

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ**



**ANTROPOJENİK AKTİVİTELERİN KARACAÖREN I BARAJ GÖLÜ
(BURDUR) SU KALİTESİ VE MAKRO OMURGASIZLARI ÜZERİNDEKİ
ETKİLERİNİN İNCELENMESİ**

Edafe ODIOKO

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

ARALIK 2023

ANTALYA

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ**



**ANTROPOJENİK AKTİVİTELERİN KARACAÖREN I BARAJ GÖLÜ
(BURDUR) SU KALİTESİ VE MAKRO OMURGASIZLARI ÜZERİNDEKİ
ETKİLERİNİN İNCELENMESİ**

Edafe ODIOKO

**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ**

ARALIK 2023

ANTALYA

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ANTROPOJENİK AKTİVİTELERİN KARACAÖREN I BARAJ GÖLÜ
(BURDUR) SU KALİTESİ VE MAKRO OMURGASIZLARI ÜZERİNDEKİ
ETKİLERİNİN İNCELENMESİ**

Edafe ODİOKO

**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ**

**Bu tez Akdeniz Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi
Tarafından FDK-2021-5779 nolu proje ile desteklenmiştir.**

ARALIK 2023

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ANTROPOJENİK AKTİVİTELERİN KARACAÖREN I BARAJ GÖLÜ (BURDUR)
SU KALİTESİ VE MAKRO OMURGASIZLARI ÜZERİNDEKİ ETKİLERİNİN
İNCELENMESİ

Edafe ODIOKO

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ

Bu tez 22/12/2023 tarihinde jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Zehra Arzu BECER ÖCAL (Danışman)
Prof. Dr. İskender GÜLLE
Doç. Dr. İfakat Tülay ÇAĞATAY
Prof. Dr. Erkan GÜMÜŞ
Prof. Dr. Arzu MORKOYUNLU

ÖZET

ANTROPOJENİK AKTİVİTELERİN KARACAÖREN I BARAJ GÖLÜ (BURDUR) SU KALİTESİ VE MAKRO OMURGASIZLARI ÜZERİNDEKİ ETKİLERİNİN İNCELENMESİ.

Edafe ODİOKO

Doktora Tezi, Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Zehra Arzu BECER ÖCAL

Eş Danışman: Doç. Dr. Ayça ERDEM ÜNŞAR

Aralık 2023; 176 sayfa

Önemli bir sulama ve hidroelektrik kaynağı olarak Antalya ili için potansiyel bir içme suyu kaynağı olan Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesi, baraj gölü ve çevresindeki insan faaliyetleri nedeniyle ciddi bir tehdit altındadır. Bu nedenle, bu çalışma bazı fizikokimyasal parametrelerini, baraj gölü sedimanlarındaki ağır metal konsantrasyonlarını ve baraj gölündeki makroomurgasız topluluğunu araştırarak baraj gölünün su kalitesinin durumunu belirlemeyi amaçlamıştır. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki yedi stratejik istasyondan iki aylık periyotlarla bir yıl boyunca (Ocak 2022'den Aralık 2022'ye kadar) numuneler toplanmıştır. Baraj gölünün su kalitesini sınıflandırmak için Su Kalitesi İndeksi (SKİ) ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) kriterleri kullanılmıştır. Kirlilik Faktörü (KF), Kirlilik Yüğü İndeksi (KYİ), Jeobirikim İndeksi (I_{geo}) ve Zenginleşme Faktörü (ZF) indeksleri, antropojenik faaliyetler nedeniyle ağır metaller/metaloidlerle potansiyel sediman kirliliğinin derecesini tespit etmek ve değerlendirmek için kullanılmıştır. Karacaören I Baraj Gölü'nün kirlilik seviyesini belirlemek için Familya Biyotik İndeksi (FBI), Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (BMWP), Takson Başına Ortalama Puan (ASPT) ve Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera (EPT) biyotik indeksleri kullanılmıştır.

Çözünmüş oksijen (ÇO), sıcaklık, tuzluluk, toplam çözünmüş katı maddeler (TÇKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik ihtiyacı (BOİ), elektriksel iletkenlik (Eİ), ışık geçirgenliği (Secchi diski derinliği) (cm) gibi bazı fizikokimyasal parametreler ve fosfat, sülfat, nitrit ve nitrat gibi besin maddeleri baraj gölündeki yedi örnekleme noktasında standart yöntemlerle analiz edilmiştir. Baraj gölü sedimanlarındaki ağır metalleri analiz etmek için X-ışını floresans spektrometresi (XRF) yöntemi kullanılmıştır. Ortalama değerler pH, ÇO, sıcaklık, tuzluluk, TÇKM, Eİ, Secchi disk uzunluğu, SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , BOİ ve KOİ için sırasıyla 8,01, 9,18 mg/l, 21,30 °C, 0,18 ppt, 177,99 ppm, 354,29 μ S/cm, 206,35, 18,24 mg/l, 0,128 mg/l, 4,67 mg/l, 0,23, 3,20 mg/l ve 15,5'tir. PO_4^{3-} , BOİ ve KOİ hariç incelenen tüm fizikokimyasal parametreler mevsimden mevsime önemli değişiklikler göstermiştir ($p \leq 0,05$).

Pearson korelasyon analizi, tuzluluk, TÇKM ve Eİ arasında pozitif bir korelasyon olduğunu ortaya koymuştur; ilişki anlamlıdır ($p \leq 0,05$). SKKY kriterlerine göre, PO_4^{3-} değeri insan tüketimi için uygun olmayan kritik bir seviyede bulunmuştur (Sınıf III). Su Kalitesi İndeksi (SKİ) sonuçları, baraj gölünün suyunun insan tüketimi

için mükemmel olmasa da orta seviyede olduğunu ortaya koymuştur. Karacaören I Baraj Gölü, Secchi disk derinliğine göre ötrofik ve mezotrofik göl olarak sınıflandırılmıştır. Çalışılan ağır metallerin sonuçları, Karacaören I Baraj Gölü'nün Al, Co, Cr, Ni ve Pb ile kirlendiğini göstermiştir. Çünkü bu metaller için kaydedilen ortalama değerler, arka plan değerlerinden ve bazı sediman kalitesi kılavuzları” (SQGs) değerlerinden daha yüksektir.

Bu çalışmada Karacacaören I Baraj Gölü'nde 24 familyaya ait 39 makroomurgasız tespit edilmiştir. En baskın familyalar Chironomidae, Palaemonidae, Notonectidae ve Corixidae olarak bulunmuştur. Bu sonuç, *Palaemon* sp türünün Karacaören I Baraj Gölü'ndeki ilk kayıdır. Margalef, Shannon-Weiner ve Simpson çeşitlilik indekslerinin sonuçları, Karacaören I Baraj Gölü'nün sıcak mevsimlerde (ilkbahar ve yaz) daha yüksek bir makroomurgasız bolluğu ve çeşitliliğine sahip olduğunu ortaya koymuştur. Bu çalışmada Margalef ve Shannon-Weiner (H') çeşitlilik indeksleri ile BMWP, ASPT ve FBI biyotik indekslerinin sonuçları Karacaören I Baraj Gölü'nün II. sınıf su kalitesine sahip olduğunu ortaya koymuştur. Bu çalışmanın sonuçlarından, antropojenik faktörlerin Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesini etkilediği çıkarılabilir. Ayrıca, biyotik indeksler ile NO_3^- , PO_4^{3-} , EI, TÇKM ve tuzluluk arasındaki negatif ilişkiler, Karacaören I Baraj Gölü suyunun kirlilik kaynaklarının doğal olmadığını, antropojenik faktörlerden kaynaklandığını göstermiştir. Bu nedenle, Karacaören I Baraj Gölü suyunun potansiyel bir içme suyu kaynağı olarak planlanan kullanımının gerçekleştirilmesi, su kalitesinin daha fazla bozulmasını önlemek için alınacak koruma önlemlerinin uygulanmasıyla sağlanabilecektir.

ANAHTAR KELİMELEER: Ağır metaller, Antropojenik faaliyetler, Biyotik indeks, Fizikokimyasal parametreler, Kirlenme, Su kalitesi

JÜRİ: Prof. Dr. Zehra Arzu BECER ÖCAL

Prof. Dr. İskender GÜLLE

Doç. Dr. İfakat Tülay ÇAĞATAY

Prof. Dr. Erkan GÜMÜŞ

Prof. Dr. Arzu MORKOYUNLU

ABSTRACT

INVESTIGATION OF THE EFFECTS OF ANTHROPOGENIC ACTIVITIES ON THE WATER QUALITY AND MACROINVERTEBRATES IN KARACAÖREN I DAM LAKE (BURDUR).

Edafe ODIOKO

PhD Thesis in Department of Fisheries Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Zehra Arzu BECER ÖCAL

Co-Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Ayça ERDEM ÜNŞAR

December 2023; 176 pages

The water quality of Karacaören I Dam Lake, a vital irrigation and hydropower source and a potential source of drinking water for the inhabitants of the Antalya province, is under significant threat from human activities in and around the dam lake. Therefore, this study aimed to determine the status of the water quality of the dam lake by investigating some physicochemical and nutrient parameters, heavy metal concentrations in the sediments of the dam lake, and the macroinvertebrates community in the dam lake. Samples were collected from seven strategic stations in Karacaören I Dam Lake for one year (January- December 2022). The Water Quality Index (WQI) and Water Pollution Control Regulation (SKKY) criteria were used to classify the dam lake's water quality.

The Contamination factor (CF), pollution load index (PLI), geo-accumulation index (I_{geo}), and enrichment factor (EF) indices were used to ascertain and assess the degree of potential sediment contamination with heavy metals/metalloids by anthropogenic activities. Family Biotic Index (FBI), Biologic Monitoring Working Party Score System (BMWP), Average Score Per Taxon (ASPT), and Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) biotic indices were employed to determine the pollution level of Karacaören I Dam Lake. Some physicochemical parameters such as dissolved oxygen (DO), temperature, salinity, total dissolved solids (TDS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), electrical conductivity (EC), transparency, and nutrients like phosphate, sulfate, nitrite, and nitrate were analyzed by standard methods across seven sampling points on the dam lake. The X-ray fluorescence spectrometry (XRF) method was used to analyze the heavy metals in the sediments of the dam lake. The mean values of 8.0, 9.18 mg/l, 21.3, 0.18 ppm, 177.99 ppm, 354.29 μ S/cm, 206.35, 18.24 mg/l, 0.128 mg/l, 4.67 mg/l, 0.23, 3.20 mg/l and 15.5 for pH, DO, temperature, salinity, TDS, EC, Secchi disc length, SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , BOD and COD respectively. All the examined physicochemical parameters except PO_4^{3-} , BOD, and COD showed significant changes from season to season ($p \leq 0.05$).

The Pearson Correlation Analysis revealed a positive correlation between salinity, TDS, and EC; the relationship was significant ($p \leq 0.05$). According to the SKKY criteria, the PO_4^{3-} value was at a critical level (Class III), which is unsuitable for human consumption. The WQI results revealed that the water of the dam lake is in fair

condition but not excellent for human consumption. Karacaören I Dam Lake was classified as eutrophic and mesotrophic lake based on the Secchi disc length. The results of the heavy metals studied showed that Karacaören I Dam Lake was polluted with Al, Co, Cr, Ni, and Pb, as the recorded mean values for these metals were higher than their background shale values and some sediment quality guidelines (SQGs) values.

This study identified 39 macroinvertebrates belonging to 24 families in Karacacaören I Dam Lake. The most dominant families were Chironomidae, Palaemonidae, Notonectidae, and Corixidae. This result is the first record of Palaemon sp. in Karacaören I Dam Lake. The results of Margalef, Shannon-Weiner, and Simpson diversity indices revealed that Karacaören I Dam Lake had a higher abundance and diversity of macroinvertebrates in the hot seasons (spring and summer). The results of Margalef and Shannon-Weiner (H') diversity indices and BMWP, ASPT, and FBI biotic indices in this study revealed that Karacaören I Dam Lake possessed Class II water quality. It can be inferred from the results of this study that anthropogenic factors impacted the water quality of Karacaören I Dam Lake. Furthermore, the negative relationships between the biotic indices with NO_3^- , PO_4^{3-} , EC, TDS, and salinity showed that the sources of pollution of the water of Karacaören I Dam Lake are not natural but caused by anthropogenic factors. Therefore, realizing the planned use of Karacaören I Dam Lake water as a potential source of drinking water is related to adopting protection measures to prevent further deterioration of the water quality.

KEYWORDS: Anthropogenic activities, Biotic index, Contamination, Heavy metals, Physicochemical parameters, Water quality.

COMMITTEE: Prof. Dr. Zehra Arzu BECER ÖCAL

Prof. Dr. İskender GÜLLE

Assoc. Prof. Dr. İfakat Tülay ÇAĞATAY

Prof. Dr. Erkan GÜMÜŞ

Prof. Dr. Arzu MORKOYUNLU

ÖNSÖZ

Antalya'nın hızlı nüfus artışı mevcut su kaynakları üzerinde baskı oluşturmaktadır. Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesi üzerine yapılan bu çalışma, yetkililerin Antalya'nın büyük nüfusu için ihtiyaç duyulan içme suyu sorununu çözmek için baraj suyunu potansiyel bir içme suyu kaynağı olarak kullanmayı planlamaları nedeniyle gerçekleştirilmiştir. Ancak antropojenik faaliyetlerin bu baraj gölünün su kalitesini olumsuz yönde etkileyeceğine dair endişeleri vardır. Bu nedenle bu çalışma Karacören I Baraj Gölü'nün su kalitesini etkileyebilecek insan aktivitelerini incelemek amacıyla yapılmıştır.

Bu vesileyle, sayın Prof. Dr. Zehra Arzu BECER ÖCAL'a doktora eğitimim boyunca bana sağladığı kesintisiz destek ve rehberlik için, değerli danışmanıma sonsuz saygı ve içten şükranlarımı sunarım. Engin bilginiz, deneyiminiz ve özgün fikirleriniz yolumu aydınlattı ve beni bugün olduğum araştırmacı haline getirmiştir. Yoğun programınıza rağmen, çalışmalarım da her zaman mükemmeliyete ulaşabilmem için gösterdiğiniz teşvik ve sabır için teşekkür ederim. Sizin kalitenizde bir bilim insanıyla çalışmak bir onurdur ve bu fırsat için son derece minnettarım.

Çevre Mühendisliği Kimya Laboratuvarı'ndaki analizlerim sırasında teknik ve malzeme desteğini esirgemeyen eş danışmanım Doç. Dr. Ayça ERDEM ÜNŞAR'a, Çevre Mühendisliği Kimya Laboratuvarı'ndaki laboratuvar analizlerim sırasında bana teknik ve malzeme desteği sağladığı için teşekkür ederim. Katkılarınız araştırmamın başarısı için çok değerlidir.

Prof. Dr. İskender GÜLLE ve Tez izleme komitesi üyelerim Doç. Dr. İfakat Tülay ÇAĞATAY'a, bu çalışmanın başlangıcından sonuna kadar her türlü anlayışlı ve etkili katkıları ve düzeltmeleri için özellikle teşekkür etmek isterim. Yoğun programlarınızdan bana her zaman vakit ayırdınız. Bu çalışmanın başarısına katkıda bulunan tüm fedakârlıklarınız ve çabalarınız için teşekkür ederim.

Bu çalışmaya maddi destek sağlayan Akdeniz Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Koordinasyon Birimi'ne en içten teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca Akdeniz Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesine doktora eğitimim boyunca bana sunduğu sayısız imkân ve kaynak için teşekkür ederim.

Araştırma çalışmalarımı kolaylaştıran kişilerden biri de Yusuf Aktop oldu. Beni araştırma noktalarıma götürüp getirmek için arabanızı ve kendinizi hazır bulundurduğunuz için çok minnettarım. Yaptığınız her şey için sonsuza dek minnettarım; doktora çalışmalarımın başarısına önemli ölçüde katkıda bulundunuz. Her tür hava koşullarında Baraj Gölü'ndeki örnekleme çalışmalarım da yardımcı olan tekneçi İsa Gürdal'a teşekkür ederim.

Özel takdiri hak eden kişiler: Prof. Dr. Jale KORUN, Prof. Dr. Erhan MUTLU, Prof. Dr. Serpil YILMAZ, Prof. Dr. Mehmet Cengiz DEVAL, Prof. Dr. M. Gürhan YALÇIN, Doç. Dr. Olgaç GÜVEN, Doç. Dr. Firdes YENİLMEZ, Dr. Füsun KILÇIK, Emrah ÜMÜTLÜ, Özge ÖZER, İdris Koraltan, Dr. Hasan Emre Yılmaz ve Güler Sıla DUMAN'a bu çalışma sırasında verdikleri desteklerden dolayı teşekkür ederim.

Doktora programım boyunca maddi ve manevi desteklerinden dolayı arkadaşlarım Thierry Michel TENE, Daniel Ganyi NYAMSARI, Henock KANATE HACHAAM ve Bilal Conteh'e teşekkür ederim. Çalışmalarımdaki desteğiniz ve teşvikleriniz çok değerli ve takdire şayandı. Ayrıca aşağıdaki öğrencilere de özel teşekkürlerimizi sunarız: Tolga DENİZ, Süleyman MURT ve Büşra AKKUZU'ya özellikle arazidaki tüm destekleri için teşekkür ederim. Gamze KIZILCALIOĞLU ARSLAN bütün arazide ve laboratuvarında bana sağladığı tüm destek ve yardımlar için teşekkür ederim. Berivan Elif ASLAN, çevirdiğim tüm materyalleri sürekli düzelttiğiniz için teşekkür ederim. Bu benim için çok kıymetli.

Son olarak anne ve babama, kardeşlerime, kayınvalideme, eşimin kardeşlerine, eşim "Idongesit EDAFE ODIOKO ve oğullarım Kester ve Keon EDAFE ODIOKO "ya manevi ve duygusal destekleri, duaları ve her zaman arkamda oldukları için özellikle teşekkür etmek istiyorum. Hepimiz için bu doktora derecesine ulaşmak için ihtiyaç duyduğum dayanaklar ve adımlar sizlerdiniz.



İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	iii
AKADEMİK BEYAN	x
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xiv
ÇİZELGELER DİZİNİ	xvii
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK TARAMASI	4
2.1. Su Ekosisteminin Fizikokimyasal ve Biyolojik Parametrelerinin İzlemi ile İlgili Benzer Çalışmalar	4
2.2. Su Ekosistemlerinin Sedimentlerindeki Ağır Metallerle İlgili Çalışmalar	9
2.3 Karacaören-I Baraj Gölü'nde Daha Önce Yapılmış Olan Çalışmalar	13
3. MATERYAL VE METOT	17
3.1. Çalışma Alanı	17
3.2. Örneklem İstasyonlarının Tanımı	17
3.2.1. Botanik/Saklı Göl Evleri istasyon (1. istasyon).....	18
3.2.2. Kızıllı istasyonu (2. istasyonu)	20
3.2.3. Çandır istasyonu (3. istasyonu).....	21
3.2.4. Göksu Deresi istasyonu (4. istasyonu).....	21
3.2.5. Merkez alan istasyon (5. istasyonu).....	22
3.2.6. Aksu Deresi istasyon (6. istasyon).....	23
3.2.7. El sazı istasyon (7. istasyon).....	24
3.3. Su Numunelerinin Toplanması, Korunması ve Analizi	25
3.4. Fizikokimyasal Parametreler Kullanılarak Su Kalitesinin Değerlendirilmesi	28
3.4.1. Türkiye yerüstü su kirliliği kontrol yönetmeliği kriterlerine göre su kalitesinin değerlendirilmesi.....	28
3.4.2. Parametreye dayalı kimyasal su kalitesi sınıfları su kalitesi indeksi (SKİ).30	
3.5. Ağır Metallerin Analizi ve Değerlendirmesi.....	32
3.5.1. Sediment numunelerinin toplanması, saklanması, hazırlanması ve analizi.32	
3.5.2. Sediment pH, elektriksel iletkenlik (Eİ), sıcaklık ve tekstür analizi	34

3.5.3. Sedimentlerdeki ağır metallerin konsantrasyonları üzerinde insan etkilerinin değerlendirilmesi	37
3.6. Makroinvertebrat Örneklemesi, Saklanması, Koruması ve Tanımlanması	39
3.7. Biyolojik Su Kalitesi Belirleme Yöntemleri	40
3.7.1. Familya biyotik indeks (FBI)	40
3.7.2. Biyolojik belirleme çalışma sistemi (BMWP).....	41
3.7.3. Her bir taksonun ortalama değeri (ASPT)	43
3.7.4. Ephemeroptera, plecoptera ve trichoptera (EPT) zenginlik İndeksi.....	44
3.8. İstatistiksel Analiz	44
3.8.1. Tür baskınlık analizi	44
3.8.2. Tür bolluğu analizi.....	45
3.8.3. Benzerlik analizi	45
3.8.4. Tür çeşitliliği analizi	45
3.8.5. Farklı parametreler arasındaki ilişki	47
4. BULGULAR	48
4.1. Karacaören I Baraj Gölü'nün Suyunun Fizikokimyasal Parametreleri	48
4.1.1. Karacaören I Baraj Gölü pH	53
4.1.2. Çözülmüş oksijen (ÇO, mg/L).....	54
4.1.3. Sıcaklık (°C)	56
4.1.4. Tuzluluk (ppt)	57
4.1.5. Toplam çözülmüş katı maddeler (TÇKM, ppm)	58
4.1.6. Elektriksel iletkenlik (EI, $\mu\text{S}/\text{cm}$).....	59
4.1.7. Işık geçirgenliği (Secchi disk derinliği, cm).....	60
4.1.8. Sülfat (SO_4^{2-} , mg/l).....	62
4.1.9. Nitrit (NO_2^- , mg/L).....	63
4.1.10. Nitrat (NO_3^- , mg/L)	64
4.1.11. Fosfat (PO_4^{3-} , mg/L)	65
4.1.12. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOI_5 , mg/L).....	66
4.1.13. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI , mg/L)	67
4.2 Karacaören I Baraj Gölü'nün Su Kalitesi İndeksi (SKİ)	68
4.3. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) Göre Su Kalitesi Sınıflandırması.....	69

4.3.1 Fizikokimyasal parametrelere göre istasyonların su kalitesi sınıflandırması	69
4.3.2. Mevsimlere göre istasyonların su kalitesi sınıflandırması.....	70
4.4. Sediment Bulguları.....	73
4.4.1. İstasyonların sediment özellikleri	73
4.4.2. Mevsimlere göre istasyonlardaki sediment ağır metallerin/metaloidlerin ortalama konsantrasyonları.	74
4.4.3. Sedimentlerdeki ağır metallerin kirlilik ve risk değerlendirmesi	78
4.5. Makroomurgasız Bulguları.....	85
4.5.1. Mevsimlere göre tür yoğunlukları ve baskınlıkları	88
4.5.2. İstasyonlara göre tür bollukları ve baskınlıkları	90
4.5.3. Örnekleme istasyonlarına ve mevsimlere göre makroomurgasız yoğunlukları.....	96
4.6. İstatistiksel Analiz	102
4.6.1. Benzerlik analizi.....	102
4.6.2. Tür çeşitliliği indeksleri.....	103
4.6.3. Biyolojik su kalitesinin belirlenmesi	104
4.6.4. Pearson korelasyon analizi	105
5. TARTIŞMA	112
5.1. Karacaören I Baraj Gölü Suyunun Fizikokimyasal Parametreleri	112
5.2. Karacaören I Baraj Gölü Su Kalitesi İndeksi (SKİ)	118
5.3. Karacaören I Baraj Gölündeki Ağır Metallerin/Metalloidlerin Mevsimsel ve Ortalama Konsantrasyonu	118
5.3.1. Sedimanlardaki ağır metallerin kirlenmesi ve risk değerlendirmesi	123
5.4. Makroomurgasız Değerlendirmesi	124
5.5. Pearson Korelasyon Değerlendirmesi	130
6. SONUÇLAR	133
7. KAYNAKLAR	135
8. EKLER.....	169
ÖZGEÇMİŞ	

AKADEMİK BEYAN

Doktora Tezi olarak sunduğum “Antropojenik Aktivitelerin Karacaören I Baraj Gölü (Burdur) Su Kalitesi ve Makro omurgasızları Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi” adlı bu çalışmanın, akademik kurallar ve etik değerlere uygun olarak yazıldığını belirtir, bu tez çalışmasında bana ait olmayan tüm bilgilerin kaynağını gösterdiğimi beyan ederim.

22/12/2023

Edafe ODIOKO



SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

%	: Yüzde
<	: Daha düşük
>	: Daha yüksek
≤	: Daha düşük veya eşit
≥	: Daha yüksek veya eşit
°C	: Santigrat Derece
μm	: Mikrometre
μs/cm	: Santimetre Başına Mikrosiemens
Al	: Alüminyum
Cd	: Kadmiyum
cm	: Santimetre
Co	: Kobalt
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
Fe	: Demir
g	: Gram
GWh/yıl	: Gigawatt-saat/yıl
Hg	: Civa
hm ³	: Kübik Hektometre
I _{geo} :	: Jeo-Birikim İndeksi
K	: Potasyum
Kg	: Kilogram
m	: Metre
mg/kg	: Kilogram başına milligram

mg/l	: Litre başına milligram
mg	: Miligram
Mn	: Manganez
MnSO ₄ •H ₂ O	: Manganez(II) sülfat
NaI	: Sodyum iyodür
NaN ₃	: Sodyum azide
NaOH	: Sodyum hidroksit
Ni	: Nikel
NO ₃ ⁻	: Nitrat
NO ₂ ⁻	: Nitrit
Pb	: Kurşun
PO ₄ ³⁻	: Fosfat
ppm	: Milyon Başına Parçalar
SO ₄ ²⁻	: Sülfat
Sr	: Stronsiyum

Kısaltmalar

ALA	: Analiz Limitlerinin Altında
APHA	: American Public Health Association
ASPT:	Her bir taksonun ortalama değeri
BMWP	: Biyolojik belirleme çalışma sistemi
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
BSV	: Arka Plan Değeri (Referans Element Değeri)
ÇO	: Çözünmüş Oksijen
DF	: Seyreltme Faktörü
Eİ	: Elektiriksel İletkenlik

EPT	: Ephemeroptera, plecoptera ve trichoptera
FBI	: Familya biyotik indeksi
KF	: Kirlilik Faktörü
KOI	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KYİ	: Kirlilik Yüğü İndeksi
NA	: Mevcut Değil / Uygulanamaz
PCA	: Temel Bileşen Analizi
PEC	: Olası Etki Konsantrasyonu
PEL	: Olası Etki Seviyesi
SEL	: Şiddetli Etki Seviyesi
SKİ	: Su Kalitesi İndeksi
SKKY	: Yerüstü Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği
SQGs	: Sediman kalite kılavuzları
SS	: Standart Sapma
TÇKM	: Toplam Çözünmüş Katı Maddeler

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Karacaören I Baraj Gölü örnekleme istasyonlarının haritası.....	18
Şekil 3.2. Botanik/Saklı Göl Evleri istasyon görüntüleri (Orijinal).....	19
Şekil 3.3. Kızıllı istasyonu görüntüleri (Orijinal)	20
Şekil 3.4. Çandır istasyon görüntüleri (Orijinal)	21
Şekil 3.5. Göksu Deresi istasyon görüntüleri (Orijinal)	22
Şekil 3.6. Merkez alan istasyon görüntüleri (Orijinal)	23
Şekil 3.7. Aksu Deresi istasyon görüntüleri (Orijinal)	24
Şekil 3.8. Elsazı istasyon görüntüleri (Orijinal).....	24
Şekil 3.9. AZ COMBO çok parametrelı ölçüm cihazı (Orijinal).....	25
Şekil 3.10. Secchi diski ile ışık geçirgenliği ölçümü (Orijinal)	26
Şekil 3.11. Winkler yöntemi ile BOİ5 analizi görüntülenmesi (Orijinal)	27
Şekil 3.12. Su kirliliği kontrol yönetmeliği (SKKY) iç suyu kalitesi sınıflandırması ve renk kodları	30
Şekil 3.13. Retsch RS200 titreşimli diskli öğütücü, öğütmeye hazırlık olarak numunelerin titreşimli diskli öğütücü konulmasının görüntüleri (Orijinal).....	33
Şekil 3.14 Yedi örnekleme istasyonu için XRF analizine hazırlanan peletlerin görüntüleri (Orijinal)	34
Şekil 3.15. Numunelerin ağır metal içeriğini analiz etmek için kullanılan Rigaku XRF makinesinin görüntüleri (Orijinal)	34
Şekil 3.16. Sediment fizikokimyasal parametre analiz işlem görüntüleri (Orijinal)	35
Şekil 3.17. Bouyoucos-hidrometre yöntemi ile sediment tekstürü analiz görüntülenmesi (Orijinal)	36
Şekil 4.1a. Örnekleme istasyonlarının ortalama pH değerlerindeki değişimi	54
Şekil 4.1b. Örnekleme istasyonlarının mevsimsel pH değerlerindeki değişimi	54
Şekil 4.2a. Örnekleme istasyonlarının ortalama ÇO (mg/l) değerlerindeki değişimi.....	55
Şekil 4.2b. Örnekleme istasyonlarının mevsimsel ÇO (mg/l) değerlerindeki değişimi .	55
Şekil 4.3a. Örnekleme istasyonlarının ortalama sıcaklık değerlerindeki değişimi.....	56

Şekil 4.3b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel sıcaklık değerlerindeki değişimi	56
Şekil 4.4a. Örneklem istasyonlarının ortalama tuzluluk (ppt) değerlerindeki değişimi	57
Şekil 4.4b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel tuzluluk (ppt) değerlerindeki değişimi	58
Şekil 4.5a. Örneklem istasyonlarının ortalama TÇKM (ppm) değerlerindeki değişimi	58
Şekil 4.5b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel TÇKM (ppm) değerlerindeki değişimi	59
Şekil 4.6a. Örneklem istasyonlarının ortalama Eİ ($\mu\text{S/cm}$) değerlerindeki değişimi ...	60
Şekil 4.6b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel Eİ ($\mu\text{S/cm}$) değerlerindeki değişimi	60
Şekil 4.7a. İstasyonların ortalama Secchi diski derinliği (cm) değerlerindeki değişimi	61
Şekil 4.7b. Örneklem istasyonların mevsimsel Secchi diski derinliği (cm) değerlerindeki değişimler.....	61
Şekil 4.8a. İstasyonların SO_4^{2-} (mg/l) ortalama değerlerindeki değişimler	62
Şekil 4.8b. Örneklem istasyonlarının SO_4^{2-} (mg/l) değerlerinin mevsimsel değişimler	62
Şekil 4.9a. İstasyonların ortalama NO_2^- (mg/l) değerlerindeki değişimler	63
Şekil 4.9b. Örneklem istasyonlarının NO_2^- (mg/l) değerlerinin mevsimsel değişimler	63
Şekil 4.10a. İstasyonların ortalama NO_3^- (mg/l) değerlerindeki değişimler	64
Şekil 4.10b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel NO_3^- (mg/l) değerlerindeki değişimler	64
Şekil 4.11a. İstasyonların PO_4^{3-} (mg/L) ortalama değerlerindeki değişimler	65
Şekil 4.11b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel PO_4^{3-} (mg/l) değerlerindeki değişimler	65
Şekil 4.12a. İstasyonların ortalama BOI_5 (mg/l) değerlerindeki değişimler	66
Şekil 4.12b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel BOI_5 (mg/l) değerlerindeki değişimler	66
Şekil 4.13a. İstasyonların ortalama KOİ (mg/l) değerlerindeki değişimler.....	67
Şekil 4.13b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel KOİ (mg/l) değerlerindeki değişim	67

Şekil 4.14. Örneklenen istasyonların su kalitesi indeksi (SKİ)'nin sınıflandırılması.....	68
Şekil 4.15. Mevsimlere göre sedimanın kirlilik yükü indeksi (KYİ)	83
Şekil 4.16. İstasyonlara göre sedimanın kirlilik yükü indeksi (KYİ)	83
Şekil 4.17. Makroomurgasız sınıflarının yüzde (%) dağılımı.....	87
Şekil 4.18. Makroomurgasız türlerinin yüzde (%) dağılımı	87
Şekil 4.19. Makroomurgasızların mevsimsel yüzde (%) dağılımı.....	88
Şekil 4.20. İstasyonlara göre makroomurgasız bolluğu (%).....	90
Şekil 4.21. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; a) 1. istasyon; b) 2. İstasyon	92
Şekil 4.21. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; c) 3. istasyon; d) 4. İstasyon	93
Şekil 4.21. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; e) 5. istasyon; f) 6. istasyon; g) 7. İstasyon	95
Şekil 4.22. Örneklem istasyonlarına göre makroomurgasızların yoğunlukları.....	97
Şekil 4.23. Mevsimlere göre makroomurgasızların yoğunlukları	97
Şekil 4.24. Sorensen benzerlik analizine göre mevsimler arasındaki benzerlik şeması	102
Şekil 4.25. Sorensen benzerlik analizine göre istasyonlar arasındaki benzerlik şeması	102
Şekil 4.26. Mevsimlere göre tür çeşitliliği İndeksleri.....	103
Şekil 4.27. İstasyonlara göre tür çeşitliliği indeksleri.....	103
Şekil 4.28. Mevsimler boyunca fizikokimyasal parametreler ve biyolojik parametrelerin Pearson doğrusal korelasyonu	107
Şekil 4.29. İstasyonlar arasında fizikokimyasal parametreler ve biyolojik parametrelerin Pearson doğrusal korelasyonu	109
Şekil 4.30. İstasyonlar arasında ağır metal konsantrasyonları ve toprak içeriklerinin Pearson doğrusal korelasyonu.....	111

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1. Örneklem istasyonlarının coğrafik koordinatları	17
Çizelge 3.2. Su numunelerinin çeşitli besin bileşenlerini analiz etmek için kullanılan yöntemler.....	28
Çizelge 3.3. SKKY 2021'e göre su kalitesinin sınıflandırılması	28
Çizelge 3.4. SKKY 2021'e göre karasal su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri (RG-16/6/2021-31513).....	29
Çizelge 3.5. Su kalitesi parametresinin göreceli ağırlığı (Ramakrishnaiah vd., 2009)...	31
Çizelge 3.6. Su kalitesi sınıflandırması hesaplanmış SKİ' ye dayanması (Sahu ve Sikdar, 2008; Yidana ve Yidana, 2010; Nabizadeh vd., 2013; Abbasnia vd., 2017)	32
Çizelge 3.7. Kirlilik derecesi, ekolojik risk ve kirlilik yükü için sınıflandırma ve derecelendirme	38
Çizelge 3.8. Familya Biyo İndeksi'ne göre derece sınıfları (Hilsenhoff, 1988)	41
Çizelge 3.9. BMWP hesaplamalarında kullanılan farklı aileler ve taksonlar için puan değerleri (Metcalf, 1989; Nasirian, 2014; Dewi ve Wardhana, 2020)	42
Çizelge 3.10. BMWP'ye göre su kalitesi kategoriler (Alba-Tercedor, 1996; Ochieng vd., 2020)	43
Çizelge 3.11. ASPT'ye göre su kalitesi sınıfları (Metcalf, 1989; Kılıçık, 2020).....	43
Çizelge 3.12. EPT indeksine dayalı su kalitesi sınıflandırması	44
Çizelge 4.1. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki örneklem noktaları boyunca fizikokimyasal parametrelerin minimum, maksimum ve ortalama değerleri.....	49
Çizelge 4.2. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki örneklem noktaları boyunca fizikokimyasal parametrelerin mevsimsel değişimleri.....	52
Çizelge 4.3. İstasyonlarda SKİ'nin mevsimsel değişimi.....	68
Çizelge 4.4. Su kalitesi parametreleri, istasyonların ortalama değerleri ve SKKY' ye göre su kalitesi sınıfları	69
Çizelge 4.5. SKKY'ye göre su kalitesi parametreleri, istasyon/mevsim ortalama değerleri ve su kalitesi sınıfları	71
Çizelge 4.6. Sediment özellikleri	73
Çizelge 4.7. Mevsimlere bağlı olarak istasyonlardaki ağır metallerin dağılımı	75

Çizelge 4.8. Mevsimlere göre ağır metallerin (KF) kontaminasyon faktörleri.....	79
Çizelge 4.9. İstasyonlara göre ağır metallerin kontaminasyon faktörleri (KF)	80
Çizelge 4.10. Ağır metallerin/metaloidlerin mevsimlere göre jeobirikim indeksi (I_{geo})	81
Çizelge 4.11. Ağır metallerin/metaloidlerin istasyonlara göre jeobirikim indeksi (I_{geo})	82
Çizelge 4.12. Mevsimlere göre sedimanın zenginleşme faktörü (ZF).....	84
Çizelge 4.13. İstasyonlara göre sedimanın zenginleşme faktörü (ZF)	85
Çizelge 4.14. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki makroomurgasız türlerinin mevsimsel kompozisyonu	89
Çizelge 4.15. Makroomurgasızların istasyonlara göre bolluğu	90
Çizelge 4.16. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; a) 1. istasyon; b) 2. istasyon	92
Çizelge 4.17. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; c) 3. istasyon; d) 4. istasyon	93
Çizelge 4.18. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; e) 5. istasyon; f) 6. istasyon; g) 7. istasyon	95
Çizelge 4.19. Makroomurgasız familyalarının bollukları, metrekare başına yoğunlukları ve mevsimlere göre yüzdeleri	98
Çizelge 4.20. Mevsimlere ve istasyonlara göre makroomurgasız familyalarının bollukları, metrekare başına yoğunlukları ve yüzdeleri	99
Çizelge 4.21. Mevsimlere göre biyotik indeksleri.....	104
Çizelge 4.22. Örneklem istasyonlarına göre biyotik indeksler	105
Çizelge 5.1. Karacaören I Baraj Gölü sedimanındaki metal konsantrasyonlarının (mg/Kg) Türkiye'deki göller ve bazı sediman kalite kılavuz değerleri ile karşılaştırılması	122

1. GİRİŞ

Okyanuslar ve denizler dünya yüzeyindeki suyun neredeyse % 97'sini içermektedir. Kalan % 3'lük bölümün önemli bir kısmı kutuplardaki buzullarda, yeraltı sularında ve nehirler, akarsular ve göller gibi yer üstü su kaynaklarında ve % 1'i de tatlı su atmosferinde bulunmaktadır (Çınar, 2008). Tatlı suyun düşük yüzdesine karşın, tatlı su ekosistemleri dünyanın bilinen türlerinin % 6'sının, küresel balık türlerinin % 40'ının ve bütün omurgalı türlerin % 25'inin doğal ortamıdır (Dudgeon vd., 2006; Dudgeon, 2010).

Bununla beraber, bu sistemler habitat bozulması, kirlilik ve akış düzenlemesi gibi etkenlere bağlı olarak beşeri faaliyetler yönünden ciddi tehdit altında olup (Dudgeon, 1999; Ormerod vd., 2010), dünyada en fazla tehdit altında kalan ekosistemler olarak bildirilmiştir (Dudgeon vd., 2006). Buna ek olarak, insan nüfusunun hızlı artışı ve artan su tüketimi küresel ısınma ve kirlilikle birlikte diğer çevresel değişiklikler tatlı su biyolojik çeşitliliğini ciddi anlamda tehdit etmektedir (Palmer vd., 2008).

Kirlilik, çevreyi bozan ve insanların ve diğer organizmaların kullanmasına veya içinde yaşamasına elverişsiz hale getiren miktarda enerji veya herhangi bir maddenin çevreye eklenmesi veya verilmesi olarak tanımlanmıştır. Su kirliliği ise yabancı maddenin su ortamına doğal sistem tarafından desteklenemeyecek derecede eklenmesidir (Abowei ve Sikoki, 2005). Kirleticiler organik (doğada çözünür) ve inorganik (doğada çözünmez) olarak gruplandırılabilir (Obana ve Orosanye, 2006). Nehirler, göller ve akarsularlar gibi kara içi sular kirlenmektedir ve bu su kaynakları çevreciler ve devlete ait kurumlar için önemli bir endişe kaynağıdır (Vutukuru, 2005).

Su ekosisteminin kalitesi ile ilgili çalışmalarda çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler kullanılmıştır. Örneğin, makroinvertebralar kirlilik çalışmalarında veya su kalitesi çalışmaları ve sınıflandırmada kullanılan biyolojik bileşenlerden birisidir. Bu çeşitli biyolojik belirticiler kullanılarak yapılmıştır (Zeybek vd., 2014).

Akarsularda biyotik belirticiler ile biyoizleme yapılması fikri Avrupa'da ve daha sonra Amerika Birleşik Devletleri'nde ortaya çıkmıştır (Woodiwiss, 1964). Biyoizleme yöntemleri başlangıçta akan sular için geliştirilmiştir. Ancak sonradan göller ve sulak alanlar gibi diğer tatlı suları da kapsamı amacıyla genişletilmiştir (Friberg vd., 2011; Chowdhury vd., 2015). Makroomurgasızların yanında, belirticiler yüksek bitkileri, alg, protozoa ve balıkların da dahil olduğu biyota için geliştirilmiştir (Pont vd., 2009; Waite vd., 2010). Ancak, makroomurgasızlar nispeten büyük boylarıyla, düşük maliyet ve örnek alma kolaylığıyla, nispeten kolay teşhis etme özellikleri ve uzun ömürlü oluşları sebebi ile biyotik belirticiler ve diğer biyolojik yöntemler arasında kullanılan en popüler belirticiler arasındadır.

Son yıllarda Türkiye'deki göller ve nehirlerin yönetimi için makroomurgasızların izleme ve değerlendirme aracı olarak daha etkili kullanılmasını geliştirmek amacıyla yenilenmiş çalışmalar yapılmıştır (Kazancı ve Dögel, 2000; Kazancı ve Girgin, 2001; Duran vd., 2003; Çabuk vd., 2004; Dögel ve Kazancı, 2004; Uyanık vd., 2005; Balık vd., 2006; Camur-Elipek vd., 2006; Kazancı vd., 2009; Girgin, 2010; Girgin ve Kazancı, 2010; Kazancı ve Dögel, 2010; Yıldız vd., 2010; Kalyoncu ve Zeybek, 2011; Ogleni ve Topal, 2011; Topkara vd., 2011; Ekingen ve Kazancı, 2012;

Zeybek vd., 2012; Kazancı vd., 2013; Zeybek vd., 2014). AB Su Çerçevesi Direktifleri'nin gereklilikleri göz önünde bulundurularak, sucul flora veya balık faunasından ayrı olarak makroomurgasız faunasının çeşitliliği ve bolluğu akarsuların ekolojik durumunun sınıflandırılmasındaki kalite unsurlarından birini taşımaktadır.

Su kalitesi indeksi çalışmalarının yanı sıra kalıntı ve besinlerde bulunan ağır metaller en önemli kimyasal parametrelerin başında gelmektedir. Lenntech (2004) ağır metalleri diğerlerine nazaran yoğunluğu yüksek ve düşük derişimde bile zehirli olan herhangi bir metalik element olarak sunmuştur. İnsan kökenli aktivitelerden kaynaklı ağır metaller, sucul ekosistemdeki ağır metal kirliliğinin birincil kaynaklarıdır. Toksisite, uzun maruziyet, biyobirikim ve besin zincirindeki biyo-artıştan dolayı büyük bir tehditlerdir (Eisler, 1988).

Bu çalışma Karacaören I Baraj Gölü ve kanallarında gerçekleştirilmiştir. Baraj gölünün konumu Antalya şehrinin Burdur ve Isparta ile sınırlarının kesişimindedir. Gölün 2/3'ü Burdur ilinde, kalan 1/3'ü ise Isparta ilindedir (Gülle, 2005). Baraj gölü sulama, selden korunma ve enerji üretimi için 1989 yılında Aksu nehrinde inşa edilmiştir (Süel vd., 2018). Baraj gölü 45.50 km²'lik bir yüzey alanına sahiptir ve 1234 hm³ bir su hacmine sahiptir. Gölden gelen su 9,537 hektarlık bir tarım alanını sulamak ve yıllık 142 GWh'lik hidroelektrik enerjisi sağlamak için kullanılmaktadır (DSİ, 2022).

Karacaören I Baraj Gölünün önemli su kaynakları Aksu Deresi ve Göksü Deresi. Kış ve ilkbaharda, bu göl için en önemli kaynak Kızıllı akarsuyudur. Baraj gölü Kovada ve Eğirdir göllerine Aksu ve Kovada akarsuları ile bağlıdır (Kovada Gölü'ne 50 km ve Eğirdir Gölü'ne 75 km uzaklıktadır) (Gülle, 2005). Gölden akan su 52 m³/h ve Karacaören baraj gölünden gelen su 5 km kadar bir mesafe sonrasında Karacaören II Baraj Gölü'ne akmaktadır. Karacaören I Baraj Gölü Sütçüler bölgesinin Çandır, Melikler, Şeyhler gibi köylerine ve çevresindeki tarım alanlarına su sağlamaktadır (Süel vd., 2018). Gölün sağladığı bu hizmetlere ek olarak, ayrıca kafes balıkçılığı da mevcuttur. Gölün yüzey suları yazın 27 – 28°C'ye yükselirken kışın 10°C'ye düşmektedir.

Antalya ilinin içme suyu ihtiyacını karşılamak için Karacaören I Baraj Gölü, potansiyel içme suyunun kullanım amacından dolayı bu çalışma önemlidir. Antalya ili Türkiye'deki en popüler kıyı illerinden birisidir. Tarihi, doğal güzellikleri, kumsalları ve kültür varlıkları nedeniyle, yerli ve yabancı turistler için en popüler destinasyonlardan biri haline gelmiştir. 2019 yılında Türkiye'yi ziyaret eden yabancı turistlerin % 31,51'i İstanbul'dan sonra % 33,08 ile Antalya üzerinden gelmiştir (TUİK, 2020). 1990 ve 2000 genel nüfus sayımının sonuçlarına göre, Antalya Türkiye'deki en hızlı nüfus artışına sahip ildir. Bu hızlı nüfus artışı Antalya'nın var olan kullanma suyuna ve diğer doğal kaynakları üzerinde bir baskı uygulamıştır. Antalya'nın içilebilir su sorununu çözme girişimi olarak, yetkililer Karacaören baraj gölünün suyunu Antalya sakinleri için potansiyel bir içme suyu kaynağı olarak değerlendirilmektedir. DSİ 13. Bölge Müdürlüğü'ne göre, çalışmalar tamamlandığında Antalya ilinin içme suyu probleminin 2045 yılına kadar çözülmesi öngörülmektedir (Anonim, 2016).

Ne var ki, gölün kirliliği ile ilgili gelişmekte olan endişe hükümetin hedeflerine ulaşması önünde büyük bir kısıtlamadır. Bugün Türkiye'de beşeri faaliyetlerin su kalitesine olan etkisi ile ilgili çalışmalar olmasına rağmen, bu gölün kirlilik seviyesi ve

bu kirleticilerin sınıflandırılması ile ilgili daha fazla bilgi olması gerekmektedir. Ayrıca, bir su kaynağının içme suyu olarak kullanılmadan önce geçmesi gereken arıtma seviyelerini değerlendirmek için su kirletenlerinin sınıflandırılması, su kaynağının iyiliği ile ilgili önemli belirticiler olduklarından ötürü makroomurgasızların dağılımı ve çeşitliliği ve fizikokimyasal parametrelerin izlemi ile ilgisi vardır.

Bu çalışmanın öncelikli amacı: beşeri faaliyetlerin Karacaören I Baraj Gölündeki su kalitesi, bolluk, çeşitlilik ve makroomurgasızların dağılımını fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler kullanarak incelemektir. Göl sularının fizikokimyasal parametreleri ve baraj gölü sedimanlarının ulusal ve uluslararası öneme sahip ağır metalleri belirlenmiştir. Makroomurgasızlar dönemsel olarak toplanmış ve bollukları, dağılımları ve çeşitlilikleri kullanılarak tanımlanmış ve sınıflandırılmıştır. Tanımlanmış makroomurgasızlar dört belirticiye (Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (BMWP); Takson Başına Ortalama Skor (ASPT); Familya Biyotik İndeksi (FBI) ve Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera Yüzdesi (EPT) tabi tutulmuştur.

Bu biyotik belirticiler Karacaören I Baraj Gölünün su kalitesini belirlemek için kullanılmıştır. Göl, elde edilen sonuçlardan ulusal ve uluslararası sınıflandırma yöntemleri ve metrikleri kullanılarak sınıflandırılmıştır.

2. KAYNAK TARAMASI

Dünyada ve ülkemizde, farklı tatlı su ekolojisi türleri üzerinde kimyasal değerlendirme ve izlem çalışmaları ile çeşitli biyolojik değerlendirmeler ve izlem çalışmaları yapılmaktadır. Bu çalışmalardan bazıları bu araştırma sırasında incelenmiştir.

2.1. Su Ekosisteminin Fizikokimyasal ve Biyolojik Parametrelerinin İzlemi ile İlgili Benzer Çalışmalar

Fizikokimyasal su kalitesi parametrelerini ve makroomurgasızların çokluğunu ve çeşitliliğini izlemek su çevresini, ekosistemi, hidrokimyasını, ekolojisini ve su kalitesini iyileştirmede çok önemli bir rol oynamaktadır (Sarkar vd., 2016; Whitehead vd., 2018; Islam vd., 2019). Makroomurgasızlar egzotermik (ya da soğuk kanlı) canlılardır ve suda veya karada yaşayabilirler, suda yaşayan organizmalar genelde karada yaşayan türlerden farklı olarak larva formundadırlar. Su kütlesi durumu iyi göstergelerdir. Makroomurgasız toplulukları uzun dönemli ve orta seviyedeki stres yükleyici göstergeleridir çünkü bu türlerin ortalama ömürleri bir aydan daha az süreden bir senenin üzerine kadar farklılık gösterebilmektedir.

Bu nedenle, gösterge değerleri, daha kısa (fitobentik, fitoplankton, zooplankton) veya daha uzun (balık) tepki sürelerine sahip biyolojik elementlerin göstergesel değerleri arasındaki bir ara zaman aralığını kapsar (Segnini, 2003). Diğer taraftan su kalitesi, genellikle içme, yüzmeye, tarım ve daha fazlası gibi belirli bir amaca uygunluğuyla ilgili kimyasal, fiziksel ve biyolojik özellikler dahil olmak üzere suyun durumunu tanımlar. Bir ortamın biyolojik bileşenleri, bir biyotik indeks kullanılarak sayısal olarak ifade edilebilir. Biyotik indeksler, su kalitesini mevcut taksonların ekolojik duyarlılığına ve taksonların zenginliğine göre sınıflandıran sayısal ifadelerdir. Birçok biyotik indeks makroomurgasızlara dayalı olarak oluşturulmuştur çünkü organik maddeleri ayrıştırarak su ekosisteminde merkezi bir rol oynarlar ve diğer suda yaşayan omurgasızlar, balıklar ve bazı kuşlar için birincil besin kaynağını oluştururlar (Callisto vd., 2001).

Zeybek (2011), Kovada Kanalı ve bağlı göllerin su kalitesini fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler açısından incelemiştir. Çalışmanın fizikokimyasal parametreleri sonuçlarına göre Eğirdir Gölü'nün kirli veya az kirli olmadığı, Kovada Gölü'nün az kirli olduğu ve kanalın orta derecede kirli olduğu sonucuna varılmıştır. Biyolojik parametreler sonucunda Eğirdir Gölü orta derecede kirli, Kovada Gölü kirli ve Kovada Kanalı çok kirli olarak değerlendirilmiştir. Bu çalışmanın sonuçları, fizikokimyasal parametrelerin incelenmesinin bir su kütlesinin gerçek sağlığını ve durumunu söyleyemeyeceğini ve her ikisinin kombinasyonu daha net ve dengeli bir sonuç vereceğinden, suyun biyolojik bileşenlerine bakmanın da zorunlu olduğunu göstermektedir.

Bettini vd. (2012), göl çökeltilerinin biyolojik olarak izlenmesinde makrozoobentik uygulamasını gözden geçirmiştir. İnceleme, göl sedimanında değerlendirme araçları olarak dip canlılarının farklı kullanımlarından bahsetmiştir. İzleme çalışmasında, sedimandaki kirleticilere tek tür tepkisi topluluk tepkisine odaklanmıştır. Çalışma, araştırmacıların çalışılan göllerin kirlilik durumunu daha iyi

anlamalarına yardımcı olacak kimyasal ve ekolojik durumu birbirine bağlayabilen yeni izleme araçları önermiştir.

Biyolojik ve kimyasal değerlendirme yöntemlerinin birleştirilmesi, toksik kimyasalların ve bunların belirli bir alanda belirli bir miktarda oluşturdıkları riskin belirlenmesine yardımcı olmuştur. Bettinetti vd. (2012) ayrıca türlerin maruz kalma/hassasiyet özelliklerini tanımlamak için biyolojik izleme ve diğer ekolojik toksisite testlerinin kombinasyonunun yapılmasını tavsiye etmiştir. Onları gözetleme ve soruşturma izleme programlarında kullanışlı bir araç haline getirdiler. Kimyasal, ekotoksikolojik ve ekolojik değerlendirme yöntemlerinin birleştirilmesi, su çerçeve direktiflerinin gerektirdiği şekilde, belirli sahalarda belirli düzeylerde kirlenmenin neden olduğu etkilerin anlaşılmasını geliştirir.

Šidagytė vd. (2013), “littoral makroomurgasızların yarı kantitatif örneklemeini kullanarak, Litvanya göllerinin doğallığından ekolojik durumun (ötrofikasyon ve arazi kullanım baskıları) ve yerli olmayan makroomurgasız türlerin (NIMS) spesifik sapmasının” belirlenmesi üzerinde çalışmıştır. Çalışmada su böceklerinin varlığı göllerin beslenimsel durumunu göstermiştir.

Zeybek vd. (2014), Isparta, Türkiye’deki Değirmendere deresindeki makroomurgasızlara göre su kalitesinin değerlendirilmesi için Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (BMWP) ve Ortalama Skor Başına Takson (ASPT) indekslerinin kullanımını araştırmıştır. Yapılan fizikokimyasal parametrelerin analizi sonucunda Değirmendere çayının kirlenmemiş/az kirli olduğu sonucuna varılmıştır.

Wronski vd. (2015), örneklenen bentik makroomurgasızlar Baur Biyotik Skoru ve Takson Başına Ortalama Skor biyotik indekslerine tabi tutulduğunda, Kivu Gölü’ne akan Ruanda nehirlerinin su kalitesinde önemli bir fark gözlemlenmiştir. Çalışma, Kivu Gölü’ne akan tüm Ruanda nehirleri arasında, Kibuye/Karongi’nin güneyindeki nehirlerin biyotik indeks analizi açısından en iyi su kalitesine sahip olduğunu göstermiştir. Ancak Burehe Nehri, uygun arıtma olmadan boşaltılan endüstriyel atık su nedeniyle en düşük su kalitesine sahip olma eğilimindedir. Bu nedenle çalışmada atıksuların çevreye deşarj edilmeden önce uygun şekilde arıtılması ve uzun vadeli izleme ve değerlendirme programlarının uygulanması önerilmiştir.

Chowdhury vd. (2016), Bangladeş Gölü Biyotik İndeksi (BLBI) adlı bir göl için Bangladeş’in ilk biyotik indeksini geliştirmiştir. BLBI, Bangladeş’teki göllerin ekolojik kalitesini değerlendirmek için kullanılmıştır. Her bir BLBI Gölü’nü, içinde bulunan taksonların takson tolerans puanlarına göre hesaplamışlardır. Çalışma, Bangladeş’teki göllerin ekolojik durumu hakkında temel bilgiler sağlamıştır. Diğer Asya ülkelerine, bu ülkelerdeki tatlı su sistemleri üzerindeki insan etkilerinin değerlendirilmesi için kendi sistemlerine özgü biyolojik izleme yöntemleri geliştirmeleri tavsiye edilmiştir.

Kökçü (2016), Su Çerçeve Direktifi (WFD) yöntemlerine dayalı olarak Sapanca Gölü’nün ekolojik kalitesini değerlendirmek için Biyolojik İzleme Çalışma Grubu Skoru (BMWP) ve Takson Başına Ortalama Skor (ASPT) biyotik indekslerini kullanmıştır. Çalışma sonuçları, BMWP endeksine göre dokuz çalışma istasyonundan ikisinin aşırı derecede kirli olduğunu, ASPT endeksi ise incelenen tüm istasyonların kirli olduğunu göstermiştir. Ayrıca, çalışılan fizikokimyasal parametreler ve bu çalışmadan elde edilen biyolojik indeksler, Gölün ortalama besin seviyesine sahip olduğu olduğunu göstermiştir.

Albayrak ve Özuluğ (2016), Danamandıra Gölü'nde yaşayan “bentik makroomurgasızlarını incelemiştir”. Bu, bu gölün makroomurgasız topluluklarının ilk çalışmasıydı. Bu etken kişiler tarafından kaydedilen makroomurgasızların çoğu, kontaminasyona karşı yüksek tolerans seviyelerine sahip olanlardır. Bu, antropojenik faktörlerin büyük olasılıkla gölü kirlettiğini göstermektedir. Etken kişiler, bir üniversite kampüsünün varlığından dolayı bölgede oluşacak şehirleşmenin uzun vadede göl üzerinde yaratacağı olası etki konusunda da endişe duyuyorlardı.

Teksoy vd. (2017), “Karsak Çayı'ndaki su kalitesini” gözlemlemiş ve “Gemlik Körfezi” üzerindeki etkilerini değerlendirmiştir. Araştırmacılar tarafından analiz edilen sonuçlar, Karsak Çayı'nın organik madde ve ağır metaller tarafından yoğun bir şekilde kirlendiğini göstermektedir. Araştırmacılar, birincil kaynağın bölgedeki endüstriyel atık su deşarjlarından kaynaklanan organik madde ve ağır metaller olduğunu ileri sürmüştür.

Spyra vd. (2017), BMWP ve BMWP (PL) indekslerini uygulayarak Polonya'daki Ruda Nehri kalitesi üzerinde çalışmış ve sonuçları multimetrik endeksle karşılaştırmıştır. Çalışmaları, baraj rezervuarı üzerindeki örnekleme alanlarındaki su kalitesinin kimyasal ve biyolojik parametrelere dayandığını ortaya koymuşlardır. Ayrıca çalışma, bir nehir yatağındaki insan dönüşümlerinin nehir sisteminin flora ve fauna kompozisyonunu etkilediğini ortaya koymuştur. Son olarak araştırmacılar, biyoizleme çalışmaları için en iyi dönem olarak ilkbahar ve sonbaharı önermişlerdir.

Kaban vd. 2018 yılında Endonezya'nın Jambi eyaletindeki Teluk Gölü'nün su kalitesini değerlendirmek için Takson Başına Biyolojik İzleme Çalışma Grubu Ortalama Skoru (BMWP-ASPT) endekslerini kullanmıştır. Aralık 2017'den Mart 2018'e kadar bentik makroomurgasızları örneklemişlerdir. BMWP-ASPT endekslerinin sonuçları, bu çalışmada örneklenen tüm istasyonların kirli olduğunu göstermiştir. Gölün kirliliği, Göl'de ve çevresinde faaliyet gösteren insan etkilerine bağlanmıştır.

Leiva vd. (2019), Şili'deki Kuzey Patagonya Gölü'nün ekolojik karakterizasyonunda Lake Biotic Index (LBI) uygulamasını incelemiştir. Çalışma sonuçları, Göl suyunun fizikokimyasal parametre analizine dayalı olarak, çözünmüş oksijenin yüksek ve tortullardaki organik madde bileşenlerinin düşük olması nedeniyle gölün oligo-öbiyotik durumda olduğunu söylendiğini göstermiştir. LBI sonuçları ayrıca gölün fizikokimyasal parametrelerinin sonuçlarını da desteklemiştir. Araştırmacı, LBI sonuçlarının fizikokimyasal parametrelerle uyumluluğuna dayanarak, LBI'nin lentik ekosistemlerin entegre yönetimi için tamamlayıcı bir araç olarak kullanılmasını önermişlerdir.

Yıldırım (2019), Gelendost Çayı (Afşar, Akçay) üzerinde bazı fizikokimyasal parametreler ve biyotik indeksler kullanarak çayın su kalitesini belirlemek için bir çalışma yapmıştır. Mekansal ve zamansal olarak, biyolojik ve fizikokimyasal parametrelerde değişimler gözlemlenmiştir. Fizikokimyasal parametrelerin ve biyolojik indekslerin sonuçlarına göre, kirlilik seviyesi kaynaktan mansaba doğru artmıştır. Çalışma, antropojenik faktörlerin akarsuyun kirlilik seviyelerine neden olabileceğini göstermiştir. Çalışma, tarımsal atıkların ve tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan akıntıların uygun şekilde bertaraf edilmesini ve Gölü kirliletmemesi için uygun şekilde taranmasını ve arıtılmasını tavsiye etmiştir.

Timm ve Haldna (2019), Dipteran larvalarının ve Oligochaeta'nın yüksek bolluğunun akarsularda ve göl kıyılarında düşük su kalitesine işaret edip etmediğini

bulmaya çalışmıştır. Çalışmada, chironomids ve ceratopogonids yüksek bolluk göstermiş ve sonuçların farklı indeksler kullanılarak daha fazla analiz edilmesi hem göllerde hem de akarsularda düşük su kalitesi göstermiştir. Oligoketler açısından, yüksek bolluk, göl suyunda düşük kaliteyi gösterirken, akarsu suyunda beklenmedik bir şekilde yüksek kaliteyi göstermektedir. Çalışma, çevresel etki değerlendirmesi ve izleme programlarında tatlı su makroomurgasızlarının ve gösterge türlerin kullanımını yeniden doğrulamıştır.

Taşkın vd. (2020), deniz makrofitlerini (makroalgler ve kapalı tohumlular) kullanarak Türkiye kıyı suları üzerindeki antropojenik etkileri değerlendirmek için Ekolojik Değerlendirme İndeksini (EEİ-c) kullanmıştır. Çalışma ayrıca Macroalg-Land Uses Simple Index (MA-LUSI) kullanarak kıyı suları üzerindeki antropojenik baskıları da izlemiştir. Çalışma Türkiye kıyılarından toplam 56 istasyonu kapsamaktadır. Çalışma, örneklenen 56 lokasyonda farklı ekolojik durumları ortaya çıkarmıştır. Onbeşi yüksek ekolojik durumda, 21'i iyi durumda, 6'sı orta durumda, 10'u kötü durumda ve geri kalan 4 istasyon ise kötü ekolojik durumdaydı. MALUSI indeksi, örnekleme alanlarının etrafındaki 1,5 km'lik tampon bölgeyi etkileyen Corine arazi örtüsü haritasından test edilmiştir. Basınç indeksi MALUSI ile EEI-ceqr (eqr: ekolojik kalite oranı) arasındaki ilişki de test edilmiş ve Türkiye sitelerinde MA-LUSI ile EEI-ceqr arasında negatif doğrusal bir ilişki bulunmuştur. Bu nedenle çalışma, Türkiye kıyı sularının geniş bir alanında ekolojik kalite durum sınıflandırması için EEI-c indeksinin kullanılmasını önermektedir.

Kilçik (2020), Demre Çayı'nın fizikokimyasal ve biyolojik yönlerini izlemiştir. Çalışmada toplam 36973 adet benthos toplanmıştır. Çalışma, örneklenen bentik makroomurgasızlara dayalı olarak su kalitesini değerlendirmek ve belirlemek için Belçika Biotik İndeks (BBİ), Familya Biotik İndeks (FBİ), Biyolojik Belirleme Çalışma Sistemi (BMWP), Her Taksonun Ortalama Değeri (ASPT) ve Biotik İndeks (Bİ) biyotik indekslerini kullanmıştır. Çalışma fizikokimyasal parametreler ve biyotik indeks sonuçlarını karşılaştırdığında, elde edilen su kalitesi sınıflarında önemli bir fark vardı. Çalışmada, genel olarak Demre Çayı'nın su kalitesinin iyi olduğu sonucuna varmıştır. Ancak mermer ocaklarının ve tarımsal faaliyetlerin yapıldığı alanlara daha yakın olan istasyonlarda su kalitesi bozulmaktadır.

Dzhurtubaev vd. (2021), Kytai Gölü'nde 2006' dan 2012' ye kadar bentik makroomurgasızlardan örnek alarak, göldeki makrozoobenthosların tür kompozisyonu ve kantitatif özellikleri değerlendirilmiştir. Çalışmada 66 türe ait 272 makroomurgasız tanımlanmıştır. Çalışma, 2009-2009 yılları arasında toplanan makroomurgasız sayısında artış olduğunu, ancak 2010' dan 2012' ye kadar sayıların azalmaya başladığını ortaya koymuştur. Teşhis edilen makroomurgasızların sayısının azalması göldeki su tuzluluğu ve çözünmüş oksijenin artmasıyla sonuçlanmıştır.

Boz (2022), 2021 yılında İzmir'in içme suyu kaynaklarından biri olan epilitik diatomları ve bazı fizikokimyasal parametreleri kullanarak Balaban Çayı'nın su kalitesini belirlemiştir. Numuneler, bir yıl boyunca mevsimsel olarak beş istasyondan numune alınan diatomları toplamıştır. Epilitik diatomlara ait toplam 26 tür ve 45 takson toplanmıştır. Bu çalışmanın analiz edilen sonuçları, derenin iyi su kalitesine sahip olduğunu göstermiştir.

Kızılkaya (2022), Dipsiz-Çine (Muğla-Aydın) Deresi'nin su kalitesindeki değişiklikleri makrozoobentik ve fizikokimyasal parametrelere göre değerlendirmiştir. Çalışmada aşağıdaki fizikokimyasal parametreler (pH, çözülmüş oksijen, sıcaklık, amonyum nitrojeni, nitrit nitrojeni, nitrat nitrojeni, ortofosfat fosforu, toplam sertlik, sülfat sertliği, karbonat sertliği, kalsiyum iyonu ve magnezyum iyonu) analiz edildi. Çalışma ayrıca örneklenen makroomurgasızlara dayalı olarak akarsuyun su kalitesini sınıflandırmak için biyotik indeksler (ASPT, BMWP, Belçika Biyotik İndeksi, Saprobik İndeksi, Kirlilik Tolerans İndeksi ve Aile Biyotik İndeksi) kullanmıştır. Çalışma, kullanılan farklı biyotik indeksler arasında su kalitesi sınıflandırması ve kirlilik seviyesinde farklılıklar gözlemlemiştir.

Dökümcü (2022), bazı fizikokimyasal parametreler ve bentik omurgasızlar kullanarak akarsuyun su kalitesini değerlendirmek amacıyla Riva Çayı'nı (İstanbul) incelemiştir. Çalışmada 96 taksona ait 12028 bentik omurgasız tespit edilmiştir. Çalışma, Riva deresinde yüksek bir fiziksel ve kimyasal kirlilik yoğunluğu gözlemledi. Bu nedenle çalışma, çalışmada bulunan toleranslı türler kullanılarak kirlilik kaynaklarının belirlenmesini önermiştir. Çalışma ayrıca dere suyunun sürekli olarak değerlendirilmesini ve izlenmesini tavsiye etmiştir.

Öztürk vd. (2022), Türkiye'nin Niğde ilindeki "Kara ve Çinili göllerinin bentik makroomurgasız faunasını" araştırmıştır. Çalışmada Kara Göl'de 14 familyaya ait makroomurgasızlardan 30 takson belirlenirken, Çinili Göl'de 7 familyaya ait 11 makroomurgasız takson tespit edilmiştir. Buna ek olarak, çalışma her iki gölde de hiç bildirilmemiş yeni türler gözlemlemiştir.

Huang vd. (2022), Çin'deki Ganjiang Nehir Sisteminin su ekosistemi sağlığını Biyotik Bütünlük Endekslerini (IBI'ler) kullanarak değerlendirmiştir. Çalışma, 2016 ve 2017 yılları arasında Ganjiang Nehri sisteminden toplanan balıkları, makroomurgasızları ve planktonu birleştirmiştir. Topluluk yapılarının çevresel faktörlere tepkisi analiz edildi. Balıklar, makroomurgasızlar ve plankton için IBI'den elde edilen sonuçlar, Ganjiang Nehri sisteminin kirli olmadığını göstermiştir. Ancak, çalışmada izlenen farklı organizma türlerinin IBI değerlerinde önemli bir fark vardı. Ayrıca çalışma, balık türlerini, makroomurgasız türleri ve planktonu etkileyen önemli çevresel değişkenlerin farklılık gösterdiğini gözlemlemiştir. Bu nedenle araştırma, çevresel baskıların su ekosistemleri üzerindeki etkilerine ilişkin daha ayrıntılı ve kapsamlı sonuçlar vereceği için biyoizlemede tek bir grup yerine birden çok grubun önerilmesini önermiştir.

Avram vd. (2022), Romanya'daki Ocnei ve Rotund Göllerinin Parametreleri üzerinde çalışmıştır. Araştırmacılar, insan faaliyetlerinin göllerin bazı fizikokimyasal parametreleri üzerindeki etkisini belirlemek için göllerin su kalitesini değerlendirmeyi ve yüzme mevsimi boyunca gelişimlerini izlemeyi amaçlamışlardır. Çalışma, insan faaliyetlerinin etkisine bağlı olarak parametrelerde bir dalgalanma gözlemledi. Avram vd. ayrıca, gölün nitrit ve nitratlarla kirlenmiş olduğu da gözlemlemiştir ki bu, çalışma gölünü çevreleyen insan faktörlerinin gölün su kalitesini etkilediğinin bir göstergesidir.

Matunguru vd. (2022), gölün su kalitesini değerlendirmek için Albert Gölü, Ituri, Demokratik Kongo Cumhuriyeti'ndeki bayad balığının ekolojisine ilişkin fizikokimyasal parametreler üzerinde çalışmıştır. Yazarlar, Albert Gölü'ndeki tüm örnek istasyonların organik maddelerle kirlendiğini fark etmişlerdir. Ancak gölün

fizikokimyasal özellikleri, su yaşamının devamı için sınırlıydı. Araştırmaya göre, uzun vadede uygun kontrol ve izleme uygulanmazsa, havza çevresindeki arazi kullanımı ve arazi örtüsündeki değişiklikler ve Albert Gölü'nün yan nehirlerinden kaynaklanan kirlilik Gölün biyolojik çeşitliliği için ölümcül olabilir.

2.2. Su Ekosistemlerinin Sedimentlerindeki Ağır Metallerle İlgili Çalışmalar

Ağır metaller, su kalitesi indeksi çalışmalarında önemli olan kimyasal parametreler olan AB Su Çerçeve Direktiflerinde öncelikli bir malzemedir. Lenntech (2004), ağır metalleri, düşük konsantrasyonlarda bile toksik veya zehirli olan, nispeten yüksek yoğunluğa sahip herhangi bir metalik element olarak adlandırmıştır. Antropojenik faaliyetlerden kaynaklanan ağır metaller, su ekosistemindeki ağır metal kirliliğinin birincil kaynaklarıdır. Besin zincirinde toksisiteleri, uzun süreli kalıcılıkları, biyobirikimleri ve biyobüyütmeleri nedeniyle ciddi bir tehdit oluştururlar (Eisler, 1988). Tortu, birçok sucul fauna için doğal yaşam alanıdır ve ayrıca ağır metaller ve polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar) gibi toksik maddeler için bir depolama sistemi görevi görmektedir (Javed vd., 2018). Su çökeltilerinde ağır metallerin varlığı, çökelen sülfatları, hidroksitleri, karbonatları ve organik kalıntılarıyla bağlantılı olabilir ve çökeltilerin bileşenleri haline gelebilir (Paul, 2017). Peng vd'ne göre (2009), su ortamına giren ağır metallerin yaklaşık % 99'u çökeltilere yerleşir. Sonuç olarak, dip çökeltilerindeki ağır metal seviyeleri, üstteki sudaki içeriklerine kıyasla birçok kez daha yüksektir. Bu kadar yüksek seviyeler, antropojenik kirliliğin önemli bir göstergesidir (Goher vd., 2014). Ağır metaller uygun olduğunda tortulardan su sütununa salınır. Bu uygun koşullar, fizikokimyasal ve biyolojik süreçlerden etkilenir (Goher vd., 2014; Rajeshkumar vd., 2018). Bu nedenle, su kütlelerinin tortullarının kalitesini değerlendirmek için çeşitli tortul kalite yönergeleri ve indeksleri geliştirilmiştir.

Özmen vd. (2004) "Hazar Gölü'nün yüzey suyu ve çökeltilesindeki ağır metallerin ve brüt doğal radyoaktivitenin konsantrasyonunu" ölçmüştür. Bu çalışmada izlenen ağır metaller, Dünya Sağlık Örgütü, Avrupa Topluluğu, USEPA ve su ve tortulardaki ağır metal konsantrasyonları için Türk düzenleyici standartları dahilindeydi. Çalışmadan elde edilen sonuçlar, Hazar Gölü'nün ağır metallerle kirlenmediğini göstermiştir.

Duman vd. (2006), Sapanca Gölü'nden örneklenen yüzey çökeltilerinin Pb, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn ve Cd konsantrasyonlarının mevsimsel değişimlerini belirlemek için araştırmışlardır. Araştırmacılar, incelenen metallerin çoğunda mevsimsel değişiklikler bildirdiler. Ayrıca, çalışma, yüzey çökeltilesindeki Cu ve Ni konsantrasyonlarının beklenen en düşük seviyelerden yüksek olduğunu bulmuştur. Ancak, gölün henüz ağır metallerle kirlenmediği sonucuna varmıştır.

Kır vd. (2007) "Kovada Gölü su ve tortullarındaki bazı ağır metallerin mevsimsel değişimleri" üzerinde çalışmışlardır. Çalışma hem su hem de tortularda en yüksek ağır metal konsantrasyonlarını yaz aylarında kaydetmiştir. Yazın Fe konsantrasyonu ve ilkbaharda Zn konsantrasyonu dışında, su ve tortudaki ağır metal, Kovada Gölü ekosistemi için yakın bir risk oluşturmamaktadır.

Pertsemli ve Voutsas (2007), Doirani ve Kerkini göllerinde ağır dağılımını inceledi. Çalışma sonuçları, Doirani Gölü'nün suda Kerkini Gölü'nden daha yüksek ağır metal konsantrasyonlarına sahip olduğunu, Kerkini Gölü'nün ise tortularda Doirani

Gölü'nden daha yüksek metal konsantrasyonlarına sahip olduğunu göstermiştir. Göl tortullarındaki metal konsantrasyonları kritik düzeyde olmasa da su numunelerindeki Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn konsantrasyonları su yaşamı için kronik tatlı su kalite kriterlerinin üzerinde çıkmıştır.

Öztürk vd. (2008), Demirköprü Baraj Gölü'nden yüzey suyu, tortu ve *Cyprinus carpio*'yu ağır metallerin varlığı açısından analiz etmiştir. Sonuçlar, ağır metal konsantrasyonlarının, tatlı sudaki ağır metaller için DSÖ sınırları ve diğer uluslararası ve yerel yönergeler dahilinde olduğunu göstermiştir.

Jumbe ve Nandini (2009), “Bangalore'daki kentsel göllerin ağır metal kirlenme derecesini ve bunun tortu kalitesi üzerindeki etkilerini” değerlendirmiştir. Çalışmada, sediman örneklerini Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Pb, Ni ve Zn'nin varlığı açısından analiz etmek için atomik absorpsiyon spektrofotometri teknikleri kullanılmıştır. Çalışmanın sonuçları, Cu'nun tortullarda en yüksek kirlilik seviyesine sahip olduğunu göstermiştir. Jeobirikim Endeksinin sonuçları, Gölün ağır metallerle orta derecede kirlendiğini göstermiştir. Bangalore sulak alanlarının kirlenmesine karşı alınan azaltıcı önlemlere rağmen ağır metallerin yüksek konsantrasyonlarda uzun süreli varlığının önlemlerin düzeltilmesi ve yeni bir önlem alınması gerektiği sonucuna varılmıştır.

Kankılıç vd. (2013), üç numune alma yerinden Kapulukaya Baraj Gölü sedimanarındaki Al, Fe, Mn, Cr, Ni, Zn, Co, As, Pb, Cu, Mo, Hg ve Cd konsantrasyonlarını değerlendirmiştir. Çalışma, baraj gölünün kirlilik seviyesini belirlemek için zenginleştirme faktörü (ZF) ve karşılık gelen tortul kalite kılavuzlarını kullanmıştır. ZF sonuçları, antropojenik faaliyetlerin, baraj gölü tortullarında çalışılan ağır metallerin çoğunun konsantrasyonlarına etkide bulunduğunu göstermiştir.

Zhao vd. (2014), göl sedimanlarındaki ağır metal konsantrasyonları ile ilişkili mevsimsel değişiklikleri belirlemek için Ulansuhai Gölü 2009'daki 10 bölgeden numune almıştır. Gölün ağır metal kirliliği derecesini değerlendirmek için jeobirikim indeksini kullanmışlardır. Jeobirikim index analizinin sonuçları, yazın kışa göre daha yüksek kirlilik derecelerine sahip olan cıva ve arsenik dışında, metallerin çoğunun kışın yaza göre daha yüksek kirlilik seviyelerine sahip olduğunu göstermiştir. Çalışma ayrıca fizikokimyasal parametrelerin Göl'deki ağır metal konsantrasyonları ile negatif korelasyon gösterdiğini ortaya koymuştur. Bu nedenle çalışma, Hg ve Cd'nin incelenen metaller arasında daha ciddi bir kirlilik riski oluşturduğu sonucuna varmıştır.

