



A 15-year Study of the Spatial Distribution of *Rutilus rutilus* and *Perca fluviatilis* in Late Summer in Two Shallow Lakes with Contrasting Trophic State

Zeynep PEKCAN HEKIM^{1,2} , Torben LINDING LAURIDSEN^{1,3} Martin. SØNDERGAARD^{1,3}
Liselotte SANDER. JOHANSSON¹ Tserenpil SH⁴ Erik JEPPESEN^{*1,3,5,6}

¹Ecoscience and Center for Water Technology (WATEC), Aarhus University, 8600 Silkeborg, Denmark

²Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden

³Sino-Danish Centre for Education and Research, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, China

⁴Nuclear Research Center, National University of Mongolia, 14201 Ulaanbaatar, Mongolia

⁵Limnology Laboratory, Department of Biological Sciences and Centre for Ecosystem Research and Implementation, Middle East Technical University, 06800 Ankara, Turkey

⁶Institute of Marine Sciences, Middle East Technical University, 33731 Mersin, Turkey

ABSTRACT

Roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) are dominant species in northern-temperate lakes of Europe, their relative importance depending on trophic state and habitat complexity. We studied the habitat distribution of roach and perch over a 15-year period in two Danish lakes, Lake Væng, undergoing major changes in water clarity and macrophyte coverage, and the permanent turbid Lake Søbygård. We used multi-mesh sized gill nets in 5-6 different sections of the lakes following the same program in all years. Both species were evenly distributed in the sections and among habitats, in Lake Væng during the turbid period and in Lake Søbygård during the whole study period. During the clear-water period in Lake Væng, however, the distribution of roach and perch was uneven and the density negatively correlated with macrophyte coverage and density, but the strength of the relationship differed between the two species and between small (≤ 8 cm for roach and <10 cm for perch) and larger fish. Our results suggest that water clarity and macrophyte density were of key importance in determining roach and perch distribution in these two shallow lakes.

Keywords: Roach, perch, habitat distribution, turbidity, eutrophication

Farklı Trofik Duruma Sahip İki Sığ Gölde *Rutilus rutilus* ve *Perca fluviatilis*'in Yaz Mevsimi Sonundaki Mekansal Dağılımı Üzerine 15 Yıllık Bir Çalışma

Öz: Yapısal karmaşa ve bulanıklık (türbidite), balıkların habitat seçiminde önemli roller oynayabilmektedir. Kızılğöz balığı (*Rutilus rutilus*) ve tatlısu levreği (*Perca fluviatilis*) Avrupa'nın kuzey ılıman göllerinin baskın (dominant) türleridir. Bu türlerin görece önemi, genel olarak trofik seviyeye ve habitat karmaşıklığına bağlıdır. Kızılğöz ve tatlısu levreğinin, su berraklığı ve makrofit yayılımı sürekli değişen Væng gölü ile bulanık Søbygård gölündeki dağılımları 15 yıllık bir dönem boyunca çalışılmıştır. Örneklem, her yıl aynı program takip edilerek, göllerin çeşitli kısımlarından, farklı göz açıklıklarına sahip galsama ağıları kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Türler, Væng gölünün bulanık olduğu dönemde, Søbygård gölünde ise tüm çalışma sürecinde, göllerin tüm kısımlarında ve tüm habitatlarda eşit dağılmışlardır. Væng gölünün berrak döneminde ise kızılğöz ve tatlısu levreğinin dağılımları eşit değildir. Türlerin bolluğu, makrofit yayılımı ve yoğunluğu ile negatif korelasyon gösterirken, bu ilişkinin kuvvetinin türlere ve balık boylarına göre farklı olduğu ortaya konulmuştur. Sonuç olarak, çalışılan iki gölde, kızılğöz ve tatlısu levreğinin dağılımında, suyun berraklığı ve makrofit yoğunluğunun anahtar belirleyici faktörler olduğu bulunmuş, bu durumun diğer benzer kuzey-ılıman sığ göllerde de gözlenebileceği öngörülmüştür.

Anahtar kelimeler: Kızılğöz balığı, tatlısu levreği, habitat dağılımı, bulanıklık (türbidite), ötrofikasyon

How to Cite

Pekcan Hekim Z, Linding Lauridsen T, Søndergaard M, Sander. Johansson L, Sh T, Jeppesen E. 2021. A 15-year Study of the Spatial Distribution of *Rutilus rutilus* and *Perca fluviatilis* in Late Summer in Two Shallow Lakes with Contrasting Trophic State LimnoFish. 7(3): 185-197. doi: 10.17216/LimnoFish.893563

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 06.04.2021

Revised : 10.05.2021

Accepted : 11.05.2021

Published : 30.12.2021

DOI:10.17216/LimnoFish. 893563



* CORRESPONDING AUTHOR

ej@ecos.au.dk

Introduction

Biotic, abiotic and spatial factors influence the habitat distribution of fish in lakes (Donald et al.

2000). Spatial complexity plays an important role in the distribution patterns of fish by offering a refuge from predators (Jacobsen and Berg 1998) or a habitat

that is rich in food resources (Diehl 1988; Diehl and Kornijow 1997). Habitat shifts can be a result of changes in competition or predation risk, which is closely linked to the size of individuals (Werner and Hall 1988; Ebenman and Persson 1988; Byström et al. 2003). The resource use of fish also differs with size, potentially influencing their habitat choice (Werner and Hall 1979). Together with structural complexity, size can therefore play a role in the interactions among fish and thus impact their habitat choice (Rossier et al. 1996; Persson and Crowder 1997).

Water clarity can also affect fish habitat distribution (Blaber and Blaber 1980; Skov et al. 2002; Jacobsen et al. 2004; Jeppesen et al. 2006; Pekcan-Hekim et al. 2010; Nurminen et al. 2010). High turbidity can reduce the predation risk and thereby enhance the foraging activity of the prey fish (Gregory and Northcote 1993). It can also influence diel and seasonal migratory activity (Ginetz and Larkin 1976) by reducing the use of shelter and increasing the use of open water by prey fish (Miner and Stein 1996; Utne-Palm 2002; Snickars et al. 2004; Pekcan-Hekim et al. 2005).

Roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) are both dominant species in temperate lakes of Europe, their relative abundance depending on several factors including trophic state (Persson et al. 1991; Jeppesen et al. 2000; Olin et al. 2002) and habitat complexity (Persson et al. 1992). Perch is dominant in lakes with high structural complexity, whereas roach is abundant in more productive and structurally simpler systems (Persson et al. 1991, 1992; Diehl 1988). Perch depends on good light conditions, and thus clear water conditions, for effective foraging (Ali et al. 1977; Bergman 1988), while roach manage in more turbid waters, where is a superior feeder to perch (Diehl 1988). Changes in structural complexity and water clarity along a nutrient gradient affect the habitat choice of the two species. Using data from 53 Danish lakes, Menezes et al. (2015) found increasing homogenisation of the fish community with increasing trophic state, as it has been seen previously for other organisms in lakes and terrestrial ecosystems (Stevens et al. 2004; Donohue et al. 2009; De Schrijver et al. 2011). However, different size classes may respond differently to eutrophication. Thus, in a study of 34 Danish lakes, Jeppesen et al. (2006) found that the proportions of large roach and perch inhabiting the littoral zone rose with increasing nutrient concentrations, most pronouncedly for roach. Moreover, in low nutrient clear water lakes with submerged macrophytes, juvenile roach and perch both increased their use of submerged vegetation in the presence of predators (Persson and Eklöv 1995), and the habitat

distribution of roach shows a shift from vegetation to open water with increasing size, while small perch particularly use the macrophyte beds (Rossier et al. 1996).

Long-term studies of spatial variations in the distribution of roach and perch in lakes are scarce. In this 15-year study, habitat distribution of roach and perch was investigated in two different lakes with changing water clarity and macrophyte coverage. We predicted that an increase in turbidity and changes in macrophyte coverage would affect the interactions between the two fish species and thereby their habitat choice. We expected that in the presence of macrophytes, small roach and perch would take refuge in the vegetation. However, with increasing turbidity, the risk of the predation would be lower and allow roach and perch to forage more evenly within the different lake habitats. This would also lead to different distribution patterns and behaviour of small and large-sized fish within the lake, depending on trophic state.

Study Areas

Fish samples were collected from 1988 to 2002 in Lake Væng and Lake Søbygård situated in Central Jutland (56° N; 9° E), Denmark. Both lakes are shallow and eutrophic. Lake Væng (16 ha) has a mean depth of 1.2 m and Lake Søbygård (40 ha) a mean depth of 1.0 m (Figure 1. A and B).

In Lake Væng, nitrogen and in particular phosphorus loading decreased significantly following sewage diversion in 1981; however, only minor improvements in water quality were observed in the following 5 years (Jeppesen et al. 1990; Søndergaard et al. 1990). To accelerate the improvement towards a clear-water state, 50% of the planktivorous fish biomass was removed between October 1986 and July 1988. The fish removal had significant effects on the water quality and resulted in low phytoplankton biomass and colonisation of macrophytes (Jeppesen et al. 1990; Lauridsen et al. 1993; Søndergaard et al. 2017). Before the fish removal, the planktivorous fish community was dominated by bream (*Abramis brama*), roach (*R. rutilus*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*), while pike (*Esox lucius*) and perch (*P. fluviatilis*) were the most abundant piscivores.

In Lake Søbygård, Secchi depth is typically < 0.5 m, the turbid conditions being caused by the high density of phytoplankton. In 1982, the phosphorus loading decreased from 90 to 18 mg TP m⁻² d⁻¹ due to the implementation of chemical treatment at the nearby sewage plant, and in 1987 the nitrogen supply also declined (300 to 250 mg TN m⁻² d⁻¹) after the closing of a large slaughterhouse. Despite these changes the lake remained eutrophic and phytoplankton dominated due to high phosphorus

release from the sediment (Søndergaard et al. 1993; Jeppesen et al. 1998). The fish community in Lake Søbygård was dominated by cyprinids and the fish biomass remained high for many years.

However, 14 years after the loading reduction the percentage of piscivorous fish increased and the abundance of planktivorous fish declined (Jeppesen et al. 2003).

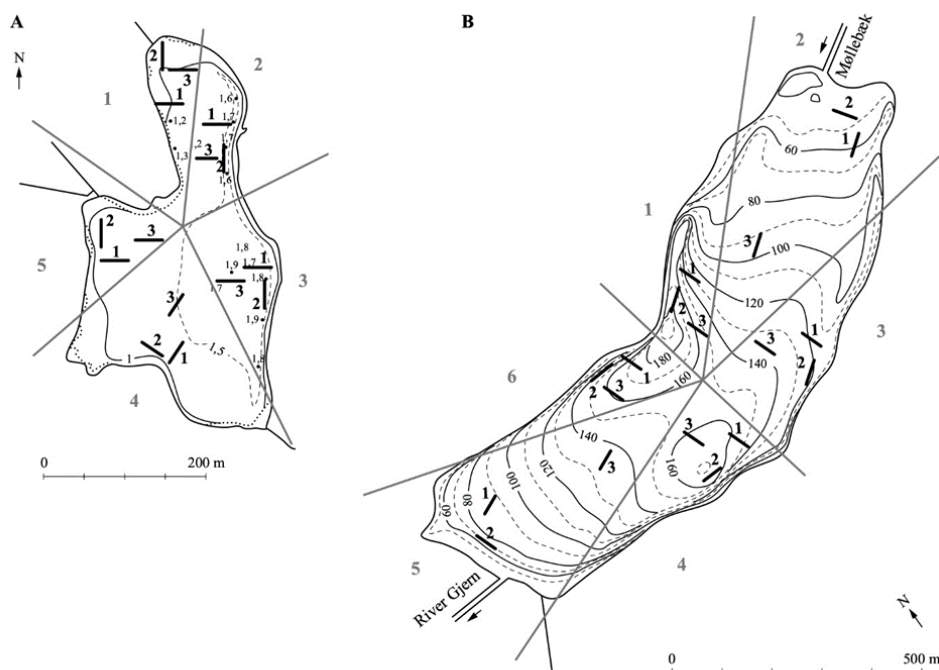


Figure 1. Map of a) Lake Væng and b) Lake Søbygård with number of sections and the locations and numbers of the three nets in each section marked.

In Lake Væng, after the biomanipulation, *Elodea canadensis* and *Potamogeton crispus* first developed in 1988 where the total coverage of macrophytes reached 2% (Figure 2. a). Initially, the macrophyte species consisted of *P. crispus* and *E. canadensis*. Later, *E. canadensis* became dominant and reached (Figure 2. a). Reeds were present at the western and southern sides of the lake (Figure 1). Floating

high densities by spreading and colonising the lake from the deepest eastern part towards the shallow and sheltered locations (for more details see Lauridsen et al. 1994; Søndergaard et al. 2017). Submerged macrophytes disappeared from the lake after 1996 and were absent until the end of the study period plants were scarce and the lake is surrounded by forest and meadows.

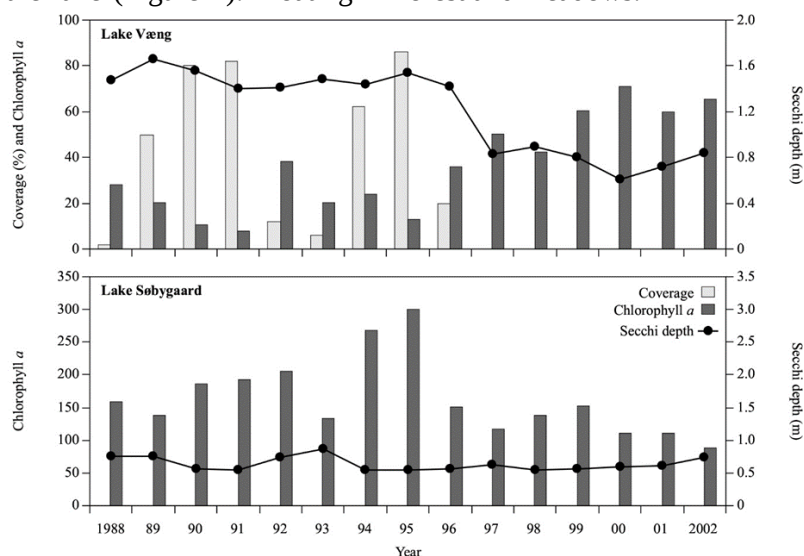


Figure 2. Total coverage of macrophytes (Coverage %) (bars) during fish sampling and mean summer chlorophyll *a* ($\mu\text{g l}^{-1}$) values (bars). Secondary y-axis shows the Secchi depth (m) (line) in a) Lake Væng and b) Lake Søbygård from 1988 to 2002.

In Lake Søbygård, submerged macrophytes were absent during the whole study period from 1988 until 2002, and mean summer chlorophyll *a* values ranged between 88 and 300 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Figure 2. b). Floating plants were scarce. Belts of reeds (*Phragmites australis*) were found along the shore in 80-90% of the area. The lake is surrounded by forest.

Materials and Methods

Fish Sampling

The lakes were divided into sections consisting of equal-sized pies with a mid-lake station acting as centre (Figure 1). The number of sections in the lakes depended on surface area and shoreline length (Mortensen et al. 1990). Accordingly, Lake Væng was divided into five and Lake Søbygård into six sections.

Fishing was conducted in between August 15 and September 15 (when YOY fish have reached a size rendering them likely to be caught in the gill nets) using gillnets made of monofilament nylon. The nets were 1.5 m high and 42 m long and consisted of 14 units of 3 m with different mesh sizes placed in random order (6.25, 8, 16.5, 75, 38, 25, 12.5, 33, 50, 22, 43, 30, 60 and 10 mm). Three multi-mesh size gill nets were set in all sections. Two nets were placed at a distance of ~25 m away from shore, one being set perpendicular to shore (net 1) and the other parallels to shore (net 2) (Figure 1. a and b). The third gillnet was set about half distance to the middle of lake in a perpendicular position to shore (net 3) (Figure 1. a and b). The nets were set in late afternoon and retrieved the following morning (after ~18 h). For each net we calculated catch per net (CPUE).

Electrofishing was conducted in the outer reed zone or near shore (plant-free) in 300 m (Lake Søbygård) and 150 m (Lake Væng) zones randomly selected in the chosen six and five sections in the two lakes, respectively (for details see Jeppesen et al. 2006). For electro-fishing, a pulsating DC generator with a minimum effect of 1000 W and a landing net with a mesh size of ~4 mm were used. In this study, electrofishing data were only used to provide information about pike distribution and abundance as pike were not well represented in the net catch.

For both lakes, the fish caught in the nets were divided into two size classes (≤ 8 cm and > 8 cm for roach and ≤ 10 cm and > 10 cm for perch). The classification was based on the length distribution identifying roach ≤ 8 cm and perch ≤ 10 cm as YOY fish.

Water Quality

We used weighted data (1 May – 1 Oct.) on total phosphorus (mg l^{-1}), chlorophyll *a* ($\mu\text{g l}^{-1}$), pH, dissolved oxygen percentage (%) and water temperature ($^{\circ}\text{C}$), based on samples taken at a mid-

lake station weekly to biweekly (integrated sample from top to bottom). Total phosphorus was measured according to Søndergaard et al. (1992) and the other variables were measured in the field using Horiba field sensors. Ethanol was used for chlorophyll *a* extraction (Jespersen and Christoffersen 1987). Secchi disc depth was recorded as well. If the disc reached the bottom, the depth at the sampling station was used.

Macrophytes

In Lake Væng, submerged macrophyte samplings were conducted along 14 transects that covered the whole lake. Macrophyte coverage (COV), height and water depth were measured equidistantly along the transects using a water glass in combination with a rake. The vegetation was assigned to the following categories: 0, 1-5, 6-25, 26-50, 51-75 and 76-100% COV. Macrophyte coverage was calculated for all sections and integrated to a whole lake average. Plant Volume Infested (PVI) was also calculated as $\text{PVI} = \text{COV} * (\text{plant height} / \text{water mean depth})$ for each area and subsequently for the entire lake.

Macroinvertebrates

Benthic macroinvertebrates were sampled during early spring in the period of 1988-2001 (except 1995) in Lake Væng and in 1988-1993 and 1998 in Lake Søbygård. In 1988, ten samples were taken randomly from each of three locations in Lake Væng and five samples randomly from each of five locations in Lake Søbygård. In the other years and in both lakes, ten samples were taken at random locations. Kajak cores (diameter of 5.2 cm) were used for sampling and each sample (down to 10 cm in the sediment) was sieved through a 212 μm sieve. Chironomids, oligochaetes and ostracods were the most abundant benthic macroinvertebrates (Boll et al. 2012). Therefore, the benthic macroinvertebrates were divided into groups for the statistical analysis; Chironomidae indet., Oligochaeta indet., Ostracoda indet. and other macroinvertebrates.

Zooplankton

Zooplankton densities were determined on depth-integrated water samples taken with a core sampler at least once a month from May 1 to Oct 1 at a mid-lake station. The samples were filtered through a 20 μm net and the contents were fixed with Lugol. The zooplankton was divided into the following groups: rotifers, *Daphnia*, other cladocerans and cyclopoid copepods.

Data Analyses

For Lake Væng, the data series was divided into two periods covering years with and without

submerged macrophytes. Macrophytes were present from 1989 to 1996 and absent in 1988 and from 1997 to 2002 (Figure 2). For comparative purposes the same period of years was used for Lake Søbygård, even though submerged plants were absent during the entire study period. Statistical analysis based on restricted maximum likelihood in a linear mixed model was used to determine the proportional distribution of roach and perch in the two lakes, both among sections and nets between different periods (mixed procedure in SAS, SAS institute 1989). The model included net position (NP), section (S) and years with and without macrophytes (M) in Lake Væng as fixed factors. The square root of the number of fish caught was used as dependent variable and two periods (with macrophytes (1989-1996 years) and without macrophytes (1988 and 1997-2002 years) in Lake Væng were compared for both lakes. A linear mixed model was also used to determine the relationship between fish numbers among sections and the COV and PVI of macrophytes.

Table 1. Physico-chemical variables for Lake Væng and Lake Søbygård during the periods with macrophytes (1989-1996) (M) and no macrophytes (1988, 1997-2002) (NM) in Lake Væng. All physico-chemical variables are averages of summer means for each period ($\pm$ Standard Deviation).

	Chlorophyll <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Total phosphorus (mg l^{-1})	pH	Dissolved oxygen ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$)	Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Secchi depth (m)
Lake Væng						
M	21.3 $\pm$ 11.1	0.08 $\pm$ 0.03	8.2	10.0 $\pm$ 0.5	16.1 $\pm$ 0.7	1.5 $\pm$ 0.7
NM	53.9 $\pm$ 14.8	0.12 $\pm$ 0.03	7.9	11.0 $\pm$ 1.5	16.4 $\pm$ 1.0	0.9 $\pm$ 1.0
Lake Søbygård						
M	196.8 $\pm$ 60.2	0.7 $\pm$ 0.2	9.1	10.9 $\pm$ 0.7	16.3 $\pm$ 0.7	0.6 $\pm$ 0.1
NM	125.5 $\pm$ 25.5	0.4 $\pm$ 0.2	9.1	12.0 $\pm$ 2.4	16.6 $\pm$ 0.9	0.6 $\pm$ 0.1

Fish

Proportionally, roach and perch were the species most frequently caught in both lakes during the sampling period of 1988-2002. In Lake Væng, small ($\leq 8\text{ cm}$) roach dominated the catch from 1988 to 1995, with the exception of 1993, when large ($> 8\text{ cm}$) roach constituted about 60% of the total roach catch. During 1996-1998, the contribution of small roach was less than 50% of the total roach catch. From 1999 to 2002, small roach exceeded 60% of the overall catch and peaked with 80% in 2002. In most years, the major part of the perch in Lake Væng consisted of small-sized ($\leq 10\text{ cm}$) individuals, constituting about 80% of the total catch from 1998 to 2002. Other fish species caught in low numbers in Lake Væng included bream, rudd, pike and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*).

In Lake Søbygård, the perch catch was low until 1995. Large roach ($> 8\text{ cm}$) and perch ($> 10\text{ cm}$) dominated total catches throughout the whole study

All other variables were statistically tested (the non-parametric Kruskal-Wallis rank test) for the differences between the two periods using summer means for physico-chemical variables and zooplankton densities and the annual sample for macroinvertebrates.

Results

Water Quality

In Lake Væng, chlorophyll *a* and Secchi depth differed significantly (all with $p < 0.001$) between the two periods with and without macrophytes. The same was true for total phosphorus ($p < 0.02$). No difference was observed for pH, dissolved oxygen concentration and water temperature ($p > 0.5$) (Table 1). pH, water temperature, oxygen concentration and Secchi depth did not differ significantly in Lake Søbygård between the two selected periods with macrophytes (1989-1996) and without macrophytes (1988, 1997-2002) in Lake Væng (Table 1). Total phosphorus and chlorophyll *a* were significantly lower in the second period ($p < 0.03$ and $p < 0.01$, respectively).

period, with an average percentage of 72% and 76%, respectively. However, in 1997 and 2000-2002, small perch dominated the catches. Other fish species caught were bream and pikeperch, though in low numbers, while rudd and three-spined-stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) were caught in high numbers only from 1988 to 1991 (Jeppesen et al. 1998).

For Lake Væng, linear mixed modelling showed a significant difference in the distribution of roach among sections between the years with and without macrophytes (Table 2). The abundance of roach in sections 1 and 2 (north) differed from section 3 (east) ($p < 0.05$). When macrophytes were present (with the highest PVI), the proportion of roach was low in the two northern sections. Here, however, the proportion of roach increased after 1994 (Figure 3. a). For Lake Søbygård, no significant difference was observed in the distribution of roach either among the sections or between the two periods (Table 2, Figure 3. c).

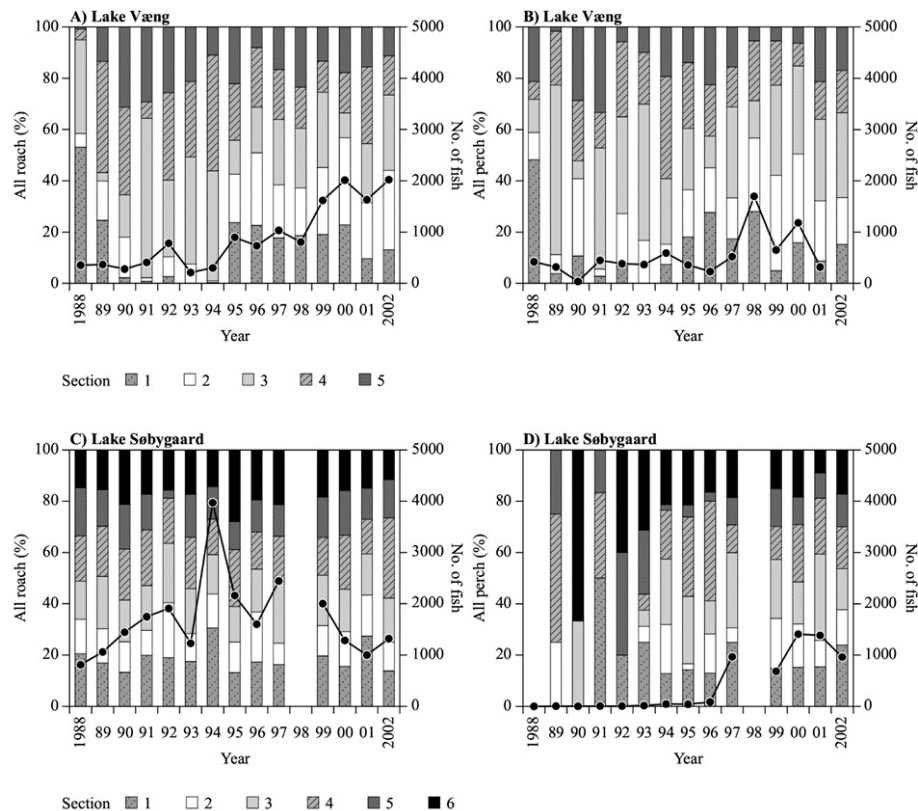


Figure 3. Distribution of a) all roach and b) all perch among the five sections in Lake Væng, c) all roach and d) all perch among the six sections in Lake Søbygård from 1988 to 2002. Secondary y-axis shows total number of fish caught in all nets per year.

In Lake Væng, perch was mostly caught in the sections in the southern part of the lake before 1994 (Figure 3. b). After 1994, perch were caught in all sections and its occurrence increased in the northern part of the lake. However, the proportion in the different sections was not statistically different

between years with and without macrophytes (Table 2). In Lake Søbygård, perch appeared in almost equal proportions in all sections (Figure 3. d). However, the number of perch was low in the period corresponding to the macrophyte years in Lake Væng, precluding a solid comparison of distribution (Table 2).

Table 2. Statistical analysis based on restricted maximum likelihood in a linear mixed model testing the distribution of roach and perch in Lake Væng and Lake Søbygård among sections (S) and the net position (NP) between macrophyte and no macrophyte years (M). ns = not significant ($p > 0.05$).

		Roach			Perch		
		All	≤ 8 cm	> 8 cm	All	≤ 10 cm	> 10 cm
Lake Væng	S*M	0.048	0.068	ns	ns	ns	ns
	NP*M	ns	ns	0.039	ns	ns	ns
Lake Søbygård	S*M	ns	ns	ns	-	-	-
	NP*M	ns	ns	ns	-	-	-

Linear mixed modelling was also used to determine the distribution of the two size classes of roach (≤ 8 cm and > 8 cm) and perch (≤ 10 cm and > 10 cm) (Table 2). We only found a marginally significant difference in the distribution of small roach among sections between the periods with and without macrophytes (Table 2). However, the proportion of small roach among sections had a significant negative relationship with COV and PVI (Table 3). The distribution of small roach among net types was not significantly different between years

with and without macrophytes (Table 2). Linear mixed modelling showed no significant difference in the distribution of large roach between the sections (Table 2). A significant negative relationship of large roach with COV and PVI was detected (Table 3), and the distribution among net types was significantly different for large roach when comparing the years with and without macrophytes in Lake Væng (Table 2). The catches in the macrophyte and no macrophyte years differed between net 1 (near shore, perpendicular) and net 3 (further from the shore,

perpendicular) ($p < 0.05$). Also net 1 and net 2 (near shore, parallel) differed significantly for large roach ($p < 0.05$), while there was no significant

difference between net 2 and net 3 during the two periods. Net 1 had the highest catch in the no macrophyte years.

Table 3. Statistical analysis based on restricted maximum likelihood in a linear mixed model testing the relation of two size classes of roach and perch with macrophyte coverage (COV) and plant volume inhabited (PVI) in Lake Væng during the years with macrophytes.

	Roach		Perch	
	≤ 8 cm	> 8 cm	≤ 10 cm	> 10 cm
COV	- 0.020	- 0.021	- 0.010	- 0.0002
PVI	- 0.026	- 0.0005	- 0.001	- 0.0036

In Lake Væng (Figure 4. a and b), there was no significant difference in the distribution of small roach among sections and nets, while the position of nets had different effects in macrophyte and no macrophyte years for large roach (Table 2) with proportionally higher catches in Net 1 in no macrophyte years. In Lake Søbygård (Figure 4. c and d), there was no significant difference in the distribution of the selected size classes of roach among the sections or nets during the two time periods (Table 2). Small and large roach appeared in all sections in the lake, and for large roach with an almost equal distribution among sections. In Lake Væng (Figure 5. a and b, there was no significant difference in the distribution of the two size classes of perch between the macrophyte and no

macrophyte years (Table 2). Large perch were caught in all sections after 1994 and they tended to be more equally distributed than the small perch (Figure 5. a and b). The presence of both size classes of perch increased in the northern sections after 1994; however, the high variability between years among the sections weakened the analysis. A significant negative relationship was found between the distribution of both small and large perch and COV and PVI (Table 3). The distribution among net types for both size classes of perch did not differ significantly between the macrophyte and no macrophyte years (Table 2). In Lake Søbygård, no tests for perch were conducted due to the low number of fish. However, both small and large perch were found in all sections (Figure 5. c and d).

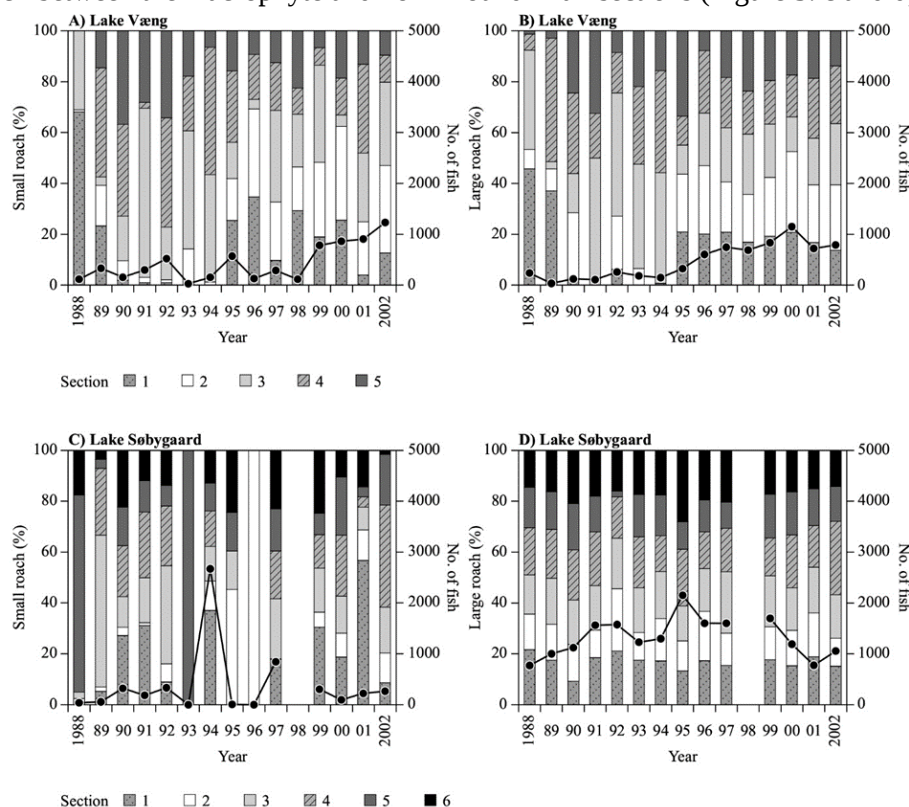


Figure 4. Distribution of a) small roach (≤ 8 cm) and b) large roach (> 8 cm) among the five sections in Lake Væng and of c) small roach (≤ 8 cm) and d) large roach (> 8 cm) among the six sections in Lake Søbygård from 1988 to 2002. Secondary y-axis shows the total number of fish caught in all nets per year.

In Lake Væng, pike > 20 cm were caught by electrofishing in all years, being particularly abundant in 1991 and 1992 (in sections 1, 2, 4 and 5) (Figure 6. a). In Lake Søbygård, pike > 20 cm was caught in very low numbers in all sections (Figure 6.

b). No pikeperch was caught in Lake Væng irrespective of the fishing gear used. In Lake Søbygård, pikeperch > 8 cm was caught in the nets in low numbers, the highest catch of 60 individuals occurring in 1997 (Figure 7).

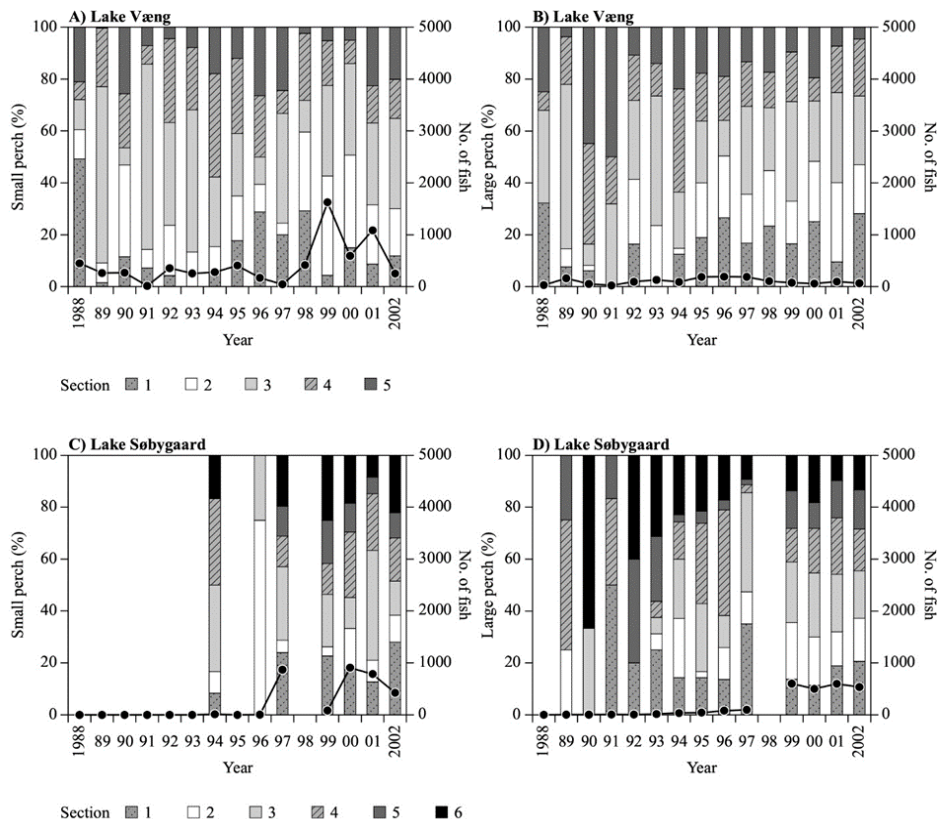


Figure 5. Distribution of a) small perch (≤ 10 cm) and b) large perch (> 10 cm) among the five sections in Lake Væng and of c) small perch (≤ 10 cm) and d) large perch (> 10 cm) among the six sections in Lake Søbygård from 1988 to 2002. Secondary y-axis shows the total number of fish caught in all nets per year.

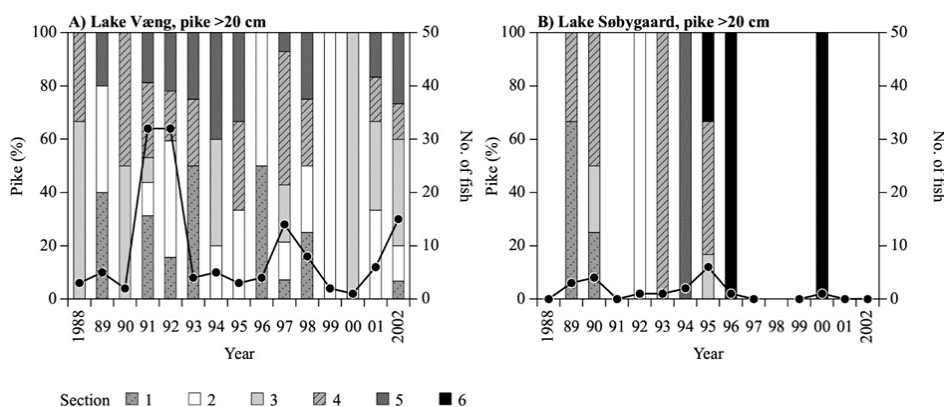


Figure 6. Distribution of pike > 20 cm caught by electrofishing among the sections in a) Lake Væng and b) Lake Søbygård. Secondary y-axis shows the total number of fish caught in all nets per year.

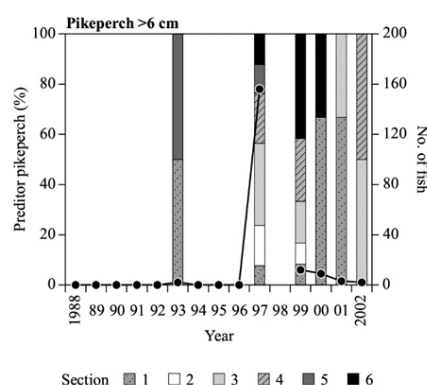


Figure 7. Distribution of pikeperch > 6 cm caught by gillnets among the sections in Lake Søbygård. Secondary y-axis shows the total number of fish caught in all nets per year.

Macroinvertebrates

There were significantly ($p < 0.01$) more “other macroinvertebrates” in Lake Væng in the period where the lake was in a clear-water state compared with the turbid period (Table 4).

For all other groups of macroinvertebrates in Lake Væng and for all groups of macroinvertebrates in Lake Søbygård, there were no significant differences between the two periods ($p > 0.17$) (Table 4).

Table 4. Summer mean (May-Oct.) ($\pm$ Standard Deviation) zooplankton densities including rotifers, *Daphnia*, other cladocerans and copepods (ind. l^{-1}) and macroinvertebrate densities (ind. m^{-2}); Chironomidae indet., Oligochaeta indet., Ostracoda indet and other macroinvertebrates, in Lake Væng and Lake Søbygård during the period with macrophytes (1989-1996) (M) and no macrophytes (1988, 1997-2002) (NM) in Lake Væng

	Zooplankton (ind. l^{-1})					Macroinvertebrates (ind. m^{-2})		
	Rotifera	<i>Daphnia</i>	Other cladocerans	Copepods	Chironomidae indet.	Oligochaeta indet.	Ostracoda indet.	Other macroinvertebrates
Lake Væng								
M	4766 (± 6247)	76 (± 44)	9 (± 13)	231 (± 131)	1617 (± 2496)	742 (± 1180)	109 (± 183)	644 (± 829)
NM	7112 (± 4847)	127 (± 130)	80 (± 69)	231 (± 68)	444 (± 557)	1903 (± 2420)	267 (± 565)	19 (± 13) **
Lake Søbygård								
M	323 (± 393)	99 (± 47)	245 (± 291)	128 (± 48)	9688 (± 14969)	4787 (± 7454)	0.5 (± 1.1)	0
NM	231 (± 226)	53 (± 38)	169 (± 90)	129 (± 36)	792 (± 754)	8559 (± 532)	1.2 (± 1.7)	1.2 (± 1.7)

There were no significant differences in the total densities (ind. l^{-1}) of rotifers, *Daphnia*, other cladocerans and cyclopoid copepods between the two periods in any of the two lakes ($p > 0.05$) (Table 4).

Discussion

In turbid macrophyte-free Lake Søbygård, both roach and perch occurred in all sections in nearly equal proportions during the entire study period. This distribution pattern was not affected by the shift towards a higher proportion of perch following recovery from eutrophication, likely because the lake remained turbid without submerged macrophytes. In Lake Væng, however, both roach and perch showed

a clear difference in habitat distribution between the two periods i.e., with and without macrophytes. During the macrophyte years, roach and perch were mainly found in the southern part of the lake where COV and PVI were lowest. After 1994 when plants were more evenly distributed in the lake (1995) or absent at high turbidity (1996 and onwards), fish abundance increased in the northern part of the lake and both species occurred in all sections in rather similar proportions. In 1988-1995, Secchi depth in Lake Væng was 1.5 m and decreased to 0.8 m in 1997 and remained low until 2002. Thus, the shift from an uneven to an even distribution coincided with the decrease in Secchi depth, suggesting that increased

water turbidity acted as a protective cover, allowing fish to disperse equally among the sections. Turbidity can impede the vision of certain fish species and thus diminish the risk of predation for prey fish (Utne-Palm 2002; Horppila et al. 2004; Skov et al. 2002; Pekcan-Hekim and Lappalainen 2006), thereby reducing the anti-predator behavioural response of roach and perch to fish predators (Lehtiniemi et al. 2005) and birds (Gliwicz and Jachner 1992; Jepsen and Berg 2002).

Not only water clarity but also plant density may be important for the distribution of fish. During the years with macrophytes in Lake Væng, both size classes of roach and perch preferred the sections in the eastern and southern part of the lake that exhibited the lowest COV and PVI (Table 5), and the distribution of both size classes of the two species were significantly negatively related to COV and PVI (Table 3). Avoidance of dense macrophyte beds by perch and roach is in accordance with the findings of Crowder and Cooper (1982), Werner et al. (1983) and Christensen and Persson (1993), reflecting that high

vegetation density impairs the ability of fish to move, thus reducing their foraging efficiency and ability to escape predators. Too complex habitats can impair the prey's ability to use it as a refuge (Bartholomew et al. 2000; Perrow et al. 1996). Snickars et al. (2004) found that 0+ perch avoided the dense vegetation in the presence of predators, but showed anti-predator behaviour at low and medium vegetation density. Eklöv and Hamrin (1989) and Perrow et al. (1996) also found that juvenile perch preferred low vegetation density and pelagic areas in the presence of the predator pike and that mortality was high in dense vegetation. In Lake Væng, pike occurred in high numbers in 1991 and 1992, and in both years, small roach and perch avoided the sections where pike were present. However, in turbid Lake Søbygård, both size classes of roach and perch were found in every section of the lake in almost equal proportions. This suggests that predators may play a role for the habitat choice of roach and perch, but that turbidity can help to provide a safer environment against them.

Table 5. Macrophyte coverage (COV) and plant volume inhabited (PVI) in Lake Væng.

Section	1991	1992	1993	1994	1995	1996
COV %						
1	87.5	6.0	15.4	85.8	87.5	0.1
2	87.5	9.1	20.7	81.7	87.5	16.3
3	75.0	3.8	7.2	61.4	85.6	33.9
4	81.0	15.2	1.9	55.8	86.3	13.8
5	87.5	31.7	2.1	60.9	77.8	0
PVI %						
1	76.8	2.0	6.2	77.6	57.9	0.1
2	75.5	3.0	6.6	54.9	61.6	5.8
3	47.3	0.2	2.0	20.4	64.9	13.9
4	69.8	1.1	0.7	20.0	68.1	6.9
5	57.9	3.6	0.9	27.1	63.3	0

Other environmental factors than water clarity and macrophyte distribution may potentially influence the fish distribution. No major differences were observed in pH, water temperature and oxygen concentration between the two periods, and these variables remained within the range that should not affect fish behaviour (Wootton 1990). Food availability may be another contributing factor. However, the density of zooplankton and that of most of the macroinvertebrates did not differ significantly between the two periods for either Lake Væng or Søbygård. The group "other macroinvertebrates" was, however, significantly more abundant in Lake Væng during the clear period with macrophytes than in the turbid period (Table 4), mainly reflecting the higher abundances of Gastropoda, *Pisidium* spp., *Hirundinae* and *Aselus aquaticus* in the clear period. Nevertheless, the higher density of these mostly

plant-associated groups cannot explain why perch and roach preferred areas with less dense vegetation during the clear period. This finding supports the suggestion by Lewin et al. (2004) that habitat type is more important than food resources for the habitat choice of perch.

The changes in the distribution pattern of perch and roach in Lake Væng could potentially also reflect changes in the abundance of fish. The shift from an uneven to an even distribution coincided with an increase in the number of fish, and it has been shown that a higher density of fish can lead to a more even distribution due to increased competition (Werner et al. 1983). In Lake Væng, biomanipulation was conducted during 1986-1988 where 50% of the roach and bream biomass was removed, followed by a gradual increase in roach and in the total catch per unit (CPUE) of fish only after 1994 (Figure 3. a).

Nevertheless, when perch abundance decreased again in 2000-2002 its distribution remained even, suggesting that density does not have key importance for the observed variation in the fish distribution.

In Lake Væng, the proportional differences in the catches of large roach between the three net types differed between the macrophyte and no macrophyte years. Net 1 (perpendicular to the shore) had proportionally higher catch in the no macrophyte years than net 2 and 3, indicating that large roach (but not small roach or both size classes of perch) moved along the near-shore area after the disappearance of macrophytes. This pattern only in part agree with results from a multi-lake study of fish habitat distribution in Danish lakes. Here, Jeppesen et al. (2006) found that not only large roach, but also large perch and small roach increased their usage of the littoral zone with increasing chlorophyll *a* concentration in shallow lakes, while small perch did not show a clear response to such changes.

Our study was conducted during late summer and also the nets were set during both day and night, implying that our results do not describe changes in temporal variation in the distribution at a seasonal or diurnal scale. It is well known that fish show seasonal (Jepsen and Berg 2002; Haertel and Eckmann 2002; Fischer and Eckmann 1997) and ontogenetic (Persson et al. 2000) habitat shifts. Further, it is understood that perch and roach undergo diel horizontal migration in shallow lakes. Thus, during the day, they are commonly found in the littoral zone among the macrophytes to avoid predators and at night they move offshore to find food when the predation risk is low (Bohl 1980; Gliwicz and Jachner 1992; Pekcan-Hekim et al. 2005). Moreover, the pattern of diel horizontal migration has been observed to differ between clear and turbid lakes (Jacobsen et al. 2004).

We conclude that water clarity and macrophyte density were the key determining factors for the distribution of roach and perch (integrated overnight) during summer in our two study lakes; and a similar pattern is likely to be found in other northern-temperate shallow lakes.

Acknowledgements

We thank A.M. Poulsen for most valuable editorial comments and Asger R. Pedersen for statistical discussions. EJ was funded by the TÜBITAK BİDEB 2232 program (project 118C250).

References

Ali MA, Ryder RA, Anctil M. 1977. Photoreceptors and visual pigments as related to behavioural responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and

pikeperches (*Stizostedion* spp.). J Fish Res Board Can. 34(10):1475-1480.

doi: [10.1139/f77-212](https://doi.org/10.1139/f77-212)

Bartholomew A, Diaz RJ, Cicchetti G. 2000. New dimensionless indices of structural habitat complexity: predicted and actual effects on a predator's foraging success. Mar Ecol Prog Ser. 206:45-58.

doi: [10.3354/meps206045](https://doi.org/10.3354/meps206045)

Bergman E. 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. J Anim Ecol. 57:443-453.

doi: [10.2307/4916](https://doi.org/10.2307/4916)

Blaber SJM, Blaber TG. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. J Fish Biol. 17(2):143-162.

doi: [10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x)

Bohl E. 1980. Diel pattern of pelagic distribution and feeding in planktivorous fish. Oecologia. 44:368-375.

doi: [10.1007/BF00545241](https://doi.org/10.1007/BF00545241)

Boll T, Johansson LS, Lauridsen TL, Landkildehus F, Davidson TA, Søndergaard M, Andersen FØ, Jeppesen E. 2012. Changes in benthic macroinvertebrate abundance and lake isotope (C, N) signals following biomanipulation: an 18-year study in shallow Lake Vaeng, Denmark. Hydrobiologia. 686:135-145.

doi: [10.1007/s10750-012-1005-4](https://doi.org/10.1007/s10750-012-1005-4)

Byström P, Persson L, Wahlström E, Westman E. 2003. Size- and density-dependent habitat use in predators: consequences for habitat shifts in young fish. J Anim Ecol. 72(1):156-178.

doi: [10.1046/J.1365-2656.2003.00681.X](https://doi.org/10.1046/J.1365-2656.2003.00681.X)

Christensen B, Persson L. 1993. Species-specific antipredatory behaviours: effects on prey choice in different habitats. Behav Ecol Sociobiol. 32(1):1-9.

doi: [10.1007/BF00172217](https://doi.org/10.1007/BF00172217)

Crowder LB, Cooper WE. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. Ecology. 63(6):1802-1813.

doi: [10.2307/1940122](https://doi.org/10.2307/1940122)

De Schrijver A, De Frenne P, Ampoorter E, Van Nevel L, Demey A, Wuyts K, Verheyen K. 2011. Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. Glob Ecol Biogeogr. 20(6):803-816.

doi: [10.1111/j.1466-8238.2011.00652.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00652.x)

Diehl S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: Effects of structural complexity and light. Oikos. 53(2):207-214.

doi: [10.2307/3566064](https://doi.org/10.2307/3566064)

Diehl S, Kornijow R. 1997. The influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and invertebrates. In: Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M, Christoffersen K, editors. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer. p. 24-46.

Donald AJ, Peres-Neto PR, Olden JD. 2000. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. Can J Fish Aquat Sci. 58(1):157-170.

doi: [10.1139/f00-239](https://doi.org/10.1139/f00-239)

- Donohue I, Jackson AL, Pusch MT, Irvine K. 2009. Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology*. 90(12):3470-3477.
[doi: 10.1890/09-0415.1](https://doi.org/10.1890/09-0415.1)
- Ebenman B, Persson L. 1988. Dynamics of size-structured populations: an overview. In: Ebenman B, Persson L, editors. *Size-structured populations: ecology and evolution*. Berlin: Springer-Verlag, p. 3-9.
- Eklöv P, Hamrin SF. 1989. Predatory efficiency and prey selection: Interactions between pike *Esox lucius*, perch *Perca fluviatilis* and rudd *Scardinius erythrophthalmus*. *Oikos*. 56(2):149-156.
[doi: 10.2307/3565330](https://doi.org/10.2307/3565330)
- Fischer P, Eckmann R. 1997. Spatial distribution of littoral fish species in Lake Constance, Germany. *Arch Hydrobiol*. 140(1):91-116.
[doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/140/1997/91](https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/140/1997/91)
- Ginetz RM, Larkin PA. 1976. Factors affecting rainbow trout (*Salmo gairdneri*) predation on migrant fry of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *J Fish Res Board Can*. 33(1):19-24.
[doi: 10.1139/f76-003](https://doi.org/10.1139/f76-003)
- Gliwicz ZM, Jachner AJ. 1992. Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? *Arch Hydrobiol* 124(4):385-410.
- Gregory RS, Northcote TC. 1993. Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. *Can J Fish Aquat Sci*. 50(2):233-240.
[doi: 10.1139/f93-026](https://doi.org/10.1139/f93-026)
- Haertel SS, Eckmann R. 2002. Diel shift of roach and its implications for the estimation of daily rations. *J Fish Biol*. 60(4):876-892.
[doi: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb02415.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02415.x)
- Horpila J, Liljendahl-Nurminen A, Malinen T. 2004. Effects of clay turbidity and light on the predator-prey interaction between smelts and chaoborids. *Can J Fish Aquat Sci*. 61(10):1862-1870.
[doi: 10.1139/f04-123](https://doi.org/10.1139/f04-123)
- Jacobsen L, Berg S. 1998. Diel variation in habitat use by planktivores in field enclosure experiments: the effect of submerged macrophytes and predation. *J Fish Biol*. 53(6):1207-1219.
[doi: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb00242.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb00242.x)
- Jacobsen L, Berg S, Jepsen N, Skov C. 2004. Does roach behaviour differ between shallow lakes of different environmental state? *J Fish Biol*. 65(1):135-147.
[doi: 10.1111/j.0022-1112.2004.00436.x](https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00436.x)
- Jeppesen E, Søndergaard M, Mortensen E, Kristensen P, Riemann B, Jensen HJ, Müller JP, Sortkjær O, Jensen JP, Christoffersen K, Bosselmann S, Dall E. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 1: cross analysis of three Danish case-studies. *Hydrobiologia*. 200:205-218.
[doi: 10.1007/bf02530340](https://doi.org/10.1007/bf02530340)
- Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M, Lauridsen T, Møller PH, Sandby K. 1998. Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. *Arch Hydrobiol*. 142(2):129-151.
[doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/142/1998/129](https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/142/1998/129)
- Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M, Lauridsen T, Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biol*. 45(2):201-218.
[doi: 10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x)
- Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen JP. 2003. Climatic warming and regime shifts in lake food webs-some comments. *Limnol Oceanogr*. 48(3):1346-1349.
[doi: 10.4319/lo.2003.48.3.1346](https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.1346)
- Jeppesen E, Pekcan-Hekim Z, Lauridsen TL, Søndergaard M, Jensen JP. 2006. Habitat distribution of fish in late summer: changes along a nutrient gradient in Danish lakes. *Ecol Freshw Fish*. 15(2):180-190.
[doi: 10.1111/j.1600-0633.2006.00142.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00142.x)
- Jespersen AM, Christoffersen K. 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch Hydrobiol*. 109(3):445-454.
- Jepsen N, Berg S. 2002. The use of winter refuges by roach tagged with miniature radio transmitters. *Hydrobiologia*. 483:167-173.
[doi: 10.1023/a:1021379528719](https://doi.org/10.1023/a:1021379528719)
- Lauridsen TL, Jeppesen E, Andersen FØ. 1993. Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated Lake Væng: impact of sediment composition and waterfowl grazing. *Aquat Bot*. 46(1):1-15.
[doi: 10.1016/0304-3770\(93\)90061-z](https://doi.org/10.1016/0304-3770(93)90061-z)
- Lauridsen TL, Jeppesen E, Søndergaard M. 1994. Colonization and succession of submerged macrophytes in shallow Lake Væng during the first five years following fish manipulation. In: Mortensen E, Jeppesen E, Søndergaard M, Nielsen LK, editors. *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes*. Switzerland: Springer p. 233-242.
- Lehtiniemi M, Engstrom-Öst J, Viitasalo M. 2005. Turbidity decreases anti-predator behaviour in pike larvae, *Esox lucius*. *Environ Biol Fish*. 73:1-8.
[doi: 10.1007/s10641-004-5568-4](https://doi.org/10.1007/s10641-004-5568-4)
- Lewin W-C, Okun N, Mehner T. 2004. Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwat Biol*. 49(4):410-424.
[doi: 10.1111/j.1365-2427.2004.01193.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01193.x)
- Menezes RF, Borrichsenius F, Svenning J-C, Søndergaard M, Lauridsen TL, Landkildehus F, Jeppesen E. 2015. Variation in fish community structure, richness and diversity in 56 Danish lakes with contrasting depth and trophic state: does the method matter? *Hydrobiologia*. 710:47-59.
[doi: 10.1007/s10750-012-1025-0](https://doi.org/10.1007/s10750-012-1025-0)
- Miner JG, Stein RA. 1996. Detection of predators and habitat choice by small bluegills: effects of turbidity and alternative prey. *Trans Am Fish Soc*. 125(1):97-103.
[doi:10.1577/1548-8659\(1996\)125<0097:dopahc>2.3.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1996)125<0097:dopahc>2.3.co;2)
- Mortensen E, Jerl-Jensen H, Møller JP, Timmermann M. 1990. Fiskeundersøgelser i søer: Undersøgelsesprogram, fiskeredskaber og metoder (Fish investigations in lakes: Monitoring programme

- fish gear and methods). Danimark: National Environmental Research Institute. Report No.: 3.56. [in Danish]
- Nurminen L, Pekcan-Hekim Z, Repka S, Horppila J. 2010. Effect of prey type and inorganic turbidity on littoral predator-prey interactions in a shallow lake: an experimental approach. *Hydrobiologia*. 646(1):209-214.
[doi: 10.1007/s10750-010-0175-1](https://doi.org/10.1007/s10750-010-0175-1)
- Olin M, Rask M, Ruuhijärvi J, Kurkilahti M, Ala-Opas P, Ylönen O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *J Fish Biol*. 60(3):593-612.
[doi: 10.1006/jfbi.2002.1876](https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.1876)
- Pekcan-Hekim Z, Horppila J, Nurminen LKL, Niemistö J. 2005. Diel changes in habitat preference and diet of perch (*Perca fluviatilis*), roach (*Rutilus rutilus*) and white bream (*Abramis björkna*). *Advanc Limnol*. 59:173-187.
- Pekcan-Hekim Z, Lappalainen J. 2006. Effects of clay turbidity and density of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae on predation by perch (*Perca fluviatilis*). *Naturwissenschaften*. 93:356-359.
[doi: 10.1007/s00114-006-0114-1](https://doi.org/10.1007/s00114-006-0114-1)
- Pekcan-Hekim Z, Nurminen L, Ojala T, Olin M, Ruuhijärvi J, Horppila J. 2010. Reversed Diel Horizontal Migration of Fish: Turbidity Versus Plant Structural Complexity as Refuge. *J Freshw Ecol*. 25(4):649-656.
[doi: 10.1080/02705060.2010.9664414](https://doi.org/10.1080/02705060.2010.9664414)
- Perrow MR, Jowitt AJD, Johnson SR. 1996. Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. *J Fish Biol*. 48(5):859-870.
[doi: 10.1111/j.1095-8649.1996.tb01481.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1996.tb01481.x)
- Persson L, Diehl S, Johansson L, Andersson G, Hamrin SF. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lake - patterns and the importance of size-structured interactions. *J Fish Biol*. 38(2):281-293.
[doi: 10.1111/j.1095-8649.1991.tb03114.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1991.tb03114.x)
- Persson L, Diehl S, Johansson L, Andersson G, Hamrin SF. 1992. Trophic interactions in temperate lake ecosystems: A test of food chain theory. *Am Nat*. 140(1):59-84.
- Persson L, Eklöv P. 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology*. 76(1):70-81.
[doi: 10.2307/1940632](https://doi.org/10.2307/1940632)
- Persson L, Crowder LB. 1997. Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shift. In: Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M, Christoffersen K, editors. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. New York: Springer. p. 3-23.
- Persson L, Byström P, Wahlström E. 2000. Cannibalism and competition in Eurasian perch: population dynamics of an ontogenetic omnivore. *Ecology*. 81(4):1058-1071.
[doi: 10.2307/177178](https://doi.org/10.2307/177178)
- Rossier O, Castella E, Lachavanne J-B. 1996. Influence of submerged aquatic vegetation on size class distribution of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in the littoral zone of Lake Geneva (Switzerland). *Aquat Sci*. 58:1-14.
[doi: 10.1007/bf00877636](https://doi.org/10.1007/bf00877636)
- Skov C, Berg S, Jacobsen L, Jepsen N. 2002. Habitat use and foraging success of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in experimental ponds related to prey fish, water transparency and light intensity. *Ecol Freshw Fish*. 11(2):65-73.
[doi: 10.1034/j.1600-0633.2002.00008.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2002.00008.x)
- Snickars M, Sandström A, Mattila J. 2004. Antipredator behaviour of 0+ year *Perca fluviatilis*: effect of vegetation density and turbidity. *J Fish Biol*. 65(6):1604-1613.
[doi: 10.1111/j.0022-1112.2004.00570.x](https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00570.x)
- Stevens CJ, Dise NB, Mountford JO, Gowing DJ. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*. 303:1876-1879.
[doi: 10.1126/science.1094678](https://doi.org/10.1126/science.1094678)
- Søndergaard M, Jeppesen E, Mortensen E, Dall E, Kristensen P, Sortkjær O. 1990. Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia*. 200:229-240.
[doi: 10.1007/bf02530342](https://doi.org/10.1007/bf02530342)
- Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. 1992. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia*. 228:91-99.
[doi: 10.1007/bf00006480](https://doi.org/10.1007/bf00006480)
- Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. 1993. Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygård, Denmark. *Hydrobiologia*. 253:345-356.
[doi: 10.1007/bf00050760](https://doi.org/10.1007/bf00050760)
- Søndergaard M, Lauridsen TL, Johansson LS, Jeppesen E. 2017. Repeated fish removal to restore lakes: case study Lake Væng, Denmark - two biomanipulations during 30 years of monitoring. *Water*. 9(1):1-18.
[doi: 10.3390/w9010043](https://doi.org/10.3390/w9010043)
- Utne-Palm AC. 2002. Visual feeding of fish in a turbid environment: Physical and behavioural aspects. *Mar Freshw Behav Phys*. 35(1-2):111-128.
[doi: 10.1080/10236240290025644](https://doi.org/10.1080/10236240290025644)
- Werner EE, Hall DJ. 1979. Foraging efficiency and habitat switching in competing sunfishes. *Ecology*. 60(2):256-264.
[doi: 10.2307/1937653](https://doi.org/10.2307/1937653)
- Werner EE, Mittelbach GG, Hall DJ, Gilliam JF. 1983. Experimental tests of optimal habitat use in fish: The role of relative habitat profitability. *Ecology*. 64(6):1525-1539.
[doi: 10.2307/1937507](https://doi.org/10.2307/1937507)
- Werner EE, Hall DJ. 1988. Ontogenetic habitat shifts in bluegill: The foraging rate-predation risk trade-off. *Ecology*. 69(5):1352-1366.
[doi: 10.2307/1941633](https://doi.org/10.2307/1941633)
- Wootton R. 1990. *Ecology of teleost fishes*, ed. 1. New York: Chapman & Hall 404 p



Küçük Menderes Nehri Balık Faunasına Katkıları

Ali İLHAN^{1*} , Hasan M. SARI¹ , Irmak KURTUL¹ , Sibel ATAĞ¹ 

¹ Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, Temel Bilimler Bölümü İçsular Biyolojisi Anabilim Dalı, 35100, Bornova-İzmir-Türkiye

Ö Z

Bu çalışmada, Küçük Menderes Nehri'nin güncel balık türlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Balık örneklemeleri, kaynaktan mansaba kadar, dört lotik ve beş lentik, dokuz istasyonda gerçekleştirilmiştir. Mevsimlik periyotlarda gerçekleştirilen örnekleme çalışması 2018 yılı içerisinde tamamlanmıştır. Örneklemeler, lotik habitatlarda elektroşoker, lentik habitatlarda ise bentik ağlar ve tül ıgırıp ile gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonucunda nehir havzasında, Anguillidae, Atherinidae, Cyprinidae, Cobitidae, Gobiidae, Leuciscidae, Nemacheilidae, Mugilidae, Percidae ve Poeciliidae familyalarına ait 13 türün varlığı belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Küçük Menderes, ihtiyofauna, dağılım, biyoçeşitlilik

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 27.10.2020

Düzeltilme : 21.02.2021

Kabul : 05.03.2021

Yayın : 30.12.2021



DOI:10.17216/LimnoFish.816922

* SORUMLU YAZAR

alilhan73@gmail.com

Tel : +90 232 311 28 53

Contributions to Fish Fauna of Küçük Menderes River

Abstract: In the present study, it was aimed to determine the current fish species of Küçük Menderes River. Fish sampling from source to downstream was carried out at nine stations including four lotic and five lentic. The sampling study was performed in seasonal periods and was completed in 2018. Electroshocker was used in lotic habitats while standard benthic nets and beach seine net were used in lentic habitats during fish sampling. As a result of the study, 13 taxa belonging to Anguillidae, Atherinidae, Cyprinidae, Cobitidae, Gobiidae, Leuciscidae, Nemacheilidae, Mugilidae, Percidae and Poeciliidae families were determined in the river basin.

Keywords: Küçük Menderes, ichthyofauna, distribution, biodiversity

Alıntılama

İlhan A, Sarı HM, Kurtul I, Atak S. 2021. Küçük Menderes Nehri Balık Faunasına Katkıları. LimnoFish. 7(3): 198-206. doi: 10.17216/LimnoFish.816922

Giriş

Küçük Menderes Nehri Türkiye'nin batısında yer alan, Ege bölgesinin önemli akarsularından biridir. Nehir, Bozdağlar ve karşısındaki Beydağı'ndan doğmakla birlikte esas kaynağını Kiraz ilçesinden gelen sular oluşturur. Selçuk ilçesi sınırlarında denize döküldüğü yere kadar 140 km mesafe kat eder (Saraçoğlu 1990). Nehir üzerinde, sulama amaçlı olarak inşa edilen Beydağ Barajı 2007 yılında, Burgaz Barajı ise 2015 yılında işletmeye açılmıştır. Bu iki baraj dışında yine tarımsal sulama amaçlı olarak Bademli, Çatak, Aslanlar, Karakızlar ve Eskioba göletleri de 2013 yılından itibaren hizmete alınmıştır. Ayrıca, nehir kolları üzerinde Aktaş, Ergenli, Rahmanlı ve Uladı barajlarının inşaatı da devam etmektedir (OSİB 2018).

Küçük Menderes Nehir havzasındaki göl ve akarsuların balık faunası ile ilgili olarak, günümüze kadar yapılan çalışmalarda 15 familyadan 26 taksonun varlığı bildirilmiştir (Balık ve Ustaoglu 1988; Ahnelt 1995; Erk'akan vd. 1999; Kuru vd. 2001; Balık vd. 2008; İnnal vd. 2018; TOB 2019). Ancak, özellikle son yıllarda ülkemizin tüm sucul sistemlerinde yaşanan kirlilik problemleri Küçük Menderes Nehri'nde çok daha ciddi biçimde yaşanmaktadır. Balık vd. (2006) ve (OSİB 2018) tarafından yapılan çalışmalarda nehrin su kalitesinin "aşırı kirli su" ve "çok kirlenmiş su" düzeyinde kirlilik etkisinde olduğu belirtilmiştir. Yine, Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü tarafından yapılan çalışmada da, havzada çevresel baskı oluşturan faktörlerin kentsel kanalizasyon, endüstriyel atık sular, tarım ve hayvancılık

faaliyetleri, zeytincilik, balıkçılık, düzensiz depolama sahaları, taş ocakları, çimento fabrikaları ve madencilik faaliyetleri olduğu belirtilmektedir (OSİB 2010).

