

e-ISSN: 2618-6551



Volume 07

Issue 02

December 2024

**Mediterranean Fisheries
& Aquaculture Research**

MedFAR

<https://dergipark.org.tr/medfar>



Mersin Üniversitesi
Mediterranean Fisheries and Aquaculture
Research (MedFAR)

e-ISSN: 2618-6551

Volume/Cilt 07 **Issue/Sayı 02 (2024)** December/Aralık



<https://dergipark.org.tr/medfar>



Mersin University
Mediterranean Fisheries and Aquaculture
Research (MedFAR)

e-ISSN: 2618-6551

Journal Boards

Editor in Chief

Prof. Dr. Mehmet Tahir ALP

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Editors

Instructor Dr. Özgür ÖZBAY

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Instructor Dr. İsmail AKÇAY

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Section Editor

Prof. Dr. Özcan AY

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Biology

Prof. Dr. Ferbal ÖZKAN YILMAZ

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Biology, Basic Sciences

Prof. Dr. Hüseyin ÖZBİLGİN

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Fisheries

Prof. Dr. Fatih ÖĞRETMEN

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Agriculture Science

Prof. Dr. Selmin ÖZER

Mersin University, Faculty of Fisheries (Türkiye)

Fisheries

Prof. Dr. M. Tolga DİNÇER

Ege University, (Türkiye)

Processing Technology

Prof. Dr. Mohamed Salah ROMDHANE

National Agronomic Institute (Tunisia)

Ecologie marine, aquaculture

Dr. Pablo SANCHEZ-JEREZ

University of Alicante , Department of Marine

Science and Applied Biology. (Spain)

Environmental Sciences and Engineering



Editorial Advisory Board

Prof. Dr. Vahdet ÜNAL
Ege University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. Dr. Ercüment GENÇ
Ankara University,
Department of Fisheries and
Aquaculture Engineering (Türkiye)

Prof. Dr. Mustafa YILDIZ
Istanbul University
Faculty of Aquatic Sciences (Türkiye)

Dr. Fabio MASSA
Senior Expert on Aquaculture (Italy)

Prof. Dr. Catherine MARIJOULS
AgroParisTech, UMR SAD-APT,
Université Paris-Saclay (France)

Prof. Dr. Gökhan GÖKÇE
Çukurova University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. Dr. Oya IŞIK
Çukurova University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. İoannis KARAKASSİS
University of Crete,
Biology Department (Greece)

Prof. Dr. Yusuf BOZKURT
Iskenderun Technical University
Faculty of Marine Sciences and
Technology (Türkiye)

Prof. Dr. Arzu ÖZLÜER HUNT
Mersin University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. Dr. Levent BAT
Sinop University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. Dr. Özcan AY
Mersin University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. Dr. Hüseyin ÖZBİLGİN
Mersin University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Asst. Prof. Dr. John A. THEODOROU
University of Patras,
Department of Animal Production,
Fisheries & Aquaculture (Greece)

Asst. Prof. Dr. Jure BRČIĆ
University of Split,
Department of Marine Studies, (Croatia)

Prof. Dr. Fatih ÖĞRETMEN
Mersin University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. Dr. Selmin ÖZER
Mersin University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Prof. Dr. Ferbal ÖZKAN YILMAZ
Mersin University,
Faculty of Fisheries (Türkiye)

Post Graduate Davide FEZZARDI
General Fisheries Commission
for the Mediterranean (GFCM)
of the Food and Agriculture
Organization of the United
Nations (FAO) (Italy)

Specialist Houssam HAMZA
Ministry of Agriculture, (Tunisia)

Asst. Prof. Dr. Ekin AKOĞLU
Middle East Technical University,
Institute of Marine Sciences (Türkiye)





Mersin University
Mediterranean Fisheries and Aquaculture
Research (MedFAR)

e-ISSN: 2618-6551

TABLE OF CONTENTS

RESEARCH ARTICLES

Determination of Pollution from Bilge Water in Mersin Port

Ferbal Özkan Yılmaz* , Orhan Nas , Arzu Özlüer Hunt 50-60

Assessing potential health risks of heavy metal contamination in common carp (*Cyprinus carpio*) and redbelly tilapia (*Coptodon zillii*) from the Shatt al-Arab River, Basrah, Iraq

Arafat Ahmed * 61-69

Accumulation of Heavy Metals in *Cladophora fracta* and *Chaetomorpha ligustica* Species

Öznur Yazılan Çamlık*, Ergün Taşkın 70-78

Koyunbaba Barajı'nın (Ankara/Çankırı) Su Kalitesi ve Alabalık Yetiştiriciliği Açısından Taşıma Kapasitesi

Cafer Bulut*, Muhammed Mustafa Sezginer, İpek Arpacık, Ramazan Gümen, İsmail Hakkı Öztuna 79-97

Trace Metal Levels in Seawater, Suspended Particulate Matter and Sediment in Mersin Bay, Turkey

Doruk Yılmaz* 98-113

Mersin İli Taşucu Limanı'ndan Örneklenen Sintine Sularının Kirlilik Açısından Değerlendirilmesi

Ferbal Özkan Yılmaz^{1*}, Orhan Nas¹, Arzu Özlüer Hunt²

¹ Mersin Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Temel Bilimler Bölümü, Mersin, Türkiye

² Mersin Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Mühendisliği Bölümü, Mersin, Türkiye

*Sorumlu Yazar e-mail: ferbalozkan@mersin.edu.tr

ÖZET

Deniz yolu ile yapılan taşımacılığın artması sonucu, gemilerin oluşturduğu deniz kirliliği problemi, son yıllarda oldukça önem kazanmıştır. Bu çalışmada, gemi sintine sularının deniz kirliliği yönünden değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Mersin Taşucu Limanı'nda bulunan iki farklı gemiye ait sintine suyu örnekleri alınarak pH, renk, toplam azot, toplam fosfor, askıda katı madde (AKM), hidrokarbon yağ indeksi (HYİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), yüzey aktif madde analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde belirtilen değerler ile karşılaştırılmıştır. Gemi 1 ve Gemi 2 'den alınan Sintine suyu örneklerinin analiz değerleri sırasıyla AKM 472 mg/L-1812 mg/L; HYİ 110,6-138,8 mg/L; KOİ 8870,4-17369,6 mg/L; BOİ 1606,4 -3881,1 mg/L olarak belirlenmiştir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin derin deşarj sınır değerlerine göre AKM 350 mg/L, yağ-gres 15 mg/L, KOİ 400 mg/L ve BOİ 250 mg/L'dir. Bu çalışmada elde edilen değerlerin, istenilen sınırlardan fazla olduğu ve sintine suların doğrudan denize boşaltılmaması gerektiği belirlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELELER: Deniz kirliliği, Sintine suyu, Gemi, Liman, Yağ-gres

Evaluation in Terms of Pollution Bilge Waters Taken from Mersin Taşucu Port

ABSTRACT

The problem of marine pollution caused by ships has become very important in recent years as a result of the increase in maritime transportation. This study aimed to evaluate ship bilge water in terms of marine pollution. Bilge water samples of two different ships in Mersin Taşucu Port were taken to determine pH, color, total nitrogen, total phosphorus, suspended solids (SS), hydrocarbon oil index (HOI), chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD), surfactant analyzes were performed. The results obtained were compared with the values specified in the Water Pollution Control Regulation. Analysis values of bilge water samples taken from Ship 1 and Ship 2 are respectively SS 472 mg/L-812 mg/L; HOI 110.6-138.8 mg/L; COD 8870.4-17369.6 mg/L; BOD 1606.4 to 3881.1 mg/L were determined. According to the Table given by the Water Pollution Control Regulation for deep discharge, the limits are SS 350 mg/L, oil-grease 15 mg/L, COD 400 mg/L and BOD 250 mg/L. It was determined that the values obtained in this study were higher than the desired limits and bilge water should not be discharged directly into the sea.

KEYWORDS: Marine pollution, Bilge water, Ship, Port, Oil-grease

How to cite this article: Özkan Yılmaz, F., Nas, O., Özlüer Hunt, A. (2024) Mersin İli Taşucu Limanı'ndan Örneklenen Sintine Sularının Kirlilik Açısından Değerlendirilmesi. *MedFAR.*, 7(2):50-60. <https://doi.org/10.63039/medfar.1475892>

1. Giriş

Dünyanın en büyük ekosistemi olan denizler, çevre kirliliği problemiyle karşı karşıya kalmaktadır. (Bindoff vd., 2019). Deniz kirliliği, insanlardan kaynaklanan maddelerin deniz ortamına girmesiyle canlı kaynaklara zarar verilmesi, insan sağlığına zarar verilmesi, balıkçılık dahil deniz faaliyetlerinin engellenmesi, deniz suyunun kullanım kalitesinin bozulması ve tesislerin azalması gibi zararlı etkiler yaratması olarak tanımlanmaktadır (Wilhelmsson vd., 2013). Bu kirleticiler maddeler, deniz ve kıyı bölgelerinin özelliklerini değiştirerek deniz ekosisteminin biyolojik çeşitliliğini, deniz suyunun kalitesini ve deniz ekolojisinin verimliliğini etkilemektedir (Kumar ve Prasannamedha, 2021). Denize deşarj edilen evsel atık sular, endüstri atıksuları, zehirli ağır metal atıkları, sintine ve balast suyundan oluşan gemi atıkları, gemi kazaları, zirai ilaçlama atıkları, insan aktiviteleriyle oluşan kirleticiler maddeler, petrol arama ve çıkarmada yayılan petrol ve türevleri ile meydana gelmektedir. Petrol, kanalizasyon, plastik ve zararlı kimyasallar gibi farklı kirleticiler deniz ortamına girerek deniz organizmalarını, ekosistemi, insan sağlığını ve ekonomiyi etkilemektedir (Beiras, 2018).

Günümüzde, hammadde ve ürünlerin motorlu taşımacılığı giderek artmaktadır. Yirmi birinci yüzyılda dünya ticaretinin %80'i, dünya denizleri üzerinden on milyar tonun üzerinde kargonun taşındığı anlamına gelen gemiler tarafından gerçekleştirilmektedir (Walker vd., 2019). Küresel denizcilik trafiğinin 2050 yılına kadar on kattan fazla artacağı tahmin edilmektedir (Sardain vd., 2019). Artan trafikle birlikte denizlerdeki petrol kirliliği de büyüyen bir çevre sorunudur. Gemilerden salınan yağlı sintine atık suları, birçok deniz organizması için toksik olması nedeniyle denizlerde yeni bir çevre sorununa neden olmaktadır (Ameen ve Al-Homaidan, 2023a).

Sintine suyu, su hattının üzerine yerleştirilen gemi gövdesindeki bir açıklıktan boşaltılır ve salınan küçük hacimler deniz suyunda hızla seyreltilir. Sintine suyunun içerdiği

yüksek derişim yağ, metal ve diğer bileşenler (sintine suyunda bulunan belirli bileşiklerin karışımı; biyolojik olarak parçalanabilen bileşikler, örneğin denizde kronik olarak yüksek derişimlere ulaşan yağ ve deterjanlar; metal bileşikler) toksik etkilere neden olabilir (Tiselius ve Magnusson, 2017). Sintine suları içerdikleri kimyasallar nedeniyle deniz ekosistemi için önemli bir tehdit oluşturmaktadır. Yağlı sintine suyu, gemilerden denize doğrudan deşarj olması nedeniyle deniz çevresini tehdit eden en önemli kirleticilerden biridir. Sintine suyundaki yüzey aktif maddeler, yağ damlacıklarının oluşumuna katkıda bulunmaları nedeniyle oluşan zararları artırabilmektedir. Sintine suyu su kolonunda salındığı için, yoğun nakliye yapılan bölgelerdeki planktonik türler çevresel etkiler için başlıca hedeflerdir (Tiselius ve Magnusson, 2017).

Bir gemide, yağ genellikle motor ve makine dairelerinden veya motor bakım faaliyetlerinden sızar ve gemi gövdesinin en alt kısmı olan sintinede suyla karışır. Petrol ürünlerinin biyolojik olarak parçalanmasından kaynaklanan yağ, benzin ve yan ürünler, yutulduğunda balıklara ve vahşi hayata zarar verebilir ve insan sağlığına tehdit oluşturabilir (The Ocean Foundation, 2020). Yağ, küçük miktarlarda bile balıkları öldürebilir veya farklı etkilere sahip olabilir. Sintine suyunun kimyasal bileşimi hem gemiler arasında hem de gemi içinde gündün güne değişmektedir (EPA, 2008).

Sürdürülebilir atık yönetimine yönelik modern yaklaşım, 'önleme tedaviden daha iyidir' ilkesini uygular ve atık oluşumunun önlenmesi, atıkların yeniden kullanımı ve bunların geri dönüşümü ve diğer geri kazanımı olmak üzere daha uygun adımlarla atık yönetimi hiyerarşisini takip eder (Gharfalkar vd., 2015). Amaç, döngüsel bir ekonomi bağlamında düzenli depolama alanlarına atılan atık miktarını en aza indirmektir. Yaklaşım aynı zamanda gemi kaynaklı atıklar için de geçerlidir (Argüello, 2020), ancak gemide sürdürülebilir uygulamalara uyum sorumluluğu genellikle gemi operatörlerinin çevresel taahhütlerinin ve mürettebatın titizliğinin bir yansımasıdır (Butt, 2007). Bölgesel ve küre-

sel politika çerçeveleri, bölgedeki başlıca deniz kirliliği kaynaklarını ele almaktadır (Kotrikla vd., 2021).

Uluslararası Denizcilik Örgütü (IMO), sintine suyunun taşınmasını düzenleyen kuralları koymuştur. Düzenlemenin odak noktası tahliye edilen sintine suyunun yağ içeridir, çünkü bu genellikle en önemli toksik bileşen olarak kabul edilir. Gemilerden Kaynaklanan Kirliliğin Önlenmesine İlişkin Uluslararası Sözleşmeye (MARPOL 73/78) göre ≥ 15 mg/L yağ içeren hiçbir su denize boşaltılamaz. IMO düzenlemelerini karşılamak için sintine suyu, denize boşaltılmadan önce ya yolda, bir yağ ayırma sisteminde arıtılır ya da karadaki kabul tesislerine yatırılır. Sudaki karışık kimyasal içeriği nedeniyle arıtma karmaşıktır. En problemlisi olanı, suyun iki farklı faza ayrılmasını engelleyen, temizlemeden elde edilen yağ ve yüzey aktif maddelerin karışımıdır (McLaughlin vd., 2014). Yüzey aktif madde, sintine suyunda önemli bileşiklerdir ve deniz suyundaki biyolojik aktiviteyi önemli ölçüde etkilerler. Deniz suyunda yüzey aktif madde miktarının 0,1 mg/L'den fazla olması durumunda deniz yaşamı için toksik olacağı bildirilmektedir (Tiselius ve Magnusson, 2017).

Bu çalışmada, gemi sintine sularının deniz kirliliği yönünden değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Mersin Taşucu Limanı'nda bulu-

nan iki farklı gemiye ait sintine suyu örnekleri alınarak pH, renk, toplam azot, toplam fosfor, askıda katı madde (AKM), hidrokarbon yağ indeksi (HYİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), yüzey aktif madde analizleri yapılmıştır.

2. Materyal ve Yöntem

Bu çalışma Ekim 2022 ve Kasım 2022 tarihlerinde gerçekleştirilmiştir. Mersin Taşucu Limanından belirlenen iki farklı gemiden sintine suyu örnekleri alınmıştır. Gemilerin sintine bölümünde toplanan bu atık su herhangi bir ön işlem uygulanmadan temin edilmiştir. Deniz suyu örneği de alınarak referans olarak kullanılmıştır.

Bu çalışmada sintine suyu örnekleri, Türk Akreditasyon Kurumu (TÜRKAK) tarafından TS EN ISO/IEC 17025/2017 standartlarına göre AB-0144-T Akreditasyon No ile akredite edilen "Ekosistem Çevre Analiz Laboratuvarı" tarafından analiz yapılmıştır. Yapılan yöntemler Tablo 1'de sunulmuştur. Bu laboratuvara, T.C Çevre ve Orman Bakanlığı Çevre Yönetimleri Genel Müdürlüğü Çevre Analizleri Ön Yeterlilik Belgesi ile 4856 Sayılı Çevre ve Orman Bakanlığı Kuruluş ve Görevleri Hakkında Kanun gereğince ölçüm ve analiz yapma yetkisi verilmiştir.

Tablo 1. Su örneklerinde analiz yapılan parametreler ve yöntemleri

Parametre	Analiz Yöntemleri
pH	TS EN ISO10523
Renk	SM 2120 C
Toplam Azot	SM 4500
Toplam Fosfor	SM 4500 P,B E
Askıda Katı Madde	TS EN 872
Hidrokarbon Yağ İndeksi	TS EN ISO 9377-2
Yüzey Aktif Madde - MA=318 g/mol	SM 5540 B, SM 5540 C
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	TS 2789-Ek A/B
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı	TS 4957-1 EN 1899-1

TS EN ISO: Türk Standartları Enstitüsü, Uluslararası Standardizasyon Kuruluşu (<https://intweb.tse.org.tr/Standard/>)
SM: Standart Methods (<https://www.standardmethods.org/>)

3. Bulgular ve Tartışma

Atık su numunelerinde yapılan analiz sonuçları, temiz deniz suyu referans alınarak karşılaştırılmış ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (Resmi Gazete, 13.02.2008; Sayı: 26786)'nde belirtilen sınırlar ile değerlendirilmiştir. Sintine suyu, temizlik maddeleri, solventler, yakıt, yağlama yağları ve hidrolik yağlar dahil olmak üzere çeşitli bileşenler içeren, deniz suyunun aşındırıcı bir karışımıdır.

Yüzey aktif madde, suda çözündüğünde yüzey gerilimini etkileyen hidrofilik bir kısım ve hidrofobik bir kısımdan oluşan bir bileşiktir. Yüzey aktif maddeler sabunlar, deterjanlar, ıslatıcı maddeler ve emülsifiye edici maddeler için genel bir terimdir. Sintine suları geminin en altında bulunan sintine tankında biriktirilir. Sintine suları içerdiği yağ nedeniyle önemli bir kirleticidir. Genel olarak gemilerin %80'i sintine sularını sintine tanklarında biriktirirken %20'si denize boşal-

tarak kirlenmeye neden olmaktadır (Demiray, 2006). Sintine suyunun içeriği ve karakteri geminin işletim koşullarına ve tipine bağlı olarak değişmektedir.

Sintine suyu örnekleri alınan gemilerin özellikleri Tablo 2'de sunulmuştur. Gemi 1 Lübnan-Tripoli Limanı'ndan, Gemi 2 Suudi Arabistan-Yanbu Al Bahr Limanı'ndan gelmiştir. Yapılan çalışmada referans olarak kullanılan deniz suyunun değerleri Tablo 3'de sunulmuştur. Gemilerden alınan sintine suyu analiz değerleri Tablo 4' de verilmiştir.

Deniz suyunun ortalama pH'ı 8,2'dir ancak yerel koşullara bağlı olarak 7,5 ile 8,5 arasında değişebilir. Atık su, akıntılar veya insan faaliyetleri, pH değerinde kısa vadeli önemli dalgalanmalara neden olabilir ve uzun vadeli etkiler, bitkiler ve hayvanlar için son derece zararlı olabilir. Sulu çözeltilerin önemli bir özelliği olan pH, kimyasal reaksiyonlar, denge koşulları ve biyolojik toksisite gibi kimyasal ve biyokimyasal özellikleri etkiler (<https://www.epa.gov/ocean-acidification>).

Tablo 2. Gemilerin Bazı Özellikleri

	Gemi 1	Gemi 2
Geldiği Yer	Lübnan	Suudi Arabistan
Geliş Süresi	10 Saat	20 Saat
Tam Boyu	128 m	170 m
Cinsi	Ro Ro Yolcu Gemisi	Yük Gemisi
Gros Tonajlı	9080	16000
Makine Gücü	8824 KW	8258 KW

Tablo 3. Deniz Suyu Örneği Analiz Değerleri

Parametre	Birim	Analiz Sonucu
pH	-	8,15
Renk	Pt-Co	7
Toplam Azot	mg/L	0,99
Toplam Fosfor	mg/L	0,03
Askıda Katı Madde	mg/L	10
Hidrokarbon Yağ İndeksi	mg/L	< 0,003
Yüzey Aktif Madde - MA=318 g/mol	mg/L	< 0,040
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	mg/L	43,7
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı	mg/L	8,23

Tablo 4. Sintine Suyu Örneği Analiz Değerleri

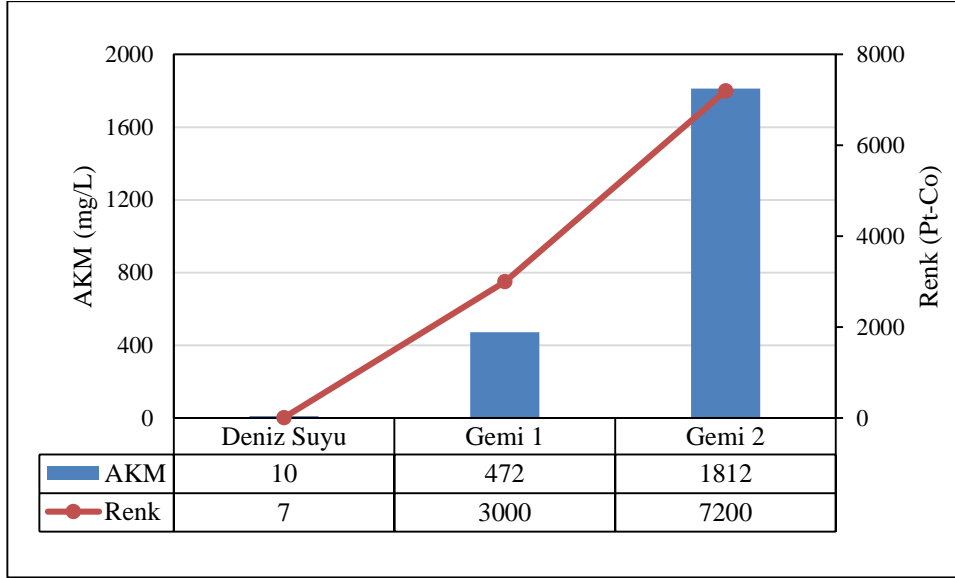
Parametre	Birim	Gemi 1	Gemi 2
pH	-	7,61	7,14
Renk	Pt-Co	3000	7200
Toplam Azot	mg/L	351,6	1625,20
Toplam Fosfor	mg/L	0,84	1,84
Askıda Katı Madde	mg/L	472	1812
Hidrokarbon Yağ İndeksi	mg/L	110,60	138,80
Yüzey Aktif Madde - MA=318 g/mol	mg/L	< 0,040	< 0,040
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	mg/L	8870,40	17369,6
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı	mg/L	1606,40	3881,10

Gemilerden alınan sintine suyu örneğinin pH değerleri 7,61 ve 7,14 olarak belirlenmiştir (Tablo 4). Temiz deniz suyu örneğinin ise pH değeri 8,15'dir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğinde "Derin deniz deşarjına izin verilebilecek atık suların özellikleri değerlerinde pH 6-9 olarak gösterilmektedir. Buna göre sintine suyu örneklerinin pH değerleri, normal değerler arasındadır.

Deniz suyunun renk değeri 7 birim (Tablo 3), sintine suyu örneklerinin değerleri ise 3000 ve 7200 gibi çok yüksek birimlerdir (Tablo 4). Ameen ve Al-Homaidan (2023a, b) gemilerden aldıkları sintine suyu bulanıklık değerini 350 ve 320 NTU olarak bulmuşlardır. Fiziksel olarak, suyun rengi, ışık kaynağı, ışığın emilmesi ve yayılması ve sudaki askıda katı maddeler gibi faktörlerden etkilenir (Sun-Wai, 2018). Şekil 1'de Renk ve AKM ilişkisi gösterilmiştir. Renk ölçümü, atık suların izlenmesi, dağıtımı ve alıcı ortama deşarjı aşamalarında suyun kalitesinin belirlenmesi açısından önemlidir. Görünür renk, suda bulunabilecek koloidal madde veya asılı parçacıkları uzaklaştırmadan ölçülen renktir. Suda, bulanıklığa neden olan bu parçacıklar rengin ölçülmesinde değişikliğe neden olarak, suda iletilen ışığı dağıtabilir. Yakıt, hidrolik yağlar, yağlayıcı yağlar, uçucu organik bileşikler, metaller, deterjanlar, yağ çözücüler ve bir gemideki faaliyetlerden elde edilen diğer kimyasalları içerebilir. Bu içerikler sintine suyunun renk değerinin yüksek olmasını açıklayabilir.

Bu çalışmada AKM, deniz suyunda 10 mg/L iken (Tablo 3), örneklerde 472 mg/L ve

1812 mg/L olarak belirlenmiştir (Tablo 4). Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin derin deşarj sınır değerlerine göre AKM 350 mg/L'nin altında olması istenmektedir. Yukarıda belirtilen gemi sintine örneklerinin değerleri oldukça fazladır. Atık sularda bulunan askıda veya çözünmüş haldeki maddeler katı maddeler olarak adlandırılır. Toplam katı madde, filtre edilebilen ve filtre edilemeyen katıların toplamıdır. Filtre edilebilen katı maddeye çözünmüş katı madde, filtre edilemeyen katı maddeye ise askıda katı madde denir. Yüksek derişimlerde katı madde içeren atık sular, alıcı ortamını olumsuz yönde etkiler. Suyun içindeki askıda katı maddeler, doğal sularda ışığın geçirgenliğini azaltmakta ve dip birikintilerine neden olmakta, bu şekilde sudaki canlıların yaşam ortamlarını etkilemekte ve canlılara zarar vermektedir (Dikhan vd., 2011). Yoğunluğun artması, su içinde yaşayan sucül bitki örtüsü için mevcut ışık miktarını azaltmakta, organik ve inorganik maddelerin yüzeyde taşınımını sağlayarak biyokimyasal süreci etkilemektedir (Dikhan vd., 2011). Ayrıca AKM, çözülmemiş ağır metalleri ve mikro kirleticileri su yüzeyinde barındırarak sucül ortamın fiziksel ve kimyasal yapısının değişmesine yol açmaktadır (Onderka ve Pekarova, 2008). Gündoğdu (2013) gemilerden aldığı atık su örneklerinde AKM miktarının 1660 mg/L değerine kadar vardığını ve bu suyun denizlere hiçbir şekilde boşaltılmaması gerektiğini belirtmiştir.

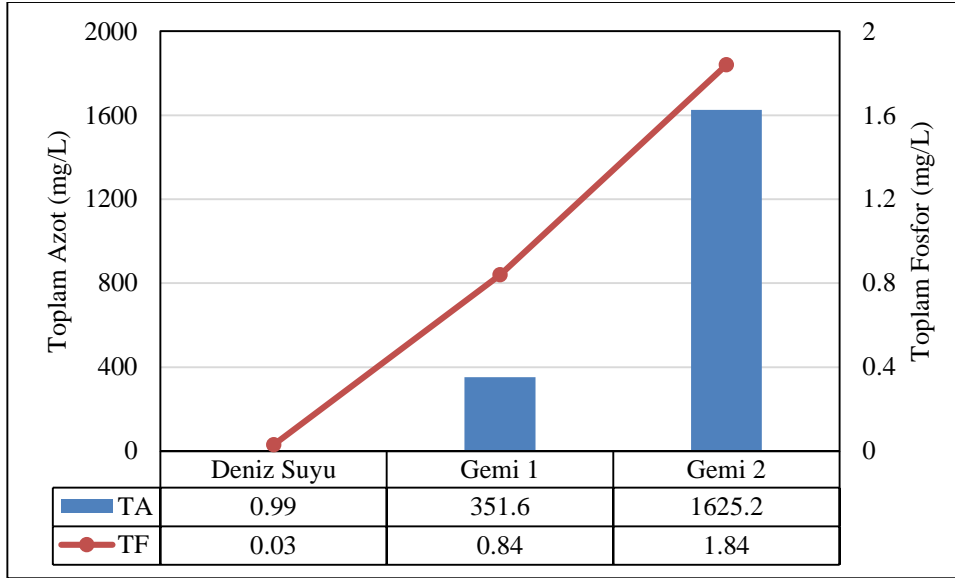


Şekil 1. Deniz Suyu ve Sintine Suyu Örneklerinin Renk ve AKM İlişkisi

Referans olarak alınan temiz deniz suyunun toplam azot (TA) değeri 0,99 mg/L (Tablo 3), sintine suyu örneklerinin değerleri sırasıyla 351, 6 mg/L ve 1625,2 mg/L olarak bulunmuştur (Tablo 4). Azot ve azotlu maddeler, su kalitesinin değerlendirilmesinde büyük bir öneme sahiptir. İçme ve kullanma suları ile yüzeysel sularının ve kirlenmiş su kütlelerinin içerdiği çeşitli organik ve inorganik azotlu bileşikler ölçülerek, suyun kalitesi hakkında karar verilebilmektedir. Deniz suyunun Toplam Fosfor (TF) değeri 0,03 mg/L, sintine örneklerinin ise sırasıyla 0,84 ve 1,84 mg/L olarak saptanmıştır. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin derin deşarj sınır değerlerine göre TA 40 mg/L, TF 10 mg/L'dir. Yukarıda belirtilen gemi sintine örneklerinin TA değerleri oldukça fazladır. Şekil 2'de deniz suyu ve sintine örneklerinin TA ve TF ilişkisi gösterilmiştir. Azot ve fosfor zenginliği, dibe çöken organik maddelerin miktarını arttıran alglerin aşırı büyümesinden başlayarak, istenmeyen etkiler zinciriyle sonuçlanabilir. Bu etkiler, tür kompozisyonundaki ve derin denizlere ait besin ağının işlevindeki (örneğin geniş diatomlar yerine küçük kamçılıların gelişimi) değişiklikler nedeniyle artabilir. Bunun sonucunda oksijen tüketiminde meydana gelen artış, katmanlaşmış su kütlesi olan bölgelerde, oksijen azalmasına, ekosistem yapısında değişikliklere ve bentik faunanın ölümüne neden olabilir (<https://csb.gov.tr/kiyi-ve-deniz-sularindaki->

besin-maddeleri). Denize taşınan/deşarj edilen geniş çapta azot ve fosfor girişi, ötrofikasyona neden olabilir. Ötrofikasyon, bir ekosistem içinde azot ve fosfor bileşikleri gibi kimyasal besin maddelerinin artmasıdır. Ekosistemde aşırı bitki üremesi ve çürümesi ile birlikte oksijen azlığı, su kalitesinde kötüleşme ile birlikte hayvan popülasyonlarında azalmaya neden olabilir (Ngatia vd., 2018).