Kaptan ve Tekin-Özan (2014), Eğirdir Gölü'nün suyu ve sedimanında yaşayan sazanın bazı doku ve organlarındaki “bazı ağır metallerin (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se ve Zn) konsantrasyonlarını belirlemek için bir çalışma yapmışlardır. Sonuç olarak, Mn ve Pb konsantrasyonları su örneklerinde en yüksek ve en düşük iken, Fe ve Cd konsantrasyonları sırasıyla en yüksek ve en düşük konsantrasyonları sediman örneklerinde göstermiştir.

Jonathan vd. (2016), Çad Gölü'nün Nijerya bölgesindeki ağır metal konsantrasyonlarını, gölün tortullarındaki ağır metal kontaminasyonunu değerlendirmek için incelemiştir. Çalışma, ağır metal tortu örneklerini analiz etmek için XRF spektrometre tekniğini benimsemiştir. Değerlendirme sonuçları, çalışılan metallerin arka plan değerleri ile karşılaştırılmıştır. Çalışmanın bulguları, göl çökeltilerinin arsenik ve kurşunla yüksek oranda kirlendiğini göstermiştir. Araştırmacılar, göl çökeltilerindeki

ağır metallerin yüksek metal konsantrasyonlarını bölgesel faktörlere ve insan etkilerine bağlamışlardır.

Tunca, 2016 yılında su ve sedimanlarda ağır metal birikimi ve Beyşehir Gölü sedimanlarının ağır metallerle kirlenmesinde antropojenik faktörlerin etkisinin değerlendirilmesi üzerine çalışmıştır. Çalışmada, istasyonlardan biri, orta derecede kirlilik seviyesi gösteren arsenik dışında tüm çalışma metalleri tarafından yoğun bir şekilde kontamine olmuştur. Potansiyel ekolojik risk indeksi, Gölün tortullarındaki ağır metal konsantrasyonlarının, gölü engelleyen flora ve fauna için tehlike oluşturduğunu göstermiştir.

Arslan vd. (2016), bentik faunayı belirlemek ve Sapanca Gölü'nün su kalitesini değerlendirmek için Haziran 2011 ile Aralık 20113 arasında dokuz istasyondan numune toplamıştır. Çalışma, Oligochaeta'nın sırasıyla 19 ve 20 takson ve türünü tanımlamıştır. İzlenen fizikokimyasal parametreler ve bu çalışmada kullanılan biyotik indekslere göre Sapanca Gölü kontamine olarak sınıflandırılmıştır. Çalışma aynı zamanda Oligochaeta türlerinin bileşiminde on yıl önceki bir çalışmaya kıyasla bir değişiklik gözlemlemiştir.

Akın ve Kırmızıgül (2017) “Gökçekaya Baraj Gölü'nün yüzey çökeltilerindeki mevsimsel ağır metal kirliliğini ve kökenlerini” incelemişlerdir. Sediman numunelerindeki ağır metallerin mevsimsel analizi, izlenen metaller arasında aşağıdaki değişimi göstermiştir: $Fe > Zn > Cr > Ni > Cu > Pb > Co > As > Cd$. Çalışmanın sonuçlarından elde edilen sediman kalite indeksine (SDİ) göre, göl sedimanları “çok kirlili” olarak sınıflandırılmış ve antropojenik faaliyetler göl sedimanlarının As, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn ile kirlenmesine etkide bulunmuştur. Çalışmadan elde edilen zenginleştirme faktörü ve jeoakümüasyon indeksi değerleri (I_{geo}) indeks değerleri, Gölün ağır metal kirlenme kaynaklarının insan faktörlerinden kaynaklandığına dair MVA sonuçlarını desteklemektedir.

Goher vd. (2019), “Mısır'daki Nasır Gölü ve Nil Nehri'ndeki ağır metal içerikleri” üzerine bir genel bakış çalışması yürütmüştür. Çalışma, su ortamındaki ağır metallerin doğası, kaynakları ve etkileri ile Mısır'daki Nasser Gölü ve Nil Nehri'nin su ve tortularındaki ağır metal konsantrasyonundaki uzun vadeli değişikliklere odaklanmıştır.

Algül ve Beyhan (2020), Bafa Gölü'nün sığ çökeltilerindeki ağır metallerin konsantrasyonlarını ve kaynaklarını belirlemek için Türkiye'de Bafa Gölü'nde bir çalışma yürütmüştür. Çalışma, değerlendirme için öncelikli dokuz ağır metal belirlemiştir. Çalışmanın sonuçları, değerlendirilen metaller arasında demirin (Fe) en yüksek ortalama konsantrasyona sahip olduğunu, kadmiyumun (Cd) ise en düşük ortalama konsantrasyona sahip olduğunu göstermiştir. Tortu kalite yönergelerine ilişkin sonuçların analizi, Cr, Cu ve Ni' nin göl ekolojisi için ciddi bir kirlilik tehdidi oluşturduğunu göstermiştir. Aktörler tarafından yapılan çok değişkenli analiz, Göl'deki önemli Cu, Fe, Mn, Pb ve Zn kaynaklarının doğal kaynaklar olduğunu göstermiştir. Buna karşılık, Göldeki birincil Cd kaynağı insan kaynaklarıdır. Çalışma ayrıca göl tortusundaki Ni ve Cr konsantrasyonlarının doğal ve beşeri faktörlere atfedilebileceğini bildirmiştir.

Onjefu vd. (2020), Namibya'nın Erongo bölgesindeki Omaruru Nehri'nin tortularındaki ağır metal konsantrasyonunu değerlendirmiştir. Çalışma, nehrin çökeltilerindeki Mn, Cr, Cu, Ni, Fe, As ve Al konsantrasyonlarını değerlendirmek için

Endüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrofotometresini kullanmıştır. Çalışma sonuçları, nehir tortulunun Cr ve As ile yoğun bir şekilde kirlendiğini göstermiştir. Çalışma, insan faaliyetlerinin Omaruru Nehri havzası boyunca tortuya ağır metal girdilerini etkilediği sonucuna varmıştır.

Niu vd. (2020), “Çin, Taihu Gölü'nün yüzey çökeltilerindeki ağır metal kirliliği ve kaynaklarının meta-analizini” gerçekleştirmiştir. Jeo-birikim indeksleri, Taihu Gölü sedimanlarının en kritik kirleticisinin Cd olduğunu göstermiştir.

Malsiu vd. 2020' de “Kosova Badovci Gölü sedimanları ve sularındaki ağır metal konsantrasyonlarını” değerlendirmek için fraksiyonasyon yöntemini kullanmıştır. EC 98/83 yönergelerine göre, örnekleme alanlarının bazılarında Al, Fe ve Mn içme suyu için güvenlik sınırlarını aşmıştır. Tortulardaki toplam Cr, Cu, Ni, Pb ve V içeriği New Dutch List'in hedef değerlerini aşmıştır. Kontaminasyon faktörü (ZF) ve jeoakümüilasyon indeksi (I_{geo}) kirlilik indeksleri, çalışılan bazı ağır metallerin gölü orta derecede kirlettiğini göstermiştir. Sonuçlar ayrıca, kirlilik yükü indeksi (KYİ) birden fazla (>1) olduğu için Gölün kalitesinin sürekli olarak bozulduğunu da göstermiştir. Çalışma, gölün suyu ve tortusu için düzenli bir izleme programı önermiştir.

Köse vd. (2020) sediment ve balıklardaki ağır metal konsantrasyonları kullanarak Sakarya Nehri, Sarıyar, Gökçekaya ve Yenice Baraj Göllerinin ekolojik kalitesi değerlendirmiştir. Çalışmanın sonuçları, balığın solungaçlarının ve karaciğerlerinin kaslardan daha fazla ağır metal biriktirdiğini ortaya koymuştur. Yenice Baraj Gölü'nden alınan çalışılan balıkların kaslarındaki Zn konsantrasyonu, Türk mevzuatı ve FAO tarafından belirtilen izin verilen sınırın üzerindeydi. Ayrıca yağışlı mevsimlerde tortul örneklerinde Cr ve Ni seviyeleri kurak mevsimlerde daha yüksek, Cr ve Ni konsantrasyonları ise tortul kalite yönergelerinden daha yüksek bulunmuştur.

Shah vd. (2021), Keşmir Vadisi' ndeki Dal Gölü'nün yüzey çökeltilerindeki ağır metal konsantrasyonu ve bununla ilişkili ağır metal konsantrasyonlarının ekolojik riski üzerinde çalışmıştır. Ağır metal konsantrasyonlarının Jeo-birikim indeksi (I_{geo}) ve zenginleştirme faktörü (ZF) analizi, tortulların Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Fe ve Mn bakımından orta derecede zenginleştiğini göstermiştir. Sonuçlar, antropojenik faaliyetlerin Dal Gölü ekosistemini değiştirmede önemli bir etkiye sahip olduğunu vurgulamaktadır.

Githaiga vd. (2021) “Kenya’ daki sekiz büyük gölde su kalitesini, ağır metallerin (HM'ler) konsantrasyonlarını ve sağlık risklerini” değerlendirmiştir. Çalışma, göllerin su kalitesini değerlendirmek için su kalitesi indeksi (SKI) ve kirlilik değerlendirme indeksi (PEI) kullanmıştır. Ek olarak, ağır metallerin yutulmasının insanlar için oluşturduğu riski belirlemek için tehlike katsayıları (HQ) ve tehlike indeksi (HI) kullanılmıştır. Çalışmadan elde edilen çok değişkenli analiz, incelenen göllerdeki Pb, Cr, Ni ve Se kaynaklarının, başta tarımsal ve kentsel akış olmak üzere antropojenik faaliyetler olduğunu göstermiştir.

Ustaoglu vd. (2022) göl çökeltilerindeki ağır metallerin (HM) dağılımlarını, olası kaynaklarını ve sağlık risklerini belirlemek için Sera Gölü Tabiat Parkı üzerinde çalışmıştır. Çalışmadan, yalnızca Mn konsantrasyonu ortalama şeyl değerinin (850 mg/kg) üzerinde olduğu çıkarılmıştır. Her bir metal için tehlike indeksi (HI) ve tehlike katsayısı (HQ) değerleri, yetişkinler ve çocuklar için 1 eşiğinin altındaydır. Ayrıca, Cd, Cr, Pb ve As'nin yaşam boyu kanserojen risk (LCR) değerleri daha düşük kanserojen risk ($LCR < 10^{-4}$) göstermiştir. Çalışma, Sera Gölü Tabiat Parkı çökeltilerinin

rekreasyonel kullanım için insan sağlığı açısından güvenli kabul edilebileceği sonucuna varmıştır.

Güzel vd. (2022) "İstanbul, Türkiye'deki göl çökeltilerindeki KOK'ların ve ağır metallerin mekansal dağılımı, kaynak tanımlaması ve ekolojik risk değerlendirmesi"ni incelemiştir. Örneklenen istasyonlar arasından Kazandere ve Papuçdere Barajı çökelleri pirojenik kaynaklardan etkilenmiştir. CD, CF, PLI ve I_{geo} indekslerine göre, Pb ve Zn, numune alınan istasyonların çoğunda orta derecede kirlilik seviyelerine sebep olmuştur. Bununla birlikte, çalışma, As, Cr, Cu ve özellikle Ni ve Zn konsantrasyonlarının, çalışılan göllerin sedimanlarının su organizmaları ve sediman kaliteleri için önemli bir toksik risk sergilediğini bildirmiştir.

2.3 Karacaören-I Baraj Gölü'nde Daha Önce Yapılmış Olan Çalışmalar

Çubuk ve Balık (1997), Karacaören I Barajı Gölünde balık türleri ve yoğunluklarının belirlenmesi amacıyla bir çalışma yapmış; çalışma Ocak-Kasım 1997 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Çalışmada Baraj Gölü'nde sekiz türe ait 331,4 kg balık yakalanarak teşhis edilmiştir. Bu çalışmadan tespit edilen balık türleri *Cyprinus carpio*, *Carassius carassius*, *Vimba vimba tenella*, *Stizostedion lucioperca*, *Barbus capito pectoralis*, *Capoeta capoeta angorea*, *Carassius auratus* ve *Anguilla anguilla*'dır.

Becer vd. (1998), Karacaören I Baraj Gölünde yaşayan *Carassius carassius*'un bazı üreme özelliklerini incelemiştir. Çalışma, Gölde yaşayan *Carassius carassius*'un erkek-dişi cinsiyet oranının % 48,83'e % 51,7 olduğunu bildirerek, incelenen balık türlerinin dişi popülasyonunun baraj gölündeki erkek popülasyonundan daha yüksek olduğunu göstermektedir.

Kır (1998), Karacaören I Baraj Gölü'nde yaşayan üç balık türünün (*Cyprinus carpio*, *Carassius carassius* ve *Barbus capito pectoralis*) büyümesini ve parazitlerini incelemiştir. Araştırmacı ayrıca baraj gölünün su kalitesini de gözlemlemiştir. Çalışma, gölün ötrofik benzeri özelliklere sahip olduğunu ve baraj gölünde kirlilik belirtileri gösterdiğini bildirmiştir.

Çubuk (1998), Karacaören I Baraj Gölü'nün balıkçılık faaliyetlerine uygunluğunu belirlemek için bazı fizikokimyasal parametreleri değerlendirmiştir. Sonuç olarak araştırmacı baraj gölünün balıkçılık için uygun olduğunu bildirmiştir. Araştırmacı ayrıca göldeki balık stoku ve tür dağılımını da inceleyerek baraj gölü balık stokunun sürdürülebilmesi için her yıl 1 Şubat-15 Haziran tarihleri arasında tüm balıkçılık faaliyetlerine kapalı sezon ilan edilmesini önermiştir.

Becer (1999), bazı biyolojik popülasyon özelliklerini incelemek için Ekim 1996 ile Nisan 1998 arasında Karacaören I Baraj Gölü'nden *Stizostedion lucioperca* ve *Vimba vimba tenella* örnekleri toplamıştır. Ayrıca çalışmada incelenen balık türlerinin üreme, beslenme özellikleri ve ölüm oranları ile stok analizlerini çalışmıştır.

Balık vd. (2000), Karacaören I Baraj Gölü'ndeki *Carassius auratus* ve *Vimba vimba tenella* popülasyonlarının yaş, ağırlık ve uzunluk bileşimleri ile kondisyon faktörlerini incelemiştir.

Ertan vd. (2000), Karacaören I Baraj Gölü'nün alg florasını ve su kalitesini belirlemiştir. Çalışmada alg florasına ait 28 takson belirlenmiştir (11 Bacillariophyta, 8

Chlorophyta, Chrysophyta' dan 3, Cyanophyta' dan 5 ve Pyrrophyta' dan 1). Ek olarak, araştırmacılar baraj gölünde eser düzeyde nitrat ve fosfat konsantrasyonları bildirmişlerdir.

Karavaşin ve Yıldırım (2001), Karacaören I Baraj Gölü'nün bentik faunasını incelemişlerdir. Çalışma için örnekler Haziran 1997 ile Nisan 1998 tarihleri arasında toplanmıştır. Araştırmacılar, iki türe sahip Oligochaeta (*Tubifex* sp., *Polygordius* sp.), iki türe sahip Gastropoda (*Gyraulus albus*, *Falsipyrghula pfeiferi*), bir Bivalvia (*Dreissena polymorpha*) türü ve Diptera'ya ait dört tür (*Chironomus plumosus*, *Chironomus thummi*, *Cryptochironomus defectus*, *Procladius* sp.) olmak üzere dört taksona ait dokuz farklı tür bildirmişlerdir.

Balık ve Çubuk (2001), Karacaören I Baraj Gölü'nde yaşayan *Sander lucioperca* ve *Cyprinus carpio* popülasyonlarının üreme özelliklerini araştırmışlardır. Çalışma, *Cyprinus carpio*' nun yumurtalarını nisan ve mayıs ayları arasında, *Sander lucioperca*'nın ise Mart ve Nisan ayları arasında yumurtladıklarını bildirmiştir. Türkiye'deki diğer göllere kıyasla bu baraj gölünde yaşayan bu balık türleri, baraj gölünün yüksek sıcaklıklarından dolayı erken yumurtlamaktadır.

Barlas ve Kır (2001) tarafından Eylül 1996- Ağustos 1998 tarihleri arasında Karacaören Baraj Gölü'nün su kalitesinin ve gölde yaşayan bıyıklıların ektoparazit ve endoparazitlerinin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmada, baraj gölünün erken dönem ötrofik göl elementlerini içerdiği ve göldeki besin bileşenlerinin yüksek olduğu söylenmiştir.

Diler ve Becer (2001), "Karacaören I Baraj Gölü'nden toplanan *Vimba*'nın (*Vimba vimba tenella* (Nordmann, 1840)) kimyasal bileşimi ve et kalitesi" üzerinde çalışmışlardır.

Balık ve Çubuk (2002) tarafından Karacaören-I Baraj Gölü'nde yaşayan sazan ve turna levreğinin popülasyon büyüklüğü dağılımı ve kondisyon faktörlerinin incelendiği bir diğer çalışmada uzatma ağıları kullanılarak toplam 169 sazan ve 191 turna levreği yakalanmıştır.

Kalyoncu vd. (2005), Aksu Nehri kollarının ve Karacaören I Baraj Gölü'ne dökülen Isparta Çayı'nın su kalitesini değerlendirmiştir. Çalışmada, Aksu Nehri'nden baraj gölüne akan suyun arıtılmamış atık su içerdiği ve bunun önlenmesi için uygun önlemler alınmadığı takdirde baraj gölünün suyunu kirletebileceği kaydedilmiştir.

Gülle (2005), Karacaören I baraj gölü (Burdur) planktonunun taksonomisini ve ekolojisini incelemiştir. Çalışma, Gölün planktolojisi ve limnolojisine odaklanmıştır. Çalışmada fitoplanktondan 93, zooplanktondan 61 takson kaydedilmiştir. Çalışma süresince izlenen suyun fizikokimyasal parametreleri standart limitler içerisinde bulunmuştur. Su kalitesine göre, çalışma Gölü II. sınıf su ve mezotrofik bir göl olarak sınıflandırmıştır. Gülle, göl suyunun insan kullanımına uygun olduğu ve su yaşamını destekleyebileceği sonucuna varmıştır.

Becer Özvarol (2006), Karacaören I Baraj Gölünden Ekim 1996 ile Nisan 1998 tarihleri arasında 415 adet sudak balığının mide içeriğini incelemek için yakalamıştır. Örneklenen 415 sudak balığından 94'ü, örneklenen balıkların yaklaşık % 21,2' sinin midesi boşken, geri kalan % 78,8'i balığın beslendiği 14 farklı organizma türü

içermekteydi. Balıkların beslendiği tespit edilen 14 organizma türünün yaklaşık % 91,68' ini eklembacaklılar oluşturmaktadır.

Becer Özvarol ve İkiz tarafından 2008 yılında Karacaören I Baraj Gölü' nde yaşayan sudak popülasyonunun avlanma sezonundaki ölüm oranını belirlemek amacıyla yayınladıkları bir diğer çalışmada ise balıkların % 37,5'inin bu dönemde öldüğü gözlemlenmiştir. Yaptıkları araştırmalara göre Karacaören I Baraj Gölü'nde yaşayan turna levreği popülasyonunun % 19,88'i insanlar tarafından yapılan avlanmadan, % 17,62'si ise doğal etkenlerden ölmüştür.

Karabacak (2010), *Sander lucioperca*'nın Karacaören I Baraj Gölü'ndeki popülasyon yapısını değerlendirmiş ve sonuçları aynı balık türleri üzerinde daha önce Karacaören I baraj Gölü'nde yapılmış ilgili çalışmalarla karşılaştırmıştır. Araştırma sırasında, araştırmacı tarafından 15 Mart 2009 - 15 Haziran 2009 tarihleri arasındaki kapalı avlanma sezonunda özel izin alınmıştır. Sonuç olarak, bu çalışma sırasında 113 levrek (42 erkek ve 71 dişi) yakalanmış ve incelenmiştir.

Kalyoncu vd. (2012), Türkiye'de Işıkli Baraj Gölü ve Karacaören I Baraj Gölü'nden beş balık türünün kaslarındaki ağır metal ve metal düzeylerini belirlemişlerdir. İki gölden beş balık türünde "Zn, Pb, Bi, Cd, Ni, Co, Fe, Mn, Mg, Cu, Cr, Ca, Sr, Na, Li, K" adlı aşağıdaki ağır metalleri araştırmışlardır. Sonuç olarak, çalışılan balık türlerinin farklı organlarında farklı seviyelerde ağır metaller tespit edilmiştir. Bu nedenle, bu çalışmadan ağır metallerin balıkların vücut ve organ dokularında biyolojik olarak birikebileceği sonucuna varılabilir.

Ülkü (2016), Karacaören I Baraj Gölünde bulunan "mikrosistin seviyesi ve siyanobakteriyel floranın belirlenmesini araştırmıştır. Araştırma çalışması Temmuz 2013 ile Haziran 2014 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Baraj gölünün su kalitesi de değerlendirilmiştir. Çalışmanın sonuçları, bu çalışmada kaydedilen en düşük yüzey suyu sıcaklığının Aralık 2013 ve Ocak 2014' te 11,2°C olduğunu, en yüksek yüzey suyu sıcaklığının ise 31°C ile Temmuz 2013' te kaydedildiğini göstermiştir. C, yüzey suyu pH'ı 7,73 ve 9,25 arasında değişmektedir. Çözünmüş oksijen içeriği 5,33 mg/L ile 10,28 mg/L arasında değişmiştir. İletkenlik 331,55 ila 341,5 µs/cm arasında değişmiştir; şeffaflık seviyesi ortalama 3 m civarında, askıda katı madde 5,8- 26,1 mg/L, toplam sertlik 147 - 153 mg/L, alkalilik 138,5 - 160 mg/L, klorofil-a 27,12 - 6,38 mg/L, toplam nitrojen içeriği 0,19 mg ila 0,61 mg/L' dir.

Süel vd. (2018), Karacaören I Baraj Gölü çevresinde görülen kuş türlerinin tespiti ve popülasyonların korunmasına yardımcı olacak envanter verilerinin üretilmesi amacıyla "Karacaören I Baraj Gölü kuş faunası" üzerinde çalışmıştır. Araştırmacılar, baraj gölü çevresinde 72 kuş türü olduğunu bildirdi. Bu türler 14 kuş takımına aittir. Çalışma ayrıca, Karacaören I Baraj Gölü'nün birçok kuş türüne ev sahipliği yapması ve popülasyonlarının korunmasına yardımcı olması bakımından oynadığı önemi vurgulamaktadır.

Yalım vd. (2020), "Karacaören I Baraj Gölü ile Isparta Çayı ve Göksu Deresi mansabındaki farklı istasyonlarda koliform ve fekal koliform bakteri yoğunluklarının mevsimsel değişimlerinin izlenmesi ve seviyesinin belirlenmesi amacıyla Isparta Çayı ve Göksu Çayı'nda bakteriyolojik kontaminasyon bildirmiştir. Çalışma sonuçlarına göre Isparta Çayı ve Göksu Deresi, Türk Yüzey Suyu Kalitesi Yönetmeliği ve Türkiye Kıta Yüzeyi Kalite Kriterlerine göre III. sınıf ve IV. sınıf su türleri arasında yer almaktadır.

Gülle vd. (2020), "Türkiye'de Baraj Gölü Ekosisteminde Dinoflagellat *Peridiniopsis* cf. *cunningtonii* (Lemmermann) Lemmermann'ın patlamasını incelemişlerdir. Çalışma, Baraj Gölündeki dinoflagellatların yüksek yoğunluklarını bildirmiştir. Dinoflagellatların çoğalması birçok balığın ölmesine de yol açmıştır. Isparta Çayı'nın kentsel atıklarının ve Göksu Çayı'nın su ürünleri atıklarının alg çoğalmalarından sorumlu olabileceğini düşünen araştırmacılar, gerekli önlemlerin alınmaması durumunda baraj gölü ve su kaynaklarında alg çoğalmasının gelecekte tekrarlama olasılığı olduğu uyarısında bulunmuştur.

Bu çalışmada, Karacaören I Baraj Gölünün su kalitesi, göl'de yaşayan makroomurgasız popülasyonlarının bolluğu, dağılımı ve çeşitliliği değerlendirilerek incelenmiştir. Çalışma ayrıca Karacaören I Baraj Gölü'ndeki bazı fizikokimyasal parametreler ve uluslararası ve ulusal öneme sahip ağır metallerle ilişkili mevsimsel değişimleri de izlemiştir. Baraj gölünün su kalitesini sınıflandırmak için bazı biyotik indeksler de kullanılmıştır. Bu çalışma, Karacaören I Baraj Gölü'nün makroomurgasızları, ağır metalleri ve fizikokimyasal parametrelerini kullanan ilk biyolojik izleme çalışması olması nedeniyle önemlidir.

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Çalışma Alanı

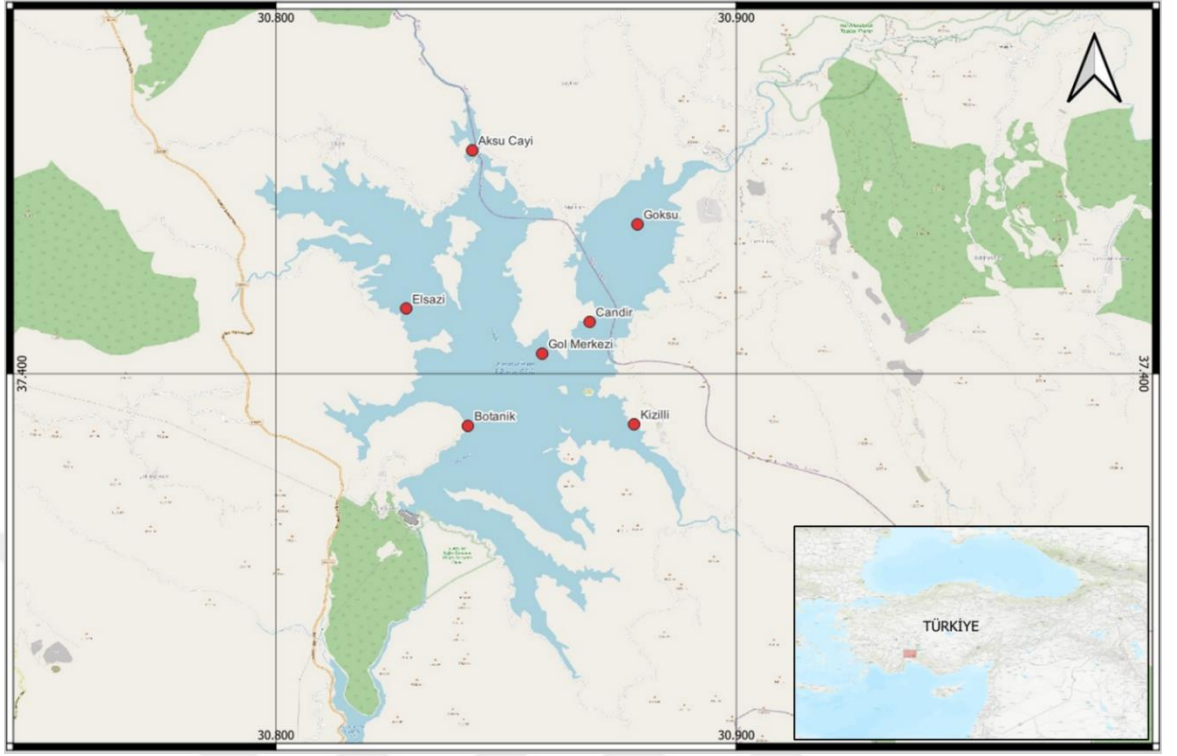
Karacaören I Baraj Gölü, Isparta ve Burdur illeri sınırları içinde, Bucak'ın 35 km güney doğusunda (Özvarol ve İkiz, 2008) ve Isparta ilinin Sütçüler ilçesinin 28 km güneybatısında yer almaktadır. Göl, Türkiye'nin Akdeniz bölgesinde, 37.3974° K enlem ve 30.8556° D boylamında bulunmaktadır. Baraj, sulama, sel önleme ve enerji üretimi amacıyla 1989 yılında Aksu Nehri üzerine inşa edilmiştir. Barajın hacmi 1234 hm³ ve rezervuar alanı 4550 hektardır (Süel vd., 2018); Karacaören I Baraj Gölü, Sütçüler ilçesinin Çandır, Melikler, Şeyhler gibi köylerinin su kaynağı olarak hizmet vermektedir (Süel vd., 2018). Gölün başlıca su kaynakları Göksu Kaynağı, Aksu Deresi, Kızıllı Deresi, Ballıktas Deresi, Köy Deresi, yağmur suyu, kar ve yakındaki köylerden gelen akarsu suyudur (Özvarol ve İkiz, 2009). Barajın yıllık enerji üretimi 142 GWh/yıl olarak gerçekleşmektedir (Süel vd., 2018). Bu gölün sunduğu hizmetlere ek olarak, kafes balıkçılığı da burada yapılmaktadır. Karacaören I Baraj Gölü'nde bir ada ve bir yarımada bulunmaktadır. Ada alanı 6 hektar, yarımada alanı ise 18 hektardır. Gölün yüzey suları kışın 10°C' ye düşerken yazın 27- 28 °C' ye yükselir. Ilıman bir bölgede bulunduğundan, gölde donma olayı rapor edilmemiştir.

3.2. Örneklem İstasyonlarının Tanımı

Karacaören I Baraj Gölünün makroomurgasızlar ve su kalitesi üzerindeki antropojenik etkilerini incelemek amacıyla yapılan örneklem çalışması, hava koşullarının nispeten sabit olduğu sabah saatlerinde iki aylık periyotlarla bir yıl boyunca (Ocak 2022'den Aralık 2022'ye kadar) gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma için yedi örneklem noktası seçilmiştir (Şekil 3.1, Çizelge 3.1). Örneklem noktalarının seçim kriterleri, baraj gölünün giriş ve çıkış bölgelerine dayalıdır; endüstriyel faaliyetlerin atık deşarjlarına ilişkin coğrafi yakınlığı; turizm tesislerinin, tarımsal faaliyetlerin ve su ürünleri yetiştiriciliği faaliyetlerinin yakınlığı; drenaj desenleri ve göle erişilebilirlik temel alınmıştır.

Çizelge 3.1. Örneklem istasyonlarının coğrafik koordinatları

Örneklem istasyonları	Koordinatları	
1. Botanik/Saklı Göl Evleri	K 37°23'19.11012"	D 30°50'30.3072"
2. (Kızıllı)	K 37°23'20.34564"	D 30°52'40.33812"
3. (Çandır)	K 37°24'40.37976"	D 30°52'5.57652"
4. (Göksu Deresi)	K 37°25'56.63568"	D 30°52'43.04352"
5. (Merkez Alan)	K 37°24'15.54876"	D 30°51'28.4868"
6. (Aksu Deresi)	K 37°26'54.51648"	D 30°50'33.7308"
7. (Elsazı)	K 37°24'50.91264"	D 30°49'42.06936"



Şekil 3.1. Karacaören I Baraj Gölü örnekleme istasyonlarının haritası

3.2.1. Botanik/Saklı Göl Evleri istasyon (1. istasyon)

Bu istasyon deniz seviyesinden 285 m yükseklikte ve $37^{\circ}23'19.11012''$ K enlemi ile $30^{\circ}50'30.3072''$ D boylamı arasında yer almaktadır. Bu alan, baraj gölü çevresindeki turistik merkezde bulunmaktadır. Rekreasyon merkezleri, restoranlar ve kulübeler bulunmaktadır. Bu bölgede diğer tesisler arasında, balıkçı teknelerinin yakıt istasyonları, balık yemi depoları ve güvenlik gözetleme noktaları gibi ofis olarak kullanılan asma evler bulunmaktadır. Yakınlarda sera tesisleri ve konut binaları da bulunmaktadır. Bu alan, Karacaören I baraj gölüne başlıca erişim noktasıdır (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Botanik/Saklı Göl Evleri istasyon görüntüleri (Orijinal)

3.2.2. Kızıllı istasyonu (2. istasyonu)

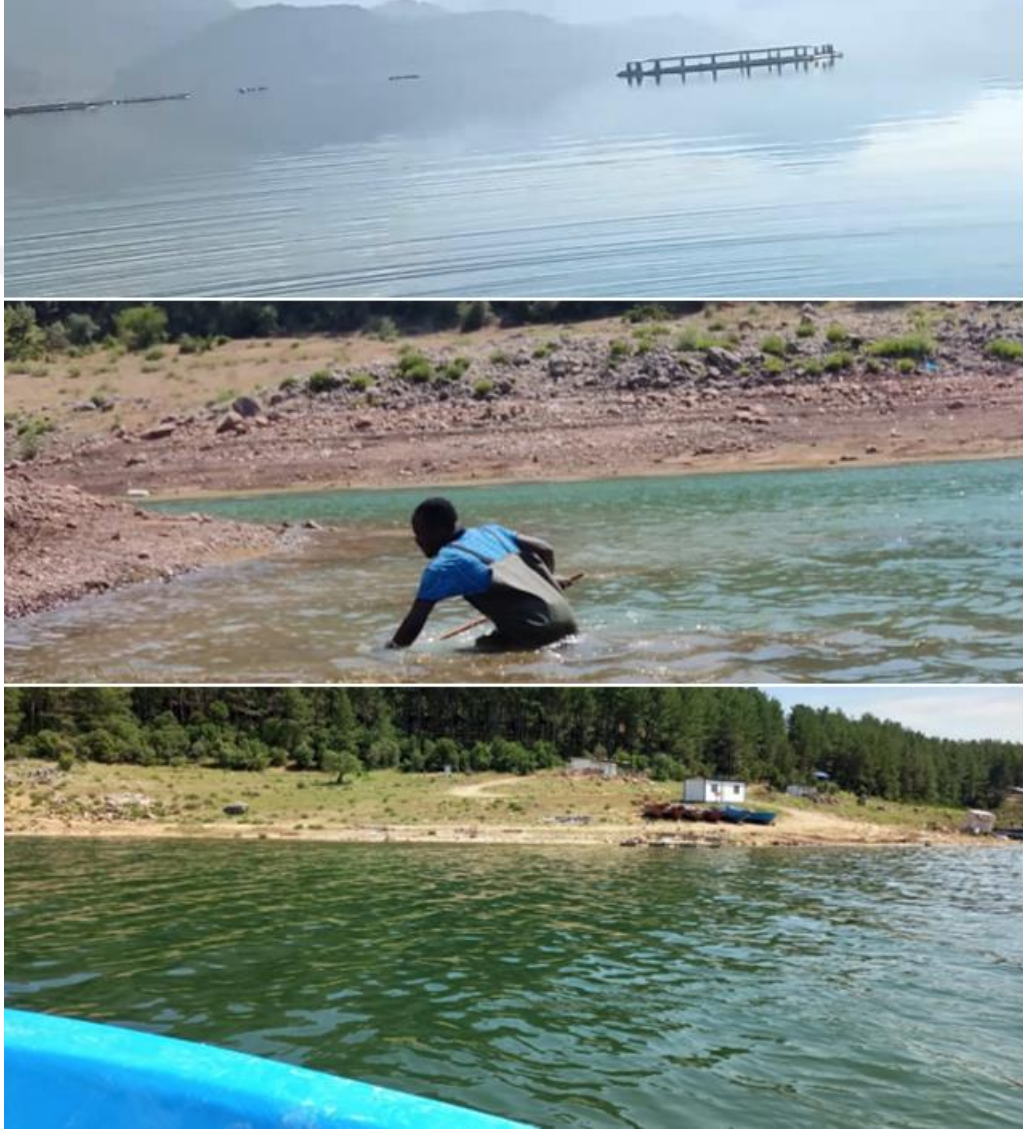
Bu istasyon, baraj gölünün yeniden şarj edildiği noktalardan biri olan Kızıllı köyüne daha yakın olan baraj gölünün bir bölümünde bulunmaktadır. Kızıllı Deresi, baraj gölüne akan suyun kaynaklarından biri olan bu alanda baraj gölüne bağlanır (Özvarol ve İkiz, 2009). Bu bölgedeki başlıca faaliyetler yerel halk tarafından gerçekleştirilen tarım ve balıkçılıktır. Bu bölgenin çevresinde ise konut binaları, ibadet yerleri ve sera tesisleri bulunmaktadır. Bu site, deniz seviyesinden 285 m yükseklikte ve 37°23'20.34564" K enlemi ile 30°52'40.33812" D boylamı arasında yer almaktadır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3. Kızıllı istasyonu görüntüleri (Orijinal)

3.2.3. Çandır istasyonu (3. istasyonu)

Bu istasyon, baraj gölüne Çandır köyü girişinde yer almaktadır. Bu örnekleme noktasında, yılın soğuk aylarında (Eylül'den Mayıs'a kadar) farklı şirketler tarafından alabalık yetiştiriciliği yapılmaktadır. Bu alan, deniz seviyesinden 284 m yükseklikte ve $37^{\circ}24'40.37976''$ K enlemi ile $30^{\circ}52'5.57652''$ D boylamı arasında yer almaktadır (Şekil 3.4).



Şekil 3.4. Çandır istasyon görüntüleri (Orijinal)

3.2.4. Göksu Deresi istasyonu (4. istasyonu)

Göksu Deresi, $37^{\circ}25'56.63568''$ K enlemi ve $30^{\circ}52'43.04352''$ D boylamı arasında, deniz seviyesinden 281 m yükseklikte bulunan bir noktada yer almaktadır ve baraj gölünün şarj edildiği ana noktalardan biridir. Bu bölge, baraj gölünün inşa edilmeden önce alanda bulunan eski binaların kalıntılarını içermektedir; bu kalıntılar genellikle

yağışlı mevsimlerde sular altında kalmakta ve yılın daha sıcak aylarında tamamen suyun dışında kalmaktadır (Şekil 3.5). Bu istasyon, alabalık yetiştiriciliği yapılan yerden çok uzak değildir. Yakındaki köylerden gelen kanalizasyon suları da bu dere aracılığıyla baraj gölüne girmektedir.



Şekil 3.5. Göksu Deresi istasyon görüntüleri (Orijinal)

3.2.5. Merkez alan istasyon (5. istasyonu)

Bu örnekleme noktası, 37°24'15.54876" K enlemi ve 30°51'28.4868" D boylamı arasında, deniz seviyesinden 281 m yükseklikte bulunmaktadır. Bu bölge, büyük faaliyetlerin olmadığı baraj gölünün merkezi olarak kabul edilmekte ancak plastikler, bitki ve ağaçlardan taşınan çöp gibi atıkları içermektedir (Şekil 3.2.6).



Şekil 3.2.6. Merkez alan istasyon görüntüleri (Orijinal)

3.2.6. Aksu Deresi istasyon (6. istasyon)

Aksu Deresi, Aksu Nehri'ne bağlı olarak Karacaören I Baraj Gölü'nün başlıca yeniden şarj kaynağıdır (Şener vd., 2017). Gelen su genellikle Isparta bölgesinden göle evsel ve kanalizasyon atıkları taşımakta, bu da bölgenin kötü bir koku taşımasına neden olmaktadır. Çoğu ayda, özellikle Aksu Deresi'nden baraj gölüne gelen suyun azaldığı daha sıcak dönemlerde ve yağışın az olduğu dönemlerde, bu bölgedeki su yüzeyi genellikle yosunlarla kaplıdır. Bu site, deniz seviyesinden 281 m yükseklikte bulunur ve 37°26'54.51648" K enlemi ile 30°50'33.7308" D boylamı arasında yer almaktadır (Şekil 3.7).



Şekil 3.7. Aksu Deresi istasyon görüntüleri (Orijinal)

3.2.7. Elsazı istasyon (7. istasyon)

Bu istasyon, Elsazı köyünün baraj gölü kısmında bulunmaktadır. Bu örnekleme noktası, deniz seviyesinden 284 m yükseklikte ve $37^{\circ}24'50.91264''$ K enlemi ile $30^{\circ}49'42.06936''$ D boylamı arasında yer almaktadır. Çevrede tarımsal sera tesisleri bulunmaktadır. Bu bölgede hayvancılık da yapılmaktadır, çünkü keçi ve koyun gibi hayvan sürüleri su içmek ve atıklarını göle bırakmak için baraj gölüne gelir. Ayrıca Yüzük Şelalesi'nden gelen su da bu bölge aracılığıyla baraj gölüne ulaşır (Şekil 3.8).



Şekil 3.8. Elsazı istasyon görüntüleri (Orijinal)

3.3. Su Numunelerinin Toplanması, Korunması ve Analizi

Su numunelerinin toplanması, korunması ve analizi, daha önce Lind (1985), Boyd ve Tucker (1992), Bartram ve Ballance (1996), Wetzel ve Likens (2000), Muniyan ve Ambedkar (2011), Ateş vd. (2020); Saturday vd. (2021) gibi diğer araştırmacılar tarafından uygulanan standart prosedürler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Ölçülen parametreler ve kullanılan yöntemler aşağıda açıklanmıştır:

Çözünmüş Oksijen (ÇO), pH, iletkenlik, tuzluluk, sıcaklık ve toplam çözünmüş katı maddeler (TÇKM), AZ COMBOçok fonksiyonlu su geçirmez pH/İletkenlik/TÇKM/Tuz/ÇO ölçer model 84051(Tayvan) ile sahada ölçülmüştür (Şekil 3.9). Aynı zamanda suyun ışık geçirgenliği (Secchi disk derinliği), bir Secchi disk ile belirlenmiştir (Şekil 3.10). Disk suya daldırılmış ve kaybolup yeniden ortaya çıkma uzunluğu bir ölçüm bandı ile ölçülmüştür (David vd., 2013)

Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ₅), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Nitrat (NO₃⁻), Nitrit (NO₂⁻), Sülfat (SO₄²⁻) ve Fosfat (PO₄³⁻) analizi için su numuneleri, tekrarlanan şekilde etiketlenmiş hava geçirmez numune şişelerinde toplanmış ve buz paketleri içeren soğutucular içinde laboratuvara götürülmüştür. Laboratuvarında, besin parametreleri arasında nitrat, nitrit, fosfat ve sülfat yer alırken, BOİ₅ ve KOİ gibi diğer parametreler standart yöntemler (APHA, 2005) izlenerek laboratuvar ortamında ölçülmüştür.



Şekil 3.9. AZ COMBO çok parametrelili ölçüm cihazı (Orijinal)



Şekil 3.10. Secchi diski ile ışık geçirgenliği ölçümü (Orijinal)

Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ₅): BOİ₅, Winkler Yöntemi (APHA, 2000) kullanılarak ölçülmüştür. Buna göre, iki eş BOİ şişesi su numunesi ile hava almayacak şekilde doldurularak kapağı kapatılmıştır. Fazla numune boşaltıldıktan sonra 1 mL mangansülfat ve 1 mL alkali iyodür azid reaktifleri eklendikten sonra homojen hale gelene kadar karıştırılmıştır. BOİ şişesi karanlıkta 10 dak bekletilerek çökelti oluşması sağlanmıştır. Daha sonra 1 mL sülfirik asit ilave edilerek şişe tekrar berrak bir görünüm alana kadar karıştırılmıştır. Sonra, 203 mL numune alınarak 0,0250 N sodyum tiosülfat ile soluk saman rengi olana kadar titrasyon yapılmıştır; ardından 1-2 mL nişasta çözeltisi eklenerek numunenin başlangıçtaki rengine ulaşana kadar titrasyon yapılmıştır (Şekil 3.11).

Numunedeki ÇO konsantrasyonu, kullanılan titrant miktarına eşittir. Yukarıdaki adımlarda, 1 mg/L sodyum tiosülfat, 1 mg/L ÇO'ya eşittir. Titrasyon değeri ÇO₁ olarak kaydedilmiştir.

Su numuneleri başka bir set BOİ şişesine konularak 20 °C'de 5 gün boyunca JSR model JSBI – 150°C inkübatörde tutulmuştur ve titrasyon işlemi tekrarlanmıştır. Elde edilen titrasyon değeri ÇO₅ olarak kaydedilmiştir.

BOİ₅ (Beşinci Gün Biyolojik Oksijen İhtiyacı), aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır:

$$BOD_5 \text{ mg/l} = (\text{ÇO}_1 - \text{ÇO}_5) \times SF$$

Burada:

- ÇO₁ ilk günün titrant değerini temsil eder.
- ÇO₅ örneklerin beş gün boyunca inkübasyonundan sonraki titrant değerini temsil eder.
- SF ise seyreltme faktörünü ifade eder.

Seyreltme faktörü (SF), bu araştırmadaki titrasyon için kullanılan numune hacmi ile şişe hacminin bölünmesiyle belirlenir. Bu çalışmada 300 ml'lik BOD şişeleri kullanılmıştır, ancak titrasyon için 203 ml numune kullanılmıştır.

Bu çalışma için hesaplanan SF aşağıdaki gibidir:

$$DF = 300 \text{ mL} / 203 \text{ mL} = 1,48$$

Bu nedenle, BOI_5 aşağıdaki şekilde hesaplanabilir:

$$BOI_5 \text{ mg/l} = (\text{ÇO}_1 - \text{ÇO}_5) \times 1,48$$



Şekil 3.11. Winkler yöntemi ile BOI_5 analizi görüntülenmesi (Orijinal)

Kimyasal Oksijen İhtiyacı ($KOI \text{ mg/L}$): KOI konsantrasyonu, Merck Nova 60 KOI ölçüm cihazı ve Merck 14540 kit yardımıyla Çevre Mühendisliği Kimya Laboratuvarı'nda su numunelerinde spektrofotometrik yöntem kullanılarak ölçülmüştür.

Besin parametreleri (nitrit, nitrat, fosfat ve sülfat), su numunelerinin çeşitli besin bileşenlerini analiz etmek için kullanılan yöntemlerle analiz edilmiştir. Analiz için kullanılan yöntemler Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Su numunelerinin çeşitli besin bileşenlerini analiz etmek için kullanılan yöntemler

Parametreler	Cihazın Adı/Metodlar	Birimler
Sülfat	Hach Lange 8051 (Kit Metodu)	mg/L
Nitrit	SM 4500 NO ₂ B:2021 (Renk Ölçüm Metodu)	mg/L
Nitrat	SM 4500 NO ₃ (E):2019 Renk Ölçüm Metodu (Kadmiyum Azaltma Metodu)	mg/L
Fosfat	PhosVer 3 (Askorbik Asit) Metodu	mg/L

3.4. Fizikokimyasal Parametreler Kullanılarak Su Kalitesinin Değerlendirilmesi

Fizikokimyasal parametreler, baraj gölünün su kalitesini iç sularda Türkiye Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY 2021) ve su kalitesi indeksi (SKİ) açısından değerlendirmek için kullanılmıştır.

3.4.1. Türkiye yerüstü su kirliliği kontrol yönetmeliği kriterlerine göre su kalitesinin değerlendirilmesi

T.C Çevre ve Şehircilik İklim Değişikliği Bakanlığı tarafından hazırlanan Çevre Kanunu No. 31513'ye ek olarak hazırlanan Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) (2021)'e göre iç sulama kaynakları, fizikokimyasal veriler kullanılarak üç kalite sınıfına ayrılmıştır (Çizelge 3.3, Çizelge 3.4 ve Şekil 3.12).

Çizelge 3.3. SKKY 2021'e göre su kalitesinin sınıflandırılması

Sınıf	Kirlilik Seviyeleri
I	Kirlenmemiş (yüksek kaliteli su)
II	Az kirlenmiş
III	Kirlenmiş

Çizelge 3.4. SKKY 2021'e göre karasal su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri (RG-16/6/2021-31513)

Su Kalitesi Parametreleri	Su Kalitesi Sınıfları		
	I	II	III
Fizksel parametreler			
pH	6 – 9	6 – 9	6.0 – 9
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	< 400	1000	> 1000
Oksijenlendirme parametreleri			
Çözünmüş oksijen (ÇO) (mg/l)	> 8	6	< 6
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/l)	< 25	50	> 50
Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) (mg/l)	< 4	8	> 8
<i>Nutrient (Besin Elementleri) Parametreleri</i>			
Nitrat NO_3^- (mg/l)	< 3	10	> 10
Fosfat (mg/l)	<0.05	0.16	> 0.16

I. Sınıf (Mavi Renk): Bu yüzey suyu yüksek kalitede ve kirlenmemiştir. Su kalitesi mükemmeldir. I. Sınıf yüzey suları içme suyu kaynağı olma potansiyeline sahiptir, yüzme gibi vücut temasını gerektiren rekreasyonel amaçlar da dahil olmak üzere kullanılabilir, alabalık gibi kirliliklere duyarlı balıkların yetiştirilmesi için kullanılabilir ve sulama gibi tarımsal amaçlar için ve çiftlik hayvanları için su kaynağı olarak kullanılabilir.

II. Sınıf (Yeşil Renk): Az kirlenmiş su (II. sınıf su kalitesi) "İyi" su durumu anlamına gelir. Sınıf II sular içme suyu potansiyeline sahip yüzey sularıdır. Gelişmiş ve uygun işleme, üretim ve alabalık dışındaki balıklar için sulama suyu olarak kullanılır.

III. Sınıf (Sarı Renk): Kirlenmiş su (III. sınıf su kalitesi) "Orta" su durumu anlamına gelir. Yüksek kalite su gerektiren tesisler dışında uygun işleme ile su, endüstriyel ve akvakültür amaçları için uygun işleme sonrasında kullanılabilir (SKKY, 2021).

	I. Sınıf
	II. Sınıf
	III. Sınıf

Şekil 3.12. Su kirliliği kontrol yönetmeliği (SKKY) iç suyu kalitesi sınıflandırması ve renk kodları

3.4.2. Parametreye dayalı kimyasal su kalitesi sınıfları su kalitesi indeksi (SKİ)

Modelinin geliştirilmesi ve yüzey suyu ile yeraltı suyunun insan tüketimi için su kalitesini değerlendirmek için dünya çapında artmaktadır (Fatima vd., 2022). Araştırmacılar, SKİ yönteminin en sık kullanılan ve etkili su sınıflandırma yöntemlerinden biri olduğunu göstermişlerdir. SKİ yöntemi, suyun fizikokimyasal parametrelerinin karmaşık veri setini tek ve basit bir şekilde yorumlanabilir verilere dönüştürür (Ketata vd., 2012; Shabbir ve Ahmad, 2015; Ewaid ve Abed, 2017; Khangembam ve Kshetrimayum, 2019; Fatima vd., 2022). Bu nedenle, Karacaören I Baraj Gölü suyunun olası insan tüketimi için uygunluğu SKİ yöntemine dayalı olarak incelenmiştir (Shabbir ve Ahmad, 2015).

Bu çalışmada, ağırlıklı aritmetik indeks tabanlı SKİ yöntemini kullanmıştır. Yöntem, fizikokimyasal parametreler ve ilgili Dünya Sağlık Örgütü kılavuzları gibi önceki çalışmalardan elde edilen verileri kullanılarak hesaplanır (Sahu ve Sikdar, 2008; Shabbir ve Ahmad, 2015; Ketata vd., 2012; Şener vd., 2017; Arifullah vd., 2022; Fatima vd., 2022). İnsan sağlığına ve genel su kalitesine olan önemine dayalı olarak parametrelere 1 ile 5 arasında değişen ağırlıklar atanır; insan sağlığına ve genel su kalitesine en fazla etki eden parametrelere 5 atanırken, daha az etkiye sahip olanlara 1 atanır (Yidana ve Yidana, 2010; Varol ve Davraz, 2015; Şener vd., 2017; Alamgir vd., 2021). Parametrenin göreceli ağırlığı (W_i), aşağıdaki formülle belirlenir:

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (3.1)$$

Burada, W_i göreceli ağırlık, w_i her bir parametrenin ağırlığı ve n parametre sayısıdır.

Her parametre için kalite derecesi ölçeği, su örneğindeki konsantrasyonunu dünya sağlık örgütü tarafından belirlenen içme suyu için dünya içme suyu fizikokimyasal sınır değerlerine bölünüp 100 ile çarpılarak belirlenmiştir (WHO, 2017).

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) n * 100 \quad (3.2)$$

q_i kalite derecesini, C_i her izlenen parametrenin konsantrasyonunu ve S_i her parametre için içme suyu için WHO standart sınırlarını (Çizelge 3.5) temsil eder.

SKİ'yi belirlemek için, önce aşağıdaki formülle hesaplanan S_i hesaplanmalıdır:

$$SI_i = W_i * q_i \quad (3.3)$$

Burada SI_i , i. parametrenin alt endeksi, q_i ise i. parametrenin konsantrasyonuna dayalı kalite derecesini temsil eder (Ramakrishnaiah vd., 2009).

Su kalite indeksi (SKİ) daha sonra aşağıdaki ilişki kullanılarak hesaplanır:

$$SKİ = \sum_{i=1}^n SI_i \quad (3.4)$$

Su kalitesi, su kalitesi indeksi (SKİ) yöntemine göre beş sınıfa ayrılır (Çizelge 3.6).

Çizelge 3.5. Su kalitesi parametresinin göreceli ağırlığı (Ramakrishnaiah vd., 2009)

Parametreler	DSÖ Standartları (2017)	Ağırlık (w_i)	Bağıl ağırlık (W_i)
pH	6,5 – 8,5	4	0,0909
Sıcaklık (°C)	25	4	0,0909
DO mg/l	8	5	0,1136
TDS (ppm)	500	5	0,1136
Eİ ($\mu S/cm$)	400	3	0,0682
Sülfat (SO_4^{2-}) mg/L	250	3	0,0682
Nitrit (NO_2^-) mg/L	3	4	0,0909
Nitrat (NO_3^-) mg/L	50	4	0,0909
Fosfat (PO_4^{3-}) mg/L	3	4	0,0909
BOİ (mg/L)	5	4	0,0909
KOİ (mg/L)	10	4	0,0909
		$\sum w_i = 44$	$\sum W_i = 1.0000$

Çizelge 3.6. Su kalitesi sınıflandırması hesaplanmış SKİ' ye dayanması (Sahu ve Sikdar, 2008; Yidana ve Yidana, 2010; Nabizadeh vd., 2013; Abbasnia vd., 2017)

SKİ Aralıkları	Sınıflandırma
< 50	Üstün kalite
50- 100	İyi kalite
100- 200	Düşük kalite
200- 300	Çok düşük kalite
> 300	İçme/kullanmaya uygun değil

3.5. Ağır Metallerin Analizi ve Değerlendirmesi.

3.5.1. Sediment numunelerinin toplanması, saklanması, hazırlanması ve analizi

Sediment numuneleri, Ekman kepçesi kullanılarak tüm istasyonlardan toplanmış ve kilitli poşetlerde saklanmıştır. Daha sonra ağır metal analizi için laboratuvara götürülmüştür (Jumbe ve Nandini, 2009).

Sediment numunelerinin kurutulması: Laboratuarda numuneler polietilen torbalar üzerine yayılmış ve oda sıcaklığında havada kurutulmuştur.

Sediment Numunelerinin Öğütülmesi: Tüm numuneler, Retsch RS200 titreşimli diskli öğütücünde (Almanya) dakikada 1000 devirde öğütülerek <40 µm' ye kadar öğütülmüştür. Değirmen numuneleri ezerken aynı zamanda homojenleştirmiştir. Toz numuneleri homojenliği sağlamak için 20 µm gözenek boyutlu bir elekten geçirilmiştir. Numuneler daha sonra parçalama ve analiz için hazır polietilen bir kapta saklanmıştır (Kronfeld ve Navrot, 1975; Singh vd., 2002; Jose vd., 2005; Jumbe ve Nandini, 2009) (Şekil 3.13).



Şekil 3.13. Retsch RS200 titreşimli diskli öğütücü, öğütmeye hazırlık olarak numunelerin titreşimli diskli öğütücü konulmasının görüntüleri (Orijinal)

Sedimanlardaki tane boyutu ve mineralojisi, ağır metallerin dağılımını ve hareketini etkilediği için ağır metallerin sedimanlardaki konsantrasyonunu belirleme açısından önemlidir. Doğal veya antropojen kaynaklı ağır metallerin, sedimentlerin daha ince fraksiyonlarında biriktiği gözlemlenmiştir (Solomons, 1980). Ağır metal konsantrasyonları, sedimanlardaki kil mineral içeriğinde genel bir artış ve kuvars içeriğinin azalması göstermektedir (Singh vd., 2002). İnce silt ve kil fraksiyonlarının, sedimanlarda daha yüksek miktarlarda ağır metalleri biriktirmek için yeterli olduğu görülmüştür (Horowitz, 1991). Sedimanlardaki ağır metal kirliliğinin çalışmalarında, birçok araştırmacı, ağır metallerin konsantrasyonlarını minimize etmek için $<20\ \mu\text{m}$ fraksiyonunu tercih etmektedir, bu da orta siltten kil fraksiyonunu temsil etmektedir ve çok yüksek ağır metal konsantrasyonları gösterir (Ackermann, 1980; Hellmann, 1983; Ansari vd., 2000; Singh vd., 2001, 2002). Bu nedenle, bu çalışmada ağır metallerin konsantrasyonlarına tane boyutu bağımlılığını en aza indirmek için $<20\ \mu\text{m}$ fraksiyonu kullanılmıştır.

Yanma Kaybı: Yanma kaybını hesaplamak için süzülen numunelerin 100 g, RADWAG Elektronik Tartı Terazisi, Model WLC 0.2.X2 kullanılarak tartılmış ve Nuve FN400 fırınında 105°C 'de 24 saat boyunca kurutulmuştur. 24 saat sonunda, numunelerin yanma kaybını belirlemek için tekrar tartılmıştır.

XRY Analizi için Pellet Hazırlığı: Numunelerin XRF analizi için pelletleri Karatay Bilimsel Araçlar Manuel Pres Makinesi (Türkiye), Model FFMP-15T kullanılarak hazırlanmıştır. Bu süreç sırasında bağlayıcı olarak borik asit kullanılmıştır. Numunelerin hazırlanmasının ardından, her numunenin diğerleri tarafından önemli ölçüde kontaminasyondan arındığından emin olmak için temizlemek için distile su ve seyreltik sülfürik asit kullanılmıştır. Cihazı kurutmak için sıkıştırılmış hava ve kâğıt havlular kullanılmıştır. Tüm numunelerin birbirinden önemli ölçüde prosedürel kontaminasyondan arındığından emin olmak için yıkama ve kurutma uygulanmıştır (Şekil 3.14).

Hazırlanan peletlerin ağır metal içeriği X-ışını Floresans (XRF) yöntemi kullanılarak analiz edilmiştir. Sediment numuneleri, alüminyum, arsenik, çinko, kurşun,

kadmiyum, nikel, kobalt, demir, manganez, bakır, krom, cıva, ve stronsiyum(Al, As, Zn, Pb, Cd, Ni, Co, Fe, Mn, Cu, Cr, Hg ve Sr) varlığı açısından analiz edilmiş ve değerler mg/kg olarak hesaplanmıştır. (Şekil 3.15).



Şekil 3.14. Yedi örnekleme istasyonu için XRF analizine hazırlanan peletlerin görüntüleri (Orijinal)



Şekil 3.15. Numunelerin ağır metal içeriğini analiz etmek için kullanılan Rigaku XRF makinesinin görüntüleri (Orijinal)

3.5.2. Sediment pH, elektriksel iletkenlik (Eİ), sıcaklık ve tekstür analizi

pH, elektriksel iletkenlik ve sıcaklık analizi: Sediment pH, elektriksel iletkenlik ve sıcaklık analizleri Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi Bölümü, Toprak, Su ve Bitki Laboratuvarında yapılmıştır. Sediment örnekleri 4 mm'lik bir elek

kullanılarak elenmiştir. Ardından her numuneden 20 gram alınmış ve etiketlenmiş numune kaplarına konulmuştur. Daha sonra her kaba 50 ml distile su ilave edilerek Jane & Kunkel Ika Labortechnik model HS 501 D model manyetik çalkalayıcıya yerleştirilmiştir.

Manyetik çalkalayıcı, dakikada 182 çalkalama yapacak şekilde ayarlandı ve numunelerin uygun şekilde homojen olması için 30 dakika çalıştırılmıştır. Örnekler daha sonra süzme kağıtları kullanılarak süzölmüştür. Her bir filtre, InoLab WTW serisi pH ve EI ölçüm cihazları kullanılarak pH, elektriksel iletkenlik ve sıcaklık açısından ölçölmüştür (Şekil 3.16).



Şekil 3.16. Sediment fizikokimyasal parametre analizi işlem görüntüleri (Orijinal)

Tekstür analizi: Bouyoucos-hidrometre yöntemi, sediment tekstürü tiplerini analiz etmek için kullanılmıştır (Şekil 3.17).



Şekil 3.17. Bouyoucos-hidrometre yöntemi ile sediment tekstürü analiz görüntülenmesi (Orijinal)

3.5.3. Sedimentlerdeki ağır metallerin konsantrasyonları üzerinde insan etkilerinin değerlendirilmesi

Kontaminasyon faktörü (KF), kirlilik yükü indeksi (KYİ), jeobirikim indeksi (I_{geo}) ve Sediment Zenginleşme Faktörü (SZF), Karacaören I baraj gölünün ağır metaller kirliliğinin derecesini ve düzeyini değerlendirmek ve baraj gölünün sedimentlerindeki ağır metallerin konsantrasyonlarındaki insan etkisinin etkisini belirlemek amacıyla kullanılmıştır.

3.5.3.1. Kontaminasyon faktörü (KF) indeksi

Bu indeks, analiz edilen sediment örneğinde tek bir metalin neden olduğu kirlilik seviyesi hakkında bilgi verir. Her metalin konsantrasyonunun arka plan değerine olan oranı olarak belirlenir. KF değerlerine dayalı olarak sedimentleri 4 kirlilik derecesine ayırır (Çizelge 3.7). Matematiksel olarak aşağıdaki denklem kullanılarak ağır metallerin kirlilik faktörü şu şekilde hesaplanır:

$$KF = Cx/Bx \quad (3.5)$$

Cx, analiz edilen sedimentteki herhangi bir tek metal konsantrasyonunu temsil eder ve Bx, o metalin arka plan şale değerini temsil eder.

3.5.3.2. Kirlilik yükü indeksi (KYİ)

Bu indeks, sedimentlerdeki ağır metallerin kirlilik düzeyini incelemek için kullanılır. PLI'nin farklı mevsimlerini belirlemek için Tomilson vd. (1980) denklemi kullanıldı. Denklem aşağıdaki gibidir:

$$KYİ = (KF1 \times KF2 \times KF3 \times KF4 \times KF5 \dots \times KF_n)^{\frac{1}{n}} \quad (3.6)$$

KF, her ağır metalin kirlilik faktörüdür ve n, incelenen ağır metallerin toplam sayısıdır. KYİ indeksine göre üç kirlilik seviyesi bulunmaktadır (Çizelge 3.7).

3.5.3.3. Jeobirikimi indeksi (I_{geo})

Bu indeks, ilk olarak Muller (1969) tarafından önerilen, incelenen sedimanlardaki ağır metal konsantrasyonlarını ve arka plan değerlerini ilişkilendiren bir indekstir. Jeobirikimi indeksi (I_{geo}), matematiksel denklem kullanılarak belirlenir:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{Cx}{1,5B_x} \right) \quad (3.7)$$

Cx, sedimanlardaki elementin belirlenen konsantrasyonunu temsil eder ve Bx, şale arka plan değeridir. 1,5; bir verilen maddenin çevredeki içeriğindeki doğal dalgalanmaların analizini mümkün kılan ve çok küçük antropojenik etkileri tespit etmeye olanak tanıyan bir sabittir (Liao vd., 2022). I_{geo} 'nun yedi kirlilik seviyesine dayalı sınıflandırması Çizelge 3.7'de verilmiştir.

3.5.3.4. Sediment zenginleşme faktörü (SZF)

Sediment zenginleşme faktörü (SZF) indeksi, analiz edilen bir örneğin ağır metallerin kirlilik seviyesine insan faktörlerinin etkisini ölçer ve Ergin vd. (1991) denklemi ile belirlenmiştir:

$$SZF = \frac{(Cx/CFe)_{\text{örnek}}}{(Bx/BFe)_{\text{Standart}}} \quad (3.8)$$

Cx/CFe (Örnek), ilgili element konsantrasyonu ile sediment örneğindeki Fe konsantrasyonu arasındaki oranı temsil eder. Bx/BFe (Arka plan (Standart)), ilgili elementlerin arka plan değerlerinin ve normalizasyonun referans elementinin oranlarını temsil eder. Sonuçlar kirlilik seviyesini gösterir (Barbieri, 2016). Sediment zenginleştirme faktörü değeri, 1.5 veya daha az ise, ağır metal konsantrasyon kaynaklarının doğal olabileceğini gösterebilir. Aksine, 1.5'ten büyük SZF değerleri, örnekteki ağır metallerin konsantrasyonuna önemli ölçüde etkide bulunan antropojenik faaliyetleri gösterebilir. Bu nedenle, bu çalışmada normalizasyon için Fe referans elementi olarak kullanılmıştır (Pandey vd., 2016). Birch ve Olmos (2008) tarafından önerildiği gibi, SZF indeksine dayalı olarak 5 derece zenginleşme bulunmaktadır (Çizelge 3.7).

Çizelge 3.7. Kirlilik derecesi, ekolojik risk ve kirlilik yükü için sınıflandırma ve derecelendirme

KF Sınıflandırması	Kirlenme Derecesi
$KF < 1$	Az
$1 \leq KF < 3$	Orta derece
$3 \leq KF < 6$	Oldukça yüksek
$KF > 6$	Yüksek

KYI Sınıflandırması	Kirlilik Seviyesi
$KYI = 1$	Temel
$KYI < 1$	Kirlilik yok
$KYI > 1$	Kirlilik

Çizelge 3.7'nin devamı

I_{geo} Sınıflandırması	Kirlenme Derecesi
$I_{geo} < 0$	Kirlenmemiş
$0 \leq I_{geo} < 1$	Kirlenmemiş / orta kirlenmiş
$1 \leq I_{geo} < 2$	Orta kirlenmiş
$2 \leq I_{geo} < 3$	Orta / fazlaca kirlenmiş
$3 \leq I_{geo} < 4$	Fazlaca kirlenmiş
$4 \leq I_{geo} < 5$	Fazlaca / Son derece yüksek kirlenmiş
$I_{geo} \geq 5$	Şiddetli düzeyde kirlenmiş

SZF Sınıflandırması	Zenginleşme Derecesi
$SZF < 2$	Minimum zenginlikten düşük
$2 < SZF < 5$	Orta zenginlikte
$5 < SZF < 20$	Yeterli oranda zenginlikte
$20 < SZF < 40$	Yüksek oranda zenginlikte
$SZF > 40$	Aşırı derecede yüksek zenginlikte

3.6. Makroinvertebrat Örnekleme, Saklanması, Koruması ve Tanımlanması

Her örnekleme istasyonunda, makroomurgasız organizmaları standart bir makroomurgasız kepçesi (50×30 boyutlarında, $500 \mu\text{m}$ göz aralığıyla) kullanılarak toplanmıştır. Örnekler, her örnekleme istasyonunun yaklaşık 100 m içinde bulunan tüm yaşam alanlarından alınmıştır. Bu istasyonlarda bulunan çeşitli altlık tiplerinden (örneğin, çamur, çakıl, sediment, otlar, odun yığını) numuneler alınmıştır. Büyük taşların bulunduğu bölgelerde toplanan makroomurgasızlar önce seçilip, kurtçuklar ve diğer bağlı bireyler çıkarılmıştır ve bir sıçrama ağını temizlemek için içine yıkanmıştır. Bu, balıkçı tulumu ve çizme giyilerek suya girilerek mümkün hale getirilmiştir. Toplanan örnekler, iyi etiketlenmiş kilitli poşetlerde saklanmış, % 70 alkol ile korunmuştur. Çeşitli tanı anahtarları (Plafkin vd., 1989) kullanılarak Akdeniz Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi öğrenci laboratuvarına taşınmış, burada çeşitli makroomurgasızlar, en düşük taksonomik düzeye (cins veya tür) kadar bir stereomikroskop altında ayrılmış ve tanımlanmıştır.

Aşağıdaki makroomurgasızlar tanı anahtarları kullanılmıştır: Hynes (1977), Wallace vd. (1990), Elliott vd. (1988), Nilsson (1996), Nilsson (1997), Waringer ve Graf (2011),

Glöer (2002), Elliott vd. (1988), Crosskey (2000), Crosskey ve Crosskey (2002), Crosskey ve Zwick (2007), Jedlicka vd. (2004), Lechthaler ve Car (2005), Rubtsov (1990), Lechthaler ve Stockinger (2005), Gerecke vd. (2016) ve Gerecke (2003), Gooderham ve Tsyrlin (2003).

Aylık olarak toplanan örneklerin her birinin teşhisleri mümkün olan en alt taksonomik seviyeye kadar yapılmış, örnekler teşhis edilip, sayıldıktan sonra Langer (1956)'ın metoduna göre her bir istasyonda tespit edilen örneklerin metre karedeki birey sayıları (bs/m²) hesaplanmıştır. Buna göre, kullanılan makroomurgasız kepçesi boyutları 40 × 30 × 30 cm olduğu için ve örnekler 3 kez alındığı için metre karedeki birey sayılarının hesaplanmasında aşağıda ifade edilen işlemler uygulanmıştır.

$$40 \times 30 \times 30 = 36.000 \text{ cm}^3$$

$$36.000 \text{ cm}^3 \times 3 = 108.000 \text{ cm}^3$$

$$108.000 \text{ cm}^3 = 0,108 \text{ m}^3$$

$$1 \text{ m}^3 = 1 \text{ m}^2$$

Bu nedenle,

$$0,108 \text{ m}^3 = 0,108 \text{ m}^2$$

$$1 \text{ m}^2 \text{’deki birey sayısı} = (\text{Bulunan birey sayısı}) / 0.108$$

3.7. Biyolojik Su Kalitesi Belirleme Yöntemleri

3.7.1. Familya biyotik indeks (FBİ)

Familya Biyotik İndeksi (FBİ), ilk olarak 1988’de Hilsenhoff tarafından geliştirilmiştir. FBİ indeksi, omurgasızların familyalarındaki birey sayısını dikkate alır. İndeks, omurgasız familyalar için sıfır (0) ile on (10) arasında bir tolerans değerini kullanır. FBİ değerlerindeki artış, izlenen su gövdesinin su kalitesinin azaldığını gösterir. FBİ ayrıca toksik kirleticilere uygulanabilir, ancak daha çok organik kirleticilere uygundur (Bode vd., 1991).

Familya biyo indeks aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanır:

$$FBİ = \sum \frac{X_i T_i}{n} \quad (3.9)$$

Burada:

X_i = takson sayısı

t_i = taksonun tolerans değeri

n = toplanan örneklerdeki organizmaların sayısı

Familya Biyotik İndeksi'ne göre akarsu kalite sınıfları Çizelge 3.8'de verilmiştir.

Çizelge 3.8. Familya Biyo İndeksi'ne göre derece sınıfları (Hilsenhoff, 1988)

Familya Biyotik İndeksi	Su Kalitesi	Organik Kirlilik Derecesi
0,00 – 3,75	Kirlenmemiş I	Organik olarak hiç kirlenmemiş
3,76 – 4,25	Çok az kirlenmiş I-II	Çok az kirlenmiş
4,26 – 5,00	Az kirlenmiş II	Olası organik kirlenme (Bazen)
5,01 – 5,75	Ciddi derecede kirlenmiş II-III	Ciddi derecede kirlenmiş
5,76 – 6,50	Oldukça kirlenmiş III	Fazla kirlenmiş
6,51 – 7,25	Çok kirlenmiş III-IV	Çok kirlenmiş
7,26 – 10,00	Ağır derecede kirlenmiş IV	Ağır derecede kirlenmiş

3.7.2. Biyolojik belirleme çalışma sistemi (BMWP)

Bu sistem, 1978 yılında İngiltere nehirlerini biyolojik açıdan incelemek amacıyla geliştirilmiştir. Bu yöntemde, taksonomik ilişkiyi sağlamak ve bolluk faktörünü göz önünde bulundurmak için aile seviyesinde tanılar tercih edilir. Bu sistem, sığ ve hızlı akan sularda kullanılabilir, derin ve yavaş akan suların tüm örnekleme noktaları için uygundur ve sahada kolayca uygulanabilir (Metcalf, 1989).

BMWP değer endeksi, makroomurgasız ailelerine, fizikokimyasal ve çevresel değişikliklere olan hassasiyetlerine bağlı olarak benzersiz değerler verir. BMWP puan sistemi, kirliliğe toleranslarına göre 1 ila 10 arasında bir puan verilen bentik makroomurgasız ailelerine dayanır, en hassas olan en yüksek puanı alır (Armitage vd., 1983; Burdon vd., 2020) (Çizelge 3.9). Her aile için verilen puanlar eklenir ve genel bir BMWP puanı elde edilir, su kütlesinin biyolojik durumunu gösterir (Walley ve Fontama, 1998) (Çizelge 3.10). Toplam değer, o örnekleme noktasındaki farklı faktörlerin etkisi altındaki biyolojik durumu gösterir ve daha yüksek bir değer, daha yüksek biyolojik çeşitliliği gösterir. BMWP puanının avantajı, kimyasal sınıflandırma ile biyolojik puanlar arasında makul bir uyum sağlaması ve kirliliğin etkisini bir dönem boyunca ölçebilmesidir. Ayrıca, BMWP puanı genellikle kimyasal örnekleme tarafından gözden kaçırılan kısa süreli kirlilik de dahil olmak üzere kirliliğin etkisini tespit edebilir (Moss, 1998).

Çizelge 3.9. BMWP hesaplamalarında kullanılan farklı aileler ve taksonlar için puan değerleri (Metcalf, 1989; Nasirian, 2014; Dewi ve Wardhana, 2020)

Familyalar	BMWP Puanları
Oligochaeta (whole class)	1
Chironomidae	2
Valvatidae, Hydroniidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae	3
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Carabidae, Calopterygidae, Heteroceridae, Ceratopogonidae	5
Helodidae, Dryopidae, Eliminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae	
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Palaemonidae, Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	7
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae,	8
Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae	
Siphonulidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leutridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10

Çizelge 3.10. BMWP'ye göre su kalitesi kategoriler (Alba-Tercedor, 1996; Ochieng vd., 2020)

BMWP Toplam Puan	Kirlilik Sınıfı	BMWP Rengi	Su kalitesi kategorisi
> 150	I	Açık mavi	Mükemmel (Temiz su, etki yok)
101-150	II	Koyu mavi	İyi biyolojik kalite (Temiz fakat kısmen etki altında)
51 - 100	III	Yeşil	Orta kalite, ötrofik, orta derece kirlenme
16 - 50	IV	Sarı	Düşük biyolojik kalite (Kirlenmiş veya etki altında)
0 - 15	V	Turuncu	Düşük biyolojik kalite (Aşırı kirlenmiş)

3.7.3. Her bir taksonun ortalama değeri (ASPT)

Her bir Taksonun Ortalama Değeri (ASPT), toplam BMWP değerinden hesaplanır. ASPT değeri, örnekleme noktasında elde edilen toplam BMWP'yi örnekleme noktasında elde edilen toplam takson sayısına bölerek elde edilir (Metcalf, 1989). ASPT şu şekilde hesaplanabilir:

$$ASPT = \frac{BMWP \text{ İndex}}{\sum \text{ Takson}} \quad (3.10)$$

Yüksek bir ASPT puanı, büyük sayıda yüksek puanlı takson içeren "temiz" (yani kirlenmemiş) bir noktanın göstergesi olarak kabul edilir (Çizelge 3.11). ASPT endeksi, organik kirliliğin etkisini değerlendirmek için uygundur (Armitage vd., 1983).

Çizelge 3.11. ASPT'ye göre su kalitesi sınıfları (Metcalf, 1989; Kılçık, 2020)

ASPT Puanları	Su Kalitesi Sınıfları	
	Kirlilik sınıfları	Su kalitesi kategorisi
> 6	I	Kirlenmemiş (Temiz Su)
5 - 6	II	Az kirlenmiş (Şüpheli kalitede)
4 - 5	III	Orta derecede kirlenmiş
< 4	IV	Ağır kirlenmiş

3.7.4. Ephemeroptera, plecoptera ve trichoptera (EPT) zenginlik İndeksi

Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera (EPT) indeksi, örnek içindeki Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera takımlarının toplam bireylere göre göreceli bolluklarına dayalı olarak hesaplanır. Bu taksonların örneklemedeki daha yüksek göreceli bolluğu, sitenin daha yüksek su kalitesini temsil eder. Bu indeks, bu üç taksonun çoğunun organik kirliliğe duyarlı olduğu gerçeğine dayanmaktadır (Resh ve Jackson, 1993; Rosenberg ve Resh, 1993; Carrera ve Fierro, 2001). EPT, hassas taksonların (E = Ephemeroptera, P = Plecoptera, T = Trichoptera) toplam bulunan taksonlara göre yüzdesi olarak ifade edilebilir ve aşağıdaki gibi hesaplanabilir:

$$\% EPT \text{ bolluğu} = \frac{\text{Toplam EPT Taksonları}}{\text{Örneklenen Toplam Takson}} \times 100 \quad (3.11)$$

Yüksek bir EPT taksonlarının yüzdesi, yüksek su kalitesini gösterir.

