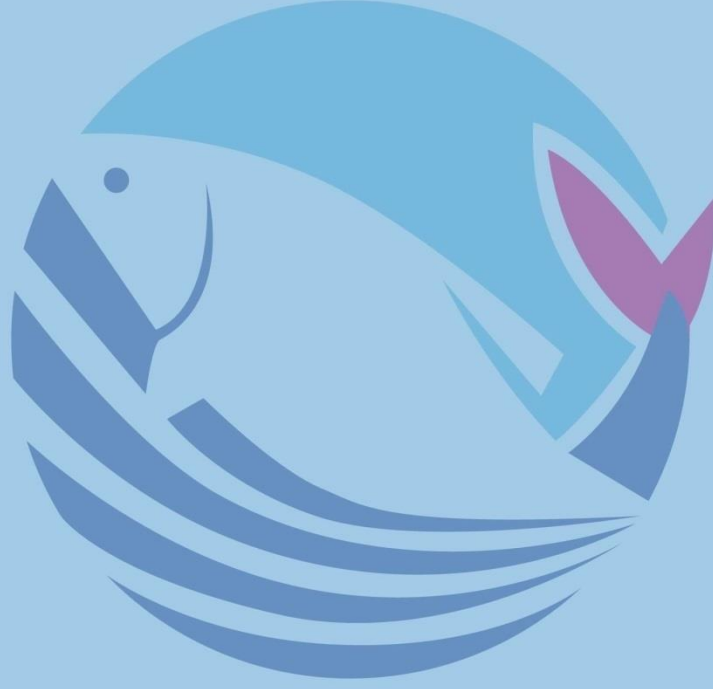


# Acta Aquatica Turcica

**Türk Su Bilimleri  
Dergisi**



**2023**

**Vol:19**

**Number:4 | Cilt:19**

**Sayı:4**

**e-ISSN: 2651-5474**

Yayın Tarihi: Aralık - 2023

ACTA AQUATICA TURCICA  
TÜRK SU BİLİMLERİ DERGİSİ  
E-ISSN: 2651-5474

(YIL: 2023 – CİLT: 19 – SAYI: 4)

Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi  
Adına Sahibi /  
Owner of Behalf of Isparta University of Applied Sciences, Eğirdir Fisheries Faculty

Ayşegül KUBİLAY

**Baş Editör / Editor in Chief**

Yunus Ömer BOYACI

**Editörler / Editors**

Şengül BİLGİN  
Nalan Özgür YİĞİT  
Seçil METİN  
Mustafa CEYLAN  
Salim Serkan GÜÇLÜ  
Viktoras LIORANČAS  
Tom WIKLUND  
Aynur LÖK  
Ercüment GENÇ  
Selda TEKİN ÖZAN  
Hüseyin SEVGİLİ  
Mehmet CİLBİZ  
Nezire Lerzan ÇİÇEK  
Gürkan DİKEN  
Öznur ÖZİL  
Mehmet Arif ZORAL  
Hüseyin KÜÇÜKTAŞ  
Laith A. JAWAD  
Stamatis ZOGARIS

**Mizanpaj Editörleri / Layout Editors**

Deniz KARA  
Ergi BAHRİOĞLU  
Şeydanur KAN

**İngilizce Editörü / English Editor**

Aliye SARMAŞIK

**İletişim / Contact**

Acta Aquatica Turcica  
Yayın Komisyonu Başkanlığı,  
32260 Doğu Yerleşkesi-İSPARTA  
Tel: 0 246 2146401 Faks: 0 246 2146445  
<http://dergipark.org.tr/actaquatr>  
E-Posta: [actaquatr@isparta.edu.tr](mailto:actaquatr@isparta.edu.tr)

**E-ISSN: 2651-5474**

Yayın Tarihi: Aralık - 2023

**ACTA AQUATICA TURCICA**  
**E-ISSN: 2651-5474**  
**(YIL: 2023 – CİLT: 19– SAYI: 4)**

---

**YAYIN KURULU / EDITORIAL BOARD\***

---

Altan LÖK	Ege University, TÜRKİYE
Doru Stelian BĂNĂDUC	Lucian Blaga” University of Sibiu, ROMANIA
Ercüment GENÇ	Ankara University, TÜRKİYE
Erdoğan ÇİÇEK	Nevşehir Hacı Bektaş Veli University, TÜRKİYE
Erik JEPPESEN	Aarhus University, DENMARK
Eugenia BEZİRTZOGLU	Democritus University of Thrace, GREECE
Hamid Reza ESMAEILI	Shiraz University IRAN
Karim ERZINI	University of Algarve, PORTUGAL
Magdolna Müllerne TRENOVSZKI	Szent Istvan University, HUNGARY
Özkan ÖZDEN	İstanbul University, TÜRKİYE
Pavel KOZAK	University of South Bohemia, CZECHIA
Stamatis ZOGARİS	Hellenic Centre for Marine Reseaech, GREECE
Stefan BERGLEITER	Naturland, GERMANY
Süheyla KARATAŞ STEINUM	İstanbul University, TÜRKİYE
Tom WİKLUND	Åbo Akademi University, FINLAND
Viladimir PESIC	University of Montenegro, MONTENEGRO
Yazdan KEIVANY	Isfahan University of Technology, IRAN
Laith A. JAWAD	Unitec Institute of Technology, NEW ZELAND

\* Liste akademik unvan ve isme göre alfabetik sırayla hazırlanmıştır.

## İÇİNDEKİLER / CONTENTS

### **ARAŞTIRMA MAKALELERİ / RESEARCH ARTICLES:**

Reproductive Performance of Hatchery-Originated Black Sea Salmon Broodstocks' ( <i>Salmo labrax</i> PALLAS, 1814) F5 and F6 Filial Generations <b>Osman Tolga Özel, Eyüp Çakmak, Ekrem Cem Çankırılıgil, Recayi Çimagil, Zehra Duygu Düzgüneş</b> .....	<b>289-297</b>
Yeşilirmak havzasının yüksek rakımlı, küçük ve derin göllerinde fitoplankton indeksleri ve trofik durumun değerlendirilmesi. <b>Tolga Çetin, Tolga Coşkun, Nilsun Demir</b> .....	<b>298-311</b>
Investigation of Cephalosporin and heavy metal resistance of <i>Aeromonas hydrophila</i> and <i>Pseudomonas aeruginosa</i> strains isolated from hospital sewage in Turkey <b>Fatih Matyar</b> .....	<b>312-322</b>
Kupes balığının ( <i>Boops boops</i> ) et verimi ve köftesinin bazı kalite özellikleri <b>Levent İzci, Fahriye Ümüt</b> .....	<b>323-330</b>
Nutrient and fatty acid composition of Pike Perch ( <i>Sander lucioperca</i> ) and evaluation of important indexes related to human health <b>Esra Balıkcı</b> .....	<b>331-340</b>
Uluabat gölü (Bursa) yüzey suyu kalitesinin çok değişkenli istatistiksel yöntemler ile değerlendirilmesi <b>Ceren Özlem Kesmez, Nurhayat Dalkıran</b> .....	<b>341-357</b>
Antalya Körfezi'nde yakalanan <i>Coelorrinchus caelorrhincus</i> (Pisces: Macrouridae) türünün otolit biyometrisi ve pre-anal boyu arasındaki ilişkiler <b>Merve Karakuş, Eyüp Mümtaz Tıraşın</b> .....	<b>358-367</b>
<b>DERLEME MAKALELER / REVIEWS:</b>	
Lakes of Turkey: Comprehensive review of Lake Abant <b>Abuzer Çelekli, Sidar Yaygır, Özgür Eren Zariç</b> .....	<b>368-380</b>

## Reproductive Performance of Hatchery-Originated Black Sea Salmon Broodstocks' (*Salmo labrax* PALLAS, 1814) F5 and F6 Filial Generations

Kuluçkahane Kökenli F5 ve F6 Nesil Karadeniz Somonu Anaçlarının (*Salmo labrax* PALLAS, 1814) Üreme Performansları

Osman Tolga Özel<sup>1</sup>, Eyüp Çakmak<sup>1\*</sup>, Ekrem Cem Çankırılıgil<sup>2</sup>, Recayi Çimagil<sup>1</sup>, Zehra Duygu Düzgüneş<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Central Fisheries Research Institute, Department of Aquaculture, 61250, Yomra, Trabzon, Türkiye

<sup>2</sup> Sheep Breeding Research Institute, Department of Fisheries, 10200, Bandırma, Balıkesir, Türkiye

<sup>3</sup> Central Fisheries Research Institute, Department of Breeding and Genetics, 61250, Yomra, Trabzon, Türkiye

\*Corresponding Author: [eyup.cakmak@tarimorman.gov.tr](mailto:eyup.cakmak@tarimorman.gov.tr)

Received: 11.01.2023

Accepted: 24.05.2023

Published: 01.12.2023

**How to Cite:** Özel, O. T., Çakmak, E., Çankırılıgil, E. C., Çimagil, R., & Düzgüneş, Z. D. (2023). Reproductive performance of Hatchery-Originated Black Sea Salmon Broodstocks' (*Salmo labrax* PALLAS, 1814) F5 and F6 filial generations. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 289-297. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1232320>

**Abstract:** In this study, reproductive performances of F5 and F6 generation hatchery-originated female Black Sea salmon (*Salmo labrax*) were evaluated to determine the effects of the active selective breeding program. The study was conducted in freshwater ponds and marine cage systems between 2018 and 2021. For the study, 53 specimens from F5 generation females with an average length of 52.71±7.08 cm and weight of 1561.29±639.76 gr, and also 56 broodstocks specimens from F6 generation females with an average length of 51.92±5.35 cm and weight of 1506.12±417.28 gr were used. Gonad maturity controls and spawning studies were carried out in the 2018-2019, 2019-2020, and 2020-2021 breeding periods along the entire season, lasting from November to January. The number of ovulating females, their fecundity, egg diameters, and fertilization rates of eggs were recorded. In all seasons, 36.17% of F5 females ovulated in November, and the remaining females (63.83%) ovulated in December. Ovulation time in F6 females also showed a similar pattern of 1/3 of females (37.40%) ovulating in November and the remaining majority (62.60%) ovulating in December. According to the results, total egg yields as 4439.31±1675.69 and 4112.08±1041.16 egg/broodstock, relative egg yields as 2313.44±278.48 and 2345.76±516.30 egg/kg, egg diameters as 5.08±0.19 and 5.21±0.17 mm, and fertilization rates as 96.78±3.24% and 96.63±3.73% were determined for F5 and F6 generations, respectively. In both generations, as the size of the broodstock increases, the total egg production increases (F5: r=0.9169, F6: r=0.74254), while the relative egg production (F5: r=-0.2526, F6: r=-0.3486) decreases. When the total egg yields and fertilization rates were compared, the difference between the F5 and F6 groups was insignificant (p≤0.05). The condition factors of the two generations were found to be statistically similar (p≤0.05). As a result, it is understood that the maximum broodstock efficiency of the breed has been achieved in the broodstock management as a result of the selective breeding studies applied for the broodstock management.

### Keywords

- Black Sea salmon
- Selective breeding
- Reproductive characteristics
- Breeding season

**Özet:** Bu çalışmada, yürütülen seçici ıslah programının üreme performansına etkisini belirlemek amacıyla, F5 ve F6 nesil kuluçkahane kökenli Karadeniz somonu (*Salmo labrax*) anaçlarının üreme bulguları irdelenmiştir. Çalışma, 2018-2021 tarihleri arasında tatlısu havuzlarında ve deniz ağ kafes sisteminde yürütülmüştür. Çalışmada, ortalama boyları 52,71±7,08 cm ve ortalama ağırlıkları 1561,29±639,76 g olan F5 nesil anaçlardan 53 birey, ortalama boyları 51,92±5,35 cm ve ortalama ağırlıkları 1506,12±417,28 g olan F6 nesil anaçlardan 56 birey kullanılmıştır. Farklı nesil anaçların üreme periyodunda aylık üreme oranları, toplam yumurta verimi, nispi yumurta verimi, yumurta çapı ve döllenme oranları belirlenmiştir. 2018-2019, 2019-2020 ve 2020-2021 üreme periyotlarında (Kasım-Ocak ayları) gonad olgunluk kontrolleri ve sağım çalışmaları yapılmıştır. Sağılan F5 nesil anaçların oranı Kasım ayında % 36,17 iken Aralık ayında % 63,83, F6 nesil anaçlarda ise bu durum Kasım ayında % 37,40 Aralık ayında % 62,60 olarak tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre, sağımı gerçekleştirilen F5 ve F6 nesil

### Anahtar kelimeler

- Karadeniz somonu
- Seçici ıslah
- Üreme özellikleri
- Üreme sezonu



anaçların, toplam yumurta verimi, nispi yumurta verimi, yumurta çapları ve döllenme oranları sırasıyla  $4439,31 \pm 1675,69$  ve  $4112,08 \pm 1041,16$  adet/anaç,  $2313,44 \pm 278,48$  adet/kg ve  $2345,76 \pm 516,30$  adet/kg,  $5,08 \pm 0,19$  mm ve  $5,21 \pm 0,17$  mm %  $96,78 \pm 3,24$  ve %  $96,63 \pm 3,73$  olarak belirlenmiştir. Her iki nesil anaçların büyüklüğü arttıkça toplam yumurta veriminde de arttığı (F5:  $r=0,9169$ , F6:  $r=0,74254$ ) fakat nispi yumurta veriminde ise (F5:  $r=-0,2526$ , F6:  $r=-0,3486$ ) azalma olduğu görülmüştür. Toplam yumurta verimleri ve döllenme oranları karşılaştırıldığında F5 ve F6 grupları arasındaki fark önemsizdir. ( $p \leq 0,05$ ). F5 ve F6 nesil anaçların kondisyon faktörlerinin benzer olduğu ( $p \leq 0,05$ ) tespit edilmiştir. Sonuç olarak, damızlık yönetimine yönelik uygulanan seçici ıslah çalışmaları sonucunda türün damızlık yönetiminde maksimum üreme verimini ulaşıldığı anlaşılmaktadır.

## 1. INTRODUCTION

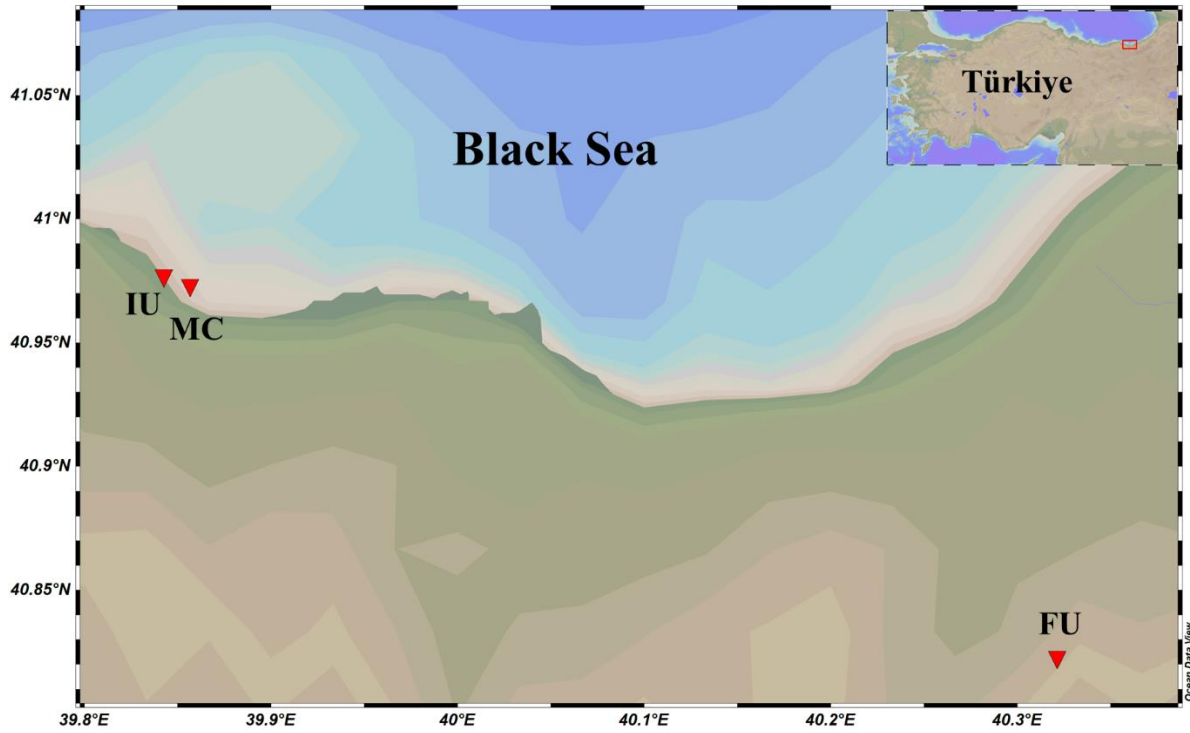
Black sea salmon, which was only a subject of sportive fishing initially, has become quite common in Türkiye, especially on the eastern shores of the Black Sea, due to high consumer preference. Trabzon Central Fisheries Research Institute (SUMAE) determined the species' basic bioecological and culture characteristics with the scientific studies it started in 1998, thereby revealing the species' aquaculture potential. Within the scope of these studies, both broodstock individuals and eggs were provided to several private enterprises and contributed to the expansion of the species breeding in the Eastern Black Sea Region (Tabak et al., 2001; Çakmak et al., 2007, 2022; Kasapoglu et al., 2020; Özel et al., 2021, Çankırılıgil et al., 2022). Today, 25 private enterprises, which have a total production capacity of 23,256,000 juvenile fish per year, are breeding species, and the production amount for 2021 has been reported as 1.603 tons/year (BSGM, 2022; TÜİK, 2022). In parallel with the projects, selective breeding programs were also implemented to improve the species' culture characteristics. The characteristics for creating breeding stock with easy adaptation to culture conditions and high reproductive efficiency were followed in the applied selective breeding programs.

A good start is essential for sustainable farming. This can only be possible by managing well-known and known breeders with high fertility. Broodstock management practices are essential in business management and the economy to obtain quality and healthy offspring in Black Sea salmon farming, whose culture production is increasing daily. Effective broodstock management practices can improve reproductive performance, resulting in higher-quality offspring and increased sustainability and efficiency in Black Sea salmon farming. Therefore, evaluating the effects of selective breeding programs on the reproductive performance of hatchery-originated female Black Sea salmon can provide valuable insights for future breeding programs and contribute to developing a more sustainable aquaculture industry. This study aims to evaluate the reproductive performance of F5 and F6 generation hatchery-originated female Black Sea salmon, and to determine the effects of the ongoing selective breeding program on their reproductive efficiency. By evaluating the gonad maturity controls, egg yields, fertilization rates, and egg diameters, we aim to assess the success of the selective breeding program in improving the culture characteristics of Black Sea salmon. The results of this study can help inform future breeding programs and improve the sustainability and efficiency of Black Sea salmon farming.

## 2. MATERIAL AND METHODS

### 2.1. Broodstock care

The care and feeding of broodstock were carried out in the freshwater unit in the Of province of Trabzon and the marine cages research unit of SUMAE in the Yomra province (Figure 1). Water temperatures were measured daily. The water exchange in ponds is set as 18-20 times/day. The broodstocks were transferred to the freshwater unit in June when the Black Sea water started to warm ( $18^\circ\text{C}$ ), and they were transported to the marine unit in February after spawning. The stock density in cages and ponds was set as  $12 \text{ kg/m}^3$  in initial, and it reached to  $15 \text{ kg/m}^3$  in spawning till February.



**Figure 1.** Areas where broodstock individuals are kept. IU: Central Fisheries Research Institute Units, MC: Marine cage research unit, FU: Freshwater unit, altitude: 644 m. The map was created with Ocean Data View (ODV) software (Schlitzer, 2023).

**2.2. Broodstock Selection**

The study used hatchery-origin F5 and F6 broodstock fish of different ages as the primary material. Among the F5 generation fish stock, there were 53 female fish with an average length of 52.71±7.08 cm, an average weight of 1561.29±639.76 g, and 31 male fish with an average length of 50.22±7.63 cm and an average weight of 1711.98±646.48 g were selected. Moreover, in F6 generations, 56 female fish with an average length of 51.92±5.35 cm, an average weight of 1506.12±417.28 g, and 32 male fish with an average length of 49.12±8.78 cm and an average weight of 1645.18±836.35 were selected (Table 1, 2). Commercial trout feed with 7% moisture, 45% protein, 20% lipid, 10% crude ash, 3% crude fiber, and 4801 Kcal/kg energy content was used in breeding stock feeding. All individuals were marked with electronic markers (12 mm, 134 KHz) for individual monitoring of reproductive efficiency and management of breeding stock (Figure 2).



**Figure 2.** Marker process of broodstocks (a: Reader, b: injector and markers, c: application of the marker to muscle tissue)

**2.3. Spawning Studies**

Maturity controls of the breeders were started in the second week of October, 15 days before the breeding period, considering the milking dates of the previous years, and milking was carried out at two-week intervals until the end of the breeding period. Egg and sperm-maturing individuals were taken into separate tanks in the hatchery. Broodstock individuals were anesthetized before spawning by exposure to a 50 ppm solution of benzocaine-acetone (Oswald, 1978). The dry spawning method was applied. Firstly, male individuals were milked, and sperm stock was formed by sperms of at least

three male individuals. The stock sperm fertilized the spawned eggs of 5 female fish. Twenty-five minutes after fertilization, the eggs were washed with the water used in the hatchery to remove the residues and prepared for incubation.

**2.4. Determinations of Reproductive Characteristics**

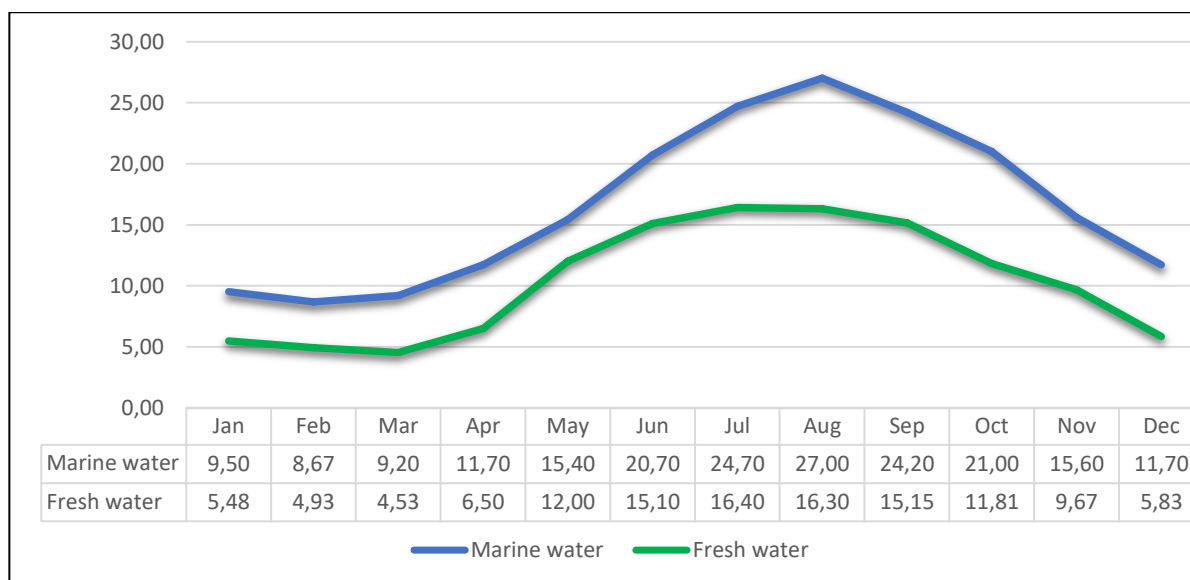
A ruler with a precision of ±1 mm was used for the length measurements of the broodstocks, and a scale with a precision of ±0.01g was used for the measurements of body weight and total egg weight. Total egg weight was determined by weighing the eggs with an accuracy of 0.01 g. Average egg diameters were measured with Von Bayer ruler (Von Bayer, 1910) with 20 eggs for each broodstock, and the number was calculated by dividing the number of eggs. The same 20 eggs were weighed with a scale with a precision of 0.001 g, and this weight was divided by the number of eggs. Egg production (fecundity) was determined by the gravimetric method (MacGregor, 1957), and total egg production (number of eggs per broodstock) and relative egg production (number of eggs per kg body weight) were calculated. Eggs were placed in vertical flow brood cabinets fed with spring water using separate pans for each rootstock. One day after fertilization, the white and opaque eggs were considered unfertilized, counted, and removed. The fertilization rate was calculated by proportioning the remaining eggs (fertilized eggs) to the total number of eggs.

**2.5. Statistical Analyses**

The data of the study were analyzed by t-test. Differences were evaluated at the 5% significance level (P<0.05). Relationships between parameters were calculated in correlation analysis. Minitab statistical program was used in analyses.

**3. RESULTS**

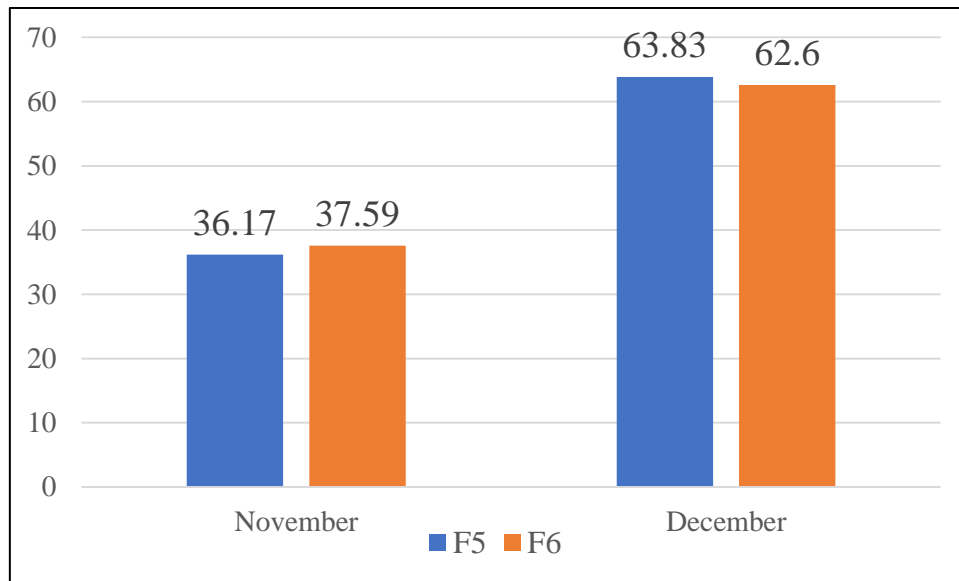
The average water temperature of the marine net cage unit was determined as 11.27±3.06 °C (min: 8.6 °C, max: 20.7 °C), and the salinity rate was determined as 17 ‰. The average water temperature of the freshwater unit was measured as 11.91±4.28 °C (min: 4.0 °C, max: 18.5 °C) (Figure 3).



**Figure 3.** Water temperatures of the marine cage and freshwater units

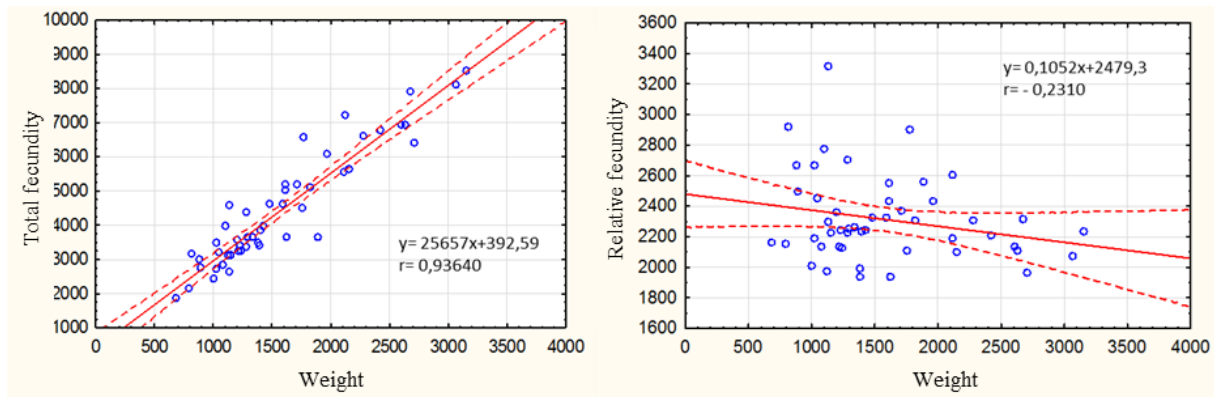
Breeding studies started in November and were completed at the end of December for each year 36.17% of F5 broodstocks and 37.19 % of F6 broodstocks were spawned in November, and all remaining broodstocks were spawned in December (Figure 4).



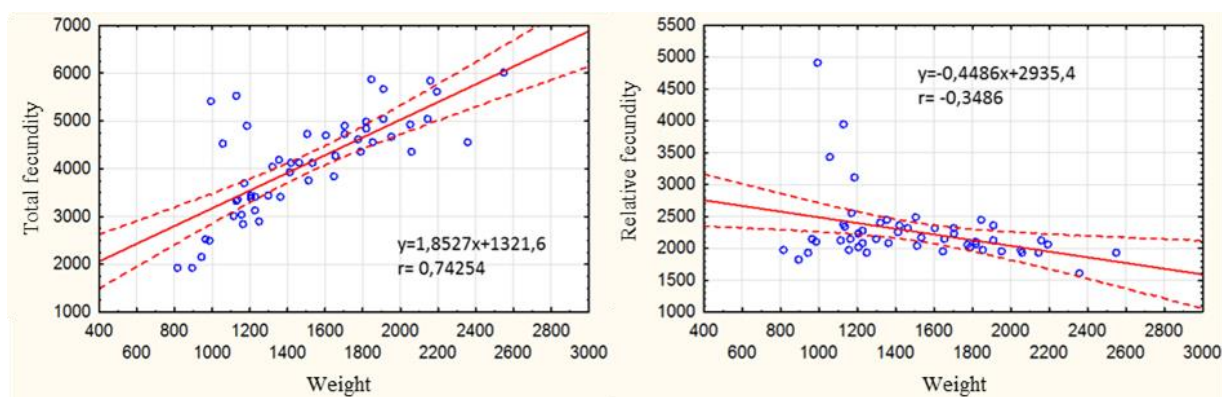


**Figure 4.** Reproduction rates of generations during the breeding period (%)

According to the results, total egg yields were  $4439.31 \pm 1675.69$  egg/broodstocks and  $4112.08 \pm 1041.16$  egg/broodstocks, and relative egg yields were  $2313.44 \pm 278.48$  egg/kg and  $2345.76 \pm 516.30$  egg/kg for F5 and F6 broodstock individuals, respectively. In broodstock groups, It was determined that there was a positive relationship between broodstock weight and total fecundity and a negative relationship between broodstock weight and relative fecundity (Table 1; Figures 5, 6). It was observed that the difference between egg yields of F5 and F6 generations was statistically insignificant (Table 1) ( $P < 0.05$ ). Mean egg diameters were found as  $5.08 \pm 0.19$  mm and  $5.21 \pm 0.17$  mm, and mean egg weights were found as  $0.083 \pm 0.01$  g and  $0.088 \pm 0.01$  g for F5 and F6 broodstocks, respectively. Mean fertilization rates were calculated as  $96.78 \pm 3.24$  % for the F5 generation and  $96.63 \pm 3.73$  % for the F6 generation. It was observed that the difference between fertilization rates and the egg's diameter and weight was found insignificant for both groups (Table 1) ( $P < 0.05$ ).



**Figure 5.** Total and relative fecundity weight relationship of F5 broodstocks



**Figure 6.** Total and relative fecundity weight relationship of F6 broodstocks

**Table 1.** Reproductive efficiency of F5 and F6 generation broodstocks

Parameters	Filial generation	
	F <sub>5</sub> (n=53)	F <sub>6</sub> (n=56)
Length (cm)	52.71±7.08 <sup>a</sup>	51.92±5.35 <sup>a</sup>
Weight (g)	1561.29±639.76 <sup>a</sup>	1506.12±417.28 <sup>a</sup>
Total egg weight (g)	376.03±165.73 <sup>a</sup>	365.47±109.05 <sup>a</sup>
Egg weight (g)	0.083±0.01 <sup>b</sup>	0.088±0.01 <sup>a</sup>
Egg diameter (mm)	5.08±0.19 <sup>a</sup>	5.21±0.17 <sup>a</sup>
Total fecundity (egg count/broodstock)	4439.31±1675.69 <sup>a</sup>	4112.08±1041.16 <sup>a</sup>
Relative fecundity (egg count/broodstock kg)	2313.44±278.48 <sup>a</sup>	2345.76±516.30 <sup>a</sup>
Fertilisation rate (%)	96.78±3.24 <sup>a</sup>	96.63±3.73 <sup>a</sup>
Condition factor	1.07±0.15 <sup>a</sup>	1.05±0.16 <sup>a</sup>

\*Different letters in a line indicate a statistical difference.

**Table 2.** Some characteristics of the male individuals

	Length (cm)	Weight (g)	Condition factor
<b>F5 (n=31)</b>	50.22±7.63 <sup>a</sup>	1711.98±646.48 <sup>a</sup>	1.29±0.18 <sup>a</sup>
<b>F6 (n=32)</b>	49.12±8.78 <sup>a</sup>	1645.18±836.35 <sup>a</sup>	1.26±0.10 <sup>a</sup>

\*Different letters in a column indicate a statistical difference.

#### 4. DISCUSSION

Although studies on *Salmo labrax* are limited, significant studies have been conducted on brown trout (*Salmo trutta*) belonging to the same genus. Several studies have been conducted about brown trout spawning season, fertility, natural behavior, and culture characteristics. The reproduction season of the brown trout, which takes three months, occurs between October and December in the northern hemisphere (Needham et al., 1945; Horton, 1961; Thomas, 1964; Moyle, 1976), while it was between late May and July in the southern hemisphere (Hobbs, 1937; Hopkins, 1970; MacDowal, 1978). It is reported that brown trout give offspring in Chile in June, and reproduction reaches the maximum in July and continues until September (Estay et al., 1994). It is known that the maturation and spawning times of Black Sea salmon individuals in fish production facilities and their natural habitats in the Northwest Caucasus vary depending on environmental conditions, especially temperature (Makhrov et al., 2011). According to previous studies, on the Turkish coasts, Black Sea salmon mainly spawns in November and rarely until mid-December in the natural environment (Tabak et al., 2001), whereas, under culture conditions, it has been reported that the spawning period begins in November, peaks in December, and continues until February (Çakmak et al., 2022). A study conducted in a private enterprise operating in the Eastern Black Sea Region of Türkiye determined that rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) gave offspring between the last quarter of December and the last quarter of February (Salihoğlu et al., 2013). Our study determined that F5 and F6 breeding stocks gave offspring in November and December, and the breeding season was completed in 2 months. It is seen that selective breeding studies applied for the creation of breeding stock from marine (anadromous) individuals are effective in completing the milking period in 2 months. This reproduction pattern in the F5 and F6 stocks is similar to the findings of Needham et al. (1945), Horton (1961), Thomas (1964),

Moyle (1976), and Tabak et al. (2001). The number of enterprises culturing Black Sea salmon in Türkiye is increasing daily. Especially for private enterprises that breed Black Sea salmon together with Rainbow trout, breeding Black Sea salmon in the early period and rainbow trout in the late period will provide an advantage in hatchery usage.

Brown & Kamp (1941) measured the egg diameter of 4.64 mm (n=37) for brown trout (*Salmo trutta*) with 1285 eggs per brood in their study in the USA. Toledo et al. (1993) measured the egg diameter of 4.67 mm (n=24) for Brown trout (*Salmo trutta*) with 1176 eggs/brood yield in their study in Spain. Estay et al. (1994) found that the total egg production of brown trout in culture form at different ages was 1182±344 - 2744±605 eggs/broodstock, the relative egg production was 3577±471 - 2181±360 eggs/kg, and the egg diameters were 4.64±0.11 - 5.24±0.12 mm. Tabak et al. (2001) reported that the total egg yield of natural Black Sea trout broodstocks was 3226±320 eggs/broodstock, the relative egg yield was 1747±70 eggs/kg, the egg diameter was 5.48±1.10 mm. Çakmak et al. (2022), within the scope of selective breeding of Black Sea salmon, it was determined that the total egg yield, the relative egg yield, and the egg diameter of F2, F3, and F4 generations varied between 3202±1665- 3664±1220 eggs/broodstock, 2428±709-2417±586 eggs/kg varied between, and 5.52±0.34-5.45±0.21 mm under culture conditions. Egg production and egg size of fishes are affected by several factors. The most important are broodstock size, age, genotype, and feeding conditions (Haeley & Heard, 1984; Bromage et al., 1990, 1992). The reproductive yields and egg sizes of F5 and F6 individuals obtained in this study were similar to studies by Estay et al. (1994), Tabak et al. (2001), Çakmak et al. (2022), while these were found to be higher than the findings of other researchers. It is seen that this difference is caused by the fish size used in the studies, the anadromous feature, and the difference in environmental conditions. The findings obtained in this study overlap with those of the F3 and F4 generations, and it is understood that the breeding data remained stable in the breeding study with these generations.

Estay et al. (1994) reported that the fertilization rate in eggs of different ages ranged from 92.0±13.7 % to 98.5±4.01 % in their study with brown trout of culture origin. Çakmak et al. (2022) calculated the fertilization rate of eggs obtained from natural broodstocks (F0) adapted to the culture conditions within the scope of the selective breeding program they carried out in Black Sea salmon 93.46±5.35 %. They reported that the fertilization rate of eggs from F1, F2, F3, and F4 generations ranged from 95.28±6.29 % to 98.25±1.81 %. The fertilization rate findings obtained in this study are similar to those conducted with cultured brown trout.

## 5. CONCLUSION

The Black Sea salmon is among the new species introduced into production in the aquaculture sector. To improve the culture characteristics of the fish, selective breeding programs were applied to create an F6 generation having high adaptability to culture conditions. The results of the study showed that selective breeding was an effective tool for improving the culture characteristics of the Black Sea salmon. Some parameters related to reproduction, such as fertilization and hatching rates, were found to be significantly increased in the F6 generation compared to the wild population. Moreover, the reproduction data in the last three generations were similar and stable, indicating the success of the breeding program. These findings suggest that selective breeding can be used to improve the culture characteristics of Black Sea salmon in the culture environment. Future studies should focus on improving the species' survival rate, growth, and adaptation to different environmental conditions.

## ACKNOWLEDGEMENT

We want to thank the all crew members our Institute for their support on technical issues and infrastructure preparation and use during the study.

## FUNDING

This work has been prepared using the data obtained from the "Investigation of possibilities of using some phytobiotic added feeds in feeding of Black Sea salmon (*Salmo labrax*)" project supported by the Ministry of Agriculture and Forestry.

## CONFLICT OF INTERESTS

There is no conflict of interest between authors.

## AUTHOR CONTRIBUTIONS

Methodology: EÇ, OTÖ, ECCÇ; Experimenting: OTÖ, EÇ, ECCÇ, RÇ, ZDB; Data analysis: OTÖ, EÇ; Manuscript writing: EÇ, ECCÇ, OTÖ; Supervision: EÇ. All authors approved the final draft.

## ETHICAL STATEMENTS

All experiments were carried out considering the ethical rules of the authorities, with the approval coded as ETİK-2017/1 by the Ethical Committee of Animal Experiments of Central Fisheries Research Institute.

## DATA AVAILABILITY STATEMENT

All relevant data were given in the manuscript.

## REFERENCES

- Bromage, N., Hardiman, P., Jones, J. & Springate, J. (1990). Fecundity, egg size and total volume differences in 12 stocks of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* Richardson. *Aquaculture and Fisheries Management*, 21, 269-284. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1990.tb00465.x>
- Bromage, N., Jones, J., Randall, C., Trush, M., Davies, B., Springate, J., Duston, J. & Barker, G. (1992). Broodstock management, fecundity, egg quality and the timing of egg production in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 100, 141-166. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(92\)90355-O](https://doi.org/10.1016/0044-8486(92)90355-O)
- Brown, C. J. D. & Kamp, G. C. (1942). Gonad measurement and egg counts of Brown trout (*Salmo trutta*) from the Madisonriver, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society*, 71, 195-200. <https://doi.org/10.1577/1548-8659>
- BSGM. (2022). *Su Ürünleri İstatistikleri*. <https://www.tarimorman.gov.tr/BSGM/Belgeler/Icerikler/SuUrunleri>
- Çakmak, E., Firidin, Ş., Aksungur, N., Çavdar, Y., Kurtoğlu, İ. Z., Aksungur, M., Özel, O. T., Çankırılıgil E. C., Düzgüneş, Z. D., & Batır, E. (2022). Improving the reproductive yield of Black Sea salmon (*Salmo labrax* PALLAS, 1814) with a selective breeding program. *Aquatic Sciences and Engineering*, 37(3), 161-168. <https://doi.org/10.26650/ASE20221079847>
- Çakmak, E., Kurtoglu, İ. Z., Çavdar, Y., Aksungur, N., Firidin, Ş., Başçınar, N., Aksungur, M., Esenbuğa, H., Ak, O. & Zengin, B. (2007). *Karadeniz Alabalığı (Salmo trutta labrax) Yetiştiriciliği ve Balıklandırma Amacıyla Kullanımı*. Proje Sonuç Raporu Kitabı, Trabzon.
- Çankırılıgil, E. C., Berik, N., Çakmak, E., Özel, O. T. & Alp-Erbay, E. (2022). Dietary carotenoids influence growth, fillet pigmentation, and quality characteristics of Black Sea trout (*Salmo labrax* Pallas, 1814). *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 38, 793–809. <https://doi.org/10.1007/s41208-022-00407-7>
- Hobbs, F. (1937). Natural reproduction of quinat salmon, brown and rainbow trout in certain New Zealand waters. *Fisheries Bulletin of New Zealand*, 6, 1-104.
- Estay, F., Diaz, N., Neira, R. & Fernandez, X. (1994). Analysis of reproductive performance in a rainbow trout hatchery in Chile. *The Progressive Fish-Culturist*, 56, 244-249. [https://doi.org/10.1577/1548-8640\(1994\)056<0244:AORPOR>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8640(1994)056<0244:AORPOR>2.3.CO;2)
- Healey, M. C. & Heard, W. R. (1984). Inter and intra-population variation in the fecundity of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and its relevance to life history theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, 476-483. <https://doi.org/10.1139/f84-057>
- Hopkins, C. L. (1970). Some aspects of the bionomic fish in the brown trout nursery stream. *Fisheries Research Bulletin of New Zealand*, 4, 1-38.
- Horton, P. A. (1961). The bionomics of brown trout in a Dartmoor stream. *Journal of Animal Ecology*, 30, 311-338. <https://doi.org/10.2307/2301>
- Kasapoglu, N., Çankırılıgil, E. C., Çakmak, E. & Özel, O. T. (2020). Meristic and morphometric characteristics of the Black Sea salmon, *Salmo labrax* Pallas, 1814 culture line: an endemic species for Eastern Black Sea. *Journal of Fisheries*, 8(3), 935-939.

- MacDowal, R. M. (1978). *New Zealand Freshwater Fishes-A Guide and Natural History*. Heinemann Educational Books (NZ), Auckland.
- MacGregor, J. S. (1957). Fecundity of the Pacific sardine (*Sardenops caerula*). US Fish and Wild Service. *Fishery Bulletin*, 121, 427-449.
- Makhrov, A. A., Artamonova, V. S., Sumarokov, V. S., Pashkov, A. N., Reshetnikov, S. I., Ganchenko, M. V. & Kulyan, S. A. (2011). Variation in the timing of spawning of the Black Sea brown trout *Salmo trutta labrax* Pallas under artificial and natural conditions. *Biology Bulletin*, 38, 138–145. <https://doi.org/10.1134/S1062359011020075>
- Moyle, P. B. (1976). *Inland Fishes of California*. University of California Press, Berkeley, CA, USA.
- Needham, P. R., Mojert, J. W. & Slater, A. W. (1945). Fluctuations in wild brown trout populations in Convict Creek, California. *Journal of Wildlife Management*, 9, 9-15. <https://doi.org/10.2307/3795940>
- Oswald, R. L. (1978). Injection anaesthesia for experimental studies in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 60(C), 19-26. [https://doi.org/10.1016/0306-4492\(78\)90021-7](https://doi.org/10.1016/0306-4492(78)90021-7)
- Özel, O. T., Çakmak, E., Çankırılıgil, E. C., Coşkun, İ., Ertürk Gürkan, S., Düzgüneş, Z. D., Türe, M., Çimagil, R., Yılmaz, H. A., Evliyaoğlu, E., Eroldoğan, O. T., Kutlu, İ., Alp Erbay, E., Dağtekin, B. B., Yeşilsu, A. F. & Berik, N. (2021). *Bazı fitobiyotik katkılı yemlerin Karadeniz alabalık beslenmesinde kullanım olanaklarının belirlenmesi*. Proje Sonuç Raporu, TAGEM/HAYSÜD/2017/A11/P-01/3, Trabzon.
- Salihoğlu, H., Başçınar, N., Akhan, S., Sonay, F. D., Sayıl, E., Melek, H., Bayçelebi, H., Kuloğlu, T., Kara, F. & Sırtkaya, N. (2013). *Doğu Karadeniz Bölgesi Alabalık İşletmelerinde Anaç Stok Yönetim Sistemi Oluşturulması ve Biyoteknolojik Tekniklerin Uygulanması, GTHB Araştırma - Geliştirme Destekleri, Proje Sonuç Raporu*, TAGEM/10/Ar-Ge/18, Trabzon.
- Schlitzer, R. (2023). Ocean Data View. <https://odv.awi.de>
- Tabak, İ., Aksungur, M., Zengin, M., Yılmaz, C., Aksungur, N., Alkan, A., Zengin, B. & Mısır, M. (2001). *Karadeniz Alabalığının Biyo-Ekolojik Özelliklerinin ve Kültür İmkanlarının Araştırılması. Proje Sonuç Raporu*. TAGEM/HAYSUD/98/12/01/007, Trabzon.
- Thomas, J. D. (1964). Study on the growth of trout, *Salmo trutta* from four contrasting habitats. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 142, 459-510. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1964.tb04510.x>
- Toledo, M., Lemaire, A. L., Bagliniere, J. L. & Brana, F. (1993). Caracteristiques biologiques de la truite de mer (*Salmo trutta*) au nord de l'Espagne, dans deux rivieres des Asturies. *Bulletin Francais de Peche et de Pisciculture*, 330, 295-306. <https://doi.org/10.1051/kmae:1993008>
- TÜİK, Turkish Statistical Institute (2022). *Fisheries Statistics*. <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index>
- Von Bayer, H. (1910). Method of Measuring Fish Eggs, *Bulletin of The Bureau of Fisheries*. Washington, U.S.A.

## Yeşilirmak Havzasının Yüksek Rakımlı, Küçük ve Derin Göllerinde Fitoplankton İndeksleri ve Trofik Durumun Değerlendirilmesi

### Evaluation of Phytoplankton Indices and Trophic Status for Small, Deep and Highland Lakes of Yeşilirmak Basin

Tolga Çetin<sup>1,\*</sup>, Tolga Coşkun<sup>2</sup>, Nilsun Demir<sup>2</sup>

<sup>1</sup>T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü, Ankara, Türkiye.

<sup>2</sup>Ankara Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Su Ürünleri Mühendisliği Bölümü, Ankara, Türkiye.

\*Sorumlu yazar: [tolga.cetin@tarimorman.gov.tr](mailto:tolga.cetin@tarimorman.gov.tr)

Received: 20.01.2023

Accepted: 22.03.2023

Published: 01.09.2023

**How to Cite:** Çetin, T., Coşkun, T., & Demir, N. (2023). Yeşilirmak havzasının yüksek rakımlı, küçük ve derin göllerinde fitoplankton indeksleri ve trofik durumun değerlendirilmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 298-311. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1240143>

**Özet:** Yeşilirmak havzası 36,114 km<sup>2</sup> yüzölçümü ile Türkiye'nin beşinci büyük yağış alanına sahip nehir havzasıdır. Nüfus artışı, plansız kentleşme, endüstriyel ve hayvansal atıklar, gübre ve zirai ilaç kullanımı havzada kirliliğe neden olan başlıca faktörlerdir. Bu çalışmada, Yeşilirmak Havzasında bulunan yüksek rakımlı, yüzey alanı küçük ve derin özellik gösteren beş göl (Boraboy, Büyük, Dipsiz, Düden ve Zinav Gölü) fitoplankton indeksleri (PTI ve Q) ve trofik durum indeksi (TSI) ile değerlendirilmiştir. Göllerden fitoplankton ve su örnekleri Mayıs, Temmuz ve Eylül 2018'de toplanmış ve fitoplanktondan 85 tür teşhis edilmiştir. Toplam fosfor, toplam azot, klorofil *a* ve Secchi derinliği parametreleri ile göllerin trofik durumu tahmin edilmiştir. PTI ve Q indeksleri ile göllerde sınırlayıcı element olan toplam fosfor arasında ayrı ayrı lineer regresyon analizi gerçekleştirilmiştir. Sonuç olarak, Q indeksi PTI indeksine göre toplam fosfor ile daha yüksek ( $r^2=0,75$ ) ilişkili bulunmuştur ( $p<0,05$ ). Q indeksine göre belirlenen kalite TSI indeksi ile benzer sonuçlar vermiştir. Sonuçlar fitoplankton kompozisyonu ve trofik durum açısından birlikte değerlendirildiğinde, Boraboy Gölü "iyi/oligotrofik", Büyük Göl "orta/oligotrofik", Düden ve Zinav Gölleri "orta/mezotrofik", Dipsiz Göl ise "orta/ötrofik" olarak değerlendirilmiştir. Sonuç olarak, Boraboy ve Büyük Gölün kalite durumlarının korunması gerekirken Dipsiz, Düden ve Zinav Göllerinde kalitenin iyileştirilmesi amacıyla tedbirler alınmalıdır.

#### Anahtar kelimeler

- Yeşilirmak Havzası
- Fitoplankton
- Göller
- Toplam fosfor
- Trofik durum

**Abstract:** The Yeşilirmak basin, with an area of 36.114 km<sup>2</sup>, is Türkiye's fifth-greatest area for precipitation. The primary sources of pollution in the basin are population increase, unplanned urbanization, industrial and animal waste, usage of fertilizers and pesticides. In this study, five lakes with high altitude, small surface area, and deep characteristics in the Yeşilirmak Basin (Boraboy, Büyük, Dipsiz, Düden, and Zinav Lake) were assessed by using the phytoplankton indices (PTI and Q) and trophic status index (TSI). Phytoplankton and water samples were collected (April, July, and September 2018), and 85 species were identified. Total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll *a*, and Secchi depth parameters were used to estimate the trophic status of the lakes. Linear regression analysis was performed separately for PTI and Q indices with total phosphorus, the limiting element in lakes. As a result, the Q index correlated with total phosphorus higher ( $r^2=0.75$ ) than the PTI index ( $p<0.05$ ). The ecological quality statuses produced by the Q index were comparable to the TSI index. Considering the results collectively, the status of Boraboy Lake was assessed as "good/oligotrophic", Büyük Lake as "moderate/oligotrophic", Düden and Zinav Lakes as "moderate/mesotrophic", and Dipsiz Lake as "moderate/eutrophic" in terms of phytoplankton composition and trophic status. As a result, while Boraboy and Büyük Lakes' quality should be maintained, steps should be taken to improve the quality of the Dipsiz, Düden, and Zinav Lakes.

#### Keywords

- Yeşilirmak Basin
- Phytoplankton
- Lakes
- Total phosphorus
- Trophic status

## 1. GİRİŞ

Su yönetimi faaliyetleri, iklim değişikliğinin de etkisiyle giderek önem kazanan bir konu haline



gelmiştir. Su kaynaklarının bütüncül bir şekilde havza bazında yönetim anlayışıyla korunması için gerekli tedbirlerin belirlenmesi nehir havzası yönetim planlarının hazırlanmasıyla artış göstermektedir (Anonim, 2014a). Türkiye hidrolojik olarak 25 nehir havzasına ayrılmaktadır (DSİ, 2023). Nehir havzalarında yer alan su kütlelerinin izlenmesi ve karakterizasyonu etkin bir su yönetiminin en önemli bileşenlerini oluşturmaktadır. Her bir havzanın yapısı birbirinden farklıdır ve suyun kalite ve miktar açısından yönetimi havza bazında değişiklik göstermektedir. Su Havzalarının Korunması ve Yönetim Planlarının Hazırlanması Hakkında Yönetmelik (Anonim, 2012) ile yüzeysel sular ve yeraltı sularında kalite ve miktarın korunması amacıyla havza yönetim planlarının hazırlanmasına ilişkin usul ve esaslar belirtilmektedir.