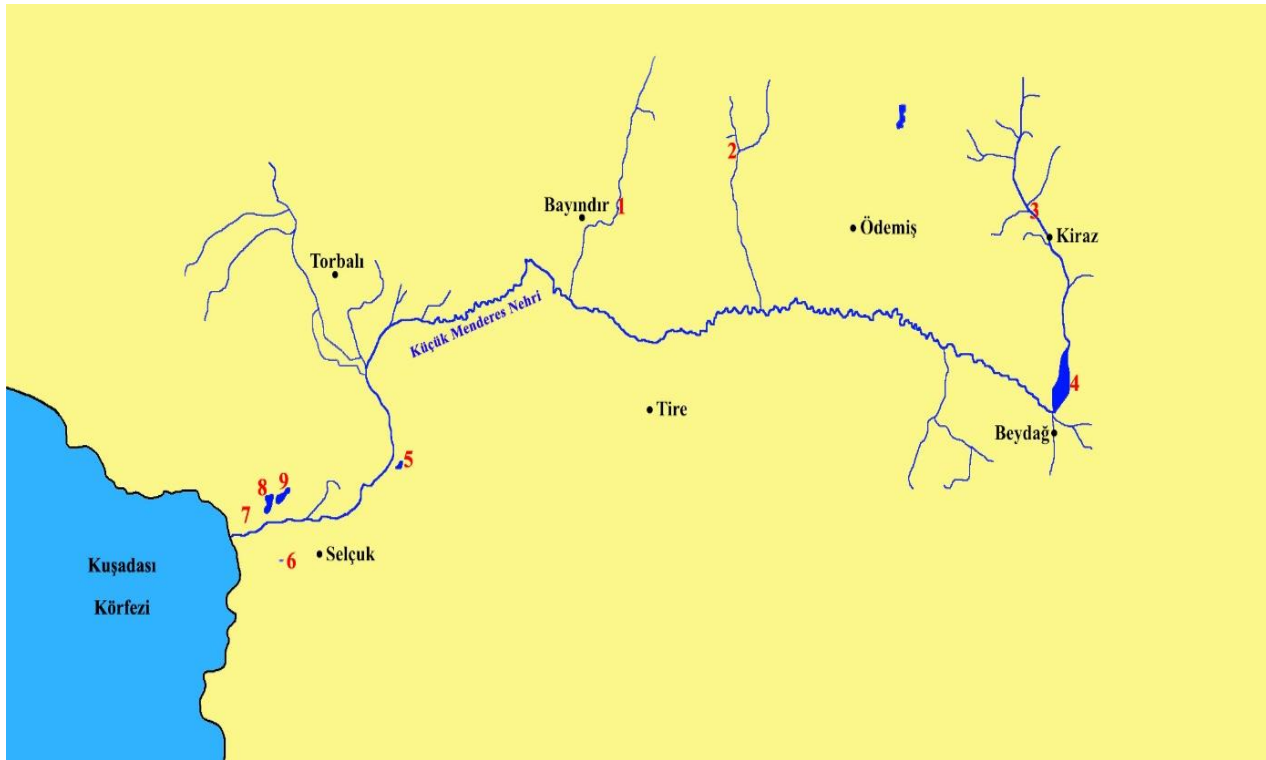
Bu çalışma ile, yoğun kirlilik etkisi altındaki Küçük Menderes Nehri'nin güncel balık faunasının belirlenmesi ve daha önceki kayıtlar dahilinde balık faunasının değişimi ele alınmıştır.

Materyal ve Metot

Küçük Menderes Nehri balık faunasının tespiti amacıyla 2018 yılı içerisinde kaynaktan mansaba kadar dört akarsu ve beş durgun su olmak üzere dokuz istasyonda örnekleme gerçekleştirilmiştir (Şekil 1). Özellikle nehir ana kolundaki aşırı kirlilik ile üzerlerine yapılan baraj ve göletler sonucu nehri besleyen kolların kuruması sebebiyle çalışılan istasyon sayısı düşük kalmıştır. 2018 yılı kış, ilkbahar, yaz ve sonbahar sıralamasıyla mevsimlik periyotlarda gerçekleştirilen örneklemelerde, lotik

habitatlarda “Samus 725 G” model elektroşoker, lentik habitatlarda ise “TS EN 14757 Su Kalitesi” kriterine uygun standart bentik ağlar ve tül ıgırıp kullanılmıştır (Şekil 2). Ayrıca, su sıcaklığı (°C), pH, tuzluluk (‰), çözülmüş oksijen (mg/l) ve elektriksel iletkenlik (µS) gibi ortamın fiziko-kimyasal özellikleri WTW Multi 3430 ölçüm cihazı ile yerinde ölçülmüştür. Yakalanan balıklar, fotoğraflandıktan sonra pure (%99,5) fenoksietanol (1 ml/L) ile ötenazi yapılarak, %4'lük formaldehit ile tespit edilmiş ve laboratuvara getirilmiştir. Laboratuvara getirilen örneklerin tür düzeyinde teşhisleri yapılarak, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Müzesi (ESFM) İçsu balıkları koleksiyonunda kayıt altına alınmıştır.

Balıkların tür teşhislerinde; Erk'akan vd. (1999), Geldiay ve Balık (2007), Kuru (1980), Miller (1986), Kottelat ve Freyhof (2007), Turan vd. (2008), Özuluğ ve Freyhof (2011), Freyhof vd. (2018)'nin çalışmalarından yararlanılmıştır.



***İstasyonlar:** 1. Ilıca Deresi-Bayındır (38.228338°N 27.688491°E), 2. Aktaş Deresi-Ödemiş (38.230797°N 27.833597°E), 3. Keleş Çayı-Kiraz (38.243711°N 28.188258°E), 4. Beydağ Baraj Gölü-Beydağ (38.105927°N 28.220622°E), 5. Belevi Gölü, Selçuk (38.016889°N 27.465320°E), 6. Kocagöz Gölü, Selçuk (37.942717°N 27.329919°E), 7. Zeytinköy Kaynağı-Selçuk (37.982124°N 27.269546°E), 8. Gebekirse Gölü, Selçuk (37.988014°N 27.301535°E), 9. Akgöl (Barutçu Gölü), Selçuk (37.993784°N 27.323071°E).

Şekil 1. Küçük Menderes Nehri'nde örnekleme yapılan istasyonlar*

Figure 1. Sampling stations in Küçük Menderes River



Şekil 2. a. İğrip ile örnekleme, b. Şoker ile örnekleme

Figure 2. a. Sampling with a seine net, b. Sampling with an electrofisher

Bulgular

Çalışma sonucunda, Anguillidae, Atherinidae, Cyprinidae, Cobitidae, Gobiidae, Leuciscidae, Nemacheilidae, Mugilidae, Percidae ve Poeciliidae familyalarına ait 13 takson belirlenmiştir (Şekil 3-15). Küçük Menderes Nehri kolları ve bağlantılı göllerde, 4'ü Türkiye endemiği, 7'si yerli ve 2'si egzotik olmak üzere 10 familyadan 13 türün varlığı devam etmektedir.

Phylum : CHORDATA
Subphylum : VERTEBRATA
Classis : OSTEICHTHYES
Ordo : ANGUILLIFORMES
Familya : Anguillidae



Şekil 3. *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) (Avrupa yılan balığı)

Figure 3. *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) (European eel)

Ordo : ATHERINIFORMES
Familya : Atherinidae



Şekil 4. *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Gümüş balığı)

Figure 4. *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Big-scale sand smelt)

Ordo : CYPRINIFORMES
Familya : Cobitidae



Şekil 5. *Cobitis fahirae* Erk'akan, Atalay-Ekmekçi & Nalbant, 1998 (Taşemen)

Figure 5. *Cobitis fahirae* Erk'akan, Atalay-Ekmekçi & Nalbant, 1998 (Küçük Menderes spined loach)

Familya : Cyprinidae



Şekil 6. *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 (Sazan)

Figure 6. *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 (Common carp)



Şekil 7. *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (Gümüş havuz balığı)

Figure 7. *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (Prussian carp)



Şekil 8. *Luciobarbus lydianus* (Boulenger, 1896) (Bıyıklı balık)

Figure 8. *Luciobarbus lydianus* (Boulenger, 1896) (Lydian barbel)

Familiya : Leuciscidae



Şekil 9. *Petroleuciscus smyrnaeus* (Boulenger, 1896) (Tatlısu kefalı)

Figure 9. *Petroleuciscus smyrnaeus* (Boulenger, 1896) (Izmir chub)



Şekil 10. *Squalius fellowesii* (Gunther, 1868) (Tatlısu kefalı)

Figure 10. *Squalius fellowesii* (Gunther, 1868) (Aegean chub)

Familiya : Nemacheilidae



Şekil 11. *Oxynoemacheilus theophilii* Stoumboudi, Kottelat & Barbieri, 2006 (Çöpçü balığı)

Figure 11. *Oxynoemacheilus theophilii* Stoumboudi, Kottelat & Barbieri, 2006 (Lesbos stone loach)

Ordo : CYPRINODONTIFORMES

Familiya : Poeciliidae



Şekil 12. *Gambusia holbrooki* (Baird & Girard, 1853) (Sivrisinek balığı)

Figure 12. *Gambusia holbrooki* (Baird & Girard, 1853) (Eastern mosquitofish)

Ordo : GOBIIFORMES

Familiya : Gobiidae



Şekil 13. *Knipowitschia ricasolii* (Di Caporiacco, 1935) (Tatlısu kaya balığı)

Figure 13. *Knipowitschia ricasolii* (Di Caporiacco, 1935) (Ephesus goby)

Ordo : MUGILIFORMES

Familiya : Mugilidae



Şekil 14. *Chelon ramada* (Risso, 1827) (Kefal)

Figure 14. *Chelon ramada* (Risso, 1827) (Thinlip grey mullet)

Ordo : PERCIFORMES

Familiya : Percidae



Şekil 15. *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Tatlısu Levreği)

Figure 15. *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (European perch)

Akarsu bünyesinde yoğun kirlilik dolayısıyla sadece kaynak kısmındaki görece temiz sularda balıklara rastlanmıştır. Söz konusu akarsular, Ilıca Deresi (Bayındır), Aktaş Deresi (Ödemiş) ve K. Menderes Nehri'nin kaynağı durumundaki Keleş Çayı (Kiraz)'dır. Nehrin kaynak kısımlarında Cyprinidae, Leuciscidae ve Nemacheilidae familyası üyelerine rastlanırken, mansap bölgesinde yer alan ve denizle bağlantısı olan göllerde tatlısu türlerinin yanı sıra, Anguillidae, Atherinidae ve Mugilidae gibi örihalin balık türleri de faunada yer almaktadır (Tablo 1).

Çalışma sonucunda, *C. carpio* ve *P. smyrnaeus* türleri 4'er istasyon ile en fazla rastlanan türler iken, *A. anguilla*, *K. ricasolii*, *C. ramada*

ve *P. fluviatilis* türleri sadece 1'er istasyonda tespit edilebilmiştir (Tablo 1).

Tablo 1. Küçük Menderes Nehri istasyonlara göre balık tür listesi *

Table 1. Fish species list of stations on Küçük Menderes River *

Türler	İstasyonlar									IUCN
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
<i>A. anguilla</i>									+	CR
<i>A. boyeri</i>								+	+	LC
<i>C. fahirae</i>					+	+			+	LC
<i>C. carpio</i>				+	+	+			+	VU
<i>C. gibelio</i>				+	+				+	---
<i>L. lydianus</i>	+	+	+							LC
<i>P. smyrnaeus</i>					+	+		+	+	LC
<i>S. fellowesii</i>	+	+	+							LC
<i>K. ricasolii</i>						+				LC
<i>O. teophilii</i>	+	+	+							LC
<i>C. ramada</i>								+		LC
<i>P. fluviatilis</i>				+						LC
<i>G. holbrooki</i>				+	+		+			LC

*IUCN: Conservation status (Koruma statüsü).

Tartışma ve Sonuç

Günümüze kadar yapılmış olan çalışmalarda, Küçük Menderes Nehri ve bağlı göllerde 15 familyadan 26 taksonun bildirimi yapılmıştır. Balık (1974), Batı Anadolu tatlısu balıklarının taksonomisi ve ekolojik özelliklerini incelediği çalışmada K. Menderes Nehri'nden 2 familyaya ait 5 takson bildirmiştir. Balık ve Ustaoglu (1988), Akgöl ve Gebekirse Gölü'nden çoğunluğu denizel türlerden oluşan 14 takson bildirmişlerdir. Ahnelt (1995), Batı Anadolu'dan iki yeni *Knipowitschia* türünü tanıttığı çalışmasında Kocagöz Gölü'nden endemik bir tür olan *Knipowitschia ephesii* türünü bildirmiştir. Erk'akan vd. (1999), Havzada *Cobitis* genusuna ait 2 taksonun varlığından bahsetmişlerdir. Kuru vd. (2001), yaptıkları derleme çalışmada nehir havzasında 9 familya içerisinde 16 taksonun dağılımını bildirmişlerdir. Balık vd. (2008), bir proje kapsamında 4 familyadan 7 türün varlığını saptamışlardır. İnnal vd. (2018), Kocagöz Gölü'nde 5 familyadan 8 tür yaşadığını bildirmişlerdir. Küçük Menderes Havzası Nehir Havza Yönetim Planı Hazırlanması kapsamında yapılan proje çalışmasında nehir kolları ve bağlantılı göllerde 9 familya dahilinde 13 türün varlığı bildirilmiştir (TOB 2019) (Tablo 2). Son olarak, Kurtul ve Sarı (2020), Belevi ve Barutçu göllerinde *Gambusia holbrooki* türünün varlığını bildirmişlerdir.

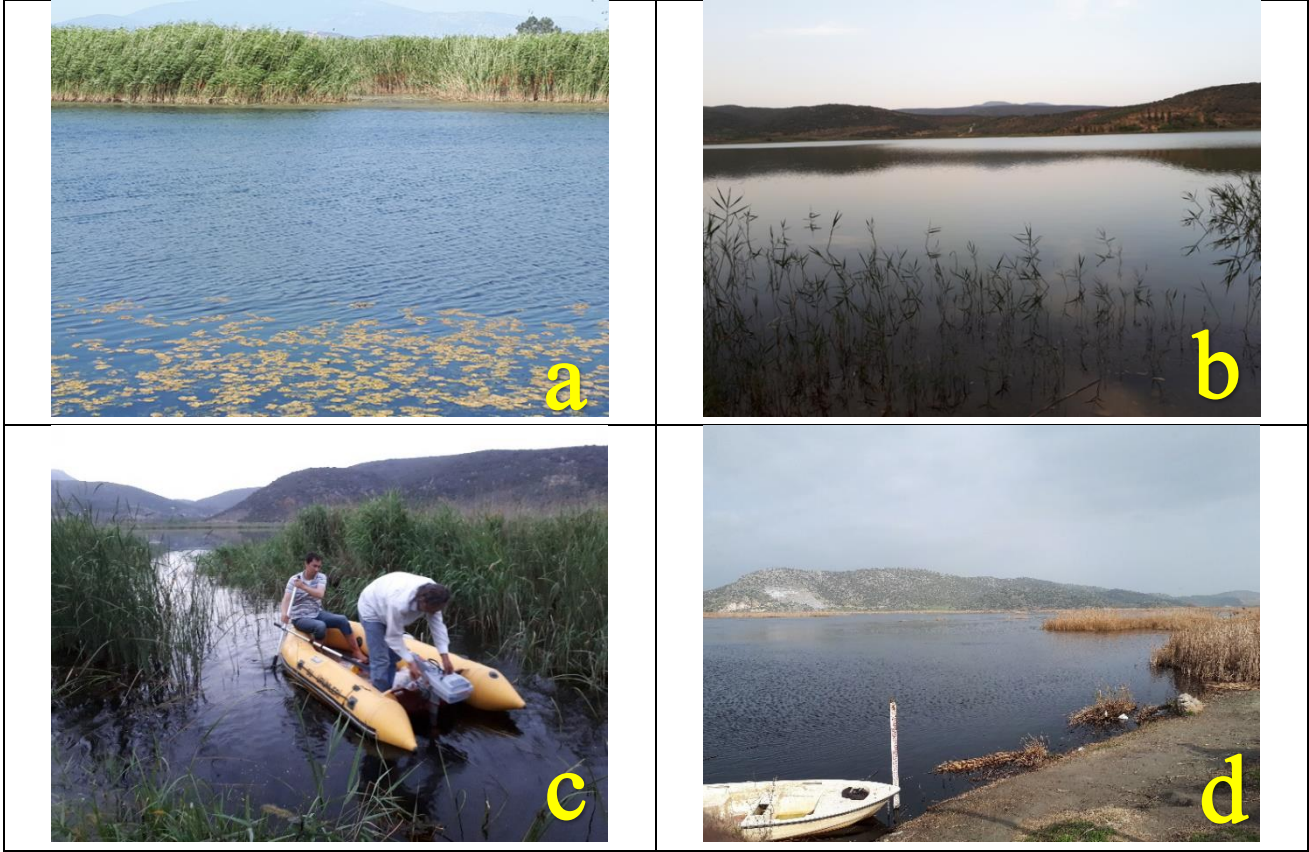
Bu çalışmada ise, 10 familyadan 13 tür tespit edilmiştir (Tablo 2). Takson sayısındaki farklılığın

en önemli nedenlerinden birinin özellikle nehir ana kolundaki kirlilik ve habitat kaybı olduğu düşünülmektedir. Havza içerisinde yer alan Kiraz, Bayındır, Ödemiş ve Tire ilçelerinde tarım, hayvancılık ve bunlara bağlı sanayi faaliyetlerinde çok hızlı bir büyüme söz konusudur. Bu faaliyetlerin, havzaya yüksek miktarda kirlilik yükü bıraktığı ve bu durumun kaynak noktalarından itibaren hemen hemen nehirdeki tüm canlı yaşamını olumsuz yönde etkilediği birçok çalışmada rapor edilmiştir. Balık vd. (2006), Belçika Biyotik İndeksi'ne göre bentik omurgasızlardan yararlanılarak su kalitesi seviyesinin "Aşırı Kirli Sular" grubuna girdiğini bildirmişlerdir. Ayrıca, YSKY'ye göre izlenen parametreler değerlendirildiğinde Selçuk Mansap noktasının IV. Sınıf (çok kirlenmiş su) niteliği taşıdığı, "Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği" yerüstü su kaynakları kalite kriterlerine göre IV. Sınıf: Çok kirlenmiş su ("Zayıf" su durumunu ifade etmektedir) niteliğinde olduğu belirtilmiştir (OSİB 2018). T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü tarafından yapılan çalışmada da, havzada çevresel baskı oluşturan faktörlerin kentsel kanalizasyon, endüstriyel atık sular, tarım ve hayvancılık faaliyetleri, zeytincilik, balıkçılık, düzensiz depolama sahaları, taş ocakları, çimento fabrikaları ve madencilik faaliyetleri olduğu belirtilmektedir (OSİB 2010).

Tablo 2. Küçük Menderes Nehri’nde günümüze kadar tespit edilmiş balık türleri***Table 2.** The fish species identified so far in the Küçük Menderes River *

Takson	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>A. anguilla</i>		+			+		+	+	+
<i>A. boyeri</i>								+	+
<i>S. fluviatilis</i>						+			
<i>C. fahirae</i>		+		+	+			+	+
<i>C. kurui</i>				+	+		+		
<i>A. demiri</i>						+	+	+	
<i>L. lydianus</i>	+	+			+	+			+
<i>C. gibelio</i>							+	+	+
<i>C. carpio</i>	+	+			+	+	+	+	+
<i>P. symrnaeus</i>							+	+	+
<i>R. amarus</i>	+	+			+				
<i>S. fellowesii</i>	+				+	+			+
<i>K. ricasolii</i>			+				+		+
<i>K. caucasica</i>								+	
<i>D. labrax</i>		+			+				
<i>C. ramada</i>		+			+			+	+
<i>C. auratus</i>		+			+			+	
<i>C. saliens</i>		+			+				
<i>M. cephalus</i>	+	+			+				
<i>O. theophilii</i>						+			+
<i>P. fluviatilis</i>								+	+
<i>G. holbrooki</i>		+			+	+	+	+	+
<i>S. glanis</i>		+			+				
<i>S. solea</i>		+			+				
<i>S. aurata</i>		+			+				
<i>S. abaster</i>								+	

*1: Balık (1974), 2: Balık ve Ustaoglu (1988), 3: Ahnelt (1995), 4: Erk’akan vd. (1999), 5: Kuru vd. (2001), 6: Balık vd. (2008), 7: İnnal vd. (2018), 8: TOB (2019), **9: Bu çalışma**



*a. Kocagöz Gölü, b. Gebekirse Gölü, c. Akgöl, d. Belevi Gölü

Şekil 16. Durgun su istasyonlarından görüntüler*

Figure 16. Views from Lake stations

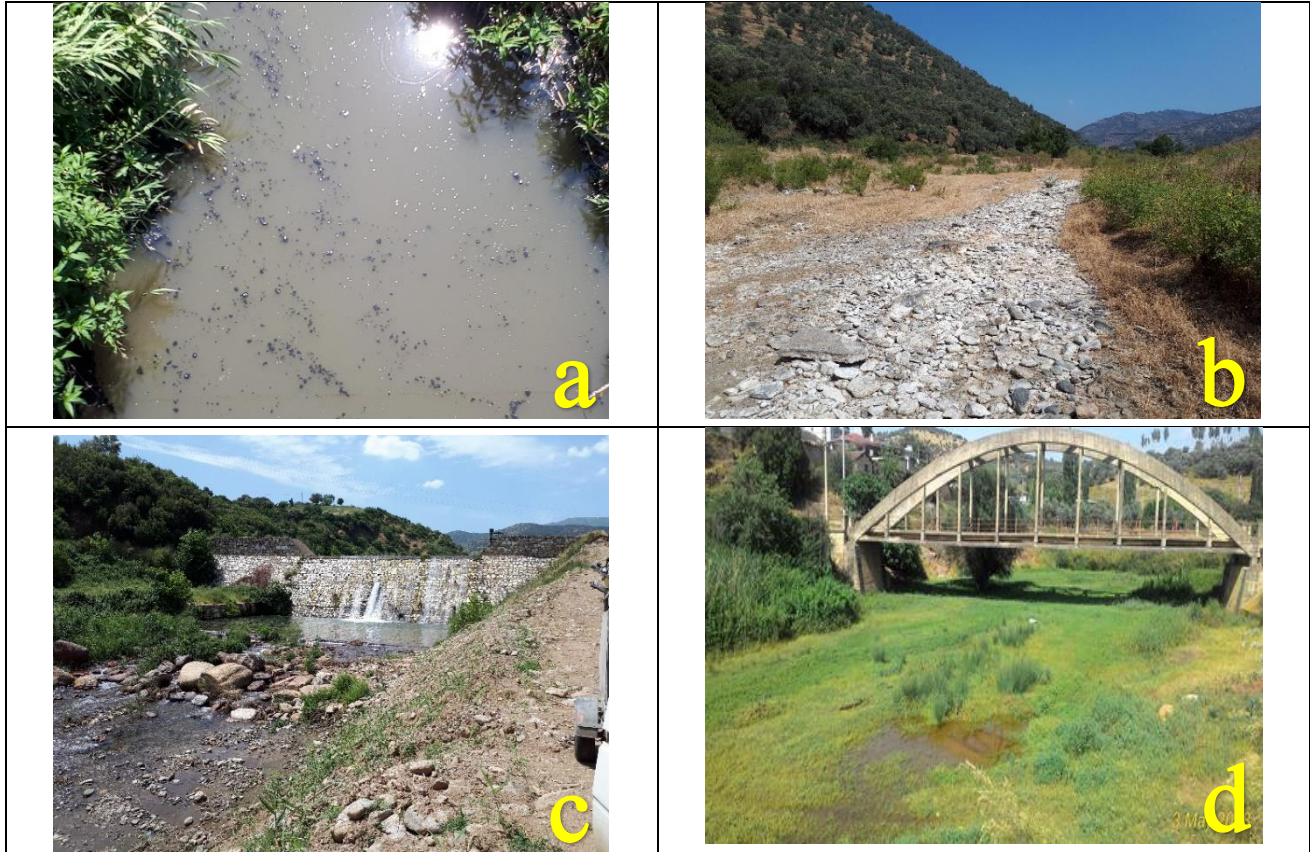
Balık faunasının dağılımını etkileyen faktörlerden biri de akarsular üzerindeki baraj ve göletlerin varlığı ile birlikte yaşanan kuraklıktır. Söz gelimi, balık varlığının tespit edildiği Ilıca deresi (İst. 1) ve Keleş Çayı (İst. 4) da dahil olmak üzere nehri besleyen derelerin birçoğunun yaz mevsiminde kurduğu gözlenmiştir. Çalışmanın yapıldığı, Küçük Menderes Nehri kolları üzerinde Beydağ ve Burgaz barajlarının yanında, Aslanlar, Bademli, Çatak, Eskioba ve Karakızlar göletleri yer almaktadır. Ayrıca, Aktaş, Ergenli, Rahmanlar ve Uladı barajları da inşaat halindedir. Bu durum, nehir ana koluna bağlanan hemen her derenin suyunun tutulması ve nehre ulaşamaması sonucunu doğurmaktadır.

Havzanın bazı balık türlerinin yoğun olarak bulunduğu göllerde ise önceki çalışmalarda varlığı bildirilen türlerden özellikle denizel kökenli olan *Dicentrarchus labrax*, *Chelon auratus*, *Chelon saliens*, *Mugil cephalus*, *Solea solea* ve *Sparus aurata* türleri bu çalışmada tespit edilememiştir. Bu durum, mevcut göllerin denizle olan bağlantısını sağlayan kanalların her zaman açık olmaması ve balık göçlerinin sağlıklı şekilde olamaması ile açıklanabilir.

Çalışmanın dikkat çeken sonuçlarından biri de, *C. gibelio* türünün Akgöl (İst. 9)'de yoğun olarak

bulunmasına rağmen, hemen yakınında yer alan Gebekirse Gölü (İst. 8)'nde bulunmayışıdır. Bu durum, her iki göl suyunun tuzluluk değeri ile açıklanabilir. Çalışma süresince, göl suyu tuzluluk değeri Akgöl'de 1,1–2,9 ppt arasında değişim gösterirken, Gebekirse Gölü'nde 4,0–4,7 ppt olarak ölçülmüştür. Gebekirse Gölü'ndeki nispeten yüksek tuzluluk değerinin *C. gibelio* türünün varlığı açısından sınırlayıcı bir etkisi olduğu düşünülebilir (Şekil 16).

Sonuç olarak, Küçük Menderes Nehri kolları ve bağlantılı göllerde, 4'ü Türkiye endemiği, 7'si yerli ve 2'si egzotik olmak üzere 10 familyadan 13 türün varlığı devam etmektedir. Havzanın balık biyoçeşitliliğinin korunması ve sürdürülebilirliği açısından mevcut kirlilik kaynaklarının değerlendirilmesi ve bu doğrultuda denetlenmesi önerilmektedir. Bunun yanı sıra, küresel iklim değişikliği ile birlikte hızla azalan su miktarı göz önüne alındığında, havzada yer alan gölet ve baraj gibi su tutma yapılarının akarsu yaşamının devamlılığını sağlayacak miktarda suyu doğal ortamlara bırakmasının son derece önemli olduğu düşünülmektedir (Şekil 17). Aksi takdirde, popülasyonlarının iyice azalmış olduğu balık türlerinin çok yakın bir gelecekte ortamdaki tamamen yok olmaları kaçınılmaz olacaktır.



*a. Nehir ana kolundaki kirlilik, b. Ilıca Deresi (Yaz mevsiminde kurumuş dere yatağı), c. Keleş Çayı (Dere yatağına bent yapılmak suretiyle müdahale), d. Beydağ Barajı altı nehir ana kolu (Çalışma yapılan 4 mevsimde de kuru)

Şekil 17. Akarsu istasyonlarından görüntüler*

Figure 17. Views from stream stations *

Teşekkür

Bu çalışma, Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi 2017/SÜF/016 nolu proje kapsamında gerçekleştirilmiştir.

Kaynaklar

- Ahnelt H. 1995. Two new species of *Knipowitschia* ILJIN, 1927 (Teleostei: Gobiidae) from Western Anatolia. *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut*. 92:155-168.
- Balık S. 1974. Batı Anadolu tatlısu balıklarının taksonomisi ve ekolojik özellikleri üzerine araştırmalar [Doktora Tezi]. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Genel Zooloji Kürsüsü, 109 s. [in Turkish]
- Balık S, Ustaoglu MR. 1988. Akgöl ve Gebekirse Gölü'nün (Selçuk-İzmir) fizikokimyasal özellikleri, balıkları ve balıkçılığı. IX. Ulusal Biyoloji Kongresi; Sivas, Türkiye. [in Turkish]
- Balık S, Ustaoglu MR, Özbek M, Yıldız S, Taşdemir A, İlhan A. 2006. Küçük Menderes Nehri'nin (Selçuk, İzmir) aşağı havzasındaki kirliliğin makro bentik omurgasızlar kullanılarak saptanması. E. Ü. Su Ürünleri Dergisi. 23(1-2):61-65. [in Turkish]
- Balık S, Ustaoglu MR, Sarı HM, İlhan A, Topkara ET. 2008. Türkiye'nin Marmara, Ege, Akdeniz ve İç Anadolu Bölgelerindeki endemik içsu balıklarının taksonomik durumlarının ve zoocoğrafik

dağılımlarının güncelleştirilmesi. İzmir: Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Proje Raporu. Proje No: 2004/SÜF/001, 51 s. [in Turkish]

- Erk'akan F, Atalay-Ekmekçi FG, Nalbant TT. 1999. A review of the genus *Cobitis* in Turkey (Pisces: Ostariophysi: Cobitidae). *Hydrobiologia*. 403:13-26. [doi:10.1023/A:1003794726444](https://doi.org/10.1023/A:1003794726444)

- Freyhof J, Bayçelebi E, Geiger M. 2018. Review of the genus *Cobitis* in the Middle East, with the description of eight new species (Teleostei: Cobitidae). *Zootaxa*. 4535 (1): 001–075. [doi:10.11646/zootaxa.4535.1.1](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4535.1.1)

- Geldiay R, Balık S. 2007. Türkiye tatlısu balıkları. İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları 644 s. [in Turkish]

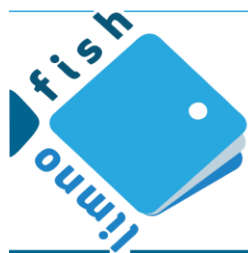
- İnnal D, Güçlü SS, Giannetto D. 2018. Length-Weight Relationship of *Knipowitschia ephesi* Ahnelt, 1995 (Actinopterygii: Gobiidae) from the Kocagöz Lake, İzmir, Turkey. *Acta Zool Bulgar*. 70 (4):565-568.

- Kottelat M, Freyhof J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Cornol Switzerland: Publications Kottelat 646 p.

- Kuru M. 1980. Key to inland water fishes of Turkey. *Hacettepe Bulletin of Natural Sciences and Engineering*. 9:103-133.

- Kuru M, Balık S, Ustaoglu MR, Ünlü E, Taşkavak E, Gül A, Yılmaz M, Sarı HM, Küçük F, Kutrup B, Hamalosmanoğlu M. 2001. Türkiye'de bulunan sulak

- alanların Ramsar Sözleşmesi balık kriterlerine göre değerlendirilmesi. Ankara: T.C. Çevre Bakanlığı Çevre Koruma Genel Md. Projesi. Kesin Rapor, 289 s. [in Turkish]
- Kurtul I, Sarı HM. 2020. Length–weight relationships of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) in 23 river basins of Turkey. *Turk J Zool.* 44:324-334.
[doi:10.3906/zoo-2002-37](https://doi.org/10.3906/zoo-2002-37)
- Miller PJ. 1986. Gobiidae. In: Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J, Tortonese E, editors. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Vol. III. Paris, 1019-1085 pp.
- OSİB (T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü). 2010. Küçük Menderes - Havza Koruma Eylem Planı. Ankara: TÜBİTAK MAM. [in Turkish]
- OSİB (T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü). 2018. Küçük Menderes ve Gediz Havzası Su Tahsis Planlarının Hazırlanması-Küçük Menderes Havzası - Mevcut Durum Analiz Raporu, 581 s. [in Turkish]
- Özuluğ M, Freyhof J. 2011. Revision of the genus *Squalius* in Western and Central Anatolia, with description of four new species (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyol Explor Fres.* 22(2):107-148.
- Saraçoğlu H. 1990. Bitki örtüsü akarsular ve göller. Milli Eğitim Bakanlığı Yayınları Öğretmen Kitapları Dizisi. İstanbul: 177 Milli Eğitim Basımevi 577 s. [in Turkish]
- Turan D, Ekmekçi FG, İlhan A, Engin S. 2008. *Luciobarbus kottelati*, a new species of barbel (Teleostei: Cyprinidae) from the Büyük Menderes River, Turkey, with rediagnose of *L. lydianus*. *Zootaxa.* 1824(1):35-44.
[doi:10.11646/zootaxa.1824.1.4](https://doi.org/10.11646/zootaxa.1824.1.4)
- TOB (T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü). 2019. Küçük Menderes Havzası Nehir Havza Yönetim Planı Hazırlanması Projesi. Nehir Havza Yönetim Planı Nihai Raporu, 820 s. [in Turkish]



Evaluation of Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment and Fishes of New Calabar River in Southern Nigeria

Chris I. DAVIES¹ , Abraham O. EKPERUSI^{*2} 

¹ Department of Fisheries, Faculty of Agriculture, University of Port Harcourt, Choba, Rivers State, Nigeria

² Department of Marine Environment & Pollution Control, Faculty of Marine Environmental Management, Nigeria Maritime University, Okerenkoko, Delta State, Nigeria

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the levels of heavy metals in surface water, sediment and selected fish samples in New Calabar River. Samples for analyses were collected for six months across three stations between 08:00 and 12:00 hrs on each sampling day. Physicochemical parameters and metals in water, sediments and tissues of fishes were analyzed following standard procedure using a spectrophotometer. In surface waters, iron, nickel and zinc were above recommended limit while in sediments chromium, iron, nickel, lead and zinc were above the limit. No significant differences were observed in metal concentration in the tissues of the three species. The levels of heavy metals reported in *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Tilapia zilli* and *Papryrocranus afer* were higher than that reported in surface waters and sediment, indicating bioaccumulation potentials of metals in fishes. Among the three species, the highest metal concentration was reported in the tissues of *T. zilli* followed by *P. afer* and *C. nigrodigitatus*. The presence of elevated non-essential metals like chromium and lead in fishery products of the New Calabar River requires regular assessment, regulatory and mitigative actions to reduce the burden of metal accumulation in human population through consumption of fishery products.

Keywords: Metal accumulation, New Calabar River, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Tilapia zilli*, *Papryrocranus afer*

How to Cite

Davies CI, Ekperusi AO. 2021. Evaluation of Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment and Fishes of New Calabar River in Southern Nigeria LimnoFish. 7(3): 207-218. doi: 10.17216/LimnoFish.816030

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 25.10.2020

Revised : 06.01.2021

Accepted : 18.01.2021

Published : 30.12.2021

DOI:10.17216/LimnoFish. 816030



* CORRESPONDING AUTHOR

ekperusiab@gmail.com

Phone : +23408033851884

Introduction

Environmental pollution, natural or manmade, assumes enormous proportion with the advancement of civilization, industrialization and urbanization. Aquatic ecosystems are one of the most often polluted spheres of the environment. This is because contaminants in air, soil and land ultimately end up in the aquatic ecosystems via precipitation, surface runoff and leaching of rocks and solid wastes (Davies et al. 2009). Municipal sewage, industrial wastewater and agricultural chemicals, mining and petroleum exploration are the main causes of surface water pollution (Yang et al. 2002; Uncumusaoğlu et al. 2016; Akkan et al. 2018). Aquatic ecosystems act as major receptacles for various contaminants generated through the unregulated release of effluents from mines, smelters, industries, and from aerial

deposition (Nriagu and Pacyna 1988; Kabata-Pendias 2004; Adriano et al. 2002).

In Nigeria, the input of environmental pollutants in aquatic ecosystems is a common phenomenon. It is a general believe that aquatic systems: inland waters, estuaries, and even the world oceans have an unlimited capacity to absorb increasing amount and variety of wastes and energy from our civilization (Abu and Egenonu 2008). In spite of the global abundance of water and the mainly renewable property of water resources, its carrying capacity has been overwhelmed by anthropogenic discharges of unprecedented quantity of wastes within the last century (Mokaya et al. 2004).

The contamination of freshwaters ecosystems in developing countries with a wide range of pollutants has become a matter of concern for decades (Dahunsi

et al. 2012). The growing population and increased industrial activities in many developing countries is also accelerating the exposure of the environment to multiple levels of contaminants including heavy metals. Heavy metals have been considered as major environmental pollutants due to their persistent and toxicity profile in soil, water and biota (Ross 1994; Prasad 2001; Ekperusi et al. 2016) and their biological amplification through the food chain (Dahunsi et al. 2012). Heavy metal contaminants in river system pose serious concern not only to aquatic media, but the human population interacting with such water bodies (Boohene and Agbasah 2018). Metal contamination and the trophic transfer of metals in aquatic food chains has been a subject of concern. More so, locations adjacent to agricultural areas and industrial layouts pose a high risk to aquatic habitats because of the potential for significant runoff and industrial discharges (Ajao et al. 1996; Nubi et al. 2008).

Pollution studies have revealed elevated levels of metals in various river systems in southern Nigeria (Kakulu and Osibanjo 1988; Kakulu and Osibanjo 1992). Consequently, the concentration of metals in Nigerian coastal waters and sediment are of great concern, warranting the need for periodic assessment of both water and aquatic resources in order to monitor the pollution and productivity status of aquatic ecosystem (Ajao et al. 1996; Nubi et al. 2008).

The New Calabar River is among the important water resources in the Niger Delta region and is in the vicinity of the rapidly expanding Port Harcourt metropolis in Rivers State. Local communities within the area are directly dependent on the river for food, agriculture, recreation, and sometimes, domestic water supplies. The fishery resources in the river are exploited in a subsistent manner by the use of different types of traditional fishing gears by local fishermen (Francis and Elenwo 2012). Many fish species belonging to the families Lutjanidae, Clupeidae, Cichlidae and the Claroteidae comprise catches from the river, but the most abundant are the Claroteidae (silver catfish) and Cichlidae (tilapias) (Francis and Elenwo 2012). The river is subject to effluent discharge from industries sited along its banks. Also, surface run-off resulting from soil erosion, lumbering, forestry operations, dredging, and domestic sewage all contributes to a wide scale contamination of the river.

Fin and shell fishes have been widely used as bio-indicators to monitor heavy metals concentration in aquatic environment due to their wide range of distribution and their important position in the food chain (Boohene and Agbasah 2018). Fish can accumulate large amount of toxicants and are

considered as one of the most susceptible aquatic organisms to toxic substances present in water (Dahunsi et al. 2012). Fishery products constitute an important aspect of human food due to the high level of protein and essential amino acids for the proper growth and development of the body (Dahunsi et al. 2012; Hadjiliadis 2012). Production of wholesome aquatic foods demands adequate management of the aquatic environment through effective screening for toxicants for corrective actions (Dahunsi et al. 2012). This study aimed to assess the contaminant levels in surface water, sediment, and tissues of selected fish species of New Calabar River to provide a baseline and relevant data for the effective regulation of water and fisheries resources in Nigeria.

Materials and Methods

Study Area

The New Calabar River is located in Port Harcourt, Rivers State. The state is one of the coastal states of the Niger Delta region and the river empties into the Atlantic Ocean (Francis and Elenwo 2012). The Niger Delta region cover a land mass of about some 70,000 km² and accounts for about 8% of Nigerian land mass (Onosode and Chokor 2003). The region is characterized by two distinct climatic seasons of wet and dry period. The dry season starts from November to February while the wet season covers March to October with occasional rainfall experienced during the dry season months of November to March. The annual rainfall of the region is between 2,000 and 3,000 mm (Abowei 2000).

The river contains fresh water at its upper and middle reaches but becomes brackish towards the mouth (Figure 1). Anthropogenic activities along the river include an abattoir, poultry, a fabrication company and a weekly market along the bank (Nwadiaro and Ayodele 1992). The University of Port Harcourt is located within the middle reaches of the river. The inhabitants of Choba town make use of New Calabar River for various domestic needs, such as fishing, bathing, cooking and swimming. Also, the river receives the effluent wastewater discharged from Indo-Food Nigeria Plc, defunct Wilbros Nigeria Limited, oil servicing company and an abattoir. Dredging and fishing activities are still prevalent alongside the other numerous human activities.

Sample Stations and Sampling Procedure

Based on the peculiarities observed around the study area, three sampling points were selected within the New Calabar River to reflect different activities in the catchment. The three sampled stations (upstream, midstream and downstream) were approximately 500 meters apart as recommended by national regulation for surface water sampling. All

sites were geo-referenced using a handheld global positioning system (GPS) receiver unit (Magellan GPS 315). Station 1 which is the upstream with latitude $04^{\circ}42'02.5''\text{N}$ and longitude $071^{\circ}12'31.3''\text{E}$ is close to an abattoir and a waste dump site, station 2 (midstream, latitude $04^{\circ}51'58.7''\text{N}$ and longitude $006^{\circ}53'21.6''\text{E}$) is close to an oil servicing company, while station 3 which is the downstream (latitude $04^{\circ}52'58.7''\text{N}$ and longitude $006^{\circ}53'48.3''\text{E}$) is characterised by human waste disposal and fishing activities. Samples collected for analysis include water, sediment and biota. At each sampling point, three

randomize samples were collected to form a composite sample.

The fieldwork was undertaken on a monthly basis from January to June 2019. Surface water sample were collected with a water sampler. Sediment was collected using a sediment sampler. All collected samples were emptied into appropriate sampling bottles, preserved with 10% formalin, labelled properly and kept in ice packs before taken to the laboratory for analysis. Fish samples were purchased from fisherman within the bank of the river after interaction and conforming the location of the catch with respect to the three sampling stations.

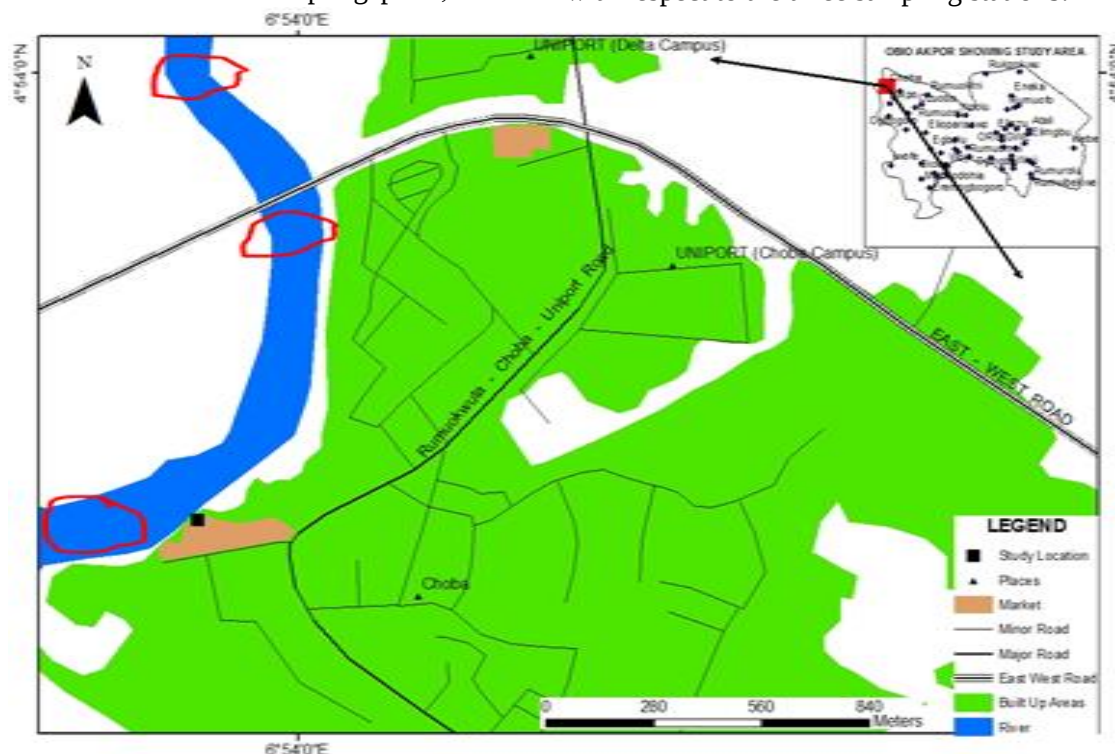


Figure 1. Map of study area showing sampling stations

Determination of Physicochemical Parameters and Heavy Metals

The physicochemical parameters such as temperature, pH, salinity, total dissolved solids (TDS), total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD), dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD) of the water was measured in the laboratory using Bench-top meter (860033 model) while dissolved oxygen (DO) was measured using Winkler's method. Nitrate, phosphate, sulphate, chloride, ammonia, oil and grease and heavy metal in water and sediments such as Pb, Cr, Cu, Fe, Cd, Zn and Mn were analyzed and recorded following standard laboratory procedure using Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS Model API-RP 45). Heavy metals in tissues of selected fish species (*Chrysichthys nigrodigitatus*, *Tilapia zilli* and *Papryrocranus afer*) were homogenised, extracted with acids, and analyzed

using AAS. Also, the bioaccumulation factor (BAF) was determined as the concentration of metals in fishes (mg/kg) over the concentration of metals in sediments (mg/kg).

Data Analysis

The data were analyzed using Statistical Package for Social Sciences (SPSS version 23). Data were summarized into means and standard deviation and were subjected further one-way analysis of variance (ANOVA) to determine significant differences ($P < 0.05$). Duncan Multiple Range Test was used to separate significantly different means.

Results

Physicochemical Parameters

The variation in the physicochemical characteristics in surface water of New Calabar River for the sampled period across the three stations is shown in Table 1. All the values except chemical

oxygen demand and biochemical oxygen demand were below the WHO recommended limit for freshwater bodies. Across the station, pH, chemical oxygen demand, dissolved oxygen, phosphate, calcium and magnesium were highest in station 1 and lowest in station 3, while phosphate and magnesium were lowest in station 2. Nitrate and sulphate were highest in station 2 and lowest in station 3. Temperature, salinity, total dissolved solids, total suspended solids, biochemical oxygen demand and chloride were highest in station 3 and lowest in station 1, but temperature and biochemical oxygen demand are lowest in station 2. Oil and grease remain the same across the three stations while ammonia was below detection limit in station 2 and 3. Analysis of variance showed there was a significant variation ($P < 0.05$; 222.23) among the parameters across the three stations except in pH, temperature, phosphate, ammonia and oil and grease values.

Heavy Metals in Surface Water and Sediments

The variation in the concentration of heavy metals in surface water and sediment of the New Calabar River are shown in Table 2. For heavy metals in surface water, chromium, copper, lead and

zinc were highest in station 2. Zinc was lowest in station 1 while the other three metals (chromium, copper and lead) have similar values in station 1 and 3. Iron and manganese were highest in station 3 and lowest in station 1, while nickel was highest in station 1 and lowest in station 3. Cadmium was below detection limit across the sampled stations. No significant differences ($P > 0.05$; 0.278) were observed in all the metals in surface waters, except in zinc. All the values of the heavy metals except iron, nickel and zinc were below WHO recommended limit.

For sediments, nickel, lead and zinc were highest in station 2 and lowest in station 1 while copper and manganese were highest in station 1 and lowest in station 3. Chromium was highest in station 3 and lowest in station 1 while iron was highest in station 2 and lowest in station 1. No significant differences ($P > 0.05$; 0.114) were observed in all the metals in sediments, except in zinc. All the values of the heavy metals (chromium, iron, nickel, lead, and zinc) except copper and manganese were above WHO recommended limit. Cadmium was below detection limit across the sampled stations.

Table 1. Mean values of physicochemical parameters in surface water at the three stations.

Parameters	Station I (Upstream)	Station II (Midstream)	Station III (Downstream)	WHO 2011
pH	7.42±0.64	7.14±0.41	7.02±0.32	6.5-8.5
Temperature (°C)	28±0.52	27±0.71	28±0.75	30
Salinity (mg/l)	50.4±0.21	60.6±0.10	101±0.11	120
Total Dissolved Solids (mg/l)	140±0.17	180±0.12	220±0.15	250
Total Suspended Solids (mg/l)	120±0.27	160±0.25	240±0.72	1500
Chemical Oxygen Demand (mg/l)	76±0.01	72±0.08	52±0.10	40
Dissolved Oxygen (mg/l)	4.8±0.03	4.4±0.02	4.0±0.01	6
Biological Oxygen Demand (mg/l)	24.8±0.19	23.2±0.21	25.6±0.10	10
Nitrate (mg/l)	2.6±0.02	3.5±0.05	1.8±0.08	50
Phosphate (mg/l)	0.4±0.24	0.33±0.64	0.37±0.46	0.70
Sulphate (mg/l)	6.9±0.28	8.3±0.15	6.9±0.16	250
Chloride (mg/l)	28±1.14	33±1.24	56±1.43	250
Ammonia (mg/l)	0.6±0.03	N.D	N.D	-
Calcium (mg/l)	0.47±0.1	0.35±0.09	0.32±0.07	250
Magnesium (mg/l)	3.14±0.29	2.3±0.31	2.26±0.19	150
Oil and Grease (mg/l)	1±0.001	1±0.001	1±0.001	10

*ND – Not detected

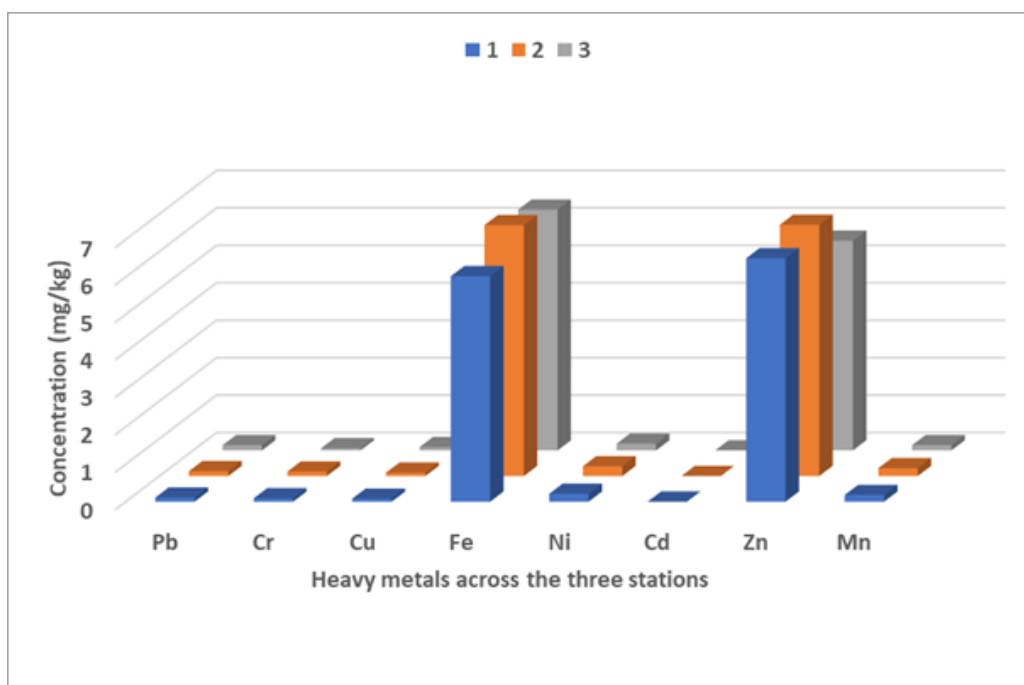
Table 2. Mean concentration of heavy metals in water and sediment of New Calabar River

Stations	Samples	Heavy metals (mg/l)							
		Pb	Cr	Cu	Fe	Ni	Cd	Zn	Mn
I	Sediments	0.14± 0.12	0.17± 0.00	0.10± 0.20	6.8± 0.15	0.19± 0.12	< 0.001± 0.00	2.63± 0.08	0.34± 0.01
	Water	<0.001± 0.02	0.03± 0.10	0.03± 0.07	1.88± 0.05	0.28± 0.05	< 0.001± 0.00	2.43± 0.02	< 0.001± 0.01
II	Sediments	0.32± 0.02	0.18± 0.05	0.18± 0.12	7.06± 0.09	0.62± 0.01	< 0.001± 0.00	6.12± 0.05	0.33± 0.06
	Water	0.06± 0.07	0.04± 0.10	0.05± 0.05	3.06± 0.02	0.25± 0.01	< 0.001± 0.00	6.28± 0.08	0.02± 0.01
III	Sediments	0.25± 0.20	0.22± 0.01	0.13± 0.07	7.03± 0.00	0.28± 0.02	< 0.001± 0.00	2.7± 0.07	< 0.001± 0.12
	Water	<0.001± 0.00	0.03± 0.02	0.03± 0.10	3.07± 0.08	0.19± 0.01	< 0.001± 0.00	3.86± 0.02	0.04± 0.01
Standard Limit	WHO (2011)	0.01	0.05	2.0	0.3	0.02	0.003	0.1	0.4

Heavy Metals in Fishes

The variation observed in heavy metal concentrations in the tissues of *C. nigrodigitatus* are shown in Figure 2. Chromium, copper, iron, manganese, nickel and zinc in the tissues of *C. nigrodigitatus* were highest in station 2 and lowest in station 3, except for copper and iron that were lowest in station 1. Lead was highest in station

3 and lowest in station 1. Cadmium was below detection limit. No significant differences ($P>0.05$; 0.010) were observed in the means of metals in tissues of *C. nigrodigitatus*. All the values of heavy metals (chromium, iron, nickel, lead and zinc) reported, except copper and manganese were above the WHO acceptable limit for heavy metals in fishery products.

**Figure 2.** Concentration of heavy metals in tissues of *C. nigrodigitatus*

The concentration of heavy metals observed in the tissues of *T. zilli* is shown in Figure 3. Chromium, copper, nickel, lead and zinc in tissues of *T. zilli* were highest in station 2 and lowest in station 1, except for nickel and zinc that were lowest in station 3. Iron was highest in station 1 and lowest in station 3, while manganese was highest in station 3 and lowest in

station 1. Cadmium was below detection limit. No significant differences ($P>0.05$; 0.002) were observed in the means of metals in tissues of *T. zilli*. All the values of the heavy metals (chromium, iron, nickel, lead and zinc) reported, except copper and manganese were above the acceptable limits for heavy metals concentration in fishes.

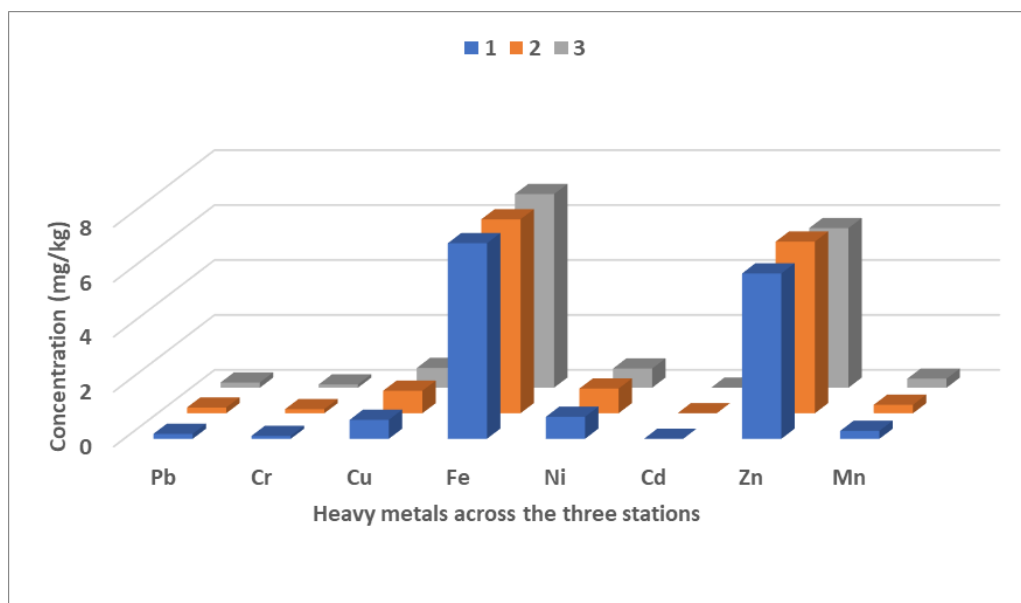


Figure 3. Concentration of heavy metals in tissues of *T. zilli*

The levels of heavy metals recorded in the tissues of *P. afer* are shown in Figure 4. Copper, iron and manganese in tissues of *P. afer* were highest in station 3 and lowest in station 2. Chromium, nickel and lead were highest in station 2 and lowest in station 3, while zinc was highest in station 1 and lowest in station 2. Cadmium was below detection

limit. No significant differences ($P > 0.05$; 0.084) were observed in the mean concentration of metals found in tissues of *P. afer*. All the values of the heavy metals (chromium, iron, nickel, lead and zinc) reported, except copper and manganese were above the acceptable limits for heavy metals concentration in fish products.

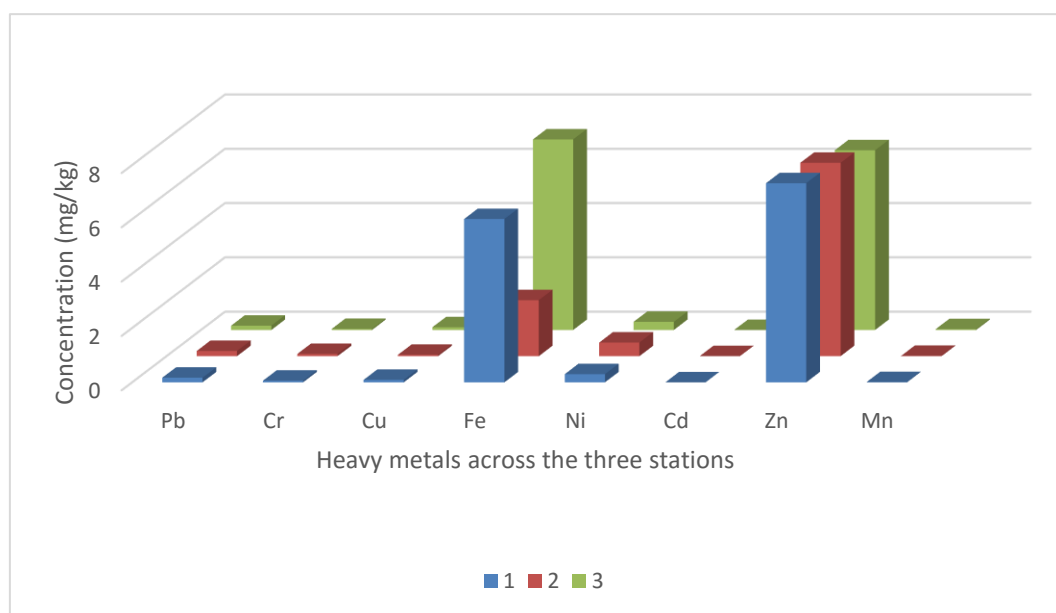


Figure 4. Concentration of heavy metals in tissues of *P. afer*

Bioaccumulation Factor of Metals in Fishes

The bioaccumulation factor (BAF) observed for the three fish species are shown in Table 3. BAF value

of *C. nigrodigitatus* was 1.57 ± 0.02 , while those of *T. zilli* and *P. afer* were 1.81 ± 0.01 and 1.66 ± 0.03 , respectively.

Table 3. Bioaccumulation factor of metals in fish samples at the study area

Fish Samples	BAF
<i>C. nigrodigitatus</i>	1.57 ± 0.02
<i>T. zilli</i>	1.81 ± 0.01
<i>P. afer</i>	1.66 ± 0.03

Discussion

Physicochemical parameters are essential in the assessment of the general water quality condition of a river as it relates to pollution, aquatic biodiversity and river basin management. All the values except chemical and biochemical oxygen demand in surface water of New Calabar River were below the recommended limit for freshwater bodies. Temperature, pH and dissolved oxygen are three intricate parameters that interact in an aquatic ecosystem for the proper functioning of ecological balance. The increase in temperature could directly affects the pH and dissolved oxygen level available to aquatic life. Temperature, pH and dissolved oxygen concentration observed in the upstream of the river is expected, but the elevated levels of chemical oxygen demand beyond recommended limit and sulphate is unusual at the upstream. The factor responsible for the increased sulphate and chemical oxygen demand at upstream maybe unclear but in slow running rivers without obvious elevation in the upstream, mixing of organic nutrients could occur due to turbulence and other anthropogenic activities such as fishing and transportation. Also, the proximity of station 1 to an abattoir and a waste dump site may have resulted in the increased in chemical oxygen demand particularly as a result of precipitation and run-off. The temperature (27.0 - 28.0 °C) reported in our study, which is within the acceptable limit for freshwater bodies, was similar to those reported in different water bodies in southern Nigeria. The pH values reported in this study, although within permissible limits, tends towards alkalinity of the surface water body. This is expected where rivers have some interaction with saltwater bodies particularly from the mangrove swamp ecosystem in the Niger Delta region. Although dissolved oxygen was the highest in station 1, which is acceptable, it was relatively low (4.0 - 4.8) across the sampled stations. This is a further indication that anthropogenic activities could be affecting the New Calabar River from its pristine condition. The values reported for the three parameters are in conformity with that reported by Adakole et al. (2008), Fianko et al. (2013), Iloba and Ruejoma (2014) and Asibor (2016), but contrasted with that reported by other researchers across Nigeria. Edokpayi and Osimen (2001) and Arimoro (2009) reported lower values for pH and temperature at Ibiekum River, Ekpoma and Adofi River. Jaji et al. (2007) and Asibor (2016) reported lower temperature and pH in Ogun River and Asejire Reservoir, while Arimoro and Ikomi (2008) and Iloba and Ruejoma (2014) reported lower dissolved oxygen levels. Jaji et al. (2007), Ayeni et al. (2011) and Fianko et al. (2013) reported higher

temperature, pH and dissolved oxygen compared to our study.

Total dissolved and suspended solids, biochemical and chemical oxygen demand, nitrate, sulphate, phosphate, chloride and ammonia are all pollution indicators in surface water system. The increased levels of these parameters could indicate a growing level of degrading water quality and pollution in the presence of a water body. In this study, all the above parameters were within the acceptable limits for freshwater ecosystems, except biochemical and chemical oxygen demand. The elevation of the two parameters above the permissible limits indicates the changing chemistry of the water body with increased organic nutrients load. The increased level particularly in stations 1 for chemical oxygen demand seems unusual, but this is not new. Sikoki and Anyanwu (2013) reported elevated physicochemical parameters such as total alkalinity, total hardness, conductivity, nitrate-nitrogen, turbidity, biochemical oxygen demand, temperature and phosphate-phosphorus with the highest values at the upstream while pH and dissolved oxygen were highest at midstream of Onu-Iyi-Ukwu Stream. Oluyemi et al. (2010) reported similar nitrate, phosphate and sulphate compared to our study on the physicochemical properties of Ife River, Osun State, Nigeria. Ayeni et al. (2011) and Sikoki and Anyanwu (2013) reported similar values with physicochemical parameters at Ala River, Ondo State and Onu-Iyi-Ukwu Stream in Rivers State. Edokpayi and Osimen (2001), Arimoro et al. (2007), Arimoro and Ikomi (2008), Omoigberale and Ogbeibu (2010), Olomukoro et al. (2013) and Iloba and Ruejoma (2014) reported lower biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, nitrate, phosphate compared to our study in various streams, wetlands and rivers including Agbede Wetlands, Orogodo and Ibiekuma rivers in southern Nigeria. The increased levels of temperature, salinity, total dissolved solids, total suspended solids, biochemical oxygen demand and chloride observed in station 3 was expected at the downstream of the river. Many of the effluents entering the river settles at the downstream. Other anthropogenic factors that may influences the increase in physicochemical parameters at station 3, which include human waste disposal and fishing activities leading to perturbations and disturbances from human interaction at the downstream. Previous authors reported lower physicochemical parameters in rivers in eastern and western Nigeria (Akinbile and Omoniyi 2018; Ayandirana et al. 2018; Anyanwu and Ukaegbu 2019). Ololade and Ajayi (2009) reported higher values for total dissolved solids, chloride, nitrate, sulphate, phosphate but lower biochemical

oxygen demand and chemical oxygen demand in major rivers along federal highways in Ondo State. The very low level of oil and grease reported across the three stations in this study indicated that hydrocarbon polluting substances, including petrochemicals, maybe negligible in the New Calabar River system, but the increased and elevated levels of chemical oxygen demand and biochemical oxygen demand above the recommended limit could give an indication of a deteriorating surface water condition of the river.

The levels of chemical distribution in surface waters influence the diversity of life present or adapted to the water column, while sediment act as a sink for contaminants in the aquatic ecosystem and could be an avenue for the recontamination of the water column as a result of turbulence or bioturbation. Among the heavy metals in surface water, only iron and manganese were the highest in station 3. Chromium, copper, lead and zinc were the highest in station 2, while nickel was the highest in station 1. Although station 2 and 3 could be seen to have similar attributes, the increase in nickel at the upstream with values above recommended limits calls for concern. For metals in sediment, only chromium was the highest in station 3. As observed with metals in surface waters, most of the metals such as nickel, lead, iron and zinc were the highest in station 2. This further indicates that anthropogenic activities at station 2, such as wastes from an oil servicing firm, could be impacting the river compared to station 1 and 3. Heavy metals in surface waters and sediment in the Niger Delta are largely associated with effluents or spill from the oil and gas industry or from similar anthropogenic factors within the region (Ekperusi et al. 2016). Copper and manganese were the highest in station 1 for sediments, while nickel was the highest in station 1 for surface waters. This also implies that elevated levels of contaminants are already moving towards the upstream of the river from the midstream, which seems to be more contaminated in this study. Cadmium was below detection limits in surface water and sediment. Omole et al. (2018) also reported cadmium to be below detection limit in surface waters of Atuwara River in western Nigeria. Ololade and Ajayi (2009) reported elevated cadmium levels above recommended limits in four major rivers (Oluwa, Owena, Ogbese and Ose) in Ondo State, Nigeria. Iron in sediment was the highest (7.06), while manganese was the lowest in water (0.001). The increased level of iron in surface water and sediment has been observed by different studies in tropical aquatic ecosystem within the past decade (Fianko et al. 2013; Asare et al. 2018; Asibor 2016). Asibor (2016) and Asare et al. (2018) reported that

iron was more abundant than other metals in reservoirs in Nigeria and Ghana. Metals concentration in sediments were higher for all metals compared to the concentration observed in surface waters. This indicated the accumulative and elevated metals deposition in sediments as a sink for contaminants in aquatic ecosystems. It has also been suggested that metals such as cadmium, copper, lead and zinc have a high tendency in binding tenaciously to the organic matter within sediment (Boohene and Agbasah 2018). In the same vein, more metals were above the recommended limits in sediments compared to water column. Other researchers working in various freshwater ecosystems have also reported values similar to our study, but some others reported contrasting observation in the metal profile of freshwater ecosystem across Nigeria. Adebowale et al. (2008) reported similar values for heavy metals in water, but higher values for metals in the sediments of Ondo Estuary, while Ayeni et al. (2011) reported similar values in the surface waters of Ala River, Ondo State. Higher values were reported in surface water of Ife River (Oluyemi et al. 2010), Sakumo and Kpeshi Lagoons, Afam River, Ghana (Laar et al. 2011; Fianko et al. 2013; Boohene and Agbasah 2018), Asejire Reservoir and Atuwara River in western Nigeria (Asibor 2016; Omole et al. 2018). Others reported lower metal levels in Ogun and Ogbese rivers in western Nigeria (Jaji et al. 2007; Akinbile and Omoniyi 2018). Ayandirana et al. (2018) reported lower heavy metals in water, but higher metals (chromium, cadmium, copper, lead, nickel, manganese and zinc) in sediments compared to our study. Nwankwoala and Angaya (2017) also reported elevated levels of copper, chromium and manganese in water and sediments of New Calabar River. Similar values were also reported by George and Abowei (2018) in bottom sediments of the same river.

