

Ilıman Bir Türkiye Nehir Havzasında Dere Su Kalitesinin Çok Değişkenli Analiz ve Biyolojik Yaklaşımlarla Değerlendirilmesi

Beyhan TAŞ^{1*}, Özlem YILMAZ¹, Fikret USTAOĞLU²

¹Ordu Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Altınordu, Ordu

²Giresun Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Giresun

*Sorumlu Yazar: beyhantass@gmail.com; beyhant@odu.edu.tr

Araştırma Makalesi

Geliş 11 Haziran 2020; Kabul 08 Temmuz 2020; Basım 01 Mart 2021.

Alıntılama: 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. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.751773>

Özet

Bentik algler indikatör türler içerir. Özellikle lotik ekosistemlerin ekolojik yapısının belirlenmesinde çok iyi bir göstergedir. Günümüzde insan faaliyetleri sular üzerinde birçok baskı oluşturmuştur, bunlardan besin zenginleşmesi ekolojik durumu değiştiren en önemli su kalitesi sorunudur. Bu çalışmada Doğu Karadeniz Havzası içinde yer alan Elekçi Deresi'nin fiziko-kimyasal ve biyolojik (bentik diyatome) özelliklerinin ve su kalitesinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Bir yıl boyunca aylık olarak üç farklı lokalitede örnekleme yapılmıştır. Yirmi farklı su parametresinin analizi zamansal ve mekânsal olarak değerlendirilmiştir. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne göre akarsuyun su kalite sınıfı belirlenmiştir. Çok değişkenli istatistiksel analizler, su kalite indeksi (WQI), çeşitlilik indeksleri, klorofil-*a*, Palmer'in pollusyon indeksi ve baskın cins skorları kullanılarak suyun trofik düzeyi ve su kalitesi değerlendirilmiştir. Yıllık ortalama değerlere göre, Elekçi Deresi amonyum azotu ve toplam fosfor parametreleri bakımından II. sınıf, serbest klor hariç (IV. sınıf) diğer su kalite parametreleri bakımından I. sınıftır. Elekçi Deresi'ndeki WQI değeri su kalite özelliğinin "mükemmel" olduğunu göstermiştir. Faktör analizinde, birinci faktöre göre nütrient elementleri su kalitesindeki değişikliklerden sorumludur. Diğer faktörlerdeki bileşenler jeolojik yapıdan ve iklimik faktörlerden oluşmaktadır.

Elekçi Deresi'nde toplam 93 bentik diyatome taksonu tanımlanmıştır. *Navicula*, *Nitzschia*, *Cymbella* ve *Gomphonema* en fazla kaydedilen taksonlardır. *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Gomphonema truncatum*, *Navicula lanceolata*, *N. tripunctata* ve *Nitzschia palea* tüm istasyonlarda her mevsim bulunmuştur. Shannon ve Simpson çeşitlilik indeksi analiz sonuçlarına göre Elekçi Deresi "zayıf" düzeyde çeşitliliğe sahiptir, kirlilik düzeyi ise "orta"dır. Nemli subtropikal iklim bölgesinde bulunan Elekçi Deresi düzensiz rejimli bir akarsudur. Çevresel ve iklimik faktörler derenin diyatome komünitesini doğrudan etkilemiştir. Pollusyon indeksi sonucu çok hafif organik kirlilik tespit edilmiştir. Klorofil-*a* konsantrasyonuna göre dereye ötrofikasyon riski yoktur. Dominant alg taksonlarının skor değerleri Elekçi Deresi'nin trofik seviyesinin "mezotrofik/mezo-ötrofik", su kalitesinin "orta/orta-kirli" olduğunu göstermiştir. Genel sonuçlar, Elekçi Deresi'nin akış yönünde antropojenik faaliyetlerle ilişkilendirilebilen çeşitli kaynaklardan gelen kirleticilerle kontamine olduğunu ve diyatome çeşitliliğinin bu durumdan etkilendiğini göstermiştir.

Anahtar kelimeler: Biyoindikatörler, çok değişkenli analiz, diyatome, su kalitesi, trofik durum.

Assessment of Stream Water Quality in a Temperate Turkey River Basin by Multivariate Analysis and Biological Approaches

Abstract

Benthic algae include indicator species. Particularly, it is a very good indicator to determine the ecologic structure of lotic ecosystems. Nowadays, human activities have produced multiple pressures on waters, of them nutrient enrichment is the most important water quality problem that changed the ecological status. In this research, it is aimed to evaluate the physicochemical and biologic (benthic diatoms) properties and water quality of Elekçi Stream located in the Eastern Black Sea Basin. Throughout the year, samples from three different localities were collected monthly. Analysis of twenty water parameters were evaluated spatially and temporally. According to the Surface Water Quality Regulation, the water quality class of the stream has been determined. Trophic level and water quality of the stream were evaluated by using multivariate statistical analysis, water quality index (WQI), diversity indices, chlorophyll-*a*, Palmer's index of pollution, and dominant genus scores. According to annual average values, Elekçi Stream is class II as to ammonium nitrogen and total phosphorus parameters. Also, it has class I in terms of other water quality parameters, excluding free chlorine (class IV). WQI value in the Elekçi Stream showed that the water quality feature is "excellent". In factor analysis, the first factor showed that nutrient elements are responsible for changes in water quality. Components in other factors consist of geological structure and climate factors.

Total 93 benthic diatom taxa have been defined in Elekçi Stream. *Navicula*, *Nitzschia*, *Cymbella*, and *Gomphonema* genera are the most recorded taxa. *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Gomphonema truncatum*, *Navicula lanceolata*, *N. tripunctata*, and *Nitzschia palea* were recorded in all stations every season. According to the analysis results of Shannon and Simpson diversity indices, Elekçi Stream has a “poor” level of diversity, and the pollution level is “moderate”. Elekçi Stream, located in the humid subtropical climate zone, is an irregularly flowed stream. Environmental and climatic factors directly affected the diatom community of the stream. As a result of the pollution index, very light organic pollution was detected. The stream does not carry eutrophication risk in terms of chlorophyll-*a* concentration. The scores of the dominant algal taxa showed that the trophic level of Elekçi Stream is “mesotrophic/meso-eutrophic” and the water quality is “moderate/moderately polluted”. General results showed Elekçi Stream is contaminated with pollutants coming from various sources that can be associated with anthropogenic activities downstream, and diversity of diatoms are affected by this situation.

Keywords: Bioindicators, multivariate analysis, diatoms, water quality, trophic state.

GİRİŞ

Sucul ekosistemlerin primer üreticileri olan algler, aynı zamanda su ortamında meydana gelen fiziksel ve/veya kimyasal değişimlere diğer sucul canlılara oranla çok daha kısa sürede cevap verdikleri için, su kalitesinin belirlenmesi ve izlenmesinde indikatör olarak kullanılırlar. Bu nedenle biyolojik kalite elemanı olarak biyoindikatör türler içeren bentik alglerin kullanımı oldukça yaygındır. Alglerin yoğunluğu ve çeşitliliği sucul biotanın verimliliği hakkında bilgi verirken, çevre şartlarına bağlı olarak değişim göstermesi, özellikle indikatör türler, organik kirliliği, ötrofikasyonu ve su kalitesini gösterir (Palmer, 1977). Özellikle diyatomeleler gibi biyoindikatör türler içeren alg grubu suyun ekolojik durumunun değerlendirilmesinde önemli bir rol oynar. Sucul ekosistemlerin önemli bir bileşeni olan diyatomeleler çevresel özellikler ile yüksek korelasyon içerisinde bulunurlar (Hill vd., 2001). Bu nedenle, diyatomeleler su kalitesinin iyi göstergeleri olarak kabul edilmiştir (Stevenson, 2014). Aynı zamanda, diyatomeleler pH, tuzluluk, besin kullanılabilirliği, organik ve inorganik kirlilik gibi çevresel parametrelere karşı yüksek hassasiyet ve dar tür toleransı olan biyolojik göstergeler olarak iyi bilinir (Sládeček, 1986; Van Dam vd., 1994; Whitton ve Kelly, 1995; Vasiljević vd., 2014; 2017; Lobo vd., 2016; Marcel vd., 2017; Salmaso vd., 2019). Yine, optimum büyüme koşulları bilgisi, su kalitesini değerlendirmek için kullanılır (Virtanen ve Soininen, 2016). Diyatomeleler şehirleşme ve nüfus artışına paralel olarak artan kirliliğe karşı da duyarlı indikatörlerdir (Sonneman vd., 2001; Chessman ve Townsend, 2010; Lavoie vd., 2014; Stevenson, 2014). Bundan dolayı, akarsuların biyolojik açıdan trofik durumunun belirlenmesinde diyatomeleler indikatör organizma grubu olarak yaygın olarak kullanılmaktadır (Solak ve Acs, 2011; Taş ve Yılmaz, 2015; Bere, 2016; Jakovljević vd., 2016; Virtanen ve Soininen, 2016; Tan vd., 2017; Atıcı vd., 2018; Taş vd., 2019; Tokatlı vd., 2019; Tokatlı vd., 2020).

Bütün bu özellikleriyle, diyatomelelerin lotik ekosistemlerin ekolojik yapısının belirlenmesinde çok iyi bir gösterge olduğu, özellikle taş, kaya gibi substratumlarda baskın olarak bulunduğu, hayat döngülerinin kısa olması, suyun fiziksel ve kimyasal değişikliklerine tepki vermesi ve her örnekte toplanıp izlenebilirliği nedeniyle araştırmacılara havzalar arasında zamansal-mekânsal karşılaştırma imkânı sağladığı görülmektedir. Diyatomelelerin doğal ve/veya antropojenik kökenli kirlilik hakkında bilgi veren türler içermesi, su kalitesinin biyolojik yaklaşımla değerlendirilmesinde en önemli biyoindikatör/biyomonitör olarak kullanılma sebebidir.

Akarsuların doğal yapısının bozularak su kalitesinin her geçen gün kötüleşmesi dünya genelinde ana çevresel sorunlardan biridir. Kirlenme genellikle noktasal ve yayılı kaynaklardan (hızlı ve düzensiz kentleşme, nüfus artışı, sanayileşme, tarımda aşırı endüstriyel gübreler ve pestisitler gibi kimyasalların kullanımı, evsel atıklar/atık sular, vahşi katı atık depolama alanları, akarsu yataklarından kum-çakıl çıkarma, enerji üretimi amacıyla çok sayıda küçük barajlar yapımı, maden işletmeleri gibi faaliyetler) antropojenik kökenli olarak meydana gelmektedir (Dalu ve Froneman, 2016; Dalu vd., 2017; Nihwatiwa vd., 2017; Mutlu, 2019; Taş vd., 2019; Ustaoglu ve Islam, 2020; Ustaoglu vd., 2020a). Dolayısıyla, su ortamlarının modern zamanlarda bozulmaya başladığı bir gerçektir. Yine, son yıllarda küresel iklim değişikliği dünyanın en önemli çevre sorunu olarak görülmektedir ve subtropikal kuşaktaki sucul ekosistemlerin hidrolojik döngüsünü olumsuz etkilemektedir. Türkiye, iklim değişikliğine karşı en savunmasız alanlardan biridir. Sıcaklıklardaki yükselme nedeniyle buharlaşmanın artması ve yağışlardaki düşüş lotik ve lentik sistemlerde tatlısu rezervlerinin azalması, sulak alanların ve bazı sığ göllerin kuruması bunu göstermektedir. Türkiye akarsularındaki su miktarı, küresel ısınmanın etkisiyle azalmakta ve bu durum su havzasında kirliliğin artmasından dolayı daha da

ciddi boyutlara ulaşmaktadır (Taş ve Kolören, 2017; Tokatlı, 2020). Akarsulardan kaynaklanan kirlenmenin, ötrofikasyona karşı çok hassas olan tüm Karadeniz Bölgesi için endişe verici olduğu bildirilmektedir (Jin vd., 2013).

Türkiye'nin kuzeyinde yer alan 22 numaralı Doğu Karadeniz Havzası içinde zengin akarsu sistemleri bulunur. Bu sular hem yerüstü suyu olarak doğrudan hem de alüvyal dolgularda akiferleri oluşturarak kentlerin içme-kullanma suyu, tarımsal sulama, doğal ve kültür balıkçılığı, enerji üretimi gibi çok çeşitli amaçlar için kullanılmaktadır. Ancak, aşağı akış yönünde akarsular üzerinde noktasal ve yayılı kaynaklardan gelen kirlilik baskısı vardır. Bu baskı sadece insan kaynaklı değildir; erozyon, yağış, akıntı gibi toprak ve hidrolojik faktörlerden kaynaklı doğal mekanizmalar da akarsu ekosistemini değiştirebilmektedir. Özellikle her mevsim yağış alan, fakat etkili bahar yağışları olan Karadeniz Bölgesi gibi ılıman bölgelerde, düzensiz rejimli akarsularda iklimik ve hidrolojik faktörler etkili olmaktadır.

Doğu Karadeniz Bölgesi'nde yer alan akarsuların kaynak bölgeleri yüksek biyolojik çeşitlilik içerdiği için bu alanların korunması oldukça önemlidir. Fakat yukarı havzalarda da çeşitli amaçlarla arazi kullanımlarının neden olduğu bozulmalar görülmektedir (Kazancı, 2016). Dolayısıyla, su kalitesinin düşük olması ve sudaki biyolojik çeşitliliğin azalması zamanımızın en büyük çevresel sorunları arasındadır (Virtanen ve Soinen, 2016). Oysa akarsu habitatları biyolojik çeşitlilik açısından önemli ve benzersiz ekosistemlerdir. Bu nedenle, su kalitesinin izlenmesi ve su kaynaklarının korunması oldukça önemlidir (Başören ve Kazancı, 2016). Sucul ekosistemlerin izlenmesinde ve su kalitesinin değerlendirilmesinde fizikokimyasal değişkenler ile birlikte biyolojik yöntemlerin bütüncül olarak incelenmesi daha iyi sonuçlar elde etmemizi sağlar (Kazancı vd., 1997; Taş vd., 2019). Böylece akarsu akışı boyunca değişim ve suyun ekolojik durumu tespit edilebilir.