25 nehir havzasından biri olan Yeşilırmak Havzasında evsel atık sular, endüstriyel faaliyetler, hayvancılık, tarım, katı atıklar, erozyon ve madencilik faaliyetleri önemli su yönetimi konuları arasında yer almaktadır (Anonim, 2010). Havzada yer alan mevcut baskıların ortaya konulabilmesi için öncelikli olarak ekolojik durum izleme çalışmalarının gerçekleştirilmesi gereklidir. İzleme çalışmaları kapsamında fizikokimyasal, kimyasal, biyolojik ve hidromorfolojik parametreler Yüzeysel Sular ve Yeraltı Sularının İzlenmesine Dair Yönetmelik (Anonim, 2014b) çerçevesinde izlenmektedir. Yönetmeliğin amacı ekosistem bütünlüğünü esas alan bir yaklaşımla su kütlelerinin mevcut durumunun ortaya konulmasıdır. Biyolojik izleme günümüzde su kütlelerinin izlenmesinde önem kazanmıştır ve Biyolojik İzleme Tebliği (Anonim, 2019) ile yerüstü sularında biyolojik kalite bileşenlerinin izlenmesine ilişkin usul ve esasları belirleyerek biyolojik izleme çalışmalarında standardizasyon sağlanmıştır. Tebliğ kapsamında izlenen biyolojik kalite bileşenlerinden biri olan fitoplankton, göllerde ekolojik kalitenin belirlenmesinde önemli bir bileşendir. Avrupa'da fitoplanktonun değerlendirilmesi için geliştirilen indeksler arasında Q indeksi (Padisak vd., 2006) ve PTI indeksi (Phillips vd., 2013) yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Q indeksinde fitoplankton türleri fonksiyonel gruplara ayrılarak değerlendirilirken PTI indeksinde ise türlerin toplam fosfora karşı verdiği yanıtlar incelenmektedir. Fosfor, alg artışında birincil sınırlayıcı element olarak kabul edilmektedir (Schindler, 1977). Artan fosfor değerleriyle göllerin verimlilik düzeyi artmakta (Wetzel, 1983) ve aşırı alg artışları gözlemlenmektedir. Bu nedenle toplam fosfor fitoplankton kompozisyonuna bağlı kalite tahmininde yaygın olarak kullanılan bir indikatördür (Marchetto vd., 2009; Phillips vd., 2013).

Toplam fosfor dışında klorofil *a* miktarı ve Secchi derinliği göllerin trofik durumunun belirlenmesinde kullanılan parametrelerdir (Carlson, 1977). Toplam azot parametresi de trofik durum belirlenmesinde kullanılmaktadır (Kratzer & Brezonik, 1981). Türkiye'de göl ve göletlerde trofik durum değerlendirmeleri Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliğine göre TSI (Trofik Seviye İndeksi) hesaplanarak yapılmaktadır (Anonim, 2021).

Türkiye'de ekolojik kalitenin fitoplankton indeksleri ile değerlendirilmesine yönelik çalışmalar yürütülmektedir (Demir vd., 2014; Sevindik vd., 2017; Çelekli vd., 2018; Çelekli vd., 2020). Bununla birlikte doğal göllerin çoğunda fitoplanktona yönelik sınırlı bilgi bulunmaktadır ve göllerin kirlenme ve iklim krizi gibi değişimlere yanıtlarının incelenmesi için düzenli izleme yapılması gerekmektedir.

Bu çalışmada, Q ve PTI indeksleri Yeşilırmak Havzasında yer alan yüksek rakımlı, yüzey alanı küçük ve derin özellik gösteren beş gölün (Boraboy Gölü, Büyük Göl, Dipsiz Göl, Düden Gölü ve Zinav Gölü) fitoplankton kompozisyonuna uygulanmış ve göllerde sınırlayıcı element olan toplam fosfor seviyeleri ile arasındaki ilişki incelenmiştir. Ayrıca sonuçlar trofik durum indeksi ile karşılaştırılmış ve göllerin trofik durumunun değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

## 2. MATERYAL ve METOT

Yeşilırmak havzası Türkiye'nin toplam alanının %5'ini oluşturmaktadır. Sularını Karadeniz'e boşaltan Yeşilırmak Havzası, Kızılırmak, Fırat, Doğu Karadeniz ve Çoruh havzaları arasında yer almaktadır. Yeşilırmak Havzası; Kelkit, Yukarı Yeşilırmak, Çekerek, Tersakan ve Aşağı Yeşilırmak olmak üzere 5 alt havzaya ayrılmıştır (Anonim, 2022). Boraboy Gölü, Amasya il sınırları içinde yer almakta olup heyelan set gölüdür. Göl, tabiat parkıdır ve çevresinde turistik amaçlı tesisler bulunmaktadır. Ancak yoğun ziyaretçi trafiğinden kaynaklanan çevre sorunları ve su kirliliği olduğu bildirilmiştir (Şenol, 2018). Büyük Göl, Tokat il sınırlarında yer almaktadır. Tektonik oluşumlu olduğu, rekreasyonel değeri olduğu, sulama amaçlı yapılan müdahalelerin göl alanını daralttığı bildirilmiştir (Zeybek, 2004). Düden Gölü, Tokat il sınırlarında yer almaktadır. Göl ve çevresinin ekoturizm, kırsal turizm amaçlı değerlendirildiği, rekreasyonel açıdan önemli olduğu bildirilmiştir

(Kızıllarslan & Ünal, 2014). Dipsiz Gölü, Tokat ili Reşadiye ilçesinde bulunmaktadır. Zinav Gölü, Tokat ili sınırları içindedir, heyelan set gölüdür ve tabiatı koruma alanıdır. Rekreasyonel açıdan önemli bir göldür, ancak su kirliliği olduğu bildirilmiştir (Zeybek, 2002). Çalışma alanına ait harita Şekil 1’de verilmekte olup göllere ilişkin koordinat, rakım, yüzey alanı ve derinlik bilgileri Tablo 1’de yer almaktadır.



Şekil 1. Çalışma alanı

Tablo 1. Yeşilirmak Havzasında çalışılan göllerin bazı özellikleri.

Göller	Enlem*	Boylam*	Rakım (m)	Yüzey Alanı (ha)	Derinlik (m)
Boraboy Gölü	40,80434	36,15012	1073	8,8	15
Büyük Göl	40,37697	37,46522	1046	11,6	8
Dipsiz Göl	40,45276	37,46251	1212	1,0	13
Düden Gölü	40,82831	36,60145	1190	4,4	8
Zinav Gölü	40,44594	37,27431	963	32,0	15

\* Koordinatlar WGS1984 coğrafi koordinat sistemine göre verilmiştir.

5 doğal gölde örnekleme çalışması Mayıs, Temmuz ve Eylül 2018’de gerçekleştirilmiştir. Araştırmada örneklenen göllerin alanı 50 ha’dan küçük olduğu için her gölde pelajik bölgeden tek örnekleme noktası seçilmiş, göllerin orta kısmına doğru derinlik ölçülerek gidilmiş ve en derin noktanın koordinatları ölçülerek örnek noktası belirlenmiştir. Öncelikle Secchi derinliği ölçülmüş, Secchi derinliğinin 2,5 katı öfotik derinlik olarak belirlenmiş ve su örnek alıcı ile öfotik derinlikten alınan su örnekleri birleştirilerek kompoze örnek hazırlanmıştır. Fitoplankton ve klorofil *a* analizi için su örnekleri kompoze örnekten alınmıştır. Klorofil *a* analizi su örneklerinin süzülmesi ve filtre kâğıtlarının etanol ile ekstraksiyonu sonucunda spektrofotometrik metot ile yapılmıştır (APHA, 2012). Toplam azot (TN) ve toplam fosfor (TP) analizi ise yüzey ve dipten alınan su örneklerinde yapılmış ve iki derinliğin ortalaması alınmıştır. Azot bileşikleri nitrate ve ardından nitrite indirgenerek spektrofotometrik ölçüm ile hesaplanmıştır (APHA, 2012). Fosfor bileşikleri parçalama ve oksitleme işleminin ardından spektrofotometrik olarak ölçülmüştür (APHA, 2012). Çözünmüş oksijen,



elektriksel iletkenlik ve pH arazide Hach HQ40 model prob ile ölçülmüştür.

Fitoplankton analizi için alınan su örnekleri 250-300 ml'lik şişelere aktarılmış ve Lugol çözeltisi ilave edilmiştir. Ayrıca kalitatif analiz amacıyla plankton kepçesi ile vertikal ve horizontal çekimler yapılmış ve kameralı trinoküler mikroskop yardımıyla ilgili literatüre göre tür teşhisleri gerçekleştirilmiştir. (Huber-Pestalozzi, 1942; Huber-Pestalozzi, 1950; Prescott, 1973; Lind & Brook, 1980; Komarek & Fott, 1983; Popovski & Pfiester, 1990; John vd., 2002). Fitoplankton türlerinin güncel adları Guiry ve Guiry (2022)'den kontrol edilmiştir. Alınan su örnekleri 5-10 ml'lik Hydrobios sayım hücrelerinde çöktürülmüş ve Leica DMIL inverted mikroskop kullanılarak sayılmıştır (Utermöhl, 1958; TS EN 15204, 2006). Fitoplankton hücrelerinin boyutları kamera ataçmanlı mikroskop ve Leica Application Suit programı yardımıyla ölçülmüş ve Hillebrand vd. (1999) ve Olelina vd. (2006)'ya göre hücre hacimleri hesaplanmıştır. Her bir türün hacmi türün sayısı ile çarpılarak toplam biyohacim tahmin edilmiştir.

Göllerin fitoplanktonun bulunuşu Reynolds vd. (2002) tarafından önerilen ve belirli habitatlarda bulunan fitoplankton topluluklarının harf ve sayısal kodlarla gösterildiği fonksiyonel grup yaklaşımına göre değerlendirilmiştir. Fonksiyonel gruplar belirlenmiş ve fitoplankton topluluk indeksi (Q) hesaplanmıştır (Padisak vd., 2006). Fitoplankton trofik indeksi (PTI) ise Phillips vd. (2013)'e göre hesaplanmıştır. Q indeksinin 0-1 arasındaki değerleri kötü, 1-2 arası zayıf, 2-3 arası orta, 3-4 arası iyi ve 4-5 arası çok iyi kalite durumunu ifade etmektedir. TSI indeksi Anonim (2021)'e göre hesaplanmıştır. Logaritmik toplam fosfor değerleri (log TP) ile Q ve PTI indeks sonuçları arasında lineer regresyon analizi XLSTAT (Addinsoft, 2014) ile gerçekleştirilmiştir. Göllerin kalite durumu renklere göre değerlendirilmiştir. Mavi renk çok iyi, yeşil renk iyi, sarı renk orta, turuncu renk zayıf ve kırmızı renk kötü durumu ifade etmektedir.

### 3. BULGULAR

Çalışma yürütülen göllerde üç dönem yapılan ölçümler sonucunda en düşük ortalama Secchi derinliği (0,30 m) ve en yüksek klorofil *a* (113,67 µg/l) miktarı Düden Gölü'nden elde edilmiştir. En yüksek ortalama toplam fosfora (73,83 µg/l) Dipsiz Göl'de rastlanırken en düşük toplam azot oranı (170,33 µg/l) Boraboy Gölü'nde ölçülmüştür. Çalışma sonucunda göllerin trofik durum parametrelerine ilişkin sonuçları Tablo 2'de yer almaktadır.

**Tablo 2.** Göllerdeki parametrelerin mevsimlere göre değişimi (ortalama ± standart hata).

Parametreler	Boraboy Gölü	Büyük Göl	Dipsiz Göl	Düden Gölü	Zinav Gölü
Secchi Derinliği (m)	2,00±0,58	3,33±0,66	3,67±0,17	0,30±0,00	1,20±0,47
Klorofil <i>a</i> (µg/l)	3,18±2,68	0,25±0,00	7,38±4,72	113,67±113,17	31,67±26,88
Toplam Fosfor (µg/l)	2,50±0,00	2,50±0,00	73,83±67,13	25,57±17,02	19,37±9,83
Toplam Azot (µg/l)	170,33±39,43	409,33±22,83	347,00±8,39	352,67±133,12	382,33±47,67
Çözünmüş Oksijen (mg/l)	8,00±0,56	7,27±0,47	6,62±0,58	8,40±0,79	5,86±0,34
Elektriksel İletkenlik(µS/cm)	281,67±3,78	585,67±2,88	469,00±1,41	165,83±18,20	330,00±6,60
pH	7,75±0,14	8,04±0,11	8,03±0,17	8,23±0,24	7,84±0,17

Araştırmada göllerden Bacillariophyta, Bigyra, Chlorophyta, Charophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria, Miozoa, Euglenozoa ve Ochrophyta filumlarına ait toplam 85 fitoplankton türü teşhis edilmiştir. Fitoplankton türlerinin aylara ve toplam biyohacime oranla bulunuşları Tablo 3'te verilmiştir.

**Tablo 3.** Boraboy, Büyük, Dipsiz, Düden ve Zinav Göllerinde teşhis edilen fitoplankton türleri ve göllere ve aylara göre biyohacim bazında yüzde bulunuşları (Türün toplam biyohacimde oranı \*%20'den az, \*\*%20-60 arasında, \*\*\*%60'dan fazla).

	Tür	Boraboy			Büyük			Dipsiz			Düden			Zinav		
		May.	Tem.	Ey.	May.	Tem.	Ey.	May.	Tem.	Ey.	May.	Tem.	Ey.	May.	Tem.	Ey.
	<i>Asterionella formosa</i> Hassall				*	*	*				*	*	*			
	<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen										*					
	<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt										*	*				
	<i>Lindavia radiosa</i> (Grunow) De Toni & Forti						*									
	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith													*	*	
BAC	<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & E.Ács	***	***	***	***	***	***	*	**	*	***	*		***	*	*
	<i>Stephanocyclus meneghinianus</i> (Kützing)	*	*					*	*	*				*	*	
	Kulikovskiy, Genkal & Kociolek															
	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M. Aboal										*	**				
BIG	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère		*	*		*	*	*	*	*	*	*				
	<i>Bicosoeca planctonica</i> Kisselev										*	*				
	<i>Closterium aciculare</i> T. West									*						
CHA	<i>Closterium acutum</i> Brébisson										*	*	*		*	
	<i>Cosmarium reniforme</i> (Ralfs) W.Archer														*	
	<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			*	*
	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim													*	*	
	<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			**	
	<i>Carteria pseudoglobosa</i> Ettl													*	*	*
	<i>Closteriopsis acicularis</i> (Chodat) J.H.Belcher & Swale		*											*	*	*
	<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris													*	**	*
	<i>Crucigenia quadrata</i> Morren					*	*							*	*	
	<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) E.H.Hegewald													*	*	
	<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald				*	*										
CHL	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (Chodat) E.Hegewald & A.W.F.Schmidt					*	*									
	<i>Diplochloris lunata</i> (Fott) Fott		*	*												
	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg													*		
	<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M.Smith) Korshikov					*	*									
	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius										*	*				
	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat														*	
	<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat						*	*						*	*	*
	<i>Lemmermannia komarekii</i> (Hindák) C.Bock & Krienitz							*	*							

	<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann				*	*	*						*		
	<i>Lemmermannia triangularis</i> (Chodat) C.Bock & Krienitz	*	*			*	*						*	*	*
	<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda												*		
	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová							*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková-Legnerová							*						*	*
	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard					*	*		*				*	*	*
	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	*	*	*	*	*			*	*					
	<i>Monoraphidium tortile</i> (West & G.S.West) Komárková-Legnerová							*	*	*					
	<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz					*	*						*		
	<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow													*	
	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	*	*	*	*	*		*	*		*		*	*	
	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen									*					
	<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenberg) Diesing													*	
	<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory												*		
	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korshikov) E.Hegewald & Deason							*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald											*			
	<i>Raphidocelis danubiana</i> (Hindák) Marvan, Komárek & Comas												*	*	*
	<i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda													*	
	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen													*	
	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson												*		
	<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann										*	*			
	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat							*	*	*					
	<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry												*		
	<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg					*	*								
	<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	*	*	*	*	*				*	*			*	*
	<i>Tetrastrum elegans</i> Playfair						*								
	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja					*	*	*	*	**		*	*	*	*
CRY	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	*	*					*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Plagioselmis nannoplantica</i> (H.Skuja) G.Novarino, I.A.N.Lucas & S.Morrall	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CYA	<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann		*			*					*	***		*	***

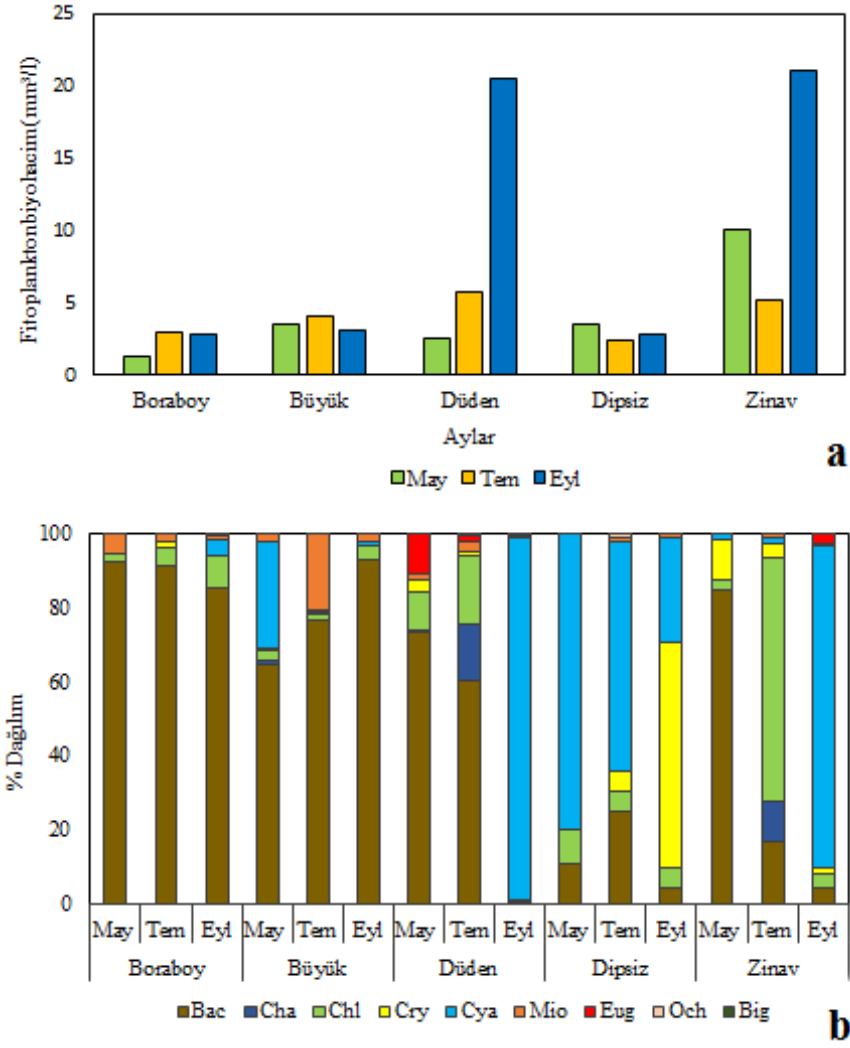
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	*				*	***	*	**										
	<i>Dolichospermum flos-aquae</i> (Bornet & Flahault)						*												
	P.Wacklin, L.Hoffmann & Komárek																		
	<i>Dolichospermum lemmermannii</i> (Richter)								***										
	P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek																		
	<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthaler)											*	*						
	Wacklin, L.Hoffmann & Komárek																		
	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann						*	*	*				*	*	*				
	<i>Microcystis smithii</i> Komárek & Anagnostidis				**														
	<i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemmermann)												*	*	*				
	Komárková-Legnerová & Cronberg																		
	<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák					*	*												
	<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> (Forti)																		
	Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková												*						
	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau					*	*												
	<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin						*												
	<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans									*	*	*							
	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	*	*	*	*	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MIO	<i>Gyrodinium helveticum</i> (Penard) Y.Takano & T.Horiguchi	*	*																
	<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann					*	*										*	*	
	<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	*	*		*	*	*												
	<i>Euglenaformis proxima</i> (P.A.Dangeard)					*	*												
	M.S.Bennett & Triemer																		
EUG	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein												*	*	*		*	*	*
	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann											*	*	*					
	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg											*	*	*					
	<i>Bitrichia chodatii</i> (Reverdin) Chodat							*											
	<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof												*						
OCH	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg		*	*		*	*						*						
	<i>Pseudokephyrion entzii</i> W.Conrad								*	*									
	<i>Pseudokephyrion ovum</i> (Pascher & Ruttner) Conrad												*						

BAC; Bacillariophyta, BIG; Bigyra, CHL; Chlorophyta, CHA; Charophyta, CRY; Cryptophyta, CYA; Cyanobacteria, MIO; Miozoa, EUG; Euglenozoa, OCH; Ochrophyta

Fitoplankton türleri içerisinde sentrik diyatomelerden (Bacillariophyta) *Pantocsekiella ocellata* türünün Boraboy ve Büyük Göllerinde her örnekleme döneminde biyohacim oranı %60'ın üzerinde olmuştur. Düden ve Zinav Göllerinde de Mayıs ayında yüksek oranda bulunmuştur. Fitoplanktonda hâkim olan türlerin bulunuşu Reynolds vd. (2002)'nin belirttiği şekilde fonksiyonel grup yaklaşımı ile değerlendirilmiştir. Küçük/orta büyüklükteki göllerde bulunan *P. ocellata* türü **B** fonksiyonel grubundadır. Siyanobakteri (Cyanobacteria) türlerinden *Aphanizomenon gracile* türüne Düden ve Zinav Göllerinde Eylül döneminde yüksek oranda rastlanılmıştır. *A. gracile* türü fonksiyonel gruplardan **H1** (azot bağlayan Nostocales) grubunda yer almaktadır. Aynı şekilde siyanobakterilerden (Cyanobacteria) *Aphanocapsa delicatissima* Dipsiz Gölünde Mayıs örnekleme döneminde yüksek oranda bulunmuştur. *A. delicatissima* küçük hücreli, koloniyel, gaz vakuolsüz siyanobakterilerin (Cyanobacteria) olduğu **K** fonksiyonel grubundadır. Temmuz döneminde artan *Dolichospermum lemmermannii* ise **H2** fonksiyonel grubundadır. Göllerde artış gösteren *Cryptomonas* türleri **Y**, *Plagioselmis nannoplanctica* **X2**, Chlorophyta'dan koloni oluşturan *Botryococcus braunii* ve *Oocystis lacustris* gibi türler ise **F** fonksiyonel grubunda yer almaktadır.

Göllerin aylara göre fitoplankton biyohacim miktarları ile aylara göre filumların biyohacim bazında yüzde dağılım oranları Şekil 2'de verilmiştir. Fitoplankton biyohacmi Boraboy, Büyük ve Dipsiz Göllerinde düşükken, Düden ve Zinav Göllerinde yüksek olduğu belirlenmiştir. Dipsiz Gölünde fitoplankton biyohacmi yüksek olmamakla birlikte kompozisyonda Mayıs ve Temmuz aylarında siyanobakterilerin (Cyanobacteria) oransal artışları dikkat çekmektedir.

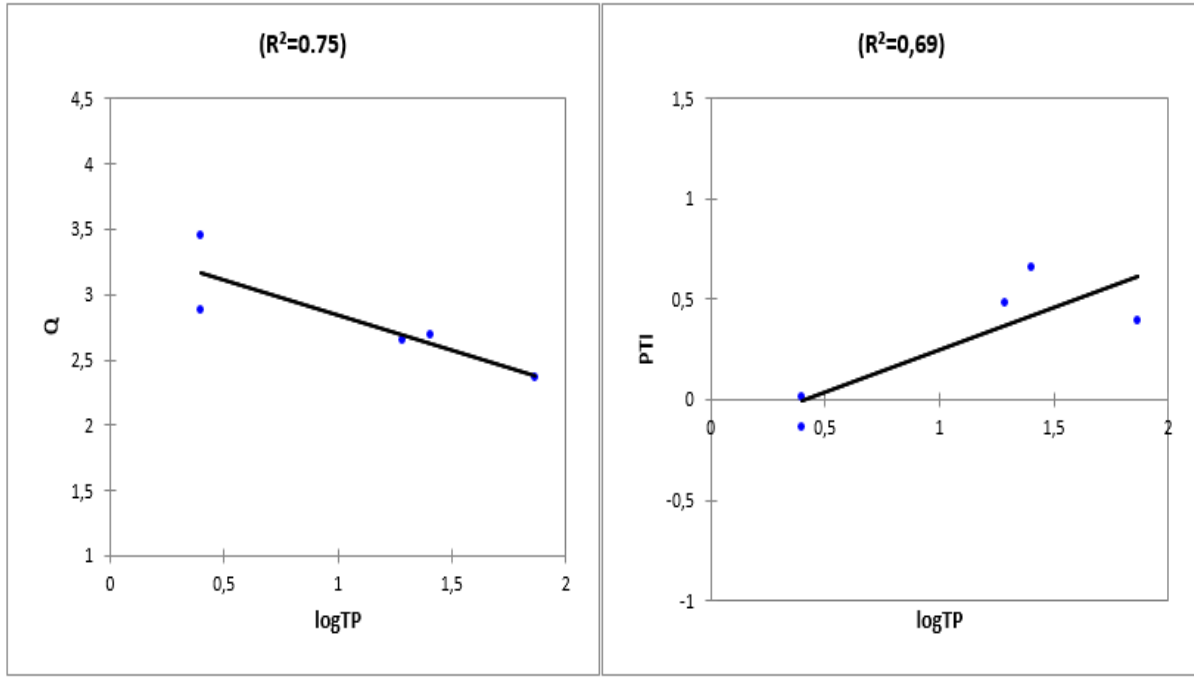
Göllerdeki fitoplankton topluluklarına ilişkin hesaplanan ortalama Q ve PTI indeksi sonuçları ile trofik durum parametreleri ile hesaplanan TSI indeksine ilişkin sonuçlar Tablo 4'te verilmiştir. Her indeks açısından Boraboy Gölü en iyi sonuçları verirken, diğer göller Q indeksi açısından orta durumu göstermektedir. Q indeksi ve PTI indeksinin logaritmik toplam fosfor değerleri ile lineer regresyon sonuçları Şekil 3'te verilmiştir. Q indeksi ve toplam fosfor arasındaki  $r^2$  oranı 0,75 çıkarken bu oran PTI indeksi için 0,69 olarak sonuçlanmıştır. Q indeksi ile ötrofikasyon parametresi olarak değerlendirilen toplam fosfor derişimi arasında negatif yönde anlamlı bir ilişki bulunmaktadır ( $p<0,05$ ). PTI ile toplam fosfor arasında ise pozitif yönde anlamlı bir ilişki bulunmaktadır ( $p<0,05$ ). Nihai değerlendirmede  $r^2$  değeri daha yüksek olan Q indeksi dikkate alınmıştır.



Şekil 2. a. Göllerde aylara göre toplam fitoplankton biyohacmi ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) b. Göllerde fitoplanktonun ait olduğu filumların toplam fitoplankton biyohacminde aylara göre oransal dağılımı (%).

Tablo 4. Göllerdeki ortalama indeks sonuçları ve kalite değerlendirmesi (koyu: iyi, italik: orta durum).

Göller	Q	PTI	TSI
Boraboy Gölü	<b>3,44</b>	<i>-0,14</i>	34 (oligotrofik)
Büyük Göl	2,88	<i>0,01</i>	30 (oligotrofik)
Dipsiz Göl	2,69	<i>0,66</i>	61 (ötrofik)
Düden Gölü	2,64	<i>0,48</i>	52 (mezotrofik)
Zinav Gölü	2,36	<i>0,39</i>	49 (mezotrofik)



Şekil 3. Q indeksi ve PTI indeksinin toplam fosfor derişimi (log TP) ile ilişkisi.

#### 4. TARTIŞMA

Türkiye’de göl su kütlelerinin belirlenmesinde 50 ha sınır olarak kabul edilmiş ve 652 adet doğal ve baraj gölü kütlesi belirlenmiştir (Anonim, 2015). Ancak 50 ha yüzey alanından küçük ve limnolojik özellikleri açısından hiçbir kayıt bulunmayan çok sayıda göl bulunmaktadır. Özellikle yüksek rakımlı ve yerleşim yerinden uzak küçük yüzey alanına sahip göller limnolojik özellikleri açısından referans özellikler taşıyabilmektedir. Bu araştırmada incelenen göllerde sınırlı sayıda limnolojik araştırma bulunmaktadır. Boraboy Gölü, zirai ve turistik aktiviteler açısından önemli olup, doğal radyoaktivite ve ağır metallerin incelendiği bir araştırmada verilerin sağlık açısından belirtilen limitler içinde kaldığı bildirilmiştir (Çetin vd., 2022). Zinav Gölünün formasyonu, turistik açısından önemi ve kirlenme durumu bildirilmiştir (Zeybek, 2002). 2013 yılında yapılan araştırmalarda dimiktik olan Zinav Gölünde ötrofikasyon ve alg artışlarının görüldüğü, besin maddeleri, klorofil *a* ve Secchi derinliği açısından gölün ötrofik/hipertrofik olduğu bildirilmiştir (Buhan vd., 2015; Buhan vd., 2018). Bu durum Zinav Gölünde siyanobakteri (Cyanobacteria) artışlarına ilişkin bulgularla benzerlik göstermekte olup, gölde ötrofikasyonun devam ettiğine işaret etmektedir.

Göllerde trofik durumu gösteren parametrelerin farklı sonuçlar belirtmesi nedeniyle Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliğinde (Anonim, 2021) göl, gölet, baraj göllerinin ötrofikasyon kriterleri TSI’ya göre tanımlanmıştır. Bu araştırma sonuçlarına göre Yeşilırmak Havzası göllerinde trofik durum Boraboy ve Büyük Gölde oligotrofik, Dipsiz Gölde ötrofik, Düden ve Zinav Göllerinde mezotrofik olarak belirlenmiştir.

Yeşilırmak Havzası derin göllerinde üç örnekleme döneminde de (Düden Gölü Eylül dönemi dışında) sürekli olarak bulunan fitoplankton, sentrik diyatomelerden (Bacillariophyta) *Pantocsekiella ocellata* türü olarak belirlenmiştir. Udovic vd. (2017)’ye göre doğal ve oligo-mezotrofik karstik derin göl sistemlerini tanımlamaktadır. Reynolds vd. (2002), *P. ocellata* türünü küçük-orta büyüklükteki göllerde tabakalaşmaya karşı hassas ışık azlığına karşı toleranslı sentrik diatomların olduğu **B** grubuna dâhil etmiştir. Çalışma alanında yer alan yüksek rakımlı ve derin göller bu durum ile benzerlik göstermektedir. Toplam fosfor derişiminin tür dağılımını etkilediği baraj göllerinde *P. ocellata* türünün trofik düzeyi düşük göllerde yaygın olduğu belirtilmiştir (Marchetto vd., 2009). Özellikle Boraboy ve Büyük Göllerinde tüm dönemlerde toplam biyohacimde yüksek oranda bulunan *P. ocellata* göllerin oligotrofik yapısıyla uyumlu sonuçlar sergilemiştir. Bu tür Dipsiz Gölünde daha düşük oranda bulunurken Düden ve Zinav Göllerinde Mayıs ayında artış göstermiştir.

Düden ve Zinav göllerinde Eylül ayında siyanobakterilerden (Cyanobacteria) *Aphazinomenon gracile* artışı gerçekleşmiş, bu tür Düden Gölünde toplam biyohacimde %98, Zinav Gölünde ise %87

oranına ulaşmıştır. *Aphanizomenon* cinsine ait türlerin fonksiyonel gruplardan **H1** (azot bağlayan Nostocales) grubunda yer aldığı ve habitat olarak ötrofik, düşük azot içeren sığ veya derin göllerde bulunduğu belirtilmiştir (Reynolds vd., 2002; Padisak vd., 2009). Besin kaynaklarının sınırlanması fitoplankton topluluğunda kompozisyonel değişimlere yol açmaktadır. Eğer azot kaynağı sınırlanırsa fitoplanktonda azot-bağlayan *Anabaena* veya *Aphanizomenon* gibi siyanobakteriler (Cyanobacteria) hâkim olmaya başlamaktadır (Padisak & Reynolds, 1998). Düden ve Zinav Göllerinin derin göl olması nedeniyle Eylül ayında tabakalaşma sonucunda besin sınırlamasının heterosistli *Aphanizomenon gracile* türünün aşırı artış göstermesine neden olduğu düşünülmektedir. Düden ve Zinav Göllerinde Eylül ayında siyanobakteri (Cyanobacteria) artışları ile birlikte toplam fitoplankton biyohacmi de en yüksek değerlerine ulaşmıştır. Siyanobakterilerden (Cyanobacteria) artış gösteren bir diğer tür *Aphanocapsa delicatissima* türüdür. Dipsiz Gölünde Mayıs ayında artış gösteren bu tür besince zengin su sütunlarında yer alan küçük hücreli, koloni oluşturan ve gaz vakuolü olmayan siyanobakterilerin (Cyanobacteria) olduğu **K** fonksiyonel gurubunda yer almaktadır. Dipsiz Gölünde *A. delicatissima* Temmuz ayında yerini *Dolichospermum lemmermannii* türüne bırakmıştır. Siyanobakterilerden (Cyanobacteria) *D. lemmermannii* **H2** grubunda yer almaktadır ve tipik olarak daha az ötrofik (daha temiz) göllerin temsilcilerinden biri olarak bildirilmiştir (Reynolds vd., 2002). Bu türün habitatı olarak oligo-mesotrofik, derin göller tanımlanmıştır (Padisak vd., 2009). *D. lemmermannii* Eylül ayında oransal olarak azalmış ve fitoplanktonda *Cryptomonas* türleri hâkim olmuştur. *Cryptomonas* türleri genellikle küçük ve zenginleşmiş göllerde **Y** fonksiyonel gurubunda yer almaktadır (Reynolds vd., 2002). Bu grup Büyük Göl dışında tüm göllerde hâkim durumda olmasa da bulunmuştur. Ayrıca *Cryptophyta* filumundan *Plagioselmis nannoplanctica* türü de sürekli bulunmuş ancak düşük sayılarda yer almıştır (Eylül ayında Düden Gölü dışında). Bu tür Reynolds vd. (2002)'ye göre mezo-ötrofik göllerin temiz-karışan tabakalarında yer alan **X2** grubunda tanımlanmıştır. Bu çalışmanın sonucuna göre *Plagioselmis nannoplanctica* türünün bahar ve yaz aylarında oligotrofik/mezotrofik küçük ve derin göllerin fitoplanktonunun daimi bir temsilcisi olduğu söylenebilir. Yeşilirmak Havzası göllerinde tür çeşitliliği en fazla olan ve fitoplanktonda hâkim olmasa da bulunan fonksiyonel gruplardan biri de **F** grubudur (Reynolds vd., 2002). Bu grubun tipik temsilcileri *Botryococcus braunii* ve *Oocystis lacustris* gibi koloni oluşturan yeşil alglerdir. *Botryococcus* ve *Oocystis* cinslerine ait türlerin kirlenmeye karşı hassas türler oldukları belirtilmiştir (WISER, 2023). Sonuç olarak, Yeşilirmak havzasında çalışılan yüksek rakımlı, derin ve küçük göllerin fitoplankton topluluklarının genel olarak göllerin trofik durumu ile örtüştüğü söylenebilir.

Bu çalışmada fitoplankton kompozisyonuna dayalı Q ve PTI indekslerinin su kalitesi parametrelerinden toplam fosfor ile ilişkisi incelenmiştir. Fitoplankton göllerin ekolojik durumlarının incelenmesinde kullanılan bir anahtar topluluktur. Özellikle göllerdeki su kalite değişimlerinin izlenmesi ve yorumlanmasında bir erken-uyarı indikatörü olarak kullanılabilir. Yeşilirmak havzasında incelenen göllerde Q ve PTI indeksleri toplam fosfor ile ilişkili bulunmuştur. Fitoplanktonun incelenmesinde kullanılan 7 indeks Avrupa'da 32 gölde incelenmiş ve bu indekslerin çevresel değişkenlerle ve ötrofikasyonun göstergesi olan toplam fosfor derişimi ile ilişkili olduğu belirtilmiştir (Thackeray vd., 2013). Akdeniz'de baraj göllerinde tür kompozisyonunu kontrol eden temel faktörün toplam fosfor olduğu belirtilmiştir (Marchetto vd., 2009). Derinlik, rakım ve yüzey alanı göllerin tipolojisinin belirlenmesinde kullanılan kriterlerdendir (Solheim vd., 2009). Yeşilirmak Havzasının küçük, derin ve yüksek rakımlı göllerinin fitoplankton çeşitliliği, kompozisyonu ve trofik durumunun tanımlanması, göllerde ileride oluşabilecek değişimlerin yorumlanmasına ve aynı tipolojideki göllerle karşılaştırma yapılmasına katkı sağlayacaktır.

## 5. SONUÇ

Yeşilirmak havzasının yüksek rakımlı, derin, tabakalaşma görülen ve küçük (50 ha'dan küçük) göllerinin fitoplanktonuna ilişkin değerler Avrupa Birliği Su Çerçeve Direktifine göre tipe özgü referans değerlerin, biyolojik kalitenin ve ekolojik kalite oranının belirlenmesinde değerlendirilebilir. Bu çalışma ile aynı havza içerisinde tipolojisi aynı olan göllerde (yüksek rakımlı, küçük ve derin) fitoplanktonun kompozisyonuna dayalı indekslere ilişkin bilgiler elde edilmiştir.

Göller çok çeşitli baskılar altında değişmektedir. Bu nedenle düzenli izlemelerin yapılması ve sürdürülebilirliği sağlamak üzere önlemler alınması gerekmektedir.



## TEŞEKKÜR

Bu çalışma, T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü uhdesinde yürütülen “Türkiye’de Referans İzleme Ağının Kurulması Projesi” kapsamında elde edilen veriler kullanılarak hazırlanmıştır.

## FİNANS

Bu çalışma T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü tarafından desteklenmiştir (Proje No: 2011K050400).

## ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan etmektedir.

## YAZAR KATKILARI

Çalışma kurgusu, veri analizi: TÇ, ND; makale yazımı: TÇ, ND, TC; örneklerin alınması, laboratuvar çalışması: TC, ND; Metodoloji: TÇ, ND; Denetleme: TÇ. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

## ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

## VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Araştırma verileri paylaşılmaz.

## KAYNAKLAR

- Addinsoft. (2014). XLSTAT 5.03. Addinsoft, USA.
- Anonim. (2022). Yeşilirmak havzası kuraklık yönetim planı stratejik çevresel değerlendirme kapsam belirleme raporu. T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü Taşkın ve Kuraklık Yönetimi Dairesi Başkanlığı, Ankara.
- Anonim. (2021). Yerüstü su kalitesi yönetmeliği. 16.06.2021 tarih ve 31513 sayılı Resmi Gazete.
- Anonim. (2019). Biyolojik izleme tebliği. 21.06.2019 tarih ve 30808 sayılı Resmi Gazete.
- Anonim. (2015). Türkiye’de havza bazında hassas alanların ve su kalitesi hedeflerinin belirlenmesi projesi. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü.
- Anonim. (2014a). Ulusal havza yönetim stratejisi. Orman ve Su İşleri Bakanlığı.
- Anonim. (2014b). Yüzeysel sular ve yeraltı sularının izlenmesine dair yönetmelik. 11.02.2014 tarih ve 28910 sayılı Resmi Gazete.
- Anonim. (2012). Su havzalarının korunması ve yönetim planlarının hazırlanması hakkında yönetmelik. 17.10.2012 tarih ve 28444 sayılı Resmi Gazete.
- Anonim. (2010). Yeşilirmak havza koruma eylem planı. Çevre ve Orman Bakanlığı.
- APHA. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. American Water Works Association, Water Environment Federation, 22nd Edition.
- Buhan, E., Kaymak, N., Akın, Ş., & Turan, H. (2018). Trophic pathways from pelagic and littoral sources supports food web in an eutrophic natural lake (Lake Zinav, Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(2), 99-107. [https://doi.org/10.4194/1303-2712-v19\\_2\\_02](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v19_2_02)
- Buhan, S. D., Bektaş, N., Koçer, M. A. T., Doğan, H. M., Buhan, E., & Polat, F. (2015). Trophic status and threats in Zinav Lake (Tokat/Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(1a), 203-207.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Çelekli, A., Kayhan, S., & Çetin, T. (2020). First assessment of lakes’ water quality in Aras River catchment (Turkey); Application of phytoplankton metrics and multivariate approach. *Ecological Indicators*, 117, 106706. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106706>
- Çelekli, A., Toudjani, A. A., Lekesiz, H. Ö., Kayhan, S., & Çetin, T. (2018). Bioassessment of ecological status of three Aegean reservoirs based on phytoplankton metrics. *Turkish Journal of*

- Water Science and Management*, 2(1), 76-99. <https://doi.org/10.31807/tjwsm.363608>
- Çetin, B., Canımkbey, B., & Gül, M. (2022). Boraboy Lake from Amasya Turkey: natural radioactivity and heavy metal content in water, sediment, and soil. *Arabian Journal of Geosciences*, 15, 513. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09732-w>
- Demir, A. N., Fakıoğlu, Ö., & Dural, B. (2014). Phytoplankton functional groups provide a quality assessment method by the Q assemblage index in Lake Mogan (Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 38, 169-179. <https://doi.org/10.3906/bot-1301-60>
- DSİ. (2023). *Toprak su kaynakları*. <https://www.dsi.gov.tr/Sayfa/Detay/754>.
- Guiry, M. D., & Guiry, G. M. (2021). AlgaeBase. World-wide electronic publication. Galway: National University of Ireland.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U., & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35, 403-424. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x>
- Huber-Pestalozzi, G. (1950). *Das phytoplankton des süßwassers*, 3 Teil. Cryptophyceen,, Chloromonadien, Peridineen. In: A. Thienemann (Ed), Die Binnengewasser, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhhandlung, Stuttgart.
- Huber-Pestalozzi, G. (1942). *Das phytoplankton des süßwassers*, 2 Teil. Diatomeen. In: A. Thienemann (Ed), Die Binnengewasser, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhhandlung, Stuttgart.
- John, D. M., Whitton, B. A., & Brook, A. J. (2002). *The freshwater algal flora of the British Isles*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kızıllarslan, N., & Ünal, T. (2014). Tokat ilinin ekoturizm/kırsal turizm potansiyeli ve Swot analizi. *Gaziosmanpaşa Bilimsel Araştırma Dergisi*, 9, 45-61
- Komarek, J., & Fott, B. (1983). *Chlorococcales*, 7. Teil. 1.Hälfte. In: J. Elster and W. Ohle (Eds). Das Phytoplankton des Süßwassers, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhhandlung, Stuttgart.
- Kratzer, C. R., & Brezonik, P. L. (1981). A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 17, 713-715. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x>
- Lind, M. E., & Brook, A. J. (1980). *A key to the commoner desmids of the English Lake District*. Freshwater Biological Association Scientific Publications, 123.
- Marchetto, A., Padedda, B. M., Mariani, M. A., Luglie, A., & Sechi, N. (2009). A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep Mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, 68(1), 106-121. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2009.106>
- Olenina, I., Hajdu, S., Edler, L., Andersson, A., Wasmund, N., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Huseby, S., Huttunen, M., Jaanus, A., Kokkonen, P., Ledaine, I., & Niemkiewicz, E. (2006). Biovolumes and Size-Classes of Phytoplankton in the Baltic Sea. Helsinki: HELCOM Baltic Sea Environment Proceedings, 106.
- Padisak, J., Crossetti, L. O., & Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 612, 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0>
- Padisak, J., Borics, G., Grigorszky, I., & Soroczki-Pinter, E. (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1393-9>
- Padisak, J., & Reynolds, C. S. (1998). Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, 384, 41-53. <https://doi.org/10.1023/A:1003255529403>
- Phillips, G., Lyche-Solheim, A., Skjelbred, B., Mischke, U., Drakare, S., Free, G., Jarvinen, M., Hoyos, C., Morabito, G., Poikane, S., & Carvalho, L. (2013). A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 704, 75-95. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1390-8>
- Popovski, J., & Pfiester, L. A. (1990). *Dinophyceae (Dinoflagellida)*, Band 6. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fisher Verlag, Jena.
- Prescott, G. W. (1973). *Algae of the Western Great Lakes Area, 5th edition*. Wm C Brown Company Publishers, Dubuque.

- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, K., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24, 417–428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195, 260-262.
- Sevindik, T. O., Tunca, H., Gönüloğlu, A., Gürsoy, N., Küçükkaya, Ş. N., & Kınalı, Z. (2017). Phytoplankton dynamics and structure, and ecological status estimation by the Q assemblage index: a comparative analysis in two shallow Mediterranean lakes. *Turkish Journal of Botany*, 41, 25-36. <https://doi.org/10.3906/bot-1510-22>
- Solheim, A. L., Globevnik, L., Austnes, K., Kristensen, P., Moe, S. J., Persson, J., Phillips, G., Poikane, S., van de Bund, W., & Birk, S. (2019). A new broad typology for rivers and lakes in Europe: development and application for large-scale environmental assessments. *Science of the Total Environment*, 697, 134043. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134043>
- Şenol, E. (2018). Boraboy Gölü (Amasya) ve çevresinin, rekreasyonel amaçlı kullanımından kaynaklanan başlıca sorunları. *Doğu Coğrafya Dergisi*, 23, 95-112. <https://doi.org/10.17295/ataunidcd.412503>
- Thackeray, S. J., Noges, P., Dunbar, M. J., Dudley, B. J., Skjelbred, B., Morabito, G., Carvalho, L., Phillips, G., Mischke, U., Catalan, J., de Hoyos, C., Laplace, C., Austoni, M., Padedda, B. M., Maileht, K., Pasztaleniec, A., Jarvinen, M., Solheim, A. L., & Clarke, R. T. (2013). Quantifying uncertainties in biologically-based water quality assessment: A pan-European analysis of lake phytoplankton community metrics. *Ecological Indicators*, 29, 34-47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.010>
- TS EN 15204. (2006). Su kalitesi - değiştirilmiş mikroskopi yöntemi (Utermöhl technique) kullanılarak fitoplanktonların sayılmasına dair standart kılavuz.
- Udovic, M. G., Cvetkoska, A., Zutinic, P., Bosak, S., Stankovic, I., Spoljaric, I., Mrcic, G., Borojevic, K. K., Cukurin, A., & Plenkovic-Moraj, A. (2017). Defining centric diatoms of most relevant phytoplankton functional groups in deep karst lakes. *Hydrobiologia*, 788, 169–191. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2996-z>
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung der theoretische und Angewandte Limnologie*, 5, 567–596
- Wetzel, R. G. (1983). *Limnology*. W. B. Saunders Co., Philadelphia.
- WISER. (2023). *Appendix 1*. [http://wiser.eu/download/D3.1-1\\_annex\\_draft.pdf](http://wiser.eu/download/D3.1-1_annex_draft.pdf).
- Zeybek, H. İ. (2002). Sinan (Zinav) Gölü (Reşadiye-Tokat). *Türk Coğrafya Dergisi*, 38, 105-120.
- Zeybek, H. İ. (2004). Büyük Göl (Reşadiye-Tokat). *Doğu Coğrafya Dergisi*, 12, 293-308.

## Investigation of Cephalosporin and Heavy Metal Resistance of *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa* Strains Isolated from Hospital Sewage in Türkiye

Türkiye’de Hastane Kanalizasyonundan İzole Edilen *Aeromonas hydrophila* ve *Pseudomonas aeruginosa* Suşlarının Sefalosporin ve Ağır Metal Dirençliliğinin Araştırılması

Fatih Matyar<sup>1\*</sup> 

<sup>1</sup>Çukurova University, Faculty of Education, Department of Maths and Science Education, 01330 Sarıçam, Adana, Türkiye

\*Corresponding author: [fmattyar@cu.edu.tr](mailto:fmattyar@cu.edu.tr)

Received: 23.01.2023

Accepted: 03.04.2023

Published: 01.12.2023

**How to Cite:** Matyar, F. (2023). Investigation of Cephalosporin and heavy metal resistance of *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from hospital sewage in Turkey. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 312-322. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1241122>

**Abstract:** In this study, 89 strains of *Aeromonas hydrophila* and 88 strains of *Pseudomonas aeruginosa* were isolated from the sewage of a university hospital in Turkey. The resistance of these bacterial isolates to 11 different cephalosporin classes’ antibiotics belonging to four generations and to 4 heavy metals was investigated. Cadmium, lead, manganese, and zinc are the heavy metals employed. There was a high incidence of resistance to cefazolin (98.9%), cefaclor (98.9%), and cefprozil (97.8%) among the *A. hydrophila* isolates. Lower resistance to cefoxitin (30.3%), cefepime (30.3%), and ceftazidime (31.4%) were found. Cefazolin, cefuroxime, cefaclor, and cefoxitin resistance was found to be (100%) among the *P. aeruginosa* isolates. Moreover, resistance rates to cefprozil (98.9%), cefixime (96.6%), and ceftizoxime (85.2%) were detected. No isolates of *P. aeruginosa* were showed resistance to ceftazidime, cefepime and ceftiprome. Multiple antibiotic resistance (MAR) indexes ranged from 0.27 to 1.0 among *A. hydrophila* isolates and from 0.46 to 0.72 among *P. aeruginosa* isolates. All of the *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates showed resistance to cadmium. *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates showed low resistance to lead of 6.7% and 2.2% respectively. Results indicate that both species are easily recovered in hospital sewage and these species gained resistance to different generations of cephalosporins and heavy metals.

### Keywords

- *Aeromonas hydrophila*
- *Pseudomonas aeruginosa*
- Antibiotic resistance
- Heavy metal resistance

**Özet:** Bu çalışmada Türkiye’de bir üniversite hastane kanalizasyonundan 89 adet *Aeromonas hydrophila* ve 88 adet *Pseudomonas aeruginosa* suşu izole edilmiştir. Bu bakteriyel izolatların dört kuşağa ait 11 farklı sınıf sefalosporin antibiyotiğine ve 4 farklı ağır metale karşı dirençliliği araştırılmıştır. Kullanılan ağır metaller kadmiyum, kurşun, manganez ve çinkodur. *A. hydrophila* izolatları arasında sefazoline (%98,9), sefaklor (%98,9) ve sefprozile (%97,8) karşı yüksek insidanda dirençlilik bulunmuştur. Sefoksitin (%30,3), sefepim (%30,3) ve seftazidime (%31,4), karşı dirençlilik daha düşük bulunmuştur. *P. aeruginosa* izolatları arasında sefazoline, sefuroksime, sefaklor ve sefoksitine dirençlilik (%100) olarak bulunmuştur. Ayrıca, sefprozile (%98,7), sefiksime (%96,6) ve seftizoksime (%85,2), oranında karşı dirençlilik tespit edilmiştir. Hiçbir *P. aeruginosa* izolatu seftazidim, sefepim ve sefpiroma karşı dirençlilik göstermemiştir. *A. hydrophila* izolatları arasında çoklu antibiyotik dirençliliği (ÇAD) indeksi 0,27 den 1,0’e kadar ve *P. aeruginosa* ÇAD indeksi 0,46’dan 0,72 aralığında değişiklik göstermiştir. Tüm *A. hydrophila* ve *P. aeruginosa* izolatları kadmiyuma karşı dirençlilik göstermiştir. *A. hydrophila* ve *P. aeruginosa* izolatları kurşuna karşı sırasıyla %6,7 ve %2,2 oranında düşük dirençlilik göstermişlerdir. Sonuçlar her iki türün de hastane kanalizasyonundan kolaylıkla izole edilebildiğini ve bu türlerin farklı kuşak sefalosporinlere ve ağır metallere karşı dirençlilik kazandığını göstermektedir.

### Anahtar kelimeler

- *Aeromonas hydrophila*
- *Pseudomonas aeruginosa*
- Antibiyotik dirençliliği,
- Ağır metal dirençliliği

## 1. INTRODUCTION

Among the beta-lactam class antibiotics, cephalosporins are the most widely used for the treatment



of infectious diseases caused by both Gram-negative and Gram-positive bacteria (Wang et al., 2017). Since they were discovered by Giuseppe Brotzu in 1945, cephalosporins have become the most popular antibiotics worldwide. Cephalosporins, which are derived from cephalosporium mold, are a group of broad-spectrum, semi-synthetic beta-lactam antibiotics. They are divided into three groups: cephalosporins N, C, and P. Semi-synthetic, broad-spectrum cephalosporins have been produced by adding different side chains to the cephalosporin C base. Cephalosporins are classified according to the chronological order in which they were produced. Currently, there are five different generations of cephalosporin that are used in the treatment of infections. Many of the different antibiotic residues are discharged into hospital sewage. Because of the lack of appropriate treatment of hospital sewage water in developing countries, a large number of bacteria, particularly pathogenic species, could gain resistance from these types of antibiotic residues. Moreover, many antibiotic-resistant pathogenic bacteria could be found near the hospital and domestic sewage discharging systems (Choi et al., 2003).

In the last fifty years, the widespread use of antibiotics in human and animal infectious diseases has increased the number of resistant bacteria included as pathogenic species. Many studies have shown the transmission of drug-resistant bacteria from the environment to humans through the food chain or through contact with animals (Witte, 1998). Gene transfer mechanisms in aquatic environments are widely common between bacteria. The most known mechanism for drug-resistant gene transfer is by mobilizing self-transmissible plasmids in conjunction with transposons, IS-elements, and integrons (Tennstedt et al., 2003).