In surface waters, iron, nickel and zinc were above recommended limit while in sediments chromium, iron, nickel, lead and zinc were above recommended limit. Olu et al. (2019) reported that heavy metals (iron, aluminum, lead, vanadium and cadmium) in surface water and sediments were above permissible limits in Rivers State. The three metals with elevated values in surface waters are basically essential metals, which are required in certain proportions by aquatic organism for proper biological function, but metals such as chromium and lead, which are two of the metals found in elevated levels in sediments, are non-essential or toxic metals and are not known to be useful to biological organisms. The elevated levels of both metals call for more attention to the rising levels of contaminant in the New Calabar River.

Aquatic biodiversity has the potentials to take up and accumulate contaminants in freshwater ecosystem. Many biological agents could magnify contaminants in their tissues beyond the levels present in the environment. The three species reported in this study are staple fishery products consumed by residents and sold in markets across Nigeria, particularly in the Niger Delta region. No significant differences were observed in metal concentration in the tissues of the three species. The levels of heavy metals reported in the tissues of *C. nigrodigitatus*, *T. zilli* and *P. afer* were higher than that reported in surface waters and sediment. This is a clear indication of the potentials of the three species to accumulate heavy metals and transfer it across the food chain. Among the three species, the highest metal concentration was reported in the tissues of *T. zilli*, followed by *P. afer* and *C. nigrodigitatus*. The factor responsible for this is not clear, but *T. zilli* is a fish species that is known to forage widely with increased agility compared to the other two species. An earlier study in the same river by Wegwu and Akaninwor (2006) indicated that the metal concentration (Hg, Pb, Cd, Cu, Cr, Fe, and Zn) in tissues of *Clarias gariepinus* were below the recommended limits. Whereas a recent study by Akankali and Davies (2018) reported above the permissible limits of zinc and lead in the tissues of *Sarotherodon melanotherona* caught from New Calabar River. This is an indication of the increasing impact of anthropogenic activities along the river bank. Laar et al. (2011) reported elevated levels of iron, copper and manganese and low levels of mercury, chromium and cadmium in Black-chin Tilapia from the Sakumo Lagoon, Ghana. Iron, manganese and zinc concentration in fish were greater than WHO recommended values. The high levels also suggested that the fish were capable of concentrating the metals in their bodies from the aquatic environment. Boohene and Agbasah (2018) reported elevated levels of heavy metals (Co, Cr, Cd, Cu, Mn, Pb, Zn, Fe and Ni) in surface waters, sediments and tissues of *Oreochromis niloticus* in Afram River, Ghana. The values reported were higher than that of reported from our study. Fianko et al. (2013) reported elevated levels of heavy metals (Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Ni, Cr, Cd, Al, Pb) in fishes of Kpeshi lagoon compared to our study. In contrast, Ayotunde et al. (2012) observed that copper, cadmium, iron and lead in *C. nigrodigitatus* were below the recommended limits in Cross River, Nigeria. They attributed their results to high waste assimilation capacity of the river with respect to chemical dilution, sedimentation and water exchange (Ayotunde et al. 2012). Across the stations, chromium, copper, nickel, lead and zinc in tissues of

T. zilli were the highest in station 2. Iron was the highest in station 1, while manganese was the highest in station 3. The highest number of metals (chromium, copper, iron, manganese, nickel and zinc) was reported in the tissues of *C. nigrodigitatus* in station 2. Only lead was the highest in station 3. Copper, iron and manganese in tissues of *P. afer* were the highest in station 3. Chromium, nickel and lead were the highest in station 2, while zinc was the highest in station. Cadmium was below the detection limits in the three species. The majority of metals found in the tissues of fish species are mainly from station 2, while few were reported in station 3 and iron alone was the highest in station 1 for *T. zilli*. This also confirmed the pattern of metal distribution in surface waters and sediments. Anthropogenic activities particularly from the oil servicing firm located along the bank of the river at station 2 could be having impact on the water quality of the river. The heavy metals reported in this study are typical of impurities associated with the petrochemical industry via spills and run-offs into soil, surface and groundwater in the Niger Delta region. Fish constitutes the major source of protein for many households, communities and people across the Niger Delta region, due to the relative abundance, quality protein and essential amino acids for the proper growth and functioning of body muscles and tissues (Ayeni et al. 2011). The presence of elevated metals, particularly non-essential metals such as chromium and lead, in the fishery products from the New Calabar River requires regular assessment, regulatory and mitigative actions in order to reduce the burden of metal accumulation in human population due to consumption of fishery products.

In environmental assessment, bioaccumulation factor is one ecological tool for estimating contaminant level in living organisms. In this study, BAF values was calculated as the concentration of heavy metals in sediment over their concentration in fishes. *T. zilli* had the highest bioaccumulation factor followed by *P. afer* and *C. nigrodigitatus*. Ololade and Ajayi (2009) reported higher bioaccumulation factors for lead and copper in tissues of *C. gariepinus* collected from four rivers in Ondo State, Nigeria. A BAF value greater than 1 is an indication of efficient uptake of contaminant. In this study, BAF values were higher than 1 for all three species, which indicated high uptake of heavy metals in New Calabar River. The increased uptake of metals reported in the tissues of fishes and the high BAF values are a warning signal for the anthropogenic activities along major rivers in the Niger Delta region and could be introducing contaminants including metals into the food chain.

The assessment of surface water, sediment and fishery products in New Calabar River has given new insights into the changing chemical composition and contaminants fluxes in the aquatic ecosystem. Many of the organic nutrients load were within the acceptable limit for freshwater ecosystem, but the increased and elevated levels of chemical and biochemical oxygen demands, above the recommended limits, could give an indication of a deteriorating surface water condition in the river. The heavy metals concentration in sediments were higher for all metals compared to the concentration observed in surface waters. This indicated the accumulative and elevated metals deposition into sediments as a sink for contaminants in aquatic ecosystems. The levels of heavy metals reported in the tissues of fishes were higher than that reported in surface waters and sediment. This is an indication of the potentials of the three species to accumulate and biomagnify heavy metals across the food chain. The increased uptake of metals reported in the tissues of fishes is a warning signal that anthropogenic activities along the river could be introducing contaminants including metals into the food chain. This requires further attention for the protection of the natural environment, aquatic biodiversity and public health.

References

- Abowe JFN. 2000. Aspects of the fisheries of the lower Nun River [PhD Thesis]. University of Port Harcourt. 180 p.
- Abu GO, Egenonu C. 2008. The current pollution status of the new Calabar River in the Niger Delta region of Southern Nigeria: A survey of antibiogram profiles of its bacterial isolates. *Afr J Environ Sc Technol*. 2(6):134-141.
- Adakole JA, Abulode DS, Balarabe ML. 2008. Assessment of Water Quality of a Man-Made Lake in Zaria, Nigeria. Paper presented at: The 12th World Lake Conference; Jaipur, India.
- Adebowale KO, Agunbiade FO, Olu-Owolabi BI. 2008. Fuzzy comprehensive assessment of metal contamination of water and sediments in Ondo Estuary, Nigeria. *Chem Ecol*. 24(4):269-283. doi: [10.1080/02757540802255600](https://doi.org/10.1080/02757540802255600)
- Adriano DC, Weber J, Bolan NS, Paramasivam S, Koo BJ, Sajwan KS. 2002. Effects of high rates of coal fly ash on soil, turfgrass, and groundwater quality. *Water Air Soil Poll*. 139(1-4):365-385. doi: [10.1023/A:1015895922471](https://doi.org/10.1023/A:1015895922471)
- Ajao EA, Okoye BCO, Adekanmbi EO. 1996. Environmental pollution in the Nigerian Coastal Waters. A case study of the Lagos Lagoon. *Water Quality Monitoring and Environmental Status in Nigeria*. FEPA Monograph. 6:101-112.
- Akankali JA, Davies IC. 2018. Assessment of heavy metal pollutants (Zn & Pb) in New Calabar River, Niger delta, Nigeria. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 6(2):436-441.
- Akinbile CO, Omoniyi O. 2018. Quality assessment and classification of Ogbese River using water quality index (WQI) tool. *Sustain Wat Resour Managem*. 4:1023-1030. doi: [10.1007/s40899-018-0226-8](https://doi.org/10.1007/s40899-018-0226-8)
- Akkan T, Yazicioglu O, Yazici R, Yilmaz M. (2018). Assessment of irrigation water quality of Turkey using multivariate statistical techniques and water quality index: Siddikli Dam Lake. *Desalin Water Treat*. 115:261-270. doi: [10.5004/dwt.2018.22302](https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22302)
- Anyanwu ED, Ukaegbu AB. 2019. Index approach to water quality assessment of a south eastern Nigerian river. *Int J Fish Aquat Stud*. 7(1):153-159.
- Arimoro FO. 2009. Impact of Rubber Effluent Discharges on the Water Quality and Macroinvertebrate Community Assemblages in a Forest Stream in Niger Delta. *Chemosphere*. 77(3):440-449. doi: [10.1016/j.chemosphere.2009.06.031](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.031)
- Arimoro FO, Ikomi RB. 2008. Response of macroinvertebrates to abattoir wastes and other anthropogenic activities in a municipal stream in the Niger Delta, Nigeria. *The Environmentalist*. 28:85-98. doi: [10.1007/s10669-007-9033-8](https://doi.org/10.1007/s10669-007-9033-8)
- Arimoro FO, Ikomi RB, Efemuna E. 2007. Macroinvertebrate Community Patterns and Diversity in Relation to Water Quality Status of River Ase, Niger Delta, Nigeria. *J Fish Aquat Sci*. 2(5):337-344. doi: [10.3923/jfas.2007.337.344](https://doi.org/10.3923/jfas.2007.337.344)
- Asare ML, Cobbina SJ, Akpabey FJ, Duwiewuah AB, Abuntori ZN. 2018. Heavy Metal Concentration in Water, Sediment and Fish Species in the Bontanga Reservoir, Ghana. *Toxicol Environ Health Sci*. 10: 49-58. doi: [10.1007/s13530-018-0346-4](https://doi.org/10.1007/s13530-018-0346-4)
- Asibor IG. 2016. Assessment of Heavy Metals Associated with bottom Sediment of Asejire Reservoir, Southwest Nigeria. *Int Lett Nat Sci*. 55:9-16. doi: [10.18052/www.scipress.com/ILNS.55.9](https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.55.9)
- Ayandirana TA, Fawole OO, Dahunsi SO. 2018. Water quality assessment of bitumen polluted Oluwa River, South-Western Nigeria. *Wat Resour Ind*. 19:13-24. doi: [10.1016/j.wri.2017.12.002](https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.12.002)
- Ayeni IAO, Balogun II, Soneye ASO. 2011. Seasonal Assessment of Physico-chemical concentration of polluted urban river: A Case of Ala River in Southwestern-Nigeria. *Res J Environ Sci*. 5(1):22-35. doi: [10.3923/rjes.2011.22.35](https://doi.org/10.3923/rjes.2011.22.35)
- Ayotunde EO, Offem BO, Ada FB. 2012. Heavy metal profile of water, sediment and freshwater cat fish, *Chrysichthys nigrodigitatus* (Siluriformes: Bagridae) of Cross River, Nigeria. *Rev Biol Trop*. 60(3): 1289-1301.
- Boohene M, Agbasah W. 2018. Levels of heavy metals in water, fish (*Oreochromis niloticus*) and sediment from the Afram River, Ghana. *Haya: The Saudi J Life Sci*. 3(3):259-268. doi: [10.21276/haya.2018.3.3.7](https://doi.org/10.21276/haya.2018.3.3.7)
- Dahunsi SO, Oranusi SU, Ishola RO. 2012. Differential bioaccumulation of heavy metals in selected biomarkers of *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)

- exposed to chemical additives effluent. *J Res Environ Sci Toxicol*.1(5):100-106.
- Davies OA, Abowei JFN, Tawari CC. 2009. Phytoplankton Community of Elechi Creek, Niger Delta, Nigeria-A Nutrient-Polluted Tropical Creek. *Amer J Appl Sci*. 6(6):1143-1152. doi: [10.3844/ajassp.2009.1143.1152](https://doi.org/10.3844/ajassp.2009.1143.1152)
- Edokpayi CA, Osimen CO. 2001. Hydrobiological Studies on Ibiekuma River at Ekpoma, Southern Nigeria, after Impoundment: the Faunal Characteristics. *Afr J Sci Tech*.2(1):72-81. doi: [10.4314/ajst.v2i1.44647](https://doi.org/10.4314/ajst.v2i1.44647)
- Ekperusi OA, Aigbodion IF, Iloba BN, Okorefe S. 2016. Assessment and bioremediation of heavy metals from crude oil contaminated soil by earthworms. *Ethiopian J Environ Stud Managem*. 9(2):1036-1046. doi: [10.4314/ejesm.v9i2.9S](https://doi.org/10.4314/ejesm.v9i2.9S)
- Fianko JR, Laar C, Osei J, Anim AK, Gibrilla A, Adomako D. 2013. Evaluation of some heavy metal loading in the Kpeshi lagoon, Ghana. *Appl Water Sci*. 3:311-319. doi: [10.1007/s13201-013-0083-4](https://doi.org/10.1007/s13201-013-0083-4)
- Francis A, Elenwo U. 2012. Aspects of the biology of trap caught *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepede: 1803) from the New Calabar River, Nigeria. *Int J Fish Aquacult*.4(6):99-104. doi: [10.5897/IJFA11.087](https://doi.org/10.5897/IJFA11.087)
- George ADI, Abowei JFN. 2018. Physical and Chemical Parameters and Some Heavy Metal for Three Rainy Season Months in Water and Sediments of Upper New Calabar River, Niger Delta, Nigeria. *Open Access LibraryJournal*.5:1-4. doi: [10.4236/oalib.1104456](https://doi.org/10.4236/oalib.1104456)
- Godwin AI. 2016. Assessment of Heavy Metals Associated with bottom Sediment of Asejire Reservoir, Southwest Nigeria. *Int Lett Nat Sci*. 55:9-16. doi: [10.18052/www.scipress.com/ILNS.55.9](https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.55.9)
- Hadjiliadis N. (Ed.). 2012. Cytotoxic, mutagenic and carcinogenic potential of heavy metals related to human environment (Vol. 26). Przesieka, Poland: Springer Science & Business Media 629 p.
- Iloba KI, Ruejoma MGO. 2014. Physico-chemical characteristics and zooplankton of Ekpan River, Delta State, Nigeria. *IJABR*.6(1):8-30.
- Jaji MO, Bamgbose O, Odukoya OO, Arowolo TA. 2007. Water quality assessment of Ogun River, South West Nigeria. *Environ Monit Assess*. 133:473-482. doi: [10.1007/s10661-006-9602-1](https://doi.org/10.1007/s10661-006-9602-1)
- Kabata-Pendias A. 2004. Soil-plant transfer of trace elements-an environmental issue. *Geoderma*. 122(2-4):143-149. doi: [10.1016/j.geoderma.2004.01.004](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.004)
- Kakulu SE, Osibanjo O. 1988. Trace heavy metal pollutional studies in sediments of the Niger Delta area of Nigeria. *J Chem Soc Nigeria*. 13:9-15.
- Kakulu SE, Osibanjo O. 1992. Pollution studies of Nigerian rivers: trace metal levels in the Niger Delta area of Nigeria. *Int J Environ Stud*. 41(3-4):287-292. doi: [10.1080/00207239208710768](https://doi.org/10.1080/00207239208710768)
- Laar C, Fianko JR, Akiti TT, Osae S, Brimah AK. 2011. Determination of heavy metals in the Black-Chin Tilapia from the Sakumo Lagoon, Ghana. *Res J Environ Earth Sci*. 3(1):8-13.
- Mokaya SK, Mathooko JM, Leichtfried M. 2004. Influence of anthropogenic activities on water quality of a tropical stream ecosystem. *Afr J Ecol*. 42(4): 281-288. doi: [10.1111/j.1365-2028.2004.00521.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2004.00521.x)
- Nriagu JO, Pacyna JM. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by tracemetals. *Nature*. 333:134-139. doi: [10.1038/333134a0](https://doi.org/10.1038/333134a0)
- Nubi OA, Osibanjo O, Nubi AT. 2008. Impact assessment of dumpsite leachate on the qualities of surface water and sediment of river Eku, Ona-Ara Local Government, Oyo State, Nigeria. *Sci World J*. 3(3): 22-31. doi: [10.4314/swj.v3i3.51813](https://doi.org/10.4314/swj.v3i3.51813)
- Nwadiaro CS, Ayodele ROO. 1992. Contribution to the biology of *Sarotherodon melanotheron* in the New Calabar River (Nigeria). *Acta Hydrobiol*. 34(3): 287-300.
- Nwankwoala HO, Angaya YB. 2017. An evaluation of heavy metals concentration in the Choba section of the New Calabar River, Eastern Niger Delta. *Biodiversity IntJ*.1(6):62-68. doi: [10.15406/bij.2017.01.00030](https://doi.org/10.15406/bij.2017.01.00030)
- Ololade IA, Ajayi AO. 2009. Contamination profile of major rivers along the highways in Ondo State, Nigeria. *J Toxicol Environ Health Sci*. 1(3):038-053.
- Olomukoro JO, Osamuyiamen IM, Dirisu AR. 2013. Ecological Survey of Macrobenthic Invertebrates of Selected Ponds in Agbede Flood Plain, Southern Nigeria. *J Biol Agr Healthc*. 3(10):23-29.
- Olu U, Ugbomeh AP, Bob Manuel KNO, Ekweozor IKE. 2019. Levels of Selected Heavy Metals in Water and Sediment of the Soku Oil Field Area of the Niger Delta, Nigeria. *J Aquat Pollut Toxicol*. 3(1):25-35
- Oluyemi EA, Adekunle AS, Adenuga AA, Makinde WO. 2010. Physico-chemical properties and heavy metal content of water sources in Ife North Local Government Area of Osun State, Nigeria. *Afr J Environ Sci Technol*. 4(10):691-697.
- Omoigberale MO, Ogbeibu AE. 2010. Environmental Impacts of Oil exploration and production on the invertebrate fauna of Osse River, Southern Nigeria. *Res J Environ Sci*. 4(2):101-114. doi: [10.3923/rjes.2010.101.114](https://doi.org/10.3923/rjes.2010.101.114)
- Omole DO, Ogiye AS, Longe EO, Adewumi IK, Elemile OO, Tenebe TI. 2018. Water quality checks on River Atuwara, south-west Nigeria. *Wit Trans Ecol Environ*. 228:165-173. doi: [10.2495/WP180171](https://doi.org/10.2495/WP180171)
- Onosode GO, Chokor BA 2003. Environmental issues and challenges of the Niger Delta: perspectives from the Niger Delta Environmental Survey process: selected speeches and presentations, 1995-2001. Lagos: Lilybank Property & Trust Limited 278 p.
- Prasad MNV. 2001. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environ Exp Bot*. 35(4):525-545. doi: [10.1016/0098-8472\(95\)00024-0](https://doi.org/10.1016/0098-8472(95)00024-0)
- Ross SM. 1994. Sources and forms of potentially toxic metals in soilplant systems. In: Ross SM, editor. *Toxic*

- metals in soil- plant systems. New York: Wiley and Sons. p. 3-25.
- Sikoki FD, Anyanwu IN. 2013. Spatial and Temporal Variations of Physicochemical Variables in a Small Pristine Stream in Niger Delta, Nigeria. J Fish Aquat Sci.8(1):129-135.
[doi: 10.3923/jfas.2013.129.135](https://doi.org/10.3923/jfas.2013.129.135)
- Uncumusaoglu AA, Sengul U, Akkan T. 2016. Environmental contamination of heavy metals in the yaglidere stream (Giresun), Southeastern Black Sea. Fresenius Environ Bull. 25(12):5492-5498.
- Wegwu MO, Akaninwor JO. 2006. Assessment of Heavy- Metal Profile of the New Calabar River and Its Impact on Juvenile *Clarias gariepinus*. Chem Biodivers.3(1):79-87
[doi: 10.1002/cbdv.200690010](https://doi.org/10.1002/cbdv.200690010)
- Yang H, Rose NL, Battarbee RW. 2002. Distribution of some trace metals in Lochnagar, a Scottish mountain lake ecosystem and its catchment. Sci Total Environ. 285(1-3): 197-208.
[doi: 10.1016/s0048-9697\(01\)00931-7](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00931-7)



Uluabat Gölü Su Kirliliğine Bağlı Olarak *Cyprinus carpio* ve *Silurus glanis*'teki Genetik Hasar Düzeyinin Belirlenmesi

Ali Ahmet BERBER¹ , Nesrin EMRE² , Merve GÜNEŞ³ , Burçin YALÇIN³ , Faruk PAK⁴
Özgür AKTAŞ⁴ , Cafer BULUT⁵ , Hüseyin AKSOY⁶ , Yılmaz EMRE³ , Bülent KAYA^{3*}

¹ Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Çanakkale Sağlık Hizmetleri Meslek Yüksekokulu, 17100 Çanakkale, Türkiye

² Akdeniz Üniversitesi, Eğitim Fakültesi, 07058 Konyaaltı, Antalya, Türkiye

³ Akdeniz Üniversitesi, Fen Fakültesi, 07058 Konyaaltı, Antalya, Türkiye

⁴ T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Akdeniz Su Ürünleri Araştırma, Üretim ve Eğitim Enst. Müdürlüğü, 07570 Demre, Antalya

⁵ T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Eğirdir Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, 32500 Eğirdir, Isparta, Türkiye

⁶ Sakarya Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, 54187 Serdivan, Sakarya, Türkiye

Ö Z

Veryüzünde gerek insan gerekse suda yaşayan organizmaların yaşamlarının devamlılığı açısından temiz su kaynakları giderek azalmaktadır. Tarımsal faaliyetler, sanayi atıkları ve evsel atıklardan kaynaklı gibi birçok kirletici suların kirlenmesine neden olmaktadır. Farklı kaynaklardan sulara karışan toksikantlar nedeniyle sulara yaşayan organizmalarda çeşitli genetik hasarlar ortaya çıkabilmektedir. Genetik materyaldeki hasarlar, sucül organizmaların adaptasyon kapasitesinde düşüş ve avcıdan kaçış gibi davranışlarda yetersizlik gibi yaşamsal önemde sorun yaratabilmektedir. Bu nedenle, organizmanın hayatta kalabilme yeterliliğinin korunabilmesi için genetik materyalin stabilitesi önemlidir. Bu çalışmada Uluabat Gölü'ndeki genotoksik potansiyel, farklı lokaliteden toplanan *Cyprinus carpio* (Sazan balığı) ve *Silurus glanis* (Yayın balığı) üzerinde tek hücre alkali jel elektroforezi (KOMET) ve mikronukleus (MN) teknikleri ile değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre Uluabat Gölü'nde ilkbahar ve yaz mevsimlerinde alınan kan örneklerindeki genotoksikite potansiyeli kış mevsimine göre yüksek bulunmuştur. Ayrıca su ve sedimente ait 9 farklı ağır metalin (Pb, Cd, Hg, As, Ni, Cr, Cu, Zn ve Mn) birikim düzeyleri analiz edilmiştir. Balık dokularında yapılan analiz sonuçlarına göre Hg kasta, As ve Zn böbrekte, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu ve Mn karaciğerde daha fazla birikim gözlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Uluabat Gölü, *Cyprinus carpio*, *Silurus glanis*, genotoksikite, ağır metal

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 11.11.2020

Düzeltilme : 02.03.2021

Kabul : 13.03.2021

Yayın : 30.12.2021



DOI:10.17216/LimnoFish.821628

* SORUMLU YAZAR

bkaya@akdeniz.edu.tr

Tel : +90 242 310 23 50

Determination of Genetic Damage Level in *Cyprinus carpio* and *Silurus glanis* Depending on Uluabat Lake Water Pollution

Abstract: The clean water resources necessary for human and aquatic organisms for the continuity of their lives are gradually decreasing. Agricultural activities, industrial wastes and domestic wastes cause pollution in waters. Genetic damages can occur in aquatic organisms due to toxicants that enter the water from different sources. Damage to genetic material can cause vital problems such as a decrease in the adaptation capacity of aquatic organisms, and inability to escape from predators. Therefore, the stability of the genetic material is important in order to maintain the survival of the organism. In this study, the genotoxic potential in Lake Uluabat was evaluated by the alkaline single cell gel electrophoresis (COMET) and micronucleus (MN) techniques on *Cyprinus carpio* (common carp) and *Silurus glanis* (European catfish) collected from five different locality. According to the results, the genotoxicity potential in the blood samples taken was found to be higher in the spring and summer seasons than in the winter season of the lake. In addition, the accumulation levels of 9 different heavy metals (Pb, Cd, Hg, As, Ni, Cr, Cu, Zn and Mn) in water and sediment were analyzed. It was determined that in the samples taken from fish tissues, the highest Hg accumulation was found in muscle, As and Zn in kidney, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu and Mn in liver.

Keywords: Lake Uluabat, *Cyprinus carpio*, *Silurus glanis*, genotoxicity, heavy metal

Alıntıla

Berber AA, Emre N, Güneş M, Yalçın B, Pak F, Aktaş Ö, Bulut C, Aksoy H, Emre Y, Kaya B. 2021. Uluabat Gölü Su Kirliliğine Bağlı Olarak *Cyprinus carpio* ve *Silurus glanis*'teki Genetik Hasar Düzeyinin Belirlenmesi. LimnoFish. 7(3): 219-232. doi: 10.17216/LimnoFish.821628

Giriş

Nüfus artışı ve endüstrinin gelişmesi ile birlikte oluşan pek çok çevre sorunlarından bir tanesi insan sağlığı ve sucul ekosistemde yaşayan canlıları etkileyen su kirliliğidir (Ohe vd. 2004; Schwarzenbach vd. 2010). İlaçlar, deterjanlar, dezenfektanlar, biyositler, kömür ve petrol suların kirlenmesine neden olmaktadır (Ahuja 2013). Balıklar, kirleticilerin bulunduğu ekosistemlerinden kaçamamaktadır. Sucul sistemdeki ölümlerin ve zararlı etkilerin sebebi besin zincirinde bulunan bu kirleticilerdir (Squadrone vd. 2013). Balıkların sucul ortamdaki kirliliğe bağlı olarak, büyümenin ve üremenin inhibisyonuna, zararlı bileşenlerin dokularda birikimi ve dokuların zarar görmesi, genetik hasara ve ölüme neden olabilmektedir (De Andrade vd. 2004). DNA hasarının belirlenmesi, yaşayan organizmalarda kirlilik kaynaklı stresin belirlenmesinde ve anlaşılmasında önem taşımaktadır (Klobucar vd. 2012).

Sulak alanlar endüstriyel evsel atıklar sonucu ağır metallerce kirlenmeye açık bir durumdadır (Hu vd. 2015). Sudaki kirleticilerin konsantrasyonlarının ölçümü, biyotanın maruz kaldığı toksisitenin görüntülenmesine yarar sağlamaktadır (Rajaguru vd. 2003). Suda yaşayan organizmalarda (özellikle balıklarda) metallerin biyolojik birikimleri ilgili sucul ortamların kirliliği hakkında bilgi vermesi açısından bir araç olarak kullanılmaktadır (Squadrone vd. 2013). Balıklar yaşamları boyunca ağır metalleri vücutlarında biriktirebilmekte ve bu sebeple yaşadıkları ortamın kirliliğini ve hidrokimyasal koşullarını yansıtarak bir biyobelirteç olarak kullanılabilir (Al-Sabti ve Metcalfe 1995; Ateeq vd. 2005; Klobucar vd. 2010). Ağır metaller, çeşitli balık dokularında, her bir dokunun fizyolojik işlevine bağlı olarak, farklı toksik etki göstermektedirler (Has-Schön vd. 2015).

DNA ve kromozom düzeyinde gerçekleşen genetik materyaldeki hasarları belirlemek için farklı testler mevcuttur. Uluslararası kabul edilebilirliği ve yüksek hassasiyet derecesi nedeniyle kromozom düzeyindeki hasarların belirlenmesinde mikronukleus (MN) ile DNA düzeyindeki hasarların tespitinde de tek hücre alkali jel elektroforezi (SCGE veya KOMET) teknikleri yaygın olarak kullanılmaktadır.

Çevresel kirleticiler tarafından oluşturulan etkinin belirlenmesi amacıyla mikronukleus (MN) testi (Hayashi vd. 1998; Linde-Arias vd. 2008; Galindo ve Moreira 2009; Grisolia vd. 2009; Arslan vd. 2010; Barsiene vd. 2012; Omar vd. 2012) ve tek hücre alkali jel elektroforezi (SCGE veya diğer adıyla KOMET) testi (Grisolia vd. 2009; Cok vd. 2011; Klobucar vd. 2012; Osman vd. 2012; Otter vd. 2012; Penders vd. 2012; Vincent-Hubert vd.

2012) gibi sitogenetik ve genotoksik testler ile kromozom ve DNA düzeyindeki muhtemel hasarlar incelenabilmektedir.

Bu çalışmada Uluabat Gölü'nde çevresel kirleticilerin potansiyeli genotoksik etkileri *C. carpio* ve *S. glanis* kan hücrelerinde MN ve KOMET teknikleri ile değerlendirilmiştir. Ayrıca çalışma kapsamında suda, sedimentte ve çalışılan model organizmaların farklı dokularındaki ağır metal birikimi de incelenmiştir.

Materyal ve Metot

Araştırma Sahası

Çalışma kapsamında, mevsimsel bazda; balıklara ait örneklemeler, 4 farklı mevsimde (Ocak, Nisan, Temmuz ve Ekim aylarında) yapılmıştır. *C. carpio* balık örnekleri potansiyel kirlilik ve balıkların yakalanma potansiyelleri de dikkate alınarak Uluabat Gölü'nün deşarjına yakın kıyılarından, *S. glanis* balık örnekleri ise Çapraz Çayı'ndan temin edilmiştir (Şekil 1).

Uluabat Gölü Türkiye'nin kuzeybatısında bulunan Marmara Bölgesi'nde, 40° 10' kuzey ve 28° 35' doğu koordinatları arasında yer alan, sucul ekosistem yönünden Türkiye'nin en zengin göllerinden biridir. Marmara Bölgesi'nde yer alan gerek plankton ve dip canlıları gerek sucul bitkileri gerekse balık ve kuş popülasyonları açısından ülkenin en zengin göllerinden birisidir (Bulut vd. 2010). 1998 yılında Çevre Bakanlığı tarafından RAMSAR koruma bölgesi olarak belirlenip koruma altına alınmış, ardından 4. Uluslararası EXPO 2000 konferansında Uluslararası yaşayan göller arasına dahil edilmiştir (Aksoy ve Özsoy 2002; Dalkıran vd. 2016).

Balıklardan Kan Alımı

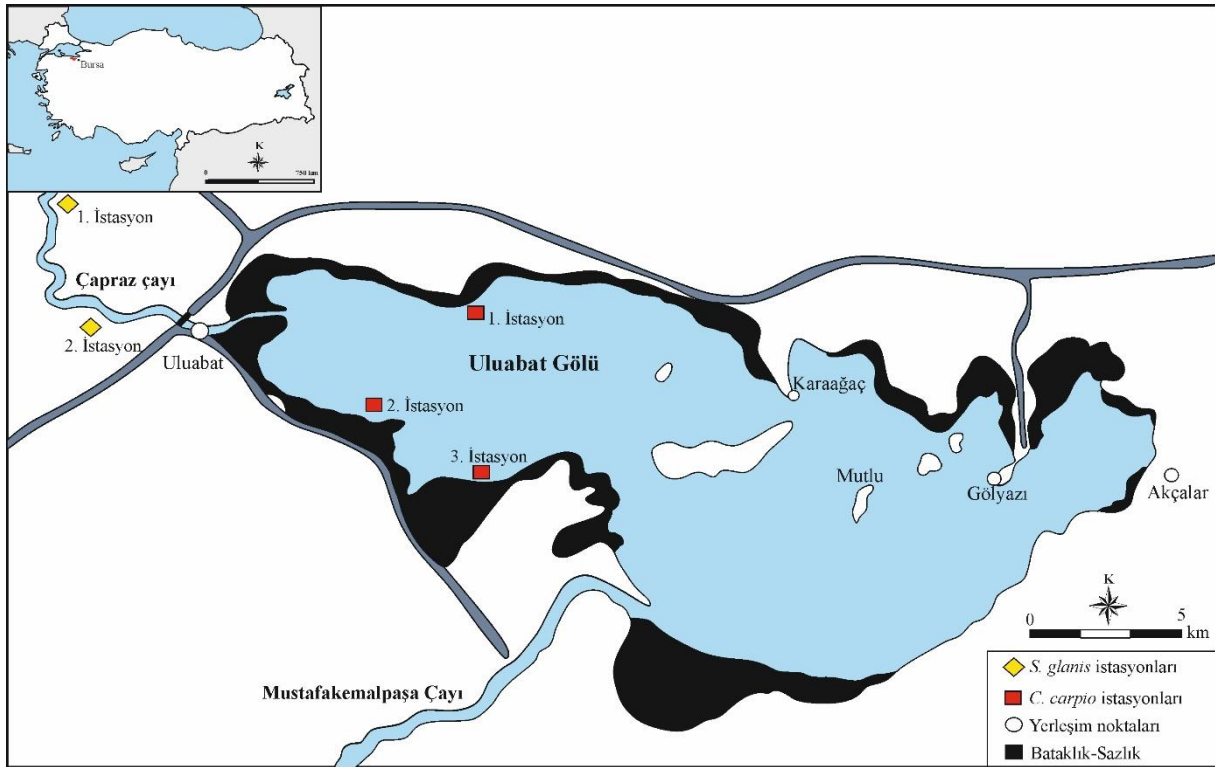
Analizler için istasyonlardan her mevsimde balıkçılar tarafından avlanan balıklardan (5-10 sayıda) örnekleme yapılmıştır. Toplanan balıklar, fenoksi etanol ve etanol karışımı (1:1) ile bayıltıldıktan sonra dorsal yüzgecin sonundaki sırt bölgesinden 5 mL'lik steril şırınga ile yaklaşık 2 mL kan heparinli enjektör ile alınmıştır. Doku örnekleri (kas, karaciğer, böbrek) alınırken sonuçların etkilenmemesi için plastik bıçak kullanılmıştır.

KOMET Testi

İzole edilen balık periferik kan eritrositlerindeki muhtemel DNA hasarı hassas ve güvenilir bir test olması nedeniyle, KOMET testi (Singh vd. 1988; Demir vd. 2010, 2011, 2014; Demir ve Kaya 2013) ile belirlenmiştir. Kan örneklerinden eritrositler izole edildikten sonra standart KOMET prosedürü uygulanarak tek iplik kırık potansiyelleri (Singh vd. 1988; Tice vd. 1990) değerlendirilmiştir. Hücreler fosfat tamponu (PBS) ile süspanse edilerek düşük

erime ısısına sahip agaroz (LMA) ile karıştırılmış ve normal erime ısısına sahip agaroz (NMA) ile kaplanmış lamalar üzerine yayılmıştır. Preparatlar lizing solüsyonunda (2.5 M NaCl, 100 mM Na₂EDTA, 10 mM Tris, %1 Triton X-100 ve %1 N-lauroylsarcosine sodium salt solution, pH = 10) etrafı ışık almayan şalelerde 1 saat bekletilmiştir. Lizing işlemi sonrasında preparatlar elektroforez tankında yürütme tamponunda (1 mM Na₂EDTA ve 300 mM NaOH, pH = 13) 30 dakika bekletilmiştir. Süre sonunda 30 dakika boyunca 300mA, 25V'da elektroforez yürütme işlemi gerçekleştirilmiştir. Elektroforezden

sonra preparatlar, içerisinde nötralizasyon solüsyonu (400 mM Tris buffer, pH = 7.5) bulunan şale içerisinde 5 dakika bekletilmiştir. İşlemler sonunda her bir lama 50 µl Etidyum bromür (EtBr) eklenmiş ve lamelle kapatılmıştır. Her bir örnek için 100 hücre 40X büyütmede Floresan mikroskopta (Nikon Eclipse E200) incelenmiştir. Değerlendirme parametresi olarak % DNA (Tail Intensity, Kuyruk Yoğunluğu), Tail Moment (Kuyruk Momenti) ve Tail Length (Kuyruk Uzunluğu (µm)) kullanılmış ve ölçümler COMET-IV (Version 4.11) programı ile otomatik ölçüm şeklinde yapılmıştır.



Şekil 1. Uluabat Gölü'nün genel görünümü ve örnekleme istasyonları (Elmacı vd. 2010'dan modifiye edilmiştir)

Figure 1. General view of Uluabat Lake and sampling stations (Modified from Elmacı et al. 2010)

KOMET testinde indüklenen oksidatif DNA hasarının analizi

Escherichia coli bakterisinden izole edilen Endonükleaz III (Endo III) ve Formamidopirimidin-DNA glikosilaz (Fpg) bakteriyel enzimleri kullanılarak okside olmuş pürin ve pirimidin bazlarının seviyesi KOMET testi modifiye edilerek tespit edilmiştir. Endo III spesifik olarak okside olmuş pirimidin bazlarındaki oksidatif hasarı gösterirken Fpg spesifik olarak okside olmuş pürin bazlarındaki oksidatif hasarı göstermektedir (Collins 2005).

Enzim uygulamasında, KOMET testi sırasında balık periferik kan eritrositleri üzerinde gerçekleştirilen uygulamalar sonucu hazırlanan preparatlar lizing solüsyonundan çıkartıldıktan sonra

uygulamaya aşağıdaki basamaklar ile devam edilmiştir. Lizing sonrası preparatlar içerisinde enzim solüsyonu bulunan şalelere alınmıştır. Bu şekilde 10 dakika buzdolabında bekletilmiştir. Süre sonunda şalelerdeki enzim solüsyonu dökülüp, şalelere tekrar yeni enzim solüsyonu eklenerek yine 10 dakika +4°C de buzdolabında bekletilmiştir. İkinci 10 dakika enzim solüsyonunda bekletmeden sonra preparatlar şalelerden alınarak her bir enzim uygulaması için hazırlanmış ayrı ayrı preparatların üzerine 100 µl Fpg ve Endo III enzimleri eklenmiştir. Kontrol grubu olarak hazırlanmış preparatın üzerine ise 100 µl enzim solüsyonu eklenerek preparatların üzeri lamelle kapatılmıştır. Daha sonra enzim solüsyonu, Fpg ve Endo III preparatları bir kap içerisine alınarak 30 dakika

37°C'lik etüve kaldırılmıştır. Bu aşamadan sonraki işlemler KOMET prosedürü ile aynı şekilde gerçekleştirilmiştir.

Mikronukleus (MN) Testi

Çalışmada 1 yıl içerisinde mevsimsel olarak farklı lokalitelerden yakalanan ortalama 25-30 cm büyüklükteki *C. carpio* ve 50-60 cm büyüklükteki *S. glanis* balıklarından heparinli tüplere kan alınmıştır. MN testi Schmid (1976) tarafından belirlenen prosedürün modifiye edilmesiyle gerçekleştirilmiştir. Toplanan kanlardan 50 µl alınıp 200 µl PBS ile karıştırılmış ve süspanse edilmiştir. Süspanse kan örnekleri lam üzerine yayılarak kurumaya bırakılmış ve 20 dk boyunca etanol ile fiks edilmiştir. Fiksasyondan sonra preparatlar 20 dk boyunca %5'lik Giemsa ile boyanmış ve kurumaya bırakılmıştır. Hazırlanan preparatlar ışık mikroskopunda 100X büyütmede incelenmiş ve her bir grup için 2000 hücre değerlendirilmiştir.

Ağır Metal Analizlerinin Gerçekleştirilmesi

Örnekleme yapılan istasyonlardan su ve sediment örneklerinde ve çalışılan balıklardan alınan kas, karaciğer ve böbrek dokularından ağır metal analizleri T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Antalya Gıda Kontrol Laboratuvar Müdürlüğü tarafından Perkin-Elmer ICP-MS cihazında hizmet alımı ile gerçekleştirilmiştir.

Su örneklerinde ağır metal analizlerinin gerçekleştirilmesi

Mevsimsel bazda Uluabat Gölü'nden balıkların alındığı istasyonlardan alınan su örnekleri hizmet alınan laboratuvara gönderilirken su numunelerinde suyun özelliğinin korunması amacıyla nitrik asit ilavesi ile pH değerleri 2'nin altına düşürülerek +4°C'de muhafaza edilmiştir. Su örnekleri 0,45 µl'lik filtreden geçirildikten sonra 3 tekrarlı olacak şekilde ICP-MS ile analiz edilmiştir (APHA 1993; EPA 1994)

Sediment örneklerinde ağır metal analizlerinin gerçekleştirilmesi

Mevsimsel bazda Uluabat Gölü'nden balıkların yakalandığı istasyonlardan Ekman kepçesi ile sediment örnekleme yapılmıştır. Alınan sediment örnekleri numune kaplarına aktarıldıktan sonra analiz yapılana kadar +4°C'de muhafaza edilmiştir. Sediment örneklerinin çözünürleştirme işlemleri, nitrik asit ve hidrojen peroksit (8 ml:2 ml) kullanılarak mikrodalga fırında belirli sıcaklık ve basınç altında yapılmıştır. Yakma işleminden sonra numuneler 0,5 µl'lik filtreden geçirildikten sonra

uygun tüplere alınarak deiyonize su ile 15 ml'ye tamamlanmıştır. 3 tekrarlı olacak şekilde ICP-MS ile analiz edilmiştir (EPA 1998).

Balık doku örneklerinde ağır metal analizlerinin gerçekleştirilmesi

Balıklar fenoksi etanol ve etanol karışımı (1:1-200 L) kullanılarak bayıltıldıktan sonra, doku örnekleri (kas, karaciğer, böbrek) plastik bıçak kullanılarak alınmıştır. Doku örnekleri çözünürleştirme işlemine kadar -20°C'de muhafaza edilmiştir. Çözünürleştirme işlemleri, nitrik asit ve hidrojen peroksit (8 ml:2 ml) kullanılarak mikrodalga fırında belirli sıcaklık ve basınç altında yapılmıştır. Yakma işleminden sonra numuneler uygun tüplere alınarak deiyonize su ile 15 ml'ye tamamlanmıştır. Çözünürleştirilen örneklerden metal analizleri 3 tekrarlı olacak şekilde ICP-MS ile analiz edilmiştir (ASTM 1985).

İstatistiksel Analiz

Elde edilen KOMET sonuçlarının istatistiksel değerlendirilmesi IBM SPSS paket programında One-way ANOVA (Tukey) testi kullanılarak yapılmıştır. MN frekanslarının istatistiksel değerlendirilmesinde ise z-test yöntemi kullanılmıştır.

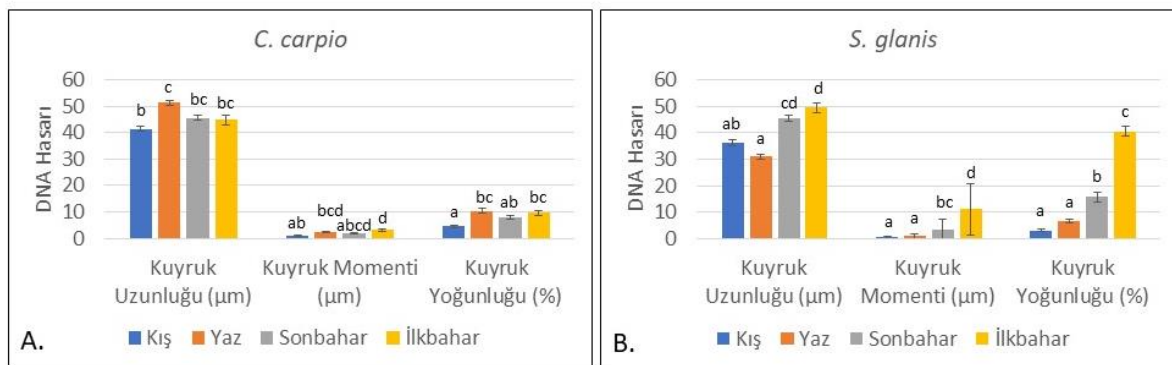
Bulgular

KOMET Testi

Elde edilen sonuçlara göre; *C. carpio* yaz mevsiminde diğer mevsimlere kıyık uzunluğu bakımından istatistiksel olarak önemli bir fark göstermiştir. İncelenen tüm parametrelerde en düşük DNA hasarı kış mevsiminde gözlenmiştir ancak oluşan fark istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır. *S. glanis*'de meydana gelen DNA hasarı ilkbahar mevsiminde tüm parametrelerde (kıyık uzunluğu, kıyık momenti ve kıyık yoğunluğu) artış göstermiştir. Meydana gelen bu değişim kış ve yaz aylarından istatistiksel olarak farklı bulunmuştur (Şekil 2).

KOMET Testinde İndüklenen Oksidatif DNA Hasarının Analizi

Elde edilen sonuçlara göre; *C. carpio*'da kış mevsiminde Endo III uygulaması tüm parametreler açısından enzim kontrolüne göre istatistiki anlamlılığa sahiptir. *S. glanis*'de elde edilen veriler enzim kontrole göre istatistiki bir öneme sahip değildir (Tablo 1). FPG enzimi ile yapılan uygulamalarda pürin bazlarında oksidatif hasar kaynaklı genotoksisite olmadığı belirlenmiştir.



(Tukey post hoc testine göre farklı harf kodu bulunan ortalamalar birbirinden anlamlı olarak farklıdır ($p < 0,05$). Deneyden elde edilen ortalama $\pm$ standart hata (deney setinde toplam en az 100 hücre sayılmıştır)).

Şekil 2. Uluabat Gölü'nde *C. carpio* (A) ve *S. glanis* (B) periferik kan eritrositlerinde KOMET testi ile belirlenen DNA hasarı

Figure 2. DNA damage determined by COMET test in *C. carpio* (A) and *S. glanis* (B) peripheral blood erythrocytes in Uluabat Lake

Tablo 1. Uluabat Gölünden yakalanan *C. carpio* ve *S. glanis* balıklarının periferik kan eritrositlerinde ENDO III ve FPG uygulaması sonuçları

Table 1. Results of Endo III and FPG enzymes treatments in peripheral blood erythrocytes of *C. carpio* ve *S. glanis* caught from Uluabat Lake

		<i>C. carpio</i>			<i>S. glanis</i>		
		Kuyruk Uzunluğu (µm)	Kuyruk Momenti (µm)	Kuyruk Yoğunluğu (%)	Kuyruk Uzunluğu (µm)	Kuyruk Momenti (µm)	Kuyruk Yoğunluğu (%)
Kış	Endo III	58,66 $\pm$ 1,35 ^g	3,74 $\pm$ 0,30 ^{bcdef}	12,60 $\pm$ 0,76 ^{defghi}	26,05 $\pm$ 0,72 ^{bcde}	0,26 $\pm$ 0,05 ^a	1,85 $\pm$ 0,35 ^{ab}
	Fpg	40,62 $\pm$ 0,88 ^{bcd}	0,66 $\pm$ 0,06 ^a	3,01 $\pm$ 0,28 ^{ab}	34,49 $\pm$ 0,95 ^{fgh}	0,93 $\pm$ 0,10 ^{abcd}	5,41 $\pm$ 0,60 ^{abcd}
	Kontrol	34,56 $\pm$ 0,84 ^b	0,86 $\pm$ 0,09 ^a	4,28 $\pm$ 0,42 ^{abc}	40,37 $\pm$ 0,81 ^{hijk}	0,34 $\pm$ 0,07 ^a	1,58 $\pm$ 0,31 ^a
Yaz	Endo III	19,76 $\pm$ 0,76 ^a	1,00 $\pm$ 0,12 ^a	9,37 $\pm$ 1,30 ^{bcdef}	18,21 $\pm$ 0,70 ^a	3,26 $\pm$ 0,54 ^{defg}	25,10 $\pm$ 3,85 ^{gh}
	Fpg	37,67 $\pm$ 0,78 ^{bc}	0,94 $\pm$ 0,10 ^a	4,38 $\pm$ 0,48 ^{abc}	24,5 $\pm$ 0,70 ^{abcd}	0,54 $\pm$ 0,09 ^{ab}	3,56 $\pm$ 0,54 ^{abc}
	Kontrol	36,95 $\pm$ 1,08 ^{bc}	1,65 $\pm$ 0,21 ^{abc}	8,67 $\pm$ 1,19 ^{abcdef}	22,74 $\pm$ 0,60 ^{abc}	2,94 $\pm$ 0,47 ^{cdefg}	22,18 $\pm$ 3,28 ^{fg}
Sonbahar	Endo III	57,68 $\pm$ 1,34 ^{fg}	4,59 $\pm$ 0,40 ^{def}	15,74 $\pm$ 1,24 ^{fghij}	49,81 $\pm$ 1,35 ^{lm}	3,20 $\pm$ 0,48 ^{defg}	12,03 $\pm$ 1,18 ^{cde}
	Fpg	43,30 $\pm$ 1,23 ^{bcd}	2,45 $\pm$ 0,24 ^{abcd}	9,59 $\pm$ 0,83 ^{bcdefg}	36,91 $\pm$ 1,04 ^{fghi}	1,43 $\pm$ 0,39 ^{abcde}	5,79 $\pm$ 1,26 ^{abcd}
	Kontrol	45,64 $\pm$ 1,21 ^{cde}	2,47 $\pm$ 0,25 ^{abcde}	9,91 $\pm$ 0,95 ^{bcdefg}	43,88 $\pm$ 1,10 ^{ijkl}	2,40 $\pm$ 0,18 ^{abcdef}	10,81 $\pm$ 0,82 ^{bcde}
İlkbahar	Endo III	44,36 $\pm$ 2,00 ^{cde}	8,69 $\pm$ 0,75 ^g	31,22 $\pm$ 1,72 ^l	38,26 $\pm$ 1,42 ^{ghij}	3,27 $\pm$ 0,34 ^{defg}	12,01 $\pm$ 1,13 ^{cde}
	Fpg	53,23 $\pm$ 2,34 ^{efg}	8,91 $\pm$ 0,62 ^g	27,77 $\pm$ 1,46 ^{kl}	37,00 $\pm$ 1,39 ^{fghi}	5,24 $\pm$ 0,45 ^{gh}	22,70 $\pm$ 1,48 ^g
	Kontrol	70,68 $\pm$ 2,27 ^h	16,14 $\pm$ 0,74 ^h	42,91 $\pm$ 1,37 ^m	40,63 $\pm$ 0,35 ^{hijk}	8,10 $\pm$ 0,44 ^{ij}	36,20 $\pm$ 1,62 ⁱ

(Tukey post hoc testine göre farklı harf kodu bulunan ortalamalar birbirinden anlamlı olarak farklıdır ($p < 0,05$). Deneyden elde edilen ortalama $\pm$ standart hata (deney setinde toplam en az 100 hücre sayılmıştır))

Mikronukleus (MN) Testi

MN testinde *C. carpio* ve *S. glanis*'den izole edilen periferik eritrositlerindeki kromozom hasarının mevsimsel sonuçları Tablo 2'de gösterilmiştir.

Elde edilen sonuçlara göre MN frekansları bakımından mevsimlere göre istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık gözlenmemiştir. Mevsimsel değerlendirmelere göre en fazla

mikronukleus sayısı *C. carpio*'da yaz mevsiminde gözlenirken, *S. glanis*'te sonbaharda gözlenmiştir. Diğer yandan sonbahar döneminde *C. carpio*'da 2 mikronukleuslu bir hücre de gözlenmiştir. Genel olarak *C. carpio*'da gözlenen mikronukleus frekansı *S. glanis*'te gözlenen mikronukleus frekansına göre daha yüksek olsa da bu farklılık istatistiksel olarak anlamlı değildir.

Tablo 2. Uluabat Gölü'nde yakalanan *C. carpio* ve *S. glanis* balıklarının periferik kan eritrositlerinde mevsimsel olarak gözlenen mikronukleus frekansları

Table 2. Seasonally observed micronucleus frequencies in peripheral blood erythrocytes of *C. carpio* and *S. glanis* Fishes caught in Uluabat Lake

Tür	Mevsim	İncelenen Hücre Sayısı	MN sayısına göre hücrelerin dağılımı		MN (%) ±SH
			-1	-2	
<i>C. carpio</i>	Kış	2000	9	-	0,45±0,15
	Yaz	2000	10	-	0,50±0,16
	Sonbahar	2000	7	1	0,45±0,15
	İlkbahar	2000	9	-	0,45±0,15
<i>S. glanis</i>	Kış	2000	4	-	0,20±0,10
	Yaz	2000	6	-	0,30±0,12
	Sonbahar	2000	7	-	0,35±0,13
	İlkbahar	2000	5	-	0,25±0,11

Su Örneklerinde Ağır Metal Analizleri

Ağır metal çalışmalarında bölgede yoğun olduğu düşünülen ve önceki çalışmalar dikkate alınarak 9 farklı metal (Kurşun (Pb), Kadmiyum (Cd), Cıva (Hg), Arsenik (As), Nikel (Ni), krom (Cr), Bakır (Cu), Çinko (Zn) ve Mangan (Mn)) düzeyinin tespiti yapılmıştır.

Göl suları çözünmüş metaller yönünden

incelendiğinde kurşun (Pb), kadmiyum (Cd) ve cıva (Hg) metallerinin tüm mevsimlerde tayin sınırının altında olduğu tespit edilmiştir (<0,05 µg/L). Arsenik (As), bakır (Cu) ve nikel (Ni) en fazla sonbaharda mevsiminde tespit edilirken, mangan (Mn) en fazla yaz mevsiminde, çinko (Zn) ilkbaharda, Cr ise kış mevsiminde tespit edilmiştir (Tablo 3).

Tablo 3. Uluabat Göl suyu ağır Metal analizleri

Table 3. Heavy metal analysis of Uluabat Lake water

Mevsim	Pb (µg/L)	Cd (µg/L)	Hg (µg/L)	As (µg/L)	Ni (µg/L)	Cr (µg/L)	Cu (µg/L)	Zn (µg/L)	Mn (µg/L)
Kış	<0,05	<0,05	<0,05	8,106 ± 1,248	1,88 ± 0,215	0,53 ± 0,018	0,27 ± 0,009	0,63 ± 0,018	2,35 ± 0,316
İlkbahar	<0,05	<0,05	<0,05	7,946 ± 1,137	1,50 ± 0,214	0,25 ± 0,013	0,86 ± 0,026	6,13 ± 0,764	1,68 ± 0,178
Yaz	<0,05	<0,05	<0,05	11,313 ± 1,548	2,37 ± 0,357	0,47 ± 0,022	0,76 ± 0,025	4,91 ± 0,587	4,72 ± 0,550
Sonbahar	<0,05	<0,05	<0,05	19,34 ± 2,258	2,74 ± 0,048	0,41 ± 0,014	2,17 ± 0,314	2,82 ± 0,314	3,67 ± 0,445

Analizler sonucu elde edilen en yüksek (yeşil) ve en düşük değerler (kırmızı) renklendirilmiştir.

Sediment Örneklerinde Ağır Metal Analizleri

Bu çalışma kapsamında sediment örnekleme

yalnızca yaz mevsiminde olmak üzere bir kez yapılmıştır ve sonuçları Tablo 4'te sunulmuştur.

Tablo 4. Uluabat Gölü sediment örneklerinde ağır metal analizleri

Table 4. Heavy metal analysis of Uluabat Lake sediment

Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)	As (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)
26,525 ± 2,524	0,284 ± 0,036	0,070 ± 0,016	39,680 ± 4,124	236,080 ± 31,628	105,280 ± 11,423	28,289 ± 3,127	75,210 ± 8,055	862,900 ± 91,236

Balık Doku Örneklerinde Ağır Metal Analizleri

C. carpio ve *S. glanis* dokularındaki (kas, karaciğer ve böbrek) metal birikimleri Tablo 5 ve 6'da verilmiştir.

C. carpio'da yapılan doku analizlerinde Pb, Ni, Cr, Cu ve Mn 4 mevsimde karaciğerde, As ve Zn ise

4 mevsimde böbrekte gözlenmiştir. Hg kış mevsimi en fazla böbrekte belirlenirken diğer mevsimlerde en yüksek kas dokusunda belirlenmiştir. Cd kış ve ilkbahar aylarında en yüksek kas dokusunda, yaz ve sonbahar aylarında ise karaciğer dokusunda tespit edilmiştir.

Tablo 5. *C. carpio* dokularındaki (kas, karaciğer ve böbrek) metal birikimleri

Table 5. Metal accumulation in *C. carpio* tissues (muscle, liver and kidney)

Mevsim	Doku	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)	As (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Kış	Kas	0,483 ± 0,054	0,107 ± 0,023	0,030 ± 0,008	0,067 ± 0,015	0,834 ± 0,094	0,404 ± 0,054	0,326 ± 0,045	5,728 ± 0,854	0,249 ± 0,036
	Karaciğer	1,188 ± 0,125	0,397 ± 0,049	0,015 ± 0,003	0,081 ± 0,015	1,045 ± 0,098	0,715 ± 0,084	10,894 ± 1,125	86,135 ± 8,124	1,207 ± 0,112
	Böbrek	0,780 ± 0,084	0,247 ± 0,026	0,033 ± 0,009	0,107 ± 0,015	0,937 ± 0,096	0,635 ± 0,058	1,953 ± 0,158	97,325 ± 9,721	0,701 ± 0,684
İlkbahar	Kas	0,440 ± 0,051	0,096 ± 0,015	0,049 ± 0,007	0,049 ± 0,008	0,814 ± 0,088	0,343 ± 0,041	0,323 ± 0,039	5,368 ± 0,568	0,271 ± 0,034
	Karaciğer	1,112 ± 0,0115	0,362 ± 0,042	0,012 ± 0,004	0,068 ± 0,010	1,011 ± 0,099	0,514 ± 0,059	9,412 ± 0,925	86,478 ± 7,885	1,218 ± 0,132
	Böbrek	0,724 ± 0,078	0,215 ± 0,026	0,015 ± 0,004	0,079 ± 0,010	0,896 ± 0,096	0,454 ± 0,051	1,891 ± 0,195	97,817 ± 8,785	0,778 ± 0,085
Yaz	Kas	0,364 ± 0,045	0,077 ± 0,013	0,055 ± 0,009	0,078 ± 0,012	0,761 ± 0,088	0,322 ± 0,041	0,314 ± 0,045	5,615 ± 0,612	0,225 ± 0,032
	Karaciğer	0,986 ± 0,115	0,311 ± 0,042	0,015 ± 0,003	0,095 ± 0,011	0,945 ± 0,111	0,496 ± 0,059	9,161 ± 1,102	86,834 ± 7,678	1,204 ± 0,125
	Böbrek	0,642 ± 0,074	0,175 ± 0,025	0,023 ± 0,005	0,100 ± 0,019	0,813 ± 0,095	0,435 ± 0,052	1,772 ± 0,182	98,262 ± 8,743	0,714 ± 0,082
Sonbahar	Kas	0,388 ± 0,044	0,088 ± 0,016	0,040 ± 0,007	0,081 ± 0,010	0,784 ± 0,093	0,454 ± 0,055	0,258 ± 0,032	5,841 ± 0,624	0,209 ± 0,029
	Karaciğer	1,044 ± 0,151	0,341 ± 0,042	0,010 ± 0,003	0,084 ± 0,011	0,965 ± 0,126	0,718 ± 0,085	9,045 ± 1,109	87,027 ± 8,125	1,191 ± 0,128
	Böbrek	0,686 ± 0,082	0,196 ± 0,026	0,018 ± 0,005	0,099 ± 0,017	0,849 ± 0,113	0,600 ± 0,072	1,735 ± 0,184	98,804 ± 9,231	0,771 ± 0,086

Analizler sonucunda elde edilen en yüksek değerler her bir mevsim için Kış (yeşil), İlkbahar (sarı), Yaz (kırmızı) ve Sonbahar (mavi) renklendirilmiştir.

Tablo 6. *S. glanis* dokularındaki (kas, karaciğer ve böbrek) metal birikimleri**Table 6.** Metal accumulation in *S. glanis* tissues (muscle, liver and kidney)

Mevsim	Doku	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)	As (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Kış	Kas	0,368 ± 0,025	0,085 ± 0,011	0,112 ± 0,022	0,016 ± 0,005	0,771 ± 0,122	0,2475 ± 0,056	0,211 ± 0,044	3,669 ± 0,524	0,189 ± 0,021
	Karaciğer	1,008 ± 0,115	0,242 ± 0,032	0,067 ± 0,012	0,018 ± 0,004	1,238 ± 0,126	0,707 ± 0,084	5,362 ± 0,865	15,245 ± 1,125	1,411 ± 0,284
	Böbrek	0,655 ± 0,096	0,1758 ± 0,026	0,032 ± 0,011	0,024 ± 0,008	0,836 ± 0,065	0,528 ± 0,048	1,390 ± 0,168	17,500 ± 1,286	0,603 ± 0,095
İlkbahar	Kas	0,342 ± 0,041	0,072 ± 0,011	0,120 ± 0,015	0,018 ± 0,006	0,747 ± 0,085	0,301 ± 0,035	0,206 ± 0,028	3,471 ± 0,355	0,199 ± 0,024
	Karaciğer	0,945 ± 0,108	0,210 ± 0,026	0,076 ± 0,012	0,024 ± 0,008	1,201 ± 0,135	0,724 ± 0,084	5,132 ± 0,525	15,463 ± 1,645	1,436 ± 0,155
	Böbrek	0,612 ± 0,068	0,165 ± 0,020	0,087 ± 0,011	0,042 ± 0,010	0,815 ± 0,095	0,566 ± 0,062	1,333 ± 0,125	17,793 ± 1,654	0,633 ± 0,069
Yaz	Kas	0,286 ± 0,035	0,055 ± 0,009	0,118 ± 0,018	0,020 ± 0,004	0,688 ± 0,076	0,251 ± 0,036	0,203 ± 0,029	3,512 ± 0,348	0,163 ± 0,023
	Karaciğer	0,844 ± 0,094	0,162 ± 0,024	0,071 ± 0,012	0,022 ± 0,004	1,056 ± 0,111	0,694 ± 0,078	5,111 ± 0,522	15,671 ± 1,684	1,378 ± 0,145
	Böbrek	0,557 ± 0,058	0,134 ± 0,018	0,085 ± 0,012	0,036 ± 0,005	0,765 ± 0,088	0,516 ± 0,062	1,195 ± 0,125	17,965 ± 1,864	0,615 ± 0,074
Sonbahar	Kas	0,312 ± 0,042	0,063 ± 0,009	0,103 ± 0,015	0,018 ± 0,004	0,715 ± 0,082	0,288 ± 0,036	0,201 ± 0,029	3,361 ± 0,364	0,213 ± 0,029
	Karaciğer	0,884 ± 1,105	0,195 ± 0,027	0,068 ± 0,011	0,026 ± 0,005	1,167 ± 0,125	0,718 ± 0,088	4,648 ± 0,512	15,796 ± 1,631	1,353 ± 0,141
	Böbrek	0,585 ± 0,065	0,148 ± 0,022	0,076 ± 0,015	0,034 ± 0,006	0,793 ± 0,092	0,536 ± 0,067	1,181 ± 0,121	17,420 ± 1,836	0,627 ± 0,075

Analizler sonucunda elde edilen en yüksek değerler her bir mevsim için Kış (yeşil), İlkbahar (sarı), Yaz (kırmızı) ve Sonbahar (mavi) renklendirilmiştir.

S. glanis'de yapılan doku analizlerinde ilkbahar mevsiminde ölçüm yapılan Hg haricinde tüm ağır metaller, mevsimler ve dokular açısından *C. carpio* ile benzerlik göstermektedir.

Tartışma ve Sonuç

Antropojenik etkiler sonucu suya karışan maddelerin fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirerek, "su kirliliği" olarak adlandırılan olguyu ortaya çıkarırlar. Artan nüfus ve gelişen endüstrileşme sonucunda yoğunlaşan su kullanımı, su kirliliğini hızlandıran bir etken olarak karşımıza çıkmaktadır (Uslu ve Türkman 1987; Çalıseki vd. 2016). Sucul canlıların yaşamını

olumsuz yönde etkileyen çok çeşitli toksik maddeler mevcuttur. Bu maddeler organizmanın fizyolojik büyüklüğüne bağlı olarak, belirli maksimum ve minimum sınırları altında veya üzerinde; olgunluğa erişme, döllenme, yumurta ve yavru gelişiminde bozukluklara sebep olabilirler. Ayrıca fizyolojik, biyokimyasal, sitolojik anormalliklere veya ani ölümlere de neden olmaktadır. Bu toksik etkiler besin zinciri yolu ile insanlara kadar ulaşarak, hayati çevre problemlerinin ortaya çıkmasına neden olmaktadır (Goldberg 1976).

Uluabat Gölü nüfus ve sanayi yoğunluğunun yüksek olduğu bir konumda yer almaktadır. Göl çevresindeki yerleşim ve tarım alanları, mezbahalar,

süt ve balık ürünleri işleyen çeşitli tesisler Uluabat Gölü'nün kirletici kaynaklarını oluşturmaktadır (Elmacı vd. 2008). Ayrıca gölü besleyen en önemli su kaynağı olan Mustafakemalpaşa Çayı ile taşınan evsel atık sularının besi maddesi taşınımı ile ötrofikasyon problemine gittikçe artan bir şekilde katkı sağladığı belirtilmiştir (Salihoğlu ve Karaer 2005). Tarımsal faaliyetler gölün su seviyesinin azalmasına sebep olmasının yanında kullanılan gübreler gölün sediment yükünü de artırmaktadır (Anonim 2016).