Bu çalışmada HYİ, deniz suyunda 0,003 mg/L'den daha az olacak şekilde belirlenmiştir. Sintine örneklerinde ise sırasıyla 110,6 ve 138,8 mg/L olarak saptanmıştır (Şekil 3). Gemilerden Kaynaklanan Kirliliğin Önlenmesine İlişkin Uluslararası Sözleşme (MARPOL) düzenlemelerine göre sintine atık suyunun sulu fazı, yağ derişimi 15 mg/L altına düştüğü durumlarda denize atılabilmektedir. Bu çalışmada ölçtüğümüz arıtılmamış sintine suyunun değerleri sınır değerlerinden oldukça fazla olup, sintine suyunun etkili bir şekilde temizlenmesinin gerekli olduğu anlamına gelmektedir. Bir gemide, yağ genellikle motor ve makine dairelerinden veya motor bakım faaliyetlerinden sızar ve gemi gövdesinin en alt kısmı olan sintinede suyla karışır. Petrol ürünlerinin biyolojik olarak parçalanmasından kaynaklanan yağ, benzin ve yan ürünler, vücuda alındığında balıklara ve vahşi hayata zarar verebilir ve insan sağlığına tehdit oluşturabilir. Yağ, küçük miktarlarda bile balıkları öldürebilir veya diğer zararlı etkilere sahip olabilir (Gissi vd., 2021).



Şekil 2. Deniz Suyu ve Sintine Suyu Örneklerinin TA ve TF İlişkisi

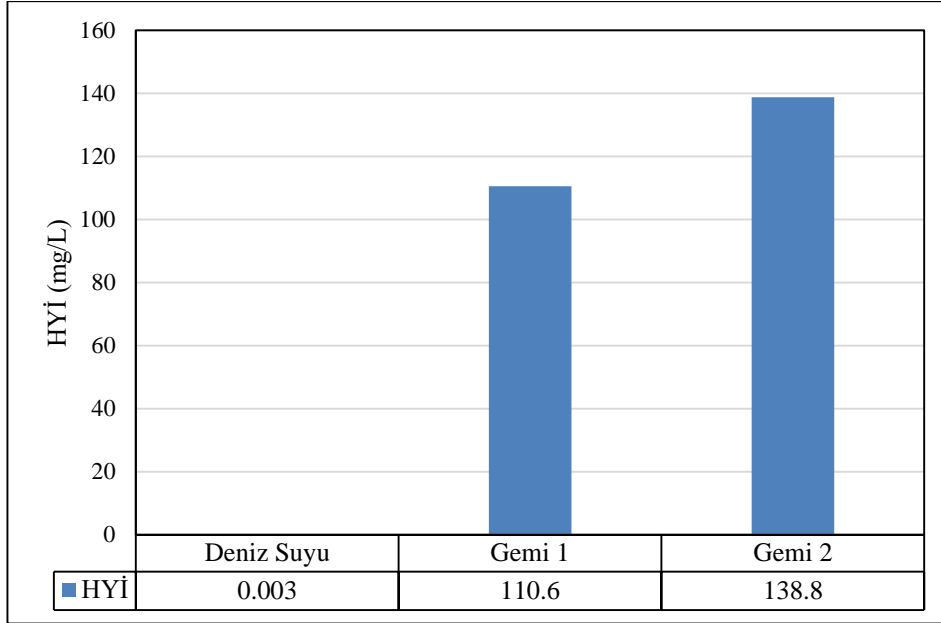
Ülkemizde yapılan çalışmalarda alınan örneklerde yakıt cinsi motorin olan gemilerin sintine suyundan elde edilen değerlerin 15 mg/L 'nin üstünde olduğu tespit edilmiştir (Demiray, 2006). Benzer şekilde farklı ülkelerde yapılan çalışmalarda yağ derişiminin 320 mg/L ve 290 mg/L olduğu rapor edilmiştir (Ameen ve Al-Homaidan, 2023a, b).

Denizdeki pek çok canlı türü, sintine sularının denize deşarj edilmesi dolayısıyla denize karışan yağ nedeniyle etkilenecektir. Besin zincirinin temelini oluşturan planktonların yağ kirlenmelerine karşı hassasiyetleri deneysel olarak kanıtlanmıştır (Almeda vd., 2013). Bu olay, bütün deniz canlılarının etkilemesine neden olacaktır (Greer vd., 2012). Sığ sularda ve limanlarda bu etki etkisi daha fazladır. Sığ sularda yüzeydeki yağ damlacıkları zamanla deniz tabanına ulaşarak dip canlıları üzerinde olumsuz etkileyebilir (Ulucan, 2011).

Yüzey aktif madde miktarı, deniz suyunda 0,04 mg/L'den daha az olacak şekilde belirlenmiştir. Benzer şekilde sintine suyu örneklerinde de 0,04 mg/L'den daha az düzeyde bulunmuştur (Tablo 4). Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin derin deşarj sınır değerleri için verdiği Tablo'da "Biyolojik olarak parçalanması Türk Standartları

Enstitüsü standartlarına uygun olmayan maddelerin boşaltımı prensip olarak yasaktır" ifadesi bulunmaktadır. Yüzey aktif madde (sümfaktan), hidrofilik ve hidrofobik kısımlarda oluşan, suda çözündüğünde yüzey gerilimini etkileyen kimyasal bileşiktir (Nakama, 2017).

Yüzey aktif madde, sabun, deterjan, ıslatıcı maddeler ve emülsiyon oluşturan maddeler için kullanılan genel bir isimdir. Sintine suyunda bulunan önemli bir kimyasallar grubu yüzey aktif maddelerdir. Birçok yüzey aktif maddenin kendi başlarına toksik etkisinin olduğu bilinmektedir. Petrol ve yüzey aktif madde karışımları ise ham petrolün artmış çözünmesinin bir sonucu olarak her bir bileşenin tek başına yaratacağı toksik etkiden çok daha fazla olabilir. Bundan dolayı da bu etkiye maruz kalan organizmaların yaşamını daha fazla etkilemektedir (Arora vd., 2022). Deniz suyunda yüzey aktif madde miktarının 0,1 mg/L'den fazla olması durumunda deniz yaşamı için toksik olacağı bildirilmektedir (Tiselius ve Magnusson, 2017). Bu çalışmada alınan sintine suyu örneklerinde yüzey aktif madde içeriği oldukça düşük saptanmıştır.

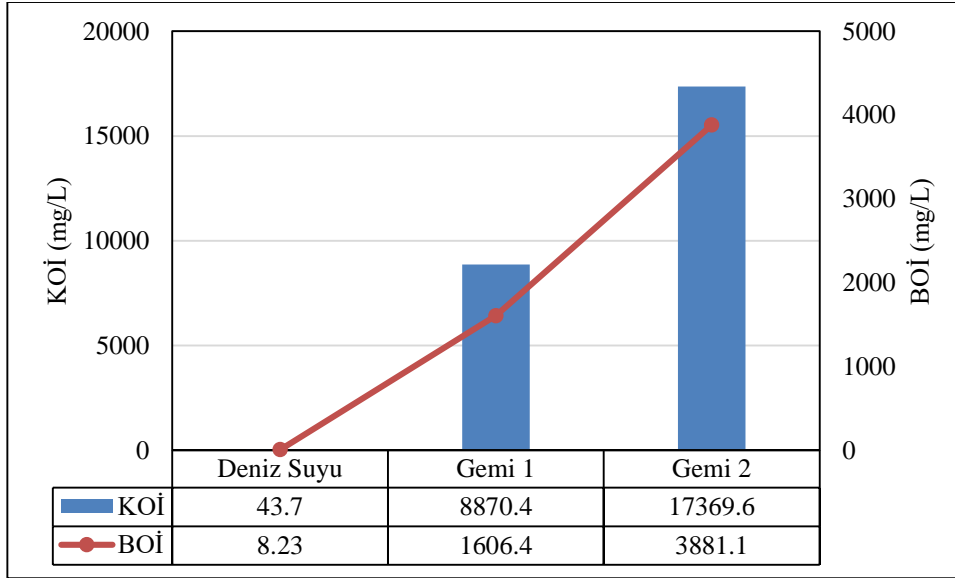


Şekil 3. Deniz Suyu ve Sintine Suyu Örneklerinin HYİ Değerleri

Yapılan çalışmada deniz suyunun KOİ değeri 43,7 mg/L, sularının ise sırasıyla 8870,4 ile 17369,6 sintine mg/L olarak belirlenmiştir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin derin deşarj sınır değerlerine göre, KOİ 400 mg/L'dir. Gemilerden alınan sintine suyu örneklerinin KOİ değerleri istenen sınırın çok üstünde bulunmuştur. KOİ, su ve atık su örneklerinde kirliliğin derecesinin belirlenmesinde kullanılan en önemli test parametrelerindedir. Kimyasal oksijen ihtiyacı, sudaki organik maddenin ayrışması sırasında suyun oksijen tüketme kapasitesinin ölçüsüdür. Başka bir deyişle, bir miktar suda bulunan organik maddeyi oksitlemek için gereken oksijen miktarıdır. Bir numunedeki KOİ'nin daha yüksek olması, o numunenin daha yüksek düzeyde oksitlenebilir malzeme içerdiğini gösterir. Durum böyleyse, sudaki çözünmüş oksijen seviyeleri azalmış olacaktır. Bunun gerçekleştiği durumlarda, etkiler daha yüksek seviyedeki sudaki yaşam formlarına çevresel açıdan zarar verebilir. Bu nedenle atık su arıtımının amacı sudaki KOİ seviyelerini azaltmaktır. Gündoğdu (2013), yaptığı çalışmada gemi atık suyunda KOİ değerini 1191 mg/L olarak rapor etmiştir. Yağ-gres miktarı yüksek olan sularda KOİ değerinin de yükseldiğini, aynı zamanda kimyasal olarak oksitlenebilecek maddeler daha fazla olduğunda

kimyasal oksijen değeri biyolojik oksijen değerinden daha yüksek sonuçlar verdiğini açıklamıştır. KOİ ve BOİ değerlerinin ilişkisi Şekil 4'de gösterilmiştir.

Bu çalışmada deniz suyunun BOİ değeri 8,23 mg/L, sintine sularının ise sırasıyla 1606,4 ile 3881,1 mg/L olarak belirlenmiştir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nin derin deşarj sınır değerlerine göre, BOİ 250 mg/L'dir. Gemilerden alınan sintine suyu örneklerinin BOİ değerleri istenen sınırın çok üstünde bulunmuştur. Ameen ve Al-Homaidan (2023a, b) yaptıkları çalışmada sintine örneklerinde BOİ değerlerini 380 ve 210 mg/L olarak rapor etmişlerdir. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacının belirlenmesi, atık su, atık su ve kirli sularda bulunan biyolojik olarak parçalanabilen organik madde miktarını değerlendirebilir. BOİ testi, bakterilerin bu malzemeleri oksitlerken tükettiği çözünmüş oksijen (ÇO) miktarını yansıtır. Çözünmüş oksijen, suda yaşayan fauna ve floranın yaşamı için gereklidir ve BOİ testi, atık suyun, alıcı su kütlesi üzerinde yaratabileceği ekolojik etkinin bir ölçüsüdür (Abu Shmeis, 2018). Yeterli miktarda çözünmüş oksijen derişiminin varlığı, su yaşamını korumak için kritik öneme sahiptir. Organik maddenin çözünmüş oksijen derişimini nasıl etkilediğini belirlemek su kalitesi yönetiminin ayrılmaz bir parçasıdır (Bendicho ve Lavilla, 2019).



Şekil 4. Deniz Suyu ve Sintine Suyu Örneklerinin KOİ ve BOİ İlişkisi

4. Sonuç

Gemilerden alınan sintine suyu örneklerinde yapılan analizler sonucu, Su Kalitesi Yönetmeliğinde belirtilen sınır değerlerinden çok fazla olan veriler elde edilmiştir. Deniz ortamında olumsuz etkiler oluşturabilecek oranda kimyasal maddeler içermesi nedeni ile, sintine sularının deniz ortamına doğrudan bırakılmaması gerektiği sonucu ortaya konulmuştur.

Sintineyi denize bırakmadan önce arıtılabilmeleri için gemilerde uygun atık su arıtma sistemleri bulunmalıdır. Gemiler, sintine suyunu uygun şekilde bertaraf edene kadar depolamak için ekstra tanklara bile sahip olabilir. Gemilerin sintine alanının düzenli olarak temizlenmesi ve bakımı, orada toplanan suların düşük düzeyde kirletici ve kirletici madde içermesini sağlayacaktır. Yasadışı sintine boşaltımına karşı hızlı müdahale ve yönetim tedbirleri geliştirilmesi ve denetlenmesi, deniz ortamını korumak açısından önemlidir.

Teşekkür

Bu çalışma, Mersin Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri birimi tarafından 2022-1TP2-4693 numaralı proje ile desteklenmiştir.

Kaynaklar

Abu Shmeis, R.M. (2018) Water chemistry and microbiology. *Comprehensive Analytical Chemistry* 81: 1-56.

Almeda, R., Wambaugh, Z., Wang, Z., Hyatt, C., Liu, Z., Buskey, E.J. (2013) Interactions between zooplankton and crude oil: toxic effects and bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *PLoS One* 8: 67212.

Ameen, F., Al-Homaidan, A.A. (2023a). Treatment of oily bilge waste water using marine fungi. *Journal of King Saud University - Science*, 35: 102929.

Ameen, F., Al-Homaidan, A.A. (2023b). Oily bilge water treatment using indigenous soil bacteria: Implications for recycling the treated sludge in vegetable farming. *Chemosphere* 334: 139040.

Argüello, G. (2020) Environmentally sound management of ship wastes: challenges and opportunities for European ports. *Journal of Shipping and Trade* 5(12): 1-21.

Arora, J., Ranjan, A., Chauhan, A., Biswas, R., Rajput, V.D., Sushkova, S., Mandzhieva, S., Minkina, T., Jindal, T. (2022) Surfactant pollution, an emerging threat to ecosystem: Approaches for effective

bacterial degradation. *Journal Applied Microbiology* 133: 1229-1244.

Bendicho, C., Lavilla, I. (2019) *Water Analysis: Sewage*. in: Worsfold, P., Poole, C., Townshend, A., M. Miro, M. (Eds.), *Encyclopedia of Analytical Science*. Elsevier, pp. 371-381.

Beiras, R. (2018) *Marine Pollution: Sources, Fate and Effects of Pollutants in Coastal Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, Nederland, 408.

Bindoff, N.L., L Cheung, W.W., Kairo, J.G., Arístegui, J., Guinder, V.A., Hallberg, R., Hilmi Monaco, N., Jiao, N., saiful Karim, M., Levin, L., O'Donoghue, S., Cuicapusa Purca, S.R., Rinkevich, B., Suga, T., Tagliabue, A., Williamson, P. (2019) *Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities*, in: Pörtner, H.O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck K., Alegría, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B., Weyer, N.M. (Eds.), *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 447-587.

Butt, N. (2007) The impact of cruise ship generated waste on home ports and ports of call: A study of Southampton. *Marine Policy* 31: 591-598.

Demiray, N. (2006) *Sintine Sularından Kaynaklanabilecek Deniz Kirliliğinin Değerlendirilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Isparta, Türkiye.

Dikhan, M., Karşı, F., Güneroğlu, A. (2011) *Karadeniz Kıyı Sularında Askıda Katı Madde Dağılımının Haritalanması* 13. Türkiye Harita Bilimsel ve Teknik Kurultayı, Nisan, Ankara.

EPA (2008) *Cruise Ship Discharge Assessment Report (Assessment Report) (Report no. 842-R-07-005)*, (<https://archive.epa.gov/water/test/web/pdf/2009>) 01 Aralık 2023 tarihinde erişildi.

Effects of Ocean and Coastal Acidification on Ecosystems

(<https://www.epa.gov/ocean-acidification/effects-ocean-and-coastal-acidification-ecosystems>) 01 Aralık 2023 tarihinde erişildi.

Gharfalkar, M, Court, R, Campbell, C, Ali Z, Hillier, G. (2015) Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC. *Waste Management* 39: 305-313

Gissi, F., Strzelecki, J., Binet, M.T., Golling, L.A., Adams, M.S., Elsdon, T.S., Robertson, T., Hook, S.E. (2021) A comparison of short-term and continuous exposures in toxicity tests of produced waters, condensate, and crude oil to marine invertebrates and fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40(9): 2587-2600.

Greer, C.D., Hodson, P.V., Li, Z., King, T., Lee, K. (2012) Toxicity of crude oil chemically dispersed in a wave tank to embryos of Atlantic herring (*Clupea harengus*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 31(6): 1324-1333.

Gündoğdu, M. (2013). *Gemi Kaynaklı Atıksuların Kirlilik Düzeyinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üniversitesi, Elazığ, Türkiye.*

Kıyı ve Deniz Sularındaki Besin Maddeleri (<https://cevreselgostergerler.csb.gov.tr/kiyi-ve-deniz-sularindaki-besin-maddeleri-i-91719>) 15 Aralık 2023 tarihinde erişildi.

Kotrikla, AM., Zavantias, A., Kaloupi, M. (2021) Waste generation and management onboard a cruise ship: A case study. *Ocean and Coastal Management* 212: 105850.

Kumar, P.S., Prasannamedha, G. (2021) Biological and chemical impacts on marine biology. in: Kumar, P.S. (Ed.), *Modern Treatment Strategies for Marine Pollution*, Elsevier, pp. 11-27.

MARPOL, (73/78). International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973, as modified by the protocol of 1978 relating thereto (MARPOL 73/78). <https://www.resmigazete.gov.tr/ar-siv/20558.pdf>. 01.12.2023 tarihinde erişildi.

McLaughlin, C., Falatko, D., Danesi, R., Albert, R. (2014) Characterizing shipboard bilgewater effluent before and after treatment. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 5637-5652.

Nakama, Y. (2017) Surfactants, in: Sakamoto, K., Lochhead, R.Y., Maibach, H.I., Yamashita, Y. (Eds.), *Cosmetic Science and Technology*, Elsevier, pp. 231-244.

Ngatia, L., Grace III, J.M., Moriasi D., Robert Taylor, R. (2018) Monitoring of Marine Pollution (Houma Bachari Fouzia Edt) Nitrogen and Phosphorus Eutrophication in Marine Ecosystems, Intechopen, 168.

Onderka, M., Pekarova, P. (2008) Retrieval of suspended particulate matter concentrations in the Danube River from Landsat ETM data. *Science of the Total Environment* 397: 238243.

Resmi Gazete (2008) Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, (<https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2008/02/20080213-13.htm>) 01.12.2023 tarihinde erişildi.

Sardain, A., Sardain, E., Leung, B. (2019) Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability*, 2: 274-282.

Standart Method (<https://www.standard-methods.org/>) 15 Aralık 2023 tarihinde erişildi.

Sun-Wai, L. (2018) The Government of The Hong Kong Special Administrative Region, Hong Kong,

The Ocean Foundation (2020) (<https://oceanfdn.org/tr/the-catastrophic-damages-from-oil-spills/>) 15 Aralık 2023 tarihinde erişildi.

Tiselius, P., Magnusson, K. (2017) Toxicity of treated bilge water: The need for revised regulatory control. *Marine Pollution Bulletin* 114(2): 860-866.

Türk Standartları Enstitüsü (<https://intweb.tse.org.tr/Standard/>) 01 Aralık 2023 tarihinde erişildi.

Ulucan, K. (2011) Sintine Sularının Elektrokimyasal Olarak Arıtılabilirliğinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye.

Walker, T.R., Adebambo, O., Del Aguila Feijoo, M.C., Elhaimer, E., Hossain, T., Edwards, S.J., Morrison, C.E., Romo, J., Sharma, N., Taylor, S., Zomorodi, S. (2019) Environmental effects of marine transportation, in: Sheppard, C. (Ed.), *World Seas: An Environmental Evaluation*. Elsevier, pp. 505-530.

Wilhelmsson, D., Thompson, R.C., Holmström, K., Linden, O., Eriksson-Hägg, H. (2013) Marine pollution, in: Noone, K.J., Sumaila, U.R., Diaz, R.J. (Eds), *Managing Ocean Environments in a Changing Climate*, Elsevier, pp. 127-169.

Assessing potential health risks of heavy metal contamination in common carp (*Cyprinus carpio*) and redbelly tilapia (*Coptodon zillii*) from the Shatt al-Arab River, Basrah, Iraq

Arafat R. Ahmed 

Department of Biological Development, Marine Science Centre, The University of Basrah, Iraq.

Corresponding author e-mail: arafat.ahmed@uobasrah.edu.iq

ABSTRACT

This study aimed to assess the concentrations of selected trace elements in the edible tissues of two fish species available in the Shatt al-Arab River in Basrah Province, southern Iraq. Common carp (*Cyprinus carpio*) and redbelly tilapia (*Coptodon zillii*) were purchased from a fisherman who sells fish daily on the Shatt al-Arab riverbank. Using an X-ray fluorescence spectrophotometer, the concentrations of Ba, Cu, Mo, Pb, Zn, Co, Cr, Ni, V, Sr, Zr, and Ce were determined. Ba, Cu, Mo, Pb, and Zr were not detected in any of the samples analyzed. Except for zinc, the levels of the remaining elements were higher than the permitted limits set by international standards; there were no significant differences ($p>0.05$) between the two fish species. The results suggest that consuming large quantities of these fish may pose health concerns for humans. In addition, this study provides useful information on the levels of some trace elements in the mentioned fish species, which can be used as a reference for future studies.

KEYWORDS: Trace elements, Fish tissues, Monitoring, X-ray fluorescence

How to cite this article: Ahmed, R. A. (2024). Assessing potential health risks of heavy metal contamination in common carp (*Cyprinus carpio*) and redbelly tilapia (*Coptodon zillii*) from the Shatt al-Arab River, Basrah, Iraq. *MedFAR.*, 7(2):61-69. <https://doi.org/10.63039/medfar.1462756>.

1. Introduction

More than three million people live in Basrah and depend on the Shatt al-Arab River for their freshwater needs including drinking water, domestic use, agricultural, industrial, health, and recreational activities. The river is also important for fishing and fish farming (Ahmed, 2022). However, a recent study by Mahdi et al., (2023) highlighted the degradation of the water quality in Shatt al-Arab due to the continuous discharge of industrial waste, oil effluents, and sewage from urban areas. Trace metals are a common pollutant in the aquatic environment and are considered a significant threat due to their toxicity and ability to bioaccumulate in the food chain (Ahmed et al., 2015; Wu et al., 2016). The freshwater quality deterioration ultimately affects economic activity and human welfare. The study of Yüksel et al., (2021) investigated the impact of a garbage disposal facility (GDF) near Çavuşlu Stream in Giresun, Turkey on the water quality and associated human health risks. An ICP-MS technique was used to quantify levels of toxic metals (As, Pb, Cd, Hg, Sb, Al, Ni) as well as essential elements (Se, Cu, Fe, Mg, Mn, Zn, Co) in water samples from four stations along the stream and tap water sourced from it. The results suggest the GDF is decreasing water quality in the stream and may be responsible for the elevated cancer risk. Al-Darraji et al., (2023) measured the concentration of heavy metals (lead, cadmium, copper, and iron) in three stations along the Shatt al-Arab River. The study revealed that the recorded levels of the measured elements, except for cadmium, exceeded the Iraqi standard limits. In addition, the study suggested that trace element pollution in the Shatt al-Arab river could be attributed to agricultural discharges and industrial activities. Another study reported that the sediments of Shatt al-Arab are contaminated with different elements such as Zn, Ni, Cu, Mo, Cu, and Fe (Allafta and Opp, 2020). It has been proposed that some aquatic plants described as "Hyperaccumulators" owing to their ability to absorb and accumulate trace elements in

their tissues at high levels, and thereby may impact the ecosystem and potentially harm humans and animals (Anna et al., 2023). Fish can absorb trace elements directly from the surrounding environment through their gills and skin or via contaminated food and sediment (Emon et al., 2023). In addition, fish can bioaccumulate trace elements and toxic materials from their aquatic habitat and are therefore used as biomarkers for environmental pollution (Albuquerque et al., 2021). The accumulation of trace metals in the fish body can result in negative effects such as irritation of the gastrointestinal mucosa, nephritis, necrosis and, neurological and behavioral disorders (Agbugui et al., 2023). The accumulation of trace elements in the edible tissues of fish poses a significant threat to public health (Ahmed, 2021; Al-Sarraj et al., 2022). Töre et al., (2021) analyzed metal concentrations in the tissues of six fish species from the Tigris River in Turkey. The results showed varying degrees of accumulation across different metals and species. The study concluded that the occasional consumption of these fish is safe based on target hazard quotients/ hazard index. However, it noted potential long-term carcinogenic risks from certain metals meriting further monitoring. For that reason, it is critical to monitor the concentration of trace elements in fish meat and compare it with the international accepted limits.

X-ray fluorescence is a fast and economical analytical technique that can determine the chemical composition of a wide variety of materials and environmental samples (solids, liquids, and powders). XRF can be used to identify up to 30 elements at the same time in concentration ranges from 100 wt% to sub-ppm levels (Beckhoff et al., 2006). In this regard, Bilo et al., (2015) used XRF to study Pb and Zn accumulation in zebrafish embryos. Similarly, Limburg et al., (2007) used the X-ray fluorescence technique to investigate the trace element distribution in fish otolith (earstones), while Ahmed (2021) used the XRF Spectro to qualitatively and quantitatively determine the metals present in the edible tissues of *C. carpio*.

The current study aims to assess the ability of two fish species, common carp (*C. carpio*) and redbelly tilapia (*C. zillii*), to accumulate trace elements in their edible parts and to ensure the safety of consuming these fish by humans.

2. Material and Methods

2.1. Study Area

The Shatt al-Arab River originates from the confluence of the Euphrates and Tigris rivers in al-Qurnah, southern Iraq. The river flows southeastward for approximately 193 kilometers, forming part of the boundary between Iraq and Iran, before draining into the Arabian Gulf.

In this study, common carp (*C. carpio*) and redbelly tilapia (*C. zillii*) samples were collected from the Shatt al-Arab River (Hamadan village in the Abul-Khaseeb district) in collaboration with a fisherman who catches fish daily on the riverbank (Figure 1).

Thirty specimens of each species, common carp (*C. carpio*) and redbelly tilapia

(*C. zillii*), of approximately similar weights and lengths were purchased from a fisherman who sells fish daily on the riverbank in Basrah province, southern Iraq. The samples were placed in a refrigerated box with ice and promptly transferred to the laboratory of the Marine Science Centre, University of Basrah, Iraq. The data related to the length and weight of individual fish were recorded. The edible sections of fish tissues were removed from the dorsal part of the body and chopped into tiny pieces. The samples were dried in an oven at 65°C for 24 hours before homogenizing in a porcelain mortar, as described previously by Ahmed (2021). Briefly, 0.5 g of each sample's powdered fish was weighed and mixed with three drops of organic binder before being pressed into pellets ready for metal analysis. The metals (Ba, Cu, Mo, Pb, Zn, Co, Cr, Ni, V, Sr, Zr, and Ce) in the tissue samples were determined qualitatively and quantitatively using an X-ray fluorescence spectrometer (Shimadzu, Japan).

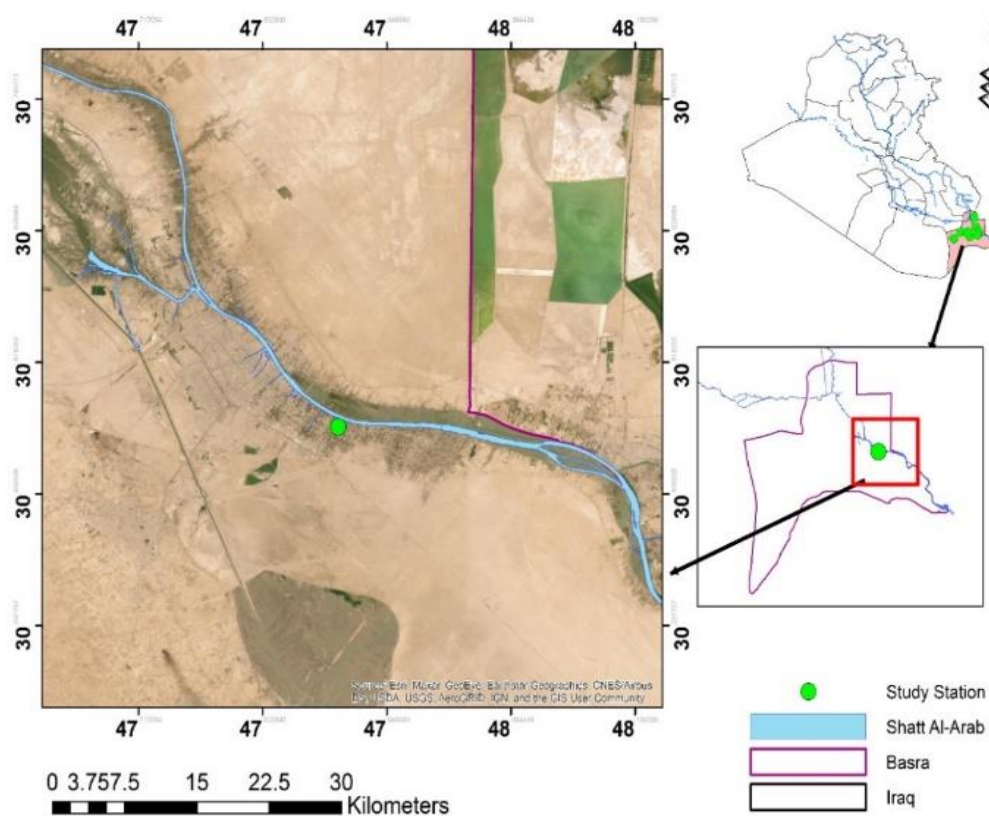


Figure 1. The map shows the location of the fishing nets installation.