Bu çalışmada, Doğu Karadeniz Havzası içinde yer alan ve Ordu ilinin en büyük akarsularından biri olan Elekçi Deresi'nin yukarı havzadan aşağı havzaya doğru yüzey suyu kalitesini ve ekolojik durumunu tespit etmek amaçlanmıştır. Bunun için fizikokimyasal yöntemler ile bentik diyatom komünitesi birlikte değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlara çok değişkenli istatistiksel analizler uygulanmıştır. İndikatör diyatomelerin tespiti ve su analiz sonuçlarının ilgili yönetmelik ve referanslarla karşılaştırılması neticesinde Elekçi Deresi'nin trofik seviyesi ve su kalitesi belirlenmiştir.

MATERYAL ve YÖNTEM

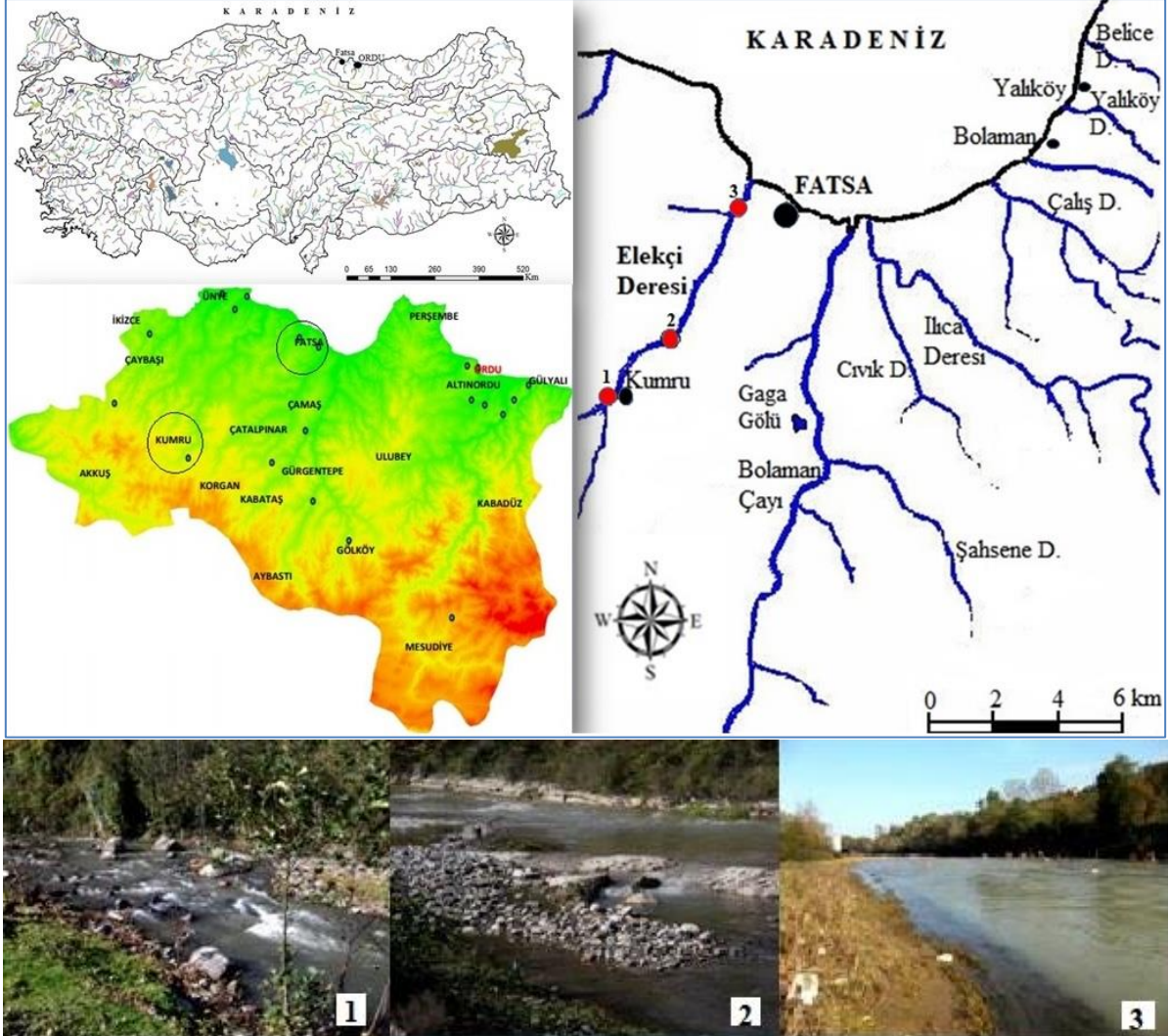
Çalışma havzası ve örnekleme istasyonları

Elekçi Deresi (Ordu, Fatsa), Doğu Karadeniz Havzası'nın Ordu-Giresun Alt Havzası içinde yer alır. Bolaman Çayı Havzası'nın hemen batısında bulunan Elekçi Deresi (Şekil 1), Melet Irmağı, Bolaman Çayı ve Turnasuyu Çayı'ndan sonra, Ordu ilindeki büyük akarsulardan biridir. Kaynağını Fatsa ilçe merkezinin 45 km güneyinde bulunan yaylalardan alan Elekçi Deresi, kıydan 35 km güneybatıda kalan Kumru ilçesinin tam ortasından geçerek güneybatı-kuzeydoğu doğrultusunda akıp sularını Karadeniz'e ulaştırır. Canik Dağları'nın vadileri arasında yer alan Kumru ilçesi dağlık ve engebeli olduğu için havzada mevcut olan irili ufaklı birçok su kaynağı birleşerek Elekçi Deresi'ni oluşturur. Bölge yağışlı ve ılıman bir iklimin etkisi altında olduğu için su kaynaklarında her mevsim su bulunur. Fatsa'da yıllık ortalama yağış 1048,3 mm, Kumru'da 897,1 mm'dir. Elekçi Deresi'nin yağış alanı 443 km², kolektör uzunluğu 51,5 km, memba ile mansap arasındaki kot farkı 1592 m'dir. Yıllık ortalama debisi 5,46 m³/sn, yıllık toplam akım değeri ise 172 milyon m³'tür. Maksimum debi Mart ayındadır, fakat Aralık, Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında da yüksek debiler görülmektedir. Elekçi Deresi'nde en yüksek su seviyeleri kış sonu başlayıp bahar ayları boyunca devam eder. Çoğu zaman 120 cm'ye kadar ölçülen maksimum seviyeler sıcaklığın en yüksek olduğu Temmuz ve Ağustos aylarında azalarak 60 cm ve altına iner. Elekçi Deresi taşkın zararına neden olabilecek potansiyele sahiptir. Özellikle kış mevsimi sonu ve yaz başlarında bölgede etkili olan sağanak yağışlar ve kar erimeleri sonucu akarsuların debileri dikkate değer bir şekilde yükselmekte; bu durum 10 ile 15 yıllık periyotlarda önemli sel ve taşkın olaylarının görülme sıklığını artırmaktadır (Özlü, 2012). Bu nedenle akarsu yatağında özellikle aşağı havzada ıslah çalışmaları yapılmıştır.

Elekçi Deresi ve havza içindeki diğer akarsular Üst Kretase volkanik serisine dahil tüf, konglomera ve dasif gibi kayalar üzerinde akış gösterirler. Elekçi Deresi'nin her iki sahilinde, taşkın alanı içerisinde kumlu, killi, çakıl şeklinde alüvyon ve kolüvyal birikintiler görülür (Özlü, 2012).

Elekçi Deresi'nin fizikokimyasal özelliklerini ve bentik diyatomelerini incelemek için akarsuyun yukarı (istasyon 1, 40°52'15''N – 37°14'44''E, 485 m), orta (istasyon 2, 40°53'37''N – 37°18'48''

317 m) ve aşağı (istasyon 3, 41°01'23''N – 37°28'50'' E, 14 m) bölgesinden üç istasyon belirlenmiştir (Şekil 1). Örneklemeler Aralık 2011 ile Kasım 2012 tarihleri arasında periyodik olarak her ay yapılmıştır. Akarsuyun yukarı bölgesi dik vadi içinden akar, çevresinde fundalık-ormanlık alanlar ile fındık bahçeleri bulunur. Orta bölge Kumru ilçesinin mansabındadır (~10 km), noktasal ve yayılı kaynaklı (evsel atık ve atıksu, tarımsal, az miktarda endüstriyel) kirlenme baskısı altındadır. İstasyonun üstünde vahşi çöp depolama alanı bulunmaktadır. Aşağı havzadan seçilen 3. istasyon Fatsa ilçe merkezi sınırlarında yer alır. Beş yıldızlı otelin mansabında yer alır. Evsel, tarımsal ve endüstriyel kirlenme baskısı altındadır.



Şekil 1. Elekçi Deresi'nde yüzey suyu ve bentik alg örnekleme için seçilen örnekleme yerleri ile çalışma alanının haritası.

Fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler

Su sıcaklığı, pH, çözülmüş oksijen (ÇO), oksijen doygunluğu, elektriksel iletkenlik (EC) ve toplam çözülmüş madde miktarı (TDS) üç istasyonda Hach Lange HQ 40d multiparametre cihazı ile yerinde ölçülmüştür. Azotlu bileşiklerden amonyum azotu (NH₄-N), nitrit azotu (NO₂-N), nitrat azotu (NO₃-N), toplam fosfat (PO₄-P), sülfat (SO₄), serbest klor (Cl₂), kalsiyum (Ca), magnezyum (Mg) ve toplam sertlik (TH) analizleri yukarı havza ile aşağı havzayı karşılaştırmak için 1. ve 3. istasyonlardan alınan sularda yapılmıştır. Analizler Hach test kitleri kullanılarak Hach prosedürüne uygun olarak yapılmış ve spektrofotometrik sonuçlar Hach DR 2800 UV-Vis spektrofotometre ile ölçülmüştür. Askıda katı madde (AKM) tayini standart yöntemlere göre yapılmıştır (APHA, 1998). Laboratuvar analizlerinin tümü Ordu Üniversitesi Hidrobiyoloji Araştırma Laboratuvarı'nda yapılmıştır. Elekçi Deresi'nde

ölçülen su kalite parametrelerine ait analiz sonuçları ortalama değerler dikkate alınarak Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY, 2012)'ne göre değerlendirilmiştir.

Biyolojik parametrelerden epilitik diyatome örneklemesi için üç istasyondan her ay taş örnekleri toplanıp üzerindeki film tabakası kazınıp yıkanarak ayrılmış ve %4'lük formaldehit ile fikse edilmiştir. Laboratuvarında geçici ve kalıcı preparatlar hazırlanarak diyatome türleri incelenmiştir. Daimi preparat hazırlamak için toplanan diyatome örnekleri önce asit karışımında yıkanmış (%98 H₂SO₄ ve %35 HNO₃), ardından organik materyallerinden uzaklaştırılan diyatome kabuklarından entellan ile kalıcı preparatlar hazırlanarak (Round, 1993) 400x ve 1000x büyütme binoküler mikroskoplarda (Nikon E100, Leica DM500) ilgili literatürlerden yararlanarak (Cox, 1996; Hartley, 1996; Krammer ve Lange-Bertalot, 1986; Krammer ve Lange-Bertalot, 1988; Krammer ve Lange-Bertalot, 1991a; Krammer ve Lange-Bertalot, 1991b) tanımlanmıştır.

Diyatomelerin nispi bolluklarını hesaplamak için, örnekleme yapılan her ayda, her bir istasyon için üç daimi preparat hazırlanmış, her preparatın orta kısmından belirlenen hayali bir hat üzerindeki 100 adet diyatome kabuğu, rastgele olmak üzere, tür düzeyinde belirlenerek kaydedilmiştir. Üç tekrar sonucunda bulunan 300 kabuk içindeki her bir türün sayısı belirlendikten sonra üçe bölünerek % baskınlık oranları belirlenmiştir. Elekçi Deresi'nde bulunan diyatome türlerinin sıklık analizi de hesaplanmış ve beş kategoride değerlendirilmiştir (Kocataş, 2006).

Nispi bolluğu \geq % 50 olan diyatome türleri dikkate alınarak akarsuyun organik kirliliği ve trofik yapısı Palmer (1969)'a göre, dominant cinsler dikkate alınarak su kalitesi ve trofik seviye durumu ise Peerapornpisal vd. (2007)'ne göre belirlenmiştir.

Bir diğer biyolojik parametre olan fotosentetik pigment analizi (klorofil-*a*, -*b*, -*c*) % 90'luk aseton ile ekstraksiyondan sonra spektrofotometrik olarak (Shimadzu UV-1800) yapılmıştır (Strickland ve Parsons, 1972).

