



T.C.

ORDU ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**MİLİÇ KIYI SULAK ALANININ (TERME/SAMSUN) SU-
SEDİMENT KALİTESİ VE SUCUL MAKROFİT
ÇEŞİTLİLİĞİNİN İNCELENMESİ**

HALİM TOPALDEMİR

DOKTORA TEZİ

MOLEKÜLER BİYOLOJİ VE GENETİK ANABİLİM DALI

ORDU 2021

TEZ BİLDİRİMİ

Tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan ve kullanılan intihal tespit programının sonuçlarına göre; bu tezin yazılmasında bilimsel ahlak kurallarına uyulduğunu, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunulduğunu, tezin içerdiği yenilik ve sonuçların başka bir yerden alınmadığını, kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapılmadığını, tezin herhangi bir kısmının bu üniversite veya başka bir üniversitedeki başka bir tez çalışması olarak sunulmadığını beyan ederim.

HALİM TOPALDEMİR

Bu çalışma Ordu Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğünün B-1912 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

MİLİÇ KIYI SULAK ALANININ (TERME/SAMSUN) SU-SEDİMENT KALİTESİ VE SUCUL MAKROFİT ÇEŞİTLİLİĞİNİN İNCELENMESİ

HALİM TOPALDEMİR

ORDU ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MOLEKÜLER BİYOLOJİ VE GENETİK ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ, 242 SAYFA

(TEZ DANIŞMANI: Prof. Dr. Beyhan TAŞ)

Bu çalışmada, Miliç kıyı sulak alanının ekolojik durumunu tespit etmek amacıyla su kalitesi, sediment kalitesi ve makrofit çeşitliliği incelenmiştir. Alanda bir yıl boyunca (Nisan 2019-Mart 2020) dört farklı istasyonda aylık ve mevsimlik analizler yapılmıştır. Suda her ay su kalite parametrelerinden fiziko-kimyasal analizler; su, sediment ve indikatör su bitkisinde (*Ceratophyllum demersum*) mevsimsel metal/metaloid analizleri (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) yapılmıştır. Analiz sonuçları Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ndeki "kıtaiçi yerüstü su kaynaklarının genel kimyasal ve fiziko-kimyasal parametreler açısından sınıflarına göre kalite kriterleri" ile karşılaştırılmıştır. Su kalitesi parametrelerinin tanımlayıcı istatistiksel analizleri ANOVA ile tespit edilmiştir ($p < 0.05$). Parametreler arasındaki ilişkileri belirlemek için, elde edilen veri setlerine hiyerarşik kümeleme analizi, Pearson korelasyon analizi gibi çok değişkenli istatistiksel analizler uygulanmıştır. Makrofit çeşitliliğini belirlemek için iki yıl arazi çalışması yapılmış, gelişim dönemlerinde örnekler toplanıp kaydedilmiştir. *C. demersum* bitkisinin bazı biyokimyasal özellikleri analiz edilmiştir. Akarsular için biyolojik makrofit indeksi (IBMR) hesaplanarak alanın ekolojik durumu tespit edilmiştir. Aynı zamanda, Shannon ve Simpson indeksleriyle makrofit çeşitliliği değerlendirilmiştir.

Suyun bazı fiziko-kimyasal parametrelerinin yıllık ortalama değerleri şu şekildedir: sıcaklık 19.08°C, pH 8.20, elektriksel iletkenlik (EC) 1343.75 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tuzluluk %0.66, çözülmüş oksijen (ÇO) 8.37 mg/L, oksijen doymunluğu (OD) %89.82, toplam çözülmüş katı madde (TDS) 650.94 mg/L, oksidasyon redüksiyon potansiyeli (ORP) -65.1 mV, Secchi disk derinliği (SD) 0.42 m, bulanıklık 19.09 NTU, renk 91.96 Pt-Co birimi, askıda katı madde (AKM) 22.77 mg/L, su sertliği 284.52 mg/L, serbest klor (Cl_2) 130 $\mu\text{g}/\text{L}$, florür (F^-) 326.25 $\mu\text{g}/\text{L}$, kalsiyum (Ca^{+2}) 62.40 mg/L, magnezyum (Mg^{+2}) 39.73 mg/L, alkalinite 122.48 mg/L, BOI_5 7.57 mg/L, amonyum azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$) 0.3 mg/L, nitrat azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$) 0.38 mg/L, nitrit azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$) 0.018 mg/L, toplam azot (TN) 1.70 mg/L, toplam fosfor (TP) 0.1 mg/L, orto-fosfat fosforu (orto- $\text{PO}_4\text{-P}$) 0.64 mg/L, Sodyum (Na) 330.67 mg/L, Potasyum (K) 22.63 mg/L, Rliüminyum (Al) 0.99 mg/L, Arsenik (As) 3.10 $\mu\text{g}/\text{L}$, Kadmiyum (Cd) 1.12 $\mu\text{g}/\text{L}$, Kobalt (Co) 2.20 $\mu\text{g}/\text{L}$, Krom (Cr) 1.66 $\mu\text{g}/\text{L}$, Bakır (Cu) 6.17 $\mu\text{g}/\text{L}$, Demir (Fe) 609.75 $\mu\text{g}/\text{L}$, Mangan (Mn) 440.85 $\mu\text{g}/\text{L}$, Nikel (Ni) 10.85 $\mu\text{g}/\text{L}$, Kurşun (Pb) 1.11 $\mu\text{g}/\text{L}$, Çinko (Zn) 24.05 $\mu\text{g}/\text{L}$ ve Cıva (Hg) 0.60 $\mu\text{g}/\text{L}$. Elde edilen sonuçlara göre sulak alan suyunun kalite kriterlerini değerlendirdiğimizde, Na ve Cl_2 IV. sınıf; Al, EC, renk, orto fosfat fosforu ve Hg III. Sınıf; oksijen doymunluğu (%), TDS, Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI_5), amonyum azotu, nitrit azotu, TP, Fe ve Mn II. sınıf kalitede tespit edilmiştir. Diğer parametreler için Miliç

sulak alanı suyu I. sınıf su kalite özelliği göstermiştir. Su kalite indeksi (WQI) ortalama değerine göre (68.28) sulak alan “kötü” sınıfında yer almıştır. Sulama suyu kalitesi değerlendirildiğinde; Sodyum adsorbsiyon oranı (SAR) değerine göre (5.340 meq/L) “iyi” sınıfında, Sodyum yüzdesi (% Na) miktarına göre (50.764 meq/L) “izin verilebilir” sınıfında, Magnezyum tehlikesi (MH) sonucuna göre (51.346) “uygun değil” sınıfında olduğu belirlenmiştir. Su örneklerindeki metal konsantrasyonları 1.11–985.40 µg/L arasında değişim göstermiştir. Ulusal yönetmeliğimize göre, sudaki As metaloidi ve Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn metalleri I. sınıf; Fe ve Mn metalleri II. sınıf su kalite sınırında yer almıştır.

Sediment örneklerinin metal konsantrasyonu 77.73–5497805.11 mg/kg aralığında bulunmuştur. Metallerin miktarları sıralaması Al>Fe>Mn>Cu>Zn>Cr>Ni>Pb>Co>As>Cd olarak belirlenmiştir. Metallerin tamamı yer kabuğunda belirlenmiş sınır değerleri aşmamıştır. Sedimentteki metal/metaloid analiz sonuçlarının LEL, TEL, MET, TET ve SAV sınır değerlerine göre değerlendirmesi yapılmıştır. Sadece Cu metali LEL sınır değerine yakın ve biraz üzerinde çıkmış, diğer indeks sınırlarının altında bulunmuştur. Sediment metal indeks sonuçları şu şekilde tespit edilmiştir: Cf 0.159–0.633 (nispeten düşük kontaminasyon), Cd 3.133 (düşük), mCd 0.285 (çok az), PLI 1.065 (ağır metal kontaminasyonu var), EF 2.769–0.014, m-ERM-Q 0.083 (%9 toksik), m-PEL-Q 0.132 (kısmen etkilenmiş), Igeo 0.155–0.032 (kirlenmemiş-orta kirlilik), ERI 0.164–18.993 (düşük), RI 25.0589 (düşük ekolojik risk), TRI 1.996 (toksik risk yok).

Biyoakümüülasyonun incelenmesi için *C. demersum* submers su bitkisi kullanılmış, bitkideki metal konsantrasyonları 0.80–14908.96 mg/kg arasında kaydedilmiştir. Metal konsantrasyonu Mn>Al>Fe>Zn>Ni>Co>Cu>As>Cr>Pb>Cd şeklinde tespit edilmiştir.

Miliç kıyı sulak alanında 48 makrofit taksonu teşhis edilmiştir. Alanın ekolojik durumunu tespit etmek için kullanılan ortalama Akarsular için biyolojik makrofit indeksi (IBMR) skoru 7.19 olarak hesaplanmış, bu sonuç sulak alanın “kötü” sınıfında yer aldığını göstermiştir. Makrofit indeks şemasına (MIS) göre de alanının su kalitesinin “kirli” olduğu belirlenmiştir. Shannon çeşitlilik indeksi (H') ortalama değeri 2.36 olarak hesaplanmış, bu değer alanın “hafif düzeyde kirli” sınıfında olduğunu göstermiştir.

Miliç kıyı sulak alanında su, sediment ve sucul bitkiler kullanılarak indekslerle değerlendirilen bu kapsamlı çalışmanın sonucunda, alanın su kalitesinin I-IV. sınıf arasında değiştiği, su kalitesinin içme suyu için uygun olmadığı, sulama suyu olarak izin verilebilir olduğu, makrofit çeşitliliğin fazla, fakat indikatör türlere göre sulak alanın kirli olduğu belirlenmiştir. Genel ekolojik durumu mezotrofik-ötrofik olan Miliç sulak alanı üzerinde insan kaynaklı noktasal/yayılı kirlilik baskılarının önlenerek korunması ve izlenmesi önerilir.

Anahtar Kelimeler: Ağır Metal, *C. demersum*, IBMR, Makrofit Çeşitliliği, Miliç, Sediment Kalitesi, Sediment Kalite İndeksleri, Su Kalitesi.

ABSTRACT

INVESTIGATION OF WATER-SEDIMENT QUALITY AND AQUATIC MACROPHYTE DIVERSITY OF MILIC COAL WETLAND (TERME/SAMSUN)

HALİM TOPALDEMİR

ORDU UNIVERSITY INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED
SCIENCES

DEPARTMENT OF MOLECULAR BIOLOGY AND GENETICS

PHD THESIS, 242 PAGES

(SUPERVISOR: PROF. DR. BEYHAN TAŞ)

In this study, water quality, quality and macrophyte variety were used to obtain information about Miliç coastal wetland status. It was conducted weekly and seasonally at four different stations for a year (April 2019-March 2020) in the area. Physico-chemical analyzes of water quality in water every month; Seasonal metal/metalloid analyzes (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) were made in water, sediment and indicator aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). Analyzes "Internal surface water has been evaluated as quality according to the generally defined and physico-definable classes" in the Water Pollution Control Regulation and the Surface Water Quality Regulation. The analyzes of the material with water quality were created by ANOVA ($p < 0.05$). Parameters analyzes for analyzes. Two years of field work to be made from Makrofit, design samples were placed on top of each other. Some biochemical properties of *C. demersum* were analyzed. For streams, the public macrophyte index (MRI) was estimated and preserved. It was also evaluated as a macrophyte by Shannon and Simpson indices.

Annual average values of some physico-chemical parameters of water are as follows: temperature 19.08°C, pH 8.20, electrical conductivity (EC) 1343.75 $\mu\text{S}/\text{cm}$, salinity ‰0.66, dissolved oxygen (DO) 8.37 mg/L, oxygen saturation (OD) % 89.82, total dissolved solids (TDS) 650.94 mg/L, oxidation reduction potential (ORP) -65.1 mV, Secchi disc depth (SD) 0.42 m, turbidity 19.09 NTU, color 91.96 Pt-Co units, suspended solids (AKM) 22.77 mg/L, water hardness 284.52 mg/L, free chlorine (Cl₂) 130 $\mu\text{g}/\text{L}$, fluoride (F⁻) 326.25 $\mu\text{g}/\text{L}$, calcium (Ca⁺²) 62.40 mg/L, magnesium (Mg⁺²) 39.73 mg/L, alkalinity 122.48 mg/L, BOD₅ 7.57 mg/L, ammonium nitrogen (NH₄-N) 0.3 mg/L, nitrate nitrogen (NO₃-N) 0.38 mg/L, nitrite nitrogen (NO₂-N) 0.018 mg/L, total nitrogen (TN) 1.70 mg/L, total phosphorus (TP) 0.1 mg/L, ortho-phosphate phosphorus (ortho-PO₄-P) 0.64 mg/L, Sodium (Na) 330.67 mg/L, Potassium (K), 22.63 mg/L, Rliuminium (Al) 0.99 mg/L, Arsenic (As) 3.10 $\mu\text{g}/\text{L}$, Cadmium (Cd) 1.12 $\mu\text{g}/\text{L}$, Cobalt (Co) 2.20 $\mu\text{g}/\text{L}$, Chromium (Cr) 1.66 $\mu\text{g}/\text{L}$, Copper (Cu) 6.17 $\mu\text{g}/\text{L}$, Iron (Fe) 609.75 $\mu\text{g}/\text{L}$, Manganese (Mn) 440.85 $\mu\text{g}/\text{L}$, Nickel (Ni) 10.85 $\mu\text{g}/\text{L}$, Lead (Pb) 1.11 $\mu\text{g}/\text{L}$, Zinc (Zn) 24.05 $\mu\text{g}/\text{L}$ and Mercury (Hg) 0.60 $\mu\text{g}/\text{L}$. According to the results obtained, when we evaluate the quality criteria of wetland water, Na and Cl₂ IV. class; Al, EC, color, ortho phosphate phosphorus and Hg III. Class; oxygen saturation (%), TDS, Biological oxygen demand (BOI₅), ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, TP, Fe and Mn II. class quality was determined. For other parameters, Miliç wetland water showed Class I water quality. According to the average value of the water quality index (WQI) (68.28), the wetland is in the "bad" class. When the irrigation water quality

is evaluated; According to the sodium adsorption rate (SAR) value (5,340 meq/L) in the “good” class, according to the sodium percentage (% Na) amount (50.764 meq/L) in the “permissible” class, according to the magnesium hazard (MH) result (51.346) “ was determined to be in the category of “not suitable”. Metal concentrations in the water samples varied between 1.11–985.40 µg/L. According to our national regulation, As, metalloid and Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn metals in water are class I; Fe and Mn metals II. class water quality limit.

The metal concentration of the sediment samples was found in the range of 77.73–5497805.11 mg/kg. The order of the amounts of metals was determined as Al>Fe>Mn>Cu>Zn>Cr>Ni>Pb>Co>As>Cd. All of the metals did not exceed the limit values determined in the earth's crust. The metal/metalloid analysis results in the sediment were evaluated according to the limit values of LEL, TEL, MET, TET and SAV. Only Cu metal was found close to and slightly above the LEL limit value and below the other index limits. Sediment metal index results were determined as follows: Cf 0.159–0.633 (relatively low contamination), Cd 3.133 (low), mCd 0.285 (very little), PLI 1.065 (heavy metal contamination present), EF 2.769–0.014, m-ERM- Q 0.083 (9% toxic), m-PEL-Q 0.132 (partially affected), Igeo 0.155–0.032 (unpolluted-medium contamination), ERI 0.164–18.993 (low), RI 25.0589 (low ecological risk), TRI 1.996 (toxic no risk).

C. demersum submers aquatic plant was used to examine bioaccumulation, and metal concentrations in the plant were recorded between 0.80–14908.96 mg/kg. Metal concentration was determined as Mn>Al>Fe>Zn>Ni>Co>Cu>As>Cr>Pb>Cd.

48 macrophyte taxa were identified in the Miliç coastal wetland. The average biological macrophyte index (IBMR) score for rivers used to determine the ecological status of the area was calculated as 7.19, this result showed that the wetland was in the "bad" class. According to the macrophyte index chart (MIS), the water quality of the area was determined to be “dirty”. The Shannon diversity index (H') average value was calculated as 2.36, indicating that the area was in the "slightly polluted" class.

As a result of this comprehensive study, which was evaluated with indices using water, sediment and aquatic plants in the Miliç coastal wetland, it was concluded that the water quality of the area I-IV. It was determined that the water quality was not suitable for drinking water, it was permissible as irrigation water, the macrophyte diversity was high, but the wetland was polluted according to the indicator species. It is recommended to prevent, protect and monitor human-induced point/diffuse pollution pressures on the Miliç wetland, whose general ecological status is mesotrophic-eutrophic.

Keywords: Heavy Metal, *C. demersum*, IBMR, Macrophyte Diversity, Miliç, Sediment Quality, Sediment Quality Indices, Water Quality.

TEŞEKKÜR

Tez konumun belirlenmesi, çalışmanın yürütülmesi ve yazımı esnasında değerli bilgileri ve tecrübeleriyle bana yol gösteren ve destek olan danışman hocam Sayın Prof. Dr. Beyhan TAŞ'a içten teşekkürlerimi sunarım.

Tez İzleme Komitesi'nde yer alan, bilgi ve tecrübeleriyle çalışmalarımıza katkı sağlayan değerli hocalarım Prof. Dr. Derya BOSTANCI ve Doç. Dr. Sevda TÜRKİŞ'e, makrofit türlerinin teşhisinde yardımcı olan Dr. Öğretim Görevlisi Derviş ÖZTÜRK'e, metal analizlerinin ve istatistiksel analizlerin değerlendirilmesinde yardımcı olan Doç. Dr. Fikret USTAOĞLU'na, bilgilerine başvurduğum hocalarım Prof. Dr. Hasan KORKMAZ ve Doç. Dr. Faruk MARAŞLIOĞLU'na, hidrobiyoloji laboratuvarımız dışındaki analizlerde destekleri için doktorantlar Gülaycan POLAT ve Arş. Gör. Mehmet AKGÜN'e çok teşekkür ederim.

Aynı zamanda, manevi desteklerini her an üzerimde hissettiğim aileme teşekkürü bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

Sayfa

TEZ BİLDİRİMİ	I
ÖZET	II
ABSTRACT	IV
TEŞEKKÜR	VI
İÇİNDEKİLER	VII
ŞEKİL LİSTESİ	IX
ÇİZELGE LİSTESİ	XI
SİMGELER ve KISALTMALAR LİSTESİ	XIII
EKLER LİSTESİ	XIV
1.GİRİŞ	1
1.1 Araştırmanın Konusu ve Amacı.....	4
1.2 Araştırmanın Kapsamı.....	4
1.3 Araştırmanın Önemi.....	6
2. GENEL BİLGİLER	7
2.1 Su Kalitesi.....	7
2.2 Sediment Kalitesi.....	21
2.3 Biyolojik İzleme ve Sucul Bitki Yoluyla Fitoremediasyon.....	26
2.4 Makrofitler.....	34
3. MATERYAL ve YÖNTEM	44
3.1 Araştırma Alanının Özellikleri.....	44
3.2 Terme İlçesinin İklim Özellikleri.....	49
3.3 Su Kalite Özelliklerinin Belirlenmesi.....	50
3.3.1 Suyun Fiziko Kimyasal Özellikleri.....	50
3.3.2 Suyun Fotosentetik Pigment Analizi.....	52
3.3.3 Su Kalitesinin Belirlenmesi.....	53
3.3.4 Sulama Suyu Kalitesi.....	55
3.4 Sediment Kalite Özelliklerinin Belirlenmesi.....	56
3.4.1 Sedimentte Metal/Metaloid Analizi.....	56
3.4.2 Sedimentte pH ve % Yanabilir Organik Madde Analizi.....	57
3.4.3 Sedimentte Fosfor Analizi.....	58
3.4.4 Sediment Kontaminasyonunun Değerlendirilmesi.....	58
3.5 Submers Su Bitkisinin (<i>Ceratophyllum demersum</i>) Analizi.....	62
3.5.1 Bitkinin Genel Özellikleri.....	62
3.5.2 Bitkinin Bazı Biyokimyasal Özellikleri.....	63
3.5.2.1 Kuru Madde, Kül ve Su Miktarı Tayini.....	63

3.5.2.2 Klorofil ve Karotenoid Tayini.....	64
3.5.2.3 Toplam Azot (% N) ve Protein Tayini.....	64
3.5.2.4 Fosfor Analizi.....	65
3.5.2.5 Ağır Metal Tayini.....	67
3.5.2.6 Biyoakümülyasyon Faktörünün Hesaplanması.....	68
3.6 Sucul Makrofit Çeşitliliğinin Belirlenmesi.....	68
3.6.1 Su Bitkilerinin Toplanması, Herbaryumu ve Teşhisi.....	68
3.6.2 Su Bitkilerinin Sınıflandırılması.....	69
3.6.3 Su Bitkilerine Göre Su Kalitesinin Değerlendirilmesi.....	70
3.7 İstatistiksel Analizler.....	73
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	74
4.1 Su Kalitesinin Belirlenmesi.....	74
4.1.1 Suyun Fiziko-Kimyasal Özellikleri.....	74
4.1.2 Suyun Fotosentetik Pigment İçeriği.....	74
4.1.3 Su Kalite İndeksi (WQI).....	75
4.1.4 Sulama Suyu Kalitesi.....	76
4.2 Sediment Kalite Özelliklerinin Belirlenmesi.....	97
4.2.1 Metal/Metaloid Analizi.....	97
4.2.2 Sedimentte pH Analizi.....	101
4.2.3 Sedimentte % Organik Madde Analizi.....	101
4.2.4 Sedimentte Fosfor Analizi.....	102
4.2.5 Sediment Kontaminasyonunun Değerlendirilmesi.....	102
4.3 Submers Su Bitkisinin (<i>Ceratophyllum demersum</i>) Biyokimyasal Analizi.....	108
4.3.1 Bitkinin Kuru Madde, Kül ve Su İçeriği.....	108
4.3.2 Bitkinin Pigment İçeriği.....	110
4.3.3 Bitkinin % Azot ve % Protein İçeriği.....	111
4.3.4 Bitkinin Toplam Fosfor İçeriği.....	112
4.3.5 Bitkinin Metal/Metaloid İçeriğinin Analizi.....	113
4.3.6 Bitkide Metal/Metaloid Elementlerin Biyoakümülyasyonu.....	117
4.4 Miliç Kıyı Sulak Alanı Makrofitleri.....	118
4.4.1 Teşhis Edilen Makrofitler.....	118
4.4.2 Miliç Sulak Alanı Makrofit Çeşitliliği ve Düzenliliği.....	121
4.4.3 Makrofitler Kullanılarak Su Kalitesinin Belirlenmesi.....	122
4.4.3.1 Makrofitlerin Çevresel Faktörlere Karşı Gösterdikleri Tepkilere Göre Sınıflandırılması (Macrophyte Index Scheme, MIS).....	122
4.4.3.2 IBMR Sonuçları.....	123
5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....	127
5.1 Su ve Sediment Kalite Kriterlerinin Değerlendirilmesi.....	127
5.2 Makrofit Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi.....	166
6.KAYNAKLAR.....	187
EKLER.....	212
ÖZGEÇMİŞ.....	222

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 3.1 Çalışma Alanının Konumu ve Örnekleme İstasyonları.....	45
Şekil 3.2 Kocaman Çayı Havzası'nın Genel Görünüşü.....	46
Şekil 3.3 Birinci İstasyonun Genel Görünüşü.....	47
Şekil 3.4 İkinci İstasyonun Genel Görünüşü.....	48
Şekil 3.5 Üçüncü İstasyonun Genel Görünüşü.....	48
Şekil 3.6 Dördüncü İstasyonun Genel Görünüşü.....	49
Şekil 3.7 Terme İlçesinin 2014-2019 Arası Sıcaklık-Yağış Grafiği	50
Şekil 3.8 İstasyonlardan Toplanan Sediment Örnekleri.....	56
Şekil 3.9 Sedimentte pH Tayini Deneyi.....	57
Şekil 3.10 <i>C. demersum</i> Bitkisinin Genel Görünüşü.....	62
Şekil 3.11 Bitkide Pigment Analizi Deneyi.....	64
Şekil 3.12 Kjeldahl Yöntemiyle Bitkide Toplam Azot Tayini.....	65
Şekil 3.13 Makrofitlerin İncelenmesi.....	69
Şekil 4.1 Su Sıcaklığının Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	74
Şekil 4.2 pH Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	77
Şekil 4.3 Elektriksel İletkenlik Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	78
Şekil 4.4 Renk Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	78
Şekil 4.5 Çözünmüş Oksijenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	79
Şekil 4.6 Oksijen Doygunluğu Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	80
Şekil 4.7 BO ₅ Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	80
Şekil 4.8 Salinitenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	81
Şekil 4.9 ORP Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	81
Şekil 4.10 AKM Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	82
Şekil 4.11 Türbiditenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	82
Şekil 4.12 SD Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	83
Şekil 4.13 TDS'nin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	83
Şekil 4.14 Amonyum Azotunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	84
Şekil 4.15 Nitrit Azotunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	84
Şekil 4.16 Nitrat Azotunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	85
Şekil 4.17 Toplam Azotun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	85

Şekil 4.18	Orto-PO ₄ Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	86
Şekil 4.19	Toplam Fosforun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	87
Şekil 4.20	Sülfat Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	87
Şekil 4.21	Silikanın Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	88
Şekil 4.22	Florürün Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	88
Şekil 4.23	Serbest Klor Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	89
Şekil 4.24	Toplam Alkalinitenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	89
Şekil 4.25	Toplam Sertlik Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	90
Şekil 4.26	Kalsiyum Konsantrasyonunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi....	90
Şekil 4.27	Magnezyum Konsantrasyonunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi.....	91
Şekil 4.28	Su Örneklerinde Metal/Metaloid Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi.....	93
Şekil 4.29	Sudaki Fotosentetik Pigment İçerikleri.....	95
Şekil 4.30	Sedimentteki Metal/Metaloid Konsantrasyonlarının Mevsimsel Değişimi.....	99
Şekil 4.31	Al ve Fe Hariç Metal/Metaloid İçeriğinin Yüzdelik Değişimi.....	99
Şekil 4.32	Sedimentteki Fosforun Alansal-Zamansal Değişimi.....	102
Şekil 4.33	Sediment İndeks Sonuçları (Cf, EF, Igeo).....	104
Şekil 4.34	Sediment İndeks Sonuçları (TRI, Er).....	105
Şekil 4.35	Su Bitkisinde % Kuru Maddenin Büyüme ve Gelişme Dönemindeki Alansal Değişimi	109
Şekil 4.36	Su Bitkisinin % Kül Miktarının Alansal-Zamansal Değişimi.....	109
Şekil 4.37	Bitkinin Gelişim Döneminde Klorofil Pigmentinin Alansal Değişimi...111	
Şekil 4.38	% Azot ve % Protein İçeriğinin Alansal-Zamansal Değişimi.....112	
Şekil 4.39	<i>C. demersum</i> 'da Toplam Fosfor İçeriğinin Alansal-Zamansal Değişim.....	113
Şekil 4.40	Tür Çeşitliliği ve Düzenlilik İndeksinin Alansal Değişimi.....	122

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.2 Yerüstü Su Kütlelerinde Bazı Parametreler İçin Çevresel Kalite Standartları ve Kullanım Maksatları (Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, EK-5).....	10
Çizelge 2.3 Yerüstü Su Kütlelerinin Trofik Seviyeleri (Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, EK-6).....	11
Çizelge 3.1 Bazı Su Parametrelerinin Sınır Değerleri, Ağırlık ve Göreceli Ağırlık Değerleri.....	54
Çizelge 3.2 WQI Değerlerine Göre Su Tipleri.....	54
Çizelge 3.3 Tarım ve Orman Bakanlığı'nın Tebliği.....	70
Çizelge 3.4 Kirliliğe Karşı Duyarlılıklarına Göre Makrofitlerin Sınıflandırılması.....	71
Çizelge 3.5 Makrofitlerin Bolluk Değerlerinin Belirlenmesi.....	72
Çizelge 3.6 IBMR Değerlendirme Skalası.....	72
Çizelge 4.1 Miliç Sulak Alanının Fiziko-Kimyasal Parametrelerinin Tanımlayıcı (Deskriptif) Analiz Sonuçları.....	75
Çizelge 4.2 Suyun Metal/Metaloid Konsantrasyonları.....	92
Çizelge 4.3 Miliç Sulak Alanının Süspanse Fotosentetik Pigment İçeriklerinin Alansal-Mevsimsel Değişimi.....	94
Çizelge 4.4 Miliç Sulak Alanının WQI Sonuçları.....	96
Çizelge 4.5 Miliç Sulak Alanı Sulama Suyu Kalitesi.....	96
Çizelge 4.6 İstasyonlara Ait Sediment Örneklerinin Mevsimsel Metal İçerikleri.....	98
Çizelge 4.7 Sedimentteki Elementlerin Tanımlayıcı İstatistik Sonuçları.....	100
Çizelge 4.8 Sedimentte pH Konsantrasyonu.....	101
Çizelge 4.9 Sedimentte % Organik Madde.....	101
Çizelge 4.10 Sedimentte Fosfor Konsantrasyonunun Alansal-Zamansal Sonuçları.....	102
Çizelge 4.11 Sediment Örneklerinde Bazı Metallerin Çeşitli İndekslerdeki Sınıfları.....	103
Çizelge 4.12 Sedimentte Bulunan Bazı Metallerin Çeşitli İndekslere Göre Sınıfları.....	106
Çizelge 4.13 Miliç Sediment Kalite Kriterleri.....	107
Çizelge 4.14 Su Bitkisinin Yaş Ağırlık, Kuru Ağırlık ve % Su İçeriği.....	108
Çizelge 4.15 Gelişim Döneminde Kül Analizi Sonuçları.....	110
Çizelge 4.16 Bitkide Klorofil Pigmentlerinin Derişimleri.....	110
Çizelge 4.17 <i>C. demersum</i> 'da % Azot ve % Protein İçeriği.....	111
Çizelge 4.18 <i>C. demersum</i> 'da Toplam Fosfor İçeriği.....	113
Çizelge 4.19 <i>C. demersum</i> 'da Metal/Metaloid Elementlerin Konsantrasyonu.....	115
Çizelge 4.20 <i>C. demersum</i> 'daki Metal/Metaloid Elementlerin Deskriptif Analiz Sonuçları.....	116
Çizelge 4.21 <i>C. demersum</i> 'da Metal/Metaloid Elementlerin Biyokonsantrasyonu.....	117
Çizelge 4.22 Miliç Kıyı Sulak Alanı Makrofitlerinin Alansal-Zamansal Dağılımı.....	118
Çizelge 4.23 Makrofitlerin Taksonomik Dağılımı ve IBMR Kontrol Listesindeki Durumu.....	120
Çizelge 4.24 MIS İçinde Yer Alan Makrofitler.....	123
Çizelge 4.25 Birinci İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları.....	124

Çizelge 4.26 İkinci İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları.....	124
Çizelge 4.27 Üçüncü İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları.....	125
Çizelge 4.28 Dördüncü İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları.....	126
Çizelge 5.1 Miliç Kıyı Sulak Alanı Suyunun İlgili Yönetmeliklere Göre Su Kalite Sınıfları.....	130
Çizelge 5.2 Miliç Sulak Alanı Fiziko-Kimyasal Parametrelerinin Korelasyon Matrisi	132
Çizelge 5.3 İstasyonların IBMR sınıfları.....	182

SİMGELER ve KISALTMALAR LİSTESİ

°C	:	Santigrat Derece
cm	:	Santimetre
DSİ	:	Devlet Su İşleri
EPA	:	Avrupa Birliği Çevre Koruma Standartı (European Union Environmental Protection Standard)
g	:	Gram
g/kg	:	Gram/Kilogram
Gen.	:	Genel
ha	:	Hektar
KOİ	:	Kimyasal Oksijen İçeriği
km	:	Kilometre
km²	:	Kilometre Kare
L	:	Litre
M	:	Molar
m	:	Metre
Maks.	:	Maksimum
mg/L	:	Miligram/Litre
Min.	:	Minimum
mL	:	Mililitre
mm	:	Milimetre
mV	:	Milivolt
nm	:	Nanometre
Ort.	:	Ortalama
ppm	:	Milyonda Bir (Parts per million)
Pt	:	Platin
Pt-Co	:	Platin-Kobalt
RES	:	Atıksuyun Farklı Dalga Boylarındaki Renklilik Sayısı
RG	:	Resmi Gazete
rpm	:	Dakikadaki Devir Sayısı (Revolutions per Minute)
SÇD	:	Su Çerçeve Direktifi (Water Framework Directive)
U	:	Uranyum
USEPA	:	Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (United States Environmental Protection Agency)
µS/cm	:	Mikrosimens/Santimetre
µg/g	:	Mikrogram/Gram
‰	:	Binde

EKLER LİSTESİ

	<u>Sayfa</u>
EK 1: Suda bazı metallerin korelasyon matrisleri.....	213
EK 2: Sedimentte bazı metallerin korelasyon matrisleri.....	214
EK 3: <i>C. demersum</i> 'da bazı metallerin korelasyon matrisleri.....	215
EK 4: Suda esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumu.....	216
EK 5: Sedimentte esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumu.....	217
EK 6: <i>C. demersum</i> 'da esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumu.....	218
EK 7: Sudaki metallerin benzerlik diyagramı.....	219
EK 8: Sedimentteki metallerin benzerlik diyagramı.....	220
EK 9: <i>C. demersum</i> 'daki metallerin benzerlik diyagramı.....	221

1. GİRİŞ

Sulak alanlar su, toprak ve biyolojik çeşitlilik bileşenleri ile dünyanın en karmaşık, en üretken ve savunmasız ekosistemleri arasındadır. Temel ekolojik işlevlere sahip olan sulak alanlar, biyoçeşitliliğin ve insan gelişiminin korunmasında yeri doldurulamaz bir rol oynar (Vélez ve ark., 2018). Sulak alanlar, yeraltı sularını besleme veya boşaltma, taban suyunu dengeleme, sel sularını depolama, taşkınları kontrol etme ve kıyılarda deniz suyunun girişini önleme gibi etkileriyle bölgenin su rejimini düzenlerler (Erdem, 2004). Pek çok kuş türünün, çok sayıda tatlı ve tuzlu su balığının yaşam döngüsünde barınma, üreme, beslenme açısından sulak alanlar önemli bir yer tutmaktadır. Hem karada hem suda yaşayabilen hayvan türleri için üreme ortamı olan sulak alanlar birçok memeli, nesli azalmış ve tehlikede olan canlı türlerini barındıran ekosistemlerdir (Korkanç, 2004). Ancak, küresel değişim ve yoğun antropojenik baskılar, geçen yüzyılda küresel sulak alanların yarısından fazlasını yok etmiştir (Davidson, 2014). Akarsu sulak alanlarının (riparian) değerleri ise genellikle gözden kaçırılır. Riparian alanlar yaban hayatı, biyolojik çeşitlilik, sucul canlılar ve insanlar için son derece önemlidir. Lotik (akarsu) sistemlerin kıyısında bulunan riparian alanlar geçiş zonu ekosistemleridir ve bitişindeki sucul ekosistem ile etkileşim derecesi yüksektir (Özbucak ve Taş, 2016). Bu alanların biyolojik çeşitliliği de daha farklıdır. Akarsu sulak alanları havzadan noktasal ve yayılı kaynaklardan gelen besin elementlerini sudan uzaklaştırarak bir tür biyolojik arıtım yapar ve akarsuyun alt havzasında ötrofikasyon olayını engeller, sucul flora ve fauna için substratum, korunma, beslenme, üreme alanları oluşturur (Taş ve ark., 2015). Akarsu sulak alanlarında bulunan makrofitler; bulanıklığa yol açan sel sularındaki parçacıkları tutularak sedimentte biriktirilmesinde ve suyun bulanıklığının azalmasında, sedimentin sabitlenmesinde, nütrientleri (özellikle azot ve fosfor) sudan uzaklaştırarak fitoplanktonun baskılanmasında, dolayısıyla ötrofikasyonu önlemede rolleri oldukça önemlidir (Taş ve Topaldemir, 2021). Klasik sistemlerle kıyaslandığında sulak alanlar hem daha iyi arıtma performansı sağlayan hem de daha ucuz ve katı atık oluşturmeyen sistemlerdir (Tunçsiper ve Akça, 2006). Ancak hidrolojik değişiklikler dramatik bir şekilde riparian alanları etkilemekte ve su kıyısı bitki örtüsünü şekillendirmektedir (Wang ve ark., 2014). Su havzası küçük

olan akarsularda, yağışın az olduğu yaz sezonunda, mansap bölgesinde ötrofikasyon olayı meydana gelmekte, riparian ekosistemler kadar su içi bitkiler de olumsuz etkilenmektedir. Kurak geçen sezonda su miktarının azalması, riparian zondaki bitki çeşitliliğinin azalmasına, fırsatçı türlerin ise aşırı artışına yol açmaktadır (Özbucak ve Taş, 2016).

Türkiye sahip olduğu farklı iklim, jeolojik ve ekolojik özellikleriyle bulunduğu coğrafyada, Avrupa ve Ortadoğu'nun en önemli doğal sulak alanlarına sahiptir. Son güncellemelere göre (05 Mayıs 2020), Türkiye'de 14 Ramsar Alanı (184.487 ha), 59 Ulusal Öneme Sahip Sulak Alan (869.697 ha) ve 13 Mahalli Öneme Sahip Sulak Alan (14.513 ha) olmak üzere, toplam 1.068.697 ha büyüklüğünde tescilli sulak alan bulunmaktadır (Anonim, 2020). Farklı ekolojik özelliklere sahip sulak alanlarımız farklı türlerde zengin makrofit çeşitliliğine sahiptir. Batı Palearktık bölgedeki dört önemli kuş göç yolundan ikisi ülkemiz üzerinden geçtiği için (Yarar ve Magnin, 1997), bu yollar üzerinde bulunan sulak alanlar, su kuşları için dinlenme, beslenme, üreme amacıyla kullanılmaktadır. Bu durum Türkiye'nin sahip olduğu sulak alanın değerini ortaya koymaktadır. Ancak içinde bulunduğumuz yüzyılda da sulak alanlar hala ciddi baskılar altındadır.

Yeryüzünde özellikle sulak alanlar üzerinde etkisini gösteren, çeşitli çevresel felaketlere yol açan, günümüzün en önemli sorunlarından birisi küresel iklim değişikliğidir. Özellikle sanayileşmenin ardından fosil yakıtların yaygın olarak kullanılması, ormanların tahribi, düzensiz şehirleşme, tarımsal faaliyetler, orman yangınları gibi beşerî faaliyetler sonucunda atmosfere sera gazı salımının artması iklim değişikliğine yol açmıştır. Sera gazları içerisinde karbondioksit (CO₂), metan (CH₄), nitroz oksit (N₂O), hidroflorokarbonlar (HFCs), perflorokarbonlar (PFCs), kükürt heksaflorid (SF₆), atmosferin mevcut kimyasal özelliklerini değiştirmekte, uzun vadede sera etkisi göstererek küresel ısınmaya ve sonunda da iklim değişikliğine sebep olmaktadır (Anonim, 2012). Küresel bir sorun ya da kriz olan iklim değişikliği dünyanın çeşitli bölgelerinde doğal afetler (sel, kuraklık, tayfun vb.), su çevriminde bozulmalar, yüzey suyu sıcaklığında artış, deniz seviyesinin yükselmesi, okyanus akıntılarında değişim, buzulların erimesi ve azalması, sularda pH değişimine bağlı asidifikasyon, ılıman kuşakta yer alan çoğu sığ göl ve sulak

alanlarda ötrofikasyon ve kuruma, tarımsal arazilerde tuzlanma gibi sonuçların ortaya çıkmasına yol açmıştır. Ekosistemde gözlenen bu değişimlerin, sadece çevre sorunu olarak değil su ve gıda güvenliği açısından da öncelikli ve önemli olduğu için, artık global bir sorun olarak algılanmaktadır.

İklim değişikliği su kaynakları üzerinde önemli baskılar oluşturmaktadır. Meteorolojik kuraklık ve hidrolojik kuraklık dünya genelinde olduğu gibi Türkiye’de de 2016 ve 2020 yıllarında etkilerini göstermiştir. Yarı kurak iklim kuşağında yer alan Türkiye’de hidrolojik döngüdeki değişiklikler neticesinde kimi bölgelerde aşırı kuraklık, kimi bölgelerde ise sel olayları sıkça yaşanmaya başlamıştır. Bu durum özellikle tatlı su kaynaklarının korunmasında ve su kalitesinde önemli sorunlar ortaya çıkmasına, ekosistem bütünlüğü üzerinde de olumsuz etkiler oluşturmaya neden olmaktadır.

Gezegennemizde tatlı su rezervleri gün geçtikçe azalmaktadır (Ustaoglu ve ark., 2020a). Subtropikal iklim kuşağında yer alan Türkiye’de de akarsu havzaları iklim değişikliğinden etkilenmekte, havzalarının suları azalmakta ve kirlenme seviyesi artmaktadır (Taş ve ark., 2011; Taş ve Topaldemir, 2021). Sucul habitatların yok olması besin zincirine doğrudan zarar vereceğinden, bu durum tüm ekosistemi etkileyecektir (Kazancı ve ark., 2014a). Yerüstü su kalitesi hem doğal süreçlerden hem de antropojenik girdilerden büyük ölçüde etkilenir. Su kalitesi ise hem sucul canlılar hem de suyu kullanan özellikle insan sağlığı açısından oldukça önemlidir. Limnolojik çalışmalarda, sucul ekosistemin su kalitesini ve ekolojik durumunu belirlemek için fiziko-kimyasal parametreler ile biyolojik parametrelerin bütünleşik olarak kullanılması daha iyi sonuçlar vermektedir (Taş ve ark., 2019; Maraşlıoğlu ve ark., 2020). Su kalitesindeki ve sulak alanlardaki ağır metal konsantrasyonlarındaki alansal ve zamansal değişkenliğin değerlendirilmesi ve metal kirlilik kaynağının belirlenmesi de su kaynaklarının korunması ve sürdürülebilir kullanımı için çok önemli adımlardır (Hong ve ark., 2020).

Tarım alanlarındaki sulak alanların su kalitesi üzerine çok sayıda çalışma vardır ve çoğu su kalitesi derecesinin genel değerlendirmesine odaklanırken, en önemli etkileyen faktörlerin ve kirlilik kaynaklarının belirlenmesi nadiren araştırılır. Ancak, su kalitesinin iyileştirilmesi ve etkileyen faktörlerin belirlenmesi, ekosistem sağlığı ve biyolojik çeşitlilikten ayrılamaz bir gerçektir. Bu tez

çalışmasının ana hedefleri, Yeşilirmak Nehri Havzası'nda Kocaman Çayı alt havzasının suladığı Terme Ovası'ndan gelen suların mansap bölgesinde toplandığı Miliç kıyı sulak alanının su ve sediment kalitesinin alansal ve zamansal değişimini fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreleri kullanarak incelemek, sulak alan makrofit çeşitliliğini belirlemek ve alanın ekolojik durumunu tespit etmektir.

1.1 Araştırmanın Konusu ve Amacı

Miliç kıyı sulak alanının (Terme, Samsun) su kalitesi, sediment kalitesi ve sucul makrofit çeşitliliğinin incelenmesi konulu tezle, akarsu ve sulak alan niteliğine sahip, deniz ekosistemiyle ilişkili bölgeleri olan sucul ekosistemin ekolojik yapısını değerlendirmek ve önemini ortaya koymak amaçlanmıştır. Mevcut alanda fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametrelerin bütünleşik olarak kullanıldığı, kapsamlı ilk limnolojik çalışma olan tezin amaçlarını şu şekilde özetleyebiliriz: Miliç kıyı sulak alanının; (1) su kalitesini ve ağır metal konsantrasyonlarını fizikokimyasal ve biyolojik parametreleri kullanarak ölçmek ve sulak alanın trofik yapısını belirlemek, (2) sediment kalitesini belirlemek, (3) biyoindikatör ve biyomonitör olarak submers su bitkisinin potansiyelini incelemek, (4) makrofit çeşitliliğini belirlemek, (5) su kalitesi ve ağır metallerin ve bunların itici güçlerinin alansal-zamansal dinamiklerini analiz etmek ve arasındaki korelasyonları çok değişkenli istatistiksel analizler ve farklı indekslerle değerlendirmektir. Ayrıca bu çalışma, özellikle Karadeniz kıyısındaki bozulmuş sulak alanların korunması ve restorasyonu için fayda sağlayacağı öngörülmektedir.

1.2 Araştırmanın Kapsamı

Miliç kıyı sulak alanının ekolojik yapısını araştırmak için dört farklı istasyonda, bir yıl süresince aylık ve mevsimlik analizler yapılmıştır. Tez kapsamı dört ana bölümden oluşmaktadır.

Birinci bölüm suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini içermektedir. Fizikokimyasal analizlerden fiziksel parametreler, oksijenlendirme parametreleri, nutrient parametreleri, iz elementler ve inorganik kirlilik parametreleri, biyolojik parametrelerden ise fotosentetik pigment içeriği (klorofil-*a*, -*b*, -*c* ve toplam karotenoid) analiz edilmiştir. Özellikle klorofil-*a* analizi, sucul ekosistemin

potansiyel biyolojik üretiminin (primer üretimi), trofik yapısının, su kalitesinin ve ötrofikasyonun tespitinde önemli rol oynar. Tüm pigmentli alglerde bulunan klorofil-*a* yüzey suyundaki planktonik alg biyoması hakkında da bilgi verir (Taş ve ark., 2019).

İkinci bölüm sediment kalitesini kapsamaktadır. Çalışma kapsamında ekosistemde çok düşük konsantrasyonlarda dahi oldukça zararlı çevresel kirleticiler olan, ekotoksiste ve kirlilik ile ilişkilendirilen bazı metal ve metaloid elementleri ile bazı sediment kalite parametreleri incelenmiştir. Ağır metallerin yoğunlukları sudan fazla olduğu için, su içerisinde zamanla çökelerek sedimentte birikirler. Bu birikintiler tabakalar oluşturur ve bu tabakalar da bölgeye olan ağır metal girdileri hakkında genel bir bilgi verir (Boran ve Altınok, 2010).

Üçüncü bölüm, submers su bitkisinin (*Ceratophyllum demersum* L.) özelliklerini ve fitoremediasyon potansiyelini kapsamaktadır. Çalışmamızda, su altında sedimente bağlı yaşayan ve her örnekleme istasyonunda mevcut olan *C. demersum* türü, sulak alandaki fitoremediasyon ve izleme çalışmalarında kullanılabilme potansiyeli düşünülerek seçilmiştir. Kirlenmiş sudan kirletici maddelerin uzaklaştırılması için (fitoremediasyon) sucul bitkiler kullanılmaktadır. *C. demersum* türünün fitoremediasyon potansiyeline sahip olduğu ve ağır metal içeren atık suların remediasyonu için kullanılabileceği çeşitli çalışmalarda bildirilmiştir (Ahmad ve ark., 2016).

Dördüncü bölüm ise sulak alan ekosisteminin biyolojik çeşitliliğini belirlemek amacıyla, makrofit çeşitliliğini içermektedir. Çalışma alanında ilk kez yapılacak olan sucul makrofit türlerinin belirlenmesi, Su Çerçeve Direktifi kapsamında izlenmesi gereken biyolojik kalite bileşenleri içinde yer alan, ülkemize özgü sucul makrofit flora listesinin oluşturulmasına ve ülkemiz şartlarına uygun biyolojik metrik ve indekslerin geliştirilmesine katkı sağlayacaktır. Çalışma, Yeşilirmak Deltası'ndaki sulak alanların ekolojik yapısının korunması, fonksiyonlarının devamlılığının sağlanması ve mevcut kullanım maksatlarının sürekliliğinin temin edilmesine de katkı sağlaması açısından oldukça önemlidir. Alanın doğal yaşam ortamlarında estetik görüntüye sahip su bitkilerinin zenginliğinden bahsedilmektedir (Taş ve Topaldemir, 2021).

1.3 Araştırmanın Önemi

Yeşilirmak Deltası'nın önemli sucul ekosistemlerinden biri olan Miliç kıyı sulak alanı Yeşilirmak Nehri alt havzasındaki Kocaman Çayı Havzası içinde bulunur. Çalışma alanı aslında bir akarsu ekosistemidir. Ancak deniz seviyesinde ve deniz kıyısına paralel akmasından dolayı debisi oldukça az olup, sanki lentik sistem özelliği taşımaktadır (suoku, akarsu kanalı, akarsu gölü gibi). Bu nedenle çalışma alanı diğer akarsulardan farklı bir ekosistem özelliği taşımaktadır. Terme Çayı'nın ve Kocaman Çayı'nın getirdiği alüvyonlar ile Karadeniz kıyı kumullarının batıdan doğuya doğru akıntılar ve dalgalarla oluşturduğu kıyı okunun hemen gerisinde oluşan Miliç, tatlısu sulak alan özelliği gösterir. Zengin sucul biyoçeşitliliğe sahip sulak alanda yapılan bu çalışmada, bazı abiyotik ve biyotik parametreler bütünleşik olarak kullanılmıştır. Alanda ilk kez yapılan sediment, metal yükleri ve makrofit çalışması ile sucul sistemin metal/yarı metal kontaminasyonu ve risk faktörleri de araştırılmış ve insan kaynaklı kirlilik faktörleri hakkında yorum yapılabilmektedir. Deltanın biyoçeşitliliğine katkı sağlamak için, karasal bitki çeşitliliğine kıyasla göz ardı edilen sucul makrofit çeşitliliğinin tespiti önemlidir. Özellikle iklim değişikliğine bağlı sistemdeki değişimleri izlemek için mevcut çalışma literatür oluşturacaktır. Çalışma sonucunda, hassas ve korunması gereken ekosistemlerden biri olan Miliç kıyı sulak alanının su ve sediment kalitesi ile trofik yapısı ortaya konulmuştur. Daha önceki araştırmalarda, balık faunasının (Uğurlu ve Polat, 2006; Saygun ve ark., 2017) ve alg çeşitliliğinin incelendiği (Maraşlıoğlu ve ark., 2019) Miliç Irmağı'nda su kirliliği ve ekolojik durum tespiti yönünde limnolojik çalışmalar mevcut değildir.

2. GENEL BİLGİLER

Bu bölümde, tezin kapsamını oluşturan dört ana bölüm hakkında genel bilgiler verilmiş ve konu ile ilgili güncel araştırmalara değinilmiştir.

2.1 Su Kalitesi

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY)'ne göre (Anonim, 2004), su kirliliği “Su kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif ve ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi şeklinde gözlenen ve doğrudan veya dolaylı yoldan biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde ve suyun diğer amaçlarla kullanılmasında engelleyici bozulmalar yaratacak madde veya enerji atıklarının boşaltılması” şeklinde tanımlanır. Aynı yönetmelikte, su kalitesi kriterleri “Kullanım amaçlarının belirlenmiş olup olmadığına bakılmaksızın bütün su kaynaklarının dengeli ve sağlıklı ortamlar olarak muhafazası esasına göre, su kaynaklarının korunmasına ve kullanım planlanmasına temel teşkil etmek üzere, yapılmış veya yapılacak kullanım sınıflarına uygunluk açısından su kaynaklarından beklenen fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri”dir.

Su kalitesi kriterleri, suyun kalitesini bozan ve suyun güvenli olarak kullanımını sağlayan farklı maddelerin kalitatif ve kantitatif analizleri ve bunların sınır değerleri ile belirlenmiştir. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (Anonim, 2004) Tablo 1’de “Kıta içi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri” (Değişik tablo 1: RG-13/2/2008-26786) sınır değerlerine göre; I. Sınıf, II. Sınıf, III. Sınıf ve IV. Sınıf şeklinde dört su kalite sınıfı belirlenmiştir. Aynı yönetmelikte, Tablo 2’de “Göller, göletler, bataklıklar ve baraj haznelerinin ötrofikasyon kontrolü sınır değerleri” farklı kullanım alanları için belirlenmiştir (Çizelge 2.1).

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY)'nin (Anonim, 2012) amacı, “yerüstü sular ile kıyı ve geçiş sularının biyolojik, kimyasal, fiziko-kimyasal ve hidromorfolojik kalitelerinin belirlenmesi, sınıflandırılması, su kalitesinin ve miktarının izlenmesi, bu suların kullanım maksatlarının sürdürülebilir kalkınma hedefleriyle uyumlu bir şekilde koruma kullanma dengesi de gözetilerek ortaya konulması, korunması ve iyi su durumuna ulaşılması için alınacak tedbirlere yönelik usul ve esasların belirlenmesi”dir.

Çizelge 2.1 Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tabloları (Anonim, 2004)

Tablo 1: Kıtaçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri				
SU KALİTE PARAMETRELERİ	SU KALİTE SINIFLARI			
	I	II	III	IV
A) Fiziksel ve inorganik- kimyasal parametreler				
1) Sıcaklık (°C)	25	25	30	> 30
2) pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.0-9.0	6.0-9.0 dışında
3) Çözünmüş oksijen (mg O ₂ /L) ^a	8	6	3	< 3
4) Oksijen doygunluğu (%) ^a	90	70	40	< 40
5) Klorür iyonu (mg Cl ⁻ /L)	25	200	400 ^b	> 400
6) Sülfat iyonu (mg SO ₄ ²⁻ /L)	200	200	400	> 400
7) Amonyum azotu (mg NH ₄ ⁺ -N/L)	0.2 ^c	1 ^c	2 ^c	> 2
8) Nitrit azotu (mg NO ₂ ⁻ -N/L)	0.002	0.01	0.05	> 0.05
9) Nitrat azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	5	10	20	> 20
10) Toplam fosfor (mg P/L)	0.02	0.16	0.65	> 0.65
11) Toplam çözünmüş madde (mg/L)	500	1500	5000	> 5000
12) Renk (Pt-Co birimi)	5	50	300	> 300
13) Sodyum (mg Na ⁺ /L)	125	125	250	> 250
B) Organik parametreler				
1) Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/L)	25	50	70	> 70
2) Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) (mg/L)	4	8	20	> 20
3) Toplam organik karbon (mg/L)	5	8	12	> 12
4) Toplam kjeldahl-azotu (mg/L)	0.5	1.5	5	> 5
5) Yağ ve gres (mg/L)	0.02	0.3	0.5	> 0.5
6) Metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri (MBAS) (mg/L)	0.05	0.2	1	> 1.5
7) Fenolik maddeler (uçucu) (mg/L)	0.002	0.01	0.1	> 0.1
8) Mineral yağlar ve türevleri (mg/L)	0.02	0.1	0.5	> 0.5
9) Toplam pestisid (mg/L)	0.001	0.01	0.1	> 0.1
C) İnorganik kirlenme parametreleri^d				
1) Cıva (µg Hg/L)	0.1	0.5	2	> 2
2) Kadmiyum (µg Cd/L)	3	5	10	> 10
3) Kurşun (µg Pb/L)	10	20	50	> 50
4) Arsenik (µg As/L)	20	50	100	> 100
5) Bakır (µg Cu/L)	20	50	200	> 200
6) Krom (toplam) (µg Cr/L)	20	50	200	> 200
7) Krom (µg Cr ⁶⁺ /L)	Ölçülmeyecek kadar az	20	50	> 50
8) Kobalt (µg Co/L)	10	20	200	> 200
9) Nikel (µg Ni/L)	20	50	200	> 200
10) Çinko (µg Zn/L)	200	500	2000	> 2000
11) Siyanür (toplam) (µg CN/L)	10	50	100	> 100
12) Florür (µg F ⁻ /L)	1000	1500	2000	> 2000
13) Serbest klor (µg Cl ₂ /L)	10	10	50	> 50
14) Sülfür (µg S ²⁻ /L)	2	2	10	> 10
15) Demir (µg Fe/L)	300	1000	5000	> 5000
16) Mangan (µg Mn/L)	100	500	3000	> 3000
17) Bor (µg B/L)	1000 ^e	1000 ^e	1000 ^e	> 1000
18) Selenyum (µg Se/L)	10	10	20	> 20
19) Baryum (µg Ba/L)	1000	2000	2000	> 2000
20) Alüminyum (mg Al/L)	0.3	0.3	1	> 1
21) Radyoaktivite (Bq/L)				
Alfa-aktivitesi	0.5	5	5	> 5
Beta-aktivitesi	1	10	10	> 10
D) Bakteriolojik parametreler				
1) Fekal koliform(EMS/100 mL)	10	200	2000	> 2000
2) Toplam koliform (EMS/100 mL)	100	20000	100000	> 100000

(a) Konsantrasyon veya doygunluk yüzdesi parametrelerinden sadece birinin sağlanması yeterlidir.

(b) Klorüre karşı hassas bitkilerin sulanmasında bu konsantrasyon limitini düşürmek gerekebilir.

(c) PH değerine bağlı olarak serbest amonyak azotu konsantrasyonu 0.02 mg NH₃-N/L değerini geçmemelidir.

(d) Bu gruptaki kriterler parametreleri oluşturan kimyasal türlerin toplam konsantrasyonlarını vermektedir.

(e) Bora karşı hassas bitkilerin sulanmasında kriteri 300 µg/L'ye kadar düşürmek gerekebilir.

Çizelge 2.1 Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tabloları (Anonim, 2004) (devamı)

İstenen özellikler	Kullanım alanı	
	Doğal koruma alanı ve rekreasyon	Çeşitli kullanımlar için (doğal olarak tuzlu, acı ve sodalı göller dahil)
pH	6.5-8.5	6-10.5
KOİ (mg/L)	3	8
ÇO (mg/L)	7.5	5
AKM (mg/L)	5	15
Toplam koliform sayısı (EMS)/100 mL	1000	1000
Toplam azot (mg/L)	0.1	1
Toplam fosfor (mg/L)	0.005	0.1
Klorofil-a (mg/L)	0.008	0.025

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği eklerinde belirtildiği üzere; doğal, yapay ve büyük ölçüde değiştirilmiş su kütlelerinin maruz kaldığı baskı ve etkiler (noktasal baskılar, yayılı baskılar, hidromorfolojik baskılar, su kullanımı ve tedariki sonucu ortaya çıkan baskılar, diğer önemli insan faaliyetlerinden kaynaklanan baskılar) nicelik olarak tespit edilerek değerlendirilir (EK-1). Aynı yönetmeliğin EK-2 (Değişik: RG-10/8/2016-29797)'sinde “yerüstü su kütlelerinin kalite durum sınıflandırması” yapılmıştır. Su kalite sınıflaması sonuçları renk kodlarına göre de yapılabilmektedir. Su kalite sınıfı renk kodları; I. Sınıf: mavi, II. Sınıf: yeşil, III. Sınıf: sarı, IV. Sınıf: kırmızı olarak belirlenmiştir. EK-5 (Değişik: RG-10/8/2016-29797)'te ise “yerüstü su kütlelerinde bazı parametreler için çevresel kalite standartları ve kullanım maksatları” dört su kalite sınıfına ayrılarak belirlenmiştir (Çizelge 2.2). Yönetmelikte, kalite sınıflarına göre suların kullanım maksatları açıklanmıştır, su durumu ise şu şekilde ifade edilmektedir: “I. Sınıf” sular (yüksek kaliteli su) “Çok İyi” su durumunu, “II. Sınıf” sular (az kirlenmiş su) “İyi” su durumunu, “III. Sınıf” sular (kirlenmiş su) “Orta” su durumunu, “IV. Sınıf” sular ise (çok kirlenmiş su) “Zayıf” su durumunu ifade etmektedir.

Çizelge 2.2 Yerüstü Su Kütlelerinde Bazı Parametreler İçin Çevresel Kalite Standartları ve Kullanım Maksatları (YSKY, EK-5)

Tablo 2: Kıta içi Yerüstü Su Kaynaklarının Genel Kimyasal ve Fizikokimyasal Parametreler Açısından Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri				
Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıfları			
	I (çok iyi)	II (iyi)	III (orta)	IV (zayıf)
Renk (m ⁻¹)	RES 436 nm: ≤ 1.5 RES 525 nm: ≤ 1.2 RES 620 nm: ≤ 0.8	RES 436 nm: 3 RES 525 nm: 2.4 RES 620 nm: 1.7	RES 436 nm: 4.3 RES 525 nm: 3.7 RES 620 nm: 2.5	RES 436 nm: > 4.3 RES 525 nm: > 3.7 RES 620 nm: > 2.5
pH	6-9	6-9	6-9	6-9
İletkenlik (µS/cm)	< 400	1000	3000	> 3000
Yağ ve Gres (mg/L)	< 0.2	0.3	0.5	> 0.5
Çözünmüş oksijen (mg/L)	> 8	6	3	< 3
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/L)	< 25	50	70	> 70
Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ ₅) (mg/L)	< 4	8	20	> 20
Amonyum azotu (mg NH ₄ ⁺ -N/L)	< 0.2	1	2	> 2
Nitrat azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	< 3	10	20	> 20
Toplam kjeldahl-azotu (mg N/L) ^(b)	< 0.5	1.5	5	> 5
Toplam azot (mg N/L) ^(c)	< 3.5	11.5	25	> 25
Orto fosfat fosforu (mg o-PO ₄ -P/L)	< 0.05	0.16	0.65	> 0.65
Toplam fosfor (mg P/L)	< 0.08	0.2	0.8	> 0.8
Florür (µg/L)	≤ 1000	1500	2000	> 2000
Mangan (µg/L)	≤ 100	500	3000	> 3000
Selenyum (µg/L)	≤ 10	15	20	> 20
Sülfür (µg/L)	≤ 2	5	10	> 10

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (Anonim, 2012) EK-5 Tablo: 4'te “yerüstü su kaynakları için belirli kirleticiler ve çevresel kalite standartları” verilmiştir. Çevresel kalite standardı (ÇKS) yıllık ortalama (YO-ÇKS) ve maksimum (MAK-ÇKS) değerler olarak nehirler/göller, kıyı ve geçiş suları için ayrı ayrı belirtilmiştir. Mevcut çalışmamızda analizini yaptığımız bazı kimyasalların değerleri ilgili tablodaki standart değerler ile karşılaştırılmıştır.

Yönetmeliğin EK-6 “Yerüstü Su Kütlelerinin Trofik Seviyeleri” (Değişik: RG-10/8/2016-29797) bölümünde, denizlerimizin kıyı suları ile göl, gölet ve baraj gölleri için ötrofikasyon kriterleri belirtilmiştir. Mevcut çalışmada alanın trofik

seviyesini belirlemek için, ilgili yönetmelikteki EK-6 Tablo: 9’da belirtilen değerler (Çizelge 2.3) sonuçlarımızla karşılaştırılmıştır.

Çizelge 2.3 Yerüstü Su Kütlelerinin Trofik Seviyeleri (YSKY, EK-6)

Tablo 9: Göl, Gölet ve Baraj Gölleri Ötrofikasyon Kriterleri					
Su Kalitesi Sınıfı	TP (µg/L)	TN (µg/L)	Klorofil-a (µg/L)	Secchi Disk Derinliği (m)	Çözünmüş Oksijen (mg/L)
Oligotrofik	< 10	< 350	< 3.5	> 4	> 7
Mezotrofik	30	650	9	2	6
	50*	1000*	15*	1,5*	4*
Ötrofik	100	1500	25	1	3
Hipertrofik	> 100	> 1500	> 25	< 1	< 3

* Gölet veya baraj göllerinde geçerlidir.

Su kalitesini belirleyen kirletici unsurlar kaynaklarına göre fiziksel, kimyasal veya biyolojik karakterli olabilir. Miliç kıyı sulak alanında; su kalitesini belirlemek için, ilgili yönetmeliklerimizde yer alan “fiziksel ve inorganik-kimyasal parametreler”den sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, oksijen doygunluğu, klorür, sülfat, amonyum azotu, nitrit azotu, nitrat azotu, toplam azot, toplam fosfor, sodyum, magnezyum, toplam çözünmüş madde, elektriksel iletkenlik, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli, salinite, renk, askıda katı madde, bulanıklık, seki disk derinliği, alkalinite ve toplam sertlik parametrelerinin analizi yapılmıştır. “Organik parametreler”den biyolojik oksijen ihtiyacı, metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri; “inorganik kirlenme parametreleri”nden kadmiyum (Cd), kurşun (Pb), arsenik (As), bakır (Cu), krom (Cr), kobalt (Co), nikel (Ni), çinko (Zn), florür (F), serbest klor (Cl₂), demir (Fe), mangan (Mn), alüminyum (Al); ötrofikasyon kriterleri içinde yer alan biyolojik parametrelerden ise klorofil-a analizleri yapılmıştır. Bu kriterlerin her biri su kaynağının barındırdığı biyolojik çeşitliliğin yaşamsal döngüsü açısından önem arz etmesinin yanı sıra içme ve sulama suyu olarak kullanımları dolayısıyla insan sağlığını da doğrudan ilgilendirmektedir.

Batı Karadeniz Bölümü’nde yer alan Zonguldak ili sınırları içerisindeki bazı suların ve sahilinin kirlilik durumunun belirlenmesi amacıyla 28 örnekleme noktasından, üç farklı zamanda (Şubat, Mayıs ve Temmuz) yağışlı ve kurak mevsimleri temsil eden örnekler alınmıştır. Çalışmalar sırasında suyun fiziko-kimyasal özelliklerinden iletkenlik (EC), pH ve sıcaklık parametreleri yerinde, Ca²⁺,

Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO⁴⁼, HCO₃⁻, CO₃⁼, COD, BOD₅, TSS, NO₂⁻, NO₃⁻, total ve fekal koliformlar laboratuvarında ölçülmüştür. Yapılan ölçümler sonucunda Zonguldak ilinin Karadeniz kıyısının evsel ve endüstriyel deşarjların önemli oranda kirlenmeye sebep oldukları tespit edilmiştir. Bu kirlenmenin hem Karadeniz'e kıyısı olan şehirlerimizden hem de sularını Karadeniz'e boşaltan akarsulardan kaynaklandıkları belirtilmiştir. Evsel ve endüstriyel atık suların deniz ortamının bakteriyolojik kirliliğine de sebep olduğu belirtilmiştir. Tespit edilen sorunların ortadan kaldırılması için bölgeye entegre bir atık su yönetim sistemi oluşturulması gerektiği de önerilmiştir (Altın ve ark., 2009).

Yeryüzündeki tüm canlılar için hayati önemi olan suyun kalitesi son derece önemlidir. Su kalitesini değerlendirmek için, son yıllarda çok değişkenli istatistiksel analizlerle fiziko-kimyasal su kalite indeksleri yardımcı araçlar şeklinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu indeks değerleri, su kalitesi durumunu ve bazen belirli su kullanımlarını (içme, sulama, rekreasyon, evsel ve endüstriyel amaçlar) belirlemek için kullanılmaktadır. İstatistiksel analizler (ANOVA, korelasyon, faktör analizi, temel bileşenler analizi, kümeleme analizi vb.), su kalitesi indeksi, ağır metal kirlilik indeksi, ağır metal değerlendirme indeksi, sodyum yüzdesi, sodyum absorpsiyon oranı (SAR), magnezyum hasarı, tehlike katsayısı, tehlike indeksi, kanserojen risk gibi indeksler akarsuların içme-kullanma ve/veya sulama suyu kalitesini değerlendirmede kullanılmaktadır. Bu analizler, su kaynakları yönetiminde önemli bir rol oynar.

İnsan faaliyetleri sonucu oluşan kentsel atıklar, sanayi ve tarımsal faaliyetler, nakliyat, termik ve nükleer santraller ile diğer birçok etkinlikler su kirliliğine neden olmaktadır. Bunların sonucunda ortama sızan organik ve inorganik bileşikler, mikroorganizmalar, deterjanlar, pestisitler, ağır metaller, radyoaktif partiküller, yağlar ve petrol ürünleri gibi maddeler suyu kirleten başlıca kirleticilerdir (Tchounwou ve ark., 2012). Doğal dengenin ve doğal süreçlerin insan faaliyetleri etkisiyle değiştirilmesi sonucu denge değişmekte ve çok sayıda çevresel sorun ortaya çıkmaktadır (Tyagi ve ark., 2014). Yerüstü su kaynaklarının kirlenmesi ve su kalitesinin bozulması en önemli çevre problemidir. Noktasal (evsel ve endüstriyel kirleticiler) ve yayılı kaynaklardan gelen (tarımsal alanlarda yapılan

gübreleme, katı atık depolama sahalarının sızıntı suları, hayvan atıkları, atmosferik taşınım, yüzey akışı, erozyon vb.) pollutantlar alıcı ortamlarda birikir. Alıcı ortam, “atıksuların deşarj edildiği veya dolaylı olarak karıştığı göl, akarsu, kıyı ve deniz suları ile yeraltı suları gibi yakın veya uzak çevreyi” ifade etmektedir (Anonim, 2004). İz elementler bakımından tatlı su ekosistemleri son noktalardan biri olarak değerlendirilebilir ve ağır metal çalışmalarında bu alanlar arşiv özelliği taşımaktadır (Birch ve ark., 1996).

Yeryüzündeki en önemli doğal kaynak olan tatlı su, yaşamın ön koşuludur ve tüm yaşam türleri için gereklidir. Dahası, ekolojik çeşitliliğin ve sürdürülebilir kalkınmanın en önemli temel ihtiyacıdır (Taş ve ark., 2019). Lotik sistemler olan akarsular ekolojik ve ekonomik olarak oldukça önemlidir. Ancak hem doğal hem de antropojenik kirliliğe karşı en savunmasız kaynaklardır. Akarsuların su kalitesi doğal olarak yağışlardan, hava koşullarından ve tortu taşınmasından etkilenir, ancak antropojenik etkiler, akarsuyun ekolojik karakterinde olumsuzluğa neden olan etkileri şiddetlendirir (Gao ve ark., 2020). Özellikle ağır metaller uzun süre kalıcılığı, yüksek toksisitesi ve biyoakümülyasyon potansiyeli nedeniyle su ortamlarındaki en tehlikeli kirleticiler içinde yer alır (Saleem ve ark., 2019; Zeng ve ark., 2020). Etkili bir su yönetimi için, akarsuların su kalitesi hakkında güvenilir bilgi toplamak, alansal ve zamansal su kalitesi değişikliklerini değerlendirmek, kirlilik kaynaklarını belirlemek, su kalitesinin durumunu belirlemek ve akarsulardaki su kirliliğini kontrol etmek çok önemlidir (Varol, 2020).

Su kalitesinin alansal ve zamansal değişimini değerlendirmek ve su kalitesi veri setlerini yorumlamak için çok değişkenli istatistiksel analizlerin kullanımı (diskriminant analizi, kümeleme analizi, faktör analizi, PCA, CCA gibi) son zamanlarda oldukça yaygınlaşmıştır. Bu istatistiksel yöntemler, su kirliliğinin ana kaynaklarını ve etkileyen faktörleri değerlendirmeye yardımcı olmaktadır. Şu anda, su kalitesini etkileyen faktörler üzerine yapılan araştırmaların çoğu, göze çarpan noktasal kirlilik kaynaklarına sahip yüzey suyu akış alanlarına odaklanmıştır; ancak, tüm Ramsar sulak alanlarının %20’si, ekosistem işlevine tehdit oluşturma potansiyeline sahip faaliyetlerle hidrolojik olarak tarım arazilerine bağlıdır (Yu ve ark., 2018). Tarımsal uygulamalardan etkilenen birçok sulak alan, kapsamlı izleme

verilerinden yoksundur ve numune alma yaklaşımları ve su kalitesi endeksleri hakkındaki bilgiler genellikle eksiktir, bu da ana kontrol faktörlerinin belirlenmesini sorunlu hale getirir. Su kalitesi derecelerinin doğru ve güvenilir bir şekilde değerlendirilmesi ve temel su kalitesi indekslerinin analizi, bu nedenle, sulak alan biyoçeşitliliğinin ve ilgili ekolojik işlevlerin sürdürülmesi için temel teşkil eder (Cui ve ark., 2020).

Son yıllarda, dünya genelinde, yerüstü sularının su kalitesini çeşitli yöntemlerle belirlemeye yönelik araştırmaların sayısında artış vardır. Çünkü küresel iklim değişikliğinin etkisini hissetmeye başladığımız günümüzde hem tatlı suya ihtiyaç artmakta hem de su kalitesi hızla değişime uğramaktadır. Aşağıda, su kalitesini belirleme konusunda yapılan bazı güncel çalışmalara değinilmiştir.

Karadeniz kıyılarının karasal kaynaklı ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi amacıyla yapılan derleme çalışmasında, Karadeniz'in çevresinden, düzensiz ve kontrolsüz sulama suyu, hidro ve termal enerji üretimi, kıyıların insan yerleşimi için kullanılması, arıtılmamış evsel, endüstriyel ve tarımsal atıkların nehirler yoluyla veya doğrudan denize boşaltılma durumlarının olduğu tespit edilmiştir. Karadeniz'in mevcut sorununa çözüm bulmak amacıyla denizi etkileyen her ülke için koruma kurallarının getirilmesi ve kabul edilmesi gerektiği vurgulanmıştır (Bat ve ark., 2009).

Kestel Deresi (Burdur) üzerinde yapılan balık tesisinin öncesi ve sonrasındaki su kalitesinin belirlenmesi amacıyla bir yıl boyunca aylık olarak bazı fiziko-kimyasal parametreler ölçülmüştür. Sonuçlar Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Kriterlerine ve Avrupa Birliği Komisyonunun Tatlı Su Balıkları Direktifi'ne (EC Direktifi) göre değerlendirilmiştir. Yapılan analizler sonucunda tesisin çıkışında su kalitesinin belirgin biçimde azaldığı tespit edilmiştir. Yine tesisin çıkış istasyonunda BOİ ve nitrit değerlerinin EC Direktiflerine göre salmonidler için tavsiye edilen değerlerden daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Bulut ve ark., 2012).

Yukarı Dicle Nehri bölümünde su ve sediment örneklerinde bazı parametrelerle (TN, TP, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn) su ve sediment kalitesi çeşitli indekslerle belirlenmiştir. Su örneklerinde Cu dışındaki parametreler

belirlenen kriterleri aşmadığı bildirilmiştir. Sedimentte yapılan bazı indeks hesaplama sonucunda ise (EF, Igeo, kümeleme analizi) bazı parametrelerin (Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn) sedimentte yaşayan organizmalar üzerinde olumsuz etkilerinin olabileceği bildirilmiştir. Sedimentteki kirlenmenin bölgedeki bakır madeni tesislerinden deşarjla ve antropojenik kaynaklardan olduğu vurgulanmıştır (Varol ve Şen, 2012).

Sivas ili Hafik ilçesinden kaynağını alan ve bazı yerleşim yerlerinin su ihtiyacını karşılayan Horohon Deresi'nin su kalitesinin belirlendiği çalışmada, belirlenen istasyonlardan 12 ay düzenli olarak su örnekleri alınmış ve suyun fiziko-kimyasal özelliklerinden çözünmüş oksijen (ÇO), tuzluluk, pH, sıcaklık, elektriksel iletkenlik (EC), askıda katı madde (AKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam alkalinite, toplam sertlik, toplam amonyak azotu, nitrit, nitrat, amonyak, fosfat, sülfat, sülfid, serbest klor, sodyum, magnezyum, kalsiyum, kurşun, bakır ve kadmiyum parametrelerine bakılmıştır. Analiz sonuçlarına göre suyun alabalık yetiştirmeye elverişli olduğu görülmüştür (Mutlu ve ark., 2013).

Antalya ilinde yer alan Kargı Çayı'nın fiziko-kimyasal özelliklerine göre su kalite sınıfı belirlenmiştir. Bir yıl boyunca, mevsimsel olarak yapılan çalışmada suyun sıcaklığı, pH, EC, ÇO, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ₅), amonyum azotu (NH₄-N), nitrit azotu (NO₂-N), nitrat azotu (NO₃-N), orto-fosfat fosforu (PO₄-P), klorür iyonu (Cl⁻) ölçümleri yapılmıştır. EC ve Cl⁻ değerleri kullanılan istatistiksel yöntemle göre anlamlı farklılıklar göstermiştir (p<0.05). Kargı Çayı'nın su kalitesi Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (2004) ve Klee'nin metoduna göre genellikle kirlenmemiş veya az kirlenmiş kalite sınıfında bulunmuştur. Bununla birlikte akarsuyun denize yakın kesimlerinde suyun bazı parametrelerinde azalmalar olduğu tespit edilmiştir. Bunun sebebinin denizel kaynaklı ve belirtilen alandaki rekreasyonel çalışmalar olduğu ifade edilmiştir. Sonuç olarak akarsuyun yoğun bir kirlilik durumunun olmadığı belirtilmiştir (Zeybek ve Kalyoncu, 2016).

Nil Nehri'nin Aswan ve Kahire (Mısır) arasındaki 24 sitenin suyunun sucul yaşam ve içme suyu için uygunluk durumu araştırılmıştır. Bunun için su kalitesi (WQI), ağır metal kirliliği (HPI) ve kirlilik endeksleri (C_d) hesaplanmıştır. Yapılan analiz ve indeks hesaplaması sonucunda inorganik besinler, ağır metaller, tarımsal ve

endüstriyel atık suların su kalitesini bozduğu, antropojenik etkiler sonucu HPI ve Ca indeksine göre suyun kirlenmiş olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca, suyun sucul yaşam için uygun olmayan seviyede olduğu bildirilmiştir (Abdel-Satar ve ark., 2017).

Giresun ili Aksu Çayı'nın su kalitesinin belirlenmesi amacıyla suyun bazı fiziko-kimyasal özellikleri incelenmiş ve su kalitesini belirlemek için "Kanada Su Kalite İndeksi" kullanılmıştır. Üç farklı istasyonda bir yıl boyunca aylık yapılan analizlerde, canlı yaşamını olumsuz yönde etkileyecek amonyak, toplam koliform, *Escherichia coli*, sürfaktan, mangan, demir, alüminyum, cıva, renk, çözünmüş oksijen, bulanıklık ve fenol değerlerinin standartlarda verilen sınır değerleri aştığı görülmüştür. Kanada Su Kalitesi İndeks sonuçlarına göre, araştırılan üç istasyon için de indeks değerleri "zayıf" sınıfta bulunmuştur. Yapılan değerlendirmelere göre, Aksu Çayı üzerinde artan nüfus, gelişen teknoloji, tarımsal ve endüstriyel faaliyetlerin etkisinin olduğu tespit edilmiştir. Aksu Çayı üzerindeki bu bölgelerde suların hem içme hem de kullanma suyu olarak kullanımının arıtıma tabi tutulmadan uygun olmadığı vurgulanmıştır (Dede ve Sezer, 2017).

Orta Karadeniz Bölgesi'nde Yeşilirmak ve Kızılırmak havzaları içinde yer alan bazı akarsuların (Terme Çayı, Yeşilirmak Nehri, Gelemen Deresi, Mert Irmağı ve Kızılırmak Nehri) Karadeniz'e deşarj öncesi yağışlı sezonlarda yüzey suyu kalitesinin incelendiği çalışmada; sıcaklık, pH, ÇO, oksijen doygunluğu, TDS, EC, salinite, bulanıklık, amonyak, nitrit, nitrat, sülfat, fosfat, fosfat fosforu, kalsiyum, magnezyum ve toplam sertlik parametrelerinin analizleri yapılmıştır. Sonuçlar "Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği"ne göre karşılaştırıldığında; bölge akarsularının su sıcaklığı, pH, ÇO, oksijen doygunluğu, TDS, NO₃-N ve SO₄ değerleri I. sınıf, EC, NO₂-N ve PO₄-P değerleri II. sınıf su kalite özelliği göstermiştir. Çalışmada, EC en yüksek Terme Çayı'nda (2495 µS/cm), NO₂-N Yeşilirmak akarsu ağzında (0.025 mg/L), PO₄-P ise Mert Irmağı akarsu ağzında (0.231 mg/L) kaydedilmiştir. Araştırma sonucunda, Su Çerçeve Direktifi doğrultusunda Türkiye su havzalarının çok iyi korunması ve izlenmesi gerektiği belirtilmiştir (Taş ve Kolören, 2017).

Antalya ili Korkuteli ilçesinin ilçe merkezinin su kaynaklarının hidrojeokimyasal özellikleri ile su kalitesini belirleyebilmek için sondaj kuyuları, kaynak ve şebeke sularından alınan numunelerin çeşitli parametre değerleri ölçümleri

yapılmıştır. Ölçüm sonuçları su kalite indeksi (WQI) değerlendirmeleri ile açıklanmıştır. Çalışma alanındaki suların tümünün WQI sonuçlarına göre “zayıf su” tipinde olduğu tespit edilmiştir. Bu duruma suların yeraltına süzülmesi sırasındaki iyon zenginleşmesinin, evsel ve endüstriyel atıklar ile tarımsal faaliyetlerin sebep olduğu tespit edilmiştir. Ağır metal analizlerinin sonuçlarından, özellikle As ve Cr iyon konsantrasyonlarının sularda yüksek olduğu belirlenmiştir. Bu durumun alandaki yoğun tarımsal faaliyetlerden kaynaklandığı ifade edilmiştir. Analiz sonuçlarına göre; nitrat, nitrit ve amonyum sonuçlarının Türk içme suyu (TS 266, 2005) ve Dünya Sağlık Örgütü içme suyu (WHO, 2011) standartlarının belirlediği sınır değerleri aşmadığı, ancak alanındaki suların içilmesinin uzun dönemde insan sağlığını olumsuz yönde etkileyeceği belirtilmiştir (Varol ve Şekerci, 2018).

Bartın Çayı'nın fiziko-kimyasal özelliklerinin yağışlı ve kurak dönemlerdeki değişimi WQI'ye göre belirlenmiş, bunun için akarsuyun iki noktasından kurak (Temmuz ve Ağustos) ve yağışlı (Kasım, Aralık ve Şubat) dönemlerde 5 ay boyunca örnekler alınmıştır. Su kalite parametrelerinin fiziksel özelliklerinden sıcaklık, renk, bulanıklık, AKM, toplam çözünmüş katılar (TDS) ve EC; kimyasal özelliklerden ÇO, pH, nitrat, sülfat, fosfat, KOİ parametreleri analiz edilmiştir. Su kalite durumunun belirlenmesi için WHO (2018), TS 266 (2013), EPA (2018) standart değerlerinin kullanıldığı çalışmada, çayın su kalite parametrelerinin oldukça kötü olduğu ve buna sebep olarak, akarsuyun şehir içerisinden geçmesi, dolayısıyla buralardan evsel atıkların suya karışması ve ayrıca tarım alanlarından taşınan yağış suları ile atıksu arıtma tesisi çıkış suyu deşarjının Bartın Çayı su kalitesi üzerinde etkili olduğu belirtilmiştir. Çalışma sonuçlarına göre, Bartın Çayı kalitesinin oldukça kötü olup, içme suyu olarak kullanılmasının mümkün olmadığı, kullanılabilmesi için uygun su arıtma prosesleri ile suyun arıtılması ve içme suları için belirlenmiş ilgili standart değerleri sağlanması gerektiği bildirilmiştir (Güneş, 2019).

Suyunu Akdeniz'e boşaltan Göksu Nehri'nin 1992-2017 yılları arasında bazı fiziko-kimyasal özellikleri ve su kalitesi (YSKY, 2004) WQI'ye göre yapılmıştır. Yapılan analiz ve hesaplama sonuçlarına göre pH, ÇO, KOİ, SO₄, Na⁺, TDS, NO₃ parametreleri bakımından I. sınıf kalitede, BOİ parametresi bakımından I. sınıf ile II. sınıf arasında değişim gösterdiği ve NO₂, NH₄ parametreleri bakımından I. sınıf ile

IV. sınıf arası değerler aldığı tespit edilmiştir. Gökse Nehri'nde yıllık ortalamalara göre hesaplanan WQI değeri, 2010'ların başına kadar en fazla 800, 2010-2014 yılları arasında maksimum değer 2873 (2014 yılı), 2015-2016 yılları ortalaması ise 600 civarında hesaplanmıştır. Su kalitesinin yağışlar ve yaz aylarındaki buharlaşmadan etkilendiği vurgulanmıştır (Kılıç, 2020).