2.2. Statistical Analysis

Excel software was used for statistical analysis (min, max, mean, and standard deviation). The two-sample t-test for independent samples was employed to compare the means of two groups to determine if there was a significant difference between them. All data are presented as the mean \pm standard deviation (SD).

3. Results

The length of carp samples ranged between 24.5-27.0 cm and 20-23 cm for tilapia. The weight of Carp and tilapia samples ranged from 237.9 to 345 g and 177 to 303 g, respectively, as presented in Table 1.

Ba, Cu, Mo, Pb, and Zr were not found in the analyzed samples. Table 2 presents the concentrations of Zn, Co, Cr, Ni, V, Sr, and Ce in the selected species. All data are provided as means \pm standard deviations. Within the same parameter, mean values with various superscripts are significantly different ($p < 0.05$).

The results indicated that the trace element concentrations in Table 1 exceeded the allowable limit, with no significant differences ($p > 0.05$) between the two fish species except for Zn.

Table 1. The average weight and length of the fish used in the current study.

Species	Average weight (g)	Average length (cm)
Carp	276.9 g; SD = 34.07	25.55 cm; SD = 1.04
Tilapia	222.5 g; SD = 33.51	21.75 cm; SD = 0.98

SD: is standard division

Table 2. Content of heavy metals (mg/kg dry weight) in the edible parts of the tested samples compared with standard limits.

Element	Carp (mg/kg)			Tilapia (mg/kg)			Legislation limits			
	Min	Max	Mean \pm SD	Min	Max	Mean \pm SD	WHO, 1985	FAO/WHO, 1979	FAO/WHO, 2004	NRC, 1989
Zn	28.07	63.00	^a 50 \pm 11.5	16.3	31.8	^b 20.8 \pm 5.77			50.00	
Co	6.00	33.01	14.83 \pm 9.39	6.00	15.03	11 \pm 3.35				0.01
Cr	5.01	23.00	13 \pm 6.25	4.02	17.25	9.83 \pm 6.08	0.15		1.00	
Ni	13.00	38.02	23.5 \pm 10.62	19.10	40.05	28.5 \pm 10.4	0.60			
V	12.01	14.04	13.33 \pm 0.81	10.04	16.00	12.83 \pm 2.04		0.5		
Sr	17.02	29.01	24.67 \pm 4.13	16.10	32.01	22 \pm 5.83	No information available			
Ce	24.04	51.00	32.83 \pm 11.39	10.07	32.00	23.17 \pm 7.41	No information available			

Different letters (a and b) indicate statistically significant differences ($p < 0.05$)

4. Discussion

Fish are a valuable source of essential micronutrients for normal growth and development. However, these micronutrients can become toxic at high levels for humans and animals. This study evaluated the levels of specific heavy metals in the edible parts of two fish species collected from the Shatt al-Arab River in Basrah, southern Iraq. The river has been affected by many human activities, and fishing is still widespread, potentially putting the local population at risk for health issues caused by consuming contaminated fish.

Zn is a cofactor of major proteins and an immunomodulatory agent, that plays an essential role in the growth of living organisms (Hussain et al., 2022). However, exposure to high levels of Zn could produce an alternation in the blood profile of freshwater fish (Gupta et al., 2023). Talal et al., (2020) reported that the maximum concentration of Zn in Shatt al-Arab water (1.116 mg/l) was found in the Abul-Khaseeb district, while the highest concentration of Zn in fish (69.5 mg/kg) was found in tilapia from the same region. In the current study, the concentration of Zn in carp tissues (52 ± 11.5) slightly exceeded the permissible limit (50 mg/kg) set by the FAO/WHO (2004). On the other hand, the concentration of Zn was much lower in tilapia tissues (21 ± 5.77 mg/kg), with a significant difference ($P < 0.05$) between the two fish species. The ability of fish to absorb trace metals from contaminated food and water is affected by their metabolic capacity (Satheeshkumar et al., 2011).

Chromium concentrations in Shatt al-Arab sediment ranged from 738 to 883 mg/kg during the wet and dry seasons, respectively (Al-lafta and Opp, 2020). A small amount of Cr has been suggested to enhance the growth performance of fish and feed conversion ratio. However, high levels could negatively affect the general fish health (Ahmed et al., 2013). The concentration of Cr in the edible

tissues of both species in the current investigation was much greater than the regulatory limits established by the FAO/WHO (2004). According to Rahman et al., (2009) and Ali et al., (2010), the presence of benthic invertebrates, detritus, and mud throughout the year in the digestive tract of carp suggests that the species eats at the bottom of the water body, which is already contaminated with trace elements (Moyel et al., 2015). Similarly, tilapia can consume a wide range of feed ingredients, including raw materials, smaller fish, algae, debris, aquatic plants, and invertebrates, which may carry trace elements to higher levels in the food chain (Ganie et al., 2013). Cobalt (Co) is an integral component of cobalamin or vitamin B12 in animals and is critical for ovulation in fish (Gautam et al., 2018; Banerjee and Bhattacharyam, 2021). However, Co is toxic to living organisms at higher levels (Nagpal, 2004). The concentration of Co (10 mg/kg) in Shatt al-Arab surface sediment was measured recently by Allafta and Opp (2020). The mean Co concentrations in carp and tilapia in the current study were 12 ± 9.39 and 11 ± 3.35 , respectively, with no significant differences ($p > 0.05$) between the two fish species. The recorded values in the current study were above the acceptable limit of the NRC (1989), which is (0.01 mg/kg dry weight). High levels of cobalt reach the ecosystem with industrial discharges, agricultural waste, and domestic sewage. Cobalt is included in the composition of agricultural fertilizers due to its effective role in stimulating plant growth (Hu et al., 2021). Further, cobalt plays an important role in various fields, such as the oil industry, used as a coloring agent for glass and ceramics, catalysts and alloys for the mechanical industries (Nagpal, 2004; Hu et al., 2021).

Nickle in environmental samples is attributed to industrial and agricultural activities (Al-Sarraj, 2021; Al-Asadi et al., 2020). Al-Asadi et al., (2020) reported that Shatt al-

Arab sediment is contaminated with high levels of toxic metals including Ni. Another study reported that Shatt al-Arab water is polluted with Ni and the concentrations ranged between 79.82 and 144.01 $\mu\text{g/l}$ (Moyle et al., 2015). In the current study, the concentration of Ni in carp (24.8 ± 11.8 mg/kg) and tilapia (29.8 ± 9.8 mg/kg) exceeded the allowed limit of WHO (1985), with no significant differences ($p > 0.05$) between the two fish groups. Excess nickel intake may cause disturbance of the proper composition of intestinal microflora, especially in people diagnosed with systemic nickel allergy syndrome (Świerc et al., 2022).

Heavy metals, such as vanadium, are non-biodegradable and persistent in the environment, posing environmental and human risks owing to their potential toxicity (Tulcan et al., 2021). Animal studies with a high-vanadium-content diet showed a significant increase in metal retention in various tissues (Treviño et al., 2019). The concentrations of vanadium in the current study were 13.50 and 12.38 mg/kg for carp and tilapia, respectively. However, there is no specific standard regulation for the permissible level of vanadium in fish flesh and there is no precise data from previous studies about the levels of vanadium in Shatt al-Arab water.

The current investigation found that carp and tilapia had mean concentrations of Sr of 25.5 ± 4.13 and 22 ± 5.83 mg/kg, respectively, with no significant differences. Sr is a naturally occurring element that is recommended for treating osteoporosis (Alexandersen et al., 2011; Rossi et al., 2014). Several studies have focused on the benefits of Sr for humans in promoting cartilage matrix secretion, stimulating human osteoblast proliferation, and enhancing bone mineralization (Dermience et al., 2015; Cabrera et al., 1999). However, consuming high levels of Sr could lead to possible health hazards (Langley et al., 2009).

In the current study, Ce concentrations were 37.0 ± 12.1 and 23.4 ± 8.29 mg/kg for carp and tilapia, respectively. There were no significant differences ($p > 0.05$) between the two fish species. Ce is a rare earth element widely used in agriculture (Dahle and Arai, 2015). Regarding current knowledge, no information is available on the maximum Sr and Ce concentrations in fish samples. Further, there is no data available on Sr and Ce concentrations in Shatt al-Arab water and sediment.

5. Conclusion

The results of the current study showed that consuming carp and tilapia fish from the Shatt al-Arab River could endanger the lives of consumers. Hence, it is critical to monitor the concentrations of these elements in fish from this area. Mitigating pollution issues in Shatt al-Arab requires an effective strategy, including applying environmental protection laws, adopting waste management methods, and raising public awareness about the dangers of ecosystem pollution.

It is worth noting that previous studies and specialized international organizations did not provide specific maximum limits for the elements mentioned in fish meat, which were included in the current study. The presence of these elements in high concentrations calls for more studies on the health effects of the presence of these substances in the daily meals preferred by the residents of Basrah province.

Acknowledgements

The author would like to thank Miss Zahraa R. Jawad from Basrah College of Science and Technology for her assistance in sample collection and preparation. The current research was funded by the University of Basrah, Marine Science Centre, Iraq.

References

- Agbugui, M.O., Ayite, G., Abe, B. (2023) Analysis of trace metal bioaccumulation in fish and man: Health risk impact. *International Journal of Fisheries and Aquaculture Research* 9(1): 32-59.
- Ahmed, A.R. (2021) Evaluation of the heavy metal content in the muscle tissue of common carp (*Cyprinus carpio* L.) reared in groundwater in Basrah province, Iraq. *Iraqi Journal of Veterinary Sciences* 35(1): 157-161.
- Ahmed, A.R. (2022) Overview of Fish Farming Using Floating Cages along the Shatt al-Arab River in Basrah Province, Southern Iraq. *Mediterranean Fisheries and Aquaculture Research* 5(1): 1-10.
- Ahmed, A.R., Moody, A.J., Fisher, A., Davies, S.J. (2013) Growth performance and starch utilization in common carp (*Cyprinus carpio* L.) in response to dietary chromium chloride supplementation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 27(1): 45-51.
- Ahmed, Md.K., Shaheen, N., Islam, Md.S., Habibullah-al-Mamun, Md., Islam, S., Mohiduzzaman, Md., Bhattacharjee, L. (2015) Dietary intake of trace elements from highly consumed cultured fish (*Labeo rohita*, *Pangasius pangasius* and *Oreochromis mossambicus*) and human health risk implications in Bangladesh. *Chemosphere* 128: 284-292.
- Al-Asadi, S.A.R., Al-Qurnawi, W.S., Al Hawash, A.B. (2020) Water quality and impacting factors on heavy metals levels in Shatt Al-Arab River, Basra, Iraq. *Applied Water Science* 10: 103.
- Albuquerque, F.E.A., Herrero-Latorre, C., Miranda, M., Barrêto Júnior, R.A., Oliveira, F.L.C., Sucupira, M.C.A., Ortolani, E.L., Minervino, A.H.H., López-Alonso, M. (2021) Fish tissues for biomonitoring toxic and essential trace elements in the Lower Amazon. *Environmental Pollution* 283: 117024.
- Al-Darraj, J., Alshami, I., Ankush M. (2023) Effect of Some Heavy Metals in the Industrial Flows on Shatt al-Arab River. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*. 27(3): 801-814.
- Alexandersen, P., Karsdal, M.A., Byrjalsen, I., Christiansen, C. (2010) Strontium ranelate effect in postmenopausal women with different clinical levels of osteoarthritis. *Climacteric* 14(2): 236-243.
- Ali, G., Mehmet, Y., Ayse, K., Semra, B. (2010) Feeding properties of common carp (*Cyprinus carpio* L. 1758) living in Hirfanli Dam Lake, Ankara, Turkey. *Aquatic Ecology* 18(2): 545-556.
- Allafta, H., Opp, C. (2020) Spatio-temporal variability and pollution sources identification of the surface sediments of Shatt Al-Arab River, Southern Iraq. *Scientific Reports* 10: 6979.
- Al-Sarraj, E., Eskandera M.Z., Al-Tae Sh.K. (2022) Heavy Metal Pollution in Iraqi Rivers and Impact on Human and Fish Health: A Review. *Biological and Applied Environmental Research* 6(2): 95-112.
- Anna, M.K., Vimala, K.S., Raiby, P.P., Priyalatha, B., Priya, S. (2023) Phytoremediation potential of a few hydrophytic medicinal plants: A review. *International Journal of Scholarly Research in Biology and Pharmacy*. 02(01), 005–009.
- Banerjee P., Bhattacharyam P. (2021) Investigating Cobalt in Soil-plant-animal-human system: Dynamics, Impact and Management. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 21(3): 2339-2354.
- Beckhoff B., Kanngießer B., Langhoff N., Wolff H. (2006) *Handbook of Practical X-Ray Fluorescence Analysis*. Springer, New York.
- Bilo F., Sdenka M., Borgese L., Delbarba M.V., Zacco A., Bosio A., Federici S., Guarienti M., Presta M., Bontempia E., Deperoa L.E. (2015) Total reflection X-Ray fluorescence spectroscopy to study Pb and Zn accumulation in zebrafish embryos. *X-Ray Spectrometry* 44: 124-128.
- Cabrera, W.E., Schrooten, I., De Broe, M.E., D'Haese, P.C. (1999) Strontium and Bone. *Journal of Bone and Mineral Research* 14(5): 661-668.
- Dahle J.T., Arai Y. (2015) Environmental geochemistry of cerium: applications and

toxicology of cerium oxide nanoparticles. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12(2): 1253-1278.

Dermience, M., Lognay, G., Mathieu, F., Goyens, P. (2015) Effects of thirty elements on bone metabolism. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 32: 86-106.

Emon F.J., Rohani M.F., Sumaiya N.F., Akter Y., Shahjahan Md., Abdul Kari Z., Tahiluddin A.B., Goh K.W. (2023) Bioaccumulation and Bioremediation of Heavy Metals in Fishes—A Review. *Toxics* 11(6): 510-510.

FAO/WHO (2004) Commission of Codex Alimentarius Programa Conjunta (FAO/OMS). *Sobre Normas Alimentarias Alinorm*. Roma.

Ganie M.A., Bhat M.D., Khan M.I., Parveen M., Balkhi M.H., Malla M.A. (2013) Invasion of the Mozambique tilapia, *Oreochromis mossambicus* (Pisces: cichlidae; peters, 1852) in the Yamuna River, Uttar Pradesh, India. *Journal of Ecology and Natural Environment* 5(10): 310-317.

Gautam, G.J., Chaube, R. (2018) Differential effects of heavy metals (Cadmium, Cobalt, Lead and mercury) on oocyte maturation and ovulation of the catfish *Heteropneustes fossilis*: an in vitro study. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 18(10).

Gupta N., Mishra, S., Kalani. A. (2023) The toxicity of essential element (Zn) in the blood profile of freshwater teleost, *Clarias Batrachus*. *International Journal of Biological Innovations* 05(01): 109-115.

Hu, X., Wei, X., Ling, J., Chen, J. (2021) Cobalt: An Essential Micronutrient for Plant Growth?. *Frontiers in Plant Science* 12.

Hussain, S., Khan M., Majid, T., Sheikh, M., Zahid M., Talha M., Chohan A., S Shamim, Liu, Y. (2022) Zinc Essentiality, Toxicity, and Its Bacterial Bioremediation: A Comprehensive Insight. *Frontiers in Microbiology* 13.

Langley, S., Gault, A.G., Ibrahim, A., Takahashi, Y., Renaud, R., Fortin, D., Clark, I.D., Ferris, F.G. (2009) Sorption of

Strontium onto Bacteriogenic Iron Oxides. *Environmental Science & Technology* 43(4): 1008-1014.

Limburg K.E., Huang R., Bilderback D.H. (2007) Fish otolith trace element maps: New approaches with synchrotron microbeam x-ray fluorescence. *X-Ray Spectrometry* 36: 336-342.

Mahdi, F., Abdul, Razzaq B., Sultan. M. (2023) Assessment of Shatt Al-Arab Water Quality Using CCME/WQI Analysis in Basrah City of South Iraq. *Iraqi Journal of Science* 480-491.

Moyel, M.S., Hussain, N.A. (2015) Water quality assessment of the Shatt al-Arab River, Southern Iraq. *Journal of Coastal Life Medicine* 3(6): 459-465.

Nagpal, N.K. (2004) Technical report, water quality guidelines for cobalt (electronic resource). https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-guidelines/approved-wqgs/cobalt_tech.pdf

NRC (1989) National Research Council Recommended Dietary Allowances (10th ed). National Academy Press, Washington, DC. USA.

Rahman, M.M., Kadowaki, S., Balcombe, S.R., Wahab, Md.A. (2009) Common carp (*Cyprinus carpio* L.) alters its feeding niche in response to changing food resources: direct observations in simulated ponds. *Ecological Research* 25(2): 303-309.

Rossi, A.L., Moldovan, S., Querido, W., Rossi, A., Werckmann, J., Ersen, O., Farina, M. (2014) Effect of strontium ranelate on bone mineral: Analysis of nanoscale compositional changes. *Micron* 56: 29-36.

Satheeshkumar, P., Senthilkumar, D., Ananthan, G., Soundarapandian, P., Khan, A.B. (2011) Measurement of hematological and biochemical studies on wild marine carnivorous fishes from Vellar estuary, southeast coast of India. *Comparative Clinical Pathology* 20(2): 127-134.

Świerc J., Drzymała S., Wozniak D., Drzymała-Czyż. S. (2022) The influence of

nickel on intestinal microbiota disturbances. 68: 46-51.

Talal, A.S., Alkinani A., Almansoori A.F., Abbas, K.F. (2020) Some of Heavy Elements in Water, Fish and Plant Species from Shatt Al-Arab at Basrah Governorate – Iraq. *Basrah Journal of Science* 74, 38(1).

Treviño, S., Díaz, A., Sánchez-Lara, E., Sanchez-Gaytan, B.L., Perez-Aguilar, J.M., González-Vergara, E. (2019) Vanadium in Biological Action: Chemical, Pharmacological Aspects, and Metabolic Implications in Diabetes Mellitus. *Biological Trace Element Research* 188(1): 68-98.

Tulcan, R.X.S., Ouyang, W., Lin, C., He, M., Wang, B. (2021) Vanadium pollution and health risks in marine ecosystems: Anthropogenic sources over natural contributions. *Water Research* 207: 117838.

Töre, Y., Ustaoglu, F., Tepe, Y., Kalipci, E. (2021) Levels of toxic metals in edible fish species of the Tigris River (Turkey); Threat to public health. *Ecological Indicators* 123: 107361.

World Health Organization (WHO) (1985) *Guidelines for drinking Water Quality*. WHO General, New York, 130 p.

Wu, X., Cobbina, S.J., Mao, G., Xu, H., Zhang, Z., Yang, L. (2016) A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environmental Science and Pollution Research* 23(9): 8244-8259.

Yüksel, B., Ustaoglu, F., Arica, E. (2021) Impacts of a garbage disposal facility on the water quality of Çavuşlu stream in Giresun, Turkey: A health risk assessment study by a validated ICP-MS assay. *Aquatic Sciences and Engineering* 36(4): 181-192.

Accumulation of Heavy Metals in *Cladophora fracta* and *Chaetomorpha ligustica* Species

Öznur Yazılan Çamlık^{1*}, Ergün Taşkın¹

¹ Department of Biology, Faculty of Engineering and Natural Sciences, Manisa Celal Bayar University, Manisa, Türkiye

*Corresponding author e-mail: oznuryazilan@gmail.com

ABSTRACT

Besides playing a crucial ecological role, certain types of algae have also become significant indicators of chemical pollutants. In this research, marine algae were examined to evaluate their suitability as biomonitoring instruments for detecting heavy metal pollution in coastal regions. The levels of cadmium (Cd), nickel (Ni), copper (Cu), lead (Pb), and zinc (Zn) were assessed in two types of green algae: *Cladophora fracta* and *Chaetomorpha ligustica*, which were both gathered from the same natural habitat. Samples were collected from the coast of Bostanlı, Izmir (Aegean Sea, Turkey) in August 2023. The collected samples were first subjected to morphological species identification. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (ICP-MS) analysis was used to measure the accumulated concentrations of heavy metals (Zn Ni, Cu, Pb, Cd) of the separated species. As a result of the analyses, it was determined that the accumulation of heavy metals was higher in *Cladophora fracta* compared to *Chaetomorpha ligustica*. Both species have particularly high accumulation potentials for Zn in their tissues. The heavy metal accumulation concentrations for both species are as follows, respectively: Zn > Ni > Cu > Pb > Cd.

KEYWORDS: Heavy metal, Aegean Sea, pollution, green algae

How to cite this article: Yazılan Çamlık, Ö., Taşkın, E. (2024) Accumulation of Heavy Metals in *Cladophora Fracta* and *Chaetomorpha Ligustica* Species. *MedFAR.*, 7(2):70-78. <https://doi.org/10.63039/medfar.1478935>.

1. Introduction

Heavy metal pollution is one of the most significant environmental issues of our time. Various industries such as mining, energy and fuel production, fertilizer and pesticide production and use, iron and steel industry, electrolysis, electro-osmosis, leather industry, electronics manufacturing, aviation, and atomic energy installation produce and discharge wastes containing various heavy metals into the environment. Due to all these activities, severe environmental pollution erupts, which ultimately threatens human health and the ecosystem. There are three types of heavy metals that are a cause for concern: toxic metals (Hg, Cr, Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, As, Co, Sn, etc.), precious metals (Pd, Pt, Ag, Au, Ru, etc.), and radionuclides (U, Th, Ra, Am, etc.) (Wang and Chen, 2006).

The increasing human population and coastal expansion contribute to the rise in anthropogenic pollution burden, posing a serious threat to marine and aquatic environments. Polluted water can degrade water quality, thus limiting the use of water bodies for various purposes. It is well known that heavy metal pollution in aquatic environments is a growing problem worldwide and has currently reached an alarming level. Levels of heavy metal pollution in marine ecosystems can be estimated through analysis of aquatic organisms (Morillo et al., 2005). While certain trace elements such as manganese, copper, and chromium are necessary for biological functions, they can become toxic when present in excess amounts. Conversely, elements like arsenic, cadmium, lead, and mercury can be highly toxic even at very low concentrations. (Domingo, 1994).

From both economic and ecological standpoints, there is growing interest in utilizing plants as phytoremediators to purify water in diverse aquatic ecosystems (Eid et al., 2020; Ahmad et al., 2014; Lytle and Lytle, 2001). Many aquatic plant species have demonstrated the capability to uptake zinc and other heavy metals from water, thereby accumulating higher concentrations

internally compared to their surrounding environment (Whitton, 1981). Various species are commonly utilized to monitor metal concentrations in different geographical areas, often selected based on their heavy taxonomic distribution (Ho, 1990; Stratis et al. 1996). Metals of interest, such as copper, zinc, cadmium, and lead, have been highlighted (West, 1973). Organisms investigated as potential monitors for trace metals in water include clams (Lord, 1974), as well as clams, mussels, and shrimp (Bertine and Goldberg, 1972), groupers (Taylor and Bright, 1973), and algae (Stokes et al., 1973). It is true that algae primarily bind free metal ions, and the concentrations of these ions are influenced by the nature of suspended particulate matter. This matter is formed by a combination of organic and inorganic complexes, as noted by Luoma (1983), Seeliger and Edwards (1977), and Volterra and Conti (2000).

Macroalgae within the Chlorophyta phylum, an ecologically significant group in aquatic systems, are commonly utilized as indicators of heavy metal pollution, as noted by McCormick and Cairns (1994). *Cladophora* species, as a filamentous green algae, have been proposed as effective biological monitors for species present in natural waters (Whitton, 1970). It is indeed a hardy plant, thriving in diverse climatic regions, and it has been observed that substances are concentrated in the tissues of this plant to a significant extent (Keeney et al., 1976).

The uptake and bioaccumulation of heavy metals by algae have primarily been investigated using atomic absorption spectrophotometry (Stokes et al. 1973; Stokes, 1975).

The aim of this study is to present the obtained data and compare them with the results found in the literature. Additionally, by comparing the heavy metal accumulation potentials of two species belonging to the genera *Cladophora* and *Chaetomorpha*, both of which are pollution indicators within the Cladophorales order, their potential applications and futures have been estimated.

These species have the ability to easily adapt to areas contaminated with heavy metals. In this study, heavy metal levels of toxic metals such as Zn, Pb, Ni, Cu, Cd were measured in *Cladophora* and *Chaetomorpha* species. The samples were collected from Bostanlı, İzmir, a region with high terrestrial pressure. The main reasons for selecting these species include their tendency to reach alarming levels due to cultural eutrophication, their wide distribution ranges, and their high biological accumulation capacities attributed to their adaptation to various climatic regions.

2. Material and Methods

2.1. Materials

The materials of this study consist of species belonging to the genera *Cladophora* and *Chaetomorpha* within the order Cladophorales.

Cladophora fracta (O.F.Müller ex Vahl) Kützling

The apical cell of the algae has a width of 30 µm and a length of 125 µm. Median cells range in width from 50 µm to 100 µm and in length from 350 µm to 250 µm. Apical cells have oval tips, and the branching pattern is pseudodichotomous. The thallus is slender and filamentous, with a curved shape, and apical branching is prevalent. Various cell shapes were observed, with round cells being predominant. The cells contain numerous chloroplasts arranged reticularly (Figure 1).

Chaetomorpha ligustica (Kützling) Kützling

This species forms a soft and intertwined, bright to light green mass composed of fine filaments, which consist of a series of non-branching cells (Figure 2). The cells are 90 µm in diameter, multinucleate, and the length is approximately 4 times the width.

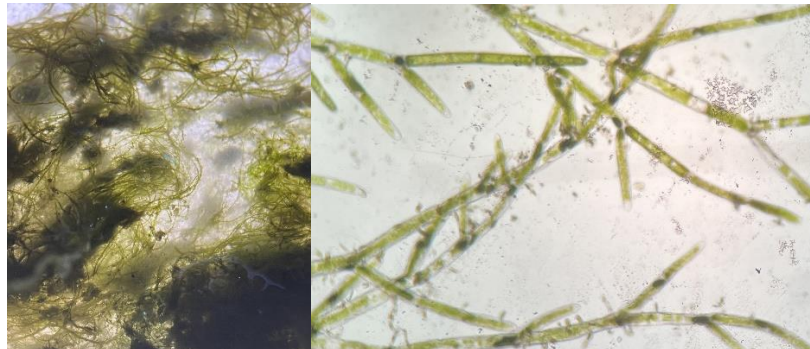


Figure 1. *Cladophora fracta*. a) Habit, b) Filament and cell structure

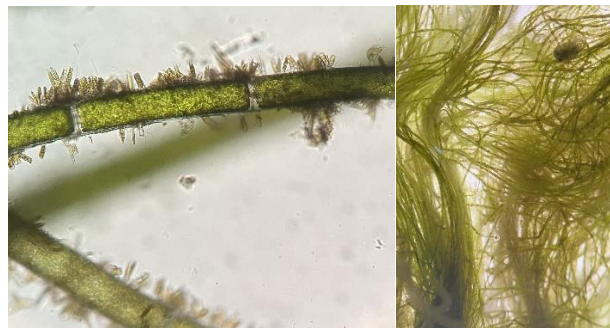


Figure 2. *Chaetomorpha ligustica*. a) Habit, b) Filament and cell structure

2.2. Study Area and Sampling

Samples were collected from the coast of Bostanlı, Izmir (38.456731°N, 27.090075°E) (Aegean Sea, Turkey) in August 2023 (Figure 3). The sampling area within Izmir Bay is influenced by the heavy ship traffic in Izmir Port, the discharge of treated water into the bay, and the water carried by the Gediz River.

The samples were directly collected by hand from the sublittoral zone. The collected samples were washed with clean water to separate them from waste and epiphytes. The washed samples were then brought to the laboratory. Samples were examined at the Department of Biology, Manisa Celal Bayar University (Türkiye). Cladophorales species were initially examined under a stereomicroscope and systematically categorized. Subsequently, a more detailed examination was conducted under a

microscope, and the apical cell length, width, thallus cell length, branching patterns, and cell shapes of each species were measured. The identification of the samples was made on the basis of the descriptions by Cormaci et al. (2014) and Sfriso (2010).

The species identified were first dried in the sun, and then 0.5 grams of each species were weighed for heavy metal analysis. Approximately 0.5g of homogenized samples were weighed precisely and digested using a mixture of nitric acid, hydrochloric acid, hydrogen peroxide, and hydrofluoric acid in a 3000 Multiwave microwave oven under an appropriate temperature/pressure program. The amounts of Zn, Ni, Cu, Cd, and Pb in the solutions prepared using the microwave digestion system were measured with ICP-MS. The values presented for the samples represent the results of a single measurement.



Figure 3. General view of the research area

3. Results

We compared the heavy metal accumulation potentials of two different species belonging to two different genera, both of which serve as pollution indicators, collected from the same habitat. The levels of cadmium (Cd), copper (Cu), lead (Pb), nickel (Ni), and zinc (Zn) in the collected samples were investigated, and the obtained results were evaluated. Based on the ICP-MS analysis, we found that both species accumulated the highest levels of Zn.

Heavy metal accumulation concentrations in the thallus of *Chaetomorpha ligustica*; Zn: 197,496 $\mu\text{g/g}$ Ni: 36,694 $\mu\text{g/g}$ Cu: 12,452

$\mu\text{g/g}$ Pb:11,514 $\mu\text{g/g}$ Cd:0,097 $\mu\text{g/g}$ (Figure 4).

The order of accumulation potentials and concentrations of other metals was as follows: Zn > Ni > Cu > Pb > Cd.

Heavy metal accumulation concentrations in the thallus of *Cladophora fracta*; Zn: 117,153 $\mu\text{g/g}$ Ni: 80,467 $\mu\text{g/g}$ Cu: 25,054 $\mu\text{g/g}$ Pb:20,076 $\mu\text{g/g}$ Cd:0,613 $\mu\text{g/g}$ (Figure 4).

It has been determined that, generally, *Cladophora fracta* has a higher heavy metal accumulation potential than *Chaetomorpha ligustica*, except for zinc.

