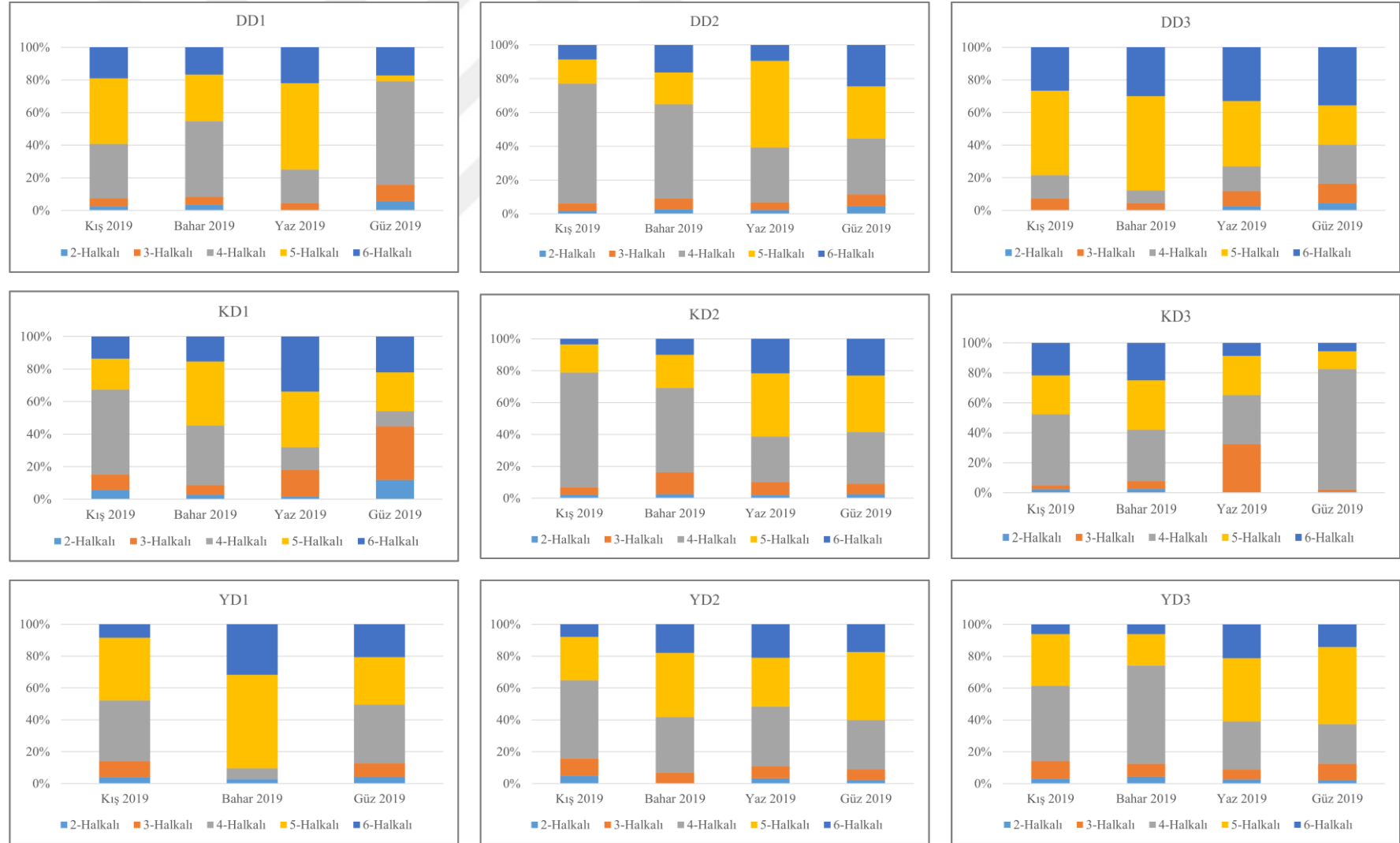
Tablo 4.3. Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PAH (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (<63µm)

İstasyon	T-PAH Kış 2019	T-PAH Bahar 2019	T-PAH Yaz 2019	T-PAH Güz 2019	Ortalama T-PAH	Standart Sapma (SS)
DD1	272,92	290,37	561,36	182,85	326,88	± 163,27
DD2	577,70	454,57	578,24	241,05	462,89	± 158,92
DD3	2808,24	4800,11	1396,08	984,10	2497,13	± 1722,60
KD1	233,12	316,07	523,44	29,80	275,61	± 204,36
KD2	436,51	392,28	636,78	439,22	476,20	± 109,20
KD3	644,15	462,30	4328,07	1153,46	1647,00	± 1811,16
YD1	222,68	114,29	0,10	258,50	148,89	± 116,61
YD2	253,16	118,86	246,68	325,25	235,99	± 85,82
YD3	304,30	169,37	336,87	485,92	324,12	± 129,98



Şekil 4.4. İÇTEN dışı sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PAH bileşenlerinin dağılımı (<63 µm)

Tüm mevsimsel örneklemeler göz önünde bulundurularak bireysel PAH bileşenleri ortalama olarak değerlendirildiğinde DD istasyonlarında sırasıyla DahA, IcdP, BaA, BghiP ve BbF en baskın ilk 5 bileşendir. KD istasyonunda ise bu sıralama BaA, BaP, Flu, DahA ve BghiP şeklindedir. YD istasyonu için en baskın 5 PAH bileşenleri sırasıyla BaA, BaP, Chr, BbF ve BghiP olarak belirlenmiştir. 63 µm'den küçük partiküller için sediment örneklerinde mevsimsel olarak her bir istasyonda PAH bileşenlerinin halka sayılarına göre dağılımları Şekil 4.5'te verilmiştir. Halka sayılarına göre en yüksek PAH bileşenleri değerlendirildiğinde 2019 yılı boyunca DD1 istasyonunda %38 5-halkalı, DD2 istasyonunda %50 4-halkalı, DD3 istasyonunda %50 5-halkalı, KD1 istasyonunda %32 5-halkalı, KD2 istasyonunda %44 4-halkalı, KD3 istasyonunda %43 4-halkalı, YD1 istasyonunda %39 5-halkalı, YD2 istasyonunda %38 4-halkalı ve son olarak YD3 istasyonunda ise %39 5-halkalı olarak dağılım göstermektedir.



Şekil 4.5. Yüzey sedimentlerinde 2- ile 6- halkalı PAH bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (<63 µm)

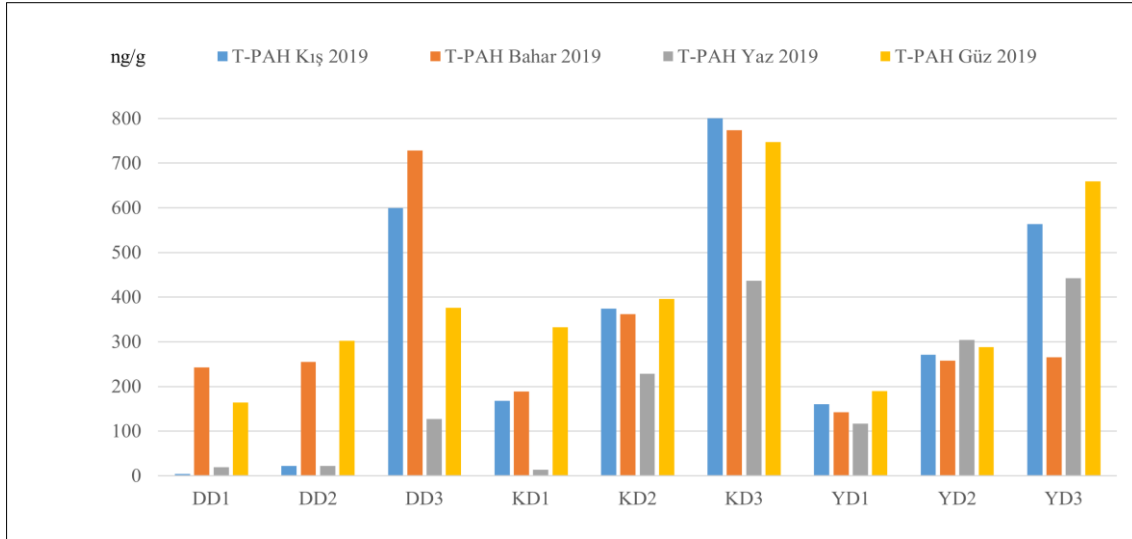
Körfezi besleyen akarsu sedimentlerinde PAH kaynakları Tablo 3.7’de verilen tanı oranlarına göre belirlenmiştir. Her bir istasyona ait 63 µm’den küçük partikül boyutlu sediment örneklerinde PAH kaynaklarının mevsimsel olarak dağılımları Şekil 4.6’da verilmiştir. Her bir istasyona ait partikül boyutu <63 µm sedimentlerde PAH tanı oranları kullanılarak mevsimlere göre hesaplanan değerler EK-D’de verilmiştir.

Kış 2019 örnekleme döneminde Ant / (Ant + Phe) oranına göre tüm istasyonlarda PAH kirliliği pirojenik (yanma) kaynaklıdır (>0,1). Fla / (Fla + Pyr) oranına göre tüm istasyonlarda PAH kirlilik kaynağı odun ve kömür yanmasına bağlı olarak pirojeniktir (>0,5). BaP / BghiP oranına göre ise DD3 ve KD3 istasyonları hariç diğer tüm örnekleme istasyonlarında trafik emisyonlarına bağlı (>0,6) PAH kirliliği bulunmaktadır. DD3 ve KD3 istasyonlarındaki PAH kirliliğinin nedeni trafik dışı emisyonlardır (<0,6). Bahar 2019 dönemi örnekleme döneminde Ant / (Ant + Phe) oranına göre tüm istasyonlarda PAH kirliliği pirojeniktir. Fla / (Fla + Pyr) oranına göre PAH kirliliği değerlendirildiğinde baskın olarak petrojenik kirlilik gözlenmiştir (<0,4). Sadece KD3 istasyonunda fosil yakıt yanmasına bağlı (0,4-0,5) PAH kirliliği görülürken, DD3 ve KD2 istasyonlarında PAH kirliliğinin kaynağı odun ve kömür yanmasıdır (>0,5). BaP / BghiP oranına göre Kirazdere istasyonlarının tümünde (KD1, KD2 ve KD3) ve YD1 istasyonunda PAH kirliliğinin kaynağı trafik emisyonlarıdır (>0,6). Diğer tüm istasyonlarda PAH kirliliği trafik dışı emisyonlara bağlı olarak ortaya çıkmıştır (<0,6). Yaz 2019 döneminde Ant / (Ant + Phe) oranı yine tüm istasyonlarda PAH kirlilik kaynağının pirojenik kökenli olduğunu göstermektedir. Fla / (Fla + Pyr) oranı DD1 istasyonunda petrojenik kökenli (<0,4) PAH kirliliği, DD2, KD3, YD2, YD3 istasyonlarında fosil yakıt yanmasına bağlı (0,4-0,5) PAH kirliliği, DD3, KD1 ve KD2 istasyonlarında odun ve kömür yanmasına bağlı (>0,5) PAH kirliliği olduğunu göstermektedir. BaP / BghiP oranına göre trafik dışı emisyonlara bağlı PAH kirliliği sadece DD3 istasyonunda ölçülmüştür (<0,6). Diğer tüm istasyonlarda PAH kirliliğinin kaynağı trafik emisyonlarıdır (>0,6). Güz 2019 dönemi örnekleme döneminde tüm istasyonlarda PAH kirliliği Ant / (Ant + Phe) oranına göre pirojeniktir. Fla / (Fla + Pyr) oranına göre PAH kirliliği DD2 istasyonunda petrojenik (<0,4), YD1 istasyonunda fosil yanma kaynaklı ve diğer tüm istasyonlarda odun kömür yanmasına bağlıdır (>0,5). BaP / BghiP oranına göre PAH kirliliğinin kaynağı DD1 ve DD3 istasyonlarında trafik dışı emisyonlar (<0,6) iken, diğer tüm istasyonlarda trafik emisyonlarıdır (>0,6).



Şekil 4.6. Ant / (Ant+Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH tanı oranlarına göre PAH kaynaklarının mevsimsel dağılımı (<63 µm)

Toplam-PAH değerleri partikül fraksiyonu 63 μm 'den büyük olan sediment örneklerinde 4,46 – 1442,61 ng/g ka arasında değişmektedir. Minimum Toplam-PAH değeri Kış 2019 örnekleme döneminde DD1 istasyonunda, maksimum değer aynı örnekleme döneminde KD3 noktasında ölçülmüştür. >63 μm fraksiyonlu akarsu yüzey sedimentlerinde ölçülen Toplam-PAH derişimlerinin mevsimlere bağı dağılımları Şekil 4.7'de gösterilmiştir.



Şekil 4.7. Örnekleme noktalarında >63 μm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PAH derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağı dağılımları

Akarsu sedimentlerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PAH derişimleri (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri Tablo 4.4'te verilmiştir. Ortalama Toplam-PAH kirliliğı KD> YD> DD şeklinde sıralanmaktadır.

Tablo 4.4. Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PAH (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (>63 μm)

İstasyon	T-PAH Kış 2019	T-PAH Bahar 2019	T-PAH Yaz 2019	T-PAH Güz 2019	Ortalama T-PAH	Standart Sapma (SS)
DD1	4,46	242,67	19,33	164,02	107,62	± 115,26
DD2	22,26	254,54	21,76	301,88	150,11	± 149,18
DD3	599,57	728,34	127,10	375,94	457,74	± 264,17
KD1	168,06	188,42	13,83	332,73	175,76	± 130,49
KD2	374,60	361,49	228,51	395,73	340,08	± 75,71
KD3	1442,61	773,50	436,70	746,96	849,94	± 423,66
YD1	159,99	142,24	116,85	189,67	152,19	± 30,62
YD2	271,51	258,05	303,74	287,93	280,31	± 19,83
YD3	563,79	265,05	442,12	659,30	482,57	± 170,08

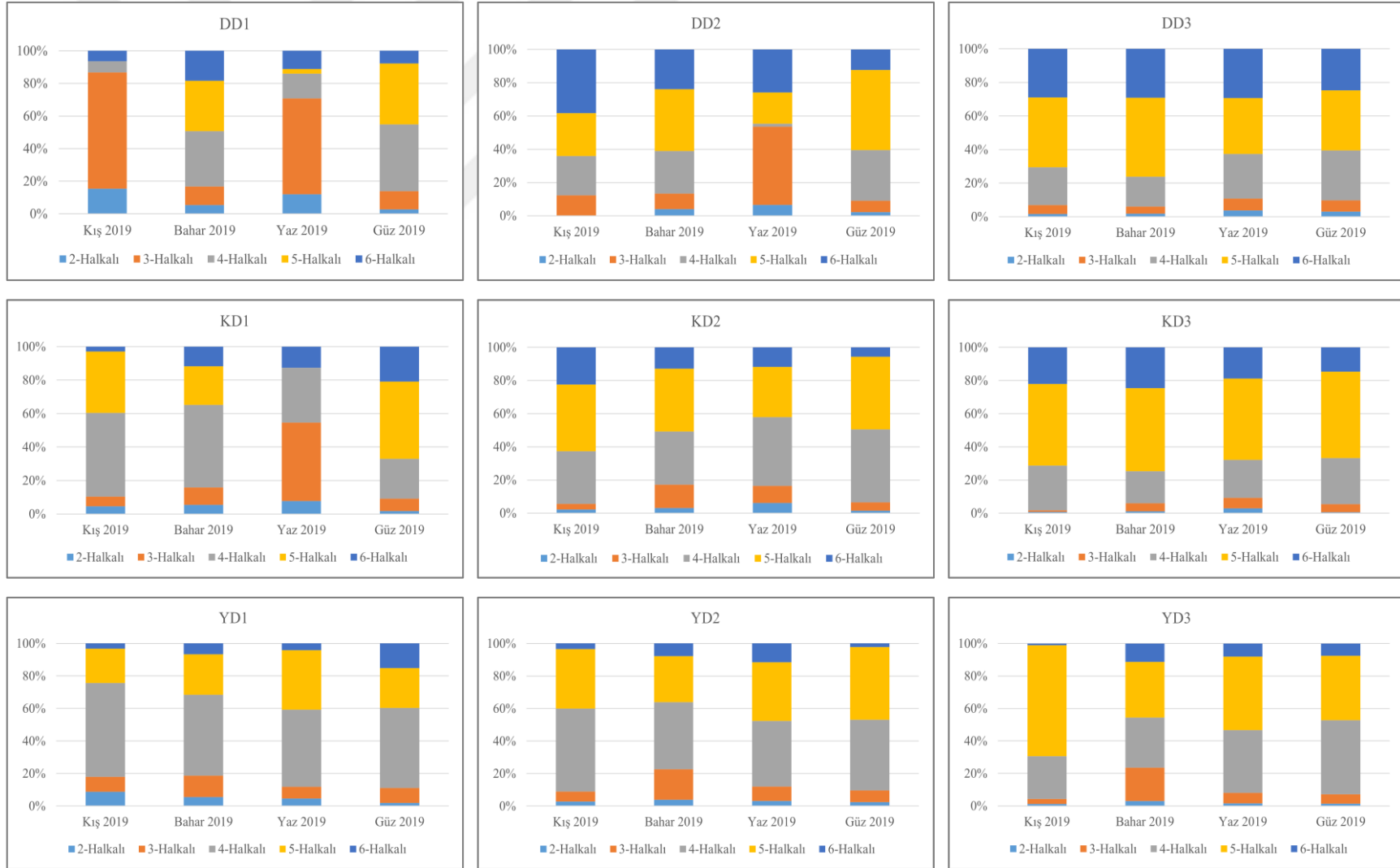
Her bir örnelemeye ait 63 µm'den büyük partiküller için sediment örneklerinde baskın bireysel PAH bileşenleri Şekil 4.8'de gösterilmiştir. Halkalar içten dışa yine DD, KD ve YD istasyonlarını temsil etmekte olup tüm istasyonlar en baskın 3 PAH bileşenine göre sıralanmıştır. Tüm örneklemelemlerde en baskın PAH bileşeni BaA'dır. BaA bileşenini Kış 2019'da sırasıyla BbF ve DahA takip etmektedir. Bahar 2019'da diğer baskın iki bileşen sırasıyla DahA ve BbF'dir. Yaz ve Güz dönemlerinde en baskın diğer iki bileşen sırasıyla BbF ve BaP olup sadece son örneklemede sıralanışı değişmiştir (Şekil 4.8).



Şekil 4.8. İçten dışa sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PAH bileşenlerinin dağılımı (>63 µm)

Baskın bireysel PAH bileşenleri ortalama olarak >63 µm partiküller için de tüm mevsimler göz önüne alınarak belirlenmiştir. Tüm istasyonlarda en baskın PAH bileşeni BaA'dır. DD istasyonlarında baskın olarak bulunan diğer PAH bileşenleri sırasıyla BkF, BbF, IcdP ve DahA'dır. KD istasyonlarında en baskın bileşenler sırasıyla DahA, BaP, BbF ve BghiP iken, son olarak YD istasyonlarında ise sırasıyla BaA, BbF, BkF, BaP ve Fla olarak ölçülmüştür.

63 µm'den büyük partiküller için yüzey sediment örneklerinde mevsimsel olarak her bir istasyonda PAH bileşenlerinin halka sayılarına göre dağılımları Şekil 4.9'da gösterilmiştir. Körfez akarsu sedimentlerinde halka sayısına göre PAH'lar değerlendirildiğinde DD1 istasyonunda %35 4-halkalı, DD2 istasyonunda %42 5-halkalı, DD3 istasyonunda %42 5-halkalı, KD1 istasyonunda %37 4-halkalı, KD2 istasyonunda %39 5-halkalı, KD3 istasyonunda %50 5-halkalı, YD1 istasyonunda %51 4-halkalı, YD2 istasyonunda %44 4-halkalı ve YD3 istasyonunda %49 5-halkalı olarak dağılım göstermektedir. Tablo 3.7'de verilen kaynak tanı oranlarına göre belirlenen PAH kaynaklarının >63 µm partikül boyutlu sediment örnekleri için tüm istasyonlarda mevsimsel olarak dağılımları Şekil 4.10'da verilmiştir. Her bir istasyona ait partikül boyutu >63 µm sedimentlerde PAH tanı oranları kullanılarak mevsimlere göre hesaplanan değerler EK-D'de sunulmuştur. Şekil 4.10'da görüldüğü gibi her bir istasyonda hesaplanan PAH tanı oranlarına göre Kış 2019'da Ant / (Ant + Phe) oranı PAH kirliliğinin YD3 istasyonunda petrojenik (<0,1) diğer tüm istasyonlarda pirojenik kökenli (>0,1) olduğunu göstermektedir. Bahar 2019'da bu tanı oranına göre kirlilik yanma kaynaklıdır. Kış 2019 ve Bahar 2019 dönemlerinde yapılan örneklemlerde Fla / (Fla + Pyr) oranına göre tüm istasyonlarda PAH kirliliği odun ve kömür yanmasına bağlı pirojeniktir (>0,5). BaP / BghiP oranlarına göre her iki dönemde de DD2 ve DD3 istasyonlarında trafik dışı emisyonlar kirliliğin asıl kaynağı iken, diğer tüm istasyonlarda kirlilik nedeni trafik emisyonlarıdır (>0,6). Yaz 2019'da alınan sedimentlerde PAH kirliliğinin Ant / (Ant + Phe) oranına göre yanma kaynaklı olduğu görülmektedir. Fla / (Fla + Pyr) oranı YD3 istasyonunda 0,4- 0,5 arasında olup fosil yakıt yanmasına bağlı kirliliğe işaret etmektedir. Diğer tüm istasyonlarda bu oran 0,5'ten büyüktür ve PAH kirliliği odun ve kömür yanmasına bağlıdır. BaP / BghiP oranı PAH kirlilik kaynağının YD2 istasyonu hariç (<0,6) tüm istasyonlarda trafik emisyonları olduğunu göstermektedir (>0,6). Özellikle Yaz 2019 döneminde yapılan örneklemlerde PAH kaynak tanı oranları bazı istasyonlarda belirlenen limitin altında ölçülmüştür (EK-D Tablo D.7). Güz 2019 döneminde sedimentlerde PAH kirliliği kaynağı tüm istasyonlarda Ant / (Ant + Phe) oranına göre yanma olayları iken BaP/BghiP oranına göre trafik emisyonlarıdır. Fla / (Fla + Pyr) oranına göre PAH kirliliği DD2 ve YD1 istasyonlarında fosil yakıt kullanımına bağlı yanma kökenlidir. Diğer tüm istasyonlarda odun ve kömür yanmasına bağlı olarak pirojenik kökenlidir (>0,5).



Şekil 4.9. Yüzey sedimentlerinde 2- ile 6- halkalı PAH bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (>63 µm)

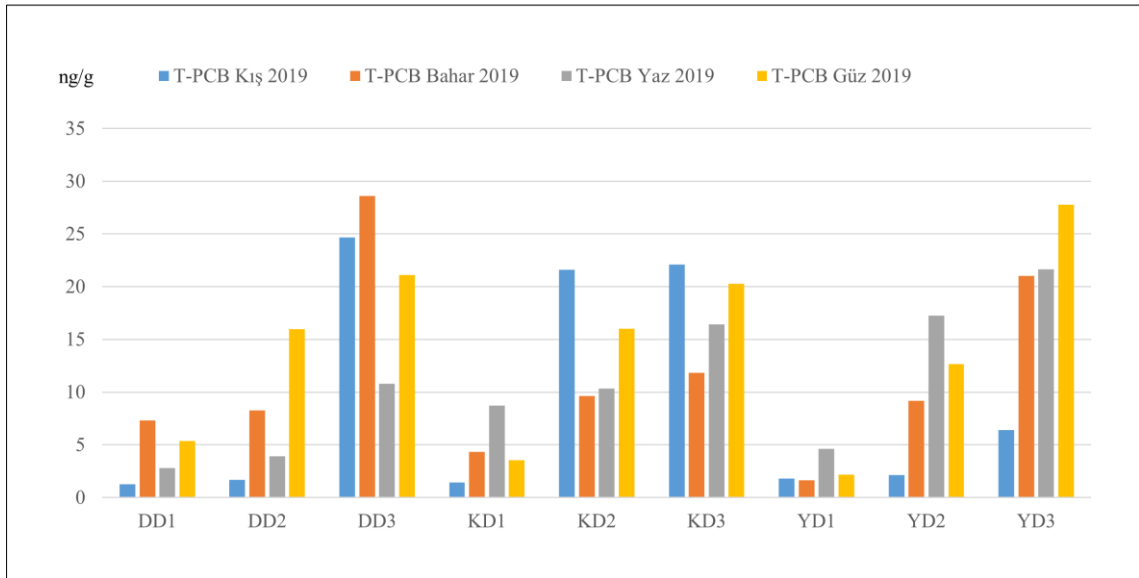


Şekil 4.10. Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH tanı oranlarına göre PAH kaynaklarının mevsimsel dağılımı (>63 µm)

4.2.2. PCB Bulguları

Her bir istasyona ait PCB derişimleri farklılık göstermektedir. Partikül boyutu 63 µm'den büyük yüzey sedimentlerinde PCB derişimleri daha yüksektir. Sediment eleme yöntemi esnasında parçacıkların kütle halinde kalması veya sediment yüzey alanının artması bunun nedeni olabilir. Sediment örneklerine ait bireysel ve Toplam-PCB derişimleri EK-E'de her iki partikül boyutlu sedimentler için bağımsız şekilde tablolar halinde verilmiştir.

Toplam-PCB derişimleri <63 µm fraksiyonlu akarsu yüzey sedimentlerinde 1,28 - 28,59 ng/g ka arasında değişmektedir. Minimum Toplam-PCB kirliliği Kış 2019 örneklemeinde DD1 istasyonunda belirlenmiştir. Maksimum değer ise 2019 yılının Bahar örneklemeinde DD3 noktasında ölçülmüştür. Ana akarsu istasyonlarından alınan yüzey sedimentlerinde Toplam-PCB derişimlerinin mevsimlere bağılı değişimleri (<63 µm) Şekil 4.11'de verilmiştir. Örnekleme istasyonlarından alınan akarsu sedimentlerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PCB derişimleri (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri hesaplanarak Tablo 4.5'te gösterilmiştir. Ortalama Toplam-PCB kirliliği KD> DD> YD şeklinde sıralanmaktadır.



Şekil 4.11. Örnekleme noktalarında <63 µm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PCB derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağılı dağılımları

Tablo 4.5. Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PCB (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (<63µm)

İstasyon	T-PCB Kış 2019	T-PCB Bahar 2019	T-PCB Yaz 2019	T-PCB Güz 2019	Ortalama T-PCB	Standart Sapma (SS)
DD1	1,28	7,32	2,78	5,38	4,19	± 2,69
DD2	1,66	8,27	3,90	15,98	7,45	± 6,31
DD3	24,66	28,59	10,78	21,11	21,28	± 7,64
KD1	1,43	4,34	8,73	3,56	4,51	± 3,06
KD2	21,62	9,63	10,33	16,00	14,39	± 5,60
KD3	22,12	11,81	16,41	20,27	17,65	± 4,56
YD1	1,82	1,63	4,63	2,18	2,56	± 1,40
YD2	2,15	9,18	17,27	12,66	10,31	± 6,37
YD3	6,38	21,04	21,64	27,76	19,20	± 9,07

İçten dışa doğru halkaların sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarını temsil ettiği grafiklerde her bir örnelemeye ait 63 µm'den küçük partiküller için sediment örneklerinde baskın bireysel PCB bileşenleri gösterilmiştir (Şekil 4.12). İstasyonlara göre en baskın 3 PCB bileşeni Kış 2019 döneminde PCB5> PCB52> PCB31, Bahar 2019 döneminde PCB66> PCB5> PCB52, Yaz 2019 döneminde PCB5> PCB31> PCB66 ve Güz 2019 döneminde PCB5> PCB66> PCB52 şeklinde sıralanmaktadır. Bireysel PCB bileşenleri ortalama olarak tüm mevsimlere göre değerlendirildiğinde istasyonlardaki (63 µm'den küçük partiküller için) en baskın 5 bileşen PCB5, PCB66, PCB52, PCB31 ve PCB180 olarak belirlenmiştir. Bu bileşenlerin istasyonlardaki ortalama dağılımı DD için sırasıyla PCB5, PCB52, PCB31, PCB18 ve PCB66'dır. KD ve YD istasyonlarında en baskın ilk 4 PCB bileşeni PCB5, PCB66, PCB31 ve PCB52 olarak ölçülmüştür. KD istasyonunda PCB180 ve YD istasyonunda PCB18 son baskın bileşenlerdir.

63 µm'den büyük partiküller için yüzey sediment örneklerinde mevsimsel olarak her bir istasyonda PCB bileşenlerinin klor sayılarına göre yüzde dağılımları Şekil 4.13'te gösterilmiştir. PCB'ler klor sayılarına göre sınıflandırılmaktadır ve 1-klorlu, 2-klorlu, 3-klorlu, 4-klorlu ve 5- klorlu PCB'ler hafif PCB'ler olarak adlandırılırken, 6- klorlu, 7-klorlu ve 9-klorlu olanlar ağır PCB'ler olarak adlandırılmaktadır (Zhao ve diğ., 2016). Körfezi besleyen akarsu sedimentlerinde hafif PCB'lerin baskın olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.13).



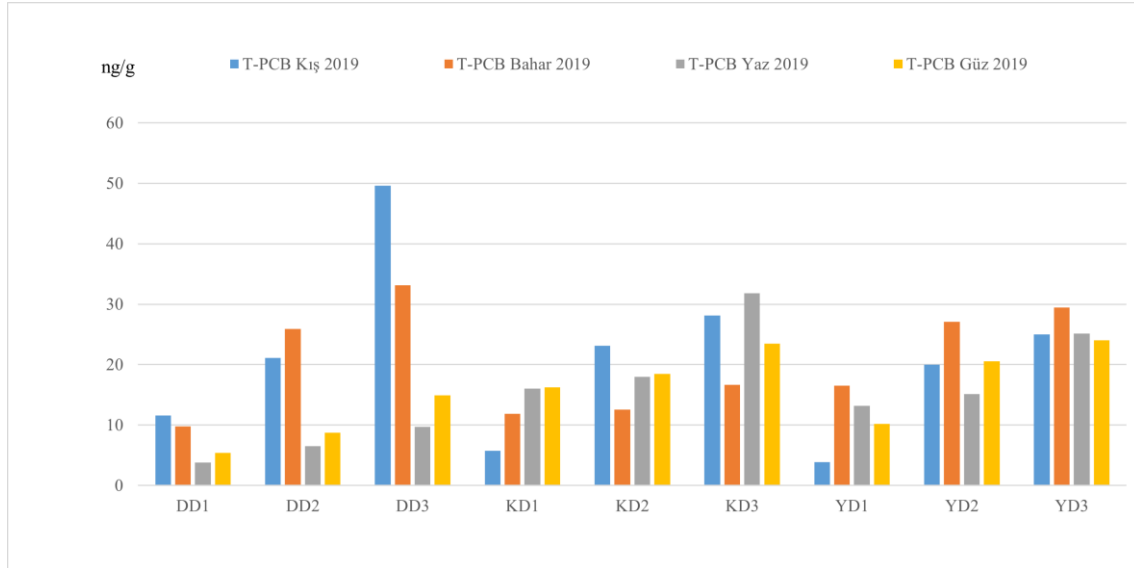
Şekil 4.12. İçten dışa sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PCB bileşenlerinin dağılımı (<63 µm)

Şekil 4.13'te görüldüğü gibi klor sayılarına göre en yüksek PCB bileşenleri 2019 yılı boyunca DD1 istasyonunda %54 4-klorlu, DD2 istasyonunda %53 4-klorlu, DD3 istasyonunda %55 2-klorlu, KD1 istasyonunda %37 4-klorlu, KD2 ve KD3 istasyonlarında %38 2-klorlu, YD1 istasyonunda %31 4-klorlu, YD2 istasyonunda %30 3-klorlu ve son olarak YD3 istasyonunda ise %45 2-klorlu olarak dağılım göstermektedir. Toplam-PCB derişimleri 3,82 ile 49,58 ng/g ka arasında değişmektedir (>63 µm fraksiyonlu yüzey sedimentlerinde). Minimum Toplam-PCB miktarı Yaz 2019'da DD1 istasyonunda, maksimum derişim Kış 2019'da DD3 istasyonunda ölçülmüştür. Partikül boyutu 63 µm'den büyük akarsu yüzey sediment örneklerinde Toplam-PCB miktarlarının mevsimlere göre dağılımları Şekil 4.14'te gösterilmiştir. Sedimentlerde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PCB derişimleri (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri Tablo 4.6'da verilmiştir.



Şekil 4.13. Yüzey sedimentlerinde 1- ile 9- klorlu PCB bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (<63 µm)

Ortalama Toplam-PCB kirliliği KD> YD> DD şeklinde sıralanmaktadır. >63 µm fraksiyona sahip sedimentlerde bulunan en baskın 3 bireysel PCB bileşeni istasyonlarda örnekleme sıralarına göre Şekil 4.15'te gösterilmiştir.



Şekil 4.14. Örnekleme noktalarında >63 µm fraksiyonlu sedimentlerde Toplam-PCB derişimlerinin (ng/g ka) mevsimlere bağlı dağılımları

Tablo 4.6. Sediment örneklerinde mevsimsel ve yıllık ortalama Toplam-PCB (ng/g ka) ve standart sapma (SS) değerleri (>63µm)

İstasyon	T-PCB Kış 2019	T-PCB Bahar 2019	T-PCB Yaz 2019	T-PCB Güz 2019	Ortalama T-PCB	Standart Sapma (SS)
DD1	11,61	9,80	3,82	5,37	7,65	± 3,66
DD2	21,13	25,92	6,52	8,77	15,59	± 9,42
DD3	49,58	33,14	9,74	14,93	26,85	± 18,18
KD1	5,77	11,89	16,05	16,25	12,49	± 4,91
KD2	23,15	12,57	17,95	18,46	18,03	± 4,33
KD3	28,14	16,67	31,80	23,49	25,02	± 6,52
YD1	3,90	16,55	13,15	10,21	10,95	± 5,37
YD2	20,02	27,11	15,10	20,56	20,70	± 4,93
YD3	24,97	29,49	25,14	24,04	25,91	± 2,43

İçten dışa doğru DD, KD ve YD akarsu istasyonlarını temsil eden halkalarda görüldüğü gibi Kış 2019'da en baskın 3 PCB bileşeni PCB170> PCB180>PCB66 iken Yaz 2019'da bu sıralama PCB66> PCB180> PCB170 şeklindedir. Bahar ve Güz dönemlerinde baskın 3 PCB bileşeni sırasıyla PCB180> PCB5> PCB170 şeklinde belirlenmiştir.



Şekil 4.15. İçten dışı sırasıyla DD, KD ve YD istasyonlarında bireysel PCB bileşenlerinin dağılımı (>63 µm)

Tüm mevsimlerde yapılan örneklemelere dayalı olarak >63 µm partiküller için en baskın 5 bireysel PCB bileşeni PCB170, PCB180, PCB5, PCB66 ve PCB31 şeklinde sıralanmıştır. DD istasyonlarında baskın olarak bulunan PCB bileşenleri sırasıyla PCB170, PCB180, PCB5, PCB31 ve PCB66'dır. Bu sıralama KD istasyonlarında PCB180, PCB5, PCB66, PCB170 ve PCB31 şeklindedir. Son olarak YD istasyonlarında en baskın bileşenler PCB170, PCB180, PCB5, PCB66 ve PCB52 olarak belirlenmiştir.

Şekil 4.16'da görüldüğü gibi >63 µm partikül boyutlu sedimentlerde klor sayılarına göre en yüksek PCB bileşenleri 2019 yılı boyunca tüm istasyonlarda 7-klorlu ağır PCB'ler olarak belirlenmiştir. DD1 istasyonunda %54, DD2 istasyonunda %60, DD3 istasyonunda %67, KD1 istasyonunda %60, KD2 istasyonunda %36, KD3 istasyonunda %31, YD1 istasyonunda %54, YD2 istasyonunda %41 ve son olarak YD3 istasyonunda ise %54 olarak bulunmaktadır.



Şekil 4.16. Yüzey sedimentlerinde 1- ile 9- klorlu PCB bileşenlerinin istasyonlardaki mevsimsel yüzde dağılımları (>63 µm)

5. TARTIŞMA

Çalışma kapsamında toplanan sediment örneklerinde yapılan analiz sonuçlarına göre elde edilen bulgular ulusal ve uluslararası literatürde bulunan benzer çalışmalarla karşılaştırılarak tartışılmıştır. MP, PAH ve PCB kirliliği sonuçlarına göre İzmit Körfezi'ni besleyen büyük akarsularda bu kirliliklerin olası nedenleri aşağıda irdelenmiştir.

5.1. İzmit Körfezi Akarsu Sedimentlerinde MP Kirliliği

Örnekleme çalışmaları sırasında KD2 istasyonu çevresinde özellikle MP kaynağı olabilecek pet şişe, strafor, gıda ambalajları ve kumaş benzeri atıkların bulunduğu gözlenmiştir. Yerel halkın piknik alanı olarak bu bölgeyi seçmesi, inşaat yapımı, kazı ve onarım gibi çalışmaların bu dönemde yapılması plastik kaynaklarının çevreye girmesinin nedeni olabilir. En yüksek MP parçacık sayısının KD2 istasyonunda bulunduğu görülmektedir (11200 parçacık/kg) (Tablo 4.1). KD2 örnekleme istasyonu Yuvacık Barajı'na yakın bir bölgededir ve bu bölgede piknik alanlarının çok olması insan kaynaklı MP kirliliğinin ana nedeni olarak düşünülebilir. DD akarsu boyunca belirlenen kaynak, orta ve mansaba yakın noktalardan alınan yüzey sedimentlerinde diğer akarsulara (KD ve YD) kıyasla MP bulunurluğu her istasyonda yüksek olarak belirlenmiştir. Bu durum DD kaynak noktası yakınında otoyolun bulunması ve konumu itibarıyla kirlenmeye açık olması nedenleriyle ilişkilendirilebilir.

İzmit Körfezi'ne dökülen akarsularda şekillerine göre MP varlığı istasyonlara göre farklılık göstermektedir. Genel olarak tüm akarsuların kaynak noktalarında benzer şekilde film ve fragman şekilli MP parçacıklar gözlemlenirken mansaba doğru foam ve fiber şekilli MP'ler de gözlenmiştir. Bu gözlemler, MP'lerin çevredeki farklı kaynaklardan geldiğini ve çevrede farklı şekillerde bulunabileceğini göstermektedir. Genellikle MP'ler, büyük plastik parçaların parçalanması, çamaşır makinelerinden tekstil elyaf atıkları, kozmetik ürünlerden gelen mikrobuncuklar gibi çeşitli kaynaklardan oluşmaktadır. Akarsuların kaynak noktalarında, MP'lerin film ve fragman şeklinde görülmesinin nedeni, bu alanlarda daha çok büyük plastik parçalarının doğal aşınma, güneş ışığı, dalga etkisi ve diğer çevresel faktörlerle parçalanmasından olabilir. Mansap kısımlarında ise foam (köpük) ve fiber şeklinde MP'lerin daha sık görülmesinin nedeni, akarsu boyunca plastik atıkların ayrışması ve dağılması sürecinde bu şekillerde parçalanmış plastiklerin

birikmesi olabilir. Köpük şeklindeki MP'ler genellikle ambalaj malzemeleri, köpük bardaklar, plastik köpükleri gibi kaynaklardan gelirken, fiber şeklindeki MP'ler çoğunlukla tekstil ürünleri ve elyaf atıklarından kaynaklanmaktadır.

HDPE; depolama tankları, kasalar, paletler, kovalar, kapaklar, otomotiv bileşenleri, şişeler, oyuncaklar, su sporları ekipmanları, doğal-gaz dağıtım boru sistemleri, su temini için su boruları, plastik poşetler gibi çok geniş bir alanda kullanılmaktadır (Kumar ve diğ., 2011). PP; gıda ambalajlarında, klasörlerde ve araba tamponlarında yaygın olarak kullanılmaktadır (PlasticsEurope, 2015). PP ve PS; özellikle bina izolasyon malzemeleri olarak strafor köpüklerde bulunmaktadır. Bunun yanında PS, genellikle gıda ambalajı ve laboratuvar gereçleri gibi şeffaf ürünler üretmek için kullanılmaktadır ve köpük PS, çatı, bina duvarları, buzdolapları ve dondurucular gibi birçok uygulama için ısı yalıtımı sağlamak amacıyla kullanılmaktadır (Hwang ve diğ., 2020). PET; ambalajlamada, otomotiv, inşaat ve endüstriyel uygulamalarda, tıp ve sağlık uygulamalarında, gıdaların muhafazası ve dağıtımında, iletişim materyallerinde kullanılmaktadır (Raheem ve diğ., 2019). Bu bilgilerin ışığında İzmit Körfezi'ni besleyen akarsuların insan kaynaklı MP kirliliğine maruz kaldığı görülmektedir. PP ve PS polimer yapılı MP'ler deniz suyundan daha az yoğunlukta olduklarından sedimentte daha kolay tespit edilebilmektedir (Matsuguma ve diğ., 2017). Özellikle kirlenmenin daha fazla olduğu bölgelerde daha yoğun bulunabilirler (Morét-Ferguson ve diğ., 2010). Çalışmamızda bu bulguyu destekler şekilde kirlenmenin daha yoğun olduğu akarsu mansabına yakın DD3 ve KD3 istasyonlarının her ikisinde de PP ve PS polimer yapılı MP'lere rastlanmıştır. Vianello ve diğ. (2013), İtalya Venedik lagünü sedimentlerinde yaptıkları çalışmada çalışmamızla ortak bir MP polimer çeşitliliği bildirmişlerdir. Aynı şekilde fragman şekilli MP varlığının daha belirgin olduğunu raporlamışlardır. İzmit Körfezi'ne dökülen akarsu sedimentlerinde MP polimerleri değişkenlik göstermektedir. Bu durum farklı kaynaklar, giriş yolları ve çökelme ortamları ile açıklanabilir (Vianello ve diğ., 2013). Tatlı sular, MP'lerin taşınması ve tutulması ile ilgili en karmaşık sistemlerden biri olarak kabul edilmektedir (Yan ve diğ., 2021). Şekillerine ve polimer yapılarına göre farklılık gösteren MP'lerin aynı bölgede bile birbirinden çok farklı sonuçlar göstermesi beklenen bir durumdur (Horton ve diğ., 2017).

