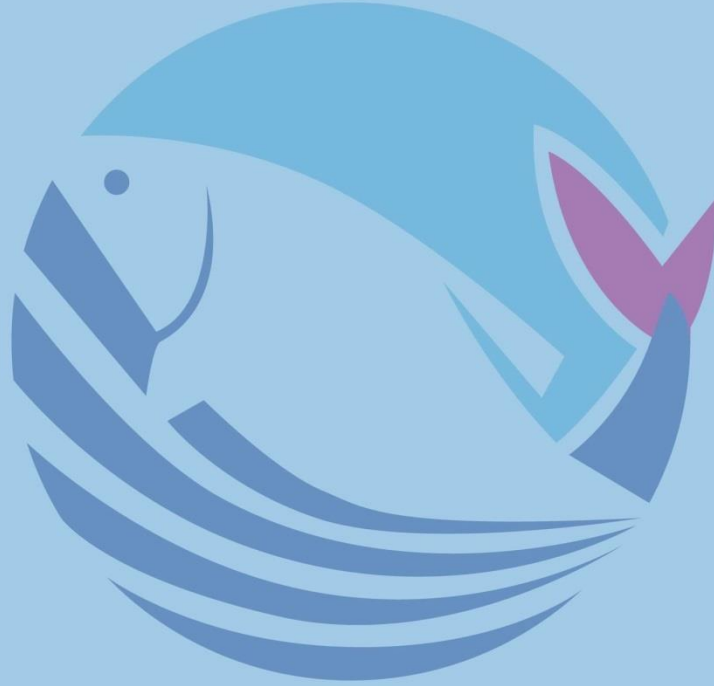


Acta Aquatica Turcica

**Türk Su Bilimleri
Dergisi**



2020

Vol:16

Number:4 | Cilt:16

Sayı: 4

e-ISSN: 2651-5474

Yayın Tarihi: Aralık - 2020

ACTA AQUATICA TURCICA
TÜRK SU BİLİMLERİ DERGİSİ
(YIL 2020 – CİLT: 16 – SAYI 4)

Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi

Adına Sahibi /

Owner of Behalf of Isparta University of Applied Sciences, Eğirdir Fisheries Faculty

Ayşegül KUBİLAY

Baş Editör / Editor in Chief

Yunus Ömer BOYACI

Editörler / Editors

Şengül BİLGİN

Nalan Özgür YİĞİT

Seçil METİN

Yayın Tarihi: Aralık - 2020

Mizanpaj Editörleri / Layout Editors

Salim Serkan GÜÇLÜ

Deniz KARA

İngilizce Editörü / English Editor

Arda ÖZEN

İletişim / Contact

Acta Aquatica Turcica

Yayın Komisyonu Başkanlığı,

32260 Doğu Yerleşkesi-İSPARTA

Tel: 0 246 2146401 Faks: 0 246 2146445

<http://dergipark.gov.tr/actaquatr>

E-Posta: actaquatr@isparta.edu.tr

E-ISSN: 2651-5474

Yayın Tarihi: Aralık - 2020

ACTA AQUATICA TURCICA
(YIL 2020 – CİLT: 16– SAYI: 4)

YAYIN KURULU / EDITORIAL BOARD*

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

* Liste akademik unvan ve isme göre alfabetik sırayla hazırlanmıştır.

İÇİNDEKİLER / CONTENTS

ARAŞTIRMA MAKALESİ / RESEARCH PAPERS:

Manavgat Irmağı (Antalya) Balık Faunasının Çeyrek Asırlık Değişimi Fahrettin KÜÇÜK, Salim Serkan GÜÇLÜ, İskender GÜLLE	443-446
Raising the Performance of Gilthead Seabream (<i>Sparus aurata</i>) juvenile in Offshore Cage Culture Ali AKPINAR, Kürşat FIRAT, Şahin SAKA, Cüneyt SÜZER, Müge Aliye HEKİMOĞLU	447-456
Derin Deniz Balıkçılığında Yatırımın Karlılık Analizi - Kuzeydoğu Akdeniz Örneği Yusuf Kenan BAYHAN, İsmail UKAV	457-466
Fethiye Körfezi'nde Kullanılan Paraketa ve Bazı Olta Takımlarının Yapısal Özelliklerinin İncelenmesi Celalettin AYDIN, M. Hakan KAYKAÇ, Zafer TOSUNOĞLU	467-478
Feeding Habit and Length-Weight Relationship, <i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758 from Southeastern Black Sea Mehmet AYDIN, Elizabeth Grace Tunka BENGİL	479-486
Invasive freshwater jellyfish <i>Craspedacusta sowerbii</i> (Lankester, 1880) in Turkey: New locality record and habitat limnoecology, with an overview of distributional data in the Middle East and Balkans Murat ÖZBEK, Haşim SÖMEK	487-497
Some Parasitological Features of <i>Paradiplozoon bliccae</i> (Monogenea: Diplozoidae) Infestation in <i>Pseudophoxinus burduricus</i> - An Endemic Fish Species from Doğanbaba Creek (Lake Salda, Turkey) Deniz İNNAL, Mehmet Can ÜNAL, Duygu Ceren ÇAĞLAN, Kristína CIVÁŇOVÁ, Özlem ÖZMEN	498-505
Blue colored pigment phycocyanin extraction from <i>Spirulina platensis</i> Oya IŞIK, Leyla USLU, Burcu AK ÇİMEN, Şevket GÖKPINAR, Choubaila REDDAD, Selin SAYIN	506-510
Banded karyotypes of the Northern pike, <i>Esox lucius</i> (Esocidae) in Turkey Atila ARSLAN, Zafer ALPASLAN	511-515
Karapınar Deresi (Erdemli, Mersin) Üzerinde Bulunan Alabalık Tesislerinin Su Kalitesine Etkileri Hacer Merve KOCA, Mehmet Tahir ALP	516-524
Spawning Period and Size at Maturity of the Thornback ray, <i>Raja clavata</i> (Linnaeus, 1758), (Elasmobranchii: Rajidae) in the Black Sea Sabri BİLGİN, Hatice ONAY	525-534
Türkiye - AB 28 Ticaretinde Su Ürünleri Sektörünün 'Endüstri İçi Ticaret' Analizi Nurdan KUŞAT	535-544
Distribution of Lessepsian Migrant and Non-Native Freshwater Fish Species in Mediterranean Brackish Waters of Turkey Deniz İNNAL	545-557
Feeding Patterns and Strategies of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in Relation to Seasonality, Landscape Elements and Mesohabitats Thambiratnam SIVARUBAN, Sivaruban BARATHY, Pandiarajan SRINIVASAN, Rajasekaran ISACK	558-570

Food, Fish and Mycotoxins	
Alejandro De Jesús Cortés-Sánchez, Rodolfo Garza-Torres, Luis Daniel Espinosa-Chaurand	571-584

Manavgat Irmağı (Antalya) Balık Faunasının Çeyrek Asırlık Değişimi

Fahrettin KÜÇÜK¹, Salim Serkan GÜÇLÜ¹, İskender GÜLLE²

¹ Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Isparta, Türkiye

² Burdur Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü, Burdur, Türkiye

Sorumlu yazar: fahrettinkucuk@isparta.edu.tr

Araştırma Makalesi

Geliş 24 Şubat 2020; Kabul 29 Eylül 2020; Basım 01 Aralık 2020.

Alıntılama: Küçük, F., Güçlü, S.S., & Gülle, İ. (2020). Manavgat Irmağı (Antalya) balık faunasının çeyrek asırlık değişimi. *Acta Aequatica Turcica*, 16(4), 433-446 <https://doi.org/10.22392/actaquatr.693792>

Özet

Batı Toros Dağları'ndaki karstik boşalım sistemlerinin en büyüğü olan Manavgat Irmağı balık faunasının 1995-2020 yılları arasındaki 25 yıllık bir sürede geçirdiği değişimlerin incelenmesi sonucunda, bu akarsuda 9 familyaya ait 20 takson belirlenmiştir. Bunlardan dokuzu endemik (dördü havza dışından), dördü yabancı, biri yerli ve altısı ise denizel kökenlidir. Bulgularımız ve güncel kayıtlarımıza göre, Manavgat Irmağı sistemine; *Alburnus escherichii*, *Squalius anatolicus*, *Pseudorasbora parva*, *Cobitis battalgilae* ve *Oxynoemacheilus atili* taksonlarının sonradan girdiği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Balık taksonomisi, Zoocoğrafya, İç su balıkları, Çevresel etki

The Change of Manavgat River (Antalya, Turkey) Fish Fauna in a Quarter-Century

Abstract

The changes of fish fauna of Manavgat River, which is the largest of the karstic discharge systems in the Western Taurus Mountains, were examined over a period of 25 years between 1995 and 2020 and the 20 taxa belonging to 9 families were determined in the river. 9 of these are endemic (4 endemic species outside the basin), 4 are nonnative 1 is native and 6 are marine origin. According to our findings and current records, it was determined that *Alburnus escherichii*, *Squalius anatolicus*, *Pseudorasbora parva*, *Cobitis battalgilae* and *Oxynoemacheilus atili* taxa entered later to the Manavgat River system.

Key Words: Fish taxonomy, Zoogeography, Inland water fish, Environmental impact

GİRİŞ

Manavgat Irmağı vadisi bugünkü şeklini bölgenin Üst Miosen'den (25 milyon yıl önce) başlayarak günümüze kadar geçirdiği jeomorfolojik evrim sonucunda; özellikle son 2,6 milyon yıl önce oluşan Kuaterner tektonizmasıyla aldığı, havzanın şekillenmesinin ise erken ve orta Miyosen dönemlerindeki tektonik rejiminin bir parçası olan erozyon yüzeylerinde gerçekleşen Kuzeybatı-Güneydoğu eğilimli karstik paleovadilerin oluşumu ile başladığı bildirilmiştir (Doğan, 2002).

Günümüzde yaklaşık 93 km uzunluğundaki Manavgat Irmağı'nın en önemli kaynakları Gümüşdamla Köyü ile Oymapınar Barajı'nın çıkışı arasında kalan karstik pınarlardır. Bunlardan en büyüğü Oymapınar Baraj Gölü altında kalan ve yaklaşık 50 m³/s akımı ile dünyanın en büyük yeraltı kaynakları arasında gösterilen Dumanlı Kaynağı'dır (Küçük, 1997). Irmak üzerinde Oymapınar (4,70 km²), Manavgat (8,60 km²) ve Naras (3,6 km²) baraj gölleri bulunmaktadır. Manavgat Irmağı aynı zamanda içme suyu, enerji üretimi, turizm, tarım ve alabalık yetiştiriciliği yapılan ve önemli ekonomik girdiler sağlayan bir akarsudur (Küçük vd., 2011). Ancak akarsuyun ekolojisi ve ihtiyofaunası konusunda yeterince çalışma olmadığı anlaşılmaktadır. Irmağın balık faunasına ilişkin ilk kayıtların 1976 ve 1977 yıllarında verilen *Salmo trutta macrostigma* ve *Capoeta capoeta angorae* taksonları olduğu anlaşılmaktadır (Balık, 1980). Sonrasında Anguillidae, Salmonidae, Cyprinidae, Mugilidae, Morenidae, Clariidae ve Poecilidae familyalarına ait toplam 11 takson bildirilmiştir (Küçük, 1997).

Sözü geçen kayıtlardan sonra, Manavgat Irmağı havzası ve Ilıca Deresi'nden *Alburnus baliki*'nin tanımı yapılmış, türün diğer *Alburnus* üyelerinden pelvik aksilinden yoksun oluşu ve omur sayısının azlığı ile farklılaştığı bildirilmiştir (Bogutskaya vd., 2000). Ayrıca ırmaktan sırası ile *Pseudophoxinus*

battalgilae ile *Squalius anatolicus*'un ilk kayıtları verilmiş (Küçük ve İkiz, 2004; Özuluğ ve Freyhof, 2011), daha güncel çalışmalarda ise *Cobitis battalgilae* ve *Oxynoemacheilus atili*'nin varlığı bildirilmiştir (Freyhof vd., 2018). Yine, Geiger vd. (2014) ve İnnal ve Güllü (2019)'nin kayıtları bulunmakla birlikte, 1997'den günümüze kadar geçen sürede akarsu havzasının bütününde güncel örneklemelere dayalı ve geçerli taksonomik revizyonlara göre yapılmış ihtiyofaunistik bir çalışma bulunmamaktadır. Ayrıca, ülkemiz içsularının neredeyse tamamında yayılış gösteren yabancı/istilacı türlerin sistemdeki varlığı ve olası etkileri konusunda da yeterli kayıtlara rastlanmamıştır.

Bu nedenlerle, çalışmamızda yaklaşık 25 yıllık bir süreçte akarsuyun balık faunasındaki değişimi ayrıntılı bir şekilde inceleyerek, fauna üzerindeki baskıların neden ve sonuçlarının belirlenmesi amaçlanmıştır.