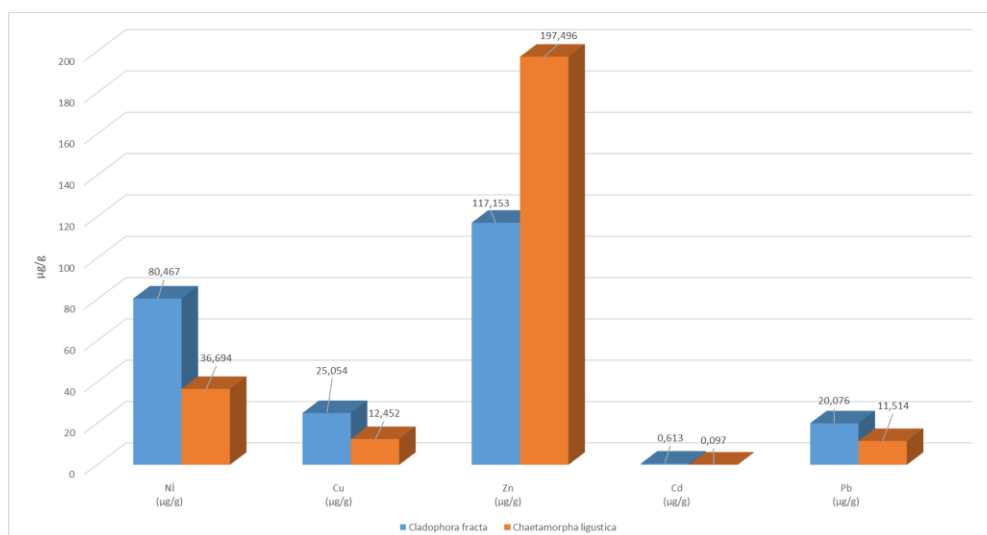


Figure 4. Heavy metals concentrations in *Cladophora fracta* and *Chaetomorpha ligustica* samples

4. Discussion

Chemical pollution in aquatic ecosystems can cause destructive effects. Heavy metals, which are transferred through the food chain, not only contribute to the degradation of aquatic ecosystems but also have adverse effects on human health. It is known that utilizing aquatic organisms for remediation and monitoring of pollution in aquatic ecosystems is possible. Particularly, due to their immobility compared to other organisms, wide distribution ranges, and ease of collection, aquatic plants are more suitable

for use in biological remediation and monitoring studies.

In recent years, many studies have been published using different macroalgae as biomonitors and for water remediation purposes (Agarwal et al., 2020).

For many years, algae have been recognized for their role in wastewater treatment and their ability to bind heavy metal cations. This is primarily due to their high negative surface charge, which allows them to attract and absorb positively charged heavy metal ions from water. This property makes algae effective in removing pollutants like heavy metals from wastewater,

contributing significantly to water purification processes (Rao, 1986).

The concentrations of heavy metals accumulated in macroalgae vary depending on the geological structure of the sampling area, the season of sampling, morphological characteristics of the algae, their lifespan, physicochemical parameters of their habitat, and interactions with other heavy metals (Sawidis et al., 2001).

Previous studies conducted in the Aegean Sea have reported Pb values for *Cystoseira* species ranging between 0.02-2.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Sawidis et al., 2001), while Akçalı and Küçüksezgin (2009) reported a value of 0.083 $\mu\text{g g}^{-1}$. When these values are compared with the results obtained in this study, it is evident that the Pb value found in this study is considerably higher.

Wang and Chen (2009) reported that the capacity of algae to absorb heavy metals is quite high. Vymazal (1987) demonstrated in a study that *Cladophora* species have a rapid ability to absorb Zn.

In benthic macrophytes, Zn concentrations below 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ are considered to indicate unpolluted areas, as evaluated by Storelli et al. (2001), while higher concentrations are indicative of anthropogenic pollution. The highest Zn value obtained in this study is 197.496 $\mu\text{g/g}$, indicating a high anthropogenic impact.

Malea and Haritonidis (1999) stated that algae accumulate essential metals such as Zn at high levels while maintaining toxic metals like Cd, Cu, and Pb at low levels necessary for metabolic activities.

In a study conducted in 2011 to measure the levels of some heavy metals in *Cladophora glomerata* seasonally in Lake Hazar, the Cu concentration was found to be 1.31 mg/g and 1.77 mg/g, and Zn was found to be 9.61 mg/g and 11.8 mg/g (Alp and Ozbay, 2011).

In a study conducted by Akçalı and Küçüksezgin (2009) along the Aegean Sea coast, the order of heavy metal concentrations in *Cystoseira* species was determined to be $\text{Pb} < \text{Cd} < \text{Cu} < \text{Zn}$. In this study, the highest Zn accumulation value for

Cystoseira species was reported to be 62.48 $\mu\text{g g}^{-1}$. According to Akçalı and Küçüksezgin (2011), the highest heavy metal concentration measurements in macroalgae species *Enteromorpha* sp., *Gracilaria gracilis*, and *Ulva* sp. collected from the shores of Bostanlı (Izmir) were reported as follows: Cd (0.49 $\mu\text{g/l}$), Pb (3.20 $\mu\text{g/l}$), Cu (5.57 $\mu\text{g/l}$), and Zn (10.36 $\mu\text{g/l}$). Çetingül et al. (2000) reported the heavy metal accumulation concentrations of *Cladophora dalmatica* species as Cu 5.93 $\mu\text{g g}^{-1}$ and Zn 136.61 $\mu\text{g g}^{-1}$ in their study conducted in Izmir Bay. Sawidis et al. (2001), their study on *Cystoseria* sp. in the Aegean Sea, reported Pb values ranging from 0.02 to 2.5 $\mu\text{g g}^{-1}$, whereas the Pb value obtained in this study is significantly higher.

In this study, the heavy metal concentration levels of *Chaetomorpha ligustica* species are as follows: Zn: 197.496 $\mu\text{g/g}$, Ni: 36.694 $\mu\text{g/g}$, Cu: 12.452 $\mu\text{g/g}$, Pb: 11.514 $\mu\text{g/g}$, Cd: 0.097 $\mu\text{g/g}$. The heavy metal concentrations in *Cladophora fracta* species are as follows: Zn: 117.153 $\mu\text{g/g}$, Ni: 80.467 $\mu\text{g/g}$, Cu: 25.054 $\mu\text{g/g}$, Pb: 20.076 $\mu\text{g/g}$, Cd: 0.613 $\mu\text{g/g}$. When looking at the values from previous studies, it is seen that the special Zn, Pb and Cu values obtained in this study are higher.

Considering the conducted studies, İzmir Bay has significantly high concentrations of heavy metals due to industrial activities, İzmir port, and the inflow of rivers into the bay.

It is understood that *Cladophora* and *Chaetomorpha*, which adapt to the high anthropogenic influence in this region, have high biological accumulation potentials. Considering their wide distribution ranges, ability to thrive in different climatic regions, and dominance in aquatic environments with high chemical pollution, it is thought that these species are more suitable to be used as biomonitoring organisms compared to other species.

5. Conclusion

Rincon et al. (2005) indicated in their study on *Cladophora* species that they have the potential to be used as biological material for remediation purposes, particularly in the removal of heavy metal pollution. In addition to being used as a biomonitoring, their high biological accumulation potentials make them suitable for use in biological purification purposes as well. Brinza et al. (2007) examined the heavy metal accumulation capacities of *Cladophora* species and reported that they have the ability to adsorb a high level of various heavy metal ions, including K, Mg, Ca, Fe, Sr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Zn, As, Cd, Mo, Pb, Se, and Al.

Chmielewsk and Medved (2001) confirmed the high bioaccumulation capabilities of *Cladophora* sp. for Pb, Cd, Ni, Cr, and V metals in their study aimed at determining their metal accumulation abilities. As a result, it was found that algae contribute to improved water quality through wastewater treatments.

As a result, it has been determined that among the species we have been studying, *Cladophora fracta*, in particular, has a high capacity for accumulating heavy metals. Utilizing the bioaccumulation abilities of macroalgae, it is possible to observe the extent of pollution in aquatic ecosystems resulting from human activities and take parallel measures accordingly.

Due to their tolerance to metals, simple morphology, provision of sufficient tissue for analysis, and sedentary lifestyle, *Cladophora* species can be successfully used in biomonitoring studies. Moreover, their ease of collection and relatively widespread distribution across various coastal regions ensure reliable outcomes (Zbikowski et al., 2007).

Compliance with Ethical Standards

Conflict of interest

The authors declare that they have no competing interests.

Author contribution

All authors' contributions are equal for the preparation of research in the manuscript. All the authors verify that the Text, Figures, and Tables are original and that they have not been published before.

Ethical approval

Ethics committee approval is not required.

Acknowledgements

This study is supported by TBİTAK (The Scientific and Technological Research Council of Türkiye) under grant number 121Y215.

References

- Agarwal, A., Mhatre, A., Pandit, R., Lali, A.M. (2020) Synergistic biorefinery of *Scenedesmus obliquus* and *Ulva lactuca* in poultry manure towards sustainable bioproduct generation. *Bioresource Technology* 297: 122462.
- Ahmad, S.S., Reshi, Z.A., Shah, M.A., Rashid, I., Ara, R., Andrabi, S.M.A. (2014) Phytoremediation Potential of *Phragmites australis* in Hokersar Wetland-a Ramsar Site of Kashmir Himalaya. *Int. J. Phytoremediat* 16: 1183–1191.
- Akçalı, İ., Kksezgin, F. (2009) Ağır Metal Birikimi Ege Denizi Kıyılarında Grlen Kahverengi Alg *Cystoseira* sp.'de. *E.. Su rnleri Dergisi* 3: 159-163.

- Akçalı, İ., Küçüksezgin, F. (2011) A biomonitoring study: Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean coastal areas. *Marine Pollution Bulletin* 62(3): 637-645.
- Alp, M.T., Özbay, Ö. (2011) Seasonal Levels of Certain Heavy Metals in *Cladophora glomerata* in Lake Hazar. *Ekoloji* 20(78): 13-17.
- Bertine, K.K., Goidberg, E.D. (1972) Trace elements in clams, mussels and shrimp. *Limnology Oceanography* 17: 877-84.
- Brinza, L., Dring, M.J., Gavrilesu, M. (2007) Marine micro and macro algal species as biosorbents for heavy metals. *Environmental Engineering and Management Journal* 6: 237-251.
- Chmielewska, E., Medved, J. (2001) Bioaccumulation of Heavy Metals by Green Algae *Cladophora glomerata* in a Refinery Sewage Lagoon. *Croatia Chemica Acta* 74(1): 135-145.
- Cormaci, M., Furnari, G., Alongi, G. (2014) Flora marina bentonica del Mediterraneo: Chlorophyta. *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali di Catania* 47: 11-436.
- Çetingül, V., Aysel V., Kurumlu-Kuran, Y. (2000) Biochemical Investigation and Heavy Metal Contents of *Cladophora dalmatica* Kütz. and *Ceramium ciliatum* (Ellis) DuRoi. var. *robustum* (J.Ag.) from Aegean Sea (Turkish Coast) *Turkish Journal Marine Sciences* 6(1): 9-22.
- Domingo, J.L. (1994) Metal-induced developmental toxicity in mammals: a review. *Journal of Toxicology Environmental Health* 42:123-141.
- Eid, E.M., Galal, T.M., Sewelam, N.A., Talha, N.I., Abdallah, S.M. (2020) Phytoremediation of Heavy Metals by Four Aquatic Macrophytes and Their Potential Use as Contamination Indicators: A Comparative Assessment. *Environmental Science Pollution Research* 27: 12138-12151.
- Ho, Y. (1990) *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. *Hydrobiology* 203: 73-81.
- Keeney, W. L., Breck, W. G., Vanloon, G. W. Page, J. A. (1976) The determination of trace metals in *Cladophora glomerata* C. *Glomerata* as a potential biological monitor. *Water Research* 10(11): 981-984.
- Lord, D.A. (1974) Trace elements in mussels and seston in the Kingston Basin of Lake Ontario, Ph.D. Thesis, Kingston, Canada.
- Lytle, J.S., Lytle, T.F. (2001) Use of Plants for Toxicity Assessment of Estuarine Ecosystems. *Environmental Toxicology Chemistry* 20: 68-83.
- McCormick, P.V., Cairns, J.J., (1994) Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6(5-6): 509-526.
- Messyasz, B., Leska, B., Fabrowska, J., Pikoż, M., Roj, E., Cieslak, A., Schroeder, G. (2015) Biomass of freshwater *Cladophora* as a raw material for agriculture and the cosmetic industry. *Open Chem* 13: 1108-1118.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia, I. (2005) Biomonitoring of Trace Metals in a Mine-Polluted Estuarine System (Spain). *Chemosphere* 58: 1421-1430.
- Rao, S.V.R. (1986) Cadmium accumulation in fiddler crabs *Uca annulipes*: Uptake of lead, chromium, cadmium, and cobalt by *Cladophora glomerata*. *International Journal of Environmental Studies* 27: 219-223.
- Rincon, J., Gonzalez, F., Ballester, A., Blazquez, M.L., Munoz, J.A. (2005) Biosorption of heavy metals by chemically-activated alga *Fucus vesiculosus*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 80: 1403-1407.
- Sawidis, T., Brown, M.T., Zachariadis, G., Srtis, I. (2001) Trace metal concentrations in marine algae from different biotopes in the Aegean Sea. *Environment International* 27: 43-47.
- Seeliger, U., Edwards, P. (1977) Correlation coefficients and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic algae. *Marine Pollution Bulletin* 8 (1): 16-19.

Sfriso, A. (2010) Chlorophyta multicellulari e fanerogame acquatiche, Arpa Emilia-Romagna, Bologna.

Stokes P.M., Hutchinson T.C., Krauter, K. (1973) Heavy-metal tolerance in algae isolated from contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Canadian Journal of Botany* 51: 2155-2168.

Stokes, P.M. (1975) Uptake and accumulation of copper and nickel by metal-tolerant strains of *Scenedesmus*. *Verhandlungen International Vereinigung Limnologie* 19: 2128-2137.

Storelli, M.M., Storelli, A., Marcotrigiano, G.O. (2001) Heavy metals in the aquatic environment of the Southern Adriatic Sea, Italy: Macroalgae, sediments and benthic species. *Environment International* 26: 505-509.

Stratis, I., Simeonov, V., Zachariadis, G., Sawidis, T., Madjukov, P., Tsakovski, S. (1996) Chemometrical approaches to treat analytical data from aquatic macrophytes and marine algae. *Fresenius Journal Analytical Chemistry* 355: 65-70.

Taylor, D.D., Bright, T.J. (1973) The Distribution of Heavy Metals in Reef-Dwelling Groupers in the Gulf of Mexico and Bahamas Islands. Department of Marine Resources, Information Center for Marine Resources. Texas A&M Univ. Tech. Rep. TAMU-SG:73-208.

Volterra, L., Conti, M.E. (2000) Algae as biomarkers, bioaccumulators and toxin producers, in: Conti, M.E., Botre, F. (Eds.), *The Control of Marine Pollution: Current Status and Future Trends*; Int. J. Environ. Pollut. Inderscience Enterprises Ltd., Milton Keynes, UK, pp. 92-125,

Vymazal, J. (1987) Zn uptake by *Cladophora glomerata*. *Hydrobiologia* 148: 97-101.

Wang, J.L., Chen, C. (2009) Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances* 27: 195-226.

Wang, J.L., Chen, C. (2006) Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: a review. *Biotechnol Advances* 24: 427-51.

West P.W. (1973) Analytical studies of the environment. *Pure Applied Chemistry* 34: 163-170.

Whitton, B.A., Say, P.J., Wehr, J.D. (1981) Use of plants to monitor heavy metals in rivers, in: P. J. Say and B. A. Whitton (Eds.), *Heavy metals in northern England: Environmental and biological aspects*, Durham, pp. 135-145.

Whitton, B.A. (1970) Biology of *Cladophora* in freshwaters. *Water Reserach* 4: 457-476.

Zbikowski, R., Szefer, P., Latala, A. (2007) Comparison of Green Algae *Cladophora* sp. and *Enteromorpha* sp. as Potential Biomonitors of Chemical Elements in the Southern Baltic. *Science of the Total Environment* 387: 320-332.

Koyunbaba Barajı'nın (Ankara/Çankırı) Su Kalitesi ve Alabalık Yetiştiriciliği Açısından Taşıma Kapasitesi

Cafer Bulut^{1*}, Muhammed Mustafa Sezginer¹, İpek Arpacık²,
Ramazan Gümen¹, İsmail Hakkı Öztuna¹

¹ Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Eğirdir-Isparta, Türkiye

² Şanlıurfa Gıda Kontrol Laboratuvar Müdürlüğü, Şanlıurfa, Türkiye

*Sorumlu Yazar e-mail: caferbulut@gmail.com

ÖZET

Su kalitesi ve çevresel taşıma kapasitesi kafeslerde balık yetiştiriciliğinin sürdürülebilirliğine ilişkin en önemli unsurlar olarak değerlendirilmektedir. Bu çalışmada Koyunbaba Baraj Gölü su kalitesi durumları bir yıl boyunca mevsimsel olarak izlenmiş ve gölde gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) yetiştiriciliği ve taşıma kapasitesi üzerinde değerlendirmelerde bulunulmuştur. Elde edilen veriler doğrultusunda; kabul edilebilir fosfor yükü 15 mg/m³, yemden yararlanma oranı 1,5 ve diğer kaynaklardan gelen fosfor katkıları dikkate alınmadan, ortalama derinliği yaklaşık 35 m ve yüzey alanı yaklaşık 12,8 km² olan Koyunbaba Baraj Gölü'nde kafeslerde yetiştiriciliği yapılabilecek gökkuşağı alabalığı miktarı yaklaşık 2500 ton/yıl olarak hesaplanmıştır. Bununla birlikte göl havzasını besleyen Şabanözü Deresi'ne önlem alınması gerekmektedir.

ANAHTAR KELİMELER: Koyunbaba Baraj Gölü, taşıma kapasitesi, çevresel etkileşim, gökkuşağı alabalığı

Carrying Capacity in terms of Trout Farming and Water Quality of Koyunbaba Dam (Ankara/Çankırı)

ABSTRACT

Water quality and environmental carrying capacity are the most important factors for the sustainability of fish farming in cages. In this study, Koyunbaba Dam Lake water quality conditions were monitored seasonally for one year and evaluations were made on the lake's rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farming and carrying capacity. In line with the data obtained; the amount of rainbow trout that can be raised in cages in Koyunbaba Dam Lake, which has an average depth of approximately 35 m and a surface area of approximately 12.8 km², was calculated as approximately 2500 tonnes/year, without considering the acceptable phosphorus load of 15 mg/m³, feed conversion ratio of 1.5 and phosphorus contributions from other sources. However, measures should be taken for the Şabanözü Stream that feeds the lake basin.

KEYWORDS: Koyunbaba Dam Lake, carrying capacity, environmental interaction, rainbow trout

How to cite this article: Bulut, C., Sezginer, M. M., Arpacık, İ., Gümen, R., Öztuna, İ. H. (2024) Koyunbaba Barajı'nın (Ankara/Çankırı) Su Kalitesi ve Alabalık Yetiştiriciliği Açısından Taşıma Kapasitesi. *MedFAR*, 7(2):79-97. <https://doi.org/10.63039/medfar.1504049>

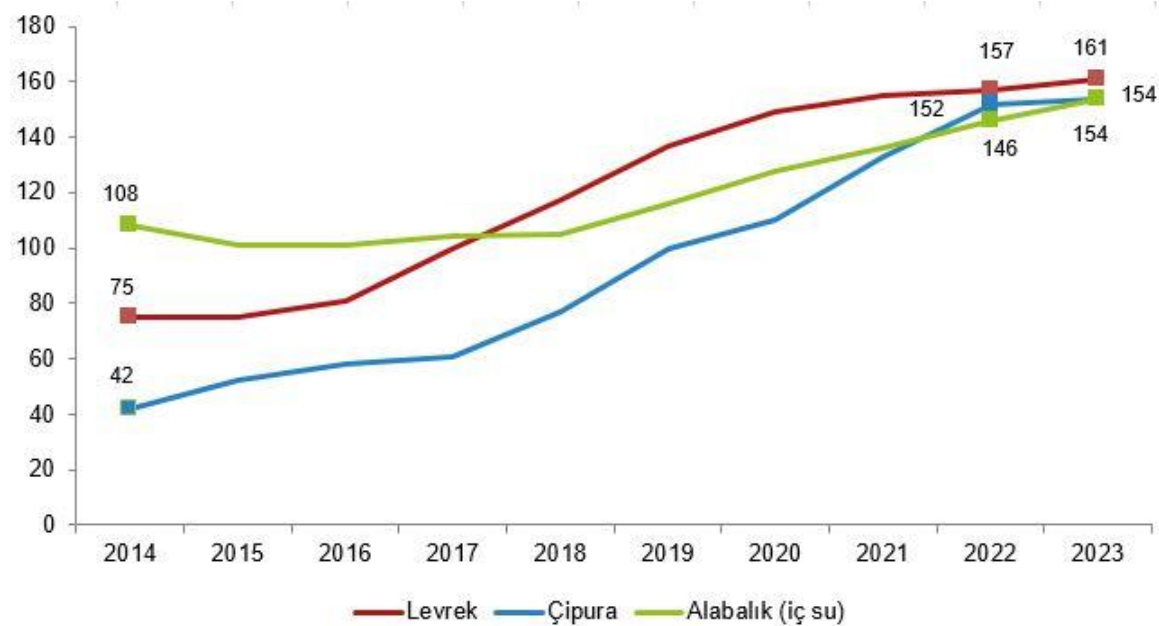
1. Giriş

Ülkemiz bulunduğu coğrafik konum, iklim, su kalitesi ve kapasitesi bakımından su ürünleri yetiştiriciliğine uygun oldukça elverişli alanlara sahiptir. Türkiye, üç tarafı denizlerle çevrili ve zengin iç su alanlarıyla (göl, baraj gölü, gölet ve akarsuları kapsayan iç su kaynakları ve deniz alanlarıyla) oldukça geniş yüzey alanına sahiptir.

Artan dünya nüfusu ile birlikte et, süt ve su ürünleri gibi hayvansal gıdaların tüketimi de artmaktadır. Avcılık yolu ile su ürünleri üretiminin insanların gereksiniminde yetersiz kalmasından dolayı su ürünleri yetiştiriciliği, bu açığı kapatmada büyük bir öneme sahiptir. Öyle ki hiç kullanılmayan birçok su alanı yetiştiricilik için hazır bir potansiyel olarak beklemektedir. Su ürünleri yetiştiriciliği, biraz çaba ve yatırımla ülkemizin ekonomisine bugün ve gelecekte kalıcı katkı sağlayabilecek önemli bir kaynaktır. Bugün

su ürünlerinin ülke ekonomimizdeki payı çok az olsa da, potansiyelimiz göz önüne alındığında, konunun etkin bir şekilde ele alınması, desteklenmesi ve teşvik edilmesi halinde üretimimizi çok daha yüksek seviyelere çıkarmamız mümkündür.

Türkiye’de su ürünleri üretimi 2022 yılında bir önceki yıla göre %6,2 artarak 849.808 ton olarak gerçekleşmiştir. Üretimin %60,6’sını yetiştiricilik ürünleri oluşturmuş ve üretim 514.805 ton olarak gerçekleşmiştir. Yetiştiricilik yoluyla yapılan üretimin ise 2022 yılında 368.742 tonu denizlerde, 146.063 tonu iç sularda gerçekleşmiştir. Yetiştirilen en önemli balık türü iç sularda 145.649 ton ile alabalık, denizlerde ise 156.602 ton ile levrek ve 152.469 ton ile çipura olmuştur (Şekil 1).



Şekil 1. Türkiye’de 2014-2023 yılları arası en çok yetiştiriciliği yapılan su ürünleri türleri

Ülkemizde su ürünleri yetiştiriciliği son yıllarda artan ivmeyle gelişme göstermektedir. 2017 yılında 276.502 ton su ürünleri yetiştiricilik üretimi, 2022 yılında ise %86 artış göstererek 514.805 tona ulaşmıştır. Burada 3 tür öne çıkmaktadır. İçsularda gökkuşağı alabalığı, denizlerde ise çipura ve levrek balıklarıdır. İçsularda gökkuşağı

alabalığı 2001 yılında 36.827 ton iken bu üretim 2022 yılı itibariyle 144.347 tona ulaşmıştır. Denizlerde Türk Somonu adı altında da yetiştirilen bu tür toplam 190.000 tona yaklaşan bir üretime ulaşmıştır. Denizlerde yıllardır çipura ve levrek en çok üretilen 2 tür olarak karşımıza çıkmaktadır. Çipurada 2017 yılında 61.090 ton olan üretim

miktarı 2022 yılı itibari ile 152.469 tona ulaşmıştır. Benzer durum levrek balığı içinde geçerlidir. 2017 yılında 99.971 ton olan yetiştiricilik üretimi 2022 yılı itibariyle

156.602 tona ulaşmıştır (Tablo 1). Ülkemiz gökkuşağı alabalığında Avrupa ikincisi iken, Çipura ve levrek üretiminde ise Avrupa birincisi konumundadır.

Tablo 1. Türkiye’de türlere göre su ürünleri yetiştiricilik miktarları (ton)

Yetiştiricilik ürünleri	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Toplam	314.537	373.356	421.411	471.686	514.805	553.862
İç su	105.167	116.426	128.236	136.042	146.063	154.333
Alabalık (Gökkuşağı)	103.192	113.678	126.101	134.174	144.347	152.566
Alabalık (Salmo sp.)	1.695	2.375	1.804	1.558	1.302	1.440
Diğer	280	373	331	310	414	327
Deniz	209.370	256.930	293.175	335.644	368.742	399.529
Alabalık (Gökkuşağı)	9.235	9.411	18.182	31.509	45.454	66.055
Alabalık (Salmo sp.)	375	281	507	45	-	-
Çipura	76.680	99.730	109.749	133.476	152.469	154.011
Levrek	116.915	137.419	148.907	155.151	156.602	160.802
Diğer	6.165	10.089	15.830	15.463	14.217	18.661

Kafes işletmelerinden meydana gelen atıkların (tüketilmeyen yem, dışkı ve boşaltım suda çözünen maddeler) etkisi başlıca kullanılan yemin kimyasal ve fiziksel özellikleri, işletmede uygulanan yemleme yönetimi, işletmenin üretim kapasitesi ve su havzasının taşıma kapasitesine bağlıdır (Cho vd., 1994; Pillay, 2004). Buna bağlı olarak, Türkiye’de tesisler kurulmadan önce içsu havzalarının taşıma kapasitesi belirlenerek tesisler kurulduktan sonra düzenli su kalitesi takibi yapılması büyük önem taşımaktadır. Ağ kafeslerde balık üretim sistemlerinde su kalitesi parametreleri ve çevresel taşıma kapasitesi ortamın ekolojik koşullarını oluşturduğu için en önemli unsurlardır (Buhan vd., 2010).

İç su havzalarının taşıma kapasitesini bulmak ve tesis edilecek balık üretim çiftliklerinin etkisini tahmin etmede ilgili göl veya göletin drenaj alanı, yüzeyi ve hacmi, ilgili su kütlesinin derinliği dikkate alınır. Bunlara ek olarak toplam su akış miktarı, su değişim hızı ve suyun yenilenme yüzdesi, ayrıca fosfor tutma katsayılarının bilinmesi gerekir (Beveridge, 1984; Pulatsü, 2003).

Gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) üretim çiftliklerinin yıl bazında toplam üretim miktarı, kullanılan toplam yem miktarı, yemdeki P düzeyi, yem değerlendirme oranı (FCR), balıkların fosfor

tutma oranı ve toplam balık eti fosfor miktarı ve suyun Chl-*a* miktarı gibi veriler kullanılarak, Dillon ve Rigler (1975) tarafından teklif edilen ve Beveridge (1984) tarafından geliştirilen su ürünleri yetiştiriciliği yapılacak veya yapılan göl ve göletlerin taşıma kapasitesi tahmin metodu uygulanarak, kapalı su havzalarında izleme ve kontrol ile gerçekleştirilebilir.

Sulama amaçlı olarak 2011 yılında yapılan ve su tutmaya 2014 yılında başlanan Koyun-baba Barajı, Çankırı Şabanözü ilçesi ile Ankara Kalecik ilçeleri arasında, bulunmakta olup baraj gölünü besleyen ana kaynak Şabanözü Deresi’dir (Mohamed vd., 2023). Baraj gövde tipi, önyüzü beton kaplı kum-çakıl dolgu olup temelden yüksekliği 52 m’dir. Baraj gölünün maksimum depolama hacmi, 228.90 milyon m³, gövde dolgu hacmi 1.7 milyon m³ ve yıllık sulama suyu kapasitesi ise 13.54 milyon m³’dür (DSİ, 2023).

Bu çalışmada, Koyunbaba Baraj Gölü’nde su kalitesi ile mikrobiyolojisi takibinin bir yıl boyunca mevsimsel olarak izlenmesi, bununla birlikte mevcut baraj gölünün fosfor kütlesi metodu kullanılarak kafes yetiştiriciliğinden girmesi muhtemel fosforu sistemin sürdürülebilir olarak ne kadar taşıyabileceği ve ne kadar balık üretimi

yapılabileceğinin tahmin edilmesi amaçlanmıştır.

2. Materyal ve Metot

2.1. Çalışma Alanı

Araştırma alanını oluşturan Koyunbaba Baraj Gölü (Şekil 2), etrafında Kalecik ilçesine (Ankara) bağlı başta Koyunbaba mahallesi olmak üzere, Eşmedere, Beykavağı, Oyumiğde, Şemsettin, Demirci

mahalleleri bulunmakta olup, Şabanözü ilçesine bağlı ise Karamusa, Karahacı, ve Özbek köyleri bulunmaktadır. Su örneklemelerinin yapıldığı Tablo 2’de koordinatları verilen istasyonların derinlikleri ise 1.istasyon ortalama 36 m; 2.istasyon 22 m ve 3.istasyon ise 11 m dir. Örneklemeye alınan noktalar ise 1.istasyon kıyıya 800 m; 2.istasyon 730 m ve 3.istasyon 700 metredir.