Dünyada tatlı su sedimentlerinde en yüksek MP miktarı, 1685 örnekleme noktasında gerçekleştirilen ve Kuzey Amerika'daki Huron Gölü'nden toplanan sedimentte 335714 parçacık/kg ka olarak rapor edilmiştir (Belontz ve diğ., 2022). Türkiye sularında ilk deniz plastik kirliliği çalışması 1980'lerin başlarında Bingel ve diğ. (1987) tarafından yapılmıştır. Son dönemlerde plastik kirliliği ile ilgili araştırmalar, karasal katı atık ve yönetimine odaklanmıştır (Metin ve diğ., 2003; Berkun ve diğ., 2005). Artan küresel ilgi ve çabalara paralel olarak, son yirmi yılda Türkiye sularındaki makro ve MP'leri araştıran yayınlanmış çalışmaların sayısı da artmıştır. Bununla birlikte, Türkiye'deki tatlı su ekosistemlerinde MP kirliliğine dair yetersiz veri bulunurken, plastik kirliliğine ilişkin bilgilerin büyük bir kısmı deniz ekosistemlerinden elde edilmiştir.

Çalışmamızda MP kontaminasyon seviyelerini tahmin etmek için sedimentlerde ölçülen MP derişimleri (parçacık/kg), Türkiye ve dünyadaki diğ. tatlı su sedimentlerinde yapılan araştırmalarla karşılaştırılmıştır. Çalışmamızın sonuçları dünyada ve ülkemizde yapılan birçok çalışmadan daha yüksek olarak bulunmuştur (11200 parçacık/kg ka).

Matsuguma ve diğ. (2017), Tayland'ta Tokyo Körfezi yüzey sedimentlerinde 100 parçacık/kg ka ve kor sedimentte 1900 parçacık/kg ka MP olduğunu bildirmiştir. Söz konusu çalışmada araştırmacılar MP parçacıklarının sedimentte batarak kirliliğe neden olduğunu belirtmiştir. MP'leri şekillerine göre gruplandırdıklarında yaklaşık %80'inin fragmanlar olduğunu, ardından sırasıyla fiber, film ve foam şekilli MP'lerin geldiğini raporlamıştır. Çalışmamızda ise MP'ler şekillerine göre değerlendirildiğinde her bir istasyona ait veriler değişiklik göstermekle beraber ağırlıklı olarak film ve fragman şeklindedir.

Peng ve diğ. (2018), Şangay'da 6 nehirden aldıkları sediment örneklerinde MP kirliliğini ortalama 802 parçacık/kg ka olarak bulmuştur ve küresel (foam) şekilli MP'lerin sedimentte yoğun olarak bulunduğunu raporlamıştır. En baskın MP polimer tipi PP (polipropilen) olarak belirtilmiştir. Aynı çalışmada Caohejing Nehri sedimentlerinde MP miktarı 1535 parçacık/kg ka olarak rapor edilmiştir. Çalışmamızda KD2 istasyonu sediment örneğinde Caohejing nehri sedimentlerinde rapor edilen MP parçacık miktarından yaklaşık 7 kat (11200 parçacık/kg ka) daha fazla MP parçacığı belirlenmiştir. Nüfusun yoğun olduğu nehir bölgelerinde özellikle park ya da turizm faaliyetlerinin etkin olduğu alanlarda MP miktarının daha fazla olduğu bildirilmiştir (Peng ve diğ., 2018).

Çalışmamızda örnekleme istasyonlarında en göze çarpan özellik de istasyonların yakınlarında piknik alanları, koşu yolu, tabiat parkı ve sulak alanların bulunması nedeniyle insan aktivitelerinin bu bölgelerde nispeten yoğunluk göstermesidir. Bu da insan kaynaklı aktiviteler sonucu bölgenin kirliliğe maruz kaldığını düşündürmektedir.

Doğruyol (2019), İstanbul Haliç'i sedimentlerinde yaptığı çalışmada 566 partikül/kg mikro ve makroplastik varlığını rapor etmiştir fakat MP şekli, türü ve polimer yapısı hakkında bilgi vermemiştir.

Baysal ve diğ. (2020), Marmara Denizi sedimentlerinde yaptıkları çalışmada Tuzla ve Pendik bölgesinden aldıkları örneklerde MP varlığını 0,3-86 g/kg ka olarak belirlemiştir. Farklı birimde bir hesaplama yapıldığı için bu çalışmayı kendi çalışmamızla kıyaslamak pek mümkün değildir. Fakat araştırmacılar en yüksek derişimlerin en yakın kıyı noktalarında ve daha düşük derinliklerde elde edildiğini belirterek çalışmamızda da olduğu gibi insan veya endüstriyel faaliyetlerin baskın faktör olduğuna dikkat çekmiştir.

Deng ve diğ. (2020), bir tekstil sanayi bölgesinden aldıkları sediment örneklerinde MP sayısını 1323 parçacık/kg ka olarak bildirmiştir. Çalışmamızın ortalama sonuçları yapılan bu çalışmadan yaklaşık 2 kat daha yüksektir (2062 parçacık/kg ka). Tekstil sanayi bölgesinde yapılan çalışmada sedimentte tespit edilen MP'lerin çoğunluğunu mikrofiberlerin oluşturduğu bildirilmiştir. İzmit Körfezi çevresinde özellikle orta ve doğu basen bölgelerinde tekstil fabrikaları bulunmaktadır. Mikrofiber kirliliği tekstil sanayi bölgesindeki endüstriyel ve evsel atık su deşarjından kaynaklanabilir. MP'lerin çevreye salınmasında tekstil ürünlerinin imalatı, paketleme ve çamaşır yıkama işlemleri dahil olmak üzere birçok faktörün ve faaliyetin etkili olduğu bildirilmiştir (Fahrenfeld ve diğ., 2019).

Belivermiş ve diğ. (2021), İstanbul Haliç'i kor sedimentlerinde yaptıkları çalışmanın sonucunda sedimentte nil kırmızısı boyaması ile floresan mikroskop altında yapılan analizde 700-4100 parçacık/kg ka MP olduğunu bildirmişlerdir. Aynı çalışmada sedimentte %43-93 oranında fragman şekilli MP olduğu ve bunu takiben fiber şekilli MP bulunduğu rapor edilmiştir. Araştırmacılar özellikle dip sedimentinde MP'lerin gömüldüğünü bildirmiştir. Çalışmamızın aksine film ve foam şekilli MP varlığı belirtilmemiştir. Sonuçlarımızın Haliç'te yapılan çalışmadan ~3 kat yüksek olması ve

çalışmamızdaki sedimentlerde daha çeşitli MP varlığının belirlenmesi sediment örneklerinin yerleşim yerlerine daha yakın bölgelerden alınması nedeniyle olduğu düşünülmektedir.

Sarı-Erkan ve diğ. (2021), Haliç sedimentlerinde yaptıkları kapsamlı bir çalışmada en yüksek MP miktarını 5595 parçacık/kg olarak tespit etmişlerdir. Yüksek kirlilik değerlerinin akarsuların çevresinde çok sayıda sanayi kuruluşunun bulunması ve bu akarsular vasıtasıyla ağır kirliliğin Haliç'e taşınması nedeniyle olabileceği raporlanmıştır. İzmit Körfez akarsu sedimentlerindeki MP parçacık miktarı Haliç sedimentlerinde belirlenenden daha yüksek olmasına rağmen kirlilik nedeni ortak olarak endüstriyel aktivitelere bağlıdır. Çalışmamızdan farklı olarak bu çalışmada şekillerine göre en baskın MP'ler fiber ve fragmanlardır. Genel olarak İstanbul'u çevreleyen deniz kıyılarında MP'lerin yaygın olduğu belirtilmiştir.

Gedik ve Atasaral (2022), Çıldır, Almus Barajı ve Kartalkaya Barajı göllerinden aldıkları sediment ve midye örneklerinde MP varlığı ve karakterizasyonunu araştırmıştır. Sedimentteki MP miktarını 19-156 parçacık/kg ka olarak raporlamıştır. MP polimer yapısının genellikle PET ve PP olduğunu belirterek sedimentte fragman, fiber ve film şekilli MP'lerin yoğun olduğunu bildirmiştir. Göl sedimentlerinde MP'lerin birikmesi, suyun kalma süresi, yüzey alanı, MP yoğunluğu, MP bileşimi, evsel deşarjların miktarı ve sayısı gibi çeşitli faktörlere göre değişebilir (Corcoran ve diğ., 2015).

Turhan (2022), Sürğü Baraj Gölü'nden aldığı su, sediment ve balıklarda MP varlığını raporlamıştır. Sedimentte MP varlığını 1440 parçacık/m² olarak belirlemiştir. Çalışmamızda sedimentte metrekareye düşen MP varlığı 769 parçacık/m² olarak belirlenmiştir ve en yüksek YD akarsuyunun mansap noktasındadır (YD3). Çalışmamızda YD3 sedimentindeki MP miktarı Sürğü Baraj Gölü sedimentindeki MP miktarından yaklaşık 2 kat daha az miktarda belirlenmiştir.

İzmit Körfezi akarsu sedimentlerinde metrekaredeki toplam en yüksek MP kontaminasyonu Kanada St. Lawrence Nehri (13759 parçacık/m²) (Castañeda ve diğ., 2014) sedimentlerdeki MP kontaminasyonundan daha düşüktür. Körfezi besleyen akarsu sedimentlerinde MP kirliliği Almanya Rhine ve Main Nehirleri (3763 parçacık/kg ka) (Klein ve diğ., 2015) ve Londra Thames Nehri (660 parçacık/kg ka) (Horton ve diğ.,

2017) sedimentlerinden daha yüksektir. İzmit Körfezi'ni besleyen akarsularda MP kirliliğinin Türkiye'de ve dünyada yapılan çalışmalara kıyasla daha yüksek olduğu görülmektedir.

Sedimentte MP varlığı akarsu noktalarında birbirinden farklı dağılımlar göstermiştir (Tablo 4.1). Yapılan çalışmalarda su yüzey alanı, derinlik, rüzgar, akıntılar ve parçacıkların yoğunluğu gibi faktörler bu su sistemlerindeki MP parçacıkların taşınmasını ve akıbetini belirleyen faktörlerdir ve küçük bir alanda bile büyük farklılıklar görülebildiği rapor edilmiştir (Castañeda ve diğ., 2014; Fischer ve diğ., 2016; Horton ve diğ., 2017). Bu farklılıkların nedeninin havzadaki kentleşme, nüfus yoğunluğu ve insan kaynaklı faaliyetlere de bağlı olabileceği ve bu değişkenler ile tatlı sularda MP kirliliği arasında bir bağlantı bulunduğu belirtilmiştir (Dusaucy ve diğ., 2021; Yang ve diğ., 2022).

5.2. İzmit Körfezi Akarsu Sedimentlerinde PAH Kirliliği, Dağılımı ve Kaynakları

İzmit Körfezi yaklaşık 40 liman işletme tesisi, tersane, iskeleler ve marinalar gibi endüstriyel faaliyetin yoğun olduğu bir bölgede bulunmaktadır (Ergül ve diğ., 2013; Eyüboğlu ve Eyüboğlu, 2020). Körfez; kimya, metal, deri, gıda, tekstil, OSB (Organize Sanayi Bölgesi), ulaşım araçları, elektronik, maden, çimento, kağıt, ilaç, petrol rafinerileri ve yan ürünler, gübre, plastik gibi çok çeşitli ve karışık atıksuların deşarjıyla kirliliğe maruz kalmıştır (Avaz, 2019). Körfezdeki noktasal deşarjlar, havza yoluyla akarsulardan gerçekleşen taşınım ve insan kaynaklı (evsel ve endüstriyel) faaliyetler sonucunda körfez su ve sedimentlerinde organik kirlilik bölgede daha kapsamlı çalışmaların yapılmasını gerektirmektedir. Kirleticilerin varlığı, dağılımları ve kaynakları belirlenerek İzmit Körfezi'nde gerçekleştirilen çalışmamızın sonuçları da insan kaynaklı kirliliğin körfeze etkisini bilimsel olarak destekler niteliktedir.

Bu çalışmada İzmit Körfezi'ni besleyen 3 ana büyük akarsu sediment örneklerinde ölçülen Toplam-PAH değerleri mevsim ve istasyonlara göre farklılık göstermiştir. Buna göre en yüksek Toplam-PAH derişimleri Bahar 2019'da DD3 sediment örneklerinde ölçülmüştür (Şekil 4.3). Partikül boyutu 63 µm'den küçük sediment örneklerinde partikül boyutu 63 µm'den büyük örneklere kıyasla daha yüksek PAH derişimleri ölçülmüştür. Bunun nedeninin küçük bir yüzey alanında PAH adsorpsiyonunun daha etkin

gerçekleşmesi olabilir (Benlahcen ve diğ., 1997). Aynı zamanda DD hem nüfusun hem de sanayi kuruluşlarının yoğun olduğu bir konumda, İzmit Körfezi'nin Batı ve Orta Baseni arasında bulunmaktadır (Ergül ve diğ., 2011) ve bahar döneminde piknik vb. gibi insan kaynaklı aktiviteler bu kirliliğin bir nedeni olabilir. Mevcut çalışmamızla benzer şekilde Ergül ve diğ. (2011), yaptıkları çalışmada İzmit Körfezi yüzey sedimentlerinde ortalama toplam PAH derişimlerini basenlere göre Orta> Doğu> Batı şeklinde sıralamıştır ve ortalama Toplam-PAH derişimlerinin orta basende daha yüksek olduğunu bildirmiştir. DD Batı ile Orta basen arasında olmasına rağmen bu çalışmada Orta, KD Doğu ve YD Batı basenlerine dökülen akarsular olarak değerlendirilmiştir (Şekil 3.1). Partikül boyutu 63 µm'den büyük sedimentler için Toplam-PAH kirliliği değerlendirildiğinde ise en düşük ve en yüksek değerler Kış 2019'da sırasıyla DD1 (4,46 ng/g ka) ve KD3 (1442,61 ng/g ka) istasyonlarında ölçülmüştür (Şekil 4.7). Örneklemeler sırasında DD1 istasyonu yakınlarında otoyol inşaatının olduğu gözlenmiştir. Partikül boyutuna bakılmaksızın Kış 2019 örneklemeinden sonra bahar ve yaz dönemlerinde daha yüksek Toplam-PAH derişimlerinin ölçülmesi yağış etkisiyle dere yatağı su seviyesinin artmasıyla sedimentin kaynaktan orta istasyona oradan da mansaba doğru taşınmasına bağlı olabilir. Partikül boyutu 63 µm'den küçük ve büyük İzmit Körfezi akarsu sedimentlerinde T-PAH kirliliğine en çok katkıda bulunan bileşen BaA'dır (en yüksek KD akarsuyunda ortalama 80,2 ng/kg ka). BaA özellikle tamamlanmamış yanma kaynaklı karsinojenik bir PAH bileşenidir (IARC, 1987). Körfezi besleyen 9 farklı noktadan alınan iki farklı partikül boyutlu (<63 µm ve >63 µm) akarsu sediment örneklerinde DahA ve BaP baskın diğer PAH bileşenleridir (Şekil 4.4 ve Şekil 4.8). Çalışmamızla benzer olarak Ergül ve diğ. (2011) körfez sedimentlerinde BaP ve BaA bileşenlerinin baskın olduğunu raporlamıştır. Tolun ve diğ. (2006), İK'da gerçekleştirdikleri çalışmada BaA, BbF, BkF, DahA ve BaP bileşenlerinin sedimentlerde baskın PAH bileşenleri olduğunu raporlamış olup söz konusu sonuçların çalışmamızın sonuçları ile uyumlu olduğu görülmektedir (Şekil 4.4 ve Şekil 4.8).

Ayrıca halka sayılarına göre PAH'lar sınıflandırıldığında tüm istasyon sedimentlerinde baskın olarak 5- ve 4- halkalı PAH'lar bulunmaktadır (Şekil 4.5 ve Şekil 4.9). Bireysel özellikleri ve halka sayılarına göre körfez sedimentlerinde HMW-PAH'ların baskın olduğu görülmektedir. Sanayide fırınlama işlemleri, elektrik ocağı ve ağır yağ yakımları büyük miktarlarda HMW PAH emisyonlarına neden olmaktadır (Guo ve diğ., 2011).

Kırsal bölgelerde başlıca PAH emisyonları, biyoyakıt kullanımı ve ot yakımı dahil olmak üzere biyokütle yakma ile ilişkiliyken, kentsel bölgelerde, HMW-PAH'ların varlığı trafik emisyonları ve odun kömür yakımı ile ilişkilidir (Guo ve diğ., 2011). Liu ve diğ. (2017), yaptıkları çalışmada HMW-PAH'ların baskın olduğu Şangay'daki atmosferik partikül PAH seviyesinin yazın en düşük, kışın ise en yüksek olduğunu bildirmiş olup bu sonuçların çalışmamızda elde edilen sonuçlar ile uyumlu olduğu görülmektedir.

PAH kaynaklarını tahmin etmede kullanılan, $\text{Ant} / (\text{Ant} + \text{Phe}) (>0,1)$ oranına göre bu çalışmanın sediment örneklerinde belirlenen PAH'ların ana kaynağının pirojenik kökenli olduğu tahmin edilmiştir (Pies ve diğ., 2008). Phe; boya, plastik ve böcek ilaçları yapımında kullanılır ve fosil yakıtların eksik yanması sonucu oluşan yaygın bir PAH bileşenidir (USEPA, 2019). Daha önce yapılan bir çalışmada $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$ oranı ot, odun ve kömür yanması nedeniyle 0,5'in üzerinde olarak bildirilmiştir (De La Torre-Roche ve diğ., 2009). Çalışmamızın sonucunda da genel olarak $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$ oranına göre PAH kirliliği yanma kaynaklıdır. Diğer taraftan bazı istasyonlarda (Şekil 4.6 ve Şekil 4.10) bu oran 0,4 ile 0,5 arasında hesaplandığından fosil yakıt kullanımına bağlı PAH kirliliği yanma kaynaklıdır (De La Torre-Roche ve diğ., 2009). BaP / BghiP oranı, PAH bileşiklerinde trafik emisyonlarının varlığını tahmin etmek için kullanılan kaynak tanı oranlarından biridir (Katsoyiannis ve diğ., 2007). Bu çalışmada BaP / BghiP oranları genel olarak $>0,6$ olarak hesaplanmıştır ve PAH kirliliği genelde trafik emisyonlarına bağlıdır (Katsoyiannis ve diğ., 2007). Tablo 3.7'de verilen PAH kaynak tanı oranlarına göre her bir istasyondaki PAH kirlilik kaynakları mevsimlere göre aşağıda tartışılmıştır.

PAH kaynak tanı oranlarına göre DD akarsu sedimentlerinde (her iki partikül boyutunda da) PAH kirliliği $\text{Ant} / (\text{Ant} + \text{Phe})$ oranına göre tüm mevsimlerde yanma kaynaklıdır ($>0,1$) (Şekil 4.6 ve Şekil 4.10). DD akarsuyu sedimentlerinde PAH kirlilik kaynağı $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$ oranına göre değerlendirildiğinde, mevsimlere ve sediment partikül boyutuna göre farklılık göstermektedir. Partikül boyutu $63 \mu\text{m}$ 'den küçük sedimentlerde PAH kirlilik kaynağı Kış 2019'da odun ve kömür yakımına bağlı pirojeniktir ($>0,5$). DD1 istasyonunda Bahar ve Yaz 2019'da kirlilik petrol kaynaklıdır. DD2 istasyonunda bahar ve güz dönemlerinde petrojenik ($<0,4$) kaynaklı iken yaz döneminde fosil yakıt kullanımına bağlı pirojenik kaynaklı PAH kirliliği gözlenmiştir. Partikül boyutu $63 \mu\text{m}$ 'den büyük DD2 istasyonu sedimentlerinde PAH kaynağı güz döneminde fosil yakıt

kirlenmesidir (0,4-0,5). DD3 istasyonunda kirlilik kaynağı tüm mevsimlerde odun ve kömür yakımına bağlı pirojeniktir ($>0,5$). BaP / BghiP oranına göre DD1 istasyon sedimentlerinde ($<63 \mu\text{m}$) PAH kirliliği sadece güz döneminde trafik dışı emisyonlara bağlıdır ($<0,6$). DD2 istasyonu $<63 \mu\text{m}$ partikül boyutlu sedimentlerde PAH kirlilik kaynağı tüm mevsimlerde trafik emisyonlarına bağlıken ($>0,6$), $63 \mu\text{m}$ 'den büyük partikül boyutlu sedimentlerde sadece güz döneminde trafik emisyonlarına bağlıdır. DD3 istasyonunda ise kirlilik kaynağı kış, yaz ve güz dönemlerinde trafik dışı, bahar döneminde ise trafik kaynaklı emisyonlardır ($<63 \mu\text{m}$). Sonuç olarak DD sedimentlerinde PAH kirlilik kaynakları bahar döneminde tüm istasyonlarda trafik kaynaklı emisyonlardır ($>0,6$). Kış 2019 örneklemeğinde PAH tanı oranları DD1 istasyonlarında belirlenen limitin altında olduğu için kirlilik kaynağı $63 \mu\text{m}$ 'den büyük sedimentlerde belirlenememiştir. DD tüm bu tanı oranlarına göre PAH kirlilik kaynağı açısından değerlendirildiğinde tüm istasyon ve mevsimlerde farklılık göstermektedir (EK-D Tablo D.1, D.2., D.3 ve D.4). PAH kaynak tanı oranları partikül boyutu $63 \mu\text{m}$ 'den büyük 3 ana akarsu sediment örneklerinde de her bir istasyon ve mevsim için ortalama olarak hesaplanmıştır (EK-D Tablo D.5, D.6, D.7 ve D.8). Odun ve kömür yanmasına bağlı pirojenik kökenli kirlilik ısınma ya da piknik amaçlı ateş yakılması gibi aktivitelere bağlı olabilir. Aynı zamanda otoyol inşaatı, birçok fabrikanın bu bölgede bulunması ve mansaba yakın istasyonun (DD3) Dilovası OSB'de yer alması bu kirliliği açıklamaktadır. Ballı Kayalar Tabiat Parkı da yine DD akarsuyunun olduğu bölgede bulunur ve örnekleme sırasında evsel atıkların çevrede yoğun olarak gözlenmesi bu bölgenin de yoğun şekilde kullanıldığını, trafik emisyonlarına bağlı olarak kirliliğe maruz kaldığını göstermektedir.

KD akarsuyu üzerinde 3 farklı noktadan alınan iki farklı partikül boyutlu yüzey sedimentlerinde PAH kaynak tanı oranlarına göre genel olarak PAH kirliliği istasyon ortalamalarına göre yanma kaynaklıdır (Şekil 4.6 ve Şekil 4.10). Ant / (Ant + Phe) oranı tüm örnekleme dönemlerinde istasyonlarında 0,1'in üzerindedir ve PAH kirliliği kaynağı pirojeniktir. Fla / (Fla + Pyr) oranı kış ve güz dönemlerinde alınan $63 \mu\text{m}$ 'den küçük sedimentlerde 0,5'in üzerinde olup yine odun ve kömür yanmasına bağlı PAH kirliliğine işaret etmektedir. KD1 istasyonunda bahar döneminde alınan yüzey sedimentinde ($<63 \mu\text{m}$) tanı oranı 0,5'ten küçüktür ve PAH kirliliği petrojeniktir. Bu bölge Yuvacık Barajı'nın civarlarındadır ve petrol kaynağı bölgeye gelen taşıtlardan gerçekleşen

sızıntılarla ilintili olabilir. Bahar 2019 örneklemeğinde Fla / (Fla + Pyr) oranı çoğu istasyonda 0,4'ün altında olup PAH kirlilik kaynağı petrojeniktir. Aynı dönem örneklemeğinde KD2 istasyonundaki kirlilik kaynağının odun ve kömür yanmasına bağlı olduğu görülmektedir ($>0,5$). İlginç bir şekilde yaz döneminde KD1 ve KD2 istasyonlarından alınan sedimentlerde ($<63 \mu\text{m}$) bu tanı oranı 0,5'in üzerinde hesaplanmıştır ve bize PAH kirliliğinin yine odun ve kömür yanma kaynaklı olduğunu göstermektedir. Bunun nedeni bahar ve yaz dönemlerinde piknik alanlarındaki aktiviteler olabilir. KD3 istasyonunda ($<63 \mu\text{m}$) bahar ve yaz dönemlerinde PAH kirliliği fosil yakıt yakımına bağlı olarak yine yanma kökenlidir (0,4-0,5). $63 \mu\text{m}$ 'den büyük tüm sedimentlerde ise Fla / (Fla + Pyr) oranı ($>0,5$) kirlilik kaynağının tüm istasyonlarda ve mevsimlerde odun ve kömür yanmasına bağlı pirojenik kökenli olduğunu göstermektedir. Emisyonlara bağlı PAH kirliliğini belirleyen BaP / BghiP tanı oranına göre bahar, yaz ve güz dönemlerinde KD akarsu sedimentlerinin (her iki partikül boyutunda) PAH kaynağı trafik emisyonları olarak belirlenmiştir ($>0,6$). Bu tanı oranı sadece kış örneklemeğinde KD3 istasyonunda ($<63 \mu\text{m}$) 0,6'nın altında hesaplanmıştır ve kirlilik kaynağı trafik dışı emisyonlar olarak belirlenmiştir. Bu emisyonların nedeni bölgede ev bacalarından salınan gazlar olabilir.

YD akarsu istasyonlarında her iki partikül boyutlu sedimentlerde PAH kirliliği Ant / (Ant + Phe) oranına göre tüm mevsim örneklemeğinde yanma kaynaklıdır ($>0,1$). Bu oran sadece kış döneminde partikül boyutu $>63 \mu\text{m}$ olan YD3 sedimentinde 0,1'in altında olup PAH kirliliği petrojenik kaynaklıdır. Fla / (Fla + Pyr) oranına göre kış döneminde tüm sedimentlerde PAH kirliliği odun ve kömür yanma kaynaklıyken ($>0,5$), bahar döneminde petrojenik kaynaklıdır ($<0,4$). Yaz döneminde ise tüm sediment örneklerinde PAH kirliliği fosil yakıt yanmasına bağlı olarak pirojeniktir (0,4-0,5). Güz döneminde her iki partikül boyutlu YD1 istasyon sedimentlerinde kirlilik fosil yakıt yanmasına bağlıyken YD2 ve YD3 istasyonlarında odun ve kömür yanmasına bağlıdır. BaP / BghiP oranına göre kış, yaz ve bahar dönemlerinde tüm istasyonlarda $<63 \mu\text{m}$ sedimentlerde PAH kirlilik kaynağı trafik emisyonları olarak belirlenmiştir ($>0,6$). Bahar mevsimi sedimentlerinde ($<63 \mu\text{m}$) ise YD2 ve YD3 istasyonlarında PAH kaynağı trafik dışı emisyonlar olarak belirlenmiştir ($<0,6$). BaP / BghiP oranına göre $>63 \mu\text{m}$ sedimentlerde PAH kirlilik kaynağı tüm istasyonlarda genel olarak trafik emisyonlarıdır. Diğer örneklemelemlerden farklı olarak yaz döneminde YD1 ve YD2 istasyon sedimentlerinde

(>63 µm) trafik dışı emisyonlara bağlı PAH kirliliği belirlenmiştir (Şekil 4.10). Özellikle YD istasyon sedimentlerinde (her iki partikül boyutta) Ant / (Ant + Phe) ve Fla / (Fla + Pyr) oranına göre belirlenen petrol kaynaklı PAH kirliliği akarsuyun Altınova Tersaneler Bölgesi'nde bulunmasıyla ilişkili olabilir. Ayrıca YD diğer iki akarsuya kıyasla Marmara Deniz'ine nispeten daha yakın (Batı Basen) bir bölgededir. Burada deniz trafiğinin de etkisinin olabileceği düşünülmektedir.

Larsen ve Baker (2003), BaA, BkF, BaP, BghiP ve DahA bileşiklerinin trafik ve karayolu kaynaklı kirlilik sebebiyle çevrede bulunduklarını raporlamıştır. Yukarıda tartışılan bilgilere dayalı olarak çalışmamızda baskın bireysel PAH bileşenlerinin (BaA, BaP, DahA, BkF, BbF) körfez sedimentlerinde yoğun varlığı ve BaP / BghiP tanı oran sonuçları (>0,6) bize bölgedeki evsel ve endüstriyel kuruluşların yanında motorlu taşıt trafik emisyonlarının kirliliğin başlıca nedenleri olduğunu göstermektedir.

Dünya genelinde ve Türkiye'deki körfez ve akarsularda yüzey sedimentlerinde PAH kirliliği araştırılmıştır. Dünya genelinde yapılan çalışmaların sonucunda (Tablo 5.1) yüzey sedimentlerinde PAH kirliliğinin Baumard ve diğ. (1998) tarafından yapılan kirlilik sınıflandırmasına göre genelde çok yüksek ve yüksek olduğu görülmektedir. Annicchiarico ve diğ. (2011) İtalya'da Taranto Körfezi'nde 10 farklı istasyondan aldıkları yüzey sedimentlerinde dünya genelindeki en yüksek PAH kirliliğini (262446 ng/g ka) raporlamıştır. Özellikle en yüksek PAH kirlilik değerlerinin demir çelik üretimi yapan bir fabrikanın yakınındaki istasyonda ölçüldüğüne dikkat çekmiştir. Benlahcen ve diğ. (1997), Fransa'da önemli denizcilik ve endüstriyel faaliyetlerin olduğu Lazaret Körfezi'nden aldıkları sediment örneklerinde PAH kirliliğinin çok yüksek (48090 ng/g ka) olduğunu bildirmiştir. Türkiye, Suriye ve Irak'tan geçerek Basra Körfezi'ne dökülen Fırat Nehri'nden alınan sediment örneklerinde de çok yüksek (9724 ng/g ka) PAH kirliliği raporlanmıştır (Grmasha ve diğ., 2023). Hindistan'ın Chennai şehrinde bulunan Adyar nehri, Cooum nehri, Ennore halici ve Pulicat gölünden alınan sediment örneklerinde karşılaştırmalı bir çalışma yapılmıştır (Goswami ve diğ., 2016) ve en yüksek PAH derişimi Cooum nehri sedimentlerinde raporlanmıştır (31425 ng/g ka). Goswami ve diğ. (2016), yaptıkları çalışmayla nehirlerin haliç ve gölden daha çok kirlendiği sonucuna varmışlardır. Çalışmamızın ortalama sonuçları, yukarıda bahsedilen dünya genelindeki çalışmalardan daha düşüktür.

İzmit Körfezi'ni besleyen akarsularda yapılan çalışmamızda mevsimsel olarak ölçülen 16 Toplam-PAH değeri (4800 ng/g ka), Gao-ping Nehri (8- 356 ng/g ka) (Doong ve Lin, 2004), Brisbane Nehri (148- 3079 ng/g ka) (Duodu ve diğ., 2017), Yellow Nehri (57- 228 ng/g ka) (Wang ve diğ., 2017), Chongqing nehirleri (221- 3205 ng/g ka) (Lei ve diğ., 2019) ve Liujiang Nehri (112- 593 ng/g ka) (Miao ve diğ., 2023) gibi dünya genelindeki nehirlerde ölçülen PAH kirlilik değerlerinden daha yüksektir. Aynı şekilde çalışmamızda ölçülen en yüksek Toplam-PAH derişimi Kalwa ve diğ. (2014) tarafından durgun su kütlesi olan İtaipu Gölü sedimentlerinde yapılan çalışmanın sonuçlarından (35- 685 ng/g ka) daha yüksektir (Tablo 5.1). Türkiye körfez ve akarsularında yapılan çalışmalar genel olarak değerlendirildiğinde özellikle Marmara Denizi'nde yapılan birçok çalışmanın PAH derişimleri akarsu sedimentlerinde ölçtüğümüz en yüksek Toplam-PAH değerinden daha yüksektir. Marmara Denizi'nde bulunan Tuzla limanından alınan sedimentin çok yüksek PAH kirliliğine (79674 ng/g ka) maruz kaldığı (Okay ve diğ., 2014) ve kirliliğin dünya genelinde yapılan çalışmalardan daha yüksek olduğu görülmektedir (Tablo 5.1). PAH kirliliği Gemlik Körfezi'nde 13482 ng/g ka (Ünlü ve Alpar, 2009), İzmit Körfezi'nde 11400 ng/g ka (Tolun ve diğ., 2006) ve 6340 ng/g ka (Terzi, 2011), Nilüfer Çayı'nda 9600 ng/g ka (Eker ve Taşdemir, 2018), İstanbul kıyılarında 6009 ng/g ka (Taşkın ve diğ., 2011) olarak çalışmamızda elde edilen değerlerden daha yüksek düzeylerde dir. Türkiye'de yapılan diğer çalışmalar değerlendirildiğinde çalışmamızdaki akarsulardan alınan sedimentlerde PAH kirliliğinin İstanbul Boğazı (2199 ng/g ka) ve Çanakkale Boğazı (2912 ng/g ka) sedimentlerinden daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Boğazlarda belirlenmiş olan değerlerin akarsulara kıyasla daha düşük seviyelerde olması akıntılarla ilişkilendirilebilir (Balcıoğlu ve diğ., 2018). İstanbul Haliç'inde 13 farklı istasyondan alınan haliç yüzey sedimentlerinde toplam PAH derişimi (541 ng/g ka) İzmit Körfezi akarsu sedimentlerinde ölçülen PAH derişimlerinden çok daha düşük seviyelerde olduğu raporlanmıştır (Kılıç, 2015). Türkiye'de körfezler, yapılan PAH kirlilik çalışmalarına göre sıralandığında en yüksekten en düşüğe Gemlik> İzmit> Çandarlı> Edremit> Nemrut körfezleri şeklindedir (Tablo 5.1). Sonuçlarımızla karşılaştırıldığında, İzmit Körfezi sedimentlerinin PAH kirliliğine yüksek oranda maruz kaldığı söylenebilir. Ergül ve diğ. (2011), DD'de 2 farklı noktada konumlandıkları tuzak sediment örneklerinde ve İzmit Körfezi'ni 3 farklı basene ayırarak belirledikleri 74 farklı nokta ve derinlikten aldıkları yüzey sedimenti örneklerinde kapsamlı bir çalışma yapmışlardır.

Tablo 5.1. Dünya genelindeki ve Türkiye’deki körfez ve akarsu sedimentlerinde toplam PAH derişim aralıkları (min.- maks. ng/g ka)

Çalışma Alanı	Yıl	Bileşen Sayısı	Toplam-PAH (ng/g)	Kirlilik seviyesi (Baumard ve diğ., 1998)	Kaynak
Lazaret Körfezi, Akdeniz	1991	14	1440- 48090	Çok yüksek	(Benlahcen ve diğ., 1997)
Gao-ping Nehri, Tayvan Boğazı	1999-2000	16	8- 356	Düşük- orta	(Doong ve Lin, 2004)
Taranto Körfezi, Akdeniz	2007	16	1484- 262446	Çok yüksek	(Annicchiarico ve diğ., 2011)
Itaipu Gölü, Brazilya	2009	16	35,21- 685,37	Düşük- orta	(Kalwa ve diğ., 2014)
Chennai şehri, Bengal Körfezi	2014	16	13- 31425	Düşük- çok yüksek	(Goswami ve diğ., 2016)
Brisbane Nehri, Moreton Körfezi	2012-2015	15	148- 3079	Orta- yüksek	(Duodu ve diğ., 2017)
Yellow Nehri, Bohai Denizi	2012	16	56,69- 227,96	Düşük- orta	(Wang ve diğ., 2017)
Chongqing şehri (19 farklı nehir)	2013	16	221- 3205	Orta- yüksek	(Lei ve diğ., 2019)
Liujiang Nehri, Çin Denizi	2019	15	111,97-593,39	Orta	(Miao ve diğ., 2023)
Fırat Nehri	2022	16	5940- 9724	Çok yüksek	(Grmasa ve diğ., 2023)
İzmit Körfezi, Marmara Denizi	1999	14	240-11400	Yüksek- çok yüksek	(Tolun ve diğ., 2006)
Gemlik Körfezi, Marmara Denizi	-	14	51-13482	Düşük- çok yüksek	(Ünlü ve Alpar, 2009)
İstanbul Kıyısı, Marmara Denizi	2009	8	135-6009	Orta- çok yüksek	(Taşkın ve diğ., 2011)
İzmit Körfezi, Marmara Denizi	2008-2010	15	53,2-6340,4	Düşük- çok yüksek	(Terzi, 2011)
Çandarlı Körfezi, Ege Denizi	2009	12	24-405	Düşük- orta	(Küçüksezgin ve diğ., 2012)
Tuzla liman, Marmara Denizi	2012	16	1000-79674	Çok yüksek	(Okay ve diğ., 2014)
İstanbul Haliç, Marmara Denizi	2013-2014	16	7,51-541,23	Düşük- orta	(Kılıç, 2015)
Ölüdeniz, Akdeniz	2008	16	510-4040	Orta- yüksek	(Tuncel ve Topal, 2015)
İstanbul Boğazı, Marmara Denizi	2016-2017	16	120-2199	Orta- yüksek	(Balcıoğlu ve diğ., 2018)
Çanakkale Boğazı, Ege Denizi	2016-2017	16	335-2912	Orta- yüksek	(Balcıoğlu ve diğ., 2018)
Nilüfer Çayı, Marmara Denizi	-	12	15-9600	Düşük- çok yüksek	(Eker ve Taşdemir, 2018))
Edremit Körfezi, Ege Denizi	2015	18	1-175	Düşük- orta	(Darılmaz ve diğ., 2019)
Nemrut Körfezi, Ege Denizi	-	16	1,33-141	Düşük- orta	(Küçüksezgin ve diğ., 2020)
Yalova, Marmara Denizi	2018	16	344-1476	Orta- yüksek	(Akdemir ve Dalgıç, 2021)
Rize, Karadeniz	2018	16	205-549	Orta	(Akdemir ve Dalgıç, 2021)
İzmit Körfezi Akarsuları	2019	16	0,05–4800,11	Düşük-yüksek	Bu çalışma

Yapılan çalışmada DD tuzak sedimentlerinin Toplam-PAH düzeyleri en yüksek 1004 ve 1588 ng/g ka olarak raporlanmıştır. Çalışmamızda İzmit Körfezi'ne dökülen akarsularda ölçülen en yüksek değer bu değerden yaklaşık 4 kat daha yüksektir. Bunun sebeplerinden biri akarsulara deşarjların direk olarak yapılması olabilir. Diğer sebebi ise akarsularla taşınan PAH'ların körfeze giriş yaptıktan sonra daha büyük su hacmi içerisinde dağılmasından dolayı konsantrasyonlarının azalmasıdır. Ergül ve diğ. (2011) İzmit Körfezi deniz sedimentleri ve tuzak sedimentlerinde yaptıkları çalışmada en yüksek PAH derişimlerinin Orta Basen'de olduğunu raporlamıştır. Akarsu sedimentlerinde yapılan mevcut çalışmamızda ortak olarak en yüksek ortalama PAH derişimleri DD3 istasyonunda yani Orta Basen'de ölçülmüştür. Ergül ve diğ. (2011), deniz sedimentinde baskın olarak dağılım gösteren PAH bileşenlerinin çalışmamızdan farklı olarak hafif moleküler ağırlıklı PAH'lar olduğunu bildirmiştir (Fla, BeP (Benzo(e)pyrene) ve Chr). Çalışmamızın aksine aralarında karsinojenik PAH bileşenlerinin de olduğu en düşük derişimde bulunan bileşenler DahA, BghiP ve IcdP olarak rapor edilmiştir (Ergül ve diğ., 2011). Bu bilgiler ışığında İzmit Körfezi deniz sedimentine HMW-PAH bileşenleri körfeze dökülen büyük havza akarsularından taşınırken LMW-PAH bileşenlerinin doğrudan denize döküldüğü söylenebilir. Bunun yanında dere gibi kaynak sularda kaynaktan hızla bir boşaltım olurken bazı LMW-PAH bileşenleri, sıcaklık, basınç ve hidrodinamik koşullar gibi mikro-çevresel koşullardaki ani değişiklikler nedeniyle buharlaşırken (Jiang ve diğ., 2013), HMW-PAH bileşenleri buharlaşmadan su kolonunda kalabilmektedir (Chen ve diğ., 2022). Suda yüksek çözünürlük ve bentik geri dönüşüm sebepleriyle LMW-PAH'ların suda çözünme ve bozunma olasılıkları daha yüksekken, HMW-PAH'lar bozunmaya karşı daha dirençlidir ve bu bileşiklerin sedimentte birikimleri daha kolaydır (Liu ve diğ., 2015; Montuori ve diğ., 2016). Ayrıca, LMW-PAH'lar petrojenik ve düşük sıcaklıktaki pirojenik kaynaklarda (örneğin, petrol döküntüsü ve eksik yanma) bol miktarda bulunurken, HMW-PAH'lar pirojenik kaynaklardan gelen bileşiklerde bol miktarda bulunmaktadır. Bu durum sedimentteki PAH kirliliğinin ana kaynağının yüksek sıcaklıktaki yanma olayı olduğunu göstermektedir (Li ve diğ., 2015). İzmit Körfezi akarsu örnekleme noktalarında PAH kaynak tanı oranları da dikkate alındığında genelde tüm mevsimlerde PAH kirlilik kaynağının pirojenik kökenli olması ve HMW-PAH bileşenlerinin akarsu sedimentlerinde daha baskın bulunması bu bilgilerle desteklenmektedir.

Çalışmamızda bulunan değerler, Giuliani ve diğ. (2017) tarafından sediment karot örneklerinde yapılan çalışmada rapor edilen PAH değerlerinden 4 kat daha yüksek bulunmuştur (1632 ng/g ka). Deprem sonrası özellikle petrol rafinerisine yakın bölgelerde PAH bileşenlerinin kümелendiğı gözlenmiştir. Deprem öncesi ve sonrası DD kıyılarından alınan sediment örnekleriyle aralarında bir bağlantı gözlenmemiştir. Hem kıyılardan alınan sediment örneklerinde hem de kor sediment örneğinde PAH kirlilik kaynağının yanma kökenli olduğı raporlanmıştır. DD istasyonlarında genel olarak PAH bileşenleri değerlendirildiğinde çalışmamıza benzer bir şekilde Pyr ve BbF gibi ağır moleküler PAH'ların baskın olduğı raporlanmıştır (Giuliani ve diğ., 2017).