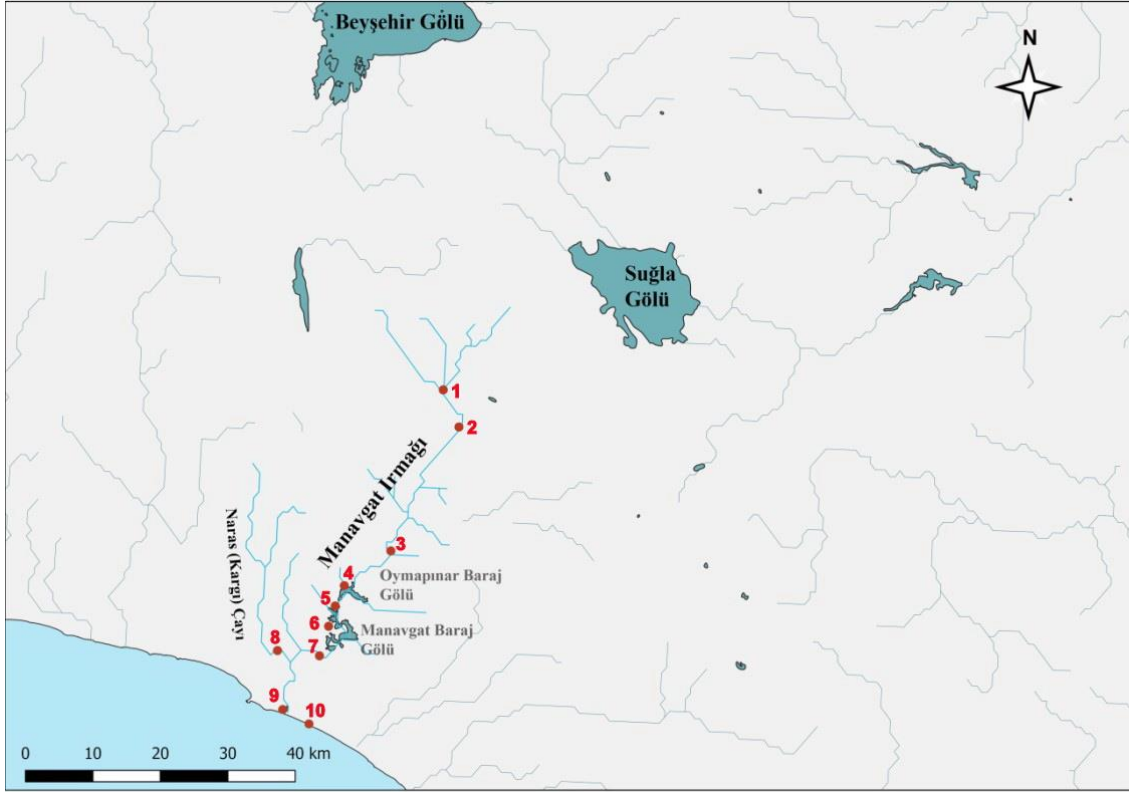
MATERYAL ve YÖNTEM

Manavgat Irmağı, Antalya Havzasının akış rejimi düzenli olan en önemli akarsuyu konumundadır. Yıllık su akımı üst bölgesinde (Şaapköprü) 1,35-40,06 m³/s, aşağı bölgesinde (Büyük Şelale) ise 50,69-202,91 m³/s'dir (Anonim, 2019). Günümüzde Manavgat Irmağı Akseki'ye bağlı Kuyucak beldesinin kuzey batısındaki yaklaşık 1100 m yükseltideki Akdağ'dan gelen yüzey suları ile başlar. Büyük oranda yer altı suları ile beslenen ırmak, drenaj alanına düşen yağışa oranla daha fazla su taşımakta olup, yıllık toplam akışın 1/3'ü yüzey sularından, 2/3'ü ise karstik kaynaklardan sağlamaktadır (Günay, 1986). Ancak ırmağın doğal kollarından olan ve Derebucak (Konya) yakınlarından doğarak Kembos (Gemboş) polyesinden yeraltı düdenleri ile ırmağa karışan Uludere (Doğan vd., 2017)'nin suları 2008 yılından itibaren yapay bir kanal ile Beyşehir Gölü'ne verilmeye başlanmıştır. Böylece 2019 yılı itibarı ile Manavgat Irmağı'nın yer altı ve yüzeysel sularından yaklaşık 118 milyon m³'ü Beyşehir Gölü'ndeki olumsuz koşulların iyileştirilmesi için kullanılmaktadır (Anonim, 2019).

Manavgat Irmağı'nın alt havzaları ile Oymapınar ve Manavgat baraj göllerindeki ihtiyofaunanın yeniden belirlenmesi amacıyla, Ocak 2015-Ekim Haziran 2020 tarihleri arasında farklı dönemlerde balık örnekleme yapılmıştır (Tablo1 ve Şekil 1).

Tablo 1. Örnekleme noktaları

No	Lokalite	Koordinat
1	Gümüşdamla Köyü-Akseki, Antalya	37° 11' 46'' N- 31° 41' 00'' E
2	Üzümlü Mevkiisi-Akseki, Antalya	37° 08' 54'' N- 31° 43' 08'' E
3	Sinankoca Köyü-Akseki, Antalya	36° 58' 35'' N- 31° 36' 31'' E
4	Oymapınar Baraj Gölü-Manavgat, Antalya	36° 55' 25'' N- 31° 32' 10'' E
5	Oymapınar Baraj Gölü çıkışı-Manavgat, Antalya	36° 54' 01'' N- 31° 31' 41'' E
6	Manavgat Baraj Gölü-Manavgat, Antalya	36° 51' 10'' N- 31° 31' 01'' E
7	Manavgat Irmağı-Manavgat, Antalya	36° 49' 59'' N- 31° 30' 11'' E
8	Kargı Çayı-Manavgat, Antalya	36° 49' 44'' N- 31° 26' 17'' E
9	Manavgat Irmağı alt havza-Manavgat, Antalya	36° 46' 02'' N- 31° 26' 51'' E
10	Manavgat Irmağı östarin bölge-Manavgat, Antalya	36° 44' 21'' N- 31° 29' 36'' E



Şekil 1. Manavgat Irmağı havzası ve örnekleme yerleri

Irmağın akıntılı (riverin) kesimlerinde elektroşoker, serpm ağ ve olta avcılığı örnekleri; baraj gölleri gibi durgunsu (lakustrin) ve yavaş akıntılı östarin bölgede ise farklı göz açıklığındaki uzatma ağları, ıgırıp ve balıkçılardan temin edilen örnekler kullanılmıştır.

Ayrıca, geçmişe yönelik karşılaştırmalarda; Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi İçsu Balıkları Koleksiyonu (IFC-ESUF), Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Zooloji Müzesi (FFR) ile İstanbul Üniversitesi Fen Fakültesi Hidrobiyoloji Müzesi (IUSHM) örnekleri de incelenmiştir.

Familya isimleri Stout vd. (2016) ve Van der Laan (2017)'a göre düzenlenmiş, geçerli tür adları ise Froese ve Pauly (2019) ile Fricke vd. (2019)'nin balık kataloğundan alınmıştır. Ayrıca taksonların Kırmızı Listedeki koruma durumları (IUCN, 2020-2) verilerek, bazı türler için açıklamalı yeni koruma ölçütü önerilmiştir. Tasnif işlemi yapılmadığı için koleksiyon numarası verilmeyen örnekler IFC-ESUF'de saklanmaktadır.

BULGULAR ve TARTIŞMA

Manavgat Irmağı havzası balık faunası 1980'lerden günümüze kadar gözden geçirilmiş, ancak 2015-2020 yılları arasında yapılan dönemsel arazi çalışmaları sonucunda güncel olarak; 9 endemik, 4 yabancı, 1 yerli ve 6 denizel kökenli toplam 20 takson belirlenmiştir (Tablo 2).

Tablo 2. 1980-2020 yılları arasında Manavgat Irmağı balık faunasının değişimi ve günümüzdeki IUCN koruma ölçütleri

Takson	1980 ¹	1997 ²	2004 ³	2020 ⁴	Havzadaki dağılım alanı	Kökeni	IUCN (2020-2)
ANGUILLIDAE							
<i>Anguilla anguilla</i>	-	+	+	+	Manavgat BG, östarin bölge	Deniz/Katadrom	CR
SALMONIDAE							
<i>Salmo cf.opimus</i> (<i>S.t. macrostigma</i>)*	+	+	+	+	Oymapınar BG, Üzümdere	Tatlısu/Endemik	NE
CYPRINIDAE							
<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	+	+	Manavgat BG, östarin bölge	Tatlısu	VU
<i>Capoeta caelestis</i> (<i>C.capoeta angorae</i>)*	+	+	+	+	Oymapınar BG, Üzümdere	Tatlısu/Endemik	LC
<i>Carassius auratus</i>	-	+	+	-	Manavgat BG	Tatlısu/Yabancı	LC
<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	+	Oymapınar BG, Manavgat BG	Tatlısu/Yabancı	LC
<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	+	Manavgat BG, Östarin bölge	Tatlısu/Yabancı	LC
LEUCISCIDAE							
<i>Alburnus baliki</i> (<i>Chalcalburnus sp.</i>)*	-	+	+	+	Oymapınar BG, östarin bölge	Tatlısu/Endemik	EN
<i>Alburnus escherichii</i>	-	-	-	+	Oymapınar BG, Manavgat BG	Tatlısu/Yabancı	CR
<i>Squalius anaticus</i>	-	-	-	+	Oymapınar BG, Manavgat BG	Tatlısu/Yabancı	LC
<i>Pseudophoxinus alii</i> (<i>Rutilus tricolor</i>)*	-	-	-	+	Oymapınar BG, Manavgat BG	Tatlısu/Endemik	EN
<i>P.battalgilae</i>	-	-	+	+	Oymapınar BG, Manavgat BG	Tatlısu/endemik	LC
COBITIDAE							
<i>Cobitis battalgilae</i>	-	-	-	+	Oymapınar BG, Manavgat BG	Tatlısu/endemik	EN
NEMACHEILIDAE							
<i>Oxynoemacheilus atili</i>	-	-	-	+	Oymapınar BG, Manavgat BG	Tatlısu/endemik	NT
CLARIIDAE							
<i>Clarias gariepinus</i>	-	+	+	+	Aşağı havzadaki su kanalları	Tatlısu/yabancı	LC
MUGILIDAE							
<i>Mugil cephalus</i>	-	+	+	+	B.Şelale, östarin bölge	Deniz/Katadrom	LC
<i>Liza aurata</i>	-	+	+	+	Östarin bölge	Deniz/Katadrom	LC
<i>Chelon ramada</i>	-	+	+	+	B.Şelale, östarin bölge	Deniz/Katadrom	LC
<i>Chelon labrosus</i>	-	+	+	+	Östarin bölge	Deniz/Katadrom	LC
MORONIDAE							
<i>Dicentrarchus labrax</i>	-	+	+	+	B.Şelale, östarin bölge	Deniz	NT
POECILIDAE							
<i>Gambusia holbrooki</i> (<i>G.affinis</i>)*	-	+	+	+	Manavgat BG, östarin bölge	Tatlısu/yabancı	LC

(5) Önceki çalışmalarda verilmiş olan kayıtlar

(1) Balık (1980), (2) Küçük (1997), (3) Küçük ve İkiz (2004), (4) Bu çalışma

Anguilla anguilla (L. 1758), Yılanbalığı

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 01-009, 9, 57,39-250,22 mm TB; Türkiye; Antalya: Ilıca Deresi, Manavgat; F. Küçük, 1996

Manavgat Irmağı ve baraj göllerinde, 1995-1996 yılları arasında yoğun miktarda sarı ve gümüşü yılanbalığı tespit edilmiştir (Küçük, 1997). Hatta yöresel balıkçılar avladıkları yılanbalıklarını, Aydın'dan gelen tüccarlara pazarladıklarını belirtmişlerdir (Küçük vd., 2018). 2015-2020 yılları arasında sürekli yapılan örnekleme ve amatör olta balıkçıları ile yapılan görüşmelerden, bu türün Manavgat Baraj Gölü'nde neredeyse kalmadığı anlaşılmıştır. Manavgat Irmağı'nın fiziko-kimyasal özelliklerinin I. sınıf su kalitesinde olmasına karşın (Erdoğan ve Ertan, 2016), yılanbalığı popülasyonlarının sürekli azalmasının; akarsuyun alt havzasındaki turizm faaliyetleri (özellikle yoğun gezi teknesi trafiği), şehirleşme ve otel yapımı sonucunda ortaya çıkan akarsu kenarı (yatağı) tahribi ve HES yapımından kaynaklandığını düşünülmektedir. Ancak başka bir husus da, bu azalışın Manavgat Irmağı'ndaki olumsuz koşullardan mı, yoksa yılanbalığı popülasyonundaki küresel azalıştan mı kaynaklandığının tam olarak bilinmemesidir. Diğer taraftan ırmak havzasında yaşayan yılanbalıklarının % 63,6'da ölüme yol açacak kadar etkili olan nematod parazit enfeksiyonunu tespit edilmiştir (İnnal vd., 2019).

Yılanbalıkları için Manavgat Baraj Gölü'nün önemli bir beslenme ve büyüme habitatu olmasına karşın, baraj üzerinde balık geçidi olmayışı türün yaşam alanını daraltmıştır. Yine östarin bölge ile şehir merkezi arasındaki yoğun gezi teknesi trafiğinin suda oluşturduğu ses ve titreşimlerin göç eden yılanbalığı yavruları (elver) üzerindeki etkisi tam olarak bilinmemektedir. Ayrıca, teknelerin neden olduğu şok dalgalarının etkisiyle oluşan kıyı ve dip aşınımı nedeniyle elverlerin saklanma ve beslenme alanları tahrip olmaktadır. Diğer bir antropojenik etki olarak, akarsu ayağının (östarin bölge) sediman yapısının değiştirilerek beton bir kanal içerisine alınması önemli tehditler olarak görülmektedir. Bu havzadaki gözlemlerimiz IUCN koruma ölçütü (CR, kritik) ile uyumludur.

Salmo cf. opimus, Kırmızıbenekli alabalık (Şekil 2)

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 02-0011, 2, 88,85-39-06,51 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı, Bucakşehler Köyü; F. Küçük, 14 Ekim 1995. — IFC-ESUF 02-0019, 5, 231,83-240,84 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı, Sinanhoca Köyü; F. Küçük, 13 Ekim 2019.

Tür ile ilgili eski kayıtlar, Balık (1980) ve Küçük (1997) tarafından verilmiştir. Balık (1980), 1976 ve 1977 yılları arasında toplam 12 örnek, Küçük (1997) ise 1995-1996 yılları arasında 10 örnek incelemiş ve her iki araştırmacı da türü *S.t.macrostigma* olarak tanımlamıştır. Son yıllarda Türkiye içsularındaki Salmonidae familyası üzerinde yapılan taksonomik çalışmalarda (Turan vd., 2009; 2012), Manavgat Irmağı örnekleri değerlendirilmemiştir. Çalışmamızda Manavgat Irmağı örneklerinin baş, maksilla, ağız ve kuyruk sapının *S. opimus*'tan kısmen farklılık gösterdiği, ancak genel morfolojisinin bu türe yakın olması nedeniyle *S. cf. opimus* şeklinde sınıflandırılması uygun bulunmuştur. Son 5 yıl içerisinde yapılan örnekleme türün yalnız akarsuyun derin vadilerden geçtiği Oymapınar Baraj Gölü ile Üzümdere mevkiisi arasında nadir popülasyonlar oluşturduğu belirlenmiştir. Yaptığımız yüz yüze görüşmelerde, sportif olta balıkçıları 3 kg ve daha üzerinde bireyleri avladıklarını belirtmişlerdir. Küçük (1997)'e göre bu tür, 1995-1996 yılları arasında akarsuyun orta ve alt bölgelerinde yaşamasına karşın, 2020 yılında yapılan örnekleme ve gözlemlerde sözü geçen bölgelerde rastlanılmamıştır.

Manavgat Irmağı havzasında habitat kaybı, sportif avcılık ve gökkuşağı alabalığı predasyonu bu tür için önemli tehdit kaynaklarını oluşturmaktadır. Diğer taraftan HES çıkış sularının düzensizliği ve turizm faaliyetleri Oymapınar Barajı'nın altında kalan bölgede popülasyonlarının yok olmasına neden olmuştur. Şu anda EN (Tehlikede) olan geçerli IUCN koruma ölçütünün, tarafımızca "CR" olması önerilmiştir.



Şekil 2. *Salmo cf. opimus*, IFC-ESUF 02-0019, 240,84 mm TB

***Cyprinus carpio* L. 1758, Sazan**

İncelenen örnekler: Koleksiyon kaydı yapılmamıştır.

Türün Manavgat Irmağı'ndan ilk kaydı Küçük (1997) tarafından verilmiştir. Sazan'ın Dünya genelindeki popülasyonları için IUCN koruma ölçütü duyarlı (VU) seviyesindedir. Ancak, ülkemizdeki birçok içsuda olduğu gibi Manavgat Irmağı popülasyonunun da doğal olmadığı, baraj göllerine aşıl原因an balıklar nedeniyle "popülasyonların genetiğinde" değişimler olabileceği düşünüerek, koruma ölçütü önerisinde bulunulmamıştır.