Hasanağa Deresi (Edirne) su havzasının su kalitesinin zamansal ve mekânsal değişiminin incelenmesi amacıyla, fiziko-kimyasal değişkenler (ÇO, oksijen doğunluğu, pH, EC, TDS, tuzluluk, bulanıklık, nitrat, nitrit, fosfat ve sülfat) analiz edilmiş, sonuçlara WQI ve kümeleme (cluster) analizi (CA) uygulanmıştır. WQI sonuçlarına göre, havzanın suyu 2019 ve 2020 yıllarında "A sınıfı-mükemmel" kalitede (<50) olduğu, ancak derenin su kalitesinin (WQI sonuçları) 2020 yılında önemli oranda azaldığı bildirilmiştir. CA sonuçlarına göre de üç istatistiksel küme oluşmuş, bunlar "az kirli bölge", "orta kirli bölge" ve "fazla kirli bölge" olarak adlandırılmıştır (Tokatlı, 2021).

Ordu ili Turnasuyu Havzası'ndaki tarımsal faaliyetlerin ve evsel atıksuların Turnasuyu Çayı'nın su kalitesi üzerine olan etkilerinin incelendiği çalışmada, akarsuyun özelliklerini temsil edebilecek 3 ayrı istasyondan bir yıl boyunca aylık su örnekleri analiz edilmiştir. Suyun kalite parametrelerinden fiziksel, kimyasal, eser elementler, inorganik kirlilik parametreleri ve süspanse klorofil parametresinin incelendiği bu çalışma sonucunda, akarsuda tüm istasyonlarda ve aylarda su kalitesi standart değerlerini aşmadığı tespit edilmiştir. Çok değişkenli istatistiksel analizlerin de uygulandığı araştırmada, analiz sonuçları akarsuyun mevsimsel WQI değerleri ilkbahar, yaz, sonbahar ve kiş sonuçları sırasıyla; 21.30, 17.04, 20.57 ve 16.94 çıkmıştır. Turnasuyu Çayı'ndaki ortalama WQI değeri 18.97'dir. Bu sonuçlara göre, Turnasuyu Çayı'nın çok iyi kalitede olduğu, dolayısıyla suyun içme-kullanma, tarımsal faaliyetler ve endüstri alanında kullanılabileceği belirtilmiştir. Bununla birlikte, havzada kum çıkarma faaliyetinin, fındık tarımı sırasında verilen suni gübrelerin ve antropojenik kirliliğin yukarı havzadan aşağı havzaya doğru su kalitesini olumsuz yönde etkilediği bildirilmiştir (Ustaoğlu ve ark., 2020a).

Curi Deresi (Ordu)'nde mevsimsel olarak yapılan araştırmada, nehir ağzı istasyonu su numunelerinde çeşitli metal analizleri (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn,

Ni, Pb, Zn) yapılmış ve suda Al, Cu, Fe, Pb ve Zn değerleri belirtilen limit değerlerin (Anonim, 2004) üzerinde çıkmıştır. Pb metalinin yüksek çıkmasının sebebinin dere kenarında yoğun araç trafiğinin olması, dolayısıyla araba yakıtlarından çıkan kurşundan kaynaklanabileceği belirtilmiştir (Kurucu, 2020).

Melet Irmağı'nda mevsimsel olarak yapılan araştırmada, nehir ağız istasyonundaki suyun metal içeriği (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) analizleri yapılmıştır. As ve Fe metalleri ilkbahar mevsiminde; Al, As ve Fe metalleri yaz mevsiminde; Al, As, Fe ve Cu metalleri ise sonbahar ve kış mevsimlerinde yüksek konsantrasyonda kaydedilmiştir. Bu çalışmada, As metaloidinin, ırmak boyunca tespit edildiği, bunun sebebinin tarımda kullanılan pestisitlerden; Al ve Fe metallerinin ırmak üzerindeki taş ocaklarından; Cu metalinin ise evsel sıvı atıklardan ve pestisitlerden kaynaklı olabileceği belirtilmiştir (Kontaş, 2018).

Bangladeş'te Rupsa Nehri'nin metal içeriğinin belirlenmesi amacıyla bazı metallerin (AS, Cd, Cr, Cu, Pb ve Ni) kurak ve yağışlı mevsimlerdeki ölçüm ve analizleri yapılmıştır. Yapılan analiz ve hesaplama sonucunda kurak mevsimde metal konsantrasyonları Cr>Pb>As>Cu>Ni>Cd şeklinde sıranmış olup yağışlı sezonda ise Cr>Pb>As>Cu>Ni>Cd olarak tespit edilmiştir. As, Cr, Cu, Ni ve Pb metallerinin değişik endüstriyel kaynaklardan, Cd metalinin ise tuğla fabrikaları ve kanalizasyon atıklarından kaynaklandığı belirtilmiştir (Proshad ve ark., 2021).

Porsuk Çayı'nın önemli kollarından olan Felent Çayı'nın su, sediment ve bazı gastropod örneklerinde kirlilik durumu belirlenmiştir. Sediment kalite kriterlerine göre (MacDonald ve ark., 2000), Felent Çayı'nda tüm istasyonlarda tespit edilen Cd, Cu ve Cr değerleri TEL (eşik etki değeri), LEL (en düşük etki değeri) ve MET (Minimal etki eşik değeri) değerlerinin oldukça üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada Pb ve Zn değerleri farklı indekslerde farklı seviyelerde bulunmuştur. Yine, çalışma süresince Pb, Cu ve Cr hariç, tüm elementlerin tüm istasyonlarda sedimentteki birikim seviyelerinin artış gösterdiği, özellikle de bor konsantrasyonunda hızlı bir artışın olduğu bildirilmiştir (Tokatlı ve ark., 2012b).

Doğu Karadeniz alt havzasında Giresun ilinin önemli su kaynaklarından 7 farklı akarsuyunun (Pazarsuyu Deresi, Batlama Deresi, Yağlıdere Deresi, Aksu Deresi, Gelevera Deresi, Harşit Çayı, Görele Deresi) nehir ağzı bölümlerinden fiziko-kimyasal özelliklerinin, su kalite sınıflarının, sulama suyu ve içme-kullanma suyu durumunu değerlendirmek için yapılan araştırmada; bir yıl boyunca aylık numuneler incelenmiş, fiziko-kimyasal analiz sonuçlarına çok değişkenli istatistiksel analizler ve su kalitesi indeksi uygulanmıştır. Akarsuların fiziko-kimyasal parametrelerinin analiz sonuçlarına göre, WQI ortalama değerleri akarsular arasında çok fazla değişiklik olmadığını göstermiştir. En az WQI değeri 25.69 (Gelevera Deresi), en yüksek WQI değeri ise 32.39 (Batlama Deresi) olarak hesaplanmıştır. WQI sonuçlarına göre araştırması yapılan tüm akarsular “iyi su” kalite sınıfında yer almıştır ($26 \leq WQI \leq 50$). Bu sonuçlara göre, Giresun’da incelenen akarsuların içme suyu için uygun olduğu belirtilmiştir. Ancak incelenen akarsuların antropojenik baskılara (evsel katı atıklar/atıksular, havzalardaki taş-çakıl ocakları, HES faaliyetleri, aşırı gübre ve böcek ilacı kullanımı gibi) maruz kaldığı da ifade edilmiştir. Akarsular üzerindeki baskıları ortadan kaldırmak ve ekosistem dengesini sağlamak için; sürdürülebilir havza yönetimi, katı/sıvı atık arıtma tesisleri yapımı, yerel halkın tarımsal faaliyetlerde gübreler ve pestisitlerin uygulanması hakkında bilgilendirilmesi ile havza bazlı koruma uygulanmalarının yapılması önerilmiştir (Aydın ve ark., 2021).

Elekçi Deresi’nin (Ordu) fiziko-kimyasal ve biyolojik (bentik diatomeler) özelliklerinin ve su kalitesinin incelendiği çalışmada, bazı su parametrelerinin (Su sıcaklığı, pH, CO , oksijen doygunluğu, EC, TDS, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, toplam fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$), SO_4 , serbest klor (Cl_2), Ca, Mg, toplam sertlik (TH), AKM, türbidite, amonyak, toplam fosfor (TP), klorofil-a) analizi zamansal ve mekânsal olarak değerlendirilmiştir. Akarsuyun su kalitesi “Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği” ve WQI’ye göre belirlenmiştir. Çalışma sonuçlarına çeşitli indeksler (çeşitlilik indeksleri, klorofil-a, Palmer’ın pollusyon indeksi, baskın cins skorları) ve çok değişkenli istatistiksel analizler uygulanmış, elde edilen sonuçlara göre akarsuyun trofik düzeyi ve su kalitesi belirlenmiştir. Elekçi Deresi $\text{NH}_4\text{-N}$ ve TP parametreleri bakımından II. sınıf, serbest klor IV. sınıf, diğer su kalite parametreleri I. sınıf tespit

edilmiştir. WQI değerine göre derenin su kalitesi “mükemmel” sınıfında yer almıştır. Faktör analizi sonucuna göre, birinci faktörde yer alan nütrient elementlerin su kalitesindeki değişikliklerden sorumlu olduğu, diğer faktörlerdeki bileşenlerin ise jeolojik yapıdan ve iklimatik faktörlerden kaynaklandığı bildirilmiştir (Taş ve ark., 2021).

Çalışma alanımızla aynı havzada bulunan Terme Çayı’nda mevsimsel olarak yapılan araştırmada, akarsu boyunca dört farklı istasyonda yüzey suyunun yirmibir fiziko-kimyasal su kalite parametresi, makro element ve ağır metal (Na, Mg, K, Ca, Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb) konsantrasyonları analiz edilmiş ve kapsamlı olarak değerlendirilmiştir. Fiziko-kimyasal parametreler arasındaki ilişkileri belirlemek için çok değişkenli istatistiksel analizlerin (korelasyon, (PCA), CA) uygulandığı çalışmada, WQI, HPI, HEI, NPI (nütrient pollusyon indeksi), % Na, SAR (sodyum absorpsiyon oranı), magnezyum hasarı (MH) gibi içme ve sulama suyu kalite indeksleri hesaplanmıştır. Suda bulunan ağır metallerin insan sağlığına olan etkilerinin de incelendiği araştırmada; HQ (tehlike oranı), HI (tehlike indeksi) ve CR (kanser riski) indeksleri de hesaplanmıştır. Hem ova hem de kentsel bir akarsu olan Terme Çayı’nda, şehirleşmenin artmasına bağlı olarak nütrient ve gösterge parametrelerinde genel bir artış tespit edilmiştir. Ortalama WQI (22), HPI (15.61), HEI (0.78), NPI (0.404) değerleri akarsuyun su kalitesinin iyi durumda olduğunu göstermiştir. HQ ve HI değerleri ise risk eşiğinin (<1) altında hesaplanmıştır. Ancak, çocuklardaki HI_{total} değerleri (2.48E-01) yetişkinlerdekinden (2.14E-01) daha yüksek çıkmıştır. PCA sonuçlarına göre, su kalitesindeki başlıca değişikliklerin, havzanın kayaç yapısı, erozyon, evsel atık su deşarjları, inorganik gübrelerin tarımsal akışı dâhil olmak üzere noktasal ve yayılı kaynaklardan meydana geldiği belirtilmiştir (Ustaoğlu ve ark., 2021a).

2.2 Sediment Kalitesi

Lotik sistemler (akarsular) yerçekiminin etkisiyle suyun hareketiyle birlikte akış yönünde yukarı havzadan alt havzaya doğru katı partiküller taşırlar. Akarsuların taşıdığı kaya veya biyolojik kökenli materyallerden oluşan bu partikül yığına sediment adı verilir. Sedimentler havzadan, yüzey akışları, erozyon yoluyla ve suyun akarsu yatağını ve kıyılarını aşındırması ile akarsuyun bünyesine katılır. Akarsularda

bulunan askıdaki katı maddeler, yer çekimi, yoğunluk ya da suyun akış hızı gibi faktörlerden etkilenerek suyun dibine çöker yani sedimentasyona uğrar.

Sediment yapı doğal veya antropojenik kaynaklı ağır metal kirliliğinin son durağıdır. Ağır metalleri ve diğer organik kirletici maddeleri biriktirmeye eğilimli sediment yapının kalitesi sulak alan kirliliğine iyi bir referanstır (Ustaoğlu ve Tepe, 2019). Kirlenmiş sedimentler su kirliliğinin bir başka önemli kaynağıdır. Bu kirlilik, toksik maddeleri absorbe eden sediment bazlı askıda katı maddelerin suya girişinden oluştuğu gibi, sedimente bağlanmış metal komplekslerinin suya geçişinden de etkilenmektedir (Hasan ve ark., 2012). Çalışmalar ağır metallerin çözünürlüklerinin metalin bağlandığı sedimentin yapısına, suyun pH, organik madde gibi kompleks özelliklerine bağlı olduğunu göstermiştir (Louhi ve ark., 2012). Sucul bitkiler sedimentin korumasında ve akarsu tabanındaki aşınmanın önleminde rol alırlar (Bal ve ark., 2011).

Ağır metallerin yoğunluklarının sudan fazla olması nedeniyle su içerisinde zamanla çökerek sedimentte birikirler. Bu birikintiler tabakalar oluşturur ve bu tabakalar da bölgeye olan ağır metal girdileri hakkında genel bir bilgi verir (Boran ve Altınok, 2010). Sediment tabakasında biriken kirleticiler için belli bir doygunluk seviyesi vardır ve bu doygunluk seviyesini aşması durumunda içerdiği iyonları tekrar suya bırakma eğilimine geçer ve bu durumda sediment, sucul sistem için kirletici kaynak haline gelebilmektedir (Şener ve Şener, 2015). Suyu bırakılan metaller ise önemli bir kirlilik kaynağı oluşturmaktadır. Metaller balıkların bünyesine deri, besin, su ve solungaçlar ile geçerek birikmektedir. Balıkların bünyesinde biriken ağır metaller vücutta kan ile doku ve organlara taşınıp zamanla zehirli etkilerini artırır (Sökmen ve ark., 2018). Miliç Irmağı olarak bilinen çalışma alanımızda balık faunası incelenmiş ve yapılan araştırmalarda 8 familyaya ait (Atherinidae, Blenniidae, Cyprinidae, Gasterosteidae, Gobiidae, Mugilidae, Poeciliidae, Syngnathidae) toplam 21 balık türü tanımlanmıştır (Uğurlu ve Polat, 2006; Saygun ve ark., 2017). Ancak, yöre halkının amatör balık avcılığı yaptığı ve avladıkları balıkları tükettiği Miliç Irmağı'nda bugüne kadar su-sediment kirliliği ve ekolojik durum tespiti yönünde herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Mevcut çalışma ile özellikle insanlarda toksik

etkisi çok fazla olan ağır metallerin suda, sedimentte ve su bitkisindeki konsantrasyonu araştırılmıştır.

Ağır metal akümülyasyonunun nasıl değerdendirileceği ve insan etkilerinin doğal olarak bulunması gereken miktarlardan nasıl ayırt edileceği önemli bir sorundur. Bu nedenle sedimentteki metal miktarlarının ortaya konarak, insan kaynaklı etkinin araştırılması ve biriken metalin canlılar üzerinde gösterdiği zararlı etkilerinin anlaşılması için pek çok farklı yöntem ve sınır değerdeler belirlenmiştir. Ancak sedimentteki metal birikiminin kompleks kimyasal yapısından dolayı dünya genelinde kabul edilmiş sediment kalite standartları yoktur. Bundan dolayı ağır metallerin birikimini ve yarattıkları çevre sorunlarını değerdendirebilmek için birçok indeks geliştirilmiştir (Yuan ve ark., 2014).

Sediment kontaminasyonunun değerdendirilmesi için çeşitli yöntemler vardır. Sedimentteki antropojenik etkinin oluşturduğu kirliliğinin değerdendirilmesi için; kontaminasyon faktörü ve kontaminasyon derecesi (Håkanson, 1980), modifiye kontaminasyon derecesi (Abraham ve Parker, 2008), zenginleştirme faktörü, jeoakümülyasyon indeksi (Müller, 1969) gibi yöntemler kullanılarak sedimentteki mevcut kirlilik durumu hakkında bilgi edinilmektedir. Potansiyel Ekolojik Risk İndeksi kullanılarak (Håkanson, 1980; Li ve ark., 2013) sedimentteki kirliliğin canlılar üzerindeki etkisi değerdendirilmektedir.

Son yıllarda lentik ve lotik sistemlerde su ve sediment kalitesini belirleme konularında yapılan çalışmalarda metal kirlilik değerdendirme yöntemlerinin kullanıldığı görülmektedir. Bazı çalışmalara aşağıda değerinilmiştir.

Pazarsuyu Deresi su kalitesi ve sediment kontaminasyonunun mekansal-zamansal değerişimleri ve metal kirlilik seviyesi çok değerişkenli istatistiksel analizler ve kirlilik göstergeleri kullanılarak belirlenmiştir. Dört farklı istasyondan aylık olarak bir yıl boyunca yapılan su ve sediment analizleri sonuçları ulusal ve uluslararası su kalitesi kriterlerine göre değerdendirilmiştir. Bazı istasyonlarda su kalite parametrelerinin kriter seviyelerin üzerinde olduğu tespit edilmiştir. PCA sonuçlarına göre, altı farklı faktör grubu oluşmuştur. Bu faktör grupları sırasıyla “iyonik faktör”, “tarımsal drenaj faktörü”, “organik faktör”, “nitrat faktörü”, “evsel

atık faktörü” ve “AKM faktörü” olarak tanımlanmıştır. Sedimentteki ağır metallerinin bolluğu Fe>Mn>Zn>Pb>Cu>Cr>Co>Cd şeklinde tespit edilmiştir. EF, CF, Igeo, ve PERI (Erⁱ) gibi metal indeks hesaplamalarının yapıldığı çalışmada, Pb metalinin aşırı derecede kontamine olduğu, EF sonucuna göre derenin önemli derecede kontaminasyon zenginleşmesi gösterdiği bildirilmiştir. Bu nedenle, akarsuyun sulama için ihtiyatlı kullanılabilceği, ancak halk sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri önlemek için evsel amaçlarla kullanılmadan önce kapsamlı bir arıtma gerektiği belirtilmiştir (Ustaoğlu ve Tepe, 2019).

Samsun ilinden Karadeniz’e sularını taşıyan Mert Irmağı’nın mansap bölgesinde yapılan çalışmada, akarsuyun kirlilik durumunu belirlemek için on farklı istasyonda su ve sediment numuneleri incelenmiştir. Çalışma sonucunda Mert Irmağı’nın su kalitesinin “kirli su” sınıfına dahil olduğu, bunun sebebinin ağırlıklı olarak evsel atık suların kaynaklandığı belirtilmiştir. Ayrıca su ve sediment analiz sonuçlarının karşılaştırılması neticesinde de organik madde bakımından Mert Irmağı’nın kirlilik taşıdığı vurgulanmıştır (Bakan ve Şenel, 2000).

Sakarya nehri ve baraj göllerindeki sediment ve balıklardaki ağır metal konsantrasyonlarının (Cr, Ni, Cu, Zn, Pb) 14 istasyonda mevsimsel olarak incelendiği bir araştırmada, sonuçlar ulusal ve uluslararası kalite kriterleri ile değerlendirilmiştir. Yağışlı mevsimlerde sediman örneklerindeki Cr ve Ni seviyeleri kurak mevsimlere göre daha yüksek tespit edilmiş ve bu metallerin seviyelerinin sediman kalite kılavuzlarındaki sınır değerleri aştığı bildirilmiştir. Bu çalışmada, balıkların (*Carassius gibelio*, *Capoeta baliki*) solungaç ve karaciğerinde ağır metal birikimlerinin kaslara göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Köse ve ark., 2020).

Türkiye’nin kuzeydoğusunda yer alan Giresun il sınırları içerisinde suyunu denize boşaltan bazı akarsuların (Pazarsuyu Deresi, Batlama Dersi, Aksu Deresi, Yağlıdere Deresi, Gelevera Deresi, Harşit Çayı ve Görele Deresi) çeşitli sediment kalite indeksleri kullanılarak sediment kalitesinin ekolojik etki seviyeleri ve sağlık risk durumu belirlenmiştir. Araştırma neticesinde CF, Igeo ve EF indekslerine göre çalışılan akarsuların Cd ve Pb bakımından önemli oranda kirlenme tespit edilmiştir. Diğer metaller bakımından ise orta düzeyde kirlenmenin olduğu saptanmıştır.

Giresun akarsularının genellikle antropojenik kaynaklı kirlenmenin olduğu da tespit edilmiştir (Ustaoglu ve İslam, 2020).

Karadeniz Bölgesi'nde Ordu ilindeki Çalışlar ve Akçaova derelerinin sedimentlerindeki ağır metal zenginliği ve dağılımı çok değişkenli istatistiksel yaklaşımlar ve indeksler kullanılarak incelenmiştir. Çalışlar Deresi'nde metal sıralaması Fe>Mn>Zn>Cu>Co>Pb>Ni>Cr>Cd; Akçaova Deresi'nde Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Co>Cr>Pb>Cd>Ag şeklinde bulunmuştur. Her iki akarsuda da Fe, Mn, Zn ve Cu elementlerinin önemli ölçüde yüksek çıktığı belirtilmiştir. Sediment kirliliğinin değerlendirilmesi için kullanılan EF, CF, I_{geo} ve potansiyel ekolojik risk faktörü (E_r^i) gibi indeks sonuçlarına göre; Akçaova Deresi sedimenti, antropojenik faaliyetlere atfedilebilen ortalama EF değerlerine göre Cu metali bakımından “orta derecede” ($EF>2$), Ag elementi bakımından “önemli ölçüde” ($EF = 5 - 20$) kirlenmiş olduğu tespit edilmiştir. Çalışlar Deresi'nde nispeten düşük çıkan kirlilik göstergeleri, bu derenin herhangi bir çevresel kirlenmeye maruz kalmadığını ve metal kirliliğinin büyük olasılıkla bölgede doğal olarak bulunan minerallerden kaynaklı olduğu ileri sürülmüştür. CA sonuçlarına göre Co, Pb ve Cr metallerinin temel olarak doğal kaynaklarla ilişkili olduğu belirtilmiştir (Ustaoglu ve ark., 2020b).

Nijerya'nın güneyindeki Nijer Nehri'nin sediment kalitesinin belirlenmesi için bazı metallerin (As, Fe, Cu, Pb, Cd, Zn ve Hg) çeşitli indekslerle durumları belirlenmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda nehirdeki metal konsantrasyonu yağışlı mevsime oranla kurak mevsimde daha yüksek bulunmuştur. Sedimentte As, Fe, Cu, Pb, Cd, Zn ve Hg metallerinin konsantrasyonları sırayla; 12, 115, 18, 11, 0.71, 36 ve 0.59 mg/kg olarak belirlenmiştir. Araştırmanın yapıldığı beş istasyonda Cd ve bir istasyonda Hg, I_{geo} indeks değerleri 1'in üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Cd, Hg ve As metalleri bakımından EF indeksi 1.5'in üzerinde bulunmuş olup bu durumun antropojenik kaynaklı kirlenmeden olduğu belirtilmiştir (Ezewudo ve ark., 2021).

İran'ın sanayi kenti olan Abadan Eyaleti'nin Arvand Nehri boyunca kirlilik unsurlarının (As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Pb ve Zn) araştırıldığı çalışmada, alanın potansiyel, ekolojik ve sağlık riskleri belirlenmiştir. I_{geo} ve EF indeksleri hesaplamaları sonucunda; Cd, Pb, Zn ve Hg bakımından akarsu “orta ile yüksek” ve “orta ile çok yüksek” kirli seviyede bulunmuştur. Bu duruma tarım arazilerinin kirli

su ile yıkanması, uçakların kalkış ve inişi, toz fırtınaları ve gübrelerin yol açtığı belirtilmiştir (Haghnazar ve ark., 2021).

Giresun il sınırları içerisindeki Batlama Deresi'nde sediment kirliliğini ve antropojenik etkiyi belirlemek için yapılan çalışmada, üç farklı istasyondan alınan sediment örneklerinin bazı metal (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd ve Pb) analizleri yapılmış ve çeşitli kirlilik belirleme indeksleriyle değerlendirilmiştir. Buna göre sedimentin Fe, Mn ve Zn metal konsantrasyonları en yüksek değerde bulunmuş, genel metal miktarları sıralaması Fe>Mn>Zn>Cu>Cr>Co>Ni>Cd olarak tespit edilmiştir. EF ve C_d indekslerine göre metaller Pb>Zn>Cu>Mn> Cd>Co>Fe>Cr>Ni şeklinde sıralanmıştır. Igeo sonucuna göre Pb metalinin çalışma alanında orta derecede kirletici olduğu, genel olarak Pb hariç derenin temiz olduğu belirtilmiştir. Pb metalinin antropojenik faaliyetlerden evsel, tarımsal ve atıksu kaynaklı olduğu vurgulanmıştır (Ustaoglu ve ark., 2021b).

2.3 Biyolojik İzleme ve Sucul Bitki Yoluyla Fitoremediasyon

Tatlı su ekosistemleri özel sistemlerdir ve çoklu ekosistem hizmetleri sağlar. Bununla birlikte, esas olarak hidromorfolojik değişiklikler, tür istilaları ve doğal kaynak kullanımından kaynaklanan su kirliliği nedeniyle biyolojik çeşitlilik ve ekosistem hizmetlerinde düşüşler yaşanmaktadır. Bu nedenle, koruma ve izleme uygulamaları çok önemlidir, şiddetle tavsiye edilir (Lindenmayer ve ark., 2012). Biyolojik izleme, tatlı su ekosistemlerinin ekolojik koşullarındaki durumu, alansal ve zamansal olarak uzun süreli eğilimleri karakterize etmek ve izlemek için kritik öneme sahiptir. Uygun biyoindikatörlerin seçimi, bu tür izleme programlarının oluşturulmasında kritik bir adımdır. Biyoindikatör özelliğe sahip türler, antropojenik etkilere güvenilir bir yanıt vermesi, yüksek bir fayda-maliyet oranı ve farklı alanlara olan hassasiyeti bakımından önemlidir (Valente-Neto ve ark., 2021).

Biyolojik izlemede, biyolojik elemanların verdiği tepkiler yardımıyla, beşerî faaliyetlerinden kaynaklanan çevresel değişimler değerlendirilmektedir. Biyolojik izleme yoluyla su kalitesini belirlemek için; indikatör sucul canlıların çeşitliliği, bolluğu, varlığı, yokluğu izlenir. Su Çerçeve Direktifi (SÇD, 2000)'nde sucul ekosistemin ekolojik durumunu belirlemek için biyolojik elemanlar olarak fitobentoz

(diyatomeler), fitoplankton, makrofitler, makroomurgasızlar ve balıklar kullanılmaktadır. Biyolojik elemanlar su kütlesinin durumu hakkında detaylı bilgi elde etmek açısından son derece önemlidir. Su kirliliğinin boyutlarını anlama konusunda biyolojik izleme etkili bir yoldur. Fizikokimyasal parametrelerle birlikte biyolojik parametreler bütünleşik olarak kullanıldığında su kütlesinin durumu açık ve net olarak ortaya konulmaktadır.

Fitoremediasyon “fito” (Yunanca: bitki) ve “remedium” (Latince: bir kötülüğü düzeltmek veya gidermek) kelimelerinden türemiştir. Çevresel kirleticilerin uzaklaştırılması için bitkilerin kullanılması olarak tanımlanan fitoremediasyon (yeşil ıslah), diğer kirlilik azaltıcı yöntemlere kıyasla birçok faydaya sahiptir. İnsanlara ve doğal hayata maruziyeti en az olan, basit, verimli, uygun maliyetli ve çevre dostu bir tekniktir. Geniş alanlarda bir dizi metali kaldırabilir (Haq ve ark., 2020; Zhang ve ark., 2020). Dolayısıyla, makrofitlerin fitoremediasyon tekniğinde biyomonitör olarak kullanımı, farklı kaynaklarla kirlenmiş sucul sistemlerin iyileştirilmesi ve yönetimi için faydalı bir araçtır. Çünkü sualtı bitkileri kökleriyle sedimentten, yüzen yapraklı türler yapraklarıyla su ve havadan nütrient, ağır metal, pestisit, radyoaktif madde, toksin gibi organik ve inorganik kirleticileri uzaklaştırarak su kalitesini iyileştirme potansiyeline sahiptirler. Nassouhi ve ark. (2018), fitoremediasyonda kullanılan makrofitlerin kirlilik giderim kapasitelerinin ışık miktarı, fotoperiyod, suyun sertliği, alkalinitesi, pH'ı, iletkenliği, sıcaklık ve sudaki besleyici element miktarı gibi birçok faktörün etkileyebileceğini belirtmiştir.

Ağır metal fitoremediasyonu için kullanılan sucul makrofitler, diğer su türleri için yiyecek, barınak ve/veya substrat gibi hizmetler sağladıkları için genellikle tatlı su ve tuzlu su ekosistemlerinin temel bileşenleridir (Chambers ve ark., 2008; Anjum ve ark., 2014). Örneğin, tuzlu bataklık makrofitleri, tuz stresiyle başa çıkmak için çoklu tolerans mekanizmaları geliştirmiştir ve bu nedenle, genellikle ağır metal stresini tolere etmek için daha iyi uyum sağlarlar (Anjum ve ark., 2014; Liang ve ark., 2017). Ayrıca, konak makrofitler için ağır metal stresini hafifletebilen ve ağır metal alımına yardımcı olabilen rizosferdeki mikorizal mantarlarla sıklıkla birlikler oluştururlar (Chagnon ve Brisson, 2017). Bu avantajlardan dolayı, fitoremediasyon son yıllarda bir araştırma alanı olarak popülerlik kazanmıştır (Gerhardt ve

ark., 2017). Makrofitlerin büyüme hızı, biyokütle üretimi ve emilim kapasitesinin karasal bitkilere oranla daha yüksek olması nedeniyle de daha avantajlı oldukları kabul edilmektedir (Dhir, 2013).

Bitkiler yaşamları boyunca hem makro nütrientlere (N, P, K, S, Ca, Mg) hem de Fe, Zn, Mn, Ni, Cu ve Mo gibi mikro nütrientlere ihtiyaç duymaktadır. Bazı bitkilerin Cu, Mn, Ni, Zn gibi sadece gerekli mineralleri biriktirmekle kalmadıkları, aynı zamanda besin maddesi olarak hiç kullanmadığı As, Co, Cd ve Se gibi metalleri önemli miktarda adsorbe edebildikleri yapılan çalışmalarda izlenmiştir (Lasat, 2000; Alford ve ark., 2010). Bu bitkiler hiperakümülatör bitkiler olarak adlandırılmaktadır. Bazı bitkiler bünyelerinde birçok element biriktirirken, bazıları sadece bir iz elementi yüksek konsantrasyonda adsorplar (Vangronsveld ve ark., 2009). Bitkiler metal detoksifikasyonu ile ilişkili bazı mekanizmalara sahiptir ve metal stresi altında bile canlılığını sürdürebilmektedirler. Hiperakümülatör bitkiler yüksek konsantrasyonlarda metal iyonlarını bünyelerinde barındırmakta ve detoksifiye edebilmektedir (Hamutoğlu ve ark., 2012). Dolayısıyla, fitoremediasyon teknikleri ile Zn, Ni, Cu, Hg, Cd ve daha birçok ağır metalin, Sr, Cs ve U gibi birçok radyoaktif elementin, çeşitli pestisit ve herbisitlerin, petrol hidrokarbonlarının ve endüstriyel organik atıkların giderilmesinin gerçekleştirilebileceği birçok çalışma vardır (Vasavi ve ark., 2010). Yine, sucul makrofitler, sudaki besin maddelerinin aşırı yüklerini adsorblama kabiliyetleri nedeniyle su kalitesini artırabilirler. Sudan azot ve fosforu gidermede yüzen sucul makrofitler yaygın olarak kullanılmaktadır (Ferdoushi ve ark., 2008). Yüzen sucul makrofitler, inorganik besin maddelerini, genellikle yapraklarıyla alsa da temel olarak kökleri ile alırlar. Suda serbest yüzen su mercimeklerinden olan *Lemna minor*, *L. gibba*, *Wolffia arrhiza* ve *Azolla pinnata* türlerinin ötrofik su sistemlerinin arıtılmasında kullanılabileceği belirtilmiştir (Ferdoushi ve ark., 2008). Sumercimeği, atık suların arıtılmasında aerobik ve anaerobik bakteriler ile iş birliği içindedir (Tarlan ve ark., 2005). Bu nedenle, sumercimekleri (*L. minor*) ve sucul eğreltilerden *Azolla*, bitkisel arıtım uygulamalarında başarılı bir şekilde kullanılmaktadır (Schenker ve Harfmann, 2010). Makrofitler, kirleticileri doğrudan kendi dokularına almakla birlikte, aynı zamanda suyun akış hızını düşürerek askıda katı maddenin çökmesini de sağlar (İsmail, 2012).

Sucul ekosistemin kalitesi biyoindikatör canlıların varlıkları ve komünite yapılarıyla anlaşılabilir. Çünkü biyoindikatörler çevresel değişikliklere yaşam fonksiyonlarını değiştirerek ya da toksinleri vücutlarında biriktirerek cevap verirler. Dolayısıyla, çalışma alanında, biyolojik izlemede biyoindikatör amacıyla kullanılacak taksonların belirlenmesi gerekir. Hu ve ark., (2020), yerli bitki türlerinin fitoremediasyonda kullanılmasının, su kirleticilerinin uzaklaştırılmasında ve suyun iyileştirilmesinde etkili bir çözüm olduğunu bildirmiştir.

Submers makrofitler (örneğin, *Ceratophyllum demersum* L.) büyük alanları kaplayabilir ve sucul ortamlarda birincil üretkenlikte dominant olabilirler. Sudan toksik metalleri biriktirme kabiliyetleri de iyi belgelenmiştir (Mishra ve ark., 2006). Mevcut çalışmada, Miliç kıyı sulak alanının her örnekleme istasyonunda bulunan submers makrofit *C. demersum* (tilki kuyruğu) biyoindikatör ve biyomonitör tür olarak kullanılmıştır. *C. demersum* suya batık, köksüz, çok yıllık otsu bir türdür. Yaprakları dairesel dizilişli ve dikotom çatallıdır. Çiçekler tek eşeyli, aksilerde, erkek ve dişi çiçekler ayrı nodyumlarda bulunur. Stamenler çok sayıda, ovaryum üst durumda, 1 lokuluslu, 1 karpelli, 1 tohumlu. Yapraklar 1 veya 2 kez çatallanır; meyvede 2 yanal diken vardır (Seçmen ve Leblebici, 2008). *C. demersum* besleyici element miktarının orta ve yüksek miktarda olduğu baraj gölleri, doğal göller, su kanalları ve yavaş akan derelerde yayılış göstermektedir (Johnson ve ark., 1995). Düşük ışık düzeyine ve sert suya dayanıklıdır. Küçük su böcekleri ve balıklar için iyi bir yaşam ortamı sağlar (Çevik, 2012). Mevcut çalışmada, *C. demersum* submers su bitkisinin biyolojik özellikleri ile metal biriktirmesi alansal ve zamansal olarak analiz edilmiştir.

Tuna Nehri'nin littoral zonunda su kirlilik durumu ve alandaki baskın olan makrofitlerin kirlilik unsurlarını (ağır metal) akümülyasyon kapasiteleri araştırılmıştır. Yapılan analiz sonucunda K, P ve Na unsurlarını en fazla *C. demersum* türünün akümüle ettiği tespit edilmiştir. Çalışmada ayrıca *Elodea canadensis* türünün bir lokasyonda (Sombor) yüksek seviyede K ve P akümüle ettiği de tespit edilmiştir. Alana kirlilik unsurlarının tarımsal faaliyetlerden gelen drenaj suları ve endüstriyel atıklardan geldiği vurgulanmıştır. Ortamın temizlenmesi ve ekosistemin dengelenmesi için biyomonitör çalışmalarının yapılabileceği de bildirilmiştir (Pajević ve ark., 2003).

Submers makrofitlerin indikatör özellikleriyle sucul ekosistemin ekolojik durumunun belirlenmesi konusunda, Mısır'ın Akdeniz sahilinde bulunan Mariut Gölü'nde yayılış gösteren beş farklı submers makrofit türü (*Potamogeton pectinatus*, *C. demersum*, *C. muricatum*, *M. spicatum* ve *Najas marina* subsp. *armata*) incelenmiştir. Bu türler ile suyun fiziko-kimyasal özelliklerinin istatistiksel analizleri neticesinde, kirlenmiş ortamda en iyi yayılış gösteren makrofitlerin *P. pectinatus* ve *C. demersum* olduğu belirlenmiştir. *C. demersum* makrofitinin tarımsal kaynaklı, yüksek seviyede fosfat ve sülfat ile düşük seviyelerde Cu ve Cr içeren alanlarda diğer türlere oranla daha yaygın olarak yayılış gösterdiği tespit edilmiştir. Aynı çalışmada, gölde yayılış gösteren *P. pectinatus* ise endüstriyel kaynaklı kirlenmiş alanlarda, sedimanda yüksek seviyede Cd ve düşük seviyelerde Cu ve Cr içeren alanlarda diğer makrofit türlerine nazaran daha yaygın olarak bulunmuştur (Galal ve ark., 2008).

Biyoakümülyasyon (biyolojik birikim), bir metalin belirli bir dokuda ya da bir organizmada net birikimi olarak tanımlanabilir. *C. demersum* bitkisinde ağır metal kontaminasyonunu değerlendirmek için biyoakümülyasyon faktörü (BAF) analiz edilmiştir. BAF, bir organizmadaki metal konsantrasyonunun, ortamdaki metal konsantrasyonuna oranıdır (USEPA, 2000). *C. demersum* türünün Cd, Cu, Pb ve Zn gibi ağır metalleri bünyesinde depolayabildiği (Stankovic ve ark., 2000; Keskinan ve ark., 2003), 15 günlük deney süresinin sonunda ortamdaki kurşunun %70'ini bünyesinde biriktirebildiği (Rai ve ark., 1995), bu makrofitin düşük konsantrasyonlarda ağır metal içeren atık suların remediasyonu için kullanılabileceği (Keskinan, 2004) bildirmiştir. Bu bitkinin fitoremediasyon potansiyeli ile ilgili çeşitli çalışmalar mevcuttur (Abdallah, 2012; El-Khatib ve ark., 2014; Ahmad ve ark., 2016).

Gupta ve Chandra (1996), *C. demersum* bitkisinin Cd akümülyasyon kapasitesini belirlemek için yaptıkları çalışmada, bu makrofit türünün farklı test çözeltilerinde önemli miktarda Cd akümüle ettiğini bildirmişlerdir. Artan Cd derişimi ve test edilen süreye göre de bitkinin klorofil ve karotenoid miktarlarında önemli düzeylerde azalmalar olduğu bildirilmiştir.

Dört farklı tatlı su bitkisinin (*C. demersum*, *Limnodrilus udeke mianus*, *Zilchiopsis collastinensis*, *Cnesterodon decemmaculatus*) Cr biyoakümülyasyon

özelliklerinin incelendiği çalışmada, *C. demersum* bitkisinin diğer türlerden daha yüksek Cr biyoakümülatörü olduğunu belirlenmiştir (Marchese ve ark., 2008).

C. demersum bitkisinin Cr metalini konsantrasyona bağlı olarak etkili bir şekilde biriktirdiği bildirilmiştir (Duman ve ark., 2010). Cr birikimine paralel olarak bitkide fizyolojik ve biyokimyasal birtakım değişikliklerin meydana geldiği belirtilmiştir (iyon kaçıışı ve lipid peroksidasyonunun artması, fotosentetik pigment düzeyleri ve göreceli büyüme oranındaki düşme).

Sulak alan makrofitlerinden olan *C. demersum* ile Ni (II) ağır metalinin sudan uzaklaştırılması konusunda yapılan çalışmada, bitkiye uygun pH ortamında, değişik oranlarda dört farklı Ni (0, 1, 2, 4 ve 6 mg/L) verilmiş ve 14 gün sonunda bitkinin bünyesinde biriktirdiği Ni miktarı ölçülmüştür. Deney sonucunda bitkinin su ortamından Ni metalini çok iyi, ancak yavaş hızda (%50 Ni giderimi) uzaklaştırdığı tespit edilmiştir. Ayrıca bu bitkinin fiziksel olarak bünyesinin gelişmesiyle birlikte daha fazla ağır metal biriktirdiği de belirlenmiştir. Ni emilim kapasitesinin belirlenmesinin ardından *C. demersum* bitkisinin bu ağır metal ıslahı için iyi bir tercih olacağı da ifade edilmiştir (Chorom ve ark., 2012).

Makrofitlerin (*C. demersum* ve *Myriophyllum spicatum*) ağır metal biyoakümülyasyon potansiyellerinin incelendiği bir biyodenedeyde, farklı konsantrasyonlarda (25, 50, 75 mg/L) Pb ağır metali 1-7 gün boyunca kullanılmıştır. Deney sonucunda her iki sucul bitkinin kontrol grubuna oranla deney gruplarında önemli oranda Pb biriktirdikleri tespit edilmiştir. Makrofitler arasında da *C. demersum* daha fazla Pb biriktiren tür olmuştur. Bu türde en yüksek emilim miktarı bir gün boyunca 75 ppm kurşuna maruz kalan grupta bulunmuştur. En yüksek birikim değeri Pb için *C. demersum* bitkisinde 164.26 mg/g kuru ağırlık olarak kaydedilmiştir. Bu metalin çoğu (91.72 mg/g kuru ağırlık) bir gün sonra ortamdan alınmıştır. Ağır metallerin makrofitler üzerinde bazı olumsuz etkileri olmasına rağmen her iki makrofitin de kirli suların belirlenmesinde indikatör özellik gösterdiği bildirilmiştir (El-Khatib ve ark., 2014).

Karadağ'ın Montenegro bölgesindeki Skadar Gölü'nün su, sediment ve submers su bitkisinde (*C. demersum*) metal akümülyasyonunun incelendiği çalışmada, metal konsantrasyonları sırasıyla, sediment>*C. demersum* yaprakları>*C. demersum* gövdesi>su şeklinde kaydedilmiştir. Yine, aynı çalışmada analizi yapılan ağır

metaller içerisinde submers su bitkisinin yaprak/gövde oranı için en yüksek değer Mn (2.19) ölçülürken, en düşük değer ise Pb (1.04) bulunmuştur (Kastratović ve ark., 2014).

C. demersum bitkisinin Pb ve Cr giderimi konusunda yapılan çalışmada (Abdallah, 2012), Cr için maksimum giderim yüzdesi %84.3, Pb için %95 olarak tespit edilmiştir.

Keşmir Bölgesinde Himalaya Ramsar sahasındaki sulak alanda yayılış gösteren *C. demersum* ve *Potamogeton natans* sucül bitkilerinin yapraklarında ağır metal biriktirme kapasitesi incelenmiştir. Yapılan deneysel çalışmaların ardından. *P. natans* türünün yapraklarında farklı metallerin birikimi sırasıyla; Al>Mn>Pb>Cu>Zn>Ni>Co>Cr>Cd olarak belirlenmiştir. *C. demersum* bitkisinin yapraklarında ise Al>Mn>Zn>Co>Cu>Pb>Cr>Ni>Cd olarak ağır metallerin biriktiği tespit edilmiştir. Sonuç olarak bu iki sucül bitki türünün ağır metallerce kontamine olmuş alanlarda Co, Mn ve Cd uzaklaştırılması için yararlı olacağı belirtilmiştir (Ahmad ve ark., 2016).

Kars Çayı'nda yapılan bir çalışmada (Ercişli, 2016), su ve sedimentte, *C. demersum* bünyesinde, *Salix fragilis* bitkisinin dal ve yapraklarında ve akarsuda yayılış gösteren *Capoeta capoeta capoeta* balığının deri, kas ve solungaç dokularında bazı metallerin (Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb ve Cr) birikim düzeyleri araştırılmıştır. Sedimentte ve *C. demersum* makrofitinde Pb metalinin en çok biriken metal olduğu tespit edilmiştir.

Orta Ural bölgesinde (Rusya) bazı makrofitlerin (*Sagittaria sagittifolia* L., *Lemna gibba* L., *E. canadensis* Michx., *Batrachium trichophyllum* (Chaix.) Bosch., *C. demersum* ve *Potamogeton* sp.) metal akümülyasyon kapasitelerinin değerlendirilmesi yapılmıştır. Yapılan analizler sonucunda sudan bitkilerin yapraklarına metallerin birikim sıraları $Ni^{+2} < Cu^{+2} < Zn^{+2} < Fe^{+3} < Mn^{+2}$ olarak sıralanmıştır. Ayrıca makrofitlerin metalleri akümülyasyon kapasiteleri bakımından ise *B. tichophyllum* ve *C. demersum* türlerinin fitoremediasyon için en uygun, *E. canadensis* ve *Potamogeton* türlerinin ise orta seviyede uygun oldukları bildirilmiştir (Borisova ve ark., 2016).

C. demersum türünün Cr metalinin belli sürede ve değişik konsantrasyonlarda maruz bırakılması neticesinde bitkinin metal akümülyasyon

seviyesinin en fazla 12 mg/L Cr uygulamasında ve 5 gün sonunda olduğu tespit edilmiştir. Yine aynı çalışmada Cr toksisitesinin bitkinin fotosentetik pigment ve protein içeriklerinde önemli azalışlara neden olduğu da tespit edilmiştir (Doğan ve ark., 2018b).

C. demersum bitkisinin ortamdaki Cd (II) ağır metalini uzaklaştırma kapasitesinin araştırıldığı bir çalışmada (Golabi ve ark., 2019), NaOH çözeltisinin kullanıldığı sulu çözeltide yapılan deneylerde, bitkinin Cd adsorpsiyon kapasitesinin arttığı tespit edilmiştir. Ayrıca pH'ın 3'ten 7'ye doğru artması durumunda Cd (II) adsorplama kapasitesinin arttığı ve en fazla emilimin pH=7'de olduğu tespit edilmiştir. Sonuç olarak, *C. demersum* bitkisinin ortamdaki ağır metal uzaklaştırma potansiyelinin olduğu ortaya konulmuştur.

Farklı makrofit türlerinin sucul ekosistemin su kalitesinin iyileştirilmesinde, fitoremediasyon kapasitelerinin belirlenmesi konusunda da çalışmalar mevcuttur. Örneğin, Hindistan'ın Shahapura Gölü (Mansarover Gölü)'nde iki sucul bitki (*Hydrilla verticillata* ve *Eichhornia crassipes*) ile deneyler (ex situ, saha dışı) yapılmıştır. Çalışmalar sonucunda *E. crassipes* türünün bulanıklığı %25, toplam askıda katı maddeyi (AKM) (%50) oranında sudan uzaklaştırdığı tespit edilmiştir. Dolayısıyla bu türün sulak alanlar için iyi bir biyofiltre özelliği taşıdığı belirtilmiştir. *H. verticillata* türünün de iyi bir biyofiltre (özellikle fosfor için) olarak kullanılabilirliği bildirilmiştir. Bu türün de AKM'yi %60, BOİ ve KOİ'yi %37.5, nitratı %33.41 ve fosfatı %46.01 oranında sudan uzaklaştırdığı tespit edilmiştir (Dhote, 2007).

Ankara'nın Sincan ilçesi organize sanayi bölgesi çevresinde oluşan ağır metal kirliliğinin fitoremediasyonunda, ortamda bulunan doğal makrofitlerin kullanım potansiyelleri araştırılmıştır. Çalışmalar kapsamında Ankara Çayı'ndan sediment örnekleri ile *Phragmites australis*, *Typha latifolia* ve *Poligonum lapathifolium* makrofitlerinde Pb, Zn, Cd, Cu, Mn ve Ni miktarları belirlenmiştir. Sedimentte bulunan ağır metallerle bitkilerin kök, gövde ve yapraklarındaki ağır metal konsantrasyonları birbirleriyle ilişkili olduğu tespit edilmiştir. Alandaki sediment ve bitkilerde tespit edilen Cu ve Zn metalleri tarafından kirlenmemiş bitki ve toprakta maksimum element miktarları (WHO, 1996) sınır değerleri aştığı, Pb ağır metalinin ise bu değerleri aşmadığı tespit edilmiştir. Aynı kriterlere göre, sedimentin Cu, Cd ve

Zn ağır metalleri bakımından kontamine olduğu sonucuna varılmıştır. Çalışma sonucunda, *P. australis*, *T. latifolia* ve *P. lapatifolium* makrofitlerinin ağır metallerle kontamine olmuş ekosistemlerin fitoremediasyonunda kullanma potansiyelleri olduğu belirtilmiştir (Kaya, 2019).

Brezilya’da yapılan farklı bir biyodenedeyde, *C. demersum* makrofitinin allelopatik etkisi incelenmiştir. Çalışmada, bu türün ürettiği allelokimyasal maddelerin ortamda aşırı çoğalan fitoplankton türleri üzerine (siyanobakterilerden *Microcystis aeruginosa*-mikrosistin toksini üreten ve *M. panniformis*-mikrosistin üretmeyen, klorofitlerden *Ankistrodesmus falcatus* ve *Raphidocelis subcapitata*) etkileri araştırılmıştır. Altı günlük çalışma sonucunda, *C. demersum*, ilgili fitoplankton türlerinden siyanobakterilerin gelişimini daha çok inhibe ettiği, özellikle *M. aeruginosa* gibi toksin üreten bit türde daha etkili olduğu tespit edilmiştir. Yeşil alglerin *C. demersum* allelokimyasalına karşı daha az duyarlı olduğu tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda, *C. demersum* makrofitinin ekolojik dengeyi sağlamak için biyomanipülasyon çalışmalarında, sucul ortamda aşırı miktarda çoğalmış olan fitoplankton türlerinin kontrolünün sağlanmasında kullanılabileceği de ifade edilmiştir (Amorim ve ark., 2019).

2.4 Makrofitler

Makrofitler (hidrofitler, su bitkileri), su ile doymuş toprakta ya da su bulunan; göl, gölcük, havuz gibi durgun su bulunan alanlarda, sulama ve boşaltma kanalları, akıntılar, dere, çay, ırmak gibi akarsu bulunan alanlarda yaşayan bitkilerdir (Altınayar, 1988). Su bitkileri klorofil içerdiği için sucul ortamın birincil üreticileri olan canlılardır. Tatlı sularda yaşayan su bitkileri; tohumlu bitkilerden su şamdanları (Charophyta), ciğerotları ve karayosunları (Bryophyta), kibrit otları, atkuyrukları ve eğrelti otları (Pteridophyta) ve tohumlu bitkilerdir (Spermatophyta). Makrofitler, yaşam formlarına göre üç grupta sınıflandırılır: Emers (yarı batık) bitkiler, submers (su içi) bitkiler ve yüzücü makrofitler (suda serbest yüzenler ve kökleri sedimente bağlı olup yaprak ve çiçekleri yüzenler) (Wetzel, 2001). Bu sınıflandırmaya rağmen, su bitkilerinin tümünü bu üç gruba dahil etmek mümkün değildir. Çünkü tür çeşitliliği yüksek olan su bitkileri arasında sayısız geçit formu vardır (Güner, 1985).

Makrofitler çıplak gözle görülecek büyüklüktedir ve teşhisleri kolaydır. İklim, jeoloji, toprak tipi gibi edafik ve klimatolojik faktörlere bağlı olarak gelişen makrofit topluluklarının çeşitliliği ve yoğunluğu bulunduğu su kütlesi hakkında önemli bilgiler elde etmemizi sağlar. Sucul makrofitlerin yokluğu su kalitesinin değişmesine yol açar. Bu nedenle makrofitlerin biyoindikatör olarak önemli fonksiyonları vardır. Yerüstü su kütlelerinin ekolojik durumunun ve su kalitesinin belirlenmesinde biyolojik eleman olarak kullanılan makrofitler; ışık, nütrientler, toksik kirleticiler, metaller ve su seviyesindeki değişikliklerden etkilenmektedir. Bu nedenle biyolojik izleme çalışmalarında SÇD (2000)'nin yürürlüğe girmesiyle kullanımı yaygınlaşmıştır.

Fotosentetik makinalar gibi işlev gören su bitkileri suyun temizlenmesinde (biyolojik arıtım) çok önemli rol oynar. Suda ağır metal, pestisit, radyoaktif madde ve iz elementlerin yol açtığı kirliliğin biyoremediasyonunda (fitoremediasyon) makrofitlerin kullanımı fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım yöntemlerine göre hem çevre dostudur hem de ekonomik olması bakımından oldukça avantajlıdır (Yılmaz ve Taş, 2020). Makrofitlerin bu özelliğinden dolayı atık suların arıtılması ve doğal suların remediasyonu için yapay sulak alan sistemlerinin kurulması yaygınlaşmıştır (Taş ve Topaldemir, 2021). Çünkü bu sistem atıksuların arıtımı için cazip bir alternatif ve umut verici bir teknoloji olarak görülmektedir (Yılmaz ve Taş, 2020). Hidrofitler sucul ekosistemde birçok canlı için substratum görevi de görür; beslenme, üreme, korunma için önemli bir habitat oluşturur. Protein, yağ asitleri, sekonder metabolit, lif ve mineral maddelerce zengin su bitkileri insan gıdası ve hayvan yemi olarak doğrudan ya da katkı maddesi olarak kullanılırken; gıda, tarım, kozmetik, tıp, eczacılık gibi endüstrinin birçok farklı alanında da su bitkilerinden ve/veya bunlardan elde edilen ürünlerden faydalanılmaktadır. Yeşil enerji üretiminde, yenilenebilir enerji kaynağı olarak su bitkileri doğal biyokütle kaynağı olarak kullanılmaktadır (Taş ve Topaldemir, 2021). Su bitkileri fotosentetik aktiviteleriyle suyun çözünmüş oksijen derişimini artırırken (Cirik ve ark., 2007), ürettikleri biyokütle besin zincirindeki üst trofik seviyelerde bulunan canlılar için temel besin kaynağıdır.

Sucul ekosistemin sürdürülebilir kullanımı, yönetimi ve restorasyonu için su bitkilerinin önemi büyüktür. Su bitkileri tatlı su ve denizlerde sedimentin dağılımını, partikül boyutu ve kompozisyonunu etkiler. Bu ekosistemlerde makrofitlerin varlığı; su kalitesinin iyileştirilmesinde, bulanıklık ve sedimentin karışımının önlenmesinde temel görevlere sahiptir (Madson ve ark., 2001). Sucul ekosistemde makrofitlerin olmaması durumu; bulanıklık, herbisitler veya salinizasyon nedeniyle su kalitesinde düşümlere yol açar. Ancak sudaki yüksek nütrient oranı makrofitlerin bolluk seviyesinde aşırı miktarda artışına da sebep olmaktadır. Bu durum suyun doğal işlevlerini kaybetmesine neden olur. Çok farklı fonksiyonlara sahip makrofitler nütrientler, ışık, toksik kirleticiler, metaller, herbisitler, bulanıklık, su seviyesi değışimleri ve tuzluluk gibi baskılara yanıt veren canlılar olmaları dolayısıyla su kütlelerinin durumunu yansıtan iyi indikatörler olarak nitelendirilirler (CISWFD, 2003; Haury ve ark., 2006).

Sulak alanlar ve sığ göllerde yaygın ve bol olarak bulunan makrofitler (saz, karnış gibi) ekolojik özelliklerinin yanı sıra gelir kaynağı olarak da değeriendirilir. Sulak alanlarda yapılan tüm doğal ve beşerî faaliyetler yörenin, bölgenin dolayısıyla ülkenin sosyoekonomik gelişimine katkı sunar (Can ve Taş, 2012). Aynı zamanda, makrofitler, bulunduğu ortamın doğal yöresel peyzajının önemli bir ögesini oluştururlar (Beishenbekova, 2013). Çünkü çoğu makrofit yaprak ve çiçek kısımlarıyla estetik bir görüntüye sahiptir. Dolayısıyla hem sucul ekosistemdeki işlevselliği hem de estetik ve ekonomik değeri açısından yerüstü su kütlelerinin makrofit çeşitliliğinin belirlenerek mevcut sulak alanlarımızdaki bitkilerin sahip olduğu niteliklerin ortaya çıkarılması limnoloji alanında önemli çalışma konularından biridir.

Biyolojik çeşitlilik üç kategoride incelenir: genetik çeşitlilik, tür çeşitliliği ve ekosistem çeşitliliği. Genetik çeşitlilik bir tür, popülasyon, alttür, varyete veya ırk içindeki genetik farklılıkları; tür çeşitliliği belli bir bölgedeki, alandaki ya da tüm dünyadaki türlerin farklılığını (tür zenginliği) ifade eder. Ekosistem çeşitliliği ise karşılıklı etkileşim içinde olan organizmalar topluluğu ile fiziksel çevrenin oluşturduğu bütünü ilgilidir. Ekosistem düzeyindeki biyolojik çeşitliliğin korunması besin zincirinin ve enerji akışının korunmasını kapsar. Bu düzeyde, yalnızca türlerin

oluşturduğu grupların değil, özelliklerin ve süreçlerin de korunması gerekliliği ortaya çıkmaktadır. Türkiye gerek coğrafi yapısı gerekse değişik ekolojik koşulları nedeniyle, dünyanın çok önemli gen ya da orijin merkezinin örtüştüğü bir konumdadır. Üç bitki coğrafyası bölgesine sahip olması (Avrupa-Sibirya, Akdeniz ve İran-Turan) ve iki kıta arasında köprü görevi sağlaması sebebiyle iklimsel ve coğrafik özelliklerin kısa aralıklarla değişmesi sonucu orman, dağ, step, sulak alan, kıyı ve deniz ekosistemlerine, bu ekosistemlerin farklı formlarına ve farklı kombinasyonlarıyla birlikte zengin biyolojik çeşitliliğe sahiptir (Anonim, 2014). Yeşilirmak Deltası'nın doğusunda bulunan Terme ilçesinin doğal florasında daha önce 106 familyaya ait toplam 654 bitki türünün yayılış gösterdiği, ancak yapılacak çalışmalarla bu sayının artmasının muhtemel olduğu bildirilmiştir (Korkmaz ve ark., 2017). Çünkü bu çalışmada daha çok karasal bitkiler incelenmiş, sucul bitkiler daha az değerlendirilmiştir. Taş ve Topaldemir'in (2021), peyzajda kullanılacak potansiyele sahip sucul bitkiler konusunda yaptıkları çalışmada, Terme ilçesindeki Miliç sulak alanından yeni kayıt sucul bitkiler bildirmişlerdir. Mevcut tez çalışmasında, Miliç kıyı sulak alanının makrofit çeşitliği belirlenmiş, makrofit indeksleriyle çalışma alanının alansal ve zamansal değişimi ve ekolojik durumu tespit edilmiştir.

Sucul ekosistemlerin makrofit çeşitliliği ve makrofitleri kullanarak su kalitesinin belirlenmesi konusunda yapılan araştırmalar, SÇD (2000)'nin yürürlüğe girmesiyle Avrupa genelinde fazlayken, Türkiye'de bu konu ilgili çalışmalar oldukça yeni ve azdır. Lentik ve lotik sistemlerdeki sulak alanlarda yapılan bazı çalışmalara aşağıda değinilmiştir.

İspanya'nın kuzeydoğusunda bulunan yirmi beş nehir havzasının ekolojik durumu, suyun bazı fiziko-kimyasal parametreleri ve makrofitlerin biyolojik potansiyelleri kullanılarak belirlenmiştir. Çalışmalar kapsamında, nehir havzalarındaki makrofitlerin bolluğu, farklı coğrafi, morfometrik, mineralizasyon ve trofik ilişkileri incelenmiştir. Çalışma sahasından toplam yirmi altı makrofit türü teşhis edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre çalışma alanındaki makrofitlerden *Lemna minor*, *Callitriche stagnalis*, *Potamogeton crispus*, *P. polygonifolius* ve *Ranunculus penicillatus* türlerinin ortamın mineral zenginleşmesi bakımından

biyoindikatör tür özelliği taşıdıkları belirtilmiştir. Çalışmada, *L. minor* türünün iletkenlik ve Cl⁻ ile yüksek trofik durum için (özellikle NO₂-N), *C. stagnalis* türünün yüksek PO₄-P için, *P. crispus*, *P. polygonifolius* ve *R. penicillatus* türlerinin de yüksek NO₃-N için biyoindikatör özellik gösterdiği belirtilmiştir. Sonuç olarak suda yaşayan makrofitlerin, nehirlerin çevre koşullarının biyolojik indikatörleri olarak kullanılabilceği bildirilmiştir (Onaindia ve ark., 2005).

Sucul bitkilerden olan *Phragmites australis* köklerinin kirlenmiş sulardaki metalleri uzaklaştırma performansını belirlemeye yönelik yapılan çalışmada, Cezayir'in doğusunda Annaba çelik fabrikaları kompleksinin bulunduğu kirlenmiş alan seçilmiştir. Sulak alanda yoğun olarak Zn, Cu, Pd, Fe vb. gibi ağır metallerin bulunduğu belirlenmiştir. Deneyler sonucunda bitkinin köklerinin ağır metallerin oksidatif stresine karşı direnç kazanmak için protein ürettiği belirtilmiştir. Çalışmanın sonunda *P. australis* türünün oksidatif strese iyi uyum sağlayan bir bitki olduğu bildirilmiştir (Myriam ve ark., 2009).

Slovenya'da iki yapay gölde (Velenjsko jezero ve DruZmirsko jezero, Slovenya) ağır metal kontaminasyonunun belirlenmesi için biyoindikatör iki türün (*Myriophyllum spicatum* ve *Najas marina*) kullanılmıştır. Göllerin termik santral ve madencilik faaliyetlerinin etkisi altında olduğu belirlenmiştir. Çalışmalar kapsamında alandan su, sediment ve submers su bitkilerin gövde ve yaprakları kullanılmıştır. Yapılan analiz ve deneysel çalışmaların ardından her iki gölde suda ağır metal konsantrasyonu düşük çıkmıştır. Bunun sebebinin muhtemelen ortamdaki sediment tabakasında metallerin tutulması veya plankton ve makrofitlerin absorbesi olarak ifade edilmiştir. Bu sonuçtan dolayı göller arasındaki karşılaştırmaların sadece sediment değerleri üzerinden yapılması kararlaştırılmıştır. Yapılan analizlere göre farklı türlerin ağır metalleri farklı oranda biriktirdikleri tespit edilmiştir. Çalışmada, çok yıllık bir tür olan *M. spicatum* makrofitinin, *N. marina* türüne göre daha yüksek Pb, Zn ve Cd konsantrasyonları içerdiği tespit edilmiştir. *N. marina* makrofitinin ise Cd, Cr, Pb, Cu ve Zn için iyi bir biyomonitör olduğu belirtilmiştir (Grudnik ve Germ, 2010).

Slovenya'daki üç ekolojik bölgenin (Pannonian Ovaları, Dinarids ve Po Ovası) makrofitleri kullanılarak, makrofit bazlı bir indeks (MIR) için beş yıllık

veriler kullanılmıştır. Örnekleme sahasında (208 adet) 65 bitki taksonu tespit edilmiş, bunlardan 47 tanesinin indekste ekolojik gösterge özelliği taşıdığı belirlenmiştir. Taksonlar sahada bulunma yüzdelerine göre 6 ekolojik gruba yerleştirilmiştir. Elde edilen MIR değerinin yavaş akan ve orta ve yüksek alkalın nehirler için kullanışlı olabileceği belirtilmiştir. Çalışmada oluşturulan MIR ile mevcut iki indeks olan Referans İndeksi (RI) ve Makrofit Trofik İndeksi (TIM) arasındaki ilişki de mukayese edilmiştir. Yapılan hesaplamalar sonucunda MIR, TIM ile önemli oranda negatif korelasyon göstermiştir. Bunun sebebinin muhtemelen havzadaki tarımsal faaliyetler sonucu olduğu belirtilmiştir. Yapılan diğer hesaplamalarda ise MIR ile RI arasında önemli bir korelasyon olmadığı bildirilmiştir (Kuhar ve ark., 2011).

Polonya'nın batı kesiminde bulunan, yerel nüfus ve turistler tarafından su sporları ve diğer eğlence etkinlikleri için kullanılan Durowskie Gölü'nün ekolojik durumunun iyileşip iyileşmediğini anlamak için makrofitler hakkında geçmiş dönem verileriyle 2013 verileri karşılaştırılmıştır. Ayrıca, yeni ve farklı yönetim stratejilerinin uygulanmasının gerekip gerekmediği de araştırılmıştır. Göl ve su toplama havzasındaki insan etkisi nedeniyle gölün su kalitesi bozulduğu ve 2008 yılında, yaz aylarında büyük bir siyanobakteri patlaması yaşandığı tespit edilmiştir. Çalışmada gölün makrofit dağılımı, bolluğu ve akarsuyun göle girişi yaptığı alanın makrofitleri incelenmiştir. Alanın MIR indeksi (Nehirler için Makrofit İndeksi) hesaplanma sonucuna göre 2009'dan 2013'e kadar 30.06'dan 26.05'e düşüş olduğu tespit edilmiştir (Tornadowska ve ark., 2013).

Brezilya'nın güneydoğusundaki limnolojik karakter bakımından farklı özellikteki altı adet sığ gölde su kalitesinin belirlenmesi amacıyla makrofitlerin indikatör özelliklerinden yararlanılan çalışmada, suyun fiziko-kimyasal parametreleri de analiz edilmiştir. Toplam 43 makrofit taksonun tanımlandığı araştırmada, yapılan analiz ve hesaplamalara göre emers ya da amfibi türlerin yüksek besin içeriği ve zayıf aydınlatma özelliğine sahip alanlarda (yüksek klorofil-a ve askıda madde), serbest ve orta düzeyde dalgalı ortamlarda indikatör özellik gösterirken, submers makrofitlerin besin bakımından düşük konsantrasyondaki alanlar için indikatör olduğu bildirilmiştir. Bununla birlikte, pH, alkalinite ve çözünmüş oksijen gibi değişkenler bazı makrofit türlerinin dağılımında ve özellikle de submers

makrofitlerin dağılımında etkili olduğu vurgulanmıştır. Çalışılan alandaki makrofit çeşitliliğinin, bulunduğu alanlar için biyoindikatör özellik taşıdığı belirtilmiştir (Pereira ve ark., 2012).

Avrupa Birliği Su Çerçeve Direktifi'ne göre, su kalitesinin ekolojik durumunu öğrenmek için ESMI (Ekolojik Durum Makrofit İndeksi) ve MIR Durowskie Gölü'nde kullanılmıştır. MIR hesaplaması için makrofitler gölün çıkış alanında toplanmıştır. Gölde toplam 16 makrofit türü tespit edilmiş ve buna göre hesaplamalar yapılmıştır. Geçmiş tespitlere göre yeni hesaplamalarda makrofitlerin kapladığı alanda artış olduğu tespit edilmiştir. Daha önce mevcut olan kirli su indikatörü *Ceratophyllum demersum* makrofitinin 2010 yılında kaybolduğu ve hala ortamda bulunmadığı da bildirilmiştir. Yapılan analiz ve hesaplamalar ve geçmiş dönemle kıyaslamalara göre, Durowskie Gölü'nün ötrofik duruma sahip olduğu, ESMI (2009'da 1.09'dan 2013'te 0.136'a yükselmiş) ve MIR (2009'dan 2013'e kadar 30.06'dan 26.05'e düşüş) değerlerinin değiştiği, ancak ESMI ve MIR sınıflandırma tablosu açısından, önceki yıllarda olduğu gibi yine aynı genel koşullarda olduğu, bununla birlikte, makrofit birliklerinin arttığı belirtilmiştir (Tornadowska ve ark., 2013).

Hindistan'ın Batı Bengal bölgesinde bulunan Oxbow Gölü sulak alanındaki bazı makrofit toplulukları ve su analizleriyle çeşitlilik indeksleri kullanılarak suyun biyolojik değerlendirilmesi yapılmıştır. Toplamda 45 makrofit türünün tespit edildiği çalışmada, 13 taksonun sucul olduğu kaydedilmiştir. Ortalama çeşitlilik indeksi değerleri (Shannon indeksi 2.74 ± 0.36 ; Simpson indeksi 0.90 ± 0.04) düşük tespit edilmiş olup, bu sonuçlara göre gölün az kirli olduğu vurgulanmıştır. Sulak alandaki belirli biyoindikatör makrofitlerin varlığı (*Lemna*, *Eichhornia* gibi) düşük-orta düzeyde kirliliği; *Myriophyllum*, *Potamogeton*, *Trapa*, *Marsilea* ve *Cyperus* cinslerine ait türlerin varlığı da kirlilik durumunu göstermiştir. Bu haliyle gölün muson mevsiminde balık üretimi için uygun olduğu, buna karşılık antropojenik etkinin olduğu da belirtilmiştir (Ghosh ve Biswas, 2015).

Ülkemizin güneyinde bulunan Ceyhan Nehri Havzası'nda su kirliliğini belirlemek için makrofit topluluklarının dağılımı ve bolluğu ile nehir makrofit indeksi (IBMR) kullanılarak ekolojik kalite durumu belirlenmiştir. Çalışmalar

kapsamında dört farklı ayda (Temmuz, Kasım, Nisan ve Ağustos) ve 23 örneklik alanda arazi çalışması yapılmıştır. İstasyonlarda bulunan taksonların bolluk dereceleri gözlemlenmiş, toplam 33 makrofit taksonu kaydedilmiştir. Taksonlardan *Phragmites australis* (13 örneklik alanda) istasyonlarda en yaygın tür olarak belirlenmiş ve onu *Cladophora* (11 örneklik alanda) takip etmiştir. Saha çalışmaları ve IBMR hesaplamalarına göre Ceyhan Nehri Havzası'nın ekolojik kalitesi “orta” ile “kötü” arasında olduğu tespit edilmiştir (Özbay ve ark., 2019).

Ordu ili sınırları içerisinde bulunan Ulugöl Tabiat Parkı'nda bulunan göldeki (Ulugöl) makrofitlerin aşırı çoğalmasının nedenleri konusunda sonbahar mevsimi başlangıcında yapılan araştırmada, gölün kıyusal alanında yoğun bir makrofit örtüsünün olduğu ve özellikle yayılıcı sucul bitkilerden olan *M. spicatum* submers su bitkisinin belirgin bir yoğunluk gösterdiği tespit edilmiştir. Bu türün gölde bol ve yaygın olarak bulunmasına, göldeki su seviyesinin azalması ve kıyusal bölgede yoğun organik madde birikiminin neden olduğu bildirilmiştir. Ayrıca, gölde *Potamogeton natans* ve *Nymphaea alba* türlerinin de yaygın olarak bulunduğu belirtilmiştir. Göl suyunun fiziko-kimyasal analizleri de yapılmış ve sonuç olarak kirli olmadığı, I. Sınıf kalitede olduğu tespit edilmiştir. Dolayısıyla göl suyunun “çok iyi su” özelliği taşıdığı bildirilmiştir. Gölün mevcut durumda ötrofikasyon riski taşımadığı, yapılan analiz ve indekslere göre ise litoral bölgenin trofik yapısının mezotrofik/ötrofik karakterde olduğu belirlenmiştir (Taş ve ark., 2018).

Kuzey Ege Havzası makrofit çeşitliliğinin belirlenmesi amacıyla Çanakkale, Balıkesir, Manisa ve İzmir illerinin belirli bölümlerini kapsayan havzada toplam 16 akarsuda çalışmalar yapılmıştır. Toplam 72 farklı makrofit taksonu tespit edilen çalışmada, “Nehirler için Biyolojik Makrofit İndeksi” (IBMR) hesaplanmış ve suyun fiziko-kimyasal analizleri yapılmıştır. IBMR sonuçları 6 “kötü”-12.12 “iyi” aralığında hesaplanmıştır. Suyun fiziko-kimyasal özellikleri ve IBMR sonuçlarına göre akarsuların farklı ekolojik değerlere sahip olduğu bildirilmiştir (Büke, 2019).

Abant Gölü Tabiat Parkı'nda (Bolu) sucul makrofitlerden yararlanarak ortamın ekolojik durumunun belirlenmesi amacıyla, tabiat parkının ekolojik durumunu yansıtan ve değişik hayat formlarına sahip 9 farklı makrofit türü incelenmiştir. Ayrıca, çalışma alanındaki suyun fiziko-kimyasal özellikleri de

(ortalama su sıcaklığı, çözünmüş oksijen, pH, iletkenlik, toplam fosfor, ortofosfat, alkalinite ve askıda katı madde) analiz edilmiş ve çok değişkenli analizler uygulanmıştır. Yapılan hesaplamalar sonucunda göldeki su bitkilerinin bolluk değerlerinden Makrofit İndeksi (MI) değeri 2.85 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuca göre, göl besin tuzları bakımından “orta düzeyde zenginleşmiş” sınıfta yer almıştır. Ayrıca alandan elde edilen ölçüm sonuçlarına göre, gölün ekolojik durumunun belirlenmesinde uygulanan Referans İndeksi (RI) değerinin ortalama 4.49 olduğu belirlenirken, RI indeksinden elde edilen sonuçlara göre de gölün Ekolojik Kalite Oranı (EKO) değeri 0.52 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuca göre Abant Gölü'nün ekolojik durumunun “iyi” olduğu bildirilmiştir (Coşkun ve Demir, 2019).

Kırkgöz Kaynakları'nın (Antalya) su kalitesini belirlemek amacıyla, suyun fiziko-kimyasal özellikleri ve biyolojik eleman olarak makrofitler kullanılmıştır. Alanda toplam 23 familyaya ait 31 cins ve bu cinslere ait 44 makrofit taksonu tespit edilmiştir. Bu taksonlardan alanda en baskın bulunan türlerin *N. alba*, *P. australis* ve *M. spicatum* olduğu belirtilmiştir. Durgun su içeren istasyonlarda makrofit indeksi (MI) hesaplanmış ve istasyonların MI değerleri; çalışma alanının “orta”, “kritik” ve “kirli” sınıfta olduğunu göstermiştir. Akarsu niteliğine sahip olan istasyonlara ise IBMR uygulanmıştır. IBMR değerine göre çalışılan alanın “zayıf” sınıfta olduğu tespit edilmiştir (Tunç, 2019).

Sucul makrofitler çok farklı alanlarda kullanılmakta ve değerlendirilmektedir. Gülgün ve ark. (2007), bazı sucul bitkilerin (*Acarus calamus*, *Arundo donax*, *Sparganium emersum*, *Alisma lanceolatum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Butomus umbellatus*, *Iris pseudacorus*, *M. spicatum*, *Menyanthes trifoliata*, *Myosotis palustris*, *Elodea canadensis*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba* ve *Salvinia natans*) peyzaj mimarlığı çalışmalarında kullanım potansiyellerini ve makrofitlerin kullanım ilkelerini belirlemişlerdir. Yeşilirmak Deltası içerisinde bulunan Amazon Tabiat Parkı'ndaki (Terme) göllerde (Akgöl-Simenit kompleksi), Miliç ve çevre sulak alanlarda yapılan incelemelerde, farklı hayat formlarına sahip, peyzaj alanında kullanılabilir potansiyelleri olan sucul makrofitlerin olduğu bildirilmiştir (Taş ve ark., 2018). Yine, Miliç kıyı sulak alanındaki makrofit çeşitliliğinin peyzaj alanında

kullanılması ve değerlendirilmesi amacıyla yapılan çalışmada, 36 farklı makrofit taksonu tespit edilmiştir. Aynı çalışmada, makrofitlerin %92'sinin yaygın bulunan makrofitler olup, suda serbest yüzen su eğretilerinden *Azolla filiculoides* ve *Salvinia natans* türlerinin ise istilacı özellik taşıdığı belirtilmiştir (Taş ve Topaldemir, 2021).

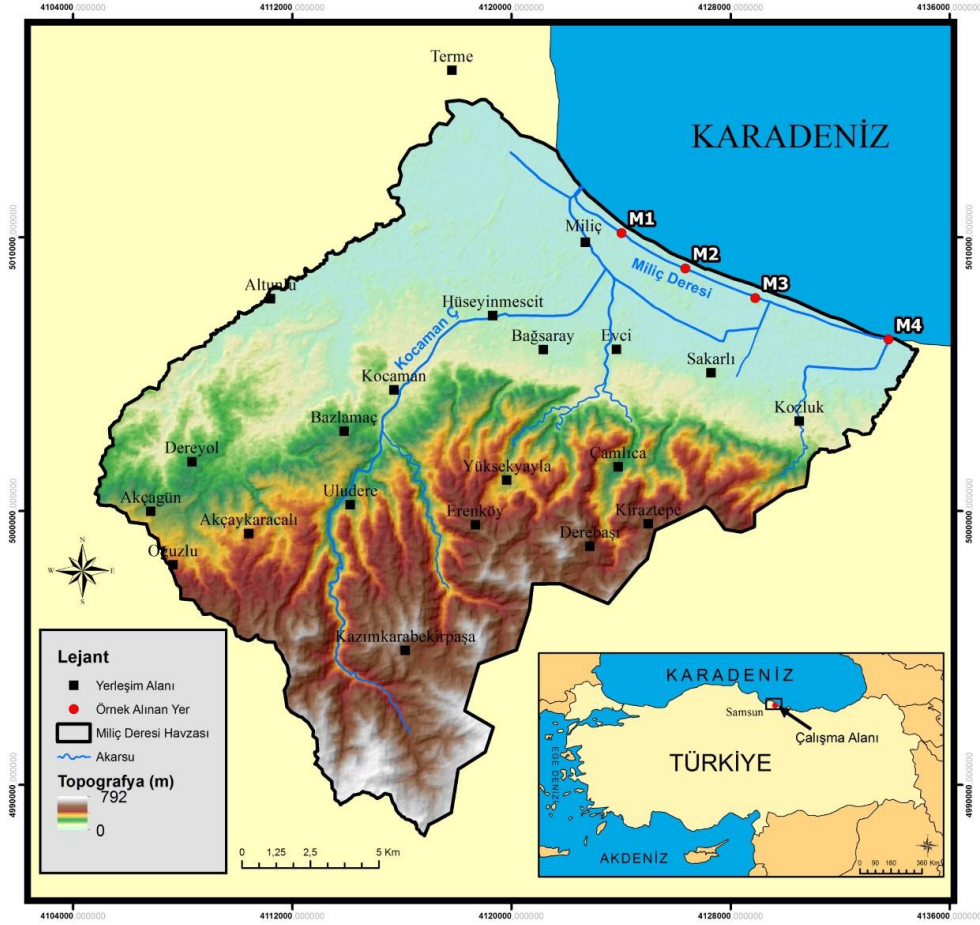
3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1 Araştırma Alanının Özellikleri

Miliç Irmağı olarak bilinen Miliç Deresi (Uzunardıç Deresi) Orta Karadeniz’de Samsun ili Terme ilçe sınırları içinde, Yeşilirmak Deltası’nın doğusunda, yağış alanı 180 km² olan Kocaman Çayı Havzası’nda bulunur. 24 km uzunluğa sahip Kocaman Çayı’nın doğuya doğru deniz kıyısına ve Karadeniz sahil yoluna paralel uzanan kolu olan çalışma alanımız (Miliç kıyı sulak alanı) yaklaşık 10 km uzunluğundadır (Şekil 3.1). Akarsuyun Karadeniz’e dökülen bölümündeki yağış alanı 180 km²’dir. Alanın 100 yıl yinelenmeli taşkın pik debisi $Q_{100}=359 \text{ m}^3/\text{s}$ ve 500 yıl yinelenmeli taşkın pik debisi ise $Q_{500}=481 \text{ m}^3/\text{s}$ olarak hesaplanmıştır (Samsun Çevre Durum Raporu, 2013).

Samsun ili Terme ilçesi topoğrafik özellikleri bakımından farklı özellikler göstermektedir. Aşağı kesimlerdeki deltada 0-10 m yükselti ilçenin güneyine doğru gidildikçe 970 m kadar yükseltiye ulaşırken, daha da güneye gidildikçe dağlık kesimlerde yer yer 2000 m yükseltiyi bulmaktadır. İlçenin yüzölçümünün yarısı dağlık ve engebeli araziye sahip olup, daha aşağı kesimlerde ise yükselti değeri 20-70 m arasında değişim gösteren Terme Ovası bulunmaktadır (Dengiz ve Coşkun, 2016).

Ekosistemin doğal dengesini koruyarak onları ekonomik değer haline getirebilir ve yerelden genele toplumun kalkınmasında kaynak olarak kullanabiliriz. Bu açıdan değerlendirdiğimizde, Orta Karadeniz’de Yeşilirmak Deltası’nın en önemli yerleşim birimlerinden olan Terme ilçesi sahip olduğu delta ovası, doğal floristik ve faunistik özellikleri, lagünleri (1. ve 3. derece doğal sit alanı olan Akgöl-Simenit kompleksi), sulak alanları, subasar ormanları, akarsuları ve kıyı kumul ekosistemleriyle oldukça zengin bir ekosistem çeşitliliğine sahiptir.

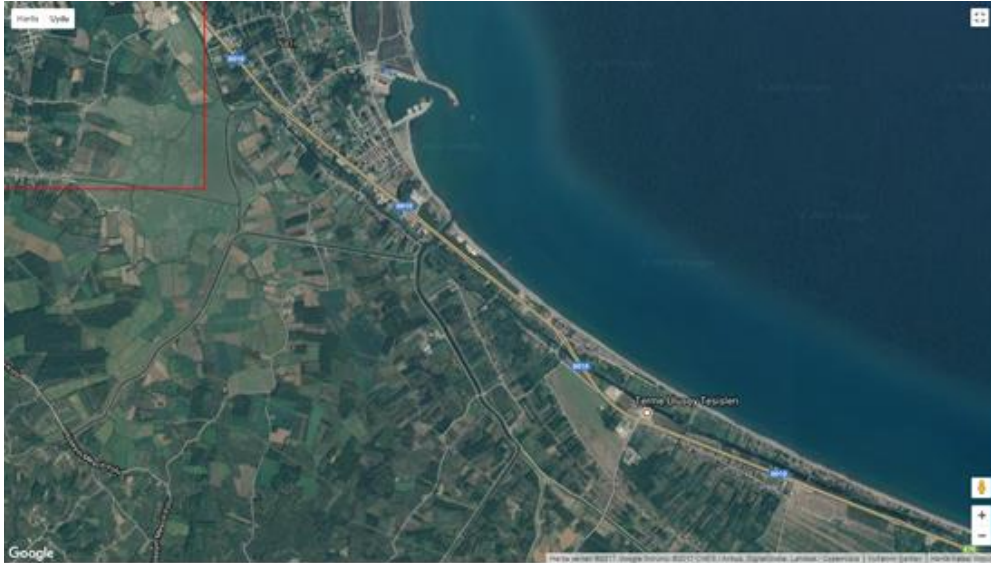


Şekil 3.1 Çalışma Alanının Konumu ve Örnekleme İstasyonları

Yılmaz ve Korkmaz (2017) editörlüğünde yapılan çalışmada, Terme ilçesi ve çevresindeki doğal ekosistemlerin floristik, faunistik ve ekolojik önemi ve bölgenin biyolojik zenginliği konusunda bir çalışma yapılmıştır. Oldukça zengin bir doğal ekosisteme sahip deltada özellikle insan faaliyetlerine bağlı kirlenme ve bozulmalar dikkat çekmektedir. Miliç sulak alanı da bunlardan biridir. Terme’de Miliç Deresi, özellikle Karadeniz’e ve Samsun-Ordu karayoluna paralel akan “suoku” özelliğine sahip sulak alanı biyoçeşitlilik açısından zengin, rekreasyonel olarak kullanım potansiyeli olan orta büyüklükte bir akarsu ekosistemidir. Akarsu havzası içinde bulunan yerleşim birimlerinden, tarım alanlarından, noktasal ve yayılı kaynaklardan gelen kirlenici yükler Miliç Deresi ve sulak alanının doğal yapısını bozmaktadır. Yine, taşkın kontrolü amacıyla DSİ tarafından kanal temizleme işlemleri yapılarak doğal ekosistemin yapısı bozulmaktadır.