Yukarıda tartışılan sonuçlara istinaden Wang ve diğ. (2017), nehir ve dere gibi akarsuların atıklara direk maruz kalması sebebiyle en çok kirlitilen su ekosistemleri olduğunu bildirmiştir. Xie ve diğ. (2023) PAH kirliliğinin en yüksek akarsu sedimentlerinde daha sonra haliç sedimentlerinde ve en düşük deniz sedimentlerinde olduğunu raporlamıştır. Bu bilgi ele alındığında Marmara Denizi sedimentlerinde yapılan çalışmalar için farklı sonuçların olduğı görülmektedir ve genellikle PAH kirliliğı yüksek ve çok yüksek olarak sınıflandırılmıştır (Tablo 5.1).

İzmit Körfezi'nde kentsel ve endüstriyel kirlilik kaynaklarından dolayı körfezin doğu ve orta basenleri en kirli bölge olarak raporlanmıştır (Yılmaz ve diğ., 2019). Ayrıca iç kısımdaki sınırlı su sirkülasyonu, sistemde kirleticilerin birikmesine neden olmaktadır. İzmit Körfezi'nden alınan sediment örneklerinde en yüksek Toplam-PAH değeri körfezin batı basenindeki istasyonda (1879 ng/g ka) ölçülürken en düşük değer iç kısımdaki istasyonda (562 ng/g ka) yaklaşık 3 kat daha düşük ölçülmüştür (Yılmaz ve diğ., 2019).

Çalışmamızın en yüksek T-PAH sonuçları, Akdemir ve Dalgıç (2021) tarafından Yalova'da deniz kanalizasyon deşarj bölgelerindeki deniz sedimentlerinde yapılan çalışmayla kıyaslandığında yaklaşık 4 kat daha yüksektir (1476 ng/g ka). Sonuçlar evsel deşarjlar gibi insan kaynaklı faaliyetlerin kirliliğı yüksek oranda etkilediğini göstermektedir (Akdemir ve Dalgıç, 2021).

Güzel ve diğ. (2022), Kirazdere, Serindere ve Kazandere havzalarıyla beslenen Yuvacık Gölü'nden 5 cm yüzeyden aldıkları sediment örneklerinde toplam PAH derişimlerini 36,97 - 81,38 ng/g ka olarak ölçmüştür. Bu çalışmanın sonuçları çalışmamızın en yüksek

Toplam-PAH sonuçlarından yaklaşık 60 kat daha düşüktür. Aynı çalışmada, EPA tarafından insanlar için karsinojenik etkiye sahip olduğu raporlanan PAH bileşenlerinin (EPA, 2008) (BaA, BbF, BkF, BaP, DahA ve IcdP) baskın olduğu bildirilmiştir. KD istasyon sedimentlerindeki sonuçlarımız bu çalışma ile karşılaştırıldığında benzer sonuçlar elde edilmiştir. KD istasyonlarından alınan sediment örnekleri genel olarak değerlendirildiğinde özellikle ağır moleküler PAH'lar baskın olarak bulunmuştur ve aynı şekilde her iki çalışma ile uyumlu olarak çalışmamızda da BaA, BaP ve BbF baskın karsinojenik PAH bileşenleri olarak tespit edilmiştir. İzmit Körfezi'ne dökülen mansaba yakın akarsu sedimentlerinde özellikle endüstriyel ve karsinojenik PAH bileşenlerinin olması bu önemli su ekosisteminin de tehlike altında olduğunu düşündürmektedir. Özellikle her bir istasyonda ve örnekleme dönemlerinde baskın olarak bulunan BaP bileşiği toplam karsinojenik potansiyele katkısı yüksek olduğundan, genellikle karsinojen PAH'lara toplam maruz kalmanın bir belirteci olarak kullanılır. Bu PAH bileşeninin sedimentte yüksek olarak bulunması bize maruziyet ile ilgili bilgi verebilir (Ohura ve diğ., 2004). PAH ve PCB'lerin Sediment Kalite Yönergeleri (SQG) ve karsinojenik PAH'lar (C-PAH'lar) Risk Değerlendirmesi başlığı altında ayrıca tartışılmıştır.

5.3. İzmit Körfezi Akarsu Sedimentlerinde PCB Kirliliği ve Dağılımı

İzmit havzasının 3 büyük akarsu sedimentlerinde PCB kirliliği değerlendirildiğinde en yüksek derişimler 63 µm'den büyük partikül boyutlu sedimentlerde ölçülmüştür. Şekil 4.11 ve Şekil 4.14'te gösterildiği gibi her iki partikül boyutlu sedimentlerde ölçülürken, en düşük PCB değerleri (1,28 ng/g ka) DD1 istasyonlarında, en yüksek değerler (49,6 ng/g ka) DD3 istasyonunda ölçülmüştür. Her ne kadar her iki partikül boyutlu (<63 ve >63 µm) sedimentlerde en yüksek PCB derişimleri DD istasyonlarında ölçülmüş olsa da genel olarak tüm örnekleme mevsimleri ortalama değerleri ele alındığında KD (ort. T-PCB 12,7 ng/g ka) en yoğun şekilde PCB kirliliğine maruz kalmıştır (kaynak, orta ve mansap noktalarında ölçülen değerlerin ortalaması alınarak tek istasyon olarak değerlendirildi). Konumu itibariyle bu akarsu körfezin doğu basenine dökülmektedir ve diğer istasyonlara oranla daha yüksek PCB derişimleri burada ölçüldüğü için körfezin doğu baseninin PCB kirliliğine daha fazla maruz kaldığı söylenebilir. Benzer şekilde Terzi (2011) kirliliğin körfezin orta ve doğu basenlerdeki deniz sedimentlerinde daha yoğun olduğunu bildirmiştir.

Körfez akarsu sedimentlerinde PCB bileşenlerinin derişimleri istasyon ve mevsimlere göre farklı derişimlerde ölçölmüştür. Partiköl boyutu <63 µm sedimentlerde PCB dağılımı PCB5, PCB66 ve PCB52 şeklinde sıralanırken (Şekil 4.12), >63 µm sedimentlerde bu sıralama PCB170, PCB180 ve PCB5 şeklindedir (Şekil 4.15). Şekil 4.12 ve Şekil 4.15'te PCB5 ve PCB180 her iki partiköl boyutlu sedimentlerde ortak olarak baskın dağılıma sahip olduğunu göstermektedir. Ergöl ve diğ. (2011), DD tuzak sedimentlerinde çalışmamızla ortak olarak PCB52 ve PCB66 bileşenlerini maksimum derişimlerde ölçtüklerini raporlamıştır. PCB5, PCB52 ve PCB66 ve 4- ve 2-klorlu PCB'ler gibi hafif PCB'lerin varlığı körfezdeki metalürji fabrikasının atıksu deşarjlarının körfeze yapılmasıyla açıklanabilir (Ergöl ve diğ., 2011). Klor sayısına göre akarsu sedimentlerinde PCB varlığı ve dağılımı her bir istasyona göre mevsimlerden bağımsız olarak değerlendirildiğinde DD ve KD sedimentlerinde (<63 µm) 4- ve 2-klorlu PCB'ler, YD sedimentlerinde 4-, 3- ve 2- klorlu PCB'ler baskın olarak dağılım göstermektedir (Şekil 4.13). Partiköl boyutu 63 µm'den büyük sedimentlerde ise bu PCB dağılımları her bir akarsu için 7-klorlu olacak şekildeyken her bir istasyonda bu sıralamayı 4-klorlu PCB'ler takip etmektedir (Şekil 4.16). Sonuç olarak İzmit Körfezi havzasını besleyen 3 ana akarsu yüzey sedimentlerinde düşük moleköl PCB kirliliğinden bahsedilebilir. Ergöl ve diğ. (2011), DD ağzında sediment tuzağı sedimentlerinde de çalışmamızla benzer olarak hafif klorlu PCB'leri daha yüksek derişimlerde ölçmüşlerdir. Benzer şekilde Gedik ve diğ. (2010), DD'yi de içeren çalışmalarında körfez sedimentlerinde hafif klorlu PCB'lerin daha baskın dağılım gösterdiğini açıklamışlardır. Çalışmamızda akarsu yüzey sedimentinde hafif klorlu PCB'lerin varlığı Hornbuckle ve diğ. (2004) tarafından Michigan Gölü'nün güneyinden aldıkları yüzey sedimentlerinde yaptıkları çalışmanın bulguları ile tutarlı bir şekilde daha yoğun olarak ölçölmüştür. Ağır klorlu PCB'ler yeniden süspanse olduğunda daha yoğun olarak su sisteminde dipteki sedimente doğru batma eğilimi göstermektedir (Li ve diğ., 2009).

Dünya'nın farklı bölgelerinden alınan nehir yüzey sedimentlerinde PCB kirlilikleri araştırılmıştır. Tablo 5.2'de belirtilen çalışmalar arasında en yüksek PCB kirliliği (226-31900 ng/g ka) Iwegbue ve diğ. (2020) tarafından yapılan çalışmada Nijerya'da Escravos Nehri'nden alınan yüzey sedimentlerinde ölçölmüştür. En yüksek PCB kirliliğinin ham petrol üretim tesisine yakın alanlardan alınan sedimentlerde ölçöldüğü raporlanmıştır. Aynı çalışmada PCB'lerin risk değerlendirmesine göre insanlar ve diğ. canlılar için çok

yüksek potansiyel riskler ortaya koyduğu belirtilmiştir. Omar ve Mahmoud (2017), insan kaynaklı faaliyetlerin yüksek olduğu bölgedeki Nil Nehri (Mısır) yüzey sedimentlerinde yaptıkları çalışmada çok yüksek PCB kirliliği olduğunu raporlamıştır (1680- 2460 ng/g ka). Söz konusu çalışmada PCB bileşenlerinden PCB180 çalışmamızda da olduğu gibi en baskın bileşen olarak belirlenmiştir. Kanseri risk değerlendirmesi sonucunda, insanlar tarafından nehir balıklarının tüketiminde kabul edilemez düzeyde kanser riski olduğu belirtilmiştir. Kanzari ve diğ. (2014), Fransa’da endüstriyel faaliyetlerin yoğun olduğu bölgede Huveaune Nehri’nden aldıkları yüzey sedimentlerinde PCB kirliliğini 2,8- 437 ng/g ka olarak ölçmüşlerdir. Huveaune havzasının endüstriyel ve kentsel alanlarındaki sedimentlerde PCB’ler için yüksek kirlilik seviyeleri raporlanmıştır. Barhoumi ve diğ. (2019), Someşu Mic Nehri sedimentlerinde yüksek PCB değerlerini (2,7-252,7 ng/g ka) yoğun kentleşme ve endüstriyel faaliyetlerin olduğu bölgede ölçmüştür. Tang ve diğ. (2020), Çin’in Pearl Nehri ve Haliç’inden aldıkları yüzey sedimentlerinde PCB kirliliğini 4,6-187,4 ng/g olarak ölçmüş ve kirliliğin ana potansiyel kaynaklarının artan endüstriyel ürünler, gemi boyama, denizcilik ve tarımsal aktiviteler olduğunu belirtmiştir. Montuori ve diğ. (2016), İtalya’da Tiber Nehri ve Haliç’inden aldıkları yüzey sedimentlerinde PCB kirliliğinin sediment kalite yönergelerindeki değerlerden daha düşük olduğunu raporlamıştır. PCB bileşenlerinden PCB66 çalışmamıza benzer şekilde baskın bileşenlerden biri olarak raporlanmıştır. Çalışmamızın PCB sonuçları yukarıda tartışılan çalışmalarla karşılaştırıldığında daha düşük düzeydedir (1,28-28,59 ng/g ka). Dünyanın farklı nehir ve akarsularından alınan yüzey sedimentlerinde bu değerlerin değişkenlik göstermesi nüfus yoğunluğuna, evsel atıklara, bölgedeki kentsel ve endüstriyel faaliyetlere bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir. Genellikle bir körfeze ya da denize akan nehir gibi akarsu sedimentlerinde daha yüksek kirlilik değerlerinin olduğu bilinmektedir (Montuori ve diğ., 2016). İzmit Körfezi’ni besleyen akarsularda yapılan çalışmamızda ölçülen 18 T-PCB değeri (28,59 ng/g ka), Mekong Nehri (2,02 ng/g ka) (Carvalho ve diğ., 2009), Brisbane (5,4 ng/g ka) (Anim ve diğ., 2017), Hugli Nehri (7,7 ng/g ka) (Mitra ve diğ., 2019) ve Beiluo Nehri (1,25 ng/g ka) (Han ve diğ., 2023) sedimentlerindeki derişimlerden daha yüksek olarak ölçülmüştür (Tablo 5.2).

Tablo 5.2. Dünya genelindeki ve Türkiye’deki körfez ve akarsu sedimentlerinde toplam PCB derişim aralıkları (min.- maks. ng/g ka)

Çalışma Alanı	Yıl	Bileşen sayısı	T-PCB (ng/g)	Kaynak
Mekong Nehri, Vietnam	1998	13	0,11- 2,02	(Carvalho ve diğ., 2009)
Huveanue Nehri, Fransa	2010	7	2,8- 437	(Kanzari ve diğ., 2014)
Tiber Nehri ve halici, İtalya	2014-2015	32	3,73- 79,3	(Montuori ve diğ., 2016)
Nil Nehri, Mısır	2013	11	1680- 2460	(Omar ve Mahmoud, 2017)
Brisbane Nehri, Avustralya	2014-2015	7	4,5- 5,4	(Anim ve diğ., 2017)
Someşu Mic Nehri, Romanya	2017	20	2,7- 252,7	(Barhoumi ve diğ., 2019)
Hugli Nehri, Hindistan	2018	7	0,28-7,7	(Mitra ve diğ., 2019)
Escravos Nehri, Nijerya	-	28	226- 31900	(Iwegbue ve diğ., 2020)
Pearl Nehri ve halici, Çin	2017	7	4,6- 187,4	(Tang ve diğ., 2020)
Beiluo Nehri, Çin	2021	27	0,12-1,25	(Han ve diğ., 2023)
İstanbul Boğazı	2007	6	0,018-539,7	(Okay ve diğ., 2009)
İzmit Körfezi	2008	41	2,9-85,4	(Gedik ve diğ., 2010)
İzmit Körfezi’nin tatlı su kolları	2008	41	47,7	(Gedik ve diğ., 2010)
İzmit Körfezi	2008-2010	19	0,9-24,2	(Ergül ve diğ., 2011)
İzmir Körfezi	2009	2	0,3- 40,5	(Pazi ve diğ., 2011)
İstanbul Haliç’i	2013-2014	18	bda-20,1	(Kılıç ve diğ., 2015)
İstinye kıyısı, Haliç ve İzmit Körfezi	-	7	0,4-36	(Yılmaz ve diğ., 2019)
Karadeniz ve Yalova Gölü	2018	8	0,05-2,24	(Akdemir ve Dalgıç, 2021)
Çanakkale rezervuar gölleri (6 farklı)	-	8	0,13-3,31	(Canlı ve diğ., 2023)
İzmit Körfezi akarsuları	2019	18	1,28-28,59	Bu çalışma

Türkiye’de körfez ve akarsulardan alınan yüzey sedimentlerinde PCB kirlilikleri çalışmamızın sonuçlarıyla (1,28 – 28,6 ng/g ka) karşılaştırıldığında genel olarak daha düşüktür. En yüksek PCB kirliliği Okay ve diğ. (2009) tarafından İstanbul Boğazı’nda 17 farklı istasyondan alınan deniz sedimenti örneklerinde ölçülmüştür (539,7 ng/g ka). Çalışmamızın sonucundan daha yüksek değerler İzmit Körfezi sedimentlerinde ölçülmüştür. Gedik ve diğ. (2010), İzmit Körfezi’nden (85,4 ng/g ka) ve Dilderesi (47,7 ng/g ka), Koruma deresi (3,52 ng/g ka) ve Sarı dere (8,94 ng/g ka) akarsularından alınan yüzey sedimentlerinde yaptıkları çalışmalarda DD sedimentinde PCB kirliliğinin çalışmamızın sonucundan daha yüksek olarak raporlamıştır. Tüm akarsu mansaplarından alınan sedimentler hafif klorlu PCB’ler içerirken, körfez sedimentinin daha ağır klorlu PCB’ler içerdiği belirlenmiştir. Deniz sedimenti örneklerinde daha ağır klorlu PCB’ler hafif klorlu PCB’lere kıyasla daha fazla dibe batma eğilimindedir. Bu, fizikokimyasal ayrışma ve çevresel taşıma mekanizmaları ile açıklanabilir. Nispeten daha az çözünen ağır klorlu PCB’ler güçlü bir şekilde sedimentte dibe batarken, nispeten daha fazla çözünürlükte olan hafif klorlu türdeşler suda çözünerek hafif klorlu PCB’ler yüzeyde daha fazla bulunabilme özelliklerinden dolayı hava-su değişimi veya basitçe su sisteminde adveksiyon yoluyla kaynaklardan uzağa taşınabilmektedir. Yılmaz ve diğ. (2019), kazıma çalışmalarının gerçekleştiği İstinye, Haliç ve İzmit Körfezi’nden aldıkları deniz yüzey sedimentlerinde PCB kirliliğinin en yüksek İzmit Körfezi’nde olduğunu belirterek çalışmamızdan daha yüksek PCB kirliliği raporlamıştır (36 ng/g ka). Evsel ve endüstriyel atıksuların dere ve akarsularla körfeze taşındığını ve insan faktörlü kirlilikle birlikte deniz trafiğinin de kirlenmenin bir nedeni olabileceğini belirtmişlerdir (Pekey, 2006; Yılmaz ve diğ., 2019). Pazi ve diğ. (2011), İzmir Körfezi’nde yaptıkları çalışmada PCB kirliliğinin körfezin iç kısmında daha yüksek olduğunu belirtmiştir (40,5 ng/g ka). İnsan kaynaklı faaliyetler sonucu Gediz Nehri’nin de İzmir Körfezi gibi PCB kirliliğine maruz kaldığını bildirmiştir.

İzmit Körfezi akarsularında gerçekleştirdiğimiz bu çalışmada Türkiye’de yapılan bazı çalışmalardan daha yüksek PCB kirliliği olduğu görülmektedir. İzmit Körfezi akarsu sedimentleri, İstanbul Haliç’i (20,1 ng/g ka) (Kılıç, 2015), Karadeniz ve Yalova Gölü (2,24 ng/g ka) (Akdemir ve Dalgıç, 2021), Çanakkale rezervuar gölleri (3,31 ng/g ka) (Canlı ve diğ., 2023) sedimentlerinde yapılan çalışmalara kıyasla çok daha yüksek PCB kirliliğine maruz kalmıştır (Tablo 5.2).

Ergül ve diğ. (2011), İzmit Körfezi'nde 74 farklı istasyondan aldıkları yüzey sedimentlerinde en yüksek T-PCB derişimini 24,2 ng/g ka olarak ölçmüştür. Yapılan çalışmada en yüksek PCB kirliliğinin çalışmamızdakine benzer şekilde orta basende olduğu belirtilmiştir. Yine çalışmamızla ortak olarak belirtilen bir sonuç ise PCB 180 bileşeninin bu çalışmada da baskın olmasıdır. Ergül ve diğ. (2011) tarafından yapılan çalışmada çalışmamıza yakın değerler bildirilmiştir (28,59 ng/g ka). Bunun yanında Ergül ve diğ. (2011), Dilderesi açıklarından alınan tuzak sedimentlerinde çalışmamızdan neredeyse 2 kat daha yüksek PCB kirlilik değerleri ölçmüştür. Bu değerler DD 1. Tuzak sedimenti için 53,5 ng/g ka iken DD 2. Tuzak sedimenti için 40,2 ng/g ka olarak rapor edilmiştir. Ergül ve diğ. (2011), T-PCB derişimlerinin yüzey sedimentlerine göre yüksek düzeylerde olmasının kabul edilebilir bir sonuç olduğunu bildirmiştir. Çalışmamızın DD istasyonlarında tespit edilen baskın bileşenler tuzak sedimentlerindeki benzer şekilde PCB 18, PCB 52 ve PCB 66'dır.

Giuliani ve diğ. (2017), Karamürsel havzasından aldıkları dip kor sediment örneğinde T-PCB değerlerini 5,4 - 29 ng/g ka olarak raporlamıştır. Depremi etkisiyle birlikte kor sedimentte özellikle alt ve orta kesitlerde PCB kirliliği artış göstermiştir. Çetin ve diğ. (2018), Dilovası'nda aldıkları ortam hava örneklemelerinde PCB'lerin kaynak dağılımını ve karsinojen risk değerlendirmesini araştırmışlardır ve olasılık değerlendirmesine göre araştırmacılar, özellikle PCB'ler için, Dilovası nüfusunun çoğunluğunun önemli sağlık riskleriyle karşı karşıya olduğunu raporlamıştır. Tüm bu çalışmalar göz önünde bulundurulduğunda İzmit Körfezi ve akarsularının kirleticilere önemli bir düzeyde maruz kaldığı anlaşılmaktadır. Gerek suda gerek yüzey ve kor sedimentlerde yapılan araştırmalar İzmit su ekosisteminin, bize bölgede yoğun kentsel ve endüstriyel aktivitelere bağlı olarak PCB kirliliğine maruz kaldığını göstermektedir (Ergül ve diğ., 2011; Giuliani ve diğ., 2017; Çetin ve diğ., 2018; Güzel ve diğ., 2022). PCB'lerin risk değerlendirmesi ayrıca aşağıda tartışılmıştır.

5.4. Risk Değerlendirmesi

Körfezi besleyen 3 büyük akarsu sedimentlerinde MP, PAH ve PCB kirleticilerinin risk değerlendirmesi yapılmıştır. MP'ler için risk indeksi Denklem (3.2) kullanılarak hesaplanmıştır. PAH'ların ve PCB'lerin risk değerlendirmesi SQG (Long ve diğ., 1995;

MacDonald ve diğ., 2000) kriterlerine göre yapılmıştır. Ayrıca MP'lerin PAH ve PCB'lerle ilişkisi Denklem (3.4)'e göre hesaplanarak değerlendirilmiştir.

5.4.1. MP'lerin Risk Değerlendirmesi

DD3 ve KD3 istasyonlarından alınan sediment örneklerinde polimer risk indeksi (Lithner ve diğ., 2011) Denklem (3.3)' e göre hesaplanarak Tablo 5.3'te risk değerlendirilmesi yapılmıştır.

Tablo 5.3. DD3 ve KD3 istasyonlarında MP polimer risk değerlendirmesi

Polimer	Yüzde (Pn)	İstasyon	Parçacık (İstasyonda)	Tehlike Puanı (Sn)	Risk İndeksi (H)	Tahmini Risk Seviyesi
HDPE	54	DD3	13	11	594	Yüksek
	50	KD3	8		550	Yüksek
PP	38	DD3	9	1	38	Orta
	38	KD3	6		38	Orta
PS	4	DD3	1	30	120	Yüksek
	12	KD3	2		360	Yüksek
PET	4	DD3	1	4	16	Orta
	-	KD3	-		-	-

MP polimerleri için DD3 ve KD3 istasyonlarında yüksek MP kirliliği olduğu görülmektedir. HDPE, PET ve PS polimer yapısındaki MP'ler kategori II sınıfında yer alır ve uzun süre çevrede kalmaları su ekosistemine zarar verir (Lithner ve diğ., 2011). Rakib ve diğ. (2022), Karnaphully nehrinde yaptıkları çalışmada baskın MP polimer türünün PP olduğunu bildirmiştir. Risk analizlerinin sonuçlarına göre, MP'lerin nehir sedimentinde düşükten yükseğe risk oluşturduğunu ve en yüksek riskin bir kanalizasyon çıkışının yakınındaki istasyonda meydana geldiğini raporlamıştır. H değerleri için toksik polimerlerin daha düşük oranlarda bile daha yüksek polimerik tehlike skorlarına sahip olduğunu belirtmiştir. Shi ve diğ. (2022), Çin'in en büyük kentsel gölü Tangxun Gölü sedimentinde 70040 parçacık/kg ka MP bulmuştur. Baskın MP'lerin fragman şekilli olduğunu belirterek PP, PE ve PET polimer yapılı MP varlığını bildirmiştir. MP risk

değerlendirmesine göre tüm noktaların şiddetli kirlilik seviyesinde olduğunu raporlamıştır. Çalışmamızın sonuçları da benzer şekilde insan kaynaklı kirlenmeye dikkat çekmektedir.

Plastik parçacıklar, çevrede ve ortam deniz suyunda yaygın olarak bulunan sentetik organik bileşikler (örn. kalıcı organik kirleticiler) yüksek oranda konsantre edebilir ve adsorpsiyon yoluyla yüzeylerinde taşıyabilir (Mato ve diğ., 2001). MP'ler, KOK'ların çevreden organizmalara transferi için taşıyıcı görevi görebilir (Derraik, 2002; Teuten ve diğ., 2009). KOK derişimlerinin daha yüksek olmasının beklendiği tatlı su sistemlerinde bu kirleticilerin MP'lere bağlandığı bilinmektedir (Horton ve diğ., 2017). Polimer bozunma ürünlerinin yanı sıra KOK'ların tanımlanması, MP partiküllerinden organiklerin ekstraksiyonu ve ardından kimyasal belirlemeden önce kromatografi dahil olmak üzere çok aşamalı süreçleri içermektedir (Ceccarini ve diğ., 2018). Hidrofobik organik bileşiklerin PE, PP ve PVC gibi MP'ler için doğal sedimentlere göre daha fazla afiniteye sahip olduğu raporlanmıştır (Graca ve diğ., 2017; Horton ve diğ., 2017). Dayanıklılık süresi, sıcaklık, pH ve güneş ışığına maruziyet gibi çevresel koşullardaki değişiklikler, kimyasallar ve MP'ler arasındaki denge dinamiklerini etkileyerek birikimlerini ve taşınmalarını etkilemektedir (Murphy ve diğ., 2016). Bununla birlikte, MP'lerde bulunan organik yüzey kirleticilerinin incelenmesi, kaynakların tanımlanmasına yardımcı olabilir (Fahrenfeld ve diğ., 2019).

5.4.2. Karsinojen PAH'lara Dayalı Sedimet Potansiyel Toksisitesi

Birçok PAH bileşiğinin ve özellikle bunların metabolitlerinin karsinojen olduğu bilinmektedir. IARC (1987), BaA, BbF, BkF, BaP, Chr, DahA ve IcdP bileşenlerini potansiyel karsinojen PAH'lar (C-PAH'lar) olarak sınıflandırmıştır. Bu çalışmada Karsinojen PAH'ların toplam derişimi (T-C-PAH) 0,05-3929 ng/g ka arasında ve ortalama C-PAH 509,8 ng/g ka olarak hesaplanmıştır. Toplam C-PAH'lar İzmit Körfezi akarsu sedimentlerindeki Toplam-PAH'ların yüzde 35-96'sını oluşturmaktadır.

Sediment örneklerinin toplam TEQ^{carc} değerleri kış mevsiminde 0,28 ile 1070,37 ng TEQ/g ka, bahar mevsiminde 0,02 ile 1951,02 ng TEQ/g ka, yaz mevsiminde 0,97 ile 1336,71 ng TEQ/g ka ve güz mevsiminde 0,19 ile 419,10 ng TEQ/g ka aralıklarında değişmektedir. Mevsimlerden bağımsız olarak bu çalışmada, DD3 ve KD3

istasyonlarında daha yüksek toplam TEQ^{carc} değerleri bulunmuştur. DD3 istasyonu özellikle mansaba yakın olan ve endüstriyel faaliyetlerin yoğun olduğu bölgede bulunmaktadır. Tüm örnekleme dönemlerinde DD istasyonunda örneklemler yapılırken suyun bulanık, pis kokulu ve sedimentin özellikle fabrikaların olduğu DD3 istasyonunda balçık ve çok yoğun bir durumda olduğu gözlenmiştir. Aslında kirliliğin DD3'te en yüksek değerlerde olması beklenirken, ortalama olarak tüm istasyonlar incelendiğinde KD3 istasyonu sedimentlerinde bazı kirlleticiler için daha yüksek değerler ölçülmüştür. KD3 istasyonuna ilişkin örneklemler sırasında o çevrede inşaat ile ilgili gerçekleştirilen faaliyetlerin bu istasyondan alınan sedimentlerde PAH değerlerinin yükselmesine neden olduğu söylenebilir. Özetle insan kaynaklı kentsel ve endüstriyel faaliyetlerin, C-PAH'ların çevreye girmesinde önemli bir etkiye sahip olduğu düşünülmektedir. Bu çalışmada İzmit Körfezi'ni besleyen akarsularda bulunan TEQ^{carc} , daha önce DD'de yapılan tuzak sedimenti çalışmalarından daha düşükken İzmit Körfezi yüzey sedimentlerinden daha yüksektir (Terzi, 2011). Çalışmamızda TEQ^{carc} sonuçları Hugli Halici yüzey sedimentlerinden yaklaşık 50 kat (40,36 ng/g ka) (Mitra ve diğ., 2019) daha yüksek bulunurken, Tayvan'da Kaohsiung limanında yapılan çalışmayla benzer sonuçlar göstermektedir (1964 ng/g ka). En yüksek değerlerin özellikle endüstriyel faaliyetlerin yoğun olduğu rıhtımlarda ölçüldüğü raporlanmıştır (Chen ve Chen, 2011). Koçak ve diğ. (2023), Türkiye su ve sedimentlerinde PAH'ların beslenme/deri yoluyla emilmesi sonucu karsinojen etki değerlerinin çok düşük seviyede olduğunu bildirmiştir. Çalışmamızda ise sedimentte TEQ^{carc} değerlerinin yukarıda karşılaştırılan çalışmalardan daha yüksek bulunması nedeniyle bazı istasyonlarda (DD3 ve KD3) sediment için toksisiteye neden olduğu söylenebilir.

5.4.3. PAH'ların ve PCB'lerin Risk Değerlendirmesi

Sediment örneklerinde sadece 63 μm 'den küçük partiküller için PAH ve PCB bileşenlerine ait değerler sırasıyla EK-C ve EK-E'de verilmiştir. Mevsimsel olarak toplanan sediment örneklerinde PAH ve PCB değerleri istasyonlara göre tek tek değerlendirilmiştir ve 9 farklı noktadan alınan örnekler belirlenen değerlere göre yüzde olarak hesaplanmıştır. Bu çalışmada, PAH'ların ve PCB'lerin kimyasal derişimlerinin SQG'lerle karşılaştırılması Tablo 5.4'te özetlenmiştir.

Tablo 5.4. PAH'lar ve PCB'ler için SQG değerleri (ng/g ka) ve istasyonlardaki yüzdeleri

PAH Bileşenleri	SQG ERL-ERM	İstasyonlardaki yüzdesi			SQG TEL-PEL	İstasyonlardaki yüzdesi		
		<ERL	ERL-ERM	>ERM		<TEL	TEL-PEL	>PEL
Nap	160-2100	100	0	0	35-391	97	3	0
Acy	44-640	97	3	0	6-128	75	25	0
Ace	16-500	97	3	0	7-89	89	11	0
Flu	19-540	89	8	3	21-144	91	6	3
Phe	240-1500	100	0	0	87-544	97	3	0
Ant	85-1100	92	8	0	47-245	86	11	3
Fla	600-5100	100	0	0	113-1494	97	3	0
Pyr	665-2600	100	0	0	153-1398	97	3	0
BaA	261-1600	84	16	0	75-693	50	48	2
Chr	384-2800	100	0	0	108846	100	0	0
BbF	320-1880	97	3	0	70-710	84	16	0
BkF	280-1620	97	3	0	60-610	91	9	0
BaP	430-1600	100	0	0	89-763	86	14	0
DahA	63-260	80	8	12	6-135	5	81	14
T-PAH	4022-44792	92	8	0	1684-16770	95	5	0
T-PCB	23-180	92	8	0	22-189	89	11	0

Tablo 5.4'te gösterilen örneklerde PAH bileşenleri değerlendirildiğinde ERL değerleri genellikle DD3 ve KD3 istasyonlarında aşılmıştır. ERM değerinin ise Flu ve DahA bileşenleri için birkaç istasyonda aşıldığı belirlenmiştir. Özellikle Yaz 2019 döneminde KD3 istasyonunda ERM değerinin aşıldığı gözlenmiştir. DahA için ERM değeri Kış, Bahar ve Yaz dönemlerinde DD3 istasyonunda ve Yaz döneminde ise KD3 istasyonunda aşılmıştır. Yaz 2019 döneminde KD3 istasyonundan sediment örneği alınırken çevrede gerçekleştirilen inşaat-yapım çalışmasının atıklarının akarsu bölgesine direk döküldüğü arazi çalışması sırasında gözlenmiştir. ERM değerinin yüksek olması akarsu ile mansaba taşınan sedimentin burada birikerek kirletici miktarının da artmasına bağlı olabilir. Toplam-PAH için ERL değeri Yaz 2019'da DD3 istasyonunda aşılmıştır fakat ERM değeri hiçbir istasyonda aşılmamıştır. Çalışmamızda olduğu gibi Chen ve Chen (2011), Tayvan limanı sedimentlerinde ERL değerlerinin SQG değerlerinden daha yüksek olduğunu ve bunun sonucunda akut biyolojik hasarın oluşabileceğini bildirmiştir. Son olarak T-PCB için ERL değeri Kış ve Bahar dönemlerinde DD3 istasyonunda, Güz

2019'da YD3 istasyonunda aşılmıştır. Benzer şekilde Ergül ve diğ. (2011) tarafından gerçekleştirilen çalışmada da DD açıklarından alınan sediment örneklerinde T-PCB için ERL değerinin yılın farklı dönemlerinde aşıldığı rapor edilmiştir. Çalışmamızda tüm istasyonlarda Toplam-PCB'ler için ERM değeri SQG kriterlerinin altındadır.

PAH'larda TEL/PEL değerlendirmesi yapıldığında TEL değerinin birçok istasyonda aşıldığı görülmektedir. Fakat PEL değeri 4 PAH bileşeni (Tablo 5.4) için bazı istasyonlarda aşılmıştır. Özellikle yine DahA bileşeni için PEL değerinin Yaz 2019 döneminde DD3 istasyonunda aşıldığı gözlenmiştir. Toplam-PAH için TEL değeri yine DD3 istasyonunda aşılırken PEL değeri hiçbir istasyonda aşılmamıştır. T-PCB için PEL değeri SQG limitlerini aşmamaktadır. TEL değeri ise PCB'ler için yine Kış ve Bahar dönemlerinde DD3 istasyonunda, Güz döneminde YD3 istasyonunda aşılmıştır. Burada ERL değeri ile TEL değerlerinin uyumlu şekilde aynı istasyonlarda aşıldığı görülürken, ERM değerinin de PEL değeri ile aynı örnekleme dönemlerinde ve istasyonlarda aynı bileşenlerde aşıldığı gözlenmiştir. Kirletici madde derişimleri PEL veya ERM'yi aştığında, sediment örneklerinin toksik olduğu söylenebilir (Chen ve diğ., 2013). Genel olarak İzmit Körfezi havzasında bulunan ve körfeze dökülen üç büyük akarsudan alınan yüzey sedimentlerinde DD3 istasyonunda SQG kriterlerinde belirlenenden yüksek değerler ölçülmüştür. Bu da İzmit Körfezine akan DD akarsuyunun kirlilik açısından önemli bir kaynak oluşturduğunu göstermektedir.

5.5. Bilimsel Veri Analiz Sonuçları

Tüm MP, PAH ve PCB değerleri mevsimlere ve istasyonlara göre parametrik ve parametrik olmayan istatistiksel analizler yapılarak değerlendirilmiştir.

5.5.1. MP İstatistikleri

Sedimentteki MP miktarlarının belirlenmesin uygulanan yöntemlerin uyumu Spearman korelasyon ile denetlenmiş, birim alandaki (m^2) MP miktarı ile birim ağırlıktaki (kg) MP miktarları arasında belirgin olmamakla birlikte ($p>0,05$) pozitif korelasyon olduğu ($r=0,5$, $n=9$) belirlenmiştir.

MP miktarı ile PAH ve PCB derişimleri arasındaki istatistiksel ilişkileri korelasyon testine tabi tutulmuştur. Korelasyon sonuçları m^2 de bulunan MP miktarı ile $>63 \mu m$ T-

PAH ve T-PCB, ve <63 µm T-PAH derişimleri arasında belirgin ($p<0,01$) korelasyon bulunduğunu göstermektedir. Kilogramda bulunan MP miktarı ile ise sadece <63 µm T-PCB derişimleri arasında %99 güven seviyesinde korelasyon bulunduğı belirlenmiştir. Sonuçlar MP parçalarının bulunduğı ortamlarda boyuta ve kirletici türüne bağılı olarak değışiyor olmakla birlikte pozitif anlamlı bir ilişki bulunduğunu göstermektedir (Tablo 5.5).

Tablo 5.5. Güz mevsimi sediment örneklerinde (n=9) MP, T-PAH ve T-PCB miktarları arasındaki korelasyonlar

Korelasyonlar	m ² 'de MP sayısı	kg'da MP sayısı
Güz_T-PAH_<63 µm	,593	,600
Güz_T-PAH_>63 µm	,908**	,717*
Güz_T-PCB_<63 µm	,850**	,803**
Güz_T-PCB_>63 µm	,845**	,300
m ² ' de MP sayısı		,483

** $p<0,01$, * $p<0,05$, iki kuyruklu

5.5.2. PAH İstatistikleri

Sedimentlerde ölçülen 16 PAH bileşeninin 9 istasyondaki mevsimsel (4 mevsim) olarak normal dağılım gösterip göstermedikleri test edildikten sonra veri gruplarının çoğı normal dağılım göstermediğinden non-parametrik testler uygulanmıştır. Yüzey sedimentlerinde PAH'ların 9 istasyonda (DD1, DD2, DD3, KD1, KD2, KD3, YD1, YD2 ve YD3) 4 mevsim korelasyonunda, örneklem sayısı düşük olduğundan (n=16) sadece 0,9 üzerindeki korelasyonlar dikkate alınmıştır (EK-F Tablo F.1, F.2, F.3, F.4, F.5, F.6, F.7, F.8).

Partikül boyutu <63 µm olan sedimentlerde 16 PAH bileşeni için istasyonlar arasındaki mevsimsel ilişkiler incelendiğinde, Kış mevsiminde KD2 ve YD1 istasyonları arasında ($r=0,93$, $n=16$), Bahar mevsiminde KD1 ve KD3 istasyonları arasında ($r=0,91$, $n=16$), Güz mevsiminde DD3 ve KD2 istasyonları arasında ($r=0,90$, $n=16$) ve KD3 ve YD1 istasyonları arasında ($r=0,94$, $n=16$) anlamlı ($p<0,01$) pozitif korelasyon bulunduğı belirlenmiştir (EK-F Tablo F.1, F.2, F.3 ve F.4).

Partikül boyutu >63 µm olan sedimentlerde 16 PAH bileşeni için istasyonlar arasındaki mevsimsel ilişkiler incelendiğinde, Kış mevsiminde KD1 ve YD2 istasyonları arasında

($r=0,92$, $n=16$) ve KD2 ve KD3 istasyonları arasında ($r=0,91$, $n=16$), Bahar mevsiminde DD1 ve KD1 istasyonları arasında ($r=0,91$, $n=16$, Güz mevsiminde KD1 ve KD3 istasyonları arasında ($r=0,92$, $n=16$) ve KD2 ve YD2 istasyonları arasında ($r=0,93$, $n=16$) anlamlı ($p<0,01$) pozitif korelasyon bulunduğu belirlenmiştir. Yaz mevsiminde ise her iki partikül boyutlu sedimentlerde de korelasyon değerinin 0,9'un üzerine çıktığı bir ilişki belirlenmemiştir (EK-F Tablo F.5, F.6, F.7 ve F.8).

Partikül boyutu $<63 \mu\text{m}$ olan sedimentlerde Toplam PAH (T-PAH) değerleri için istasyonlar arasındaki mevsimsel ilişkiler incelendiğinde, Yaz ve Bahar mevsimleri arasında ($r=0,95$, $n=9$) anlamlı ($p<0,01$) pozitif Spearman korelasyon bulunduğu belirlenmiştir. Partikül boyutu $>63 \mu\text{m}$ olan sedimentlerde T-PAH değerleri için istasyonlar arasında 0,9'un üzerine çıkan bir korelasyon belirlenmemiştir (EK-F Tablo F.9 ve F.10).

Sedimentlerde yapılan PAH analizlerinde elde edilen sonuçların partikül boyutu ile ilişkisi olup olmadığı varyans analizi ile test edilmiştir. Dağılımlar normal olmadığından non-parametrik bir test olan Mann Whitney U testi uygulanmıştır. Bu test kullanılarak Kış mevsiminde elde edilen değerlere göre anlamlılık değeri $<0,05$ olduğundan; Kış mevsiminde DD1, DD2 ve DD3 istasyonlarında (sırasıyla Exact sig.= 0,000, 0,000, 0,022), ve YD1 istasyonunda (Exact sig.= 0,050) Bahar mevsiminde DD3 istasyonunda (Exact sig.= 0,050), YD2 ve YD3 istasyonunda (sırasıyla Exact sig.= 0,029 ve 0,018), Yaz mevsiminde DD1, DD2 ve DD3 istasyonlarında (sırasıyla Exact sig.= 0,000, 0,000, 0,004), KD1 ve KD3 istasyonlarında (sırasıyla Exact sig.= 0,000 ve 0,000) ve YD1 istasyonunda (Exact sig.= 0,000), Güz mevsiminde DD3 istasyonunda (Exact sig.= KD3 0,010), KD1 istasyonlarında (Exact sig.= 0,032) partikül boyutuna bağlı olarak sedimentte biriken PAH miktarlarının farklı olduğu sonucuna varılmıştır (EK-F Tablo F.11).

Farklı partikül boyutlarına sahip sedimentlerde yapılan PAH analizlerinde elde edilen sonuçların partikül boyutu ile ilişkisi olup olmadığı varyans analizi ile test edilmiştir. Dağılımlar normal olmadığında non-parametrik bir test olan Mann-Whitney U testi uygulanmıştır. Bu test kullanılarak Kış mevsiminde elde edilen ortalama değerlere göre (3 istasyon ortalaması) anlamlılık değeri $<0,05$ olduğundan Dil Deresi'nde (Exact sig.= 0,017), Yaz mevsiminde elde edilen ortalama değerlere göre yine Dil Deresi'nde (Exact

sig.= 0,001) ve Kirazdere’de (Exact sig.< 0,000) partikül boyutuna bağlı olarak sedimentte biriken PAH miktarlarının farklı olduğu sonucuna varılmıştır (EK-F Tablo F.12).