***Carassius auratus* (L. 1758), Japon sazanı, havuzbalığı**

İncelenen örnekler: Örnek tespit edilememiştir.

Ülkemizin doğal balık faunası içerisinde olmayan bu türün, asıl yayılış alanı Asya'dır. Türün Manavgat ve Oymapınar baraj göllerinde 1995 yılından itibaren yayılış gösterdiği bildirilmiştir (Küçük, 1997). Sözü geçen yayında -balıkların vücudunun tamamı turuncu renkli, yanal hatta 29-32 adet delikli pul bulunur ve solungaç dikenini sayısı 33-36 arasındadır- şeklinde tanımlanmıştır. Daha sonra 2000'li yılların başından itibaren her iki baraj gölünde yaptığımız örneklemeler ve gözlemlerde bu türe rastlanılmamıştır. Muhtemelen Manavgat Barajı'nın yapıldığı 1986 yılından sonra insan eliyle dışardan girmiş olan bu türün yok oluşunun, habitata uyum sağlayamadığından kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Bu nedenle koruma ölçütü önerisinde bulunulmamıştır.

***Carassius gibelio* (Bloch, 1782), Gümüşi havuzbalığı, çinsazanı**

İncelenen örnekler: Koleksiyon kaydı yapılmamıştır.

Bu türün 2000'li yılların başından itibaren Manavgat ve Oymapınar baraj göllerinde çok baskın popülasyonlar oluşturduğu bilinmektedir. Her iki baraj gölündeki yerli türler üzerinde etkisi konusunda her hangi bir çalışma bulunmamaktadır. Ancak ırmak havzasında yayılış gösteren *A. baliki*, *P. alii* ve *P. battalgilae* gibi endemik türler üzerine olumsuz etkisinin olabileceği değerlendirilmektedir. IUCN koruma ölçütünün "LC" olması uygundur.

***Capoeta caelestis* Schöter, Özuluğ & Freyhof 2009, Toros sirazı, Karabalık, Aptalbalık (Şekil 3)**

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 03-0003, 1, 299,81 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı; F. Küçük, 14 Ekim 1994. —IFC-ESUF 03-0028, 4, 104,25-124,75 mm TB; Türkiye; Antalya: Alara Çayı; F.Küçük, İ.Gülle & E.Gümüş, Ekim 2003. —IFC-ESUF 03-0114, 5, 144,12-192,49 mm TB; Türkiye; Antalya: Kargı Çayı, Alanya; F.Küçük, İ.Gülle, S.S.Güçlü & Ö.Erdoğan, 18 Haziran 2008. —IFC-ESUF 03-0115, 4, 158,34-174,72 mm TB; Türkiye; Antalya: Alara Çay, Kargı; F. Küçük, 1996.

Türün yakın zamana kadar Manavgat ile doğusundaki Akdeniz'e dökülen bütün akarsulardan *C.c.angorae* olarak kaydı yapılmıştır (Balık, 1980; Küçük, 1997). Cins üzerinde son yıllarda yapılan morfolojik ve moleküler çalışmalarda; Göksu Irmağı ile Manavgat Irmağı arasındaki popülasyonların *C.caelestis* olduğu bildirilmiştir (Schöter vd., 2009; Küçük vd., 2011; Kaya vd., 2019). Diğer taraftan Antalya Havzası'ndaki bazı popülasyonların *C. antalyensis* ile doğal bir hibritleşme gösterebileceği ileri sürülmüştür (Geiger vd., 2014; Freyhof, 2014a). Manavgat Irmağı'na en yakın akarsu olan Ilica Çayı örneklerinde ağız açıklığı, alt çene, yanal çizgideki pul sayısı ve bıyık sayısı yönüyle *C. antalyensis*'e daha yakın, ancak Manavgat, Alara ve Kargı çayı örnekleri bazı morfolojik değişimler göstermesine karşın, *C. caelestis* içerisinde sınıflandırılması uygun görülmüştür.

Freyhof (2014a)'un değerlendirmesinde türün popülasyon yapısı konusunda bilgi olmadığı, ancak bölgedeki hidroelektrik santrallerin ciddi tehdit oluşturduğu ve popülasyonlarındaki azalmanın yavaş gelişeceğinin beklendiği belirtilmiştir. Oysaki 1996-2020 yılları arasında yaptığımız örnekleme ve gözlemlerde, türün yayılış alanının büyük oranda daraldığı, yalnız Oymapınar Baraj Gölü'nün daha üst kesimlerinde, kırmızıbenekli alabalıklar ile aynı habitatı paylaştıkları, akarsuyun diğer kesimlerinde neredeyse kayboldukları belirlenmiştir. Akarsularda özellikle alabalık bölgesini paylaşan bu türün yok olmasında; su seviyesindeki azalışların, beton kanalların, akarsu yatağı düzenlemelerinin, HES'lerin ve amatör avcılarının son derece olumsuz etkisi bulunmaktadır. Bu akarsuda türün son sığınak alanları olan derin vadilerin ve dehlizlerin korunması çok büyük önem arz etmektedir.

IUCN koruma ölçütü önerisi: Yayılış alanındaki bütün popülasyonları için önerilen koruma ölçütü (LC), Manavgat Irmağı popülasyonu için uygun değildir.



Şekil 3. *Capoeta caelestis*, IFC-ESUF 03-0114, 192,49 mm TB

***Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel 1846), Çakıl balığı**

İncelenen örnekler: —IFC-ESUF 03-1357, 2, 65,22-101,45 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Baraj Gölü, Küçük & İ.Gülle, 07 Haziran 2020.

Ülkemizdeki istilacı balıklar arasında bulunan *P. parva*; Japonya, Çin, Kore ve Amur Nehri havzasına özgü en fazla 8-10 cm boya ulaşabilen küçük bir sazangil türüdür. Anavatanı olan Doğu Asya'dan 1960'ların başında istem dışı yollardan Romanya'ya taşındıktan sonraki elli yıldan daha kısa bir sürede ağırlıklı olarak Avrupa ve Kuzey Afrika genelinde 32 ülkeye yayılarak, oldukça istilacı potansiyele sahip olduğunu göstermiştir (Gozlan vd., 2002; 2005). Türkiye sularında ise ilk kez 1982 yılında Trakya Bölgesi'nde (Meriç Nehri) (Erk'akan, 1984), daha sonra 1993'de Aksu Çayı'nda (Antalya) gözlemlenmiştir (Wildekamp vd., 1997). Bu türün Manavgat Irmağı havzasında ilk kaydı 2014 yılında östarin bölgeden verilmiştir (İnnal, 2017). Güncel çalışmamızda östarin bölge yanında, Manavgat Baraj Gölü'nün kıyısız alanlarında yoğun popülasyonlar oluşturdukları belirlenmiştir. 2020 yılı Haziran ayının ilk haftasında yapılan örneklemede 58 ila 75 mm olan bireylerin 600 ila 1350 arasında olgun yumurta geliştirdikleri belirlenmiştir. İstilacı bir organizma olması nedeniyle bu tür için koruma ölçütü önerilmemiştir.

***Alburnus baliki Bogutskaya, Küçük & Ünlü 2000*, Manavgat (Antalya) incibalığı (Şekil 4a, b)**

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 03-0304, 13, 49,66-59,30 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Baraj Gölü; F. Küçük, 19 Nisan 1998. —IFC-ESUF 03-0329, 53, 33,21-83,62 mm TB; Sağırın Çayı (Köprüçay havzası), Manavgat; F. Küçük, S.S.Güçlü & İ.Gülle, 02 Mayıs 2009.

Manavgat Irmağı havzasından 2000 yılında tanımlanan (Bogutskaya vd., 2000) türün yayılış alanı batıda Aksu Çayı ile doğuda Karpuz Çayı arasında kalan akarsulardır. Aksu Çayı'nın yatağının yapay bir kanal şekline dönüştürülmesi ve yoğun olarak tarımsal sulama için zaman zaman kurutulması nedeniyle popülasyon nadir seviyeye gerilemiştir. Yayılış alanı içerisindeki diğer akarsularda ise örneklere rastlanılamamıştır. Yaptığımız örnekleme ve gözlemlerde Manavgat Baraj Gölü'nün littoral alanlarında *A. escherichii*, *P. battalgilae*, *S. anaticus* ve *P. parva* ile karışık sürü oluşturdukları, ayrıca ırmağın acısu bölgesinde de yayılış gösterdikleri belirlenmiştir. Manavgat Baraj Gölü'nde Haziran 2020'de ığırp ağı ile yaptığımız örneklemede, popülasyon yoğunluğunun 2000'li yılların başındakine göre neredeyse %70-80 civarında azaldığı izlenmiştir. İncelemelerde -49 mm olan bir bireyin yaklaşık 500 civarında olgun (yumurtlamaya hazır) yumurta geliştirdiği belirlenmiştir. Yukarıda belirtilen nedenlerden dolayı IUCN koruma ölçütünün "EN" olması uygun görünmektedir.

***Alburnus escherichii Steindachner 1859*, Sakarya incibalığı (Şekil 4c)**

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 03-0379, 4, 37,18-50,81 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Baraj Gölü; F. Küçük, 12 Haziran 1996. —IUSHM 2020-1422, 4, 73-95 mm TB Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı (Oymapınar Barajı çıkışı); M.Özuluğ & Jörg Freyhof, 28 Ekim 2010.

Doğal yayılış alanı Sakarya Irmağı havzası olan türün, bölgeden ilk kaydı 2011 yılında Manavgat Irmağı'nın komşu havzası olan Beyşehir Gölü'nden verilmiştir. Beyşehir Gölü'ne yöre balıkçıları tarafından Sarıyar Baraj Gölü'nden (Ankara) getirildiği bildirilmiştir (Anonim, 2014). Manavgat Baraj Gölü'nde 2015 yılında yaptığımız örneklemlerde tespit edilen türün, havzaya hangi yollarla karıştığı bilinmemektedir. 2019-2020 yıllarında yaptığımız örneklemlerde ise her iki baraj gölünde, bu göllere akan küçük dereler ile akarsuyun en aşağı havzasına kadar yayılış gösterdiği ve diğer türlere oranla daha baskın bir popülasyon oluşturduğu, ayrıca bu ırmağa komşu olan Karpuz ve İlica çaylarında da

yayıllık gösterdiği belirlenmiştir. Havzadaki popülasyonu için IUCN'nin verdiği "LC" koruma ölçütü tarafımızca da uygundur.

***Pseudophoxinus alii* Küçük, 2007**, Pamfilya (Antalya) otbalığı (Şekil 4d)

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 03-0951, 8, 47,55-103,92 mm TB; Türkiye; Antalya: Sağırini Çayı-Manavgat; F. Küçük, S.S.Güçlü & İ.Gülle, 02 Mayıs 2009. —IFC-ESUF 03-0952, 4, 45,25-51,51 mm TB; Türkiye; Antalya: Gündoğdu Çayı, Manavgat; F. Küçük & İ.Gülle, 23 Mayıs 2010. —IFC-ESUF 03-0953, 6, mm 40,30-65,09 TB; Türkiye; Antalya: Ilıca Çayı, Manavgat-Antalya; F. Küçük, 1990. —IFC-ESUF 03-0954, 8, 34,72-52,48 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı; F. Küçük, 10 Mayıs 1997.

Türün yayılış alanı Manavgat Irmağı ile Aksu Çayı arasında kalan bütün akarsulardır (Küçük vd., 2011). Ancak, Geiger vd. (2014) moleküler verilere dayanarak Aksu Çayı örneklerini *Pseudophoxinus ninae* olarak vermişlerdir. Çalışmamızda Aksu Çayı, Sağırini Çayı (Köprüçay), Ilıca Çayı ve Manavgat Irmağından örnekler incelenmiş ve morfolojik olarak sözü geçen popülasyonlar arasında belirgin farklılık gözlenmemiştir. Sözü edilen akarsulardan Aksu Çayı popülasyonunun önemli habitat kaybı nedeniyle büyük oranda yok olduğu, tip yeri olan Ilıca Çayı popülasyonunun ise bölgedeki şehirleşme, tarımsal kirlenme ve akarsuya yakın zamanda giriş yapan *Alburnus escherichii*'nin olası baskısı nedeniyle çok nadir seviyeye gerilediği anlaşılmıştır. Manavgat Irmağı popülasyonunun ise akarsuya son 5-6 yıl önce karıştığı düşünülen akbalık (*Squalius anatolicus*) ile Sakarya İncibalığı (*A. escherichii*)'nin doğrudan veya dolaylı etkileri nedeniyle azalmış olduğu düşünülmektedir. Türün IUCN koruma ölçütü "EN"dir. Ancak yukarıda belirtilen etkenlerden dolayı koruma ölçütünün "CR" seviyesine yükseltilmesi önerilmektedir.

***Pseudophoxinus battalgilae* Bogutskaya 1997**, Otbalığı, yağbalığı (Şekil 4e)

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 03-0961, 9, 45,93-136,61 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Baraj Gölü; C. Küçük, 15 Mayıs 2009. —IFC-ESUF 03-0963, 18, 59,54-111,21 mm TB; Türkiye; Antalya: Oymapınar Baraj Gölü, Manavgat; F. Küçük & İ.Gülle, 28 Kasım 2003. —IUSHM 2020-1421, 6, 40-89 mm; Türkiye; Antalya, Manavgat Irmağı (Oymapınar Barajı çıkışı); M. Özuluğ & J. Freyhof, 28 Ekim 2010.

Tanımlı Beyşehir Gölü'nden yapılan türün, Manavgat Irmağı havzasından ilk kaydı Küçük ve İkiz (2004) tarafından verilmiştir. Anadolu'daki diğer *Pseudophoxinus* türlerine göre oldukça geniş bir yayılış alanı vardır: Seydişehir çevresindeki küçük kaynak suları ve Suğla Kanalı, Akgöl (Ereğli)'ü besleyen küçük kanallar, Niğde çevresi ve Çavuşcu (Ilgın) Gölü çevresindeki kaynak suları (Küçük vd., 2016). Manavgat Irmağı havzasında ise her iki baraj gölü ve baraj çıkış sularının bulunduğu soğuk ve temiz akarsu kesimleridir. Üreme dönemi olan Mayıs ve Haziran aylarında baraj göllerinin kıyısız alanlarında *A.baliki*, *A. escherichii*, *S.anatolicus* ve *P.parva* ile karışık sürü oluştururlar. Haziran ayının ilk haftasına kadar süren üreme döneminde bir dişi bireyin 5 bin-6 bin arasında olgun yumurta geliştirdikleri belirlenmiştir. Gözlemler ve bulgularımıza dayanarak IUCN koruma ölçütünün LC (Düşük riskli) yerine VU (duyarlı) seviyeye yükseltilmesi uygundur.

***Squalius anatolicus* (Bogutskaya 1997)**, Akbalık, Anadolu tatlısukefali (Şekil 4f)

İncelenen örnekler: IFC-ESUF 03-0867, 4, 72,28-103,87 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Baraj Gölü, Küçük & İ.Gülle, 07 Haziran 2020. —IFC-ESUF 03-0868, 5, 65,28-101,49 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı Östarin Bölge, D.İnnal, Mayıs-Ağustos 2015.