EPT İndeksi ayrıca gruplar içindeki tüm birey taksonlarının toplamının eklenmesi ile de elde edilebilir. Örneğin, bir noktada on Ephemeroptera (mayfly), sekiz Plecoptera (stonefly) ve beş Trichoptera (caddisfly) türü bulunursa, EPT taksonlarının ve indeksin toplamı 23 olmuştur. Bu durumda, EPT İndeksi 23 olmuştur. EPT İndeksi, su kalitesi iyileştikçe artar. EPT İndeksi, su kalitesini beş seviyede gruplandırdı (NCDEHNR, 1997), Çizelge 3.12'de gösterildiği gibi.

Çizelge 3.12. EPT indeksine dayalı su kalitesi sınıflandırması

Su Kalitesi Durumu	Mükemmel	İyi	orta	Adil	Kötü
Numunedeki EPT Sayısı	> 27	21-27	14-20	7-13	0-6

3.8. İstatistiksel Analiz

3.8.1. Tür baskınlık analizi

Topluluktaki diğer türler üzerinde kesin kontrol sağlayabilen türler, baskın tür olarak bilinir. Bir ekosistemin en çıkan türü, hâkim türdür. Baskın türler, diğer türlerle karşılaştırıldığında en yüksek birey sayısına sahip türlerdir. Baskınlık, bir türe ait birey sayısı ile tüm türlerin toplam sayısının birbirine oranlanmasıyla hesaplanır ve matematiksel olarak Kocataş (2008) tarafından verilen formülle ifade edilir:

$$\text{Baskınlık} = 100 \times \frac{N_a}{N_n} \quad (3.12)$$

N_a , belirli bir türe ait birey sayısıdır ve N_n , örneklerde bulunan tüm türlerin toplam sayısıdır.

3.8.2. Tür bolluğu analizi

Tür bolluğu, bir çalışma alanından örneklenen birey türlerinin sayısıdır. Bir çalışma alanında birden fazla örnekleme yapıldığında, her zaman aynı türler bulunmaz. Bir türün bulunduğu sıklığı veren bir türün toplam örneklem sayısına göre yüzde oranıdır. Bolluk analizi, çalışma alanında bulunan türlerin yüzdesini açıklar.

$$\text{Bolluk} = 100 \times \frac{N_x}{N_t} \quad (3.13)$$

N_x , bir türün kaç kez görüldüğü sayısını temsil ederken, N_t , çalışma süresince toplanan toplam örnek sayısıdır (Kocataş, 2008). Sıklık temelinde, bir topluluğun içinde bulunan türler aşağıdaki beş (5) kategoriye göre sınıflandırılabilir: nadir türler (%1 - % 20), seyrek türler (% 21 - % 40), yaygın türler (% 41 - % 60), en yaygın türler (% 61 - % 80) ve sürekli türler (% 81 - % 100).

3.8.3. Benzerlik analizi

İki topluluğu tür çeşitliliği ve benzerlik açısından tanımlamak ve karşılaştırmak için, topluluklardaki bireylerin tek tek sayılması gerekir. Bu süreç, özellikle büyük topluluklarda çok karmaşık ve ulaşılamazdır. Bu tür durumlarda, topluluğu temsil etmek için örneklem noktaları seçilir ve benzerlik istatistiksel olarak hesaplanır.

Birçok benzerlik indeksi bulunması, hangi indeksin kullanılması gerektiği sorusunu gündeme getirir. Benzerlik indeksleri, iki örnekleme istasyonundaki türler arasındaki yakınlık derecesi hakkında bilgi verir. Birçok benzerlik indeksi bulunmaktadır (Legendre ve Legendre, 1983; Wolda, 1981; Koleff vd., 2003). Bu çalışmada, Sorensen Benzerlik İndeksi kullanılmıştır. Bu indeks, Jaccard ölçüsüne çok benzemektedir ve ilk kez Czekanowski tarafından 1913 yılında kullanılmış ve sonra Sorensen (1948) tarafından yeniden keşfedilmiştir.

$$S_s = \frac{2a}{2a + b + c} \quad (3.14)$$

Burada S_s , Sorensen benzerlik katsayısıdır.

a, iki örnekleme noktasında ortak tür sayısıdır.

b, ilk örnekleme noktasındaki farklı tür sayısıdır.

c, ikinci örnekleme noktasındaki, ilk örnekleme noktası türlerinden farklı olan tür sayısıdır.

3.8.4. Tür çeşitliliği analizi

Bir ekosistemin veya topluluğun zenginliği tür çeşitliliği olarak bilinir. Tür çeşitliliği, evrimsel tür, ekolojik zaman, iklim değişikliği, ekosistem üretimi, suyun fiziko-kimyasal parametreleri, rekabet, avlanma, doğal afetler, kirlilik ve diğer antropojenik faktörler gibi birçok faktörden etkilenir (Kocataş, 2008). Bir ekosistemdeki

türlerin varlığı ve yokluğu belirlenirken sadece önemli faktörler değildir; her bir türün bolluğu da önemlidir (Allegro ve Sciaky, 2003).

Çeşitlilik indeksleri, istasyonlardaki tür zenginliğini ve türler arasındaki bireylerin dağılımını gösterir. Ekosistemin kirlilik durumu hakkında bilgi verebilir (Jorgensen ve., 2005). Margalef Çeşitlilik İndeksi (d), bir ekosistemin tür zenginliğini hesaplamak için en çok kullanılan indekstir. Aynı zamanda, Shannon-Wiener (H') ve Simpson (D), türlerin oransal bolluğu açısından en çok kullanılan çeşitlilik indeksleridir (Gorelick, 2006 Odum ve Barret, 2008).

3.8.4.1 Margalef tür zenginliği indeksi

Bu indeks, örneklenen bir alanın tür zenginliğini ve çeşitliliğini ifade eder. Hesaplanan sonuç, artan tür zenginliği ile paralel olarak artar (Jorgensen et al., 2005). Matematiksel olarak şöyle ifade edilir:

$$D = (S - 1) \ln N \quad (3.15)$$

D = Margalef çeşitlilik indeksi

S = Toplam tür sayısı

N = birey sayısı

3.8.4.2. Shannon-Wiener çeşitlilik indeksi (H')

Bu indeks, bir toplulukta tür zenginliği ve birey sayısının nasıl dağıldığını gösterir (Odum ve Barrett, 2008; Jorgensen vd., 2005). Shannon-Wiener (H') tür çeşitlilik indeksi, topluluktaki tür sayısını ve oranlarını dikkate alır.

Bu indeks, aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanır:

$$H' = - \sum_{i=1}^s [p_i \ln(p_i)] \quad (3.16)$$

H': Shannon çeşitlilik indeksi

S = Topluluktaki toplam tür sayısı

Pi = n'inci türün S'ye oranı

Ln = logaritma (taban 2) (Shannon, 1948).

Bu indeksin sınırları 0 ila 5 arasında değişir, nadiren 5'i aşar; H' değerleri 5'e yaklaştıkça tür çeşitliliği artar (Kocataş, 2008).

3.8.4.3. Simpson çeşitlilik indeksi (D)

Simpson Çeşitlilik İndeksi değerleri 0 ile 1 arasında değişir ve 1'e yaklaştıkça çeşitlilik artar (Krebs, 1989).

$$D = 1 - \frac{[\sum ni(ni - 1)]}{N(N - 1)} \quad (3.17)$$

D = Simpson Çeşitlilik İndeksi

Ni = i türüne ait birey sayısı

N = Toplam birey sayısı

3.8.5. Farklı parametreler arasındaki ilişki

Bu çalışmadan elde edilen veriler, çizelgeler ve figürlerde ortalama artı/eksi standart sapma olarak sunulmuştur. Tüm istatistiksel analizler, Excel, PAST 4.03 sürümü, Sosyal Bilimler İstatistik Paketi (SPSS) 23 sürümü ve R4.3.1 sürümü kullanılarak yapılmıştır. İzlenen parametreler arasındaki ilişkileri elde etmek için tek yönlü varyans analizi (ANOVA) ve Pearson korelasyonu kullanılmıştır. Tek yönlü ANOVA ve Pearson korelasyonu her iki parametre arasındaki doğrusal ilişkiyi belirlemiştir.

4. BULGULAR

4.1. Karacaören I Baraj Gölü'nün Suyunun Fizikokimyasal Parametreleri

Karacaören I Baraj Gölü'nün suyunun fizikokimyasal parametreleri (pH, Çözünmüş oksijen (ÇO), sıcaklık, tuzluluk, toplam çözünmüş katı maddeler (TÇKM), elektriksel iletkenlik (Eİ), Secchi diski derinliği, sülfat (SO_4^{2-}), nitrit (NO_2^-), nitrat (NO_3^-), fosfat (PO_4^{3-}), biyolojik ihtiyacı (BOI_5) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), yedi örnekleme noktasından iki ayda bir örnek alınmak üzere toplam bir yıl boyunca izlenmiştir. Bu çalışmada, tüm parametrelerin ortalama (Ort.), maksimum (mak.) ve minimum (min.) değerleri hem saha hem de laboratuvar koşullarında incelenmiş olup, sonuçlar Çizelge 4.1'de gösterilmiştir. Sonuçlar, baraj gölünün incelenen fizikokimyasal parametrelerinin ortalama düzeyinin sırasıyla pH için $8,01 \pm 0,44$, ÇO için $9,18 \pm 1,73$ mg/l, sıcaklık için $21,31 \pm 6,48^\circ\text{C}$, tuzluluk için $0,18 \pm 0,03$ ppt, TÇKM için $177,99 \pm 30,18$ ppm, Eİ için $354,29 \pm 62,80$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, Secchi diski derinliği için $206,35 \pm 61,35$ cm, SO_4^{2-} için $18,24 \pm 3,37$ mg/l, NO_2^- için $0,128 \pm 0,458$ mg/l, NO_3^- için $4,67 \pm 3,12$ mg/l, PO_4^{3-} için $0,23 \pm 0,74$ mg/l, BOI_5 için $3,20 \pm 0,58$ mg/l ve KOİ için $15,51 \pm 2,73$ mg/l olduğunu göstermektedir.

Karacaören I Baraj Gölü'nün fizikokimyasal parametrelerine ilişkin varyans analizi (ANOVA), pH, ÇO, sıcaklık, NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , BOI_5 ve KOİ için yedi istasyon arasında ve istasyonlar arasında önemli farklılıklar olmadığını ortaya koymuştur ($p \geq 0,05$). Ancak, Duncan'ın sonrası çiftli farklar analizi, Botanik istasyonunda (1. istasyon) elde edilen ÇO ile Aksu bölgesi istasyonunda (6. istasyon) elde edilen ÇO arasında önemli bir fark olduğunu göstermiştir. Aynı zamanda, Botanik Evleri bölgesinden elde edilen PO_4^{3-} ortalama değeri ile diğer örnek alınan bölgeler arasında önemli bir fark bulunmaktadır.

Öte yandan, tuzluluk, toplam çözünmüş katı maddeler (TÇKM), iletkenlik, ışık geçirgenliği (Secchi diski derinliği) ve SO_4^{2-} 'nin ortalama konsantrasyonları arasında önemli farklılıklar bulunmaktadır ($p \leq 0,05$). Duncan analizi, Aksu akarsu istasyonunun tuzluluk, TÇKM ve iletkenlik konsantrasyonlarının diğer istasyonlardan önemli olarak farklı olduğunu göstermiştir. Diğer istasyonlar arasında tuzluluk, TÇKM ve iletkenlik konsantrasyonları açısından önemli farklılık bulunmamıştır ($p \geq 0,05$) (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.1. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki örnekleme noktaları boyunca fizikokimyasal parametrelerin minimum, maksimum ve ortalama değerleri

Parametreler		Numune Alma İstasyonları							
		Botanik (1)	Kızıllı (2)	Çandır (3)	Göksu (4)	Merkez (5)	Aksu (6)	Elsazı (7)	Ortalama
pH	Min – Mak	7,28 – 8,25	6,73 – 8,55	7,54 – 8,56	7,56 – 8,54	7,47 – 8,62	7,00 – 8,59	7,17 – 8,61	6,73 – 8,62
	Ort. ± SS	7,79±0,33 ^a	7,87± 0,56 ^a	8,03± 0,40 ^a	8,16±0,32 ^a	8,10±0,39 ^a	8,05±0,53 ^a	8,06±0,47 ^a	8,01 ±0,44
ÇO (mg/l)	Min – Mak	6,30 – 10,4	6,30 – 10,40	6,80 – 12,9	6,60 – 11,00	7,3 – 11,7	8,60 – 14,50	6,50 – 13,50	6,30 – 14,50
	Ort. ± SS	8,14 ±1,42 ^a	9,34 ±1,53 ^{ab}	9,05 ±1,88 ^{ab}	9,18 ±1,40 ^{ab}	8,77±1,71 ^{ab}	10,22 ±1,73 ^b	9,57±2,04 ^{ab}	9,18 ± 1,73
Sıcaklık (°C)	Min – Mak	10,30 – 29,90	12,60 – 29,80	11,10 – 31,60	13,20 – 31,80	12,40 – 31,20	13,40 – 31,40	10,60 – 30,10	10,30 – 31,80
	Ort. ± SS	20,76±7,06 ^a	20,78 ± 6,34 ^a	21,52±6,98 ^a	22,56±6,19 ^a	21,77±6,63 ^a	21,90±6,40 ^a	19,91±7,03 ^a	21,31±6,48 ^a
Tuzluluk (ppt)	Min – Mak	0,16 – 0,20	0,15 – 0,20	0,15 – 0,20	0,16 – 0,19	0,15 – 0,20	0,16 – 0,37	0,16 – 0,20	0,15 – 0,37
	Ort. ± SS	0,18 ± 0,02 ^a	0,18 ± 0,02 ^a	0,18 ± 0,21 ^a	0,17±0,01 ^a	0,18±0,02 ^a	0,22 ± 0,08 ^b	0,18±0,02 ^a	0,18±0,03
TÇK (ppm)	Min – Mak	151,0 – 199,00	150,00- 194,00	149,00-194,00	151,00-184,00	149,00-199,00	156,00-333,00	152,00-201,00	149,00-333,00
	Ort. ± SS	173,17±18,01 ^a	173,25±16,44 ^a	173,42±17,30 ^a	169,17±12,39 ^a	173,58±17,58 ^a	208,58±63,22 ^b	174,75±17,53 ^a	177,99±30,18
Elektiriksel İletkenlik (Eİ) (µS/cm)	Min – Mak	307,00-391,00	300,00-387,00	301,00-385,00	303,00-369,00	298,00-399,00	315,00-672,00	303,00-400,00	298,00-672,00
	Ort. ± SS	344,42± 32,33 ^a	344,50±33,97 ^a	344,83±35,38 ^a	334,08±25,81 ^a	345,67±37,51 ^a	418,00±132,47 ^b	348,50±37,16 ^a	354,29±62,80
Işık geçirgenliği (cm)	Min – Mak	133,00-297,00	170,00-286,50	186,00-310,00	110,00-294,00	198,00-301,50	43,50-215,00	114,00-261,00	43,50-310,00
	Ort. ± SS	220,67±52,74 ^{ab}	208,46±40,18 ^{ab}	245,65±55,79 ^c	197,00±60,22 ^b	246,17±40,30 ^c	135,79±63,53 ^a	190,75±46,55 ^b	206,35±61,35

Çizelge 4.1'nin devamı

Sülfat (SO_4^{2-}) (mg/l)	Min – Mak	13,00 – 24,00	12,00 – 25,00	15,00 – 22,00	11,00 – 19,00	11,00 – 22,00	16,00 – 30,00	14,00 – 21,00	11,00 – 30,00
	Ort. $\pm$ SS	18,00 $\pm$ 3,70^{ab}	18,67$\pm$3,55^{bc}	18,83$\pm$1,95^{bc}	15,50$\pm$2,43^a	17,83$\pm$3,10^{ab}	21,17$\pm$4,06^c	17,67$\pm$2,19^{ab}	18,24$\pm$3,37
Nitrit (NO_2^-) (mg/l)	Min – Mak	0,004 – 0,058	0,002 – 0,072	0,004 – 0,180	0,004 – 3,000	0,003 – 0,058	0,017 – 0,214	0,003 – 0,520	0,002 – 3,000
	Ort. $\pm$ SS	0,033 $\pm$ 0,020^a	0,030$\pm$0,024^a	0,047$\pm$0,056^a	0,519$\pm$1,154^b	0,029$\pm$0,021^a	0,109$\pm$0,069^a	0,131$\pm$0,181^a	0,128$\pm$0,458
Nitrat (NO_3^-) (mg/l)	Min – Mak	1,28 – 9,25	1,30 – 10,25	1,26 – 10,13	0,01 – 10,03	1,52 – 10,11	0,91 – 9,38	1,26 – 10,21	0,01 – 10,25
	Ort. $\pm$ SS	4,75 $\pm$ 3,01^a	4,85$\pm$3,29^a	4,51$\pm$3,10^a	4,01$\pm$3,66^a	4,85$\pm$3,08^a	4,88$\pm$3,04^a	4,86$\pm$3,32^a	4,67$\pm$3,12
Fosfat (PO_4^{3-}) (mg/l)	Min – Mak	0,04 – 4,45	0,02 – 0,12	0,03 – 0,17	0,01 – 0,19	0,02 – 0,18	0,05 – 0,60	ALA – 0,16	ALA – 4,45
	Ort. $\pm$ SS	0,97 $\pm$ 1,83^b	0,07$\pm$0,04^a	0,11$\pm$0,05^a	0,10$\pm$0,06^a	0,10$\pm$0,05^a	0,17$\pm$0,16^a	0,10$\pm$0,05^a	0,23$\pm$0,74
BOİ (mg/l)	Min – Mak	2,40 – 3,75	2,70 – 4,05	2,10 – 4,35	2,40 – 4,50	2,55 – 4,35	2,70 – 4,35	2,20 – 4,65	2,10 – 4,65
	Ort. $\pm$ SS	2,95 $\pm$ 0,36^a	3,32$\pm$0,47^a	3,09$\pm$0,69^a	3,16$\pm$0,59^a	3,13$\pm$0,53^a	3,44$\pm$0,52^a	3,31$\pm$0,76^a	3,20$\pm$0,58
KOİ (mg/l)	Min – Mak	11,69 – 18,19	12,24 – 19,64	10,23 – 21,10	11,52 – 21,60	12,42 – 21,09	13,15 – 20,88	11,52 – 22,55	10,23 – 22,55
	Ort. $\pm$ SS	14,27 $\pm$ 1,76^a	15,96$\pm$2,41^a	14,90$\pm$3,33^a	15,26$\pm$2,87^a	15,19$\pm$2,54^a	16,65$\pm$2,43^a	16,37$\pm$3,31^a	15,51$\pm$2,73

Her satırda farklı harflerle gösterilen ortalamalara ait değerler arasındaki istatistiksel olarak önemlidir ($p \leq 0,05$), ALA = analiz limitlerinin altında, SS = standart sapma (N = 4).

Karacaören I Baraj Gölü suyunun fizikokimyasal parametrelerinin mevsimsel değişimini hesaplamak için Mayıs (ilkbahar), Ağustos (yaz), Ekim (sonbahar) ve Aralık (kış) aylarında elde edilen ortalama değerler kullanılmıştır. Bu çalışmada incelenen tüm fizikokimyasal parametrelerin mevsimsel analizi, pH, ÇO, sıcaklık, tuzluluk, TÇKM, Eİ, ışık geçirgenliği, SO_4^{2-} ve NO_3^- ortalama konsantrasyonlarının mevsimden mevsime farklılık gösterdiğini göstermiştir ($p \leq 0,05$). Bununla birlikte, incelenen dört parametrenin (NO_2^- , PO_4^{3-} , BOİ ve KOİ) ortalama konsantrasyonları mevsimler arasında önemli bir farklılık göstermemiştir ($p \geq 0,05$) (Çizelge 4.2).

NO_3^- konsantrasyonu ve su sıcaklığı mevsimlere göre sırasıyla $5,02 \pm 0,20$; $1,27 \pm 0,18$; $2,20 \pm 0,58$ ve $9,90 \pm 0,42$ mg/l; $22,94 \pm 0,85$; $30,48 \pm 0,88$; $21,36 \pm 1,18$ ve $13,18 \pm 0,63^\circ\text{C}$ olmuştur. Duncan analizi, tüm mevsimlerin ortalama sıcaklık ve nitrat farklarının önemli bir şekilde farklı olduğunu göstermiştir ($p \leq 0,05$).

Fizikokimyasal ve besin parametrelerinin mevsimsel varyasyonu, ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde suyun ortalama pH değerinin sırasıyla $7,97 \pm 0,12$; $7,50 \pm 0,13$; $8,18 \pm 0,22$ ve $7,60 \pm 0,50$ olduğunu göstermiştir. Duncan analizi, suyun pH değerinin yaz ve kış aylarında, ilkbahar ve sonbahar aylarından önemli olarak farklı olduğunu göstermiştir ($p \leq 0,05$). Suyun ortalama ÇO konsantrasyonları ise ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde sırasıyla $10,77 \pm 1,43$; $7,38 \pm 0,74$; $8,72 \pm 1,29$ ve $8,70 \pm 0,99$ mg/l olduğunu göstermiştir. Duncan analizine göre, farklı mevsimlerdeki ortalama ÇO değerleri arasındaki önemli farklar ilkbahar ile diğer mevsimler arasındadır.

Bulgular, suyun ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimleri boyunca ortalama TÇKM, tuzluluk ve Eİ konsantrasyonlarının sırasıyla $182,50 \pm 1,19$; $151,93 \pm 2,86$; $162,71 \pm 2,78$ ve $213,64 \pm 50,74$ ppm; $0,19 \pm 0,00$; $0,16 \pm 0,00$; $0,17 \pm 0,00$ ve $0,22 \pm 0,06$ ppt; $364,79 \pm 3,64$; $304,64 \pm 6,00$; $314,64 \pm 6,00$ ve $427,79 \pm 107,89$ $\mu\text{S/cm}$ olduğunu göstermiştir. Duncan analizi, TÇKM, tuzluluk ve Eİ konsantrasyonlarının ortalama mevsimsel değerlerinde istasyonlar boyunca benzer bir eğilim gösterdiğini ortaya koymuştur. Aynı zamanda, suyun TÇKM, tuzluluk ve Eİ konsantrasyonlarının yaz aylarında, ilkbahar ve kıştan önemli olarak farklı olduğunu, kış aylarında ise TÇKM, tuzluluk ve Eİ ortalamalarının ilkbahar ve sonbahara göre önemli olarak farklı olduğunu göstermiştir ($p \leq 0,05$).

İlkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde ortalama ışık geçirgenliği seviyeleri sırasıyla $250,50 \pm 45,77$ cm, $157,36 \pm 54,06$ cm, $213,96 \pm 72,6$ cm ve $236,96 \pm 50,12$ cm olarak tespit edilmiştir. En yüksek ışık geçirgenliği seviyesi ilkbaharda, en düşük ise yaz aylarında görülmüştür. Duncan analizi, yaz aylarında gözlemlenen ortalama ışık geçirgenliği seviyesinin ilkbahar, sonbahar ve kıştan önemli olarak farklı olduğunu göstermiştir ($p \leq 0,05$). İlkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde suyun SO_4^{2-} konsantrasyonu sırasıyla $15,14 \pm 3,53$ mg/l, $17,43 \pm 1,51$ mg/l, $19,00 \pm 1,91$ mg/l ve $17,86 \pm 1,07$ mg/l olmuştur. Bulgular, suyun SO_4^{2-} konsantrasyonunun en düşük ilkbahar aylarında, en yüksek değerlere ise sonbaharda ulaşıldığı görülmüştür. Duncan analizi, ilkbaharda tespit edilen SO_4^{2-} konsantrasyonunun sonbahar ve kış aylarındaki değerlerden önemli olarak farklı olduğunu göstermiştir ($p \leq 0,05$). Bu çalışmada, en yüksek nitrat konsantrasyonu kış aylarında, en düşük ise yaz aylarında gözlemlenmiştir (Çizelge 4.2).

Çizelge 4.2. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki örnekleme noktaları boyunca fizikokimyasal parametrelerin mevsimsel değişimleri

Fizikokimyasal Parametreler	İstasyonlar	Mevsimler				
		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Yıllık Orta ± SS
pH	İstasyon 1	7,86	7,50	8,05	7,32	7,68 ± 0,33 ^a
	İstasyon 2	7,96	7,51	8,18	6,89	7,64 ± 0,57 ^a
	İstasyon 3	7,87	7,65	8,08	7,45	7,76 ± 0,27 ^a
	İstasyon 4	8,01	7,61	8,32	8,10	8,01 ± 0,30 ^a
	İstasyon 5	7,86	7,48	8,35	7,97	7,92 ± 0,36 ^a
	İstasyon 6	8,16	7,53	8,47	7,24	7,85 ± 0,56 ^a
	İstasyon 7	8,06	7,23	7,82	8,21	7,83 ± 0,43 ^a
	Ort. ± SS	7,97 ± 0,12^b	7,50 ± 0,13^a	8,18 ± 0,22^b	7,60 ± 0,50^a	7,81 ± 0,39
ÇO (mg/l)	İstasyon 1	9,50	7,30	6,40	7,35	7,64 ± 1,32 ^a
	İstasyon 2	11,00	7,75	8,75	8,75	9,06 ± 1,38 ^{ab}
	İstasyon 3	11,05	7,95	8,60	8,25	8,96 ± 1,42 ^{ab}
	İstasyon 4	10,35	6,70	10,15	10,30	9,38 ± 1,79 ^{ab}
	İstasyon 5	10,65	7,40	7,90	7,85	8,45 ± 1,48 ^{ab}
	İstasyon 6	13,60	8,70	10,00	9,40	10,43 ± 2,18 ^b
	İstasyon 7	9,25	6,55	9,25	9,00	8,51 ± 1,31 ^{ab}
	Ort. ± SS	10,77 ± 1,43^b	7,38 ± 0,74^a	8,72 ± 1,29^a	8,70 ± 0,99^a	8,92 ± 1,62
Sıcaklık (°C)	İstasyon 1	22,70	29,75	23,15	12,60	22,05 ± 7,08 ^a
	İstasyon 2	22,15	29,55	21,00	13,05	21,44 ± 6,75 ^a
	İstasyon 3	23,25	31,35	21,35	13,85	22,45 ± 7,19 ^a
	İstasyon 4	23,25	31,45	21,75	13,75	22,55 ± 7,25 ^a
	İstasyon 5	24,30	30,30	21,80	13,50	22,48 ± 6,97 ^a
	İstasyon 6	23,25	31,35	21,30	13,55	22,36 ± 7,31 ^a
	İstasyon 7	21,70	29,60	19,20	11,95	20,61 ± 7,28 ^a
	Ort. ± SS	22,94 ± 0,85^c	30,48 ± 0,88^d	21,36 ± 1,18^b	13,18 ± 0,63^a	21,99 ± 6,32
TÇK (ppm)	İstasyon 1	181,00	153,50	162,50	198,00	173,75 ± 19,81 ^a
	İstasyon 2	182,50	150,00	161,00	193,50	171,75 ± 19,81 ^a
	İstasyon 3	183,50	149,50	160,50	193,50	171,75 ± 20,27 ^a
	İstasyon 4	183,50	151,50	163,00	183,50	170,38 ± 15,87 ^a
	İstasyon 5	181,50	149,50	160,50	198,50	172,50 ± 21,83 ^a
	İstasyon 6	181,50	157,50	168,50	328,00	208,88 ± 80,02 ^a
	İstasyon 7	184,00	152,00	163,00	200,50	174,88 ± 21,63 ^a
	Ort. ± SS	182,50 ± 1,19^b	151,93 ± 2,86^a	162,71 ± 2,78^{ab}	213,64 ± 50,74^c	177,70 ± 33,87
Tuzluluk (ppt)	İstasyon 1	0,19	0,16	0,17	0,20	0,18 ± 0,02 ^a
	İstasyon 2	0,19	0,15	0,16	0,20	0,18 ± 0,02 ^a
	İstasyon 3	0,19	0,15	0,16	0,20	0,18 ± 0,02 ^a
	İstasyon 4	0,19	0,16	0,17	0,19	0,18 ± 0,02 ^a
	İstasyon 5	0,19	0,16	0,17	0,20	0,18 ± 0,02 ^a
	İstasyon 6	0,19	0,16	0,17	0,36	0,22 ± 0,09 ^a
	İstasyon 7	0,19	0,16	0,17	0,20	0,18 ± 0,02 ^a
	Ort. ± SS	0,19 ± 0,00^{ab}	0,16 ± 0,00^a	0,17 ± 0,00^a	0,22 ± 0,06^b	0,18 ± 0,04
Elektiriksel İletkenlik (Eİ) (µS/cm)	İstasyon 1	361,00	307,00	317,00	390,50	343,88 ± 38,94 ^a
	İstasyon 2	363,00	301,00	311,00	386,50	340,38 ± 41,04 ^a
	İstasyon 3	365,50	301,50	311,50	384,50	340,75 ± 40,51 ^a
	İstasyon 4	368,00	303,50	313,50	364,00	337,25 ± 33,49 ^a
	İstasyon 5	361,50	299,00	309,00	398,50	342,00 ± 46,59 ^a
	İstasyon 6	363,50	317,00	327,00	671,00	419,63 ± 168,77 ^a
	İstasyon 7	371,00	303,50	313,50	399,50	346,75 ± 46,15 ^a
	Ort. ± SS	364,79 ± 3,64^a	304,64 ± 6,00^a	314,64 ± 6,00^a	427,79 ± 107,89^b	352,96 ± 71,27
Secchi diski derinliği (cm)	İstasyon 1	244,50	133,50	296,50	207,75	220,56 ± 68,52 ^b
	İstasyon 2	196,50	176,50	200,75	220,50	198,56 ± 18,05 ^{ab}
	İstasyon 3	285,50	186,25	300,50	309,50	270,44 ± 56,99 ^b
	İstasyon 4	293,50	180,50	192,50	240,25	226,69 ± 51,48 ^b
	İstasyon 5	291,50	198,50	240,50	301,25	257,94 ± 47,75 ^b
	İstasyon 6	181,50	43,75	94,50	183,25	125,75 ± 68,59 ^a
	İstasyon 7	260,50	182,50	172,50	196,25	202,94 ± 39,59 ^{ab}
	Ort. ± SS	250,50 ± 45,77^b	157,36 ± 54,06^a	213,96 ± 72,61^{ab}	236,96 ± 50,12^b	214,70 ± 64,48
Sülfat (SO ₄ ²⁻) mg/l	İstasyon 1	14,00	15,00	22,00	16,00	16,75 ± 3,59 ^a
	İstasyon 2	13,00	18,00	20,00	18,00	17,25 ± 2,99 ^a
	İstasyon 3	19,00	16,00	19,00	18,00	18,00 ± 1,41 ^a
	İstasyon 4	12,00	17,00	16,00	18,00	15,75 ± 2,63 ^a
	İstasyon 5	12,00	19,00	18,00	19,00	17,00 ± 3,37 ^a
	İstasyon 6	21,00	19,00	20,00	17,00	19,25 ± 1,71 ^a
	İstasyon 7	15,00	18,00	18,00	19,00	17,50 ± 1,73 ^a
	Ort. ± SS	15,14 ± 3,53^a	17,43 ± 1,51^{ab}	19,00 ± 1,91^b	17,86 ± 1,07^b	17,36 ± 2,53

Çizelge 4.2. devamı

Nitrit (NO ₂ ⁻) mg/l	İstasyon 1	0,053	0,005	0,035	0,034	0,032 ± 0,020 ^a
	İstasyon 2	0,051	0,003	0,024	0,019	0,024 ± 0,020 ^a
	İstasyon 3	0,051	0,005	0,023	0,029	0,027 ± 0,019 ^a
	İstasyon 4	0,053	0,005	0,014	0,029	0,025 ± 0,021 ^a
	İstasyon 5	0,053	0,004	0,014	0,030	0,025 ± 0,063 ^a
	İstasyon 6	0,148	0,018	0,120	0,037	0,081 ± 0,228 ^a
	İstasyon 7	0,072	0,004	0,510	0,110	0,174 ± 0,096 ^a
	Ort. ± SS	0,069 ± 0,036^a	0,006 ± 0,005^a	0,106 ± 0,187^a	0,041 ± 0,031^a	0,055 ± 0,096
Nitrat (NO ₃ ⁻) mg/l	İstasyon 1	5,20	1,29	2,18	9,24	4,48 ± 3,59 ^a
	İstasyon 2	4,94	1,31	2,14	10,24	4,66 ± 4,03 ^a
	İstasyon 3	5,03	1,27	1,99	10,12	4,60 ± 4,02 ^a
	İstasyon 4	5,14	1,33	1,20	10,02	4,42 ± 4,16 ^a
	İstasyon 5	5,05	1,53	2,72	10,10	4,85 ± 3,79 ^a
	İstasyon 6	4,61	0,92	3,02	9,37	4,48 ± 3,59 ^a
	İstasyon 7	5,14	1,27	2,16	10,24	4,70 ± 4,05 ^a
	Ort. ± SS	5,02 ± 0,20^c	1,27 ± 0,18^a	2,20 ± 0,58^b	9,90 ± 0,42^d	4,60 ± 3,44
Fosfat (PO ₄ ³⁻) mg/l	İstasyon 1	ALA	0,05	0,06	4,44	1,52 ± 2,53 ^a
	İstasyon 2	ALA	0,07	0,11	0,09	0,09 ± 0,02 ^a
	İstasyon 3	ALA	0,04	0,11	0,12	0,09 ± 0,04 ^a
	İstasyon 4	ALA	0,02	0,07	0,15	0,08 ± 0,07 ^a
	İstasyon 5	ALA	0,03	0,07	0,13	0,08 ± 0,05 ^a
	İstasyon 6	ALA	0,09	0,12	0,19	0,13 ± 0,05 ^a
	İstasyon 7	ALA	0,05	0,13	0,12	0,10 ± 0,04 ^a
	Ort. ± SS	ALA	0,05 ± 0,02^a	0,10 ± 0,03^a	0,75 ± 1,63^a	0,30 ± 0,95
BOİ mg/l	İstasyon 1	2,78	2,85	3,08	2,78	2,87 ± 0,14 ^a
	İstasyon 2	3,98	2,78	2,94	3,83	3,38 ± 0,61 ^a
	İstasyon 3	3,08	3,15	3,33	2,45	3,00 ± 0,38 ^a
	İstasyon 4	2,78	2,70	3,32	3,83	3,16 ± 0,53 ^a
	İstasyon 5	3,38	2,63	3,02	3,57	3,15 ± 0,41 ^a
	İstasyon 6	3,53	4,28	3,60	3,00	3,60 ± 0,53 ^a
	İstasyon 7	3,23	3,00	2,68	3,97	3,22 ± 0,55 ^a
	Ort. ± SS	3,25 ± 0,43^a	3,06 ± 0,57^a	3,14 ± 0,30^a	3,35 ± 0,60^a	3,20 ± 0,47
KOİ (mg/l)	İstasyon 1	13,42	13,91	14,84	13,42	13,90 ± 0,67 ^a
	İstasyon 2	19,18	13,06	14,12	18,49	16,21 ± 3,07 ^a
	İstasyon 3	14,84	15,21	15,48	11,85	14,35 ± 1,68 ^a
	İstasyon 4	13,49	13,03	15,94	18,24	15,18 ± 2,41 ^a
	İstasyon 5	16,29	12,29	14,55	17,37	15,13 ± 2,22 ^a
	İstasyon 6	17,01	20,52	17,38	14,47	17,35 ± 2,48 ^a
	İstasyon 7	15,66	14,49	15,68	19,06	16,22 ± 1,97 ^a
	Ort. ± SS	15,70 ± 2,04^a	14,64 ± 2,77^a	15,43 ± 1,08^a	16,13 ± 2,84^a	15,47 ± 2,23

Her ortalama satırda ve yıllık orta sütundaki farklı harflerle gösterilen ortalamalara ait değerler arasındaki istatistiksel olarak önemlidir ($p \leq 0,05$), ALA = analiz limitlerinin altında, SS = standart sapma (N = 3).

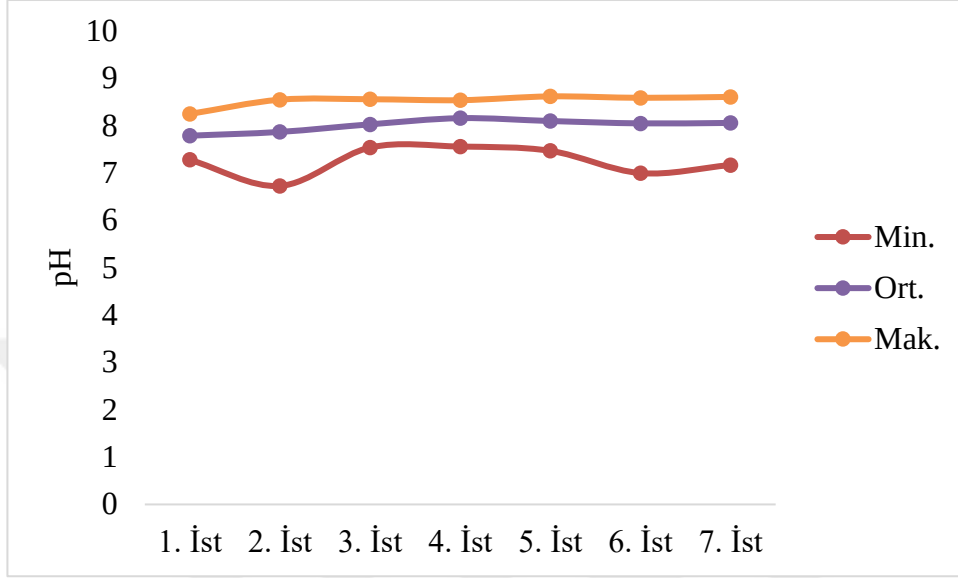
4.1.1. Karacaören I Baraj Gölü pH

Karacaören I Baraj Gölü'ndeki tüm örnekleme istasyonlarında ortalama su pH değeri 7'nin üzerinde tespit edilmiştir. En düşük ortalama pH değeri 7,79 ile 1. istasyonda (Botanik Evleri bölgesi), en yüksek pH değeri ise 8,16 ile 4. istasyonda (Göksu bölgesi) kaydedilmiştir. Minimum değerler açısından, 2. istasyon en düşük pH değerine sahip olup, bu çalışmada maksimum pH değerleri 5. istasyon (Merkez)'te 8,62 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.1a)

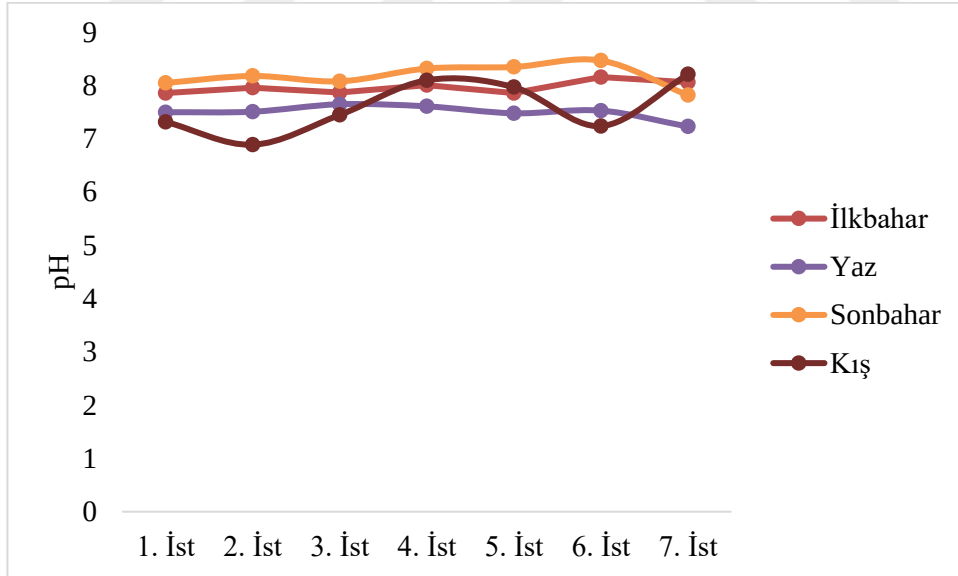
İstasyonlar arasındaki mevsimsel pH değişimleri incelendiğinde en düşük pH değeri 6,89 ile kış mevsiminde 2. istasyonda gözlemlenmiştir. Bunun dışında, diğer mevsimlerde tüm istasyonlar 7,0'den yüksek pH değerleri kaydetmiştir, en yüksek pH değeri olan 8,47, sonbahar mevsiminde 6. istasyonda kaydedilmiştir. 1., 2., 3. ve 6. istasyonlar için en düşük pH değerleri kış mevsiminde kaydedilmiştir, sırasıyla ortalama

pH değerleri 7,32; 6,89; 7,45 ve 7,24 olmuştur. Yaz aylarında ise 4., 5. ve 7. istasyonlar sırasıyla en düşük pH değerlerini 7,61; 7,48 ve 7,23 olarak kaydetmiştir.

En yüksek pH değerleri 1., 2., 3., 4., 5. ve 6. istasyonlar için sırasıyla 8,05; 8,18; 8,08; 8,32; 8,35 ve 8,47 olarak tespit edilmiştir. Aynı zamanda, 7. istasyonun en yüksek pH değeri (8,21) kış mevsiminde gözlenmiştir (Şekil 4.1b).



Şekil 4.1a. Örneklem istasyonlarının ortalama pH değerlerindeki değişimi



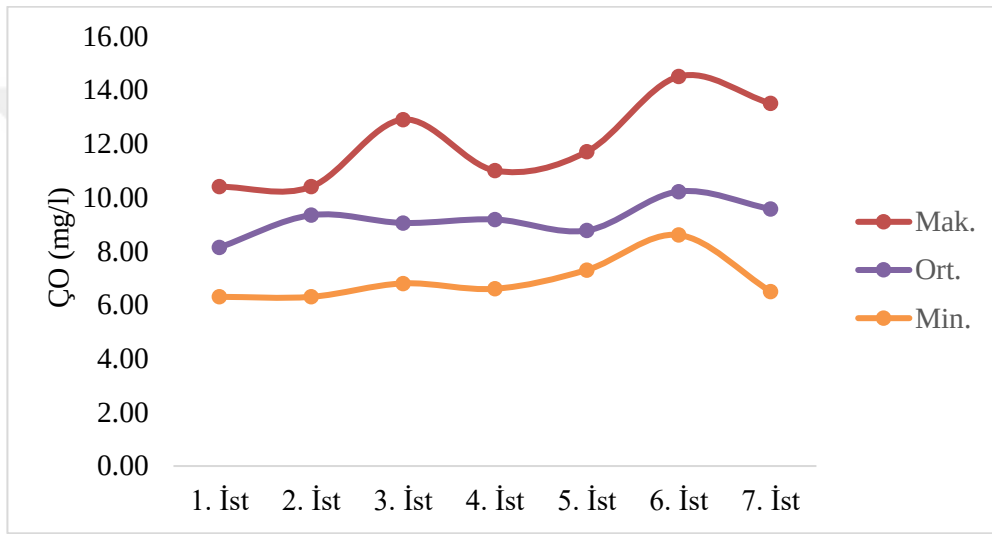
Şekil 4.1b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel pH değerlerindeki değişimi

4.1.2. Çözülmüş oksijen (ÇÖ, mg/L)

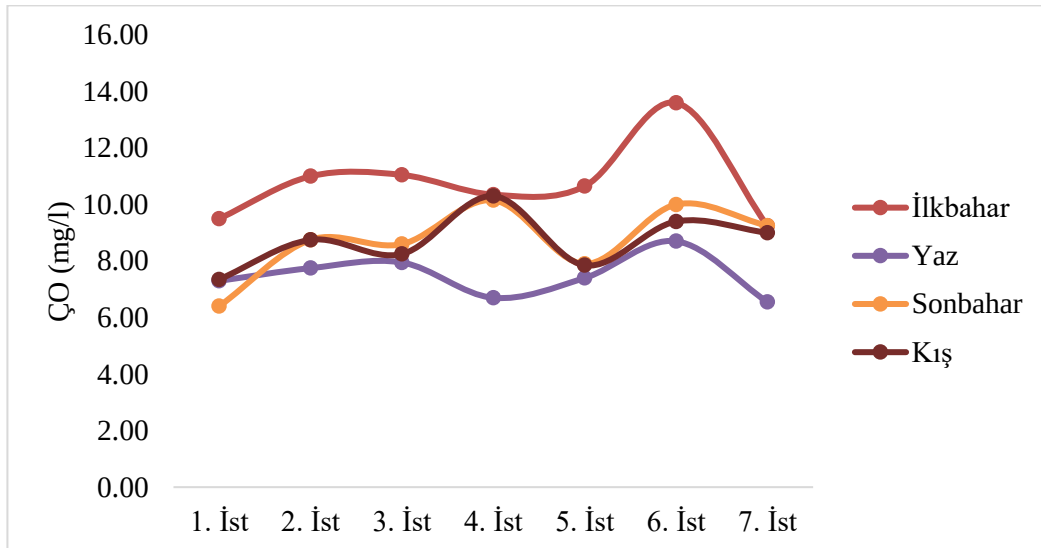
Karacaören I Baraj Gölü suyunun 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlardaki çözülmüş oksijen (ÇÖ, mg/L) konsantrasyonları sırasıyla $8,14 \pm 1,42$; $9,34 \pm 1,53$; $9,05 \pm 1,88$; $9,18 \pm 1,40$; $8,77 \pm 1,71$; $10,22 \pm 1,73$ ve $9,57 \pm 2,04$ mg/l olarak ölçülmüştür

(Şekil 4.2a). 1. istasyon ve 2. istasyon en düşük ortalama ÇO konsantrasyonuna (6,30 mg/l), İstasyon 6 ise en yüksek ortalama ÇO konsantrasyonuna (14,50 mg/l) sahip olduğu görülmüştür.

Mevsimsel olarak, tüm örnekleme istasyonlarında baraj gölü suyunun ÇO konsantrasyonu ilkbahar aylarında en yüksekken, yaz aylarında istasyon 1 hariç hemen hemen tüm örnekleme istasyonlarında en düşük seviyededir. İstasyon 1, en düşük mevsimsel ÇO'yu sonbahar aylarında kaydetmiştir (Şekil 4.2b). 1. istasyon için mevsimsel ÇO konsantrasyonu sonbaharda 6,40 mg/l ile başlayıp, ilkbaharda 9,50 mg/l'ye kadar artmaktadır. 2. istasyon için mevsimsel ÇO konsantrasyonları sırasıyla ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış aylarında 11,00 mg/l, 7,75 mg/l, 8,75 mg/l ve 8,75 mg/l'dir. 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonların mevsimsel değerleri sırasıyla 7,95 – 11,05; 6,70 – 10,35; 7,40 – 10,65; 8,70 – 13,60 ve 6,55 – 9,25 mg/l arasında değişmektedir.



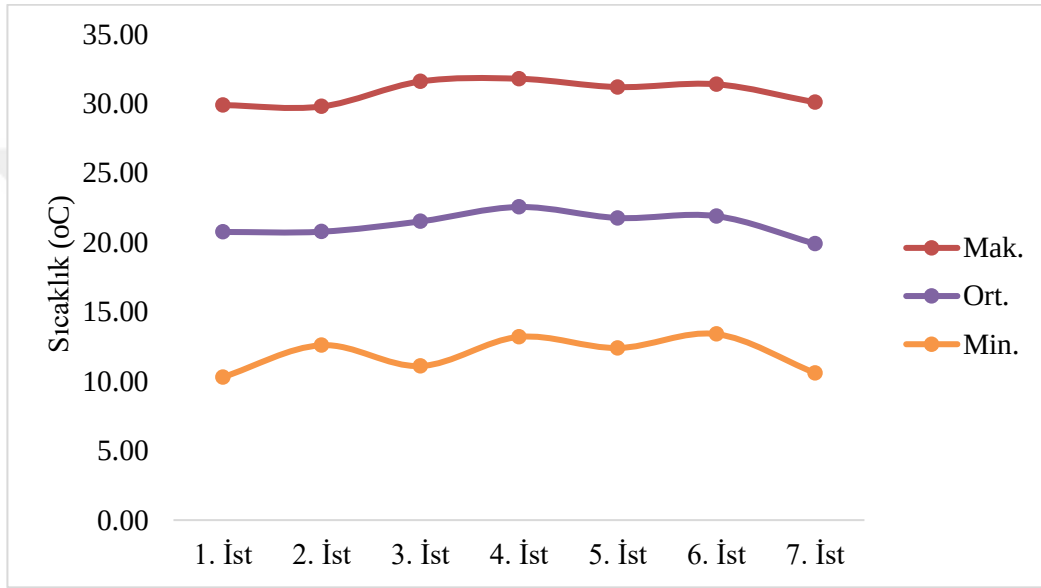
Şekil 4.2a. Örneklem istasyonlarının ortalama ÇO (mg/l) değerlerindeki değişimi



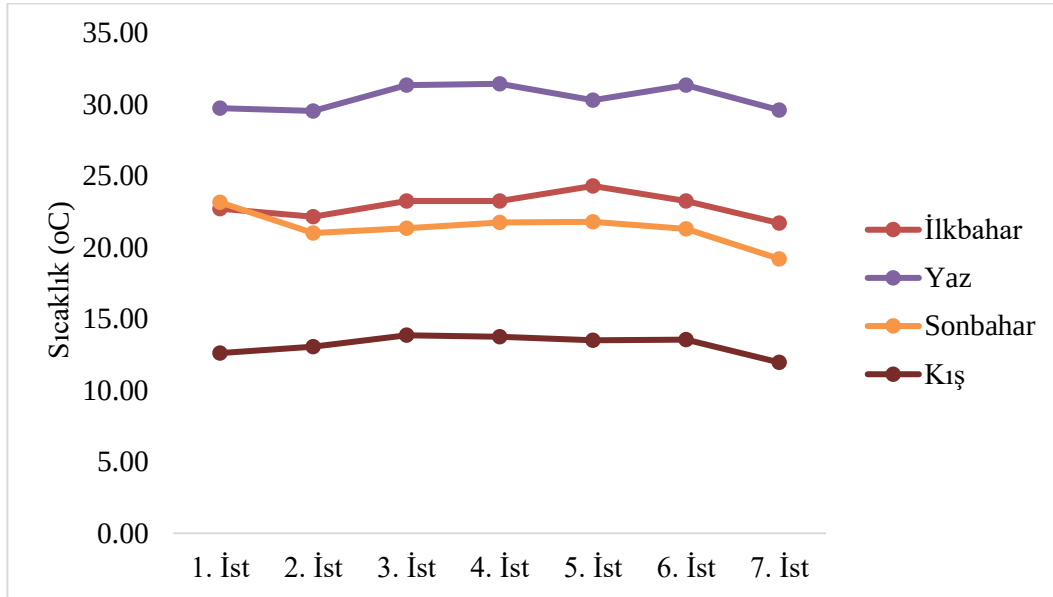
Şekil 4.2b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel ÇO (mg/l) değerlerindeki değişimi

4.1.3. Sıcaklık (°C)

Karacaören I Baraj Gölü'ndeki 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlarda tespit edilen su sıcaklıkları sırasıyla $20,76 \pm 7,06$ °C; $20,78 \pm 6,34$ °C; $21,52 \pm 6,98$ °C; $22,56 \pm 6,19$ °C; $21,77 \pm 6,63$ °C; $21,90 \pm 6,40$ °C ve $19,91 \pm 7,03$ °C'dir. Bu çalışmada kaydedilen en yüksek sıcaklık $31,80$ °C iken en düşük sıcaklık $10,30$ °C olmuştur (Şekil 4.3a). Beklendiği gibi, sonuçların mevsimsel analizi, en düşük sıcaklığın kış aylarında, en yüksek sıcaklığın ise yaz aylarında kaydedildiğini göstermiştir (Şekil 4.3.b). Su sıcaklığının ortalama değeri ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla $21,70$ – $24,30$ °C; $29,60$ – $31,45$ °C; $19,20$ – $23,15$ °C ve $11,95$ – $13,85$ °C arasında değişmektedir.



Şekil 4.3a. Örneklem istasyonlarının ortalama sıcaklık değerlerindeki değişimi

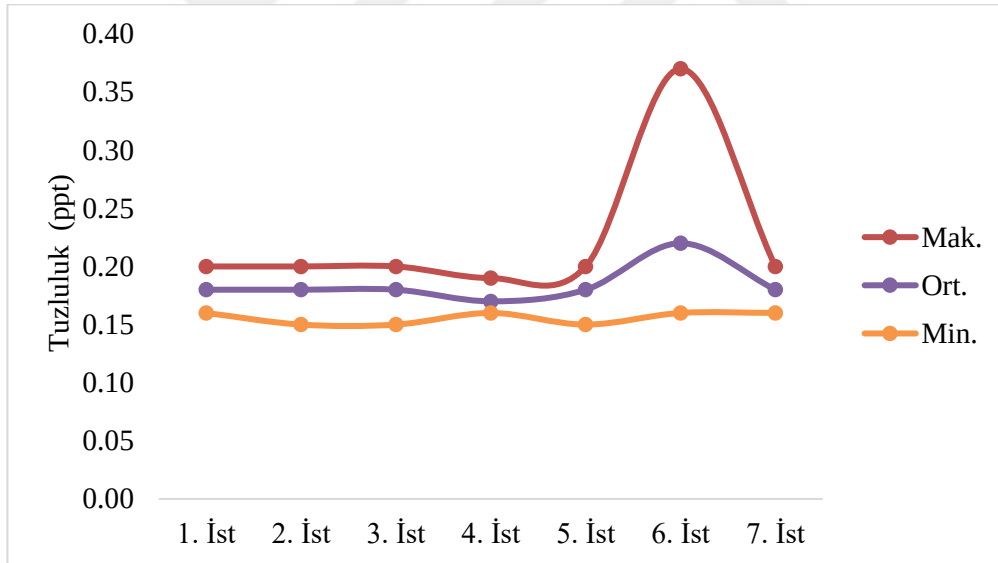


Şekil 4.3b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel sıcaklık değerlerindeki değişimi

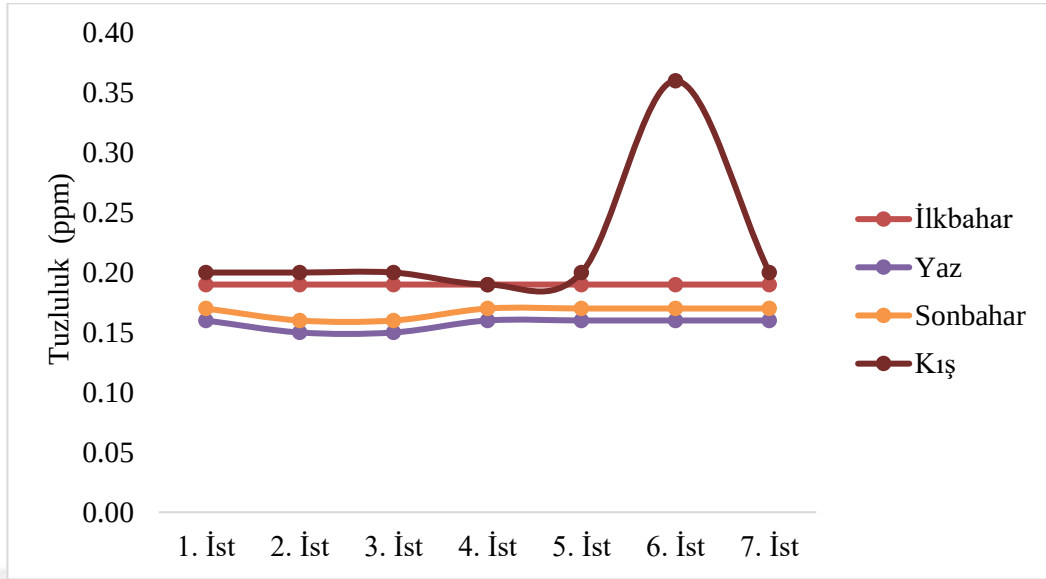
4.1.4. Tuzluluk (ppt)

Karacaören I Baraj Gölü suyundaki tuzluluk konsantrasyonunun sonuçları, 6. istasyon (Aksu bölgesi) dışında diğer istasyonlardaki ortalama tuzluluk konsantrasyonunun neredeyse aynı olduğunu göstermiştir. 6. istasyonun ortalama tuzluluk konsantrasyonu 0,22 ppt olup, maksimum ve minimum tuzluluk konsantrasyonları sırasıyla 0,37 ppt ve 0,16 ppt olmuştur. 1., 2., 3., 4. ve 7. istasyonlar, her birinin ortalama tuzluluk konsantrasyonu 0,18 ppt iken, 4. istasyonda ortalama tuzluluk konsantrasyonu 0,17 ppt'tir. Çalışmanın sonuçları, baraj gölünün herhangi bir bölgesindeki minimum ve maksimum tuzluluk konsantrasyonunun sırasıyla 0,15 ppt ve 0,37 ppt olduğunu göstermektedir (Şekil 4.4a).

Mevsimsel değişimler değerlendirildiğinde, Karacaören I Baraj Gölü suyunun tuzluluğunun yaz aylarında daha düşük ve kış aylarında daha yüksek olduğunu göstermiştir. Yaz aylarında suyun tuzluluğu 0,15 ppt ile 0,16 ppm arasında değişirken, kış aylarında 0,19 ppm ile 0,36 ppt arasında değişmiştir. Tüm örnekleme istasyonlarında ortalama tuzluluk konsantrasyonu ilkbahar aylarında aynı 0,19 ppt'tir. Sonbahar aylarında tüm istasyonlar için tuzluluk konsantrasyonu 0,16 ppm ile 0,17 ppm arasında değişmiştir. En yüksek tuzluluk konsantrasyonu 0,36 ppm ile istasyon 6'da kaydedilirken, en düşük konsantrasyon 2. istasyon ve 3. istasyonda kaydedilmiştir (Şekil 4.4b).



Şekil 4.4a. Örnekleme istasyonlarının ortalama tuzluluk (ppt) değerlerindeki değişimi

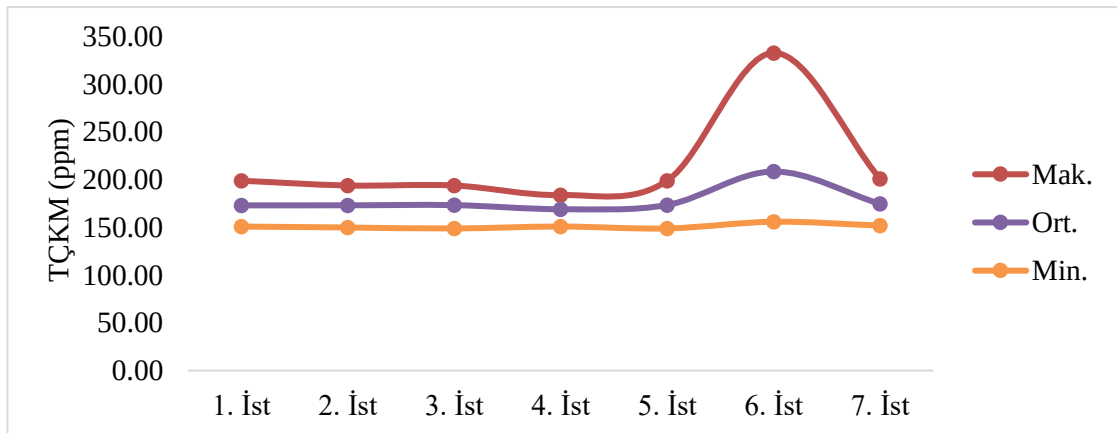


Şekil 4.4b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel tuzluluk (ppt) değerlerindeki değişimi

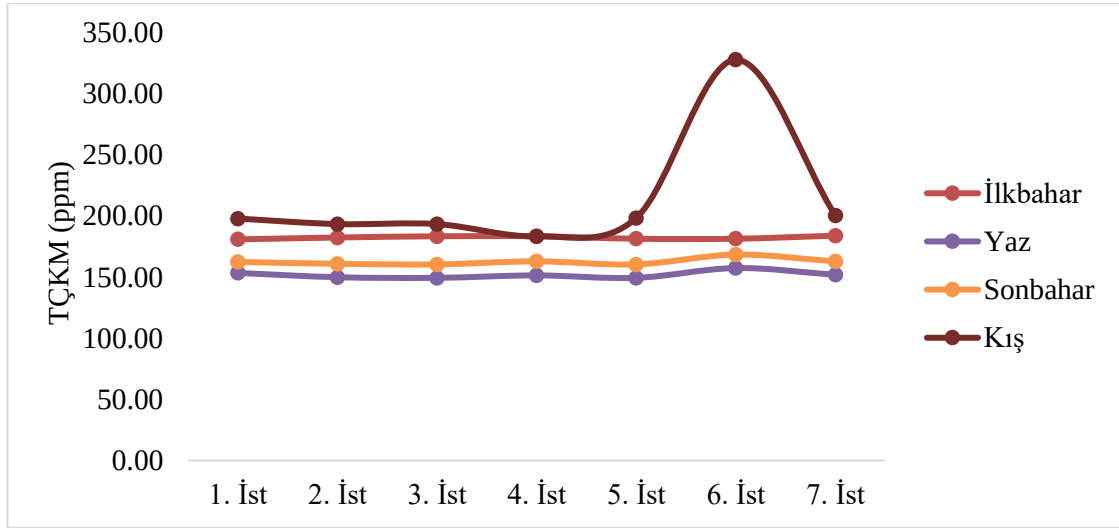
4.1.5. Toplam çözünmüş katı maddeler (TÇKM, ppm)

Karacaören I Baraj Gölü suyundaki toplam çözünmüş katı maddeler (TÇKM) sonuçları, bu çalışma sırasında elde edilen en yüksek TÇKM değerinin 333,00 ppm olduğunu ve bunun baraj gölünün Aksu bölgesindeki istasyon 6'da olduğunu göstermektedir. Aynı zamanda, en düşük TÇKM değeri 149,00 ppm ile 3. istasyon ve 5. istasyonda elde edilmiştir. 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlarda tespit edilen TÇKM ortalama değerleri sırasıyla 173,17; 173,25; 173,42; 169,17; 173,58; 208,58 ve 174,75 ppm'dir (Şekil 4.5a).

Tüm istasyonlar için en yüksek TÇKM değeri kış aylarında gözlemlenmiştir (sırasıyla 198,00; 193,50; 193,50; 183,50; 198,50; 328,00 ve 200,50 ppm) 1, 2, 3, 4, 5, 6, ve 7 istasyonları için. En düşük değerler yaz aylarında 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlar için sırasıyla 153,50; 150,00; 149,50; 151,50; 149,50; 157,50 ve 152,00 ppm'dir. 6. istasyon için TÇKM değeri yaz, sonbahar ve kış aylarında diğer istasyonlardan daha yüksektir (Şekil 4.5b).



Şekil 4.5a. Örneklem istasyonlarının ortalama TÇKM (ppm) değerlerindeki değişimi

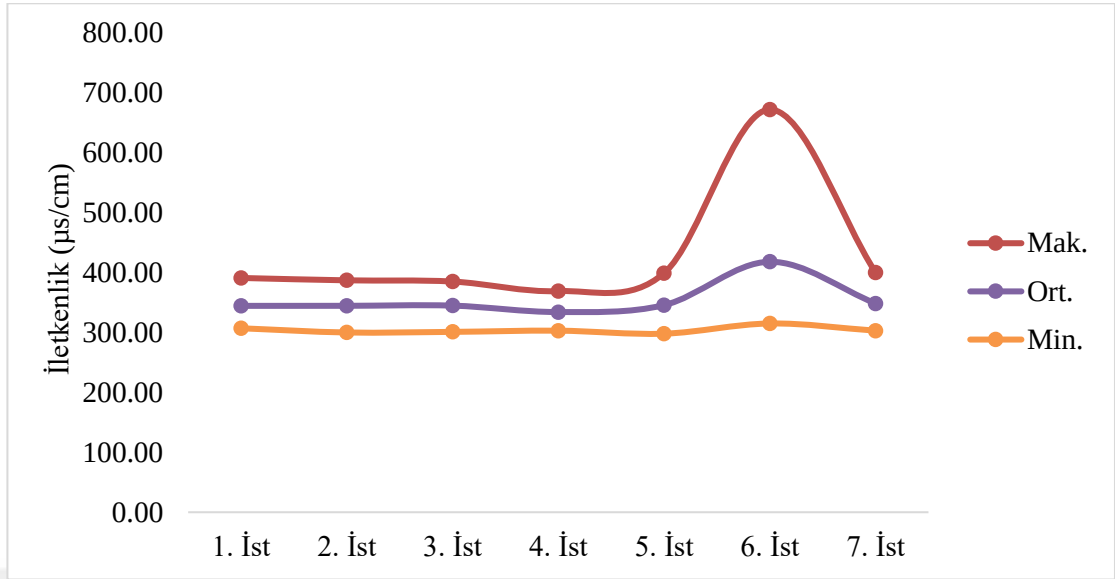


Şekil 4.5b. Örnekleme istasyonlarının mevsimsel TÇKM (ppm) değerlerindeki değişimi

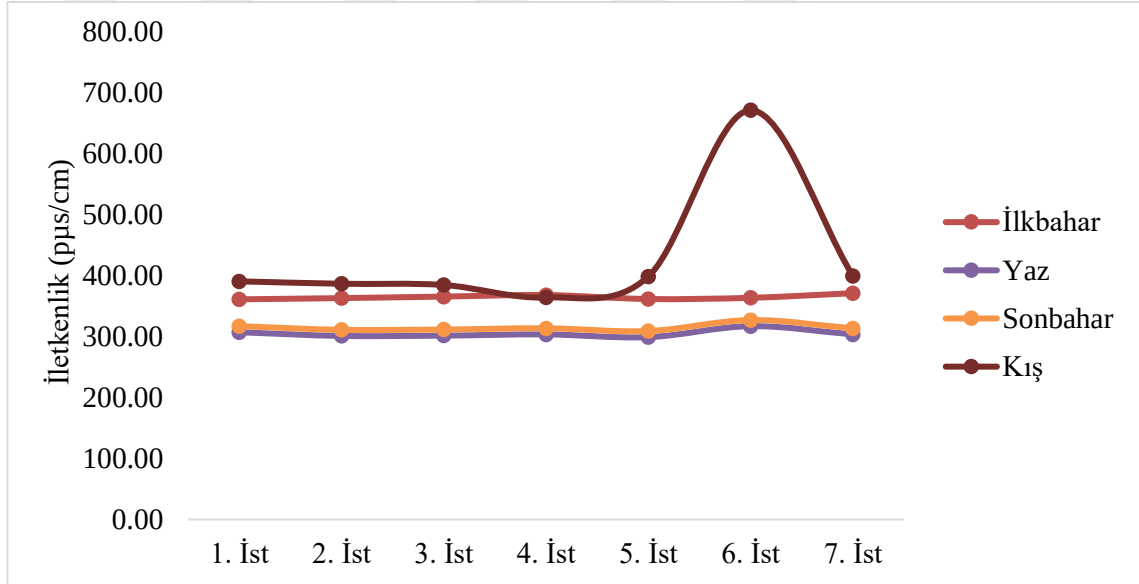
4.1.6. Elektriksel iletkenlik (Eİ, $\mu\text{S}/\text{cm}$)

Elektriksel iletkenlik (Eİ) sonuçları incelendiğinde en yüksek Eİ değerinin $672,00 \mu\text{S}/\text{cm}$, en düşük Eİ değerinin ise $298,00 \mu\text{S}/\text{cm}$ olduğunu göstermektedir. En yüksek Eİ değeri kış aylarında istasyon 6'da, en düşük Eİ değeri ise yaz aylarında istasyon 5'te kaydedilmiştir. Sonuçlara göre, istasyon 4'ün ortalama Eİ değeri en düşük $334,08 \mu\text{S}/\text{cm}$ iken, baraj gölüne Aksu çıkışındaki istasyon (6. istasyon) en yüksek ortalama Eİ değerine ($418,00 \mu\text{S}/\text{cm}$) sahiptir. Diğer istasyonların ortalama Eİ değerleri sırasıyla 1., 2., 3., 5. ve 7. istasyonlar için $344,42$; $344,50$; $344,83$; $345,67$ ve $348,50 \mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir (Şekil 4.6a).

Tüm istasyonlarda en düşük Eİ değerleri yaz aylarında kaydedilmiştir (sırasıyla 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlar için $307,00$; $301,00$; $301,50$; $303,50$; $299,00$; $317,00$ ve $303,50 \mu\text{S}/\text{cm}$). Diğer yandan, tüm istasyonlar için en yüksek Eİ değerleri kış aylarında aşağıdaki gibidir: 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. i istasyonlar için sırasıyla $390,50$; $386,50$; $384,50$; $364,00$; $398,50$; $671,00$ ve $399,50 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Şekil 4.6b). İlkbahar aylarında ise bu çalışma sırasında ikinci en yüksek Eİ değerleri kaydedilmiştir. 6. istasyonun ortalama Eİ değerleri, diğer istasyonlara göre tüm mevsimlerde daha yüksektir.



Şekil 4.6a. Örneklem istasyonlarının ortalama Eİ (µS/cm) değerlerindeki değişimi



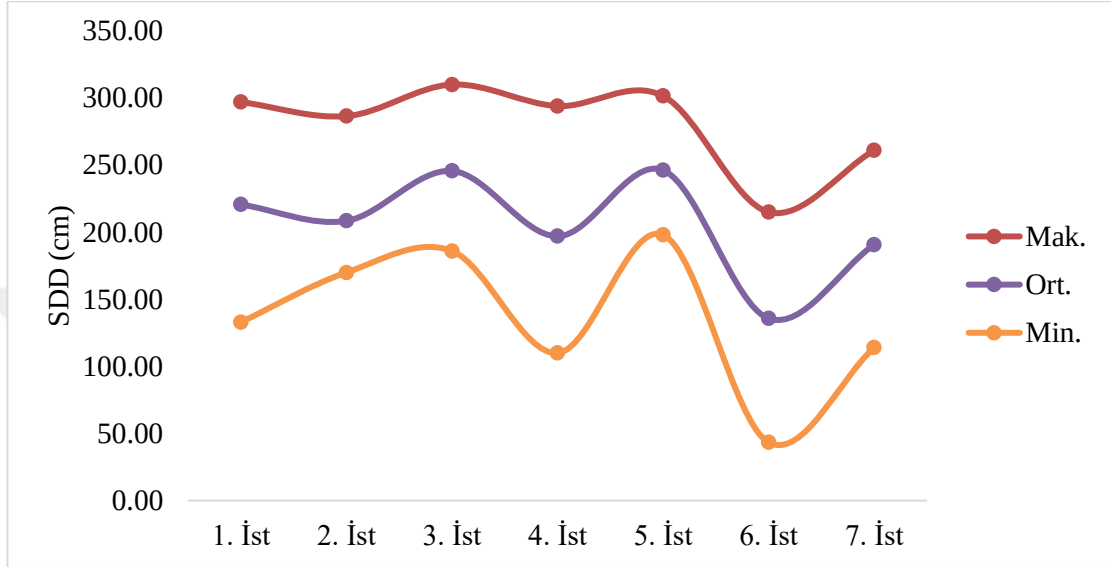
Şekil 4.6b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel Eİ (µS/cm) değerlerindeki değişimi

4.1.7. Işık geçirgenliği (Secchi diski derinliği, cm)

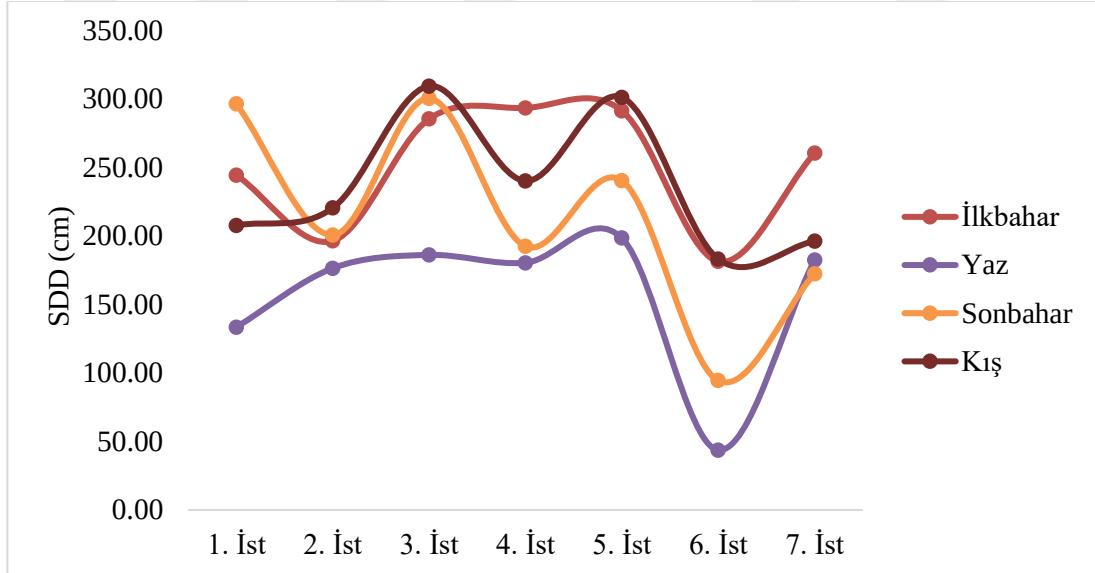
Karacaören I Baraj Gölü ortalama Secchi diski derinliği sonuçları incelendiğinde, en derin ışık geçirgenliği seviyesinin 310,00 cm olarak kış aylarında istasyon 3'te kaydedildiği görülmüştür. Diğer yandan, en düşük ışık geçirgenliği seviyesi yaz aylarında istasyon 6'da 43,50 cm olarak kaydedilmiştir. Bu çalışma dönemi boyunca tüm istasyonların ortalama şeffaflık seviyesi, sırasıyla 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlar için 220,67; 208,46; 245,65; 197,00; 246,17; 135,79 ve 190,75 cm'dir. 6. istasyon, bu dönemde en düşük ışık geçirgenliği seviyesini yaşamıştır (Şekil 4.7a).

Bu çalışmanın sonuçları, 2., 3., 5. ve 6. istasyonlar için en yüksek ışık geçirgenliği seviyesini kış aylarında ve 4. ve 7. istasyonlar için ilkbahar aylarında gördüğünü, istasyon 1'in ise en büyük şeffaflık seviyesini sonbaharda yaşadığını

göstermektedir. En büyük ışık geçirgenliği seviyeleri sırasıyla 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlar için 296,50; 220,50; 309,50; 293,50; 301,25; 183,25 ve 260,50 cm'dir. Aynı zamanda, yedi istasyonun altısının yaz aylarında en düşük ışık geçirgenliği seviyelerini yaşadığını, sırasıyla 1., 2., 3., 4., 5. ve 6. istasyonlar için 133,50; 176,50; 186,25; 198,50; 43,75 ve 183,50 cm olduğunu göstermiştir. Buna karşılık, 7. istasyon için en düşük ışık geçirgenliği seviyesi 172,50 cm olarak sonbaharda kaydedilmiştir (Şekil 4.7b).



Şekil 4.7a. İstasyonların ortalama Secchi disk derinliği (cm) değerlerindeki değişimi

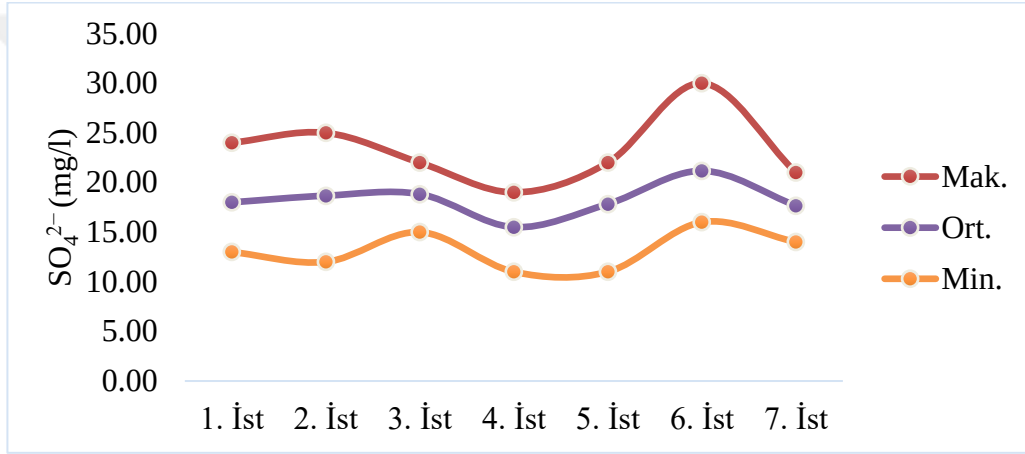


Şekil 4.7b. Örneklem istasyonlarının mevsimsel Secchi disk derinliği (cm) değerlerindeki değişimler

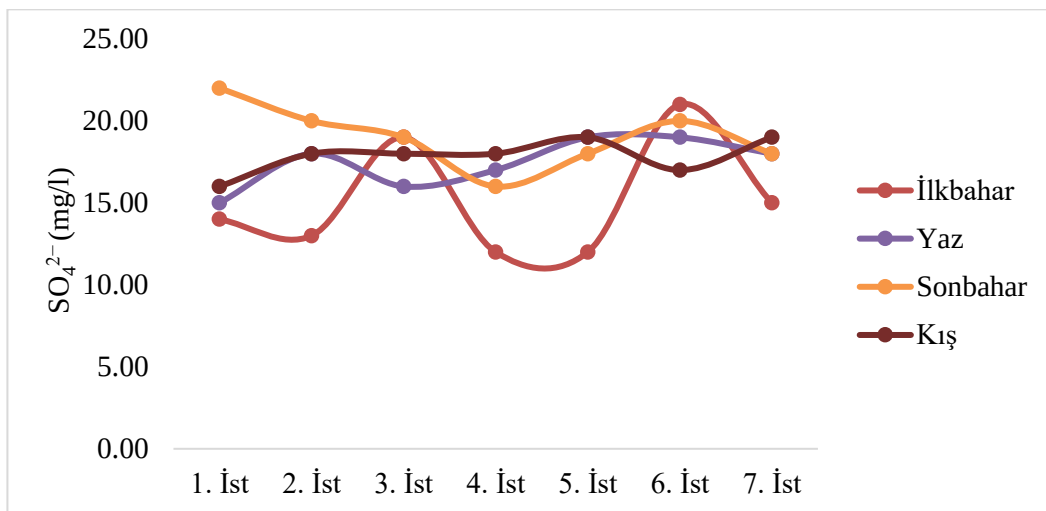
4.1.8. Sülfat (SO_4^{2-} , mg/l)

Bu çalışmanın sülfat (SO_4^{2-}) analizi için elde edilen sonuçlar incelendiğinde, suyun maksimum SO_4^{2-} değerinin 30,00 mg/l ve minimum SO_4^{2-} değerinin 11,00 mg/l olduğunu göstermektedir. Ortalama SO_4^{2-} konsantrasyonu en yüksek 6. istasyonda (21,17 mg/l) elde edilmiştir. En düşük ortalama konsantrasyon ise 4. istasyonda (15,50 mg/l) elde edilmiştir. Bu çalışmanın diğer istasyonlarında ortalama SO_4^{2-} konsantrasyonu 17,67 ila 18,83 mg/l arasında değişmektedir (Şekil 4.8a).

