

T.C.
EGE ÜNİVERSİTESİ
Fen Bilimleri Enstitüsü

**İZMİR İÇ KÖRFEZİ SEDİMENT KİRLİLİĞİNİN
KİMYASAL VE BİYOLOJİK ENTEGRE
YÖNTEMLER İLE İNCELENMESİ**

Gizem GÜLSEVER

Danışman : Doç. Dr. Özlem ÇAKAL ARSLAN

Su Ürünleri Temel Bilimler
Su Ürünleri Temel Bilimler Doktora Programı

İzmir
2020

Gizem GÜLSEVER tarafından DOKTORA tezi olarak sunulan “İZMİR İÇ KÖRFEZİ SEDİMENT KİRLİLİĞİNİN KİMYASAL VE BİYOLOJİK ENTEGRE YÖNTEMLER İLE İNCELENMESİ” başlıklı bu çalışma EÜ Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği ile EÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Eğitim ve Öğretim Yönergesi’nin ilgili hükümleri uyarınca tarafımızdan değerlendirilerek savunmaya değer bulunmuş ve 18.09.2020 tarihinde yapılan tez savunma sınavında aday oybirliği ile başarılı bulunmuştur.

Jüri Üyeleri:

Jüri Başkanı : Doç. Dr. Özlem ÇAKAL ARSLAN
Raportör Üye : Doç. Dr. Meltem BOYACIOĞLU
Üye : Prof. Dr. Filiz KÜÇÜKSEZGİN
Üye : Doç. Dr. Selma KATALAY
Üye : Doç. Dr. Aslı BAŞARAN

İmza

.....
.....
.....
.....
.....

EGE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**ETİK KURALLARA UYGUNLUK BEYANI**

EÜ Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin ilgili hükümleri uyarınca Doktora Tezi olarak sunduğum “İzmir İç Körfezi Sediment Kirliliğinin Kimyasal ve Biyolojik Entegre Yöntemler İle İncelenmesi” başlıklı bu tezin kendi çalışmam olduğunu, sunduğum tüm sonuç, doküman, bilgi ve belgeleri bizzat ve bu tez çalışması kapsamında elde ettiğimi, bu tez çalışmasıyla elde edilmeyen bütün bilgi ve yorumlara atıf yaptığımı ve bunları kaynaklar listesinde usulüne uygun olarak verdiğimi, tez çalışması ve yazımı sırasında patent ve telif haklarını ihlal edici bir davranışımın olmadığını, bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya diğer bir üniversitede başka bir tez çalışması içinde sunmadığımı, bu tezin planlanmasından yazımına kadar bütün safhalarda bilimsel etik kurallarına uygun olarak davrandığımı ve aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul edeceğimi beyan ederim.

18 / 09 / 2020

İmzası

Gizem GÜLSEVER



ÖZET**İzmir İç Körfezi Sediment Kirliliğinin Kimyasal ve Biyolojik Entegre Yöntemler ile İncelenmesi**

GÜLSEVER, Gizem

Doktora Tezi, Su Ürünleri Temel Bilimler Anabilim Dalı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Özlem ÇAKAL ARSLAN

Eylül 2020, 101 sayfa

Sucul sedimentlerdeki ağır metal kirliliği, son yıllarda önem kazanan araştırma konularından biri haline gelmiştir. Çalışma alanı olarak belirlenen İzmir Körfezi, Doğu Ege'nin en büyük ölçekli doğal körfezlerinden biri olup, çevresinde yer alan yerleşim alanları, endüstriyel kuruluşlar ve tarımsal aktiviteler nedeniyle ağır metal kirliliğinin etkisi altındadır. Bu çalışmanın amacı, İzmir İç Körfezi'nin altı bölgesinden alınan sedimentlerdeki mevcut ağır metal kirliliğine (Pb, Zn, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn) dikkat çekmeyi amaçlamaktadır. Çalışmanın ilk kısmında yüzey sediment örnekleri Kasım 2017'de R.V.K Piri Reis seyirinde toplanıp asitle sindirilmiş ve Kanada'da bulunan akredite olmuş Bureau Veritas Mineral Laboratuvarına atomik absorpsiyon spektrometrisi ile analiz edilmek üzere gönderilmiştir. Enrichment faktörü (EF) demir normalizasyonu ile hesaplanmış ve metal kirliliğinin değerlendirilmesi ise kontaminasyon faktörü, jeoakümüasyon indeksi, TEL-PEL değerleri ve Sediment Kalite Rehberi kriterleri kullanılarak yapılmıştır. Metal konsantrasyonlarının iç körfezden dış körfeze doğru gidildikçe düştüğü ve ağır metallerin en yüksek EF değerlerinin limanda ölçüldüğü tespit edilmiştir. Sonuçlara göre, sediment numunelerindeki toplam ağır metal konsantrasyonlarının seviyeleri $Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > Hg > Cd$ olarak listelenmiştir. İzmir iç körfezindeki büyük kanal projesinden sonra sedimentteki ağır metal birikiminde bir azalma olduğu görülmüştür, ancak sonuçlar anlamlı değildir.

Çalışmanın ikinci basamağında sedimentteki ağır metal kirliliğinin desteklenmesi amacı diatom türü olan *Phaeodactylum tricornutum* kullanılarak kısa süreli fitotoksik etkinin belirlenmesi amacı ile standart test protokolü (OECD 201 Algal Büyüme İnhibisyonu) kullanılmıştır. Sediment örneklerinin *P. tricornutum*'un büyümesi üzerine etkisi ışık mikroskopunda Neubauer sayma kamerası ile hücre sayısının hesaplanmasıyla ve florimetrik ölçümlerle belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, 3 farklı yöntem içerisinde en çok ekstraksiyonu yapılan sediment örneklerinin algal büyümeyi büyümeyi kısıtladığı gözlenmiştir. Göz ile yapılan sayım ve florimetrik ölçüm arasında sayısal değerler olarak farklılıklar olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar sözcükler: Ağır metal kirliliği, ekotoksikoloji, fitotoksisite, sediment toksisitesi, *Phaeodactylum tricornutum*.

ABSTRACT

Assesment of Sediment Pollution of Inner Bay of Izmir Using Integrated Chemical And Biological Methods

GÜLSEVER, Gizem

PhD in Marine and Inland Waters Sciences

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Özlem ÇAKAL ARSLAN

September 2020, 101 pages

During the recent years, heavy metal pollution in aquatic systems has gained a great importance through the environmental concerns. The study area, the Gulf of Izmir is one of the great natural and polluted bays of the eastern Aegean Sea. The Bay is under the influence of heavy metal pollution due to the settlement areas, industrial establishments and agricultural activities located around it. This presented study mainly aims to point out the current heavy metal pollution (Pb, Zn, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn) in sediments taken from six regions of Izmir inner Bay. Surface sediment samples were collected on November 2017 during the cruise of R.V.K Piri Reis and digested and analyzed by flame atomic absorption spectrometry in Canada. Enrichment factor was evaluated with iron normalization, and assessment of metal contamination was made by using contamination factor, geoaccumulation index, TEL-PEL values and Sediment Quality Guidelines criteria. It was established that concentrations of metals decreased from inner bay towards outer bay and the highest EF values of heavy metal were measured at harbor. According to the results, the levels of total heavy metal concentrations in sediment samples are listed as Mn> Zn> Cr> Pb> Cu> Hg> Cd. It was observed that there was a decrease in the heavy metal accumulation in the sediment after the big canal project in İzmir inner bay, but the results are not significant.

Second part of the research, the standard test protocol for the short term phytotoxicity test method OECD 201 Algal Growth Inhibition has been evaluated with cultures of diatom *Phaeodactylum tricornutum* as the representative of the first trophic level. The effects on the growth of *P. tricornutum* were evaluated by scoring

cell numbers under the light microscope with a Neubauer haemocytometer counting chamber and fluorimetric measurement. According to the results, it was observed that sediment extract samples mostly inhibited algal growth among the other 3 different methods. Although there were differences between microscopic and fluorimetric measurements.

Keywords: Heavy metal pollution, ecotoxicology, phytotoxicity, sediment toxicity, *Phaeodactylum tricornutum*.



ÖNSÖZ

Bu tez çalışması, Prof.Dr.Hatice PARLAK danışmanlığında başlayarak, Doç.Dr.Özlem ÇAKAL ARSLAN danışmanlığı ile tamamlanmış, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'ne doktora tezi olarak sunulmuştur. Bu çalışmada İzmir Körfezi'nin son 10 yıllık süreçteki durumu değerlendirilmiş, kirlilik seviyeleri biyolojik sistemlerle desteklenerek yorumlanmıştır.

Çalışma İzmir Körfezi'nde ilk kez gerçekleştirilmektedir. Araştırma sonuçları, İzmir Körfezi'nde gerçekleştirilecek olan diğer çalışmalara da ışık tutarak, kirlilik ölçümlerinin biyotestler ile desteklenmesinin önemi konusunda daha fazla çalışma yapılmasının gerekliliğini savunmaktadır. İzmir Körfezi'ndeki gelecekteki araştırmaların, fitoplankton, balık ve midye dokusundaki ağır metallerin ve organik kirleticilerin birikimi ile fitotoksisite ve oksidatif stres gibi biyoişaretlerin çalışılması önerilmektedir.



İÇİNDEKİLER

Sayfa

İÇ KAPAK.....	ii
KABUL ONAY SAYFASI.....	iv
ETİK KURALLARA UYGUNLUK BEYANI	vi
ÖZET	viii
ABSTRACT.....	x
ÖNSÖZ	xii
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	xiv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xviii
TABLolar DİZİNİ	xx
1.GİRİŞ	1
1.1 Sucul Ortamda Kirliliğin Önemi.....	1
1.2 Sucul Ortamda Ağır Metal Kirliliği	2
1.2.1 Civa (Hg).....	2
1.2.2 Kurşun (Pb).....	3
1.2.3 Çinko (Zn).....	4

İÇİNDEKİLER (devam)

1.2.4 Kadmiyum (Cd)	4
1.2.5 Krom (Cr).....	4
1.2.6 Bakır (Cu)	5
1.2.7 Mangan (Mn)	5
1.3 Sucul Ortamda Ağır Metal Kirliliğinin Önemi	5
1.4 Ağır Metallerin Sucul Sisteme Geçiş Yolları.....	6
1.5 Sucul Ekosistemlerde Primer Üreticiler ve Önemi	9
1.6 İzmir İç Körfezi'ndeki Kirlilik ve Kaynakları	10
1.7 Önceki Çalışmalar	11
2. GEREÇ ve YÖNTEM.....	24
2.1 İzmir Körfezi.....	24
2.2 Sediment.....	26
2.3 Phaeodactylum tricornutum	26
2.4 Fizikokimyasal Parametrelerin Belirlenmesi ve Kimyasal Çalışmalar.....	28
2.4.1 Sediment temini	28
2.4.2 Sedimentin sıcaklık, tuzluluk ve pH ölçümü	28

İÇİNDEKİLER (devam)

2.4.3	Sedimentin tane boyu analizleri	28
2.4.4	Sedimentin total organik karbon içeriği	28
2.4.5	Sedimentin total kükürt (S) içeriği (%).....	29
2.4.6	Sedimentin ağır metal içeriklerinin belirlenmesi	29
2.4.7	Sedimentin biyodeneyleler için hazırlanması	29
2.4.8	Sediment elutratlarının hazırlanması	30
2.4.9	Sediment ekstraktlarının hazırlanması	30
2.4.10	Sedimentin doğrudan uygulanmasının hazırlığı.....	30
2.5	Biyolojik Çalışmalar	31
2.5.1	Saf kültürün çoğaltılması	31
2.5.2	Saf kültürün ortamının (F/2) hazırlanması	31
2.5.3	İz element solüsyonu.....	32
2.5.4	Vitamin solüsyonu	32
2.5.5	Büyüme oranı ve inhibisyonun belirlenmesi.....	32
2.5.6	Sediment verilerinin değerlendirilmesi	33
2.5.6.1	Geo-birikim indeksi (Igeo).....	33

İÇİNDEKİLER (devam)

2.5.6.2 Zenginleşme faktörü (EF)	34
2.5.6.3 Sediment kalite yönergeleri (SQL)	34
2.6 İstatistiksel Değerlendirmeler	34
3.BULGULAR.....	35
3.1 Sedimentte Fizikokimyasal Özellikler, Total Organik Karbon ve Tane Boyu Analizi.....	35
3.2 Sedimentte Metal Konsantrasyonları ve Değerlendirilmesi	42
3.3 Sedimentte Biyodeney Verileri	49
3.3.1 Mikroskop ile sayım sonuçları	49
3.3.2 Florimetre ile ölçüm sonuçları	56
3.4 Verilerin Karşılaştırılmalı İnhibisyon Değerleri ile EC50 Verileri	63
4. TARTIŞMA ve SONUÇ	70
KAYNAKLAR DİZİNİ	77
TEŞEKKÜR.....	99
ÖZGEÇMİŞ	100

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
1.1 Şematik olarak ağır metallerin doğaya yayınımları	7
1.2 Metalin su ortamında izlediği yol.....	8
2.1 İzmir körfezi ve bölümleri	24
2.2 Çalışma yapılan istasyonlar	25
2.3 <i>Phaeodactylum tricornutum</i> mikroskop görüntüsü	27
2.4 Freeze-dry yöntemi ile kurutulmuş sedimentler	30
3.1 Kurşun dağılımı (mg/kg kuru ağırlık).....	42
3.2 Kadminyum dağılım (mg/kg kuru ağırlık).....	42
3.3 Çinko dağılımı (mg/kg kuru ağırlık).....	43
3.4 Krom dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)	43
3.5 Bakır dağılımı (mg/kg kuru ağırlık).....	44
3.6 Civa dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)	44
3.7 Mangan dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)	44
3.8 Mikroskop ile gerçekleştirilen sayımın EC50 değerleri	64
3.9 Florimetre ile gerçekleştirilen ölçümleri EC50 değerleri.	64
3.10 0,01 g sedimentin ekstrakt uygulamasının inhibisyon değerleri.....	65

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

3.11	0,1 g sedimentin ekstrakt uygulamasının inhibisyon değerleri.....	65
3.12	1 g sedimentin ekstrakt uygulamasının inhibisyon değerleri.....	66
3.13	0,01 g sedimentin elutrat uygulamasının inhibisyon değerleri	66
3.14	0,1 g sedimentin elutrat uygulamasının inhibisyon değerleri	67
3.15	1 g sedimentin elutrat uygulamasının inhibisyon değerleri	67
3.16	0,01 g sedimentin doğrudan uygulamasının inhibisyon değerleri.	68
3.17	0,1 g sedimentin doğrudan uygulamasının inhibisyon değerleri.	68
3.18	1 g sedimentin doğrudan uygulamasının inhibisyon değerleri.	69

TABLOLAR DİZİNİ

<u>Tablo</u>	<u>Sayfa</u>
1.1 1950-2015 yılları arasında Ege Denizi'nde fitoplanktonlar ile ilgili yapılan araştırmalar.....	19
2.1 Örnekleme yapılan istasyonlar ve koordinatları	25
2.2 F/2 ortamının içeriği.....	31
2.3 İz element solüsyonu içeriği	32
2.4 Vitamin solüsyonu içeriği	32
3.1 Sediment pH, tuzluluk ve total organik karbon içerikleri	35
3.2 İstasyon 1 tane boyu analizi.....	36
3.3 İstasyon 2 tane boyu analizi	36
3.4 İstasyon 3 tane boyu analizi	37
3.5 İstasyon 4 tane boyu analizi	37
3.6 İstasyon 5 tane boyu analizi	38
3.7 İstasyon 6 tane boyu analizi	38
3.8 İstasyon 7 tane boyu analizi	39
3.9 İstasyon 8 tane boyu analizi	39
3.10 İstasyon 9 tane boyu analizi	40
3.11 İstasyon 10 tane boyu analizi	40

TABLOLAR DİZİNİ (devam)

3.12İstasyon 11 tane boyu analizi	41
3.13İstasyon 12 tane boyu analizi	41
3.14İzmir İç Körfez Sediment Örneklerinin Ağır Metal İçerikleri	44
3.15Sediment kalite kriterlerine göre ağır metal verileri	46
3.16Sediment kalite kriterlerine göre ortalama ağır metal verileri	46
3.17a Ağır metal seviyeleri ve zenginleşme faktörü	47
3.17b Zenginleşme faktörü kriterleri	47
3.18a Metallerin hesaplanan Igeo indeks değerleri.....	48
3.18b Igeo indeks kriterleri	48
3.19a Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 1).....	49
3.19b Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 2).....	50
3.19c Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 3).....	50
3.19d Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 4).....	51

TABLOLAR DİZİNİ (devam)

3.19e Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 5).....	52
3.19f Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 6).....	52
3.19g Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 7).....	53
3.19h Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 8).....	53
3.19i Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 9).....	54
3.19j Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 10).....	54
3.19k Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 11).....	55
3.19l Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 12).....	55
3.20a Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	

TABLOLAR DİZİNİ (devam)

yüzdesi (ist 1)	56
3.20b Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 2)	57
3.20c Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 3)	57
3.20d Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 4)	58
3.20e Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 5)	58
3.20f Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 6)	59
3.20g Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 7)	60
3.20h Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 8)	60
3.20i Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon	
yüzdesi (ist 9)	61

TABLÖLAR DİZİNİ (devam)

3.20j Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 10)	61
3.20k Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 11)	62
3.20l Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 12)	62
3.21 EC50 Değerleri	63

1. GİRİŞ

İnsanlık, var olma sürecinin başlangıcından beri sürekli olarak hem bulunduğu çevreden etkilenmiş hem de bulunduğu çevreyi değiştirmiştir. Bu durumun çevrede yarattığı olumsuz etkiler insanlığın başlangıç tarihiyle bir tutulsa da küresel ölçekte evrensel bir sorun olarak algılanması ancak 1750'lerden, yani sanayi devriminden sonra gerçekleşmiştir (Yazgan, 2010).

Sanayi tipi üretim tarzına dayalı olarak, doğal kaynakların aşırı tüketimi ve hammaddenin ürüne dönüştürülmesi çevreyi olumsuz yönde etkilemektedir. Dünya çapındaki çevre sorunlarından olan endüstriyel ve evsel atıklar teknolojinin yan ürünü olarak ortaya çıkmakta ve zorunlu olarak çevreye geri iade edilmektedir. Bu süreç de "kirleticiler" olarak adlandırılan atıkları gündemimize getirmektedir. Sanayi tipi üretimin enerji kaynaklarını yoğun olarak kullanması ile ortaya çıkardığı atıklar, çeşitli yollarla (doğrudan ve dolaylı) sucul ortama ulaşmakta ve ortam içerisindeki biyotayı olumsuz yönde etkileyerek besin zinciri vasıtasıyla insanlara geri döndürmektedir (Jagadeesan, 2004; Yazgan, 2010).

1.1 Sucul Ortamda Kirliliğin Önemi

Küresel ekosistemin vazgeçilmez bir parçası olan su, 1.4 milyar km³'lük alanıyla yeryüvarı yüzeyinin ¾'ünü örtmektedir. Bu suyun 1,365 milyon km³'ünü (%97,5) tuzlu su kaynakları, 35 milyon km³'ünü (%2,5) ise tatlı su kaynakları oluşturmaktadır. Yeryüzündeki tatlı suların %97'si ise yeraltı sularından oluşmaktadır (USİAD, 2007). Son yüz yılda dünya nüfusu üç kat artarken, su kaynakları üzerindeki talep yedi kat artmış, 1940 yılında dünyadaki toplam su tüketimi yılda 1000 km³ civarındayken, 1960 yılında bu tüketim ikiye katlanıp ve 1990 yılına gelindiğinde ise 4.130 km³'e kadar ulaşmıştır. Yeryüzündeki su kaynaklarının yaklaşık %1'i insanlar tarafından kullanılabilir durumdayken, dünya genelinde sağlıklı suya erişen nüfusun toplam nüfusa oranı %82'dir. Bu oran sanayileşmiş ülkelerde %99, gelişmekte olan ülkelerde %66, Afrika'da %38, Asya ve Pasifik'te %63, Latin Amerika-Karaipler ile Kuzey Afrika ve Orta Doğu'da %77, Türkiye'de ise %93'tür (USİAD 2007).

Suya olan talebin artması, su kaynaklarının kirlenmesi ve kötü yönetilmesi, suyu giderek daha da kıt bir kaynak haline getirmektedir. Suyun yerküre üzerindeki eşitsiz dağılımı da bu koşullara eklendiğinde su yönetimi çağımızın en önemli

problemlerinden biri haline gelmektedir. Su kirliliği dünya çapında önemli bir sorun olup, su ile ilişkili hastalıklardan yılda 7 milyon kişi hayatını kaybetmektedir (USİAD 2007).

Denizlerdeki kirlilik seviyesi ise akıntıların yavaş olduğu kapalı deniz, körfez ve koylarda daha belirgin olarak gözlemlenebilmektedir. Örneğin İzmir Körfezi'nin fauna ve florasında iç körfezden dış körfeze doğru belirgin değişimlerin olduğu saptanmış, kirliliğe dayanıklı türlerin çoğalırken diğer türlerin azaldığı hatta tamamen yok olduğu gözlemlenmiştir (Geldiay ve Kocataş, 1973; Uysal, 1975; Kocataş, 1987).

1.2 Sucul Ortamda Ağır Metal Kirliliği

Metaller, bir asit içindeki hidrojeni (H^+) değiştirerek tuz oluşturabilen, hidroksil (OH^-) radikali ile birleştirildiğinde ise baz oluşturabilen elementler olarak tanımlanmaktadır (Buynevich, 2016). Ağır metaller ise yoğunluğu 2.9 g/cm^3 üzerinde olan metalleri içermektedir. Ağır metaller, organizmalar için hem esansiyel hem de esansiyel olmayan özellikte olabilmektedirler (Murray et al., 2009).

Esansiyel olmayan metaller dakika seviyelerinde ve nanomolar konsantrasyonlarda toksik özellik gösterebilirken, esansiyel olanlar (mikrobesinler) sadece metabolik olanı aştıklarında toksik etki sergilemektedirler. Ağır metaller, sediment ve biyotada yoğun, daha az seviyelerde ise su kolonunda bulunabilmektedirler.

1.2.1 Civa (Hg)

Civanın ortaya çıkmasında tarım sektörü, kağıt endüstrisi, plastik, pil, boya sanayi, kömür ve petrol gibi fosil yakıtlar, madencilik faaliyetleri, çelik, çimento üretimi gibi pek çok etken vardır. (Akhan, 2014). En tehlikeli bileşiği dimetil civanın az bir miktarı bile ölümcüldür. Diğer bir bileşiklerinden metilciva plasentayı direkt geçebilir ve oldukça toksiktir. Besin zincirinde üst trofik seviyelere birikerek çıkabilen civa bu sebeple Amerikan Yiyecek ve İlaç İdaresi (FDA) bazı balıkların (kılıç balığı, köpek balığı, uskumru, tuna) hamilelik süresince kullanımına dikkat edilmesi konusunda uyarmaktadır. Civa, kadmiyum ve kurşun çok toksik element listesinde olmasına rağmen, bakır ve çinkonun fazla miktarda

bulunması durumunda kadmiyumun civadan daha tehlikeli olabileceği ifade edilmistir (Bryan, 1984).

Ağır metallerin çoğu canlı dokularda bulunurken yani biyoakümülyasyon özelliği gösterirken, civa (Hg) biyomagnifikasyon özellik göstermekte yani besin zincirinin her bir trofik seviyesinde birikim miktarını daha da arttırarak ilerlemektedir. Bunun nedeni ise civanın metabolik süreçlerin bir sonucu olarak organometallere (karbon içeren bileşikler) dönüşebilmesidir. Molekülün organik kısmı nedeniyle, bir organometal, aktif bir metabolik işlem gerçekleştirmek yerine lipid tabakasını geçme eğilimindedir, bu sebeple diğer kirleticilerden farklı olarak daha sonradan atılmak yerine alıkonurlar ve bir sonraki trofik seviyeye geçmiş olurlar. Organociva bileşikler özellikle toksiktir. Bazı organoarsenikler toksikken, diğerleri nispeten zararsızdır – örneğin, inorganik metabolizması, trimetilsine gelince onu daha az toksik hale getirir (Reimer et al., 2010).

Molekülün organik kısmı sebebi ile organometaller aktif bir metabolik süreç geçirmek yerine tüm hücre zarlarını oluşturan lipid tabakayı pasif bir şekilde geçmeyi tercih etmektedir. Bu durum da atılmak yerine depolanıp bir sonraki trofik seviyeye geçmelerine neden olmaktadır. Organocivalar diğerleri arasında en toksik etki gösterenlerdir (Reimer et al., 2010).

1.2.2 Kurşun (Pb)

Biyosfere insan faaliyetlerine bağlı olarak önemli oranda yayılan kurşun, günümüzden 4000-5000 yıl öncesinde, antik uygarlıklar tarafından gümüş üretimi esnasında yan ürün olarak keşfedilmiş ve tarih boyunca kurşun üretimi ve kullanımı giderek artış göstermiştir. Kurşun insan faaliyetleri ile ekolojik sisteme en önemli zararı veren ilk metal olma özelliği taşımaktadır.

Kurşun atmosfere metal veya bileşik olarak yayıldığından ve her durumda toksik özellik taşıdığından çevresel kirlilik yaratan en önemli ağır metaldir. Saf metal olarak kurşun borularda, tellerde; alaşım ve inorganik bileşik olarak akümülatör levhaları, boyalar ve insektisit üretiminde, organik bileşik olarak ise plastik yapımında ve motor benzini içerisinde kullanılmaktadır.

Dokularda birikme özelliği gösteren kurşunun alglerin büyümesini de inhibe ettiği önceki çalışmalarda gözlemlenmiştir. Kurşun ile kontamine olmuş balıkların

tüketilmesiyle uzun sürede saturnizm hastalığı oluşmaktadır (Egemen ve Sunlu, 1996).

1.2.3 Çinko (Zn)

Çinko doğada diğer metallerle (Pb, Cu, Cd, Fe) birlikte sülfat halinde bulunur (Ohnesorge and Wilhelm, 1991). Çevrede hemen hemen her yerde bulunan çinko, esansiyel bir metaldir. Galvanize bakır boru veya plastik boru ile temas sonucu sudaki içeriğinin arttığı gözlemlenmiştir. Denizel canlılar için fazla miktarda maruziyetinde toksik etki gösterir. Çinko oranı fazla olan deniz mahsüllerinin çok tüketilmesi insanlarda da zararlı etkiler ortaya çıkarmaktadır.

1.2.4 Kadmiyum (Cd)

İnsanlar, hayvanlar ve bitkiler için gerekli bir element olmayan kadmiyum, yüksek dozda toksik etkiye neden olabilmektedir. Kadmiyum boya ve kaplamalarda, plastiklerde ve pillerde kullanılmaktadır. Ayrıca motor yağlarında ve tekerleklerde de bulunmaktadır (Stoeppler, 1991; Egemen ve Sunlu, 1996).

Kadmiyum akciğer, böbrek ve dokularda birikme özelliği gösterdiği gibi kronik zehirlenmelere de sebep olabilmektedir. Kurşun ve diğer ağır metallerde olduğu gibi enzim aktivitelerini durdurma etkisine sahiptir. Kadmiyum çinko ile beraber bulunduğundan üretimi çinkonun üretimine bağlıdır. Kadmiyumun çinko ve bakır varlığında daha da toksik etki gösterdiği bilimsel araştırmalarla kanıtlanmıştır.

1.2.5 Krom (Cr)

Deniz suyunda bulunan Kromun özellikle Cr^{+3} yapısındaki formu genellikle sedimente çöker ve burada birikir. Bunun sebebi suda çözünürlüğünün az olması ve sudaki diğer partiküller tarafından absorbe edilmesi veya suda çözünmediği oranda canlı organizmaların bünyesine geçmesidir (Groot, 1976).

Krom canlıların gelişimi için gerekli metallerden olsa da fazlalığında organizmalara zarar verdiği önceki çalışmalarda kanıtlanmıştır. Özellikle Cr^{+6} yapısındaki formu oksitlenme özelliğine sahip olduğundan ve biyolojik membranlardan kolayca geçebildiğinden Cr^{+3} 'e göre daha toksik etkiye sahiptir (NAS, 1974; Langard, 2013).

Kromun memelilerde hepatotoksik, nephrotoksik, mutajenik, teratojenik ve karsinojenik etkiler yarattığı gözlemlenmiştir (Chorvatovicova, 1987).

1.2.6 Bakır (Cu)

Bakır, bazı enzimlerin (tirosinoz, askorbik asit oksidaz, urisaz, monominoksidaz) yapısında bulunduğundan ve bazı aminoasitlerin transferini katalizlediğinden farklı toksik süreçlerde rol oynayabilmektedir.

Tüm organizmalar için gerekli bir element olan bakır metalloproteinlerin yapısında da bulunmaktadır. Besin zincirinde üst trofik seviyelere kadar çıkabile bakır yüksek konsantrasyonlarda akut ve kronik zehirlenmelere yol açabilmektedir. Bakırın fotosentez sürecinde de bir göreve sahiptir.

Yapılan araştırmalar, bakırın plastosiyanin olarak adlandırılan kloroplast proteininin bir bileşeni olduğunu ortaya koymuştur. Plastosiyanin, fotosentezin iki fotokimyasal sistemini birbirine bağlayan elektron taşıma zincirinin bir bölümünü oluşturmaktadır (Opak ve Basaran, 1994).

1.2.7 Mangane (Mn)

Demir, bakır ve çinko gibi mangane da kirletici bir metal olmasına karşın organizmaların yaşamsal faaliyetleri için gereklidir. Fotosistem II'deki kompleksler ve fotosentezin yan ürünlerinin detoksifikasyonu için temel bir bileşen olan mangane, fotosentez yapan tüm canlılar için gereklidir.

Bakır ve çinko ağır metallerinin varlığında, mangane alımında düşüş olduğu yapılan çalışmalarda gözlemlenmiştir (Sunda and Huntsman 1983; 1996).

Mangane demir-çelik, kimya endüstrisi, suni gübre, cam, pil, seramik, çimento, boya, petrokimya ve elektronik endüstrisinde de kullanılmaktadır (MTA, 2020).