Asıl yayılış alanı Beyşehir ve Suğla gölleri ile Tuz Gölü'nün güneyindeki (Gölyazı-Cihanbeyli) küçük akarsulardır (Özuluğ ve Freyhof, 2011). Manavgat Irmağı'ndan ilk kayıt Özuluğ ve Freyhof (2011) tarafından verilmiştir. Küçük (1997)'ün kayıtlarında bulunmayan türün Manavgat Irmağı'na 1996 yılından sonra karıştığı veya getirildiği düşünülmektedir. 2015-2020 yılları arasında yapılan örneklem ve gözlemlerde her iki baraj gölünde *A. escherichii* ile birlikte baskın popülasyonları bulunduğu, hatta akarsuyun acısu zonuna kadar yayılış gösterdikleri belirlenmiştir. Bu tür için IUCN tarafından önerilen koruma ölçütü tarafımızca uygun görülmektedir.

***Cobitis battalgilae* Bacescu 1962**, Beyşehir taş ısıranı (Şekil 5a)

İncelenen örnekler: IUSHM 2020-1423, 5, 55-111 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı (Oymapınar Barajı çıkışı); M.Özuluğ & Jörg Freyhof, 28 Ekim 2010. —IFC-ESUF uncat., 1, 121 mm TB; Türkiye; Konya: Eflatunpınarı-Beyşehir, F.Küçük & S.S.Güçlü, 07 Haziran 2006.

Beyşehir Gölü havzasının en kuzeydeki Çeltik, doğusundaki Eflatun Pınarı ve güneyindeki İlimmak çayları ile Manavgat Irmağı'ndan bilinmektedir (Freyhof, 2014b). Manavgat Irmağı'ndan ilk kayıt Geiger vd. (2014) tarafından verilmiş, Freyhof vd., (2018) ise ayrıntılı morfolojik tanımlamasını

yapmıştır. İrmakta daha önce yapılan hiçbir çalışmada kaydı verilmeyen türün, Oymapınar Barajı'nın çıkışındaki sığ ve çakıllı-taşlı alanlarda yaşadıkları belirlenmiştir. Bu tür için önerilen IUCN koruma ölçütü (EN, Tehlikede) uygundur.

***Oxynoemacheilus atili* Erk'akan 2012**, Beyşehir çöpçübalığı (Şekil 5b)

İncelenen örnekler: IUSHM 2020-1420, 12, 38-65 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı (Oymapınar Barajı çıkışı); M.Özuluğ & Jörg Freyhof, 28 Ekim 2010. —FFR01534, 1, 47-56 mm TB; Türkiye; Konya: Kuşulu Deresi-Seydişehir, D.Turan & C.Kaya, 07 Haziran 2015.

Tanımlı Beyşehir Gölü'nü besleyen Eflatun Pınarı'ndan (Erk'akan, 2012) yapılan tür, Beyşehir Gölü ve Manavgat Irmağı havzasındaki küçük akarsularda yayılış gösterir. Manavgat Irmağından kaydı Freyhof vd. (2018) tarafından verilmiştir. Daha önceki kayıtlarda verilmeyen türün Oymapınar barajının çıkışındaki sığ ve çakıllı-taşlı alanlarda *C. battalgilae* popülasyonu ile aynı habitatları paylaştıkları belirlenmiştir. Bu tür için önerilen IUCN koruma ölçütü (NT, Tehlikeye Yakın) uygundur.

***Gambusia holbrooki* Girard 1859**, Sivrisinek balığı

İncelenen örnekler: Koleksiyon kaydı yapılmamıştır.

Kuzey Amerika kökenli olan ve sıtma hastalığı yayıcısı sivrisinekler ile biyolojik mücadele amacıyla dünya genelinde insan eliyle yayılan bu balıkların taksonomilerinde uzun bir süre karmaşa yaşanmıştır. Bu tür Türkiye'de yapılan çalışmaların büyük çoğunluğunda, 2003 yılına kadar *G. affinis* şeklinde tanımlanmış (Geldiay ve Balık, 2009; Küçük, 1997; Öztürk ve İkiz, 2003), daha sonraki kayıtlarda *G. holbrooki* olarak isimlendirilmiştir (Kurtul ve Sarı, 2019). Söz konusu taksonomik karmaşa bu iki türün morfolojik ve anatomik açıdan çok benzer olmalarından kaynaklanmıştır. Çalışmamızda baraj gölleri ve akarsuyun havzasındaki kıyı kesimleri ile havzadaki toprak kanallarda yaygın olarak bulunduğu belirlenmiştir. Manavgat Baraj Gölü ve östarin bölgenin kıyısız alanlarında yoğun popülasyon oluşturduğu bildirilen bu türün (Küçük, 1997), günümüzdeki popülasyon yoğunluğunun oldukça azaldığı, bu durumun göle giren diğer istilacı ve yabancı türlerin, *C. gibelio*, *P. parva* ve *A. escherichii*'nin etkili olabileceği düşünülmektedir. Yabancı tür olduğu için koruma ölçütü önerilmemiştir.

***Clarias gariepinus* (Burchell 1822)**, Yayın, karabalık, Afrika yayını

İncelenen örnekler: Ulualan Ovası kurutma kanalı 5 örnek, koleksiyon kaydı yapılmamıştır.

Afrika kökenli olan bu balık genellikle tabanı çamur-balçık olan, su bitkilerince zengin, yavaş akan akarsu, göl, gölet veya bataklık gibi düşük rakımlı ılık suları tercih etmektedir. Manavgat Irmağı'nın alt havzasında yer alan Ulualan Ovası'ndaki kurutma kanallarında çok yaygın olarak buldukları belirlenmiştir. Tür üzerindeki en önemli tehdit evsel ve tarımsal kirlilik olarak görülmektedir. Ülkemizin Hatay, Adana ve Mersin yörelerinde eti sevilerek tüketilmesine karşın, Antalya çevresinde tüketimi yok denecek kadar azdır. Yabancı tür olduğu için koruma ölçütü önerilmemiştir.

***Mugil cephalus* L. 1758**, Haskefal, mankafa

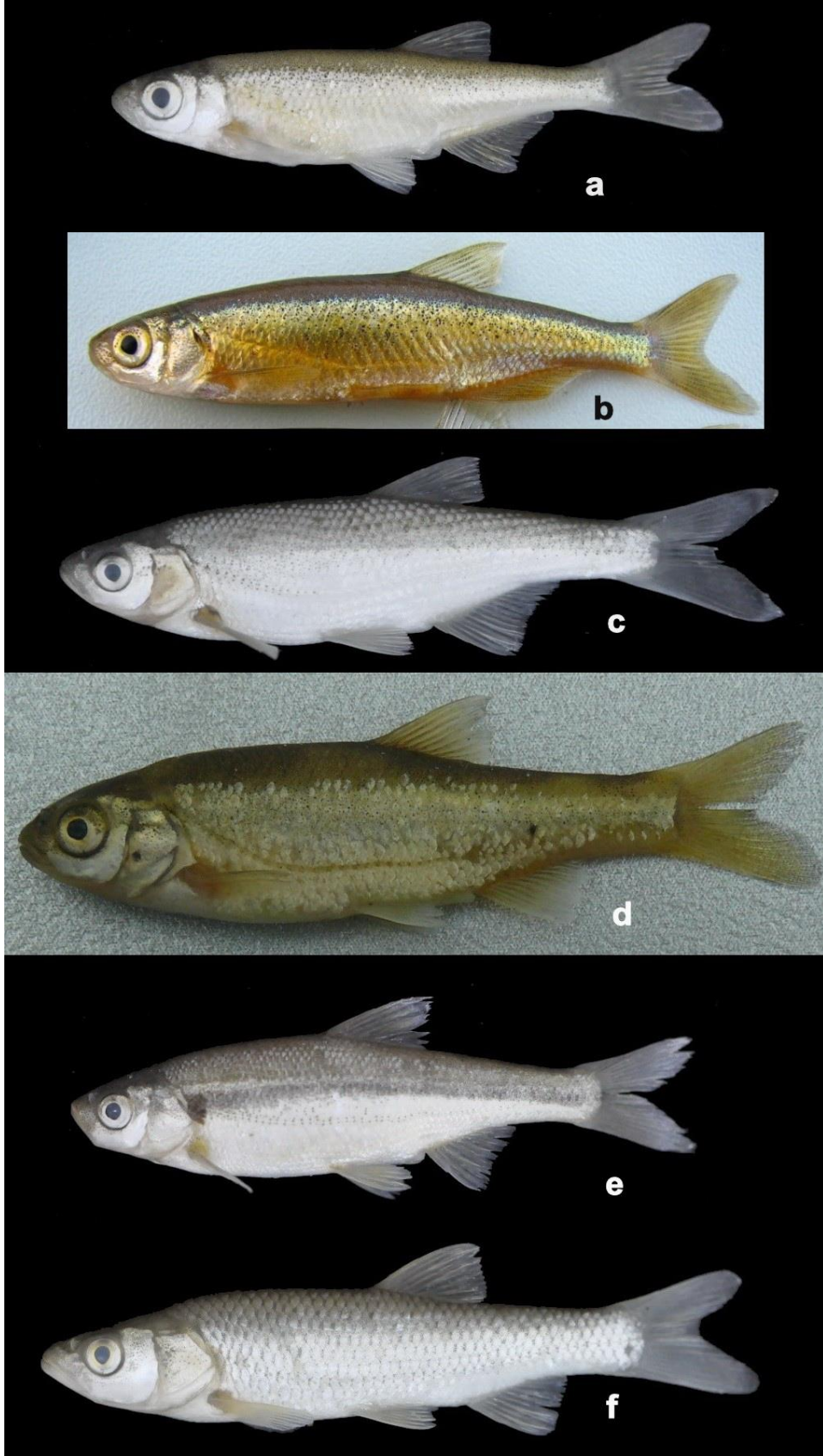
İncelenen örnekler: IFC-ESUF 10-0003, 4, 177,56-281,00 TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı; F. Küçük, 1996. —IFC-ESUF 10-0003, 4, 264,94 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı; F. Küçük, 1996.

Kefal balıkları arasında akarsulara giren birkaç türden biridir. İlkbahar sonu ile yaz başlarında beslenmek için akarsulara giren bireyler, üremek amacıyla Temmuz-Eylül aylarında denize göç eder. Eti ve havyarı nedeniyle ticari değeri çok yüksek olan bir kefal türüdür. Manavgat Irmağı'nda nehir ağzından yaklaşık 15 km iç kesimlere kadar girdiği tespit edilmiştir. Bu tür için önerilen IUCN koruma ölçütü (LC, Düşük risk) uygundur.

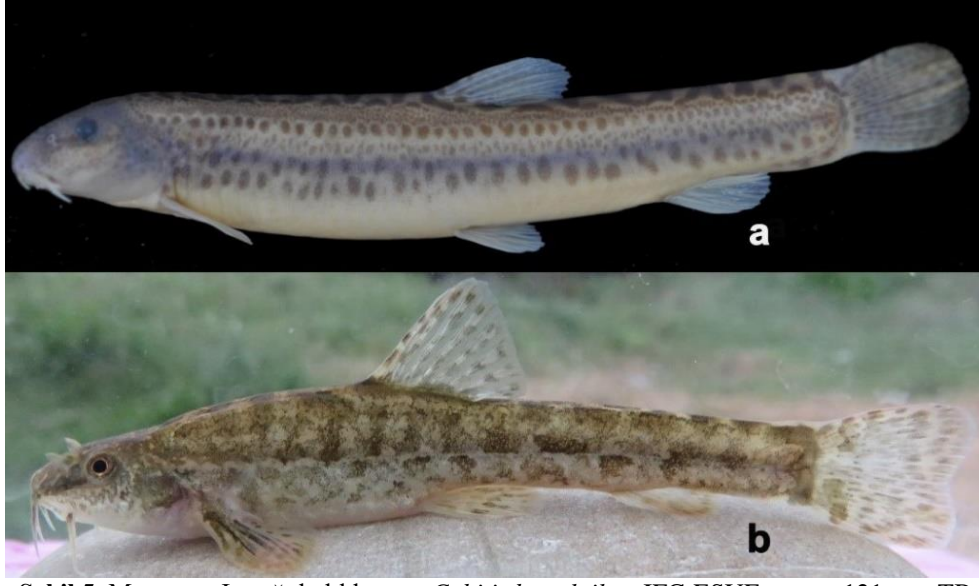
***Chelon ramada* (Risso 1827)**, Kefal balığı, İncedudaklı kefal

İncelenen Örnekler: IFC-ESUF 10-0002, 4, 18,73-205,62 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı; F. Küçük, 1996.

Kefal balıkları arasında *M. cephalus* ile birlikte akarsulara giren türlerden biridir. Manavgat Irmağı'nın akarsu ağzı ile Büyük Şelale bölgesi arasında, çevredeki kurutma kanalları ve acısu özelliğindeki bölgelerde yoğun olarak bulunur. Su sıcaklığının yüksek olduğu Mayıs-Kasım ayları arasında içsulardaki yoğunlukları oldukça fazladır. Ekonomik değeri olan bir türdür.



Şekil 4. Manavgat Irmağı balıkları, **a-** *Alburnus baliki*, IFC-ESUF 03-0304, 49,86 **b-** *Alburnus baliki*, IFC-ESUF 03-0329, 83,62 mm TB **c-** *Alburnus escherichii*, IFC-ESUF 03-0379, 50,81 mm TB **d-** *Pseudophoxinus alii*, IFC-ESUF 03-0954, 52,48 mm TB **e-** *Pseudophoxinus battalgilae*, IFC-ESUF 03-0961, 54,34 mm TB **f-** *Squalius anatolicus*, IFC-ESUF 03-0867, 103,87 mm TB



Şekil 5. Manavgat Irmağı balıkları, a- *Cobitis battalgilae*, IFC-ESUF uncat., 121 mm TB
b- *Oxynoemacheilus atili*, FFR01534, 55 mm TB

***Chelon auratus* (Risso 1810)**, Sarikulak, altınbaş kefal

İncelenen Örnekler: Örnekler ırmağın östarin bölgesinden uzatma ağları ile yakalanmıştır. Koleksiyon kaydı verilmemiştir.

Çok soğuk sular dışında; tuzluluk, sıcaklık vb. diğer ortam koşullarına iyi uyum sağlamış olsa da, çoğunlukla denizlerde yaşayan ve içsulara girmeyen bir türdür. Yaz aylarında sahillere yaklaşarak ırmağın östarin gölgesinde gözlemlenir. Denizlerde avcılığı yapılan, ekonomik değeri oldukça yüksek olan bir kefal türüdür.

***Chelon labrosus* (Risso 1827)**, Küspe, sivriburun, kalındudaklı kefal

İncelenen örnekler: Koleksiyon kaydı verilmemiştir.