Su kalite indeksi (WQI)

Su kalitesi indeksi (WQI), suyun içilebilirliğinin değerlendirilmesinde kullanılan önemli bir araçtır. İlk olarak ABD'de Horton (1965) tarafından geliştirilen WQI; Avrupa, Afrika ve Asya ülkelerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Farklı kalite parametrelerinin değerlendirilmesine dayanan ve çeşitli parametrelerin içme suyunun genel kalitesi üzerindeki etkisini gösteren su derecelendirme ölçeğidir. Temel amacı, fazla sayıda olan su kalitesi verisini anlaşılır ve bilgilendirici bir şekilde azaltmaktır. Bu çalışmada WQI; pH, EC, Cl₂, SO₄, TH, Mg, Ca, NO₂-N, NO₃-N, Fe, TDS parametreleri kullanılarak hesaplanmıştır (Tablo 1). Parametrelerin seçiminde analizi yapılan parametrelerin WHO tarafından tavsiye edilen limit değerlerinin olup olmaması dikkate alınmıştır. WQI aşağıdaki formülleri verilen dört aşamada hesaplanmıştır. İlk aşamada su kalitesini etkilemedeki göreceli önemlerine göre, çalışılan her parametreye 1 ile 5 arasında ağırlık değeri (AW) atanmıştır ve aşağıdaki formül kullanılarak göreceli ağırlık (RW) hesaplanmıştır.

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

İkinci aşamada, analiz sonucunda ölçülen parametrelerin (C_i), Dünya Sağlık Örgütü (WHO, 2011) tarafından izin verilen içme suyu değerlerine (S_i) bölünüp 100 ile çarpılmasından kalite derecelendirilmesi (Q_i) hesaplanmıştır.

$$Q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (2)$$

WQI hesaplamak için alt-indeksler (SI) hesaplanmış ve elde edilen bu indeksler toplanarak WQI hesaplanmıştır.

$$SI_i = RW \times Q_i \quad (3)$$

$$WQI = \sum_{i=1}^n SI_i \quad (4)$$

WQI değerleri beş kategoride (0–25 mükemmel su, 26–50 iyi su, 51–75 kötü su, 76–100 çok kötü su ve > 100 uygun olmayan su) sınıflandırılmıştır (Yadav, 2010).

Tablo 1. Parametrelerin bağıl ağırlığı

Parametreler	WHO (2011)	Atanan ağırlık (AW)	Nispi ağırlık (RW)
pH	7,5	4	0,100
EC (µS/cm)	1500	4	0,100
Cl ₂ (µg/L)	5	4	0,100
SO ₄ (mg/L)	250	5	0,125
TH (mg/L CaCO ₃)	100	1	0,025
Mg (mg/L)	50	2	0,050
Ca (mg/L)	75	2	0,050
NO ₂ N (mg/L)	0,15	5	0,125
NO ₃ N (mg/L)	11,3	5	0,125
Fe (µg/L)	300	4	0,100
TDS (mg/L)	600	4	0,100
		40	1,000

İstatistiksel analizler

Çok değişkenli istatistiksel analizler, su kalitesi verilerinin değerlendirilmesinde son yıllarda yaygın olarak kullanılmaktadır (Köse vd., 2014; Köse vd., 2018). Çalışmamızda verilerin tanımlayıcı istatistikleri (mevsimsel ortalama, standart sapma, minimum ve maksimum değerleri), mevsimsel değerler arasında anlamlı bir farkın olup olmadığını belirlemek için tek yönlü varyans analizi (ANOVA) yapılmıştır. Fizikokimyasal parametreler arasındaki ilişkinin yönünü ve miktarını belirlemek için Pearson korelasyon analizi uygulanmıştır. Araştırmada veri setini ingirmek, değişkenler arasındaki ilişkileri belirlemek ve su kalitesi üzerine muhtemel çevresel baskıları belirlemek için temel bileşenler analizi (PCA/TBA) yapılmıştır. Mevsimsel benzerlikleri belirlemek için de kümeleme (cluster) analizinden faydalanılmıştır. Verilerin değerlendirilmesinde SPSS 22 istatistik paket programından yararlanılmış ve sonuçlar, faktöriyel düzeyinde varyans analizi testi ile $p < 0,05$ önem düzeyinde test edilmiştir. Cluster analizi için ise Past 3.x istatistik paket programı kullanılmıştır.

Epilitik diyatometlerin her ay için tür sayısı ve her bir türün birey sayısı dikkate alınarak elde edilen verilerinden Shannon çeşitlilik ve düzenlilik indeksleri ile Simpson çeşitlilik indeksi analizleri yapılmıştır. Lokalite ve aylık örneklemeler arasındaki benzerliği belirlemek için Bray-Curtis cluster analizinden faydalanılmıştır. Bu analizlerde BioDiversity Professional Version 2.0 yazılımı kullanılmıştır.

BULGULAR ve TARTIŞMA

Çevresel parametreler ve su kalite kriterleri

Elekçi Deresi'nde yapılan çalışmada suyun fiziksel ve kimyasal parametreleri ile biyolojik parametrelerden klorofil-*a* değerinin mevsimsel ortalamaları ile yıllık minimum, maksimum ve ortalama±standart sapma (SD, σ) değerleri Tablo 2'de verilmiştir.

Elekçi Deresi'nin yüzey suları Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY, 2012)'ne göre değerlendirildiğinde; su kalitesi fiziksel parametreler bakımından (sıcaklık, bulanıklık, AKM, TDS, EC) I. sınıf, yani yüksek kaliteli su özelliği taşımaktadır ve bu durum yönetmeliğimize göre "çok iyi" su durumunu ifade eder. Kimyasal parametrelerden NH₄-N (II. sınıf), TP (II. sınıf) ve serbest Cl₂ (IV. sınıf) parametreleri dışındaki diğer parametreler I. sınıf su kalitesi değerlerini göstermektedir (Tablo 2). Evsel veya endüstriyel atık suların akarsuya deşarjı sonucu sulardaki amonyum miktarı artmaktadır (Egemen ve Sunlu, 1996). Fosfor da tarımsal, evsel, endüstriyel ve doğal kayalardan yerüstü sularına katılmakta ve çoğu zaman sekonder kirlenmeye yani ötrofikasyona yol açmaktadır. Bu nedenle fosfatlı bileşikler akarsularda kirliliğin belirlenmesinde indikatör parametrelerdendir. Elekçi Deresi'nde ortofosfat değeri (o-PO₄-P) ortalama değer olarak yukarı havzada (1. istasyon) ve aşağı havzada (2. istasyon) sırasıyla 0,35 mg/L ve 0,70 mg/L olarak ölçülmüştür. Yukarı havza suyu bu parametre bakımından III. sınıf (0,16 – 0,65 mg/L), aşağı havza ise IV. sınıf (> 0,65 mg/L) özellik taşımaktadır.

TP (PO₄-P) içeriği bakımından değerlendirildiğinde yukarı havza II. sınıf (0,115 mg/L), aşağı havza II. sınıf (0,246 mg/L) su kalitesine sahiptir.

Tablo 2. Elekçi Deresi'nde ölçülen çevresel değişkenlerin mevsimsel değerleri, yıllık ortalama değer dikkate alınarak ulusal yönetmeliğimize göre su kalite sınıfının değerlendirilmesi.

Parametreler	Kış	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Min	Max	Ortalama±SD	YSKY
Su sıc. (°C)	7,29 ^a	13,09 ^b	22,84 ^c	16,57 ^b	5,40	26,30	14,95±6,74	I
pH	7,00	7,17	6,96	7,31	6,65	7,94	7,11±0,32	I
EC (µS/cm)	229,99 ^{ab}	176,28 ^a	274,97 ^b	288,08 ^b	67,20	364,00	242,33±84,66	I
TDS (mg/L)	110,32 ^{ab}	85,07 ^a	132,42 ^{ab}	140,89 ^b	31,90	178,70	117,18±42,27	I
AKM (mg/L)	44,23 ^a	10,60 ^b	15,83 ^b	7,23 ^b	1,70	118,40	19,48±28,95	I
ÇO (mg/L)	10,40 ^a	8,84 ^b	8,45 ^b	8,99 ^b	7,35	11,20	9,17±0,94	I
O ₂ doygunluğu (%)	93,63 ^a	93,98 ^a	105,58 ^b	100,19 ^{ab}	86,40	118,20	98,34±7,72	I
Türbidite (NTU)	72,92 ^a	65,38 ^a	61,87 ^a	18,64 ^b	2,11	195,00	54,70±51,86	-
NH ₃ (mg/L)	0,56 ^a	0,44 ^a	0,42 ^a	0,15 ^b	0,00	1,28	0,39±0,36	-
NH ₄ -N (mg/L)	0,45 ^a	0,36 ^a	0,35 ^a	0,12 ^b	0,00	1,046	0,32±0,29	II
NO ₂ -N (mg/L)	0,009 ^a	0,008 ^a	0,008 ^a	0,015 ^b	0,00	0,050	0,010±0,011	I
NO ₃ -N (mg/L)	0,60 ^a	0,65 ^a	0,48 ^a	0,83 ^b	0,00	1,60	0,64±0,39	I
TP (mg/L)	0,24 ^a	0,16 ^a	0,21 ^a	0,07 ^b	0,00	0,53	0,17±0,14	II
SO ₄ (mg/L)	8,83 ^a	7,17 ^a	12,00 ^b	17,83 ^b	3,00	32,00	11,46±7,44	I
Fe (mg/L)	0,39 ^a	0,35 ^a	0,40 ^a	0,07 ^b	0,01	1,53	0,30±0,34	I
TH (mg/L)	61,13	56,40	64,17	71,10	22,90	120,00	63,20±24,91	-
Ca (mg/L)	41,60	35,38	41,35	43,72	16,40	69,00	40,51±14,02	-
Mg (mg/L)	1,21 ^a	2,94 ^{ab}	2,67 ^{ab}	3,54 ^b	0,00	10,00	2,59±3,21	-
Cl ₂ (mg/L)	0,11 ^a	0,07 ^a	0,10 ^a	0,04 ^b	0,00	0,47	0,08±0,10	IV
KI-a (µg/L)	0,005 ^a	0,015 ^b	0,008 ^a	0,006 ^a	0,003	0,029	0,008±0,005	✓

Aynı satırdaki farklı harfler, mevsimsel farkın önemli olduğunu ifade eder (p<0,05).

Yönetmeliğimize göre (YSKY, 2012), sınıf I–II sular “iyi” su durumunu (az kirlenmiş su) gösterirken, sınıf II–III “orta” su durumunu (kirlenmiş su) ifade etmektedir. Elekçi Deresi'nde kaydedilen yüksek fosfor içeriği özellikle aşağı havzada ötrofikasyon riski oluşturabilir. Dodds vd. (1998) akarsuları TP derişimine göre, 25 µg/L'den küçük olanları oligotrofik–mezotrofik, 25–75 µg/L olanları mezotrofik–ötrofik sınırında sınıflandırmaktadır. Elekçi Deresi'nde yıllık ortalama TP derişimi 170 µg/L (0,17 mg/L)'dir. Bu durumda özellikle aşağı havzada kaydedilen yüksek TP konsantrasyonuna göre Elekçi Deresi ötrofik–hipertrofik sınırında gruplandırılabilir.

Akarsuda yüksek konsantrasyonlarda fosfatlı ve azotlu bileşiklerin bulunmasının en önemli nedeni tarımsal alanlarda kullanılan gübrelerdir. Elekçi Deresi havzası içinde çoğunlukla fındık tarımı yapılmakta ve verimi artırmak için kimyasal gübreler yaygın olarak kullanılmaktadır. Azot ve fosfor içeriğine sahip bu gübreler toprağa gömülmediği için bölge arazisinin eğimli yapısı ve her mevsim yağışlı olması sebebiyle yüzeysel akışlarla akarsuya taşınmakta ve suyun nütrient içeriğini yükseltmektedir. Aynı zamanda, Elekçi Deresi aşağı akış yönünde Kumru ilçe merkezinden, ilçenin hemen mansabındaki vahşi deponi alanından, birçok yan kollarla bağlantılı belde ve dağmık yerleşim alanlarından geçerken bünyesine evsel atıksular katılmakta ve aşağı havzada akarsuyun kirlilik yükü oldukça artmaktadır. Elekçi Deresi Fatsa ilçe merkezinden geçerken bütün kirlilik yükünü Karadeniz'e deşarj etmektedir. Benzer durum Karadeniz Bölgesi'ndeki birçok akarsularımızda da gözlenmektedir (Taş vd., 2011; Taş vd. 2015; Tepe ve Aydın, 2017; Taş vd., 2019; Ustaoglu vd., 2017; Ustaoglu ve Tepe, 2019; Ustaoglu ve Islam, 2020; Ustaoglu vd., 2020a; Ustaoglu vd., 2020b).

Aşağı havzada sudaki nütrient kirliliğiyle birlikte yüksek bulanıklık da dikkat çekmiştir. Organik veya inorganik maddelerden veya ikisinin kombinasyonundan kaynaklanabilen türbidite, yaklaşık 4,0 NTU'nun üzerinde çıplak gözle fark edilebilir (WHO, 2011). Araştırma alanımızda türbidite yukarı,

orta ve aşağı istasyonlarda artarak sırasıyla 39,31 NTU, 43,32 NTU ve 81,47 NTU olarak ölçülmüştür. Tablo 3'te fizikokimyasal parametreler arasındaki ilişkinin yönünü ve miktarını belirlemek için yaptığımız Pearson korelasyon analizi sonuçlarında da görüldüğü gibi, türbiditenin amonyak, amonyum, demir ve serbest klor ile çok yüksek ilişkisi olduğu görülmektedir ($p<0,01$). Organik kirliliğin göstergesi olan inorganik kirlilik parametrelerinden azotlu bileşiklerin de kendi arasında (amonyak ve amonyum) çok yüksek korelasyonu söz konusudur ($r=1,0$; $p<0,01$). Türbidite ile TP arasında da ilişki vardır. Sudaki fosforun artışı algal üretimi hızlandırır, dolayısıyla sudaki süspansiyon madde yoğunluğu artar. Korelasyon matrisinde bu iki parametre arasında yüksek ilişki söz konusudur ($r=0,624$; $p<0,01$).