1960'lı yıllardan önce, Miliç kıyı sulak alanına dik olarak gelen ve denizle birleşmesinden yaklaşık 100-150 m geriden akarsu yatağı kıyı şeridini aşamayıp kavis yaparak denize paralel olarak doğuya doğru 14-15 km hareket ederek denize bağlanmaktaydı. 1961 yılında açılan bir kanalla en kısa yoldan Karadeniz'le ana yatak birleştirilmiş ve bu günkü halini almıştır. Bu nedenle hem taşıdığı suyunun önemli bir bölümünü kaybetmiş hem de akıntı hızı yavaşlamıştır. Ayrıca taşımakta olduğu suyun bir kısmı da deniz kenarında bulunan kıyı okunun kum ve çakılları arasından sızarak denize ulaşması nedeniyle yıl boyunca su seviyesinde önemli bir artış olmamaktadır (Uncu, 1995).

Miliç kıyı sulak alanının fauna ve flora zenginliği dikkat çekmektedir. Ancak, tarımsal faaliyetlerin de oldukça yoğun olduğu yukarı havzadan sulak alana ulaşan tarımsal, evsel ve endüstriyel atıksu girdileri söz konusudur. Ayrıca, hem Samsun-Ordu karayoluna hem de Karadeniz sahili boyunca yazlık yerleşim yerlerine paralel olarak akan Miliç Deresi'nin oldukça fazla baskı altında olduğu görülmektedir (Şekil 3.1 ve 3.2).



Şekil 3.2 Kocaman Çayı Havzası'nın Genel Görünüşü (Google görüntüsü).

Miliç kıyı sulak alanının fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini incelemek için Nisan 2019 ile Mart 2020 ayları arasında bir yıllık çalışma planlanmış ve yaklaşık 10 km uzunluğundaki akarsu üzerinden doğu-batı doğrultusunda 4 farklı lokaliteden alanı tanımlayacak istasyonlar belirlenmiştir. İstasyonların genel özellikleri şu şekildedir:

1. istasyon (M1): Evcı Mahallesi sınırları içinde bulunur. Akarsuyun doğuya yöneldiği mansap bölgesidir. İstasyon 41°10' 30.72" kuzey, 37°2' 56.87" doğu koordinatlarında yer alır. Bu lokalitede emers makrofitlerden *Phragmites australis* ile submers makrofitlerden *Ceratophyllum demersum* oldukça yaygındır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3 Birinci İstasyonun Genel Görünüşü

2. istasyon (M2): Evcı Mahallesi sınırları içindedir. Birinci istasyonun yaklaşık ~2 000 m doğusundadır. Bu istasyon özellikle evsel-endüstriyel kirlenmeyi tespit etmek açısından Ulusoy Dinlenme Tesisleri'nin doğu çıkış bölgesinden seçilmiştir. İstasyon 41°10' 10.69" kuzey, 37°3' 32.47" doğu koordinatlarında bulunur. Bu lokalitede de *P. australis* ile *C. demersum* baskınlığı söz konusudur. Bu lokalitede 2018 yazı ortalarında serbest yüzen bir su eğreltisi türü olan *Salvinia natans* hızla çoğalmış ve akarsuyun yüzeyini tamamen kaplamıştır (Şekil 3.4).

3. istasyon (M3): Evcı Mahallesi sınırları içindedir. İkinci istasyonun yaklaşık ~1 500 m doğusundadır. Sakarlı Sapağı olarak da adlandırılan bölge sucul flora çeşitliliği açısından oldukça zengindir. İstasyon 41°9' 32.94" kuzey, 37°5' 22.38" doğu koordinatlarında bulunur. Akarsu çevresi piknik alanı ve mevsimlik işçilerin geçici konaklama yeri olarak kullanılmaktadır (Şekil 3.5).



Şekil 3.4 İkinci İstasyonun Genel Görünüşü



Şekil 3.5 Üçüncü İstasyonun Genel Görünüşü

4. istasyon (M4): Kozluk Mahallesi sınırları içinde bulunur. Bu istasyon araştırma alanının başlangıcından ~10 km, 3. istasyonun ise ~5 000 m doğusundadır. Bu istasyon Miliç Deresi'nin Kozluk Deresi ile birleştiği bölgeden seçilmiştir. Leylek Sapağı olarak da adlandırılan bu son lokalite 41°8' 58.37" kuzey, 37°8' 3.48" doğu koordinatlarında bulunur. Akarsu bu istasyondan sonra kuzeye yönelerek Karadeniz'e birleşir (Şekil 3.6).

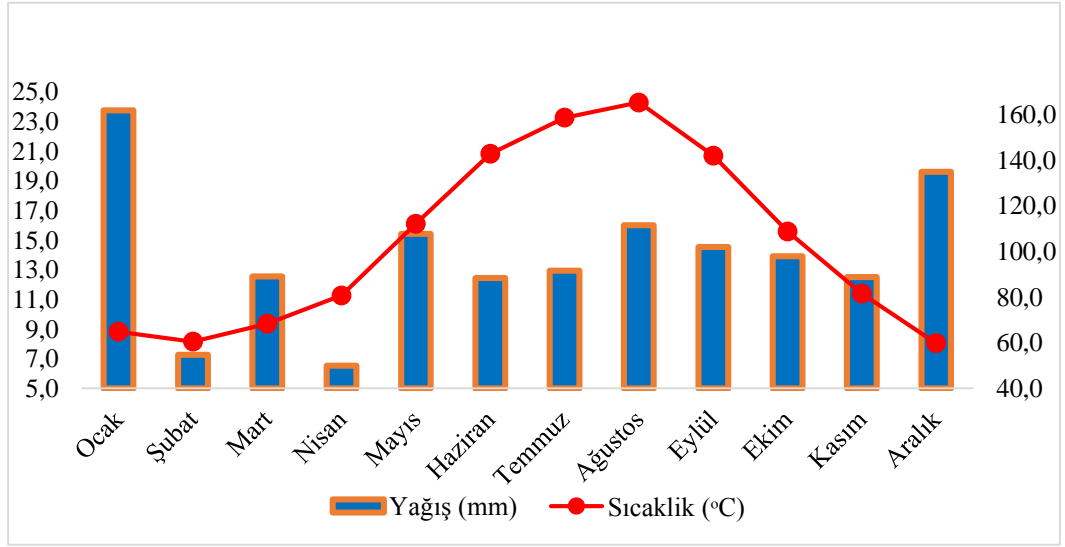


Şekil 3.6 Dördüncü İstasyonun Genel Görünüşü

3.2 Terme İlçesinin İklim Özellikleri

Terme ilçesinde Karadeniz ikliminin özelliği görülmekte olup her mevsim yağışlı geçmektedir. İlçenin en yakınında bulunan Ünye 17624 nolu rastın 1960-2014 yılları arasındaki tespitlerine göre Terme ilçesinin yıllık ortalama yağış miktarı 964.8 mm olup, en fazla yağış Kasım ayında görülürken en az yağış ise Mayıs ayında tespit edilmiştir. Yine aynı dönemde sıcaklık ortalaması 14.3°C ölçülmüş, en düşük sıcaklık Şubat ayında (6.8°C), en yüksek sıcaklık ortalaması ise Ağustos (23.2°C) ayında ölçülmüştür (Dengiz ve Coşkun, 2016).

2014-2018 yıllarını kapsayan Terme-Kozluk meteoroloji istasyonu verilerine göre Terme'nin yıllık sıcaklık ortalaması 14.99°C, yıllık toplam ortalama yağış miktarı ise 966.2 mm olarak ölçülmüştür. Bu istasyon verilerinden faydalanılarak hazırlanan sıcaklık-yağış grafiği Şekil 3.7'de verilmiştir (Anonim, 2019a).



Şekil 3.7 Terme İlçesinin 2014-2019 Arası Sıcaklık-Yağış Grafiği (Anonim,2019a)

3.3 Su Kalite Özelliklerinin Belirlenmesi

3.3.1 Suyun Fiziko-Kimyasal Özellikleri

Miliç kıyı sulak alanı üzerinde belirlenen 4 istasyonun her birinden (Şekil 3.1), suyun fiziko-kimyasal parametrelerini incelemek amacıyla, bir yıl boyunca (Nisan 2019-Mart 2020) her ay düzenli olarak su numuneleri alınmıştır. Su, sediment ve su bitkisinde metal analizlerini yapmak için örnekleme çalışması ise mevsimsel olarak yapılmıştır. Öncelikle, araştırmada kullanılacak numune kapları örnekleme çalışmalarından bir gün önce asit banyosunda (%1-2 HCl) tutulup, ardından önce çeşme suyu ile sonra saf sudan geçirilerek temizlenip hazır hale getirilmiş (Body ve Tucker, 1992) ve etiketlenmiştir.

Suda fiziko-kimyasal parametreler (aylık örnekleme) ve metal analizleri için (mevsimsel) her istasyondan 3 tekerrürlü olmak üzere teleskopik numune alma aparatı (~4 m) yardımıyla yüzey altı (0-10 cm) su örnekleri alınmıştır. Örneklerin toplanmasından hemen önce kaplar ortam suyuyla üç defa çalkalanmıştır. Tüm numuneler taşıma çantasına yerleştirilerek aynı gün içinde laboratuvara taşınmıştır.

Suyun fiziko-kimyasal özelliklerini ve su kalite sınıfını belirlemek için “Kıtaçi Yerüstü Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri” içinde yer alan bazı parametreler yerinde (in situ) ve Ordu Üniversitesi Hidrobiyoloji Laboratuvarı’nda analiz edilmiştir. Örnekleme sırasında, yerinde suyun sıcaklık (°C),

pH, tuzluluk (%), iletkenlik (EC, $\mu\text{S}/\text{cm}$), çözünmüş oksijen (ÇO, mg/L), oksijen doygunluğu (%), oksidasyon redüksiyon potansiyeli (ORP, mV), toplam çözünmüş katı madde miktarı (TDS, mg/L) ve direnç ($\Omega.\text{cm}$) değerleri taşınabilir multiparametre cihazı ile (HACH HQ40D®, Hach Company) elektrometrik metotla (potansiyometri) ölçülmüştür. Suyun ışık geçirgenliğini belirlemek için Secchi diski kullanılmıştır. Bulanıklık (türbidite, NTU) portatif türbidimetre (EPA) cihazıyla (HACH 2100Q®) tespit edilmiştir. Türbidimetre USEPA metot 180.1 kriterlerine uymaktadır. Renk (15-500 units) platin-kobalt yöntemiyle, askıda katı madde miktarı (5–750 mg/L AKM) fotometrik metotla, su sertliği (kalsiyum/magnezyum) (1–20 °dH), kalsiyum (5–100 mg/L Ca) ve magnezyum (3–50 mg/L Mg) LCK 327 küvet testi kullanılarak spektrofotometrik yöntemle (Hach DR 2800™) ölçülmüştür. Alkalinite ve toplam sertlik ise titrasyon yöntemiyle (Boyd ve Tucker, 1992) tayin edilmiştir.

Oksijenlendirme parametrelerinden olan biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ₅) laboratuvarında ölçülmüştür. Yerinde ÇO değeri kaydedilen 1 litre su numunesi karanlık bir ortamda (iklim dolabı) 20°C’de 5 gün bekletilip, ardından ÇO değeri ölçülmüştür. Aradaki farkın hesaplanmasıyla mg/L cinsinden BOİ₅ değeri hesaplanmıştır (Boyd ve Tucker, 1992).

Nütrient (besin elementleri) parametrelerinden; amonyum azotu (amonyak) (0.02–2.50 mg/L NH₃-N; 0.03–3.18 NH₄) Nessler metoduyla, nitrat azotu (0.1–10.0 mg/L NO₃-N) kadmiyum indirgeme metoduyla, nitrit azotu (0.002–0.300 mg/L NO₂-N) USEPA tarafından onaylı diazotizasyon metoduyla, toplam azot (TN) LCK 138 LATON küvet testi (1–16 mg/L TNb) kullanılarak, Koroleff Digestion (peroxodisülfat) ve 2,6–dimetilfenol (DMP) yöntemi ile yapılmıştır. Toplam fosfor (0.05–1.5 mg/L PO₄-P) LCK 349 kiti kullanılarak fosformolibden mavisi metoduyla, orto-fosfat konsantrasyonu ise (0.02-2.50 mg/L PO₄) PhosVer 3 fosfat toz reaktifi kullanılarak, askorbik asit metoduyla belirlenmiştir.

İz elementler (metaller) ve inorganik kirlilik parametrelerinden; florür (0.02–2.00 mg/L F⁻) LCK 332 metilen mavisi (MBA) metoduyla, toplam demir (0.02–3.00 mg/L Fe) USEPA DPD metoduyla, sülfat (2–70 mg/L SO₄⁻²) USEPA’nın kabul ettiği

SulfaVer 4 metoduyla, silika (1–100 mg/L) silikomolibdat metodu ile, serbest klor (0.02–2.00 mg/L Cl₂) DPD metodu ile tespit edilmiştir.

Sudaki Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn elementlerinin konsantrasyonunu ve dağılımını belirlemek için, istasyonlardan alınan yüzeysel su numuneleri (0-10 cm) 0.45 µm'lik membran filtrelerden süzülüp nitrik asit ile asitlendirildikten sonra (pH<2), steril vida kapaklı numune kaplarına konulup etiketlenmiş ve analiz yapılmaya kadar +4 °C'de muhafaza edilmiştir (Alam ve ark., 2001). Su numunelerindeki metal konsantrasyonu belirlemek için indükleyici çift plazma kütle spektrometre (ICP-MS) cihazı kullanılmıştır. Analiz işlemi esnasında standartlar eşliğinde her bir örneğin en az üç tekrarlı okuma işlemi gerçekleştirilmiş, sonuçlar ppm düzeyinde kaydedilmiştir. Mevcut çalışmada, spektrofotometrik olarak ölçülen metal analizleri için (su, sediment ve bitki dokusu), Sinop Üniversitesi Bilimsel ve Teknolojik Araştırmalar Uygulama ve Araştırma Merkezi (SÜBİTAM)'nde bulunan BRUKER marka 820-MS model ICP-MS cihazı kullanılmıştır.

3.3.2 Suyun Fotosentetik Pigment Analizi

Suyun fotosentetik pigment içeriğini (klorofil-*a*,*-b*,*-c* ve toplam karotenoid) tespit etmek için, belirlenen istasyonlardan yüzeyin hemen altından alınan 1 litre su örneği aynı gün içinde, taşıma çantasında soğuk zincir yoluyla laboratuvara getirilmiştir. Su numuneleri Whatman GF/C (1.2 µm) cam elyaf filtre kâğıdından vakum yardımıyla süzöldükten sonra, süzütünün bulunduğu filtre kâğıdı katlanarak kapaklı santrifüj tüpüne yerleştirilip, etrafı ışık almayacak şekilde alüminyum folyo ile sarılıp analiz yapılmaya kadar -20°C'de muhafaza edilmiştir. Klorofilin feofitin oluşturmasını önlemek için süzme işlemi sırasında filtre %1'lik 2–3 mL MgCO₃ (Merck) ile ıslatılmıştır. Pigment analizi yapılacağı zaman, filtre kâğıtlarının üzerine 10 mL %90'luk aseton ilave edilip, iyice çalkalandıktan sonra karanlık ortamda, +4 °C'de 24 saat ekstraksiyon için bekletilmiştir. Süre sonunda, +4°C'de 4000 rpm'de (devir/dakikada) 10 dakika santrifüjlenen numunelerdeki süpernatant kuvars küvetlere aktarılıp, şahit olarak %90'luk aseton kullanıldıktan sonra spektrofotometrede (Shimadzu UV-1800) 480, 630, 645, 665, 750 nm dalga boylarında absorbans değerleri ölçülmüştür. Kaydedilen bu değerler aşağıdaki

formüller kullanılarak suyun fotosentetik pigment içeriği mg/m³ veya µg/L cinsinden hesaplanmıştır (Strickland ve Parsons, 1972).

$$Kl-a = 11.6 * Abs_{665} - 1.31 * Abs_{645} - 0.14 * Abs_{630} \quad (3.1)$$

$$Kl-b = 20.7 * Abs_{645} - 4.34 * Abs_{665} - 4.42 * Abs_{630} \quad (3.2)$$

$$Kl-c = 55.0 * Abs_{630} - 16.3 * Abs_{645} - 4.64 * Abs_{665} \quad (3.3)$$

$$Klorofil - (a, b, c) \mu g/L = \frac{Kl - (a, b, c) * v}{V * l} \quad (3.4)$$

Bu formülde, V su örneği hacmi (L), v kullanılan aseton hacmi (10 mL), l ise spektrofotometre küvetinin uzunluğudur (1 cm).

3.3.3 Su Kalitesinin Belirlenmesi

Miliç kıyı sulak alanının “kıta içi yerüstü su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterlerinin değerlendirilmesi” için, ulusal yönetmeliklerimizden “Su Kirliliği kontrolü Yönetmeliği” tabloları (Tablo 1 ve Tablo 2) (Anonim, 2004) ve “Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği” eklerindeki Ek-1, Ek-2, Ek-5 ve Ek-6’daki ilgili tablolar kullanılmıştır (Anonim, 2012).

Son yıllarda su kalitesini değerlendirmek için yaygın kullanılan su kalite indeksi (WQI, Water Quality Index), Miliç sulak alanı su kalitesini belirlemek için kullanılmıştır. WQI hesaplaması için, Çizelge 3.1 ve 3.2’deki değerler ve aşağıdaki formüllerden yararlanılmıştır (Varol ve Davraz, 2015).

Çizelge 3.1 Bazı Su Parametrelerinin Sınır Değerleri, Ağırlık ve Göreceli Ağırlık Değerleri

Parametreler	WHO (2011)	Ağırlık değeri (AW)	Bağlı ağırlık (RW)
pH	7.5	4	0.047
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1500	4	0.047
SO ₄ (mg/L)	250	5	0.059
TH (mg/L CaCO ₃)	100	1	0.012
Mg (mg/L)	50	2	0.024
Ca (mg/L)	75	2	0.024
NO ₂ -N (mg/L)	0.15	5	0.059
NO ₃ -N (mg/L)	11.3	5	0.059
Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)	300	4	0.047
TDS (mg/L)	600	4	0.047
Al ($\mu\text{g}/\text{L}$)	200	4	0.047
Mn ($\mu\text{g}/\text{L}$)	400	5	0.059
Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)	300	4	0.047
Cu ($\mu\text{g}/\text{L}$)	2000	2	0.024
Zn ($\mu\text{g}/\text{L}$)	3000	3	0.035
Hg ($\mu\text{g}/\text{L}$)	6	5	0.059
Ni ($\mu\text{g}/\text{L}$)	70	4	0.047
As ($\mu\text{g}/\text{L}$)	10	5	0.059
Pb ($\mu\text{g}/\text{L}$)	10	5	0.059
Cr ($\mu\text{g}/\text{L}$)	50	5	0.059
Cd ($\mu\text{g}/\text{L}$)	3	5	0.059
Co ($\mu\text{g}/\text{L}$)	50	2	0.024

Hesaplanan WQI sonuçlarına göre su tipleri Çizelge 3.2'ye göre değerlendirilmiştir (Yadav ve ark., 2010).

Çizelge 3.2 WQI Değerlerine Göre Su Tipleri (Yadav ve ark., 2010)

WQI	Sınıfı
0-25	Mükemmel su
26-50	İyi su
51-75	Zayıf su
76-100	Çok zayıf su
100<	İçme suyu için uygun değil

Mevcut çalışmada, analiz edilen bazı metallerin ortalama değeri WQI hesaplamasına dahil edilmiştir. Her bir parametre için, su kalitesindeki etkilerine ve insan sağlığı açısından önemine bağlı olarak 1–5 aralığında ağırlık değerleri (AW) verilmiştir (Varol ve Davraz, 2015). Bu değerler aşağıdaki formüle yerleştirilerek bağlı ağırlık (RW) hesaplanmıştır.

$$RW = \frac{AW}{\sum_{i=1}^n AW} \quad (3.5)$$

Daha sonra, analizi yapılan parametrelerin konsantrasyon değerleri (C_i) Dünya Sağlık Örgütü (WHO, 2011) tarafından belirlenmiş olan içme suyu limit değerine (S_i) bölünüp 100 ile çarpılarak kalite derecesi (Q_i) hesaplanmıştır.

$$Q_i = (C_i/S_i) \times 100 \quad (3.6)$$

Son aşamada, WQI hesaplaması için, bağıl ağırlık (RW) ile kalite derecesi (Q_i) çarpılarak, her bir su kalitesi parametresi için alt indeks (SI_i) değerleri hesaplanmış, tüm alt indeks (SI_i) değerleri toplanarak WQI değeri belirlenmiştir.

$$SI_i = RW \times Q_i \quad (3.7)$$

$$WQI = \sum SI_i \quad (3.8)$$

Bu formüllerdeki; C_i , her su numunesinde her kimyasal parametrenin litre başına miligram konsantrasyonu, S_i : WHO (2011)'ya göre her kimyasal parametre için litre başına miligram cinsinden içme suyu standardıdır. SI_i , i'nin alt indeksi, Q_i , i'nci su kalitesi parametresi için kalite derecesini ifade etmektedir.

3.3.4 Sulama Suyu Kalitesi

Miliç sulak alanı suyunun sulama suyu kalitesini belirlemek için çeşitli parametreler kullanılmaktadır. Mevcut çalışmada sodyum adsorbsiyon oranı (SAR), sodyum yüzdesi (% Na) ve magnezyum hasarı (MH) parametrelerine göre sulama suyu kalitesi belirlenmiştir. Sudaki Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ ve K^+ iyonlarının ölçümleri ICP-MS spektrometresi (BRUKER, 820-MS) kullanılarak yapılmış ve aşağıdaki formüller kullanılarak sulama suyu kalitesi hesaplanmıştır. Hesaplama yapılırken analiz sonuçları mg/L'den meq/L birimine çevrilmiştir (Ravikumar ve ark., 2013).

$$SAR = Na^+ / [(\sqrt{Ca^{++} + Mg^{++}}) / 2] \quad (3.9)$$

$$\% Na = [(Na^+ + K^+) \times 100] / (Na^+ + Ca^{++} + Mg^{++} + K^+) \quad (3.10)$$

$$MH = [Mg^{++} / (Ca^{++} + Mg^{++})] \times 100 \quad (3.11)$$

3.4 Sediment Kalite Özelliklerinin Belirlenmesi

Sediment kalitesini analiz etmek için, belirlenen istasyonlarda akarsuyun orta bölgesinden karotiyer yardımıyla yüzeysel sediment örnekleri (0-10 cm) alınmıştır. Mevsimsel olarak yapılan örneklemede, istasyonların üç farklı noktasından örnekleme yapılmıştır. Temiz polietilen torbalara konan numuneler etiketlenip numune taşıma kabına yerleştirilerek laboratuvara taşınmıştır (Şekil 3.8). İçindeki kaba materyalleri temizlenip dinlendirildikten sonra, fazla suyu alınan sedimentlerin önce oda sıcaklığında fazla nemi uzaklaştırılmış, ardından etüvde $105^{\circ}\text{C}\pm 1$ 'de sabit ağırlığa gelene kadar kurutulmuştur. Kaba elekten elenen sediment numuneleri analizler için $+4^{\circ}\text{C}$ 'de muhafaza edilmiştir.



Şekil 3.8 İstasyonlardan Toplanan Sediment Örnekleri

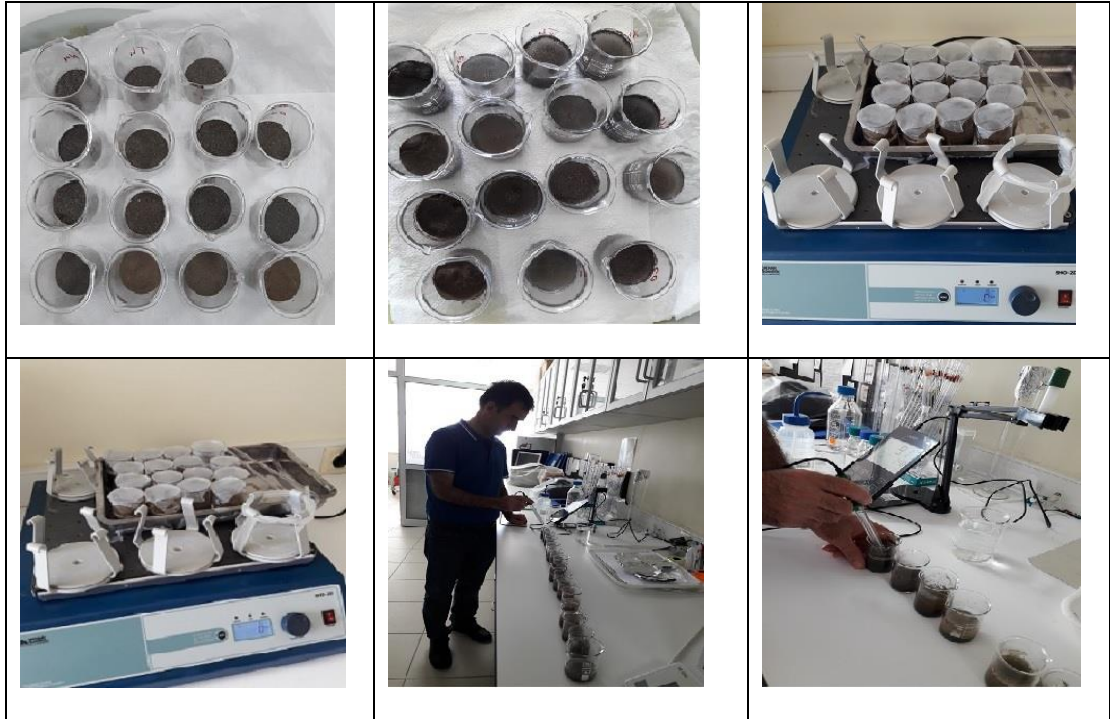
3.4.1 Sedimentte Metal/Metaloid Analizi

Sedimentteki ağır metal/metaloid içeriğini belirlemek için, mevsimsel olarak istasyonlardan alınan numuneler $105^{\circ}\text{C}\pm 1$ 'de kurutulduktan sonra önce 0.5 mm'lik elekten sonra $63\ \mu\text{m}$ 'lik ince elekten geçirilerek elenmiştir. Sediment örneklerinden yaklaşık 0.5 g kadar tartılıp paketlenen numuneler analiz yapılncaya kadar $+4^{\circ}\text{C}$ 'de buzdolabında muhafaza edilmiştir. Metal analizi için, numunelere önce mikro dalga yöntemiyle sindirme işlemi yapılmıştır. Sediment örneklerinin üzerine 3:1 oranında asit ilave edilip ($\text{HCl}:\text{HNO}_3$) oda sıcaklığında 24 saat bekletilmiştir. Daha sonra numuneler ekstraksiyon için hot plate (ısı tablası) üzerine yerleştirilerek ağız kısımlarına saat camı yerleştirilmiştir. Beyaz duman çıkana kadar 120°C 'de asit buharlaştırılmıştır. Berraklaşan örnekler soğutulup mavi bant filtre kağıdından süzülükten sonra bidistile su (dH_2O) ile 50 mL'ye seyreltilerek ölçüme hazır hale getirilmiştir (EPA, 1998). Sedimentteki Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn

elementlerin analizi ICP-MS spektrometresi (BRUKER, 820-MS) kullanılarak yapılmış ve sonuçlar ppm ($\mu\text{g/g}$) cinsinden kaydedilmiştir.

3.4.2 Sedimentte pH ve % Yanabilir Organik Madde Analizi

Sedimentte pH ölçümleri ve yanabilir organik madde yüzdesi tespit edilmiştir. pH ölçümleri için $105^{\circ}\text{C}\pm 1'$ de kurutulmuş 20 g sediment numuneleri 50 mL'lik beherlere konulmuştur. Üzerine 20 mL saf su ilave edilen numuneler 10-15 dakika otomatik çalkalayıcıda karıştırılıp 10 dakika bekletildikten sonra tekrar karıştırılmıştır. Karışımın bulanıklığı çökeldikten sonra pH metre ile (HANNA edge® HI 221) pH ölçümü yapılmıştır (Şekil 3.9).



Şekil 3.9 Sedimentte pH Tayini Deneyi

Sedimentte bulunan organik madde yüzdesini tespit edebilmek için, 2 g kurutulmuş sediment örneği porselen kroze konularak 550°C sıcaklıkta 2 saat yakma fırınında bekletilip, ardından desikatörde oda sıcaklığına ulaştıktan sonra tekrar tartımı yapılmış ve ilk tartımdan çıkarılarak yüzdesi hesaplanmıştır (Egemen, 1999).

3.4.3 Sedimentte Fosfor Analizi

Sedimentte fosfor analizi, ekstraksiyon çözeltisi sodyum bikarbonat (NaHCO_3) olan Olsen metoduna göre yapılmıştır (Kacar, 2016). Kurutulmuş ve 2 mm elekten geçirilmiş 2.5 g sediment örneği 250 mL'lik erlenmayere konulup, üzerine 50 mL "ekstrakt çözeltisi" (0.5 M NaHCO_3 , pH= 8.5) ilave edilmiş ve karıştırılmıştır. Numuneler dijital orbital karıştırıcıda (DAIHAN SHO-2D) 30 dakika çalkalandıktan sonra, zaman geçirilmeden Whatman No: 42 filtre kağıdından süzölmüş ve süzöntü santrifüjde 4000 rpm'de 15 dakika santrifüj edilmiştir. Tanık çözeltisi de aynı şekilde hazırlanmıştır. Toprak ekstraktından ve tanık çözeltisinden 2 mL alikot 50 mL'lik behere aktarılıp, üzerine 23 mL çalışma çözeltisi ilave edilmiş ve iyice çalkalanmıştır. Renkli çözeltilerin renk yoğunlukları, 20 dakika bekledikten sonra 880 nm dalga boyunda spektrofotometrede belirlenmiştir. Tanık çözeltisine ait okuma toprak ekstraktının okunmasından çıkarılıp gerçek miktar not edilmiştir.

"Standart fosfor stok çözeltisi" (50 mg/L P) hazırlanıp bundan "standart fosfor çalışma çözeltileri" (0.5, 1, 2, 5, 10, 15 ve 20 mg/L P) serisi hazırlanmıştır. Bu serilerin her birinden 2 mL alikot alınıp 50 mL'lik behere aktarılmış, üzerine 23 mL "çalışma çözeltisi" eklenmiş ve iyice karıştırılmıştır. Renk yoğunlukları, 20 dakika bekletildikten sonra 880 nm dalga boyuna ayarlı spektrofotometrede ölçölmüştür. Excel programında kalibrasyon eğrisi hazırlanıp, numunelerin P konsantrasyonu regresyon eşitliği kullanılarak hesaplanmıştır.

3.4.4 Sediment Kontaminasyonunun Değerlendirilmesi

Dünyada ve ölkemizde sediment kalitesinin belirlenmesinde değişik ekolojik indeksler kullanılmaktadır (Balık ve Tunca, 2015). Miliç kıyı sulak alan sedimentindeki antropojenik etkinin oluşturduğu kirliliğinin belirlenmesi için; "kontaminasyon faktörü" (CF) ve "kontaminasyon derecesi" (Cd) (Hakanson, 1980), "modifiye kontaminasyon derecesi" (mCd) (Abraham ve Parker, 2008), "zenginleştirme faktörü" (EF), "jeoakümülyasyon indeksi" ($Igeo$) (Müller, 1969) gibi yöntemler kullanılmıştır. "Potansiyel ekolojik risk faktörü" (Er^i) ve "potansiyel ekolojik risk indeksi" (RI) (Hakanson, 1980; Li ve ark., 2013), ortalama etki aralığı medyanı (m-ERM-Q) ve ortalama muhtemel etki seviyesi oranı (m-PEL-Q) (Carr ve

ark., 1996; Long ve ark., 1998) indeksleriyle de sedimentteki kirliliğin canlılar üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Aşağıda, indekslerin hesaplanmasında kullanılan formüller ile ortamın değerlendirilmesinde kullanılan aralıklar belirtilmiştir.

Kontaminasyon faktörü (C_f^i): Sedimentte bulunan ağır metallerin değerlendirildiği çalışmalarda en sık kullanılan ve mevcut durum hakkında ciddi veriler sağlayan bir yöntemdir; ağır metallerin mevcut durumu ile geçmişini karşılaştırmak için kullanılır (Hakanson, 1980).

$$C_f^i = \frac{C_i}{C_n^i} \quad (3.12)$$

Burada, C_i , sedimentte ölçülen metal değeri, C_n^i , metale ait endüstri öncesi referans değeridir.

Hesaplama sonucuna göre; $C_f^i < 1$ “nispeten düşük kontaminasyon”, $1 \leq C_f^i < 3$ “ortakontaminasyon”, $3 \leq C_f^i < 6$ “oldukça yüksek kontaminasyon”, $C_f^i \geq 6$ “çok yüksek kontaminasyon” olduğunu gösterir.

Kontaminasyon derecesi (C_d): Kontaminasyon derecesi tüm C_f^i değerlerinin toplamıdır (Hakanson, 1980).

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i \quad (3.13)$$

Hesaplama sonucuna göre; $C_d \leq 8$ “düşük”, $8 \leq C_d \leq 16$ “orta”, $16 \leq C_d \leq 32$ “oldukça yüksek”, > 32 “çok yüksek” kontaminasyon derecesini ifade eder.

Modifiye kontaminasyon derecesi (mCd): Hakanson (1980)’un oluşturduğu kontaminasyon derecesi formülü bazı uygulamalarda problem oluşturduğundan Abraham ve Parker (2008) aynı formülü modifiye ederek modifiye kontaminasyon derecesi formülünü oluşturmuştur. Modifiye edilen bu formülde kontaminasyon faktörü (C_f^i) değerlerinin toplamı metal sayısına oranlanmasıyla elde edilmiştir.

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n C_f^i}{n} \quad (3.14)$$

Formülde, C_f^i kontaminasyon faktörü, n metal sayısıdır. Kontaminasyon derecesinin yorumlanması şu şekilde yapılır: $mC_d < 1.5$ “sıfırdan çok aza”, $1.5 \leq mC_d < 2$ “düşük”, $2 \leq mC_d < 4$ “orta”, $4 \leq mC_d < 8$ “yüksek”, $8 \leq mC_d < 16$ “çok yüksek”, $16 \leq mC_d < 32$ “aşırı yüksek”, $mC_d \geq 32$ “ultra yüksek”.

Zenginleştirme faktörü (EF): Zenginleştirme faktörü aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmış ve antropojenik etkiler sonucu oluşan ağır metal konsantrasyonları beş grupta değerlendirilmiştir (Zhang ve ark., 2013):

$$EF = \frac{\frac{C_n}{C_{ref}}}{\frac{B_n}{B_{ref}}} \quad (3.15)$$

Formülde; C_n , çalışmada ölçülen metal değeri, C_{ref} , çalışılan metalin referans ortamdaki değeri, B_n , referans elementin çalışmada ölçülen değeri, B_{ref} , referans elementin referans ortamdaki değeridir. Hesaplama sonuçlarına göre zenginleştirme faktörü; $EF < 2$ “zenginleşme yok/minimal zenginleşme”, $2 \leq EF < 5$ “orta düzeyli zenginleşme”, $5 \leq EF < 20$ “belirgin zenginleşme”, $20 \leq EF < 40$ “çok yüksek zenginleşme”, $EF \geq 40$ “aşırı derecede yüksek zenginleşme” şeklinde ifade edilir.

Jeoakümüülasyon indeksi (I_{geo}): Jeoakümüülasyon indeksi aşağıdaki formüle göre hesaplanır. İndeks değerleri yedi grupta incelenir (Müller, 1969).

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5 \times B_n} \quad (3.16)$$

Formülde; C_n , ölçülen metal miktarını, B_n , ölçülen metalin referans değerini, 1.5 ise doğal dalgalanma katsayısını ifade etmektedir. Hesaplama sonucuna göre; $I_{geo} \leq 0$ “neredeyse hiç kirlenmemiş”, $0 < I_{geo} < 1$ “kirlenmemiş-orta kirlilik”, $1 < I_{geo} < 2$ “orta kirlilik”, $2 < I_{geo} < 3$ “orta-güçlü kirlilik”, $3 < I_{geo} < 4$ “güçlü kirlilik”, $4 < I_{geo} < 5$ “güçlü-aşırı kirlilik”, $I_{geo} \geq 5$ “aşırı kirlilik” şeklinde yorumlanır.

Potansiyel ekolojik risk faktörü (Er^i): Potansiyel ekolojik risk faktörü (Er^i) Hakanson (1980) tarafından ilk olarak kullanılan ve kontaminasyonun mevcut canlılara etkisini gösteren bir formüldür.

$$Er^i = Tr^i \times \frac{C_i}{C_o} \quad (3.17)$$

Formülde; Tr^i , toksik response faktörünü, C_i , örneklerdeki metal miktarını, C_o ise referans değerini belirtmektedir. Sonuçlar; $Er^i < 40$ “düşük”, $40 \leq Er^i < 80$ “orta düzeyde”, $80 \leq Er^i < 160$ “önemli seviyede”, $160 \leq Er^i < 320$ “yüksek seviyede”, $320 \geq Er^i$ “çok yüksek seviyede” potansiyel ekolojik risk faktörü şeklinde yorumlanır.

Toplam potansiyel ekolojik risk indeksi (RI): Bu indeksin hesaplanması ve yorumlanması aşağıda verilmiştir.

$$RI = \sum_{i=1}^8 Er^i = \sum_{i=1}^8 Tr^i \cdot C_f^i \quad (3.18)$$

Burada; Er^i , verilen madde için potansiyel ekolojik risk faktörü (i), Tr^i , toksik response faktörüdür (verilen elementler için “toksik tepki” faktörü). $RI < 150$ “göl/havza için düşük ekolojik risk faktörü”, $150 \leq RI < 300$ “göl/havza için orta derece ekolojik risk faktörü”, $300 \leq RI < 600$ “göl/havza için önemli ekolojik risk faktörü”, $RI > 600$ “göl/havza için yüksek ekolojik risk faktörü” olduğunu gösterir.

Ortalama etki aralığı medyanı oranı (m-ERM-Q) ve ortalama muhtemel etki seviyesi oranı (m-PEL-Q):

$$m-ERM-Q = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ERM_i}}{n} \quad (3.19)$$

$$m-PEL-Q = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEL_i}}{n} \quad (3.20)$$

Yukarıdaki formüllerde; C_i , çalışılan metalin ortamdaki değerini, ERM , çalışılan metalin etki aralığı medyanını, PEL , çalışılan metalin ortalama muhtemel etki seviyesini, n ise çalışılan metal sayısını ifade eder. Ortalama etki aralığı medyanı oranı aşağıdaki şekilde değerlendirilir (Carr ve ark., 1996; Long ve ark., 1998): $m-ERM-Q < 0.1$ ise %9 toksik, $0.11 < m-ERM-Q < 0.5$ ise %21 toksik, $0.51 < m-ERM-Q < 1.5$ ise %49 toksik, $m-ERM-Q > 1.5$ ise %76 toksik olarak ifade edilir. Ortalama muhtemel etki seviyesi oranı ise şu şekilde değerlendirilir: $m-PEL-Q < 0.1$

“etkilenmemiş”, $0.1 < m-PEL-Q < 1$ “kısmen etkilenmiş”, $m-ERM-Q > 1$ “yüksek etkilenmiş”.

3.5 Submers Su Bitkisinin (*Ceratophyllum demersum*) Analizi

3.5.1 Bitkinin Genel Özellikleri

Sulak alanlarda metal birikimini tespit etmek için su, sediment ve biyoindikatör/biyomonitör özellik taşıyan canlılar tercih edilmektedir. Çalışmamızda hem bütün istasyonlarda bulunması hem de ağır metalleri bünyesinde biriktirme kapasitesi bulunması sebebiyle *Ceratophyllum demersum* L. (tilki kuyruğu) türü incelenmiştir. Bu türün sistematik kategorisi; Alem: Plantae, Şube: Tracheophyta, Sınıf: Magnoliopsida, Takım: Ceratophyllales, Aile: Ceratophyllaceae, Cins: *Ceratophyllum*, Tür: *C. demersum* L. şeklindedir. Su altında (submers), suda serbest yaşayan bu türün genel görünüşü Şekil 3.10’de görülmektedir.



Şekil 3.10 *C. demersum* Bitkisinin Genel Görünüşü

C. demersum türü suya batık, köksüz, çok yıllık otsu bir türdür. Yaprakları dairesel dizilişli ve dikotom çatallı olan bitkinin çiçekleri tek eşeyli, aksilerde, erkek ve dişi çiçekler ayrı nodyumlarda bulunur. Stamenler çok sayıda, ovaryum üst durumlu, 1 lokuluslu, 1 karpelli, 1 tohumludur. Yapraklar 1 veya 2 kez çatallanır; meyvede 2 yanal diken vardır (Seçmen ve Leblebici, 2008). *C. demersum*, besin

elementleri bakımından orta ve yüksek konsantrasyonda olan doğal göl, baraj gölleri, su kanalları ve yavaş akan derelerde yayılış göstermektedir (Johnson ve ark., 1995). Sert sulara ve düşük ışık yoğunluğuna dayanıklı olup, ayrıca balıklar ve küçük su böcekleri için yaşam ortamı da sağlar (Çevik, 2012).

C. demersum örnekleri, belirlenen istasyonlardan toplanıp, temiz polietilen kaplara konularak laboratuvara getirilmiştir. Bitki epifitlerinden ve yabancı maddelerden tamamen arındırıldıktan sonra, önce çeşme suyuyla, ardından distile suyla iyice yıkanıp kurutma kâğıtları üzerine serilmiştir. Oda sıcaklığında, doğrudan ışık almayan bir ortamda fazla suyu geçene kadar nemi alınan bitki numuneleri daha sonra 40°C'lik etüvde 24 saat kurutulmuştur. Kuruyan örnekler mekanik öğütücüde (Waring 8011 EB Blender) parçalanıp toz haline getirildikten sonra vida kapaklı steril kaplara konulup etiketlemesi yapılmış ve analizler yapılincaya kadar +4°C'de muhafaza edilmiştir.

3.5.2 Bitkinin Bazı Biyokimyasal Özellikleri

3.5.2.1 Kuru Madde, Kül ve Su Miktarı Tayini

Bitkide % kuru madde tayini için, öncelikle, alüminyum folyo ile sarılı cam petripler 105°C'ye ayarlı etüvde 1 saat bekletilip daha sonra desikatöre alınarak soğutulmuş ve hassas terazide tartılarak sonuçlar kaydedilmiştir. Bitki numunelerinden 2 g tartılıp 105°C'ye ayarlı etüvde 2 saat bekletilmiştir. Süre sonunda desikatöre alınan numunelerin oda sıcaklığına geldiğinde tekrar tartımı yapıp aşağıdaki formüle göre % kuru madde miktarı belirlenmiştir (AOAC, 2002).

$$\% \text{ Kuru madde} = [(c-a) \times 100] / (b-a) \quad (3.21)$$

Formülde; *a*, boş kabın kütlesi, *b*, kap+yaş numune kütlesi, *c*, kap+kuruyan numune kütlesidir.

Bitkide kül tayini için, 2 g örnek alınarak porselen krozelere konulmuş, ardından yakma fırınında 550°C sıcaklıkta beyaz kül oluşuncaya kadar yakılmıştır. Daha sonra cam krozeler fırından alınarak desikatörde oda sıcaklığına gelinceye kadar soğutulmuş ve ardından hassas terazi ile gerekli tartımlar yapıldıktan sonra oluşan kül miktarı belirlenerek % kül olarak verilmiştir (AOAC, 2002). Yakma

işleminin başlangıç kütlelerinden yakma işleminin sonucundaki kütlelerin çıkarılmasıyla bitki bünyesinde bulunan su ve % su miktarları belirlenmiştir.

3.5.2.2 Klorofil ve Karotenoid Tayini

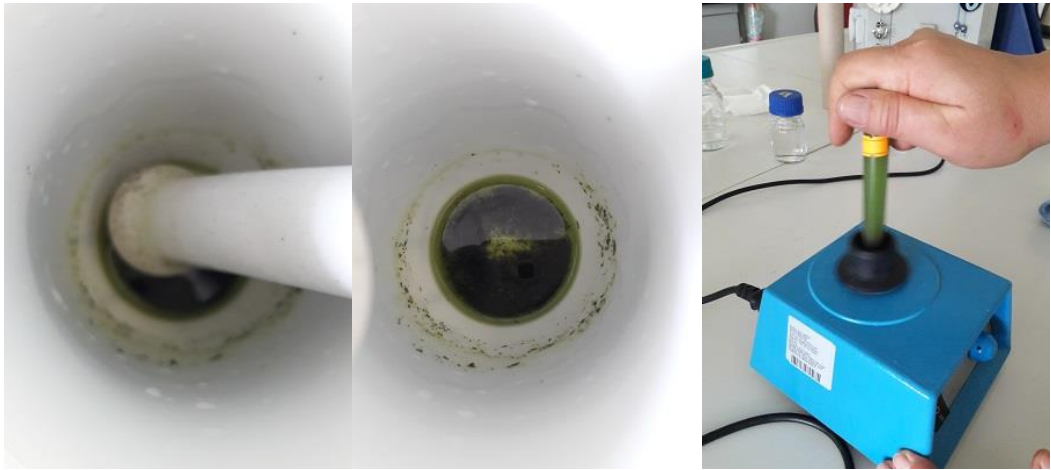
Bitkide klorofil (kl) analizi için 1 g tartılan yaş bitki numunesi 50 mL %80'lik aseton ile ekstre edilmiştir. Porselen kroze içine bir tutam magnezyum karbonat ($MgCO_3$) eklenerek feofitin oluşumu engellenmiştir (Şekil 3.11). Bu işlemin loş bir ortamda ışığa maruz kalmadan yapılmasına dikkat edilmiştir. Ekstraksiyon işleminden sonra santrifüjlenen numunelerden elde edilen süpernatantlar ışık almayacak şekilde kuvars küvetlere konularak spektrofotometrede (Shimadzu UV-1800) 470, 646.8 ve 663.2 nm dalga boylarında absorbans değerleri kaydedilmiştir. Aşağıdaki formüller kullanılarak kl-a, kl-b, toplam klorofil ve toplam karotenoid miktarı $\mu g/mL$ cinsinden hesaplanmıştır (Lichtenthaler, 1987).

$$Kl-a = [(12.25 \times A_{663.2}) - (2.79 \times A_{646.8})] \quad (3.22)$$

$$Kl-b = [(21.50 \times A_{646.8}) - (5.10 \times A_{663.2})] \quad (3.23)$$

$$Kl-a+b = [(7.15 \times A_{663.2}) - (18.71 \times A_{646.8})] \quad (3.24)$$

$$\text{Toplam karotenoid} = [(1000 \times A_{470}) - (1.82 \times kl-a) - (85.02 \times kl-b)] / 198 \quad (3.25)$$



Şekil 3.11 Bitkide Pigment Analizi Deneyi

3.4.2.3 Toplam azot (% N) ve Protein Tayini

Bitkide toplam N konsantrasyonu Kjeldahl metodu ile belirlenmiştir (Bremner, 1965). Analiz için 0.25 g kurutulmuş ve öğütülmüş bitki numunesi üzerine 5 mL sülfirik asit (H_2SO_4) ve katalizör (selenyum) tablet eklenmiştir. Kjeldahl

cihazında materyallerin renkleri çağla yeşili oluncaya kadar 400°C sıcaklıkta yaklaşık 1.5 saat yakılmıştır. Bir süre soğutulduktan sonra üzerine 25 mL distile su eklenmiştir. Alkali tankı %40'lık sodyum hidroksit (NaOH) ile doldurulmuştur. Distilasyon düzeneğine 10 mL %4'lük borik asit ve 5 damla metil red indikatörü eklenip, ardından distilasyonu yapılmıştır (Şekil 3.12). Titrasyon aşamasında, büretteki 0.1 N hidroklorik asit (HCl) ile titrasyon yapılarak, numunenin rengi pembe renge dönüştüğü anda harcanan HCl miktarı kaydedilmiştir. Elde edilen veriler neticesinde % N ve % protein miktarı aşağıdaki formüllere göre hesaplanmıştır.

$$\% N = [v \times 0.14] / m \quad (3.26)$$

Burada, v harcanan HCl miktarı (mL), m ise tartılan numune miktarıdır (g).

$$\% Protein = \% N \times 6.25 \quad (3.27)$$



Şekil 3.12 Kjeldahl Yöntemiyle Bitkide Toplam Azot Tayini

3.5.2.4 Fosfor Analizi

Bitkideki fosfor analizi nitrik-perklorik asit karışımı ile yaş yakma ve vanadomolibdofosforik sarı renk yöntemi kullanılarak spektrofotometrik okuma ile yapılmıştır (Kacar ve İnal, 2010).

Yaş yakma metodunda; daha önce öğütülmüş ve kurutulmuş bitki örneğinden 0.5-2.0 g tartılıp 125 mL'lik erlenmayere konulmuştur. Üzerine büret yardımıyla her 1 g örnek için 12 mL nitrik-perklorik asit karışımı ilave edilip, ardından hafifçe çalkalayarak bitki örneğinin asit ile tamamen ıslanması sağlanmıştır. Erlenmayer üzerine küçük cam huni konulup çeker ocak içerisinde 20-30 dakika bekletilen numuneler daha sonra su banyosunda düşük sıcaklıkta en az 3 saat veya tercihen 1 gece bırakılmıştır. Erlenmayer sıcak pleyt üzerine konulup sıcaklık yavaş yavaş artırılarak 150-200°C'ye yükseltilmiştir. Ortamdan nitrik asidin büyük bir kısmı uzaklaştıktan sonra bitki çözeltisi açık sarı bir renk almıştır. Nitrik asit miktarı azaldıkça perklorik asidin parçalanmamış organik materyali de oksitlemesiyle çözeltinin rengi açılmıştır. Perklorik asitin yoğun beyaz dumanları erlenmayerin içini tamamen kapladıktan sonra yakma işlemine en az 30 dakika daha devam edilmiştir. Yakma işlemi erlenmayer içinde yaklaşık 1 mL perklorik asit kalacak ve bitki çözeltisi beyaz renkli olacak şekilde sonlandırılmıştır. Yeterince soğuduktan sonra erlenmayere bir miktar saf su ilave edilir, çalkalanmış ve 100 mL'lik ölçü balonuna aktarılmıştır. Oda sıcaklığına ulaştıktan sonra ölçü balonu saf su ile derecesine kadar tamamlanıp çalkalanmış ve silisyumun dibe çökmesi için en az 5-6 saat süre beklenmiştir. Gerekli görülürse, süzerek veya santrifüj ederek silisyum bitki çözeltisinden ayrılabilir.

Vanadomolibdofosforik sarı renk yönteminde ise Barton (1948) çözeltisi ve standart fosfor çözeltisi hazırlanmıştır. Daha önce öğütülmüş ve kurutulmuş 0.5 g bitki örneği kuru veya yaş yakma yöntemlerinden biri ile yakılıp, son hacim saf su ile 100 mL'ye tamamlanmıştır. Bitki çözeltisinden alınan 5 mL alikot 50 mL'lik ölçü balonuna konulmuştur. Ölçü balonuna çözelti hacmi yaklaşık 40 mL olana değin saf su ilave edilmiştir. Balon çalkalanarak üzerine 5 mL Barton çözeltisi ilave edilmiştir. Balon saf su ile derecesine kadar tamamlanıp çalkalanmıştır. Barton çözeltisinin ilavesinden 10 dakika sonra 430 nm dalga boyuna ayarlı spektrofotometrede (Shimadzu UV-1800) renkli çözeltinin ışık absorpsiyonu ölçülüp kaydedilmiştir.

Standart kurvenin hazırlanması işlemi ise şu şekilde yapılmıştır. Bitki örneğinin yakıldığı yöntem ile sadece kimyasal maddeler kullanılarak hazırlanan

“tanık” saf su ile 100 mL’ye tamamlanmıştır. Aynen örnek belirlemede kullanılan miktarda, 5 mL, bir seri 50 mL’lik ölçü balonuna konulmuş, daha sonra 50 mg/L P içeren standart çözeltilerden sırayla 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12 ve 15 mL’lik kısımlar ölçü balonlarına ilave edilmiştir. Bu çözeltiler sırayla konsantrasyonu 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12 ve 15 mg/L P olan standartları oluşturmuştur. Daha sonra yukarıda belirtilen işlemler uygulanarak, spektrofotometrede renkli çözeltilerin 430 nm dalga boyunda absorbas değerleri ölçülmüştür.

Bitkideki fosforun hesaplanması (% P) için; aşağıdaki formüllerden kullanılmıştır.

$$\text{Bitkide toplam P (mg/kg)} = St \times F \quad (3.28)$$

$$F = (100/0.5) \times (50/5) = 2000 \quad (3.29)$$

$$\text{Bitkide toplam P (\%)} = P \text{ (mg/kg)} / 10000 \quad (3.30)$$

Formüldeki *St*; tanık çözeltilisine göre düzeltilmiş bitki çözeltilisine ait spektrofotometre cihazında okuma için standart kurveden bulunan P (mg/L) miktarıdır. *F*: 0.5 g bitki örneği yakılıp, 100 mL’ye tamamlanmıştır. Bu çözeltilerden alınan 5 mL alikot ile 50 mL’lik ölçü balonunda renk oluşturulmuştur.

3.4.2.5 Ağır Metal Tayini

Örnekleme istasyonlarının hepsinde bulunması nedeniyle analiz için seçilen su altı bitkisi *Ceratophyllum demersum* türünden 5-6 g alınarak daraları belirlenmiş porselen krozelere konularak 105 °C sıcaklığa ayarlı etüvde 24 saat kurutma işlemi yapılmıştır. Daha sonra etüvden çıkarılan örnekler tartılarak kuru ağırlıkları bulunmuştur. Havanda dövülerek toz haline getirilen numuneler 63 µm’lik göz açıklığına sahip elekten elenmiş bitki örneklerinden 1.0-1.2 g alınarak darası analiz yapılmaya kadar -18 °C’de muhafaza edilmiştir. Ağır metal tayininde kurutulmuş örneklerden 1 g alınarak 100 mL’lik erlenmayerlerde derişik HNO₃ (nitrik asit) eklenerek yakılmış, yakma işleminden sonra bidistile su ile 100 mL’ye tamamlanmıştır. Çözeltide bulunan silisyumun çökmesi için 4-5 saat beklenmiştir (Sukatar ve İlkme, 1984; Wahbeh ve ark., 1985; Denton ve ark., 1986). Filtre edilen örnekler analize kadar polietilen şişelerde +4 °C’de saklanmıştır. Örneklerdeki ağır metal konsantrasyonu su ve sediment örnekleriyle birlikte ICP-MS kütle

spektrofotometresinde analiz edilmiştir. Analizlerde değerler $\mu\text{g/g}$ kuru ağırlık cinsinden ifade edilmiştir.

3.5.2.6 Biyoakümülyasyon Faktörünün Hesaplanması

Bitki dokusundaki metal konsantrasyonunu (biyoakümülyasyon, biyolojik birikim) tespit etmek için biyoakümülyasyon faktörü (BAF) hesaplanmıştır. BAF, bir organizmadaki metal konsantrasyonunun, ortamdaki metal konsantrasyonuna oranıdır (USEPA, 2000). Literatürde iki ampirik BAF bildirilmiştir. Birincisi, dokudaki kirletici madde konsantrasyonunun suda ölçülen kirletici madde konsantrasyonuna oranıdır (USEPA, 1995). Şu şekilde hesaplanır:

$$BAF_w = C_t/C_w \quad (3.31)$$

Burada; BAF , ampirik verileridir (L/kg doku veya kg sediment/kg doku), C_t , bir organizmanın dokularında bir kirleticinin konsantrasyonudur (mg/kg , tercihen kuru ağırlık), C_w , kirleticinin sudaki konsantrasyonudur (mg/L). BAF_w , sudaki bio akümülyasyon faktörü, BAF_s ise sedimentteki bio akümülyasyon faktörüdür.

İkincisi, dokudaki kirletici madde konsantrasyonunun sedimentte ölçülen kirleticinin konsantrasyonuna oranıdır (Lee, 1992; Boese ve Lee, 1992). Aşağıdaki denkleme göre hesaplanır.

$$BAF_s = C_t/C_s \quad (3.32)$$

C_s , sedimentteki kirletici konsantrasyonudur (mg/kg , tercihen kuru ağırlık).

3.6 Sucul Makrofit Çeşitliliğinin Belirlenmesi

3.6.1 Su Bitkilerinin Toplanması, Herbaryumu ve Teşhisi

Miliç kıyı sulak alanında akarsu yatağından ve suyun ulaştığı kıyısal bölgelerden (riparian zon) emers, submers ve yüzen yapraklı sucul makrofitler, bitkilerin vejetatif gelişim dönemlerinde (Nisan-Ekim ayları arasında) iki yıl boyunca izlenmiş ve örnekler toplanmıştır. Spermatofit bitki örneklerinin tayin edilmesi için toplanan örneklerde kök, gövde, çiçek ve meyve gibi teşhiste önemli rol oynayan yapıların bulunmasına özen gösterilmiştir (Özbucak ve Taş, 2016). Epifitlerinden temizlenen makrofitler herbaryum tekniğine göre presleme yapılarak kurutulmuş ve herbaryum materyali haline getirilerek saklanmıştır. Hassas sucul türler, üzerindeki

yabancı maddelerden arındırılarak kâğıt havlu ile kurutulduktan sonra %70'lik etil alkol içerisinde saklanmıştır. Toplanan örnekler binoküler stereo mikroskop altında detaylı olarak incelenmiş (Şekil 3.13), türlerin tanımlanmasında Davis (1965-1985), Davis ve ark. (1985), Altınayar (1988), Crow ve Hellquist (2000), Güner ve ark. (2000), Seçmen ve Leblebici (2008), DSİ (2009), Güner ve ark., (2018)'dan yararlanılmıştır.



Şekil 3.13 Makrofitlerin İncelenmesi

3.6.2 Su Bitkilerinin Sınıflandırılması

Makrofitler içerisinde makroalgler, su şamdanları (Characeae), bryofitler, pteridofitler ve sucul çiçekli bitkiler yer almaktadır (UKTAG, 2009). Sucul bitkiler hayat formlarına göre sınıflandırılmalarının yanında, büyüme ve çoğalma durumlarına, sucul ortamda geliştirdikleri adaptasyon özelliklerine ya da organlarının suda bulunma durumları dikkate alınarak da değişik sınıflandırmalar yapılmıştır (Cook, 1996). Gelişim gösterdikleri ortamlara göre su bitkileri; su üstü bitkiler, suda serbest yüzen bitkiler, yüzen yapraklı bitkiler ve su altı bitkileri olarak da sınıflandırılmıştır (Bahçeci, 2010). Mevcut çalışmada, sucul makrofitler ekolojik

olarak (emers, submers ve yüzen yapraklı-serbest/kökü sedimente bağlı-) ve ekolojik toleranslarına göre sınıflandırılmıştır.

3.6.3 Su Bitkilerine Göre Su Kalitesinin Değerlendirilmesi

Tarım ve Orman Bakanlığı tarafından, 21/06/2019 tarih ve 30808 sayılı Resmî Gazete’de Biyolojik İzleme Tebliği yayınlanmıştır (Anonim, 2019b). Bu tebliğe göre makrofitlerin nehir, göl, kıyı suyu ve geçiş suyunda izlenmesi gereken biyolojik kalite bileşenlerinden biri olduğu belirtilmiştir (Çizelge 3.3).

Çizelge 3.3 Tarım ve Orman Bakanlığı’nın Tebliği (Anonim, 2019b).

EK-1: Nehir, Göl, Kıyı ve Geçiş Sularında İzlenmesi Gereken Biyolojik Kalite Bileşenleri BİYOLOJİK KALİTE BİLEŞENLERİ				
	NEHİR	GÖL	KIYI SUYU	GEÇİŞ SUYU
1	Fitobentoz (Taksonomik kompozisyon, Bolluk)	Fitoplankton (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Biyokütle, Klorofil-a) ve Fitobentoz (Taksonomik kompozisyon, Bolluk)	Fitoplankton (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Biyokütle, Klorofil-a)	Fitoplankton (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Biyokütle, Klorofil-a)
2	Makrofit (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Hassas tür varlığı)	Makrofit (Örtüş, Taksonomik kompozisyon, Hassas tür varlığı)	Makroalg, Angiosperm (Tür Çeşitliliği, Bolluk, Hassas Tür varlığı)	Makroalg, Angiosperm (Taksonomik Kompozisyon, Bolluk)
3	Bentik Omurgasız (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Hassas tür varlığı)	Bentik Omurgasız (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Hassas tür varlığı)	Bentik Omurgasız (Tür Çeşitliliği, Bolluk, Hassas tür varlığı)	Bentik Omurgasız (Tür Çeşitliliği, Bolluk, Hassas tür varlığı)
4	Balık (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Hassas tür varlığı, Boy-Ağırlık İlişkisi)	Balık (Taksonomik kompozisyon, Bolluk, Hassas tür varlığı, Boy-Ağırlık İlişkisi)		Balık (Taksonomik kompozisyon, Bolluk)

Sucul makrofitler ortamın kirlilik durumuna gösterdikleri tepkilere göre; kirliliğe duyarlı, az duyarlı, toleranslı ve yüksek toleranslı olarak gruplandırılmıştır (Caffrey, 1987). Değerlendirilen türlerden Makrofit İndeks Şeması (MIS) sınıflandırması oluşturulmuştur. Çizelge 3.4’te bazı makrofitlerin tolerans durumları belirtilmiştir.

Çizelge 3.4 Kirliliğe Karşı Duyarlılıklarına Göre Makrofitlerin Sınıflandırılması
(Caffrey, 1987)

Özelliklerine göre gruplar	Makrofitler
Grup A - Kirliliğe Duyarlı Formlar	<i>Ranunculus pseudofluitans</i> , <i>Callitriche intermedia</i>
Grup B - Kirliliğe Az Duyarlı Formlar	<i>Ranunculus aquatilis</i> , <i>Ranunculus peltatus</i> , <i>Callitriche stagnalis</i> , <i>Callitriche obtusangula</i> , <i>Callitriche platycarpa</i> , <i>Chara</i> spp., <i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Potamogeton lucens</i> , <i>Potamogeton obtusifolius</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Hippurus vulgaris</i> , <i>Apium nodiflorum</i> , <i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i>
Grup C - Kirliliğe Toleranslı Formlar	<i>Zannichellia palustris</i> , <i>Sparganium</i> spp., <i>Callitriche hermaphroditica</i> , <i>Potamogeton crispus</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>Nuphar lutea</i> , <i>Lemna minor</i> , <i>Lemna trisulca</i> , <i>Entoromorpha</i> sp., <i>Scirpus lacustris</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i>
Grup D - Kirliliğe Yüksek Toleranslı Formlar	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Cladophora glomerata</i>

Makrofitlerin ekolojik özelliklerine göre değişik ekolojik indeksler geliştirilmiştir. Ülkemizin de içerisinde bulunduğu Akdeniz havzası nehirleri için IBMR ekolojik indeksi kullanılmaktadır (Bakır, 2015). Bu indeksin hesaplanmasında 208 adet makrofit taksonu belirlenmiştir (AFNOR, 2003).

IBMR, nehirler için biyolojik makrofit indeksi, ekolojik zenginlik katsayısı (E_i), bolluk skalası (K_i) ve trofik skor değerleri kullanılarak aşağıdaki formülle hesaplanmıştır (AFNOR, 2003).

$$IBMR = \frac{\sum E_i \cdot K_i \cdot CSI}{\sum E_i \cdot K_i} \quad (3.33)$$

E_i ; makrofitin üç trofi seviyesinden hangisinin içerisinde bulunduğunu ifade eder. Üç trofi seviyesinin hepsinde bulunuyorsa 1, sadece ikisinde bulunuyorsa 2, sadece birinde bulunuyorsa 3 değeri verilmiştir.

CSI ; su kalitesini belirtir. 0 (ağır organik kirlenme) ile 20 (oligotrofi) arasındaki değerlerle ifade edilir.

K_i ; bolluk-örtüş skalasıdır. Sahada gözlemlenen Çizelge 3.6'da belirtilen değerler kullanılır.

Çizelge 3.5 Makrofitlerin Bolluk Değerlerinin Belirlenmesi

Bolluk Değeri	Yüzde Değeri	Grapnele Takılan Parça
1	<%0.1	Sadece gövde parçası
2	%0.1≤X<%1	Taksonun Küçük bir parçası
3	%1≤X<%10	Taksonun ortalama bir parçası
4	%10≤X<%50	Taksonun bol bulunması
5	X≥%50	Taksonun çok bol bulunması

IBMR hesaplama sonucu elde edilen değere göre Çizelge 3.7'den yararlanarak ortamın ekolojik durumu belirlenir (Wiederkehr, 2015).

Çizelge 3.6 IBMR Değerlendirme Skalası

IBMR Skoru	Değerlendirme
IBMR > 14	Çok İyi
14 ≥ IBMR > 12	İyi
12 ≥ IBMR > 10	Orta
10 ≥ IBMR > 8	Zayıf
8 ≥ IBMR	Kötü

Miliç kıyı sulak alanının makrofit çeşitliliğini ve dağılımının belirlenmesinde Shannon çeşitlilik indeksi ve Simpson çeşitlilik indeksi kullanmıştır.

İndekslerde incelenen ortamdaki makrofit tür sayısı ve her bir makrofit türünün birey sayısı dikkate alınarak hesaplanır. Makrofitlerin istasyonlardaki tür sayısı ve her bir türün birey sayısı dikkate alınarak Shannon-Weiner çeşitlilik indeks değerleri (H') hesaplanmıştır (Shannon ve Weaver, 1949). Bu indeks;

$$H' = -\sum \left[\left(\frac{n1}{N} \right) * \ln \left(\frac{n1}{N} \right) \right] \text{ formülü ile hesaplanmıştır.}$$

N : toplam birey sayısı

n: farklı türlerin sayısı

H' : Shannon-Weiner Çeşitlilik İndeksi (Shannon-Weiner Diversity Index)

Pileou Düzenlilik İndeksi (J'), çeşitlilik indeksinin tür sayısına bölünmesiyle elde edilir. Türlerin bolluğu ve düzenliliği hakkında bilgi verir (Alatalo, 1981). Bu indeks;

$$J = \frac{H'}{\log_e(S)} \text{ formülü ile hesaplanır.}$$

J' : Düzenlilik indeksi

S: Toplam tür sayısı

Simpson çeşitlilik indeksi 0-1 arasında limitleri olan bir indekstir. Türlerin çeşitliliğinin belirlenmesinde kullanılan bu indeks;

$$D = \frac{\sum (n_i(n_i - 1))}{N(N - 1)}$$
 formülü ile hesaplanmıştır.

n: Her bir türün belirlenen alandaki birey sayısı

N: Bölgedeki türlerin bireylerinin toplamı

D: Simpson çeşitlilik indeksi

3.7 İstatistiksel Analizler

Su kalitesinin ekolojik durumunu etkileyen kaynakları, faktörleri ve aralarındaki ilişkileri belirlemek elde edilen veri setlerine temel bileşenler analizi/faktör analizi (PCA/FA), hiyerarşik kümeleme (cluster) analizi (HCA), Pearson korelasyon indeksi (PCI) gibi çok değişkenli istatistiksel analizler (MSA) uygulanmıştır. Su kalitesi parametrelerinin tanımlayıcı istatistik analizleri ve istasyonlar arasında anlamlı farkın olup olmadığı ANOVA ile tespit edilmiştir. İstatistiksel analizler SPSS 22.0 programı ile gerçekleştirilmiştir. Box plot ve hotmap grafiklerinin yapımında PAST4.x yazılımından faydalanılmıştır.

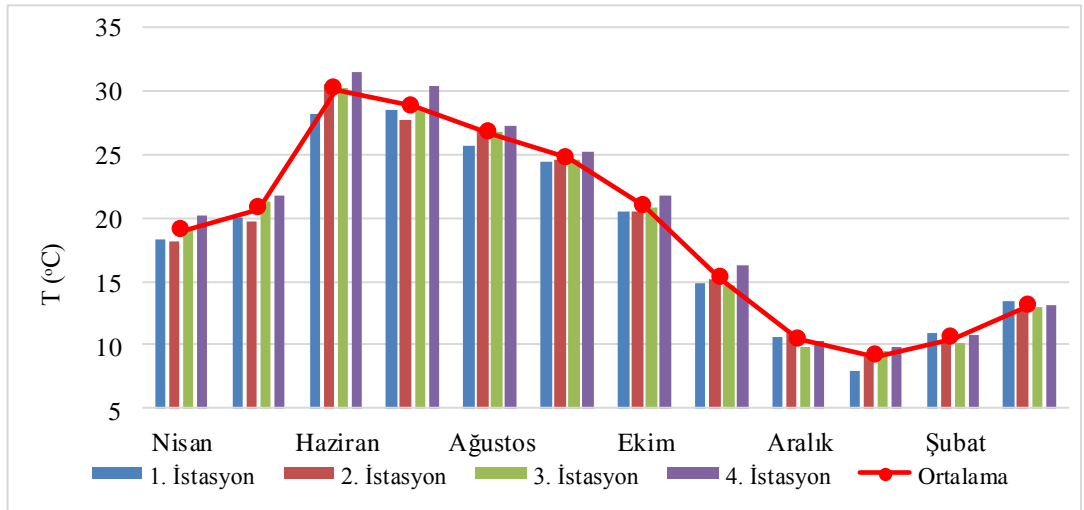
4 ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1 Su Kalitesinin Belirlenmesi

4.1.1 Suyun Fiziko-Kimyasal Özellikleri

Miliç kıyı sulak alanında belirlenen istasyonların Nisan 2019-Mart 2020 tarihleri arasında aylık yapılan fiziko-kimyasal analiz sonuçları Çizelge 4.1’de verilmiştir. Her parametrenin araştırma bulguları aşağıda açıklanmıştır.

Su Sıcaklığı (T, °C): Belirlenen istasyonlarda ölçülen en yüksek su sıcaklığı Haziran ayında 3. istasyonda 31.4°C, en düşük su sıcaklık değeri Ocak ayında 1. istasyonda 8°C olarak ölçülmüştür. Ortalama sıcaklık değerleri bakımından, en yüksek su sıcaklığı Haziran ayında (30.03°C), en düşük Ocak ayında (9.13°C) kaydedilmiştir. Su sıcaklığının alansal-zamansal değişimi Şekil 4.1’de verilmiştir.



Şekil 4.1 Su Sıcaklığının Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Çizelge 4.1 Miliç Sulak Alanının Fiziko-Kimyasal Parametrelerinin Tanımlayıcı (Deskriptif) Analiz Sonuçları

Parametre	İstasyon	Min-Maks.	Ortalama±σ
T (°C)	1. İstasyon	8.00-28.40	18.58±7.40
	2. İstasyon	9-30.30	18.83±7.35
	3. İstasyon	9.60-30.20	19.06±7.53
	4. İstasyon	9.90-31.40	19.85±7.76
pH	1. İstasyon	7.34-8.43	7.89±0.35
	2. İstasyon	7.57-8.99	8.26±0.40
	3. İstasyon	7.90-9.07	8.34±0.41
	4. İstasyon	7.76-8.86	8.27±0.38
EC (µS/cm)	1. İstasyon	344.00-3620.00	1483.75±964.09
	2. İstasyon	325.00-2840	1221.33±706.10
	3. İstasyon	495-2590	1311.25±614.38
	4. İstasyon	235.00-2780	1358.67±897.51
Renk (birim)	1. İstasyon	12.00-289.00	106.00±92.49
	2. İstasyon	19.00-312.00	87.91±78.18
	3. İstasyon	25-393	89.67±100.48
	4. İstasyon	10.00-326	84.25±84.12
ÇO (mg/L)	1. İstasyon	1.24-11.85	6.84±3.07
	2. İstasyon	2.75-12.55	8.46±3.13
	3. İstasyon	3.72-16.18	9.23±3.66
	4. İstasyon	4.08-15.56	8.95±3.20
OD (%)	1. İstasyon	16.00-118.70	72.43±29.90
	2. İstasyon	30.30-145.00	89.58±31.80
	3. İstasyon	11.90-197	90.89±48.45
	4. İstasyon	51.80-157.80	98.02±33.47
BOI ₅ (mg/L)	1. İstasyon	5.82-8.75	7.21±0.97
	2. İstasyon	4.90-11.20	7.35±1.59
	3. İstasyon	3.83-15.70	7.75±2.77
	4. İstasyon	5.91-15.03	7.97±2.33
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	1. İstasyon	0.12-0.73	0.34±0.20
	2. İstasyon	0.14-0.85	0.27±0.19
	3. İstasyon	0.17-1.10	0.29±0.26
	4. İstasyon	0.18-0.67	0.30±0.20
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	1. İstasyon	0.001-0.047	0.012±0.03
	2. İstasyon	0.001-0.09	0.025±0.029
	3. İstasyon	0.002-0.05	0.014±0.099
	4. İstasyon	0.002-0.061	0.018±0.021
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	1. İstasyon	0.10-0.70	0.34±0.17
	2. İstasyon	0.20-0.80	0.40±0.19
	3. İstasyon	0.20-0.6	0.37±0.12
	4. İstasyon	0.2-0.70	0.40±0.17
TP (mg/L)	1. İstasyon	0.04-0.14	0.086±0.03
	2. İstasyon	0.05-0.30	0.11±0.08
	3. İstasyon	0.03-0.4	0.10±0.099
	4. İstasyon	0.03-0.24	0.098±0.062
orto-PO ₄ (mg/L)	1. İstasyon	0.30-5.65	2.40±2.21
	2. İstasyon	0.07-5	1.31±1.92
	3. İstasyon	0.07-5.63	1.32±1.98
	4. İstasyon	0.10-3.50	1.29±1.49
TN (mg/L)	1. İstasyon	0.21-3.71	1.61±0.64
	2. İstasyon	1.18-3.06	2.05±0.65
	3. İstasyon	1.04-2.94	1.57±0.52
	4. İstasyon	0.83-2.11	1.45±0.40
SO ₄ (mg/L)	1. İstasyon	6.00-97.00	42.75±32.73
	2. İstasyon	8-73	36.17±24.58
	3. İstasyon	10.00-69.00	38.42±21.72
	4. İstasyon	3-96	45.58±34.98

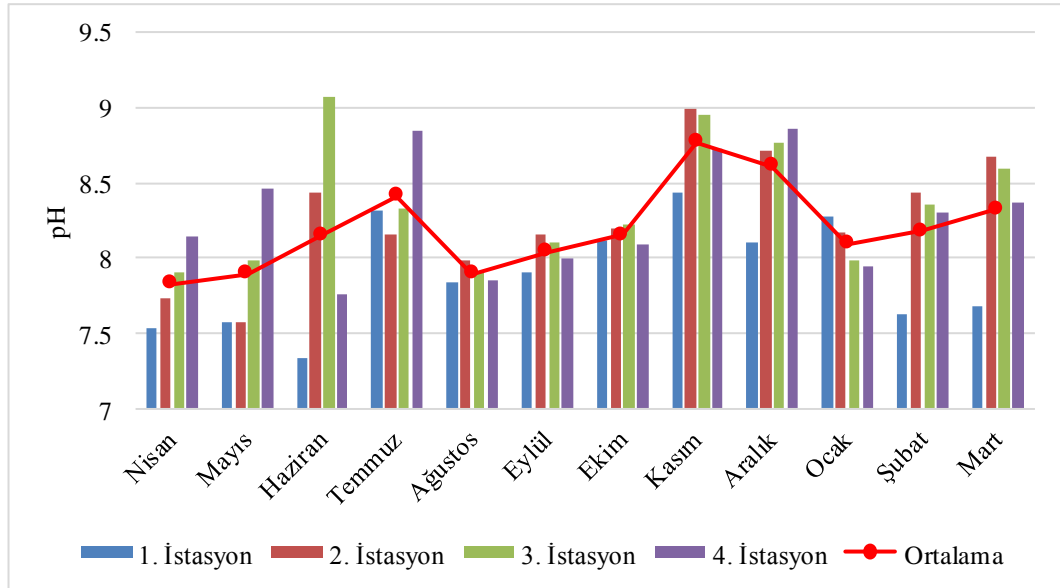
Çizelge 4.1 Miliç Sulak Alanının Fiziko-Kimyasal Parametrelerinin Tanımlayıcı (Deskriptif) Analiz Sonuçları (Devamı)

SiO ₂ (mg/L)	1. İstasyon	6.40-18.40	13.55±3.99
	2. İstasyon	4.5-21.10	12.68±5.29
	3. İstasyon	3-21.70	12.82±5.34
	4. İstasyon	4.10-18.55	12.76±4.19
Fe (mg/L)	1. İstasyon	0.07-2.33	0.40±0.62
	2. İstasyon	0.02-2.26	0.31±0.62
	3. İstasyon	0.07-1.12	0.24±0.29
	4. İstasyon	0.04-1.04	0.24±0.32
F (mg/L)	1. İstasyon	0.05-0.79	0.32±0.20
	2. İstasyon	0.09-0.47	0.28±0.13
	3. İstasyon	0.17-0.62	0.36±0.15
	4. İstasyon	0.03-0.83	0.34±0.24
Cl ₂ (mg/L)	1. İstasyon	0.04-0.27	0.12±0.07
	2. İstasyon	0.05-0.37	0.14±0.09
	3. İstasyon	0.04-0.38	0.15±0.10
	4. İstasyon	0.04-0.15	0.083±0.029
Salinite (‰)	1. İstasyon	0.17-1.9	0.67±0.46
	2. İstasyon	0.15-1.47	0.60±0.37
	3. İstasyon	0.24-1.33	0.66±0.32
	4. İstasyon	0.11-1.71	0.71±0.51
ORP (mV)	1. İstasyon	-77.10-17.90	-48.03±19.60
	2. İstasyon	-108.30—30.10	-69.10±22.16
	3. İstasyon	-118.90—48.60	-73.68±23.14
	4. İstasyon	-105.30—42.00	-70.06±21.12
TSS (mg/L)	1. İstasyon	2.00-110.00	26.50±30.63
	2. İstasyon	4.00-99.00	24.5±25.44
	3. İstasyon	6-43	20.92±10.75
	4. İstasyon	2.00-48	19.17±15.51
Türbidite (NTU)	1. İstasyon	5.09-129.00	23.58±34.90
	2. İstasyon	3.25-123	21.32±32.99
	3. İstasyon	3.13-56	15.38±13.86
	4. İstasyon	2.36-61	16.06±19.15
SD (cm)	1. İstasyon	21.00-72.00	39.75±14.47
	2. İstasyon	15-60.00	36.29±11.54
	3. İstasyon	11-63	38.25±16.38
	4. İstasyon	17.00-85.00	50.68±21.93
TDS (mg/L)	1. İstasyon	168.10-1872.00	747.59±502.52
	2. İstasyon	155.90-1449	606.16±361.77
	3. İstasyon	239-1317	655.25±316.06
	4. İstasyon	112-1265	594.76±404.66
TA (mg/L)	1. İstasyon	9.40-39	15.58±9.65
	2. İstasyon	8.6-33	15.04±8.52
	3. İstasyon	5-39	15.03±10.29
	4. İstasyon	4.20-57	15.94±14.50
TH (CaCO ₃ mg/L)	1. İstasyon	22-110	40.07±24.38
	2. İstasyon	21.00-105.00	36.16±22.88
	3. İstasyon	19.00-39.30	32.45±5.72
	4. İstasyon	11-135	43.29±34.88
Ca (mg/L)	1. İstasyon	38.70-78.40	64.16±10.33
	2. İstasyon	32.90-88.80	63.94±12.26
	3. İstasyon	38.5-82.80	62.77±13.31
	4. İstasyon	31.70-80	58.74±14.46
Mg (mg/L)	1. İstasyon	9.03-94.90	40.53±23.89
	2. İstasyon	8.73-66.10	36.78±18.6
	3. İstasyon	5.84-68	38.01±16.42
	4. İstasyon	10.10-87	43.60±23.58

Çizelge 4.1 Miliç Sulak Alanının Fiziko-Kimyasal Parametrelerinin Tanımlayıcı (Deskriptif) Analiz Sonuçları (Devamı)

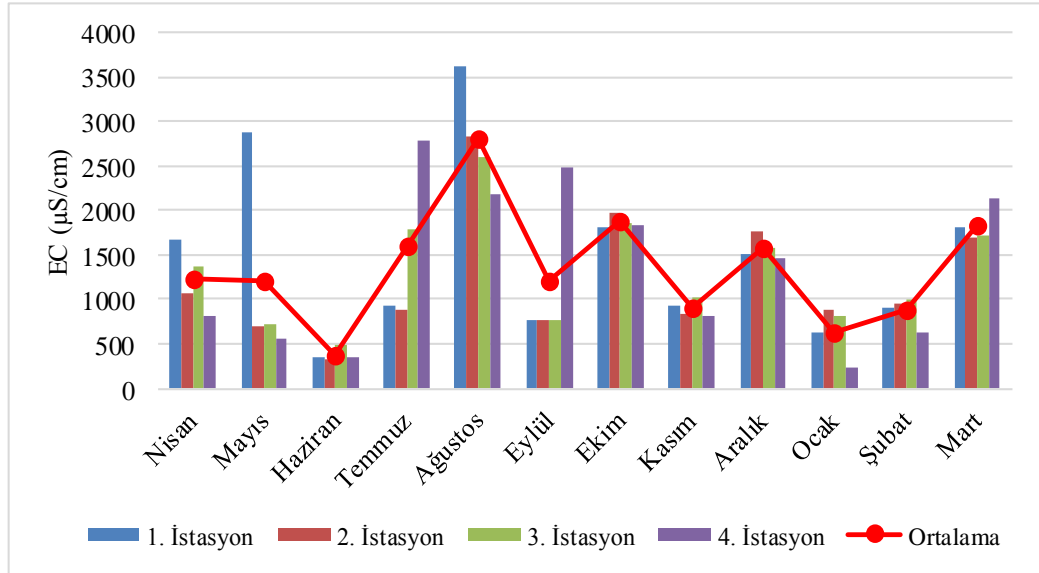
Hg (µg/L)	1. istasyon	0.308-1.84	0.82±0.69
	2. istasyon	0.291-1.04	0.61±0.31
	3. istasyon	0.287-0.83	0.51±0.24
	4. istasyon	0.289-0.63	0.45±0.14
Cd (µg/L)	1. istasyon	0.699-3.53	1.83±1.35
	2. istasyon	0.70-2.13	1.10±0.69
	3. istasyon	0.709-0.80	0.76±0.05
	4. istasyon	0.701-0.92	0.77±0.10
Pb (µg /L)	1. istasyon	0.888-1.99	1.24±0.51
	2. istasyon	0.707-1.08	0.93±0.18
	3. istasyon	0.439-3.34	1.37±1.34
	4. istasyon	0.452-1.77	0.89±0.60
Cu (µg/L)	1. istasyon	3.34-7.73	5.02±1.90
	2. istasyon	2.65-19.50	7.50±8.03
	3. istasyon	3.38-13.44	8.58±4.21
	4. istasyon	2.22-4.35	3.58±0.97
Ni (µg/L)	1. istasyon	3.89-6.42	4.84±1.10
	2. istasyon	4.04-84.95	25.37±39.75
	3. istasyon	4.77-19.51	9.12±6.96
	4. istasyon	3.55-4.66	4.07±0.46
Zn (µg/L)	1. istasyon	0.000-71.62	21.68±33.84
	2. istasyon	0.22-91.84	33.65±42.99
	3. istasyon	0.000-89.67	26.69±42.36
	4. istasyon	0.000-32.49	14.19±16.53

pH: En yüksek pH (9.07, 3. istasyon) ve en düşük pH değeri (7.34, 1. istasyon) Haziran ayında ölçülmüştür. Ortalama pH değeri 7.82 (Nisan)–8.77 (Kasım) aralığında kaydedilmiştir. pH'nın alansal-zamansal değişimi Şekil 4.2'de görülmektedir.