Genellikle denizlerin neritik bölgesindeki kıyı alanlarında yaşayan bir türdür. Sıklıkla lagünlere, östarin bölgeye ve akarsulara giren türün yavruları tatlı sulara kolayca uyum sağlar. Şubat-Nisan aylarında denizin pelajik bölgesine bıraktıkları yumurtalarından çıkan yavrular Nisan-Haziran aylarında kıyı göllerine ve haliçlere girerek, yazın denize geri dönerler. Çoğunlukla denizlerde avcılığı yapılan, ekonomik değeri oldukça yüksek olan bu kefal türüne Manavgat Irmağı'nın östarin bölgesinde rastlanmıştır.

***Dicentrarchus labrax* (L. 1758)**, Levrek

İncelenen Örnekler: IFC-ESUF 11-0001, 2, 191,58-297,21 mm TB; Türkiye; Antalya: Manavgat Irmağı; F. Küçük, Temmuz 1996.

Deniz kökenli olan bu tür, su sıcaklığının yükseldiği ilkbahar ve yaz başlangıcında, lagünler ve akarsulara beslenme göçü yapar. Manavgat Irmağı'nın yaklaşık 15 km iç kesimlerine kadar girdiği saptanmıştır. Akarsu ağızları (östarin bölge) ve denizlerin kıyısız alanlarında görülen kirlilik, akarsu yatağındaki fiziki-topoğrafik bozulmalar ve su araçları trafiğinin popülasyonları için olumsuz sonuçlar doğurduğu izlenmektedir. Haziran ayında östarin bölgede ıgırıp ağı ile 4-5 cm yavrular tespit edilmiş ve ırmağa geri bırakılmıştır.

SONUÇ

Yukarıda verilen taksonlardan (bkz. Tablo 2) bazıları Küçük (1997), Bogutskaya vd. (2000), Küçük ve İkiz (2004)'in kayıtlarında yer almamış veya sonradan yapılan taksonomik revizyonlar nedeniyle sistematik durumları değişmiştir. Manavgat Irmağı'ndan 2004'den sonra kaydı verilen türler; *A. escherichii*, *S. anatolicus*, *P. parva*, *C. battalgilae* ve *O. atili*'dir (Geiger vd., 2014; İnnal, 2017; Freyhof vd., 2019). Ayrıca havzada yayılış gösteren türlerden *S. cf. opimus*, *C. caelestis* ve *G. holbrooki*'nin bilimsel isimleri değişmiş veya yeniden düzenlenmiş, *C. auratus*'a ise bu çalışmada rastlanılmamıştır.

Çalışmamızda, 1995 yılından günümüze kadar *A. anguilla*, *S. cf. opimus* ve *C. caelestis* türlerine ait popülasyonlarda büyük bir düşüş olduğu gözlemlenmiştir.

Irmaktan ilk örnekleme 1976 yılında yapılan ve *S. t. macrostigma* olarak tanımlanan kırmızıbenekli alabalıkların günümüzde yalnız akarsuyun yukarı havzasındaki 7-8 km'lik bir kesiminde bulunması ve yoğun avcılık baskısı türün geleceği ile ilgili endişeyi arttırmaktadır.

Diğer taraftan "hızlısu cyprinidleri"nden *C. caelestis*'in yoğunluğunun azaldığı, sadece Oymapınar Baraj Gölü'nün daha üst kısımlarında nadir seviyede bulunduğu belirlenmiştir. Bu tür üzerinde en büyük baskıyı oluşturan etkenin, 1984 ve 1987 yılları arasında kurulmuş olan Oymapınar ve Manavgat HES'lerinin akarsu sistemini durgun su sistemine dönüştürmesiyle birlikte göç yollarının engellenerek popülasyon ve habitatların parçalanması ve küçülmesi olduğu düşünülmektedir.

Manavgat Irmağı yılanbalıkları için çok uygun bir habitat olmasına karşın, ırmak üzerinde balık geçidi olmayan birden çok HES, baraj ve regülatör bulunması, yılanbalığı stoklarındaki azalmaya ve ekonomik kayıplara neden olmaktadır. Diğer taraftan akarsuyun aşağı havzalarındaki turizm faaliyetleri ve çevre korumacı olmayan yapılaşmanın popülasyonunun azalmasını etkilediği düşünülmektedir.

Beyşehir Gölü'nden karıştığı düşünülen ve önce Manavgat Irmağı havzasında, sonra da komşu akarsularda (Ilıca ve Karpuz çayları) gözlenen Sakarya İncibalığı (*A. escherichii*)'nin endemik türler üzerine baskın olduğu görülmüştür. Ilıca ve Karpuz çaylarında 2018 yılının mayıs ayında yapılan örnekleme *A. baliki* yoğunluğunun göreceli olarak son derece azaldığı, buna karşılık *A. escherichii*'nin çok baskın olduğu gözlemlenmiştir.

Jeolojik çalışmalarda Manavgat Irmağı'nın Beyşehir Gölü'nün güneyindeki karstik düdenlerden kaçan yeraltı suları ile beslendiği ileri sürülmüştür (Anonim, 1968; Aygen, 1967). Bu su yolu aynı zamanda farklı havzaların balık faunası arasındaki ortak türler ile de kurulabilmektedir. Bunlar; *A. escherichii*, *S. anatolicus*, *P. battalgilae*, *C. battalgilae* ve *O. atili*'dir (Küçük vd., 2016; Freyhof vd., 2018). Ancak bu türlerin 2004'den önce yapılan faunistik çalışmalarda bulunmayışı, insan eliyle de taşınmış olabileceğini düşündürmektedir.

Yaklaşık 93 km uzunluğunda ve üzerinde toplam 16,5 km² yüzey alanına sahip 3 baraj gölü bulunan Manavgat Irmağı havzasının tamamında sportif olta balıkçılığı yapılmaktadır. Irmakta çoğunlukla Yılanbalığı (*A. anguilla*), Gökkuşuğu alabalığı (*O. mykiss*), Sazan (*C. carpio*), Siraz (*C. caelestis*), Gümüşü havuzbalığı (*C. gibelio*), Akbalık (*S. anatolicus*), Levrek (*D. labrax*) ve Kefal türleri (*M. cephalus*, *C. auratus*, *C. ramada*, *C. labrosus*) avlanmaktadır. Diğer taraftan ırmağın orta ve alt havzalarında yılda yaklaşık 126 ton üretim kapasitesine sahip 7 adet gökkuşuğu alabalığı işletmesi bulunur.

Jeomorfolojik ve topoğrafik özellikleri, akış rejimi ve su kalitesiyle balıklar için son derece elverişli bir ekosistem olan Manavgat Irmağı'nın balık faunası çeşitliliği oldukça yüksek olmakla birlikte; havzadaki su yapılarının ihtiyofauna ve diğer biyota öğelerinin yaşam döngüleri üzerine etkileri, hassas türlerde popülasyon kaybına neden olmaktadır. Özellikle Manavgat Baraj Gölü'nde su seviyesinin sıklıkla değişmesi, balıkların yumurtlama ve beslenme alanlarının zarar görmesi ile sonuçlanmaktadır. Ayrıca, nehir ağzını da içine alacak şekilde, akarsuyun aşağı kesiminde yapılan yoğun bot turizmi, akarsu yatağında yapılan uygunsuz değişiklikler, akarsuyun yan kolları ve delta bölgesinde yer alan drenaj kanallarından karışan kirlilik etkenleri balık faunasını etkileyen ve geleceğini tehdit eden güncel sorunlar olarak karşımıza çıkmaktadır.

Teşekkür: İstanbul Üniversitesi Fen Fakültesi Hidrobiyoloji Müzesi (IUSHM) örneklerinin incelenmesini sağlayarak katkı yapan, Müfit Özuluğ (İstanbul)'a teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

- Anonim, (1968). Manavgat-Oymapınar Barajı ve Hidroelektrik Santrali Projesi, E.İ.E. İdaresi Genel Müdürlüğü Raporu, Ankara, 218s.
- Anonim, (2019). DSİ, XIII Böl. Müdürlüğü, Antalya.
- Aygen, T. (1967). Manavgat-Oymapınar (Homa) Kemer Barajı ile Beyşehir-Suğla Gölü Manavgat Havzası'nın jeoloji ile hidrojeolojik ve karstik etüdü. EİE İdaresi Raporu, Ankara.
- Balık, S. (1980). *Güney Anadolu Bölgesi içsularında yaşayan tatlısu balıklarının sistematik ve zoocoğrafik yönden araştırılması*. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Biyolojik Oseanografi Bölümü (Doçentlik Tezi), İzmir, 139s.
- Bogutskaya, N.G., Küçük, F., & Ünlü, E. (2000). *Alburnus baliki*, a new species of cyprinid fish from Manavgat River system, Turkey. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 11(1), 55–64.

- Doğan, U. (2002). Manavgat Nehri havzasının jeomorfolojik evrimi. *Gazi Üniversitesi Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 22(2), 51-65.
- Erdoğan, Ö., & Ertan, Ö.O. (2016). Köprüçay Nehri Nehirağzı bölgesinin bazı su kalitesi parametrelerinin incelenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Yalvaç Akademi Dergisi*, 1(1), 58-66.
- Erk'akan, F. (1984). A new cyprinid fish record for Turkey, *Pseudorasbora parva* from the Thrace Region (in Turkish). *Doğa Bilim Dergisi*, 8(3), 350-351.
- Erk'akan, F. (2012). Two new *Oxynoemacheilus* (Teleostei: Nemacheilidae) species from Western Turkey. *Research Journal of Biological Sciences*, 7(2), 97- 101.
- Geiger, M.F., Herder, F., Monaghan, M.T., Almada, V., & Barbieri R, et al. (2014) Spatial heterogeneity in the Mediterranean biodiversity hotspot affects barcoding accuracy of its freshwater fishes. *Molecular Ecology Resources*, 14, 1210-1221.
- Geldiay, R., & Balık, S. (2009). *Türkiye tatlı su balıkları*. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, 166s,
- Gozlan, R.E., Pinder A.C., & Shelley J. (2002). Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *Journal of Fish Biology*, 6, 298-300.
- Gozlan, R.E., St-Hilaire, S., Feist, S.W., Martin, P., & Kent, M.L. (2005). Disease threat to European Fish, *Nature*, 435, 1046.
- Günay, G. (1986). *Karst water resources*, IAHS Publ. No. 161, Ankara.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Van der Laan, R. (2019). Eschmeyer's catalog of fishes: Genera, species, references.(<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>).
- Freyhof, J. (2014a). *Capoeta antalyensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T3784A19006247. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T3784A19006247.en>. Downloaded on 28 September 2020.
- Freyhof, J. (2014b). *Cobitis battalgili*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T19084839A19222953. [https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T19084839A19222953\(17](https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T19084839A19222953(17) Temmuz 2020).
- 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), 1–75.
- Froese, R. & Pauly, D. (2019). Fishbase. World Wide Web electronic publication. Retrieved from <http://www.fishbase.org> (accessed January 06, 2019).
- İnnal, D. (2017). Akdeniz'e dökülen bazı nehir sistemlerinin östarin balık faunasının çok değişkenli analizlerle alansal ve zamansal değişiminin belirlenmesi. TÜBİTAK Proje No: 114Z259 Sonuç Raporu, Ankara.
- İnnal, D., & Gülle, İ. (2019). Age and growth parameters of the Antalya Bleak *Alburnus baliki* Bogutskaya, Küçük & Ünlü, 2000 (Actinopterygii: Cyprinidae) in the Manavgat River estuary, Turkey. *Acta Zoologica Bulgarica*, 71(3), 399-405
- İnnal, D., Özmen, Ö., & Genç, E. (2019). Infection of European Eel, *Anguilla anguilla* with the Nematode *Anguillicoloides crassus* from some estuarine systems in Turkey. *Turkish Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(11), 899-905
- Kaya, C., Küçük, F., & Turan, D. (2019). Distribution of the two endemic scrapers in the Turkish Mediterranean Sea diranages (Teleostei: Cyprinidae). *International Journal of Zoology and Animal Biology*, 2(9), 000185.
- Kurtul, I., & Sarı, H.M. (2019). *Gambusia holbrooki* (Sivrisinek balığı)'nin Türkiye'deki dağılımına katkılar. *LimnoFish*. 5(3), 170-180.
- Küçük, F. (1997). *Antalya Körfezi'ne dökülen akarsuların balık faunası ve bazı ekolojik parametreleri üzerine bir araştırma*, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, Isparta, 121s.
- Küçük, F., & İkiz, R. (2004). Antalya Körfezi'ne dökülen akarsuların balık faunası. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 21(3-4), 287–294.
- Küçük, F., Gülle, İ., Güçlü, S.S., Erdoğan, Ö., & Atayeter, Y. (2011). Antalya İli içsu balıkları ve koleksiyonu. Süleyman Demirel Üniversitesi. Bilimsel Araştırma Projeleri Sonuç Raporu (Proje No: 1354.M.08), Isparta
- Küçük, F., Gülle, İ., & Güçlü, S.S. (2016). *Pseudophoxinus iconii*, a new species of spring minnow from Central Anatolia (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 27(3), 283-288.
- Küçük, F., Gülle, İ., & Güçlü, S.S. (2018). Antalya havzası akarsularındaki yılan balığı göçleri üzerine antropojenik baskılar. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi FenBilimleri Enstitüsü Dergisi*, 9(Ek Sayı 1), 285-296.
- Öztürk, Ş., & İkiz, R. (2003). Akgöl (Fethiye-Muğla) sivrisinek balığı *Gambusia affinis* (Baird & Girard, 1853) populasyonunun bazı biyolojik özellikleri. *Turkish Journal of Veterinary Animal Sciences*, 27, 911-915.
- Özuluğ, M., & Freyhof, J. (2011). Revision of the genus *Squalius* in western and central Anatolia, with description of four new species (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 22(2), 107-148.

- Schöter, C., Özuluğ, M., & Freyhof, J. (2009) *Capoeta caelestis*, a new species from Göksu River, Turkey (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 20, 229–236.
- Stout, C. C., Tan, M., Lemmon, A. R., Lemmon, E. M., & Armbruster, J. W. (2016). Resolving Cypriniformes relationships using an anchored enrichment approach. *BMC Evolutionary Biology*, 16, 244.
- Turan, D., Kottelat, M., & Engin, S. (2009). Two new species of trouts, resident and migratory, sympatric in streams of northern Anatolia (Salmoniformes: Salmonidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 20(4), 333-364.
- Turan, D., Kottelat, M., & Engin, S. (2012). The trouts of the Mediterranean drainages of southern Anatolia, Turkey, with description of three new species (Teleostei: Salmonidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 23(3), 219
- Van der Laan, R. (2017). *Freshwater Fish List*. 23rd edition, ISSN: 2468-9157, Almere, The Netherlands, 997 pp.
- Wildekamp, R.H., Van Neer, V., Küçük, F., & Ünlüsayın, M. (1997). First record of the eastern Asiatic gobionid fish *Pseudorasbora parva* from the Asiatic part of Turkey. *Journal of Fish Biology*, 51(4), 858-861.