Katılar suda çözelti veya süspansiyon halinde bulunur. Sudaki toplam çözünmüş katı (TDS) ve askıda katı madde (AKM/TSS) toplamı toplam katı madde değerini verir (Alley, 2007). Tatlı suların TDS derişimi 0–1000 mg/L aralığındadır (Uslu ve Türkman, 1987). Elekçi Deresi'nde toplam katı madde miktarı oldukça az olup yıllık ortalama TDS derişimi 117 mg/L'dir. Aynı ildeki Melet Irmağı'nda yıllık ortalama TDS değerinin 161 mg/L (Ustaoglu vd., 2017), Turnasuyu Çayı'nda 66 mg/L (Ustaoglu vd., 2020a) olduğu bildirilmiştir. TDS parametresi ile doğrudan ilişkili olan suyun elektriksel iletkenliği (EC) sudaki iyon konsantrasyonuna bağlıdır ve aralarında pozitif ilişki vardır. Pearson korelasyon analizi sonucunda da (Tablo 3) görüldüğü gibi, TDS ve EC arasında pozitif yönde çok yüksek bir ilişki vardır ($r=0,996$; $p<0,01$). Suda EC parametresinin analizi, suyun sulama ve yangınla mücadele için uygunluğunu belirlemek için de oldukça önemlidir (Omer, 2019). Elekçi Deresi'nde yıllık ortalama EC değeri 242,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ölçülmüştür. Bu parametreye göre akarsuyun tuzluluk sınıfı C1 "az tuzlu" ($<250 \mu\text{S}/\text{cm}$), su kalite sınıfı I. sınıf ($<400 \mu\text{S}/\text{cm}$) yani "çok iyi" sudur.

Elekçi Deresi suyu tatlı su özelliğinde, nötr pH değerinde ve yumuşak bir sudur. Yıllık ortalama sertlik değeri 0–75 mg/L CaCO_3 aralığında ölçülmüştür (63,20 mg/L CaCO_3). Ca ve Mg iyonları su sertliğini (TH) ile doğrudan etkiler. Korelasyon matrisi incelendiğinde (Tablo 3) TH ile Ca arasında çok yüksek, TH ile Mg arasında yüksek ilişki olduğu görülmektedir ($p<0,01$). HCO_3^- bakımından zengin sulara Ca konsantrasyonu Mg konsantrasyonundan fazladır (Wetzel, 1983). Elekçi Deresi'nde yıllık ortalama Ca 40,51 mg/L, Mg 2,59 mg/L olarak ölçülmüştür. Suyun pH değeri de bu literatürü desteklemektedir. Ordu ilinde yapılan benzer çalışmalarda Melet Irmağı nötr çevresinde hafif alkali (ort. pH 7,96) ve orta sertlikte (97 mg/L CaCO_3) iken (Ustaoglu vd., 2017), Turnasuyu Çayı alkali karakterde (ort. pH 8,60) oldukça yumuşak (44,77 mg/L CaCO_3) su özelliğine sahiptir (Ustaoglu vd., 2020a).

Çalışmamızda veri setini azaltarak çevresel değişkenleri sınıflandırıp su kalitesi üzerine muhtemel çevresel baskıları tahmin etmek için çok değişkenli istatistiksel analizlerden biri olan temel bileşenler analizi (PCA/TBA) yapılmış ve yeni faktörler oluşturulmuştur. Temel bileşenler analizi, çalışma alanındaki başlıca potansiyel kirlilik kaynaklarını ayırt etmek ve doğrulamak için kullanılmakta ve pollutantlar gruplandırılmaktadır (Tablo 4). Bu analiz gözlemlenemeyen gizli kirlilik kaynaklarının tanımlanabilmesine imkan sağlar (Su vd., 2011). Faktör yükleri ise 0,30–0,50 zayıf, 0,50–0,75 orta (ılımlı), $>0,75$ kuvvetli bir ilişki olduğunu gösterir (Wang vd., 2013). Verilerimizin analizi sonucunda, toplam varyansın % 77,28'ini açıklayan özdeğeri 1'den büyük dört faktör oluşmuştur. Bu faktörlerin varyansları sırasıyla ~% 28, % 23, % 16 ve % 12'dir. Birinci faktör ile ikinci faktörün, üçüncü faktör ile dördüncü faktörün % varyans değerleri birbirine yakındır. Genel olarak, dört faktörden birinin diğerine baskın olmadığı tespit edilmiştir. Toplam varyansın en yüksek değerini alan birinci faktörde $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, türbidite, Fe, Cl_2 ve TP parametrelerinin hepsi kuvvetli pozitif yük oluşturmuştur (Tablo 4). Nutrient parametrelerini içeren birinci faktörün, çoğunlukla kimyasal gübrelerden kaynaklı tarımsal kirlilik etmenlerini temsil ettiği sonucuna varılmıştır. İkinci faktörde TH, Ca ve Mg kuvvetli pozitif yük, $\text{NO}_3\text{-N}$, EC ve TDS orta (ılımlı) pozitif yük oluşturmuştur. Bu parametrelere göre ikinci faktör çoğunlukla havzanın jeolojik yapısından kaynaklı noktasal olmayan inorganik kirliliği temsil eder. Üçüncü faktörde sıcaklık kuvvetli pozitif, çözünmüş oksijen kuvvetli negatif, oksijen doygunluğu ise orta şiddette pozitif yüklüdür. Bu faktöre göre Elekçi Deresi üzerinde klimatolojik faktörlerin etkili olduğu söylenebilir. Dördüncü faktörü oluşturan kl-a orta şiddette negatif yüklü, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve SO_4 ise orta şiddette pozitif yüklüdür. Bu faktöre göre Elekçi Deresi su kalitesi üzerinde evsel atıksuların, tarım arazilerinden gelen yüzeysel akış, erozyon ve drenaj sularının etkili olduğunu söyleyebiliriz.

Birinci faktör içinde yer alan ve kuvvetli pozitif yük oluşturan azotlu ve fosforlu nutrient parametrelerinin Elekçi Deresi'nde tarımsal ve evsel kaynaklı atıkların akarsuyun su kalitesi üzerinde

büyük etkisinin olduğunu göstermektedir. Bölgede bu pollutantlar daha çok yayılı kaynaklardan gelmektedir. Turnasuyu Çayı'nda da bu nütrient parametreleri birinci faktör içinde yer almıştır (Ustaoglu vd., 2020a). Çalışma alanımızdaki bu inorganik besi elementlerinin konsantrasyonu bölgedeki diğer akarsulardan çok yüksek değerlerde ölçülmemiştir. Örneğin Giresun ilinde Batlama Çayı (0,019–0,689 mg/L) ve Pazarsuyu Deresi'nde (0,02–0,52 mg/L) TP değerlerinin çalışma alanımızdan daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu bildirilmiştir. Bu akarsularda azotlu bileşikler de yüksektir; NO₃-N değeri Pazarsuyu Deresi'nde 0,23 ila 2,96 mg/L aralığında ölçülmüş, ortalama değer ise 1,17 mg/L'dir (Tepe ve Aydın, 2017; Ustaoglu ve Tepe, 2019).

Faktör analizi kullanılarak su kalitesinin değerlendirildiği bir başka çalışmada, Marmara Bölgesi'ndeki Mustafakemalpaşa Çayı'nın su kalitesi üzerine madencilik faaliyetleri ile havzanın jeolojik yapısının etkili olduğu görülmüştür (Dalkıran vd., 2020). Bu akarsuyun havzası incelendiğinde, maden kaynakları yönünden zengin ve içinde maden işletmelerinin olduğu görülmektedir. Dolayısıyla birinci ve ikinci faktörlerde madenlerle ilgili metaller kuvvetli faktör yükü oluşturmuştur.

Çalışma alanımızda Elekçi Deresi havzası içinde daha çok tarım yapıldığı ve akarsu yerleşim yerlerinin merkezinden geçtiği için, çıkan faktör yükleri kirletici kaynakları net şekilde göstermektedir. Ancak ilerleyen süreçte bu kirlilik yükleri değişebilir. Özellikle Elekçi Deresi'nin alt havzası içinde faaliyete geçen altın madeni işletmesinin akarsu üzerine etkisi izlenmesi gereken çok önemli bir lokalitedir. Bu işletmeden kaynaklı herhangi bir sızıntı sadece su kalitesini değil sucul biyotayı ve halk sağlığını da olumsuz etkileyecektir.

Çevresel parametrelerin veri setine kümeleme (cluster) analizi uygulanmış ve mevsimlerin iki kümede toplandığı görülmüştür (Şekil 2). Yaz ve sonbahar verileri % 92 benzerlik seviyesinde bir kümeyi, ilkbahar ve kış verileri % 88 benzerlik seviyesinde ikinci kümeyi oluşturmuştur. Benzerlik oranı en az olan (% 79) mevsimler ise ilkbahar ve sonbahardır. Ilıman iklim özelliği gösteren Karadeniz Bölgesi'nin sahil kuşağında son yıllarda yaz sezonu sonbahar ortalarına kadar devam etmekte, kış sezonu da ilkbaharda kendini hissettirmektedir. Bu iklimsel faktörler cluster analizinde kendini gösterirken aynı zamanda temel bileşenler analizinde de 3. faktör içinde su sıcaklığı kuvvetli pozitif yük taşıyarak su kalitesi üzerinde etkili olduğunu göstermiştir. Dolayısıyla Elekçi Deresi su kalitesi üzerinde tarımsal, evsel ve klimatolojik faktörlerin etkili olduğunu söyleyebiliriz.

Tablo 3. Elekçi Deresi çevresel parametrelerinin korelasyon matrisi

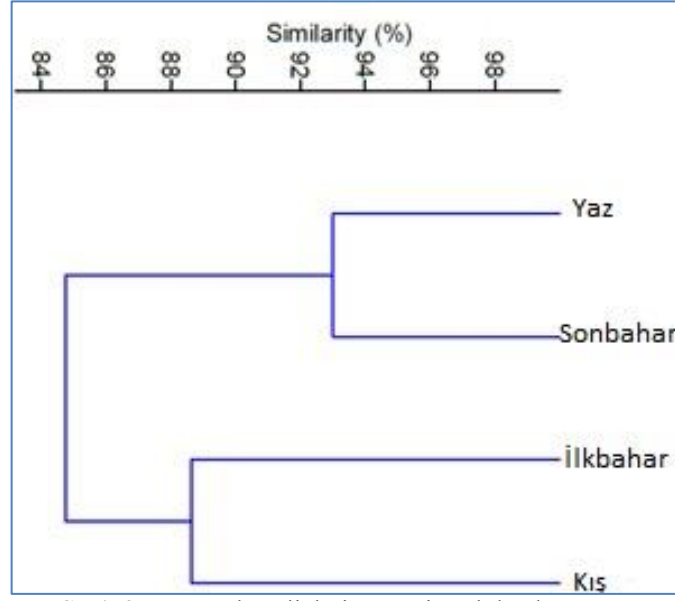
	TDS	Sic.	EC	pH	ÇO	O ₂ (%)	Turb.	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SO ₄	Fe	NH ₃	NH ₄	TH	Ca	Mg	Cl ₂	TP	AKM	KI-a
TDS	1																			
Sic.	,412*	1																		
EC	,996**	,408*	1																	
pH	-,057	-,017	-,075	1																
ÇO	-,014	-,688**	-,009	-,057	1															
O ₂ (%)	,427**	,795**	,425**	-,084	-,159	1														
Turb.	,043	-,194	,054	,154	-,029	-,406*	1													
NO ₂ -N	,172	,144	,200	,174	-,102	,138	-,279	1												
NO ₃ -N	,178	-,089	,187	-,038	,005	-,205	-,292	,231	1											
SO ₄	,673**	,272	,684**	,068	-,221	,167	-,225	,557**	,281	1										
Fe	-,374	-,157	-,364	,415*	-,052	-,401	,948**	-,315	-,358	-,255	1									
NH ₃	-,259	-,305	-,240	,251	,109	-,508*	,818**	,008	-,340	-,058	,798**	1								
NH ₄	-,255	-,303	-,236	,250	,108	-,506*	,817**	,009	-,339	-,056	,797**	1,000**	1							
TH	,639**	,234	,648**	-,222	-,210	,017	-,063	,389	,507*	,454*	-,216	,023	,028	1						
Ca	,590**	,180	,599**	-,199	-,144	,012	-,033	,368	,460*	,373	-,186	,035	,040	,975**	1					
Mg	,558**	,280	,565**	-,311	-,301	-,016	-,068	,226	,503*	,460*	-,184	,016	,019	,790**	,640**	1				
Cl ₂	-,221	-,111	-,215	,422*	-,103	-,324	,801**	-,109	-,286	-,176	,789**	,578**	,579**	-,031	,061	-,241	1			
TP	-,032	-,055	-,014	-,074	-,086	-,331	,624**	,054	,041	,055	,545**	,679**	,681**	,370	,421*	,169	,441*	1		
AKM	-,083	-,275	-,091	-,102	,267	-,216	,148	,070	-,029	-,136	,079	,120	,121	,117	,231	-,203	,393	,278	1	
KI-a	-,208	-,132	-,228	,019	-,138	-,324	,360	-,272	-,191	-,249	,184	,205	,201	-,195	-,209	-,076	,058	-,002	-,204	1

* Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlı, ** Korelasyon 0,01 düzeyinde anlamlı