5.5.3. PCB İstatistikleri

Sedimentlerde ölçülen 18 PCB bileşeninin 9 istasyondaki mevsimsel (4 mevsim) olarak normal dağılım gösterip göstermedikleri test edildikten sonra veri gruplarının çoğu normal dağılım göstermediğinden non-parametrik testler uygulanmıştır. Yüzey sedimentlerinde PCB’lerin 9 istasyonda (DD1, DD2, DD3, KD1, KD2, KD3, YD1, YD2 ve YD3) 4 mevsim korelasyonunda, örneklem sayısı düşük olduğundan (n=16) sadece 0,9 üzerindeki korelasyonlar dikkate alınmıştır (EK-G Tablo G.1, G.2, G.3, G.4, G.5, G.6, G.7, G.8).

Partikül boyutu <63 µm olan sedimentlerde 18 PCB bileşeni için istasyonlar arasındaki mevsimsel ilişkiler incelendiğinde, Kış mevsiminde DD1 ve DD2 istasyonları arasında (r=0,95, n=16), Bahar mevsiminde DD1 ve KD3 istasyonları arasında (r=0,97, n=16), Güz mevsiminde DD1 ve DD2 istasyonları arasında (r=0,90, n=16) ve DD2 ve YD2 istasyonları arasında (r=0,92, n=16) anlamlı (p<0,01) pozitif korelasyon bulunduğu belirlenmiştir (EK-G Tablo G.1, G.2, G.3 ve G.4).

Partikül boyutu >63 µm olan sedimentlerde 18 PCB bileşeni için istasyonlar arasındaki mevsimsel ilişkiler incelendiğinde, Kış mevsiminde DD3 ve KD1 istasyonları arasında (r=0,98, n=16) ve YD2 ve YD3 istasyonları arasında (r=0,90, n=16), Bahar mevsiminde YD1 ve YD2 istasyonları arasında (r=0,92, n=16), anlamlı (p<0,01) pozitif korelasyon bulunduğu belirlenmiştir. Yaz mevsiminde her iki partikül boyutlu sedimentlerde de korelasyon değerinin 0,9’un üzerine çıktığı bir ilişki belirlenmemiştir. Benzer durum Güz döneminde >63 µm sedimentlerdeki PCB bileşenleri için de geçerlidir (EK-G Tablo G.5, G.6, G.7, G.8).

Partikül boyutu <63 µm ve >63 µm olan sedimentlerde Toplam PCB (T-PCB) değerleri için istasyonlar arasındaki mevsimsel ilişkiler incelendiğinde, gösterdikleri dağılıma göre uygulanan parametrik ya da non-parametrik testlere göre mevsimler arasında, korelasyon değerinin 0,9’un üzerinde olduğu, bir ilişki belirlenmemiştir (p>0,05). Yaz ve Güz

dönemleri arasındaki korelasyon ($r=0,89$, $n=9$) T-PCB değerleri için yapılan incelemelerde belirlenen en yüksek değer ($p<0,01$) olarak kaydedilmiştir (EK-G Tablo G.9 ve G.10).

Sedimentlerde yapılan PCB analizlerinde elde edilen sonuçların partikül boyutu ile ilişkisi olup olmadığı varyans analizi ile test edilmiştir. Dağılımlar normal olmadığında non-parametrik bir test olan Mann Whitney U testi uygulanmıştır. Bu test kullanılarak Kış mevsiminde elde edilen değerlere göre anlamlılık değeri $<0,05$ olduğundan; Kış Mevsiminde DD1 istasyonunda (Exact sig.= 0,009) ve DD3 istasyonunda (Exact sig.= 0,005), Bahar Mevsiminde KD3 istasyonunda (Exact sig.= 0,002) ve YD1 istasyonunda (Exact sig.= 0,009), Yaz mevsiminde YD3 istasyonunda (Exact sig.= 0,031) partikül boyutuna bağlı olarak sedimentte biriken PCB miktarlarının farklı olduğu sonucuna varılmıştır (EK-G Tablo G.11).

PCB'ler için Partikül boyutu etkisinin aynı dere üzerindeki istasyonların ortalama değerlerine göre irdelemesi yapıldığında PCB analizlerinde elde edilen sonuçların partikül boyutu ile ilişkisi olup olmadığı varyans analizi ile test edilmiştir. Dağılımlar normal olmadığında non-parametrik bir test olan Mann-Whitney U testi uygulanmıştır. PCB'ler için Mann Whitney-U testiyle partikül boyutu etkisinin aynı dere üzerindeki istasyonların ortalama değerlerine göre irdelemesi yapıldığında, bütün mevsimlerde ortalama değerlere göre (3 istasyon ortalaması) anlamlılık değeri $>0,05$ olduğundan (Exact sig. $>0,05$) her üç dere de partikül boyutuna bağlı olarak sedimentte biriken PCB miktarlarının farklı olmadığı sonucuna varılmıştır (EK-G Tablo G.12).

5.5.4. T-PAH ve T-PCB Korelasyonları

Partikül boyutuna göre, 63 μm 'den küçük sedimentlerde belirlenen T-PAH ve T-PCB miktarları arasındaki korelasyonlar irdelendiğinde, Kış ve Güz mevsimlerinde anlamlı pozitif korelasyon bulunduğu ($r=0,67$ ve $r=0,78$, $n=9$, $p<0,01$) ancak korelasyon katsayılarının 0,9'dan daha düşük olduğu belirlenmiştir (Tablo 5.6). Benzer şekilde, 63 μm 'den büyük sedimentlerde belirlenen T-PAH ve T-PCB miktarları arasındaki korelasyonlar irdelendiğinde, Kış, Yaz ve Güz mevsimlerinde anlamlı pozitif korelasyon bulunduğu (sırasıyla $r=0,80$, $r=0,86$, $r=0,82$, $n=9$, $p<0,01$) ancak korelasyon katsayılarının 0,9'dan daha düşük olduğu belirlenmiştir (Tablo 5.7).

Tablo 5.6. Mevsimlere göre <63 µm sedimentte ölçülen T-PAH ve T-PCB derişimlerinin korelasyonları (n=9)

		Kış-T-PCB	Bahar-T-PCB	Yaz-T-PCB	Güz-T-PCB
Kış-T-PAH	r	,67*	,80**	,22	,81**
Bahar-T-PAH	r	,48	,55	-,02	,54
Yaz-T-PAH	r	,52	,57	,00	,54
Güz-T-PAH	r	,95**	,85**	,72*	,78*

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo 5.7. Mevsimlere göre >63 µm sedimentte ölçülen T-PAH ve T-PCB derişimlerinin korelasyonları (n=9)

		Kış-T-PCB	Bahar-T-PCB	Yaz-T-PCB	Güz-T-PCB
Kış-T-PAH	r	,80**	,59	,73*	,78*
Bahar-T-PAH	r	,95**	,52	,48	,59
Yaz-T-PAH	r	,63	,62	,86**	,88**
Güz-T-PAH	r	,77*	,38	,89**	,82**

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Etrafında sanayileşme ve yerleşimin yoğun olduğu İzmit Körfezi'nin Batı, Orta ve Doğu basenlerinde bulunan ve körfeze dökülen havzaları en geniş 3 büyük akarsu üzerinde belirlenen 9 farklı noktadan alınan sediment örneklerinde MP kirliliği ilk kez bu doktora tezi kapsamında çalışılmıştır. Çalışma sonucunda İzmit Körfezi'nde kirlenmeye neden olabilecek maddeler hakkında yeni bilimsel veriler ortaya konmuştur. İnsan faaliyetleri, tatlı sudaki MP kirliliğinin ana kaynaklarıdır. İnsan faaliyetlerinin tatlı su sedimentlerindeki MP varlığı ve türleri üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesi, su ekosisteminde MP kirliliğinin sürdürülebilir yönetimi için önemlidir. Son makaleler, MP'lerin, farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri gibi ortaya çıkan organik kimyasalları adsorbe edebileceğini de göstermiştir (Li ve diğ., 2019; Arvaniti ve diğ., 2022). KD ve YD istasyonlarından alınan sediment örneklerinde MP ve organik kirlilik bu çalışmada ilk kez araştırılmıştır. Ancak, DD'de PAH ve PCB kirliliği daha önce Terzi, (2011) yüksek lisans çalışmasında ve Ergül ve diğ. (2011) projesinde kapsamlı bir şekilde araştırılmıştır. Özellikle Toplam-PAH ve T-C-PAH'lar genel olarak istasyonlara göre değerlendirildiğinde kirliliğin en yüksek DD3 istasyonunda olduğu gözlenmektedir. DD birçok tesisin atıksu deşarjlarının yapıldığı ve emisyonlarının atmosferik çökeltme yoluyla karıştığı Dilovası OSB'nin içerisinden geçmektedir ve körfezin önemli karasal kirleticisi kaynaklarından biridir (Ergül ve diğ., 2011). DD, 171 fabrikanın atığını körfeze taşıyan bir akarsudur bu sebeple kirliliğin en yüksek değerlere ulaştığı örnekleme istasyonunun DD olması beklenen bir sonuçtur. PAH tanı oranları kullanılarak kirlilik kaynağı da bu çalışmada ilk kez kapsamlı bir şekilde tartışılmıştır. İzmit Körfezi'ni besleyen akarsularda PAH kirliliği istasyonlara ve mevsimlere göre farklılık gösterse de kaynak tanı oranlarına göre yüzey sedimentlerinde kirlilik genel olarak yanma kaynaklıdır (odun ve kömür yanması vb.) ve körfezdeki diğer PAH kirlilik kaynağının daha çok trafik emisyonlarına bağlı olduğu belirlenmiştir.

İzmit Körfezi akarsu sedimentlerinde SQG değerleri incelendiğinde genelde PAH ve PCB bileşenleri sedimentte toksik özellik göstermemektedir. Fakat kentsel ve endüstriyel faaliyetlerin yoğun olduğu DD ve KD mansap istasyonlarında bu değerlerin aşıldığı ve sedimentin toksik özellikte olduğu görülmektedir. Akarsu yüzey sedimentlerinde Toplam-PAH'lar yoğun olarak C-PAH'ları içermektedir ve bu bileşenlerin insan sağlığı

üzerinde olumsuz etkileri bilinmektedir. Bu nedenle su, alg, midye ve balık gibi biyobelirteç organizmalar kullanılarak detaylı araştırmaların yapılmasının bilimsel veri tabanına zenginlik katacağı ve destek sağlayacağı düşünülmektedir.

Biyolojik izleme çalışmalarıyla İzmit Körfezi'nden alınan farklı biyobelirteçler (örn. alglar, midye ve balık türleri) kullanılarak da MP'lerin organik kirleticilerle olan ilişkisi daha detaylı şekilde araştırılabilir. DD istasyonlarında MP'ler ve PAH'lar arasında anlamlı bir korelasyon bulunmasına rağmen diğer akarsu istasyonlarında bu korelasyon gözlenmemiştir. Ancak anlamlı istatistiksel analizler için daha fazla örnekleme yapılması gerektiği not edilmelidir. Dere, akarsu ve denizlerde oluşabilecek MP ve organik kirliliğin etki ve sonuçlarının daha detaylı araştırılabilmesi için sürekli izleme istasyonları kurulabilir. Özellikle kirlenmenin ilk basamaklarının kontrol altına alınması sağlanabilir. Örneğin, MP tutucu yöntemlerin geliştirilmesi, dere ve akarsuların doğrudan denize boşaltımlarının önlenmesi gibi yöntemlerle su ekosisteminde kirlilik kontrol altına alınabilir. Endüstriyel, evsel ve kentsel faaliyetler beklenen şekilde organik kirliliği ve MP kirliliğini artıran başlıca nedenlerdir. Geri dönüşüm, plastik kullanımının azaltılması, alternatif malzemelerin araştırılması ve etkili atık yönetimi stratejileri gibi önlemler, MP kirliliğiyle mücadelede önemli adımlardır. Plastik kullanımının azaltılmasına dair öncelikli olarak bireysel ve kollektif olarak toplumsal düzeyde önlemler almak faydalı olacaktır. Temelde tek kullanımlık plastik malzemelerin üretimi ve kullanımına yönelik kısıtlamalar/yasaklamalar getirilebilir. Bu malzemelerin yerine doğada çözünebilen çevre dostu ürünler tercih edilebilir. Hükümetler, işletmeler ve sivil toplum kuruluşları gibi paydaşlar tarafından plastik kullanımının azaltılmasına yönelik politika ve uygulamalar geliştirilebilir. Aynı zamanda okul, işyeri gibi sosyal platformlarda plastiğin farklı ekosistem canlıları, çevre ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerine yönelik bilinçlendirme ve farkındalık çalışmalarının yapılması uzun soluklu fayda sağlayabilir. Başta sanayi bölgeleri olmak üzere evsel ve endüstriyel deşarjların yapıldığı bölgelerde arıtma ile ilgili düzenlemeler, kısıtlamalar ve denetlemeler bu kirleticilerin çevreye salınımlarını ve etkilerini azaltabilir. Sanayi bölgelerinde çevresel yönetim sistemleri kurulmalı ve etkin bir şekilde uygulanmalıdır. Kirliliği azaltmak için yeni teknolojilerin ve yöntemlerin geliştirilmesi de diğer önemli bir konudur. Bu kirleticiler üzerine daha kapsamlı araştırma ve çalışmalar teşvik edilmelidir.

KAYNAKLAR

- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Mahmoudi, M. R. (2018). Fractionation, Source Identification and Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in Street Dust of the Most Important Center for Petrochemical Products, Asaluyeh County, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 77(673), 1–19.
- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Shojaei, N., Sorooshian, A., Soltani, N., Delshab, H. (2019). Geochemistry and Environmental Effects of Potentially Toxic elements, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Microplastics in Coastal Sediments of the Persian Gulf. *Environmental Earth Sciences*, 78(492), 1–15.
- Abdel-Shafy, H. I., Mansour, M. S. M. (2016). A Review on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Source, Environmental Impact, Effect on Human Health and Remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25(1), 107–123.
- Akdemir, T., Dalgıç, G. (2021). The Impact of the Marine Sewage Outfalls on the Sediment Quality: The Black Sea and the Marmara Case. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(1), 238–246.
- Ali, U., Syed, J. H., Mahmood, A., Li, J., Zhang, G., Jones, K. C., Malik, R. N. (2015). Influential Role of Black Carbon in the Soil-Air Partitioning of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the Indus River Basin, Pakistan. *Chemosphere*, 134, 172–180.
- Ambade, B., Sankar, T. K., Kumar, A., Gautam, A. S., Gautam, S. (2021). COVID-19 Lockdowns Reduce the Black Carbon and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons of the Asian Atmosphere: Source Apportionment and Health Hazard Evaluation. *Environment, Development and Sustainability*, 23(8), 12252–12271.
- Ambade, B., Sethi, S. S., Giri, B., Biswas, J. K., Baudh, K. (2022). Characterization, Behavior, and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Estuary Sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 108(2), 243–252.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605.
- Andrady, A. L., Neal, M. A. (2009). Applications and Societal Benefits of Plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984.
- Anim, A. K., Drage, D. S., Goonetilleke, A., Mueller, J. F., Ayoko, G. A. (2017). Distribution of PBDEs, HBCDs and PCBs in the Brisbane River Estuary Sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1–2), 165–173.
- Annicchiarico, C., Buonocore, M., Cardellicchio, N., Di Leo, A., Giandomenico, S., Spada, L. (2011). PCBs, PAHs and Metal Contamination and Quality Index in Marine Sediments of the Taranto Gulf. *Chemistry and Ecology*, 27, 21–32.

- Arslan Alaton, I., Olmez Hanci, T. (2013). Source of Environmental Pollution: Persistent Organic Pollutants. Suib S. L. (Ed.), *New and Future Developments in Catalysis*. Elsevier.
- Arslan Kaya, T. N., Sarı, E., Çağatay, M. N., Kurt, M. A., Kösesakal, T., Kılıç, Ö., Acar, D. (2022). The Effects of the 1999 Gölcük Earthquake (Mw 7.4) on Trace Element Contamination of Core Sediments from İzmit Gulf, Turkey. *Natural Hazards*.
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence , Effects , and Fate of Microplastic Marine Debris (2009). NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.
- Arvaniti, O. S., Antonopoulou, G., Gatidou, G., Frontistis, Z., Mantzavinos, D., Stasinakis, A. S. (2022). Sorption of two Common Antihypertensive Drugs onto Polystyrene Microplastics in Water Matrices. *Science of the Total Environment*, 837.
- Asante, K. A., Adu-Kumi, S., Nakahiro, K., Takahashi, S., Isobe, T., Sudaryanto, A., ... Tanabe, S. (2011). Human Exposure to PCBs, PBDEs and HBCDs in Ghana: Temporal Variation, Sources of Exposure and Estimation of Daily Intakes by Infants. *Environment International*, 37(5), 921–928.
- Ashton, K., Holmes, L., Turner, A. (2010). Association of Metals with Plastic Production Pellets in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2050–2055.
- Atamanalp, M., Köktürk, M., Parlak, V., Ucar, A., Arslan, G., Alak, G. (2022). A New Record for the Presence of Microplastics in Dominant Fish Species of the Karasu River Erzurum, Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(5), 7866–7876.
- Avaz, S. (2019). Havza Koruma Eylem Planlarının Hazırlanması Projesi, Marmara Havzası Nihai Raporu, TÜBİTAK MAM Matbaası, Gebze, Kocaeli, 5098115 (ÇE.10.49).
- Balcıoğlu, E. B., Gönülal, O., Güreşen, S. O., Aksu, A., Öztürk, B. (2018). Comparison and Origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Entrance and the Exit of the Turkish Straits System (TSS). *Marine Pollution Bulletin*, 136(September), 33–37.
- Barhoumi, B., Beldean-Galea, M. S., Al-Rawabdeh, A. M., Roba, C., Martonos, I. M., Bălc, R., Baci, C. (2019). Occurrence, Distribution and Ecological Risk of Trace Metals and Organic Pollutants in Surface Sediments from a Southeastern European River (Someşu Mic River, Romania). *Science of the Total Environment*, 660, 660–676.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009). Accumulation and Fragmentation of Plastic Debris in Global Environments. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 364, 1985–1998.
- Başar, E., Köse, E., Güneroglu, A. (2006). Finding Risky Areas for Oil Spillage After Tanker Accidents at Istanbul Strait. *International Journal of Environment and*

Pollution, 27(4), 388–400.

- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P. (1998). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments and Mussels of the Western Mediterranean Sea. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(5), 765–776.
- Bayköse, A., Ergül, H. A., Odabaşı, D. A., Özkan, N., Odabaşı, S., Boyacı, Y. Ö. (2021). Kocaeli'deki Bazı Akarsuların Taban Makroomurgasız Faunası. *Acta Aquatica Turcica*, 18(2), 187–207.
- Baysal, A., Saygın, H., Ustabaşı, G. Ş. (2020). Microplastic Occurrences in Sediments Collected from Marmara Sea-Istanbul, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105(4), 522–529.
- Bedard, D. L., May, R. J. (1996). Characterization of the Polychlorinated Biphenyls in the Sediments of Woods Pond: Evidence for Microbial Dechlorination of Aroclor 1260 in Situ. *Environmental Science and Technology*, 30(1), 237–245.
- Beken, Ç., Atabay, H., Tüfekçi, H., Tan, İ., Tolun, L., Aydoğan, C. (2016). Marmara Denizi Bütünleşik Kirlilik İzleme Final Raporu, TÜBİTAK MAM Matbaası Gebze, Kocaeli, 5148704 (ÇTÜE.16.330).
- Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Sezer, N., Sıkdokur, E., Güngör, N. D., Altuğ, G. (2021). Microplastic Inventory in Sediment Profile: A Case Study of Golden Horn Estuary, Sea of Marmara. *Marine Pollution Bulletin*, 173.
- Belontz, S. L., Corcoran, P. L., de Haan-Ward, J., Helm, P. A., Marvin, C. (2022). Factors Driving the Spatial Distribution of Microplastics in Nearshore and Offshore Sediment of Lake Huron, North America. *Marine Pollution Bulletin*, 179, 113709.
- Benlahcen, K. T., Chaoui, A., Budzinski, H., Bellocq, J., Garrigues, P. (1997). Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in some Mediterranean Coastal Sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 34(5), 298–305.
- Berkun, M., Aras, E., Nemlioglu, S. (2005). Disposal of Solid Waste in Istanbul and Along the Black Sea Coast of Turkey. *Waste Management*, 25(8), 847–855.
- Berrojalbiz, N., Dachs, J., Ojeda, M. J., Valle, M. C., Castro-Jiménez, J., Wollgast, J., Zaldivar, J. M. (2011). Biogeochemical and Physical Controls on Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water and Plankton of the Mediterranean and Black Seas. *Global Biogeochemical Cycles*, 25(4), 1–14.
- Beşiktepe, Ş. T., Sur, H. I., Özsoy, E., Latif, M. A., Oğuz, T., Ünlüata, Ü. (1994). The Circulation and Hydrography of the Marmara Sea. *Progress in Oceanography*, 34(4), 285–334.
- Besseling, E., Quik, J. T. K., Sun, M., Koelmans, A. A. (2017). Fate of Nano- and Microplastic in Freshwater Systems: A Modeling Study. *Environmental Pollution*, 220, 540–548.

- Betts, K. (2008). Why Small Plastic Particles May Pose A Big Problem in the Oceans. *Environmental Science and Technology*, 42(24), 8996.
- Bilbao, D., De Miguel-Jiménez, L., Igartua, A., Olivares, M., Izagirre, U., Prieto, A., Etxebarria, N. (2022). Chemical Characterization of Oil and Water Accommodated Fraction (WAF) at Different Temperatures. *Results in Engineering*, 14, 1–7.
- Bingel, F., Avşar, D., Ünsal, M. (1987). A Note on Plastic Materials in Trawl Catches in the Northeastern Mediterranean. *Meeresforschung-Reports on Marine Research*, 31, 227–233.
- Bockhorn, H., Hornung, A., Hornung, U., Schawaller, D. (1999). Kinetic Study on the Thermal Degradation of Polypropylene and Polyethylene. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 48(2), 93–109.
- Boitsov, S., Klungsøyr, J., Jensen, H. K. B. (2020). Background Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Deep Core Sediments From the Norwegian Sea and the Barents Sea: A Proposed Update of the OSPAR Commission Background Values for These Sea Areas. *Chemosphere*, 251, 126344.
- Bordós, G., Urbányi, B., Micsinai, A., Kriszt, B., Palotai, Z., Szabó, I., Szoboszlai, S. (2019). Identification of Microplastics in Fish Ponds and Natural Freshwater Environments of the Carpathian Basin, Europe. *Chemosphere*, 216, 110–116.
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Rochman, C. M. (2020). Mitigate Plastic Pollution. *Science*, 1518, 1515–1518.
- Bozlaker, A., Odabaşı, M., Müezzinoğlu, A. (2008). Dry Deposition and Soil-Air Gas Exchange of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in An Industrial Area. *Environmental Pollution*, 156(3), 784–93.
- Bozlaker, Ayse, Muezzinoglu, A., Odabasi, M. (2008). Atmospheric Concentrations, Dry Deposition and Air-Soil Exchange of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in An Industrial Region in Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 153(3), 1093–102.
- Breivik, K., Alcock, R., Li, Y. F., Bailey, R. E., Fiedler, H., Pacyna, J. M. (2004). Primary sources of selected POPs: Regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution*, 128(1–2), 3–16.
- Browne, M. A., Galloway, T., Thompson, R., Chapman, P. M. (2007). Microplastic—An Emerging Contaminant of Potential Concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4), 559–566.
- Buco, S., Moragues, M., Doumenq, P., Noor, A., Mille, G. (2004). Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Contaminated Soil by Curie Point Pyrolysis Coupled to Gas Chromatography-Mass Spectrometry, An Alternative to Conventional Methods. *Journal of Chromatography A*, 1026(1–2), 223–229.
- Calvert, G. M., Hornung, R. W., Sweeney, M. H., Fingerhut, M. A., Halperin, W. E. (1992). Hepatic and Gastrointestinal Effects in an Occupational Cohort Exposed to

- 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-para-dioxin. *JAMA: The Journal of the American Medical Association*, 267(16), 2209–2214.
- Canesi, L., Ciacci, C., Bergami, E., Monopoli, M. P., Dawson, K. A., Papa, S., Corsi, I. (2015). Evidence for Immunomodulation and Apoptotic Processes Induced by Cationic Polystyrene Nanoparticles in the Hemocytes of the Marine Bivalve *Mytilus*. *Marine Environmental Research*, 111, 34–40.
- Canlı, O., Çetintürk, K., Güzel, B. (2023). A Comprehensive Assessment, Source Input Determination and Distribution of Persistent Organic Pollutants (POPs) Along with Heavy Metals (HMs) in Reservoir Lake Sediments from Çanakkale Province, Türkiye. *Environmental Geochemistry and Health*.
- Carpenter, D. O. (2006). Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Routes of Exposure and Effects On Human Health. *Reviews on Environmental Health*, 21(1), 1–23.
- Carpenter, E. J., Smith, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175(4027), 1240–1241.
- Carvalho, F. P., Villeneuve, J. P., Cattini, C., Thuan, D. D., Nhan, D. D. (2009). Polychlorinated Biphenyl Congeners in the Aquatic Environment of the Mekong River, South of Vietnam. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83(6), 892–898.
- Castañeda, R. A., Avlijas, S., Anouk-Simard, M., Ricciardi, A. (2014). Microplastic Pollution in St. Lawrence River Sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1767–1771.
- Ceccarini, A., Corti, A., Erba, F., Modugno, F., La Nasa, J., Bianchi, S., Castelvetro, V. (2018). The Hidden Microplastics: New Insights and Figures from the Thorough Separation and Characterization of Microplastics and of Their Degradation Byproducts in Coastal Sediments. *Environmental Science and Technology*, 52(10), 5634–5643.
- Çetin, B., Yurdakul, S., Güngörmüş, E., Öztürk, F., Sofuoğlu, S. C. (2018). Source Apportionment and Carcinogenic Risk Assessment of Passive Air Sampler-Derived PAHs and PCBs in a Heavily Industrialized Region. *Science of the Total Environment*, 633, 30–41.
- Çevik, C., Kıdeys, A. E., Tavşanoğlu, Ü. N., Kankılıç, G. B., Gündoğdu, S. (2022). A Review of Plastic Pollution in Aquatic Ecosystems of Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(18), 26230–26249.
- Chang, B. V., Liu, W. G., Yuan, S. Y. (2001). Microbial Dechlorination of Three PCB Congeners in River Sediment. *Chemosphere*, 45(6–7), 849–856.
- Chen, C. F., Chen, C. W., Dong, C. Di, Kao, C. M. (2013). Assessment of Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Science of the Total Environment*, 463–464, 1174–1181.

- Chen, C. W., Chen, C. F. (2011). Distribution, Origin, and Potential Toxicological Significance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 63(5–12), 417–423.
- Chen, W., Zhang, Z., Zhu, Y., Wang, X., Wang, L., Xiong, J., Jones, K. C. (2022). Distribution, Sources and Transport of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Karst Spring Systems from Western Hubei, Central China. *Chemosphere*, 300, 134502.
- Çolakoğlu, S., Künili, İ. E., Çolakoğlu, F. (2020). Bioaccumulation Monitoring of Chemical Contaminants in Mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Southern Coast of the Marmara Sea, Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 44, 235–243.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597.
- Çolpan Polat, S., Tuğrul, S. (1995). Nutrient and Organic Carbon Exchanges Between the Black and Marmara Seas through the Bosphorus Strait. *Continental Shelf Research*, 15(9), 1115–1132.
- Combi, T., Pintado-Herrera, M. G., Lara-Martín, P. A., Lopes-Rocha, M., Miserocchi, S., Langone, L., Guerra, R. (2020). Historical Sedimentary Deposition and Flux of PAHs, PCBs and DDTs in Sediment Cores from the Western Adriatic Sea. *Chemosphere*, 241, 125029.
- Corcoran, P. L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M. J., Helm, P. A., Marvin, C. H. (2015). Hidden Plastics of Lake Ontario, Canada and Their Potential Preservation in the Sediment Record. *Environmental Pollution*, 204, 17–25.
- da Costa, J. P., Santos, P. S. M., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. (2016). (Nano)plastics in the Environment - Sources, Fates and Effects. *Science of the Total Environment*, 566–567, 15–26.
- Dai, C., Han, Y., Duan, Y., Lai, X., Fu, R., Liu, S., Zhou, L. (2022). Review on the Contamination and Remediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Soil and Sediments. *Environmental Research*, 205, 112423.
- Daly, G. L., Lei, Y. D., Castillo, L. E., Muir, D. C. G., Wania, F. (2007). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Costa Rican Air and Soil: A Tropical/Temperate Comparison. *Atmospheric Environment*, 41(34), 7339–7350.
- Darılmaz, E., Alyuruk, H., Kontas, A., Altay, O., Uluturhan, E., Bilgin, M. (2019). Distributions and Sources of PAHs and OCPs in Surficial Sediments of Edremit Bay (Aegean Sea). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 77(2), 237–248.
- De La Torre-Roche, R. J., Lee, W. Y., Campos-Díaz, S. I. (2009). Soil-Borne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in El Paso, Texas: Analysis of a Potential Problem in The

- United States/Mexico Border Region. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2–3), 946–958.
- de Voogt and Brinkman. (1989). Halogenated Biphenyls, Terphenyls, Naphthalenes, Dibenzodioxins and Related Products, Kimbrough, J., Jensen, K. F. (Ed.), *Production, Properties and Usage of Polychlorinated Biphenyls* (2nd ed.) (39–45). Elsevier B.V.
- de Voogt, P., Bennett, E., Ross, P. (2016). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. de Voogt P. (Ed.), Springer.
- Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., Di, Y., Shi, H. (2020). Microplastic Pollution in Water and Sediment in a Textile Industrial Area. *Environmental Pollution*, 258, 113658.
- Derraik, J. G. (2002). The Pollution of the Marine Environment by Plastic Debris: A Review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852.
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., Ross, P. S. (2015). Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3).
- Dickerson, A. S., Ransome, Y., Karlsson, O. (2019). Human Prenatal Exposure to Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Risk Behaviors in Adolescence. *Environment International*, 129, 247–255.
- Dinç, B., Çelebi, A., Avaz, G., Canlı, O., Güzel, B., Eren, B., Yetiş, U. (2021). Spatial Distribution and Source Identification of Persistent Organic Pollutants in the Sediments of the Yeşilırmak River and Coastal Area in the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 172.
- Doğruyol, P. (2019). Haliç Sedimanlarında Mikroplastik Kirliliğinin Araştırılması. İstanbul Üniversitesi, Çevre Mühendisliği, İstanbul, 587789.
- Dong, M., Luo, Z., Jiang, Q., Xing, X., Zhang, Q., Sun, Y. (2020). The Rapid Increases in Microplastics in Urban Lake Sediments. *Scientific Reports*, 10(1), 1–10.
- Doong, R. A., Chang, S. M., Sun, Y. C. (2000). Solid-Phase Microextraction for Determining the Distribution of Sixteen US Environmental Protection Agency Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water Samples. *Journal of Chromatography A*, 879(2), 177–188.
- Doong, R. A., Lin, Y. T. (2004). Characterization and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contaminations in Surface Sediment and Water from Gaoping River, Taiwan. *Water Research*, 38(7), 1733–1744.
- dos Santos, I. F., Ferreira, S. L. C., Domínguez, C., Bayona, J. M. (2018). Analytical Strategies for Determining the Sources and Ecotoxicological Risk of PAHs in River Sediment. *Microchemical Journal*, 137, 90–97.

- Duodu, G. O., Ogogo, K. N., Mummullage, S., Harden, F., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A. (2017). Source Apportionment and Risk Assessment of PAHs in Brisbane River Sediment, Australia. *Ecological Indicators*, 73, 784–799.
- Dusaucy, J., Gateuille, D., Perrette, Y., Naffrechoux, E. (2021). Microplastic Pollution of Worldwide Lakes. *Environmental Pollution*, 284, 117075.
- Ediger, D., Beken, Ç., Yüksek, A., Tuğrul, S. (2016). Eutrophication in The Sea of Marmara. Özsoy E., Çağatay M. N., Balkıs N., Öztürk B. (Ed.), *Sea of Marmara: Marine Biodiversity, Fisheries, Conservation and Governance* (723–736). İstanbul.
- Eker, G., Taşdemir, Y. (2018). Nilüfer Çayı Sedimentinde Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) Seviyelerinin İncelenmesi. *İklim Değişikliği ve Çevre*, 3(2), 29–38.
- Elskus, A. A., Collier, T. K., Monosson, E. (2005). Interactions Between Lipids and Persistent Organic Pollutants in Fish. Mommsen T. P., Moon T. W. (Ed.), *Biochemistry and Molecular Biology of Fishes* (Vol. 6) (119–152). Elsevier B.V.
- EPA (2008). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) - EPA Fact Sheet. *National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development*,.
- Ergül, H. A., Belivermiş, M., Kiliç, Ö., Topcuoğlu, S., Çotuk, Y. (2013). Natural and artificial radionuclide activity concentrations in surface sediments of Izmit Bay, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 126, 125–132.
- Ergül, H. A., Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Topcuoğlu, S., Çotuk, Y. (2013). Natural and Artificial Radionuclide Activity Concentrations in Surface Sediments of Izmit Bay, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 126, 125–132.
- Ergül, H. A., Erdem, T., Pelin, E. G., Tonay, A. M., Aksan, S., Öztürk, B. (2022). Assessment of Pesticide, Dioxin-like Polychlorinated Biphenyl, and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Existence around Galindez Island, and Comparison with the Organic Pollution Bibliography of the Antarctic Peninsula. *Sustainability (Switzerland)*, 14(7).
- Ergül, H. A., Pekey, B., Ay, Ü., Aslan, S., Karademir, A., Topcuoğlu, S. (2011). İzmit Körfezi Sediment ve Biyota Örneklerinde Çevresel Kirleticilerin Belirlenmesi , İzlenmesi ve Alıcı Ortam Kaynak Belirleme Modelinin Uygulanması. *Tübitak Çaydağ*, 107Y261, 151-258.
- Ergül, H. A., Pekey, B., Karademir, A., Telli, B., Terzi, M., Ay, Ü. (2010). PAH / PCB Concentrations in Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Izmit Bay. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 39, 248.
- Ergül, H. A., Varol, T., Ay, Ü. (2013). Investigation of Heavy Metal Pollutants at Various Depths in the Gulf of Izmit. *Marine Pollution Bulletin*, 73(1), 389–393.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Amato, S. (2013). Microplastic Pollution in the Surface Waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine*

Pollution Bulletin, 77(1–2), 177–182.

- Erni-Cassola, G., Gibson, M. I., Thompson, R. C., Christie-Oleza, J. A. (2017). Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 μ m) in Environmental Samples. *Environmental Science and Technology*, 51(23), 13641–13648.
- Evan Patev. (2023). Investigation of Microplastics from Deep-Sea Antarctic and West Coast North American Sediments. Yüksek Lisans Tezi, Harvard Üniversitesi, Temel Bilimler, Ann Arbor.
- Eyüboğlu, H., Eyüboğlu, Ö. (2020). Effects of the Environmental pressures in Izmit Bay. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 5(1), 25–37.
- Fahrenfeld, N. L., Arbuckle-Keil, G., Naderi Beni, N., Bartelt-Hunt, S. L. (2019). Source Tracking Microplastics in the Freshwater Environment. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 112, 248–254.
- Falconer, R. L., Bidleman, T. F. (1994). Vapor Pressures and Predicted Particle/Gas Distributions of Polychlorinated Biphenyl Congeners as Functions of Temperature and Ortho-Chlorine Substitution. *Atmospheric Environment*, 28(3), 547–554.
- Fernández-González, R., Yebra-Pimentel, I., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J. (2015). A Critical Review about Human Exposure to Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins (PCDDs), Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) through Foods. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 55(11), 1590–1617.
- Fischer, E. K., Paglialonga, L., Czech, E., Tamminga, M. (2016). Microplastic Pollution in Lakes and Lake Shoreline Sediments - A Case Study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (Central Italy). *Environmental Pollution*, 213, 648–657.
- Font, G., Mañes, J., Moltó, J. C., Picó, Y. (1996). Current Developments in the Analysis of Water Pollution by Polychlorinated Biphenyls. *Journal of Chromatography A*, 733(1–2), 449–471.
- Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M., Remy, D. (2013). Identification of Polymer Types and Additives in Marine Microplastic Particles Using Pyrolysis-GC/MS and Scanning Electron Microscopy. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 15(10), 1949–1956.
- Gakuba, E., Moodley, B., Ndungu, P., Birungi, G. (2015). Occurrence and Significance of Polychlorinated Biphenyls in Water, Sediment Pore Water and Surface Sediments of Umgeni River, KwaZulu-Natal, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(9), 1–14.
- Galiulin, R. V., Bashkin, V. N., Galiulina, R. A. (2002). Behavior of Persistent Organic Pollutants in the Air-Plant-Soil System. *Water, Air, and Soil Pollution*, 137(1–4), 179–191.

- Gan, S., Lau, E. V., Ng, H. K. (2009). Remediation of Soils Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Journal of Hazardous Materials*, 172(2–3), 532–549.
- Gauquie, J., Devriese, L., Robbens, J., De Witte, B. (2015). A Qualitative Screening and Quantitative Measurement of Organic Contaminants on Different Types of Marine Plastic Debris. *Chemosphere*, 138, 348–356.
- Gedik, K., Atasaral, Ş. (2022). The Microplastic Pattern in Turkish Lakes: Sediment and Bivalve Samples from Çıldır Lake, Almus Dam Lake, and Kartalkaya Dam Lake. *Turkish Journal of Zoology*, 46(5), 397–408.
- Gedik, K., Demircioglu, F., İmamoglu, İ. (2010). Spatial Distribution and Source Apportionment of PCBs in Sediments Around İzmit Industrial Complexes, Turkey. *Chemosphere*, 81(8), 992–999.
- Gerin, R., Poulain, P. M., Beşiktepe, Ş. T., Zanasca, P. (2013). On the Surface Circulation of the Marmara Sea as Deduced from Drifters. *Turkish Journal of Earth Sciences*, 22(6), 919–930.
- Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T. K., Ahn, Y. (2016). Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology*, 7(1369).
- Giuliani, S., Bellucci, L. G., Çağatay, M. N., Polonia, A., Piazza, R., Vecchiato, M., Gasperini, L. (2017). The Impact of the 1999 Mw 7.4 Event in the İzmit Bay (Turkey) on Anthropogenic Contaminant (PCBs, PAHs and PBDEs) Concentrations Recorded in a Deep Sediment Core. *Science of the Total Environment*, 590–591, 799–808.
- Goswami, P., Ohura, T., Guruge, K. S., Yoshioka, M., Yamanaka, N., Akiba, M., Munuswamy, N. (2016). Spatio-temporal Distribution, Source, and Genotoxic Potential of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Estuarine and Riverine Sediments from Southern India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 130, 113–123.
- Graca, B., Szewc, K., Zakrzewska, D., Dołęga, A., Szczerbowska-Boruchowska, M. (2017). Sources and Fate of Microplastics in Marine and Beach Sediments of the Southern Baltic Sea—A Preliminary Study. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7650–7661.
- Gregory, M. R. (1996). Plastic Scrubbers' in Hand Cleansers: A further (and Minor) Source for Marine Pollution Identified. *Marine Pollution Bulletin*, 32(12), 867–871.
- Grmasha, R. A., Abdulameer, M. H., Stenger-Kovács, C., Al-sareji, O. J., Al-Gazali, Z., Al-Juboori, R. A., Hashim, K. S. (2023). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Surface Water and Sediment Along Euphrates River System: Occurrence, Sources, Ecological and Health Risk Assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 187(December 2022), 114568.
- Guo, Y., Wu, K., Huo, X., Xu, X. (2011). Sources, Distribution, and Toxicity of

- Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Journal of Environmental Health*, 73(9), 22–25.
- Güzel, B., Canlı, O., Çelebi, A. (2022). Characterization, Source and Risk Assessments of Sediment Contaminants (PCDD/Fs, DL-PCBs, PAHs, PCBs, OCPs, Metals) in the Urban Water Supply Area. *Applied Geochemistry*, 143.
- Habibullah-Al-Mamun, M., Kawser Ahmed, M., Hossain, A., Masunaga, S. (2019). Distribution, Source Apportionment, and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Surficial Sediments from the Coastal Areas of Bangladesh. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(2), 178–190.
- Han, L., Chang, C., Yan, S., Qu, C., Tian, Y., Guo, J., Guo, J. (2023). Distribution, Sources and Risk Assessment of Polychlorinated Biphenyls in Sediments from Beiluo River. *Toxics*, 11(2), 139.
- Hartwell, S. I., Lomax, T., Dasher, D. (2020). Characterization of Sediment Contaminants in Arctic Lagoons and Estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110873.
- Helou, K., Harmouche-Karaki, M., Karake, S., Narbonne, J. F. (2019). A Review of Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in Lebanon: Environmental and Human Contaminants. *Chemosphere*, 231, 357–368.
- Hong, W. J., Jia, H., Li, Y. F., Sun, Y., Liu, X., Wang, L. (2016). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Alkylated PAHs in the Coastal Seawater, Surface Sediment and Oyster from Dalian, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 128, 11–20.
- Hornbuckle, K. C., Jeremlason, J. D., Sweet, C. W., Elsenrich, S. J. (1994). Seasonal Variations in Air-Water Exchange of Polychlorinated Biphenyls in Lake Superior. *Environmental Science & Technology*, 28(8), 1491–1501.
- Hornbuckle, K. C., Smith, G. L., Miller, S. M., Eadie, B. J., Lansing, M. B. (2004). Magnitude and Origin of Polychlorinated Biphenyl (PCB) and Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) Compounds Resuspended in Southern Lake Michigan. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 109(5), 1–10.
- Horton, A. A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J., Lahive, E. (2017). Large Microplastic Particles in Sediments of Tributaries of the River Thames, UK – Abundance, Sources and Methods for Effective Quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 218–226.
- Horton, Alice A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., Svendsen, C. (2017). Microplastics in Freshwater and Terrestrial Environments: Evaluating the Current Understanding to Identify the Knowledge Gaps and Future Research Priorities. *Science of the Total Environment*, 586, 127–141.
- Hosoda, J., Ofosu-Anim, J., Sabi, E. B., Akita, L. G., Onwona-Agyeman, S., Yamashita, R., Takada, H. (2014). Monitoring of Organic Micropollutants in Ghana by

- Combination of Pellet Watch with Sediment Analysis: E-Waste as A Source of PCBs. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1–2), 575–581.
- Hsu, P. C., Guo, Y. L., Li, M. H. (2004). Effects of Acute Postnatal Exposure to 3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl on Sperm Function and Hormone Levels in Adult Rats. *Chemosphere*, 54(5), 611–618.
- Hu, D., Martinez, A., Hornbuckle, K. C. (2008). Discovery of Non-Aroclor PCB (3,3'-Dichlorobiphenyl) in Chicago Air. *Environmental Science and Technology*, 42(21), 7873–7877.
- Hu, N., Huang, P., Liu, J., Ma, D., Shi, X., Mao, J., Liu, Y. (2014). Characterization and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sediments in the Yellow River Estuary, China. *Environmental Earth Sciences*, 71(2), 873–883.
- Hurley, R., Woodward, J., Rothwell, J. J. (2018). Microplastic Contamination of River Beds Significantly Reduced by Catchment-Wide Flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251–257.
- Hussar, E., Richards, S., Lin, Z. Q., Dixon, R. P., Johnson, K. A. (2012). Human Health Risk Assessment of 16 Priority Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils of Chattanooga, Tennessee, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(9), 5535–5548.
- Hwang, J., Choi, D., Han, S., Jung, S. Y., Choi, J., Hong, J. (2020). Potential Toxicity of Polystyrene Microplastic Particles. *Scientific Reports*, 10(1), 7391.
- IARC (1979). *Chemicals and Industrial Processes Associated with Cancer in Humans (IARC Monographs Volumes 1 to 20)*, International Agency for Research on Cancer, <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-Supplements/Chemicals-And-Industrial-Processes-Associated-With-Cancer-In-Humans-IARC-Monographs-Volumes-1-To-20--1979/> (Ziyaret tarihi: 13 Aralık 2021).
- IARC (1987). *Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1. Chemicals. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans, Environmental and Experimental Data*, International Agency for Research on Cancer, <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-Supplements/Overall-Evaluations-Of-Carcinogenicity-An-Updating-Of-IARC-Monographs-Volumes-1%E2%80%931987/> (Ziyaret tarihi: 13 Aralık 2021).
- Iwegbue, C. M. A., Bebenimibo, E., Tesi, G. O., Egobueze, F. E., Martincigh, B. S. (2020). Spatial Characteristics and Risk Assessment of Polychlorinated Biphenyls in Surficial Sediments Around Crude Oil Production Facilities in the Escravos River Basin, Niger Delta, Nigeria. *Marine Pollution Bulletin*, 159.
- Jacob, J., Cherian, J. (2013). Review of Environmental and Human Exposure to Persistent Organic Pollutants. *Asian Social Science*, 9(11), 107–120.
- Jambeck, J. R., Ji, Q., Zhang, Y.-G., Liu, D., Grossnickle, D. M., Luo, Z.-X. (2015). Plastic Waste Inputs from Land into The Ocean. *Science*, 347(6223), 764–768.