1.3 Sucul Ortamda Ağır Metal Kirliliğinin Önemi

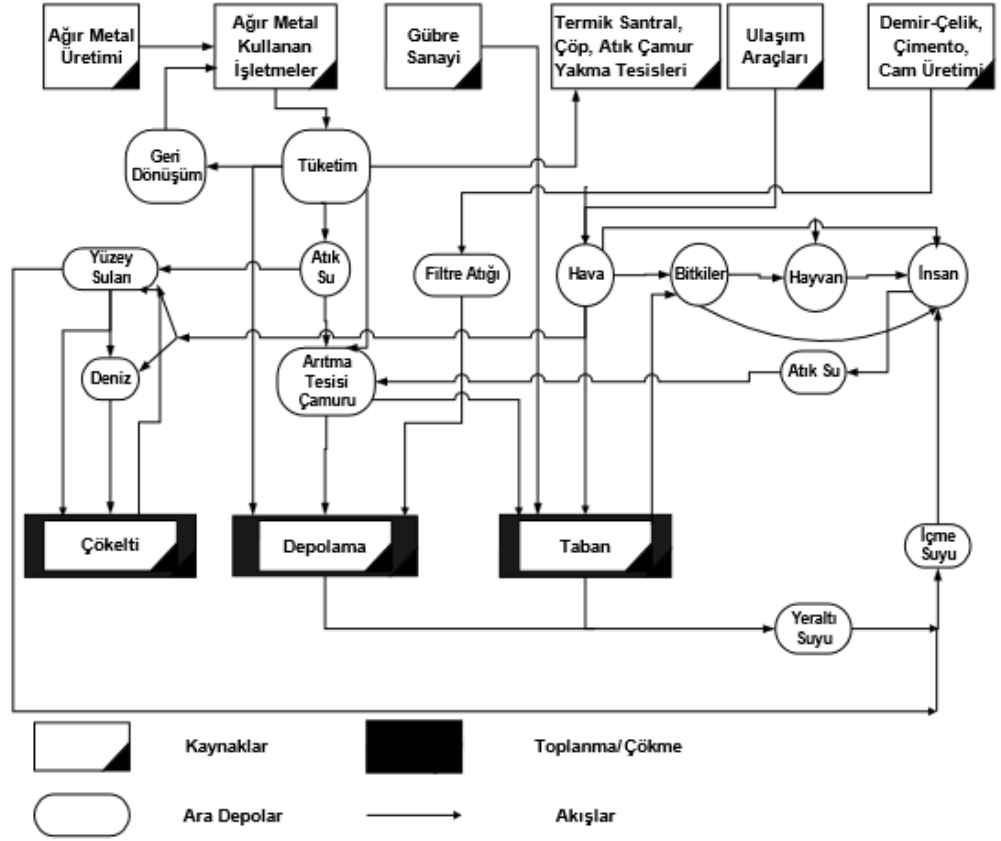
Denizel organizmaların maruz kaldıkları toksik metal seviyelerine karşı nörolojik, sindirim, üreme ve solunum bozuklukları, doku iltihabı ve dejenerasyonu, gelişimsel anormallikler dahil olmak üzere pek çok yönde olumsuz

cevap oluşturduğu birçok çalışmada kanıtlanmıştır. Beslenme davranışındaki değişiklikler ile büyüme inhibisyonu ise oldukça yaygın olarak gözlemlenen sonuçlardır. Geçiş metalleri (bakır, kobalt, demir, mangan), metaloidler (arsenik, kadminyum, kurşun, civa, selenyum ve kalay) ve özellikle de organometaller (metilciva, organic kalay, kurşun alkil) canlılar üzerinde toksik etki gösterebilmektedir (Kennish, 1997; Kennish, 1998; Kennish et al., 2008).

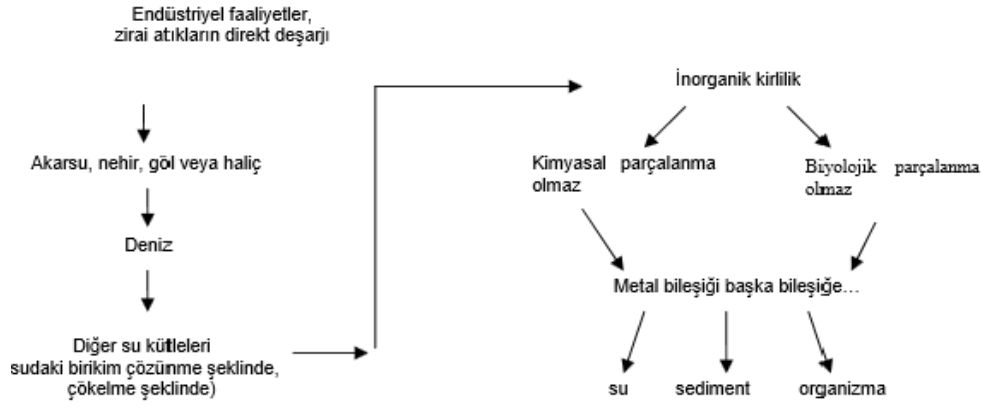
Metaller sucul sistemlerde kalıcı olduklarından organizmalarda biyoakmle olma ya da biyomagnifikasyon özellik gösterme eğilimindedirler. Bu sebeple deniz ürünleri tüketen canlıların sağlığını etkileyebilmektedirler. Özellikle civanın biyomagnifikasyon özelliği ile besin zincirinde en st seviyelere kadar çıkıp insanlarda yüksek seviyede toksik etki gösterdiği gözlemlenmiştir.

1.4 Ağır Metallerin Sucul Sisteme Geçiş Yolları

Her gün; doğrudan veya dolaylı yollardan maruz kaldığımız çok fazla sayı ve çeşitteki kimyasallar, sürekli olarak çeşitli aşamalardan geçerek sucul ortamlara ulaşmaktadır (şekil 1.1). Taşıyıcı ve çözücü özelliklerinden dolayı çevreye verilen kimyasalların yayılmasını ve besin zincirine geçişini kolaylaştıran su, ağır metaller de dahil birçok kimyasal maddenin sucul ekosistemlerde birikerek yüksek derişimlere ulaşmasına sebebiyet vermektedir (Kennish, 1998).



Sucul ekosistemlerde endüstriyel faaliyetler (örneğin madencilik, döküm işlemleri, rafine etme işlemleri ve elektrokaplama işlemleri), fosil yakıtlar, çöp depolama alanlarından gelen sızıntıları, nakliye, marinalar ve kül bertaraf etme işlemleri gibi birçok potansiyel metal kaynağı vardır (Şekil 1.2). Bunların taşınımı ise nehir deşarjları, yeraltı suyu girdileri ve atmosferik birikim ile gerçekleşmektedir, bu da su ve sediment kalitesini değiştirmektedir (Kennish et al., 2008).



Şekil 1.2 Metalin su ortamında izlediği yol (Taylan ve Özkoç, 2007)

Ağır metallerin sucul ortamlara taşınmasında etkili olan doğal kaynaklar şu şekilde sıralanmaktadır (Egemen, 1999):

1. Erozyon sonucu ağır metallerin nehirlerle kıyısal bölgelere taşınımı,
2. Deniz dibi volkanik faaliyetler sonucu,
3. Karasal volkanik faaliyetler, orman yangınları, fosil yakıtların yanmasıyla,
4. Jeolojik ayrışma ve asınma,
5. Madenlerin çıkarılması ve işlenmesi sonucu,
6. Endüstriyel kökenli atıklardan,
7. Tarımsal aktiviteler sonucu oluşan metal girişleri,
8. Özel kaynaklar,
9. Çok kaynaklı etkiler.

Antropojenik stres faktörleri ise, sucul sistemin ekolojik dengesini bozan insan kaynaklı faktörlerdir. Bu faktörler kimyasal ve biyolojik (örneğin, besin zenginleştirilmesi, kimyasal kirleticiler ve patojenler) yönden habitata etki edebildiği gibi fiziksel (örneğin, kıyı şeridi sertleşmesi, lagün yapısı, tarama ve taranmış malzeme bertarafı) yönden hasarlara da neden olabilmektedirler. Antropojenik

kaynaklı kirlilik biyotik komüniteleri değiştirir ve çoklu stres faktörleri (Örn. Aşırı avlanma, tanıtılan / istilacı türler, insan tarafından değiştirilmiş hidrolojik rejimler ve iklim değişikliği) oluştururlar. Sonuç olarak insan faaliyetleri, sucul sistemin yapısını, işlevini ve ekolojik sağlığını önemli ölçüde etkilemektedir.

Ağır metal kirliliğine neden olan ve yaygın olarak görülen kirletici kaynaklar:

1. Madencilik faaliyetleri sonucu oluşan katı ve sıvı atıklar,
2. Endüstriyel katı ve sıvı atıklar,
3. Yerleşim alanlarından ortama verilen katı ve sıvı atıklar,
4. Tarımsal atıklar ve gübreler,
5. Fosil yakıtlar olarak sıralanabilir.

Metaller genellikle organik moleküllerle işbirliği yapar ve proteinlerle bağlantılıdır. Metal kirlenmesi, organik kirlenmeler gibi kimyasal ve biyolojik yollarla parçalanmazlar, bir metal bileşiği başka bir metal bileşiğine dönüşür. Dönüşme ne olursa olsun metal iyonu kaybolmaz. Ağır metal birikimleri suda, sedimentte ve canlıda gözlemlenebilir (Rainbow, 1995).

1.5 Sucul Ekosistemlerde Primer Üreticiler ve Önemi

Algler, tüm sucul ekosistemlerin besin ağının temelini oluşturan canlılardır. Fitoplanktonlardan kaynaklanan birincil üretimin yaklaşık 20×10^9 ton/yıl olduğu ve bu üretimin %25'inin Diatom tarafından sağlandığı tahmin edilmektedir (Lalli and Parsons, 1993).

Oksijen üretiminin yarısından sorumlu olan deniz mikroalgleri (Gibson et al., 1990, Stefels and van Baekel, 1993), çift kabuklu yumuşakçaların tüm büyüme aşamaları, zooplanktonlar (rotiferler, kopepodlar, artemialar) bazı kabuklular ve balık türlerinin larva aşamaları için ana besin kaynağıdır.

Bir alg türünün besin değeri şekline, boyuna, sindirilebilirliğine ve toksisitesine bağlı olarak değişebilmektedir. Bununla birlikte, besin zincirinin diğer trofik seviyelerine aktarılan besinin kalitesindeki en temel belirleyici, alglerin

biyokimyasal bileşimidir (yağ asitleri, steroller, amino asitler, mineral ve vitaminler) (Brown and Miller, 1992).

Fitoplanktonların maruz kaldığı stres faktörleri ise biyokimyasal bileşimi direkt olarak etkilediğinden, çevrede bulunan ve maruz kaldıkları ağır metallerin konsantrasyonu bu canlılar için oldukça önem taşımaktadır. Bu konsantrasyon, metal iyonlarını doğrudan depolayan şelatörlerin etkisiyle ve hücrenin metallerin toksik etkilerini azaltmasına izin veren savunma mekanizmalarının uyarılmasıyla ortaya çıkabilmektedir (Pinto et al., 2003). Fotosentez inhibisyonunun kirleticilerin toksik etkilerini hızla yansıtan güvenilir bir gösterge olduğu daha önce yapılan çalışmalarda kanıtlanmıştır (Overnell, 1976).

1.6 İzmir İç Körfez’indeki Kirlilik ve Kaynakları

1960’lı yıllardan itibaren hızla kirlenen İç Körfez, Büyük Kanal Projesi ile devreye giren arıtma tesisi öncesinde Akdeniz’deki kirliliğin en yoğun olduğu bölgelerden biri olmuştur. Bölgede biriken organik maddeler, hidrokarbonlar, metal ve patojen organizmalar estetik ve sağlık açısından yüksek derecede tehdit oluşturmaktaydı. Su kalitesini etkileyen bu temel kirleticilerin %50’si sanayi atıklarından, %15’i yüzey sularından, %10’u nehirlerden, %10’u tarımsal kaynaklardan ve %15’i diğer sebeplerden kaynaklanmaktaydı. İlk değerlendirmede Körfez’in alıcı ortamı şehrin doğu ve kuzey bölgesindeki yoğun sanayileşme ve nüfusun hızla artması ile birlikte endüstriyel ve evsel atıkları ön plana çıkarsa da, Körfez’in ekolojik durumunu belirleyen bir çok doğal ve insan kaynaklı madde atıkları bulunmaktadır. İzmir Büyükşehir Belediyesi (İBB) 2012 Final Raporu’nda bu kaynaklar aşağıdaki gibi sıralanmıştır:

- a) Körfez çevresinde yaşayan nüfusun yarattığı evsel atıksulardan kaynaklanan yükler,
- b) İzmir ili ve çevresinde yerleşik endüstri kuruluşlarının atıksularının getirdiği yükler,
- c) Körfeze ulaşan dereler ve Gediz Nehri’nin getirdiği yükler,
- d) Kentsel alana ve Körfez’in toplama havzasına düşen yağışların getirdiği yükler,

- e) Körfez'in su toplama havzasındaki tarımsal etkinlikler sonucunda oluşan yüzey ve drenaj sularının getirdiği tarımsal mücadele ilaçları, yapay ve doğal gübre yükleri,
- f) Liman ve marina faaliyetleri ile deniz trafiğinden kaynaklanan yükler,
- g) Atmosferden Körfez yüzeyine gelen yükler,
- h) Taban sedimentlerinden su sütununa geçen yükler,
- i) Açık denizle olan madde alışverişi (İBB Final Raporu, 2012).

Yukarıda ilk iki maddede belirtilen evsel ve endüstriyel kirleticilerin önlemini almak adına, Körfez'e akmakta olan sanayi atıklarının tamamı, evsel atıkların ise %70'ini arıtılarak, Çiğli civarından Orta Körfez'e verilmesi sağlamaktadır. Büyük Kanal Projesi kapsamında 2000 yılı itibari ile devreye giren bu Arıtma sistemi; Azot (N) ve Fosfor (P) gibi besin elementlerinin de arıtılabildiği biyolojik bir sisteme sahiptir (İBB, 2016).

İzmir Körfezi, geçtiğimiz 30-35 yıl içinde çok sayıda bilimsel araştırmaya konu olmuştur. Söz konusu araştırmalar deniz bilimlerinin hemen her dalında (fiziksel, kimyasal, biyolojik, jeolojik oşinografi, deniz ekolojisi, uydu oşinografisi, kıyı alanları yönetimi vb.) yapılmıştır (Küçüksezgin, 1996; 2001; Küçüksezgin et al., 2006; Sayın, 2003; Duman et al., 2004; Bergin et al., 2006; Konaş et al., 2004).

İzmir Körfezi'nde İBB'nin desteğiyle, DEÜ Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Enstitüsü'nün koordinatörlüğünde, EÜ Su Ürünleri Fakültesi ile ortaklaşa izleme çalışmaları yürütülmüştür. Bu izleme çalışmaları, Körfez'deki aşırı üretkenliğin (ötrofikasyon) ne derece önemli olduğunu ve besin elementi konsantrasyonlarının Dış Körfez'den Orta ve İç Körfez'e doğru arttığını, bu durumun da karasal girdilerden kaynaklandığını açıkça göstermiştir. 2000 yılı başında Büyük Kanal Arıtma Tesisi'nin devreye girmesinden sonra Orta ve İç Körfez'de fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişiklikler söz konusu olmuştur.

1.7 Önceki Çalışmalar

Son yıllarda sucul ekosistem üzerine kimyasal kirliliğin etkilerini belirlemek adına çok sayıda çalışma yapılmaktadır (Soto-Jimenez et al., 2003; Perugini et al.,

2004; Pitarch et al., 2007). Ekosistemlerin sağlığı üzerine yapılan bu çalışmaların amacı, kirliliğin canlılarda meydana getirdiği etkileri araştırmak ve verdiği zararı ortaya koymak, bu zararın azaltılması yönünde çareler aramak ve gelecekte populusyonlar yok olmadan önce gerekli önlemleri alabilmek adına veriler toplamaktır (Hoffman et al., 2003).

1997-2007 yılları arasında İzmir Körfezi'nde yapılan ve sedimentteki civa (Hg), kadmiyum (Cd), krom (Cr), kurşun (Pb), bakır (Cu) ve inko (Zn) konsantrasyonları ölçülmüş, metal seviyelerinde büyük bir değişim görülmemiştir. Dış ve Orta Körfez'de ölçülen değerler genellikle Akdeniz Background değer seviyesinde kalırken İ Körfez'de Hg, Pb, Cr, Cu ve Zn Akdeniz'de verilen zemin (background) seviyelerinin üstünde sonuçlar bulunmuştur (Whitehead et al., 1985).

2009 yılında toplanmış sediment örneklerinde yapılan krom (Cr), mangan (Mn), kurşun (Pb), inko (Zn), bakır (Cu) ve arsenik (As) lmlerinde metallerin daha çok antropojenik kaynaklardan geldiği ifade edilmektedir. USEPA'nın Sayısal Sediment Kalite Yönergesi'ne göre İzmir İ Körfez'ini genellikle Cu, As, Ni, Cr, Pb ile ağır Zn ile orta derecede kirliliğ olduğu görülmüştür (Atalar et al., 2013).

İzmir İ Körfezi'ne akan derelerin de kirlilik yükü taşıdığı bilinmektedir. Bu derelerden alınan sediment örneklerinin yapılan biyodenemeler sonucu toksik etki göstererek *P. lividus* embriyolarında, gelişim bozukluğu frekanslarında önemli artışlara neden olmuştur (Oral et al., 2007).

2016 yılında İzmir Belediyesi için yapılan bir izleme çalışmasında da, i körfezden alınan sediment örneklerinin içerdiği Cd/Al ve Hg/Al oranının genel background referans aralığının altında olduğu görülmüş, diğer metallerin bu oranın üzerinde olduğu ve antropojenik bir girdinin varlığından söz edilebileceği vurgulanmıştır. Antropojenik kaynaklı Cr, Cu, Zn ve Pb değerlerinin toksik olma durumu çeşitli kriterler göz önüne alınarak Cr içeriği (141,45-162,15 mg/kg k.a) tüm kalite kriterlerinin üzerinde olduğu görülmektedir (İBB Final Raporu, 2016).

İzmir İ Körfezinde gerçekleştirilen bir çalışmada mevcut ağır metalleri etkileyen jeokimyasal faktörler, kontaminasyon durumları ve bu metallerin dağılımları araştırılmıştır. Araştırma sonucunda, Pb, Zn, Cr ve Cd metallerinin organik madde tarafından yüksek derecede, Fe metalinin ise daha düşük derecede kontrol edildiği gözlemlenmiş, Pb'nin ise organik karbonun yanısıra karbonat ve Mn tarafından da kontrol edildiği gözlemlenmiştir. Cr ve Cd'yi kontrol eden diğer

faktörlerin su kolonundaki uptake yoluyla chl-a ve bunu takiben sedimantasyon olduğu ortaya konulmuştur. Yine Cu ve Hg metallerinde ise başlıca chl-a tarafından kontrol edildiği gözlemlenmiştir. Çalışmada ayrıca İzmir İç Körfezi yüzey sedimentlerindeki birikimin Pb, Hg, Cd ve Zn tarafından baskın olduğu; Mn, Cu, Cr ve Fe açısından ise daha az etkilendiği bulunmuştur. Araştırmada ağır metal kontaminasyonunun yayılımı ve derecesinin tane boyu, organik karbon, karbonat ve klorofil-a gibi sedimentolojik parametrelerle önemli bir şekilde etkilendiği sonucuna varılmıştır (Ozkan, 2012).

İspanya sahil bölgelerindeki deniz sedimentlerinde 15 istasyonda ağır metal dağılımları incelenmiş ve yapılan çalışmada sahil boyunca Tinto ve Odiel nehirlerinin denize giriş yaptığı 35 km'lik geniş bir alanın yüksek oranda Zn, Cu, Pb ve Cd konsantrasyonları içerdiği tespit edilmiştir. Çalışmada Zn metali, değişen çevre koşullarına bağlı olarak kolayca ve hızlı olarak deniz suyuna geçebilen, mobilitesi en yüksek element olarak tespit edilmiştir (Morillo et al., 2004).

Yemen'de Aden Limanı yüzey sedimentinde yapılan bir çalışmada Pb, Cr, Zn ve Co konsantrasyonları uluslararası standartların üstünde, Cu, Ni, Mn konsantrasyonlarının ise normal seviyelerde olduğu sonucuna varmıştır (Nasr et al., 2006).

1997 yılında Ege Denizi'nin doğusunda yapılan bir çalışmada 46 istasyondan toplanan sediment örneklerinde ağır metal içerikleri incelenmiş ve bölge diğer kirlenmemiş deniz sedimentleri ile karşılaştırıldığında birikimin çoğunlukla doğal seviyelerde ya da doğal seviyeye yakın olarak belirlenmiştir. Meriç nehri ağzından ve İzmir Körfezi'nden alınan sediment örneklerinde ise Cu, Zn ve Hg konsantrasyonlarının kirli olarak bilinen bölgelerdeki konsantrasyonlara daha yakın olduğu belirlenmiş ve metallerin kaynağının sanayi merkezleri ve kentsel faaliyetler olduğunu tespit edilmiştir (Ergin ve Yemencioğlu, 1997)

Gediz Nehri ve deltasından toplanan sediment örneklerinde Cd, Ni, Pb, Cu, Co, As ve Cr metalleri üzerinden kirliliğin boyutu incelenmiştir. Çalışma sonucunda, Cu, As, Co, Cd, Pb ve Ni metalleri için risk oluşturacak bir kirliliğin olmadığı belirlenmiştir. Bölgede arıtma tesisi olmasına rağmen özellikle deri sanayinin atık sularının döküldüğü istasyonlarda ise yüksek Cr konsantrasyonlarının olduğu belirlenmiştir (Parlak et al., 2006).

İzmir Körfezi'nde yapılan bir çalışmada alınan yüzey sedimentlerinde Cu, As, Co, Cr, P, V, Pb, Zn ve Ti gibi ağır metallerce zenginleşme olduğu tespit edilmiştir. Gediz Nehri'nin güncel ağzının güney kesimlerinde görülen ve Cr, Pb, Cu ve Zn gibi ağır metallerle belirlenen zenginleşmenin Gediz Nehri'nin drenaj alanındaki sanayi etkisini yansıttığı belirtilmiştir (Atalar et al., 2013).

İzmit Körfezi'nde yapılan bir çalışmada çalışmada, sediment örnekleri İzmit Körfezi'nin ana deşarjlarının ağızlarından alınmış ve organik karbon ve Cd, Al, As, Pb, Hg ve Cu metal konsantrasyonlarına bakılmıştır. Denemede elutrate yöntem kullanılarak sedimentlerin toksisitesi, *Phaeodactylum tricornutum* biyo-analizleri ile belirlenmiştir. Sonuçlar, körfezin iç bölgelerinden toplanan çökeltilerin Cd, Hg ve As ağır metalleri açısından taban sediment limit değerlerinin üzerine çıktığını göstermiştir (Tolun et al., 2001).

İzmir İç Körfez sedimentinin canlı yaşamı için uygun olmadığını gösteren bir çalışmada, İzmir Körfezi'nden, kirliliğin gözlemlendiği 7 istasyondan (Alsancak Liman, Alaybey Tersane, Karşıyaka, Bostanlı İskele, Göztepe, Konak, Pasaport İskele) toplanmış ve yapılan çalışmalarda MN (mikronukleus) frekansının, tersane atıklarının bulunduğu ve kirliliğin yoğun olduğu Alaybey tersanede yüksek miktarda olduğu tespit edilmiştir (Arslan et al., 2010).

2019 yılında Homa Lagünü'nde yapılan bir çalışmada ağır metallere maruz kalan midyeler incelenmiş, CAT, SOD, GPx, ve AChE biyoişaretçilerinin ortamdaki ağır metal konsantrasyonları ile ilişkili olduğu tespit edilmiştir (Uluturhan et al., 2019).

İzmir Körfezi'nde yapılan bir araştırmada diatom ve dinofalgellatların dağılımı incelemiş ve mikropkanktondaki değişimlerin ortamı nasıl etkilediği araştırılmıştır. Bu araştırmanın sonucuna göre evsel ve endüstriyel atıklarla iç körfeze gelen su kütlelerinin bu canlı gruplarını etkilediği tespit edilmiştir (Koray, 2001).

Desmodesmus (= *Scenedesmus*) *subspicatus* ile Nif Çayı'nda yapılan bir araştırmada, kısa süreli fitotoksik etkinin belirlenmesi amacı ile standart test protokolü (OECD 201 Algal Büyüme İnhibisyonu) uygulanmış, dere suları ve sediment örneklerinin *D. subspicatus*'un büyümesi üzerine etkisi belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, su örneklerinin algal büyümeyi teşvik etmesine rağmen

sediment örneklerinin tüm istasyonlarda ve konsantrasyonlarda büyümeyi kısıtladığı gözlenmiştir (Katalay vd., 2012).

İzmir Körfezi'nde fitoplanktonlarla ilgili yapılan ilk araştırma Numann (1955) tarafından gerçekleştirilmiştir. Balık kırılması sebebiyle yapılan çalışmada organik madde içeren atıkların körfeze dökülmemesi konusu üzerinde durulmuştur. Yine İzmir Körfezi'nde red-tide patlamaları üzerine yapılan birçok çalışmada Fe seviyesindeki değişimlerin fitoplankton patlamalarını tetikleyebileceği üzerinde durulmuştur (Acara and Nalbandoğlu, 1960; Buyukisik et al., 1994; Koray, 1984, 1990a; Koray and Buyukisik, 1988). Ayrıca İzmir Körfezi'nin deniz trafiğinin olduğu liman kısmında fazla biyolojik aktivite oluşması sonucu oksijen tüketimindeki değişiklikler, bunun nedenleri ve sonuçları rapor edilmiştir (Büyükisik and Koray, 1984).

İzmir Körfezi'nin kirlenmiş bölgelerinde mikrop planktonik tür zenginliğinin ve Shannon-Weiner çeşitlilik indekslerinin ortamdaki nütrientlerinden olumsuz yönde etkilendiği tespit edilmiştir (Koray and Büyükisik, 1987).

İzmir Körfezi'nin mikrop planktonunda meydana gelen değişimlerde ortam faktörlerinin rolünün araştırıldığı bir çalışmada, Ege Denizi'nden gelen oligotrofik suların Güzelyalı-Eski Gediz Ağzı hattının barısında daima etkin olduğu, doğusunda ise ötrofik karakterli suların bu su kitlesi ile periyodik bir şekilde karışarak planktonların aşırı üremesi için uygun bir ortam oluşturdukları belirlenmiştir (Koray, 1985).

1992 yılında yapılan bir çalışmada, sıcaklık, ışık ve besleyici elementlerin varlığının birincil üretim üzerindeki etkisi çalışılmış ve fitoplankton biyomasının üreme dönemi boyunca fosfat, nitrat, ışık ve sıcaklık artışına bağlı olarak arttığının belirlenmesinin yanısıra tür süksesyonunun da silikat kontrolünde olduğu sonucuna varılmıştır (Koray ve Büyükisik, 1992).

Fitoplankton topluluklarındaki değişimleri belirlemek amacı ile diversite indekslerinin karşılaştırdığı bir çalışmada, kirli bölgelerin belirlenmesinde diatom diversitesinin kullanılmasının, dinoflagellat ya da toplam fitoplankton diversite indekslerinin kullanılmasından daha güvenilir sonuçlar verebileceği tespit edilmiştir (Koray, 1987b). Başka bir çalışmada ise İzmir Körfezi'ndeki kirlenmiş bölgelerdeki diatom yoğunluğunu belirlemek amacı ile nütrient tabanlı çoklu

regresyon modeli geliştirilmiş ve yoğunluğun %70 başarı oranı ile tahmini gerçekleştirilmiştir (Koray, 1988a, 1990a).

İzmir Körfezi'nin liman bölgesinde yapılan bir çalışmada evsel atıklardan kaynaklanan yüksek besleyici tuz konsantrasyonlarına karşı diatomlardan *P. tricornutum* türünün aşırı üreme gösterebileceği rapor edilmiştir (Koray, 1985).

1992 yılında yapılan bir çalışmada, sıcaklık, ışık ve besleyici elementlerin varlığının birincil üretim üzerindeki etkisi çalışılmış ve fitoplankton biyomasının üreme dönemi boyunca fosfat, nitrat, ışık ve sıcaklık artışına bağlı olarak arttığı belirlenmesinin yanısıra tür süksesyonunun da silikat kontrolünde olduğu sonucuna varılmıştır (Koray ve Büyükkısı, 1992).

İzmir Körfezi'nde yapılan deniz suyu analizlerinde Fe, Cu ve Zn seviyeleri maksimuma ulaştıkça planktonların üremesinin de desteklendiği ve Fe, Cu ve Zn içeren planktonların yüzeyden yaklaşık 4 m derinlikte bulunduğu tespit edilmiştir (Parlak et al., 1994a).

İzmir Körfezi'ne akan dereler üzerinde yapılan bir çalışmada dere suyuna maruz bırakılan algler gözlemlenmiş ve kontrol grubuna göre rizoid içeren birey sayısında, rizoid sayısında ve rizoid uzunluklarında önemli düşüşler kaydedilmiştir (Parlak et al., 1994b).

1995 yılında yapılan bir çalışmada İzmir Körfezi'ne akan Manda, Melez, Laka, Bostanlı, Bornova ve Gediz'den toplanan sediment örneklerinde *S. typhimurium* türü kullanılarak Ames mutajenite testi yapılmış, testte TA98 ve TA100 suşları ile çalışılmıştır. Çalışma sonuçlarına göre körfezin iç kısımlarına akan nehirlerin kirlilik yüklerine bağlı olarak mutajeniteye neden olduğu ve iç, orta ve dış körfezdeki sonuçlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olduğu tespit edilmiştir (Boyacıoğlu and Parlak, 2001).

İzmir Körfezi'ndeki kantitatif fitoplankton dağılımları, pigment maddeleri (klorofil a ve feopigment) ve partikül organik karbon arasındaki ilişkilerin incelendiği bir çalışmada, bu değişkenlerin ortam faktörleri ve özellikle besleyici elementler ile olan etkileşimleri araştırılmıştır. Çalışmanın sonucunda özellikle iç körfezde fitoplankton patlamalarına bağlı olarak besin tuzu değerlerinin düşük ve klorofil a, feopigment, partikül organik karbon değerlerinin yüksek olduğu belirlenmiştir. İç körfezde klorofil-a'nın maksimum değeri 178.75 mg/m³ olarak

bulunmuştur. Bu dönemde *Skeletonema costatum*, *Euglena viridis*, *Eutreptia sp.*, *Prorocentrum micans*, *P. tries tinum*, *Protoperdinium minutum* türlerinin yaygın olduğu görülmüştür. İç körfezde daha çok red-tide'a yol açan tek tür baskınlıkları görülmüştür (Metin, 1995).

Ocak 1998-Ocak 1999 döneminde İzmir Körfezi'ndeki mikrop plankton türlerinin kalitatif ve kantitatif dağılımları ile ilgili yapılan bir çalışmada bu dağılımı etkileyen çevresel faktörler, türler ve fiziko-kimyasal parametreler arasındaki ilişkiler incelenmiştir. Mevsimsel olarak yapılan horizontal ve vertikal çekimlerin incelenmesi sonucunda Cyanophyceae, Dinophyceae, Dictyochophyceae, Bacillariophyceae ve Ciliata sınıflarına ait toplam 211 mikrop plankton türü saptanmıştır. Çalışmaya göre, tür çeşitliliği ve hücre yoğunluğu bakımından Dinophyceae ve Bacillariophyceae sınıfları diğer sınıflara oranla daha baskın olarak kaydedilmiştir. Çalışmada ayrıca sıcaklık, tuzluluk, yoğunluk, nitrat ve nitrit azotu, orto fosfat fosforu, silisyum ile klorofil-a analizleri de yapılmıştır. Denemelerin sonucunda İzmir Körfezi'nin en sıcak kesimi olan İç Körfez'de özellikle karasal kökenli girişlerin olmasından dolayı fitoplankton hücre yoğunluğunda artışlar gözlenmiştir ve su sirkülasyonunun körfezin diğer bölgelerinden daha düşük olması sebebiyle bu kesimde ötrofikasyon görüldüğü rapor edilmiştir (Çolak, 2000).