Suyun SO_4^{2-} konsantrasyonundaki mevsimsel değişim, çoğu istasyon için en düşük SO_4^{2-} konsantrasyonlarının ilkbahar örneklerinde elde edildiğini göstermektedir. 1. ve 2. istasyonlar için en büyük mevsimsel konsantrasyonlar sonbaharda (sırasıyla 22,00 mg/l ve 20,00 mg/l), 4. ve 7. istasyonlar için kış aylarında (her ikisi de 19,00 mg/l) elde edilmiştir. 5. ve 6. istasyonlar için elde edilen en büyük mevsimsel SO_4^{2-} konsantrasyonları sırasıyla yaz ve ilkbaharda elde edilmiştir (Şekil 4.8b).



Şekil 4.8a. İstasyonların SO_4^{2-} (mg/l) ortalama değerlerindeki değişimler

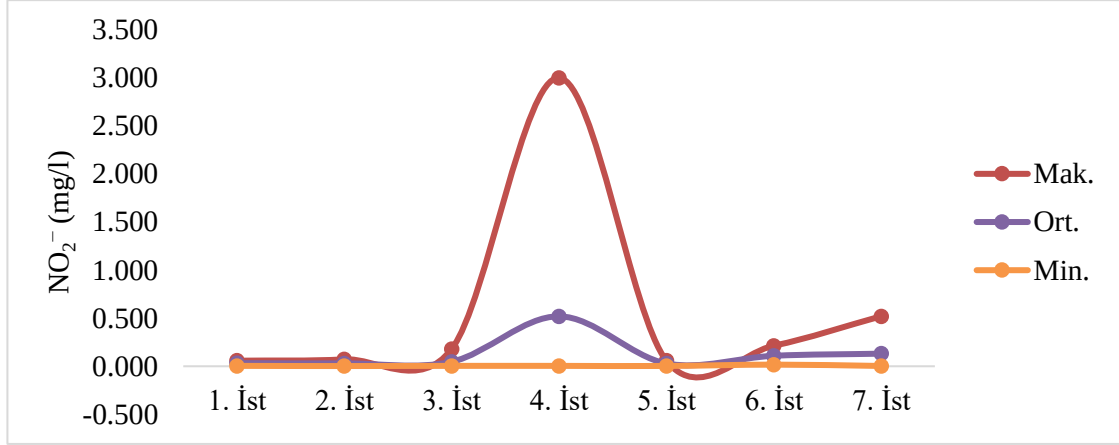


Şekil 4.8b. Örnekleme istasyonlarının SO_4^{2-} (mg/l) değerlerinin mevsimsel değişimler

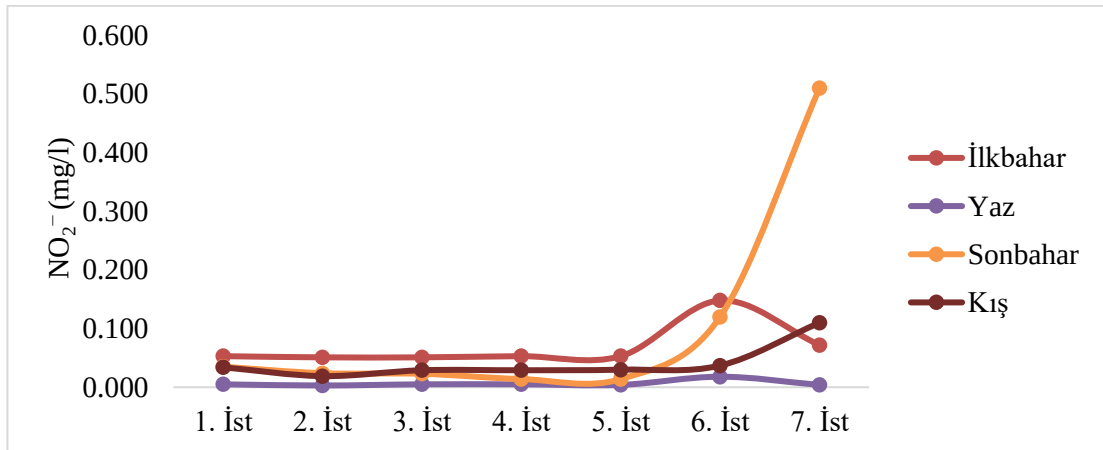
4.1.9. Nitrit (NO_2^- , mg/L)

Karacaören I Baraj Gölü suyundaki nitrit (NO_2^-) konsantrasyonu sonuçları incelendiğinde, 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlardaki ortalama NO_2^- konsantrasyonunun sırasıyla 0,033; 0,030; 0,047; 0,519; 0,029; 0,109 ve 0,131 mg/l olduğunu göstermektedir. Bu sonuçlara göre, bu çalışmada NO_2^- maksimum konsantrasyonu 3,00 mg/l ile 4. istasyonda (Göksu bölgesi) gözlemlenirken, minimum konsantrasyon değeri 0,002 mg/l ile 2. istasyonda (Kızıllı bölgesi) gözlemlenmiştir (Şekil 4.9a).

NO_2^- konsantrasyonunun mevsimsel değişkenliklerinin sonuçları, tüm istasyonların en düşük NO_2^- konsantrasyonlarını yaz aylarında kaydettiğini göstermektedir (sırasıyla 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlarda 0,005; 0,003; 0,005; 0,005; 0,004; 0,018 ve 0,004 mg/l). Bununla beraber 1., 2., 3., 4., 5. ve 6. istasyonlarda maksimum NO_2^- konsantrasyonu (sırasıyla 0,053; 0,051; 0,051; 0,053; 0,053 ve 0,148 mg/l) ilkbahar aylarında tespit edilmiş olup, bu süreçte 7. istasyonda maksimum mevsimsel NO_2^- konsantrasyonu (0,110 mg/l) kış aylarında kaydedilmiştir (Şekil 4.9b).



Şekil 4.9a. İstasyonların ortalama NO_2^- (mg/l) değerlerindeki değişimler

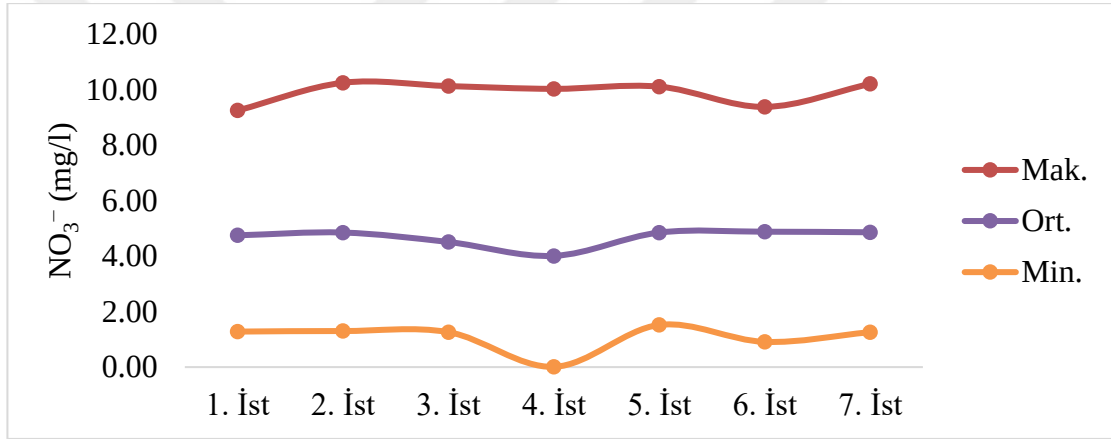


Şekil 4.9b Örnekleme istasyonlarının NO_2^- (mg/l) değerlerinin mevsimsel değişimler

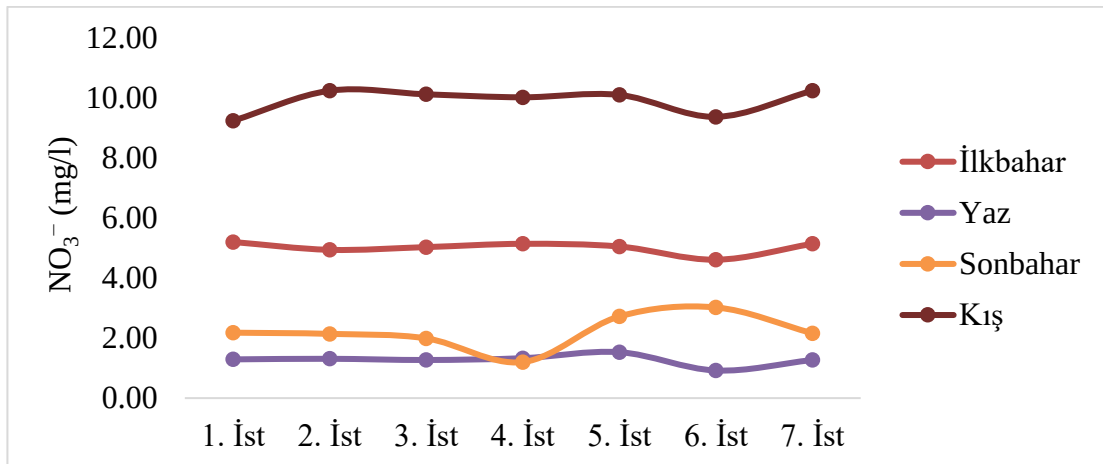
4.1.10. Nitrat (NO_3^- , mg/L)

Karacaören I Baraj Gölü suyundaki nitrat (NO_3^-) analizi, farklı örnekleme noktalarındaki ortalama NO_3^- değerlerinin birbirine çok yakın olduğunu göstermektedir. En yüksek ortalama NO_3^- değeri, 6. istasyonda 4,88 mg/l olarak elde edilmiştir. En düşük NO_3^- konsantrasyonu ise Göksu bölgesindeki 4. istasyonda 0,01 mg/l olarak kaydedilmiştir. Bu çalışmadaki maksimum ve minimum NO_3^- konsantrasyonları sırasıyla 2. istasyondan 10,25 mg/l ve 4. istasyondan 0,01 mg/l olarak belirlenmiştir (Şekil 4.10a).

NO_3^- sonuçlarının mevsimsel analizi, tüm istasyonlarda maksimum NO_3^- konsantrasyonunun kış aylarında gözlemlendiğini, 4. istasyon hariç tüm istasyonlar için ise minimum NO_3^- konsantrasyon değerlerinin yaz aylarında olduğunu göstermiştir (Şekil 4.10b). 4. istasyon, minimum değerini sonbaharda kaydetmiştir. 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlarda için mevsimsel en yüksek NO_3^- konsantrasyonları sırasıyla 9,24; 10,24; 10,12; 10,02; 10,10; 9,37 ve 10,24 mg/l iken, en düşük mevsimsel NO_3^- değerleri sırasıyla 1,29; 1,31; 1,27; 1,20; 1,53; 0,92 ve 1,27 mg/l olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.10a. İstasyonların ortalama NO_3^- (mg/l) değerlerindeki değişimler

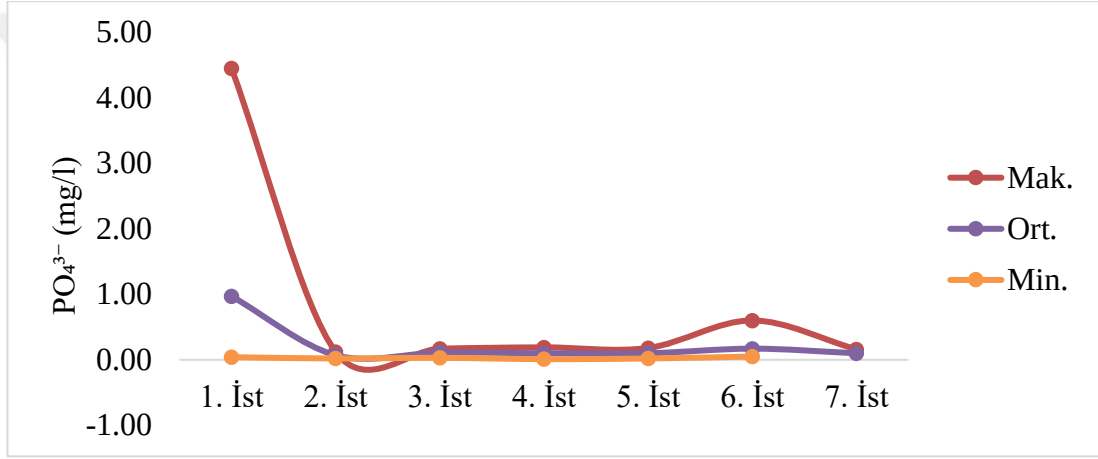


Şekil 4.10b. Örnekleme istasyonlarının mevsimsel NO_3^- (mg/l) değerlerindeki değişimler

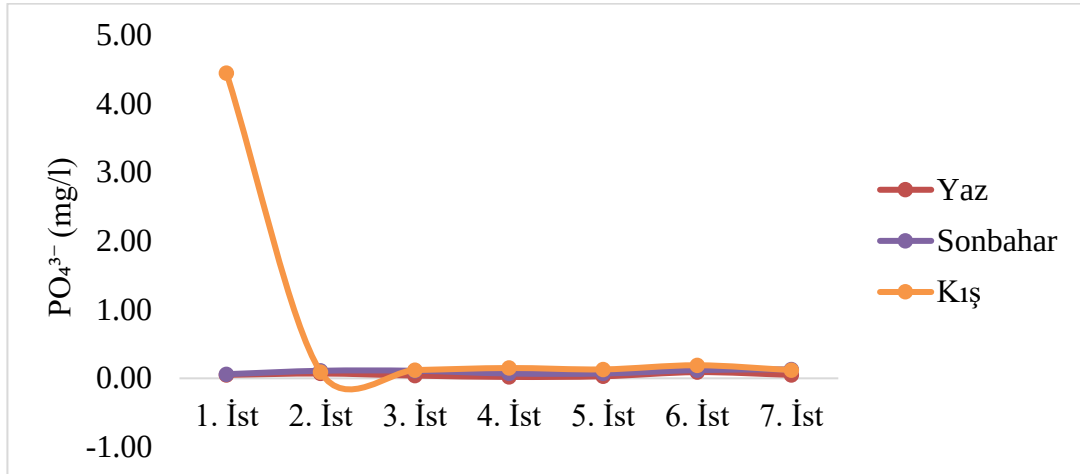
4.1.11. Fosfat (PO_4^{3-} , mg/L)

Fosfat (PO_4^{3-}) sonuçlarının analizi incelendiğinde, en yüksek PO_4^{3-} konsantrasyonunun 4,45 mg/l ile 1. istasyonda kaydedildiğini göstermektedir. Baraj gölü suyundaki PO_4^{3-} konsantrasyonunun ortalama değerleri, 4., 5. ve 7. istasyonların her birinin 0,10 mg/l olduğunu gösterirken, en yüksek ortalama konsantrasyonun 0,97 mg/l ile 1. istasyonda kaydedildiğini göstermektedir (Şekil 4.11a).

PO_4^{3-} konsantrasyonundaki mevsimsel değişikliklerin sonuçları, ilkbaharda PO_4^{3-} konsantrasyonunun tespit sınırının altında olduğunu göstermektedir. Aynı zamanda, bu çalışmada kaydedilen maksimum mevsimsel konsantrasyonun 4,44 mg/l ile kış aylarında gözlemlendiğini göstermektedir. Sonuç analizi, tüm örnekleme istasyonlarının en düşük konsantrasyonlarını yaz aylarında kaydettiğini göstermektedir (1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlar için sırasıyla 0,05; 0,07; 0,04; 0,02; 0,03; 0,09 ve 0,05 mg/l) (Şekil 4.11b).



Şekil 4.11a. İstasyonların PO_4^{3-} (mg/L) ortalama değerlerindeki değişimler

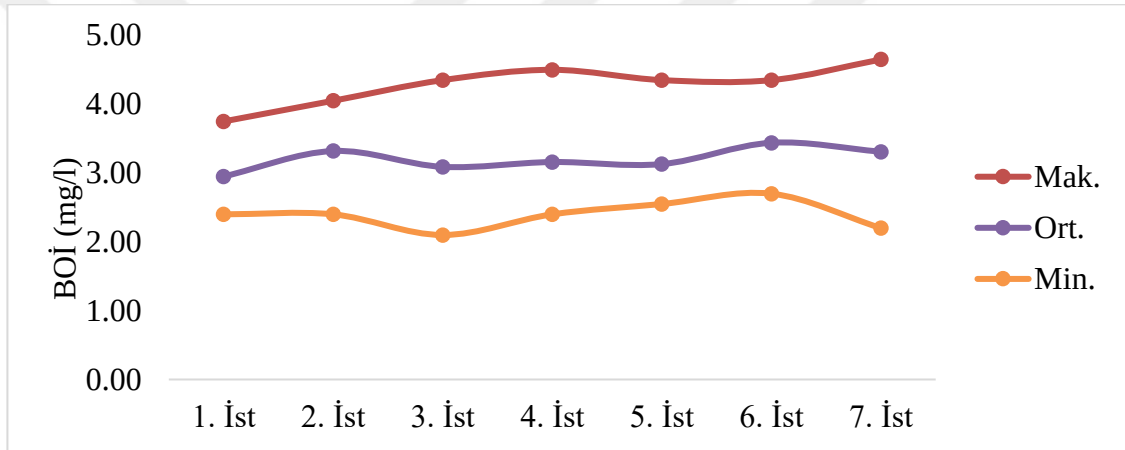


Şekil 4.11b. Örnekleme istasyonlarının mevsimsel PO_4^{3-} (mg/l) değerlerindeki değişimler

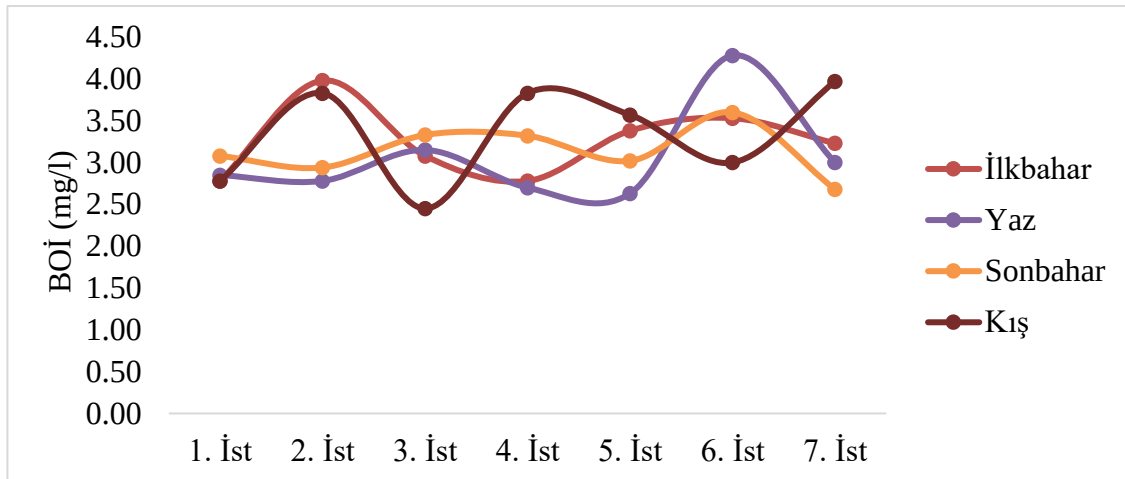
4.1.12. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ₅, mg/L)

Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ₅) analizi, bu çalışmada kaydedilen en düşük ve en yüksek BOİ₅'nin sırasıyla 2,10 mg/l ve 4,65 mg/l olduğunu göstermiştir. En yüksek BOİ₅ konsantrasyon değeri 7. istasyonda kaydedilirken, en düşük değer 3. istasyonda kaydedilmiştir. Baraj gölünden 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlardan alınan suyun ortalama BOİ₅ konsantrasyonları sırasıyla 2,95; 3,32; 3,09; 3,16; 3,13; 3,44 ve 3,31 mg/l'dir (Şekil 4.12a). 6. istasyon en yüksek ortalama BOİ₅ konsantrasyonlarını kaydederken, tüm istasyonlar üzerindeki ortalama BOİ₅ konsantrasyonları birbirine yakındır.

BOİ₅ konsantrasyonundaki mevsimsel değişiklik sonuçları herhangi bir mevsimsel eğilim göstermemiştir (Şekil 4.12b). Mevsimsel olarak, 3. istasyon, kış aylarında 2,45 mg/l ile en düşük BOİ₅ konsantrasyonunu kaydederken, en yüksek mevsimsel BOİ₅ konsantrasyonu yaz aylarında 6. istasyonda 4,28 mg/l olarak gözlemlenmiştir.



Şekil 4.12a. İstasyonların ortalama BOİ₅ (mg/l) değerlerindeki değişimler

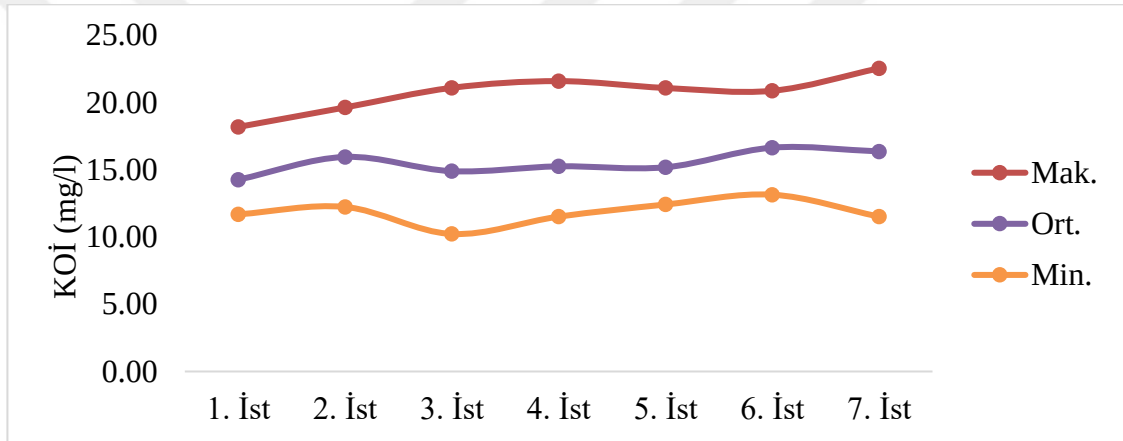


Şekil 4.12b. Örnekleme istasyonlarının mevsimsel BOİ₅ (mg/l) değerlerindeki değişimler

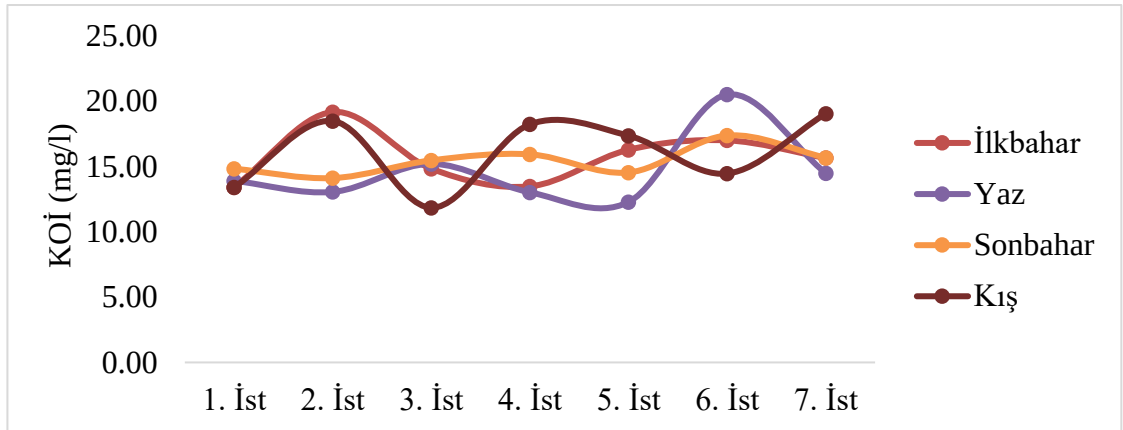
4.1.13. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ, mg/L)

Karacaören I Baraj Gölü suyundaki kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyon sonuçları incelendiğinde, en yüksek KOİ değerinin 7. istasyonda 22,55 mg/l, en düşük değerin ise 3. istasyonda 10,23 mg/l olarak elde edildiği görülmektedir. 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlarda kaydedilen ortalama konsantrasyonlar şu şekildedir: 14,27; 15,96; 14,90; 15,26; 15,19; 16,65; 16,37 mg/l. BOİ₅ sonuçları gibi, kaydedilen en yüksek KOİ değeri 7. istasyon olsa da 6. istasyon KOİ için en büyük ortalama konsantrasyona sahiptir (Şekil 4.13a).

Sonuçlar, 1. istasyonda KOİ değerinin 14,84 mg/l olduğu, Sonbahar konsantrasyonunun en yüksek mevsimsel KOİ konsantrasyonu olduğunu göstermektedir. Diğer istasyonların en yüksek mevsimsel konsantrasyonları şöyledir: 2. istasyon, 19,18 mg/l (ilkbahar); 3. istasyon, 15,48 mg/l (sonbahar); 4. istasyon, 18,24 mg/l (kış); 5. istasyon, 17,37 mg/l (kış), 6. istasyon, 20,52 mg/l (yaz) ve 7. istasyon, 19,06 mg/l (kış) (Şekil 4.13b).



Şekil 4.13a. İstasyonların ortalama KOİ (mg/l) değerlerindeki değişimler

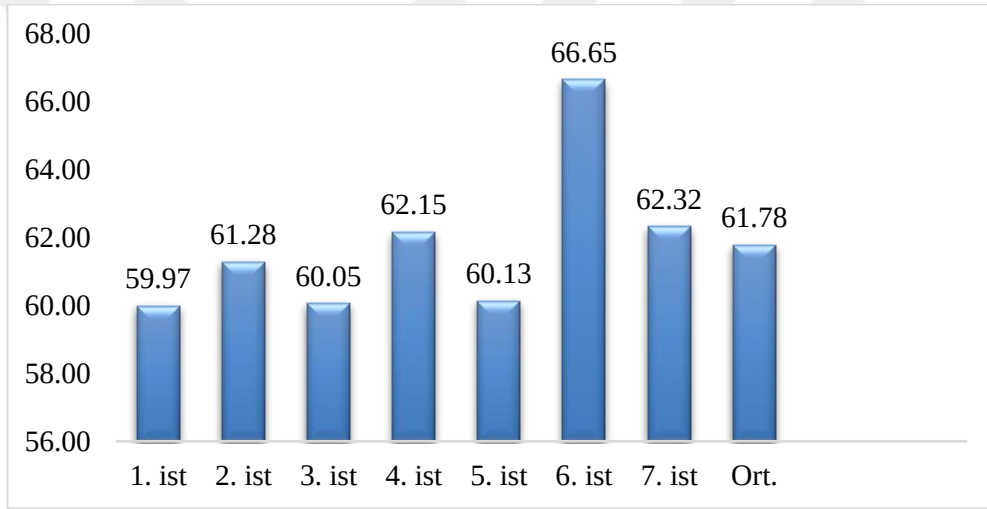


Şekil 4.13b. Örnekleme istasyonlarının mevsimsel KOİ (mg/l) değerlerindeki değişim

4.2 Karacaören I Baraj Gölü'nün Su Kalitesi İndeksi (SKİ)

Şekil 4.14, Karacaören I Baraj Gölü'nün farklı örnekleme istasyonlarında su kalitesi indeksi (SKİ) ortalamasını göstermektedir. Baraj gölünün SKİ değeri 59,97 ile 66,65 arasında değişmiştir. 6. istasyon 6 (Aksu bölgesi), en yüksek SKİ değerine sahip olan 66,65'e sahiptir, ancak 1. istasyon (Botanik Evleri bölgesi) 59,97 ile en düşük SKİ'ye sahiptir. Baraj gölü suyunun ortalama SKİ değeri 61,78'dir.

Su kalitesi endeksinin mevsimsel değerlendirmesi, baraj gölünün su kalitesinin tüm istasyonlar için tüm mevsimlerde 50'den yüksek ancak 75'ten düşük olduğu için tüm mevsimler boyunca orta düzeyde olduğunu göstermektedir. En yüksek SKİ değeri, ilkbahar döneminde 6. istasyonda 70,55 olarak gözlemlendi, en düşük SKİ değeri ise yaz döneminde 5. istasyonda 54,87 olarak kaydedilmiştir. Mevsimlere göre en yüksek SKİ değerleri ilkbahar ve kış aylarında gözlemlenmiştir. Tüm mevsimler için ortalama SKİ değerleri sırasıyla ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış için 64,24, 57,98, 59,23 ve 62,86'dır (Çizelge 4.3).



Şekil 4.14. Örneklenen istasyonların su kalitesi indeksi (SKİ)'nin sınıflandırılması

Çizelge 4.3. İstasyonlarda SKİ'nin mevsimsel değişimi

İstasyonlar	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Ortalama
1	59,16	56,56	55,58	66,93	60,72
2	68,60	56,20	57,29	61,98	61,08
3	63,64	59,76	58,98	53,68	59,08
4	60,90	55,24	61,70	65,06	60,80
5	65,01	54,87	56,95	61,00	59,54
6	70,55	68,24	64,57	66,37	67,53
7	61,82	55,93	59,48	64,89	60,60
Ortalama	64,24	57,98	59,23	62,86	61,33

4.3. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) Göre Su Kalitesi Sınıflandırması

4.3.1 Fizikokimyasal parametrelere göre istasyonların su kalitesi sınıflandırması

Karacaören I Baraj Gölü'nün su sınıflandırması, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) 2021 kriterlerine göre Çizelge 4.3.1'de sunulmuştur. SKKY (2021), su kalitesini üç sınıfa bölmektedir. pH, çözünmüş oksijen (ÇO), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), ve biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ₅) değerlerinin tümü I. sınıfta yer almıştır. Tüm istasyonlardaki ortalama nitrat (NO₃⁻) konsantrasyonu >3'tür, bu da her örnekleme istasyonundaki sudaki NO₃⁻ konsantrasyon seviyesine göre suyun II. sınıf su kategorisine ait olduğunu göstermiştir.

Elektriksel iletkenlik (Eİ) sonuçları, 6. istasyonun 400 µS/cm'nin üzerinde olduğu için II. sınıfta olduğunu, diğer istasyonların sonuçlarının 400 µS/cm'nin altında olduğu için I. sınıfta olduğunu göstermiştir.

Besin parametrelerinin sonuçları da Karacaören I Baraj Gölü'nün fosfat (PO₄³⁻) ile kirlendiğini göstermiştir. PO₄³⁻ sonuçlarına göre, 2., 3., 4., 5., ve 7. istasyonların suyu II. sınıf'a aittir, 1. istasyon ve 6. istasyon ise III. sınıf sulara bulunmuştur. Ortalama olarak, PO₄³⁻ sonuçlarına göre baraj gölü suyu III. sınıf sulara dahil edilmiştir.

SKKY, 2021 iç su sınıflandırmasına göre, 1. istasyon ve 6. istasyon III. sınıf su kategorisinde yer alırken, diğer istasyonlar (2., 3., 4., 5. ve 7. istasyonlar) II. sınıf su kategorisinde yer almaktadır. Ortalama olarak, Karacaören I Baraj Gölü suyunun su kalitesi III. sınıf su kategorisine girmektedir (Çizelge 4.4).

Çizelge 4.4. Su kalitesi parametreleri, istasyonların ortalama değerleri ve SKKY' ye göre su kalitesi sınıfları

Parametreler	İstasyonlar							Ortalama
	1	2	3	4	5	6	7	
pH	7,79	7,87	8,03	8,16	8,10	8,05	8,06	8,01
Eİ (µS/cm)	344,42	344,50	344,83	334,08	345,67	418,00	348,50	354,29
ÇO (mg/L)	8,14	9,34	9,05	9,18	8,77	10,22	9,57	9,18
KOİ (mg/L)	14,27	15,96	14,90	15,26	15,19	16,65	16,37	15,51
BOİ ₅ (mg/L)	2,95	3,32	3,09	3,16	3,13	3,44	3,31	3,20
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,75	4,85	4,51	4,01	4,85	4,88	4,86	4,67
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,97	0,07	0,11	0,10	0,10	0,17	0,10	0,23
Kalite Sınıflandırması	III.	II.	II.	II.	II.	III.	II.	III.

4.3.2. Mevsimlere göre istasyonların su kalitesi sınıflandırması

Fizikokimyasal parametrelerin mevsimsel analizi, fosfatın ilkbahar mevsiminde tespit sınırının altında olduğunu göstermiştir. Analizler, 1. istasyonun pH, Eİ, BOİ ve KOİ değerlerinin tüm mevsimlerde I. sınıf sular için belirlenen değerlerin içinde olduğunu göstermiştir. 1. istasyonun ÇO değerleri yaz, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla 7,30 mg/l, 6,40 mg/l ve 7,35 mg/l ile II. sınıf sulara dahil edilirken, ilkbaharda elde edilen 9,50 mg/l değeri I. sınıf suya dahil edilmiştir. 1. istasyonun suyundaki PO_4^{3-} konsantrasyonları yaz ve sonbaharda sırasıyla 0,05 mg/l ve 0,06 mg/l'dir ve II. sınıf su kategorisine girerken, kışın 4,44 mg/l olan değeri III. sınıf su kategorisine dahil edilmiştir.

2. istasyon için mevsimsel bulgular, 2. istasyonun pH, Eİ, BOİ ve KOİ değerlerinin tüm mevsimlerde I. sınıf sular için belirlenen değerlerin içinde olduğunu göstermiştir. 2. istasyonun suyundaki ÇO konsantrasyonu yaz aylarında 7,75 mg/l'dir ve II. sınıfa dahil edilirken, diğer mevsimlerdeki ÇO konsantrasyonları 8 mg/l'nin üzerindedir. 2. istasyondaki PO_4^{3-} konsantrasyonları yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde II. sınıf suya girmiştir. NO_3^- konsantrasyonları kış aylarında 10,24 mg/l ile III. sınıf sulara dahil edilmiştir. İlkbahar mevsiminde 2. istasyondaki nitrat konsantrasyonu 4,94 olup > 3 'tür ve II. sınıf su kategorisine girmektedir. Yaz ve sonbahar mevsimlerinde 2. istasyondaki NO_3^- konsantrasyonu < 3 'tür ve su I. sınıf olarak sınıflandırılmıştır.

3. istasyondaki ÇO konsantrasyonu ilkbahar, sonbahar ve kış aylarında 8 mg/l'nin üzerinde olup kategori I su olarak sınıflandırılırken, yaz aylarında 7,95 mg/l olup I. sınıf su kategorisine girmektedir. 3. istasyon NO_3^- konsantrasyonu ilkbaharda 5,03 mg/l olup I. sınıf su sınıfına girmektedir; yaz ve sonbaharda 5 mg/l'den az iken kışın 10,12 mg/l olup III. sınıf su sınıfına girmektedir. Bu çalışmada kaydedilen PO_4^{3-} konsantrasyonları, 3. istasyon ve 4. istasyon suyunun soğuk mevsimlerde (sonbahar ve kış) SKKY II. sınıf sularında olduğunu ve sıcak mevsimlerde (ilkbahar ve yaz) I. sınıf sularında olduğunu göstermiştir.

4., 5. ve 7. istasyonların suyundaki NO_3^- konsantrasyonları, ilkbahar aylarında sırasıyla 5,14 mg/l, 5,05 mg/l ve 5,14 mg/l olup, bunlar II. sınıf su kategorisine girerken, kışın 10,02 mg/l, 10,10 mg/l ve 10,24 mg/l olduğunda III. sınıf suları belirmiştir. Yaz ve sonbahar boyunca 4, 5 ve 7 numaralı istasyonlardaki NO_3^- konsantrasyonları I. sınıf sınırlar içinde kalmıştır.

5. istasyonun fizikokimyasal parametrelerinin sonuçları, ÇO konsantrasyonunun 8'in üzerinde olduğu ilkbahar mevsimi dışında diğer mevsimlerde 8'in altında olduğunu ve II. sınıf sulara girdiğini göstermektedir. 5. istasyon ve 7. istasyon sularındaki PO_4^{3-} konsantrasyonları, değerlerin tespit edilebilir sınırların altında olduğu ilkbahar mevsimi dışında, yaz, sonbahar ve kış aylarındaki konsantrasyonların II. sınıf sulara olduğunu göstermiştir.

6. istasyondan elde edilen sonuçlar, tüm mevsimlerdeki ortalama ÇO'nun 8'in üzerinde olduğunu göstermektedir. 6. istasyondaki baraj gölü suyundaki ÇO konsantrasyonu I. sınıf su kategorisine girmektedir. 6. istasyondaki Eİ konsantrasyonları sırasıyla ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış aylarında 363,50 $\mu S/cm$, 317,00 $\mu S/cm$, 327,00 $\mu S/cm$ ve 671,00 $\mu S/cm$ olmuştur. 6. istasyondaki Eİ değerleri, ilkbahar, yaz ve sonbaharda I. sınıf kategorisi sudur. Kışın ise II. sınıf su olmuştur. 6. istasyondaki NO_3^-

konsantrasyonları yaz ve sonbaharda I. sınıf su kategorisi içindeydi, ilkbahar ve kışın elde edilen 4,61 ve 9,37 mg/l değerleri ise nitrat konsantrasyonuna göre 6. istasyon suyunun II. sınıf su kategorisinde olduğunu göstermektedir. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) sonuçları, 6. istasyon suyunun I. sınıf su kategorisinde olduğunu göstermektedir. Öte yandan, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) sonuçları, suyun ilkbahar, sonbahar ve kış aylarında I. sınıfta olduğunu, yazın ise 4,28 mg/l konsantrasyonuyla II. sınıfta olduğunu göstermektedir.

7. istasyon suyundaki çözünmüş oksijen konsantrasyonları yaz dışındaki tüm mevsimlerde 8 mg/l'in üzerindeydi ve bu, yaz mevsiminde suyun ÇO'ya dayanarak II. Sınıf suya girdiğini, diğer tüm mevsimlerde ise I. sınıf suya girdiğini göstermektedir.

Bu çalışmanın sonuçları, bu çalışma sırasında örneklenen tüm istasyonlardaki su kalitesinin ilkbahar, yaz ve sonbahar aylarında II. sınıf, kış aylarında ise III. sınıf olduğunu göstermiştir. SKKY iç suların sınıflandırılması standartlarına göre fizikokimyasal parametrelerin ortalama mevsimsel analizi, baraj gölü suyunun ilkbahar, yaz ve sonbaharda II. sınıf su kategorisine girdiğini, kış mevsiminde ise III. sınıf su kategorisine girdiğini göstermiştir (Çizelge 4.5).

Çizelge 4.5. SKKY'ye göre su kalitesi parametreleri, istasyon/mevsim ortalama değerleri ve su kalitesi sınıfları

İstasyonlar	Fizikokimyasal Parametreler	Mevsimler			
		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış
1.	pH	7,86	7,50	8,05	7,32
	ÇO (mg/l)	9,50	7,30	6,40	7,35
	Eİ (µS/cm)	361,00	307,00	317,00	390,50
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	5,20	1,29	2,18	9,24
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,05	0,06	4,44
	BOİ (mg/l)	2,78	2,85	3,08	2,78
	KOİ (mg/l)	13,42	13,91	14,84	13,42
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.
2.	pH	7,96	7,51	8,18	6,89
	ÇO (mg/l)	11,00	7,75	8,75	8,75
	Eİ (µS/cm)	363,00	301,00	311,00	386,50
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	4,94	1,31	2,14	10,24
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,07	0,11	0,09
	BOİ (mg/l)	3,98	2,78	2,94	3,83
	KOİ (mg/l)	19,18	13,06	14,12	18,49
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.
3.	pH	7,87	7,65	8,08	7,45
	ÇO (mg/l)	11,05	7,95	8,60	8,25
	Eİ (µS/cm)	365,50	301,50	311,50	384,50
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	5,03	1,27	1,99	10,12
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,04	0,11	0,12
	BOİ (mg/l)	3,08	3,15	3,33	2,45
	KOİ (mg/l)	14,84	15,21	15,48	11,85
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.

Çizelge 4.5'nin devamı

4.	pH	8,01	7,61	8,32	8,10
	ÇO (mg/l)	10,35	6,70	10,15	10,30
	Eİ (µS/cm)	368,00	303,50	313,50	364,00
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	5,14	1,33	1,20	10,02
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,02	0,07	0,15
	BOİ (mg/l)	2,78	2,70	3,32	3,83
	KOİ (mg/l)	13,49	13,03	15,94	18,24
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.
5.	pH	7,86	7,48	8,35	7,97
	ÇO (mg/l)	10,65	7,40	7,90	7,85
	Eİ (µS/cm)	361,50	299,00	309,00	398,50
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	5,05	1,53	2,72	10,10
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,03	0,07	0,13
	BOİ (mg/l)	3,38	2,63	3,02	3,57
	KOİ (mg/l)	16,29	12,29	14,55	17,37
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.
6.	pH	8,16	7,53	8,47	7,24
	ÇO (mg/l)	13,60	8,70	10,00	9,40
	Eİ (µS/cm)	363,50	317,00	327,00	671,00
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	4,61	0,92	3,02	9,37
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,09	0,12	0,19
	BOİ (mg/l)	3,53	4,28	3,60	3,00
	KOİ (mg/l)	17,01	20,52	17,38	14,47
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.
7.	pH	8,06	7,23	7,82	8,21
	ÇO (mg/l)	9,25	6,55	9,25	9,00
	Eİ (µS/cm)	371,00	303,50	313,50	399,50
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	5,14	1,27	2,16	10,24
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,05	0,13	0,12
	BOİ (mg/l)	3,23	3,00	2,68	3,97
	KOİ (mg/l)	15,66	14,49	15,68	19,06
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.
Ortalama	pH	7,97	7,50	8,18	7,60
	ÇO (mg/l)	10,77	7,38	8,72	8,70
	Eİ (µS/cm)	364,79	304,64	314,64	427,79
	NO ₃ ⁻ (mg/l)	5,02	1,27	2,20	9,90
	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ALA	0,05	0,10	0,75
	BOİ (mg/l)	3,25	3,06	3,14	3,35
	KOİ (mg/l)	15,70	14,64	15,43	16,13
	Kalite Sınıflandırması	II.	II.	II.	III.

4.4. Sediment Bulguları

4.4.1. İstasyonların sediment özellikleri

Sedimentin pH, sıcaklık, elektriksel iletkenliği (Eİ) ve toprak dokusu analiz edilmiştir. Sonuçlar, yedi örnek noktasındaki sedimentin pH'sının 7,06 ila 7,56 arasında değiştiğini göstermiştir. İkinci örnek noktasının en düşük pH'ya sahip olduğu, beşinci örnek noktasının ise en yüksek pH değerine sahip olduğu bulunmuştur. Baraj gölündeki sedimentin ortalama pH değeri 7,26 olmuştur. İstatistiksel analiz, örnekleme istasyonları arasındaki pH değerlerinin istatistiksel olarak önemli farklılıklar gösterdiğini göstermiştir ($P \leq 0,05$).

Beşinci örnek noktası, 356,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ile en düşük Eİ değerlerini kaydetmiştir, altıncı örnek noktası ise 1100,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ile en yüksek Eİ değerlerini kaydetmiştir. Baraj gölü sedimentinin ortalama Eİ değeri 662,71 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olmuştur. Sedimentin ortalama değerlerindeki değişimler, bir örnek noktasından diğerine istatistiksel olarak anlamlıdır ($P \leq 0,05$). Sedimentin sıcaklığı, ortalama 24,32 °C olan tüm istasyonlar arasında nispeten aynıdır (Çizelge 4.6). Ayrıca, toprak dokusu analizi, siltin hakim olduğunu göstermiştir. Baraj gölü sedimentinin ortalama kum, kil ve silt içeriği sırasıyla % 37,41, % 25,13 ve % 37,46 olmuştur.

Çizelge 4.6. Sediment özellikleri

İstasyonlar	Doku Tipi			Toprak Tipi	Fizikokimyasal Parametreler		
	Kum (%)	Kil (%)	Silt (%)		pH	Eİ ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sıcaklık (°C)
1.	30,20	47,62	22,18	Killi	7,41 ^e	361,50 ^a	24,40 ^a
2.	24,20	21,80	54,00	Siltli tınlı	7,07 ^a	731,00 ^c	24,35 ^a
3.	73,98	12,02	14,00	Kumlu tınlı	7,06 ^a	757,50 ^d	24,35 ^a
4.	63,98	12,02	24,00	Kumlu tınlı	7,25 ^c	463,50 ^b	24,40 ^a
5.	23,84	42,02	34,14	Killi toprak	7,56 ^f	356,00 ^a	24,10 ^a
6.	25,98	42,02	32,00	Killi toprak	7,34 ^d	1100,50 ^f	24,35 ^a
7.	19,84	22,02	58,14	Siltli tınlı	7,17 ^b	869,00 ^e	24,30 ^a
Ortalama	37,41 ± 21,96	25,13 ± 15,06	37,46 ± 16,46	Tınlı	7,26 ± 0,18	662,71 ± 280,58	24,32 ± 0,10

^{a-f} Aynı sütunda farklı gösterilen ortalamalar arasındaki farklar istatistiksel olarak önemlidir ($p \leq 0,05$).

4.4.2. Mevsimlere göre istasyonlardaki sediment ağır metallerin/metaloidlerin ortalama konsantrasyonları.

Karacaören I Baraj Gölü sedimentlerindeki ağır metallerin/metaloidlerin konsantrasyonları ve mevsimsel değişimleri, baraj gölündeki ağır metallerin/metaloidlerin durumu hakkında güncel bilgiler sağlamak amacıyla incelenmiştir. Bu çalışmada izlenen 12 ağır metal/metaloidin mevsimsel ortalama konsantrasyonları, bu çalışmada yedi istasyonda sunulmaktadır (Çizelge 4.7). Bu çalışmada kadmiyum (Cd) tespit edilmemiştir. Farklı istasyonlardaki incelenen ağır metaller/metaloidlerin ortalama yıllık konsantrasyonları, Al, As, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sr ve Zn için sırasıyla 63.529,50 – 103.733,00 mg/kg, 2,52 – 8,02 mg/kg, 64,43 – 680,00 mg/kg, 304,78 – 12.329,25 mg/kg, 13,70 – 48,80 mg/kg, 29.657,49 – 65.990,35 mg/kg, 13,70 – 15,20 mg/kg, , 190,52 – 399,60 mg/kg, 19,80 – 352,88 mg/kg, 31,63 – 64,65 mg/kg, 93,91 – 468,50 mg/kg ve 60,92 – 183,30 mg/kg arasında değişmiştir. Ortalama ağır metal konsantrasyonları, analiz edilen tüm istasyonlarda en düşük ortalama konsantrasyonlara sahip olan arsenik ile başlamaktadır ve $5,34 \pm 2,33$ mg/kg ortalama değere sahiptir. Buna karşılık, sedimandaki en yüksek konsantrasyona sahip olan kalsiyum (Al), $83082,77 \pm 28837,74$ mg/kg ortalama değeri ile dikkat çekmiştir. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki ağır metallerin konsantrasyonları şu sırayla artan düzende olmuştur: $As < Hg < Cu < Pb < Zn < Ni < Co < Mn < Sr < Cr < Fe < Al$. Yedi istasyon boyunca ağır metal dağılımının istatistiksel analizi, stronsiyum (Sr) ve nikel (Ni) ortalama değerlerinde istasyonlar arasında önemli farklılıklar olduğunu göstermiştir ($p \leq 0,05$). Diğer izlenen ağır metallerin ortalama değerleri ANOVA ile önemli bir fark göstermemiştir ($p \geq 0,05$).

Ancak, ortalama değerler Duncan analizine tabi tutulduğunda, Kızıllı'nın K için ortalama değeri ile Elsazı'nın K ortalama değeri arasında önemli bir fark olduğunu göstermiştir ($p \leq 0,05$). Demir (Fe) için ortalama değerler, sırasıyla 29.657,49 mg/kg, 30.238,69 mg/kg ve 31.917,32 mg/kg olan Botanik Evleri, Elsazı ve Aksu dere istasyonları için, 65.990,35 ortalama değere sahip olan Çandır istasyonu (3. istasyon)'daki Fe konsantrasyonundan önemli bir fark göstermemiştir ($p \leq 0,05$).

Metaller arasında mevsimsel önemli farklar yoktur ($p \geq 0,05$), ancak Kobalt (Co) mevsimler arasında önemli farklar göstermiştir ($p \leq 0,05$) (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.7. Mevsimlere bağlı olarak istasyonlardaki ağır metallerin dağılımı

Ağır metaller	İstasyonlar	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Yıllık ortalama ± SS
Al (mg/Kg)	İstasyon 1	69331,30	166184,50	61922,25	80128,45	94391,63 ± 48442,18 ^a
	İstasyon 2	85209,78	60863,75	60334,50	83092,25	72375,07 ± 13626,86 ^a
	İstasyon 3	86267,75	61921,25	77799,75	89443,25	78858,00 ± 12314,29 ^a
	İstasyon 4	82033,75	145543,75	79916,75	86797,00	98572,81 ± 31445,87 ^a
	İstasyon 5	70919,50	76212,00	67214,75	66131,25	70119,38 ± 4549,81 ^a
	İstasyon 6	67744,00	130724,75	141839,00	74624,25	103733,00 ± 37961,16 ^a
	İstasyon 7	ALA	85209,25	51925,00	53454,25	63529,50 ± 18790,78 ^a
	Ortalama ± SS	76917,68 ± 8485,81 ^a	103808,46 ± 42940,60 ^a	77278,86 ± 30117,22 ^a	76238,67 ± 12726,86 ^a	83082,77 ± 28837,74
As (mg/Kg)	İstasyon 1	ALA	ALA	5,82	ALA	5,82 ± 2,91
	İstasyon 2	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 3	ALA	ALA	8,02	ALA	8,02 ± 4,01
	İstasyon 4	2,52	ALA	ALA	ALA	2,52 ± 1,26
	İstasyon 5	ALA	ALA	ALA	4,67	4,67 ± 2,34
	İstasyon 6	ALA	6,19	ALA	ALA	6,19 ± 3,10
	İstasyon 7	ALA	8,82	ALA	3,18	6,00 ± 4,16
	Ortalama ± SS	2,52 ± 0,95	7,51 ± 3,74	6,92 ± 3,44	3,93 ± 1,96	5,60 ± 1,83
Co (mg/Kg)	İstasyon 1	ALA	ALA	ALA	77,20	77,20 ± 38,60
	İstasyon 2	86,00	ALA	57,30	50,00	64,43 ± 35,77
	İstasyon 3	245,00	1660,00	ALA	135,00	680,00 ± 773,19
	İstasyon 4	ALA	ALA	103,00	120,00	111,5 ± 64,75
	İstasyon 5	85,40	131,00	ALA	87,10	101,12 ± 54,81
	İstasyon 6	ALA	ALA	80,30	143,00	111,65 ± 69,36
	İstasyon 7	117,00	ALA	51,20	ALA	84,1 ± 55,49
	Ortalama ± SS	138,80 ± 89,22 ^a	895,50 ± 621,09 ^b	80,20 ± 42,42 ^a	102,05 ± 50,93 ^a	175,70 ± 391,73
Cr (mg/Kg)	İstasyon 1	525,55	242,00	581,00	805,00	538,39 ± 231,60 ^a
	İstasyon 2	302,05	438,00	230,50	249,00	304,89 ± 93,78 ^a
	İstasyon 3	896,00	844,00	708,00	264,00	678 ± 287,16 ^a
	İstasyon 4	289,00	769,00	240,50	253,00	387,88 ± 254,91 ^a
	İstasyon 5	347,00	47700,00	624,00	646,00	12329,25 ± 23580,89 ^a
	İstasyon 6	491,00	424,00	1260,00	596,00	692,75 ± 384,7349 ^a
	İstasyon 7	594,00	385,00	1490,00	1280,00	937,25 ± 530,98 ^a
	Ortalama ± SS	492,09 ± 213,33 ^a	7257,43 ± 17834,80 ^a	733,43 ± 479,84 ^a	584,71 ± 378,91 ^a	2266,91 ± 8910,36
Cu (mg/Kg)	İstasyon 1	12,05	ALA	ALA	15,50	13,78 ± 2,44
	İstasyon 2	21,50	ALA	12,60	ALA	17,05 ± 6,29
	İstasyon 3	82,00	ALA	ALA	15,60	48,80 ± 46,95
	İstasyon 4	ALA	ALA	15,80	28,10	21,95 ± 8,70
	İstasyon 5	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 6	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 7	ALA	ALA	24,40	ALA	24,40 ± 12,2
	Ortalama ± SS	38,517 ± 37,95	ALA	17,6 ± 6,10	19,73 ± 7,25	25,20 ± 21,95

Çizelge 4.7'nin devamı

Fe (mg/Kg)	İstasyon 1	36859,42	ALA	26508,40	25604,64	29657,49 ± 6253,41 ^a
	İstasyon 2	47141,58	58892,01	37424,51	44273,92	46933,01 ± 8954,39 ^{ab}
	İstasyon 3	93723,62	60640,58	92321,26	17275,92	65990,35 ± 35889,49 ^b
	İstasyon 4	38468,65	12185,08	38258,82	51198,28	35027,71 ± 16386,51 ^{ab}
	İstasyon 5	47980,90	49099,99	38473,65	27557,54	40778,02 ± 10020,44 ^{ab}
	İstasyon 6	17695,58	ALA	24130,34	53926,05	31917,32 ± 19329,76 ^a
	İstasyon 7	44763,52	ALA	33222,93	12729,63	30238,69 ± 16224,11 ^a
	Ortalama ± SS	46661,9 ± 23175,58 ^a	45204,42 ± 22591,13 ^a	41477,13 ± 23144,59 ^a	33223,71 ± 16524,09 ^a	41214,27 ± 20741,34
Hg (mg/Kg)	İstasyon 1	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 2	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 3	ALA	15,20	ALA	ALA	15,20 ± 7,60
	İstasyon 4	ALA	ALA	13,70	ALA	13,70 ± 6,85
	İstasyon 5	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 6	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 7	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	Ortalama ± SS	ALA	15,20 ± 5,75	13,70 ± 5,18	ALA	14,45 ± 1,06
Mn (mg/Kg)	İstasyon 1	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 2	123,14	ALA	321,40	127,01	190,52 ± 113,37
	İstasyon 3	ALA	15,20	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 4	ALA	ALA	87,47	711,73	399,6 ± 441,42
	İstasyon 5	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 6	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	İstasyon 7	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
	Ortalama ± SS	123,14 ± 46,54	ALA	204,44 ± 120,46	419,37 ± 265,27	274,15 ± 261,25
Ni (mg/Kg)	İstasyon 1	171,70	ALA	132,00	211,00	171,57 ± 39,50 ^{ab}
	İstasyon 2	19,60	20,00	ALA	ALA	19,8 ± 0,28 ^a
	İstasyon 3	661,00	316,00	350,00	84,50	352,88 ± 236,88 ^b
	İstasyon 4	84,70	30,50	111,00	148,00	93,55 ± 49,41 ^a
	İstasyon 5	320,00	234,00	183,00	162,00	224,75 ± 70,33 ^{ab}
	İstasyon 6	82,00	ALA	149,00	209,00	146,67 ± 63,53 ^{ab}
	İstasyon 7	249,00	ALA	138,00	153,00	180,00 ± 60,23 ^{ab}
	Ortalama ± SS	226,86 ± 217,88 ^a	150,13 ± 148,09 ^a	177,17 ± 87,92 ^a	161,25 ± 46,67 ^a	183,43 ± 138,33
Pb (mg/Kg)	İstasyon 1	54,30	ALA	46,70	51,10	50,70 ± 3,82 ^a
	İstasyon 2	41,90	61,90	39,00	34,00	44,20 ± 12,24 ^a
	İstasyon 3	17,00	69,10	64,80	26,70	44,40 ± 26,40 ^a
	İstasyon 4	83,80	4,65	61,90	43,50	48,46 ± 33,53 ^a
	İstasyon 5	66,50	91,70	62,20	38,20	64,65 ± 21,92 ^a
	İstasyon 6	37,00	ALA	24,50	82,20	47,90 ± 30,36 ^a
	İstasyon 7	58,60	ALA	18,00	18,30	31,63 ± 23,35 ^a
	Ortalama ± SS	51,3 ± 21,68 ^a	56,84 ± 37,04 ^a	45,3 ± 18,98 ^a	42 ± 20,72 ^a	47,90 ± 26,18

Çizelge 4.7'nin devamı

Sr (mg/Kg)	İstasyon 1	234,80	ALA	402,00	224,00	286,93 ± 99,80 ^{bc}
	İstasyon 2	99,75	104,00	91,90	80,00	93,91 ± 10,54 ^a
	İstasyon 3	130,00	131,00	83,30	93,40	109,43 ± 24,69 ^{ab}
	İstasyon 4	187,00	101,00	218,00	245,00	187,75 ± 62,50 ^{ab}
	İstasyon 5	450,00	721,00	426,00	277,00	468,50 ± 184,91 ^c
	İstasyon 6	205,00	ALA	513,00	508,00	408,67 ± 176,40 ^c
	İstasyon 7	421,00	ALA	578,00	364,00	454,33 ± 110,83 ^c
	Ortalama ± SS	246,80 ± 136,85 ^a	264,25 ± 304,80 ^a	330,31 ± 199,79 ^a	255,91 ± 149,54 ^a	275,53 ± 181,97
Zn (mg/Kg)	İstasyon 1	74,75	ALA	62,00	46,00	60,92 ± 14,41 ^a
	İstasyon 2	109,00	78,40	57,10	60,00	76,13 ± 23,86 ^a
	İstasyon 3	137,00	158,00	91,10	36,40	105,63 ± 53,95 ^a
	İstasyon 4	513,50	21,10	102,00	96,60	183,30 ± 223,21 ^a
	İstasyon 5	90,40	86,80	61,30	49,80	72,08 ± 19,71 ^a
	İstasyon 6	61,10	ALA	69,70	169,00	99,93 ± 59,97 ^a
	İstasyon 7	80,90	ALA	73,00	45,80	66,57 ± 18,41 ^a
	Ortalama ± SS	152,38 ± 161,16 ^a	86,078 ± 56,14 ^a	73,74 ± 16,77 ^a	71,94 ± 47,05 ^a	97,23 ± 93,62

Aynı üst simgeye sahip her satır ve sütundaki değerler P > 0,05 düzeyinde anlamlı farklılık göstermez; ALA = analiz limitlerinin altında, SS = standart sapma.

4.4.3. Sedimentlerdeki ağır metallerin kirlilik ve risk değerlendirmesi

Ağır metal konsantrasyonlarını değerlendirirken risk değerlendirmesi kritik bir öneme sahiptir. Risk değerlendirme süreci, bu metal konsantrasyonlarıyla ilişkilendirilen potansiyel ekolojik ve insan sağlığı risklerini düşünmeyi içermektedir.

4.4.3.1. Ağır metallerin kontaminasyon faktörü (KF) ile sedimentlerdeki konsantrasyonları

Kontaminasyon faktörü (KF) tarafından elde edilen sonuçlar, metal kirlilik derecesinin mevsimden mevsime değiştiğini göstermektedir. Al için yaz aylarındaki kirlilik derecesi 1,30 KF değeri ile orta düzeydeyken, ilkbahar, sonbahar ve kış aylarında <1 olmuştur. Al'ın yıllık ortalama KF değeri 1,04 olarak orta düzeydedir. As, Cu, Fe ve Mn için KF değerleri tüm mevsimlerde 1'in altındadır. Zn'nin ilkbaharda KF'si 1,60 iken yıllık ortalama değeri 1,02 olmuştur, diğer mevsimler için KF ise 1'in altındadır. Sedimentin kalsiyum ile olan yıllık kirlilik faktörü 7,84 olmuştur.

Kobalt'ın KF değerleri 4,22 ile 47,13 arasında değişmekte olup mevsimsel ortalama 10,62'dir. Kobalt'ın ilkbahar ve yaz aylarındaki KF değeri 6'nın üzerindedir. Bu da bu mevsimlerde baraj gölünün bu elementle yüksek derecede kirlendiği anlamına gelir. Cr'ın KF değerleri ilkbahar dönemi dışında 6'nın üzerindedir ve ilkbahar dönemi için 5,47'dir. Nikel ve Pb'nin KF değerleri 1'in üstündedir ve Nikel'in ilkbahar dönemi için KF değeri 3,33'tür (Çizelge 4.8). Ağır metallerin (Cr) mevsimlere göre Kirlilik Faktörü (KF) değerleri, ilkbahar döneminde, KF değeri 5,47 olan oldukça yüksek derecede kirlenmiştir. Diğer mevsimlerde ise KF değerleri 6'dan yüksek olduğu için sediment, Cr ile yüksek derecede kirlenmiştir. Bununla birlikte, sediment, Ni ile ilkbahar döneminde 3,34 KF değeri ile oldukça yüksek derecede kirlenmiştir. Sediment, yaz, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla 2,21; 2,61 ve 2,37 olan KF değerleri ile orta kirlenme düzeylerine sahiptir. Ortalama olarak, baraj gölü sedimentinin Ni konsantrasyonu orta kirlilik seviyesi içindedir. Hg için yaz ve sonbahar için kirlilik faktörü çok yüksektir. Hg için kaydedilen mevsimsel ortalama kontaminasyon faktörü, altıdan çok daha yüksek olduğu için baraj gölü sedimentinin cıva ile yüksek derecede kirlendiğini göstermiştir.

Çizelge 4.8. Mevsimlere göre ağır metallerin (KF) kontaminasyon faktörleri

Ağır Metaller/metaloid	KF Mevsimler				Mevsimsel Ortalama
	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
Al	0,96	1,30	0,97	0,95	1,04
As	0,19	0,58	0,53	0,30	0,43
Co	7,31	47,13	4,22	5,37	10,62
Cr	5,47	80,64	8,15	6,50	25,19
Cu	0,86	ALA	0,39	0,44	0,56
Fe	0,99	0,96	0,88	0,70	0,87
Hg	ALA	38,00	34,25	ALA	36,13
Mn	0,14	ALA	0,02	0,04	0,03
Ni	3,34	2,21	2,61	2,37	2,70
Pb	2,57	2,84	2,27	2,10	2,40
Sr	0,82	0,88	1,10	0,85	0,92
Zn	1,60	0,91	0,78	0,76	1,02

Örnekleme istasyonları arasındaki kontaminasyon faktörü (KF) analizi, arsenik (As) ve manganiz (Mn) KF değerlerinin < 1 olduğunu göstermiştir, bu da bu metallerin baraj gölünde düşük derecede kirlenme olduğunu belirtmektedir. Al'ın 2., 3., 5. ve 7. istasyonlardaki kirlilik derecesi düşüktür, ancak 1., 4. ve 6. istasyonlarda orta derecede'dir ve sırasıyla 1,18; 1,23 ve 1,30 KF değerlerine sahiptir.

Bu çalışmada incelenen her elementin her bir örnek alma noktasının kontaminasyon faktörleri sonuçları çizelge 4.9'de sunulmuştur. 1. istasyonun kirlilik faktörü sonuçları, Cu, Fe, Hg, K, Sr ve Zn kirlilik derecesinin düşük olduğunu göstermiştir; kaydedilen değerler <1 olmuştur. Bununla birlikte, 1. istasyon Ni ve Pb ile 2,52 ve 2,54 KF değerleri ile orta bir kirlilik düzeyi kaydetmiştir. 1. istasyondaki Co ve Cr'un kirlilik derecesi oldukça yüksektir ve sırasıyla 4,06 ve 5,98 KF değerlerine sahiptir.

2. istasyonun kontaminasyon faktörü sonuçları, istasyonun Cu, Fe, Hg, Ni, Sr ve Zn'nin düşük derecede kirlendiğini göstermiştir. Bununla birlikte, Pb'nin orta bir kirlilik seviyesine sahiptir ve sırasıyla 2,21 KF değerlerine sahiptir. 2. istasyonda, Co ve Cr ile oldukça yüksek derecede sediment kirliliği vardır ve her ikisi de 3,39 KF değerini kaydetmiştir.

3. istasyonun KF değerleri analizi, istasyonun sedimentinin KF değerleri sırasıyla 35,79, 7,53 ve 38,00 olan Co, Cr ve Hg'nin yüksek derecede kirlendiğini göstermiştir. 3. istasyon, Cu, Pb ve Zn sırasıyla 1,08; 2,22 ve 1,11 KF değerine sahip olan ile orta sediment kirliliği göstermişlerdir. 3. istasyonun sedimentinin Mn ve Sr ile kirliliği düşük, ancak Ni, 5,19 KF ile oldukça yüksek derecede kirlenmiştir.

4. istasyonun KF değerlerinin analizi, istasyonun sedimentinin Co ve Cr ile sırasıyla 5,57 ve 4,31 KF değerine sahip oldukça yüksek derecede kirlendiğini göstermiştir. 4. istasyon, Ni, Pb ve Zn ile sırasıyla 1,38, 2,42 ve 1,93 KF değerine sahip orta sediment kirliliği göstermiştir. 4. istasyon KF değeri 34,25 ile Hg ile yüksek derecede kirlenme gösterirken, Cu, Fe, Mn ve Sr için kirlenme derecesi düşüktür.

5. istasyonun Cu, Fe, Hg, Mn ve Zn ile kirlenme derecesi düşüktür, ancak 1,56 KF değerlerine sahip olan Pb ile orta derecede kirlenmiştir. Co ve Ni, sırasıyla 5,32 ve 3,31 KF değeri ile 5. istasyonu oldukça yüksek kirlenmiş olarak göstermiştir, Cr ile ise 138,99 KF değeri ile ağır derecede kirlenmiştir. 6. ve 7. istasyonlar, ayrıca sırasıyla 7,70 ve 10,41 KF ile Cr tarafından yüksek derecede kirlenmiştir. Ni, Pb, Sr ve Zn'nin KF analizi sonuçları 6. istasyonda sırasıyla, 2,16; 2,40; 1,36 ve 1,05 KF değerleri ile orta derecede bir kirlenmiştir. 6. istasyonun Cu, Fe, Hg, ve Mn ile kirlenme derecesi düşüktür. Co KF değerinin 5,88 olması, 6. istasyonun sedimanında Co ile kirlenme derecesinin oldukça yüksek olduğunu göstermiştir.

7. istasyonun sedimenti Cu, Fe, Hg, K, Mn ve Zn ile az derecede kirlenmişken, Ni, Pb ve Sr sırasıyla 2,65; 1,58 ve 1,51 KF değerine sahip olan ile orta derecede kirlenmiştir. 7. istasyon sedimentinin Co ile kirlenme derecesi oldukça yüksektir ve KF değeri 4,42'dir (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.9. İstasyonlara göre ağır metallerin kontaminasyon faktörleri (KF)

Ağır Metaller/metaloid	KF İstasyonlar						
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
Al	1,18	0,90	0,99	1,23	0,88	1,30	0,79
As	0,45	ALA	0,62	0,19	0,36	0,48	0,46
Co	4,06	3,39	35,79	5,87	5,32	5,88	4,42
Cr	5,98	3,39	7,53	4,31	136,99	7,70	10,41
Cu	0,31	0,38	1,08	0,49	ALA	ALA	0,54
Fe	0,63	0,99	1,40	0,74	0,86	0,68	0,64
Hg	ALA	ALA	38	34,25	ALA	ALA	ALA
Mn	ALA	0,22	ALA	0,47	ALA	ALA	ALA
Ni	2,52	0,29	5,19	1,38	3,31	2,16	2,65
Pb	2,54	2,21	2,22	2,42	3,23	2,40	1,58
Sr	0,96	0,31	0,36	0,63	1,56	1,36	1,51
Zn	0,64	0,80	1,11	1,93	0,76	1,05	0,70

4.4.3.2. Sedimentlerde ağır metallerin jeo-birikim indeksi (I_{geo})

Jeobirikim indeksi (I_{geo}), ağır metallerin ölçülen değerlerinden ve ağır metallerin arka plan değerlerinin (referans element değerinin) 1,5 ile çarpılmasıyla belirlenmiştir (Çizelge 4.10). Bu çalışma, Al, As, Cu, Fe, Mn ve Sr için I_{geo} 'nun 1'den küçük olduğunu belirlemiştir. Kirlenme derecesinin yedi seviyeli sınıflandırmasına göre baraj gölü sedimentinin Pb ile tüm mevsimlerde I_{geo} değerlerine göre kirlilik derecesi kirlenmemişten orta dereceye kirlenmiş değişmiştir, sırasıyla ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimsel ortalama için 0,77; 0,92; 0,59; 0,49 ve 0,68. İncelenen sedimanlar, baraj gölü sedimentinin kobalt ile sonbahar ve kış aylarında sırasıyla 1,49 ve 1,84 olan I_{geo} değerleri ile orta derecede kirlendiğini göstermiştir. İlkbahara aylarında ise I_{geo} değeri 2,28 ile ortadan fazlaca'ya kadar kirlendiğini göstermiştir. Karacaören Baraj Gölünün sedimanlarının analiz sonuçlarına göre yaz aylarında Co ile fazladan son dereceye kirlendiğini göstermiştir ve I_{geo} değeri 4,97 olmuştur. Ortalama olarak, baraj gölünün sedimanları ortadan fazlaca'ya kadar kirlenmiştir. Sonuçlar ayrıca baraj gölü sedimanlarının ilkbahar aylarında orta derecede kirlendiğini gösterirken, sonbahar ve kış aylarında I_{geo} 2,44 ve 2,11 ile ortadan fazlaca'ya kadar kirlendiğini göstermiştir.

Buna karşılık, Cr, I_{geo} 5,75 ile yaz mevsiminde şiddetli düzeyde kirlilik seviyelerini göstermiştir. Bu çalışmada, Cr için I_{geo} değeri yıllık ortalama 4,07'dir ve baraj gölün fazlaca/

on derece yüksek Cr ile kirlendiğini göstermiştir. Karacaören I Baraj Gölü sedimenti, I_{geo} değerleri 4'ün üzerinde olmasına rağmen ilkbahar ve sonbahar aylarında analiz limitinin altında olduğu için yaz ve sonbaharda fazlaca dereceden son dereceye kadar Hg ile kirlenmiştir. Bu çalışmadaki ortalama I_{geo} değeri, baraj gölün Hg ile orta derecede kirlendiğini göstermektedir. Ni de ilkbahar aylarında orta bir birikim seviyesi gösterirken, diğer mevsimler için kirlenmemişten orta dereceye kadar kirlenmiştir.

Bu çalışmadaki Zn'nin jeobirikimi, baraj gölü sedimentinin yazdan itibaren Zn ile kirlenmediğini göstermiştir. Aynı zamanda, 0,10 I_{geo} değeri ile ilkbaharda kirlenmemişten orta dereceye kadar kirlenmiştir.

Çizelge 4.10. Ağır metallerin/metaloidlerin mevsimlere göre jeobirikim indeksi (I_{geo})

Ağır Metaller/metaloid	I_{geo} Mevsimler				Mevsimsel Ortalama
	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
Al	-0,64	-0,21	-0,63	-0,65	-0,53
As	-2,95	-1,38	-1,49	-2,31	-1,80
Co	2,28	4,97	1,49	1,84	2,82
Cr	1,87	5,75	2,44	2,11	4,07
Cu	-0,81	ALA	-1,94	-1,77	-1,42
Fe	-0,60	-0,65	-0,77	-1,09	-0,78
Hg	ALA	4,66	4,51	ALA	4,59
Mn	-3,37	ALA	-2,64	-1,60	-2,22
Ni	1,15	0,56	0,80	0,66	0,85
Pb	0,77	0,92	0,59	0,49	0,68
Sr	-0,87	-0,77	-0,45	-0,81	-0,71
Zn	0,10	-0,73	-0,95	-0,99	-0,55

Jeobirikim indeksi (I_{geo}) analizi, çeşitli örnekleme noktaları üzerinde yapılan analizler sonucunda, sedimanın Al, As, Cu, Fe, Mn, Sr ve Zn gibi elementlerle kirlenmemişten orta dereceye kadar kirlendiğini göstermiştir (Çizelge 4.11). Tüm istasyonların sedimenti, I_{geo} değeri 4,58 olan 3. istasyon dışında Co ile orta derecede kirlenmiştir, bu da fazlacadan son dereceye kadar kirlendiğini göstermiştir. Cr için I_{geo} sonuçları, 2. ve 4. İstasyonlarda, 1,17 ve 1,52 olan I_{geo} değerleri ile orta kirliliği göstermiştir.

Ağır metal analizinin sonuçları, Hg'nin 1., 2., 5., 6. ve 7. istasyonlarda analiz limitlerinin altında olduğunu göstermiştir. Yalnızca 3. ve 4. istasyonlarda I_{geo} ,66 ve 4,51 değerler ile fazlaca/son derece yüksek kirlenmiş göstermiştir. I_{geo} sonuçları, 1., 2., 3., 4., 6. ve 7. istasyonlarda Pb ile kirlenmemişten orta dereceye kadar kirlendiğini gösterirken, 5. istasyonun I_{geo} 'su 1,11 ile orta bir kirliliğe sahiptir. Diğer metaller gibi, Ni de I_{geo} sonuçlarına göre kirlenme derecesinde değişiklik göstermiştir, 2. ve 4. istasyonlarda, Ni ile kirlenmemiştir (Çizelge 4.11).