- Jeong, G. H., Kim, H. J., Joo, Y. J., Kim, Y. B., So, H. Y. (2001). Distribution Characteristics of PCBs in The Sediments of The Lower Nakdong River, Korea. *Chemosphere*, 44, 1403–1411.
- Jiang, Y., Hu, Y., Schirmer, M. (2013). Biogeochemical Controls on Daily Cycling of Hydrochemistry and $\delta^{13}\text{C}$ of Dissolved Inorganic Carbon in A Karst Spring-Fed Pool. *Journal of Hydrology*, 478, 157–168.
- Kalwa, M., Quinária, S. P., Pletsch, A. L., Torres, Y. R., Finger, D. (2014). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments of Binacional Itaipu Lake, Brazil: Characteristics, Sources and Toxicity Evaluation. *Environmental Earth Sciences*, 72(11), 4473–4481.
- Kang, J. H., Kwon, O. Y., Lee, K. W., Song, Y. K., Shim, W. J. (2015). Marine Neustonic Microplastics Around The Southeastern Coast of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), 304–312.
- Kannan, K., Yun, S. H., Evans, T. J. (2005). Chlorinated, Brominated, and Perfluorinated Contaminants in Livers of Polar Bears from Alaska. *Environmental Science and Technology*, 39(23), 9057–9063.
- Kanzari, F., Syakti, A. D., Asia, L., Malleret, L., Piram, A., Mille, G., Doumenq, P. (2014). Distributions and Sources of Persistent Organic Pollutants (Aliphatic Hydrocarbons, PAHs, PCBs and Pesticides) in Surface Sediments of An Industrialized Urban River (Huveaune), France. *Science of the Total Environment*, 478, 141–151.
- Karacık, B., Okay, O. S., Henkelmann, B., Pfister, G., Schramm, K. W. (2013). Water Concentrations of PAH, PCB and OCP by Using Semipermeable Membrane Devices and Sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1–2), 258–265.
- Karademir, A., Ergül, H. A., Telli, B., Kilavuz Aslan, S., Terzi, M. (2013). Evaluation of PCDD/F Pollution in Surface Sediments of Izmit Bay. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(9), 6611–6619.
- Karakaş, D., Pekey, B. (2005). Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments of Izmit Bay (Turkey). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 85(7), 433–442.
- Katsoyiannis, A., Terzi, E., Cai, Q. Y. (2007). On The Use of PAH Molecular Diagnostic Ratios in Sewage Sludge for The Understanding of The PAH Sources. Is This Use Appropriate? *Chemosphere*, 69(8), 1337–1339.
- Kim, J. H., Smith, A. (2001). Distribution of Organochlorine Pesticides in Soils from South Korea. *Chemosphere*, 43(2), 137–140.
- Kim, K. H., Jahan, S. A., Kabir, E., Brown, R. J. C. (2013). A Review of Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Their Human Health Effects. *Environment International*, 60, 71–80.

- Kılıç, Ö., Belivermiş, M. (2013). Spatial and Seasonal Distribution of Trace Metal Concentrations in Mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and Sediment of Bosphorus and Golden Horn. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 91, 402–8.
- Kılıç, S. (2015). İstanbul Haliç’i Midye Ve Sediment Örneklerinde PAH Düzeylerinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 398850.
- Kılıç, S., Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Ergül, H. A. (2023). Chronology of PAH and PCB Pollution Using Sediment Core in the Golden Horn Estuary (Sea of Marmara). *Marine Pollution Bulletin*, 187.
- Klein, S., Worch, E., Knepper, T. P. (2015). Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science and Technology*, 49(10), 6070–6076.
- Koçak, T. K., Koçak, Goze, Ö., Stuart, A. L. (2023). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Aquatic Media of Turkey : A Systematic Review of Cancer and Ecological Risk. *Marine Pollution Bulletin*, 188, 114671.
- Koester, C. J., Hites, R. A. (1992). Wet and Dry Deposition of Chlorinated Dioxins and Furans. *Environmental Science and Technology*, 26(7), 1375–1382.
- Koss, G., Wölfle, D. (1999). Dioxin and Dioxin-like Polychlorinated Hydrocarbons and Biphenyls. Marquardt F., Schäfer H., McClellan S.G., Welsch R. (Ed.), *Toxicology* (699–728). San Diego: Academic Press.
- Küçüksezgin, F., Gönül, L. T., Pazı, I., Ubay, B., Güçlüsoy, H. (2020). Monitoring of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Transplanted Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and Sediments in The Coastal Region of Nemrut Bay (Eastern Aegean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 157, 111358.
- Küçüksezgin, F., Pazı, I., Gönül, L. T. (2012). Marine Organic Pollutants of the Eastern Aegean: Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Candarli Gulf Surficial Sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 64(11), 2569–2575.
- Küçüksezgin, F., Pazı, I., Koçak, F., Gönül, T., Duman, M., Eronat, H. (2018). *The Coasts of Turkey. World Seas: An Environmental Evaluation Volume I: Europe, the Americas and West Africa* (2nd ed.). İzmir: Elsevier Ltd.
- Kumar, S., Panda, A. K., Singh, R. K. (2011). A Review on Tertiary Recycling of High-Density Polyethylene to Fuel. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 893–910.
- Kutz, F. W., Barnes, D. G., Bottimore, D. P., Greim, H., Bretthauer, E. W. (1990). The International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds. *Chemosphere*, 20(7–9), 751–757.

- Laender, F. De, Hammer, J., Hendriks, A. J., Soetaert, K., Janssen, C. R. (2011). Combining Monitoring Data and Modeling Identifies PAHs As Emerging Contaminants in The Arctic. *Environmental Science and Technology*, 45(20), 9024–9029.
- Larsen, R. K., Baker, J. E. (2003). Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Urban Atmosphere: A comparison of Three Methods. *Environmental Science and Technology*, 37(9), 1873–1881.
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. (2017). River Plastic Emissions to The World's Oceans. *Nature Communications*, 8, 1–10.
- Lei, P., Pan, K., Zhang, H., Bi, J. (2019). Pollution and Risk of PAHs in Surface Sediments from the Tributaries and Their Relation to Anthropogenic Activities, in the Main Urban Districts of Chongqing City, Southwest China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103(1), 28–33.
- Li, A., Rockne, K. J., Sturchio, N., Song, W., Ford, J. C., Wei, H. (2009). PCBs in Sediments of the Great Lakes – Distribution and Trends , Homolog and Chlorine Patterns , and in situ Degradation. *Environmental Pollution*, 157(1), 141–147.
- Li, H. X., Getzinger, G. J., Ferguson, P. L., Orihuela, B., Zhu, M., Rittschof, D. (2016). Effects of Toxic Leachate from Commercial Plastics on Larval Survival and Settlement of the Barnacle *Amphibalanus amphitrite*. *Environmental Science and Technology*, 50(2), 924–931.
- Li, P., Xue, R., Wang, Y., Zhang, R., Zhang, G. (2015). Influence of anthropogenic activities on PAHs in sediments in a significant gulf of low-latitude developing regions, the Beibu Gulf, South China Sea: Distribution, sources, inventory and probability risk. *Marine Pollution Bulletin*, 90(1–2), 218–226.
- Li, Y., Li, M., Li, Z., Yang, L., Liu, X. (2019). Effects of Particle Size and Solution Chemistry on Triclosan Sorption on Polystyrene Microplastic. *Chemosphere*, 231, 308–314.
- Lithner, D., Larsson, A., Dave, G. (2011). Environmental and Health Hazard Ranking and Assessment of Plastic Polymers Based on Chemical Composition. *Science of the Total Environment*, 409(18), 3309–3324.
- Liu, S., Liu, X., Liu, M., Yang, B., Cheng, L., Li, Y., Qadeer, A. (2016). Levels, Sources and Risk Assessment of PAHs in Multi-Phases from Urbanized River Network System in Shanghai. *Environmental Pollution*, 219, 555–567.
- Liu, S. T., Wang, R. T. (2009). Efficiency Measures of PCB Manufacturing Firms Using Relational Two-Stage Data Envelopment Analysis. *Expert Systems with Applications*, 36(3 PART 1), 4935–4939.
- Liu, Y., Yan, C., Ding, X., Wang, X., Fu, Q., Zhao, Q., Zheng, M. (2017). Sources and Spatial Distribution of Particulate Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Shanghai,

- China. *Science of the Total Environment*, 584–585, 307–317.
- Liu, Z., He, L., Lu, Y., Su, J., Song, H., Zeng, X., Yu, Z. (2015). Distribution, Source, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Sediments from the Hun River, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5), 1–10.
- Lohmann, R. (2017). Microplastics Are Not Important for The Cycling and Bioaccumulation of Organic Pollutants in The Oceans—But Should Microplastics Be Considered POPs Themselves? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 460–465.
- Long, E. R., Bin, C., Smith, S. L., Calder, F. D. (1995). Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. *Environ. Manage.*, 19(1), 81–97.
- Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., Officer, R. (2015). Microplastic and Macroplastic Ingestion by A Deep Diving, Oceanic Cetacean: The True's Beaked Whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, 199, 185–191.
- lv, J., Zhang, Y., Zhao, X., Zhou, C., Guo, C., Luo, Y., Xu, J. (2015). Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Sediments of Liaohe River: Levels, Spatial and Temporal distribution, possible sources, and inventory. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(6), 4256–4264.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., Berger, T. A. (2000). Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20–31.
- Mackay, D., Shiu, W.-Y., Shiu, W.-Y., Lee, S. C. (2006). *Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals* (2nd ed.). CRC Press.
- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., Mayes, A. G. (2017). A Rapid-screening Approach to Detect and Quantify Microplastics Based on Fluorescent Tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7, 1–10.
- Maisano, M., Trapani, M. R., Parrino, V., Parisi, M. G., Cappello, T., D'Agata, A., Cammarata, M. (2013). Haemolytic Activity and Characterization of Nematocyst Venom from *Pelagia noctiluca* (Cnidaria: Scyphozoa). *Italian Journal of Zoology*, 80(2), 168–176.
- Malisch, R., Kotz, A. (2014). Dioxins and PCBs in feed and food — Review from European perspective. *Science of The Total Environment*, 491–492, 2–10.
- Manahan, S. E. (2000). *Environmental Chemistry* (7th ed.). Lewis, Boca Raton, FL.
- Margni, M., Rossier, D., Crettaz, P., Jolliet, O. (2002). Life Cycle Impact Assessment of Pesticides on Human Health and Ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and*

Environment, 93(1–3), 379–392.

- Marval, Š., Hejduk, T., Zajiček, A. (2020). An Analysis of Sediment Quality from the Perspective of Land Use in the Catchment and Pond Management. *Soil and Sediment Contamination*, 29(4), 397–420.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. (2001). Plastic Resin Pellets As A Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318–324.
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Newman, B. (2017). Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(2), 230–239.
- Mattsson, K., Jovic, S., Doverbratt, I., Hansson, L. A. (2018). *Nanoplastics in The Aquatic Environment. Microplastic Contamination in Aquatic Environments: An Emerging Matter of Environmental Urgency*. Elsevier Inc.
- Mehdinia, A., Bateni, F., Jahedi Vaighan, D., Sheijooni Fumani, N. (2021). Occurrence of Polychlorinated Biphenyl Congeners in Marine Sediment of Makran Region, Chabahr Bay, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 112038.
- Mendola, P., Buck, G. M., Sever, L. E., Zielezny, M., Venal, J. E. (1997). Consumption of PCB-Contaminated Freshwater Fish and Shortened Menstrual Cycle Length. *American Journal of Epidemiology*, 146(11), 955–960.
- Merhaby, D., Rabodonirina, S., Net, S., Ouddane, B., Halwani, J. (2019). Overview of Sediments Pollution by PAHs and PCBs in Mediterranean Basin: Transport, Fate, Occurrence, and Distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110646.
- Metin, E., Eröztürk, A., Neyim, C. (2003). Solid Waste Management Practices and Review of Recovery and Recycling Operations in Turkey. *Waste Management*, 23(5), 425–432.
- Miao, X., Hao, Y., Cai, J., Xie, Y., Zhang, J. (2023). The Distribution, Sources and Health Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sediments of Liujiang River Basin: A Field Study in Typical Karstic River. *Marine Pollution Bulletin*, 188(February), 114666.
- Mitra, S., Corsolini, S., Pozo, K., Audy, O., Sarkar, S. K., Biswas, J. K. (2019). Characterization, Source Identification and Risk Associated with Polyaromatic and Chlorinated Organic Contaminants (PAHs, PCBs, PCBzs and OCPs) in the Surface Sediments of Hooghly Estuary, India. *Chemosphere*, 221, 154–165.
- Montaño, M., Gutleb, A. C., Murk, A. J. (2013). Persistent Toxic Burdens of Halogenated Phenolic Compounds in Humans and Wildlife. *Environmental Science and Technology*, 47(12), 6071–6081.
- Montuori, P., Aurino, S., Garzonio, F., Sarnacchiaro, P., Nardone, A., Triassi, M. (2016).

- Distribution, sources and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments from Tiber River and estuary, Italy. *Science of the Total Environment*, 566–567, 1254–1267.
- Montuori, P., Aurino, S., Garzonio, F., Triassi, M. (2016). Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides in Tiber River and Estuary: Occurrence, Distribution and Ecological Risk. *Science of the Total Environment*, 571, 1001–1016.
- Moore, C. J. (2008). Synthetic Polymers in The Marine Environment: A Rapidly Increasing, Long-Term Threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139.
- Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., Reddy, C. M. (2010). The Size, Mass, and Composition of Plastic Debris in the Western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1873–1878.
- Mourier, B., Desmet, M., Van Metre, P. C., Mahler, B. J., Perrodin, Y., Roux, G., Babut, M. (2014). Historical Records, Sources, and Spatial Trends of PCBs Along The Rhône River (France). *Science of the Total Environment*, 476–477, 568–576.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science and Technology*, 50(11), 5800–5808.
- Myers, R. L. (2007). *The 100 Most Important Chemical Compounds*. Westport, London: Greenwood Press.
- Napper, I. E., Thompson, R. C. (2020). Plastic Debris in the Marine Environment: History and Future Challenges. *Global Challenges*, 4(6), 1900081.
- Neumann, B., Vafeidis, A. T., Zimmermann, J., Nicholls, R. J. (2015). Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *PLoS ONE*, 10(3), 28–34.
- Ng, K. L., Obbard, J. P. (2006). Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 761–767.
- Nobre, C. R., Santana, M. F. M., Maluf, A., Cortez, F. S., Cesar, A., Pereira, C. D. S., Turra, A. (2015). Assessment of Microplastic Toxicity to Embryonic Development of The Sea Urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, 92(1–2), 99–104.
- O'Donovan, S., Mestre, N. C., Abel, S., Fonseca, T. G., Carteny, C. C., Cormier, B., Bebianno, M. J. (2018). Ecotoxicological Effects of Chemical Contaminants Adsorbed to Microplastics in The Clam *Scrobicularia plana*. *Frontiers in Marine Science*, 5, 1–15.
- Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., Richard, C. (2014). Global Warming Releases Microplastic Legacy Frozen in Arctic Sea Ice. *Earth's Future*, 2, 315–320.

- Ohura, T., Amagai, T., Fusaya, M., Matsushita, H. (2004). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Indoor and Outdoor Environments and Factors Affecting Their Concentrations. *Environmental Science and Technology*, 38(1), 77–83.
- Okay, O., Tolun, L., Tellı-Karakoç, F., Tüfekçi, V., Tüfekçi, H., Morkoç, E. (2001). İzmit Bay (Turkey) Ecosystem after Marmara Earthquake and Subsequent Refinery Fire: the Long-term Data. *Marine Pollution Bulletin*, 42(5), 361–369.
- Okay, O. S., Karacık, B., Başak, S., Henkelmann, B., Bernhöft, S., Schramm, K. W. (2009). PCB and PCDD/F in Sediments and Mussels of the Istanbul Strait (Turkey). *Chemosphere*, 76(2), 159–166.
- Okay, O. S., Karacık, B., Güngördü, A., Özmen, M., Yılmaz, A., Koyunbaba, N. C., Schramm, K. W. (2014). Micro-organic Pollutants and Biological Response of Mussels in Marinas and Ship Building/Breaking Yards in Turkey. *Science of the Total Environment*, 496, 165–178.
- Omar, W. A., Mahmoud, H. M. (2017). Risk Assessment of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Trace Metals in River Nile Up- and Downstream of a Densely Populated Area. *Environmental Geochemistry and Health*, 39(1), 125–137.
- Orhon, D., Sözen, S., Kirca, V. S. O., Duba, S., Mermutlu, R., Sumer, B. M. (2021). Pollutant dynamics between The Black Sea and The Marmara Sea: Basis for wastewater management strategy. *Marine Pollution Bulletin*, 168(January).
- Özcan, H. K., Yazıcı-Güvenç, S., Güvenç, L., Demir, G. (2016). Municipal Solid Waste Characterization According to Different Income Levels: A Case Study. *Sustainability (Switzerland)*, 8(10).
- Öztürk, B., Balcıoğlu, E. B. (2017). Notes on The Fisheries Compensation for The Independenta/Evriali Incident in The Istanbul Strait, Turkey. *J.Black Sea/Mediterranean Environment*, 23(2), 187–190.
- PAGEV (2021). *Türkiye Plastik Sektör İzleme Raporu*. Pagev, <https://pagev.org/turkiye-plastik-sektor-izleme-raporu-2021/> (Ziyaret tarihi: 13 Kasım 2022).
- Patel, M. M., Goyal, B. R., Bhadada, S. V., Bhatt, J. S., Amin, A. F. (2009). Getting into the Brain: Approaches to Enhance Brain Drug Delivery. *CNS Drugs*, 23(1), 35–58.
- Paul-Pont, I., Lacroix, C., González Fernández, C., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Soudant, P. (2016). Exposure of Marine Mussels *Mytilus* spp. to Polystyrene Microplastics: Toxicity and Influence on Fluoranthene Bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 216, 724–737.
- Pazı, I., Küçüksezgin, F., Gönül, L. T. (2011). Distribution and Sources of Organochlorinated Contaminants in Sediments from Izmir Bay (Eastern Aegean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 62(5), 1115–1119.
- Pekey, H. (2006). The Distribution and Sources of Heavy Metals in Izmit Bay Surface Sediments Affected by A Polluted Stream. *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1197–

- Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., Li, D. (2018). Microplastics in Freshwater River Sediments in Shanghai, China: A case Study of Risk Assessment in Mega-Cities. *Environmental Pollution*, 234, 448–456.
- Perelló, G., Díaz-Ferrero, J., Llobet, J. M., Castell, V., Vicente, E., Nadal, M., Domingo, J. L. (2015). Human Exposure to PCDD/Fs and PCBs Through Consumption of Fish and Seafood in Catalonia (Spain): Temporal Trend. *Food and Chemical Toxicology*, 81, 28–33.
- Peters, C. A., Knightes, C. D., Brown, D. G. (1999). Long-Term Composition Dynamics of PAH-Containing NAPLs and Implications for Risk Assessment. *Environmental Science & Technology*, 33(24), 4499–4507.
- Pies, C., Hoffmann, B., Petrowsky, J., Yang, Y., Ternes, T. A., Hofmann, T. (2008). Characterization and Source Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in River Bank Soils. *Chemosphere*, 72(10), 1594–1601.
- PlasticsEurope. (2015). Plastics e the Facts 2015, an Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. Plastics Europe, Brussels, Belgium.
- PlasticsEurope. (2020). *Plastics – the Facts 2020*. PlasticsEurope, <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2020/> (Ziyaret tarihi: 13 Kasım 2022).
- Raheem, A. B., Noor, Z. Z., Hassan, A., Abd-Hamid, M. K., Samsudin, S. A., Sabeen, A. H. (2019). Current Developments in Chemical Recycling of Post-Consumer Polyethylene Terephthalate Wastes for New Materials Production: A review. *Journal of Cleaner Production*, 225, 1052–1064.
- Rakib, M. R. J., Hossain, M. B., Kumar, R., Ullah, M. A., Al Nahian, S., Rima, N. N., Sayed, M. M. (2022). Spatial Distribution and Risk Assessments Due to the Microplastics Pollution in Sediments of Karnaphuli River Estuary, Bangladesh. *Scientific Reports*, 12(1), 1–15.
- Ravenscroft, J., Schell, L. M. (2018). Patterns of PCB exposure among Akwesasne adolescents: The role of dietary and inhalation pathways. *Environment International*, 121, 963–972.
- Reddy, A. V. B., Moniruzzaman, M., Aminabhavi, T. M. (2019). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in The Environment: Recent Updates on Sampling, Pretreatment, Cleanup Technologies and Their Analysis. *Chemical Engineering Journal*, 358, 1186–1207.
- Ribeiro, F., Garcia, A. R., Pereira, B. P., Fonseca, M., Mestre, N. C., Fonseca, T. G., Bebianno, M. J. (2017). Microplastics Effects in *Scrobicularia plana*. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 379–391.
- Rios, L. M., Moore, C., Jones, P. R. (2007). Persistent Organic Pollutants Carried by

- Synthetic Polymers in The Ocean Environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237.
- Rocha-Santos, T., Duarte, A. C. (2015). A Critical Overview of The Analytical Approaches to The Occurrence, The Fate and The Behavior of Microplastics in The Environment. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53.
- Rochman, C. M., Hentschel, B. T., The, S. J. (2014). Long-Term Sorption of Metals Is Similar Among Plastic Types: Implications for Plastic Debris in Aquatic Environments. *PLoS ONE*, 9(1).
- Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N. F., Lang, T., Griebeler, E. M., Janke, M., Gerdt, G. (2016). Plastic Ingestion by Pelagic and Demersal Fish from The North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 134–141.
- Ryan, P. G., Moloney, C. L. (1993). Marine Litter Keeps Increasing. *Nature*, 361(6407), 23.
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., Moloney, C. L. (2009). Monitoring The Abundance of Plastic Debris in The Marine Environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999–2012.
- Safe, S. (1985). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Polybrominated Biphenyls (PBBs): Biochemistry, Toxicology, and Mechanism of Action. *Critical Reviews in Toxicology*, 13(4), 319–395.
- Sahu, S. K., Ajmal, P. Y., Pandit, G. G., Puranik, V. D. (2009). Vertical Distribution of Polychlorinated Biphenyl Congeners in Sediment Core from Thane Creek Area of Mumbai, India. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1573–1579.
- Sarı-Erkan, H., Turan, N. B., Albay, M., Onkal-Engin, G. (2021). Microplastic Pollution in Seabed Sediments at Different Sites on the Shores of Istanbul-Turkey: Preliminary Results. *Journal of Cleaner Production*, 328, 129539.
- Şengör, A. M. . (1979). The North Anatolian Transform Fault : Its Age , Offset and Tectonic Significance. *Journal of the Geological Society*, 136, 269–282.
- Shang, X., Dong, G., Zhang, H., Zhang, L., Yu, X., Li, J., Wu, Y. (2016). Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Indicator Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Various Marine Fish from Zhoushan Fishery, China. *Food Control*, 67, 240–246.
- Shi, M., Li, R., Xu, A., Su, Y., Hu, T., Mao, Y., Xing, X. (2022). Huge Quantities of Microplastics Are “Hidden” in the Sediment of China’s Largest Urban Lake—Tangxun Lake. *Environmental Pollution*, 307.
- Shibamoto, T., Yasuhara, A., Katami, T. (2007). Dioxin Formation From Waste Incineration. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 190, 1–41.
- Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M. (2016). Identification and Quantification of Microplastics Using Nile Red Staining. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2),

469–476.

- Shu, X., Xu, L., Yang, M., Qin, Z., Zhang, Q., Zhang, L. (2023). Spatial Distribution Characteristics and Migration of Microplastics in Surface Water , Groundwater and Sediment in Karst Areas : The Case of Yulong River in Guilin, Southwest China. *Science of the Total Environment*, 868, 161578.
- Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. C. P., de Andrade, F. M., Brito, A. M. S. S., Costa, M. F. da. (2023). Microplastic Pollution in Sediments of Tropical Shallow Lakes. *Science of the Total Environment*, 855.
- Stark, M. (2019). Letter to the Editor Regarding “Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris.” *Environmental Science & Technology*, 53(9), 4677–4677.
- Stout, S. A., Emsbo-Mattingly, S. D. (2008). Concentration and Character of PAHs and Other Hydrocarbons in Coals of Varying rank - Implications for Environmental Studies of Soils and Sediments Containing Particulate Coal. *Organic Geochemistry*, 39(7), 801–819.
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Huvet, A. (2016). Oyster Reproduction Is Affected by Exposure to Polystyrene Microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(9), 2430–2435.
- Tabachnick, B. G., Fidell, L. S. (2013). *Using Multivariate Statistics (6th ed.)*. Pearson, Boston.
- Tan, I. (2022). Preliminary Assessment of Microplastic Pollution Index: A Case Study in Marmara Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22(12).
- Tan, İ., Aslan, E. (2020). Metal Pollution Status and Ecological Risk Assessment in Marine Sediments of The Inner Izmit Bay. *Regional Studies in Marine Science*, 33, 1–10.
- Tang, D., Liu, X., He, H., Cui, Z., Gan, H., Xia, Z. (2020). Distribution, Sources and Ecological Risks of Organochlorine Compounds (DDTs, HCHs and PCBs) in Surface Sediments from the Pearl River Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110942.
- Taşkın, Ö. S., Aksu, A., Balkıs, N. (2011). Metal (Al, Fe, Mn and Cu) Distributions and Origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in The Surface Sediments of The Marmara Sea and The Coast of Istanbul, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 62(11), 2568–2570.
- Telli-Karakoç, F., Tolun, L., Henkelmann, B., Klinn, C., Okay, O., Schramm, K.-W. (2002). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Distributions in the Bay of Marmara Sea: Izmit Bay. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 119, 383–397.

- Tepe, Y., Tunç Dede, Ö. (2020). Concentrations of PAH Pollution in the Seawaters of Turkey. In *The Handbook of Environmental Chemistry* (pp. 1–22). Springer Berlin Heidelberg.
- Terzi, M. (2011). İzmit Körfezi Biyota ve Sediment Örneklerinde PAH ve PCB Düzeylerinin Mevsimsel Araştırılması. Yüksek lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 301632.
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2007). Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. *Environmental Science and Technology*, 41(22), 7759–7764.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Takada, H. (2009). Transport and Release of Chemicals from Plastics to The Environment and to Wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045.
- Thompson, R. (2005). New Directions in Plastic Debris. *Science*, 310(5751), 1117b–1117b.
- Tian, Y., Nie, Z., He, J., Die, Q., Fang, Y., Liu, F., Huang, Q. (2016). Seasonal Variations in Concentrations, Distributions, and Air–Soil Exchange Fluxes of Dioxin-Like Polychlorinated Biphenyls in Shanghai, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), 3376–3384.
- Tolun, L. G., Okay, O. S., Gaines, A. F., Tolay, M., Tüfekçi, H., Kıratlı, N. (2001). The Pollution Status and The Toxicity of Surface Sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. *Environment International*, 26(3), 163–168.
- Tolun, L., Martens, D., Okay, O. S., Schramm, K. W. (2006). Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contamination in Coastal Sediments of the Izmit Bay (Marmara Sea): Case Studies Before and After the Izmit Earthquake. *Environment International*, 32, 758–765.
- Tran Nguyen, Q. A., Nguyen, H. N. Y., Strady, E., Nguyen, Q. T., Trinh-Dang, M., Vo, V. M. (2020). Characteristics of Microplastics in Shoreline Sediments from A Tropical and Urbanized Beach (Da Nang, Vietnam). *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111768.
- Tuğrul, S. (1993). Comparison of TOC Concentrations by Persulphate-UV and High-Temperature Catalytic Oxidation Techniques in The Marmara and Black Seas. *Marine Chemistry*, 41(1–3), 265–270.
- Tuncel, S. G., Topal, T. (2015). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sea Sediments of the Turkish Mediterranean Coast, Composition and Sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(6), 4213–4221.
- Turhan, D. (2022). Evaluation of Microplastics in the Surface Water, Sediment and Fish of Sürgü Dam Reservoir (Malatya) in Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22.

- TÜİK (2022). *Türkiye nüfusu 85 milyon 279 bin 553 kişi oldu*, TÜİK, <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=49685/> (Ziyaret tarihi: 02 Şubat 2023).
- Ulusoy, Ş., Özden, Ö., Pöpke, O. (2016). Distribution of OCPs and PCBs in Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Marmara Sea Coastal Sites. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97(2), 191–197.
- UNEP (2009). *Report of The Conference of The Parties of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants on The Work of Its Fourth Meeting. In United Nations Environment Programme: Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. Geneva.
- UNEP (2023). *Our Planet is Choking on Plastic*. UN Environment Programme, https://www.unep.org/interactives/beat-plastic-pollution/?gclid=Cj0KCQiA54KfBhCKARIsAJzSrdro_4vmtA4vwoGZtTKX6T0uVSNTRw3UpJpR5xFOMGBDBcWYqy6EYUgaAgFuEALw_wcB/ (Ziyaret tarihi: 02 Şubat 2023).
- Ünlü, S., Alpar, B. (2004). Hydrocarbon Balance of Surface Sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(1), 85–92.
- Ünlü, S., Alpar, B. (2009). Evolution of Potential Ecological Impacts of the Bottom Sediment from the Gulf of Gemlik; Marmara Sea, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83(6), 903–906.
- Ünlülata, Ü., Oğuz, T., Latif, M. A., Özsoy, E. (1990). On the Physical Oceanography of the Turkish Straits. *The Physical Oceanography of Sea Straits*, 25–60.
- USEPA (1986). *Method 8100: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons*. US Environmental Protection Agency, <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/8100.pdf/> (Ziyaret tarihi: 26 Ağustos 2019).
- USEPA (1993). *Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, EPA/600/R-93/089. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP), <https://epa-prgs.ornl.gov/chemicals/help/documents/600R93089.pdf/> (Ziyaret tarihi: 26 Ağustos 2019).
- USEPA (2019). *Phenanthrene Fact Sheet*. US Environmental Protection Agency, <https://archive.epa.gov/epawaste/hazard/wastemin/web/pdf/phenanth.pdf/> (Ziyaret tarihi: 18 Mart 2023).
- USEPA (1996). *EPA 8082A: Polychlorinated Biphenyls(PCBs) by Gas Chromatography*. US Environmental Protection Agency, <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/8082a.pdf/> (Ziyaret tarihi: 26 Ağustos 2019).
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C. R. (2015). Microplastics in Sediments: A Review of Techniques, Occurrence and Effects.

Marine Environmental Research, 111, 5–17.

- Vane, C. H., Harrison, I., Kim, a. W. (2007). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Sediments from The Mersey Estuary, U.K. *Science of the Total Environment*, 374(1), 112–126.
- Velzeboer, I., Kwadijk, C. J. A. F., Koelmans, A. A. (2014). Strong Sorption of PCBs to Nanoplastics, Microplastics, Carbon Nanotubes, and Fullerenes. *Environmental Science and Technology*, 48(9), 4869–4876.
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L. (2013). Microplastic Particles in Sediments of Lagoon of Venice, Italy: First Observations on Occurrence, Spatial Patterns and Identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61.
- Visha, A., Gandhi, N., Bhavsar, S. P., Arhonditsis, G. B. (2018). A Bayesian Assessment of Polychlorinated Biphenyl Contamination of Fish Communities in The Laurentian Great Lakes. *Chemosphere*, 210, 1193–1206.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A. (2012). Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of The Blue Mussel *Mytilus edulis* L. After An Experimental Exposure. *Environmental Science and Technology*, 46(20), 11327–11335.
- Wagner, M., Lambert, S. (2018). *Freshwater Microplastics - The Handbook of Environmental Chemistry* 58.
- Wan, Y., Jin, X., Hu, J., Jin, F. (2007). Trophic Dilution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in A Marine Food Web from Bohai Bay, North China. *Environmental Science and Technology*, 41(9), 3109–3114.
- Wang, M., Wang, C., Li, Y. (2017). Petroleum Hydrocarbons in a Water-Sediment System from Yellow River Estuary and Adjacent Coastal Area, China: Distribution Pattern, Risk Assessment and Sources. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 139–148.
- Wang, W., Bai, J., Zhang, G., Jia, J., Wang, X., Liu, X., Cui, B. (2019). Occurrence, Sources and Ecotoxicological Risks of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Sediment Cores from Urban, Rural and Reclamation-Affected Rivers of The Pearl River Delta, China. *Chemosphere*, 218(19), 359–367.
- Wang, Y., Wang, L., Fang, G., Herath, H. M. S. K., Wang, Y., Cang, L., ... Zhou, D. (2013). Enhanced PCBs Sorption on Biochars As Affected by Environmental Factors: Humic Acid and Metal Cations. *Environmental Pollution*, 172, 86–93.
- Wania, F., Mackay, D. (1996). Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science and Technology*, 30(9), 390–396.
- Wegner, A., Besseling, E., Foekema, E. M., Kamermans, P., Koelmans, A. A. (2012). Effects of Nanopolystyrene on The Feeding Behavior of The Blue Mussel (*Mytilus*

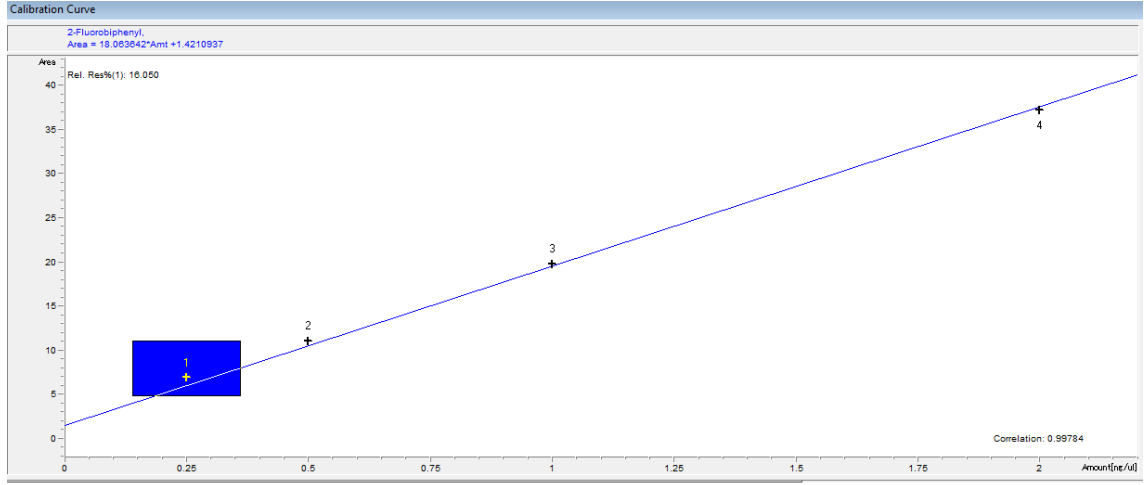
- edulis L.). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(11), 2490–2497.
- Welden, N. A. C., Lusher, A. L. (2017). Impacts of changing ocean circulation on the distribution of marine microplastic litter. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 483–487.
- Wenzl, T., Simon, R., Anklaam, E., Kleiner, J. (2006). Analytical Methods for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Food and The Environment Needed for New Food Legislation in The European Union. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 25(7), 716–725.
- WHO. (1992). *Environmental Health Criteria. 2. Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls. IPCS International Programme on Chemical Safety. World Health Organization* (2nd ed.). Geneva.
- Xiang, N., Jiang, C., Yang, T., Li, P., Wang, H., Xie, Y., Diao, X. (2018). Occurrence and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Seawater, Sediments and Corals from Hainan Island, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 152, 8–15.
- Xie, F., Cai, G., Zhang, D., Li, G., Li, H., Xu, B., Wang, J. (2023). Distribution, Source Apportionment and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Sediments at the Basin Scale: A Case Study in Taihu Basin, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 110(1), 1–6.
- Xing, Y., Lu, Y., Dawson, R. W., Shi, Y., Zhang, H., Wang, T., Ren, H. (2005). A Spatial Temporal Assessment of Pollution from PCBs in China. *Chemosphere*, 60, 731–739.
- Xu, Y., Zhang, Y. L., Li, J., Gioia, R., Zhang, G., Li, X. D., Jones, K. C. (2012). The Spatial Distribution and Potential Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) over the Asian Marginal Seas and the Indian and Atlantic Oceans. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 117(7), 1–10.
- Yan, M., Wang, L., Dai, Y., Sun, H., Liu, C. (2021). Behavior of Microplastics in Inland Waters: Aggregation, Settlement, and Transport. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(4), 700–709.
- Yang, H., Xue, B., Jin, L., Zhou, S., Liu, W. (2011). Polychlorinated Biphenyls in Surface Sediments of Yueqing Bay, Xiangshan Bay, and Sanmen Bay in East China Sea. *Chemosphere*, 83(2), 137–143.
- Yang, H., Zhuo, S., Xue, B., Zhang, C., Liu, W. (2012). Distribution , Historical Trends and Inventories of Polychlorinated Biphenyls in Sediments from Yangtze River Estuary and Adjacent East China Sea. *Environmental Pollution*, 169, 20–26.
- Yang, S., Zhou, M., Chen, X., Hu, L., Xu, Y., Fu, W., Li, C. (2022). A Comparative Review of Microplastics in Lake Systems from Different Countries and Regions. *Chemosphere*, 286, 131806.
- Yin, Z., Zhao, Y. (2023). Microplastics Pollution in Freshwater Sediments: The Pollution

- Status Assessment and Sustainable Management Measures. *Chemosphere*, 314, 137727.
- Yıldız, Ş., Yaman, C., Demir, G., Özcan, H. K., Çoban, A., Okten, H., Gören, S. (2014). Characterization of Municipal Solid Waste in Istanbul, Turkey. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(3), 676–680.
- Yılmaz, A., Tolun, L. G., Okay, O. S. (2019). Pollution and Toxicity of Sediment in Potential Dredging Sites of the Marmara Sea, Turkey. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 54(12), 1206–1218.
- Zarfl, C., Matthies, M. (2010). Are Marine Plastic Particles Transport Vectors for Organic Pollutants to The Arctic? *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1810–1814.
- Zemo, D. A. (2009). Use of Parent Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Proportions to Attribute PAH Sources in Sediments: A Case Study from The Pacific Northwest. *Environmental Forensics*, 10(3), 229–239.
- Zeng, Q., Jeppesen, E., Gu, X., Mao, Z., Chen, H. (2018). Distribution, Fate and Risk Assessment of PAHs in Water and Sediments from An Aquaculture- and Shipping-Impacted Subtropical Lake, China. *Chemosphere*, 201(73), 612–620.
- Zhang, Q., Guo, Y., Huang, M., Li, H., Gu, C. (2015). Degradation of Selected Polychlorinated Biphenyls by Montmorillonite Clay-Templated Fe⁰/Ni⁰ Bimetallic System. *Chemical Engineering Journal*, 276, 122–129.
- Zhao, Q., Bai, J., Lu, Q., Gao, Z., Jia, J., Cui, B., Liu, X. (2016). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Sediments/Soils of Different Wetlands Along 100-Year Coastal Reclamation Chronosequence in The Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 213, 860–869.
- Zitko, V., Hanlon, M. (1991). Another Source of Pollution by Plastics: Skin Cleaners with Plastic Scrubbers. *Marine Pollution Bulletin*, 22(1), 41–42.