Raising the Performance of Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) Juvenile in Offshore Cage Culture

Ali AKPINAR¹, Kürşat FIRAT¹, Şahin SAKA¹, Cüneyt SUZER¹, Müge Aliye HEKİMOĞLU^{1*}

Ege University, Fisheries Faculty, İzmir, Turkey

*Corresponding Author: muge.aliye.hekimoglu@ege.edu.tr

Research Article

Received 06 March 2020; Accepted 19 October 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Akpınar, A., Fırat, K., Saka, Ş., Suzer, C., & Hekimoğlu, M. A. (2020). Raising the performance of gilthead seabream (*Sparus aurata*) juvenile in offshore cage culture. *Acta Aequatica Turcica*, 16(4), 447-456 <https://doi.org/10.22392/actaquatr.699945>

Abstract

The growth parameters of gilthead seabream (*Sparus aurata*) fry supplied from three different hatcheries stocked in nine HDPE offshore cages (30 m diameter and 22 m depth) were investigated for 450 days. It was determined that the fish obtained from Firm A on the 450th day gained more weight by consuming less feed. Fishes belonging to Firm A consumed an average of 1.8 kg of feed for one kg body weight gain, while fishes belonging to Firm B consumed an average of 2.29 kg and fishes of Firm C consumed an average of 2.18 kg. However, feed conversion rates were not significant between firms. Also, the highest survival rate was determined in fish from Firm B with 96.11%. As a result, the success of fish culture should be guaranteed by the supply of high standard juvenile fish. Otherwise, production costs and fish quality will be adversely affected.

Key words: SGR, FCR, hatchery, deformation, offshore cage raising

Açık Deniz Kafes Kültüründe Çipura (*Sparus aurata*) Yavrularının Performansının Arttırılması

Özet

Dokuz HDPE açık deniz kafesinde (30 m çapında ve 22 m derinliğinde) stoklanan üç farklı kuluçkahaneden temin edilen çipura (*Sparus aurata*) yavrularının büyüme parametreleri 450 gün boyunca incelenmiştir. Firma A'dan elde edilen balığın 450. günde daha az yem tüketerek daha fazla kilo aldığı belirlenmiştir. Firma A'ya ait balıklar bir kg vücut ağırlığı artışı için ortalama 1.8 kg yem tüketirken, Firma B'ye ait balıklar ortalama 2.29 kg ve Firma C'ye ait balıklar ortalama 2.18 kg tüketmiştir. Ancak, yemden yararlanma oranları arasında önemli bir fark tespit edilmemiştir. Ayrıca, en yüksek hayatta kalma oranı % 96.11 ile Firma B'den elde edilen balıklarda tespit edilmiştir. Sonuç olarak, balık kültürünün başarısı, yüksek standartta yavru balıkların sağlanmasıyla garanti altına alınmalıdır. Aksi takdirde üretim maliyetleri ve balık kalitesinin olumsuz etkilenmesi kaçınılmazdır.

Anahtar kelimeler: SGR, FCR, kuluçkahane, deformasyon, açık deniz kafes yetiştiriciliği performans arttırma

INTRODUCTION

Aquaculture was shown by FAO as the fastest-growing food production sector in the last 10 years (FAO, 2018). In parallel with this, the aquaculture sector has made great development in the last 30 years in Europe, especially in countries with a coast to the Mediterranean. In marine fish culture, many basic problems encountered in seabream culture, which is one of the two most-produced species in Europe, have been resolved over the years. In marine fish farming, many main problems encountered in seabream, one of the two most-produced species in Europe, have been resolved over the years. A detailed description of the biology of the species, biotechnological approaches, and advances in aquaculture engineering have been the basis for this development. Especially, broodstock management, fry production, and different breeding techniques were effective in this success (Calderer and Cardona 1993; Divanach et al., 1996; Izquierdo et al., 2001; Mylonas et al., 2009; Boglione et al., 2013a, b; FAO, 2019). Besides, improvements in cage culture systems and feed technology future an important role in increasing production quantity and quality (Merinero et al., 2005; García García et al., 2016).

In particular, Turkey has an important position in terms of marine fish farming in the Mediterranean basin and produced a total of 205 thousand tons of marine fish production in 2018.

116.915 tons of this amount consists of European seabass (*Dicentrarchus labrax*), 76.680 thousand tons of gilthead seabream and the remaining amount is the production of other marine fish species. In this context, Turkey meets about 40% of the total marine fish production in Europe. However, when considering the sector in detail, there are inevitably some serious and/or unsolved problems currently goes on. Additionally, the most important and current problems in the sector are clearly emphasized as use of water area, transfer of license for production, insurance, mortgage (pledge of license), pledge of livestock, obtaining a loan, marketing sector, increasing input costs that depend on imported raw materials and fluctuations of the exchange rate.

Different studies have been carried out in our country within the scope of culture of gilthead seabream fish in cages (Korkut et al., 2006; Yılmaz, 2007; Sert, 2008; Ozturk, 2017). However, in this study, for the first time, some growth parameters (length-weight relationship, specific growth rate, condition factor, feed conversion rate, deformation rate, and survival rate) were determined in the offshore cage environment of gilthead seabream juveniles obtained from different hatcheries at the same age and date. The purpose of this study is to reveal the factors that affect the quality of production to guide those who will be engaged in offshore cage systems in aquaculture.

MATERIALS and METHODS

Cage Systems

The study was carried out by monitoring and evaluating the development data of fish produced in offshore cages of a private marine fish farm in the Mugla region. Three different hatcheries, stocked in nine HDPE cages (30 m diameter and 22 m depth, the experimental period is 450 days). Cages are positioned in accordance with the communiqué No. 26413 dated January 24, 2007, issued by the Ministry of Environment and Forestry, on the determination of closed bay and gulf areas, which are sensitive areas where fish farms cannot be established, and the company has legal production permission. Cage systems are fixed at a depth of 53 m. The cages are 30 m in diameter and are made of HDPE (High-Density Polyethylene) material. The juveniles from 3 different hatcheries were placed in a total of 9 cages. Knotless nets in PE (Polyethylene) structure are used in cages. The nets used have 7-10 mm eye-opening, 30 m in diameter, and 22 meters in depth. Nets were treated against fouling organisms.

Juvenile Fish Supply and Monitoring

The fish were supplied from 3 different marine fish hatcheries and titled these hatcheries as Firm A, Firm B, and Firm C. The fish were stocked with an average of 300 thousand juvenile per cage. The average weight of the fish was 3.83 ± 0.16 g total length 7.93 ± 0.07 cm for Firm A, the average weight for Firm B was 3.93 ± 0.29 g total length 7 ± 0.58 cm, and 3.66 ± 0.27 g total length of Firm C was 7.33 ± 0.88 cm. After the fish were placed in the cage in March 2018, their development was followed for each month until the harvest period (June 2019).

Feed Features and Feeding

During the production, the fish were fed with commercial seabream extruder feed (1-3 mm). The feeds used in feeding during the production are given in Table 1 and the feeding was made with an automatic feeding system integrated on the barge system. It was applied once a day in summer and winter based on the feed water temperature and fish weight. Besides, dissolved oxygen (HI 9142 oxygen meter) and water temperature measurements (thermometer) were made daily to support the feeding regime. Also, the cages were observed with an underwater camera system. The dead fish were removed from the cages by the divers daily.

Table 1. Nutrient content of sea bream feeds used

Nutrient Content / Unit	Quantity
-------------------------	----------

Raw Protein (%)	53
Raw oil (%)	16
Ash (%)	8.5
Crude Cellulose	2.5
Total phosphorus (%)	1.4
Calcium (%)	2.1
Sodium	0.25
Vitamin A (IU/kg)	13200
Vitamin D3 (IU/kg)	2400
Vitamin E (IU/kg)	300
Iron (mg)	15
Iodine (mg)	1.5
Cobalt (mg)	0.5
Copper (mg)	2.5
Magnesium (mg)	15
Zinc (mg)	50
Selenium (mg)	0.2

Estimation of Growth Parameters

Length-Weight Relationship

Length-Weight Relationship was calculated according to the following equation,

$$W=aTL^b \text{ (Gould, 1966)}$$

Specific Growth Rate (SGR)

Specific growth rate SGR was calculated according to the following equation (De Silva and Anderson, 1995):

$$\text{SGR (\% body wt.gain/day)} = [\text{Logn Final fish wt.} - \text{Logn initial fish wt.}] / \text{Time interval} \times 100$$

Condition Factor (K)

The weight-length relation of Fulton, which was used to determine

the health of fish was calculated using the following formula

$$\text{(Ricker, 1975). } K = W \times 100/L^3$$

Feed conversion rate

$$\text{FCR} = \text{Amount of feed consumed (g)} / \text{Live weight gain (g)} \text{ (Santinha et al., 1999).}$$

Survival Rate (SR)

The survival rate of fish is calculated by the formula reported by Pechsiri and Yakupitiyage (2005).

$$\text{SR \%} = (\text{Ns} / \text{Ni}) \times 100.$$

(Ns: Number of fish at the end of the trial; Ni: Number of fish at the beginning of the trial)

Deformation Rate (DR)

The deformation rate of fish is calculated by the formula;

$$\text{DR \%} = (\text{Ne} / \text{Nb}) \times 100.$$

(Ns: Number of fish at the end of the trial; Ni: Number of fish at the beginning of the trial).

Statistical Analysis

The results obtained are defined as Mean±Standard Error ($\bar{X} \pm s_{\bar{x}}$). The length-weight relationship was tested by regression analysis. In the evaluation of the data obtained, Levene Test was applied to determine the homogeneity of the variances. Then, it was seen that the data had nonparametric test assumptions and Kruskal Wallis Variance Analysis was used in this context. After analysis of variance, the Mann-Whitney-U test was used to reveal which companies are different and the differences are tested at a 95% significance level. The difference between the survival rates of the fishes of the firms was determined with the Chi-Square Test. SPSS 15.0 (SPSS, Chicago, IL) statistics program was used to evaluate the data.

Findings

The mean of water temperature and oxygen values monitored in the cage environment during the production made between March 2018 and June 2019 are shown in Figure 1. The highest mean seawater temperature was determined during August 2018 (26.8±0.22 °C) and the lowest seawater temperature mean was determined in February 2019 (14.6±0.34 °C) in the cage systems. Also, the lowest oxygen value average in the cage systems was determined in August 2018 (6.3±0.12 mg/l) and the highest oxygen value mean was obtained between February and March 2019 (7.1±0.18 mg/l).

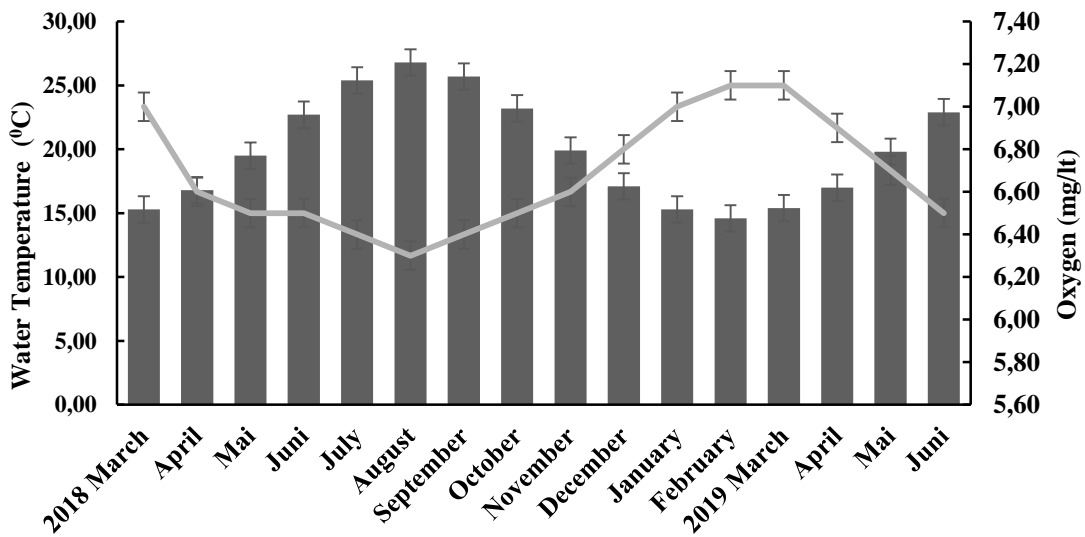


Figure 1. Water temperature and oxygen mean values between

March 2018 and June 2019 ($\bar{X} \pm s_{\bar{x}}$).

Regression analysis of fish was determined for Firm A $y = 250.4\ln(x) - 560$ ($R^2 = 0.8622$), Firm B $y = 279.23\ln(x) - 660$ ($R^2 = 0.9092$) and Firm C $y = 279.23\ln(x) - 660$ ($R^2 = 0.9092$). There was no significant difference between regression analysis of fish ($p > 0.05$).

When the specific growth rates of the fish during the production are analyzed, it was seen that after the fish were put in the cage, this value increased to a high level in May 2018, and then it tended to decrease depending on the fish size. The specific growth rate of the whole process was determined as 1%/day in June 2019, when the fish were harvested. The data obtained during the production period are shown in Figure 2 on a monthly. In terms of specific growth rate, there was no difference in fish obtained from companies at monthly periods and at the end of production ($p > 0.05$).

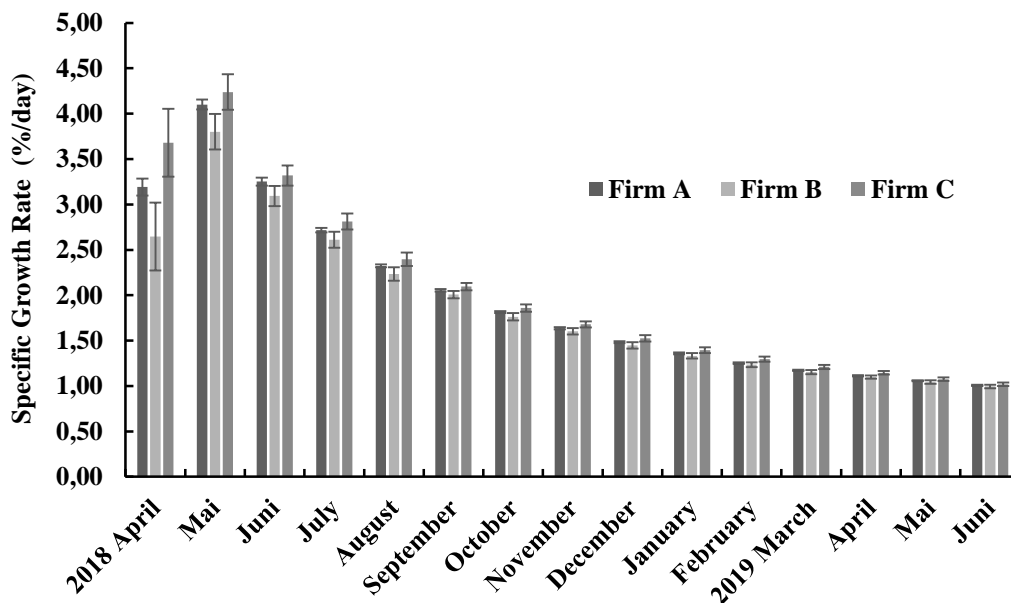


Figure 2. The specific growth rate for Firm A, Firm B, and Firm C (%/day) ($\bar{X} \pm s_{\bar{x}}$)

Besides, in the examination of fish in terms of condition factor, it was determined that this factor varies between 1-1.19 in fish belonging to companies. In this context, this value was determined as

1.19 for Firm A, 1.05 for Firm B, and 1.12 for Firm C. There was no significant difference between firms in terms of condition factor ($p > 0.05$).