Hospitals discharge a considerable amount of water every day. Mishra et al. (2016) reported that the wastewater generated by developing countries varies from 200 to 400 L/day/bed, while in developed countries, it varies from 400 to 1200 L/day/bed. It is well known that hospital effluent water can contain many hazardous residues such as chemicals (heavy metals), radioactive and pharmaceutical substances, and various toxic remains. Such wastewater, if not treated with appropriate methods, can affect a change in environmental balance (Gautam et al., 2007). Heavy metals have a toxic effect on microorganisms and block enzymatic actions, impair nucleic acids, and disrupt cell membrane functions (Gadd, 1992). As a result of discharging untreated hospital effluent water into aquatic environments, water pollution due to toxic metals and antibiotic residues has posed important issues in aquatic environments because pathogenic microorganisms can gain resistance after exposure to these kinds of agents (Jana & Bhattacharya, 1988). In most countries, including India (Balakrishna et al., 2017) and Spain (Gutierrez-Sanchez et al., 2022), very few studies were carried out for the treatment of hospital wastewater. However, a large amount of untreated wastewater is discharged from hospitals (McCarthy et al., 2021).

*Aeromonas hydrophila* and *P. aeruginosa*, which are opportunistic Gram-negative pathogens, have recently attracted much interest. There are some studies regarding antibacterial and heavy metal resistance of *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolated from different sources, such as from aquatic environments (Piotrowska & Popowska, 2014), domestic water (Hassani et al., 1992), aquaculture (Matyar, 2007), fish (Filik et al., 2021), soil (Malik & Jaiswal, 2000), and nosocomial infections (Micek et al., 2015; Song et al., 2018). The present study is the first to determine the prevalence and resistance of *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* from hospital sewage in Turkey to cephalosporins and heavy metals. The aims of the present work were investigate the cephalosporin and heavy metal resistivity of the *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolated from hospital sewage to determine the frequency of bacterial resistivity and possible relationship between antibiotic and metal resistance.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1. Sampling

Hospital sewerage samples were collected from 0-20 cm using sterile 250 ml bottles (APHA, 1992). All of the samples were transported to the laboratory in an ice chest and processed within 3 hours of collection. A total of 24 samples were examined for the presence of *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa* from Cukurova University Balcali Hospital.

### 2.2. Isolation of *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa*

For the isolation of *A. hydrophila* and *P. aeruginosa*, 25 ml of each water sample was inoculated

into 225 ml of alkaline peptone water (pH 8.6) with 1% NaCl (w/v) and incubated at 30 °C for 24 h. Then, the samples were plated onto selective media for each species (*Aeromonas* medium base (Ryan) (Oxoid) and *Pseudomonas* isolation agar (Difco)) and then incubated at 30 °C for 24-72 h. For each 500 mL *Aeromonas* medium base, 1 vial of ampicillin selective supplement was used. The final pH was adjusted to 8.0 at 25 °C. Presumptive *A. hydrophila* isolates were obtained from the *Aeromonas* medium based on colony morphology (good growth; opaque colonies with dark centers). *A. hydrophila* was identified based on the findings of Gram-negative rods, fermentation of D-glucose, a positive oxidase test, motility and the absence of growth in 6.5% sodium chloride (Ko et al., 2000).

The isolates were considered to be presumptive *P. aeruginosa* if they were Gram-negative rods that produced green to blue-green fluorescent colonies on *Pseudomonas* isolation agar, were oxidase- and catalase-positive and were glucose oxidative and positive for citrate.

Presumptive *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* colonies were subcultured on tryptone soy agar (Oxoid) at 30 °C for 24 hours to obtain at least two consecutive pure cultures. The identity was confirmed using the Becton and Dickinson Crystal E/NF ID system (BBL, Md, USA). These strains were identified using E/NF identification software (BBL, Md, USA). A number of isolates (20%) were re-examined to determine the reproducibility of the test.

### 2.3. Antibiotic resistance tests

In this study, antibiotic resistance was determined using the disc diffusion method (NCCLS, 1997) and Mueller-Hinton agar (Difco). A total of eleven different antibiotics were selected from the cephalosporin class and represented 4 different generations used in this study, as shown below. Cefazolin (CZ, 30 µg), cefuroxime (CXM, 30 µg), cefoxitin, FOX 30 µg), cefaclor (CEC 30 µg), cefprozil (CPR, 30 µg), ceftizoxime (ZOX, 30 µg), cefixime (CFM, 5 µg), cefotaxime (CTX, 30 µg), ceftazidime (CAZ, 30 µg), cefepime (FEP, 30 µg), and cefpirome (CPO, 30 µg) were used. The isolates were determined to be sensitive according to the information supplied by the manufacturer (BBL, Md, USA).

The reference strains *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 27853 and *Escherichia coli* ATCC 25922 were used as control organisms for verification of the antibacterial effect of the discs, as recommended by NCCLS (1997). All discs were purchased from Becton Dickinson (BBL, Md, USA).

For all isolates, the MAR (multiple antibiotic resistance) index values were calculated (a/b, where 'a' represents the number of antibiotics the isolate was resistant to, and 'b' represents the total number of antibiotics the isolate was tested against). A MAR index value >0.2 is observed when the isolates are exposed to high-risk sources of human or animal contamination, where antibiotics use is common; in contrast, a MAR index value ≤ 0.2 is observed when antibiotics are seldom or never used (Krumperman, 1983).

### 2.4. Determination of the minimal inhibitory concentration (MIC) of heavy metals

In this work, the MIC of four different heavy metals ( $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$ ,  $\text{Mn}^{+2}$  and  $\text{Zn}^{+2}$ ) was determined for each strain using Mueller-Hinton agar (Difco) containing each heavy metal in concentrations ranging from 12.5 µg/mL to >3200 µg/mL. The following four heavy metals were used in the compounds  $\text{CdCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , and  $\text{ZnCl}_2$  (Merck). The isolates were considered resistant if the MIC values exceeded that of the control organism. An *Escherichia coli* K-12 strain was used as the control organism as described by Ansari and Malik (2007).

## 3. RESULTS AND DISCUSSION

### 3.1. *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa* isolates

In this work, a total of 89 *A. hydrophila* and 88 *P. aeruginosa* isolates were obtained from hospital sewage. Rhodes et al. (2000) isolated 72 mesophilic aeromonads from untreated hospital sewage in their work. Rahman et al. (2009) isolated 201 *Aeromonas* spp. in their study, which was performed in a duckweed aquaculture-based hospital sewage water recycling system in Bangladesh. In another study, 97 *Aeromonas* spp. strains were isolated from Southern Turkey's fresh and brackish water by Matyar et al. (2007). In Brasil, 25 *P. aeruginosa* isolates were recovered from raw hospital effluent (Magalhães et al., 2016). Hospital wastewater contains high amounts of pathogenic microorganisms including *P. aeruginosa* and *A. hydrophila*. As a member of the genus *Aeromonas*, *A. hydrophila* is found in a wide range of habitats, including soil and different types of aquatic sources. This

microorganism is even found in hospital water supply systems (Picard & Goulled, 1987). *A. hydrophila* is capable of secreting different types of extracellular enzymes, including lipase and aerolysin (Li et al., 2015). Both immunocompetent and immunocompromised patients are susceptible to *Aeromonas*-acquired infections. Infections caused by *Aeromonas* in humans include septicaemia, soft tissue infections, acute gastroenteritis, hepatobiliary tract infections, and occasionally pleuropulmonary infections (Janda & Abbott, 1998). Kueh et al. (1992) researched the probability of wound infection with sewage-related microorganisms following exposure to contaminated seawater. The authors determined that *A. hydrophila*, *Vibrio cholerae*, *Vibrio alginolyticus* and *Vibrio parahaemolyticus* were among the bacteria that were able to cause different kinds of infections. Furthermore, the authors observed that these bacteria were present in coastal waters and even in unpolluted regions.

The other species isolated in this study, *P. aeruginosa* is a bacterium that is common in humid and aquatic environments such as on plants and in soil, fresh and brackish water. This bacterium can also colonize hospital environments. These environments may include shower rooms and sinks, and thus, it is a common cause of hospital-acquired infections (Kerr & Snelling, 2009). As an opportunistic human pathogen, *P. aeruginosa* is a leading aetiological factor of nosocomial infections, especially in immunocompromised patients (Cross, 1985). This bacterium shows a noteworthy capability to resist different classes of antibiotics either intrinsically or following the acquisition of different resistance genes.

### 3.2. Resistance patterns against cephalosporins

As shown in Table 1, a high percentage of *A. hydrophila* isolates were found to be resistant to first- and second-generation cephalosporin. A total of 98.9%, 98.9%, and 97.8% of *A. hydrophila* isolates were found to be resistant to cefazolin, cefaclor, and cefprozil, respectively. Conversely, *A. hydrophila* isolates showed relatively low resistance to third- and fourth-generation cephalosporin: 46.1%, 46.1%, 41.1%, and 31.1% were resistant to ceftizoxime, cefixime, cefotaxime and ceftazidime (third-generation cephalosporins), respectively, and 43.8% and 30.3% were resistant to ceftipime and cefepime (fourth-generation cephalosporins), respectively. The trend of resistance among all *A. hydrophila* isolates to the eleven antibiotics was the following:

CZ=CEC>CPR>CXM>ZOX=CFM>CPO>CTX>CAZ>FOX=FEP.

In a study performed in German intensive care units, a dramatic increase in resistance to third-generation cephalosporin was found among *E. coli* isolates between 2001 to 2008 (Meyer et al., 2010).

**Table 1.** Percentage of resistant isolates of *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa* from hospital sewage in Turkiye to 4 different generations of cephalosporins. The number of isolates is shown at the top of each column.

Generation of cephalosporins	Antibiotic	Percentage of resistant isolates	
		<i>Aeromonas hydrophila</i> N=89	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> N=88
I.	Cefazolin (CZ, 30 µg)	98.9	100.0
II.	Cefuroxime (CXM, 30µg)	48.3	100.0
	Cefoxitin (FOX, 30 µg)	30.3	100.0
	Cefaclor (CEC, 30 µg)	98.9	100.0
	Cefprozil (CPR, 30 µg)	97.8	98.9
III.	Ceftizoxime (ZOX, 30 µg)	46.1	85.2
	Cefixime (CFM, 5 µg)	46.1	96.6
	Cefotaxime (CTX, 30 µg)	41.6	20.5
	Ceftazidime (CAZ, 30 µg)	31.4	-
IV.	Cefepime (FEP, 30 µg)	30.3	-
	Cefpirome (CPO, 30 µg)	43.8	-

N: The numbers of isolates

Matyar et al. (2010) found a high percentage of *Aeromonas* spp. resistant to cefazolin (66.6%). The incidence of resistance to antibiotics among *Aeromonas* spp. isolated from aquatic environments is rapidly increasing (Rhodes et al., 2000).

Among the *P. aeruginosa* isolates all of the strains showed resistance to the first- generation cephalosporin cefazolin (100%). Therewithal, all of the *P. aeruginosa* isolates showed resistance to three of four second-generation cephalosporins tested: cefuroxime (100%), cefoxitin (100%) and cefaclor (100%). Similarly, a high percentage of *P. aeruginosa* isolates were found resistant to two of four third-generation cephalosporins: cefixime (96.6%) and ceftizoxime (85.2%). Conversely, these isolates showed a low resistance to cefotaxime (20.5%) (a third-generation cephalosporin). None of the *P. aeruginosa* isolates showed resistance to ceftazidime (a third-generation cephalosporin), cefepime or cefpirome (fourth-generation cephalosporins). The trend of resistance among *P. aeruginosa* isolates for cephalosporin class antibiotics was found to be the following:

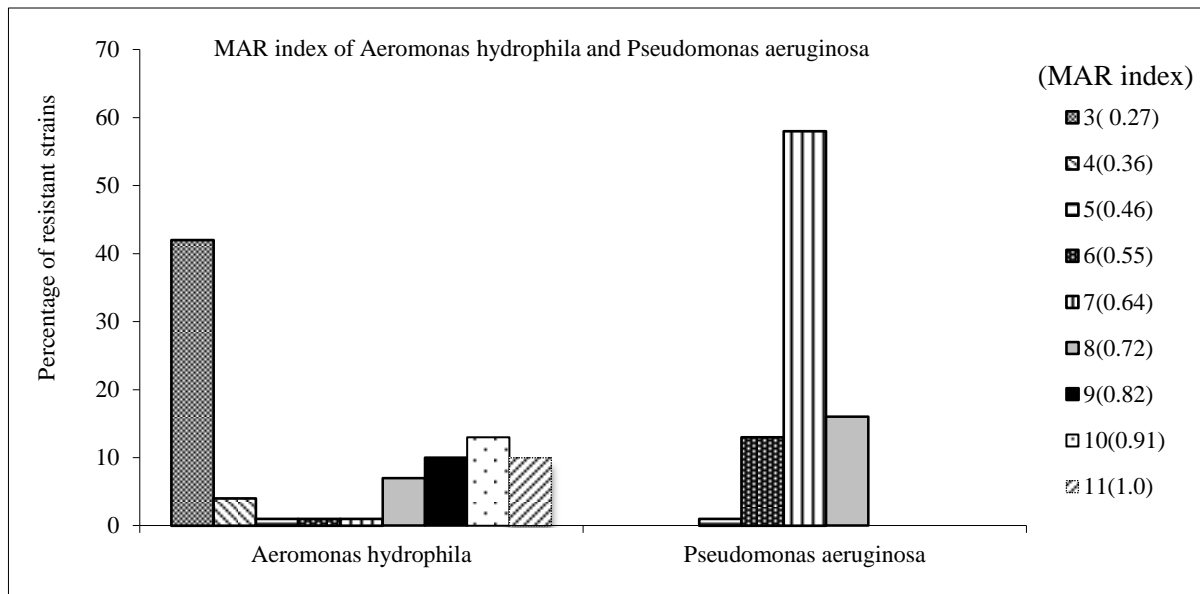
CZ=CXM=FOX=CEC>CPR>CFM>ZOX>CTX>CAZ=FEP=CPO (Table 1).

These results revealed that the resistance to fourth-generation cephalosporins, was relatively infrequent among the *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates. Matyar et al. (2010) found in their study, which was performed at Iskenderun Bay, Turkey, that a high percentage of *Pseudomonas* isolates were resistant to cefazolin (84.8%) and cefuroxime (71.7%). The findings of this study were similar with the results of Matyar et al. In contrast, Blandino et al. (2004) found that 33.3% and 16.7% of 108 clinical isolates of *P. aeruginosa* were resistant to ceftazidime and cefepime, respectively. Kato et al. (2015) indicated that the most used antibiotic class against *Pseudomonas* was cephalosporin from 2009 to 2010 and in 2012 in a university hospital in Japan. Recent studies have shown that among *P. aeruginosa* isolates the resistance to antimicrobials can be transferred by transduction (Masuda & Ohya, 1992), conjugation (Watanabe et al., 1991) or transposition (Yobe et al., 1996). Ben-Mahrez et al. (1999), which indicates that clinical isolates of *P. aeruginosa* expressed an inducible chromosomal cephalosporinase in their study.

### 3.3. Multiple antibiotic resistance index

In this study, *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates, which were resistant to three or more antibiotics, were designated as multiple-antibiotic resistant. A high frequency of multi-resistant *A. hydrophila* was found in this study. MAR index values ranged from 0.27 to 1.0 for this species (Figure 1). Matyar et al. (2007) found that MAR index values ranged from 0.2 to 0.8 for *A. hydrophila* isolates from environmental water in their work performed in southern Turkey.





**Figure 1.** Antibacterial multi-resistance of *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa* isolated from hospital sewage in Turkey.

The findings of this study were similar to those of Radu et al. (2003), who detected a high percentage of multiple resistant *Aeromonas* spp. from retail fish in Malaysia. In this work, MAR index values ranged from 0.46 to 0.72 for *P. aeruginosa* isolates. Magalhães et al. (2016) found that MAR index values were between 0.21-0.86 for *P. aeruginosa* isolated from a stream receiving effluents from ineffective hospital wastewater treatment plants. Because of multiple inherent resistance mechanisms and the presence of a lipopolysaccharide outer membrane and efflux pumps (Fair & Tor, 2014), Gram-negative bacteria create a problem for the treatment of infectious diseases. Uncontrolled or misuse of different classes of antibiotics for the treatment of infectious diseases promotes resistance to antibiotics among bacteria. In addition, the hospital sewage environment may be a powerful incubator for new combinations of virulence properties of bacteria. In the last decade, there has been an increased effort toward controlling the use of antibiotics and promoting public awareness of the cautious use of antibiotics.

### 3.4. Heavy metal resistance

In the present study, resistance to four heavy metals ( $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$ ,  $\text{Mn}^{+2}$  and  $\text{Zn}^{+2}$ ) was investigated for all of the *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates. The trend in heavy metal resistance was  $\text{Cd} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Pb}$  for *A. hydrophila* and  $\text{Cd} = \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Pb}$  for *P. aeruginosa* isolates (Table 2). The resistance to four heavy metals for *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates was as follows: to cadmium, 100.0% and 100.0%; to manganese, 97.8% and 100.0%; to zinc, 51.7% and 100.0%; and to lead, 6.7% and 2.2%, respectively. In a study performed in bacterial isolates from sea water by Altug & Balkis (2009), it was found that the trend in resistance to seven heavy metals was  $\text{Cu} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Fe}$ . Matyar et al. (2012) in their study in Iskenderun Bay found a trend in heavy metal resistance of  $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Pb}$ . The findings of present research were similar with the results of Matyar et al.

In this study, the minimal inhibitory concentrations (MIC) of the *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates ranged from 25  $\mu\text{g/ml}$  to 3,200  $\mu\text{g/ml}$ . *P. aeruginosa* isolates showed higher resistance to manganese and zinc than did the *A. hydrophila* isolates. Conversely, *A. hydrophila* isolates showed higher resistance to lead than did the *P. aeruginosa* isolates. Resistance to cadmium was similar between *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates. Tolerance to the highest MIC ( $>3,200\mu\text{g/ml}$ ) of manganese was only found in *A. hydrophila* isolates. A total of 93.3% of *A. hydrophila* isolates showed resistance to the highest MIC of manganese. It is known that aside from antimicrobial residues, there are a significant number of radioactive elements and heavy metals in hospital effluent water.

**Table 2.** Heavy metal tolerance in *Aeromonas hydrophila* and *Pseudomonas aeruginosa* from hospital sewage in Turkey.

Heavy metal/ species	Number of total isolates	Metal concentrations ( $\mu\text{g/mL}$ ) with the number of tolerant isolates									Resistant isolates	
		25	50	100	200	400	800	1600	3200	>3200	n	%
Cadmium		<b>a</b>										
<i>Aeromonas hydrophila</i>	89			10	40	11	13	4	11	89	100.0	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	88				69	4	8	2	5	88	100.0	
Total	177									177	100.0	
Lead		<b>a</b>										
<i>Aeromonas hydrophila</i>	89					83		6		6	6.7	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	88					86		2		2	2.2	
Total	177									8	4.5	
Manganese		<b>a</b>										
<i>Aeromonas hydrophila</i>	89						2	4	83	87	97.8	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	88							23	65	88	100.0	
Total	177									175	98.9	
Zinc		<b>a</b>										
<i>Aeromonas hydrophila</i>	89			43	16	12	17		1	46	51.7	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	88				25	46	13	3	1	88	100.0	
Total	177									134	75.7	

**a** = Minimal inhibition concentration of standard strain *Escherichia coli* K12.

**n** = Total number of tolerant isolates.

The high heavy metal resistance detected in the isolates could result from these types of contaminants. Metal-resistant *A. hydrophila* isolates also showed high resistance to three antibiotics: cefazolin, cefaclor, and cefprozil. However, *P. aeruginosa* isolates that were metal resistant showed high resistance to seven antibiotics: cefazolin, cefuroxime, cefoxitin cefaclor, cefprozil, cefixime, and ceftizoxime. The correlation between heavy metal resistance and resistance to antibiotics is very common in the same organism (and also in the same transposon, plasmid, or integron), which is evidence that industrial pollution most likely selects for antibiotic resistance and *vice versa* (Baker et al., 2006).

In the present research, antibiotic and heavy metal resistance patterns of *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates from the effluent water of a university hospital were investigated. The results of this study suggest that the hospital effluent water is a reservoir for antibiotic and heavy metal-resistant *A. hydrophila* and *P. aeruginosa* isolates. Contaminated water with antibiotics, disinfectants, pesticides, and heavy metals might encourage selective activities and result in antibiotic and heavy metal resistance.

The presence of opportunistic species responsible for serious infectious diseases in hospital wastewater could cause significant health problems for humans and animals that live close to these water effluents. In the past 25 years, only two new cephalosporin-beta-lactamase inhibitor combinations, ceftolozane/tazobactam in 2014 and ceftazidime/avibactam in 2015, have been approved to treat systemic bacterial infections caused by multi-drug resistant Gram-negative bacteria (Liscio et al., 2015). Through gene exchange or other means, resistance to new antibacterial agents could cause newly found antibiotics to be ineffective against bacteria. This situation will force pharmacologists to discover new and effective antibiotics in the near future.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The author declares that there is nothing to acknowledge.

## FUNDING

The Research Fund of Çukurova University supported this work. Project Number: FBA-2017-8910.

## CONFLICT OF INTEREST

The author declares that there is no conflict of interest.

## AUTHOR CONTRIBUTION

Single Author.

## ETHICAL STATEMENTS

Local Ethics Committee Approval was not obtained because experimental animals were not used in this study.

## DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data supporting the findings of the present study are available from the corresponding author upon reasonable request.

## REFERENCES

- Altuğ, G., & Balkis, N. (2009). Levels of some toxic elements and frequency of bacterial heavy metal resistance in sediment and seawater. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149, 61–69. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0183-z>
- Ansari, M. I., & Malik, A. (2007). Biosorption of nickel and cadmium by metal resistant bacterial isolates from agricultural soil irrigated with industrial wastewater. *Bioresource Technology*, 98(16), 3149–3153. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.10.008>
- APHA Microbial Examination. (1992). In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th edn. American Public Health Association.
- Baker-Austin, C., Wright, M. S., Stepanauskas, R., & McArthur, J. V. (2006). Co-selection of antibiotic and metal resistance. *Trends in Microbiology*, 14(4), 176–182. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2006.02.006>
- Balakrishna, K., Rath, A., Yerabham, P., Guruge, K.S., & Subedi, B. (2017). A review of the occurrence of pharmaceuticals and personal care products in Indian water bodies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 137, 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.014>
- Ben-Mahrez, K., Rejiba, S., Belhadj, C., & Belhadj, O. (1999).  $\beta$ -lactamase-mediated resistance to extended spectrum cephalosporins among clinical isolates of *Pseudomonas aeruginosa*. *Research in Microbiology*, 150(6), 403–406. [https://doi.org/10.1016/S0923-2508\(99\)80075-8](https://doi.org/10.1016/S0923-2508(99)80075-8)
- Blandino, G., Marchese, A., Ardito, F., Fadda, G., Fontana, R., Lo Cascio, G., Marchettie, F. Schitob G. C. & Nicoletta, G. (2004). Antimicrobial susceptibility profiles of *Pseudomonas aeruginosa* and *Staphylococcus aureus* isolated in Italy from patients with hospital-acquired infections. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 24(5), 515–518. <https://doi.org/10.1016/j.ijantimicag.2003.10.015>
- Choi, S., Chu, W., Brown, J., Becker, S. J., Harwood, V. J., & Jiang, S. C. (2003). Application of enterococci antibiotic resistance patterns for contamination source identification at Huntington Beach, California. *Marine Pollution Bulletin*, 46(6), 748–755. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00046-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00046-8)
- Cross, A. S. (1985). Evolving epidemiology of *Pseudomonas aeruginosa* infections. *European Journal of Clinical Microbiology*, 4, 156–159. <https://doi.org/10.1007/BF02013589>
- Fair, R. J., & Tor, Y. (2014). Antibiotics and bacterial resistance in the 21<sup>st</sup> century. *Perspectives in Medicinal Chemistry*, 6, 25–64. <https://doi.org/10.4137/PMC.S14459>
- Filik, N., Onem, E., & Kubilay, A. (2021). Antibiotic Resistance Profiles of *Aeromonas hydrophila* Strains. *Acta Aquatica Turcica*, 17(2), 202–213. <https://doi.org/10.22392/actaquat.792224>
- Gadd, G. M. (1992). Microbial control of heavy metal pollution. In J. C., Fry, G. M., Gadd, R. A., Herbert, C. W., Jones, & I. A., Watson-Craik (Eds.), *Microbial Control of Pollution* (pp. 59–88). Cambridge Press.
- Gautam, A. K, Kumar, S., & Sabumon, P. C. (2007). Preliminary study of physico-chemical treatment options for hospital wastewater. *Journal of Environmental Management*, 83(3), 298–306. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.03.009>
- Gutierrez-Sanchez, P., Rodriguez- Liorente, D., Navarro, P., Agueda, V.I., Alvarez-Torrolas, S., Garcia, J., & Larriba, M. (2022). Extraction of antibiotics identified in the EU Watch List 2020 from hospital wastewater using hydrophobic eutectic solvents and terpenoids. *Seperation and*

- Purification Technology*, 282, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.120117>
- Hassani, L., Imzilmü B., & Gauthierü M. J. (1992). Seasonal incidence of and antibiotic resistance among *Aeromonas* species isolated from domestic wastewater before and after treatment in stabilization ponds. *Microbial Ecology*, 23, 227–237. <https://doi.org/10.1007/BF00164098>
- Jana, S., & Bhattacharya, D. N. (1988). Effect of heavy metals on growth population of a fecal coliform bacterium *Escherichia coli* in aquatic environment. *Water Air and Soil Pollution*, 38, 251–254. <https://doi.org/10.1007/BF00280756>
- Janda, J. M., & Abbott, S. L. (1998). Evolving concepts regarding the genus *Aeromonas*: An expanding panorama of species, disease presentations, and unanswered questions. *Clinical Infectious Diseases*, 27(2), 332–344. <https://doi.org/10.1086/514652>
- Kato, I., Fujimoto, F., Higurashi, Y., Yamaguchi, R., Takayama, K., Suzuki, M., Okugawa, S., Okazaki, M., & Moriya, K. (2015). Antibiotic susceptibilities of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from blood samples and antibiotic utilization in a university hospital in Japan. *Infectious Disease and Therapy*, 4, 213–218. <https://doi.org/10.1007/s40121-015-0066-x>
- Kerr, K. G., & Snelling, A. M. (2009). *Pseudomonas aeruginosa*: a formidable and ever-present adversary, *The Journal of Hospital Infection*, 73(4), 338–344. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2009.04.020>
- Ko, W. C., Lee, H. C., Chuang, Y. C., Liu, C. C., & Wu, J. J. (2000). Clinical features and therapeutic implications of 104 episodes of monomicrobial *Aeromonas* bacteremia, *Journal of Infection*, 40(3), 267–273. <https://doi.org/10.1053/jinf.2000.0654>
- Krumperman, P. H. (1983). Multiple antibiotic resistance indexing of *Escherichia coli* to identify high-risk sources of fecal contamination of foods. *Applied and Environmental Microbiology*, 46(1), 165–170. <https://doi.org/10.1128/aem.46.1.165-170.1983>
- Kueh, C. S. W., Kutarski, P., & Brunton M. (1992). Contaminated marine wounds-the risk of acquiring acute bacterial infection from marine recreational beaches. *Journal of Applied Bacteriology*, 73(5), 412–420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1992.tb04997.x>
- Li, F., Wang, W., Zhu, Z., Chen, A., Du, P., Wang, R., Chen, H., Hu, Y., Li, J., Kan, B. & Wang, D. (2015). Distribution, virulence-associated genes and antimicrobial resistance of *Aeromonas* isolates from diarrheal patients and water. China, *Journal of Infection*, 70(6), 600–608. <https://doi.org/10.1016/j.jinf.2014.11.004>
- Liscio, J. L., Mahoney, M. V., & Hirsch, E. B. (2015). Ceftolozane/tazobactam and ceftazidime/avibactam: two novel beta-lactam/beta-lactamase inhibitor combination agents for the treatment of resistant gram-negative bacterial infections. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 46(3), 266–71. <https://doi.org/10.1016/j.ijantimicag.2015.05.003>
- Magalhães, M. J. T. L., Pontes, G., Serra, T., Balieiro, A., Castro, D., Pieri, F. A., Crainey, J. L., Nogueira, P. A., & Orlandi, P. P. (2016). Multidrug resistant *Pseudomonas aeruginosa* survey in a stream receiving effluents from ineffective wastewater hospital plants. *BMC Microbiology*, 16, 193–200. <https://doi.org/10.1186/s12866-016-0798-0>
- Malik, A., & Jaiswal, R. (2000). Metal resistance in *Pseudomonas* strains isolated from soil treated with industrial wastewater. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 16, 177–182. <https://doi.org/10.1023/A:1008905902282>
- Masuda, N., & Ohya, S. (1992). Cross-resistance to meropenem, cepheims and quinolones in *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 36(9), 1847–1851. <https://doi.org/10.1128/aac.36.9.1847>
- Matyar, F. (2007). Distribution and antimicrobial multiresistance in Gram-negative bacteria isolated from Turkish sea bass (*Dicentrarchus labrax* L., 1781) farm. *Annals of Microbiology*, 57, 35–38. <https://doi.org/10.1007/BF03175047>
- Matyar, F., Kaya, A., & Dincer, S. (2007). Distribution and antibacterial drug resistance of *Aeromonas* spp. from fresh and brackish waters in Southern Turkey. *Annals of Microbiology*, 57, 443–447. <https://doi.org/10.1007/BF03175087>
- Matyar, F., Akkan, T., Ucak, Y., & Eraslan, B. (2010). *Aeromonas* and *Pseudomonas*: antibiotic and heavy metal resistance species from Iskenderun Bay, Turkey (northeast Mediterranean Sea). *Environmental Monitoring and Assessment*, 167, 309–320. <https://doi.org/10.1007/s10661-009->

## 1051-1

- Matyar, F., (2012). Antibiotic and heavy metal resistance in bacteria isolated from the Eastern Mediterranean Sea coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89, 551–556. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0726-4>
- McCarthy, B., Apori, S.O., Giltrap, M., Bhat, A., Curtin, J., & Tian, F. (2021). Hospital effluents and wastewater treatment plants: A Source of oxytetracycline and antimicrobial-resistant bacteria in seafood. *Sustainability*, 13, 1-16. <https://doi.org/10.3390/su132413967>
- Meyer, E., Schwab, F., Schroeren-Boersch, B., & Gastmeier, P. (2010). Dramatic increase of third-generation cephalosporin-resistant *E. coli* in a German intensive care units: secular trends in antibiotic drug use and bacterial resistance, 2001 to 2008. *Critical Care*, 14, 113. <https://doi.org/10.1186/cc9062>
- Micek, S. T., Wunderink, R. G., Kollef, M. H., Chen, C., Rello, J., Chastre, J., Antonelli, M., Welte, T., Clair, B., Ostermann, H., Calbo, E., Torres, A., Menichetti, F., Schramm, G. E., & Menon, V. (2015). An international multicenter retrospective study of *Pseudomonas aeruginosa* nosocomial pneumonia: impact of multidrug resistance, *Critical Care*, 19, 219. <https://doi.org/10.1186/s13054-015-0926-5>
- Mishra, K., Sharma, A., & Ayub S. (2016). A study: biomedical waste management in India, IOSR. *Journal of Environmental Science Toxicology and Food Technology*, 10(5) 64-67. <https://doi.org/10.9790/2402-1005026467>
- NCCLS - National Committee for Clinical Laboratory Standards. (1997) *Approved Standards M2-A6. Performance Standards for Antimicrobial Disk Susceptibility Tests*, 6<sup>th</sup> edn. NCCLS.
- Picard, B., & Goullé, P. (1987). Seasonal prevalence of nosocomial *Aeromonas hydrophila* infection related to *aeromonas* in hospital water. *The Journal of Hospital Infection*, 10(2), 152–155. [https://doi.org/10.1016/0195-6701\(87\)90141-1](https://doi.org/10.1016/0195-6701(87)90141-1)
- Piotrowska, M., & Popowska, M. (2014). The prevalence of antibiotic resistance genes among *Aeromonas* species in aquatic environments. *Annals of Microbiology*, 64, 921–934. <https://doi.org/10.1007/s13213-014-0911-2>
- Radu, S., Ahmad, N., Ling, F. H., & Reezal, A. (2003). Prevalence and resistance to antibiotics for *Aeromonas* species from retail fish in Malaysia. *International Journal of Food Microbiology*, 81(3), 261–266. [https://doi.org/10.1016/s0168-1605\(02\)00228-3](https://doi.org/10.1016/s0168-1605(02)00228-3)
- Rahman, M., Huys, G., Kühn, I., & Möllby, R. (2009). Prevalence and transmission of antimicrobial resistance among *Aeromonas* populations from a duckweed aquaculture based hospital sewage water recycling system in Bangladesh. *Antonie van Leeuwenhoek*, 96, 313–321. <https://doi.org/10.1007/s10482-009-9348-1>
- Rhodes, G., Huys, G., Swings, J., McGann, P., Hiney, M., Smith, P., & Pickup, R. W. (2000). Distribution of oxytetracycline resistance plasmids between aeromonads in hospital and aquaculture environments: implication of Tn1721 in dissemination of the tetracycline resistance determinant tet A. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(9), 3883–3890. <https://doi.org/10.1128/AEM.66.9.3883-3890.2000>
- Song, M., Tang, M., Ding, Y., Wu, Z., Xiang, C., Yang, K., Zhang, Z., Li, B., Deng, Z., & Liu, J. (2018). Application of protein typing in molecular epidemiological investigation of nosocomial infection outbreak of aminoglycoside-resistant *Pseudomonas aeruginosa*. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25, 22437–22445. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0960-8>
- Tennstedt, T., Szczepanowski, R., Braun, S., Puhler, A., & Schluter, A., (2003). Occurrence of integron-associated resistance gene cassettes located on antibiotic resistance plasmids isolated from a wastewater treatment plant. *FEMS Microbiology Ecology*, 45(3), 239–252. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(03\)00164-8](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00164-8)
- Wang, X., An, J., Li, J., & Ye, N. (2017). A capillary coated with a metal-organic framework for the capillary electrochromatography determination of cephalosporins. *Microchimica Acta*, 184, 1345–1351. <https://doi.org/10.1007/s00604-017-2131-5>
- Watanabe, K., Iyobe, S., Inoue, M., & Mitsuhashi, S. (1991). Transferable imipenem resistance in *Pseudomonas aeruginosa*. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 35(1), 147–151.

<https://doi.org/10.1128/AAC.35.1.147>

Witte, W. (1998). Medical consequences of antibiotic use in agriculture. *Science*, 279(5353), 996–997.

<https://doi.org/10.1126/science.279.5353.996>

Yobe, S., Yamada, H., & Minami, S. (1996). Insertion of a carbapenemase cassette into an integron of a *Pseudomonas aeruginosa* plasmid. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 38(6), 1114–1115. <https://doi.org/10.1093/jac/38.6.1114>

---

## Kupes Balığının (*Boops boops*) Et Verimi ve Köftesinin Bazı Kalite Özellikleri

### Meat Yield of Bogue (*Boops boops*) and some Quality Properties of Fish Ball

Levent İzci<sup>1\*</sup>, Fahriye Ümüt<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Bölümü, Isparta, Türkiye

\*Sorumlu Yazar: [leventizci@isparta.edu.tr](mailto:leventizci@isparta.edu.tr)

Received: 30.01.2023

Accepted: 29.08.2023

Published: 01.12.2023

**How to Cite:** İzci, L., & Ümüt, F. (2023). Kupes balığının (*Boops boops*) et verimi ve köftesinin bazı kalite özellikleri. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 323-330. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1244620>

**Özet:** Bu çalışmada, kupes balığının (*Boops boops*) et verimi ve elde edilen balık köftesindeki bazı kalite özellikleri araştırılmıştır. Bu kapsamda, et verimi yanında pH, toplam mezofilik aerobik bakteri (TMAB), toplam psikrofilik aerobik bakteri (TPAB) ve duyu analizler gerçekleştirilmiştir. Köfte yapımı için kullanılan kupeslerde et verimi % 48,10±1,12 olarak tespit edilmiştir. Köfte örneklerinde depolama (4±1 °C) süresince pH değerinin 6,15±0,03 - 6,64±0,12, TMAB sayısının 5,23±0,04 - 9,05±0,04 log kob/g ve TPAB sayısının da 4,67±0,01 - 9,04±0,01 log kob/g arasında değiştiği belirlenmiştir. Panelistlerin duyu değerlendirmesi sonucunda kupes balığından elde edilen köftelerin beğenildiği tespit edilmiştir.

#### Keywords

- Kupes
- *Boops boops*
- Balık köfte
- Kalite özellikleri
- Et verimi

**Abstract:** This study investigated the meat yield of bogue (*Boops boops*) and some quality properties of the obtained fish balls. In this context, meat yield pH, total mesophilic aerobic bacteria (TMAB), total psychrophilic aerobic bacteria (TPAB), and sensory analyses were performed. The meat yield of bogue used for producing fish balls was determined as 48.10±1.12 %. Fish ball samples were determined with pH values of 6.15±0.03 - 6.64±0.12, TMAB count is 5.23±0.04 - 9.05±0.04 log cfu/g and TPAB count is 4.67±0.01 - 9.04±0.01 log cfu/g during storage (4±1 °C). As a result of the sensory evaluation of the panelists, it was determined that fish balls obtained from the bogue were liked.

#### Anahtar kelimeler

- Bogue
- *Boops boops*
- Fish ball
- Quality properties
- Meat yield

## 1.GİRİŞ

Su ürünleri içerdiği besin bileşenleri bakımından sağlıklı ve dengeli beslenme için önemli kaynaklardan biridir. Balık eti, sindirimi kolay insan beslenmesinde önemli yere sahip esansiyel aminoasitler ve özellikle de uzun zincirli yağ asitleri yanında önemli mineral ve vitamin içeriği ile biyolojik değeri yüksek bir besindir (Uçar, 2020). Su ürünleri tüketimimizin 6,7 kg/yıl (BSGM, 2021) ile 20,2 kg/yıl (FAO, 2022) olan dünya su ürünleri tüketiminin oldukça altında kaldığı görülmektedir. Bunun birçok nedeni olup bu nedenler arasında da tek düze beslenme alışkanlığı önemli bir yer tutmaktadır. Ürün çeşitliliği ve farklı lezzetlerle sunum tüketici tercihleri yanında tüketimi teşvik edici olabilir. Balık satış noktalarında sıkça karşılaşılan bulunabilirliği ve fiyatı bakımından da öne çıkan türlerden biri de kupes (*Boops boops*) balığıdır. Güney Adriyatik kıyılarında (İtalya) yapılan bir çalışmada kupes balığının besin bileşenleri Eylül ve Mart aylarında belirlenmiş olup sırasıyla nem içeriği %76,20±1,50 ve %79,72±0,17, protein içeriği %20,32±0,65 ve %18,40±0,38, lipid içeriği %2,54±0,94 ve %1,02±0,20, kül içeriği de %1,46±0,11 ve %1,47±0,18 oranlarında belirlenmiştir. Çalışmada ayrıca türün çoklu doymamış yağ asitlerince zengin olduğu da vurgulanmıştır (Orban vd., 2011). Kupes balığının iyi bir besin kaynağı olduğu diğer çalışmalarda da belirtilmiştir (Diraman & Dibeklioglu, 2009; Uçar, 2020). Kupes balığı üretimi 2020 yılı itibariyle 2.598,8 ton ile deniz balıkları avcılık üretimindeki payı % 0,9 (TÜİK, 2020) olarak bildirilmiştir.

Köfte, yediden yetmişe herkes tarafından sevilen bir üründür. Balık köftesi de hazırlaması oldukça kolay herkes tarafından sevilbilecek ürünlerden biridir. Farklı balıklarla ve farklı köfte içerikleriyle yapılan geçmişten günümüze çalışmalar da vardır (Yanar & Fenercioğlu, 1999; Çapkın, 2008; Özpolat



& Çoban, 2012; Can, 2012; Erol & İlhak, 2015; Harihoedojo vd., 2015; Kılınççeker, 2015; Minantyo vd., 2017; Reynaldi vd., 2019; Uçak, 2020; Keser & İzci, 2020; Bilgin & Metin, 2022).

Bu çalışmada, balık satış noktalarında kolaylıkla bulunabilen kupes balığının et veriminin tespit edilmesi ve elde edilen balık köftesindeki bazı kalite özelliklerinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

## 2.MATERYAL VE YÖNTEM

Köfte üretiminde Akdeniz'den (Antalya) avlanan (Şubat 2020) ve balık haline getirilen kupes balıkları kullanılmıştır. Balıklar strafor kutu içinde soğuk zincir kuralları çerçevesinde Eğirdir Su Ürünleri Gıda İşleme Laboratuvarına getirilmiştir. Balıklarda ölçüm tahtası (mm) ve 0,001 g hassasiyetinde terazi (SHIMADZU BX420H, Japan) ile boy-ağırlık ve et verimi için gerekli ölçümler yapılmıştır. Çalışmada ham materyal olarak, ortalama 15,38±0,16 cm toplam boyda ve 35,72±1,37 g ağırlığında kupes balıkları kullanılmıştır.

Köfte üretimi; balıklar temizlenmiş (Baş, iç organ, yüzgeç ve deri) ve filetosu çıkartılarak blender (WARING HGBTWTST, USA) yardımıyla kıyma haline getirilmiştir. Köfte üretimi, Keser ve İzci (2020)'nin bildirdiğinde bazı modifikasyonlar yapılarak gerçekleştirilmiştir. Elde edilen 500 g balık kıymasına 50 g galeta unu, 10 g tuz, 2 g kimyon, 1 g kekik, 2 g toz kırmızı biber, 1 g nane, 2 g yeni bahar, 2 g kara biber, 1 g rende sarımsak, 20 g rende soğan ve 20 g ay çiçek yağı ilave edilerek homojen bir karışım elde edilinceye kadar yoğurulmuştur. Yoğurma sonrasında aromanın oturması için 1 saat buzdolabında üzeri streç filmle örtülerek dinlendirilmiştir. Süre sonunda köfteler 28±3 g olacak biçimde şekillendirilmiş ve strafor tabaklara dizilmiş ve kilitli poşetlerde 4±1 °C'de 15 gün süreyle depolanmıştır. Köfte örneklerinin başlangıçta duyu analizi yapılmış olup pH, TMAB ve TPAB analizleri depolama süresince 5 gün arayla yapılmıştır.

### 2.1.Yapılan Analizler

**Et Verimi;** Balıkların et verimi hesaplamalarında, balıkların yenilebilir ve yenilemez kısımları ayrılarak filetoları çıkartılmış, 0,001 g hasiyetindeki terazide tartma işlemleri gerçekleştirilmiştir. Fileto ağırlıklarının toplam ağırlığa oranından elde edilen değer 100 ile çarpımı ile et verimi hesaplanmıştır (Gülyavuz & Ünlüsayın, 1999; Özyılmaz, 2019).

Et Verimi (%)= [Fileto Ağırlığı (g) / Toplam Ağırlık (g)]x 100

**Kimyasal analizler;** Örneklerde, pH 1:10 (w/v) örnek ve saf su oranında homojenize (Heidolph DIAX 900, Germany) edilerek ölçülmüştür (Varlık vd., 2007).

**Mikrobiyolojik analizler;** Analizi yapılacak örneklerden steril stomacher poşetine 10 g alınarak üzerine 90 ml steril peptonlu su ilave edilerek stomacherde (Interscience BagMixer 400, France) 90 sn homojenize edilmiştir. Gerekli seyretmelerle mikrobiyolojik ekimler dökme plak yöntemiyle Plate Count Agar (PCA, Merck 105463) besi yerinde yapılmıştır. Toplam mezofilik aerobik bakteri (TMAB) sayımı 30±1 °C'de 3 gün ve toplam psikrofilik aerobik bakteri (TPAB) sayımı 4±1 °C'de 10 günlük inkübasyon sonrasında gerçekleştirilmiş ve sonuçlar log kob/g olarak verilmiştir (Arslan vd., 1997; Patır & Duman, 2006; Diler vd., 2008).

**Duyusal analiz;** Köfte örnekleri 180 °C'de derin yağda kızartılmış ve 10 deneyimli panelist tarafından renk, koku, lezzet, tekstür ve genel beğeni bakımından 1-9 puan arasında değerlendirmeleri istenmiştir (Taşkaya vd., 2003; Tokur vd., 2006; Kenar, 2009).

**İstatistikî analiz;** Analizler sonucunda elde edilen bulgular SPSS 17.0 istatistik programı ile değerlendirilmiş ve önemli varyans kaynaklarına ait veriler Duncan Çoklu Karşılaştırma Testi kapsamında P=0,05 güven aralığında karşılaştırılmıştır.

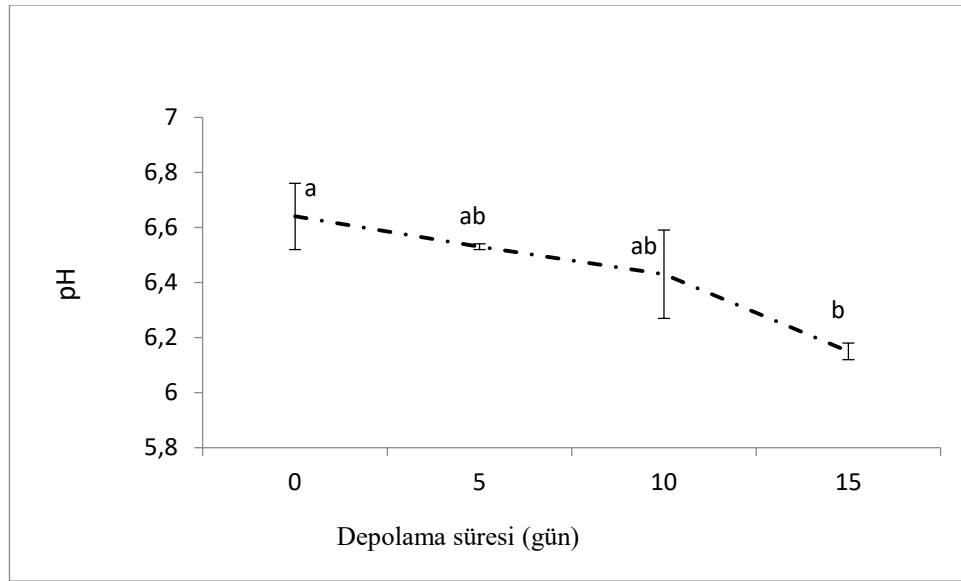
## 3.BULGULAR VE TARTIŞMA

Çalışmada et verimine ve bazı kalite özelliklerine yönelik analizler gerçekleştirilmiştir. Çalışmada kullanılan *B. boops* örneklerinin et verimi %48,10±1,12 olarak tespit edilmiştir. Orban vd. (2011) İtalya'nın Güney Adriyatik kıyılarından avlanan kupes için Eylül ve Mart aylarında yenilebilir kısımları sırasıyla 68,74±2,47 ve 62,15±1,66 olarak bildirmiştir. Farklı balık türleri ile yapılan çalışmalarda et verimi, *Capoeta capoeta umbla*'un Keban Baraj Gölü ve Hazar Gölü (Elazığ)'nden en fazla yakalanan III. yaş bireylerinde (Dişi+Erkek) sırasıyla %39,1±0,9 ve %40,3±7,4 (Köprücü ve Özdemir, 2003), yetiştiriciliği yapılan *Argyrosomus regius*, *Sparus aurata*, *Dicentrarchus labrax* ve *Onchorhynchus mykiss* türlerinde ise sırasıyla %58,15±0,84, %55,15±0,20, %63,86±0,22 ve



%66,23±0,71 (Özyılmaz, 2019), *Gadus merlangus euxinus*'un dişi ve erkek bireylerinde sırasıyla %51,25±0,775 ve %55,66±0,455 (Samsun vd., 2006), *Sander lucioperca*'da ortalama %65,63±2,54 (Çağlak & Karşı, 2013), *Mugil cephalus*, *Liza saliens* ve *Chelon labrosus* dişi bireyleri için sırasıyla %39,60, %38,37, % 47,31 ve %49,56, erkek bireyler için ise %42,40, %40,04, %44,73, ve %46,51 (Alparslan vd., 2017) olarak saptanmıştır. Ortaya çıkan farklılıkların et verimi değerlendirme yöntemlerinden, tür ve bölgesel farklılıklarından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

pH kalitenin belirlenmesinde başvurulan ve kalitenin belirlenmesinde diğer analizlerle birlikte değerlendirilmesi gereken analizlerden biridir (Bilen, 2009). Çiğ kupes örneklerinde pH 6,67±0,01 değerinde tespit edilmiştir. Kullanılan katkılarla birlikte köftelerde pH değerinde bir miktar azalmanın olduğu ve bu azalmanın da depolama süresince sürdüğü görülmüştür. Köfte örneklerindeki pH değerindeki değişim depolamanın 0. günü ve 15. günü arasında önemli (P<0,05) bulunmuştur (Şekil 1). Özpolat ve Çoban (2012), karabalık ve sarıbalıktan ürettikleri köfteleri 4±2 °C'de ve -12±2 °C'de depolamışlardır. 4 ay boyunca tüketim özelliğini koruyan köftelerde pH 6,01 - 6,71 arasında değiştiğini tespit etmiştir. Palamut balığının (*Sarda sarda*) dumanlanarak köfte üretildiği bir çalışmada, çiğ balıkta 6,09±0,00 pH değerinin dumanlama ile birlikte 5.96±0.01 değerine düştüğü ve depolamanın son gününde de (10. gün) 6,03±0,03 değerine ulaştığı bildirilmiştir (Kaba vd., 2013). Aynalı sazan balığından (*Cyprinus carpio*) yapılan köftelere sodyum laktat ve timol ilavesinin bazı kalite özelliklerine etkisi araştırılmıştır. Araştırmada çiğ balık etinde 6,71 olan pH değerinin depolama (4±1°C) süresince yapılan analizler sonucunda, kontrol grubu örneklerde pH değeri 6,56 - 6,69 arasında bulunurken sodyum laktat, timol ve kombinasyonlarının kullanıldığı örnek gruplarında 6,54 - 6,71 arasında tespit edilmiştir (Erol & İlhak, 2015). Bu çalışmada, köfte örneklerinde depolama süresince pH değerindeki değişimin yapılan çalışmalarla benzerlik gösterdiği görülmüştür.

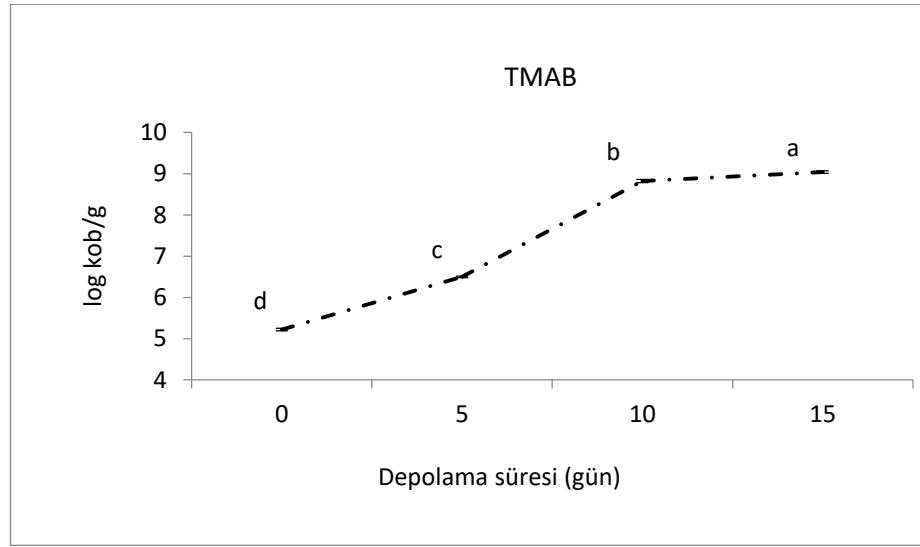


Şekil 1. Kupes köfte örneklerinde depolama süresince pH değerindeki değişimler

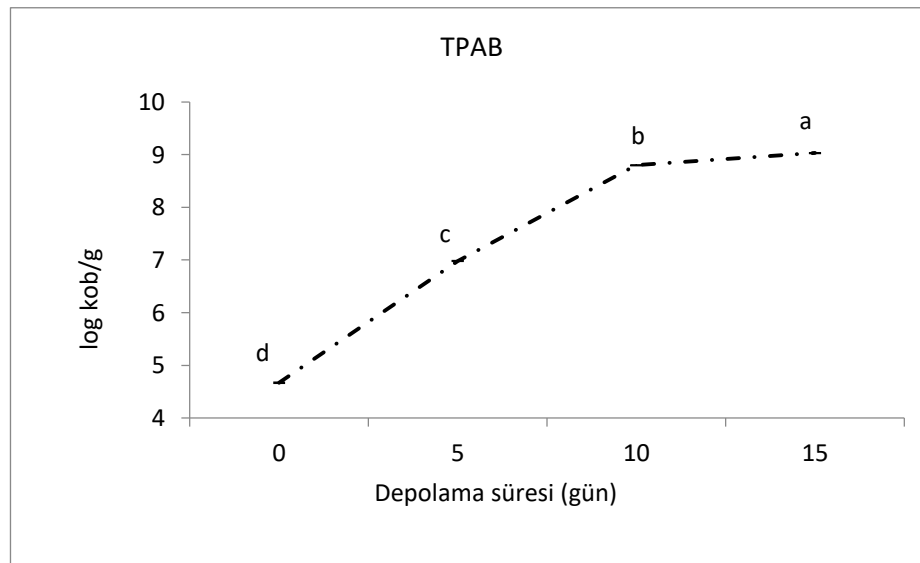
Su ürünleri etleri mikroorganizma gelişimi için uygun ortamlar sunar. Su ürünlerinden elde edilen ürünlerin tüketim açısından değerlendirilmesinde başvurulan önemli analizlerden biri de mikrobiyolojik analizlerdir. Toplam bakteri için sınır değer 7 log kob/g olarak belirtilmiştir (ICMSF, 1986). Çalışmamızda, çiğ kupes etinde TMAB ve TPAB sayıları sırasıyla 4,29±0,02 log kob/g ve 4,50±0,04 log kob/g belirlenmiş olup köfte yapımıyla birlikte 5,23±0,04 log kob/g ve 4,67±0,01 log kob/g'a artmıştır. Köfte örneklerindeki mikroorganizma sayısındaki artış depolama süresince önemli (P<0,05) düzeyde olmuştur (Şekil 2 ve Şekil 3). Aynalı sazandan köfte üretiminde sodyum laktat ve timol kullanımının bazı kalite özelliklerinin araştırıldığı bir çalışmada, çiğ balık etindeki 3,56±0,32 log kob /g olan TMAP sayısının köfte üretimi sonucunda bir miktar arttığı ifade edilmiştir. Ayrıca köfte örneklerinin depolanması sürecinde de tüm köfte örnekler gruplarında bu artışın sürdüğü görülmüş olup kontrol grubu örneklerde depolamanın 6. gününde TPAB sayısının 7,55±0,18 log kob/g düzeyine

ulaştığı tespit edilmiştir (Erol & İlhak, 2015).