İzmir Körfezi mikrop planktonunun dağılımına kirliliğin etkisinin incelendiği bir çalışmada, İzmir Körfezi'nin en sıcak kesimi olan iç körfezde, özellikle karasal kökenli girişlerden kaynaklandığı düşünülen fitoplankton hücre sayılarında artışlar olduğu saptanmış, su sirkülasyonunun körfezin diğer bölgelerinden daha düşük olması sebebiyle ötrofikasyon görüldüğünü bildirmişlerdir (Çolak-Sabancı ve Koray, 2001).

Denizel sistemlerde demirin biyolojik rolünün araştırıldığı bir çalışmada, İzmir Körfezi'nin farklı istasyonlarından, farklı mevsimlerde yüzey suları alınmış ve fitoplankton yoğunlukları ölçülmüştür. Biyolojik, fiziksel ve kimyasal değişkenlerle birlikte ele alınan çalışmada, özellikle iç ve orta körfezin sıcak sularında demir konsantrasyonunun, dış körfeze oranla oldukça yüksek seviyelerde ölçüldüğü ve bu Fe girdisinin sedimentten kaynaklandığını rapor etmişlerdir (Öztürk et. al, 2003).

Fitoplanktonların denizlerde aşırı üremesinin balık ve balıkçılığa etkilerinin araştırıldığı bir çalışmada, İzmir Körfezi'nden alınan örnekler incelenmiş,

insanlarda ve balıklardaki etki dereceleri hakkında bilgi verilmiştir (Koray ve Cihangir, 2002).

1999, 2000, 2001 yıllarının karşılaştırıldığı bir çalışmada İzmir iç, orta, dış körfezde tür çeşitliliği incelenmiş ve atık su arıtma tesisinden sonra tür çeşitliliğinde önemli ölçüde pozitif yönde bir artışın olduğu belirlenmiştir (Çolak-Sabancı ve Koray, 2005).

İzmir Körfezi'nde 2003-2004 yılları arasında istasyonlarda fitoplankton kompozisyonu ve buna etki eden fiziko-kimyasal faktörler incelenmiş, araştırma sonucunda, Cyanophyceae, Dinophyceae, Dictyochophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Eubryozoa ve Ciliata sınıfı olmak üzere 7 alg sınıfına ait 155 fitoplankton türü saptanmış olup, Dinophyceae ve Bacillariophyceae sınıflarının tür çeşitliliği ve hücre yoğunluğu bakımından diğer sınıflara oranla daha baskın olduğu gözlenmiştir. Yapılan ölçümlerin sonuçlarına göre, evsel ve endüstriyel atıkların girişlerine maruz kalan Meles ve Yat Limanı istasyonlarında besleyici element konsantrasyonlarının Çiğli istasyonunda saptanan değerlerden daha yüksek olduğu, limitleyici elementin ise azot olduğu gözlenmiştir. Çalışmada ayrıca İzmir İç Körfezi'nde sürdürülen Büyük Kanal Projesi'nin fitoplankton toplulukları üzerine olan etkisi de incelenmiş ve deniz suyunun ışık geçirgenliğinin büyük ölçüde artmış olduğu gözlenmiştir (Garip, 2006).

1950 yılından 2015 yılına kadar Ege Denizi'nde fitoplankton üzerine yapılmış olan bazı çalışmalar, yapıldığı yıl ve yıllara göre olan çalışma sayılarına göre Tablo 1.1'de verilmiştir.

Tablo 1.1 1950-2015 yılları arasında Ege Denizi'nde fitoplanktonlar ile ilgili yapılan araştırmalar.

Yıllar	Araştırma Sayısı	Yapılan Araştırmalar
1950-1960	2	Numann, 1955; Acara and Nalbandoğlu, 1960
1961-1970	2	Ergen, 1967; Geldiay and Ergen, 1968
1971-1980	3	Gokalp, 1972; Ober, 1972; Geldiay and Uysal, 1978
1981-1990	24	Gokpınar and Koray, 1983; Kideys et al., 1988; Koray and Gokpınar, 1983; Koray and Ozel, 1983a, 1983b; Buyukisik and Koray, 1984; Koray, 1984; Kocatas et al., 1984, 1986; Kocatas, 1987; Koray and Buyukisik, 1986, 1987; Koray, 1987a, 1987b, 1987c, 1988a, 1988b, 1988c; Koray and Buyukisik, 1987, 1988; Koray, 1990a, 1990b, 1990c; Koray et al., 1990
1991-2000	26	Koray, 1991, 1992a, 1992b, 1994, 1995; Koray et al., 1992a, 1992b, 1994, 1996, 1999a, 1999b; Koray and Buyukisik, 1992; Buyukisik et al., 1994, 1997; Parlak et al., 1994b; Koray and Kesici, 1994; Koray et al., 1996; Bizsel et al., 1997; Olcum and Gokpınar, 1997; Buyukisik et al., 1997; Metin ve Cirik, 1999; Koray et al., 1999a, 1999b; Balkis, 2000
≥2001	28	Balkis and Koray, 2001; Koray et al., 2001; Bargu et al., 2002; Koray, 2001, 2002a, 2002b; Koray and Cihangir, 2002; Bizsel and Bizsel, 2002; Koray and Colak-Sabancı, 2001, 2003; Colak-Sabancı and Koray, 2005; Koray et al., 2007; Balkis, 2005, 2008, 2009; Balkis and Balci, 2009; Turkoglu et al., 2004; Turkoglu, 2007; Aktan, 2011; Altug et al., 2011; Ciftci, 2011; Aglac and Balkis, 2014; Guresen and Aktan, 2014; Tas, 2014; Yurga, 2015

Liza saliens ve *Solea vulgaris*'in hepatic sitokrom P4501A ve 7-etoksresorufin O-deetilaz (EROD) enzimleri biyomarker olarak kullanılmıştır. Çalışma sonucuna göre İzmir Körfezi'nin iç ve orta kısımlarında alınan örneklerde yüksek enzim aktivitelerinin gözlemlendiği ve yüksek oranda PAH ve PCB kirliliği olduğu rapor edilmiştir (Arinc and Sen, 1999).

Tuzla, Bostanlı, İnciraltı, Urla ve Çeşme kıyılarından toplanan *Gobius niger*'in beyaz kan hücrelerinin (lökosit, WBC), kırmızı kan hücreleri (eritrosit, RBC), hemoglobin, hematokrit ve ortalama hamoglobin konsantrasyonunun (MHCH) ölçüldüğü bir çalışmada bazı histopatolojik değişimlerin olduğu gözlemlenmiştir. Çevre kirliliği nedeni ile olgunlaşmamış kırmızı kan hücrelerinde ve dejenere olmuş kırmızı kan hücrelerinde belirgin artış gözlemlenmiştir (Katalay and Parlak, 2002).

İzmir Körfezi'nden toplanan midye ve balık örneklerinin mutajenik potansiyele sahip olup olmadığının araştırıldığı bir çalışmada, balık örneklerinin karaciğer ve kas dokuları ile midyenin yumuşak dokularında mutajenite Ames testi yapılarak belirlenmiştir. Çalışma sonucuna göre özellikle Alsancak Liman bölgesinin mutajenik olarak kirlendiği rapor edildi (Boyacioglu et al., 2011).

İzmir Körfezi'nden toplanan *Gobius niger*'in eritrosit ve solungaçları ile *Mytilus galloprovincialis*'in hemolenfinde DNA hasarının tespiti belirlemek amacı ile yapılan bir çalışmada mikronukleus testi gerçekleştirilmiştir. Araştırma için kullanılan örnekler İzmir İç Körfezi'nin daha önceden kirli olduğu bilinen bölgelerinden (Alsancak İskele, Alaybey, Karşıyaka, Bostanlı İskele, Göztepe, Konak, Pasaport İskeles) alınmıştır. Yapılan analiz sonuçlarına göre kirliliğin arttığı bölgelere doğru gidildikçe mikronukleus ve binukleus frekanslarında da artış olduğu rapor edilmiştir (Arslan et al., 2010).

İzmir'e dökülen Manda, Melez, Laka, Arap, Bostanlı ve Bornova akıntılarının olduğu bölgelerden toplanan sediment örneklerinde, s.typhimurium türü sanlı kullanılarak TA98 ve TA100 suşlarında Ames Testi gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonuçlarına göre, İzmir İç körfez'e akan akıntıların zayıf bir mutajenite ancak yüksek toksik etki gösterdiği belirtilmiştir (Boyacioglu ve ark., 2002).

Nif Çayı'ndaki 7 istasyon ve Gediz Nehri'ndeki 1 istasyondan alınan su ve sediment örneklerinde, TA98 ve TA100 *Salmonella typhimurium* suşları kullanılarak Ames testi uygulanan bir çalışmada mutajenik potansiyeller incelenmiştir. Sediment numunelerinin ekstraktlarının 5 farklı konsntrasyonda analiz edildiği çalışmada sonuçlar zayıf mutajenite ya da güçlü mutajenite gösterirken; su örneklerinde mutajenite olmadığı rapor edilmiştir. Bu sonuçlar Nif Çayı'na deşarj edilen kompleks kirleticilerin suda değil sedimentte birikim gösterdiğini ve yağda çözünen kirleticiler olduğunu kanıtlar niteliktedir (Boyacioglu et al., 2008).

Nif Çayı'nda yapılan başka bir çalışmada toplanan su ve sediment örneklerini değerlendirmek amacı ile embriyotoksisite testi uygulanmış, test canlısı olarak deniz kestanesi *P.lividus* kullanılmıştır. 0,001, 0,01 ve 0,1 seyretme ile gerçekleştirilen testlerde, tüm su ve sediment örneklerinin toksik olduğu sonucuna varılmıştır (Arslan et al., 2009).

İzmir Körfezi'nde evsel atıkların fitoplankton gelişimi ve süksesyonu üzerine etkilerini belirlemek amacı ile yapılan bir çalışmada, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$, klorofil-a, partikül organik karbon, feopigment konsantrasyonları ölçülmüş ve nütrient konsantrasyonları yüksek olarak tespit edilmiştir. Araştırma süresince silikatın ortama girişinden dolayı diatom türlerinin daha baskın olduğu belirlenmiştir (Gençay and Büyükkışık, 2004)

2000-2015 yılları arasında İzmir Körfezi'nde yürütülen bir çalışmada Atık Su Arıtma Tesisinin fitoplankton, özellikle de diatom çeşitliliği üzerine olumlu etkiler gösterdiğini belirtilmiştir (Yurga, 2015).

Cu, Cd, Pb ve Zn ağır metallerine maruz bırakılan *Halophila ovalis* türüne ait klorofil a ölçümlerinde olumsuz yönde değişim olduğu gözlemlenmiştir. Uygulanan farklı konsantrasyonlarda akut toksisite etkisi gösteren canlıda Cu ve Zn ağır metalleri Pb ve Zn ağır metallerine göre daha toksik etki göstermiştir (Ralph and Buchett, 1998).

Phaedactylum tricornutum türünün çeşitli konsantrasyonlarda bakıra maruz bırakıldığı bir çalışmada, tüm konsantrasyonlarda büyümede inhibisyon etkisi görülmüş, 0.10 mg/L Cu konsantrasyonunda ise hücre yoğunluğunun %50 azaldığı gözlemlenmiştir (Cid et al.,1995).

Görüleceği gibi, denizlerin taban kısmını kaplayan sediment tabakası, sucul ortamdaki kirliliğin geçmişini anlamak ve gelecekteki durumu hakkında yorum yapabilmek için uygun belirleyicilerdir (Atgin et al., 2000). Birçok zararlı toksik maddenin çeşitli taşınım şekilleri ile (doğrudan katı/sıvı deşarjı, karadan drenaj, atmosferik çökeltiler, gemicilik faaliyetleri v.s) sediment, içinde depolandığı bilinmektedir.

Kalıcı organik kirleticiler, ağır metaller ve diğer kirleticiler sediment içinde birikebildiği gibi ve çeşitli bio-jeo kimyasal prosesler ile tekrar su kolonuna geçebilmektedir. Bu kirleticiler mikroorganizmalar, sucul fauna ve flora tarafından

biriktirilebilmekte ve besin zinciri yoluyla en üst tüketici olan insana kadar ulaşmaktadır (Mucha et al., 2003). Bu kirleticilerin biyolojik olarak alınabilirliğini ve toksik olma kapasitesini etkileyen, indirgenme/yükseltgenme durumu, sediment tane büyüklüğü, organik madde içeriği, tuzluluk ve pH gibi fizikokimyasal özellikleridir.

Sediment kirliliğinin değerlendirilmesinde Zenginleşme Faktörü (EF) hesaplamalarından da yararlanılmaktadır. EF hesaplaması için normalleştirici olarak görev alan iki ana elementten biri, yani Alüminyum (Al) ya da demir (Fe) kullanılarak kirliliğin kaynağının antropojenik olup olmadığı belirlenmektedir. Zenginleşme Faktörü hesaplamalarında normalleştirici olarak kullanılan demir günlük hayatta en çok kullanılan metallerden biridir. Alaşımı olan çelik ile birlikte inşaat sektörü, metalurji ve makina endüstrilerinde sınırsız bir kullanım alanına sahiptir. En az toksik etkiye sahip ağır metal olarak Kabul edilen demir, alyuvarların yapısında bulunan hemoglobinin fonksiyonel bir parçası olduğundan oldukça önemlidir ve solunum sisteminde önemli bir göreve sahiptir (Güler ve Çobanoğlu, 1994). Yüksek demir konsantrasyonu ise pH'ın düşmesine neden olup balıklara zehir etkisi yapmaktadır. Bunun yanı sıra demir hidroksit ise solungaçları tıkararak ölüme sebebiyet vermektedir (Kaplan, 2010). Pb fazlalığı ise demir emilimini inhibe etmektedir. Sedimentlerde normalizasyon için kullanılan en yaygın element ise alüminyumdur. Bunun nedeni, ince taneli sedimentlerin ana mineral grubu olan alüminosilikatları temsil etmesidir (Herut and Sandler, 2006). Alüminyum kil minerallerinin yapısal unsurlarından bir tanesi olduğundan bu tür çalışmalar için zenginleşme faktörünün hesaplanmasında temel değer olarak araştırmacılar tarafından geniş kabul gören bir uygulamadır (Balls et al., 1997).

Sucul ortamlarda sediment kalitesinin izlenmesi genellikle kimyasal analizler ile yapılmaktadır. Kirletici maddelerin ölçümü, kirli çevresel örneklerin toksik olma potansiyelini ortaya koyabilmek için her zaman yeterli olmamakla birlikte bütün potansiyel toksik maddeleri belirlemek ve ölçmek de mümkün olmamaktadır.

Toksik maddelerin biyolojik olarak alınabilirliği ve birlikte etkileri (sinerjistik, antagonistik) olduğu göz önünde bulundurulduğunda kimyasal analiz sonucu elde edilen değerler her zaman ekotoksikolojik etkiyle paralel olmamaktadır. Bu nedenle sediment kalite yönergeleri bütün parametreleri göz önünde bulundurmakta eşik değer/ tolere edilen değer (TEL/PEL)'leri de kapsamaktadır. Sediment kirliliğinin ekolojik etkisini belirleyebilmek için sediment toksisite biyodenemeleri önerilmektedir (Long and Chapman, 1985). Çeşitli

sediment fraksiyonları elutrate, organik ekstrakt ve doğrudan uygulama yoluyla testler yapılmaktadır (Vethaak et al., 2016; Hong et al., 2016).

Çevresel zarar, pahalı olmayan tarama testleri ile kontaminasyonun boyutu belirlenerek saptanabilir. Basit ve tekrarlanabilir olan kısa süreli testler daha çok önem taşımaktadır. Bu testlerin en önemli avantajı, organizmalar üzerinde toksisiteyi etkileyen bütün çevresel değişkenlerin (çözünürlük, pH, antagonistik veya sinerjistik olma) ve kompleks karışımların birlikte etkilerini gösteren biyolojik tepkiyi ortaya koymalarıdır.

Sucul ortamlardaki kirliliğin etkilerini belirlemek amacı ile yapılan biyodeneme çalışmalarında, besin zincirinin ilk basamağını oluşturan algler biyolojik indikatörler olarak sıklıkla kullanılmaktadırlar (Wong and Beaver, 1980; Khan and Saifullah, 1986).

Uzun süre evsel, endüstriyel kirlilik yükü alan İzmir Körfezi ve özellikle İzmir İç Körfez kısmının sedimentinde depolanan kirleticilerin belirlenmesi için çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmalar, İç Körfez sedimentinin çeşitli toksik kirletici maddeler ile kirlendiğini göstermektedir. Bu tez projesi kapsamında, İzmir İç Körfezi sedimentinin içerdiği kirletici maddeler kimyasal olarak saptanarak geçmiş yıllardaki veriler ile karşılaştırılmış ve bir trend belirlenmiştir. Ayrıca, ekotoksikolojik yönden sedimentin toksik olma durumunu belirlemek amacı ile OECD 201 algal büyüme inhibisyon testi uygulanmıştır. Bu yolla besin zincirinin birinci basamağını oluşturan primer üreticiler olan fitoplankton büyümesi üzerine etkisi sedimentlerin toksik olma derecesi belirlenmiştir. Birincil üreticilerin ekosistem içindeki önemi nedeniyle, etkilenmiş birincil üretimin etkilenmiş bir ekosistem anlamına gelmesi bize daha doğru yorum yapma olanağı sağlamıştır.

2. GEREÇ VE YÖNTEM

2.1 İzmir Körfezi

İzmir Körfezi, Türkiye'nin Ege Denizi kıyısında yer almakta ve 38°25'–38°42' kuzey enlemleri ile 29°25'–27°10' doğu boylamları arasında bulunmaktadır. Toplam uzunluğu 64 km olup yaklaşık 500 m² yüzey alanına sahiptir.

İzmir Körfezi'nin Karaburun Yarımadası ile Gediz Deltası arasında bulunan Kuzeybatı-Güneydoğu doğrultusundaki kısım “Dış Körfez” olarak adlandırılırken, Dış Körfez'in bitişinden itibaren Yenikale Feneri'ne kadar olan bölüm “Orta Körfez” ve Fener'den sonraki kısım ise “İç Körfez” olarak adlandırılmaktadır (Şekil 2.1).



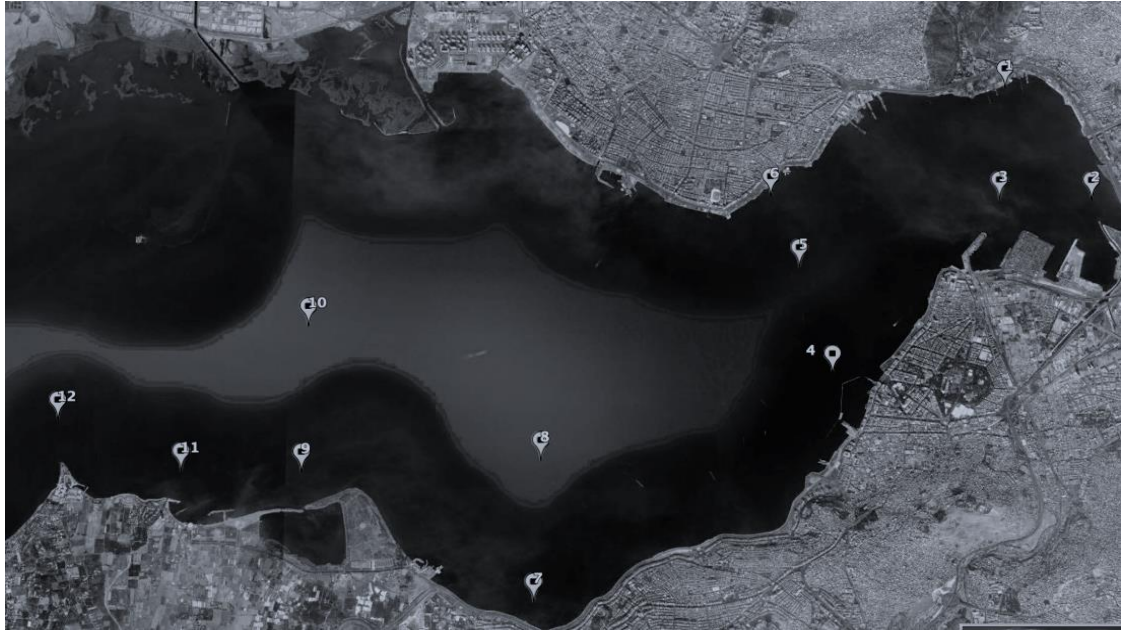
Şekil 2.1 İzmir Körfezi ve bölümleri

İzmir ilinin yer aldığı İç Körfez'in kuzey kesimleri Karşıyaka'nın batısına dökülen Gediz Nehri'nin taşıdığı alüvyonların birikmesi sonucu bir dönem sığlaşıp İzmir Limanı'nı dolma tehlikesi ile karşı karşıya getirdiğinden, 1886 yılında bu nehrin yatağı değiştirilip, Dış Körfez'e kanalize edilmiştir. Böylece gittikçe sığlaşan İç Körfez'in dolma riski kısmen de olsa önlenmiştir. Körfez'in en geniş ve derin kısmını Dış Körfez oluştururken, İç ve Orta Körfez'de derinlik doğudan batıya doğru giderek artmaktadır. İç Körfez'in en derin yeri ise 21 m civarında olan orta kısmıdır.

Çalışmamızda, örneklemeler İzmir İç Körfez'in 12 istasyonunda yapılmış, istasyonlar daha önceden yapılmış olan araştırmalarda belirlenen kirli bölgeler baz alınarak seçilmiştir. Bu istasyonlar sırası ile Turan Karayolları İskele Önü, Melez Alsancak Liman Önü, Turan Arena Önü, Konak İskele Önü, Pasaport Önleri, Karşıyaka Nikah Salonu, Göztepe, İç Körfezin Orta Bölümü, Çakal Burnu, Mavikent, İnciraltı ve Yenikale olarak belirlenmiştir (Tablo 2.1) (Şekil 2.2).

Tablo 2.1 Örneklemeye yapılan istasyonlar ve koordinatları

İstasyon No	İstasyon İsim	Koordinatlar
1	Turan Karayolları İskele Önü	38 27' 59" N - 27 09' 10" E
2	Melez Alsancak Liman Önü	38 27' 05" N - 27 09 53" E
3	Turan Arena Önü	38 27' 16" N - 27 08' 04" E
4	Konak İskele Önü	38 25' 46" N - 27 07' 36" E
5	Pasaport Önleri	38 26' 38" N - 27 07' 20" E
6	Karşıyaka Nikah Salonu	38 26' 412" N - 27 06 35" E
7	Göztepe	38 24' 40" N - 27 05' 25" E
8	İç Körfezin Orta Bölümü	38 25' 46" N - 27 05' 43" E
9	Çakal Burnu	38 25' 19" N - 27 03' 52" E
10	Mavikent	38 26' 36" N - 27 03' 40" E
11	İnciraltı	38 25' 11" N - 27 02' 22" E
12	Yenikale	38 25' 09" N - 27 01' 19" E



Şekil 2.2 Çalışma yapılan istasyonlar

2.2 Sediment

Sedimentler sucul sistemlerdeki kirletici maddelerin birikim yerleri olduğundan hem bentik hem de pelajik sucul organizmalar, yani sucul ekosistemler üzerinde olumsuz etkilere neden olabilmektedir.

Kirletici maddeler sucul yaşam üzerine doğrudan etkide bulunabildiği gibi dolaylı yoldan biyoakümülyasyon ile besin zincirinde de etkili bir rol oynayabilmektedir (USEPA, 1994). Sedimentlerdeki kirletici maddelerin konsantrasyonu, su kolonuna oranla daha fazla olabildiğinden su kalitesi ölçümleri, sediment kalitesinin ölçümlerinden oldukça farklıdır (USEPA, 1994). Bir kirleticinin oluşturacağı hasar sedimentin jeokimyası, pH ve oksijen konsantrasyonu dahil olmak üzere yerel çevresel değişkenlere bağlı olarak değişebilmektedir.

Ağır metaller su kaynaklarına, endüstriyel atıklar veya asit yağmurlarının toprağı ve dolayısı ile bileşiminde bulunan ağır metalleri çözmesi ve çözünen ağır metallerin ırmak, göl ve yeraltı sularına ulaşmasıyla geçerler. Sulara taşınan ağır metaller aşırı derecede seyrelir ve kısmen karbonat, sülfat, sülfür olarak katı bileşik oluşturarak su tabanına çöker ve bu bölgede zenginleşirler. Bu sebeple çalışmamızda belirlenen 12 istasyonun yüzey sediment örnekleri Van Veen Grap yardımı ile yüzeyden 2 cm olacak şekilde toplanmış ve İzmir İç Körfezi'nin sedimentinde Kurşun (Pb), Çinko (Zn), Kadmiyum (Cd), Krom (Cr), Bakır (Cu), Civa (Hg), Mangan (Mn), Demir (Fe) ve Alüminyum (Al) ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Böylece hem kimyasal yönden birikim belirlenmiş hem de biyotest çalışmaları ile araştırma desteklenmiştir.

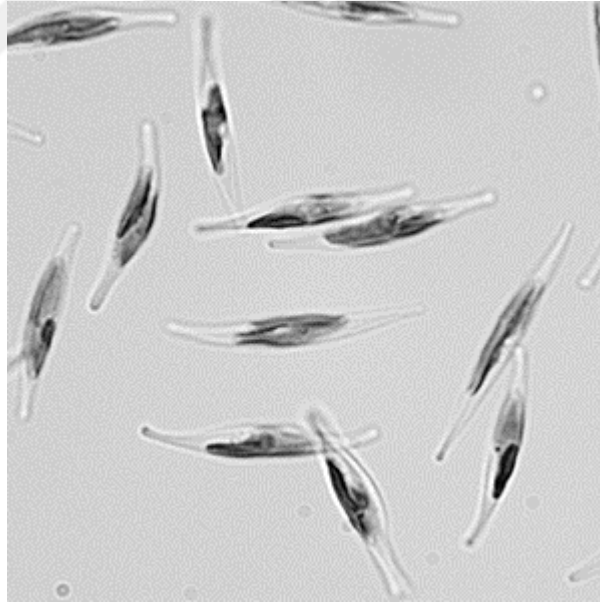
2.3 *Phaeodactylum tricornutum*

Empire: Eukaryota
 Kingdom: Chromista
 Phylum: Bacillariophyta
 Class: Bacillariophyta
 Order: Bacillariophyta
 Family: Phaeodactylaceae
 Genus: Phaeodactylum

 Species: Tricornutum

Phaeodactylum tricornutum Phaeodactylum cinsine ait olan tek türdür. *P. tricornutum* kolaylıkla kültüre edilebildiğinden, çok yönlü incelenmiş bir deniz diatomudur. Oval, fusiform ya da üç ışın şeklinde görülen farklı fenotiplere sahiptir ve bu fenotipler kültür içerisinde zamanla bir formdan öteki forma geçiş şeklinde gözlemlenebilmektedir (Borowitzka and Volcani, 1978; Martino et al., 2007). Bu şekil değişikliğinin sebebi bilinmese de tüm hücre tiplerinde 13 nm genişliğinde yaklaşık olarak 10 adet silika şeritten oluşan organik bir hücre duvarı bulunmaktadır (Şekil 2.3). Düşük miktarda Si içerdiğinden diğer diatomlar gibi ortamda Si olmasına çok gerek duymamaktadır.

Phaeodactylum tricornutum genetik olarak incelenmiş ilk diatomdur (Zaslavskaya et al., 2001), genomu sekanslanmış ve açıklanmıştır (Bowler et al., 2008). *Phaeodactylum tricornutum*, balık yetiştiriciliğinde hem antioksidan hem de pigmenter olarak kullanılabilen karotenoid fucoxanthin'in (Ribeiro et al., 2017) gelecekteki potansiyel kaynağı olarak görülmektedir (Gómez-Loredo et al., 2016).



Şekil 2.3 *Phaeodactylum tricornutum* mikroskop görüntüsü

Çalışma alanı olan İzmir İç Körfezi'ndeki baskın diatom türlerinden biri olan *P. tricornutum* (Koray, 2001), morfolojisi ve genomu oldukça iyi bilinen bir tür olduğundan gerek alg ekolojisi (Bowler et al., 2008) gerek ağır metal maruziyetleri olsun, deniz ekosistemlerinde oldukça yaygın olarak kullanılan bir diatom test canlısıdır (Morelli et al., 2009; Deng et al., 2013).

2.4 Fizikokimyasal Parametrelerin Belirlenmesi ve Kimyasal Çalışmalar

2.4.1 Sediment temini

İzmir İç Körfez'den önceden belirlenmiş koordinatlardaki 12 istasyonlardan van-veen grab yardımıyla yüzeyden 2 cm kalınlığındaki kısımdan alınan sediment örnekleri, önceden temizlenmiş cam kaplar içine alınmıştır. Laboratuvara soğuk ortamda taşınan örnekler, kimyasal ve biyolojik deney için hazırlanmıştır.

2.4.2 Sedimentin sıcaklık, tuzluluk ve pH ölçümü

Deniz suyunun sıcaklık ve tuzluluk ölçümleri arazi çalışması sırasında ISOLAB marka (61602002) ölçüm cihazı ile ölçülmüştür. Alınan sediment örneklerinin pH ölçümleri ise laboratuvar ortamında gerçekleştirilmiştir. Her bir sedimentten 10 gr tartılıp 25 ml saf su eklenerek bu karışım 10 dk boyunca çalkalanmış ve süspansiyon 10 dk beletildikten sonra supernatant kısmının pH ölçümü gerçekleştirilmiştir.

2.4.3 Sedimentin tane boyu analizleri

Tane büyüklüğü analizleri gravimetrik yöntemle gerçekleştirilmiştir, ince partikül fraksiyonu ise yine yaş eleme sonrasında gravimetrik olarak belirlenmiştir.