At the mean biomass of cages, the highest biomass was found in cages where juveniles from Firm A was placed. Although the difference between cages was not significant ($p > 0.05$), fish belonging to Firm A showed an average of 1650 kg more weight than fish from Firm B and an average of 2700 kg more than fish from Firm C (three cages mean values) (Figure 3).

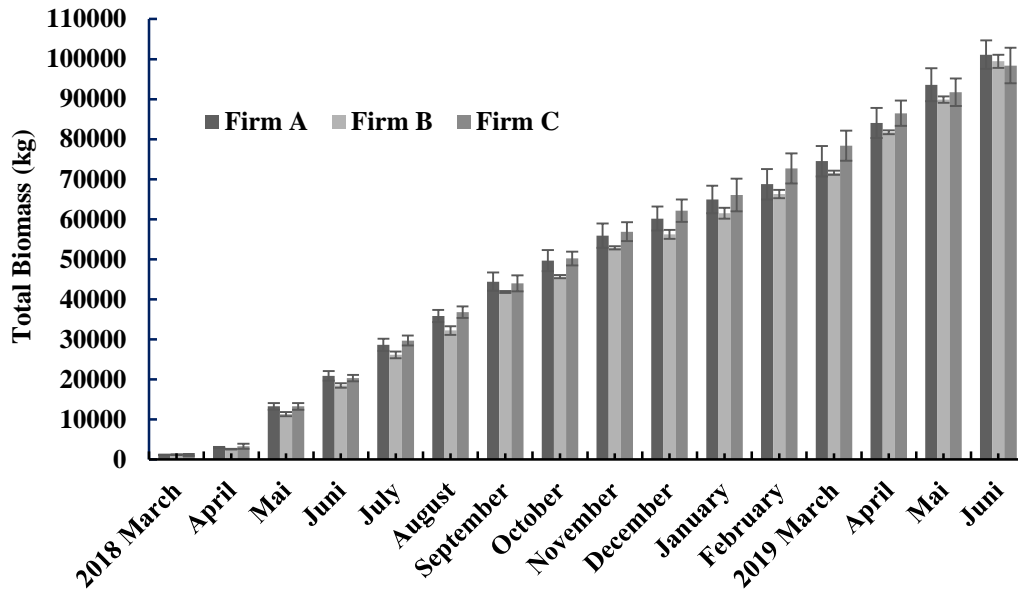


Figure 3. Total biomass value of fish of Firm A, Firm B, and Firm C ($\bar{X} \pm s_{\bar{x}}$)

In the evaluation of the feed conversion rate of fish, based on the 450th day, it was determined that the fish supplied from Firm A gained more live weight by consuming less feed. Fishes belonging to Firm A consumed an average of 1.8 kg of feed for one kg of live weight gain, while fishes belonging to Firm B consumed an average of 2.29 kg and fishes of Firm C consumed an average of 2.18 kg (Figure 4). However, feed conversion rates were not significant between firms ($p > 0.05$).

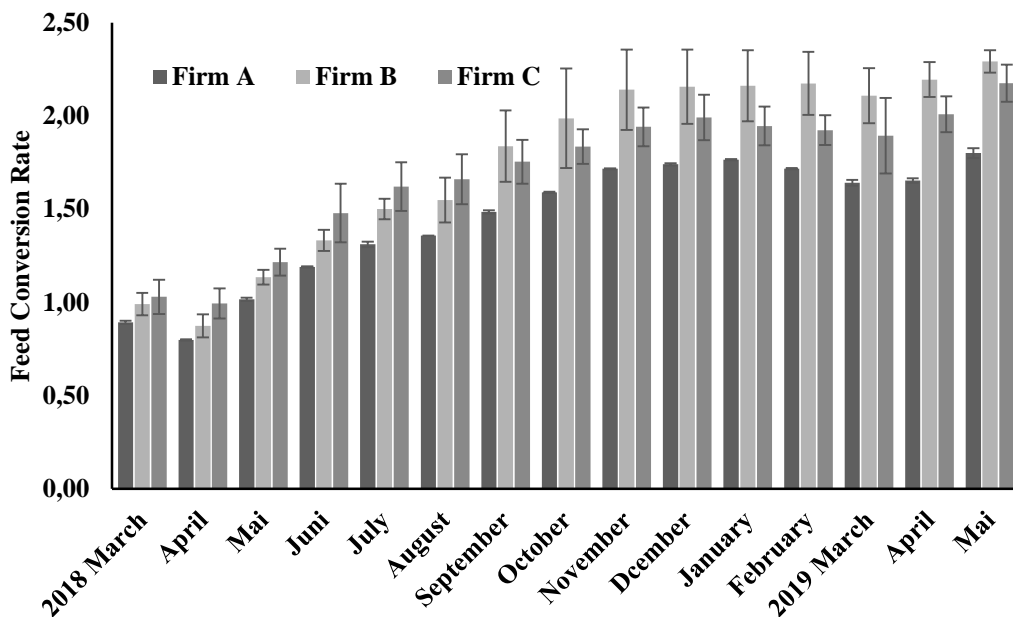


Figure 4. Feed conversion rate of fish of Firm A, Firm B, and Firm C ($\bar{X} \pm s_{\bar{x}}$)

In March 2018, when the fish came to the cages, the deformation rates were determined as 4.33%, 7.33%, and 9.33%, respectively. In the evaluation made at this stage, deformation rates were found to be significant between the fishes coming from Firm A and Firm C, Firm A and Firm B, and Firm B

and Firm C ($p < 0.05$). However, in the evaluation made at the end of production (450th day), deformation rates were determined as 1.5%, 3.33%, and 2.67%, respectively. In this context, only the deformation ratio between Firm A and Firm B was found significant ($p < 0.05$). The deformation rates of the fish coming from the facilities at the beginning and end of production are shown in Figure 4.

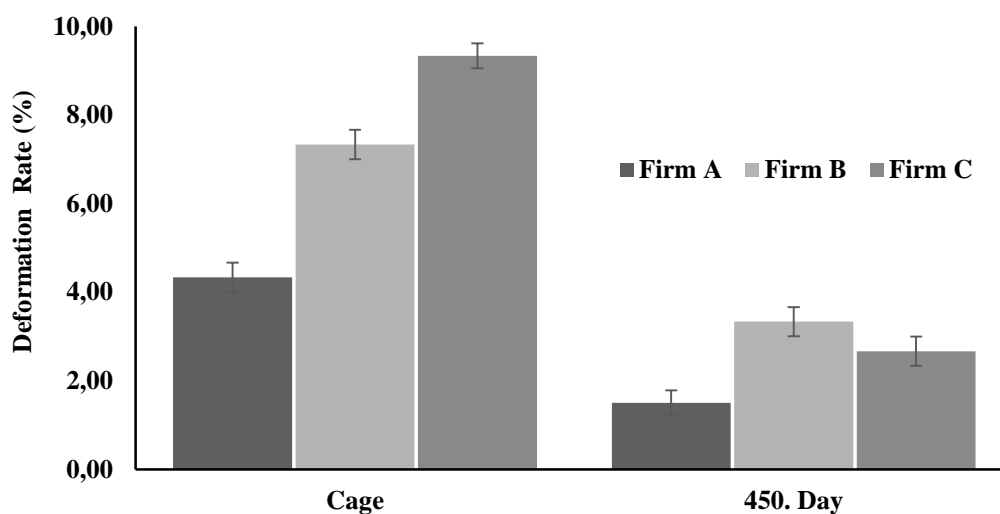


Figure 5. Deformation rate of fish at the beginning and end of production (%) ($\bar{X} \pm s_{\bar{x}}$)

Besides, in the evaluation, the living rates at the end of production were also examined, and the highest survival rate was determined in fish from Firm B with 96.11%. The survival rate of fish belonging to Firm A and Firm C was 95%. There was no difference in the survival rates of fish by firms ($p > 0.05$).

DISCUSSION and RESULTS

The facility where the breeding is done and the fish produced to comply with the legal legislation. The fish produced in this context were grown by animal welfare and health regulations and the breeding conditions were in line with the industrial production in the Mediterranean basin (Mayer et al., 2008; García et al., 2016).

Water temperature has a key effect on physiological processes in the development of fish (Brett and Groves, 1979). Maximum growth can be achieved at optimum temperature values between these temperature tolerance values. The temperature rise to some extent maximizes food consumption by fish. With the passing of the upper-temperature limit, a decrease in food consumption begins (Jobling, 1997). In this context, the temperature affects the vital activities of all organisms as well as the fish. Many important processes and parameters are under the direct effect of the water temperature, from the maturation of the ovaries to the embryonic development of the eggs, from the immune system to the live weight gain. For gilthead seabream, the limits of survival and growth depending on the water temperature vary between 5-32 °C. It is minimized in activity and growth below 15 °C. At 12 °C, the fish stop receiving food (EFSA, 2009). In seabream cultivation in the Black Sea region, it was reported that the growth stopped almost immediately with the water temperature falling below 16 °C after November and that the fish lost weight in the period between January and April (Sahin et al., 1999). The compatibility of the water temperature of the Mugla region with the species did not harm the survival and development of the species.

Dissolved oxygen value in water, another important parameter in terms of aquaculture, has an important effect on development. As the temperature and salinity of the water increases, the solubility and the amount of oxygen decreases in the water. Oxygen consumption decreases proportionally as the temperature increases and ends at a lethal (lethal) temperature value. Bream fish need 140-300 mg/kg of oxygen per hour under routine conditions at temperatures between 13-29 °C. Oxygen value reaching 3-4.5 mg/l causes hypoxia, which causes disruption in cortisol, glucose hematocrit values. For seabream, 7.4 mg/l oxygen value determines normoxic life. Oxygen fluctuations are limited in the seas, especially in the open region. In the mesh cage environment, suitable stock density, mesh

opening, and flow rates allow continuous water conditions to be constantly found in the cage environment in terms of oxygen values. Within the scope of these evaluations, while the oxygen values were determined as the lowest water temperature during the production in August 2018, this value remained within the normal limits for the fish.

The length-weight relationship is very important in terms of fish biology. This relationship allows the fish to be estimated from height to weight, to define the condition index, to the morphology of populations in different environments, and to evaluate the life processes of living things (Petrakis and Stergiou, 1995). In the data obtained in the study, it is seen that the length-weight relationship is quite strong for each group. The specific growth rate ranged from 1.01-1.05% on day 450. These specific growth rates are higher than the Western Mediterranean data (Petridis and Rogdakis, 1996), but are lower than commercial growth values (Kaushik, 1998) in the Aegean Sea. This situation may be influenced by parameters such as the genetic structure, feeding regimes, feed quality, and stock density of the fish, as well as the most important effect on these values is the water temperature (Sola et al., 2007). The data obtained in general is to take place in a laboratory environment. In this context, commercially obtained data are meaningful. However, growth data differ depending on the periodic changes in water temperature during the long rearing period.

Condition factor is one of the nutrition and development criteria in fish and it is one of the parameters in which the morphological structure is evaluated. Although the condition factor differs for fish species, it differs according to the age, gender, breeding season, ripening period, the fullness of the intestines, the content of the food consumed, the amount of lubrication, and the development in the muscle structure (García García et al., 2016). When the condition factors of the fishes of the firms are analyzed, the values obtained between 1-1.20 can be accepted as the main indicator of good growth, which was defined as 1.25-1.75 by Barnham and Boxter (1998). In this context, the effect of the feed content and amount used in the feeding of the fish on the development is very valuable in terms of the meaning of the feeding application.

When the total biomass in the cages is examined, it is seen that approximately 100 tons of fish are obtained for each cage on average. Although there is no statistical difference between the cages in terms of total biomass, the development of the fish of Firm A is greater than that of Firm B and Firm C (1600-2700 kg). This situation is very thought-provoking for the cage companies producing at high capacity.

Another important issue when analyzing the data obtained is the feed conversion rate. Approximately 70% of fish costs in aquaculture are feed outgoings. The feed should be evaluated in the best way by the fish and the maximum growth should be gained with minimum feed. Also, 85-90% of feed production is provided from imported raw materials. This situation causes the feed prices to be negatively affected by exchange rate movements. The rate of feed conversion in the Mediterranean basin for gilthead seabream has been expressed as an average of 2 (Garcia, 2016). In the evaluation, it was determined that the fish produced from the offspring of Firm A provided a 1 kg body weight gain with 1.8 kg feed. For other companies, these values were 2.29 (Firm B) and 2.18 (Firm C). This situation is very thought-provoking. In this case, approximately 0.45 kg more feed consumption occurs for one kg of fish in production. Considering the average of the cage, it is seen that 45 tons more feed is consumed for one cage. These consumption amounts increase exponentially at high production capacities. Considering that feed prices are based on 1.5 Euros in today's conditions, the resulting cost figures reach high budgets.

Especially in the Mediterranean basin, the high increase in seabream and seabass production led to an increase in the number of skeletal deformations. The deformation forms encountered in aquaculture conditions are among the problems that have a high impact on the growth, survival, and economic values of living things. In the production studies carried out in today's conditions, there is a deformation rate between 15% and 50% depending on the production protocol in seabream fish, and this rate can reach 45-100% on a tank basis in some cases (Boglione et al., 1993; Andrades et al., 1996; Koumoundouros et al., 1997; Georgakopoulou et al., 2010). These results are defined not only for gilthead seabream but also with similar comments in species such as European seabass (*D. labrax*; Chatain, 1994), red seabream (*Pagrus major*; Hattori et al., 2003), and common dentex (*Dentex dentex*; Çoban, 2005). The poor development and high mortality observed in deformed fish cause high economic losses with the emergence of various diseases (Divanach et al., 1996; Loy et al., 1996). Permanent shape differences (deformations) that can be easily distinguished by consumers generally

occur in the embryological and postlarval stages of production (Daulas et al., 1991). The developmental disorder theoretically causes the phenotype differences of individuals who show genetically the same characteristics in the same environmental conditions. Increasing phenotype changes cause a lot of stress because it negatively affects many activities of fish (Scheiner, 1993). It is not yet understood whether individuals with deformation exhibit the same feature during their life in embryonic and postembryonic periods. One of the causes of spinal disorders seen in juvenile and adult seabream fish are deformations in the notochord that occur in the larval period.