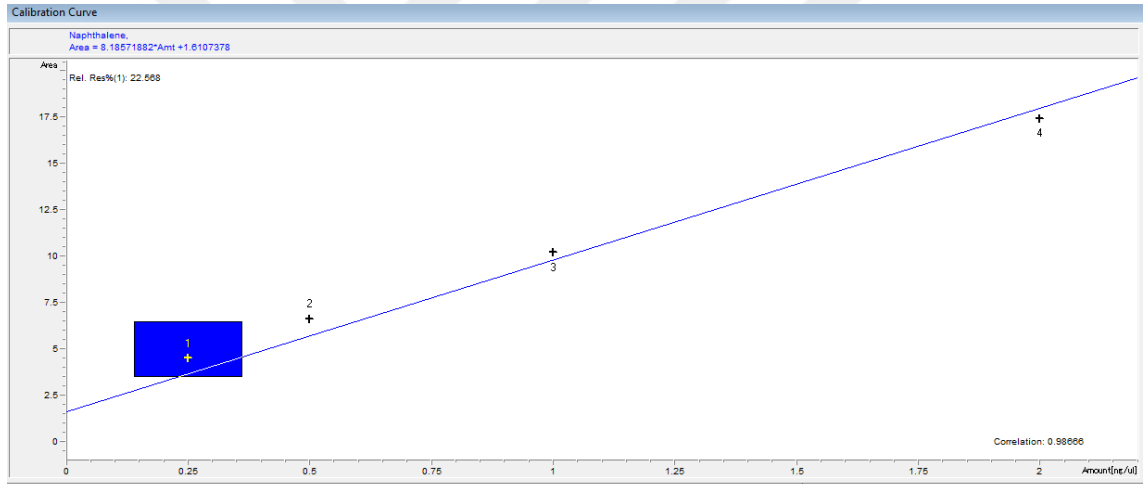


EKLER

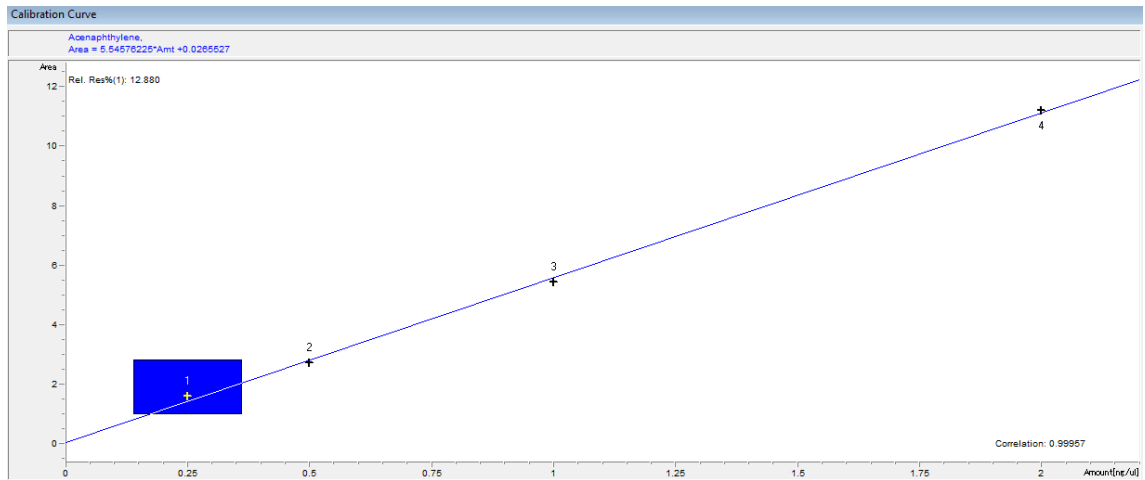
EK-A



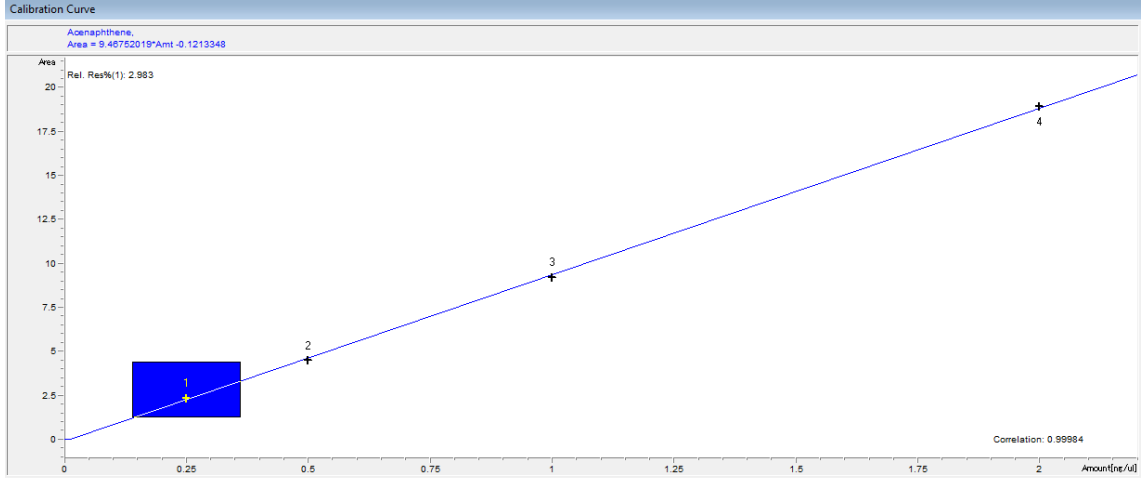
Şekil A. 1. 2-fb (fluorobiphenyl) bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



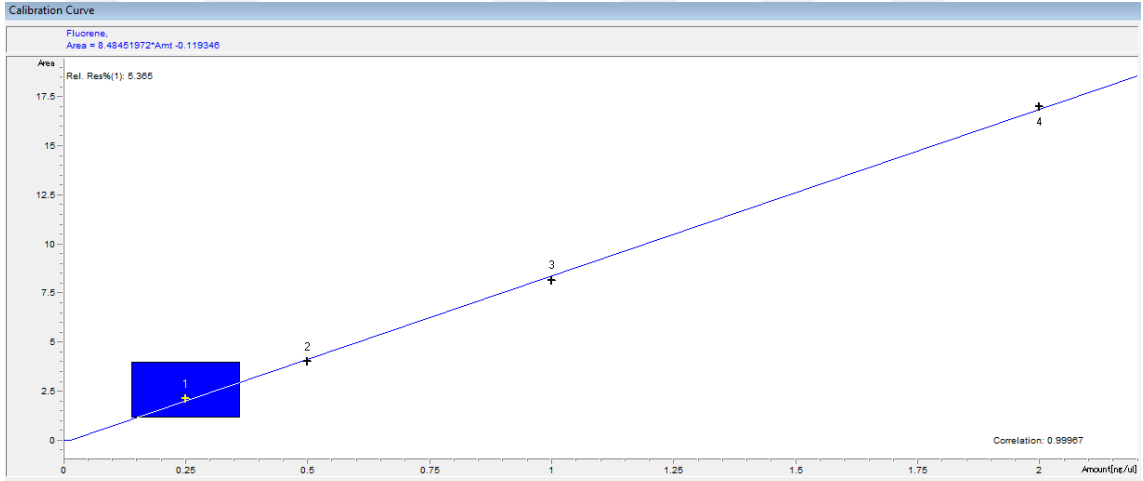
Şekil A. 2. Nap bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



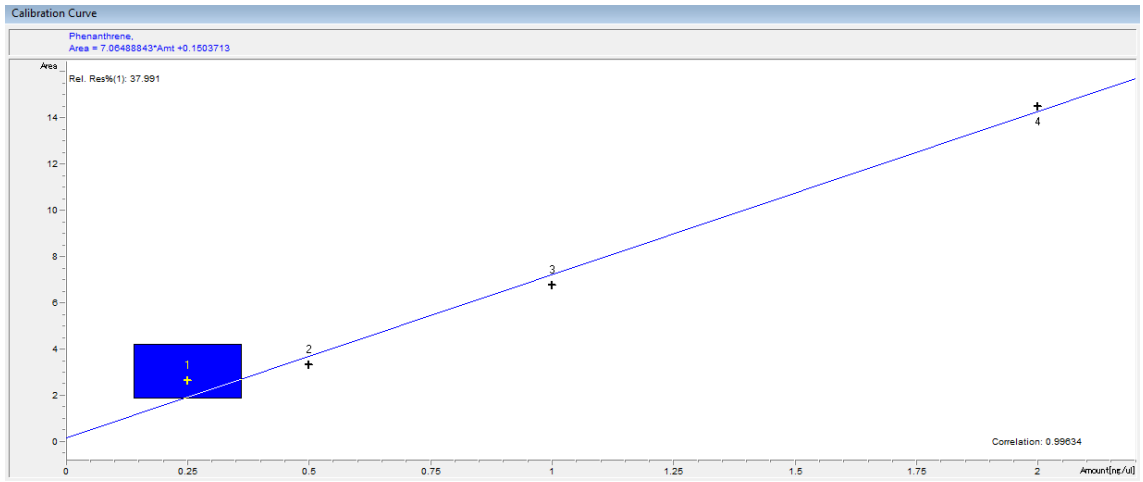
Şekil A. 3. Acy bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



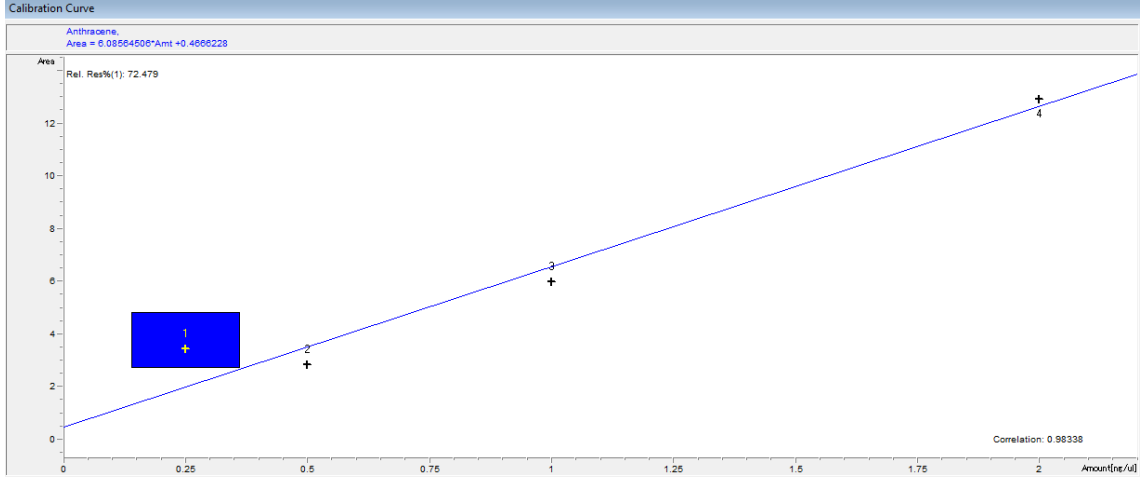
Şekil A. 4. Ace bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



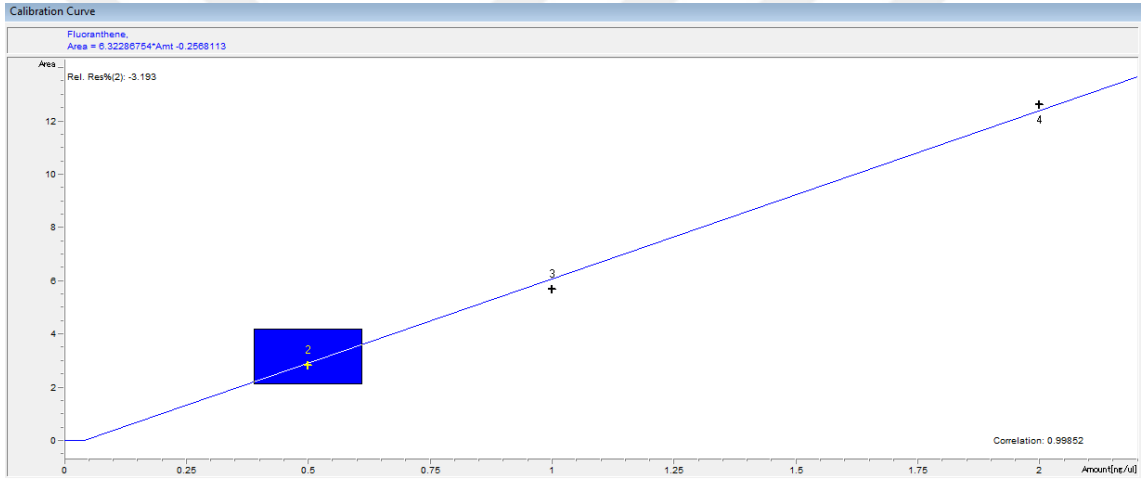
Şekil A. 5. Flu bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



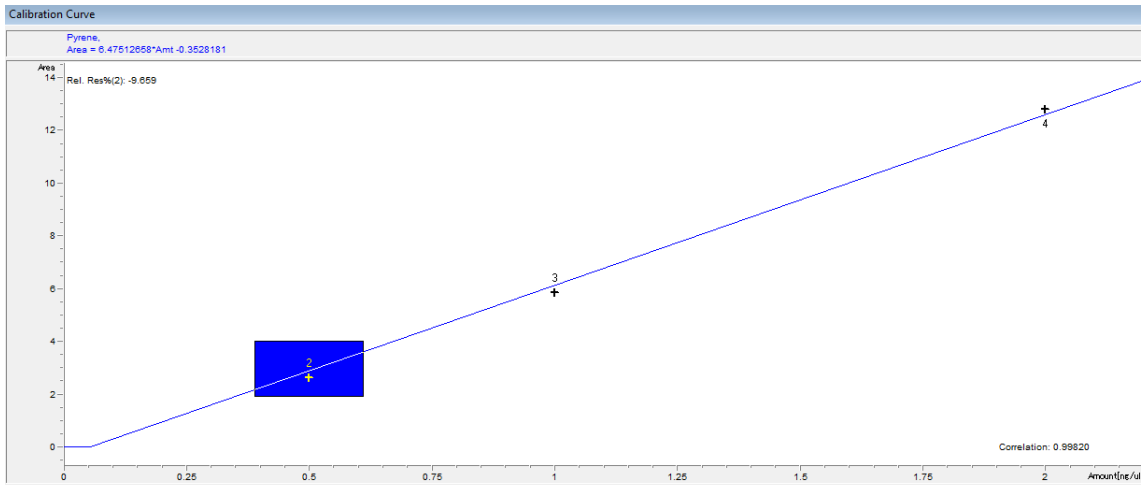
Şekil A. 6. Phe bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



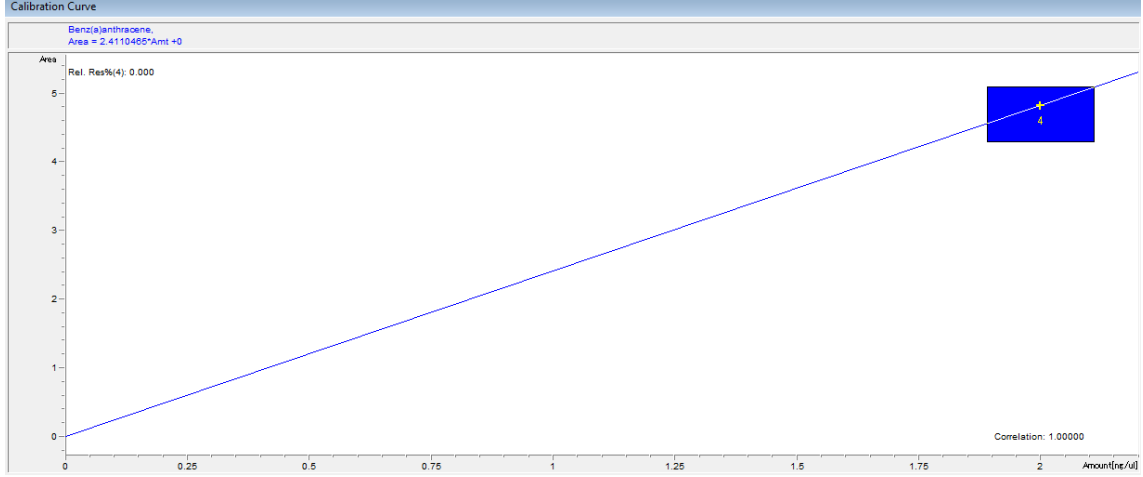
Şekil A. 7. Ant bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



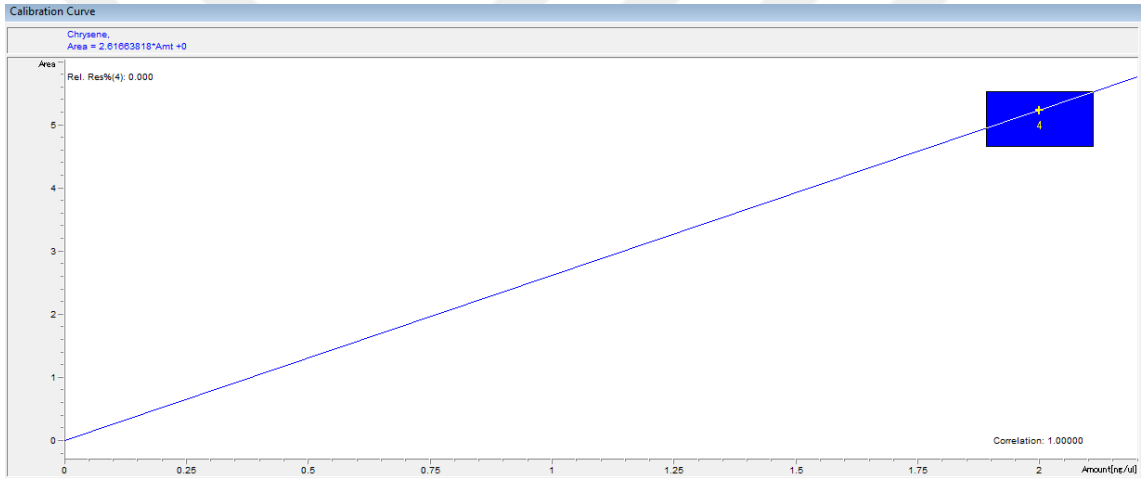
Şekil A. 8. Fla bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



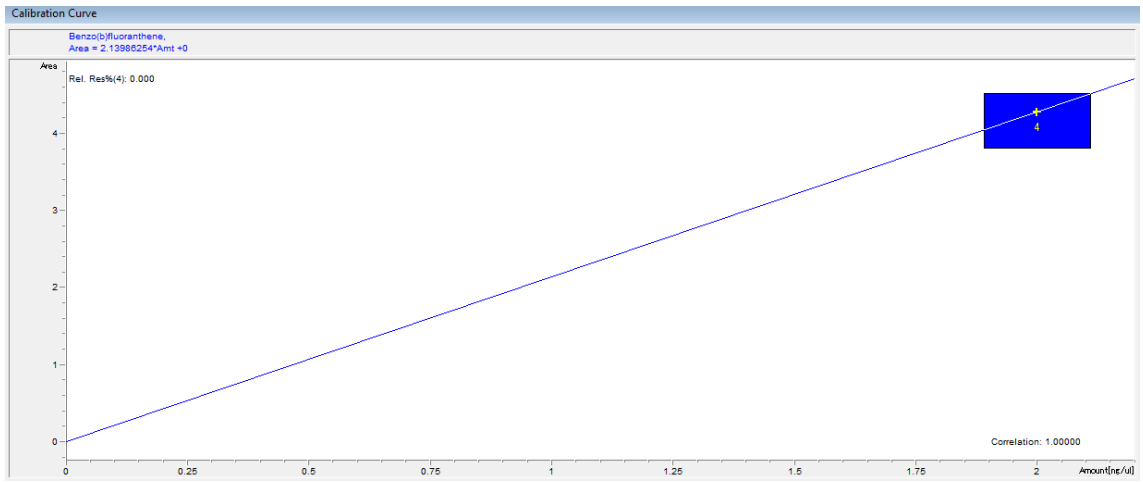
Şekil A. 9. Pyr bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



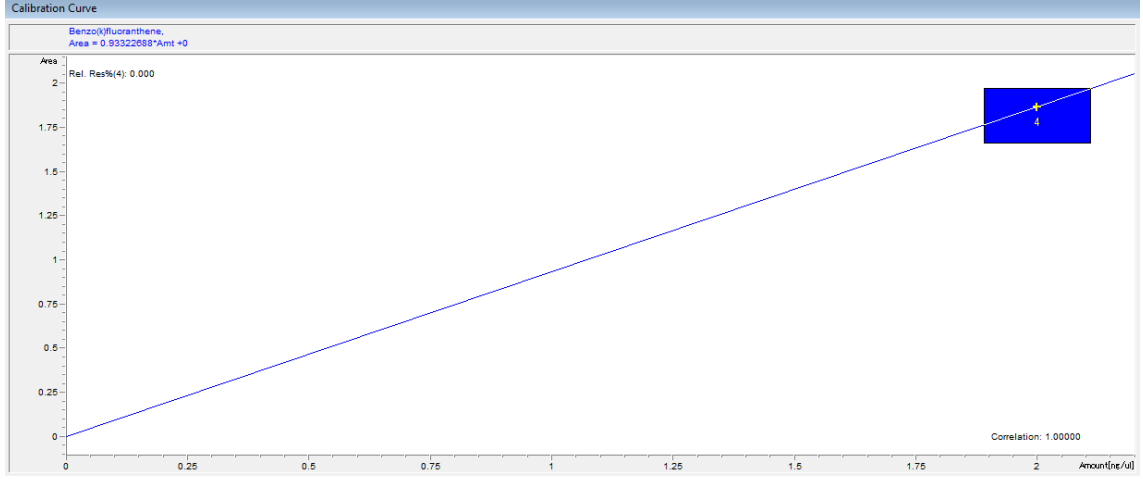
Şekil A. 10. BaA bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



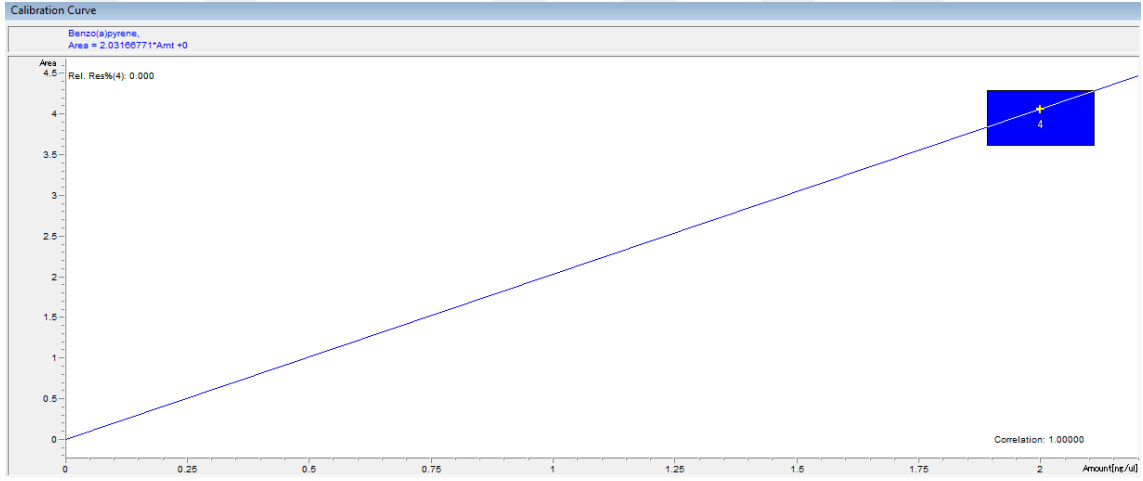
Şekil A. 11. Chr bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



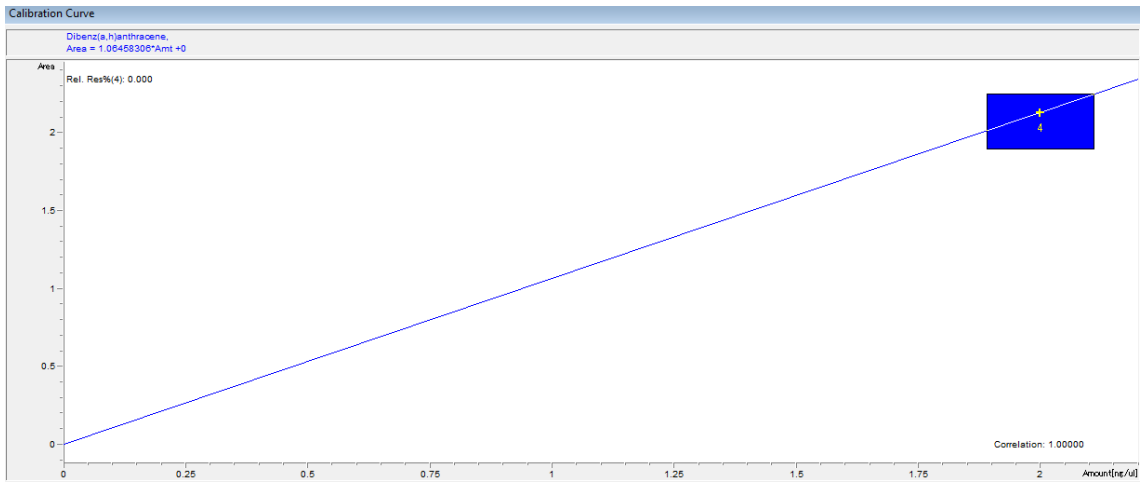
Şekil A. 12. BbF bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



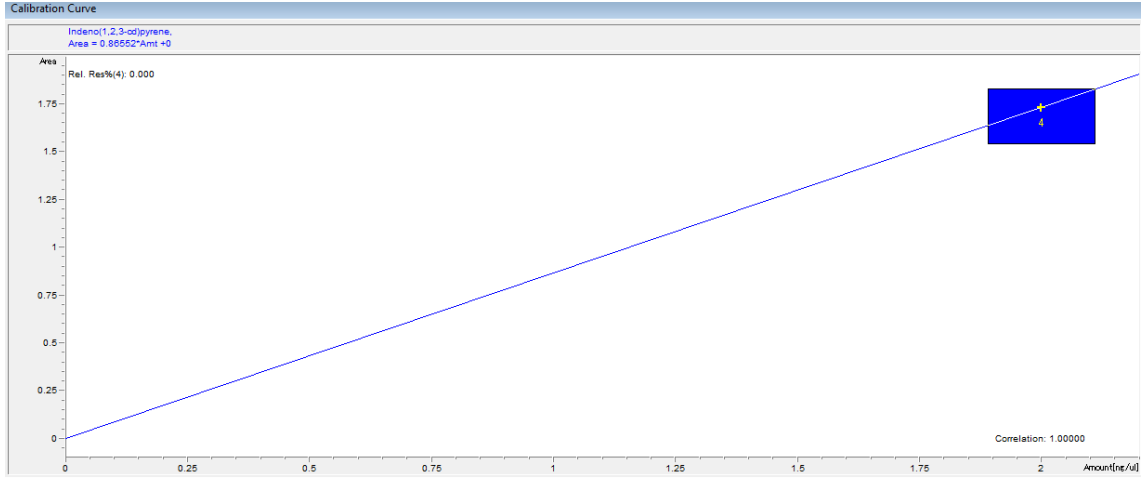
Şekil A. 13. BkF bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



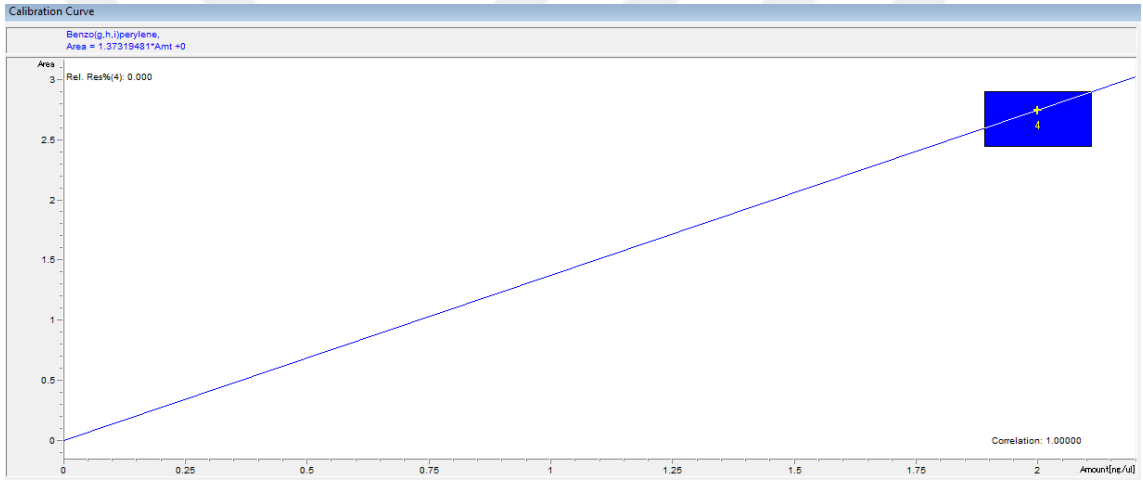
Şekil A. 14. BaP bileşiğinin kalibrasyon eğrisi



Şekil A. 15. DahA bileşiğinin kalibrasyon eğrisi

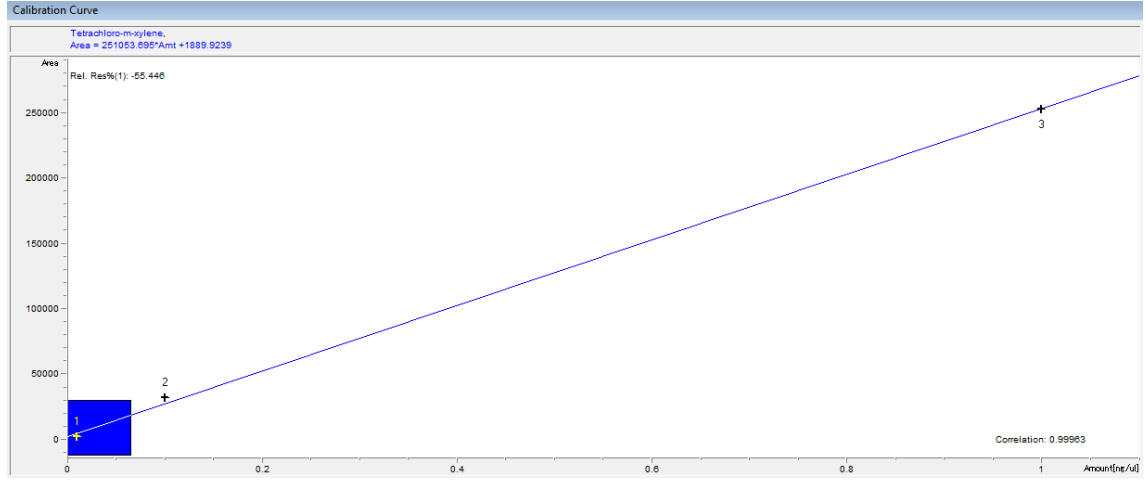


Şekil A. 16. IcdP bileşiğinin kalibrasyon eğrisi

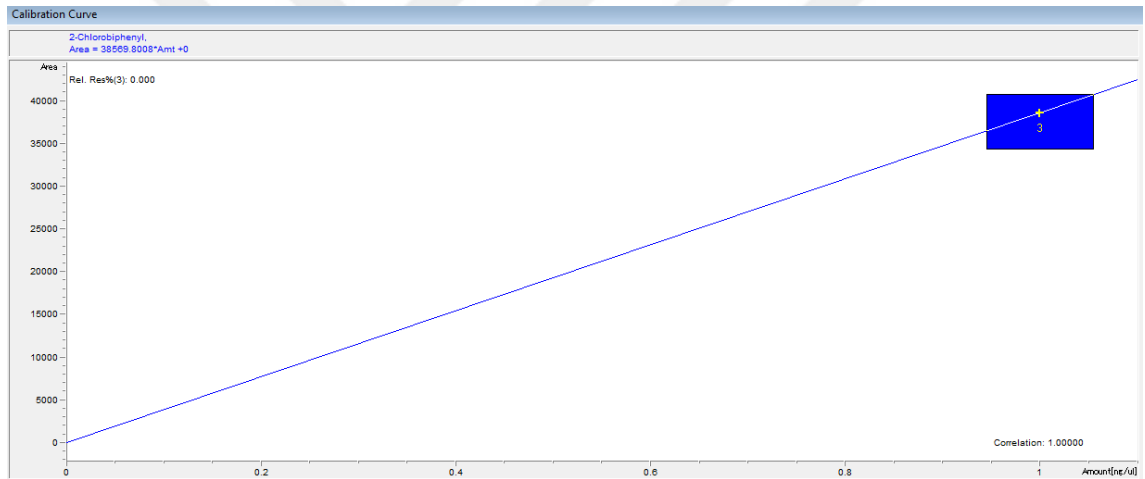


Şekil A. 17. BghiP bileşiğinin kalibrasyon eğrisi

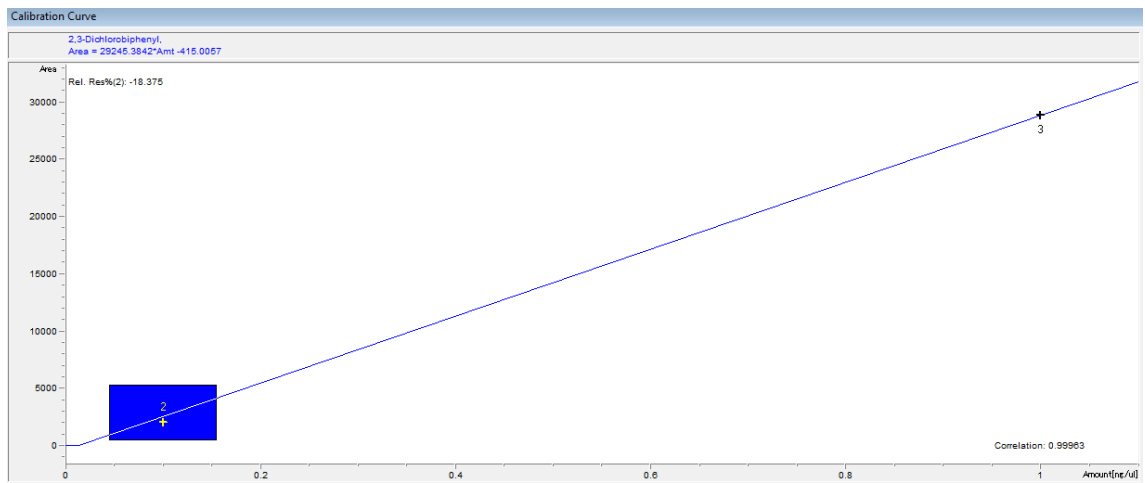
EK-B



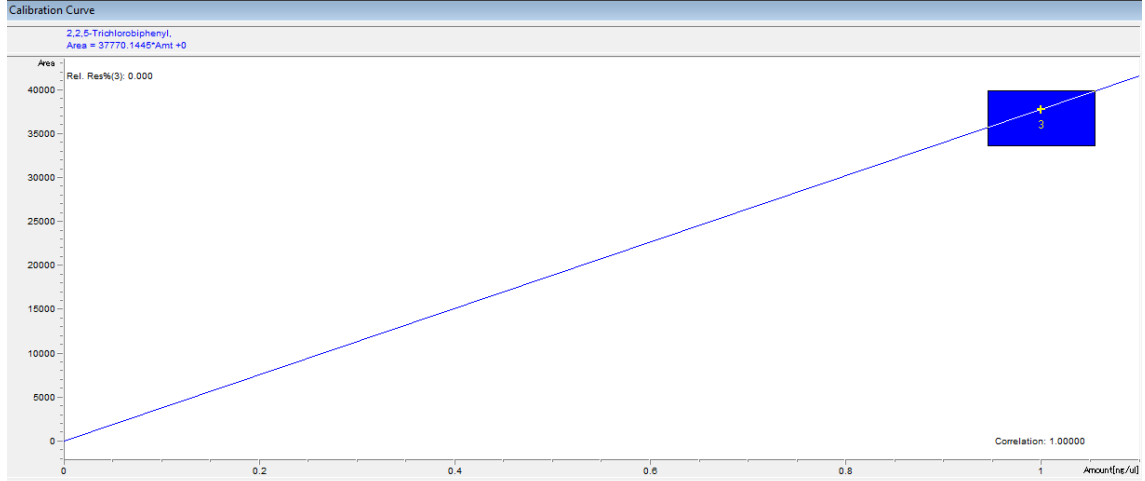
Şekil B. 1. Tetrachloro-m-xylene bileşiğinin kalibrasyon grafiği



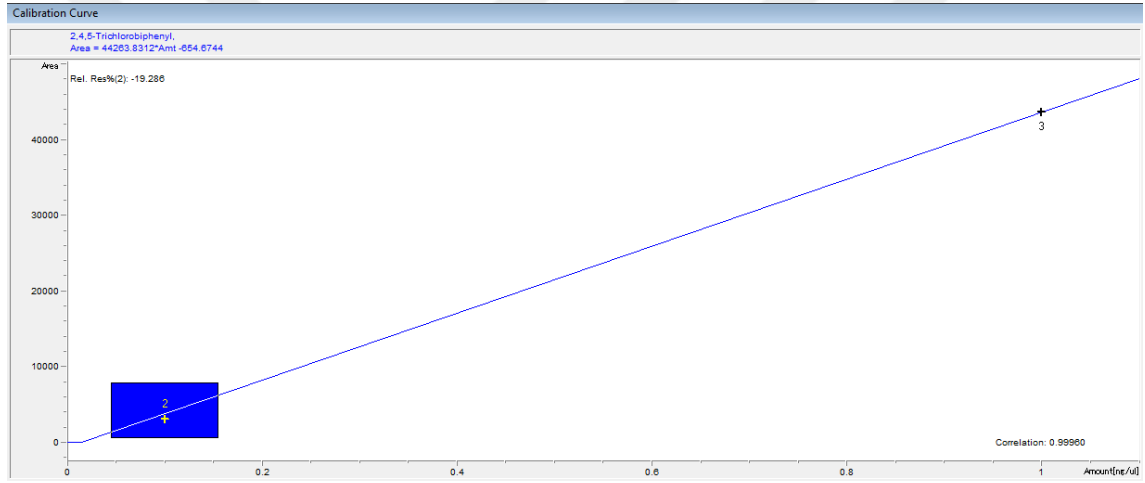
Şekil B. 2. 2-Chlorobiphenyl (PCB1) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



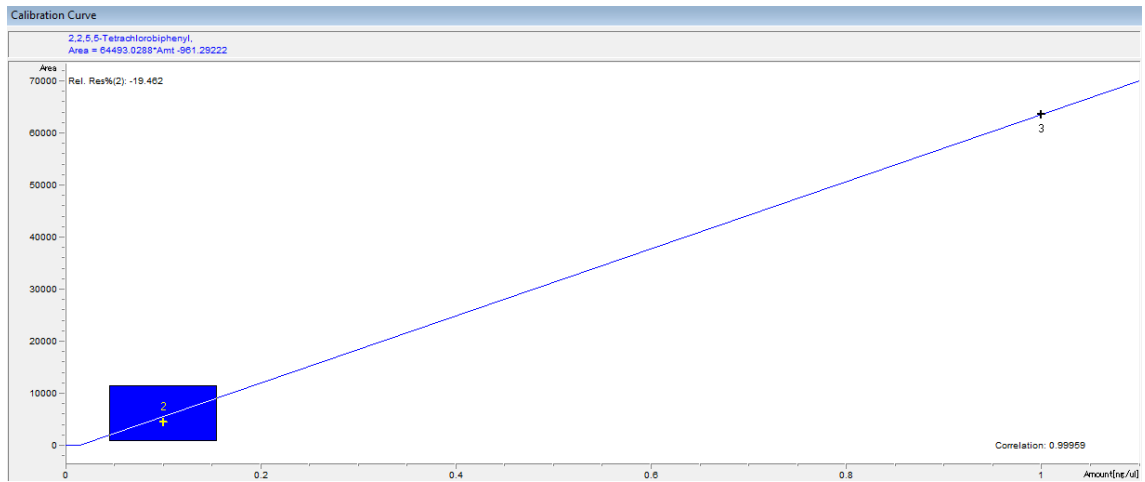
Şekil B. 3. 2,3-Dichlorobiphenyl (PCB 5) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



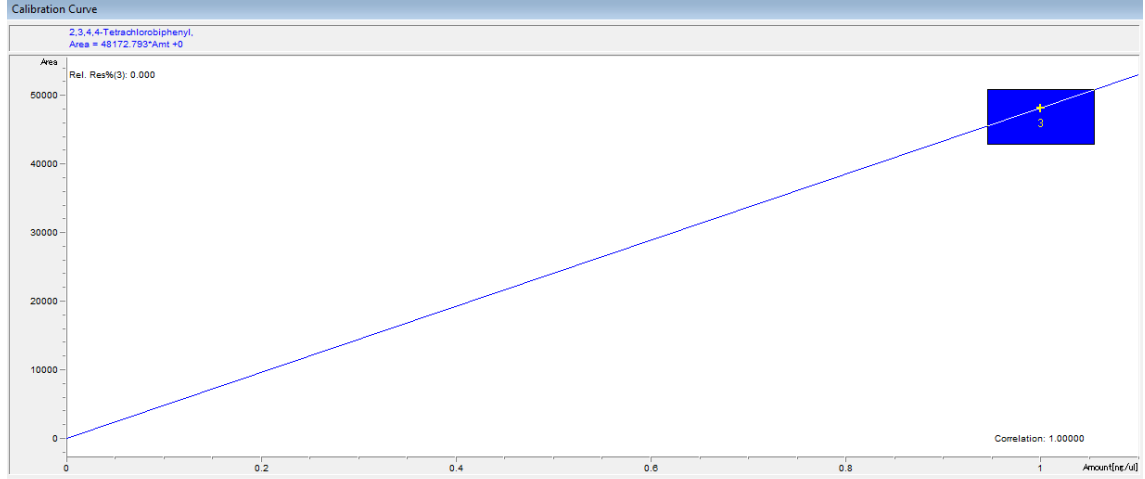
Şekil B. 4. 2,2,5-Trichlorobiphenyl (PCB 18) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