2.4.4 Sedimentin total organik karbon içeriği

Total organik karbon (TOC) içeriğinin belirlenmesinde ise sediment örneklerinden 20-50 mg arası alınmış ve freeze-dry ile kurutulup Walkley-Black titrasyon yöntemi ile analiz gerçekleştirilmiştir. Bunun için örneklere 5 ml 0.4 N potasyum dikromat ve 10 ml konsantre sülfirik asit ilave edilerek çeker ocak altında 16 -18 saat süreyle yavaşça çalkalanıp, 100 ml triple-distile su ilave edilmiştir. Fazla dikromatın potensiyometrik olarak 0,2 N Demir amonyum sülfat ile geri titre edilmesi sağlanmıştır. 1 ml 0,2 N Demir amonyum sülfat 0,009807 gr $K_2Cr_2O_7$ veya 0.0006 g karbona eşdeğer olduğundan aşağıdaki formül ile organik karbon içeriği hesabı gerçekleştirilmiştir.

$$\text{Organik Karbon (\%)} = [(B-S) \times 0.0006] / m \times 100$$

B= Blankdeki kullanılan Fe solüsyonu sarfiyatı

S= Örnekteki Fe solüsyonu sarfiyatı

m= Örnek ağırlığı (gr) (Gelman et al. 2011)

2.4.5 Sedimentin total kükürt (S) içeriği (%)

Örneklerin Total Kükürt (S) içeriğinin belirlenmesinde, sedimentler ağır metal içerikleri ile birlikte S içeriği de analiz edilmek üzere ölçümlerinde akredite olmuş Bureau Veritas Mineral Laboratuvarına (Kanada) gönderilmiştir. Bu laboratuvar da HNO_3 -HCL asit yakma yöntemi kullanılarak çözülmüş örnekler ICP-MS ile S analizi % olarak tayin edilmiştir.

2.4.6 Sedimentin ağır metal içeriklerinin belirlenmesi

Örneklerin ağır metal ölçümlerinin gerçekleştirilmesi için sedimentler laboratuvar ortamına kadar soğuk ortamda taşınıp oda sıcaklığında kurutulmuş ve porselen havanda toz haline gelinceye kadar dövüldükten ve 63 μm göz açıklığı olan elekten geçirilmiş, sonrasında ise ağır metal ölçümlerinde akredite olmuş Bureau Veritas Mineral Laboratuvarına (Kanada) gönderilmiştir. Bu laboratuvar da HNO_3 -HCL asit yakma yöntemi kullanılarak çözülmüş örneklerin ICP-MS ile ağır metal içerikleri tayin edilmiştir.

2.4.7 Sedimentin biyodeneyler için hazırlanması

Sediment örneklerinin biyodeneyler için yapılan hazırlık aşamasında örnekler freeze-dry yöntemi ile kurutulmuş ve kurutulan örnekler 63 μm göz açıklığı olan elekten geçirilmiştir (Şekil 2.4).



Şekil 2.4 Freeze-dry yöntemi ile kurutulmuş sedimentler.

2.4.8 Sediment elutratlarının hazırlanması

Uygulanan elutrate yöntemi için elenmiş olan sediment örnekleri Othman (2017) da anlatıldığı şekilde elutratlar elde edilmiştir. Bunun için sediment 1:4 oranında deniz suyu ile 8 saat manyetik karıştırıcıda karıştırılarak resuspanse olma halinin taklidi sağlanmıştır. Sonrasında 8 saat dinlendirilen sediment örneklerinin su kısmı ayrılmış ve mikroorganizmalardan temizlemek için 1 μm ve takiben 0,2 μm filtreden geçirilip, elutrate deneme için alınmıştır. Elutrateler biyodeneme öncesi taze hazırlanıp kullanılmıştır.

2.4.9 Sediment ekstraktlarının hazırlanması

Biyodeneylerin ekstrakt aşamasında sedimentlerden 6 g alınıp freeze-dry olarak kurutulması sağlanmış ve 63 μm göz açıklığı olan elekten elenip, 20 ml diklorometan-hekzan (1:1) ile sonike edilip santrifujlenmiştir. Sonrasında alınan süpernatant, tekrar 20 ml diklorometan-aseton ile işlem tekrarlanmıştır. Toplanan çözgen karışım 45°C de uçurulup kalıntı 500 μl DMSO da çözülmüştür. Blank olarak sadece çözgen ve DMSO kullanılmış ve aynı prosedür izlenmiştir (Albaladejo et al., 2016).

2.4.10 Sedimentin doğrudan uygulanmasının hazırlığı

Sediment örneklerinin doğrudan uygulandığı aşamada örnekler freeze-dry yöntemi ile kurutulmuş ve kurutulan örnekler 63 μm göz açıklığı olan elekten geçirilip, canlıların bulunduğu ortama direkt olarak uygulanmıştır.

2.5 Biyolojik Çalışmalar

2.5.1 Saf kültürün çoğaltılması

Biyolojik çalışmalar için fitoplankton test canlısı olarak Uluslararası Standartlar Örgütü tarafından önerilen (ISO, 1995) *Phaeodactylum tricornutum* türü deniz algi kullanılmıştır. *P.tricornutum* yüzey sedimenti örneklerinde yapılan organik karbon, ve eser inorganik element (Cd, Al, As, Pb, Hg ve Cu) tayinleri (Tolun et al., 2001) gibi sediment toksisite testlerinde kullanımı yaygın olan bir türdür (Moreno-Garrido et al., 2007).

Saf kültürün çoğaltılması ve ortamı için temin edilen alg stoğunun ekimi, steril edilmiş (otoklav, 121°C 15 dk) doğal deniz suyuna yapılmış ve düzenli olarak F/2 ortamı ile zenginleştirilmiştir (Guillard and Ryther, 1962). Ortama ayrıca Silika (SiO_2 , 50µg/L), Nitrat (NO_3^- , 6 µg/L) ve Fosfat (PO_4 , 6 µg/L) eklenerek şelatör veya iz elementlerin sedimentte bulunan maddelerle etkileşime girme olasılığı engellenmiştir (Moreno-Garrido et al., 2003). Ortam sıcaklığı 20°C olarak sabit tutularak, aydınlanma soğuk-beyaz ışıkla (100 µmol photon/m²/s) gerçekleştirilmiştir. *P.tricornutum* kültürünün çalışma başlatılmadan önce 3 ay boyunca bu laboratuvar koşulları altında tutulması sağlanmıştır.

2.5.2 Saf kültürün ortamının (F/2) hazırlanması

F/2 deniz canlıları, özellikle de diatomlar için kullanılan zenginleştirilmiş bir tuzlu su ortamıdır. Başlangıçta, filtre edilmiş 950 ml doğal deniz suyu içerisine aşağıda belirtilen miktarlardaki bileşenler eklenir. Son hacim yine filtre edilmiş deniz suyu ile 1 L'ye tamamlanır (Tablo 2.2).

Tablo 2.2 F/2 ortamının içeriği

Bileşenler	Stok Solusyon	Miktar	Ortamdaki Son Molar Konsantrasyon
NaNO_3	75 g/L dH ₂ O	1 ml	8.82×10^{-4} M
$\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	5 g/L dH ₂ O	1 ml	3.62×10^{-5} M
$\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	30 g/L dH ₂ O	1 ml	1.06×10^{-4} M
İz Element Solusyonu		1 ml	---
Vitamin Solusyonu		0.5 ml	---

2.5.3 İz element solüsyonu

Başlangıçta, 950 ml dH₂O içerisine aşağıdaki bileşenler eklenir ve son hacim dH₂O ile 1 litreye tamamlanır. Otoklavlanır. Sterilizasyon filtrasyon işlemi ile yapılır. Stok buzdolabında saklanır (Tablo 2.3).

Tablo 2.3 İz element solüsyonu içeriği

Bileşenler	Stok Solusyon	Miktar	Ortamdaki Son Molar Konsantrasyon
FeCl₃ 6H₂O	---	3.15 g	1.17×10^{-5} M
Na₂EDTA 2H₂O	---	4.36 g	1.17×10^{-5} M
CuSO₄ 5H₂O	9.8 g/L dH ₂ O	1 ml	3.93×10^{-8} M
Na₂MoO₄ 2H₂O	6.3 g/L dH ₂ O	1 ml	2.60×10^{-8} M
ZnSO₄ 7H₂O	22.0 g/L dH ₂ O	1 ml	7.65×10^{-8} M
CoCl₂ 6H₂O	10.0 g/L dH ₂ O	1 ml	4.20×10^{-8} M
MnCl₂ 4H₂O	180.0 g/L dH ₂ O	1 ml	9.10×10^{-7} M

2.5.4 Vitamin solüsyonu

Başlangıçta, 950 mL dH₂O içerisinde thiamin çözülür ve hazırlanan diğer stok çözeltilerden 1 ml eklenir. Son hacim dH₂O ile 1 L'ye tamamlanır (Tablo 2.4).

Tablo 2.4 Vitamin solüsyonu içeriği

Bileşenler	Stok Solusyon	Miktar	Ortamdaki Son Konsantrasyon
thiamine HCl (vit. B1)	---	200 mg	2.96×10^{-7} M
biotin (vit. H)	1.0 g/L dH ₂ O	1 ml	2.05×10^{-9} M
cyanocobalamin (vit. B12)	1.0 g/L dH ₂ O	1 ml	3.69×10^{-10} M

2.5.5 Büyüme oranı ve inhibisyonun belirlenmesi

Biyodeneylerin yapılması aşamasında (OECD, 1984) denemede 20 mL besi solüsyonu (F/2) içeren ortama farklı konsantrasyonlarda (her birinde 1-0,1 ve 0,01 g sediment olacak şekilde) sediment örnekleri eklenmiştir (Testler elutrate,

doğrudan veya organik ekstrakt olarak gerçekleştirilmiştir). Bütün test konsantrasyonları 5 tekrarlı olacak şekilde yapılmış ve 0, 24, 48 ve 72. saatlerde hücre sayımları yapıp, her bir tekrar için 2 farklı sayım gerçekleştirilmiştir. Sayımlar florimetre ($\mu\text{g/L}$ klorofil-a) ile ölçülmüş ve mikroskopta gözle sayım yapılarak gerçekleştirilmiştir. Belirlenen büyüme eğrileri kontrol grubu ile karşılaştırılmış ve inhibisyon yüzdesi hesaplanmıştır.

- Büyüme Oranı= $(\ln x_j - \ln x_0) / (t_j - t_0)$ (gün^{-1})

x_0 : t_0 zamanında sayılan hücre sayısı (hücre/ml)

x_j : t_j zamanında sayılan hücre sayısı (hücre/ml)

t_j : denemenin sonuncu ölçümüne kadarki geçen gün

- % İnhibisyon= $[(\mu_c - \mu_r) / \mu_c] \times 100$

μ_c = kontrol grubu büyüme oranı

μ_r = konsantrasyon grubu büyüme oranı

2.5.6 Sediment verilerinin değerlendirilmesi

2.5.6.1 Geo-birikim indeksi (I_{geo})

Sediment kirliliğinin değerlendirilmesinde geo-birikim indeksinden (I_{geo}) yararlanılmış, sediment konsantrasyonunun kirlilik derecesinin belirlenmesinde aşağıda belirtilen formül uygulanmıştır (Barhoumi et al., 2016):

$$I_{\text{geo}} = \text{Log}_2(C_n) / 1.5(B_n)$$

C_n : Belirlenen metalin sedimentteki konsantrasyonu

B_n : Aynı sedimentte bulunan metalin background konsantrasyonu

Faktör 1,5: litosferik etkilere bağlı matris düzeltme faktörü

2.5.6.2 Zenginleşme faktörü (EF)

Sediment kirliliğinin değerlendirilmesinde Zenginleşme Faktörü (EF) hesaplamalarından da yararlanılmış, EF hesaplaması için normalleştirici olarak görev alan iki ana elementten Alüminyum (Al) ya da demir (Fe) kullanılarak aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır (Ergin et al., 1991):

$$EF = [(Metal/Al) \text{ Örnek}] : [(Metal/Al) \text{ Ort.Kabuk Değeri}]$$

2.5.6.3 Sediment kalite yönergeleri (SQL)

Örnekler ayrıca sediment kalite yönergeleri (SQL) baz alınarak da değerlendirilmiştir. Toksik maddelerin biyolojik olarak alınabilirliği ve birlikte etkileri (sinerjistik, antagonistik) olduğu göz önünde bulundurulduğunda kimyasal analiz sonucu elde edilen değerler her zaman ekotoksikolojik etkiyle paralel olmamaktadır. Sediment kalite yönergeleri ise bütün parametreleri göz önünde bulundurmakta ve eşik değer/ tolere edilen değer (TEL/PEL)'leri de kapsamaktadır.

2.5.4 İstatistiksel değerlendirmeler

İstatistiksel hesaplamalar Statistica uygulamasının 6.0 versiyonu ile t-testi kullanılarak Hocking (1996)'ya göre gerçekleştirilmiştir ($p < 0,005$).

3. BULGULAR

Çalışmamızda 12 istasyondan toplanan İzmir Körfezi İç Körfezi sedimentlerinde ağır metal içerikleri değerlendirilmiştir. Analizler, tekstil endüstrileri, metal işleme, çimento fabrikaları, demir, kağıt fabrikaları, zehirli boyalar, kereste işleme gibi yoğun sanayileşme nedeniyle Körfezin iç kesimlerinde metal konsantrasyonlarının çok yüksek seviyelerde bulunduğunu göstermiştir.

3.1 Sedimentte Fizikokimyasal Özellikler, Total Organik Karbon ve Tane Boyu Analizi

Çalışmamızda yapılan ölçümlerde sedimentteki tuzluluğun %40-45, total organik karbon içeriğinin ise %0,5-0,8, pH seviyelerinin ise 7,3- 7,8 olarak değiştiği gözlemlenmiştir (Tablo 3.1). Gerçekleştirilen tane boyu analizleri ile ilgili sonuçlar Tablo 3.2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13'te verilmiştir.

Tablo 3.1 Sedimentte pH, tuzluluk ve total organik karbon içerikleri

İstasyon	Tuzluluk (%)	pH	Total Organik Karbon (%)
1	42	7,43	0,54
2	44	7,43	0,64
3	40	7,75	0,71
4	40	7,54	0,54
5	43	7,42	0,77
6	43	7,57	0,71
7	40	7,35	0,49
8	45	7,48	0,71
9	45	7,48	0,58
10	43	7,30	0,65
11	42	7,36	0,52
12	40	7,41	0,20

Tablo 3.2 İstasyon 1 tane boyu analizi

ist 1	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	0,50	0,10	0,10	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	0,90	0,18	0,28	99,90	1,30	0,14
	- 5,000 +3,350	0,53	0,11	0,39	99,72	1,65	0,06
	- 3,350 +1,180	1,50	0,30	0,69	99,61	2,17	0,14
	- 1,180 +0,600	0,95	0,19	0,88	99,31	0,58	0,33
	- 0,600 +0,300	1,10	0,22	1,10	99,12	0,30	0,73
	- 0,300 +0,200	6,01	1,20	2,30	98,90	0,10	12,02
	- 0,200 +0,150	8,45	1,69	3,99	97,70	0,05	33,80
	+ 0,150 - 0,063	27,29	5,46	9,45	96,01	0,09	62,74
	- 0,063	452,77	90,55	100,00	90,55	0,06	1437,37

Tablo 3.3 İstasyon 2 tane boyu analizi

ist 2	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	4,31	0,86	0,86	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	0,28	0,06	0,92	99,14	1,30	0,04
	- 5,000 +3,350	0,23	0,05	0,96	99,08	1,65	0,03
	- 3,350 +1,180	1,01	0,20	1,17	99,04	2,17	0,09
	- 1,180 +0,600	0,72	0,14	1,31	98,83	0,58	0,25
	- 0,600 +0,300	0,66	0,13	1,44	98,69	0,30	0,44
	- 0,300 +0,200	0,42	0,08	1,53	98,56	0,10	0,84
	- 0,200 +0,150	0,41	0,08	1,61	98,47	0,05	1,64
	+ 0,150 - 0,063	17,73	3,55	5,15	98,39	0,09	40,76
	- 0,063	474,23	94,85	100,00	94,85	0,06	1505,49

Tablo 3.4 İstasyon 3 tane boyu analizi

ist 3	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	2,83	0,57	0,57	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	0,25	0,05	0,62	99,43	1,30	0,04
	- 5,000 +3,350	0,69	0,14	0,75	99,38	1,65	0,08
	- 3,350 +1,180	1,39	0,28	1,03	99,25	2,17	0,13
	- 1,180 +0,600	1,00	0,20	1,23	98,97	0,58	0,34
	- 0,600 +0,300	1,02	0,20	1,44	98,77	0,30	0,68
	- 0,300 +0,200	2,59	0,52	1,95	98,56	0,10	5,18
	- 0,200 +0,150	3,52	0,70	2,66	98,05	0,05	14,08
	+ 0,150 - 0,063	12,53	2,51	5,16	97,34	0,09	28,80
	- 0,063	474,18	94,84	100,00	94,84	0,06	1505,33

Tablo 3.5 İstasyon 4 tane boyu analizi

ist 4	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	1,57	0,31	0,31	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	1,73	0,35	0,66	99,69	1,30	0,27
	- 5,000 +3,350	2,12	0,42	1,08	99,34	1,65	0,26
	- 3,350 +1,180	3,17	0,63	1,72	98,92	2,17	0,29
	- 1,180 +0,600	1,00	0,20	1,92	98,28	0,58	0,34
	- 0,600 +0,300	0,72	0,14	2,06	98,08	0,30	0,48
	- 0,300 +0,200	5,57	1,11	3,18	97,94	0,10	11,14
	- 0,200 +0,150	9,84	1,97	5,14	96,82	0,05	39,36
	+ 0,150 - 0,063	6,30	1,26	6,40	94,86	0,09	14,48
	- 0,063	467,98	93,60	100,00	93,60	0,06	1485,65

Tablo 3.6 İstasyon 5 tane boyu analizi

ist 5	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	9,31	1,86	1,86	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	2,98	0,60	2,46	98,14	1,30	0,46
	- 5,000 +3,350	3,72	0,74	3,20	97,54	1,65	0,45
	- 3,350 +1,180	3,39	0,68	3,88	96,80	2,17	0,31
	- 1,180 +0,600	0,99	0,20	4,08	96,12	0,58	0,34
	- 0,600 +0,300	0,66	0,13	4,21	95,92	0,30	0,44
	- 0,300 +0,200	0,38	0,08	4,29	95,79	0,10	0,76
	- 0,200 +0,150	0,34	0,07	4,35	95,71	0,05	1,36
	+ 0,150 - 0,063	8,59	1,72	6,07	95,65	0,09	19,75
	- 0,063	469,64	93,93	100,00	93,93	0,06	1490,92

Tablo 3.7 İstasyon 6 tane boyu analizi

ist 6	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	2,63	0,53	0,53	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	2,07	0,41	0,94	99,47	1,30	0,32
	- 5,000 +3,350	1,79	0,36	1,30	99,06	1,65	0,22
	- 3,350 +1,180	1,63	0,33	1,62	98,70	2,17	0,15
	- 1,180 +0,600	1,40	0,28	1,90	98,38	0,58	0,48
	- 0,600 +0,300	0,63	0,13	2,03	98,10	0,30	0,42
	- 0,300 +0,200	2,78	0,56	2,59	97,97	0,10	5,56
	- 0,200 +0,150	3,88	0,78	3,36	97,41	0,05	15,52
	+ 0,150 - 0,063	5,49	1,10	4,46	96,64	0,09	12,62
	- 0,063	477,70	95,54	100,00	95,54	0,06	1516,51

Tablo 3.8 İstasyon 7 tane boyu analizi

ist7	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	5,63	1,13	1,13	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	4,82	0,96	2,09	98,87	1,30	3,71
	- 5,000 +3,350	3,31	0,66	2,75	97,91	1,65	2,01
	- 3,350 +1,180	3,99	0,80	3,55	97,25	2,17	1,84
	- 1,180 +0,600	3,03	0,61	4,16	96,45	0,58	5,22
	- 0,600 +0,300	2,01	0,40	4,56	95,84	0,30	6,70
	- 0,300 +0,200	0,61	0,12	4,68	95,44	0,10	6,10
	- 0,200 +0,150	0,62	0,12	4,80	95,32	0,05	12,40
	+ 0,150 - 0,063	5,00	1,00	5,80	95,20	0,09	57,47
	- 0,063	470,98	94,20	100,00	94,20	0,06	7475,87

Tablo 3.9 İstasyon 8 tane boyu analizi

İst 8	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	1,27	0,25	0,25	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	2,05	0,41	0,66	99,75	1,30	0,32
	- 5,000 +3,350	1,22	0,24	0,91	99,34	1,65	0,15
	- 3,350 +1,180	1,59	0,32	1,23	99,09	2,17	0,15
	- 1,180 +0,600	0,95	0,19	1,42	98,77	0,58	0,33
	- 0,600 +0,300	0,97	0,19	1,61	98,58	0,30	0,65
	- 0,300 +0,200	0,47	0,09	1,70	98,39	0,10	0,94
	- 0,200 +0,150	0,77	0,15	1,86	98,30	0,05	3,08
	+ 0,150 - 0,063	10,44	2,09	3,95	98,14	0,09	24,00
	- 0,063	480,27	96,05	100,00	96,05	0,06	1524,67

Tablo 3.10 İstasyon 9 tane boyu analizi

ist 9	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	33,74	6,75	6,75	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	10,39	2,08	8,83	93,25	1,30	1,60
	- 5,000 +3,350	8,59	1,72	10,54	91,17	1,65	1,04
	- 3,350 +1,180	10,94	2,19	12,73	89,46	2,17	1,01
	- 1,180 +0,600	6,37	1,27	14,01	87,27	0,58	2,20
	- 0,600 +0,300	6,97	1,39	15,40	85,99	0,30	4,65
	- 0,300 +0,200	12,18	2,44	17,84	84,60	0,10	24,36
	- 0,200 +0,150	11,43	2,29	20,12	82,16	0,05	45,72
	+ 0,150 - 0,063	21,49	4,30	24,42	79,88	0,09	49,40
	- 0,063	377,90	75,58	100,00	75,58	0,06	1199,68

Tablo 3.11 İstasyon 10 tane boyu analizi

ist 10	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	23,28	4,66	4,66	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	2,00	0,40	5,06	95,34	1,30	1,54
	- 5,000 +3,350	0,95	0,19	5,25	94,94	1,65	0,58
	- 3,350 +1,180	0,00	0,00	5,25	94,75	2,17	0,00
	- 1,180 +0,600	0,60	0,12	5,37	94,75	0,58	1,03
	- 0,600 +0,300	0,20	0,04	5,41	94,63	0,30	0,67
	- 0,300 +0,200	0,17	0,03	5,44	94,59	0,10	1,70
	- 0,200 +0,150	0,58	0,12	5,56	94,56	0,05	11,60
	+ 0,150 - 0,063	17,07	3,41	8,97	94,44	0,09	196,21
	- 0,063	455,15	91,03	100,00	91,03	0,06	7224,60

Tablo 3.12 İstasyon 11 tane boyu analizi

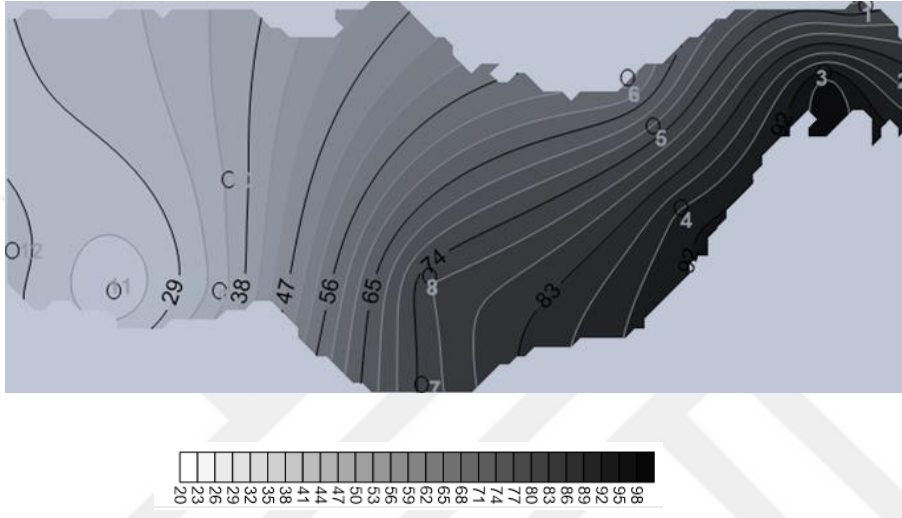
ist 11	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	7,30	1,46	1,46	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	4,19	0,84	2,30	98,54	1,30	0,64
	- 5,000 +3,350	4,25	0,85	3,15	97,70	1,65	0,52
	- 3,350 +1,180	7,00	1,40	4,55	96,85	2,17	0,65
	- 1,180 +0,600	2,54	0,51	5,06	95,45	0,58	0,88
	- 0,600 +0,300	1,57	0,31	5,37	94,94	0,30	1,05
	- 0,300 +0,200	1,65	0,33	5,70	94,63	0,10	3,30
	- 0,200 +0,150	8,92	1,78	7,48	94,30	0,05	35,68
	+ 0,150 - 0,063	83,15	16,63	24,11	92,52	0,09	191,15
	- 0,063	379,43	75,89	100,00	75,89	0,06	1204,54

Tablo 3.13 İstasyon 12 tane boyu analizi

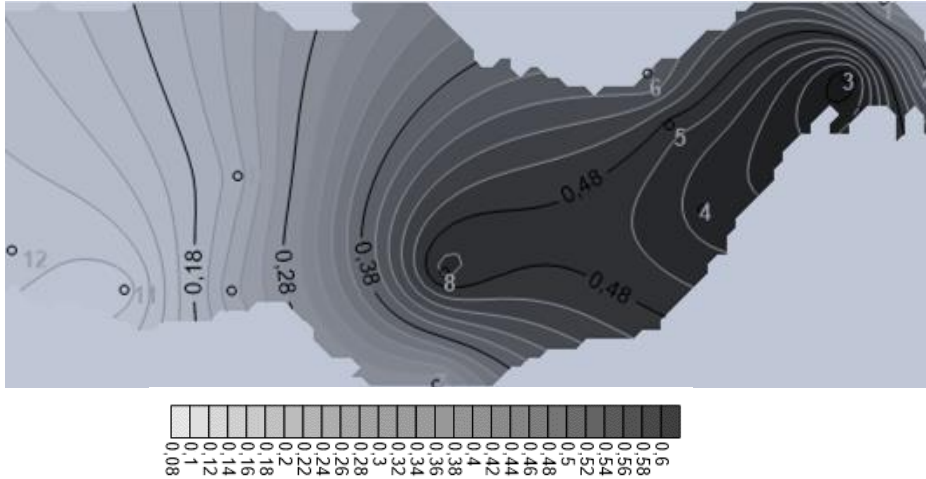
ist 12	Tane Boyu (mm)	kalan ağırlık (gr)	ağırlık yüzdesi	elek üstü (%)	elek altı(%)	Δd	Normal Dağılım
	- 6,300	10,47	2,09	2,09	100,00	-	0,00
	- 6,300 +5,000	4,22	0,84	2,94	97,91	1,30	0,65
	- 5,000 +3,350	5,44	1,09	4,03	97,06	1,65	0,66
	- 3,350 +1,180	12,08	2,42	6,44	95,97	2,17	1,11
	- 1,180 +0,600	4,75	0,95	7,39	93,56	0,58	1,64
	- 0,600 +0,300	6,00	1,20	8,59	92,61	0,30	4,00
	- 0,300 +0,200	7,43	1,49	10,08	91,41	0,10	14,86
	- 0,200 +0,150	12,65	2,53	12,61	89,92	0,05	50,60
	+ 0,150 - 0,063	37,77	7,55	20,16	87,39	0,09	86,83
	- 0,063	399,19	79,84	100,00	79,84	0,06	1267,27

3.2 Sedimentte Metal Konsantrasyonları ve Değerlendirilmesi

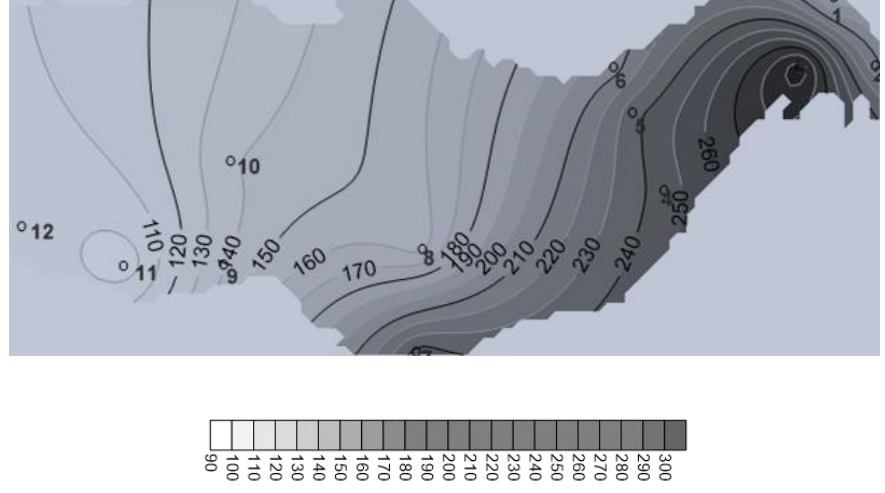
Araştırma sonuçlarına göre çalışılan ağır metallerin İzmir İç Körfezi'ndeki dağılımları Şekil 3.1, 2, 3, 4, 5, 6, 7'de verilmiştir. Buna göre en fazla kurşun, kadminyum, çinko, krom ve bakır yoğunluğu istasyon 3'te görülmektedir. Aynı ağır metallerin genel olarak yoğun olduğu bölgeler körfezin en iç kısmında ve liman bölgesi tarafında olan bölümleridir. Bunlardan farklı olarak mangan birikiminin ise orta körfeze yaklaştıkça yoğunlaştığı belirlenmiştir.