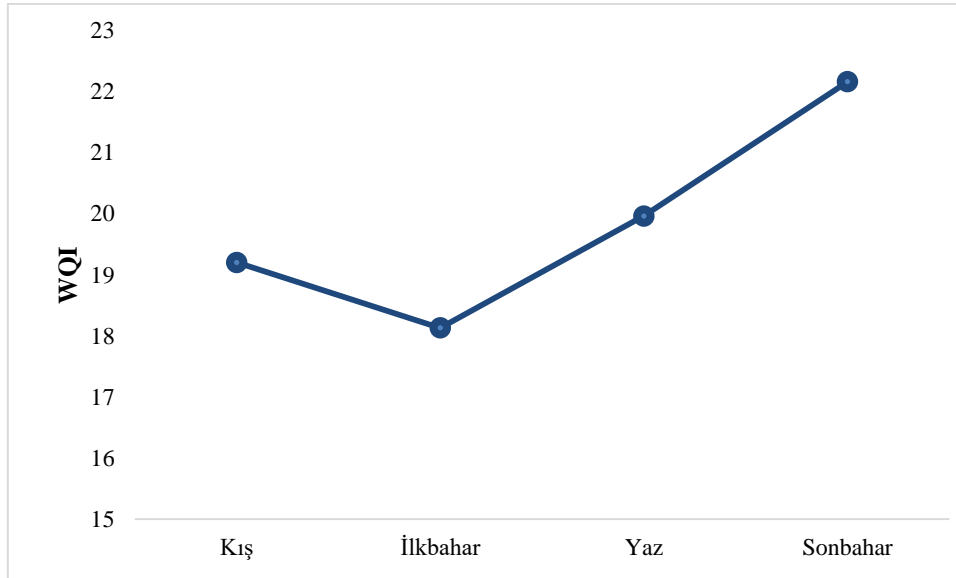
Tablo 4. Döndürülmüş faktör matriksi sonuçları

	1. Faktör	2. Faktör	3. Faktör	4. Faktör
NH₄	0,930	-0,010	-0,199	0,018
NH₃	0,929	-0,014	-0,201	0,015
Türbidite	0,919	-0,052	0,005	-0,327
Fe	0,893	-0,229	-0,004	-0,224
Cl₂	0,789	-0,142	0,044	-0,059
TP	0,753	0,332	-0,070	0,039
TH	0,078	0,922	0,110	0,226
Mg	-0,018	0,861	0,161	0,006
Ca	0,117	0,856	0,069	0,251
NO₃-N	-0,347	0,688	-0,313	-0,062
EC	-0,168	0,595	0,468	0,418
TDS	-0,184	0,589	0,478	0,393
Sıcaklık	-0,126	0,122	0,941	0,066
DO	-0,080	-0,212	-0,812	0,239
O₂ (%)	-0,409	-0,171	0,723	0,359
Kl-a	0,145	-0,010	0,018	-0,718
NO₂-N	-0,032	0,269	-0,028	0,641
SO₄	-0,041	0,478	0,228	0,583
Özdeğer	6,17	4,20	2,24	1,30
Varyans (%)	27,64	22,63	15,53	11,48
Kümülatif %	27,64	50,27	65,80	77,28

Suyun içilebilirliğinin değerlendirilmesinde kullandığımız su kalitesi indeksi (WQI), su kalitesi verilerinin kamuya, politika yapıcılara ve yöneticilere çok daha basit bir şekilde sunulmasında oldukça etkilidir. Bu indeks, dünyanın çeşitli ülkelerinde ve yurdumuzda su kalitesini değerlendirmek için yaygın olarak kullanılmaya başlamıştır (Varol ve Davraz, 2015; La Mora-Orozco vd., 2017; Khalid, 2019; Kükreler ve Mutlu, 2019; Omwene vd., 2019; Ustaoglu vd., 2020a). Elekçi Deresi'nin WQI değerleri mevsimsel olarak hafif dalgalı bir seyir izlemiştir (Şekil 3). Kış, ilkbahar, yaz ve sonbahar mevsimlerinde WQI değeri sırasıyla 19,2, 18,3, 19,96 ve 22,16 olarak hesaplanmıştır. Ortalama WQI değeri 19,86'dır. Elde edilen WQI değerine göre Elekçi Deresi tüm mevsimlerde "mükemmel" su kalitesi özelliği taşımaktadır (Yadav vd., 2010).



Şekil 2. Çevresel analizlerin mevsimsel dendrogramı



Şekil 3. Su kalitesi indeksinin mevsimsel değişimi

Biyolojik parametreler

Lentik sistemlerin trofik durumları trofik indeksler veya indikatör parametreler kullanılarak sınıflandırılırken, lotik sistemlere böyle bir trofik sınıflandırma yapılmadığını görüyoruz. Genelde akarsular oligotrofik veya ötrofik olarak sınıflandırılır (Kelly ve Whitton, 1995). Trofik durumun belirlenmesinde indikatör biyolojik parametrelerden klorofil-*a* (kl-*a*) pigmenti bütün alglerde bulunduğu için, sucul ekosistemin alg yoğunluğu hakkında bilgi verir (Taş vd., 2011). Dolayısıyla, sestonik kl-*a* konsantrasyonu primer üretimin indikatörüdür. Dodds vd. (1998), süspanse kl-*a* değerinin <math><10 \mu\text{g/L}</math> olduğu akarsuların trofik durumunu “oligotrofik” olarak tanımlar. Elekçi Deresi’nde yıllık ortalama kl-*a* konsantrasyonu $0,008 \mu\text{g/L}$ ’dir. Ölçülen bu değer akarsuyun verimliliğinin oldukça düşük olduğunu göstermektedir. Çalışma alanında ölçülen en yüksek kl-*a* değeri ilkbahar ortasında aşağı havzada kaydedilmiştir ($0,0292 \mu\text{g/L}$). Kl-*a* dışında diğer fotosentetik pigmentlerden kl-*b* ve kl-*c* maksimum derişimleri de yine ilkbahar ortasında aşağı havzada kaydedilmiştir ($0,0196 \mu\text{g/L}$, kl-*b*; $0,0428 \mu\text{g/L}$, kl-*c*). Kl-*a* değeri Elekçi Deresi’nde ötrofikasyon riskinin olmadığını göstermektedir (YSKY, 2012).

Sestonik kl-*a* büyük ve yavaş hareket eden akarsularda özellikle alt havzalarda yüksek derişimlerde kaydedilirken yukarı havzalarda daha düşük derişimlerde ölçülür. Çünkü alt havzada fitoplankton çoğalma fırsatı yakalar. Ancak hem eğimin fazla olduğu hem de düzensiz rejimli olan Karadeniz Bölgesi akarsuları yağışlı sezonlarda oldukça hızlı akar. Bu nedenle özellikle yukarı havzalarda fotosentetik pigment konsantrasyonu az kaydedilir. Ordu ilinde 43 akarsuda yapılan pigment analizinde süspanse kl-*a* konsantrasyonu 0,051 ila 3,86 µg/L aralığında ölçülmüştür (Taş vd., 2011). İlin en büyük akarsuyu Melet Irmağı'nda kl-*a* derişimi 3,78 µg/L (Ustaoglu vd., 2017), Turnasuyu Çayı'nda 0,488 µg/L olarak ölçülmüştür (Taş vd., 2019). Bu verilere göre, bölge akarsuları ile karşılaştırıldığında Elekçi Deresi'nin planktonik primer üretiminin daha az olduğu söylenebilir.

Biyolojik parametrelerden sucul ekosistemin primer üreticileri olan alglere bakıldığında; Elekçi Deresi epilitik alg komünitesinde 5 farklı filuma ait 105 takson tespit edilmiştir. Diyatome (Bacillariophyta) tanımlanan 93 takson ile dominant alg grubudur. Bunun dışında epilitik florada klorofitlerden 5, karofitlerden 4, siyanobakterilerden 2 ve öglenoidlerden 1 takson tanımlanmıştır (Yılmaz ve Taş, 2013; Yılmaz ve Taş, 2016). Tablo 5'te Elekçi Deresi'nde epilitik florada kaydedilen diyatome taksonları listelenmiştir.

Tablo 5. Elekçi Deresi epilitik diyatome komünitesindeki taksonların listesi

1	<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarniecki	48	<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot
2	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	49	<i>Navicula capitoradiata</i> Germain
3	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	50	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs
4	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	51	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing
5	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	52	<i>Navicula cuspidata</i> (Kützing) Kützing
6	<i>Cyclotella kuetzingiana</i> Thwaites	53	<i>Navicula gregaria</i> Donkin
7	<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W.Smith	54	<i>Navicula hungarica</i> Grunow
8	<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W.Smith	55	<i>Navicula lanceolata</i> (C.Agardh) Kützing
9	<i>Cymatopleura solea</i> var. <i>apiculata</i> (W.Smith) Ralfs	56	<i>Navicula lenzii</i> Krasske
10	<i>Cymbella affinis</i>	57	<i>Navicula menisculus</i> Schumann
11	<i>Cymbella caespitosa</i>	58	<i>Navicula minima</i> Grunow
12	<i>Cymbella cistula</i>	59	<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve
13	<i>Cymbella cistula</i> var. <i>maculata</i>	60	<i>Navicula radiosa</i> Kützing
14	<i>Cymbella cymbiformis</i>	61	<i>Navicula resecta</i> J.R.Carter
15	<i>Cymbella cymbiformis</i> var. <i>nonpunctata</i>	62	<i>Navicula salinarum</i> Grunow
16	<i>Cymbella helvetica</i>	63	<i>Navicula similis</i> Krasske
17	<i>Cymbella minuta</i> var. <i>semicircularis</i> (Lagerstedt) Foged	64	<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow
18	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	65	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory de Saint-Vincent
19	<i>Cymbella sinuata</i> W.Gregory	66	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot
20	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) van Heurck	67	<i>Navicula tuscula</i> (Ehrenberg) Grunow
21	<i>Diatoma hiemalis</i> var. <i>quadratum</i> (Kützing) R.Ross	68	<i>Neidium globiceps</i> (Cleve-Euler) Cleve-Euler
22	<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	69	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith
23	<i>Diatoma moniliforme</i> (Kützing) D.M.Williams	70	<i>Nitzschia bacillum</i> Hustedt
24	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	71	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch
25	<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngbye) M.Schmidt	72	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs
26	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	73	<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow
27	<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G.Mann	74	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
28	<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing	75	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch
29	<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	76	<i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow
30	<i>Eunotia acus</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	77	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow
31	<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lange-Bertalot & Alles	78	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith

32	<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	79	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow
33	<i>Gomphonema angustum</i> C.Agardh	80	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.Smith
34	<i>Gomphonema apicatum</i> Ehrenberg	81	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith
35	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	82	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg
36	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	83	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst
37	<i>Gomphonema minutum</i> (C.Agardh) C.Agardh	84	<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch
38	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	85	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
39	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	86	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot
40	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	87	<i>Surirella amphioxys</i> W.Smith
41	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	88	<i>Surirella angusta</i> Kützing
42	<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	89	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer & Lange-Bertalot
43	<i>Gyrosigma parkeri</i> (M.B.Harrison) Boyer	90	<i>Surirella minuta</i> Brébisson
44	<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenberg) R.M.Patrick	91	<i>Surirella tenera</i> var. <i>nervosa</i> A.Schmidt
45	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	92	<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère
46	<i>Melosira varians</i> C.Agardh	93	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère
47	<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.Agardh		

Bentik alglerden 93 diyatome türü 10 farklı takım içinde yer almaktadır. Takımların sıralaması en fazla takson içerenden aza doğru; Naviculales (29 takson) > Cymbellales (23 takson) > Bacillariales (14 takson) > Fragilariales (9 takson) > Surirellales (8 takson) > Achnanthes (4 takson) > Eunotiales (2 takson) > Thalassiosiphales (2 takson) > Melosirales (1 takson) > Rhopalodiales (1 takson) şeklindedir. Tür sayısı açısından en zengin gruba 20 takson ile Naviculales ordosundan *Navicula* sahiptir. Bundan sonra, *Nitzschia* 13, *Cymbella* 11, *Gomphonema* 8 ve *Surirella* 5 tür ile en çok tür içeren taksonlardır. Türkiye tatlısu algleri içinde 631 tane diyatome türü kaydedilmiştir (Solak vd., 2012). Yapılan araştırmalarda en yaygın ve bol olarak kaydedilen diyatomelerin *Navicula*, *Nitzschia*, *Surirella* ve *Cymbella* cinslerine ait olduğu bildirilmiştir. Karadeniz Bölgesi'nin sahil akarsularında yapılan bentik alg çeşitliliği çalışmalarında diyatomeler dominant alg grubudur (Taş vd., 2019), ancak çok zengin bir çeşitlilik söz konusu değildir (Şahin, 2003; Taş ve Yılmaz, 2015; Maraşlıoğlu vd., 2017; Temizel vd., 2017).

Elekçi Deresi'nde epilitik diyatome florasında nispi bolluk hesaplamaları sonucunda 7 türün baskın olduğu belirlenmiştir. Tüm istasyonlardaki ortalama nispi bolluk sonuçlarına göre, *Cocconeis placentula* var. *euglypta* epilitik florada hâkim takson olarak belirlenmiştir (% 13). Bu türü sırasıyla; *Navicula tripunctata* (%10), *Gomphonema truncatum* (% 7), *N. lanceolata* (% 7), *N. salinarum* (% 7), *C. pediculus* (% 6) ve *N. menisculus* (% 6) izlemiştir. *C. pediculus* ve *C. placentula* var. *euglypta* özellikle sıcaklık ile pozitif ilişki göstermiştir. *G. truncatum* serbest klor ve turbidite ile yüksek pozitif korelasyona sahiptir. *N. menisculus* ise nitrit ile pozitif ilişkilidir.