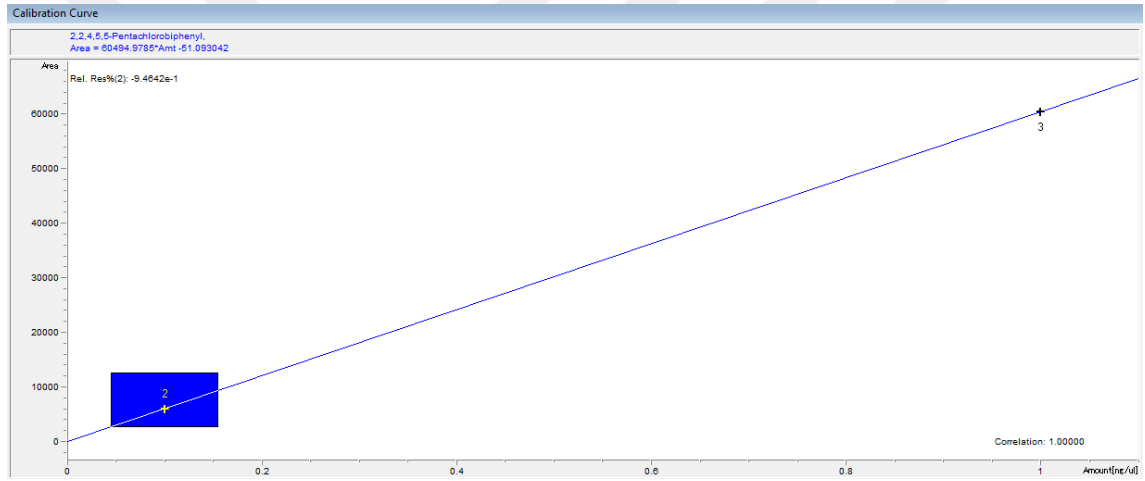
Şekil B. 5. 2,4,5-Trichlorobiphenyl (PCB 31) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



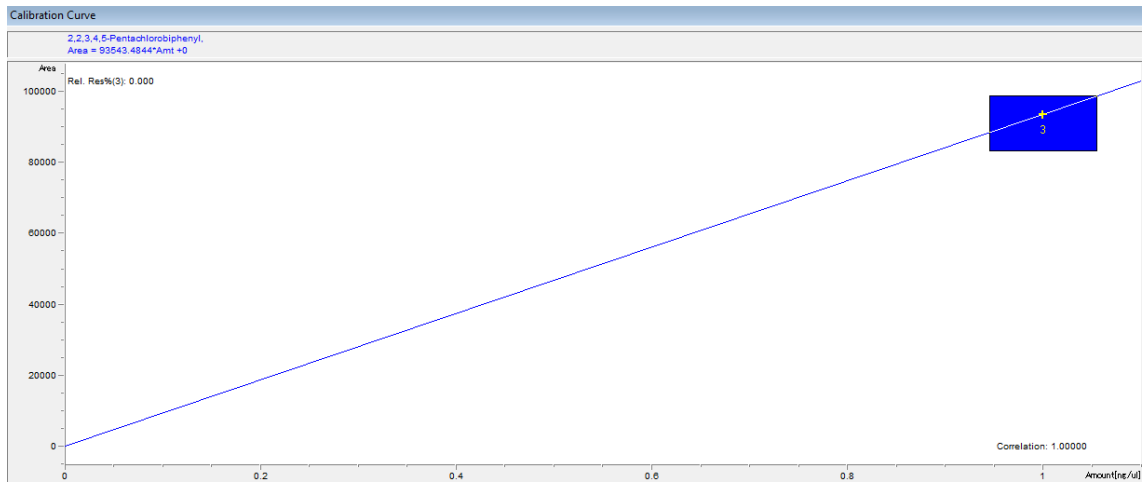
Şekil B. 6. 2,2,5,5-Tetrachlorobiphenyl (PCB 52) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



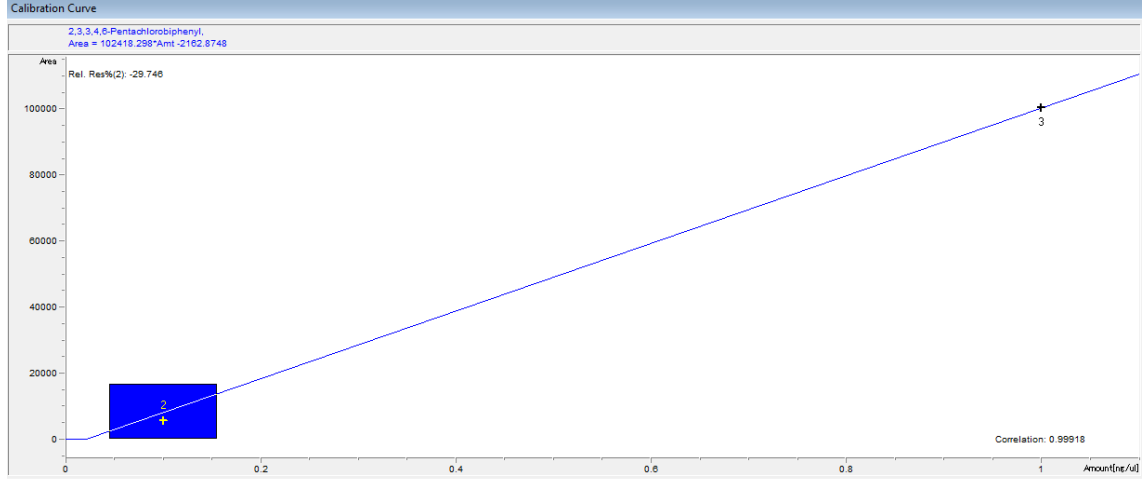
Şekil B. 7. 2,3,4,4-Tetrachlorobiphenyl (PCB 66) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



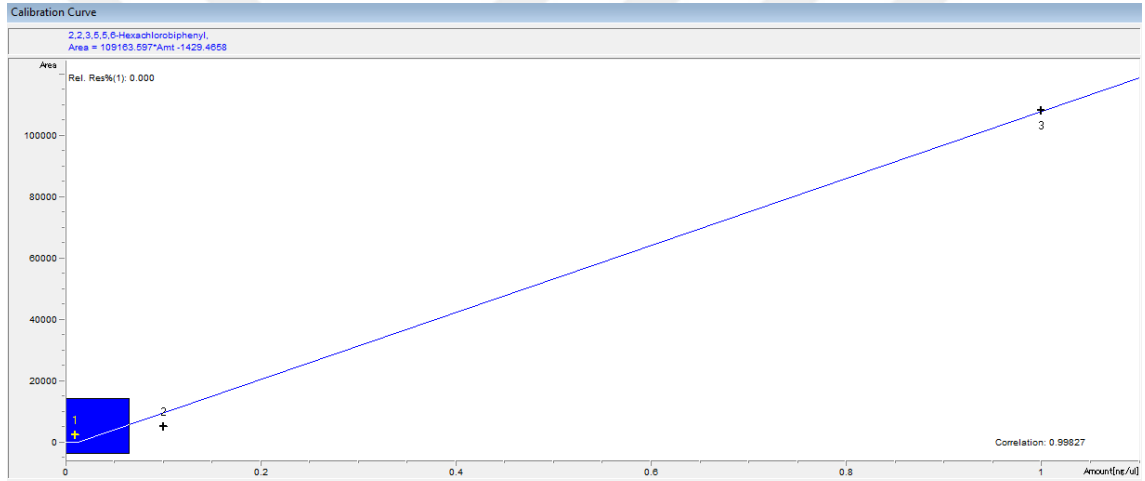
Şekil B. 8. 2,2,4,5,5-Pentachlorobiphenyl (PCB 101) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



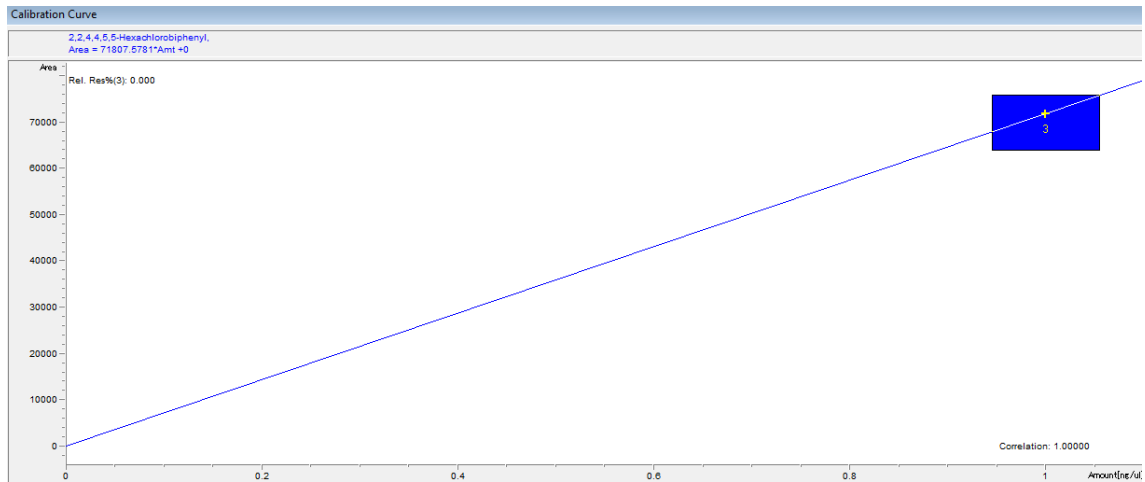
Şekil B. 9. 2,2,3,4,5-Pentachlorobiphenyl (PCB 87) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



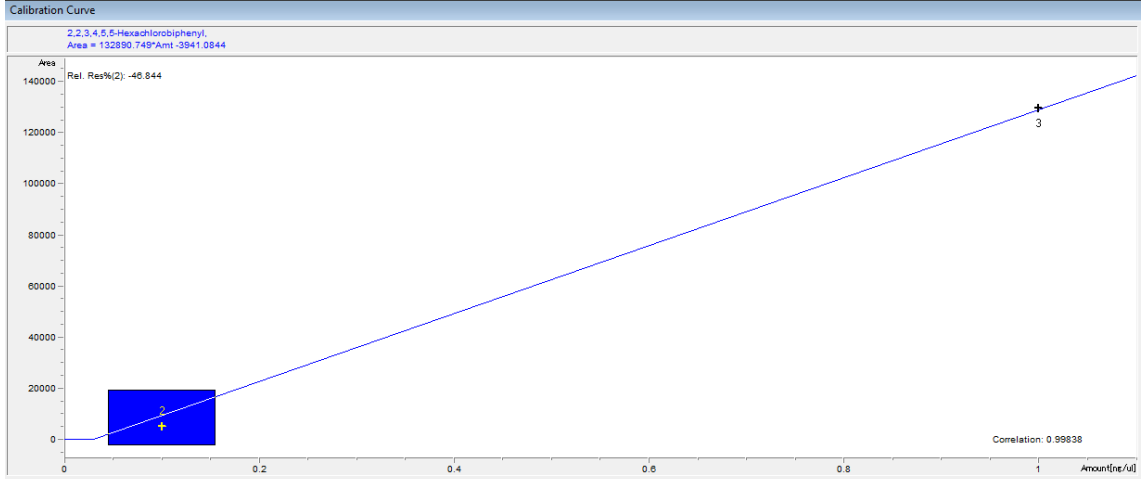
Şekil B. 10. 2,3,3,4,6-Pentachlorobiphenyl (PCB 110) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



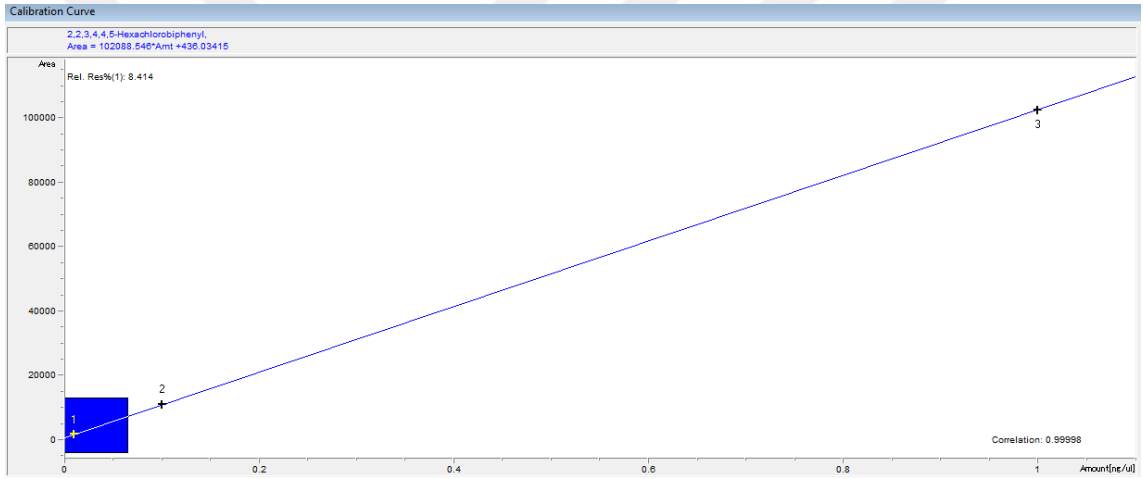
Şekil B. 11. 2,2,3,5,5,6-Hexachlorobiphenyl (PCB 151) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



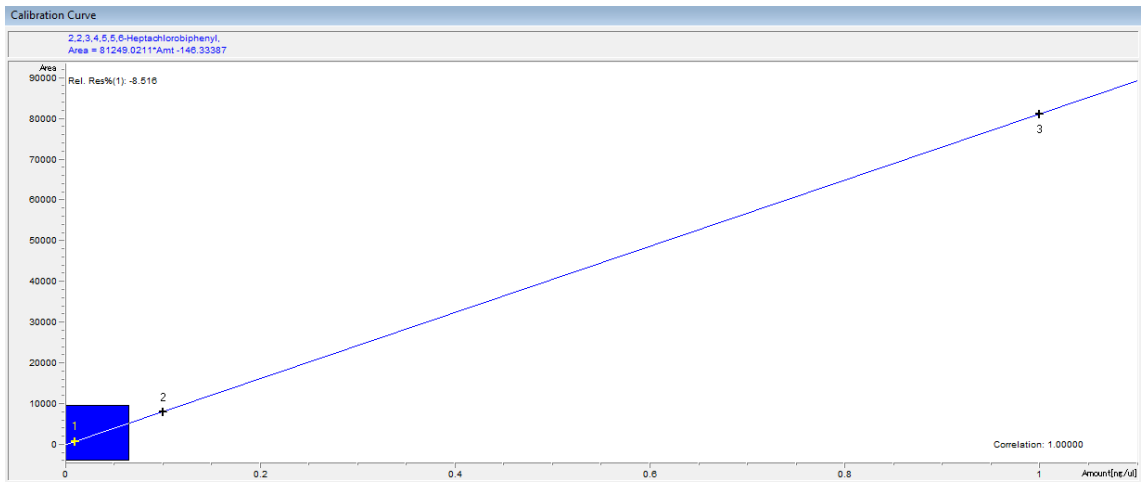
Şekil B. 12. 2,2,4,4,5,5-Hexachlorobiphenyl (PCB 153) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



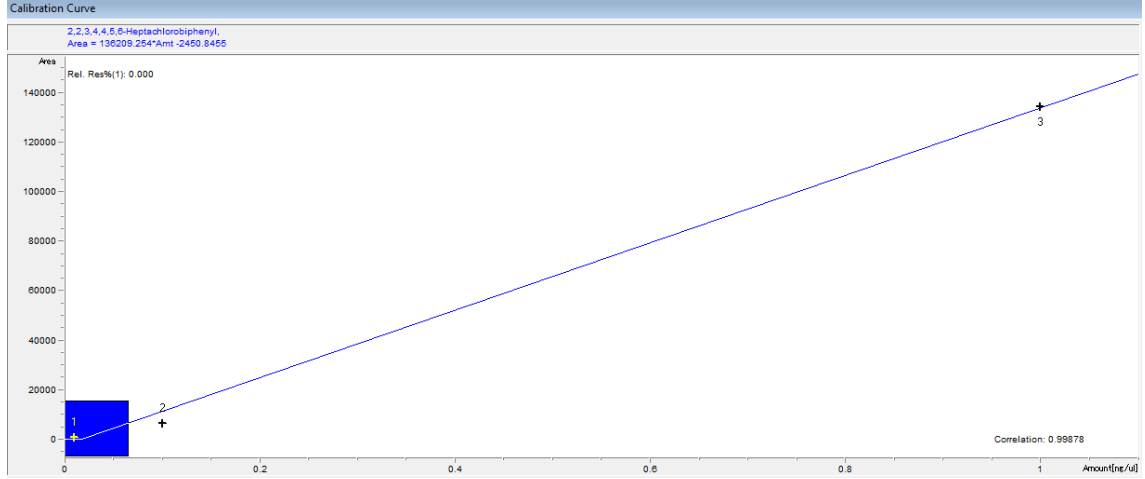
Şekil B. 13. 2,2,3,4,5,5-Hexachlorobiphenyl (PCB 141) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



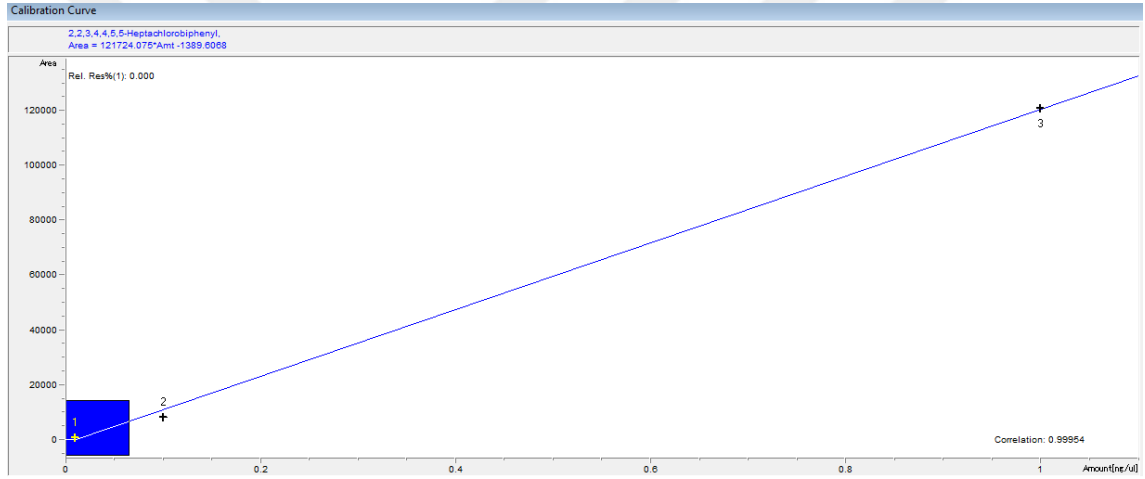
Şekil B. 14. 2,2,3,4,4,5-Hexachlorobiphenyl (PCB 138) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



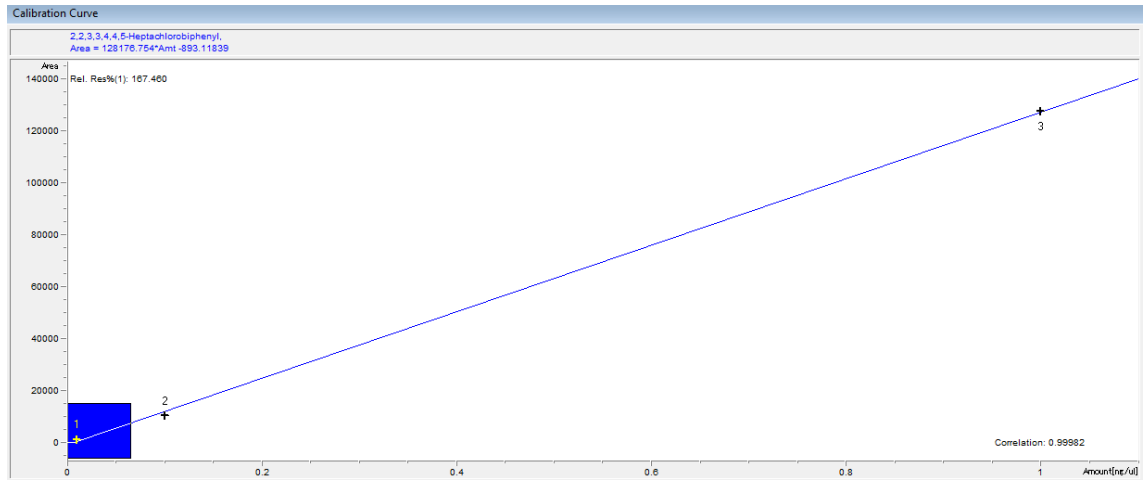
Şekil B. 15. 2,2,3,4,5,5,6-Heptachlorobiphenyl (PCB 187) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



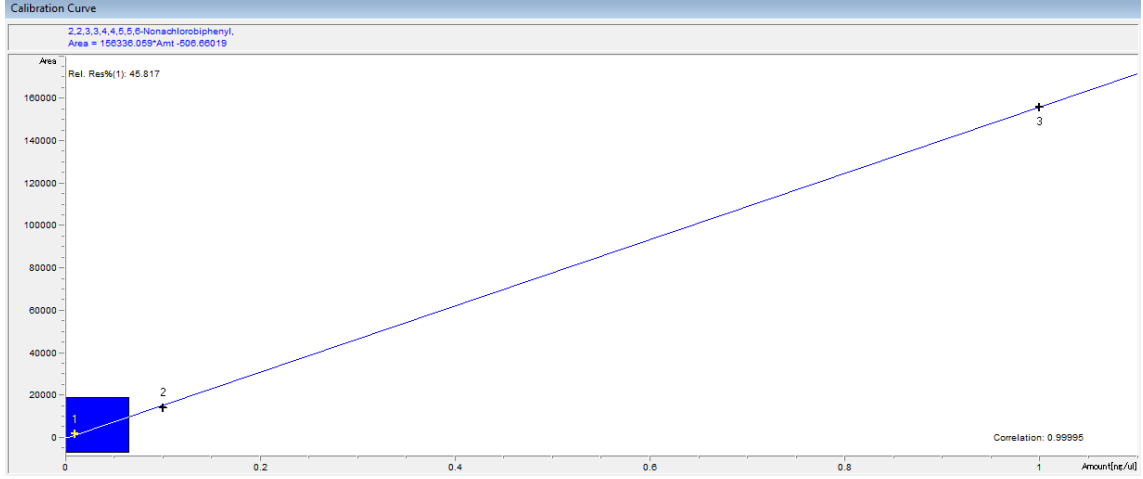
Şekil B. 16. 2,2,3,4,4,5,6-Heptachlorobiphenyl (PCB 183) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



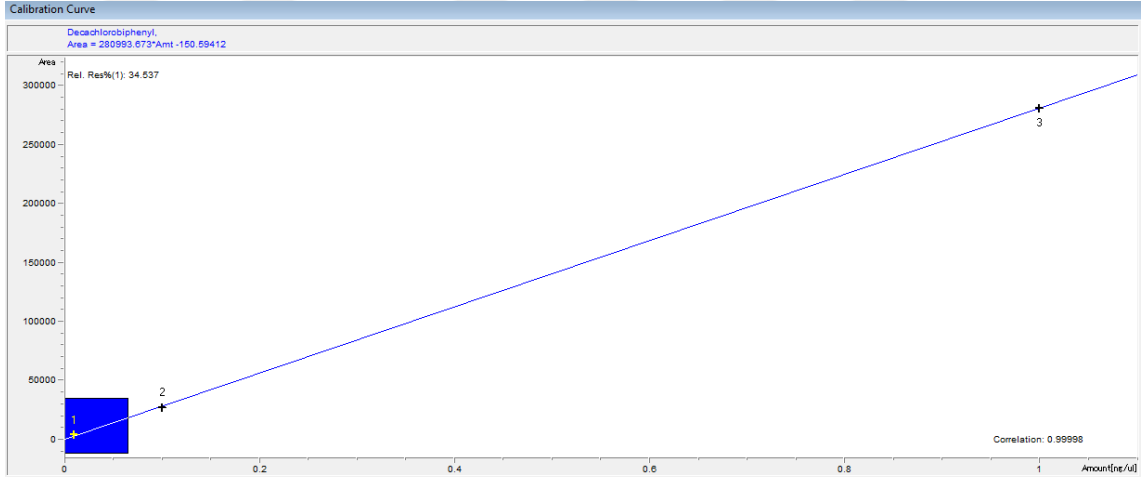
Şekil B. 17. 2,2,3,4,4,5,5-Heptachlorobiphenyl (PCB 180) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



Şekil B. 18. 2,2,3,3,4,4,5-Heptachlorobiphenyl (PCB 170) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



Şekil B. 19. 2,2,3,3,4,4,5,5,6-Nonachlorobiphenyl (PCB 206) bileşiğinin kalibrasyon grafiği



Şekil B. 20. Decachlorobiphenyl bileşiğinin kalibrasyon grafiği

EK-C

Tablo C. 1. Kış 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	6,31	9,63	5,95	13,16	9,42	14,35	8,84	12,03	9,00
Acy	2,94	4,44	5,44	8,26	4,42	4,19	3,67	3,91	4,83
Ace	1,52	2,41	9,55	1,10	2,13	2,61	1,45	1,85	3,90
Flu	4,03	6,27	59,82	5,72	5,21	4,56	3,59	4,23	6,30
Phe	2,73	5,61	21,87	1,93	3,93	3,21	5,69	3,59	16,74
Ant	2,88	7,75	101,07	5,12	4,29	3,13	8,13	14,13	2,72
Fla	15,55	13,16	105,24	6,10	8,80	7,80	8,27	7,87	18,53
Pyr	14,71	6,50	94,46	1,97	3,23	3,50	2,80	2,57	14,76
BaA	58,51	372,84	189,19	bda	298,77	282,14	69,74	108,72	bda
Chr	2,14	17,17	15,08	113,51	3,92	11,64	4,12	5,27	110,40
BbF	25,43	11,01	316,66	18,50	28,08	47,94	27,92	27,90	28,50
BkF	4,22	30,97	214,48	bda	28,88	15,20	31,25	6,21	41,41
BaP	16,25	32,59	33,95	19,78	11,41	50,19	13,73	27,12	11,54
DahA	63,58	7,84	890,40	6,26	8,86	53,95	14,56	7,80	17,14
IcdP	28,27	11,37	482,14	24,06	5,99	41,59	8,30	5,16	5,03
BghiP	23,86	38,14	262,95	7,66	9,17	98,16	10,63	14,81	13,49
T-PAH	272,92	577,70	2808,24	233,12	436,51	644,15	222,68	253,16	304,30

bda: belirlenen değerin altında

Tablo C. 2. Bahar 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	9,80	12,32	12,45	8,89	10,34	11,30	3,00	0,06	7,50
Acy	4,14	7,82	19,32	5,29	5,05	6,03	bda	bda	3,83
Ace	2,02	3,29	13,58	2,27	3,01	3,11	bda	bda	2,08
Flu	2,49	10,32	29,14	4,11	1,73	2,40	bda	0,86	3,12
Phe	4,11	2,84	27,43	4,41	16,40	5,85	bda	2,96	2,82
Ant	1,97	4,53	110,22	2,68	27,28	6,84	bda	4,36	1,97
Fla	16,62	99,81	58,09	8,62	13,54	8,17	bda	19,22	3,81
Pyr	2,77	17,66	45,85	3,67	2,25	3,09	bda	2,14	3,40
BaA	115,07	136,15	272,34	103,36	191,90	147,83	0,00	7,97	97,04
Chr	bda	bda	bda	bda	bda	bda	7,96	12,06	bda
BbF	9,86	16,01	595,42	29,17	6,97	25,23	13,37	bda	15,20
BkF	6,38	6,65	370,75	41,72	17,57	44,52	12,02	0,73	bda
BaP	31,04	36,44	25,64	39,43	36,20	46,16	23,99	40,35	5,45
DahA	35,77	26,35	1780,65	13,78	20,93	36,46	17,57	6,75	12,77
IcdP	17,04	28,39	884,57	17,44	11,75	42,41	16,60	3,27	8,39
BghiP	31,30	45,99	554,68	31,22	27,35	72,90	19,78	18,12	1,98
T-PAH	290,37	454,57	4800,11	316,07	392,28	462,30	114,29	118,86	169,37

bda: belirlenen değerin altında

Tablo C. 3. Yaz 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	0,66	13,50	34,71	8,83	11,56	12,36	bda	8,24	8,85
Acy	4,23	7,37	8,47	4,11	6,99	84,99	bda	3,86	5,51
Ace	2,72	1,84	3,98	2,03	3,55	34,73	bda	1,73	2,63
Flu	6,13	9,03	8,28	20,71	4,96	733,99	bda	4,65	6,04
Phe	4,85	6,34	26,00	30,12	7,71	194,72	bda	2,53	4,08
Ant	6,91	1,38	84,10	28,65	29,97	349,86	bda	5,91	3,19
Fla	2,30	9,62	25,96	19,01	15,14	341,83	bda	3,98	4,97
Pyr	7,89	9,77	8,67	8,10	3,94	357,38	bda	5,51	5,90
BaA	7,33	30,65	144,38	30,55	6,65	363,19	bda	5,49	1,71
Chr	98,17	137,96	32,74	15,42	156,14	360,02	bda	77,20	88,75
BbF	54,91	118,47	15,23	20,94	50,40	305,06	bda	bda	39,04
BkF	7,69	bda	bda	bda	bda	90,61	bda	bda	bda
BaP	89,46	129,38	3,50	107,74	78,08	358,47	bda	55,64	66,49
DahA	144,61	48,73	540,79	50,17	123,87	380,57	bda	20,02	27,94
IcdP	65,98	22,11	311,76	79,90	47,98	154,22	bda	28,59	38,33
BghiP	57,52	32,10	147,50	97,15	89,86	218,42	bda	23,32	33,44
T-PAH	561,36	578,24	1396,08	523,44	636,78	4328,07	bda	246,68	336,87

bda: belirlenen değerin altında

Tablo C. 4. Güz 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	10,60	10,87	46,46	3,55	11,55	8,07	11,01	7,58	11,02
Acy	4,76	4,95	11,67	1,73	5,49	3,97	5,46	5,87	5,44
Ace	3,73	2,27	8,48	0,81	2,58	2,17	1,99	3,04	0,94
Flu	4,80	5,32	13,14	2,67	5,15	2,24	5,60	4,01	5,98
Phe	1,56	1,75	27,95	2,89	4,52	3,36	6,50	4,91	23,10
Ant	3,33	2,64	54,38	1,70	10,92	2,75	2,38	4,31	14,74
Fla	5,26	2,56	26,02	2,77	6,57	3,35	6,84	7,25	13,61
Pyr	2,59	4,62	15,04	bda	3,36	2,68	8,25	3,57	4,56
BaA	108,06	69,11	155,44	bda	124,07	918,43	61,68	bda	71,41
Chr	bda	3,64	36,95	bda	7,91	5,45	18,58	89,07	30,52
BbF	bda	26,85	79,65	bda	24,20	97,14	29,56	45,71	48,55
BkF	bda	bda	41,10	bda	26,09	bda	bda	13,56	32,54
BaP	2,09	36,69	60,96	bda	79,79	26,78	28,07	52,45	132,28
DahA	4,51	10,51	57,09	7,11	26,00	12,94	19,28	27,21	22,64
IcdP	12,95	26,95	109,19	3,32	46,00	44,60	28,89	12,75	27,08
BghiP	18,61	32,33	240,59	3,24	55,02	19,55	24,42	43,97	41,53
T-PAH	182,85	241,05	984,10	29,80	439,22	1153,46	258,50	325,25	485,92

bda: belirlenen değerin altında

Tablo C. 5. Kış 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	0,69	0,01	10,26	7,79	8,05	10,25	14,08	7,50	7,03
Acy	0,44	0,44	4,87	2,77	3,55	4,34	3,60	4,33	3,55
Ace	bda	bda	1,94	0,56	0,97	2,12	1,68	2,08	2,32
Flu	1,03	0,54	10,33	2,16	3,44	1,47	3,44	4,65	2,77
Phe	1,72	1,16	9,72	2,24	3,16	2,05	3,24	3,32	4,55
Ant	bda	0,56	4,86	1,85	1,48	3,31	2,53	2,30	3,73
Fla	0,20	1,20	20,08	6,37	8,43	7,07	6,52	11,84	42,90
Pyr	bda	1,10	11,31	2,98	4,80	2,75	3,13	6,34	29,86
BaA	bda	bda	82,83	59,76	95,43	375,47	80,85	115,03	74,10
Chr	0,10	2,98	20,29	15,21	10,37	5,22	1,91	5,66	2,12
BbF	bda	bda	71,93	34,88	28,04	24,75	19,50	44,38	214,37
BkF	bda	bda	100,01	8,77	22,44	71,35	4,94	32,90	81,99
BaP	bda	0,66	46,62	13,44	22,17	239,99	5,29	16,09	86,94
DahA	bda	5,07	31,32	4,39	78,07	374,91	3,97	5,79	2,27
IcdP	bda	5,23	84,05	1,94	49,34	48,53	1,83	4,07	2,91
BghiP	0,29	3,30	89,15	2,95	34,86	269,03	3,48	5,22	2,39
T-PAH	4,46	22,26	599,57	168,06	374,60	1442,61	159,99	271,51	563,79

bda: belirlenen değerin altında

Tablo C. 6. Bahar 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	13,12	9,95	12,51	10,16	10,89	8,42	7,77	9,88	8,23
Acy	8,32	6,48	7,78	6,02	7,56	8,36	6,06	8,27	5,40
Ace	3,22	3,13	4,24	2,47	3,08	3,61	1,70	2,93	1,59
Flu	6,34	5,75	7,38	4,94	5,72	7,46	4,20	7,22	4,35
Phe	2,41	2,39	9,52	4,01	14,13	8,20	2,36	13,45	33,83
Ant	7,28	6,26	2,97	2,10	20,84	10,18	4,56	16,64	9,03
Fla	14,53	7,84	13,36	8,16	8,98	4,64	7,82	12,45	8,71
Pyr	3,29	3,69	6,43	2,77	2,19	7,69	3,64	5,87	2,56
BaA	52,55	45,26	82,70	77,12	95,14	80,14	54,18	83,22	65,00
Chr	11,79	8,50	27,12	4,94	9,72	56,67	4,96	5,33	5,45
BbF	25,49	40,01	37,95	18,63	31,72	122,25	21,64	44,18	37,05
BkF	22,61	bda	75,38	9,87	31,27	36,66	1,28	0,32	28,38
BaP	12,68	19,00	41,59	7,81	46,07	42,93	8,03	16,40	15,20
DahA	14,58	35,38	187,63	7,35	27,57	185,86	4,56	11,82	10,46
IcdP	26,64	22,96	124,64	13,28	21,18	120,62	9,49	11,72	8,93
BghiP	17,82	37,94	87,14	8,80	25,41	69,79	0,00	8,37	20,90
T-PAH	242,67	254,54	728,34	188,42	361,49	773,50	142,24	258,05	265,05

Tablo C. 7. Yaz 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2 -Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	2,33	1,43	4,76	1,08	13,87	12,44	5,39	9,58	7,35
Acy	1,39	1,65	2,42	0,79	7,52	8,25	3,23	7,53	6,72
Ace	1,47	1,25	bda	bda	2,77	3,45	bda	3,12	5,86
Flu	1,66	1,23	2,16	2,41	6,59	7,03	3,11	7,01	8,22
Phe	3,65	2,76	2,76	3,28	4,36	4,77	bda	4,93	3,27
Ant	3,20	3,32	1,71	bda	2,55	4,70	2,12	4,43	4,65
Fla	1,73	bda	bda	2,85	7,62	16,04	2,57	6,32	13,85
Pyr	1,20	bda	bda	0,72	3,07	2,93	2,25	5,75	14,73
BaA	bda	0,40	31,34	0,95	73,64	60,36	45,64	91,15	103,88
Chr	bda	bda	2,37	bda	10,30	20,69	4,96	19,42	37,66
BbF	bda	bda	10,90	bda	31,70	46,39	15,78	49,95	59,07
BkF	0,54	bda	7,80	bda	13,75	bda	4,71	25,83	32,90
BaP	bda	bda	15,00	bda	21,26	71,54	11,21	14,75	bda
DahA	bda	4,09	8,76	bda	2,51	36,14	10,97	19,00	68,40
IcdP	bda	2,83	25,11	bda	14,70	54,84	4,94	8,09	13,03
BghiP	2,17	2,80	12,02	1,75	12,31	27,14	bda	26,88	22,54
T-PAH	19,33	21,76	127,10	13,83	228,51	436,70	116,85	303,74	442,12

bda: belirlenen değerin altında

Tablo C. 8. Güz 2019 dönemi sediment örneklerinde PAH derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
Nap	4,56	6,76	11,27	5,68	5,62	4,82	3,58	7,32	8,76
Acy	4,15	5,25	4,89	4,66	5,24	8,31	3,55	6,03	5,85
Ace	1,96	2,45	2,19	3,83	2,68	4,89	2,09	2,31	2,12
Flu	4,39	5,21	4,87	4,99	5,12	3,65	4,59	5,81	5,41
Phe	2,95	2,86	3,09	2,98	4,38	8,08	3,71	4,49	5,25
Ant	4,70	4,74	10,45	8,24	2,33	11,09	3,41	1,98	19,33
Fla	6,82	6,69	9,06	8,79	7,48	15,40	5,07	8,22	143,02
Pyr	2,07	6,99	3,06	2,93	3,01	4,32	6,30	2,20	13,14
BaA	43,44	64,82	77,37	49,77	132,17	130,57	71,15	90,06	121,77
Chr	14,88	13,25	22,59	18,02	32,03	56,58	10,98	24,70	24,04
BbF	25,96	28,48	43,57	35,50	57,94	95,87	20,66	42,04	51,66
BkF	7,43	34,14	6,60	27,32	53,85	76,77	bda	29,68	83,45
BaP	20,85	62,61	41,86	66,48	41,19	165,42	20,34	42,59	103,78
DahA	7,06	20,44	42,43	24,30	20,21	51,13	5,52	14,49	22,17
IcdP	6,27	31,48	37,04	44,06	3,78	69,45	13,20	3,11	8,99
BghiP	6,52	5,71	55,59	25,18	18,68	40,58	15,53	2,91	40,58
T-PAH	164,02	301,88	375,94	332,73	395,73	746,96	189,67	287,93	659,30

bda: belirlenen değerin altında

EK-D

Tablo D. 1. Kış 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (<63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	bda	bda	bda
DD2	0,32	0,52	0,20
DD3	0,19	0,64	0,52
KD1	0,23	0,68	4,56
KD2	0,15	0,64	0,64
KD3	0,32	0,72	0,89
YD1	0,28	0,68	1,52
YD2	0,16	0,65	3,08
YD3	0,08	0,59	36,42

bda: belirlenen değerin altında

Tablo D. 2. Bahar 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (<63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	0,62	0,11	0,37
DD2	0,22	0,04	0,23
DD3	0,48	0,65	0,42
KD1	0,52	0,24	2,39
KD2	0,90	0,67	1,49
KD3	0,71	0,46	1,05
YD1	bda	bda	0,72
YD2	0,77	0,18	0,22
YD3	0,47	0,34	bda

bda: belirlenen değerin altında

Tablo D. 3. Yaz 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (<63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	0,59	0,23	1,56
DD2	0,18	0,50	4,03
DD3	0,76	0,75	0,02
KD1	0,49	0,70	1,11
KD2	0,80	0,79	0,87
KD3	0,64	0,49	1,64
YD1	bda	bda	bda
YD2	0,70	0,42	2,39
YD3	0,44	0,46	1,99

bda: belirlenen değerin altında

Tablo D. 4. Güz 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (<63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	0.68	0.67	0.11
DD2	0.60	0.36	1.13
DD3	0.66	0.63	0.25
KD1	0.37	bda	bda
KD2	0.71	0.66	1.45
KD3	0.45	0.56	1.37
YD1	0.27	0.45	1.15
YD2	0.47	0.67	1.19
YD3	0.39	0.75	3.19

bda: belirlenen değerin altında

Tablo D. 5. Kış 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (>63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	bda	bda	bda
DD2	0,32	0,52	0,20
DD3	0,19	0,64	0,52
KD1	0,23	0,68	4,56
KD2	0,15	0,64	0,64
KD3	0,32	0,72	0,89
YD1	0,28	0,68	1,52
YD2	0,16	0,65	3,08
YD3	0,08	0,59	36,42

bda: belirlenen değerin altında

Tablo D. 6. Bahar 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (>63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	0,75	0,82	0,71
DD2	0,72	0,68	0,50
DD3	0,24	0,67	0,48
KD1	0,34	0,75	0,89
KD2	0,60	0,80	1,81
KD3	0,55	0,38	0,62
YD1	0,66	0,68	bda
YD2	0,55	0,68	1,96
YD3	0,21	0,77	0,73

bda: belirlenen değerin altında

Tablo D. 7. Yaz 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (>63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	0,47	0,59	bda
DD2	0,55	bda	bda
DD3	0,38	bda	1,25
KD1	0,00	0,80	bda
KD2	0,37	0,71	1,73
KD3	0,50	0,85	2,64
YD1	1,00	0,53	bda
YD2	0,47	0,52	0,55
YD3	0,59	0,48	1,77

bda: belirlenen değerin altında

Tablo D. 8. Güz 2019 dönemine ait sedimentlerin Ant / (Ant + Phe), Fla / (Fla + Pyr) ve BaP / BghiP PAH kaynak tanı oranları (>63 µm)

İstasyonlar	Ant / (Ant + Phe)	Fla / (Fla + Pyr)	BaP / BghiP
DD1	0,61	0,77	3,20
DD2	0,62	0,49	10,97
DD3	0,77	0,75	0,75
KD1	0,73	0,75	2,64
KD2	0,35	0,71	2,20
KD3	0,58	0,78	4,08
YD1	0,48	0,45	1,31
YD2	0,31	0,79	14,63
YD3	0,79	0,92	2,56