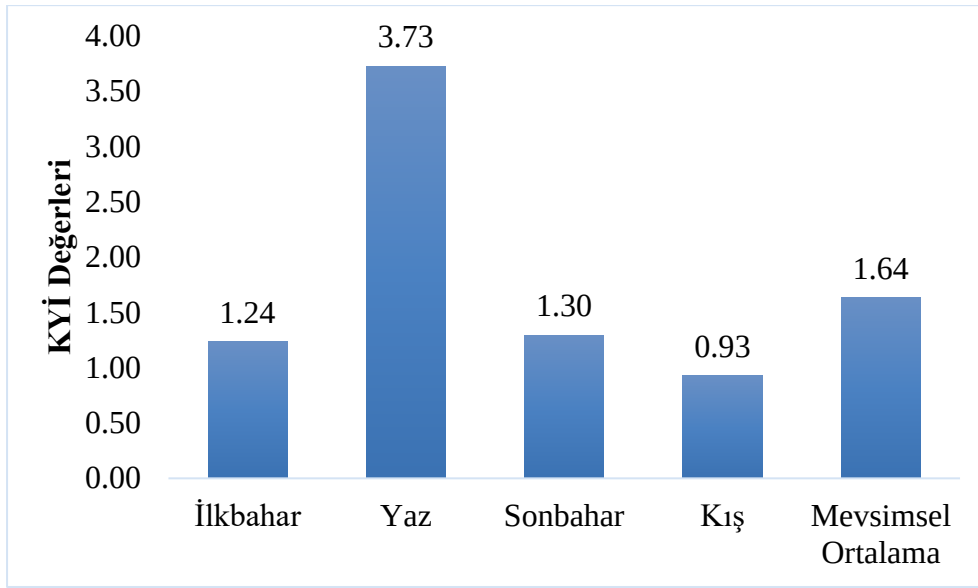
Çizelge 4.11. Ağır metallerin/metaloidlerin istasyonlara göre jeobirikim indeksi (I_{geo})

Ağır Metaller/metaloid	I_{geo} İstasyonlar						
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
Al	-0,35	-0,73	-0,61	-0,28	-0,78	-0,21	-0,92
As	-1,74	ALA	-1,28	-2,95	-2,06	-1,66	-1,70
Co	1,44	1,18	4,58	1,97	1,83	1,97	1,56
Cr	2,00	1,17	2,33	1,52	6,51	2,36	2,80
Cu	-2,29	-1,99	-0,47	-1,62	ALA	ALA	-1,47
Fe	-1,26	-0,59	-0,10	-1,02	-0,80	-1,15	-1,23
Hg	ALA	ALA	4,66	4,51	ALA	ALA	ALA
Mn	ALA	-2,74	ALA	-1,67	ALA	ALA	ALA
Ni	0,75	-2,36	1,79	-0,12	1,14	0,52	0,82
Pb	0,76	0,56	0,57	0,69	1,11	0,68	0,08
Sr	-0,65	-2,26	-2,04	-1,26	0,06	-0,14	0,01
Zn	-1,23	-0,90	-0,43	0,36	-0,98	-0,51	-1,10

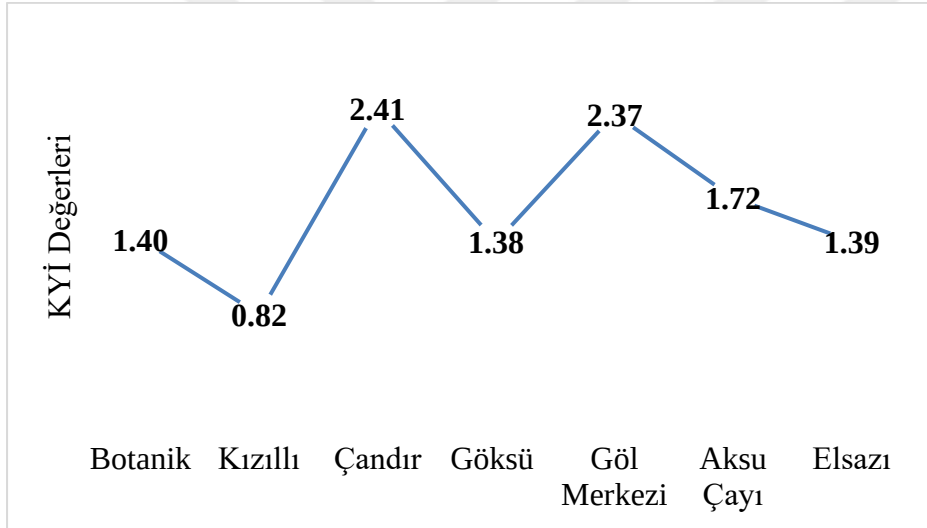
4.4.3.3. Sedimanlardaki ağır metallerin konsantrasyonuna ait kirlilik yükü indeksi (KYİ)

Kirlilik yükü indeksi, on ağır metalin incelenen kirletilme faktörlerinin toplam ağır metal sayısına bölünmesi ile hesaplanmıştır. Baraj gölün KYİ değerleri kış aylarında 0,93'dan yaz aylarında 3,73'e kadar değiştirmiştir (Şekil 4.15). Bu baraj gölü için ortalama mevsimsel KYİ değeri 1,64 olmuştur. Bu çalışmada kaydedilen KYİ değerleri, gölün her mevsimde kirli olduğunu göstermiştir. Kaydedilen KYİ değerleri, kış hariç tüm mevsimlerde birden daha büyük olduğunu ve incelenen ağır metallerin/metaloidlerin sedimenti kirlettiğini göstermiştir.

Bu çalışmada kaydedilen kirlilik yükü indeksi (KYİ) değerleri sırasıyla 1., 2., 3., 4., 5., 6. ve 7. istasyonlar için 1,40; 0,82; 2,41; 1,38; 2,37; 1,72 ve 1,39 olmuştur (Şekil 4.16). Sonuç, ağır metallerin 2. istasyonu (Kızıllı) kirletmediğini göstermiştir çünkü KYİ 1'den düşüktür. Diğer yandan, istasyonlar (1., 3., 4., 5., 6. ve 7.)'nin ağır metaller/metaloidler tarafından kirletildiğini göstermiştir, çünkü bu istasyonlarda kaydedilen KYİ değerleri kirlilik için temel işareti aşmıştır.



Şekil 4.15. Mevsimlere göre sedimanın kirlilik yükü indeksi (KYİ)



Şekil 4.16. İstasyonlara göre sedimanın kirlilik yükü indeksi (KYİ)

4.4.3.3. Sedimanlardaki ağır metallerin konsantrasyonunun zenginleşme faktörü (ZF)

Farklı mevsimler için zenginleşme faktörü (ZF) değerleri Çizelge 4.12’de sunulmuştur. Cr için ZF değerleri sırasıyla ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış için 5,53; 84,20; 9,27 ve 9,23 olmuştur. Mevsimsel ortalama 28,85’tir. Al, As, Cu, Mn, Sr ve Zn için kaydedilen ZF değerleri, Karacaören I Baraj Gölü’nün sedimanının bu metallerle minimum zenginlikten düşüğe düzeyde kontamine olduğunu göstermektedir.

Co için ZF sonuçları, sedimanların ilkbahar ve kış aylarında yeterli oranda zenginleşme seviyelerine sahip olduğunu, sonbaharda orta ve yaz aylarında aşırı zenginleşme olduğunu göstermektedir ve ZF değeri 49,21’dir. Bu çalışma sırasında Civa (Hg), ilkbahar ve kış aylarında analiz limitinin altındayken, yaz ve sonbaharda sedimanda yüksek zenginleşme seviyesine sahiptir ve sırasıyla 39,68 ve 38,98 ZF değerine sahiptir. Bununla birlikte, mevsimsel ortalama olarak, sediment Hg açısından aşırı derecede zenginleşmiş bir seviyeyi göstermektedir ve ZF değeri 41,37’dir.

Ni ve Pb, sedimanda ZF değerleri sırasıyla 3,09 ve 2,74 olan orta düzeylerde bir zenginleşme düzeyi kaydetmiştir. Aynı şekilde, sedimandaki Pb'nin zenginleşme düzeyi, ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış aylarındaki tüm mevsimlerde orta ve sırasıyla 2,59; 2,97; 2,58 ve 2,98 ZF değerlerine sahiptir.

Çizelge 4.12. Mevsimlere göre sedimanın zenginleşme faktörü (ZF)

Ağır Metaller/metaloid	ZF				
	Mevsimler				
	İlkbahar	Yaz		İlkbahar	Yaz
Al	0,97	1,35	1,10	1,35	1,19
As	0,20	0,60	0,61	0,43	0,49
Co	7,39	49,21	4,80	7,63	12,16
Cr	5,53	84,20	9,27	9,23	28,85
Cu	0,87	0,00	0,45	0,62	0,64
Hg	ALA	39,68	38,98	ALA	41,37
Mn	0,15	ALA	0,27	0,70	0,37
Ni	3,37	2,31	2,96	3,37	3,09
Pb	2,59	2,97	2,58	2,98	2,74
Sr	0,83	0,92	1,25	1,21	1,05
Zn	1,62	0,95	0,88	1,08	1,17

Karacaören I Baraj Gölü sedimanlarındaki ağır metallerin zenginleşme faktörü (ZF) analizi, örnekleme istasyonlarına dayalı olarak Al, As, Cu, K ve Mn için tüm istasyonlarda minimal zenginleşme seviyelerini göstermiştir. 1. istasyon, Sr ve Zn için minimal zenginleşme göstermiştir ve sırasıyla 1,52 ve 1,02 ZF değerlerine sahiptir, Hg analiz limitinin altındadır. Ni ve Pb'nin zenginleşme derecesi 2'den yüksek ve 5'ten düşüktü ve orta zenginliktedir. Co ve Cu, 1. istasyonda sırasıyla 6,47 ve 9,52 ZF değeri ile yeterli düzeyde zenginleşme kaydetmiştir.

Zenginleşme faktörü indeksi sonuçları, 2. istasyonun Hg, Ni, Sr ve Zn'nin ZF değerlerinin 2'den daha az olduğu için yetersizden minimal derecede zenginleşme gözlemlendiğini göstermiştir. Co, Cr ve Pb'nin zenginleşme seviyesi 3,41; 3,41 ve 2,22 ZF değeri ile orta düzeydedir. Pb, Sr ve Zn'nin konsantrasyonu hiç zenginleşme derecesine sahip değildir. Ancak Ni 3. istasyonda orta zenginleşme seviyesine sahiptir. Cr'nin ZF değeri 5,39 ile yeterliyken, Co ve Hg'nin ZF değeri sırasıyla 25,60 ve 27,18 ile yüksek oranda zenginliktedir (Çizelge 4.13).

ZF indeksi, Co'nun 4., 5., 6. ve 7. istasyonlarında yeterli düzeyde zenginleşme gösterdiğini ortaya koymuştur. Cr'nin ise 4., 6. ve 7. istasyonlarında yeterli derecede zenginleşme gösterdiği, ancak 5. istasyonda ZF değeri 158,57 ile aşırı yüksek derecede zenginleşme görülmüştür. Civa 5., 6. ve 7. istasyonlarında tespit sınırlarının altında bulunmuştur. 4., 5., 6. ve 7. istasyonlarında Pb'nin sırasıyla 3,27, 3,74, 3,54 ve 2,47 ZF değeri orta derecede zenginleşme göstermiştir. Ni'nin 5., 6. ve 7. istasyonlarında orta zenginleşme gösterdiği, ancak 4. istasyonda ZF değerinin 1,85 ile minimal zenginleşme olduğu görülmüştür.

ZF indeksine göre, 4. istasyon hariç diğer tüm istasyonların, Zn zenginleşme seviyesinin düzeyde olduğunu göstermiştir. 4. ve 5. istasyonlarında Sr'nin minimal veya

minimal-düşük zenginleşme düzeyi olduğunu, 6. ve 7. istasyonlarında ise orta zenginleşme seviyesinde olduğunu göstermiştir.

Çizelge 4.13. İstasyonlara göre sedimanın zenginleşme faktörü (ZF)

Ağır Metaller/metaloid	ZF						
	İstasyonlar						
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
Al	1,88	0,91	0,71	1,66	1,01	1,92	1,24
As	0,71	ALA	0,44	0,26	0,42	0,70	0,72
Co	6,47	3,41	25,60	7,91	6,16	8,69	6,90
Cr	9,52	3,41	5,39	5,81	158,57	11,38	16,25
Cu	0,49	0,38	0,78	0,66	ALA	ALA	0,85
Hg	ALA	ALA	27,18	46,15	ALA	ALA	ALA
Mn	ALA	0,23	ALA	0,63	ALA	ALA	ALA
Ni	4,02	0,29	3,71	1,85	3,83	3,19	4,13
Pb	4,04	2,22	1,59	3,27	3,74	3,54	2,47
Sr	1,52	0,31	0,26	0,84	1,81	2,01	2,36
Zn	1,02	0,81	0,80	2,60	0,88	1,56	1,09

4.5. Makroomurgasız Bulguları

Makroomurgasız örnekleri Ocak 2022 ile Aralık 2022 tarihleri arasında Karacaören I Baraj Gölü'nden toplanmıştır. Bu çalışmada 4 sınıfa, 11 takım, ve 24 familya ait toplam 39 tür tespit edilmiştir. Toplam türlerin % 71,79'u (28) Insecta, % 12,82'si (5) Gastropoda, % 10,26'sı (4) Malacostraca ve % 5,13'ü (2) Clitellata sınıfına aittir (Şekil 4.17). Tür kompozisyonu açısından, örneklenen toplam makroomurgasızların % 23,69'u (199) *Palaemon* sp., % 23,57'si (198) *Chironomus* sp., % 14,05'i (118) *Notonecta* sp., % 12,50'si (105) *Sigara* sp. ve diğeri % 26,19'unu (220) oluşturmaktadır (Şekil 4.18). Tespit edilen türlerin sistematik durumu aşağıda verilmiştir:

1. Sınıf: Malacostraca

Takım: Amphipoda

Familya: Gammaridae

Cins: *Gammarus* sp.

Cins: *Echinogammarus* sp.

Takım: Decapoda

Familya: Palaemonidae

Cins: *Palaemon* sp.

Familya: Potamidae

Cins: *Potamon* sp.

2. Sınıf: Clitellata

Takım: Arhynchobdellida

Familya: Erpobdellidae

Cins: *Erpobdella* sp.

Takım: Lumbriculida

Familya: Lumbriculidae

Cins: *Lumbriculus* sp.

3. Sınıf: Insecta**Takım: Coleoptera**

Familya: Hydrophilidae

Cins: *Berosus spinosus**Berosus fulvus**Berosus sp.*Cins: *Coelostoma sp.*

Familya: Heteroceridae

Cins: *Heterocerus sp.*

Familya: Carabidae

Cins: *Tachys sp.***Takım: Diptera**

Familya: Chironomidae

Cins: *Chironomus sp.*Cins: *Psectrocladius sp.*Cins: *Tanypus sp.*Cins: *Stictochironomus sp.*Cins: *Parachironomus sp.*Cins: *Monopelopia sp.*

Familya: Ceratopogonidae

Cins: *Culicoides sp.***Takım: Ephemeroptera**

Familya: Baetidae

Cins: *Baetis sp.*

Familya: Caenidae

Cins: *Caenis sp.***Takım: Hemiptera**

Familya: Notonectidae

Cins: *Notonecta maculata*Cins: *Notonecta sp.*

Familya: Corixidae

Cins: *Sigara sp.***Takım: Odonata**

Familya: Libellulidae

Cins: *Libellula sp.*Cins: *Sympetrum sp.*

Familya: Calopterygidae

Cins: *Calopteryx sp.*

Familya: Coenagrionidae

Cins: *Ischnura sp.*Cins: *Enallagma sp.*

Familya: Aeshnidae

Cins: *Anax sp.*Cins: *Boyeria sp.*

Familya: Gomphidae

Cins: *Gomphus sp.*

Familya: Macromiidae

Cins: *Macromia sp.*

Takım: Trichoptera

Familya: Hydropsychidae

Cins: *Hydropsyche* sp.

4. Sınıf: Gastropoda

Supertakım: Hygrophila

Familya: Planorbidae

Cins: *Gyraulus* sp.

Familya: Physidae

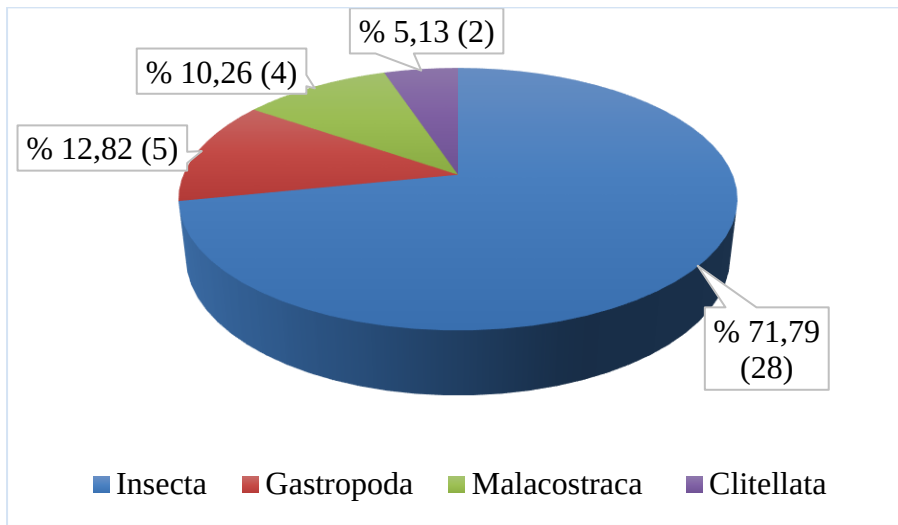
Cins: *Physella acuta*

Familya: Lymnaeidae

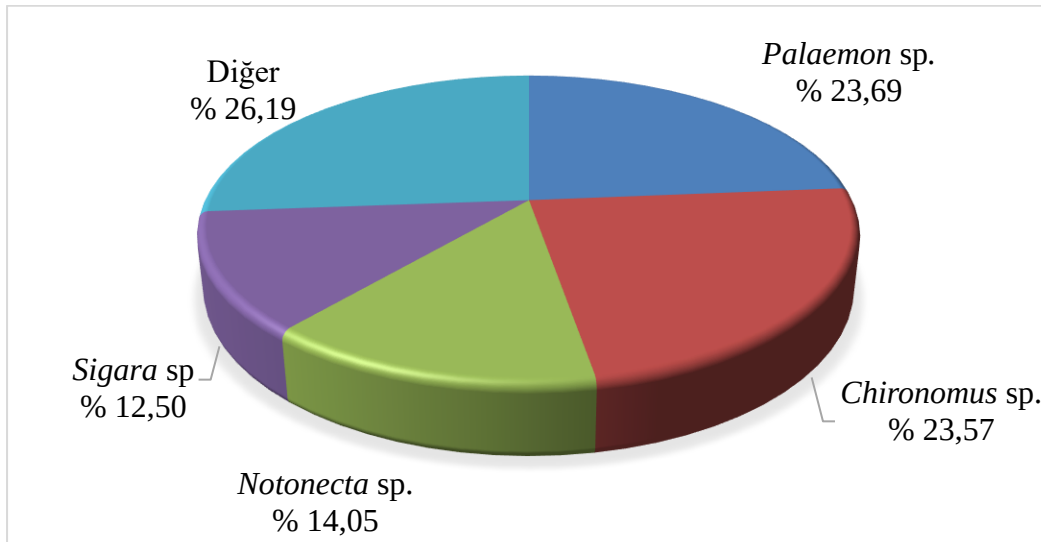
Cins: *Radix auricularia*

Radix labiate

Radix sp.



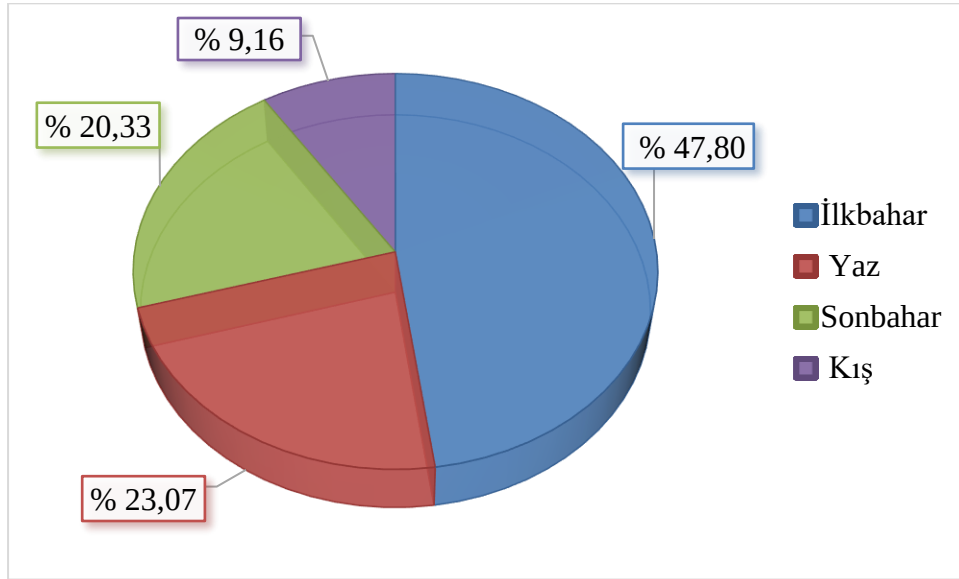
Şekil 4.17. Makroomurgasız sınıflarının yüzde (%) dağılımı



Şekil 4.18. Makroomurgasız türlerinin yüzde (%) dağılımı

4.5.1. Mevsimlere göre tür yoğunlukları ve baskınlıkları

Bu çalışmada, Karacaören I Baraj Gölü'nden yıl boyunca 841 adet makroomurgasız örneklenmiştir (Çizelge 4.14). Karacaören I Baraj Gölü'ndeki makroomurgasızların mevsimsel dağılımı incelendiğinde, toplam makroomurgasızların % 47,80'inin (402) ilkbaharda, % 23,07'inin (191) ise yaz mevsiminde elde edilmiştir. Bulgular, soğuk mevsimlerde (sonbahar ve kış) daha az makroomurgasızın örneklenmesini göstermiştir. Sonbahar ve kış aylarında sırasıyla % 20,33 (171) ve % 9,16 (77) oranında makroomurgasız örneklenmiştir (Şekil 4.19).



Şekil 4.19. Makroomurgasızların mevsimsel yüzde (%) dağılımı

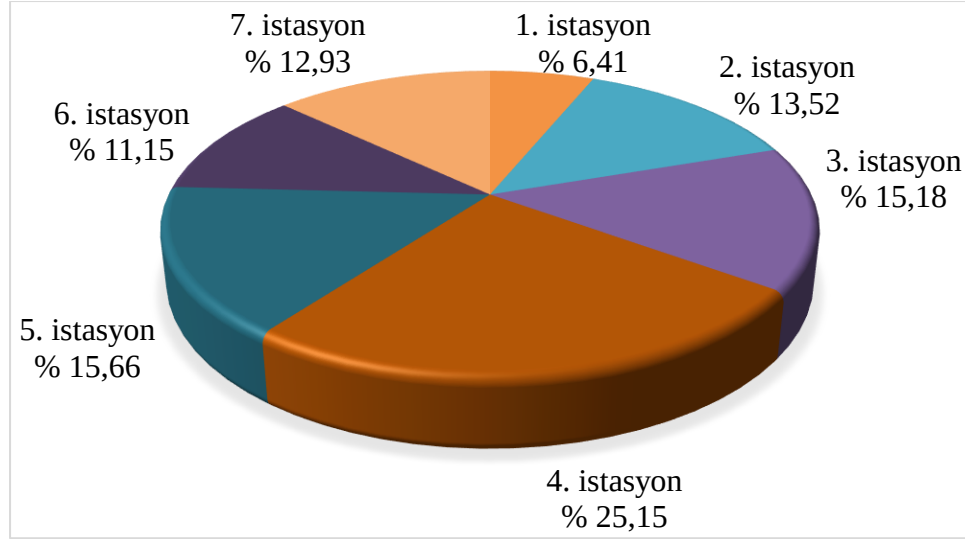
Bu çalışmada en bol bulunan (en baskın) tür *Palaemon* sp. (199) olurken, onu *Chironomus* sp. (198) izlemiştir. Mevsimsel olarak, ilkbaharda en bol bulunan (en baskın) tür *Chironomus* sp. (148) iken, *Palaemon* sp. sırasıyla 38, 96 ve 35 birey ile ilkbahar, sonbahar ve kış aylarında en bol bulunan (en baskın) tür olmuştur (Çizelge 4.14).

Çizelge 4.14. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki makroomurgasız türlerinin mevsimsel kompozisyonu

Familya	Cins + Tür	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.	1	-	2	1	4
	<i>Echinogammarus</i> sp.	-	-	-	8	8
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	38	30	96	35	199
Potamidae	<i>Potamon</i> sp.	-	2	2	1	5
Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i> sp.	-	3	-	-	3
Lumbriculidae	<i>Lumbriculus</i> sp.	2	-	-	-	2
	<i>Berosus spinosus</i>	11	-	-	-	11
Hydrophilidae	<i>Berosus fulvus</i>	1	-	-	-	1
	<i>Berosus</i> sp.	11	-	-	-	11
	<i>Coelostoma</i> sp.	5	-	-	-	5
Heteroceridae	<i>Heterocerus</i> sp.	-	-	2	-	2
Carabidae	<i>Tachys</i> sp.	-	-	-	1	1
	<i>Chironomus</i> sp.	148	24	21	5	198
	<i>Psectrocladius</i> sp.	-	2	1	-	3
Chironomidae	<i>Tanypus</i> sp.	-	-	-	3	3
	<i>Stictochironomus</i> sp.	5	-	-	-	5
	<i>Parachironomus</i> sp.	4	-	12	-	16
Ceratopogonidae	<i>Monopelopia</i> sp.	-	-	2	-	2
	<i>Culicoides</i> sp.	5	-	-	-	5
Baetidae	<i>Baetis</i> sp.	-	1	-	-	1
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	-	4	-	-	4
Notonectidae	<i>Notonecta maculata</i>	-	3	-	-	3
	<i>Notonecta</i> sp.	106	-	1	12	119
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	49	50	-	6	105
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	1	14	10	-	25
	<i>Sympetrum</i> sp.	-	-	-	3	3
Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.	1	-	-	1	2
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	27	5	-	32
	<i>Enallagma</i> sp.	-	-	1	-	1
Aeshnidae	<i>Anax</i> sp.	-	9	-	-	9
	<i>Boyeria</i> sp.	-	-	7	-	7
Gomphidae	<i>Gomphus</i> sp.	-	-	1	-	1
Macromiidae	<i>Macromia</i> sp.	-	-	1	-	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	-	2	-	-	2
Planorbidae	<i>Gyraulus</i> sp.	2	-	-	-	2
Physidae	<i>Physella acuta</i>	10	4	-	-	14
	<i>Radix auricularia</i>	2	9	6	-	17
Lymnaeidae	<i>Radix labiate</i>	-	7	1	-	8
	<i>Radix</i> sp.	-	-	-	1	1
Toplam		402	191	171	77	841

4.5.2. İstasyonlara göre tür bollukları ve baskınlıkları

Örneklenen makroomurgasızların bolluklarına bakıldığında, en fazla türün 4. istasyonda, en az ise 1. istasyonda tespit edilmiştir. Makroomurgasız popülasyonunun yüzdesel kompozisyonu Şekil 4.20 ve Çizelge 4.15'te verilmiştir.



Şekil 4.20. İstasyonlara göre makroomurgasız bolluğu (%)

Çizelge 4.15. Makroomurgasızların istasyonlara göre bolluğu

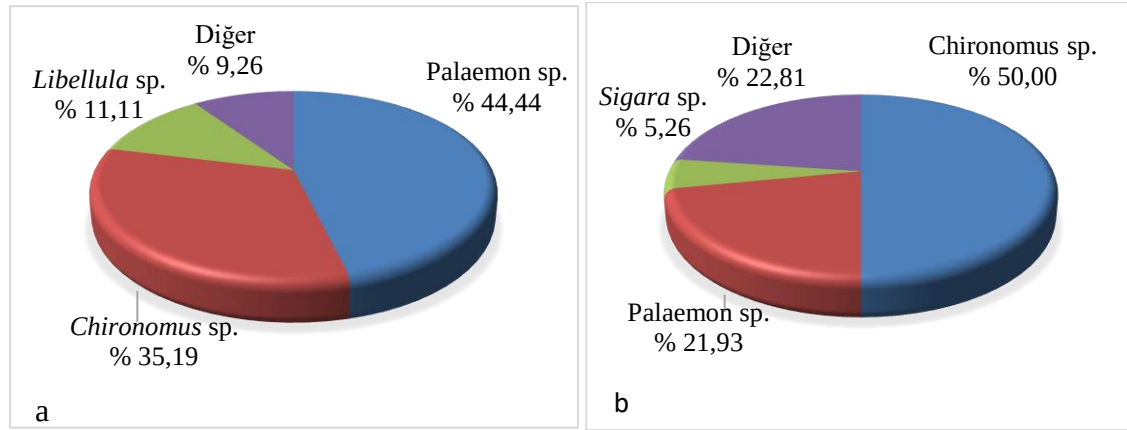
Familya	Cins + Tür	İstasyonlar						
		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.	-	-	1	1	-	-	2
	<i>Echinogammarus</i> sp.	-	-	-	-	8	-	-
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	24	25	46	33	39	4	28
Potamidae	<i>Potamon</i> sp.	-	-	4	1	-	-	-
Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i> sp.	-	-	-	3	-	-	-
Lumbriculidae	<i>Lumbriculus</i> sp.	-	-	-	2	-	-	-
	<i>Berosus spinosus</i>	-	3	-	3	4	-	1
Hydrophilidae	<i>Berosus fulvus</i>	-	1	-	-	-	-	-
	<i>Berosus</i> sp.	-	5	-	-	4	-	2
	<i>Coelostoma</i> sp.	-	-	2	-	3	-	-
Heteroceridae	<i>Heterocerus</i> sp.	-	-	2	-	-	-	-
Carabidae	<i>Tachys</i> sp.	-	-	-	-	1	-	-
	<i>Chironomus</i> sp.	17	57	8	13	64	32	7
	<i>Psectrocladius</i> sp.	2	-	-	-	-	-	1
Chironomidae	<i>Tanypus</i> sp.	-	-	3	-	-	-	-
	<i>Stictochironomus</i> sp.	-	-	-	5	-	-	-
	<i>Parachironomus</i> sp.	-	4	-	-	1	6	5
	<i>Monopelopia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	2

Çizelge 4.15'nin devamı

Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i> sp.	-	-	-	-	-	5	-
Baetidae	<i>Baetis</i> sp.	-	-	-	1	-	-	-
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	-	-	-	4	-	-	-
Notonectidae	<i>Notonecta</i> <i>maculata</i>	-	-	-	3	-	-	-
	<i>Notonecta</i> sp.	3	2	2	62	1	1	48
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	-	6	17	62	1	12	7
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	6	2	2	5	-	9	1
	<i>Sympetrum</i> sp.	-	-	3	-	-	-	-
Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.	-	1	-	1	-	-	-
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	1	8	2	2	14	5
	<i>Enallagma</i> sp.	-	-	-	-	-	1	-
Aeshnidae	<i>Anax</i> sp.	-	-	-	5	-	4	-
	<i>Boyeria</i> sp.	-	-	6	-	1	-	-
Gomphidae	<i>Gomphus</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-
Macromiidae	<i>Macromia</i> sp.	-	-	-	-	-	1	-
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	-	-	-	2	-	-	-
Planorbidae	<i>Gyraulus</i> sp.	-	2	-	-	-	-	-
Physidae	<i>Physella acuta</i>	-	2	3	4	-	5	-
	<i>Radix auricularia</i>	-	2	13	-	2	-	-
Lymnaeidae	<i>Radix labiate</i>	-	-	7	-	1	-	-
	<i>Radix</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-
Toplam		54	114	128	212	132	94	109

1. istasyondan 5 familya ve 4 cinse ait toplam 54 birey örneklenmiştir. *Palaemon* sp. 1. istasyondan örneklenen toplam makroomurgasız popülasyonunun % 44,44'ünü oluştururken, *Chironomus* sp. 1. istasyondaki toplam makroomurgasız popülasyonunun % 35,19'unu oluşturmuştur. *Libellula* sp. ise toplam makroomurgasız popülasyonunun % 11,11'ini oluşturmuştur (Şekil 4.21a). 1. istasyondaki makroomurgasız popülasyonunun mevsimsel frekansları, ilkbaharda 17 makroomurgasızın örneklediğini ve bunların % 70,59'unun *Chironomus* sp. olduğunu göstermiştir. Yaz aylarında 18 makroomurgasız örneklenmiş ve bunların % 88,89'u *Palaemon* sp. olmuştur; sonbaharda ise 19 makroomurgasız örneklenmiş ve bunların % 36,84'ünü *Chironomus* sp. oluşturmuştur. Kış mevsiminde 1. istasyondan hiç makroomurgasız örneklenmemiştir (Çizelge 4.16).

2. istasyondan 11 familya ve 13 cinse ait toplam 114 birey örneklenmiştir. *Chironomus* sp. 2. istasyondaki makroomurgasız popülasyonunun % 50,00'sini (57) oluştururken, *Palaemon* sp. ve *Sigara* sp. sırasıyla % 22,93 (25) ve % 5,26 (6) oranında bulunmuştur (Şekil 4.21b). İlkbaharda 2. istasyonda diğer mevsimlere kıyasla daha fazla makroomurgasız toplanmıştır. İlkbaharda örneklenen 85 makroomurgasızın % 67,06'sı *Chironomus* sp. iken; yaz, sonbahar ve kış aylarında *Palaemon* sp. cinsi sırasıyla % 66,67, % 100 ve % 85,71 oranında bulunmuştur (Çizelge 4.16).



Şekil 4.21. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; a) 1. istasyon; b) 2. istasyon

Çizelge 4.16. 1. istasyon ve 2. istasyondaki makroomurgasız bolluğu % (adet)

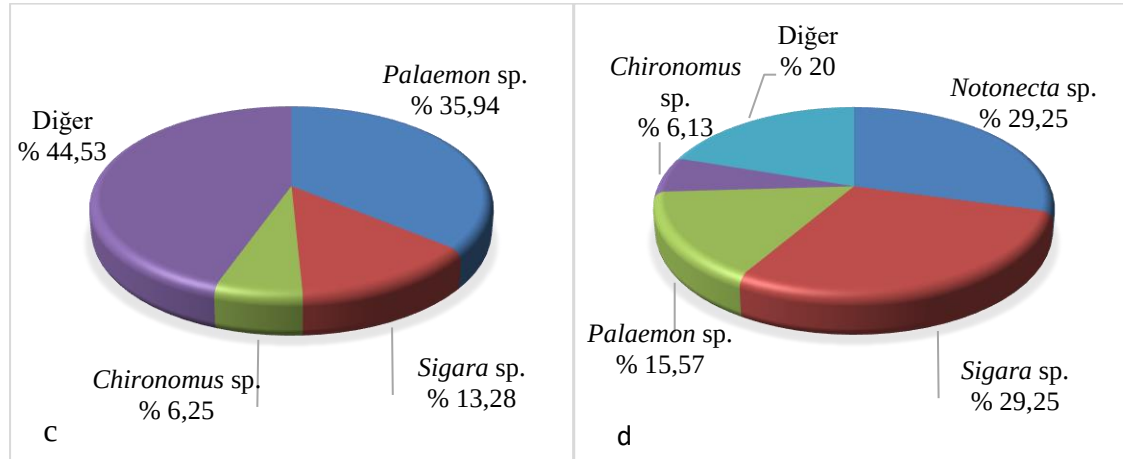
		1. istasyon				Toplam
Familiya	Cins + Tür	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	%11,76 (2)	%88,89(16)	%31,58 (6)	-	%44,44 (24)
	<i>Chironomus</i> sp.	%70,59(12)	-	%36,84 (7)	-	%35,19 (19)
Chironomidae	<i>Psectrocladius</i> sp,	-	%11,11(2)	-	-	%3,70 (2)
Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	%17,65(3)	-	-	-	%5,55 (3)
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	-	-	%31,58 (6)	-	%11,11 (6)
Toplam		17	18	19	-	54

		2. istasyon				Toplam
Familiya	Cins + Tür	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	-	%66,67(6)	%100(13)	%85,71(6)	%21,93 (25)
	<i>Berosus spinosus</i>	%3,53 (3)	-	-	-	%2,63 (3)
Hydrophilidae	<i>Berosus fulvus</i>	%1,18 (1)	-	-	-	%0,88 (1)
	<i>Berosus</i> sp.	%5,88 (5)	-	-	-	%4,39 (5)
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	%67,06(57)	-	-	-	%50,00(57)
	<i>Parachironomus</i> sp.	%4,71(4)	-	-	-	%3,51(4)
Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	%2,35(2)	-	-	-	%1,75(2)
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	%7,09(6)	-	-	-	%5,26(6)
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	-	%22,22(2)	-	-	%1,75(2)
Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.	%1,18(1)	-	-	-	%0,88(1)
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	%11,11(1)	-	-	%0,88(1)
Planorbidae	<i>Gyraulus</i> sp.	%2,35(2)	-	-	-	%1,75(2)
Physidae	<i>Physella acuta</i>	%2,35(2)	-	-	-	%1,75(2)
	<i>Radix auricularia</i>	%2,35(2)	-	-	-	%1,75(2)
Lymnaeidae	<i>Radix</i> sp.	-	-	-	%14,29(1)	%0,88(1)
Toplam		85	9	13	7	114

3. istasyondan 13 familiya ve 18 cinse ait toplam 128 makroomurgasız örneklenmiş olup, bunların % 35,94'ünü (46) *Palaemon* sp., % 13,28'ini (17) *Sigara* sp., % 6,25'ini (8) *Chironomus* sp. ve geri kalan 14 makroomurgasız da % 44,53'ünü (57) oluşturmuştur (Şekil 4.21c). 3. istasyondaki tür dağılımına bakıldığında, *Palaemon* sp'in ilkbahar ve sonbaharda sırasıyla % 64,29 ve % 33,33 oranlarla en baskın tür olduğu görülmüştür. Yaz aylarında 3.

istasyondaki baskın tür *Sigara* sp. iken, kış aylarında *Boyeria* sp. baskın tür olmuştur (Çizelge 4.16).

Bu çalışmada, en yüksek makroomurgasız bolluğu 4. istasyonda görülmüştür. Bu istasyondan 17 familya ve 18 cinse ait toplam 212 birey toplanmıştır. *Notonecta* sp. ve *Sigara* sp. türleri popülasyondaki en baskın türler içerisinde yer almıştır. Bunları sırasıyla *Palaemon* sp. (% 15,57) ve *Chironomus* sp. (% 6,13) takip etmiştir (Şekil 4.21d). İlkbaharda 4. istasyondan toplam 119 makroomurgasız elde edilmiş olup, ve bunların % 42,02'sini *Notonecta* sp. oluşturmuştur. Yaz aylarındaki örneklerde % 42,11 ile *Sigara* sp. baskınken, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla %70,00 ve %57,78 ile *Palaemon* sp. baskındır (Çizelge 4.17).



Şekil 4.21. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; c) 3. istasyon; d) 4. istasyon

Çizelge 4.17. Makroomurgasızların 3. ve 4. istasyonlardaki bolluğu % (adet)

Familya	Cins + Tür	3. istasyon				Toplam
		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.	%2,38 (1)	-	-	-	%0,78(1)
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	%64,29 (27)	-	%53,33(16)	%25,00(3)	%35,94(46)
Potamidae	<i>Potamon</i> sp.	-	%4,55 (2)	%3,33(1)	%8,33(1)	%3,13(4)
Hydrophilidae	<i>Coelostoma</i> sp.	%4,76 (2)	-	-	-	%1,56(2)
Heteroceridae	<i>Heterocerus</i> sp.	-	%4,55 (2)	-	-	%1,56(2)
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	%14,29 (6)	-	-	%16,67(2)	%6,25(8)
	<i>Tanytus</i> sp.	-	-	-	%25,00(3)	%2,34(3)
Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	%4,76 (2)	-	-	-	%1,56(2)
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	%2,38 (1)	%36,36 (16)	-	-	%13,28(17)
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	-	%4,55 (2)	-	-	%1,56(2)
	<i>Sympetrum</i> sp.	-	-	-	%25,00(3)	%2,34(3)
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	%18,18 (8)	-	-	%6,25(8)
Aeshnidae	<i>Boyeria</i> sp.	-	-	%20,00(6)	-	%4,69(6)
Gomphidae	<i>Gomphus</i> sp.	-	-	%3,33(1)	-	%0,78(1)
Physidae	<i>Physella acuta</i>	%7,14 (3)	-	-	-	%2,34(3)
	<i>Radix auricularia</i>	-	%15,91 (7)	%20,00(6)	-	%10,16(13)
Lymnaeidae	<i>Radix labiate</i>	-	%15,91 (7)	-	-	%5,47(7)
Toplam		42	44	30	12	128

Çizelge 4.17'nin devamı

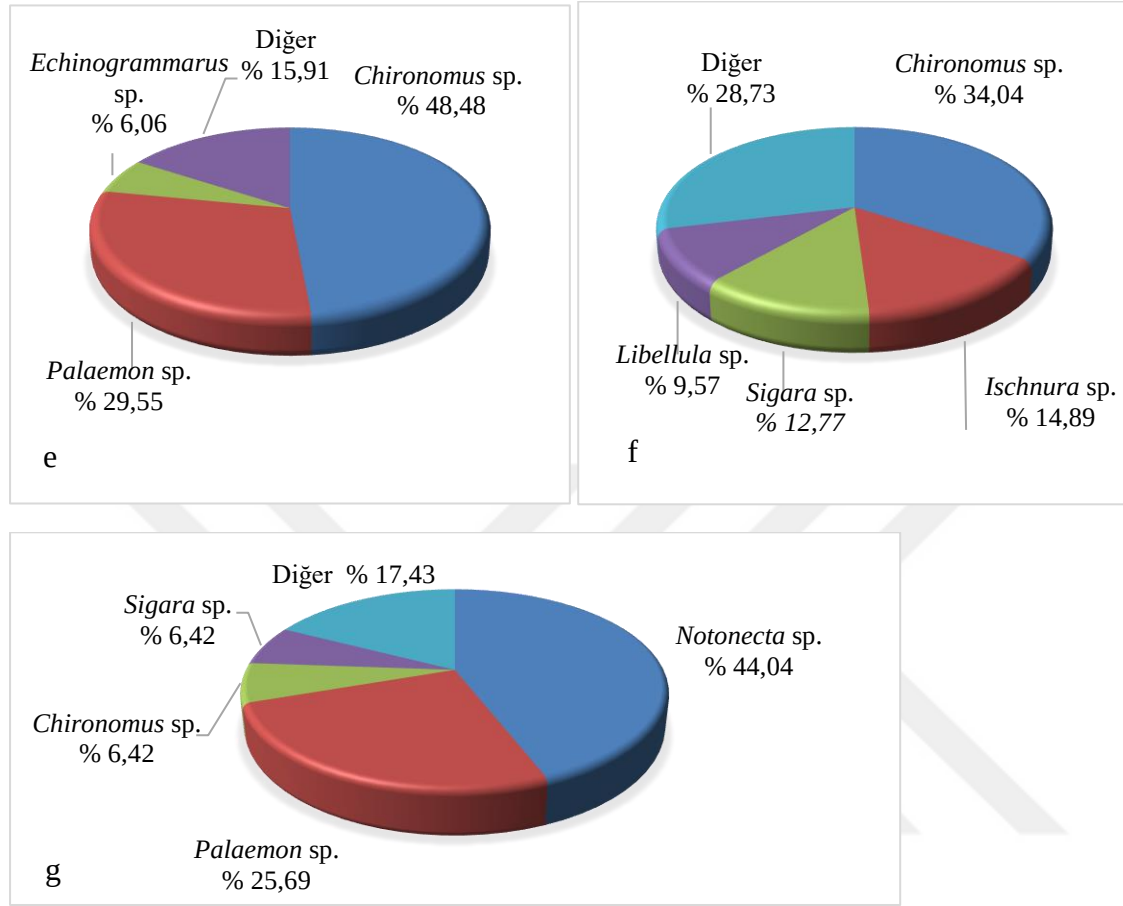
Familya	Cins + Tür	4. istasyon				Toplam
		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.	-	-	-	%2,22(1)	%0,47(1)
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	-	-	%70,00(7)	%57,78(26)	%15,57(33)
Potamidae	<i>Potamon</i> sp.	-	-	%10,00(1)	-	%0,47(1)
Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i> sp.	-	%7,89(3)	-	-	%1,41(3)
Lumbriculidae	<i>Lumbriculus</i> sp.	%1,68(2)	-	-	-	%0,94(2)
Hydrophilidae	<i>Berosus spinosus</i>	%2,52(3)	-	-	-	%1,41(3)
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	%10,92(13)	-	-	-	%6,13(13)
	<i>Stictochironomus</i> sp.	%4,20(5)	-	-	-	%2,36(5)
Baetidae	<i>Baetis</i> sp.	-	%2,63(1)	-	-	%0,47(1)
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	-	%10,53(4)	-	-	%1,89(4)
Notonectidae	<i>Notonecta maculata</i>	-	%7,89(3)	-	-	%1,41(3)
	<i>Notonecta</i> sp.	%42,02(50)	-	-	%26,67(12)	%29,25(62)
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	%34,45(41)	%42,11(16)	-	%11,11(5)	%29,25(62)
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	%0,84(1)	%10,53(4)	-	-	%2,36(5)
Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.	-	-	-	%2,22(1)	%0,47(1)
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	-	%20,00(2)	-	%0,94(2)
Aeshnidae	<i>Anax</i> sp.	-	%13,16(5)	-	-	%2,36(5)
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	-	%5,26(2)	-	-	%0,94(2)
Physidae	<i>Physella acuta</i>	%3,36(4)	-	-	-	%1,89(4)
Toplam		119	38	10	45	212

5. istasyonda, 8 familia, 13 cins ve 14 türe ait 132 makroomurgasız örneklenmiştir. 5. istasyondan örneklenen 132 makroomurgasızın % 48,48'ini (64) *Chironomus* sp., % 29,55'ini (39) *Palaemon* sp., % 6,06'sını (8) *Echinogammarus* sp. oluştururken, geriye kalan 10 tür, makroomurgasızların % 15,91'ini (21) oluşturmuştur (Şekil 4.21e). *Chironomus* sp. toplam makroomurgasızların % 81,16'sını oluştururken, *Ischnura* sp. ve *Radix auricularia* yaz boyunca istasyondan örneklenen toplam makroomurgasızların % 40'ını oluşturmuştur. Sonbaharda 5. istasyondaki baskın tür % 77,55 ile *Palaemon* sp. iken, kışın makroomurgasız popülasyonunun % 88,89'unu *Echinogammarus* sp. oluşturmuştur (Çizelge 4.18).

6. istasyon, 94 adet makroomurgasız ile en az makroomurgasızın bulunduğu ikinci istasyon olmuştur. 6. istasyondan örneklenen 10 familia, 12 cins ve 12 türe ait makroomurgasızların % 34,04'ünü (32) *Chironomus* sp., % 14,89'unu (14) *Ischnura* sp., % 12,76'sını (12) *Sigara* sp., % 9,57'sini (9) *Libellula* sp. oluştururken, geriye kalan 8 tür, toplam makroomurgasızların % 28,72'sini (27) oluşturmuştur (Şekil 4.21f). 6. istasyondaki makroomurgasızların bolluğu, yaz aylarında diğer mevsimlere göre daha fazla örnekleme yapıldığını göstermiştir. *Chironomus* sp. sırasıyla % 37,93 ve % 75,00 ile yaz ve kış aylarında baskın tür olmuştur. Sonbaharda *Parachironomus* sp. % 35,29 ile 6. istasyona baskın olurken, ilkbaharda *Chironomus* sp. ve *Culicoides* sp. sırasıyla % 33,33 ile baskın türler olmuştur (Çizelge 4.18).

7. istasyondan 8 familia, 11 cins ve 12 türe ait toplam 109 makroomurgasız örneklenmiştir. Bunların % 44,04'ünü (48) *Notonecta* sp., % 25,69'unu (28) *Palaemon* sp. oluşturmaktadır. *Chironomus* sp. ve *Sigara* sp. cinslerinin her biri % 6,42 (7) iken, kalan 8 tür 7. istasyondaki makroomurgasızların % 17,43'ünü (19) oluşturmaktadır (Şekil 4.21g). Makroomurgasızların mevsimsel bolluğu incelendiğinde, kış aylarında 7. istasyonda hiç makroomurgasız canlı bulunamamıştır. İlkbaharda 60 adet makroomurgasız örneklenmiş olup, *Notonecta* sp. % 80,00 ile en baskın cins olmuştur. *Palaemon* sp. sonbaharda

örneklenen toplam makroomurgasızların % 57,14'ünü oluştururken, *Sigara* sp. ve *Palaemon* sp. yaz aylarında 7. istasyonda baskın türler içerisinde yer almıştır. (Çizelge 4.18).



Şekil 4.21. İstasyonlardaki makroomurgasız türlerinin yüzde kompozisyonu; e) 5. istasyon; f) 6. istasyon; g) 7. istasyon

Çizelge 4.18. Makroomurgasızların 5., 6. ve 7. istasyonlardaki tür bolluğu % (adet)

Familya	Cins + Tür	5. istasyon				Toplam
		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
Gammaridae	<i>Echinogammarus</i> sp.	-	-	-	%88,89(8)	8(6,06)
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	-	%20,00(1)	%77,55(38)	-	39(29,55)
	<i>Berosus spinosus</i>	%5,80(4)	-	-	-	4(3,03)
Hydrophilidae	<i>Berosus</i> sp.	%5,80(4)	-	-	-	4(3,03)
	<i>Coelostoma</i> sp.	%4,35(3)	-	-	-	3(2,27)
Carabidae	<i>Tachys</i> sp.	-	-	-	%11,11(1)	1(0,76)
	<i>Chironomus</i> sp.	%81,16(56)	-	%16,33(8)	-	64(48,48)
Chironomidae	<i>Parachironomus</i> sp.	-	-	%2,04(1)	-	1(0,76)
Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	%1,45(1)	-	-	-	1(0,76)
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	%1,45(1)	-	-	-	1(0,76)
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	%40,00(2)	-	-	2(1,15)
Aeshnidae	<i>Boyeria</i> sp.	-	-	%2,04(1)	-	1(0,76)
	<i>Radix auricularia</i>	-	%40,00(2)	-	-	2(1,15)
Lymnaeidae	<i>Radix labiate</i>	-	-	%2,04(1)	-	1(0,76)
Toplam		69	5	49	9	132

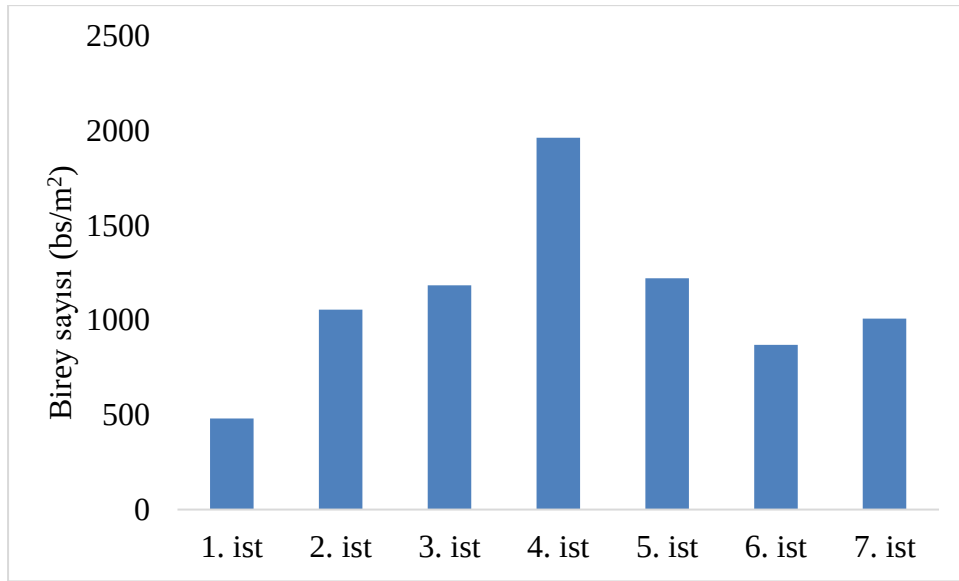
Çizelge 4.18 devam

		6. istasyon				
Familiya	Cins + Tür	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	%26,67(4)	-	-	-	%4,26(4)
	<i>Chironomus</i> sp.	%33,33(5)	%37,93(22)	%11,77(2)	%75,00(3)	%34,04(32)
Chironomidae	<i>Parachironomus</i> sp.	-	-	%35,29(6)	-	%6,38(6)
Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i> sp.	%33,33(5)	-	-	-	%5,32(5)
Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	-	-	%5,88(1)	-	%1,06(1)
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	-	%18,97(11)	-	%25,00(1)	%12,77(12)
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	-	%10,35(6)	%17,65(3)	-	%9,57(9)
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	%18,97(11)	%17,65(3)	-	%14,89(14)
	<i>Enallagma</i> sp.	-	-	%5,88(1)	-	%1,06(1)
Aeshnidae	<i>Anax</i> sp.	-	%6,90(4)	-	-	%4,26(4)
Macromiidae	<i>Macromia</i> sp.	-	-	%5,88(1)	-	%1,06(1)
Physidae	<i>Physella acuta</i>	%6,67(1)	%6,90(4)	-	-	%5,32(5)
Toplam		15	58	17	4	94

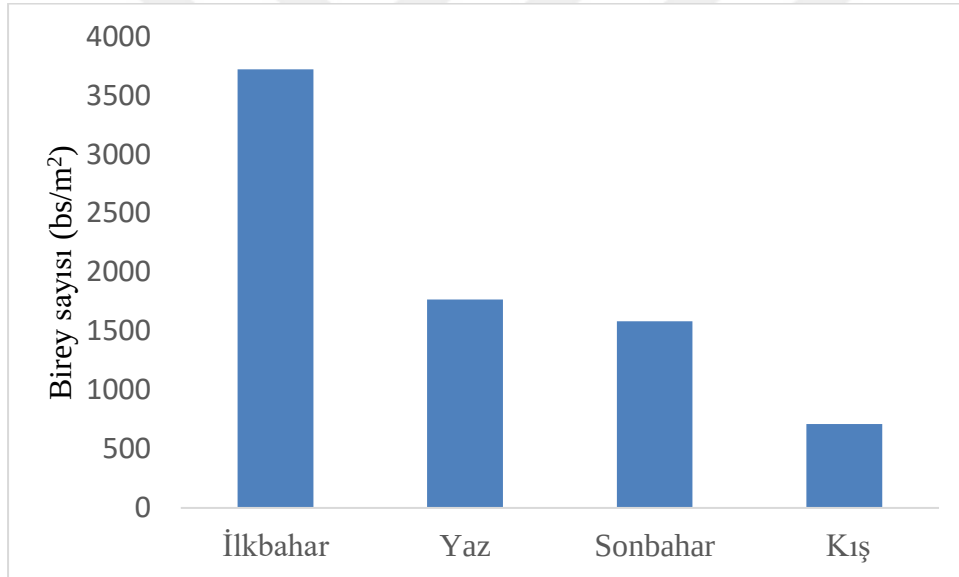
		7. istasyon				
Familiya	Cins + Tür	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.	-	-	%7,14(2)	-	%1,83(2)
Palaemonidae	<i>Palaemon</i> sp.	%8,33(5)	%33,33(7)	%57,14(16)	-	%25,69(28)
	<i>Berosus spinosus</i>	%1,67(1)	-	-	-	%0,92(1)
Hydrophilidae	<i>Berosus</i> sp.	%3,33(2)	-	-	-	%1,83(2)
	<i>Chironomus</i> sp.	%6,67(4)	%9,52(2)	%3,57(1)	-	%6,42(7)
	<i>Psectrocladius</i> sp.	-	-	%3,57(1)	-	%0,92(1)
Chironomidae	<i>Monopelopia</i> sp.	-	-	%7,14(2)	-	%1,83(2)
	<i>Parachironomus</i> sp.	-	-	%17,86(5)	-	%4,59(5)
Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	%80,00(48)	-	-	-	%44,04(48)
Corixidae	<i>Sigara</i> sp.	-	%33,33(7)	-	-	%6,42(7)
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	-	-	%3,57(1)	-	%0,92(1)
Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.	-	%23,81(5)	-	-	%4,59(5)
Toplam		60	21	28	0	109

4.5.3. Örnekleme istasyonlarına ve mevsimlere göre makroomurgasız yoğunlukları

Örnekleme istasyonları arasında 4. istasyon en yüksek makroomurgasız yoğunluğuna (1963 bs/m²) sahipken, en düşük makroomurgasız yoğunluğu 1. istasyonda (481 bs/m²) gözlenmiştir (Şekil 4.22). Mevsimlere göre makroomurgasızların yoğunlukları incelendiğinde, en yüksek makroomurgasız yoğunluğu metrekare başına 3722 makroomurgasız ile ilkbahar mevsiminde, en düşük yoğunluk ise metrekare başına 713 makroomurgasız ile kış mevsiminde kaydedilmiştir (Şekil 4.23).



Şekil 4.22. Örneklem istasyonlarına göre makroomurgasızların yoğunlukları



Şekil 4.23. Mevsimlere göre makroomurgasızların yoğunlukları

İlkbaharda, Karacaören I Baraj Gölü'ndeki makroomurgasız popülasyonunun yoğunluğunun % 39,05'ini (1454 bs/m²) Chironomidae oluşturmuştur. Corixidae familyası % 26,18 (463 bs/m²) ile yaz aylarında en yüksek yoğunluğa sahiptir. Palaemonidae familyası, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla % 56,14 (889 bs/m²) ve % 45,45 (324 bs/m²) ile makroomurgasız popülasyonuna en yüksek oranda görülmüştür. Genel olarak, Karacaören I Baraj Gölü makroomurgasız popülasyonunun % 26,99'u (2102 bs/m²) Chironomidae, % 23,66'sı (1843 bs/m²) Palaemonidae, % 14,51'i (1130) Notonectidae, % 12,49'u (972 bs/m²) Corixidae ve % 22,35'i (1740 bs/m²) ise diğer familyalardan oluşmaktadır (Çizelge 4.19).

Çizelge 4.19. Makroomurgasız familyalarının bollukları, metrekaire başına yoğunlukları ve mevsimlere göre yüzdeleri

Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	Bolluk	38	30	96	35	199
	bs/m ²	352	278	889	324	1843
	%	9,45	15,71	56,14	45,45	23,66
Chironomidae	Bolluk	157	26	36	8	227
	bs/m ²	1454	241	333	74	2102
	%	39,05	13,61	20,69	10,39	26,99
Notonectidae	Bolluk	106	3	1	12	122
	bs/m ²	982	28	9	111	1130
	%	26,37	1,57	0,58	15,58	14,51
Corixidae	Bolluk	49	50	-	6	105
	bs/m ²	453	463	-	56	972
	%	12,19	26,18	-	7,79	12,49
Diğeri	Bolluk	54	82	38	16	188
	bs/m ²	481	759	352	148	1740
	%	12,94	42,93	22,22	20,78	22,35
Toplam	Bolluk	402	191	171	77	841
	bs/m²	3722	1769	1583	713	7787
	%	100	100	100	100	100

Bu çalışma sırasında 1. istasyondaki makroomurgasız yoğunluğu 481 bs/m² olarak bulunmuş olup; bunun % 44,44'ünü Palaemonidae, % 38,89'unu Chironomidae, % 5,56'sını Notonectidae oluşturmuştur. İlkbahar ve sonbaharda, 1. istasyondaki makroomurgasızların yoğunlukları sırasıyla 157 bs/m² ve 176 bs/m² olarak bulunmuştur. Chironomidae familyası ilkbahar ve sonbaharda sırasıyla % 70,59 ve % 36,84'lük bir orana sahiptir. Yaz aylarında, 1. istasyondaki makroomurgasız yoğunluğu 167 bs/m²'dir ve bunun % 88,89'unu Palaemonidae oluşturmaktadır (Çizelge 4.20).

2. istasyondaki toplam makroomurgasız yoğunluğu 1055 bs/m² olmuştur. Yoğunluk ilkbaharda diğer mevsimlere göre daha yüksektir. İlkbaharda yoğunluk 787 bs/m² iken, yaz, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla 83, 120 ve 65 bs/m² olmuştur. Yaz, sonbahar ve kış aylarında istasyondaki makroomurgasız yoğunluğunun sırasıyla % 66,67'si, % 100,00'ü ve % 85,71'i Palaemonidae'den oluşmakta olup, Palaemonidae bu mevsimlerde baskın familya olmuştur (Çizelge 4.20).

3. istasyonun toplam makroorganizma yoğunluğu 1185 bs/m² olup, bunun % 35,94'ünü Palaemonidae oluşturmuştur. İlkbahar ve sonbaharda 388 ve 278 bs/m² yoğunluk ile baskın familya sırasıyla % 64,29 ve % 53,33 ile Palaemonidae olmuştur. Yaz aylarında % 36,36 ile Corixidae familyası baskın olurken, kış aylarında % 41,67 ile Chironomidae familyası baskın olmuştur (Çizelge 4.20).

4. istasyon, 1963 bs/m² ile örneklenen istasyonlar arasında en yüksek makroomurgasız yoğunluğuna sahiptir. İlkbaharda, 4. istasyondaki makroomurgasız yoğunluğu 464 bs/m²'dir ve Notonectidae örneklenen toplam familyaların % 42,02'sini oluşturmaktadır. Corixidae familyası yaz aylarında 4. istasyondaki toplam makroomurgasız yoğunluğunun % 42,11'ini oluştururken, Palaemonidae sırasıyla % 70,00 ve % 57,78 ile sonbahar ve kış aylarında 4. istasyondaki baskın familyadır (Çizelge 4.20).

İkinci en yüksek makroomurgasız yoğunluğu 1222 bs/m² ile 5. istasyonda kaydedilmiştir. Bunun % 49,24'ünü Chironomidae oluşturmaktadır. 5. istasyondaki makroomurgasız yoğunluğundaki mevsimsel değişimler, ilkbaharda yoğunluğun 639 bs/m² olduğunu ve bunun % 81,16'sının Chironomidae olduğunu göstermiştir. 5. istasyondaki en düşük makroomurgasız yoğunluğu 46 bs/m² ile yaz aylarında gözlenmiştir. Sonbahar ve kış aylarında 5. istasyondaki makroomurgasız yoğunluğu sırasıyla 454 ve 83'tür. Palaemonidae familyası yaz, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla % 20,00, % 77,55 ve % 88,89 ile 5. istasyondaki en baskın familya olmuştur (Çizelge 4.20).

İkinci en düşük makroomurgasız yoğunluğu 6. istasyonda kaydedilmiştir. Yoğunluk 870 bs/m²'dir ve Chironomidae % 40,43 ile baskındır. Chironomidae ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış aylarında sırasıyla % 33,33, % 37,93, % 47,06 ve % 75,00 ile tüm mevsimlerde baskın aile olmuştur. 6. istasyonda en yüksek yoğunluk yazın (537 bs/m²), en düşük yoğunluk ise kışın (37 bs/m²) gözlenmiştir (Çizelge 4.20).

Notonectidae familyası bu çalışma sırasında 7. istasyondaki baskın familya olmuştur. 7. istasyondaki makroomurgasız yoğunluğu 1009 bs/m² olup, bunun % 44,04'ünü Notonectidae oluşturmaktadır. İlkbahar mevsimi 7. istasyonda 556 bs/m² ile en yüksek makroomurgasız yoğunluğuna sahipti ve bunun % 80,00'ini Notonectidae oluşturmuştur. Sonbaharda 7. istasyondaki baskın familya Palaemonidae (% 57,14) iken, yaz mevsiminde Palaemonidae ve Corixidae her biri % 33,33'lük oranla baskın familyalar olmuştur. Kış boyunca 7. istasyondan hiçbir makroomurgasız görülmemiştir (Çizelge 4.20).

Çizelge 4.20. Mevsimlere ve istasyonlara göre makroomurgasız familyalarının bollukları, metrekaire başına yoğunlukları ve yüzdeleri

		1. istasyon			
Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış
	Bolluk	2	16	6	-
Palaemonidae	% (bs/m ²)	%11,76 (19)	%88,89 (148)	%31,58 (55)	-
	Bolluk	12	2	7	-
Chironomidae	% (bs/m ²)	%70,59 (111)	%11,11 (19)	%36,84 (65)	-
	Bolluk	3	-	-	-
Notonectidae	% (bs/m ²)	%17,65 (27)	-	-	-
Diğer	Bolluk	-	-	6	-
	% (bs/m ²)	-	-	%31,58 (55)	-
	Bolluk	17	18	19	52
Toplam	% (bs/m²)	%100 (157)	%100 (167)	%100 (176)	%100 (481)

Çizelge 4.20'nin devamı

		2. istasyon				
Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	Bolluk	-	6	13	6	25
	% (bs/m ²)	-	%66,67 (56)	%100,00 (120)	56(85,71)	%21,93(230)
Chironomidae	Bolluk	61	-	-	-	61
	% (bs/m ²)	%71,76 (564)	-	-	-	%53,51(565)
Notonectidae	Bolluk	2	-	-	-	2
	% (bs/m ²)	%2,35 (19)	-	-	-	%1,75(19)
Corixidae	Bolluk	6	-	-	-	6
Diğer	% (bs/m ²)	%7,06 (56)	-	-	-	%5,26(56)
	Bolluk	16	3	-	1	20
	% (bs/m ²)	%18,82 (148)	%33,33 (27)	-	%14,29(9)	%17,54(185)
	Bolluk	85	9	13	7	114
Toplam	% (bs/m²)	%100(787)	%100(83)	%100(120)	%100(65)	%100(1055)

		3. istasyon				
Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	Bolluk	27	-	16	3	46
	% (bs/m ²)	%64,29 (250)	-	%53,33 (148)	%25,00(28)	%35,94(426)
Chironomidae	Bolluk	6	-	-	5	11
	% (bs/m ²)	%14,29 (55)	-	-	%41,67(46)	%8,59(102)
Notonectidae	Bolluk	2	-	-	-	2
	% (bs/m ²)	%4,76 (18)	-	-	-	%1,75(19)
Corixidae	Bolluk	1	16	-	-	17
	% (bs/m ²)	%2,38 (9)	%36,36 (148)	-	-	%13,28(157)
Diğer	Bolluk	6	28	14	4	52
	% (bs/m ²)	%16,67 (65)	%63,64 (259)	%46,67 (130)	%33,33(37)	%40,63(481)
	Bolluk	42	44	30	12	128
	% (bs/m²)	%100(388)	%100(83)	%100(278)	%100(111)	%100(1185)

		4. istasyon				
Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	Bolluk	-	-	7	26	33
	% (bs/m ²)	-	-	%70,00(65)	%57,78(241)	%15,57(306)
Chironomidae	Bolluk	18	-	-	-	18
	% (bs/m ²)	%15,13(166)	-	-	-	%8,49(166)
Notonectidae	Bolluk	50	3	-	12	65
	% (bs/m ²)	%42,02 (464)	%7,89(27)	-	%26,67(111)	%30,66(602)
Corixidae	Bolluk	41	16	-	5	62
	% (bs/m ²)	%34,45(380)	%42,11(148)	-	%11,11(46)	%29,26(574)
Diğer	Bolluk	10	19	3	2	34
	% (bs/m ²)	%8,40(92)	%50,00(176)	%30,00(28)	%4,44(19)	%16,04(315)
	Bolluk	119	38	10	45	212
	% (bs/m²)	%100(1102)	%100(351)	%100(93)	%100(417)	%100(1963)

		5. istasyon				
Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	Bolluk	-	1	38	8	47
	% (bs/m ²)	-	%20,00(9)	%77,55(352)	%88,89(74)	%35,61(435)
Chironomidae	Bolluk	56	-	9	-	65
	% (bs/m ²)	%81,16(519)	-	%18,37(83)	-	%49,24(602)
Notonectidae	Bolluk	1	-	-	-	1
	% (bs/m ²)	%1,45(9)	-	-	-	%0,76(9)

Çizelge 4.20'nin devamı

Corixidae	Bolluk	1	-	-	-	1
	% (bs/m ²)	%1,45(9)	-	-	-	%0,76(9)
Diğer	Bolluk	11	4	2	1	18
	% (bs/m ²)	%15,94(102)	%80,00(37)	%4,08(19)	%11,11(9)	%13,64(167)
Toplam	Bolluk	69	5	49	9	132
	% (bs/m²)	%100(639)	%100(46)	%100(454)	83(100)	%100(1222)

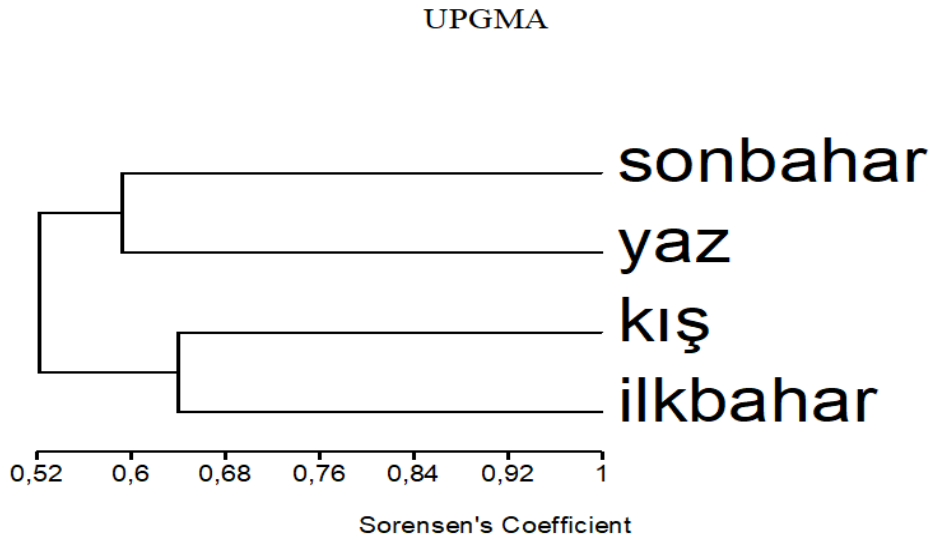
		6. istasyon				
Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	Bolluk	4	-	-	-	4
	% (bs/m ²)	%26,67(37)	-	-	-	%4,26(37)
Chironomidae	Bolluk	5	22	8	3	38
	% (bs/m ²)	%33,33(46)	%37,93(204)	%47,06(74)	%75,00(28)	%40,43(352)
Notonectidae	Bolluk	-	-	1	-	1
	% (bs/m ²)	-	-	%5,88(9)	-	%1,06(9)
Corixidae	Bolluk	-	11	-	1	12
	% (bs/m ²)	-	%18,97(102)	-	%25,00(9)	%12,77(111)
Diğer	Bolluk	6	25	8	-	39
	% (bs/m ²)	%40,00(56)	%43,10(231)	%47,06(74)	-	%41,49(361)
Toplam	Bolluk	15	58	17	4	94
	% (bs/m²)	%100(139)	%100(537)	%100(157)	%100(37)	%100(870)

		7. istasyon				
Familyalar		İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Toplam
Palaemonidae	Bolluk	5	7	16	-	28
	% (bs/m ²)	%8,33(46)	%33,33(65)	%57,14(148)	-	%25,69(259)
Chironomidae	Bolluk	4	2	9	-	15
	% (bs/m ²)	%6,67(37)	%9,52(18)	%32,14(83)	-	%13,76(139)
Notonectidae	Bolluk	48	-	-	-	48
	% (bs/m ²)	%80,00(444)	-	-	-	%44,04(444)
Corixidae	Bolluk	-	7	-	-	7
	% (bs/m ²)	-	%33,33(65)	-	-	%6,42(65)
Diğer	Bolluk	3	5	3	-	11
	% (bs/m ²)	%5,00(28)	%23,81(46)	%10,71(28)	-	%10,09(102)
Toplam	Bolluk	60	21	28	-	109
	% (bs/m²)	%100(556)	%100(194)	%100(259)	-	%100(1009)

4.6. İstatistiksel Analiz

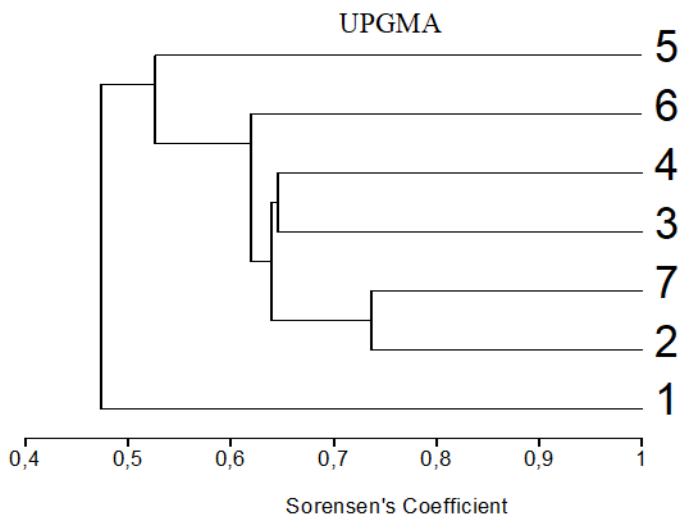
4.6.1. Benzerlik analizi

Sørensen benzerlik indeksi mevsimsel olarak en yüksek tür benzerliğinin 0,64 ile ilkbahar ve kış arasında olduğunu gösterirken, bu çalışmada en düşük tür benzerliği indeksi 0,52 ile sonbahar ve kış/yaz arasında gerçekleşmiştir (Şekil 4.24).



Şekil 4.24. Sørensen benzerlik analizine göre mevsimler arasındaki benzerlik şeması

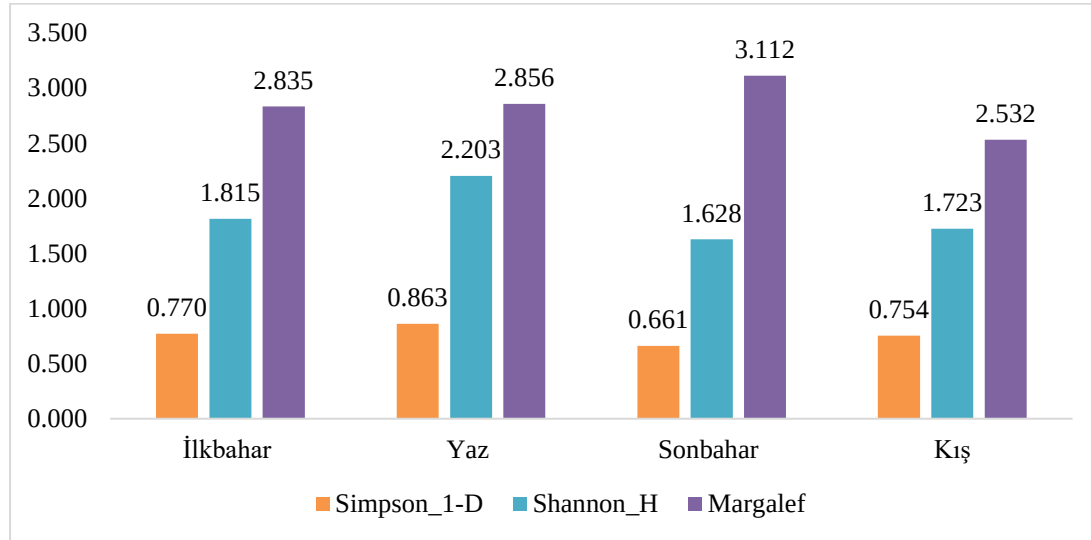
En yüksek 2 benzerlik 2. istasyon ile 7. istasyon (0,73) ve 3. istasyon ile 4. istasyon (0,64) arasında kaydedilmiştir. Öte yandan, en düşük tür benzerliği 0,47 ile 1. istasyon ve diğer istasyonlar arasında gerçekleşmiştir (Şekil 4.25).



Şekil 4.25. Sørensen benzerlik analizine göre istasyonlar arasındaki benzerlik şeması

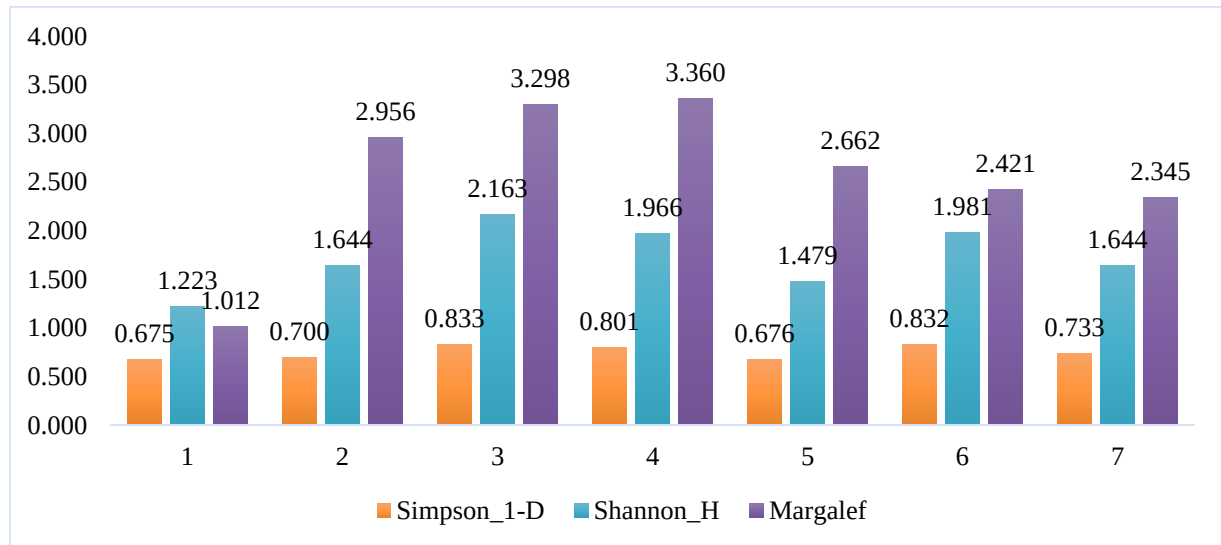
4.6.2. Tür çeşitliliği indeksleri

Margalef çeşitlilik indekslerine göre en düşük çeşitlilik kış mevsimindeyken, Shannon-Weiner ve Simpson çeşitlilik indekslerine göre sonbahar en düşük tür çeşitliliğine sahiptir. Shannon-Weiner ve Simpson çeşitlilik indeksleri en yüksek çeşitliliğin yazın kaydedildiğini gösterirken, Margalef çeşitlilik indeksi en yüksek çeşitliliğin sonbaharda olduğunu göstermiştir (Şekil 4.26).



Şekil 4.26. Mevsimlere göre tür çeşitliliği İndeksleri

Margalef çeşitlilik indeksi 4. istasyonun en yüksek tür çeşitliliğine sahip olduğunu, bunu 3. istasyonun izlediğini, 1. istasyonun ise en düşük tür çeşitliliğine sahip olduğunu göstermiştir. Öte yandan, Shannon-Weiner ve Simpson çeşitlilik indeksleri 3. istasyonun en yüksek tür çeşitliliğine sahip olduğunu, onu 6. istasyonun izlediğini, 1. istasyonun ise en az tür çeşitliliğine sahip olduğunu göstermiştir (Şekil 4.27).