MN ve KOMET testleri çeşitli kontaminantların indüklediği genotoksik hasarın incelenmesinde kullanılmaktadır (Russo vd. 2004; Grisolia vd. 2009; Bianchi vd. 2013; Deutschmann vd. 2016). Ulutaş vd. (2008) Mogan Gölü'nde *C. carpio* üzerinde yaptıkları KOMET testi ile genotoksik hasar gözlemlemiştir. Summak vd. (2010) Bursa Nilüfer Çayı'ndan alınan ve daha sonra laboratuvarda kültüre edilen Nil Tilapyası (*Oreochromis niloticus*)'nda ağır metal birikimini ve MN indüklenmesini tespit etmişlerdir. Brezilya Sinos Nehri'nde yapılan araştırmalarda *Astyanax jacuhiensis*'ta MN ve KOMET testi ile genotoksik hasar belirlenmiştir (Bianchi vd. 2013). Aynı bölgede yapılan analizlerde nehrin evsel ve endüstriyel atıkların genotoksisiteye neden olduğu belirlenmiştir (Blume vd. 2010; Nunes vd. 2011). Sanchez-Galan vd. (2001) Kuzey İspanya'daki Avusturya Nehri'nden *Salmo trutta* böbrek eritrositlerinde MN ve morfolojik bozukluklar tespit etmişlerdir. Deutschmann vd. (2016) Tuna Nehri'nde bulunan 21 bölgede *Alburnus alburnus*'ta DNA hasarı ve MN frekansının arttığını rapor etmişlerdir. Brezilya'da Tramandai ve Mampituba Nehirleri'nde 4 mevsim yapılan çalışmada kefal ve kedi balıklarında KOMET ve MN testleri ile genotoksitenin ilkbahar ve yaz aylarında kirlilik düzeyine bağlı olarak arttığı belirlenmiştir (De Andrade vd. 2004). Yukarıdaki çalışmalarda da görüldüğü gibi sucul ortamda meydana gelen kirlilik o ortamda yaşayan balıklar üzerinde direkt etkiye sahip olmaktadır. Yapılan bu çalışmada elde edilen sonuçlara göre Uluabat Gölü'nden yakalanan balıklardan alınan kan örneklerinde KOMET testinde ilkbahar ve yaz mevsimlerinde ortaya çıkan genotoksiste kış mevsimine göre anlamlı olarak yüksek gözlenmiştir. Endo III enzimi ile yapılan KOMET testinden elde edilen sonuçlar meydana gelen DNA hasarının pirimidinlerin oksidasyonu sonucu DNA kırıklarının oluştuğunu göstermektedir. Diğer yandan, mevsimsel değerlendirmelere göre en fazla mikronukleus sayısı *C. carpio*'da yaz mevsiminde gözlenirken, *S. glanis*'te sonbaharda gözlenmiş, yaz mevsimi ikinci sırada yer almıştır. Genel olarak *C. carpio*'da

gözlenen mikronukleus frekansı *S. glanis*'te gözlenen mikronukleus frekansına göre daha yüksektir. Bu farklılık istatistiksel olarak anlamlı olmasa da referans değerlere çok yakındır ($z=1,956$). Bu sonuçlar bize *C. carpio*'nun *S. glanis*'e göre çevresel kirliliğe karşı daha hassas olduğunu göstermektedir. Elde edilen sonuçlarda *C. carpio*'nun *S. glanis*'e göre daha yüksek MN frekansına sahip olması muhtemelen dip balığı olması nedeni ile hem sucul kirlilikten hem de sediment kirliliğinden daha fazla etkilenmesinden kaynaklı olduğu düşünülmektedir. Saleh ve Alshehri (2011) Uluabat Gölü'nden alınan örneklerde *C. carpio*'nun periferik eritrositlerinde MN oluşumu tespit etmişlerdir. Yapılan çalışmalarda mevsimsel çeşitliliğin balıklarda yapılan KOMET testinde DNA hasarında farklılık yaratabileceği belirtilmiştir (Buschini vd. 2003).

Sedimentler sucul biyotanın yaşanabilirliğini ve sağlığını tehdit eden sucul sistemdeki kontaminantların biriktiği bir ortamdır (Chen vd. 2004). Sedimentler deniz ve göl kalitesinin belirlenmesinde çevresel gösterge olarak kullanılmaktadır (Deng vd. 2016; Yang vd. 2016). Sedimentlerde biriken kirleticiler sucul ortamda bulunan canlıları doğrudan etkilemektedir (Saydam Eker ve Özkan 2017). Sedimentte yapılan analizler suda konsantrasyonu belirlenemeyen metallerin de tespit edilmesine olanak sağlamaktadır (Ünlü vd. 2010). Kosmehl vd. (2008) bakır ve perilen ile kontamine olan sediment örneklerinin zebra balığında KOMET testi ile DNA hasarı meydana getirdiğini tespit etmişlerdir. Barlas vd. (2005) Uluabat Gölü'nde 6 istasyondan alınan su ve sediment örneklerinde Pb, Cd, Zn, Fe seviyelerinin yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Barlas vd. 2006'da yaptıkları çalışmada organoklorlu pestisitlerin (HCB, p,p'-DDT, p,p'-DDE, α -, β - and γ -BHC, Aldrin, Heptachlor epoxide, Endrin, Endosulfan I and II) sudaki kirliliğin kaynağı olabileceğini belirtmişlerdir. Orman ve Su İşleri Bakanlığı'nın 2016 yılında yayınladığı Uluabat Gölü Alt Havzası Su Kalitesi Eylem Planı'nda tarımsal faaliyetler, evsel ve endüstriyel atık sular, düzensiz katı atık toplama alanları, ağır metal kirliliği, erozyon ve avlanmanın Uluabat Gölü'nü kirleten unsurlar olarak belirtilmiştir (Anonim 2016).

Sucul ekosistemlerde metal iyonları direkt olarak su tarafından çevrelenmelerinden veya indirekt olarak besin kaynaklarından dolayı, sucul canlıların bünyelerinde birikebilmektedirler (Tunca ve Atasagun 2012). Balık ve çeşitli omurgasız hayvanlarla yapılan çalışmalarla ağır metallerin böbrek ve karaciğer gibi metabolik olarak aktif organlarda birikebildiği gözlenmiştir (Squadrone vd.

2013). Karaciğer ağır metalleri bağlayarak detoksifikasyonunda görev alan metallothionein gibi metal bağlayıcı proteinlerin başlıca sentez yeri olduğundan fazla maruziyet sonucunda karaciğerde ağır metal birikimi gözlenebilmektedir (Kaoud ve El-Dahshan 2010). Homeostazda etkin görevi bulunan ve ksenobiyotiklerin atılım amacıyla taşındığı organ olan böbrekte ağır metal birikimi gerçekleşebilmektedir. Balıklarda ve bazı omurgasızlarda kas dokusu ağır metal birikiminde etkin bir doku değildir ancak bu dokuda biriken metallerin besin zincirine katılarak insana ulaşabilmesi endişesi ile araştırmalar yapılmaktadır (Wang vd. 2010). Çalışmamızda analizini yaptığımız ağır metallerden Hg kasta, As ve Zn böbrekte, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu ve Mn karaciğerde en fazla birikimi yapılan organlar olarak belirlenmiştir.

Uluabat Gölü evsel atıklar ve tarımda kullanılan farklı kimyasalların (pestisit ve gübre gibi) da baskısı altında kirlendiği farklı araştırmacılar tarafından tespit edilmiştir. Çevrede metal birikimi büyük ölçüde volkanik aktivite ve erozyon gibi doğal süreçlerden meydana geldiği bilirse de bunların çoğu endüstriyel tesislerin atıkları sonucunda çevreye salınmaktadır (Çiçek vd. 2008). Suyu kirlüten ağır metaller rafineler, entegre kimya tesisleri, kâğıt sanayi, demir-çelik sanayi, çimento sanayi ve gübre sanayidir (Anonim 2004). Bunun yanında evsel atık ve kanalizasyon gibi kaynağı belirlenemeyen kirlilik de etki etmektedir (Çiçek vd. 2008). Emet Çayı, Uluabat Gölü'nü besleyen önemli nehirlerden bir tanesidir. Tokatlı vd. (2014) Harmancık Krom çıkarma alanından kaynaklanan kirlilik ile stres altında olan Emet Çayı'nda yaptıkları çalışmada suda ve sedimentte yüksek Cr ve Ni birikimini tespit etmişlerdir. Ağır metaller DNA molekülünün yapı ve fonksiyonlarına değişiklikler meydana getirerek genotoksositeye ve sitogenetik değişikliklere neden olabilmektedir (Kontaş ve Bostancı 2020). Kirlilik baskısı altındaki çayların beslediği göl sularında yaşayan organizmalar ve sucul organizmaları besin olarak kullanan diğer organizmaları ciddi düzeyde tehdit altındadır. Yaz ve bahar aylarında genotoksosite potansiyelinin yüksek çıkması; balıklardaki ksenobiyotik metabolizması enzimlerinin sıcaklık, stres, beslenme, üreme aktivitesi ve kirlenme varlığı gibi pek çok faktörden etkilenmesinden kaynaklanabilir (Huuskonen vd. 1995; Mitchelmore ve Chipman 1998).

Türkiye İstatistik Kurumu 2025 yılı için nüfusumuzun yaklaşık 85 milyon olacağını öngörmüştür (TÜİK 2013). Bu durumda kişi başına düşen kullanılabilir su miktarının düşeceği söylenebilmektedir. Mevcut büyüme hızı, su tüketim alışkanlıklarının değişmesi gibi faktörlerin

etkisiyle su kaynakları üzerine olabilecek baskıları tahmin etmek mümkündür. Ayrıca tüm bu tahminler mevcut kaynakların 25 yıl sonrasına hiç tahrip edilmeden aktarılması durumunda söz konusu olabilecektir. Dolayısıyla Türkiye'nin gelecek nesillerine sağlıklı ve yeterli su bırakabilmesi için kaynaklarını çok iyi koruyup, akılcı kullanması gerekmektedir (Anonim 2004).

Artan nüfus artışı ve beraberinde tarım ve endüstrideki artan yoğunluk ekosisteme zarar vermektedir. Göller çevre kirliliğinden en çok etkilenen ortam olduğundan ve temiz su kaynaklarına olan gereksinimin artmasından dolayı su kalitesini belirleyen çalışmalar önem kazanmaktadır (Minareci ve Sungur 2019; Gümüş ve Akköz 2020). Balıklar sucul ekosistemde besin zincirinin en üst basamağında yer aldığından suda bulunan toksikantları biriktirebilmektedir. Bu çalışmada Türkiye'nin önemli göllerinden biri olan Uluabat Gölü'ndeki ekonomik değere sahip olan ve avcılığı yapılan iki farklı balık türünden alınan örneklerle yapılan ağır metal analizleri ve genotoksosite çalışmasında elde edilen veriler göllerin kirlilik düzeyi hakkında endişe verici bilgiler sunmaktadır. Su kaynaklarının korunması bizler ve gelecek nesiller için hayati önem taşımaktadır. Bu bağlamda çevre politikaları geliştirilerek arıtma sistemlerinin kurulması, denetimlerin artırılması ve halkın bilinçlendirilmesi gerekmektedir.

Teşekkür

Bu çalışma T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü tarafından TAGEM/HAYSUD/2014/A01/P-03/1 proje numarası ile desteklenmiştir.

Kaynaklar

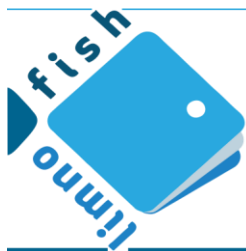
- Ahuja S. 2013. Monitoring water quality: Pollution assessment, analysis, and remediation. Oxford: Elsevier 379 p.
- Aksoy E, Özsoy G. 2002. Investigation of multi-temporal land use/cover and shoreline changes of the Uluabat Lake Ramsar Site using RS and GIS. Paper presented at: International Conference on Sustainable Land Use and Management; Çanakkale, Turkey. Proceedings Book. 318-325.
- Al-Sabti K, Metcalfe CD. 1995. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutat Res-Genet Tox.* 343(2-3):121-135.
doi: [10.1016/0165-1218\(95\)90078-0](https://doi.org/10.1016/0165-1218(95)90078-0)
- Anonim 2004. Türkiye Çevre Atlası. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı ÇED ve Planlama Genel Müdürlüğü, Ankara; [Erişim tarihi: 01.10.2020]. Erişim Adresi: <https://webdosya.csb.gov.tr/db/ced/icerikler/turk-yecevatlas--20180514084340.pdf>

- Anonim 2016. Uluabat Gölü alt havzası su kalitesi eylem planı. Ankara: Orman ve Su İşleri Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü Su Kalitesi Yönetimi Dairesi Başkanlığı 38 s.
- APHA. 1993. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington StatSoft Inc. 1993. CSS (Complete Statistica System): Statistica, References for statistical procedures DOS and Windows version), Release 3.1. StatSoft Inc., Tulsa, OK.
- Arslan OC, Parlak, H, Katalay S, Boyacıoğlu M, Karaaslan MA, Güner H. 2010. Detecting micronuclei frequency in some aquatic organisms for monitoring pollution of Izmir Bay (Western Turkey). *Environ Monit Assess.* 165(1-4):55-66. doi: 10.1007/s10661-009-0926-5
- ASTM 1985. Preparation of biological samples for inorganic chemical analysis 1, Annual Book of ASTM Standards, D-19.
- Ateeq B, Abul Farah M, Ahmad W. 2005. Detection of DNA damage by alkaline single cell gel electrophoresis in 2,4-dichlorophenoxyacetic-acid- and butachlorexposed erythrocytes of *Clarias batrachus*. *Ecotox Environ Safe.* 62(3):348–354. doi: 10.1016/j.ecoenv.2004.12.011
- Barlas N, Aköz N, Aydoğan M. 2005. Assessment of heavy metal residues in the sediment and water samples of Uluabat Lake, Turkey. *B Environ Contam Tox.* 74(2):286-293. doi: 10.1007/s00128-004-0582-y
- Barlas N, Çok İ, Akbulut N. 2006. The contamination levels of organochlorine pesticides in water and sediment samples in Uluabat Lake, Turkey. *Environ Monit Assess.* 118(1-3):383–391. doi: 10.1007/s10661-006-1504-8
- Barsiene J, Rybakovas A, Lang T, Grygiel W, Andreikenaite L, Michailovas A. 2012. Risk of environmental genotoxicity in the Baltic Sea over the period of 2009-201 assessed by micronuclei frequencies in blood erythrocytes of flounder (*Platichthys flesus*), herring (*Clupea harengus*) and eelpout (*Zoarces viviparus*). *Marine Environ Res.* 77:35-42. doi: 10.1016/j.marenvres.2012.01.004
- Bianchi E, Goldoni A, Trintinaglia L, Lessing G, Silva CEM, Nascimento CA, Ziulkoski AL, Spilki FR, Silva LB. 2013. Evaluation of genotoxicity and cytotoxicity of water samples from the Sinos River Basin, southern Brazil. *Braz J Biol.* 75(2):68-74. doi: 10.1590/1519-6984.1913
- Blume KK, Macedo JC, Meneguzzi A, Silva LB, Quevedo DM, Rodrigues MAS. 2010. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Braz J Biol.* 70(4):1185-1193. doi: 10.1590/1519-6984.01613suppl
- Bulut C, Atay R, Uysal K, Köse E, Çınar S. 2010. Uluabat Gölü yüzey suyu kalitesinin değerlendirilmesi. *Istanbul University Journal of Fisheries Aquatic Sciences.* 25(1):9-18.
- Buschini A, Carboni P, Martino A, Poli P, Rossi C. 2003. Effects of temperature on baseline and genotoxicant-induced DNA damage in haemocytes of *Dreissena polymorpha*. *Mutat Res-Gen Tox En.* 537(1):81-92. doi: 10.1016/S1383-5718(03)00050-0
- Chen G, Paul A, White PA. 2004. The mutagenic hazards of aquatic sediments: a review. *Mutat Res-Rev Mutat.* 567(2-3):151-225. doi: 10.1016/j.mrrev.2004.08.005
- Cok I, Ulutas OK, Okusluk O, Durmaz E, Demir N. 2011. Evaluation of DNA damage in common carp (*Cyprinus carpio* L.) by comet assay for determination of possible pollution in Lake Mogan (Ankara). *The Scientific World Journal.* 11:1455-1461. doi: 10.1100/tsw.2011.140
- Collins AR. 2005. Assays for oxidative stress and antioxidant status: Applications to research into the biological effectiveness of polyphenols. *Am J Clin Nutr.* 81(1):261S-267S. doi: 10.1093/ajcn/81.1.261S
- Çalışkeci M, Işık G, Leblebici S. 2016. Porsuk Nehri suyunun *Cucumis Sativus* (L.) tohumlarının fide gelişimi üzerine etkilerinin belirlenmesi. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi C- Yaşam Bilimleri ve Biyoteknoloji.* 4(2):77-80.
- Çiçek A, Arslan N, Koç B, Malkoç S, Emiroğlu Ö. 2008. Determination of lead levels in lake water, sediment, meiobenthos (Chironomidae) and three fish species from Lake Uluabat (A Ramsar Site in Turkey). *The 12th World Lake Conference (Taal 2007); Rajasthan, Hindistan.*
- Dalkıran N, Zünbülçil B, Karacaoğlu D, Dere Ş. 2016. Uluabat Gölü epifitik diatomlarının uzun dönemdeki değişimi. *LimnoFish* 2(3):153-163. doi: 10.17216/limnofish.279724
- De Andrade VM, Da Silva J, Da Silva FR, Heuser VD, Dias JF, Yoneama ML, De Freitas TRO. 2004. Fish as bioindicators to assess the effects of pollution in two southern Brazilian rivers using the comet assay and micronucleus test. *Environ Mol Mutagen.* 44(5):459-468. doi: 10.1002/em.20070
- Demir E, Kaya B. 2013. Studies on the genotoxic properties of four benzyl derivatives in the *In vivo* comet assay using haemocytes of *Drosophila melanogaster*. *Fresen Environ Bull.* 22(5):1590-1596.
- Demir E, Kaya N, Kaya B. 2011. Evaluation of DNA damage in *Capsicum annuum* L. exposed to spinosad in the comet assay. *Fresen Environ Bull.* 20(8):1926-1930.
- Demir E, Kaya N, Kaya B. 2014. Genotoxic effects of zinc oxide and titanium dioxide nanoparticles on root meristem cells of *Allium cepa* by comet assay. *Turk J Biol.* 38(1):31-39. doi: 10.3906/biy-1306-11
- Demir E, Kocaoğlu S, Kaya B. 2010. Assessment of genotoxic effects of benzyl derivatives by the comet assay. *Food Chem Toxicol.* 48(5):1239-1242. doi: 10.1016/j.fct.2010.02.016
- Deng J, Wang Y, Liu X, Hu W, Zhu J, Zhu L. 2016. Spatial distribution and risk assessment of heavy

- metals and As pollution in the sediments of a shallow lake. *Environ Monit Assess.* 188(5):296.
doi: [10.1007/s10661-016-5301-8](https://doi.org/10.1007/s10661-016-5301-8)
- Deutschmann B, Kolarevic S, Brackc W, Kaisarevic S, Kostic J, Kracun-Kolarevic M, Liska I, Paunovic M, Seiler T-B, Shao Y, Sipos S, Slobodnik J, Teodorovic I, Vukovic-Gacic B, Hollert H. 2016. Longitudinal profile of the genotoxic potential of the River Danube on erythrocytes of wild common bleak (*Alburnus alburnus*) assessed using the comet and micronucleus assay. *Sci Total Environ.* 573:1441-1449.
doi: [10.1016/j.scitotenv.2016.07.175](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.175)
- Elmacı A, Teksoy A, Topaç FO, Özengin N, Başkaya HS. 2008. Uluabat Gölünün mikrobiyolojik özelliklerinin mevsimsel değişiminin izlenmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi.* 13(1):93-103.
doi: [10.17482/uujfe.93575](https://doi.org/10.17482/uujfe.93575)
- Elmacı A, Topaç OTi Teksoy A, Özengin N, Başkaya HS. 2010. Uluabat Gölü fizikokimyasal özelliklerinin yönetmelikler çerçevesinde değerlendirilmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi,* 15(1):149-157.
doi: [10.17482/uujfe.34872](https://doi.org/10.17482/uujfe.34872)
- EPA 1994 (Environmental Protection Agency) Method 200.7. 1994. Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry; [Erişim tarihi: 04.11.2020]. Erişim Adresi: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-200.7.pdf>
- EPA 1998 (Environmental Protection Agency) Method 3051, 1998. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. [Erişim tarihi: 04.11.2020]. Erişim Adresi: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>
- Galindo TP, Moreira L. 2009. Evaluation of genotoxicity using the micronucleus assay and nuclear abnormalities in the tropical sea fish *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837) (Teleostei, Gobiidae). *Genet Mol Biol.* 32(2):394-398.
doi: [10.1590/S1415-47572009000200029](https://doi.org/10.1590/S1415-47572009000200029)
- Goldberg DE. 1976. The health of oceans. Paris: The Unesco press 172 p.
- Grisolia CK, Rivero CLG, Starling FLRM, Silva ICR, Barbosa AC, Dorea JG. 2009. Profile of micronucleus frequencies and DNA damage in different species of fish in a eutrophic tropical lake. *Genet Mol Biol.* 32(1):138-143.
doi: [10.1590/S1415-475720090005000009](https://doi.org/10.1590/S1415-475720090005000009)
- Gümüş NE, Akküz C. 2020. Eber Gölü (Afyonkarahisar) su kalitesinin araştırılması. *LimnoFish.* 6(2):153-163.
doi: [10.17216/limnofish.638567](https://doi.org/10.17216/limnofish.638567)
- Has-Schön E, Bogut I, Vukovic R, Galovic D, Bogut A, Horvatic J. 2015. Distribution and age-related bioaccumulation of lead (Pb), mercury (Hg), cadmium (Cd), and arsenic (As) in tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) and European catfish (*Silurus glanis*) from the Buško Blato reservoir (Bosnia and Herzegovina). *Chemosphere.* 135:289-296.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2015.04.015](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.015)
- Hayashi M, Ueda T, Uyeno K, Wada K, Kinae N, Saotome K, Tanaka N, Takai A, Sasaki YF, Asano N, Sofuni T, Ojima Y. 1998. Development of genotoxicity assay systems that use aquatic organisms. *Mutat Res-Fund Mol M.* 399(2):125-133.
doi: [10.1016/s0027-5107\(97\)00251-0](https://doi.org/10.1016/s0027-5107(97)00251-0)
- Huuskonen S, Räsänen T, Koponen K, Lindström-Seppä P. 1995. Time-course studies of the biotransformation enzymes in control rainbow trout when adjusting to new habitats. *Marine Environ Res.* 39(1-4):79-83.
doi: [10.1016/0141-1136\(94\)00043-O](https://doi.org/10.1016/0141-1136(94)00043-O)
- Hu C, Deng Z, Xie Y, Chen X, Feng LF. 2015. The risk assessment of sediment heavy metal Pollution in the East Dongting Lake Wetland. *J Chem NY.* Article ID 835487.
doi: [10.1155/2015/835487](https://doi.org/10.1155/2015/835487)
- Kaoud HA, El-Dahshan AR. 2010. Bioaccumulation and histopathological alterations of the heavy metals in *Oreochromis niloticus* fish. *Nature and Science.* 8(4):147-156.
- Klobucar GIV, Malev O, Srut M, Stambuk A, Lorenzon S, Cvetkovic Z, Ferrero EA, Maguire I. 2012. Genotoxicity monitoring of freshwater environments using caged crayfish (*Astacus leptodactylus*). *Chemosphere.* 87(1):62-67.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2011.11.060](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.11.060)
- Klobucar GIV, Stambuk A, Pavlica M, Peric MS, Hackenberger BK, Hylland A. 2010. Genotoxicity monitoring of freshwater environments using caged carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicology.* 19(1):77-84
doi: [10.1007/s10646-009-0390-6](https://doi.org/10.1007/s10646-009-0390-6)
- Kontaş S, Bostancı D. 2020. Balıklarda genotoksik hasarın belirlenmesine yönelik bir araştırma: *Capoeta banarescui* örneği. *LimnoFish.* 6(2):144-152
doi: [10.17216/limnofish.688645](https://doi.org/10.17216/limnofish.688645)
- Kosmehl T, Hallare AV, Braunbeck T, Hollert H. 2008. DNA damage induced by genotoxicants in zebrafish (*Danio rerio*) embryos after contact exposure to freeze-dried sediment and sediment extracts from Laguna Lake (The Philippines) as measured by the comet assay. *Mutat Res-Gen Tox En.* 650(1):1-14.
doi: [10.1016/j.mrgentox.2007.09.009](https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2007.09.009)
- Linde-Arias R.A, Inácio FA, Alburquerque C, Freire MM, Moreira CJ. 2008. Biomarkers in an invasive fish species, *Oreochromis niloticus*, to assess the effects of pollution in a highly degraded Brazilian River. *Sci Total Environ.* 399(1-3):186-192.
doi: [10.1016/j.scitotenv.2008.03.028](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.03.028)
- Minareci O, Sungur Ö. 2019. Akgöl ve Gebekirse göllerinde (Selçuk, İzmir, Türkiye) bazı fiziko-kimyasal parametrelerin mevsimsel değişimi. *Gümüşhane Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi.* 9(4):751-758.
doi: [10.17714/gumusfenbil.528798](https://doi.org/10.17714/gumusfenbil.528798)
- Mitchelmore C, Chipman J. 1998. Detection of DNA strand breaks in brown trout (*Salmo trutta*) hepatocytes and blood cells using the single cell gel

- electrophoresis (comet) assay. *Aquat Toxicol.* 41(1-2):161-182.
doi: [10.1016/S0166-445X\(97\)00064-7](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(97)00064-7)
- Nunes EA, De Lemos CT, Gavronski L, Moreira TN, Oliveira NCD, Da Silva J. 2011. Genotoxic assessment on river water using different biological systems. *Chemosphere.* 84(1):47-53.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2011.02.085](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.085)
- Ohe T, Watanabe T, Wakabayashi K. 2004. Mutagens in surface waters: a review. *Mutat Res-Rev Mutat.* 567(2-3):109-149.
doi: [10.1016/j.mrrev.2004.08.003](https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2004.08.003)
- Omar WA, Zaghloulb KH, Abdel-Khaleka AA, Abo-Hegaba S. 2012. Genotoxic effects of metal pollution in two fish species, *Oreochromis niloticus* and *Mugil cephalus*, from highly degraded aquatic habitats. *Mutat Res-Gen Tox En.* 746(1):7-12.
doi: [10.1016/j.mrgentox.2012.01.013](https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2012.01.013)
- Osman AGM, Abuel-Fadl KY, Kloas W. 2012. In situ evaluation of the genotoxic potential of the river Nile: II. Detection of DNA strand-breakage and apoptosis in *Oreochromis niloticus niloticus* (Linnaeus, 1758) and *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Mutat Res-Gen Tox En.* 747(1):14-21.
doi: [10.1016/j.mrgentox.2012.02.013](https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2012.02.013)
- Otter RR, Meier J, Kubach KM, Lazorchak JM, Klaine SJ. 2012. The effects of urbanization on *Lepomis macrochirus* using the comet assay. *Ecotox Environ Safe.* 84:299-303.
doi: [10.1016/j.ecoenv.2012.07.025](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.07.025)
- Penders EJM, Spenkelink A, Hoogenboezem W, Rotteveel SGP, Maas JL, Alink GM. 2012. Genotoxic effects in the Eastern mudminnow (*Umbra pygmaea*) after prolonged exposure to River Rhinewater, as assessed by use of the *in vivo* SCE and Comet assays. *Environ Mol Mutagen.* 53(4):304-310.
doi: [10.1002/em.21687](https://doi.org/10.1002/em.21687)
- Rajaguru P, Suba S, Palanivel M, Kalaiselvi K. 2003. Genotoxicity of a polluted river system measured using the alkaline Comet assay on fish and earthworm tissues. *Environ Mol Mutagen.* 41(2):85-91.
doi: [10.1002/em.10134](https://doi.org/10.1002/em.10134)
- Russo C, Rocco L, Morescalchi MA, Stingo V. 2004. Assessment of environmental stress by the micronucleus test and the Comet assay on the genome of teleost populations from two natural environments. *Ecotox Environ Safe.* 57(2):168-174.
doi: [10.1016/S0147-6513\(03\)00027-7](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00027-7)
- Saleh KH, Alshehri MA. 2011. The intensity of pollutant genotoxicity in Lake Uluabat: Investigation of the peripheral erythrocytes of *Cyprinus carpio*. *Afr J Biotechnol.* 10(71):16045-16050.
doi: [10.5897/AJB09.1841](https://doi.org/10.5897/AJB09.1841)
- Salihoğlu G, Karaer F. 2005. Uluabat gölü için ekolojik risk değerlendirmesi. *İtüdergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü.* 15(1-3):17-28.
- Sanchez-Galan S, Linde AR, Ayllon F, Garcia-Vazquez E. 2001. Induction of micronuclei in eel (*Anguilla anguilla* L.) by heavy metals. *Ecotox Environ Safe.* 49(2):139-143.
doi: [10.1006/eesa.2001.2048](https://doi.org/10.1006/eesa.2001.2048)
- Saydam Eker Ç, Özkan Ö. 2017. Ankara Çayı dere yatağı sedimanlarının zararlı element içeriği. *Gümüşhane Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi.* 7(2):208-220.
- Schmid W. 1976. The micronucleus test for cytogenetic analysis. In: Hollaender A, editor. *Chemical mutagens: principles and methods for their detection.* Vol. 4. New York: Plenum Press. p. 31-53.
- Schwarzenbach RP, Egli T, Hofstetter TB, Gunten U, Wehrli B. 2010. Global water pollution and human health. *Annu Rev Env Resour.* 35:109-136.
doi: [10.1146/annurev-environ-100809-125342](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125342)
- Singh NP, McCoy MT, Tice RR, Schneider EL. 1988. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exp Cell Res.* 175(1):184-191.
doi: [10.1016/0014-4827\(88\)90265-0](https://doi.org/10.1016/0014-4827(88)90265-0)
- Squadron S, Prearo M, Brizio P, Gavinelli S, Pellegrino M, Scanzio T, Guarise S, Benedetto A, Abete MC. 2013. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere.* 90(2):358-365.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2012.07.028](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.028)
- Summak S, Aydemir NC, Vatan Ö, Yilmaz D, Zorlu T, Bilaloğlu T. 2010. Evaluation of genotoxicity from Nilufer Stream (Bursa/Turkey) water using piscine micronucleus test. *Food Chem Toxicol.* 48(8-9):2443-2447.
doi: [10.1016/j.fct.2010.06.007](https://doi.org/10.1016/j.fct.2010.06.007)
- Tice RR, Rews PW, Singh NP. 1990. The single cell gel assay. A sensitive technique for evaluating intercellular differences in DNA damage and repair. In: Sutherland BM, Wordhead AD, editors. *DNA damage and repair in human tissues.* New York: Plenum. p. 291-302.
- Tokatli C, Çiçek A, Emiroğlu Ö, Arslan N, Köse E, Dayioğlu H. 2014. Statistical approaches to evaluate the aquatic ecosystem qualities of a significant mining area: Emet stream basin (Turkey). *Environ Earth Sci.* 71(5):2185-2197.
doi: [10.1007/s12665-013-2624-4](https://doi.org/10.1007/s12665-013-2624-4)
- Tunca E, Atasagun S. 2012. Yeniçağa (Bolu) Gölü'ndeki kerevitlerin (*Astacus leptodactylus*) bazı dokularındaki ağır metal birikimi. *KSU Doğa Bil Derg.* 15(1):46-51.
- TÜİK 2013. Nüfus Projeksiyonları 2013-2075; [Erişim Tarihi: 09.11.2016]. Erişim Adresi: http://www.tuik.gov.tr/PreIstatistikTablo.do?istab_id=1637
- Ulutaş OK, Okusluk O, Demir N, Durmaz E, Cok I. 2008. Determination of possible pollution in Lake Mogan (Ankara) by Comet assay using common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Toxicol Lett.* 180:S204-S205.
doi: [10.1016/j.toxlet.2008.06.242](https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2008.06.242)
- Uslu O, Türkman A. 1987. Su kirliliği ve kontrolü. İzmir: T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları 56 s.
- Ünlü S, Alpar B, Öztürk K, Vardar D. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surficial

- sediments from Lake Iznik (Turkey): spatial distributions and sources. Bull Environ Contam Tox. 85(6):573-580.
doi: [10.1007/s00128-010-0134-6](https://doi.org/10.1007/s00128-010-0134-6)
- Vincent-Hubert F, Heas-Moisan K, Munsch C, Tronczynski J. 2012. Mutagenicity and genotoxicity of suspended particulate matter in the Seine river estuary. Mutat Res-Gen Tox En. 741(1-2):7-12.
doi: [10.1016/j.mrgentox.2011.09.019](https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2011.09.019)
- Wang Y, Chen P, Cui R, Si W, Zhang Y, Ji E. 2010. Heavy metal concentrations in water sediment and tissues of two fish species (*Triplophysa pappenheimi*, *Gobio hwanghensis*) from the Lanzhou section of the Yellow River, China. Environ Monit Assess. 165(1-4):97-102.
doi: [10.1007/s10661-009-0929-2](https://doi.org/10.1007/s10661-009-0929-2)
- Yang Y, Zhengchao Z, Yanying B, Yimin C, Weiping C. 2016. Risk assessment of heavy metal pollution in sediments of the Fenghe River by the fuzzy synthetic evaluation model and multivariate statistical methods. Pedosphere. 26(3):326-334.
doi: [10.1016/S1002-0160\(15\)60046-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60046-7)



Maturation and Fecundity of *Barbus cyclolepis* from the Stryama River of the Maritsa River Drainage Basin in Bulgaria

Vasil KOLEV^{1*} 

¹ University of Forestry, Faculty of Forestry, Department of Hunting and Game Management, 10 Kliment Ochridski Blvd., 1797 Sofia, Bulgaria

ABSTRACT

A field-based study of the reproductive aspects of Round-scaled barbel biology took place in the Stryama River, during the autumnal season of the period 2010–2011. This is the first study of the reproduction of this species. A total of 202 Round-scaled barbels were caught by electrofishing. The study found that both sexes reach sexual maturity in their second year. Females became sexually mature, once they reach 94 mm length and 13 g weight. Males became sexually mature once they reach 60 mm length and 12 g weight. Fecundity ranged from 460 to 18.420 eggs. Average fecundity was 6.944 eggs. Absolute fertility was positively correlated with the growth of fish length and mass. Consequently, five years old fish had the highest fertility rate. The average values of relative fecundity were 210 eggs per kilo. The reproductive parameters are an indicator of the growth conditions of the river, as well as the reproductive patterns and state of the fish population. The population parameters, established by this study, now represent a reference point, enabling a monitoring of the species' population dynamics.

Keywords: Round-scaled barbel, reproductive parameters, fecundity

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 17.09.2020

Revised : 01.02.2021

Accepted : 02.02.2021

Published : 30.12.2021

DOI:10.17216/LimnoFish.796589



* CORRESPONDING AUTHOR

vassilie@abv.bg

Phone : +35 929 190 7217

How to Cite

Kolev V. 2021. Maturation and Fecundity of *Barbus cyclolepis* from the Stryama River of the Maritsa River Drainage Basin in Bulgaria. LimnoFish. 7(3): 233-240. doi: 10.17216/LimnoFish.796589

Introduction

Round-scaled barbel (*Barbus cyclolepis* Heckel, 1837) is widespread in the watercourses of the Aegean watershed as well as in some rivers of the Black Sea watershed. In the latter case, these are the rivers, flowing on the territory of the Strandzha Mountain, north of the Bosphorus Strait (Heckel 1837; Shishkov 1935; Kottelat and Freyhof 2007; Özüluğ and Saç 2019). This is the most abundant fish species in the middle zone of the Maritsa River tributaries, which include the Stryama River (Kolev 2013; Kolev 2016).

The barbel is a typical rheophilic species (Marinov 1989; Economidis 1989; Vasiliou and Economidis 2005). The fish lives in the middle course of rivers with gravel bottoms, but it is also found in the lower part of the trout zone, as well as in the upper part of the carp zone (Marinov 1989). The Round-scaled barbel's diet consists mainly of insect larvae (Chironomidae, Ephemeroptera), small crustaceans (Gamaridae) and plant detritus; it also

includes other benthic animal organisms, as well as plants (Marinov 1989; Rozdina 2009). During the winter months, the species is not very active and congregates in groups, found along the riverbeds (Marinov 1989). Males reach sexual maturity in their first and second year; females - in their second. The breeding period typically takes place from mid-April to the end of July, but it can last until August (Rozdina 2009). Taking into consideration the ecological particularities of the species, Bianco (1998) includes it in the group of "medium-sized barbels adapted to life in warm waters, with moderate or standing current". The author refers to this group of barbels as a "cyclolepis group", with the Round-scaled barbel being singled out as the most typical representative.

In Bulgaria, commercial fishing in the country's inland waters is prohibited by the Bulgarian Fisheries and Aquaculture Law (ZRA 2001), so the Round-scaled barbel is not a commercial fish. However, it is one of the most popular fish for recreational fishing

in South-East Bulgaria (Kolev 2016). The fish is protected by the Bulgarian Biodiversity Conservation Law (ZBR 1992).

Analyses of the barbel's maturation and fecundity have attracted scholarly attention in both Bulgaria and Greece. The first study of the fish's breeding season in the Maritsa water basin of Bulgaria was conducted by Mihaylova (1965). Almost twenty years later Marinov (1989) published data about the barbel's spawning season and fecundity in the Aegean watershed of Bulgaria. Recent studies of the barbel's reproductive biology, sex composition, maturity and fecundity in the Bulgarian stretch of the Maritsa River were undertaken by Rozdina (2009), Raikova-Petrova and Rozdina (2012). In Northern Greece, the species was examined by Vasiliou and Economidis (2005) who described the sex structure and reproductive activity of this barbel.

The aim of this study was to determine a set of very important reproductive parameters (sexual structure, maturation and fertility) of the Round-scaled barbel from the Stryama River. The so-obtained set of reproductive parameters was then compared with corresponding data published by

other scholars, who have studied other streams in the Aegean catchment area.

Materials and Methods

Study Area

The research project studies the Stryama River, which is a left tributary of the Maritsa River, originating in the Sredna Gora Mountains (Figure 1). In its upper reaches, the Maritsa tributary flows between the Stara Planina and the Sredna Gora mountains. Once it reaches the town of Banya, the river runs to the south. Near the village of Rajevo Konare, the Stryama enters the Upper Thracian Valley. The tributary flows into the Maritsa River near the village of Manole (East of the city of Plovdiv). The Stryama River is 110 km long with a catchment area of 1789 km².

The Stryama is a medium sized mountain Bulgarian river (NO: H-4 /14.09.2012 MOSV) with an average altitude of 833 m. Declination of the river bed is small, so the Stryama River's average flow rate is relatively small - 8 m/s (Stoyanov et al. 1981). In the summer, water temperature exceeds 20° C (BD-IBR 2015).

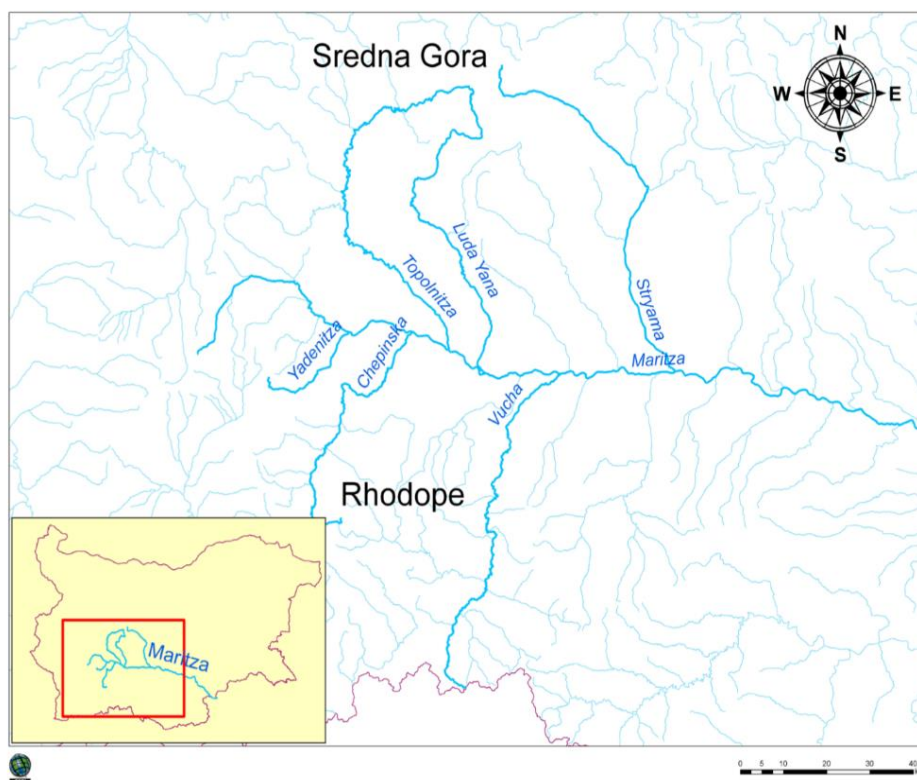


Figure 1. Location of the Stryama River (Bulgaria), Arc Map 10.0 (ESRI – ArcGIS 2013).

Specimens for this study were collected from two sampling sites (Table 1).

Table 1. Sampling areas along the Stryama River

№	Areas	Geographic coordinates		Altitude m.a.s.l.	Date of sampling
		N	E		
1	In the vicinity of a fish farm near the Banya town	42°33'38,45''	24°47'54,11''	302	19.11.2010
2	In the vicinity of the bridge of the Banya town	42°32'18,12''	24°49'22,78''	283	17.04.2011
3	In the vicinity of a fish farm near the Banya town	42°33'38,45''	24°47'54,11''	302	20.10.2011
4	In the vicinity of a fish farm near the Banya town	42°33'38,45''	24°47'54,11''	302	20.11.2011

Specimens were mainly collected in the autumn of 2010–2011. A total of 202 Round-scaled barbel specimens were caught in the Stryama River by using the method of electrofishing. A SAMUS 725G converter was used, providing up to 640 V direct current (DC), with a frequency of 50 Hz and output power reaching up to 200 W. The catch was performed according to the EN 14011:2004 instruction (Water quality – Sampling of fish with electricity).

Standard length (L) was measured with a 1 mm precision, while weight (W) was measured with a 1 g precision.

More than ten scales were collected from each barbel specimen. They were taken from underneath the dorsal fin; an equal number of scales was taken from the left and right side of the dorsal fin. Next, the scales were dried up and stored in small papers bags. The scales were then examined with a microscope Olympus CX 31, at 40× magnification. Each scale was sandwiched between two microscope slides. Fish age was then determined by counting the annual rings of a scale. For this purpose, the diagonal caudal radius of the scales was used.

The gonads, collected from each female barbel, was stored in a test tube in a fridge.

The number of fish eggs was determined by using the weighting method. First, 1 g of gonads, was placed between two microscope slides. Next, caviar was counted by using a counting chamber. This operation was performed with a microscope Olympus CX 31, at 40× magnification. The sex of a specimen was determined by dissecting the fish, caught in early winter.

The level of gonads' maturity was determined by the coefficient b from equation 1, which describes the relationship between gonads' mass and the mass of a

fish without its entrails (Morozov 1964; Zhivkov 1985; Yankov 1988).

$$g = a + bW \quad 1$$

where:

g – gonads' mass (g)

W – mass of a fish without its entrails (g)

Relative fecundity (RF) was assessed directly by the ratio of absolute fertility and fish without gut (F/W) (Spanovskaya and Grigorash 1976). Another method to determine relative fertility (RF) was also used. The coefficients a and b were calculated from equation 2 (the equation reveals the dependence between absolute fertility – F and the mass of fish without intestines – W) (Zotin 1961; Zhivkov 1999).

$$F = a + bW \quad 2$$

where:

F – absolute fertility (n)

W – mass of a fish without its entrails (g)

An analysis of the absolute fertility of Round-scaled barbel from different water sources was made by comparing the absolute fertility calculated for the same fish weight (Zhivkov 1999).

Results

Sex composition, age and length of first maturity

The age and sexual composition of the Round-scaled barbel population from the Stryama River are presented in Table 2. The sample includes six age groups. The first age group is solely comprised of juvenile specimens. The second age group encompasses sexually mature barbels, but many of fish are still juveniles. Three and four years old barbels were the most numerous (groups 3 and 4). In the fifth and sixth age groups, only females were found.

Table 2. Size and sexual composition of the Round-scaled barbel's population from the Stryma River

Size class (L, mm)	Number of fish																
	Age (years)	1			2			3			4		5		6		total
	Sex	j	♂	♀	j	♂	♀	j	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	total
61 – 70		2			1	5			1								9
71 – 80					8	7		4	2								21
81 – 90					3	1		10	21								35
91 – 100								7	26		3						36
101 – 110								5	11	5	4	2					27
111 – 120							1		7	4	2	5					19
121 – 130							1			3		12					16
131 – 140										3		17					20
141 – 150										2	1	4					7
151 – 160												1		2			3
161 – 170												1		4		1	6
171 – 180												1		1			2
181 – 190														1			1
Σ fish of all size classes		2			12	13	2	26	68	17	10	43	0	8	0	1	202

Legend: j- juvenile specimens, all fish aged four, five and six years in the sample are sexually mature

The barbel population from the Stryama River was relatively young. Seven- and eight-year-old barbels were absent. In the first age group, there were only two specimens, which had not yet reached sexual maturity. Six-year-old fish were very few. Among the one-year-old fish, there were no mature specimens. The first sexually mature specimens were found to be a two-year-old male over 60 mm in length. Female fish mature at a length of more than 90 mm. Female fish from the Stryama River also developed sexually at the earliest in the second year. The smallest sexually mature female was 94 mm in length. Most of the two-year-old barbels from the Stryama River were already mature. Males predominated in the second and third age groups, but the sex ratio of the Round-scaled barbel population from the Stryama River did not change.

The average sex ratio of the Round-scaled barbel's populations from the Stryama River is estimate as: ♂: ♀ 1.28:1. This difference was not statistically significant ($d=1$; $\chi^2=2.47$, $\chi^2_{critical}=3.83$; $P<0.005$) that is, the sex ratio did not

differ from the normal – ♂:♀ 1:1.

Relationships: absolute fertility-body length, fertility-body weight. Relative fecundity

Figure 2 shows the relationship between total fertility and the standard length of the body to the end of the scale cover.

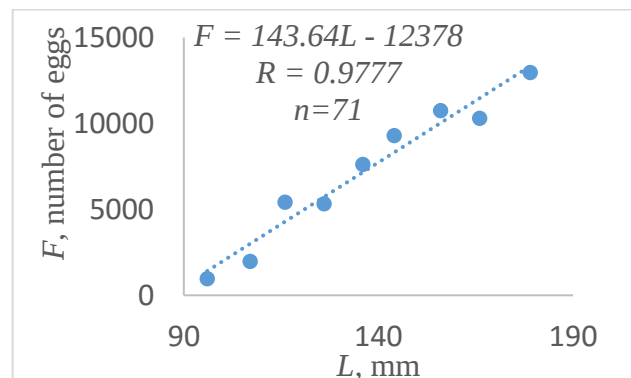


Figure 2. Relationship between total fecundity (F) and standart length (L) of the body to the end of scale cover of Round-scaled barbel from the Stryama River

Fish are grouped into nine size classes (Table 3). Absolute fecundity is calculated as the weighted average for each size class. This relationship is described by a linear equation with a high degree of reliability. As the

length was increasing, absolute fertility was also increasing.

The average absolute fertility of the Round-scaled barbel in different size classes is presented in Table 3.

Table 3. Change of relative fecundity by length classes

Length class (L, mm)	Average length (mm)	Range (number of eggs)	Average absolute fecundity (F) (number of eggs)	n
1 91-100	96	624-1330	977	2
2 101-110	107	1038-3245	1986	5
3 111-120	116	2408-9486	5430	10
4 121-130	126	1042-8928	5333	16
5 131-140	136	4560-13134	7632	20
6 141-150	144	5700-15840	9304	6
7 151-160	156	9950-11720	10754	3
8 161-170	166	7839-15680	10315	6
9 171-190	179	4600-18720	12975	3
Σ				71

Average fertility increased evenly in the higher length classes. Increasing the length by 50 mm led to an approximate doubling of fish's average absolute fertility. Individual fertility of the Maritsa barbel from the Stryama River was between 460 and 18.720 eggs. The average individual fertility rate of the Round-scaled barbel was 6.944 eggs. These results have been obtained from 71 specimens; the length of each of these ranged between 91 mm 185 mm. The most fertile female barbel, found in the sample, was a five years old fish, 185 mm in length and weighing 78 g. Its fertility was 18.720 eggs. The specimen with the lowest fertility of 624 eggs was a two-year-old female 94 mm long and weighed 13 g.

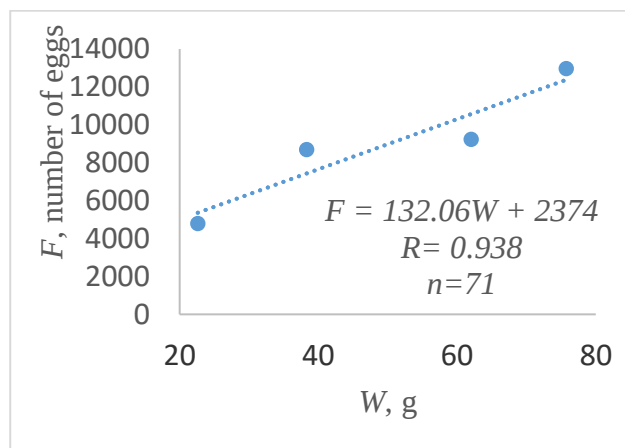


Figure 3. Relationship between total fecundity (F) and average weight (W) for Round-scaled barbel from the Stryama River

Figure 3 presents the relationship between total fecundity and weight. The fish specimens are divided into four classes of weight (g), as follows:

I- 11.0-30.9; II-31.0-50.9; III-51.0- 70.9; IV-71.0-90.9. Absolute fecundity is calculated as the weighted average for each weight class.

As fish age increases, total fecundity also increases. This strong correlation is confirmed by a linear equation, with a high degree of reliability, which has been derived from the data.

Absolute fertility of Round-scaled barbel with the Stryama River increases with age. The relationship between absolute fertility and age is presented in Figure. 4.

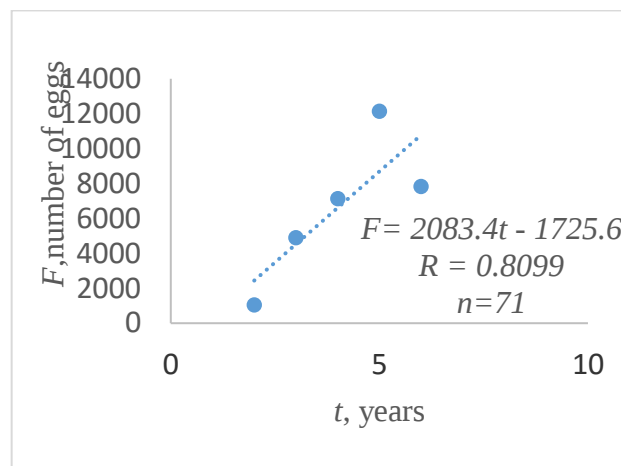


Figure 4. Relationship between total fecundity (F) and age (t, years) for Round-scaled barbel from the Stryama River

The study also estimates a frequently used parameter in fishery analyses: relative fish fertility, in order to perform a comparison among the size classes. Table 4 presents the changes of relative fertility of Round-scaled barbel with weight increase.

Table 4. Relative fecundity (*RF*, eggs) of Round-scaled barbel from the Stryama River

Size classes (<i>W</i> , g)	Weight (g)	Relative fertility (number of eggs)	N
11.0-30.9	22.6	213	36
31.0-50.9	38.3	227	27
51.0-70.9	62	149	5
71.0-90.9	75.7	171	3
Average and sum	-	190	Σ 71

The tables summarize an important finding: the number of eggs per unit weight tends to be inversely related to fish mass – i.e. as fish mass increases, relative fecundity decreases.

Discussion

The population of Round-scaled barbel from the Stryama River is characterized by three age groups, which differ by their sex ratio. The first age group includes two- and three-year-old specimens and is characterized by a predominance of male fish. Females are more numerous in the second age group, which includes four-year-old fish. In the last age group, there are only female five- and six-year-old fish. This data confirms results obtained by Zhivkov and Yankov (1987) and Zhivkov (1999) about the sex ratio of populations of other freshwater fish. Five- and six-year-old specimens, with body-length greater than 150 mm, are females. As is the case with other fishes (Nikolsky 1974; Kottelat and Freyhof 2007), Round-scaled barbel females have longer lives and reach greater body size.

Absolute fecundity of Round-scaled barbel from the Stryama River increases with fish's growth in length and mass. Total body size growth leads to an increase of fish's reproductive potential. Similar results have been reported by numerous other scholars (Raikova-Petrova 1992; Vasiliou and Economidis 2005; Rozdina 2009; Raikova-Petrova and Rozdina 2012). The positive correlation, found between fecundity and weight, confirms the suggestion of several scholars (Nikolsky 1965, 1974; Zhivkov 1999) that the main factor, enhancing fertility, is an increase in fish's weight. This finding is the reason for an increase in fertility with age. Our data confirms the findings of some authors (Raikova-Petrova 1992; Vasiliou and Economidis 2005; Rozdina 2009; Raikova-Petrova and Rozdina 2012) that, as it ages, the barbel increases its ability to produce eggs due to its increased body weight.

Table 5 presents the total fecundity data. Using a method, recommended by Zhivkov (1999), the fecundity of barbels from the rivers Maritsa, Chepinska and Stryama are calculated, at weights of 12, 25, 50, 100 and 200 grams.

Table 5. Absolute fecundity (*F*, eggs) of Round-scaled barbel, calculated at the same weight (*W*,g)

Author and River	<i>F/W</i> Relationship	Height <i>W</i> (g).				
		Absolute fecundity (number of eggs)				
		12	25	50	100	200
Rozdina 2009, (Maritsa River)	$F = 81.33W + 2203.3$; $r = 0.99, n = 61$	3179	4237	6270	10 336	18 469
Kolev and Raikova 2019 (Chepinska River)	$F = 149.92W - 1453.7$; $r = 0.9746, n = 23$	345	2294	6042	13538	28530
Present data, 2015 (Kolev 2016) (Stryama River)	$F = 132.06W + 2374$; $r = 0.938, n = 71$	3959	5676	6603	15 580	28 786

Absolute barbel fertility is greater for the Stryama River than for the Maritsa and the Chepinska Rivers (Table 5). This finding is valid for all size groups. Smaller fish from the Chepinska River are less fecund than fish from the other two rivers. With an increase in mass over 100 g, the individual fecundity of the Chepinska River barbel approaches that of the Stryama River barbel. Given that the fattening of barbel from the Maritsa River (Rozdina 2009) is greater than that of fish from the rivers Stryama and

Chepinska (Raikova-Petrova and Kolev 2015; Kolev 2016), the higher fertility of fish from these two rivers is probably related to some abiotic factors that negatively affect the survival of caviar and larvae. These factors can be a shorter vegetation period, lower water temperatures in spring and early summer and higher current speed in these two rivers. Apart from these factors, the reason for the smaller reproductive capacity of small-sized specimens from the Chepinska River is probably the poorer food base.

Barbel from this river has slower length growth than fish from the rivers Maritsa and Stryama (Kolev 2016).

Relative fertility increased only as it concerned small fish. Larger Round-scaled barbel had less relative fertility. The probable cause is that as fish ages, the following changes take place: dietary changes, food shortage for the larger size classes and food competition between individuals (Nikolsky 1965). Fertility data for the Stryama River barbel leads to the following conclusions: male fish become sexually mature once they are two years old. Females reach sexual maturity once they reach their second year. In October and November, the barbel has already spawned. At that time, the fish has already formed new caviar for the next year. The set of reproductive parameter estimates, determined by this study, provides the first quantitative estimates for the Round-scaled barbel population from the Stryama River and will substantially improve scientific knowledge about the reproductive potential of the fish. A better understanding of the population status will also hopefully enhance the monitoring capabilities of the relevant authorities, and thus improve the prospects for sustainable management of this endemic and protected fish.

Acknowledgments

I am grateful to Prof. Dr. G. Raikova for her help with the development of the study's methodology. I am also grateful to the reviewers and editors of the Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research for their valuable comments and suggestions on the manuscript.

References

- ArcGIS. 2013. ArcGIS Online; [cited 10 Jan 2019]. Available from: <http://www.arcgis.com/home/webmap/viewer.html>
- BD-IBR 2015. Baseinova Direkcija-Iztochno Belomorski Region, [East Aegean River Basin Directorate]. Informacia zakachestvatana vodatav rekite: Topolnitsa, Luda Yana, Stryama, Yadenitsa, Chepinska and Vicha. Unpublished raw data. [in Bulgarian].
- Bianco G. 1998. Diversity of Barbinae fishes in southern Europe with description of a new genus and a new species (Cyprinidae). Ital J of Zool. 65(sup1):125-136. doi: 10.1080/11250009809386804
- Economidis P. 1989. Distribution pattern of the genus *Barbus* (Pisces, Cyprinidae) in the freshwaters of Greece. Trav Mus Hist Nat "Grigore Antipa". 30:223-229.
- Heckel J. 1837. Ichthyologische beitrage zu den familien der Cottoiden, Scorpaenoiden, Gobioiden und Cyprinoiden. Ann Wien Mus. 2:143-164. [in German].
- Kolev V. 2013. Species composition of the ichthyofauna of some tributaries of the Maritsa River. Forestry Ideas. 19(2):129-139.
- Kolev V. 2016. Sastoyanie na populaciute na marishkata mryana (*Barbus cyclolepis* Heckel, 1848) i na marishkia kefal (*Squalius orpheus* Kottelat & Economidis, 2006) v nyakoi pritoci na reka Marica i vazmozhnosti za badeshtoto im stopanisvane. [PhD Thesis]. University of Forestry-Sofia. 159 p. [in Bulgarian].
- Kolev V, Raikova G. 2019. Maturation and fecundity of the *Barbus cyclolepis*, Heckel from the Chepinska River, Maritsa River basin, Bulgaria. Forestry Ideas. 25(2):443-450.
- Kottelat M, Freyhof J. 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Berlin, Germany: Publications Kottelat 646 p.
- Marinov B. 1989. Taksonomia, faunistika i binomia na nyakoi vidove ot sem. Cyprinidae i Cottidae (Pisces) ot Bulgaria. [PhD Thesis]. Sofia University 76 p. [in Bulgarian].
- Mihaylova L. 1965. Varhu ihtiofaunata na Trakija. Fauna na Trakia. Part II. Bulgarian Academy of sciences. Zoological institute with museum. 265-289. [in Bulgarian].
- Morozov A. 1964. O koeficiente zrelости polovyh produktov ryb. Voprosy Ihtologii. 4(33):757-762. [in Russian].
- Nikolsky G. 1965. Teoria dinamiki stada ryb kak biologicheskaja osnova ekspluatatsii i vozproizvodstva rybnih resursov. „Nauka“. Moskva. 80-115. [in Russian].
- Nikolsky G. 1974. Eekologia ryb. Moskva: Visshaia shkola: 367p. [in Russian].
- Özüluğ M, Saç G. 2019. The Freshwater Fish Fauna of Istanbul Province (Turkey). Turk J Biosci Collect. 3(1):19-36. [in Turkish].
- Raikova-Petrova G. 1992. Sravnitelno-populacionna biologija na bjatala riba (*Stizostedion licioperca* L.) v jazovirite Batak i Ovcharica. [PhD Thesis]. Institute of Zoology. 181 p. [in Bulgarian].
- Raikova-Petrova G, Kolev V. 2015. Age, growth rate and condition factor of the Maritsa barbel (*Barbus cyclolepis* Heckel, 1837) in the Stryama River. Forestry Ideas. 21(2):277-283.
- Raikova-Petrova G, Rozdina D. 2012. Maturation and fecundity of *Barbus cyclolepis* Heckel from the middle stream of Maritsa River. Bulgaria. Paper presented at: International Conference Ecology-Interdisciplinary Science and Practice; Sofia, Bulgaria.
- Rozdina D. 2009. Populacionna biologija na marishkata mryana (*Barbus cyclolepis* Heckel) v srednoto techenie na reka Marica. [PhD Thesis]. Sofia University. 126p. [in Bulgarian].
- Shishkov G. 1935. Edna pochtu nepoznata mryana. Izvadka ot „Godishnik na Sofiiskia universitet“. University of Sofia, Faculty of Physics and Mathematics. 31:316-330 [in Bulgarian].
- Spanovskaya V, Grigorash V. 1976. K metodike

- opredelenia plodovitosti odnovenno i porcionno ikromechujushhih ryb v predelah ih arealov, Vilnius. Mintis. 2:54-62. [in Russian].
- Stoyanov G, Gigova V, Penchev M, Ivanova N, Hristova D, Shishkova I, Krastva C. 1981. Hydrologichen spravochnik na rekite v Republika Bulgaria. Bulgarian academy of sciences. 2-3:526 p. [in Bulgarian].
- Vasiliou A, Economidis PS. 2005. On the life history of *Barbus peloponensis* and *Barbus cyclolepis* in Macedonia, Greece. *Folia Zool.* 54(3):316-336.
- Yankov J. 1988. Dinamika na populaciite na rechnata pastarva (*Salmo trutta fario* L.) v osnovnite pastarvovi reki v Bulgaria. [PhD Thesis]. Bulgarian academy of sciences, Institute of zoology. 157p. [in Bulgarian].
- ZBR 1992. Zakon za Biologichnoto raznoobrazie, Law of Biological Diversity. State Gazette [DV] [Darjaven Vestnik], Edition 77, 09.08.1992, Directive 92/43/EIO of the EC from 21.05.1992, za opazvane na estestvenite mestoobitania na divata flora i fauna, Prilojenie II (as *Barbus plebeus*) [in Bulgarian]; [cited 2011 Jan 18]. Available from: <https://www.lex.bg/laws/ldoc/2135456926>
- Zhivkov M. 1985. Otnosno pokazatelite za stepenta na zryalost na polovite produkti pri ribite. Bulgarian Academy of sciences. *Hydrobiology.* 24:3-12. [in Bulgarian].
- Zhivkov M, Yankov Y. 1987. Faktori obuslavyasti polovata structura na ribnite populacii. Savremenni dostizenia na balgarskata zoologia. C. BAN. *Hydrobiology.* 24:3-12. [in Bulgarian].
- Zhivkov M. 1999. Faktori, zakonomernosti i metodologichno znachenie na populacionnata biologichna izmenchivost pri sladkovodnite ribig.. [Master's Thesis]. Bulgarian Academy of sciences, Institute of zoology. 406 p. [in Bulgarian].
- Zotin A. 1961. Otnositelnaia plodovytost ryb i razmery yaic. *Voprosy Ihtiologii.* 1, 2 (19):307-313. [in Russian].
- ZRA 2001. Zakon za ribarstvo i akvakulturi, Law of Fisheries and Aquaculture. State Gazette [DV] [Darjaven Vestnik], Edition 41, 24.04.2001 [in Bulgarian]. [cited 2011 Apr 25]. Available from: <https://www.lex.bg/laws/ldoc/2135184393>



Endemik Eğirdir Yağ Balığı (*Pseudophoxinus egridiri*) Populasyonunun Büyüme Özellikleri

Vedat YEGEN^{1*} , Hasan Musa SARI²

¹T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, 32500 Eğirdir-Isparta-Türkiye

²Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi Temel Bilimler Bölümü, 35100 Bornova-Izmir-Türkiye

ÖZ

Bu çalışmada, Eğirdir Gölü'nün endemik balık türlerinden Eğirdir Yağ Balığı (*Pseudophoxinus egridiri*)'nin büyüme özellikleri incelenmiştir. Örneklem çalışmalarını, gölde belirlenen 5 istasyonda Haziran 2010 – Mayıs 2011 tarihleri arasında aylık olarak yürütülmüştür. Örneklem çalışmalarını sonucunda toplam 544 birey elde edilmiştir. Örneklemelerden elde edilen bireylerin total boyları 2,1 cm ile 10,0 cm, ağırlıkları 0,11 g ile 17,38 g arasında değişim göstermiştir. Elde edilen örneklerden alt örneklem yoluyla seçilen 118 bireyin yaş tayini yapılmış ve maksimum 5 yaşında oldukları belirlenmiştir. Örneklem büyüme çoğunluğunu II (%40,7) ve III (%39,0) yaşlarındaki bireyler oluşturmaktadır. Von Bertalanffy büyüme modeline göre ulaşabileceği sonușmaz (asimptotik) boyu (L_{∞}) 11,22 cm, sonușmaz (asimptotik) ağırlığı (W_{∞}) 24,59 g olarak hesaplanmıştır. Örneklem büyüme katsayısı (b) dişiler için $3,240 \pm 0,047$, erkekler için $3,102 \pm 0,079$, tüm örnekler için $3,271 \pm 0,029$ olarak saptanmıştır. Örneklem Fulton kondisyon faktörü dişiler için $1,56 \pm 0,03$, erkekler için $1,42 \pm 0,02$ ve tüm örnekler için $1,48 \pm 0,02$ olarak bulunmuştur.

Anahtar kelimeler: *Pseudophoxinus*, Eğirdir Yağ Balığı, büyüme, Eğirdir Gölü, Anadolu

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 08.12.2020

Düzeltilme : 16.01.2021

Kabul : 20.01.2021

Yayın : 30.12.2021



DOI:10.17216/LimnoFish.837568

* SORUMLU YAZAR

vyegen@gmail.com

Tel : +90 246 313 34 60

Fax : +90 246 313 34 63

Growth Characteristics of the Endemic Eğirdir Minnow (*Pseudophoxinus egridiri*) Population

Abstract: In this study, the growth characteristics of Eğirdir minnow (*Pseudophoxinus egridiri*), one of the endemic fish species of Lake Eğirdir, were investigated. Monthly sampling activities were carried out in five stations in between June 2010 to May 2011. A total of 544 individuals were obtained. Total length and weight of the fish ranged from 2.1 to 10.0 cm and from 0.11 to 17.38 g, respectively. A total of 118 fish was subsampled for age determination and the oldest fish was estimated to be maximum 5 year old. The majority of sample consisted of individuals at age II (%40.7) and III (%39.0). The von Bertalanffy growth equation parameters (L_{∞} and W_{∞}) were calculated as 11.22 cm and 24.59 g, respectively for all individuals. The b value was found as 3.240 ± 0.047 for females, 3.102 ± 0.079 for males, and 3.271 ± 0.029 for all individuals. Fulton's condition factor was calculated as 1.56 ± 0.03 for females, 1.42 ± 0.02 for males and 1.48 ± 0.02 for all individuals.

Keywords: *Pseudophoxinus*, Eğirdir minnow, growth, Lake Eğirdir, Anatolia.

Alıntılama

Yeğen V, Sarı HM. 2021. Endemik Eğirdir Yağ Balığı (*Pseudophoxinus egridiri*) Populasyonunun Büyüme Özellikleri LimnoFish. 7(3): 241-249. doi: 10.17216/LimnoFish.837568

Giriş

Cyprinidae familyasında yer alan *Pseudophoxinus* genusunun ülkemizde 25 türünün (*Pseudophoxinus alii*, *P. anatolicus*, *P. antalyae*, *P. battalgilae*, *P. burduricus*, *P. caralis*, *P. cilicicus*, *P. crassus*, *P. egridiri*, *P. elizavetae*, *P. evliya*, *P. fahirae*, *P. fahrettini*, *P. firati*, *P. handlirschi*, *P. hittorum*, *P. iconii*, *P. kervillei*, *P. maeandri*, *P. maeandricus*, *P. mehmeti*, *P. ninae*, *P. turani*, *P. zekayi* ve *P. zeregi*) tanımlandığı bildirilmiştir (Freyhof ve Özüluğ 2009; Küçük vd. 2012, 2016;

Ekmeççi vd. 2015; Çiçek vd. 2020). *Pseudophoxinus* genusunun üyeleri Türkiye'den başka Lübnan, Suriye, Balkan Yarımadası, İsrail, Ürdün, İran ve Azerbaycan'da yayılış göstermektedirler (Atalay 2005). Anadolu'da iki farklı bölgede (Orta – Batı Anadolu; Doğu Akdeniz, Güneydoğu Anadolu) yayılım gösteren bu cinsin 2 tür (*P. kervillei*, *P. zeregi*) dışında tamamı endemiktir (Küçük vd. 2012; Çiçek vd. 2020).