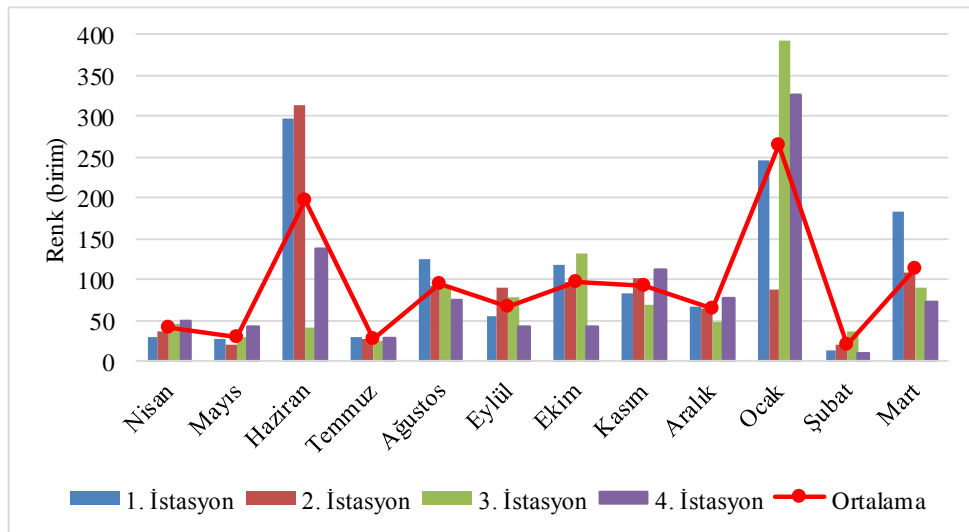
Şekil 4.2 pH Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Elektriksel İletkenlik (EC): İletkenlik en yüksek Ağustos ayında 1. istasyonda (3620 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ölçülürken, en düşük değer Ocak ayında 4. istasyonda (235 $\mu\text{S}/\text{cm}$) kaydedilmiştir. Ortalama iletkenlik değeri 380–2810 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Haziran-Ağustos) olarak hesaplanmıştır. EC değerlerinin alansal-zamansal değişimi Şekil 4.3'te verilmiştir.



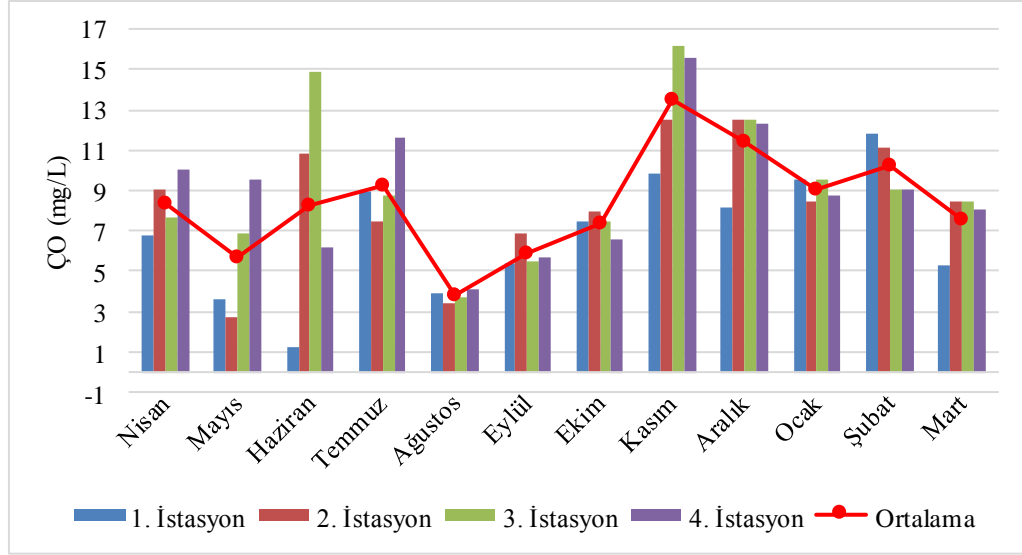
Şekil 4.3 Elektriksel İletkenlik Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Renk: Sudaki en yüksek renk Ocak ayında 3. istasyonda (393 birim), en düşük renk Şubat 4. istasyonda (10 birim), ortalama ise 27–263.25 birim (Temmuz-Ocak) aralığında değişmiştir. Alansal-zamansal değişimi Şekil 4.4'te verilmiştir.



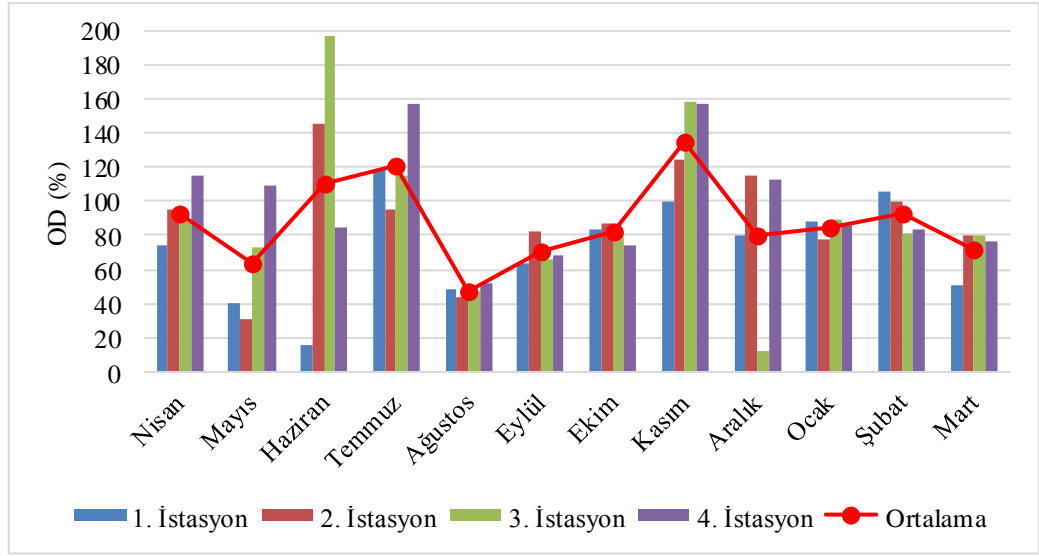
Şekil 4.4 Renk Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Çözünmüş Oksijen (ÇO): Sudaki oksijenlendirme parametrelerinden ÇO değeri en yüksek 3. istasyonda (16.18 mg/L) Kasım ayında, en düşük 1. istasyonda (1.24 mg/L) Haziran ayında olarak kaydedilmiştir. Ortalama ÇO değeri 3.78 mg/L–13.53 mg/L (Ağustos-Kasım) aralığında değişmiştir. ÇO değerinin alansal-zamansal değişimi Şekil 4.5'te görülmektedir.



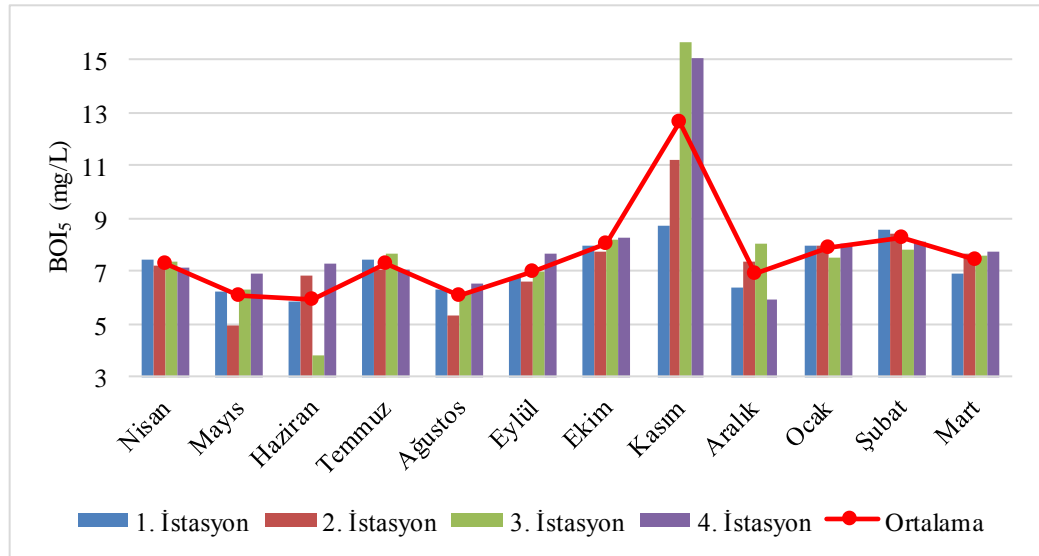
Şekil 4.5 Çözünmüş Oksijenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Oksijen Doymunluğu (% OD): En yüksek % oksijen doymunluğu Haziran ayında 3. istasyonda (%197.4), en düşük Aralık ayında yine 3. istasyonda (%11.9) ölçülmüştür. Ortalama oksijen doymunluğu %47.55–%135.2 (Ağustos-Kasım) aralığında değişmiştir. OD değerinin alansal-zamansal değişimi Şekil 4.6'da verilmiştir.



Şekil 4.6 Oksijen Doygunluğu Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

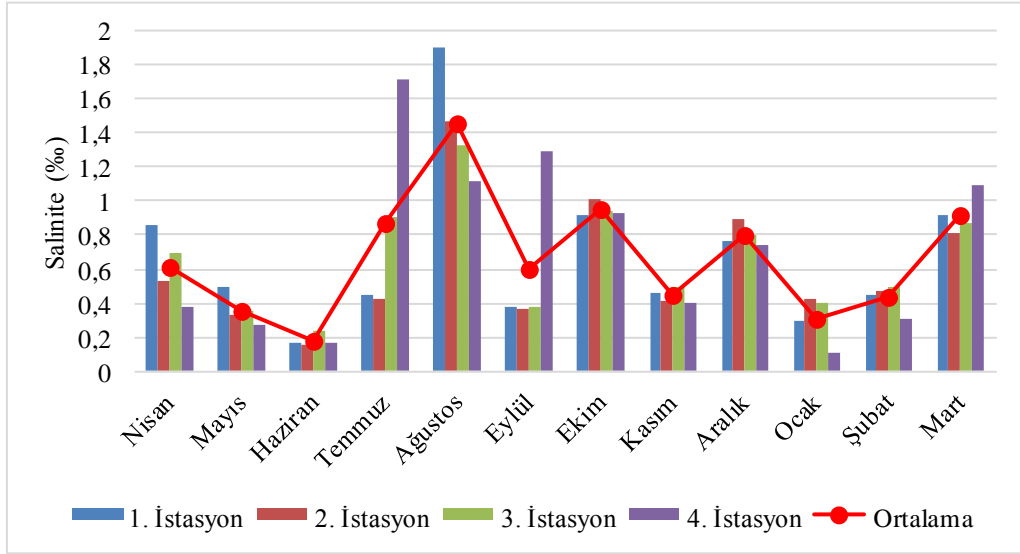
Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ₅): Beş günlük biyolojik oksijen (BOİ₅) ihtiyacı hesaplamalarında en yüksek değer 15.7 mg/L (3. İstasyon, Kasım), en düşük değer 3.83 mg/L (3. İstasyon, Haziran) olarak ölçülmüştür. Ortalama BOİ₅ değeri 5.94 mg/L (Haziran) ile 12.67 mg/L (Kasım) aralığında kaydedilmiştir. BOİ₅ değerinin alansal-zamansal değişimi Şekil 4.7'de görülmektedir.



Şekil 4.7 BOİ₅ Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

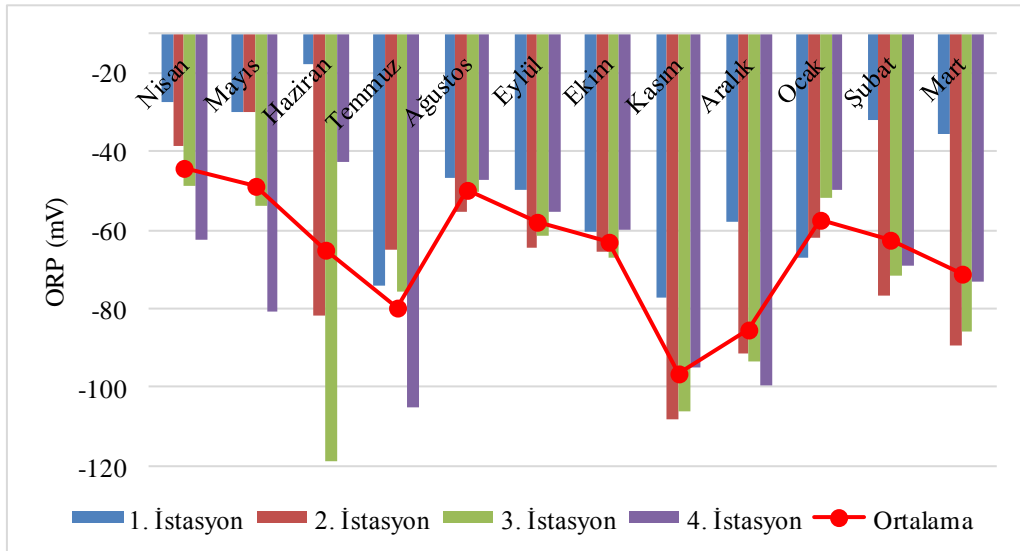
Salinite (Tuzluluk) (‰): Çalışma alanının en yüksek salinitesi Ağustos ayında 1. istasyonda (‰1.9), en düşük Ocak ayında 4. istasyonda (‰0.11) ölçülmüştür. Ortalama salinite en yüksek Ağustos ayında ‰1.45, en düşük Haziran

ayında %0.18 olarak hesaplanmıştır. Salinitenin alansal ve zamansal değişimi Şekil 4.8’de verilmiştir.



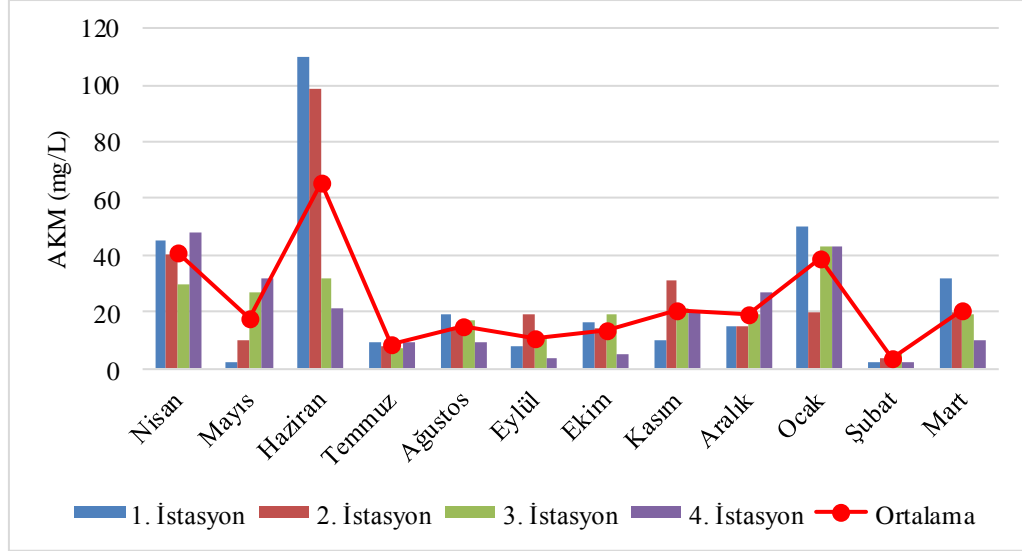
Şekil 4.8 Salinitenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli (ORP): Oksidasyon redüksiyon (redoks) potansiyeli (ORP) en yüksek 3. istasyonda (-118.9 mV), en düşük 1. istasyonda (-17.9 mV) Haziran ayında ölçülmüştür. Ortalama ORP değeri -44.25 mV (Nisan) ile -96.625 mV (Kasım) aralığında hesaplanmıştır. ORP’nin alansal ve zamansal değişimi Şekil 4.9’da görülmektedir.



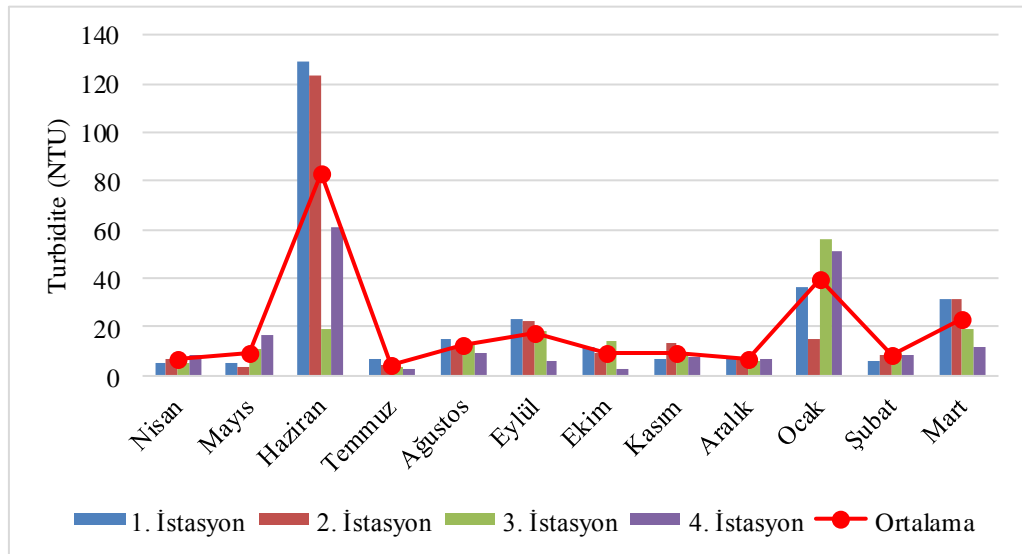
Şekil 4.9 ORP Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Askıda Katı Madde (AKM): AKM değeri en yüksek Haziran (110 mg/L), en düşük Şubat ayında (2 mg/L) 1. istasyonda kaydedilmiştir. Ortalama AKM değeri 3.5–65.5 mg/L (Şubat-Haziran) aralığında değişmiştir. AKM'nin alansal ve zamansal değişimi Şekil 4.10'da verilmiştir.



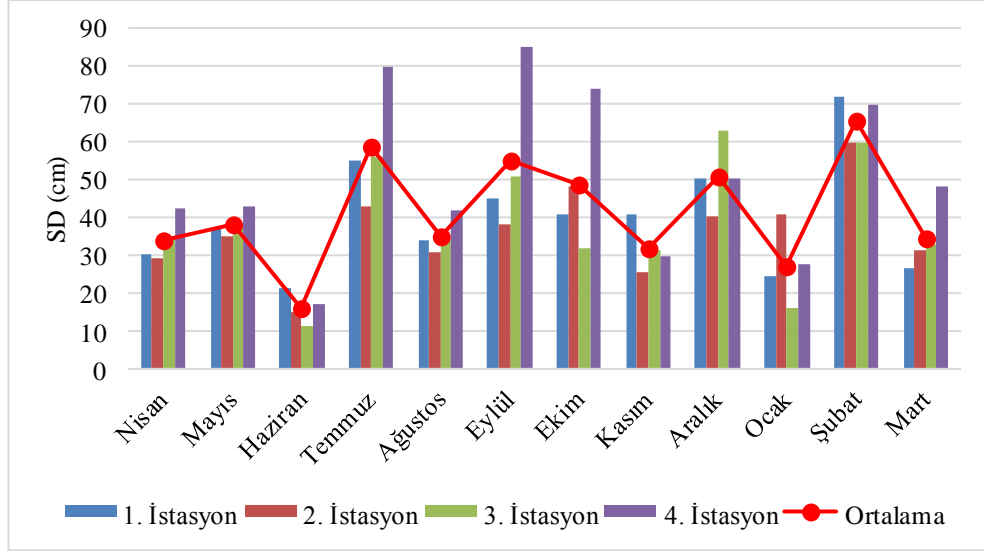
Şekil 4.10 AKM Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Türbidite (Bulanıklık): Çalışma alanının bulanıklık değeri 2.36 NTU (Ekim, 4. istasyon) ile 129 NTU (Haziran, 1. İstasyon) aralığında ölçülmüştür. Ortalama türbidite en yüksek Haziranda (83.025 NTU), en düşük Temmuz ayında (4.22 NTU) kaydedilmiştir. Türbiditenin alansal-zamansal değişimi Şekil 4.11'de görülmektedir.



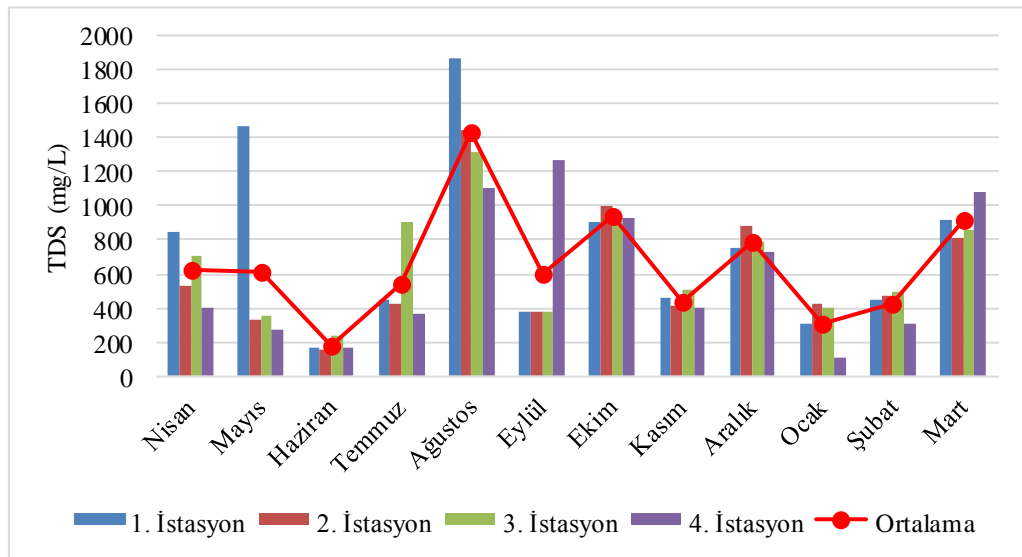
Şekil 4.11 Türbiditenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Secchi Disk Derinliği (SD): Çalışma alanında ölçülen en yüksek SD değeri Eylül ayında 4. istasyonda (85 cm), en düşük Haziran ayında 3. istasyonda (11 cm) kaydedilmiştir. Ortalama SD 16–65.5 cm (Haziran-Şubat) aralığında değişmiştir. SD'nin alansal ve zamansal değişimi Şekil 4.12'de görülmektedir.



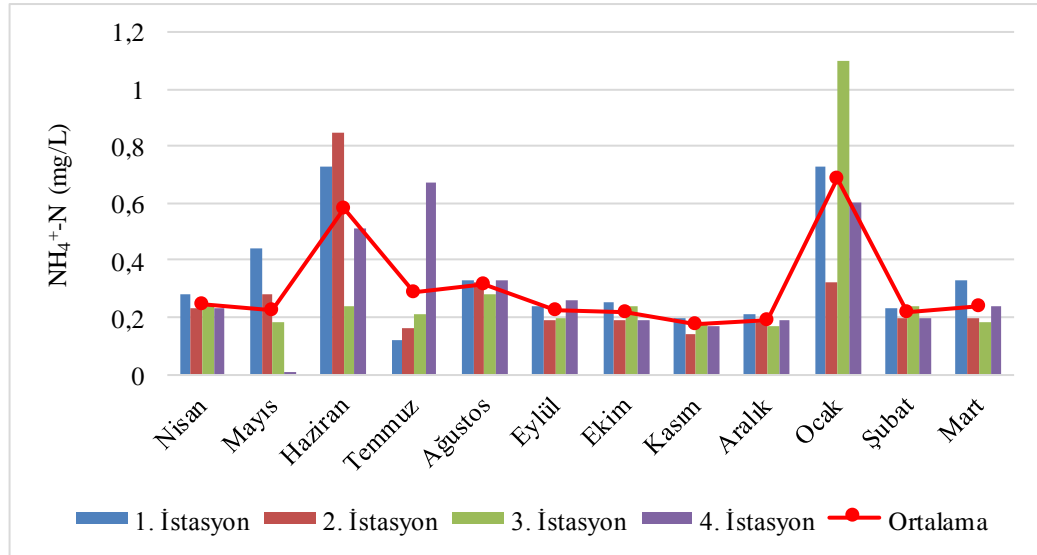
Şekil 4.12 SD Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Toplam Çözünmüş Katı Maddeler (TDS): En yüksek TDS değeri 1. istasyonda 1872 mg/L (Ağustos), en düşük 4. istasyonda 112 mg/L (Ocak) olarak ölçülmüştür. Ortalama TDS değeri 183.525–1436.5 mg/L (Haziran-Ağustos) aralığında değişmiştir (Şekil 4.13).



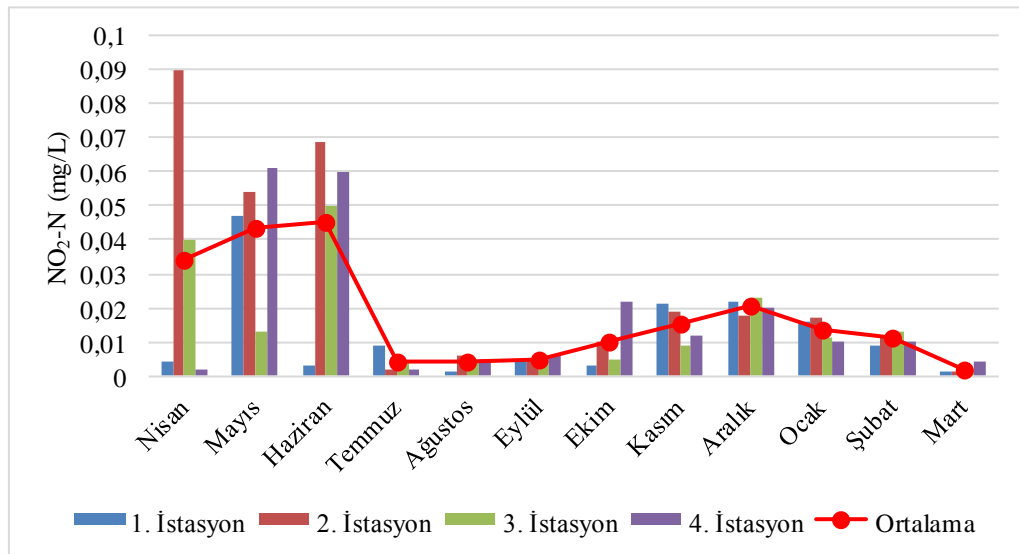
Şekil 4.13 TDS'nin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Amonyum Azotu ($\text{NH}_4^+\text{-N}$): Nütrient elementlerden amonyum azotu en yüksek 3. istasyonda (1.1 mg/L, Ocak), en düşük 4. istasyonda (0.001 mg/L, Mayıs) ölçülmüştür. Ortalama amonyum azotu değeri 0.17–0.68 mg/L (Kasım-Ocak) aralığında kaydedilmiştir (Şekil 4.14).



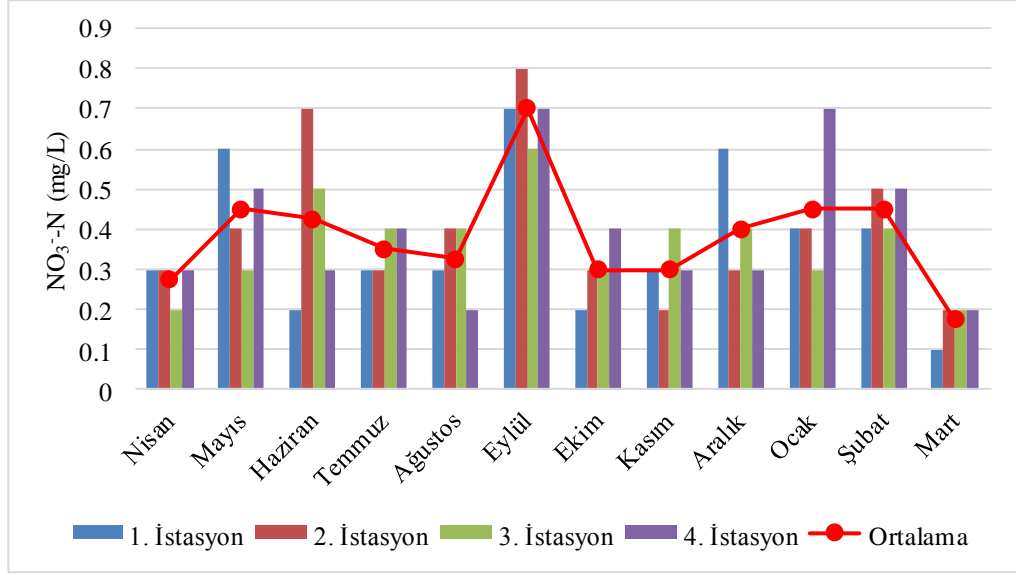
Şekil 4.14 Amonyum Azotunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Nitrit Azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$): Nitrit azotu en yüksek 2. istasyonda Nisan ayında 0.09 mg/L, en düşük 1. istasyon (Ağustos ve Mart) ve 2. istasyonda (Mart) 0.001 mg/L olarak ölçülmüştür. Ortalama nitrit azotu değeri 0.002–0.045 mg/L (Mart-Haziran) aralığında değişmiştir (Şekil 4.15).



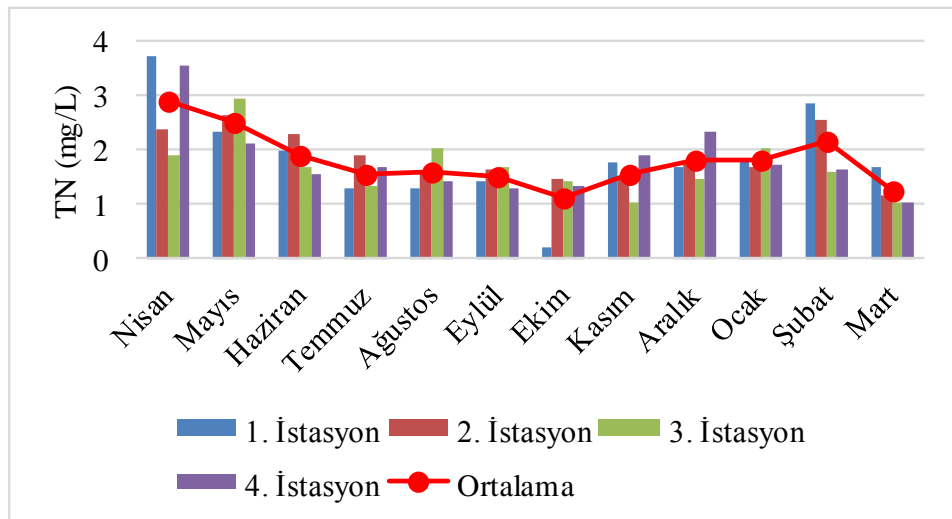
Şekil 4.15 Nitrit Azotunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Nitrat Azotu (NO₃⁻-N): Miliç sulak alanında en yüksek nitrat azotu değeri 0.8 mg/L (2. istasyon, Eylül), en düşük değeri 0.1 mg/L (1. istasyon, Mart) olarak kaydedilmiştir. Ortalama nitrat azotu değeri 0.175 mg/L (Mart) ila 0.7 mg/L (Eylül) aralığında değişmiştir (Şekil 4.16).



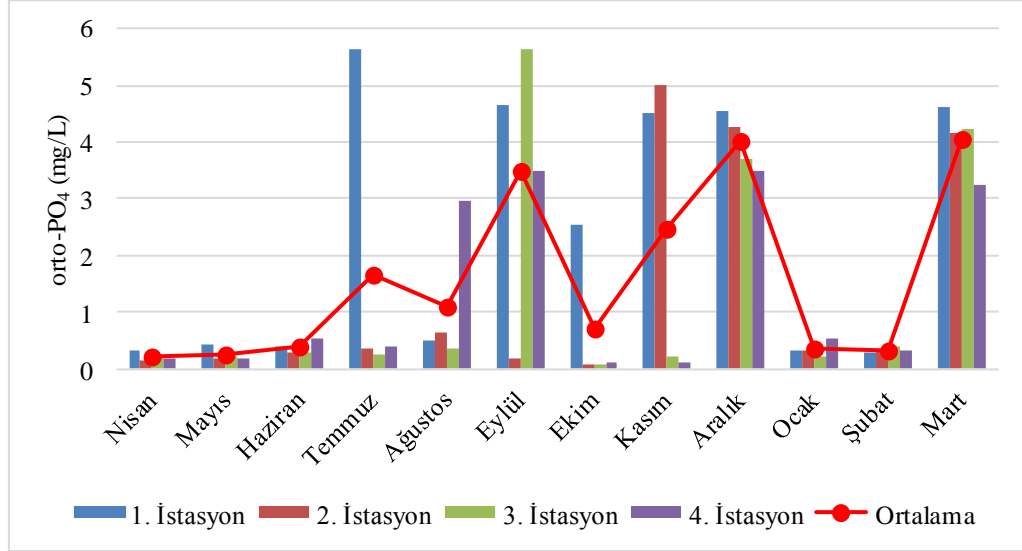
Şekil 4.16 Nitrat Azotunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Toplam Azot (TN): Miliç sulak alanında TN değeri en yüksek Nisan ayında 1. istasyonda 3.71 mg/L, en düşük Ekim ayında 1. istasyonda 0.21 mg/L olarak kaydedilmiştir. Ortalama TN değeri 1.11–2.88 mg/L (Ekim-Nisan) aralığında değişmiştir (Şekil 4.17).



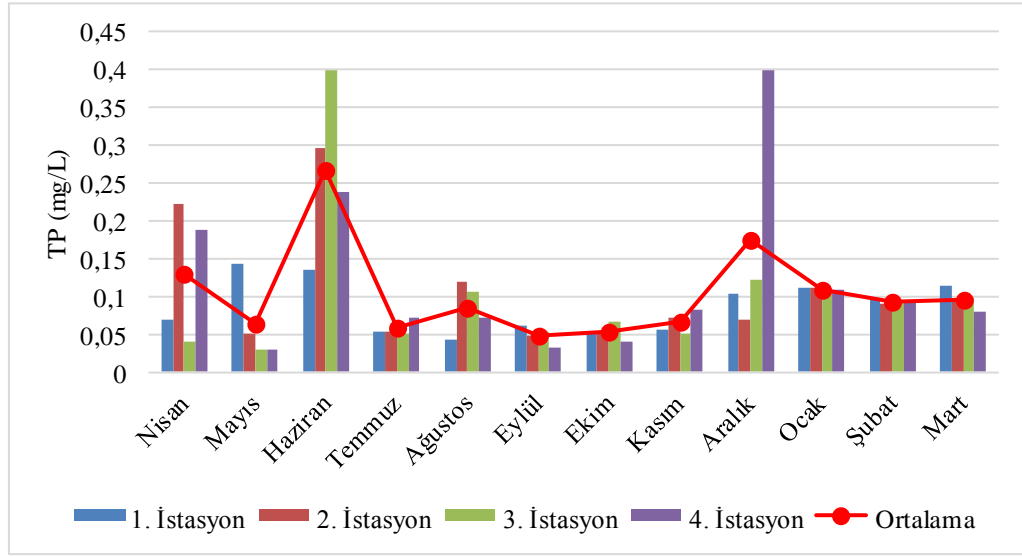
Şekil 4.17 Toplam Azotun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Orto-Fosfat (orto-PO₄): Belirlenen istasyonlardan ölçülen orto-PO₄ değeri en yüksek 1. istasyonda Temmuz ayında (5.65 mg/L), en düşük Ekim ayında 2. ve 3. istasyonlarda (0.07 mg/L) kaydedilmiştir. Ortalama orto-PO₄ değeri 0.22 mg/L (Nisan) ile 4.05 mg/L (Mart) aralığında değişmiştir (Şekil 4.18).



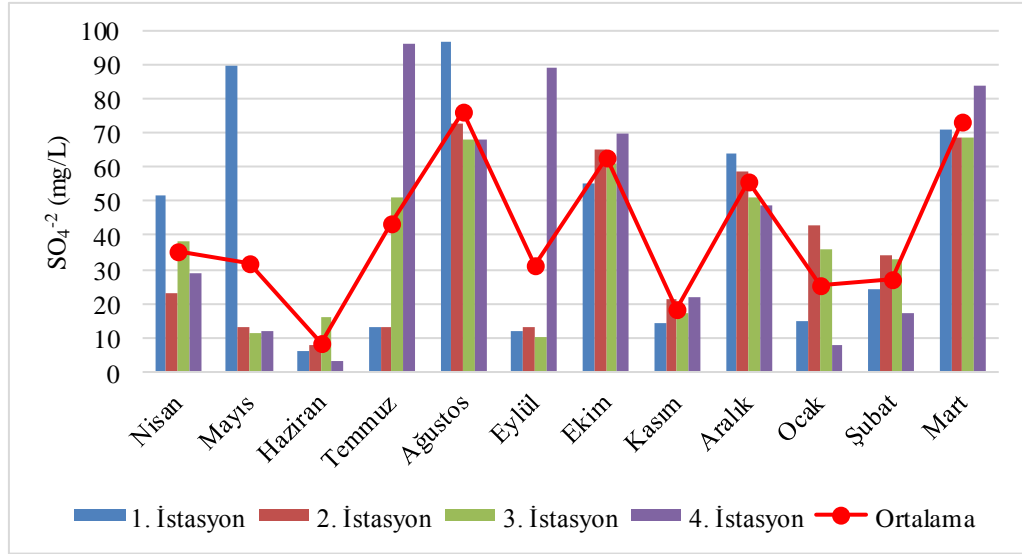
Şekil 4.18 Orto-PO₄ Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Toplam Fosfor (TP): Miliç kıyı sulak alanında en yüksek TP değeri Haziran ayında 3. istasyon ve Aralık ayında 4. istasyonda 0.4 mg/L olarak ölçülmüştür. En düşük TP değeri ise Mayıs ayında 3. ve 4. istasyonlarda 0.03 mg/L olarak kaydedilmiştir. Alandaki ortalama TP 0.04 mg/L (Eylül) ile 0.26 mg/L (Haziran) aralığındadır. Alansal ve zamansal olarak TP değerinin değişimi Şekil 4.19'da görülmektedir.



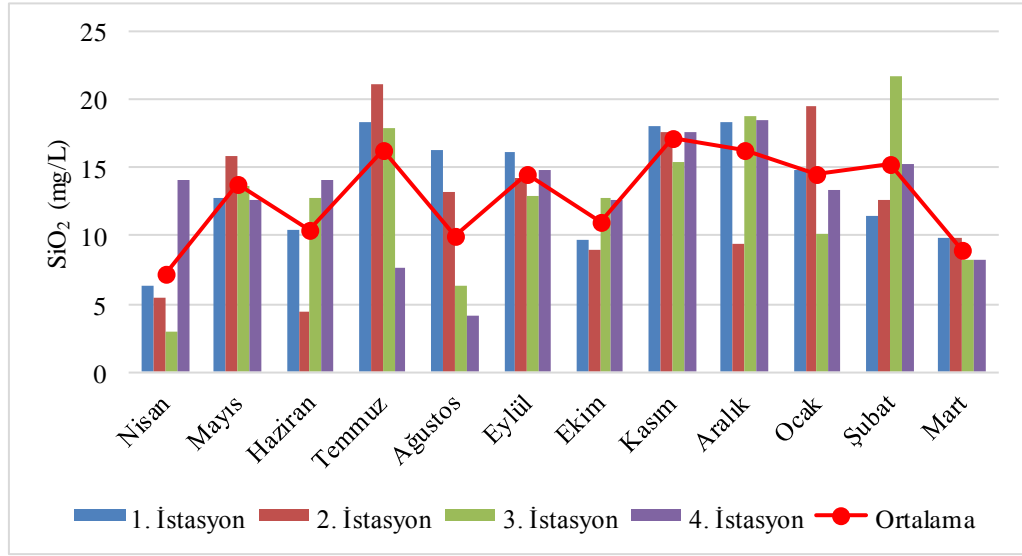
Şekil 4.19 Toplam Azotun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Sülfat (SO_4^{2-}): En yüksek sülfat değeri 1. istasyonda Ağustos ayında (97 mg/L), en düşük 4. istasyonda Haziran ayında (3 mg/L) kaydedilmiştir. Ortalama sülfat 8.25 mg/L (Haziran) ile 73.25 mg/L (Mart) aralığında değişmiştir (Şekil 4.20).



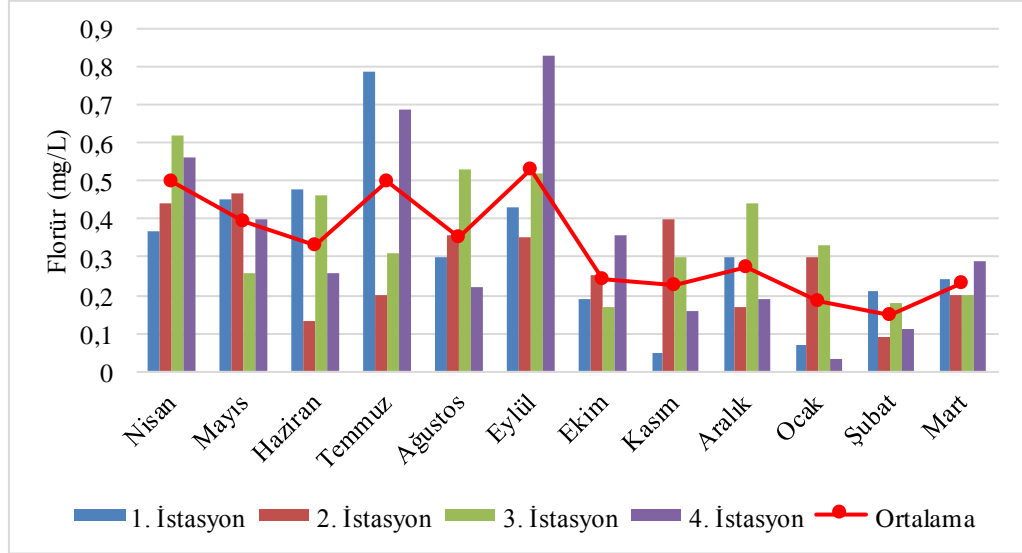
Şekil 4.20 Sülfat Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Silika (SiO_2): İstasyonlardan ölçülen en yüksek silika değeri 21.7 mg/L (3. istasyonda, Şubat), en düşük değer 3 mg/L'dir (3. İstasyon, Nisan). Ortalama silika değeri 7.22–17.15 mg/L (Nisan-Kasım) aralığında yer almaktadır (Şekil 4.21).



Şekil 4.21 Silikanın Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

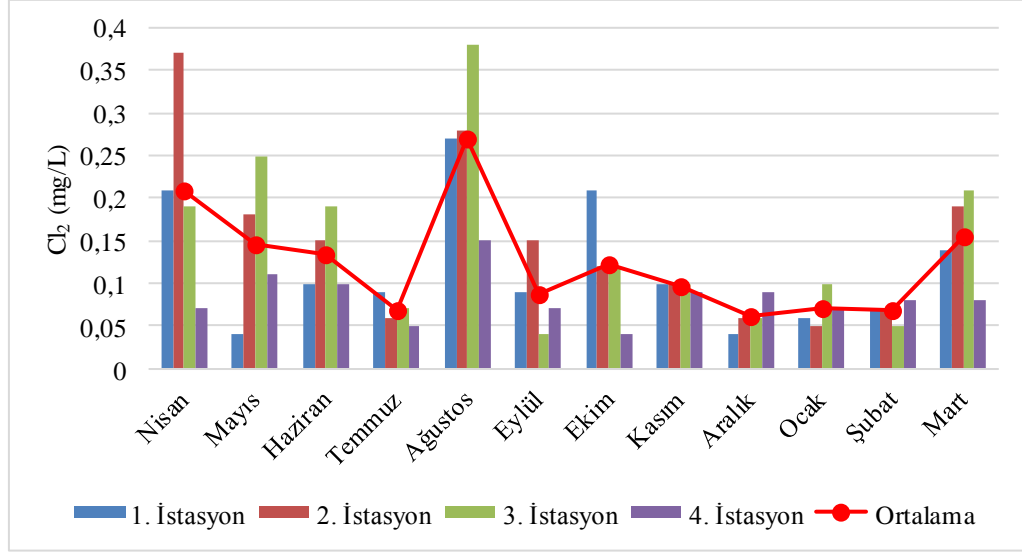
Florür (F⁻): Sudaki en yüksek florür değeri (0.83 mg/L) 4. istasyonda Eylül ayında, en düşük (0.03 mg/L) yine 4. istasyonda Ocak ayında ölçülmüştür. Alanın ortalama florür konsantrasyonu 0.14–0.53 mg/L (Şubat-Eylül) aralığında değişmiştir (Şekil 4.22).



Şekil 4.22 Florürün Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

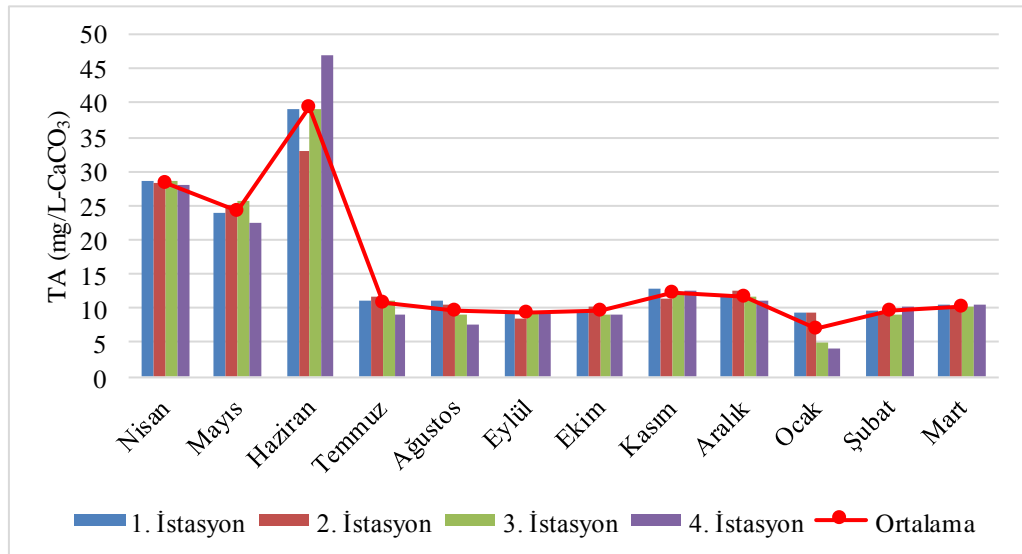
Serbest Klor (Cl₂): Suda en yüksek serbest klor konsantrasyonu Ağustos ayında 3. istasyonda 0.38 mg/L olarak ölçülmüştür. En düşük Cl₂ değeri ise 1. istasyon (Mayıs, Aralık), 3. istasyon (Eylül) ve 4. istasyonda (Ekim) 0.04 mg/L olarak kaydedilmiştir. Ortalama Cl₂ değeri 0.06 mg/L (Temmuz ve Şubat) ile 0.27

mg/L (Ağustos) aralığında değişmiştir. Şekil 4.23'te Cl_2 değerinin alansal ve zamansal değişimi görülmektedir.



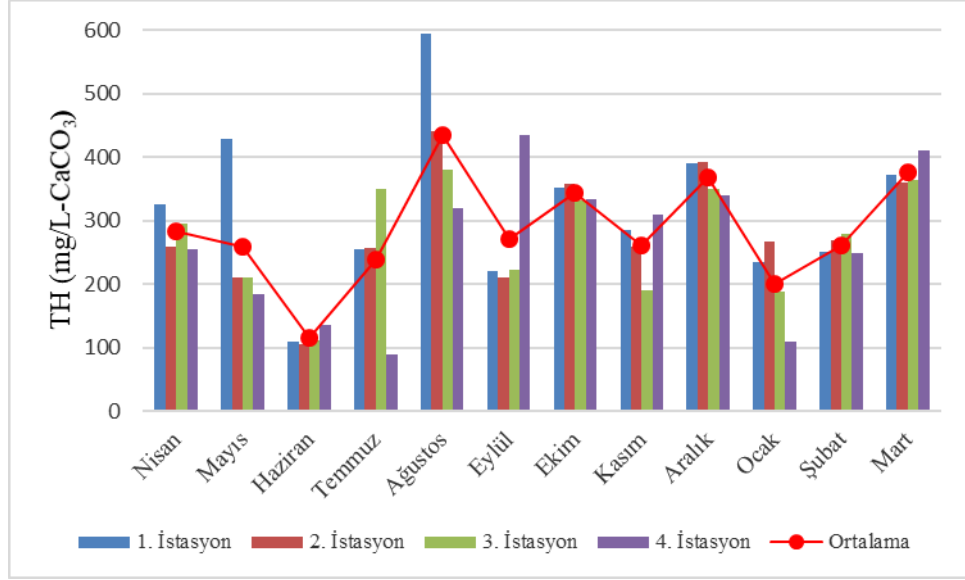
Şekil 4.23 Serbest Klor Değerlerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Toplam Alkalinite (TA): Titrasyon yöntemiyle belirlenen suyun toplam alkalinite değeri en yüksek 4. istasyonda 47 mg/L kalsiyum karbonat ($CaCO_3$) (Haziran), en düşük 4.2 mg/L $CaCO_3$ (Ocak) olarak ölçülmüştür. Araştırma alanının ortalama alkalinitesi 7.02 ila 39.5 mg/L $CaCO_3$ (Ocak-Haziran) aralığındadır (Şekil 4.24).



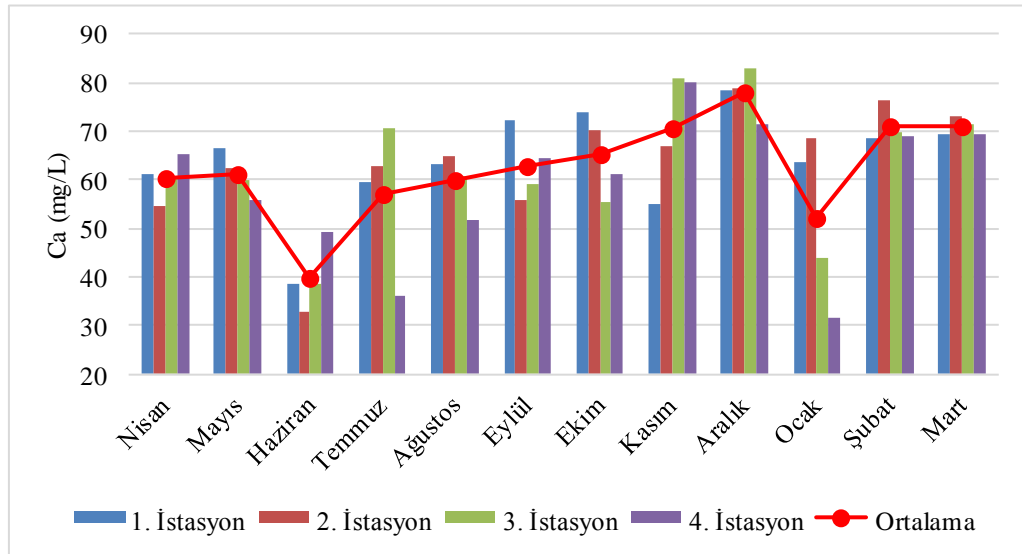
Şekil 4.24 Toplam Alkalinitenin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Toplam Sertlik (TH): Suyun toplam sertlik değeri en yüksek 135 mg/L (Ağustos, 1. istasyon), en düşük 90 mg/L (Temmuz, 4. istasyon) olarak ölçülmüştür. Ortalama toplam sertlik değeri 115.5–434.25 mg/L (Haziran-Ağustos) aralığında kaydedilmiştir (Şekil 4.25).



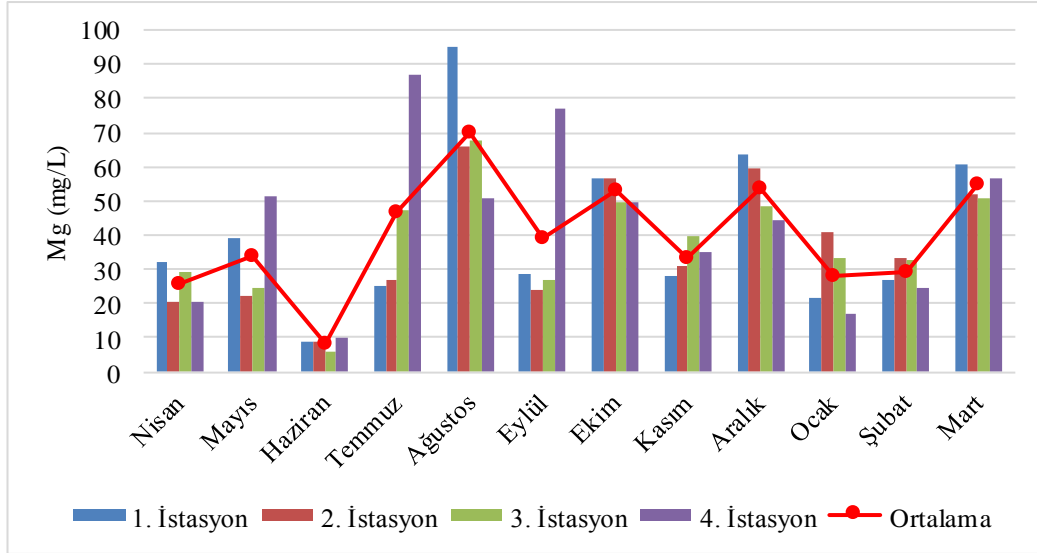
Şekil 4.25 Toplam Sertlik Değerinin Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Kalsiyum (Ca²⁺): Suyun kalsiyum konsantrasyonu en yüksek Aralık ayında 3. istasyonda 82.8 mg/L ölçülürken, en düşük değer Ocak ayında 4. istasyonda 31.7 mg/L olarak kaydedilmiştir. Ortalama kalsiyum değeri 39.8 mg/L (Haziran) ila 77.8 mg/L (Aralık) aralığında yer almıştır (Şekil 4.26).



Şekil 4.26 Kalsiyum Konsantrasyonunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Magnezyum (Mg²⁺): Araştırma alanının magnezyum konsantrasyonu en yüksek 1. istasyonda (94.9 mg/L, Ağustos), en düşük 3. istasyonda (5.84 mg/L, Haziran) ölçülmüştür. Ortalama magnezyum değeri 8.42 mg/L (Haziran) ila 69.95 mg/L (Ağustos) aralığında kaydedilmiştir (Şekil 4.27).



Şekil 4.27 Magnezyum Konsantrasyonunun Aylara ve İstasyonlara Göre Değişimi

Metal/Metaloid Elementler: Miliç kıyı sulak alanından alınan mevsimsel su numunelerinde yapılan metal/metaloid (toplam 11 element) analizlerinin alansal-zamansal sonuçları Çizelge 4.2’de verilmiştir. Çalışma alanının ortalama metal konsantrasyonu en yüksek olan metali alüminyum (651.79 µg/L), en az olan metali ise kurşun (0.93 µg/L) olarak belirlenmiştir. Genel değerlendirmede 11 elementin sıralaması şu şekildedir: Al>Mn>Fe>Zn>Ni>Cu>As>Co>Cr>Cd>Pb. Sudaki metallerin benzerlik diyagramları EK-7’de verilmiştir.

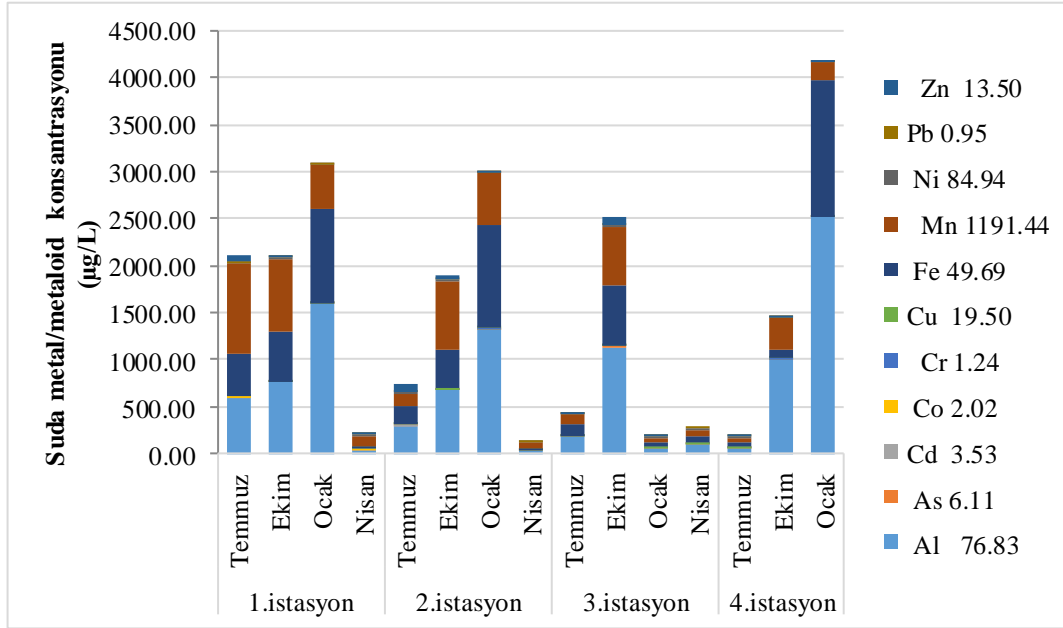
Alansal olarak elementleri değerlendirdiğimizde; 1. istasyonun metal/metaloid sıralaması; Mn>Al>Fe>Ni>Zn>Cu>As>Co>Cd>Cr>Pb şeklindedir. İkinci istasyonda sıralama, Al>Fe>Mn>Zn>Ni>Cu>As>Co>Cr>Cd>Pb olarak belirlenmiştir. Üçüncü istasyonda metal/metaloid sıralaması Al>Fe>Mn>Zn>Ni>Cu>As>Co>Cr>Pb>Cd şeklindedir. Dördüncü istasyonda ise sıralama şu şekilde tespit edilmiştir: Al>Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>As>Co>Cr>Pb>Cd

Çizelge 4.2 Suyun Metal/Metolid Konsantrasyonları (µg/L)

İst.	Aylar	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1. İst.	Nis	76.83	6.11	3.53	2.02	1.24	19.50	49.69	1191.44	84.94	0.95	13.50
	Tem	592.51	6.76	2.30	2.61	1.60	7.66	449.57	968.29	6.46	1.99	71.62
	Ekim	757.33	2.19	0.78	2.05	1.33	4.21	525.78	786.17	3.55	0.89	1.59
	Ocak	1592.27	4.56	0.70	3.40	2.36	4.27	1001.82	468.80	3.89	1.12	0.00
	<i>Ort.±σ</i>	<i>754.74±629.11</i>	<i>4.91±2.03</i>	<i>1.83±1.35</i>	<i>2.52±0.65</i>	<i>1.63±0.51</i>	<i>8.91±7.24</i>	<i>506.71±390.57</i>	<i>853.68±305.46</i>	<i>24.71±40.18</i>	<i>1.24±0.51</i>	<i>21.68±33.84</i>
2. İst.	Nis	41.12	2.66	0.78	1.44	0.89	4.19	36.97	103.55	7.86	0.71	2.13
	Tem	296.10	6.21	2.13	2.06	1.25	9.84	189.55	122.37	19.51	1.08	91.84
	Ekim	679.87	3.81	0.80	1.94	1.39	4.35	412.60	738.87	4.05	0.87	40.43
	Ocak	1319.89	7.42	0.70	2.59	2.28	3.34	1099.44	555.55	4.46	1.06	0.22
	<i>Ort.±σ</i>	<i>584.25±556.28</i>	<i>5.02±2.17</i>	<i>1.10±0.69</i>	<i>2.00±0.47</i>	<i>1.45±0.59</i>	<i>5.43±2.97</i>	<i>434.64±469.27</i>	<i>380.09±317.49</i>	<i>8.97±7.23</i>	<i>0.93±0.17</i>	<i>33.65±42.99</i>
3. İst.	Nis	23.95	2.12	0.71	1.39	0.92	2.65	26.64	58.80	4.04	0.44	0.00
	Tem	177.48	4.63	0.80	1.79	1.00	3.38	124.93	106.48	4.77	0.64	13.36
	Ekim	1134.79	4.90	0.80	2.11	1.70	3.52	638.97	634.01	4.68	1.06	89.67
	Ocak	5393.64	4.13	0.71	1.62	0.98	13.44	3559.53	59.65	5.73	0.45	23.87
	<i>Ort.±σ</i>	<i>1682.46±528.66</i>	<i>3.35±1.26</i>	<i>0.76±0.05</i>	<i>2.42±0.31</i>	<i>2.09±0.37</i>	<i>4.32±5.14</i>	<i>1087.30±291.88</i>	<i>363.89±280.40</i>	<i>4.98±0.70</i>	<i>1.37±0.29</i>	<i>26.69±39.85</i>
4. İst.	Nis	102.30	1.92	0.74	1.72	0.92	3.63	67.33	80.16	4.63	0.63	0.00
	Tem	55.90	4.13	0.71	1.62	0.98	13.44	34.59	59.65	5.73	0.45	23.87
	Ekim	1003.16	3.15	0.92	1.67	1.14	2.22	86.36	340.33	4.01	0.72	32.49
	Ocak	2519.18	1.62	0.70	2.36	276	4.75	1453.15	182.87	4.59	1.77	0.40
	<i>Ort.±σ</i>	<i>920.14±1151.75</i>	<i>2.71±1.16</i>	<i>0.77±0.10</i>	<i>1.84±0.35</i>	<i>1.45±0.88</i>	<i>6.01±5.06</i>	<i>410.36±701.94</i>	<i>165.75±128.26</i>	<i>4.74±0.72</i>	<i>0.89±0.60</i>	<i>14.19±16.53</i>
Genel Ort.	651.79	4.15	1.11	2.02	1.42	6.52	389.50	403.56	10.81	0.93	25.31	

σ:Standart sapma

Su örneklerinde metal/metaloid konsantrasyonunun mevsimsel değişimi Şekil 4.28'de görülmektedir.



Şekil 4.28 Su Örneklerinde Metal/Metaloid Konsantrasyonunun Mevsimsel Değişimi

4.1.2 Suyun Fotosentetik Pigment İçeriği

Miliç kıyı sulak alanından alınan su örneklerindeki fotoentetik pigment içeriklerinin aylık değişimi, istasyonlar ve mevsimlere göre dağılımları Çizelge 4.3 ve 4.4'te verilmiştir. Alansal ve zamansal olarak değerlendirildiğinde; klorofil-*a* (kl-*a*) içeriği bakımından 1. istasyonda en fazla yaz mevsiminde (11.383 µg/L), en az kış mevsiminde (2.132 µg/L) ölçülmüştür. Ortalama kl-*a* konsantrasyonu ilkbahar mevsiminde 4.252 µg/L, sonbahar mevsiminde ise 2.707 µg/L olarak hesaplanmıştır. Kl-*a* değeri 2. istasyonda en fazla yaz mevsiminde (12.197 µg/L) bulunurken en az kış mevsiminde (1.944 µg/L) ölçülmüştür. İlkbahar mevsiminde 6.815 µg/L, sonbahar mevsiminde ise 3.196 µg/L kl-*a* kaydedilmiştir. Üçüncü istasyonda en fazla kl-*a* ilkbahar mevsiminde 11.093 µg/L, en az kış mevsiminde 1.682 µg/L olarak ölçülmüştür. Yaz mevsiminde 6.289 µg/L, sonbahar mevsiminde ise 2.163 µg/L olarak belirlenmiştir. Dördüncü istasyonda en fazla kl-*a* yaz mevsiminde (12.759 µg/L) bulunurken en az kış mevsimindedir (1.992 µg/L). İlkbaharda 10.790 µg/L, sonbaharda ise 2.145 µg/L olarak kl-*a* belirlenmiştir.

Çizelge 4.3 Miliç Sulak Alanının Süspanse Fotosentetik Pigment İçeriklerinin ($\mu\text{g/L}$) Alansal-Mevsimsel Değişimi

İstasyonlar	Pigmentler	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Ortalama
1. İstasyon	Kl-a	4.252	11.383	2.707	2.132	5.12
2. İstasyon		6.815	12.197	3.196	1.944	6.04
3. İstasyon		11.093	6.289	2.163	1.682	5.31
4. İstasyon		10.790	12.759	2.145	1.992	6.92
1. İstasyon	Kl-b	4.674	13.848	4.023	2.942	6.37
2. İstasyon		5.739	14.023	3.406	2.975	6.54
3. İstasyon		5.997	5.170	4.167	2.953	4.57
4. İstasyon		6.514	15.341	4.413	2.852	7.28
1. İstasyon	Kl-c	13.913	41.498	11.116	7.986	18.63
2. İstasyon		17.351	41.456	11.623	7.751	19.55
3. İstasyon		16.671	13.076	12.066	7.784	12.40
4. İstasyon		20.365	44.056	12.215	7.477	21.03
1. İstasyon	T. Kar.	3.850	13.200	5.880	2.807	6.43
2. İstasyon		6.513	15.187	7.067	2.953	7.93
3. İstasyon		7.377	8.880	6.447	3.110	6.45
4. İstasyon		8.277	13.427	5.627	3.220	7.64

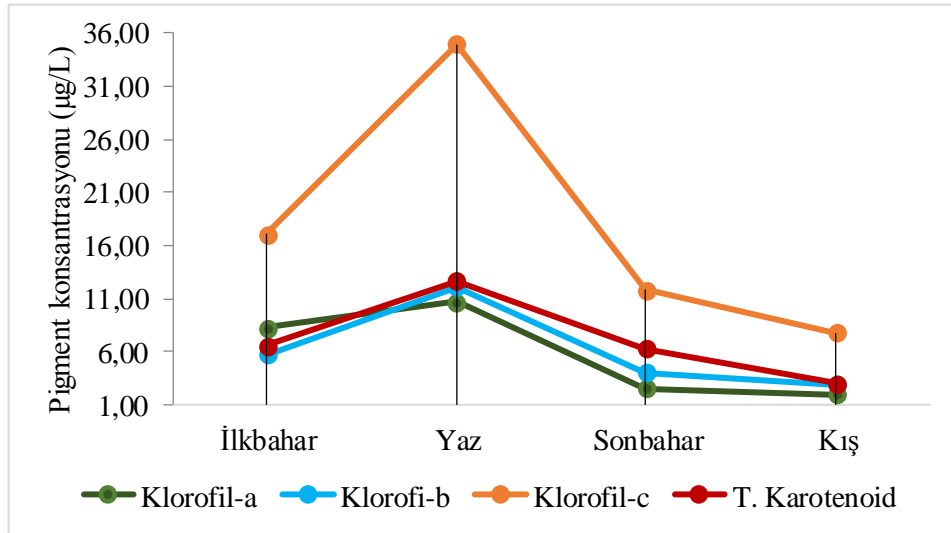
Miliç sulak alanında klorofil-*b* (kl-*b*) değeri 1. istasyonda en fazla yaz mevsiminde ($13.848 \mu\text{g/L}$), en az kış mevsiminde ($2.942 \mu\text{g/L}$) ölçülmüştür (Çizelge 4.2). İlkbahar mevsiminde sudaki kl-*b* konsantrasyonu $4.674 \mu\text{g/L}$, sonbahar mevsiminde ise $4.023 \mu\text{g/L}$ 'dir. İkinci istasyonda en fazla kl-*b* yaz mevsiminde ($14.023 \mu\text{g/L}$), en az kış mevsiminde ($2.975 \mu\text{g/L}$) kaydedilmiştir. İlkbaharda $5.739 \mu\text{g/L}$, sonbaharda ise $3.406 \mu\text{g/L}$ olarak saptanmıştır. Üçüncü istasyonda en fazla kl-*b* ilkbahar mevsiminde ($5.997 \mu\text{g/L}$) bulunurken en az kış mevsiminde ($2.953 \mu\text{g/L}$) ölçülmüştür. Kl-*b* konsantrasyonu yaz mevsiminde $5.170 \mu\text{g/L}$, sonbahar mevsiminde $4.167 \mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir. Dördüncü istasyonda en fazla kl-*b* yaz mevsiminde ($15.341 \mu\text{g/L}$) bulunurken en az kış mevsimindedir ($2.852 \mu\text{g/L}$). İlkbaharda kl-*b* $6.514 \mu\text{g/L}$, sonbahar mevsiminde $4.413 \mu\text{g/L}$ 'dir.

Su örneklerindeki bir diğer fotosentetik pigment olan klorofil-*c* (kl-*c*) en fazla yaz mevsiminde 1. istasyonda ($41.498 \mu\text{g/L}$), en az kış mevsiminde ($7.986 \mu\text{g/L}$) ölçülmüştür. İlkbaharda kl-*c* konsantrasyonu $13.913 \mu\text{g/L}$, sonbaharda $11.116 \mu\text{g/L}$ 'dir. İkinci istasyonda en fazla kl-*c* yaz mevsiminde ($41.456 \mu\text{g/L}$), en az kış mevsiminde ($7.751 \mu\text{g/L}$) kaydedilmiştir. İlkbaharda kl-*c* değeri $17.351 \mu\text{g/L}$, sonbaharda ise $11.623 \mu\text{g/L}$ 'dir. Üçüncü istasyonda en fazla kl-*c* ilkbahar mevsiminde ($16.671 \mu\text{g/L}$), en az kış mevsiminde ($7.784 \mu\text{g/L}$) ölçülmüştür. Yaz mevsiminde $13.076 \mu\text{g/L}$, sonbahar mevsiminde ise $12.066 \mu\text{g/L}$ olarak kl-*c* belirlenmiştir. Dördüncü istasyonda en fazla kl-*c* yaz mevsiminde $44.056 \mu\text{g/L}$

olarak bulunurken en az kış mevsiminde 7.477 µg/L olarak ölçülmüştür. İlkbaharda kl-c konsantrasyonu 20.365 µg/L, sonbaharda ise 12.215 µg/L'dir.

Sudaki toplam karotenoid analizi sonuçlarının alansal-zamansal değişimine bakıldığında; 1. istasyonda en fazla yaz mevsiminde (13.200 µg/L), en az kış mevsiminde (2.807 µg/L) ölçülmüştür. İlkbaharda toplam karotenoid değeri 3.850 µg/L, sonbaharda ise 5.880 µg/L'dir. İkinci istasyonda en fazla toplam karotenoid yaz mevsiminde (14.187 µg/L), en az kış mevsiminde (2.953 µg/L) kaydedilmiştir. Toplam karotenoid değeri ilkbaharda 6.153 µg/L, sonbaharda 7.067 µg/L olarak belirlenmiştir. Üçüncü istasyonda en fazla toplam karotenoid yaz mevsiminde (8.880 µg/L), en az kış mevsiminde (3.110 µg/L) ölçülmüş, ilkbaharda 7.377 µg/L, sonbaharda ise 6.447 µg/L olarak belirlenmiştir. Son istasyonda en fazla karotenoid yaz mevsiminde (13.427 µg/L) bulunurken, en az kış mevsiminde (3.220 µg/L) ölçülmüştür. Aynı istasyonda toplam karotenoid ilkbahar mevsiminde 8.277 µg/L, sonbahar mevsiminde ise 5.627 µg/L olarak belirlenmiştir.

Miliç sulak alanı fotosentetik pigment analizinin alansal ve zamansal olarak değişimi Şekil 4.29'da görülmektedir.



Şekil 4.29 Sudaki Fotosentetik Pigment İçerikleri

4.1.3 Su Kalite İndeksi (WQI)

Miliç kıyı sulak alanında belirlenen istasyonlardaki su ve bazı metallere ait WQI değerleri hesaplanmış ve ortalama değerleri Çizelge 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.4 Miliç Sulak Alanının WQI Sonuçları

Miliç	WQI Sonucu	Sınıfı
1. İst.	66.40	Kötü
2. İst.	61.61	Kötü
3. İst.	89.82	Çok kötü
4. İst.	55.27	Kötü
Ortalama	68.28	Kötü

Maksimum WQI değeri 3. istasyonda (89.82) bulunurken, minimum değer 4. istasyonda (55.27) kaydedilmiştir. Diğer istasyonlardan; 1. istasyon WQI değeri 66.40, 2. istasyonda WQI değeri 61.61 olarak belirlenmiştir. Ortalama WQI değeri 68.28'dir (kötü). Elde edilen WQI sonuçlarına göre, Miliç sulak alanının 1., 2. ve 4. istasyonları “kötü”, 3. istasyon ise “çok kötü” su sınıfında bulunmuştur.

4.1.4 Sulama Suyu Kalitesi

Miliç sulak alanı suyunun sulama suyu kalitesini belirlemek için SAR, % Na ve MH değerleri hesaplanmıştır. SAR değeri 5.340 meq/L olarak bulunmuştur. Bu değer sulama suyu kriterlerine göre “iyi” sınıfında bulunmuştur (Çizelge 4.6). Sodyum yüzdesi (% Na) miktarı olan 50.764 meq/L değeri ile “izin verilebilir” sınıfındadır. MH değeri ise 51.346 olarak hesaplanmış ve bu değer sulama suyu kalite kriterlerine göre “uygun değil” sınıfında bulunmuştur (Çizelge 4.5).

Çizelge 4.5 Miliç Sulak Alanı Sulama Suyu Kalitesi

Parametreler	Sınıfı	Sınır Değerler	Su Kalitesi
% Na			
50.764 meq/L	İzin verilebilir	<20 20-40 40-60 60-80 > 80	Mükemmel İyi İzin verilebilir Şüpheli Uygun değil
SAR			
5.340 meq/L	İyi	0-6 6ile-9 >9	İyi Şüpheli Uygun değil
MH			
51.346 meq/L	Uygun değil	<50 >50	Uygun Uygun değil

4.2 Sediment Kalite Özelliklerinin Belirlenmesi

4.2.1 Metal/Metaloid Analizi

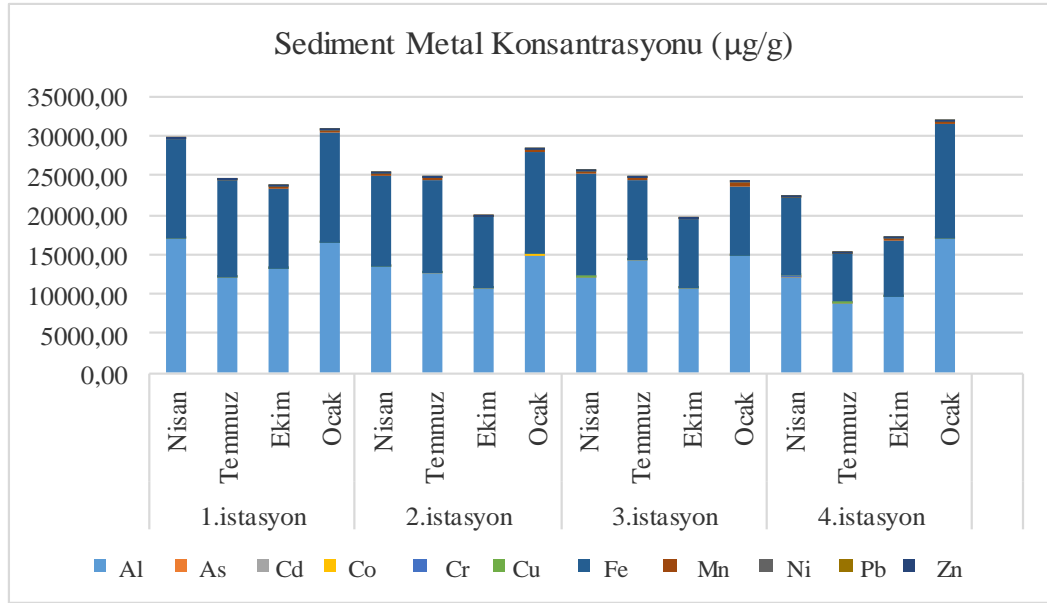
Miliç kıyı sulak alanından alınan mevsimsel sediment numunelerinde yapılan metal/metaloid (toplam 11 element) analizlerinin alansal-zamansal sonuçları Çizelge 4.6'de, tanımlayıcı istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.7'de verilmiştir. Çalışma alanında ortalama metal konsantrasyonu en yüksek Al (13133.98 µg/L), en az Cd (0.19 µg/L) olarak belirlenmiştir. Genel değerlendirmede 11 elementin sıralaması şu şekildedir:

Al>Fe>Mn>Cu>Cr>Zn>Ni>Pb>Co>As>Cd.

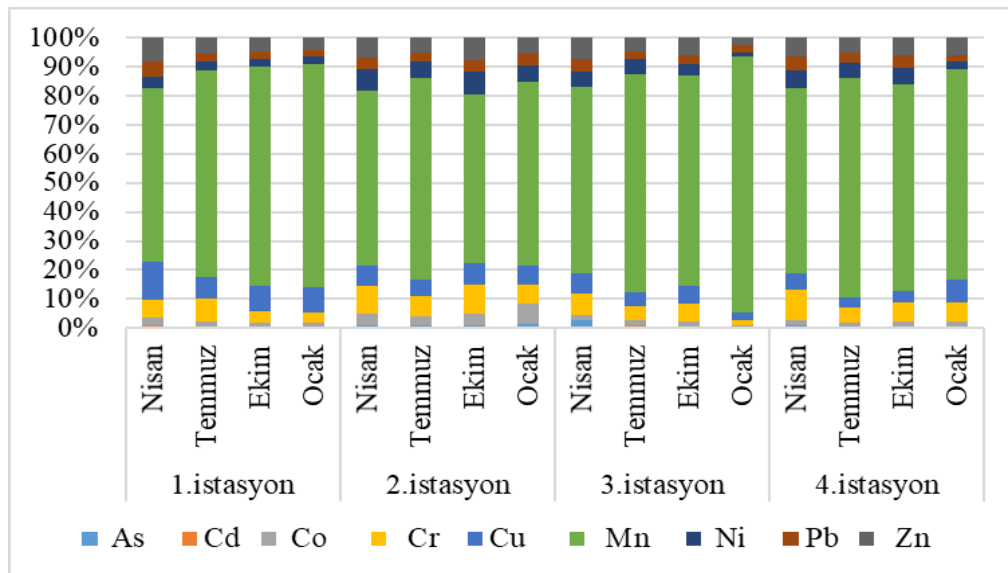
Çizelge 4.6 İstasyonlara Ait Sediment Örneklerinin Mevsimsel Metal İçerikleri (µg/g, ppm)

	ppm (µg/g)	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1.istasyon	Nisan	17039,61	1,61	0,21	5,79	13,77	28,05	12455,91	129,64	8,45	11,81	17,93
	Temmuz	12020,64	0,71	0,16	5,60	21,49	20,95	12287,55	199,74	8,03	7,36	16,07
	Ekim	13084,36	0,76	0,17	5,11	10,34	25,55	10312,27	220,61	7,66	7,23	14,27
	Ocak	16526,77	0,92	0,21	6,70	13,61	34,64	13925,52	311,39	8,98	9,36	17,62
	Ort±σ	14667.85±2489.71	1±0.42	0.19±0.26	5.8±0.66	14.80±4.73	27.30±5.71	12245.31±1483.90	215.35±74.95	8.28±0.57	8.94±2.15	16.47±1.68
2.İstasyon	Nisan	13350,29	2,22	0,20	9,04	23,34	17,24	11653,22	144,06	17,47	9,81	16,67
	Temmuz	12731,12	3,03	0,21	9,01	20,36	16,53	11635,54	205,89	16,84	8,98	15,24
	Ekim	10607,64	1,67	0,17	6,51	17,08	12,91	9070,15	98,79	13,20	7,33	12,96
	Ocak	14970,15	3,88	0,21	19,62	17,97	17,90	13057,89	175,57	15,72	9,68	16,17
	Ort±σ	12914.80±1804.70	2.7±0.96	0.1975±0.19	11.05±5.84	19.68±2.80	16.15±2.23	11354.20±1662.13	156.08±45.78	15.80±1.88	8.95±1.14	15.26±1.64
3.istasyon	Nisan	12198,60	6,33	0,21	4,72	18,45	16,98	13006,39	160,57	12,85	10,69	18,63
	Temmuz	14169,72	2,51	0,19	5,62	16,38	15,95	10265,62	244,88	16,26	9,47	15,08
	Ekim	10761,46	1,41	0,16	3,78	13,08	13,85	8591,29	161,04	8,90	6,34	13,86
	Ocak	14926,80	2,47	0,23	3,77	11,56	16,06	8646,46	579,17	10,32	15,46	18,16
	Ort±σ	13014.15±1891.50	3.18±2.16	0.1975±0.30	4.47±0.88	14.87±3.12	15.71±1.32	10127.44±2070.47	286.42±199.15	12.08±3.23	10.49±3.79	16.43±2.33
4.istasyon	Nisan	12210,09	1,86	0,18	3,93	20,45	11,70	9978,02	129,28	12,41	9,79	13,55
	Temmuz	8921,44	1,21	0,17	2,65	11,40	8,32	6055,80	168,67	11,56	8,11	11,50
	Ekim	9614,81	1,40	0,15	3,04	13,19	8,10	7163,51	145,82	10,90	8,80	12,78
	Ocak	17010,17	1,15	0,20	5,93	19,91	22,49	14548,41	218,39	8,26	5,99	18,35
	Ort±σ	11939.13±3665.05	1.40±0.32	0.1750±0.02	3.89±1.46	16.24±4.62	12.65±6.76	9436.44±3786.84	165.54±38.76	10.78±1.79	8.17±1.61	14.05±2.99
Gen. Ort.	13133,98	2,07	0,19	6,30	16,40	17,95	10790,85	205,84	11,74	9,14	15,55	

Sedimentin metal/metaloid elementlerin alansal-zamansal değişimi Şekil 4.30'da, Al ve Fe metali çıkarıp, diğer elementlerin % dağılımı Şekil 4.31'de verilmiştir. Al ve Fe elementlerinden sonra sedimentte Mn konsantrasyonunun yüksek olduğu tespit edilmiştir. Sedimentteki metallerin benzerlik diyagramları EK-8'de verilmiştir.



Şekil 4.30 Sedimentteki Metal/Metaloid Konsantrasyonlarının Mevsimsel Değişimi



Şekil 4.31 Al ve Fe Hariç Metal/Metaloid İçeriğinin Yüzdelik Değişimi

Çizelge 4.7 Sedimentteki Elementlerin Tanımlayıcı İstatistik Sonuçları

Sediment (mg/kg= μ g/g=ppm)	İstasyon	Min-Maks	Ort. $\pm\sigma$
Al	1	12020.64-17039.61	14667.85 \pm 2489.71
	2	10607.64-14970.15	12914.80 \pm 1804.70
	3	10761.46-14926.80	13014.15 \pm 1891.50
	4	8921.44-17010.17	11939.13 \pm 3665.05
As	1	0.71-1.61	1 \pm 0.42
	2	1.67-3.88	2.7 \pm 0.96
	3	1.41-6.33	3.18 \pm 2.16
	4	1.15-1.86	1.40 \pm 0.32
Cd	1	0.16-0.21	0.19 \pm 0.26
	2	0.17-0.21	0.1975 \pm 0.19
	3	0.16-0.23	0.1975 \pm 0.30
	4	0.15-0.20	0.1750 \pm 0.02
Co	1	5.11-6.70	5.8 \pm 0.66
	2	6.51-19.62	11.05 \pm 5.84
	3	3.77-5.62	4.47 \pm 0.88
	4	2.65-5.93	3.89 \pm 1.46
Cr	1	10.34-21.49	14.80 \pm 4.73
	2	17.08-23.34	19.68 \pm 2.80
	3	11.56-18.45	14.87 \pm 3.12
	4	11.40-20.45	16.24 \pm 4.62
Cu	1	20.95-34.64	27.30 \pm 5.71
	2	12.91-17.90	16.15 \pm 2.23
	3	13.85-16.98	15.71 \pm 1.32
	4	8.10-22.49	12.65 \pm 6.76
Fe	1	10312.27-13925.53	12245.31 \pm 1483.90
	2	9070.15-13057.89	11354.20 \pm 1662.13
	3	8591.29-13006.39	10127.44 \pm 2070.47
	4	6055.80-14548.41	9436.44 \pm 3786.84
Mn	1	129.64-311.39	215.35 \pm 74.95
	2	98.79-205.89	156.08 \pm 45.78
	3	160.57-579.17	286.42 \pm 199.15
	4	129.28-218.39	165.54 \pm 38.76
Ni	1	7.66-8.98	8.28 \pm 0.57
	2	13.20-17.47	15.80 \pm 1.88
	3	8.90-16.26	12.08 \pm 3.23
	4	8.26-12.41	10.78 \pm 1.79
Pb	1	7.23-11.81	8.94 \pm 2.15
	2	7.33-9.81	8.95 \pm 1.14
	3	6.34-15.46	10.49 \pm 3.79
	4	5.99-9.79	8.17 \pm 1.61
Zn	1	14.27-17.93	16.47 \pm 1.68
	2	12.96-16.17	15.26 \pm 1.64
	3	13.86-18.63	16.43 \pm 2.33
	4	11.50-18.35	14.05 \pm 2.99

4.2.2 Sedimentte pH Analizi

Miliç kıyı sulak alanından alınan sediment örneklerinin pH konsantrasyonları Çizelge 4.8’de verilmiştir. Sedimentte en yüksek pH değeri 4. istasyonda kış mevsiminde ölçülmüştür (pH=8.00). En düşük değer ise 1. istasyonda ilkbahar mevsiminde ölçülmüştür (pH=7.20).