Şekil 4.27. İstasyonlara göre tür çeşitliliği indeksleri

4.6.3. Biyolojik su kalitesinin belirlenmesi

Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (BMWP) indeksi, Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesinin ilkbahar, yaz ve sonbaharda orta (III. sınıf), kışın ise kirli (kötü kalite) su kalitesinde (IV. sınıf) olduğunu göstermiştir. Genel olarak, Karacaören I Baraj Gölü suyunun iyi kalitede (II. sınıf) olmasına karşın, antropojenik faaliyetlerden kısmen etkilendiği görülmüştür. (Çizelge 4.21).

Takson Başına Ortalama Puan (ASPT) indeksine göre, baraj gölünün suyu ilkbahar ve kış aylarında (III. sınıf) orta düzeyde kirliyken, yaz ve sonbaharda aylarında (II. sınıf) hafif kirlidir. ASPT indeksi genel olarak Karacaören I Baraj Gölü'nün hafif kirli (II. sınıf) olduğunu göstermiştir (Çizelge 4.21).

Familya Biyotik İndeksi (FBI), Karacaören I Baraj Gölü suyunun ilkbaharda organik maddelerle kirlenmediğini (I. sınıf) ve suyun mükemmel durumda olduğunu göstermiştir. Sonbaharda su hafifçe kirlenmiştir. Su kalitesi yaz aylarında kötü (çok kirli) (III-IV. sınıf) ve kış aylarında çok kötü (organik maddelerle aşırı derecede kirlenmiş) (IV. sınıf) olmuştur. Genel olarak, FBI'e göre, Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesi bazı organik kirlilik olasılıklarıyla birlikte iyi kalitede (I-II. sınıf) olduğu görülmüştür (Çizelge 4.21).

Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera (EPT) indeksi bu çalışmada uygulanmamıştır. Çünkü sadece iki EPT sınıfı örneklenmiştir.

Çizelge 4.21. Mevsimlere göre biyotik indeksleri

Biyotik İndeksleri	Skorlar/Mevsimler				Toplam
	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
BMWP	57	72	72	50	124
Su kalitesi sınıfı	III	III	III	IV	II
ASPT	4,38	5,14	6,00	5,00	5,17
Su kalitesi sınıfı	III	II	II	III	II
FBI	2,65	6,74	4,84	8,05	3,88
Su kalitesi sınıfı	I	III-IV	II	IV	I-II
EPT	-	-	-	-	-
Su kalitesi sınıfı	-	-	-	-	-

BMWP: > 150'den fazla Mükemmel; 101 - 150 iyi; 51 - 100 orta; 16 - 50 kötü ve 0 - 15 çok kötü.. ASPT: > 6 Mükemmel; 5 - 6 iyi; 4 - 5 orta; ve < 4 çok . FBI: 0.00-3.75 Mükemmel; 3.76-4.25 Çok iyi; 4.26-5.00 İyi; 5.01-5.75 Orta; 5.76-6.50 nispeten kötü; 6.51-7.25 Kotü; ve 7.26-10.00 Çok kötü.

BMWP biyotik indeksinin sonuçları, 2, 3, 4, 5 ve 6 numaralı istasyonların su kalitesinin organik maddeler III. sınıfı tarafından orta derecede kirletildiğini göstermiştir. Buna karşılık, 1. ve 7. istasyonların (IV sınıf) su kalitesi, organik maddelerden kaynaklanan kirlilik nedeniyle düşüktür. Analiz edilen ASPT sonuçlarına göre, 2. istasyon hariç diğer tüm istasyonların iyi su kalitesine (II. sınıf) sahip olduğunu göstermiştir (Çizelge 4.22).

Öte yandan, FBI biyotik indeks sonuçları 1. ve 5. istasyonların mükemmel su kalitesine (organik atıklarla kirlenmemiş) (I. sınıf), 7. istasyonun çok iyi su kalitesine (sınıf I - II) ve 6. istasyonun nispeten kötü su kalitesine (III-IV. sınıf) sahip olduğunu göstermiştir.

Buna karşılık, 2, 3 ve 4 numaralı istasyonlar kötü su kalitesine (IV. sınıf) sahip olduğu görülmüştür. (Çizelge 4.22).

Çizelge 4.22. Örnekleme istasyonlarına göre biyotik indeksler

Biyotik İndeksler	Skorlar/İstasyonlar						
	1. İst	2. İst	3. İst	4. İst	5. İst	6. İst	7. İst
BMWP	21	51	78	87	51	56	45
Su kalitesi sınıfı	IV	III	III	III	III	III	IV
ASPT	5,25	4,64	5,57	5,12	5,10	5,60	5,63
Su kalitesi sınıfı	II	III	II	II	II	II	II
FBI	2,46	7,33	9,08	8,42	3,34	7,02	3,96
Su kalitesi sınıfı	I	IV	IV	IV	I	III-IV	II

BMWP: > 150'den fazla Mükemmel; 101 - 150 iyi; 51 - 100 orta; 16 - 50 kötü ve 0 - 15 çok kötü.. ASPT: > 6 Mükemmel; 5 - 6 iyi; 4 - 5 orta; ve < 4 çok . FBI: 0.00-3.75 Mükemmel; 3.76-4.25 Çok iyi; 4.26-5.00 İyi; 5.01-5.75 Orta; 5.76-6.50 nispeten kötü; 6.51-7.25 Kötü; ve 7.26-10.00 Çok kötü.

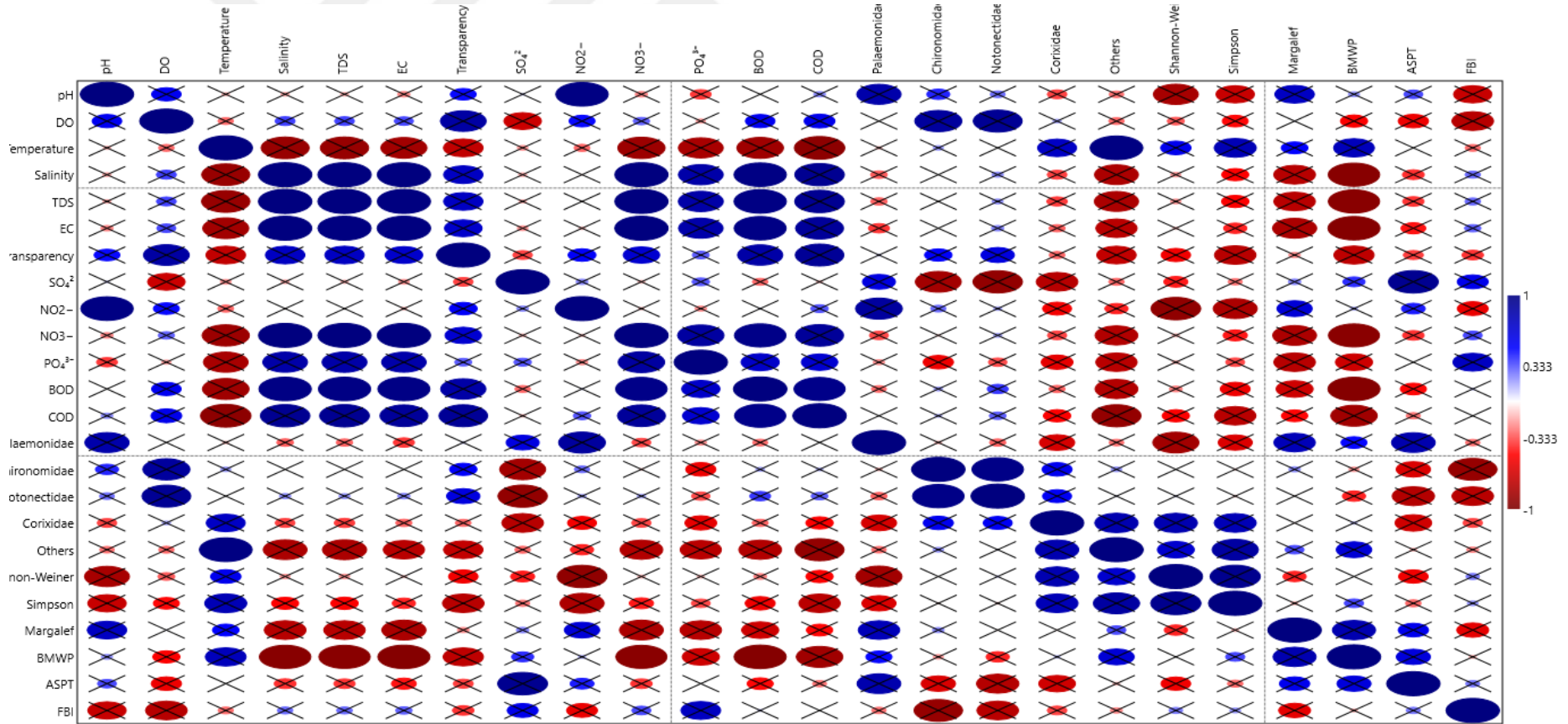
4.6.4. Pearson korelasyon analizi

Örnekleme, istasyonlar ve mevsimler boyunca izlenen parametreler arasındaki ilişkileri tespit etmek için Pearson korelasyonu kullanılmıştır. Pearson doğrusal korelasyon analizi, mevsimler boyunca ÇO ve saydamlık arasında güçlü ve pozitif bir ilişki olduğunu göstermiştir. Farklı mevsimler boyunca tuzluluk, TÇKM, Eİ ve su şeffaflığı NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , BOI_5 ve KOI ile güçlü bir şekilde ilişkilidir. Tuzluluk, TÇKM ve Eİ ile NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , BOI_5 ve KOI arasındaki ilişki istatistiksel olarak anlamlıdır ($p \leq 0,05$). Tuzluluk, ve TÇKM ile Eİ, NO_3^- , PO_4^{3-} çok güçlü bir korelasyon göstermiştir ($r^2 = 1$). KOI ve BOI_5 arasında güçlü ve aynı zamanda istatistiksel olarak anlamlı bir pozitif korelasyon vardır ($p \leq 0.05$). Ayrıca, sıcaklık, SO_4^{2-} ve NO_2^- hariç tüm fizikokimyasal parametrelerle güçlü bir negatif korelasyona sahiptir. Sıcaklık ve diğer parametreler arasındaki ilişkiler istatistiksel olarak anlamlı değildir ($p \geq 0.05$) (Şekil 4.28).

Pearson korelasyon analizi pH, NO_2^- ve SO_4^{2-} arasında güçlü bir pozitif ilişki olduğunu ortaya koymuştur. Chironomidae çözünmüş oksijen arasında güçlü bir pozitif korelasyon ve SO_4^{2-} ile Chironomidae arasında güçlü bir negatif korelasyon vardır. Sonuçlar, Notonectidae ile ışık geçirgenliği ve Chironomidae arasında güçlü bir pozitif ilişki ve SO_4^{2-} ile Notonectidae arasında güçlü bir negatif ilişki olduğunu ortaya koymuştur. Corisidae'nin

SO_4^{2-} , Palaemonidae ile çok güçlü bir korelasyonu ve sıcaklık ile güçlü bir pozitif ilişkisi vardır. Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi pH, NO_2^- ve Palaemonidae ile güçlü bir negatif ilişki ve Corixidae familyası ile güçlü bir pozitif korelasyon göstermiştir. Pearson korelasyon analizi Simpson çeşitlilik indeksi, pH, KOI ve Palaemonidae familyası arasında güçlü bir negatif ilişki olduğunu ortaya koymuştur. Simpson çeşitlilik indeksi, Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi ve Corixidae familyası arasında güçlü bir pozitif korelasyon vardı. Öte yandan, Pearson Doğrusal Korelasyon analizi, Margalef çeşitlilik indeksi ile tuzluluk, TÇKM, EI , NO_3^- , PO_4^{3-} ve BOI_5 arasında güçlü bir negatif ilişki ve Margalef çeşitlilik indeksi ile NO_2^- , Palaemonidae ve pH arasında güçlü bir pozitif korelasyon olduğunu ortaya koymuştur.

Biyotik indekslerin ve diğer parametrelerin Pearson doğrusal korelasyon analizi, BMWP biyotik indeksi ile sıcaklık, Margalef çeşitlilik indeksi ve numunedeki diğer makroomurgasız familyaları arasında güçlü bir pozitif ilişki olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca BMWP biyotik indeksi ile NO_3^- , PO_4^{3-} , ışık geçirgenliği, EI , TÇKM ve tuzluluk arasında güçlü bir negatif korelasyon olduğunu ortaya koymuştur. Aynı zamanda, ASPT ile Palaemonidae ve BMWP arasında güçlü bir pozitif korelasyon ve ASPT biyotik indeksi ile Chironomidae, Notonectidae ve Corixidae familyaları arasında güçlü bir negatif ilişki vardır. Aynı zamanda, FBI biyotik indeksi pH, CO , Chironomidae ve Corixidae familyaları arasında güçlü bir negatif korelasyona sahiptir. Notonectidae ve Chironomidae familyaları arasındaki korelasyon istatistiksel olarak anlamlıdır ($p \leq 0.05$). BMWP indeksi ile BOI , TÇKM, tuzluluk, EI ve NO_3^- arasındaki korelasyon istatistiksel olarak anlamlıdır (Şekil 4.28).



Şekil 4.28. Mevsimler boyunca fizikokimyasal parametreler ve biyolojik parametrelerin Pearson doğrusal korelasyonu

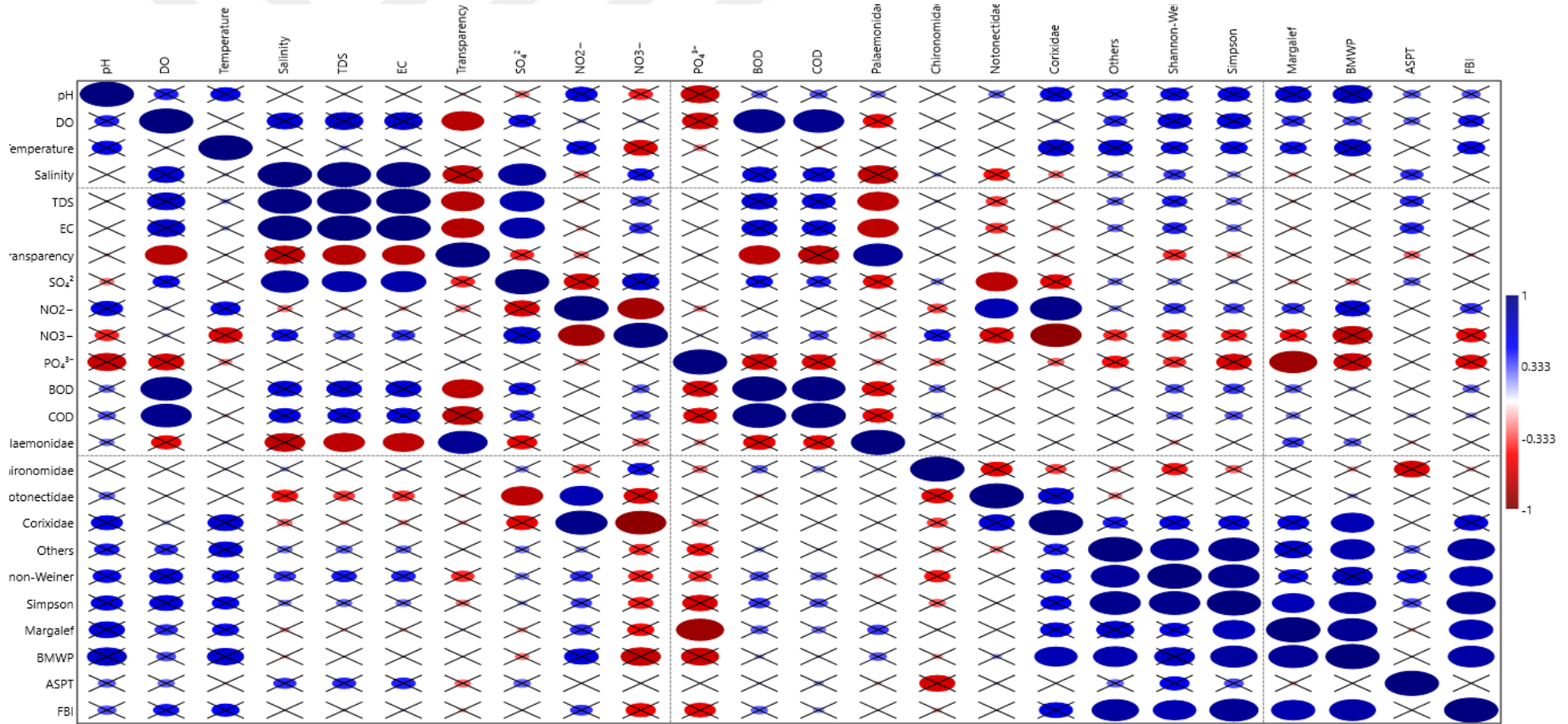
(**Kırmızı oval şekiller:** negatif korelasyon; **Koyu kırmızı oval şekiller:** güçlü negatif korelasyon; **Mavi oval şekiller:** pozitif korelasyon, **Koyu mavi oval şekiller:** güçlü pozitif korelasyon; çarpı işareti: anlamlı fark yok ($p \geq 0.05$)).

Fizikokimyasal ve biyolojik parametreler arasındaki Pearson doğrusal korelasyonu, Notonectidae familyasının SO_4^{2-} , NO_3^- ve NO_2^- ile güçlü bir negatif ilişkiye sahip olduğunu ortaya koymuştur. Notonectidae ile SO_4^{2-} ve NO_3^- arasındaki ilişki istatistiksel olarak anlamlıdır ($p \leq 0.05$). Corixidae familyası NO_2^- , Notonectidae ve sıcaklık ile güçlü bir pozitif korelasyona ve NO_3^- ile güçlü bir negatif korelasyona sahiptir. Sonuçlar ayrıca Corixidae ile NO_2^- ve NO_3^- arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki olduğunu ortaya koymuştur. Chironomidae familyası hiçbir parametre ile güçlü bir ilişki göstermemiştir. Buna karşılık, Palaemonidae tuzluluk, TÇKM ve Eİ ile güçlü bir negatif korelasyon ve şeffaflık ile güçlü bir pozitif ilişki göstermiştir. Palaemonidae ile TÇKM, Eİ ve ışık geçirgenliği arasındaki ilişki istatistiksel olarak anlamlıdır ($p \leq 0.05$).

pH, Simpson çeşitlilik indeksi ve diğer makroomurgasız familyaları ile Margalef çeşitlilik indeksi arasında güçlü bir pozitif korelasyon vardır. Öte yandan, PO_4^{3-} ile Margalef çeşitlilik indeksi arasında güçlü bir negatif korelasyon vardır. Margalef çeşitlilik indeksi ile PO_4^{3-} ve Simpson çeşitlilik indeksi arasındaki ilişki anlamlıdır ($p \leq 0.05$). Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi ve Simpson çeşitlilik indeksi PO_4^{3-} ile negatif bir korelasyon gösterirken, ÇO, diğer makroomurgasız familyaları ve kendi aralarında güçlü bir pozitif ilişki göstermiştir. Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi ve Simpson çeşitlilik indeksi ile diğer makroomurgasız familyaları ve kendi aralarındaki ilişki istatistiksel olarak anlamlıdır ($p \leq 0.05$).

BMWP biyotik indeksi pH, sıcaklık, Corixidae, Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi, Simpson çeşitlilik indeksi, Margalef çeşitlilik indeksi ve diğer makro omurgasız familyaları ile güçlü bir pozitif korelasyon göstermiştir. Ayrıca, BMWP biyotik indeksi PO_4^{3-} ve NO_3^- ile güçlü bir negatif korelasyon göstermiştir. BMWP indeksi ile Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi, Simpson çeşitlilik indeksi ve Corixidae arasındaki ilişki anlamlıdır ($p \leq 0.05$). ASPT biyotik indeksi ile Chironomidae arasında güçlü bir negatif korelasyon vardır buna rağmen aralarındaki ilişki önemsizdir ($p \geq 0.05$). FBİ indeksinin BMWP biyotik indeksi, Corixidae, Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi, Simpson çeşitlilik indeksi, Margalef çeşitlilik indeksi ve diğer makroomurgasız familyaları ile güçlü bir pozitif ilişkisi vardır. FBİ biyotik indeksi ile Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi, Simpson çeşitlilik indeksi, Margalef çeşitlilik indeksi ve BMWP biyotik indeksi arasındaki ilişki istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($p \leq 0,05$).

KOI, BOİ₅, TÇKM, Eİ ve Tuzluluk şeffaflık ile güçlü bir negatif korelasyon göstermiştir. ÇO, Eİ ve TÇKM arasındaki ilişki anlamlıdır ($p \leq 0.05$). Pearson doğrusal korelasyonu, PO_4^{3-} ile pH ve ÇO arasında negatif bir ilişki olduğunu ortaya koyarken aynı zamanda Eİ, TÇKM ve tuzluluk arasında anlamlı ($p \leq 0,05$) ve güçlü bir ilişki olduğunu göstermiştir (Şekil 4.29).

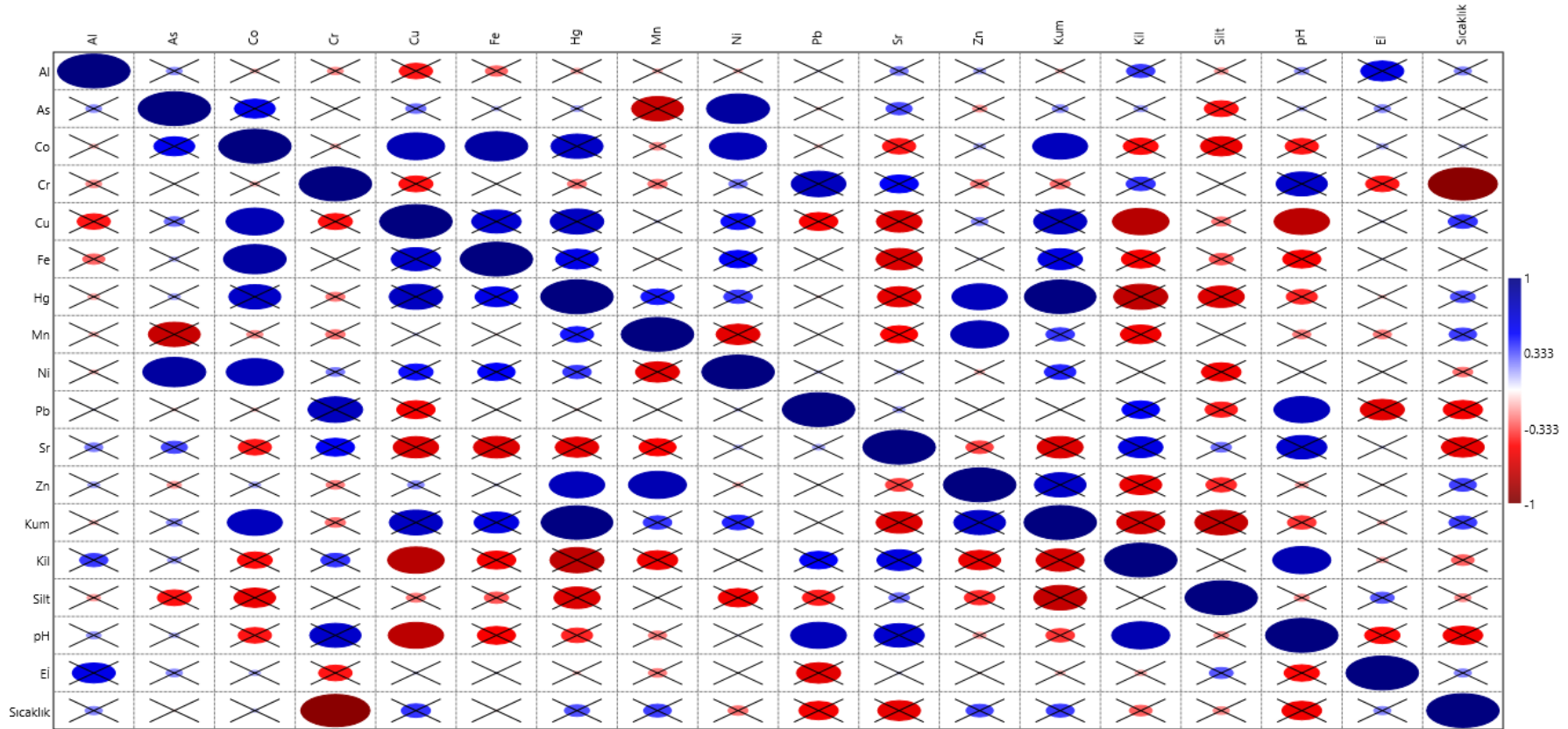


Şekil 4.29. İstasyonlar arasında fizikokimyasal parametreler ve biyolojik parametrelerin Pearson doğrusal korelasyonu

(**Kırmızı oval şekiller**: negatif korelasyon; **Koyu kırmızı oval şekiller**: güçlü negatif korelasyon; **Mavi oval şekiller**: pozitif korelasyon, **Koyu mavi oval şekiller**: güçlü pozitif korelasyon; çarpı işareti: anlamlı fark yok ($p \geq 0.05$)).

Sedimanın Eİ ile sedimandaki Al, As, Co, Cu ve Fe konsantrasyonları pozitif korelasyon göstermiştir. Buna karşılık, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb ve Zn ile negatif düzeltmeye sahiptir. Topraktaki kum yüzdesinin Co, Cu, Fe, Hg ve Zn konsantrasyonu ile güçlü bir pozitif ilişkisi vardır. Toprak pH'ı Cr, Pb, Sr ve kil içeriği ile güçlü bir pozitif ilişki gösterirken, Cu ve Fe ile güçlü bir negatif ilişki göstermiştir. Toprak pH'ı ile Cu, Pb ve sedimandaki kil içeriği arasındaki ilişkiler istatistiksel olarak anlamlıdır ($p \leq 0,05$) (Şekil 4.6.1c).

Doğrusal Pearson korelasyonu da sedimandaki kum içeriği ile Co, Cu, Fe, Hg ve Zn arasında güçlü bir pozitif ilişki olduğunu göstermiştir. Aynı zamanda, kum içeriği ile topraktaki Sr, silt ve kil içerikleri arasında güçlü bir negatif ilişki vardır. Kum içeriği Co ve Hg ile önemli ölçüde ilişkilidir ($p \leq 0.05$). Sedimandaki kil içeriği Cu, Fe, Hg, Mn ve Zn ile güçlü bir negatif ilişki gösterirken, sedimandaki Sr ve Pb ile güçlü bir pozitif ilişki göstermiştir. Kil içeriği ile sedimandaki Cu konsantrasyonu arasındaki ilişki anlamlıdır ($p \leq 0.05$). Öte yandan, sedimandaki silt içeriğinin Co, Hg, Ni ve sedimanın kum içeriği ile güçlü bir negatif ilişkisi vardır. Sonuçlar ayrıca sıcaklığın toprak pH'ı, Sr ve Cr ile güçlü bir negatif ilişkiye sahip olduğunu göstermiştir (Şekil 4.30).



Şekil 4.30. İstasyonlar arasında ağır metal konsantrasyonları ve toprak içeriklerinin Pearson doğrusal korelasyonu

(**Kırmızı oval şekiller**: negatif korelasyon; **Koyu kırmızı oval şekiller**: güçlü negatif korelasyon; **Mavi oval şekiller**: pozitif korelasyon, **Koyu mavi oval şekiller**: güçlü pozitif korelasyon; çarpı işareti: anlamlı fark yok ($p \geq 0.05$)).

5. TARTIŞMA

Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesi, suyun bazı fizikokimyasal parametreleri, baraj gölü sedimanlarındaki bazı ağır metal/metaloit konsantrasyonları ve baraj gölünde bulunan makroomurgasızlar kullanılarak belirlenmiştir. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki yedi istasyondan (Botanik/Saklı Göl Evleri, Kızıllı, Çandır, Göksu Deresi, Merkez Alan, Aksu Deresi ve Elsazı) Ocak 2022' den Aralık 2022' ye kadar 12 aylık bir süre boyunca numuneler toplanmıştır. Su kalitesinin değerlendirilmesi, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) standart, su kalitesi indeksi (SKİ), Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (BMWP), Takson Başına Ortalama Puan (ASPT); Hilsenhoff Biyotik İndeksi (FBI) ile Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera Yüzdesi (EPT) gibi bazı biyotik indeksler temel alınarak yapılmıştır. Ayrıca, antropojenik faaliyetler nedeniyle ağır metaller/metaloitler ile potansiyel sediman kirliliğinin derecesini tespit etmek ve değerlendirmek için kirlilik faktörü (KF), kirlilik yükü indeksi (KYİ), jeo-birikim (I_{geo}) ve zenginleşme faktörü (ZF) gibi indeksler kullanılmıştır.

5.1. Karacaören I Baraj Gölü Suyunun Fizikokimyasal Parametreleri

pH, CO_2 , sıcaklık, tuzluluk, TÇKM, El , ışık geçirgenliği, SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , BOI_5 ve KOI gibi fizikokimyasal parametreler iç su kütlelerinin sağlığının incelenmesinde önemlidir (Sofı vd., 2018; Avram vd., 2022). Mevcut çalışmada, baraj gölünün ortalama pH değeri 8,01 ve tüm istasyonların ortalama pH değerleri 6,73- 8,62'dir. Bu pH aralığı, çalışma alanındaki baraj gölü suyunun nötre yakın olduğunu ve analiz edilen tüm örneklerin WHO ve SKKY (2008, 2021) kılavuzları tarafından belirlenen güvenli sınır olan pH 6-9 değer aralığında olduğunu göstermektedir. Mevsimsel olarak, ortalama pH değeri 7,81'dir ve bu da nötre çok yakındır. SKKY (2021)'e göre, Karacaören I Baraj Gölü suyundaki pH konsantrasyonu I. sınıf su sınıfına girmektedir. Bu sonuç, Karacaören I Baraj Gölü için tüm örnekleme istasyonlarında tüm mevsimlerde I. sınıf su kalitesi kaydedilmiştir. Bu fizikokimyasal parametreler için kaydedilen su kalitesi sınıflandırması, Yalım vd. (2020) tarafından elde edilen sonuçlarla uyumludur. Karacaören I Baraj Gölü'nde yapılan önceki çalışmalarda da aynı aralıkta değerler kaydedilmiştir. Gülle, (2005) 8,13-8,60, Ertan vd., (2000) 8,22-8,60, Barlas ve Kır, (2001) 6,9-7,8 ve Ülkü (2016) 7,70- 8,60 aralığını rapor etmiştir.

Yakın su kütlelerinde, Türkiye'nin diğer bölgelerinde ve dünyanın diğer bölgelerinde başka araştırmacılar da iyi su için WHO kılavuzları dahilinde pH değerleri kaydetmiştir (Tepe vd., 2005; Özel vd., 2019; Şener vd., 2019; Güher ve Öterler, 2020; Avram vd., 2022; Leiva-Tafur vd., 2022; Nirmala vd., 2022). pH, sucul yaşamı etkileyen kritik faktörlerden biridir (Güher ve Öterler, 2020). pH, suyun asitliğini, nötrlüğünü veya alkalinitesini gösteren hayati bir parametredir. Hidrojen iyonundaki değişim suyun pH'ını belirler; hidrojen iyonu arttıkça suyun asitliği artar ve suyun pH'ı düşer; tersine, alkali suda hidroksil iyonu artar ve pH yükselir. Görüldüğü gibi pH, asitlik ve alkalinite birbiriyle ilişkilidir (Göksu, 2003). pH'ın su kimyası üzerinde birçok etkisi olduğundan, suyun özellikleri üzerinde hem doğrudan hem de dolaylı etkileri vardır. Belirlenmesi çok kolay değildir (Lampert ve Sommer, 1997). Örneğin, sucul ortamda pH'ın bitki organizmaları tarafından karbondioksit alımı üzerindeki etkisi % 8'i aşmadığı sürece önemsizdir (Goldman ve Horne, 1983; Harper, 1992; Gülle vd., 2010). Omurgasızlar geniş bir pH tolerans aralığına sahip olsa da Mollusca türleri asidik göllerde yaşayamaz (Ersan vd., 2009).

ÇO, bir su kütlesinde meydana gelen fiziksel ve biyolojik süreçler hakkında hayati bilgiler veren su kalitesi değerlendirmesinde temel parametrelerden biridir (Egemen ve Sunlu, 2006). ÇO, sucul yaşamın devamlılığı için hayati bir bileşen ve su kirliliğinin doğrudan bir göstergesidir (Zhao vd., 2021). Bu çalışmada, tüm örnekleme istasyonlarındaki ortalama ÇO konsantrasyonu, WHO ve SKKY yönetmeliklerine göre Sınıf I su için önerilen 8 mg/l'nin üzerindedir. Bu çalışmada en yüksek ortalama ÇO konsantrasyonu 10,77 mg/l ile ilkbaharda gözlemlenirken, en düşük ÇO konsantrasyonu 7,38 mg/l ile yaz aylarında gözlemlenmiştir. Bununla beraber, ilkbahar, sonbahar ve kış aylarındaki ortalama ÇO konsantrasyonu SKKY (2021) kılavuzuna göre I. sınıfta yer alırken, yaz aylarındaki ortalama II. sınıfta yer almıştır. Bu sonuç, Karacaören I Baraj Gölü'nde de benzer ÇO sınıfları kaydeden Yalın vd. (2020)'nin raporlarıyla uyumludur.

Yerli vd. (2012) ile Güher ve Öterler (2020) de sırasıyla Mogan Gölü ve Kayalıköy Rezervuarı'nın fizikokimyasal parametreleri üzerine yaptıkları çalışmalarda ilkbaharda daha yüksek ve yazın daha düşük ÇO seviyeleri elde etmişlerdir. Özbayram vd. (2021), yine I. sınıf su kategorisinde yer alan İznik Gölü'nde ortalama 8,4-11,9 mg/l ÇO aralığı kaydetmiştir. Diğer araştırmacılar da yaz aylarında diğer mevsimlere kıyasla daha düşük ÇO konsantrasyonu bildirmiştir (Virha vd., 2011; Gündoğdu ve Çarlı, 2020; Koyun vd., 2020; Yalın vd., 2020; Melese ve Debella, 2023). ÇO'nun su sıcaklığı ve tuzluluk ile ters orantılı olduğu belirtilmiştir (Naz ve Türkmen, 2005; Öztürk ve Akkız, 2014; Fadlaoui vd., 2021).

Sudaki uygun ÇO konsantrasyonları algler, zooplankton ve su bitkileri gibi çeşitli sucul organizmaların hayatta kalması için kritik öneme sahiptir (Zhao vd., 2021). Sağlıklı bir su kütlesindeki ÇO konsantrasyonu 8- 12 mg/L arasında değişir ve 8 mg/l'nin altındaki konsantrasyonlar suda yaşayan canlıların hayatta kalmasını olumsuz etkileyebilir (Burton ve Richardson, 1980). Çalışmalar, iklim değişikliğinin ve kapsamlı antropojenik faaliyetlerin, özellikle kıyı ve haliç ortamlarında hipoksiyi artırarak ÇO konsantrasyonlarını hızla azaltabileceğini göstermiştir (Schmidtke vd., 2017; Breitbart vd., 2018). Suda ve çevredeki ortamda meydana gelen kimyasal, fiziksel ve biyokimyasal faaliyetler gibi diğer faktörler de su kütlesindeki ÇO konsantrasyonunu etkileyebilir.

Bu çalışmada kaydedilen maksimum ve minimum su sıcaklıkları kış aylarında 10,30 °C, yaz aylarında ise 31,80 °C'dir. Baraj gölünün ortalama su sıcaklığı $21,31 \pm 6,48$ °C'dir. Bu çalışmada kaydedilen maksimum su sıcaklığı, önceki araştırmacılar tarafından Karacaören I Baraj Gölü için bildirilen maksimum sıcaklıktan daha yüksektir. Gülle (2005) 10,4 - 28,2 °C sıcaklık aralığı bildirirken Ülkü (2016) 11,20 - 31 °C sıcaklık aralığı bulmuştur. Bu çalışmada kaydedilen daha yüksek sıcaklık, atmosferik sıcaklıkları artıran küresel ısınma ve iklim değişikliği ile ilgili olabileceği düşünülmektedir. NOAA (2023) 1981'den bu yana ortalama sıcaklık artışının her on yılda 0,18 °C olduğunu bildirmiştir. Su sıcaklığı, su kütlesinin fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerini doğrudan etkiler. Suda yaşayan organizmaların metabolik ve solunum hızlarını artırabilir ve gazların çözünürlüğünü etkileyebilir. Sıcaklıktaki artış, sucul canlıların metabolik faaliyetlerinin artmasına ve ardından sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonlarının azalmasına neden olur (Ünlü vd., 2008).

Tuzluluk, bir su kütlesinde çözünmüş tuz miktarını göstermektedir. Bir su sisteminin tuzluluğu, o sistemin tür bileşiminde önemli bir rol oynamaktadır. Hem flora hem de fauna genellikle tuzluluktaki değişikliklere karşı hassastır. Tuzluluk seviyeleri o su kütlesindeki yerel türlerin kompozisyonunu değiştirebilir (Sivapriya vd., 2022). Bu çalışmada ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış aylarında ortalama 0,19, 0,16, 0,17 ve 0,22 ppt tuzluluk gözlenmiştir.

Baraj gölünün mevsimsel tuzluluk ortalaması 0,18 ppt'tir. Sonuç olarak, bu çalışmada kaydedilen maksimum tuzluluk seviyesi 0,37 ppt olup, kış aylarında 6. istasyonda gözlemlenmiştir. Her ne kadar 6. istasyondaki tuzluluk seviyesi diğer örnekleme istasyonlarındaki tuzluluk seviyelerinden önemli ölçüde yüksek olsa da, bu seviye 0- 0,5 ppt olan tatlı su tuzluluk seviyesi içerisinde yer almaktadır (Ohrel ve Register, 2006). Bu çalışmada gözlemlenen değerler, diğer çalışmalarda tatlı su gölleri için kaydedilen değerler dahilindedir (Mutlu vd., 2018; Bulut ve Kubilay, 2019; Atici, 2021). Tarımsal, endüstriyel ve evsel faaliyetlerden kaynaklanan organik atıklar ile sanayi ve kuluçkahanelerde kullanılan kimyasal maddeler göl suyu tuzluluğunun artmasına etkide bulunmaktadır (Sukatar vd., 2021). Kış aylarında 6. istasyonda kaydedilen daha yüksek tuzluluk seviyesinin, birincil şarj girişi (Aksu deresi) yoluyla baraj gölüne giren evsel atık ve kanalizasyondan kaynaklandığı düşünülmektedir.

TÇKM, sudaki inorganik tuzları, organik maddeleri ve diğer çözünmüş maddeleri ölçer (USEPA 1986; Miraj vd., 2017). Su numunesindeki yüzen askıda katı maddelerin toplanmış bir miktarıdır. TÇKM, esas olarak suda bulunan çeşitli mineral türlerini ifade eder. TÇKM'deki ani veya aşırı bir değişim sucul yaşamı öldürebilir (Brady vd., 2002; Gaikwad., 2003). TÇKM seviyesi aralığı 149,00 – 333,00 ppm olmuştur. Minimum seviye 3. istasyonda, maksimum seviye ise 6. istasyonda kaydedilmiştir. Bu çalışmada en yüksek ortalama TÇKM değeri 208,58 ile 6. istasyonda tespit edilmiştir. Mevsimsel olarak, baraj gölündeki tuzluluk dağılımında olduğu gibi, en yüksek TÇKM değerleri de kış mevsiminde kaydedilmiştir. Bir mevsimden diğerine TÇKM konsantrasyonundaki farklılıklar istatistiksel olarak anlamlıdır. Bununla birlikte, tüm mevsimlerde baraj gölündeki TÇKM seviyesi, balıkların ve diğer sucul türlerin hayatta kalması için önerilen 5- 1.000 ppm aralığındadır (Rain ve Thatcher, 1990; WHO, 2006; Miraj vd., 2017). Sudaki TÇKM değeri suyun kirlilik seviyesi ile doğru orantılıdır (WHO, 2017). Daha kirli yerlerde, suyun ve toprağın TÇKM değerinin yüksek olması beklenmektedir, bu nedenle 6. istasyonda daha yüksek bir TÇKM seviyesi tespit edilmiştir. Varol ve Tokatlı (2021) da Gala Gölü'nde yaptıkları çalışmada kış aylarında daha yüksek bir TÇKM değeri kaydetmiştir. Kış aylarında artan TÇKM seviyeleri, yağmur nedeniyle artan tarımsal ve evsel atık akışından kaynaklanan göldeki atık miktarına bağlanabilir.

WHO'ya (2011) göre, suyun iletkenliği insan sağlığını doğrudan etkilememekle birlikte, suyun sağlığı hakkında bazı iyi bilgiler vermektedir. Elektrik iletkenliği (Eİ), su kütlesinin toplam çözünmüş katı madde ve tuzluluk oranı ile doğrudan ilişkilidir. Bu nedenle, TÇKM ve tuzluluk suyun Eİ'sinden tahmin edilebilir (Tufaner, 2023). Eİ, bir su kütlesinin elektrik akımını iletme kapasitesinin belirlenmesidir. Tuz, elektrik akımını iletebilen pozitif ve negatif iyonlar halinde çözünür. Bu çalışmada en yüksek Eİ değeri 672,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak elde edilmiştir. Ortalama Eİ değeri 418,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak 6. istasyonda gözlenmiştir ve diğer istasyonlarda elde edilen Eİ değerlerinden önemli ölçüde daha yüksektir. Bu değerler, WHO (2017) ve SKKY (2021) kılavuzlarına göre içme suyu için Sınıf I değerleri olan <400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'den daha yüksektir. Diğer tüm örnekleme istasyonlarının ortalama Eİ değerleri <400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir ve Sınıf I su olarak sınıflandırılmıştır. 6 numaralı istasyon ise Sınıf II su olarak sınıflandırılmıştır. Tuzluluk ve TÇKM ile aynı şekilde, kış mevsimindeki Eİ değerleri diğer mevsimlere göre önemli ölçüde daha yüksektir. İlkbahar, yaz ve sonbahar Eİ değerleri yaz ve sonbahar aylarındaki Eİ değerleri 400'ün altında olup I. sınıf su olarak sınıflandırılırken; gölün kış aylarındaki Eİ değeri 427,79 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olup WHO (2017) ve SKKY (2021) kılavuzlarına göre II. sınıf su olarak sınıflandırılmıştır. Külköylüoğlu vd. (2023) komşu il Isparta'da bulunan Eğirdir Gölü'nde I. sınıf su gözlemlemiştir. Ertaş ve Yorulmaz (2021) de

Kelebek Çayı kolunda yaptıkları çalışmada, mansaba yakın örnekleme noktalarından birinde 400 µs/cm'den daha yüksek Eİ değerleri bildirmiştir. Türkiye'de ((Kükrer ve Mutlu, 2019 Bulut ve Kubilay, 2019) (Güher ve Öterler, 2020) gibi bazı çalışmalar da I. sınıf su kategorisine giren Eİ değerleri bildirirken, Özdemir vd (2019) gibi bazıları Köyceğiz Gölü, Bafa Gölü ve Limni Gölü'nde II. sınıf su kategorisine giren Eİ değerleri bildirmiştir; Özbayram vd. (2021) de İznik Gölü ve Manyas Gölü'nde II. sınıf su kategorisine ait Eİ değerleri bildirmiştir.

Göl suyu Eİ, bölgenin jeolojisi, havzanın göl boyutuna göre büyüklüğü, noktasal kaynaklardan gelen atık su, septik sistemden gelen atık su, noktasal olmayan kaynaklardan gelen akış, tarımsal akış, atmosferik girdiler, buharlaşma oranları, bazı bakteriyel metabolizma türleri vb. gibi çeşitli faktörlerden etkilenebilir (Pal vd., 2015). Özellikle kış aylarında 6. istasyonda gözlemlenen daha yüksek Eİ değeri, baraj gölüne kanalizasyon atığı hareketindeki artış, evsel ve tarımsal atıklar ve baraj gölüne gübre akışı da dahil olmak üzere çevredeki faaliyetlerle ilgili olabilir. Bu fikir, kanalizasyon ve evsel atıklardan etkilenen alanlara yakın örnekleme noktalarında daha yüksek Eİ ve TÇKM değerleri gözlemleyen Atici (2021) tarafından da desteklenmektedir.

KOİ, su örneklerindeki hem biyolojik olarak parçalanabilen hem de biyolojik olarak parçalanamayan organik kirliliği temsil eder. Aynı zamanda BOİ₅, su kaynaklarındaki biyolojik aktiviteye göre organik kirliliğin değerli bir göstergesidir. Bu nedenle, KOİ genellikle BOİ₅'ten daha yüksektir (Bourgeois vd., 2001; Lee vd., 2016; Atici, 2021). Bu çalışmada istasyonlarda ve mevsimsel konsantrasyonlarda kaydedilen KOİ değerlerinin tümü 25 mg/l'den düşüktür; kaydedilen maksimum değer 22,55 mg/l'dir. Bu nedenle, WHO (2017) ve SKKY (2021) içme suyu kılavuzlarına göre, Karacaören I Baraj Gölü suyu, sudaki KOİ konsantrasyonlarına dayalı olarak Sınıf I su olarak sınıflandırılmıştır. Sonuçlar, Eğirdir Gölü havzasında hem kurak hem de yağışlı mevsimlerde 25 mg/l'nin altında KOİ seviyeleri bildiren Şener vd. (2019)'un bulgularıyla uyumludur. Buna karşılık, Çelekli vd. (2020) beş gölün su kalitesini incelemiş ve göldeki KOİ konsantrasyonlarına göre farklı su sınıfları elde etmiştir. Çalışmalarında, iki göl (Göl vd.) 25 mg/l'den daha düşük KOİ seviyelerine sahipken, diğer üç göl (Göl vd.) 25 mg/l'den daha yüksek KOİ seviyelerine sahiptir.

Bu çalışmadaki BOİ₅ konsantrasyonları, örneklenen yedi istasyonda 4 mg/l'den düşüktür ve bu da Sınıf I su kategorisi için işaret noktasıdır (WHO, 2017; SKKY, 2021). Dört mevsim için ortalama BOİ₅ sonuçları 4 mg/l'nin altında olmasına rağmen, 6 numaralı istasyonda 4,28 mg/l'lik bir BOİ₅ konsantrasyonu kaydedilmiştir ki bu da II. sınıf su kategorisine girmektedir. Bu çalışmada elde edilen ortalama BOİ₅ konsantrasyonları, Burdur'daki Salda alkali gölünde yaptıkları çalışmada I. sınıf BOİ₅ değerleri bildiren Davraz vd (2019) ile uyumludur. Buna karşın, Kutlu vd. (2020) Uzunçayır Baraj Gölü'nün fizikokimyasal parametrelerinin mevsimsel değişimlerini inceledikleri çalışmalarında 4,79 ile 5,7 mg/l arasında değişen BOİ₅ değerleri elde etmişlerdir.

BOİ₅ organik kirliliği gösterir (Li vd., 2016; Wu vd., 2017). En yüksek KOİ ve BOİ₅ konsantrasyonu, Aksu Çayı'nın baraj gölüne deşarj noktası olan 6. örnekleme istasyonunda ölçülmüştür. Bozunma sırasında oksijen kullanan inorganik maddelerin varlığı KOİ seviyelerinde artışa neden olmaktadır. Bununla birlikte, balıkçılık, evsel atık akıntıları, kanalizasyon atıkları ve tarımsal atık akıntıları gibi insan faaliyetleri, su kütlelerindeki BOİ₅ içeriğindeki artışın başlıca nedenidir (Zhao vd., 2012; Şener vd., 2013; Sallam ve Elsayed 2018;). Örnekleme 6. istasyonunda gözlemlenen daha yüksek KOİ ve BOİ₅ değerleri, diğer

istasyonlarda elde edilenlerden önemli ölçüde farklı olmasa da bu göl bölgesindeki yerel antropojenik kirlilikten kaynaklanmaktadır.

PO_4^{3-} , SO_4^{2-} ve inorganik azotun (NO_2^- ve NO_3^-) biyolojik olarak kullanılabilir formlarındaki besinler göl suyu kalitesini etkileyen önemli faktörlerdir (Şener vd., 2013). Ayrıca, yüzey sularındaki ötrofikasyon sürecinde de önemli bir rol oynarlar (Soulsby vd., 2001). Bitkiler ortofosfatları hızlı bir şekilde absorbe edebilir ve ötrofikasyonu azottan daha fazla etkileyebilir (Sharpley vd., 2000). WHO (2017) içme suyu kılavuzları, PO_4^{3-} 'un insanlar üzerinde doğrudan veya acil bir sağlık etkisi görmemektedir; bu nedenle, bunun için sağlık temelli sınırlar veya kılavuzlar yoktur. Öte yandan, SO_4^{2-} , NO_2^- ve NO_3^- gibi besin maddeleri insan sağlığını doğrudan etkiler ve özellikle insan tüketimi için düşünülen sular için kılavuzlar tarafından yönlendirilir.

Örneklenen yedi istasyonda baraj gölündeki ortalama fosfat konsantrasyonu 0,23 mg/l'dir ve bu da SKKY (2021) sınıflandırmasına göre kritiktir. Buna dayanarak, Karacaören I Baraj Gölü'nün suyu, evsel amaçlar için kullanılmadan önce uygun arıtma gerektiren III. sınıf olarak sınıflandırılmıştır. 2, 3, 4, 5 ve 7 numaralı istasyonlar II. sınıf su kategorisinde PO_4^{3-} konsantrasyonuna sahipken, 1. İstasyon ve 6. istasyondaki PO_4^{3-} konsantrasyonu III. sınıf kategorisindeydi (SKKY 2021). PO_4^{3-} 'in mevsimsel konsantrasyonu, PO_4^{3-} seviyesinin ilkbaharda tespit limitinin altında olduğunu, yaz ve sonbaharda II. sınıf su kategorisinde olduğunu ve sonbaharda III. sınıf su kategorisinde olduğunu, 1. istasyonun 4,44 mg/l ile kışın en yüksek konsantrasyona etkide bulunduğunu göstermiştir.

Bu çalışmadaki yüksek PO_4^{3-} konsantrasyonu, baraj gölünün bulunduğu yerdeki ve çevresindeki insan faaliyetlerinin baraj gölünün su kalitesini etkilediğini göstermiştir. İstasyon 1 civarındaki turizm faaliyetleri, evler ve baraj gölü çevresinde yer alan farklı kullanıma ait binalar, bu bölgedeki yüksek PO_4^{3-} seviyesi neden olmuştur. Bu çalışmadaki ortalama PO_4^{3-} konsantrasyonu, Yüce ve Gönülol (2016) tarafından Eğirdir Gölü kıyı bölgesi için bildirilen ortalamadan daha düşüktür. Öte yandan, bu çalışmanın sonucu, Karacaören I Baraj Gölü'nün birincil su kaynağı olan Sınıf III su kategorisine giren Aksu Nehri'ndeki PO_4^{3-} konsantrasyonlarını rapor eden Şener vd. (2017)'nin gözlemleriyle benzerlik göstermektedir.

Bu çalışmadaki SO_4^{2-} konsantrasyonları WHO (2017) içme suyu kılavuz limitlerinin oldukça altındadır. Nitrit (NO_2^-), nitrat daha kararlı bir oksidasyon durumunda olduğundan, çok kirli bir su ortamı dışında genellikle yüksek konsantrasyonlarda bulunmamaktadır. Nitratin mikrobiyal indirgenmesiyle ve in vivo olarak yutulan nitrattan indirgenmesiyle oluşur (WHO, 2011). Öte yandan, NO_3^- doğal olarak bulunur, bitkilerin hayatta kalması için çok önemlidir ve azot döngüsünün bir parçasıdır (WHO, 2011). Bu çalışmada, NO_2^- ve NO_3^- konsantrasyonları WHO (2017) tarafından içme suyu için verilen kılavuzların altındadır, ancak SKKY (2021) kılavuzlarına ve sınıflandırmasına göre, NO_3^- seviyeleri oldukça yüksektir ve tüm örnekleme alanlarında Sınıf II olarak kabul edilir, bu da gelişmiş ve uygun arıtma ile içme suyu, alabalık dışındaki balıklar için üretim ve sulama suyu olarak kullanılan sulara aittir.

NO_3^- 'ün mevsimsel dağılımı 2, 3, 4, 5 ve 7 numaralı istasyonların kış aylarında III. sınıf suya sahip olduğunu, 1 ve 6 numaralı istasyonların ise aynı mevsimde II. sınıf suya sahip olduğunu göstermiştir. Ortalama olarak, baraj gölü suyu yaz ve sonbahar aylarında I. sınıf iken, ilkbahar ve kış mevsimlerinde II. sınıftır. Bu çalışmada kaydedilen ortalama NO_2^- ve NO_3^- konsantrasyonları Dirican (2015) tarafından Çamlığöze Baraj Gölü'nde; Imneisi ve Aydın (2016) tarafından Karaçomak Barajı'nda kaydedilen değerlerden daha yüksektir.

Ancak, Şener vd. (2017)'nin Aksu Nehri'nde kaydettiği değerlerden daha düşüktür. Bu çalışmada özellikle kış ve ilkbahar mevsimlerinde nitrit ve nitrat konsantrasyonunun yüksek olması, Aksu Nehri üzerinden baraj gölüne akan kanalizasyon sistemi ve baraj gölünde yılın soğuk aylarında gerçekleşen alabalık yetiştiriciliğinden kaynaklanan yüzey akışı ile baraj gölü ve çevresindeki tarım ve hayvancılık faaliyetleriyle ilişkilendirilebilir.

Secchi disk derinliği değerlendirilmesi, su durumunun birincil göstergesi olan insan kan basıncının değerlendirilmesi veya izlenmesine benzetilebilir (Minnesota Pollution Control Agency, 2006). Düşük saydamlık sudaki aşırı besin maddelerini, tortuları veya diğer asılı maddeleri yansıtır. Secchi disk derinliği 60 cm'den yüksek olan su iyi kalitede olabilir (Minnesota Pollution Control Agency, 2006). Secchi disk derinliği göllerin trofik durumunu sınıflandırmak için yaygın olarak kullanılan parametrelerden biridir (Varol, 2015). OECD'nin (1982) göllerin trofik durumuna ilişkin seviye sistemine göre, Secchi disk derinliği <0,7 ile <1,5 m arasında ise göl hiperötrofik; 1,5 ile 3,0 m arasında ise göl ötrofik; 3,0 ile 6,0 m arasında ise göl mezotrofik; 6,0 m - 12,0 m arasında ise oligotrofik; > 12,0 m ise ultra oligotrofik göldür (Ryding ve Rast, 1994; Altındağ ve Yiğit, 2004; El-Serehy et al, 2018). OECD kriterlerine göre göl, ortalama 135,79 cm Secchi diski derinliği ile 1, 2, 3, 4, 5 ve 7. istasyonlarda ötrofik ve 6. istasyonda hiperötrofiktir. ORCD kriterlerine göre, Karacaören I Baraj Gölü'nün kaydedilen ortalama 206,35 cm saydamlık seviyesine göre ötrofik bir göl olduğu söylenebilir. Mevsimsel olarak, OECD kriterlerine göre, baraj gölü tüm mevsimlerde ötrofiktir, ancak göl 157,36 cm'lik Secchi disk derinliği ile yaz aylarında en düşük saydamlık seviyesine tanık olmuştur. Secchi diski derinliğinin istasyonlar arasındaki mevsimsel değişimi, yaz ve sonbahar mevsimlerinde sırasıyla 6. istasyonda elde edilen 43,75 cm ve 84,50 cm'lik Secchi diski derinliği ile gölün 6. istasyon civarında hiperötrofik olduğunu göstermiştir (OECD, 1982).

SKKY (2016) kılavuzunda Secchi disk derinliğine dayalı trofik seviye sınıflandırması şu şekildedir: <1,0 m hiperötrofik, 1,0- 1,9 m ötrofik, 2,0- 4,0 m mezotrofik ve > 4,0 m oligotrofik bir göldür (Ertaş vd., 2021). SKKY (2016) kriterlerine göre göl 6. istasyonda ötrofik, diğer istasyonlarda mezotrofiktir. Baraj gölünün 206,35 cm olan ortalama saydamlığı, baraj gölünün mezotrofik olduğunu göstermektedir (SKKY, 2016). Karacaören I Baraj Gölü mevsimsel olarak yaz aylarında ötrofik, diğer mevsimlerde mezotrofiktir. OECD kriterlerinde olduğu gibi, baraj gölünün 6. istasyon bölgesi yaz ve sonbahar aylarında hiperötrofiktir.

Bu çalışmada elde edilen ortalama ve mevsimsel saydamlık seviyesi ortalaması, Karacaören I Baraj Gölü'nün iyi durumda olduğunu göstermektedir. Berrak su her zaman temiz su anlamına gelmez. Ancak, berraklık birçok durumda genel su durumunun iyi olduğunu gösterir. Bu çalışmada kaydedilen 43 cm'lik minimum değer, Yağcı vd. (2016) tarafından Eğirdir Gölü'nde kaydedilen 50 cm'den daha düşükken, kaydedilen maksimum değer Yağcı vd. (2016) tarafından Eğirdir Gölü'nde kaydedilen 240 cm'lik maksimum değerden daha yüksektir. Karacaören I Baraj Gölü'nün 214,70 cm'lik ortalama mevsimsel saydamlığı, Dirican (2015) tarafından Çamlığöze Baraj Gölü'nde, Nas vd. (2010) tarafından Beyşehir Gölü'nde kaydedilen 189,19 cm'lik, Zeybek vd. (2012) tarafından Eğirdir ve Kovada Gölü'nde kaydedilen 160 cm'lik ortalama değerlerden yüksek, ancak Ertaş vd. (2021) tarafından Balaban Gölü'nde gözlemlenen 227 cm'lik ortalama mevsimsel değerden düşüktür. Türkiye'deki baraj gölleri ve göller üzerine yapılan diğer çalışmalar da 206,35 cm olan baraj gölünün saydamlığına dayanarak mezotrofik trofik seviyeleri rapor etmiş ve baraj gölünün mezotrofik SKKY kriterleri olduğunu göstermiştir (Gaga Gölü için Taş (2012); Dicle Baraj Gölü için Varol (2015); Balaban Gölü için Ertaş vd. (2021)). Plankton yoğunluğu, sudaki

çözünmüş organik ve inorganik maddeler, suyun kimyasal yapısı, ışığın açısı ve dalga boyu, su yüzeyinin durumu ve bulutluluk gibi çeşitli faktörler göllerdeki Secchi disk derinliğini ve suyun ışık geçirgenliğini etkileyebilir (Tanyolaç, 2000).

5.2. Karacaören I Baraj Gölü Su Kalitesi İndeksi (SKİ)

Su Kalite İndeksi, suyun kalitesini ve içmeye uygunluğunu ayırmak için önemli bir parametredir (Mishra ve Patel, 2001; Naik ve Purohit, 2001; Avvannavar ve Shrihari, 2008). SKİ, su kaynaklarının evsel amaçlar için kullanılabilirliğini karakterize etmek için yaygın olarak kullanılmaktadır. Karacaören I Baraj Gölü'nün içme amaçlı su kalitesi değerlendirmesi su kalite indeksi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Önemleri nedeniyle baraj gölünün SKİ'sinin belirlenmesi için aşağıdaki parametreler dikkate alınmıştır (pH, sıcaklık, ÇO, TÇKM, Eİ KOİ, BOİ₅, SO₄²⁻, NO₂⁻ ve NO₃⁻). SKİ sonuçları, Karacaören I Baraj Gölü suyunun kalitesinin birçok araştırmacı tarafından kullanılan SKİ sınıflandırmasına göre iyi olduğunu göstermiştir (Sahu ve Sikdar, 2008; Yidana ve Yidana, 2010; Nabizadeh vd., 2013; Abbasnia vd., 2017). Bu çalışmada istasyonlar genelinde elde edilen SKİ aralığı 59,97- 66,65 olup, ortalaması 61,78'dir. Bu çalışmada elde edilen en yüksek SKİ değeri olan 70,55 ilkbaharda 6. istasyonda gözlenmiştir. Bu çalışmada tüm istasyonlarda ve mevsimlerde kaydedilen SKİ değerleri >50 ve <75'tir; SKİ kriterlerine göre Karacaören I Baraj Gölü'nün suyu orta durumdadır. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, Karacaören I Baraj Gölü'nü besleyen ana nehir olan Aksu Nehri'nin su kalitesini inceleyen Şener vd. (2017)'nin sonuçlarıyla uyumludur. Bu çalışmada kaydedilen ortalama SKİ, Ustaoglu vd. (2021) tarafından Terme Çayı'nda kaydedilen 22 değerinden daha yüksektir. Su kütlelerinin SKİ değerleri farklı faktörlerden, özellikle de su kütlesinin içinde ve çevresinde gerçekleşen antropojenik faaliyetlerden etkilenmektedir.

5.3. Karacaören I Baraj Gölündeki Ağır Metallerin/Metalloidlerin Mevsimsel ve Ortalama Konsantrasyonu

Karacaören I Baraj Gölü sedimanlarındaki ağır metal/metalloid konsantrasyonları ve mevsimsel değişimleri, özellikle baraj gölü suyu potansiyel bir içme suyu kaynağı olarak kabul edildiğinden, göldeki ağır metallerin durumu hakkında güncel bilgi sağlamak amacıyla incelenmiştir. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki ağır metal konsantrasyonları aşağıdaki gibi artan bir sıralamaya sahiptir: As < Hg < Cu < Pb < Zn < Ni < Co < Mn < Sr < Cr < Fe < Al. Bu çalışmadaki metal bolluğu sıralaması, Kir vd. (2014) tarafından aynı gölde bildirilen sıralamadan kısmen farklıdır. Bu çalışmada, Mn, As ve K tüm mevsimlerde ve istasyonlarda arka plan değerlerinin (kirlenmemiş referans element değerlerinin), altında kalmıştır. Bu sonuçlar, Kovada Gölü ve Bafa Gölü'nde sırasıyla As, Cu, Mn, Zn ve Fe için arka plan değerinin (referans element değerinin) altında değerler kaydeden Sancer ve Tekin-Özan (2016) ile Algül ve Beyhan'ın (2020) çalışmasıyla uyumludur.

Öte yandan, Co, Cr, Ni ve Pb için kaydedilen değerler hem mevsimsel hem de mevsimsel ortalama olarak, ilgili arka plan değerlerinden daha yüksektir (Turekian ve Wedepohl, 1961). Bu sonuçlar baraj gölünün Co, Cr, Ni ve Pb ile yoğun bir şekilde kirlendiğini göstermektedir. Türkiye'nin farklı bölgelerinden diğer araştırmacılar da bu ağır metaller için arka plan değerlerinden daha yüksek konsantrasyonlar kaydetmiştir (Kutlu, 2018; Varol, 2020; Varol vd., 2020; Fikirdeşici-Ergen vd., 2021), ancak bu çalışmada kaydedilen değerler diğer araştırmacılar tarafından kaydedilen değerlerden daha yüksek görünmektedir (Tablo 5.3.1). Su sedimentindeki yüksek ağır metal konsantrasyonları

genellikle karadan akışa ve insan etkilerine bağlanmaktadır. Bu nedenle, ağır metal konsantrasyonları bir su kütlesindeki insan kaynaklı kirlenme ve kirliliğe işaret edebilir (Mohamed, 2005).

Örneklenen istasyonlardaki mevsimsel Al konsantrasyonları, 1. istasyondaki yıllık ortalama Al konsantrasyonlarının yaz ve kış aylarında Al için arka plan değerinden daha yüksek olduğunu göstermiştir. 2. istasyon ve 3. istasyondaki sedimanlardaki Al konsantrasyonu ilkbahar ve kış aylarında arka plan değerinden daha yüksektir, ancak yıllık ortalama arka plan değerinden daha düşüktür. 4. istasyonda, sedimandaki Al konsantrasyonları sonbahar hariç arka plan değerinden daha yüksektir, 79.916,75 mg/kg, bu da 80.000 mg/kg olan Al için arka plan değerinden daha düşüktür. 4. istasyondaki ortalama Al konsantrasyonu arka plan değerinden daha yüksektir. 5. istasyon, tüm mevsimlerde arka plan değerinden daha düşük olan sedimandaki Al konsantrasyonlarını kaydetmiştir. 6. istasyondaki sedimandaki Al konsantrasyonu ilkbahar ve kış aylarında arka plan değerinden düşük, yaz ve sonbahar aylarında ise arka plan değerinden yüksektir ve yıllık ortalaması arka plan değerinden daha yüksektir. 7. istasyonda, Al ilkbaharda tespit edilmemiştir. Ancak yaz aylarında Al için arka plan değerinden daha yüksek olmuştur. 7. istasyonun sedimanındaki Al konsantrasyonunun yıllık ortalaması arka plan değerinden daha düşüktür. Genel olarak, Karacaören I Baraj Gölü'ndeki Al konsantrasyonu sadece yaz aylarında Al için arka plan değeri aşmıştır. Ortalama Al konsantrasyonu 83.082,77 mg/kg olmasına rağmen diğer mevsimlerde daha düşüktür. Ortalama konsantrasyon arka plan değerden yüksek olduğu için Karacaören I Baraj Gölü sedimanının Al tarafından kirletildiği söylenebilir. Bu çalışmada kaydedilen ortalama Al konsantrasyonu, Şimşek vd (2022) tarafından Samsun-Tekkeköy'deki nehir sedimentlerinde, Ustaoglu vd(2022) tarafından Sera Gölü'nde, Atakoğlu ve Yalçın, (2022) tarafından Düğer havzasında, Burdur - Türkiye'de, Cüce vd (2022) tarafından İstanbul Ömerli Barajı'nda kaydedilen ortalama değerlerden daha yüksektir.

Bu ağır metallerin yüksek konsantrasyonları Türkiye'deki diğer çalışmalarda da rapor edilmiştir (Kam ve Önce, 2016; Omwene vd., 2018; Algül ve Beyhan, 2020). Authman ve arkadaşları (2015) Fe, Ni, Cr ve Al'nin hem doğal hem de insan kaynaklı olarak hava, su ve toprakta yayıldığını bildirmiştir. Araçlardan kaynaklanan emisyonlar, metal madenciliği, metalurji çıkarımı, fosil yakıtların yakılması, evsel atıklar, belediye ve endüstriyel atıklar, inorganik gübre ve organik gübre, çevrede ağır metallerin yayılmasına ve konsantrasyonuna etkide bulunabilecek antropojenik kaynaklardan bazılarıdır (Rathor, 2014).

Yarı uçucu bir ağır metal olan cıva (Hg) (Sun vd., 2020), önemli toksisite ve biyomanifikasyon nedeniyle yoğun ilgi görmüştür (Liu vd., 2021). Doğal kaynaklardan (örnek volkanik patlamalar ve jeotermal faaliyetler) ve antropojenik kaynaklardan (örnek fosil yakıt yanması, metal madenciliği ve endüstriyel emisyonlar) salınan Hg, sucul ekosistemlere esas olarak nehir girdisi ve atmosferik birikim yoluyla girmektedir (Wang vd., 2017; Mao vd., 2023). Örneklenen istasyonların hiçbirinde ilkbahar ve kış aylarında cıva tespit edilmemiştir. Bununla birlikte, Hg için arka plan değerinden daha yüksek Hg konsantrasyonları yaz aylarında 3. istasyonda ve sonbaharda 4. istasyonda kaydedilmiştir. Bu çalışmada Karacaören I Baraj Gölü sedimentindeki ortalama Hg konsantrasyonu 14,45 mg/kg olup, bu değer çok yüksektir ve 0,40 mg/kg olan Hg için arka plan değerinden çok daha yüksektir. Bu sonuç Karacaören I Baraj Gölü sedimanlarının Hg ile yüksek oranda kirlendiğini göstermektedir. Bu çalışmada elde edilen Hg konsantrasyonu, Fural vd (2020) tarafından İkizcetepeler Baraj Gölü'nde elde edilenden daha düşük, ancak Türkiye genelinde yapılan bazı araştırmalardan daha yüksektir (Çizelge 5.1).

Cıva, su ekosistemlerinde yaygın bir kirleticidir ve insan ve yaban hayatı sağlığını önemli ölçüde etkileyebilir. Mikroorganizmalar tortu halindeki cıvayı, balıklarda, kabuklu deniz hayvanlarında ve balık yiyen hayvanlarda biriken oldukça zehirli bir kimyasal olan metil cıvaya dönüştürebilir (US EPA, 2023). Yüksek seviyelerde metil cıvaya maruz kalındığında, bu hayvanlar üzerindeki zararlı etkiler arasında üremenin azalması, daha yavaş büyüme ve gelişme, anormal davranış ve hatta ölüm sayılabilir. İnsanlar da balık ve kabuklu deniz ürünleri tüketimi yoluyla metil cıvaya maruz kalabilir. Yüksek seviyelerde cıvaya maruz kalmak, başta çocuklar olmak üzere her yaştan insanın beyin, kalp, böbrek, akciğer ve bağışıklık sistemlerine zarar verebilir. Sediman cıvası bir ülkenin sularının rekreasyonel güvenliğini ve ekolojik sağlığını gösterir. Metil cıva seviyeleri ve biyoakümülyasyon potansiyeli ile ilişkili olarak sediman cıvasının kapsamı ve dağılımının ölçülmesi, insan sağlığı ve yaban hayatına yönelik potansiyel tehditler hakkında bize bilgi verebilir (US EPA, 2023).

Karacaören I Baraj Gölü sedimentindeki ortalama Sr konsantrasyonu, sedimentlerdeki Sr arka plan değerisin olan 300 mg/l'den daha düşüktür. Mevsimsel olarak, ilkbahar, yaz ve kış aylarında sedimandaki ortalama Sr konsantrasyonu Sr'nin arka plan değerinden düşüktür, sonbaharda arka plan değerinden yüksektir. 1. istasyonda Sr konsantrasyonu sonbaharda arka plan değerinden yüksek, diğer mevsimlerde ise düşüktür. 5. istasyonda sonbahar, ilkbahar ve yaz aylarında Sr konsantrasyonu Sr arka plan değerinden daha yüksektir. 6. istasyonda soğuk mevsimlerde (sonbahar ve kış) Sr konsantrasyonları Sr arka plan değerinden daha yüksektir. Genel olarak, 5., 6. ve 7. istasyonlarda sedimanlarda Sr arka plan değerinden daha yüksek ortalama konsantrasyonlar varmıştır. Canpolat vd (2022) Keban Baraj Gölü'nde Sr için 454 mg/kg'lık bir konsantrasyon kaydetmiştir ve bu değer bu çalışmada gözlemlenen 275,53 mg/kg'lık ortalama konsantrasyondan daha yüksektir, ancak bu çalışmada 5, 6 ve 7 numaralı istasyonlarda kaydedilen ortalama değerlerle uyumludur. Stronsiyum, beslenme, içme suyu ve daha az oranda solunum yoluyla insan vücudunda asimile olan bir eser metaldir (Keesari vd., 2022). Doğal stronsiyum seviyeleri insanlarda herhangi bir zararlı etkiye yol açmasa da yüksek seviyelerde stronsiyum tüketmek çocuklarda kemik büyümesi ile ilgili sorunlara neden olabilir (Keesari vd., 2022). Kireçtaşları, tüfler ve bazaltlar sedimanlardaki doğal Sr kaynaklarından bazılarıdır (Torghabeh vd., 2018).

Çalışma alanındaki ortalama Fe konsantrasyonu 41.214,27 mg/kg olup, Fe'nin arka plan değerinden daha düşüktür. Mevsimsel olarak, tüm mevsimlerde ortalama Fe konsantrasyonu da arka plan değerinden daha düşüktür. Bu sonuçlar Karacaören I Baraj Gölü sedimentindeki Fe konsantrasyonunun doğal aktivitelerden kaynaklanabileceğini göstermektedir. Diğer araştırmacılar da arka plan değerinden daha düşük Fe konsantrasyonları bildirmiştir (Yipel vd., 2021; Akkan ve Mutlu, 2022; Cüce vd., 2022; Fang vd., 2022). Bununla birlikte, ilkbahar ve yaz aylarında 2. istasyon, ilkbahar, yaz ve sonbahar aylarında 3. istasyon, kış aylarında 4. istasyon, ilkbahar ve yaz aylarında 5. istasyon ve kış aylarında 6. istasyonun sedimanlarındaki Fe konsantrasyonu, Fe'nin arka plan değerinden daha yüksektir. İstasyonlara göre mevsimsel ortalama, sadece 3. istasyonun sedimandaki yıllık ortalama Fe konsantrasyonu Fe'nin arka plan değerinden daha yüksektir. Ancak, Duncan analizi 1, 6 ve 7. istasyonların (Botanik Evleri, Aksu ve Elsazı) sedimanlarındaki ortalama Fe konsantrasyonunun Çandır istasyonundaki (3. istasyon) Fe konsantrasyonundan önemli ölçüde farklı olduğunu göstermiştir. Tıpkı Fe gibi, 3. istasyonun sedimentindeki ortalama Cu konsantrasyonu da Cu'nun arka plan değeri değerinden daha yüksektir. Sedimanlardaki Fe konsantrasyonunun ortalama değerleri tüm mevsimlerde istatistiksel olarak anlamlı değildir. Bu sonuç, mevsimlerin baraj gölü sedimanlarındaki Fe ve Cu

konsantrasyonlarını önemli ölçüde etkilemediğini göstermiştir. Bununla birlikte, örnekleme yerlerindeki yerel antropojenik faaliyetler, sediman türü, metal kaynakları ve hidrodinamik koşullar süreçleri önemli bir rol oynamıştır (Noronha-D'Mello ve Nayak, 2016; Wang vd., 2018; Bing vd., 2019).

Ayrıca, ağır metaller su ekosisteminde yaygın ve kalıcıdır, potansiyel olarak besin ağında biyolojik olarak birikir ve su hayvanları, insanlar ve onlarla beslenen diğer omurgalılar için toksik hale gelmektedir (Jonathan vd., 2017). Tarımsal, su ürünleri yetiştiriciliği ve endüstriyel gibi antropojenik faaliyetler ve atmosferden yağış yoluyla birikme gibi doğal süreçler, ağır metallerin iç su sedimanlarını kirletmesinin birçok yolundan bazılarıdır (Tang vd., 2014). Nüfus artışı, ekonomik gelişmeler ve turizm de sedimanlardaki ağır metallerin yayılmasını etkileyebilecek diğer insan faaliyetleridir; makroomurgasızlar ve balıklar gibi suda yaşayan organizmalar, ağır metalleri nispeten yüksek kalitede biyolojik olarak biriktirir ve bunlarla beslenen insanların sağlığı üzerinde eşzamanlı bir etkiye sahiptir (Li vd., 2019; Rebolledo Monsalve vd., 2022).

Bu çalışmada elde edilen sonuçlar bazı sediman kalite kılavuzlarıyla da karşılaştırılmıştır. Tüm örnekleme istasyonları ve mevsimler boyunca sedimandaki ortalama arsenik konsantrasyonu, Türkiye için maksimum konsantrasyonlardan ve eşik etki seviyesi (TEL), olası etki seviyesi (PEL), eşik etki konsantrasyonu (TEC), olası etki konsantrasyonu (PEC) ve Şiddetli etki seviyesi (SEL) gibi diğer kılavuzlardan daha düşüktür. Bu sonuç, arsenik, Cu ve Zn konsantrasyonunun baraj gölü çevresini tehdit etmediğini göstermektedir, çünkü bu metaller için kaydedilen yıllık ortalama, dikkate alınan tüm SGQ'ların parametre değerlerinden daha düşüktür. Öte yandan, Hg, Cr ve Ni için yıllık ortalama konsantrasyonlar, dikkate alınan tüm SGQs parametre değerlerinden daha yüksektir. Bu sonuçlar, Karacaören I Baraj Gölü sedimanının bu metallerle kirlenme düzeyinin güçlü bir göstergesidir. Fikirdeşici-Ergen vd (2021) de Türkiye'deki üç baraj gölünde bazı ağır metaller için SQGs limitlerinden daha yüksek değerler kaydetmiştir. SQGs değerlerine göre, Karacaören I Baraj Gölü, Ni konsantrasyonu biyotayı, özellikle de sedimanda yaşayan bentik makroomurgasızları olumsuz etkileme potansiyeline sahiptir.

Ni' ye maruz kalmak ciltte tahrişe yol açabilir. Ayrıca akciğerlere, mideye ve böbreklere de zarar verebilir ve Ni aynı zamanda kanserojendir (CDC, 2018). Krom, başta toprak ve su olmak üzere çevreye ve doğal kaynaklara ciddi zarar verme potansiyeline sahip önemli bir çevre kirliliği tehdidi oluşturmaktadır. İnsanların ve hayvanların Cr'a yüksek düzeyde ve aşırı maruz kalması toksisiteye ve zararlı sağlık etkilerine yol açabilir (Prasad vd., 2021). Öte yandan, Pb çevrede kalıcı bir metaldir. Hava kaynaklarından çökeltme, su kütlelerine doğrudan atık deşarjı, madencilik ve erozyon yoluyla toprakta ve çökeltelerde birikir (Texas Commission on Environmental Quality, 2022). Pb, özellikle çocuklarda olmak üzere insan sağlığı için çok toksiktir. Düşük seviyelerde Pb'ye maruz kalan çocuklarda zeka katsayısının düştüğü, büyüme ve gelişmenin bozulduğu bildirilmiştir (Wasserman ve ark., 2000; Ramírez Ortega ve ark., 2021); ayrıca yetişkinlerde kısırlığa ve yüksek tansiyona neden olduğu bildirilmiştir (WHO, 2022). Sucul organizmaların Pb'ye kronik maruziyetinin etkisi üzerine yapılan çalışmalar, Pb'nin sucul organizmalarda metamorfoz, nöroloji ve diğer gelişimsel ilerlemeleri engelleyecek kadar toksik olabileceğini göstermiştir (WHO, 2022). Sedimandaki Al ve Co'nın mevsimsel ortalama konsantrasyonu arka plan değerlerinden yüksek olmasına rağmen, bu metaller yalnızca çok yüksek konsantrasyonlarda toksik olarak kabul edilmiştir (Jagus vd., 2013).