Uçak (2020) gökkuşaağı alabalığından elde ettiği burgerlerde nar kabuğu ekstraktlarının etkileri üzerine yaptığı araştırmada, nar kabuğu ekstraktı ilave edilmemiş burgerlerde diğer burger gruplarında olduğu gibi depolama süresince TMAB ve TPAB sayılarında düzenli bir artış saptamıştır. TMAB sayısı  $2,92 \pm 0,34$ - $7,42 \pm 0,00$  log kob/g arasında değişirken TPAB sayısı  $2,65 \pm 0,16$ - $7,15 \pm 0,03$  log kob/g arasında değişim göstermiştir. Aynalı sazan balığı köftelerinin raf ömrü üzerine yapılan bir çalışmada, eugenol ilave edilmiş ve edilmemiş köfte grupları oluşturulmuştur. İavesiz grupta depolamanın 0. gününde  $4,48 \pm 0,1$  log kob/g olarak belirlenen TMAB sayısı 9. günde  $8,82 \pm 0,1$  log kob/g'a artış göstermiştir (Can, 2012). *S. lucioperca*'dan yapılan köftelerde portakal ve limon suyu kullanılarak kalite özellikleri üzerine etkileri araştırılmış, kontrol, portakal, limon ve portakal+limon gruplarında TMAB ve TPAB sayısının depolamaya bağlı olarak arttığı belirlenmiştir (Bilgin & Metin, 2022). Keser ve İzci (2020) gökkuşaağı alabalığından köfte üretiminde bazı uçucu yağların mikrobiyolojik kaliteye etkisini değerlendirmiş ve depolama süresince mikrobiyolojik değerlerin tüm gruplarda arttığını, uçucu yağ ilave edilmemiş köfte örneklerinde belirtilen sınır değer TMAB ve TPAB için 7. gününde aşıldığını saptamıştır. Araştırmamızda da yapılan mikrobiyolojik analizler sonucunda bezer şekilde depolama süresiyle ilişkili olarak TMAB ve TPAB sayılarının arttığı, depolamanın 10. gününde de belirtilen sınır değer olduğunda üzerinde oldukları tespit edilmiştir (Şekil 2 ve Şekil 3).

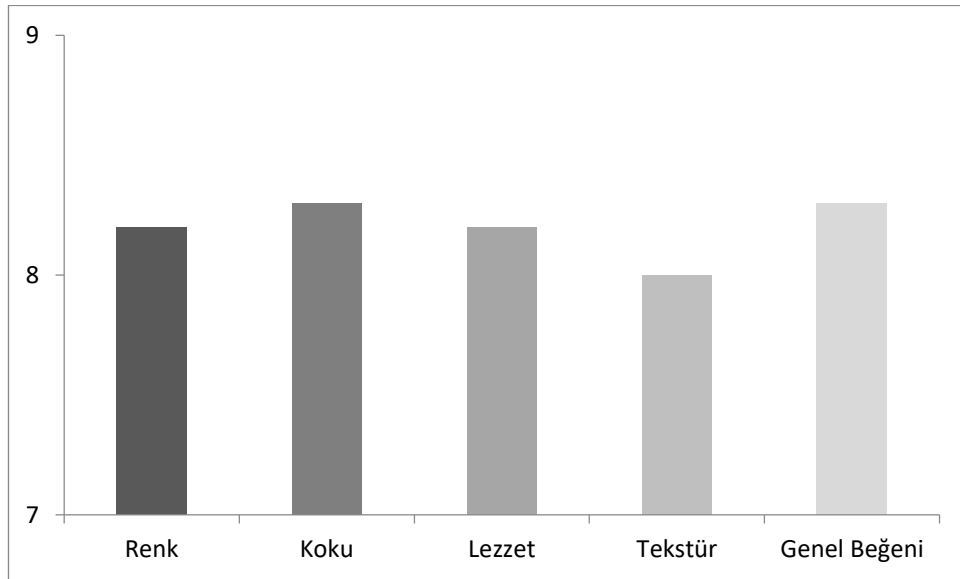


Şekil 2. Kupes köfte örneklerinde depolama süresince TMAB sayısındaki değişimler (log kob/g)



Şekil 3. Kupes köfte örneklerinde depolama süresince TPAB sayısındaki değişimler (log kob/g)

Duyusal analiz; bir gıdanın üretiminde ve tüketiminde, bir gıdanın tüketici tarafından kabul edilebilirliği konusunda önemli bilgiler veren ve gıdanın bu yönde geliştirilebilmesine olanak sağlayan ve bu konuda başvuru en önemli analizlerden biridir. Araştırmamızda, duyusal değerlendirme için üretilen köfteler derin ay çiçek yağında (180 °C) kızartılarak panelistlerce belirlenen kriterler üzerinden puanlanmış ve tüm parametreler 8 ve üzerinde puan almıştır (Şekil 4). Yapılan bir çalışmada, kara balık (*Capoeta trutta*) ve sarı balık (*Capoeta umbla*) köfte olarak değerlendirilerek farklı depolama sıcaklıklarında (4±2 °C ve -12±2 °C) depolanan köfte örnek gruplarında süreyle ilişkili duyusal özelliklerde kayba uğradıkları belirtilmiştir (Özpolat & Çoban, 2012). *O. mykiss*'den burger elde edilmesi ve nar kabuğu ekstraktının etkisinin değerlendirildiği bir çalışmada, tüm örnek gruplarının panelistlerce değerlendirilmesi sonucunda koku, tekstür, lezzet, görünüş ve genel beğeni parametrelerinin oldukça yüksek puanlar aldığı görülmüştür (Uçak, 2020). Yanar ve Fenercioğlu (1999) sazandan farklı katkılarla ürettiği balık köftelerinin panelistlerce 10 puan üzerinden değerlendirmeleri sonucunda, 7,4-9,07 puan ile yüksek beğeni aldığını ifade etmişlerdir. Aynalı sazan balığı kıymasından üretilen balık köftelerinde, panelistlerin duyusal değerlendirmelerinde başlangıçtaki genel beğeni puanının eugenol ilave edilmemiş grup köftelerde daha yüksek bulunmuştur (Can, 2012). Sudak balığından yapılan köftelerde diğer grup köftelere göre en çok beğenilenin portakal suyu ilavesiyle yapılan köfte olduğu bildirilmiştir (Bilgin & Metin, 2022). Gökkuşuğu alabalığından üretilen balık köftelerinde biberiye ve defne uçucu yağlarının etkisinin incelendiği başka bir çalışmada, değerlendirmeye alınan tüm parametrelerde depolama süreciyle birlikte duyusal kalite kaybının yaşandığı saptanmıştır (Keser & İzci, 2020). Köfte örneklerinin duyusal değerlendirilmesi için panelistlere derin kızgın ay çiçek yağında her iki yüzü kahverengileşinceye kadar kızartılmış ve sıcak sunum yapılmıştır. Panelistlerin değerlendirmesi sonucunda kupes köfte örneklerinde değerlendirmeye alınan tüm parametrelerde 8 ve üzerinde puan alarak oldukça beğenildiği gözlemlenmiştir (Şekil 4).



Şekil 4. Kupes köfte örneklerinin duyusal olarak değerlendirilmesi

#### 4.SONUÇ

Su ürünleri besin içeriği bakımından oldukça değerli bir besin olup sağlıklı ve dengeli beslenme açısından sofralarımızda her zaman yer bulması gereken gıdalardandır. Balıkların tek düze tüketiminin dışında farklı lezzetlerle sunumu tüketimi de teşvik edici olabilecektir. Çalışmamızda, kupes balıklarının et veriminin önemli düzeyde olduğu, pH değerinin depolama süresince azaldığı, gerek TMAB gerekse TPAB sayısının ise artış gösterdiği saptanmıştır. Panelistlerin duyusal değerlendirmeleri sonucunda da kupes balığından elde edilen köftelerin oldukça beğenildiği tespit edilmiştir. Çalışmamızda elde edilen sonuçların ışığında, balık satış noktalarında bolca rastlanan ve diğer balıklara göre ekonomik olan kupesin balık köftesi olarak değerlendirilebileceği ve su ürünleri

ürün yelpazesinde yer alabileceği düşüncesindeyiz.

## FİNANS

Bu çalışmada herhangi bir finans desteği alınmamıştır.

## ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan eder.

## YAZAR KATKILARI

Kurgu: Lİ; Metodoloji: Lİ; Deneyin gerçekleştirilmesi: Lİ; Veri analizi: Lİ; Makale yazımı: Lİ, FÜ; Denetleme: Lİ, FÜ. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

## ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

## VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan veriler makul talep üzerine ilgili yazardan temin edilebilir.

## KAYNAKLAR

- Alparslan, Y., Metin, C., Hasanhocaoğlu Yapıcı, H., & Baygar, T. (2017). Köyceğiz Lagünü'nden avlanan farklı kefal (*Mugilidae*) türlerinin duyuşal, kimyasal ve mikrobiyolojik kalitesinin belirlenmesi. *Journal of Aquaculture Engineering and Fisheries Research*, 3(4), 160-170. <https://doi.org/10.3153/JAEFR17019>
- Arslan, A., Çelik, C., Gönülalan, Ateş, G., Kök, A., & Kaya, A. (1997). Vakumlu ve vakumsuz aynalı sazan (*Cyprinus carpio* L.) pastırmalarının mikrobiyolojik ve kimyasal kalitesinin güncellenmesi. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 21(1), 23-29.
- Bilen, G. (2009). *Dondurulmuş balığın kalitesinde doğal antioksidanların etkisi* [Yüksek lisans tezi, İstanbul Üniversitesi].
- Bilgin, Ş., & Metin, S. (2022). Bazı doğal antioksidanların sudak (*Sander lucioperca*) köftelerinin kalitesine etkisi. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 8(2), 140-149. <https://doi.org/10.17216/limnofish.900731>
- BSGM (Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü), (2021). Su Ürünleri İstatistikleri. <https://www.tarimorman.gov.tr/BSGM/Belgeler/Icerikler/Su%20Ürünleri%20Veri%20ve%20Dökümanları/Su-Urunleri-İstatistikleri-temmuz-2021-1.pdf> Erişim Tarihi 22.06.2023
- Çağlak, E., & Karşlı, B. (2013). Beyşehir Gölü sudak (*Sander lucioperca Linnaeus*, 1758) balıklarının mevsimsel et verimi ve kimyasal kompozisyonu. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 9(1), 1-8.
- Can Ö.P. (2012). Eugenol katkılı aynalı sazan balığı köftelerinin raf ömrünün belirlenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 16(1), 6-12.
- Çapkın, K. (2008). *Kadife balığı (Tinca tinca L., 1758) köftesinin buzdolabı koşullarında muhafazası sırasında meydana gelen bazı kimyasal ve mikrobiyolojik değişimler* [Yüksek Lisans Tezi, Afyon Kocatepe Üniversitesi].
- Diraman, H., & Dibeklioglu, H. (2009). Chemometric characterization and classification of selected freshwater and marine fishes from Turkey based on their fatty acid profiles. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 86(3), 235-246. <https://doi.org/10.1007/s11746-008-1338-3>
- Diler, A., Güner, A., Altun, S., & Ekici, S. (2008). Effect of drying at different temperature and air current rate on chemical, microbiological and organoleptical characteristics of fillet of *Stizostedion lucioperca*. *Eurasian Journal of Veterinary Sciences*, 24(1), 77-86.
- Erol, P., & İlhak, O. İ. (2015). Sodyum Laktat ve timol'ün aynalı sazan balığından (*Cyprinus carpio* L.) yapılan köftelerin bazı mikrobiyolojik ve duyuşal nitelikleri üzerine etkisi. *Erciyes Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 12(3), 153-161.
- FAO (Food and Agriculture Organization), (2022). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation*. Rome.

- Gülyavuz, H., & Ünlüsayın, M. (1999). *Su ürünleri işleme teknolojisi*. Şahin Matbaası.
- Hariohoedojo, A., Minantyo, H., & Winarno, P. S. (2015). The creation of barracuda fish based meatball as nutritious food. *Food Science and Quality Management*, 43,73-78.
- ICMSF (International Commission on Microbiological Specifications for Foods), (1986). *Microorganisms in foods. sampling for microbiological analysis: principles and scientific applications (2nd ed)*.University of Toronto Press.
- Kaba N., Çorapçı, B., Yücel, Ş., Özgül, Özer., & Eryaşar, K. (2013). Dumanlanmış palamut balığından (*Sarda sarda*, Bloch 1793) elde edilen balık köftesinin duyuşal, kimyasal ve mikrobiyolojik özellikleri. *Akademik Gıda*, 11(2), 45-50.
- Kenar, M. (2009). *Aromatik bitkilerden elde edilen doğal antioksidanların balık filetosu üzerindeki duyuşal, kimyasal ve mikrobiyolojik etkilerinin incelenmesi* [Yüksek lisans tezi, Çukurova Üniversitesi].
- Keser, E., & İzci, L. (2020). Gökkuşuğı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)’ndan elde edilen balık köftelerinde biberiye ve defne uçucu yağlarının mikrobiyolojik ve duyuşal kaliteye etkisi. *Acta Aquatica Turcica*, 16(1), 13-21. <https://doi.org/10.22392/actaquat.562381>
- Kılınççeker, O. (2015). Some quality characteristics of fish meatballs manufactured with different vegetable-based flours. *Gıda*, 40(2), 61-67. <https://doi.org/10.15237/gida.GD14058>
- Köprücü, K., & Özdemir, Y. (2003). *Capoeta capoeta umbla* (Heckel, 1843)’nın Keban Baraj Gölü ve Hazar Gölü (Elazığ)’nde yaşayan populasyonlarının et verimi ve bazı büyüme özelliklerinin karşılaştırılması. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 20(3-4), 337-343.
- Minantyo, H., Hariohoedojo, A., & Winarno, P. S. (2017). Organoleptic testing of fish meatball fortified with various colored vegetables. Engineering International Conference, *In AIP Conference Proceedings*, 1818 (1) 020033-1\_020033-5. <https://doi.org/10.1063/1.4976897>
- Orban, E., Di Lena, G., Navigato, T., Masci, M., Casini, I., & Caproni, R. (2011). Proximate, unsaponifiable lipid and fatty acid composition of bogue (*Boops boops*) and horse mackerel (*Trachurus trachurus*) from the Italian trawl fishery. *Journal of Food Composition and Analysis*, 24(8), 1110-1116. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2015.10.003>
- Özpolat, E., & Çoban, Ö. E. (2012). Kara balık (*Capoeta trutta*, Heckel, 1843) ve sarı balığın (*Capoeta umbla*, Heckel, 1843) köfte olarak değerlendirilmesi ve kalite kriterleri üzerine farklı muhafaza sıcaklıklarının etkisi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 29(3), 127-131. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2012.29.3.04>
- Özyılmaz, A. 2019. Türkiye’de tüketilen kültür balıklarında besin değeri ve yağ asidi bakımından farklılıklar. *Gıda*, 44(1), 50-59. <https://doi.org/10.15237/gida.GD18100>
- Patır, B., & Duman, M. (2006). Tütsülenmiş aynalı sazan (*Cyprinus carpio L.*) filetolarının muhafazası sırasında oluşan fiziko-kimyasal ve mikrobiyolojik değişimlerin belirlenmesi. *Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 18(2), 189-195.
- Reynaldi, A., Rostini, I., Afrianto, E., & Rochima, E. (2019). The effect of garlic extract addition on tilapia skin gelatin based edible coating towards antimicrobial properties and fish meatball’s shelf life. *World Scientific News*, 134(2), 74-85.
- Samsun, S., Erdem, M.E., & Samsun, N. (2006). Mezgit (*Gadus merlangus euxinus* Nordmann, 1840) balığının et verimi ve kimyasal kompozisyonunun belirlenmesi. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 18(2), 165-170.
- Taşkaya, L., Çaklı, Ş., Kışla, Ş. Ç. D., & Kılınç, B. (2003). Quality changes of fish burger from rainbow trout during refrigerated storage. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 20(1-2),147-154.
- Tokur, B., Ozkütük, S., Atici, E., Ozyurt, G., & Ozyurt, C. E. (2006). Chemical and sensory quality changes of fish fingers, made from mirror carp (*Cyprinus carpio L.*, 1758), during frozen storage (-18°C). *Food Chemistry*, 99(2), 335-341. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.07.044>
- TÜİK (Türkiye İstatistik Kurumu), 2020. <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Su-Urunleri-2020-37252#:~:text=Yeti%C5%9Ftiricilik%202020%20y%C4%B1%2011%C4%B1nda%20%12%2C9,749%20ton%20ile%20%C3%A7ipura%20oldu> (Erişim Tarihi:03.01.2023)
- Uçak İ., (2020). Soğukta depolanan (4±1°C) alabalık burgerlerde nar kabuğı ekstraktının antioksidan

- ve antimikrobiyal etkilerinin belirlenmesi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(4), 415-422. <http://doi.org/10.12714/egejfas.37.4.13>
- Uçar, Y. (2020). Elemental compositions and fatty acid profiles of bogue fish (*Boops boops*) from Mediterranean Coast: A Comprehensive evaluation of the potential effects on human health. *Biological Trace Element Research*, 196, 272–284. <https://doi.org/10.1007/s12011-020-02069-z>
- Varlık, C., Ozden, O., Erkan, N., & Üçök Alakavuk, D. (2007). *Su Ürünlerinde Temel Kalite Kontrol*. İstanbul Üniversitesi Yayını.
- Yanar, Y., & Fenercioğlu, H. (1999). Sazan (*Cyprinus carpio*) etinin balık köftesi olarak değerlendirilmesi. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 23, 361-365.
-

## Nutrient and Fatty Acid Composition of Pike Perch (*Sander lucioperca*) and Evaluation of Important Indexes Related to Human Health

### Sudak Balığının (*Sander lucioperca*) Besin ve Yağ Asidi Kompozisyonu ve İnsan Sağlığı ile İlişkili Önemli İndekslerin Değerlendirilmesi

Esra Balıkcı<sup>1\*</sup> 

<sup>1</sup>Yozgat Bozok University, Faculty of Tourism, Department of Gastronomy and Culinary Arts, Yozgat, Türkiye

\*Corresponding Author: [esra.balikci@bozok.edu.tr](mailto:esra.balikci@bozok.edu.tr)

Received: 03.03.2023

Accepted: 28.04.2023

Published: 01.12.2023

**How to Cite:** Balıkcı, E. (2023). Nutrient and fatty acid composition of Pike Perch (*Sander lucioperca*) and evaluation of important indexes related to human health. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 331-340. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1259647>

**Abstract:** The nutrient and fatty acid composition of the muscle tissues in the dorsal (D), ventral (V), and caudal (C) regions of the pike perch were determined in this study. Pike perch had 19.63% protein, 0.92% lipid, 78.36% moisture, and 1.04% ash. The whole muscle (WM) (0.92%) of pike perch had the highest lipid content, followed by C (0.82%), V (0.73%), and D regions (0.69%). The results of the study revealed that total polyunsaturated fatty acid (PUFA) (32.37%–37.05%) values were higher than those of total saturated fatty acids (SFA) (29.96%–31.76%) and monounsaturated fatty acid (MUFA) (17.26%–20.81%) in all whole muscle (WM) and different regions (D, V, and C) of the pike perch. The highest SFA, MUFA, and PUFA amounts were in D, WM, and D regions, respectively. In all groups, the amount of Docosahexaenoic acid (DHA) (12.97–15.43%) was higher than Eicosapentaenoic acid (EPA) (5.66–6.97%). While there was no difference between regions in terms of EPA value, the difference between regions in terms of DHA values was found to be important ( $p < 0.05$ ). The highest EPA and DHA values were detected in the D region. Atherogenicity index (AI) (0.47–0.48), thrombogenicity index (TI) (0.33–0.35), hypocholesterolemic/hypercholesterolemic ratio (H/H) (2.01–2.07) and n-6/n-3 (0.47–0.51) ratios were at recommended levels in all regions (WM, D, V, and C) and there was no regional difference ( $p > 0.05$ ). The results showed that the fatty acid composition of the pike perch varies according to different body regions, it is rich in nutrient content and has the recommended level of AI, TI, H/H, and n-6/n-3 ratios. It can be concluded that pike perch has beneficial health effects on human nutrition.

#### Keywords

- Atherogenicity index
- Thrombogenicity index
- Fatty acid composition
- Different muscle tissue
- *Sander lucioperca*

**Özet:** Bu çalışmada Sudak balığının dorsal (D), ventral (V) ve kaudal (C) bölgelerindeki kas dokularının besin ve yağ asidi bileşimi belirlenmiştir. Sudak balığı % 19.63 protein, % 0.92 lipit, % 78.36 nem ve % 1.04 kül içeriğine sahip olduğu saptanmıştır. Sudak balığının en yüksek lipit içeriği (WM) bölgesinde (0.92%) bulunurken bunu C (%0.82), V (%0.73) ve D bölgeleri (%0.69) izlemiştir. Çalışmanın sonuçları, Sudak balığının tüm (WM) ve farklı bölgelerindeki kaslarda (D, V ve C) toplam çoklu doymamış yağ asitleri (PUFA) (%32.37 -37.05) değerlerinin toplam doymuş yağ asitlerinden (SFA) (%29.96-31.76) ve tekli doymamış yağ asidi (MUFA) (%17.26–20.81) değerlerinden daha yüksek olduğunu göstermiştir. En yüksek SFA, MUFA ve PUFA miktarları sırasıyla D, WM ve D bölgelerinde belirlenmiştir. Tüm gruplarda Docosahexaenoik asit (DHA) (%12.97-15.43) miktarı, eikosapentaenoik asitten (EPA) (%5.66-6.97) daha yüksek bulunmuştur. EPA değeri açısından bölgeler arasında fark olmadığı tespit edilirken, DHA değerleri açısından bölgeler arasındaki fark önemli bulunmuştur ( $p < 0.05$ ). En yüksek EPA ve DHA değerleri D bölgesinde tespit edilmiştir. Atherogenicity indeksi (AI) (0.47-0.48), thrombogenicity indeksi (TI) (0.33-0.35), hipokolesterolemik/hiperkolesterolemik oran (H/H) (1.53-1.57) ve n-6/n-3 (0.47-0.51) oranı tüm bölgelerde (WM, D, V ve C) önerilen seviyelerde olup bölgesel fark bulunmamıştır ( $P > 0.05$ ). Sonuçlar, sudak balığının yağ asidi bileşiminin vücudunun farklı bölgelerine göre değiştiğini, besin içeriği açısından zengin olduğunu ve önerilen AI, TI, H/H ve N-6/N-3 oranlarına sahip olduğunu göstermiştir. Sudak balığının insan beslenmesinde yararlı sağlık etkileri olduğu sonucuna varılabilir.

#### Anahtar kelimeler

- Atherogenicity indeksi
- Thrombogenicity indeksi
- Yağ asitleri kompozisyonu
- Farklı kas dokuları
- *Sander lucioperca*



## 1. INTRODUCTION

Fish is one of the most important foods that contribute to a healthy diet of people due to its nutritive qualities such as being rich in essential amino acids, unsaturated fatty acids, minerals, and vitamins (Can et al., 2015; Çağlak & Karşlı, 2017), and trace metals and being easy to digest due to the absence of connective tissue (Can et al., 2015). In addition, fish is the only important source of polyunsaturated fatty acid (PUFA) in the human diet, especially those in the n-3 group characterized by eicosapentaenoic acid (EPA) and docosahexaenoic acid (DHA), which are considered essential since they are not synthesized by the human body and must be obtained through diet (Carvalho et al., 2006; Briggs et al., 2017). n-3 fatty acids, which have a protective effect against many diseases such as colon cancer, cardiovascular diseases, and immune system disorders, have an important role in human health (Lee et al., 2020; Kheiri et al., 2022). Studies have shown that fish consumption helps prevent cardiovascular diseases, high blood pressure, cholesterol, Alzheimer's disease, and various types of cancer (McNaughton et al., 2008; Guler et al., 2011). Therefore, consumers are becoming increasingly aware, in recent times, of the beneficial effects of n-3 PUFA in preventing, delaying, and intervening in many diseases (Liu et al., 2022).

To create effective seafood consumption policies, each country is very concerned with trends and forecasts of global seafood consumption (Coro et al., 2016). Moreover, it is stated that in addition to the geographical, social, and cultural characteristics of consumers, some sensory (taste, smell, texture, etc.) and non-sensory factors (behaviour, beliefs, personal characteristics, risk perception, etc.) affect fish consumption, frequency, and preferences (Honkanen et al., 2005; Pieniak et al., 2011). In general, consumers in Turkey consume fish mostly fresh and without removing the skin of the dorsal (D) and ventral (V) muscles of the fish, as in many Asian countries (Ling et al., 2013; Can et al., 2015).

The fish pike perch (*Sander lucioperca*) is one of the most important species for aquaculture in terms of its rapid growth, high meat quality, and economic value (Zakęs, 1997; Hamza et al., 2008; Yanes-Roca et al., 2020). Pike perch, which has an important economic value in Turkey, especially in the Central Anatolian region (Cakmak et al., 2012), is also widely available in Central, Eastern, and Northern Europe (Yanes-Roca et al., 2020). This species, which has the potential to offer quality and valuable products due to being a white, delicious, and low-fat fish (Tönißen et al., 2022), has become popular both in the aquaculture and gastronomy sector (Yanes-Roca et al., 2020), as well as for consumers and anglers- fisherman (Kánainé Sipos et al., 2019). Pike perch is a valuable carnivorous fish species (Kánainé Sipos et al., 2019) belonging to the Percidae family (Tönißen et al., 2022) that lives in fresh and less salty waters and usually feeds on small fish and invertebrates. They reproduce in April and May depending on weather conditions and water temperature (Çınar et al., 2006; Öksüz et al., 2019).

Gelingüllü Dam is located in the southeast of the Yozgat province in the Central Anatolia Region, Turkey, at 39°36'30"N latitude and 35°03'20"E longitude coordinates (S. G. Kirankaya & Ekmekçi, 2007). The most important river source feeding the dam built on Delice Irmak, a branch of Kızılırmak, is Kanak Stream ( Kirankaya & Ekmekçi, 2004). In general, the growth properties and reproductive biology of fish in this dam lake have been evaluated (Ekmekçi & Özeren, 2003; Kirankaya & Ekmekçi, 2004;2007). Moreover, there are lots of studies about reproduction, food and feeding characteristics (Özvarol & İkiz,1999; Özvarol, 2006), and meatballs quality characteristics of pike perch (Unlüsayın et al., 2002; Bilgin & Metin, 2021). However, no reports have been published about the nutritional values and fatty acid composition of pike perch in Gelingüllü Dam Lake. Therefore, it is important to emphasize collecting data on the nutritional content and lipid composition of pike perch in this reservoir if recommendations for human consumption are to be considered. Therefore, this study aims to determine the nutritional composition of pike perch and the fatty acid compositions in their different body parts (D, V, and caudal C) muscles and human health-related indexes of pike perch.

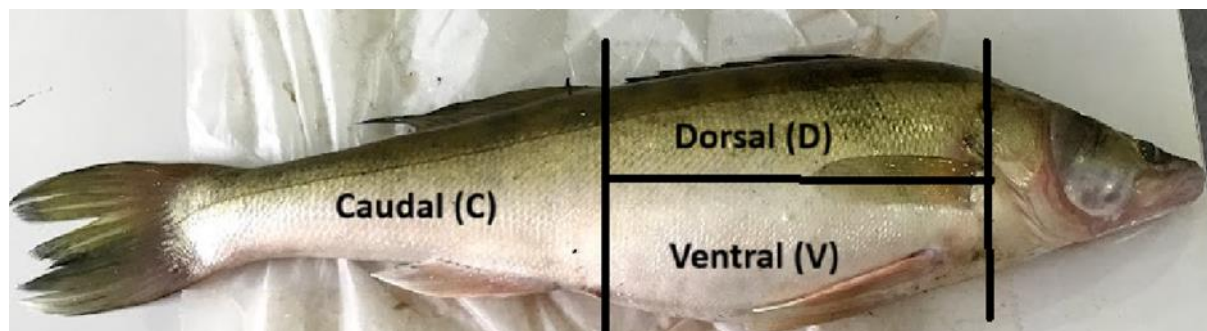
## 2. MATERIAL and METHODS

### 2.1. Fish material

Pike perch (*S. lucioperca*) used in this research, were caught from Gelingüllü Dam Lake in 2019 in the summer season (July). Ten individual fish were sampled for nutrient and fatty acid composition



analysis from this area. Gender differences were not taken into account. The caught fish were immediately placed in a frosted styrofoam box and transferred to the laboratory. The weight and length of all fish were measured and labeled, and they were stored at  $-24^{\circ}\text{C}$  until analyzed. The mean length and weight values were 44 cm and 792 g, respectively, in July for pike perch. At the beginning of the analysis, the frozen fish was thawed in a refrigerator ( $2-4^{\circ}\text{C}$ ) overnight. After thawing, the fish was immediately gutted and the D, V, and C parts of fish muscle (Figure 1) were removed by knife and minced for proximate and fatty acid analyses. Analyses were performed in triplicate.



**Figure1.** The different (D, V, and C) portions of pike perch used in the analysis.

## 2.2. Determination of proximate compositions

Ash and moisture contents of pike perch were determined by AOAC method (Association of Official Analytical Chemists, 1984), protein by Kjeldahl method (AOAC, 1998), and lipid by Bligh and Dyer method (Bligh & Dyer, 1959).

## 2.3. FAME (Fatty Acid Methyl Esters) analyses

Methyl esters were prepared by transmethylation using 2M KOH in methanol and n-heptane according to the method as described by Ichihara et al. (Ichihara et al., 1996) with minor modifications. Extracted lipids (10 mg) were dissolved in 2 ml heptanes followed by 4 ml of 2M methanolic KOH. The tube was then vortexed for 2 min. After centrifugation at 4000 rpm for 10 min, the heptanes layer was taken for Gas chromatography (GC) analyses. GC conditions: The fatty acid composition was analyzed by GC Clarus 500 with an autosampler (Perkin Elmer, USA) equipped with a flame ionization detector and a fused silica capillary SGE column ( $30\text{ m} \times 0.32\text{ mm}$ , ID  $\times$   $0.25\text{ }\mu\text{m}$ , BP20 0.25  $\mu\text{m}$ , USA). Three replicates of GC analyses were carried out and the results were expressed in GC area % as mean value  $\pm$  standard deviation.

## 2.4. Fat nutritional quality indices

Atherogenicity index (AI) Eq.(1) and Thrombogenicity index (TI) Eq.(2) according to Ulbricht and Southgate (1991), Santos-Silva et al. (2002) with changes and Hypocholesterolemic/Hypercholesterolemic ratio (H/H) Eq. (3) indices were calculated as follows:

$$\text{AI} = [(\text{C12:0} + (4 \times \text{C14:0}) + \text{C16:0})] / [\text{MUFA} + \sum (\text{n} - 6) + \sum (\text{n} - 3)]. \quad (1)$$

$$\text{TI} = (\text{C14:0} + \text{C16:0} + \text{C18:0}) / [(0.5 \times \sum \text{MUFA}) + (0.5 \times \sum \text{n-6} + (3 \times \sum \text{n-3}) + (\sum \text{n-3} / \sum \text{n-6})] \quad (2)$$

$$\text{H/H} = [(\text{C18:1n-9} + \text{C18:2n-6} + \text{C18:3n-3} + \text{C20:4n-6} + \text{C20:5n-3} + \text{C22:5n-3} + \text{C22:6n-3}) / (\text{C14:0} + \text{C16:0})] \quad (3)$$

## 2.5. Statistical Analysis

Analysis per sample was carried out in triplicates and the results are shown as mean and standard deviation. All data obtained separately for each sampling period were subjected to analysis of variance (one-way ANOVA), and the Duncan's Multiple Range Test was applied to determine significant differences at a p-value of  $<0.05$  using the software SPSS version 22 (SPSS, Chicago, Illinois).

### 3. RESULTS and DISCUSSION

#### 3.1. Proximate composition

The protein, moisture, ash, and fat contents of pike perch, as well as the fat content of the D, V, and C regions, are given in Table 1.

**Table1.** Nutritional composition of *Sander luciaperca*

	Nutritional values			
	Protein	Lipid	Moisture	Ash
<i>S. luciaperca</i> (WM)	19.63±0.40	0.92±0.07 <sup>a</sup>	78.36±0.32	1.04±0.04
Dorsal (D)		0.69±0.15 <sup>b</sup>		
Ventral (V)		0.73±0.08 <sup>ab</sup>		
Caudal (C)		0.82±0.10 <sup>ab</sup>		

Data are shown as mean ± standard deviation. Different letters in the same column show that there are significant differences between regions in terms of the amount of oil in pike perch ( $p < 0.05$ ).

In this study, it was found that the pike perch fish caught from the Gelingüllü dam in July contained 19.63% protein, 0.92% lipid, 78.36% moisture, and 1.04% ash. Similarly, Öksüz et al. (2019) reported the protein content of pike perch as 19.9% in Beyşehir Lake, Turkey. Bilgin et al. (2005), Çelik et al. (2005) and Bouriga et al. (2020) reported that moisture and ash contents were similar to our results. However, they reported lower protein content for pike perch from Eğirdir Lake and Seyhan Dam Lake, from the Turkish Lake Eğirdir, and from the dam of Sidi El Barrak, respectively. Bilgin et al. (2005) reported the total lipid content of pike perch as 0.93% in Beyşehir Lake, Turkey similar to our results; while Guler et al. (2011) found higher (1.18%) values in winter and lower values in summer (0.60%) than our results. Differences in protein and fat content can be attributed to the fishing season and regional fish diet.

In the present study, the caudal part body of pike perch had the highest lipid content (0.82%), followed by the V part (0.73%) and the D part (0.69%) (Table 1). The lipid content of pike perch was higher especially in the V and C parts than in the dorsal part ( $p < 0.05$ ). Similar results were observed in the studies of Asian catfish (*Pangasius bocourti*) (Thammapat et al., 2010) and rainbow trout (Fjellanger et al., 2001). It is stated that factors such as the season in which the fish are caught, nutrition, sexual maturity status, and the size of the fish have a significant effect on the amount of lipid and fatty acids in the fish (Guler et al., 2011; Cakmak et al., 2012). Even between different muscles of a fish, there is a significant variation in fat content. In a study, the amount of fat in the white muscle of *Thunnus alalunga* was 2.98%, in the dark muscle 3.69%, and in the abdominal muscles 10.43% (Perez-Villarreal & Pozo, 1990). Moreover, it has been determined that the lipid and protein contents of cultured fish are dependent on exercise or fish muscle movement, as well as nutrition. Therefore, there are high differences in protein and lipid contents in different fish portions (Nakamura et al., 2007; Thammapat et al., 2010).

#### 3.2. Fatty Acid Composition of pike perch

The fatty acid composition of the whole muscle (WM) and different body regions (D, V, and C) of the muscle tissues of the pike perch caught from Gelingüllü dam is given in Table 2. We identified a total of 27 fatty acids. In all groups, essential fatty acids included myristic acid (C14:0), palmitic acid (C16:0), stearic acid (C18:0), palmitoleic acid (C16:1), oleic acid (C18:1n9), waxenic acid (C18:1n7), linoleic acid (C18:2n6), linolenic acid (C18:3n3), arachidonic acid (C20:4n6), EPA (C20:5n3), and DHA (C22:6n3).

**Table 2.** Variations on total (%) fatty acid compositions in different part of body muscle lipids of the *Sander lucioperca* from Gelingüllü Dam Lake

Fatty acids	Whole Muscle (WM)	Dorsal (D)	Ventral (V)	Caudal (C)
C12:0	0.03±0.01 <sup>ab</sup>	0.03±0.01 <sup>ab</sup>	0.04±0.00 <sup>a</sup>	0.03±0.00 <sup>b</sup>
C14:0	1.56±0.49 <sup>a</sup>	1.12±0.09 <sup>a</sup>	1.31±0.01 <sup>a</sup>	1.27±0.35 <sup>a</sup>
C15:0	0.63±0.21 <sup>a</sup>	0.46±0.02 <sup>a</sup>	0.50±0.01 <sup>a</sup>	0.45±0.02 <sup>a</sup>
C16:0	19.34±0.73 <sup>b</sup>	20.79±0.14 <sup>a</sup>	20.63±0.53 <sup>a</sup>	20.47±0.58 <sup>a</sup>
C17:0	0.63±0.06 <sup>a</sup>	0.64±0.02 <sup>a</sup>	0.68±0.02 <sup>a</sup>	0.68±0.05 <sup>a</sup>
C18:0	7.48±0.90 <sup>a</sup>	8.43±0.07 <sup>a</sup>	7.60±0.19 <sup>a</sup>	8.25±0.33 <sup>a</sup>
C20:0	0.19±0.02 <sup>a</sup>	0.19±0.01 <sup>a</sup>	0.20±0.01 <sup>a</sup>	0.20±0.01 <sup>a</sup>
C22:0	0.03±0.00 <sup>a</sup>	0.03±0.00 <sup>a</sup>	0.05±0.00 <sup>a</sup>	0.03±0.00 <sup>a</sup>
C24:0	0.06±0.00 <sup>a</sup>	0.06±0.01 <sup>a</sup>	0.06±0.01 <sup>a</sup>	0.08±0.01 <sup>a</sup>
<b>ΣSFA</b>	<b>29.96±0.99<sup>b</sup></b>	<b>31.76 ±0.06<sup>a</sup></b>	<b>31.07±0.33<sup>ab</sup></b>	<b>31.44±1.20<sup>ab</sup></b>
C14:1	0.26±0.05 <sup>a</sup>	0.18±0.02 <sup>c</sup>	0.24±0.01 <sup>ab</sup>	0.20±0.02 <sup>bc</sup>
C15:1	0.22±0.01 <sup>a</sup>	0.19±0.01 <sup>b</sup>	0.22±0.01 <sup>a</sup>	0.20±0.01 <sup>b</sup>
C16:1	5.30±1.67 <sup>a</sup>	3.42±0.22 <sup>b</sup>	4.18±0.03 <sup>ab</sup>	3.52±0.25 <sup>b</sup>
C17:1	0.11±0.06 <sup>a</sup>	0.10±0.01 <sup>a</sup>	0.11±0.02 <sup>a</sup>	0.10±0.02 <sup>a</sup>
C18:1n9	10.51±0.37 <sup>ab</sup>	9.28±0.34 <sup>c</sup>	10.96±0.31 <sup>a</sup>	10.27±0.11 <sup>b</sup>
C18:1n7	3.51±0.20 <sup>a</sup>	3.02±0.14 <sup>b</sup>	3.27±0.04 <sup>ab</sup>	3.17±0.06 <sup>b</sup>
C20:1n9	0.04±0.01 <sup>b</sup>	0.14±0.01 <sup>a</sup>	0.14±0.03 <sup>a</sup>	0.11±0.01 <sup>a</sup>
C22:1n9	0.13±0.02 <sup>a</sup>	0.03±0.00 <sup>b</sup>	0.15±0.01 <sup>a</sup>	0.15±0.01 <sup>a</sup>
C24:1n9	0.74±0.16 <sup>a</sup>	0.90±0.17 <sup>a</sup>	0.81±0.07 <sup>a</sup>	0.90±0.04 <sup>a</sup>
<b>ΣMUFA</b>	<b>20.81±1.44<sup>a</sup></b>	<b>17.26±0.57<sup>c</sup></b>	<b>20.08±0.26<sup>ab</sup></b>	<b>18.60±0.28<sup>bc</sup></b>
C18:2n6	4.36±0.55 <sup>a</sup>	4.40±0.07 <sup>a</sup>	4.85±0.13 <sup>a</sup>	4.46±0.16 <sup>a</sup>
C18:3n6	0.12±0.02 <sup>a</sup>	0.11±0.00 <sup>a</sup>	0.11±0.00 <sup>a</sup>	0.10±0.01 <sup>a</sup>
C18:3n3	2.69±0.27 <sup>b</sup>	2.58±0.03 <sup>b</sup>	3.05±0.13 <sup>a</sup>	2.61±0.19 <sup>b</sup>
C20:2 cis	0.30±0.02 <sup>a</sup>	0.30±0.01 <sup>a</sup>	0.31±0.00 <sup>a</sup>	0.30±0.00 <sup>a</sup>
C20:3 n6	0.50±0.00 <sup>a</sup>	0.51±0.00 <sup>a</sup>	0.51±0.01 <sup>a</sup>	0.48±0.01 <sup>b</sup>
C20:4 n6	5.73±0.37 <sup>c</sup>	6.64±0.23 <sup>a</sup>	6.13±0.07 <sup>bc</sup>	6.27±0.22 <sup>ab</sup>
C20:5n3	5.66±2.86 <sup>a</sup>	6.97±0.23 <sup>a</sup>	6.42±0.10 <sup>a</sup>	6.16±0.15 <sup>a</sup>
C22:2 cis	0.03±0.01 <sup>b</sup>	0.11±0.01 <sup>a</sup>	0.11±0.00 <sup>a</sup>	0.08±0.04 <sup>a</sup>
C22:6 n3	12.97±0.99 <sup>c</sup>	15.43±0.36 <sup>a</sup>	13.59±0.34 <sup>bc</sup>	14.27±0.51 <sup>b</sup>
<b>ΣPUFA</b>	<b>32.37±2.22<sup>b</sup></b>	<b>37.05±0.77<sup>a</sup></b>	<b>35.08±0.42<sup>a</sup></b>	<b>34.72±0.67<sup>a</sup></b>
<b>AI</b>	0.48±0.02 <sup>a</sup>	0.47±0.01 <sup>a</sup>	0.47±0.01 <sup>a</sup>	0.48±0.04 <sup>a</sup>
<b>TI</b>	0.35±0.04 <sup>a</sup>	0.33±0.01 <sup>a</sup>	0.34±0.00 <sup>a</sup>	0.35±0.02 <sup>a</sup>
<b>H/H</b>	2.01±0.12 <sup>a</sup>	2.07±0.02 <sup>a</sup>	2.05±0.02 <sup>a</sup>	2.03±0.09 <sup>a</sup>
<b>PUFA/SFA</b>	1.08±0.09 <sup>a</sup>	1.16±0.02 <sup>a</sup>	1.13±0.01 <sup>a</sup>	1.11±0.06 <sup>a</sup>
<b>Σn3</b>	21.33±2.31 <sup>b</sup>	24.98±0.57 <sup>a</sup>	23.06±0.38 <sup>ab</sup>	23.03±0.54 <sup>ab</sup>
<b>Σn6</b>	10.71±0.53 <sup>b</sup>	11.66±0.23 <sup>a</sup>	11.60±0.15 <sup>ab</sup>	11.31±0.09 <sup>ab</sup>
<b>n6/n3</b>	0.51±0.08 <sup>a</sup>	0.47±0.01 <sup>a</sup>	0.50±0.01 <sup>a</sup>	0.49±0.01 <sup>a</sup>
<b>DHA</b>	12.97±0.99 <sup>c</sup>	15.43±0.36 <sup>a</sup>	13.59±0.34 <sup>bc</sup>	14.27±0.51 <sup>b</sup>
<b>EPA</b>	5.66±2.86 <sup>a</sup>	6.97±0.23 <sup>a</sup>	6.42±0.10 <sup>a</sup>	6.16±0.15 <sup>a</sup>
<b>DHA/EPA</b>	2.98±2.08 <sup>a</sup>	2.21±0.02 <sup>a</sup>	2.12±0.04 <sup>a</sup>	2.32±0.05 <sup>a</sup>

Data are shown as mean ± standard deviation (SD). SFA: Saturated fatty acid; MUFA: Monounsaturated fatty acid; PUFA: Polyunsaturated fatty acid; DHA: Docosahexaenoic acid; EPA: Eicosapentaenoic acid; Σn-6 PUFA: total n-6 polyunsaturated fatty acid; Σn-3 PUFA: total n-3 polyunsaturated fatty acid. In Table 2, different letters (a-c) in the same line show significant differences for different regions of fish (p<0.05).

Total PUFA values (32.37%–37.05%) were higher than total saturated fatty acids (SFA) (29.96%–31.76%) and total monounsaturated fatty acids (MUFA) (17.26%–20.81%) values in tissue samples obtained from the D, V, and C regions and WM. Carnivores, due to their consumption of other fish, which undergo a series of elongation and desaturation, were rich in longer-chain n-3 PUFAs (Guler et al., 2011). Moreover, Öksüz et al. (2019), Bouriga et al. (2020) and Töniben et al. (2022) also found that the total PUFA value was higher than the total SFA and MUFA for pike perch, a carnivorous fish species.

Total SFA was 29.96% in the WM and 31.07%–31.76% in the muscle tissues of different regions (D, V, and C) of pike perch (Table 2). These results are in line with previous studies on the fatty acid content of the pike perch (Çelik et al., 2005; Guler et al., 2011; Öksüz et al., 2019; Özogul et al., 2007;

Özparlak, 2013).

In our study, the lowest total SFA value was found in the WM region, while the highest total SFA value was found in the D region ( $p < 0.05$ ). Palmitic acid (C16:0) value was lowest in WM with 19.34% ( $p < 0.05$ ), while in the D, V, and C regions, it varied between 20.47%–20.79%, and there was no significant difference between regions ( $p > 0.05$ ). The value of stearic acid (C18:0) was between 7.60%–8.43%, and the lowest and highest value was found in WM and D regions, respectively. Stearic acid values showed no significant difference between different regions ( $p > 0.05$ ). Guler et al. (2011) investigated the fatty acid content of pike perch in different seasons and found that stearic acid (7.05%), palmitic acid (22.20%), and total SFA (32.23%) values in the summer season were similar to those in our study, while the values taken in winter season were lower than those in our study.

Total MUFA showed variability ( $p < 0.05$ ) according to different body regions of pike perch. The highest MUFA value (20.81%) was found in the WM region and the lowest MUFA value (17.26%) was found in D region. Similar to the previous studies with pike perch, palmitoleic acid (C16:1, 3.42%–5.30%), oleic acid (C18:1n9, 9.28%–10.96%), and vaccenic acid (C18:1n7, 3.02%–3.51%) were the major MUFA acids in our study (Çelik et al., 2005; Özogul et al., 2007; Guler et al., 2011; Özparlak, 2013; Öksüz et al., 2019). In addition, it was observed that the fatty acid composition in different body regions of the pike perch showed variation ( $p < 0.05$ ).

Total PUFA varied between 32.37%–37.05% and the highest and lowest value was found in D and WM regions, respectively. Similar results have been found by other researchers (Guler et al., 2011; Öksüz et al., 2019). Total PUFA value showed no difference between the D, V, and C regions of pike perch ( $p > 0.05$ ). In our study, linoleic acid (C18:2n6, 4.36%–4.85%), linolenic acid (C18:3n3, 2.58%–3.05%), arachidonic acid (C20:4n6, 5.73%–6.64%), EPA (C20:5n3, 5.66%–6.97%), and DHA (C22:6n3, 12.97%–15.43%) were the most common PUFAs. It was determined that except EPA and linoleic acid, other acid values changed according to different regions of the pike perch ( $p < 0.05$ ).

It has been determined that *S. lucioperca* is rich in PUFA, especially in DHA and EPA, which are the major ones, which is in line with the literature (Uysal & Aksoylar, 2003; 2005; Bouriga et al., 2020; Kheiri et al., 2022; Tönißen et al., 2022). In most carnivorous fish and invertebrates, DHA is generally more abundant than EPA. The limnetic food chain is characterized by linoleic acid, alpha-linolenic acid, and EPA fatty acids, and freshwater fish can obtain high levels of 20:4n-6 by consuming aquatic insects (Mısır, 2014). In this study, it was determined that the DHA value of pike perch, a carnivorous fish species, was higher than that of EPA and it contains a high rate of arachidonic acid (C20:4n6, 5.73%–6.64%).

Nutritionists recommend an n-6/n-3 ratio of 4 (Valencia et al., 2006). The low n-6/n-3 ratio in the diet helps to prevent coronary heart disease, while a high ratio is considered a major risk factor for coronary heart disease (Aberoumand & Baesi, 2022). In the present study, the n-6/n-3 ratio in all regions of the pike perch was between 0.47–0.51 and did not exceed the maximum recommended ratio. Özogul et al. (2007) determined that the n-6/n-3 ratio of zander is 0.46, which is similar to our result.

AI, TI, and h/H ratios were used due to the correlation between fatty acids and human health. AI and TI  $> 1.0$  are reported to be harmful to human health (Ouraji et al., 2009). The AI (0.47–0.48) and TI (0.33–0.35) values obtained in this study were lower than risky values in the WM and different body regions (D, V, and C) of the pike perch (Table 2), and it was determined that there was no risk for human health. Çağlak and Karsli (2017) found AI (0.38–0.49) and TI (0.22–0.31) values for *S. lucioperca*, which were similar to the values found in the results of our study. The H/H ratio has been used as one of the indexes to assess the nutritional and health aspects of the product (Rincón-Cervera et al., 2020). The H/H values for the WM and different body regions (D, V, and C) of the pike perch were found between 2.01–2.07 in this study.

#### 4. CONCLUSION

There was no study in the literature that determined the nutritional content and fatty acid composition of pike-perch caught from Gelingüllü dam. In this study, the nutritional content and fatty acid profile of pike perch were determined and the difference in fatty acid between different body parts of the fish was investigated. It was found that pike perch had a high protein value; the C region

had the highest fat content, followed by the V and D regions. The total PUFA value was higher than the total SFA and MUFA values. A significant difference in SFA and MUFA values between different regions of the fish was observed, except for the PUFA value. AI, TI, H/H, and n-6/n-3 ratios were found to be in the recommended range.

In conclusion, pike perch has high nutritional value, its fatty acids composition vary according to different body regions, and it can be beneficial for human consumption and health based on AI, TI, H/H, and n-6/n-3 ratios.

## FUNDING

No financial support was received for the present study.

## CONFLICT OF INTEREST

The author declares that there is no conflict of interest.

## AUTHOR CONTRIBUTIONS

EB: Designed the study, wrote the first draft of the manuscript, performed and managed statistical analyses, and read and approved the final manuscript.

## ETHICAL STATEMENTS

Local Ethics Committee Approval was not obtained because experimental animals were not used in this study.

## DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data supporting the findings of the present study are available from the corresponding author upon reasonable request.

## REFERENCES

- Aberoumand, A., & Baesi, F. (2022). Evaluation of fatty acid-related nutritional quality indices in processed and raw (*Lethrinus lentjan*) fish fillets. *Food Science & Nutrition*, 11(2), 963-971. <https://doi.org/10.1002/fsn3.3131>
- AOAC. (1984). *Official Methods of Analysis of AOAC International 14th Edition*. Association of Official Analysis Chemists International.
- AOAC. (1998). *Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists International*. In *Official methods of analysis 16th Edition*. Association of Official Analytical Chemists. International.
- Bilgin, Ş., Ünlüsayın, M., Günlü, A., & İzci, L. (2005). Sudak (Sander lucioperca Bogustkaya ve Naseka, 1996) ve Kadife (Tinca tinca L., 1758) Balığından Balık Ezmesi (PATÉ) Yapımı, Bazı Kimyasal Bileşenlerin ve Kalite Kriterlerinin Belirlenmesi. *Ege University Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 22(3-4), 399-402.
- Bilgin, Ş., & Metin, S. (2021). The Effect of Some Natural Antioxidants on Quality Properties of Pikeperch (Sander lucioperca) Meat Balls. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 8(2), 140-149.
- Bligh, E. G., & Dyer, W. J. (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37(8), 911-917. <https://doi.org/10.1139/o59-099>
- Bouriga, N., Bejaoui, S., Jemmali, B., Quignard, J. P., & Trabelsi, M. (2020). Effects of smoking processes on the nutritional value and fatty acid composition of Zander fish (Sander lucioperca). *Grasas y Aceites*, 71(1). <https://doi.org/10.3989/gya.1061182>
- Briggs, M., Petersen, K., & Kris-Etherton, P. (2017). Saturated Fatty Acids and Cardiovascular Disease: Replacements for Saturated Fat to Reduce Cardiovascular Risk. *Healthcare*, 5(2), 29. <https://doi.org/10.3390/healthcare5020029>
- Çağlak, E., & Karsli, B. (2017). Seasonal variation of fatty acid and amino acid compositions in the muscle tissue of zander (Sander lucioperca linnaeus, 1758) and the evaluation of important indexes related to human health. *Italian Journal of Food Science*, 29(2), 266-275.