P. egridiri Eğirdir Gölü havzasındaki endemik balık türlerinden biridir (Fricke vd. 2007; Çiçek vd.

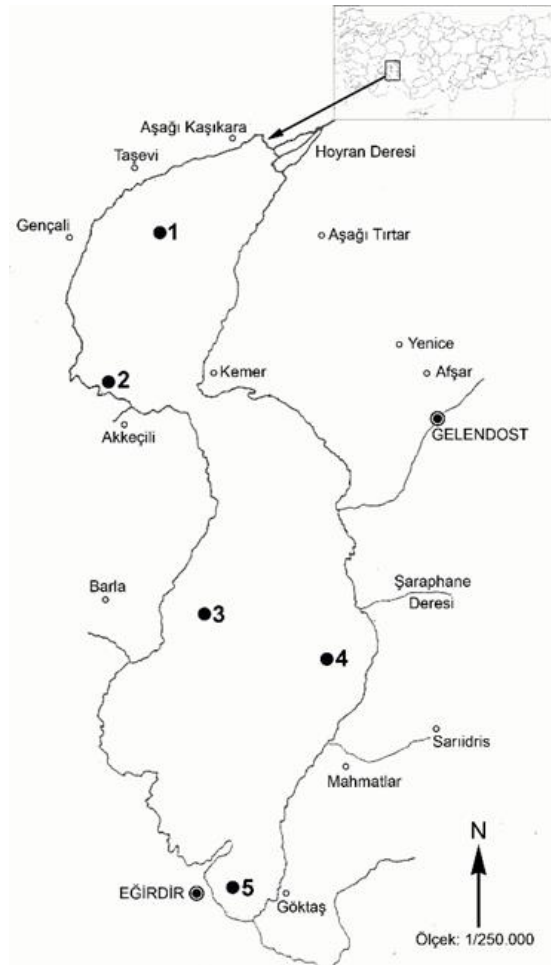
2020). Küçük cüsseli bir balık olan *P. egridiri*, Eğirdir Gölü havzasındaki kaynaklardan biri olan Karaot kaynağı ile 2 adet akarsu kolunu içine alan 11 km²'lik sınırlı bir bölgede yayılım göstermektedir (Küçük 1998; Freyhof 2014). *P. egridiri*, IUCN kırmızı listesinde (ver 3.1) "Tehlikede (EN)" olan bir türdür (Freyhof 2014). Türün popülasyonu, göle aşıl原因 yabancı istilacı balık (*Sander lucioperca*, *Gambusia hollbrooki*, *Atherina boyeri*, *Knipowitschia caucasica*, *Carassius gibelio*, *Pseudorasbora parva*) türlerinin, akarsu popülasyonu ise suların farklı kullanım alanlarına yönlendirilmelerinden dolayı, seviyelerindeki ve miktarlarındaki azalmaların, habitat kayıpları, ötrofikasyon ve akarsular üzerine yapılan, baraj, gölet, set gibi yapıların olumsuz etkisi altındadır (Fricke vd. 2007; Freyhof 2014; Yağcı vd. 2014). *Pseudophoxinus* genusuna ait türlerin büyüme özellikleri ve boy ağırlık ilişkileri üzerine yapılan çalışmalardan (Özel 2005; Innal 2013, 2014; Koca ve Ölmez 2013; Demirci 2016; Yoğurtçuoğlu vd. 2016; İlhan ve Gücer 2018; Saç ve Özuluğ 2018) sadece Saç ve Özuluğ 2018'de türün boy-ağırlık ilişkisi incelenmiş, büyüme özelliklerine ait herhangi bir çalışmaya ve bilgiye rastlanılmamıştır. *Pseudophoxinus* cinsine ait türlerden Beyşehir Gölü'ndeki *P. anatolicus*, Düden Çayı'ndaki *P. antalyae*, Pınarbaşı Kaynağı'ndaki *P. crassus*, Aksu Çayı'ndaki *P. fahrettini* ve Karaevli Gölü'ndeki *P. ninae*'nin büyüme özellikleri farklı araştırmacılar tarafından çalışılmıştır (Özel 2005; Koca ve Ölmez 2013; Innal 2014; Demirci 2016; Innal vd. 2016). Bu çalışmaların dışında cinsin ülkemizdeki türlerinden *P. alii*, *P. anatolicus*, *P. antalyae*, *P. battalgilae*, *P. burduricus*, *P. crassus*, *P. egridiri*, *P. elizavetae*, *P. evliya*, *P. firati*, *P. handlirschi*, *P. hittitorum*, *P. iconii*, *P. libani*, *P. meandricus*, *P. mehmeti*, *P. ninae*, *P. turani*, *P. zekayi*, *P. zeregi*'nin boy-ağırlık ilişkileri incelenmiştir (Innal 2013; Yoğurtçuoğlu vd. 2016; İlhan ve Gücer 2018; Saç ve Özuluğ 2018). Çalışmamızda Anadolu'nun endemik balık türlerinden biri olan bu türün yaş – eşey, boyca büyüme, ağırlıkça büyüme, boy – ağırlık ilişkileri gibi özellikleri incelenerek türün büyüme özellikleri ile ilgili bilgi eksikliklerinin giderilmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Metot

Çalışma sahamız olan Eğirdir Gölü, Isparta ili sınırları içerisinde 37°50'41"-38°16'55" kuzey enlemleri ve 30°57'43"-30°44'39" doğu boylamları arasında yer alan tektonik kökenli bir göldür. Maksimum su kotunda 482 km² olan yüzölçümüne göre Türkiye'nin dördüncü büyük gölü olarak değerlendirilmektedir. Kuzey – Güney

doğrultusunda gölün uzunluğu 50 km, Doğu – Batı doğrultusunda genişliği 3 – 16 km arasında değişen gölün kıyı uzunluğu 150 km'dir. Göl, genişliği 3 km'ye kadar inen dar bir boğazla ikiye ayrılmıştır. Kuzeyde kalan bölüme Hoyran Gölü, güneyde kalan bölüme de Eğirdir Gölü denilmektedir. Denizden yüksekliği yaklaşık 917 m olan gölün maksimum derinliği 15 m olup, ortalama derinliği 8 m'dir (Saraçoğlu 1990; Altınkale 2001; Barut 2002). Gölü besleyen dereler yaz aylarında kurur. Gölün çevresinde bulunan Karaot, Kocapınar, Havutlupınar ve Kayaagzı pınarları gölü besleyen asıl kaynaklardır (Saraçoğlu 1990).

Örnekleme çalışmaları gölde belirlenen 5 istasyonda Haziran 2010 – Mayıs 2011 tarihleri arasında yürütülmüştür (Şekil 1). Örnekleme çalışmalarında farklı göz açıklığındaki galsama ve fanyalı ağlar, tül ırgıp ve HONDA EU 20I AC ile SAMUS 725 MP marka DC elektroşok cihazı kullanılmıştır. Örnekleme çalışmaları sonucunda elde edilen örnekler buz içerisinde laboratuvara getirilmiş, total boyu (*L*), 1 mm hassasiyetli cetvel ile ağırlıkları (*W*) ise 0,1 ve 0,01 g hassasiyetli terazi ile ölçülmüştür. Cinsiyetleri makroskobik olarak incelenerek belirlenmiştir.

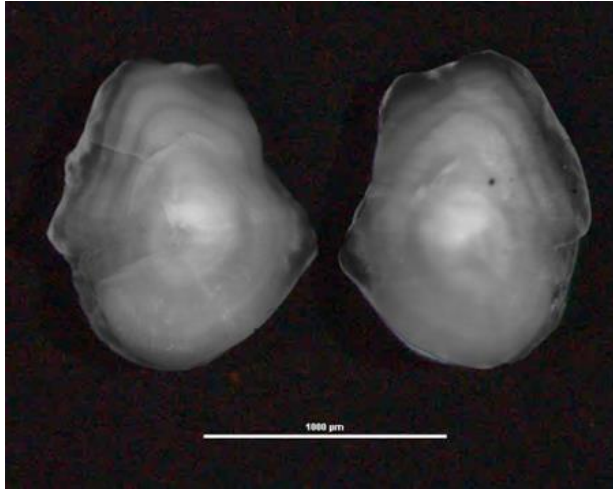


(1: Taşevi; 2: Kayaagzı; 3: Barla; 4: Gelendost 5: Köprü)

Şekil 1. Çalışma sahası

Figure 1. Study area

Türün yaş tayininde kullanılacak olan uygun kemiksi yapının belirlenmesi amacıyla örneklem 0,5 cm sınıf aralığına ayrılmış ve her boy grubundan alt örnekleme yoluyla 30 adet örnek seçilmiştir. Seçilen örneklerden pul, omur ve otolit örnekleri alınarak yaş okumaları gerçekleştirilmiştir. Yapılan ön çalışma sonucunda yaş tayini için uygun kemiksi yapının utrikular otolit (lapillus) olduğu belirlenmiş ve yaş okumaları bu yapı üzerinden gerçekleştirilmiştir (Şekil 2).

**Şekil 2.** *P. egridiri*'nin utrikular otoliti (lapillus)**Figure 2.** Utricular otolith (lapillus) of *P. egridiri*

P. egridiri'nin boy dağılımının frekans değerlerini belirlemek için örneklem 0,5 cm'lik boy aralıklarına ayrılarak oransal frekans dağılımları hesaplanmıştır. Yaşları belirlenen dişi, erkek ve tüm bireylerin minimum, maksimum, ortalama boy ve ağırlık değerleri belirlenmiş, dişi ve erkek bireylerin boy grupları arasındaki fark *t*-testi ile analiz edilmiştir. Yaş ve cinsiyetleri belirlenmiş örneklerden türün yaş – eşey kompozisyonu, von Bertalanffy boyca ve ağırlıkça büyüme eşitlikleri hesaplanmıştır (Ricker 1975; Sparre ve Venema 1998). Büyüme parametrelerinin hesaplanmasında FISAT II programı kullanılmıştır.

Büyüme modelinin oluşturulmasında kullanılan von Bertalanffy büyüme eşitlikleri aşağıda verilmiştir.

Yaş – Boy ilişkisi eşitliği:

$$L_t = L_{\infty}(1 - e^{-k(t-t_0)}),$$

Yaş – Ağırlık ilişkisi eşitliği:

$$W_t = W_{\infty}(1 - e^{-k(t-t_0)})^b$$

Eşitliklerdeki L_t : Balığın herhangi bir (t) anındaki boyu, W_t : Balığın herhangi bir (t) anındaki ağırlığı, L_{∞} : Balığın sonușmaz kuramsal uzunluğu, W_{∞} : Balığın sonușmaz kuramsal ağırlığı, e : Doğal logaritma tabanı, k : Brody büyüme katsayısı (yıl^{-1}), t : Zaman (yıl), t_0 : Balığın yumurtadan çıkmadan önceki kuramsal yaşı (yıl), b : Boy – ağırlık ilişkisindeki büyüme katsayısını ifade etmektedir.

Örneklemin boy – ağırlık ilişkisi $W=aL^b$ regresyon eşitliğı kullanılarak hesaplanmıştır (Le Cren 1951). Bu amaçla örneklerin ölçülen total boy ve ağırlık değerlerini doğrusal hale getirmek için doğal logaritmaları alınmış ve bu değerlere doğrusal regresyon analizi uygulanmıştır. Büyüme tipinin belirlenmesinde ve tanımlayıcılık katsayısının önem kontrolünde *t*-testi uygulanmıştır. Formülde W : Total ağırlık (g), L : Total boy (cm), a : Boy – ağırlık ilişkisini belirleyen eğrinin Y eksenini kestiğı noktayı, b : Boy – ağırlık ilişkisini belirleyen eğrinin eğimini yani büyüme katsayısını ifade etmektedir.

P. egridiri'nin kondisyon faktörünün belirlenmesinde Fulton'un kondisyon faktörü $K = (W/L^3) \times 100$ eşitliğı kullanılmıştır (Ricker 1975). Formülde K : Kondisyon faktörü, W : Ağırlık, L : Total Boy'u ifade etmektedir.

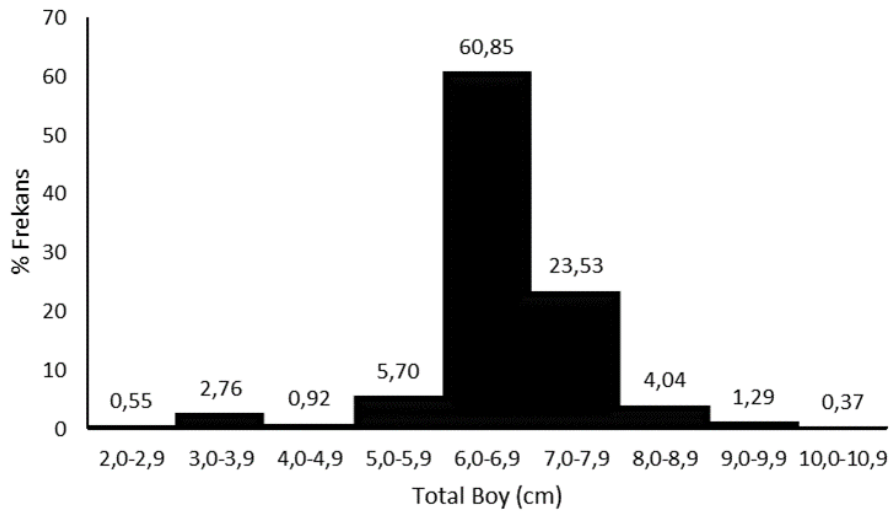
Boy ve ağırlık dağılımı, boyca ve ağırlıkça büyüme özellikleri, boy – ağırlık ilişkisi, kondisyon faktörü dişi, erkek ve tüm örneklem olmak üzere 3 grupta incelenmiştir.

Bulgular

Örneklemler sonucunda toplam 544 örnek elde edilmiştir. Bu örneklerin %53,7'sini (292 birey) erkek, %44,1'ini (240 birey) dişi, %2,2'sini (12 birey) immatür bireylerin oluşturduğu tespit edilmiştir. Örneklemin total boyları 2,1 cm ile 10,0 cm, ağırlıkları 0,11 g ile 17,38 g arasında değışim göstermiştir (Tablo 1). Örneklemin yaklaşık %61'ini 6,0 – 6,9 cm aralığındaki bireyler oluşturmaktadır (Şekil 3).

Tablo 1. *P. egridiri*'nin cinsiyet, total boy ve ağırlık dağılımı**Table 1.** Sex, total length and weight distribution of *P. egridiri*

	Total Boy (cm)					Ağırlık (g)		
	N	%N	Min.	Maks.	Ort±SH	Min.	Maks.	Ort±SH
İmmatür	12	1,8	2,10	3,60	3,18±0,13	0,11	0,64	0,42±0,05
♀♀	240	37,0	3,10	10,0	6,98±0,07	0,32	17,38	5,89±0,18
♂♂	292	45,0	3,70	8,60	6,54±0,03	0,70	9,58	4,40±0,07
Toplam	544	100,0	2,10	10,0	6,67±0,04	0,11	17,38	4,97±0,09

Şekil 3. *P. egridiri*'nin boy – frekans dağılımıFigure 3. Length-frequency distributions of *P. egridiri*

P. egridiri bireylerinden yaş tayini için alt örnekleme yoluyla seçilen 118 örneğin yaşları 0+ ile V arasında değişim göstermiştir. Yaş tayini yapılan örneklemin boyları 2,5 – 10,0 cm arasında değişim göstermiştir. Örneklemin %79,7'sini oluşturan II ve III yaşındaki bireylerin ortalama boyları sırasıyla 6,52 cm ve 7,29 cm arasında değişmektedir (Tablo 2). Örneklemin büyük çoğunluğunu

II (%40,7) ve III (%39,0) yaşlarındaki bireyler oluşturmaktadır. Örneklemin yaşlara göre eşey dağılımları incelendiğinde, 0+ yaş grubunun tamamı ile I yaş grubundaki bireylerin yaklaşık yarısının cinsi olgunluğa ulaşmadığı, II yaş grubundaki bireylerde erkeklerin; diğer yaş gruplarında ise dişilerin daha yoğun olduğu görülmektedir (Tablo 2).

Tablo 2. *P. egridiri*'nin yaş – boy anahtarıTable 2. Age – length key of *P. egridiri*

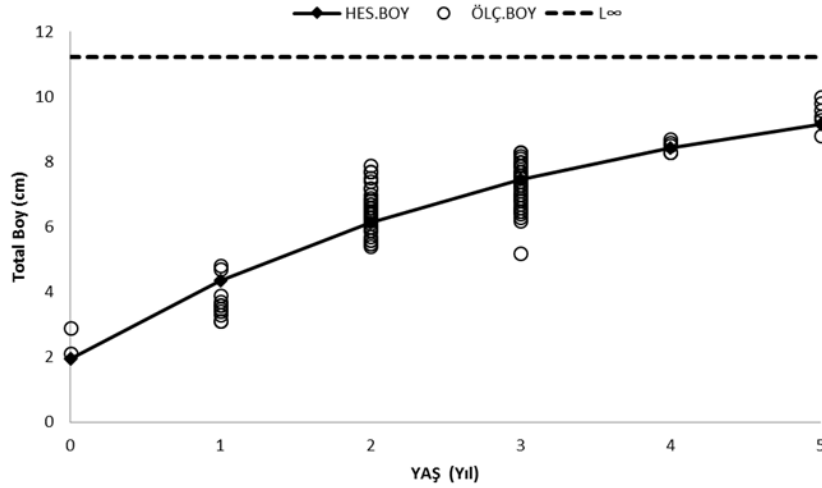
Boy Grupları (cm)	Yaş grupları					
	0+	I	II	III	IV	V
2,0 – 2,9	2					
3,0 – 3,9		9				
4,0 – 4,9		2				
5,0 – 5,9			8	1		
6,0 – 6,9			32	13		
7,0 – 7,9			8	25		
8,0 – 8,9				7	5	1
9,0 – 9,9						4
10,0 – 10,9						1
n	2	11	48	46	5	6
Ort. L±SS	2,50±0,57	3,70±0,57	6,52±0,58	7,29±0,67	8,48±0,18	9,48±0,42
Ort. W±SS	0,20±0,13	0,64±0,28	4,35±1,54	6,00±1,98	9,20±1,08	15,27±2,37
İmmatür (%n)	2(1,7)	5(4,2)	0	0	0	0
Dişi (%n)	0	4(3,4)	15(12,7)	33(28,0)	4(3,4)	6(5,1)
Erkek (%n)	0	2(1,7)	33(28,0)	13(11,0)	1(0,8)	0
D : E	-	1:0,5	1:2,2	1:0,39	1:0,25	-

Büyüme parametreleri kullanılarak, von Bertalanffy büyüme denklemlerine göre büyüme formülleri çıkarılmıştır (Tablo 3, Şekil 4). von

Bertalanffy büyüme denklemlerine göre dişilerin ulaşacağı sonuçmaz (asimptotik) boy ($L_{\infty}=10,05$), erkeklere göre ($L_{\infty}=8,93$) daha yüksektir (Tablo 3).

Tablo 3. *P. egridiri*'nin büyüme parametreleri ve von Bertalanffy boyca büyüme formülleri**Table 3.** von Bertalanffy growth equations and growth parameters of *P. egridiri*

	Büyüme Parametreleri			Büyüme Eşitlikleri
	L_{∞}	k	t_0	
♀♀	10,05	0,46	-0,18	$L_t=10,05(1-e^{-0,46(t+0,18)})$
♂♂	8,93	0,37	-1,29	$L_t=8,93(1-e^{-0,37(t+1,29)})$
♀♀+♂♂	11,22	0,30	-0,64	$L_t=11,22(1-e^{-0,30(t+0,64)})$

**Şekil 4.** *P. egridiri* 'nin boyca büyüme eğrisi**Figure 4.** Growth curve of *P. egridiri* by length

Örneklemin büyüme parametreleri hesaplamada örneklemin ulaşacağı sonușmaz kullanılarak hesaplanan von Bertalanffy (asimptotik) ağırlık $W_{\infty}=24,59$ g olarak büyüme denklemlerine göre yapılan bulunmuştur (Tablo 4).

Tablo 4. *P. egridiri*'nin büyüme parametreleri ve von Bertalanffy ağırlıkça büyüme formülü**Table 4.** von Bertalanffy growth parameters and growth by weight equation of *P. egridiri*

	Büyüme Parametreleri				Büyüme Eşitlikleri
	W_{∞}	k	t_0	b	
♀♀	17,88	0,46	-0,18	3,3643	$W_t=17,88(1-e^{-0,46(t+0,18)3,3643})$
♂♂	10,71	0,37	-1,29	3,1866	$W_t=10,71(1-e^{-0,37(t+1,29)3,1866})$
♀♀+♂♂	24,59	0,30	-0,64	3,3164	$W_t=24,59(1-e^{-0,30(t+0,64)3,3164})$

Örneklemin diși, erkek ve tüm bireyleri için boy – ağırlık ilişkileri hesaplanmıştır. Diși, erkek ve populasyonun b değerlerine uygulanan çift yönlü t-testi analizine göre bu türün diși ve tüm bireylerin pozitif allometrik, erkek bireylerinin izometrik

büyüme gösterdiği belirlenmiştir (Tablo 5). Tanımlayıcılık katsayısına uygulanan önem testine göre her üç değerin de önemli olduğu belirlenmiştir ($t_{♀♀}=8,33$, $p<0,05$; $t_{♂♂}=8,19$, $p<0,05$; $t_{♀♀+♂♂}=8,54$, $p<0,05$).

Tablo 5. *P. egridiri* 'nin boy – ağırlık ilişkisi değerleri**Table 5.** Length – weight relationships of *P. egridiri*

	n	a	$b \pm SH$	R^2	t_H
♀♀	240	0,0100	$3,2398 \pm 0,0468$	0,953	5,1252 ^a
♂♂	292	0,0127	$3,1019 \pm 0,0791$	0,841	1,2885 ^b
♀♀+♂♂	544	0,0093	$3,2707 \pm 0,0287$	0,959	9,3449 ^c

a, (t-test, $t_H > t_{0,05, 240}=1,97$); b, (t-test, $t_H < t_{0,05, 292}=1,97$); c, (t-test, $t_H > t_{0,05, 544}=1,96$)

P. egridiri örnekleminin ortalama kondisyon faktörü diși, erkek ve tüm örneklem için sırasıyla

$1,56 \pm 0,03$, $1,42 \pm 0,02$, $1,48 \pm 0,02$ olarak hesaplanmıştır. Diși, erkek ve tüm örneklemin

yaşlara göre ortalama kondisyon faktörleri incelendiğinde 2 yaşından itibaren kondisyon faktöründe her üç grup için de bir artış olduğu görülmektedir (Tablo 6).

Tablo 6. *P. egridiri*'nin yaşlara göre kondisyon faktörü değerleri

Table 6. Condition factor of *P. egridiri* according to age

Yaş	♀♀		♂♂		♀♀+♂♂	
	N	Ort. ± SH (min-maks.)	N	Ort. ± SH (min-maks.)	N	Ort. ± SH (min-maks.)
0+	-	-	-	-	2	1,19±0,00 (1,19)
I	4	1,20±0,07 (1,07-1,40)	2	1,19±0,19 (1,00-1,38)	11	1,20±0,04 (1,00-1,40)
II	15	1,61±0,05 (1,31-2,04)	33	1,47±0,03 (1,18-1,74)	48	1,52±0,02 (1,18-2,04)
III	33	1,55±0,03 (1,26-1,83)	13	1,33±0,02 (1,23-1,49)	46	1,49±0,03 (1,23-1,83)
IV	4	1,51±0,08 (1,37-1,72)	1	1,51±0,00 (1,51)	5	1,51±0,06 (1,37-1,72)
V	6	1,78±0,07 (1,61-2,06)	-	-	6	1,78±0,07 (1,61-2,06)
Genel Ortalama	62	1,56±0,03 (1,07-2,06)	49	1,42±0,02 (1,00-1,74)	118	1,48±0,02 (1,00-2,06)

Tartışma ve Sonuç

Türle ilgili daha önceki yıllarda sadece boy ağırlık ilişkisine ait bir çalışma yapılmıştır. Bundan dolayı çalışmamızda aynı cinsin başka türlerinin büyüme özellikleri ile karşılaştırma yapılabilmiştir. *Pseudophoxinus* türleri genel olarak soğuk kaynak sularında, yavaş akan akarsularda, vejetasyon oranı yüksek olan küçük göllerde yaşarlar. Bu cinse ait yapılan çalışmaların sonuçlarına göre genel olarak gölde ve ılıman kaynak sularında yaşayan *P. anatolicus*, *P. antalyae*, *P. crassus*, *P. fahrettini* ve *P. hittitorum* türlerinin yaklaşık 30 cm boya; genel olarak soğuk kaynak suları ve akarsularda yaşayan diğer üyelerinin ise en fazla 15 cm boya ulaşabildiği tespit edilmiştir (Tablo 7).

Türün ait olduğu *Pseudophoxinus* cinsinin diğer türleri üzerine yapılan çalışmalarda, Isparta – Aksu Çayı'ndaki *Pseudophoxinus fahrettini*'nin 4 yaşına; Antalya – Düden Çayı'ndaki *Pseudophoxinus antalyae* ile Haymana – Pınarbaşı kaynaklarındaki *Pseudophoxinus crassus*'un 7 yaşına; Beyşehir Gölü'ndeki *Pseudophoxinus anatolicus*'un 4 yaşına; Karaevli Gölü'ndeki *P. ninae*'nin de 3 yaşına kadar olan bireyleri belirlenmiştir (Özel 2005; Koca ve Ölmez 2013; Innal 2014; Demirci 2016). Çalışmamızda ise 5 yaşına kadar olan bireyler bulunmuştur. Çalışmamız ile diğer çalışmalar arasındaki farklılığın türlerin ve büyüme parametrelerinin farklı olmasından ileri geldiği düşünülmektedir. Diğer *Pseudophoxinus* türleri üzerine yapılan çalışmalarda dişi – erkek bireylerin yüzde oranları, *P. anatolicus* için %52,38 – %47,62, *P. antalyae* için %37,17 – %23,89, *P. crassus* için %41,25 – %38,22, *P. ninae* için %57,14 – 42,86 olarak bulunmuştur (Özel 2005; Innal 2014; Demirci

2016; Innal vd. 2016). Çalışmamızda ise dişi bireylerin oranının (%44,12), erkek bireylere (%53,68) göre düşük olduğu belirlenmiştir. Bununla birlikte örneklemin eşey dağılımında görülen büyük yaş gruplarında erkek bireylerin yoğunluğunun azalması durumunun *P. antalyae* ve *P. crassus* türlerinde de görülmesi erkeklerin dişilere göre daha kısa ömürlü olduğu ihtimalini arttırmaktadır (Özel 2005; Innal 2014).

Belirlediğimiz boy dağılımının 2,1 – 10 cm arasında değişim göstermesi, ortalama boyunun 6,7 cm olması ve L_{∞} değerinin 11,22 cm olarak hesaplanması diğer çalışmalarda da bildirilen türün küçük cüsseli bir tür olduğu bilgisini desteklemektedir (Bogutskaya 1992; Geldiay ve Balık 2007; Küçük vd 2009). Diğer türlerle ilgili çalışmalarda elde edilen boy dağılımları incelendiğinde de türün *Pseudophoxinus* cinsinin küçük cüsseli türlerinden biri olduğu görülmektedir (Tablo 7). Türe ait yapılan diğer çalışmada elde edilen boy ve ağırlık değerlerindeki farklılığın, örneklemelerinde elektroşok cihazı kullanmalarından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Boyca büyüme modelinde k , balığın büyüme hızını göstermektedir. Çalışmamızda elde edilen 0,30 değerine göre *P. egridiri* için orta hızlı büyüyen bir türdür (Sparre ve Venema 1998).

Pseudophoxinus cinsine ait diğer türlerle ilgili yapılan çalışmalarda L_{∞} ve k değerleri *P. anatolicus* için 23,93 cm, 0,29; *P. antalyae* için 22,59 cm ve 0,23; *P. fahrettini* için 31,50 cm ve 0,22 olarak hesaplanmıştır (Koca ve Ölmez 2013; Innal 2014; Demirci 2016). Diğer türlerin L_{∞} değerleri ile *P. egridiri*'nin değerleri

arasındaki farkın boy farklılığından, k değerleri arasındaki farkın ise türlerin büyüklük ve habitat farklılığından (göl, akarsu) kaynaklandığı düşünülmektedir (Tablo 7).

Boy – ağırlık ilişkileri açısından incelediğimizde *P. egridiri*, pozitif allometrik büyüme göstermektedir (Tablo 7). Cinsin

diğer üyelerinden *P. alii*, *P. antalyae*, *P. burduricus*, *P. crassus*, *P. hittitorum*, *P. fahrettini*, *P. meandricus* ve *P. ninae* türlerinin pozitif allometrik; *P. anatolicus*, *P. fahrettini* negatif allometrik büyüme gösterdikleri bildirilmiştir (İnnal 2013; Koca ve Ölmez 2013; Demirci 2016; İlhan ve Gücer 2018).

Tablo 7. *Pseudophoxinus* cinsine ait türlerin farklı çalışmalarda boy, ağırlık değerleri ve ilişkileri

Table 7. Length, weight values and relationship of the fish species belonging to *Pseudophoxinus* genus in different studies.

Tür	Lokalete	N	Boy (cm) (Min.-Maks.)	Ağırlık (g) (Min.-Maks.)	b	Kaynak
<i>P. alii</i>	Yamansaz Gölü – Antalya	105	3,4-14,3 (TL)	0,40-38,10	3,01	Innal 2013
	Düden, Manavgat, Kepez – Antalya	42	4,8-11,8 (TL)	1,70-27,35	3,26	İlhan ve Gücer 2018
<i>P. anatolicus</i>	Beyşehir Gölü – Konya	52	12,5-23,4 (FL)	37,4-179,5	2,68	Demirci 2016
	Suğla Gölü Havzası – Konya	36	15,0-23,2 (TL)	36,4-154,9	3,38	Yoğurtçuoğlu vd. 2016
	Beyşehir Havzası – Konya	306	4,0-11,3 (TL)	0,56-18,04	2,79	İlhan ve Gücer 2018
	Beyşehir Gölü Havzası – Konya	30	5,1-24,4 (SL)	2,81-417,5	3,19	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. antalyae</i>	Kepez Baraj Gölü – Antalya	39	5,3 – 17,0	1,6 – 94,5	3,34	Erk'akan vd. 2013
	Düden Çayı – Antalya	113	3,6-19 (TL)	0,5-133	3,25	Innal 2014
	Kırkgöz Kaynağı – Antalya	7	3,8-8,3 (TL)	0,65-9,85	3,41	İlhan ve Gücer 2018
<i>P. battalgilae</i>	Tuz Gölü Havzası – Aksaray, Niğde	161	3,1-6,3 (SL)	0,52-4,53	3,05	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. burduricus</i>	Salda Gölü – Burdur	25	2,9-6,8 (TL)	0,3-4,4	3,29	Yoğurtçuoğlu vd. 2016
	Yarıslı Gölü – Burdur	7	2,0-4,4 (TL)	0,10-1,25	3,35	İlhan ve Gücer 2018
<i>P. crassus</i>	Pınarbaşı Kaynağı – Ankara	594	3,0-20,6 (FL)	0,5-216,1	3,15	Özel 2005
	Pınarbaşı Kaynağı – Ankara	91	5,2-19,8 (TL)	1,8-133,1	3,28	Yoğurtçuoğlu vd. 2016
	İnsuyu – Konya	29	3,8-17,6 (TL)	0,61-92,15	3,37	İlhan ve Gücer 2018
<i>P. egridiri</i>	Eğirdir Gölü – Isparta	85	2,3-6,0 (SL)	0,25-5,27	3,11	Saç ve Özuluğ 2018
	Eğirdir Gölü – Isparta	649	2,1-10,0 (TL)	0,11-17,38	3,25	Bu çalışma
<i>P. elizavetae</i>	Soysallı Kaynağı – Kayseri	13	6,7-7,9 (SL)	8,14-14,98	3,41	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. evliya</i>	Kırkpınar – Antalya	25	3,1-8,4 (SL)	0,82-18,33	3,13	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. fahrettini</i>	Aksu Çayı – Isparta	771	6,5-28,1 (FL)	5,25-245,64	2,61	Koca ve Ölmez 2013
	Aksu Çayı – Isparta	151	5,3-19,3 (TL)		3,40	Ayyıldız vd. 2015
	Köprüçay – Isparta	53	4,6-10,5 (TL)	1,08-15,33	3,27	İlhan ve Gücer 2018
<i>P. firati</i>	Tohma Çayı – Sivas	36	3,2-5,8 (SL)	0,69-3,52	2,76	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. handlirschi</i>	Eğirdir Gölü – Isparta	11	7,4-10,4 (SL)	5,98-17,07	3,10	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. hittitorum</i>	Çumra – Bozkır – Konya	27	5,8-21,9 (TL)	2,26-172,02	3,22	İlhan ve Gücer 2018
	Eflatunpınarı – Konya	39	2,9-8,6 (SL)	0,42-12,81	3,18	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. iconii</i>	Gölyazı – Aksaray	20	5,5-7,6 (SL)	4,10-11,39	3,00	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. libani</i>	Asi Nehri – Hatay	23	3,6-5,9 (SL)	0,95-3,94	2,86	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. meandricus</i>	Bozdoğan – Aydın	10	6,5-8,9 (TL)	3,50-12,45	3,74	İlhan ve Gücer 2018
	Karadirek Deresi – Afyonkarahisar	9	3,7-6,4 (SL)	0,93-5,11	3,12	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. mehmeti</i>	Alanköy Göleti – Burdur	38	4,9-7,3 (SL)	2,69-10,93	3,33	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. ninae</i>	Karaevli Lake – Burdur	42	2,6-9,3 (TL)	0,24-15,60	3,48	Innal vd. 2016
	Onaç Deresi – Burdur	34	2,4-6,2 (SL)	0,38-8,13	3,05	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. turani</i>	İncesu Kaynağı – Hatay	63	2,1-6,8 (SL)	0,22-8,48	3,04	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. zekayi</i>	Çöçelli, Evri kaynakları – Kahramanmaraş	45	3,2-9,7 (SL)	0,76-22,23	3,05	Saç ve Özuluğ 2018
<i>P. zeregi</i>	Sünnep Deresi – Kilis	33	3,7-6,7 (SL)	0,97-6,46	3,24	Saç ve Özuluğ 2018

Çalışmamızda türün ortalama kondisyon faktörü 1,48 olarak bulunmuştur. Diğer *Pseudophoxinus* türlerinin ortalama kondisyon faktörleri *P. anatolicus* için 1,84; *P. crassus* için 1,90; *P. fahrettini* için 1,25; *P. ninae* için 1,01 olarak hesaplanmıştır (Özel 2005; Koca ve Ölmez 2013; Demirci 2016; İnnal vd. 2016). Bir balığın kondisyon faktörü, bulunduğu alanların besin düzeylerinin farklı zenginlik ve nitelikte olmalarına göre değişim gösterir. Bundan dolayı aynı türün farklı sahalarda yakalanan bireylerinin kondisyon değerleri farklılık gösterebilir (Avşar 2005). *P. egridiri*'nin kondisyon faktörü ile cinsin diğer üyelerinin kondisyon değerleri arasındaki farkta da bulundukları habitatların farklı olmasının (akarsu, göl) etkisi olduğu düşünülmektedir.

Anadolu'nun endemik balık türlerinden biri olan *P. egridiri*'nin büyüme özellikleri üzerine yapılan ilk çalışma olan çalışmamızda türün cinsin diğer üyeleri ile boy-ağırlık ilişkisi açısından genel olarak benzerlik gösterdiği ancak diğer parametreler açısından farklılık gösterdiği belirlenmiştir. Bu durumun türün küçük cüsseli bir tür olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Çalışmamız sayesinde türle ilgili elde edilen bu veriler ülkemizdeki endemik balık türlerinin biyolojilerine yeni bilgiler eklemesinin yanı sıra Dünya Doğa ve Doğal Kaynakları Koruma Birliği (IUCN) için bir kaynak oluşturması açısından da önem arz etmektedir.

Teşekkür

Bu makale Vedat YEGEN'in 2014 yılında tamamlamış olduğu "Eğirdir Gölü (Isparta/Türkiye)'ndeki Anadolu Endemiklerinin Biyoekolojik Özelliklerinin Belirlenmesi" başlıklı doktora tezinden üretilmiştir. Saha çalışmaları süresince yardımlarını esirgemeyen Doç. Dr. Meral APAYDIN YAĞCI, Dr. Ramazan KÜÇÜKKARA, Hasan BOSTAN, Rahmi UYSAL ve Abdulkadir YAĞCI'ya teşekkür ederim. Bu çalışma, 2. Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu'nda 20-22 Mayıs 2015 sözlü bildiri olarak sunulmuştur.

Kaynaklar

- Altınkale S. 2001. Eğirdir ve Burdur göllerinin hidrojeokimyasal ve izotop jeokimyasal karşılaştırılması [Yüksek Lisans Tezi]. Süleyman Demirel Üniversitesi. 77 s.
- Atalay MA. 2005. *Pseudophoxinus* (Pisces, Cyprinidae) genusu'nun Anadolu'da yayılışı ve taksonomik özelliklerinin belirlenmesi [Doktora Tezi]. Süleyman Demirel Üniversitesi. 127 s.
- Avşar D. 2005. Balıkçılık biyolojisi ve populasyon dinamiği. Adana: Nobel Kitabevi 332 s.
- Ayyıldız H, Emre Y, Yağcı A, Altın A. 2015. Length-weight relationships of eight freshwater

(Cypriniformes) fish species from Turkey. J Appl Ichthyol. 31(5):963-964.

doi: 10.1111/jai.12828

Barut HB. 2002. Eğirdir gölü havzasının yağış özelliklerinin belirlenmesi: Veri tabanı hazırlanması ve ön analizler [Yüksek Lisans Tezi]. Süleyman Demirel Üniversitesi. 170 s.

Bogutskaya NG. 1992. A Revision of species of the genus *Pseudophoxinus* (Leuciscinae, Cyprinidae) from Asia Minor, Mitt. Hamb. Zool Mus Inst. 89:261-290.

Çiçek E, Sungur S, Fricke R. 2020. Freshwater lampreys and fishes of Turkey; a revised and updated annotated checklist 2020. Zootaxa, 4809(2):241-270.

doi: 10.11646/zootaxa.4809.2.2

Demirci S. 2016. Growth parameters of *Pseudophoxinus anatolicus* (Hankó 1924): An endemic and endangered fish species of Beyşehir Lake (Turkey). Res. J. Fish. & Hydrobiol. 11(9): 1-6.

Ekmeççi FG, Atalay MA, Yoğurtcuoğlu B, Turan D, Küçük F. 2015. A new species of *Pseudophoxinus* (Teleostei: Cyprinidae) from Southwestern Anatolia, Turkey. Zootaxa, 4033(1): 117-128.

doi: 10.11646/zootaxa.4033.1.6

Erk'akan F, İnnal D, Özdemir F. 2013. Length-weight relationships for ten endemic fish species of Anatolia. J Appl Ichthyol. 29(3): 683-684.

doi: 10.1111/jai.12140

Freyhof J, Özüluğ M. 2009. *Pseudophoxinus evliyaee*, a new species of spring minnow from Western Anatolia with remarks on the distribution of *P. ninae* and the systematic position of *P. fahirae* (Teleostei: Cyprinidae). Ichthyol Explor Fres. 20(4): 309-318.

Freyhof J. 2014. *Pseudophoxinus egridiri*. The IUCN red list of threatened species 2014:e.T39281A19006956.

doi:10.2305/IUCN.UK.2014-

1.RLTS.T39281A19006956.en

Fricke R, Bilecenoğlu M, Sarı HM. 2007. Annotated checklist of fish and lamprey species (Gnathostomata and Petromyzontomorphi) of Turkey, including a red list of threatened and declining species, Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A 706:1-172

Geldiay R, Balık S. 2007. Türkiye tatlısu balıkları. İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi 532 s.

İlhan A, Gücer M. 2018. Anadolu endemiği sekiz *Pseudophoxinus* türünün boy-ağırlık ilişkisi. Su Ürünleri Dergisi, 35(1): 73-77.

doi: 10.12714/egejfas.2018.35.1.12

İnnal D. 2013. Length-weight relationship of *Pseudophoxinus alii* Küçük, 2007 in Lake Yamansaz, a coastal freshwater lake in Antalya, Turkey, J Appl Ichthyol. 29(3): 685-686.

doi:10.1111/jai.12153

İnnal D. 2014. Identifying growth parameters for two endemic species [*Capoeta antalyensis* (Battalgil, 1943) and *Pseudophoxinus antalyae* Bogutskaya, 1992] in Düden Creek, Antalya, Turkey, J Appl Ichthyol. 30(2): 294-299.

doi: 10.1111/jai.12191

İnnal D, Aksu M, Giannetto D. 2016. Length-weight relationships, population structure and body condition of *Aphanius anatoliae* (Cyprinodontidae) and

- Pseudophoxinus ninae* (Cyprinidae) living in Karaevli Lake (Burdur-Turkey), Review of Hydrobiology, 9(2):73-83
- Koca HU, Ölmez M. 2013. Age, growth and mortality of *Pseudophoxinus fahrettini* Freyhof and Özuluğ, 2009 in Aksu stream - Köprüçay river (Isparta, Turkey). Int J Agric Pol Res. 1(4): 124-130.
- Küçük F. 1998. Isparta ili içsularında yayılış gösteren tatlısu balıklarının sistematik ve ekolojik özellikleri üzerine araştırmalar. SDÜ Isparta'nın Dünyu Bugünü ve Yarını Sempozyumu: Isparta, Türkiye
- Küçük F, Sarı HM, Demir O, Güllü İ. 2009. Review of the ichthyofaunal changes in Lake Eğirdir between 1915 and 2007. Turk J Zool. 33(3):277-286. doi:10.3906/zoo-0811-16
- Küçük F, Atalay MA, Güçlü SS, Güllü İ. 2012. Türkiye'de yayılış gösteren *Pseudophoxinus* (Teleostei: Cyprinidae) türlerinin bazı morfolojik özellikleri ve zoocoğrafik dağılımları. SDÜ Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi, 8(2): 1-9
- Küçük F, Güllü İ, Güçlü SS. 2016. *Pseudophoxinus iconii*, a new species of spring minnow from Central Anatolia (Teleostei: Cyprinidae). Ichthyol Explor Fres. 27(3): 283-288.
- Le Cren ED. 1951. The length-weight relationships and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). J Anim Ecology. 20(2): 201-219
- Özel N. 2005. Pınarbaşı kaynakları (Haymana-Ankara)'nda yaşayan *Pseudophoxinus crassus*'un büyüme ve üreme özelliklerinin incelenmesi [Yüksek Lisans Tezi]. Hacettepe Üniversitesi. 48 s.
- Ricker WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada 382 s.
- Saç G, Özuluğ M. 2018. Length–weight relationship of 16 fish species belonging to genus *Pseudophoxinus* (Teleostei: Leuciscidae) from Turkish inland waters. J Appl Ichthyol. 34(6): 1335-1339. doi: 10.1111/jai.13790
- Saraçoğlu H. 1990. Bitki örtüsü akarsular ve göller. İstanbul: MEB Yayınları 587 s.
- Sparre P, Venema SC. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment, Part 1 Manual, Rome: FAO 407 s.
- Yağcı A, Apaydın Yağcı M, Bostan H, Yeğen V. 2014. Distribution of the topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae: Gobioninae) in Lake Eğirdir, Turkey. Journal of Survey in Fisheries Sciences 1 (1): 46-55. doi: 10.18331/SFS2014.1.1.5
- Yoğurtcuoğlu B, Atalay MA, Ekmekçi FG. 2016. Length–weight and length–length relationships for three endemic *Pseudophoxinus* species in Turkey. J Appl Ichthyol. 32(3):495-496. doi: 10.1111/jai.1296



Effects of Environmental Parameters on the Seasonal Distribution of Phytoplankton in the Shallow Lake Ketence, Turkey

Hatice TUNCA^{1*} , Kübra KÖSE¹ , Tuğba ONGUN SEVINDİK¹ 

¹ Sakarya University, Faculty of Arts and Science, Department of Biology, 54187, Sakarya, Turkey

ABSTRACT

The seasonal distribution of the phytoplankton and their relationship with environmental parameters of Lake Ketence was studied in monthly intervals in two stations between October 2016 and September 2017. A total of 93 taxa belonging to 8 divisions were identified, and 11 taxa belonging to 4 different divisions (Chlorophyta, Bacillariophyta, Euglenozoa, Miozoa) dominated the phytoplankton in different periods of the study. Main nutrients (NO₃-N, NO₂-N, TP, Si), some other parameters (T, EC, secchi disk depth), and organic content of the lake had strong impacts on the distribution of phytoplankton assemblages. Although biomass values varied and indicated very good to bad water quality during the studied period, especially the prevalence of chlorophytes such as *Tetradion minimum* which prefer high nutrient and euglenoids such as *Euglena clavata*, *Euglena rubra*, *Phacus longicauda* and *Trachelomonas oblonga* that grew extremely well under high organic content has confirmed that Lake Ketence is eutrophic.

Keywords: Community ecology, phytoplankton, shallow lake

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 25.12.2020

Revised : 09.02.2021

Accepted : 22.02.2021

Published : 30.12.2021

DOI:10.17216/LimnoFish. 846991



* CORRESPONDING AUTHOR

htunca@sakarya.edu.tr

Phone: +90. 264 295 61 28

Sığ Ketence Gölü'nde (Türkiye) Fitoplanktonun Mevsimsel Dağılımına Çevresel Parametrelerin Etkileri

Öz: Ketence Gölü'nün fitoplanktonunun mevsimsel dağılımı ve çevresel parametreleriyle ilişkisi Ekim 2016 ve Eylül 2017 arasında iki istasyonda aylık aralıklarla çalışılmıştır. 8 divizyoda toplam 93 takson tespit edilmiştir. 4 farklı divizyoda (Chlorophyta, Bacillariophyta, Euglenozoa, Miozoa) toplam 11 takson çalışmanın farklı dönemlerinde fitoplanktona hakim olmuştur. Gölün ana besin maddeleri (NO₃-N, NO₂-N, TP, Si), diğer bazı parametreler (Sıcaklık, elektriksel iletkenlik, secchi diski derinliği) ve organik içeriğinin fitoplankton topluluklarının dağılımı üzerinde güçlü etkileri olmuştur. Her ne kadar biyokütle değerleri, incelenen dönem boyunca çok iyi ile kötü su kalitesi arasında değişiklik göstermiş olsa da, özellikle yüksek besin tuzu tercih eden *Tetradion minimum* gibi chlorofitlerin varlığı ve yüksek organik madde varlığında hızla gelişebilen *Euglena clavata*, *Euglena rubra*, *Phacus longicauda* ve *Trachelomona oblonga* gibi öglenoidlerin varlığı Ketence Gölü'nün ötrofik olduğuna işaret etmektedir.

Anahtar kelimeler: Komünite ekolojisi, fitoplankton, sığ göl

How to Cite

Tunca H, Köse H, Ongun Sevindik T. 2021. Effects of Environmental Parameters on the Seasonal Distribution of Phytoplankton in the Shallow Lake Ketence, Turkey LimnoFish. 7(3): 250-259. doi: 10.17216/LimnoFish.846991

Introduction

Lakes are exposed to various adverse effects including pollution, depletion of water resources, and eutrophication. These impacts have caused deterioration in these ecosystems (Fakioğlu and Demir 2011). The determination of the general limnological status of an aquatic ecosystem is the first step in management plans for its protection and improvement. For this reason, the Water Framework Directive (WFD) was created to assess the ecological quality of surface waters through the analysis of various characteristics of aquatic flora and fauna and to declare management plans in European countries (EC 2009). Five biological quality elements

including phytoplankton are currently being employed by the WFD (EC 2000) for ecological status assessment. The intraspecific and interspecific competitions in the community, the different nutrient intake capacity of each species, and their different responses to physical (eg., light, mixing events) and chemical (eg., nutrients, pH, salinity) variables have caused different changes in the phytoplankton community structure throughout the year (Mortensen et al. 1992; Carpenter and Kitchell 1993; Naselli-Flores 2000; Reynolds 2006). Thus, it is possible to obtain inferences about the changes in the physicochemical and biological conditions of the lake over time through the changes observed in

phytoplankton (Elser et al. 2000; Nevers and Whitman 2010).

Small and shallow lakes are ecosystems that have roles in controlling regional climate as well as being important in global carbon and nutrient cycles (Cole et al. 2007; Harrison et al. 2009). Moreover, many shallow lakes exhibit a large habitat diversity (Padisák et al. 2003) and have rich algal flora (Borics et al. 2003). However, as a consequence of their small water volume, shallow lakes are more affected by human impact and drought events (Padisák et al. 2003; da Costa et al. 2016). Several studies have been done on the composition, abundance, and species diversity of phytoplankton of shallow lakes (Borics et al. 2003; Padisák et al. 2003; da Costa et al. 2016; Borics et al. 2012). In recent years, the seasonal distribution of phytoplankton community of shallow lakes was also studied in Turkey (Çelik and Ongun 2006; Taş and Gönülol 2007; Yerli et al. 2012; Sevindik and Çelik 2014; Demir et al. 2014; Sevindik et al. 2017). However, the phytoplankton composition or abundance of Lake Ketence in the Marmara Basin, which is a shallow lake, has not been studied yet. In this study, we described the seasonal patterns of the phytoplankton composition and biomass concerning physical and chemical factors to determine the phytoplankton community structure in Lake Ketence, Turkey. Thus, this study aims (i) to assess the general trophic state of the lake using phytoplankton biomass and composition, and (ii) to define the most important environmental factor(s) driving the distribution of phytoplankton assemblages.

Materials and Methods

Lake Ketence, which is in the Kartepe District of Kocaeli, is located 17 km east of Izmit city center (X: 40763593, Y: 30115950) (Figure 1). Lake Ketence is an artificial set lake built-in 1980 for irrigation of agricultural lands in Kirazoğlu and Ketence villages. The altitude of the lake is 55 m. The length and width of the lake are 1.5 km, and 0.3 km, respectively, and its average depth is 2 m.

Phytoplankton samplings were conducted with monthly intervals at two monitoring stations of the lake between October 2016 and September 2017. The distance between the sampling stations was 1 km. One of the selected stations was determined at the deepest point (3 m) of the lake. Samples were collected from 50 cm below the surface. In the field, samples were placed in 250 mL bottles and fixed with Lugol's solution. Counting of cells was performed according to Utermöhl (1958) with an Olympus IX81 inverted microscope. The algal species were identified according to mostly used identification books in phytoplankton. Algal species were

identified according to Huber-Pestalozzi (1941, 1950, 1961, 1962, 1969, 1972, 1975, 1982, 1983), Round et al. (1990), Kramer and Lange-Bertalot (1986, 1991a, 1991b, 1999), Krammer (2003), Sims (1996), John et al. (2003), Komarek and Anagnostidis (2008). The taxonomy of algae was checked according to Guiry and Guiry (2020). Phytoplankton biovolume was calculated from the number of cells and cell size measurements using appropriate geometric formulas (Sun and Liu 2003). Cell size measurements were performed for all taxa in all samples by measuring at least 20 individuals (Brierley et al. 2007).

Sampling for chemical analyses and the measurement of physical variables were carried out in conjunction with phytoplankton collection. Specific conductance (EC), pH, dissolved oxygen (DO), and water temperature (T) were measured at 50 cm below the surface at two stations using the YSI Proplus water quality instrument. Water transparency was measured using a secchi disk. For the analysis of chemical variables, samples were collected 50 cm below the surface. Concentrations of total phosphorus (TP), orthophosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$), nitrate-nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitrite-nitrogen ($\text{NO}_2\text{-N}$), and soluble silica (Si) were determined spectrophotometrically according to Strickland and Parsons (1972) and Technicon Industrial Methods (1977a, 1977b).

A total of 24 samples for phytoplankton and environmental variables were used to maintain the statistical analyses. An analysis of variance (one-way ANOVA) test was applied to data for determining the statistical differences in environmental variables, phytoplankton biomass, and species richness among two stations using SPSS 20.0 software. Physical and chemical variables were logarithmically transformed for correlation analyses. Spearman correlations between the environmental parameters, phytoplankton biomass, and species richness were also determined using the SPSS 20.0 software. Phytoplankton species occurring more than once with biomass larger than 20% were used in the statistical analyses. To check the suitability of canonical correspondence analysis (CCA), gradient length was measured at first by detrended correspondence analysis (DCA). Since the gradient was 2.37 SD units long, the linear method (RDA) was carried out using CANOCO software (Ter Braak and Smilauer 2002). To determine the relationship between the relative biomass of dominant phytoplankton, sampling stations, and environmental variables, RDA was carried out on the log-normal transformed abundance data. Statistical significance of the environmental predictor variables was assessed by 999 restricted Monte Carlo permutations. To analyze the

relationship between the relative biomass of phytoplankton and 10 environmental variables (T, pH, EC, DO, NO₃-N, NO₂-N, TP, PO₄-P, Si, secchi disk depth), we performed RDA using relative biomass values of the 11 dominant phytoplankton taxa in the lake. RDA

was performed, initially on the whole environmental and phytoplankton datasets. Forward selection indicated that 7 of the 10 environmental variables made a significant contribution to the variance in the phytoplankton data.

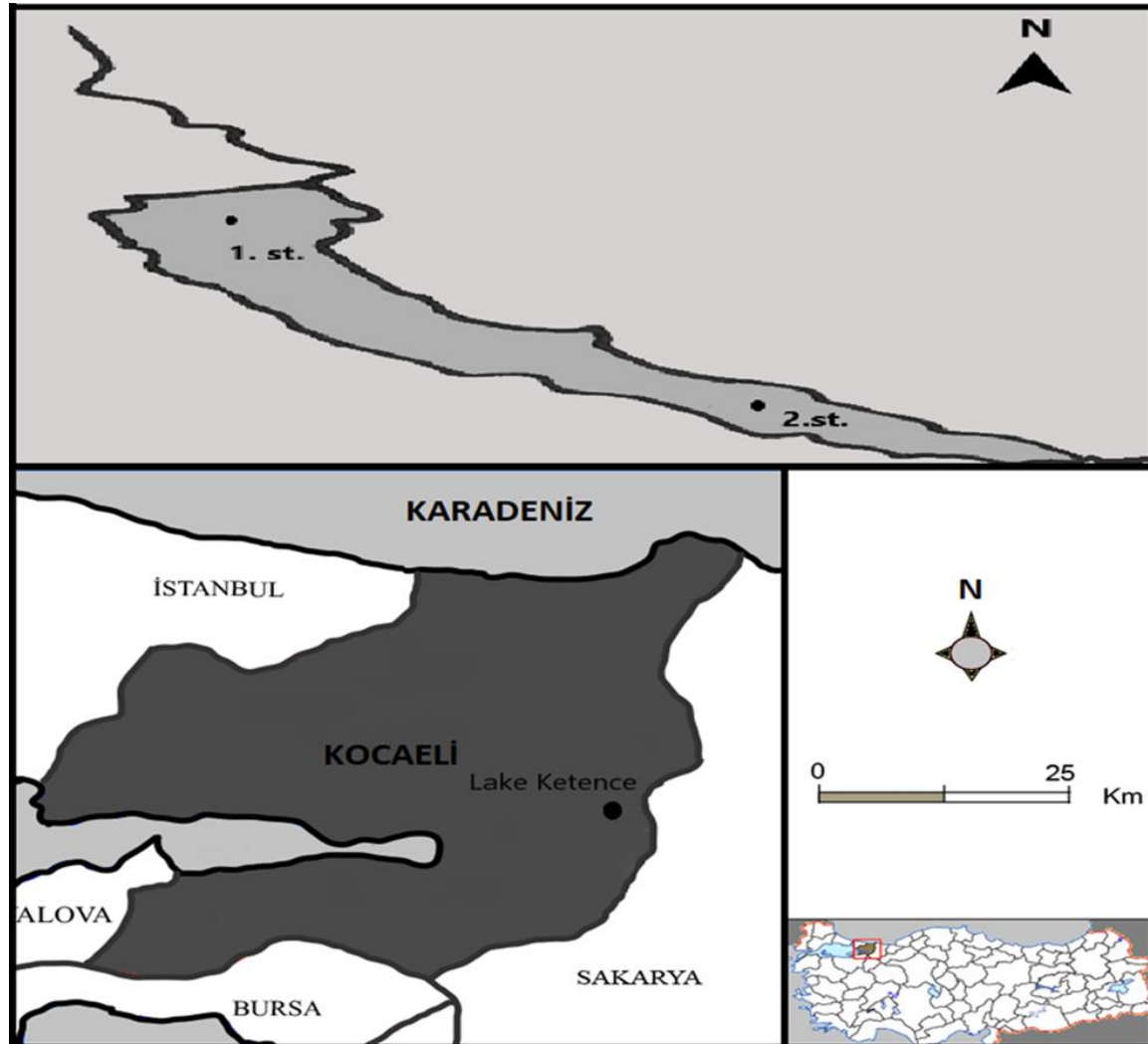


Figure 1. Lake Ketence and location of sampling stations

Results

Environmental variables

The mean and standard deviations of environmental parameters measured in two stations of Lake Ketence were listed in Table 1. The minimum temperature was recorded at both stations in December 2016. The EC values ranged from 288.1 $\mu\text{S cm}^{-1}$ to 523 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectively and higher values were recorded in spring and summer months at both stations. pH values were measured higher at the 1st station ($f = 4.42$, $p < 0.05$) during the studied

period. Higher pH and DO values were recorded during the winter months, while secchi disk depth values were high during spring at both stations. TP and NO₂-N values were high during summer, while NO₃-N values were high during fall, and Si values were high during fall and winter in the stations. The measured environmental parameters were not significantly different among stations except for pH. According to Spearman correlations, T, EC, TP, and NO₂-N were positively correlated with each other ($p < 0.01$), while all of them were negatively correlated with pH, DO, NO₃-N, and Si ($p < 0.05$).

Table 1. The mean and standard deviation (SD) of environmental variables measured in two stations of Lake Ketence *

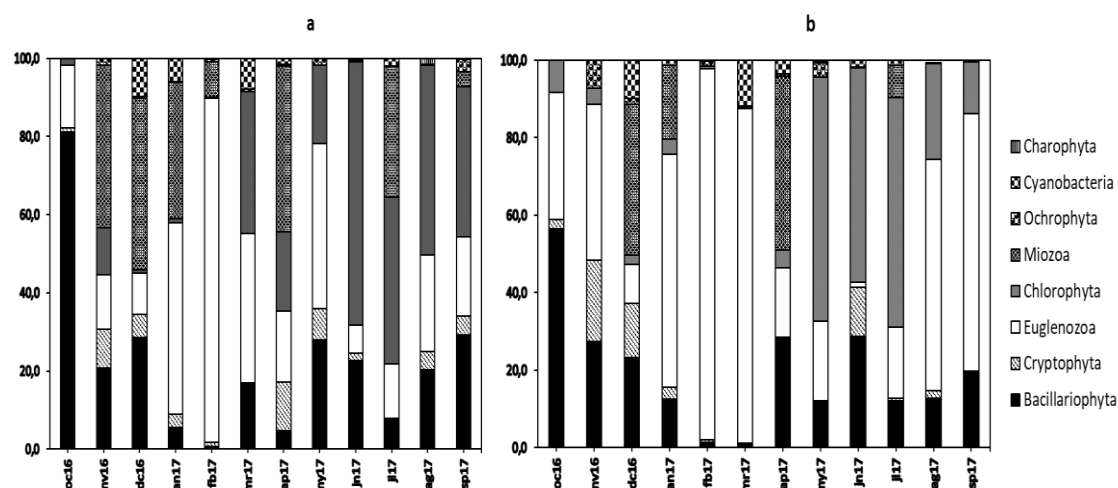
Variable	1st station	2nd station
	Mean±SD	Mean±SD
T(°C)	17.38±8.44	18.60±8.42
pH	8.67±0.18	8.51±0.17
EC (µScm ⁻¹)	398.25±85.20	411.06±77.15
DO (mgL ⁻¹)	6.60±3.84	6.37±3.89
Secchi disk (cm)	84.16±33.69	72.50±23.40
NO ₃ -N (mgL ⁻¹)	0.43±0.44	0.39±0.43
NO ₂ -N (mgL ⁻¹)	0.01±0.01	0.01±0.01
PO ₄ -P (mgL ⁻¹)	0.02±0.02	0.02±0.01
TP (mgL ⁻¹)	0.06±0.05	0.06±0.06
Si (mgL ⁻¹)	0.01±0.01	0.01±0.01

*T: water temperature, EC: specific conductance, DO: dissolved oxygen, NO₃-N: nitrate-nitrogen, NO₂-N: nitrite-nitrogen, PO₄-P: orthophosphate, TP: total phosphorus, Si: soluble silica.

Phytoplankton

A total of 93 taxa in 8 divisions were described in Lake Ketence. As shown in Figure 2, Bacillariophyta, Euglenozoa, Miozoa, and Chlorophyta dominated at least once during the sampling period in both of the stations. Species richness ranged between 10 and 37 in the lake during the studied periods. Phytoplankton biomass was recorded minimum of 0.0002 g L⁻¹ and a maximum of 0.02 g L⁻¹. These values indicated that the ecological quality of the lake varies between very

good and bad water quality in different periods according to Sondergaard et al. (2005). Species richness and phytoplankton biomass values did not differ among the stations ($p > 0.05$). Species richness was negatively correlated with secchi disk depth ($r = -0.52$, $p < 0.01$) and NO₃-N ($r = -0.43$, $p < 0.05$). Phytoplankton biomass was negatively correlated with NO₃-N ($r = -0.67$, $p < 0.01$) and Si ($r = -0.55$, $p < 0.01$), while positively correlated with TP ($r = 0.46$, $p < 0.05$).

**Figure 2.** Relative frequency (%) of each phytoplankton taxonomical group according to biomass values*

* a) in 1st station, b) in 2nd station of Lake Ketence.

11 phytoplankton taxa constituted $> 20\%$ of the total biomass in at least one sample. The relative frequency of dominant taxa obtained at two stations of Lake Ketence for each month was given in Figure 3. At the 1st station, *Tetraëdron minimum* (Braun)

Hansgirk was abundant between March and September 2017 and prevailed among the phytoplankton especially in the summer months. *Pantocsekiella ocellata* (Pantocsek) Kiss & Ács were abundant in October and November 2016, and June

2017, while *Apocalathium aciculiferum* (Lemmermann) Craveiro, Daugbjerg, Moestrup & Calado was dominant in December 2016. On the other hand, *Naiadinium polonicum* (Woloszynska) Carty was an important component of phytoplankton in November 2016, January, April, and July 2017, while *Euglena rubra* Hardy dominated in phytoplankton during January and February 2017. Moreover, *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg, *Trachelomonas oblonga* Lemmermann, *Euglenaria clavata* (Skuja) Karnkowska & Linton, and *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal were an important

component of phytoplankton in the 1st station. At the 2nd station, *T. minimum* dominated during May and July 2017. *Phacus longicauda* (Ehrenberg) Dujardin was abundant in September, January, and March 2017, while *E. rubra* dominated in phytoplankton between January and March 2017, and August 2017. *T. volvocina* and *Cryptomonas erosa* Ehrenberg prevailed among the phytoplankton from October to December 2016, while *A. aciculiferum* was dominant in December 2016, and *N. polonicum* was dominant in April 2017. Moreover, *P. ocellata* was abundant in the spring months.

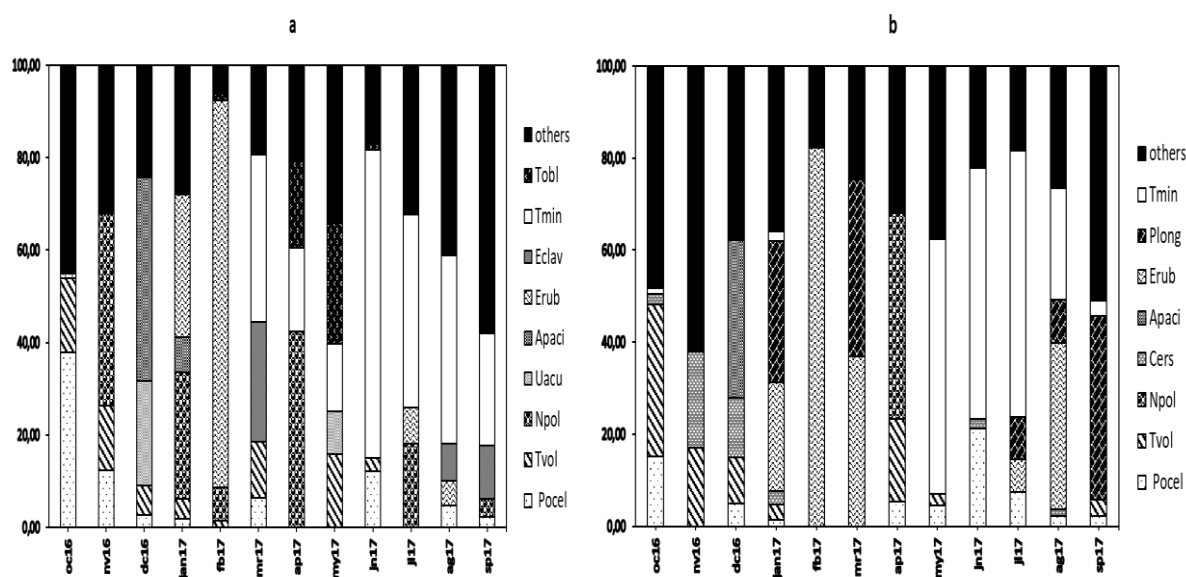


Figure 3. Relative frequency (%) of each dominant phytoplankton taxa according to biomass values*

a) in 1st station, b) in 2nd station of Lake Ketence (**Tmin:** *Tetraëdron minimum*, **Pocel:** *Pantocsekiella ocellata*, **Apaci:** *Apocalathium aciculiferum*, **Npol:** *Naiadinium polonicum*, **Erub:** *Euglena rubra*, **Tvol:** *Trachelomonas volvocina*, **Tobl:** *Trachelomonas oblonga*, **Eclav:** *Euglenaria clavata*, **Uacu:** *Ulnaria acus*, **Plong:** *Phacus longicauda*, **Cers:** *Cryptomonas erosa*)

Environmental parameters and phytoplankton

The results of RDA using only 7 variables are illustrated in Figure 4. The eigen values of RDA axis 1 (0.20) and axis 2 (0.17), account for 37.2% of the cumulative variance in the hytoplankton data. The phytoplankton - environmental correlations of RDA axis 1 and 2 are high and the first two axes account for 75.2% of the variance in the phytoplankton - environmental relationships. The ordination of the RDA indicated that predictor variables (environmental factors) affect the distribution of phytoplankton assemblages in the stations of the

Lake Ketence. As shown in Figure 4, the fall and winter months (October, November, December, January) were distributed in the positive part of the first axis. On the other hand, other months were located in the opposite part. Species such as *A. aciculiferum*, *C. erosa*, *N. polonicum*, *U. acus*, and *T. volvocina* were related to high Si and NO₃-N, while *P. ocellata* was correlated with secchi disk depth. On the other hand, *T. minimum* was related to high TP, EC, and *T. E. clavata* was correlated with NO₂-N, while *T. oblonga*, *E. rubra*, and *P. longicauda* were correlated with low nutrients.