C. placentula türünün nispeten organik olarak az kirlenmiş sularda yaygın olduğu ve yüksek elektriksel iletkenliğe toleranslı olduğu belirtilmiştir (Tuchman ve Blinn, 1979). Bu tür organik kirliliğe hassas olarak sınıflandırılırken (Lange- Bertalot, 1979; Szczepocka ve Szulc, 2009), düşük ila orta derecede kirliliğe toleranslı olduğu (Kelly vd., 2001; Bere, 2016) ve ileri derecede ötrofik sularda da iyi geliştiği bildirilmiştir (Kwandrans vd., 1998). *C. placentula* var. *euglypta* aşağı havzaya doğru kirlilikle beraber artış göstermiş ve 3. istasyonda “devamlı mevcut” tür olarak kaydedilmiştir. Aynı cinsin farklı türü olan *C. pediculus*, yüksek elektriksel iletkenliğe sahip hafif tuzlu (acısu) sularda yaygındır (Cox, 1996). Elekçi Deresi'nde kaydedilen elektriksel iletkenlik değer aralığı 67,2–357 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir. Aşağı akış yönünde kirlilikle doğru orantılı olarak artış gösteren ve alt istasyonda “devamlı mevcut” türlerden biri olan *G. truncatum* yüksek elektriksel iletkenliğe sahip sularda sıkça rastlanan diğer bir yaygın taksondur. Fakat bu türün β -mezosaprobikten daha kötü şartlarda gözlenmediği bildirilmiştir (Cox, 1996). *Navicula* tatlı sularda en yaygın bulunan cinstir. Çalışma alanımızda *N. lanceolata*, *N. menisculus*, *N. salinarum* ve *N. tripunctata* taksonları da 3. istasyonda “devamlı mevcut” türler içinde yer almıştır. *N. salinarum* özellikle sıcaklığın arttığı, su akışının azaldığı yaz

sonundan sonbahar ortalarına kadar belirgin bir artış göstermiştir. Bu tür mineral içeriği zengin sularda yayılış gösteren kozmopolit bir türdür (Krammer ve Lange-Bertalot, 1986). Nather Khan (1990) *Navicula* türlerinin fakültatif veya kayıtsız türler içinde yer aldığını, hem organik madde bakımından zengin hem de organik madde bakımından fakir ortamlarda yaygın ve bol olarak bulunabileceğini bildirmiştir.

Elekçi Deresi'nde üst istasyonda "bazen mevcut", orta istasyonda "ekseriya mevcut", aşağı istasyonda ise "devamlı mevcut" türlerden olan *Cymbella affinis* ve *Achnanthydium minutissimum* taksonlarının su kalitesinin sınıf I-II arasında olduğu (az kirlenmiş) sularda bulunduğu yani organik kirliliğe hassas olduğu bildirilmiştir (Nather Khan, 1990; Kelly, 1998; Kwandrans vd., 1998; Solak, 2011). *A. minutissimum* taksonunun baskınlığı da aşağı doğru artmış ve 3. istasyonda "devamlı mevcut" türler arasında kaydedilmiştir. Bu türün atık sulara ve β - α -mezosaprobik şartlara duyarlı, çok sık rastlanan yaygın bir tür olduğu, kalite sınıfı bakımından ise farklı ekolojik şartlara sahip sularda gelişebildiği ve bulunabildiği bildirilmiştir (Cox, 1996).

Aşağı havzaya doğru orantısal bir artış gösteren ve özellikle alt istasyonda baskın türler içinde yer alan bir diğer takson *Ulnaria ulna* organik kirliliğe toleranslıdır (Palmer, 1969), β - α -mezosaprobik zonlarda yaygındır (Watanabe vd., 1988) ve oligo-ötrofentik trofik durumu gösterir (Van Dam vd., 1994). Yine, araştırma alanımızda özellikle Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında baskın türler arasında yer alan *Nitzschia palea* kirlilikle doğru orantılı bir biçimde artış göstermiştir. Bu tür çok geniş yayılım gösteren kozmopolit bir taksondur (Cox, 1996). Organik kirliliğin göstergesidir (Palmer, 1969), polisaprobik ve hiperötrofentik koşulların indikatörlerindedir (Van Dam vd., 1994). Kirliliğe toleranslı indikatör diyatom türlerinin aşağı havzaya doğru bulunma sıklığındaki artış alt havzalarda kirliliğin arttığını göstermektedir.

Shannon tür çeşitliliği indeksi, bir örnekte bulunan tüm türleri ve bu türlere ait bireylerin dağılımlarını gösterir. Shannon indeks değeri 0–5 arasında değişmektedir. Bu indeks değeri, bir komünitede taksonların sayısı ve dağılımı arttıkça artar. Yani, indeks değerinin yüksek olması tür çeşitliliğinin yüksek, türlerin dağılımlarının dengeli ve kirlilik düzeyinin daha az olduğunu ifade eder (Shannon ve Weaver, 1949). Shannon indeks değerlerine göre suların kirlilik düzeyi hakkında yorum yapılabilir. Shannon indeks değeri 0–1,0 aralığında kaydedildiğinde sistemde çeşitlilik düzeyi için çok zayıf, kirlilik düzeyi için ağır kirli yorumlaması yapılırken, 3,0–4,5 aralığındaki çeşitlilik indeksi çok iyi çeşitlilik düzeyini ve çok hafif kirlilik düzeyini belirtir (Wilhm ve Dorris, 1968). Pielou düzenlilik indeksi ise, dominansinin türlere göre dağılımını gösteren bir indekstir, çalışma alanındaki türlerin birey sayılarına göre dağılımlarının düzenliliğini ve homojenliğini belirlemek için kullanılır. Her tür eşit sayıda birey ile temsil ediliyorsa bu indeks 1'e eşit olur. Düzenlilik indeksi değeri 0–1 arasında limitlidir. Değerin 1'e yaklaşması dağılımın düzenli olduğunu göstermektedir (Pielou, 1960).

Elekçi Deresi epilitik diyatomelerinin kantitatif analizleri sonucu hesaplanan Shannon çeşitlilik indeksi değerleri üst havzada (1. istasyon) 0,95 (Haziran) ile 1,257 (Mart) arasında değişmiştir (Tablo 6). Düzenlilik indeksi değeri ise en yüksek Mart ayında (0,828), en düşük Haziran ayında (0,698) hesaplanmıştır. Orta havzada (2. istasyon) Shannon çeşitlilik indeksi 1,428 (Ekim) ile 0,938 (Ağustos) arasında değişmiştir. Düzenlilik indeksi en yüksek Kasım ayında (0,919), en düşük Ağustos ayında (0,671) hesaplanmıştır. Alt havzada (3. istasyon) Shannon indeksi 1,438 (Ekim) ile 1,108 (Mart) arasında değişmiştir. Düzenlilik indeksi en yüksek Temmuz ayında (0,847), en düşük Nisan ayında (0,737) hesaplanmıştır. Tüm istasyonlardaki Shannon indeksi değerleri ile düzenlilik değerleri benzer bir mevsimsel değişim göstermiştir. Çeşitlilik indeksi değerleri 1'e yakın ve 1'den yüksektir. Analiz sonucuna göre Elekçi Deresi'nin çeşitlilik düzeyi "zayıf", kirlilik düzeyi ise "orta" olarak yorumlanabilir (Wilhm ve Dorris, 1968). Düzenlilik indeksi değerleri ise 1'e yakındır. Bu sonuç türlerin dağılımının düzenli olduğunu göstermektedir.

Tür çeşitliliği tür zenginliği ve düzenliliği ile doğru orantılıdır. Simpson çeşitlilik indeksi, hem zenginliği hem de düzenliliği dikkate alan bir çeşitlilik ölçüsüdür. Ortam çeşitliliğini gösterir, ortam çeşitliliği ile ters orantılıdır ve dominansiyi ortaya çıkarır. Simpson çeşitlilik indeksi 0–1 arasında limitlidir (Simpson, 1949). Simpson indeksinin sonuçları Shannon indeksi ile tutarlıdır (Tablo 6). Akarsuyun üst havzasında yüksek indeks değerlerinin kaydedildiği Mart ve Ağustos aylarında *C. affinis*, *G. truncatum*, *N. lanceolata* ve *N. tripunctata* dominant türlerdir. Orta havzada yüksek değerlerin hesaplandığı Ekim ve Kasım aylarındaki dominant taksonlar *C. placentula* var. *euglypta*, *Fragilaria vaucheriae* ve *N. tripunctata* türleridir. Alt havzada ise Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında

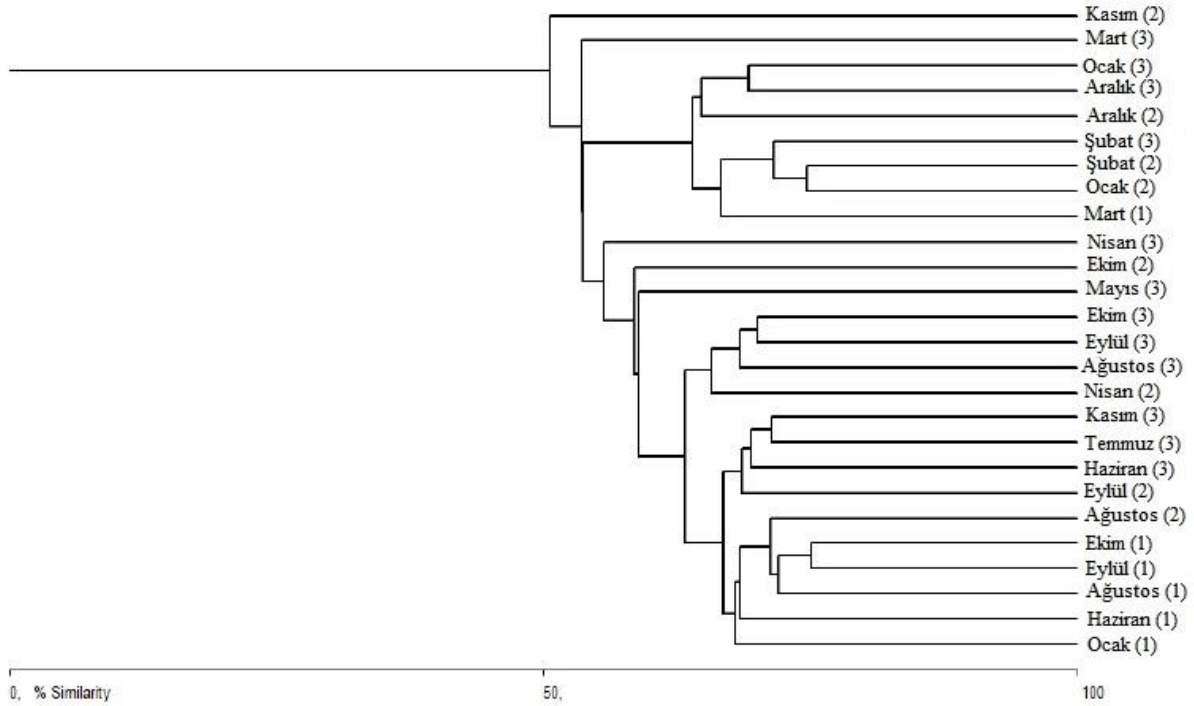
yüksek indeks değeri hesaplanmıştır. Bu aylarda epilitik diyatome komünitesinde *C. affinis*, *N. menisculus*, *N. salinarum*, *N. palea* ve *U. ulna* taksonları baskın ve yaygın olarak bulunmuştur.

Elekçi Deresi'nin epilitik diyatome florasında nispi bolluk hesaplamalarına göre 15 taksonun baskınlığı söz konusudur: *A. minutissimum*, *C. pediculus*, *C. placentula* var. *euglypta*, *C. affinis*, *Encyonema minutum*, *G. parvulum*, *G. truncatum*, *Melosira varians*, *N. tripunctata*, *N. menisculus*, *N. lanceolata*, *N. salinarum*, *N. palea*, *Surirella brebissonii* var. *kuetzingii*, *U. ulna*. Genellikle yukarı havzada trofik ağırlığı düşük taksonların, aşağı havzada ise trofik ağırlığı yüksek olan taksonların (Çelekli vd., 2019) mevcudiyeti dikkat çekmektedir.

Tablo 6. Epilitik diyatomelerin çeşitlilik ve düzenlilik indeks değerleri

Aylar	İstasyon	Shannon İndeksi (H')	Pielou İndeksi (J')	Simpson İndeksi (1-D)
Aralık	2	1,22	0,79	0,91
	3	1,91	0,81	0,92
Ocak	1	1,11	0,77	0,87
	2	1,12	0,80	0,89
	3	1,25	0,84	0,93
Şubat	2	1,06	0,74	0,87
	3	1,13	0,76	0,89
Mart	1	1,26	0,83	0,93
	3	1,11	0,76	0,89
Nisan	2	1,25	0,82	0,93
	3	1,11	0,74	0,89
Mayıs	3	1,26	0,82	0,93
Haziran	1	0,95	0,69	0,80
	3	1,30	0,81	0,94
Temmuz	3	1,29	0,85	0,94
Ağustos	1	1,15	0,77	0,89
	2	0,94	0,67	0,79
	3	1,33	0,82	0,94
Eylül	1	1,03	0,73	0,83
	2	1,22	0,76	0,91
	3	1,40	0,83	0,95
Ekim	1	1,12	0,76	0,88
	2	1,43	0,84	0,95
	3	1,44	0,84	0,95
Kasım	2	1,32	0,92	0,95
	3	1,19	0,84	0,92

Diyatomelerin nispi bolluk dağılımlarına göre, araştırma lokaliteleri arasındaki benzerliklerin belirlenmesi için kümeleme/cluster analizi yapılmıştır. Analiz sonucunda, % 50'lik benzerlik seviyesinde tek küme olduğu görülmüştür (Şekil 4). Bir yıllık araştırma boyunca aylık olarak yapılan değerlendirmede en yüksek benzerlik (% 75) Eylül ve Ekim aylarında 1. istasyonda kaydedilmiştir. Bu aylarda *A. minutissimum*, *C. placentula* var. *euglypta*, *G. parvulum*, *N. tripunctata* ve *N. palea* türleri dominansi gösteren taksonlardır. Daha sonraki en yüksek benzerlik 2. istasyonda % 74,65'lik benzerlik seviyesinde Ocak ve Şubat ayları arasında görülmektedir. *G. parvulum*, *G. truncatum*, *N. lanceolata* ve *N. tripunctata* bu aylarda baskın ve yoğunlukları benzer taksonlardır. Tüm istasyonlar arasında yapılan bu analizde *C. placentula* var. *euglypta* dominant, *N. tripunctata* subdominant tür olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4. Diyatome nispi bolluğuna göre zamansal ve mekânsal kümelenmeyi gösteren dendrogram

Elekçi Deresi'nde tespit edilen bentik alg türlerinin indikatör özellikleri ve Palmer (1969)'ın kirlilik indeksine göre akarsuyun ekolojik durumu değerlendirilmiştir. Kirlilik indeksinde, yıl boyunca nispi bollukları % 50'nin üzerinde kaydedilen türler değerlendirmeye alınmıştır. Zamansal ve mekânsal incelemeler ve kirlilik indeksi sonuçları Elekçi Deresi'nde organik kirlilik olmadığını göstermiştir. Yukarı ve orta havzalarda eğimin ve akımın fazla olması taşlık dere yatağında alglerin yıkanmasına neden olmaktadır. Akarsuyun alt havzasında organik kirliliğin göstergesi olan taksonlar (örneğin, *Achnanthydium*, *Cocconeis*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Surirella*, *Oscillatoria* ve *Euglena* gibi) birçok ayda gözlenmesine rağmen, bu cinslere ait türler yıl boyunca sayıca baskın duruma geçmemişlerdir (Yılmaz ve Taş, 2013; Yılmaz ve Taş, 2016).