Çizelge 4.8 Sedimentte pH Konsantrasyonu

Mevsimler	1. İstasyon	2. İstasyon	3. İstasyon	4. İstasyon
İlkbahar	7.20	7.73	7.46	7.89
Yaz	7.35	7.60	7.62	7.63
Sonbahar	7.23	7.72	7.80	7.90
Kış	7.40	7.50	7.36	8.00

4.2.3 Sedimentte % Organik Madde Analizi

Miliç kıyı sulak alanından alınan sediment örneklerinde en yüksek % organik madde değeri 3. istasyonda yaz mevsiminde (%4.84), en düşük 4. istasyonda yaz mevsiminde (%3.62) tespit edilmiştir (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.9 Sedimentte % Organik Madde

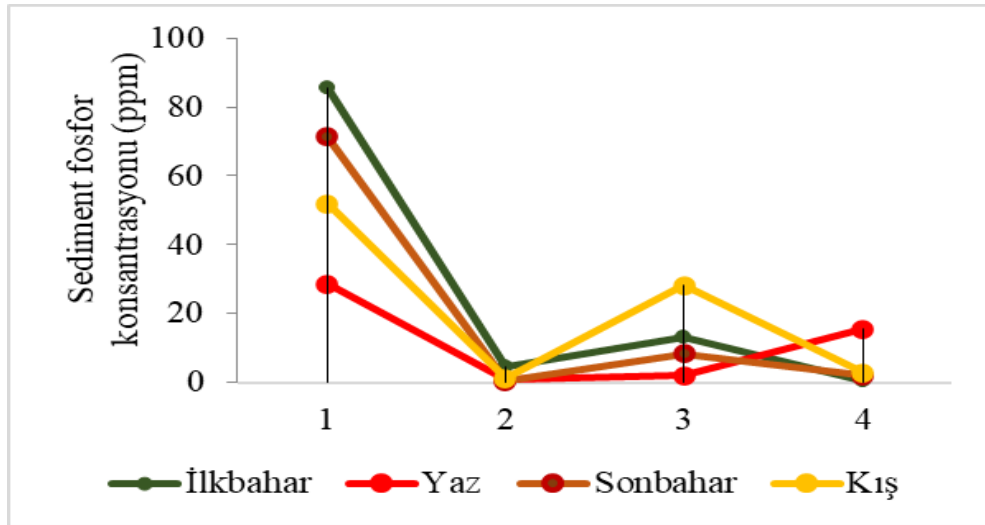
Mevsimler	İstasyonlar	Organik madde (%)
İlkbahar	1. istasyon	4.59
	2. istasyon	3.80
	3. istasyon	4.12
	4. istasyon	3.94
Yaz	1. istasyon	4.60
	2. istasyon	4.37
	3. istasyon	4.84
	4. istasyon	3.62
Sonbahar	1. istasyon	4.67
	2. istasyon	4.22
	3. istasyon	4.71
	4. istasyon	4.64
Kış	1. istasyon	4.78
	2. istasyon	4.68
	3. istasyon	3.92
	4. istasyon	4.36

4.2.4 Sedimentte Fosfor Analizi

Sediment örneklerindeki fosfor miktarları değerlendirildiğinde, en yüksek fosfor 85.54 mg/kg (ppm) olarak tespit edilmiştir (1. istasyon, ilkbahar). En düşük fosfor değeri ise 0.40 mg/kg'dır (2. istasyon, sonbahar; 4. istasyon, ilkbahar). Sedimentte kaydedilen fosfor içerikleri Çizelge 4.10'da verilmiştir. Şekil 4.32'de fosfor derişiminin istasyonlardaki mevsimsel değişimi görülmektedir. Buna göre, sedimentteki en yüksek fosfor konsantrasyonu her mevsim 1. istasyonda kaydedilmiştir.

Çizelge 4.10 Sedimentte Fosfor Konsantrasyonunun Alansal-Zamansal Sonuçları

İstasyon	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış
1	85.54	28.6	71.4	51.8
2	4.42	0.8	0.4	1.2
3	13.2	2	8.4	28.2
4	0.4	15.6	2	2.81



Şekil 4.32 Sedimentteki Fosforun Alansal-Zamansal Değişimi

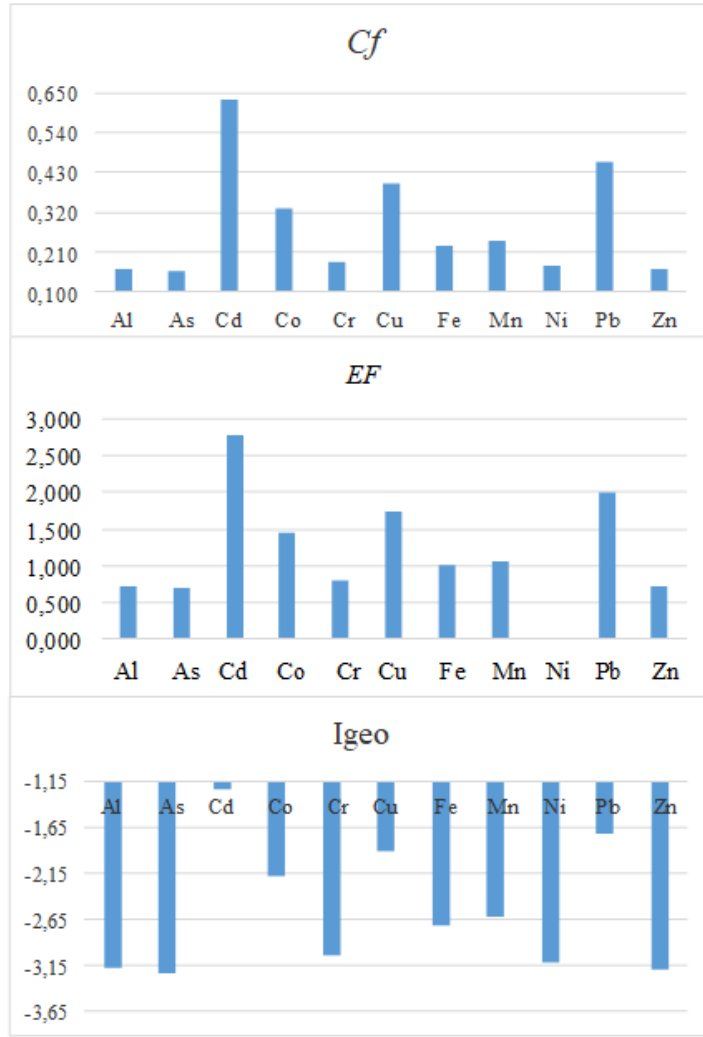
4.2.5 Sediment Kontaminasyonunun Değerlendirilmesi

Miliç kıyı sulak alanı sedimentinin mevsimsel metal/metaloid konsantrasyonu sonuçlarına göre, çeşitli indeksler kullanılarak sediment kalitesi belirlenmiştir. Çizelge 4.11'de ve 4.12'te elde edilen sonuçlar verilmiştir. Sedimentteki metal/metaloid konsantrasyonlarının sediment kirlilik miktarını belirlemek için hesaplanan kontaminasyon faktörü indeksine (C_f) göre, sedimentteki metal değeri en

fazla Cd (0.633), en az As (0.159) olarak belirlenmiştir (Şekil 4.33). Bu sonuçlara göre bütün metaller *Cf* indeksine göre “nispeten düşük kontaminasyon” sınıfında yer almıştır.

Çizelge 4.11 Sediment Örneklerinde Bazı Metallerin Çeşitli İndekslerdeki Sınıfları

Sediment ($\mu\text{g/g}$)	Sonuç	Aralık	Sınıfı
<i>Cf</i>		$Cf < 1$	Nispeten düşük kontaminasyon var
<i>mCd</i>	0.026	$mCd < 1.5$	Çok az
<i>cD</i>	3.133	$cD \leq 8$	Düşük
<i>PLI</i>	1.065	$PLI > 1$	Ağır metal kontaminasyonu var
<i>EF</i>		$EF < 2$	Minimal zenginlik
<i>Igeo</i>		$Igeo \leq 0$	Kirlenmemiş
<i>RI</i>	25.059	$RI < 150$	Düşük ekolojik risk faktörü
<i>TRI</i>			
ΣTRI	1.996	$TRI \leq 5$	Toksik risk yok
<i>m-ERM-Q</i>	0.083	$m-ERM-Q < 0.1$	%9 toksik
<i>m-Pel-Q</i>	0.132	$0.1 < m-PEL-Q < 1$	Kısmen etkilenmiş
<i>Eri</i>		$Eri < 40$	Düşük



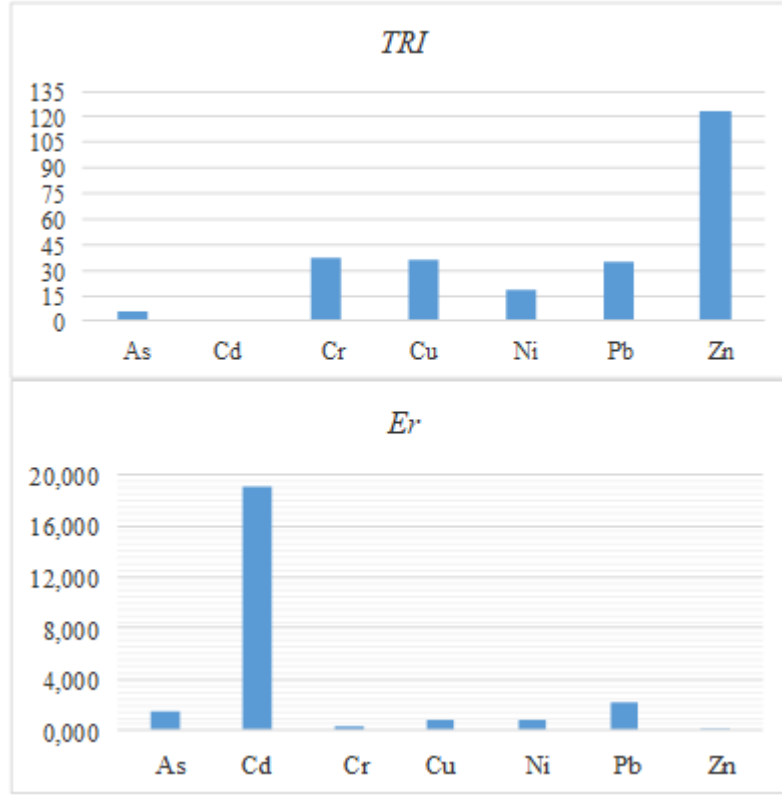
Şekil 4.33 Sediment İndeks Sonuçları (*Cf*, *EF*, *Igeo*)

Sediment örneklerindeki metallerin zenginleştirme faktörü (*EF*) indeks değerleri sonuçlarına göre maksimum değer Cd (2.769), minimum değer Ni (0.014) olarak hesaplanmıştır (Şekil 4.34). *EF* indeksi sonuçlarına göre Miliç sedimenti “mineral bakımından zengin” seviyesinde bulunmuştur (Çizelge 4.13).

İstasyonlardan alınan sediment örneklerindeki metallerin jeoakümülyasyon indeksi (*Igeo*) hesaplandığında, en yüksek değer Cd (-1.24), en az değer As (-3.24) olarak bulunmuştur (Şekil 4.34). Elde edilen *Igeo* indeksi sonuçlarına göre çalışma alanı “kirlenmemiş” sınıfında bulunmuştur (Çizelge 4.13).

Sediment örneklerindeki metallerin toksik risk indeksi (*TRI*) hesaplanmıştır. Buna göre en yüksek değer Zn (123), en az değer Cd (0.6) elementi olarak

belirlenmiştir (Şekil 4.35). Elde edilen *TRI* sonuçlara göre araştırma alanı “toksik risk yok” seviyesinde bulunmuştur (Çizelge 4.13).



Şekil 4.34 Sediment İndeks Sonuçları (TRI, Er)

Çizelge 4.12 Sedimentte Bulunan Bazı Metallerin Çeşitli İndekslere Göre Sınıfları

İndeksler	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Sonuç	Aralık	Sınıfı
<i>Cf</i>	0.164	0.159	0.633	0.332	0.182	0.399	0.229	0.242	0.173	0.457	0.164		$Cf < 1$	Nispeten düşük kontaminasyon var
<i>mCd</i>	0.285												$mCd < 1.5$	Çok az
<i>cD</i>	3.133												$cD \leq 8$	Düşük
<i>PLI</i>												1.0650	$PLI > 1$	Ağır metal kontaminasyonu var
<i>EF</i>	0.718	0.696	2.769	1.450	0.797	1.745	1.000	1.059	0.014	1.999	0.716		$EF < 2$	Minimal zenginlik
<i>Igeo</i>	-3.192	-3.236	-1.244	-2.177	-3.041	-1.911	-2.714	-2.631	-3.119	-1.715	-3.196		$Igeo \leq 0$	Kirlenmemiş
<i>RI</i>												25.0589	$RI < 150$	Düşük ekolojik risk faktörü
<i>TRI</i>		0.262	0.227		0.336	0.361			0.515	0.198	0.096			
ΣTRI												1.995889	$TRI \leq 5$	Toksik risk yok
<i>m-ERM-Q</i>	0.083												$m-ERM-Q < 0.1$	%9 toksik
<i>m-Pel-Q</i>	0.132												$0.1 < m-PEL-Q < 1$	Kısmen etkilenmiş
<i>Eri</i>		1.592	18.993		0.364	0.798			0.863	2.284	0.164		$Eri < 40$	Düşük

Sedimentteki metal/metaloid kirliliğinin ekolojik etkilerini değerlendirmek için hesaplanan potansiyel ekolojik risk faktörü (Er^i) sonuçlarına göre; Miliç sedimentinde en yüksek değer Cd (18.993), en az değer Zn (0.164) metali olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.35). Elde edilen Er^i sonuçlara göre, ekolojik risk derecesi “düşük” seviyesinde bulunmuştur (Çizelge 4.12).

Potansiyel ekolojik risk indeksi (RI) As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn elementleri kullanılarak hesaplanmıştır. Elde edilen RI sonucu 25.059 olup, bu indeks sonucuna göre çalışma alanı “düşük ekolojik risk” özelliğine sahiptir.

Toksik ekolojik risk indeksi (TRI) hesaplamasında RI için kullanılan metaller değerlendirilmiştir. Elde edilen $\Sigma TRI=1.996$ değeri, çalışma alanında “toksik risk yok” sonucunu göstermektedir (Çizelge 4.12).

Yine, ortamın canlılar üzerine olan ekolojik etkilerini belirlemek için ortalama etki aralığı medyanı ($m-ERM-Q$) ve ortalama muhtemel etki seviyesi oranı ($m-Pel-Q$) hesaplanmıştır. $m-ERM-Q$ değeri (0.083) alanın “%9 toksik”, $m-Pel-Q$ değeri (0.132) “kısmen etkilenmiş” olduğu göstermiştir (Çizelge 4.11 ve 4.12).

Miliç sulak alanı sedimentinin kalitesini belirlemek için kullanılan kriterlerden LEL (en düşük etki seviyesi), TEL (eşik etki seviyesi), MET (minimum etki eşik seviyesi), TET (toksik etki eşik seviyesi) ve SAV (yerkabuğu ortalama ağır metal içeriği) hesaplamaları için Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn metalleri kullanılmıştır (Çizelge 4.14). Metallerin yıllık ortalama hesaplamaları sonucuna göre, sadece Cu metali LEL sınır değerini aşmıştır (17.95 ppm). Diğer metallerin, sınır değerlerin altında olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.13).

Çizelge 4.13 Miliç Sediment Kalite Kriterleri*

	Cd	Cr	Cu	Ni
LEL	0.6	26	16	16
TEL	0.6	37.3	35.7	18
MET	0.9	55	28	35
TET	3	100	86	
SAV	0.3	100	50	68
Miliç	0.19	16.40	17.95	11.74

*Kriterler

LEL : Bu sınırın altında genellikle sedimentteki canlılarda olumsuz etkiler gözlenmez.

TEL : Bu sınırın altında sedimentteki canlılarda olumsuz etkiler çok nadiren gözlenir.

MET : Bu sınırın altında genellikle sedimentteki canlıların çoğunda olumsuz etkiler gözlenmez.

TET : Bu sınırın üzerinde genellikle sedimentteki canlıların çoğunda olumsuz etkiler gözlenir.

4.3 Submers Su Bitkisinin (*Ceratophyllum demersum*) Biyokimyasal Analizi

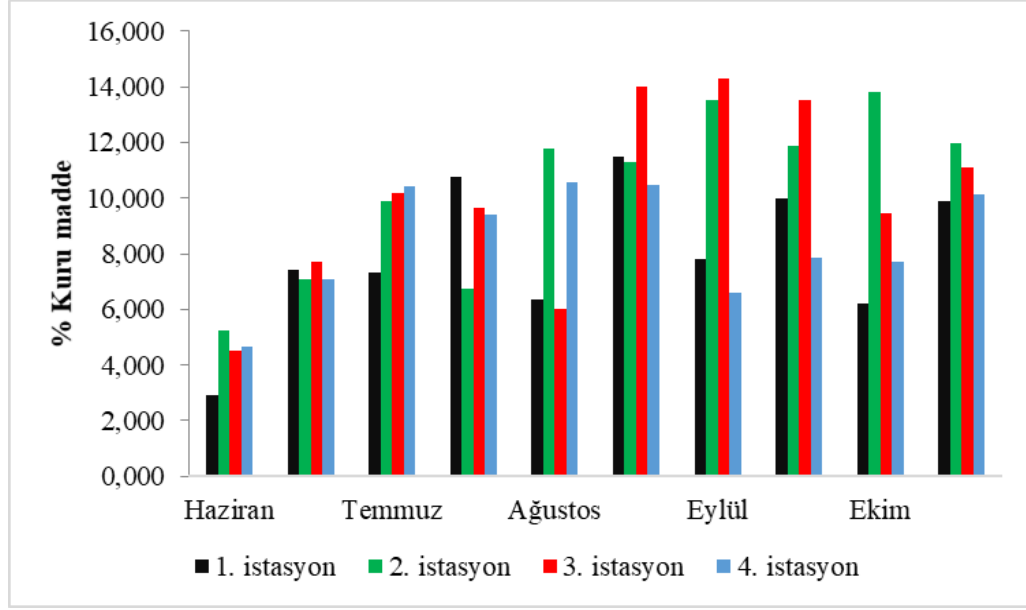
4.3.1 Bitkinin Kuru Madde, Kül ve Su İçeriği

Örnekleme istasyonlarında toplanan *Ceratophyllum demersum* numunelerinin gelişim dönemindeki yaş ağırlık, kuru ağırlık ve % su içeriği analizlerinin sonuçları Çizelge 4.14’te verilmiştir.

Çizelge 4.14 Su Bitkisinin Yaş Ağırlık, Kuru Ağırlık ve % Su İçeriği

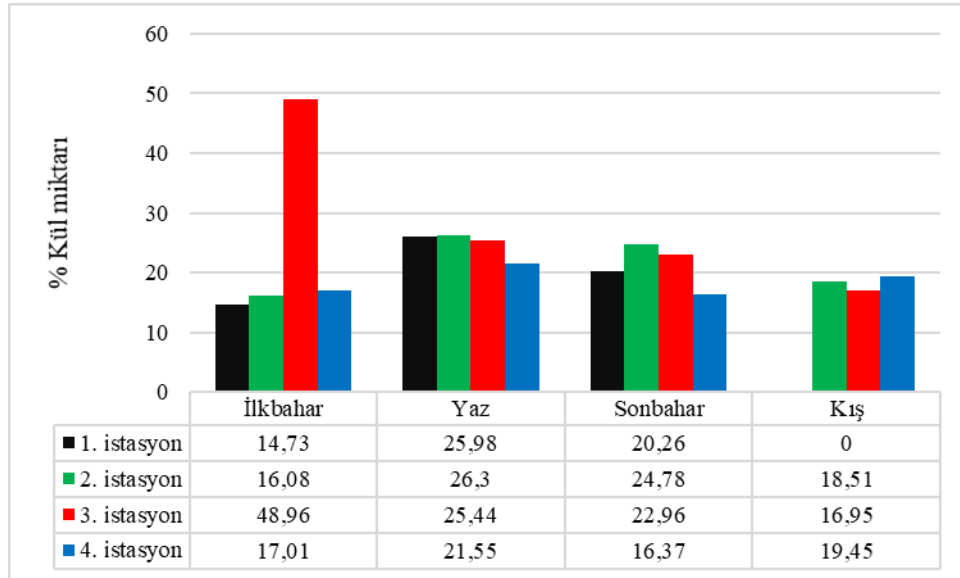
Aylar	Analizler	1. İst.	2. İst.	3. İst.	4. İst.
Haziran	Yaş Ağırlık (g)	2.937	5.250	4.515	4.663
	Kuru Ağırlık (g)	0.218	0.372	0.348	0.331
	% Su	92.577	92.914	92.292	92.902
	Top. Kuru Madde (%)	7.423	7.086	7.708	7.098
Temmuz	Yaş Ağırlık (g)	7.310	9.899	10.198	10.407
	Kuru Ağırlık (g)	0.786	0.667	0.985	0.978
	% Su	89.248	93.262	90.341	90.602
	Top. Kuru Madde (%)	10.752	6.738	9.659	9.398
Ağustos	Yaş Ağırlık (g)	6.373	11.792	6.023	10.594
	Kuru Ağırlık (g)	0.731	1.331	0.845	1.108
	% Su	88.530	88.713	85.970	89.541
	Top. Kuru Madde (%)	11.470	11.287	14.030	10.459
Eylül	Yaş Ağırlık (g)	7.798	13.503	14.306	6.575
	Kuru Ağırlık (g)	0.778	1.605	1.937	0.517
	% Su	90.023	88.114	86.460	92.137
	Top. Kuru Madde (%)	9.977	11.886	13.540	7.863
Ekim	Yaş Ağırlık (g)	6.213	13.836	9.473	7.729
	Kuru Ağırlık (g)	0.614	1.655	1.053	0.782
	% Su	90.117	88.038	88.884	89.882
	Top. Kuru Madde (%)	9.883	11.962	11.116	10.118

Submers su bitkisi *C. demersum*, yöntemine uygun olarak kurutulmuş ve toplam kuru madde (%) miktarı belirlenmiştir. Buna göre toplam kuru madde miktarı en yüksek 3. istasyonda (Eylül, %7.708), en az 1. istasyonda (Haziran, %7.086) ölçülmüştür. Ortalama % kuru madde miktarı en yüksek Ağustos ayında (%11.81), en az ise Haziran ayında (%7.329) kaydedilmiştir (Şekil 4.35).



Şekil 4.35 Su Bitkisinde % Kuru Maddenin Büyüme ve Gelişme Dönemindeki Alansal Değişimi

C. demersum örneklerinde % kül içeriği en yüksek 3. istasyonda ilkbahar mevsiminde (%48.96), en düşük ise 1. istasyonda yine ilkbahar mevsiminde (%14.73) tespit edilmiştir (Şekil 4.36). Kış mevsiminde 1. istasyonda *C. demersum* örneği bulunmadığı için kül analizi yapılamamıştır. Bitkinin gelişim dönemindeki % kül içeriği ise Çizelge 4.15’de görülmektedir.



Şekil 4.36 Su Bitkisinin % Kül Miktarının Alansal-Zamansal Değişimi

Çizelge 4.15 Gelişim Döneminde Kül Analizi Sonuçları

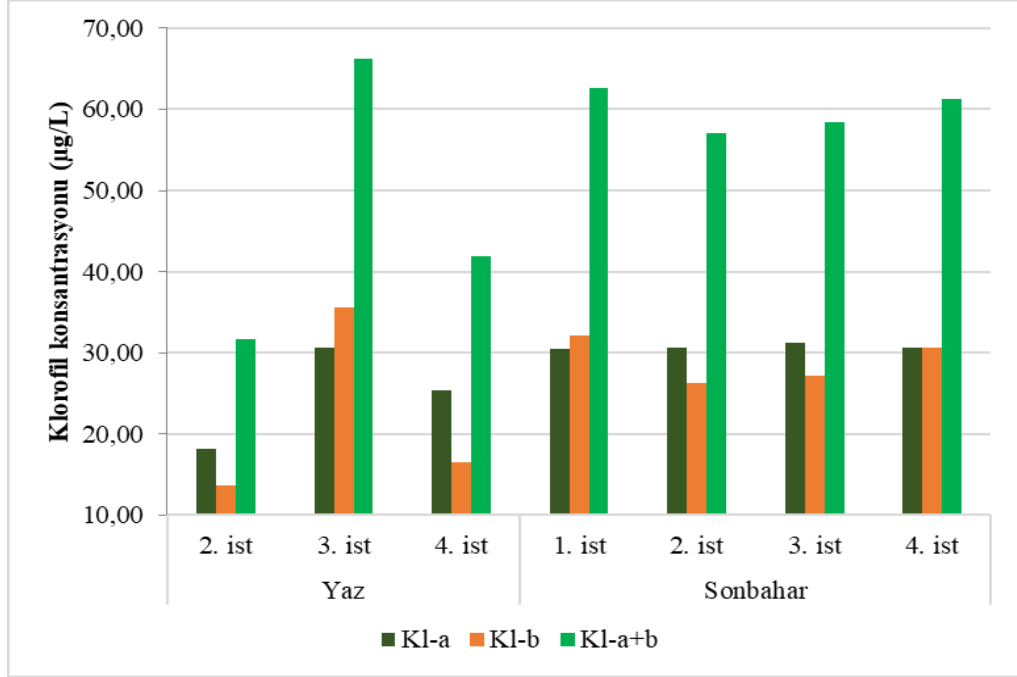
Aylar	1. ist.	2. ist.	3. ist.	4. ist.	Ortalama
Haziran	7.42	7.09	7.71	7.10	7.33
Temmuz	10.75	6.74	9.66	9.40	9.14
Ağustos	11.47	11.29	14.03	10.46	11.81
Eylül	9.98	11.89	13.54	7.86	10.82
Ekim	9.88	11.96	11.12	10.12	10.77

4.3.2 Bitkinin Pigment İçeriği

C. demersum örneklerinde klorofil-*a* en yüksek 3. istasyonda, sonbahar mevsiminde (31.31 µg/L), en düşük ise 2. istasyonda, yaz mevsiminde (18.12 µg/L) tespit edilmiştir. Klorofil-*b* konsantrasyonu bakımından en yüksek değer 3. istasyonda, yaz mevsiminde (35.67 µg/L) bulunurken, en düşük değer ise 2. istasyonda, yaz mevsiminde (13.60 µg/L) tespit edilmiştir. Klorofil-*a+b* miktarı bakımından en yüksek (66.30 µg/L) ve en düşük (31.72 µg/L) değerler 2. istasyonda yaz mevsiminde kaydedilmiştir. Çizelge 4.16’de istasyonların klorofil içerikleri belirtilmiştir. Şekil 4.37’de bitkinin büyüme ve gelişme döneminde pigment derişiminin istasyonlardaki değişimi görülmektedir. Araştırmanın yaz sezonunda, 1. istasyonda, DSİ tarafından yapılan kanal temizleme çalışmalarından dolayı *C. demersum* numunesi toplanamadığı için analiz yapılamamıştır.

Çizelge 4.16 Bitkide Klorofil Pigmentlerinin Derişimleri (µg/L)

Mevsimler	İstasyonlar	Kl- <i>a</i>	Kl- <i>b</i>	Kl- <i>a+b</i>
Yaz	2	18.12	13.60	31.72
	3	30.64	35.67	66.30
	4	25.33	16.53	41.86
Sonbahar	1	30.53	32.14	62.67
	2	30.68	26.35	57.04
	3	31.31	27.15	58.45
	4	30.65	30.63	61.28



Şekil 4.37 Bitkinin Gelişim Döneminde Klorofil Pigmentinin Alansal Değişimi

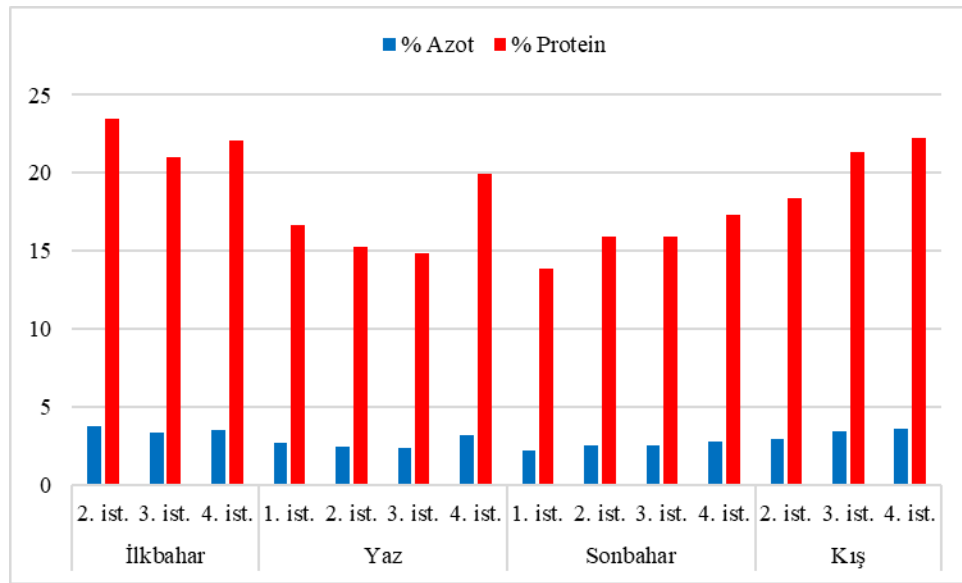
4.3.3 Bitkinin % Azot ve % Protein İçeriği

C. demersum'da % azot ve % protein içeriği Çizelge 4.17'de verilmiştir. Bitkideki % azot ve % protein içeriği en az sonbahar, en fazla ilkbahar mevsiminde kaydedilmiştir. Hidrofitinin mevsimsel % protein yıllık ortalaması %13.83–%23.45 aralığında kaydedilmiş olup, ortalama % protein değeri %18.44'dür.

Çizelge 4.17 *C. demersum*'da % Azot ve % Protein İçeriği

Mevsim	İstasyon	% Azot	% Protein
İlkbahar	2	3.752	23.45
	3	3.36	21
	4	3.528	22.05
Yaz	1	2.66	16.625
	2	2.436	15.225
	3	2.38	14.875
	4	3.192	19.95
Sonbahar	1	2.212	13.825
	2	2.548	15.925
	3	2.548	15.925
	4	2.772	17.325
Kış	2	2.94	18.375
	3	3.416	21.35
	4	3.556	22.225
	<i>Ort.</i>	2.95	18.438
	<i>Min.</i>	2.212	13.825
	<i>Maks.</i>	3.752	23.45

Mevsimsel olarak hesapladığımızda, bitkinin % protein içeriği sırasıyla ilkbahar (%22.16)>kış (20.65)>yaz (16.67)>sonbahar (15.75) şeklinde tespit edilmiştir. Alansal olarak değerlendirdiğimizde ise sıralama; 4. istasyon (%20.39)>3. istasyon (%18.29)≥2. istasyon (%18.25)>1. istasyon (%15.23) şeklinde kaydedilmiştir. Submers su bitkisinde % azot ve % protein içeriğinin alansal-zamansal değişimi Şekil 4.38’de görülmektedir. Kış ve ilkbahar örneklemelerinde, 1. istasyonda bitki numunesi olmadığı için analiz yapılamamıştır.



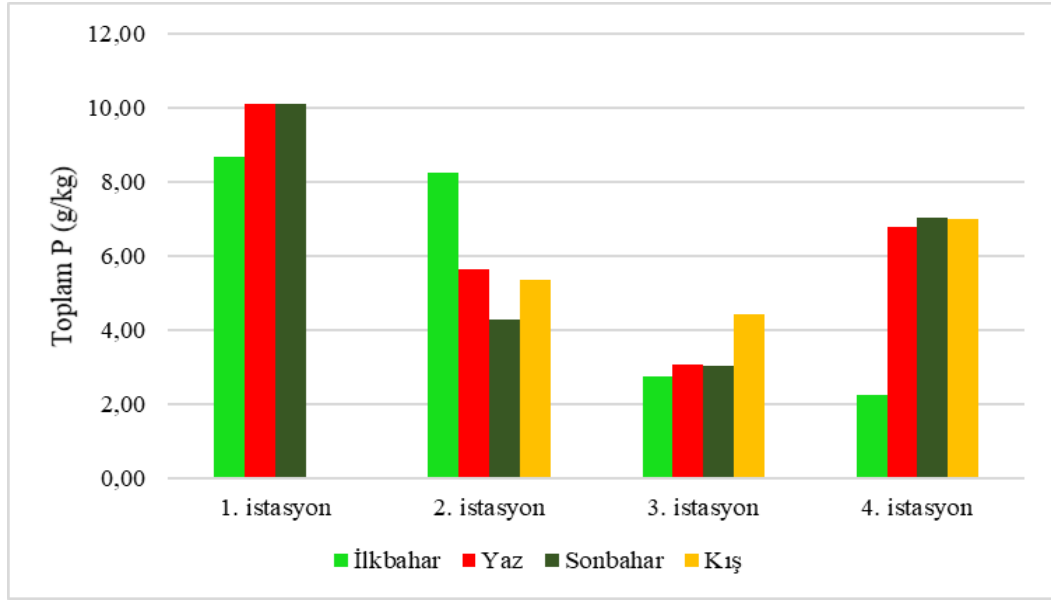
Şekil 4.38 % Azot ve % Protein İçeriğinin Alansal-Zamansal Değişimi

4.3.4 Bitkinin Toplam Fosfor İçeriği

C. demersum içeriğindeki toplam fosfor miktarı Çizelge 4.18’da verilmiştir. Bitkide en yüksek toplam fosfor yaz ve sonbahar sezonlarında 1. istasyondan toplanan numunelerde tespit edilmiştir (10.10 g/kg). Bu istasyonda kış mevsiminde örnek temin edilemediği için analiz yapılamamıştır. En az toplam fosfor miktarı ise ilkbahar sezonunda 4. istasyondan toplanan bitkide belirlenmiştir. Miliç sulak alanında mevsimsel olarak bitkideki toplam fosfor sıralaması yaz>sonbahar>kış>ilkbahar şeklindedir. İstasyonlardaki karşılaştırma ise; 1>4>2>3 şeklindedir (Şekil 4.39).

Çizelge 4.18 *C. demersum*'da Toplam Fosfor İçeriği (g/kg)

İstasyon	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Ort.
1	8.69	10.10	10.10	-	9.63
2	8.24	5.63	4.29	5.34	5.88
3	2.73	3.07	3.05	4.41	3.32
4	2.24	6.78	7.02	7.00	5.76
Ort.	5.48	6.40	6.12	5.59	



Şekil 4.39 *C. demersum*'da Toplam Fosfor İçeriğinin Alansal-Zamansal Değişimi

4.3.5 Bitkinin Metal/Metaloid İçeriğinin Analizi

Miliç sulak alanında belirlenen istasyonlardan toplanan ve mevsimsel metal/metaloid analizi yapılan toplam 11 elementin *C. demersum*'daki derişimleri Çizelge 4.19'da, bulguların tanımlayıcı istatistiksel sonuçları Çizelge 4.20'de verilmiştir. Çalışma alanındaki submers bitkide ortalama metal konsantrasyonu en yüksek olan element Mn (14908.96 µg/L), en az olan Cd (0.80 µg/L) olarak belirlenmiştir. Genel değerlendirmede 11 elementin sıralaması şu şekildedir: Mn>Al>Fe>Zn>Ni>Co>Cu>As>Cr>Pb>Cd.

Alansal olarak değerlendirdiğimizde; 1. istasyonun metal/metaloid sıralaması; Mn>Al>Fe>Zn>Co>Cu>Ni>Cr>As>Pb>Cd şeklindedir. İkinci istasyonda sıralama, Mn>Al>Fe>Zn>Cu>Ni>Co>As>Cr>Pb>Cd olarak belirlenmiştir. Üçüncü istasyonda metal/metaloid sıralaması Mn>Al>Fe>Zn>Ni>Cu>Co>As>Cr>Pb>Cd

şeklindedir. Dördüncü istasyonda ise sıralama şu şekilde tespit edilmiştir: Mn>Fe>Al>Zn>Ni>Co>Cu>As>Cr>Pb>Cd.

Metal/metaloid konsantrasyonunun istasyonlardaki submers bitkide sıralaması aşağıda özetlenmiştir.

Al: 1>2>3>4, As: 2>3>4>1 Cd: 1>4>3>2, Co: 1>2>4>3, Cr: 1>2>4>3, Cu: 1>2>3>4, Fe: 1>2>4>3, Mn: 1>2>3>4, Ni: 4>2>3>1, Pb: 1>3>4>2, Zn: 4>2>1>3.

Bitkideki metallerin benzerlik diyagramı EK-9'da verilmiştir.

Çizelge 4.19 *C. demersum*'da Metal/Metaloid Elementlerin Konsantrasyonu (µg/L)

İstasyon	Aylar	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1. İst.	Temmuz	11610.86	5.67	1.66	66.64	9.14	26.86	7804.67	32116.62	17.70	4.27	82.70
	Ekim	2027.58	1.81	0.64	10.13	1.66	17.56	1556.45	10845.18	10.83	0.86	28.63
	Ort±σ	6819.22±6776.40	3.74±2.73	1.15±0.72	38.39±39.96	5.40±5.30	22.21±6.58	4680.56±4418.16	21480.90±15041.18	14.27±4.86	2.57±2.41	55.67±38.23
	Nisan	548.37	9.99	0.61	6.13	2.17	7.91	1943.25	8122.58	18.57	0.56	64.67
2. İst.	Temmuz	7411.10	7.32	0.67	25.90	5.61	25.85	5162.92	31350.41	17.09	1.86	100.60
	Ekim	3559.16	3.09	0.61	11.37	2.66	16.23	2384.35	14896.12	14.33	1.39	27.48
	Ocak	2362.30	19.18	0.68	16.88	3.20	15.30	3199.43	8051.23	15.17	1.33	62.27
	Ort±σ	3470.24±2904.20	9.90±6.81	0.64±0.038	15.07±8.45	3.41±1.53	16.32±7.36	3172.49±1425.33	15605.09±10976.74	16.29±1.91	1.29±0.54	63.76±29.87
3. İst.	Nisan	419.71	12.27	0.48	8.04	1.00	6.26	766.86	6125.75	15.17	0.42	50.02
	Temmuz	4123.40	6.37	0.98	17.10	2.88	16.33	3249.41	25395.33	14.65	2.87	74.00
	Ekim	2068.40	2.79	0.62	5.37	1.59	12.55	1395.78	11681.66	13.87	1.01	25.00
	Ocak	3522.43	17.86	0.81	12.62	3.07	16.50	3054.88	12783.96	20.99	1.82	56.97
4. İst.	Ort±σ	2533.49±1652.29	9.82±6.63	0.72±0.22	10.78±5.17	2.14±1.00	12.91±4.79	2116.73±1225.43	13996.68±8138.61	16.17±3.26	1.53±1.06	51.50±20.34
	Nisan	808.56	6.22	0.93	6.10	1.94	8.64	962.68	9333.60	19.19	0.61	78.70
	Temmuz	2819.59	4.86	0.83	13.65	2.06	13.24	2334.70	18905.93	11.99	2.07	58.72
	Ekim	613.86	1.63	0.52	8.64	0.95	7.66	541.25	6828.00	18.85	0.47	24.66
4. İst.	Ocak	3681.73	18.70	1.11	18.82	6.83	16.37	7841.61	12289.06	25.80	1.87	95.06
	Ort±σ	1980.94±1509.90	7.86±7.48	0.85±0.25	11.80±5.63	2.95±2.64	11.48±4.07	2920.06±3369.19	11839.15±5213.16	18.96±5.64	1.26±0.83	64.29±30.31
	Gen. Ort.	3255.50	8.41	0.80	16.24	3.20	14.81	3014.16	14908.96	16.73	1.53	59.25

Çizelge 4.20 *C. demersum*'daki Metal/Metaloid Elementlerin Deskriptif Analiz Sonuçları

Element (ppm; mg/kg)	İstasyon	Min-Maks.	Ortalama±σ
Al	1. ist.	2027.58-11610.86	6819.22±6776.40
	2. ist.	548.37-7411.10	3470.24±2904.20
	3. ist.	419.71-4123.40	2533.49±1652.29
	4. ist.	613.86-3681.23	1980.94±1509.90
As	1. ist.	1.81-5.67	3.74±2.73
	2. ist.	3.09-19.18	9.90±6.81
	3. ist.	2.79-17.86	9.82±6.63
	4. ist.	1.63-18.70	7.86±7.48
Cd	1. ist.	0.64-1.66	1.15±0.72
	2. ist.	0.61-0.68	0.64±0.038
	3. ist.	0.48-0.98	0.72±0.22
	4. ist.	0.52-1.11	0.85±0.25
Co	1. ist.	10.13-66.64	38.39±39.96
	2. ist.	6.13-25.90	15.07±8.45
	3. ist.	5.37-17.10	10.78±5.17
	4. ist.	6.10-18.82	11.80±5.63
Cr	1. ist.	1.66-9.14	5.40±5.30
	2. ist.	2.17-5.61	3.41±1.53
	3. ist.	1-3.07	2.14±1.00
	4. ist.	0.95-6.83	2.95±2.64
Cu	1. ist.	17.56-26.86	22.21±6.58
	2. ist.	7.91-25.85	16.32±7.36
	3. ist.	6.26-16.50	12.91±4.79
	4. ist.	7.66-16.37	11.48±4.07
Fe	1. ist.	1556.-7804.67	4680.56±4418.16
	2. ist.	1943.25-5162.92	3172.49±1425.33
	3. ist.	766.86-3249.41	2116.73±1225.43
	4. ist.	541.25-7841.61	2920.06±3369.19
Mn	1. ist.	10845.18-32116.62	21480.90±15041.18
	2. ist.	8051.23-31350.41	15605.09±10976.74
	3. ist.	6125.75-25395.33	13996.68±8138.61
	4. ist.	6828-18905.93	11839.15±5213.16
Ni	1. ist.	10.83-17.70	14.27±4.86
	2. ist.	14.33-18.57	16.29±1.91
	3. ist.	13.87-20.99	16.17±3.26
	4. ist.	11.99-25.80	18.96±5.64
Pb	1. ist.	0.86-4.27	2.57±2.41
	2. ist.	0.56-1.86	1.29±0.54
	3. ist.	0.42-2.87	1.53±1.06
	4. ist.	0.468-2.07	1.26±0.83
Zn	1. ist.	28.63-82.70	55.67±38.23
	2. ist.	27.48-100.60	63.76±29.87
	3. ist.	25-74	51.50±20.34
	4. ist.	24.66-95.06	64.29±30.31

Submers bitkideki metal/metaloid elementlerin mevsimsel sıralaması da sırasıyla şu şekilde tespit edilmiştir:

Al: yaz>kış>ilkbahar>sonbahar	Fe: kış> yaz>sonbahar>ilkbahar
As: kış>ilkbahar >yaz >sonbahar	Mn: yaz>sonbahar kış>ilkbahar
Cd: yaz>kış>ilkbahar>sonbahar	Ni: kış>ilkbahar>yaz>sonbahar
Co: yaz>kış>sonbahar>ilkbahar	Pb: yaz>kış>sonbahar>ilkbahar
Cr: yaz>kış>sonbahar>ilkbahar	Zn: yaz>kış>ilkbahar>sonbahar
Cu: yaz>kış>sonbahar>ilkbahar	

C. demersum'da birikimi en fazla olan ilk dört metal ile (Mn>Al>Fe>Zn) son iki metalin (Pb>Cd) tüm istasyonlarda benzer olduğu görülmektedir.

4.3.6 Bitkide Metal/Metaloid Elementlerin Biyoakümülyasyonu

İstasyonlardan alınan *C. demersum* ve su örneklerindeki metal/metaloid analizi sonuçlarını kullanarak biyokonsantrasyon faktörü (BCF) hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, submers bitki *C. demersum*'da en yüksek Mn (33818.51) metalinin, en az ise Cd (715.97) metalinin biriktiği tespit edilmiştir. Diğer metallerin BCF değerleri ise büyükten küçüğe doğru sırasıyla; Co (7395.02), Fe (4943.26), Al (3303.75), Zn (2463.29), As (2104.48), Cu (2400.60), Cr (1929.55), Ni (1541.79) ve Pb (1381.11) şeklindedir (Çizelge 4.21).

Çizelge 4.21 *C. demersum*'da Metal/Metaloid Elementlerin Biyokonsantrasyonu

Element	<i>C. demersum</i> (mg/kg)	Su (mg/L)	BCF
Al	3255.505	0.985	3303.75
As	8.412	0.004	2104.48
Cd	0.797	0.001	715.97
Co	16.242	0.002	7395.02
Cr	3.197	0.002	1929.55
Cu	14.805	0.006	2400.6
Fe	3014.159	0.61	4943.26
Mn	14908.958	0.441	33818.51
Ni	16.728	0.011	1541.79
Pb	1.53	0.001	1381.11
Zn	59.251	0.024	2463.29

4.4 Miliç Kıyı Sulak Alanı Makrofitleri

4.4.1 Teşhis Edilen Makrofitler

Biyolojik kalite unsurlarından olan sucul makrofitlerin Miliç kıyı sulak alanındaki dağılımları bitki gelişme dönemlerinde iki boyunca izlenmiştir. Kıyı sulak alanı boyunca yapılan araştırmada toplam 48 makrofit taksonu teşhis edilmiştir. Bu taksonlar Çizelge 4.22’de listelenmiştir.

Çizelge 4.22 Miliç Kıyı Sulak Alanı Makrofitlerinin Alansal-Zamansal Dağılımı

Takson	İstasyon 1				2				3				4			
	İ	Y	S	K	İ	Y	S	K	İ	Y	S	K	İ	Y	S	K
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Azolla filiculoides</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Bolboschenus maritimus</i>														x	x	
<i>Butomus umbellatus</i>	x	x														
<i>Callitriche stagnalis</i>	x	x	x													
<i>Carex otrubae</i>									x	x	x		x	x	x	
<i>Carex pseudocyperus</i>									x	x	x					
<i>Carex riparia</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ceratophyllum submersum</i>	x	x	x	x					x	x	x	x				
<i>Chara globularis</i>	x	x														
<i>Chara vulgaris</i>	x	x														
<i>Cyperus capitatus</i>									x	x	x		x	x	x	
<i>Cyperus difformis</i>	x	x	x										x	x	x	
<i>Cyperus esculentus</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Cyperus longus</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Cyperus rotundus</i>	x	x	x						x	x	x		x	x	x	
<i>Cyperus serotinus</i>	x	x	x										x	x	x	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>									x	x	x		x	x	x	
<i>Hydrocotyle verticillata</i>					x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Iris pseudocorus</i>	x	x	x						x	x	x		x	x	x	
<i>Lemna gibba</i>	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Lemna minor</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lemna trisulca</i>	x	x							x	x						
<i>Mentha aquatica</i>			x	x			x	x			x	x			x	x
<i>Myosotis laxa</i>							x	x			x	x			x	x
<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Najas minor</i>															x	x
<i>Nasturtium officinale</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Nymphaea alba</i>	x	x	x													
<i>Persicaria amphibia</i>					x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Phragmites australis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Potamogeton crispus</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Ranunculus repens</i>	x	x							x	x	x		x	x	x	
<i>Ranunculus sphaerospermus</i>	x	x														
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	x	x														
<i>Salvinia natans</i>			x	x			x	x			x	x			x	x
<i>Schoenoplectus lacustris</i>															x	x
<i>Schoenoplectus litoralis</i>															x	x
<i>Schoenoplectus mucronatus</i>									x	x	x					
<i>Schoenoplectus triqueter</i>															x	x
<i>Sparganium erectum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Spirodela polyrhiza</i>	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x	
<i>Stuckenia pectinata</i>	x	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Typha domingensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Typha latifolia</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Wolffia arhiza</i>							x	x			x	x			x	x
<i>Zannichellia palustris</i>	x	x	x													

İ: İlkbahar, Y: Yaz, S: Sonbahar, K: Kış

Birinci istasyonda en fazla makrofit türü yaz mevsiminde (34 takson), en az kış mevsiminde (10 takson) tespit edilmiştir. İlkbahar mevsiminde 32 takson, sonbahar mevsiminde ise 27 takson kaydedilmiştir. İkinci istasyonda en fazla tür yaz ve sonbahar mevsimlerinde (21 takson), en az tür ise kış mevsimindedir (10 takson). İlkbahar mevsiminde ise 17 takson tespit edilmiştir. Üçüncü istasyonda en fazla makrofit yaz mevsiminde (31 takson), en az kış mevsiminde (8 takson) kaydedilmiştir. İlkbaharda 27 takson, sonbaharda ise 30 takson hidrofit tanımlanmıştır. Dördüncü istasyonda en fazla makrofit yaz ve sonbahar sezonlarında (35 takson), en az kış sezonunda (8 takson) tespit edilmiştir. Bu istasyonda ilkbaharda tanımlanan makrofit ise 29 taksondur (Çizelge 4.23).

Belirlenen istasyonlardan toplanan ve teşhisi yapılan türlerin familyalara göre dağılımları incelendiğinde; makrofitler toplam 3 Şube (Divizyo), 22 Aile (Familya) ve 48 türden oluşmuştur. Familyalardan en yüksek tür zenginliği Cyperaceae (14 takson) familyasında bulunurken, bunu sırasıyla Araceae (5 takson), Potamogetonaceae (3 takson), Ranunculaceae (3 takson), Typhaceae (3 takson), Characeae (2 takson), Salviniaceae (2 takson), Ceratophyllaceae (2 takson) izlemiştir. Alismataceae, Araliaceae, Boraginaceae, Brassicaceae, Butomaceae, Callitrichaceae, Haloragaceae, Hydrocharitaceae, Iridaceae, Lamiaceae, Najadaceae, Nymphaeaceae, Poaceae ve Polygonaceae familyaları ise 1 tür ile temsil edilmiştir. Familyalara bağlı türlerin taksonomik kategorisi ve IBMR kontrol listesindeki mevcudiyeti Çizelge 23'te verilmiştir.

Miliç sulak alanı makrofitlerinin mevsimsel dağılımı incelendiğinde; en fazla takson yaz mevsiminde tespit edilmiştir. Mevsimsel sıralama şu şekildedir: yaz (123 takson)>sonbahar (115 takson)>ilkbahar (107 takson)>kış (35 takson) (Şekil 4.41).

Miliç kıyı sulak alanında, makrofit çeşitliliğinin alansal incelemeleri neticesinde en fazla tür çeşitliliğine 4. istasyonun sahip olduğu görülmüştür. Makrofit çeşitliliğini alansal olarak sıraladığımızda; 4. istasyon (35 takson)>1. istasyon (34 takson)>3. istasyon (32 takson) ve 2. istasyonda (22 takson) şeklinde tespit edilmiştir.

Çizelge 4.23 Makrofitlerin Taksonomik Dağılımı ve IBMR Kontrol Listesindeki Durumu

TAKSON
CHAROPHYTA (Su Şamdanları)
Characeae
<i>Chara globularis</i> Thuill.
<i>Chara hispida</i> L
PTERIDOPHYTA (Eğreltiler)
Salviniaceae
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.
<i>Salvinia natans</i> (L.) All.
MAGNOLIOPHYTA (Tohumlu Bitkiler), MAGNOLIOPHYTINA (Kapalı Tohumlular)
Alismataceae
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.
Araceae
<i>Lemna gibba</i> L.
<i>Lemna minor</i> L.
<i>Lemna trisulca</i> L.
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.
<i>Wolffia arrhiza</i> Wimm.
Araliaceae
<i>Hydrocotyle verticillata</i> Thunb.
Boraginaceae
<i>Myosotis laxa</i> Lehm. subsp. caespitosa (Schultz) Hyl. Ex. Nordh
Brassicaceae
<i>Nasturtium officinale</i> R. Brown
Butomaceae
<i>Butomus umbellatus</i> L.
Callitrichaceae
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.
Ceratophyllaceae
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.
Cyperaceae
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla
<i>Carex otrubae</i> Podp.
<i>Carex pseudocyperus</i> L.
<i>Carex riparia</i> Curtus
<i>Cyperus capitatus</i> Vand.
<i>Cyperus difformis</i> L.
<i>Cyperus esculentus</i> L.
<i>Cyperus longus</i> L.
<i>Cyperus rotundus</i> L.
<i>Cyperus serotinus</i> Rottb.

Çizelge 4.23 Makrofitlerin Taksonomik Dağılımı ve IBMR Kontrol Listesindeki Durumu (devamı)

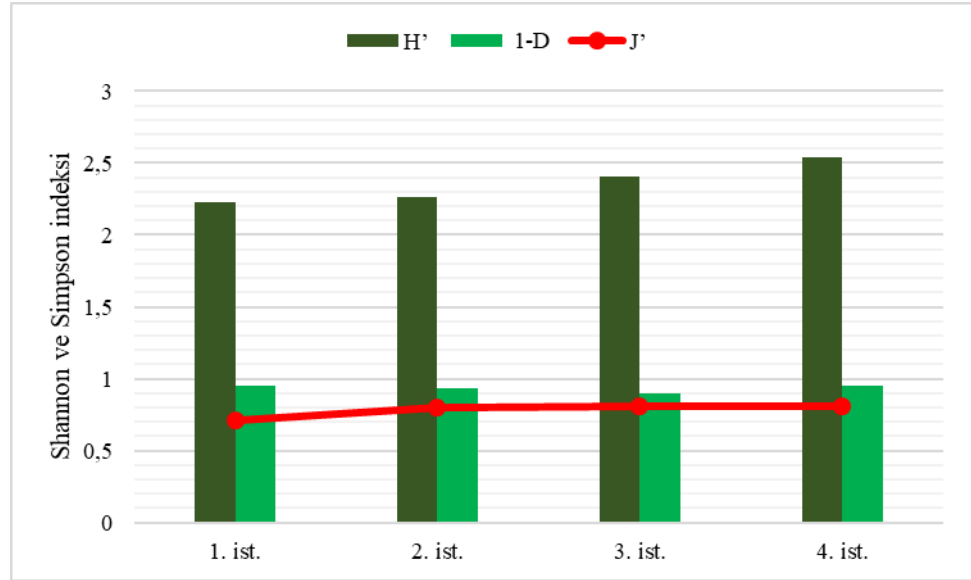
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla
<i>Schoenoplectus litoralis</i> (Schrader) Palla
<i>Schoenoplectus mucronatus</i> (L.) Palla
<i>Schoenoplectus triqueter</i> (L.) Palla
Haloragaceae
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.
Hydrocharitaceae
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.
Iridaceae
<i>Iris pseudacorus</i> L.
Lamiaceae
<i>Mentha aquatica</i> L.
Najadaceae
<i>Najas minor</i> All.
Nymphaeaceae
<i>Nymphaea alba</i> L.
Poaceae
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin ex Steud.
Polygonaceae
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Gray
Potamogetonaceae
<i>Potamogeton crispus</i> L.
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner
<i>Zannichellia palustris</i> L.
Ranunculaceae
<i>Ranunculus repens</i> L.
<i>Ranunculus sphaerospermus</i> Boiss. & Balanche
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix
Typhaceae
<i>Sparganium erectum</i> L.
<i>Typha domingensis</i> Pers.
<i>Typha latifolia</i> L.

4.4.2 Miliç Sulak Alanı Makrofit Çeşitliliği ve Düzenliliği

Çalışma alanında teşhisi yapılan makrofitlerin çeşitliliği ve düzenliliği Shannon indeksi kullanılarak belirlenmiştir. Shannon-Weiner çeşitlilik indeksi (H') kullanılarak yapılan hesaplamalar sonucunda en yüksek değer 4. istasyonda (2.54), en düşük değer ise 1. istasyonda (2.23) belirlenmiştir. İkinci istasyonda $H'=2.26$, 3. istasyonda da $H'=2.41$ olarak hesaplanmıştır. Çalışma alanının ortalama çeşitlilik indeksi değeri 2.36'dır. Bu değer Miliç kıyı sulak alanının

“hafif düzeyde kirli” olduğunu göstermektedir. Pileou'nun düzenlilik indeksi (J') hesaplamalarında, çalışma alanının ortalama düzenlilik indeksi değeri 0.78 olarak hesaplanmıştır. Düzenlilik indeksinin alansal değerlendirilmesi; 3. istasyon \geq 4. istasyon (0.81) > 2. istasyonda (0.80) > 1. istasyon (0.71) şeklinde sıralanmıştır. Bu sonuçlara göre 2, 3 ve 4. istasyonların makrofit çeşitliliği 1. istasyona göre daha düzenlidir.

Tür çeşitliliği belirlemek için Simpson çeşitlilik indeksi ($1-D$) de kullanılmıştır. Simpson çeşitlilik indeksine göre en yüksek değer 1. istasyonda, en az 3. istasyonda kaydedilmiştir. İndeks sonucu alanın çeşitlilik sıralaması 1. istasyon (0.95) \geq 4. istasyon (0.95) > 2. istasyon (0.93) > 3. istasyon (0.90) şeklindedir (Şekil 4.40).



Şekil 4.40 Tür Çeşitliliği ve Düzenlilik İndeksinin Alansal Değişimi

4.4.3 Makrofitler Kullanılarak Su Kalitesinin Belirlenmesi

4.4.3.1 Makrofitlerin Çevresel Faktörlere Karşı Gösterdikleri Tepkilere Göre Sınıflandırılması (Macrophyte Index Scheme, MIS)

Miliç kıyı sulak alanındaki makrofitlerden yararlanarak sulak alanın su kalitesi MIS kullanılarak belirlenmeye çalışılmıştır. İstasyonlardan toplanarak teşhisi yapılan makrofitlerden 10 takson MIS içinde yer almaktadır. Yapılan sınıflandırmada, kirliliğe karşı düşük hassasiyeti olan türler grubunda 2 takson

(*Callitriche stagnalis*, *Chara* spp.), kirliliğe toleranslı formlar grubunda 7 takson (*Zannichellia palustris*, *Sparganium erectum*, *Lemna minor*, *L. trisulca*, *Potamogeton crispus*, *Schoenoplectus lacustris*, *Myriophyllum spicatum*) ve kirliliğe yüksek tolerans gösteren grupta 1 takson (*Stuckenia pectinata*) yer almıştır (Çizelge 4.24).

Çizelge 4.24 MIS İçinde Yer Alan Makrofitler

Kirliliğe duyarlılık seviyesine göre gruplar	Makrofitler
Grup A Kirliliğe hassas formlar	
Grup B Kirlilik hassasiyeti düşük formlar	<i>Callitriche stagnalis</i> , <i>Chara</i> spp.
Grup C Kirliliğe toleranslı türler	<i>Zannichellia palustris</i> , <i>Sparganium</i> spp. (<i>Sparganium erectum</i>), <i>Lemna minor</i> , <i>L. trisulca</i> , <i>Potamogeton crispus</i> , <i>Scirpus lacustris</i> (<i>Schoenoplectus lacustris</i>), <i>Myriophyllum spicatum</i>
Grup D Kirlilik toleransı yüksek türler	<i>Potamogeton pectinatus</i> (<i>Stuckenia pectinata</i>)

4.4.3.2 IBMR Sonuçları

Miliç kıyı sulak alanının makrofit kompozisyonu ve bolluk değerleri belirlenerek IBMR hesaplanmış ve elde edilen sonuçlara göre çalışma alanının ekolojik durumu belirlenmeye çalışılmıştır. Birinci istasyonda tespit edilen 25 makrofit türünün IBMR sonucu 7.35 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.25).

Çizelge 4.25 Birinci İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları

Takson	<i>Ei</i>	<i>Ki</i>	<i>Csi</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	2	2	8
<i>Azolla filiculoides</i>	1	5	6
<i>Butomus umbellatus</i>	2	1	9
<i>Callitriche stagnalis</i>	2	3	12
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	2	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3	5	2
<i>Chara globularis</i>	1	2	13
<i>Chara hispida</i>	1	2	15
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3	2	11
<i>Iris pseudocorus</i>	1	3	10
<i>Lemna gibba</i>	3	3	5
<i>Lemna minor</i>	1	2	10
<i>Lemna trisulca</i>	2	2	12
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2	1	8
<i>Nasturtium officinale*</i>	1	2	11
<i>Nymphaea alba</i>	3	1	12
<i>Phragmites australis</i>	1	5	9
<i>Potamogeton crispus</i>	2	2	7
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	2	3	11
<i>Sparganium erectum</i>	1	5	10
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2	3	6
<i>Stuckenia pectinata**</i>	2	4	2
<i>Typha latifolia</i>	1	3	8
<i>Wolffia arhiza</i>	2	1	6
<i>Zannichellia palustris</i>	2	2	5
IBMR Değeri	7.35		
Durum	Kötü		

IBMR makrofit listesinde; **Rorippa nasturtium officinale*, ***Potamogeton pectinatus*.

2. istasyonda tespit edilen 18 makrofit türünün IBMR sonucu 7.14 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.26).

Çizelge 4.26 İkinci İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları

Takson	<i>Ei</i>	<i>Ki</i>	<i>Csi</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	2	2	8
<i>Azolla filiculoides</i>	3	5	6
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	4	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3	2	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3	2	11
<i>Lemna gibba</i>	3	2	5
<i>Lemna minor</i>	1	2	10
<i>Lemna trisulca</i>	2	1	12
<i>Mentha aquatica</i>	1	2	12
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2	1	8
<i>Nasturtium officinale</i>	1	2	11
<i>Phragmites australis</i>	2	5	9
<i>Potamogeton crispus</i>	2	2	7
<i>Sparganium erectum</i>	1	5	10
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2	2	6
<i>Stuckenia pectinata</i>	2	1	2
<i>Typha latifolia</i>	1	2	8
<i>Wolffia arhiza</i>	2	1	6
IBMR Değeri	7.14		
Durum	Kötü		

3. istasyonda tespit edilen makrofitlerden 20 takson IBMR hesaplamasında kullanılmıştır (Çizelge 4.27). Hesaplama sonucu IBMR skoru 7.20 olarak hesaplanmıştır.

Çizelge 4.27 Üçüncü İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları

Takson	<i>Ei</i>	<i>Ki</i>	<i>Csi</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	2	2	8
<i>Azolla filiculoides</i>	3	5	6
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	5	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3	1	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3	2	11
<i>Iris pseudocorus</i>	1	1	10
<i>Lemna gibba</i>	3	2	5
<i>Lemna minor</i>	1	2	10
<i>Lemna trisulca</i>	2	1	12
<i>Mentha aquatica</i>	1	2	12
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2	1	8
<i>Nasturtium officinale</i>	1	2	11
<i>Persicaria amphibia*</i>	2	3	8
<i>Phragmites australis</i>	2	5	9
<i>Potamogeton crispus</i>	2	2	7
<i>Sparganium erectum</i>	1	5	10
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2	3	6
<i>Stuckenia pectinata**</i>	2	2	2
<i>Typha latifolia</i>	1	3	8
<i>Wolffia arhiza</i>	2	2	6
IBMR Değeri	7.2		
Durum	Kötü		

IBMR makrofit listesinde; **Poligonum amphibium*, ** *Potamogeton pectinatus*.

4. istasyonda kaydedilen makrofitlerden 22 takson IBMR listesinde yer almaktadır (Çizelge 4.28). İndeks hesaplaması sonucu IBMR skoru 7.07'dir.

Çizelge 4.28 Dördüncü İstasyon IBMR Hesaplama Sonuçları

Takson	<i>Ei</i>	<i>Ki</i>	<i>Csi</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	2	1	8
<i>Azolla filiculoides</i>	3	5	6
<i>Butomus umbellatus</i>	2	1	9
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	5	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3	2	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3	2	11
<i>Lemna gibba</i>	3	2	5
<i>Lemna minor</i>	1	2	10
<i>Lemna trisulca</i>	2	1	12
<i>Mentha aquatica</i>	1	2	12
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2	1	8
<i>Najas minor</i>	3	2	6
<i>Nasturtium officinale</i>	1	1	11
<i>Persicaria amphibia</i>	2	3	8
<i>Phragmites australis</i>	2	5	9
<i>Potamogeton crispus</i>	2	2	7
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	2	2	8
<i>Sparganium erectum</i>	1	5	10
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2	3	6
<i>Stuckenia pectinata</i>	2	1	2
<i>Typha latifolia</i>	1	3	8
<i>Wolffia arhiza</i>	2	2	6
IBMR Değeri	7.07		
Durum	Kötü		

Miliç kıyı sulak alanının ortalama IBMR skoru 7.19'dur. Bu sonuç akarsuyun "kötü" sınıfında yer aldığını göstermiştir. İstasyonların IBMR skorları sıralaması ise 1. istasyon (7.35)>2. istasyon (7.14)>3. istasyon (7.20)>4. istasyon (7.07) şeklindedir.

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

5.1 Su ve Sediment Kalite Kriterlerinin Değerlendirilmesi

İnsan ve yaban hayatı için oldukça işlevsel özelliklere sahip olan sulak alanlar, son yıllarda küresel iklim değişikliği ve antropojenik baskılardan kaynaklı büyük bir baskı altındadır (Taş ve Topaldemir, 2021). Oysaki, sucul habitatların tahribatı besin zincirine doğrudan zarar verir ve bu durum tüm ekosistemi etkiler (Kazancı ve ark., 2014a, b). Günümüzde tatlı su kaynakları küresel ısınmanın ciddi etkisi altına girmiş durumdadır. Dolayısıyla hem yerüstü hem de yeraltı tatlı su kaynaklarının korunması ve sürdürülebilir su yönetiminin oluşturulması önemlidir.

Ilıman ve her mevsim yağışlı iklim yapısına sahip Yeşilirmak Nehri Alt Havzası'ndaki Miliç kıyı sulak alanında bir yıl boyunca (Nisan 2019-Mart 2020) dört farklı istasyonda ekolojik bir çalışma yürütülmüştür. Suyun fiziko-kimyasal ve bazı biyolojik parametreleri yerinde ve laboratuvarında yapılan analizlerle incelenmiş ve değerlendirilmiştir. Yüzey suyunun yıllık ortalama parametre değerleri ulusal ve uluslararası mevzuatlarla karşılaştırılmıştır (Çizelge 5.1). Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (Anonim, 2004) ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (2012)'ndeki parametreleri ve sınırlarını belirten "kıtaiçi yerüstü su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri" ile analiz sonuçları karşılaştırdığında; Na ve Cl₂ parametreleri "kötü" su durumunu ifade eden çok kirlenmiş su (IV. sınıf); EC, renk, orto-PO₄-P, Al ve Hg parametreleri "orta" su durumunu ifade eden kirlenmiş su (III. Sınıf); oksijen doygunluğu (%), TDS, BOI₅, NH₄-N, NO₂-N, TP, Fe ve Mn parametreleri "iyi" su durumunu ifade eden az kirlenmiş su (II. Sınıf) özelliğinde kaydedilmiştir. Diğer parametreler açısından Miliç sulak alanı su kalite sınıfı I. sınıf, yani yüksek kaliteli su olan "çok iyi" su durumuna sahiptir (Çizelge 5.1).

Akarsuların kirlenmesinde sucul ekosisteme değişik türden nütrient taşıyan önemli etkenler arasında evsel ve endüstriyel atıkların deşarjı ve yüzeysel akışlar yer almaktadır (Kumar ve ark., 2011). Çalışma alanımız içinde endüstriyel faaliyetlerin çok fazla olmaması sulak alan su kalitesi için oldukça önemlidir.

Çünkü, kentsel akarsu kirliliği insan sağlığı ve ekosistem için su kalitesiyle ilgili önemli bir endişedir (Kiguchi ve ark., 2016). Miliç kıyı sulak alanı daha çok tarımsal ve kıyı oku üzerindeki yerleşim alanlarından kaynaklı evsel atık/atıksuların baskısı altındadır. Akarsu kıyı hattı boyunca Karadeniz sahil yolu üzerindeki trafik ve bazı işletmelerin noktasal/noktasal olmayan kirlilik kaynakları sulak alan üzerinde baskı yaratmaktadır. Terme Çayı'nda yapılan araştırmada, havza içindeki kentsel ve tarımsal drenaj sistemlerinin akarsuya bağlantılı olduğu ve akış yönünde, özellikle akarsuyun aşağı bölgesinde artan bir kirlenmenin söz konusu olduğu belirtilmiştir (Ustaoğlu ve ark., 2021a). Deniz seviyesinde bulunan Miliç kıyı sulak alanı, Kocaman Çayı Havzası'ndaki özellikle Terme Ovası'nın tarımsal drenaj sularının çoğunu Terme Çayı ile birlikte bünyesinde toplamaktadır. Bu durumda sulak alan bir nevi biyolojik arıtım işlevi yaptıktan sonra sularını Karadeniz'e deşarj etmektedir.

Her geçen gün artan nüfusla birlikte tatlı suya olan talep artmasına rağmen, akarsu havzalarına insan faaliyetlerinden kaynaklanan baskılar hala devam etmektedir. Özellikle noktasal ve yayılı baskılar, su kullanımı ve tedariki sonucu ortaya çıkan baskılar, hidromorfolojik ve klimatolojik baskılar havzalar üzerindeki en önemli baskı kaynaklarıdır. Bu tez çalışmasında, Miliç kıyı sulak alanı su kütlelerinde önemli miktarda kirlilik meydana getiren ya da getirebilecek olan maddeler veya madde grupları belirlenmiş ve bunların etkileri değerlendirilmiştir. Çünkü, hem ham su kaynağı olarak kullanılan hem de yeraltı suyunu besleyen akarsuların ve bağlı olduğu sulak alanların su kalite kriterlerinin sürdürülebilirliğini sağlamak ve bu konuda izleme çalışmaları yapmak önemlidir.

Miliç kıyı sulak alanının su kalitesinin belirlenmesinde fiziksel ve inorganik-kimyasal parametreler, organik parametreler ve inorganik kirlenme parametreleri incelenmiştir. Suyun fiziksel parametrelerinde olan sıcaklık, sudaki difüzyon, çözünürlük, doygunluk gibi olayları ve içerisinde barındırdığı birçok su canlısının hayatını etkilemektedir. Sucul organizmaların beslenme, üreme ve metabolik faaliyetlerini sürdürebilmeleri için bulunduğu ortamın sıcaklık değerlerinin uygun olması gerekir (Taş, 2006; Taş ve ark., 2010). Endüstriyel ve kanalizasyon atık sularının karıştığı akarsuların sıcaklığı yıllık ortalama +1.1°C

artmaktadır (Toroğlu ve ark., 2006). Çeşitli faktörlerle suyun sıcaklığının artması ısıl kirlenme olarak tanımlanır. Miliç sulak alanında ortalama su sıcaklığı 19.09°C, yani ılık su ($\leq 25^\circ\text{C}$) niteliğine sahiptir. Alansal ve zamansal değerlendirmede, ısıl kirlenme kaydedilmemiş olup, tespit edilen ortalama su sıcaklık değerleri I. sınıf su kalitesi özelliği taşımaktadır (Anonim, 2004; 2012). Birinci istasyonun su derinliği fazla, akışı hızlı ve akarsu etrafında bulunan bitkilerin gölge oluşturması gibi sebeplerle su sıcaklığı genelde daha azdır. Dördüncü istasyonun su derinliği az, akışı yavaş ve etrafının açık olması nedeniyle sıcaklığı diğer istasyonlara oranla daha yüksek bulunmuştur. Bölgede yapılan benzer çalışmalarda da ortalama su sıcaklığı değerleri I. sınıf su kalitesinde tespit edilmiştir. Rize İyidere’de su kalitesinin incelendiği çalışmada ortalama su sıcaklık değeri 7.20°C (Verrep ve ark., 2005), Giresun Pazarsuyu Deresi’nin su ve sediment kalitesinin incelendiği araştırmada 10.9°C (Ustaoğlu ve Tepe, 2019), Ordu Elekçi Deresi’nde 14.95°C olarak ölçülmüştür (Taş ve ark., 2021). Su sıcaklığı mevsimlere paralel olarak değişmektedir. Örneğin Orta Karadeniz’deki bazı akarsularda ilkbahar-sonbahar sezonlarında su sıcaklığı 9.6–20.5°C aralığında kaydedilirken (Taş ve Kolören, 2017), yaz aylarında bu değer yükselmekte, kış aylarında ise azalmaktadır. Miliç’te en yüksek sıcaklık yazın Haziranda 31.4°C (3. ist.), en düşük sıcaklık kışın Ocakta 8°C (1. ist.) olarak ölçülmüştür.

pH faktörü, suyun canlılar için uygun olup olmamasının belirlenmesinde göz önünde bulundurulan önemli bir parametredir (Barlas ve ark., 2002). Miliç kıyı sulak alanı suyu bazik özellik taşımaktadır (ort. pH=8.2). İlgili yönetmeliklerimize göre (Anonim, 2004; 2012) pH parametresi bakımından çalışma alanı I. sınıf su kalitesinde, yüksek kaliteli su olan “ok iyi” su durumuna sahiptir. Orta ve Doğu Karadeniz’de daha önce incelenen farklı akarsularda ve Türkiye akarsularında pH değerleri genelde bazik ve nötr çevresinde hafif alkali nitelik göstermektedir (Taş ve Kolören, 2017; Özel ve Gemici, 2018; Taş ve ark., 2019; Ustaoğlu ve Tepe, 2019; Kurucu, 2020; Ustaoğlu ve ark., 2020a, 2021a). Suyun önemli parametrelerinden biri olan pH seviyesi çalışma alanında en düşük 1. istasyonda, hafif alkali sınırında kaydedilmiştir. Yukarı havzadan, Miliç Irmağı

ana kolundan gelen su kütlesi, 1. istasyonda birçok su kalite parametresi üzerinde doğrudan ya da dolaylı etki etmektedir. Bu nedenle 1. istasyonun izlenmesi gerekir. Hindistan'ın Batı Bengal Eyaleti'nde bulunan Damodar Irmağı'nda yapılan araştırmada, pH parametresinin endüstriyel ve tarımsal faaliyetlerden etkilendiği bildirilmiştir (Gupta ve Gupta, 2021).

Çizelge 5.1 Miliç Kıyı Sulak Alanı Suyunun İlgili Yönetmeliklere Göre Su Kalite Sınıfları (Anonim, 2004; 2012)

Parametreler	1. İst.	2. İst.	3. İst.	4. İst.	Ortalama±σ
pH	7.89	8.27	8.35	8.28	8.20 ± 0.21
Sıcaklık (°C)	18.58	18.83	19.06	19.85	19.08 ± 0.55
OD (%)	72.43	89.58	99.23	98.02	89.82 ± 12.36
EC (µS/cm)	1483.75	1221.33	1311.25	1358.67	1343.75 ± 109.34
ÇO (mg/L)	6.84	8.46	9.23	8.95	8.37 ± 1.069
TDS (mg/L)	747.59	606.16	655.25	594.76	650.94 ± 69.57
TA (mg/L)	126.58	125.67	121	116.67	122.48 ± 4.58
TH (mg/L)	318.25	282.83	272.83	264.17	284.52 ± 23.74
BOI ₅ (mg/L)	7.21	7.35	7.75	7.97	7.57 ± 0.35
Renk (Pt-Co)	106	87.92	89.67	84.25	91.96 ± 9.63
Türbidite (NTU)	23.58	21.32	15.38	16.06	19.09 ± 4.00
NO ₂ -N (mg/L)	0.01	0.03	0.01	0.02	0.018 ± 0.01
NO ₃ -N (mg/L)	0.34	0.4	0.37	0.4	0.38 ± 0.03
NH ₄ -N (mg/L)	0.34	0.27	0.29	0.3	0.3 ± 0.03
SO ₄ (mg/L)	42.75	36.17	38.42	45.58	40.73 ± 4.23
Cl ₂ (mg/L)	0.12	0.15	0.15	0.08	0.13 ± 0.03
F (µg/L)	323.33	280	360	341.67	326.25 ± 34.28
TP (mg/L)	0.09	0.11	0.1	0.09	0.10 ± 0.01
o-PO ₄ -P (mg/L)	0.78	0.43	0.43	0.9	0.64 ± 0.24
TN (mg/L)	1.65	1.93	1.63	1.57	1.70 ± 0.16
Ca (mg/L)	64.16	63.94	62.77	58.74	62.40 ± 2.52
Mg (mg/L)	40.53	36.78	38.01	43.6	39.73 ± 3.02
Na (mg/L)	293.94	279.55	317.4	431.76	330.67 ± 69.18
K (mg/L)	21.12	19.14	20.55	29.7	22.63 ± 4.79
Al (µg/L)	754.74	584.25	1682.46	920.14	985.40 ± 484.52
As (µg/L)	4.91	5.02	3.35	2.71	3.10 ± 1.15
Cd (µg/L)	1.83	1.1	0.76	0.77	1.12 ± 0.50
Co (µg/L)	2.52	2	2.42	1.84	2.20 ± 0.33
Cr (µg/L)	1.63	1.45	2.09	1.45	1.66 ± 0.30
Cu (µg/L)	8.91	5.43	4.32	6.01	6.17 ± 1.96
Fe (µg/L)	506.71	434.64	1087.3	410.36	609.75 ± 320.99
Mn (µg/L)	853.68	380.09	363.89	165.75	440.85 ± 291.96
Ni (µg/L)	24.71	8.97	4.98	4.74	10.85 ± 9.44
Pb (µg/L)	1.24	0.93	1.37	0.89	1.11 ± 0.24
Zn (µg/L)	21.68	33.65	26.69	14.19	24.05 ± 8.20
Hg (µg/L)	0.82	0.61	0.51	0.45	0.60 ± 0.16

Su kalite sınıfı renk kodları: Mavi: Sınıf I; Yeşil: Sınıf II; Sarı: Sınıf III; Kırmızı: Sınıf IV

Suyun pH değeri ortamda bulunan makrofitlerin gelişimlerini etkileyebilmektedir. pH değeri yüksek sulara besin tuzu iyonları taşınmayabilir (Anonim, 2009). Su altı yapraklar HCO₃⁻ iyonlarını CO₂ kaynağı olarak

kullandıkları için, su altı bitkilerin karbon kaynağı suyun alkalinite ve pH derecesine bağlıdır (Özbay, 2009). Besin maddelerinin bakteriyolojik yollarla giderilmesinde nitrifikasyon faaliyeti için pH'nın 6.6'nın üzerinde, denitrifikasyon faaliyeti için de 6.5–9.5 arasında pH değerinin uygun olacağı belirtilmiştir (Cossu ve ark., 2001). Çalışma alanımızda alansal ve zamansal değerlendirmede, pH 7.34–9.07 arasında değişim göstermiştir. Dolayısıyla, pH değeri hem makrofit gelişimi için hem de nitrifikasyon/denitrifikasyon mekanizmaları için uygun niteliklere sahiptir.

Miliç kıyı sulak alanında suyun oksijenlendirme parametrelerinden olan ÇO miktarı 1.24–16.18 mg/L arasında değişmiştir. Birinci istasyon ÇO ortalama değeri bakımından II. sınıf (az kirlenmiş su, iyi su) özellik taşıırken, diğer istasyonlar ve akarsuyun genel ortalama ÇO değeri (8.36 mg/L) I. sınıf olan yüksek kaliteli su yani “çok iyi” su durumuna sahiptir. Akarsuyun belirli bir zamanda ölçülen oksijen miktarını, suyun o andaki sıcaklığı, su yüzeyindeki atmosferik kısmi gaz basıncı, sudaki çözülmüş tuz yoğunluğu, solunum ve fotosentez gibi olaylar etkilemektedir (Taş, 2006). Fotosentez mekanizması sucul ekosistemlere oksijen sağlamaktadır (Boyd, 2015). Çalışma alanının hareketli olması, ılıman iklim yapısı, su sıcaklığının aşırı yüksek olmaması, makrofit çeşitliliğinin ve bolluğunun fazlalığı suyun oksijenlenmesine katkı sağlamaktadır. Soğuk suların oksijen tutma kapasitesi sıcak sulardan daha fazla olmasından dolayı kış mevsiminde suyun çözülmüş oksijen içeriği yaz mevsiminden yüksek olup, suyun oksijen içeriğini iklim ve canlıların biyomas üretimi etkilemektedir (Egemen ve Sunlu, 1999). Miliç'te alansal ve zamansal değerlendirmede, kış mevsiminde ÇO miktarı yaz mevsiminden yüksek çıkmıştır. ÇO ile sıcaklık arasındaki negatif ilişki, Çizelge 5.2'de verilen Pearson korelasyon analizi sonucunda da görülmektedir ($r = -0.374$; $p < 0.01$).