Çizelge 5.1. Karacaören I Baraj Gölü sedimanındaki metal konsantrasyonlarının (mg/Kg) Türkiye'deki göller ve bazı sediman kalite kılavuz değerleri ile karşılaştırılması

Göller / SQGs	Ağır Metaller (mg/Kg)												
	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	
Karacaören I Baraj Gölü	105,594.00	5,54	ALA	201,78	2,266.91	25,28	41,214.27	14,45	274,15	183,44	47,90	97,23	Bu çalışma
Kesikköprü Baraj Gölü	NA	30,45	NA	9,10	37,21	14,08	15,980.00	NA	343,00	45,12	17,75	25,35	Fikirdeşici-Ergen vd. (2021)
Çubuk II Baraj Gölü	21,055	14,90	NA	21,14	48,81	31,23	37,510.00	NA	696,00	61,25	10,94	66,45	Fikirdeşici-Ergen vd. (2021)
Asartepe Baraj Gölü	25,455	16,10	NA	11,78	32,36	19,13	24,535.00	NA	622,00	36,24	15,91	65,70	Fikirdeşici-Ergen vd. (2021)
Hazar Gölü	NA	19,60	0,24	30,08	174,20	55,20	47,242.00	0,14	1,159.00	126,70	18,10	87,80	Varol vd. (2020)
Keban Gölü	NA	15,00	0,15	24,00	144,00	34,00	61,700.00	NA	588,00	107,00	11,00	77,00	Varol (2020)
Küçükçekmece Gölü	26,500	9,16	0,45	NA	74,62	67,68	26,800.00	0,09	436,98	92,76	30,18	183,81	Kükrer vd. (2019)
Terkos Gölü	24,100	5,3	0,50	NA	43,82	34,43	27,600.00	0,07	1,355,60	67,14	31,74	98,50	Kükrer vd. (2019)
Aygır Gölü	13,960	4,18	0,25	NA	19,18	19,34	13,740.00	0,04	386,00	24,38	12,51	38,84	Kükrer (2018)
Uzunçayır Baraj Gölü	NA	9,08	0,17	NA	97,25	29,45	31,740.00	0,01	631,00	237,00	11,32	62,81	Kutlu (2018)
Tortum Gölü	20,750.00	21,43	0,18	NA	24,93	40,20	30,366.70	0,07	709,67	32,40	8,27	73,28	Kürker (2016)
Çıldır Gölü	NA	3,45	0,22	NA	27,62	20,34	15,767.00	0,06	478,67	30,20	11,14	49,18	Kürker vd (2014)
Beyler Baraj Gölü	21,055.60	NA	0,21	NA	19,41	17,47	20,468.71	NA	346,00	13,21	5,62	39,68	Fındık ve Turan (2012)
Kovada Gölü	9,990.00	N	0,27		17,59	13,77	7,345.00	NA	165,96	25,93	4,42	23,14	Kır vd (2007)
Arka plan değeri	80,000.00	13	0,30	19,00	90	45	47,200.00	0,40	850,00	68,00	20,00	95	Turekian ve Wedepohl (1961)
TEL	NA	5,9	0,60	NA	37,30	35,7	NA	0,174		18,00	35,00	123	MacDonald vd (2003)
PEL	NA	17	3,53	NA	90	197	NA	0,486		36,00	91,30	315	MacDonald vd (2003)
TEC	NA	9,8	1,00	50	43,4	31,6	NA	0,18	NA	22,70	35,8	121	MacDonald vd (2003)
PEC	NA	33	5,00	NA	111	149	NA	1,06	NA	48,60	128	459	MacDonald vd (2003)
SEL	NA	33	10	NA	110	110	NA	2	NA	75	250	820	MacDonald vd (2003)
Kabul edilebilir limit	NA	20		20	100	50	NA	1	NA	30	50	150	Yalcin vd (2007)
Türkiye													

SQGs = sediman kalite kılavuzları; TEL = eşik etki seviyesi; PEL = olası etki seviyesi; TEC = eşik etki konsantrasyonu; PEC = olası etki konsantrasyonu; SEL = Şiddetli etki seviyesi; NA = Mevcut Değil / Uygulanamaz, ALA = analiz limitlerinin altında.

5.3.1. Sedimanlardaki ağır metallerin kirlenmesi ve risk değerlendirmesi

Sedimanların kirlilik durumunu ölçmek için kirlilik faktörü, zenginleşme faktörü jeoakümüasyon indeksi ve kirlilik yükü indeksi gibi sediman kirlilik indeksleri uygulanmaktadır (Mazurek vd., 2019; Shaheen vd., 2020; Varol vd., 2021). Karacaören I Baraj Gölü sedimanlarındaki Al, Co, Cr, Hg, Ni ve Pb'nin yıllık ortalama kontaminasyon faktörlerinin sonuçları, insan faktörlerinin baraj gölü sedimanındaki bu metallerin konsantrasyonlarına etkide bulunduğunun bir göstergesidir. Birden daha düşük kontaminasyon faktörü (KF) değerleri mükemmel sediman kalitesine işaret ederken, birden daha yüksek KF değerleri kötü veya kirlenmiş sedimanlara işaret etmiştir (Goher vd., 2014). Bu çalışmada kaydedilen KYİ değerleri, baraj gölünün her mevsim kirli olduğunu ve kaydedilen KYİ değerlerinin birden daha yüksek olması nedeniyle 2. istasyon hariç örneklenen tüm istasyonlardaki KYİ değerlerini göstermiştir (Darwish, 2013; Goher vd., 2014). Kirlilik yükü indeksi, halka ve politika yapıcılara her bir alandaki su kütlelerinin su kalitesi hakkında bir fikir verir. Ayrıca her bir alandaki kirleticilerin mekansal ve geçici eğilimini de göstermektedir (Mohiuddin vd., 2010; Harikumar ve Jisha, 2010). Diğer çalışmalar da benzer bulgular rapor etmiştir; KYİ değerleri Dicle Nehri'nde 1,88 (Varol, 2011) ve Ulukışla Havzası'nda 1,47 (Lermi ve Sunkari, 2020), Çoruh Nehri'nde birden büyük (Akkan ve Mutlu, 2022) bulunmuştur. Buna karşılık, Çayeli Nehri'nde 0,47 olarak bildirilmiştir (Kırıs ve Baltas, 2021).

Co, Cr, Ni, Hg ve Pb için kaydedilen mevsimsel ZF değerleri, insan faaliyetlerinin bu baraj gölündeki bu ağır metallerin birincil kaynağı olduğunu göstermiştir. Bu bulgular, 0,5 ile 1,5 arasındaki zenginleşme faktörü değerlerinin metalin kaynağının doğal süreçler ya da yer kabuğundan geldiğini gösterdiğini öne süren Zhang ve Liu (2002); Goher vd. (2014) ile uyumludur. Buna karşılık, 1,5'ten daha yüksek ZF değerleri, insan faaliyetlerinin etkisinin olasılığını göstermiştir. Parlak vd. (2021) Uluköy Sulama Barajı'nda Cu ve Pb için 1,5'ten daha yüksek ZF değerleri elde etmiş ve bölgedeki çiftçiler tarafından kullanılan gübre gibi insan faaliyetlerinde bir azalma olduğunu öne sürmüştür. Varol (2011), Dicle Nehri sedimanlarında Cr ve Mn hariç çalışılan metallerin ortalama ZF değerlerini 1,5'in üzerinde bulmuş ve akarsudaki antropojenik etkiye dikkat çekmiştir. ZF'nin 50'nin üzerinde kaydedildiği yaz aylarında olduğu gibi, Kalender ve Uçar (2013) Geli Deresi sedimanlarında 50'nin üzerinde Cr ZF değeri bildirmiş ve bunları aşırı zenginleşmiş olarak sınıflandırmıştır.

Jeobirikim indeksi (I_{geo}) sonuçları, Co, Cr, Hg, Ni ve Pb birikimlerinin Karacaören I Baraj Gölü'ndeki tüm mevsimlerde insan faaliyetlerinden etkilendiğini ve bu elementlerin birikimlerinin yedi sınıflandırma kriterine göre kirlilik seviyesinde olduğunu göstermiştir (Liao vd., 2022). Bu çalışmada Co, Cr ve Pb birikimlerinin tüm istasyonlarda, Ni birikiminin ise 1, 6, 7 ve 3 numaralı istasyonlarda kirlilik seviyesinin üzerinde olduğu görülmüştür. Hg sadece 3. ve 4. istasyonlarda çok yüksek bir birikim derecesinde tespit edilmiştir. Ustaoglu ve Islam (2020), Cd ve Pb için KF, I_{geo} ve ZF'de önemli kirlilik seviyeleri ve çalışılan diğer metaller için orta düzeyde kirlilik seviyeleri bildirmiş, çalışmada antropojenik faaliyetlerin nehirlerin çalışmasını etkilediği sonucuna varılmıştır.

5.4. Makroomurgasız Değerlendirmesi

Nehir ve göllerin su kalitesinin belirlenmesinde fizikokimyasal ölçümlerin yanı sıra bentik makroomurgasızların biyoindikatörler olarak kullanılması daha doğru sonuçlar elde etmemizi sağlar. Makroomurgasızlar genellikle kanalizasyon, endüstriyel atıklar, tarımsal atıklar ve evsel atıklar gibi diğer organik atıklar gibi antropojenik faaliyetlerin tarama ve ıslah faaliyetleri gibi çevre üzerindeki etkilerini incelemek için kirlilik biyoindikatörleri olarak kullanılır (Khatrı vd., 2020; Parikh vd., 2021; Patel vd., 2021; Adesakin vd., 2023). Bazı makroomurgasızlar (bentos) su kütlelerinin tabanında yaşar ve burada ya tüm yaşamlarını geçirirler ya da karasal böcekler olmak için sudan göç ederler (Khatrı vd., 2020; Adesakin vd., 2023). Farklı makroomurgasızlar komünite yapılarını etkileyen farklı seviyelerde kirlenme toleransına sahiptir. Bu nedenle, bu organizmalar tüm su kütlelerinde bulunabilir (Khatrı vd., 2020; Adesakin vd., 2023). Makroomurgasızlar, yaşamları boyunca genellikle lokalize olduklarından ve örneklenmesi basit olduğundan hızlı ve ucuz biyo-izleme kaynakları arasındadır (Parikh ve ark., 2021). Su kütlelerinin ekolojik kalitesini değerlendirmek için en pratik ve gerçekçi yaklaşımlardan biri, bu makroomurgasızların bolluğunu, çeşitliliğini ve dağılımını belirlemektir.

Ocak 2022- Aralık 2022 tarihleri arasında yürütülen bu çalışmada, Karacacaören I Baraj Gölü'nde 24 familyaya ait 39 makroomurgasız tespit edilmiştir. Bu çalışmada tespit edilen familyalar Gammaridae, Palaemonidae, Potamidae, Erpobdellidae, Lumbriculidae, Hydrophilidae, Heteroceridae, Carabidae, Chironomidae, Ceratopogonidae'dir, Baetidae, Caenidae, Notonectidae, Corixidae, Libellulidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Aeshnidae, Gomphidae, Macromiidae, Hydropsychidae, Planorbidae, Physidae ve Lymnaeidae. Bu çalışmada kaydedilen tür sayısı, Karaşahin ve Yıldırım (2001) tarafından Karacaören-I Baraj Gölü'nde bildirilen 9 türden daha fazla, ancak Zeybek vd. (2011) tarafından hem Karacacaören I hem de Karacacaören II baraj göllerinde bildirilen takson sayısından daha azdır. Bu çalışmada Bivalvia sınıfına ait hiçbir familyaya rastlanmamıştır. Buna karşın, Karaşahin ve Yıldırım (2001) ile Zeybek vd. (2011) Bivalvia familyasına ait türler bildirmiştir.

En bol ve baskın dört makroomurgasız familyası Chironomidae, Palaemonidae, Notonectidae ve Corixidae olmuştur. Bu dört familya, bu çalışmada örneklenen toplam makroomurgasız familyalarının % 77,65'ini oluşturmaktadır. Bu dört familya çalışma boyunca ve tüm istasyonlarda dağılım göstermiştir. Chironomidae familyası ilkbaharda baraj gölündeki baskın familyadır ve Notonectidae familyası bunu takip etmiştir. Yaz aylarında Corixidae familyası baskınken, sonbahar ve kış gibi soğuk mevsimlerde Palaemonidae familyası baskın olmuştur. Chironomidae familyası 2., 5. ve 6. istasyonlarda; Palaemonidae familyası 1 ve 3. istasyonlarda; Notonectidae 7. istasyonda baskın tür iken Notonectidae ve Corixidae 4. istasyonda baskın familyalar olmuştur.

Palaemonidae familyasının baskınlığı, serbest yüzücü olmaları ile açıklanabilir. Kış aylarında Baraj Gölü'ne su girişi artar ve bu da onlara serbestçe hareket etmek için daha iyi bir fırsat sağlar. Çalışmalar, Palaemonidae familyasının kış aylarında daha bol olma eğiliminde olduğunu ve yaz aylarında su sıcaklıkları arttıkça azaldığını göstermiştir (Mossolin ve Bueno, 2002; Fransozo vd., 2004; Rosa vd., 2015; Laino vd., 2020). Antropojenik faaliyetler toplulukları değiştirir ve mekanizmalar diğerlerinin yanı sıra hassas türlerin veya özelliklerin kaybından yerli olmayan türlerin artışına kadar

değişebilir (Piola ve Johnston, 2008; Michaud vd., 2022). Yukarıdaki nedenler, Karacacaören I Baraj Gölü'nde ilk kez rapor edilen *Palaemon sp.*'in bolluğunu açıklamaktadır. *Palaemon sp.* birçok habitatı işgal edebilir (Kuprijanov vd. 2017).

Chironomidae türleri, özellikle de *Chironomus sp.* çeşitli habitatlarda, çamur, kaya veya bitki çöplerinin hakim olduğu sedimentte yaşayabilir çünkü tolerans değeri orta ila yüksektir. *Chironomus sp.* küçük derelerden büyük nehirlerle, geçici göletlerden derin göllere kadar her türlü su habitatında, yumuşak tortuda ve kayaların üzerinde bulunur. *Chironomus sp.* türlerinin birçoğu düşük çözünmüş oksijen ile hayatta kalabilir (Chazanah vd., 2020). Muntalif vd'e (2008) göre, *Chironomus sp.* yüksek organik kirliliğin olduğu yerlerde yaşayabilir. Chironomidae türlerinin baskın familyalar olduğu istasyonlarda, özellikle Isparta ve çevresinden gelen evsel atık ve septik atıkların Aksu çayı vasıtasıyla Karacaören I Baraj Gölü'ne girdiği 6. istasyonda yüksek düzeyde organik atık gözlenmiştir.

Corixidae familyasının yaz aylarındaki baskınlığı, göl kurudukça daha fazla organik madde ve azalan su hareketinden kaynaklanıyor olabilir. Corixidae, yaşam alanları için merceksi bir su sistemini tercih eder Priawandiputra vd., 2018. Corixidae oligotrofik, mezotrofik ve ötrofik göller gibi birçok gölde yaygın olarak dağılım gösterir. Tüm habitatlarda yüksek organik madde beslenmesi tespit edilmiştir, bu da Corixidae için otçul bir böcek olarak besin kaynaklarını artırabilir (Priawandiputra vd. 2018.). Corixidae'nin otçul doğası, 4. istasyondaki (Göksu bölgesi) yüksek bolluğun arkasındaki neden olabilir, çünkü burası ölü bitkiler gibi organik maddeler açısından zengindir ve yüksek miktarda su bitkisine sahiptir.

Çoğu Notonectidae türünün yetişkinleri göllerin ve kalıcı göletlerin kıyı bölgelerinde, diğerleri akarsu havuzlarında ürer ve bazı türler geçici göletlerde geçicidir. *Notonecta* nispeten derin sulara yaşayabilir ve uzun süre su altında kalabilir çünkü bir plastronu tutmak için ventral kanallara sahiptirler (Hilsenhoff, 2001). *Notonecta* erginleri ve nimfleri tipik olarak yüzey filminden sarkar, bu da nötr kaldırma kuvvetini korumalarını ve planktonik kalmalarını sağlar (Hilsenhoff, 2001). *Notonecta* yetişkinleri ve nimfleri, diğer omurgasızları veya küçük omurgalıları takip eden veya pusuya düşüren aktif avcılardır. Bu nedenle, diğer makroomurgasızların bol olduğu alanlarda daha fazla bulunma eğilimindedirler (Polhemus, 2009). Çoğu tür akarsuların sessiz kısımlarında veya merceksi habitatlarda yaşar (Polhemus, 2009).

Notonectidae ve Corixidae gibi çok sayıda su böceğinin varlığı bazen su kirliliğinin bir göstergesidir (Thorp ve Rogers, 2011). Toksinlere karşı diğer böceklerden daha dirençli olmasalar da çoğu böcek oksijenini çözünmüş kaynaklardan değil doğrudan atmosferden aldığı için kirli ve düşük oksijen seviyelerinde diğer su böceklerinin karşılaştığı sorunlardan kaçınırlar (Thorp ve Rogers, 2011).

Baetidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Hydropsychidae, Hydrophilidae ve Lymnaeidae gibi makroomurgasız familyaları da önemli biyoindikatör türlerdir. Baetidae, aside duyarlı ve sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonlarına bağlı makroomurgasız familyalarından biri olarak rapor edilmiştir (Thorp ve Rogers, 2016; Tixier vd., 2009). Thorne ve Williams (1997) ile Payakka ve Prommi (2014) bazı Coenagrionidae türlerinin çözünmüş oksijenin düşük olduğu sulara yayılabileceğini belirtmiştir. Genişletilmiş üreme çalışmaları, diyapoz eksikliği ve düşük oksijen konsantrasyonuna toleransın, bazı türlerin kirli alanlara hakim olmasına izin veren temel

faktörler olduğunu bildirmiştir (Solimini vd., 1997). Pirvu ve Pacioglu (2012) yaptıkları çalışma sonucunda Hydropsychidae familyasının ekolojik gereksinimlerinin cinsle göre değiştiğini ve tolerans derecesinin fiziksel-kimyasal faktörlerin doğal varyasyonu ve dağılımı belirlediği bildirilen su kalitesindeki değişimle ilişkili olduğunu göstermiştir. Buna ek olarak, Hydropsychidae familyası üyeleri antropojenik etkilere karşı oldukça toleranslıdır ve suya dayanıklı mikro habitatlar oluşturabilir. Tür zenginliği ve bolluğu Dugel'in bulgularıyla büyük ölçüde örtüşmektedir (Dugel ve Kazanci, 2004).

Libellulidae genelci bir tür olarak kabul edilir ve yüksek iletkenlik ve pH'a toleranslıdır (Hilsenhoff, 1987; Perron ve Pick, 2020). Makroomurgasız topluluk yapısı üzerine yapılan çalışmalar, daha yüksek oranda genelci türün kentsel göletler, barajlar ve göller için tipik olduğunu belirtmiştir (Perron ve Pick, 2020). Bu çalışmada toplanan Libellulidae ve Coenagrionidae'nin yüzdesi yaz aylarında diğer mevsimlere göre daha yüksektir. Bu iki familya, Kemabonta vd. (2020) ile Adu vd. (2022) bulgularını destekleyen sıcak ortamlara adaptasyonlarıyla bilinmektedir. Lymnaeidae, ağır metalleri ve polisiklik aromatik hidrokarbonları (PAH'lar) biyolojik olarak biriktirir ve sucul sağlığın mükemmel bir biyoindikatörüdür (Spehar vd., 1999; Chen vd., 2021). Su çöpçü böcekleri olarak da bilinen Hydrophilidae, Coleoptera takımının büyük bir familyasıdır ve zoo-coğrafi olarak geniş bir dağılım yelpazesine sahiptir. Erginler genellikle sucul veya yarı suculdur ve larvalarının çoğu suculdur (Aydoğan vd., 2019). Erginler yaz aylarında ortaya çıkar ve öncelikle saprofagdır, çürüyen organik maddelerle beslenir, larvalar ise Predatördür, omurgasızları avlar (Fikacek ve ark., 2010). Hydrophilidae (Coleoptera) biyo-izleme çalışmaları için değerli bir adaydır (Aydoğan vd., 2019).

Sorensen benzerlik indeksi, çeşitli mevsimlerde örneklenen türler arasında çok fazla benzerlik olmadığını, türler açısından mevsimler arasındaki en yüksek benzerliğin 0,64 ile ilkbahar ve kış arasında olduğunu göstermiştir. Bu çalışmada, ilkbahar ve yaz en yüksek makroomurgasız bolluğuna sahip olmasına rağmen, ilkbahar ve yaz arasındaki tür benzerliği 0,52 gibi düşük bir seviyede kalmıştır. Bu çalışmada 2. ve 7. istasyonlar tür kompozisyonu açısından en yüksek benzerliğe (0,73) sahipken, 1. ve diğer istasyonların tür kompozisyonu en düşük benzerliğe (0,47) sahiptir. 0,6'dan büyük benzerlik değerleri genellikle yüksek olarak kabul edilir (Nwosu vd., 2012). Benzerlik indeksleri iki saha arasındaki veya aynı sahada farklı zaman dilimlerindeki topluluk yapılarını karşılaştırmaktadır.

Shannon-Wiener, Simpson ve Margalef, tür zenginliği ve bireylerin istasyonlardaki türler arasındaki dağılımı hakkında bilgi edinmek için en yaygın kullanılan çeşitlilik indeksleridir (Yang vd., 2020; Fakıoğlu vd., 2023). Simpson'ın çeşitlilik indeksi (1 - D) eşitliği değerlendirir. Bir habitatın biyolojik çeşitliliğini ölçer ve hem mevcut türlerin sayısını hem de bu türlerin düzgünlüğünü dikkate alır (Ali vd., 2023). Simpson Çeşitlilik İndeksi genellikle 0 ile 1 arasında değişir; Simpson Çeşitlilik İndeksi'ne sahip bir toplulukta değer arttıkça türlerin düzgünlüğü ve zenginliği artarken, değer 0'a doğru düştükçe türlerin düzgünlüğü azalma eğilimindedir (Das ve Jolly, 2023). Daha yüksek bir değer, örnekte daha fazla biyoçeşitlilik olduğunu gösterir (Bonjoru vd., 2023). Simpson çeşitlilik indeksi mevsimlere göre 0,661 - 0,863 arasında değişmekte olup en yüksek değer yaz mevsimindedir. Simpson çeşitlilik indeksi değeri 0,863 iken, en düşük 0,663 sonbaharda kaydedilmiştir.

İstasyonlar için Simpson çeşitlilik indeksi değerleri 0,675- 0,833 arasında değişmekte olup 1. istasyon en düşük, 3. ve 4. istasyonlar ise en yüksek değeri kaydetmiştir. Zeybek vd., (2013) Kovada Kanalı ve bağlantılı göllerde bu değerlerle aynı aralıkta Simpson indeks değerleri bildirmiştir. Çalışma alanındaki yüksek Simpson indeks değerleri, Karacaören I Baraj Gölü'nde türlerin eşit dağıldığını göstermektedir. Simpson çeşitlilik indeksi sonuçları, bu çalışmada 3. istasyonun ve ardından 4. istasyonun makroomurgasız türleri açısından daha çeşitli olduğunu ve 1. istasyonun en az tür çeşitliliğine sahip olduğunu göstermektedir. Mevsimsel olarak, Karacaören I Baraj Gölü suyu makroomurgasız türleri açısından yaz aylarında çeşitlilik gösterirken, sonbahar aylarında en az çeşitliliğe sahip olmuştur.

Bu çalışmada çeşitli mevsimlerde Shannon-Wiener çeşitlilik indeksi (H') 1,628 ile 2,203 arasında değişmekte olup en yüksek değer yazın, en düşük değer ise kışın kaydedilmiştir. İstasyonların Shannon-Wiener çeşitlilik indeksi (H') 1,233 ile 1,966 arasında değişmektedir; en yüksek değer 4. istasyonda, en düşük değer ise 1. istasyonda elde edilmiştir. Shannon indeksi, bir topluluk içindeki taksonların sayısı ve dağılımı arttıkça artma eğilimindedir (Baytaşoğlu ve Gözler, 2021). Wilhm ve Dorris (1966), tür çeşitliliği ile örnek alanlardaki kirlilik seviyesi arasında bir bağlantı olduğunu öne sürerek, 3,0 veya üzeri bir değer temiz suyu, 1,0 ila 3,0'ın orta derecede kirliliği ve 1,0 veya altının ağır kirliliği gösterdiğini belirtmiştir. Dolayısıyla, mevcut çalışmada Shannon-Weiner çeşitlilik indeksine (H') göre, Karacaören I Baraj Gölü'nde hem mevsimsel değerler hem de örnekleme istasyonları arasındaki değerler, diğer araştırmacılar tarafından da görüldüğü gibi (Sandin ve Johnson, 2000; Takhelmayum vd., 2013; Baytaşoğlu ve Gözler, 2021; Baytaşoğlu, 2023) orta derecede kirlilik altında kalmaktadır.

Margalef'in zenginlik indeksi için mevsimsel değer 2,532 – 3,112 arasında değişmekte olup, en yüksek değer yaz mevsiminde, en düşük değer ise kış mevsiminde kaydedilmiştir. Kaydedilen Margalef'in zenginlik indeksi değerleri 1,012 ile 3,360 arasında değişmektedir; en düşük değer 1. istasyonda, en yüksek değer ise 4. istasyonda kaydedilmiştir. Margalef'in zenginlik indeksi skorunun 3'ten fazla olması temiz su, 1'den az olması aşırı kirlilik ve orta düzeyde olması ise orta düzeyde kirlilik olduğunu göstermektedir (Lenat vd., 1980). Margaret'in zenginlik indeksi sonbaharda 3'ten yüksek, diğer mevsimlerde ise 3'ten düşüktür; bu sonuç Baraj Gölü suyunun ilkbahar, yaz ve kış aylarında orta derecede kirli olduğunu göstermektedir. İstasyonlardan elde edilen sonuçlar, istasyon 3 ve istasyon 4 dışında diğer tüm istasyonlarda Margalef'in zenginlik indeksi değerlerinin 3'ten düşük olduğunu göstermiştir; bu da bu istasyonlarda baraj gölü suyunun orta düzeyde kirlendiğini göstermektedir. Buna ek olarak, kış aylarında birçok sucül omurgasız, düşük su sıcaklıkları nedeniyle nispeten inaktiftir. Diğerleri, ilkbaharda su sıcaklıkları artana kadar uykuda kalan yumurta veya pupa şeklinde mevcut olabilir. Aynı zamanda, bazı yetişkin yaşam evreleri (örneğin, Trichoptera ve Coleoptera) komşu karasal habitatlara sığınır (Hill ve ark., 2016) ve bu da örneklenmelerini daha zor hale getirmektedir.

Margalef'in Zenginlik Endeksi (D) değeri 1,0'a doğru eğilim gösterirse kirliliğin arttığı varsayılır ve zarardan şüphelenilmelidir. Bhandarkar ve Bhandarkar (2013), düşük Margalef zenginlik indeksi (D) değerinin düşük tür çeşitliliği ve bolluğuna ve sucül organizma kolonizasyonu için kötü durumda olan fiziksel olarak bozulmuş alanlara işaret ettiğini bulmuştur. Sucül organizmaların kolonizasyonu için yetersiz

koşullara sahip fiziksel olarak bozulmuş yerler son derece düşük tür zenginliği ve bolluğuna sahip olabileceğinden (Farukuzzaman vd., 2023), bu durum 1. istasyonun (Botanik/Saklı Göl Evleri) en düşük çeşitlilik indeksine sahip olmasının nedenini açıklamaktadır çünkü bu alan insan faaliyetleri tarafından sürekli olarak bozulmaktadır. İstasyon 1, Baraj Gölü'ne ana giriş noktasıdır ve ofis, güvenlik noktaları ve Baraj Gölü'nde çalışan tekneler için bir benzin dolum istasyonu olarak hizmet veren bazı yüzen binalara sahiptir. Aynı zamanda balıkçı tekneleri için demirleme noktası olarak da hizmet vermektedir. Turistik tesisleri ziyaret eden turistlerin de avlanmak ve dinlenmek için bu 1. İstasyon bölgesine gittiklerini ve baraj gölünün bu bölgesinin bozulmasına bulunduklarını da belirtmek gerekir.

Bu çalışmada kullanılan çeşitlilik indekslerine ek olarak dört biyotik indeks (Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera (EPT); Biyolojik İzleme Çalışma Grubu (BMWP); Takson Başına Ortalama Puan (ASPT) ve Familya Biyotik İndeksi (FBI)) hesaplanmış ve Karacaören I Baraj Gölü'nün organik kirliliğini belirlemek için kullanılmıştır. Bu çalışmada Ephemeroptera bolluğunun çok düşük olması ve Plecoptera ve Trichoptera türlerinin bulunmaması nedeniyle EPT hesaplanmamıştır. Su kalitesinin değerlendirilmesiyle ilgili makroomurgasızlar üzerine yapılan çalışmaların çoğu Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera (EPT) topluluğu üzerine analizler içermektedir (Suhaila vd., 2014; Ab Hamid ve Md Rawi, 2017; Ertaş vd., 2021b; Sivaruban vd., 2022). EPT'ler su kütlelerindeki herhangi bir kirletici varlığına karşı çok dayanıksızdır ve bu nedenle EPT'ler nehrin su kalitesinin belirlenmesinde çok önemli biyolojik göstergelerdir. Birçok durumda, nehir yakınındaki aktif antropojenik faaliyetler EPT'nin bolluğunu ve çeşitliliğini etkileyebilir (Wan Mohd Hafezul vd. 2016). EPT arasında, Plecoptera (taş sineği) su kalitesindeki değişikliklere karşı en hassas olanıdır. EPT türlerinin varlığı, habitattaki parametrelerin türlerin tolerans sınırı içinde olduğunu göstermektedir. Plecoptera dışında Trichoptera larvaları ve Ephemeroptera (mayıs sinekleri) nimfleri de tatlı su kalitesinin ve ekolojik değişikliklerin iyi biyo-göstergeleridir çünkü bu cinslerin çoğu yalnızca iyi kalitede suya sahip nehirlerde veya akarsularda hayatta kalabilmektedir (Suhaila vd., 2014) ve dağılımları bir dizi çevresel faktöre karşı toleransları tarafından güçlü bir şekilde belirlenmektedir (Dudgeon, 1984).

BMWP ve ASPT indeksleri omurgasızların kirliliğe karşı duyarlılığına dayanmaktadır. Puan 1 ile 10 arasındadır. Örneklerdeki familyaların değerlerine göre hesaplanır. Toplam değer 100'e yaklaştıkça kirlilik oranı azalır (Kazancı vd., 2010). ASPT, topluluktaki tüm taksonların ortalama tolerans değerlerini verir. Taksonların ASPT değeri, BMWP skorunun örnekleme noktasındaki toplam familya sayısına bölünmesiyle bulunur. ASPT indeksine göre 4'ten küçük değerler aşırı kirli, 4-5 arası değerler orta derecede kirli, 5-6 arası değerler iyi kalitede olduğu kesin olmayan şüpheli suları, 6'nın üzerindeki değerler ise temiz suları göstermektedir (Armitage vd., 1983).

BMWP analiz sonucu, farklı mevsimlerde Baraj Gölü'nde bulunan farklı familyalara dayanarak Baraj Gölü suyunun ilkbahar, yaz ve sonbaharda orta kirlilik seviyesi olan III. sınıfta, kış aylarında ise kötü su kalitesi olan IV. sınıfta olduğunu göstermiştir. Genel olarak, BMWP indeksi Baraj Gölü suyunun II. sınıf olduğunu göstermiştir. ASPT indeksine göre, baraj gölünden gelen su ilkbahar ve kış aylarında III. sınıf, yaz ve sonbahar aylarında II. sınıf olarak sınıflandırılmıştır ve genel olarak baraj gölünün suyu II. sınıftır. Baraj Gölü suyunun yaz, sonbahar ve kış aylarındaki

ASPT sınıflandırması SKKY kriterleri kullanılarak yapılan sınıflandırma ile uyumludur. Öte yandan, FBI indeks analizi suyun ilkbaharda I. sınıf, yazın III-IV. sınıf, kışın ise II. sınıf ve IV. sınıf olduğunu göstermiştir. Ertaş ve Yorulmaz (2021) da Kelebek Çayı kolunda bu biyotik indeksler uygulandığında değişen mevsimsel sınıflar kaydetmiştir.

Her üç indeksin sonuçları da Karacaören I Baraj Gölü suyunun kış aylarında diğer mevsimlere göre daha kirli olduğunu göstermiştir. Bu sonuçlar, Baraj Gölü'nün kış aylarında diğer mevsimlere göre daha kirli olduğunu gösteren fizikokimyasal parametrelerin sonuçlarını da desteklemektedir. Suyun genel olarak II. sınıf olarak sınıflandırılması da su kalite indeksi (SKİ) sonuçlarıyla uyumludur. Su kalite indeksi ve biyotik indeks sonuçları Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesinin iyi durumda olduğunu göstermiştir.

BMWP indeksi bu çalışmadaki tüm istasyonların kirli olduğunu göstermiştir; 2, 3, 4, 5 ve 6 numaralı istasyonlar III. sınıfta yer alırken, 1 ve 7 numaralı istasyonlar IV. sınıfta yer almaktadır. ASPT indeks sonuçlarının analizi, 1, 3, 4, 5, 6 ve 7 numaralı istasyonlardaki su kalitesinin II. sınıfta, 2 numaralı istasyonun ise III. sınıfta yer aldığını göstermiştir. İstasyon 2 için elde edilen ASPT indeks sonuçları ile BMWP indeks sonuçları uyumludur. Öte yandan, FBI sonuçları 1. istasyon ve 5. istasyon suyunun mükemmel (I. sınıf), istasyon 2, 3, 4 ve 6'nın nispeten kötü (IV. sınıf), 7. istasyon suyunun ise iyi durumda (II. sınıf) olduğunu göstermiştir. Farklı göl ve nehir sistemlerinde yapılan çalışmalarda araştırmacılar su kalitesinin iyi olduğu yerlerde bentik makroomurgasız çeşitliliğinin yüksek olduğunu, kirlilik arttıkça çeşitliliğin azaldığını bildirmişlerdir (Duran vd., 2003; Kalyoncu ve Zeybek, 2011; Baytaşoğlu ve Gözler, 2021). Bu çalışmada biyotik indeksler arasında tutarsızlıklar vardı. Diğer araştırmacılar da biyotik indeksler arasında tutarsızlıklar gözlemlemiştir (Ertaş vd., 2022; Özbek vd., 2023).

Biyotik indekslerin sonuçlarına göre, elde edilen sınıflar çeşitlilik indeksleri, fizikokimyasal parametreler ve su kalitesi indeksi gibi diğer parametrelerin sonuçlarıyla daha uyumlu olduğundan, BMWP ve ASPT biyotik indeksleri Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesinin belirlenmesinde FBI'den daha uygundur. Zeybek (2017) en uygun fiziksel ve kimyasal indekslerin BMWP-O, ASPT-O ve ASPT-C olduğunu bulmuştur. Yorulmaz ve Ertaş (2021), Selendi Çayı'nın su kalitesini belirlemek için BMWP Lehçe, BMWP İspanyolca, BMWP Macarca, BMWP Yunanca versiyonlarının ve ASPT indekslerinin tüm versiyonlarının FBI ve BBI indekslerine göre daha uygun olduğunu bulmuştur. Ertaş ve Yorulmaz (2021), BMWP (Orijinal), BMWP (İspanyolca), BMWP (Yunanca) ve ASPT indekslerinin Kelebek Deresi'ndeki su kalitesini değerlendirmek için uygun olduğunu bulmuştur. Ertaş vd. (2021b), Kozluoluk Deresi'nin su kalitesini belirlemek için ASPT, BBI, BMWP-O, BMWP-S, BMWP-G ve EPT-Taxa (%) indekslerinin FBI ve SI indekslerine göre daha uygun olduğunu bulmuştur. Ertaş vd. (2022), Balaban Deresi'nin su kalitesini belirlemek için BMWP-O, BMWP-S, BMWP-H, ASPT-O, ASPT-H ve ASPT-C indekslerinin SI, FBI ve BBI indekslerinden daha uygun olduğunu bulmuştur.

5.5. Pearson Korelasyon Değerlendirmesi

Korelasyon, iki değişken arasındaki ilişkinin gücünü ve ilişkinin yönünü ölçen iki değişkenli bir analizdir. Korelasyon analizleri, araştırmacıların incelenen parametreler arasındaki ilginç ilişkileri bulmalarına yardımcı olur. Bazı fizikokimyasal parametreler ile çeşitli mevsimlerde ve örnekleme istasyonlarındaki makroomurgasız familyalarının bolluğu arasındaki güçlü pozitif ve negatif korelasyon, tuzluluk TÇKM, Eİ, NO_2^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , PO_4^{3-} , KOİ ve BOİ gibi fizikokimyasal parametrelerin bir su kütlesindeki tür bolluğunu ve çeşitliliğini etkileyebileceğini göstermiştir (Tampo vd., 2021). Bu durum, Margalef çeşitlilik indeksi ile tuzluluk, TÇKM, Eİ, NO_3^- , PO_4^{3-} ve BOİ arasındaki güçlü negatif korelasyonda açıkça görülmektedir. Pearson korelasyon sonuçları KOİ , BOİ , TÇKM, Eİ, Tuzluluk ile ışık geçirgenliğinin güçlü bir negatif korelasyon gösterdiğini ortaya koymuştur. Bu durum, bu araştırmadaki 6. istasyon gibi daha kirli suların neden daha düşük saydamlık seviyelerine sahip olduğunu ayrıca neden yüksek KOİ , BOİ , TÇKM, Eİ ve Tuzluluk konsantrasyonlarına sahip olduğunu açıklamaktadır. Buna ek olarak, Baraj Gölü suyu yaz mevsimi döneminde kış mevsimi dönemine göre daha temiz olduğu görülmüştür. Çünkü yaz mevsiminde sıcaklık arttıkça Baraj Gölü'nde kafeslerde alabalık yetiştiriciliği yapılmazken, kış mevsiminde ise baraj gölünde alabalık yetiştiriciliğinin en yoğun yapıldığı dönem olduğu belirlenmiştir.

Pearson korelasyonu da bize farklı makroomurgasız familyaları arasındaki etkileşim ve birliktelik hakkında önemli bilgiler vermiştir. Notonectidae ve Chironomidae arasındaki güçlü pozitif korelasyonun nedeni, Notonectidae'nin daha fazla prey (yiyecek) bulunan alanlara doğru hareket etme eğiliminde olan avcılar olması sebebiyle anlaşılabilir bir durumdur. ASPT, BMWP indeksinin bir faktörü olduğundan, aralarında var olan pozitif korelasyon beklenen bir durumdur. Corixidae familyası ile Simpson çeşitlilik indeksi ve Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi arasındaki güçlü pozitif korelasyonlar, Corixidae familyasının bu çalışmada mevsimsel çeşitlilikte önemli bir rol oynadığını göstermiştir. Corixidae ve Palaemonidae arasındaki güçlü negatif ilişki, Palaemonidae türlerinin örneklerde baskın familya olduğu sonbaharda Corixidae ve Notonectidae türlerinin yokluğunu ve azalmasını açıklamaktadır.

Sıcaklık ve Corixidae arasındaki güçlü pozitif korelasyon, bu familyanın bolluğunun neden daha sıcak mevsimlerde yüksek olduğunu ortaya koymuştur. Daha sıcak mevsimlerde baraj gölündeki su azalır ve Corixidae familyasının beslendiği ölü bitkiler gibi daha fazla organik materyal olduğu görülür. BMWP ile diğer biyotik indeksler ve çeşitlilik arasındaki güçlü pozitif korelasyon, çeşitlilik indekslerinin ve BMWP'nin bir örnekte bulunan aile sayısı ile doğrudan ilişkili olduğunu göstermiştir. Dolayısıyla, bu indekslerin birlikte kullanılması araştırmacılara bir su kütlesinin sağlık durumunun daha iyi anlaşılmasını sağlayacaktır.

Toksik metallerin birikiminde sıcaklık, pH, Eİ ve sediman tekstürü de dahil olmak üzere birçok faktörün rol oynadığına dikkat etmek gerekir. Sediman tekstürü, pH,

Eh, sıcaklık ve Eİ gibi sediman özellikleriyle yakından ilişkilidir, ayrıca kıyı sularındaki su kütlelerinin dinamikleri, sediman yoğunluğu, özgül yüzey ve sıkıştırılabilirlikten etkilenir (Purkait, 2010; Najamuddin vd., 2023). pH, sedimandaki ağır metal transfer davranışını kontrol eden ve sorpsiyon/desorpsiyon, çökelme/çözünme ve kompleks oluşumunu doğrudan etkileyen çok önemli bir parametredir. Genel olarak, katyonik metallerin maksimum tutulması $pH > 7$ 'de gerçekleşirken, anyonik metallerin maksimum tutulması $pH < 7$ 'de gerçekleşir (Draszawka-Bolzan, 2017).

Bu çalışmanın sonuçları, toplanan sediman örneklerinde pH'ın 7,06 ila 7,56 arasında değiştiğini ve ortalama 7,26 olduğunu göstererek alkali yapılarını ortaya koymuştur. Sonuçlar, Rybnik ve Roznow rezervuarlarında yaptıkları çalışmada nötr ila alkali pH kaydeden Boguta vd. (2022) ile uyumludur. Bu nedenle, çalışmadaki pH, Cr, Pb ve Sr ile güçlü bir pozitif korelasyona sahiptir; katyon davranışına sahip bu metaller alkali toprakta daha yüksek konsantrasyonlara sahip olma eğilimindedir. Bu sonuç, sediman pH'ı ile yüksek katyon davranışına sahip bazı metaller arasında güçlü bir pozitif ilişki bulan Keshavarzifard ve diğerlerinin (2019) bulgularıyla da uyumludur. Toprak sediman pH'ı ile sedimandaki bazı Cu ve Fe konsantrasyonları arasında gözlemlenen negatif korelasyon, sayısız yüzey tipi ve çözelti bileşiminin yanı sıra ağır metallerin (doğal veya antropojenik) kaynağı ile sediman sisteminin karmaşıklığından kaynaklanabilir fakat böyle bir genelleme geçerli olmayabilir (Keshavarzifard vd., 2019).

Elektriksel iletkenlik (Eİ), sudaki iyon konsantrasyonunun pozitif bir göstergesidir ve yüksek seviyesi emilim bölgeleri için rekabeti artıracak ve sedimanlardaki HM'lerin biyoyararlanımını artıracaktır (Chakraborty vd., 2016; Liu vd., 2019). Bu çalışmada, sedimanın Eİ ile sedimandaki Al, As, Co, Cu ve Fe konsantrasyonları pozitif korelasyon gösterirken; Eİ ile Cr, Hg, Mn, Ni, Pb ve Zn negatif korelasyon göstermiştir. Aralarındaki ilişki istatistiksel olarak anlamlı olmadığı için Eİ bu metallerin konsantrasyonlarında önemli bir rol oynamamıştır. Miao vd. (2021) Çin'in Liuzhou kentindeki nehirlerde Eİ ile bazı ağır metaller arasında pozitif bir korelasyon olduğunu ancak bunun önemsiz olduğunu bildirmiştir.

Sediman tekstürü sedimanın önemli bir özelliğidir. Metaller, yüksek yüzey alanları ve metal kirleticilerle ilişkili olan ince taneli partiküllerde daha yüksek TOK içeriği eğilimi nedeniyle ince taneli partiküller, yani silt ve kil üzerinde birikme eğilimindedir (Zhang vd., 2009; Wang vd., 2017). Bu durum, sedimandaki kil içeriği ile Cu, Fe, Hg, Mn ve Zn arasındaki güçlü pozitif korelasyonu açıklarken, Sr ve Pb ile güçlü bir negatif korelasyon sergilemiştir. Yao vd. (2021) Çin'in Yueqing Körfezi'nde yaptıkları çalışmada, Hg ve Zn'yi içeren bazı ağır metaller arasında güçlü bir pozitif korelasyon ve Pb dahil olmak üzere diğer ağır metaller arasında güçlü bir negatif korelasyon kaydetmiştir. Kum içeriği ile Co, Cu, Fe, Hg ve Zn arasındaki korelasyon anlamlı olmasa da pozitif yönde güçlüdür.

Sojka vd. (2018) alışmalarında toprakta bulunan silt yüzdesi ile ağır metal konsantrasyonu arasında güçlü bir pozitif ilişki gözlemlemiştir. Boguta vd. (2022) alışmasında, incelenen iki su kütlesinde, sedimanın silt içeriğı ile incelenen metaller arasında pozitif korelasyonlar bulunurken, diğeri su kütlelerinde pozitif bir ilişki bulunmamıştır. Analizimiz, sediman dokusunun sedimandaki ağır metal konsantrasyonu üzerinde çok az etkisi olduğunu göstermiştir. Bu çalışmanın sonucu, toprak dokusunun sedimandaki ağır metal konsantrasyonu üzerindeki etkisini gözlemleyen Farhat ve Aly 2018; Chen vd, 2020'nin bulgularıyla çelişmektedir.



6. SONUÇLAR

Karacaören I Baraj Gölü, Antalya ili için potansiyel bir içme suyu kaynağı olarak kabul edilmekte olup, fizikokimyasal parametreler ve insani tüketim için uygunluğunun değerlendirilmesi oldukça önem taşımaktadır. Bu nedenle baraj gölü üzerinde belirlenen yedi istasyondan, bir yıl içinde, toplam 42 adet örnek toplanmış ve örnekler mevsimsel olarak analiz edilmiştir.

Fizikokimyasal parametrelerin mevsimden mevsime ve istasyondan istasyona önemli ölçüde değiştiği görülmüştür. Bu değişimin birçok doğal ve antropojenik faktöre bağlı olduğu düşünülmektedir. Tuzluluk, TÇKM ve Eİ'nin su kütlelerinde önemli bir ilişkiye sahip olduğu, birindeki artışın diğerlerinde de artışa yol açtığı gözlemlenmiştir.

Karacaören I Baraj Gölü suyunun kalitesinin SKİ kriterlerine göre II. sınıf ve SKKY kriterlerine göre ise III. sınıf olduğunu, dolayısıyla evsel amaçlar için kullanılmadan önce göl suyunun uygun şekilde arıtılması gerektiğini göstermiştir. Özellikle istasyonlardaki insan faaliyetlerinden kaynaklanan PO_4^{3-} , NO_2^- ve NO_3^- gibi besin maddelerinin suyun kalitesinin düşük olmasına neden olmuştur.

Secchi disk derinliği sonuçları, Karacaören I Baraj Gölü'nün trofik durumunun OECD kriterlerine göre ötrofik ve SKKY kriterlerine göre mezotrofik bir durum olduğunu göstermiştir. Baraj gölünün 6. istasyon bölgesi OECD kriterlerine göre hiperötrofik ve SKKY kriterlerine göre ötrofik statüye sahiptir. Karacaören I Baraj Gölü'nün özellikle 6. istasyon bölgesindeki trofik durumu, baraj gölü suyunun insan kaynaklı kirleticilere maruz kaldığının kanıtıdır.

Bu çalışmada değerlendirilen ağır metallerden elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, doğal kaynakların yanı sıra antropojenik faaliyetlerin de baraj gölü sedimanlarında Al, Co, Cr, Ni ve Pb gibi bazı ağır metallerin konsantrasyonlarına etkide bulunduğunu göstermektedir. Başta Cr olmak üzere bu ağır metallerin yüksek konsantrasyonları Karacaören I Baraj Gölü'nün sucul yaşamını tehlikeye atabilir ve gölün su kalitesini etkileyebilir. Karacacören Baraj Gölü sedimanlarındaki yüksek Al, Co, Cr, Ni ve Pb konsantrasyonları temel olarak tarımsal faaliyetlerle uğraşanların gübre ve pestisit kullanımından, petrol ürünlerinin kullanımından, korozyon önleyici boyalarla boyanmış balıkçı teknelerinden, gölde kafes balıkçılığı uygulamasından, zeytinyağı fabrikalarından ve turizm çekim tesislerinden ve Isparta ekseninden gelen kanalizasyon sistemlerinden kaynaklanmaktadır. Bu çalışmada kullanılan tüm indeksler, baraj gölü sedimanının Hg ile yoğun bir şekilde kirlendiğini göstermiştir.

Toksik metallerin sedimandaki dağılımı ve konsantrasyonları da çevresel etkileşimleri yansıtan önemli bilgiler sunmaktadır. Sedimanın fiziksel özellikleri olan tekstürü, pH, iletkenlik gibi parametrelerle metal birikimi arasındaki ilişkiler incelenmiştir. Bu, sedimanın ağır metal kirliliğine olan duyarlılığını ve sucul habitat sağlığını değerlendirmede kullanılabilir.

Nehir ve göllerin su kalitesinin belirlenmesinde fizikokimyasal ölçümlerin yanı sıra bentik makroomurgasızların biyoindikatör olarak kullanılması daha doğru sonuçlar elde etmemizi sağlar. Bu çalışmada Karacacören I Baraj Gölü'nde 24 familyaya ait 39 makroomurgasız tespit edilmiştir. En baskın familyalar Chironomidae, Palaemonidae,

Notonectidae ve Corixidae olmuştur. Bu sonuç, *Palaemon sp.* türünün Karacaören I Baraj Gölü'ndeki ilk kayıdır.

Sorensen benzerlik indeksi, çeşitli mevsimlerde örneklenen türler arasında çok fazla benzerlik olmadığını göstermiştir. Margalef, Shannon-Weiner ve Simpson indekslerinin sonuçları, sıcak mevsimlerin (ilkbahar ve yaz) soğuk mevsimlere (sonbahar ve kış) kıyasla daha yüksek tür çeşitliliği gösterdiğini ortaya koymuştur.

Margalef ve Shannon-Weiner (H') çeşitlilik indeklerine göre, Karacaören I Baraj Gölü'nde hem mevsimsel değerler hem de örnekleme istasyonları arasındaki değerler orta derecede kirlilik altında kalmaktadır. Bu çalışmada kullanılan üç biyotik indeks (BMWP, ASPT ve FBI) sonuçlarına göre, Karacaören I Baraj Gölü suyu II. sınıf kirlilik seviyesine girmektedir. Bu durum, tarımsal, evsel ve kanalizasyon kaynaklı organik atıklar gibi antropojenik faaliyetlerin Karacaören I Baraj Gölü'ndeki makroomurgasız komünitelerini etkilediğini göstermektedir.

Pearson korelasyon analizi, bu çalışma kapsamında incelenen parametreler arasındaki ilişkileri ortaya koymaktadır. Fizikokimyasal parametrelerle makroomurgasız familyaları arasındaki korelasyonlar, sucul ekosistemdeki biyolojik çeşitliliği etkileyen faktörleri anlamamıza olanak tanımaktadır. Özellikle, tuzluluk, çözünmüş oksijen (CO), saydamlık, toplam çözünmüş katı madde (TÇKM), elektrik iletkenliği (Eİ) gibi fizikokimyasal parametreler ile makroomurgasız familyalar arasındaki ilişkiler dikkat çekicidir. Bu ilişkiler, su kalitesi ve habitat sağlığı hakkında bilgi sağlamaktadır. Örneğin, tuzluluk, TÇKM ve Eİ'nin NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , $BOİ$ ve $KOİ$ ile olan ilişkileri, sucul ekosistemdeki besin maddeleri ve organik madde seviyelerini etkileyen faktörleri yansıtabilir.

Biyotik indekslerin fizikokimyasal parametrelerle ilişkileri de su kalitesi değerlendirmesinde önemlidir. BMWP biyotik indeksi ile sıcaklık, Margalef çeşitlilik indeksi ve diğer makroomurgasız familyalar arasındaki pozitif ilişki, sucul ekosistemdeki sağlıklı biyolojik çeşitliliği yansıtabilir. Ayrıca, biyotik indekslerin NO_3^- , PO_4^{3-} , Eİ, TÇKM ve tuzluluk ile olan negatif ilişkileri, sucul habitatın kirlenme düzeyini ve su kalitesini değerlendirmede kullanılabilir.

Sonuç olarak, bu çalışma sucul ekosistemdeki çeşitli parametreler arasındaki karmaşık ilişkileri anlamamızı ve su kalitesini değerlendirmemizi sağlayan kapsamlı bir analiz sunmaktadır. Elde edilen sonuçlar Karacaören I Baraj Gölü suyunun kirlilik seviyesi hakkında önemli bilgiler sağlamaktadır. Tüm çalışma parametrelerinin sonuçlarına göre, Karacaören I Baraj Gölü'nün suyu II. ve III. sınıf sular arasındadır. III. sınıf sular, gıda ve tekstil endüstrisi gibi çok yüksek su kalitesine ihtiyaç duyan tesisler dışında; sulama, su ürünleri yetiştiriciliği ve uygun arıtma sonrasında endüstriyel faaliyetlerde kullanılabilen sulardır.

Bu çalışma ile antropojenik faaliyetlerin Karacaören I Baraj Gölü'nün su kalitesini etkilediği sonucuna varılmıştır. Bu nedenle, Karacaören I Baraj Gölü suyunun potansiyel bir içme suyu kaynağı olarak planlanan kullanımının gerçekleştirilmesi, su kalitesinin daha fazla bozulmasını önlemek için alınacak koruma önlemlerinin uygulanmasıyla sağlanabilecektir.

7. KAYNAKLAR

- Ab Hamid, S. and Md Rawi, C.S. 2017. Application of Aquatic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera And Trichoptera) In Water Quality Assessment of Malaysian Headwater. *Tropical life sciences research*, 28(2): 143-162. <https://doi.org/10.21315/tlsr2017.28.2.11>
- Abbasnia, A., Alimohammadi, M., Mahvi, A.H., Nabizadeh, R., Yousefi, M., Mohammadi, A.A., Pasalari, H. and Mirzabeigi, M. 2017. Assessment of groundwater quality and evaluation of scaling and corrosiveness potential of drinking water samples in villages of Chabahr city, Sistan and Baluchistan province in Iran. *Data in Brief*, 16: 182-192. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.11.003>
- Abowei, J.F.N. and Sikoki, F.D. 2005. Water pollution management and control. Endunjobi Enterprises, Ibadan, 11-52 p.
- Abraham, G.M.S. and 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. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>
- Ackermann, F. 1980. A procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analyses of estuarine and coastal sediments. *Environmental Technology*, 1(11): 518-527. <https://doi.org/10.1080/09593338009384008>
- Adesakin, T.A., Erhomosele, E.I., Ogunrinola, O.F., Oloyede, O.O., Adedeji, A.A., Odufuwa, P.T., Aimienoho, A., Aduwo, A. I. and Adewumi, E.A. 2023. Using benthic macroinvertebrates as bioindicators to evaluate the impact of anthropogenic stressors on water quality and sediment properties of a West African lagoon. *Heliyon*, 9: e19508. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19508>
- Adu, B., Dada, O. and Tunwase, V. 2022. An ecological study of freshwater ecosystem and its colligation to Odonates assemblages in Ipogun, Southwest Nigeria. *Bulletin of the National Research Centre*, 46(1): 86. <https://doi.org/10.1186/s42269-022-00774-4>
- Akın, B.S. and Kırmızıgül, O. 2017. Heavy metal contamination in surface sediments of Gökçekaya Dam Lake, Eskişehir, Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 76: 402. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6744-0>
- Akkan, T. and Mutlu, T. 2022. Assessment of Heavy Metal Pollution of Çoruh River (Turkey). *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 12(1): 355-367. <https://doi.org/10.31466/kfbd.1073227>
- Albayrak, E. and Özuluğ, O. 2016. Benthic Macroinvertebrates of Lake Danamandıra (Silivri-Istanbul). *Aquatic Sciences and Engineering*, 3(1): 51-58. <https://doi.org/10.18864/TJAS201606>

- Algül, F. and Beyhan, M. 2020. Concentrations and sources of heavy metals in shallow sediments in Lake Bafa, Turkey. *Turkey Science Reports*, 10: 11782. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68833-2>
- Ali, S.F., AL-Shandah, B.T., Ali, H.A. and Abdul-Jabar, R.A. 2023. Green algal diversity in Hawija irrigation project / Hawija district, Iraq. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, 27(5): 83-91. <https://doi.org/10.21608/EJABF.2023.317287>
- Altındağ, A. And Yiğit, S. 2004. Beyşehir Gölü Zooplankton Faunası ve Mevsimsel Değişimi. *GÜ, Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 24(3): 217-225. <https://doi.org/10.17152/gefd.11415>
- American Public Health Association (APHA). 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (21st Ed.), APHA. Washington DC. USA.
- Amini-Yekta, F., Kiabi, B., AshjaArdalan, A. and Shokri, M. 2013. Temporal Variation in Rocky Intertidal Gastropods of the Qeshm Island in the Persian Gulf. *Journal of the Persian Gulf*, 4(13): 9-18
- Ansari, A.A., Singh, I.B. and Tobschall, H.J. 2000. Importance of geomorphology and sedimentation processes for metal dispersion in sediments and soils of the Ganga Plain: identification of geochemical domains. *Chemical Geology*. 162: 245-266. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(99\)00073-X](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(99)00073-X)
- Arifullah., Changsheng, H., Akram, W., Rashid, A., Ullah, Z., Shah, M., Alrefaei, A.F., Kamel, M., Aleya, L. and Abdel-Daim, M. M. 2022. Quality Assessment of Groundwater Based on Geochemical Modelling and Water Quality Index (WQI). *Water*, 14: 3888. <https://doi.org/10.3390/w14233888>
- Armitage P.D., Moss D., Wright, J.F. and Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*, 17(3): 333-347. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)
- Arslan, N., Kökçü, C. A. and Mercan, D. 2016. Aquatic oligochaetes biodiversity in Turkey: example of lake sapanca with application of the biotic indices. *International Journal of Advances in Chemical Engineering and Biological Sciences*, 3(1): 27-31. <https://doi.org/10.15242/IJACEBS.AE0216131>
- Atakoglu, O. O. and Yalcin, F. 2022. Evaluation of the surface water and sediment quality in the Duger basin (Burdur, Turkey) using multivariate statistical analyses and identification of heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment* 194: 484. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10147-z>
- Ateş, A., Demirel, H., Köklü, R., Çetin Doğruparmak, S., Altındağ, H., and Şengörür, B. 2020. Seasonal source apportionment of heavy metals and physicochemical parameters: A case study of Sapanca Lake Watershed. *Journal of Spectroscopy*, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2020/7601590>

- Atici, A. A. 2021. Seasonal changes of some detergent components in surface water of rivers to the Van Lake, Turkey. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 103(1): 37-49. <https://doi.org/10.1080/02772248.2021.1882460>
- Authman, M.M.N, Zaki, M.S, Khallaf, E.A. and Abbas, H.H. 2015. Use of fish as bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. *Journal of Aquatic Research and Development*. 6(4): 328. <http://dx.doi.org/10.4172/2155-9546.1000328>
- Avram, S.E., Rus, L., Micle, V. and Hola, S.S. 2022. Evaluation and Evolution of the Physico-Chemical Parameters of Ocnei and Rotund Lakes Located near the “Salina Turda” Mine, Romania. *Water*, 14(15): 2366. <https://doi.org/10.3390/w14152366>
- Aydoğan, Z., İncekara, Ü. and Gürol, A. 2019. Evaluation of Heavy Element Contamination Levels with the Use of Different Species of Hydrophilidae (Coleoptera) in Erzurum Province of Turkey. *ANADOLU Ege Tarımsal Araştırma Enstitüsü Dergisi*, 29(1): 50-56. <https://doi.org/10.18615/anadolu.568817>
- Balık, İ ve Çubuk, H. 2001. Karacaören-I Baraj Gölü’ndeki sudak (*Stizostedion lucioperca* L., 1758) ve sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758) populasyonlarının bazı üreme özellikleri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 5(2): 15-24.
- Balık, İ. ve Çubuk, H. 2002. Karacaören-I Baraj Gölü’ndeki sazan (*Cyprinus carpio*, L., 1758) ve sudak (*Stizostedion lucioperca* L., 1758) populasyonlarının büyüklük dağılımları ve kondisyon faktörleri. X. Ulusal Su Ürünleri Sempozyumu, 22-24 Eylül 2002, Adana.
- Balık, İ., Çubuk, H. ve Küçük F. 2000. Karacaören-I Baraj Gölü *Carasius carasius* L. 1758 ve *Vimba vimba tenella* Nordmann 1840 populasyonlarının yaş, ağırlık ve boy kompozisyonları ile kondisyon faktörleri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 4(1): 17-25
- Balık, S., Ustaoglu, M. R., Sarı, H. M., Özdemir Mis, D., Aygen, C., Taşdemir, A., Yıldız, S., Topkara, E.T., Sömek, H., Özbek, M. ve İlhan, A., 2006. Bozalan Gölü’nün (Menemen-İzmir) Biyolojik Çeşitliliği Hakkında Bir Ön Araştırma. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 23 (3-4): 291-294.
- Barbieri, M. 2016. The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination. *Journal of Geology and Geophysics*, 5(1): 237. <https://doi.org/10.4172/2381-8719.1000237>
- Barlas, M. and Kır, İ. 2001. Water Quality of Karacaören-I Dam Lake and investigation on parasites of barbels (*Barbus capito pectoralis* Heckel, 1843) inhabiting the lake. *Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 14(2): 633-641
- Bartram, J. and Balance, R. 1996. Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design and Implementation of Fresh Water Quality Studies and Monitoring Programmes. Chapman & Hall, London, 400 p.

- Baytaşoğlu, H. 2023. Evaluation of the Water Quality of Kura-Aras River Basins, Transboundary Rivers of Türkiye, According to Some Biotic Indices. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 8(3): 474-483. <https://doi.org/10.35229/jaes.1331904>
- Baytaşoğlu, H. and Gözler, A.M. 2021. Evaluation of water quality of Çoruh River Basin (Turkey) using some biotic indices. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(4): 399-409 . <https://doi.org/10.12714/egejfas.38.4.01>
- Becer Özvarol, Z.A. 2006. Karacaören - I Baraj Gölü'ndeki Sudak, *Sander lucioperca* (L., 1758) Populasyonunun Besin ve Beslenme Özellikleri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 2 (1): 1-11.
- Becer Özvarol, Z.A. and İkiz, R. 2008. Growth, mortality and stock analysis of the pikeperch, *Sander lucioperca* (L., 1758) population of Karacaören I Dam lake. *Journal of Fisheries Sciences* 2(2):134-145. <https://doi.org/10.3153/jfscom.2008015>
- Becer, Z.A. 1999. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki sudak (*Stizostedion lucioperca* (L., 1758)) ve eğrez (*Vimba vimba tenella* (NORDMANN, 1840)) populasyonlarının bazı biyolojik özelliklerinin incelenmesi. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta, 124 s.
- Becer, Z.A., Kır, İ., ve Çubuk, H. 1998. Karacaören I Baraj Gölü'nde Yaşayan *Carassius carassius* L., 1758 Populasyonunun Bazı Üreme Özellikleri, XIV. Ulusal Biyoloji Kongresi, 7-10 Eylül, Samsun.
- Bettinetti, R., Ponti, B., Marziali, L. and Rossaro, B. 2012. Biomonitoring of lake sediments using benthic macroinvertebrates. *Trends in Analytical Chemistry*, 36: 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.12.008>
- Bing, H., Wu, Y., Zhou, J., Sun, H., Wang, X. and Zhu, H. 2019. Spatial variation of heavy metal contamination in the riparian sediments after two-year flow regulation in the Three Gorges Reservoir, China. *The Science of the Total Environment*, 649: 1004-1016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.401>
- Birch, G.F. and Olmos, M.A. 2008. Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8): 1407-1413. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn139>
- Boguta, P., Skic, K., Baran, A. and Szara-Bak, M. 2022. The influence of the physicochemical properties of sediment on the content and ecotoxicity of trace elements in bottom sediments. *Chemosphere*, 287(4): 132366. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132366>
- Bonjoru, R., Shehu, J., Kyani, Z.A., Henry, G.B., Bagauda, D.A. and Emmanuel, I.H. 2023. Environmental characteristics, relative abundance and diversity of phytoplankton at river Taraba at Garbabi, Nigeria. *International Journal of Fauna and Biological Studies*, 10(5): 01-08.

- Boyd, C.E. and Tucker, C.S. 1992. Water quality and pond soil analyses for aquaculture, Alabama agricultural experiment station. Auburn University, Alabama, USA.
- Boz, T. 2021. İzmir'in İçme Suyu Kaynaklarından Balaban Deresi'nin Su Kalitesinin Epilitik Diyatome Örneklerine Göre Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi, İzmir, 102 s.
- Brady, N.C. and Weil, R.R. 2002. The Nature and Properties of Soils (13th Ed.). Singapore: Pearson Education. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Breitburg, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G.S., Limburg, K. E., Montes, I., Naqvi, S.W.A., Pitcher, G.C., Rabalais, N.N., Roman, M.R., Rose, K.A., Seibel, B.A., Telszewski, M. and Zhang, J. 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science (New York, N.Y.)*, 359(6371), eaam7240. <https://doi.org/10.1126/science.aam7240>
- Bulut, C. and Kubilay, A. 2019. Eğirdir Gölü (Isparta/Türkiye) su kalitesinin mevsimsel değişimi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 36(1): 13-23. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2019.36.1.02>
- Burton, D.T. and Richardson, L.B. 1980. Effect of Oxygen Reduction Rate and Constant Low Dissolved Oxygen Concentrations on Two Estuarine Fish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109: 552-557.
- Callisto, M., Moreno, P. and Barbosa, F.A.R. 2001. "Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipo, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61: 259–266. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71082001000200008>
- Canpolat, Ö., Varol, M., Okan, Ö.Ö. and Eriş, K.K. 2022. Sediment contamination by trace elements and the associated ecological and health risk assessment: A case study from a large reservoir (Turkey). *Environmental Research*, 204(B): 112145. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112145>
- Chazanah, N., Muntalif, B.S., Rahmayani, R.A. and Sudjono, P. 2020. Macrozoobentos distribution as a bioindicator of water quality in the upstream of the citarum river. *Journal of Ecological Engineering*, 21(3): 10-17. <https://doi.org/10.12911/22998993/116335>.
- Chen, T., Liu, Q., Zheng, Y. and Zhou, L. 2020. Correlation patterns between magnetic parameters and heavy metals of core sediments in the Yellow River Estuary and their environmental implications. *Marine Pollution Bulletin*, (160): 111590. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111590>
- Chen, Z., Eaton, B. and Davies, J. 2021. The Appropriateness of Using Aquatic Snails as Bioindicators of Toxicity for Oil Sands Process-Affected Water. *Pollutants*, 1(1): 10–17. <https://doi.org/10.3390/pollutants1010002>

- Chowdhury, G.W., Gallardo, B. and Aldridge, D.C. 2016. Development and testing of a biotic index to assess the ecological quality of lakes in Bangladesh. *Hydrobiologia*, 765: 55–69. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2399-6>
- Chowdhury, M.R., Wells, M.G. and Cossu, R. 2015. Observation and environmental implications of variability in the vertical turbulent mixing in Lake Simcoe. *Journal of Great Lakes Research*, 41: 995-1009. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.07.008>
- Crosskey, R.W. 2002. A Taxonomic Account of The Blackfly Fauna of Iraq and Iran, Including Keys for Species Identification (Diptera: Simuliidae). *Journal of Natural History*, 36(15): 1841-1886.
- Crosskey, R.W. and Crosskey, M.E. 2000. An Investigation of the Blackfly Fauna of Andalusia, Southern Spain (Diptera: Simuliidae). *Journal of Natural History*, 34(6): 895-951.
- Crosskey, R.W. and Zwick, H., 2007. New Faunal Records, with Taxonomic Annotations, for the Blackflies of Turkey (Diptera, Simuliidae). *Aquatic Insects*, 29(1): 21-48.
- Cüce, H., Kalipci, E., Ustaoglu, F., Dereli., M. A. and Türkmen, A. 2022. Integrated Spatial Distribution and Multivariate Statistical Analysis for Assessment of Ecotoxicological and Health Risks of Sediment Metal Contamination, Ömerli Dam (Istanbul, Turkey). *Water Air Soil Pollution*, 233: 199. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05670-1>
- Çabuk, Y. Arslan, N. and Yılmaz, V. 2005. Species Composition and Seasonal Variations of the Gastropoda in Upper Sakarya River System (Turkey) in Relation to Water Quality. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 32: 393-400. <https://doi.org/10.1002/aheh.200300544>
- Çamur-Elipek, B., Arslan, N., Kırgız, T. and Öterler, B. 2006. Benthic macrofauna in Tunca River (Turkey) and their relationship with environmental variables. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34: 360-366. doi:10.1002/aheh.200500631
- Çelekli, A., Kayhan, S. and Çetin, T. 2020. First assessment of lakes' water quality in Aras River catchment (Turkey); Application of phytoplankton metrics and multivariate approach. *Ecological Indicators*, 117: 106706. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106706>
- Çinar, M.E. 2008. Description of a new fireworm, *Eurythoe turcica* sp. nov. (Polychaeta: Amphinomidae), from the Levantine Coast of Turkey (Eastern Mediterranean), with redescrptions of *Eurythoe parvecarunculata* Horst and *Amphinome djiboutiensis* Gravier based on type material. *Journal of Natural History* 42: 1975-1990. <https://doi.org/10.1080/00222930802140194>
- Çubuk, H. 1998. Karacaören-I Baraj Gölü'nde balık avcılığına esas olabilecek kriterlerin tespiti. TAGEM/IY/96/17/3/003. Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Eğirdir, Isparta, 52 s.

- Çubuk, H. ve Balık, İ. 1997. Karacaören-I Baraj Gölü B alile Türlerinin Tespiti ve Populasyon Yoğunluklarının Belirlenmesi. *E.Ü, Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Dergisi*, 14 (3-4): 307-312.
- Darwish, M.A.G. 2013. Geochemistry of the High Dam Lake sediments, South Egypt: implications for environmental significance, *International Journal of Sediment Research*, 28(4): 544-559. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(14\)60012-3](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(14)60012-3).
- Das, C. and Jolly, S.N. 2023. Status of Algal Flora in Community Mosque Lake of Ju Campus, Savar, Dhaka, Bangladesh. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)*, 17(5:I): 25-35. <https://doi.org/10.9790/2402-1705012535>
- David, M., Gollasch, S. and Pavliha, M. 2013. Global ballast water management and the "same location" concept: a clear term or a clear issue?. Ecological applications. *Ecological Society of America*, 23(2): 331–338. <https://doi.org/10.1890/12-0992.1>
- Davraz, A., Varol, S., Sener, E. Aksever, F., Kırkan, B. and Tokgözlü, A. 2019. Assessment of water quality and hydrogeochemical processes of Salda alkaline lake (Burdur, Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 191: 701. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7889-y>
- Diler, A. and Becer, Z.A. 2001. Chemical Composition and Meat Yield of Vimba (Vimba vimba tenella (Nordmann,1840))in Karacaören I Dam Lake . *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 25 (1): 87-92.
- Dirican S. 2015. Assessment of water quality using physicochemical parameters of Çamlığöze Dam Lake in Sivas. Turkey. *Ecologia*, 5:1-7.
- Donald, L.S., Balwant, S. and Matthew, G.S. 2023. Chapter 2 - Soil Minerals. In: Donald, L. S, Balwant, S. and Matthew, G. S. (3rd Ed.), *Environmental Soil Chemistry*, Academic Press, pp 39-104, ISBN 9780443140341, <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-14034-1.00002-2>
- Dökümcü, N. 2022. Bentik Makroomurgasızlar Ve Bazı Fiziko-Kimyasal Parametreler Kullanılarak Riva Deresi (İstanbul) Su Kalitesinin Değerlendirilmesi. Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul, 110 s.
- Draszawka-Bolzan B. 2017. Effect of pH and soil environment. *World News of Natural Sciences*, 8: 50–60
- DSİ. 2015. Karacaören 2. Barajı İsale Hattı Çalışmalar Devam Ediyor. Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, 13. Bölge Müdürlüğü Antalya <https://bolge13.dsi.gov.tr/haberler/2015/04/09/antalya-nin-i-%C3%A7mesuyu-sorununu-ortadan-kaldiriyoruz> [Son erişim tarihi: 17.11.2021].
- DSİ. 2022. DSİ 2020 Yılı Resmi Su Kaynakları İstatistikleri. www.dsi.gov.tr [Son erişim tarihi: 25.10.2022].