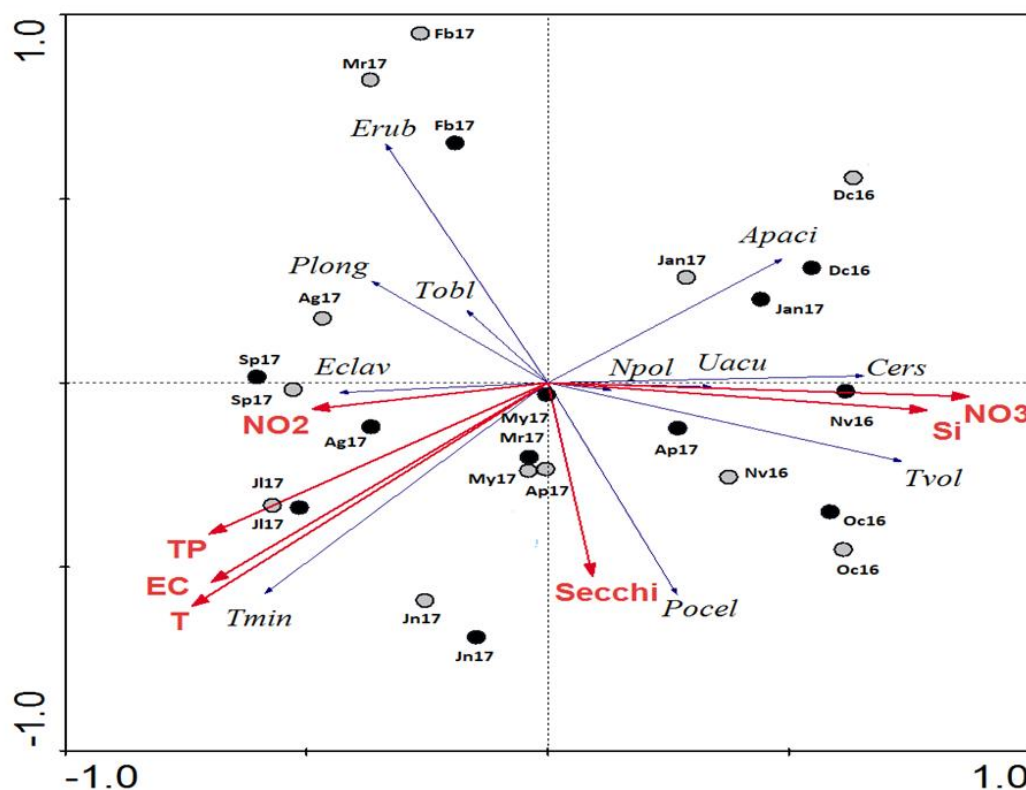


Figure 4. Ordination of the samples corresponding to the different sampling periods and stations, scores of phytoplankton species biomass and environmental variables, along the redundancy analysis axes*

***Environmental variables:** T: Temperature, EC: specific conductance, **Secchi:** Secchi disk depth, **TP:** total phosphorus, **NO₃-N:** nitrate-nitrogen, **NO₂-N:** nitrite-nitrogen, **Si:** soluble silica) (**dark dot:** 1st station, **grey dot:** 2nd station) (Abbreviations of species names were given in Figure 3).

Discussion

In shallow lakes, as a consequence of intense sediment-water interaction (Scheffer 1998), nutrient cycling is faster and may support much higher productivity (Schindler and Scheuerell 2002; Mehner et al. 2005). Although the biomass values varied in different periods of the year in Lake Ketence, it was observed that they were generally high especially in summer months where TP values were high. Similarly, several studies have confirmed the effect of TP on phytoplankton biomass (Phillips et al. 2008; Jeppesen et al. 2002; Cooke et al. 2016).

In the studied lake, two diatoms (Bacillariophyta) species; *P. ocellata* during fall and spring, and *U. acus* in winter, were dominant. Their dominance between fall and spring months were reported in many other shallow lakes studied in Turkey (eg., Taş et al. 2002; Taş and Gönülol 2007; Atıcı et al. 2010; Yılmaz and Güleçal 2012). Members of this group are unable to regulate their buoyancy and prefer well-mixed water columns (Reynolds 2006). Hence, the development of small, fast-growing, planktonic *Pantocsekiella*, which are C-strategy species (Reynolds 1993; Seip and Reynolds 1995), was favored under mixing conditions of fall and spring.

During spring, secchi disk values were high and, in the RDA diagram, *P. ocellata* as a matter of course correlated well with secchi disk values. Besides, both species are sensitive to nutrient depletion (Reynolds et al. 2002; Padisák et al. 2009) and preferred the Si and NO₃-N rich conditions of these months. Moreover, *C. erosa* (Cryptophyta) increased its biomass in phytoplankton during the late fall and early winter. In the RDA diagram, this species occurred near the NO₃-N and Si values which increased in fall and winter. The seasonality of cryptophytes was mainly affected by temperature and light intensity (Barone and Naselli-Flores 2003). Moreover, these algae can migrate vertically (Clegg et al. 2007) to avoid the high light intensity (Graham and Wilcox 2000) and to stay at optimal nutrient conditions (Giroldo and Vieira 1999; Longhi and Beisner 2009) and low zooplankton grazing pressure (Padisák 2004). In Lake Ketence, it seems that low light requirement and possibly low zooplankton feeding pressure during late fall and early winter were the key factors in the success of this species during that period. Dinoflagellate (Miozoa) species such as *A. aciculiferum* and *N. polonicum* were also found in fall and winter months where TP values were low, however, Si and NO₃-N values were high,

as confirmed by RDA. Because of their capacity for luxury consumption of phosphorus (Pollinger 1988) and the ability to migrate vertically through the whole water column in search of nutrients (Lindenschmidt and Chorus 1998), dinoflagellates endured low phosphorus levels during those months in this lake. Moreover, with their active locomotion, they can select the layer which is optimal for their photosynthesis (Whittington et al. 2000; Grigorszky et al. 2003).

As shown in the RDA, the prevalence of Euglenozoa members (*E. clavata*, *E. rubra*, *P. longicauda*, and *T. oblonga*) during early spring where nutrient levels were low, can be explained by the higher organic contents of the lake during that period. Members of this group were known as heterotrophic feeders and grew extremely well under high organic content (Stevenson et al. 1996; Borics et al. 2003). It is thought that the fertilization activities carried out in the agricultural areas around the lake in this period, may affect the organic matter content of the lake. The second increase in biomass of this group was observed in the stable late summer period where the NO₂-N level increased. High NO₂-N values have also indicated organic pollution (Effler et al. 1996). The increase in their biomass during the late summer period was also reported in some other studies (Naselli-Flores and Barone 2000; Borics et al. 2016). Moreover, due to its small volume and surface area, the ratio of benthic habitats is high in Lake Ketence. As a matter of fact, species of this group migrating between the epilimnion and the water column prefer small volume basins like temporary ponds, small lakes, etc. (Padisák 1993; Poulicková et al. 2008).

The Chlorophyta division reached its maximum abundance in summer, mostly owing to the excessive growth of *T. minimum*. High TP and EC levels coupled with high temperature probably contributed to the high abundance of this species during summer (Temponeras et al. 2000; Calijuri et al. 2002) as also confirmed in the RDA. In many studies, it has been found that the small unicellular or colonial unflagellated life forms of Chlorophytes were typical representatives of shallow and nutrient-rich systems (Stoyneva 1998; Borics et al. 2000).

In conclusion, like other shallow lakes in flat lowlands, where land-use activities are high (Leone et al. 2009), Lake Ketence is also more exposed to human influence due to agricultural activities around the lake. Therefore, high nutrient levels and the organic content of the lake have affected the biomass and dominant phytoplankton composition. Although biomass values varied and indicated very good to bad water quality during the studied period, especially the prevalence of chlorophytes such as *T. minimum* which prefer high nutrient and euglenoids such as

E. clavata, *E. rubra*, *P. longicauda*, and *T. oblonga* that grew extremely well under high organic content has confirmed that Lake Ketence is eutrophic and under intense anthropogenic disturbance.

References

- Atıcı T, Obalı O, Altındag A, Ahıska S, Aydın D. 2010. The accumulation of heavy metals (Cd, Pb, Hg, Cr) and their state in phytoplanktonic algae and zooplanktonic organisms in Beyşehir Lake and Mogan Lake, Turkey. *Afr J Biotechnol.* 9(4). [doi:10.4314/AJB.V9I4](https://doi.org/10.4314/AJB.V9I4)
- Barone R, Naselli-Flores L. 2003. Distribution and seasonal dynamics of Cryptomonads in Sicilian water bodies. *Hydrobiologia.* 502(1-3):325-329. [doi:10.1007/978-94-017-2666-5](https://doi.org/10.1007/978-94-017-2666-5)
- Borics G, Tóthmérész B, Lukács BA, Várbíró G. 2012. Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. In: Salmaso N, Naselli-Flores L, Cerasino L, Flaim G, Tolotti M, Padisák J, editors. *Phytoplankton responses to human impacts at different scales*. Dordrecht: Springer p. 251-262.
- Borics G, Tóthmérész B, Grigorszky I, Padisák J, Várbíró G, Szabó S. 2003. Algal assemblage types of bog-lakes in Hungary and their relation to water chemistry, hydrological conditions and habitat diversity. In: Naselli-Flores L, Padisák J, Bach MF, editors. *Phytoplankton and equilibrium concept: the ecology of steady-state assemblages*. Dordrecht: Springer p. 145-155.
- Borics G, Grigorszky I, Szabo' S, Padisák J. 2000. Phytoplankton associations under changing pattern of bottom-up vs. top-down control in a small hypertrophic fishpond in East Hungary. *Hydrobiologia.* 424:79-90. [doi:10.1023/A:1003948827254](https://doi.org/10.1023/A:1003948827254)
- Borics G, Tóthmérész B, Várbíró G, Grigorszky I, Czébely A, Görgényi J. 2016. Functional phytoplankton distribution in hypertrophic systems across water body size. *Hydrobiologia.* 764(1):81-90. [doi:10.1007/s10750-015-2268-3](https://doi.org/10.1007/s10750-015-2268-3)
- Brierley B, Carvalho L, Davies S, Krokowski J. 2007. Guidance on the quantitative analysis of phytoplankton in Freshwater Samples. Report to SNIFFER (Project WFD80), Edinburgh.
- Calijuri MDC, Dos Santos ACA, Jati S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *J Plankton Res.* 24(7):617-634. [doi:10.1093/plankt/24.7.617](https://doi.org/10.1093/plankt/24.7.617)
- Carpenter SR, Kitchell JE. (Eds.) 1993. *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Clegg MR, Maberly SC, Jones RI. 2007. Behavioral response as a predictor of seasonal depth distribution and vertical niche separation in freshwater phytoplanktonic flagellates. *Limnol Oceanogr.* 52:441-455. [doi:10.4319/lo.2007.52.1.0441](https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0441)
- Cole JJ, Prairie YT, Caraco NF, McDowell WH, Tranvik LJ, Striegl RG, Duarte CM, Kortelainen P, Downing

- JA, Middelburg JJ, Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*. 10:172–185. [doi:10.1007/s10021-006-9013-8](https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8)
- Cooke GD, Welch EB, Peterson S, Nichols SA. 2016. Restoration and management of lakes and reservoirs. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Çelik K, Ongun T. 2006. Seasonal dynamics of phytoplankton assemblages across nutrient gradients in shallow hypertrophic Lake Manyas, Turkey. *Lake ReservManage*. 22(3):250-260. [doi:10.1080/07438140609353903](https://doi.org/10.1080/07438140609353903)
- da Costa MRA, Attayde JL, Becker V. 2016. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. *Hydrobiologia*. 778(1):75-89. [doi:10.1007/s10750-015-2593-6](https://doi.org/10.1007/s10750-015-2593-6)
- Demir AN, Fakioğlu Ö, Dural B. 2014. Phytoplankton functional groups provide a quality assessment method by the Q assemblage index in Lake Mogan (Turkey). *Turk J Bot*. 38:169-179. [doi:10.3906/bot-1301-60](https://doi.org/10.3906/bot-1301-60)
- EC Parliament and Coincil 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Luxembourg: European Commission. PE-CONS 3639/1/100 Rev 1.
- Effler SW, Brooks CM, Whitehead KA. 1996. Domestic waste inputs of nitrogen and phosphorus to Onondaga Lake, and water quality implications. *Lake Reser Manage*.12(1):127-140. [doi:10.1080/07438149609354003](https://doi.org/10.1080/07438149609354003)
- Elser JJ, Fagan WF, Denno RF, Dean R, Dobberfuhr DR, Folarin A, Huberty A, Interlandi S, Kilham SS, McCauley E, Schulz KL, Siemann EH, Robert W, Sterner RW. 2000. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature*. 408:578–580. [doi:10.1038/35046058](https://doi.org/10.1038/35046058)
- European Commission. 2009. European Commission (Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability) van de Bund, W. (Editor), Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Part 1: Rivers, Italy. EUR 23838 EN/1.
- Fakioğlu Ö, Demir N. 2011. Göllerin ekolojik durumunun değerlendirilmesinde fitoplankton topluluklarının kullanılması. *AÜ Çevre Bilimleri Dergisi*. 3(1):99-105. [doi:10.1501/Csaum_0000000048](https://doi.org/10.1501/Csaum_0000000048). [in Turkish]
- Giroldo D, Vieira AA. 1999. Assimilation and release of ¹⁴C in a tropical strain of *Cryptomonas obovata* (Cryptophyceae) exposed to several irradiances. *J Plank Res*. 21(10):1911-1921. [doi:10.1093/plankt/21.10.1911](https://doi.org/10.1093/plankt/21.10.1911)
- Graham LE, Wilcox LW. 2000. *Algae*. London: Prentice Hall.
- Grigorszky I, Padisa'k J, Borics G, Schitchen C, Borbe'ly, G. 2003. Deep chlorophyll maximum by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Bergh in a shallow oxbow in Hungary. *Hydrobiologia*. 506–509:209–212. [doi:10.1023/B:HYDR.0000008632.57769.19](https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008632.57769.19)
- Guiry MD, Guiry GM. 2020. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. Galway: National University of Ireland. [cited 20 December 2020]. Available from <http://www.algaebase.org>.
- Harrison JA, Maranger RJ, Alexander RB, Giblin AE, Jacinthe P, Mayorga E, Seitzinger S, Sobota DJ, Wollheim WM. 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochem*. 93:143–157. [doi:10.1007/s10533-008-9272-x](https://doi.org/10.1007/s10533-008-9272-x)
- Huber-Pestalozzi G. 1941. Das Phytoplankton des Süßwassers. (Die Binnengewässer, Band XVI). Teil 2. (i) Chrysophyceen, Farblose Flagellaten Heterokonten. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlag-sbuchhandlung,.
- Huber-Pestalozzi G. 1950. 3 Teil. Cryptophyceen, Chloromonadien, Peridineen. In: Thienemann A (eds), Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Huber-Pestalozzi G. 1961. Das Phytoplankton des Süßwassers. (Die Binnengewässer, Band XVI). Teil 5. Chlorophyceae, Ordnung: Volvocales. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Huber-Pestalozzi G. 1962. Das phytoplankton des süßwassers systematik und biologie, 1. Teil, Blaualgen. Stuttgart: E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Huber-Pestalozzi G. 1969. Das phytoplankton des süßwassers systematik und biologie, 4. Teil, Euglenophyceen. Stuttgart: E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Huber-Pestalozzi, G 1972. Chlorophyceae – Tetrastiales. In: Thienemann, A. (Ed.) Das phytoplankton des süßwassers. Die Binnengewässer. Stuttgart.
- Huber-Pestalozzi G. 1975. Das phytoplankton des süßwassers systematik und biologie, 2. Teil, Diatomeen. Stuttgart: E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Huber-Pestalozzi G. 1982. Das phytoplankton des süßwassers systematik und biologie, 8. Teil, 1.Halffe Conjugatophyceae Zygnematales und Desmidiales (excl. Zygnemataceae). Stuttgart: E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Huber-Pestalozzi G. 1983. Das phytoplankton des süßwassers systematik und biologie, 7. Teil, 1.Halffe Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. Stuttgart: E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M. 2002. Response of phytoplankton, zooplankton, and fish to re-oligotrophication: An 11 year study of 23 Danish lakes. *Aquat Ecosyst Health Manag*. 5:31–43. [doi:10.1080/14634980260199945](https://doi.org/10.1080/14634980260199945)
- John DM, Whitton BA, Brook A.J. 2003. The Freshwater Algal Flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae. The Natural History Museum and The British Phycological Society. Cambridge: Cambridge University Press.
- Komarek J, Anagnostidis K. 2008. Cyanoprokaryota, 2. Teil/Part 2: Oscillatoriales, Süßwasser Flora von Mitteleuropa (Freshwater Flora of Central Europe).

- Kramer K, Lange-Bertalot H. 1986. Bacillariophyceae. 1. Naviculaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, 2/1.
- Kramer K, Lange-Bertalot H. 1991a. Bacillariophyceae. 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunoticeae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, 2/3.
- Kramer K, Lange-Bertalot H. 1991b. Bacillariophyceae. 4. Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, 2/4.
- Kramer K, Lange-Bertalot H. 1999. Bacillariophyceae. 2. Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, 2/2.
- Kramer K. 2003. Diatoms of Europe. Volume 4: Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella. ARG, Gantner Verlag KG, Koeltz Scientific Books.
- Leone A, Ripa MN, Uricchio V, Dea'k J, Vargay Z. 2009. Vulnerability and risk evaluation of agricultural nitrogen pollution for Hungary's main aquifer using DRASTIC and GLEAMS models. *J Environ Manage* 90:2969–2978.
[doi:10.1016/j.jenvman.2007.08.009](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.009)
- Lindenschmidt KE, Chorus I. 1998. The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. *J Plank Res.* 20(10): 1927–1951.
[doi:10.1093/plankt/20.10.1927](https://doi.org/10.1093/plankt/20.10.1927)
- Longhi ML, Beisner BE. 2009. Environmental factors controlling the vertical distribution of phytoplankton in lakes. *J Plank Res.* 31:1195–1207.
[doi:10.1093/plankt/fbp065](https://doi.org/10.1093/plankt/fbp065)
- Mehner T, Diekmann M, Bra'mick U, Lemcke R. 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshw Biol.* 50:70–85.
[doi:10.1111/j.1365-2427.2004.01294.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01294.x)
- Mortensen E, Jeppesen E, Sondergaard M, Kamp Nielsen L. 1992. Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Naselli-Flores L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: Relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*. 424(1):1–11.
[doi:10.1023/A:1003907124528](https://doi.org/10.1023/A:1003907124528)
- Naselli-Flores L, Barone R. 2000. Phytoplankton dynamics and structure: A comparative analysis in natural and man-made water bodies of different trophic state. *Hydrobiologia*. 438(1/3):65–74.
[doi:10.1023/A:1004109912119](https://doi.org/10.1023/A:1004109912119)
- Nevers MB, Whitman RL. 2010. Lake Monitoring Field Manual. US Geological Survey.
- Padisák J, 1993. The influence of different timescale disturbances on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 249:135–156.
- Padisák J, Borics G, Fehér G, Grigorszky I, Oldal I, Schmidt A, Zámóné-Doma Z. 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*. 502(1-3):157–168.
[doi:10.1023/B:HYDR.0000004278.10887.40](https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000004278.10887.40)
- Padisák J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia*. 621(1):1–19.
[doi:10.1007/s10750-008-9645-0](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0)
- Padisák J. 2004. Phytoplankton. In: O'Sullivan PE, Reynolds CS, editors. The Lakes Handbook, Limnology and Limnetic Ecology, Volume 1. Oxford: Blackwell Publishing Company p. 252–308.
- Phillips G, Pietiläinen OP, Carvalho L, Solimini A, Lyche Solheim A, Cardoso C. 2008. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquat Ecol.* 42(2):213–226.
[doi:10.1007/s10452-008-9180-0](https://doi.org/10.1007/s10452-008-9180-0)
- Pollinger U. 1988. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. In: C. Sandgren (Ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge: Cambridge Press p. 134–174.
- Poulicková A, Hasler P, Lysáková M, Spears B. 2008. The ecology of freshwater epipelagic algae: an update. *Phycologia*. 47:437–450.
[doi:10.2216/07-59.1](https://doi.org/10.2216/07-59.1)
- Reynolds CS. 2006. The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation). Cambridge: Cambridge University Press.
[doi:10.1017/CBO9780511542145](https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145)
- Reynolds CS. 1993. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. *Hydrobiologia*. 249:157–171.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J Plank Res.* 24(5): 417–428.
[doi:10.1093/plankt/24.5.417](https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417)
- Round FE, Crawford RM, Mann DG. 1990. The Diatoms: Morphology and biology of the genera. Cambridge: Cambridge University Press.
- Scheffer M. 1998. Ecology of shallow lakes. Population and community biology series 22. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Schindler DE, Scheuerell MD. 2002. Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*. 98 (2): 177 - 189.
[doi:10.1034/j.1600-0706.2002.980201.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980201.x)
- Seip KL, Reynolds CS. 1995. Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. *Limnol Oceanogr.* 40:589–597.
- Sevindik TO, Çelik K. 2014. The Effects of certain physical and chemical variables on the succession of the phytoplankton in the shallow cagis pond (Balıkesir, Turkey). *Ekoloji*. 23(93):27–35.
[doi:10.5053/ekoloji.2014.934](https://doi.org/10.5053/ekoloji.2014.934)
- Sevindik TO, Tunca H, Gönülol A, Gürsoy N, Küçükkaya ŞN, Kınalı Z. 2017. Phytoplankton dynamics and structure, and ecological status estimation by the Q assemblage index: A comparative analysis in two

- shallow Mediterranean lakes. Turk J Bot. 41:25-36. [doi:10.3906/bot-1510-22](https://doi.org/10.3906/bot-1510-22)
- Sims PA. 1996. An atlas of british diatoms. London: Biopress Ltd.
- Sondergaard M, Jeppesen E, Jensen JP, Amsinck SL. 2005. Water Framework Directive: Ecological Classification of Danish Lakes. J App Ecol. 42: 616-629. [doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01040.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01040.x)
- Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL, Thorp JH. 1996. Algal ecology: Freshwater benthic ecosystem. Academic press.
- Stoyneva MP. 1998. Development of the phytoplankton of the shallow Srebarna Lake (north-eastern Bulgaria) across a trophic gradient. Hydrobiologia. 369: 259-267. [doi:10.1023/A:1017015825018](https://doi.org/10.1023/A:1017015825018)
- Strickland JDH, Parsons TR. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. 2nd ed. Ottawa, Canada: Fisheries Research Board of Canada.
- Sun J, Liu D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. J Plank Res. 25(11):1331–1346. [doi:10.1093/plankt/fbg096](https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096)
- Taş B, Gönülol A. 2007. An ecologic and taxonomic study on phytoplankton of a shallow lake, Turkey. J Environ Biol. 28(2):439.
- Taş Bİ, Gönülol A, Taş E. 2002. A study on the seasonal variation of the phytoplankton of Lake Cernek (Samsun-Turkey). Turkish J Fish Aquat Sci. 2(2): 121-128.
- Technicon Industrial Methods. 1977a. Nitrate and Nitrite in Water and Wastewater. No. 158-71. Luton, UK: Technicon.
- Technicon Industrial Methods. 1977b. Phosphate and Silicate Analysis in Water and Seawater. No. 253–280 E. Application Note. Luton, UK: Technicon.
- Temponeras, M, Kristiansen J, Moustaka-Gouni M. 2000. Seasonal variation in phytoplankton composition and physical-chemical features of the shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece. In: Reynolds CS, Dokulil M, Padisák J, editors. The Trophic Spectrum Revisited. Developments in Hydrobiology, vol 150. Dordrecht: Springer. p. 109-122.
- Ter Braak CJF, Smilauer P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Ithaca, NY, USA: Microcomputer Power.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton. Methodik Mitt Int VerTheor Angew Limnol. 9:1-38. [doi:10.1080/05384680.1958.11904091](https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091)
- Whittington J, Sherman BS, Green D, Oliver RL. 2000. Growth of *Ceratium hirundinella* in a sub-tropical Australian reservoir: the role of vertical migration. J Plank Res. 22:1025–1045.
- Yerli SV, Kıvrak E, Gürbüz H, Manav E, Mangıt F, Türkecan O. 2012. Phytoplankton community, nutrients and chlorophyll a in Lake Mogan (Turkey); with comparison between current and old data. Turkish J Fish Aquat Sci. 12(1):95-104. [doi:10.4194/1303-2712-v12_1_12](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_1_12)
- Yılmaz N, Güleçal Y. 2012. Phytoplankton community of Terkos Lake and its influent streams, Istanbul, Turkey. Pak J Bot. 44(3):1135-1140. [doi:10.13140/2.1.5079.9368](https://doi.org/10.13140/2.1.5079.9368)



Water Quality Properties of Acı Lake and Meke Lake (Konya, Turkey)

Baran AŞIKKUTLU^{1*} , Numan Emre GÜMÜŞ² , Cengiz AKKÖZ¹ 

¹ Department of Biology, Faculty of Science, Selçuk University, Konya, Turkey

² Scientific and Technological Research and Application Center, Karamanoğlu Mehmetbey University, Karaman, Turkey

ABSTRACT

Living beings need water to sustain their lives. Usage, conservation and management of water supplies are therefore extremely important. Researches on the investigation of the water quality properties of aquatic ecosystems are frequently carried out. The purpose of this study is to determine water quality characteristics of Acı Lake and Meke Lake. The lakes are located in Konya Province, Karapınar District and they are important habitats for birds and other species. In this study, some physical and inorganic parameters were examined in Acı Lake and Meke Lake at July 2014, October 2014 and January 2015. During the study, water samples were taken seasonally from the stations in the lakes. Results were compared with water pollution control regulation (SKKY) and water intended for human consumption standards (TS-266). According to Pearson Correlation Index (PCI) analysis, physical and inorganic parameters relationships were determined. About the measurement results of the physical and inorganic parameters, temperature values at July 2014 in two lakes, electrical conductivity values for all measurements in two lakes, dissolved oxygen and oxygen saturation values at July 2014 and October 2014 in Meke Lake and color values for all measurements in Meke Lake exceeded the limit values specified in the regulations, values other than these were found within the limit values of the regulation. According to PCI results, physical and inorganic parameters showed positive and negative correlation with each other in Acı Lake and Meke Lake.

Keywords: Acı Lake, inorganic parameters, Meke Lake, PCI, physical parameters

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 23.09.2020

Revised : 27.01.2021

Accepted : 02.02.2021

Published : 30.12.2021

DOI:10.17216/LimnoFish.799091



* CORRESPONDING AUTHOR

baranasikkutlu@selcuk.edu.tr

Phone : +90 332 2231871

Acı Göl ve Meke Gölü' nün (Konya / Türkiye) Su Kalitesi Özellikleri

Öz: Canlılar yaşamlarını sürdürmek için suya ihtiyaç duyarlar. Su kaynaklarının kullanımı, korunması ve yönetimi bu nedenle son derece önemlidir. Sucul ekosistemlerin, su kalitesi özelliklerinin araştırılmasına yönelik çalışmalar sıklıkla yapılmaktadır. Bu çalışmanın amacı, Acı Göl ve Meke Gölü'nün su kalitesi özelliklerini belirlemektir. Göller Konya İli Karapınar İlçesi'nde yer almaktadır ayrıca kuşlar ve diğer canlılar için önemli yaşam alanları durumundadırlar. Bu çalışmada, Temmuz 2014, Ekim 2014 ve Ocak 2015 tarihlerinde Acı Göl ve Meke Gölü'nde bazı fiziksel ve inorganik parametreler incelenmiştir. Çalışma sırasında göllerden belirlenen istasyonlardan, mevsimsel olarak su örnekleri alınmıştır. Sonuçlar, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) ve İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmeliğine göre (TS-266) karşılaştırılmıştır. Pearson Correlation Index (PCI) analizine göre fiziksel ve inorganik parametrelerin ilişkileri belirlenmiştir. İki gölde belirlenen fiziksel ve inorganik parametrelerden sıcaklık değerlerinin Temmuz 2014'te iki gölde, elektriksel iletkenlik değerlerinin iki gölde yapılan tüm ölçümlerde, çözünmüş oksijen ve oksijen saturasyonu değerlerinin Temmuz 2014 ve Ekim 2014'te Meke Gölü'nde ve renk değerlerinin Meke Gölü'nde yapılan tüm ölçümlerde yönetmeliklerde belirtilen sınır değerleri aştığı belirlenmiştir, diğer değerler yönetmelik sınır değerleri içerisinde bulunmuştur. PCI sonuçlarına göre Acı Göl ve Meke Gölü'nde fiziksel ve inorganik parametreler birbirleriyle pozitif ve negatif korelasyon göstermiştir.

Anahtar kelimeler: Acı Göl, inorganik parametreler, Meke Gölü, PCI, fiziksel parametreler

How to Cite

Aşıkkutlu B, Gümüş NE, Akküz C. 2021. Water Quality Properties of Acı Lake and Meke Lake (Konya, Turkey). LimnoFish. 7(3): 260-270. doi: 10.17216/LimnoFish.799091

Introduction

The study of water resources that ensure the survival of living beings is an important issue. In

Turkey, studies on physical and chemical properties of water ecosystems have long been performed. In recent years, due to the increase in population

density, environmental pollution has caused damage to life resources and ecosystem. (Al Naggar et al. 2018). Water resources are damaged by the increase in the use of fertilizers and pesticides as a result of the increase in land used for agriculture (Zalidis et al. 2002; Kumar et al. 2019). Nowadays, water pollution is a remarkable situation, because of this the effects of agricultural practices on the quality of the water bodies around them are an important issue (Evans et al. 2019; Toyama et al. 2020). Heavy metal pollution in waters is an important problem in developed and developing countries. Heavy metals are non-degradable elements that are added to aquatic systems through natural or anthropogenic processes. Anthropogenic resources are agriculture, industry and household waste, and it is a fact that these increase with the population. The presence of high levels of heavy metals can cause dangerous consequences for plants, animals and human associated with aquatic ecosystems (Goher et al. 2019). Studies are carried out in aquatic ecosystems, using statistical methods, to evaluate the relationships between physico-chemical results (Öztürk and Akköz 2014; Gümüş and Akköz 2020; Liu et al. 2020). Saline lakes around the world are generally under threat and are critical habitat for various migratory bird species. In addition, many microorganisms have adapted to life in high salt concentrations in these natural salt lakes. Most waterbirds have the ability to use salt lakes positively as nutrition. Changes in salinity rate can negatively affect the ability of these creatures to use these areas. However, there is little information about the ecosystem function of these water bodies. It is an important issue to examine the changes in these ecosystems for such reasons (Oren 2016; Senner et al. 2018).

Acı Lake, which is volcanic-based and a salty water source, is an important habitat for birds and other creatures (Akköz 2017a). Meke Lake, which came into existence as a result of the accumulation of water in an inactive volcano crater, and which includes various islets inside itself, has been added to the RAMSAR pact about the international protection of the aquatic places issue, at 21 June 2005 (Akköz 2017b). This study aims to determine the physical and inorganic parameters of the water samples taken from the three stations of Acı Lake and two stations of Meke Lake, that to evaluate the results obtained from them according to certain criteria.

Materials and Methods

Properties of the Study Area

Acı Lake, which is our research area, is 108 km north east of the regional capital, Konya and 8 km north east of Karapınar, close to the Adana Highway.

The source of the lake is rain and groundwater sources. Acı Lake water contains sulfur salts, giving it a salty and bitter taste. Acı Lake is one of the deepest lakes in the area, and is closest to Konya.

Meke Lake is located in Karapınar District at a distance of 106 km from Konya Province. In rainy times, the lake expands and in arid times the lake narrows also the alluvial lake bottom comes to exist. Meke Lake, which is volcanic-based and a salty water source, is an important habitat for birds and other creatures (Akköz 2017b). In this study, some physical and inorganic parameters were studied between July 2014 and January 2015 in these lakes.

Sampling Stations

Study materials were taken from stations capable of characterizing lakes for analysis. Satellite images of Acı Lake and Meke Lake sampling stations are given in Figure 1.

Sampling stations for Acı Lake;

Station 1: The station is located to the east of the lake. Its ground is covered with mud. Station coordinates; 37°42'42" N, 33°40'23" E.

Station 2: The station is located to the north of the lake. Its ground is covered with mud. Station coordinates; 37°43'05" N, 33°40'01" E.

Station 3: The station is located to the south west of the lake. Its ground is covered with small stones. Station coordinates; 37°42'40" N, 33°39'38" E.

Sampling stations for Meke Lake;

Station 1: The station is located to the north of the lake. Its ground is covered with salt layer. Station coordinates; 37°41'08" N, 33°38'44" E.

Station 2: The station is located east of the lake. Its ground is covered with salt layer. Station coordinates; 37°41'24" N, 33°38'18" E.

Determination of Water Quality

Water samples were taken in July 2014, October 2014 and January 2015 from 0-20 cm surface waters, 0-5 m from the coastal part of the specified stations. Approximately 1 L samples from each station were poured into glass bottles for the measurement of physical and inorganic parameters and the bottles were taken to the laboratory immediately. Temperature, pH, dissolved oxygen, oxygen saturation and electrical conductivity (according to 20°C) parameters were instantly measured during sampling. Analyses of inorganic parameters (Al, Co, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, Zn), were performed with ICP-OES device in Selçuk University Faculty of Agriculture, Laboratory of Soil Science and Plant Nutrition Laboratory.

Water samples that taken for the determination of the water quality of lakes were also assessed according to water pollution control regulation (SKKY 2015) and water intended for human

consumption standards (TS-266 2005). SPSS 21.0 statistics package was used for the determination of the relationship between physical

and inorganic parameters. Pearson Correlation Index (PCI) was applied on this program (Öztürk and Akköz 2014).



Figure 1. Satellite images of Acı Lake and Meke Lake sampling stations (Google 2018)

Results

Table 1. Seasonal physical and inorganic parameter levels in Acı Lake

Season	July 2014			October 2014			January 2015		
Station	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Temperature (°C)	26.2	26.7	26.5	15.7	15.8	15.8	4.6	4.4	4.6
pH	8.13	8.04	7.96	8.16	7.98	7.96	8.38	8.41	8.45
Conductivity (µmhos/ cm)	75000	74200	73900	74800	73800	73500	148700	144600	150200
Dissolved Oxygen (mg/ L)	10.89	10.14	8.06	7.89	7.9	7.9	8.38	8.41	8.45
Oxygen Saturation (%)	153.1	145.6	112.7	89.2	89.1	89.1	110.5	112.1	114.4
Color (Pt-Co)	14	19	15	9	7	6	15	20	11
Al (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
Co (µg/ L)	0.001683	BDL	0.000341	0.001928	0.002387	0.002159	0.002622	0.002239	0.002088
Cd (µg/ L)	0.000252	0.000097	0.000084	0.001091	0.000643	0.000967	0.000753	0.000447	0.000275
Cr (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	0.000342	BDL	BDL	BDL	0 BDL	BDL
Cu (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
Fe (µg/ L)	0.032843	0.032453	0.032942	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
Mn (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	0.007828	0.007619	0.007764	0.007375	0.033139	0.008139
Ni (µg/ L)	BDL	BDL	0.001807	0.001662	0.001602	0.000041	0.000607	BDL	BDL
Pb (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
Se (µg/ L)	0.001918	BDL	BDL	BDL	0.002417	BDL	BDL	BDL	BDL
Zn (µg/ L)	0.034461	0.034276	0.035271	0.083559	0.062024	0.038633	0.011313	BDL	0.005277

*BDL: below detection limit.

Values for each seasonal measurement of the parameters belonging to some physical and inorganic analyses seasonally performed from July 2014 to January 2015 with surface water samples taken from the coastal area of Acı Lake are given in Table 1 and

Meke Lake are given in Table 2. Physical and inorganic parameters of Acı Lake and Meke Lake waters were determined and the qualities were evaluated according to the regulations of SKKY and TS-266.

Table 2. Seasonal physical and inorganic parameter levels in Meke Lake

Season	July 2014		October 2014		January 2015	
Station	1	2	1	2	1	2
Temperature (°C)	35.1	35.4	21	21	7	7.2
pH	6.58	6.61	6.61	6.74	8.14	8.25
Conductivity (µmhos/ cm)	108700	111800	114100	115500	71500	73700
Dissolved Oxygen (mg/ L)	1.02	1.05	1.63	1.7	5.61	5.73
Oxygen Saturation (%)	16.5	17.1	23.2	22	50.3	52.8
Color (Pt-Co)	314	386	151	168	22	26
Al (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
Co (µg/ L)	BDL	BDL	0.003893	0.004036	0.002613	0.001208
Cd (µg/ L)	0.001025	0.001071	0.000718	0.001298	0.002222	0.000558
Cr (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
Cu (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	0.006687
Fe (µg/ L)	0.046981	0.048661	BDL	BDL	BDL	BDL
Mn (µg/ L)	BDL	BDL	0.045101	0.05565	0.008695	0.008706
Ni (µg/ L)	BDL	0.004889	0.003195	0.0056	0.003476	BDL
Pb (µg/ L)	BDL	BDL	BDL	0.000055	BDL	BDL
Se (µg/ L)	0.058341	0.065265	BDL	BDL	0.033695	BDL
Zn (µg/ L)	0.048105	0.049223	0.106243	0.095935	0.011437	0.003114

Relations between parameters determined in Acı Lake water and Pearson correlation coefficients given in the Table 3 and relations

between parameters determined in Meke Lake water and Pearson correlation coefficients given in the Table 4.

Table 3. Relations between parameters determined in Acı Lake water and Pearson correlation coefficients

	Temperature	pH	Conductivity	Dissolved oxygen	Oxygen saturation	Color	Co	Cd	Cr	Fe	Mn	Ni	Se	Zn
Temperature	1													
pH	-0.317	1												
Conductivity	-0.810	-0.299	1											
Dissolved oxygen	0.047	0.933(**)	-0.623	1										
Oxygen saturation	-0.444	0.991(**)	-0.166	0.875(*)	1									
Color	0.327	0.792	-0.819(*)	0.959(**)	0.702	1								
Co	-0.009	-0.946(**)	0.593	-0.999(**)	-0.892(*)	-0.948(**)	1							
Cd	-0.991(**)	0.190	0.880(*)	-0.177	0.322	-0.448	0.140	1						
Cr	-0.997(**)	0.317	0.810	-0.047	0.444	-0.327	0.009	0.991(**)	1					
Fe	0.553	-0.966(**)	0.041	-0.807	-0.992(**)	-0.607	0.828(*)	-0.439	-0.553	1				
Mn	0.761	-0.856(*)	-0.237	-0.612	-0.919(**)	-0.363	0.641	-0.670	-0.761	0.961(**)	1			
Ni	-0.817(*)	-0.287	0.998(**)	-0.614	-0.154	-0.812(*)	0.583	0.886(*)	0.817(*)	0.028	-0.249	1		
Se	-0.322	0.996(**)	-0.294	0.931(**)	0.991(**)	0.789	-0.944(**)	0.195	0.322	-0.967(**)	-0.859(*)	-0.282	1	
Zn	-0.854(*)	0.764	0.387	0.480	0.845(*)	0.212	-0.512	0.779	0.854(*)	-0.906(*)	-0.987(**)	0.399	0.768	1

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed), ** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed)

Table 4. Relations between parameters determined in Meke Lake water and Pearson correlation coefficients

	Temperature	pH	Conductivity	Dissolved oxygen	Oxygen saturation	Color	Co	Cd	Fe	Mn	Ni	Se	Zn
Temperature	1												
pH	-0.882(*)	1											
Conductivity	0.807	-0.983(**)	1										
Dissolved oxygen	-0.919(**)	0.995(**)	-0.972(**)	1									
Oxygen saturation	-0.929(**)	0.991(**)	-0.963(**)	0.999(**)	1								
Color	0.985(**)	-0.822(*)	0.750	-0.868(*)	-0.880(*)	1							
Co	-0.474	0.014	0.108	0.098	0.119	-0.542	1						
Cd	-0.263	0.293	-0.341	0.299	0.260	-0.230	0.189	1					
Fe	-0.542	0.664	-0.602	0.640	0.661	-0.501	-0.201	-0.492	1				
Mn	0.870(*)	-0.536	0.413	-0.604	-0.628	0.902(*)	-0.829(*)	-0.132	-0.316	1			
Ni	-0.167	-0.301	0.442	-0.230	-0.204	-0.246	0.909(*)	-0.097	-0.221	-0.627	1		
Se	0.131	-0.343	0.420	-0.317	-0.324	0.189	0.482	0.401	-0.587	-0.121	0.510	1	
Zn	-0.005	-0.252	0.384	-0.237	-0.244	-0.032	0.557	0.124	-0.200	-0.316	0.725	0.562	1

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed), ** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed)

Discussion

Extreme thermal regime changes in water bodies can alter biodiversity and ecological processes in the basin (Jiang et al. 2018). Temperature affects the chemical, physical and biological activities of water and changes the concentration of many factors. Metabolism, viscosity and respiratory rate of organisms in the water increases with temperature (Atıcı 2004). In our study, the average values for temperature measurements in Acı Lake were, 35.25 °C in July 2014, 21 °C in October 2014 and 7.1 °C in January 2015. The average values for temperature measurements in Meke Lake were, 26.5 °C at July 2014, 15.8 °C at October 2014 and 4.5 °C at January 2015. Temperature was determined in second class quality at July 2014, in first class quality at October 2014 and January 2015 according to SKKY for Acı Lake. Temperature was determined in fourth class quality at July 2014, in first class quality at October 2014 and January 2015 according to SKKY for Meke Lake. In the study carried out in Saraydüzü Dam Lake, the water temperature was determined in the range of 1.8-21.7 °C in water samples taken for a year (Kükrer and Mutlu 2019). In our study, it has been determined that the results except the values obtained from Meke Lake in July 2014 are similar to this study.

The pH in water is closely related to the amount of photosynthesis in the lake and the hydrogeological structure of the lake (Garg et al. 2010). The pH significance of the presence of metals in water and their release from sediment is well known (Kamzati et al. 2020). pH has potential importance in affecting global biogeochemical cycles for multiple elements (Stüeken et al. 2019). In our study, the average values for pH measurements in Acı Lake were obtained as, 8.04 at July 2014, 8.03 at October 2014 and 8.41 at January 2015. The average values for pH measurements in Meke Lake were obtained as, 6.6 at July 2014, 6.68 at October 2014 and 8.2 at January 2015. pH was determined in first class quality in all measurements according to SKKY and was determined within the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. In the study conducted in Kovada Lake, pH values were determined between 6.98-10.2 (Çiçek and Yamaç 2017). Considering the average values, similar results were obtained in our study.

The conductivity value varies depending on the water temperature and the amount of dissolved material. Electrical conductivity increases accordingly with the increase of salinity in water (Geetha and Gouthami 2017; Mutlu et al. 2017). In our study, the average values for electrical conductivity measurements in Acı Lake were, 74367 µmhos/ cm at July 2014, 74033 µmhos/ cm at

October 2014 and 147833 µmhos/ cm at January 2015. The average values for electrical conductivity measurements in Meke Lake were, 110250 µmhos/ cm at July 2014, 114800 µmhos/ cm at October 2014 and 72600 µmhos/ cm at January 2015. Electrical conductivity was determined in fourth class quality in all measurements according to SKKY. Electrical conductivity values were exceed the limit value in all measurements according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. Electrical conductivity was measured in the range of 230-860 µS/ cm in the study conducted in Işık Lake (Aksever and Büyüksahin 2017). The obtained values in our study were found to be quite high compared to this study.

As a regulator of the metabolic events in water and an indicator of the condition of water, oxygen is the most significant chemical matter available in natural waters (Tanyolaç 2009). Dissolved oxygen is an important water quality parameter that indicates the oxygen reserve in water. The survival of most aquatic organisms depends on dissolved oxygen (Akankali et al. 2017). In a sunny day, in a water ecosystem that is free of winds and rich in nutrients, oxygen saturation can be measured as 200 % or more as a result of the intense photosynthesis (Lampert and Sommer 2007). In our study, the average values for dissolved oxygen measurements in Acı Lake were, 9.7 mg/ L at July 2014, 7.9 mg/ L at October 2014 and 8.41 mg/ L at January 2015. The average values for dissolved oxygen measurements in Meke Lake were, 1.04 mg/ L at July 2014, 1.67 mg/ L at October 2014 and 5.67 mg/ L at January 2015. Dissolved oxygen and oxygen saturation values were found in first class quality at July 2014 and January 2015, second class quality at October 2014 according to SKKY for Acı Lake. Dissolved oxygen and oxygen saturation values were found in fourth class quality at July and October 2014 and third class quality at January 2015 according to SKKY for Meke Lake. Kükrer and Mutlu (2019) reported that dissolved oxygen values was detected in the range of 10.26-14.58 mg/ L in water samples taken for a year from Saraydüzü Dam Lake. The values obtained in our study were found to be lower than this study.

Color may be due to natural metallic ions, humus, peat materials, algae, weeds or industrial wastes (Güler and Çobanoğlu 1997). In our study, the average values for color measurements in Acı Lake were, 16 Pt-Co at July 2014, 7.3 Pt-Co at October 2014 and 15.3 Pt-Co at January 2015. The average values for color measurements in Meke Lake were, 350 Pt-Co in July 2014, 159.5 Pt-Co in October 2014 and 24 Pt-Co in January 2015. Color values were found in second class quality in all measurements according to SKKY, also color values were under the limit value in all measurements according to TS-266

for Acı Lake. Color values were found in fourth class quality at July 2014, third class quality at October 2014, second class quality at January 2015 according to SKKY, measurements were exceed the limit value in all measurements according to TS-266 for Meke Lake. In the study conducted about some water sources in the west of Turkey, color values were determined in the 1-39 Pt-Co range (Ozcelik 2016). In our study, some of the measurements made especially in Meke Lake were found to be much higher than this study.

The chemistry, biological availability, and toxicity of Aluminum (Al) in the aquatic environment are complicated, as well as affected by a wide range of water quality characteristics such as pH, hardness and dissolved organic carbon (Cardwell et al. 2018). Aluminum values were found below the detection limits. Aluminum, was determined in first class quality in all measurements according to SKKY and was determined under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. Aluminum was measured in the range of 2-77 µg/ L in the study conducted in Işık Lake (Aksever and Büyüksahin 2017).

Cobalt (Co) is an essential element for human health. Overexposure has been shown to cause adverse health effects (Leyssens et al. 2017; Chen et al. 2020). Due to their long stay in nature, trace metals, including Cobalt, remain among the most studied environmental pollutants. Anthropogenic pollution of the environment by Cobalt is mainly due to mining and industrial activities (Collins and Kinsela 2010). In our study, the average values for cobalt measurements in Acı Lake were, 0.0007 µg/ L at July 2014, 0.0022 µg/ L at October 2014 and 0.0023 µg/ L at January 2015. The average values for cobalt measurements in Meke Lake were, 0.0039 µg/ L at October 2014 and 0.0019 µg/ L at January 2015. Cobalt values, were found in first class quality in all measurements according to SKKY for both Acı Lake and Meke Lake. In the study conducted in Kayalıköy Reservoir, cobalt was found to be 0.186 ± 0.09 µg/ L on average (Güher and Öterler 2020). The results we obtained in our study were found to be lower than this study.

Cadmium (Cd) has low permissible limits. It is a highly toxic heavy metal and has the potential to cause adverse health effects (Wu et al. 2016; Halwani et al. 2020). In our study, the average values for cadmium measurements in Acı Lake were, 0.0001 µg/ L at July 2014, 0.0009 µg/ L at October 2014 and 0.0005 µg/ L at January 2015. The average values for cadmium measurements in Meke Lake were, 0.001 µg/ L at July 2014, 0.001 µg/ L at October 2014 and 0.001 µg/ L at January 2015. Cadmium, was determined in first class quality in all measurements

according to SKKY and was determined under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. Cadmium was measured in the range of 0.05-0.18 µg/ L in the study conducted in Işık Lake (Aksever and Büyüksahin 2017). When compared with the values obtained in our study, they found higher values than our results.

Chromium (Cr) is considered to be one of the toxic heavy metals and its entry into water bodies is known to cause various disease effects (Sai Bhavya et al. 2019). In our study, chromium was detected as 0.0003 µg/ L in the first station only at October 2014 in Acı Lake. Chromium has not been detected in Meke Lake. Chromium, was determined in first class quality in all measurements according to SKKY and was determined under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. In the study conducted in Kayalıköy Reservoir, chromium was detected as an average of 2.786 ± 3.00 µg/ L (Güher and Öterler 2020).

Copper (Cu) containing pesticides are widely used in agriculture to control certain diseases. The release of copper in large quantities to water and soil can have long-term detrimental consequences for the environment, organisms and ecosystem health (Kirk and Andreescu 2019). Copper was not detected in Acı Lake in our study. In Meke Lake, Copper was detected as 0.007 µg/ L at the second station only at January 2015. Copper values, were found in first class quality in all measurements according to SKKY and were found under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. Copper was measured in the range of 0.50-4.50 µg/ L in the study conducted in Işık Lake (Aksever and Büyüksahin 2017).

Iron (Fe) overload can cause major health problems such as liver cancer, liver cirrhosis, diabetes, infertility, heart and central nervous system diseases. The presence of high iron concentrations can affect the color, smell and taste of the water (Kumar et al. 2017). In our study, an average of 0.0327 µg/ L was obtained at July 2014 for Acı Lake for iron measurements. In our study, an average of 0.0478 µg/ L was obtained for Meke Lake for iron measurements at July 2014. Iron, was determined in first class quality in all measurements according to SKKY and was determined under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. In the study conducted in Kayalıköy Reservoir, the average iron was found to be 0.142 ± 0.09 mg/ L (Güher and Öterler 2020). The values we obtained in our study were found to be lower than this study.

Manganese (Mn) is an essential trace element found naturally in the environment. It is required as a cofactor for many enzymes and is important in many physiological processes. It supports development,

growth and neuronal function. However, overexposure to Manganese may contribute to neurotoxicity and the development of Alzheimer's disease and Parkinson's disease (Martins et al. 2019). In our study, the average values for manganese measurements in Acı Lake were, 0.0078 µg/ L at October 2014 and 0.0162 µg/ L at January 2015. The average values for manganese measurements in Meke Lake were, 0.05 µg/ L at October 2014 and 0.009 µg/ L at January 2015. Manganese values, were determined in first class quality in all measurements according to SKKY, were determined under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. Manganese was measured in the range of 0.12-70.35 µg/ L in the study conducted in Işık Lake (Aksever and Büyüksahin 2017). The values we obtained in our study were found to be lower than this study.

Management of Nickel (Ni) contaminated soil and water is an important current environmental issue. The use of metal complexes in industry, agriculture and homes is one of the main causes of environmental pollution with nickel. Nickel is classified as an environmental pollutant and has toxic effects on plants, humans and food (Rathor et al. 2017). In our study, the average values for nickel measurements in Acı Lake were, 0.0006 µg/ L at July 2014, 0.001 µg/ L at October 2014 and 0.0002 µg/ L at January 2015. The average values for nickel measurements in Meke Lake were, 0.002 µg/ L at July 2014, 0.004 µg/ L at October 2014 and 0.002 µg/ L at January 2015. Nickel values, were determined in first class quality in all measurements according to SKKY, were determined under the limit values in all measurement according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. In the study carried out in Saraydüzü Dam Lake, nickel was found to be 1.6 mg/ L on average in water samples taken during a year (Kükrer and Mutlu 2019). The values we obtained in our study were found to be lower than this study.

Lead (Pb) can enter water sources through installations containing lead. The effect of lead on neurodevelopmental effects in children, even at low doses, is well known (Levallois et al. 2018). In our study, the lead was not detected for Acı Lake. 0.000055 µg/ L lead was measured for the Meke Lake in October 2014 at the second station. Lead values, were found in first class quality in all measurements according to SKKY and were found under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. In the study conducted in Kayalıköy Reservoir, the average lead was determined as 0.873 ± 0.73 µg/ L (Güher and Öterler 2020). The values we obtained in our study were found to be lower than this study.

Recent studies have shown that Selenium (Se) exhibits toxicity at high concentrations. In the study, it was stated that Selenium and Selenium nanoparticles in higher concentrations caused significant harmful changes in the histopathology, cellular and metabolic activities of *Pangasius hypophthalmus* fish species (Kumar et al. 2018). In our study, for selenium measurements, 0.0019 µg/ L was obtained for Acı Lake at the first station in July 2014 and 0.0024 µg/ L at the second station in October 2014. In our study, for selenium measurements, the average values for Meke Lake were obtained as 0.061 µg/ L in July 2014 and 0.016 µg/ L in January 2015. Selenium values, were found in first class quality in all measurements according to SKKY and were found under the limit values according to TS-266 for both Acı Lake and Meke Lake. In the study conducted in Kayalıköy Reservoir, the average selenium was determined to be 7.046 ± 5.56 µg/ L (Güher and Öterler 2020). The values we obtained in our study were found to be lower than this study.

Zinc (Zn) is known as the essential element for the survival of human life. The excessive discharge of zinc into water and soil causes water pollution and causes serious health problems such as septicemia, meningitis, iron deficiency anemia (Li et al. 2018). In our study, the average values for zinc measurements in Acı Lake were, 0.0346 µg/ L at July 2014, 0.0614 µg/ L at October 2014 and 0.0055 µg/ L at January 2015. The average values for zinc measurements in Meke Lake were, 0.048 µg/ L in July 2014, 0.101 µg/ L in October 2014 and 0.007 µg/ L in January 2015. Zinc, were found in first class quality in all measurements according to SKKY for both Acı Lake and Meke Lake. Zinc was measured in the range of 0.50-13.30 µg/ L in the study carried out in Işık Lake (Aksever and Büyüksahin 2017). The values we obtained in our study were found to be lower than this study.

According to PCI Table 3, relations between parameters at 0.05 significance level that, temperature correlated negative with nickel and zinc. pH correlated negative with manganese. Conductivity correlated positive with cadmium and negative with color. Dissolved oxygen correlated positive with oxygen saturation. Oxygen saturation correlated positive with zinc, negative cobalt. Color correlated negative with nickel. Cobalt correlated positive with iron. Cadmium correlated positive with nickel. Chrome correlated positive with nickel and zinc. Iron correlated negative with zinc. Manganese correlated positively with selenium. Relations between parameters at 0.01 significance level that, temperature correlated negative with cadmium and

chrome. pH correlated positive with dissolved oxygen, oxygen saturation and selenium, negative with cobalt and iron. Conductivity correlated positive with nickel. Dissolved oxygen correlated positive with color and selenium, negative with cobalt. Oxygen saturation correlated positive with selenium, negative with iron and manganese. Color correlated negative with cobalt. Cobalt correlated negative with selenium. Cadmium correlated positive with chromium. Iron correlated positive with manganese, negative with selenium. Manganese correlated negative with zinc.

According to PCI Table 4, relations between parameters at 0.05 significance level that, temperature correlated positive with Mn and negative with pH. pH correlated negative with color. Dissolved Oxygen correlated negative with color. Oxygen saturation correlated negative with color. Color correlated positive with manganese. Cobalt correlated positive with nickel and negative with manganese. Relations between parameters at 0.01 significance level that, temperature correlated positive with color, negative with dissolved oxygen and oxygen saturation. pH correlated positive with dissolved oxygen and oxygen saturation, negative with conductivity. Conductivity correlated negative with dissolved oxygen and oxygen saturation. Dissolved oxygen correlated positive with oxygen saturation.

As a results of our study, due to the salinity, some physical parameters results differ from the regulation values. According to Pearson Correlation Index, physical and inorganic parameters showed positive and negative correlation with each other in Acı Lake and Meke Lake. Some of the measurement results of the physical and inorganic parameters determined in Acı Lake and Meke Lake, temperature, electrical conductivity, dissolved oxygen and color, exceeded the values specified in the regulations, values other than these were found within the limit values of the regulation. Because of high amount of salt was observed in the water, it can be said that, lakes water can not be used for human consumption and the high level of physical parameters detected in lakes water depends on the environmental characteristics of the area where the lakes is located.

References

- Akankali JA, Idongesit AS, Akpan PE. 2017. Effects of sand mining activities on water quality of OkoroNsit stream, NsitAtai local government area, Akwalbom state, Nigeria. *IJDS*. 6(7):451-462.
- Akköz C. 2017a. The determination of some pollution parameters, water quality and heavy metal concentrations of Acı Lake (Karapınar/Konya, Turkey). *Transylv Rev Syst Ecol Res*. 19(1):1-18. doi: 10.1515/trser-2017-0001
- Akköz C. 2017b. The benthic algae of Meke Lake (Karapınar/Konya). *SDU-JEFF*. 13(2):203-210.
- Aksever F, Büyüksahin, S. 2017. Assessment of variations in water quality using statistical techniques: a case study of Işıklı Lake, Çivril/Denizli, Turkey. *Arab J Geosci*. 10(6):143. doi: 10.1007/s12517-017-2877-4
- Al Naggat Y, Khalil MS, Ghorab MA. 2018. Environmental pollution by heavy metals in the aquatic ecosystems of Egypt. *Open Acc J Toxicol*. 3:555603. doi: 10.19080/OAJT.2018.03.555603
- Atıcı T. 2004. Sarıyar Barajı planktonik algleri kısım: I – Cyanophyta. *SDU-JEFF*. 2(12):88-98.
- Cardwell AS, Adams WJ, Gensemer RW, Nordheim E, Santore RC, Ryan AC, Stubblefield WA. 2018. Chronic toxicity of aluminum, at a pH of 6, to freshwater organisms: Empirical data for the development of international regulatory standards/criteria. *Environ Toxicol Chem*. 37(1): 36-48. doi: 10.1002/etc.3901
- Chen C, Xu C, Qian D, Yu Q, Huang M, Zhou L, Win JG, Chen L, Li E. 2020. Growth and health status of Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, exposed to chronic water born cobalt. *Fish Shellfish Immun*. 100:137-145. doi: 10.1016/j.fsi.2020.03.011
- Collins, RN, Kinsela, AS. 2010. The aqueous phase speciation and chemistry of cobalt in terrestrial environments. *Chemosphere*. 79(8):763-771. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.03.003
- Çiçek NL, Yamuç F. 2017. Using epilithic algae assemblages to assess water quality in Lake Kovada and Kovada Channel (Turkey), and in relation to environmental factors. *Turk J Fish Aquat Sc*. 17(4):701-711. doi: 10.4194/1303-2712-v17_4_06
- Evans AE, Mateo-Sagasta J, Qadir M, Boelee E, Ippolito A. 2019. Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. *Curr Opin Env Sust*. 36:20-27. doi: 10.1016/j.cosust.2018.10.003
- Garg RK, Rao RJ, Uchchariya D, Shukla G, Saksena DN. 2010. Seasonal variations in water quality and major threats to Ramsagar Reservoir, India. *Afr J Environ Sci Technol*. 4(2):061-076.
- Geetha S, Gouthami S. 2017. Internet of things enabled real time water quality monitoring system. *Smart Water*. 2(1):1-19. doi: 10.1186/s40713-017-0005-y
- Gohar ME, Ali MH, El-Sayed SM. 2019. Heavy metals contents in Nasser Lake and the Nile River, Egypt: An overview. *Egypt J Aquat Res*. 45(4):301-312. doi: 10.1016/j.ejar.2019.12.002
- Google 2018. Google Earth. [Erişim tarihi: 15 Mar 2018]. Erişim adresi: <https://www.google.com/earth/>
- Güher H, Öterler B. 2020. Seasonal change of physicochemical properties of Kayalıköy Reservoir (Kıklareli/Turkey) and determination of water quality. *LimnoFish*. 6(2):127-143. doi: 10.17216/limnofish.660975

- Güler Ç, Çobanoğlu Z. 1997. Su Kalitesi. Ankara: TC Sağlık Bakanlığı. 95 s.
- Gümüş NE, Akküz C. 2020. Investigation of water quality of Eber Lake (Afyonkarahisar). *LimnoFish*. 6(2):153-163.
doi: [10.17216/limnofish.638567](https://doi.org/10.17216/limnofish.638567)
- Halwani DA, Jurdi M, Salem FKA, Jaffa MA, Amacha N, Habib RR, Dhaini HR. 2020. Cadmium health risk assessment and anthropogenic sources of pollution in Mount-Lebanon springs. *Expos Health*. 12(2):163-178.
doi: [10.1007/s12403-019-00301-3](https://doi.org/10.1007/s12403-019-00301-3)
- Jiang B, Wang F, Ni G. 2018. Heating impact of a tropical reservoir on downstream water temperature: a case study of the Jinghong Dam on the Lancang River. *Water*. 10(7):951.
doi: [10.3390/w10070951](https://doi.org/10.3390/w10070951)
- Kamzati LLJ, Kaonga CC, Mapoma HWT, Thulu FG, Abdel-dayem SM, Anifowose AJ, Chidya RCG, Chitete-Mawenda U, Sakugawa H. 2020. Heavy metals in water, sediment, fish and associated risks from an endorheic lake located in Southern Africa. *IJEST*. 17(1):253-266.
doi: [10.1007/s13762-019-02464-7](https://doi.org/10.1007/s13762-019-02464-7)
- Kirk KA, Andreescu S. 2019. Easy-to-use sensors for field monitoring of copper contamination in water and pesticide-sprayed plants. *Anal. Chem*. 91(21): 13892-13899.
doi: [10.1021/acs.analchem.9b03385](https://doi.org/10.1021/acs.analchem.9b03385)
- Kumar V, Bharti PK, Talwar M, Tyagi AK, Kumar P. 2017. Studies on high iron content in water resources of Moradabad district (UP), India. *Water Sci*. 31(1):44-51.
doi: [10.1016/j.wsj.2017.02.003](https://doi.org/10.1016/j.wsj.2017.02.003)
- Kumar N, Krishnani KK, Singh NP. 2018. Comparative study of selenium and selenium nanoparticles with reference to acute toxicity, biochemical attributes, and histopathological response in fish. *Environ Sci Pollut R*. 25(9):8914-8927.
- Kumar V, Parihar RD, Sharma A, Bakshi P, Sidhu P.S, Bali AS, Karaouzas I, Bhardwaj R, Thukral AK, Gyasi-Agyei Y, Rodrigo-Comino J. 2019. Global evaluation of heavy metal content in surface water bodies: A meta-analysis using heavy metal pollution indices and multivariate statistical analyses. *Chemosphere*. 236:124364.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2019.124364](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124364)
- Kükrer S, Mutlu E. 2019. Assessment of surface water quality using water quality index and multivariate statistical analyses in Saraydüzü Dam Lake, Turkey. *Environ Monit Assess*. 191(2):71.
doi: [10.1007/s10661-019-7197-6](https://doi.org/10.1007/s10661-019-7197-6)
- Lampert W, Sommer U. 2007. *Limnology: the ecology of lakes and streams*. Oxford: Oxford University press. 324 p.
- Levallois P, Barn P, Valcke M, Gauvin D, Kosatsky T. 2018. Public health consequences of lead in drinking water. *Curr Environ Health Rep*. 5(2):255-262.
doi: [10.1007/s40572-018-0193-0](https://doi.org/10.1007/s40572-018-0193-0)
- Leyssens L, Vinck B, Van Der Straeten C, Wuyts F, Maes L. 2017. Cobalt toxicity in humans-A review of the potential sources and systemic health effects. *Toxicology*. 387:43-56.
doi: [10.1016/j.tox.2017.05.015](https://doi.org/10.1016/j.tox.2017.05.015)
- Li Y, Wang X, Xu H, Xia P, Wang H, Jing H, Li J, Zhao J. 2018. High zinc removal from water and soil using struvite-supported diatomite obtained by nitrogen and phosphate recovery from wastewater. *Environ Chem Lett*. 16(2):569-573.
doi: [10.1007/s10311-017-0694-3](https://doi.org/10.1007/s10311-017-0694-3)
- Liu T, Gao X, Zhang X, Li C. 2020. Distribution and assessment of hydrogeochemical processes of F-rich groundwater using PCA model: a case study in the Yuncheng Basin, China. *Acta Geochim*. 39(2):216-225.
doi: [10.1007/s11631-019-00374-6](https://doi.org/10.1007/s11631-019-00374-6)
- Martins AC, Morcillo P, Ijomone OM, Venkataramani V, Harrison FE, Lee E, Bowman AB, Aschner M. 2019. New insights on the role of manganese in Alzheimer's Disease and Parkinson's Disease. *Int J Env Res Pub He*. 16(19):3546.
doi: [10.3390/ijerph16193546](https://doi.org/10.3390/ijerph16193546)
- Mutlu E, Yanık T, Sutan NA. 2017. Evaluation of the water quality of Topalyurdu Dam (Yıldızeli-Sivas). *Curr Trends Nat Sci*. 6(12):277-286.
- Oren A. 2016. Life in hypersaline environments. In: Hurst C, editor. *Their world: A diversity of microbial environments*. Advances in Environmental Microbiology, vol 1. Springer, Cham. p. 301-339.
- Ozcelik M. 2016. Environmental pollution and its effect on water sources from marble quarries in western Turkey. *Environ Earth Sci*. 75(9):796.
doi: [10.1007/s12665-016-5627-0](https://doi.org/10.1007/s12665-016-5627-0)
- Öztürk BY, Akküz C. 2014. Investigation of water quality of Apa Dam Lake (Çumra-Konya) and according to the evaluation of PCA. *Biodicon*. 7 (2):136-147.
- Rathor G, Chopra N, Adhikari T. 2017. Remediation of nickel ion from soil and water using Nano particles of zero-valent Iron (nZVI). *Orient J Chem*. 33(2): 1025-1029.
doi: [10.13005/ojc/330259](https://doi.org/10.13005/ojc/330259)
- Sai Bhavya K, Selvaran A., Samrot AV, Javad PTM, Appalaraju VVSS. 2019. Leather processing, its effects on environment and alternatives of chrome tanning. *IJARET*. 10(6):69-79.
doi: [10.34218/IJARET.10.6.2019.009](https://doi.org/10.34218/IJARET.10.6.2019.009)
- Senner NR, Moore JN, Seager ST, Dougill S, Kreuz K, Senner SE. 2018. A salt lake under stress: Relationships among birds, water levels, and invertebrates at a Great Basin saline lake. *Biol Conserv*. 220:320-329.
doi: [10.1016/j.biocon.2018.02.003](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.003)
- SKKY (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği) 2015. Yüzeysel su kalitesi yönetimi yönetmeliğinde değişiklik yapılmasına dair yönetmelik. Yayımlandığı resmi gazete: Tarih 15 Nisan 2015, Resmi gazete no: 29327.
- Stüeken EE, Martinez A, Love G, Olsen PE, Bates S, Lyons TW. 2019. Effects of pH on redox proxies in a Jurassic rift lake: Implications for interpreting environmental records in deep time. *Geochim Cosmochim Ac*. 252:240-267.
doi: [10.1016/j.gca.2019.03.014](https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.03.014)

- Tanyolaç J. 2009. Limnoloji: Tatlı su bilimi. Ankara: Hatiboğlu Yayınevi 294 s.
- Toyama H, Bessho K, Huang L, Hirota SK, Kano Y, Mase K, Sato T, Naiki A, Li J, Shimatani Y, Yahara T. 2020. The effects of water pollution on the phylogenetic community structure of aquatic plants in the East Tiaoxi River, China. *Freshw Biol.* 65(4):632-645.
[doi: 10.1111/fw.13451](https://doi.org/10.1111/fw.13451)
- TS-266. 2005. İnsani tüketim amaçlı sular. Türk Standartları Enstitüsü, Ankara, Türkiye.
- Wu H, Liao Q, Chillrud SN, Yang Q, Huang L, Bi J, Yan B. 2016. Environmental exposure to cadmium: health risk assessment and its associations with hypertension and impaired kidney function. *Sci Rep.* 6(1):1-9.
[doi: 10.1038/srep29989](https://doi.org/10.1038/srep29989)
- Zalidis G, Stamatiadis S, Takavakoglou V, Eskridge K, Misopolinos N. 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agr Ecosyst Environ.* 88(2):137-146.
[doi: 10.1016/S0167-8809\(01\)00249-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00249-3)



Assessment of Water Quality in Brackish Lake Bafa (Muğla, Turkey) by Using Multivariate Statistical Techniques

Atakan SUKATAR¹ , Alperen ERTAS^{1*} , İnci TUNEY KIZILKAYA¹ 

¹ Ege University, Faculty of Science, Department of Biology, 35100 Bornova, İzmir, TURKEY

ABSTRACT

Lake Bafa is one of the biggest lake in the western part of Turkey. It has a great importance in terms of both historical and biodiversity. Lake Bafa which was fed by Büyük Menderes River has become an area where the pollutant factors carried by the river accumulated over time. In this context, the complex physicochemical characteristics of Lake Bafa were evaluated and water quality classes were determined in order to constitute a monitoring pattern. In this research, the water samples were taken monthly from eight different stations located in the Lake Bafa during the two years study period (2015-2017). Total of 22 water quality parameters including atmospheric pressure, temperature, pH, electrical conductivity, total dissolution solids, salinity, turbidity, dissolved oxygen, oxygen saturation, biological oxygen demand, chemical oxygen demand, ammonium, nitrate, nitrite, calcium, sodium, magnesium, potassium, chloride, sulphate total phosphorus and total nitrogen were investigated in water samples. The data obtained were statistically evaluated by using Principal Component Analysis (PCA), Cluster Analysis (CA) and Pearson Correlation Analysis and compared with the limit values reported by various national and international organizations. According to the results PCA, three factors (PCA 1, PCA 2 and PCA 3) explained 79.05% of the total variance while CA results exhibited three statistically significant clusters. Overall the results suggested that Lake Bafa has been exposed to high amount of pollution and it is generally classified in "Class III-IV" water quality level based on both Klee's method and Turkish Water Pollution Control Regulation.