- <https://doi.org/10.14674/1120-1770/ijfs.v576>
- Cakmak, Y. S., Zengin, G., Ozmen Guler, G., Aktumsek, A., & Ozparlak, H. (2012). Fatty acid composition and  $\omega 3/\omega 6$  ratios of the muscle lipids of six fish species in Sugla Lake, Turkey. *Archives of Biological Sciences*, 64(2), 471–477. <https://doi.org/10.2298/ABS1202471C>
- Can, M. F., Günlü, A., & Can, H. Y. (2015). Fish consumption preferences and factors influencing it. *Food Science and Technology (Campinas)*, 35(2), 339–346. <https://doi.org/10.1590/1678-457X.6624>
- Carvalho, I. S., Miranda, I., & Pereira, H. (2006). Evaluation of oil composition of some crops suitable for human nutrition. *Industrial Crops and Products*, 24(1), 75–78. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2006.03.005>
- Çelik, M., Diler, A., & Küçükgülmez, A. (2005). A comparison of the proximate compositions and fatty acid profiles of zander (*Sander lucioperca*) from two different regions and climatic conditions. *Food Chemistry*, 92(4), 637–641. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2004.08.026>
- Çınar, Ş., Çubuk, H., Tümgelir, L., & Çetinkaya, S. (2006). 1. Uluslararası Beyşehir ve Yöresi Sempozyumu. Beyşehir Gölü'ndeki Sudak Popülasyonu (*Sander lucioperca*) Linnaeus, 1758'nun Büyüme Özellikleri.
- Coro, G., Large, S., Magliozzi, C., & Pagano, P. (2016). Analysing and forecasting fisheries time series: purse seine in Indian Ocean as a case study. *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, 73(10), 2552–2571. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw131>
- Ekmekçi, F. G., & Özeren, S. C. (2003). Reproductive biology of *Capoeta tinca* in Gelingüllü Reservoir, Turkey. *Folia Zoologica*, 52(3), 323–328.
- Fjellanger, K., Obach, A., & Rosenlund, G. (2001). Proximate analysis of fish with special emphasis on fat. In S. C. Kestin & Warriss P. D. (Eds.), *Farmed fish quality* (pp. 307–317). Oxford Blackwell Science.
- Guler, G. O., Aktumsek, A., Cakmak, Y. S., Zengin, G., & Cital, O. B. (2011). Effect of Season on Fatty Acid Composition and n-3/n-6 Ratios of Zander and Carp Muscle Lipids in Altınapa Dam Lake. *Journal of Food Science*, 76(4). <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2011.02136.x>
- Hamza, N., Mhetli, M., Khemis, I. Ben, Cahu, C., & Kestemont, P. (2008). Effect of dietary phospholipid levels on performance, enzyme activities and fatty acid composition of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae. *Aquaculture*, 275(1–4), 274–282. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.01.014>
- Honkanen, P., Olsen, S. O., & Verplanken, B. (2005). Intention to consume seafood—the importance of habit. *Appetite*, 45(2), 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2005.04.005>
- Ichihara, K. N. ich., Shibahara, A., Yamamoto, K., & Nakayama, T. (1996). An improved method for rapid analysis of the fatty acids of glycerolipids. *Lipids*, 31(5), 535–539. <https://doi.org/10.1007/BF02522648>
- Kánainé Sipos, D., Kovács, G., Buza, E., Csenki-Bakos, K., Ósz, Á., Ljubobratović, U., Cserveni-Szücs, R., Bercsényi, M., Lehoczky, I., Urbányi, B., & Kovács, B. (2019). Comparative genetic analysis of natural and farmed populations of pike-perch (*Sander lucioperca*). *Aquaculture International*, 27(4), 991–1007. <https://doi.org/10.1007/s10499-019-00365-7>
- Kheiri, A., Aliakbarlu, J., & Tahmasebi, R. (2022). Antioxidant potential and fatty acid profile of fish fillet: effects of season and fish species. *Veterinary Research Forum*, 13(1), 91–99. <https://doi.org/10.30466/vrf.2021.526596.3153>
- Kırankaya, Ş. G., & Ekmekçi, F. G. (2004). Growth properties of mirror carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) introduced into Gelingüllü Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28(6), 1057–1064.
- Kırankaya, S. G., & Ekmekçi, F. G. (2007). Gelingüllü Baraj Gölü'ndeki tatlısu kefalı (*Squalius cephalus*, L., 1758)'nin büyüme özelliklerindeki değişimler. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 9(2), 125–134.
- Lee, K. H., Seong, H. J., Kim, G., Jeong, G. H., Kim, J. Y., Park, H., Jung, E., Kronbichler, A., Eisenhut, M., Stubbs, B., Solmi, M., Koyanagi, A., Hong, S. H., Dragioti, E., de Rezende, L. F. M., Jacob, L., Keum, N., van der Vliet, H. J., Cho, E., et al. (2020). Consumption of Fish and  $\omega$ -3 Fatty Acids and Cancer Risk: An Umbrella Review of Meta-Analyses of Observational

- Studies. *Advances in Nutrition*, 11(5), 1134–1149. <https://doi.org/10.1093/advances/nmaa055>
- Ling, M.-P., Wu, C.-C., Yang, K.-R., & Hsu, H.-T. (2013). Differential accumulation of trace elements in ventral and dorsal muscle tissues in tilapia and milkfish with different feeding habits from the same cultured fishery pond. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 89, 222–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.002>
- Liu, Y., Ren, X., Fan, C., Wu, W., Zhang, W., & Wang, Y. (2022). Health Benefits, Food Applications, and Sustainability of Microalgae-Derived N-3 PUFA. *Foods*, 11(13), 1883. <https://doi.org/10.3390/foods11131883>
- McNaughton, S. A., Ball, K., Mishra, G. D., & Crawford, D. A. (2008). Dietary Patterns of Adolescents and Risk of Obesity and Hypertension. *The Journal of Nutrition*, 138(2), 364–370. <https://doi.org/10.1093/jn/138.2.364>
- Mısır, G. B. (2014). Balıklarda Lipitler, Yağ Asitleri ve Bunların Bazı Önemli Metabolik Fonksiyonları. *Yunus Araştırma Bülteni*, 2014(1), 51–61. <https://doi.org/10.17693/yunusae.vi.235405>
- Nakamura, Y.-N., Ando, M., Seoka, M., Kawasaki, K., & Tsukamasa, Y. (2007). Changes of proximate and fatty acid compositions of the dorsal and ventral ordinary muscles of the full-cycle cultured Pacific bluefin tuna *Thunnus orientalis* with the growth. *Food Chemistry*, 103(1), 234–241. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.07.064>
- Öksüz, A., Dikmen, M., Alkan, Ş. B., Yaylalı, O., & Demirtaş, S. (2019). Beyşehir Gölünden Avlanan Sazan ve Sudak Balıklarının Besin ve Yağ Asidi Bileşenlerinin Karşılaştırılması. *Aquatic Research*, 9(1), 13–17.
- Ouraji, H., Shabanpour, B., Kenari, A. A., Shabani, A., Nezami, S., Sudagar, M., & Faghani, S. (2009). Total lipid, fatty acid composition and lipid oxidation of Indian white shrimp (*Fenneropenaeus indicus*) fed diets containing different lipid sources. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 89(6), 993–997. <https://doi.org/10.1002/jsfa.3545>
- Özogul, Y., Özogul, F., & Alagoz, S. (2007). Fatty acid profiles and fat contents of commercially important seawater and freshwater fish species of Turkey: A comparative study. *Food Chemistry*, 103(1), 217–223. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.08.009>
- Özparlak, H. (2013). Effect of seasons on fatty acid composition and n-3/n-6 ratios of muscle lipids of some fish species in Apa Dam Lake, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, 45(4).
- Özvarol, Z. A. B., & İkiz, R. (1999). Reproductive Characteristics of Pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L., 1758)) in Eğirdir Lake. *Turkish Journal of Zoology*, 23(7), 919-926.
- Özvarol, Z. A. B. (2006). Karacaören-I Baraj Gölü'ndeki Sudak, Sander *lucioperca* (L., 1758) Populasyonunun Besin ve Beslenme Özellikleri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 2(1), 1-11.
- Perez-Villarreal, B., & Pozo, R. (1990). Chemical Composition and Ice Spoilage of Albacore (*Thunnus alalunga*). *Journal of Food Science*, 55(3), 678–682. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1990.tb05205.x>
- Pieniak, Z., Kołodziejczyk, M., Kowrygo, B., & Verbeke, W. (2011). Consumption patterns and labelling of fish and fishery products in Poland after the EU accession. *Food Control*, 22(6), 843–850. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2010.09.022>
- Polak-Juszczak, L., & Komar-Szymczak, K. (2009). Fatty acid profiles and fat contents of commercially important fish from Vistula Lagoon. *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, 59(3), 225–229.
- Rincón-Cervera, M. Á., González-Barriga, V., Romero, J., Rojas, R., & López-Arana, S. (2020). Quantification and Distribution of Omega-3 Fatty Acids in South Pacific Fish and Shellfish Species. *Foods*, 9(2), 233. <https://doi.org/10.3390/foods9020233>
- Santos-Silva, J., Bessa, R. J., & Santos-Silva, F. (2002). Effect of genotype, feeding system and slaughter weight on the quality of light lambs. *Livestock Production Science*, 77(2–3), 187–194. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(02\)00059-3](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00059-3)
- Thammapat, P., Raviyan, P., & Siriamornpun, S. (2010). Proximate and fatty acids composition of the muscles and viscera of Asian catfish (*Pangasius bocourti*). *Food Chemistry*, 122(1), 223–227. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.02.065>

- Tönißen, K., Pfuhl, R., Franz, G. P., Dannenberger, D., Bochert, R., & Grunow, B. (2022). Impact of spawning season on fillet quality of wild pikeperch (*Sander lucioperca*). *European Food Research and Technology*, 248(5), 1277–1285. <https://doi.org/10.1007/s00217-022-03963-7>
- Ulbricht, T. L. V., & Southgate, D. A. T. (1991). Coronary heart disease: seven dietary factors. *The Lancet*, 338(8773), 985–992. [https://doi.org/10.1016/0140-6736\(91\)91846-M](https://doi.org/10.1016/0140-6736(91)91846-M)
- Unlusayin, M., Bilgin, S., Izci, L., & Gulyavuz, H. (2002). The preparation of fish ball from pikeperch (*Sander lucioperca*) and tench (*Tinca tinca*) filets and determination of shelf life. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 6, 34-43.
- Uysal, K., & Aksoylar, M. Y. (2003). Eğirdir Gölü'nde yaşayan sudak (*Stizostedion lucioperca*) balıklarının 0-3 yağ asitleri oranı ve sağlık üzerine etkisinin değerlendirilmesi. *Journal of Science and Technology of Dumlupınar University*, 5, 61-68.
- Uysal, K., & Aksoylar, M. Y. (2005). Seasonal variations in fatty acid composition and the n-6/n-3 fatty acid ratio of pikeperch (*Sander lucioperca*) muscle lipids. *Ecology of Food and Nutrition*, 44(1), 23-35.
- Valencia, I., Ansorena, D., & Astiasarán, I. (2006). Nutritional and sensory properties of dry fermented sausages enriched with n-3 PUFAs. *Meat Science*, 72(4), 727–733. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2005.09.022>
- Yanes-Roca, C., Holzer, A., Mraz, J., Veselý, L., Malinovskyi, O., & Policar, T. (2020). Improvements on Live Feed Enrichments for Pikeperch (*Sander lucioperca*) Larval Culture. *Animals*, 10(3), 401. <https://doi.org/10.3390/ani10030401>
- Zakęś, Z. (1997). Converting pond-reared pikeperch fingerlings, *Stizostedion lucioperca* (L.), to artificial food-effect of water temperature. *Fisheries & Aquatic Life*, 5(2), 313–324.
-



## Uluabat Gölü (Bursa) YüzeY Suyu Kalitesinin Çok Değişkenli İstatistiksel Yöntemler ile Değerlendirilmesi

### Evaluation of Lake Uluabat (Bursa) Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Methods

Ceren Özlem Kesmez<sup>1\*</sup>, Nurhayat Dalkıran<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa, Türkiye

<sup>2</sup>Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Bursa, Türkiye

\*Sorumlu Yazar: [cerenozlemgurur@gmail.com](mailto:cerenozlemgurur@gmail.com)

Received: 20.03.2023

Accepted: 09.08.2023

Published: 01.12.2023

**How to Cite:** Kesmez, C. Ö., & Dalkıran, N. (2023). Uluabat gölü (Bursa) yüzeY suyu kalitesinin çok değişkenli istatistiksel yöntemler ile değerlendirilmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 341-357. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1267921>

**Özet:** Sucul ekosistemler için tehdit oluşturan kirleticilerin bir RAMSAR alanı olan Uluabat Gölü'ndeki etkisini araştırmak amacıyla 2017 yaz, 2018 sonbahar, 2019 ilkbahar ve 2020 kış dönemleri olmak üzere beş istasyondan alınan su örneklerinde bazı fizikokimyasal değişkenler, ağır metaller ve toksik elementler değerlendirilmiştir. Açıklayıcı faktör analizi sonuçlarına göre Uluabat Gölü havzasında yapılan madencilik faaliyetlerinin ve havzanın jeolojik yapısının gölün su kalitesini etkileyen en önemli faktör olduğu tespit edilmiştir. Al, As, B, Fe ve Mn gibi bazı ağır metal ve toksik elementlerin toplam varyansın %30,54'ünü açıklayarak I. ekseninde pozitif faktör yükü oluşturmuştur. Üçüncü ve dördüncü faktör yüklerinde ise ötrofikasyon ve besin tuzu yüklerinin göl su kalitesine olan etkileri tespit edilmiştir. Faktör analizi sonucunda belirlenen dört faktör yükünün toplam varyansı %85,47 olmuştur. Kruskal-Wallis analizi sonuçlarına göre 31 fizikokimyasal değişkenden 19'u yıllara göre farklılık gösterirken, istasyonlara göre sadece PO<sub>4</sub>-P'nin anlamlı farklılık gösterdiği tespit edilmiştir. Cluster analizi tüm fizikokimyasal değişkenlerin istasyonlara ve yıllara göre farklılığını belirgin olarak açıklamıştır. Bu analize göre Uluabat Gölü'nde en kirli nokta Akçalar bölgesi olarak belirlenirken en farklı mevsim kış olmuştur. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne göre Al, As, B ve Fe'nin maksimum çevresel kalite standardı üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Sulama suyu kriterlerine göre ise B, izin verilen maksimum konsantrasyon üzerinde bulunmuştur. Carlson Trofik Seviye İndeksi'ne göre göl suyu değerlendirildiğinde ise, toplam azot ve toplam fosfor'a göre hiperötrofik, klorofil-a değerine göre ise ötrofik karakterde olduğu tespit edilmiştir.

#### Keywords

- Uluabat Gölü
- Su kalitesi
- Açıklayıcı faktör analizi
- Toksik metaller
- Trofik seviye

**Abstract:** To investigate the impact of pollutants that pose a threat to aquatic ecosystems in Uluabat Lake, a RAMSAR area, a number of physicochemical variables, heavy metals, and toxic elements were evaluated in water samples collected from five stations in the summer of 2017, fall 2018, spring 2019 and winter 2020. According to the results of the Explanatory Factor Analysis, it was determined that mining activities in the Uluabat Lake basin and the geological structure of the basin are the most important factors affecting the water quality of the lake. Some of the heavy metals and toxic elements such as Al, As, B, Fe, and Mn explained the 30.54% of the total variance and created a positive factor load on the first axis. In the third and fourth factor loadings, the effects of eutrophication and nutrient loadings in water quality of the lake were determined. The total variance of the four factor loadings was determined as 85.47%. According to the results of the Kruskal-Wallis analysis, 19 out of 31 physicochemical variables differed by years, while only PO<sub>4</sub>-P showed significant differences by stations. Cluster analysis significantly explained the differences of all physicochemical variables for both by stations and years. According to this analysis, the most polluted site in Uluabat Lake was determined as Akçalar region and the most different season was winter. According to the Regulation on Surface Water Quality, Al, As, B, and Fe were found to be above the maximum environmental quality standards. According to irrigation water criteria, B was found to be above the maximum permissible concentration. When the lake water was evaluated according to Carlson Trophic State Index, it was found to be hyper-eutrophic in accordance with the total amounts of nitrogen and phosphorus and

#### Anahtar kelimeler

- Lake Uluabat
- Water quality
- Explanatory factor analysis
- Toxic metals
- Trophic state



eutrophic in accordance with the concentrations of chlorophyll-a.

## 1. GİRİŞ

Sucul ortamlar endüstriyel, tarımsal ve evsel faaliyetler sonucu ortaya çıkan ve çevreye salınan çoğu toksik maddenin nihai alıcısıdır. Sulak alanlara giren toksik maddelerin yönetimi zordur, çünkü kirleticiler genellikle bir su sistemine birden fazla veya dağınık kaynaktan giriş yapar (Rand, 1985). Biyoçeşitliliği yüksek olan sulak alanların korunması ekolojik dengenin sağlanması için oldukça önemlidir. Bu nedenle sulak alanlarda gerçekleştirilecek sürekli su kalitesi çalışmaları kirleticilerin çevreye salınımının sonuçlarının aydınlatılmasında büyük öneme sahip olmaktadır.

Uluabat Gölü RAMSAR Sözleşmesi ile koruma altına alınmış, sanayi, tarımsal faaliyet ve nüfus yoğunluğunun fazla olduğu Bursa ilinde (Karacabey ve Mustafakemalpaşa ilçelerinde) yer alan önemli bir sulak alandır. Uluabat Gölü'nü Mustafakemalpaşa Çayı ile iki kolu olan Emet Çayı ve Orhaneli Çayı beslemektedir. Bu akarsu havzalarından kaynaklı tarımsal, evsel ve endüstriyel kirleticiler gölü önemli ölçüde etkilemektedir. Orhaneli ve Emet çaylarının her ikisi de Kütahya il sınırları içinde olup Hisarcık, Tavşanlı, Çavdarhisar, Emet ve Domaniç ilçelerinden kaynaklı kirliliği ve madencilik faaliyetleri sonucu oluşan kirleticileri Mustafakemalpaşa Çayı'na taşımaktadır. Bu nedenle bu bölgelerde oluşan kirlilik ülkemiz için çok önemli olan Uluabat Gölü'ne Mustafakemalpaşa Çayı aracılığıyla taşınmaktadır.

Uluabat Gölü yüksek biyolojik zenginliğe (Dalkıran, 2015) ve ekolojik öneme sahip sığ bir sulak alan olması nedeni ile uzun yıllardır araştırmacıların dikkatini üzerine çekmiştir. İlk çalışmalar 1986-1990 yılları arasında çoğunlukla yaz aylarını kapsayacak şekilde gerçekleştirilmiştir (Dalkıran vd., 2006). 1998 yılından itibaren ise aylık örneklemeler yapılarak gölün su kalitesini belirlemek için daha ayrıntılı çalışmalar gerçekleştirilmeye başlanmıştır (Dalkıran vd., 2006; Elmacı vd., 2007; Filik İşcen vd., 2008; Bulut vd., 2010; Katip ve Karaer, 2011; Katip vd., 2012; İleri vd., 2014; Zünbülçil, 2015; Hacısalihoğlu ve Karaer, 2016; Hacısalihoğlu ve Karaer, 2018). Ancak Uluabat Gölü havzasının madencilik faaliyetleri (Barlas vd., 2005; Çiçek vd., 2013; Hacısalihoğlu ve Karaer, 2016; Omwene vd., 2019), tarımsal faaliyetler (Hacısalihoğlu ve Karaer 2020) ve insan aktiviteleri nedeni ile sürekli baskı altında olması gölün kirlilik yüklerinin ve trofik seviyesinin takip edilmesi gerektiğini ortaya koymaktadır.

Çok değişkenli istatistiksel yöntemler, özellikle kompleks veri datası içeren su kalite çalışmalarında veri indirgemek, su kalitesine etkili olabilecek faktörler ve bunların etki dereceleri ve muhtemel çevresel baskıları belirlemek amacıyla uzun yıllardır uygulanmaktadır (Şengörür ve İsa, 2001; Filik İşcen vd., 2008; Bulut vd., 2010; Varol vd., 2012; Tokatlı vd., 2014; Tokatlı vd., 2016; Dalkıran vd., 2020; Varol vd., 2022). Cluster ve faktör analizi gibi çok değişkenli istatistiksel yöntemler zamansal ve mekânsal değişime bağlı olarak antropojenik faktörlerin su kalitesi üzerindeki etkilerini belirlemek için en yaygın olarak kullanılan istatistiksel yöntemlerdir. Veri indirgeme ve ilişkili değişkenlerden ilişkisiz ve daha az boyutlu yeni faktör yapıları oluşturmak faktör analizinin temel iki amacıdır. Cluster analizi ise su kalitesi parametrelerinin zamansal ve mekânsal değişimlerini belirlemek için uygun çok değişkenli bir analiz olarak bilinir. Bu nedenle Uluabat Gölü su kalitesini değerlendirmek için çok değişkenli istatistiksel yöntemlerden yararlanılmıştır.

Bu çalışmada Uluabat Gölü'nde belirlenen beş örnekleme istasyonundan 2017-2020 tarihleri arasında alınan su örneklerinde belirlenen fizikokimyasal değişkenlerin gölün yüzey suyu kalitesini belirlemek için çok değişkenli istatistiksel yöntemler kullanılarak değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Aynı zamanda ulusal yönetmeliklere göre su kalitesinin değerlendirilmesi çalışmamızın bir diğer amacını oluşturmaktadır.

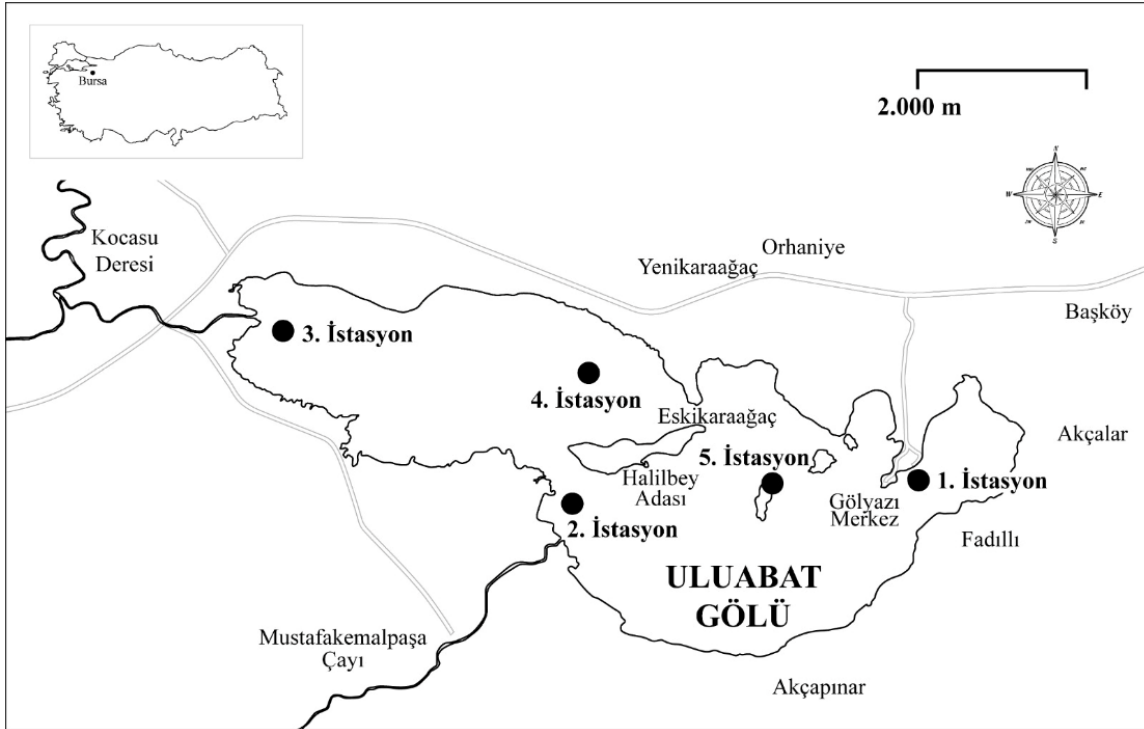
## 2. MATERYAL ve YÖNTEM

### 2.1. Çalışma Alanı ve Örnekleme Noktaları

Uluabat Gölü havzası ülkemizin 25 akarsu havzasından biri olan Susurluk havzasının alt havzalarından biridir. Türkiye'nin kuzeybatısında Marmara Bölgesi'nde, 40°10' kuzey ve 28°35' doğu koordinatları arasında yer alan Uluabat Gölü, sucul ekosistem yönünden Türkiye'nin en zengin göllerinden biri olarak bilinir (Dalkıran, 2015; Karacaoğlu vd., 2004). Önceki yıllarda yapılan çalışmalara göre gölün, 1984'de 133,1 km<sup>2</sup>, 1993'de 120,5 km<sup>2</sup> ve 1998'de 116,8 km<sup>2</sup> yüzey alanına

sahip olduğu belirtilmektedir (Aksoy & Özsoy, 2002). Uluabat Gölü ve çevresinde Marmara iklimi egemendir.

Bu çalışmada Uluabat Gölü'nde beş farklı örnekleme noktası belirlenmiştir. Örnekleme, 2017 yaz, 2018 sonbahar, 2019 ilkbahar ve 2020 kış mevsimlerinde yapılmıştır. 1. istasyon (40°10'38"N, 28°40'19,18"W) Akçalar yerleşim alanlarına ve Akçalar Organize Sanayi Bölgesi'ne yakın olması nedeniyle seçilmiştir. 2. istasyon (40°9'50"N, 28°32'25"W) Mustafakemalpaşa Delta açıklarındadır ve Emet, Orhaneli ve Mustafakemalpaşa çaylarının ve bu çaylara etki eden yerleşim yerlerinin etkilerini gözlemlemek için seçilmiştir. 3. istasyon (40°10'57"N, 28°27'19"W) Uluabat Köyü açıklarıdır ve gölün boşalmasını sağlayan Kocasu Deresi yakınlarından seçilmiştir. 4. istasyon (40°10'52"N, 28°32'40,1"W) ve 5. istasyon (40°10'8,9"N, 28°38'16"W) Eskikaraağaç ile Gölyazı kıyıları açıklarından seçilmiştir.



Şekil 1. Uluabat Gölü örnekleme noktaları

## 2.2. Su kalitesi analizleri

Bu çalışmada Uluabat Gölü su kalitesini belirlemek için beş örnekleme noktasından 2017-2020 yılları arasında su örnekleri alınmıştır. Su örnekleri 1 litrelik polietilen şişelerin yüzeyden dibe doğru daldırılması ile standart yöntemler ile alınmıştır. Su sıcaklığı (°C), Elektriksel İletkenlik (EI) ve Çözünmüş Oksijen (ÇO) Hach-Lange marka multi prob (HQ40D) kullanılarak arazide yerinde ölçülmüştür. pH ise HANNA HI8314 marka pH metre kullanılarak yine arazide anlık ölçüm yapılmıştır.

Bikarbonat, karbonat ( $\text{CO}_3$  ve  $\text{HCO}_3$ ), toplam alkalinite (Alk) (APHA 2320 B) ve kalsiyum (Ca) (APHA 3500-Ca B) titrimetrik yöntemlerle belirlenmiştir. Magnezyum (Mg) (APHA 3500-Mg B) ve toplam sertlik (TH) hesaplama yöntemi ile belirlenmiştir. Fosfat fosforu ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) askorbik asit yöntemi (APHA 4500-P E), toplam fosfor (TP) ise (APHA 4500- P B) persülfat parçalama metodunun ardından askorbik asit yöntemi ile belirlenmiştir. Nitrit azotu ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) kolorimetrik yöntemi ile (APHA 4500- $\text{NO}_2$  B), nitrat azotu ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) kadmiyum indirgeme yöntemi ile (APHA 4500- $\text{NO}_3$  E), toplam azot (TN) ise alkalın persülfat parçalama yöntemini takip eden kadmiyum indirgeme kolonu yöntemi ile (APHA 4500-N C) tayin edilmiştir. Kjeldahl azotu (TKN) ise toplam azottan nitrit ve nitrat azotunun çıkarılması ile hesaplama yöntemi ile belirlenmiştir. Sülfat turbidimetrik yöntemi (APHA 4500- $\text{SO}_4$  E), akıda katı madde (AKM) filtrasyon yöntemi (APHA 2540 D), klorofil a (Chl-a) ise aseton ekstrasyon yöntemi ile (APHA 10200 H) tayin edilmiştir. Permanganat indeksi ise (pV)

titrasyon yöntemi ile (ISO 8467, 1993) belirlenmiştir (APHA, 1998). Bazı ağır metal ve toksik element analizleri (Al, As, Mn, Cr, Zn, Fe, Ni ve B) ICP-OES ile akredite olmuş Bursa BUSKİ atıksu laboratuvarında yaptırılmıştır.

Göl suyunu sulama suyu kriterleri açısından değerlendirmek için ‘Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği (AATTUT, 2010)’ eklerinde yer alan Tablo E7.2 “Sulama suyunun kimyasal kalitesinin değerlendirilmesi için geliştirilmiş tablo” ve Tablo E7.7, “sulama sularında izin verilebilen maksimum ağır metal ve toksik elementlerin konsantrasyonları” tablolarından faydalanılmıştır. Ayrıca göl suyu kalitesi Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY, 2012) Ek 5, Tablo 4 (Yerüstü Su Kaynakları için Belirli Kirleticiler ve Çevresel Kalite Standartları)’e göre de değerlendirilmiştir.

Carlson Trofik Seviye İndeksi (TSI) Carlson (1977), Kratzer ve Brezonik (1981) ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (2012)’nde verilen eşitliklere göre TN, TP ve Chl-a’ya göre hesaplanmıştır (Tablo 1). Gölün trofik seviyesi ise Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği Ek 6’da (YSKY, 2012) verilen trofik seviye aralıklarına göre değerlendirilmiştir (Tablo 2).

**Tablo 1.** Trofik seviye indeksi hesaplama denklemleri

$TSI-Chl-a = 9.81 \cdot \ln(Chl-a) + 30.6$
$TSI-TP = 14.42 \cdot \ln(TP) + 4.15$
$TSI-TN = 54,45 + 14,43 \cdot \ln(TN)$

Chl-a: Klorofil-a ( $\mu\text{g/L}$ ), TP: Toplam Fosfor ( $\mu\text{g/L}$ ), TN: Toplam Azot ( $\text{mg/L}$ )

**Tablo 2.** Yer Üstü Su Kalitesi Yönetmeliğine göre (YSKY, 2012) trofik seviyeler (Yönetmelik Ek 6, Tablo 9)

Trofik Seviye İndeks Değeri (TSI)		Trofik Seviye
	>62	Hipertrofik
	62	Ötrofik
60*	52	Mezotrofik
	44	Oligotrofik
	≤ 29	Ultraoligotrofik

\* Baraj ve göletler için geçerlidir.

### 2.3. İstatistiksel analizler

Bu çalışmada Uluabat Gölü üzerinde baskı oluşturan fizikokimyasal değişkenleri, ağır metalleri ve toksik elementleri belirlemek için çok değişkenli istatistiksel yöntemlerden Açıklayıcı faktör analizi (AFA) kullanılmıştır. Veri setinde boyut indirgemek ve döndürülmüş yeni faktör yapıları oluşturmak için varimax rotasyonu, faktörlerin ekstraksiyonu için ise Ana Bileşenler Analizi (ABA, PCA) uygulanmıştır. Faktör analizinde korelasyon matrisinin anlamlılığını ölçmek için Küresellik testi (Bartlett, 1950) kullanılmıştır ( $p < 0,05$ ). Kaiser-Meyer-Olkin örneklem yeterliliği testi (KMO) (Kaiser, 1970) değişkenlerin tutarlılığını ölçmek için kullanılan bir ölçüttür ve veri setine faktör analizinin uygulanabilmesi için kabul edilen sınır değer 0,5’tir (Kaiser, 1974). KMO’nun özel bir biçimi olan her bir değişken için belirlenen örneklem uygunluk ölçüsü (ÖÜÖ), her bir değişken için belirlenir ve KMO gibi değerlendirilir (Kaiser ve Rice, 1974; Cerny ve Kaiser, 1977). ÖÜÖ için bazı araştırmacılar sınır değer olarak 0,5’i kabul ederken (Kaiser ve Rice, 1974; Dziuban ve Shirkey, 1974; Cerny ve Kaiser, 1977; Field, 2013), bazı araştırmacılar 0,6’nın sınır değer olarak alınmasını söylemektedirler (Pett ve ark., 2003). Bu nedenle düşük ÖÜÖ değerleri içeren fizikokimyasal değişkenler analizden çıkarılmıştır (Pett ve ark. 2003). Faktör analizi IBM SPSS 25 istatistik paket programında gerçekleştirilmiştir.

Cluster analizi (Kümeleme) göl yüzey suyunda belirlenen tüm fizikokimyasal değişkenler kullanılarak su kalitesinin zamansal ve mekânsal değişimlerini belirlemek amacıyla uygulanmıştır. Cluster analizi UPGMA metoduna göre Bray Curtis benzerlik analizine ile gerçekleştirilmiştir. Birçok fizikokimyasal değişken normal dağılım göstermediği için gruplar arası karşılaştırmalarda parametrik olmayan “Kruskal-Wallis” analizi ve yine parametrik olmayan bir Post-Hoc testi olan Dunn’s testi uygulanmıştır. Cluster analizi ve Kruskal-Wallis analizi PAST 4.03 paket programında gerçekleştirilmiştir.

### 3. BULGULAR

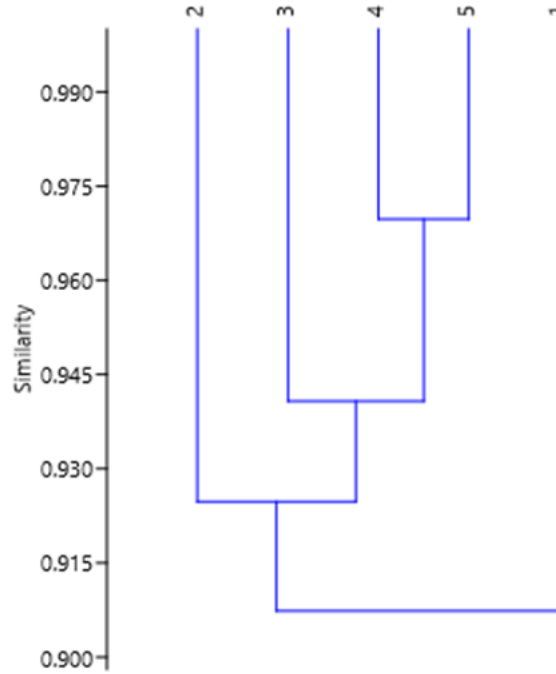
#### 3.1. Fiziksel ve Kimyasal Bulgular

Uluabat Gölü yüzey suyunda ölçülen fizikokimyasal değişkenlere ait analiz sonuçları (minimum, maksimum, yıllık ortalama, standart sapma) Tablo 3’de verilmiştir. Uluabat Gölü’nün her yıl için bütün istasyonlarda saptanan Eİ değerlerine göre gölün II. Sınıf su kalitesinde olduğu tespit edilmiştir (YSKY, 2012). Al, As, B ve Fe’nin ise maksimum çevresel kalite standardı (MAK-ÇKS) üzerinde olduğu belirlenmiştir (YSKY, 2012). Sulama suyu kriterlerine (AATTUT, 2010) göre ise sadece B, izin verilen maksimum konsantrasyon (İVMK) üzerinde tespit edilmiştir. Ayrıca B değerine göre göl suyu Tehlikeli- III. Sınıf su kalitesindedir (> 3) (AATTUT, 2010).

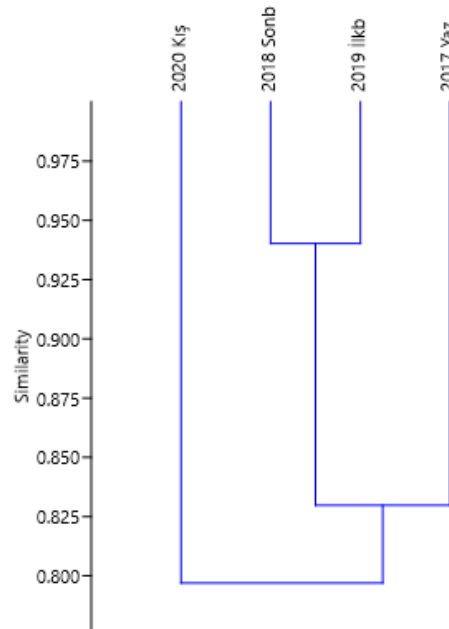
**Tablo 3.** Göl suyunda tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin, tanımlayıcı istatistikleri

	<b>Birim</b>	<b>n</b>	<b>Ort±SH</b>	<b>Medyan</b>	<b>Min</b>	<b>Maks</b>
<b>pH</b>		20	8,441±0,05	8,45	7,90	8,90
<b>Eİ</b>	µS/cm	20	595,05±15,5 3	579,50	484,00	737,00
<b>ÇO</b>	mg/L	20	8,68±0,39	9,00	6,10	13,10
<b>T</b>	°C	20	18,15±0,94	17,95	13,60	23,65
<b>AKM</b>	mg/L	20	14,90±3,03	11,75	3,40	64,70
<b>pV</b>	mg/L	20	13,04±1,40	12,00	6,40	35,20
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	mg/L	20	0,01±0,001	0,01	<0,01	0,02
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	mg/L	20	0,19±0,03	0,13	0,03	0,57
<b>TN</b>	mg/L	20	3,41±0,50	2,52	1,54	9,54
<b>TKN</b>	mg/L	20	3,22±0,50	2,37	1,29	9,44
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	mg/L	20	0,03±0,01	0,01	<0,01	0,29
<b>TP</b>	mg/L	20	0,13±0,05	0,07	0,03	1,03
<b>Ca</b>	mg/L	20	79,56±6,17	82,16	24,05	124,25
<b>Mg</b>	mg/L	20	76,12±9,08	91,20	7,30	116,74
<b>TH</b>		20	323,95±28,3 5	378,32	76,03	490,36
<b>Cl</b>	mg/L	20	15,52±2,34	14,50	3,00	54,98
<b>SO<sub>4</sub></b>	mg/L	20	185,91±14,4 6	189,37	70,42	301,65
<b>HCO<sub>3</sub></b>		20	237,26±20,9 7	248,27	106,14	511,18
<b>CO<sub>3</sub></b>	mg/L	20	34,86±5,59	45,60	0,00	74,40
<b>Alk</b>	mg/L	20	272,12±19,3 0	280,78	156,62	537,58
<b>Al</b>	mg/L	20	0,59±0,10	0,52	0,09	2,21
<b>Fe</b>	mg/L	20	0,40±0,07	0,37	0,08	1,63
<b>B</b>	mg/L	20	4,33±0,57	4,81	0,17	8,62
<b>As</b>	µg /L	20	44,87±6,79	33,25	12	123,50
<b>Mn</b>	µg /L	20	20,40±3,41	13	<10	60
<b>Ni</b>	µg /L	20	9,40±0,61	8,25	6	17
<b>Zn</b>	µg /L	20	16,55±2,94	12	<10	51
<b>Cr</b>	µg /L	20	3,07±0,48	2,75	1	10
<b>TSI_TN</b>	mg/L	20	69,96±1,68	67,75	60,69	86,99
<b>TSI_TP</b>	mg/L	20	67,62±2,65	64,91	51,12	104,21
<b>TSI_ChI</b>	mg/L	20	54,75±2,57	50,95	36,40	79,36
<b>ChIa</b>	µg /L	20	23,13±7,34	8,03	1,81	144,03

Tüm fizikokimyasal değişkenlerin bir arada kullanılarak yapılan cluster analizine göre 4. (Eskikaraağaç) ve 5. (Gölyazı) istasyonları birbirine en çok benzeyen noktalar olarak belirlenmiştir (Şekil 2). 1. istasyonun (Akçalar) ise diğer tüm noktalara göre benzerliğinin düşük olduğu tespit edilmiştir. cluster analizine göre fizikokimyasal değişkenler yıllara göre karşılaştırma yapıldığında, 2018 sonbahar ve 2019 yaz dönemlerinin benzerlik gösterdiği Şekil 3'te görölmektedir. Cluster dendrogramına göre en farklı olan çalışma dönemi 2020 kış olarak belirlenmiştir.



Şekil 2. İstasyonlara göre cluster dendrogramı (Kofenetik korelasyon katyasısı 0,812)

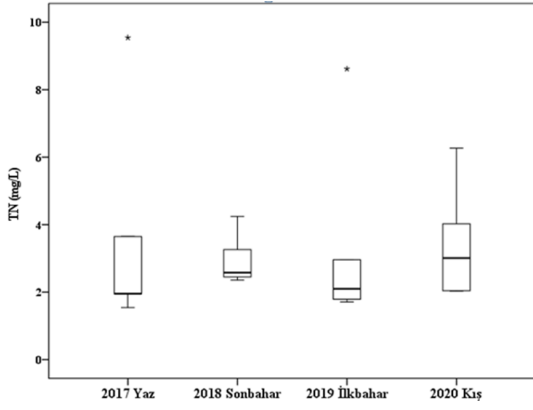


Şekil 3. Yıllara göre cluster dendrogramı (Kofenetik korelasyon katsayısı 0,943)

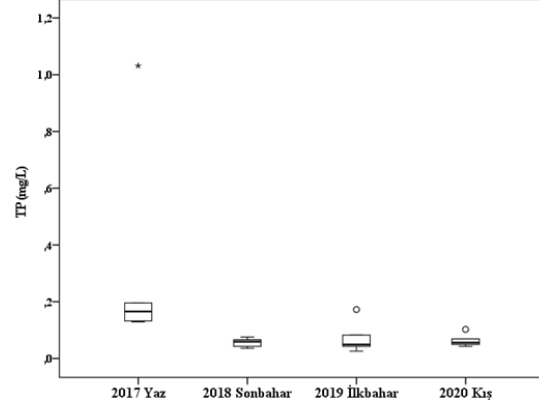
Kruskal-Wallis analizine göre istasyonlara göre sadece PO<sub>4</sub>-P ( $H:11,933$ ,  $p:0,018$ ) değişkeni anlamlı farklılık göstermiştir. Yıllara göre ise fizikokimyasal değişkenlerden 19 tanesinde anlamlı farklılık tespit edilmiştir.

### 3.2. Gölün Trofik Seviyesinin Belirlenmesi

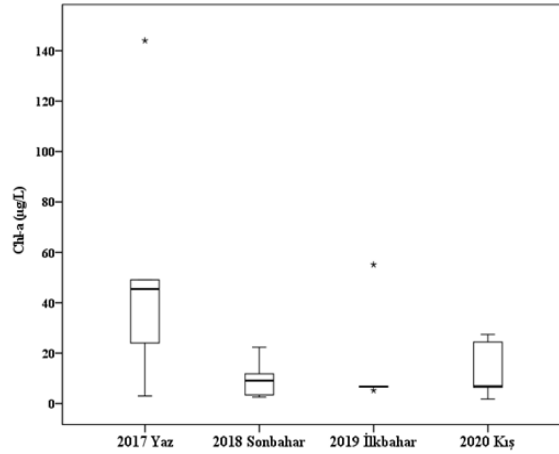
Gölün trofik seviyesinin belirlenmesinde kullanılan her mevsim için TN, TP ve Chl-a değerlerinin ortalaması Tablo 3’de verilmiştir. Kruskal-Wallis analizine göre TP, TN, Chl-a değerleri yıllara göre istatistiksel olarak anlamlı farklılık göstermemiştir ( $p>0,05$ ) (şekil 4-5-6).



şekil 4. Uluabat Gölü TN değerleri



şekil 5. Uluabat Gölü TP değerleri

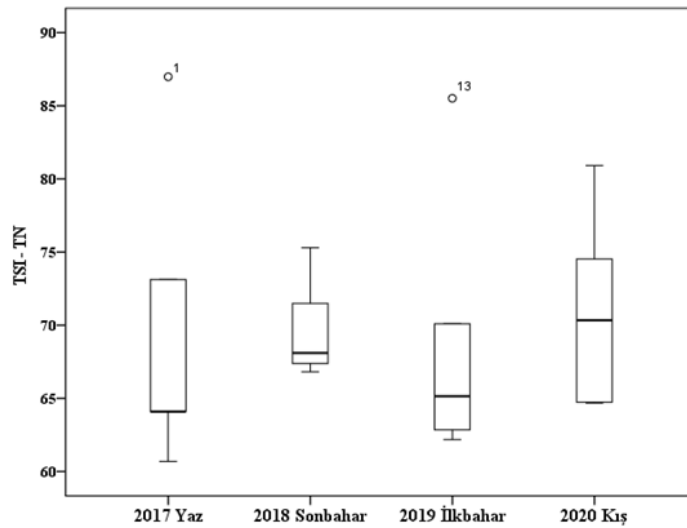


şekil 6. Uluabat Gölü Chl-a değerleri

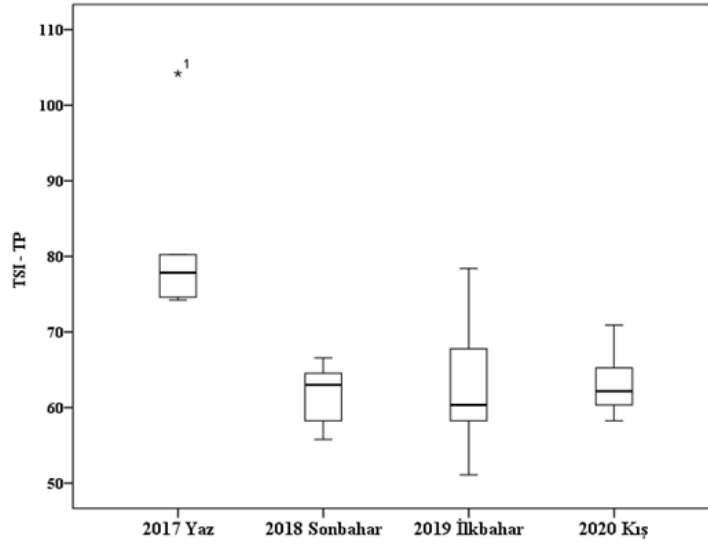
**Tablo 4.** Yıllara göre trofik seviye indeksi ortalama değerleri

Dönem	TSI	Ort±SH	Medyan	Min	Maks	n
<b>2017 YAZ</b>	TSI-TN	69,8±4,77	64,103	60,691	86,986	5
	TSI-TP	82,23±5,602	77,850	74,25	104,21	5
	TSI-Chla	63,89±6,274	68,050	41,48	79,356	5
<b>2018 SONBAHAR</b>	TSI-TN	69,82±1,592	68,105	66,815	75,302	5
	TSI-TP	61,64±2,002	63,015	55,81	66,584	5
	TSI-Chla	50,19±3,906	52,308	39,865	61,082	5
<b>2019 İLKBAHAR</b>	TSI-TN	69,16±4,317	65,150	62,191	85,514	5
	TSI-TP	63,19±4,643	60,353	51,117	78,418	5
	TSI-Chla	52,96±4,271	49,331	46,904	69,937	5
<b>2020 KIŞ</b>	TSI-TN	71,05±3,084	70,347	64,688	80,918	5
	TSI-TP	63,4±2,205	62,181	58,259	70,921	5
	TSI-Chla	51,97±4,903	49,519	36,404	63,088	5

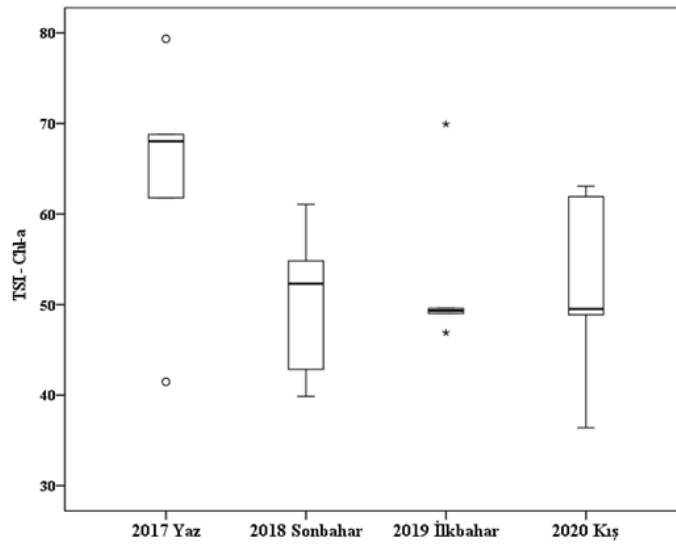
Carlson TSI-TN ve TSI-TP değerlerine göre Uluabat Gölü'nün hiperötrotfik karakterde (>62, Tablo 2, Tablo 4) olduğu tespit edilmiştir. Carlson TSI-Chla değerlerine göre ise Uluabat Gölü'nün ötrofik karakterde olduğu belirlenmiştir (Tablo 4). Kruskal-Wallis analizine göre TSI-TN ve TSI-Chl-a yıllara göre istatistiksel olarak anlamlı farklılık göstermezken, TSI-TP ise yıllara göre istatistiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir ( $H:6,185$ ,  $p:0,005$ , 2017 1.grup-2018, 2019, 2020 2.grup) (Şekil 7-8-9).

**Şekil 7.** Uluabat Gölü toplam azot (TSI-TN) değerleri





Şekil 8. Uluabat Gölü toplam fosfor (TSI-TP) değerleri

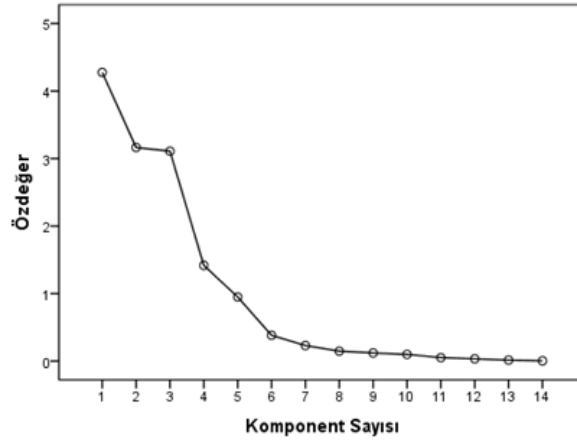


Şekil 9. Uluabat Gölü TSI-Chl-a değerleri

### 3.3. Faktör Analizi Bulguları

Faktör analizi uygulamadan önce fizikokimyasal değişkenler arasındaki korelasyon ilişkisine bakılmış ve çoklu bağlantıyı (multikolinearite) engellemek için 0,9'un üzerinde korelasyon ilişkisi gösteren fizikokimyasal değişkenler analizden çıkarılmıştır. Her bir değişken için belirlenen örneklem uygunluk ölçüsü (ÖÜÖ) değerleri kontrol edilerek 0,5 altında ÖÜÖ değerine sahip değişkenler analizden çıkarılmıştır (Pett vd., 2003). Son faktör analizi veri setinde 14 fizikokimyasal değişken kullanılmıştır. Bu fizikokimyasal değişkenler Tablo 6'da verilmiştir. Analiz sonunda KMO değeri 0,614 olarak belirlenmiştir.

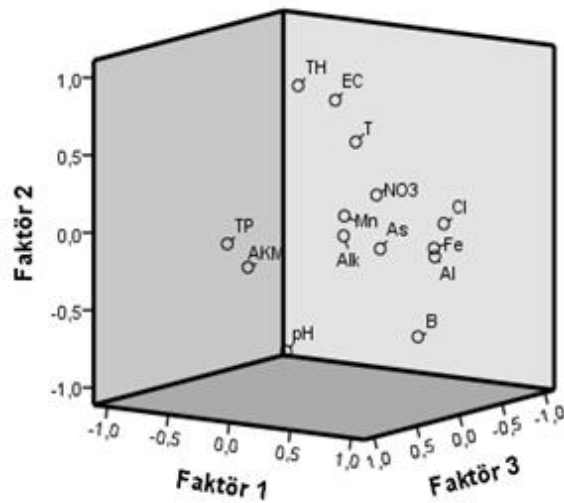
KMO değerinin 0,6'nın üzerinde bulunması veri setinin faktör analizi için uygun olduğunu göstermektedir. Bartlett küresellik testi (Bartlett, 1950) istatistiksel olarak anlamlı bulunmuş ( $0,614$ ,  $X^2$ : 281,225;  $df$ : 91;  $p$ : 0,000) ve faktör analizi'nin bu veri setine uygulanılabileceğine karar verilmiştir. Uygun faktör sayısını belirlemek için uygulanan yamaç eğim testi (Cattell, 1966), özdeğeri ( $\lambda$ ) 1'den büyük olan dört faktör olduğunu göstermiştir. Bu faktörlerin değerleri Tablo 6'da verilmiştir. Faktör özdeğerlerinin ( $\lambda$ ) yamaç eğim grafiği aşağıda verilmiştir (Şekil 10). İlk dört faktör toplamı %85,47 olmuş ve açıklanan varyans kriteri için istenen %67 sınırı (açıklanan varyansın en az 2/3'ü) aşılmıştır (Tablo 5).