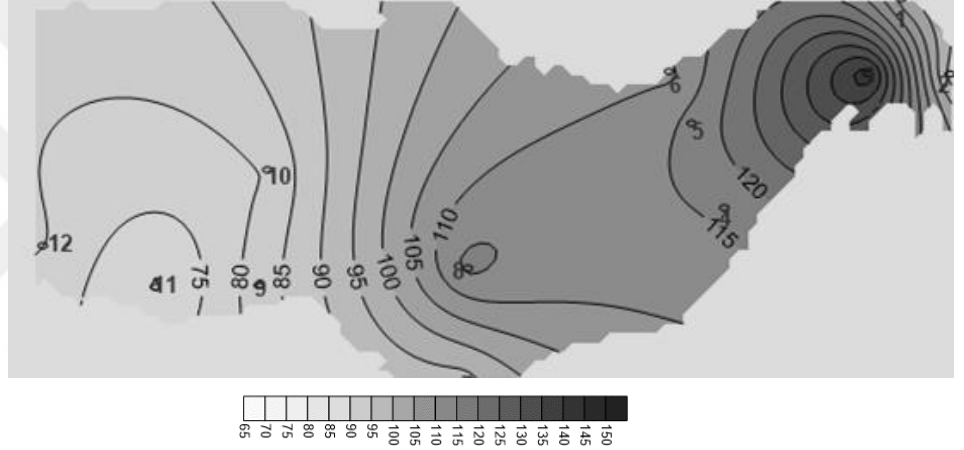
Şekil 3.1 Kurşun dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)



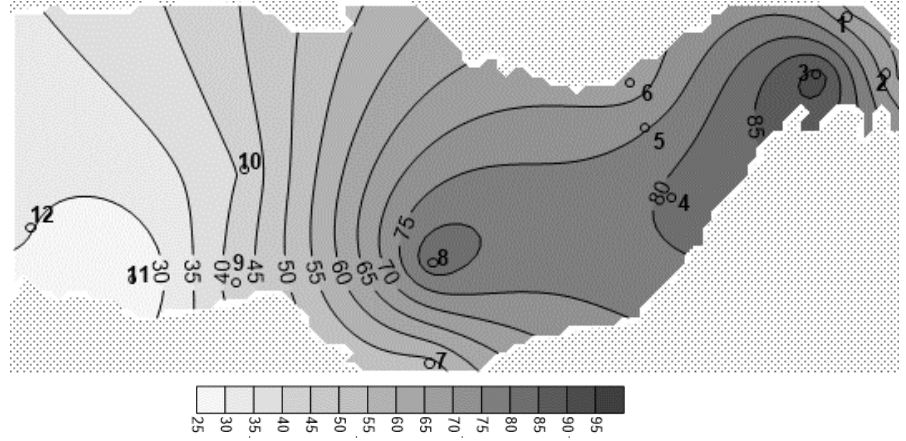
Şekil 3.2 Kadminyum dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)



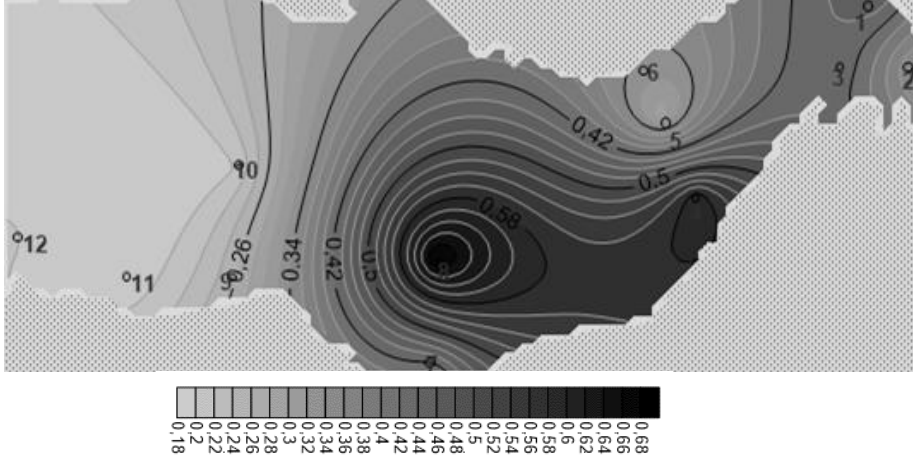
Şekil 3.3 Çinko dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)



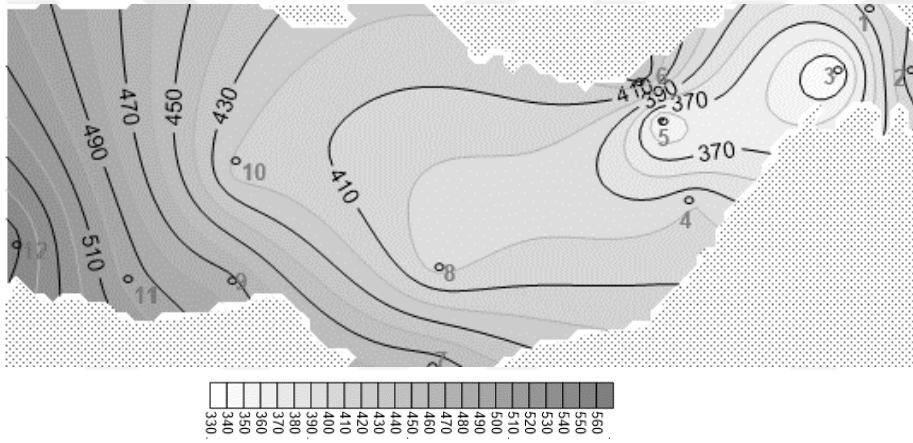
Şekil 3.4 Krom dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)



Şekil 3.5 Bakır dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)



Şekil 3.6 Civa dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)



Şekil 3.7 Mangan dağılımı (mg/kg kuru ağırlık)

Araştırma bulgularına göre sediment örneklerindeki ağır metal konsantrasyonlarının düzeyleri $Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > Hg > Cd$ sırasını takip etmektedir. İzmir İç Körfezi'nin 12 istasyonundan alınan sediment örneklerinin ağır metal içeriklerinin yapılan analiz sonuçlarına göre kurşun 22,96 – 97,09 mg/kg (kuru ağırlık), çinko 93,9 – 297,4 mg/kg (kuru ağırlık), kadmiyum 0,09 – 0,6 mg/kg (kuru ağırlık), krom 69,4 – 148,7 mg/kg (kuru ağırlık), bakır 24,79 – 92,83 mg/kg (kuru ağırlık), civa 0,185 – 0,687 mg/kg (kuru ağırlık), mangan 337 – 557 mg/kg (kuru ağırlık), demir 25700 – 31800 mg/kg (kuru ağırlık), alümiyum 15200 - 22000 mg/kg (kuru ağırlık) değerleri arasında bulunmuştur (Tablo 3.14).

İç Körfez'den alınan sediment örneklerinde en düşük metal birikiminin, mangan hariç, İnciraltı (İstasyon 11) istasyonunda olduğu belirlenmiştir. En yüksek konsantrasyon ise Pb, Zn, Cd, Cr, Cu için Turan Arena Önü (İstasyon 3) olarak

tespit edilirken, Hg konsantrasyonunun Göztepe’de (istasyon 7), Mn ve Fe konsantrasyonunun Yenikale (istasyon 12), Al konsantrasyonunun ise Karşıyaka Nikah Salonu’nda (istasyon 6) daha fazla olduğu belirlenmiştir.

Tablo 3.14. İzmir İç Körfez Sediment Örneklerinin Ağır Metal İçerikleri

mg/kg	ort ±std	min	Max
Pb	62 ±26	22,96	97,09
Zn	188 ±63	93,90	297,40
Cd	0,35 ±0,17	0,09	0,60
Cr	101 ±22	69,40	148,70
Cu	59 ±22	24,79	92,83
Hg	0,36 ±0,2	0,19	0,69
Mn	429 ±62	337	557
Fe	28383 ±1849	25700	31800
Al	19217 ±1919	15200	22000
%S	0,99 ±0,27	0,46	1,34

İzmir İç Körfezi’ndeki ağır metal kirliliğinin istasyonlara göre birikimi Tablo 3.15 ve 3.16’da verilmiştir. Kirliliğin iç kısımlara (Liman Bölgesi) yaklaştıkça arttığı, dış körfez’e doğru gidildikçe ise azaldığı belirlenmiştir.

Sedimentleri “toksik” veya “toksik olmayan” olarak doğru bir şekilde sınıflandırmak amacı ile kullanılan diğer bir araç ise sediment kalite rehberleridir (Burton Jr, 2002). Bu parametreler kimyasal konsantrasyonların istatistiksel olarak karşılaştırılmasını ve sedimentlere maruz kalındığında olumsuz biyolojik etkilerin ölçülmelerini içeren çeşitli yaklaşımlar kullanılarak geliştirilmiştir. Bu çalışmada sedimentlerdeki ağır metal konsantrasyonlarının ekotoksikolojik yönlerini değerlendirmek için bir dizi SQG (düşük etki aralığı (ERL) / etki aralığı medyan (ERM)) uygulanmıştır. Bu kriterlere göre Pb, Zn ve Hg ortalama değerleri “eşik değer”in üzerinde bir etki yaratırken, Cd ve Cu ortalama değerleri bu sınırın altında kalmış, Cr değerinin ise “şiddetli etki” gösterdiği saptanmıştır. Metallerin maksimum değerlerine bakıldığında ise Zn ve Cr birikimlerinin “etki aralığını”nın üzerinde olduğu, Pb, Cu ve Hg nin ise “eşik değer” üzerinde olduğu bulunmuştur (Tablo 3.15) (Tablo 3.16).

Tablo 3.15. Sediment kalite kriterlerine göre ağır metal verileri

İstasyonlar	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Hg
1	69,89	181,00	0,32	101,70	62,22	0,46
2	84,95	211,00	0,37	91,80	64,48	0,33
3	97,09	297,40	0,60	148,70	92,83	0,44
4	73,37	237,30	0,53	116,10	81,78	0,59
5	90,53	244,90	0,49	116,90	74,40	0,29
6	57,53	207,70	0,40	109,60	66,66	0,33
7	76,82	155,50	0,28	93,10	51,37	0,40
8	74,65	246,70	0,51	116,60	83,85	0,69
9	35,14	138,90	0,23	82,40	41,22	0,25
10	33,55	138,70	0,21	80,20	39,72	0,20
11	22,96	93,90	0,09	69,40	24,79	0,19
12	30,78	108,30	0,11	81,00	30,65	0,20
TEL	35,00	123,00	0,60	37,30	35,70	0,17
PEL	91,30	315,00	3,53	90,00	197,00	0,49
ERL	35,00	120,00	5,00	80,00	70,00	0,15
ERM	110,00	270,00	9,00	145,00	390,00	1,30

Tablo 3.16. Sediment kalite kriterlerine göre ortalama ağır metal verileri

Metaller	ort $\pm$ std (mg/kg)	ERL	ERM	TEL	PEL
Pb	62 $\pm$ 26	35,00	110,00	35,00	91,30
Zn	188 $\pm$ 63	120,00	270,00	123,00	315,00
Cd	0,35 $\pm$ 0,17	5,00	9,00	0,60	3,53
Cr	101 $\pm$ 22	80,00	145,00	37,30	90,00
Cu	59 $\pm$ 22	70,00	390,00	35,70	197,00
Hg	0,36 $\pm$ 0,2	0,15	1,30	0,17	0,49

Zenginleştirme faktörü kat sayısı (EF), sedimentteki birikimin kaynağını anlamak adına kullanılan güçlü bir yöntemdir. Birikimin antropojenik ya da yer kabuğundan doğal olarak geldiğini anlamak, yani modifikasyon derecesini belirlemek için sıklıkla kullanılan bu yöntemde hesaplanan EF değeri 1'den uzaklaştıkça zenginleşmenin antropojenik kaynaklığı olduğu anlaşılmaktadır. Bu çalışmada EF değerleri Pb için sırasıyla istasyon 3,5 ve 2'de "ortalamanın üzerinde" bir zenginleşme gösterirken, istasyon 4,8,1,7 ve 6 için "ortalama" bir değerde kalmış, diğer istasyonlarda ise "düşük seviyede" bir zenginleşme tespit edilmiştir. Kurşunda olduğu gibi kadmiyumda da en yüksek zenginleşme kat sayısı istasyon

3'te gözlemlenirken, sırasıyla istasyon 8, 4, 5, 2 ve 6'da "ortalama" bir zenginleşme gözlemlenmiştir (Tablo 3.17a)(Tablo 3.17b).

Tablo 3.17a Ağır metal seviyeleri ve zenginleşme faktörü

İstasyonlar	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn
1	4,7	1,6	2,8	1,9	2,6	2,7	0,7
2	5,6	1,8	3,2	1,7	2,7	1,9	0,8
3	6,2	2,5	5,0	2,7	3,7	2,4	0,6
4	4,9	2,1	4,6	2,2	3,4	3,5	0,7
5	5,7	2,0	4,1	2,1	2,9	1,6	0,6
6	3,4	1,6	3,1	1,8	2,5	1,7	0,7
7	4,6	1,2	2,2	1,6	1,9	2,1	0,8
8	4,9	2,1	4,4	2,2	3,4	3,9	0,7
9	2,0	1,1	1,8	1,3	1,5	1,3	0,8
10	2,2	1,2	1,8	1,5	1,6	1,1	0,8
11	1,6	0,9	0,8	1,4	1,1	1,1	1,0
12	1,7	0,8	0,8	1,3	1,1	1,0	0,9
*background	20	100	0,2	90	50	0,3	850

Tablo 3.17b Zenginleşme faktörü kriterleri

< 1 zenginleşme yok
< 3 az zenginleşme
3-5 orta derecede zenginleşme
5-10 hafif şiddette zenginleşme

En yüksek zenginleşme kat sayısı bakırda da istasyon 3'te tespit edilse de sırasıyla istasyon 3,8 ve 4'te EF faktör "ortalama" bir zengileştirme göstermiştir. Mangan hiçbir istasyonda zenginleştirme göstermezken, Zn ve Cd istasyon 11 ve 12; Hg ise sadece istasyon 12'de zenginleştirme göstermemiştir.

Metal konsantrasyonlarının kaynaklarının belirlenmesinde referans hat olarak belirlenen diğer bir yöntem jeoakümülyasyon indeksidir (Igeo). Bu indekse göre de hesaplanan değerler yükseldikçe yer kabuğundan ayrı bir kirlenmenin olduğu anlaşılmaktadır. Buna göre kadmiyum ve civa herhangi bir istasyonda “kirlenme” göstermez iken, diğer elementler tüm istasyonlarda “ortalamanın altı kirlilik” göstermişlerdir (Tablo 3.18a)(Tablo 3.18b).

Tablo 3.18a Metallerin hesaplanan Igeo indeks değerleri

İstasyonlar	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn
1	0,26	0,03	-5,48	0,06	0,12	-2,48	0,01
2	0,27	0,03	-4,78	0,06	0,13	-3,60	0,01
3	0,28	0,04	-2,46	0,07	0,14	-2,66	0,01
4	0,26	0,03	-3,05	0,06	0,13	-1,67	0,01
5	0,28	0,04	-3,43	0,07	0,13	-4,024	0,01
6	0,24	0,03	-4,41	0,06	0,13	-3,52	0,01
7	0,26	0,03	-6,12	0,06	0,12	-2,93	0,01
8	0,26	0,03	-3,24	0,07	0,13	-1,20	0,01
9	0,21	0,03	-7,07	0,06	0,12	-4,47	0,01
10	0,21	0,03	-7,51	0,06	0,11	-5,18	0,01
11	0,19	0,03	-11,58	0,06	0,10	-5,41	0,01
12	0,21	0,03	-10,62	0,06	0,10	-5,11	0,01

Tablo 3.18b Igeo indeks kriterleri

Sınıf	Değer	Sediment Durum
0	$I_{geo} \leq 0$	Kirli Değil
1	$0 < I_{geo} < 1$	Ort.Alt. Kirlilik
2	$1 < I_{geo} < 2$	Ort. Kirlilik
3	$2 < I_{geo} < 3$	Ort.Üst. Kirlilik
4	$3 < I_{geo} < 4$	Fazla Kirli
5	$4 < I_{geo} < 5$	Old.Fazla Kirli
6	$I_{geo} \geq 5$	Aşırı Kirli

3.3 Sedimentte Biyodeney Verileri

Yapılan fitotoksisite çalışmalarının büyüme oranları ile inhibisyon sonuçları, uygulanan 3 farklı yöntem (ekstrakt, elutrat ve doğrudan) ve 2 farklı ölçüm metodu ile (mikroskop ile gözle sayım ve florimetrik ölçüm) belirlenmiştir.

3.3.1 Mikroskop ile sayım sonuçları

3.3.1.1 İstasyon 1

Sonuçlara göre istasyon 1'in mikroskop ile gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon ve doğrudan uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyonda elutrate sediment çalışmasındaki inhibisyon, doğrudan uygulamasına göre 2 kat, ekstraksiyona göre ise 4 kat daha azdır. Elutrate uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis gözlemlenmiştir (Tablo 3.19a).

Tablo 3.19a Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 1).

Sediment (g)	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 1						
Kontrol	0,34	0,25	0,43			
0,01	0,28	0,35	0,05	19,11	-39,75	89,41
0,1	0,11	0,20	-0,32	67,32	18,08	173,05
1	-0,12	0,13	-0,44	134,64	47,61	201,73

3.3.1.2 İstasyon 2

Sonuçlara göre doğrudan ve ekstraksiyon olarak uygulanan yöntemlerde kontrol ile karşılaştırıldığında konsantrasyona bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon ve doğrudan uygulamalarında gözlemlenirken, elutrate sediment çalışmasında hormesis etki göstermiştir. En yüksek konsantrasyonda ekstraksiyon ve elutrate uygulamalarındaki sonuçlar arasında anlamlı bir fark olmasa da en düşük

konsantrasyondaki inhibisyon değeri ekstraksiyon uygulamasında 4 kat daha fazladır (Tablo 3.19b).

Tablo 3.19b Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 2).

Sediment (g)	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 2						
Kontrol	0,32	0,25	0,27			
0,01	0,26	0,44	0,21	18,21	-76,48	90,43
0,1	0,14	0,39	0,07	68,48	-54,78	167,54
1	-0,1	0,38	-0,38	142,51	-52,43	194,32

3.3.1.3 İstasyon 3

İstasyon 3'ün mikroskop ile gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon ve doğrudan uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyondaki elutrate sediment çalışmasında inhibisyon, doğrudan uygulamasına göre 5 kat, ekstraksiyona göre ise 7 kat daha azdır. Ekstrakt uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis gözlemlenmiştir (Tablo 3.19c).

Tablo 3.19c Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 3).

Sediment (g)	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 3						
Kontrol	0,45	0,72	0,28			
0,01	0,32	0,46	0,31	28,12	10,88	-11,52
0,1	0,25	0,51	0,07	76,43	28,15	76,42
1	0,1	0,64	-0,33	184,93	35,27	216,98

3.3.1.4 İstasyon 4

İstasyon 4'ün sonuçlarına göre her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon ve doğrudan uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyondaki elutrate sediment çalışmasında inhibisyon, doğrudan uygulamasına göre 3 kat, ekstraksiyona göre ise 5 kat daha azdır. Doğrudan yapılan sediment uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis gözlemlenmiştir (Tablo 3.19d).

Tablo 3.19d Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 4).

Sediment (g)	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 4						
Kontrol	0,47	0,72	0,33			
0,01	0,52	0,69	0,32	-11,6	3,83	1,73
0,1	0,42	0,61	0,14	9,53	14,75	57,91
1	0,09	0,51	-0,5	79,88	28,64	250,22

3.3.1.5 İstasyon 5

Sonuçlara göre gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon ve elutrate uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyonda doğrudan uygulanan sediment çalışmasında inhibisyon, elutrate ve ekstraksiyona göre ise 5 kat daha azdır. Ekstrakt olarak uygulanan sedimentin en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis gözlemlenmiştir (Tablo 3.19e).

Tablo 3.19e Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 5).

	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 5						
Kontrol	0,61	0,17	0,26			
0,01	0,53	-0,13	0,31	13,13	177,21	-17,2
0,1	0,4	-0,19	0,38	33,27	212,26	-45,84
1	0,39	-0,21	-0,34	36,01	224,14	232,31

3.3.1.6 İstasyon 6

Çalışma sonuçlarına göre mikroskop ile gerçekleşen sayımda her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon, elutrate ve doğrudan uygulanan sediment yönteminde gözlemlenmiştir. Ekstrakt olarak uygulanan sedimentin en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.19f).

Tablo 3.19f Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 6).

	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 6						
Kontrol	0,51	0,17	0,28			
0,01	0,48	-0,03	0,31	6,61	119,51	-21,12
0,1	0,07	-0,2	0,36	86,16	217,54	-35,65
1	-0,37	-0,23	0,38	171,54	237,38	258,41

3.3.1.7 İstasyon 7

İstasyon 7'nin mikroskop ile gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla elutrate, doğrudan ve ekstrakt olarak uygulanan sediment yönteminde gözlemlenmiştir (Tablo 3.19g).

Tablo 3.19g Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 7).

	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 7						
Kontrol	0,51	0,16	0,31			
0,01	0,18	0,01	0,2	65,27	94,96	31,34
0,1	-0,1	-0,05	0,18	119,54	128,82	48,22
1	-0,31	-0,19	0,19	159,67	214,31	106,14

3.3.1.8 İstasyon 8

Sonuçlara göre sayımda her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla elutrate, ekstrakt ve doğrudan uygulanan sediment yönteminde gözlemlenmiştir (Tablo 3.19h).

Tablo 3.19h Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 8).

	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 8						
Kontrol	0,6	0,16	0,52			
0,01	0,22	-0,03	0,34	65,34	120,11	150,67
0,1	0,19	-0,14	0,24	106,52	182,82	208,65
1	0,14	-0,36	0,17	185,13	319,49	301,78

3.3.1.9 İstasyon 9

İstasyon 9'un mikroskop ile gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla Doğrudan ve ekstraksiyon uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyonda elutrat olarak uygulanan sediment çalışmasında inhibisyon, doğrudana göre 6 kat, ekstraksiyona göre ise 4 kat daha azdır. (Tablo 3.19i).

Tablo 3.19i Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 9).

	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 9						
Kontrol	0,37	0,35	0,6			
0,01	0,26	0,31	0,42	30,65	11,57	35,67
0,1	0,05	0,25	0,37	85,29	28,33	97,56
1	-0,78	0,19	0,04	309,21	45,93	238,6

3.3.1.10 İstasyon 10

İstasyon 10'un mikroskop ile gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon, doğrudan ve elutrate uygulamalarında gözlemlenirken, doğrudan uygulanan sedimentin en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.19j).

Tablo 3.19j Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 10).

Sediment (g)	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 10						
Kontrol	0,52	0,35	0,38			
0,01	1,03	0,17	0,34	-97,48	50,33	9,9
0,1	0,96	0,17	-0,42	-83,73	50,95	210,24
1	-0,05	0,13	-0,62	109,85	62,04	262,43

3.3.1.11 İstasyon 11

İstasyon 11'in mikroskop ile gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon ve doğrudan uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyonda elutrat olarak uygulanan sediment çalışmasında inhibisyon, doğrudana göre 10 kat, ekstraksiyona göre ise 20 kat daha azdır. Uygulanan tüm

uygulamaların en düşük konsantrasyonları kontrol grubu ile karşılaştırıldığında hormesis göstermiştir (Tablo 3.19k).

Tablo 3.19k Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 11).

Sediment (g)	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 11						
Kontrol	0,23	0,44	0,38			
0,01	0,25	0,47	0,54	-6,21	-6,31	-43,22
0,1	0,04	0,45	-0,24	84,19	-0,78	164,59
1	-0,04	0,41	-0,49	116,74	7,47	229,04

3.3.1.12 İstasyon 12

İstasyon 12'nin mikroskop ile gerçekleşen sayımında her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon, doğrudan ve elutrate uygulamalarında gözlemlenirken, elutrate örneklerindeki inhibisyon ektrat örneklerine göre 10, doğrudan uygulanan sedimentin inhibisyonuna göre ise 5 kat daha azdır. Doğrudan uygulanan sedimentin en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.19l).

Tablo 3.19l Mikroskop sayımı ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 12).

Sediment (g)	Göz ile Sayım Büyüme Oranı			Göz ile Sayım İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 12						
Kontrol	0,21	0,46	0,43			
0,01	0,25	0,44	0,42	-7,52	4,16	3,14
0,1	0,06	0,43	-0,11	76,6	6,62	125,28
1	-0,05	0,4	-0,5	84,72	13,9	214,53

3.3.2 Florimetre ile ölçüm sonuçları

3.3.2.1 İstasyon 1

İstasyon 1'in florimetre ile gerçekleşen ölçümlerinde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla doğrudan ve ekstraksiyon uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyondaki elutrat şeklinde uygulanan sediment çalışmasında inhibisyon, ekstraksiyona göre 4 kat, doğrudan uygulamasına göre ise 8 kat daha azdır. Ekstraksiyon uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis gözlemlenmiştir (Tablo 3.20a).

Tablo 3.20a Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 1).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 1						
Kontrol	0,07	0,27	0,28			
0,01	0	0,25	0,29	95,35	9,68	-2,13
0,1	-0,2	0,24	-0,31	376,92	13,42	209,03
1	-0,31	0,18	-0,37	521,61	36,14	233,08

3.3.2.2 İstasyon 2

Sonuçlara göre ölçümlerde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla doğrudan ve ekstraksiyon uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyondaki elutrat şeklinde uygulanan sediment çalışmasındaki inhibisyon ekstraksiyona göre 4 kat, doğrudan yapılan uygulamaya göre ise 8 kat daha azdır. Elutrate uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında diğer uygulamalardan farklı olarak hormesis gözlemlenmiştir (Tablo 3.20b).

Tablo 3.20b Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 2).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 2						
Kontrol	0,5	0,27	0,29			
0,01	0,34	0,3	0,22	82,51	-9,15	23,47
0,1	0,14	0,22	0,07	248,73	20,5	75,04
1	-0,2	0,15	-0,38	375,56	45,33	231,28

3.3.2.3 İstasyon 3

Araştırma sonuçlarına göre ölçümlerde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla doğrudan ve ekstraksiyon uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyondaki elutrat şeklinde uygulanan sediment çalışmasındaki inhibisyon ekstraksiyona göre 200 kat, doğrudan yapılan uygulamaya göre ise 300 kat daha azdır. Elutrate ve ekstrakt uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında doğrudan uygulamasından farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.20c).

Tablo 3.20c Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 3).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 3						
Kontrol	0,65	0,37	0,29			
0,01	0,54	0,42	0,3	92,42	-0,15	-3,26
0,1	0,36	0,42	0,06	354,12	-0,13	80,31
1	0,21	0,32	-0,38	385,78	0,13	231,15

3.3.2.4 İstasyon 4

Gerçekleşen ölçümlerde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış

gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstrakt ve doğrudan uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyondaki elutrat şeklinde uygulanan sediment çalışmasındaki inhibisyon ekstraksiyona göre 6 kat, doğrudan yapılan uygulamaya göre ise 3 kat daha azdır. Doğrudan ve ekstrakt uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında doğrudan uygulamasından farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.20d).

Tablo 3.20d Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 4).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 4						
Kontrol	0,29	0,37	0,25			
0,01	0,3	0,38	0,33	-5,7	3,76	-34,87
0,1	0,23	0,33	0,1	19,31	11,28	61,26
1	0,07	0,3	-0,11	76,4	19,74	145,74

3.3.2.5 İstasyon 5

İstasyon 5'in florimetre ile gerçekleşen ölçümlerinde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en fazla inhibisyon elutrat uygulamasında gözlemlenirken, doğrudan ve ekstraksiyon sonuçları birbirine yakın olarak bulunmuştur. Elutrate ve ekstrakt uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında doğrudan uygulamasından farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.20e).

Tablo 3.20e Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 5).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 5						
Kontrol	0,28	0,01	0,19			
0,01	0,27	0,08	0,24	4,8	-471,38	-48,66
0,1	0,19	-0,02	0,3	32,81	257,28	-67,69
1	-0,24	-0,12	-0,22	186,8	1032,76	186,23

3.3.2.6 İstasyon 6

Araştırma sonuçlarına göre istasyon 6'nın florimetre ile gerçekleşen ölçümlerinde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanı sıra en fazla inhibisyon elutrat uygulamasında gözlemlenirken, doğrudan ve ekstraksiyon sonuçları birbirine yakın olarak bulunmuştur. Elutrate ve ekstrakt uygulamasının en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında doğrudan uygulamasından farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.20f).

Tablo 3.20f Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 6).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 6						
Kontrol	0,35	0,01	0,21			
0,01	0,19	0,05	0,25	45,37	-242,97	-52,32
0,1	0	-0,03	0,31	100,92	297,57	-71,35
1	-0,1	-0,15	-0,18	126,95	1203,35	174,51

3.3.2.7 İstasyon 7

Elde edilen verilere göre her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanı sıra en fazla inhibisyon sırasıyla ekstrakt ve elutrat uygulamalarında gözlemlenirken, en yüksek konsantrasyondaki doğrudan uygulanan sediment çalışmasındaki inhibisyon diğer iki uygulama yöntemine göre de 2 kat daha azdır (Tablo 3.20g).

Tablo 3.20g Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 7).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 7						
Kontrol	0,35	0,18	0,25			
0,01	0,16	-0,04	0,18	54,71	122,1	141,32
0,1	-0,06	-0,08	0,16	117,86	145,52	165,12
1	-0,09	-0,18	0,08	126,64	200,71	248,14

3.3.2.8 İstasyon 8

İstasyon 8'in florimetre ile gerçekleşen ölçümlerinde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en yüksek konsantrasyondaki en düşük inhibisyon elutrat uygulamasında gözlemlenirken, doğrudan ve ekstraksiyon sonuçları birbirine yakın olarak bulunmuştur (Tablo 3.20h).

Tablo 3.20h Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 8).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 8						
Kontrol	0,35	0,18	0,31			
0,01	0,19	-0,07	0,27	101,54	137,7	185,54
0,1	-0,04	-0,07	0,14	204,78	139,45	248,79
1	-0,07	-0,15	0,04	304,26	180,44	302,68

Tablo 3.26 Fitoplankton Florimetrik Ölçüm Sonuçları (II)

3.3.2.9 İstasyon 9

İstasyon 9'un ölçümlerinde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en yüksek konsantrasyondaki en fazla

inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon, elutrate ve doğrudan uygulamalarında gözlemlenmiştir (Tablo 3.20i).

Tablo 3.20i Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 9).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 9						
Kontrol	0,27	0,12	0,31			
0,01	0,22	0,1	0,27	17,56	19,08	30,54
0,1	-0,02	0,07	0,12	106,59	40,37	45,76
1	-0,04	-0,04	0,03	116,83	133,55	150,87

3.3.2.10 İstasyon10

İstasyon 10 ölçümlerine göre her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en yüksek konsantrasyondaki en fazla inhibisyon sırasıyla ekstraksiyon, doğrudan ve elutrate uygulamalarında gözlemlenmiştir. Doğrudan uygulanan sediment yönteminin en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında doğrudan uygulamasından farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.20j).

Tablo 3.20j Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 10).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 10						
Kontrol	0,06	0,12	0,26			
0,01	0,14	0,05	0,24	-142,26	56,89	8,52
0,1	0,12	0,03	-0,2	-107,81	75,28	176,54
1	-0,07	-0,06	-0,31	215,79	146,77	219,2

3.3.2.11 İstasyon 11

Araştırma sonuçlarına göre her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanısıra en yüksek konsantrasyondaki en fazla

inhibisyon ekstrakt örneklerinde gerçekleşirken, doğrudan ve elutrate uygulamalarında 3 kat daha az inhibisyon gözlemlenmiştir. Doğrudan ve ekstrakt olarak uygulanan sediment yönteminin en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında doğrudan uygulamasından farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.20k).