Keywords: Lake Bafa, physicochemical parameters, water quality

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 27.08.2020

Revised : 20.01.2021

Accepted : 02.02.2021

Published : 30.12.2021

DOI:10.17216/LimnoFish.774739



* CORRESPONDING AUTHOR

alperenertas@hotmail.com

Phone : ++90 506 586 3792

Tuzlu Su Özelliğine Sahip Bafa Gölü'nün (Muğla, Türkiye) Su Kalitesinin Çok Değişkenli İstatistik Analizler Kullanılarak Değerlendirilmesi

Öz: Bafa Gölü, Türkiye'nin batısındaki en büyük göllerden biridir. Hem tarihsel hem de biyolojik çeşitlilik açısından büyük önem taşımaktadır. Büyük Menderes Nehri tarafından beslenen Bafa Gölü, nehrin taşıdığı kirletici faktörlerin zamanla biriktiği bir alan haline gelmiştir. Bu bağlamda Bafa Gölü'nün karmaşık fizikokimyasal özellikleri değerlendirilmiş ve bir izleme modeli oluşturmak amacıyla su kalitesi sınıfları belirlenmiştir. Bu araştırmada, su örnekleri iki yıllık çalışma döneminde (2015-2017) Bafa Gölü'nde belirlenen sekiz farklı istasyondan aylık olarak alınmıştır. Su numunelerinde atmosfer basıncı, sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde, tuzluluk, bulanıklık, çözünmüş oksijen, oksijen doygunluğu, biyolojik oksijen ihtiyacı, kimyasal oksijen ihtiyacı, amonyum, nitrat, nitrit, kalsiyum, sodyum, magnezyum, potasyum, klorür, sülfat, toplam fosfor ve toplam azot olmak üzere toplam 22 su kalite parametresi tespit edilmiştir. Elde edilen veriler, Temel Bileşen Analizi (PCA), Kümeleme Analizi (CA) ve Pearson Korelasyon Analizi kullanılarak istatistiki olarak değerlendirilmiş ve çeşitli ulusal ve uluslararası kuruluşlar tarafından bildirilen limit değerler ile karşılaştırılmıştır. PCA sonuçlarına göre, üç faktör (PCA 1, PCA 2 and PCA 3) toplam varyansın %79,05'ini açıklarken CA sonuçlarıyla istatistiksel olarak anlamlı üç küme tespit edilmiştir. Elde edilen analiz sonuçlarına göre, Bafa Gölü'nün yüksek miktarda kirliliğe maruz kaldığı ve Klee metodu ve Türkiye Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne göre genel olarak "Sınıf III-IV" su kalitesinde olduğu belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Bafa Gölü, fizikokimyasal parametreler, su kalitesi

How to Cite

Sukatar A, Ertaş A, Tuncay Kızılkaya İ. 2021. Assessment of Water Quality in Brackish Lake Bafa (Muğla, Turkey) by Using Multivariate Statistical Techniques. LimnoFish. 7(3): 271-284. doi: 10.17216/LimnoFish.774739

Introduction

Surface water resources such as lakes, rivers and streams have been deteriorated by various factors continuously. Anthropogenic factors are of direct effects on the water systems (Tanyolaç 2004). Population growth, demotechnical improvement, industrial and agricultural activities are mainly impact surface water quality, and cause deterioration of water resources. The Water Framework Directive (WFD) identifying the biological and physicochemical characteristics of water systems and protecting them became an important issue in the last 20 years.

WFD legislation include surface and groundwater, as well as all inland water systems and coastal waters up to one nautical mile. Mainly target of the WFD is to prevent deterioration in the biological and physicochemical status all surface waters. Good status criterion for surface waters is by achieving good biological and physicochemical state by 2015 (European Commission 2000).

In many countries, one of the main environmental problems of lakes are considered nutrient enrichment which cause the Harmful Algal Blooms (HABs) (Oczkowski and Nixon 2008). This encourage the growth of HABs, and this leads to deterioration of water quality along entire ecosystem as a reason of nutrient enrichment (Yu et al. 2010). Many lakes in both urban and rural area have disappeared because of pollutant pressures that causes worldwide environmental problem, that's why, regular biomonitoring and assessment research on water systems helps to improve the management strategies for overcome of water pollution (Shuchun et al. 2010) reliable forecast of the quality of lakes, rivers and streams. According to Kazi et al. (2009), the dimensional variations are large and complex data matrix included of high number of physicochemical parameters, which are generally difficult to constitute reliable outcomes. Lately, the application of diverse multivariate statistical processes, like CA and PCA have been used to identify possible sources that influence aquatic ecosystems (Reghunath et al. 2002; Simeonova et al. 2003; Akkan et al. 2018; Kükrer and Mutlu, 2019; Uncumusaoğlu and Mutlu, 2019; Ustaoglu and Tepe, 2019; Taş et al. 2019; Ustaoglu et al 2020; Tokatlı 2020).

Lake Bafa basin is rich as biological diversity. It provides breeding, nursery and wintering area on the coast and islands for about 300.000 birds (Knipping et al. 2008). The lake basin present to us 237 genera, 325 species, 22 subspecies and 7 varieties belonging to 80 familia and 16 endemic species, respectively. Besides the birds there are about 20 fish species with an importance such as critically endangered *Anguilla anguilla* (Linne, 1758) and endemic species

Chondrostoma meandrense (Elvira, 1987) in the lake (Kuru et al. 2001).

The lake has been under the threat of various environmental pollutants. Büyük Menderes River, which is one of the devastating external pollutant loads, is originated in Dinar district of Afyon province and flows 584 km to the Aegean Sea. An arm that leaves the river just before it goes into the sea, feeds Lake Bafa. Like a reservoir, Lake Bafa receives industrial, agricultural and domestic wastes of Afyon, Uşak and, Aydın provinces. In addition to the industrial pollution, there is a fish hatchery facility on the shore of Lake Bafa. Organic and chemical substances used in hatcheries are thought to contribute to pollution and salinity increase in the lake. Similarly, there are plenty of olive oil facilities around the lake. It is estimated that the land water from these factories reaches the lake as a result of various leaks or overflowing of black water wells after rain. In agricultural production around the lake, a large amount of fertilizer, pesticide and chemicals are used. Besides those organic and inorganic pollution sources increased salinity levels threatened the biodiversity. According to Sarı et al. (1999), the fish fauna of the Lake Bafa changed mainly because of the rising salinity levels. *Anguilla mirabilis* which is one of the third endemic species in the basin become extinct in Lake Bafa (Balık and Ustaoglu 1989). *Cyprinus carpio*, *Cyprinus nasus*, *Barilius pectoralis* and *Silurus glanis* were also extinct in the lake due to increased salinity levels and decreased water quality (Mermer 1989; Balık et al. 1992; Balık 1995). Döğel and Kazancı (2004), investigated the variations of macroinvertebrate fauna of Büyük Menderes River according to environmental changes. They identified the distribution of 225 benthic macroinvertebrate species influenced significantly by environmental changes. Factors affecting their populations determined as nitrite, nitrate, chloride, orthophosphate concentrations, conductivity, dissolved oxygen levels, ammonium concentration, pH, water temperature, drainage area, and stream. The effects of various external pollutant accumulation directly affect the water quality and biodiversity in Lake Bafa. For this reason, Lake Bafa should be kept under constant observation and investigation.

Due the foreseen of negative impact of some water quality elements on the biodiversity of ecologically important Lake Bafa, we monitored 22 physicochemical components of the lake for 2 years (2015-2017). For this reason, water samples were picked up from eighth different stations of the lake, especially some of the stations were determined from the points where the Büyük Menderes River drains into the lake. The lake classified according to the

pollution state by using multivariate statistical methods like CA and PCA. With these methods, according to obtained data set, we also determined the sources of pollution.

Materials and Methods

Study Area

Lake Bafa, also known as Çamiçi, is a shallow lake located in the south east of Büyük Menderes delta, with a slightly salty and 21 meters deepest part. The surface area of Lake Bafa is 65 km² and its surroundings are 50 km. It is 16 km long, 6 km wide and 10 meters high from the sea. It is surrounded by mountains covered with forests and maquis, except for the west of the Menderes Plain. The west coast is shallow and covered with swamps. The lake, which was a part of the Aegean Sea in ancient times,

remained inside the coast for miles along with the alluviums carried by Büyük Menderes. The most important source that feeds the lake is the waters of the Büyük Menderes River. The eight representative sampling points were chosen for the study. The 7th and 8th stations were chosen as a sampling station where the Büyük Menderes River drains into the Lake Bafa. The other stations were in the lake. The first sampling station was on the south west part of the lake where the restaurants were located. The 2nd station was in the centric and the sampling 3rd and 4th stations were on the eastern part of the lake. The coast of the one of the biggest vilage around the lake were chosen as 5th sampling station. Another sampling station (6th) was chosen by the fishing port and the fish hatcheries (Figure 1). The sampling station and their coordinates are given in Table 1.

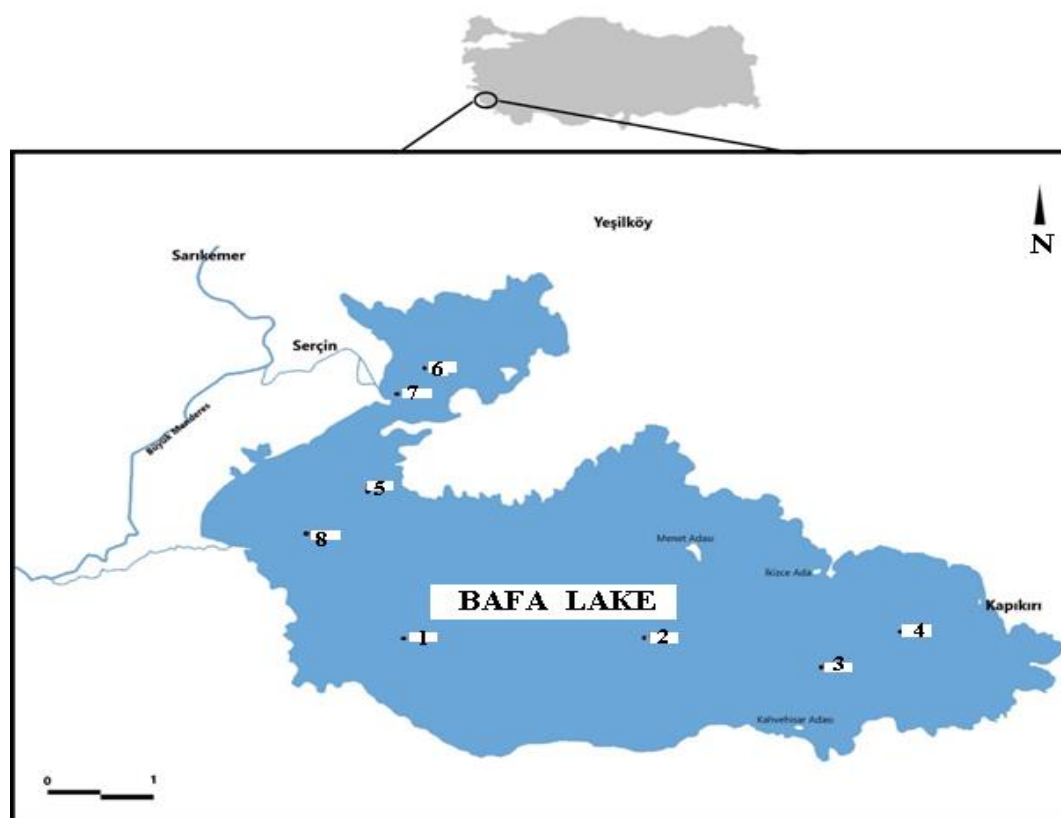


Figure 1. Location of eight stations on Lake Bafa.

Table 1. Latitude and longitude of the stations in Lake Bafa

Stations	Latitude	Longitude
Station 1	37°29'35'' N	27°24'87'' E
Station 2	37°29'76'' N	27°27'28'' E
Station 3	37°29'29'' N	27°29'31'' E
Station 4	37°29'29'' N	27°31'09'' E
Station 5	37°31'49'' N	27°24'04'' E
Station 6	37°32'67'' N	27°23'76'' E
Station 7	37°32'19'' N	27°24'41'' E
Station 8	37°30'46'' N	27°22'82'' E

Sample collection and analytical methods

Taken water samples from eight sampling stations were kept in at 0.5m on the basis of monthly, between July 2015 and June 2017 in Lake Bafa. By using 2.0 L polyethylene plastic bottles, the water samples were preserve in the study area.

Total of 22 physicochemical variables were monitored over a two year period. In this study, in addition to the physicochemical parameters, their units devices and analytical procedures are demonstrated in Table 2.

Table 2. Water quality parameters and analytical methods used in Lake Bafa

Variables	Abbreviations	Units	Analytical methods
Atmosphere pressure	Atm	mB	Oxi 315i/ SET WTW Oxygenmeter
Water temperature	T	°C	Oxi 315i/ SET WTW Oxygenmeter
pH	pH	-	CyberScan Series 600 Waterproof-Portable Meter
Electrical conductivity	EC	mS/m	CyberScan Series 600 Waterproof-Portable Meter
Total Dissolved Solids	TDS	ppt	CyberScan Series 600 Waterproof-Portable Meter
Salinity	Salinity	pt	CyberScan Series 600 Waterproof-Portable Meter
Turbidity	TU	FAU	CyberScan Series 600 Waterproof-Portable Meter
Dissolved oxygen	DO	mg/L	Oxi 315i/ SET WTW Oxygenmeter
Oxygen saturation	Sat. O ₂	%	Oxi 315i/ SET WTW Oxygenmeter
Biochemical oxygen demand	BOD	mg/L	Spectrophotometric
Chemical oxygen demand	COD	mg/L	Spectrophotometric
Ammonium	NH ₄ -N	mg/L	Spectrophotometric
Nitrite	NO ₂ -N	mg/L	Spectrophotometric
Nitrate	NO ₃ -N	mg/L	Spectrophotometric
Calcium	Ca	mg/L	Flame photometer
Magnesium	Mg	mg/L	Flame photometer
Potassium	K	mg/L	Flame photometer
Sodium	Na	mg/L	Flame photometer
Chloride	Cl	mg/L	Spectrophotometric
Sulphate	SO ₄	mg/L	Spectrophotometric
Total Phosphate	TP	mg/L	Spectrophotometric
Total Nitrogen	TN	mg/L	Spectrophotometric

Statistical analysis

In this study, physicochemical water quality was determined according to Klee (1991) and Turkish Water Pollution Control Regulation (WPCR) (Ministry of Forestry and Water Management).

All mathematical and statistical analyses were made using Excel 2019 (Microsoft Office^R) and PAST3 software package. On the other hand, Lake Bafa water quality estimation was implemented by using PCA and CA techniques, on the basis of multivariate statistical analysis (Kazi et al. 2009). In addition, Pearson Correlation analysis was carried out to detect significant relationships between the data obtained.

The CA technique based on Bray-Curtis is described as the classification of similar components

between the observation or clusters. Hierarchical agglomerative clustering is the routine method which ensures similarity relationship among the all data set, and is demonstrated by a dendrogram tree diagram (Sommerfield 2008; Yoshioka 2008).

Results

Physicochemical Parameters

The results of the analyzed physicochemical variables of water in eight sampling stations along the lake are presented in Table 3.

Pearson Correlation Anaysis

Statistically significant relationships and correlation coefficient values determined between physicochemical dataset determined in brackish Lake Bafa are given in Table 4 (n = 8).

Table 3. Range, mean and standard deviation of water quality parameters at the stations in Lake Bafa during 2015-2017

Parameters		Sta. 1	Sta. 2	Sta. 3	Sta. 4	Sta. 5	Sta. 6	Sta. 7	Sta. 8
Atm. (mB)	R	194-219	196-226	198-259	219-252	166-184	165-228	126-355	141-207
	M±Sd.	203±11.3	211±12.6	230±25.1	241±15.6	172±8.54	185±28.7	239±93.5	188±31.5
Temp. (°C)	R	11.1-29.1	11.2-28.6	11.4-29.9	12.5-29.1	10.4-28.3	9.9-26.6	9.8-27.8	10.5-27.2
	M±Sd.	20±7.4	19.9±7.2	19.8±6.79	20.9±6.84	19.3±7.32	18.7±6.85	19.2±7.38	19.2±6.94
pH	R	6.9-7.2	6.7-7.1	6.8-7.2	6.8-7.1	6.7-7.4	6.8-7.2	6.7-7.6	6.7-7.3
	M±Sd.	7.0±0.15	6.87-0.17	6.9±0.19	6.9±0.17	7.0±0.31	6.9±0.17	7.2±0.41	7.0±0.27
EC (mS/m)	R	175-274	184-196	183-208	179-195	175-194	133-330	147-266	181-233
	M±Sd.	206±45.6	190±5.24	193±10.5	186±6.8	188±8.67	205±86.3	204±63.2	197±24.7
TDS (ppt)	R	187-208	187-195	186-208	185-193	178-194	137-214	153-317	180-231
	M±Sd.	195±9.5	191±3.72	194±9.66	189±3.3	189±7.12	175±36.4	251±69.6	197±22.9
Salinity (pt)	R	11.4-12.7	11.2-12.7	11.3-12.6	11.8-12.6	11.6-12.8	11.7-13.1	11.9-13	11.8-13.5
	M±Sd.	12±0.57	12±0.66	11.9±0.53	12.1±0.35	12.2±0.49	12.5±0.61	12.4±0.45	12.5±0.75
Turbidity (FAU)	R	2.83-16.4	3.17-21.6	4-24.8	3.83-25.2	5.67-21.8	17.3-42.2	20.3-38.6	5.33-25.2
	M±Sd.	11.4±6.2	10±8.01	12±8.92	13.7±10.3	11.4±7.13	26±11	29.9±8.66	13.3±8.61
DO (mg/l)	R	8.3-11.6	8.1-11.8	7.62-11.6	8.56-11.7	7.38-10.7	7.1-12	7.31-12.7	6.95-11
	M±Sd.	9.57±1.45	9.49±1.72	9.58±1.66	10.2±1.33	8.34±1.58	8.63±2.28	9.72±2.32	9.01±1.66
Sat. O ₂ (%)	R	100-118	99-106	98-111	105-121	78-97	89-196	94-125	80.7-100
	M±Sd.	105±8.26	103±3.32	104±6.16	112±7.14	87±10	128±46.9	111±12.5	91.9±9.24
BOD (mg/l)	R	2.58-6.78	5.73-6.57	5.75-6.86	6.29-6.41	8.13-8.31	9.38-9.44	9.05-9.16	8.98-9.06
	M±Sd.	5.18±1.83	6.05±0.38	6.25±0.49	6.35±0.05	8.23±0.07	9.41±0.02	9.1±0.04	9.02±0.03
COD (mg/l)	R	0.76-3.25	2.43-3.05	3-3.78	2.13-3.36	2.59-2.68	3.19-3.28	3.49-3.56	4.7-4.9
	M±Sd.	2.36±1.12	2.7±0.25	3.29±0.34	2.51±0.56	2.64±0.04	3.23±0.04	3.52±0.03	4.8±0.11
NH ₄ -N (mg/L)	R	0.09-1.23	0.07-0.41	0.08-0.56	0.09-1.01	0.11-0.58	0.19-0.74	0.14-1.03	0.08-0.83
	M±Sd.	0.47±0.52	0.24±0.15	0.3±0.22	0.56±0.5	0.35±0.21	0.44±0.26	0.57±0.47	0.41±0.32
NO ₂ -N (mg/L)	R	0.01-0.08	0.01-0.09	0.01-0.08	0.01-0.07	0.01-0.08	0.04-0.11	0.04-0.08	0.02-0.08
	M±Sd.	0.03±0.04	0.03±0.04	0.03±0.03	0.02±0.03	0.04±0.02	0.08±0.03	0.05±0.02	0.05±0.02
NO ₃ -N (mg/L)	R	0.33-2.73	0.5-2.74	0.35-2.43	0.8-2.48	0.31-2.42	0.52-5.36	0.47-3.2	0.47-3
	M±Sd.	1.1±1.2	1.61±0.91	1.1±0.91	1.41±0.76	1.34±0.02	2.53±2.04	1.77±1.45	1.48±1.19
Ca (mg/L)	R	22.6-25.4	25.4-26.5	28.4-29.8	25.8-26.1	23.6-23.8	67-71	44.3-45.7	37.4-40.5
	M±Sd.	24.1±1.25	25.9±0.48	29.1±0.7	26±0.12	23.7±0.04	68±1.7	45±0.74	39±1.34
Mg (mg/L)	R	45.6-48.3	48.7-50	43-44.9	42.5-42.8	44.5-45	46.2-47.8	46.7-48	54-57
	M±Sd.	47.4±1.24	49.3±0.52	44±1.04	42.6±0.1	44.6±0.21	46.8±0.72	47.3±0.52	55.5±1.29
K (mg/L)	R	13.7-15.1	13.7-14.9	14.6-15.4	14.3-15	13.3-14.5	15.8-16.8	13-17	13-18
	M±Sd.	14.3±0.57	14.2±0.57	15.1±0.38	14.6±0.28	13.7±0.57	16.2±0.44	14.7±1.7	15.5±2.08
Na (mg/L)	R	39.7-41.1	46.6-47.8	41.3-42	44.4-45.8	38.6-39.2	31.2-32.8	92.1-95.4	98.2-100
	M±Sd.	40.3±0.58	47±0.53	41.8±0.34	45±0.57	38.8±0.25	31.9±0.76	93.8±1.38	99.1±0.75
Cl (mg/L)	R	11.6-12.2	11.9-12.8	11.6-12.2	9.55-9.8	16.2-16.5	51-54	53-56	65-69
	M±Sd.	11.9±0.27	12.3±0.4	11.9±0.23	9.6±0.1	16.3±0.12	52±1.29	54.5±1.29	67±1.82
SO ₄ (mg/L)	R	637-654	465-466	320-329	198-200	248-251	188-234	207-211	308-312
	M±Sd.	646±7.02	465.7±0.29	325±4.82	199±1.03	249±1.06	205±20.8	208±1.7	310±1.82
TN (mgN/L)	R	3.56-4.2	2.28-5.7	2.66-4.1	1.9-5.3	2.16-4.9	3.01-7.6	3.76-4.9	3.2-4
	M±Sd.	3.91±0.31	3.96±1.93	3.44±0.71	3.73±1.65	3.79±1.2	4.88±2.03	4.16±0.5	3.57±0.35
TP (mgP/L)	R	0.1-4.17	0.09-5.48	0.14-4.0	0.09-4.95	0.14-4.47	0.24-2.6	0.21-4	0.13-3.38
	M±Sd.	1.14±2.01	1.46±2.67	1.14±1.9	1.38±2.37	1.29±2.11	0.85±1.16	1.32±1.8	1.12±1.53

Table 4. Relationships between physicochemical parameters in Lake Bafa

	Atm	T°C	pH	EC	TDS	Salinity	TU	DO	Sat. O ₂	BOD	COD	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Ca	Mg	K	Na	Cl ⁻	SO ₄	TN	TP
Atm	1	0.59	0.11	-.101	0.518	-0.325	0.187	.925**	0.333	-0.324	-.103	0.356	-0.366	-0.224	-0.191	-.339	-.022	0.183	-0.232	-.108	-0.24	-0.309
T°C		1	-0.34	-.546	-.121	-0.656	-.533	-.774*	-.048	-.786*	-.521	0.13	-.860**	-0.583	-0.701	-.396	-.529	-.253	-.725*	0.236	-0.52	-0.223
pH			1	0.471	.823*	0.413	0.572	-0.001	-.135	0.451	0.166	0.628	0.196	-0.025	0.147	0.15	0.271	0.64	0.496	-.192	0.037	-0.443
EC				1	0.31	0.358	0.611	-0.108	0.476	0.251	-.026	0.364	0.602	0.402	0.61	0.329	0.635	0.202	0.535	0.251	0.579	0.144
TDS					1	0.171	0.532	0.364	-.055	0.247	0.213	0.447	0.011	-0.075	0.017	0.138	0.17	.714*	0.345	-.131	-0.068	-0.508
Salinity						1	0.673	-0.423	0.197	.911**	0.673	0.432	.742*	.708*	.775*	0.401	.729*	0.537	.922**	-.615	0.486	0.251
TU							1	-0.038	0.628	0.686	0.293	0.593	.757*	.732*	.805*	-.056	0.592	0.338	0.664	-.539	0.706	0.315
DO								1	0.263	-0.552	-.262	0.367	-0.561	-0.35	-0.345	-.201	-.078	0.142	-0.329	0.153	-0.32	-0.318
Sat. O ₂									1	0.085	-.162	0.388	0.516	0.678	0.676	-.327	0.415	-0.28	0.146	-.205	.746*	0.667
BOD										1	.750*	0.231	.791*	0.648	.734*	0.248	0.604	0.48	.849**	-.736*	0.412	0.166
COD											1	-.105	0.446	0.314	0.443	0.556	0.636	0.687	.761*	-.546	-0.076	-0.201
NH ₄ -N												1	0.116	0.202	0.274	-.151	0.327	0.328	0.33	-.325	0.26	-0.002
NO ₂ -N													1	.858**	.956**	0.152	0.684	0.09	.727*	-0.44	.781*	0.534
NO ₃ -N														1	.909**	0.045	0.526	0.004	0.592	-.482	.903**	.795*
Ca															1	0.157	.785*	0.139	.751*	-.469	.803*	0.574
Mg																1	0.538	0.673	0.627	0.305	-0.108	-0.29
K																	1	0.521	.863**	-.264	0.344	0.052
Na																		1	.713*	-.202	-0.216	-0.556
Cl ⁻																			1	-.406	0.378	0.031
SO ₄																				1	-0.209	-0.201
TN																					1	.847**
TP																						1

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

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

Principal Component Analysis (PCA) and Cluster Analysis (CA)

In this study, the stations were the classified dependent variables. On the other hand, all the measured components created as independent variables. The PCA was applied on 22 physicochemical parameters for Lake Bafa with 8 sampling stations to determine variation in water quality during two years period. The obtained results of the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) Sample Proficiency Test were calculated as 0.803 and show that the sample size is quite good and sufficient. In this study, the eigenvalues are greater than 1 at the PCA 1 (43% variance), PCA 2 (20.05% variance) and

PCA 3 (16% variance). The biplots, which are the graphical representation of factor loadings in different components (PCA 1, PCA 2 and PCA 3) are given in Figure 2, 3 and 4. Eigenvalues greater than one are selected as criteria for the evaluation of basic components as the sources of variance that should be explained from the data used. Data that are not correlated or have low correlation coefficient are not evaluated in order to increase the reliability of PCA analysis. The PCA analysis led to the explanation of 79.05% total variance in case of Lake Bafa. Scree Plot in which the eigenvalues of the basic components are expressed is given in Figure 5.

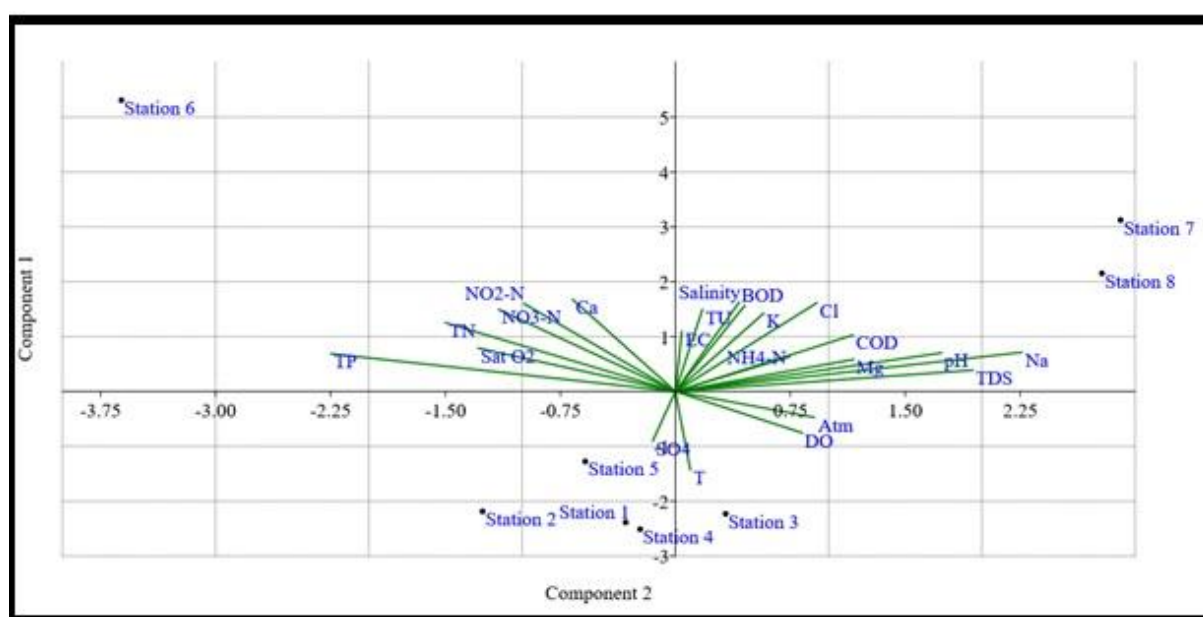


Figure 2. Biplots for Principal component analysis PCA 1 - PCA 2 component of water quality in Lake Bafa

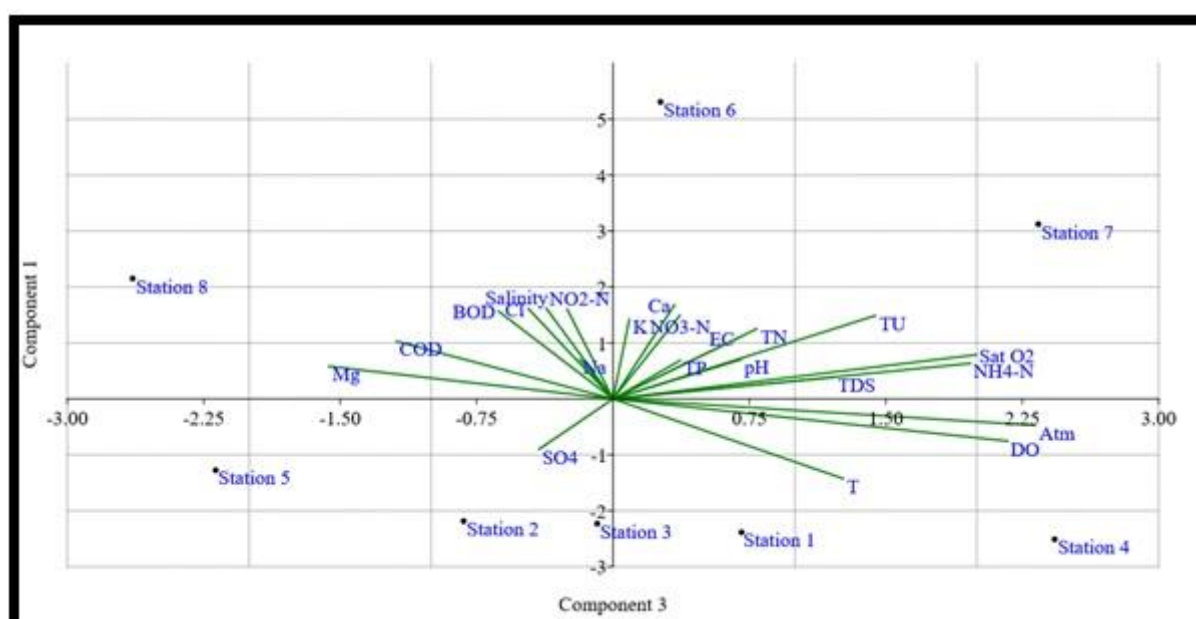


Figure 3. Biplots for Principal component analysis PCA 1 - PCA 3 component of water quality in Lake Bafa

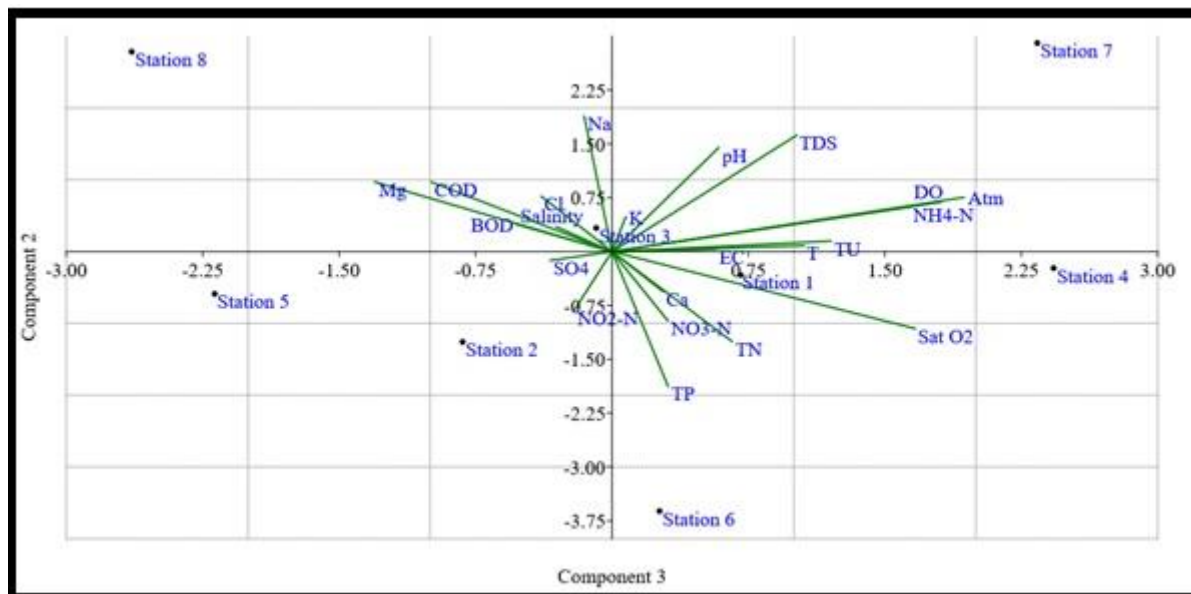


Figure 4. Biplots for Principal component analysis PCA 2 - PCA 3 component of water quality in Lake Bafa

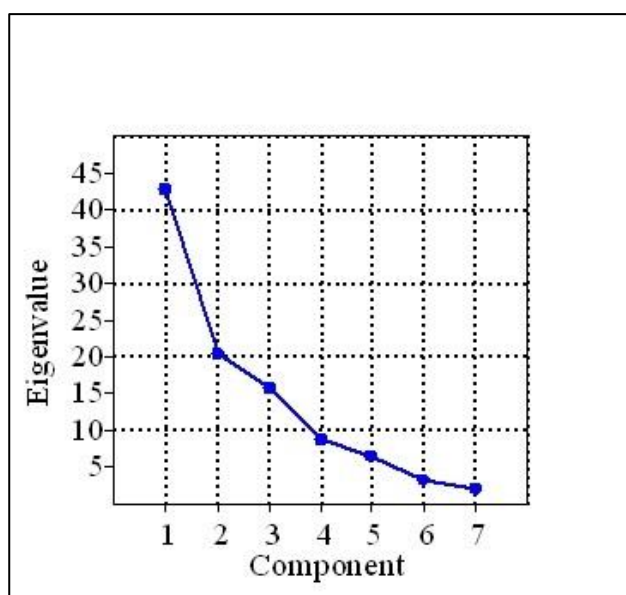


Figure 5. Scree Plot diagram

In this research, CA was applied on lake parameters to determine spatial similarity and dissimilarity for classifying of stations. The resulted dendrogram (Figure 6) grouped all the eight sampling stations into four statistically significant clusters as station (1-2), (3-4), (6-7) have low mutual dissimilarities as compared to 8th station. On the other hand, the highest similarity was identified in the 3rd and 4th station while the lowest similarity was identified in the 1st and 8th station.

According to Klee (1991), the water quality class at 1th and 2nd stations are *beta-alphamesosaprob* (Class II-III) in summer and autumn while the water quality class is *betamesosaprob* (Class II) in winter and the water quality class is *alphamesosaprob* (Class III) in spring. The 3rd and 4th stations are *alphamesosaprob* (Class III) in summer and autumn

while the water quality is *beta-alphamesosaprob* (Class II-III) in winter and spring. The 6th and 7th stations are *alpha-polysaprob* (Class III-IV) in all season. The 8th station is *alphamesosaprob* (Class III) in all season.

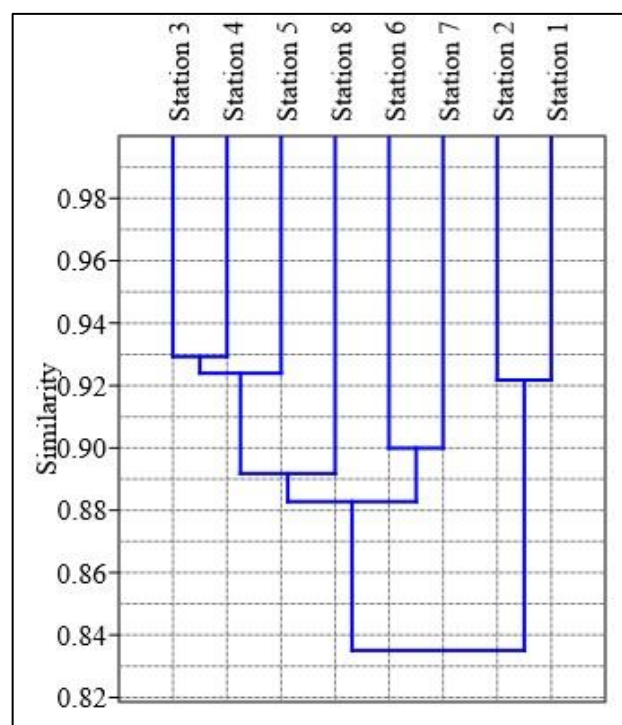


Figure 6. Classification of stations based on similarities of physicochemical parameters.

Discussion

T°C is a very important parameter for aquatic life, as it changes the viscosity and density of water, affects the rate of biochemical reactions occurring in the aquatic environment and the solubility of gases. It is known that the metabolism of organisms,

especially fish, varies with temperature. For example, carp is euriterm but begins feeding (8-10°C) and breeding (15°C) only after certain temperatures (Nikolsky 1963). The most suitable water temperature for trouts is 8-16°C. According to the WPCR, Lake Bafa had class II-III water quality in terms of T°C.

DO and Sat. O₂, which is vital for aquatic organisms, varies depending on the temperature as well as the photosynthesis rate of plants and the trophic level of the lakes. The oxygen holding capacity of water is affected by temperature, pressure and salts dissolved in water. It is desired that the fish grown waters are saturated with oxygen. Bremond and Vuichard (1973) stated that the minimum amount of DO required for the cyprinid species to survive should be 5.0 mg/L. For trouts, the oxygen of the water should be at least 7.0 mg/L (Özdemir 1994). According to the WPCR, Lake Bafa has been found to have class II water quality in terms of DO and Sat. O₂ parameters, excluding the 1st and 2nd stations. The rest of the stations of Lake Bafa are described as "Contaminated Regions".

According to Balık and Ustaoglu (1989); Ciriş and Metin (1989); Sarı et al. (2001); Öztürk et al. (2002); Demir (2007); Koç (2008); Kazancı et al. (2008); Yabancı et al. (2011); Erdoğan (2011); Kesici et al. (2012), the T°C values varied between 8.0- 31.6°C in Lake Bafa while DO varied between 4.45-7.97 mg/L. According to Kesici et al. (2012), the average oxygen saturation value varied between 37%-79% in Lake Bafa.

pH, which is an indicator of the acidity of water, is one of the important factors affecting the life. In lake waters that are not contaminated in any way, the pH value varies between 6.0 and 9.0. While many fish species show good growth in waters with a pH of 6.5-8.5 (Arrignon 1976; Dauba 1981), waters with a pH higher than 10.8 and less than 5.0 have a lethal effect for the Cyprinidae (especially carp) (Svoboda et al. 1993). Generally, alkaline waters are more suitable for trout production. Although trout can live in waters with a pH between 4.5-10, the best are waters with a pH of 7.5-8.0 (Özdemir 1994). The waters of the stations detected on Lake Bafa have a slightly alkaline character in terms of pH values and all stations have class I-II water quality in terms of pH according to the WPCR. For Cyprinid health, the mandatory pH range in waters is expected to be 6.00 – 9.00 (EC 2006). According to the pH data determined in the region, there is no risk for Cyprinid species. In addition, it has been determined that the pH values of the watershed waters do not exceed the 6.5-9.5 range reported for pH in the Turkish Standards Institute's watershed notification (TS266 2005). According to Kesici et al. (2012), the average

pH values were changing between 6.89 and 9.12 in Lake Bafa.

The EC of waters is a measure of the amount of salts or soluble substances in the water and depends on both geological and external factors (Höll 1979). According to the WPCR, the Lake Bafa has a Class III water quality in terms of the determined EC values.

TDS originate from natural resources, domestic and industrial wastewater and agricultural areas. The main ions that contribute to the total amount of dissolved solids are carbonate, bicarbonate, chloride, sulfate, nitrate, sodium, potassium, calcium, magnesium, etc. In addition, silt, clay, small particles of organic structure, inorganic substances, organic compounds that can be dissolved, plankton and other microscopic organisms compose TDS. The amount of TDS affects the properties of drinking water such as taste, hardness and corrosion. According to the WPCR, the Lake Bafa has a Class III water quality in terms of the determined TDS values.

Turbidity is seen in waters containing suspended solids, which prevent the passage of light. Turbidity can be caused by many organic or inorganic substances. Turbidity is important for 3 reasons in terms of environment. First; the aesthetic use is avoided, the second is the low filterability and finally the disinfectability is not effective. It is recommended not to exceed 1 NTU (turbidity unit) by EPA and world health organization (WHO). According to the WPCR, 6th and 7th stations in Lake Bafa has a Class IV water quality in terms of the determined TU values.

According to the TWPCR (2008), the NH₄-N concentration <0.2 mg/L is Class I; between 0.2-1 mg/L is Class II; between 1-2 mg/L is Class III; and the waters around 2 mg/L are specified as Class IV quality waters. In Lake Bafa, the water quality is Class II according to NH₄-N values. In Lake Bafa, NH₄-N values are in parallel with Küçükusu Pond (Kastamonu) (Mutlu and Aydın Uncumusaoğlu 2017).

The NO₃-N in groundwater and surface waters results from the oxidation of ammonia, which occurs as a result of the decomposition of proteins contained in vegetable and animal wastes, and nitrate fertilizers used in agricultural areas. NO₃-N is the most common form of nitrogen in freshwaters, and it is very rare in uncontaminated waters (Wetzel 2001; Manahan 2011). It is also below the limit value reported as 50 mg/L in World Health Organization, European Union and TS266, where the NO₃-N values determined at all stations examined in the Lake Bafa are below the recommended 10 mg/L limit value in healthy waters reported by EPA. (EPA 1979; TS266 2005; EC 2007; WHO 2011).

NO₂-N is an intermediate product in biological oxidation from ammonium to nitrate and can reach very high levels, especially in organically contaminated waters, where oxygen is not sufficient (Egemen and Sunlu 1999). According to the drinking water standards reported by the WHO, it is expected that the NO₂-N value in the waters will not exceed the 0.2 mg/L limit (WHO 2011). According to the EC directive reported by the European Commission, the NO₂-N concentration in waters is expected not to exceed the 0.03 mg/L limit in terms of Cyprinid health (EC 2006). Accordingly, NO₂-N concentrations detected in Lake Bafa almost pose a risk to Cyprinid health. Lake Bafa is exposed to sewage waste of many settlements and there are many agricultural land around it. As it is known, the most important sources of NO₂-N in waters include organic substances, nitrogenous fertilizers and some minerals (Wetzel 2001; Manahan 2011). The very high nitrite values detected in the waters of the region show that the wastes of the settlements are discharged into the system without any or sufficient purification and that agricultural fertilizers used in the basin are an ecologically important source of stress.

According to the TWPCR (2008), the NO₂-N concentration <0.002 mg/L is Class I; between 0.002-0.01 mg/L is Class II; between 0.01-0.05 mg/L is Class III; 0.05> is stated as water in Class IV quality. In our study, Lake Bafa water quality class in all stations was found to be slightly polluted as Class III. In Lake Bafa, NO₂-N values are in parallel with Eğirdir Lake (Zeybek et al. 2012).

Phosphorus in ground and surface waters depends on population density, agricultural fertilization methods and fertilization frequency, and vegetation and soil structure are also significantly influenced by phosphorus accumulation in waters. In addition, it has been reported that detergents used in cleaning and reaching the receiving water environment with wastewater are factors affecting phosphorus concentration (Uslu and Türkman 1987). It has been calculated that 91% of phosphate comes from domestic and industrial wastewater and 9% from agricultural areas to receiving waters (Egemen and Sunlu 1999). According to the classification reported by Uslu and Türkman based on phosphate concentrations in waters; waters with phosphate concentrations up to 0.02 mg/L is Class I, waters up to 0.16 mg/L Class II, waters up to 0.65 mg/L Class III, water higher than 0.65 mg/L has class IV water quality (Uslu and Türkman 1987). According to the WPCR, Lake Bafa has a Class III-IV water quality in terms of the determined TP values. In Lake Bafa, TP values are in parallel with Küçüküsu Pond (Kastamonu) (Mutlu and Aydın Uncumusaoğlu 2017).

The ecological importance of SO₄ in natural waters is quite large and it must be present in the environment in order to increase the biological efficiency especially for plant growth. In case of deficiency, the development of phytoplankton in the environment is adversely affected and this decreases primary productivity (Atıcı and Obalı 1999; Tanyolaç 2004). According to the WPCR, Lake Bafa has a Class IV water quality in terms of the determined SO₄ values. In addition, sulfate values determined in the waters of the region were determined to be lower than the limit value of 250 mg/L reported in TS266 and EC criteria (TS266 2005; EC 2007).

According to Tanyolac (2004), oxygen concentration in aquatic system is a very important subject, as the biological, chemical and physical processes involved in the increase or decrease of oxygen in lake. The highest value of BOD was obtained at the stations 5th, 6th, 7th and 8th. The highest value of COD was recorded at 8th station. COD is often used for determining waste concentration and is applied primarily pollutant mixture such as industrial, agricultural and farming waste. Our results consistent with Büyük Menderes River carries high amounts of nitrogen because of anthropogenic activities such as fertilizers and pesticide usage, organic contaminants flow of water. Because of this reason, chloride, total nitrogen and phosphate concentrations are affected and exceeded the drinking water limits of WHO legislation.

Because of important amounts of dissolved salt, the high level of EC, TDS and salinity values was observed in 6th and 7th station of lake on summer season. At the reason of high conductivity, TDS and salinity in dry season, represent the water with high electrolyte concentration because of the evaporation. Kazi et al. (2009) and Zhao et al. (2012) obtained similar results in Manchar and Baiyangdian Lake. Zacheus and Martikainen (1997) submitted that significant amounts of main cations like Na⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺ concentration.

In this study, evaluation of the parameters affecting the water quality of Lake Bafa was determined by multivariate statistical techniques. Despite the use of multivariate statistical analysis are often used to determine the water quality of lakes and rivers throughout the world, there are not many studies in Turkey. PCA is a statistical identification pattern which is a dimension- reduction method that can be used to diminish large data set of variables to a small data set at the same time (Helena et al. 2000; Alberto et al. 2001; Kazi et al. 2009; Zhao et al. 2012). According to the Pearson Correlation analysis results applied to the data, strong positive correlations were recorded between TDS and EC data

($p < 0.01$) in Lake Bafa. Another strong positive correlations were recorded between DO and T°C ($p < 0.01$) in Lake Bafa. Positive loading on Sat. O₂, TDS and EC has been related with domestic and agricultural runoff. According to Solanki et al. (2010), the significant relationship between T°C and DO is a natural process in lakes. Iscen et al. (2008) were used to multivariate statistical techniques such as PCA in order to determine surface water quality in Uluabat Lake. According to results in Ulubat Lake, it may be concluded that of the 77.35% of variances explained by the Total Coliform, Fecal Coliform, PO₄-P, COD, SO₄ and T°C. Duran (2006) was used PCA analysis to determine the effect of physicochemical parameters on benthic invertebrates in a study conducted in Behzat Stream. As a result of his study, he obtained two principal components that collectively explained 78.148% of the variance which was influenced by abundance hardness, DO, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P, NO₂-N and COD concentrations. Duran and Akyıldız (2011) used PCA technique to assess the effect of physicochemical parameters in Süleymanlı Lake. According to Shrestha and Kazama (2007) and Najar and Khan (2012), if eigenvalues are greater than 1, it is considered significant and is taken as criterion for analysis of principal components required to explain the variance in the data. According to Liu et al. (2003), the factor loadings classified as “strong”, “moderate” and “weak” corresponding to precise loading values of >0.75 , $0.75-0.50$ and $0.50-0.30$, respectively. In their study, they obtained 78.148% of the variance which was positively correlated the pH and the T°C while negatively correlated the EC, DO, TDS and orthophosphate as a result of PCA analysis. According to the results of PCA applied to physicochemical data in Pazarsuyu Stream, PCA indicates the six components responsible for the data structure, accounting for 82.88% of the total variance of the dataset (Ustaoglu and Tepe 2019). According to the results of PCA applied to physicochemical data in Tuzaklı Pond, PCA indicates the four main components (soluble salts, ammonium and phosphorus) responsible for the data structure, accounting for 88.31% of the total variance of the dataset (Uncumusaoğlu and Mutlu 2019). According to the results of PCA applied to physicochemical data in Ergene River basin, the strong negative correlations were recorded between DO, salinity, TDS and EC (Tokatlı 2020).

Besides its ecological, historical and economical importance, Lake Bafa was chosen as a study area since Büyük Menderes basin served as one of the pilot basins for WFD applications in Turkey. Monoculture agricultural practices in the region impoverish the soil in terms of many minerals. In

order to overcome this deficiency, inorganic and phosphate fertilizers are used extensively in almost all basin soils. The major reason of corruption to the Lake Bafa is recorded to be the flow of industrial, agricultural and domestic waste from the upstream part of Büyük Menderes River, and pollution from local fisheries around the lake. The data obtained from the statistical analysis clearly reveals the negative effects of agricultural and industrial pollution on the system. To improve the quality of Lake Bafa, one of the most important fresh waters of the Aegean region, to reduce stress and pressure on aquatic organisms and to protect the health of the local people;

- Unconscious use of chemical, fertilizers and pesticides should be prevented,

- Industrial establishments located in the basin should be inspected frequently and prevented from giving their wastes to the system without treatment,

- In addition, the water quality of the lake should be monitored continuously, by means of physicochemical and biological ways, and should be able to intervene quickly if necessary.

We believe that this study will constitute vital perspective to the monitoring of lakes data.

Acknowledgements

This research was supported by Scientific and Technological Research Council of Turkey (TUBİTAK, Project no: 114Y249).

References

- Akkan T, Yazicioglu O, Yazici R, Yilmaz M. 2018. Assessment of irrigation water quality of Turkey using multivariate statistical techniques and water quality index: Sıddıklı Dam Lake. Desalin Water Treat. 115:261. doi: 10.5004/dwt.2018.22302
- Alberto WD, Del Pilar DM, Valeria AM, Fabiana PS, Cecilia HA, De Los Angeles BM. 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia River basin (Cordoba—Argentina). Water Resour. 35:2881-94. doi: 10.1016/s0043-1354(00)00592-3
- Arrignon J. 1976. Aménagement Ecologique et Piscicole des Eaux Douces. Bordas, Paris, 322 p.
- Atıcı T, Obalı O. 1999. Susuz Göleti (Ankara) algleri ve su kalite değerlendirmesi. Gazi Üniversitesi Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi. 19(3):99-104.[in Turkish]
- Balık S. Ustaoglu MR. 1989. Bafa Gölündeki Ulubat Balığı (*Acanthobrama mirabilis* Ladiges, 1960)'nin biyoeolojik ve ekonomik yönlerden incelenmesi. Turkish J Zool. 13(3):141-174. [in Turkish]
- Balık S, Ustaoglu MR, Sarı HM. 1992. Bafa Gölü (Söke-Aydın) Kababurun (*Chondrostoma nasus* L., 1758) populasyonunun biyolojik özelliklerinin incelenmesi. Fırat Üniversitesi XI. Ulusal Biyoloji Kongresi. 49-58, Elazığ. [in Turkish]

- Balık S. 1995. Freshwater Fish in Anatolia, Turkey. Biological Conservation. 72: 213–223.
- Bremond R, Vuichard R. 1973. Parameters de la qualite des eaux: Ministere de la Protection de la Nature et de l'Environnement, Documentation, Française, Paris, 179 p.
- Cirik S, Metin C. 1989. Planktonic algae and the seasonal changes of Lake Bafa (in Turkish). Environent Symposium. 604–613, Adana.
- Dauba F. 1981. Etude comperative de la fauna des poissons dans les ecosystemes de deux reservoirs: Luzech (Lut) et Chastang (Dordogone): These de troisieme cycle L'Institut National Polytechnique de Toulouse. 179 p.
- Demir N. 2007. Changes in the phytoplankton community of a coastal, hyposaline lake in western Anatolia, Turkey. Limnology. 8, 337–342.
doi: 10.1007/s10201-007-0214-4
- Duran M. 2006. Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters of Behzat Stream in Turkey. Polish J Environ Stud. 15(5):709-717.
- Duran M, Akyildiz GK. 2011. Evaluating benthic macroinvertebrate fauna and water quality of Suleymanli Lake (Buldan-Denizli) in Turkey. Acta Zool Bulgar. 63(2):169- 178.
- Dügel M, Kazancı N. 2004. Assessment of water quality of the Büyük Menderes River (Turkey) by using ordination and classification of macroinvertebrates and environmental variables. J Freshwater Ecol. 19(4):605-612.
doi: 10.1080/02705060.2004.9664741
- EC (European Communities). 2006. EC of the European Parliament and of the council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. Directive 2006/44.
- EC (European Communities). 2007. European communities (drinking water) (no. 2). Regulations 2007, S.I. No. 278 of 2007.
- Egemen O, Sunlu O. 1999. Water quality. Ege University Fisheries Faculty Issue number: 14, İzmir. ISBN: 9754831416.
- Elvira B. 1987. Taxonomic revision of the genus Chondrostoma Agassiz, 1835 (Pisces, Cyprinidae). Cybium 11:111–140.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 1979. A review of the EPA red book quality criteria for water. Environmental Protection Agency, USA. 311 p.
- Erdoğan S. 2011. Fiziksel etkiye kimyasal tepki: Bafa Gölü sulak alan ekosistemi (Türkiye) örneği. Ankara Üniversitesi Çevre Bilimleri Dergisi. 3(1):1-8.
doi: 10.1501/Csaum_0000000040. [in Turkish]
- Helena B, Pardo R, Vega M, Barrado E, Fernandez JM, Fernandez L. 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. Water Resources. 3:807-16.
doi: 10.1016/S0043-1354(99)00225-0
- Höll K. 1979. Wasser (untersuchung, beurteilung, aufbereitung, chemie, bakteriologie, virologie, biologie). Berlin: Auflage, de Gruyter 586 p.
- Işcen CF, Emiroğlu 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. Environ Monit Assess. 144:269–276.
doi: 10.1007/s10661-007-9989-3
- Kazancı N, Girgin S, Dügel M. 2008. Research on the Limnology of Lake Bafa in South-Western Turkey and climate change impacts. Review of Hydrobiology. 2:207-223.
- Kazi TG, Arain MB, Jamali MK, Jalbani N, Afridi HI, Sarfraz RA, Baig JA, Shah AQ. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. Ecotoxicology and Environmental Safety. 72:301-309.
doi: 10.1016/j.ecoenv.2008.02.024
- Kesici K, Tüney G, Kesici E, Sukatar A. 2012. Bafa Gölü'nde ani alg çoğalmasına neden olan *Nodularia spumigena* türünün morfolojik tayini. 21. Ulusal Biyoloji Kongresi. 1122-1145, İzmir. [in Turkish]
- Klee O. 1991. Angewandte Hydrobiologie.- G. Theieme Verlag, 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage, 272, Stuttgart-New York.
- Knipping M, Mullenhoff M, Brückner H. 2008. Human induced landscape changes around Bafa Gölü (western Turkey). Veg Hist Archaeobot. 17:365-380.
doi:10.1007/s00334-007-0132-8
- Koç C. 2008. The effects of the environment and ecology projects on lake management and water quality. Environ Monit Assess. 146:397-409.
doi:10.1007/s10661-008-0446-8
- Kuru M, Balık S, Ustaoglu MR, Unlu E, Taskavak E, Gul A, Yılmaz M, Sarı HM, Kucuk F, Kutrup B, Hamalosmanoglu M. 2001. Türkiye'de bulunan sulak alanların RAMSAR Sözleşmesi balık kriterlerine göre değerlendirilmesi. Proje Kesin raporu, 55-58. [in Turkish]
- Kükrer S, Mutlu E. 2019. Assessment of surface water quality using water quality index and multivariate statistical analyses in Saraydüzü Dam Lake, Turkey. Environ Monit Assess. 191(2):71.
doi: 10.1007/s10661-019-7197-6
- Liu CW, Lin KH, Kuo YM. 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a Blackfoot disease area in Taiwan. Sci Total Environ. 313(1–3): 77–89.
doi: 10.1016/S0048-9697(02)00683-6
- Manahan SE. 2011. Water chemistry: green science and technology of nature's most renewable resource. Taylor & Francis Group 398p. doi: 10.1201/b11794
- Mermer A. 1989. Gediz Nehrindeki Kababurun Balığı (*Chondrostoma nasus* Linnaeus, 1758) populasyonunun biyolojik yönden incelenmesi. [Yüksek Lisans Tezi]. Ege Üniversitesi. [in Turkish]
- Mutlu E, Aydın Uncumusaoğlu A. 2017. Küçüksu Göleti'nin (Taşköprü-Kastamonu) su kalitesinin incelenmesi. Yunus Araştırma Bülteni. 2017(3):

- 209-224. doi:10.28955/alinterizbd.332812. [in Turkish].
- Najar IA, Khan AB. 2012. Assessment of water quality and identification of pollution sources of three lakes in Kashmir, India, using multivariate analysis. *Environ Earth Sci.* 66:2367–2378.
doi:10.1007/s12665-011-1458-1
- Nikolsky GV. 1963. *The Ecology of Fishes* (Translated by L. Birkett), Academic Press: London and New York, 352 p.
- Oczkowski A, Nixon S. 2008. Increasing nutrient concentrations and the rise and fall of a coastal fishery, a review of data from the Nile Delta, Egypt. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 77: 309–319.
doi: 10.1016/j.ecss.2007.11.028
- Özdemir N. 1994. Tatlı ve tuzlu sularda alabalık üretimi. Fırat Üniversitesi, Yayın No: 35, Elazığ. [in Turkish]
- Öztürk B, Poutiers JM, Sarı HM, Özbek M. 2002. On the occurrence of *Mytilaster marioni* Locard, 1889 (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae) in Lake Bafa (Turkey) with a redescription of the species. *Hydrobiologia.* 485:123-131.
doi: 10.1023/A:1021374522187
- Reghunath R, Murthy TRS, Raghavan BR. 2002. The utility of multivariate statistical techniques in hydrogeochemical studies: an example from Karnataka, India. *Water Resour.* 36: 2437-42.
doi: 10.1016/s0043-1354(01)00490-0
- Sarı HM, Balık S, Bilecenoglu M, Türe G. 1999. Recent changes in the fish fauna of Lake Bafa, Aegean region of Turkey. *Zool Middle East.* 18: 67–76.
- Sarı HM, Balık S, Özbek M, Aygen C. 2001. Bafa Gölü'nün makro ve meiobentik omurgasız faunası. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi.* 2(2):285-291. [in Turkish]
- Shrestha S, Kazama F. 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. *Environ Model Soft.* 22:464–475.
doi: 10.1016/j.envsoft.2006.02.001
- Shuchun Y, Bin X, Deyang K. 2010. Chronology and nutrients change in recent sediment of Taihu Lake, lower changjiang river basin, East China. *Chinese Geogr Sci.* 20(3):202–208.
doi: 10.1007/s11769-010-0202-1
- Simeonova P, Simeonov V, Andreev G. 2003. Water quality study of the Struma River Basin, Bulgaria. *Cent Eur J Chem.* 1:136–212.
- Solanki VR, Hussain MM, Raja SS. 2010. Water quality assessment of Lake Pandu Bodhan, Andhra Pradesh State, India. *Environ Monit Assess.* 163:411–419.
doi: 10.1007/s10661-009-0844-6
- Sommerfield PJ. 2008. Identification of the Bray-Curtis similarity index: Comment on Yoshioka (2008). *Mar Ecol Prog Ser.* 372:303-306.
doi: 10.3354/meps07841
- Svobodá Z, Lloyd R, Máchová J, Vykusová B. 1993. Water quality and fish health, FAO, EIFAC technical paper, No:54.
- Tanyolaç J. 2004. *Limnology* (3rd edition). Hatipoğlu Press: Ankara. [in Turkish]
- Taş B, Tepe Y, Ustaoglu F, Alptekin S. 2019. Benthic algal diversity and water quality evaluation by biological approach of Turnasuyu Creek, NE Turkey.
doi: 10.5004/dwt.2019.24225
- TS266 2005. Sular-İnsani tüketim amaçlı sular. Türk Standartları Enstitüsü, ICS 13.060.20. [in Turkish]
- Turkish Water Pollution Control Regulation (TWPCR). 2008. The regulation of water pollution control. ministry of environment and forestry. Official Newspaper, (31.12.2004) No: 25687.
- Tokatlı C. 2020. Ergene Nehir Havzası su kalitesinin çok değişkenli istatistik analizler kullanılarak değerlendirilmesi. *LIMNOFISH-Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research.* 6(1):38-46.
doi: 10.17216/limnofish.524036
- Uncumusaoglu AA, Mutlu E. 2019. Evaluating spatial and temporal variation in Tuzaklı pond water using multivariate statistical analysis. *Pol J Environ Stud.* 28(5):1-14.
doi: 10.15244/pjoes/99103
- Uslu O, Türkman A. 1987. Su kirliliği ve kontrolü. Ankara: T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları 398 s. [in Turkish]
- Ustaoglu F, Tepe Y. 2019. Water quality and sediment contamination assessment of Pazarsuyu Stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. *International Soil and Water Conservation Research.* 7(1):47-56.
doi: 10.1016/j.iswcr.2018.09.001
- Ustaoglu F, Tepe Y, Taş B. 2020. Assessment of stream quality and health risk in a subtropical Turkey river system: A combined approach using statistical analysis and water quality index. *Ecol Indic.* 113:105815.
doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105815
- Wetzel RG. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems.* Elsevier Academic Press: 1006 p.
- WHO (World Health Organization). 2011. Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization Library Cataloguing-in-Publication Data, NLM classification: WA 675.
- Yabanlı M, Türk N, Tenekecioğlu E, Uludağ R. 2011. Bafa Gölü'ndeki toplu balık ölümleri üzerine bir araştırma. *SAÜ Fen Bilimleri Dergisi.* 15(1):36-40. [in Turkish]
- Yoshioka PM. 2008. Misidentification of the Bray-Curtis similarity index. *Mar Ecol- Prog Ser.* 368:309-310.
doi: 10.3354/meps07728
- Yu FC, Fang GH, Ru XW. 2010. Eutrophication, health risk assessment and spatial analysis of water quality in Gucheng Lake, China. *Environ Earth Sci.* 59: 1741–1748.
doi: 10.1007/s12665-009-0156-8
- Zacheus OM, Martikainen PJ. 1997. Physicochemical quality of drinking and hot waters in Finnish buildings originated from groundwater or surface water plants. *Sci Total Environ.* 204:1–10.