Tablo 2. Koyunbaba Baraj Gölü ve derelerin örneklemeye koordinatları

No	İstasyon Kodu	Enlem	Boylam
1	Koyunbaba 1.istasyon yüzey (SY)	40°20'11"N	33°17'59"E
2	Koyunbaba 1.istasyon 7m. (S7)	40°20'11"N	33°17'59"E
3	Koyunbaba 2.istasyon yüzey (OY)	40°19'45"N	33°17'21"E
4	Koyunbaba 2.istasyon 7m. (O7)	40°19'45"N	33°17'21"E
5	Koyunbaba 3.istasyon (BG)	40°19'35"N	33°16'30"E
6	Şabanözü Deresi (ŞD)	40°20'30"N	33°15'05"E
7	Küçük Dere (KD)	40°19'55"N	33°15'13"E



Şekil 2. Çalışma alanı

2.2. Metot

2023 yılında gerçekleştirilen araştırmada Ocak, Nisan, Temmuz ve Ekim aylarında örneklemeye yapmak üzere Koyunbaba Baraj Gölü’nde 3 istasyondan ve ilk 2 istasyonun derinliklerinden (7 m.) su kalitesi ölçümleri

yapılıp örnekler alınmıştır. Ayrıca baraj gölünü besleyen Şabanözü Deresi ve Küçük Dere’den de mevsimsel örneklemeler gerçekleştirilmiştir. Örneklemeye noktalarına ait harita görüntüsü Şekil 3’de verilmiştir. Su

örneklemeleri düzenli olarak 3 ayda bir yapılmış olup arazide ölçümü gerçekleştirilen su kalitesi ölçümlerinden su sıcaklığı, çözülmüş oksijen, oksijen doygunluğu, pH, elektriksel iletkenlik ve salinite (tuzluluk), WTW 3620i multiplus arazi ölçüm seti ile gerçekleştirilmiştir. Her örneklemede noktanın derinliği ve secchi diski ölçülmüştür. Laboratuvarında ölçümü gerçekleştirilen fiziksel ve kimyasal analizler TSE (1989); APHA (1995) ve Egemen ve Sunlu (1996) tarafından belirtilen metotlar kullanılarak tayin edilmiştir. Türbidite (bulanıklık) Hach® marka türbiditemetre ile ölçülürken organik madde (OM) tayini, permanganat yöntemiyle; klorür tayini, gümüş nitrat yöntemiyle; toplam sertlik (TS), kompleksyon yöntemiyle; alkalinite tayini

(TA), asidimetrik yöntem ile titrimetrik olarak tayin edilmiştir. Orto- fosfat ($O-PO_4^{3-}$) ve toplam fosfor (TP) analizleri phosphormolybdenum blue fotometrik metod ile, nitrit (NO_2^{-1-N}) tayini griess reaction fotometrik metod ile, nitrat (NO_3^{-1-N}) ve toplam azot (TN) tayinleri 2,6-dimethyl phenol fotometrik metod ile, amonyum (NH_4^{+1-N}) ve serbest amonyak analizleri indophenol blue fotometrik metod ile Lovibond XD7500 Spektrofotometre ve Optizen Pop V Model UV Vis Spektrofotometre ile tespit edilmiştir. Toplam organik karbon (TOK) analizi enstrümental analiz yöntemi ile Elementar enviro Toplam Organik Karbon (TOK) Analiz Cihazı ile klorofil-a tayini (Chl-a) ise aseton metodu ile tayin edilmiştir.



Şekil 3. Koyunbaba Baraj Gölü örnekleme istasyonları

Su mikrobiyolojisini belirlemek amacıyla ise toplam koliform ve fekal koliform analizleri gerçekleştirilmiş olup toplam koliform ve fekal koliform analizleri (En Muhtemel Sayı-EMS- yöntemine göre) su numunelerinde 5-5-5 şeklinde (5 tüp metodu) 15 tüp kullanılarak belirlenmiştir (Feng vd., 2002). Analizler Eğirdir Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Mikrobiyoloji ve Balık Hastalık Laboratuvarı'nda gerçekleştirilmiştir.

Taşıma kapasitesinin tahmininde fosfor bütçe modeli kullanılmıştır. Bu model ilk olarak Vollenweider tarafından oluşturulmuş

ve Kanadalı araştırmacılar Dillon ve Rigler tarafından geliştirilmiştir. Fosfor genellikle göllerde sınırlayıcı besin elementi olduğu için model ile fosfor konsantrasyonu tahmin edilmekte, toplam fosfor, göllerdeki besin konsantrasyonlarını belirlemek için limnologlar tarafından da yaygın olarak kullanılmaktadır. Yapılan çalışmalar, fosfor bütçe modelinin derin ve sığ göllerde kullanıma uygun olduğunu ve iç sularda yoğun tarım yapılan alıcı ortamların taşıma kapasitesinin tahmin edilmesinde kullanılabileceğini göstermiştir (Dillon ve Rigler, 1974).

Taşıma kapasitesinin tahmininde; bir su kütlesindeki toplam fosfor konsantrasyonu ile ilgili Vollenweider'in ait 1968'de geliştirilen orjinal model; Dillon ve Rigler (1974; 1975) tarafından su yenilenme süresi, giren fosfor ve sedimentte tutulan fosfor ilişkilendirilerek oluşturduğu fosfor yüklenmesi

modeli kullanılmıştır. Bu kapsamda Koyunbaba Baraj Gölü'nün alabalık kültürü için fosfora dayalı taşıma kapasitesini hesaplamada gölalanı (m²), göl hacmi, çıkan su hacmi (m³/yıl), ortalama derinlik (m), yenilenme süresi (1/yıl), fosfor tutulma katsayısı, balıkçılık için sedimente fosfor tutulma oranı verileri kullanılmıştır (Şekil 4).

$$\Delta[P] = \frac{L_B - (1 - R_B)}{\bar{z} \cdot \rho} = L_B = \frac{\Delta[P] \cdot \bar{z} \cdot \rho}{1 - R_B}$$

Şekil 4. Fosfor taşıma modeli (Dillon ve Rigler, 1974)

L_B =Entansif balık yetiştiriciliği için göl ve baraj göllerinin taşıma kapasitesi $\left(\frac{\text{mg}}{\text{m}^2} \text{yıl}\right)$

$\Delta[P]$ =Kabul edilebilir maksimum fosfor konsantrasyon $[P_i]$ ile kafes yetiştiriciliğinden önceki fosfor konsantrasyon $[P_i]$ arasındaki fark $\left(\frac{\text{mg}}{\text{m}^3}\right)$

\bar{z} =Ortalama derinlik (m); ρ =Gölün yenilenme süresi $\left(\frac{1}{\text{yıl}}\right)$

R_B =Entansif balık yetiştiriciliğinden kaynaklanan fosforun sediment tarafından tutulan kısmı

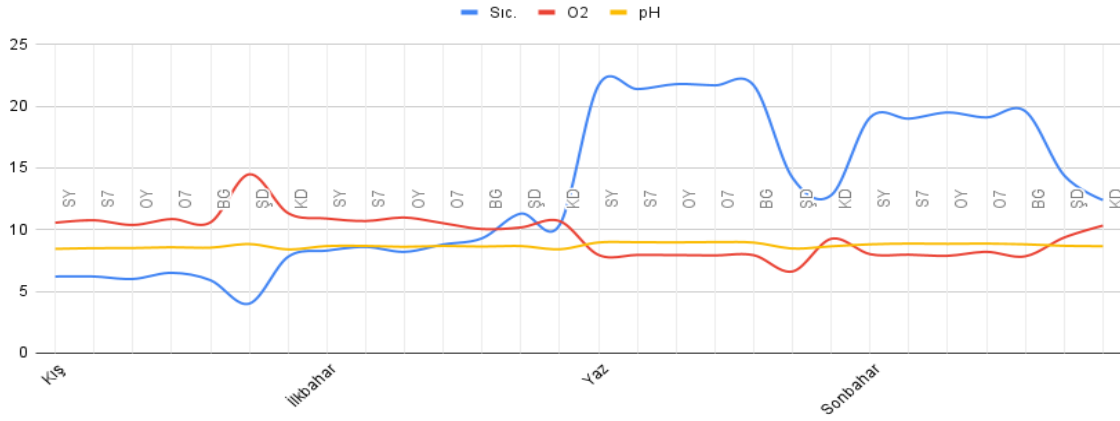
Araştırmadan elde edilen veriler Excel 2023 ve SPSS 25.0 istatistik program ile incelenmiştir. Varyans analizi (ANOVA) başta olmak üzere çoklu karşılaştırma testleri (Tukey) uygulanmıştır. Ortalamalar arasındaki farklar harflendirilmiş ve önem seviyesi ($P < 0,05$) olarak kabul edilmiştir.

3. Bulgular

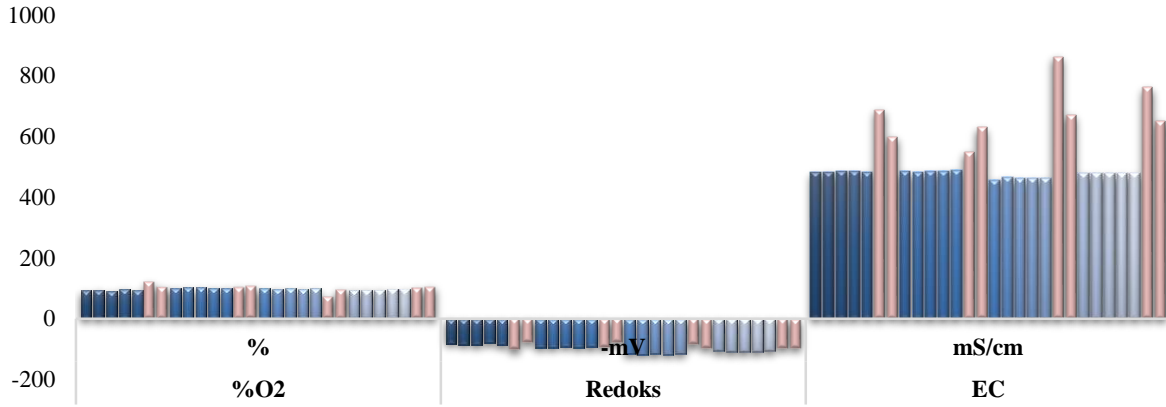
Koyunbaba Baraj Gölü yüzey suyunda en düşük su sıcaklığı 5,9 °C olarak kış mevsiminde ve en yüksek su sıcaklığı 21,8°C olarak yaz mevsiminde ölçülmüş, yüzey suyunun yıl boyu ortalama su sıcaklığı 13,9 °C olarak ölçülmüştür (Şekil 5). Yüzey ve 7 m den gerçekleştirilen ölçümlerde baraj gölünde herhangi bir tabakalaşma gözükmemiştir. Çözünmüş oksijen içeriği, en düşük 7,91 mg/L ile yaz döneminde; en

yüksek 10,86 mg/L ile kış döneminde gerçekleşmiştir. Çözünmüş oksijen içeriği, ortalama 9,23 mg/L olarak tespit edilmiştir. Gölün pH içeriği ise 8,44-8,99 arasında gerçekleşmiş olup ortalama pH, 8,74 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Koyunbaba Baraj Gölü yüzey suyunda en düşük saturasyon %92,5-103,4 arasında gerçekleşirken ortalama %97,3 olarak ölçülmüştür. Redoks potansiyeli, (-80,5 mV)-(-117,8 mV) arasında değişim göstermiştir. Ortalama redoks potansiyeli ise -100,6 mV olarak gerçekleşmiştir. Elektriksel iletkenlik değerleri, 456-489 $\mu\text{S/cm}$ arasında gerçekleşirken ortalama ise 477 $\mu\text{S/cm}$ olarak belirlenmiştir (Şekil 6). Yüzey ve 7 m den gerçekleştirilen ölçümlerde baraj gölünde herhangi bir tabakalaşma gözükmemiştir.



Şekil 5. Koyunbaba Barajı su sıcaklık, çözülmüş oksijen ve pH değişim grafiği



Şekil 6. Koyunbaba Barajı saturasyon, redoks potansiyeli ve kondüktivite değişim grafiği

Koyunbaba Baraj Gölü'nde yerinde ölçüm sonuçları gerçekleştirilen tüm parametrelere ait sonuçlar Tablo 3'de verilmiştir.

Koyunbaba Baraj Gölü derinlik değerleri barajda bölge bölge değişim göstermiştir. Savak kısmı ortalama 36 m düzeylerinde iken baraj ortasında bu değer 25 m, baraj giriş bölgesinde ise 10-15 m arasında değişim göstermiştir (Şekil 7). Secchi derinliği ise yıl boyu 2,5 m ile 4,8 m arasında değişim göstermiştir (Tablo 3). Barajda örnekleme dönemi boyunca bulanıklık oluşmamıştır. Alanı etkileyecek sadece Şabanözü Deresi'nden beslenen alan olduğu için baraj geneli olumsuz bir durumla karşılaşmamıştır.

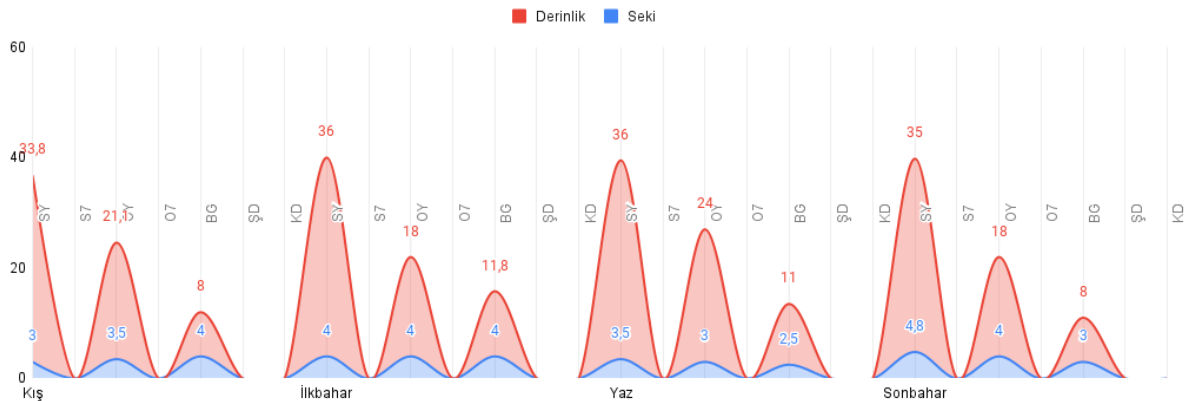
Koyunbaba Baraj Gölü TDS değerleri elektriksel iletkenlik değerleri ile doğru

orantılı olarak seyretmiştir. Baraj gölünde TDS değerleri 0,296 mg/L ile 0,330 mg/L arasında değişim göstermiş olup ortalama 0,318 mg/L olarak belirlenmiştir. Şabanözü Deresi'nin TDS değerleri baraj geneli gibi düşük düzeylerde seyretmiştir. Baraj Gölü'nde ortalama bulanıklık 0,98 NTU iken Şabanözü Deresi'nde 1,72-34 NTU (Ort.: 10,7 NTU) arasında değişim göstermiştir. Bununla birlikte Şabanözü Deresi'nden gelen zaman zaman bulanık yüklü su derenin bulanıklık değerlerini artırmıştır. Tuzluluk yıl boyu %0,1 düzeylerinde değişim göstermiştir. Şabanözü Deresi'nde %0,2-0,3 ve Küçük Dere'de %0,2 düzeylerindedir (Tablo 3).

Tablo 3. Koyunbaba Barajı yerinde ölçüm sonuçları*

Sıcaklık (°C)				
	Kış	İlkbahar	Yaz	Sonbahar
Ort. ± S.S.	6,1±1,1^a	9,3±1,2^b	19,3±4,0^c	17,6±2,9^c
Min.-Max.	4,0-7,8	8,2-11,3	12,8-21,8	12,4-19,6
Çöz. O₂ (mg/L)				
Ort. ± S.S.	11,28±1,45^a	10,57±0,35^b	7,94±0,77^c	8,51±0,96^c
Min.-Max.	10,38-14,49	10,05-10,98	6,61-9,26	7,84-10,33
Saturasyon				
Ort. ± S.S.	99,0±10,7^b	103,1±1,7^c	94,8±10,4^a	97,1±4,4^b
Min.-Max.	90,7-120,8	101,2-106,1	71,4-99,5	93,4-105,3
pH				
Ort. ± S.S.	8,54±0,14^a	8,62±0,10^a	8,85±0,21^b	8,79±0,09^b
Min.-Max.	8,40-8,83	8,41-8,68	8,47-8,99	8,66-8,87
Redoks potansiyeli (-mV)				
Ort. ± S.S.	-85,6±7,9^b	-91,8±5,6^b	-109,5±12,9^a	-105,0±5,6^a
Min.-Max.	(-102,2)-(-78,4)	(-95,3)-(-79,5)	(-117,8)-(-85,4)	(-109,6)-(-95,9)
Elektriksel iletkenlik (µS/cm)				
Ort. ± S.S.	529±82^{ab}	515±56^a	548±159^b	544±115^b
Min.-Max.	482-688	483-629	456-862	478-761
Salinite (%)				
Ort. ± S.S.	0,1±0,1^a	0,1±0,0^a	0,2±0,1^b	0,1±0,1^b
Min.-Max.	0,1-0,3	0,1-0,2	0,1-0,3	0,1-0,3
TDS (mg/L)				
Ort. ± S.S.	0,357±0,055^b	0,348±0,038^a	0,356±0,103^b	0,353±0,075^b
Min.-Max.	0,325-0,464	0,326-0,425	0,296-0,560	0,311-0,495
Derinlik (m)				
Ort. ± S.S.	21±13^a	22±13^a	24±13^a	20±14^a
Min.-Max.	8-34	12-36	11-36	8-35
Secchi derinliği (m)				
Ort. ± S.S.	3,5±0,5^b	4,0±0,0^b	3,0±0,5^a	3,9±0,9^b
Min.-Max.	3,0-4,0	4,0-4,0	2,5-3,5	3,0-4,8

*Farklı harfler ile belirtilenlerde mevsimler arası istatistiksel fark bulunmaktadır (P<0,05)

**Şekil 7.** Koyunbaba Barajı derinlik ve secchi derinliği değişim grafiği

Koyunbaba Baraj Gölü'nün genel su kalitesini belirleyebilmek adına yapılan sertlik ve alkalinite fraksiyonlarına ait değerler Tablo 4'de verilmiştir. Veriler incelendiğinde su kalitesinin sertlik ve alkalinite açısından orta sertlikte bir su olduğu, alabalık yetiştiriciliği açısından uygun olduğu değerlendirilmiştir.

Koyunbaba Baraj Gölü'nde klorür, SBV, silikat, organik madde, sülfat ve TOK değerlerine bakıldığında baraj yüzey suyundaki değerlerin alabalık yetiştiriciliği açısından uygun olduğu, bağlı olduğu derelerin ise nispeten yüksek olduğu

görülmüştür. İlgili parametrelere ait sonuçlar Tablo 5'de verilmiştir

TOK, suda çözünmeyen organik madde ve çözünmüş karbon konsantrasyonunun bir ölçüsüdür. TOK analizi, sudaki organik kirleticilerin kaynaklarını izleyebilir ve suyu kullanım amacına göre sınıflandırabilir. Son yıllarda sıklıkla kullanılan bu parametre sulardaki toplam organik karbon yükünü göstermesi açısından önem arz etmektedir. Şabanözü Deresi'nden gelen TOK yükü diğer noktalara kıyasla düşük de olsa farkedilmektedir (Şekil 8).

Tablo 4. Koyunbaba Barajı TA ve TS analiz ölçüm sonuçları*

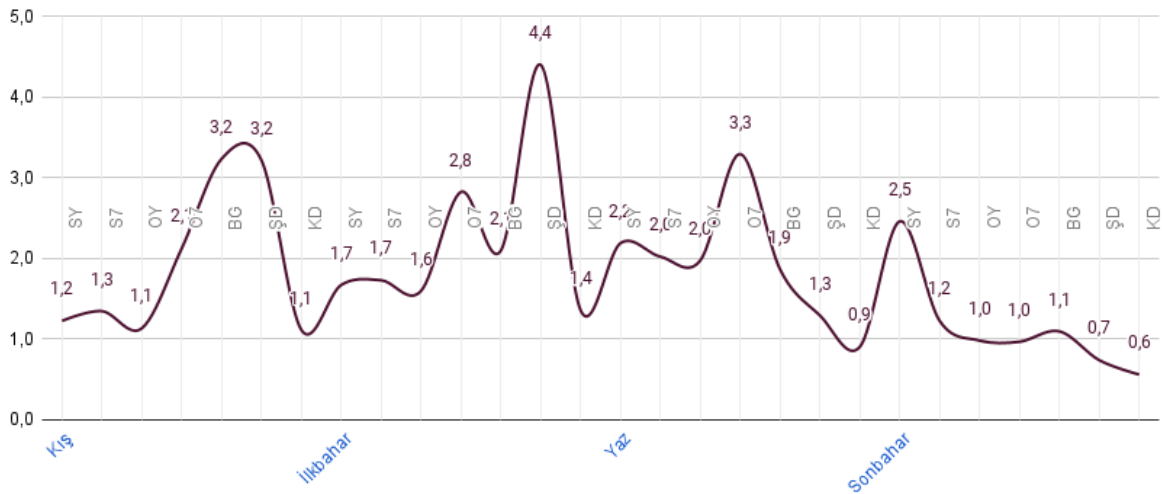
<i>Ca⁺² (mg/L)</i>	Kış	İlkbahar	Yaz	Sonbahar
Ort. ± S.S.	58,00±18,12^c	56,00±19,01^c	18,67±4,25^a	23,65±17,52^b
Min.-Max.	30,46-82,97	36,07-86,57	14,03-25,65	4,41-48,50
<i>CaO (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	80,62±25,18^c	77,84±26,43^c	25,95±5,91^a	32,87±24,35^b
Min.-Max.	42,34-115,32	50,14-120,34	19,50-35,66	6,13-67,41
<i>Mg⁺² (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	65,16±18,87^b	45,01±12,42^a	78,42±8,97^c	68,39±7,04^b
Min.-Max.	41,33-91,17	25,53-60,29	68,56-90,20	56,89-78,28
<i>TS (°F)</i>				
Ort. ± S.S.	45,9±11,09^b	35,7±4,6^a	42,5±4,7^b	38,9±3,1^a
Min.-Max.	33,2-64,7	29,7-42,1	36,6-49,9	33,6-43,2
<i>TS (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	371,1±95,1^c	296,2±38,2^a	318,8±34,9^b	296,4±31,8^a
Min.-Max.	275,7-523,8	240,8-351,5	273,0-377,1	248,5-344,8
<i>CO₃ (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	18,29±18,25^c	16,22±5,82^b	14,85±8,30^b	4,22±3,27^a
Min.-Max.	0,00-41,40	8,64-27,12	0,00-22,68	0,00-10,32
<i>HCO₃ (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	275,6±54,8^c	270,7±48,0^c	164,3±59,6^a	199,0±46,1^b
Min.-Max.	196,4-324,6	235,7-374,5	120,8-252,1	167,6-282,4
<i>TA (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	293,9±49,4^c	286,9±52,7^c	179,2±51,8^a	203,2±45,1^b
Min.-Max.	229,4-366,0	247,6-401,7	143,5-256,7	172,7-287,4

*Farklı harfler ile belirtilenlerde mevsimler arası istatistiksel fark bulunmaktadır (P<0,05)

Tablo 5. Koyunbaba Barajı SBV, SiO₂, OM, SO₄, Cl, TOK analiz ölçüm sonuçları*

<i>SBV (ml asit)</i>				
	Kış	İlkbahar	Yaz	Sonbahar
Ort. ± S.S.	2,9±0,9^c	2,8±1,0^c	0,9±0,2^a	1,2±0,9^b
Min.-Max.	1,5-4,1	1,8-4,3	0,7-1,3	0,2-2,4
<i>Silikat (SiO₂) (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	2,6±1,6^a	2,3±2,0^a	5,0±3,9^b	2,0±1,2^a
Min.-Max.	1,2-5,3	1,0-6,1	2,6-11,9	1,2-4,5
<i>Organik Madde (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	18,80±3,12^b	19,53±1,49^b	15,19±3,21^a	12,37±4,33^a
Min.-Max.	12,83-22,78	16,59-21,01	9,35-19,56	3,35-15,77
<i>Sülfat (SO₄) (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	83,76±36,39^a	114,82±40,34^b	215,49±78,63^c	205,59±53,68^c
Min.-Max.	43,25-160,21	85,42-203,87	169,74-389,09	168,24-322,33
<i>Klorür (Cl) (mg/L)</i>				
Ort. ± S.S.	22,09±5,42^b	21,12±1,78^b	14,18±1,96^a	26,34±5,26^c
Min.-Max.	15,96-28,37	19,15-23,76	10,64-17,02	17,38-35,11
<i>Toplam Organik Karbon TOK (mg/L C)</i>				
Ort. ± S.S.	1,911±0,959^b	2,237±1,064^c	1,932±0,752^b	1,145±0,619^a
Min.-Max.	1,112-3,231	1,355-4,396	0,903-3,290	0,559-2,457

*Farklı harfler ile belirtilenlerde mevsimler arası istatistiksel fark bulunmaktadır (P<0,05)

**Şekil 8.** Koyunbaba Barajı TOC değişim grafiği

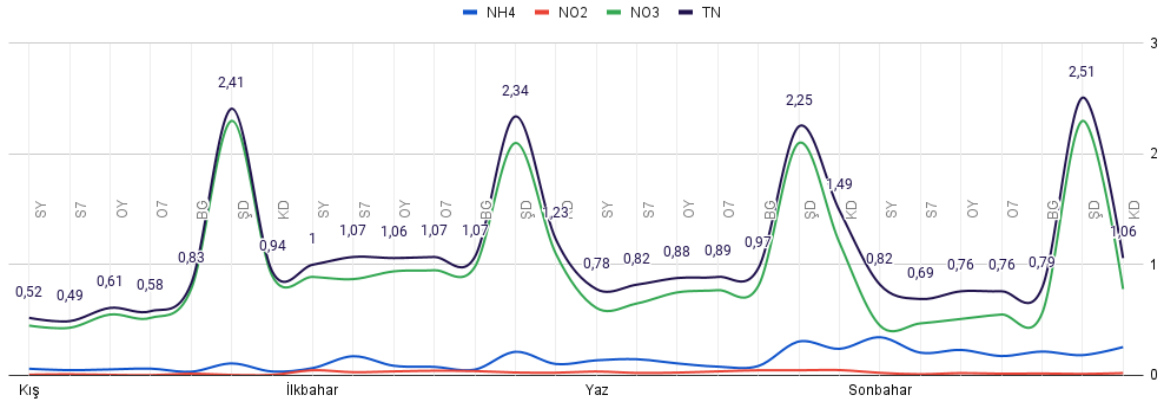
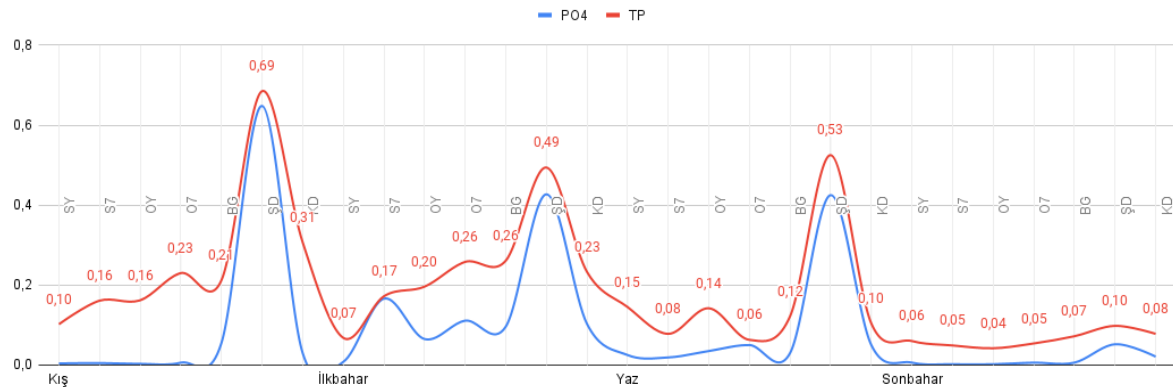
Koyunbaba Baraj Gölü'nde azot fraksiyonları incelendiğinde nitrit, amonyum ve nitrat değerlerinin düşük değerlerde olduğu bununla birlikte Şabanözü Deresi'nde baraj gölüne kıyasla yüksek olduğu bu da

burada azot girdisi olduğunu göstermektedir. Koyunbaba Baraj Gölü'ne ait azot ve fosfor fraksiyon değerleri Tablo 6, Şekil 9 ve Şekil 10'da verilmiştir.

Tablo 6. Koyunbaba Barajı azot fraksiyonları analiz ölçüm sonuçları*

NH_4 (mg N/L)	Kış	İlkbahar	Yaz	Sonbahar
Ort. ± S.S.	0,057±0,025 ^a	0,110±0,060 ^b	0,157±0,085 ^c	0,230±0,058 ^d
Min.-Max.	0,033-0,108	0,052-0,213	0,079-0,306	0,175-0,345
NO_2 (mg N/L)				
Ort. ± S.S.	0,007±0,004 ^a	0,035±0,008 ^c	0,037±0,010 ^c	0,017±0,005 ^b
Min.-Max.	0,002-0,015	0,024-0,046	0,022-0,048	0,010-0,023
NO_3 (mg N/L)				
Ort. ± S.S.	0,8±0,7 ^a	1,1±0,4 ^b	1,0±0,5 ^a	0,8±0,7 ^a
Min.-Max.	0,4-2,3	0,9-2,1	0,6-2,1	0,5-2,3
TN (mg N/L)				
Ort. ± S.S.	0,91±0,68 ^a	1,26±0,48 ^b	0,87±0,36 ^a	1,06±0,65 ^a
Min.-Max.	0,49-2,41	1,00-2,34	0,25-1,49	0,69-2,51
PO_4 (mg N/L)				
Ort. ± S.S.	0,107±0,239 ^b	0,139±0,136 ^c	0,091±0,148 ^b	0,014±0,018 ^a
Min.-Max.	0,003-0,648	0,008-0,427	0,019-0,425	0,002-0,052
TP (mg N/L)				
Ort. ± S.S.	0,27±0,20 ^c	0,24±0,13 ^d	0,17±0,16 ^b	0,06±0,02 ^a
Min.-Max.	0,10-0,69	0,07-0,49	0,06-0,53	0,04-0,10

*Farklı harfler ile belirtilenlerde mevsimler arası istatistiksel fark bulunmaktadır (P<0,05)

**Şekil 9.** Koyunbaba Barajı TN, amonyum, nitrit ve nitrat değişim grafiği**Şekil 10.** Koyunbaba Barajı toplam fosfor ve orto-fosfat değişim grafiği

Koyunbaba Baraj Gölü'nde ölçülen parametrelerin YSKY'ye (Anonim, 2021) göre sınıflandırılmasında (Tablo 7) 1., 2. ve 3. istasyonların I. sınıf; Şabanözü Deresi ise parametrelere bağlı olarak I., II. ve III. sınıf özellik göstermektedir.