Tablo 3.20k Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 11).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 11						
Kontrol	0,21	0,17	0,26			
0,01	0,25	0,14	0,59	-19,51	18,07	-127,78
0,1	0,1	0,09	-0,1	52,91	50,14	138,22
1	0,05	0,03	-0,42	78,11	80,37	262,27

3.3.2.12 İstasyon 12

Elde edilen verilere göre ölçümlerde her üç yöntemde de kontrol grubu ile karşılaştırıldığında konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği belirlenmiştir. Bunun yanı sıra en yüksek konsantrasyondaki en fazla inhibisyon ekstrakt örneklerinde gerçekleşirken, doğrudan ve elutrate uygulamalarında 3 kat daha az inhibisyon gözlemlenmiştir. Doğrudan uygulanan sediment yönteminin en düşük konsantrasyonu kontrol grubu ile karşılaştırıldığında doğrudan uygulamasından farklı olarak hormesis göstermiştir (Tablo 3.20l).

Tablo 3.20l Florimetre ölçümü ile belirlenen büyüme oranı ve inhibisyon yüzdesi (ist 12).

Sediment (g)	Florimetre Büyüme Oranı			Florimetre İnhibisyon (%)		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İstasyon 12						
Kontrol	0,5	0,14	0,28			
0,01	0,32	0,12	0,23	-21,67	54,67	18,09
0,1	0,25	0,17	-0,2	41,89	63,56	169,81
1	0,14	0,14	-0,38	64,9	69,13	234,33

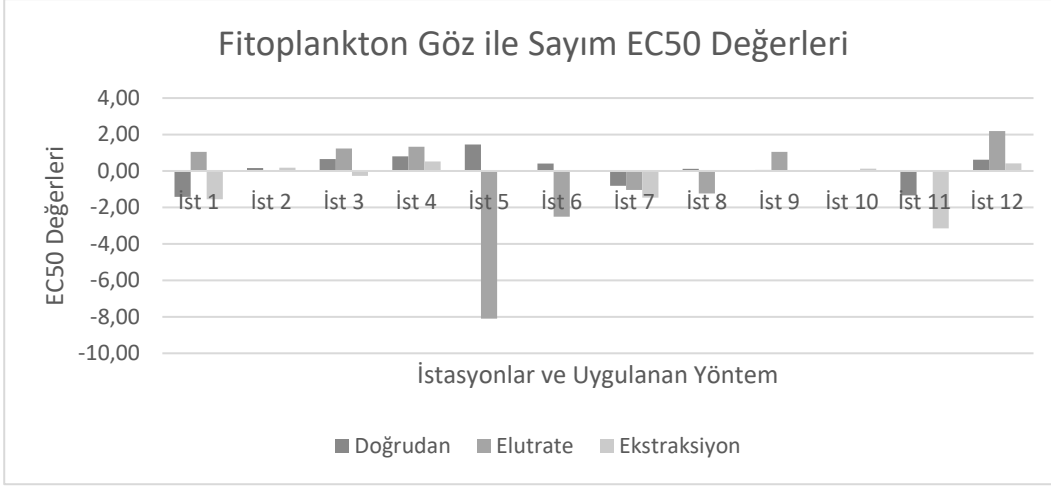
3.4 Verilerin Karşılaştırılmalı İnhibisyon Değerleri ile EC50 Verileri

Fitotoksisite çalışmasında hesaplanan EC50 değerleri Tablo 3.21’de verilmiştir. Değerler göz ile yapılan sayım sonuçlarında istasyon 10’un doğrudan ve istasyon 11’in elutrat yönteminde gözlemlenen hormesis sonucu hesaplanamamıştır. Florimetrik ölçümde ise aynı durum yine istasyon 10’un doğrudan uygulamasında görülmüştür.

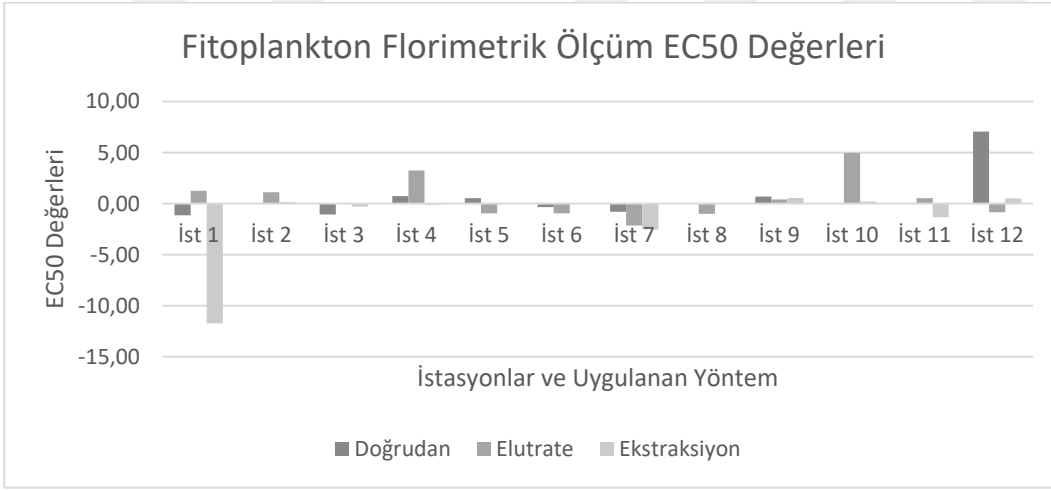
Tablo 3.21 EC50 Değerleri.

	EC50 Göz ile Sayım Değerleri			EC50 Florimetrik Ölçüm Değerleri		
	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon	Doğrudan	Elutrate	Ekstraksiyon
İst 1	-1,42	1,05	-1,55	-1,14	1,25	-11,72
İst 2	0,16	-	0,18	-0,01	1,11	0,16
İst 3	0,65	1,23	-0,27	-1,06	-	-0,3
İst 4	0,8	1,33	0,52	0,73	3,25	-0,11
İst 5	1,45	-8,1	-	0,53	-0,96	-
İst 6	0,41	-2,51	-	-0,34	-0,96	-
İst 7	-0,81	-1,04	-1,46	-0,8	-2,15	-2,54
İst 8	0,12	-1,23	0,03	0,04	-1,01	0,02
İst 9	0,05	1,04	0,03	0,69	0,41	0,54
İst 10	-	-0,01	0,13	-	4,97	0,21
İst 11	-1,34	-	-3,15	-0,03	0,53	-1,33
İst 12	0,62	2,19	0,42	7,06	-0,85	5,07

Fitotoksisite çalışmasının inhibisyon değerleri üzerinden hesaplanan EC50 sonuçları, uygulanan üç farklı yöntemin karşılaştırıldığı mikroskop ile sayım ve florimetrik ölçüm değerleri Şekil 3.8 ve Şekil 3.9’da verilmiştir.

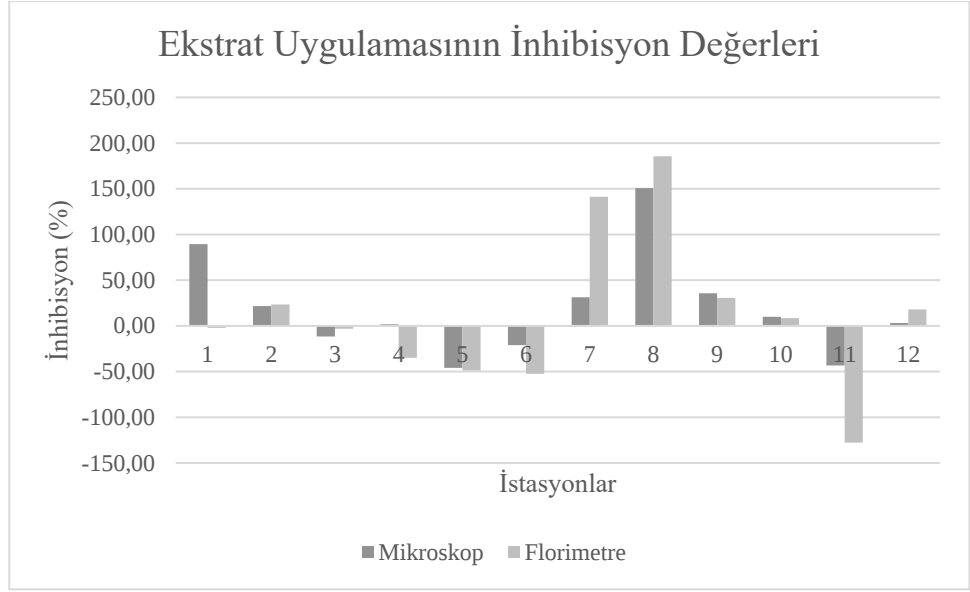


Şekil 3.8 Mikroskop ile gerçekleştirilen sayımın EC50 değerleri.

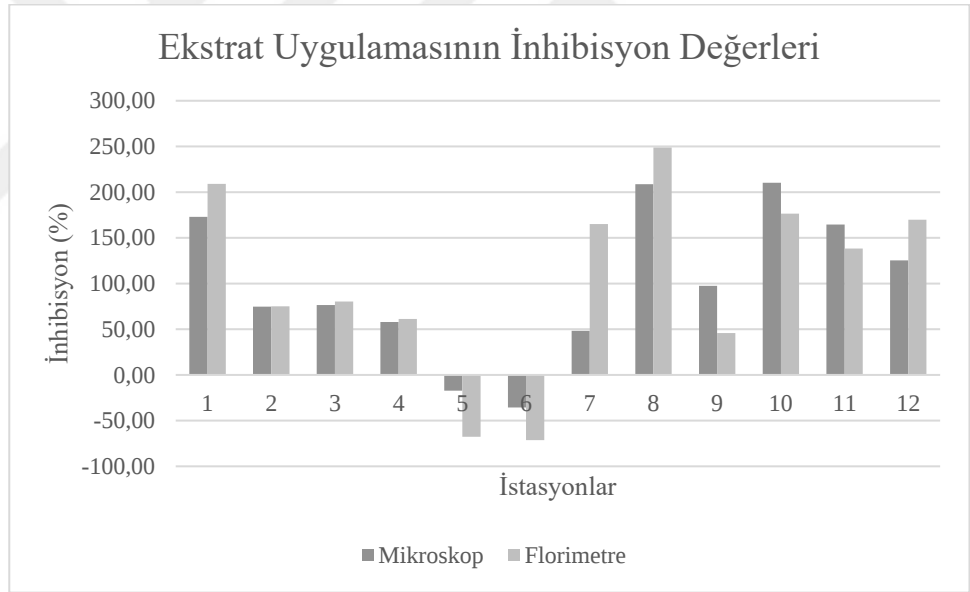


Şekil 3.9 Florimetre ile gerçekleştirilen ölçümlerin EC50 değerleri.

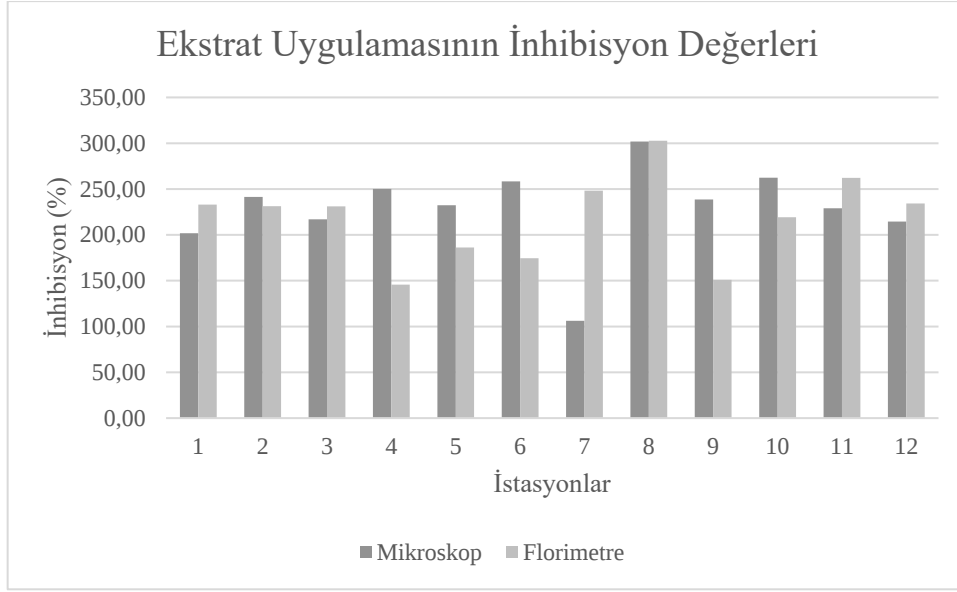
Fitotoksisite çalışmasının büyüme oranları üzerinden hesaplanan inhibisyon yüzdesi sonuçları, uygulanan 2 farklı ölçüm yöntemin karşılaştırıldığı mikroskop ile sayım ve florimetrik ölçüm değerleri Şekil 3.10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18’de verilmiştir.



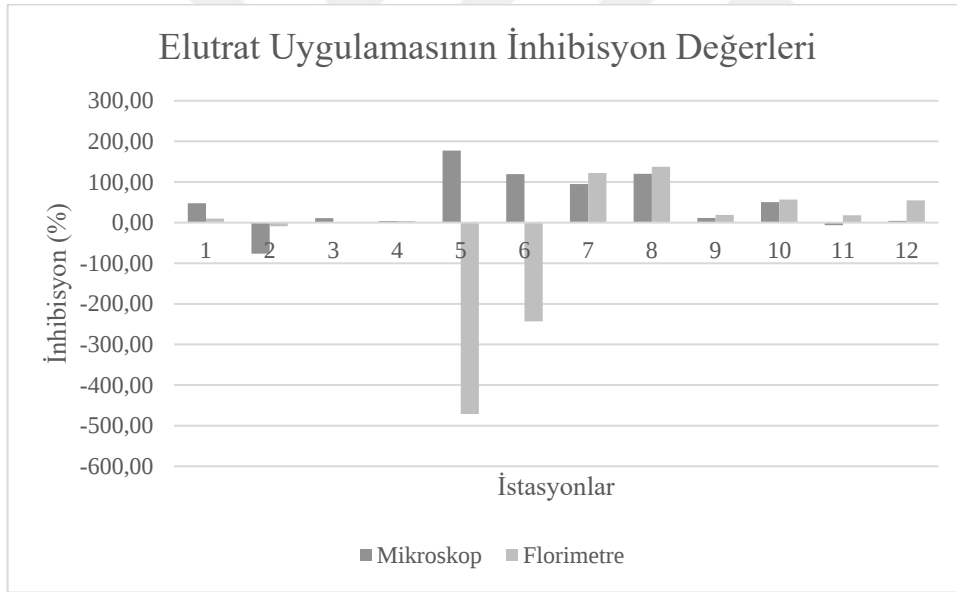
Şekil 3.10 0,01 g sedimentin ekstrakt uygulamasının inhibisyon değerleri



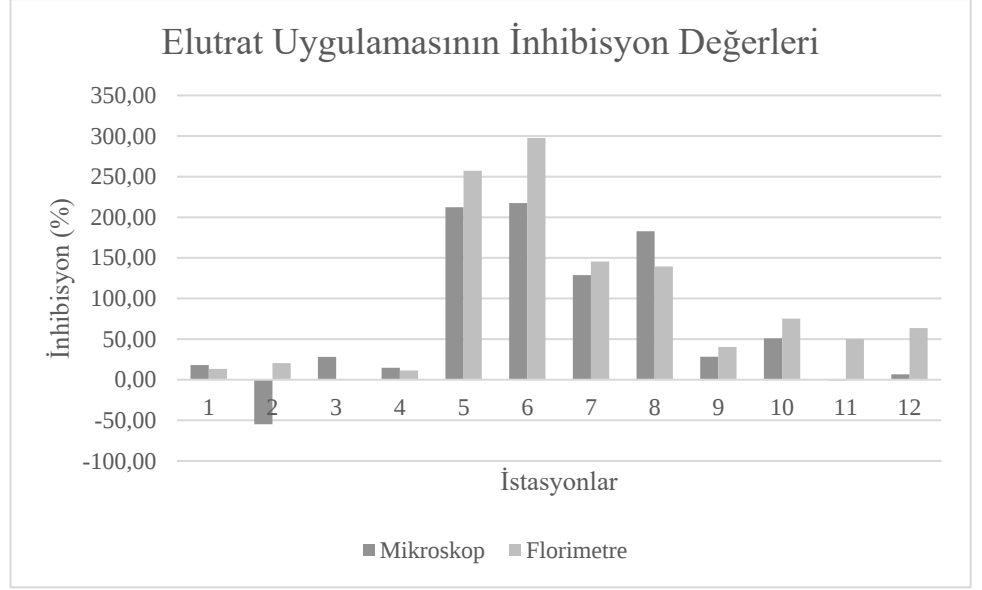
Şekil 3.11 0,1 g sedimentin ekstrakt uygulamasının inhibisyon değerleri



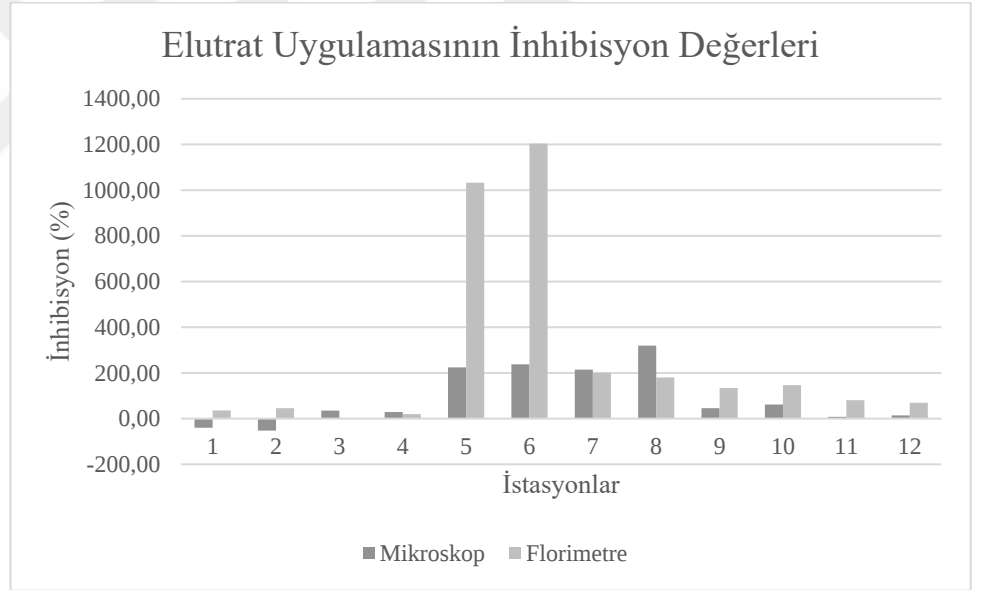
Şekil 3.12 1 g sedimentin ekstrakt uygulamasının inhibisyon değerleri



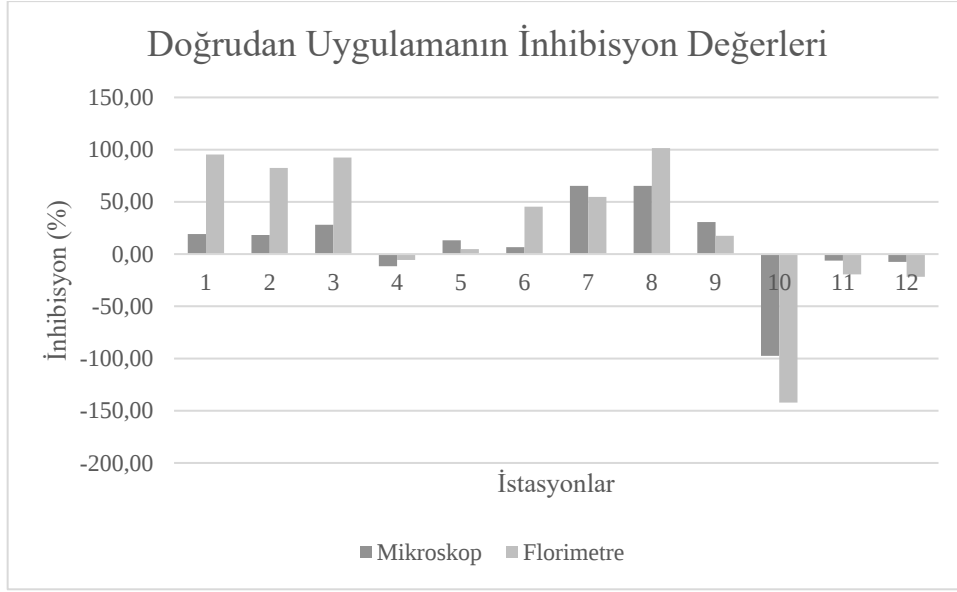
Şekil 3.13 0,01 g sedimentin elutrat uygulamasının inhibisyon değerleri



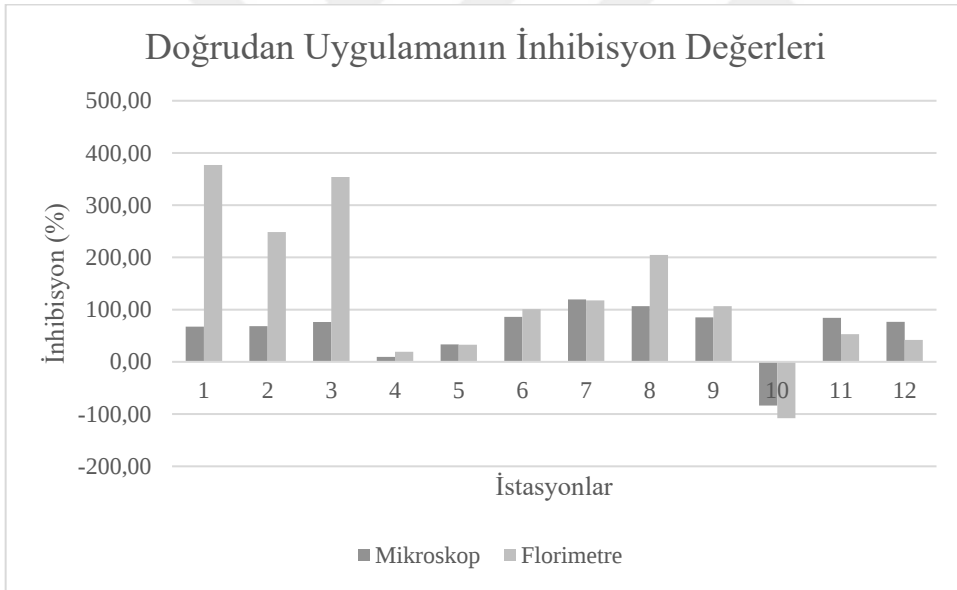
Şekil 3.14 0,1 g sedimentin elutrat uygulamasının inhibisyon değerleri



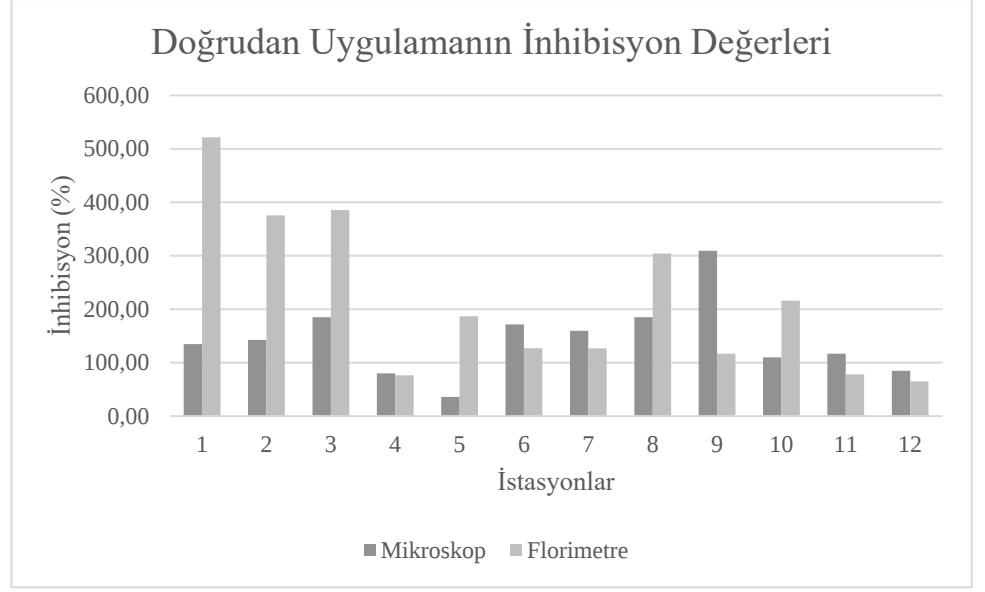
Şekil 3.15 1 g sedimentin elutrat uygulamasının inhibisyon değerleri



Şekil 3.16 0,01 g sedimentin doğrudan uygulamasının inhibisyon değerleri.



Şekil 3.17 0,1 g sedimentin doğrudan uygulamasının inhibisyon değerleri.



Şekil 3.18 1 g sedimentin doğrudan uygulamasının inhibisyon değerleri.

4. TARTIŞMA VE SONUÇ

Çalışma sonunda İzmir İç Körfezi'ndeki Büyük Kanal Projesi sonrasında ağır metal birikiminde çok büyük bir değişikliğin olmadığı gözlemlenmiştir. Sedimentteki bu kirliliğin biyotestler ile desteklenmesi sonucunda ise analitik olarak ölçülemeyen kirlilik etkileri İzmir Körfezi'nde daha detaylı bir biçimde değerlendirilmiştir.

İzmir İç Körfezi'nin 12 istasyonundan alınan sediment örneklerinin ağır metal içerikleri incelenmiştir. Yapılan analiz sonuçlarına göre kurşun 22,96 – 97,09 mg/kg (kuru ağırlık), çinko 93,9 – 297,4 mg/kg (kuru ağırlık), kadmiyum 0,09 – 0,6 mg/kg (kuru ağırlık), krom 69,4 – 148,7 mg/kg (kuru ağırlık), bakır 24,79 – 92,83 mg/kg (kuru ağırlık), civa 0,185 – 0,687 mg/kg (kuru ağırlık), mangan 337 – 557 mg/kg (kuru ağırlık), demir 25700 – 31800 mg/kg (kuru ağırlık), alümiyum 15200-22000 mg/kg (kuru ağırlık) değerleri arasında bulunmuştur. İçin gereken hesaplamalar yapılmış ve analiz sonuçları körfezin iç kısımlarına ilerledikçe kirliliğin arttığını göstermiştir. Bunun sebebi olarak, artan popülasyona bağlı antropojenik etkiler gösterilmektedir.

2008 yılında yapılan bir çalışmada İzmir İç Körfezi'nden alınan örneklerde metallerin ortalama değerleri kurşun 128,92 ppm, Zn 177,03 ppm, Cd 0,35 ppm, Cr 259,43 ppm, Cu 45,98, Hg 0,47 ppm, Mn 256,75 ppm olarak bulunmuştur. Sonuçlar yapmış olduğumuz çalışma ile karşılaştırıldığında kurşun birikiminde yarı yarıya bir düşüş söz konusu iken, Cr birikiminde iki kat artış olduğu gözlemlenmiştir (Ozkan, 2012).

Kurşun insan faaliyetleri ile ekolojik sisteme en önemli hasarı veren ilk metal olma özelliğini taşımaktadır. Kurşun atmosfere metal veya bileşik olarak yayıldığından her durumda toksik özellik taşımaktadır. En fazla yoğunluk ise Alsancak Liman ve Konak iskele önünde görülmüştür. Bu durumun kaynağı ise araç trafiği, ev ve sanayi atıkları, anti fouling boyalar ve kömür kullanımı olarak görülmektedir. Çalışmamızda bu durumu destekler nitelikte en fazla kirliliğin deniz ve kara trafiğinin yoğun olduğu bölgelerde olduğu tespit edilmiştir.

Krom, kurşun ve çinko miktarları Manda ve Melez'in uzun yıllar İç Körfez'e, deri fabrikalarının atık sularının boşaltılması ile gelmiş ancak yapmış

olduğumuz çalışmada fabrika taşınmış olmasına rağmen etkilerinin sürdüğü görülmüş ve yoğunluğun özellikle iç kısımlara gidildikçe arttığı, en yoğun bölgenin ise yine deniz ve araç trafiğinin en yoğun bölgelerde olduğu Turan arena önü ile Konak İskele olduğu belirlenmiştir.

1994 yılında İzmir İç Körfezi'nde yapılan bir çalışmada sedimentteki kurşun değerleri 62 ppm olarak belirlenmiş olup, bu durum çalışmamız ile tespit edilen konsantrasyon ile paralellik göstermenin yanı sıra sediment kalite kriterlerinin “eşik değer”inde kalmakta ve Igeo indeks kriterindeki yerini korumaktadır. Yine aynı çalışmada çinko biriki ile bakır birikimi 260 ppm ve 70 ppm olarak belirlenmiş ve çalışmamızla aynı sediment kriterleri “eşik değer”ini göstermiş ve Igeo indeks kriterlerini korumuştur. Bunun yanı sıra çinko “zenginleşme yok” özelliği gösterirken “ortalama seviye” yükselmiştir. Çalışmada kadminyum değerleri sonuçlarımız ile karşılaştırıldığında Igeo sırlamasında yer değiştirmezken, ER değerlendirmesinde 2 sınıf atlamış ve “ortalama zenginleşme seviyesine yükselmiştir. Kömür kullanımının büyük rol oynadığı Cd birikimindeki bu artışın sebebinin ise artan nüfus ve kentleşme olduğu düşünülmektedir. Sonuçlara göre Mn değerlerinde benzer birikim değerleri ve Igeo indeks sınıfı gözlemlense de çalışmamızda ER değerlerinde 1 sınıf değişmiş ve “az zenginleşme olduğu bulunmuştur. Bu durum yine de Manganın kararsız özellikte bir element olması sebebi ile direct olarak antropojenik olduğu yorumunu getirmemektedir (Atgin et al., 2000).

En kirletilmiş bölgelerden biri olan Konak İskele istasyonunda 1998 yılında yapılan bir örnekleme çalışmasında kurşun, krom ve mangan birikimi sırasıyla 68 ppm, 144 ppm ve 328 ppm olarak belirlenmiş ve çalışmamızla benzer sonuçlar göstermiş, birikimde önemli bir değişimin olmadığını ortaya koymuştur. Bunun yanı sıra çalışmamızda çinko ve bakır değerlerinde yaklaşık iki kat artış olduğu, bakırdaki artışta seviyenin kabuk kriterlerini de aştığı gözlemlenmiştir. Bunun sebebinin artan ev ve sanayi atıkları olabileceği gibi, nüfus yoğunluğunun artış gösterdiği bir bölge olduğundan artan kömür kullanımı ile popülasyon olabileceği düşünülmektedir (Küçüksezgin, 2001).