Şekil 10. Faktör özdeğerlerinin ( $\lambda$ ) yamaç eğim grafiği

Tablo 5. Tahminlenmiş ve döndürülmüş faktör yüklerinin varyansları

Faktör	Tahminlenmiş Yüklerin Kareler Toplamı			Döndürülmüş Yüklerin Kareler Toplamı		
	Toplam	% Varyans	% Yiğilmalı Varyans	Toplam	% Varyans	% Yiğilmalı Varyans
1	4,276	30,541	30,541	4,113	29,38	29,38
2	3,164	22,601	53,142	3,09	22,075	51,455
3	3,109	22,205	75,346	2,651	18,936	70,391
4	1,417	10,123	85,469	2,111	15,078	85,469

Faktör I'de Al, Fe, Cl, B, As, Mn ve su sıcaklığı pozitif faktör yükü oluşturmuştur. Faktör II'de ise pH ve B negatif, Eİ, sıcaklık ve toplam sertlik ise pozitif faktör yükü oluşturmuştur. AKM ve toplam fosfor III. Faktör yükünde ve toplam alkalinite ve nitrat azotu ise IV. Faktör yükünde pozitif yük oluşturmuştur. Bu bulgulara göre havzanın jeolojik yapısı ve madencilik faaliyetleri I. faktör yükünde belirlenirken, besin tuzu ve ötrofikasyonun göl su kalitesine etkisi III. ve IV. faktör yüklerinde belirlenmiştir. Döndürülmüş faktör matrisinin bileşenleri ise aşağıda verilmiştir (Tablo 6 ve Şekil 11).



Şekil 11. Döndürülmüş faktör matrisinin bileşen yükleri

**Tablo 6.** Döndürülmüş faktör matrisinin bileşenleri

	Faktörler			
	I	II	III	IV
<b>T</b>	0,442	0,619		
<b>pH</b>		-0,826		
<b>Eİ</b>		0,757		
<b>TH</b>		0,896		
<b>Alk</b>				0,922
<b>AKM</b>			0,94	
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>				0,774
<b>TP</b>			0,967	
<b>Cl</b>	0,876			
<b>Al</b>	0,963			
<b>As</b>	0,525			-0,638
<b>Fe</b>	0,96			
<b>B</b>	0,575	-0,702		
<b>Mn</b>	0,651		0,692	

#### 4. TARTIŞMA

Ülkemizin önemli RAMSAR alanlarından biri olan Uluabat Gölü antropojenik aktiviteler, madencilik, tarım faaliyetleri, doğrudan ve dolaylı yoldan deşarjlar sonucunda kirlenmekte ve su kalitesi bozulmaktadır. Bu çalışma ile sucul ekosistem için önemli bir tehdit unsuru olan kirleticilerin Türkiye'nin değerli sulak alanlarından biri olan Uluabat Gölü'nün yüzey suyu kalitesi üzerine etkisinin açıklanması amaçlanmıştır.

Fizikokimyasal değişkenlerin istasyonlara göre farklılıklarını belirlemek için uygulanan Kruskal-Wallis analizine göre sadece PO<sub>4</sub>-P istasyonlarda anlamlı farklılık göstermiştir. Ancak cluster analizi sonuçları fizikokimyasal değişkenlerin istasyonlara göre değişimini güzel açıklamıştır (Şekil 2). Cluster analizi dendrogramında 1. istasyon (Akçalar) ayrı bir küme oluşturmuştur. Akçalar Uluabat Gölü'nün noktasal olarak kirlenen en kirli noktası olarak bilinir (Hacısalıhoğlu ve Karaer, 2020). Bu istasyonun ayrı kümelenmesinin en önemli nedeninin endüstriyel ve evsel atık suların göle deşarj edildiği Akçalar Deresi vasıtası ile bu noktada kirlilik yükünün artması olduğu düşünülmektedir. Katip vd. (2013) çalışmalarında, Uluabat Gölü'ne ulaşan azot ve fosfor yüklerinin kaynağının Akçalar Köyü'nde bulunan et kesimhanelerinden kaynaklandığını tespit etmişlerdir. Yılların karşılaştırıldığı cluster analizi sonuçlarına göre ise 2020 kış dönemi diğer yıllardan ayrı kümelenmiştir (Şekil 3). Bu durumun temel nedeninin kış aylarında göl suyu seviyesinin yükselip, içinde bulunan kimyasalların seyrelmesi olabileceği düşünülmektedir.

Uluabat Gölü hipertrofik karakterde olmasına (Elmacı vd., 2009; Akdeniz vd., 2011) ve tarımsal, evsel ve sanayi kirliliği su kalitesi üzerinde baskı oluşturmaya (Hacısalıhoğlu ve Karaer, 2020) rağmen faktör analizi sonuçlarına göre bu kirleticiler III. ve IV. faktörlerde temsil edilmişlerdir. Filik İşcen vd. (2008) Uluabat Gölü'nde yaptıkları çalışmada faktör analizi sonucunda üç faktör yükünden ilkinin mikrobiyolojik, ikincisinin organik besin tuzu, üçüncüsünün ise fizikokimyasal faktörler olduğunu tespit etmişlerdir. Bulut vd. (2010), Uluabat Gölü'nün su kalitesini değerlendirmek için faktör analizi uygulamışlardır. Yaptıkları çalışmada ilk faktör toplam varyansın %58,70'ini açıklamış ve evsel-tarımsal drenaj faktörü olarak isimlendirilmiştir. İkinci faktör ise toplam varyansın %41,30'ını açıklamış ve nutrient faktör olarak isimlendirilmiştir. Eski yıllarda yapılan çalışmalar (Filik İşcen vd., 2008; Bulut vd., 2010) Uluabat Gölü'nün öncelikle evsel, mikrobiyolojik ve tarımsal faktörler tarafından kirletildiğini göstermektedir. Bu çalışmada ise havzanın jeolojik yapısı ve madencilik faaliyetlerinin Uluabat Gölü'ne etkisi I. faktör yükünde belirlenirken, besin tuzu ve ötrofikasyonun su kalitesine etkisi III. ve IV. faktör yüklerinde belirlenmiştir. Bu farkın nedenlerinden birinin 2018

yılında devreye giren ve Gölyazı, Çatalağıl, Karacaoba, Başköy, Akçalar ve Fadıllı bölgesine hizmet veren Akçalar Atıksu Arıtma Tesisi'nden kaynaklanabileceğini düşünmekteyiz. Bu arıtma tesisi; ilk olarak fiziksel, sonrasında ileri biyolojik ve ultraviyole dezenfeksiyon arıtma gerçekleştirmektedir. Ancak Uluabat Gölü'ne yüksek oranda tarımdan dönen sulama sularını taşıyan üç pompa istasyonundan ve Mustafakemalpaşa Çayı'ndan yüksek oranda besin tuzu girişi olduğu Hacısalihoğlu ve Karaer'in (2020) çalışmasında ortaya konmuştur. Faktör analizinde madencilik faaliyetlerinin I. faktör yükünde belirlenmesinin temel nedeninin havzada gerçekleştirilen madencilik faaliyetlerinin artış göstermesi ve Uluabat Gölü'nü etkileyen en önemli kirlenici kaynak olarak ön plana çıkması olduğu düşüncesindeyiz. Son 15 yılda Uluabat Gölü'nü besleyen akarsuların havzalarında, özellikle Emet Çayı havzasında madencilik faaliyetlerinin yüksek oranda artış gösterdiği ve su kalitesi üzerine olumsuz etkiler oluşturduğu çeşitli çalışmalarda gösterilmiştir (Tokatlı vd., 2012; Tokatlı vd., 2013; Tokatlı vd., 2014; Helvacı, 2015; Omwene vd., 2019; Dalkıran vd., 2020). Artışın diğer bir nedeninin ise Kütahya ili civarında maden atığı bertaraf tesisi bulunmamasından (KÇŞİDİM, 2021) kaynaklanabileceği de göz ardı edilmemesi gereken önemli bir sorundur.

Faktör analizi sonuçlarına göre Al, As, B, Fe ve Mn gibi bazı metaller I. faktör yükünde pozitif faktör yükü oluşturmuştur. 2011 yılında Uluabat Gölü'nde yapılan bir çalışmada Fe, Zn, Cr, Ni, B ve Pb konsantrasyonlarının diğer doğal su kaynaklarından daha yüksek seviyelerde olduğu tespit edilmiştir (Katip ve Karaer, 2011). Göl yüzey suyunda ağır metal analizleri yapan çeşitli çalışmalarda (Çelenli, 2000; Elmacı vd., 2010; İleri, 2010; Katip & Karaer 2011; Katip vd., 2014; Hacısalihoğlu ve Karaer, 2016) veriler bu çalışmadaki veriler ile karşılaştırıldığında Fe, Mn, Cr konsantrasyonlarının düştüğü, As ve Fe konsantrasyonlarında belirgin bir artış olmadığı, Mn konsantrasyonunun ise 1 ile 4 kat arasında arttığı tespit edilmiştir. Fe ve Al'nin bazı dönemlerdeki konsantrasyonlarının MAK-ÇKS'nin (YSKY, 2012) neredeyse 6-8 katı üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Al yeryüzünde en çok bulunan metaldir ve çoğunlukla alüminyum oksit ve silikat olarak bulunur. Sanayi alanlarının olduğu bölgelerde, büyük şehirlerin atmosferik havasında Al varlığı tespit edilmiştir. Hava kirliliği ve asit yağmurları nedeniyle toprakta kolayca mobilize olan Al, göl sularına ve sucul canlılara ulaşır (Guibaud ve Gualthier, 2003). Madencilik faaliyetleri ve toprak erozyonu da diğer önemli girdi kaynaklarını oluşturur. Özellikle gölde (Çelenli, 2000; Katip ve Karaer, 2011) ve gölü besleyen akarsularda (Omwene 2019, Dalkıran vd., 2020) Fe ve/veya Al üzerine yapılan çalışmalar sınırlı sayıdadır. Önceki yıllarda gölü besleyen Mustafakemalpaşa Çayı'nda yapılan çalışmalar bu metallerin konsantrasyonlarının oldukça yüksek olduğunu göstermiştir (Omwene 2019; Dalkıran, 2020). Tarımsal faaliyetler ile gölün sediman yükünün artmasına bağlı olarak su seviyesi günden güne azalmakta, Fe ve Al gibi metaller Orhaneli ve Emet çayları ile taşınarak Mustafakemalpaşa Çayı'na, oradan da Uluabat Gölü'ne ulaşmaktadır (Omwene vd., 2019; Dalkıran vd., 2020; Yurtseven ve Randhir, 2020).

Uluabat Gölü'nde kirliliğe neden olan diğer bir kaynak B elementidir. Göl suyu sulama kriterlerine göre değerlendirildiğinde (AATTUT, 2010) B değerine göre (ort 4,33 mg/L) Tehlikeli- III. Sınıf su kalitesinde (> 3) olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca maksimum değer (8,62 mg/L) (Tablo 3) izin verilen MAK ÇKS konsantrasyonunun (1,472 mg/L) (YSKY, 2012) yaklaşık 6 katı kadardır. Çelenli (2000), Uluabat Gölü yüzey suyunun B konsantrasyonunu 0,24-1,15 mg/L aralığında, Dalkıran vd. (2006) 0,36-1,79 mg/L aralığında, Elmacı vd. (2010) ortalama 0,96 mg/L, Katip vd. (2014) ortalama 2,17 mg/L olarak tespit etmişlerdir. Bu bulgular doğrultusunda önceki yıllarda gölde yapılan çalışmalar değerlendirildiğinde B konsantrasyonunun kademeli olarak arttığı görülmektedir. Uluabat Gölü havzası Kütahya ili sınırlarında doğan Orhaneli ve Emet çayları ile beslenir. Kütahya ülkemizin en önemli maden kaynaklarının bulunduğu ilimizden biridir. Kütahya Eti Maden Emet Bor İşletme Müdürlüğü Hisarcık ve Espey olmak üzere iki açık ocaktan kolemanit ( $Ca_2B_6O_{11} \cdot 5H_2O$ ) cevheri üretimi gerçekleştirmektedir. Emet Çayı'nda yapılan çalışmalar ise B konsantrasyonunun daha yüksek olduğunu göstermektedir (Arslan, 2013; Benzer, 2016; Tokatlı vd., 2016;). Ayrıca Dalkıran vd. (2006) Mustafakemalpaşa Çayı'ndan Uluabat Gölü'ne eski yıllarda 0,701 ton B girişi olduğunu tespit etmişlerdir. 2020 yılında Mustafakemalpaşa Çayı'nda yapılan bir çalışmada ise B konsantrasyonu ortalama 9,32 mg/L olarak tespit edilmiştir (Dalkıran vd., 2020). Özellikle son 20 yılda yapılan çalışmalarda Uluabat Göl suyu örneklerinde tespit edilen B miktarının giderek arttığı görülmektedir (Çelenli, 2000; Bebek, 2001; Dalkıran vd., 2006; Elmacı vd., 2010; Katip ve Karaer, 2011; İleri vd.,

2014;). Ayrıca Semiz (2014) yaptığı çalışmada Uluabat Gölü'nde tespit edilen yüksek B konsantrasyonu nedeniyle göl suyunun sulama suyu olarak kullanılmasının uygun olmadığını belirtmiştir. Bu bulgular gölde B konsantrasyonundaki artışın madencilik faaliyetlerinden kaynaklandığını desteklemektedir. B madeni dışında Kütahya havzasında feldispat ( $XA_{1(1-2)}Si_{(3-2)}O_{(8)}$ ), manyezit ( $MgCO_3$ ), florit ( $CaF_2$ ), talk ( $Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$ ), Ag, Cu, Pb, Zn, antimon, Fe, Mn, Cr madenleri de bulunmaktadır (Özgenç, 1993; Oygür & Erler, 1999).

Yapılan çalışmada As yaz ve ilkbahar dönemlerinde MAK-ÇKS üzerinde tespit edilmiştir. As jeolojik ve antropojenik faaliyetler ile su, hava ve toprak yoluyla insanlara ulaşır. Özellikle Uluabat Gölü'nü besleyen akarsulardan biri olan Emet Çayı (Tokatlı vd., 2014; Tokatlı vd., 2016) ve Mustafakemalpaşa Çayı'nda As seviyesi dönem dönem sınır değerlerin üzerine çıkabilmektedir (Dalkıran vd., 2020). Bunun en temel nedeni Kütahya iline bağlı B yatağında As-boratlardan terugit ve kahnit-B minerallerinin bulunmasıdır (Helvacı, 1984). Özellikle yüksek derişimlerde içme suyu yolu ile sürekli As maruziyeti cilt kanseri ve ekstremitelerde hiperkeratosis ve As melanozu ile karakterizedir (Çöl vd., 1999; Abdul vd., 2015). Özellikle Emet Çayı havzasında içme suyu ve yeraltı sularında yüksek As varlığı 2000'li yıllarda yapılan çalışmalarda gözlenmiştir (Çolak vd., 2003; Çöl ve Çöl, 2004). İnsan ve çevre sağlığı üzerindeki bu etkileri nedeni ile As'nin sucul canlılar üzerindeki etkileri de araştırma konusu olmuştur. Bunun yanında tüm mevsimlerde ölçülen göl suyu değerlerinde Zn, Mn, Ni, Cr derişimleri İVMK ve MAK-ÇKS altında tespit edilmiştir. Mn derişimleri İVMK ve MAK-ÇKS altında tespit edilmesine rağmen faktör analizi sonuçlarına göre faktör I'de pozitif yük oluşturmuştur. Bu çalışma ile ağır metallerin ve diğer toksik elementlerin Uluabat Gölü'ne Mustafakemalpaşa Çayı yoluyla taşındığı ve gölde kirlilik yarattığı tespit edilmiştir.

Bu çalışmada Uluabat Gölü trofik seviyeleri Tablo 4'de gösterilmiştir. Uluabat Gölü Carlson TSI-TN ve TSI-TP (>62, YSKY, 2012) değerlerine göre hiperötrofik karakterde olduğu belirlenmiştir. Carlson TSI-Chl-a (52-62, YSKY, 2012) değerlerine göre ise ötrofik karakterdedir. Ötrofikasyon su kalitesi ve sucul canlı popülasyonunu etkileyen bir faktördür. Daha önce yapılan çalışmalarda göl suyu TP, TN ve Chl-a değerlerine göre değerlendirildiğinde ötrofikten hiperötrofiğe geçiş tespit edilmiştir (Akdeniz vd., 2011; Katip vd., 2015; Hacısalihioğlu ve Karaer, 2016; Yılmaz vd., 2017). Antropojenik etkiler her geçen gün dünya tatlı su göllerinde olduğu gibi Uluabat Gölü'nde de etkili olmuş ve ötrofikasyonu arttırmıştır (Dalkıran vd., 2006). Bunun yanında özellikle azotlu ve fosfatlı gübrelerin tarımda yaygın olarak kullanılması bu besin tuzlarının su kaynaklarında yüksek seviyelere çıkmasına ve ötrofikasyona neden olmaktadır. Mustafakemalpaşa Çayı civarındaki tarım arazilerinden gelen kirlilik yüklerinin (Hacısalihioğlu ve Karaer, 2020) Uluabat Gölü'ne taşınması ötrofikasyonu arttırmakta ve gölün trofik seviyesini değiştirmektedir.

## 5. SONUÇ

Elde edilen verilere göre B şu an Uluabat Gölü'nde sınır değerdedir ve bu derişimde toksik etki yaratmayacağı düşünülmektedir. Fakat ileriki dönemlerde Mustafakemalpaşa Çayı'nda ortalama 20 mg/L olan B miktarı göle giriş yapmaya devam ederse sucul canlılar üzerine ve buna bağlı olarak insan sağlığı üzerinde ciddi olumsuz etkiler yaratabilir. Uluabat Gölü'nü besleyen Orhaneli ve Emet çayları havzaları etrafında yer alan yerleşim yerleri ve madencilik faaliyetleri nedeniyle göle önemli ölçüde ağır metal ve B girdisi olmaktadır (Çelenli, 2000; İleri, 2010; Tokatlı vd., 2012; Katip vd., 2013; Dalkıran vd., 2020). Halihazırda havzada faaliyet gösteren sanayi alanlarına ek olarak yeni bir sanayi bölgesinin kuruluşuna başlandığı ve su ihtiyacını Uluabat Gölü havzasından sağlayacağı bilinmektedir. Bu durum göle giren su miktarının azalmasına ve göl suyunda ağır metal, toksik element ve besin tuzu konsantrasyonlarının artmasına neden olabilir. Göle ağır metal ve toksik element girişinin bu seviyelerde devam etmesi durumunda, göl suyunun sulama suyu olarak kullanılması nedeniyle çevredeki tarım arazilerinde yetişen sebze ve meyvelerin tüketilmesi de toksisiteye neden olabilir. Bu çalışma metal ve B kirliliğinin önlenmesi için gerekli önlemlerin alınmasının gelecekte insan sağlığı ve su ekosisteminin tehlikeye girmemesi için önemli olduğunu göstermektedir.

## TEŞEKKÜR

Bu çalışmayı DDP-(F2018-10) numarasıyla destekleyen Bursa Uludağ Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi'ne teşekkürlerimizi sunarız.

## FİNANSMAN

Bu çalışma Bursa Uludağ Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından DDP-(F2018-10) Doktora Destek Projesi ile desteklenmiştir.

## ÇIKAR ÇATIŞMASI

Yazarlar herhangi bir çıkar çatışması olmadığını beyan eder.

## YAZAR KATKILARI

Arazi çalışmaları: ÇÖK, Deneilerin gerçekleştirilmesi: CÖK, ND; Makale yazımı: CÖK; Düzenleme: ND. Bütün yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

## ETİK BİLDİRİMLER

Bu çalışmada deney hayvanı kullanılmadığı için etik kurul onayı alınmamıştır.

## VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan veriler, makul talep üzerine ilgili yazarlardan temin edilebilir.

## KAYNAKLAR

- AATTUT, (2010). Atıksu arıtma tesisleri teknik usuller tebliği. Çevre ve Orman Bakanlığı. Resmi Gazete, Tarih 20.03.2010, Sayı 27527.
- Abdul, K. S. M., Jayasinghe, S. S., Chandana, E. P., Jayasumana, C., & De Silva, P. M. C. (2015). Arsenic and human health effects: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 40(3), 828-846. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.09.016>
- Akdeniz, S., Karaer, F., Katip, A., & Aksoy, E. (2011). A GIS-based method for shallow lake eutrophication assessment. *Journal of Biological and Environmental Sciences*, 5(15).
- Akgün, Ü. (2022). *Bursa İlinde Toprak-Su Kirliliği ve Çözüm Önerileri* [Yüksek lisans tezi, Bursa Uludağ Üniversitesi].
- Aksoy, E., & Özsoy, G. (2002). Investigation of multi-temporal land use/cover and shoreline changes of the Uluabat Lake Ramsar site using RS and GIS. *International Conference on Sustainable Land Use and Management*, 318-325.
- APHA, (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater (20th ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- Arslan, N. (2013). Invisible face of boron pollution in fluvial ecosystem: the level in the tissues of sentinel and nektonic organisms. *Ambio*, 42(6), 715-723.
- Barlas, N., Akbulut, N., & Aydoğan, M. (2005). Assessment of heavy metal residues in the sediment and water samples of Uluabat Lake, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(2), 286-293.
- Bartlett, M. (1950). Tests of significance in factor analysis. *British Journal of Psychology*, 3, 77-85.
- Bebek, M. T. (2001). *Uluabat gölü ve gölü besleyen su kaynaklarında ağır metal kirliliğinin araştırılması* [Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi].
- Bulut, C., Atay, R., Uysal, K., Köse, E., & Çınar, Ş. (2010). Uluabat Gölü yüzey suyu kalitesinin değerlendirilmesi. *Aquatic Sciences and Engineering*, 25(1), 9-18.
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Cattell, R. B. (1966). The scree test for the number of factors. *Multivariate Behavioral Research*, 1(2), 245-276. [https://doi.org/10.1207/s15327906mbr0102\\_10](https://doi.org/10.1207/s15327906mbr0102_10)
- Cerny, B. A., & Kaiser, H. F. (1977). A study of a measure of sampling adequacy for factor-analytic correlation matrices. *Multivariate Behavioral Research*, 12(1), 43-47. [https://doi.org/10.1207/s15327906mbr1201\\_3](https://doi.org/10.1207/s15327906mbr1201_3)

- Çelenli, A. (2000). *Uluabat Gölü çevre jeokimyası* [Doktora tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi].
- Çiçek, A., Tokatlı, C., Emiroğlu, Ö., Köşe, E., Bakurt, S., & Sülün, Ş. (2013). Macro and micro element concentrations in water, sediment and commercial fishes of Çatören Dam (Eskişehir). *Journal of Research in Ecology*, 2(2), 91-99.
- Çolak, M., Gemici, Ü., & Tarcan, G. (2003). The effects of colemanite deposits on the arsenic concentrations of soil and ground water in Igdeköy-Emet, Kütahya, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, 149, 127-143.
- Çöl, M., Çöl, C., Soran, A., Sayli, B. S., & Oztürk, S. (1999). Arsenic-related Bowen's disease, palmar keratosis, and skin cancer. *Environmental Health Perspectives*, 107(8), 687-689. <https://doi.org/10.1289/ehp.107-1566498>
- Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Dere, Ş., Şentürk, E., & Torunoğlu, T. (2006). Factors affecting the current status of a eutrophic shallow lake (Lake Uluabat, Turkey): Relationships between water physical and chemical variables. *Chemistry and Ecology*, 22(4), 279-298. <https://doi.org/10.1080/02757540600856229>
- Dalkıran, N. (2015). *Uluabat Gölü Ramsar alanı ve biyolojik özellikleri* [Konferans sunumu]. Karacabey Sempozyumu, Bursa, Türkiye. <https://www.researchgate.net/publication/329962646>
- Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Taş, D., Karabayırlı, G., Atak, S., Koşucu, T. A., Akay, E. (2020). Mustafakemalpaşa Çayı'nın (Bursa) su kalitesinin faktör analizi kullanılarak değerlendirilmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 16(1), 124-137. <https://doi.org/10.22392/actaquat.610888>
- Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü. (1982). Apolyont Gölü ve yan kolları projesi kirlilik gözlem çalışmaları. Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, I. Bölge Müdürlüğü. 55s
- Dziuban, C. D., & Shirkey, E. C. (1974). When is a correlation matrix appropriate for factor analysis? *Some decision rules. Psychological Bulletin*, 81(6), 358. <http://dx.doi.org/10.1037/h0036316>
- Elmacı, A., Teksoy, A., Topaç, O., Özenin, N., Kurtoğlu, N., & Başkaya, H. (2007). Assessment of heavy metals in Lake Uluabat, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 19(6), 2236-2244. <https://doi.org/10.5897/AJB2007.000-2351>
- Elmacı, A., Özenin, N., Teksoy, A., Topaç Ş., Topaç, F.O., & Başkaya, H. (2009). Evaluation of trophic state of lake Uluabat, Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 30(5), 757-760.
- Elmacı, A., Teksoy, A., Topaç, F., Özenin, N., & Başkaya, H. (2010). Uluabat Gölü fizikokimyasal özelliklerinin yönetmelikler çerçevesinde değerlendirilmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 15(1), 149.
- Field, A. (2013). *Discovering statistics using IBM SPSS statistics*. SAGE Publications. 4th Edition.
- Filik Iscen, C., Emiroglu, Ö., İlhan, S., Arslan, N., Yılmaz, V., & Ahiska, S. (2008). Application of multivariate statistical techniques in the assessment of surface water quality in Uluabat Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 144(1-3), 269-276.
- Guibaud, G., & Gauthier, C. (2003). Study of aluminium concentration and speciation of surface water in four catchments in the Limousin region (France). *Journal of Inorganic Biochemistry*, 97(1), 16-25. [https://doi.org/10.1016/S0162-0134\(03\)00254-X](https://doi.org/10.1016/S0162-0134(03)00254-X)
- Hacısalihoğlu, S., & Karaer, F. (2016). Relationships of heavy metals in water and surface sediment with different chemical fractions in Lake Uluabat, Turkey. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(5), 1937-1946. <https://doi.org/10.15244/pjoes/62908>
- Hacısalihoğlu, S., & Karaer, F. (2018). Evaluation of water quality in eutrophic shallow lakes: case study on lake Uluabat, Turkey. *International Journal of Agriculture Environment and Food Sciences*, 2(1), 18-28. <https://doi.org/10.31015/jaefs.18004>
- Hacısalihoğlu, S., & Karaer, F. (2020). Uluabat Gölü noktasal kirlenici kaynaklar ve kirlilik yükleri. *Doğal Afetler Çevre Dergisi*, 6(2): 258-267.
- Helvacı, C. (1984). Occurrence of rare borate minerals: Veatchite-A, tunellite, teruggite and cahnite in the Emet borate deposits, Turkey. *Mineralium Deposita*, 19(3), 217-226.
- Helvacı, C. (2015). Geological features of neogene basins hosting borate deposits: An overview of deposits and future forecast, Turkey. *Maden Tetkik ve Arama Dergisi*, 151, 169-215. <https://doi.org/10.19111/bmre.05207>
- İleri, S. (2010). *Uluabat gölü su ve sediment kalitesinin fiziko-kimyasal parametreler açısından değerlendirilmesi ve Coğrafi Bilgi Sistemi ortamında analizlenmesi* [Doktora tezi, Bursa Uludağ

- Universitesi].
- İleri, S., Karaer, F., Katip, A., & Onur, S. (2014). Sığ göllerde su kalitesi değerlendirmesi, Uluabat Gölü Örneği. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 19(1), 47-57. <https://doi.org/10.17482/uujfe.58132>
- Kaiser, H.F. (1970). A second generation little jiffy. *Psychometrika*, 35(4), 401-415. <https://doi.org/10.1007/BF02291817>
- Kaiser, H.F. (1974). An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, 39, 31-36. <https://doi.org/10.1007/BF02291575>
- Kaiser, H. F., & Rice, J. (1974). Little jiffy, mark IV. *Educational and Psychological Measurement*, 34(1), 111- 117. <http://dx.doi.org/10.1177/001316447403400115>
- Karacaoğlu, D., Dere, Ş., & Dalkıran, N. (2004). A taxonomic study on the phytoplankton of Lake Uluabat (Bursa). *Turkish Journal of Botany*, 28(5), 473-485. <https://journals.tubitak.gov.tr/botany/vol28/iss5/2>
- Karacaoğlu, D. (2006). *Emet Çayı'nın epipelik diyatomeleleri ve bentik omurgasızlarının ilişkilendirilmesi ile kirlilik düzeyinin saptanması* [Doktora tezi, Bursa Uludağ Üniversitesi].
- Katip, A., & Karaer, F. (2011). Uluabat Gölü su kalitesinin Türk mevzuatına ve uluslararası kriterlere göre değerlendirilmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 16(2), 25-34.
- Katip, A., Karaer, F., Başkaya, H. S., İleri, S., & Sarmaşık, S. (2012). Fraction distribution and risk assessment of heavy metals and trace elements in sediments of Lake Uluabat. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 5399-5413.
- Katip, A., Karaer, F., İLERİ, S., & Sarmaşık, S. (2013). Uluabat Gölü'nde iz metallerin askıda katı madde ile su arasındaki dağılımının araştırılması. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 28(4).
- Katip, A., İleri, S., Karaer, F., & Onur, S. (2015). Determination of the trophic state of Lake Uluabat (Bursa-Turkey). *Ekoloji*, 24(97), 24-35. <https://doi.org/10.5053/ekoloji.2015.06>
- KÇŞİDİM, (2021). Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, Kütahya İli 2021 Çevre Durum Raporu.
- Kratzer, C., & Brezonik, P. (1981). A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 17(4), 713-715. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x>
- Omwene, P. I., Öncel, M. S., Çelen, M., & Kobya, 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), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7337-z>
- Oygür, V., & Erler, A. (1999). Jasperoid tipi epidermal cevherleşmeye batı Anadolu'dan bir örnek: Değirmenciler antimon cevherleşmesi (Simav, Kütahya). *Maden Tetkik ve Arama Dergisi*, 121, 97-113.
- Özgenç, İ. (1993). Ovacık (Tavşanlı-Kütahya) fluorit yatağının jeolojisi ve oluşumu. *Jeoloji Mühendisliği*, 43, 5-14.
- Pett, M., Lackey, N., & Sullivan, J. (2003). Making Sense of Factor Analysis: The use of factor analysis for instrument development in health care research. California: Sage Publications Inc.
- Rand, G. M., & Petrocelli, S. R. (1985). Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications. FMC Corp., Princeton, NJ.
- Semiz, G. D. (2014). Sulama suyu açısından bor içeriğinin değerlendirilmesi: Uluabat Gölünü besleyen Orhaneli, Emet ve Mustafakemalpaşa Çayları. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*, 11(1), 98-105.
- Şengörür, B. & İsa, D. (2001). Sakarya Nehri'ne ait su kalite gözlemlerinin faktör analizi. *Turk J Engin Environ Sci*, 25, 415-425.
- Tokatlı, C., Köse, E., Çiçek, A., Emiroğlu, Ö., Arslan, N., & Dayıoğlu, H. (2012). Lead accumulations in biotic and abiotic components of Emet Stream (Uluabat Lake Basin, Turkey). *Pakistan Journal of Zoology*, 44(6), 1587-1592.
- Tokatlı, C., Arslan, N., Çiçek, A., Kose, E., Emiroglu, O., & Dayioglu, H. (2013). Effect of silver on aquatic ecosystems of Emet Stream Basin, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, 45(2).



- Tokatlı, C., Çiçek, A., Emiroğlu, Ö., Arslan, N., Köse, E., & Dayıoğlu, H. (2014). Statistical approaches to evaluate the aquatic ecosystem qualities of a significant mining area: Emet stream basin (Turkey). *Environmental Earth Sciences*, 71, 2185-2197.
- Tokatlı, C., Köse, E., Arslan, N., Emiroğlu, Ö., Çiçek, A., & Dayıoğlu, H. (2016). Ecosystem quality assessment of an aquatic habitat in a globally important boron reserve: Emet Stream Basin (Turkey). *International Journal of Environment and Pollution*, 59(2-4), 116-141.
- Varol, M., Gökot, B., Bekleyen, A., & Şen, B. (2012). Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Tigris River (Turkey) using multivariate statistical techniques a case study. *River Research and Applications*, 28(9), 1428-1438.
- Varol, M., Karakaya, G., & Alpaslan, K. (2022). Water quality assessment of the Karasu River (Turkey) using various indices, multivariate statistics and APCS-MLR model. *Chemosphere*, 308, 136415.
- Yılmaz, F., Ozodemir, N., Demirak, A., & Tuna, A. (2007). Heavy metal level in two fish species *Leuscius cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chemistry*, 100(2), 830-835. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.09.020>
- YSKY, (2012). Yerüstü su kalitesi yönetmeliği. Resmi Gazete, Tarihi: 30.11.2012, Sayı: 28483.
- Yurtseven, I., & Randhir, T. O. (2020). Multivariate assessment of spatial and temporal variations in irrigation water quality in Lake Uluabat watershed of Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(12), 1-29. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08723-2>
- Zünbülçil, B. (2015). Uluabat Gölü sulakalan bölgesi epifitik diyatomeleleri ile su kalitesi arasındaki ilişkiler [Yüksek lisans tezi, Bursa Uludağ Üniversitesi].

## Antalya Körfezi'nde Yakalanan *Coelorinchus caelorhincus* (Pisces: Macrouridae) Türünün Otolit Biyometrisi ve Pre-anal Boyu Arasındaki İlişkiler

### The Relationship Between Otolith Biometry and Pre-anal Length of *Coelorinchus caelorhincus* (Pisces: Macrouridae) from Antalya Bay

Merve Karakuş<sup>1\*</sup>, Eyüp Mümtaz Tıraşın<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dokuz Eylül Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Buca, İzmir, Türkiye.

<sup>2</sup>Dokuz Eylül Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Enstitüsü, Balçova, İzmir, Türkiye

\*Sorumlu Yazar: [mervekarakuş86@gmail.com](mailto:mervekarakuş86@gmail.com)

Received: 05.04.2023

Accepted: 14.06.2023

Published: 01.12.2023

**How to Cite:** Karakuş, M., & Tıraşın, E. M. (2023). Antalya Körfezi'nde yakalanan *Coelorinchus caelorhincus* (Pisces: Macrouridae) türünün otolit biyometrisi ve pre-anal boyu arasındaki ilişkiler. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 358-367. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1277423>

**Özet:** Bu çalışmada, küt burun farebalığı *Coelorinchus caelorhincus* (Risso, 1810) türünün pre-anal boyu (PAL) ve otolit biyometrisi arasındaki ilişkiler incelenmiştir. Balık örnekleri, Temmuz 2016 – Haziran 2017 tarihleri arasında "R/V Akdeniz Araştırma 1" gemisi ile Antalya Körfezi'nde yapılan aylık trol çekimleri sırasında yakalanmıştır. Değerlendirilen 232'si dişi 152'si erkek toplam 384 bireyde PAL = 18–73 mm ve total ağırlık (W) = 0,6–72 g aralığında dağılım göstermiştir. PAL–W ilişkisi cinsiyetler arasında farklılık göstermeyip bütün balıklar  $W = 0,208 \times PAL^{2,937}$  ( $r^2 = 0,94$ ) olarak bulunmuştur. Üstel katsayı "b" için oluşturulan %95 güvenirlilik aralığı (2,863–3,011), varsayımsal 3 değerini kapsadığından *C. caelorhincus* türünün bu habitatta izometrik büyüme gösterdiği belirlenmiştir. Otolit boyu (OL), otolit genişliği (OB) ve otolit ağırlığı (OW) sırasıyla; 3,717–11,353 mm, 2,717–6,606 mm ve 0,008–0,0186 g arasında değişmiştir. Sağ ve sol OL, OB ve OW ortalamaları arasındaki farklılıklar eşlenik t-testine göre istatistiksel açıdan önemsiz bulunduğundan, PAL ve otolit biyometrisi arasındaki ilişkilerin incelenmesinde yalnızca sağ otolitlerin ölçümleri kullanılmıştır. OL–PAL arasındaki doğrusal ilişki,  $OL = 1,737 + 0,129 \times PAL$  ( $r^2 = 0,88$ ) ve OB–PAL arasındaki doğrusal ilişki ise  $OB = 2,212 + 0,060 \times PAL$  ( $r^2 = 0,81$ ) olarak bulunmuştur. OW–PAL ve OW–OL arasındaki üstel bağıntılar,  $OW = 0,00004 \times PAL^{1,899}$  ( $r^2 = 0,87$ ) ve  $OW = 0,0004 \times OL^{2,428}$  ( $r^2 = 0,93$ ) olarak belirlenmiştir.

#### Keywords

- Farebalığı
- Boy-Ağırlık İlişkisi
- Otolit Boyu
- Otolit Ağırlığı

**Abstract:** In this study, the relationships between otolith biometrics and pre-anal length (PAL) of the hollowsnout grenadier *Coelorinchus caelorhincus* (Risso, 1810) were investigated. The fish samples were obtained from monthly trawl surveys conducted with the "R/V Akdeniz Araştırma 1" in Antalya Bay between July 2016 and June 2017. PAL and total weight (W) were in the range of 18–73 mm and 0.6–72 g, respectively, in a total of 384 specimens, including 232 females and 152 males. The PAL–W relationship did not differ between sexes and was determined as  $W = 0.208 \times PAL^{2.937}$  ( $r^2 = 0.94$ ) for all fish. The 95% confidence interval for the exponential coefficient "b" (2.863-3.011) included the hypothetical value of 3, indicating that *C. caelorhincus* showed isometric growth in this habitat. Otolith length (OL), otolith breadth (OB), and otolith weight (OW) were in the range of 3.717–11.353 mm, 2.717–6.606 mm, and 0.008–0.0186 g, respectively. Since there were no statistically significant differences between the means of right and left OL, OB, and OW, according to the paired t-test, only measurements of the right otoliths were used in the examination of the relationships between PAL and otolith biometry. The linear relationship between OL–PAL was found to be  $OL = 1.737 + 0.129 \times PAL$  ( $r^2 = 0.88$ ) and the linear relationship between OB–PAL was  $OB = 2.212 + 0.060 \times PAL$  ( $r^2 = 0.81$ ). The exponential relationships between OW–PAL, and OW–OL were determined to be  $OW = 0.00004 \times PAL^{1.899}$  ( $r^2 = 0.87$ ) and  $OW = 0.0004 \times OL^{2.428}$  ( $r^2 = 0.93$ ), respectively.

#### Anahtar kelimeler

- Hollowsnout grenadier
- Length-Weight Relationship
- Otolith Length
- Otolith Weight



## 1. GİRİŞ

Farekuyrukluğiller (Macrouridae), dünyanın bütün derin denizlerinde kıtasal yamaçlarda yoğun olarak yayılım göstermekte ve batiyal zon besin zincirinde önemli bir yer tutmaktadır (Merret & Haedrich, 1997). Macrouridae familyasının Akdeniz'de yaşayan türleri, derin sularda yapılan ticari trol avcılığının hedef dışı avları arasında bol miktarda bulunmaktadır (D'Onghia vd., 1998; Sartor vd., 2003; Sion vd., 2012). Farebalığı *Coelorhynchus caelorhincus* (Risso, 1810), Macrouridae familyasının Akdeniz'de bulunan sekiz türünden biri olup Atlantik Okyanusu'ndan Akdeniz'e kadar uzanan geniş bir dağılıma sahiptir (Golani vd., 2006). Besinini poliket, decapod, amfipod, kopepod, gastropod ve kafadanbacaklılar gibi çeşitli omurgasız bentik organizmalar oluşturmaktadır (Geistdoerfer, 1986; Cohen vd., 1990; Sever vd., 2008).

Akdeniz'de bu tür üzerine yapılan çeşitli araştırmalarda; popülasyon yapısı (Moranta vd., 1998; Labropoulou & Papaconstantinou, 2000; Madurell vd., 2004), beslenme alışkanlıkları (Kabasakal, 1999; Sever vd., 2008; Scacco vd., 2022) yaş ve büyüme (Massuti vd., 1995; D'onghia vd., 2000; Filiz vd., 2006; Isajlovic vd., 2009), boy-ağırlık ilişkileri (Diaz vd., 2000; Borges vd., 2003; Morey vd., 2003; Filiz & Bilge, 2004; Filiz vd., 2006; Filiz vd., 2008; Isajlovic vd., 2009; Başusta & Başusta, 2018) konuları çalışılmıştır. Fakat, Akdeniz'de *C. caelorhincus* türünün otolitleriyle ilgili yapılmış çalışmalar çok sınırlıdır (Labropoulou & Papaconstantinou, 2000; Tuset vd., 2008; Gürel, 2013).

Otolitler, balıkların başında bulunan hem işitme hem de denge işlevlerinde rol oynayan kalkerli yapılardır (Quist & Isermann, 2017). Her türün kendine özgü otolit şekil ve boyut farklılıkları sebebiyle (Campana, 1990), otolitlerle; günlük büyümeleri, erken yaşam öyküleri, av avcı ilişkileri, filogenetik ilişkilerin belirlenmesi, ekomorfoloji çalışmaları, arkeolojik araştırmalar, balıkların taksonunu, popülasyonlarını belirlemek, balık büyümesi ile otolit büyümesi arasındaki ilişkilerin belirlenmesi, büyüme oranı ve kararlı izotop bileşimi arasındaki ilişkiler, gibi alanlarda çalışılmaktadır (Pannella, 1971; Harvey vd., 2000; Uehara vd., 2005; Tuset vd., 2008).

Bu çalışma ile Antalya Körfezi'nde trol avcılığı ile yakalanmış olan *C. caelorhincus*'un otolit büyümesi ve boyca büyümesi arasındaki ilişkiyi belirlemek amaçlanmaktadır. Aynı zamanda ülkemiz kıyılarında farebalıklarıyla ilgili sınırlı sayıda çalışmalardan kaynaklı bilgi eksikliğine katkıda bulunmak hedeflenmektedir.

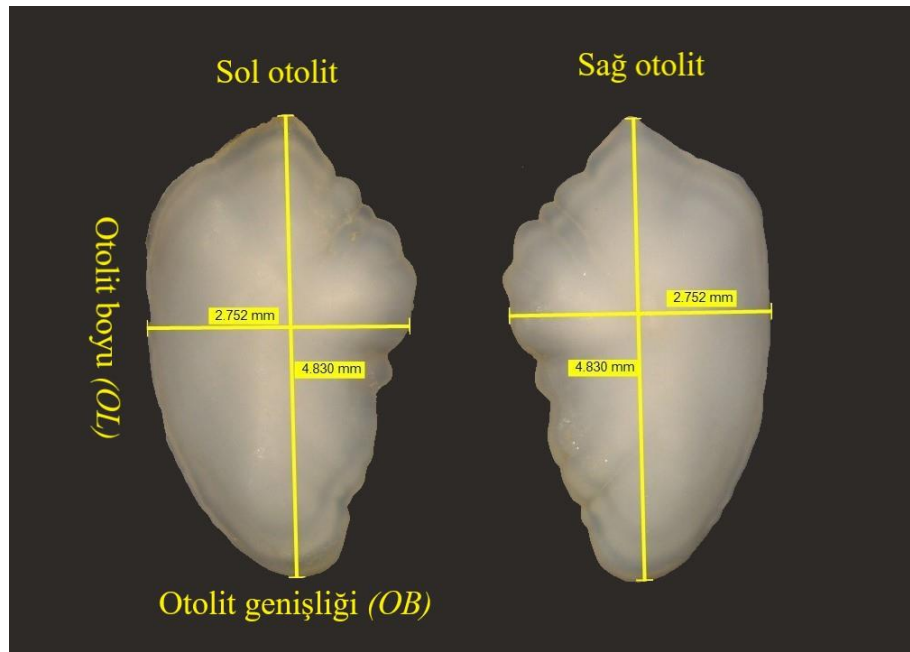
## 2. MATERYAL VE METOT

Bu çalışmada, Antalya Körfezi'nde Temmuz 2016 – Haziran 2017 tarihleri arasında “R/V Akdeniz Araştırma 1” gemisi ile aylık olarak gerçekleştirilen trol çalışmaları sırasında yakalanan *C. caelorhincus* türüne ait toplam 384 bireyin pre-anal boy (*PAL*) ( $\pm 1$  mm), total ağırlık (*W*) ( $\pm 0,1$  g) ve sagittal otolitlerinin ölçümleri kullanılmıştır. Türün ince ve nazik kuyruk yapısı nedeniyle trol çekimi sırasında kuyruklarının zarar görebilmesinden dolayı kısmen ya da tümünden kopması yüzünden temel olarak *PAL* ölçümleri yapılabilmektedir. Kuyrukları zarar görmemiş, bütün olan bireylerden ayrıca total boy (*TL*) ölçümleri de alınmıştır. Bu iki farklı boy ölçümlerinin istendiği zaman birbirine dönüştürülmesini sağlamak için gereken oransal katsayıları belirlemek için basit doğrusal regresyon modeli (Sokal & Rohlf, 2012) kullanılmıştır. Doğrusal regresyon analizi öncesinde bu katsayı değerlerinin cinsiyete göre değişip değişmediğini belirlemek için kovaryans analizi (Sokal & Rohlf, 2012) yapılmıştır. *W* ve *PAL* arasındaki ilişkinin değerlendirilmesinde,  $W = a \times PAL^b$  olarak verilen alometrik boy-ağırlık ilişkisi bağıntısından yararlanılmıştır (Le Cren, 1951). *W* ve *PAL* arasındaki doğrusal olmayan üstel ilişki, çarpımsal hata yapısı varsayımı ile tüm veri çiftlerine doğal logaritmik dönüşümün uygulanmasıyla doğrusallaştırılmış ve basit doğrusal regresyon analizi kullanılarak *a* ve *b* katsayıları hesaplanmıştır (Tıraşın, 1993). *W* ve *PAL* arasında oransal bir katsayı olan *a* ile balığın boyca (*PAL*) büyümesi sonucunda vücut ağırlığında (*W*) görülen üstel artışı gösteren *b* katsayısı değerleri bakımından dişi ve erkekler arasında bir fark olup olmadığını belirlemek için kovaryans analizi yapılmıştır. İzometrik büyümeden sapmalar, yani kestirilen *b* değerinin, varsayımsal “3” değerinden istatistiksel olarak farklı olup olmadığı, *b* için oluşturulan %95 güvenirlilik aralığının, “3” değerini içerip içermediği incelenerek değerlendirilmiştir (Sparre & Venema, 1998). *PAL* ölçümleri doğrusal regresyon analizi öncesinde *a* katsayısı değerinin diğer çalışmalarla karşılaştırılmasını kolaylaştırmak için cm'ye çevrilmiştir.

Otolit boyu (*OL*) anterior rostrum bölgesinden posterior sınıra kadar olan mesafedeki en geniş

ölçümü temsil etmektedir. Otolit genişliği (*OB*) ise otolitin dorsal ve ventral kenarları arasındaki en geniş hat baz alınarak ölçülmüştür (Şekil 1). Bu ölçümler, Leica S6D marka mikroskobu ve Leica Application Suit (LAS V4.12) programı kullanılarak 0,001 mm duyarlılıkla gerçekleştirilmiştir. Otolit ağırlıkları (*OW*) ise 0,0001 g duyarlılıktaki dijital terazi ile saptanmıştır. Sağ ve sol bölge otolitleri ayrı ayrı ölçülmüş ve otolit çiftleri arasında fark olup olmadığı eşlenik *t*-testi ile araştırılmıştır (Sokal & Rohlf, 2012). *OL-PAL* ve *OB-PAL* ilişkileri doğrusal regresyon analizi ile irdelenmiştir. *OW-PAL* ve *OW-OL* arasındaki ilişkiler ise doğrusal değil de üstel olduklarından (Harkönen, 1986), öncelikle verilerin doğal logaritmalarının alınmasıyla ilişkiler doğrusallaştırılmış, ardından da doğrusal regresyon analizi ile değerlendirilmiştir.

Doğrusal regresyon analizi, kovaryans analizi ve *t*-testlerinden elde edilen sonuçların geçerli olması için kalıntıların normal dağılması ve varyansların homojen olması gerekmektedir. Anılan modellerin normallik ve varyansların homojenliği varsayımlarına uyduğunu doğrulamak için kalıntılar, kantil-kantil çizgeleri, Shapiro-Wilk normallik ve *F*-testleri ile kontrol edilmiştir (Sokal & Rohlf, 2012). İki farklı ortalama değerinin kıyaslanmasında, normallik ve varyansların homojenliği koşulları sağlandığında bağımsız *t*-testi, varyansların heterojen olduğu yalnızca normallik koşulunun sağlandığı durumlarda Welch *t*-testi ve her iki koşula da uymayan durumlarda ise parametrik olmayan Wilcoxon-Mann-Whitney testi kullanılmıştır (Sokal & Rohlf, 2012). Normal dağılmayan veriler için çarpıklık ( $g_1$ ) ve basıklık ( $g_2$ ) testleri de uygulanmıştır (Sokal & Rohlf, 2012). Tüm istatistiksel testler ve grafikler, R yazılımının 4.0.4 sürümü (R Core Team, 2021) ile yapılmış ve istatistiksel bakımdan anlamlı farklılık düzeyi 0,05 olarak seçilmiştir.



Şekil 1. *C. caelorhincus* türünün sağ ve sol otolitlerinin *OL* ve *OB* ölçümleri

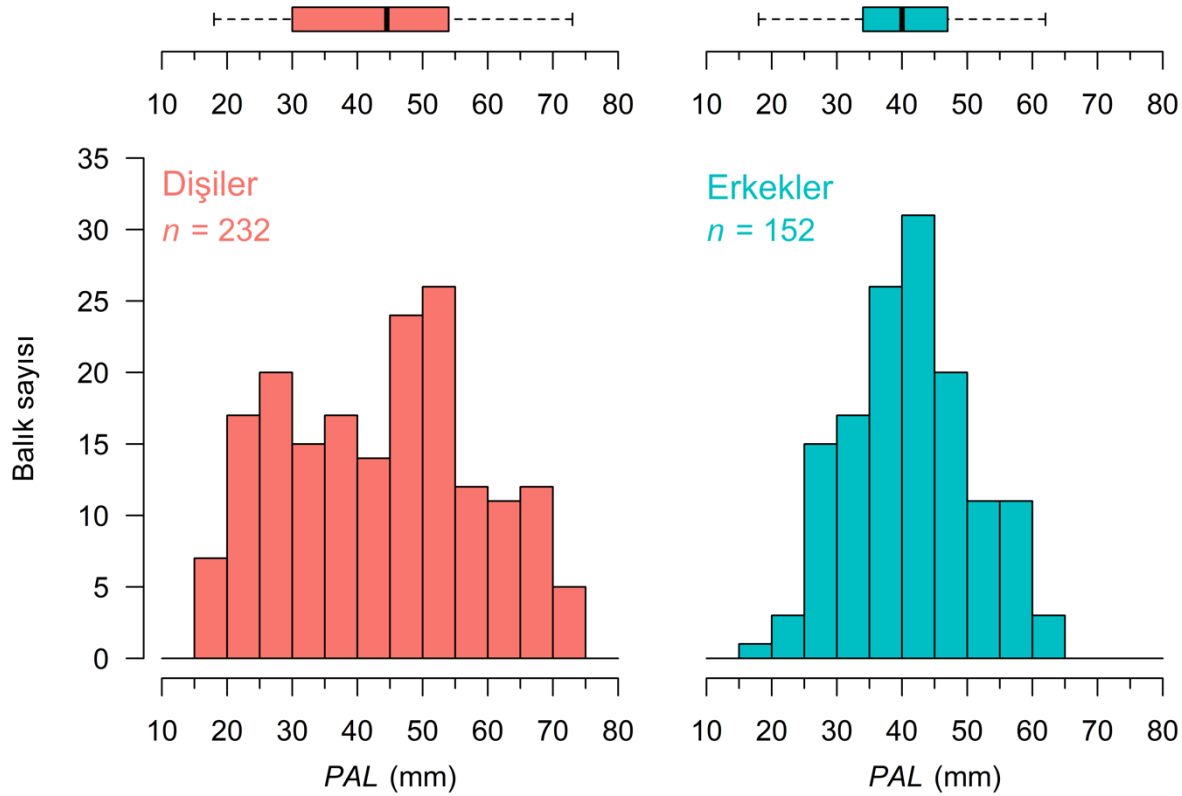
### 3. BULGULAR

Toplam 384 *C. caelorhincus* örneğinden yalnızca 195 bireyin (135'i dişi ve 62'si erkek), *TL* ölçümü yapılabilmektedir. *TL* ölçümleri 60–258 mm aralığında bulunmuştur. *PAL*, dişilerde 18–73 mm ve erkeklerde 18–62 mm; *W* ise dişilerde 1,1–72,0 g ve erkeklerde 0,6–51,3 g arasında dağılım göstermektedir (Tablo 1). Dişi bireylerin hem *PAL* hem de *W* ölçümlerinin varyansları erkeklerinkinden daha büyüktür (*PAL*:  $F = 2,099$ ,  $df_1 = 231$ ,  $df_2 = 151$ ,  $P < 0,001$ ; *W*:  $F = 2,552$ ,  $df_1 = 231$ ,  $df_2 = 151$ ,  $P < 0,001$ ). Erkek balıkların *PAL* ölçümleri normale yakın dağılırken dişilerinki simetrik ( $g_1 = 0,01 \pm 0,159$ ) ama normalden farklı ve plati-basık ( $g_2 = -2,75 \pm 0,006$ ) olarak dağılmaktadır (Şekil 2). Parametrik olmayan Wilcoxon-Mann-Whitney testi, *PAL* ölçümleri bakımından eşeyler arasında istatistiksel açıdan önemli bir fark bulmamıştır ( $W = 19620$ ,  $P = 0,062$ ). *W* ölçümlerinin dağılımları ise her iki eşey için de normalden çok farklı ve aşırı sağa çarpıktır (dişi  $g_1$

=  $0,94 \pm 0,159$ ; erkek  $g_1 = 1,23 \pm 0,197$ ).  $W$  ölçümleri bakımından dişilerle erkekler arasında istatistiksel açıdan önemli bir fark vardır ( $W = 20125$ ,  $P = 0,019$ ).