Koyunbaba Baraj Gölü yüzey ve farklı derinliklerdeki su kalitesi parametrelerinin Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği "Kıtaççi Yerüstü Su Kaynaklarının Genel Kimyasal ve Fizikokimyasal Parametreler Açısından Sınıflarına Göre Kalite Kriterlerine" göre (Anonim, 2021) değerlendirildiğinde tüm derinliklerde I. sınıf su kalitesine sahip olduğu belirlenmiştir (Tablo 8). Aynı yönetmelikte bu sınıftaki sular içme suyu olma potansiyeli yüksek, yüzme gibi vücut teması

gerektirenler dahil rekreasyon amaçlı, alabalık, hayvan üretimi ve çiftlik ihtiyacı için kullanılabilir nitelikteki su olarak belirtilmiştir.

Koyunbaba Baraj Gölü'nde mikrobiyolojik risk düzeyini belirlemek amacıyla toplam ve fekal koliform analizleri sonuçları ise baraj gölünde herhangi bir risk görülmemekle birlikte özellikle Şabanözü Dere'sinde zaman zaman toplam ve fekal koliform da artışlar görülmüştür. Özellikle Şabanözü Deresi üzerinde kurulu ve yakınlarında yer alan başta Karamusa köyü olmak üzere Şabanözü ilçesinde baraja gelene kadar yer alan kırsal alanlardan etkilenme olduğu görülmektedir. Bu durum yetiştiricilik açısından dikkat edilmesi gereken bir husus olup özenle dikkat edilmesi faydalı olacaktır.

Tablo 7. Ölçülen parametrelerin YSKY'ye (Anonim, 2021) göre sınıflandırılması

Parametre	1.ist.	Sınıf	2.ist.	Sınıf	3.ist.	Sınıf	Şabanözü Deresi	Sınıf
Ç.O ₂ (mg/L)	9,35	I. sınıf	9,34	I. sınıf	9,10	I. sınıf	10,16	I. sınıf
Saturasyon(%)	97,3	I. sınıf	97,6	I. sınıf	97,1	I. sınıf	99,3	I. sınıf
pH	8,74	I. sınıf	8,76	I. sınıf	8,73	I. sınıf	8,67	I. sınıf
EC (µS/cm)	476	I. sınıf	477	I. sınıf	478	I. sınıf	714	II. sınıf
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,029	I. sınıf	0,035	I. sınıf	0,047	I. sınıf	0,463	III. sınıf
TP (mg/L)	0,020	I. sınıf	0,044	I. sınıf	0,057	I. sınıf	0,060	II. sınıf
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,07	I. sınıf	0,11	I. sınıf	0,10	II. sınıf	0,20	II. sınıf
NO ₃ ⁻¹ (mg/L)	0,60	I. sınıf	0,68	I. sınıf	0,69	I. sınıf	2,2	I. sınıf
TN (mg/L)	0,77	I. sınıf	0,82	I. sınıf	0,87	I. sınıf	2,36	II. sınıf

Tablo 8. Koyunbaba Barajı toplam ve fekal koliform değerleri*

<i>Toplam Koliform (EMS)</i>				
	Kış	İlkbahar	Yaz	Sonbahar
Ort. ± S.S.	4±5^c	335±708^a	368±504^a	77±153^b
Min.-Max.	0-12	0-1600	0-920	0-350
<i>Fekal Koliform (EMS)</i>				
Ort. ± S.S.	1±1^d	329±711^a	96±153^c	22±44^b
Min.-Max.	0-2	0-1600	0-350	0-100

*Farklı harfler ile belirtilenlerde mevsimler arası istatistiksel fark bulunmaktadır (P<0,05)

Koyunbaba Baraj Gölü İçin Kararlı Hal Fosfor Yüklenmesi Modeli

Göl ve baraj göllerin fosfor yüklenmesine tepkisini tahmin etmek için çeşitli modeller geliştirilmiştir. Bu modellerin çoğu statik/deneysel modellerdir ve geniş veri tabanları kullanılarak test edilmiş, kalibre edilmiş ve doğrulanmıştır. Koyunbaba Baraj Gölü fosfor yüklenmesi modellenmesi için ise yaygın olarak kullanılan Dillon ve Rigler (1974) doğrulanmış model tercih edilmiştir. Dillon ve Rigler (1974) tarafından geliştirilen model asıl olarak Vollenweider (1968) tarafından geliştirilen orijinal fosfor yüklenmesi modelinin bir modifikasyonudur. Bir su kütlesindeki toplam fosfor miktarının fosfor yüklenmesi, gölün büyüklüğü (alan, ortalama derinlik), hidrolik yenilenme oranı ve kalıcı olarak sedimente kaybolan fosfor kısmıyla belirlenir. Kararlı hal modeli:

$$\overline{[P]} = \frac{L(1-R)}{z \times \rho}$$

$[P]$; toplam fosfor miktarı (g/L),

$[P]$; toplam fosfor miktarı (g/L),

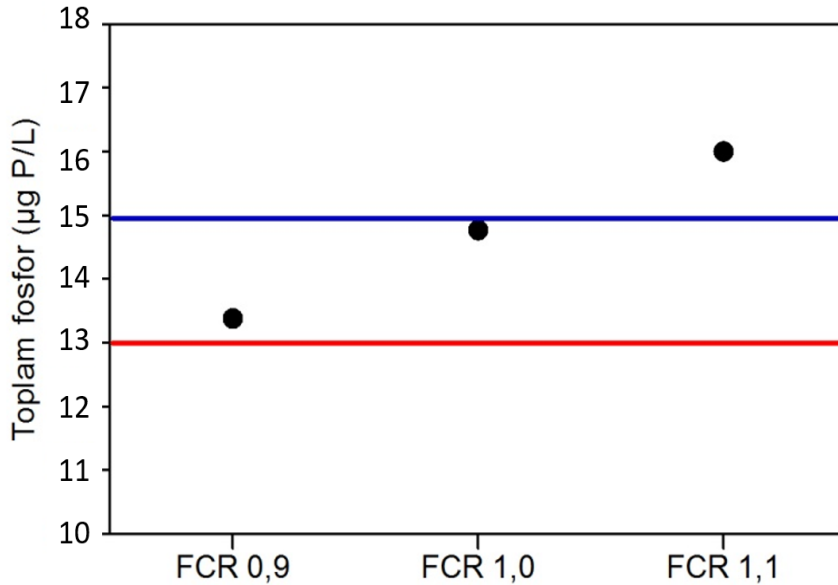
L ; toplam fosfor yüklenmesi (g/m²/yıl),

z ; ortalama derinlik (m),

R ; sediment tarafından tutulan fosfor kısmı ve ρ , hidrolik yenilenme oranı (yıl).

Fosfor yüklenmesi modeli, 2023 yılı göl hidroloji ve morfoloji verileri ile 0,9-1,1 yemden yararlanma oranına belirlenmiş olup gölde toplam fosfor miktarının ortalama 13-16 µg/L (ortalama 15 µg/L) olarak ölçülmüştür (Şekil 11).

Koyunbaba Baraj Gölünün alabalık kültürü için simgeler ve açıklamalar ile elde edilen bulgular fosfora dayalı taşıma kapasitesi en düşük 1.200 ton/yıl en büyük 5.000 ton/yıl ve ortalama 2.500 ton/yıl olarak belirlenmiştir (Tablo 9).



Şekil 11. Fosfor yüklenmesi modeliyle farklı FCR için göldeki toplam fosfor miktarının tahmini

Tablo 9. Koyunbaba Gölü'nün alabalık için fosfora dayalı taşıma kapasitesi bulguları

Göl yüzey alanı (m ²)	A	12,6×10 ⁵ m ²
Gölün toplam hacmi (m ³)	V	22,8×10 ⁶ m ³
Gölden çıkan yıllık su hacmi (m ³ /yıl)*	Q	20×10 ⁶ m ³
Ortalama derinlik (m)	$z = V/A$	35 m
Baraj gölünün yenilenme süresi (1/yıl)	$\rho = Q/V$	0.877
Fosfor tutulma katsayısı (R)	$1/(1+0,515 \rho^{0,551})$	0.689
Balıkçılık için sedimente fosfor tutulma oranı	$R_B = x + [(1 - x) R]$	0.845
Fosfor yüklenmesi modelinin açılımı	$L_B = \Delta [P] \cdot z \cdot \rho \cdot A / (1-R_B) \cdot 10^6 \cdot P_{\text{çevre}}$	
R_B	Entansif balık kültüründen kaynaklanan fosforun sediment tarafından tutulan kısmı	
L_B	Entansif balık kültürü için göl veya baraj göllerinin taşıma kapasitesi (mg/m ² yıl)	
P_{ıort}	Ölçülen ortalama toplam fosfor (Toplam Fosfor ölçümünden): 0.015 mg/l= 15 mg/m ³	
Fosfor yüklenmesi (mg/m ³): $\Delta[P]$ (kabul edilebilir maksimum fosfor konsantrasyon [P_f] ile kafes kültüründen önceki ölçülen fosfor konsantrasyon [P_i] arasındaki fark) $\Delta[P] = [P_f] - [P_i] = 50-15 = 35$	Kabul edilebilir fosfor konsantrasyonu oligotrof yapıdan ötrofa doğru 30 mg/L ile 60 mg/L olarak varsayılmaktadır. Koyunbaba Baraj Gölünün yapısı ağırlıklı oligotrof olması nedeniyle 50 mg/L varsayılmıştır. Kaldırma kapasitesi tahmini: 2.500 ton/yıl	

*DSİ V. Şube Müdürlüğünden 2023 yılında alınan akım verilerinden üretilmiştir

4. Tartışma

Koyunbaba Baraj Gölü 35 m ortalama derinliği ve 12,6 km² yüzey alanı ile ağ kafeslerde gökkuşağı alabalığı yetiştiriciliği ile baraj gölü yüzey alanı dikkate alınarak belirlenen taşıma kapasitesi, çevresel kapasiteyi gözetken modeller kullanılarak belirlenmiştir. Bu çalışmada bir su kütlesindeki toplam fosfor konsantrasyonu ile ilgili Vollenweider (1968)'in orijinal modelini geliştiren Dillon ve Rigler (1974)'in fosfor yüklenmesine dayalı model kullanılmıştır. Burada çevresel kapasite içinde fosfor konsantrasyonu yanında, su sıcaklığı, çözülmüş oksijen ve pH parametreleri de ön plana çıkmaktadır.

Gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) dahil olmak üzere alabalıklar, kuzey yarım kürenin soğuk ve ılıman bölgelerinde yaşayan birkaç türü sıcak ortamlara da yaygın olarak taşınmışlardır (Molony vd. 2004). Gökkuşağı alabalıkları geniş ekolojik şartlara uyum gösterebilmektedirler. Bu kapsamda Koyunbaba Baraj Gölü su kalitesi gökkuşağı alabalığı yetiştiriciliği için iyi nitelikler taşımaktadır.

Koyunbaba Baraj Gölü yüzey suyunda su sıcaklığı 5,9 °C ile 21,8°C arasında değişim göstermiş ve ortalama 13,9 °C olarak

belirlenmiştir. Yüzey ve 7 m den gerçekleştirilen ölçümlerde baraj gölünde herhangi bir tabakalaşma gözükmemiştir. Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde yürüttükleri çalışmada; izlenen istasyonlarda su sıcaklıkları yüzey suyunda 3,5-22,9 °C arasında, orta derinliklerde 3,4-21,8 °C ve dip suyunda ise 3,3-15,8 °C arasında ölçüldüğünü, istasyonların yüzey sularında sıcaklık daha geniş ve dip suyunda daha dar bir aralıkta değişim gösterdiğini belirterek, Çat Baraj Gölü tüm su kolonunun sıcaklık değerleri bakımından Su Kirliliği Kontrolü ve Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliğine (Anonim, 2021) göre yıl boyunca I. sınıf özellik gösterdiğini belirtmişlerdir. Ayekin vd. (2018), Karakaya Baraj Gölünde yaptıkları çalışmada en düşük sıcaklığın 7,1°C ve en yüksek sıcaklığın ise 29,7 °C olarak ölçüldüğünü belirterek, Mayıs ayından itibaren sıcaklığın gökkuşağı alabalıkları için stres oluşturacak derecelere ulaşmasının, gölde ağ kafeslerde alabalık yetiştiriciliğini sınırlayacağını bildirmişlerdir. Tunca (2014), Ermenek Baraj Gölü'nde su sıcaklık değerlerinin 9,8°C ile 14,5°C değiştiğini tespit etmiştir.

Koyunbaba Baraj Gölü'nün pH içeriği 8,44-8,99 arasında gerçekleşmiş olup ortalama pH içeriği ise 8,74 mg/L olarak

tespit edilmiştir. Küçükyılmaz vd. (2017), Özlüce Baraj Gölü'nde en düşük pH değerinin 7,6; en yüksek pH değerinin 8,69 olarak ölçüldüğünü, 6 ay boyunca ortalama pH değerinin $8,27 \pm 0,1$ olarak hesaplandığını belirtmişlerdir. Aslantürk ve Çetinkaya (2021), Sücüllü Baraj Gölü'nde örnekleme noktalarının ortalama pH değerlerinin 7,75 ile 8,35 arasında değişim gösterdiğini, aylara göre pH değişiminin normal dağıldığını bildirmişlerdir. Tunca (2014), Ermenek Baraj Gölü sularının en yüksek pH değerinin Nisan ayında 8,50 ile 4. istasyonda, en düşük değer ise Kasım ayında 7,51 ile 5. istasyonda kaydedildiğini belirtmiştir. Tüm bu veriler pH değerinin 7,5 ile 9 arasında değişim gösterdiğini bu ise ideal yetiştiricilik için uygun olduğunu göstermektedir.

Koyunbaba Baraj Gölü çözünmüş oksijen içeriği en düşük 7,91 mg/L ile yaz döneminde; en yüksek 10,86 mg/L ile kış döneminde gerçekleşmiştir. Ortalama çözünmüş oksijen içeriği ise 9,23 mg/L olarak tespit edilmiştir. Türk (2020), Hasanugurlu Baraj Gölü'nde yaptığı çalışmada yüzey suyunun çözünmüş oksijen değerini ortalama 9,03 mg/L olarak tespit ettiğini; kışın 11,80 mg/L ile yazın 6,40 mg/L arasında değişim gösterdiğini bildirmiştir. Tunca (2014), Ermenek Baraj Gölü'nde çözünmüş oksijen (mg/L) içeriğinin 8,01 mg/L ile 10,89 mg/L arasında değiştiğini bildirmiştir. Tepe vd (2018), Karkamış Baraj Gölü'nde yıl boyu çözünmüş oksijen değerlerinin 9,0-11,9 mg/L arasında değişim gösterdiğini, Küçükyılmaz vd. (2017), Özlüce Baraj Gölü'nde yaptıkları çalışmada en düşük çözünmüş oksijen miktarını haziran ayında 9,2 mg/L olarak 5. istasyonda, en yüksek çözünmüş oksijen miktarını ise 12,1 mg/L ile mart ayında 3. ve 4. istasyonlarda ölçtüklerini ve ortalama çözünmüş oksijen içeriğinin 10,6 mg/L olarak belirlendiğini bildirmişlerdir. Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde çözünmüş oksijen miktarlarının yüzey suyunda 5,1-12,5 mg/L arasında, orta derinliklerde 4,0-11,7 mg/L ve dip suyunda 0,1-10,5 mg/L arasında ölçüldüğünü bildirmişlerdir. Koyunbaba Baraj Gölü ile

diğer baraj göllerinin çözünmüş oksijen içerikleri benzer düzeylerde tespit edilmiştir.

Koyunbaba Baraj Gölü ise su sıcaklığı, çözünmüş oksijen içeriği, pH, saturasyon, elektriksel iletkenlik değerleri açısından yıl boyu alabalık üretimine uygun bulunmuştur. Alan etrafında baraj gölünde ciddi baskı uygulayacak noktasal ve yayılı kaynakların az olması yıl boyu değerlerin uygun olmasını sağlamaktadır.

Koyunbaba Baraj Gölü yüzey suyunda EC değerleri 456-489 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında gerçekleşirken ortalama 477 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak belirlenmiştir. Yüzey ve 7 m den gerçekleştirilen ölçümlerde baraj gölünde herhangi bir tabakalaşma gözükmemiştir. Küçükyılmaz vd. (2017), Özlüce Baraj Gölü'nde EC değerleri 217 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ile 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değiştiğini, istasyon ve aylar bakımından birbirine yakın değerlerde seyrettiğini; Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde yürüttükleri çalışmada yüzey suyunda 137-224 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında, orta derinliklerde 140-224 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ve dip suyunda 140-224 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında ölçtüklerini bildirmişlerdir. Aslantürk ve Çetinkaya (2021), Sücüllü Baraj Gölü'nde yaptıkları çalışmada örnekleme noktalarında EC değerlerinin 141 ile 424 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değişim gösterdiğini; Tunca (2014), Ermenek Baraj Gölü'nde yaptığı çalışmada en yüksek EC değerinin 443 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en düşük EC değerinin ise 220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak ölçüldüğünü; Tepe vd. (2018), Karkamış Baraj Gölü'nde yıl boyu EC değerlerinin 250-412 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değiştiğini bildirmişlerdir.

Azot, canlılardaki temel elemanlardan birisi olup, canlıların yapı taşı olan proteinin yapısında yer alan bir elementtir. Büyüme ve üremede görevlidir. Azot, su ortamlarında çeşitli sorunlara neden olabilmektedir. Suda, azot ve fosfor miktarlarında oluşabilecek artış, alglerin aşırı büyümesine ve ötrofikasyona neden olmaktadır. Koyunbaba Baraj Gölü'nde azot fraksiyonları incelendiğinde nitrit, amonyum ve nitrat değerlerinin düşük değerlerde olduğu bununla birlikte Şabanözü Deresi'nde baraj gölüne kıyasla yüksek olduğu bu da burada

azot girdisi olduğunu göstermektedir. Tepe vd. (2018), Karkamış Baraj Gölü'nde yıl boyu TN 0,682-1,696 mg N/L arasında değişim gösterdiğini; Küçükyılmaz vd. (2017), Özlüce Baraj Gölü'nde 0,462-3,290 mg N/L (Ort.: 1,297 mg N/L) olarak ölçüldüğünü bildirmişlerdir (Küçükyılmaz vd. 2017). Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde ise TN miktarının yüzey suyunda 0,08-1,13 mg N/L, orta derinliklerde 0,14-0,87 mg N/L ve dip suyunda 0,24-1,83 mg N/L arasında tayin edildiğini; Sesli vd. (2018), Uzunçayır Baraj Gölü yüzey suyunda 0,40 mg N/L-1,940 mg/L (Ort.: 1,16 mg N/L) arasında tespit edildiğini bildirmişlerdir.

Tunca (2014), Ermenek Baraj Gölü'nde NH₄ miktarı 0,02-0,49 mg N/L arasında değiştiğini; Küçükyılmaz vd. (2017); Özlüce Baraj Gölü'nde yüzey suyunda NH₄ miktarının 0,0004 mg N/L ile 0,15 mg N/L (Ort.: 0,04) arasında değiştiğini bildirmişlerdir. Sesli vd. (2018), Uzunçayır Baraj Gölü suyunda NH₄ değerinin 0,001 mg N/L ile 0,126 mg N/L arasında değiştiğini; Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde yüzey suyunda 2-124 µg N/L, orta derinliklerde <0-132 µg N/L ve dip suyunda <0-502 µg N/L arasında geniş bir aralıkta tayin edildiğini bildirmişlerdir. Küçükyılmaz vd. (2017), Özlüce Baraj Gölü'nde yüzey suyunda en düşük nitrit azotu miktarı 0,0002 mg N/L olarak Ocak ayında 2. ve 4. istasyonlarda, en yüksek nitrit azotu miktarı 0,0736 mg N/L olarak Haziran ayında 1. istasyonda ölçüldüğünü; Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde nitrit azotu miktarlarının yüzey suyunda <0-18 µg N/L, orta derinliklerde <0-73 µg N/L, dip suyunda ise <0-75 µg N/L arasında tayin edildiğini bazı örnekleme noktalarında III. ve IV. sınıf kalitede gözlenmişse de, ortalama nitrit azotu miktarları bakımından Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliğine (Anonim, 2021) göre yüzey suyu, orta derinlik ve dip suyu örnekleme noktaları I. ve II. sınıf kalite aralığında kategorize olduğunu bildirmişlerdir. Ermenek Baraj Gölü'nde yapılan çalışmada en büyük nitrit değeri 0,90 mg N/L ile 4. istasyonda ocak ayında, en düşük değer ise 0.01 mg N/L ile 1. ve 2.

istasyonlarında Kasım ve Mart aylarında ölçülmüştür (Tunca, 2014). Uzunçayır Baraj Gölü'nde en düşük nitrit azotu değeri 0.001 mg N/L olarak Nisan, Mayıs, Haziran ve Ağustos aylarında 1.2.3.5. ve 6. istasyonlarda, en yüksek nitrit azotu değeri 0.027 mg N/L olarak Şubat ayında 4. istasyonda ölçülmüş, yıl boyu ortalama değer 0.01±0.000 mg N/L olarak hesaplanmıştır. Ermenek Baraj Gölü'nde nitrat konsantrasyonunun en yüksek değeri 4,60 mg N/L ile 2. istasyonda Ocak ayında, en düşük değer ise 0,03 mg N/L ile 3. istasyonda Aralık ayında tespit edilmiştir (Tunca, 2014). Çat Baraj Gölü'nde nitrat azotu miktarları yüzey suyunda 0,04-0,54 mg N/L, orta derinliklerde 0,04-0,50 mg N/L ve dip suyunda 0,06-1,06 mg N/L arasında tayin edilmiştir. Ortalama nitrat azotu miktarları bakımından Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliğine (Anonim, 2021) göre yüzey suyu, orta derinlik ve dip suyu örnekleme noktalarının tamamı Sınıf-I kalite olarak kategorize olmuştur (Demir vd. 2015). Özlüce Baraj Gölü'nde yapılan çalışmada yüzey suyunda en düşük nitrat azotu miktarı 0,04 mg N/L olarak Haziran ayında 3. istasyonda, en yüksek nitrat azotu miktarı ise 2,33 mg N/L olarak Nisan ayında 1. istasyonda ölçülmüştür. Baraj Gölü'nde ortalama nitrat azotu miktarı 0,88±0,12 mg N/L olarak Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliklerine (Anonim, 2021) göre I. sınıf kalitede belirlenmiştir (Küçükyılmaz vd., 2017).

Fosfatta azot gibi büyüme ve üremede görevli önemli bir elementtir. Fosfat, bilhassa fitoplankton ve su bitkileri için çok önemli besin elementlerinden biridir. Zooplankton ve hayvansal su ürünleri açısından da önemli bir yapı taşıdır. Sularda verimliliği belirleyen parametrelerin başında gelir ve sularda çok küçük değerlerde bulunur. Ancak sularda fazla miktarlarda fosfatın bulunması durumunda plankton patlamasına neden olur. Sularda fosfatın kaynağını, su havzasındaki fosfatlı kayaçlar, evsel ve yerleşim birimlerinin atık suları ile fosfat menşeli fabrika atıkları teşkil eder. Aslantürk ve Çetinkaya (2021), Sücüllü Baraj Gölü'nde

yıllık ortalama orto-fosfat değerlerinin 5–38,36 mg/m³ arasında değişim gösterdiğini; 9. istasyonda Temmuz ayında orto-fosfat değerinin 3 mg/m³ olarak belirlendiğini, I ve III. istasyonlar hariç Sücüllü Baraj Gölü'nün ortalama orto-fosfat değerinin 7.89±3.17 mg/m³ olarak hesaplandığını bildirmişlerdir.

Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde yaptıkları çalışmada orto-fosfat miktarlarının yüzey suyunda <0-15 µg PO₄⁻³-P/L, orta derinliklerde 1-19 µg PO₄⁻³-P/L ve dip suyunda 1-16 µg PO₄⁻³-P/L arasında tayin edildiğini, orto-fosfat miktarlarının değişimi bakımından izlenen istasyonların yüzey, orta derinlik ve dip suyu örnekleme noktaları kendi arasında ve tüm örnekleme noktaları arasındaki farklılık istatistiksel olarak önemli bulunmadığını bildirmişlerdir.

Ayekin vd. (2018), Karakaya Baraj Gölü'nde yaptıkları çalışmada TP miktarının Mart ayında daha düşük miktarlarda tayin edildiğini, Temmuz ayında ise en yüksek değerlerde olduğunu kaydetmişlerdir. Bu durumu göllerde ilkbaharla birlikte aşırı alg üremesi sonucu TP artışının, Mayısla başladığını ve alg topluluğunun yaz aylarında en yüksek bolluğa ulaştığı şeklinde (Mart 12,06 mg/m³; Mayıs 13,4 mg/m³; Temmuz 18,05 mg/m³) açıklamışlardır. Tepe vd. (2018), Karkamış Baraj Gölü'nde yapılan çalışmada TP değerlerinin yıl boyu 0,007-0,053 mg P/L arasında değişim gösterdiğini; Tunca (2014), Ermenek Baraj Gölü TP değerinin 0,02 ile 0,42 mg/L arasında değiştiğini bildirmişlerdir.

Tepe vd. (2018), Karkamış Baraj Gölü'nde yaptıkları çalışmada Chl-*a* parametresinin 0.075-4.824 µg/L arasında değişim gösterdiğini; Küçükyılmaz vd. (2017), Özlüce Baraj Gölü'nün Chl-*a* miktarı 0,201 µg/L ile 6,182 µg/L arasında değiştiğini, Demir vd. (2015), Çat Baraj Gölü'nde Chl-*a* miktarlarının yüzey suyunda <0-30 µg/L, orta derinliklerde <0-31 µg/L ve dip suyunda <0-25 µg/L arasında tayin edildiğini bildirmişlerdir. Arslantürk ve Çetinkaya (2021), Sücüllü Baraj Gölü'nde yaptıkları çalışmada Chl-*a*'nın ortalama değerlerinin 0,49–2,84 µg/L arasında değiştiğini bildirmişlerdir.

Doğal göllere kıyasla daha düşük yenilenme süresi ve yüksek akıntı varlığı, baraj göllerini kafeslerde balık yetiştiriciliği için tercih edilen üretim alanları durumuna getirmektedir. Gerçekten, 2003 yılında 40 bin ton/yıl olan ülkemiz içsularında alabalık yetiştiriciliği kapasitesinin 10 yıllık bir dönemde iki katından fazla artış göstermesinde, baraj gölü yüzey alanlarının kafeslerde su ürünleri yetiştiriciliği faaliyetlerine kazandırılmasının büyük payı vardır. Alabalıklar gibi boyut seçici tercihlere sahip balıklar hasar görmüş peletleri yemezler ve yenmeyen yemler atık olarak çevreye katılır (Beveridge, 1984). Buna bağlı olarak, ilk olarak Vollenweider (1968) tarafından deneysel verilerle tanımlanmış olan ve Dillon ve Rigler (1974) tarafından gölün boyutları, su yenilenme süresi, giren ve sedimentte tutulan fosfor kısmını ilişkilendirerek geliştirilen fosfor yüklenmesi modeli, Beveridge (1984) tarafından yemden yararlanma oranına bağlı olarak göle giren çözülmüş ve katı fosfor eklenmesini fosfor yüklenme modeline bir girdi olarak kullanarak bir doğal göl veya baraj gölünün kafes kültüründen kaynaklanan fosfor yüklenmesini, balık yetiştiriciliği için taşıma kapasitesini ve kültürü yapılabilecek balık miktarını hesaplayacağı ampirik bir modele dönüştürülmüştür.

Göl yüzey alanının %3 oranında bir kısmının yetiştiricilik faaliyetleri için kullanılacağı planlandığı taşıma kapasitesi yaklaşımına göre, Koyunbaba Baraj Gölü'nde yaklaşık 0,4 km² yüzey alanı yetiştiricilik için kullanılabilir. Ortalama 7 m derinlikli kafeslerde 20 kg/m³ stoklama yoğunluğu ile baraj gölünde 2.500 ton/yıla kadar yetiştiricilik yapılabilir gibi görünmektedir.

5. Sonuç

Koyunbaba Baraj Gölü limnolojik verileri; ortalama derinlik 35 m, yüzey alanı 12,8 km², kabul edilebilir fosfor yükü 35 mg/m³, ortalama fosfor konsantrasyonu 14 mg/m³, yemden yararlanma oranı 1,5 arasında kullanılarak oluşturulan model ile

gölde ağ kafeslerde üretilebilecek yıllık alabalık miktarı 1.200 ton ile 5.400 ton arasında tahmin edilmiştir. Gölün derinliği de dikkate alınarak olabilecek ötrofikasyon durumları ve küresel iklim değişimleri de dikkate alınarak, çevreye zarar vermeden ortalama 2.500 ton/yıl alabalık üretilebileceği sonucuna ulaşılmıştır.

Fosfor yüklenmesi model çıktılarına göre Koyunbaba Baraj Gölünün savaktan uzak bölgelerinde derinliğinin az olması dikkate alınarak; üretimin savak bölgesine yakın alanda gerçekleştirilmesi, bununla birlikte Çankırı Karamusa köyünden baraja giriş yapan Şabanözü Deresi'nde zaman zaman mikrobiyolojik yük girdisi görüldüğünden bu bölgede önlem alınması önemlidir.