2013 yılında yapılan bir çalışmada ise Konak İskele sediment örneklerinde ağır metal birikimleri incelenmiş ve Pb, Zn, Cd, Cr, Cu ve Hg değerleri kabuk seviyesinin üzerinde tespit edilmiştir. Bulunan değerler çalışmamızla

karşılaştırıldığında Pb, Zn, Cd ve Cu metallerinin seviyelerinde artış olduğu, hatta bakırın kabuk seviyesinin altında iken üstüne çıktığı, en fazla artışın ise Zn birikiminde olduğu gözlemlenmiştir. Krom ve civa birikiminde az bir azalma söz konusu olsa da Igeo indeks sınıflandırmasında bir değişim olmadığı görülmüştür (Gülşen, 2014).

Turan Karayolları İskele Önü'nden, 1998'de yapılan bir örnekleme çalışmasında Pb, Zn, Cd, Cr, Cu ve Hg metallerinin seviyesinin kabuk seviyesinin üzerinde olduğu bulunmuş, Cd ve Hg metalleri hariç Igeo indeks sınıflandırmasında ortalama altı bir kirlilik gösterdikleri belirlenmiştir. Sonuçlar çalışmamızla benzerlik gösterirken, Pb, Cd, Cr ve Hg birikiminde az da olsa bir düşüş olduğu gözlemlenmiş, buna karşılık olarak ise bakırdaki artışın kabuk değerlerinin altında iken üstüne çıktığı belirlenmiştir (Küçüksezgin, 2001). Yine aynı Çalışmanın Mavikent istasyonunda Cu ve Mn hariç tüm metaller kabuk seviyesinin üzerinde bir değer göstermiştir. Değerleri çalışmamız ile karşılaştırdığımızda ise kurşun ve civa değerlerinin yarı yarıya azalırken, Mn değerlerinin iki kat arttığı, krom ve civa birikiminin ise kabuk seviyesinin altına kadar düştüğü belirlenmiştir (Küçüksezgin, 2001).

Turan Karayolları İskele Önü'nde 2015 yılında yapılan başka bir çalışmada ise Pb birikimi 11,3 ppm olarak hesaplanırken yapmış olduğumuz çalışmada bu birikimin 7 kat artarak 70 ppm seviyesine geldiği gözlemlenmiş ve bu durumun artan araç kullanımı ile evsel atıklara bağlı olabileceği belirlenmiştir. Yine farklı bir sonuç bakır değerlerinde gözlemlenmiş ve 2015 yılında hesaplanan 38 ppm değerinin 62 ppm'e yükselip kabuk değerini de aştığı gözlemlenmiştir (Kurt, 2016). Aynı çalışmanın Karşıyaka Nikah Salonu istasyonundan yapılan örneklendirilmesinde ise Pb değerleri kabuk seviyesinin altında hesaplanırken, çalışmamızda 5 kat artış olduğu ve değerlerin kabuk seviyesinin de üzerine çıktığı belirlenmiştir. Zn, Cr ve Cu birikimlerinde de artış söz konusu iken mangan seviyesinde düşüş olduğu belirlenmiştir. Çalışmanın İç Körfez'in daha dışına doğru kalan İnciraltı bölgesinde ise sırasıyla 123 ppm ve 104 ppm olarak hesaplanan Zn ve Cr değerleri çalışmamızda 93,9 ppm ve 69,4 ppm olarak hesaplanmış, bu değerlerin kabuk seviyesinin de altına indiği gözlemlenmiştir. Genel olarak bir iyileşme söz konusu olsa da kurşunda çıkan değerler bunun aksini göstermekte ve

çalışmamızda birikimin 5 kattan fazla olduğu, kabuk seviyesinin de üzerine çıktığı gözlemlenmiştir.

Çalışmamız 1997-2009 yılları arasında yapılan İzmir İç Körfezi'ndeki ağır metal kirliliğinin izlendiği araştırma ile karşılaştırıldığında, kurşun, çinko ve bakır değerlerinin TEL değeri üzerinde kaldığını, kadmiyumun TEL değerlerinin altında bir seyir izlediğini göstermektedir. Bakır ile civa değerleri yıllar içerisinde PEL değerlerinin üzerine çıkmış olsa da, çalışma sonuçlarımıza göre az PEL değerlerinin altında sonuçlar bulunmuştur (Kucuksezgin et al., 2011).

Çalışmanın ikinci basamağı olan fitotoksisite çalışmasında sedimentteki ağır metal kirliliğinin desteklenmesi amacı diatom türü olan *Phaeodactylum tricornutum* kullanılarak kısa süreli fitotoksik etkinin belirlenmesi amacı ile standart test protokolü (OECD 201 Algal Büyüme İnhibisyonu) kullanılmıştır. Sediment örneklerinin *P. tricornutum*'un büyümesi üzerine etkisi ışık mikroskopunda Neubauer sayma kamerası ile hücre sayısının hesaplanmasıyla ve florimetrik ölçümlerle belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, 3 farklı yöntem içerisinde en çok ekstraksiyonu yapılan sediment örneklerinin algal büyümeyi kısıtladığı gözlemlenmiştir. Bunun sebebinin yağda çözünen bileşiklerin suda çözünenlere oranla daha fazla toksik etki yarattığı yönündedir.

En yüksek inhibisyon değeri elutrate uygulamasında istasyon 5 ve 6'da gözlemlenmiştir. Bunun sebebinin körfeze bırakılan atıkların ilk izlediği yol olması kaynaklı olduğu ve suda çözünen bileşiklerin sedimentteki oranının fazla olup toksik etki yarattığı yönündedir. İkinci en yüksek inhibisyon değerleri ise doğrudan yapılan sediment uygulamasında ve istasyon 1, 3 ve 2'de olduğu gözlemlenmiştir. Bu istasyonlar körfezin en iç kısımlarında kaldıklarından körfezin en kirli bölgelerini oluşturmaktadırlar. Ekstrakt örneklerinin biyodeney sonuçlarında ise en yüksek inhibisyon değerlerinin hesaplandığı nokta istasyon 8 olarak belirlenmiştir. Bu istasyon çalışma alanında en fazla civa birikiminin olduğu istasyondur.

Tüm istasyonlarda yapılan 3 ayrı yöntem ve 2 ayrı sayım metodunda da konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği yönündedir. Bu durum İzmir İç Körfez'in canlı yaşamı için uygun bir ortam oluşturmadığını kanıtlar niteliktedir.

Sonuçlara göre, tüm istasyonlarda, her üç yöntemin mikroskop ile sayımı ve florimetrik ölçümlerinde kontrol grubuna göre artan konsantrasyona bağlı olarak inhibisyon yüzdesinde artış olduğu belirlenmiştir. Florimetre ile yapılan ölçümler, elutrate yöntemi hariç, diğer uygulanan yöntemlerde mikroskop ile sayıma oranla daha yüksek olarak hesaplanmıştır. Bunun sebebinin gözle yapılan sayımların sadece sayısal değeri yansıtırken, florimetrik ölçümlerin canlıdaki klorofil-a odaklı olması olarak düşünülmektedir.

Tüm istasyonlarda yapılan 3 ayrı yöntem ve 2 ayrı sayım metodunda da konsantrasyon artışına bağlı olarak inhibisyonun da artış gösterdiği yönündedir. Bu durum İzmir İç Körfez'in canlı yaşamı için uygun bir ortam oluşturmadığını kanıtlar niteliktedir.

İzmir Körfezi'nin deniz trafiğinin olduğu liman kısmında fazla biyolojik aktivite oluşması sonucu oksijen tüketimindeki değişiklikler, bunun nedenleri ve sonuçları rapor edilmiştir (Büyüksık and Koray, 1984). Bunun yanısıra, İzmir Körfezi'nin kirlenmiş bölgelerinde mikrop planktonik tür zenginliğinin ve Shannon-Weiner çeşitlilik indekslerinin ortamdaki nütrientlerinden olumsuz yönde etkilendiği tespit edilmistir (Koray and Büyüksık, 1987). Bu çalışmalar, yapmış olduğumuz araştırmalardaki fitoplankton büyümesinin hormesis gösterdiği alanlarda oluşabilecek tehlikeleri desteklemektedir.

İzmir Körfezi'nin mikrop planktonunda meydana gelen değişimlerde ortam faktörlerinin rolünün araştırıldığı bir çalışmada, Ege Denizi'nden gelen oligotrofik suların Güzelyalı-Eski Gediz Ağızı hattının barısında daima etkin olduğu, doğusunda ise ötrofik karakterli suların bu su kitleleri ile periyodik bir şekilde karışarak planktonların aşırı üremesi için uygun bir ortam oluşturdukları belirlenmiştir (Koray, 1985). Çalışmalar araştırma sonuçlarımıza göre göre fitoplanktonların besleyici element fazlalığında aşırı üreme gösterdiğini kanıtlar niteliktedir.

1992 yılında yapılan bir çalışmada, sıcaklık, ışık ve besleyici elementlerin varlığının birincil üretim üzerindeki etkisi çalışılmış ve fitoplankton biyomasının üreme dönemi boyunca fosfat, nitrat, ışık ve sıcaklık artışına bağlı olarak arttığının belirlenmesinin yanısıra tür süksesyonunun da silikat kontrolünde olduğu sonucuna varılmıştır (Koray ve Büyüksık, 1992). Silikat, araştırmada kullandığımız diatom türü olan *Phaeodactylum tricornutum* üremesinde önem arz etmektedir.

İzmir Körfezi'nde yapılan deniz suyu analizlerinde Fe, Cu ve Zn seviyeleri maksimuma ulaştıkça planktonların üremesinin de değişiklikler gözlemlendiği tespit edilmiştir (Parlak et al., 1994a). Bu durum çalışmamıza paralel sonuçlar göstermektedir.

1995 yılında yapılan bir çalışmada İzmir Körfezi'ne akan Manda, Melez, Laka, Bostanlı, Bornova ve Gediz'den toplanan sediment örneklerinde *S. typhimurium* türü kullanılarak Ames mutajenite testi yapılmış, testte TA98 ve TA100 suşları ile çalışılmıştır. Çalışma sonuçlarına göre körfezin iç kısımlarına akan nehirlerin kirlilik yüklerine bağlı olarak mutajeniteye neden olduğu ve iç, orta ve dış körfezdeki sonuçlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olduğu tespit edilmiştir (Boyacıoğlu and Parlak, 2001). Bu durum çalışmamıza paralel olarak İzmir İç Körfezi'nin canlı yaşamı için uygun olmadığı sonucunu desteklemektedir.

İzmir Körfezi'ndeki kantitatif fitoplankton dağılımları, pigment maddeleri (klorofil a ve feopigment) ve partikül organik karbon arasındaki ilişkilerin incelendiği bir çalışmada, bu değişkenlerin ortam faktörleri ve özellikle besleyici elementler ile olan etkileşimleri araştırılmıştır. Çalışmanın sonucunda özellikle iç körfezde fitoplankton patlamalarına bağlı olarak besin tuzu değerleri ile klorofil a ve partikül organik karbon değerlerinin birbiri ile ilişkili olduğu tespit edilmiştir (Metin, 1995).

Sonuçlar, İzmir İç körfezi'nde büyük kanal projesi sonrası sedimentteki ağır metal birikiminde çok büyük bir değişikliğin olmadığını göstermektedir. Tezde amaçlandığı gibi analitik olarak ölçülemeyen kirlilik etkenlerinin canlı üzerindeki etkileri belirlenmiş ve İzmir İç Körfez kirliliği daha detaylı olarak değerlendirilmiştir. Bu sonuçlar biyotestlerin yalnızca kimyasal hedef analizi ile kısmen açıklanabileceğini göstermektedir. Bu nedenle bu çalışma, körfezdeki kirliliğin daha fazla tanımlaması ve çoklu kirliliğin belirlenmesi ihtiyacını savunmaktadır. Bununla birlikte, körfezde bulunan kirleticilerin riskini değerlendirmek için izleme programlarında rutin olarak uygulanmalara ve deneysel yöntem doğrulaması ile yıllar içindeki değişimin gözlemlenmesini sağlamak için daha fazla çalışmaya ihtiyaç duyulmaktadır.

Bu çalışma İzmir Körfezi'nde ilk kez gerçekleştirilmektedir. Araştırma sonuçları, İzmir Körfezi'nde gerçekleştirilecek olan diğer çalışmalara da ışık tutarak, kirlilik ölçümlerinin biyotestler ile desteklenmesinin önemi konusunda

daha fazla çalışma yapılmasının gerekliliğini savunmaktadır. İzmir Körfezi'ndeki gelecekteki araştırmaların, fitoplankton, balık ve midye dokusundaki ağır metallerin ve organik kirleticilerin birikimi ile fitotoksisite ve oksidatif stres gibi biyoişaretlerin çalışılması önerilmektedir.