Dominant cinslere göre (Peerapornpisal vd., 2007) Elekçi Deresi'nin su kalitesi ve trofik yapısı değerlendirildiğinde; genel olarak akarsuda iki basamaktan oluşan bir trofik düzey tespit edilmiştir: mezotrofik (3.6-5.5) ve mezo-ötrofik (5.6-7.5). Bu sonuçlar akarsuyun su kalitesinin "orta" ve "orta kirli" olduğunu göstermektedir (Peerapornpisal vd., 2007). Akarsuyun yukarı istasyonlarında genellikle mezotrofik olarak belirlenen trofik durum, özellikle yaz sonlarında (Ağustos ve Eylül) yağışın ve debinin azalması, akarsu boyunca kirlilik baskısının etkisiyle mezo-ötrofik seviyeye ilerlemiştir. Trofik durumun belirlenmesinde; *Cocconeis*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Surirella* ve *Synedra* taksonları gösterge olmuştur. Aşağı istasyonda gösterge taksonlardan *Navicula*, *Gomphonema* ve *Surirella* cinslerinin baskınlığı özellikle kış aylarında dikkat çekmiştir. Yapılan değerlendirmeler neticesinde 3. istasyonda trofik seviyenin "mezo-ötrofik", su kalitesinin ise "orta kirli" olduğu belirlenmiştir. Genel olarak, Elekçi Deresi su kalitesinin kaynaktan mansaba doğru kirlendiği, trofik yapısının da mezotrofik seviyeden mezo-ötrofiğe doğru değiştiği tespit edilmiştir. Elekçi Deresi ile aynı bölgede Bolaman Çayı Havzası içinde yer alan Ilıca Deresi'nde yapılan limnolojik araştırmada, dominant cinslere göre akarsuyun trofik seviyenin yukarıdan aşağıya doğru mezotrofikten mezo-ötrofik doğru değiştiği bildirilmiştir (Taş ve Çetin, 2016). Ilıca Deresi'ndeki trofik durum ve su kalitesi, özellikle yaz aylarındaki trofik seviyenin yükselmesi çalışma alanımızla benzerlik göstermektedir. Yine, Elekçi Deresi ile aynı alt havza içinde yer alan Turnasuyu Çayı (Taş vd., 2019; Ustaoglu vd., 2020a), Akçaova Deresi (Taş vd., 2017) ve Melet Irmağı (Özoktay ve Taş, 2013; Taş ve Kurt, 2014; Taş vd., 2015; Ustaoglu vd., 2017) gibi akarsuların mansap istasyonlarının yukarı havzalardan taşınan noktasal ve/veya yayılı kaynaklardan gelen çeşitli kirlilik faktörleri nedeniyle trofik seviyenin üst havzalardan daha yüksek olduğu, su kalitesinin ise çok temiz su özelliği taşımadığı bildirilmektedir. Batı Karadeniz Bölgesi'nde Zerveli Deresi'nde de kaynaktan

uzaklaştıkça su kalitesinin düştüğü ve WQI değerinin mükemmel ile çok zayıf arasında değiştiği bildirilmiştir (Mutlu, 2019). Karadeniz Bölgesi'ndeki akarsuların çoğunun taşıdığı bu kirlilik yükünün Karadeniz'e deşarjı, ötrofik olan Güney Karadeniz kıyılarının trofik seviyesinin daha da yükselmesine neden olacaktır. Nitekim Karadeniz akarsularında yapılan çalışmalarda, denize deşarj bölgelerindeki suların fosfor içeriğinin yüksek olduğu ve ötrofikasyonun anahtar elementlerinden olan fosfor parametresi bakımından su kalite sınıflarının sınıf II ile sınıf IV arasında değiştiği bildirilmektedir (Taş ve Kolören, 2017; Mutlu ve Verep, 2018). Aynı zamanda, akarsuların taşıdığı ağır metal kirliliği de hem Karadeniz suları hem de insan sağlığı açısından bir risk oluşturmaktadır. Karadeniz Bölgesi akarsularının farklı metaller bakımından farklı yükler taşıdığı, Ordu'daki Akçaova ve Çalışlar derelerinde mevcut ağır metal kirliliğinin az olduğu, zenginleştirme faktörünün ise orta derecede olduğu bildirilmektedir (Ustaoglu ve Islam, 2020; Ustaoglu vd., 2020b).

SONUÇ ve ÖNERİLER

Elekçi Deresi'nde bir hidrolojik yıl boyunca yapılan araştırmada, fizikokimyasal analiz sonuçlarına göre su kalitesinin serbest klor hariç genel olarak "iyi" su durumuna sahip olduğu (sınıf I-II) yani "az kirlenmiş su" olduğu tespit edilmiştir. Su kalitesinin sınıflandırılmasında sınıf II değerini gösteren parametrelerden ammonyum azotu ve toplam fosforun bölgedeki fındık üretiminin yapıldığı tarım alanlarında yaygın olarak kullanılan gübrelerden kaynaklandığı düşünülmektedir. Nitekim faktör analizinde birinci faktörde yüksek korelasyon değerlerini gösteren nütrient parametreleri tarımsal orijindir. Noktasal ve/yayılı kaynaklardan gelen bu antropojenik faktörler suyun hem trofik seviyesini yükseltmekte hem de su kalitesini olumsuz yönde etkilemektedir. Faktör analizinde diğer bileşenlerin jeolojik yapıdan ve iklimik faktörlerden oluştuğu görülmüştür. Bu durum subtropikal kuşakta yer alan akarsulardaki çevresel faktörlerle benzerlik göstermektedir. Su sıcaklığı ile epilitik algler arasında doğrusal yönde yüksek korelasyon tespit edilmiştir. Yine, hidrolojik faktörlere bağlı olarak debinin azaldığı sezonlarda bentik diatomelerin çeşitliliğinde ve yoğunluğunda artışlar kaydedilmiştir. Shannon indeksi sonuçlarına göre Elekçi Deresi "zayıf" düzeyde çeşitlilik gösterirken, kirlilik düzeyi "orta"dır. WQI sonuçlarına göre ise Elekçi Deresi'nin su kalite özelliği "mükemmel"dir.

Akarsuda akış boyunca yukarıdan aşağıya doğru antropojenik faaliyetlerden kaynaklı, özellikle evsel ve tarımsal kirlenme baskısı indikatör türlerle de tespit edilmiştir. Kirlilik faktörleri suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinin zamansal ve mekânsal olarak değişmesine yol açmış, yaz aylarında yağışların ve su debisinin azalmasıyla organik kirliliğe toleranslı türlerin çeşitliliğinde ve yoğunluğunda artışlar kaydedilmiştir. Ancak, aşırı baskınlık söz konusu değildir. Biyolojik parametrelere göre akarsu değerlendirildiğinde; fotosentetik pigment konsantrasyonunun akarsuda ötrofikasyon riski oluşturmayacağını ve "oligotrofik" olduğunu göstermiştir. Baskın ve yaygın olarak tespit edilen diatomeler genelde kirliliğe karşı hassas türlerdir. Çoğunluğu akarsularda kozmopolit olan taksonlardır. Dominant taksonlar trofik seviyenin "mezotrofik" ile "mezo-ötrofik", su kalitesinin ise "orta" ile "orta kirli" olduğunu göstermiştir.

Sonuç olarak, ılıman ve yağışlı iklime sahip Ordu-Giresun Alt Havzası'ndaki akarsular iklimsel baskılardan daha çok antropojenik baskıya maruz kalmaktadır. Bölgede birinci çevresel sorun evsel katı atıklar, ikinci sorun su kirliliğidir. Aşağı havzalardaki dolayısıyla Karadeniz üzerindeki karasal orijinli kirlilik baskısını azaltmak için su havzalarında gerekli tedbirler alınmalıdır. Havza bazında koruma statüsünün uygulanması ve izleme çalışmalarıyla temiz tatlısu havzaları korunabilir. Tarımsal faaliyetlerde kullanılan ve toprakta biriken gübre ve pestisitlerin, yüzey akışları ile akarsuya doğrudan karışmasını önlemek amacıyla akarsu ve tarım arazileri arasında 5-10 m'lik doğal koruma zonları oluşturulmalı ve su bitkilerince zenginleştirilmelidir. Riparian alanların fonksiyonları dikkate alınarak, özellikle aşağı havzalarda hidrofiter kontrollü olarak korunmalıdır. Akarsuya yakın konumda bulunan tesislerde arıtma sistemleri aktif çalışmalı, evsel atıkların dereye deşarjı önlenmelidir. Nüfusun artması ve kişi başına düşen tatlısu miktarının her geçen gün azaldığı günümüzde, Türkiye'nin kuzeyinde yer alan Karadeniz Bölgesi'ndeki akarsu havzaları korunarak değerlendirilmelidir.

Teşekkür: Bu araştırma Ordu Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından TF-1202 nolu proje ile desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

- Alley, E. R. (2007). *Water quality control handbook*. Volume 2, McGraw-Hill, New York.
- APHA-AWWA-WEF. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition, America Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.
- Atıcı, T., Tokatlı, C., & Çiçek, A. (2018). Diatoms of Seydisuyu Stream Basin (Turkey) and assessment of water quality by statistical and biological approaches. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences*, 36(1), 271–288.
- Başören, Ö., & Kazancı, N. (2016). Water quality assessment of Firtına Stream (Rize, Turkey) by using various macroinvertebrate based metrics and physicochemical variables. *Review of Hydrobiology*, 9(1), 1–16.
- Bere, T. (2016). Challenges of diatom-based biological monitoring and assessment of streams in developing countries. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5477–5486.
- Chessman, B. C., & Townsend, S. A. (2010). Differing effects of catchment land use on water chemistry explain contrasting behaviour of a diatom index in tropical northern and temperate southern Australia. *Ecological Indicators*, 10, 620–626.
- Cox, E. J. (1996). *Identification of Freshwater Diatoms from Live Material*. Chapman & Hall, London.
- Çelekli, A., Toudjani, A., Gümtüş, E. Y., Kayhan, S., Lekesiz, H., Ö., & Çetin, T. (2019). Determination of trophic weight and indicator values of diatoms in Turkish running waters for water quality assessment. *Turkish Journal of Botany*, 43(1), 90–101.
- Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Taş Mestik, D., Karabayırlı, G., Atak, S., Arda Koşucu, T. N., Coşkun, F., & Akay, E. (2020). Mustafakemalpaşa Çayı'nın (Bursa) su kalitesinin faktör analizi kullanılarak değerlendirilmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 16(1), 124–137.
- Dalu, T., & Froneman, P. W. (2016). Diatom based water quality monitoring in Africa: challenges and future prospects. *Water SA*, 42, 551–559.
- Dalu, T., Wasserman, R. J., Magoro, M. L., Mwedzi, T., Froneman, P. W., & Weyl, O. L. (2017). Variation partitioning of benthic diatom community matrices: effects of multiple variables on benthic diatom communities in an Austral temperate river system. *Science of the Total Environment*, 601, 73–82.
- Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32(5), 1455–1462.
- Egemen, Ö., & Sunlu, U. (1996). *Su kalitesi*. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, Yayın No 14, İzmir.
- Hartley, B. (1996). *An atlas of British diatoms*. Balogh Scientific Books, Biopress Ltd, Bristol, UK.
- Hill, B. H., Stevenson, R. J., Pan, Y., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., & Johnson, C. B. (2001). Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(2), 299–310.
- Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300–306.
- Jakovljević, O. S., Popović, S. S., Vidaković, D. P., Stojanović, K. Z., & Krizmanić, J. Ž. (2016). The application of benthic diatoms in water quality assessment (Mlava River, Serbia). *Acta Botanica Croatica*, 75(2), 199–205.
- Jin, L., Whitehead, P., & Hadjikakou, M. (2013). A study of the Yesilirmak River Catchment in Northern Turkey: Spatial patterns and temporal trends in water quality. *Journal of Environmental Protection*, 4, 104–120.
- Kazancı, N. (2016). Headwater streams. *Review of Hydrobiology*, 9(2), 165–171.
- Kazancı, N., Girgin, S., Dügel, M., & Oğuzkurt, D. (1997). *Akarsuların çevre kalitesi yönünden değerlendirilmesinde ve izlenmesinde biyotik indeks yöntemi*. Türkiye iç suları araştırmaları dizisi II, İmaj Yayınevi, Ankara.
- Kelly, M. G., & Whitton, B. A. (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7(4), 433–444.
- Kelly, M. G., Adams, C., Graves, A. C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E. B., Murray-Bligh, J., Pritchard, S., & Wilkins, C. (2001). *The Trophic Diatom Index: A user's manual*. Revised edition, R&D Technical Report E2/TR2, Environment Agency, Bristol.
- 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.
- Kocataş, A. (2006). *Ekoloji ve çevre biyolojisi*. Ege Üniversitesi Yayını, İzmir.
- Köse, E., Tokatlı, C., & Çiçek, A. (2014). Monitoring stream water quality: a statistical evaluation, *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(5), 1637–1647.