**Tablo 1.** *C. caelorhincus*'un  $PAL$  ve  $W$  ölçümleri ( $n$ : örnek sayısı,  $ss$ : standart sapma).

Cinsiyet	$n$	$PAL$ (mm)		$W$ (g)	
		Ortalama $\pm$ $ss$	Min. – Mak.	Ortalama $\pm$ $ss$	Min. – Mak.
Dişi	232	43,4 $\pm$ 13,82	18 – 73	20,83 $\pm$ 17,082	1,1 – 72,0
Erkek	152	40,9 $\pm$ 9,54	18 – 62	14,64 $\pm$ 10,692	1,4 – 51,3
Toplam	384	42,4 $\pm$ 12,35	18 – 73	18,51 $\pm$ 15,142	0,6 – 72,0



**Şekil 2.** *C. caelorhincus*'un dişi ve erkek bireylerinin  $PAL$  dağılımları

Kovaryans analizinin sonuçları, iki boy değişkeni  $TL$  ve  $PAL$  arasındaki doğrusal ilişkinin hem kesişim ( $a$ ) hem de eğim ( $b$ ) değerleri bakımından cinsiyete göre istatistiksel olarak bir farklılık göstermediğini ortaya koyduğundan ( $F = 0,193$ ,  $df_1 = 1$ ,  $df_2 = 191$ ,  $P = 0,661$ ), çevirim için gereken  $a$  ve  $b$  katsayıları, eşey ayrımı olmadan bütün gözlemler birleştirilerek yapılan doğrusal regresyon analizi ile saptanmıştır. Aşağıdaki eşitlik ile mm cinsinden yapılan  $PAL$  ölçümlerinden,  $TL$  değerleri kestirilebilir:

$$TL = 15,535 + 3,363 \times PAL \quad (n = 195, r^2 = 0,91)$$

$W$  ve  $PAL$  arasındaki fonksiyonel ilişki, dişiler için  $W = 0,217 \times PAL^{2,924}$  ( $r^2 = 0,95$ ) ve erkekler için  $W = 0,195 \times PAL^{2,959}$  ( $r^2 = 0,91$ ) olarak bulunmuştur. Kovaryans analizi,  $a$  ve  $b$  değerleri bakımından dişi ve erkek balıklar arasında istatistiksel bir fark olmadığını göstermiş olduğundan ( $F = 0,163$ ,  $df_1 = 1$ ,  $df_2 = 380$ ,  $P = 0,686$ ),  $W$ - $PAL$  ilişkisi bütün balıklar için  $W = 0,208 \times PAL^{2,937}$  ( $r^2 = 0,94$ ) olarak ifade edilebilir. Regresyon katsayıları,  $a$  ve  $b$ 'nin %95 güvenilirlik aralıkları sırasıyla 0,187–0,232 ve 2,863–3,011'dir.  $b$  için oluşturulan %95 güvenilirlik aralığı, varsayımsal 3 değerini içerdiği için *C. caelorhincus*'un izometrik büyüme gösterdiği belirlenmiştir. Dolayısıyla  $W$ - $PAL$  ilişkisi daha basitleştirilerek  $W = 0,191 \times PAL^3$  şeklinde verilebilir. Bu yeni  $a$  değeri, regresyon analizi sonrasında  $a$  için oluşturulmuş olan %95 güvenilirlik aralığına

kapsanmaktadır.

*C. caelorhincus*'un sağ ve sol *OL*, *OB* ve *OW* ölçümlerinin ortalama değerleri sırasıyla 7,158 ile 7,152 mm, 4,804 ile 4,814 mm ve 0,05482 ile 0,05478 g olarak hesaplanmıştır (Tablo 2). Sağ ve sol *OL*, *OB* ve *OW* ortalamaları arasındaki farklılıklar eşlenik *t*-testleri sonucunda (*OL*:  $t = 0,756$ ,  $df = 341$ ,  $P = 0,45$ ; *OB*:  $t = 1,688$ ,  $df = 252$ ,  $P = 0,093$  ve *OW*:  $t = 0,555$ ,  $df = 252$ ,  $P = 0,579$ ) istatistiksel açıdan önemsiz bulunduğundan, *PAL* ve otolit boyutları (*OL*, *OB* ve *OW*) arasındaki ilişkilerin incelenmesinde örneklerin yalnızca sağ otolitlerine ait ölçümler kullanılmıştır (Tablo 2).

**Tablo 2.** *C. caelorhincus*'un sağ ve sol *OL*, *OB* ve *OW* ölçümleri (*n*: otolit çifti sayısı, ss: standart sapma).

Değişken	<i>n</i>	Sol		Sağ	
		Ortalama ± ss	Min. – Mak.	Ortalama ± ss	Min. – Mak.
<i>OL</i> (mm)	342	7,152 ± 1,6189	3,718 – 11,353	7,158 ± 1,6048	3,717 – 11,253
<i>OB</i> (mm)	253	4,814 ± 0,7790	2,717 – 6,606	4,804 ± 0,7726	2,769 – 6,443
<i>OW</i> (g)	253	0,055 ± 0,0299	0,008 – 0,186	0,055 ± 0,0298	0,009 – 0,184

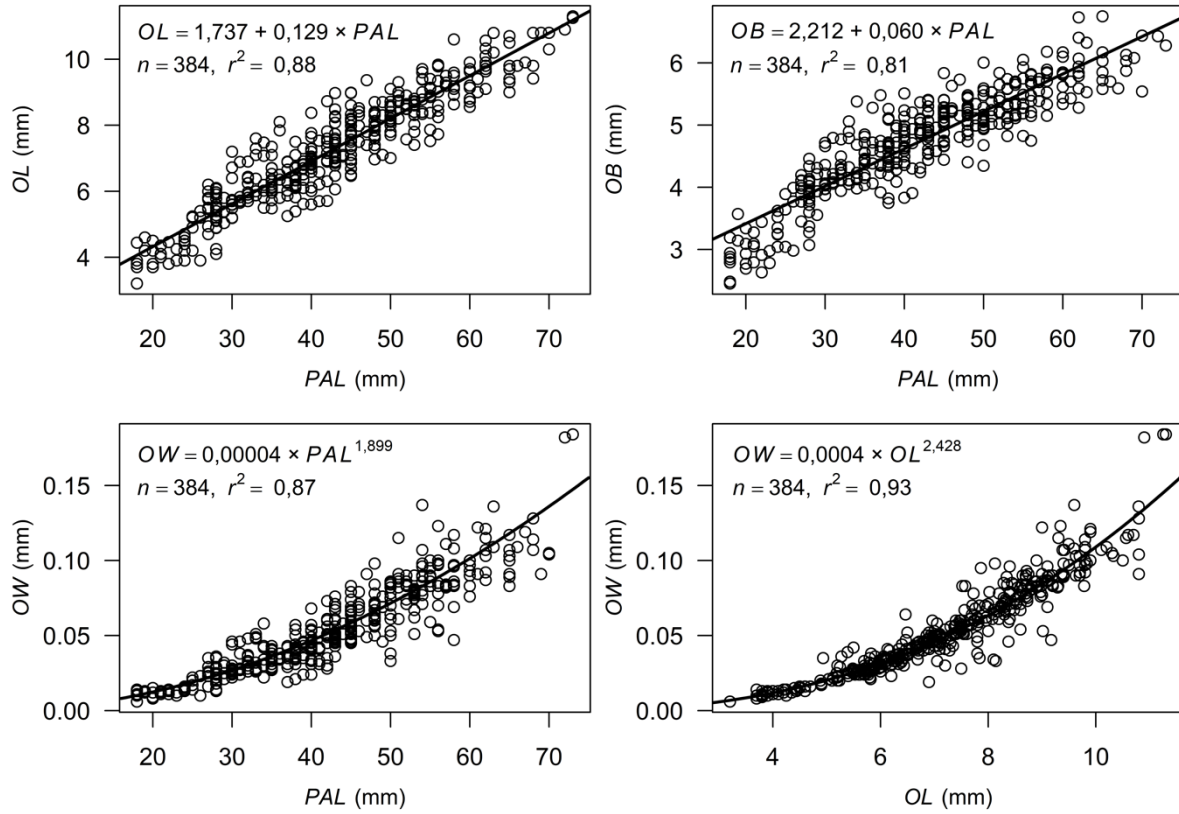
*OL*, *OB* ve *OW* gibi otolit biyometrisi verileri, eşeylere göre de ayrı ayrı değerlendirilmiştir. *C. caelorhincus*'un dişi ve erkek bireylere ilişkin *OL*, *OB* ve *OW* ölçümlerinin ortalama değerleri sırasıyla 7,328 ve 7,074 mm, 4,809 ve 4,698 mm, 0,0573 ve 0,0515 g olarak saptanmıştır (Tablo 3). Welsh *t*-testi sonuçları (*OL*:  $t = 1,505$ ,  $df = 373,03$ ,  $P = 0,133$  ve *OB*:  $t = 1,385$ ,  $df = 376,79$ ,  $P = 0,167$ ), dişi ve erkeklerin *OL* ve *OB* ortalamalarında görülen farkların istatistiksel açıdan önemsiz olduğunu belirtmektedir. Parametrik olmayan Wilcoxon-Mann-Whitney testi de *OW* ölçümleri bakımından eşeyler arasında önemli bir fark bulmamıştır ( $W = 19024$ ,  $P = 0,191$ ).

**Tablo 2.** *C. caelorhincus*'un eşeylere göre *OL*, *OB* ve *OW* ölçümleri (*n*: örnek sayısı, ss: standart sapma).

Değişken	<i>n</i>	Dişi		<i>n</i>	Erkek	
		Ortalama ± ss	Min. – Mak.		Ortalama ± ss	Min. – Mak.
<i>OL</i> (mm)	232	7,328 ± 1,8651	3,700 – 11,300	152	7,074 ± 1,4248	3,205 – 10,562
<i>OB</i> (mm)	232	4,810 ± 0,9132	2,480 – 6,750	152	4,698 ± 0,6723	2,451 – 6,733
<i>OW</i> (g)	232	0,057 ± 0,0340	0,008 – 0,184	152	0,052 ± 0,0254	0,006 – 0,123

Antalya Körfezi'ndeki *C. caelorhincus* bireylerinde *OL* ve *PAL* arasındaki doğrusal ilişki,  $OL = 1,737 + 0,129 \times PAL$  ( $r^2 = 0,88$ ) ve *OB* ile *PAL* arasındaki doğrusal ilişki ise  $OB = 2,212 + 0,060 \times PAL$  ( $r^2 = 0,81$ ) olarak bulunmuştur. Her iki doğrusal ilişkide de kesişim (*a*) değerlerinin %95 güvenirlilik aralıkları sırasıyla 1,522–1,952 ve 2,082–2,343 olup 0 değerini içermemektedir. Yani doğrular iki eksenin birleştiği merkezdeki 0 değerinden geçmemektedir. Eğim (*b*) değerleri için oluşturulan %95 güvenirlilik aralıkları da 0,125–0,134 ve 0,057–0,063'tür.

*OW*–*PAL* ve *OW*–*OL* arasındaki üstel bağlantılar,  $OW = 0,00004 \times PAL^{1,899}$  ( $r^2 = 0,87$ ) ve  $OW = 0,0004 \times OL^{2,428}$  ( $r^2 = 0,93$ ) olarak bulunmuştur (Şekil 3). Doğrusal olmayan bu ilişkilerin katsayıları, *a* ve *b* için oluşturulan %95 güvenirlilik aralıkları, sırasıyla; 0,00003–0,00005, 0,0004–0,0005, 1,827–1,972 ve 2,361–2,495'tir.



Şekil 3. *C. caelorhincus*' un OL–PAL, OB–PAL, OW–PAL ve OW–OL arasındaki ilişkileri

#### 4. TARTIŞMA VE SONUÇ

Antalya Körfezi'nde *C. caelorhincus* türünün *PAL* ölçümleri kullanılarak değerlendirilen boy-ağırlık ilişkisi katsayıları *a* ve *b* değerleri, dişi ve erkek balıklar arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılık göstermemiş ve *b* için oluşturulan %95 güvenirlilik aralığı, varsayımsal 3 değerini içerdiği için bu bölgedeki bireylerin izometrik büyüme gösterdiği sonucuna ulaşılmıştır.

*C. caelorhincus*'un *PAL* ölçümleri kullanılarak Güney Adriyatik (Ungaro vd., 1994) ve Batı Akdeniz (Morey vd., 2003) kıyılarında ve *TL* ölçümleri kullanılarak Doğu Atlantik'in Portekiz kıyılarında (Borges vd., 2003) yapılan çalışmalarda, boy-ağırlık ilişkisi bakımından, pozitif allometrik büyüme görüldüğü bildirilmiştir. Adriyatik Denizi, Sicilya Boğazı ve İyon Denizi'nin Yunanistan kıyılarında, *PAL* kullanılarak yapılan çalışmalarda (Labropoulou & Papaconstantinou, 2000; Vitale vd., 2006; Isajlović vd., 2009) ise türün negatif allometrik büyüme gösterdiği bulunmuştur. Bununla birlikte Lelli vd. (2017), Lübnan kıyılarında *TL* ölçümleri kullanarak yaptıkları çalışmada, türün bu çalışmada olduğu gibi, izometrik büyüme gösterdiğini belirlemiştir. Türkiye sularında *TL* kullanılarak yapılan çalışmaların (Filiz & Bilge, 2004; Filiz vd., 2006; Filiz vd., 2008; Başusta & Başusta, 2018) sonuçları ise türde izometrik büyüme olduğunu saptayarak çalışmamızla benzerlik göstermiştir (Tablo 4). Farklı çalışmalarda boy-ağırlık ilişkisi açısından allometrik ya da izometrik büyümenin görülmesinin, bu çalışmalarda değerlendirilen birey sayılarının farklılığından, besin bulunabilirliğinden ve yaşam alanlarının aynı özellikleri göstermemesinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Tıraşın, 1993).

Bu çalışma Türkiye'nin Akdeniz kıyılarında, *C. caelorhincus* türünün otolit biyometrisi ve balık büyüklüğü arasındaki ilişkiyi ortaya koyan ilk incelemedir. Sağ ve sol otolitlerin biyometrik ölçümleri arasında istatistiksel bakımdan önemli bir farklılığın olmaması, *OL*, *OB* ve *OW* kullanılarak bu türle ilgili yapılacak çalışmalarda, herhangi bir tarafta yer alan otolitin ayırımı yapılmadan kullanılabileceğini göstermektedir. Labropoulou & Papaconstantinou (2000) ve Gürel (2013) de çalışmalarında aynı sonucu bulmuş, otolitleri sağ ve sol ayırımı yapmadan değerlendirmiştir.

Bu türün *OL*, *OB* ve *OW* ölçümlerinin ortalama değerleri cinsiyetlere göre ayrı ayrı

hesaplandığında görülen farklılıklar, istatistiksel açıdan önemsiz bulunduğundan, otolit biyometrisi çalışmalarında bu değişkenlere ilişkin verilerin cinsiyet ayrımı yapılmaksızın kullanılabileceğini göstermektedir. Diğer çalışmalarda bu ayrım belirtilmemiş olmasına rağmen bulgular çalışmamızdaki gibi verilmiştir.

**Tablo 4.** Akdeniz'in farklı bölgelerinde *C. caelorhincus* üzerine yapılan çalışmalarda saptanan boy-ağırlık ilişkilerinin karşılaştırılması

Çalışma	Bölge	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>r</i> <sup>2</sup>
Ungaro vd. (1994)	Adriyatik Denizi	0,105	3,04	-
Labropoulou & Papaconstantinou (2000)	İyon Denizi	0,0011**	2,42	0,87
Morey vd. (2003)	Batı Akdeniz	0,0925**	3,14	0,97
Borges vd. (2003)*	Güney Doğu Portekiz	0,0022	3,11	0,93
Filiz & Bilge (2004)*	Sığacık Körfezi	0,0065	2,74	0,78
Filiz vd. (2006)*	Sığacık Körfezi	0,0032	3,08	0,92
Vitale vd. (2006)	Sicilya Boğazı	0,172†	2,74†	-
		0,175‡	2,76‡	-
Filiz & Taşkavak (2008)*	Sığacık Körfezi	0,0083**	2,83	0,93
Isajlović vd. (2009)	Adriyatik Denizi	0,0004**	2,65	0,92
Lelli vd. (2017)*	Lübnan Kıyıları	0,004**	3,11	0,56
Başusta & Başusta (2018)*	İskenderun Körfezi	0,0024**	3,01	0,95
<b>Bu çalışma</b>	<b>Antalya Körfezi</b>	<b>0,208</b>	<b>2,94</b>	<b>0,94</b>
		<b>0,0002**</b>	<b>2,94</b>	<b>0,94</b>

\*TL ölçümleri üzerinden yapılan çalışmalar, \*\*ölçüm birimi mm olan çalışmalar, †: dişi ve ‡: erkek.

Toplam 384 otolitin incelenmesi sonucunda; *OL-PAL* ve *OB-PAL* arasında doğrusal ilişkiler bulunmuştur. *OW-PAL* ve *OW-OL* arasında ise doğrusal olmayan üstel ilişkiler görülmüştür. Analizler sonucunda 0,81–0,93 aralığında bulunan belirtme katsayıları (*r*<sup>2</sup>), otolit boyutlarının büyük ölçüde balık boyu tarafından belirlenebileceğini ortaya koymaktadır (Şekil 3). Masuti vd. (1995), Katalan Denizi'nde Macrouridae familyasına ait bazı türlerin biyolojisi ve dağılımı üzerine yaptığı çalışmada, 85 *C. caelorhincus* bireyinde *OL* ve *PAL* arasındaki ilişkiyi, mevcut çalışmadan farklı olarak doğrusal olmayan üstel bir bağıntı kullanarak değerlendirmiş ve  $OL = 0,488 \times PAL^{0,681}$  (*r*<sup>2</sup> = 0,97) olarak belirlemiştir. Aynı araştırmacı, *OW* ve *OL* arasındaki ilişkiyi de  $OW = 0,2778 \times OL^{2,6243}$  (*r*<sup>2</sup> = 0,92) olarak bulmuştur. Rapor edilen bu üstel değer çalışmamızda bulunan değerden biraz daha yüksektir.

Labropoulou & Papaconstantino (2000), İyon Denizi'nde yaptıkları çalışmada 252 *C. caelorhincus* bireyinin ölçümlerine dayanarak *OW-PAL* ilişkisini,  $OW = 0,013 \times PAL^{1,49}$  (*r*<sup>2</sup> = 0,87) olarak vermişlerdir. Bu üstel *b* katsayısı değeri 1'den büyük olup mevcut çalışmada bulunan değere çok yakındır. Aynı çalışmada, 244 bireyin üstel *OW-OL* ilişkisi,  $OW = 0,002 \times OL^{2,37}$  (*r*<sup>2</sup> = 0,86) olarak bildirilmiş olup bu *b* değeri, istatistiksel olarak çalışmamızda bulunan değere eşittir. Diğer yandan söz konusu çalışmada,  $OL = 24,47 + 1,68 \times PAL$  (*r*<sup>2</sup> = 0,85) şeklinde verilmiş olan *OL-PAL* doğrusal ilişkisinin katsayıları, çalışmamızın bulgularından farklıdır. Isajlović vd. (2009), Adriyatik Denizi'nde *C. caelorhincus*'un yaş, büyüme ve boy-ağırlık ilişkisi üzerine 175 bireyle yapmış olduğu çalışmada, *OL-PAL* arasında doğrusal bir ilişki bulup bağıntıyı,  $OL = 2,585 + 0,09 \times PAL$  (*r*<sup>2</sup> = 0,95) olarak hesaplamıştır. Büyümeye ilişkin çeşitli parametrelerin kıyaslanmasında popülasyonlar arasında farklılıkların olması sıklıkla gözlenen bir durumdur (Tıraşın, 1993).

Gürel (2013), Türkiye'nin Ege kıyılarında yaptığı çalışmada, otolit büyüklükleri ve balık boy ölçümlerini karşılaştırılarak av-avcı ilişkilerinde kullanımını amaçladığı çalışmada, 96–172 mm *TL* aralığında dağılım gösteren *C. caelorhincus* bireylerinin *OL-TL* arasında doğrusal bir ilişki bulup regresyon denklemini  $OL = 24,379 - 12,069 \times TL$  (*r*<sup>2</sup> = 0,77) olarak vermiştir. Eğim katsayısının “-” değerli çıkması çok şüpheli bir durum olup muhtemelen yazım sırasında yapılan bir hatadan kaynaklanmaktadır.

Sonuç olarak; otolit büyümesi ve balık büyümesi arasındaki ilişkiyi tüm yönleriyle



değerlendirebilmek için bu ilişkiyle etkileşimde olan tüm diğer etkenlerin de bilinmesi ve araştırılması gerekmektedir. Bu çalışma ile *C. caelorhincus*'un yaşı ve büyümesi üzerine gelecekte yapılacak araştırmalar için otolitlerin, sağ veya sol bölgede yer almalarına bakılmaksızın veya eşeyssel farklılıklar dikkate alınmadan değerlendirilebilir olduğu bulunmuştur. Otolitlerin büyümesine ilişkin bulgular, balık popülasyonlarının büyüme ve yaşam döngüsü hakkında önemli bilgiler sağlayabilir ve balıkçılık yönetimi için değerli bir araçtır. Çalışmamızın, Türkiye denizlerinde farebalıkları üzerine yapılmış az sayıdaki araştırmaya katkı sağlayacağı düşünülmektedir.

## TEŞEKKÜR

Yazarlar, deniz çalışmalarındaki yardımlarından dolayı Dr. Öğretim Üyesi Aydın ÜNLÜOĞLU (Dokuz Eylül Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Enstitüsü) ve Dr. Öğretim Üyesi Sencer AKALIN'a (Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi) içtenlikle teşekkür etmektedir.

## FİNANS

Bu çalışma, "TAGEM/HAYSUD/2015/A11/P-02/2" numaralı "Türkiye'nin Akdeniz Kıyısındaki Demersal Balık Stoklarının Büyüklüklerinin Belirlenmesi Projesi" ile Tarım ve Orman Bakanlığı, Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü tarafından desteklenmiştir.

## ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan eder.

## YAZAR KATKILARI

MK: Literatür taraması, Tasarım, Araştırma, Veri düzenleme, Metodoloji, Veri analizi, Makale yazımı, Orijinal taslak. EMT: Tasarım, Araştırma, Metodoloji, Veri analizi, Makale yazımı, Denetleme. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

## ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

## VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan verilere birinci yazardan talep üzerine erişilebilir. Veriler, gizlilik veya etik kısıtlamalar nedeniyle kamuya açık değildir.

## KAYNAKLAR

- Başusta, N. & Başusta, A. (2018, Ekim 18-21). *Length-weight relationship and condition factor of Hollowsnout grenadier (Coelorinchus caelorhincus, (Rinso, 1810)) From Iskenderun Bay, Northeastern Mediterranean, Turkey.* (Sözlü sunum). First International Marine & Freshwater Sciences Symposium, Antalya Türkiye.
- Borges, T. C., Olim, S., & Erzini, K. (2003). Weight-length relationships for fish species discarded in commercial fisheries of the Algarve (Southern Portugal). *Journal Applied Ichthyology*, 19(6), 394-396. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2003.00480.x>
- Campana, S. E. (1990). How reliable are growth back calculations based on otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(11), 2219-2227. <https://doi.org/10.1139/f90-246>
- Cohen, D. M., Inada, T., Iwamoto, T., & Scialabba, N. (1990). Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. *FAO Fisheries Synopsis*, 125(10), 442.
- Diaz, L. S., Roa, A., Garcia, C. B., Acero, A., & Navas, G. (2000). Length-weight relationships of demersal fishes from the upper continental slope off Colombia. *Naga, ICLARM Quarterly*, 23(3), 23-25.
- D'Onghia, G., Tursi, A., Maiorano, P., Matarrese, A. & Panza, M. (1998). Demersal fish assemblages from the bathyal grounds of the Ionian Sea (middle-eastern Mediterranean). *Italian Journal of Zoology*, 65(S1), 287-292. <https://doi.org/10.1080/11250009809386834>
- D'Onghia, G., Basanisi, M., & Tursi, A. (2000). Population structure, age and growth of macrourid

- fish from the upper slope of the Eastern - Central Mediterranean. *Journal of Fisheries Biology*, 56(5), 217-238. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb02135.x>
- Filiz, H., & Bilge, G. (2004). Length-weight relationships of 24 fish species from the north Aegean Sea, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 20(5), 431-432. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00582.x>
- Filiz, H., Bilge, G., Irmak, M., Togulga, M., Uçkun, D., & Akalın S. (2006). Age and growth of the hollowsnout grenadier, *Coelorhynchus coelorhyncus* (Risso, 1810), in the Aegean Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 285-287. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00806.x>
- Filiz, H., & Taşkavak, E. (2008). Length-weight relationships of three macrourid fishes in the Eastern Aegean Sea, Turkey. *American Fisheries Society Symposium. Grenadiers of the World Oceans: Biology, Stock Assessment, and Fisheries Chapter: Biology and Ecology*, 288. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00806.x>
- Geistdoerfer, P. (1986). Macrouridae. P. J. P. Whitehead, M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen, & E. Tortonese (Eds), *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean* (2), (pp. 644-676). UNESCO.
- Golani, D., Öztürk, B., & Başusta, N. (2006). Fishes of the Eastern Mediterranean. *Turkish Marine Research Foundation Publication*, 24, 1-259.
- Gürel, Ç. (2013). *Derin deniz balıklarının sagittal otolitlerinin av-avcı ilişkilerinde kullanımı*. [Yüksek lisans tezi, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi].
- Harköner, T. (1986). *Guide to the otoliths of the bony fishes of the Northeast Atlantic*. Danbiu ApS. <https://doi.org/10.1017/S0025315400057131>
- Harvey, J. T., Loughlin, T. R., Perez, M. A., & Oxman, D. S. (2000). Relationship between fish size and otolith length for 63 species of fishes from the eastern North Pacific Ocean. *NOAA Technical Reports, (NMFS, 150)*. <http://hdl.handle.net/1834/203155>
- Isajlović, I., Vrgoč, N., Zorica B., Peharda, M., Krstulović-Šifner, S., & Piccinetti, C. (2009). Age, growth and length-weight relationship of *Coelorinchus caelorhincus* (Risso, 1810) in the Adriatic Sea. *Acta Adriatica*, 50(1), 23-30.
- Kabasakal, H. (1999). A note on the diet of five deepsea fishes from the North-eastern Aegean Sea. *Biljeske-Notes*, 82, 1-8.
- Labropoulou, M., & Papaconstantinou, C. (2000). Comparison of otolith growth and somatic growth in two macrourid fishes. *Fisheries Research*, 46(1-3), 177-188. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00144-2](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00144-2)
- Le Cren, E. D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20(2), 201-219.
- Lelli, S., Lteif, M., Jemaa, S., Khalaf, G., & Verdoit-Jarraya, M. (2017). Weight-length relationships of 3 demersal fish species from Lebanese marine waters, eastern Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 34(1), 153-156. <https://doi.org/10.1111/jai.13459>
- Lombarte, A., & Leonart, J. (1993). Otolith size changes related with body growth, habitat depth and temperature. *Environmental Biology of Fishes*, 37(3), 297-306. <https://doi.org/10.1007/BF00004637>
- Madurell, T., Cartes, J. E., & Labrapoulou, M. (2004). Changes in the structure of fish assemblages in a bathyal site of the Ionian Sea (eastern Mediterranean). *Fisheries Research*, 66(2-3), 245-260. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00205-4](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00205-4)
- Massuti, E., Morales-Nin, B., Stefanescu, C. (1995). Distribution and biology of five grenadier fish (Pisces: Macrouridae) from the upper and middle slope of the northwestern Mediterranean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 42(3), 307-330. [https://doi.org/10.1016/0967-0637\(95\)00003-0](https://doi.org/10.1016/0967-0637(95)00003-0)
- Merrett, N. R. & Haedrich R. L. (1997). Deep-sea demersal fish and fisheries. *Chapman & Hall*, 267.
- Moranta, J., Stefanescu, C., Massuti, E., Morales-Nin, B., & Lloris, D. (1998). Fish community structure and depth related trends on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 171, 247-259. <https://doi.org/10.3354/meps171247>
- Morey, G., Moranta, J., Massuti, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F., & Morales-Nin, B. (2003).

- Weight–length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research*, 62(1), 89-96. [https://doi.10.1016/S0165-7836\(02\)00250-3](https://doi.10.1016/S0165-7836(02)00250-3)
- Quist, M. C., & Isermann, D. A. (2017). Age and growth of fishes: principles and techniques. *American Fisheries Society*, 359.
- Pannella, G. (1971). Fish otoliths: Daily growth layers and periodical patterns. *Science*, 173(1042), 1124-1127. <https://doi.org.10.1126/science.173.4002.1124>
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Version 4.0.4*. Vienna, Austria. <http://www.r-project.org/index.html>
- Sartor, P., Sbrana, M., & Reale, B. (2003). Impact of the deep-sea trawl fishery on demersal communities in the northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31(6), 275-284. <https://doi.org.10.2960/J.v31.a21>
- Sever, T. M., Filiz, H., Beyhan, B., & Taşkavak, E. (2008). Food habits of the hollowsnout grenadier, *Coelorhynchus coelorhynchus* (Risso, 1810), in the Aegean Sea, Turkey. *Belgian Journal of Zoology*, 138(1), 81-82.
- Sion, L., Maiorano, P., Carlucci, R., Capezzuto, F., Indennidate, A., Tursi, A., & D’Onghia, G. (2012). Review of the literature on age and growth of grenadiers in the Mediterranean and new data on age of *Trachyrincus scabrus* (Macrouridae) in the Ionian Sea. *Journal of Ichthyology*, 52(10), 740-749. <https://doi.org/10.1134/S0032945212100116>
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (2012). *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research* (4th Edition). W. H. Freeman.
- Sparre, P., & Venema, S. C. (1998). *Introduction to tropical fish stock assessment*. FAO Fisheries Technical Papers.
- Tıraşın, E. M. (1993). Balık popülasyonlarının büyüme parametrelerinin araştırılması. *Doğa Türk Zooloji Dergisi*, 17(1), 29-82.
- Tuset, V. M., Lombarte, A., & Assis, C. A. (2008). Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. *Scientia Marina*, 72(S1), 7-198. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72s17>
- Uehara, S., Syahailatua, A., & Suthers, I. M. (2005). Recent growth rate of larval pilchards *Sardinops sagax* in relation to their isotope composition in an upwelling zone of the East Australian Current. *Marine and Freshwater Research*, 56(5), 549–560. <https://doi.org/10.1071/MF04221>
- Ungaro, N., De Zio, V., & Aprea, A. (1994). Note sulle relazioni tra alcune misure morfobiometriche in *Coelorhynchus coelorhynchus* (Risso) nel bacino Adriatico meridionale. *Biologia Marina Mediterranea*, 1(1), 319-320.
- Vitale, S., Mendoza, J., Beltrano, A. M., Cannizzaro, L., Gancitano, S., Milazzo, A., Passalacqua, M. C., & Rizzo, P. (2006). Population structure of *Coelorhynchus coelorhynchus* (Risso, 1810) (Pisces; Macrouridae) in the strait of Sicily. *Biologia Marina Mediterranea*, 13(1), 928-931.
-

## Lakes of Turkey: Comprehensive Review of Lake Abant

### Türkiye'nin Gölleri: Abant Gölü'nün Kapsamlı İncelemesi

Abuzer Çelekli<sup>1</sup>, Sıdar Yaygır<sup>1</sup>, Özgür Eren Zariç<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Gaziantep University, Environmental Research Center (GÜÇAMER), Gaziantep, Türkiye

\*Corresponding author: [celekli.a@gmail.com](mailto:celekli.a@gmail.com)

Received: 20.04.2023

Accepted: 17.07.2023

Published: 01.12.2023

**How to Cite:** Çelekli, A., Yaygır, S., & Zariç, Ö. E. (2023). Lakes of Turkey: Comprehensive review of Lake Abant. *Acta Aquatica Turcica*, 19(4), 368-380. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1272430>

**Abstract:** Lake Abant became a nature park on October 21, 1988. The Park is connected to Mudurnu (Bolu) district and is spread over an area including high mountains up to 1800 meters. Lake Abant, located at 1350 m a.s.l, is one of the most critical areas in the center of the park. With a maximum depth of about 18 meters, the Lake is a landslide lake, and its area is about 125 ha. Due to the changing climatic conditions, a more humid and rainier environment is dominant in the region. The existence of many species (e.g., fungi, insects) is not known yet due to the limited number of studies on the biodiversity in the park, which is rich in fauna and flora. However, the potential biological richness of the park is estimated to be much greater than the available information. This article deals with Lake Abant from historical, geographical, ecological, and many other aspects.

#### Keywords

- Lake Abant
- Biology
- Ecotourism
- Endemic
- Trophic State

**Özet:** Abant Gölü 21 Ekim 1988 yılında Tabiat Parkı olmuştur. Park, Mudurnu (Bolu) ilçesine bağlı olup, 1800 metreye kadar yüksek dağların bulunduğu bir alana yayılmıştır. Deniz seviyesinden 1350 m yükseklikte bulunan Abant Gölü, parkın merkezindeki en önemli alanlardan biridir. Maksimum derinliği yaklaşık 18 metre olan göl heyelan gölüdür ve alanı yaklaşık 125 hektardır. Değişen iklim koşulları nedeniyle bölgede daha nemli ve yağışlı bir ortam hakimdir. Fauna ve flora açısından zengin olan parkta biyoçeşitliliği ile ilgili sınırlı sayıda çalışma olması nedeniyle pek çok türün (örneğin mantar, böcek) varlığı henüz bilinmemektedir. Ancak parkın potansiyel biyolojik zenginliğinin mevcut bilgilerden çok daha fazla olduğu tahmin edilmektedir. Bu makale Abant Gölü'nü tarihi, coğrafi, ekolojik ve daha birçok yönüyle ele almaktadır.

#### Anahtar kelimeler

- Abant Gölü
- Biyoloji
- Ekoturizm
- Endemik
- Trofik Durum

## 1. INTRODUCTION

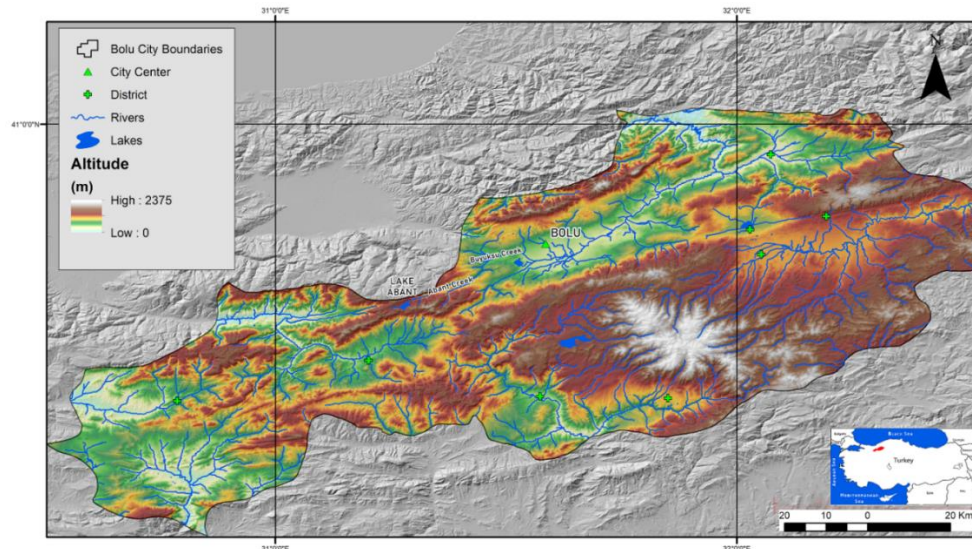
Turkey is in one of the world's leading regions, with its freshwater treasures. It has 90 natural lakes of 946,400 ha. In addition to being used for electricity, irrigation, drinking water, and fishing, Turkey's existing water resources are also used for recreational purposes due to their natural beauty. Lake Abant is one of Turkey's most important natural lakes and is a frequent destination for many local and foreign tourists due to its natural beauty. The first tourism activities in the Abant region started with the construction of the first 12-room wooden building in the 1930s. Due to its biological richness and natural beauties, the General Directorate of National Parks converted an area of 1150 hectares into Abant Nature Park on October 21, 1988, with the second paragraph of the 23<sup>rd</sup> article of the National Parks Law dated August 9, 1983, and numbered 2873 (Müderrişoğlu et al., 2005). Lake Abant, which is located in the park area, is prohibited from fishing. After Lake Abant was declared a nature park, it turned into a water system without human intervention. The reeds, lotus fields, and underwater trees around the lake started to increase. Despite its rich biodiversity, practices, climate change, and acid rain residues, the roots of the trees have been flooded, the diversity has decreased and even endemic species such as otters are on the verge of extinction. The fact that not much research has been done on Lake Abant has forced us a lot while writing this article. Therefore, in this article, Lake Abant has been comprehensively discussed.

### 1.1. Lake Abant

Lake Abant is a natural lake located in the Western Black Sea Basin, 30 km from Bolu, at the coordinates of 31°, 16' 735 E, and 40°, 36' 713 N (Figure 1). The area of Lake Abant is 125 ha; its



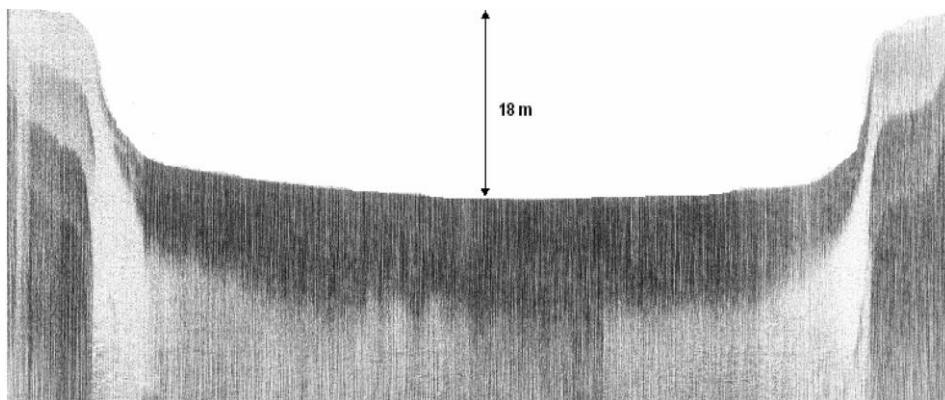
height above sea level is 1340 m; its maximum depth is approximately 18 m (Figure 2); and its circumference is 6 kilometers (Çelekli & Kulköylüoğlu, 2006; Karakaya et al., 2011). Abant Lake is a natural landslide-set lake that closes the Abant Stream valley to the mass falling from steep and sloping slopes (Tosun, 2014). The main water sources of the lake are rain and melting snow waters and various streams. It is known that the behavior of the lake is completely mixed at least once a year, and the volume of water obtained varies according to the season and the year. The rapid cooling of the air in winter causes the lake to freeze completely from the shore (Mater & Sunay, 1985; Müderrisoğlu et al., 2005). The lake is fed by snow and rainwater, especially in the winter and early spring seasons, and excess water from Lake Abant merges with Abant Creek and flows into Büyüksu Stream flowing towards the Bolu region (Kulköylüoğlu et al., 2005; Çelekli, 2006).



**Figure 1.** Map of Bolu province with Lake Abant

The tectonic-origin lake is located on the North Anatolian fault line. Lake Abant is controlled by tectonic activities in the west of the study area, at the western end of the Gerede segment, where the main fault direction changes between 75–80 and 80–85 degrees. The lake is located at the end of the 1944 earthquake rupture and the beginning of the 1957 and 1967 earthquake ruptures (Demirtaş, 2000). Earthquake fractures passed through the northwest corner of the lake and continued in the northeast-southwest direction.

The development of Lake Abant and its surroundings formed sandy, clayey, and calcareous soils by melting the schist and serpentine forming the bedrock during various Paleozoic tectonic events (Mater & Sunay, 1985). However, the most effective change occurred when the first humans settled around the lake (Bottema et al., 1995). At this stage of events, the lake surface area was expanded to create shallow habitats for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum, 1792).



**Figure 2.** First bathymetric painting for Lake Abant (Dügel et al., 2008).

## 1.2. Physicochemical Variables

Physicochemical variables (e.g., temperature, pH, dissolved oxygen, carbon dioxide, Secchi disc depth, orthophosphate, etc.) are one of the ecological factors that affect the lake ecosystem and its biodiversity. Environmental variables of Lake Abant between 2003 and 2005 are given in Table 1. In the study, the highest value in temperature was 15.54 °C in August 2004, and it is seen that the temperature increases with the mixing of the lake and the change in the climate in spring and autumn, and the dissolved oxygen decreases accordingly (Çelekli & Külköylüoğlu, 2006). Another limnological study showed that the water temperature in Lake Abant seasonally varied from 5.1 °C in winter to 25 °C in summer, and dissolved oxygen decreased from 9.3 mg/L in winter to 8.5 mg/L in spring (Atıcı et al., 2019). Physicochemical variables changed seasonally as well as depending on the year. Çelekli (2006) reported that chlorophyll-a varied from 0.98 µg/L in April 2004 to 4.65 µg/L in January 2005. Atıcı and Obalı (2002a) found that chlorophyll-a concentration in Lake Abant ranged from 3.5 µg/L and 10.8 µg/L. They reported that electrical conductivity (EC) varied from 200 µmhos/cm in the winter to 280 µmhos/cm in the summer. Çelekli (2006) stated that eEC ranged from 207,83 µS/cm to 236,14 µS/cm and its average is 219,51 µS/cm. According to Turkish surface water quality regulation standards (TSWQR, 2016), Lake Abant has class I water quality based on EC, PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>-N, dissolved oxygen, and pH variables.

**Table 1.** Physical and chemical variables of Lake Abant during two years between August 2003 and August 2005 (Külcöylüoğlu et al., 2005; Çelekli & Külcöylüoğlu, 2006).

	Temp	pH	DO	Cond.	BOD	NTU	Chlo-a	SD	N-NO <sub>3</sub>	P-PO <sub>4</sub>
August03	14.09	8.21	5.52	236.14	3.10	1.29	1.91	4.98		
September03	15.20	8.12	6.51	211.16	3.45	0.39	1.71	6.45		
October03	13.38	8.13	6.05	212.10	3.62	0.70	1.77	7.45		0.038
November03	9.52	8.14	6.38	210.17	3.30	4.77	2.93	3.55		0.043
December03	5.68	7.94	11.86	210.34	7.60	4.25	3.26	5.08		0.037
January04	1.47	8.09	10.20	213.07	5.11	0.19	4.45	2.78		0.033
April04	3.07	7.64	8.96	220.30	5.30	13.90	0.98	3.10	0.001	0.036
March04	7.89	7.86	10.32	228.07	5.26	0.82	3.46	2.65	0.001	0.039
June04	11.05	7.50	7.63	225.49	3.80	1.33	3.55	4.50	0.001	0.050
July04	13.06	7.54	6.49	227.78	2.54	3.93	2.47	6.08	0.001	0.034
August04	15.54	7.99	7.69	216.76	3.96	1.14	1.78	2.95	0.000	0.018
September04	15.24	7.74	7.74	212.22	4.52	2.49	1.89	6.74	0.003	0.048
October04	14.01	7.71	6.92	207.83	5.73	7.06	2.67	6.35	0.004	0.035
November04	11.66	7.22	6.54	208.23	3.09	10.05	3.12	6.03	0.003	0.041
December04	4.93	7.35	10.78	210.80	5.08	3.59	1.32	5.13	0.001	0.039
April05	5.37	7.49	11.43	218.65	5.98	7.85	2.82	3.68	0.001	0.052
March05	11.29	7.38	12.95	229.18	8.81	1.84	4.65	3.43	0.001	0.035
June05	13.14	7.26	8.39	230.69	6.12	1.66	2.27	4.62	0.001	0.052
July05	13.7	8.24	7.30	234.73	3.95	2.99	3.89	5.35	0.001	0.031
August05	14.4	8.05	6.60	226.45	3.53	1.22	1.85	3.96	0.001	0.017
Mean	10.68	7.78	8.31	219.51	4.69	3.57	2.64	4.74	0.001	0.038

Temp. temperature, DO dissolved oxygen, Cond. conductivity, Chlo-a chlorophyll-a, BOD, biological oxygen demand, SD Secchi depth, N-NO<sub>3</sub>-nitrate, P-PO<sub>4</sub>-phosphate, and NTU Nephelometric turbidity unit.

Cadmium, lead, mercury, and chromium were found in the samples of water and planktonic organisms in Lake Abant (Atıcı et al., 2019). The heavy metal level varied seasonally. The order of heavy metals in water samples is Cd > Pb > Cr > Hg in spring; Pb > Cr > Cd > Hg; Pb > Cd > Cr > Hg in autumn; and Pb > Cr > Cd > Hg in winter. Cadmium (Cd) was at its highest concentration at 108.5 µg/l in the water in the spring period and with 100.81 µg/gr in plankton during the winter in Lake Abant. The maximum concentrations of lead (Pb) were found in the water during the summer at 267.0 µg/l and in the plankton in the autumn at 589.82 µg/gr. Mercury (Hg) was at its highest concentration in the water during the winter at 1.28 µg/l and in the plankton at 1.63 µg/gr in the spring. In the spring, the water contained 58.00 µg/l of chromium (Cr), while the plankton contained 144.64 µg/gr during the summer (Atıcı et al., 2019).

### 1.3. Biological feature

Lake Abant and its surroundings are very rich in flora and fauna due to factors such as the coexistence of forest and lake ecosystems, climate, land structure, and height difference. There are approximately 1305 scientifically defined species in the nature park area of Lake Abant (Külköylüoğlu, 2014). It is reported that there are more than 50 endemic plants in this area (Türker & Güner, 2003). Among these, one of the best-known is *Crocus abantensis* (Abant Crocus, Figure 3). This plant grows on some high plateaus in a special soil structure that has adapted to cold climates and is very sensitive to aeration expectations. For this reason, the European Committee has included this species in the Treaty on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. In addition, there are animal and vegetation samples defined in the lake and park area, and there are many living things that have not yet been studied in the basin and their contribution to biological diversity has not yet been determined. Apart from these, *Panthera pardus*, known to have lived in this region for a while when it became extinct, is one of them (Külköylüoğlu, 2014). The most important forest and shrub species are *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris* L., *Abies nordmanniana*, *Abies bornmulleriana*, *Populus tremula* L., *Fagus orientalis*, *Acer* sp., *Salix* sp., *Crataegus* sp., *Tamarix* sp., *Corylus* sp., *Ilex* sp., *Juniperus* sp., *Vaccinium* sp. and others (Çakır et al., 2016).

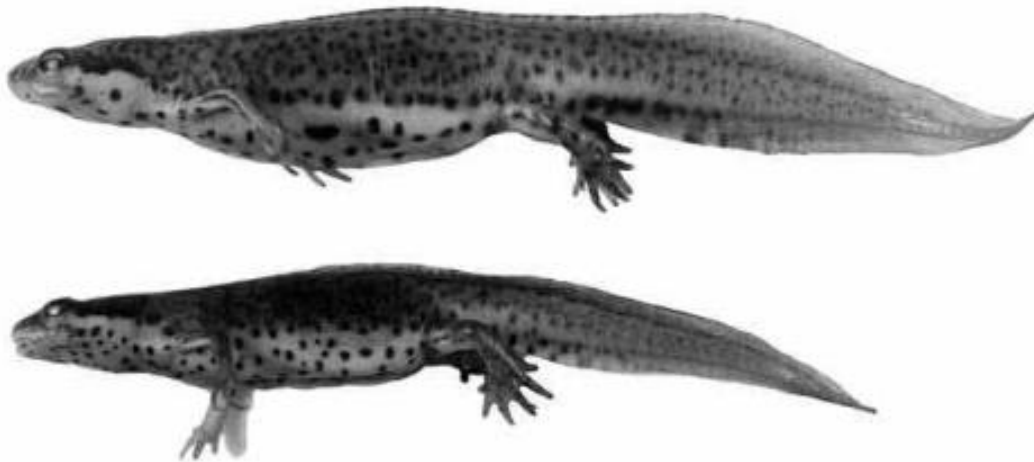


**Figure 3.** *Crocus abantensis* (Çevik, 2015).

The lake is surrounded by a protected forest, meadow, and wetland that support a variety of plant and animal life. Some of the vegetation found around the lake includes coniferous and deciduous trees such as pine, spruce, oak, and beech, as well as a variety of shrubs and wildflowers. The wetlands around the lake also support a variety of aquatic plants, such as reeds and water lilies. 50 out of 664 species in the lake are endemic: at least 5 out of 12 mammal species (mouse, rat, *Muscardinus avellanarius abanticus*), 7 fish species (*Salmo trutta abanticus*), 285 phytoplankton species are endemic; 16 of more than 150 lichen species, 1 of 13 ostracoda species, 4 of 22 new rotifera species are new records for Turkey and 3 tailed frog species (Small salamander, *Triturus vulgaris koswigi*) are type species (Külköylüoğlu, 2012). *Salmo trutta abanticus* and *Triturus vulgaris koswigi* are given in Figures 4 and 5, respectively.



**Figure 4.** *Salmo trutta abanticus* (Külköylüoğlu, 2012).



**Figure 5.** *Triturus vulgaris koswigi* (Taşkın & Olgun, 2003).

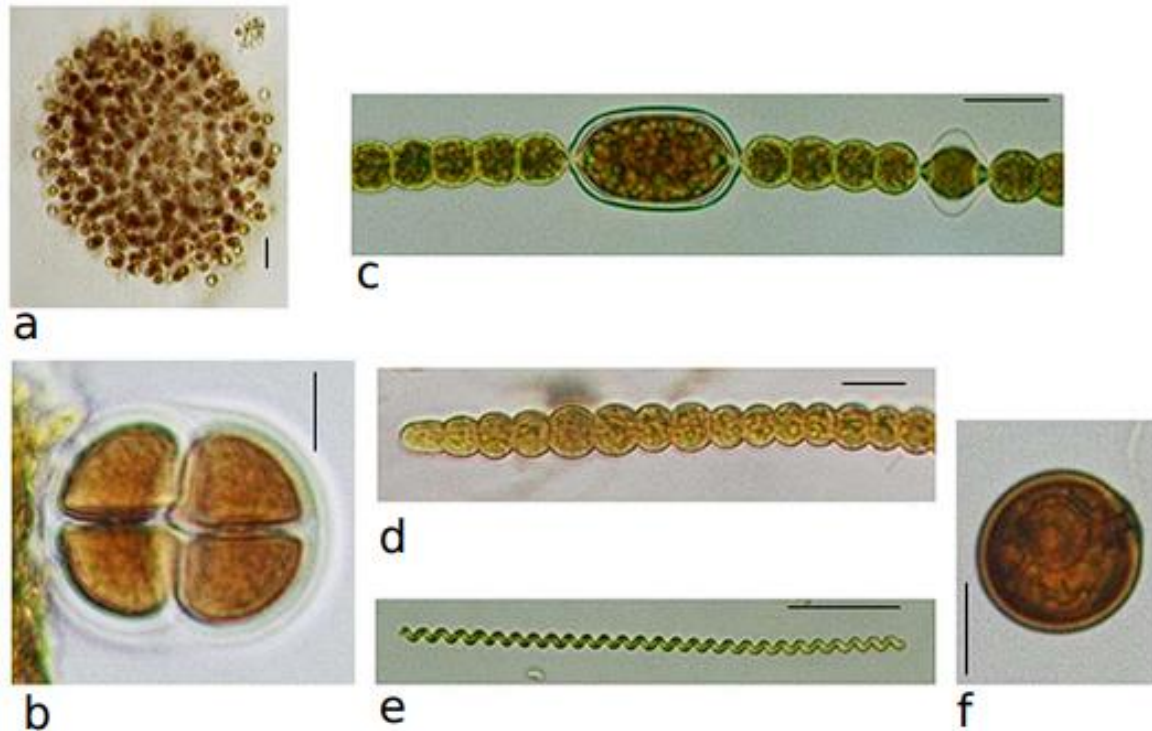
Phytoplankton are microscopic organisms that are the primary food source for aquatic life. They are also important for the global carbon cycle and oxygen production. Phytoplankton assemblages are among the biological components that are frequently utilised to evaluate the ecological characteristics of lentic ecosystems and provide important knowledge about ecosystem health (Çelekli and Özpınar, 2021). Phytoplankton exhibit different responses to a variety of pollution gradients, making them powerful indicators in ecosystems (Reynolds et al., 2002).