Çizelge 5.2 Miliç Sulak Alanı Fiziko-Kimyasal Parametrelerinin Korelasyon Matrisi * Korelasyon 0.05 Düzeyinde Anlamlı ** Korelasyon 0.01 Düzeyinde Anlamlı

	T	pH	EC	Renk	ÇO	OD	BOI ₅	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TP	o-PO ₄	TN	SO ₄	SiO ₂	Fe	F	Cl ₂	Sal.	ORP	AKM	Turb.	SD	TDS	TA	TH	Ca	Mg	
T	1																												
pH	-0.192	1																											
EC	0.064	-0.073	1																										
Renk	-0.143	-0.135	-0.158	1																									
ÇO	-0.374**	0.801**	-0.296*	-0.040	1																								
OD	-0.007	0.776**	-0.328*	-0.079	0.920**	1																							
BOI ₅	-0.139	0.290*	-0.159	-0.092	0.308*	0.253	1																						
NH ₄ -N	-0.077	-0.334*	-0.254	0.506**	-0.232	-0.230	-0.150	1																					
NO ₂ -N	0.168	0.047	-0.431**	-0.001	0.118	0.228	0.000	0.314*	1																				
NO ₃ -N	0.257	0.061	-0.274	0.212	0.087	0.218	0.072	-0.048	0.437**	1																			
TP	-0.249	-0.160	-0.146	0.115	0.019	-0.081	-0.036	0.169	-0.045	-0.290*	1																		
o-PO ₄	-0.161	0.212	0.144	-0.094	0.002	-0.066	0.000	-0.269	-0.239	-0.183	-0.069	1																	
TN	-0.117	-0.213	-0.476**	0.070	0.023	-0.020	-0.010	0.254	0.359*	0.182	0.104	-0.346*	1																
SO ₄	0.018	0.017	0.692**	-0.148	-0.202	-0.201	-0.158	-0.018	-0.319*	-0.221	-0.017	0.081	-0.370**	1															
SiO ₂	-0.241	0.308*	-0.133	-0.195	0.244	0.141	0.042	-0.059	-0.037	-0.160	-0.027	0.166	-0.007	-0.238	1														
Fe	0.140	-0.220	-0.373**	0.669**	-0.122	-0.077	-0.060	0.153	0.284	0.527**	0.108	-0.194	0.219	-0.337*	-0.217	1													
F	0.456**	-0.095	0.030	-0.210	-0.165	0.019	-0.138	-0.001	-0.005	-0.082	-0.062	0.182	-0.232	0.105	-0.042	-0.151	1												
Cl ₂	0.267	-0.235	0.409**	-0.022	-0.295*	-0.216	-0.110	-0.066	-0.037	-0.051	0.102	-0.156	0.029	0.089	-0.498**	-0.068	0.046	1											
Sal.	0.169	0.107	0.366*	-0.204	-0.045	0.037	-0.156	0.028	-0.252	-0.159	-0.129	0.031	-0.270	0.827**	-0.184	-0.290*	0.201	-0.071	1										
ORP	0.111	-0.996**	0.070	0.152	-0.785**	-0.793**	-0.287*	0.348*	-0.063	-0.086	0.186	-0.198	0.220	-0.023	-0.287*	0.218	0.056	0.215	-0.127	1									
AKM	-0.017	-0.147	-0.290*	0.847**	0.014	0.030	-0.095	0.322*	0.143	0.282	0.184	-0.218	0.211	-0.287*	-0.304*	0.771**	-0.057	0.099	-0.280	0.154	1								
Turb.	0.242	0.044	-0.355*	0.589**	0.084	0.223	-0.005	0.174	0.338*	0.361*	0.113	-0.162	0.122	-0.322*	-0.208	0.693**	-0.051	0.064	-0.303*	-0.068	0.688**	1							
SD	-0.087	0.075	0.191	-0.521**	0.066	0.019	0.126	-0.288*	-0.304*	-0.104	-0.128	0.074	-0.178	0.346*	0.192	-0.424**	0.255	-0.371**	0.430**	-0.074	-0.562**	-0.577**	1						
TDS	0.397**	-0.354*	0.519**	0.104	-0.505**	-0.432**	-0.236	-0.063	0.077	0.154	0.054	-0.053	-0.220	0.449**	-0.275	0.366*	0.020	0.267	0.223	0.332*	0.096	0.112	-0.159	1					
TA	-0.067	-0.261	-0.044	-0.415**	-0.101	-0.115	-0.097	0.072	0.175	-0.235	0.095	-0.166	0.250	-0.022	-0.131	-0.399**	0.212	0.278	0.023	0.269	-0.119	-0.447**	0.025	-0.0176	1				
TH	0.069	0.121	0.557**	-0.286*	-0.082	-0.056	-0.115	-0.061	-0.364*	-0.254	-0.062	0.109	-0.275	0.888**	-0.078	-0.429**	0.176	0.045	0.918**	-0.132	-0.397**	-0.473**	0.464**	0.252	0.057	1			
Ca	-0.489**	0.191	0.362*	-0.466**	0.186	-0.055	0.170	-0.332*	-0.269	-0.382**	0.025	0.296*	-0.181	0.189	0.376**	-0.545**	-0.121	-0.082	-0.017	-0.149	-0.518**	-0.636**	0.312*	-0.059	0.245	0.201	1		
Mg	0.082	0.124	0.610**	-0.201	-0.070	-0.039	-0.124	-0.050	-0.361*	-0.248	-0.087	0.067	-0.342*	0.866**	-0.162	-0.402**	0.195	0.120	0.866**	-0.137	-0.294*	-0.433**	0.434**	0.230	0.054	0.939**	0.155	1	

Araştırmadan elde ettiğimiz ÇO değerlerine benzer sonuçlar çevremizde yapılan çalışmalarda da tespit edilmiştir. Melet Irmağı'nda belirlenen 4 istasyondan mevsimlik alınan su örneklerinde ÇO miktarları sırasıyla; 7.03–10.11, 7.72–10.29, 8.56–10.82, 8.20–10.83 mg/L aralıklarında kaydedilmiş, genel ortalama ÇO miktarı 8.66 ± 0.836 olarak hesaplanmıştır (Kontaş ve Bostancı, 2020). Curi Deresi'nin nehir ağzı istasyonunda ÇO değerinin 9.26 mg/L (Kurucu, 2020), Turnasuyu Deresi'nde ise ortalama ÇO miktarının 10.86 mg/L olduğu bildirilmiştir (Taş ve ark., 2019; Ustaoglu ve ark., 2020a). ÇO ile tuzluluk arasında negatif bir ilişki vardır. Tuzluluk arttıkça ÇO miktarı azalır (Demir Yetiş ve Selek, 2009). Çalışmamızda buna benzer şekilde ÇO ile tuzluluk arasında zayıf da olsa negatif yönde bir korelasyon tespit edilmiştir ($r = -0.045$; $p < 0.01$) (Çizelge 5.2). Suyun debisinin yavaş olması, özellikle 1. ve 2. istasyon çevresindeki noktasal/yayılı kaynaklardan gelen kirlilik yükleri, sedimentteki organik yük fazlalığı, zaman zaman yüzen yapraklı makrofitlerin artışı, emers makrofit topluluklarının suyun akışını yavaşlatması, sucul canlıların solunum etkinlikleri, dekompozisyon faaliyetleri gibi olaylar Miliç sulak alanı su kütlesinde ÇO derişimini azaltan faktörler olarak görülmüştür. Bu durum aynı zamanda suyun oksijen doygunluğunu da etkilemiştir.

Sudaki ÇO derişimini gösteren diğer parametre % olarak ifade edilen oksijen doygunluğudur (% OD). Pearson korelasyon matrisinde ÇO ile % OD arasında çok güçlü ve pozitif yönde bir ilişki vardır ($r = 0.920$; $p < 0.01$) Yıllık ortalama % OD değeri $> \% 90$ olan sular I. sınıf su kalitesine sahiptir (Anonim, 2004). Miliç kıyı sulak alanında ortalama $\% 89.82$ olarak ölçülen DO değeri, I. sınıf sınırında, II. sınıf su kalitesi özelliğinde yani “iyi” su durumundadır (Anonim, 2012). OD (%) ortalaması İyidere'de 76.10 (II. sınıf) (Verep ve ark., 2005), Fırtına Deresi'nde 105.52 (I. sınıf) (Gedik ve ark., 2010), Kestel Deresi'nde 94.64 (I. sınıf) ve 88.375 (II. sınıf) olarak tespit edilmiştir (Tokatlı ve ark., 2012a). Orta Karadeniz Bölümü'ndeki bazı akarsularda, bahar aylarında OD (%) 83.4–102.5 aralığında (Sınıf I–II) kaydedilmiştir (Taş ve Kolören, 2017).

Organik parametrelerden olan BOI_5 , sudaki kirlilik yükünün genel bir göstergesi olup sudaki organik kökenli kirlenme hakkında bilgi verir. BOI_5 , bakterilerin organik maddeyi parçalayabilmek için ihtiyaç duyduğu oksijen

miktardır (Egemen, 2006). Miliç kıyı sulak alanındaki istasyonlarda BOİ₅ değeri 3.83–15.7 mg/L arasında kaydedilmiştir. Ortalama BOİ₅ değeri 7.57 mg/L'dir ve bu sonuca göre sulak alan II. sınıf su kalitesi niteliğine sahiptir (Anonim 2004; 2012). Miliç kıyı sulak alanının organik madde bakımından zengin, su sıcaklığının organik çürüme için uygun olması ve suyun oksijen derişimini azaltan faktörler nedeniyle BOİ₅ değeri az kirlenmiş su özelliği göstermiştir. Aksu Çayı'nda ortalama BOİ₅ değeri 4.21 mg/L olarak ölçülürken (Kalyoncu ve ark., 2008), Kestel Deresi'nde kaynağa yakın bölgede BOİ₅ değeri 1.2 mg/L, akarsuyun aşağı bölümünde ise 5.508 mg/L olarak ölçülmüştür (Tokatlı ve ark., 2012a). Çalışma alanımızla aynı alt havzada bulunan Terme Çayı'nda, akarsuyun üst bölgesinde BOİ₅ değerinin ilkbaharda 1.2 mg/L, aşağı bölgesinde ise yaz ortasında 3.28–3.57 mg/L (β -mezosabrobik zon) olduğu bildirilmiştir (Ustaoğlu ve ark., 2021a). Bu sonuç yaz aylarında ve akarsuların alt havzalarında organik kirlilik yükünün artmasıyla BOİ₅ derişiminin yükseldiğini göstermektedir. Yüzeysel sularında doğal olarak bulunan veya kirlenici kaynaklardan sulara ulaşan çeşitli organik maddeler, ortamdaki mikroorganizmaların aktiviteleri sonucu anaerob veya aerob olarak belirli düzeyde ayrışır ve bu sırada suyun oksijen dengesini etkiler. Terme Irmağında ve Miliç sulak alanında yapılan oksijenlendirme analizleri akış aşağı yönünde organik kirlilik yükünün arttığını göstermektedir. Çalışma alanımızda, kıyı kordonu boyunca yerleşim alanları, dinlenme tesisi, yukarı havzadan kanal ve akarsularla taşınan kentsel yükler sulak alan üzerindeki en önemli baskılardır. Ova kentsel akarsularında, su kaynağının azlığı ve akarsuyun yavaş hareketinin, sıklıkla anaerobik fenomeni meydana getirdiği bildirilmiştir (Cox, 2003). Gupta ve Gupta (2021), yaptıkları çalışmada BOİ₅ parametresinin kentsel atıklardan etkilendiğini belirtmiştir.

Su kalitesinin belirlenmesinde kullanılan fiziksel parametrelerden bulanıklık ile AKM arasında pozitif yönde kuvvetliye yakın orta düzeyde bir ilişki ($r=0.688$, $p<0.01$) tespit edilmiştir (Çizelge 5.2). Bulanıklık ile renk parametresi arasında ise pozitif yönde kuvvetli bir ilişki vardır ($r=0.847$, $p<0.01$). Akarsuların alt bölgelerinde, sudaki nütrient kirliliğiyle birlikte yüksek bulanıklık olduğu belirtilmiştir (Taş ve ark., 2021; Ustaoğlu ve ark., 2021a). Organik veya inorganik

maddelerden veya ikisinin kombinasyonundan kaynaklanabilen bulanıklık, yaklaşık 4.0 NTU (Nephelometric Turbidity Unit) üzerinde çıplak gözle fark edilebilmektedir (WHO, 2011). Alansal ve zamansal değerlendirmede, Miliç sulak alanının bulanıklık değeri 15.38–23.58 NTU arasında değişmiştir. Yıllık ortalama bulanıklık 19.09 NTU olarak kaydedilmiştir. Genel olarak çalışma periyodu boyunca Miliç kıyı sulak alanı suyu bulanık su niteliğindedir. Terme Çayı'nın bulanıklığı (9.18 NTU) çalışma alanımızdan daha azdır (Ustaoğlu ve ark., 2021a).

Miliç kıyı sulak alanında aylık renk parametresi analizi ortalama değeri ise 10–393 Pt-Co birimi arasında kaydedilmiştir. Yıllık ortalama renk 91.96 birim olarak hesaplanmıştır. Bu değere göre Miliç sulak alanı III. sınıf (orta) yani “kirlenmiş su” niteliğindedir (renk, 50–300 Pt-Co birimi) (Anonim, 2004). Çalışma alanımızın 1. ve 4. istasyonları deniz akıntılarında etkilenmekte, akıntı ve rüzgâr nedeniyle akarsu yatağındaki suyun hareketi yön değiştirmekte, bu durum AKM miktarını artırarak bulanıklığa ve renk değişimine sebep olmaktadır. Ayrıca, akarsuyun geçtiği yerlerdeki evsel ve tarımsal faaliyetler, yol yapım ve kanal temizleme çalışmaları, taş ocağı işletmesi gibi insan kaynaklı baskılar da akarsuyun AKM, bulanıklık ve rengini etkileyen başlıca baskılardır. Sulak alanda yıllık ortalama AKM 22.77 mg/L olarak hesaplanmış, alansal ve zamansal değerlendirmede AKM 2–110 mg/L arasında değişmiştir. Terme Çayı'nda AKM miktarı Miliç sulak alanından daha azdır (6.34 mg/L), akış yönünde AKM artış göstermiştir (Ustaoğlu ve ark., 2021a). AKM'nin sudaki miktarının belirli bir seviyenin üzerine çıkması durumu suyun fiziksel olarak kirlenmesine, bulanmasına, ışık geçirgenliğinin azalmasına yol açacağı, dolayısıyla sucul canlıların yaşamlarının olumsuz yönde etkileneceği belirtilmiştir (Uslu ve Türkman, 1987). Arazi çalışmasının yapıldığı dönemlerde Terme'de iki büyük sel felaketi yaşanması, akarsu yatağının antropojenik faaliyetlerle bozulması, rüzgârın etkisiyle karışım ve ötrofik yapısından dolayı sulak alanda bulanıklığının yüksek olduğunu söyleyebiliriz.

Sudaki fitoplankton ve diğer sucul bitkilerin besin üretmeleri bakımından ışık miktarı önemlidir (Cirik ve Cirik, 1999). Suyun ışığı geçirme özelliği Secchi diski (SD) ile belirlenebilmektedir. Bulanıklık, AKM miktarı gibi fiziksel parametrelerin yüksek olması ışığın sudaki derinlere difüzyonunu engellemektedir. Nitekim, SD ile

AKM ($r=-0.562$, $p<0.01$); ve SD ile türbidite arasındaki ($r=-0.577$, $p<0.01$) negatif yönde orta düzeydeki ilişki Çizelge 5.2'deki korelasyon matrisinde görülmektedir. SD değeri sulak alanda oldukça düşüktür (0.11–0.85 m, ortalama 0.42 m). Miliç sulak alanın debisinin az, rüzgâr ve deniz hareketlerinden etkilenmesi, yol yapımı ve kanal temizleme faaliyetleri, çeltik tarımı gibi tarımsal ve evsel kaynaklı pollutantlar sulak alanda primer üretimi artırırken, suyun AKM, renk, bulanıklık gibi parametreleri de artmakta, bu sebeple ışık geçirgenliği azalmaktadır. Ötrofikasyonun sıkça yaşandığı, Eğirdir Gölü ile Kovada Gölü'nü birbirine bağlayan Kovada Kanalı'nın seki diski derinliği Nisan ayında 0.12 m ve Eylül ayında ise 0.58 m bulunmuştur (Zeybek ve ark., 2012).

Suda çözülmüş tuz, mineral, metal vb. katı maddeler suyun toplam çözülmüş katı madde miktarını yani TDS'yi gösterir. TDS'yi klorür, sülfat, karbonat, bikarbonat, nitrat, kalsiyum, magnezyum, sodyum, potasyum vb. iyonlar oluşturur. İyonlardan başka organik yapıdaki küçük maddeler, çözünebilen organik bileşikler, kil, sit ve mikroskobik organizmalar da TDS'yi oluştur (Taş ve Çetin, 2011). Çalışma alanımızda yıllık ortalama TDS 650.94 mg/L'dir. Bu değer Miliç sulak alanının tatlı su niteliği taşıdığını göstermektedir (TDS, <1000 mg/L). TDS değerine göre suyun kalite açısından sınıflandırılması yapıldığında (suyun içilebilirlik oranı), Miliç kıyı sulak alanı "içilemez su" sınıfında yer almaktadır (TDS değeri 350–1100 aralığında). Alanımızla aynı bölgedeki akarsularda ortalama TDS değeri; Mert Irmağı'nın mansabında 670 mg/L (Arıman ve ark., 2007), Kızılırmak Nehri'nin mansabında 812.5 mg/L (Taş ve Kolören, 2017), Elekçi Deresi'nin mansabında 151.66 mg/L (Taş ve ark., 2021), Terme Çayı mansabında 102.85 mg/L (Ustaoğlu ve ark., 2021a) olarak ölçülmüştür.

Korelasyon matrisinde, TDS ile EC parametreleri nda pozitif yönde, orta düzeyde bir korelasyon kaydedilmiştir ($r=0.519$, $p<0.01$). Suda bulunan anyonlar ve katyonların miktarı suyun iletkenliğini doğrudan etkilemektedir. Dolayısıyla, EC suyun çözülmüş tuz içeriğine bağlı olarak artar. Korelasyon tablosunda da görüldüğü üzere; EC ile Mg nda ($r=0.610$, $p<0.01$) ve EC ile toplam sertlik arasında (TH) ($r=0.557$, $p<0.01$) pozitif yönde orta düzeyde ilişki tespit edilmiştir. EC ve TDS'nin endüstriyel faaliyetlerden kaynaklandığı (Gupta ve Gupta, 2021), EC parametresinin,

içerisinde bulunduğu suyun çözünmüş madde ve iyon miktarına göre (Tanyolaç, 2011), ortamın yağış miktarına, jeolojik yapısına ve sıcaklığa bağlı olarak değiştiği belirtilmiştir (Taş, 2006). Miliç sulak alanı yıllık ortalama EC değeri 1343.75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir. Bu değere göre, sulama suyu açısından değerlendirildiğinde, Miliç sulak alanı “yüksek tuzlu su” sınıfında yer almaktadır (EC, 750–2250 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Aynı alt havzadaki Terme Çayı'nda yıllık ortalama EC değeri 179.78 $\mu\text{S}/\text{cm}$ yani <250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olduğu için “az tuzlu su” sınıfında yer almıştır (Ustaoglu ve ark., 2021a). Elekçi Deresi'nin alt bölgesinde de ortalama EC değeri “az tuzlu su” sınıfı (242.33 $\mu\text{S}/\text{cm}$) özelliği göstermektedir (Taş ve ark., 2012). Yüksek tuzluluğu nedeniyle, Miliç sulak alan suyunun tuzluluğa dirençli bitkilerin sulanmasında dikkatli kullanılması gerekir. EC parametresi Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ndeki (Anonim, 2012) sınıflandırmaya göre III. sınıf su kalitesinde (orta), yani “kirlenmiş su” özelliği taşımaktadır (EC, 1000–3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ndeki (Anonim, 2004) TDS parametresine göre değerlendirildiğinde, Miliç kıyı sulak alanı II. sınıf su kalitesinde (iyi), yani “az kirlenmiş su” özelliğine sahiptir (TDS, 500–1500 mg/L). Suyun kalitesi bakımından, kaliteli su için EC değerinin 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerinin altında, suyun az kirli sınıfında olabilmesi için de iletkenliğin 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerinin altında olması gerekmektedir (Anonim, 2012). Araştırma periyodumuz sırasında, 2019 yılının Haziran ve Ağustos aylarında meydana gelen iki büyük sel felaketi ve akarsu yatağındaki çözünmüş maddeler nedeniyle EC değeri yüksek çıkmış olabilir. Çünkü Miliç sulak alanı havzasında endüstriyel faaliyetler azdır, bu durumda jeolojik yapıdan kaynaklı suda çözünmüş madde konsantrasyonu artışı söz konusudur.

Suyun inorganik kimyasal parametrelerinden nütrient bileşikleri, ova akarsularının su kalitesi üzerinde oldukça etkilidir. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (Anonim, 2004) ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (Anonim, 2012) ek tablolarındaki nütrient parametreleri değerlendirildiğinde, yıllık ortalama analiz sonuçlarımıza göre; azotlu bileşiklerden $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_2\text{-N}$ II. sınıf, $\text{NO}_3\text{-N}$ ve TN II. sınıf su kalite sınıfında yer almıştır. Fosforlu bileşiklerden TP II. sınıf, o- $\text{PO}_4\text{-P}$ ise III. sınıf su kalitesini göstermiş olup IV. sınıf su kalitesi sınırına yakındır (0.64 mg/L). Yıllık değerlendirmede, o- $\text{PO}_4\text{-P}$ değeri 1. ve 4. istasyonlarda IV. sınıf su

kalitesi özelliği taşıdığı tespit edilmiştir (>0.65 mg/L). Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (Anonim, 2012)'ne göre, IV. sınıf su, Miliç sulak alanının bu parametre bakımından “çok kirlenmiş su” yani “zayıf” su durumuna sahip olduğunu ifade etmektedir.

Miliç kıyı sulak alanı TN parametresine göre “yüksek kaliteli su”, TP parametresi göre “az kirlenmiş su” niteliğine sahiptir. Çalışma alanında nütrient elementlerin yüksek çıkması tarımsal faaliyetlerden ve evsel atıksulardan, yani insan etkilerinden kaynaklanmaktadır. Evsel veya endüstriyel atık suların akarsuya deşarjı sonucu sulardaki amonyum miktarının arttığı (Egemen ve Sunlu, 1996), fosforun tarımsal, evsel, endüstriyel ve doğal kayaçlardan yerüstü sularına katılarak çoğu zaman sekonder kirlenmeye yani ötrofikasyona yol açtığı belirtilmektedir (Taş ve ark., 2021). Fosfatlı bileşikler akarsu kirliliğinin belirlenmesinde indikatör parametrelerdendir. Elekçi Deresi'nin alt havzasının o-PO₄-P ortalama değeri 0.70 mg/L olarak ölçülmüş ve bu parametre bakımından yukarı havzanın III. sınıf (0.16–0.65 mg/L), aşağı havzanın ise IV. sınıf (>0.65 mg/L) su kalite özelliği taşıdığı belirtilmiştir (Taş ve ark., 2021). Kentsel ve ova akarsuyu özelliği taşıyan Terme Çayı'nda yapılan çalışmada, nütrient parametrelerinden azotlu bileşiklerin konsantrasyonu I. sınıf su kalitesi niteliği göstermiş, TP ise III. sınıf olan kirlenmiş su yani “orta” su durumuna sahip olduğu ifade edilmiştir (Ustaoglu ve ark., 2021a). Azotlu bileşikler Terme Ovası'ndaki zirai faaliyetlerden ve evsel atıksulardan kaynaklanmaktadır. Ancak sulak alanda ileri derecede azotlu bileşiklerden kaynaklı kirlenme söz konusu değildir. Fakat, tarımsal üretim için fazla gübreleme yapılması ve evsel atıksulardaki deterjanlardan kaynaklı fosfatlı bileşiklerinin konsantrasyonu yüksektir ve sulak alan üzerindeki en etkili kimyasal parametredir.

Akarsu ve göllerde yaşayan bakteriler, bitkiler ve algler için azot kaynağı olan amonyum sularda düşük miktarlarda bulunur ve ayrıca çok çabuk form değiştirebilir (Wetzel ve Likens, 2000). Hayvansal atıkların en temel azot formunu NH₄-N, aynı zamanda azotlu organik maddelerin ayrışması sonucu da ortaya çıkabilir (Tomasso, 1994). Gübreleme, alglerin çoğalması ve ölmesi durumu, evsel ve endüstriyel atık sularının iletilmesi sonucunda NH₄-N seviyesi artar (Barlas ve Kiriş, 2004). Normalde suda yaşayan canlılar için zararı olmayan amonyum, pH ve

sıcaklığın yükselmesiyle amonyağa dönüşür ve sucul canlılar için toksik hale gelebilir (Ünlü ve ark., 2008). Miliç sulak alanında 0.001–1.1 mg/L arasında değişen $\text{NH}_4\text{-N}$ yıllık ortalama değeri 0.3 mg/L'dir (II. sınıf). Kirlenmemiş akarsularda $\text{NH}_4\text{-N}$ derişiminin 0.005–0.04 mg/L aralığında bulunduğu bildirilmiştir (Wetzel, 2001). Yıllık ortalama değer bakımından Miliç kıyı sulak alanı gibi, sularını Karadeniz'e taşıyan Pazarsuyu Deresi'nde (0.28 mg/L) $\text{NH}_4\text{-N}$ bakımından kirlenme söz konusuyken (Ustaoğlu ve Tepe, 2019), Turnasuyu'nda $\text{NH}_4\text{-N}$ ortalama değeri 0.034 mg/L bulunmuştur (Ustaoğlu ve ark., 2020a) ve bu parametre bakımından akarsu kirlenmemiş sınıfındadır.

Alansal ve zamansal değerlendirmede, $\text{NO}_2\text{-N}$ değeri 0.001–0.09 mg/L arasında değişen ve yıllık ortalama değeri 0.018 mg/L olan Miliç sulak alanında (II. sınıf), bu parametreyi artıran faktörler azotlu gübreler, organik maddeler ve bazı minerallerdir. Bunlar sudaki başlıca nitrit kaynakları olup, doğal suların nitrit konsantrasyonunun düşük düzeyde olduğu belirtilmiştir (Egemen ve Sunlu, 2003). Curi Deresi'nin alt istasyonunda $\text{NO}_2\text{-N}$ ortalaması çalışma alanımızdan oldukça azdır ve 0.0055 mg/L olarak ölçülmüştür (Kurucu, 2020).

İnorganik azot bileşiklerinin yaygın formu olan nitrat, kirlenmemiş sularda nitrifikasyonun son ürününü oluşturur (Tepe, 2009). Çalışma alanımızda I. sınıf su kalite sınıfında yer alan $\text{NO}_3\text{-N}$ değeri 0.1—0.8 mg/L aralığında değişmiştir (ortalama 0.38 mg/L). Elekçi Deresi, Melet Irmağı ve Curi Deresi'nin nehir ağız istasyonlarında ortalama $\text{NO}_3\text{-N}$ değerleri sırasıyla; 0.873 mg/L (Yılmaz, 2013), 0.775 mg/L (Kontaş, 2018) ve 0.75 mg/L (Kurucu, 2020) olarak belirlenmiştir. Bu alanların tamamında fındık tarımı yapılmakta ve gübreleme uygulanmaktadır. Fakat sularda nitrat kirliliği söz konusu değildir ($\text{NO}_3\text{-N} < 3$ mg/L, I. sınıf).

Yerüstü ve yeraltı sularının önemli fosfor kaynakları arasında fosforlu gübreler ve hayvansal gübrelerin gelişigüzel kullanılması gelir. Bunlar önemli su kirleticilerindendir (Aras ve Fındık, 2018). Kirlenmemiş doğal sularda çok düşük seviyede (0.01–0.03 mg/L) bulunan fosfor, tatlı su canlılarının yaşamı üzerinde önemli etkiye sahiptir (Tepe ve Boyd, 2003). Miliç sulak alanının TP içeriği 0.03–0.4 mg/L arasında değişmiş, yıllık ortalama 0.1 mg/L olarak tespit edilmiştir (II. sınıf). Havzası içindeki yoğun fındık ve çeltik tarımı nedeniyle kullanılan suni

gübreler ana fosfor kaynağıdır. Bölgede yapılan çalışmalarda da benzer sonuçlar bildirilmiştir. Yıllık ortalama TP değeri Pazarsuyu Deresi'nde 0.11 mg/L (Ustaoğlu ve Tepe, 2019), Turnasuyu Çayı'nda 0.016 mg/L (Ustaoğlu ve ark., 2020a), Han Çayı'nda 0.02 mg/L (Sönmez ve Battal, 2017), Mert Irmağı'nda 0.71 mg/L (Bakan ve Şenel, 2000) ve Kestel Deresi'nde 0.15 mg/L (Tokatlı ve ark., 2012a) bulunmuştur.

Organik fosfor bileşiklerinin tamamının temel yapısını orto-PO₄ anyonu oluşturulur (Uslu ve Türkman, 1987). Sulak alan su örneklerindeki orto-PO₄ miktarı 0.07–5.65 mg/L arasında kaydedilmiş, yıllık ortalama değer ise 0.64 mg/L olarak hesaplanmıştır. Kestel Deresi'nde ortalama orto-PO₄ değeri 0.0535 mg/L (Tokatlı ve ark., 2012a), Köprüçay'da 0.12 mg/L bulunmuştur (Çiçek ve Ertan, 2012), Tersakan Çayı'nda 2.8 mg/L'dir (Maraşlıoğlu ve ark., 2016).

Sülfür bileşikleri, suda değişik reaksiyonlara sebep olmakta ve bunun sonucunda korozyon, toksisite, koku ve tat gibi sorunlara yol açabilmektedir (Atabey, 2005). Sülfatın ekolojik bakımdan en önemli etkisi, yetersizliğinde ortamdaki fitoplankton gelişmesini olumsuz yönde etkilemesidir (Tanyolaç, 2011). Miliç kıyı sulak alanı suyunda SO₄ derişimi 3–97 mg/L aralığında kaydedilmiştir. Yıllık ortalama SO₄ parametresi bakımından (40.73 mg/L), Miliç kıyı sulak alanı I. sınıf su kalite sınıfında yer almıştır (<200 mg/L) (Anonim, 2004). Orta Karadeniz Bölümü'nde yer alan bazı akarsuların denize deşarj alanlarındaki su kalitesinin araştırıldığı çalışmalarda; Yeşilırmak Nehri'nde ortalama 45.5 mg/L, Gelemen Deresi'nde 50 mg/L ve Mert Irmağı'nda 38 mg/L SO₄ ölçülmüştür (Taş ve Kolören, 2017). Yapılan benzer çalışmalarda, Türkiye akarsularının çok yüksek kirliliğe yol açacak derecede SO₄ içermediği görülmüştür. Ortalama SO₄ miktarı Aksu Çayı'nda 54.59 mg/L (Kalyoncu ve ark., 2008), Köprüçay Nehri'nde 26.53 mg/L (Çiçek ve Ertan, 2012), Horohon Deresi'nde 50.1 mg/L (Mutlu ve ark., 2013), yakın çevremizde ve benzer çevresel özelliklere sahip Pazarsuyu Deresi'nde 8.30 mg/L (Ustaoğlu ve Tepe, 2019), Turnasuyu Çayı'nda 13.97 mg/L (Ustaoğlu ve ark., 2020a), Elekçi Deresi'nde 11.46 (Taş ve ark., 2021), Terme Çayı'nda ise 7.8 mg/L kaydedilmiştir (Ustaoğlu ve ark., 2021a).

Doğal sularda 2–20 mg/L aralığında olarak bulunan silisyum kıkırdak oluşumu için esansiyel özelliktedir (Aksoy, 2006). Diyatome (silisli algler) ve silisli süngerler, gelişim dönemlerinde gerekli olan silisi sudan temin ederler (Tanyolaç, 2011). Miliç sulak alanında yapılan analizlerde SiO₂ değeri 3–21.7 mg/L aralığında değişmiş, yıllık ortalama değer 12.95 mg/L olarak hesaplanmıştır. İlkbahar ve yaz mevsimlerinde SiO₂ miktarının düşük, kış mevsiminde yüksek çıkması, diyatome gelişim dönemleri olan bahar aylarında ve yaz aylarında sudan önemli miktarda SiO₂ kullanılmasından kaynaklanmaktadır. İlkbahar mevsiminde diyatome miktarının artmasıyla sudaki silisyum derişiminin çok azaldığı, fotosentezin çok düşük düzeyde olduğu kış mevsiminde ise silisyum derişiminin arttığı bildirilmiştir (Egemen ve Sunlu, 1996). Sulak alanda SiO₂ miktarı en yüksek kış mevsiminde (16.21 mg/L), en düşük ilkbahar mevsiminde (10 mg/L) ölçülmüştür. Han Çayı'nda ortalama 9.88 mg/L (Sönmez ve Battal, 2017), yakın çevredeki akarsulardan Turnasuyu Çayı'nda 8.91 mg/L (Ustaoğlu ve ark., 2020a), Terme Çayı'nda ise 17.51 mg/L SiO₂ (Ustaoğlu ve ark., 2021a) tespit edilmiştir.

Demir parametresi, element formunda doğada çok az bulunur (Güler ve Çobanoğlu, 1997). Birçok organizmanın gelişmesi için önemli bir mineral olan demir, kendisi klorofilin yapısına katılmaz, ancak sentezlenmesinde katalizör olarak görev alır. Ayrıca hayvanların solunum metabolizması ve enzimatik reaksiyonlarda da rolü vardır (Cirik ve Cirik, 1999). Miliç sulak alanı suyunun toplam demir derişimi 0.02–2.33 mg/L arasında değişmiştir. Yıllık ortalama değere göre (0.30 mg/L) sulak alan su kalitesi I. sınıftır (Anonim, 2004). Terme'de meydana gelen iki büyük sel felaketi sonrası, yaz mevsiminde demir konsantrasyonu yüksek çıkmıştır. Akarsu havzasındaki verimli ova toprağını oluşturan başta demir bileşikler olmak üzere çeşitli mineraller suya karıştığı için, toplam demir konsantrasyonu sel sonrası yüksek çıkmış olabilir. Kahramanmaraş ilinde bulunan üç akarsudaki (Ayvalı yüzey suyu, Pınarbaşı ve Karasu kaynakları) ortalama toplam demir derişimi 0.023 mg/L olarak ölçülmüş (Gemci ve ark., 2016), aynı bölgedeki Elekçi Deresi'nde mevcut çalışmamıza benzer 0.30 mg/L toplam demir belirlenirken (Taş ve ark., 2021), Terme Çayı'ndaki değer 0.0245 mg/L'dir (Ustaoğlu ve ark., 2021a).

Florür doğal sularda çok az miktarda bulunur. Miliç sulak alanı suyunun florür derişimi 30–830 µg/L arasında değişmiş, ortalama 326.25 µg/L F⁻ hesaplanmıştır. Sulak alanın yıllık ortalama F⁻ değeri <1000 µg/L olduğu için bu parametre bakımından “yüksek kaliteli su” (I. sınıf) niteliğindedir (Anonim, 2004; 2012). Daha çok termal ve volkanik bölge sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunan F⁻ Miliç kıyı sulak alanında düşük değerlerde kaydedilmiştir. Terme Çayı’nda ortalama F⁻ konsantrasyonu çalışma alanımızdan biraz yüksek, I. sınıf su kalite sınıfına yakın, 1010 µg/L olarak tespit edilmiştir (Ustaoglu ve ark., 2021a). Kahramanmaraş’ta Ayvalı yüzey suyu, Pınarbaşı ve Karasu kaynaklarında yapılan araştırmada ise ortalama F⁻ konsantrasyonu oldukça yüksek düzeyde 4.47 mg/L (4470 µg/L F⁻) kaydedilmiştir (Gemci ve ark., 2016). Bu parametreye göre Kahramanmaraş’ta incelenen sular “çok kirlenmiş su” (IV. sınıf) niteliğine sahiptir (>3000 µg/L F⁻). Mersin Deliçay’da ortalama F⁻ derişimi ise 0.16 mg/L (160 µg/L) olarak tespit edilmiştir (Yıldırım ve ark., 2020). Farklı bölgelerin farklı kayaç ve toprak yapısı nedeniyle akarsuların florür içeriğinin de bulunduğu bölgeye bağlı olarak değiştii görölmektedir.

Klor bütün doğal sularda mevcuttur, çözünürlüğünün fazla olmasından dolayı normal ve kirli sularda klor tuzları en fazla rastlanılan iyonlardandır. Normal sularda klor iyonlarına 1 mg/L’den birkaç bin mg/L’ye kadar rastlanılabilir (Güler ve Çobanoğlu, 1997). Kirlenmenin olmadığı veya tuzlu su girdisinin olmadığı suların klorür (Cl⁻) içeriği 10–30 mg/L arasında bulunur (Taş ve ark., 2010). Tuzlu suların akiferlere ve tatlı sulara karışması, evsel ve endüstriyel atıkların su kaynaklarına karışması sonucunda tuzluluk artar (Bayraktar ve ark., 2016). Miliç sulak alanı suyunda serbest klor (Cl₂) analizi yapılmıştır. Alansal-zamansal değerlendirmede 0.04–0.38 mg/L arasında kaydedilen Cl₂ parametresinin yıllık ortalama değeri 0.13 mg/L’dir. Bu sonuca göre sulak alanın su kalitesi IV. sınıftır (>50 µg/L Cl₂, 0.05 mg/L Cl₂). Miliç kıyı sulak alanının deniz seviyesinde, 1. ve 4. istasyonlarda denizle ilişkisi olan, kıyı kordonundaki evsel atıksuların ve akarsu kıyısındaki dinlenme tesislerinin etkisi dolayısıyla Cl₂ konsantrasyonu yüksek çıkmış olabilir. Aynı havzadaki Terme Çayı’nda ortalama Cl₂ konsantrasyonunun 0.060 mg/L (60 µg/L) olduğu bildirilmiştir (Ustaoglu ve ark., 2021a). Terme Çayı’nda Cl₂ derişimi

akarsuyun yukarı bölgesinde 0.04 mg/L iken akarsuyun aşağı bölgesinde 0.12 mg/L ölçülmüştür. Akış yönünde, aşağı havzada çalışma alanımıza benzer bir Cl₂ artışı görülmektedir. Bu artışın en temel sebebi insan kaynaklı faaliyetlerdir. Çalışma alanımızda ise sulak alanın deniz seviyesinde, denize yakın olması ve insan kaynaklı evsel ve tarımsal kirlenme etkilidir. Ortalama Cl₂ Kestel Deresi'nde 0.19 mg/L (Tokatlı ve ark., 2012a), Ayvalı yüzey suyu, Pınarbaşı ve Karasu kaynaklarında 0.4 mg/L ölçülmüştür (Gemci ve ark., 2016), Pazarsuyu Deresi'nin nehir ağzı istasyonunda 0.06 mg/L (Ustaoğlu ve Tepe, 2019), Turnasuyu Çayı'nda 2.05 mg/L (Ustaoğlu ve ark., 2020a), Elekçi Deresi'nde 0.081 mg/L (Taş ve ark., 2021) olarak ölçülmüştür.

Sularda tuzluluk ve iletkenlik parametreleri arasında doğru orantılı bir ilişki vardır (Barlas ve Kiriş, 2004). Miliç kıyı sulak alanının tuzluluğu (salinite) ‰0.11–1.9 aralığında kaydedilmiştir. Yıllık ortalama salinite değeri ‰ 0.66'dır. Çalışma alanımızla coğrafik ve ekolojik olarak benzer özellik taşıyan Terme Çayı'nın akarsu ağzı bölümünde ortalama salinite ‰0.69 (Taş ve Kolören, 2017), daha yukarıda bölümünde ise ‰0.12, yıllık ortalama olarak da ‰0.09 olduğu bildirilmiştir (Ustaoğlu ve ark., 2021a). Aynı bölgedeki diğer akarsulardan Yeşilirmak Nehri'nin mansabında ‰0.24, Gelemen Deresi'nde ‰0.28 ve Kızılırmak Nehri'nde ‰0.82 (Taş ve Kolören, 2017), Melet Irmağı'nın alt havzasında ‰0.095 (Kontaş, 2018), Curi Deresi'nin alt havzasında ‰0.092 (Kurucu, 2020) tuzluluk kaydedilmiştir.

Sularının antioksidan içeriğini belirlemek için oksidasyon redüksiyon potansiyeli (ORP) ölçüm yöntemi kullanılmaktadır (Goncharuk ve ark., 2010). ORP'nin pozitif olması suyun çürütücü özellik, negatif olması ise antioksidan özelliğe sahip olduğunu göstermektedir (Gündoğdu, 2015). Miliç sulak alanı suyunun ORP değeri -118.9–-17.9 mV arasında olup, yıllık ortalama değer -65.1 mV olarak ölçülmüştür. ORP'nin negatif değerde olması nedeniyle Miliç sulak alanı suyunun antioksidan özelliğe sahip olduğunu söyleyebiliriz. Karadeniz Bölgesi'nin Orta Karadeniz Bölümü'ndeki Kızılırmak Nehri (-61 mV ve -55 mV), Yeşilirmak Nehri (-47 mV ve -53 mV), Mert Irmağı (-57 mV ve -64 mV) ve Kürtün Irmağı (-68 mV ve -66 mV) (Arıman ve ark., 2007), Doğu Karadeniz Bölümü'ndeki Pazarsuyu

Deresi'nde (-61.02 mV) (Ustaoğlu ve Tepe, 2019), Turnasuyu Deresi'nde (-128 mV) (Ustaoğlu ve ark., 2020a) alışmamıza benzer sonuçlar elde edilmiştir. Terme ayı'nda yapılan çalışmada ise akış yönünde ORP -92.53 mV, -88.23 mV, -67.98 mV ve -56.98 mV olarak değişmiş, yıllık ortalama ORP değeri -76.43 olarak hesaplanmıştır. Akarsuların memba bölgesinde suyun antioksidan özelliği daha yüksek iken mansap bölgesinde suyun kirlenmesiyle antioksidan özellik azalmaktadır. Bu durumda bölgede en temiz akarsuyun Turnasuyu ayı olduğunu söyleyebiliriz. Çalışma alanımızda yukarı havzadan kirlilik yüklerinin sulak alana giriş yaptđı istasyon olan Miliç 1'de yıllık ortalama ORP -52.78 mV olarak ölçülürken, çevresel baskılardan daha az etkilenen Miliç 3. istasyonunda ORP -81.83 mV'dur.

Doğal sularda alkalinite sınır değerleri 5–500 mg/L arasındadır (Boyd, 1990). İstasyonlardan alınan su örneklerinin toplam alkalinite (TA) değerleri 33–286 mg/L arasında olup istasyonların genel toplam alkalinite ortalaması 122.48 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu sonuç WHO tarafından belirlenen sudaki ortalama alkalinite değerinin (600 mg/L) zerindedir (WHO, 2011). Miliç sahilindeki iri tekstürlü kumul alandan bulunan kireç kaynaklarından dolayı alkalinite değerleri yüksek çıkmış olabilir. Bulduğumuz sonuca benzer ortalamaya sahip bir araştırmada suyunu Hazar Gölü'ne döken Krk ayı'nın 1. istasyonunda toplam alkalinite değerleri 131 mg/L bulunmuştur (şen ve Gölbaşı, 2008). Hasan ayı'nın toplam alkalinitesinin ortalama değerleri 141.42 mg/L llmştir (Tepe ve ark., 2006). Başka bir çalışmada İyidere'de toplam alkalinite ortalaması 24.98 mg/L llmştir (Verap ve ark., 2005). Suyunu Ege Denizi'ne boşaltan Büyük Menderes Nehri'nin alkalinitesi ise 200–500 mg/L arasında bulunmuştur (Küçük, 2007).

Suların sertliği içerisindeki kalsiyum (Ca^{+2}) ve magnezyum (Mg^{+2}) iyonlarından kaynaklanır (Boyd ve Tucker, 1998). Sert sular balık yetiştiriciliğinde tercih edilmemektedir. Çünkü sertlik, suyun içerisinde bulunan toksik maddelerin zehir etkisini artırmaktadır (Göksu, 2003). Kayaçlarda bulunan toprak alkali metallerin parçalanması sonucunda suda sertlik ortaya çıkmaktadır (Dayioğlu ve ark., 2004).

İstasyonlardan alınan su örneklerinin toplam sertlik (TH) değerleri 90–595 mg/L arasında olup istasyonların genel toplam sertlik ortalaması 284.52 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu sonuç WHO tarafından belirlenen sudaki ortalama sertlik değerinin (500 mg/L) altında (WHO, 2011). Miliç sulak alan suyunun geçtiği bölümlerindeki tarımsal faaliyetlerde kullanılan suni gübreler ve kireç ile sahil kesimdeki kalsiyum ve magnezyum etkilerinden dolayı suyun sertliği artabilir. Çalışma alanımıza benzer özellik taşıyan ve suyunu Akdeniz'e döken Köprüçay Nehri'nin nehir ağzı istasyonunda toplam sertlik değeri 383.34 mg/L bulunmuştur (Çiçek ve Ertan, 2012). Yine benzer bir çalışmada Hasan Çayı'nın istasyonlarının toplam sertlik ortalama değeri 141.58 mg/L ölçülmüştür (Tepe ve ark., 2006). Horohon Deresi'nde ilkbahar mevsiminde toplam sertlik değeri 233.33 mg/L ölçülmüştür (Mutlu ve ark., 2013). Taş ve Kolören (2017), ilkbahar mevsiminde toplam sertlik değerini Yeşilirmak mansabında 153 mg/L, Kızılırmak mansabında ise 233 mg/L bulmuşlardır.

Sulardaki kalsiyum iyonu genellikle karbonatlı ve sülfatlı kalsiyum minerallerinden oluşur. Suyu sertlik özelliği veren özelliği veren en önemli iyondur (Güler ve Çobanoğlu, 1997). Alandan alınan su örneklerindeki Ca miktarları 31.7–88.8 mg/L arasında olup istasyonların genel Ca ortalaması ise 62.40 mg/L olarak bulunmuştur. Hesaplanan ortalama değer TSE, 266'da belirtilen sularda ortalama tavsiye edilen kalsiyum (100 mg/L) konsantrasyonunun altında olduğu tespit edilmiştir (Anonim, 2005). Kasım ve Aralık aylarında fındık bahçelerine tarım kireci (CaO, Ca(OH)₂, CaMg(CO₃)₂) uygulaması neticesinde Ca, buralardan yağmur sularıyla yıkanarak akarsular aracılığı ile Miliç sulak alanına ulaşması neticesinde istasyonların bu aylarda Ca konsantrasyonu yüksek çıkmış olabilir. Çalışma neticesinde elde ettiğimiz ortalamaya benzer sonuç Köprüçay Nehri'nin nehir ağzı istasyonunda kalsiyum 66.83 mg/L bulunmuştur (Çiçek ve Ertan, 2012). Yine bizim çalışmamıza benzer sonuçlar Aksu Çayı istasyonlarının ortalama kalsiyum değeri 54.84 mg/L (Kalyoncu ve ark., 2008), Gelemen Deresi'nin mansabında ilkbahar mevsiminde 65.5 mg/L, sonbahar mevsiminde 58.5 mg/L, Kızılırmak Nehri'nin mansabında sonbahar mevsiminde 64.5 mg/L (Taş ve Kolören, 2017) ve Deliçay'ın ortalama Ca değeri ise 59.15 mg/L bulunmuştur (Yıldırım ve ark., 2020). Elekçi

Deresi'nin mansabında bulunan istasyonunda kalsiyum değeri 49.875 mg/L bulunmuştur (Taş ve ark., 2021).

Akarsular ve yağmur suları temas ettikleri ortamlarda bulunan magnezyumlu bileşikler aşındırarak su ortamına katarlar (Egemen ve Sunlu, 1999). Mg, suların sertliği üzerindeki etkisi kalsiyumdan daha fazla olup aynı zamanda klorofilin önemli bileşenlerindendir (Bayraktar ve ark., 2016). Belirlenen istasyonlardan alınan su örneklerindeki Mg miktarları 5.84–94.9 mg/L arasında olup istasyonların genel magnezyum ortalaması ise 39.73 mg/L olarak bulunmuştur. Hesaplanan ortalama değer TSE, 266'da belirtilen sularda ortalama tavsiye edilen magnezyum (50 mg/L) konsantrasyonunun altında olduğu tespit edilmiştir (Anonim, 2005). Kasım ve Aralık aylarında fındık bahçelerine uygulanan tarımın kirecinin (CaO, Ca(OH)₂, CaMg(CO₃)₂) yağmur sularıyla istasyonların bu aylardaki Mg konsantrasyonunu artırmış olabilir. Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuca benzer neticeler Aksu Çayı'nın mansabındaki istasyonda ortalama magnezyum 46.83 mg/L (Kalyoncu ve ark., 2008), Terme Çayı'nın mansabından ilkbahar mevsiminde 41.4 mg/L ve Kızılırmak Nehri'nin mansabında ilkbahar mevsiminde 34.6 mg/L ölçülmüştür (Taş ve Kolören, 2017). Deliçay'ın mansabından 57.17 mg/L (Yıldırım ve ark., 2020), Köprüçay Nehri'nin mansabından ise 55.25 mg/L ölçülmüştür (Çiçek ve Ertan, 2012).

Çalışmamızda Miliç sulak alanı suyunun diğer bazı fiziko-kimyasal, iz elementler (metaller) ve inorganik kirlilik parametrelerinin yıllık ortalama değerleri, çeşitli su kalite sınıfları sınırlarına göre aşağıdaki şekilde tanımlanmıştır (Anonim, 2004; 2012): ortofosfat fosforu ortalaması 0.64 mg/L (III. Sınıf), Na ortalaması 330.67 mg/L (IV. sınıf), K ortalaması 22.63 mg/L olup, TSE, 266'da belirtilen sularda maksimum izin verilebilir seviyenin üzerinde olduğu tespit edilmiştir (Anonim, 2005). Al metalinin ortalaması 985.40 µg/L (III. sınıf), As metalinin ortalaması 3.10 µg/L (I. sınıf), Cd metalinin ortalaması 1.12 µg/L (I. sınıf), Co metalinin ortalaması 2.20 µg/L (I. sınıf), Cr metalinin ortalaması 1.66 µg/L (I. sınıf), Cu metalinin ortalaması 6.17 µg/L olup (I. sınıf), Fe metalinin ortalaması değeri 609.75 µg/L (II. sınıf), Mn metalinin genel ortalaması 440.85 µg/L (II. sınıf), Ni metalinin ortalama değeri 10.85 µg/L (I. sınıf), Pb metalinin genel ortalama değeri 1.11 µg/L (I. sınıf), Zn metalinin genel ortalaması 24.05 µg/L, (I. sınıf), Hg metalinin

genel ortalaması 0.60 µg/L (III. sınıf) olduğu tespit edilmiştir. Suyun metal/metaloid parametreleri arasındaki korelasyon matrisleri EK-1’de verilmiştir.

İstasyonlardan alınan su örneklerinde bulunan bazı metal miktarları 1.11–985.40 µg/L arasında değişim göstermiştir. Alüminyum doğada oksijen ve silisyumdan sonra en fazla bulunan üçüncü elementtir (Besli, 2011). Çalışmamızda da suda ve sediment örneklerinde en fazla bulunan metal Al olmuştur. Yapılan hesaplama sonucunda Miliç kıyı sulak alanındaki suda ölçülen bütün metaller yerkaşu için belirlenen metal limit değerlerini (Turekian ve Wedepohl, 1961) aşmamıştır. Bunun sebebi, Miliç sulak alanı suyunun kaynağından mansabına kadar geçtiği yerlerde kirlilik unsuru olabilecek endüstriyel faaliyetlerin olmaması olarak düşünülebilir. Ancak aynı bölgede suni gübre ve pestisit kullanılan tarımsal faaliyetlerin olması, hayvancılık, dere yataklarına konut ve ahır yapımı, ulaşım faaliyetleri, kanallardaki sediment ve makrofitlerin iş makinalarıyla kazınarak dere kenarına bırakılması, taş ocağı işletilmesi, erozyon, evsel atıklardan oluşan çöplerin oluşturduğu kirlilik gibi nedenlerle istasyonların kirlenmekte olduğunu söyleyebiliriz. Alandaki suda ölçülen metal miktarlarının sıralaması büyükten küçüğe doğru Al>Fe>Mn>Zn>Ni>Cu>As>Co>Cr>Cd>Pb olarak tespit edilmiştir. Bu konuda yapılan bir araştırmada çalışma alanımıza yakın olan Curi Deresi’nin nehir ağızı istasyonunda mevsimsel olarak alınan su numunelerinde ölçümü yapılan metaller (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) içerisinde Al, Cu, Fe, Pb ve Zn değerleri belirlenen limit değerlerin üzerinde çıkmıştır. Pb elementinin benzinde, kurşun bazlı boyalarda ve su borusu yapımında yoğun kullanılmakta olduğu vurgulanmış olup Pb metalinin yüksek çıkmasının sebebinin dere kenarında yoğun araç trafiğinin olması dolayısıyla araba yakıtlarından çıkan kurşundan kaynaklanabileceği de belirtilmiştir (Kurucu, 2020). Bölgemizdeki akarsulardan Melet Irmağı’nın nehir ağızı istasyonundaki suyun 11 adet (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) metal içerikleri belirlenmiş ve As ve Fe metalleri ilkbahar, Al, As ve Fe metalleri yaz, Al, As, Fe ve Cu metalleri ise sonbahar ve kış mevsimlerinde yüksek konsantrasyonda saptanmıştır. As metalinin tarımda kullanılan pestisitlerden, Al ve Fe metallerinin taş ocaklarından, Cu metalinin ise pestisit ve evsel sıvı atıklardan etkilendiği belirtilmiştir (Kontaş, 2018). Bu konuda yapılan başka bir

araştırmada Karadeniz Bölgesi'nin Doğu Karadeniz Bölümü'nde yer alan toplam 8 akarsuyun belirlenen istasyonlarından alınan su örneklerindeki bazı ağır metallerin miktarları belirlenmiştir. Elde edilen ölçüm sonucunda ortalama metal konsantrasyonları bakımından; Al: 159.71, Cr: 7.94, Mn: 48.04, Fe: 720.06, Co: 1.29, Ni: 26.21, Cu: 3.53, Zn: 0.08, As: 2.99, Cd: 0.11 ve Pb: 1.31 ppb olarak tespit edilmiştir. Bu metallerin konsantrasyonları büyükten küçüğe Fe > Al > Mn > Ni > Cr > Cu > As > Zn > Pb > Co > Cd olarak sıralanmıştır (Mutlu, 2019). Aksu Çayı ve kollarının akarsu kirlilik seviyesinin tespiti amacıyla Cu, Fe, Zn, Mn, Ni ve Pb elementlerinin konsantrasyonları belirlenmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçlara göre Pb elementinin kirlilik seviyesinin çok yüksek, diğer metallerin ise kirliliğinin kabul edilebilir seviyenin üzerinde olduğu belirtilmiştir. Buna sebep olarak akarsuyun etrafında bulunan sanayi tesislerinin hiç olmazsa bir kısmında arıtma tesisinin olmadığı belirtilmiştir (Toroğlu ve ark., 2006). Atık suların metal derişiminin belirlenmesi amacıyla tekstil, deri, kaplama ve otomotiv yan sanayiinden alınan su örnekleri analiz yapılmış olup sonuç olarak krom, nikel ve kurşun değerleri belirlenen sınır değerlerinin (TSE, WHO, US EPA) üzerinde bulunmuş olup, Cu ve Zn ise limit değerlerin altında olduğu tespit edilmiştir (Dündar ve ark., 2012).

Miliç kıyı sulak alanında istasyonlardan alınan su örneklerinin bazı metal (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) konsantrasyonları kıta içi yerüstü su kaynakları için belirli kirleticiler ve çevresel kalite standartları kalite kriterleri (Anonim, 2012) sınır değerlerine göre mevsimsel olarak hesaplanmıştır. Buna göre ilkbahar mevsiminde; Al ve Cu elementleri 1., 2., ve 4. istasyonlarda, Cd ve Ni elementleri ise yalnızca 1. istasyonda izin verilebilir çevresel kalite standardı değerlerinin üzerinde bulunmuştur. İlkbahar mevsiminde Zn elementine 3. ve 4. istasyonlarda rastlanılmamıştır. Yaz mevsiminde; Al ve Cu elementleri bütün istasyonlarda, Fe elementi 1. 2. ve 3. istasyonlarda, Cd elementi 1. ve 2. istasyonlarda Co elementi ise yalnızca 1. istasyonda izin verilebilir çevre kalite standardının üzerine ölçülmüştür. Sonbahar mevsiminde; Al elementi tüm istasyonlarda, Cu ve Fe elementleri ise 1. 2. ve 3. istasyonlarda izin verilebilir çevre kalite standardının üzerine ölçülmüştür. Kış mevsiminde; Al ve Cu elementleri tüm istasyonlarda, Fe elementi 1. 2. ve 4. istasyonlarda, Co elementi ise 1. istasyonda izin

verilebilir çevresel kalite standardı değerlerinin üzerinde bulunmuştur. Zn elementi kış mevsiminde 1. istasyonda tespit edilmemiştir.

Analizi yapılan metallerin istasyonlara göre yıllık ortalama değerlerinin kıta içi yerüstü su kaynakları için belirli kirleticiler ve çevresel kalite standartları kalite kriterleri (Anonim, 2004; 2012) sınır değerlerine göre hesaplama sonucunda; Al, Cu ve Fe metalleri bütün istasyonlarda izin verilebilir sınır değerlerin üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca Cd metali ise su için belirtilen kriterlere göre kirlilik bakımından 1. istasyonda (1.8), en üst seviye olan V. sınıf kalitede, 2. istasyonda (1.1) IV. sınıfta, 3. ve 4. istasyonlarda (0.8) ise III. sınıf seviyede olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre Miliç kıyı sulak alanının suyu analizi yapılan metal parametrelerinin Al, Cu, Fe ve Cd bakımından kirlemiş durumundadır. Dolayısıyla belirlenen kriterlere göre Miliç kıyı sulak alanının suyu içilmeye uygun değildir. Sudaki esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumları EK-4'te verilmiştir.

Bangladeş'te Rupsa Nehri'nin metal içeriğinin belirlenmesi amacıyla bazı metallerin (As, Cd, Cr, Cu, Pb ve Ni) kurak ve yağışlı mevsimlerdeki ölçüm ve analizleri yapılmıştır. Yapılan analiz ve hesaplama sonucunda kurak mevsimde metal konsantrasyonları Cr> Pb> As> Cu> Ni> Cd şeklinde sıranmış olup yağışlı sezonda ise Cr> Pb> As> Cu> Ni> Cd olarak tespit edilmiştir. As, Cr, Cu, Ni ve Pb metallerinin değişik endüstriyel kaynaklardan, Cd metalinin ise tuğla fabrikaları ve kanalizasyon atıklarından kaynaklandığı belirtilmiştir (Proshad ve ark., 2021).

Suyun fotosentetik pigment analiz sonuçlarını değerlendirdiğimizde; klorofil-*a* içeriği bakımından dört mevsim ortalamaları 1.68–12.76 µg/L arasında değişmiş, yıllık ortalama 5.85 µg/L olarak tespit edilmiştir. Klorofil-*a* miktarı su ortamındaki ışık ve besin seviyesi ile doğru orantılı olarak değişim gösterir (Taş, 2003). Klorofil-*a* miktarının belirlenmesi, sudaki birincil üretim, ikincil üretim, balık üretim miktarının tahmini, ötrofikasyon tahmini gibi çalışmalarda kullanılan bir yöntemdir (Küçük, 2011). Miliç kıyı sulak alanından alınan su örneklerindeki klorofil içeriklerinin istasyonlara ve mevsimlere göre dağılımları ölçülmüştür.

Fotosentetik pigmentlerden klorofil-*b* pigmenti, Euglenophyta, Chlorophyta guruplarında bulunur (Silva ve ark., 2008). Klorofil-*b* parametresinin mevsimlere göre değişimi 2.85–15.34 µg/L arasında tespit edilmiştir. Klorofil-*c* pigmenti ise diyatomelerin yapısında daima bulunan bir pigmenttir (Bold ve Wynne, 1985). Araştırma sürecinde klorofil-*c* parametresi 7.48–44.06 µg/L aralığında bulunmuştur. Çalışmamızda analizi yapılan dört biyolojik parametreden bütün istasyonlarda en yüksek miktara klorofil-*c* pigmentinin sahip olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuca göre sulak alan suyunda diyatomelerin yaygın ve bol bulunduğunu söyleyebiliriz. Benzer bir sonuç Ilıca Deresi'nin klorofil içeriğinde de tespit edilmiştir. Çalışmada, klorofil-*a*, klorofil-*b* ve klorofil-*c* pigment ortalamaları sırasıyla 4.66, 4.05 ve 11.91 µg/L olarak belirlenmiş olup klorofil-*c* pigmentinin en yüksek seviyede çıkması çalışmamızda elde ettiğimiz sonuca benzerlik göstermektedir (Çetin, 2012). Bölgemizde bulunan ve yüksek bir dağ gölü olan Karagöl'de klorofil-*a*, klorofil-*b* ve klorofil-*c* miktarları bakımından en yüksek konsantrasyonun klorofil-*c* pigmenti olduğu tespit edilmiştir (Taş ve Şişman Hamzaçebi, 2020). Rakım farkı nedeniyle oluşan meteorolojik değişimlerin su kalitesine etkilerinin belirlenmesi amacıyla morfolojik olarak farklı özellik taşıyan Gaga Gölü ve Çambaşı Göleti'nin özelliklerinin karşılaştırıldığı çalışmada ise klorofil-*a* pigmentinin ilkbahar, yaz ve sonbahar mevsimlerinde Gaga Gölü'nde ortalama klorofil-*a* değerleri sırasıyla 1.48, 44.98 ve 50.06 µg/L, Çambaşı Göleti'nde ise aynı dönemlerde 0.15, 0.47, 0.35 µg/L olarak belirlenmiştir. Gaga Gölü'nde değerlerin Çambaşı Göleti'ne oranla daha yüksek çıktığı ve bu durumun her iki gölün morfolojik yapısının farklı olması ve meteorolojik olarak farklı etkenlere maruz kalmaları nedeniyle olabileceği belirtilmiştir (Cüce ve ark., 2020).

Karotenoidler, bitkiler ve hayvanlar için önemli bir pigment olup ağır metal toksitesini ve diğer bazı stres koşullarında hücreyi korur (Kırbağ ve Munzuroğlu, 2006). Miliç sulak alanında toplam karotenoid konsantrasyonu 2.81–15.19 µg/L aralığında tespit edilmiştir. Suyun biyolojik parametrelerinden klorofil-*a*, klorofil-*b*, klorofil-*c* ve toplam karotenoid konsantrasyonları bakımından hem mevsimsel hem de istasyonlara göre tek yönlü varyans analizi ve Tukey testine göre anlamlı ($p < 0.05$) fark bulunamamıştır. İstasyonlardan elde ettiğimiz biyolojik parametrelerin hepsi yaz

mevsiminde en yüksek konsantrasyonda bulunurken en düşük seviyeleri ise kış mevsiminde tespit edilmiştir. Ayrıca en yüksek klorofil-*a*, -*b* ve -*c* değerleri 4. istasyonda kaydedilmiştir. Bu konuda yapılan bir araştırmada bölgemizdeki akarsulardan Ilıca Deresi'nin klorofil-*a* ile fitoplankton miktarı arasında paralellik olduğu saptanmıştır. Buradan hareketle fitoplankton miktarını yansıtmada klorofil-*a* miktarının kullanılabilir bir biyolojik parametre olduğu da vurgulanmıştır (Çetin, 2012). Bölgemizin doğusunda yer alan Doğu Karadeniz Havzası akarsularının klorofil-*a* değerleri 0.26–8.1 µg/L ve ortalaması ise 2.46 µg/L bulunmuştur. Mevsimsel olarak en yüksek değerler yaz ve sonbahar mevsimlerinde ölçülürken en düşük değerler ise kış ve ilkbahar mevsimlerinde tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre akarsuların oligotrofik ve mezotrofik grupta yer aldıkları bildirilmiştir (Verep ve ark., 2020). Ordu ili sınırları içerisinde yer alan Çiğ Gölü mahalli sulak alanında, klorofil-*a* değerleri 0.44–0.82 µg/L, klorofil-*b* değerleri 0.40–0.60 µg/L ve klorofil-*c* değerleri ise 1.07–1.64 µg/L arasında değişim gösterdiği tespit edilmiştir (Karakaya, 2018). Bu konuda yapılan bir başka araştırmada, Karapınar Deresi'nde bulunan üç alabalık tesisindeki suyun kalitesi çeşitli parametreler bakımından değerlendirilmiştir. Klorofil-*a* içeriği bakımından istasyonların ortalama değerleri 0.12–11.38 µg/L arasında olduğu tespit edilmiştir. En yüksek değer Haziran ayında elde edilmesinin sebebinin sıcaklığın yüksek, suların sığ ve debisinin düşük olmasından kaynaklandığı belirtilmiştir (Koca ve Alp, 2020). Köroğlu Deresi'nin klorofil-*a* içeriğinin 0.10–1.84 µg/L aralığında değiştiği ve ortalamasının ise 0.89 µg/L olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen değer ABD New Hampshire Çevre Yönetimi direktifine göre çok iyi kalitede olduğu belirtilmiştir (Bayraktar ve ark., 2016).

Yıllık ortalama klorofil-*a* parametresi (5.85 µg/L) bakımından Miliç kıyı sulak alanı, “göller, göletler, bataklıklar ve baraj haznelerinin ötrofikasyon kontrolü sınır değerleri” (Anonim, 2004) altında yer aldığı için (8 µg/L) sulak alanda ötrofikasyon riski henüz söz konusu değildir. Ötrofikasyon kriterleri tablosundaki verilerle sonucumuzu karşılaştırdığımızda, Miliç kıyı sulak alanının su kalite sınıfının “mezotrofik” olduğu belirlenmiştir (Anonim, 2012).

Su kalitesinin değerlendirilmesinde WQI verilerini de kullanmak için, 22 adet kimyasal ve fiziko-kimyasal parametrelerin istasyonlara göre ortalama WQI değerleri hesaplanmıştır. WQI sonuçlarında en yüksek değer 3. istasyonda (89.82), en az değer ise 4. istasyonda (55.27) ölçülmüştür. Birinci istasyonda WQI değeri 66.40 ve 2. istasyonda ise 61.61 olarak saptanmıştır. Hesaplanan WQI sonuçları WHO (2011)'e göre 1., 2. ve 4. istasyonlar “kötü” sınıfında, 3. istasyon “çok kötü” sınıfında bulunmuştur. Miliç sulak alanı genel ortalama WQI değeri 68.28'dir. Bu sonuca göre sulak alan su kalitesi “kötü” sınıfında yer almıştır.

Alanın su kalitesinin kötü sınıfında bulunmasının nedenleri arasında havzanın yoğun tarımsal faaliyetler sonucu nitrit, nitrat ve sülfat karışımından kaynaklanabilir. Nitrit, nitrat ve sülfat antropojenik kirlenmenin indikatör göstergeleridir (Manahan, 2011). Üçüncü istasyonda kirlilik seviyesinin yüksek çıkmasının sebebi, bu istasyonda akarsu yatağında *Phragmites australis* türünün geniş alanda sık kümeler oluşturması olabilir. Bu makrofit topluluğu bu istasyonda akarsu yatağının genişlemesi nedeniyle suyun akış hızını azaltmaktadır. Hem sudaki kirliliğin hem de ortamdaki organik yük gibi çeşitli kirlilik unsurlarının bitki topluluğu tarafından tutulmasından bu istasyonda su kalitesi azalmaktadır. Dördüncü istasyonun kirlilik seviyesinin düşük çıkmasının sebebi ise bu istasyona gelmeden önce makrofitler ve diğer canlıların kirlilik unsuru maddeleri akümülyasyonu, suyun akış hızının azalması nedeniyle çöktürme faaliyetinden kaynaklanmış olabilir.

Miliç sulak alanında hesapladığımız ortalama WQI değerine benzer bir sonuç Melendiz Nehri su kalite sınıfının belirlenmesi amacıyla yapılan bir çalışmada da tespit edilmiştir. Suyun ölçülen parametre değerleri Ulusal Sanitasyon Vakfı Su Kalite İndeksi (USV SKİ) sınıfına göre ortalama 63.837 puanda ve “orta” seviyede, Dinius Su Kalite İndeksi (D SKİ) sınıflandırmasına göre de ortalama 55.223 puanda ve “kötü” seviyede olup, suyun sulama suyu olarak kullanılabilceği belirtilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre Melendiz Nehri'nin suyunun kullanma veya içme suyu olarak kullanmadan önce arıtıma tabi tutulması gerektiği de belirtilmiştir (Baştürk ve Alver, 1999). Su kalitesinin belirlenmesi amacıyla yapılan bir araştırmada, suyunu Karadeniz'e döken Çömlekçi Deresi'nin WQI hesaplama sonucu ortalama 38.46 bulunmuş ve bu değer WHO (2011)'e göre “iyi” sınıfında olduğu tespit edilmiştir

(Ustaoglu ve ark., 2020c). Yine aynı bölgede bulunan akarsularımızdan Turnasuyu Çayı'nın suyunun fiziko-kimyasal parametrelerinin WQI hesaplaması sonucu 18.97 bulunmuş ve bu değer WHO (2011) standartlarına göre "çok iyi" su kalitesinde bulunmuştur (Ustaoglu ve ark., 2020a). Cezayir'in kuzeyinde Koudiat Medouar havzasının su kalitesi hesaplanmıştır. Hesaplama Şubat ayındaki analiz sonucu WQI değeri 99.08 ve Haziran ayında yapılan analiz sonucunda ise WQI değeri 174.72 bulunmuş olup bu sonucun özellikle antropojenik faaliyetlerden kaynaklandığı belirtilmiştir (Bouslah ve ark., 2017). Antalya ili Korkuteli ilçesinin su kaynaklarının su kalitesinin belirlenmesi amacıyla alınan su örnekleri analiz sonucunda 109.38–184.46 arasında bulunmuş ve bu değerler WHO (Shau ve Sikdar, 2008) standartlarına göre "zayıf su" sınıfında olduğu belirlenmiştir. Suyun bu sınıfta olmasında kayaç yapıcı minerallerin ayrışması ile suya karışmasından, karbonat ayrışmasından, ters iyon değişiminden ve silikat ayrışmasından kaynaklandığı belirtilmiştir (Varol ve Şekerci, 2018). Sularını Giresun il sınırları içerisinde Karadeniz'e boşaltan bazı akarsuların su kalite sınıflarının belirlenmesi amacıyla yapılan bir araştırmada suyun 13 adet ağır parametrelerinin ölçümü yapılmış ve WQI değerleri Pazarsuyu Deresi'nde 15.25, Batlama Deresi'nde 19.76, Aksu Deresi'nde 21.57, Yağlıdere Deresi'nde 14.26, Gelevera Deresi'nde 20.71, Harşit Çayı'nda 16.21 ve Görele Deresi'nde 20.91 olarak hesaplanmıştır (Ustaoglu ve Aydın, 2020). Havsa Deresi'nin su kalitesinin belirlenmesi amacıyla suyun pH, EC, TDS, turbidite, nitrat ve nitrit parametrelerinin WQI indeksi ile hesaplaması yapılmıştır. Hesaplama sonucunda istasyonlar 159.44–33.60 arasında WQI değerleri almış ve bu sonuç Havsa Deresi'nin suyunun "mükemmel-A" ile "zayıf-C" sınıfı arasında olduğu tespit edilmiştir. Analizi yapılan parametrelerin WQI durumuna göre risk sıralaması ise turbidite > pH > TDS > EC > nitrat > nitrit olarak belirlenmiştir. İstasyonların risk sırası ise: 4. istasyon > 3. istasyon > 5. istasyon > 6. istasyon > 2. istasyon > 1. şeklinde sıralanmıştır (Tokatlı, 2020).

Suyunu Akdeniz'e boşaltan Göksu Nehri'nin 1992–2017 yılları arasında suyun bazı fiziko-kimyasal özellikleri ve su kalitesi ise su kalite indeks hesaplamasına göre yapılmıştır. Yapılan analiz ve hesaplama sonuçlarına göre pH, CO_2 , KOI , SO_4^{2-} , Na^+ , TÇK, NO_3^- parametreleri bakımından 1. sınıf kalitede, BOI parametresi

bakımından 1. sınıf ile 2. sınıf arasında değişim gösterdiği ve NO₂, NH₄ parametreleri bakımından 1. sınıf ile 4. sınıf arası değerler aldığı tespit edilmiştir. Aynı dönemde hesaplanan su kalite indeks değerleri ise 130-2873 arasında değerler aldığı tespit edilmiştir. Su kalitesinin yağışlar ve yaz aylarındaki buharlaşmadan etkilendiği de vurgulanmıştır (Kılıç, 2020).

Miliç kıyı sulak alanı suyunun sulama suyu kalitesini değerlendirdiğimizde, yapılan indeks hesaplama sonucunda SAR değeri 5.340 meq/L olarak tespit edilmiş ve bu değer alanın sulama suyu kriterlerine göre “iyi” sınıfında çıkmıştır. % Na miktarı 50.764 meq/L bulunmuş ve buna göre Miliç suyu “izin verilebilir” sınıfında çıkmıştır. % Na değeri sodyum tehlikesinin belirlenmesi amacıyla kullanılmaktadır. Nitekim alanda yüksek sodyum miktarının bulunması toprağın geçirgenliğini azaltır ve bitkinin gelişimini olumsuz yönde etkiler (Ustaoglu, 2020). MH sonucu 51.346 olarak tespit edilmiş ve buna göre Miliç sulama suyu sınır değerleri bakımından “uygun değil” sınıfında olduğu saptanmıştır. MH, sulama suyunun önemli kalitatif kriterlerinden olup yüksek Mg miktarı Mg ile Ca arasındaki dengeyi bozabilir ve yine yüksek Mg toprağın geçirgenliğini azaltarak bitkinin gelişimini olumsuz yönde etkileyebilir (Khalid, 2019). Miliç kıyı sulak alanının çevresindeki findık, mısır, fasulye, kavak bahçeleri yer yer derenin suyu ile sulanmaktadır. Suyun sulama amaçlı kullanılabilmesi için özellikleri de sulamaya uygun olmalıdır. Bu kapsamda dere suyunun sulama amaçlı kullanılabilirliğini sulama suyu indeksi olarak SAR, MH ve % Na analizlerinin yapılması önemlidir.

Bulgularımıza benzer sonuçların elde edildiği bir araştırmada, Değirmendere Baraj Gölü’nde sulama suyu kalitesi belirlenmiş, SAR değeri 0.79 (iyi kalite su), % Na değeri 19.56 (mükemmel), MH değeri de 57.70 bulunmuştur (Ustaoglu, 2020). Başka bir araştırmada, Hindistan’ın güneyindeki Tamilnadu bölgesindeki yer altı suyunun SAR sınır değerlerine göre durumu belirlenmiş, yapılan hesaplama sonucu yer altı suyunun SAR değerleri 0.25–13.95 arasında, ortalaması 3.51 olarak bulunmuştur. Bu sonuca göre suyun SAR değeri iyi kalitede olduğu bildirilmiştir. Aynı çalışmada % Na değeri -22.63–1.01 arasında ve ortalaması ise -6.62 bulunmuştur (Panneerselvam ve ark., 2020). Aksaray ilinin bazı yerüstü ve yer altı sularının kalitesinin ve sulama suyu açısından değerlendirilmesinin yapıldığı

çalışmada, sulama dönemine (yaz) ait EC ve SAR değerleri bakımından yerüstü suları EC açısından genel olarak II. sınıf, yeraltı suları II. ve III. sınıf, hem yerüstü hem de yeraltı su kaynakları SAR yönünden I. sınıf sulama suyu kalite özelliğine sahip olduğu bildirilmiştir. Burada ortamın yüksek oranda bikarbonat içermesinin SAR değerlerinin düşük olmasına neden olduğu belirtilmiştir (Karadavut, 2009).

Suyla taşınan ve sedimentte biriken organik/inorganik maddelerin birikimini ve sediment kalitesini değerlendirmek için, Miliç kıyı sulak alanında alansal-zamansal olarak çeşitli sediment analizleri yapılmıştır. Miliç kıyı sulak alanındaki 4 istasyonun sediment örneklerindeki metal(oid)lerin analizi mevsimsel olarak yapılmıştır. Su, sediment ve submers bitki *C. demersum* numunelerinde toplam 11 metal(oid) konsantrasyonu (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) belirlenmiştir. Sediment örneklerinde ortalama metal(oid) konsantrasyonu en fazla Al (13133.98 µg/g), en az Cd (0.19 µg/g) olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7). Yapılan analiz ve hesaplamalar neticesinde istasyonlardaki metallerin tamamının yer kabuğunda metaller için belirlenmiş sınır değerleri (Turekian ve Wedepohl, 1961) aşmadığı tespit edilmiştir (Çizelge 4.14). Sedimentteki metallerin korelasyon matrisleri EK-2’de verilmiştir. Miliç kıyı sulak alanı çevresinde ve havza içinde metal kirliliği yapacak endüstriyel fabrikaların bulunmaması, suyun akarsu niteliğinde olması nedeniyle bünyesindeki metalleri uzaklaştırması, istasyonlardaki makrofitler ve diğer biyoakümülatör canlılar tarafından emilim yapılması da metallerin konsantrasyonunu düşük seviye olmasının nedenleri olabilir.

Sedimentte ölçümü yapılan metal(oid) konsantrasyonu sıralaması Al>Fe>Mn>Cu>Zn>Cr>Ni>Pb>Co>As>Cd olarak belirlenmiştir. Bu konuda yapılan bir araştırmada, Pazarsuyu Deresi’nin sediment metal konsantrasyonu Fe>Mn>Zn>Pb>Cu>Cr>Co>Cd şeklinde belirlenmiştir. Çalışmamızda Al elementinin en yüksek değerde kaydedilmesine rağmen, bu çalışmada olmadığı için kıyaslaması yapılamamıştır. Al metalinden sonra gelen Fe metali her iki akarsuda da yüksek konsantrasyonlarda bulunurken, Cd metalinin en düşük konsantrasyonda olduğu belirlenmiştir (Ustaoğlu ve Tepe, 2019). Bu durum bölge akarsuyunun sedimentinin benzer özellikler taşıdığını göstermektedir. Yine, bölgemizde bulunan Melet Irmağı’nın nehir ağzı bölümünde bulunan istasyondan alınan sediment

örneklerindeki yıllık ortalama metal(oid) derişimleri analiz edilmiştir (Kontaş, 2018). Al (4479.00 µg/g), As (5.58 µg/g), Cd (0.23 µg/g), Co (4.54 µg/g), Cr (5.74 µg/g), Cu (19.52 µg/g), Fe (11743.00 µg/g), Mn (322.19 µg/g), Ni (4.10 µg/g), Pb (17.37 µg/g) ve Zn (51.17 µg/g) analizleri neticesinde tespit edilen bu değerler, mevcut çalışmamızda olduğu gibi yer kabuğu için belirlenen limit değerleri (Turekian ve Wedepohl, 1961) aşmamıştır. Melet Irmağı'nda Pb, Cd ve Zn metallerinin yüksek derişimlerde bulunduğu ve bunun maden işletilmesinden kaynaklandığı bildirilmiştir (Kontaş, 2018). Yakın çevremizde bulunan akarsulardan Curi Deresi'nin nehir ağız istasyonundan alınan sediment örneklerinde de toplam 11 metal(oid) analizi mevsimsel olarak değerlendirilmiştir (Kurucu, 2020). Curi Deresi'nde sonbahar mevsiminde değerlendirilen sediment metal(oid)leri yer kabuğu için belirlenen limit değerleri (Turekian ve Wedepohl, 1961) aşmazken, ki bu durum çalışma alanımıza benzerlik göstermektedir, ilkbahar, yaz ve kış mevsiminde Mn ve Cu elementlerinin sınır değerlerin üzerinde olduğu bildirilmiştir (Kurucu, 2020). Çin'in Xiangjiang Nehri'nin bazı parametrelerine göre kurak ve yağışlı sezonlarda kirlenme ve kalite durumları çeşitli indeksler kullanılarak belirlenmiştir. Buna göre kurak dönemde hemen hemen bütün parametreler yüksek çıkmıştır. Bunun sebebinin yağmurların azalması ve antropojenik faaliyetlerden olabileceği belirtilmiştir (Dong-yi ve ark., 2020). Karadeniz Bölgesi'nin her mevsim yağışlı olması ve çalışma havzamız içinde endüstriyel faaliyetlerin az olması sediment kalitesini olumsuz etkilememiştir. Ancak, insan faaliyetlerinin etkisi, özellikle tarımsal ve evsel kirlenme yanı sıra küresel iklim değişikliği sulak alan üzerindeki temel baskılardır.

Miliç kıyı sulak alanının sediment kalitesini belirleyebilmek amacıyla tatlı sular için kullanışlı sediment kalite kriterlerine (Mac Donald ve ark., 2000; Persaud ve ark., 1993) ve yer kabuğu ortalama ağır metal sınır değerlerine (Krauskopf, 1979) göre hesaplanmıştır. Sedimentte esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumları EK-5'te verilmiştir. Miliç sulak alan sedimentindeki Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn metal parametrelerinin analiz sonuçlarının LEL, TEL, MET, TET ve SAV sınır değerlerine göre yapılan değerlendirmeler neticesinde, sadece Cu metali LEL sınır değerine yakın ve biraz üzerinde çıkmıştır, diğer indeksler sınır değerlerin altında tespit edilmiştir. Cu metalinin doğal yollarla

yayımları volkanik hareketler ve bitkilerin çürümesiyle gerçekleşmektedir. Antropojenik olarak ise sanayi ve belediye atık sularıyla olmaktadır. Ayrıca Cu, suda az çözüldüğü ve askıda katı maddelere tutunarak taşındığı için sedimentte birikebilmektedir (Ustaoglu ve Tepe, 2018). Cu metalinin LEL sınır değerinin üzerinde çıkması, sulak alan kıyısındaki yerleşim alanları ve dinlenme tesisleri atık sularından, sedimentteki bitkisel orijinli organik maddenin bolluğundan, yağışlı sezonlarda yukarı havzadan suyla taşınıp sedimentte zamanla birikmesinden kaynaklanabilir. Analizi yapılan diğer metal(oid)lerin indeks hesaplamaları sonuçlarının sınır değerlerin altında olması, Miliç kıyı sulak alanı sedimentinin kirlilik riski taşımadığı ve mevcut durumun sucul canlılar için tehlike oluşturmadığını göstermektedir. Ancak metal(oid)lerin sedimentte zamanla birikme özelliğine sahip olduğunu unutmamak gerekir. Pazarsuyu Deresi'nde sediment kalitesinin incelendiği çalışmada benzer indeksler hesaplanmış, elde edilen sonuçlar mevcut çalışmamızda olduğu gibi, sadece Cu metali için LEL sınır değerini biraz aştığı (Cu, 17.79), ancak diğer indeks değerlerinin altında olması dolayısıyla Pazarsuyu Deresi'nde bakır kirliliğinin olmadığı belirtilmiştir (Ustaoglu ve Tepe, 2018). Konum olarak çalışma alanımıza benzer özelliklere sahip Orta Karadeniz kıyı şeridinin bazı akarsularının (Yeşilirmak, Abdal, Mert, Kızılırmak, Kürtün ve Engiz) nehir ağızı bölümündeki su ve sedimentte metal miktarları analiz edilmiş ve kalite durumları belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda incelenen akarsuların hepsinde ağır metal seviyeleri TEL ve PEL değerlerine göre orta ve yüksek değerler arasında, Cd, Cu, Pb ve Ni metallerinin PEL değerlerinin üzerinde, Cd, Pb ve Ni konsantrasyonlarının ise ERM değerlerini aştığı bildirilmiştir. Dolayısıyla incelenen lokalitelerin metal seviyelerinin olumsuz etkilerinin yüksek seviyede olabileceği, bunun da biyolojik analizler neticesinde etki seviyesinin belirlenebileceği vurgulanmıştır (Arıman ve ark., 2007). Kütahya ili Yedigöller bölgesinde su ve sediment kalitesini belirleme konusunda yapılan başka bir çalışma neticesinde (Arslan ve ark., 2011), sedimentte suya oranla çok fazla kirlenme tespit edilmiştir. Suyun fiziko-kimyasal parametreler açısından III., Se ve B metalleri açısından ise IV. sınıf kalitede olduğu belirtilmiştir. Ayrıca Mac Donald ve ark., (2000) tarafından belirlenen sediment kalite kriterlerine göre Cu, Ni ve Cr metalleri MET dışındaki bütün indekslerde oldukça yüksek bulunmuştur. Pb metali 1. istasyonda LEL

değerinin üzerinde, Zn metalinin TEL ve LEL sınır değerlerine çok yakın, Cd ve Hg metalleri ise indeks değerlerinin altında olduğu tespit edilmiştir. Sonuç olarak, alanın kirlilik baskısı altında olduğu ancak kirlilik unsurlarınca tam doldurulmadığı için henüz kurtarılabilecek düzeyde olduğu da vurgulanmıştır.

Porsuk Çayı'nın önemli kollarından olan Felent Çayı'nın su, sediment ve bazı Gastropod örneklerinde kirlilik durumunun incelendiği araştırmada, MacDonald ve ark., (2000) tarafından belirtilen sediment kalite kriterlerine göre, Felent Çayı'nda tüm istasyonlarda tespit edilen Cd, Cu ve Cr değerleri TEL, LEL ve MET değerlerinin oldukça üzerinde çıkmıştır. Çalışmada Pb ve Zn değerleri farklı indekslerde farklı seviyelerde bulunmuştur. Yine çalışma süresi boyunca Pb, Cu ve Cr hariç, diğer elementlerin tüm istasyonlarda sedimentteki birikim seviyelerinin artış gösterdiği, özellikle de B (bor) konsantrasyonunda hızlı bir artışın olduğu da bildirilmiştir (Tokatlı ve ark., 2012b). İncelenen bu akarsulara göre, Miliç kıyı sulak alanı sediment kalitesinin daha iyi olduğu değerlendirilmiştir.