- Köse, E., Emiroğlu, Ö., Çiçek, A., Tokatlı, C., Başkurt, S., & Aksu, S. (2018). Sediment quality assessment in Porsuk Stream Basin (Turkey) from a multi-statistical perspective. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(2), 747–752.
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1986). *Süßwasserflora flora von Mitteleuropa*, Bd. 2/1: Bacillariophyceae: Teil 1: Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1988). *Süßwasserflora flora von Mitteleuropa*, Bd. 2/2: Bacillariophyceae: Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1991a). *Süßwasserflora flora von Mitteleuropa*, Bd. 2/3: Bacillariophyceae: Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1991b). *Süßwasserflora flora von Mitteleuropa*, Bd. 2/4: Bacillariophyceae: Teil 4: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*, Gesamtliteraturverzeichnis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- Kükreç, S., & Mutlu, E. (2019). Assessment of surface water quality using water quality index and multivariate statistical analyses in Saraydüzü Dam Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(2), 71. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7197-6>
- Kwandrans, J., Eloranta, P., Kawecka, B., & Wojtan, K. (1998). Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. *Journal of Applied Phycology*, 10(2), 193–201.
- La Mora-Orozco, D., Flores-Lopez, H., Rubio-Arias, H., Chavez-Duran, A., & Ochoa-Rivero, J. (2017). Developing a water quality index (WQI) for an irrigation dam. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(5), 439. doi: 10.3390/ijerph14050439.
- Lange-Bertalot, H. (1979). Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beihefte*, 64, 285–304.
- Lavoie, I., Campeau, S., Zugic-Drakulic, N., Winter, J. G., and Fortin, C. (2014). Using diatoms to monitor stream biological integrity in Eastern Canada: an overview of 10 years of index development and ongoing challenges. *Sci. Total Environ.* 475, 187–200.
- Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2016). Diatoms as bioindicators in rivers. In: *Necchi Jr., O. (ed), River Algae*. Springer, Cham.
- Maraşlıoğlu, F., Soylu, E. N., & Altürk Karaca, S. (2017). Seasonal and spatial variation of epilithic algal community in Batlama Stream (Giresun, Turkey). *Hittite Journal of Science and Engineering*, 4(1), 39–44.
- Marcel, R., Berthon, V., Castets, V., Rimet, F., Thiers, A., Labat, F., & Fontan, B. (2017). Modelling diatom life forms and ecological guilds for river biomonitoring. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 418, 1–15.
- Mutlu, E. (2019). Evaluation of spatio-temporal variations in water quality of Zerveli Stream (Northern Turkey) based on water quality index and multivariate statistical analyses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(6): 335. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7473-5>
- Mutlu, T., & Verep, B. (2018). The water quality of streams flowing into South Eastern Black Sea coasts in terms of physico-chemical properties. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(5A), 3752-3758.
- Nather Khan, I. S. A. (1990). Assessment of water pollution using diatom community structure and species distribution - a case study in a tropical river basin. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 75(3), 317–338.
- Nhiwatiwa, T., Dalu, T., & Sithole, T. (2017). Assessment of river quality in a subtropical Austral river system: a combined approach using benthic diatoms and macroinvertebrates. *Applied Water Science*, 7(8), 4785–4792.
- Omer, N. H. (2019). *Water quality parameters*. IntechOpen. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.89657>
- Omwene, P. I., Öncel, M. S., Çelen, M., & Koby, M. (2019). Influence of arsenic and boron on the water quality index in mining stressed catchments of Emet and Orhaneli streams (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4), 199. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7337-z>
- Öztlü, T. (2012). Elekçi Deresi (Fatsa) Havzası'nın hidrolojik sorunları ve bunların iklim şartları ile ilişkileri. *ODÜ Sosyal Bilimler Araştırmaları Dergisi (ODÜSOBİAD)*, 3(6), 282–299.
- Özoktay, S., & Taş, B. (2013). Investigating of trophic state of tree streams having different sizes (Melet River, Turnasuyu Stream and Akçaova Stream). *International Conference on Environmental Science and Technology (ICOEST'2013-Cappadocia)*, June 18-21, Ürgüp, Nevşehir, Turkey.
- Palmer, C. M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology*, 5(1), 78–82.
- Palmer, C. M. (1977). *Algae and water pollution*. Municipal Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, USEPA EPA/600/9-77-036.
- Peerapornpisal, Y., Pekkoh, J., Powangprasit, D., Tonkhamdee, T., Hongsirichat, A., & Kunpradid, T. (2007). Assessment of water quality in standing water by using dominant phytoplankton (AARL-PP Score). *Journal of Fisheries Technology Research*, 1(1), 71–81.

- Pielou, E. C. (1960). A single mechanism to account for regular, random and aggregated populations. *The Journal of Ecology*, 48(3), 575-584.
- Round, F. E. (1993). *A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality*. Methods for the Examination of Waters and Associated Materials, Her Majesty's Stationary Office, London.
- Salmaso, F., Quadroni, S., Compare, S., Gentili, G., & Crosa, G. (2019). Benthic diatoms as bioindicators of environmental alterations in different watercourses of northern Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), 158. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7290-x>
- Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688-688.
- Sládeček, V. (1986). Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 14(5), 555-566.
- Solak, C. N. (2011). The application of diatom indices in the Upper Porsuk Creek Kütahya-Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(1), 31-36.
- Solak, C. N., & Ács, É. (2011). Water quality monitoring in European and Turkish rivers using diatoms. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(2), 329-337.
- Solak, C. N., Ector, L., Wojtal, A. Z., Ács, É., & Morales, E. (2012). A review of investigations on diatoms (Bacillariophyta) in Turkish inland waters. *Nova Hedwigia, Beiheft*, 141, 431-462.
- Sonneman, J. A., Walsh, C. J., Breen, P. F., & Sharpe, A. K. (2001). Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. *Freshwater Biology*, 46, 553-565.
- Stevenson, J. (2014). Ecological assessments with algae: a review and synthesis. *Journal of Phycology*, 50, 437-461.
- Strickland, J. D. H., & Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Bulletin 167 (second edition), Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Su, S., Zhi, J., Lou, L., Huang, F., Chen, X., & Wu, J. (2011). Spatio-temporal patterns and source apportionment of pollution in Qiantang River (China) using neural-based modeling and multivariate statistical techniques. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(9-11), 379-386.
- Szczepocka, E., & Szulc, B. (2009). The use of benthic diatoms in estimating water quality of variously polluted rivers. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38(1), 17-26.
- Şahin, B. (2003). Epipellic and epilithic algae of lower parts of Yanbolu River (Trabzon, Turkey). *Turkish Journal of Biology*, 27(2), 107-115.
- Tan, X., Zhang, Q., Burford, M. A., Sheldon, F., & Bunn, S. E. (2017). Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in Microbiology*, 8, 601.
- 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., & Kurt, I. (2014). Aşağı Melet Irmağı'nın (Ordu) diatomeler dışındaki epipelik alglerinin çeşitliliği. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 4(11), 49-63.
- Taş, B., & Yılmaz, Ö. (2015). Epilithic Algal Diversity of Cimil Stream (Rize, Turkey). *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 3(10), 826-833.
- Taş, B., Can, Ö., & Kolören, Z. (2011). Investigation on photosynthetic pigments content of lotic systems (Blacksea River Basin, Ordu-Turkey). *EEST Part A: Energy Science and Research*, 28(1), 417-426.
- Taş, B., Çetin, M. 2016. Diversity and ecology of algae from the Ilıca Stream, Eastren Black Sea Basin, Turkey. *Second Symposium on EuroAsian Biodiversity (SEAB-2016)*, 23-27.05.2016, Antalya, Turkey.
- Taş, B., Özoktay, S., & Kolören, Z. (2017). Environmental study of epiphytic algae on emergent macrophytes in the lower part of Akçaova Stream (Ordu, Turkey). *International Symposium on EuroAsian Biodiversity (SEAB2017)*, July 05 - 08, 2017, Minsk, Belarus.
- Taş, B., Tepe, Y., Ustaoglu, F., & Alptekin, S. (2019). Benthic algal diversity and water quality evaluation by biological approach of Turnasuyu Creek, NE Turkey. *Desalination and Water Treatment*, 155, 402-415.
- Taş, B., Yılmaz, Ö., & Kurt, I. (2015). Aşağı Melet Irmağı (Ordu, Türkiye)'nda su kalitesinin göstergesi olan epipelik diatomeler. *Türk Tarım-Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 3(7), 610-616.
- Temizel, B., Soyulu, E. N., & Maraşlıoğlu, F. (2017). Water quality assessment of the Pazarsuyu Stream based on epilithic diatom communities. *Fundamental and Applied Limnology*, 190(3), 189-197.
- Tepe, Y., & Aydın, H. (2017). Water quality assessment of an urban water, Batlama Creek (Giresun), Turkey by applying multivariate statistical techniques. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26(11), 6413-6420.
- Tokatlı, C., Solak, C. N., Yılmaz, E., Atıcı, T., & Dayioğlu, H. (2019). Research into the epipellic diatoms of the Meriç and Tunca rivers and the application of the biological diatom index in water quality assessment. *Aquatic Sciences and Engineering*, 35(1), 19-26.

- Tokatlı, C. (2020). Ergene Nehir Havzası su kalitesinin çok değişkenli istatistik analizler kullanılarak değerlendirilmesi. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 6(1), 38–46.
- Tokatlı, C., Solak, C. N., & Yılmaz, E. (2020). Water quality assessment by means of bio-indication: A case study of Ergene River using biological diatom index. *Aquatic Sciences and Engineering*, 36(2), 43–51.
- Tuchman, M., & Blinn, D. W. (1979). Comparison of attached algal communities on natural and artificial substrata along a thermal gradient. *British Phycological Journal*, 14(3), 243–254.
- Uslu, O., & Türkman, A. (1987). *Su kirliliği ve kontrolü*. T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları, Eğitim Dizisi 1, Ankara.
- Ustaoğlu, F., & Islam, M. S. (2020). Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun, Northeast Turkey: A preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk. *Ecological Indicators*, 113, 106237. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106237>
- 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., 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105815>
- 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.
- Ustaoğlu, F., Tepe, Y., Aydın, H., & Akbaş, A. (2017). Investigation of water quality and pollution level of lower Melet River, Ordu, Turkey. *Alinteri Journal of Agricultural Sciences*, 32(1), 69–79.
- Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117–133.
- 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 Sciences*, 73(4), 1725–1744.
- Vasiljević, B., Krizmanić, J., Ilić, M., Marković, V., Tomović, J., Zorić, K., & Paunović, M. (2014). Water quality assessment based on diatom indices—small hilly streams case study. *Water Research and Management*, 4(2), 31–35.
- Vasiljević, B., Simić, S. B., Paunović, M., Zuliani, T., Krizmanić, J., Marković, V., & Tomović, J. (2017). Contribution to the improvement of diatom-based assessments of the ecological status of large rivers—the Sava River case study. *Science of the Total Environment*, 605, 874–883.
- Virtanen, L. K., & Soininen, J. (2016). Temporal variation in community–environment relationships and stream classifications in benthic diatoms: Implications for bioassessment. *Limnologia*, 58, 11–19.
- Wang, Y., Wang, P., Bai, Y., Tian, Z., Li, J., Shao, X., Mustavich, L.F., & Li, B. L. (2013). Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: a case study of the Songhua River Harbin region, China. *Journal of Hydro-environment Research*, 7(1), 30–40.
- Watanabe, T., Asai, K., & Houki, A. (1988). Numerical water quality monitoring of organic pollution using diatom assemblages. Proc Ninth Int Diatom Symp 1986, FE Round Ed. Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Germany, 123–141.
- Wetzel, R. G. 1983. *Limnology*. 2nd edition, Saunders College Publishing, Philadelphia, PA.
- Whitton, B. A., & Kelly, M. G. (1995). Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology*, 20(1), 45–56.
- WHO. (2011). *Guidelines for drinking-water quality*. 4th edition, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Wilhm, J. L., & Dorris, T. C. (1968). Biological parameters for water quality criteria. *BioScience*, 18(6), 477–481.
- Yadav, A. K., Khan, P., & Sharma, S. K. (2010). Water Quality Index Assessment of Groundwater in Todaraisingh Tehsil of Rajasthan State, India-A Greener Approach. *Journal of Chemistry*, 7(1), 428–432.
- Yılmaz, Ö., & Taş, B. (2013). Elekçi Deresi (Fatsa, Ordu)'nin epilithic diatomeleri. III. Sulak Alanlar Kongresi, 23-25 Ekim, Samsun.
- Yılmaz, Ö., & Taş, B. (2016). Epilithic soft algae (Except Diatoms) of Elekçi Stream (Ordu, Turkey). *FABA 2016*, 3-5 November, Antalya, Turkey.
- YSKY (2012). *Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği*. Resmi Gazete No. 28483, tarih 30.11.2012, Ankara.