EK-E

Tablo E. 1. 1. Örnekleme (Kış 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	bda	0,01	1,50	0,01	0,01	0,23	0,01	0,02	0,05
PCB5	bda	bda	12,88	0,21	7,09	16,87	0,16	0,24	0,29
PCB18	0,07	0,18	2,74	0,02	1,28	0,01	0,03	0,35	0,92
PCB31	0,20	0,19	0,55	0,17	6,57	2,65	0,28	0,16	0,32
PCB52	0,27	0,31	0,83	0,54	6,33	0,43	0,64	0,78	1,70
PCB66	0,02	0,08	bda	0,11	bda	0,32	bda	bda	0,01
PCB101	bda	bda	0,22	bda	bda	0,05	bda	bda	0,09
PCB87	bda	bda	bla	bda	0,01	bda	bda	bda	0,03
PCB110	bda	bda	0,19	bda	bda	0,22	bda	bda	0,22
PCB151	bda	bda	0,22	bda	bda	0,13	bda	bda	0,15
PCB153	bda	bda	0,47	bda	bda	0,30	bda	bda	0,18
PCB141	bda	bda	bla	bda	bda	bla	bda	bda	0,30
PCB138	bda	bda	0,02	bda	bda	bla	bda	bda	bda
PCB187	bda	bda	0,18	bda	bda	0,03	bda	0,19	0,19
PCB183	0,20	0,19	0,02	bda	bda	0,19	0,27	0,02	0,01
PCB180	0,19	0,08	0,49	0,24	0,18	0,46	0,19	0,20	1,72
PCB170	0,09	0,23	1,05	0,08	0,10	0,14	0,09	0,08	0,10
PCB206	0,24	0,39	3,30	0,04	0,05	0,07	0,16	0,11	0,11
T-PCB	1,28	1,66	24,66	1,43	21,62	22,12	1,82	2,15	6,38

bda: belirlenen değerin altında

Tablo E. 2. 2. Örnekleme (Bahar 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	bda	bda	0,02	0,01	0,07	bda	bda	0,21	0,08
PCB5	1,13	4,50	13,89	0,25	6,21	1,39	0,27	0,80	1,56
PCB18	0,16	0,02	1,88	0,33	0,02	0,19	0,20	0,66	0,79
PCB31	0,18	0,85	5,52	0,24	2,26	0,20	0,23	0,35	0,21
PCB52	4,58	2,36	5,90	0,34	0,54	0,22	0,45	0,29	0,15
PCB66	0,70	bda	0,04	1,76	bda	9,47	bda	5,66	16,68
PCB101	bda	bda	0,06	0,01	0,05	bda	bda	bda	bda
PCB87	bda	0,22	0,01	0,22	0,12	bda	bda	0,01	bda
PCB110	bda	bda	0,30	0,06	0,02	bda	bda	bda	0,23
PCB151	bda	bda	0,12	0,12	0,22	bda	bda	bda	0,11
PCB153	bda	bda	0,03	0,01	bda	bda	bda	bda	bda
PCB141	bda	bda	0,30	0,30	bda	bda	bda	0,01	bda
PCB138	bda	bda	bda	bda	bda	bda	bda	0,19	bda
PCB187	bda	bda	0,02	0,19	bda	bda	bda	bda	bda
PCB183	bda	bda	0,19	0,01	bda	bda	bda	0,30	bda
PCB180	0,24	bda	0,18	0,35	bda	0,20	0,26	0,54	0,14
PCB170	0,12	0,18	0,08	0,08	0,08	0,09	0,10	0,09	0,19
PCB206	0,20	0,16	0,05	0,05	0,05	0,06	0,11	0,08	0,88
T-PCB	7,32	8,27	28,59	4,34	9,63	11,81	1,63	9,18	21,04

bda: belirlenen değerin altında

Tablo E. 3. 3. Örnekleme (Yaz 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	0,08	0,08	0,30	0,19	0,05	0,01	0,16	0,45	0,09
PCB5	0,28	0,35	5,57	2,63	4,44	9,43	0,42	2,77	17,13
PCB18	0,21	0,79	0,04	0,06	0,78	0,17	0,54	0,68	bda
PCB31	0,26	0,20	0,94	0,49	0,17	2,63	0,21	7,85	0,15
PCB52	0,85	0,20	1,98	0,33	0,19	1,69	0,16	2,62	0,46
PCB66	bda	1,33	0,02	2,75	3,49	bda	1,83	bda	bda
PCB101	bda	0,06	0,05	0,05	0,06	0,05	0,06	0,13	0,05
PCB87	bda	0,01	0,07	0,22	bda	0,04	0,11	0,27	0,21
PCB110	bda	0,21	0,48	0,04	0,12	0,22	0,02	0,34	bda
PCB151	bda	bda	0,12	bda	0,21	0,12	0,21	0,46	0,11
PCB153	bda	bda	0,04	0,36	bda	0,04	bda	0,39	0,30
PCB141	0,30	bda	0,31	bda	bda	bda	bda	0,14	bda
PCB138	bda	bda	bda	0,04	bda	bda	bda	0,10	bda
PCB187	0,02	bda	0,02	0,19	bda	0,02	0,19	0,11	0,16
PCB183	0,19	bda	0,19	0,02	bda	0,19	0,02	0,23	0,20
PCB180	0,24	0,26	0,18	0,18	0,30	0,18	0,36	0,39	0,18
PCB170	0,18	0,18	0,08	0,10	0,18	0,76	0,08	0,12	2,29
PCB206	0,17	0,24	0,37	1,06	0,35	0,86	0,26	0,22	0,29
T-PCB	2,78	3,90	10,78	8,73	10,33	16,41	4,63	17,27	21,64

bda: belirlenen değerin altında

Tablo E. 4. 4. Örnekleme (Güz 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (<63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2-Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	0,01	bda	0,02	bda	0,04	0,19	0,03	0,04	0,06
PCB5	0,75	2,23	16,14	0,45	5,77	2,22	0,24	8,94	22,98
PCB18	0,18	0,35	1,95	0,09	0,55	0,43	0,14	1,24	bda
PCB31	0,24	0,16	0,17	0,18	0,21	0,25	0,17	0,15	0,43
PCB52	2,37	7,56	0,25	1,50	0,15	0,15	0,15	0,26	0,19
PCB66	0,37	4,04	1,22	0,23	4,08	14,02	0,09	0,74	1,96
PCB101	0,06	0,06	0,06	0,06	0,07	0,08	0,06	0,06	0,06
PCB87	0,01	0,01	0,02	0,11	0,11	0,11	0,01	0,01	0,01
PCB110	0,21	bda	0,22	0,01	0,02	0,03	0,21	bda	bda
PCB151	bda	bda	0,12	0,21	0,21	0,21	bda	bda	bda
PCB153	bda	bda	0,01	bda	bda	bda	bda	bda	0,01
PCB141	bda	bda	bda	bda	bda	0,30	bda	bda	bda
PCB138	bda	bda	bda	bda	bda	bda	bda	bda	bda
PCB187	bda	bda	0,01	bda	0,19	bda	bda	bda	0,01
PCB183	bda	bda	bda	bda	0,01	0,94	bda	bda	0,19
PCB180	0,76	1,08	0,08	0,27	2,42	0,67	0,36	0,80	0,09
PCB170	0,12	0,13	0,57	0,25	1,75	0,08	0,49	0,15	1,38
PCB206	0,31	0,36	0,27	0,19	0,40	0,57	0,24	0,27	0,38
T-PCB	5,38	15,98	21,11	3,56	16,00	20,27	2,18	12,66	27,76

bda: belirlenen değerin altında

Tablo E. 5. 1. Örnekleme (Kış 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	0,32	0,01	0,01	0,01	0,35	0,01	0,01	bda	bda
PCB5	2,41	0,53	bda	bda	8,34	1,83	0,49	bda	0,30
PCB18	0,02	0,85	bda	bda	0,06	9,95	0,06	0,62	1,30
PCB31	1,32	1,05	0,18	0,19	0,32	8,70	0,26	0,16	0,18
PCB52	0,38	0,16	0,15	0,25	0,28	2,09	0,17	0,16	1,04
PCB66	1,86	1,99	0,05	0,08	7,26	0,03	2,38	0,34	0,17
PCB101	0,08	bda	bda	bda	0,05	0,11	bda	bda	bda
PCB87	bda	bda	bda	bda	bda	0,13	bda	bda	bda
PCB110	0,22	bda	bda	bda	bda	0,21	bda	bda	bda
PCB151	0,12	bda	bda	bda	bda	0,02	bda	bda	bda
PCB153	0,01	bda	bda	bda	0,01	bda	bda	bda	bda
PCB141	bda	bda	bda	bda	0,37	bda	bda	bda	bda
PCB138	0,01	0,19	bda	bda	0,19	bda	bda	bda	bda
PCB187	0,18	0,02	0,31	0,33	0,01	0,32	bda	0,37	0,31
PCB183	0,30	0,23	0,07	0,04	0,13	0,03	bda	0,08	0,05
PCB180	4,24	4,88	0,19	0,18	3,62	2,45	0,15	4,71	2,67
PCB170	0,09	11,07	48,54	4,65	1,36	1,91	0,31	13,46	18,89
PCB206	0,04	0,17	0,08	0,04	0,81	0,36	0,07	0,12	0,06
T-PCB	11,61	21,13	49,58	5,77	23,15	28,14	3,90	20,02	24,97

bda: belirlenen değerin altında

Tablo E. 6. 2. Örnekleme (Bahar 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	0,01	0,04	0,04	0,05	bda	0,11	0,03	0,08	0,02
PCB5	bda	6,36	9,04	2,20	0,88	5,43	5,72	16,75	1,96
PCB18	0,92	bda	0,87	bda	bda	0,01	0,84	1,18	3,61
PCB31	0,19	0,16	15,84	bda	0,23	0,63	0,18	0,17	0,23
PCB52	0,15	0,28	bda	0,15	1,31	0,41	0,32	0,40	0,16
PCB66	0,63	5,38	bda	0,06	0,04	bda	0,32	0,13	12,39
PCB101	bda	0,06	0,10	0,07	0,06	0,42	0,06	0,14	0,06
PCB87	bda	0,01	0,03	0,02	0,01	0,21	0,11	0,12	bda
PCB110	bda	bda	0,23	0,27	bda	0,02	0,01	bda	0,22
PCB151	bda	bda	0,12	0,22	bda	0,55	0,21	0,21	0,25
PCB153	bda	bda	0,31	0,05	bda	0,24	bda	bda	0,05
PCB141	bda	bda	0,01	0,35	bda	0,57	bda	bda	0,31
PCB138	bda	0,19	bda	0,20	bda	0,43	bda	bda	bda
PCB187	0,30	0,01	0,01	0,26	0,19	0,66	0,36	0,18	0,03
PCB183	0,07	0,24	0,32	0,19	0,35	0,35	0,25	0,28	0,21
PCB180	5,35	0,04	3,48	5,86	7,38	6,25	6,39	5,92	8,69
PCB170	1,96	12,41	2,37	0,01	1,74	0,03	1,47	0,99	0,76
PCB206	0,21	0,75	0,37	1,93	0,40	0,36	0,29	0,56	0,54
T-PCB	9,80	25,92	33,14	11,89	12,57	16,67	16,55	27,11	29,49

bda: belirlenen değerin altında

Tablo E. 7. 3. Örnekleme (Yaz 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KD2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	0,05	0,09	0,03	0,02	0,08	0,04	0,27	0,10	0,05
PCB5	0,34	0,34	0,34	3,47	0,92	6,32	0,29	4,68	1,10
PCB18	bda	0,03	bda	0,03	0,03	0,01	bda	bda	0,04
PCB31	bda	0,24	bda	0,38	0,37	0,65	0,27	0,71	bda
PCB52	1,67	0,24	0,17	0,62	0,24	0,43	0,16	3,02	0,26
PCB66	0,26	0,68	bda	3,52	6,65	13,34	1,68	bda	9,53
PCB101	0,22	0,05	0,04	bda	0,06	0,04	0,07	0,06	0,06
PCB87	0,01	0,01	0,02	0,25	0,01	0,01	0,02	bda	0,01
PCB110	0,21	bda	0,23	0,18	0,54	0,72	bda	0,21	0,44
PCB151	0,21	0,12	0,16	0,19	0,44	0,67	bda	bda	0,69
PCB153	0,03	bda	0,12	0,35	bda	0,73	0,01	bda	0,95
PCB141	0,32	bda	0,42	0,10	bda	0,01	0,33	bda	1,16
PCB138	bda	bda	0,34	0,02	bda	0,62	0,05	bda	0,79
PCB187	0,22	bda	0,42	0,04	0,19	0,05	0,23	bda	0,89
PCB183	0,10	0,26	0,55	0,19	0,36	0,19	0,41	0,33	0,83
PCB180	0,03	3,68	5,87	2,04	5,08	3,68	7,30	3,13	2,80
PCB170	0,03	0,60	0,94	4,55	2,59	3,95	1,48	2,62	5,19
PCB206	0,12	0,18	0,09	0,10	0,39	0,36	0,57	0,24	0,35
T-PCB	3,82	6,52	9,74	16,05	17,95	31,80	13,15	15,10	25,14

bda: belirlenen değerin altında

Tablo E. 8. 4. Örnekleme (Güz 2019) sediment örneklerinde PCB derişimleri (ng/g ka) (>63 µm fraksiyonu)

Bileşik	Örnekleme İstasyonları								
	DD1- Dilderesi 1	DD2- Dilderesi 2	DD3- Dilderesi 3	KD1- Kirazdere 1	KR2- Kirazdere 2	KD3- Kirazdere 3	YD1- Yalakdere 1	YD2- ,Yalakdere 2	YD3- Yalakdere 3
PCB1	0,02	0,04	0,06	0,03	0,05	0,03	0,02	0,08	0,06
PCB5	0,37	1,41	1,48	2,51	8,41	4,18	0,86	10,15	4,45
PCB18	bda	bda	2,00	0,63	0,04	0,01	bda	bda	bda
PCB31	0,28	0,20	0,21	0,17	1,20	0,41	0,24	0,17	0,26
PCB52	0,15	0,27	0,22	0,21	3,99	1,88	2,73	0,17	0,18
PCB66	0,03	1,27	1,14	0,13	bda	3,74	0,09	7,37	3,04
PCB101	0,12	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,07	0,06	0,06
PCB87	0,01	0,02	0,10	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
PCB110	bda	0,21	0,33	0,21	0,31	0,24	0,21	0,21	0,21
PCB151	0,14	0,33	0,19	0,16	0,51	0,48	0,12	bda	0,29
PCB153	0,33	bda	0,08	0,33	0,32	0,30	0,02	bda	0,38
PCB141	0,08	0,32	0,32	0,08	0,31	0,64	0,31	bda	0,20
PCB138	bda	bda	0,01	bda	0,16	0,22	bda	bda	0,01
PCB187	0,08	0,01	0,06	0,09	0,20	0,51	0,03	bda	0,26
PCB183	0,19	0,20	0,19	0,21	0,23	0,44	0,20	bda	0,39
PCB180	2,44	3,58	4,42	9,93	2,02	4,31	3,90	1,69	4,22
PCB170	0,91	0,22	3,83	1,29	0,39	5,67	1,14	0,38	9,74
PCB206	0,22	0,62	0,24	0,20	0,26	0,37	0,26	0,27	0,29
T-PCB	5,37	8,77	14,93	16,25	18,46	23,49	10,21	20,56	24,04

bda: belirlenen değerin altında

EK-F

Tablo F. 1. Kış mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Kış-DD1	Kış-DD2	Kış-DD3	Kış-KD1	Kış-KD2	Kış-KD3	Kış-YD1	Kış-YD2	Kış-YD3
Kış-DD1	r	1	,556*	,765**	,185	,685**	,835**	,712**	,591*	,035
Kış-DD2	r		1	,467	,193	,712**	,806**	,747**	,750**	,244
Kış-DD3	r			1	-,162	,476	,603*	,621*	,424	,232
Kış-KD1	r				1	,037	,288	,031	,212	,235
Kış-KD2	r					1	,818**	,929**	,800**	,106
Kış-KD3	r						1	,838**	,724**	,171
Kış-YD1	r							1	,809**	,2
Kış-YD2	r								1	,006
Kış-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 2. Bahar mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Bahar-DD1	Bahar-DD2	Bahar-DD3	Bahar-KD1	Bahar-KD2	Bahar-KD3	Bahar-YD1	Bahar-YD2	Bahar-YD3
Bahar-DD1	r	1	,856**	,594*	,862**	,688**	,871**	,534*	,40	,678**
Bahar-DD2	r		1	,515*	,674**	,524*	,691**	,32	,50	,624**
Bahar-DD3	r			1	,559*	,47	,594*	,40	,16	,34
Bahar-KD1	r				1	,697**	,932**	,551*	,22	,49
Bahar-KD2	r					1	,844**	,35	,531*	,21
Bahar-KD3	r						1	,586*	,34	,42
Bahar-YD1	r							1	,33	,17
Bahar-YD2	r								1	-,04
Bahar-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 3. Yaz mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Yaz-DD1	Yaz-DD2	Yaz-DD3	Yaz-KD1	Yaz-KD2	Yaz-KD3	Yaz-YD1	Yaz-YD2	Yaz-YD3
Yaz-DD1	r	1	,674**	,29	,535*	,626**	,515*	-	,565*	,612*
Yaz-DD2	r		1	,36	,550*	,762**	,45	-	,625**	,832**
Yaz-DD3	r			1	,562*	,571*	,18	-	,515*	,23
Yaz-KD1	r				1	,653**	,43	-	,565*	,45
Yaz-KD2	r					1	,31	-	,681**	,785**
Yaz-KD3	r						1	-	,36	,24
Yaz-YD1	r							-	-	-
Yaz-YD2	r							-	1	,643**
Yaz-YD3	r							-		1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 4. Güz mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon	Güz-DD1	Güz-DD2	Güz-DD3	Güz-KD1	Güz-KD2	Güz-KD3	Güz-YD1	Güz-YD2	Güz-YD3	
Güz-DD1	r	1	,513*	,27	,550*	,28	,32	,29	-,35	-,12
Güz-DD2	r		1	,709**	,07	,694**	,847**	,850**	,23	,503*
Güz-DD3	r			1	,08	,900**	,794**	,768**	,44	,818**
Güz-KD1	r				1	-,02	,09	,00	,02	-,29
Güz-KD2	r					1	,706**	,650**	,47	,838**
Güz-KD3	r						1	,935**	,40	,668**
Güz-YD1	r							1	,38	,647**
Güz-YD2	r								1	,574*
Güz-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 5. Kış mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Kış-DD1	Kış-DD2	Kış-DD3	Kış-KD1	Kış-KD2	Kış-KD3	Kış-YD1	Kış-YD2	Kış-YD3
Kış-DD1	r	1	,14	-,34	-,18	-,38	-,43	,02	-,27	-,25
Kış-DD2	r		1	,18	-,23	,24	,11	-,39	-,31	-,49
Kış-DD3	r			1	,553*	,885**	,782**	,37	,621*	,28
Kış-KD1	r				1	,609*	,591*	,741**	,915**	,521*
Kış-KD2	r					1	,912**	,48	,629**	,16
Kış-KD3	r						1	,556*	,618*	,23
Kış-YD1	r							1	,844**	,679**
Kış-YD2	r								1	,694**
Kış-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 6. Bahar mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Bahar-DD1	Bahar-DD2	Bahar-DD3	Bahar-KD1	Bahar-KD2	Bahar-KD3	Bahar-YD1	Bahar-YD2	Bahar-YD3
Bahar-DD1	r	1	,726**	,826**	,911**	,735**	,753**	,509*	,33	,597*
Bahar-DD2	r		1	,662**	,677**	,603*	,762**	,643**	,579*	,44
Bahar-DD3	r			1	,743**	,729**	,803**	,28	,21	,597*
Bahar-KD1	r				1	,661**	,597*	,568*	,34	,580*
Bahar-KD2	r					1	,791**	,39	,597*	,897**
Bahar-KD3	r						1	,39	,41	,632**
Bahar-YD1	r							1	,648**	,24
Bahar-YD2	r								1,	,647**
Bahar-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 7. Yaz mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Yaz-DD1	Yaz-DD2	Yaz-DD3	Yaz-KD1	Yaz-KD2	Yaz-KD3	Yaz-YD1	Yaz-YD2	Yaz-YD3
Yaz-DD1	r	1	,33	-,503*	,627**	-,44	-,670**	-,756**	-,592*	-,796**
Yaz-DD2	r		1	,16	,05	-,42	-,20	-,28	-,23	-,39
Yaz-DD3	r			1	-,17	,711**	,850**	,615*	,758**	,563*
Yaz-KD1	r				1	-,03	-,30	-,36	-,17	-,32
Yaz-KD2	r					1	,762**	,637**	,712**	,50
Yaz-KD3	r						1	,737**	,818**	,753**
Yaz-YD1	r							1	,699**	,740**
Yaz-YD2	r								1	,832**
Yaz-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 8. Güz mevsiminde 16-PAH bileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=16, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Güz-DD1	Güz-DD2	Güz-DD3	Güz-KD1	Güz-KD2	Güz-KD3	Güz-YD1	Güz-YD2	Güz-YD3
Güz-DD1	r	1	,797**	,824**	,888**	,882**	,891**	,618*	,829**	,853**
Güz-DD2	r		1	,644**	,815**	,741**	,797**	,600*	,738**	,703**
Güz-DD3	r			1	,841**	,682**	,744**	,738**	,541*	,647**
Güz-KD1	r				1,00	,715**	,921**	,615*	,662**	,732**
Güz-KD2	r					1	,747**	,526*	,926**	,741**
Güz-KD3	r						1	,565*	,712**	,750**
Güz-YD1	r							1	,43	,521*
Güz-YD2	r								1	,644**
Güz-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 9. T-PAH değerleri için istasyonlar arasındaki mevsimsel korelasyonlar (n=9, <63 µm sedimentte)

		Kış	Bahar	Yaz	Güz
Kış	Korelasyon Katsayısı	1	,883**	,883**	,667*
	Sig. (2-kuyruklu)		,002	,002	,050
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Bahar	Korelasyon Katsayısı	,883**	1	,950**	,400
	Sig. (2-kuyruklu)	,002		,000	,286
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Yaz	Korelasyon Katsayısı	,883**	,950**	1	,483
	Sig. (2-kuyruklu)	,002	,000		,187
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Güz	Korelasyon Katsayısı	,667*	,400	,483	1
	Sig. (2-kuyruklu)	,050	,286	,187	
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 10. T-PAH değerleri için istasyonlar arasındaki mevsimsel korelasyonlar (n=9, >63 µm sedimentte)

		Kış	Bahar	Yaz	Güz
Kış	Korelasyon Katsayısı	1	,850**	,750*	,867**
	Sig. (2-kuyruklu)		,004	,020	,002
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Bahar	Korelasyon Katsayısı	,850**	1	,700*	,783*
	Sig. (2-kuyruklu)	,004		,036	,013
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Yaz	Korelasyon Katsayısı	,750*	,700*	1	,650
	Sig. (2-kuyruklu)	,020	,036		,058
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Güz	Korelasyon Katsayısı	,867**	,783*	,650	1
	Sig. (2-kuyruklu)	,002	,013	,058	
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo F. 11. Mevsimlere göre Partikül boyutuna bağlı sedimentte biriken PAH miktarlarının korelasyonları (n=32)

	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	Asymp. Sig. (2-kuyruklu)	Exact Sig. 2*(1-kuyruklu Sig.)]
Kış-DD1	1,00	137,00	-4,84	0,00	,000 ^b
Kış-DD2	6,00	142,00	-4,60	0,00	,000 ^b
Kış-DD3	67,00	203,00	-2,30	0,02	,021 ^b
Kış-KD1	123,00	259,00	-0,19	0,85	,867 ^b
Kış-KD2	118,00	254,00	-0,38	0,71	,724 ^b
Kış-KD3	126,00	262,00	-0,08	0,94	,956 ^b
Kış-YD1	76,00	212,00	-1,96	0,05	,051 ^b
Kış-YD2	123,00	259,00	-0,19	0,85	,867 ^b
Kış-YD3	111,00	247,00	-0,64	0,52	,539 ^b
Bahar-DD1	107,00	243,00	-0,79	0,43	,445 ^b
Bahar-DD2	107,50	243,50	-0,77	0,44	,445 ^b
Bahar-DD3	76,00	212,00	-1,96	0,05	,051 ^b
Bahar-KD1	111,00	247,00	-0,64	0,52	,539 ^b
Bahar-KD2	104,00	240,00	-0,90	0,37	,381 ^b
Bahar-KD3	90,00	226,00	-1,43	0,15	,160 ^b
Bahar-YD1	105,00	241,00	-0,88	0,38	,402 ^b
Bahar-YD2	70,00	206,00	-2,19	0,03	,029 ^b
Bahar-YD3	65,00	201,00	-2,38	0,02	,017 ^b
Yaz-DD1	14,00	150,00	-4,31	0,00	,000 ^b
Yaz-DD2	25,00	161,00	-3,90	0,00	,000 ^b
Yaz-DD3	52,50	188,50	-2,85	0,00	,003 ^b
Yaz-KD1	15,00	151,00	-4,31	0,00	,000 ^b
Yaz-KD2	93,00	229,00	-1,32	0,19	,196 ^b
Yaz-KD3	16,00	152,00	-4,22	0,00	,000 ^b
Yaz-YD1	24,00	160,00	-4,41	0,00	,000 ^b
Yaz-YD2	90,00	226,00	-1,43	0,15	,160 ^b
Yaz-YD3	91,00	227,00	-1,39	0,16	,171 ^b
Güz-DD1	89,00	225,00	-1,47	0,14	,149 ^b
Güz-DD2	97,00	233,00	-1,17	0,24	,254 ^b
Güz-DD3	60,00	196,00	-2,56	0,01	,010 ^b
Güz-KD1	12,00	148,00	-4,39	0,00	,000 ^b
Güz-KD2	109,00	245,00	-0,72	0,47	,491 ^b
Güz-KD3	71,00	207,00	-2,15	0,03	,032 ^b
Güz-YD1	93,50	229,50	-1,30	0,19	,196 ^b
Güz-YD2	115,00	251,00	-0,49	0,62	,642 ^b
Güz-YD3	125,00	261,00	-0,11	0,91	,926 ^b

^b Kuyruklar için düzeltilmemiş

Tablo F. 12. Mevsimlere göre partikül boyutu ile istasyonlardaki ortalama PAH değerlerinin korelasyonları (n=32)

Test İstatistikleri ^a												
	Kış- DD-Ort	Kış- KD-Ort	Kış- YD-Ort	Bahar- DD-Ort	Bahar- KD-Ort	Bahar- YD-Ort	Yaz- DD-Ort	Yaz- KD-Ort	Yaz- YD-Ort	Güz- DD-Ort	Güz- KD-Ort	Güz- YD-Ort
Mann-Whitney U	65,00	127,00	98,00	86,00	106,00	82,00	36,00	26,00	81,00	91,50	86,00	123,00
Wilcoxon W	201,00	263,00	234,00	222,00	242,00	218,00	172,00	162,00	217,00	227,50	222,00	259,00
Z	-2,37	-0,04	-1,13	-1,58	-0,83	-1,73	-3,47	-3,84	-1,77	-1,38	-1,58	-0,19
Asymp. Sig. (2-kuyruklu)	0,018	0,970	0,258	0,113	0,407	0,083	0,001	0,000	0,076	0,169	0,113	0,851
Exact Sig. [2*(1-kuyruklu Sig.)]	,017 ^b	,985 ^b	,270 ^b	,119 ^b	,423 ^b	,086 ^b	,000 ^b	,000 ^b	,080 ^b	,171 ^b	,119 ^b	,867 ^b

^a Gruplama değişkeni, ^b Kuyruklar için düzeltilmemiş

EK-G

Tablo G. 1. Kış mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Kış-DD1	Kış-DD2	Kış-DD3	Kış-KD1	Kış-KD2	Kış-KD3	Kış-YD1	Kış-YD2	Kış-YD3
Kış-DD1	r	1	,948**	,35	,653**	,522*	,36	,831**	,592**	,27
Kış-DD2	r		1	,46	,649**	,535*	,32	,792**	,572*	,15
Kış-DD3	r			1	,596**	,741**	,43	,596**	,689**	,43
Kış-KD1	r				1	,825**	,699**	,741**	,721**	,477*
Kış-KD2	r					1	,476*	,769**	,800**	,552*
Kış-KD3	r						1	,573*	,40	,36
Kış-YD1	r							1	,784**	,41
Kış-YD2	r								1	,623**
Kış-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 2. Bahar mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Bahar-DD1	Bahar-DD2	Bahar-DD3	Bahar-KD1	Bahar-KD2	Bahar-KD3	Bahar-YD1	Bahar-YD2	Bahar-YD3
Bahar-DD1	r	1	,621**	,521*	,680**	,34	,973**	,854**	,732**	,770**
Bahar-DD2	r		1	,45	,35	,770**	,585*	,744**	,38	,46
Bahar-DD3	r			1	,496*	,40	,520*	,659**	,39	,482*
Bahar-KD1	r				1	,13	,722**	,530*	,526*	,497*
Bahar-KD2	r					1	,32	,494*	,10	,37
Bahar-KD3	r						1	,797**	,793**	,788**
Bahar-YD1	r							1	,585*	,584*
Bahar-YD2	r								1	,571*
Bahar-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 3. Yaz mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Yaz-DD1	Yaz-DD2	Yaz-DD3	Yaz-KD1	Yaz-KD2	Yaz-KD3	Yaz-YD1	Yaz-YD2	Yaz-YD3
Yaz-DD1	r	1	,28	,632**	,11	,28	,504*	,24	,478*	,32
Yaz-DD2	r		1	,28	,546*	,856**	,43	,750**	,27	,01
Yaz-DD3	r			1	,15	,29	,714**	,10	,638**	,36
Yaz-KD1	r				1	,42	,28	,532*	,18	,46
Yaz-KD2	r					1	,492*	,840**	,34	,12
Yaz-KD3	r						1	,30	,603**	,603**
Yaz-YD1	r							1	,31	,08
Yaz-YD2	r								1	,30
Yaz-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 4. Güz mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, <63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Güz-DD1	Güz-DD2	Güz-DD3	Güz-KD1	Güz-KD2	Güz-KD3	Güz-YD1	Güz-YD2	Güz-YD3
Güz-DD1	r	1,00	,903**	,775**	,809**	,688**	,474*	,859**	,849**	,606**
Güz-DD2	r		1	,764**	,849**	,768**	,551*	,715**	,918**	,673**
Güz-DD3	r			1	,778**	,822**	,42	,771**	,800**	,492*
Güz-KD1	r				1	,806**	,45	,728**	,743**	,583*
Güz-KD2	r					1	,564*	,689**	,824**	,605**
Güz-KD3	r						1	,32	,611**	,502*
Güz-YD1	r							1	,761**	,578*
Güz-YD2	r								1	,619**
Güz-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 5. Kış mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Kış-DD1	Kış-DD2	Kış-DD3	Kış-KD1	Kış-KD2	Kış-KD3	Kış-YD1	Kış-YD2	Kış-YD3
Kış-DD1	r	1	,535*	,489*	,509*	,485*	,43	,635**	,36	,488*
Kış-DD2	r		1	,614**	,603**	,706**	,583*	,783**	,779**	,810**
Kış-DD3	r			1	,983**	,41	,500*	,486*	,792**	,706**
Kış-KD1	r				1	,40	,477*	,528*	,787**	,703**
Kış-KD2	r					1	,24	,797**	,38	,508*
Kış-KD3	r						1	,597**	,698**	,820**
Kış-YD1	r							1	,570*	,708**
Kış-YD2	r								1	,903**
Kış-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 6. Bahar mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Bahar-DD1	Bahar-DD2	Bahar-DD3	Bahar-KD1	Bahar-KD2	Bahar-KD3	Bahar-YD1	Bahar-YD2	Bahar-YD3
Bahar-DD1	r	1	,35	,28	-,16	,552*	-,12	,730**	,595**	,538*
Bahar-DD2	r		1	,12	,02	,718**	,01	,47	,45	,25
Bahar-DD3	r			1	-,02	,39	,18	,42	,579*	,473*
Bahar-KD1	r				1	,21	,564*	,12	,15	,20
Bahar-KD2	r					1	,34	,735**	,734**	,36
Bahar-KD3	r						1	,15	,24	-,02
Bahar-YD1	r							1	,920**	,633**
Bahar-YD2	r								1	,596**
Bahar-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 7. Yaz mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Yaz-DD1	Yaz-DD2	Yaz-DD3	Yaz-KD1	Yaz-KD2	Yaz-KD3	Yaz-YD1	Yaz-YD2	Yaz-YD3
Yaz-DD1	r	1	,12	,20	,13	,25	,13	,19	,15	,35
Yaz-DD2	r		1	,10	,681**	,783**	,536*	,697**	,676**	,30
Yaz-DD3	r			1	,18	,18	,23	,35	,36	,629**
Yaz-KD1	r				1	,645**	,733**	,45	,480*	,487*
Yaz-KD2	r					1	,722**	,515*	,579*	,40
Yaz-KD3	r						1	,32	,40	,608**
Yaz-YD1	r							1	,488*	,557*
Yaz-YD2	r								1	,07
Yaz-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 8. Güz mevsiminde 18-PCBbileşeninin istasyonlardaki Spearman korelasyonları (n=18, >63 µm sedimentte)

İstasyon/Korelasyon		Güz-DD1	Güz-DD2	Güz-DD3	Güz-KD1	Güz-KD2	Güz-KD3	Güz-YD1	Güz-YD2	Güz-YD3
Güz-DD1	r	1	,500*	,35	,632**	,724**	,668**	,697**	,41	,783**
Güz-DD2	r		1	,636**	,39	,495*	,733**	,813**	,698**	,640**
Güz-DD3	r			1	,754**	,36	,544*	,625**	,599**	,497*
Güz-KD1	r				1	,614**	,495*	,565*	,41	,626**
Güz-KD2	r					1	,619**	,768**	,30	,520*
Güz-KD3	r						1	,799**	,496*	,808**
Güz-YD1	r							1	,609**	,624**
Güz-YD2	r								1	,523*
Güz-YD3	r									1

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 9. T-PCB değerleri için istasyonlar arasındaki mevsimsel korelasyonlar (n=9, <63 µm sedimentte)

		Kış	Bahar	Yaz	Güz
Kış	Korelasyon Katsayısı	1	0,60	0,31	0,57
	Sig. (2-kuyruklu)		0,08	0,42	0,11
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Bahar	Korelasyon Katsayısı	0,60	1	0,50	,806**
	Sig. (2-kuyruklu)	0,08		0,17	0,01
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Yaz	Korelasyon Katsayısı	0,31	0,50	1	,706*
	Sig. (2-kuyruklu)	0,42	0,17		0,03
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Güz	Korelasyon Katsayısı	0,57	,806**	,706*	1
	Sig. (2-kuyruklu)	0,11	0,01	0,03	
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 10. T-PCB değerleri için istasyonlar arasındaki mevsimsel korelasyonlar (n=9, >63 µm sedimentte)

		Kış	Bahar	Yaz	Güz
Kış	Korelasyon Katsayısı	1	,683*	0,14	0,35
	Sig. (2-kuyruklu)		0,04	0,72	0,36
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Bahar	Korelasyon Katsayısı	,683*	1	0,02	0,30
	Sig. (2-kuyruklu)	0,04		0,97	0,44
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Yaz	Korelasyon Katsayısı	0,14	0,02	1	,889**
	Sig. (2-kuyruklu)	0,72	0,97		0,00
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9
Güz	Korelasyon Katsayısı	0,35	0,30	,889**	1
	Sig. (2-kuyruklu)	0,36	0,44	0,00	
	N (örneklem sayısı)	9	9	9	9

** p<0,01, * p<0,05, iki kuyruklu

Tablo G. 11. Mevsimlere göre Partikül boyutuna bağlı sedimentte biriken PCB miktarlarının korelasyonları (n=32)

	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	Asymp. Sig. (2-kuyruklu)	Exact Sig. 2*(1-kuyruklu Sig.)]
Kış-DD1	80,00	251,00	-2,64	0,01	,009 ^b
Kış-DD2	116,00	287,00	-1,51	0,13	,152 ^b
Kış-DD3	75,50	246,50	-2,79	0,01	,005 ^b
Kış-KD1	156,50	327,50	-0,19	0,85	,864 ^b
Kış-KD2	104,00	275,00	-1,87	0,06	,068 ^b
Kış-KD3	153,00	324,00	-0,29	0,78	,791 ^b
Kış-YD1	159,00	330,00	-0,10	0,92	,938 ^b
Kış-YD2	154,50	325,50	-0,25	0,80	,815 ^b
Kış-YD3	127,50	298,50	-1,10	0,27	,279 ^b
Bahar-DD1	145,00	316,00	-0,57	0,57	,606 ^b
Bahar-DD2	113,00	284,00	-1,62	0,10	,126 ^b
Bahar-DD3	158,00	329,00	-0,13	0,90	,913 ^b
Bahar-KD1	155,00	326,00	-0,22	0,82	,839 ^b
Bahar-KD2	147,50	318,50	-0,47	0,64	,650 ^b
Bahar-KD3	68,00	239,00	-3,02	0,00	,002 ^b
Bahar-YD1	80,00	251,00	-2,67	0,01	,009 ^b
Bahar-YD2	141,00	312,00	-0,67	0,50	,521 ^b
Bahar-YD3	115,00	286,00	-1,50	0,13	,143 ^b
Yaz-DD1	139,00	310,00	-0,74	0,46	,481 ^b
Yaz-DD2	154,50	325,50	-0,24	0,81	,815 ^b
Yaz-DD3	158,50	329,50	-0,11	0,91	,913 ^b
Yaz-KD1	143,50	314,50	-0,59	0,56	,563 ^b
Yaz-KD2	120,00	291,00	-1,34	0,18	,192 ^b
Yaz-KD3	122,50	293,50	-1,25	0,21	,214 ^b
Yaz-YD1	139,50	310,50	-0,71	0,48	,481 ^b
Yaz-YD2	111,00	282,00	-1,63	0,10	,111 ^b
Yaz-YD3	94,00	265,00	-2,16	0,03	,031 ^b
Güz-DD1	145,00	316,00	-0,54	0,59	,606 ^b
Güz-DD2	132,00	303,00	-0,96	0,34	,355 ^b
Güz-DD3	113,50	284,50	-1,54	0,12	,126 ^b
Güz-KD1	118,00	289,00	-1,40	0,16	,171 ^b
Güz-KD2	134,50	305,50	-0,87	0,38	,389 ^b
Güz-KD3	118,00	289,00	-1,39	0,16	,171 ^b
Güz-YD1	116,00	287,00	-1,46	0,14	,152 ^b
Güz-YD2	157,00	328,00	-0,16	0,87	,888 ^b
Güz-YD3	106,00	277,00	-1,78	0,08	,079 ^b

b, Kuyruklar için düzeltilmemiş

Tablo G. 12. Mevsimlere göre partikül boyutu ile istasyonlardaki ortalama PCB değerlerinin korelasyonları (n=32)

	Test İstatistikleri ^a											
	Kış- DD-Ort	Kış- KD-Ort	Kış- YD-Ort	Bahar- DD-Ort	Bahar- KD-Ort	Bahar- YD-Ort	Yaz- DD-Ort	Yaz- KD-Ort	Yaz- YD-Ort	Güz- DD-Ort	Güz- KD-Ort	Güz- YD-Ort
Mann-Whitney U	158,500	120,000	159,000	134,500	104,000	120,000	156,000	137,500	135,000	124,500	129,500	123,500
Wilcoxon W	329,500	291,000	330,000	305,500	275,000	291,000	327,000	308,500	306,000	295,500	300,500	294,500
Z	-,111	-1,331	-,096	-,872	-1,837	-1,331	-,190	-,776	-,855	-1,189	-1,029	-1,221
Asymp. Sig. (2-kuyruklu)	,912	,183	,924	,383	,066	,183	,849	,438	,393	,235	,304	,222
Exact Sig. [2*(1-kuyruklu Sig.)]	,913 ^b	,192 ^b	,938 ^b	,389 ^b	,068 ^b	,192 ^b	,864 ^b	,443 ^b	,406 ^b	,239 ^b	,308 ^b	,226 ^b

^a Gruplama değişkeni, ^b Kuyruklar için düzeltilmemiş

KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

- Ergül, H. A., **Kılıç, S.**, Gür R., Ergül, B., Şen, E., Sungur, E. N. (2010). Farklı Çalışma Ortamlarında CO₂ Konsantrasyonundaki Değişikliklerin Zamana Bağlı Olarak Araştırılması. 20. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, Pamukkale Üniversitesi, Denizli, Türkiye, 21-25 Haziran 2010.
- Ergül, H. A., **Kılıç, S.**, Aksan, S., İpşiroğlu, M. (2014). Aşağı Sakarya Nehri'nin Bazı Fiziko – Kimyasal Özelliklerinin Araştırılması. 22. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Eskişehir, Türkiye, 23-27 Haziran 2014.
- Kılıç, S.** (2015). İstanbul Haliç'i Midye ve Sediment Örneklerinde PAH Düzeylerinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 398850.
- Kılıç, S.**, Ergül, H. A., Kılıç, Ö., Belivermiş, M. (2015). Evaluation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Levels Seasonally in Mussel (*Mytilus galloprovincialis*) Samples in Haliç (Golden Horn), Turkey. 3rd *International Conference, Environmental Monitoring and Assessment*, Aarhus University, Aarhus, Denmark, 1st-2nd October 2015.
- Kılıç, S.**, Ergül, H. A., Belivermiş, M., Kılıç, Ö. (2022). Source Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Sediment Samples in The Golden Horn, İstanbul, Türkiye. 4th *International Environmental Chemistry Congress (ENVIROCHEM 2022)*, Antalya, Türkiye, 30 Ekim-2 Kasım 2022.
- Kılıç, S.**, Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Ergül, H. A. (2023). Chronology of PAH and PCB pollution using sediment core in the Golden Horn estuary (Sea of Marmara), *Marine Pollution Bulletin*, 187.

ÖZGEÇMİŞ

Seda KILIÇ, İzmit Lisesi'nden 2007'de mezun oldu. 2008 yılında Kocaeli Üniversitesi (KOU) Fen Edebiyat Fakültesi (FEF) Biyoloji Bölümü'nde lisans eğitimine başladı ve 2012 yılında eğitimini tamamladı. Lisans sonrası aynı üniversitede Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı'nda yüksek lisans eğitimine katıldı. 2015'te yüksek lisanstan mezun oldu. Mezuniyet sonrası 2015'te yine KOU FEF'te Deniz Biyolojisi bölümünde doktora eğitimine başladı. 2016 yılından beri THY A.O. bünyesinde kabin memuru olarak çalışmaktadır.