Etik Standartlara Uygunluk

Çıkar çatışması

Bu araştırma makalesi için gerçek, potansiyel veya algılanan herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

Yazar katkısı

- C.B. (%60)
- M. M.S. (%20)
- İ. A. (%20)
- R. G. (%5)
- İ. H.Ö. (%5)

Tüm yazarlar nihai makaleyi okumuş ve onaylamıştır. Metin, Şekil ve Tablolar orjinal ve daha önce yayınlanmamıştır.

Etik onay

Bu makale için etik kurul onayı gerekli değildir.

Finansman

Bu çalışma Tarımsal Araştırmalar Genel Müdürlüğü tarafından desteklenmiştir.

Proje Numarası
(TAGEM/HAYSÜD/T3/23/A7/P3/6902)

Veri kullanılabilirliği

Geçerli değil.

Yayın için izin

Geçerli değil.

Teşekkür

Yazarlar Tarımsal Araştırmalar Genel Müdürlüğü'ne ve Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü'ne müteşekkirdir.

Kaynaklar

Anonim, (2021) Yerüstü Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği. Resmi Gazete, Tarih: 16.06.2021, Sayı: 31513.

APHA, (1995) Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition. American Public Health Association, Washington, DC.

Aslantürk, A., Çetinkaya, O. (2021) Sücüllü Baraj Gölü'nün (Isparta) alabalık yetiştiriciliği için taşıma kapasitesinin tahmini. Acta Aquatica Turcica, 17(2): 221-232, <https://doi.org/10.22392/actaquatr.794623>.

Ayekin, B., Yeşilayer, N., Buhan, E. (2018). Karakaya Baraj Gölü (Malatya) ağ kafes sistemlerinde alabalık yetiştiriciliği için taşıma kapasitesinin tahmini. Gaziosmanpaşa Bilimsel Araştırma Dergisi (GBAD), 7(3): 101-110.

Beveridge, M.C.M. (1984) Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impacts. FAO Fisheries Technical Paper No:255, Rome.

Buhan, E., Koçer, M.A.T., Polat, F., Doğan, H.M., Dirim, S. Neary, E.T. (2010) Almus Baraj Gölü su kalitesinin alabalık yetiştiriciliği açısından değerlendirilmesi ve taşıma kapasitesinin tahmini. Gaziosmanpaşa Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 27(1): 57-65.

DSİ, (2023). DSİ, 5. Bölge Müdürlüğü Koyunbaba Barajı verileri, Ankara.

Cho, C.Y., Hynes, J.D., Wood, K.R., Yoshida, H.K. (1994) Development of high-nutrient-dense, low-pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. *Aquaculture*, 124, 293-305. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(94\)90403-0](https://doi.org/10.1016/0044-8486(94)90403-0)

Demir, T., Özmen, H., Turan Koçer, M.A., Örnekçi, G.N., Uslu, A.A., Birici, N., Gürçay, S., Şeker, T., Özbey, N., Arısoy, G. (2015) Adıyaman ili Çat Baraj Gölü'nün alabalık yetiştiriciliği açısından, su kalitesinin ve taşıma kapasitesinin belirlenmesi. TAGEM/HAYSÜD/13/A-11/P-01/02-Proje Sonuç Raporu, 2015-Elazığ, 87s.

Dillon, P.J., Rigler, F.H. (1974) A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *Journal Fisheries Research Board Can.*, 31, 1771-1778. <https://doi.org/10.1139/f74-225>

Dillon, P.J., Rigler, F.H. (1975) A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(9),1519-1531. <https://doi.org/10.1139/f75-178>

Egemen, Ö., Sunlu, U. (1996) Su kalitesi. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları Yayın No:14. Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir, 153s.

Feng, P., Weagant, S.D., Grant, M.A., Burkhardt, W., Shellfish, M., Water, B. (2002) BAM: enumeration of *Escherichia coli* and the coliform bacteria. *Bacteriological Analytical Manual*, 13(9), 1-13.

Küçükylmaz, M., Varol, M., Bekleyen, A., Akgün, H., Örnekçi, G.N., Uslu, A.A., Alpaslan, K., Karakaya, G., Özbey, N., Arısoy, G. (2017) Özlüce Baraj Gölü'nün trofik seviye ve taşıma kapasitesi yönünden araştırılması. TAGEM/HAYSÜD/2015/A11/P-02/8-Proje Sonuç Raporu, 2017-Elazığ, 60s.

Mohamed, I. A., Yurdakul, E., Doğruöz, C. (2023) Koyunbaba Barajı'nın Hidrolojik Davranışının İncelenmesi. *Fırat Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 35(2): 657-667. <https://doi.org/10.35234/fumbd.128421>

7

Molony, B.W., Bird, C., Nguyen, V.P. (2004) The relative efficacy of stocking fry or yearling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) into a large impoundment dominated by redfin perch (*Perca fluviatilis*) in southwestern Australia. *Marine and Freshwater Research*,55,781–785. <https://doi.org/10.1071/MF04119>

Pillay T.V.R. (2004) *Aquaculture and the environment*. Blackwell Publishing, 2nd Edition, UK, pp: 196.

Pulatsü S. (2003) The Application of a phosphorus budget model estimating the carrying capacity of Kesikköprü Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 27(5): 1127-1130.

Sesli, A., Kutlu, B., Bulut, H., Koçer, M.A.T., Tepe, R., Küçükylmaz, M., Kocalmış, A., Karakaya, G., Özbey, N., Gürçay, S. (2018) Uzunçayır Baraj Gölü su kalitesinin trofik seviye ve taşıma kapasitesi yönünden araştırılması. Proje Sonuç Raporu. TAGEM/HAYSÜD/2017/A-11/P-03/1-Elazığ, 59s.

Tepe, R., Karakaya, G., Şahin, A.G., Sesli, A., Küçükylmaz, M., Aksağan, A. (2018) Karkamış Baraj Gölü trofik durumu. *International Journal of Innovative Engineering Applications*, 2(1): 1-3.

TSE, (1989) Su kalitesi, sülfat tayini TS ISO 9280, Ankara.

Tunca, D.A. (2014) Ermenek Barajı'nın su ürünleri açısından incelenmesi. Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 63s.

Türk, İ. (2020) Hasanoğurlu Baraj Gölü'nün alabalık yetiştiriciliği açısından taşıma kapasitesinin tahmini. Tokat Gaziosmanpaşa Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 83s.

Vollenweider, R.A. (1968) *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication*. Organization for economic cooperation and development, Technical Report Das/CSI/68.27, Paris.

Trace Metal Levels in Seawater, Suspended Particulate Matter and Sediment in Mersin Bay, Turkey

Doruk Yılmaz* 

Mersin University, Faculty of Fisheries, Department of Basic Sciences of Fisheries, Mersin, Türkiye

*Corresponding author e-mail: doruk.yilmaz@mersin.edu.tr

ABSTRACT

The concentrations and distributions of trace metals in surface sediment, water and suspended particulate matter (SPM) in coastal area of Mersin Bay were studied to determine the anthropogenic inputs from surrounding activities. Elevated zinc levels (275 ppm) represent the trace metal with the highest concentration, as measured in suspended particulate matter samples collected from the Kazanlı and Karaduvar areas. The high concentrations are associated with terrestrial inputs from the anthropogenic (domestic + industrial) sources. An important observation is that increasing concentrations are found in dissolved phase, sediment and particulate phase, respectively. But this is not the case for Cr which is higher in sediment. This is related to intense activity of chromium processing plant working for many years. Moreover, Cd and Cr concentrations in surface sediments are above the shale average. Heavy metal concentrations in surface sediments are Cr>Zn>Cu>Pb>Cd, respectively. The elevated copper level relative to cadmium in surface sediments is likely attributable to the higher stability of surface complexes with clay minerals, which constitute the primary components of the sediments. Adsorption of zinc to iron and manganese oxide compounds in the sediment is a possible explanation for the high amounts of zinc that were found in the sediments. The estimated index values (enrichment factor, geoaccumulation index and pollution load index) indicated widespread contamination of Cr and Cd in Mersin Bay. The origins of these trace metals in the sediments were caused by human activity, and the region was categorized as a moderately severely polluted area.

KEYWORDS: Heavy metal, Aegean Sea, pollution, green algae

How to cite this article: Yılmaz, D. (2024) Trace Metal Levels in Seawater, Suspended Particulate Matter and Sediment in Mersin Bay, Turkey. *MedFAR*, 7(2):98-113. <https://doi.org/10.63039/medfar.1555779>

1. Introduction

Mersin Bay is surrounded by coastal urbanization where over one million people live. Maritime transport, intense urbanization, agricultural activities, industrial plants and rivers (Berdan, Delicay, Muftu, Mezitli) in the area were taken into consideration in determining the sampling locations. This coastal area is characterized by increased population related to industrialization and economic development (chromium processing plant, fertilizer and cement production factories, textile and plastic production plants and various food production factories).

Effluents from untreated domestic wastewater and river waters loaded with chemical fertilizers and pesticides discharge to Mersin Bay. Moreover, port transport and petroleum storage facilities threaten the coastal area. River waters in the region transfer these pollutants to marine environment. Kumbur and Vural, 1989 determined the pollution originated from trace metals and detergents in Berdan river. Higher concentrations of Cd, Pb, and As in fertilizers containing phosphorus used commonly in the area show that the agricultural activities play a role in trace metal pollution (Köleli and Kantar, 2005). Also, increased concentrations of Cr, Cu, and Mn in rivers and irrigation canals in Kazanlı region indicate the agricultural runoff (Kumbur et al., 2008). Low levels of trace metal concentrations were determined in some seagrasses consumed by *Chelonia mydas* in Kazanlı region, which is one of the most important reproduction areas. This zone is under the pressure of industrial and agricultural activities. Çelik et al., 2006 stated that the population can be affected if contamination continues increasingly.

Trace metals may enter the aquatic environments and be distributed among dissolved and particulate phase. The suspended particulate matter acts as a carrier of contaminants. However, sediment has a role in providing a source for contaminants in aquatic systems and biota transition of trace

metals among these phases depends on the physical, chemical and biological properties of the aquatic environment. For this reason, heavy metal distribution in an aquatic system can be monitored by the measuring them in water, sediment and biota. Taking into consideration Mersin Bay, various investigations were carried out in determining the bioaccumulation of trace metals in biota. Kalay et al., 1999 and 2004 observed the high levels of Cd and Pb in samples of *Mugil cephalus* and *Mullus barbatus* taken from Mersin Bay and increased concentration of Cd was determined in *Patella caerulea* and *P. rustica* (Ayas et al., 2009).

Research carried out in the Taşucu area of Mersin revealed elevated levels of chromium in the sediment of local beaches as a consequence of anthropogenic activities (Yalçın et al., 2020). A study conducted in the Tarsus region revealed that the Berdan Stream transports heavy metal pollution from the agricultural basins of the area into the coastal environment, as indicated by the increased trace metal levels in the sediment (Ozbay et al., 2013). In their study on the beaches of the Mersin region, Ozbay and Akçay, (2023) found that the beach sediments were contaminated with Cd, Cr, and Ni. This pollution was attributed to both natural and human activities, as indicated by the high ecological risk score estimated by the researchers.

Dissolved trace metal levels are generally lower than those of particulate phase and sediment (Malea and Haritonidis, 2000; Küçüksezgin et al., 2008; Boubonani et al., 2009). Different investigations were supported these findings. Concentrations of Cd and Pb measured in Dardanel were as low as critical level (Süren et al., 2000). Also, lower concentrations of Zn, Cd, Pb, and Cu were obtained in Red Sea and Bay of Aqaba (Shriadah et al., 2004).

Seawater concentrations of Cd and Pb in Basra Bay were lower than in sediment (Pourang et al., 2005). Elevated levels of Cd, Cu and Zn in sediment were measured in Bay

of Heraklion (Crete) with respect to seawater (Stamatis et al., 2002).

In this study the seasonal and spatial occurrence and distribution of the trace elements in dissolved and particulate phase and sediment in the coastal area of Mersin Bay, located at northeastern Mediterranean Sea, were investigated.

2. Material and Methods

Samples were collected seasonally in four stations in Mersin Bay located in north-eastern Mediterranean (Figure 1). ST1 is situated close to discharge points of rivers around the agricultural activities in region.

ST2 is situated in proximity of chromium processing plant in Kazanlı. ST3 is located close to industrial harbor which is under intense ship traffic. ST4 is situated close to various discharge points of domestic wastes.

The surface sediments were collected using an Ekman bottom sampler (Hydrobios). When adequate sediment samples were collected (6-8 sampling from each station) these samples were homogenized and stored in polyethylene bags at 4 °C. The sediment samples were dried in an oven at 105 °C and sieved through 63 µm mesh. Sieved sediment samples were stored in 100 ml polyethylene containers.

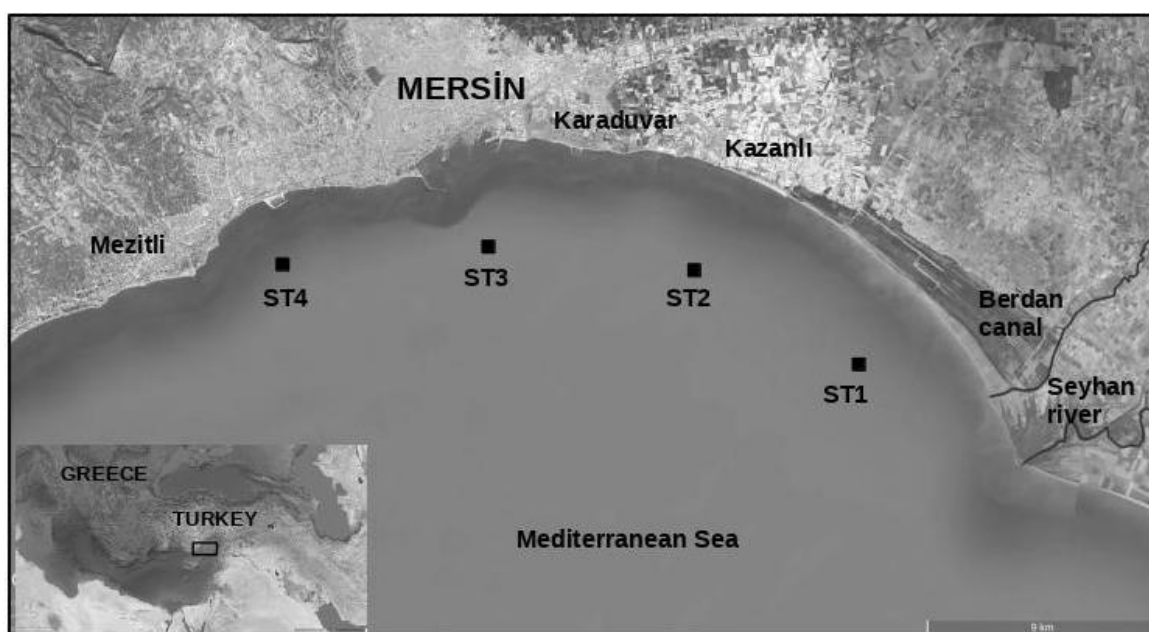


Figure 1. Locations of sampling stations in Mersin Bay.

Three replicate water samples were taken from surface by using standard water sampler (acc. to Ruttner, Hydrobios). Water samples in low density polyethylene (LDPE) bottles were filtered through 0.45 µm membrane filters. Then filtered seawater were acidified (pH 2.5) using 6M HCl and stored in pre-cleaned (1N HCl) LDPE bottles. Suspended particulate matter (SPM) loaded filters were dried at 105°C and weight of SPM was determined gravimetrically. 1.5 ml concentrated nitric acid was added to 1L of seawater and measured without further

process (Malea and Haritonidis, 2000). Extraction of sediment and SPM samples were carried out according to EPA Method 200.7 (1994). 4 ml nitric acid (1+1) and 10 ml HCl were added to sediment and SPM samples and heated at 90 °C. Clear part of the extract was then diluted to 25 ml and was analyzed by using ICP-AES (Varian Model-Liberty Series II). The accuracy of the measurements was checked by using certified reference material (NIST, 2711) and recoveries was given as follows;

	Reference value ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Analytical value ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Recovery (%)
Cd	41	43.87	93
Pb	1162	1107.82	95
Cu	114	109.26	95
Cr	47	51.83	92
Zn	350	347	98
Fe	%2.89	%2.75	95

The enrichment factor (EF), geoaccumulation index (I_{geo}) and pollution load index (PLI) were computed using methods from previous studies (Wedepohl 1995, Müller 1979 and Tomilson 1980, respectively). Comprehensive computations of the methodologies can be located in the text. Mean concentrations of trace metals were analyzed using one-way ANOVA with Tukey HSD as the post-hoc test, utilizing the R statistical program.

3. Results and Discussion

SPM levels ranged between 8.5–14.7 mgL^{-1} . Low levels of SPM were measured at ST4 in fall. However, concentrations of SPM increased in spring, reaching maximum values at ST1 (Figure 2).

SPM concentrations changed according to their geographic locations, riverine input and sampling stations. Seasonal and spatial variations were also recorded in other studies, showing the higher SPM values in winter (Stagnone Di Marsala Bay, Pusceddu et al., 1997; Sara et al., 1999). Taking into account annual mean values, lower values were observed compared to our values. In comparison to other reported values (MEDPOL, 2007), referring to the same bay, a similar seasonal trend was observed, increasing in spring. Higher SPM values in ST1 are associated with the increasing Seyhan and Berdan river water flow (167 and 12 $\text{m}^3 \text{sn}^{-1}$, respectively), transporting particulate matter into the sea (47.6 and 38.3 mg L^{-1} , respectively) (MEDPOL, 2007).

One-way ANOVA revealed a statistically significant difference ($p < 0.05$) in the fluctuation of trace metal concentrations across different matrices among stations (Table 1). Nonetheless, no significant difference was observed across ST1, ST2, and ST3 for all matrices. This situation may indicate that the Seyhan and Berdan currents, which convey the pollution burden to the area, are transported across the gulf.

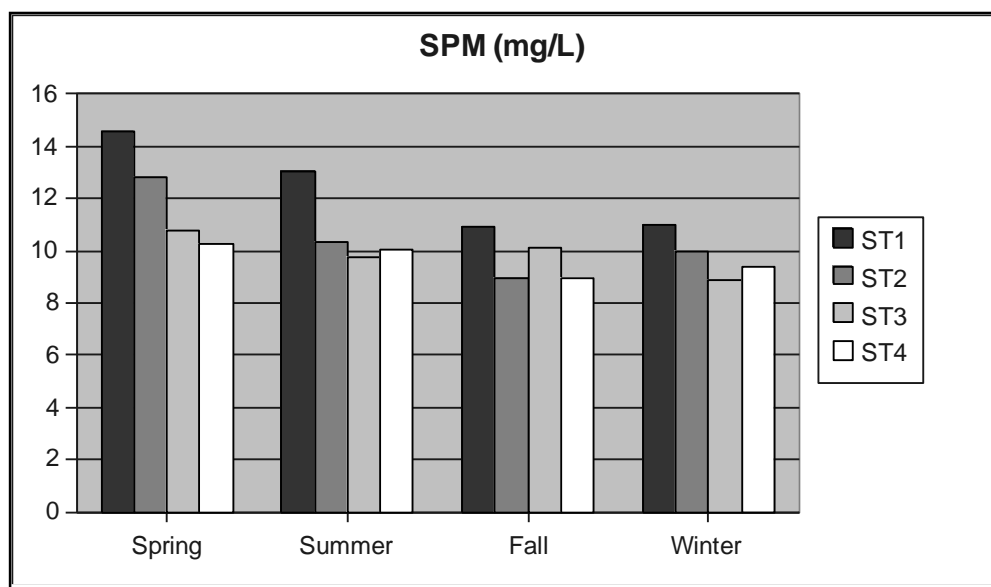


Figure 2. Mean seasonal concentrations of suspended particulate matter from different sampling sites.

Table 1. Analysis of variance (ANOVA) for comparing matrix metal concentrations across various stations.

	Seawater			SPM			Sediment		
	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Model parameters	3	5.29	0.002	3	4.21	0.009	3	5.23	0.002
ST1		a			a			a	
ST2		b			b			b	
ST3		b			b			b	
ST4		b			b			b	

Stations with the same letter are not significantly different at alpha level of 0.05. Post-hoc comparison of subset was performed using Tukey-HSD. *Df*; degree of freedom, *F*; Fisher's F value.

Most trace metals have high affinity for particulate matter in marine environments. Particulate metals eventually sink to bottom and they are absorbed by organisms or may be released to water column via resuspension processes (Balls, 1989). The levels observed for the metals in the SPM showed seasonal and spatial variations (Table 2 and 3). Seasonal analysis revealed an increase in Cd and Pb levels throughout winter. This elevation parallels prior research investigations. A study conducted in İskenderun Bay reported that Cd levels were measured higher in the winter season compared to other seasons (Türkmen and Türkmen, 2004). In addition, Fernandez-Severini (2019) reported that during periods when phytoplankton increased, Cd concentration increased in SPM by binding to sulfur-containing ligands on the phytoplankton cell surface. Demirak et al. (2012) indicated in their research conducted in Gökova Bay that the copper concentration in suspended particulate matter rose due to

the bilge water released by vessels, particularly during the summer months, corresponding with the tourism season. This finding may elucidate the explanation of the increase in Cu during the spring-summer period in our research. Zn was the dominant trace metal in particulate phase in all sampling sites (Figure 3). The percentage of particulate-bound Zn found in the present study was above 50% at ST3 and ST2 with respect to other metals. The average percentages of other metals associated with SPM were as follows: Cu > Cr > Pb > Cd. Higher percentages for Cu, Cr, and Pb were observed at ST1. This can be explained with the riverine input, which transports the large amount of SPM to the area. Particulate Cd had the smallest value among the metals studied. Similar results for Cd in SPM have been previously reported in other studies (Türkmen and Türkmen, 2004). In addition, in the Karataş (Adana, Akdeniz) region, where intensive agricultural activities are carried out, seasonal differences are observed in the Cd levels measured in seston, but an increasing trend was detected in terms of average values (Dural and Göksu, 2006).

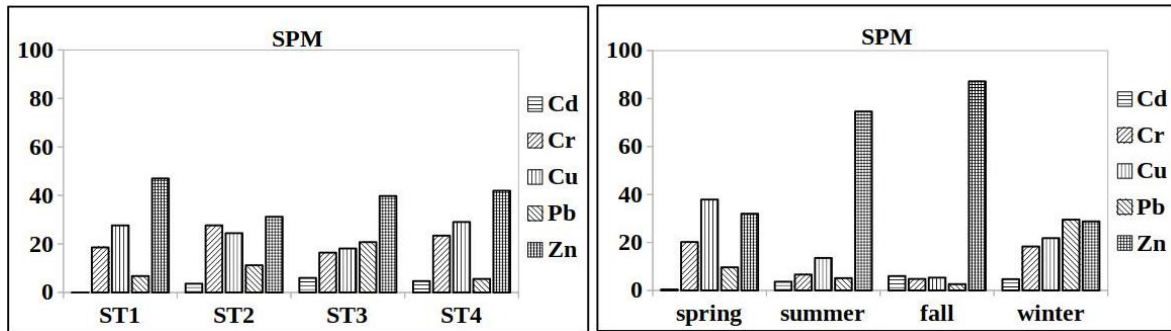


Figure 3. Proportions of particulate trace metal concentrations in relation to the total concentrations.

Table 2. Mean spatial concentrations of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in seawater, SPM and sediment.

	Cd		Cr		Cu		Pb		Zn		
	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	
seawater ^a	ST1	N.D	N.D.	16.51	0.96 - 45.69	24.58	4.34 - 75.08	6.02	4.03 - 8.02	41.77	21.77 - 57.89
	ST2	2.24	0.15 - 4.34	11.32	0.19 - 32.31	10.00	4.17 - 23.63	4.58	3.59 - 6.52	12.77	2.89 - 20.41
	ST3	1.97	0.86 - 3.08	6.57	1.56 - 14.77	7.25	5 - 10.14	8.30	3.23 - 21.36	15.91	10.76 - 23.47
	ST4	N.D	N.D.	18.53	0.11 - 59.18	22.97	0.4 - 60.8	4.41	0.84 - 9.62	33.16	5.84 - 84.5
SPM (ppm)	ST1	3.00	0.5 - 6.85	56.87	21.13- 141.24	86.41	24.84 - 200.17	63.11	13.1 - 173.16	145.01	123.66 - 177.3
	ST2	3.62	0.41 - 7.66	60.62	8.73 - 134.98	101.53	22 - 242.06	53.55	3.64 - 122.19	274.96	91.78 - 706.24
	ST3	5.98	2.56 - 9.41	64.23	5.85 - 115.94	99.20	19.19 - 276.16	56.64	6.35 - 144.9	259.13	145.2 - 516.21
	ST4	4.68	2.69 - 6.67	74.70	24.07- 141.33	122.79	21.25 - 282.84	53.33	5.97 - 116.53	219.32	73.65 - 365.24
Sdiment (ppm)	ST1	0.20	N.D. - 0.62	82.93	28.58- 178.35	19.29	7.19 - 31.68	4.63	0.59 - 10.28	55.63	26.14 - 94.77
	ST2	0.22	0.04 - 0.59	98.20	40.26- 182.4	17.40	6.15 - 36.43	2.90	0.06 - 5.07	60.64	24.73 - 111.32
	ST3	0.24	0.02 - 0.52	94.45	31.06- 225.93	15.31	7.61 - 24.06	3.53	0.42 - 7.18	61.14	27.93 - 124.17
	ST4	0.09	N.D. - 0.21	113.30	39.2 - 243.23	13.47	8.24 - 21.54	2.26	0.11 - 3.84	44.32	27.16 - 59.73

(^a : Seawater concentrations of all elements are in ppb), N.D. : Not detected.

Table 3. Mean seasonal concentrations of Cd, Cr, Cu, Pb and Zn in seawater, SPM and sediment.

	Cd		Cr		Cu		Pb		Zn		
	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	
seawater ^a	spr	0.51	0.15 - 0.86	14.35	11.94- 17.17	14.33	8.08 - 23.63	8.61	0.84 - 21.36	10.38	2.89 - 17.5
	sum	N.D.	N.D.	0.70	0.11 - 1.56	3.48	0.4 - 5	4.83	2.76 - 6.52	18.77	13.5 - 24.79
	fall	N.D.	N.D.	1.62	0.84 - 2.21	6.87	5.76 - 7.72	3.72	3.4 - 4.03	26.55	5.84 - 57.89
	win	4.88	3.08 - 6.85	36.26	7.86 - 59.18	37.96	5.81 - 75.08	6.11	3.23 - 9.62	43.50	20.41 - 84.5
SPM (ppm)	spr	2.42	1.65 - 2.78	133.37	115.94- 141.33	250.31	200.17- 282.84	63.44	46.4 - 74.51	211.43	144.32- 309.99
	sum	0.41	0.41	17.14	5.85 - 24.07	35.06	27.87 - 43.49	13.29	6.35 - 19.86	193.61	116.3 - 365.24
	fall	0.50	0.5 - 0.5	19.57	8.73 - 24.66	21.82	19.19 - 24.84	10.70	3.64 - 19.78	357.71	73.65 - 706.24
	win	7.65	6.67 - 9.41	86.35	42.07 - 113.32	102.75	73.59 - 148.26	139.20	116.53 - 173.16	135.67	91.78 - 177.3
Seiment (ppm)	spr	0.16	0.11 - 0.2	207.48	178.35- 243.23	21.03	15.64 - 30.22	6.26	2.52 - 10.28	97.50	59.73 - 124.17
	sum	0.04	0.03 - 0.06	34.77	28.58 - 40.26	7.30	6.15 - 8.24	2.85	2.58 - 3.55	26.49	24.73 - 27.93
	fall	0.02	N.D. - 0.04	43.27	34.36 - 48.82	8.72	8.06 - 10.02	3.91	3.79 - 4.08	32.57	30.59 - 35.02
	win	0.49	0.21 - 0.62	103.34	77.45 - 123.55	28.43	21.54 - 36.43	0.30	0.06 - 0.59	65.18	57.46 - 73.02

(^a : Seawater concentrations of all elements are in ppb), N.D. : Not detected.

Zn was the dominant trace metal measured in SPM during summer and fall (Figure 3). High level of Pb was observed in winter and it showed a decreasing trend from winter to fall. The increase in SPM in winter due to the winter-mixing process in the region may elucidate the elevation of Pb levels, since SPM has the capacity to absorb higher levels of Pb during this season (Zhang et al., 2018). Cu and Cr levels increased in winter and spring. Taking into account reports from other Mediterranean regions (Bloundi et al., 2009; Puig et al., 1999; Rossi and Jamet, 2008; Violintzis et al., 2009; Küçüksezgin et al., 2008, Abdallah and Muhammed, 2015), lower trace metal levels were measured in present study.

Trace metal content of the sediment could be affected not only by anthropogenic and lithogenic sources but also by a textural structure, organic content, rate of precipitation and mineralogy. Trace metals

interact with fine particles with large surface area. Adsorption, co-precipitation and binding to surface are the main mechanisms of this interaction.

The most abundant elements in marine sediment were Cr and Zn. The spatial and seasonal distribution were given in Table 2 and 3. The other elements did not show distinct spatial and seasonal patterns. The high levels of Cr in whole area could be explained with the environmental impact of the chromium processing plantation, which has been working for about 25 years.

In comparison to previously reported values, values of the present study were lower. Increased concentrations of Cd, Cu and Pb measured in coastal sediment and biota indicated that the coast of Alexandria was defined as polluted (El Nemr et al., 2007, Abdallah, 2007; Abdallah and Abdallah, 2008). Also, this area showed higher level of Cd concentration. Compared to Mersin Bay.

In Marmara Sea, the highest mean concentrations of Pb were approximately two to three times higher than those found in Mersin Bay (Algan et al., 2004). Pb and Cd concentrations in the sediments of coast of Algeria was found to be much higher, while lower levels of Cu, Cr and Zn were obtained. Similar results were obtained for Cd, Cr, Cu, Zn in previous investigations (MEDPOL,

2007). The study on Berdan River sediment showed (Özbay et al., 2013) that the river is the primary pathway for the transportation of metal load to Mersin Bay. It has been reported that specifically Cd, Cr, Pb and Zn ($4-60 \mu\text{g g}^{-1}$) originating from human activities are carried into the marine environment.