Phytoplankton as bioindicator taxa have become an integral part of water quality monitoring in the majority of the world (Reynolds et al., 2002). There is likely to be a very diverse phytoplankton population in Lake Abant, but more information will be needed to provide a specific response. In the study (Çelekli & Külköylüoğlu, 2006), 285 taxa were identified in 69 different genera between 2003 and 2005. Some taxa from the species (for example, *Chroococcus turgidus*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria limosa*, *O. sancta*, *Spirulina maior*, *Anabaena bergii*, *A. planctonica*, *Cylindrospermum minutissimum*, *Trachelomonas volvocina*, *Cryptomonas ovata*, and *Ceratium hirundinella*) are observed at almost all sampling times (Figure 6), while others have a certain seasonality. A total of 42 phytoplankton species from Lake Abant was the first report for the algal flora of Turkey and 30 species were the first record for Lake Abant (Çelekli et al., 2007). In a previous study, Atıcı and Obalı (2002a) determined that 68 and 62 phytoplankton species were identified in Lake Abant and Lake Yedigöller, respectively. Bacillariophyta is the most abundant group with 25 species in Lake Abant, followed by Chlorophyta with 23 taxa and Cyanobacteria with 9 species. Bacillariophyta comprises the majority of phytoplankton in Lake Yedigöller, followed by Chlorophyta with 11 species and Cyanobacteria with 9 species. In Lake Abant, *Asterionella formosa*, *Fragilaria intermedia*, *Synedra ulna*, *Merismopedia tenuissima*, *Scenedesmus bijuga*, *Oocystis borgei*, *Sphaerocystis polycocca*,



*Ceratium hirundinella*, *Staurastrum polymorphum*, and *Trachelomonas volvocina* had been observed almost throughout the studied period (Atıcı & Obalı 2002a). In another study (Atıcı & Obalı 2002b), 83 phytoplankton taxa were identified, of which 34 to Bacillariophyta, 26 belong to Chlorophyta, 10 to Cyanophyta, 4 to Euglenophyta, 6 to Dinophyta and 3 to Chrysophyta divisions. 10 of the determined taxa are new records for the algae flora of Türkiye.

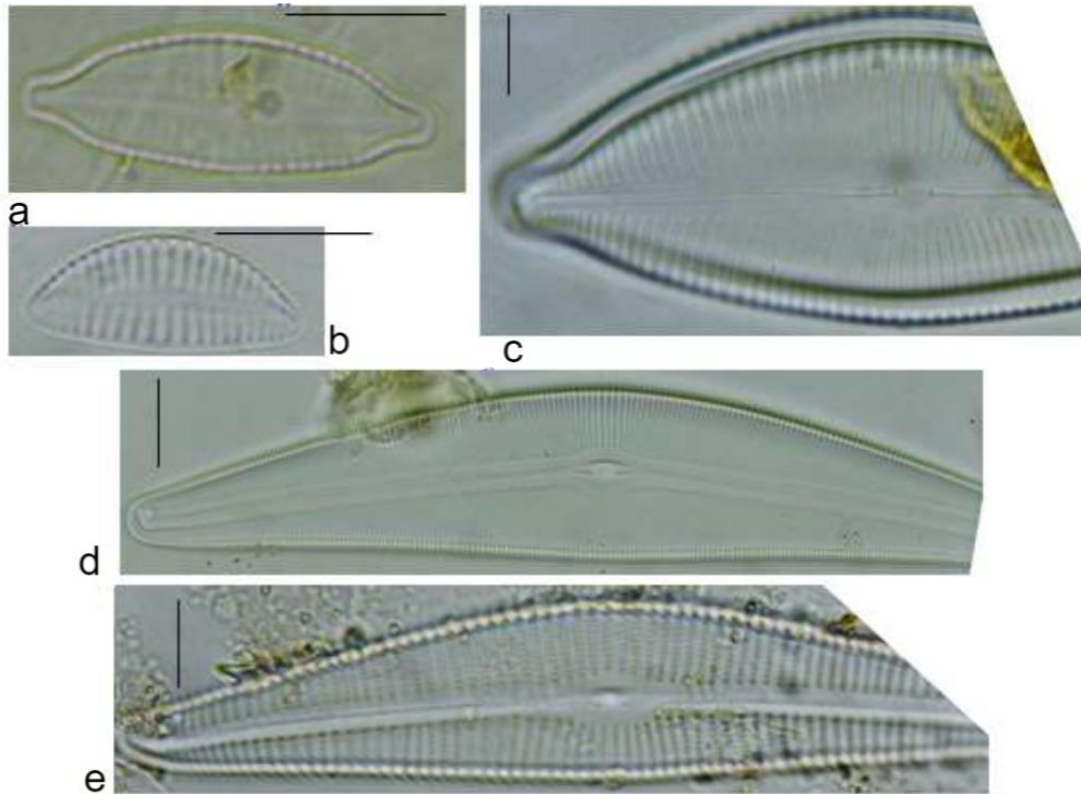
A total of 138 benthic algal taxa were identified from Lake Abant (Atıcı et al., 2005). Bacillariophyta is the dominant group with 69 species, followed by Chlorophyta with 28 taxa and Cyanobacteria with 29 species. Other algal groups were represented by Euglenophyta with 7 species, Chrysophyta with 3 species, and Pyrrophyta with 2 species.



**Figure 6.** a) *Microcystis aeruginosa*, b) *Chroococcus turgidus*, c) *Anabaena planctonica*, d) *Anabaena bergii*, e) *Spirulina maior*, f) *Trachelomonas volvocina* (scale 10  $\mu\text{m}$ ) (Çelekli et al., 2007).

Atıcı & Tokatlı (2014) reported that the physicochemical properties and phytoplankton compositions of Lake Abant indicate that the eutrophic tendency is present. The eutrophication of the lake is primarily the result of human activities and an urbanized catchment area (Atıcı & Tokatlı, 2014). Therefore, it is imperative to take conservation measures to prevent further eutrophication of these lakes, and the relevant authorities of the municipality are firmly advised to implement their restoration programs and minimize the impacts of human activities in and around the lakes.

Diatoms are found all over the world in a variety of environments where conditions are suitable for some essential elements (such as light, temperature, and chemical components), including freshwater and marine waters (Smol & Stoermer, 2010). Diatoms are also important bioindicators of water quality and are used in a wide range of studies, including environmental monitoring and assessments (Çelekli et al., 2021). Diatoms are especially useful for detecting changes in aquatic communities because of their rapid response to changes in the aquatic environment. They are sensitive to changes in water quality, including levels of nutrients, acidity, and pollutants such as heavy metals and organic chemicals (Çelekli et al., 2021). In the previous study (Çelekli & Külköylüoğlu, 2006), a total of 123 taxa, including 4 genera and 11 taxa belonging to the Centrales and 29 genera and 112 taxa belonging to the Pennales, were identified and some species are shown in Figure 7.



**Figure 7.** a) *C. amphicephala*, b) *C. leptoceros* c) *C. ehrenbergi*, d) *C. aspera*, e) *C. helvetica*, (Scale 10  $\mu\text{m}$ ), (Çelekli & Külköylüoğlu, 2006).

Aquatic macrophytes in rivers and lakes are used as indicators for monitoring environmental impacts and eutrophication is being developed for macrophytes in various countries (Coşkun & Demir, 2019). Aquatic macrophytes in Lake Abant; *Juncus articulatus*, *Lemna minor*, *Phragmites australis*, *Trinex steud*, *Schoenoplectus lacustris*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum*, and *M. verticillatum* were detected (Coşkun & Demir, 2019). When the distribution of macrophyte species in the lake is examined according to the sampling periods, *P. australis*, *S. lacustris*, and *N. lutea* species proliferated in the northern, western, eastern, and southern regions of the lake, while *N. alba* multiplied only in the southern regions (Coşkun & Demir, 2019).

Benthic macroinvertebrates are bioindicator organisms that show the ecological structure and water quality of lentic and lotic systems by analyzing their characteristics, such as species composition, biomass values, numbers, life cycles, and seasonal changes (Şimşek, 2015). In the study; as a result of the examination of benthic macroinvertebrate samples collected from 7 stations selected from Lake Abant, which was carried out seasonally between November 2015 and July 2017, an average of 10085 organisms and 49 taxa were identified. About 12 species from the Oligochaeta, 21 species from the Chironomidae and one species from the Chaoboridae were identified in Lake Abant (Tereshenko, 2019).

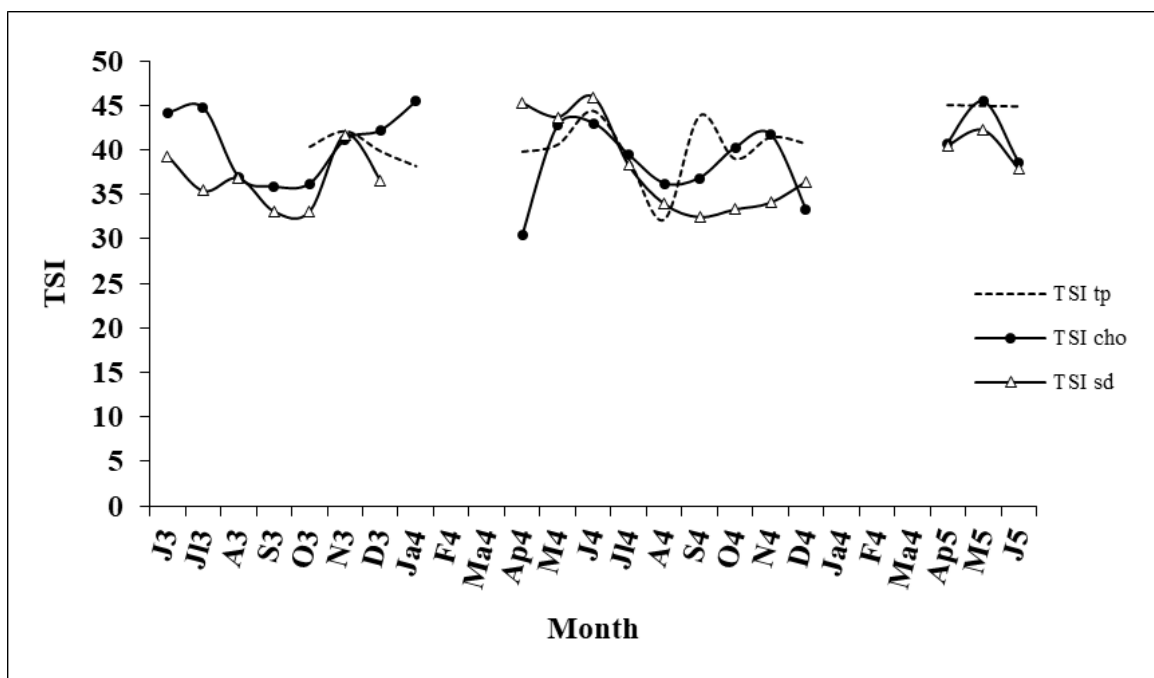
A total of 16 ostracod species were found in and around Lake Abant (Bolu, Turkey); *Physocypria kraepelini*, *Ilyocypris bradyi*, *Heterocypris incongruens*, *Notodromas monacha*, *Pseudocandona conspressa*, *Eucypris pigra*, *Herpetocypris chevreuxi*, *Psychrus*, *psychrussychrus*, *Psychrodromus fontinalis*, *Cypris pubera*, and *Leucocythere* sp. (Dügel et al., 2008). While 80% of these species have a cosmopolitan distribution at least within the Holarctic region, two species (*P. fontinalis* and *E. pigra*) are new records for the region (Dügel et al., 2008).

#### 1.4. Trophic state and Ecological status of Lake Abant

Two methods are used to monitor waters and determine their ecological status. The first of these is the use of biological quality elements (bioindicators), and the second is the use of physicochemical methods. As a result of the researches, it has been seen that besides the physical and chemical

properties, the use of biological indicators in studies is much more appropriate. In the European Union, there are more than twenty directives on the protection of the earth's water reserves (Maastricht, 1991). Among these, the Water Framework Directive dated November 22, 2000, consisting of 26 articles and 11 annexes, has an important place (Directive, 2000). The basic principle of WFD is the identification, prevention, control, and maintenance of pollution sources. In the directive, biological quality elements (diatoms, phytoplankton, macrophytes, fishes, and benthic macroinvertebrates) are used to determine the ecological status of surface waters (Directive, 2000). Phytoplankton as bioindicator taxa are frequently used to evaluate the ecological characteristics of lakes and reservoirs and provide important knowledge about the ecological status of ecosystems (Reynolds et al., 2002).

Carlson (1977) and OECD (1982) methods were used to determine the trophic state of Lake Abant. Temporary changes in trophic state index (TSI) values of Secchi depth, phosphate, and chlorophyll-a measured monthly between 2003 and 2005 are given in Figure 8 (Çelekli, 2006). According to the results of Carlson (1977) and OECD (1983) based on Secchi depth, chlorophyll-a, and phosphate concentrations, Lake Abant showed mesotrophic features.



**Figure 8.** Temporary changes in TSI values of Secchi depth, total phosphorus, and chlorophyll-a measured monthly between 2003 and 2005. The code for each month (e.g., June 2003 (J3)) is the trophic status code (TSI<sub>TP</sub>, TSI<sub>Cho</sub>, and TSI<sub>SD</sub>) (Çelekli, 2006).

The water quality of Lake Abant was evaluated not only by chlorophyll-a, Secchi depth, and phosphorus content but also by the BOD<sub>5</sub> and the total number of coliform bacteria. BOD<sub>5</sub> values showed that this lake was in beta mesosaprobic state. The maximum total coliform bacteria were recorded as  $4 \times 10^4$  cfu/ml in this lake in the autumn and spring seasons. Also, *Escherichia coli* was found in Lake Abant, probably due to the high organic matter flow from the sewage of its surrounding settlement (Figure 9). As a result, the values suggest that Lake Abant is not suitable for swimming due to its high coliform bacteria content (Çelekli, 2006).



**Figure 9.** a and b) Colonies of total coliform bacteria (Çelekli, 2006).

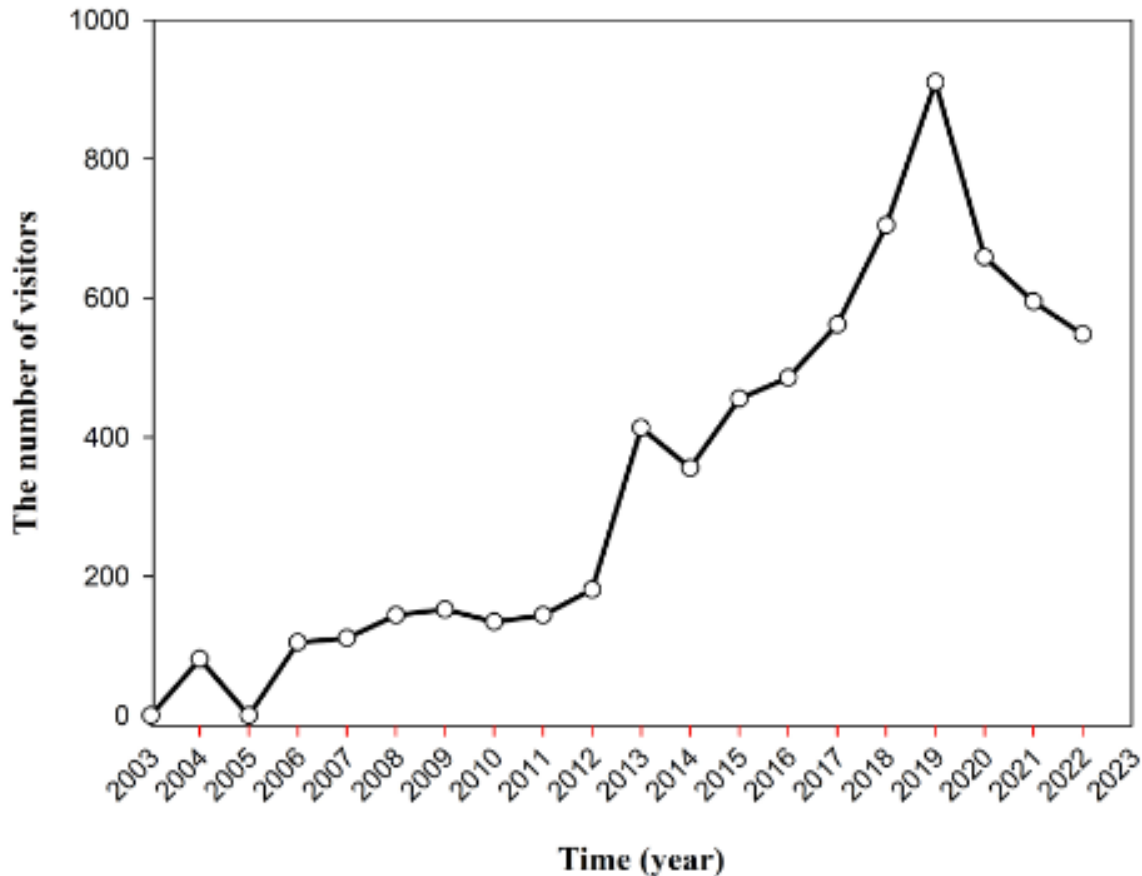
### 1.5. Ecotourism of Lake Abant

Bolu city center stands out in terms of tourism with its historical and cultural sites, thermal springs, health tourism, and sports tourism. Lake Abant, one of Bolu's natural beauties, and its route are a center of attraction for ecotourism in all seasons (Figure 10). In this way, people benefit from the blessings of tourism through hotels, motels, restaurants, and businesses selling local products along the way. In addition, there are activities such as bird watching, paragliding, cycling and trekking, and horseback and carriage tours in and around Lake Abant, and the number of visitors for the last 10 years is given in Figure 11 (Genç et al., 2017). In the last 20 years, the highest number of tourists was in 2019.



**Figure 10.** Water outflow from Lake Abant (Çelekli, 2006).

Vegetation and soil compaction are the most frequently evaluated ecosystem features. Effects on vegetation are typically clear, but significant data collection is required to determine effects on soil. Plants, riverbanks, and water resources are damaged by visitor activities around the lake and human interventions such as roadworks. Reduced riparian vegetation has the potential to affect fish species and populations, resulting in changes in water temperatures and reduced uptake of organic matter (Cole & Landres, 1995).



**Figure 11.** Number of visitors in Lake Abant

### 1.6. Challenges in Lake Abant

A report (Tuncer, 2013) incited environmental destruction in Lake Abant Nature Park (Figure 12). The report focused on:

i. As can be observed, there is a conflict between the 1/10 000 scale of Long-Term Nature Conservation and National Parks, and the actions carried out in the Lake Abant Nature Park between 2009 and 2010 (Tuncer, 2013).

ii. To maintain this width, excavations were constructed on the forest side of the lake while filling the lakeside, and the existing soil structure and vegetation in these regions were modified. The road surrounding the lake was widened to 15–16 m in some locations, (Tuncer, 2013).

iii. Sections of the flora and fauna, which are living things with living spaces, were "destroyed" recklessly and carelessly on the filled-in lakeside, where the lake shore-side line was altered, and on the filled parts (Figure 12) (Tuncer, 2013).

iiii. Additionally, excavations are done on steep slopes where erosion could carry the soil cover into the lake; these excavations are not reinforced with vegetation or machinery and are vulnerable to erosion (Tuncer, 2013).

iiiii. The width of the road and the fact that things are quite steep in some places prevent animals like otters, turtles, and small mammals (Rodentia and Insectivora) from passing. It has been reported that this is contrary to the provision that "new roads cannot be opened and existing ones cannot be

expanded". The trees near the water were submerged by the increasing water level in the lake (Tuncer, 2013).



**Figure 12.** Destruction in the Nature Park and road widening and shore filling (Tuncer, 2013).

#### **AUTHOR CONTRIBUTION STATEMENT**

Abuzer Çelekli, Sidar Yaygir, and Özgür Eren Zariç designed the overall review work.

#### **ETHICAL APPROVAL**

No need to ethical approval for this study.

#### **FUNDING STATEMENT**

The authors don't declare any fund.

#### **CONFLICT OF INTEREST**

The authors declare that they have no conflict of interest.

#### **DATA AVAILABILITY STATEMENT**

Data used in this study are available from the corresponding author upon reasonable request.

#### **REFERENCES**

- Atıcı, T., & Obalı, O. (2002a). Yedigöller ve Abant Gölü (Bolu) fitoplankton'unun mevsimsel değişimi ve klorofil-a değerlerinin karşılaştırılması. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(3-4), 381-389
- Atıcı, T. ve Obalı, O. (2002b). Abant Gölü (Bolu) Fitoplanktonu Üzerine Taksonomik Bir Çalışma, *Ot Sistematik Botanik Degisi*, 9(1), 143- 151.
- Atıcı, T., Obalı, O., & Elmacı, A. (2005). Abant Gölü (Bolu) Bentik Algleri. *Ekoloji*, 14(56), 9-15.
- Atıcı, T., & Tokatlı, C. (2014). Algal diversity and water quality assessment with cluster analysis of four freshwater lakes (Mogan, Abant, Karagöl and Poyrazlar) of Turkey. *Wulfenia Journal*,

- 21(4), 155-169.
- Atıcı, T., Arslan, N., & Mercan, D. (2019). Levels of some trace elements (cadmium, lead, mercury and chromium) in water and planktonic organisms in Abant Lake (Bolu, Turkey). In *International Biodiversity & Ecology Sciences Symposium*. E-book on 22.10. 2019.
- Bottema, S., Woldring, H., & Aytuğ, B. (1995). Late Quaternary vegetation history of northern Turkey. *Palaeohistoria*, 35(36), 13-72. <https://ugp.rug.nl/Palaeohistoria/article/view/25071>
- Çakır, G., Müderrisoğlu, H., & Kaya, L. G. (2016). Assessing the effects of long-term recreational activities on landscape changes in Abant Natural Park, Turkey. *Journal of Forestry Research*, 27, 453-461. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-015-0141-x>
- Çelekli, A. (2006). *Comparative Analysis of Seasonal Water Quality Changes and Algae Potential Between Lake Abant and Lake Gököy (Tez No 216581)*. [Doktora Tezi, Abant İzzet Baysal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Bolu].
- Çelekli, A., & Külköylüoğlu, O. (2006). Net planktonic diatom (Bacillariophyceae) composition of Lake Abant (Bolu). *Turkish Journal of Botany*, 30(5), 331-347. <https://journals.tubitak.gov.tr/botany/vol30/iss5/2/>
- Çelekli A, Leakesiz Ö, & Yavuzatmaca M (2021) Bioassessment of water quality of surface waters using diatom metrics. *Turkish Journal of Botany*, 45, 379–396. <https://doi.org/10.3906/bot-2101-16>
- Çelekli, A., Obalı, O., & Külköylüoğlu, O. (2007). The phytoplankton community (except Bacillariophyceae) of lake Abant (Bolu, Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 31(2), 109-124. <https://journals.tubitak.gov.tr/botany/vol31/iss2/3/>
- Celekli, A., & Özpinar, G. (2021). Ecological assessment of Burç Reservoir's surface water (Turkey) using phytoplankton metrics and multivariate approach. *Turkish Journal of Botany*, 45(5), 522-539.
- Çevik, S. (2015). *Identification of variations in some Crocus L. taxa from Bolu by analyses of rDNA its and cpDNA trnL-f regions sequences (Tez no 382921)*. [Yüksek Lisans Tezi, Abant İzzet Baysal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü].
- Cole, D. N., & Landres, P. B. (1995). *Indirect effects of recreation on wildlife*. Island Press, Washington, DC.
- Coşkun, T., & Demir, A. N. (2019). Abant Gölü'nde Biyolojik Kalite Elementlerinden Sucul Makrofitler. *Acta Aquatica Turcica*, 15(4), 499-506.)
- Demirtaş, R. (2000). *Kuzey Anadolu Fay Zonu'nun Abant-Gerede arasında kalan bölümünün neotektonik özellikleri ve paleosismisitesi. Yayımlanmamış (Tez no 29891)*. [Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Jeoloji Mühendisliği Ana Bilim Dalı].
- Dügel, M., Külköylüoğlu, O., & Kiliç, M. (2008). Species assemblages and habitat preferences of Ostracoda (Crustacea) in Lake Abant (Bolu, Turkey). *Belgian Journal of Zoology*, 138(1), 50.
- Genç, Ö. G. K., Şengel, A. G. Ü., & Işkın, M. (2017, September). Abant Tabiat Parkı'nın Eko Turizm Potansiyelinin Değerlendirilmesi. *International West Asia Congress of Tourism*, 28, 242-250 .
- Karakaya, N., Evrendilek, F., Aslan, G., Gungor, K., & Karakas, D. (2011). Monitoring of lake water quality along with trophic gradient using landsat data. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 8(4), 817-822.
- Külcöylüoğlu, O. (2012, 22-23 Mayıs). *Abant gölü tabiat parki'nda çevre koruması ve biyolojik çeşitliliğin önemi* [Sözlü Sunum]. Biyolojik Çeşitlilik Sempozyumu, Ankara, Türkiye.
- Külcöylüoğlu, O. (2014). Abant Gölü Tabiat Parkı'nda çevre koruması ve biyolojik çeşitliliğin önemi. *Abant Mudurnulular Bülteni*, 7, 12-17.
- Külcöylüoğlu, O., Obalı, O., Dügel, M., Kiliç, M., & Çelekli, A. (2005). *Abant Gölü ve Gököy Göleti Arasında Mevsime Bağlı Su Kalitesi Değişimi ve Alg Potansiyelinin Karşılaştırmalı Analizi*. TÜBİTAK-TBAG-103T028 nolu proje. <https://search.trdizin.gov.tr/yayin/detay/606392/abant-golu-ve-golkoy-goleti-arasinda-mevsime-bagli-su-kalitesi-degisimi-ve-alg-potansiyelinin-karsilastirmali-analizi>
- Mater, B., & Sunay, H. (1985). Abant Gölü ve Çevresinde Turba Oluşumu. *İstanbul Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Coğrafya Enstitüsü Bülteni*, 2, 77-92. <https://dergipark.org.tr/pub/jbme/issue/9841/121859>

- Müderrişoğlu, H., Yerli, Ö., Turan, A. A., & Nurgöl, D. (2005). ROS Rekreasyonel Fırsat Dağılımlı Yöntemi ile Abant Tabiat Parkı'nda Kullanıcı Memnuniyetinin Belirlenmesi. *Journal of Agricultural Sciences*, 11(04), 397-405. <https://dergipark.org.tr/en/pub/ankutbd/issue/59743/861261>
- Şimşek, B. (2015). *Sır Baraj Gölü (Kahramanmaraş) makroinvertebrat (Tez no 380383)*. [Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Ana Bilim Dalı].
- Smol, J. P., & Stoermer, E. F. (Eds.). (2010). *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press.
- Taşkın, N., & Olgun, K. (2003). Morphological comparison of two populations of the Smooth Newt, *Triturus vulgaris*, from western Anatolia. *Zoology in The Middle East*, 28(1), 61-66. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09397140.2003.10637956>
- Tereshenko, E. T. (2019). *Abant Gölü (Bolu) Bentik Makroomurgasız Faunası ve Dağılımlı (Tez no 548954)*. [Doktora Tezi. Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara]. <https://acikbilim.yok.gov.tr/handle/20.500.12812/44650>
- Tosun, S. (2014). Doğada gizemli bir gerdanlık: Abant Gölü Turbalığı. *Abant Mudurnulular Bülteni*, 7, 32-38.
- TSWQR (2016). Turkish Surface Water Quality Regulation. Turkey's Ministry of Forestry and Water Affairs Surface Water Quality Regulations. (Official Gazette, 2016 Issue: 29797) Available at: <http://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2016/08/20160810-9.htm>
- Tuncer, M. (2013, 14-17 Kasım). *Doğal Peyzaj Dönüşümünde Kamu Yaklaşımlarına Bir Örnek: Abant Gölü Tabiat Parkı'nda Çevre Tahribatı* [Sözlü Bildiri]. TMMOB Peyzaj Mimarlar Odası, Peyzaj Mimarlığı 5. Kongresi, Ankara, Türkiye.
- Türker, A. U., & Güner, A. (2003). Plant diversity in Abant nature park (Bolu), Turkey. *Turkish Journal of Botany*, 27(3), 185-222. <https://journals.tubitak.gov.tr/botany/vol27/iss3/4/>



# Acta Aquatica Turcica

(e-ISSN: 2651-5474)

Manuscript Submit Date: ...../...../.....

Manuscript Title : .....

The author(s) warrant(s) that;

- The manuscript is original and is not being forwarded for publish and assessment to publication elsewhere after sending *Acta Aquatica Turcica* (Acta Aqua.Tr.)
- The publishing, printing and distribution of the article is belong to the legal entity under name *Acta Aquatica Turcica* (Acta Aqua.Tr.).
- The written and visual materials such as the text, tables, figures and graphics etc. of the manuscript don't contain any copyright infringement, and the all legal permissions for them have been taken by the author(s).
- The all scientific, ethic and legal responsibility of the article is belong to author(s).

Notwithstanding the above, the Contributor(s) or, if applicable the Contributor's Employer, retain(s) all proprietary rights other than copyright, such as

- ✓ The patent rights,
- ✓ The using rights of the all authors will be published in book or other work without paying fees,
- ✓ The rights to reproduce the article for their own purposes provided are not sell under the seal of secrecy of distribution rights, and in accordance with the following conditions has been accepted by us.

Full Name, Address of Corresponding Author: .....

E-Mail : ..... Signature : .....

Full Name	Address	Signature

**Acta Aquatica Turcica**  
Phone : +90 246 2146401 Fax: +90 246 2146445  
<http://dergipark.org.tr/actaquatr>  
[actaquatr@isparta.edu.tr](mailto:actaquatr@isparta.edu.tr)

# Author Guidelines

## PAGE SIZE

Page should be A4 (21 cm x 29.7 cm) size.

## MARGINS

Top: 2.5 cm      Right: 2.5 cm      Left: 2.5 cm      Bottom: 2.5 cm      Gutter: 0 cm

## TEXT FORMATING

Font : Times New Roman  
Font size : 12-point  
Alignment : Justified  
Indent : 1.25 cm  
Line spacing : 2  
Line numbers : Continuously throughout the manuscript  
Page numbers : Automatic numbered in the bottom center of the pages

## TITLE PAGE

The title page should be uploaded to the system separately from the manuscript file. The title page should contain only the following information.

### - *Title*

Title should be brief and informative reflecting the study. Abbreviations and formulae usage is not recommended.

### - *Running title*

A short (running) title with a maximum of 75 characters should be given to reflect the title.

### - *Authors names*

Name and surnames of the authors should be indicated clearly. Accuracy of the names spelling should be checked before submission.

### - *Institution*

Format used: University/Institution, Faculty, Department, Province-COUNTRY

Example: Isparta University of Applied Sciences, Eğirdir Fisheries Faculty, Department of Aquaculture, Isparta-TURKEY

### - *Corresponding author*

Please indicate the corresponding author who will be responsible for all the stages of publication, review, and post-publication. Contact information and mailing address of corresponding author should be given in the title page.

\*Corresponding Author: Name Surname, e-mail: ...

### - *ORCID's of the authors*

ORCID's of the authors should be identified. Please visit <https://orcid.org> to register an ORCID.

## MANUSCRIPT FORMAT

Manuscripts in original articles, short communication, case report and reviews should be prepared in accordance with the format below\*.

Original Article	Short Communication	Case Report	Review Article
------------------	---------------------	-------------	----------------

Title

Short title

Authors

Institutions

Corresponding author e-mail

ORCID's of the authors

Title

Abstract

Keywords

Turkish title\*

Turkish abstract\*

Turkish keywords\*

1. Introduction

2. Material and Methods	2. FREE CONTENT	2. Case Report	2. FREE CONTENT
3. Results			
4. Discussion		3. Discussion	
5. Conclusion		4. Conclusion	

Acknowledgement

Funding

Conflict of Interest

Author Contributions

Ethical Statements

Data Availability Statement

References

\* **Note:** Turkish title, abstract and keywords supports are provided for non-Turkish authors.

## ABSTRACT

Abstract should concisely contain the purpose of the study, the methods used, the prominent findings, and its contribution to the literature. It should be written both in Turkish and English with a maximum of 300 words.

## KEYWORDS

Keywords should be chosen from words that are not included in the title and reflect the study. At least 3 (three), maximum 5 (five) keywords should be specified. There should be a comma (,) between words and a dot (.) after the last word.

*Keywords:* CITES, aquaponics, production protocol, mortality, immunology.

## DECIMAL NUMBERS

Comma “,” should be used in Turkish manuscripts and dot “.” should be used in English manuscripts.

Turkish: %10,25

English: 10.25%

## **SCIENTIFIC NAMES**

The species name should be given without abbreviation (*Cyprinus carpio*) in the first place in the text, and then the genus name should be abbreviated (*C. carpio*).

## **TABLES**

The table title should be positioned above the table and should be written concisely. Abbreviations used in the table should be explained below the table. The table must be in the form of a straight guide, with no special design applied. Authors are encouraged to convey the table contents to the reader in the table footer, independently of the article. Font size for footers should be 10 points. Tables should be cited in the text as Table 1, Table 2, etc. The tables should be given in the nearest place where it cited. Tables must be editable. Tables in screenshot or picture format are not accepted.

## **FIGURES**

The figure title should be short and concise, centered at the bottom of the figure. Figures should have a minimum resolution of 300 DPI. Figures should be cited in the text as Figure 1, Figure 2, etc. The figures should be given in the nearest place where it cited.

## **ACKNOWLEDGEMENT**

In this section, those who help to the conduct the study apart from financial support, are indicated.

Example: The authors thank Ahmet Taş (Isparta University of Applied Sciences, Turkey) for his helps during the laboratory part of the study.

## **FUNDING**

In this section, institutions that provide financial support to the conduct of the study are indicated using the grant number.

Example-1: This study was supported by the Scientific Research Projects Coordination Unit of Isparta University of Applied Sciences grant 3241-E2-14.

Example-2: No financial support was received for the present study.

## **CONFLICT OF INTEREST**

Conflicts of interest of the author(s), if any, are indicated in this section.

Example: The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## **AUTHOR CONTRIBUTIONS**

The contributions of each author to the relevant stages of the study are indicated by using each work package and the first letters of the name and surname.

Example:

Fiction: IT; Literature: KL, TN; Methodology: CT, FU; Performing the experiment: FM, CT, FU; Data analysis: FU, TA; Manuscript writing: CT, FU, Supervision: CT. All authors approved the final draft.

## **ETHICAL APPROVAL STATEMENTS**

The ethics committee approvals obtained for the study are indicated with information of institute, date, and number. Manuscripts that are not declare, although they require the Local Ethics Committee Approval in studies conducted with vertebrates, and the Approval for Ethics Committee Approval of Non-Interventional Investigates in survey/interview studies will not be considered for scientific evaluation.

Example-1: Local Ethics Committee Approval was not obtained because experimental animals were not used in this study.

Example-2: This study was conducted with the approval of Animal Experiments Local Ethics Committee of Isparta University of Applied Sciences (Date: 01.07.2010, No: 21438139-147).

#### **DATA AVAILABILITY STATEMENT**

In this section, data availability statement should be declared by the authors regarding the anonymous availability of the data used in the manuscript. Acta Aquatica Turcica encourages authors to share research data used.

Example-1: The data that support the findings of this study are openly available in Figshare at <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.11815566.v1>

Example-2: The data used in the present study are available upon request from the corresponding author. Data is not available to the public due to privacy or ethical restrictions.

Example-3: Data supporting the findings of the present study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Example-4: Data sharing is not applicable for the present study as no new data was created or analyzed.

Example-5: Research data is not shared.

Example-6: Data supporting the findings of the present study are available in the supplementary material to this article.

#### **CITATIONS**

Citations are written in the following formats, in the order of the year, separated by a semicolon (;).

- Single author

(Author, Year)

-- It is thought to be ... (Küçük, 2008; Güçlü, 2018a; Güçlü, 2018b).

-- According to Küçük (2008), ...

- Two authors

(Author-1 and Author-2, Year)

-- They are among the important parameters (Küçük and Güçlü; 2001; Ekici and Koca, 2021a; Ekici and Koca, 2021b).

-- According to Ekici and Koca (2021b),...

- Three or more authors

(Author-1 et al., Year)

-- It can be repeated periodically (Yiğit et al., 2006a; Yiğit et al., 2006b; Boyacı et al., 2020).

-- According to Boyacı et al. (2020),...

#### **REFERENCES LIST**

References should be indented 1.25 cm from the second line and should be prepared according to APA version 7. Ideally, the names of all authors should be provided. Usage of "et al" in long author lists (more than 10) will also be accepted. Except for special uses, only the first letter of the title of all references should be capitalized, and all words in the names of the sources (journal, publishing house and congress) should be written with a capital letter.

### ***1-Journal articles***

The name of the journal (italic) without shortening, volume (italic), issue, page numbers and DOI number having an active link should be specified.

Petrauskienė, L., Utevskas, O., & Utevsky, S. (2009). Can different species of medicinal leeches (*Hirudo* spp.) interbreed? *Invertebrate Biology*, 128(4), 324-331. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2009.00180.x>

Wagenaar, D. A., Hamilton, M. S., Huang, T., Kristan, W. B., & French, K. A. (2010). A hormone-activated central pattern generator for courtship. *Current Biology*, 20(6), 487-495. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.02.027>

### ***2-Book***

The title of book should be written in italic, and it should be followed with Publisher information.

Nesemann, H., & Neubert, E. (1999). *Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea*. Spektrum Akademischer Verlag.

Sawyer, R. T. (1986). *Leech biology and behavior*. Oxford University Press.

### ***3-Book section***

The title of the chapter should be normal, the title of the book should be in italic, the editor(s), the page numbers of the section, the publisher and the DOI number (if available) having active link should be included.

Le Couteur, D., Kendig, H., Naganathan, V., & McLachlan, A. (2010). The ethics of prescribing medications to older people. In S. Koch, F. M. Gloth, & R. Nay (Eds.), *Medication management in older adults* (pp. 29-42). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-60327-457-9\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-60327-457-9_3)

McCormack, B., McCance, T., & Maben, J. (2013). Outcome evaluation in the development of person-centred practice. In B. McCormack, K. Manley, & A. Titchen (Eds.), *Practice development in nursing and healthcare* (pp. 190-211). John Wiley & Sons.

### ***4-Web pages / Online documents***

The title of the page should be in italic, the name of the website and the active link to the page should be specified.

International Union for Conservation of Nature. (2010). *Chondrostoma nasus*. <https://www.iucnredlist.org/species/4789/97800985>

Wikipedia. (2021). *Toxicology*. <https://en.wikipedia.org/wiki/Toxicology>

### ***5-Dissertations/Thesis***

The title of the dissertation/thesis should be in italic, its type (Doctoral, Master's, Specialization in Medicine) and the name of the university should be specified.

Filik, N. (2020). Inhibition effect of phenolic compounds on the environmental sensing system of *Aeromonas hydrophila* strains isolated from cultured fish and determination of the clonal relationship between strains by pulsed field gel electrophoresis method. [Doctoral dissertation, Isparta University of Applied Sciences].

Ozdam, A. M. (2019). Effects on growth and coloration of red pepper supplementation as pigment sources to diets of jewel cichlid (*Hemichromis guttatus*). [Master's thesis, Isparta University of Applied Sciences].

***6-Conference, symposium presentations***

Event date, presentation title (*italic*), presentation type (Oral presentation, Poster presentation), event name, city and country should be given.

Ceylan, M., Çetinkaya, O. (2017, October 4 - 6). Assessment of population structure and size of medicinal leech *Hirudo verbana*, inhabiting some model wetlands of Turkey [*Oral Presentation*]. International Symposium on Limnology and Freshwater Fisheries, Isparta, Turkey.

Snoswell, C. (2016, October 31 - November 3). Models of care for store-and-forward teledermatology in Australia [*Poster presentation*]. 7th International Conference on Successes and Failures in Telehealth, Auckland, New Zealand.

**NOTE:** Manuscripts that are not prepared in accordance with the journal writing rules will not be considered for scientific evaluation.

# Yazım Kuralları

## SAYFA BOYUTU

Sayfa A4 (21 cm x 29,7 cm) formatında olmalıdır.

## KENAR BOŞLUKLARI

Üst: 2,5 cm Sol: 2,5 cm Alt: 2,5 cm Sağ: 2,5 cm Cilt payı: 0 cm

## YAZI STİLİ

Yazı karakteri : Times New Roman  
Yazı karakteri büyüklüğü : 12 punto  
Paragraf : İki yana yaslı  
Paragraf girintisi : 1,25 cm  
Satır aralığı : 2  
Satır numarası : Metnin tümünde satır numarası atanmalıdır  
Sayfa numarası : Sayfaların altına gelecek şekilde otomatik numaralanmış

## BAŞLIK SAYFASI

Başlık sayfası, makale dosyasından ayrı olarak sisteme yüklenmelidir. Başlık sayfasında sadece aşağıdaki bilgiler yer almalıdır.

### - *Başlık*

Başlık kısa, bilgilendirici ve çalışmayı net olarak yansıtmalıdır. Kısaltma ve formül kullanımı önerilmez.

### - *Kısa başlık*

Başlığı yansıtmak şekilde maksimum 75 karakterde kısa bir başlık verilmelidir.

### - *Yazarlar*

Yazarların ad ve soyadları kısaltılmadan açık olarak yazılmalıdır. Makale yüklenmeden önce yazar isimlerinin doğruluğu kontrol edilmelidir.

### - *Kurum bilgisi*

Kullanılan düzen: Üniversite/Enstitü, Fakülte, Bölüm, İl-ÜLKE

Örnek: Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Yetiştiriciliği Bölümü, Isparta-TÜRKİYE

### - *Sorumlu yazar*

Makalenin tüm aşamalarından sorumlu olacak sorumlu yazar belirtilmelidir. Başlık sayfasında sorumlu yazarın iletişim bilgileri ve posta adresi verilmelidir.

\*Sorumlu Yazar: Adı Soyadı, e-posta: ...

### - *ORCID bilgileri*

Tüm yazarların ORCID bilgileri belirtilmelidir. Lütfen ORCID tanımlaması yapmak için <https://orcid.org> adresini ziyaret ediniz.

## MAKALE FORMATI

Araştırma makalesi, kısa makale, olgu sunumu ve derlemeler aşağıdaki formata uygun olarak hazırlanmalıdır.



<b>Araştırma Makalesi</b>	<b>Kısa Makale</b>	<b>Olgu Sunumu</b>	<b>Derleme</b>
---------------------------	--------------------	--------------------	----------------

Başlık

Kısa başlık

Yazarlar

Kurum bilgileri

Sorumlu yazar e-posta adresi

ORCID bilgileri

Başlık

Özet

Anahtar kelimeler

Title

Abstract

Keywords

1. Giriş

2. Materyal ve Metot

2. SERBEST İÇEREİK

2. Olgu Sunumu

2. SERBEST İÇEREİK

3. Bulgular

4. Tartışma

3. Tartışma

5. Sonuç

4. Sonuç

Teşekkür

Finans

Çıkar Çatışması Beyanı

Yazar Katkıları

Etik Onay Beyanı

Veri Kullanılabilirlik Beyanı

Kaynaklar

## ÖZET

Özet, çalışmanın amacını, kullanılan metotları, öne çıkan bulguları ve literatüre katkısını öz bir şekilde içermelidir. Hem Türkçe hem de İngilizce dillerinde maksimum 300 kelime olacak şekilde yazılmalıdır.

Not: Türk olmayan yazarlar için Türkçe Özet desteği sağlanmaktadır.

## ANAHTAR KELİMELER

Anahtar kelimeler başlıkta yer almayan, çalışmayı yansıtacak kelimelerden seçilmelidir. En az 3 (üç), en çok 5 (beş) kelime belirtmeli; kelimeler aralarında virgül (,) son kelimedenden sonra ise nokta (.) gelmelidir.

Anahtar kelimeler: CITES, akuaponik, üretim protokolü, mortalite, immünoloji.

## ONDALIK GÖSTERİM

Türkçe makalelerde “,” (virgül) İngilizce makalelerde ise “.” (nokta) olmalıdır.

Türkçe: %10,25

İngilizce: 10.25%

## **LATİNCE GÖSTERİM**

Tür ismi, metinde ilk geçtiği yerde kısaltılmadan (Cyprinus carpio), sonrasında ise cinsi ismi kısaltılarak (C. carpio) verilmelidir.

## **TABLolar**

Tablo başlığı, tablonun üstüne gelecek şekilde kısa ve öz olmalıdır. Tabloda yer alan kısaltmalar tablonun altında açıklanmalıdır. Tablo özel bir tasarım uygulanmamış, düz kılavuz şeklinde olmalıdır. İhtiyaç bulunması halinde tablo içi metinde yazı karakteri büyüklüğü 10 puntoya kadar düşürülebilir. Tablolara metin içinde Tablo 1, Tablo 2, ... şeklinde atıf yapılmalıdır. Tablolar, alıntılı oldukları yere en yakın yerde verilmelidir. Tablolar düzenlenebilir olmalıdır. Ekran görüntüsü veya resim formatındaki tablolar kabul edilmemektedir.

## **ŞEKİLLER**

Şekil başlığı, şeklin altına ortalanmış olarak kısa ve öz olmalıdır. Şekiller minimum 300 DPI çözünürlükte olmalıdır. Şekillere metin içinde Şekil 1, Şekil 2, ... şeklinde atıf yapılmalıdır. Şekiller, alıntılı oldukları yere en yakın yerde verilmelidir.

## **TEŞEKKÜR**

Bu bölümde finansal destek dışında çalışmanın yürütülmesine katkı sunanlar belirtilir.

Örnek: Yazarlar çalışmanın laboratuvar bölümünde yardım eden Ahmet Taş'a (Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Türkiye) teşekkür etmektedir.

## **FİNANS**

Bu bölümde çalışmanın yürütülmesine finansal destek sağlayan kurumlar destek numarası kullanılarak belirtilir.

Örnek-1: Bu çalışma 3241-E2-14 proje numarası ile Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir.

Örnek-2: Bu çalışmanın yürütülmesinde herhangi bir finans desteği alınmamıştır.

## **ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI**

Bu bölümde yazarların varsa çıkar çatışmaları belirtilir.

Örnek: Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan eder.

## **YAZAR KATKILARI**

Bu bölümde isim ve soy ismin ilk harfleri kullanılarak yazarların çalışmanın ilgili aşamalarına yaptıkları katkılar belirtilir.

Örnek:

Kurgu: BT; Metodoloji: CT, FU; Deneyin gerçekleştirilmesi: FM, CT, FU; Veri analizi: FU, TA; Makale yazımı: CT, FU, Denetleme: CT. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

## **ETİK ONAY BEYANI**

Bu bölümde çalışmanın yürütülmesinde alınan etik kurul onayının alındığı kurum, tarih ve numarası belirtilir. Omurgalı hayvanlarla yürütülen çalışmalarda Yerel Etik Kurul Onayı, anket/mülakat çalışmalarında ise Girişimsel Olmayan Araştırmalar Etik Kurulu Onayı gerektirdiği halde beyan edilmeyen makaleler bilimsel değerlendirmeye alınmamaktadır.

Örnek-1: Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

Örnek-2: Bu çalışma Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Hayvan Deneyleleri Yerel Etik Kurul onayı ile yürütülmüştür (Tarih: 01.07.2010, No: 21438139-147).

## **VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI**

Bu bölümde makalede kullanılan verilerin anonim kullanılabilirliğine ilişkin beyanda bulunulmalıdır. Acta Aquatica Turcica dergisi, yazarları araştırma verilerini paylaşmaya teşvik etmektedir.

Örnek-1: Bu çalışmada kullanılan veriler Figshare platformunda <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.11815566.v1> DOI adresi ile erişime açıktır.

Örnek-2: Bu çalışmada kullanılan verilere ilgili yazardan talep üzerine erişilebilir. Veriler, gizlilik veya etik kısıtlamalar nedeniyle kamuya açık değildir.

Örnek-3: Bu çalışmada kullanılan veriler makul talep üzerine ilgili yazardan temin edilebilir.

Örnek-4: Bu çalışmada yeni veri oluşturulmadığı veya analiz edilmediği için veri paylaşımı bu makale için geçerli değildir.

Örnek-5: Araştırma verileri paylaşılmaz.

Örnek-6: Bu çalışmada kullanılan veriler bu makalenin ekinde mevcuttur.

## ATIFLAR

Atıflar yıl sırasına göre ve aralarında noktalı virgül (;) olacak şekilde aşağıdaki formatlarda yazılır:

- Tek yazar:

(Yazar, yıl)

-- ... olduğu düşünülmektedir (Küçük, 2008; Güçlü, 2018a; Güçlü, 2018b).

-- Küçük (2008)'e göre ...

- İki yazar:

(Yazar-1 ve Yazar-2, yıl)

-- ... önemli parametreler arasında yer almaktadır (Küçük ve Güçlü; 2001; Ekici ve Koca, 2021a; Ekici ve Koca, 2021b).

-- Ekici ve Koca (2021b)'a göre ...

- Üç ve daha çok yazar:

(Yazar vd., yıl)

-- ... dönemselsel olarak tekrarlayabilmektedir (Yiğit vd., 2006a; Yiğit vd., 2006b; Boyacı vd., 2020)

-- Boyacı vd. (2020)'e göre ...

## KAYNAKLAR

Kaynaklar APA 7. versiyona göre yazılmalıdır. Tüm yazarların isimleri verilmelidir, ancak 10. yazardan sonra "vd." kısaltması da kabul edilmektedir. Özel kullanımlar hariç olmak üzere tüm eser türlerinde eser isminin sadece ilk harfi büyük, eserin yayımlandığı veya sunulduğu dergi, yayınevi, kongre isimlerinde geçen tüm kelimeler büyük harfle başlanarak yazılmalıdır.

### 1-Makale

Dergi ismi kısaltılmadan (italik), cilt (italik), sayı, sayfa numaraları ve aktif link içerecek şekilde DOI numarasına yer verilmelidir:

Petrauskienė, L., Utevskas, O., & Utevsky, S. (2009). Can different species of medicinal leeches (*Hirudo* spp.) interbreed? *Invertebrate Biology*, 128(4), 324-331. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2009.00180.x>

Wagenaar, D. A., Hamilton, M. S., Huang, T., Kristan, W. B., & French, K. A. (2010). A hormone-activated central pattern generator for courtship. *Current Biology*, 20(6), 487-495. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.02.027>

### 2-Kitap

Kitap başlığı italik olacak şekilde ve yayın kuruluş ismi olacak şekilde verilmelidir.

Nesemann, H., & Neubert, E. (1999). *Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea*. Spektrum Akademischer Verlag.

Sawyer, R. T. (1986). *Leech biology and behavior*. Oxford University Press.

### 3-Kitap bölümü

Bölüm başlığı normal, kitap başlığı italik olacak şekilde, editör(ler), bölümün sayfa numaraları, yayıncı kuruluş

ve varsa aktif link içerek şekilde DOI numarasına yer verilmelidir:

Le Couteur, D., Kendig, H., Naganathan, V., & McLachlan, A. (2010). The ethics of prescribing medications to older people. In S. Koch, F. M. Gloth, & R. Nay (Eds.), *Medication management in older adults* (pp. 29-42). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-60327-457-9\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-60327-457-9_3)

McCormack, B., McCance, T., & Maben, J. (2013). Outcome evaluation in the development of person-centred practice. In B. McCormack, K. Manley, & A. Titchen (Eds.), *Practice development in nursing and healthcare* (pp. 190-211). John Wiley & Sons.

#### **4-Web sitesi**

Sayfa başlığı italik, websitesinin ismi ve sayfanın aktif linki olacak şekilde verilmelidir.

International Union for Conservation of Nature. (2010). *Chondrostoma nasus*. <https://www.iucnredlist.org/species/4789/97800985>

Wikipedia. (2021). Toxicology. <https://en.wikipedia.org/wiki/Toxicology>

#### **5- Tezler**

Tez başlığı italik olacak şekilde, tez türü (Doktora, Yüksek lisans, Tıpta Uzmanlık) ve üniversite ismi belirtilmelidir.

Filik, N. (2020). Kültür balıklarından izole edilen *Aeromonas hydrophila* suşlarında fenolik bileşenlerin çevreyi algılama sistemi üzerine inhibisyon etkisi ve suşlar arasındaki klonal ilişkinin pulsed field jel elektroforez yöntemiyle belirlenmesi [Doktora tezi, Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi].

Özdal, A. M. (2019). Effects on growth and coloration of red pepper supplementation as pigment sources to diets of jewel cichlid (*Hemichromis guttatus*) [Yüksek lisans tezi, Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi].

#### **6- Konferans, sempozyum sunumları**

Etkinlik tarihi, sunu başlığı (italik), sunum türü (Sözlü sunum, Poster sunum), etkinlik adı, şehir ve ülke verilmelidir.

Ceylan, M., Çetinkaya, O. (2017, Ekim 4 - 6). Assessment of population structure and size of medicinal leech *Hirudo verbana*, inhabiting some model wetlands of Turkey [Sözlü sunum]. International Symposium on Limnology and Freshwater Fisheries, Isparta, Türkiye.

Snoswell, C. (2016, Ekim 31 - Kasım 3). Models of care for store-and-forward teledermatology in Australia [Poster sunum]. 7th International Conference on Successes and Failures in Telehealth, Auckland, Yeni Zelanda.

**NOT:** Dergi yazım kurallarına uygun olarak hazırlanmayan makaleler değerlendirmeye