KAYNAKLAR DİZİNİ

- Acara, A. and Nalbandoğlu, U.**, 1960, Preliminary report on the red tide outbreak in the Gulf of Izmir. Rapp. p.-V. Reun. Comnn: Int. Explor. Scient. Mer. Mediterr., 15 (3), 33-38pp.
- Aglac, E. and Balkis, N.**, 2014, Investigation of the Seasonal Variation in the Phytoplankton in the Surface Waters of the Gulf of Edremit Investigation of the Seasonal Variation in the Phytoplankton in the Surface Waters of the Gulf of Edremit. IUFS Journal of Biology, 73 (2): 31-46 73(2): 31-46pp.
- Akhan, M.**, 2014, Piyasada Satışa Sunulan Kaynak Suları ve Doğal Mineralli Sularda Ağır Metal Kalıntılarının Araştırılması, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü, 90s.
- Aktan, Y.**, 2011, Large-scale patterns in summer surface water phytoplankton (except picophytoplankton) in the Eastern Mediterranean Large-scale patterns in summer surface water phytoplankton (except picophytoplankton) in the Eastern Mediterranean. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 91 (4): 551-558pp.
- Albaladejo, E., Rizzi, J., Fernandes, D., Lille-Langøy, R., Karlsen, O. A., Goksøyr, A. and Porte, C.**, 2016, Assessment of the Environmental Quality of Coastal Sediments by Using a Combination of in vitro Bioassays. *Marine pollution bulletin*.
- Altug, G., Aktan, Y., Oral, M., Topaloglu, B., Dede, A., Keskin, C., Isinibilir, M., Cardak, M. and Pelin Ciftci, P.S.**, 2011 Biodiversity of the northern Aegean Sea and southern part of the Sea of Marmara, Turkey Biodiversity of the northern Aegean Sea and southern part of the Sea of Marmara, Turkey. Marine Biodiversity Records, 4: 1-17pp.
- Arinc, E. and Sen, A.**, 1999, Hepatic cytochrome P4501A and 7-ethoxyresoru@n Odeethylase induction in mullet and common sole as an indicator of toxic organic pollution in Izmir Bay, Turkey. Mar. Environ. Res., 48(2): 147-160pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Arslan, Ö. Ç., Parlak, H., Katalay, S., Boyacioglu, M. and Karaslan, M. A.,** 2009, Embryotoxic effects of water and sediment from Nif Brook (Western Turkey) on sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18(5a), 663-669pp.
- Arslan, Ö. Ç., Parlak, H., Katalay, S., Boyacioglu, M., Karaaslan, M. A., and Guner, H.,** 2010, Detecting Micronuclei Frequency in Some Aquatic Organisms for Monitoring Pollution of Izmir Bay (Western Turkey), *Environmental monitoring and assessment*, 165:55-66pp.
- Atalar, M., Küçüksezgin, F., Duman, M. and Gonul, L.T.,** 2013, Heavy Metal Concentrations in Surficial and Core Sediments From Izmir Bay: an Assessment of Contamination and Comparison Against Sediment Quality Benchmarks, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 91:69-75pp.
- Atgin, R. S., El-Agha, O., Zararsız, A., Kocataş, A., Parlak, H. and Tuncel, G.,** 2000, Investigation of the Sediment Pollution in Izmir Bay: Trace Elements, *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 55:1151-1164pp.
- Balkis, N. and Balci, M.,** 2009, Seasonal variations of nutrients and chlorophyll a in the coastal waters of the Edremit Bay and the trophic index (Trix) values of the environment. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19 (7): 1328-1336pp.
- Balkis, N. and Koray, T.,** 2001, About the presence of genus *Pyrophacus* Stein, 1883 with special emphasis on *Pyrophacus vancampoae* (Rossignol) Wall and Dale (Dinophyceae) in Eastern Mediterranean. *E.U. Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18 (3-4): 541-545pp.
- Balkis, N.,** 2000, Five dinoflagellate species new to Turkish Seas. *Oebalia*, 26: 97-108pp.
- Balkis, N.,** 2005, Contributions to the knowledge of marine phytoplankton of Turkey. *Pakistan Journal of Botany*, 37 (4): 807-814pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Balkis, N.**, 2008, First record of *Planktoniella sol* (Wallich) Schütt, 1893 from Turkish coasts. *IUFS Journal of Biology*, 67 (1): 89-92pp.
- Balkis, N.**, 2009, Seasonal variations of microphytoplankton assemblages and environmental variables in the coastal zone of Bozcaada Island in the Aegean Sea (NE Mediterranean Sea). *Aquatic Ecology*, 43: 249-270pp.
- Balls, P.W., Hull, S., Miller, B.S. and Pirie, J.M.**, 1997, ProctorTrace metal in Scottish estuarine and coastal sediments. *Marine Pollution Bull.* 34, 42-50pp.
- Bargu S., Koray, T. and Lundholm, N.**, 2002, First report of *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup & Hasle 2003, A new potentially toxic species from Turkish coasts. *Ege J Fish Aqua Sci*, 19(3-4): 479 – 483pp.
- Barhoumi, B., Elbarhoumi, A., Clérandeau, C., Al-Rawabdeh, A. M., Atyaoui, A., Touil, S. and Cachot, J.**, 2016, Using an Integrated Approach to Assess the Sediment Quality of an Mediterranean Lagoon, the Bizerte Lagoon (Tunisia), *Ecotoxicology*, 1-23pp.
- Bergin, F., Kucuksezgin, F., Uluturhan, E., Barut, I.F., Meric, E., Avsar, N. and Nazik, A.**, 2006, The Response of Benthic Foraminifera and Ostracoda to Heavy Metal Pollution in Gulf of Izmir (Eastern Aegean Sea), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:368-386pp.
- Bizsel, N. and Bizsel, K.C.**, 2002, New records of toxic algae *Heterosigma* cf. *Akashiwo* and *Gymnodinium* cf. *Mikimotoi* in the hypereutrophic Izmir Bay (Aegean Sea): Coupling between organisms and water quality parameters. *Israel Journal of Plant Sciences*, 50: 33-44pp.
- Bizsel, N., Öztürk, M. and Metin, G.**, 1997, The role of iron on the phytoplankton growth in heavily polluted Izmir Bay. in: R. RAJAR, C. A. BREBBIA (Eds.), *The Proceedings of Fourth International Conference on Water Pollution*, pp. 659-669pp.
- Borowitzka, M. A., and Volcani, B. E.**, 1978, The polymorphic diatom *Phaeodactylum tricornutum*: Ultrastructure of its morphotypes 1, 2. *Journal of Phycology*, 14(1), 10-21pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Bowler, C., Allen, A. E., Badger, J. H., Grimwood, J., Jabbari, K., Kuo, A., and Rayko, E.,** 2008, The *Phaeodactylum* genome reveals the evolutionary history of diatom genomes. *Nature*, 456(7219), 239-244pp.
- Boyacioglu, M. and Parlak, H.,** 2001, Mutagenicity of River Sediments Draining into Izmir Bay. *E.U. J. Fish. Aquat. Sci.*, 18(3-4): 325-331pp.
- Boyacioglu, M., Parlak, H., Arslan, O.C., Katalay, S., and Karaslan, M.A.,** 2011, Study of Mutagenicity of Metabolized Pollutants in Some Tissues of Black Gobby (*Gobius niger*) and Black Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Izmir Bay (Western Turkey). *J. Anim. Vet. Adv.*, 10(16): 2135-2139pp.
- Boyacioglu, M., Parlak, H., Oral, R. and Cakal, O.,** 2008, Mutagenicity of sediment and water samples from Nif Brook (Western Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(1), 9p.
- Boyacioglu, M., Parlak, H., Oral, R. ve Çakal, A.Ö.,** 2002, İzmir İç Körfeze Dökülen Derelerin Ames Testi ile Genotoksisitesinin Belirlenmesi. *Türkiyenin Kıyı ve Deniz Alanları IV. Ulusal Konferansı, İzmir, Cilt 2: 957-967ss.*
- Brown, M. R. and Miller, K. A.,** 1992, The ascorbic acid content of eleven species of microalgae used in marine culture. *J. App. Phycol.* 4:205–15pp.
- Bryan, G. W.,** 1984, Pollution due to heavy metals and their compounds. *Marine Ecology*, Vol. 5, Part 3 (Ed; Otto Kine). John Wiley & Sons Ltd. 1289 - 1431pp.
- Burton Jr, G.A.,** 2002, Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3(2), 65-76pp.
- Buynevich, I.V.,** 2016, Encyclopedia of Estuaries, *Heavy Minerals*, 355p.
- Buyukisik, B. and Koray, T.,** 1984, The causes and consequences of oxygen utilization caused by extremely high biological activity in Izmir Bay. *V. Turk-Alman Cevre Muh. Sempozyumu, İzmir*, 11-16pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Buyukisik, B., Gokpinar, S. and Parlak, H.,** 1997, Ecological modelling of Izmir Bay. *Su Ürünleri Dergisi*, 14 (1-2): 71-91pp.
- Buyukisik, B., Koray, T. ve Parlak, H.,** 1994, Red-tide sezonunda Izmir Körfezi'nin primer produktivitesi. *E.U. Fen Fakultesi Dergisi, Seri B. Ek* 16/1.
- Chhokar, K., Pandya, M. and Raghunathan, M.,** (Eds.), 2004, Understanding Environment, SAGE Publications, India, 325p.
- Chorvatovicova, D.,** 1987, Synergic effects on chromosome aberration frequency of chromium and nickel ions in vivo. *BIOLOGIA(BRATISL.)*, 42(11), 1047-1052pp.
- Cid, A., Herrero, C., Torres, E. and Abalde, J.,** 1995, Copper toxicity on the marine microalga *Phaeodactylum tricornutum*: effects on photosynthesis and related parameters. *Aquatic toxicology*, 31(2), 165-174pp.
- Ciftci N.S.,** 2011, Phytoplankton composition of the offshore waters of the Turkish Seas -October 2000. *Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 7(2): 23-36pp.
- Çolak, F.,** 2000, *İzmir Körfezi Mikroplankton'unun Kalitatif ve Kantitatif Dağılımı*. İzmir: Yüksek Lisans Tezi, E. Ü. Su Ürünleri Fakültesi Temel Bilimler ABD.
- Çolak-Sabancı, F. ve Koray, T.,** 2001, İzmir Körfezi (Ege Denizi) Mikroplankton'unun Vertikal ve Horizontal Dağılımına Kirliliğin Etkisi. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 18 (1-2), 187-202pp.
- Çolak-Sabancı, F. ve Koray, T.,** 2005, İzmir Körfezi'nde 1998-2001 Yılları Arasında Fitoplanktonik Tür Çeşitliliği Değişimi. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi* 2005, 22 (3-4), 273-280pp.
- Deng, G., Zhang, T., Yang, L. and Wang, Q.,** 2013, Studies of biouptake and transformation of mercury by a typical unicellular diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Chinese Science Bulletin*, 58(2), 256-265pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Duman, M., Avcı, M., Duman, Ş., Demirkurt, E. and Düzbastılar, M. K.,** 2004, Surficial Sediment Distribution and Net Sediment Transport Pattern in Izmir Bay, Western Turkey. *Continental Shelf Research*, 24:965-981pp.
- Egemen, Ö. and Sunlu, U.,** 1996, Su kalitesi (Ders kitabı) (II.Baskı). Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayın No: 14. 102p.
- Egemen, Ö.,** 1999, Çevre ve su kirliliği (2. Baskı). Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayın No: 42. 101p.
- Ergen, Z.,** 1967, The main planktonic organisms found in the bay of Izmir. E.U. Fen Fak. Ilmi Rap. Ser., 47: 1-21pp.
- Ergin, M. and Yemenicioğlu S.,** 1997, Geologic assessment of environmental impact in bottom sediments of the eastern Aegean Sea, *International Journal of Environmental Studies* 51(4), 323-334pp.
- Ergin, M., Saydam, C., Baştürk, Ö., Erdem, E. and Yörük, R.,** 1991, Heavy Metal Concentrations in Surface Sediments from the Two Coastal Inlets (Golden Horn Estuary and Izmit Bay) of the northeastern Sea of Marmara, *Chemical Geology*, 91:269-285pp.
- Garip, N.,** 2006, *İzmir İç Körfezi Fitoplankton Toplulukları Üzerine İzmir Büyük Kanal Projesini Oluşturduğu Etkiler*. İzmir: Yüksek Lisans Tezi, E. Ü. Su Ürünleri Fakültesi Temel Bilimler ABD.
- Geldiay, R. and Ergen, Z.,** 1968, Athecate marine dinoflagellates living in our region. *Balık ve Balıkçılık*, 6 (16): 1-7pp.
- Geldiay, R. and Uysal, H.,** 1978, A report on the primary productivity in the bay of Izmir. E.U. F.F. Journal, Ser. B, 1 (2): 1-24pp.
- Geldiay, R. ve Kocataş, A.,** 1973, İzmir Körfezinde Pollusyonun Hidrografik ve Biyolojik Etkileri Üzerine İlk Görüşler. IV. *Bilim Kongresi*, 5-8ss.
- Gelman, F., Binstock, R. and Halicz, L.,** 2012, Application of the Walkley–Black Titration for the Organic Carbon Quantification in Organic Rich Sedimentary Rocks, *Fuel*, 96:608-610pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Gençay, H.A. and Büyükkışık, B.,** 2004, Effects of Sewage Outfall on Phytoplankton Community Structure in Izmir Bay (Aegean Sea). *Su Ürünleri Dergisi*, 21(1).
- Gibson, J.A.E., Garrick, R.C, Burton, H. R. and McTaggart, A. R.,** 1990, Dimethyl sulfide and the alga *Phaeocystis pouchettii* in antarctic coastal waters. *Mar. Biol.* 104:339–46pp.
- Gokalp, N.,** 1972, A study of plankton conditions of Edremit, Bodrum and İskenderun Gulfs. I.U. Fen Fak. Hidrobioloji Ens. Yay., 3: 1-71pp.
- Gokpinar, S. and Koray, T.,** 1983, Observations on *Rhizosolenia* (Ehrenberg) Brightwell species living in Izmir Bay. *E.U. F.F. Journal, Ser. B, Suppl.*, 201-219pp.
- Gómez-Loredo, A., Benavides, J., and Rito-Palomares, M.,** 2016, Growth kinetics and fucoxanthin production of *Phaeodactylum tricornutum* and *Isochrysis galbana* cultures at different light and agitation conditions. *Journal of applied phycology*, 28(2), 849-860pp.
- Groot, A.J.,** 1976, Processes affecting heavy metals in estuarine sediments. *Estuarine chemistry*.
- Guillard, R. R. and Ryther, J. H.,** 1962, Studies of Marine Planktonic Diatoms: I. *Cyclotella* Nana Hustedt, and *Detonula Confervacea* (CLEVE) Gran., *Canadian journal of microbiology*, 8:229-239pp.
- Güler, Ç. ve Çobanoğlu, Z.,** 1994, Su Kirliliği, Aydoğdu Ofset, Ankara, Yayın No: 12, 30s.
- Gülşen, D.F.,** 2014, Historical Trends Of Heavy Metals In Sediment From İzmir Bay, Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, 111p.
- Guresen, A. and Aktan, Y.,** 2014, Seasonal and vertical variations of phytoplankton composition in Marine Park of Gökçeada Island in the North Aegean Sea Seasonal and vertical variations of phytoplankton composition in Marine Park of Gökçeada Island in the North Aegean Sea. *Black Sea/Mediterranean Environment*, 20 (3): 200-212pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Herut, B. and Sandler, A.**, 2006, Normalization methods for pollutants in marine sediments: review and recommendations for the Mediterranean. New York: UNEP/MAP, 23p.
- Hocking, R.R.**, 1996, *Methods and applications of linear models. Regression and the analysis of variance*. New York: Wiley.
- Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A. and Cairns, J.**, 2003, Handbook of Ecotoxicology, Second Edition. Chap.1:1-3pp.
- Hong, W. J., Jia, H., Li, Y. F., Sun, Y., Liu, X. and 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*, 128:11-20pp.
- İBB**, “Atıksu Arıtma Uygulamaları”, <https://www.izmir.bel.tr/Projeler/5/149/ara/tr> (Erişim Tarihi: 21.12.2016)
- İBB, İZSU Genel Müdürlüğü**, 2012, Büyük Kanal Projesinin İzmir Körfezi Denizel Ortamında Fiziksel, Kimyasal, Biyolojik ve Mikrobiyolojik Etki ve Sonuçlarının İzlenmesi, Sonuç Raporu, DEÜ Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Enstitüsü, 167s.
- İBB, İZSU Genel Müdürlüğü**, 2016, İzmir Körfezi ve Limanı Rehabilitasyon Projesi Kapsamında Açılacak Sirkülasyon ve Navigasyon Kanallarının İzmir Körfezi Denizel Ortamında Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik Etki ve Sonuçlarının Değerlendirilmesi, Final Raporu, EÜ Su Ürünleri Fakültesi.
- ISO (International Standard Organization)**, 1995, Water Quality-Marine Algal Growth Inhibition Test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*, ISO 10253:1995(E), 12p.
- Jagadeesan, G.**, 2004, Mercury poisoning and its antidotes. *Biochem. Cell. Arch*, 4, 61-83pp.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A. ve Timur, S.**, 2004, Metallerin Çevresel Etkileri –I, İTÜ Metalürji ve Malzeme Mühendisliği Bölümü, İstanbul.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Kaplan, V.**, 2010, Karaduvar Bölgesi (Mersin) Yeraltı Sularında Görülen Ağır Metal Kirliliğinin Sebepleri ve Konsantrasyonlarında Meydana Gelen Mevsimsel Değişimlerin İzlenmesi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Mersin.
- Katalay, S. ve H. Parlak.**, 2002, Su Kirliliğinin, *Gobius niger* (Linn., 1758) (Pisces: Gobiidae)'in Kan Parametreleri Üzerine Etkileri (Effects of water pollution on blood pressure of *Gobius niger*). (E.U. J. Fish. Aquat. Sci., 19(1-2): 115–12ss.
- Katalay, S., Boyacioglu, M., Arslan, O. C., Parlak, H. and Karaaslan, M. A.**, 2012, Phytotoxicity of water and sediment from Nif Brook (Izmir, Turkey) on green algae *Desmodesmus* (= *Scenedesmus*) *subspicatus*. *Ekoloji*, 21(83), 25-31pp.
- Kennish, M. J.** (ed.), 1997, Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Kennish, M. J.**, 1998, Trace metal-sediment dynamics in estuaries: pollution assessment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 155, 69–110pp.
- Kennish, M. J., Livingston, R. J., Raffaelli, D., and Reise, K.**, 2008, Environmental future of estuaries. In Polunin, N. (ed.), *Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 188–208pp.
- Kennish, M.J.**, 1998, *Pollution Impacts on Marine Biotic Communities*, CRC Press, London, 310p.
- Khan, S. H., and Saifullah, S. M.**, 1986, Bioassay studies of phytoplankton of coastal waters of Karachi Pakistan in relation to heavy metals pollution I. Effect of copper and lead on *Slcefctonema costarrum*. *Pak. J. Bot.* 1&137-146pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Kideys, A.E., Gucu, A.C., Bingel, F. and Unsal, M.,** 1988, Annual variations in the phytoplankton populations of the northern cilician basin. Rapp. Comm. Int. Mer Medit., 3I, 2p.
- Kocataş, A.,** 1987, Kirlenmenin denizel ortamda neden olduğu biyolojik değişimler ve İzmir Körfezi'nin önemi. 8. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, 405-416pp.
- Kocatas, A., Ergen, E., Katagan, T., Koray, T., Buyukisik, B., Mater, S., Ozel, I., Ucal, O. and Onen, M.,** 1986, Etude comparative particularities physico-chimiques et biologiques dans deux baies, Pollue et non-pollue du Golfe d'Izmir. Rapp. Comm. int. Mer. Medit., 30, 2p.
- Kocatas, A., Ergen, Z., Mater, S., Ozel, I., Katagan, T., Koray, T. and Buyukisik, B.,** 1984, Les effets de le pollution sur les ecosystemes benthiques et pelagiques dans le Golfe d'Izmir. Rapp. Comm. int. Mer. Medit., 689-698pp.
- Kontaş, A., Küçüksezgin, F., Altay, O. and Uluturhan, E.,** 2004, Monitoring of Eutrophication and Nutrient Limitation in the İzmir Bay (Turkey) Before and After Wastewater Treatment Plant, *Environment International*, 29(8):1057-1062pp.
- Koray, T. and Buyukisik, B.,** 1986, Linear approximations on determinations of physicochemical conditions negatively affecting the community structure of planktonic organisms by cause of pollution in Izmir Bay. Cevre '86 Sempozyumu, Izmir, 2-5 Haziran, Bildiriler, 1-10pp.
- Koray, T. and Buyukisik, B.,** 1987, The relations between planktonic species diversity and physico-chemical parameters in a polluted area (Izmir inner bay). Cevre '87 Sempozyumu, Izmir, 1-10pp.
- Koray, T. and Buyukisik, B.,** 1988, Toxic dinoflagellate blooms in the harbour region of Izmir Bay (Aegean Sea). *Revue Intern. D'Oceanogr. Medic*, Tomes, 25-42pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Koray, T. and Büyükişik, B.**, 1992, Temperature, Light and Nutrient Based Model on Spring Primary Production for Heavily Eutrophied Subtropical Coastal Waters. (Izmir Bay, Aegean Sea). *Rapp.Comm.Int.Mer.Médit.*, 33 (1), 256-257pp.
- Koray, T. and Cihangir, B.**, 2002, Phytoplankton blooms in the sea (Red-Tide), effects on fish and fisheries; İzmir Körfezi Örneği. Türkiye'nin Kıyı ve Deniz Alanları IV. Ulusal Konferansı Tebliğleri, Türkiye Kıyıları 02, 05-08 Kasım 2002, İzmir.
- Koray, T. and Colak-Sabanci, F.**, 2001, Toxic planktonic micro-algae of Turkish Seas. *Ege J Fish Aqua Sci*, 18(1): 293 – 298pp.
- Koray, T. and Colak-Sabanci, F.**, 2003, Toxic Microalgae in the North Aegean Sea and Western Black Sea and Monitoring Strategies. *Turkish Journal of Aquatic Life*, 1 (1).
- Koray, T. and Kesici, U.Y.**, 1994, Phytoplankton and protozooplankton species composition of the bay of Bodrum (Aegean Sea). *E.U. Fen Fak. Dergisi, Seri B*, Ek 16 (1): 971-980pp.
- Koray, T. and Ozel, I.**, 1983a, Species of the Sub-Order Tintinninea in Izmir Bay. *E.U. F.F. Journal, Ser. B*, Suppl 220-244pp.
- Koray, T. and Ozel, I.**, 1983b, Species of the Sub-order Tintinninea in Izmir Bay and their salinity and temperature dependent distribution. *Rapp. Comm. int. Mer. Medit.*, 28 (9): 123-124pp.
- Koray, T. ve Cihangir, B.**, 2002, Denizlerde Aşırı Plankton Üremesi, Balık ve Balıkçılığa Etkileri: İzmir Körfezi Örneği. *Türkiye'nin Kıyı ve Deniz Alanları IV. Ulusal Konferansı 5-8 Kasım 2002 İzmir Türkiye Kıyıları 02 Bildirileri*, 15-20pp.
- Koray, T.**, 1984, The occurrence of red tides and causative organisms in Izmir Bay. *E.U. Fac. of Sci. Jour. Ser B. Vol. 1B*, 7, 75-83pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Koray, T.**, 1985, *İzmir Körfezi'nin Mikroplanktonunda Meydana Gelen Değişimlerde Ortam Faktörlerinin Rolü*. İzmir: Doktora Tezi, E. Ü. Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Hidrobiyoloji ABD.
- Koray, T.**, 1987a, One-celled microplankton species in Izmir Bay (Aegean Sea): A species list and a comparison with the records of adjacent regions. *Doga Turk J. Biol.*, 11 (3): 130-146pp.
- Koray, T.**, 1987b, Comparison of diversity indices for determination of variations in phytoplankton communities. *Doga, Turk Müh. ve Çev. Der.*, 11 (2): 242-253pp.
- Koray, T.**, 1987c, The importance of diversity indices in terms of phytoplankton community changes depending on pollution. VIII. Ulusal Biyoloji Kongresi, İzmir, 3-5 Eylül 1986, Bildiriler, 2: 520-527pp.
- Koray, T.**, 1988a, A Multiple Regression Model to Determine Abundance of Diatoms in A Polluted Area (Izmir Bay, Aegean Sea). *Rapp.Comm.Int.Mer.Médit.*, 31, 2p.
- Koray, T.**, 1988b, A Catastrophy: Red-tide. *Bilim ve Teknik*, 21 (253): 9-14pp
- Koray, T.**, 1988c, Symbiotic associations in microplankton of Izmir Bay (Aegean Sea) anti their pollution dependent distributions *Doga, Turk J Biyol.*, 12 (1): 46-52pp.
- Koray, T.**, 1990a, Factors affecting diatom abundance in polluted area (Izmir Bay, Aegean Sea): a multiple regression model. *Thalassographica*, 13 (1), 19-23pp.
- Koray, T.**, 1990b, Planktonik protista associated with "color-tides" in Izmir Bay (Aegean Sea). *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, 32, 1, 212p.
- Koray, T.**, 1990c, The effects of the pollution on the planktonic community. DEUDBTE, İzmir Korfezinin Dünü, Bugünü, Yarını Sempozyumu. 22-23 Kasım 1990, İzmir.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Koray, T.**, 1991, The toxic red-tides events in Izmir Bay and their importance in term of the public health. *Cevre Bull.* 3: 13-15pp.
- Koray, T.**, 1992a, Noxious blooms in the Bay of Izmir, Aegean Sea, UNESCO, IOC Newsletter on Toxic Algae and Algal Blooms. Suppl. to *ims Newsietter*, No.63 (2): 1-2pp.
- Koray, T.**, 1992b, The toxic red-tides events in Izmir Bay and their importance in term of the public health. *Cevre Bull.*, 3: 13-15pp.
- Koray, T.**, 1994, The nuisance bloom algae in aquatic ecosystems and monitoring strategies. *E.U. Fen Fak. Dergisi, Seri B, Ek 16 (1)*: 329-242pp.
- Koray, T.**, 1995, Phytoplankton species succession, diversity and nutrients in neritic waters of the Aegean Sea (Bay of Izmir). *Turk J Bot*, 19: 531-544pp.
- Koray, T.**, 2001, Türkiye denizleri fitoplankton türleri kontrol listesi. *EÜ Su Ürünleri Dergisi*, 18(1-2), 1-23pp.
- Koray, T.**, 2002a, Toxic and harmful phytoplanktonic species in the Aegean (including Dardanelles) and northeaestern mediterranean coastline. Workshop on Lessepsian Migration Proceedings, Öztürk, B. & Başusta, N. (Eds.), No.: 9, p. 40-45, Publ. Turkish Marine Research Foundation, Istanbul, Turkey.
- Koray, T.**, 2002b, Toxic and Harmful Phytoplanktonic Species in the Southern Black Sea, Sea of Marmara, Eastern Aegean Sea and Northeaestern Mediterranean Coastline. 10. International Conference on Harmful Algae, 21-25 October 2002, St. Pete Beach, Florida, USA.
- Koray, T., Benli, H.A. and Sever, T.M.**, 1994, A study on the phytoplankton and protozooplankton species composition of the bay of Gökova (Aegean Sea). *Su Ürünleri Dergisi*, 42-43-44 (11): 9-16pp.
- Koray, T., Buyukisik, B. and Gokpinar, Ş.**, 1990, Factors controlling secondary productivity (level 1 and 2) of polluted temperate coastal waters (Izmir Bay, Aegean Sea): A multivariate model. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, 32, L, L29.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Koray, T., Buyukisik, B., Benli, H. A. and Gokpinar, S.,** 1992b, Phytoplankton blooming and zooplankton swarms in eutrophied zones of Aegean Sea (Izmir Bay). Rapp. Comm. int. Mer Medit., 33, 257a.
- Koray, T., Buyukisik, B., Parlak, H. and Gokpinar, S.,** 1992a, Unicellular organisms affecting sea water quality in the bay of Izmir: red-tides and other bloomings. Doga Dergisi, 1 (6): 135-157pp.
- Koray, T., Buyukisik, B., Parlak, H. and Gokpinar, S.,** 1996. Eutrophication processes and algal blooms (red-tides) in Izmir Bay. UNEP. MAP Technical Reports Series, 104: 1-26pp.
- Koray, T., Buyukisik, B., Parlak, H., Gokpinar, S.,** 1996, Eutrophication processes and algal blooms (red-tides) in Izmir Bay. UNEP. MAP Technical Reports Series, 104: 1-26pp.
- Koray, T., Gokpinar, S., Yurga, L., Turkoglu, M., Polat, S. and Colak, F.,** 2001, Taxonomic Composition, Biomass and Volumetric Spectra of Microplankton Species of Turkish Seas. Tubitak Project Final Report, TUBITAK-YDABAG-296.
- Koray, T., Gokpinar, S., Yurga, L., Turkoglu, M. and Polat, S.,** 1999b Checklist of Turkish Seas Microplankton.
- Koray, T., Gokpinar, S., Yurga, L., Turkoglu, M., Polat, S. and Çolak, F.,** 1999a, Microplankton species of Turkish Seas.
- Koray, T., Yurga, L. and Colak-Sabanci, F.,** 2007, The checklist of the Microplankton (=Protista) species and identification book. Proje No: TBAG-2239 (102T174), 154pp.
- Koray, T. and Gokpinar, S.,** 1983, The qualitative and quantitative features of the Genus Ceratium Schrank found in Izmir. EU, Fen Fak. Dergisi, Ser. B, Suppl., 201-219pp.
- Küçüksezgin, F.,** 1996, Multivariate Analysis of Water Quality Parameters in Izmir Bay, Eastern Aegean. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 55:135-144pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Küçüksezgin, F.**, 2001, Distribution of Heavy Metals in the Surficial Sediments of İzmir Bay (Turkey), *Toxicological & Environmental Chemistry*, 80:203-207pp.
- Küçüksezgin, F., Konaş, A., Altay, O., Uluturhan, E. and Darılmaz, E.**, 2006, Assessment of Marine Pollution in Izmir Bay: Nutrient, Heavy Metal and Total Hydrocarbon Concentrations, *Environment International*, 32(1): 41-51pp.
- Kucuksezgin, F., Kontas, A. and Uluturhan, E.**, 2011, Evaluations of heavy metal pollution in sediment and *Mullus barbatus* from the Izmir Bay (Eastern Aegean) during 1997–2009. *Marine Pollution Bulletin*, 62(7), 1562-1571pp.
- Kurt, D.**, 2016, İzmir Körfezi Karot Sedimentlerinin Radyoaktivite ve Kimyasal Parametrelerle Kirliliğinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, 105s.
- Lalli, C. and Parsons, T.**, 1993, Biological Oceanography: an Introduction. Oxford, Butterworth & Heinemann Ltd., 301p.
- Langard, S. (Ed.)**, 2013, *Biological and environmental aspects of chromium* (Vol. 5), Elsevier.
- Long, E. R. and Chapman, P. M.**, 1985, A Sediment Quality Triad: Measures of Sediment Contamination, Toxicity And Infaunal Community Composition in Puget Sound, *Marine Pollution Bulletin*, 16:405-415pp.
- Martino, A. D., Meichenin, A., Shi, J., Pan, K. and Bowler, C.**, 2007, Genetic and phenotypic characterization of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae) accessions 1. *Journal of Phycology*, 43(5), 992-1009pp.
- Metin, G. ve Cirik, S.**, 1999, İzmir Körfezi fitoplanktonundaki kantitatif değişimler. *Ege J Fish Aqua Sci*, 16 (3-4): 363-374ss.
- Metin, G.**, 1995, *İzmir Körfezi'ndeki Fitoplankton'un Pigment Maddeleri ve Partikül Organik Karbon İlişkilerine Bağlı Olarak Aylık Kantitatif Değişimleri Üzerine Bir Araştırma*. İzmir: Doktora Tezi, D. E. Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Deniz Bilimleri ve Teknolojisi ABD.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Morelli, E., Marangi, M. L., and Fantozzi, L.,** 2009, A phytochelatin-based bioassay in marine diatoms useful for the assessment of bioavailability of heavy metals released by polluted sediments. *Environment international*, 35(3), 532-538pp.
- Moreno-Garrido, I., Hampel, M., Lubián, L. M. and Blasco, J.,** 2003, Marine Benthic Microalgae *Cylindrotheca Closterium* (Ehremberg) Lewin and Reimann (Bacillariophyceae) as a Tool for Measuring Toxicity of Linear Alkylbenzene Sulfonate in Sediments, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 70:242-247pp.
- Moreno-Garrido, I., Lubián, L. M. and Blasco, J.,** 2007, Sediment Toxicity Tests Involving Immobilized Microalgae (*Phaeodactylum tricornutum* Bohlin), *Environment international*, 33:481-485pp.
- Morillo, J., Usero J., Gracia I.,** 2004, Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain, *Chemosphere*, 55,431-442 pp.
- MTA,** 2020, “Manganez” <https://www.mta.gov.tr/v3.0/bilgi-merkezi/manganez> (Erişim Tarihi: 09.07.2020)
- Mucha, A.P., Vasconcelos, M.T.S. and Bordalo, A.A.,** 2003, Macrobenthic Community in the Douro Estuary: Relations with Trace Metals and Natural Sediment Characteristics, *Environmental pollution*, 121:169-180pp.
- Murray, R. K., Bender, D. A., Botham, K. M., Kennelly, P. J., Rodwell, V. W., Weil, P. A., and Mayes, P. A.,** 2009, Micronutrients: Vitamins & Minerals. Harper’s Illustrated Biochemistry (28th ed.). New York: McGraw-Hill. Retrieved January 4, 2012.
- NAS,** 1974, Chromium medical and biologic effect of environmental pollutants. National Acedemy of Sciences, Washington D.C..
- Nasr, S.M., Okbah, M.A. and Kasem, S.M.,** 2006, Environmental assessment of heavy metal pollution in bottom sediments of Aden Port, Yemen, *International Journal of Oceans and Oceanography Research India Publications*, Delhi, 1, 99-109pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Numann, W.**, 1955, İzmir Körfezi'nde "Balık Kırılması" Hadisesi. *Hidroloji Mec.*, 3A (2), 90-93pp.
- Ober, A.**, 1972, The investigation of Genus *Ceratium* regarding qualitative and quantitative analyses in Izmir Bay. E.U. Fen Fak. İlmi Rap. Ser., 129: 1-127pp.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development)**, 1984, Guideline for Testing of Chemicals no. 201. Alga Growth Inhibition Test, Paris.
- Ohnesorge, F. K., Wilhelm, M.**, 1991, Metals and their compounds in the environment (Occurrence, analysis, and biological Relevance). (Ed: Ernest Merian) ISBN 3 - 527 – 26521 - X (VCH, Weinheim), 1309 – 1342pp.
- Olcum, R. and Gokpınar, Ş.**, 1997, Local and seasonal variations of cell volumes of some diatom species in the bay of Izmir. E.U. Su Ürünleri Dergisi, 14 (1-2): 37- 46pp.
- Opak, Y. ve Basaran, D.**, 1994, *Nasturtium officinale* (Su teresi) ile Cu^{+2} , Ni^{+2} , Cr^{+3} ve Mn^{+2} ' nın biyosorplanması, *Solanum tuberosum* (patates) yumrularında topraksız ortamlarda elektrik alanı ile yeniden yumru olusturulması ve *Cuscuta monogyna Vahl*' nın *Persica vulgaris* (seftali) meyvelerinin morfolojisini ve randımanlarına olan etkilerinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Diyarbakır -1994. 36 – 37ss.
- Oral, R., Parlak, H., Boyacıoğlu, M., Arslan, O. C. and Küçüksezgin, F.**, 2007, An Assessment of Sediment Quality at the Streams Flowing into Izmir Bay, Aegean Sea, Turkey. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 10:1738-1742pp.
- Othman, H. B., Pringault, O., Louati, H., Hlaili, A. S. and Leboulanger, C.**, 2017, Impact of Contaminated Sediment Elutriate on Coastal Phytoplankton Community (Thau lagoon, Mediterranean Sea, France). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486:1-12pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Overnell, J.**, 1976, Inhibition of marine algal photosynthesis by heavy metals. Mar. Biol. 38,335-342pp.
- Özkan, E. Y.**, 2012, A new assessment of heavy metal contaminations in an eutrophicated bay (Inner Izmir Bay, Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(1), 135-147pp.
- Öztürk, M., Bizsel, N. and Steinnes, E.**, 2003, Iron Speciation in Eutrophic and Oligotrophic Mediterranean Coastal Water; Impact of Phytoplankton and Protozoan Blooms on Iron Distribution. *Marine Chemistry*, 81 (1-2), 19-36pp.
- Parlak, H., Büyüksık, B.ve Koray, T.**, 1994b, İzmir Körfezi' nde Meydana Gelen Plankton Patlamalarının Cu, Fe, Zn Konsantrasyonları ile İlişkileri. E.U. Fen Fakültesi Dergisi, Seri B. Ek 16/1.
- Parlak, H., Çakır, A., Boyacıoğlu, M. and Arslan, Ö.**, 2006, Heavy Metal Deposition in Sediments from the Delta of the Gediz River (Western Turkey): A Preliminary Study. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 23, (3), 445-448pp.
- Parlak, H., Dural, B., Güner, H. ve Katalay, S.**, 1994a, Melez Deresi Suyu'nun Enteromorpha linza'nın Gelişimi Üzerine Etkileri. (Effects of Melez River's Water on development of Enteromorpha linza) E.U. Fen Fakültesi Dergisi, Seri B. Ek 16/1
- Perugini, M., Cavaliere, M., Giammarino, A., Mazzone, P., Olivieri, V. and Amorena, M.**, 2004, Levels of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in some edible marine organisms from the central Adriatic Sea, *Chemosphere*, vol:57: 391-400pp.
- Pinto, E., Sigaud-kutner, T. C., Leitao, M. A., Okamoto, O. K., Morse, D., and Colepicolo, P.**, 2003, Heavy metal-induced oxidative stress in algae 1. *Journal of phycology*, 39(6), 1008-1018pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Pitarch, E., Medina, C., Portoles, T., Loper, F.J. and Hernandez, F.,** 2007, Determination of priority organic micro-pollutants in water by gas chromatography coupled to triple quadrupole mass spectrometry, *Analytica Chimica Acta*, 583:246-258pp.
- Rainbow, P.S.,** 1995, "Biomonitoring of Heavy Metal Availability in the Marine Environment, *Marine Pollution Bulletin*, Vol.31, 183-192pp.
- Ralph, P. J. and Burchett, M. D.,** 1998, Photosynthetic response of *Halophila ovalis* to heavy metal stress. *Environmental Pollution*, 103(1), 91-101pp.
- Reimer, K. J., Koch, I., and Cullen, W. R.,** 2010, Organoarsenicals. Distribution and transformation in the environment. *Metal Ions in Life Sciences* (Cambridge: RSC Publishing), 7, 165–229pp.
- Ribeiro, A. R., Gonçalves, A., Barbeiro, M., Bandarra, N., Nunes, M. L., Carvalho, M. L. and Dias, J.,** 2017, *Phaeodactylum tricornutum* in finishing diets for gilthead seabream: effects on skin pigmentation, sensory properties and nutritional value. *Journal of Applied Phycology*, 29(4), 1945-1956pp.
- Sayın, E.,** 2003, Physical Features of the Izmir Bay, *Continental Shelf Research*, 23(10):957-970pp.
- Soto, J. M., Paez, O.F. and Ruiz, F.A.C.,** 2003, Geochemical Evidences of the Anthropogenic Alteration of Trace Metal Composition of the Sediments of Chiricahueto Marsh , Gulf of California, *Environmental Pollution*, 125: 423-432pp.
- Stefels, J. and van Boekel, W.H.M.,** 1993, Production of DMS from dissolved DMSP in axenic cultures of the marine phytoplankton species *Phaeocystis* sp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 97:11–8pp.
- Stoeppler, M.,** 1991, Metals and their compounds in the environment (Occurrence, analysis, and biological relevance). (Ed: Ernest Merian) ISBN 3 – 527-26521 – X (VCH, Weinheim), 803- 851pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Sunda, W.G. and Huntsman, S.A.**, 1983, Effect of competitive interactions between manganese and copper on cellular manganese and growth in estuarine and oceanic species of the diatom *Thalassiosira*. *Limnol. Oceanogr.* 28: 924-934pp.
- Sunda, W.G. and Huntsman, S.A.**, 1996, Antagonisms between cadmium and zinc toxicity and manganese limitation in a coastal diatom. *Limnol. Oceanogr.* 41: 373-387pp.
- Tas, S.**, 2014, Phytoplankton Composition And Abundance In The Coastal Waters Of The Datça And Bozburun Peninsulas, South-Eastern Aegean Sea (Turkey). *Mediterranean Marine Science*, 15: 84-94pp.
- Taylan, S., ve Özkoç, H.**, 2007. Potansiyel Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesinde Akvatik Organizmaların Biokullanabilirliği, BAÜ FBE Dergisi Cilt:9, Sayı:2, s.20-21.
- Tolun, L. G., Okay, O. S., Gaines, A. F., Tolay, M., Tüfekçi, H. and Kırath, N.**, 2001, The Pollution Status and The Toxicity of Surface Sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. *Environment International*, 26:163-168pp.
- Turkoglu, M.**, 2007, Temporal Distributions of Qualitative and Quantitative Phytoplankton in Saros Bay (North Aegean Sea). XIV. National Fisheries and Aquatic sciences Symposium, Summary Book (Poster Presentations), p. 258-259, 04-07 September, Muğla, Turkey.
- Turkoglu, M., Unsal, M., Ismen, A., Mavili, S., Sever, T.M., Yenici, E., Kaya, S. and Coker, T.**, 2004, Dynamics of lower and high food chain of the Dardanelles and Saros Bay (North Aegean Sea). Tubitak Project Final Report, TUBITAKYDABÇAG-101Y081.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Uluturhan, E., Darılmaz, E., Kontas, A., Bilgin, M., Alyuruk, H., Altay, O., and Sevgi, S.**, 2019, Seasonal variations of multi-biomarker responses to metals and pesticides pollution in *M. galloprovincialis* and *T. decussatus* from Homa Lagoon, Eastern Aegean Sea. *Marine pollution bulletin*, 141, 176-186pp.
- US Environmental Protection Agency (US EPA)**, “Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Factsheet”
https://ec.europa.eu/jrc/sites/jrcsh/files/Factsheet%20PAH_0.pdf (Erişim Tarihi: 22.12.2016)
- USEPA**, 1994, Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates, Duluth: Office of Research and Development. EPA600/R-94/024.
- USİAD (Ulusal Sanayici ve İşadamları Derneği)**, 2007, Ulusal Su Politikası İhtiyacımız, Su Raporu, İstanbul, 162s.
- Uysal, H.**, 1975, İzmir Körfezi’nde zooplanktonlarda tabi gross beta radyoaktivitenin ve iz elementlerin mevsimlik varyasyonlarının araştırılması. TÜBİTAK, V. Bilim Kongresi, Ankara.
- Vethaak, A. D., Hamers, T., Martínez-Gómez, C., Kamstra, J. H., de Weert, J., Leonards, P. E. and Smedes, F.**, 2016, Toxicity Profiling of Marine Surface Sediments: A case Study Using Rapid Screening Bioassays Of Exhaustive Total Extracts, Elutriates And Passive Sampler Extracts, *Marine Environmental Research*.
- Whitehead, N.E., Oregioni, B. and Fukai, R.**, 1985, Background Levels of Trace Metals in Mediterranean Sediments, Journees Etude Pollution CIESM (Commission Internationale pour L'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée), 233-240pp.
- Wong, S. L., and Beaver, J. L.**, 1980, Algal bioassays to determine toxicity of heavy metals mixtures. *Hydrobiologia* 74, 199-208pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Yazgan, Ç.Ü.**, 2010, Tarihi Süreç İçerisinde Toplum-Çevre İlişkileri ve Çevre Sorunlarının Ortaya Çıkışı, *NWSA: Humanities* 5.2:227-244ss.
- Yurga, L.**, 2015, Distribution of phytoplankton species in İzmir Bay for 15 years and its comparative statistical analysis Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Temel Bilimler Bölümü, 35100, Bornova, İzmir, Türkiye.
- Zaslavskaiia, L.A., Lippmeier, J.C., Shih, C., Ehrhardt, D., Grossman, A.R., and Apt, K.E.**, 2001, Trophic conversion of an obligate photoautotrophic organism through metabolic engineering. *Science*, 292(5524), 2073-2075pp.

TEŞEKKÜR

Bu tez çalışması, Prof.Dr.Hatice PARLAK danışmanlığında başlayıp, Doç. Dr. Özlem ÇAKAL ARSLAN danışmanlığı ile tamamlanmış, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'ne doktora tezi olarak sunulmuştur. Çalışmada İzmir Körfezi'nin son 10 yıllık süreçteki durumu değerlendirilmiş, kirlilik seviyeleri biyolojik sistemlerle desteklenerek yorumlanmıştır.

Tez araştırmasının yürütülmesinde ve araştırmanın her aşamasında yardımcı olan, lisans dönemimden beri akademik çalışmalarım dahil her konuda benden desteklerini esirgemeyen, insani ve ahlaki değerleri ile örnek edindiğim, hayatıma ışık tutan, yanında çalışmaktan onur duyduğum, değerli danışman hocam Prof. Dr. Hatice PARLAK'a en derin şükranlarımı arz ederim.

Tez çalışmalarımda danışmanlığı devralıp, gerek kariyerim gerek özel hayatımda desteğini esirgemeyen ve bana yol gösteren Doç. Dr. Özlem ÇAKAL ARSLAN'a; çalışmalarım boyunca benden bilgisini, desteğini ve gülüyüzünü esirgemeyen, her konuda her zaman yanımda olan, abim Araş.Gör.Dr.Muhammet Ali KARAASLAN'a ve tez sürecim boyunca benden yardımlarını ve bilgilerini esirgemeyen Doç.Dr. Meltem BOYACIOĞLU'na,

Yüksek lisans ve doktora eğitimim boyunca bana yol gösterip, yeni bir bakış açısı katan, bilgisini ve desteğini esirgemeyen, tezin değerlendirilme ve yazım aşamasında yanımda olan Prof. Dr. Filiz KÜÇÜKSEZGİN'e,

Her daim desteğini hissettiğim beni yüksek lisans dönemimden beri hiç yalnız bırakmayan çalışma arkadaşım Yük.Müh.Beyza NALBANTLAR'a,

Lisans dönemimden beri sürdürdüğüm tüm çalışmalarda bana bir abi gibi yardımcı olan CELAL ŞENOCAK ve doktora dönemimde desteği devralmış kızı DERYA ŞENOCAK ile EGE BOYUT FOTOKOPİ'ye,

Tüm içtenliklerimle sonsuz teşekkür ederim.

Bu çalışma 17-SÜF- 013 nolu proje ile BAP kapsamında desteklenmiştir.

18/09/2020

İmzası

Gizem GÜLSEVER

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Gizem GÜLSEVER

Doğum Tarihi: 17 Nisan 1990

Doğum Yeri: İzmir

Öğrenim Durumu:

Derece	Alan	Üniversite	Yıl
Lisans	Su Ürünleri Mühendisliği	Ege Üniversitesi	2008 – 2013
Y.Lisans	Su Ürünleri Temel Bilimler ABD	Ege Üniversitesi	2013 - 2015
Doktora	Su Ürünleri Temel Bilimler ABD	Ege Üniversitesi	2015-

Yüksek Lisans Tezi ve Tez Danışmanı:

“Perflorooktansülfonat (PFOS)’ın Midyelerde (*Mytilus galloprovincialis*) Biyokimyasal Etkilerinin İncelenmesi”.

Prof. Dr. Hatice PARLAK

Çalıştığı Projeler

1. Perflorooktansülfonat (PFOS)’ın Midyelerde (*Mytilus galloprovincialis*) Genotoksik ve Biyokimyasal etkilerinin İncelenmesi. TÜBİTAK Araştırma Projesi, Proje no:114Y386.
2. Bazı Paraben Türevlerinin Deniz Kestanesi (*Arbacia lixula*) Embriyotoksitesisi ölçülerek Potansiyel Toksik Etkilerinin Belirlenmesi. TÜBİTAK Araştırma Projesi.
3. İzmir İçi Körfezi Sedimentindeki Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesi., Araştırmacı 17-SÜF-017.

4. Aliğa Körfezi Sedimentinin Denizkestanesi (*Arbacia Lixula*) Üzerine Embriyotoksik Etkilerinin Araştırılması., Araştırmacı 14-SÜF-023.
5. Doğal Ortamından Alınmış Midyelerde (*Mytilus alloprovincialis*) Genetik Biyo-işaretler Kullanılarak İzmir Körfezi Kirliliğinin Belirlenmesi., Araştırmacı 16-SÜF-006.
6. Propranolol ve Metilparabenin Birlikte Deniz Kestanesi (*Arbacia lixula*) Embriyo Gelişimi Üzerine Etkilerinin İncelenmesi., Araştırmacı 16-SÜF-007.
7. “Bisfenol-A tarihinde Yeni Bir Dönem: Bisfenol-A yerine kullanılan Potansiyel Kimyasallar Sucul Canlılar için Gerçekten Güvenli mi?” TÜBİTAK Araştırma Projesi, Proje No:119Y246.