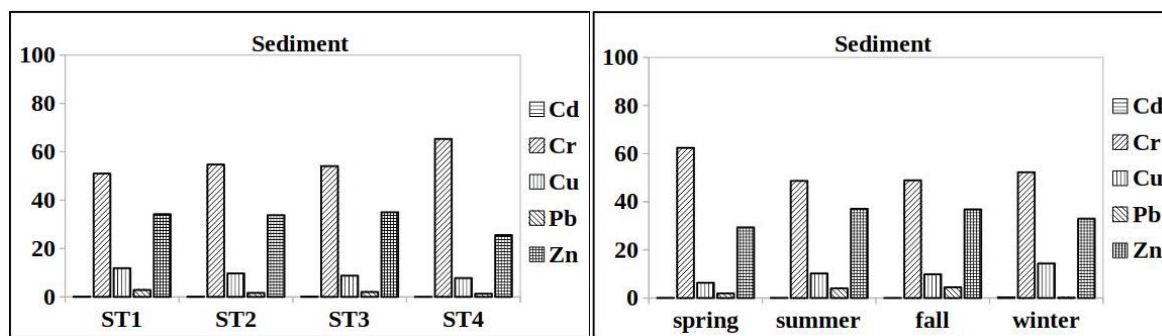


Figure 4. Proportions of sediment trace metal concentrations in relation to the total concentrations.

In contrast to particulate and sediment, levels of trace metal in dissolved phase were lower (Tables 2 and 3). For all elements in dissolved phase, decreased concentrations were observed compared to other Mediterranean areas (Puig et al., 1999; Scoullou et al., 2007; Abdallah, 2008). The temporal and spatial variations of dissolved trace metals were observed due to different chemical and physical characteristics of water masses (Tables 1 and 2). As for Zn, important variations within seasons occurred, notably in summer and fall. However, Cu and Cr were important metals in winter and spring.

When assessing differences between regions, it is evident that pollution diminishes from the Berdan area to the Mezitli region. The Seyhan River and the Berdan Canal cross the area and discharge their pollution burdens into the bay. The existence of a chrome processing facility in the Karaduvar region, along with significant maritime activity in the port area, accounts for the elevated pollution levels along the Karaduvar-Berdan line. This scenario is elucidated when the existing current systems in the Gulf (Ozsoy et al., 1993) are considered. The prevailing currents in the area dilute the contaminants, resulting in a reduction of their concentration in the Mezitli region.

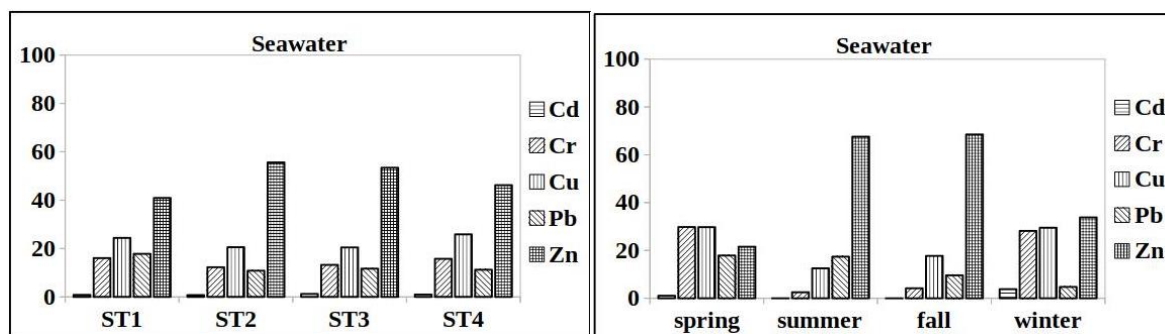


Figure 5. Proportions of dissolved trace metal concentrations in relation to the total concentrations.

Marine sediments serve as significant reservoirs for heavy metals, as these metals adsorb onto suspended particles and subsequently descend to the seafloor, facilitating the transfer of pollutants. Marine sediments significantly influence the diagenesis of heavy metals and can make contaminants accessible to marine species, dependent upon environmental conditions (Xie et al., 2015). Heavy metals bonded to sediment particles can be assimilated by organisms that consume seabed material or can penetrate cells directly (bacteria, microalgae). Subsequent to this phase, they experience biomagnification and increase via several trophic levels in the marine food web. (Gao et al., 2021). Studies show that some metals are more biomagnified than others, while others are subject to biodilution. For example, Cu decreases with biodilution in the herbivores-suspension feeders > detritivores > autotrophs > carnivores food chain (Schneider et al., 2018), while Cd and Cr increase in the cephalopod-fish food chain (Gu et al. 2018). Pb and Zn do not biomagnify in some marine ecosystems and their concentrations remain constant along the trophic chain (Cardwell et al., 2013).

Over a certain threshold, heavy metals are hazardous to aquatic organisms, which display various pathological reactions to this pollution. Some individuals have genetic derangement, while others encounter inflammation, degeneration, alterations in physiology, and developmental abnormalities. The literature contains references to the effects of heavy metals on organisms. For instance, Cr exhibits bioaccumulation and biomagnification features, along with unique toxicological characteristics, since the hexavalent form, rather than the trivalent form, is required for efficient transmembrane passage (Popa, 2006). Chromate ions are also structural mimics of sulfates and can readily permeate the cell through enhanced transport (Viti et al., 2014). Viti et al. (2014) indicated in their study on the mussel *Corbicula fluminea* that chromium (Cr) permeates the cells via the gills and digestive glands, influencing

mRNA expression. In a separate investigation, chromium was demonstrated to induce oxidative stress in *Oryzias melastigma* and lead to lipid peroxidation (Ni et al., 2020). Research on Cu have shown that concentrations as high as 280 ppm in sediment can induce anemia, liver malfunction, and renal dysfunction in bivalves, potentially resulting in the mortality of marine organisms. Research indicates that even minimal concentrations of Cu can lead to accumulation in marine creatures (Li et al., 2023). Copper, utilized as an antifungal and pesticide, endangers aquatic life by infiltrating ecosystems and sediments from terrestrial sources through many pathways. Kalatehjari et al. (2015) noted that copper, utilized as an antifungal agent, causes DNA damage in their work using *Rutilus frisii*. The gills and gastrointestinal system (GT) are the primary pathways for metal absorption in fish. Even at minimal quantities, Cd is fatal to several aquatic creatures and is absorbed by organic materials, facilitating its transit to higher trophic levels. Furthermore, it impairs aerobic respiration through oxidative stress, subsequently resulting in cellular damage (Kurochkin et al., 2009). Guo et al. (2019) indicated that goby (*Mugilogobius chulae*) absorbs cadmium from sediments, mostly via the gastrointestinal tract. Pb interferes with ion control and impacts calcium and sodium absorption. In aquatic ecosystems, lead absorption occurs through sediment consumption. The study using *Oncorhynchus mykiss* indicated that sodium intake was impaired when the fish were fed a species of sediment-dwelling worm that consumes organic materials (Alsop et al., 2016). Zn is crucial for the growth and development of all organisms. When the Zn content beyond a specific threshold, aquatic species endure different acute or chronic toxic consequences. Owing to its distinctive physicochemical characteristics, including stability, non-degradability, and environmental persistence, Zn readily experiences bioaccumulation and biomagnification within the food chain, hence posing a risk to human health (Zhang

et al., 2021).

Organisms exposed to sea sediments considered contaminated under laboratory conditions may exhibit physiological and biochemical alterations. This material illustrates the impact of a contaminated environment on the biota. A study utilizing cell culture revealed that sediment extract heightened hepatotoxicity and disrupted glycogenesis in the cells (Lin et al., 2023).

The use of bottom sediment as a contamination indicator of the marine environment provides an establishment of several factors that, by means of certain indices, enabled an evaluation. Some of the most often used indicators of contamination in the sediment are:

enrichment factor, geoaccumulation index, and pollution load index.

In this study, the enrichment factor (EF) was used to determine the level of contamination and the possible anthropogenic effect in sediment. The EF uses normalized trace metal content with respect to sample reference metal. At this point, Fe or Al is used as a normalizing element (Din, 1992; Abraham and Parker, 2008). Deely and Ferguson (1994) purposed to use Fe as a normalizing element due to its relatively high concentration. Therefore, Fe is not expected to be derived from anthropogenic origin in an estuarine area. For comparison, average shale (Turekian and Wedepohl, 1961), crust (Wedepohl, 1995) and control values were used as a background level. The values are shown in Table 4.

Table 4. Trace metal concentrations in average continental shale, continental crust and control region

	Cd	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
shale (a)	0.20	90.00	45.00	47200	20.00	95.00
crust (b)	0.10	126.00	25.00	30890	14.80	65.00
control		5.42	3.88	3279	1.38	14.15

a: Turekian and Wedepohl (1961)

b: Wedepohl (1995)

The area, which is defined as a control region, was lacking industrial and urban activity. EF was calculated according to the following formula;

$$EF = (M_x/Fe_x)/(M_b/Fe_b)$$

Where M_x and Fe_x are the sample concentrations of element M and Fe, respectively. M_b and Fe_b are the background values of metal and Fe, respectively (Simex and Helz, 1981).

Trace elements of anthropogenic sources have EF values of several orders of magnitude (Chen et al., 2007). Classification was as follows;

<1 background concentration, 1-3 minor enrichment, 3-5 moderate enrichment, 5-10 moderately severe enrichment, 10-25 severe enrichment, 25-50 very severe enrichment, and >50 extremely severe enrichments.

Table 5 represents the EF values of all trace metals measured in the sediment samples. EF values of Cd in control region could not be compared to other reference values due to its very low concentration which was below detection limit. However, according to EF values calculated using shale and crust values lower levels of Cd, Cu, Pb, and Zn values were calculated for ST4. Based on the classification system, ST1, ST2 and ST3 classified as moderately severe enriched area while ST4 classified as minor enriched. Using the crust Fe concentration (Wedepohl, 1995), resulted in lower EF values and minor enrichment degree for Cr (1-3) due to higher crustal rate of Cr/Fe. On the otherhand based on the shale (Turekian and Wedepohl, 1961) and control values EF levels for Cr were higher, indicating moderately severe enrichment. These results demonstrated that Cr were enriched in all regions.

Based on the different background values, all the studied areas were polluted by Cd and Cr from anthropogenic sources. This was attributed to discharge effluent of the chromium processing plant in the area.

Sediment enrichment of trace elements in aquatic environment was calculated in terms of geoaccumulation index (Müller, 1979). The following formula was used to express the geoaccumulation index (I_{geo}).

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / (1.5 * B_n))$$

where C_n is the measured metal concentration in sediment. B_n is the

Table 5. Enrichment Factor (EF) values in sediments normalized with respect to the iron content in continental shale, continental crust and control.

	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
shale					
ST1	4.91	4.43	2.06	1.11	2.82
ST2	5.23	5.18	1.84	0.69	3.03
ST3	5.51	4.83	1.57	0.81	2.96
ST4	1.96	5.77	1.37	0.52	2.14
crust					
ST1	6.42	2.07	2.43	0.98	2.70
ST2	6.85	2.42	2.16	0.61	2.90
ST3	7.21	2.26	1.85	0.72	2.84
ST4	2.56	2.70	1.62	0.46	2.04
Control					
ST1		5.12	1.66	1.12	1.31
ST2		5.98	1.48	0.69	1.41
ST3		5.58	1.26	0.82	1.38
ST4		6.65	1.10	0.52	1.00

I_{geo} values for control are not readily comparable with the other values calculated from shale and crust values due to their higher background values. The average results showed that, using control background values, all the studied areas were found to be polluted by anthropogenic Cr (Table 6). I_{geo} results indicated that the accumulation level of Cu, Pb, and Zn is moderate ($I_{geo} = 1-2$) in all sediments.

Pollution Load Index (PLI) was calculated as indicated by Tomilson et al. (1980).

background value of that metal and the factor of 1.5 is used for lithogenic variability effects. The geo-accumulation index classification consists of seven classes (0-6), ranging from background concentration to very heavily polluted: < 0 (class 0) background concentration, 0-1 unpolluted, 1-2 moderately polluted, 2-3 moderate to high pollution, 3-4 heavily polluted, 4-5 highly to very highly polluted, 5-6 very heavily polluted (Kumar and Edward, 2009).

$$PLI = (CF_1 * CF_2 * \dots * CF_n)^{1/n}$$

Where n is the number of metals and CF is the contamination factor, which can be calculated from the rate of sediment/background trace element values. If the PLI value is <1 then the area is evaluated as non-polluted; otherwise value >1 indicates the pollution. All studied areas were found to be polluted (PLI>1), indicating inputs from anthropogenic sources (Table 6).

Table 6. Geoaccumulation index and pollution load index (PLI) calculated from continental shale, continental crust and control background values in sediments.

shale	Cd	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn	PLI
ST1	-0.56	-0.70	-1.81	-2.85	-2.70	-1.36	4.96
ST2	-0.44	-0.46	-1.96	-2.83	-3.37	-1.23	4.67
ST3	-0.33	-0.52	-2.14	-2.79	-3.09	-1.22	4.74
ST4	-1.81	-0.25	-2.32	-2.78	-3.73	-1.69	4.11
crust							
ST1	0.44	-1.19	-0.96	-2.24	-2.26	-0.81	2.11
ST2	0.56	-0.94	-1.11	-2.22	-2.94	-0.69	2.19
ST3	0.67	-1.00	-1.29	-2.18	-2.65	-0.67	2.14
ST4	-0.81	-0.74	-1.48	-2.17	-3.29	-1.14	2.85
control							
ST1		3.35	1.73	1.00	1.16	1.39	0.67
ST2		3.59	1.58	1.02	0.49	1.51	0.64
ST3		3.54	1.39	1.06	0.77	1.53	0.66
ST4		3.80	1.21	1.07	0.13	1.06	0.49

5. Conclusion

Five trace metals (Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn) were measured in seawater, suspended particulate matter, and marine sediment of Mersin Bay, situated in the northeastern Mediterranean Sea. SPM exhibited a higher compositional pattern of trace metals. Cd, Cu, Pb, and Zn were found as dominant elements in the particulate phase. However, Cr was the major element in sediment. Our results suggested that suspended particulate matter plays an important transitional role by carrying the trace metals within marine systems that are affected by human activities. Sediments in the stations and its surrounding environment accumulate trace metals, changing the quality of the aquatic environment. EF, PLI, and I_{geo} values indicated widespread Cr and Cd pollution in Mersin Bay. The sources of these trace metals in sediments were anthropogenic and the area was classified as moderately severe polluted area.

The findings and assessments suggest that Mersin Bay is considerably impacted by pollution sources. Analysis of other research on the region reveals that the bay is polluted with both metals and organic contaminants. In this context, observational studies may be conducted to assess the impacts over time while accounting for all potential pollutant factors and environmental variables (temperature, salinity, oxygen, chlorophyll,

pH). Furthermore, histopathology analyses may be conducted at the cellular level to ascertain the particular impacts of heavy metals. To mitigate the pollution danger in Mersin Bay in the near future, preventive measures must be implemented, considering the biological richness of this ecosystem.

Compliance with Ethical Standards

Conflict of interest

The authors declared that for this research article, they have no actual, potential or perceived conflict of interest.

Ethical approval

Ethics committee approval is not required.

Funding

No financial support was received for this study.

Data availability

Not applicable.

Consent for publication

Not applicable.

Acknowledgements

The work was funded by Mersin University – Department of Scientific Research Projects.

References

- Abdallah, M.A.M. (2007) Speciation of Trace Metals in Coastal Sediments of El-Mex Bay South Mediterranean Sea – West of Alexandria (Egypt). *Environ. Monit. Assess.*, 132:111-123.
- Abdallah, M.A.M. (2008) Trace element levels in some commercially valuable fish species from coastal waters of Mediterranean Sea, Egypt. *Journal of Marine Systems*, 73: 114–122.
- Abdallah, M.A.M., Abdallah, A.M.A (2008) Biomonitoring Study of Heavy Metals in Biota and Sediments in the South Eastern Coast of Mediterranean Sea, Egypt. *Environ. Monit. Assess.*, 146: 139-145.
- Abdallah, M.A.M., Mohamed, A.A. (2015) Assessment of heavy metals by sediment quality guideline in surficial sediments of Abu Qir Bay southeastern Mediterranean sea, Egypt *Environ. Earth Sci.*, 73: 603-609.
- Abraham, G.M.S., Parker, R.J. (2008) Assessment of Heavy Metal Enrichment Factors and the Degree of Contamination in Marine Sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment* 136(1-3):227-38.
- Adjei-Boateng, D., Obirikorang, K.A., Amisah, S. (2010) Bioaccumulation of trace metals in the tissue of the clam *Galatea paradoxa* and sediments from the Volta Estuary, Ghana *Int. J. Environ. Res.*, 4:533-540.
- Algan, O., Balkış, N., Çağatay, M.N., San, E. (2004) The Sources of the Metal Contents in the Shelf Sediments from the Marmara Sea, Turkey. *Environmental Geology*, 46: 932-950.
- Alsop, D., Ng, Y.T., Chowdhury, M.J., Wood, C.M. (2016) Interactions of waterborne and dietborne pb in rainbow trout, *oncorhynchus mykiss*: bioaccumulation, physiological responses, and chronic toxicity *Aquat. Toxicol.*, 177: 343-354.
- Ayas, D., Kalay, M., Sangün, M.K. (2009) Mersin Körfezi'nden Örneklenen Yüzey Suyu ve *Patella* Türlerindeki (*Patella caerulea*, *Patella rustica*) Cr, Cd ve Pb Düzeylerinin Belirlenmesi. *Ekoloji* 70: 32-37.
- Balls, P.W. (1989) Trace metal and major ion composition of precipitation at a North Sea coastal site. *Atmos. Environ.* 23: 2751-2759.
- Bloundi, M.K., Duplay, J., Quaranta, G., (2009) Heavy Metal Contamination of Coastal Lagoon Sediments by Anthropogenic Activities: The Case of Nador (East Morocco). *Environ. Geol.* 56: 833-843.
- Boubonani, T., Kevrekidis, T., Malea, P., (2009) Metal (Fe, Zn, Cu, Pb and Cd) Concentration Patterns in Components of a Macrophyte – Based Coastal Lagoon Ecosystem. *Hydrobiologia*, 635: 27-36.
- Cardwell, R.D., Deforest, D.K., Brix, K.V., Adams, W.J. (2013) Do Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn biomagnify in aquatic ecosystems? *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 226: 101-122.
- Chen, C.W., Kao, C.M., Chen, F.C., Dong, C.D. (2007) Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere* 66: 1431-1440.
- Çelik, A., Kaska, Y., Bağ, H., Aureggi, M., Semiz, G., Kartal, A.A., Elçi, L. (2006) Heavy Metal Monitoring Around the Nesting Environment of Green Sea Turtles in Turkey. *Water, Air, Soil Pollution*, 169: 67-79.
- Deely, J.M., Fergusson, J.E. (1994) Heavy metal and organic matter concentrations and distributions in dated sediments of a small estuary adjacent to a small urban area. *Science of The Total Environment*, 153: 97-111.
- Demirak, A., Aydın, H., Keskin, F., Şahin, Y., Akpolat, O. (2012) Investigation of heavy metal content in the suspended particulate matter and sediments of inner Gokova Bay and creeks. *Environ Monit Assess*, 184:7113–7124.

- Din, Z. (1992) Use of aluminum to normalize heavy-metal data from estuarine and coastal sediments of Straits of Melaka. *Marine Pollution Bulletin*, 24: 484-491.
- El Nemr, A.M., El Sikaily, A., Khaled, A. (2007) Total and Leachable Heavy Metals in Muddy and Sandy Sediments of Egyptian Coast Along Mediterranean Sea. *Environ. Monit. Assess.*, 129: 151-168.
- Fernández-Severini, M.D., Menéndez, M.C., Buzzi, N.S., Delgado, A.L., Piccolo, M.C., Marcovecchio, J.E. (2019) Metals in the particulate matter from surf zone waters of a Southwestern Atlantic sandy beach (Monte Hermoso, Argentina) *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 29: 100646.
- Gao, Y., Wang, R., Li, Y., Ding, X., Jiang, Y., Feng, J., et al. (2021). Trophic transfer of heavy metals in the marine food web based on tissue residuals. *Sci. Total. Environ.* 772,145064.
- Gu, Y.G., Ning, J.J., Ke, C.L., Huang, H.H. (2018) Bioaccessibility and human health implications of heavy metals in different trophic level marine organisms: a case study of the South China Sea *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 163: 551-557.
- Guo, Z., Ni, Z., Ye, H., Xiao, J., Chen, L., Green, I., Zhang, L. (2019) Simultaneous uptake of Cd from sediment, water and diet in a demersal marine goby *Mugilogobius chulae*. *Journal of Hazardous Materials* 364: 143-150.
- Kalatehjari, P., Yousefian M., Khalilzadeh, M.A. (2015) Assessment of antifungal effects of copper nanoparticles on the growth of the fungus *Saprolegnia* sp. on white fish (*Rutilus frisii kutum*) eggs. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 41: 303-306.
- Kalay, M., Ay, O., Canlı, M., (1999) Heavy metal concentration in fish tissues from the northeast Mediterranean Sea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63: 671-673.
- Kalay, M., Koyuncu, CE., Dönmez, A.E., (2004) Comparison of Cadmium Levels in the Muscle and Liver Tissues of *Mullus barbatus* (L. 1758) and *Sparus aurata* (L. 1758) Caught from the Mersin Gulf. *Ekoloji*, 13: 23-27.
- Koleli, N., and Kantar, Ç., (2005) Toxic heavy metal (Cd, Pb, Ni, As) concentrations in phosphate rocks, phosphoric acids and phosphorus fertilizers. *Ekoloji Dergisi*. 55: 1-5.
- Kumar, S.A., Weerasooriyagedara, M.S. (2018) A review on heavy metals accumulation in coastal bivalves used in seafood industry: guide to safely consumption of seafood. *Int. J. Sci. Res. Publ.*, 8: 278-281.
- Kumar, S.P. and Edward, K.P., (2009) Assessment of metal concentration in the sediment cores of Manakudy estuary, south west coast of India. *Indian Journal of Marine Sciences*, 38: 235-248.
- Kumbur, H., Özsoy, H.D., Özer, Z. (2008) Mersin İlinde Tarımsal Alanlarda Kullanılan Kimyasalların Su Kalitesi Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi. *Ekoloji* 68: 54-58.
- Kumbur, H., Vural, N. (1989) Investigation of pollution of Berdan stream by metals and detergents. *J Fac Eng Arch Gazi Univ* 4:25-41.
- Küçüksezgin, F., Uluturhan, E., Batki, H., (2008) Distribution of Heavy Metals in Water, Particulate Matter and Sediments of Gediz River (Eastern Aegean). *Environ. Monit. Assess.*, 141: 213-225.
- Kwon, M.J., Boyanov, M.I, Mishra, B., Kemner, K.M., Jeon, S., Hong, J.K., Lee S. (2022) Zn speciation and fate in soils and sediments along the ground transportation route of Zn ore to a smelter. *Journal of Hazardous Materials* 438: 129422.
- Li, D., Pan, B., Han, X., Lu, Y., Wang, X. (2023) Toxicity risks associated with trace metals call for conservation of threatened fish species in heavily sediment-laden Yellow River *Journal of Hazardous Materials* 448: 1309.
- Lin, M.W., Yu, X.R., Chen, J.Y., Wei, Y.S., Chen, H.Y., Tsai, Y.T., Lin, L.H., Liao, E.C., Kung, H.Y., Young, S.S., Chan, H.L., Chou, H.C. (2023) Sediment pollutant exposures caused hepatotoxicity and disturbed glycogenesis *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 251: 114559.
- Malea, P., and Haritonidis, S. (2000) Use of the green alga *Ulva rigida* C. Agardh as an

indicator species to reassess metal pollution in the Thermaikos Gulf, Greece, after 13 years. *Journal of Applied Phycology* 12: 169–176.

Muller, G. (1979) Schwermetalle in den sediments des Rheins Veränderungen seit 1971. *Umschau*, 79: 778–783.

Ni, X., Wan, L., Liang, P., Zheng, R., Lin, Z., Chen, R., Pei, M., Shen, Y. (2020) The acute toxic effects of hexavalent chromium on the liver of marine medaka (*Oryzias melastigma*), *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 231:108734.

Ozbay, O., and Akçay, I. (2023) Metal pollution status and health risk assessment of beach sediments along the Mersin coast, Turkey *Oceanological and Hydrobiological Studies* 52: 431-470.

Ozbay, O., Ziya, M., Goksu, L. Alp, M.T., Sungur, M.A. (2013) Investigation of Heavy Metal Levels in Sediment of the Berdan River (Tarsus- Mersin). *Ekoloji* 22: 68-74.

Özsoy, E., Hecht, A., Ünlüata, Ü., Brenner, S., Sur, H.İ., Bishop, J., Latif, M.A., Rozenraup, Z., Oğuz, T. (1993) A synthesis of the Levantine Basin circulation and hydrography, 1985-1990. *Deep-Sea Research II* 40(6): 1075-1119.

Popa, M.O. (2008) Chromium Impact On Marine Ecosystem. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Veterinary Medicine*, 63.

Pourang, N., Tanabe, S., Rezvani, S., Dennis, J.H. (2005) Trace element accumulation in edible tissues of five sturgeon species from the Caspian Sea. *Environ. Monit. Assess.* 100: 89–108.

Puig, P., Palanques, A., Sanchez, Cabeza, J.A., Masque, P. (1999) Heavy metals in particulate matter and sediments in the southern Barcelona sedimentation system (northwestern Mediterranean), *Mar. Chem.* 63: 311–329.

Pusceddu, A., Sara, G., Mazolla, A., Fabiano, M. (1997) Relationships Between Suspend and Sediment Organic Matter in a Semi-Enclosed Marine System: The Stagnone Di Marsela Sound (Western

Sicily). *Water, Air, Soil Pollution*, 99: 343-352.

Rossi, N., Jamet, J. (2008) In situ heavy metals (copper, lead and cadmium) in different plankton compartments and suspended particulate matter in two coupled Mediterranean coastal ecosystems (Toulon Bay, France), *Marine Pollution Bulletin* 56: 1862–1870.

Sara, G., Leonardi, M., Mazzola, A. (1999) Spatial and Temporal Changes of Suspended Matter in Relation to Wind and vegetation Cover in a Mediterranean Shallow Coastal Environment. *Chemistry and Ecology*, 16: 151-173.

Schneider, L., Maher, W., Potts, J., Taylor, A. (2018) Trophic transfer of metals in a seagrass food web: bioaccumulation of essential and non-essential metals. *Mar. Pollut. Bull.*, 131: 468-480.

Scoullou, M.J., Sakellari, A., Giannopolulou, K., Paraskevopoulou, V., Dassenakis, M. (2007) Dissolved and particulate trace metal levels in the Saronikos Gulf, Greece, in 2004. The impact of the primary Wastewater Treatment Plant of Psittalia, *Desalination*, 210: 98-109.

Shriadah, M.A., Okbah, M.A., El-Deek, M.S. (2004) Trace Metals in the Water Columns of the Red Sea and the Gulf of Aqaba, Egypt. *Water, Air and Soil Pollution*, 153: 115-124.

Simex, S.A., and Helz, G.R. (1981) Regional geochemistry of trace element in Chesapeake Bay. *Environ. Geo.* 3: 315-323.

Stamatis, N., Ioannidou, D., Christoforidi, A., Koutrakis, E. (2002) Sediment pollution by heavy metals in the Strymonikos and Ierissos Gulfs, North Aegean Sea, Greece, *Environ. Monit. Assess.* 80: 33–49.

Süren, E., Yılmaz, S., Türkoğlu, M., Kaya, S. (2007) Concentrations of Cadmium and Lead Heavy Metals in Dardanelles Seawater. *Environ. Monit. Assess.*, 125: 91-98.

Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffrey, D.W. (1980) Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index *Helgol. Meeresunters.*, 33:566-575.

Tuğrul, S., Küçüksezgin, F., Yemencioğlu, S. (2007) Long Term Biomonitoring, Trend and Compliance Monitoring Program in Coastal Areas from Aegean, Northeastern Mediterranean and Eutrofication Monitoring in Mersin Bay (MEDPOL Phase IV), Ministry of Environment and Forestry.

Turekian, K.K., Wedepohl, K.H. (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 72: 175 – 192.

Türkmen, A., Türkmen, M. (2004) The seasonal variation of heavy metals in the suspended particulate material in the Iskenderun Bay (North-eastern Mediterranean Sea, Turkey), *Ege University Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 21: 307-311.

U.S. EPA. (1994) Method 200.7: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry, Revision 4.4. Cincinnati, OH.

Violintzis, C., Arditoglou, A., Voutsas, D. (2009) Elemental composition of suspended particulate matter and sediments in the coastal environment of Thermaikos Bay, Greece: Delineating the impact of inland

waters and wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 166: 1250-1260.

Viti, C., Marchi, E., Decorosi, F., Giovannetti, L. (2014) Molecular mechanisms of Cr(VI) resistance in bacteria and fungi. *FEMS Microbiology Reviews*, 38: 633 - 659.

Wedepohl, K.H. (1995) The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59: 1217-1239.

Xie, M., Jarrett, B.A., Da Silva-Cadoux, C., Fetters, K.J., Burton, G.A. Jr., Gaillard, J.F., Packman, A.I. (2015) Coupled effects of hydrodynamics and biogeochemistry on Zn mobility and speciation in highly contaminated sediments. *Environ. Sci. Technol.* 49: 5346–5353.

Yalçın, F., Jonathan, M.P., Yalçın, G.M., İlhan, S., Leventeli, Y. (2020) Investigation of Heavy Metal Content In Beach Sediments On The Of Tasucu Bay (Mersin) With Geochemical And Multivariate Statistical Approaches *Journal of Engineering Sciences and Design* 8: 1113 – 1125.

Zhang, J., Zhou, F., Chen, C., Sun, X., Shi, Y., Zhao, H. (2018) Spatial distribution and correlation characteristics of heavy metals in the seawater, suspended particulate matter and sediments in Zhanjiang Bay, China. *PLoS ONE* 13(8): e0201414.



Mersin University
Faculty of Fisheries
medfar@mersin.edu.tr