Zeybek M, Kalyoncu H, Ertan ÖÖ. 2012. Species composition and distribution of mollusca in relation to water quality. *Turk J Fish Aquat Sci.* 12:721-729.

doi: [10.4194/1303-2712-v12_3_21](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_3_21)

Zhao Y, Xia XH, Yang ZF, Wang F. 2012. Assessment of water quality in Baiyangdian Lake using multivariate statistical techniques. *Procedia Environ Sci.* 13:1213-1226.

doi: [10.1016/j.proenv.2012.01.11](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.11)



Antalya İli Su Ürünleri Üretici Birliğinin Ortakları ile İlişkilerinin Analizi

Evrım Beyhan ŞEN ŞENSOY^{1*} , Serpil YILMAZ¹ 

¹ Akdeniz University, Faculty of Fisheries, Konyaaltı-Antalya-Turkey

Ö Z

Üretici örgütleri, ortaklarının sosyal ve ekonomik ihtiyaçlarını karşılamak amacıyla kurulan, günümüzde ülkelerin gelişmişlik kriteri olarak da kabul edilen yapılardır. Ortakların üretim girdilerini uygun fiyat ile elde edebilmeleri, gelirlerini artıracabilmeleri, ürünlerini iyi koşullarda pazarlayabilmeleri ancak etkin bir örgütlenme ile mümkün olabilir. Bu nedenle bu çalışmada Antalya Su Ürünleri Yetiştiricileri Üretici Birliği'nin 35 ortağı ile yüz yüze anket yöntemi ile görüşmeler yapılmıştır. Tam sayım yöntemi yapılan çalışmada, Antalya ilindeki balıkçıların örgütlenme eğilimleri, örgütlenme yapıları ve örgütlenmelerini etkileyen faktörlerin ortaya konulması amaçlanmıştır. Araştırmanın veri toplama aşaması olan anket uygulama dönemi av sezonu dönemi olarak planlanmış ve Kasım 2017- Mart 2018 tarihleri arasında gerçekleşmiştir. Çalışmada, bağlantılı olarak öngörülen veriler için khi kare analizi, üretici örgütü ile ortakları ilişkisini belirleyen etkenleri belirlemek için de çok değişkenli istatistik analizlerinden faktör analizi yöntemi kullanılmıştır. Araştırma sonuçlarına göre; Su Ürünleri Üretici Birliği'ne ortak olma nedenlerinin başında ekonomik ve teknik destek alabilme amacı gelmekte ise de, ortaklar tarafından üretici birliğinin faaliyetleri yetersiz olarak değerlendirilmektedir. Öte yandan yine ortaklar tarafından, koşullarının sınırlı olmasına, yeterli desteğe sahip olmamasına ve beklenen başarıyı tam olarak karşılayamamasına rağmen üretici birliklerinin ayakta durma çabaları ve ortak sayılarının giderek artması Antalya'da balıkçıların örgütlenmesi açısından olumlu bir sonuç olarak değerlendirilebilmektedir.

Anahtar kelimeler: Su ürünleri yetiştiriciliği, örgütlenme, üretici birliği, Antalya

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 30.04.2021

Düzeltilme : 29.05.2021

Kabul : 30.05.2021

Yayın : 30.12.2021



DOI:10.17216/LimnoFish.930486

* SORUMLU YAZAR

evrimsen1@gmail.com

Phone : +90 535 063 50 36

Fax : +90 242 310 60 85

Analysis of the Relationships of the Antalya Province Aquaculture Producers Union with its Partners

Abstract: Producer unions, which are established with the aim of meeting economic and social needs of its members, are structures that are also accepted as the development criteria of countries today. Nevertheless, it is only with an effective organization, members can obtain production inputs at affordable prices, increase their income, and market their products in good conditions. Accordingly, in this research, a face to face survey was conducted with 35 members of the Antalya Aquaculture Producers Union. Using a full counting method, the study was aimed to reveal organizational tendencies, organizational structures and the factors affecting organization of fish farmers in the Antalya province. The survey application period or the data acquisition phase was the harvest season in between November 2017 and March 2018. In this study, chi-square analysis was used for the connection of envisaged data, and factor analysis method, one of the multi-variable statistical analyses, was used in order to define the factors determining the relationship between the producer's union and its members. According to the research results, although the main reason for becoming a partner to a producer's union is to get economic and technical support, its partners consider the activities of the Antalya Aquaculture Producers Union insufficient. On the other hand, despite the lack of sufficient support and expected success, the efforts of the producer's union to survive and to increase the number of partners can be considered as a positive result for the organization of fish farmers in Antalya.

Keywords: Aquaculture, organisation, producers union, Antalya

Alıntılama

Şen Şensoy EB, Yılmaz S. 2021. Antalya İli Su Ürünleri Üretici Birliğinin Ortakları ile İlişkilerinin Analizi. LimnoFish. 7(3): 285-299. doi: 10.17216/LimnoFish.930486

Giriş

Gelişen dünyada, özellikle küçük ölçekli işletmelere sahip olan üreticilerin, piyasa şartlarında rekabet edebilmek ve hayatta kalabilmek amacıyla

mutlaka bir araya gelerek bir menfaat birlikteliği sağlamaları ve birlikte faaliyet göstermeleri bir zorunluluk haline gelmiştir. Bu nedenle ülkelerin gelişmişlik düzeylerinin göstergelerinden biri olarak

kabul edilen örgütlenme, farklı sektörlerde olduğu gibi ülkemiz balıkçılık sektörü için de büyük önem taşımaktadır.

Ancak aynı zamanda, su ürünleri sektörünün çözülmesi gerekli sorunlarının başında da üretici örgütleri yer almaktadır. Oysa 5200 sayılı yasa ile kurulan Su Ürünleri Üretici Birlikleri, su ürünleri piyasasının düzenlenmesi, üreticilerin haklarının korunması ve ihtiyaçlarının karşılanması amacıyla birçok görevi üstlenmektedir. Ülkemizde halen 31 adet Su Ürünleri Üretici Birliği bulunmakta iken, üretici birliklerinin toplam ortak sayısı 1214'dür. Su Ürünleri Üretici Birlikleri toplam üretici birliklerinin, %3,6'sını oluşturmakta ise de gün geçtikçe sayıları artmaktadır.

Antalya İli özellikle su ürünleri yetiştiriciliğinde önemli yeri olan illerdendir. Nitekim Antalya ve ilçelerinde Su Ürünleri Üretici Birliği'ne ortak olan 56 adet yetiştirici bulunmakta ise de çift kayıt, vefat ve el değiştirme nedeniyle sadece 35 ortak aktiftir (Anonim 2017).

Araştırma alanı olarak seçilen Antalya İlinin iyi bir balıkçılık geçmişi olmasına rağmen, örgütlenme kültürünün yaygın olmaması, balıkçılık faaliyetlerinde üretici birliklerinin etkinliğinin az olması, örgüt ve ortak ilişkilerinde yaşanan sıkıntılar, balıkçılık ürünlerinde üretici birliklerinin aracılığıyla katma değer yaratılmasındaki eksiklikler büyük önem taşımaktadır.

Bu çalışmada, Antalya ilindeki balıkçıların örgütlenme eğilimleri, örgütlenme yapıları ve örgütlenmelerini etkileyen faktörlerin ortaya konulması amaçlanmıştır. Araştırmada, üretici örgütlerinin ortaklar, yönetim ve faaliyetleri açısından incelenmesi, örgütlenmenin etkinliğini ve verimliliğini etkileyen faktörlerin ortaya konulması hedeflenmiştir.

Materyal ve Metot

A Çalışmanın ana kitlesini Antalya İlindeki Su Ürünleri Yetiştiricileri Üretici Birliği'ne ortak olan balıkçılar oluşturduğundan, birincil veriler için araştırma yöntemlerinden yüz yüze anket yöntemi kullanılmıştır. Araştırmanın veri toplama aşaması olan anket uygulama dönemi av sezonu dönemi olarak planlanmış ve Kasım 2017-Mart 2018 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir.

Bu amaçla Tarım ve Orman Bakanlığı Antalya İl Müdürlüğü, Antalya Su Ürünleri Yetiştiricileri Üretici Birliği ve kamu kurumlarından elde edilen kayıtlarından da yararlanılarak, pilot anket çalışmaları yapılmıştır. Pilot anket verileri değerlendirildikten sonra çalışmanın amacına uygun olarak gerekli düzenlemeler yapılmış ve örneklemede tam sayım yöntemi kullanılmıştır.

Araştırmada ortakların örgütlenme ile ilgili sorunları, talepleri, ortak olma nedenleri, örgütlenme ile ilgili bilinç düzeyleri, algıları, düşünceleri, değerlendirmeleri ve önerileri ile ilgili veriler elde edilmesi planlanmıştır.

Verilerin analizi aşamasında sürekli değişkenler için ortalamaların yer aldığı tablolar ve kesikli değişkenler için frekans tabloları SPSS Statistics 22 programı kullanılarak hazırlanmış ve özet olarak sunulmuştur. Bu özet tablolar sunulurken, kapsama alınan ortakların çeşitli özelliklerine göre gruplar oluşturulmuş, veriler buna göre sunulmuştur. Değişkenlerin gruplar itibarıyla istatistiksel olarak farklı olup olmadığı, çeşitli istatistiksel yöntemler kullanılarak analiz edilmiştir. Bu analizlerde tutum ölçeği yöntemlerinden dereceli ölçekler grubunda yer alan likert ölçeği kullanılmıştır (Likert 1967; Turan ve Şimşek 2015). Yargılar için, bu çalışmada 5'li likert ölçeği kullanılmıştır. Bağlantılı olarak öngörülen kesikli değişkenlerin analizi için, uygulanabilir koşulları dikkate alınarak khi kare analizi uygulanırken, değişkenler arasında aynı yapıyı ölçen çok sayıda değişkenden, az sayıda ve tanımlanabilir nitelikte anlamlı değişkenler elde etmeyi amaçlayan faktör analizinden yararlanılmıştır (Kalaycı 2005; Kleinbaum vd. 1997).

Faktör analizinde birinci aşamada bütün değişkenler için bir korelasyon matrisi oluşturulur, ikinci aşamada ise faktörler, değişkenler korelasyon katsayılarına dayanan korelasyon matrisinden çıkarılarak, faktörler ve değişkenler arasındaki ilişkiyi maksimum yapmak için rotasyona tabi tutulur (Özdamar 2010).

$$\begin{aligned} X1-M1 &= L11F1 + L12F2 + \dots L1kFk + \epsilon1 \\ X2-M2 &= L21F1 + L22F2 + \dots L2kFk + \epsilon2 \\ XP-MP &= LP1F1 + LP1F2 + \dots LPkFk + \epsilon P \end{aligned}$$

Denklemdaki L_{ij} =Faktörlerin katsayısı (faktör yükü), i :değişken, j :faktör yükünü (ağırlığı) belirtir. Analizde türetilen yeni değişkenler "Faktör" olarak ifade edilir. Analiz ile gözlenen ve aralarında korelasyon bulunan (X) veri matrisindeki (P) değişkenden gözlenmeyen fakat değişkenlerin bir araya gelmesi ile ortaya çıkan, sınıflamayı yansıtan rastgele faktörlerin ortaya çıkması amaçlanır.

Bu nedenle araştırmada, faktör analizi yöntemi ile çok sayıda değişkene sahip olan üretici birliği ortaklarının örgütlenme nedenleri ve örgütlenme ile ilgili düşünceleri, anlamlı ve az sayıda değişkenler elde edilerek belirlenmeye çalışılmıştır.

Faktör analizinde açıklayıcı değişkenlerin analizinin uygunluk derecesini belirlemek için Kaiser Meyer-Oklin (KMO) testi ile ölçüm yapılmaktadır. KMO örnekleme yeterli ölçütü gözlenen korelasyon katsayılarının büyüklüğü ile kısmi korelasyon katsayısının büyüklüğünü karşılaştırmada kullanılan

bir indekstir. KMO değeri azaldıkça faktör analizi tekniğinin uygulanabilirliğinin de azaldığı dikkate alındığında KMO değerinin 0,90'larda olması çok mükemmel 0,80'lerde iyi, 0,70'lerde orta 0,60'larda düşük ve 0,50'nin altında ise kabul edilemez olarak değerlendirilmektedir. Faktör sayısına karar verilirken dikkate alınan başlıca ölçütler öz değer (Eigenvalue) ve varyans kriterleridir. Genellikle uygulamada öz değer 1'in üzerinde olan faktörler seçilmektedir (Joseph vd. 2009).

Bu araştırmada, Su Ürünleri Üretici Birliği ortaklarının üretici birliğine ortak olma nedenleri 29 başlık altında toplanmış ve likert ölçeği kullanılarak elde edilen verilere faktör analizi uygulanmıştır. Faktör analizi sonucunda 3 faktör belirlenmiştir. Su Ürünleri Üretici Birliği ortaklarının üretici birliği ile ilgili düşünceleri ise 45 başlık altında toplanmış ve likert ölçeği kullanılarak elde edilen verilere faktör analizi uygulanmış olup, analiz sonucunda toplam 7 faktör belirlenmiştir.

Bulgular

Araştırmanın yapıldığı bölgede, üretici birliklerinde pazarlama faaliyetinin yapılamaması ortakların en önemli sorunlar arasındadır. Su Ürünleri Üretici Birliği ortaklarının, ürünlerinin pazarlama yerleri incelendiğinde; %77,1'inin restoranlara, %42,9'unun otellere, %37,1'nin perakende ve toptan, %20,0'sinin semt pazarlarına, %2,9'unun ise komisyoncuca pazarlandığı belirlenmiştir (Tablo 1).

Nitekim su ürünleri üretici birliği ortaklarının %51,4'ü üretici birliğinde pazarlama olmamasını, buna bağlı olarak % 80,1'i ürünlerin fiyatının düşük olduğunu, %17,1'i talebin yetersiz olduğunu, %14,3'ü bölgede hal olmamasını, %11,4'ü depolama imkanlarının olmamasını, %8,5'i mezat yapılmamasını, %5,7'si de pazarlamada karşılaşılan diğer sorunların sektörün gelişmesini engellediğini belirtmişlerdir (Tablo 1).

Tablo 1. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarının ürünleri pazarlama yerleri ve pazarlamada karşılaştıkları sorunlar

Table 1. The problems faced by the interviewed fish farmers regarding market places and marketing

Pazarlama Yeri	N	%
Lokanta	27	77,1
Otel	15	42,9
Diğer*	13	37,1
Pazar	7	20,0
Kabzımal	1	2,9
Üretici Birliği	-	-
Hal	-	-
Komisyoncu	-	-
Pazarlama Sorunları		
Fiyatın düşük olması	28	80,0
Üretici Birliğinde pazarlama olmaması	18	51,4
Pazarlamada sorun yok	9	25,7
Talebin yetersiz olması	6	17,1
Hal olmaması	5	14,3
Buzlama soğuk hava deposu olmaması	4	11,4
Mezat olmaması	3	8,5
Depolama olanaklarının yetersiz olması	2	5,7

*Diğer:8 perakende satış, 5 toptan satış

(Birden fazla işaretleme yapılmıştır).

Bu kapsamda araştırmada üretici birliği ortaklarının söz konusu sorunların giderilmesi için yapılan toplantılara katılım durumu incelenmiş, anketin yapıldığı dönemde genel olarak katılım oranının yüksek olduğu, ortakların %31,4'ünün ise genel kurula katılmadığı tespit edilmiştir.

Araştırmada, üretici birliği ortaklarının pazarlamada karşılaştıkları en büyük sorunların

başında üretici birliğinde satış olmamasının yanı sıra, yönetimin bu duruma çözüm getiremediği de bildirilmiştir. Hatta bu nedenle fırsat verilmesi durumunda üretici birliğine daha fazla yardımcı olabileceğine inanan ortakların %20'si yönetimde olmak istediğini belirtmiştir.

Üretici birliği ortaklarından %25,7'si daha önce birlik yönetiminde yer almış iken %74,3'ü yönetimde

yer almamıştır (Tablo 2). Yönetimde yer almak isteyenler faydalı ve başarılı olabileceğini düşündüğünden, sorunları bildiklerinden, bilgisi, eğitimi ve tecrübesi olduğundan, bu isteklerini ifade etmişlerdir. Yönetimde yer almak istemeyenler ise vakti olmadığından, işlerinin yoğun olduğundan, bilgi ve tecrübesi olmadığından, emeklilik düşüncesi olduğundan, dayanışmayı yeterli bulmadığından istemediklerini ifade etmişlerdir.

Su ürünleri üretici birliği ortaklarından %54,3'ü üretici birliğini başarılı bulurken, %45,7'si başarısız bulmaktadır (Tablo 2). Diğer

tarafından analiz sonucuna göre ise Su Ürünleri Üretici Birliği ortaklarının tamamı, üretici birliğini ortaklarına karşı ilgili olarak değerlendirmiştir. Su Ürünleri Üretici Birliği'ni başarılı olarak değerlendirenler, sorunların çözülmeye çalışılması, birlik beraberlik ve iyi niyetin mevcut olması, imkanlarına göre başarılı olduğunu düşündüklerinden ve bürokratik konularda elde edilen başarılarından (Kanun maddelerinde değişiklik yapılmasına katkıda bulunma, su kiralarda indirim yapılması vb.) dolayı olumlu yanıtlamıştır.

Tablo 2. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarının üretici birliği yönetiminde yer alma durumu ve üretici birliği başarısını değerlendirmesi

Table 2. The interviewed partners' status of taking part in the management of the producer union and their evaluation of the success of the union

Üretici Birliği yönetiminde yer alma durumu	N	%
Yönetimde yer aldım.	9	25,7
Yönetimde yer almadım.	26	74,3
Toplam	35	100,0
Üretici birliğinin değerlendirilmesi		
Başarılı	19	54,3
Başarısız	16	45,7
Toplam	35	100,0

Su Ürünleri Üretici Birliği'ni başarısız olarak değerlendirenler ise çalışmaların yeterli olmaması, imkanlarının yetersiz olması, bürokrasi ile ilgili sorunların devam etmesi ve mesafenin uzak olmasından dolayı çalışmalar ile ilgili bilgilendirmenin yetersiz olmasından dolayı olumsuz fikir beyan etmişlerdir.

Çalışmada ürünlerin su ürünleri üretici birlikleri tarafından pazarlanmasının ne gibi yararları olacağı sorgulandığında; su ürünleri üretici birlikleri ortaklarından %62,8'i "ürünler üzerinde üreticilerin söz sahibi olacağını", %57,1'i "üretici fiyatlarının artacağını", %42,8'i "istihdam imkanının artacağını", %8,5'i "hem üreticinin hem de birliğin kar edeceğini" vurgulamıştır.

Bu kapsamda su ürünleri üretici birlikleri ortaklarının birlik bilinçleri incelendiğinde, %60'ının üretici birliği kavramını doğru bildiği, %40'ının ise üretici birliği kavramına hakim olmadığı tespit edilmiştir. Nitekim söz konusu %40'ın, üretici birliklerini %22,9'u devletin kurduğu, denetlediği ve yönetimine müdahale ettiği kuruluş, %17,1'i ise ortaklarca kurulan, devletçe yönetilen kuruluş olarak tanımlamışlardır. Araştırmada, su ürünleri üretici birlikleri ortaklarından %14,3'ünün farklı

yollarla üretici birliği ile ilgili eğitim aldığı, %85,7'sinin üretici birliği ile ilgili herhangi bir eğitim almadığı tespit edilmiştir. Eğitim alan ortaklar, düzenlenen toplantılardan, seminerlerden ve mezun oldukları okullardan örgütlenme ile ilgili eğitim aldıklarını bildirmişlerdir.

Su ürünleri üretici birlikleri ortaklarının %54,3'ü örgüte ortaklıklarından dolayı bürokratik engellerin ortadan kalkması, %22,8'i hibe, %8,5'i kredi, %5,7'si mesleki ve teknik bilgi, %2,8'i üretim ve hasatta, %2,8'i eğitim ve danışmanlık gibi konularda kazançları olduğunu ifade etmiştir. Ancak, ortakların %22,8'si örgütten faydalanamadığını vurgulamıştır.

Yapılan analiz sonucuna göre, su ürünleri üretici birliği ortaklarının destek verilirse üretici birliğinden beklentilerinde öncelikli olarak; %57,1'i 'yem desteği', %31,4'ü 'su kiralarda indirim' ve %17,1'i 'teşvik desteği' olarak talepte bulunmuşlardır. Diğer destek talepleri ise; maddi destek, bürokratik destek, sorunlarının çözülmesi, teknolojik cihaz, alet ve malzeme, devletin yaptığı çalışmalar ile ilgili bilgilendirme, yakıt desteği, ilaç desteği, teknik destek, satış yeri, hal, eğitim desteği, KDV desteği, yavru desteği şeklindedir (Tablo 3).

Tablo 3. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarının destek verilirse üretici birliğinden talep edebileceği destekler**Table 3.** Support requested by the interviewed partners from the producer union

Destek	N	%
Yem desteği	20	57,1
Su kiralarında indirim desteği	11	31,4
Teşvik desteği	6	17,1
Maddi destek	5	14,2
Bürokratik destek	5	14,2
Sorunların çözülmesi	3	8,5
Teknolojik cihaz, alet ve malzeme desteği	3	8,5
Yapılan çalışmalar ile ilgili bilgilendirme	3	8,5
Yakıt desteği	1	2,8
İlaç desteği	1	2,8
Teknik destek	1	2,8
Satış yeri, hal	1	2,8
Eğitim desteği	1	2,8
KDV desteği	1	2,8
Yavru desteği	1	2,8

*Birden fazla yanıt alınmıştır.

Çalışmada tüm bu taleplerle birlikte su ürünleri üretici birlikleri ortakları açısından en önemli sorunların başında finansman, mevzuat ve yönetim sorunu geldiği belirlenmiştir. Nitekim, analiz sonucuna göre, birden çok cevabı tercih eden su ürünleri üretici birlikleri ortaklarından %51,4'ü üretici birliğinin en önemli sorunu olarak finansman, %48,5'i mevzuat, %17,1'i üst örgütlenme, %5,7'si yönetim, %5,7'si denetim, %2,8'i eğitim sorunu olduğunu bildirmişlerdir.

Su ürünleri üretici birlikleri sorunlarından finansmanı önemli gören ortaklardan %83,3'ü devlet desteğinin az olmasından dolayı, %16,6'sı ise aidatların düzenli ödenmemesi nedeniyle yeterli gelirin sağlanamadığını ifade etmişlerdir.

Mevzuatı önemli gören su ürünleri üretici birliği ortaklarından %41,2'si kurumlar arası mevzuattan dolayı aşılamayan bürokratik sorunları, %35,2'si bürokratik işlemlerin uzun sürmesini, %23,5'i üretici birliğinin ihtiyaçlarının karşılanması için yeterli düzenlemelerin olmamasını neden olarak bildirmişlerdir.

Ortakların %33,3'ü üst yönetimin örgütlenmesi ile ilgili sorunlardan, %16,6'sı üst yönetimlerdeki girişimlerin yeterli olmamasından, %16,7'si bölgedeki örgütlerin ortak sorunlara çözüm bulamamasından, %16,7'si işlemlerin uzun sürmesinden, %16,7'si sosyo-kültürel eksiklikler nedeniyle üst örgütlenme ile ilgili problemler yaşadıklarını vurgulamışlardır. Öte yandan su

ürünleri üretici birlikleri ortaklarından %68,6'ı birlik yöneticilerinin çalışmalarından memnun olduğunu, %2,9'u çok memnun olduğunu, %22,9'u kısmen memnun olduğunu, %5,7'si memnun olmadığını belirtmiştir. Memnun olmayan su ürünleri üretici birliği ortakları, faaliyetler hakkında yeterince bilgi alamadığını, istediği faydayı elde edemediğini savunmuştur.

Su ürünleri üretici birliği ortaklarından denetimi önemli görenler denetimin güvenilir olmadığını bildirmişlerdir. Bu kapsamda su ürünleri üretici birlikleri ortaklarının üretici birliğinin denetimi ile ilgili düşünceleri de incelenmiştir. Buna göre ortakların %25,8'i sadece devlet denetlemeli, %31,4'ü iç denetimi örgüt, dış denetimi devlet yapmalı, %31,4'ü denetim kurulu yapmalı, %11,5'i ise sadece bağımsız kuruluşlar denetlemeli seçeneğini tercih etmişlerdir.

Öte yandan su ürünleri üretici birlikleri ortaklarından %11,4'ü devlet üretici birliği yönetimine hiç müdahale etmemeli, %51,4'ü devlet teşvik sağlamalı fakat yönetime karışmamalı, %17,1'i devlet üretici birliği yönetimine gereklikçe müdahalede bulunmalı, %20,0'si ise birlikler devletin birer kurumu olmalı ve devletin üretici birliği yönetimine müdahale etme hakkı olmalı fikrini paylaşmışlardır.

Söz konusu ortakların üretici birliği desteklerinden faydalanma durumları değerlendirildiğinde; ortakların %48,5'inin girdi

temininden yararlandığı, %6,1'inin üretici birliğinin kredisinden yararlandığı, %45,4'ünün üretici birliğinin hibelerinden faydalanma durumu olduğu tespit edilmiştir. Üretici birliği ortakları tarımsal krediden 3000 TL-5000 TL arası yararlanırken, hibelerden 12000 TL-200000 TL arası yararlanmışlardır.

Ancak üretici birliği ortakları destekleri yeterli bulmadıklarından birden çok örgüte üye olduklarını ifade etmişlerdir. Nitekim ortaklardan %8,5'inin aynı zamanda Tarım Kredi Kooperatifine, %77,1'inin Ziraat Odasına, %54,2'sinin Ticaret Odasına, %5,72'sinin diğer örgütlere (Esnaf ve Sanatkarlar Odasına ve İhracatçılar Birliğine) üye oldukları ancak, su ürünleri kooperatifine hiçbir ortağın üye olmadığı tespit edilmiştir.

Bu nedenle araştırmada su ürünleri üretici birliği ortaklarına göre ortak oldukları birliğin başarısı için yapılması gerekenler belirlenmeye çalışılmıştır. Yapılan analizde ortakların birliğin başarılı olma belirtileri arasında en fazla 4,03 ile dürüst çalışılması seçeneğini daha sonra ortaklar ve birlik yöneticileri arasında birlik ve beraberlik olması (3,94) seçeneğini tercih ettikleri gözlenmiştir. Bunun yanında, su ürünleri üretici birliği ortaklarından, yönetim kadrosunun güçlü ve iyi olması, yapılan faaliyetlerin geri dönüşü, planlı ve bilinçli çalışılması, birliğin borcunun olmaması, şirket ve tüccarların üreticileri dolandıramaması, pazarlamanın iyi yapılması, ürünün buzlanması ve soğuk depolanıyor olması cevabı alınmıştır (Tablo 4).

Tablo 4. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarına göre birliğin başarısı için yapılması gerekenler

Table 4. According to the interviewed partners, the things that need to be done for the success of the union

Başarılı Olma Nedenleri	Ort.	Std. Sap.	1		2		3		4		5		Toplam	
			N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Ortaklar ve birlik yöneticileri arasında birlik, beraberlik olması	3,94	0,838	2	5,7	-	-	1	2,9	27	77,1	5	14,3	35	100,0
Planlı ve bilinçli çalışılması	3,83	0,785	2	5,7	-	-	2	5,7	29	82,9	2	5,7	35	100,0
Pazarlamanın iyi yapılması	3,63	1,087	3	8,6	3	8,6	2	5,7	23	65,7	4	11,4	35	100,0
Ürün işleniyor olması	2,94	1,110	3	8,6	13	37,1	2	5,7	17	48,6	-	-	35	100,0
Ürünün buzlanması ve soğuk depolanıyor olması	3,03	1,124	3	8,6	12	34,3	1	2,9	19	54,3	-	-	35	100,0
Yönetim kadrosunun güçlü ve iyi olması	3,91	0,658	1	2,9	1	2,9	-	-	31	88,6	2	5,7	35	100,0
Birliğin borcunun olmaması	3,83	0,747	1	2,9	2	5,7	1	2,9	29	82,9	2	5,7	35	100,0
Şirket ve tüccarların üreticileri dolandıramaması	3,83	0,747	1	2,9	2	5,7	1	2,9	29	82,9	2	5,7	35	100,0
Organizasyon iyi olması	3,89	0,758	1	2,9	1	2,9	3	8,6	26	74,3	4	11,4	35	100,0
Dürüst çalışılması	4,03	0,664	1	2,9	-	-	1	2,9	28	80,0	5	14,3	35	100,0
Yapılan faaliyetlerin geri dönüşü	3,91	0,658	1	2,9	1	2,9	-	-	31	88,6	2	5,7	35	100,0
Ortakların ödemelerinin düzenli olması	3,80	0,759	1	2,9	2	5,7	2	5,7	28	80,0	2	5,7	35	100,0

* 1. Hiç Katılmıyorum 2. Katılmıyorum 3. Kararsız 4. Katılıyorum 5. Tamamen Katılıyorum

Buna göre su ürünleri üretici birliği ortaklarına göre Türkiye’de başarılı üretici birliği için öneriler yine 5’li likert ölçekli sorular ile belirlenmeye çalışılmış ve ortaklardan; Türkiye’de başarılı üretici birliği için önerilenler arasında en fazla bürokrasiyi

azaltan (4,31), birlik ve beraberliğe sahip (4,29), devlet desteği olan (4,26), ortakların üretici birliğini benimsediği, sahip çıktığı (4,23) ve güçlü yönetim kadrosuna sahip (4,23) birliklerin başarılı olacağını ya da olduğunu belirtmişlerdir (Tablo 5).

Tablo 5. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarına göre Türkiye’de başarılı üretici birliği için öneriler

Table 5. Recommendations of the interviewed partners for a successful producer union in Turkey

Başarılı Üretici Birliği için Öneriler	Ort.	Std. Sap.	1		2		3		4		5		Toplam	
			N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Ortakların bilinçlendirilmesi gerekir	4,20	0,406	-	-	-	-	-	-	28	80,0	7	20,0	35	100,0
Devlet desteği olmalı	4,26	0,505	-	-	-	-	1	2,9	24	68,6	10	28,6	35	100,0
Birlik ve beraberlik	4,29	0,458	-	-	-	-	-	-	25	71,4	10	28,6	35	100,0
Ortakların üretici birliğini benimsemesi ve sahip çıkması gerekmektedir	4,23	0,426	-	-	-	-	-	-	27	77,1	8	22,9	35	100,0
Ortaklar yeni üreticileri bilinçlendirilmeli	4,09	0,658	1	2,9	-	-	-	-	28	80,0	6	17,1	35	100,0
Özel sektöre göre rekabet şansının yükseltilmesi	4,09	0,507	-	-	-	-	3	8,6	26	74,3	6	17,1	35	100,0
Denetimin sağlıklı yapılması	4,23	0,426	-	-	-	-	-	-	27	77,1	8	22,9	35	100,0
Üretici birliği kapasiteleri büyük tutulmalı	3,66	0,906	-	-	7	20,0	1	2,9	24	68,6	3	8,6	35	100,0
Üretici birliğinin kuruluş amaçları doğrultusunda hareket etmeli	4,20	0,406	-	-	-	-	-	-	28	80,0	7	20,0	35	100,0
Bürokrasi azaltılmalı ve üst birlikler sorunu çözülmeli	4,31	0,530	-	-	-	-	1	2,9	22	62,9	12	34,3	35	100,0
Üretici Birliklerinin birleşmesi sağlanmalı	4,03	0,664	1	2,9	-	-	1	2,9	28	80,0	5	14,3	35	100,0
Yönetim kadrosunun güçlü bir organizasyon yapısına sahip olması	4,23	0,426	-	-	-	-	-	-	27	77,1	8	22,9	35	100,0
Genç çiftçiler üretici birliği ortaklığına özendirilmeli	4,11	0,404	-	-	-	-	1	2,9	29	82,9	5	14,3	35	100,0
Projeler gerçekleştirilebilmeli ve yeni projeler oluşturulmalı	4,20	0,406	-	-	-	-	-	-	28	80	7	20,0	35	100,0

*1. Hiç Katılmıyorum 2. Katılmıyorum 3. Kararsız 4. Katılıyorum 5. Tamamen Katılıyorum

Çalışmada, su ürünleri üretici birliği ortaklarının anket sonuçlarının değişkenler arasında bağımlı olabileceği tespit edilen verileri belirlemek amacıyla khi kare (chi-square) analizi gerçekleştirilmiştir.

Analiz sonucuna göre eğitim durumu ile üretici birliğini başarılı bulma durumu arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunmamaktadır (* $(p=0,830 > 0,05)$).

Araştırmada analiz sonucuna göre eğitim düzeyi ile üretici birliğinin mevzuat sorunu olduğuna karar verme durumu arasında da istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunmamaktadır (* $(p=0,600 > 0,05)$).

Yine analiz sonucuna göre eğitim düzeyi ile üretici birliğinin finansman sorunu olduğuna karar verme durumu arasında da istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunmadığı ortaya çıkmıştır (* $(p=0,404 > 0,05)$) (Tablo 6).

Tablo 6. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarının eğitim durumu ile bazı üretici birliği verileri arasındaki ilişki**Table 6.** The relationship between the education level of the interviewed partners and some producer association data

Üretici Birliği İlişkileri Verileri		Eğitim Durumu		
		İlköğretim	Lise ve Üniversite	Toplam
Üretici Birliğini Başarılı Bulma Durumu	Evet	10	9	19
	%	52,6	47,4	100,0
	Hayır	9	7	16
	%	56,2	43,8	100,0
Khi Kare=0,046 (p=0,830>0,05)				
Üretici Birliğinin Mevzuat Sorunu Olduğuna Karar Verme Durumu	Evet	10	7	17
	%	58,8	41,2	100,0
	Hayır	9	9	18
	%	50,0	50,0	100,0
Khi Kare=0,274 (p=0,600>0,05)				
Üretici Birliğinin Finansman Sorunu Olduğuna Karar Verme Durumu	Evet	11	7	18
	%	61,1	38,9	100,0
	Hayır	8	9	17
	%	47,1	52,9	100,0
Khi Kare=0,696 (p=0,404>0,05)				

Bu nedenle çalışmada, üretici birliği ortaklarının anket sonuçlarının değişkenler arasında aynı yapıyı ölçen çok sayıda değişkenden, az sayıda ve tanımlanabilir nitelikte anlamlı değişkenler elde etmek amacıyla çok değişkenli bir istatistik analizi olan faktör analizi uygulanmış olup, ortakların dahil oldukları örgüt ile ilgili düşünceleri ve ortak olma nedenleri incelenmiştir.

Araştırmada görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarının üretici birliğine ortak olma nedenleri 5’li likert ölçeğinin kullanıldığı 29 soru ile incelenmiştir. Söz konusu nedenler ile ilgili etken faktörler Tablo 7’de verilmiştir.

Analiz sonucunda Cronbach alpha değeri 0,65 olarak tespit edilmiş olup, uygulanan faktör analizinde öz değer kriteri olarak alınmış ve 0,40’tan büyük değere sahip 3 faktör belirlenmiştir. Elde edilen bu 3 faktör varyansın %69,4’ ünü açıklamakta iken elde edilen 3 faktör üretici birliği faaliyetleri, üretici birliğinin ekonomik desteği, üretici birliğinin teknik desteği faktörü olarak özetlenmiştir.

Bu sonuca göre, üretici birliği ortakları, 1. faktörde öncelikli olarak, birlikte hareket ederek

ekonomik gücümüzü arttırdığımızdan, demokratik (eşit söz hakkı) bir yönetim şekli olduğundan, birlikten güç doğar düşüncesinden seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak olma nedeni “üretici birliği faaliyetleri” olarak gruplanmıştır.

Üretici birliği ortakları 2. faktörde öncelikli olarak, hasat, depolama ve paketlenme konularında teknik destek verdiğinden, ürünü iyi fiyata sattığından (yüksek kar), iç pazara ve ihracata uygun çeşitlerin üretilmesini sağladığından ve mevcut kaynakları (satış ve depolama alanı, işgücü, girdiler) en iyi şekilde kullanma imkanı verdiğinden seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak olma nedeni “üretici birliğinin ekonomik desteği” olarak gruplanmıştır.

Faktör 3’te ise üretici birliği ortakları öncelikli olarak, tanıtım faaliyetleri olduğundan, üretimi izlediği, kayıt tuttuğu ve belge düzenlediğinden, sözleşmeli üretim faaliyetlerini düzenlediğinden seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak olma nedeni “üretici birliğinin teknik desteği” olarak gruplanmıştır (Tablo 7).

Tablo 7. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarının üretici birliğine ortak olma nedenlerinin faktör analizi sonucu elde edilen faktör ağırlıkları**Table 7.** The weights obtained as a result of the factor analysis of the interviewed partners' reasons for being a partner in the producer union

Ortak olma nedenleri	Faktör Ağırlıkları		
	1	2	3
Piyasa araştırması yaptırıldığından		0,802	
Birliğin pazar bulmasından		0,743	0,489
Ürünü iyi fiyata sattığından (yüksek kar)		0,862	
Ürün satışı garanti olduğundan (kolay pazarlanabildiğinden, pazarlama		0,765	0,458
Verilen desteklerden (hibelerden) yararlanmak için			
Kredi bulmak kolay olduğundan	0,562	0,626	
Üretim için teknik destek verdiğinden		0,689	
Hasat, depolama ve paketleme konularında teknik destek verdiğinden		0,874	
İç pazara ve ihracata uygun çeşitlerin üretilmesini sağladığından		0,830	
Mevcut kaynakları (Satış ve depolama alanı, işgücü, girdiler) en iyi şekilde		0,824	
Açık, şeffaf bir yönetime sahip olduğundan	0,795		
Birlikte hareket ederek ekonomik gücümüzü arttırdığımızdan	0,839		
Eğitim ve danışmanlık hizmetleri verdiğinden		0,524	
Üretimi izlediği, kayıt tuttuğu ve belge düzenlediğinden			0,816
Tanıtım faaliyetleri olduğundan			0,918
Sözleşmeli üretim faaliyetlerini düzenlediğinden		0,548	0,591
Toplumsal sorumluluklara duyarlı olduğundan (Kamuoyu oluşturmak)	0,737		
Demokratik (eşit söz hakkı) bir yönetim şekli olduğundan	0,830		
Bağımsız bir yapı olduğundan	0,764		
Ortak hareket etmemizi sağladığından (Üreticiler arası dayanışma)	0,741		
Kalkınmayı sağladığından	0,635	0,423	
Balıkçılığın devamlılığını sağladığından	0,740		
Bölgede etkisi olduğundan	0,452		0,594
Çevremde itibar sağladığından			0,758
Yöneticilerin dürüst ve ahlaki değerlere sahip olduğundan	0,799		
Birlikten güç doğar düşüncesinden	0,804		
Adaletli bir yönetim olduğundan	0,780		0,422
Bana fayda sağladığından	0,565		0,534
Çok iyi denetim ve kontrol sistemi olduğundan	0,766		
Öz değeri	12,753	4,774	2,591
Varyans	29,285	24,125	15,965
Kümülatif Varyans	29,285	53,410	69,375
Cronbach α		0,653	

Yine görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortakları ile 5'li likert ölçeği kullanılarak ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri konusunda elde edilen bilgilerle faktör analizi uygulanmıştır. Cronbach alpha değeri 0,95 olarak bulunmuştur. Üretici birliği ile ilgili düşüncelerle ilgili faktörler Tablo 8'de verilmiştir.

Faktör analizinde öz değeri kriter olarak alınmış ve 0,40'tan büyük değere sahip 7 faktör belirlenmiştir. Elde edilen bu 7 faktör varyansın %76'sını açıklamaktadır.

Bu sonuca göre, üretici birliği ortakları, 1. faktörde öncelikli olarak, genel kurulda kararlar demokratik olarak alınır, üretici birliği yönetimi dürüst, güvenilir kişilerden oluşur, üretici birliğinde gerekli kayıtlar (defterler) düzenli olarak tutulur ve üretici birliği başkanı eğitilidir, bilgilidir seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri "üretici birliği faaliyetleri ve başarısı" olarak gruplanmıştır.

Üretici birliği ortakları 2. faktörde öncelikli olarak, üretici birliği bölgenin alt yapı çalışmalarına destek oluyor, üretici birliği yörenin kalkınmasına katkıda bulunuyor ve üretici birliği bölgede balıkçılığı geliştirmektedir seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri "üretici birliğinin ortakların refahına etkisi" olarak gruplanmıştır.

Üretici birliği ortakları 3. faktörde ise öncelikli olarak, üretici birliği bağımsız yapıdadır, ortaklar üretici birliğine güven duyarlar, üretici birliğini

başarılı buluyorum ve üretici birliği ortakları arasında ayırım yapmıyor seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri "üretici birliğine duyulan güven" olarak gruplanmıştır.

Üretici birliği ortakları 4. faktörde öncelikli olarak, üretici birliği bana özgüven kazandırdı ve üretici birliği sayesinde gelir düzeyim yükseldi seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri "üretici birliğinin ortaklara etkisi" olarak gruplanmıştır.

Faktör 5'te üretici birliği ortakları öncelikli olarak, ileride yönetime gireceğim, ortak olmaya karar verirken aile üyelerinden ve balıkçılardan etkilendim seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri "üretici birliğine ortak olma etkileşimi" olarak gruplanmıştır.

Faktör 6'da üretici birliği ortakları öncelikli olarak, üretici birliğine kolayca ortak olunabiliyor ve istediğim zaman üretici birliği yöneticileriyle kolayca görüşebiliyorum seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri "üretici birliğinin sağladığı kolaylıklar" olarak gruplanmıştır.

Faktör 7'de ise üretici birliği ortakları öncelikli olarak, ortak iş yapmayı severim ve devlet üretici birliğini desteklemektedir seçeneklerini tercih ettiklerinden analiz sonucuna göre, ortak oldukları üretici birliği ile ilgili düşünceleri "birliğin sürdürülebilirliği" olarak gruplanmıştır (Tablo 8).

Tablo 8. Görüşme yapılan su ürünleri üretici birliği ortaklarının üretici birliği ile ilgili düşüncelerinin faktör analizi sonucu elde edilen faktör ağırlıkları

Table 8. The weights of the opinions of the interviewed partners about the producer union obtained as a result of the factor analysis

Ortak olma nedenleri	Faktör Ağırlıkları						
	1	2	3	4	5	6	7
Gelecekte üye olmaya devam edeceğim							-0,538
Çevreme tavsiye ediyorum				0,533	0,410		
İleride yönetime gireceğim					0,792		
Üretici birliği başkanı tecrübelidir	0,870						
Üretici birliği başkanı eğitilidir, bilgilidir	0,904						
Üretici birliği başkanının hitabeti iyidir	0,848						
Üretici birliği yönetimi dürüst, güvenilir kişilerden oluşur	0,929						
Üretici birliğini başarılı buluyorum	0,461		0,596				
Üretici birliği aslında daha da başarılı olabilir					-0,613		
Üretici birliği ortakları arasında ayırım yapmıyor	0,408		0,593				
Üretici birliği sayesinde gelir düzeyim yükseldi				0,756			
Üretici birliği bana özgüven kazandırdı				0,896			
Üretici birliği başkanı başarılıdır	0,917						
Yönetim kurulu başarılı bir şekilde çalışıyor	0,735		0,441				

Tablo 8. Devamı

Table 8. Continued

Ortak olma nedenleri	Faktör Ağırlıkları						
	1	2	3	4	5	6	7
Üretici birliği çalışanları işini iyi yapıyor	0,692						
Üretici birliği başkanı ve yardımcıları başarılıdır	0,704						
Üretici birliği yönetiminin ortakları ile iletişimi iyidir	0,800						
Üretici birliğinin binaları yeterlidir							
İstediğim zaman üretici birliği yöneticileriyle kolayca görüşebiliyorum	0,538					0,412	
Üretici birliğine güvenirim	0,517		0,563				
Bizim ailemizde üretici birliği üyeliği önemlidir				0,580			
Üretici birliğinde haksız kazanç ve yolsuzluk olmaz	0,610						
Üretici birliği genel kurulu düzenli ve zamanında yapılır	0,881						
Genel kurul çalışmasında kavga çıkmaz	0,763						
Genel kurul toplantı zamanı ve günü duyurulur	0,903						
Genel kurula katılım yüksek olur	0,533	0,440					
Üretici birliği faaliyet raporunun anlaşılır ve ayrıntılı bir şekilde sunulur	0,856						
Genel kurulda her konunun enine boyuna tartışılır	0,731						
Genel kurulda kararlar demokratik olarak alınır	0,948						
Üretici birliğinde gerekli kayıtlar (defterler) düzenli olarak tutulur	0,913						
Üretici birliği üyesi olmaktan memnunum	0,678		0,483				
Örgütlenme konusunda tecrübem var	0,451		0,453				
Ortak olmaya karar verirken aile üyelerinden etkilendim		0,518			0,567		
Ortak olmaya karar verirken diğer balıkçılardan etkilendim		0,547			0,523		
Diğer tarımsal kuruluşlara da üye olacağım (Ziraat Odası, Su Ürünleri Kooperatifi vs)						-0,689	
Ortaklar üretici birliğine güven duyarlar			0,648				
Ortak iş yapmayı severim							0,733
Üretici birliğine kolayca ortak olunabiliyor						0,797	
Üretici birliği bölgenin alt yapı çalışmalarına destek oluyor		0,881					
Üretici birliği yörenin kalkınmasına katkıda bulunuyor		0,776					
Üretici birliği bağımsız yapıdadır			0,791				
Devlet üretici birliğini desteklemektedir							0,577
Üretici birliği bölgede balıkçılığı geliştirmektedir		0,699					
Üretici birliğinin diğer benzer üretici örgütleri ile iş ve güç birliği vardır	0,582						
Üretici birliği ortaklarının gelirini arttırmaktadır		0,432		0,477			
Öz değeri	19,571	3,963	3,031	2,221	1,896	1,883	1,599
Varyans	32,932	8,953	8,844	8,037	6,178	5,545	5,477
Kümülatif Varyans	32,932	41,885	50,729	58,766	64,944	70,490	75,966
Cronbach α				0,952			

Tartışma ve Sonuç

Antalya ilinde faaliyet gösteren su ürünleri üretici birliği ile ortakları arasındaki ilişkileri, örgütlenme eğilimleri, örgütlenme yapıları ve örgütlenmelerini etkileyen faktörleri inceleyen araştırmanın sonuçları aşağıda değerlendirilmiştir.

Araştırma sonuçlarına göre; su ürünleri üretici birliği ortaklarının önemli sorunları bulunmaktadır. Nitekim yapılan analizde, su ürünleri üretici birliği ortaklarının balıkçılık ile ilgili en önemli sorunları arasında ürün fiyatlarının düşük olması, yüksek yem maliyetleri ve üretici birliğinin söz konusu konularda etkin olmaması gelmektedir. Bu sorunlar balıkçıların, mesleğin geleceğine olan bakış açısını olumsuz olarak etkilemekte ve gelecekte çocuklarının bu mesleği yapmalarını istememelerine neden olmaktadır. Birlik ortaklarının diğer önemli sorunları arasında ise devletin yeterli destek vermemesi, yetersiz eğitim ve bilgilendirme yer almaktadır.

Tüm bu yaşanan problemlere ek olarak araştırmaya katılan üretici birliği ortaklarının, bölgede karşılaştıkları bazı yerel sorunları da bulunmaktadır. Nitekim Antalya'nın turizmin başkenti olmasının yanı sıra gelişmiş tarım sektörü ve diğer sektörlerle su kaynaklarının paylaşımının su kirliliğine yol açması beraberinde önemli sorunlar getirmiştir.

Bu sorunların uzun vadede çözümlenebilmesi için üretici birliğinin, bakanlıklar ve üniversitelerin ortaklaşa, akılcı ve sürdürülebilir ortak çalışmalar yaparak, örgütlenme ile ilgili sorunlara çözüm önerileri getirmelerine ihtiyaç vardır. Özellikle balıkçıların örgütlenmesi konularında yapılan çalışmaların yetersiz olması, bu çalışmaların desteklenmesini önemli kılmaktadır.

Araştırmada ürünlerin hangi kanallarla pazarlandığı ve bir pazarlama stratejisi olup olmadığı da araştırılmıştır. Bölgede, birlik ortaklarının büyük kısmının üretim tesisinin yanında, balık lokantaları bulunduğu, bu nedenle ortakların ürünlerini öncelikle restoranları yoluyla ya da işletmeden perakende satış yoluyla pazarlamayı tercih ettikleri ortaya çıkmıştır.

Nitekim Marmara'da yapılan bir çalışmada; üretilen balıkların öncelikli olarak %37,3 oranında perakende olarak, %35,3 oranında lokantalara, %17,6 oranında toptancılara pazarlandığı belirtilmiştir. Doğan ve Yıldız (2008) tarafından yapılan diğer bir çalışmada ise Antalya'nın turizm bölgesi olmasından dolayı üretilen balıkların daha çok otellere pazarlandığı ortaya çıkmıştır.

Gerçekleştirilen başka bir çalışmada da benzer sonuçların yanı sıra, araştırmanın gerçekleştirildiği alanda faaliyet gösteren Su Ürünleri Üretici Birliği'nin sorunları da vurgulanmıştır. Antalya'nın ilçesi olan Korkuteli'nde yapılmış olan bu çalışmada ortakların üretim ve pazarlamada karşılaşılan

sorunların çözümüne yönelik olarak, mevcut Su Ürünleri Üretici Birliği'nden yeterli derecede faydalanamadığı ve örgütlenmenin daha çok pazarlama alanında etkin olması gerektiği belirtilmiştir (Erman ve Küçük 2016). Yapılan çalışmalarda da belirtildiği üzere; tüm bu sorunların çözümüne yönelik etkin politikaların uygulamaya geçirilmesi için balıkçı örgütlerini iyi tanımak ve sorunlarını detaylarıyla bilmek gerekmektedir.

Halen, üretici birliği şeklinde örgütlenmeler su ürünleri sektörünün içinde bulunduğu sorunları ortadan kaldırmak, bunun yanında su ürünleri stoklarını ve balıkçı toplumunu sürdürülebilir kılmak için en uygun araçlardan biri olarak görülmekteyse de, bölgedeki üretici birliğinin başarısı yeterli olarak değerlendirilememektedir. Ortaklar tarafından üretici birliği faaliyetlerinin yetersiz olarak değerlendirilmesine, koşullarının sınırlı olmasına, beklenen başarıyı tam olarak karşılayamamasına rağmen üretici birliğinin ayakta durma çabaları çalışmada dikkat çekici olarak görülmüş hatta bu araştırmanın gerçekleşme nedenlerinden birini oluşturmuştur.

Yapılan analizde, su ürünleri üretici birliği ortaklarının ortalama günlük işletme masrafı 300 TL ile 6000 TL arasında değişmekte olup, ortalaması 1507 TL, ortalama günlük işletme geliri ise 500 TL ile 7000 TL arasında değişmekte iken ortalaması 2014 TL olarak belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre, Antalya ilinde su ürünleri yetiştiriciliği yapan işletmelerin küçük ölçekli işletmeler olduğunu ispatlamaktadır. Bu nedenle üretici birliği ortakları, devlet desteğine ihtiyaç duyduklarını belirtmişlerdir.

Araştırmada su ürünleri üretici birliği ortaklarının devletten talep ettikleri destekleri önem düzeyine göre sıralayan analiz sonucunda; ortakların en önemli destek olarak yem desteğini (%48,6), malzeme desteğini (%28,6) ve indirimli yakıt, elektrik, su kirasını (%20) gördükleri, sosyal güvence desteğini (%54,3) ise en önemsiz destek olarak gördükleri ortaya çıkmıştır. Bu kapsamda yapılan analiz sonucunda bölgedeki su ürünleri yetiştiricilerinin çoğunun başka mesleklerden de sosyal güvenceleri bulunduğu ortaya çıkmıştır.

Yetiştiricilik faaliyetinde bulunan su ürünleri üretici birliği ortaklarının masraf kalemlerinden yemin en yüksek orana sahip olmasının nedenleri arasında yemin dövizle alınması, ilde yem üreten tesislerin yeterli sayıda ve kalitede olmamasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca son yıllarda Tarım ve Orman Bakanlığı tarafından yapılan desteklemeler arasından yavru desteği kaldırıldığı için yavru balık da masraf kalemleri içerisine dahil edilmektedir.

Diğer taraftan devlet destekleri araştırıldığında ortakların söz konusu destek taleplerinin Tarım ve Orman Bakanlığı tarafından her yıl imkanlar

ölçüsünde gerçekleştirildiği ortaya çıkmaktadır. Buradan da verilen desteklerin yeterli olmadığı, ortakların ihtiyaçlarına tam olarak cevap veremediği sonucuna varılmıştır.

Üretici birliği ortakları ilin turizm bölgesi olması nedeniyle ürünlerini otellere de pazarlayabilmektedirler. Ancak gerek perakende satışlarda gerekse otellere satışlarda ürün fiyatlarını üreticiler belirleyememektedir. Bu nedenle su ürünleri üretici birliği ortaklarının kırmızı ette olduğu gibi balık satışlarında KDV'nin %8'den %1'e indirilmesi talebi bulunmaktadır. Bu konuda Maliye Bakanlığı ile gerekli yazışma ve toplantılar gerçekleştirilse de sonuca henüz ulaşamamıştır (Anonim 2019). Maliyetlerin fazla olduğu özellikle girdi fiyatlarının yüksek olduğu bu sektörde, çoğunluğu küçük üretici olan ortaklar istediği geliri elde edememekte, üretici birlikleri de özellikle girdi tedariki ve pazarlamada karşılaşılan sorunların çözümünde etkin olamamaktadırlar.

Yapılan çalışmada üretici birliği bünyesinde bu faaliyetler tam olarak gerçekleştirilemediğinden, küçük üreticilerin büyük üreticilere göre bu durumdan daha olumsuz etkilendiği ortaya çıkmıştır. Üretim tesisinin yanında balık lokantaları bulunan ortaklar ise ürünlerini öncelikle restoranları yoluyla ya da işletmeden perakende satış yoluyla pazarlamayı tercih etmektedirler. Ancak, söz konusu ortakların üretim tesislerinin yanında bulunan balık pişirme ve satış yerleri ile ilgili izinleri bulunmamaktadır. Halen Tarım ve Orman Bakanlığı'nın balık pişirme ve satış yerlerine izni bulunmadığından, ortaklar işletme kurulurken balık üretim tesisi olarak izin alabilmektedir.

Su ürünleri üretici birliği ortaklarının ihracat konusunda pek sorunları olmasa da uluslararası alanda rekabet şansını arttırabilmeleri için GLOBALGAP (Good Agricultural Practices-İyi Tarım Uygulamaları), yerel üretimde sürdürülebilirliği sağlanması için İTU (İyi Tarım Uygulamaları) sertifikasyon sistemine dahil olmaları istenmektedir. İTU, tarımsal üretim sistemini sosyal açıdan yaşanabilir, ekonomik açıdan karlı ve verimli, insan sağlığını koruyan, hayvan sağlığı ve refahı ile çevreye önem veren bir hale getirmek için uygulanması gereken işlemler iken, GLOBALGAP, tarımsal üretim için uluslararası kabul görmüş bir standart olup, dünya çapında yoğun araştırmaların, uzmanlar, üreticiler ve perakendecilerin işbirliğinin bir sonucu oluşturulan bir sertifikasyon sistemidir (Yılmaz vd. 2009; Şen ve Yılmaz 2017). Ortaklar bu konularda üretici birliğinden eğitim ve teşvik anlamında önemli destekler beklemektedirler.

Nitekim Avrupa Birliği (AB) ülkelerindeki üretici örgütleri tarımsal gelirleri sağlamada %60'ın üzerinde, pazarlama sürecinde ise %50'nin üzerinde

etkindirler. AB'de su ürünleri örgütleri üreticiyi koruyan, hatta su ürünleri piyasasına yön veren niteliktedir. Türkiye'de de üreticiyi ekonomik anlamda koruma amacıyla üretici birliklerinin güçlendirilmesi, yetkilerinin artırılması, pazarlama stratejilerinin geliştirilmesi yoluyla üreticilere katkı sağlanmalıdır.

Çalışmada ortakların üretici birliğinin başarı durumunu ve başarı kriterini değerlendirmeleri de incelenmiştir. Bu kapsamda, su ürünleri üretici birliği ortakları %54,3 oranında birliği başarılı olarak değerlendirmiştir. Ortaklar tarafından birliğin başarılı olma kriterleri puanlandığında 5 üzerinden, en fazla 4,03 ile "dürüst çalışılması" seçeneğinin, daha sonra "ortaklar ve birlik yöneticileri arasında birlik ve beraberlik olması" seçeneğinin tercih edildiği gözlenmiştir.

Üretici birliğinin faaliyetlerini yetersiz olarak değerlendiren ortaklar ise birliğin koşullarının sınırlı olması nedeniyle, üretici birliğinin beklenen başarıyı tam olarak gerçekleştirmediği konusunda genel bir görüşe sahiptir. Söz konusu ortaklara göre, Su Ürünleri Üretici Birliği'nin başarılı olabilmesi için öncelikle sorunlarının çözülmesi ve ihtiyaçlarının karşılanması gerekmektedir. Bunun içinde "devlet desteği" ile "ortakların birlik ve beraberliği" ve "bilinçli olunması" öne çıkan öneriler arasındadır.

Eğitim, öğretim ve bilgilendirme konusu da hem su ürünleri üretici birliği ortaklarının hem de yöneticilerin en büyük sorunlarından. Ortakların ve yöneticilerin öncelikle balıkçılık mesleğini kapsamlı olarak tanınması, balık stoklarının bilinçli ve sürdürülebilir şekilde işletilebilmesi, kullandıkları kaynağın temel özelliklerini öğrenmesi, iklim değişikliğinin olası etkileri, çevre, hava ve su kirliliğinin avcılık ve yetiştiricilik faaliyetlerine doğrudan ve dolaylı etkileri üzerine farkındalıklarının artması eğitimle kazandırılabilir. Ayrıca araştırma sonuçlarından da anlaşılmaktadır ki ortaklar, pazarlama faaliyetleri, destek ve teşvikler, balıkçılık hakları, örgütlenme anlayışı konularında da donanımlı eğitimler almalıdırlar. Bu konular ile ilgili kurumlar tarafından (üniversiteler, bakanlıklar, sivil toplum kuruluşları gibi) daha fazla eğitim programları düzenlenerek, gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerdeki başarılı örgütlenme örnekleri anlatılarak bilinç düzeyi arttırılmalı, örgütlerin ortaklara, ortakların da örgütlere yararlı olması sağlanmalıdır. Nitekim son dönemlerde üretici birliğinde de bu tür çalışmalar olduğu bilinmektedir. Ancak ilginçtir ki, analiz sonuçlarına göre eğitim durumu ile üretici birliğini başarılı bulma durumu, üretici birliğinin mevzuat sorunu olduğuna karar verme durumu ve üretici birliğinin finansman sorunu olduğuna karar verme

durumu arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunamamıştır.

Oysa AB ülkelerinde üretici örgütlerinde eğitimin özel bir önemi vardır. Çünkü araştırmada yer alan ortakların istediği bilinçli yetiştiricilik ancak eğitimle mümkündür. Başarılı, üreticilerin dayanışma içerisinde, yenilikleri takip eden ve haklarını koruyabilmelerini sağlayan örgütlenme yapılarının kurulması eğitim ile sağlanabilir.

AB ülkelerinin neredeyse tamamında örgütlenme eğitimi veren kurumlar ve araştırma merkezleri bulunmaktadır. Ülkemizde de AB’de olduğu gibi, örgütlenme eğitimi veren kurumların sayısının artırılması, örgütlenmenin ilköğretimden itibaren farklı aşamalarda eğitim müfredatı içerisinde yer alması, eğitimin balıkçı örgütleri ortakları ve yöneticilerine hatta ortak olmayanlara, çocuklara ve kadınlara kısacası tüm halka ulaşması, örgütlenmenin kalkınmadaki rolü ve yararlarının iyi kavranması, örgütlenmeye verilen önemin artırılması gerekmektedir. Çünkü tüm dünyada olduğu gibi, Türkiye’de de su ürünleri üretimi ile ilgili her aşamada eğitim görmüş üreticilerin ve çalışanların daha kaliteli, daha verimli üretim yapabileceğine inanılmaktadır. Bu nedenle ülkemizde su ürünleri mühendisi istihdamı ile ilgili gerekli düzenlemeler yapılmalı ve yetiştiricilik işletmelerinde çalışan su ürünleri mühendislerinin sayısının artırılması gerekmektedir. Balık üretim tesisleri, su ürünleri üretimi, hastalık takibi, raporlama ve mevzuat konularında donanımlı olan su ürünleri mühendisleri ile AB standartlarına uygun üretim yapılabilir. Hatta araştırmada yer alan ortaklar, balık yemi üretilen fabrikalarda ve işleme tesislerinde de su ürünleri mühendisleri çalıştırılması gerektiğini, kendi işletmelerinde çalıştırmak için ise devletten teşvik beklediklerini savunmuşlardır.

Yapılan incelemede, örgütlenme ile ilgili basılı yayınlara ulaşılması ve bu tür yayınların bilinçlenme sürecine katkı sağlayabilmesi için okuma alışkanlığı olması gerektiği sonucuna varılmıştır. Bu tür yayınlar ilgili kamu kurumları, üniversiteler ve üst örgütler tarafından hazırlanmalı, yayınlarda kolay anlaşılabilir sade bir dil kullanılmalı ve hem ortakların hem de yöneticilerin eline ulaşması sağlanmalıdır. Basılı yayınların yanında, kısa bilgilendirme filmleri, reklamlar hazırlanarak ve görsel medya araçları kullanılarak daha fazla kişiye ulaşması da sağlanabilir. Ancak bu süreçlerin maliyetleri yüksek olduğundan, diğer taraftan önemi de yüksek olduğundan mali olarak desteklenmesi şarttır.

Araştırmada kullanılan faktör analizi yöntemi ile ortakların üretici birliğine ortak olma nedenleri de incelenmiştir. Analiz sonuçlarına göre, su ürünleri üretici birliği ortaklarının üretici birliğine ortak olma

nedenlerini etkileyen faktörler üretici birliğinin teknik ve ekonomik desteği, üretici birliğinin faaliyetlerinden yararlanmak olarak belirlenmiştir. Nitekim araştırma bölgesindeki üreticilerin üretici birliğine ortak olmaları ile yerine getirilmesi gereken birçok prosedürü daha kolay çözümlediği ortaya çıkmıştır.

Araştırmada faktör analizi ile ortakların üretici birliği ilgili düşüncelerini ve değerlendirmelerini etkileyen faktörler de incelenmiştir. Analiz sonuçlarına göre, su ürünleri üretici birliği ortaklarının üretici birliği ile ilgili düşünce ve değerlendirmelerini etkileyen faktörler, üretici birliğine duyulan güven, üretici birliğinin ortakların refahına olan etkisi, üretici birliğine ortak olmanın sağladığı faydalar, üretici birliğinin sağladığı kolaylıklar ve üretici birliğinin başarısıdır.

Sonuç olarak çalışmada, ülkemizdeki üretici örgütlenmeleri için AB tipi örgütlenmeler örnek alınsa da söz konusu faktörlerin birçoğu örgütler tarafından karşılanamadığından ve AB’deki üretici örgütlenmeleri ile yapısal ve işlevsel farklılıklardan dolayı istenen başarının elde edilemediği ortaya çıkmıştır. Avrupa Birliği’nde su ürünleri örgütleri; üreticiyi koruyan ve su ürünleri piyasasına yön veren niteliktedir. Ayrıca, AB’deki üretici örgütlenmesinde örgütlenmeyi oluşturan unsurlar, görev ve sorumlulukları ile birbirlerini tamamlayan yapıdadır. Yapısal olarak ülkemizden farklı olan üretici örgütlenmeleri tarımsal politikaya yön verilmesi amacıyla lobi faaliyetleri de gerçekleştirmektedir. Hatta AB’deki tarımsal örgütler, piyasaları düzenlemede kullanılan AB fonlarından yararlanmak için bir araya gelerek, yeni üretici organizasyonları kurabilmektedir. Ülkemizde de AB ülkelerindeki gibi, üreticileri bir araya getirecek, örgütlenmeyi kolaylaştıracak yasal düzenlemelerin yapılması yararlı olacaktır.

Teşekkür

Bu tez Akdeniz Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından FDK-2017-2945 nolu proje ile desteklenmiştir.

Kaynaklar

- Anonim. 2017. T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Antalya İl Tarım ve Orman Müdürlüğü, Balıkçılık ve Su Ürünleri; [Erişim tarihi: 10.02.2021]. Erişim Adresi: <https://antalya.tarimorman.gov.tr/Menu/67/%E2%80%8Bbalikcilik-Ve-Su-Urunleri>
- Anonim. 2019. Su Ürünleri Yetiştiricileri Üretici Merkez Birliği, 7. Su Ürünleri Yetiştiriciliği Çalıştay; [Erişim tarihi: 10.06.2020]. Erişim Adresi: <http://suymerbir.org.tr/wp-content/uploads/2019/11/7.-%C3%87al%C4%B1%C5%9Ftay-Kitab%C4%B1.pdf>

- Doğan K, Yıldız M. 2008. Marmara Bölgesi gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) işletmelerinde çalışanların sosyo-ekonomik analizi. İstanbul University Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 23:17-27.
- Erman E, Küçük F. 2016. Korkuteli (Antalya)'deki alabalık işletmelerinin yapısal analizi. Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi. 12(1):58-74.
- Joseph F, Hair JR, William CB, Barry JB, Rolph EA. 2009. Multivariate data analysis. 7th edition. London: Pearson Publishing 816 p.
- Kalaycı Ş. 2005. SPSS Uygulamalı çok değişkenli istatistik teknikleri. Ankara: Asil Yayın Dağıtım.
- Kleinbaum DG, Kupper LL, Muller KE, Nizan A. 1997. Applied regression analysis and other multivariate methods. Boston: Duxbury Press 798 p.
- Likert R. 1967. The methods of constructing an attitude scale, In: M Fishbein editor. Readings in attitude theory of measurement. New York: John Wiley and Sons. p. 90-95.
- Özdamar K. 2010. Paket programlar ile istatistiksel andri analizi (Çok değişkenli analizler), 7. Baskı. Eskişehir: Kaan Kitabevi.
- Şen EB, Yılmaz S. 2017. Su Ürünleri Yetiştiriciliğinde GLOBALGAP. 1 th International Water Congress ve 4. Ulusal Su Kongresi; Afyon, Türkiye.
- Turan İ, Şimşek Ü. 2015. Eğitim Araştırmalarında Likert Ölçeği ve Likert-Tipi Soruların Kullanımı ve Analizi. Sakarya Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi. 30:186-203.
- Yılmaz S, Erdilal R, Kebapçioğlu T. 2009. Su ürünleri sektöründeki ekonomik organizasyonlardan üretici birlikleri. Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi. 22(2):223-232.