- Dudgeon, D. 1984. Longitudinal and temporal changes in functional organization of the macroinvertebrate communities in the Tsuen River, Hong Kong. *Hydrobiologia*, 111: 207-317. <https://doi.org/10.1007/BF00007201>.
- Dudgeon, D. 2010. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(5 - 6): 422-430. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.001>
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D.J, L  v  que, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L. and Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2): 163-82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Duman, F., Aksoy, A. and Demirezen, D. 2007. Seasonal variability of heavy metals in surface sediment of Lake Sapanca, Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 133(1-3): 277–283. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9580-3>
- Duran, M., T  zen, M. and Kayim, M. 2003. Exploration of biological richness and water quality of stream Kelkit, Tokat-Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 12(4): 368-375.
- D  gel, M. and Kazancı, N. 2004. Assessment of Water Quality of the Büyük Menderes River (Turkey) by Using Ordination and Classification of Macrovertabrates and Environmental Variables. *Journal of Freshwater Ecology*, 19(4): 605- 612.
- Dzhurtubaev, Y., Zamorov, V., Dzhurtubaev, M., Shadrin, N., and Yakovenko, V. 2021. Long-term dynamics of the macrozoobenthos in the Kytai Lake (Danube River, Odessa region, Ukraine). *Plankton and Benthos Research*, 16(1): 11-23. <https://doi.org/10.3800/pbr.16.11>
- Eisler, E. 1985. Cadmium hazard to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. US Fish and Wildlife Service Biological Report, 85: 1-30.
- Eisler, R. 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD, USA.
- Ekingen, P. and Kazancı, N. 2012. Benthic macroinvertebrate fauna of the Aksu Stream (Giresun, Turkey) and habitat quality assessment based on European Union Water Framework Directive criteria. *Review of Hydrobiology* 5: 35–55.
- El-Serehy, H.A., Abdallah, H.S., Al-Misned, F.A., Irshad, R., Al-Farraj, S.A. and Almalki, E.S. 2018. Aquatic ecosystem health and trophic status classification of the Bitter Lakes along the main connecting link between the Red Sea and the Mediterranean. *Saudi journal of biological sciences*, 25(2): 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.12.004>
- Ergin, M., Saydam, C., Basturk, O., Erdem, E. and Yoruk, R. 1991. Metal 1141 concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horn

- Estuary and Izmit Bay) of the northeastern Sea of Marmara. *Chemical Geology*, 91(3): 269-285. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(91\)90004-B](https://doi.org/10.1016/0009-2541(91)90004-B)
- Ersan, E., Altındağ, A., Ahıska, S. and Alaş, A. 2009. Zoobenthic fauna and seasonal changes of Mamasin dam lake (Central part of Turkey). *African Journal of Biotechnology*, 8 (18): 4702-4707.
- Ertan, Ö. O., Yüce, A. ve Bilgin, Ş. 2000. Karacaören-I Baraj Gölü Fitoplanktonu. – IV. Su Ürünleri Sem-pozyumu, 28–30 Haziran 2000, Erzurum, 67-84 s.
- Ertaş, A. and Yorulmaz, B. 2021. Assessing water quality in the Kelebek Stream branch (Gediz River Basin, West Anatolia of Turkey) using physicochemical and macroinvertebrate-based indices. *Aquatic Research*, 4(3): 260-278. <https://doi.org/10.3153/AR21020>
- Ertaş, A., Boz, T. and Tüney Kızılkaya, İ. 2021a. The determination of Water Quality in Balaban Lake (West Anatolia of Turkey) with Trophic State Indices. *Acta Aquatica Turcica*, 17 (3): 350-360. DOI: 10.22392/actaquatr.820775
- Ertaş, A., Yaşartürk, M., Boz, T. and Tüney Kızılkaya, İ. 2021b. Evaluation of the Water Quality of Karabal Stream (Gediz River, Turkey) and Comparative Performance of the Used Indices. *Acta Aquatica Turcica*, 17(3): 334-349. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.819579>
- Ertaş, A., Yorulmaz, B. and Sukatar, A. 2022. Comparative analysis of biotic indices for assessment of water quality of Balaban Stream in West Anatolia, Turkey. *Biologia*, 77: 721–730. <https://doi.org/10.1007/s11756-021-00992-7>
- Ewaid, S.H and Abed, S.A. 2017. Water quality index for Al-Gharraf river, southern Iraq. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43(2): 117-122.
- Fadlaoui, S., El Asri, O., Bouterfas, M. and Melhaoui, M. 2021. "Effects of Physicochemical Variables of Superficial Waters on the Abundance of the North African Freshwater Crab *Potamon algeriense* (Bott, 1967)", *Journal of Toxicology*, 6669919: 13. <https://doi.org/10.1155/2021/6669919>
- Fakıoğlu, Ö., Zencir Tanır, Ö., Akyüz, Z. and Topal, M.F. 2023. Evaluation of the Trophic Status of Karasu River (Erzincan, Türkiye) by Biodiversity Indices. *Erzincan University Journal of Science and Technology*, 16(1): 273-285. <https://doi.org/10.18185/erzifbed.1154847>
- Fang, T., Wang, H., Liang, Y., Cui, K., Yang, K., Lu, W., Li, J., Zhao, X., Gao, N., Yu, Q., Li, H. and Jiang, H. 2022. Source tracing with cadmium isotope and risk assessment of heavy metals in sediment of an urban river, China. *Environmental Pollution*, 305: 119325. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119325>
- Farhat, H.I. and Aly, W. 2018. Effect of site on sedimentological characteristics and metal pollution in two semi-enclosed embayments of great freshwater reservoir: Lake Nasser Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, 141: 94-206. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2018.02.012>

- Farukuzzaman, M., Sultana, T., Paray, B.A., Arai, T. and Hossain, M.B. 2023. Ecological habitat quality assessment of a highly urbanized estuary using macroinvertebrate community diversity and structure. *Regional Studies in Marine Science*, 66: 103149. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103149>.
- Fatima, S.U., Khan, M.A., Siddiqui, F., Mahmood, N., Salman, N., Alamgir, A. and Shaukat, S.S. 2022. Geospatial assessment of water quality using principal components analysis (PCA) and water quality index (WQI) in Basho Valley, Gilgit Baltistan (Northern Areas of Pakistan). *Environmental Monitoring and Assessment*, 194: 151. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09845-5>
- Findik, Ö. and Turan, M.A. 2012. Metal concentrations in surface sediments of Beyler reservoir (Turkey). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(2): 193-197. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0486-6>
- Fikacek, M., Gentili, E. and Short, A.E.Z. 2010. Order Coleoptera, Family Hydrophilidae. *Arthropod fauna of the UAE* 3: 135-165.
- Fikirdeşici-Ergen, Ş., Tekath, Ç., Gürbüz, P., Üçüncü-Tunca, E., Türe, H., Biltekin, D., Kurtuluş, B. and Tunca, E. 2021. Elemental accumulation in the surficial sediment of Kesikköprü, Çubuk II and Asartepe Dam Lakes (Ankara) and potential sediment toxicity, *Chemistry and Ecology*, 37(6): 552-572. <https://doi.org/10.1080/02757540.2021.1902509>
- Forstner, U. and Solomons, W. 1980. Trace metal analysis on polluted sediments, I: assessment of sources and intensities. *Environmental Technology Letters*, 1: 494-505. <https://doi.org/10.1080/09593338009384006>
- Fransozo, A., Rodrigues, F.D., Freire, F.A.M. and Costa, R.C. 2004. Reproductive biology of the freshwater prawn *Macrobrachium iheringi* (Ortmann, 1897) (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) in the Botucatu region, São Paulo, Brazil. *Nauplius*, 12(2): 119-126.
- Friberg, N., Bonada, N., Bradley, D.C., Dunbar, M.J., Edwards, F.K., Grey, J., Hayes, R.B., Hildrew, A.G., Lamouroux, N., Trimmer, M. and Woodward, G. 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly (Chapter 1). In: Woodward G (ed) *Advances in ecological research*, vol 44. The Netherlands, Amsterdam, pp 1–68.
- Fural, Ş., Kükrer, S. and Cürebal, İ. 2020. Geographical information systems based ecological risk analysis of metal accumulation in sediments of İkizcetepeler Dam Lake (Turkey). *Ecological Indicators*, 119: 106784. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106784>
- Gaikwad, L. B. 2003. Hydrobiological study of Nandrabad Dam. Ph.D. thesis. Dr. Babasaheb Ambedkar Marathwada University, Aurangabad.
- Gbadamosi, M.R., Afolabi, T.A., Ogunneye, A.L., Ogunbanjo, O.O., Omotola, E.O., Kadiri, T.M., Akinsipo, O.B. and Jegede, D.O. 2018. Distribution of radionuclides and heavy metals in the bituminous sand deposit in Ogun State, Nigeria – A multi-dimensional pollution, health, and radiological risk

- assessment. *Journal of Geochemical Exploration*, 190: 187-199. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.03.006>
- Gerecke, R., Gledhill, T., Pešić, V. and Smit H. 2016. Chelicerata: Acari III. In: Gerecke, R. (Ed.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 7/2-3, pp. 1-429.
- Gerecke, R. 2003. Water mites of the genus *Atractides* KOCH, 1837 (Acari: Parasitengona: Hygrobatidae) in the western Palaearctic region: A revision. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 138 (2-3): 141-378.
- Girgin, S. 2010. Evaluation of the benthic macroinvertebrate distribution in a stream environment during summer using biotic index. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7 (1): 11-16. <https://doi.org/10.1007/BF03326112>
- Girgin, S. and Kazancı, N. 2010. Biomonitoring of an urban stream (Ova Stream, Ankara, Turkey) using the Belgian Biotic Index. *Review of Hydrobiology*, 3(1): 73-87.
- Githaiga, K.B., Njuguna, S.M., Gituru, R.W. and Yan, X. 2021. Water quality assessment, multivariate analysis and human health risks of heavy metals in eight major lakes in Kenya. *Journal of Environmental Management*, 297: 113410. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113410>
- Glöer, P. 2002. Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands. Teil 73. Hackenheim: Conchbooks, Germany, 307 p.
- Goher, M.E., Ali, M.H.H. and El-Sayed, S.M. 2019. Heavy metals contents in Nasser Lake and the Nile River, Egypt: An overview. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45(4): 301-312. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2019.12.002>.
- Goher, M. E., Farhat, H. I., Abdo, M. H. and Salem, S. G. 2014. Metal pollution assessment in the surface sediment of Lake Nasser, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(3): 213–224. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejar.2014.09.004>
- Goldman, C.R. and Horne, A.J. 1983. Limnology. McGrawHill Int. Book Comp. New York, 464 p.
- Gooderham, J. and Tsyrlin, E. 2003. A guide to the freshwater macroinvertebrates of temperate Australia. In: (2nd. Ed.), The waterbug book Australia. Impact Printing, Australia, 232.
- Güher, H. and Öterler, B. 2020. Seasonal Change of Physicochemical Properties of Kayalıköy Reservoir (Kıklareli/Turkey) and Determination of Water Quality. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 6(2): 127-143. <https://doi.org/10.17216/limnofish.660975>

- Gülle, I. (2005). Karacaören I Baraj Gölü (Burdur) planktonunun taksonomik ve ekolojik olarak incelenmesi. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta, 201s.
- Gülle, İ., Turna, İ.İ., Güçlü, S.S., Gülle, P. and Güçlü, Z. 2010. Zooplankton Seasonal Abundance and Vertical Distribution of Highly Alkaline Lake Burdur, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10(2): 245-254.
- Gülle, İ., Yalım, F.B. ve Ülkü, M. 2020. Baraj Gölü Ekosisteminde Dinoflagellatlardan Peridiniopsis cf. cunningtonii (Lemmermann) Lemmermann Patlaması Üzerine Bir Çalışma. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 6 (3): 223-230. <https://doi.org/10.17216/limnofish.698911>
- Gündoğdu, A. and Çarlı, U. 2020. Microbiological pollution and some physicochemical properties of sıkaraağaçlar creek in sinop (Black Sea-Turkey). *Cumhuriyet Science Journal*, 41 (3): 580-593. <https://doi.org/10.17776/csj.672225>
- Güzel, B., Canlı, O. and Aslan, E. 2022. Spatial distribution, source identification and ecological risk assessment of POPs and heavy metals in lake sediments of Istanbul, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 175: 113172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113172>
- Harikumar, P.S. and Jisha, T.S. 2010. Distribution pattern of trace metal pollutants in the sediments of an urban wetland in the Southwest Coast of India. *International Journal of Engineering Science and Technology*, 2(5): 840-850.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of Freshwaters. Chapman & Hall, London, 327 p.
- Hellmann, H. 1983. Korngrößenverteilung und organische Spurenstoffe in Gewässersedimenten und Böden. *Fresenius' Zeitschrift für analytische Chemie*, 316: 286-289. <https://doi.org/10.1007/BF00469797>
- Hill, M.J., Sayer, C.D. and Wood, P.J. 2016. When is the best time to sample aquatic macroinvertebrates in ponds for biodiversity assessment?. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(3): 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5178-6>
- Hilsenhoff, W.L. (1987) An Improved Biotic Index of Organic Stream Pollution. *Great Lakes Entomologist*, 20: 31-39.
- Hilsenhoff, W.L. 2001. 17 - Diversity and Classification of Insects and Collembola 11. In: Thorp, J. T and Covich, A. P. (Ed.), Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, 661-731, <https://doi.org/10.1016/B978-012690647-9/50018-1>.
- Horowitz, A.J. 1991. A primer on sediment trace element chemistry. Lewis Publishers, Chelsea, MI, U.S.A., 136 p.
- Huang, L., Rad, S., Xu, L., Gui, L., Song, X., Li, Y., Wu, Z. and Chen, Z. 2020. Heavy Metals Distribution, Sources, and Ecological Risk Assessment in Huixian Wetland, South China. *Water*, 12(2): 431. <https://doi.org/10.3390/w12020431>

- Huang, X., Xu, J., Liu, B., Guan, X. and Li, J. 2022. Assessment of Aquatic Ecosystem Health with Indices of Biotic Integrity (IBIs) in the Ganjiang River System, China. *Water*, 14(3): 278. <https://doi.org/10.3390/w14030278>
- Imneisi, I.D and Aydin, M. 2016. Water Quality Index (WQI) for Main Source of Drinking Water (Karaçomak Dam) in Kastamonu City, Turkey. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 6:5. <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000407>
- Islam, M.S., Afroz, R. and Bodruddoza, M. 2019. Investigation of surface water quality of the Buriganga River Bangladesh: Laboratory and spatial analysis approaches. *Dhaka University Journal of Biological Sciences*, 28(2): 147e158. <https://doi.org/10.3329/dujbs.v28i2.46501>.
- Jagus, A., Khak, V., Rzetala, M.A. and Rzetala, M. 2013. Accumulation of heavy metals in the bottom sediments of the Irkutsk Reservoir. *International Journal of Environment and Health*, 6(4): 350-362. <https://doi.org/10.1504/IJENVH.2013.056976>
- Javed, T., Ahmad, N., and Mashiatullah, A. 2018. Heavy metals contamination and ecological risk assessment in surface sediments of Namal Lake, Pakistan. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27: 675-688. <https://doi.org/10.15244/pjoes/75815>
- Jedlicka, L., Kúdela, M. and Stloukalová, V. 2004. Key to the Identification of Blackfly Pupae (Diptera: Simuliidae) of Central Europe. *Biologia, Bratislava*, 59(15): 157-178.
- Jonathan, B.Y., Maina, H.M. and Maitera, O.N. 2016. Heavy metal pollution assessment in the sediments of Lake Chad, Nigerian Sector. *Bajopas*, 9(1): 213-216. DOI: 10.4314/bajopas.v9i1.33
- Jonathan, M.P., Munoz-Sevilla, N.P., Gongora-Gomez, A.M., Varela, R.G.L., Sujitha, S.B., Escobedo-Urias, D.C, Rodriguez-Espinosa, P.F. and Villegas, L.E.C. 2017. Bioaccumulation of trace metals in farmed pacific oysters *Crassostrea gigas* from SW Gulf of California coast, Mexico. *Chemosphere*, 187: 311-319. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.098>
- Jumbe, A.S. and Nandini, N. 2009. Heavy Metals Analysis and Sediment Quality Values in Urban Lakes. *American Journal of Environmental Sciences*, 5(6): 678-687. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2009.678.687>
- Jumbeö A.S and Nandini, N. 2009. Heavy Metals Analysis and Sediment Quality Values in Urban Lakes. *American Journal of Environmental Sciences*, 5 (6): 678-687
- Kaban, S., Armanto, M.E., Ridho, M.R. and Hariani, P.L. 2018. Rapid Assessment of Water Quality in Teluk Lake by Using Macroinvertebrates (A Family Level Biotic Index). The 1st Sriwijaya International Conference on Environmental Issues 2018 (1st SRICOENV 2018), 1-9 <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20186804006>

- Kalender, L. and Uçar, S.Ç. 2013. Assessment of Metal Contamination in Sediments in the Tributaries of the Euphrates River, Using Pollution Indices and the Determination of the Pollution Source, Turkey. *Journal of Geochemical Exploration*, 134: 73-84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.08.005>
- Kalyoncu, H. and Zeybek, M. 2011. An application of different biotic and diversity indices for assessing water quality: A case study in the Rivers Çukurca and Isparta (Turkey). *African Journal of Agricultural Research*, 6 (1), 19-27. DOI:10.5897/AJAR09
- Özbek, M., Aygen, C., Taşdemir, A., Yıldız, S., Topkara, E. T., & Çil, E. A. 2023. Determination of the ecological status of an Aegean river (Türkiye) using benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(10): 1231. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11834-1>
- Kalyoncu, H., Barlas, M., Ertan, Ö. O. ve Çavuşoğlu, K. 2005. Aksu Çayı'nın Su Kalitesi değişimi Üzerine Bir Araştırma. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 9(1): 37-45.
- Kalyoncu, L., Kalyoncu, H. and Arslan, G. 2012. Determination of heavy metals and metals levels in five fish species from Işıklı Dam Lake and Karacaören Dam Lake (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 2231-2235. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2112-9>
- Kam, E. and Önce, M. 2016. Pollution potential of heavy metals in the current sea sediments between bandırma (Balıkesir) and lapseki (Çanakkale) in the Marmara Sea. *Journal of Engineering Technology and Applied Sciences*, 1(3): 141-148
- Kankılıç, G.B., Tüzün, İ. and Kadioğlu, Y.K. 2013. Assessment of heavy metal levels in sediment samples of Kapulukaya Dam Lake (Kirikkale) and lower catchment area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(8): 6739-6750. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3061-2>
- Kaptan, H. ve Tekin-Özan, S. 2014. "Eğirdir Gölü'nün (Isparta) Suyunda, Sedimentinde ve Gölde Yaşayan Sazan'ın (Cyprinus carpio L., 1758) Bazı Doku ve Organlarındaki Ağır Metal Düzeylerinin Belirlenmesi". *Süleyman Demirel University Faculty of Arts and Science Journal of Science*, 9(2): 44-60
- Karabacak, G.S. 2010. Karacaören-I Baraj Gölü'ndeki Sudak (*Sander Lucioperca* (Linnaeus, 1758))'ın Populasyon Yapısında Oluşan Değişimlerin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Akdeniz Üniversitesi, Antalya, 67 s.
- Karşahin, B. ve Yıldırım, M.Z. 2001. Karacaören 1 Baraj Gölü' nün bentik faunası üzerine bir çalışma. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 5(2): 214 - 231.
- Kazancı N., Öz, B., Dügel, M., Türkmen, G. and Ertunç, Ö. 2010. First faunistic and ecological survey of interstitial fauna of streams in Turkey, *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 30 (9): 1466. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902355>

- Kazancı, N. and Dügel, M. 2000. An evaluation of the water quality of Yuvarlakçay Stream, in the Köyceğiz-Dalyan protected area SW Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 24: 69-80.
- Kazancı, N. and Dügel, M. 2010. Determination of influence of heavy metals on structure of benthic macroinvertebrate assemblages in low order Mediterranean streams by using canonical correspondence analysis. *Review of Hydrobiology*, 3(1): 13-26.
- Kazancı, N., Girgin, S., Dügel, M. and Oğuzkurt, D. 1997. Akarsuların Çevre Kalitesi Yönünden Değerlendirilmesinde ve İzlenmesinde Biotik İndeks Yöntemi, İmaj Yayıncılık, Ankara, 100 s.
- Kazancı, N., Öz, B., Dügel, M., Ertunç, Ö. and Türkmen, G., 2009. First faunistic survey and canonical correspondance analysis of interstitial aquatic insect assemblages of running waters in Turkey. *Review of Hydrobiology*, 2(2): 1-11
- Kazancı, N., Türkmen, G., Ekingen, P. and Başören, Ö. 2013. Preparation of a biotic index (Yeşilırmak-BMWP) for water quality monitoring of Yeşilırmak River (Turkey) by using benthic macroinvertebrates. *Review of Hydrobiology*, 6 (1): 1-29
- Kazancı, N. and Girgin, S. 2001. Physico-chemical and biological characteristics of thermal springs in Köyceğiz and Dalaman basins in south-western Turkey and recommendations for their protection. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 43(5): 211–221.
- Keesari, T., Sabarathinam, C., Sinha, U.K., Pethaperumal, R.T. and Kamaraj, P. 2022. Fate and transport of strontium in groundwater from a layered sedimentary aquifer system. *Chemosphere*, 307(4): 136015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136015>
- Kemabonta, K.A., Uche-Dike, R., Adu, B.W. and Ogbogu, S.S. 2020. Water quality of Lakes in Lufasi Park and Omu Resort, Lagos Nigeria as indicators of Odonata diversity, distribution and abundance. *Journal of Scientific Research and Developme*, 19(1): 152-165.
- Keshavarzifard M., Moore F. and Sharifi R. 2019. The influence of physicochemical parameters on bioavailability and bioaccessibility of heavy metals in sediments of the intertidal zone of Asaluyeh region, Persian Gulf, Iran. *Geochemistry*, 79: 178-187. <https://doi.org/10.1016/j.geoch.2018.12.007>
- Ketata, M., Gueddari, M. and Bouhlila, R. 2012. Use of geographical information system and water quality index to assess groundwater quality in El Khairat deep aquifer (Enfdha, Central East Tunisia). *Arabian Journal of Geosciences*, 5(6): 1379-1390. <https://doi.org/10.1007/s12517-011-0292-9>
- Khangembam, S. and Kshetrimayum, K. S. 2019. Evaluation of hydrogeochemical controlling factors and water quality index of water resources of the Barak valley of Assam, Northeast India. *Groundwater for Sustainable Development*, 8: 541-553.

- Khatri, N., Tyagi, S., Rawtani, D. and Tharmavaram, M. 2020. Assessment of river water quality through application of indices: a case study River Sabarmati, Gujarat India. *Sustain Water Resource Management*, 6(6): 101. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00459-8>
- Kılçık, F. 2020. Demre Çayı'nın Fizikokimyasal ve Biyolojikyönden İzlenmesi. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta, 182 s.
- Kır, I., Erdogan, M., Engin, M.S. and Cay, S. 2016. Trace metals in sediment, water and their bioaccumulation in Carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) samples, captured from the Karacaören (I) Dam Lake, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26(9): 35-57.
- Kır, I., Ozan, S.T. and Tuncay, Y. 2007. The seasonal variations of some heavy metals in Kovada lake's water and sediment. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 24(1): 155-158
- Kır, İ. 1998. Karacaören I Baraj Gölünde Yaşayan Sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758), Bıyıklı Balık (*Barbus capito pectoralis* Heckel, 1843) ve Havuz Balığı (*Carassius carassius* L., 1758)'in Büyüme ve Parazitlerinin İncelenmesi. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta.
- Kırıs, E. and Baltas H. 2021. Assessing Pollution Levels and Health Effects of Heavy Metals in Sediments around Cayeli Copper Mine Area, Rize, Turkey. *Environmental Forensics*, 22(3-4): 372- 384. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1850572>
- Kızılkaya, S. 2022. Dipsiz – Çine Çayı'nın Makrozoobentik Organizmalara Göre ve Fizikokimyasal Yöntemlerle Su Kalitesi Tayini. Yüksek Lisans Tezi, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla, 91 s.
- Koyun, M., Ulupınar, M., Sen Özdemir, N., Kırıcı, M. and Caf, F. 2020. Seasonal changes of water quality of Murat River (Bingol, Turkey) in terms of physicochemical and biological parameters. *Acta Aquatica Turcica*, 16 (3): 305-312. <https://doi.org/10.22392/actaquat.626918>
- Kökçü, C.A. 2016. Sapanca Gölü Ekolojik Kalitesinin Makroomurgasızlara Dayalı Olarak Su Çerçeve Direktifi (SÇD) Doğrultusunda Değerlendirilmesi. Doktora tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Eskişehir, 197 s.
- Köse, E., Emiroğlu, Ö., Çiçek, A., Aksu, S., Başkurt, S., Tokatli, C., Şahin, M. and Uğurluoğlu, A. 2020. Assessment of Ecologic Quality in Terms of Heavy Metal Concentrations in Sediment and Fish on Sakarya River and Dam Lakes, Turkey, Soil and Sediment Contamination. *An International Journal*, 29(3): 292-303, <https://doi.org/10.1080/15320383.2019.1705755>
- Kronfeld, J. and Navrot, J. 1975. Aspects of trace metal contamination in the coastal rivers of Israel. *Water Air Soil Pollution*, 4: 127-134. <https://doi.org/10.1007/BF01794135>

- Kuprijanov, I., Herkül, K. and Kotta, J. 2017. Ecological niche differentiation between native and non-native shrimps in the northern Baltic Sea. *Aquatic Ecology*, <https://doi.org/10.1007/s10452-10017-19624-10455>
- Kutlu, B. 2018. Dissemination of heavy-metal contamination in surface sediments of the Uzunçayır Dam Lake, Tunceli, Turkey, Human and Ecological Risk Assessment. *An International Journal*, 24(8): 2182-2194. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1441703>
- Kutlu, B., Aydın, R., Danabas, D. and Serdar, O. 2020. Temporal and seasonal variations in phytoplankton community structure in Uzunçayır Dam Lake (Tunceli, Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 192: 105. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8046-3>
- Kükrer, S. 2016. Comprehensive Risk Assessment of Heavy Metal Accumulation in Surface Sediment of Lake Tortum Based on Ecological Indices. *Turkish Journal of Agriculture - Food Science and Technology*, 4(12): 1185-1191
- Kükrer, S. 2018. Vertical and horizontal distribution, source identification, ecological and toxic risk assessment of heavy metals in sediments of Lake Aygır, Kars, Turkey. *Environmental Forensics*, 19(2): 122-133. <https://doi.org/10.1080/15275922.2018.1448905>
- Kükrer, S. and Mutlu, E. 2019. Assessment of surface water quality using water quality index and multivariate statistical analyses in Saraydüzü Dam Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191: 71. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7197-6>
- Kükrer, S., Çakır, Ç., Kaya, H. and Erginal, A.E. 2019. Historical record of metals in Lake Küçükçekmece and Lake Terkos (Istanbul, Turkey) based on anthropogenic impacts and ecological risk assessment. *Environmental Forensics*, 20(4): 385-401. <https://doi.org/10.1080/15275922.2019.1657985>
- Kükrer, S., Seker, S., Abacı, Z.T. and Kutlu, B. 2014. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of northern littoral zone of Lake Çıldır, Ardahan, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6): 3847-3857. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3662-4>
- Külköylüoğlu, O., Yağcı, A., Erbatur, İ. Yağcı, M.A., Bulut., C. and Çınar, Ş. 2023. Effects of water quality changes on the Ostracoda (Crustacea) species diversity and seasonal occurrence patterns in Lake Eğirdir (Isparta, Turkey). *Biologia*, 78: 755–769. <https://doi.org/10.1007/s11756-022-01267-5>
- Laino, P.S., Musiello-Fernandes, J. and Braga, A.B. 2020. Population structure of the shrimp *Palaemon pandaliformis* (Stimpson, 1871) (Caridea: Palaemonidae) in the river Rio Itapemirim, in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 20(4): e20201020. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1020>
- Lechthaler, W. and Car, M. 2005. Simuliidae-Key to Larvae and Pupae from Central and Western Europe. Eutaxa-Technisches Büro für Biologie. CD-Rom - Edition, Vienna.

- Lechthaler, W. and Stockinger W. 2005. Trichoptera - Key to Larvae from Central Europe. Eutaxa Technisches Büro für Biologie. CD-Rom - Edition, Vienna, Austria.
- Leiva, G., Fuentes, N., Zelada, S. and Ríos-Henríquez, C. 2019. Application of the Lake Biotic Index (LBI) in the ecological characterization of a North Patagonian lake in Chile. *Heliyon*, 5(10): e02492. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02492>
- Leiva-Tafur, D., Goñas, M., Culqui, L., Santa Cruz, C., Rascón, J. and Oliva-Cruz, M. 2022. Spatiotemporal distribution of physicochemical parameters and toxic elements in Lake Pomacochas , Amazonas, Peru. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 885591. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.885591>
- Lenntech. 2004. Water Treatment. Lenntech, Rotterdamseweg, Netherlands (Lenntech Water Treatment and Air Purification).
- Lermi, A. and Sunkari, E.D. 2020. Geochemistry, Risk Assessment, and Pb Isotopic Evidence for Sources of Heavy Metals in Stream Sediments around the Ulukışla Basin, Niğde, Southern Turkey. *Turkish Journal of Earth Sciences*, 29(7): 1167-88. <https://doi.org/10.3906/yer-2001-9>
- Li, P., Wu, J., Qian, H., Zhang, Y., Yang, N., Jing, L. and Yu, P. 2016. Hydrogeochemical characterization of groundwater in and around a wastewater irrigated forest in the southeastern edge of the Tengger Desert, Northwest China. *Exposure and Health*, 8(3): 331-348. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0193-y>
- Li, X., Shen, H., Zhao, Y., Cao, W., Hu, C. and Sun, C. 2019. Distribution and Potential Ecological Risk of Heavy Metals in Water, Sediments, and Aquatic Macrophytes: A Case Study of the Junction of Four Rivers in Linyi City, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(16): 2861. <https://doi.org/10.3390/ijerph16162861>
- Liao, J., Cui, X., Feng, H. and Yan, S. 2022. Environmental Background Values and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Watershed Sediments: A Comparison of Assessment Methods. *Water*, 14(11): 51. <https://doi.org/10.3390/w14010051>
- Lind, O.T. (1985). Handbook of common methods in Limnology. (2nd Ed.) Iowa, USA: Kendall/ Hunt Pub. Comp. Press, 199 p.
- Liu, M., Zhang, Q., Yu, C., Yuan, L., He, Y., Xiao, W., Zhang, H., Guo, J., Zhang, W., Li, Y., Zhang, Q., Chen, L. and Wang, X. 2021. Observation-Based Mercury Export from Rivers to Coastal Oceans in East Asia. *Environmental Science & Technology*, 55 (20): 14269-14280. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03755>
- MacDonald, D., Ingersoll, C. and Berger, T. 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>

- Malsiu, A., Shehu, I., Stafilov, T. and Faiku, F. 2020. Assessment of Heavy Metal Concentrations with Fractionation Method in Sediments and Waters of the Badovci Lake (Kosovo). *Journal of Environmental and Public Health*, 3098594. <https://doi.org/10.1155/2020/3098594>
- Mao, L., Ren, W., Liu, X., He, M., Zhang, B.T., Lin, C. and Ouyang, W. 2023. Mercury contamination in the water and sediments of a typical inland river - Lake basin in China: Occurrence, sources, migration and risk assessment. *Journal Of Hazardous Materials*, 446: 130724. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130724>
- Matunguru, J.M., Okito, G.M., Lubembe, S., Uvon, J.J., Lutili, F., Mashimango, J.B., Sibomana, C., Mbalassa, M., Lina, A., Muderhwa, V.N., Micha, J.C. and Ntakimazi, G. 2022. Assessment of Physicochemical Parameters in Relation with Ecology of *Bagrus bayad* (Fabricius, 1775, Bagridae) in Lake Albert, Ituri, Democratic Republic of the Congo (DRC). *Open Access Library Journal*, 9(11): e9488. <https://doi.org/10.4236/oalib.1109488>
- Mazurek, R., Kowalska, J. B., Gasiorek, M., Zadrozny, P. and Wieczorek, J. 2019. Pollution indices as comprehensive tools for evaluation of the accumulation and provenance of potentially toxic elements in soils in Ojcow National Park. *Journal of Geochemical Exploration*, 201: 13-30. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.03.001>
- Melese, H. and DeBella, H.J. 2023. Comparative study on seasonal variations in physico-chemical characteristics of four soda lakes of Ethiopia (Arenguade, Beseka, Chitu and Shala). *Heliyon*, 9(5): e16308. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16308>
- Miao, X., Hao, Y., Liu, H., Xie, Z., Miao, D. and He, X. 2021. Effects of heavy metals speciations in sediments on their bioaccumulation in wild fish in rivers in Liuzhou-A typical karst catchment in southwest China. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, 214: 112099. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112099>
- Miraj, A., Pal, S., Bhattacharya, S. K. and Chakraborty, K. 2017. Observation on the TDS and EC Values of Different Water Bodies at Cooch Behar, West Bengal, India. *International Journal of Theoretical & Applied Sciences*, 9(2): 106-113
- Mohamed, A.W. 2005. Geochemistry and sedimentology of core sediments and the influence of human activities; Qusier, Safaga, and Hurghada harbors, Red Sea coast, Egypt, Egyptian Mediterranean coast. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 31(1): 92-103.
- Mohiuddin, K.M., Zakir, H.M., Otomo, K., Sharmin, S. and Shikazono, N. 2010. Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7(1): 17-28. <https://doi.org/10.1007/BF03326113>

- Mossolin, E.C. and Bueno, S.L.S. 2002. Reproductive biology of *Macrobrachium olfersi* (Decapoda, Palaemonidae) in São Sebastião. *Journal of Crustacean Biology*, 22: 367-376.
- Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2: 108-118.
- Muniyan, M. and Ambedkar, G. 2011. Seasonal Variations in Physicochemical Parameters of Water Collected from Kedilam River at Visoor Cuddalore District, Tamil Nadu, India. *International Journal of Environmental Biology*, 1(2): 15-18.
- Mutlu, E., Kutlu, B., Demir, T. and Yanık, T. 2018. Assessment of metal concentrations and physicochemical parameters in the waters of Lake Tecer. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 18(1): 1-10. <https://doi.org/10.17475/kastorman.302185>
- Nabizadeh, R., Valadi Amin, M., Alimohammadi, M., Naddafi, K., Mahvi, A.H. and Yousefzadeh, S. 2013. Development of innovative computer software to facilitate the setup and computation of water quality index. *Journal Of Environmental Health Science & Engineering*, 11(1): 1. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-1>
- Najamuddin., Inayah., Labenua, R., Samawi, M.F., Yaqin, K., Paembonan, R.E., Ismail, F. and Harahap, Z.A. 2023. Distribution of heavy metals Hg, Pb, and Cr in the coastal waters of small islands of Ternate, Indonesia. *Acta Ecologica Sinica*. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2023.09.002>.
- Naz, M. and Turkmen, M. 2005. "Phytoplankton biomass and species composition of Lake Gölbaşı (Hatay-Turkey)". *Turkish Journal of Biology*, 29(1): 49-56.
- Nirmala, K., Senthil Kumar, P., Ambujam, N.K. and Srinivasalu, S. 2022. Assessment of physico-chemical parameters of surface waters of a tropical brackish water lake in South Asia. *Environmental Research*, 214(2): 113958. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113958>
- Niu, Y., Jiang, X., Wang, K., Xia, J., Jiao, W., Niu, Y. and Yu, H. 2020. Meta analysis of heavy metal pollution and sources in surface sediments of Lake Taihu, China. *Science of The Total Environment*, 700: 134509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134509>.
- NOAA National Centers for Environmental Information. 2023. State of the Climate: Global Climate Report for 2022. Retrieved from <https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/monthly-report/global/202213> [Son erişim tarihi: 08.11.2023].
- Noronha-D'Mello, C.A. and Nayak, G.N. 2016. Assessment of metal enrichment and their bioavailability in sediment and bioaccumulation by mangrove plant pneumatophores in a tropical (Zuari) estuary, west coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1): 221-230. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.059>

- Nwosu, M.C., Onwurah, A.I., Anyaegbunam, L.C and Ibemenuga, K.N. 2012. Studies on the Ichthyofaunal Assemblages of Three Eutrophic Lakes in Anambra State, Nigeria. *J. Sci. Engr. Tech.*, 19 (1): 10726-10737
- Obano, E.O. and Orosanye, J.O.A. 2006. The uptake and loss of absorbed Cadmium in *Clarias anguilems* fingerlings. *African Journal of Biotechnology*, 15(12): 1284-1287.
- OECD, (1982). OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control OECD, Paris, France
- Ogleni, N. and Topal, B. 2011. Water Quality Assessment of the Mudurnu River, Turkey, Using Biotic Indices. *Water Resour Manage* 25: 2487-2508. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9822-1>
- Ohrel, R.L. and Register, K.M. 2006. Volunteer estuary monitoring manual: A methods manual, Second Edition, EPA-842-B-06-003. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Retrieved from <https://www.epa.gov/nep/volunteer-estuary-monitoring-methods-manual> [Son erişim tarihi: 10.11.2023].
- Omwene, P.I., Oncel, M.S., Çelen, M. and Kobya, M. 2018. Heavy metal pollution and spatial distribution in surface sediments of Mustafakemalpas, a stream located in the world's largest borate basin (Turkey). *Chemosphere*, 208: 782-792. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.031>
- Onjefu, S.A., Shaningwa, F., Lusilao, J., Abah, J., Hess, E. and Kwaambwa, H.M. 2020. Assessment of heavy metals pollution in sediment at the Omaruru River basin in Erongo region, Namibia. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 32(1): 187-193. <https://doi.org/10.1080/26395940.2020.1842251>
- Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G. and Townsen, C.T. 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1): 1-4 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x>
- Ozbayram, E.G., Koker, L., Akçaalan, R., Aydın, F., Ertürk, A., Ince, O. and Albay, M. 2021. Contrasting the Water Quality and Bacterial Community Patterns in Shallow and Deep Lakes: Manyas vs. Iznik. *Environmental Management*, 67(3): 506–512. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01357-7>
- Ozmen, H., Külahci, F., Cukurovali, A. and Doğru, M. 2004. Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elazığ, Turkey). *Chemosphere*, 55(3): 401-408. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.003>
- Ozvarol, Z.A.B. and Ikiz, R. 2008. Growth, Mortality and Stock Analysis of the pikeperch, Sander lucioperca (L., 1758) population of Karacaören I Dam Lake. *Journal of Fisheries Sciences*, 2(2): 134-145. <https://doi.org/10.3153/jfscom.2008015>

- Ozvarol, Z.A.B. and Ikiz, R. 2009. Mortality ratio and stock analysis of Vimba (Vimba vimba tenella (Nordmann,1840) population in Karacaören I Dam Lake (Burdur-Turkey). *Journal of Applied Biological Sciences*, 3: 143-147.
- Özdemir, N., Demirak, A., Gadirova, E., Koç, C. and Temizer, I.A. 2019. Investigation of Some Physico-chemical Properties of Köyceğiz, Bafa and Limni Lakes (Muğla-Turkey). *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 17: 338-345. <https://doi.org/10.31590/ejosat.587665>
- Özel, B., Yay, T.E. and Tekin-Özan, S. 2019. Isparta Deresi'nin Su Kalitesinin Fizikokimyasal Parametrelere ve Simuliidae Faunasına Göre Belirlenmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 15 (4): 487-498. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.558391>
- Öztürk, M., Özözen, G., Minareci, O. and Minareci, E. 2008. Determination of Heavy Metals in of Fishes, Water and Sediment from the Demirköprü Dam Lake (Turkey). *Journal of Applied Biological Sciences*, 2(3): 99-104 .
- Öztürk, S., Seçer, B., Sungur, S., Akkan Kökçü, C. and Çiçek, E. 2022. Karagöl ve Çiniligöl (Bolkar Dağları, Niğde, Türkiye) Bentik Makroomurgasız Faunası . *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 8(1): 59-69. <https://doi.org/10.17216/limnofish.851195>
- Pal, M.; Samal, N.R.; Roy, P.K. and Roy, M.B. 2015. Electrical conductivity of lake water and environmental monitoring—A case study of Rudrasagar Lake. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 9(3): 66-71.
- Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad Shah, J., Galat, D.J., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D.H., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G.M., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Srivastava, P. and Sudduth, E. (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42: 208-2. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x>
- Pandey, B., Agrawal, M. and Singh, S. 2016. Ecological risk assessment of soil contamination by trace elements around coal mining area. *Journal of Soils and Sediments*, 16: 159-168. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1173-8>
- Parikh, G., Rawtani, D. and Khatri, N. 2021. Insects as an indicator for environmental pollution. *Environmental Claims Journal*, 33(2): 161-181, <https://doi.org/10.1080/10406026.2020.1780698>
- Parlak, M., Everest, T. ve Tunçay, T. 2021. Uluköy ve Alemşah Sulama Göletleri(Çanakkale Türkiye) Sedimentlerinin Ağır Metal Kirliliği Bakımından İncelenmesi, . *Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Tarım ve Doğa Dergisi*, 24(2): 372-378. <https://doi.org/10.18016/ksutarimdog.vi.752777>
- Patel, A., Rastogi, N., Gandhi, U. and Khatri, N. 2021. Oxidative potential of atmospheric PM10 at five different sites of Ahmedabad, a big city in Western India. *Environmental Pollution*, 268(B): 115909. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115909>

- Paul, D. 2017. Research on heavy metal pollution of river Ganga: a review. *Annals of Agrarian Science*, 15: 278–286. <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2017.04.001>
- Peng, J.F., Song, Y.H., Yuan, P., Cui, X.Y. and Qiu, G. L. 2009. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3): 633-640. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061>
- Perron, M.A.C. and Pick, F.R. 2020. Water quality effects on dragonfly and damselfly nymph communities: A comparison of urban and natural ponds. *Environmental Pollution*, 263(B): 114472. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114472>
- Pertsemli, E. and Voutsas, D. 2007. Distribution of heavy metals in Lakes Doirani and Kerkini, Northern Greece. *Journal of Hazardous Materials*, 148(3): 529-537. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.019>
- Piola, R.F. and Johnston, E.L. 2008. Pollution Reduces Native Diversity and Increases Invader Dominance in Marine Hard-Substrate Communities. *Diversity and Distributiom*, 14: 329–342. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00430.x>
- Plafkin, J.L., Barbour, K.D., Gross, S.K. and Hughes, R.M., 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers, Benthic Macroinvertebrates and Fish, EPA/444/4-89-001, Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Polhemus, J.T. 2009. Hemiptera (True Bugs). *Encyclopedia of Inland Waters*, 323-334. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00175-7>
- Pont, D., Hughes, R.M., Whittier, T.R. and Schmutz, S. 2009. A predictive index of biotic integrity model for aquatic-vertebrate assemblages of western U.S. streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 292-305.
- Prasad, S., Yadav, K.K., Kumar, S., Gupta, N., Cabral-Pinto, M.M.S., Rezanian, S., Radwan, N. and Alam, J. 2021. Chromium contamination and effect on environmental health and its remediation: A sustainable approaches. *Journal of Environmental Management*, 285: 112174. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112174>
- Priawandiputra, W., Zakaria, F.R.N. and Prawasti, T.S. 2018. Aquatic Insect Community as Indicator of Water Quality Assessment in Situ Gede System, Bogor, Indonesia. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 197: 012016. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/197/1/012016>
- Purkait, B. 2010. The use of grain size distribution patterns to elucidate Aeolian process on a transverse dune of Thar desert, India. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35: 525-530. <https://doi.org/10.1002/esp.1939>
- Rain, F.H. and Thatcher, L.L. 1990. Methods for Collection and Analysis of Water Samples, U. S. Govt. Office Washington, USA.

- Rajeshkumar, S. and Li, X. 2018. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*, 5: 288-295. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.01.007>
- Ramakrishnaiah, C.R., Sadashivaiah, C. and Ranganna, G. 2009. Assessment of water quality index for the groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka state, India. *Journal of Chemistry*, 6(2): 523-530. <https://doi.org/10.1155/2009/757424>
- Ramírez Ortega, D., González Esquivel, D.F., Blanco Ayala, T., Pineda, B., Gómez Manzo, S., Marcial Quino, J., Carrillo Mora, P. and Pérez de la Cruz, V. 2021. Cognitive Impairment Induced by Lead Exposure during Lifespan: Mechanisms of Lead Neurotoxicity. *Toxics*, 9(2): 23. <https://doi.org/10.3390/toxics9020023>
- Rathor, G., Chopra, N. and Adhikari, T. 2014. Nickel as a pollutant and its management. *International Research Journal of Environment Sciences*, 3(10): 94-98.
- Rebolledo Monsalve, E., Jiménez Prado, P., Molinero Ortiz, J. and Toulkeridis, T. 2022. Differences in Fish Abundance in Rivers under the Influence of Open-Pit Gold Mining in the Santiago-Cayapas Watershed, Esmeraldas, Ecuador. *Water*, 14(19): 2992. <https://doi.org/10.3390/w14192992>
- Reece, P.F. and Richardson, J.S. 2000. Benthic macroinvertebrate assemblages of coastal and continental streams and large rivers of southwestern British Columbia Canada. *Hydrobiologia*, 439: 77-89
- Rosa, L.C., Passos, A.C. and Corrêa, M.F. M. 2015. Aspectos populacionais e reprodutivos de *Palaemon pandaliformis* (Crustacea: Palaemonidae) em uma marisma subtropical no Sul do Brasil. São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, 41(4): 849-857
- Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. (Ed.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, New York, London, Chapman & Hall. pp 1-9.
- Ryding S.O. and Rast, W. 1994. Le Contrôle de l'Eutrophisation des Lacs et des Réservoirs; 294 p.
- Sahu, P. and Sikdar, P.K. 2008. Hydrochemical framework of the aquifer in and around East Kolkata Wetlands, West Bengal, India. *Environmental Geology*, 55: 823-835. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1034-x>
- Sancer, O. and Tekin-Özan, S. 2016. Seasonal Changes of Metal Accumulation in Water, Sediment and *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel Growing in Lake Kovada (Isparta, Türkiye). *SDU Journal of Science (E-Journal)*, 11(2): 45-60.
- Sarkar, M., Islam, J.B. and Akhter, S. 2016. Pollution and ecological risk assessment for the environmentally impacted Turag River, Bangladesh. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(7): 2295e2304

- Saturday, A., Lyimo, T.J., Machiwa, J. and Pamba, S. 2021. Spatial and temporal variations of faecal indicator bacteria in Lake Bunyonyi, South-Western Uganda. *SN Applied Sciences*, 3(7): 697. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04684-4>
- Schmidtke, S., Stramma L. and Visbeck, M. 2017. Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature*, 542: 335. <https://doi.org/10.1038/nature21399>.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16 (2): 45-63
- Shabbir, R. and Ahmad, S.S. 2015. Use of geographic information system and water quality index to assess groundwater quality in Rawalpindi and Islamabad. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 40: 2033-47. <https://doi.org/10.1007/s13369-015-1697-7>
- Shah, R.A., Achyuthan, H., Krishnan, H., Lone, A.M., Saju, S., Ali, A., Lone, S.A., Malik, M.S. and Dash, C. 2021. Heavy metal concentration and ecological risk assessment in surface sediments of Dal Lake, Kashmir Valley, Western Himalaya. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(3): 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-06504-w>
- Shaheen, S.M., Antoniadis, V., Kwon, E., Song, H., Wang, S.L., Hseu, Z.Y. and Rinklebe, J. 2020. Soil contamination by potentially toxic elements and the associated human health risk in geo- and anthropogenic contaminated soils: A case study from the temperate region (Germany) and the arid region (Egypt). *Environmental Pollution*, 262: 114312. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114312>
- Šidagytė, E., Višinskienė, G. and Arbačiauskas, K. 2013. Macroinvertebrate metrics and their integration for assessing the ecological status and biocontamination of Lithuanian lakes. *Limnologica* 43: 308-318. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2013.01.003>
- Singh, M., Muller, G. and Singh, I. B. (2002). Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanization of the Ganga plain, India. *Water Air Soil Pollution*, 141: 35-54.
- Sivapriya, V., Radhakrishnan, K. and Hussain, S.M. 2022. Chapter 9 - Benthos and its interaction with marine and estuarine ecosystem, Editor(s): Prince S. Godson, Salom Gnana Thanga Vincent, S. Krishnakumar, Ecology and Biodiversity of Benthos, Elsevier, pp 315-336, ISBN 9780128211618, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821161-8.00008-8>.
- Sivaruban, T., Sivaruban, B., Venkataraman, K., Arunachalam, M. and Srinivasan, P. 2022. Diversity of the EPT complex (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in the Western and Eastern Ghats (South India) caused by the variations of landscape elements and mesohabitats. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(1): 24-31. <https://orcid.org/0000-0001-8118-3256>

- SKKY. 2008. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği, 31.12.2004 Tarih ve 25687 Sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- SKKY. 2021. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği, 30.11.2012 tarihli ve 28483 Sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- Sofi, I.R., Chuhan, P.P., Sharma, H.K. and Manzoor, J. 2018. Assessment of Physico-Chemical Properties of Water and Sediments of Asan Lake Dehradun, India. *International Journal of Theoretical & Applied Sciences*, 10: 68-76.
- Sojka, M., Jaskuła, J. and Siepak, M. 2018. Heavy Metals in Bottom Sediments of Reservoirs in the Lowland Area of Western Poland: Concentrations, Distribution, Sources and Ecological Risk. *Water*, 11(1): 56. <https://doi.org/10.3390/w11010056>
- Spehar, R.L., Poucher, S., Brooke, L.T., Hansen, D.J., Champlin, D. and Cox, D.A. 1999. Comparative toxicity of fluoranthene to freshwater and saltwater species under fluorescent and ultraviolet light. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37(4): 496-502. <https://doi.org/10.1007/s002449900544>
- Spyra, A., Kubicka, J. and Strzelec, M. 2017. The use of biological indices for the assessment of the river quality (Ruda river, Poland). *Ecological Chemistry and Engineering*, 24: 285-298. <https://doi.org/10.1515/eces-2017-0020>
- Suhaila, A.H., Che Salmah, M.R. ve Nurul Huda, A. 2014. Seasonal abundance and diversity of aquatic insects in rivers from Gunung Jerai Forest Reserve, Malaysia. *Sains Malaysiana*, 43(5): 667-674.
- Sukatar, A., Ertaş, A. and Tüney Kızılkaya, İ. 2021. Assessment of Water Quality in Brackish Lake Bafa (Muğla, Turkey) by Using Multivariate Statistical Techniques. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 7(3): 271-284. <https://doi.org/10.17216/limnofish.774739>
- Sun, X., Yin, R., Hu, L., Guo, Z., Hurley, J. P., Lepak, R.F. and Li, X. 2020. Isotopic tracing of mercury sources in estuarine-inner shelf sediments of the East China Sea. *Environmental Pollution*, 262: 114356. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114356>
- Süel, H., Oğurlu, İ. ve Ertuğrul, E. T. 2018. Bird Fauna of Karacaören I Dam Lake, Isparta-Turkey. *The Journal of Graduate School of Natural and Applied Sciences of Mehmet Akif Ersoy University*, 9(1): 22-28. <https://doi.org/10.29048/makufebed.320113>
- Şener, E., Varol, S., Şener, Ş. and Davraz, A. 2019. Assessment of the Stream Network Pollution in the Eğirdir Lake Basin (Turkey) using Water Quality Index and Multivariate Analysis. *Journal of Engineering Sciences and Design*, 7(2): 352-368. <https://doi.org/10.21923/jesd.471866>

- Şener, Ş., Davraz, A. and Karagüzel, R. 2013. Evaluating the anthropogenic and geologic impacts on water quality of the Eğirdir Lake, Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 70(6): 2527-2544. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2296-0>
- Şener, Ş., Şener, E. and Davraz, A. 2017. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *The Science of the Total Environment*, 584-585: 131-144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.102>
- Şimşek, A., Özkoç, H.B. and Bakan, G. 2022. Environmental, ecological and human health risk assessment of heavy metals in sediments at Samsun-Tekkeköy, North of Turkey. *Environmental Science And Pollution Research International*, 29(2): 2009-2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15746-w>
- Tampo, L., Kabore, I., Alhassan, E.H., Oueda, A., Bawa, L. M. and Djaneye-Boundjou, G. 2021. Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water*, 3: 662-765. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>
- Tang, W., Shan, B., Zhang, W., Zhang, H., Wang, L. and Ding, Y. 2014. Heavy metal pollution characteristics of surface sediments in different aquatic ecosystems in eastern China: a comprehensive understanding. *PloS one*, 9(9): e108996. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108996>
- Tas, B. 2012. Diversity of phytoplankton and trophic status in the Gaga Lake, Turkey. *Energy Education Science and Technology Part A: Energy Science and Research*, 30(1): 33-44.
- Taşkın, E., Tan, İ., Minareci, E., Minareci, O., Çakır, M. and Polat-Beken, Ç. 2020. Ecological quality status of the Turkish coastal waters by using marine macrophytes (macroalgae and angiosperms). *Ecological Indicators*, 112, 106107, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106107>.
- Teksoy, A., Katip, A. and Erol Nalbur, B. 2019. Karsak deresi'nde su kalitesinin izlenmesi ve gemlik körfezi'ne etkisinin değerlendirilmesi. *Uludağ University Journal of the Faculty of Engineering*, 24: 1. <https://doi.org/10.17482/uumfd.463430>
- Tepe, Y., Türkmen, A., Mutlu E. and Ateş, A. 2005. Some Physicochemical Characteristics of Yarseli Lake, Hatay, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 5: 35-42
- Texas Commission on Environmental Quality. 2022. Air Pollution from Lead. Retrieved from <https://www.tceq.texas.gov/airquality/sip/criteria-pollutants/sip-lead> [Son erişim tarihi: 15.02.2023].
- Thorp, J.H. and Rogers, D.C. 2011. True Bugs: Insect Order Hemiptera. In: Thorp, J. H. and Rogers, D.C. (Ed), Field Guide to Freshwater Invertebrates of North America. *Academic Press*, pp. 205-212. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381426-5.00023-5>.

- Timm, H. and Haldna, M. 2019. Do abundance and percentage of dipteran larvae and Oligochaeta indicate low water quality in streams and lake littoral?. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 48(4): 415-429. <https://doi.org/10.2478/ohs-2019-0036>
- Tomilson, D.C., Wilson, D.J., Harris, C.R. and Jeffrey, D.W. 1980. Problem in assessment of heavy metals in estuaries and the formation of pollution index. *Helgolander Meeresunters*, 33: 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
- Topkara, E., Özbek, M., Taşdemir, A., Yıldız, S., Balık, S. and Ustaoglu, M.R. 2011. Determination of Pollution Level of Yuvarlak Stream (KöyceğizMuğla) by Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of Animal and Veterinary Advances* 10(9): 1194-1201. <https://doi.org/10.3923/javaa.2011.1194.1201>
- Tufaner, F. 2023. Relationship between physicochemical parameters in Çıldır Lake (Turkey): Predicted total organic carbon as a lake pollution indicator. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20: 4085 – 4100. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04352-z>
- TUİK (2020). 2019 Yılı Genel Turizm İstatistikleri T.C Kültür ve Turizm Bakanlığı, İşletmeler Genel Müdürlüğü Araştırma ve Raporlar, 7. <https://yigm.ktb.gov.tr/TR-232959/arastirma-ve-raporlar.html> [Son erişim tarihi: 12.09.2020].
- Turekian, K.K. and Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72: 175-192. [http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175:DOTEIS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175:DOTEIS]2.0.CO;2)
- United State Centers for Disease Control and Prevention. 2018. Nickel. Retrieved from [https://www.cdc.gov/niosh/topics/nickel/default.html#:~:text=Nickel%20\(Ni\)%20is%20a%20hard,harm%20from%20exposure%20to%20nickel](https://www.cdc.gov/niosh/topics/nickel/default.html#:~:text=Nickel%20(Ni)%20is%20a%20hard,harm%20from%20exposure%20to%20nickel). [Son erişim tarihi: 15.01.2023].
- United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DES). 2022. World population to reach 8 billion on November 15 2022. Retrieved from <https://www.un.org/en/desa/world-population-reach-8-billion-15-november-2022>. [Son erişim tarihi: 16.12.2022].
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2023. Indicators: Sediment Mercury. Retrieved from <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicatorssedimentmercury#:~:text=Why%20is%20sediment%20mercury%20important%3F&text=Mercury%20is%20a%20common%20pollutant,and%20animals%20that%20eat%20fish>. [Son erişim tarihi: 14.11.2023].
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1986. Quality Criteria for Water (Gold Book). EPA 440/5-86-001. Washington D.C.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1999. US Environmental Protection Agency. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion. Facilities Vol. 3, Appendix.

- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2016. Chapter 14, Salinity, Voluntary Estuary Monitoring Manual.
- Ustaoglu, F. ve Islam, S. 2020. Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun, Northeast Turkey: A preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk. *Ecological Indicators*, 113: 106237. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106237>
- Ustaoglu, F., Islam, M.S. and Tokatli, C. 2022. Ecological and probabilistic human health hazard assessment of heavy metals in Sera Lake Nature Park sediments (Trabzon, Turkey). *Arabian Journal of Geosciences*, 15: 597. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09838-1>
- Uyanik, S., Yilmaz, G., Yesilnacar, M.I., Aslan, M., Demir, Ö., 2005. Rapid Assessment of River Water Quality in Turkey using Benthic Macroinvertebrates. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14 (4): 268-272.
- Üçüncü Tunca, E. 2016. Beyşehir Gölü'nde Su ve Sedimentte Ağır Metal Birikimi ve Sedimentte Antropojenik Kontaminasyon Değerlendirmesi. *Ordu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6(2): 205-219.
- Ülkü, M. 2016. Karacaören I Baraj Gölü Siyanobakteri (Mavi-Yeşil Alg) Florasi ve Mikrosistin Düzeyinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, Burdur, 137 s.
- Varol, M. 2011. Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 195: 355-364. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.051>
- Varol, M. 2015. Dicle Baraj Gölü su kalitesinin su kirliliği kontrolü yönetmeliğine göre değerlendirilmesi. *Türk Tarım ve Doğa Bilimleri Dergisi*, 2(1): 85-91.
- Varol, M. 2020. Environmental, ecological and health risks of trace metals in sediments of a large reservoir on the Euphrates River (Turkey). *Environmental Research*, 187: 109664. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109664>
- Varol, M. and Tokatli, C. 2021. Impact of paddy fields on water quality of Gala Lake (Turkey): An important migratory bird stopover habitat. *Environmental Pollution*, 287: 117640. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117640>
- Varol, M., Canpolat, Ö., Eriş, K. K. and Çağlar, M. 2020. Trace metals in core sediments from a deep lake in eastern Turkey: Vertical concentration profiles, eco-environmental risks and possible sources. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189: 110060. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110060>
- Varol, M., Gündüz, K. and Sünbül, M.R. 2021. Pollution status, potential sources and health risk assessment of arsenic and trace metals in agricultural soils: A case study in Malatya province, Turkey. *Environmental Research*, 202: 111806. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111806>

- Varol, S. and Davraz, A. 2015. Evaluation of the groundwater quality with WQI (Water Quality Index) and multivariate analysis: a case study of the Tefenni plain (Burdur/ Turkey). *Environmetal Earth Science*, 73: 1725-1744
- Vinothkannan, A., Charles, P.E. and Rajaram, R. 2022. Ecological risk assessment and seasonal variation of heavy metals in water and sediment collected from industrially polluted Cuddalore coast, Southeastern India. *Regional Studies in Marine Science*, 49: 102134. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102134>
- Virha, R., Biswas, A.K., Kakaria, V.K., Qureshi, T.A., Borana, K. and Malik, N. 2011. Seasonal variation in physicochemical parameters and heavy metals in water of Upper Lake of Bhopal. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(2): 168-174. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0172-0>
- Vutukuru, S.S. 2005. Acute effects of Hevalent Chromium on survival, oxygen consumption, hematological parameters and some biochemical profiles of the Indian Major Carp, *Labeo rohita*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2(3): 456-462. <https://doi.org/10.3390/ijerph2005030010>
- Waite, I.R., Brown, L.R., Kennen, J.G., May, J. T, Cuffney, J.L. O. and Jones, K.A. 2010. Comparison of watershed disturbance predictive models for stream benthic macroinvertebrates for three distinct ecoregions in western US. *Ecological Indicators*, 10: 1125-1136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.011>
- Wan Mohd Hafezul, W.A.G., Che Salmah, M.R., Suhaila, A.H. and Salman, A.S. 2016. Efficiency of different sampling gears for aquatic macroinvertebrates collections in Malaysian streams. *Tropical Life Sciences Research*, 27(1): 115-134.
- Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q. and Cai, L. 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 171: 248-258.
- Wang, Q., Liu, R., Men, C., Xu, F., Guo, L. and Shen, Z. 2017. Spatial-temporal distribution and risk assessment of mercury in different fractions in surface sediments from the Yangtze River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1): 488-495. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.034>
- Wang, X., Zhang, L., Zhao, Z. and Cai, Y. 2018. Heavy metal pollution in reservoirs in the hilly area of southern China: Distribution, source apportionment and health risk assessment. *The Science of the Total Environment*, 634: 158-169. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.340>
- Wasserman, G.A., Liu, X., Popovac, D., Factor-Litvak, P., Kline, J., Waternaux, C., LoIacono, N. and Graziano, J.H. 2000. The Yugoslavia Prospective Lead Study: contributions of prenatal and postnatal lead exposure to early intelligence. *Neurotoxicology and Teratology*, 22(6): 811-818. [https://doi.org/10.1016/s0892-0362\(00\)00106-9](https://doi.org/10.1016/s0892-0362(00)00106-9)

- Water Framework Directive (WFD). 2000. EU Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC.23.10.2000
- Wetzel, R.G. and Likens, G.E. 2000. Nitrogen, Phosphorus, and Other Nutrients. In: (3rd Ed.), *Limnological Analyses*. Springer, New York, pp 85-113. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4>
- Whitehead, P., Bussi, G., Hossain, M.A., Dolk, M., Das, P., Comber, S., Peters, R., Charles, K.J., Hope, R. and Hossain, M.S. 2018. Restoring water quality in the polluted Turag-Tongi-Balu river system, Dhaka: Modelling nutrient and total coliform intervention strategies. *The Science of the Total Environment*, 631-632: 223–232. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.038>
- Wilhm, J.L. and Dorris, T.C. 1966. Species Diversity of Benthic Macroinvertebrates in a Stream Receiving Domestic and Oil Refinery Effluents. *The American Midland Naturalist*, 72(2): 427-449. <https://doi.org/10.2307/2423096>
- Woodiwiss, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 83: 443-447.
- World Economic Forum (WEF). 2022. World population just passed 8 billion. Here's what it means. Retrieved from <https://www.weforum.org/agenda/2022/11/world-population-passes-8-billion-what-you-need-to-know/> [Son erişim tarihi: 20.12.2022].
- World Health Organization (WHO). 2011. Guidelines for drinking-water quality. In (4th Ed.), World Health Organization. Retrieved from https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/ [Son erişim tarihi: 11.06.2020].
- World Health Organization (WHO). 2017. Guidelines for drinking-water quality: In (4. Ed.), incorporating the first addendum. Switzerland
- World Health Organization (WHO). 2022. Lead poisoning. Retrieved January 17, 2023, from <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- World Wildlife Fund. 2020. Freshwater biodiversity. Retrieved from. https://wwf.panda.org/discover/our_focus/freshwater_practice/freshwater_biodiversity_222/ [Son erişim tarihi: 31.09.2022].
- Wronski, T., Dusabe, M.C., Apio, A., Hausdorf, B. and Albrecht, C. 2015. Biological assessment of water quality and biodiversity in Rwandan rivers draining into Lake Kivu. *Aquatic Ecology*, 49: 309–320. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9525-4>
- Wu, J., Xue, C., Tian, R. and Wang, S. 2017. Lake water quality assessment: a case study of Shahu Lake in the semi-arid loess area of northwest China. *Environmental Earth Sciences*, 76: 232. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6516-x>

- Xu, X., Lu, X., Han, X. and Zhao, N. 2015. Ecological and health risk assessment of metal in resuspended particles of urban street dust from an industrial city in China. *Current Science*, 108(1): 72-79. <http://www.jstor.org/stable/24216176>
- Yağcı, M.A., Alp, A., Akın, Ş., Yağcı, A., Bilgin, F., Atay, R., Dölcü, B., Uysal, R., Cesur, M., Bostan, H. and Yeğen, V. 2013. Eğirdir Gölü'ne atılan gümüş balığının (*Atherina boyeri* Risso, 1810) besin zincirindeki etkileri. Tagem Haysüd Projesi, Isparta, 332 s.
- Yalcin, M. G., Narin, I. and Soylak, M. 2007. Heavy metal contents of the karasu creek sediments, Nigde, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 128(1-3): 351-357. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9318-2>
- Yalım, F.B., Emre, N., Gülle, İ., Emre, Y., Pak, F., Aktaş, Ö., Uysal, R. and Veske, E. 2020. Karacaören I Baraj Gölü (Burdur) Mikrobiyolojik Kirlilik Düzeyinin Mevsimsel Değişimi. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 6(2): 120-126.
- Yang, H., Wang, J., Xiao, W., Lu, F., Wang, Y. and Jarsj Ö.J. 2020. Relationship between hydroclimatic variables and reservoir wetland landscape pattern indices: A case study of the Sanmenxia Reservoir wetland on the Yellow River, China. *Journal of Earth System Science*, 129: 83. <https://doi.org/10.1007/s12040-020-1347-7>
- Yao, W.M., Hu, C.Y., Yang, X.L. and Shui, B.N. 2021. Spatial variations and potential risks of heavy metals in sediments of Yueqing Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 173: 112983. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112983>
- Yerli, S.V., Kıvrak, E., H. Gürbüz, H., Manav, E., Mangıt, F. and Türkecan, O. 2012. Phytoplankton Community, Nutrients and Chlorophyll a in Lake Mogan (Turkey); with Comparison Between Current and Old Data. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(1): 95-104. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_1_12
- Yıldırım, F. 2019. Eğirdir Gölüne Dökülen Gelendost (Afşar, Akçay) Çayının Su Kalitesinin Fizikokimyasal Parametreler ve Biyotik İndekslere Göre Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Isparta, 117 s.
- Yıldız, S., Özbek, M., Taşdemir, A. and Balık, S. 2010. Identification of Predominant Environmental Factors Structuring Benthic Macroinvertebrate Communities: A Case Study in Küçük Menderes Coastal Wetland (Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 19(1): 30-36
- Yidana, S.M. and Yidana, A. 2010. Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. *Environmetal Earth Science*, 59: 1461-1573
- Yipel, M., Tekeli, I.O., Dikmen, B. and Yarsan, E. 2021. Distribution and Ecotoxicological Risk Assessment of Heavy Metals in Streams of Amanos Mountains from Southern Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107: 895-903. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03316-2>

- Yorulmaz, B. and Ertaş, A. 2021. Water quality assessment of Selendi Stream and comparative performance of the indices based on benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters. *Biologia*, 76: 2599-2607.
- Yüce, M.A. and Gönülol, A. 2016. Evaluation of the Relationship Between Epiphytic Diatoms and Environmental Parameters with the Canonical Correspondence Analysis (CCA). *Pakistan Journal Botany*, 48(4): 1723-1730.
- Zeybek M., Özgül S., Karakaş B. and Taş A.İ. 2011. Karacaören Baraj Gölleri nin Giriş ve Çıkış Sularında Su Kalitesi Değişiminin Biyolojik ve Fizikokimyasal Parametrelere Göre Belirlenmesi. X. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi, 1, Çanakkale, Turkey, 4 - 07 October 2011.
- Zeybek, M. 2012. Kovada Kanalı Ve Bağlantılı Olduğu Göl Sularında Su Niteliğinin Belirlenmesi. Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta, 169 s.
- Zeybek, M. 2017. Macroinvertebrate-based biotic indices for evaluating the water quality of Kargı Stream (Antalya, Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, 41(3): 476-486. <https://doi.org/10.3906/zoo-1602-10>
- Zeybek, M., Kalyoncu, H. and Ertan, Ö.O. 2013. The Effects of Environmental Variables on Distribution of Aquatic Oligochaeta And Chironomidae at Kovada Channel and The Linked Lakes (Isparta/Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 22(11): 3160-3169.
- Zeybek, M., Kalyoncu, H. ve Ertan, Ö.O. 2012. Eğirdir ve Kovada göllerini bağlayan Kovada Kanalı ile göllerin kanala yakın bölümünde trofik durumun belirlenmesi, *Ege Journal Fish Aquatic Sciences*, 29(3): 137-141.
- Zeybek, M., Kalyoncu, H., Karakaş, B. and Özgül, S. 2014. "The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Değirmendere Stream (Isparta, Turkey), *Turkish Journal of Zoology*, 38(5): 11. <https://doi.org/10.3906/zoo-1310-9>
- Zhang, C. 2006. Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environmental Pollution*, 142(3): 501-511. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.028>
- Zhang, J. and Liu, C.L. 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-Weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 54 (6): 1051-1070. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0879>
- Zhang, W., Feng, H., Chang, J., Qu, J., Xie, H. and Yu, L. 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes. *Environmental Pollution*, 157(5): 1533-1543. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074>
- Zhao, N., Fan, Z. and Zhao, M. 2021. A New Approach for Estimating Dissolved Oxygen Based on a High-Accuracy Surface Modeling Method. *Sensors (Basel, Switzerland)*, 21(12): 3954. <https://doi.org/10.3390/s21123954>

- Zhao, S., Shi, X., Li, C., Zhang, H. and Wu, Y. 2014. Seasonal variation of heavy metals in sediment of Lake Ulansuhai, China. *Chemistry and Ecology*, 30(1): 1-14. <https://doi.org/10.1080/02757540.2013.841894>
- Zhu, W., Bian, B. and Li, L. 2008. Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 147(1-3): 171–181. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0108-2>



8. EKLER

Ek – 1. Karacaören I Baraj Gölü'nün Görüntüsü

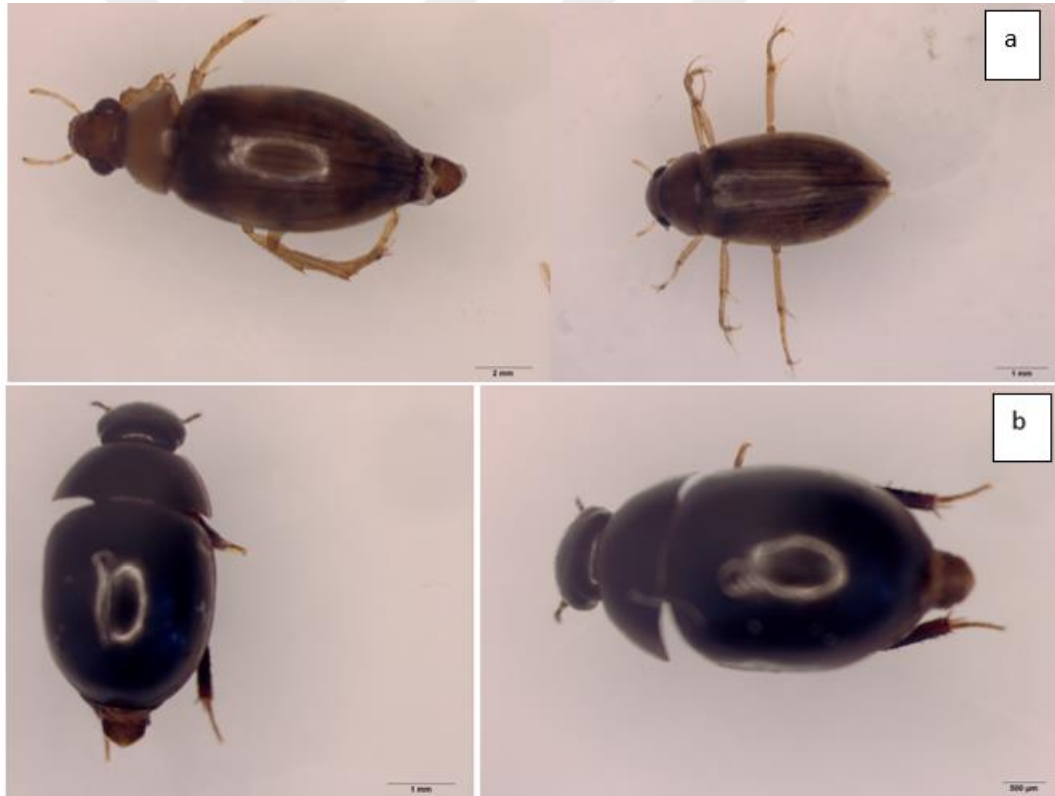


Şekil 1. Botanik Evlerinden Karacaören I Baraj Gölü'nün görüntüsü (Orijinal)

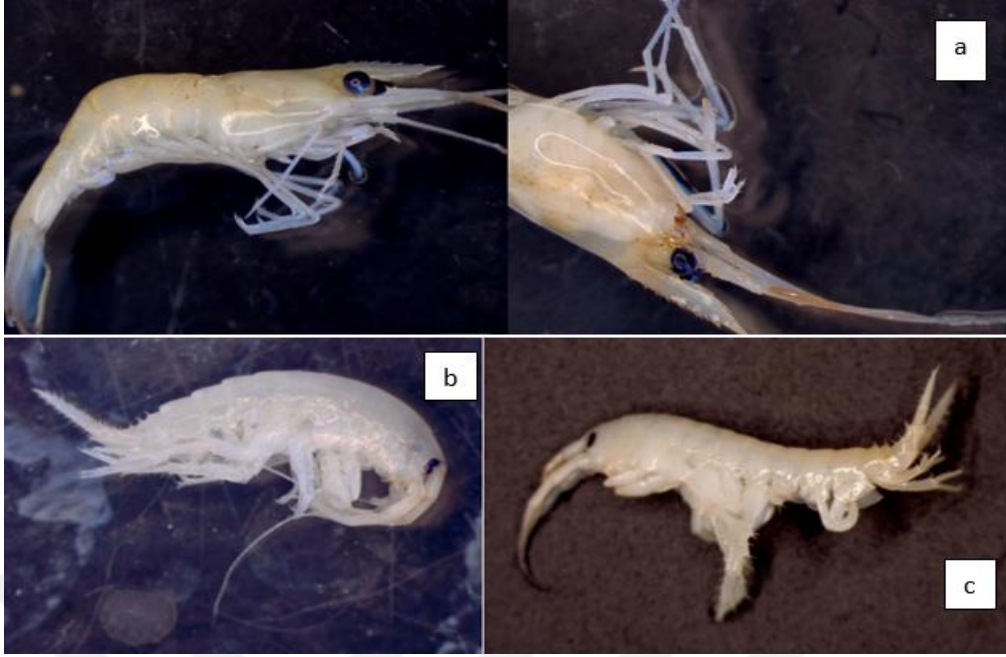
Ek – 2. Makroomurgasız görüntüleri**Şekil 2.** Corixidae familyası görüntüleri (Orijinal)**Şekil 3.** Notonectidae familyası; a) *Notonecta maculate* görüntüleri (Orijinal)



Şekil 4. Heteroceridae familyası; b); Carabidae familyası görüntüleri (Orijinal)



Şekil 5. Hydrophilidae familyası; a) *Berosus* spp.; b); *Coelostoma* sp. görüntüleri (Orijinal)



Şekil 6. Palaemonidae familyası; a) *Palaemon* sp.; Gammaridae familyası; b); *Gammarus* sp.; c) *Echinogammarus* sp. görüntüleri (Orijinal)



Şekil 7. Potamidae familyası görüntüleri (Orijinal)



Şekil 8. Baetidae familyası görüntüleri (Orijinal)



Şekil 9. Coenagrionidae familyası; a) *Ischnura* sp.; b) *Enallagma* sp. görüntüleri (Orijinal)



Şekil 10. Calopterygidae familyası görüntüleri (Orijinal)



Şekil 11. a) Physidae familyası; b) Lymnaeidae familyası görüntüleri (Orijinal)



Şekil 12. Aeshnidae familyası görüntüsü (Orijinal)



Şekil 13. a) Gomphidae familyası; b) Libellulidae familyası görüntüleri (Orijinal)



Şekil 14. Chironomidae familyası görüntüleri (Orijinal)



Şekil 15. Erpobdellidae familyası görüntüsü (Orijinal)



Şekil 16. Erpobdellidae familyası görüntüleri (Orijinal)

ÖZGEÇMİŞ

EDAFE ODIOKO

ÖĞRENİM BİLGİLERİ

Doktora 2018 – 2023	Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı, Antalya
Türkçe Hazırlık Sınıfı 2017 – 2018	Akdeniz Üniversitesi Yabancı Diller Yüksekokulu, Antalya
IOC Zararlı Mikroalglerin Tanımlanması Eğitim Kursu 2017	Kopenhag Üniversitesi Kopenhag, Danimarka
Yüksek Lisans 2014 – 2016	Port Harcourt Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Fen Fakültesi, Hayvan ve Çevre Biyolojisi Bölümü, Hidrobiyoloji ve Balıkçılık Anabilim Dalı, Choba, Nijerya
Lisans 2007 – 2011	Port Harcourt Üniversitesi Fen Fakültesi, Hayvan ve Çevre Biyolojisi Bölümü, Hidrobiyoloji ve Balıkçılık Anabilim Dalı, Choba, Nijerya

MESLEKİ VE İDARİ GÖREVLER

Araştırma Görevlisi 2014 – 2017	Centre For Marine Pollution Monitoring And Seafood Safety, Port Harcourt Üniversitesi, Nijerya
------------------------------------	--

Sınıf Öğretmeni/İdari Personel	AGAPE COMPREHENSIVE COLLEGE
2012 – 2013	Enugu, Nijerya

ESERLER

Uluslararası hakemli dergilerde yayımlanan makaleler

- 1- Odioko, E., Becer, Z. A. (2022). The Economic Analysis of The Nigerian Fisheries Sector: A Review. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 7 (2) , 216-226 . DOI: 10.35229/jaes.1008836
- 2- Orose, E., Wokeh, O. K., Odioko, E. (2021). Histological changes in the gills, livers and muscles of *Oreochromis niloticus* fed with steroid, natural hormone and pawpaw seed-based diets. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(4), 487-497. DOI:10.12714/egejfas.38.4.10
- 3- Orose, E., Odioko, E., Wokeh, O. K. (2021). Catalogue of Some Saltwater and Freshwater Fish Species of the Niger Delta Region of Nigeria. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 09(03), 056–084. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2021.9.3.0075>
- 4- Wokeh, O. K., Woke, G. N., Orose, E., Odioko, E. (2020). Comparison of Growth Performance of African Catfish (*Clarias gariepinus*) Fed with different Standard Feeds. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*; 8(5): 394-397
- 5- Vincent-Akpu, I. F., Odioko, E., Jack, T. M. (2018): Effect of Sodium Hypochlorite (NaOCl) on Fertility, Hatchability and Survival of Fry of *Clarias gariepinus*. *Agriculura*, 3 – 4 (107 – 108): 178 – 183. <https://doi.org/10.15835/agrisp.v107i3-4.13062>
- 6- Utibe, D. I., Odioko, E. (2017). Effects of Toluene on Some Physicochemical Parameters of The Test Water, Reproductive, Hatching Success and Growth Performance of *Clarias gariepinus* (Burshell, 1822). *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 21 (2): 380-386. <https://dx.doi.org/10.4314/jasem.v21i2.20>
- 7- Odioko, E., Daniel, U. I. (2016). Changes in Haematological parameters of African Catfish (*Clarias gariepinus*) exposed to sponge plant (*Luffa cylindrica*) leaf extract. *International Journal of Life Sciences and Technology*, 9(8):65-73.
- 8- Vincent-Akpu, I. F., Odioko, E., Nwulu C. (2016) Bioconcentration of Water-Soluble Fraction (WSF) of Crude Oil in *Oreochromis niloticus*. *Scientia Africana*, 15(1):117 – 125.
- 9- Odioko, E., Sikoki, F.D., Vincent-Akpu, I.F., Utibe, D.I. (2016). Acute Toxicity of Sponge Plant (*Luffa Cylindrica*) Fruit Extract on African Catfish (*Clarias gariepinus*, Buchell 1822) Juveniles. *International Journal of Life Sciences Research* 4(1):148-159.

- 10- Odioko, E., Vincent-Akpu, I. F. (2016): Effects of Fruit Extract of Sponge Plant (*Luffa Cylindrica*) on African Catfish (*Clarias gariepinus*) Juveniles. *International Journal of BioSciences and Technology* 9(8): 34 – 39.

Uluslararası bilimsel toplantılarda sunulan ve bildiri kitaplarında basılan bildiriler

- 1- Odioko, E., Becer, Z. A. (2023). A Study on the Determination of the Fishing Composition of Karacaören I Dam Lake, Burdur – Türkiye. 1. Bilisel International Ahlat Scientific Researches Congress 15-16 August, Bitlis – Turkey (Sunucu).
- 2- Becer, Z., Odioko, E. (2019). Dangers of Invasive Fish Species, Prevention and Control. 1st International Congress of the Turkish Journal of Agriculture – Food Science and Technology (TURJAF) 08 – 10 November, Antalya – Turkey. (Sunucu).
- 3- Becer, Z. A., Odioko, E. (2019). Impacts of human activities on wetlands and ways forward. 1st International Congress of the Turkish Journal of Agriculture – Food Science and Technology (TURJAF) 08 – 10 November, Antalya – Turkey. (Sunucu).