Sedimentte yapılan analizlerden biri de sediment pH'nın belirlenmesidir. Sedimentin pH değeri sediment tabakasının kimyasal özellikleri hakkında genel bilgi vermektedir (Ustaoglu ve Tepe, 2018). Miliçte belirlenen istasyonlardan alınan sediment örneklerinin pH değerleri 7.20–8.00 arasında olup, ortalama pH 7.59'dur. Mert Irmağı'nın (Samsun) denize deşarj noktalarına yakın yerlerden alınan 10 adet sediment örneğinin pH değerleri 6.80–7.65 arasında değişim gösterdiği tespit edilmiş olup bunun evsel ve tarımsal faaliyetlerden kaynaklandığı bildirilmiştir (Bakan ve Şenel, 2000). Giresun il sınırları içerisinde suyunu Karadeniz'e boşaltan Pazarsuyu Deresi'nde belirlenen dört istasyondan alınan ve analizi yapılan sediment örneklerinin ortalama pH değerinin ise 6.64 olduğu bildirilmiştir (Ustaoglu ve Tepe, 2018). Bölge akarsularında sediment pH'nın nötr çevresinde ve hafif asidik karaktere sahip olduğu görülmektedir. Bu durum genellikle mansap bölgesindeki kirlilik yükünün fazla olmasından kaynaklanmaktadır.

Sedimentte % organik madde miktarı, akarsudaki sedimentin organik madde içeriğine, tarımsal faaliyetlerin ve antropojenik kaynaklı kirleticilerin etkisine bağlıdır ve bunların önemli etkisi vardır (Davutluoglu ve ark., 2011). Miliç kıyı sulak alanından alınan sediment örneklerinde organik madde miktarı 3.62–4.84 arasında

değişmiştir. Ortalama değer ise %4.37 olarak hesaplanmıştır. Bu konuda yapılan bir araştırmada, Pazarsuyu Deresi'nin (Giresun) dört istasyonundan alınan sediment örneklerinde organik madde ortalama yüzdesinin 5.02 olduğu bildirilmiştir (Ustaoglu ve Tepe, 2018). Mert Irmağı'nın (Samsun) mansap bölümündeki sediment örneklerinin % organik madde ortalaması 5.61 olarak tespit edilmiştir. Bu durumun tarımsal ve evsel atıklardan kaynaklandığı bildirilmiştir (Bakan ve Şenel, 2000).

Sucul ekosistemde fosfor çok önemli ve sınırayıcı bir elementtir. Bitki ve hayvanların yapısına katılan, bitkilerin gelişimi için ortamda optimal düzeyde de olsa olması gereken fosfor sulara genellikle fosfat bileşikleri şeklinde bulunur. Çoğunlukla organik fosfor şeklinde bulunan fosfor miktarı dibi humusça zengin ortamlarda oldukça yüksektir. Miliç kıyı sulak alanında mevsimsel olarak yapılan sedimentteki fosfor analizi sonuçları 0.4–85.54 mg/kg arasında tespit edilmiştir. Bu konuda Batı Göleti'nde yapılan bir araştırmada, sedimentin fosfor salımı incelenmiştir. Sediment yüzey suyundaki toplam fosfor ve sediment gözenek suyundaki toplam filtre edilebilir orto fosfat (toplam reaktif fosfor) değerleri hesaplanmış, fosfor salım düzeyleri maksimum ekim ayında, en az ise ocak ayında gerçekleşmiştir. Yapılan bu çalışmada, sedimentin göletin fosfor içeriğini önemli ölçüde etkilemediği, bunun göletin yüksek kalsiyum içeriği ve sedimentin kalkerli yapısının su sıcaklığı ve pH değerlerinden daha etkili olduğu sonucuna varılmıştır (Pulatsü ve Topçu, 2006). Anaerobik şartlarda yani ortam pH'nın asidik olduğu koşullarda, su ile sediment ara kesitinde indirgen şartlar olduğu zaman, sedimentte depolanmış olan fosfor serbest hale gelir. Bu durum da ötrofikasyon olayını tetikler. Bu nedenle tarımsal, endüstriyel ve evsel kaynaklı inorganik fosfor kaynaklarının doğrudan su ekosistemlerine deşarjı yani fosfor kirliliği önlenmelidir. Miliç kıyı sulak alanı noktasal/yayıllı kaynaklardan gelen tarımsal deşarj suları, sel suları ve evsel atıksular nedeniyle baskı altındadır. Sulak alandaki biyokütlenin (özellikle makrofitler) zaman zaman artması, bunların sedimentte organik fosfor kaynağı olması ve bu durumun çözünmüş oksijeni azaltarak ortam pH'nı düşürmesi nedeniyle sedimentten forfor salımı, önemli bir çevresel sorun olan ötrofikasyonun sürekli olarak yaşanmasına yol açabilir. Eğer ötrofikasyon olayı kontrol edilmezse daha karmaşık sorunlar ortaya çıkabilir.

Sucul ekosistemlerde sediment metal(oid)lerin depolandığı en önemli ortamlardır. Miliç kıyı sulak alanındaki örnekleme alanlarında mevsimsel olarak yapılan metal(oid) analizleri çeşitli sediment indeksleriyle değerlendirilmiş ve sınır değerlerine göre sınıfları oluşturulmuştur. *Cf*, *Cd* ve *mCd* sonuçları, kontaminasyonun mevcut durumu ile geçmişini karşılaştırmada kullanılmaktadır (Hakanson, 1980). Miliç kıyı sulak alan istasyonlarından alınan sediment örneklerinin ortalama metal konsantrasyonları kontaminasyon faktörü indeksine göre hesaplanmış ve buna göre sediment metal *Cf* değerleri 0.159–0.633 arasında bulunmuştur. Metal(oid)lerin *Cf* değerleri büyükten küçüğe doğru: Cd (0.633)>Pb (0.457)>Cu (0.399)>Co (0.332)>Mn (0.242)>Fe (0.229)>Cr (0.182)>Ni (0.173)>Al (0.164)>Zn (0.164)>As (0.159) olarak sıralanmıştır. *Cf* sonuçlarına göre Miliç sulak alanı “nispeten düşük kontaminasyon” sınıfında yer almıştır. Bu indekste incelenen metal sayısı arttıkça kirlilik seviyesi de artmış olup bu sorunu gidermek için formül modifiye edilmiş ve toplam değer in metal sayısında bölünmesiyle *mCd* indeksi oluşturulmuştur (Abraham ve Parker, 2008). Metal(oid)lerin konsantrasyonlarına bağlı olarak hesaplanan *Cd* değeri 3.133 olup kontaminasyon ($Cd \leq 8$) seviyesi “düşük” sınıfında, *mCd* sonucu 0.285 bulunmuş olup kontaminasyon seviyesi ($mCd < 1.5$) ise “çok az” sınıfında bulunmuştur. İndeks hesaplama sonucuna göre Miliç kıyı sulak alanı, yoğun metal kirlenme tehdidi altında olmasa da kirlenmenin olduğunu söyleyebiliriz. Literatürdeki benzer çalışmalara bakıldığında, Mustafa Kemal Paşa Çayı havzasının bazı akarsularındaki sediment metal kalitesi değişik indekslerle belirlenmiştir. *Cf* indeksinde göre Emet Deresi’nin bazı istasyonlarının Cd ve Cr; Orhaneli Deresi’nin bazı istasyonlarının Zn ve Ni metalleri bakımından kontamine olduğu bildirilmiştir. Bu duruma yol açan faktörlerin kömür ve krom maden yataklarına yakın olması ve antropojenik faaliyetlerin sonucu olduğu belirtilmiştir (Omwene ve ark., 2018). Beyşehir Gölü’nde su ve sediment kalitesi ile sedimentte antropojenik etkilerin belirlenmesi amacıyla yapılan başka bir çalışmada, toplam 3 istasyon belirlenmiş ve *Cd* indeks hesaplama sonuçları sırasıyla; 18.39 (oldukça yüksek), 33.25 (çok yüksek) ve 8.78 (orta) olarak hesaplanmıştır. *mCd* sonuçları bakımından istasyonlar sırasıyla; 2.03 (orta), 3.69 (orta) ve 0.98 (çok az) olarak belirlenmiştir (Tunca, 2016). Üçüncü istasyonda belirlenen *mCd* ortalaması çalışmamızda bulduğumuz değere benzerlik göstermektedir. Gediz Deltası dalyan

alanlarının (izmir Körfezi) yüzeysel sediment kalitesinin belirlenmesi amacıyla yapılan bir çalışmada *Cf* ve *Cd* indeksleri kullanılmıştır. Yapılan analiz ve hesaplama sonucunda metallerin miktarları: Ni>Cr>Pb>Mn>Zn şeklinde sıralanmıştır. Toplam 7 istasyondan alınan metallerin *Cd* sonuçları sırasıyla: 16.9, 16.8, 12.2, 8.04, 7.90, 26.8 ve 29.9 olarak sıralanmış olup, bu sonuçlar Miliç'teki sonuçların üzerindedir (Suzer ve ark., 2016). Çünkü Gediz Havzası çok sayıda endüstriyel kuruluş (maden, metal, kimya, toprak ürünleri, kağıt, gıda, deri işleme vb.), kentsel yerleşim ve tarımsal alanların büyük baskısı altındadır. Miliç kıyı sulak alanda ise daha çok tarımsal faaliyetler, sonra evsel atık/atıksular baskılayıcı faktörlerdir. Sanayi kuruluşlarının çok ciddi bir baskısı alanda söz konusu değildir.

Sediment kalitesini belirlemede kullanılan, kirlilik yük indeksi (*PLI*), değerlendirmeye alınan metaller için alanın genel toksisite durumu hakkında bilgi verir (Tomlinson ve ark., 1980). Miliç'te alansal ve zamansal değerlendirmede *PLI* sonucu 1.065 olarak belirlenmiştir. Bu sonuca göre Miliç sulak alanı “ağır metal kontaminasyonu var” sınıfında yer almıştır. Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçlara benzer neticeler Mustafa Kemal Paşa Çayı'nın ve havzasının bazı akarsularında da tespit edilmiş, *PLI* sonucu 0.65–2.58 arasında bulunmuş ve buna göre (*PLI*>1) çalışma alanında kontaminasyonun olduğu belirtilmiştir (Omwene ve ark., 2018). Borçka Baraj Gölü ve Murgul Deresi'nin Cu ve Pb bakımından *PLI* hesaplanmasında sonuç *PLI*>1 olarak tespit edilmiş ve bu sonuca göre istasyonlarda kirlilik olduğu sonucuna varılmıştır (Özşeker, 2019).

Zenginleştirme faktörü (*EF*) indeks sonucu, sediment kalitesi üzerine antropojenik ve jeolojik etkileri belirtir (Sinex ve Wright, 1988). Miliç sediment örneklerindeki metal(oid)lerin *EF* indeks değerleri sonuçları 0.014–2.769 arasında belirlenmiştir. Metal(oid)lerin sıralaması büyükten küçüğe doğru; Cd (2.77), Pb (2.00), Cu (1.74), Co (1.45), Mn (1.06), Fe (1.00), Cr (0.80), Al (0.72), Zn (0.72), As (0.70) ve Ni (0.01) olarak tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre *EF* indeksi bakımından Miliç sedimenti “mineral bakımından zengin” sınıfında yer almıştır. Bu konuda yapılan bir araştırmada, Çömlekçi Deresi'nin sediment kalitesi *EF* kullanılarak belirlenmiş, yapılan analiz sonucunda metaller Pb (5.46)>Cu (4.3)>Zn (3.47)>Cd (1.99)>Mn (1.92)>Co (1.67)>Fe (1.00)>Ni (0.57)>Cr (0.48) olarak

sıralanmıştır. Buna göre Fe, Ni, ve Cr, EF değeri 1.5'tan az iken, Zn ve Cu ($2 \leq EF < 5$) ve Pb ($5 \leq EF < 20$) olarak tespit edilmiştir. Pb bakımından kirli, Zn ve Cu bakımından orta ve diğer metaller için ise kirliliğin düşük seviyede olduğu tespit bildirilmiştir (Ustaoğlu, 2020). Seyhan Baraj Gölü sedimentindeki Cu, Zn, Cd, Mn ve Cr metallerine göre EF sınır değerlerinin belirlendiği çalışmada, Cd, Cr ve Mn bakımından barajda kirlenmenin olduğu, Cd metalinin ise en yüksek zenginliğe sahip olduğu belirtilmiştir. Beş metalin ortalama EF değeri 8.45 olup, Cr ve Mn düşük zenginlik seviyesinde (1.57–1.12), Cu ve Zn metalleri ise en az zenginlik (0.52–0.49) seviyesine sahip oldukları belirlenmiştir (Çevik ve ark., 2009). Mustafa Kemal Paşa Çayı havzası sedimentinin EF indeksine değerlendirildiği çalışmada, birçok istasyonun orta ve yoğun ($3 < EF < 25$) metal zenginlik özelliği gösterdiği bildirilmiştir. Zenginleşme Ag, Cu, Cd, Ni, Pb ve Zn metallerinin Tavşanlı, Tunçbilek, Emet ve Orhaneli derelerinin istasyonlarında, As zenginleşmesinin ise Emet Deresi'nin bazı istasyonlarında orta ve yoğun ($3 < EF < 25$) karakterde olduğu belirtilmiştir (Omwene ve ark., 2018). Miliç kıyı sulak alanında EF sonucuna göre değerlendirme yapıldığında; Pb “önemli” ($5 \leq EF < 20$), Cu ve Zn “orta” ($2 \leq EF < 5$), Cd, Mn, Co, Fe, Ni ve Cr “düşük” ($EF < 2$) zenginlik seviyesindedir.

Miliç kıyı sulak alanı sedimentinde metal(oid)lerin analiz sonuçlarına göre ortalama etki aralığı medyanı oranı ($m-ERM-Q$) ve ortalama muhtemel etki seviyesi oranı ($m-PEL-Q$) sonuçları alansal-zamansal değerlendirildiğinde; $m-ERM-Q$ değeri 0.083 olarak bulunmuştur. Bu sonuca göre Miliç sedimenti “%9 toksik” sınıfta yer almıştır. $m-PEL-Q$ hesaplama sonucu ise 0.132 olup bu sonuç “kısmen etkilenmiş” sınıfta olduğunu göstermektedir. Bu konuda Beyşehir Gölü'nde yapılan bir araştırmada, üç istasyonun $m-ERM-Q$ indeks sonuçları sırasıyla, 1.05 (%49 toksik), 1.90 (%76 toksik) ve 0.39 (%21 toksik) olarak bulunmuştur (Tunca, 2016). Çin'in Shandong Yarımadası'nın yüzey sularındaki sediment kalitesinin belirlenmesi amacıyla Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn metalleri ile hesaplama yapılmış, elde edilen sonuçlarda metallerin konsantrasyonu genellikle Çin ortalaması seviyesinde bulunmuş, bununla birlikte Pb bakımından EF , $Igeo$ indekslerine göre yüksek seviyede kaydedilmiş, $m-PEL-Q$ sonucuna göre ise %21 seviyesinde kirlenmenin olduğu bildirilmiştir. Bu sonucun kirlilik yük indeksi (PLI) ile de benzerlik

gösterdiği belirtilmiştir (Li ve ark., 2013). Yine Çin'in Pearl Irmağı sediment kalitesinin belirlenmesi için yapılan çalışmada, metallerin [As (0.94), Cd (1.8), Cr (-1.92), Cu (-0.74), Hg (-0.38), Pb (0.56), Zn (-0.13)] *Igeo* indeks sonuçları kirlilik etkileri; Cd>As>Pb>Zn>Hg>Cu>Cr olarak sıralanmıştır. *m-PEL-Q* sonucu 0.09–1.59 arasında değişmiş, genel ortalama 0.35 olarak hesaplanmış ve sedimentin %21 oranında kontaminasyona uğradığı belirtilmiştir (Zhao ve ark., 2018).

Jeoakümülyasyon (*Igeo*) indeks sonucu, sediment kalitesi üzerine ağır metallerin etkilerini belirlemek için oluşturulmuştur (Müller, 1969). Miliç sediment örneklerindeki metal(oid)lerin *Igeo* indeks sonucu 0.032–0.155 aralığında değişmiştir. Metal(oid)lerin *Igeo* değerleri bakımından büyükten küçüğe doğru sıralaması Ni (0.155), Cd (0.127), Pb (0.092), Cu (0.080), Co (0.067), Mn (0.049), Fe (0.046), Cr (0.037), Al (0.033), Zn (0.033) ve As (0.032) olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre Miliç sedimenti *Igeo* indeksi kirlilik seviyesi “kirlenmemiş-orta kirlilik” sınıfındadır. Çömlekçi Deresi sediment kalitesinin *Igeo* indeksi kullanılarak belirlendiği çalışmada, metal konsantrasyonları Cu>Pb>Zn>Cd>Mn>Co>Fe>Ni>Cr sırasında çıkmıştır. *Igeo* indeks sonucuna göre Pb ve Cu metalleri dışındaki metallerin hepsi sıfırın altında değerler almıştır. Bu sonuca göre Çömlekçi Deresi'nde Pb ile Cu metalleri dışında kontaminasyonun olmadığı bildirilmiştir (Ustaoglu, 2020). Seyhan Baraj Gölü sediment kalitesinin *Igeo* sınır değerlerine göre hesaplama sonuçlarına bakıldığında, 1. istasyon (2.36), 2. istasyon (2.24), 4. istasyon (2.43) ve 5. istasyonun (2.35) orta ve yüksek kirli, 3. istasyonun (1.74) ise Cd metali bakımından orta seviyede kirli sınıfta olduğu bildirilmiştir. Cr, Mn, Zn, Fe ve Cu değerlerine göre sedimentte metal kirlilik durumunun olmadığı belirtilmiştir. Cd bakımından oluşan sediment kirlenmesinin ise tarımsal faaliyetlerde kullanılan gübre ve pestisitlerden kaynaklandığı vurgulanmıştır (Çevik ve ark., 2009). Mustafa Kemal Paşa Çayı havzası sedimentinde yapılan çalışmada, *Igeo* sınır değerlerine göre Cr, Ni, Zn, Pb, B ve As metallerinin konsantrasyonları en yüksek seviyede bulunmuş, bu sonuç *EF* ve *CF* indeks sonuçlarıyla da benzerlik göstermiştir. As ve B metallerinin *Igeo* değerlerinin sırasıyla 9.44–6.2 ve 26.3–30.4 arasında olduğu bildirilmiştir (Omwene ve ark., 2018). Borçka Baraj Gölü ve Murgul Deresi'nde Cu ve Pb bakımından *Igeo* hesaplaması sonucuna bakıldığında; Cu elementi için Borçka Baraj

Gölü ve Murgul Deresi verileri $3 < I_{geo} < 4$ sınıfı yoğun-aşırı arası kirlilik durumu tespit edilmiş, Pb için tüm istasyonlarda $2 < I_{geo} < 3$ arasında olup yoğun kirli sınıfının altında olduğu belirtilmiştir (Özşeker, 2019).

Potansiyel ekolojik risk faktörü indeksi (Er^i) sonucu, kontaminasyonun mevcut canlılara etkisini belirtir (Hakanson, 1980). Miliç sedimentinde belirlenen metallerin Er^i değerleri 0.164–18.993 aralığında tespit edilmiştir. Metallerin Er^i değerleri bakımından büyükten küçüğe doğru sıralaması ise Cd (18.993), Pb (2.284), As (1.592), Ni (0.863), Cu (0.798), Cr (0.364) ve Zn (0.164) olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre değerlendirme yapıldığında, Miliç kıyı sulak alanı sedimentindeki metallerinin Er^i indeksine göre ekolojik risk durumu “düşük” sınıfında yer almıştır. Benzer şekilde, Seydisuyu Havzası'nın sediment kalitesinin Er^i indeks hesaplama sonucuna göre belirlendiği çalışmada, bir istasyon orta ekolojik risk gösterirken, diğer istasyonların düşük seviyede risk sınıfında olduğu bildirilmiştir (Tokatlı ve ark., 2017). Bangladeş'in Louhajang Nehri yüzey suyunun bazı metaller (Cr, Ni, Cu, As, Cd ve Pb) ve fiziko-kimyasal parametreler bakımından kirlenme durumlarının yaz ve kış mevsimlerinde incelendiği çalışmada, suyun genel kalitesini gösteren ekolojik indekslerden ağır metal değerlendirme indeksi (HEI) sonucu, akarsuda düşük düzeyde metal kirliliği olduğunu göstermiştir. Ayrıca ekolojik risk durumunu belirten ekolojik risk indeksi (ERI) hesaplamasına göre ise suyun düşük-orta seviyede kirli olduğu tespit edilmiştir. Bu durumun sanayi bölgelerinden ve metal atölyelerinden gelen kirli suların akarsuya karışması sonucu olabileceği bildirilmiştir (Proshad ve ark., 2021).

Potansiyel ekolojik risk değerlendirme indeksi (RI) sonucu, ağır metallerin sedimentteki ekolojik risk durumunu belirtir (Hakanson, 1980). Miliç sedimentindeki metal(oid) analiz sonuçlarından hesaplanan metallerin toplam (Er^i) değeri 25.0589 olup ($RI < 150$), bu değer “düşük ekolojik risk” sınıfında olduğunu göstermektedir. Çalışmamızda bulduğumuz değere benzer bir sonuç Borçka Baraj Gölü ve Murgul Deresi'nde de tespit edilmiş, Pb metali için tüm istasyonlarda $RI < 150$ olduğu, Cu metali için ise $150 < RI < 300$ olarak belirlenip orta risk sınıfında yer aldığı bildirilmiştir (Özşeker, 2019).

Toksik risk indeksi (*TRI*) sonucu her bir metalin toksisite risklerini belirlemek için oluşturulmuştur (Zhang ve ark., 2016). Miliç'te alansal-zamansal değerlendirmede, *TRI* sonuçları 0.6–123 arasında çıkmıştır. Metal(oid)lerin *TRI* sonuçları büyükten küçüğe doğru; Zn (123), Cr (37.3), Cu (35.7), Pb (35), Ni (18), As (5.9) ve Cd (0.6) olarak sıralanmıştır. Sonuç olarak alandaki metallerin *TRI* değerleri 1.996 olup ($TRI \leq 5$), toksik risk seviyesi bakımından “toksik risk yok” sınıfında yer aldığı belirlenmiştir (Çizelge 4.12). Bu konuda yapılan bir çalışmada, Çanakkale Boğazı kıyısında bulunan Çardak Lagünü'nün sediment toksisite durumunun belirlenmesi amacıyla yapılan sediment analizlerinde, *TRI* 5.21–11.00 arasında belirlenmiş, ortalama *TRI* 7.98 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, bir istasyon dışında lagünün sediment durumunun düşük risk sınıfında olduğu bildirilmiştir. Sedimentin kirlilik durumunu etkileyen en yüksek metalin Ni olduğu, bunu As ve Cu metallerinin takip ettiği belirtilmiştir (Kükreer ve ark., 2020).

Türkiye'nin kuzeydoğusunda Giresun il sınırlarında yer alan bazı akarsuların (Pazarsuyu Deresi, Batlama Dersi, Aksu Deresi, Yağlıdere Deresi, Gelevera Deresi, Harşit Irmağı ve Görele Dersi) mansap bölgelerindeki sediment kalitesi çeşitli ekolojik sediment indeksleri kullanılarak incelenmiş, sediment kalitesinin ekolojik etki seviyeleri ve sağlık risk durumu belirlenmiştir. Araştırma neticesinde *CF*, *Igeo* ve *EF* indekslerine göre, incelenen akarsularda Cd ve Pb bakımından önemli oranda kirlenme tespit edilmiştir. Diğer metaller bakımından ise orta düzeyde kirlenmenin olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada, Giresun akarsularının genellikle antropojenik kaynaklı kirlenmenin baskısı altında olduğu bildirilmiştir. (Ustaoğlu ve İslam, 2020). Miliç kıyı sulak alanı da benzer şekilde beşeri faaliyetlerden kaynaklı, noktasal/yayılı kirlilik kaynaklarının etkisi altındadır.

İran'ın sanayi kenti olan Abadan Eyaleti'nin Arvand Nehri boyunca kirlilik unsurlarının (As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Pb ve Zn) potansiyel ekolojik ve sağlık risklerinin araştırıldığı bir çalışmada, yapılan analizler ve *Igeo* ve *EF* indeksleri sonucuna göre Cd, Pb, Zn ve Hg bakımından akarsuyun orta ile yüksek ve orta ile çok yüksek kirli seviyede bulunduğu bildirilmiştir. Bu duruma tarım arazilerinin kirli su ile yıkanması, uçakların kalkış ve inişi, toz fırtınaları ve gübrelerin yol açtığı belirtilmiştir (Haghnazar ve ark., 2021). Yine, Giresun'daki Batlama Deresi'nde

sedimentteki metal kirlenmesi ve antropojenik etkiyi belirlemek için üç istasyondan alınan sediment örneklerinde yapılan bazı metal analizleri ve bunların çeşitli indekslerle hesaplandığı araştırmada, sedimentteki Fe, Mn ve Zn metal konsantrasyonlarının yüksek değerlerde kaydedildiği, genel metal derişiminin Fe>Mn>Zn>Cu>Cr>Co>Ni>Cd olarak tespit edildiği bildirilmiştir. *EF* ve *CD* hesaplamalarına göre metaller Pb>Zn>Cu>Mn>Cd>Co>Fe>Cr>Ni olarak sıralanmış, Pb metalinin tarımsal faaliyetlerden dereye karışmış olabileceği belirtilmiştir (Ustaoğlu ve ark., 2021b).

Nijer Nehri'nin (Güney Nijerya) sediment kalitesinin incelendiği çalışmada, bazı metallerin (As, Fe, Cu, Pb, Cd, Zn ve Hg) çeşitli indekslerle durumları belirlenmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda nehirdeki metal konsantrasyonu yağışlı mevsime oranla kurak mevsimde daha yüksek tespit edilmiştir. Sedimentte As, Fe, Cu, Pb, Cd, Zn ve Hg metallerinin konsantrasyonları sırayla; 12, 115, 18, 11, 0.71, 36 ve 0.59 mg/kg olarak belirlenmiştir. Araştırmanın yapıldığı beş istasyonda Cd ve bir istasyonda Hg, *Igeo* indeks değerleri 1.0'ın üzerinde; Cd, Hg ve As metalleri bakımından *EF* indeksi 1.5'in üzerinde çıkmıştır. Bu durumun antropojenik kaynaklı kirlenmeden olduğu belirtilmiştir (Ezewudo ve ark., 2021).

Çalışmalardan da görüldüğü üzere, su ve sediment allohton ve otokton orijinli kirleticiler için bir substratumdur, yani birikim yeridir. Su ekosistemlerindeki kirliliğin araştırılmasında su ve sediment kalitesinin incelenmesi, ekolojik indekslerle birlikte çok değişkenli istatistiksel analizler kullanılarak değerlendirilmesi son derece önemlidir. Bu nedenle, uluslararası/ulusal/mahalli sulak alanlarımızın barındırdığı zengin flora ve faunanın devamı, ekolojik ve ekonomik değeri, sağlığı ve sürdürülebilir kullanımı için sucul ekosistemlerin ekolojik durumu araştırılarak izlenmeli ve insana kadar ulaşabilecek kirlilik etkileri konusunda bilgi sahibi olunmalıdır.

5.2 Makrofit Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi

Miliç kıyı sulak alanında makrofit florası ve biyolojik kalite elementi olarak makrofitlerin kullanılarak su kalitesinin belirlendiği bir çalışma yoktur. Sadece bu alandaki yaygın makrofitlerin estetik kullanım alanlarını belirlemeye yönelik bir

çalışma yapılmıştır (Taş ve Topaldemir, 2021). Miliç kıyı sulak alanı farklı ekolojik ortamlar içerdiğinden dolayı barındırdığı makrofit türlerinin çeşitliliği de oldukça fazladır. Alanda emers, submers, bağlı ve serbest yüzen makrofitler bulunmaktadır.

Miliç kıyı sulak alanında her istasyonda bulunan ve biyoindikatör/biyomonitör tür olarak belirlediğimiz *C. demersum* submers su bitkisinde çeşitli biyokimyasal analizler yapılmıştır. *C. demersum* makrofitinin gelişim döneminde toplam kuru madde (%) miktarı analizi sonuçları değerlendirildiğinde; Haziranda 7.086–7.708 (ortalama 7.329), Temmuzda 6.738–10.752 (ortalama 9.137), Ağustosta 10.459–14.030 (ortalama 11.811), Eylülde 7.863–13.540 (ortalaması 10.817) ve Ekimde 9.883–11.962 (ortalama 10.769) aralıklarında kaydedilmiştir. Submers su bitkisinin % toplam kuru ağırlığının yaz ortasında yükselme gösterdiği, Ağustos ayında ise en yüksek ortalamaya eriştiği tespit edilmiştir. Bunun sebebinin ilkbahar mevsiminde filizlenen bitkinin sıcaklığın artmasıyla birlikte biyokütlesinin dolayısıyla kuru ağırlığının da artarak maksimum seviyeye ulaşmasıdır. Eylül ayından başlayıp Ekim ayına doğru sıcaklığın azalmasıyla biyokütle de azalmaya başlamıştır. Bu konuda yapılan bir araştırmada, Eğirdir Gölü makrofitlerinin farklı dönemlerde ve bitki biyoması üzerinde etkili olan suyun fiziko-kimyasal parametreleri (sıcaklık, oksijen, pH, EC, organik madde, derinlik, görünürlük ve klorofil-a) incelenmiştir. Çalışma sonun gölde tespit edilen ve içerisinde *C. demersum* hidrofitinin de olduğu *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *Stuckenia pectinata* ve *Chara* sp. makrofitlerinin ortalama biyoması 413.4 g/m² olarak tespit edilmiştir. Aynı çalışmada makrofitlerin biyokütlesinin sıcaklıkla artış gösterdiği tespit edilmiştir. Çalışmamızda da özellikle ışık ve sıcaklığın makrofit gelişimi yani fotosentez için optimum olduğu yaz periyodunda biyokütle artış göstermiştir. Ayrıca, makrofitlerin biyoması üzerinde etkili faktörün derinlik olduğu, derinliğin azalmasıyla biyomasın artış gösterdiği vurgulanmıştır (Bolat ve ark., 2015). Miliç kıyı sulak alanı olan akarsu yatağının derinliğinin az olması, ışığın derinlere inmesinde etkili olan bir faktör olup, su altında yaşayan makrofitler için uygun bir ortamdır.

Kızılırmak Nehri'nin Nevşehir ili Avanos ilçesinden geçen bölümünde yapılan bir araştırmada, belirlenen dört istasyonda *Stuckenia pectinata* türünün

biyomas değerleri aylık olarak hesaplanmıştır. Çalışmada en yüksek kuru ağırlık Ağustos (974.96 g/m²) ayında tespit edilmiştir. Sıcaklığın artması ve suyun akış hızının azalmasıyla makrofit biyomasında artış olduğu vurgulanmıştır (Balcı, 2012). Çalı Gölü’nde üç su bitkisinin (*Myriophyllum verticillatum*, *Polygonium amphibium* ve *Phragmites australis*) Mayıs, Temmuz ve Eylül aylarındaki biyomaslarının incelendiği çalışmada, Mayıs ayında biyomas en düşük seviyede olurken, en yüksek biomas Eylül ayında llmştir. Bu çalışmada araştırması yapılan makrofitlerin biyoması üzerinde çevrenin fiziksel şartlarının yanında bitkilerin büyüme stratejilerinin de etkili olduğu vurgulanmıştır (zbay, 2009).

C. demersum makrofitinin fotosentetik pigment içeriği (klorofiller ve toplam karotenoid) bitkinin gelişim dönemleri olan yaz ve sonbahar mevsimlerinde belirlenmiş ve değerlendirilmiştir. Klorofil-*a* konsantrasyonu 18.12–31.31 $\mu\text{g/L}$, klorofil-*b* 13.60–35.67 $\mu\text{g/L}$ ve klorofil a+b konsantrasyonu ise 31.72–66.30 $\mu\text{g/L}$ aralığında kaydedilmiştir (izelge 4.17). Bu konuda yapılan bir araştırmada, Gala Gölü Milli Parkı’nda baskın olarak yayılış gösteren *Nymphaea* spp., *Ceratophyllum* spp. ve *Typha* spp. makrofitlerinin klorofil pigmentleri analiz edilmiştir. Klorofil derişimi 48.84–674.88 $\mu\text{g/L}$ (*Nymphaea* spp.), 97.68–630.48 $\mu\text{g/L}$ (*Ceratophyllum* spp.) ve 390.02–2952.6 $\mu\text{g/L}$ (*Typha* spp.) aralıklarında tespit edilmiştir (Gher ve Kıręız, 2007). İncelenen makrofitlerin klorofil içeriği Miliç’teki *C. demersum* klorofil içeriğinden oldukça yüksektir. Bu konuda yapılan başka bir araştırmada, *C. demersum* fotosentetik pigmentlerinden klorofil-*a*, klorofil-*b* ve karotenoid içerikleri zerine Cr metalinin farklı konsantrasyonları 1, 3 ve 5 günlük süreyle uygulanmış ve analiz edilmiştir. Biyodeneý sonucunda submers su bitkisine verilen Cr konsantrasyonu ve uygulama süresinin artmasıyla bitkide tespit edilen fotosentetik pigment içeriklerinde düşüş tespit edilmiş ve bu durum istatistiksel olarak da ($p < 0.05$) nemli bulunmuştur (Doęan ve ark., 2018b). Dięer bir araştırmada *C. demersum*, farklı konsantrasyonlarda Cr⁺⁶’ya maruz bırakılmış, metalin konsantrasyonunun artmasıyla makrofitin fotosentetik pigment içeriğinde (klorofil-*a*, klorofil-*b* ve karotenoid) azalma olduğu, bunun nedeninin ise metalin bitkide klorofil sentezinin önemli enzimlerinden olan α -aminolevulinic asit dehidrojenaz (α -ALAD) ve fotoklorofilid redüktaz enzimlerin inhibisyonundan kaynaklandığı bildirilmiştir

(Duman ve ark., 2010). Bu sonuçlar sudaki kirliliğin canlılar üzerindeki etkisini, bitki gelişimini inhibe ettiğini göstermektedir.

Besin elementlerinin makrofitler tarafından alınması veya salınması faaliyetleri sucul ekosistemlerin ötrofikasyon durumunu etkilemektedir (Topçu ve Pulatsu, 2011). *C. demersum* kirlenmiş sudan azotu çok iyi uzaklaştırır (Tracy ve ark., 2003). Miliç kıyı sulak alanında izlenen istasyonlardan alınan *C. demersum* örneklerinin % azot içeriği 2.21–3.75 arasında hesaplanmıştır. % ortalama azot içeriği 1. istasyondan itibaren sırasıyla 3.55, 2.67, 2.52 ve 3.30 olarak tespit edilmiştir. Aynı örneklerde % protein içeriği 13.83–23.45 arasında değişmiştir. *C. demersum* ortalama protein içeriği ise 1. istasyondan itibaren sırasıyla 22.17, 16.67, 15.76 ve 20.65 olarak kaydedilmiştir. % N ve % protein içeriği, izleme noktalarında en yüksek 1. istasyonda tespit edilmiştir. Bunun nedenlerinden biri, Terme Ovası'ndaki tarım alanlarından gelen azotlu bileşiklerin Miliç sulak alanına ilk karışım bölgesi olmasından dolayıdır. Dördüncü istasyonda kaydedilen yüksek değer ise sulak alanın yukarı havzasındaki tarım alanlarından geçerek çalışma alanından Karadeniz'e bağlanan Kozluk Deresi'nin taşıdığı nütrient yükünden kaynaklanıyor olabilir. Çünkü bu akarsuların geçtiği havza içinde fındık ve çeltik tarımında yoğun suni gübre kullanılmaktadır. Yine, 1. ve 4. istasyonların riparian alanlarında mevcut olan *Alnus glutinosa* (kızılağaç) yapraklarının da sulak alanda ayrışmaları sistemde azotlu bileşiklerin artmasına katkı sağlamaktadır. *Alnus* türlerinin köklerinde azot fiksasyonu yapan aktinomiset *Frankia* ile simbiyotik bir ilişki söz konusudur. Bu mantarın oluşturduğu nodüllerde azot fikse edilmekte ve bunu bitki kullanmaktadır (Ren ve ark., 2009). Kızılağaç yaprakları suda çabuk çözünür ve suya önemli oranda azot sağlar. Bunu da su canlıları kullanır (Tanyolaç, 2011). Sel suları da suda nitrat miktarını artırır (Tanyolaç, 2011). Çalışma periyodu içinde Terme'de 2019 Haziran ve Ağustos aylarında iki büyük sel felaketi yaşanmıştır. Selin getirdiği materyaller, yüzey akışları vb. sulak alanda azotlu bileşiklerin miktarını artırmıştır. Çalışma alanında serbest yüzen su bitkilerinden olan ve zaman zaman aşırı çoğalan kızıl su eğreltisi *Azolla filiculoides*, havanın serbest azotunu fikse eden *Anabaena azollae* ile simbiyotik yaşar (Taş ve ark., 2019). Bitki hayat döngüsünü tamamladığında, yoğun

bitki kütlesinin içerdiği organik azot ve organik fosfor, sedimentte birikerek su ekosisteminde madde döngüsüne katılır.

Farklı besin maddeleri ile hazırlanmış komposttan *C. demersum* bitkisinin fitoremediasyon kapasitesinin incelendiği bir çalışmada, bu bitkinin önemli oranda fosfor, nitrat ve amonyumu filtre ettiği tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda, bitkinin biyoremediasyon yeteneğinin olduğu vurgulanmıştır (Foroughi, 2011). Miliç kıyı sulak alanında yaygın ve bol olarak bulunan kamışın (*Phragmites australis*), su ortamında önemli oranda azotu kök ve gövdesinde tutabileceği belirtilmiştir (Topçu ve Pulatsu, 2011). Çalışma alanımızda özellikle 1. istasyonda kamış yoğunluğu oldukça fazladır. Dolayısıyla, bu bitkilerin sisteme azotlu bileşik katkısı da söz konusudur.

Araştırma alanımıza konum ve bölge olarak benzerlik gösteren Kızılırmak Deltası'nda bulunan üç lagün gölünün (Balık Gölü, Cernek Gölü ve Liman Gölü) bazı fiziko-kimyasal özellikleri ve makrofitlerinin çeşitli indekslerle değerlendirildiği çalışmada, yaz ve kış mevsiminde azot miktarının Cernek Gölü'nde yüksek seviyede olduğu tespit edilmiştir. Cernek Gölü'nde yüksek azot koşullarının olduğu zamanlarda yaygın bulunan *C. demersum* makrofitinin azot kimyasalı için indikatör özellik gösterdiği belirtilmiştir (Babur ve ark., 2021).

C. demersum makrofitinde P analizinin sonuçları değerlendirildiğinde, belirlenen istasyonlardan alınan örneklerdeki P konsantrasyonları 2.43–10.10 g/kg aralığında değişmiştir. Bu konuda yapılan bir çalışmada, bazı hidrofitlerin (*C. demersum*, *Nasturtium officinale*, *Potamogeton pectinatus*, *Lemna minor*, *Myriophyllum spicatum*, *Typha domingensis*, *Typha angustifolia*, *Cladophora glomerata*) laboratuvar ortamında ortofosfat (o-PO₄) giderim potansiyelleri incelenmiştir. Deneyin sonucunda, *C. demersum* (başlangıçta 0.56 mg/L, sonuçta 0.14 mg/L o-PO₄) %75 verimle sudan fosforu en iyi uzaklaştıran hidrofit olarak belirlenmiştir. Bu sonuca göre bitkinin ortofosfat gidermede yüksek performansının olduğu bildirilmiştir (Dirim, 2006).

Ağır metallerin yüksek konsantrasyonları bitkiler üzerinde toksik etki yaparlar. DNA'da hasara yol açar, enzimatik aktiviteyi, zar geçirgenliğini, solunum

ve fotosentez gibi reaksiyonları etkiler (Monferran ve ark., 2009). *C. demersum* örneklerinde metal(oid) birikimini değerlendirmek için alansal ve mevsimsel olarak analizler yapılmıştır. *C. demersum* köksüz bir sucul bitki olup yapraklarının çatallı, gövdelerinin ince kütikülatlı ve geniş yüzey alanına sahip olması onun sudan metal alımını kolaylaştırır (Mishra ve ark., 2006). Bitki kirlenmiş sulardan iletkenliği artıran iyonları temizler (Foroughi ve ark., 2010). Biyolojik arıtım süreçlerinde mikroorganizmalardan yararlanmanın arıtımı daha etkili ve verimli yapacağı belirtilmiştir (Sağlam ve Cihangir, 1995). Yapılan analizlerde istasyonlardan alınan submers su bitkisi *C. demersum* bünyesinde bulunan metal(oid) konsantrasyonları 0.80–14908.96 mg/kg arasında kaydedilmiştir. *C. demersum* makrofitinde metal(oid) miktarları büyükten küçüğe doğru Mn>Al>Fe>Zn>Ni>Co>Cu>As>Cr>Pb>Cd olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.20). Yerkabuğu için belirlenen metal sınır değerleri (Turekian ve Wedepohl, 1961) bakımından değerlendirildiğinde; Cd ve Mn metallerinin bütün istasyonlarda, Co metalinin ise 1. istasyonda limit değerleri aştığı tespit edilmiştir (Çizelge 4.20). Cd, ağır metaller içerisinde suda en fazla çözünen metal olmasından dolayı çevreye hızlıca yayılabilir (Camcı, 2008). Suda çözünmesinin hızlı olması dolayısıyla organlarının tamamı su içerisinde (submers) bulunan *C. demersum* bitkisi tarafından biyoakümüle edilmiş olabilir. Çünkü Cd metali suda 0.0011 mg/L bulunurken, bitkide 0.80 mg/L olarak ölçülmüş olup, bitkideki Cd miktarı suyun yaklaşık 727 katı, sedimentin ise yaklaşık 4 katı daha fazladır. Bu sonuca göre *C. demersum* bitkisinin iyi bir Cd akümülatörü olduğunu söyleyebiliriz. Bitkideki metallerin korelasyon matrisleri EK-3'te, esansiyel ve esansiyel olmayan metallerin durumu da EK-6'da verilmiştir.

Bu konuda yapılan bir araştırmada, değişik konsantrasyonlarda Cd uygulanan *C. demersum* makrofitinin düşük derişimlerde toksisite semptomları (yaprak dökümü, doku yumuşaması, renk değişimi) gözlenmezken, yüksek Cd konsantrasyonlarında semptomlar gözlenmiştir. Sonuç olarak bitkinin iyi bir Cd akümülatörü olduğu ve ağır metal kontaminasyonu olan suların (özellikle Cd) ıslahında kullanılabileceği belirtilmiştir (Doğan ve Demirörs Saygıdeğer, 2009).

Hindistan'ın Himalaya Ramsar sulak alanında yapılan bir çalışmada, *C. demersum* ve *Potamogeton natans* türlerinin metal birikimleri analiz edilmiş; *C.*

demersum hidrofiteinde metallerin sıralanması Al>Mn>Zn>Co>Cu>Pb>Cr>Ni>Cd olarak, *P. natans* hidrofiteinde ise Al>Mn>Pb>Cu>Zn>Ni>Co>Cr>Cd olarak sıralanmıştır (Ahmad ve ark., 2016). Al ilgili Ramsar alanındaki *C. demersum* hidrofiteinde en fazla biriken metal olurken, Miliç'teki *C. demersum* hidrofiteinde Mn en yüksek, sonra Al birikimi söz konusudur.

Başka bir çalışmada, *C. demersum* ve *Pogostemon erectus* bitkilerinin üzerine 5 gün süreyle farklı konsantrasyonlarda Cd, Cr ve Pb metallerin fitotoksitesisi değerlendirilmiştir. Beş günlük deneyde metallerin bitkilerin morfolojik özellikleri üzerine etkileri ve EC₅₀ (medyan etkili konsantrasyon; deneyde kullanılan organizmalarda %50 oranında morfolojik bozukluklar, anormallikler gibi etkiler yapabilen konsantrasyon) (Üçüncü ve ark., 2013) etkileri gözlemlenmiştir. Metallerden her iki bitki üzerine en toksik etkiyi Cd metalinin yaptığı tespit edilmiştir (*C. demersum* için 1.403 mg/L, *P. erectus* için 0.879 mg/L). Metaller içinde en az toksik etkiyi ise Pb yapmıştır (*C. demersum* için 78.349 mg/L, *P. erectus* için 1.727 mg/L). Etkisi incelenen üç metalin toksitesisine karşı *C. demersum* hidrofiteinin *P. erectus*'a göre daha yüksek tolerans gösterdiği tespit edilmiştir (Doğan ve ark., 2018a). *C. demersum* hidrofiteinde Cr metali bakımından “biyokonsantrasyon faktörü” hesaplaması amacıyla yapılan bir çalışmada, farklı derişimlerde Cr metali bitki üzerine uygulanmış ve konsantrasyonun artmasıyla birlikte fotosentetik pigment içeriğinde azalma, taze ve kuru ağırlıkları, protein sentezi ve lipit peroksidasyonu üzerine toksik etkiler yaptığı tespit edilmiştir (Doğan ve ark., 2018b).

Kütahya iline bağlı Köprüören'de bazı sulak alan bitkilerinde (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Nasturdium officinale*, *Lemna minor*, *Lythrum salicaria* ve *C. demersum*) bazı metallerin (B, Zn ve As) miktarları ile su ve sedimentteki bazı elementin (B, Zn, As, Ag, Pb, Cu, Cd ve Cr) konsantrasyonları araştırılmıştır. Yapılan çalışmalar sonucunda As (288.66 mg/kg) elementi sedimentte en fazla bulunan metal, B (903 µg/L) ise suda en yüksek konsantrasyonda bulunan element olarak tespit edilmiştir. Hidrofitlerde biriken Zn, B ve As konsantrasyonları ise sırasıyla 70–280 mg/kg, 37.6–1682.5 mg/kg ve 0.2–34 mg/kg kuru ağırlık arasında değişim göstermiştir. İncelenen bitkiler arasından *C. demersum*, *L. minor* ve *N. officinale* B, Zn ve As metalleri en yüksek oranda biriktiren türler olarak

belirlenmiştir (Akin ve Bingöl, 2019). Yine, iki sucul makrofit olan *Lemna minor* ve *C. demersum* türlerinin iki toksik metal olan Cr ve Pb metallerini sudan temizleme potansiyellerinin araştırıldığı çalışmada, 2.0, 4.0, 10.0 ve 14 mg/L oranında metal konsantrasyonları makrofitlere uygulanmıştır. Uygulamanın başlamasından 2, 4, 6, 9 ve 12. günlerde bitkilerin hasatları yapılmıştır. Deneyin sonucunda her iki türün de ciddi olarak toksisiteye uğramadan 12. günün sonunda Pb metalini %95 oranında, Cr metalini ise %84 oranında ortamdan bünyelerine aldıkları tespit edilmiştir (Abdallah, 2012).

İran-İrak sınırında bulunan Al-Hawizeh bataklığında Fe, Ni, Cr, Cd, Pb ve Zn metallerinin *Azolla filiculoides*, *C. demersum*, *Phragmites australis*, *Najas marina*, *Typha domingensis* ve *Potamogeton pectinatus* makrofitleri tarafından temizlenme durumları araştırılmıştır. Yapılan analizler sonucunda makrofitlerin metalleri yaz aylarında dokularında daha çok biriktirdikleri tespit edilmiştir. Bunun nedeninin yaz mevsimde artan pH ve tuzluluğun etkisiyle suda askıda bulunan maddelerin sedimentte birikimi sonucu bitkilerin buralardan almasından kaynakladığı belirtilmiştir (Al-Abbawy ve ark., 2021).

Porsuk Çayı kanalında yayılış gösteren bazı hidrofitlerin sudaki makro ve mikro elementleri biyoakümüle etme potansiyellerinin araştırıldığı çalışmada; makrofitlerden *Cynodon dactylon*, *Polygonum lapathifolium*, *Sparganium erectum*, *Veronica anagallis-aquatica* ve *C. demersum* türlerinin Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, S, Si, Zn, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Se elementlerini sudan giderim potansiyelleri araştırılmıştır. Yapılan deneyler sonucunda submers bitkilerden *C. demersum* türünün Fe, Cr, Ni ve Pb açısından hiperakümülatör olduğu bildirilmiştir. *C. demersum*'un elementleri özellikle kök ve gövde bölgesinde akümüle ettiği tespit edilmiştir. Çalışmada ayrıca *S. erectum* subsp. *erectum*, *P. lapathifolium*, *C. dactylon*, *V. anagallis-aquatica* ve *C. demersum* hidrofitlerinin ağır metalleri absorbe ettiklerinden iyi birer hiperakümülatör bitki oldukları ve kirli su ortamlarının temizlenmesinde kullanılabilecek özelliklere sahip oldukları da belirlenmiştir (Şentürk, 2011).

Tilki kuyruğu adıyla bilinen *C. demersum* hidrofitinin Cd Emilimi üzerine Zn ve hümik asitin etkilerinin belirlenmesi amacıyla bir biyodene yapalmıştır. Deneyde,

Zn ve hümik asit konsantrasyonunun artırılması durumunda, bitkinin Cd alım performansının olumsuz yönde etkilendiği tespit edilmiştir. Ayrıca, çalışmada hümik asitin ağır metallerin toksisitesini ve emilimini olumsuz yönde etkilediği de bildirilmiştir (Bunluesin ve ark., 2007).

İran'ın kuzeybatısındaki Khuzestan eyaletinde *C. demersum*'un sudan Ni metalini temizleme performansının incelendiği bir başka çalışmada, bitkinin Ni metalini yavaş, ancak önemli oranda temizlediği tespit edilmiştir. Bitkinin boyunun büyümesiyle doğru orantılı olarak Ni depolama kapasitesinin de arttığı tespit edilmiştir. Çalışma sonunda, *C. demersum* bitkisinin kirlenmiş ortamdan Ni metalini uzaklaştırmada kullanılabileceği önerilmiştir (Chorom ve ark., 2012).

Sucul ekosistemlerde bazı makrofitlerin fitoindikatör, fitoremediasyon potansiyelleri ve Sırbistan'ın Voyvodina eyaletinin Jegricka Nehri'ni etkileyen potansiyel kirlilik kaynaklarını belirlemek için yapılan araştırmada, alanda bulunan dört istasyondan organik gelişimin olgunlaştığı Eylül ayında örnekler alınmıştır (*C. demersum*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Nymphaea alba*, *Phragmites australis* ve *Salvinia natans*). Yapılan analizler neticesinde *C. demersum* türünün yalnızca birkaç istisna dışında en yüksek ağır metal konsantrasyonlarına sahip olduğu belirlenmiştir. Bu nedenle, *C. demersum* sucul makrofitinin belirlenen ekosistemde fitoremediasyon için yüksek potansiyele sahip en iyi akümülatör olduğu da ifade edilmiştir (Milan ve ark., 2006).

C. demersum ve *Lemna gibba* submers su bitkilerinin Cd ve Ni akümülyasyon kapasitelerinin araştırıldığı kontrollü bir çalışmada, bitkilere 0, 1, 2, 4 ve 6 mg/L konsantrasyonlardaki metallere ayrı ayrı ve üç tekerrürlü verilmiştir. Yapılan deneyde *L. gibba* Cd (%91) ve Ni (%50) konsantrasyonlarını önemli ölçüde azaltırken, *C. demersum* da Cd (%82.01) ve Ni (%52.5) konsantrasyonlarını ortamdaki önemli oranda uzaklaştırmıştır. Sonuç olarak her iki makrofitin sentetik ortamdaki Cd ve Ni metallerini temizlemede kullanışlı olduğu belirtilmiştir (Parnian ve ark., 2016).

Cd metalinin *C. demersum* bitkisinin gelişimine etkisinin incelendiği bir çalışmada, metalin bitkinin çözülebilir protein miktarında önemli azalmalara yol

açtığı bildirilmiştir. Bunun nedeninin metal stresi altında bitkinin protein sentezinin engellenmesi ya da oksidatif stres altında ROT (reaktif oksijen türevleri)'ların uyardığı proteolizisten olabileceği belirtilmiştir (Doğan ve Saygıdeğer, 2009).

Stukenia pectinata (*Potamogeton crispus*) ve *Potamogeton crispus* türlerinin metal toleransları ve fitoremediasyon yeteneklerinin karşılaştırılması için Cu, Cr, Pb ve Zn metallere maruz kalan solüsyonlarda bitkiler yetiştirilmiştir. Yapılan deneylerde metal toksisitesi sonucunda, bitkilerde klorofil miktarında azalma ve malondialdehit (MDA) miktarında artış olmuştur. Ayrıca antioksidan enzimleriyle (süperoksit dismutaz, askorbat peroksidaz ve glutatyon peroksidaz) prolin ve sistein miktarında özellikle Cr ve Pb stresi altında artış olduğu gözlemlenmiştir. Genel olarak *P. crispus*'un *S. pectinata* türüne oranla deneyde kullanılan metalleri daha fazla biriktirdiği tespit edilmiş olup, bu türün fitoremediasyon yeteneğinin olduğu da vurgulanmıştır (Upadhyay ve ark., 2014).

Hidrofitlerin çoğu türünün yapılan biyodenyeler ve arazi çalışmalarıyla metalleri biriktirdikleri yani akümülatör canlılar oldukları görülmektedir. Miliç kıyı sulak alanından alınan *C. demersum*'da "biyokonsantrasyon faktörü" (BCF) hesaplama sonucu alansal ve zamansal olarak değerlendirildiğinde, BCF 715.97–33818.51 arasında kaydedilmiştir. Metal(oid)lerin BCF sıralaması ise Mn>Co>Fe>Al>Zn>As>Cu>Cr>Ni>Pb>Cd olarak belirlenmiştir.

Bu konuda yapılan bir çalışmada, ağır metaller tarafından kontamine olmuş alanda beş adet makrofitin (*Typha* sp., *Callitriche* sp.1, *Callitriche* sp.2, *Juncus* sp., *Oenanthe* sp.) BCF değerleri ile bazı metalleri (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn ve As) su ve sedimentten temizleme yetenekleri analiz edilmiştir. Analiz sonuçlarına göre en fazla BCF değerlerini Ni (0.8) ve Cd (1.3) metali için *Typha* sp., Zn metali (4.8) için *Juncus* sp. göstermiştir. Bu sonuçlara göre, *Typha* sp. ve *Juncus* sp. makrofitlerinin metaller için biyomonitör özellik taşıdıkları belirtilmiştir. Ayrıca makrofitlerin ortamın kirlenmesinin geçmişi hakkında da bilgi verebileceği vurgulanmıştır (Ladislav ve ark., 2012).

Lepidium draba türünün fitoremediasyon çalışmalarında kullanılabilirlik durumunu belirlemek amacıyla Amasya ilinde semt kenarı, şehir içi, otoyol ve

kontrol grubu olmak üzere dört istasyonda Co, Ni Fe ve Mn metallerinin araştırılması yapılmıştır. Araştırma sonunda BCF hesaplaması neticesinde bitkinin Co, Ni ve Mn metalleri bakımından akümülatör özellik taşıdığı bildirilmiştir (Sürmen ve ark., 2019).

Keşmir bölgesindeki Ramsar alanında (Hindistan) *C. demersum* ve *Potamogeton natans* türlerinin bazı metal konsantrasyonları bakımından BCF hesaplanmış, *C. demersum* sucul makrofitinde en yüksek BCF değerleri Co (3616), Mn (3589) ve Cd (1332) metalleri için tespit edilmiştir. *P. natans* hidrofitinde ise en yüksek BCF değerleri Cd (1027), Co (744) ve Pb (712) metalleri için kaydedilmiştir (Ahmad ve ark., 2016).

Güneybatı Kamerun'da araba yıkama tesisinin sucul ortama etkilerinin değerlendirildiği çalışmada, alandaki metaller (Cu, Zn, Pb ve Cd) bakımından bazı sucul bitkilerin (*Anubias barteri*, *Commelina benghalensis*, *Ludwigia peruviana*, *Polygonum persicaria*, *Rorippa nasturtium-aquaticum* ve *Vallisneria spiralis*) fitoremediasyon yetenekleri araştırılmıştır. Analiz ve hesaplamalar sonucu yıkama tesisinden önceki suya göre yıkama tesisinden sonraki istasyondan alınan suda metal içeriği daha yüksek seviyede bulunmuştur. En yüksek seviyede Zn metali ölçülürken en düşük Cu konsantrasyonu bulunmuştur. Zn konsantrasyonunun nakliye, fren, tekerlek, galvaniz vb. kaynaklardan gelebileceği, Pb metalinin akülerden ve boyalardan, Cd metalinin pillerden kaynaklanabileceği belirtilmiştir. Aynı çalışmada türlerin BCF değerleri bakımından *L. peruviana* türünün Cu, Zn ve Cd metali bakımından fitostabilizasyon özelliğe olduğu bildirilmiştir (Anyinkeng ve ark., 2020). Tüm biyodeneş ve yerinde yapılan analizler göstermektedir ki sucul makrofitler metal(oid)lerin sudan/sedimentten uzaklaştırılmasında, metal(oid) kirliliği başta olmak üzere kirli suların biyolojik arıtımında çok önemli rol oynamaktadır. Biyoindikatör/biyomonitör olarak oldukça faydalı olan biyolojik kalite elementleri makrofitlerin su ve sediment kalitesini belirleme çalışmalarında kullanılması bu nedenle önem arz etmektedir. Su bitkilerince zengin Miliç kıyı sulak alanında su ve sediment kirliliğini azaltmak ve alanın sürdürülebilir kullanımını sağlamak için ekolojik kalite indikatörü olarak makrofitlerin kullanımına SÇD (2000) doğrultusunda devam edilmeli ve izlenmelidir. Çünkü sucul makrofitler

ötrofikasyonun ve çevresel etkilerin izlenmesinde gösterge canlılar (biyoindikatörler) olarak kullanılır.

Miliç kıyı sulak alanında alansal-zamansal değerlendirmede 2 yıl boyunca makrofit örnekleme, herbaryumu ve kalitatif/kantitatif analizleri yapılmıştır. Araştırma periyodu boyunca yapılan arazi çalışmaları neticesinde Miliç sulak alanında toplam 48 adet makrofit taksonu tanımlanmıştır. Alansal olarak değerlendirdiğimizde; 1. istasyondan itibaren sırasıyla 34, 22, 32 ve 35 makrofit taksonu teşhisi yapılmıştır. En yüksek makrofit türünün 4. istasyonda olmasının nedeni, bu istasyonun etrafının açık, geniş ve karasal ortamla denizel ortam özellikleri taşımasından dolayı her iki habitatta yayılış gösterebilen makrofitlerin bulundurmasından kaynaklanabilir. Ayrıca bu istasyondan önceki istasyonlarda, akarsu yatağındaki suyun içerdiği kirletici unsurlar ya sucul makrofitler tarafından süzülerek ya sedimentte birikerek ya da sucul canlılar tarafından dokularında biriktirilerek azaltılmış ve ortamın daha temiz olması sağlanmıştır. Bu durum dolayısıyla suyunun daha temiz ve berrak olduğu 4. istasyonda tür çeşitliliği daha fazla kaydedilmiştir.

Mevsimsel olarak değerlendirdiğimizde; istasyonların toplam makrofit sayıları en fazla yaz mevsiminde (123), sonra sonbahar (115), ilkbahar (107) ve en az kış (35) mevsiminde kaydedilmiştir. Yaz mevsimi makrofitlerin büyüme ve gelişmeleri için optimum koşulların olduğu dönem olduğu için tür çeşitliliği fazladır. Kış mevsiminde ise birçok bitki türünün vejetatif ve generatif faaliyetleri bakımından durgunluk dönemi olduğu için tür sayısı az olabilir. Çalışma alanımızın da içerisinde bulunduğu Yeşilirmak Deltası'nın doğusunda bulunan Amazon Tabiat Parkı'ndaki göllerde (Akgöl-Simentit kompleksi), sulak alanlarda ve Miliç kıyı sulak alanında peyzaj mimarisinde kullanım potansiyeli bulunan submers, emers ve yüzen yapraklı makrofitlerin bulunduğu ve buralarda çoğu türlerin de yaygın olduğu belirtilmiştir (Taş ve ark., 2018). Bölgemizde yer alan Ordu ili sınırları içerisinde bulunan Akçaova Deresi'nin ripariyan zonunun makrofit florasının belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmada 37 familyaya ait 70 cins ve bu cinslere bağlı 82 makrofit türü tespit edilmiştir (Özbucak ve ark., 2016). Yine Ordu ili sınırları içerisindeki Kacalı Deresi'nin ripariyan zonunda 38 familyaya ait 81 makrofit taksonu tespit

edilmiştir. Taksonların fitocoğrafik bölgelere göre dağılımları yapıldığında; 14 taksonun Avrupa-Sibirya elementi, 3 taksonun Öksin elementi, 1 taksonun İran-Turan elementi ve 1 taksonun da Akdeniz elementine dahil olduğu bildirilmiştir (Özbucak ve Taş, 2016).

Makrofit florasının araştırıldığı başka bir çalışmada, Balıkdanı Gölü'nde 35 familyaya ait 65 tür tespit edilmiştir. En çok tür içeren familyaların Cyperaceae (8), Poaceae (5), Apiaceae (3), Scrophulariaceae (3), Fabaceae (3), Labiatae (3), Typhaceae (2), Juncaee (2), Salicaceae (2) ve Lythraceae (2) olduğu belirtilmiştir (Beishenbekova, 2013). Karamenderes Çayı florasının belirlenmesi için yapılan araştırmada ise toplam 107 takson belirlenmiştir. Bunlardan 32 tanesi planktonik, 45 tanesi epilitik, 57 tanesi epifitik, 60 tanesi epipelik, 9 tanesi makro alg, 1 tanesi Bryophyta ve 14 tanesi de Magnolophyta üyelerine ait taksonlar tespit edilmiştir (Erdügan ve ark., 2020).

“Ülkemize özgü su kalitesi ekolojik değerlendirme sisteminin kurulması projesi” kapsamında Kuzey Ege Havzası'ndaki 16 akarsu sisteminin makrofit kompozisyonunun belirlendiği çalışmada toplam 72 takson tanımlanmıştır. Fiziko-kimyasal analiz sonuçları ile IBMR sonuçlarının değerlendirildiği çalışmada, yedi akarsu sistemi benzer özellikler taşıırken, dokuz akarsu sisteminin farklılıklar gösterdiği belirtilmiştir (Büke, 2019).

Balıkesir ilinin peyzaj alanında kullanım potansiyeli olabilecek bitki türlerinin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmada toplamda 67 familya, 166 cins ve bu cinslere ait 229 tür teşhis edilmiştir. Tespiti yapılan türler arasında *Alisma lanceolatum*, *Cyperus capitatus*, *Iris suaveolens*, *I. unguicularis*, *Juncus acutus*, *Phragmites australis* gibi makrofit türleri de yer almıştır (Polat, 2020).

Miliç kıyı sulak alanındaki makrofit çeşitliliği ve düzenliliğini belirlemek için yapılan değerlendirmede, Shannon çeşitlilik indeksi (H') hesaplama sonucu 2.23–2.54 arasında değişmiş, ortalama H' değeri 2.36 olarak hesaplanmıştır. Shannon ve Weiner (1963), tarafından belirlenen ve sınır değerleri 0–5 arasında olan indeks değerlerinin yüksek çıkması türlerin eşit dağıldığını göstermektedir. Yaptığımız Shannon çeşitlilik indeksi hesaplama sonucunda, ortalamanın yüksek

olduğunu ve Miliç kıyı sulak alanının makrofit tür zenginliğine sahip olduğunu söyleyebiliriz.

Shannon çeşitlilik indeksi ile kirlilik değerleri birbirlerine ters orantılı olup çeşitlilik arttıkça kirlenme azalmaktadır (Shanthala ve ark., 2009). İndeks değerlerinin 3'ün üzerinde olması durumu habitat ve komünitede dengeyi gösterir (Kocataş, 1992). Miliç sulak alanında alansal değerlendirme yaptığımızda, elde edilen H' değerleri 3'ün altındadır. Bu durum çalışma alanımızın dengede olmadığını göstermektedir. Ancak sulak alanda çok yüksek bir kirlenme de söz konusu değildir. Pileou'nun düzenlilik indeksi (J') hesaplamasında ise değerler 0.71–0.81 arasında değişmiş, genel ortalama J' değeri 0.78 olarak hesaplanmıştır. Düzenlilik indeksi de çeşitlilik indeks sonuçlarına paralellik göstermiştir. Sonuçların 1'e yakın olması türlerin eşit bollukta olduğuna işaret etmektedir. İstasyonlardan elde ettiğimiz değerlere benzer sonuçlar Elekçi Deresi'nin epilitik diatomelerin düzenlilik indeks sonuçları genel olarak da 1'e yakın bulunmuş olup Kasım ayında ve 2. istasyonda 0.918 olarak tespit edilmiştir (Taş ve ark., 2021). Çalışmamızda elde ettiğimiz değerlere benzer sonuçlar Çiğ Gölü'nün planktonik alglerinin durumunun araştırıldığı çalışmada da Shannon çeşitlilik indeksi katsayısı 1.039–1.352 arasında olup özellikle bahar aylarında değerlerin 1'den yukarıda olmasının çeşitliliğin yüksek olması anlamına geldiği belirtilmiştir. Aynı çalışmada yine bizim sonuçlarımıza benzer neticeler düzenlilik indeksinde de elde edilmiştir. Düzenlilik indeks sonuçları çalışmamızdaki sonuca benzer şekilde 1'e yakın bulunmuş, bu durumun türlerin eşit bollukta olduğunu gösterdiği belirtilmiştir (Karakaya, 2018). Çambaşı Göleti fitoplanktonunun değerlendirildiği çalışmada, Shannon çeşitlilik indeksi 0.327–1.526 arasında, düzenlilik indeks sonucu ise 0.222–0.913 arasında tespit edilmiştir (Topkara, 2011).

Kızılırmak Deltası'ndaki Liman Gölü, Cernek Gölü ve Balık Gölü lagünlerinde yapılan çalışmalarda çeşitlilik indeks değerleri hesaplanmıştır. Sonuçlar sırasıyla; 1.25, 1.47 ve 1.21 olarak belirlenmiştir. Aynı göllerde düzenlilik indeksi sonuçları da 0.93, 0.97 ve 0.94 olarak hesaplanmıştır. Aynı çalışmada, yaygın kullanılan Simpson çeşitlilik indeksi de hesaplanmış, sonuçlar Liman Gölü'nde 0.04,

Cernek Gölü'nde 0.02, Balık Gölü'nde 0.05 olarak tespit edilmiştir (Babur ve ark., 2021).

Miliç kıyı sulak alanı makrofitlerinin alansal değerlendirilmesinde, Simpson çeşitlilik indeksi (1-D) 0.90–0.95 arasında değerler almıştır. Ortalama Simpson çeşitlilik indeksi 0.93 olarak hesaplanmıştır. Simpson çeşitlilik indeksi 0–1 arasında değerler alır (Simpson, 1949). Bu indeks sonucunun 1'e yakın olması, tür zenginliğinin yüksek, tür dağılımının da eşit olduğunu göstermektedir (Sezen, 2008). Miliç kıyı sulak alanındaki istasyonlardan alınan makrofit örneklerinin hesaplanmasından elde edilen Simpson çeşitlilik indeksi değerinin 1'e yakın olması, makrofit tür zenginliği bakımından yüksek ve eşit dağılım gösterdiğini belirtebiliriz. Çalışmamızdan elde ettiğimiz değerlere benzer sonucu yakın çevremizde bulunan Elekçi Deresi'nin epilitik diyatomelerinin Simpson çeşitlilik indeks sonuçları da göstermiş, sonuçlar genellikle 1'e yakın bulunmuş, Ekim ve Kasım aylarında Simpson çeşitlilik indeksinin 0.952 olduğu belirtilmiştir (Taş ve ark., 2021). Abant Gölü bentik makro omurgasız faunası ve dağılımı çalışmasında Simpson çeşitlilik indeks değeri 0.871 olarak bulunmuştur (Tereshenko, 2019).

Farklı sucul ekosistemlerde ekolojik indikatörler olarak farklı sucul organizmalar kullanılarak su kalitesi ve tür çeşitliliği arasındaki ilişki ortaya konulabilmektedir. Biyolojik kalite elementleri olarak bentik ve planktonik algler, makrofitler, taban büyük omurgasızları ve balıklar sistem üzerine olan baskıları en iyi şekilde gösteren ve SÇD doğrultusunda yürütülen projelerde kullanılan en önemli sucul canlılardır. Sadece fiziko-kimyasal parametreleri kullanmak alan üzerindeki anlık etkileri ve değişimleri gösterirken, biyolojik parametreler ekosistemin geçmiş durumunu da yansıtmaktadır. Bu nedenle fiziko-kimyasal ve biyolojik parametrelerin birlikte kullanılarak su ekosistemlerinin değerlendirilmesi ve izlenmesi önemlidir.

Biyolojik kalite elementi olarak makrofitlerin kullanıldığı ve su kalitesinin değerlendirildiği çalışmalar oldukça yenidir. Sucul bitkiler, iç suların önemli elamanlarından (Altınayar ve ark., 1994). Sucul ortamda önemli yeri olan makrofitler su kalitesinin belirlenmesinde iyi bir ekolojik göstergedir (Bakır, 2015). Makrofitler çeşitli maddeleri büyük oranda konsantre ettikleri için bölgesel ekolojik kalitenin belirlenmesinde önemli gösterge olarak kabul edilirler (Ma, 2005).

İndikatör makrofit türlerinden yararlanarak (Macrophyte Index Scheme, MIS), makrofitlerin çevresel etkilere karşı gösterdikleri tepkilere göre “duyarlı türler”, “az duyarlı türler”, “toleranslı türler” ve “toleransı yüksek türler” olarak sınıflandırılması yapılmıştır (Caffrey, 1987). Makrofitlerin kirliliğe karşı gösterdikleri tepkilere göre oluşturulan bu sınıflarda (MIS) belirlenen özellikleri taşıyan makrofit türleri kullanılmıştır. Sınıflandırmada yer alan makrofitlerden Miliç kıyı sulak alanında toplam 10 takson yer almıştır. Bu sınıflandırmada, kirliliğe karşı düşük duyarlı sınıfta *Callitriche stagnalis* ve *Chara* spp.; kirliliğe toleranslı sınıfta *Zannichellia palustris*, *Sparganium erectum*, *Lemna minor*, *L. trisulca*, *Potamogeton crispus*, *Schoenoplectus lacustris* ve *Myriophyllum spicatum*); kirliliğe yüksek toleranslı sınıfta ise *Stuckenia pectinata* taksonları yer almıştır. MIS sınıflandırmasında yer alan kirliliğe duyarlı türler bölümünde çalışma alanımızdan tür bulunmamaktadır. Bu durumun, Miliç kıyı sulak alanının suyunun kirliliğe hassas türlerin yaşamasına uygun olmadığını veya bu türlerin ekolojik istek değerlerinin alanımızda karşılanmadığını düşünmekteyiz. Ayrıca belirtilen sınıflandırmada kirliliğe karşı toleranslı ve kirliliğe yüksek toleranslı türler içinde yer alan makrofit türlerinin Miliç kıyı sulak alanında bulunması, alanın kirlilik unsuru taşıdığına işaret etmektedir.

Makrofitlerin çevresel faktörlere karşı gösterdikleri tepkilere göre sınıflandırmasının yapıldığı bir çalışmada, suyun sertliği ve organik kirliliği (NH_4^+ -N, PO_4^{3-} -N) de dikkate alınmıştır. Makrofit türlerine göre ortamın trofik seviyeleri oligotrofik, oligo-mezotrofik, mezotrofik, mezo-ötrofik, ötrofik ve hipertrofik sınıflarına ayrılmıştır (Haury ve ark., 2006). Bu sınıflandırmada yer alan makrofit türlerinden Miliç sulak alanında 4 takson bulunmaktadır. *Zannichellia palustris* ve *Nasturtium officinale* taksonları “mezo-ötrofik” sınıfında, *Ceratophyllum demersum* türü “ötrofik” sınıfında ve *Potamogeton pectinatus* (*Stuckenia pectinata*) türü ise “hipertrofik” sınıfında yer almıştır. Makrofitler kullanılarak yapılan trofik sınıflandırmadaki taksonlar incelendiğinde; Miliç sulak alanında tespit edilen türler arasında oligotrofik ve mezotrofik seviyede tür kaydedilmemiştir. Bu durumda Miliç kıyı sulak alanının trofik yapısının mezo-ötrofik ile hipertrofik seviyeleri arasında özelliğe sahip olduğu anlaşılmaktadır.

İndikatör makrofitler kullanılarak çeşitli indeksler hazırlanmış ve bu indeks sonuçlarına göre su kalitesi ve ekolojik durum tespiti yapılmıştır. Miliç kıyı sulak alanında tespiti ve teşhisi yapılan makrofitler kullanılarak IBMR hesaplanması yapılmıştır. Birinci istasyonda toplam 34 makrofit taksonu tanımlanmıştır. Bunlardan IBMR makrofit listesinden 25 takson yer almaktadır. Bu taksonlar kullanılarak yapılan IBMR hesaplama sonucu 7.35 çıkmıştır. İkinci istasyonda toplam 22 makrofit türü teşhisi yapılmış ve bunlardan IBMR makrofit listesinde bulunan 18 adet taksonun IBMR hesaplama sonucu 7.14 olarak bulunmuştur. Üçüncü istasyonda toplam 32 makrofit türü kaydedilmiş, bunlardan IBMR tür listesinde yer alan 20 adet makrofit hesaplama katılarak IBMR değeri 7.20 olarak tespit edilmiştir. Dördüncü istasyonda toplam 35 farklı makrofit taksonu kaydedilmiş, bunlardan IBMR listesinde bulunan 22 adet makrofit taksonu kullanılarak indeks hesaplaması yapılmıştır. IBMR hesaplama sonucu 7.07 bulunmuştur. Sonuç olarak bütün istasyonlar IBMR değerlendirme skalasına göre (Wiederkehr, 2015) “kötü” sınıfında yer almıştır. Miliç kıyı sulak alanının alansal değerlendirmesinde, ortalama IBMR sonucu 7.19’dur (Çizelge 5.3). Bu sonuca göre sulak alan “kötü” ($8 \geq \text{IBMR}$) sınıfındadır. “Kötü” sonucun çıkmasında etkili olan faktörleri değerlendirdiğimizde; Miliç sulak alanını besleyen yukarı havzadan gelen suların suni gübre, pestisit, evsel atıklar ve hayvansal atıklar içermesi, sulak alan içinde yoğun makrofit üremesi ve sedimentasyonu, bu organik/inorganik kirlilik kaynaklarının alanın trofik seviyesini yükseltmesi olabilir. Çünkü Miliç sulak alanı havzasında yoğun olarak fındık, çeltik, mısır ve soya fasulyesi tarımı yapılmaktadır. Yine bu bölgede arazilerin genellikle eğiminin dik olması nedeniyle evler ve ahırlar daha düz olan akarsu kenarlarına yapılmaktadır. Bu durumda suyun evsel atıklardan yoğun olarak etkilendiğini söyleyebiliriz.

Çizelge 5.3 İstasyonların IBMR sınıfları

IBMR Skoru	IBMR > 14	14 ≥ IBMR > 12	12 ≥ IBMR > 10	10 ≥ IBMR > 8	8 ≥ IBMR
Sınıf	Çok İyi	İyi	Orta	Zayıf	Kötü
İstasyonlar	1.istasyon	2.istasyon	3.istasyon	4.istasyon	Ortalama
IBMR Değeri	7.35	7.14	7.20	7.07	7.19
Sınıfı	Kötü	Kötü	Kötü	Kötü	Kötü

Çalışmamızda IBMR sonuçlarına göre bulduğumuz değerlere benzer sonuçlar Kuzey Ege Havzası'ndaki 16 akarsuda makrofit kompozisyonu belirlenerek yapılan ekolojik durum tespitinde de belirlenmiştir. Havzadaki toplam 16 akarsudan elde edilen makrofitlerin IBMR değerlendirme sonucu sırasıyla 8.75 (zayıf), 11.50 (orta), 7.78 (kötü), 10.69 (orta), 11 (orta), 7.47 (kötü), 8.96 (zayıf), 7.35 (kötü), 9.50 (zayıf), 8.50 (zayıf), 11 (orta), 12.12 (iyi), 6 (kötü), değerlendirilemez, 6 (kötü), 12 (orta) olarak tespit edilmiştir (Büke, 2019). Yine, çalışmamızda elde ettiğimiz sonuca benzer bir çalışma, Ceyhan Nehir Havzası'nın ekolojik kalitesini belirlemek için yapılmış, 23 istasyondan toplam 33 makrofit taksonu tanımlanmıştır. Bu taksonlardan IBMR hesaplaması yapılarak sonucun (IBMR; 6–12) “orta” ile “kötü” arasında olduğu bildirilmiştir (Özbay ve ark., 2019).

Makrofitlerin suyun ekolojik durumunu tahmin etmede kullanıldığı bir başka çalışmada, Abant Gölü'nün makrofit türlerinin bolluk değerlerine göre Makrofit İndeksi (MI) hesaplama sonucu 2.85 bulunmuş, bu değere göre gölün besin tuzları bakımından “orta” seviyede zenginleştiği bildirilmiştir. Aynı çalışmada, Referans İndeksi (RI) 4.49 olarak hesaplanmış, bu sonucun Ekolojik Kalite Oranı (EKO) değeri 0.52 çıkmıştır. Bu sonuca göre gölün ekolojik durumunun “iyi” olduğu tahmin edilmiştir. Gölün makrofit bolluğunun ise su sıcaklığı, çözünmüş oksijen, iletkenlik, alkalinite, pH, askıda katı madde, ortofosfat ve toplam fosfor miktarı ile ilişkili olduğu tespit edilmiştir (Coşkun ve Demir, 2019). Bu konuda yapılan bir başka çalışmada, Mogan Gölü'nde MI kullanılarak ekolojik durum tespiti yapılmıştır. Çalışmada sualtı makrofitlerden 5 tür teşhis edilmiştir. 2003 yılında makrofit indeksine göre (3.9) “orta” sınıfında bulunan gölün, 2013 yılında yapılan makrofit indeksine göre (4.5) “kötü” sınıfında olduğu belirtilmiştir (Şanal ve ark., 2015).

Fas'ın kuzey batısında yer alan Beht Irmağı'nın ekolojik durumunu belirlemek amacıyla ırmak üzerinde toplamda 13 istasyon belirlenmiş, IBMR hesaplama sonuçlarına göre akarsuda trofik seviye belirlenmiştir. Yukarı havzadan aşağı havzaya doğru ırmakta çok düşük kirlilik, orta seviyede kirlilik, yüksek kirlilik ve çok yüksek seviyede kirlilik tespit edilmiştir. Bu sonuçlar, akarsuyun kaynağına doğru kirlenmenin azaldığını, mansaba doğru ise kirlenmenin arttığı göstermiştir. Bu kirliliğin de organik döküntüler, organik bozulmalar, yerleşim yeri atıkları ve

çiftliklerdeki gübre akıntısından kaynaklı olduğu vurgulanmıştır (Saloua ve ark., 2017).

Sulak alanlarımız günümüzde değişik nedenlerle kirlenmekte, kurumakta ve tahrip edilmektedir. Araştırma alanımız olan Miliç kıyı sulak alanı da çeşitli baskılar altındadır. Kıyı oku üzerindeki yerleşim alanları, evsel atıklar/atık sular, tarımsal gübrelerin ve pestisitlerin kullanılması, sanayi atıkları, erozyon sonucu toprak ve organik madde taşınması, sulak alanın içerisi ve kenarındaki makrofitlerin kanalı temizleme faaliyeti sonucu yok edilmesi, evlerin ve hayvan ahırlarının akarsu kenarlarına yapılması, taş ocaklarının faaliyetleri, araç egzozları, çöplerin vahşi depolanması, mevsimlik işçilerin alanda konaklaması, inşaat faaliyetleri, aşırı ve bilinçsiz balık avlanması, istilacı balıkların alanda yaygınlaşması gibi sebeplerden dolayı sulak alan kirlenmekte ve ekolojik kalitesi azalmaktadır. Değişik nedenlerden dolayı Miliç kıyı sulak alanının kirlenmesi, alandaki su, sediment ve sucul bitkileri ve diğer canlılar olumsuz yönde etkilenmektedir. İstasyonlarımızda yaygın olarak bulunan ve besin zincirinin ilk halkasını oluşturan *C. demersum* makrofitinin çeşitli metal(oid)leri bünyesine aldığı tespit edilmiştir. Besin zinciri yoluyla, bitkiden balığa, su kuşları, diğer canlılar ve hatta insana kadar biyolojik birikime uğrayan metal(oid)ler veya diğer kirleticiler zincirin üst basamaklarındaki canlılarda toksik etki yapabilme niteliğine sahiptir.

Çalışma periyodumuzun son döneminde, Miliç kıyı sulak alanındaki akarsu yatağında DSİ tarafından temizleme çalışmaları yapılmış, sediment ve su bitkileri kazınarak akarsu kenarına bırakılmıştır. Bu faaliyetler sonucu alanın sedimentinde bağlı olan inorganik kirleticiler yağmur ve sel sularıyla tekrar akarsuya karışmaktadır. Hümik maddelerin fazlalığı nedeniyle karbon salımı da gerçekleşmektedir. Oysaki sulak alan ve su bitkileri havanın fazla karbon yükünü absorplayıp küresel ısınmanın azaltılmasında etkili olan en önemli alanlardır. Ayrıca makrofitlerin sudaki zararlı kimyasalları ve nütrient elementleri uzaklaştırdığı konusunda çok sayıda akademik çalışma vardır. Mevcut bilgiler ışığında derenin sucul bitkilerin yok edilmesiyle alanın suyunun biyolojik olarak temizlenme olanağından da yoksun kalacağı bilimsel bir sonuçtur. Ayrıca, makrofitlerin yok

edilmesi sonucu onlarla beslenen ya da bitkiyi substratum olarak kullanan canlılar da olumsuz yönde etkilenmektedir. Dolayısıyla biyoçeşitlilik zarar görmektedir.

Sonuç olarak;

- Miliç kıyı sulak alanında su, sediment ve sucul bitkiler kullanılarak çeşitli indekslerle değerlendirilen bu kapsamlı çalışmanın neticesinde, alanın su kalitesi fiziko-kimyasal parametrelere göre I-IV. sınıf arasında değişmiştir.
- Doğal ve rekreasyonel kullanım açısından sulak alanın ötrofikasyon sınır değerlerini aşmadığı tespit edilmiştir. Ancak, tedbirlerin alınması gerekmektedir.
- Metal(oid) analizleri sonuçlarının su ve sedimentte yer kabuğu sınır değerlerini aşmadığı tespit edilmiştir.
- Su kalitesinin içme suyu için uygun olmadığı, sulama suyu olarak izin verilebilir olduğu belirlenmiştir.
- Makrofit çeşitliliğinin fazla olduğu, fakat indikatör türlere göre sulak alanın “kötü” sınıfında yer aldığı, trofik seviyesinin de mezo/ötrofik-hipertrofik olduğu belirlenmiştir.
- Alanda zaman zaman aşırı makrofit çoğalması meydana gelmektedir. İstilacı bitkiler ve İsrail sazı gibi istilacı balıklar konusunda mutlaka izleme çalışmaları yapılmalıdır.
- Genel ekolojik durumu mezo-ötrofik olan, zaman zaman ötrofikasyon olayının gözlemlendiği Miliç sulak alanı üzerinde insan kaynaklı noktasal/yayılı kirlilik baskılarının önlenerek korunması ve izlenmesi önemlidir.
- Alanın biyoçeşitliliğinin korunması ve suyun sağlığı için makrofitler korunmalıdır.
- Yörenin, bölgenin ve ülkenin kalkınmasına sosyo-ekonomik açıdan katkı sağlaması, rekreasyonel faaliyetlerin sağlıklı olarak yapılabilmesi için Miliç kıyı sulak alanının korunması önemlidir.

- Sucul ekosistemlerin su kalitesinin değerlendirilmesinde, Türkiye için kullanışlı makrofit indeksleri oluşturulmalı ve bu indekslerle alanın ekolojik durumu düzenli olarak izlenmelidir.
- Havzada yaşayan halk, özellikle renberler küresel ısınma, sulak alanların ve su bitkilerinin önemi, suni gübrelerin ve pestisitlerin kullanımı, nütrient elementler, sulama suyu kalitesi gibi konularda bilgilendirilmelidir.

KAYNAKLAR

- Abdallah, MAM. (2012). Phytoremediation of heavy metals from aqueous solutions by two aquatic macrophytes, *Ceratophyllum demersum* and *Lemna gibba* L. *Environmental Technology*, 33, 1609–1614.
- Abdel-Satar, AM., Ali, MH. & Goher, ME. (2017). Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43(1), 21–29.
- Abraham, GMS. & Parker, RJ. (2008). Assesment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marime sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zeland. *Environmental Monitoring and Assesment*, 136(1), 227–238.
- Afnor, (2003). Qualitédel'eau–Déterminationdel'indice biologique macrophyte en rivière (IBMR), NFT 90–395.
- Ahmad, SS., Reshi, ZA., Shah, MA., Rashid, I., Ara, R. & Andrabi, SM. (2016). Heavy metal accumulation in the leaves of *Potamogeton natans* and *Ceratophyllum demersum* in a Himalayan Ramsar site: management implications. *Wetlands Ecology and Management*, 24(4), 469–475.
- Akın, B. & Bingöl, NA. (2019). Heavy metal accumulation in wetland plants and water-sediment relationship in Köprüören-Kütahya. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 5(2), 76–82.
- Aksoy, T. (2006). Silisyumun bitki ve toprakta bulunuşu, dağılımı ve insan sağlığı için önemi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü. Toprak Anabilim Dalı, Adana.
- Alam, MGM., Tanaka, A., Stagnitti, F., Allinson, G. & Maekawa, T. (2001). Observations on the effects of caged carp culture on water and sediment metal concentrations in lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicology ang Environmental Safety*, 48(1), 107–115.
- Alatalo, RV. (1981). Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos*, 37, 199–204.
- Al-Abbawy, DA., Al-Thahaibawi, BMH., Al-Mayaly, IK. & Younis, KH. (2021). Assessment of some heavy metals in various aquatic plants of Al-Hawizeh Marsh, southern of Iraq. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(1).
- Alford, ÉR., Pilon-Smits, EA. & Paschke, MW. (2010). Metallophytes—a view from the rhizosphere. *Plant and Soil*, 337(1), 33–50.
- Altın, A., Özölçer, İÖ. & Yıldırım, Y. (2009). Water pollution in the southern coastal region of the Black Sea. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18(11a), 2170–2180.
- Altınayar, G. (1988). Su Yabancı Otları. Bayındırlık ve İskan Bakanlığı DSİ Genel Müdürlüğü İşletme ve Bakım Dairesi Başkanlığı. DSİ Basım ve Foto-Film İşletme Müdürlüğü Matbaası, Ankara.

- Altınayar, G., Ertem, B., Yıldırım, S. & Aydoğan, F. (1994). Marmara Gölü'nde Su Yabancıtları Sorunları Nedenleri ve Çözüm Yolları Üzerinde Çalışmalar. DSI, Ankara, 191s.
- Amorim, CA., Moura-Falcão, RHD., Valença, CR., Souza, VRD. & Moura, ADN. (2019). Allelopathic effects of the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on phytoplankton species: contrasting effects between cyanobacteria and chlorophytes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 31.
- Anjum, NA., Ahmad, I., Válega, M., Mohmood, I., Gill, SS., Tuteja, N., Duarte, AC. & Pereira, E. (2014). Salt marsh halophyte services to metal-metalloid remediation: Assessment of the processes and underlying mechanisms. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(18), 2038–2106
- Anonim, (2004). Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, 31/12/2004, Sayı: 25687, Ankara.
- Anonim, (2005). İnsani tüketim amaçlı sular, Türk İçme Suyu Standartları TS 266 sayılı standart -Türk Standartları Enstitüsü, Ankara.
- Anonim, (2009). Su Yabancı Otları, Yayılış Alanları, Yaşamları, Çevresel İlişkileri, Sorunları ve Savaşım Yöntemleri. Çevre ve Orman Bakanlığı Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, İşletme ve Bakım Dairesi Başkanlığı, Ankara, 374s.
- Anonim, (2012). Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği. 30/11/2012, Sayı: 28483, Ankara.
- Anonim, (2014). Biyolojik Çeşitliliği İzleme ve Değerlendirme Raporu 2013–2014. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, Ankara.
- Anonim, (2019). Tarım ve Orman Bakanlığı Biyolojik İzleme Tebliği Birinci Bölüm, Resmi Gazete, Sayı: 30808, Ankara.
- Anonim, (2020). Türkiye sulak alanları. <http://www.turkiyesulakalanlari.com/>, 10.09.2020.
- Anyinkeng, N., Neba, GA., Mih, AM. & Tening, AS. (2020). Phytoremediation potential of some macrophytes from a Car Wash Stream in Buea, South Western Cameroon. *Journal of Environmental Protection*, 11(12), 1052–1063.
- AOAC, (2002). Official Method of Analysis. 16th Edition, Association of Official Analytical, Washington DC.
- Aras, S. & Fındık, Ö. (2018). Nevşehir ili için Kızılırmak Nehri'nin içme suyu potansiyelinin araştırılması. *Nevşehir Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 7(2), 214–222.
- Arıman, S., Cüce, H., Özbayrak, E., Bakan, G. & Büyükgüngör, H. (2007). Orta Karadeniz kıyı şeridi nehirleri su ve sediman ortamlarında ağır metal kirliliği izlenmesi. 7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Yaşam Çevre Teknoloji, 24-27 Ekim, İzmir.

- Arslan, N., Tokatlı, C., Çiçek, A. & Köse, E. (2011). Determination of some metal concentrations in water and sediment samples in Yedigöller Region (Kütahya). *Review of Hydrobiology*, 4(1), 17–28.
- Atabey, E. (2005). Tıbbi Jeoloji. Jeoloji mühendisleri odası yayınları, Ankara, 134s.
- Aydın, H., Ustaoglu, F., Tepe, Y. & Soylu, EN. (2021). Assessment of water quality of streams in northeast Turkey by water quality index and multiple statistical methods. *Environmental Forensics*, 22(1-2), 270–287.
- Bal, K., Struyfa, E., Vereeckenb, H., Viaeneb, P. & Donckerc, L. (2011). How do macrophyte distribution patterns affect hydraulic resistances. *Ecological Engineering*, 37(3), 529–533.
- Babur, H., Surmen, B. & Kutbay, HG. (2021). Grime's CSR strategies of aquatic macrophytes in different lagoon lakes in Northern Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 21(5), 211–224.
- Bahçeci, H. (2010). Su Çerçeve Direktifi kapsamında tatlı sularda su kalitesinin biyolojik izlenmesi Büyük Menderes Havzası örneği. Uzmanlık Tezi, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.
- Bakan, G. & Şenel, B. (2000). Samsun Mert Irmağı-Karadeniz desarjında yüzey sediman (dip camur) ve su kalitesi araştırması. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 24, 135–141.
- Bakır, N. (2015). Su Çerçeve Direktifine göre biyolojik kalite unsuru: Makrofit. Uzmanlık Tezi, Orman ve Su İşleri Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü, Ankara.
- Balcı, EÖ. (2012). Kızılırmak Nehri'nde (Avanos civarı-Nevşehir) sualtı bitki biyokütlesinin zamansal değişimleri. Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Anabilim Dalı, Ankara
- Balık, İ. & Tunca, E. (2015). Sedimentteki metal kirliliğini değerlendiren yöntemler üzerine bir derleme. *Türk Denizcilik ve Deniz Bilimleri Dergisi*, 1(1), 37–47.
- Barlas, M. & Kiriş, E. (2004). Akçay (Muğla-Denizli)'ın Fiziko-Kimyasal ve Bentik Makroinvertebrata Yönünden İncelen-mesi. Muğla Üniversitesi Basımevi, Muğla.
- Barlas, M., Mumcu, F., Solak, CN. & Çoban, O. (2020). Akçapınar Deresi ve Gökova Kadın Azmağı Deresi (Muğla) Epilitik Algleri Üzerine Bir Araştırma. XVI. Ulusal Biyoloji Kongresi, Malatya.
- Başer, A. (2020). Nikel Kontaminasyonunun *Epilobium hirsutum* L. bitkisinin gelişimi üzerine etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Dumlupınar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Kütahya.
- Baştürk, E. & Alver, A. (1999). Melendiz Nehri su kalitesinin farklı kullanım amaçlarına göre değerlendirilmesi. *Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 8(2), 731–740.

- Bat, L., Gökkurt, O., Sezgin, M., Üstün, F. & Şahin, F. (2009). Evaluation of the Black Sea land based sources of pollution the coastal region of Turkey. *The Open Marine Biology Journal*, 3(1).
- Bayraktar, K., Nevim, B., Yusuf, S., Muharrem, G. & Tunay, Ş. (2016). Refahiye Köroğlu Deresi (Erzincan) sularının balık yetiştiriciliği ve su kalitesi açısından değerlendirilmesi. I. Uluslararası Erzincan Sempozyumu, 28 Eylül-2 Ekim, Erzincan.
- Beishenbekova, AY. (2013). Balıkdamı Gölü makrofit florası (Eskişehir/Sivrihisar). Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.
- Besli, Ö. (2011). Alüminyum sektöründe atık suların incelenmesi ve arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Kocaeli.
- Birch, L., Hanselmann, KW. & Bachofen, R. (1996). Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: Historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake. *Water Research*, 30(3), 679–687.
- Boese, BL. & Lee, H. (1992). Synthesis of methods to predict bioaccumulation of sediment pollutants. Environmental Research Laboratory.
- Bolat, S., Koca, HU., Yıldırım, UG., Özvarol, Y., Turna, İİ., Şener, E., Yeğen, V., Bilgin, F. & Bostan, H. (2015). Eğirdir Gölü makrofitlerinin gelişme ve yayılma özelliklerinin sualtı gözlemleri ile izlenmesi. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 1(3), 103–111.
- Bold, HC. & Wynne, MJ. (1985). Introduction to the algae. Structure and reproduction, 2nd ed. Englewood Cliffs. Prentice-Hall International Inc., 662 pp.
- Boran, M. & Altınok, I. (2010). A review of heavy metals in water, sediment and living organisms in the Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10(4), 565–572.
- Borisova, G., Chukina, N., Maleva, M., Kumar, A. & Prasad, MNV. (2016). Thiols as biomarkers of heavy metal tolerance in the aquatic macrophytes of Middle Urals, Russia. *International Journal of Phytoremediation*, 18(10), 1037–1045.
- Bouslah, S., Djemili, L. & Houichi, L. (2017). Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method. *Journal of Water and Land Development*, 35(1), 221–228.
- Boyd, CE. (1990). Water Quality in Ponds for Aquaculture, Birmingham publishing, Alabama.
- Boyd, CE. & Tucker, CS. (1992). Water Quality And Pond Soil Analyses For Aquaculture. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama, USA.

- Boyd, CE. & Tucker, CS. (1998). Pond Aquaculture Water Quality Management. Kluwer Academic Publishers, 700p.
- Boyd, CE. (2015). Water wuality: An introduction. doi: 10.1007/978-3-319-17446-4.
- Bremmer, JM. (1965). Total Nitrojen. In: C.A Black (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part, American Society of Agronomy, Madison, pp. 1149–1178.
- Bulut, C., Atay, R., Uysal, K. & Köse, E. (2012). Çivril Gölü yüzey suyu kalitesinin değerlendirilmesi. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi–C, Yaşam Bilimleri ve Biyoteknoloji*, 2, 1–8.
- Bunluesin, S., Pokethitiyook, P., Lanza, GR., Tyson, JF., Kruatrachue, M., Xing, B. & Upatham, S. (2007). *Ceratophyllum demersum*'da kadmiyum ve çinko etkileşimi ve hümik asidin metal birikimi üzerindeki etkileri. *Su, Hava ve Toprak Kirliliği*, 180 (1–4), 225–235.
- Büke, E. (2019). Kuzey Ege Havzası makrofit kompozisyonunun belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Tekirdağ.
- Caffrey, JM. (1987). Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Iris rivers. *Biological Indicators of Pollution*. Royal Iris Academy, Dublin, 77–87.
- Camcı, S. (2008). Metal kaplama atıksuyunun elektrokoagülasyon yöntem ile arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Samsun.
- Can, Ö. & Taş, B. (2012). Ramsar alanı içinde yer alan Çernek Gölü ve sulak alanının (Kızılırmak deltası, Samsun) ekolojik ve sosyo-ekonomik önemi. *TÜBAV Bilim Dergisi*, 5(2), 1–11.
- Carr, RS., Long, ER., Windom, HL., Chapman, DC., Thursby, G., Sloane, GM. & Wolfe, DA. (1996). Sediment quality assesment studies of Tapma Bay, Florida. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 1218–1231.
- Chagnon, PL. & Brisson, J. (2017). The role of mycorrhizal symbioses in phytotechnology. *Botany*, 95(10), 971–982.
- Chambers, PA., Lacoul, P., Murphy, KJ. & Thomaz, SM. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9–26.
- Chorom, M., Parnian, A. & Jaafarzadeh, N. (2012). Nickel removal by the aquatic plant (*Ceratophyllum demersum* L.). *International Journal of Environmental Science and Development*, 3(4), 372.
- Cirik, S. & Cirik, Ş. (1999). Limnoloji. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, No: 21, Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir, 166s.
- Cirik, S., Cirik, Ş. & Conk-Dalay, M. (2007). Su Bitkileri 2 (İçsu Bitkilerinin Biyolojisi, Ekolojisi, Yetiştirme Teknikleri). Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi Yayın No.61, İzmir, 160s.
- Cirik, S. & Cirik, Ş. (2008). Limnoloji. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, 6. Baskı, Bornova-İzmir.

- Cook, CDK. (1996). Aquatic Plant Book. SPB Academic Publishing/Backhuys Publishers. The Hague, Netherlands, 228 p.
- Cox, BA. (2003). A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. *Science of the Total Environment*, 314, 303–334.
- Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, MC. & Littarru, P. (2001). Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phytoreduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecological Engineering*, 16, 459–470.
- Coşkun, T. & Demir, AN. (2019). Abant Gölü'nde biyolojik kalite elementlerinden sucul makrofitler. *Acta Aquatica Turcica*, 15(4), 499–506.
- Crow, GE. & Hellquist, CB. (2000). Aquatic and Wetland Plants of Northeastern North America. Volume Two. Angiosperms and Monocotyledons. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. Iv + 400 pp.
- Cui, S., Yu, T., Zhang, F., Fu, Q., Hough, R., An, L. & Pei, Z. (2020). Understanding the risks from diffuse pollution on wetland eco-systems: The effectiveness of water quality classification schemes. *Ecological Engineering*, 155, 105929.
- Cüce, H., Kalıpcı, E., Taş, B. & Yılmaz, M. (2020). Rakım farklılığı nedeniyle oluşan meteorolojik değişimlerin su kalitesine olan etkilerinin CBS ile değerlendirilmesi: Morfolojik olarak farklı iki göl için bir karşılaştırma. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 10(1), 1–26.
- Çetin, M. (2012). Ilıca Deresi (Fatsa, Ordu) algleri ve su kalitesinin incelenmesi. Yüksek lisans Tezi, Ordu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Ordu.
- Çevik, F., Göksu, MZL., Derici, OB. & Fındık, Ö. (2009). An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1–4), 309.
- Çevik, MG. (2012). Çıldır Gölü'nün suyunda, sedimentinde, havuz balığında (*Carassius gibelio*), kamış (*Phragmites australis*) ve tilki kuyruğu (*Ceratophyllum demersum*) bitkilerinde bazı ağır metallerin derişim düzeylerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Kafkas Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kars.
- Çiçek, NL. & Ertan, ÖO. (2012). Köprüçay Nehri (Antalya)'nın fiziko-kimyasal özelliklerine göre su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji*, 21(84), 54–65.
- Davidson, NC. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934–941.
- Davis, PH. (1965-1985). Flora of Turkey and the East Aegean Islands, Vols. 1-9. Edinburgh University Press, Edinburg.

- Davis, PH., Mill, RR. & Tan, K. (1985). Flora of Turkey and the East Aegean Islands Suppl. 1, Edinburgh University Press, Edinburg.
- Davutluoglu, OI., Seckin, G., Ersu, CB., Yilmaz, T. & Sari, B. (2011). Heavy metal content and distribution in surface sediments of the Seyhan River, Turkey. *Journal of Environmental Management*, 92(9), 2250–2259.
- Dayioğlu, H., Özyurt, MS., Bingöl, N. & Yıldız, C. (2004). Kütahya ili içme sularının fiziksel, kimyasal ve bakteriyolojik özellikleri. *Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 7, 71–90.
- Dede, ÖT. & Sezer, M. (2017). Aksu Çayı su kalitesinin belirlenmesinde Kanada su kalitesi indeks (CWQI) modelinin uygulanması. *Journal of the Faculty of Engineering & Architecture of Gazi University*, 32(3), 909–917.
- Demir, A. & Selek, Z. (2009). Akyatan Lagünü’nde tuzluluk ve bazı kirlilik düzeylerinin saptanarak coğrafi bilgi sistemi destekli dağılımlarının belirlenmesi. *Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 20(1), 187–199.
- Dengiz, O. & Coşkun, A. (2016). Samsun Terme Havzası bazı temel fizyografik karakteristikleri belirlenmesi ve tarımsal taşkın alanlarının toprak haritalanması. *Türkiye Tarımsal Araştırmalar Dergisi*, 3(1), 1–13.
- Denton, GRW. & Burdon-Jones, C. (1986). Trace metals in algae from the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 17(3), 98–107.
- Dhir, B. (2013). Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-Up. Springer-Nature, 111p.
- Dhote, S. (2007). Role of Macrophytes in improving water quality of an aquatic ecosystem. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 11(4), 133–135.
- Dirim, S. (2006). Aşağı Kelkit Havzası doğal sulak alanında bitkilerle fosfor gideriminin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Sakarya.
- Doğan, M. & Saygıdeğer, SD. (2009). Kadmiyumun *Ceratophyllum Demersum* L. üzerindeki bazı fizyolojik ve morfolojik etkileri. *Ekoloji*, 18(71), 57–64.
- Doğan, M., Karataş, M. & Aasim, M. (2018a). Kadmiyum, krom ve kurşunun *Ceratophyllum demersum* L. ve *Pogostemon erectus* (Dalzell) Kuntze üzerine fitotoksitesinin değerlendirilmesi. *Karaelmas Science and Engineering Journal*, 8(2), 543–550.
- Doğan, M., Karataş, M. & Aasim, M. (2018b). In vitro koşullarda *Ceratophyllum demersum* L.’un krom (III) akümülyasyonunun araştırılması. *Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Tarım ve Doğa Dergisi*, 21(3), 277–285.
- Dong-yi, J., Yun-yan, W., Qi, L., Zhe, L. & San-yang, Z. (2020). Assessment of water quality and safety based on multi-statistical analyses of nutrients, biochemical indexes and heavy metals. *Journal Of Central South University*, 27(4), 1211–1223.

- Duman, F., Şahan, S., Ceylan, A. & Koca, F. (2010). Krom (Cr⁺⁶)'a maruz bırakılmış *Ceratophyllum demersum* L.'un biyolojik cevabı. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fen Dergisi*, 5(2), 163–171.
- Dündar, MŞ., Altundağ, H., Kaygaldurak, S., Şar, V. & Acar, A. (2012). Çeşitli endüstriyel atık sularda ağır metal düzeylerinin belirlenmesi. *Sakarya University Journal of Science*, 16(1), 6–12.
- EC (European Communities), (2006). EC of the European Parliament and of the council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. Directive 2006/44.
- Egemen, Ö. (1999). Çevre ve Su Kirliliği (Ders Kitabı). Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, Bornova-İzmir, 42, 75–77.
- Egemen, Ö. (2006). Su Kalitesi. Ege Üniversitesi Yayınları, İzmir.
- Egemen, Ö. & Sunlu, U. (1996). Su Kalitesi. Ege Üniversitesi, Su ürünleri Fakültesi, Yayın No: 14, Ege Üniversitesi, Basımevi, Bornova, İzmir.
- Egemen, Ö. & Sunlu, U. (1999). Su kalitesi. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları Yayın No:14. İzmir: Ege Üniversitesi Basımevi, 153s.
- Egemen, Ö. & Sunlu, U. (2003). Su Kalitesi Ders Kitabı. Ege Üniversitesi, Su ürünleri Fakültesi, Yayın No: 14, Ege Üniversitesi, Basımevi, Bornova, İzmir, 148s.
- Eich, MJ., Peak, JD., Brady, PV. & Pesek, JD. (1999). Kinetics of lead adsorption and goethite: Residence time effect. *Soil Science*, 164, 28–39.
- El-Khatib, AA., Hegazy, AK. & Abo-El-Kassem, AM. (2014). Bioaccumulation potential and physiological responses of aquatic macrophytes to Pb pollution. *International Journal of Phytoremediation*, 16(1), 29–45.
- EPA Method 3051, (1998). Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils.
- Ercişli, B. (2016). Kars Çayı'nın suyunda, sedimentinde ve bazı sucul organizmalarda iz elementlerin derişim düzeylerinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Kafkas Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Kars.
- Erdem, O. (2004). Sulak Alanlar - Önemi, Temel Sorunları, Türkiye'nin Uluslararası Öneme Sahip Sulak Alanları. Haber Ekspres Gazetesi, 28 Şubat.
- Erdoğan, SY. (2015). Bayındır Baraj Gölü (Ankara) rotifera faunasının taksonomik ve limnoekolojik yönden incelenmesi. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.
- Erdüğan, H., Akgül, R., Fırat, AR. & Özdilek, ŞY. (2020). Algae and macrophytes flora of Karamenderes Stream (Çanakkale, Turkey). *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 8(6), 1236–1244.
- Ezewudo, BI., Mgbenka, BO., Islam, MDS., Proshad, R. & Odo, GE. (2021). Appraisal of metal contamination in sediments of lower reaches of Niger

- River, Nigeria, using contamination indices and sediment quality guidelines. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1–20.
- Ferdoushi, Z., Haque, F., Khan, S. & Haque, M. (2008). The effects of two aquatic floating macrophytes (*Lemna* and *Azolla*) as biofilters of nitrogen and phosphate in fish ponds. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8, 253–258.
- Foroughi, M., Najafi, P., Toghiani, A. & Honarjoo, N. (2010). Analysis of pollution removal from wastewater by *Ceratophyllum demersum*. *African Journal of Biotechnology*, 9(14), 2125–2128.
- Foroughi, M. (2011). Investigation of the influence of *Ceratophyllum demersum* to refine diluted compost latex. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 15(2).
- Galal, TM., Farahat, EA. & Fawzy, M. (2008). Submerged macrophytes as bioindicators for pollution in Lake Mariut along the Mediterranean coast of Egypt. *Ecologia Mediterranea*, 34(1), 83–91.
- Gao, S., Wang, Z., Wu, Q. & Zeng, J. (2020). Multivariate statistical evaluation of dissolved heavy metals and a water quality assessment in the Lake Aha watershed, Southwest China. *PeerJ*, 8:e9660. Doi: 10.7717/peerj. 9660.
- Gedik, K., Verep, B., Terzi, E. & Fevzioglu, S. (2010). Firtina Deresi (Rize)'nin fiziko-kimyasal açıdan su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji*, 19(76), 25–35.
- Gemci, E., Akarsu, S., Zıba, CA. & Dolaz, M. (2016). Kahramanmaraş'taki Ayvalı Yüzey Suyu, Pınarbaşı ve Karasu kaynaklarının içme suyu kalitesinin araştırılması. *KSU Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 19(1), 21–24.
- Gerhardt, KE., Gerwing, PD. & Greenberg, BM. (2017). Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*, 256, 170–185.
- Ghosh, D. & Biswas, JK. (2015). Biomonitoring macrophytes diversity and abundance for rating aquatic health of an Oxbow Lakeecosystem in Ganga River Basin. *American Journal of Phytomedicine and Clinical Therapeutics*, 3(10), 602–621.
- Golabia, M., Shokripoura, H., Moazeda, H. & Haghhighib, NJ. (2019). Investigation of biosorption on *Ceratophyllum demersum* L. biomass: removal of cadmium (II) from aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*, 157, 118–128.
- Goncharuk, VV., Bagrii, VA., Mel'nik, LA., Chebotareva, RD. & Bashtan, S. (2010). The use of redox potential in water treatment processes. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 32(1), 1–9.
- Göksu, MZL. (2003). Su Kirliliği Ders Kitabı. Çukurova Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi Yayınları No:17, Adana.

- Grudnik, ZM. & Germ, M. (2010). *Myriophyllum spicatum* and *Najas marina* as bioindicators of trace element contamination in lakes. *Journal of Freshwater Ecology*, 25(3), 421–426.
- Guo, W., Liu, X., Liu, Z. & Li, G. (2010). Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 729–736
- Gupta, P. & Chandra, P. (1996). Response of cadmium to *Ceratohyllum demersum* L. rootless submerged plant. *Waste Management*, 16, 335–337.
- Gupta, S. & Gupta, SK. (2021). Development and evaluation of an innovative Enhanced River Pollution Index model for holistic monitoring and management of river water quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–14.
- Güher, H. & Kırgız, T. (2007). Gala Gölü Milli Parkı'nda makrofitler ile Mikrocrustacea (Cladocera, Copepoda) ilişkisi üzerine bir araştırma. *Trakya Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 8(2), 109–114.
- Güler, Ç. & Çobanoğlu, Z. (1997). Su kirliliği. Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No:43, Birinci baskı, ISBN 975–7572–60–8, Ankara, 92s.
- Gülgün, B., Atıl, AG., Sayman, M. & Yörük, İ. (2007). Peyzaj Mimarlığı çalışmalarında kullanılan bazı önemli akuatik bitkiler ve kullanım ilkeleri. *Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 44(1), 177–188.
- Gültekin, F., Ersoy, AF., Hatipoğlu, E. & Celep, S. (2012). Trabzon İli akarsularının yağışlı dönem su kalitesi parametrelerinin belirlenmesi. *Ekoloji*, 21(82), 77–88.
- Gündoğdu, A. (2015). Sularda (ORP) oksidasyon-redüksiyon potansiyelinin pH ve metallerle ilişkisi. Ekoloji sempozyumu (Sinop Üniversitesi), 6–9 Mayıs, Sinop.
- Güner, A., Aslan, S., Ekim, T., Vural, M. & Babaç, MT. (2000). Türkiye Bitkileri Listesi (Damarlı Bitkiler). Flora Araştırmaları Derneği ve Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesi Yayını, İstanbul.
- Güner, H. (1985). Hidrobotanik: Su bitkileri. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi, No: 91, Bornova, İzmir.
- Güneş, G. (2019). Bartın Nehri'nin fizikokimyasal özelliklerinin yağışlı ve kurak dönemlerdeki değişimi. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, 21(63), 761–774.
- Haghnazar, H., Pourakbar, M., Mahdavianpour, M. & Aghayani, E. (2021). Spatial distribution and risk assessment of agricultural soil pollution by hazardous elements in a Transboundary River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193,158. doi: 10.1007/s10661–021–08942-1.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001. doi: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.

- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, AB., Cansaran-Duman, D. & Aras, S. (2012). Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları. *Türkiye Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69(1), 179–244.
- Haq, S., Bhatti, AA., Dar, ZA. & Bhat, SA. (2020). Phytoremediation of heavy metals: An eco-friendly and sustainable approach. *In Bioremediation and Biotechnology*, 215–231.
- Hasan, Z., Anwar, Z., Khattak, KU., Islam, M., Khan, RU. & Khattak, JZK. (2012). Civil pollution and its effect on water quality of River Toi at District Kohat, Nwfp. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4(3), 334–339.
- Haury, J., Peltre, MC., Trémolières, M., Barbe, J., Thiebaut, G., Bernez, I. & Dutartre, A. (2006). A new method to assess water trophy and organic pollution—the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *In Macrophytes in aquatic ecosystems: From biology to management*, Springer, Dordrecht. pp. 153–158.
- Hong, Z., Zhao, Q., Chang, J., Peng, L., Wang, S., Hong, Y. & Ding, S. (2020). Evaluation of water quality and heavy metals in wetlands along the Yellow River in Henan Province. *Sustainability*, 12(4), 1300.
- Hu, H., Li, X., Wu, S. & Yang, C. (2020). Sustainable livestock wastewater treatment via phytoremediation: Current status and future perspectives. *Bioresource Technology*, 315, 123809.
- Ismail, S. (2012). Phytoremediation: A Green Technology. *Iranian Journal of Plant Physiology*, 3(1), 567–576.
- Johnson, D., Kershaw, L., MacKinnon, A. & Pojar, J. (1995). *Plants of the Western Boreal Forest and Aspen Parkland*. Lone Pine, Vancouver, BC.
- Kacar, B. & İnal, A. (2010). Bitki Analizleri. Yayın No: 1241, Nobel Yayın Dağıtım. Fen Bilimleri, 63.
- Kacar, B. (2016). Bitki, Toprak ve Gübre Analizleri 3 Fiziksel ve Kimyasal Toprak Analizleri. Nobel Akademik Yayıncılık Eğitim Danışmanlık Tic. Ltd. Şti. Yayın No.: 1524, Gıda Tarım ve Hayvancılık No: 15 ISBN: 978-605-320-430-5, Zübeyde Hanım Mahallesi 1. Cadde Alibey İşhanı No: 99/11 / Ankara.
- Kalyoncu, H., Yorulmaz, B., Barlas, M., Yıldırım, MZ. & Zeybek, M. (2008). Aksu Çayı'nın su kalitesi ve fizikokimyasal parametrelerinin makroomurgasız çeşitliliği üzerine etkisi. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 20(1), 23–33.
- Karadavut, S. (2009). Aksaray bölgesi yerüstü ve yeraltı su kaynaklarının potansiyeli kalitesi ve etkin sulama açısından değerlendirilmesi. Doktora Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tarımsal Yapılar ve Sulama Anabilim Dalı, Tekirdağ.
- Karakaya, B. (2018). Çiğ Gölü (Mesudiye, Ordu)'nün ekolojik özelliklerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ordu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Moleküler Biyoloji ve Genetik Anabilim Dalı, Ordu.

- Kastratović, V., Krivokapić, S., Bigović, M., Đurović, D. & Blagojević, N. (2014). Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Ceratophyllum demersum* from Skadar Lake, Montenegro. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 79(11), 1445–1460.
- Kaya, Y. (2019). Sincan Organize Sanayi Bölgesi çevresinde ağır metaller ile kontamine olmuş ekosistemlerin fitoremediasyonunda doğal bitkilerin kullanılma potansiyelinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.
- Kazancı, N., Türkmen, G., Başören, Ö., Ekingen, P. & Bolat, HA. (2014a). Assessment of the land use effects in Yeşilırmak River Basin by determining water quality and Yeşilırmak river-specific biotic index (Y-BMWP): I. Evaluation with physicochemical methods. *Review of Hydrobiology*, 7(1), 1–74.
- Kazancı, N., Türkmen, G., Başören, Ö., Ekingen, P. & Bolat, HA. (2014b). Assessment of the land use effects in Yeşilırmak River Basin by determining water quality and Yeşilırmak river-specific biotic index (Y-BMWP): II. Evaluation with biological methods by using benthic macroinvertebrates and updated Y-BMWP. *Review of Hydrobiology*, 7(2), 75–155
- Khalid, S. (2019). An assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. *Journal of Geochemical Exploration*, 197, 14–26.
- Kılıç, E. (2020). Göksu Nehri su kalitesinin su kalite endeksi yöntemi ile uzun süreli izleme verileri kullanılarak değerlendirilmesi. *Marine and Life Science*, 2(1), 5–12.
- Kırbag, ZF. & Munzuroğlu, Ö. (2006). Ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.) fidelerinin toplam çözünebilir protein, prolin ve klorofil miktarları üzerine civa klorürün ($HgCl_2$) etkileri. *Fırat Üniversitesi, Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 18 (1), 25–30.
- Kiguchi, O., Sato, G. & Kobayashi, T. (2016). Source-specific sewage pollution detection in urban river waters using pharmaceuticals and personal care products as molecular indicators. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(22), 22513–22529.
- Klee, O. (1990). Wasser untersuchen. Biologische Arbeitsbücher. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Klee, O. (1991). Angewandte Hydrobiologie. 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart- New York, 272pp.
- Koca, HM. & Alp, MT. (2020). Karapınar Deresi (Erdemli, Mersin) üzerinde bulunan alabalık tesislerinin su kalitesine etkileri. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 516–524.
- Kocataş, A. (1992). Ekoloji ve Çevre Biyolojisi. Ege Üniversitesi Matbaası, İzmir, 564s.

- Kontaş, S. (2018). Melet Irmağı su, sediment ve bazı balık türlerinde ağır metal birikimi ve genotoksik etkilerinin araştırılması. Doktora Tezi, Ordu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Moleküler Biyoloji ve Genetik Anabilim Dalı, Ordu
- Kontaş, S. & Bostancı, D. (2020). Balıklarda genotoksik hasarın belirlenmesine yönelik bir araştırma: *Capoeta banarescui* örneği. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 6(2), 144–152.
- Korkanç, SY. (2004). Sulak alanların havza sistemi içindeki yeri. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 6(6), 117–126.
- Köse, E., Emiroğlu, Ö., Çiçek, A., Aksu, S., Başkurt, S., Tokatlı, C., Şahin, M. & 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.
- Krauskopf, KB. (1979). Introduction to geochemistry. International series in the earth and planetary sciences. McGraw-Hill, Tokyo.
- Kuhar, U., Germ, M., Gaberščik, A. & Urbanič, G. (2011). Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. *Limnologica*, 41(3), 235–243.
- Kumar, JN., Soni, H., Kumar, RN. & Bhatt, I. (2008). Macrophytes in phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediments in Pariyej Community Reserve, Gujarat, India. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8(2), 193–200.
- Kumar, RN., Solanki, R. & Nirmal Kumar, JI. (2011). An assessment of seasonal variation and Water Quality Index of Sabarmati River and Kharicut Canal at Ahmedabad, Gujarat. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 10(8), 2771–2782.
- Kurucu, G. (2020). Curi Deresi'nin su, sediment ve bazı balık türlerinde ağır metal birikimi ve genotoksik etkilerinin araştırılması. Doktora Tezi, Ordu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Moleküler Biyoloji ve Genetik Anabilim Dalı, Ordu.
- Küçük, Ö. (2011). Kuzey Marmara Denizi ve İstanbul Boğazı'na hidrolojik değişkenlerle çözülmüş oksijen, azotlu bileşikler ve klorofil-a'nın mevsimsel değişimi ve kirleticilerle ilişkiler. Yüksek lisans Tezi, Marmara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, İstanbul.
- Küçük, S. (2007). Büyük Menderes nehri su kalite ölçümlerinin su ürünleri açısından incelenmesi. *Adnan Menderes Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 4(1/2), 7–13.
- Kükreer, S., Erginal, AE., Kılıç, Ş., Bay, Ö., Akarsu, T. & Öztura, E. (2020). Ecological risk assessment of surface sediments of Çardak Lagoon along a human disturbance gradient. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 359.

- Ladislav, S., El-Mufleh, A., Gérente, C., Chazarenc, F., Andrès, Y. & Béchet, B. (2012). Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(2), 877–888.
- Lasat, MM. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2(5), 1–25.
- Lee, HII, (1992). Models, muddles, and mud: Predicting bioaccumulation of sediment-associated pollutants. In: G.A. Burton, Jr. (ed.), *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 267–289.
- Leung, C. & Jiao, JJ. (2006). Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in mid-levels area, Hong-Kong. *Water Research*, 40(4), 753–767.
- Li, F., Huang, J., Zeng, G., Yuan, X., Liang, J., Wang, X., Tang, X. & Bai, B. (2013). Spatial Risk assesment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. *Journal of Geocemical Exploration*, 132, 75–83.
- Li, G., Hu, B., Bi, J., Leng, Q., Xiao, C. & Yang, Z. (2013). Heavy metals distribution and contamination in surface sediments of the coastal Shandong Peninsula (Yellow Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 76(1-2), 420–426.
- Liang, L., Liu, W., Sun, Y., Huo, X., Li, S. & Zhou, Q. (2017). Phytoremediation of heavy metal contaminated saline soils using halophytes: Current progress and future perspectives. *Environmental Reviews*, 25, 269–281.
- Lichtenthaler, HK. (1987) Chlorophylls and Carotenoids: Pigments of Photosynthetic Biomembranes. *Methods in Enzymology*, 148, 350–382.
- Liman, BC. (1998). Atık Sulardan Kaynaklanan Çevre Sorunları. Kayseri I. Atıksu Sempozyumu, Erciyes Üniversitesi, 22–24 Haziran, Kayseri.
- Lindenmayer, DB., Gibbons, P., Bourke, MAX., Burgman, M., Dickman, CR., Ferrier, S. & Zerger, A. (2012). Improving biodiversity monitoring. *Austral Ecology*, 37(3), 285–294.
- Lockwood, APM. (Ed.) (1976). Effects of pollutants on aquatic organisms. Vol. 2, CUP Archive.
- Long, ER., Field, LJ. & Macdonald, DD. (1998). Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17,714–727.
- Louhi, A., Hammadi, A. & Achouri, M. (2012). Determination of some heavy metal pollutants in sediments of the Seybouse River in Annaba, Algeria. *Air, Soil and Water Research*, 5, 91–101.
- Ma, Y. (2005). Monitoring of heavy metals in the Bottelary River using *Typha capensis* and *Phragmites australis*. Master's Thesis, University of the

Western Cape, Department of Biodiversity and Conservation Biology, South Africa.

- MacDonald, DD., Ingersoll, CG. & Berger, TA. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 39, 20–31.
- Madson, JD., Chambers, PA., James, WE., Koch, EW. & Westlake, DF. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444, 71–84.
- Manahan, SE. (2011). *Water Chemistry: Green Science and Technology of Nature's Most Renewable Resource*. Taylor & Francis Group, CRC Press, 398 p.
- Maraşlıoğlu, F., Gönüloğlu, A. & Pelit, GB. (2016). Tersakan Çayı (Samsun-Amasya, Türkiye) epilitik alglerinin bazı fizikokimyasal değişkenlerle ilişkisi. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 6(14), 1–11.
- Maraşlıoğlu, F., Akçay Şahan, Y. & Gönüloğlu, A. (2019). Diversity of epiphytic algae on *Ceratophyllum demersum* in Miliç Stream (Samsun-Turkey). III. International Eurasian Agriculture and Natural Sciences Congress, 17–20 October, Antalya.
- Maraşlıoğlu, F., Bektaş, S. & Özen, A. (2020). Comparative performance of physicochemical and diatom-based metrics in assessing the water quality of Mert Stream, Turkey. *Journal of Ecological Engineering*, 21(8).
- Marchese, M., Gagneten, AM., Parma, MJ. & Pavé, PJ. (2008). Accumulation and elimination of chromium by freshwater species exposed to spiked sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55(4), 603–609.
- Milan, B., Slobodanka, P., Živko, S. & Borivoj, K. (2006). Macrophytes as phytoindicators and potential phytoremediators in aquatic ecosystems. In International Conference: International Austrian Committee Danube Research.
- Monferran, MV., Agudo, JAS., Pignata, ML. & Wunderlin, DA. (2009). Copper-induced response of physiological parameters and antioxidant enzymes in the aquatic macrophyte *Potamogeton pusillus*. *Environmental Pollution*, 157(8–9), 2570–2576.
- Mutlu, E. (2013). Sivas ili Kızılırmak Havzası'nda 5 farklı istasyonda yaşayan tatlı su kefali (Akbalık=*Leuciscus cephalus*)'un biyokimyasal özelliklerine su kalitesinin, aylık ve mevsimsel değişimlerinin etkisi. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Mutlu, E., Yanık, T. & Demir, T. (2013). Horohon Deresi (Hafik-Sivas) su kalitesi özelliklerinin aylık değişimleri. *Alinteri Ziraat Bilimler Dergisi*, 25(2), 45–57.
- Mutlu, T. (2019). Doğu Karadeniz Havzasında bazı akarsuların eser element düzeyleri ve Karadeniz'e girdilerinin duraylı karbon ve azot izotop oranlarıyla belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Anabilim Dalı, Rize.

- Müller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108–118.
- Myriam, K., Houria, B., Rachid, R. & Reda, DM. (2009). Endüstriyel atık su ile artırılmış izole edilmiş *Phragmites australis*'in köklerinde biyokimyasal değişiklikler gözlemlendi. *American-Eurasian Journal of Toxicological Sciences*, 1(1), 19–23.
- Nassouhi, D., Ergönül, MB., Fikirdeşici, Ş., Karacakaya, P. & Artasagun, S. (2018). Ağır metal kirliliğinin biyoremediasyonunda bazı su içi ve yüzücü sucul makrofitlerin kullanımı. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 14(2), 148–165.
- Omwene, PI., Öncel, MS., Çelen, M. & Kobya, M. (2018). Heavy metal pollution and spatial distribution in surface sediments of Mustafakemalpaşa stream located in the world's largest borate basin (Turkey). *Chemosphere*, 208, 782–792.
- Onaindia, M., Amezaga, I., Garbisu, C. & García-Bikuña, B. (2005). Aquatic macrophytes as biological indicators of environmental conditions of rivers in north-eastern Spain. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 41(3), 175–182.
- Özbay, H. (2009). *Myriophyllum verticillatum* L., *Polygonum amphibium* L. ve *Phragmites australis* L.'in mevsimsel olarak biyokütellerinin belirlenmesi. *Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2(1), 9–13.
- Özbay, H., Yaprak, AE. & Turan, N. (2019). Assessing water quality in the Ceyhan River basin (Turkey) with the use of aquatic macrophytes. *Chemistry and Ecology*, 35(10), 891–902.
- Özbucak, BT. & Taş, B. (2016). Kacalı Deresi riparian alanının (Perşembe, Ordu) makrofit florası. *Akademik Ziraat Dergisi*, 5(2), 117–125.
- Özbucak, BT., Taş, B. & Akçin, ÖE. (2016). Akçaova Deresi (Ordu) riparian zonunun makrofit florası. *Ordu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6(2), 1–13.
- Özel, HU. & Gemici, BT. (2018). Bartın Irmağı kirlilik profilinin fiziksel parametrelerle belirlenmesi. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 7(1), 52–58.
- Özşeker, K. (2019). Artvin ili tatlı su ekosistem sedimentlerin'de ağır metallerin çevresel ekolojik risk etkilerinin alansal ve zamansal değerlendirilmesi. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 4(3), 551–559.
- Pajević, SP., Vučković, MS., Kevrešan, ŽS., Matavulj, MN., Radulović, SB. & Radnović, DV. (2003). Aquatic macrophytes as indicators of heavy metal pollution of water in DTD canal system. *Zbornik Matice Srpske za Prirodne Nauke*, 104, 51–60.
- Panneerselvam, B., Karuppannan, S. & Muniraj, K. (2020). Evaluation of drinking and irrigation suitability of groundwater with special emphasizing the health

- risk posed by nitrate contamination using nitrate pollution index (NPI) and human health risk assessment (HHRA). *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1–25.
- Parnian, A., Chorom, M., Jaafarzadeh, N. & Dinarvand, M. (2016). Use of two aquatic macrophytes for the removal of heavy metals from synthetic medium. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16(3), 194–200.
- Pereira, SA., Trindade, CRT., Albertoni, EF. & Palma-Silva, C. (2012). Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1), 52–63.
- Persaud, DR., Jaagumagi, R. & Hayton, A. (1993). Guidelines for the protection and management of aquatic sediments in Ontario. Standards Development Branch. Ontario Ministry of Environment and Energy. Toronto, Canada.
- Pielou, EC. (1960). A single mechanism to account for regular, random and aggregated populations. *The Journal of Ecology*, 48(3), 575–584.
- Polat, R. (2020). Balıkesir florasının peyzaj açısından değerlendirilme olanakları. *Türk Doğa ve Fen Dergisi*, 9(2), 134–145.
- Proshad, R., Zhang, D., Idris, AM., Islam, MS., Kormoker, T., Sarker, MNI. & Islam, M. (2021). Comprehensive Evaluation of Some Toxic Metals in the Surface Water of Louhajang River, Bangladesh.
- Pulatsü, S. & Topçu, A. (2006). Sakaryabaşı Batı Göleti'nde (Türkiye) sedimentten fosfor salınımının tahmini. *Su Ürünleri Dergisi*, 23(1).
- Rai, UN., Sinha, S., Tripathi, RD. & Chandra, P. (1995). Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: removal of heavy metals. *Ecological Engineering*, 5(1), 5–12.
- Rainbow, PS. (1995). Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4–12), 183–192.
- Ravikumar, P., Mehmood, MA. & Somashekar, RK. (2013). Water quality index to determine the surface water quality of Sankey tank and Mallathahalli lake, Bangalore urban district, Karnataka, India. *Applied Water Science*, 3, 247–261. doi: 10.1007/s13201-013-0077-2.
- Ren, BQ., Xiang, XG. & Chen, ZD. (2009). Species identification of *Alnus* (Betulaceae) using nrDNA and cpDNA genetic markers. *Molecular Ecology Resources*, 10(4), 594–605.
- SÇDR, (2013). Samsun ili 2013 yılı çevre durum raporu.
- Sağlam, N. & Cihangir, N. (1995). Ağır metallerin biyolojik süreçlerle biyosorbisyonu çalışmaları. *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 11(11).
- Saleem, M., Iqbal, J. & Shah, MH. (2019). Seasonal variations, risk assessment and multivariate analysis of trace metals in the freshwater reservoirs of Pakistan. *Chemosphere*, 216, 715–724.

- Saloua, B., Abdelilah, R., Lahsen, C., Soumaya, H. & Elhassan, A. (2017) Evaluation of Biological Water Quality by Biological Macrophytic Index in River: Application on the Watershed of Beht River. *European Scientific Journal* September 2017 edition Vol.13, No.27 ISSN: 1857-7881 (Print) e - ISSN 1857-7431.
- Saygun, S., Saygun, F. & Önel, C. (2017). Five new records for the ichthyofauna of Miliç River in Turkey. *Ordu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 7(2), 183-195.
- Schenker, J. & Harfmann, D. (2010). Phytoremediation of Nutrient-Controlled Water using Duckweed and Water Fern.
- Seçmen, Ö. & Leblebici, E. (2008). Türkiye Sulak Alan Bitkileri ve Bitki Örtüsü (2. Baskı). Ege Üniversitesi Yayınları Fen Fakültesi Yayın No:158, Ege Üniversitesi Basımevi, Bornova- İzmir.
- Sezen, G. (2008). Sarımsaklı Baraj Gölü (Kayseri) fitoplanktonu ve su kalitesi özellikleri. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.
- Shannon, CE. & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication, University Illinois Press, Urbana.
- Shanthala, M., Shankar, PH. & Basaling, B. (2009). Hosetti Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151(1-4), 437-443.
- Silva, A., Mendes, CR., Palma, S. & Brotas, V. (2008). Short-time scale variation of phytoplankton succession in Lisbon bay (Portugal) as revealed by microscopy cell counts and HPLC pigment analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 230-238.
- Simpson, EH. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- Sinex, SA. & Wright, DA. (1988). Distribution of trace metals in the sediments and biota of Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 19, 425-431.
- Sönmez, F. & Battal, ZS. (2017). Karakaya Baraj Gölü'ne dökülen Han Çayı (Malatya, Türkiye)'nin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 3(3), 143-151.
- Strickland, JDH. & Parsons, TR. (1972). A Practical Handbook of Seawater Analysis. Bulletin 167 (Second Edition), Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Sukatar, A. & İlkme, B. (1984). İzmir Körfezi Konak-Karşıyaka kıyı şeridindeki bazı alglerde bulunan iz elementlerin zamana bağımlı periyodik değişimlerinin saptanması. *Ege Denizi ve Civarı Kıyılarının Korunması Sempozyumu*, 28-29.
- Suzer, EU., Konaş, A. & Yılmaz, EC. (2016). Gediz Deltası dalyan alanlarının (İzmir Körfezi) yüzey sedimentlerinde ağır metal kirliliğinin değerlendirilmesi. *Su Ürünleri Dergisi*, 32(2), 79-87.

- Sürmen, B., Kılıç, DD., Kutbay, HG. & Tuna, EE. (2019). Doğal olarak yayılış gösteren *Lepidium draba* L. türünün fitoremediasyon yönteminde kullanılabilirliğinin araştırılması. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 17, 491–499. e-ISSN: 2148–2683.
- Şanal, M., Köse, B., Coşkun, T. & Demir, N. (2015). Mogan Gölü'nde sucul makrofitlere göre ekolojik kalitenin tahmini. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 5, 51–55.
- Şen, B. & Gölbaşı, S. (2008). Hazar Gölü'ne dökülen Kürk Çayı'nın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri. *Su Ürünleri Dergisi*, 25(4), 353–358.
- Şener, Ş. & Şener, E. (2015). Kovada Gölü (Isparta) dip sedimanlarında ağır metal dağılımı ve kirliliğinin değerlendirilmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 19(2), 86–96.
- Şentürk, S. (2011). Porsuk çayı kanal 1 kolunda bulunan farklı hidrofüt türlerde makro ve mikro element seviyelerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Eskişehir.
- Tanyolaç, J. (2011). Limnoloji. Hatiboğlu Yayını, 237s.
- Tarlan, E., Gür, K. & Yılmaz, Z. (2005). S.Ü. Kampüs atık sularının karakterizasyonu ve su mercimeği (*Lemna minor* L.) ile arıtılabilirliği. *Selçuk Üniversitesi Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 20(4), 1–10.
- Taş, B. (2003). Derbent Baraj Gölü (Bafra-Samsun) fitoplanktonu ve mevsimsel değişimi üzerine bir araştırma. Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Samsun.
- Taş, B. (2006). Derbent Baraj Gölü (Samsun) su kalitesinin incelenmesi. *Ekoloji*, 15(61), 6–15.
- Taş, B., Candan, A. Y., Can, Ö. & Topkara, S. (2010). Ulugöl (Ordu)'ün bazı fiziko-kimyasal özellikleri. *Journal of Fisheries Sciences*, 4(3), 254–263.
- Taş, B. & Çetin, M. (2011). Gökgöl (Ordu-Türkiye)'ün bazı fiziko-kimyasal özelliklerinin incelenmesi. *Ordu Üniversitesi Bilim Teknoloji Dergisi*, 1(1), 73–82.
- Taş, B., Can, O. & Koloren, Z. (2011). Investigation on photosynthetic pigments content of lotic systems (Blacksea River Basin, Ordu-Turkey). *Structure*, 1, 10.
- Taş, B., Yılmaz, Ö. & Kurt, I. (2015). Epipellic diatoms as indicators of water quality in the lower part of River Melet (Ordu, Türkiye). *Turkish Journal Of Agriculture-Food Science And Technology*, 3(7), 610–616.
- Taş, B. & Kolören, Z. (2017). Evaluation of water qualities of discharging area of some running waters into Black Sea in the Central Black Sea Region of Turkey. *Review of Hydrobiology*, 10(1), 1–19.

- Taş, B., Şahin, H. & Yarılgaç, T. (2018). Ulugöl'de (Ulugöl Tabiat Parkı, Ordu) hidrofıtların artışı üzerine bir ön inceleme. *Akademik Ziraat Dergisi*, 7(1), 111–120.
- Taş, Y., Taş, B. & Topaldemir, H. (2018). Yeşilırmak Deltası'ndaki (Samsun) sulak alanlarda yaygın bulunan su bitkilerinin peyzaj mimarlığında kullanım potansiyelleri, 1st International Congress on Plant Biology, 10–12 May, Konya.
- Taş, B., Tepe, Y., Ustaoglu, F. & Alptekin, S. (2019). Turnasuyu Deresi, KD Türkiye'nin biyolojik yaklaşımla bentik alg çeşitliliği ve su kalitesi değerlendirmesi. *Desalination and Water Treatment*, 155, 402–415.
- Taş, B. & Şişman Hamzaçebi, E. (2020). Assessment of algal diversity and hydrobiological preliminary results in a high-mountain lake (Karagöl Lake, Giresun Mountains, Turkey). *Review of Hydrobiology*, 13(1–2), 11–38.
- Taş, B., Yılmaz, Ö. & Ustaoglu, F. (2021). Ilıman bir Türkiye nehir havzasında dere su kalitesinin çok değişkenli analiz ve biyolojik yaklaşımlarla değerlendirilmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 17(1), 34–55.
- Taş, B. & Topaldemir, H. (2021). Assessment of aquatic plants in the Miliç Coastal Wetland (Terme, Samsun, Turkey). *Review of Hydrobiology*, 14(1–2), 1–23.
- Tchounwou, PB., Yedjou, CG., Patlolla, AK. & Sutton, DJ. (2012). Heavy metals toxicity and the environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, 101, 133–164.
- Tepe, Y. (2009). Reyhanlı Yenişehir Gölü(Hatay) su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji*, 70, 38–46.
- Tepe, Y. & Boyd, EC. (2003). A reassessment of nitrogen for sunfish ponds fertilization. *Journal of World Aquaculture Society*, 34(4), 505–511.
- Tepe, Y., Ateş, A., Mutlu, E. & Töre, Y. (2006). Hasan Çayı (Erzin-Hatay) su kalitesi özellikleri ve aylık değişimleri. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 23(1/1), 149–154.
- Tereshenko, ET. (2019). Abant Gölü (Bolu) bentik makroomurgasız faunası ve dağılımı. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.
- Tokatlı, C., Savaşer, S., Öztürk, GN., Köse, E., Bulut, C., Akçimen, U. & Küçükara, R. (2012a). Kestel Deresi (Burdur) su kalitesinin belirlenmesi ve alabalık yetiştiriciliği açısından değerlendirilmesi. *Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 28, 1–10.
- Tokatlı, C., Köse, E., Çiçek, A., Arslan, N. & Emiroğlu, Ö. (2012b). Evaluations of Water Quality and The Determination of Trace Elements on Biotic and Abiotic Components of Felent Stream (Kütahya, Sakarya River Basin/Turkey). *Biological Diversity and Conservation*, 5(2), 73-80.

- Tokatlı, C., Çiçek, A. & Köse, E. (2017). Biyo-ekolojik risk indeksleri kullanılarak Seydisuyu Havzası sediment kalitesini değerlendirilmesi. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 7(2), 115–123.
- Tokatlı, C. (2020). An Application of a Simple Ecological Indicator of Freshwater Quality Assessment: A Case Study of Havsa Creek in Turkey. In International Scientific Conference (UNITECH), Vol. 2, p. 333.
- Tokatlı, C. (2021). Assessment of spatial-temporal variations in freshwater pollution by means of Water Quality Index: A case study of Hasanağa Stream Basin (Edirne, Turkey). *Aquatic Sciences and Engineering*, 36(2), 66–71.
- Tomasso, JR. (1994). The toxicity of nitrogenous waters to aquaculture animals. *Reviews of Fisheries Science*, 2, 291–314.
- Tomlinson, DC., Wilson, JG., Harris, CR. & Jeffery, DW. (1980). Problems in the assessment of heavy metals levels in estuaries and the formation of a Pollution Index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 566–575.
- Topçu, A. & Pulatsu, S. (2011). Sakaryabaşı (Çifteler-Eskişehir) balık üretim ve araştırma istasyonu'nun su kaynağı batı göleti: sediment kaynaklı inorganik azot salınımının araştırılması. *Ekoloji*, 20(78), 26–33.
- Topkara, S. (2011). Çambaşı Göleti (Kabadüz, Ordu) fitoplanktonu ve trofik yapısının incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ordu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Ordu.
- Tornadowska, A., Catalina, BP., Catharina Keim, C. & Smith, GEB. (2013). Macrophytes as an Indicator for the Ecological State during restoration measures on Lake Durowskie. International Summer School Restlake Wağrowiec and Poznań.
- Toroğlu, E., Toroğlu, S. & Alaeddinoğlu, F. (2006). Aksu Çayı'nda (Kahramanmaraş) akarsu kirliliği. *Coğrafi Bilimler Dergisi*, 4(1), 93–103.
- Tracy, M., Montante, JM., Allenson, TE. & Hough, RA. (2003). Long-term responses of aquatic macrophyte diversity and community structure to variation in nitrogen loading. *Aquatic Botany*, 77(1), 43–52.
- Tunca, EÜ. (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.
- Tunç, M. (2019). Kırkgöz Kaynakları (Antalya) su kalitesinin makrofit floraya göre belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Isparta.
- Tunçsiper, B. & Akça, L. (2006). Pilot ölçekli bir yapay sulakalan sisteminin arıtma performansının incelenmesi. *İTÜ Mühendislik Dergisi*, 5(3), 13–22.
- Turekian, KK. & Wedepohl, KH. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72(2), 175–192.

- Tyagi, S., Garg, N. & Paudel, R. (2014). Environmental degradation: Causes and consequences. *European Researcher*, 81(8-2), 1491–1498
- Uğurlu, S. & Polat, N. (2006). Miliç Irmağı (Terme, Samsun) Balık Faunası. *Su Ürünleri Dergisi*, 23(3), 441–444.
- UKTAG, (2009). UKTAG Lake Assessment Methods, Macrophytes and Phytobenthos, Macrophytes (Lake Leafpacs). Edinburgh, Scotland: WFD – UKTAG SNIFFER.
- Uncu, L. (1995). Terme Çayı ile Kocamandere Çayı havzalarında fiziki coğrafya araştırmaları ve doğal çevre sorunları. Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Coğrafya Anabilim Dalı, Ankara.
- Upadhyay, AK., Singh, NK. & Rai, UN. (2014). Comparative metal accumulation potential of *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton crispus* L.: Role of enzymatic and non-enzymatic antioxidants in tolerance and detoxification of metals. *Aquatic Botany*, 117, 27–32.
- Uslu, O. & Türkman, A. (1987). Su Kirliliği ve Kontrolü. TC Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları Eğitim Dizisi, 1, Ankara, 364s.
- Ustaoğlu, F. & Tepe, Y. (2018). Pazarsuyu Deresi (Giresun, Türkiye) sediment kalitesinin çok değişkenli istatistik yöntemlerle belirlenmesi. *Türk Tarım-Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6(3), 304–312.
- Ustaoğlu, F. & Tepe, Y. (2019). Water quality and sediment contamination assessment of Pazarsuyu Stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(1), 47–56.
- Ustaoğlu, F. (2020). Değirmendere Barajı'nda (Amasya, Türkiye) tespit edilen çözünmüş metallerin içme ve sulama suyu kalitesine etkisinin değerlendirilmesi. *Türk Tarım-Gıda Bilimi ve Teknolojisi Dergisi*, 8(12), 2729–2737.
- Ustaoğlu, F. & Aydın, H. (2020). Health risk assessment of dissolved heavy metals in surface water in a subtropical rivers basin system of Giresun (north-eastern Turkey). *Desalination and Water Treatment*, 194, 222–234.
- Ustaoğlu, F. & Islam, MS. (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.
- Ustaoğlu, F., Tepe, Y. & Taş, B. (2020a). Assessment of stream quality and health risk in a subtropical Turkey river system: A combined approach using statistical analysis and water quality index. *Ecological Indicators*, 113, 105815.
- Ustaoğlu, F., Tepe, Y. & Aydın, H. (2020b). Heavy metals in sediments of two nearby streams from Southeastern Black Sea coast: Contamination and ecological risk assessment. *Environmental Forensics*, 21(2), 145–156.

- Ustaoglu, F., Tepe, Y., Aydın, H. & Akbas, A. (2020c). Evaluation of surface water quality by multivariate statistical analyses and WQI: Case of Comlekci Stream, (Giresun-Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 29(1), 167–177.
- Ustaoğlu, F. (2021). Ecotoxicological risk assessment and source identification of heavy metals in the surface sediments of Çömlekci stream, Giresun, Turkey. *Environmental Forensics*, 22(1–2), 130–142.
- Ustaoğlu, F., Taş, B., Tepe, Y. & Topaldemir, H. (2021a). Comprehensive assessment of water quality and associated health risk by using physicochemical quality indices and multivariate analysis in Terme River, Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, doi: 10.1007/s11356-021-15135-3.
- Ustaoğlu, F., Kutlu, B., Tepe, Y. & Aydın, H. (2021b). Dissemination of heavy metal contamination in surface sediments of Batlama Stream, Giresun, Turkey. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences*, 39(1), 13–23.
- Uyanık, S. & Cebe, A. (2017). AB Su Çerçeve Direktifi kapsamında biyolojik kalite unsurları ile su kalitesinin izlenmesi. *Harran Üniversitesi Mühendislik Dergisi*, 2(3), 64–72.
- Üçüncü, E., Tunca, E., Fikirdeşici, Ş., Özkan, AD. & Altındağ, A. (2013). Phytoremediation of Cu, Cr and Pb mixtures by *Lemna minor*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 91(5), 600–604.
- Ünlü, A., Çoban, F. & Tunç, MS. (2008). Hazar Gölü su kalitesinin fiziksel ve inorganik kimyasal parametreler açısından incelenmesi. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 23(1), 119–127.
- Valente-Neto, F., Martínez, BT., Hughes, RM., Ferreira, A., Severo-Neto, F., de Souza, FL. & de Oliveira Roque, F. (2021). Incorporating costs, thresholds and spatial extents for selecting stream bioindicators in an ecotone between two Brazilian biodiversity hotspots. *Ecological Indicators*, 127, 107761.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A. & Mench, M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 765–794.
- Varol, M. & Şen, B. (2012). Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena*, 92, 1–10.
- Varol, S. & 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). *Environmental Earth Science*, 73, 1725–1744.
- Varol, S. & Şekerci, M. (2018). Korkuteli ilçe merkezi (Antalya) su kaynaklarının Su Kalite İndeks (WQI) yöntemi ile değerlendirmesi. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi*, 6(1), 74–86.

- Vasavi, A., Usha, R. & Swamy, PM. (2010). Phytoremediation – An overview review. *Journal of Industrial Pollution Control*, 26(1), 83–88.
- Vélez, JMM., García, SB. & Tenorio, AE. (2018). Policies in coastal wetlands: Key challenges. *Environmental Science & Policy*, 88, 72–82.
- Verep, B., Serdar, O., Turan, D. & Şahin, C. (2005). İyidere (Trabzon)'nin fiziko-kimyasal açıdan su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji*, 14(57), 26–35.
- Verep, B., Özçelik, AE. & Yüksek, T. (2020). Doğu Karadeniz Havzası akarsularındaki su kalitesinin dağılışı ve değerlendirilmesinin CBS (Coğrafik Bilgi Sistemleri) kullanılarak belirlenmesi. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 5(4), 725–742.
- Wahbeh, MI., Mabasneh, DH. & Mabasneh, I. (1985). Cocentrations of zinc, manganese, copper, cadmium, magnesium and iron in ten species of algae and seawater from Aqabe, Jordan. *Marine Environmental Research*, 16(2), 95–102.
- Wang, QZ., Zhang, M., Teng, WM., Fu, CD., Wang, C., Liu, ZY. & Liu, XF. (2014). Effects of microalgal diets on juvenile growth and survival of the ark shell, *Scapharca broughtonii*. *The Journal of Applied Ecology*, 25(8), 2405–2410.
- Wetzel, RG. & Likens, GE. (2000). *Limnological Analyses*. Springer Science Busines Media, Inc United States of America, 435p.
- Wetzel, RG. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, 3rd Edition, San Diego, California, 1006p.
- WHO (World Health Organization), (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization Library Cataloguing-in-Publication Data, NLM classification: WA 675.
- Wiederkehr, J., Grac, C., Fabrègue, M., Fontan, B., Labat, F., Le Ber, F. & Trémolières, M. (2015). Experimental study of uncertainties on the macrophyte index (IBMR) based on species identification and cover. *Ecological Indicators*, 50, 242–250.
- Yadav, AK., Khan, P. & Sharma, SK. (2010). Water Quality Index assessment of groundwater in Todaraisingh Tehsil of Rajasthan State, India-A Greener Approach. *E-journal of Chemistry*, 7(S1), S428–S432.
- Yakar, N. & Bilge, E. (1987). *Fotosentez, Genel Botanik*. İstanbul Üniversitesi, Fen Fakültesi Yayınları, ISBN: 975–404–016–8, İstanbul.
- Yarar, M. & Magnin, G. (1997). Türkiye'nin önemli kuş alanları [The important bird areas of Turkey]. İstanbul: Doğal Hayatı Koruma Derneği.
- Korkanç, YS. (2004). Sulak Alanların Havza Sistemi İçindeki Yeri. *ZKÜ Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 6(6).
- Yıldırım, Ü., Güler, C., Kurt, MA. & Güven, O. (2020). Kaynağından Akdeniz'e Deliçay'ın (Mersin) debisi ve su kalitesinin değerlendirilmesi. *Gümüşhane Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 10(4), 1121–1135.

- Yılmaz, C. & Korkmaz, H. (Eds.) 2017. Terme'nin Biyoçeşitlilik ve Doğal Ortam Özellikleri. Serander Yayınları, Trabzon.
- Yılmaz, Ö. (2013). Elekçi Deresi (Fatsa, Ordu)'nin fizikokimyasal özellikleri ve epilitik alg florasının incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ordu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Moleküler Biyoloji ve Genetik Anabilim Dalı, Ordu.
- Yılmaz, Ö. & Taş, B. (2021). Feasibility and assessment of the phytoremediation potential of green microalga and duckweed for zeta-cypermethrin removal. *Desalination and Water Treatment*, 209, 131–143.
- Yu, X., Mingju, E., Sun, M., Xue, Z., Lu, X., Jiang, M. & Zou, Y. (2018). Wetland recreational agriculture: balancing wetland conservation and agro-development. *Environmental Science & Policy*, 87, 11–17.
- Yuan, Z., Taoran, S., Yan, Z. & Tao, Y. (2014). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in sediments from a hypertrophic plateau lake Dianchi, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 1219–1234.
- Zeng, J., Han, G. & Yang, K. (2020). Assessment and sources of heavy metals in suspended particulate matter in a tropical catchment, northeast Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 265, 121898.
- Zeybek, M., Kalyoncu, H. & Ertan, ÖO. (2012). Eğirdir ve Kovada göllerini bağlayan Kovada Kanalı ile göllerin kanala yakın bölümünde trofik durumun belirlenmesi. *Su Ürünleri Dergisi*, 29(3), 137–141.
- Zeybek, M. & Kalyoncu, H. (2016). Kargı Çayı (Antalya, Türkiye) su kalitesinin fizikokimyasal parametrelere göre belirlenmesi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 33(3), 223–231.
- Zhang, B., Cao, D. & Zhu, S. (2020). Use of plants to clean polluted air: A potentially effective and low-cost phytoremediation technology. *Bioresources*, 15, 4650–4654.
- Zhang, G., Bai, J., Zhao, Q., Lu, Q., Jia, J. & Wen, X. (2016). Heavy metals in wetland soils along a wetlandforming chronosequence in the Yellow River Delta of China: levels, sources and toxic risks. *Ecological Indicators*, 69, 331–339. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.04.042.
- Zhang, R., Zhou, L., Zhang, F., Ding, Y., Gao, J., Chen, J. & Shao, W. (2013). Heavy metal pollution and assessment in the tidal flat sediments of Haizhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 403–412.
- Zhao, G., Ye, S., Yuan, H., Ding, X., Wang, J. & Laws, EA. (2018). Surface sediment properties and heavy metal contamination assessment in river sediments of the Pearl River Delta, China. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 300–308.

EKLER

EK 1 Suda bazı metallerin korelasyon matrisleri

	Suyun ağırmetal Pearson Sonuçları (µg/L)										
(ppb)	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al (µg/L)	1										
As (µg/L)	-0,060	1									
Cd (µg/L)	-0,254	0,550*	1								
Co (µg/L)	0,665**	0,446	0,126	1							
Cr (µg/L)	0,932**	0,188	-0,089	0,820**	1						
Cu (µg/L)	-0,391	0,383	0,675**	-0,093	-0,217	1					
Fe (µg/L)	0,935**	0,085	-0,228	0,758**	0,978**	-0,336	1				
Mn (µg/L)	0,159	0,461	0,604*	0,445	0,268	0,247	0,213	1			
Ni (µg/L)	-0,259	0,351	0,856**	-0,014	-0,114	0,740**	-0,239	0,519*	1		
Pb (µg/L)	0,641**	0,315	0,347	0,681**	0,719**	-0,064	0,673**	0,481	0,032	1	
Zn (µg/L)	-0,069	0,485	0,352	0,058	-0,065	0,142	-0,118	0,207	0,010	0,315	1

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

EK 2 Sedimentte bazı metallerin korelasyon matrisleri

Sedimentte Ağırmetal Pearson Sonuçları (mg/L)											
	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al (mg/L)	1										
As (mg/L)	0,023	1									
Cd (mg/L)	0,760**	0,482	1								
Co (mg/L)	0,355	0,340	0,357	1							
Cr (mg/L)	0,101	0,280	0,175	0,369	1						
Cu (mg/L)	0,785**	-0,189	0,461	0,192	-0,062	1					
Fe (mg/L)	0,767**	0,248	0,575*	0,490	0,515*	0,741**	1				
Mn (mg/L)	0,381	-0,016	0,483	-0,119	-0,352	0,218	-0,017	1			
Ni (mg/L)	-0,138	0,544*	0,271	0,493	0,497	-0,408	-0,019	-0,180	1		
Pb (mg/L)	0,329	0,407	0,702**	0,024	-0,155	0,049	-0,026	0,600*	0,185	1	
Zn (mg/L)	0,812**	0,370	0,800**	0,232	0,251	0,649**	0,789**	0,423	-0,109	0,451	1

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

EK 3 *Ceratophyllum demersum*'da bazı metallerin korelasyon matrisi

<i>C. demersum</i> 'da Ağır metal Pearson sonuçları (µg/L)											
	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al (µg/L)	1										
As (µg/L)	-0,037	1									
Cd (µg/L)	0,760**	0,094	1								
Co (µg/L)	0,934**	0,009	0,836**	1							
Cr (µg/L)	0,883**	0,269	0,824**	0,876**	1						
Cu (µg/L)	0,919**	0,000	0,586*	0,773**	0,799**	1					
Fe (µg/L)	0,807**	0,371	0,772**	0,779**	0,972**	0,764**	1				
Mn (µg/L)	0,897**	-0,216	0,617*	0,754**	0,694**	0,845**	0,641*	1			
Ni (µg/L)	0,091	0,569*	0,329	0,129	0,447	-0,007	0,483	-0,083	1		
Pb (µg/L)	0,895**	0,036	0,855**	0,864**	0,792**	0,781**	0,770**	0,847**	0,061	1	
Zn (µg/L)	0,508	0,465	0,578*	0,479	0,696**	0,449	0,706**	0,539*	0,520	0,490	1

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

EK 4 Suda esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumu

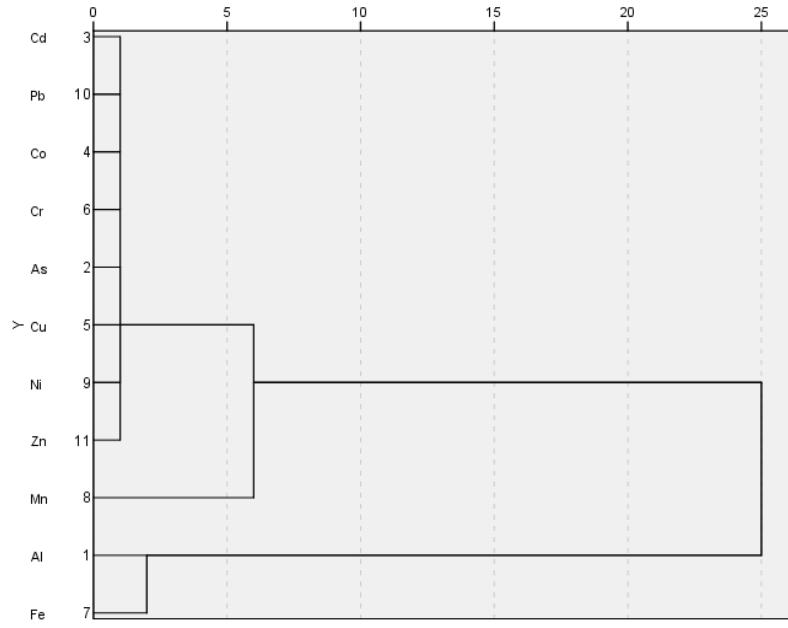
Element (µg/L)		1. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	2. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	3. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	4. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	YO-ÇKS (YSKY, 2012)
Esansiyel Olmayan Elementler	Al	754,7 -629,1 76,8-1592,3	584,2 -556,3 41,1-1319,9	348 -0528,7 23,9-1134,8	920,1 -1151,8 55,9-2519,2	2,2
	As	4,9-2 2,2-6,8	5-2,2 2,7-7,4	3,9-1,3 2,1-4,9	2,7-1,2 1,6-4,1	53
	Cd	1,8 -1,4 0,7-3,5	1,1 -0,7 0,7-2,1	0,8 -0,1 0,7-0,8	0,8 -0,1 0,7-0,9	<0,08 (sınıf I) 0,08 (Sınıf II) 0,09(Sınıf III) 0,15 (Sınıf IV) 0,25 (Sınıf V)
Esansiyel Elementler	Cr	1,6-0,5 1,2-2,4	1,5-0,6 0,9-2,3	1,1-0,4 0,9-1,7	1,5-0,9 0,9-2	1,6
	Pb	1,2-0,5 0,9-2,0	0,9-0,2 0,7-1,1	0,6-0,3 0,4-1,1	0,9-0,6 0,5-1,8	1,2
	Co	2,5 -0,6 1,4-3,4	2 -0,5 1,4-2,6	1,7 -0,3 1,3-2,1	1,8 -0,3 1,6-2,4	0,3
	Cu	8,9 -7,2 4,2-19,5	5,4 -3 3,3-9,8	5,7 -5,1 2,6-13,4	6 -5,1 2,2-13,4	1,6
	Fe	506,7 -390,6 49,7-1001,8	434,6 -469,3 37-1099,4	206,3 -291,9 26,6-639	410,4 -695,5 34,6-1453,1	36
	Mn	853,7-305,5 468,8-1191,4	380,1-317,5 103,6-738,9	214,7-280,4 58,8-634	165,8-128,3 59,7-340,3	
	Ni	24,7 -40,2 3,5-84,9	9 -7,2 4-19,5	4,8 -0,7 4,0-5,7	4,7 -0,7 4-5,7	4
	Zn	21,7 -33,8 0-0,0716	33,7 -43 0,2-91,8	31,7 -39,8 0-89,7	14,2 -16,5 0-32,5	5,9

EK 5 Sedimentte esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumu

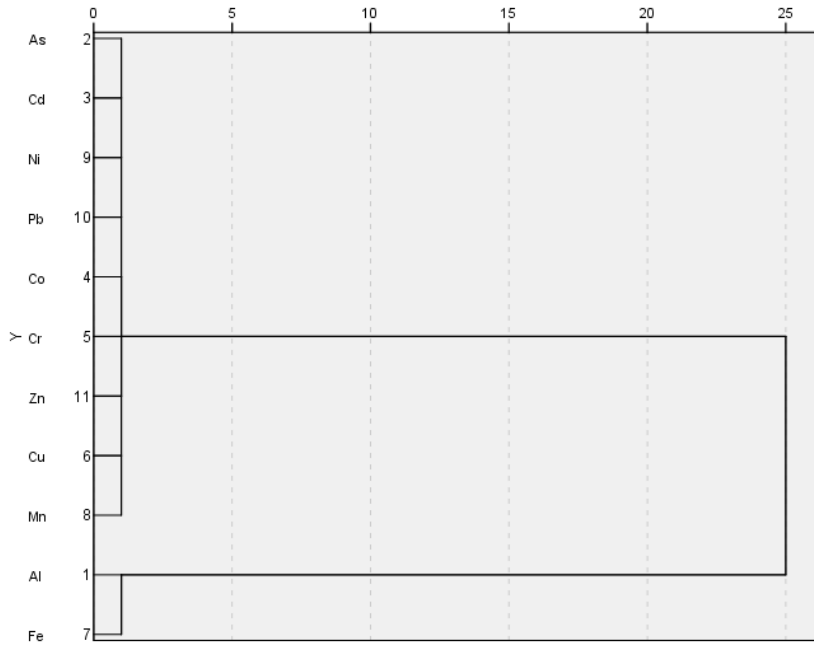
Element (mg/kg)	1. İstasyon		2. İstasyon		3. İstasyon		4. İstasyon		Limit Değerler (Yer Kabuğu) (Turekian ve Wedepohl, 1961)
	Ort- St. Sp. Min.-Maks.	Ort- St. Sp. Min.-Maks.	Ort- St. Sp. Min.-Maks.	Ort- St. Sp. Min.-Maks.	Ort- St. Sp. Min.-Maks.	Ort- St. Sp. Min.-Maks.	Ort- St. Sp. Min.-Maks.		
Esansiyel Olmayan Elementler	Al	14667.845-2489.713 12020.637-17039.611	12914.799-1804.700 10607.643-14970.150	13014.146-1891.498 10761.461-14926.795	11939.1280-3665.0513 8921.438-17010.172			80000	
	As	0.998-0.415 0.712-1.606	2.700-0.963 1.671-3.877	3.177-2.161 1.407-6.326	1.405-0.319 1.153-1.856			13	
	Cd	0.189-0.028 0.163-0.215	0.197-0.020 0.167-0.207	0.197-0.030 0.157-0.227	0.177-0.020 0.154-0.199			0.3	
	Cr	14.802-4.729 10.342-21.489	19.690-2.798 17.084-23.335	14.868-3.123 11.556-18.449	16.236-4.616 11.401-20.451			90	
	Pb	8.941-2.146 7.326-11.808	8.950-1.142 7.327-9.811	10.489-3.783 6.344-15.455	8.172-1.612 5.987-9.791			20	
	Co	5.798-0.667 5.108-6.703	11.042-5.889 6.506-19.618	4.472-0.886 3.769-5.622	3.888-1.464 2.652-5.931			19	
Esansiyel elementler	Cu	27.296-5.711 20.947-34.637	16.146-2.226 12.915-17.904	15.711-1.321 13.855-16.980	12.652-6.762 8.098-22.488			45	
	Fe	12245.314-1483.901 10312.274-13925.525	11354.120-1662.130 9070.149-13057.895	10127.441-2070.466 8591.291-13006.388	9436.437-3786.841 6055.805-14548.413			47200	
	Mn	215.344-74.9280 129.6368-311.394	156.076-45.780 98.788-205.887	286.414-199.156 160.567-579.171	165.539-38.7568 129.278-218.387			850	
	Ni	8.281-0.567 7.662-8.980	15.808-1.887 13.196-17.475	12.082-3.230 8.897-16.262	10.782-1.7926 8.257-12.409			68	
	Zn	16.471-1.680 14.266-17.933	15.258-1.646 12.956-16.673	16.433-2.329 13.857-18.629	14.045-2.994 11.4997-18.3532			95	

EK 6 C. demersum'da esansiyel ve esansiyel olmayan elementlerin durumu

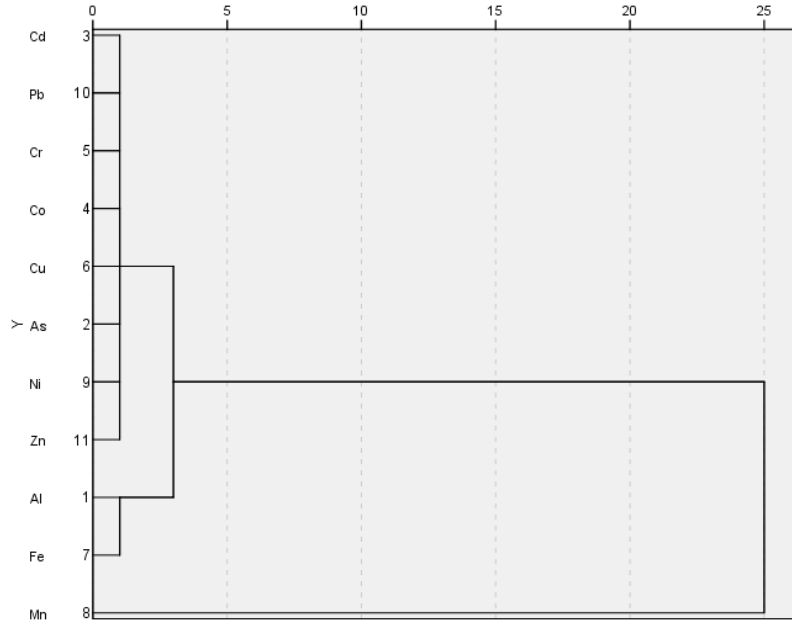
Element (mg/kg)		1. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	2. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	3. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	4. İstasyon Ort- St. Sp. Min.-Maks.	FAO/ WHO. -1989	Türk Gıda Kodeksi (Anonim. 2002)	EC. -2008	Türk Gıda Kodeksi (Anonim. 2011)
Esansiyel Olmayan Elementler	Al	6819.222-6776.399 2027.584-11610.860	3470.235-2904.202 548.370-7411.103	2533.485-1652.288 419.713-4123.399	1980.936-1509.898 613.865-3681.728				
	As	3.741-2.729 1.811-5.671	9.897-6.812 3.092-19.185	9.822-6.631 2.793-17.860	7.852-7.485 1.625-18.701				
	Cd	1.152* -0.723 0.641-1.663	0.643* -0.037 0.609-0.676	0.723* -0.217 0.484-0.980	0.849* -0.245 0.524-1.108	0.5	0.05-0.1	0.05-0.3	0.05-0.3
	Cr	5.399-5.287 1.661-9.137	3.411-1.527 2.168-5.613	2.135-1.004 0.996-6.829	2.945-2.637 0.946-6.829				
	Pb	2.565* -2.412 0.860-4.271	1.286* -0.537 0.563-1.859	1.531* -1.064 0.416-2.873	1.255* -0.830 0.469-2.068	0.5	0.2-0.4	0.3	0.3
Esansiyel Elementler	Co	38.385-39.963 10.127-66.643	15.071-8.449 6.130-25.901	10.780-5.166 5.371-17.097	11.803-5.634 6.101-18.825				
	Cu	22.212* -6.573 17.564-26.860	16.322-7.359 7.913-25.845	12.914-4.793 6.264-16.504	11.477-4.069 7.658-16.369	30	20		
	Fe	4680.557-4418.158 1556.447-7804.666	3172.483-1425.333 1943.248-5162.915	2116.734-1225.424 766.862-3249.410	2920.060-3369.194 541.250-7841.612				
	Mn	21480.901-15041.175 10845.184-32116.618	15605.084-10976.739 8051.231-31350.406	13996.675-8138.605 6125.755-25395.328	11839.145-5213.161 6827.100-18905.925				
	Ni	14.262-4.860 10.826-17.699	16.289-1.908 14.331-18.565	16.168-3.255 13.870-20.985	18.958-5.642 11.988-25.803				
	Zn	55.665* -38.227 28.634-82.695	63.757* -29.869 27.482-100.603	51.501* -20.336 25.003-74.004	64.287* -30.310 24.662-95.063	40	50		



EK 7 Sudaki metallerin benzerlik diyagramı



EK 8 Sedimentteki metallerin benzerlik diyagramı



EK 9 *C. demersum*'da metallerin benzerlik diyagramı