In aquaculture, skeletal abnormalities point to a serious economic problem, which reduces fish survival rates and fish prices (consumers prefer not to buy deformed fish). Deformed fish also brings ethical issues and concerns. Swimming performance and feeding of deformed fish can cause improper health conditions, resulting in high stress and pathogen sensitivity, low nutritional rates, and low growth rates. In this context, when the deformation rate of the fish coming from the farms is analyzed, it is seen that this value is above the acceptable limits for Farms B and C. Considering these rates at the end of production, it is seen that deformed individuals die in the process as expected. This negative effect on total biomass, feed consumption, and survival. In this context, questioning the production techniques of hatcheries and separating deformed individuals better without going to the cage is quite meaningful in terms of the success of net cage farming, which takes about 15-17 months. In addition to this, living rates were determined to be quite high as a result of production. This success can be accepted as an indicator of production. However, it should not be forgotten that the high rate of living does not mean that an efficient culture application is made.

As a result, it was determined clearly how important fry quality in terms of development and feed conversion in the cage culture of bream. It is seen that production costs and fish quality will be adversely affected if long-term cage farming is not guaranteed by the supply of high standard juvenile fish. In this context, inevitably, marine fish hatcheries should constantly review their production techniques, establish a good rootstock management strategy, and give importance to genetic studies.

Acknowledgments: This study is summarized from the Ali AKPINAR's master thesis.

REFERENCES

- Akpınar, A. (2019) *Çipura (Sparus aurata) balıklarının offshore tip ağ kafeslerde gelişimi*. Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir.
- Andrades, J.A., Becerra, J., & Fernández-Lebrez, P. (1996). Skeletal deformities in larval, juvenile and adult stages of cultures gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Aquaculture*, 141, 1-11.
- Barnham, C. & Baxter, A. (1998). *Condition Factor, K, for Salmonid Fish*, Fisheries Notes. Department of Environment & Primary Industries Press, Melbourne.
- Boglione, C., Marino, G., Bertolini, B., Rossi, A., Ferreri, F., Cataudella, S. (1993). *Larval and postlarval monitoring in seabass: morphological approach to evaluate finfish seed quality*. In: Barnabe, G., Kestemont, P. Eds., Production, Environment and Quality. EAS Special Publication Press, Belgium.
- Boglione, C., Gavaia, P., Koumoundouros, G., Gisbert, E., Moren, M., Fontagne, S., & Witten, P. E. (2013a). A review on skeletal anomalies in reared fish larvae & juveniles. Part 1: normal and anomalous skeletogenic processes. *Reviews in Aquaculture*, 5, 99-120.
- Boglione, C., Gisbert, E., Gavaia, P., Witten, P. E., Moren, M., Fontagne, S., & Koumoundouros, G. (2013b). A review on skeletal anomalies in reared European fish larvae and juveniles. Part 2: main typologies, occurrences and causative factors. *Reviews in Aquaculture*, 5, 121-167.
- Brett, J.R., & Groves, T. D. D. (1979). *Physiological energetics*. In: Hoar, W.S., Randall, D.J., Brett, J.R. (Eds.), Fish Physiology. Bioenergetics and Growth (8). Academic Press, New York.
- Calderer, A., & Cardona, L. (1993). *Cría intensiva de la dorada (Sparus aurata) y la lubina (Dicentrarchus labrax)*. In: Acuicultura Marina: Fundamentos Biológicos y Tecnológicos de la Producción (ed. F.C. Orsay (Coord.). Publicacions Universitat de Barcelona Press, Barcelona.
- Chatain, B. (1994). Abnormal swimbladder development and lordosis in seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*). *Aquaculture*, 119, 371-379.
- Çoban, D. (2005). *Sparidae familyasına ait balıklarda yetistircilik kosullarında gozlenen kemik ve kırıldak deformasyonlarının belirlenmesi*. Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İzmir.
- Daulas, C., Economou, A.N., & Bantavas, I. (1991). Osteological abnormalities in laboratory reared seabass (*Dicentrarchus labrax*) fingerlings. *Aquaculture*, 97, 169-180.
- De Silva, S. S., & Anderson, S. (1995). *Fish Nutrition in Aquaculture*. Springer Press, USA.
- Divanach, P., Boglione, C., Menu, B., Koumoundouros, G., Kentouri, M., & Cataudella, S. (1996). *Abnormalities in finfish mariculture: An overview of the problem, causes and solutions*. In Handbook of contributions

- and short communications presented at the Int. Workshop on 'Seabass and Seabream Culture: Problems and Prospects', European Aquaculture Society Press, Italy.
- EFSA. (2009). Scientific report of EFSA prepared by Working Group on seabass/seabream welfare on Animal Welfare Aspects of Husbandry Systems for Farmed European seabass and gilthead seabream. *Annex I to The EFSA Journal*, 844, 1-89.
- FAO. (2018, June 20). Fisheries Statistic. Retrieved from <http://www.fao.org/fi/statist/statist.asp>
- FAO, (2019, June 29). Cultured Aquatic Species Information Programme (*Sparus aurata*). Retrieved from http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Sparus_aurata/en
- García García, B., Rosique Jiménez, C., Aguado-Giménez, F., & García García, J. (2016). Life Cycle Assessment of Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) Production in Offshore Fish Farms. *Sustainability*, 8, 1228.
- Georgakopoulou, E., Katharios, P., Divanach, P., & Koumoundouros, G. (2010). Effect of temperature on the development of skeletal deformities in gilthead seabream (*Sparus aurata* Linnaeus, 1758). *Aquaculture*, 308, 13–19.
- Gould, S. J. (1966.). Allometry and size in ontogeny and phylogeny. *Biological Reviews*, 41, 587-640.
- Hattori, M., Sawada, Y., Takagi, Y., Suzuki, R., Okada, T., & Kumai, H. (2003). Vertebral deformities in cultured red seabream, *Pagrus major*, Temminck and Schlegel. *Aquaculture Research*, 34, 1129-1137.
- Izquierdo, M.S., Fernández-Palacios, H., & Tacon, A.G.J. (2001). Effect of broodstock nutrition on reproductive performance of fish. *Aquaculture*, 197, 25-42.
- Jobling, M. (1997). *Temperature and growth: modulation of growth rate via temperature change*. In: Wood, C.M., McDonald, D.G. (Eds.), *Global Warming: Implications for Freshwater and Marine Fish*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Korkut, A. Y., Kop, A., Cihaner, A., & Altan, O. (2006). Homa Lagununden elde edilen çipuraların (*Sparus aurata* L., 1758) kıyusal ve açık deniz ağ kafeslerde gelişimlerinin karşılaştırılması, *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 23(1/2), 253-257.
- Koumoundouros, G., Gagliardi, F., Divanach, P., Boglione, C., Cataudella, S., & Kentouri, M. (1997). Normal and abnormal osteological development of caudal fin in *S. aurata* L. fry. *Aquaculture*, 149, 215-226.
- Kaushik, S. J. (1998). Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non-salmonids. *Aquatic Living Resources*, 11, 211-217.
- Loy, A., Cataudella, S., & Corti, M. (1996). *Shape change of the seabass, D. labrax, in relation to different rearing conditions; an analysis using Bookstein's shape co-ordinate and an application of the tinsplains regression analysis*. In *Advances in Morphometrics*. N.A.T.O. ASI Series. Plenum Press, New York.
- Mayer, P., Estruch, V., Blasco, J. & Jover, M. (2008). Predicting the growth of gilthead seabream (*Sparus aurata* L.) farmed in marine cages under real production conditions using temperature- and time-dependent models. *Aquaculture Research*, 39, 1046-1052.
- Merinero, S., Martínez, S., & Tomás, A. (2009). Análisis económico de alternativas de producción de Dorada en jaulas marinas en el litoral Mediterráneo español. Retrieved from <http://www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?t=p&c=188>
- Mylonas, C.C., Fostier, A., & Zanuy, S. (2009). Broodstock management and hormonal manipulations of reproduction. *General and Comparative Endocrinology*, 165, 516-534.
- Ozturk, D. K. (2017). *Orta Karadeniz bölgesinde ağ kafeslerde çipuranın (Sparus aurata L., 1758) büyüme performansı ve et kalite değerlerinin belirlenmesi*, Sinop Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Sinop.
- Petridis, D., & Rogdaki, L. (1996). The development of growth and feeding equation for seabream, *Sparus aurata* L., culture. *Aquaculture Research*, 27, 413-419.
- Petrakis, G., & Stergiou, K. I. (1995). Weight-length relationships for 33 fish species in Greek waters. *Fisheries Research*, 21, 465-469.
- Pechsiri, J., & Yakupitiyage, A. (2005). A Comparative Study of Growth and Feed Utilization Efficiency of Sex-Reversed Diploid and Triploid Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* L. *Aquaculture Research*, 36, 45-51.
- Santinha, P.M., Medale, S.J., Corraze, B., & Gomes, B. (1999). Effects of The Dietary Protein: Lipid Ratio on Growth and Nutrient Utilization in Gilthead Seabream *Sparus aurata*. *Aquaculture Nutrition*, 5, 147-156.
- Sert, C. (2008). *Ağ kafeslerde alternatif Sparidae türlerinin; sinagrit (Dentex dentex L.,1758), sivriburun karagöz (Diplodus puntazzo Cetti,1777), kırma mercan (Pagellus erythrinus L.,1758), mürmur (Lithognathus mormyrus L.,1758), cipura'ya (Sparus aurata L.,1758) göre gelişim parametrelerinin karşılaştırılması*, Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Sola L., Moretti A., Crosetti D., Karaiskou N., Magoulas A., Rossi A.R., Rye M., Triantafyllidis A., & Tsigenopoulos C.S. (2007). Gilthead seabream–*Sparus aurata*, (eds., Svåsand T., Crosetti D., García-Vázquez E., Verspoor, E.). Genetic impact of aquaculture activities on native populations, *Genimpact EU contract*. Scientific report.

- Sahin, T., Akbulut, B., Çiftçi, Y., Aksungur, M., Erteken, A., & Aksungur, N. (1999). Karadeniz’de çipura (*Sparus aurata* L., 1758). T.C. T.K. İ.B. Trabzon Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü, Trabzon.
- Scheiner, S. M. (1993). Genetics and evolution of phenotypic plasticity. *Annual Review Ecological Systematics*, 24, 35-68.
- TUIK. (2018, March 20). Su Ürünleri İstatistikleri. Retrieved from <http://www.tuik.gov.tr>
- Yılmaz, Y. (2007). *Ag kafeslerde yetistirciligi yapılan çipura (Sparus aurata L.1758)'larda farklı stok yoğunluklarında buyume performansı üzerine bir araştırma*. Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Van.

Derin Deniz Balıkçılığında Yatırımın Karlılık Analizi: Kuzeydoğu Akdeniz ÖrneğiYusuf Kenan BAYHAN^{1*}, İsmail UKAV²¹Adıyaman Üniversitesi, Kahta Meslek Yüksekokulu, Su Ürünleri Bölümü, 02400, Kahta, Adıyaman, Türkiye²Adıyaman Üniversitesi, Kahta Meslek Yüksekokulu, Muhasebe ve Vergi Bölümü, 02400, Kahta, Adıyaman, Türkiye*Sorumlu Yazar: ybayhan@adiyaman.edu.tr**Araştırma Makalesi**

Geliş 21 Mart 2020; Kabul 11 Ağustos 2020; Basım 01 Aralık 2020.

Alıntılama: Bayhan, Y.K., & Ukav, İ. (2020). Derin deniz balıkçılığında yatırımın karlılık analizi: Kuzeydoğu Akdeniz örneği. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 457-466. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.707191>**Özet**

Su ürünleri sektörü yarattığı yüksek katma değeri ile ülke ekonomisine önemli katkılar sağlamaktadır. Sektör kapsamında, ağırlıklı olarak avlanma yasağı döneminde uluslararası sularda yapılan derin deniz balıkçılığı faaliyetleri ekonomiye artı bir değer kazandırmaktadır. Ancak, avcılığın derin sularda yapılması, yatırım ve işletme masraflarındaki artışı da beraberinde getirmektedir. Bu çalışmada derin deniz balıkçılığı yapan bir işletmenin teknik ve ekonomik performansının çeşitli göstergelerle ortaya konulması amaçlanmıştır. Bu çalışma, 2014 Mayıs ve Haziran, 2015 Haziran ve 2019 Temmuz aylarında, Kuzeydoğu Akdeniz'in (Mersin Körfezi) uluslararası sularında 200-630 m derinlikler arasında gerçekleştirilmiştir. Toplam 132 saat 50 dakika süre ile aktif trol çekimi yapılmıştır. Her bir çekim sonucunda elde edilen av miktarları türlerine göre ayrı ayrı belirlenmiştir. Analiz ve değerlendirmeler için oranlar ve yüzde hesapları kullanılmıştır. Elde edilen veriler değerlendirilerek derin deniz balıkçılığı yapan bir işletmenin teknik ve ekonomik performansının çeşitli göstergelerle ortaya koyulması amaçlanmıştır. Analiz sonuçlarına göre; işletmenin toplam 40.549 TL balıkçılık geliri içerisinde en çok getirinin sırası ile *Aristaeomorpha foliacea-Aristeus antennatus* (%36,11), *Merluccius merluccius* (%17,60) ve *Parapenaeus longirostris* (% 11,97) türlerinden elde edildiği belirlenmiştir. İncelenen balıkçılık işletmesinin toplam maliyetleri içerisinde yakıt maliyetleri ilk sırada yer almış, yakıt maliyetlerini işçilik maliyetleri izlemiştir. İşletmenin brüt geliri negatif olarak belirlenmiştir. İşletme, kâr marjı bakımından alternatif yatırım araçlarından daha düşük getiri sağlamıştır. Bu sonuçlara göre işletmenin negatif ekonomik performans sergilediği belirlenmiştir. Ancak, brüt faydanın (GEP) negatif olmasına karşın, net fayda (NEP) ve brüt katma değer (GAV) pozitif olması, söz konusu balıkçılığın ulusal ve bölgesel ekonomiler üzerinde olumlu bir ekonomik etki yarattığı sonucunu ortaya koymaktadır.

Anahtar kelimeler: Derin deniz balıkçılığı, Kuzeydoğu Akdeniz, karlılık analizi, ekonomik performans**Profitability Analysis of Investment in Deep Sea Fisheries: The Northeast Mediterranean Case****Abstract**

The fisheries sector provides significant contributions to the country's economy with its high added value. Within the scope of the sector, deep-sea fishing activities carried out in international waters during the fishing ban period add an added value to the economy. However, fisheries in deep waters bring an increase in investment and operating costs. This study aims to reveal the technical and economic performance of a deep-sea fishing enterprise with various indicators. This study was carried out between the depths of 200-630 m in the international waters of the Northeast Mediterranean (Mersin bay) in May and June 2014; June 2015 and July 2019. Active trawling was performed for a total of 132 hours and 50 minutes. The amount of fish obtained as a result of each hauling drawing has been determined according to species. Ratios and percentage calculations were used for analysis and evaluations. By evaluating the obtained data, it is aimed to reveal the technical and economic performance of a deep-sea fishing enterprise with various indicators. According to the analysis results, it has been determined that *Aristaeomorpha foliacea-Aristeus antennatus* (36,11%), *Merluccius merluccius* (17,60%) and *Parapenaeus longirostris* (11,97%) were the highest yields respectively in the fishing income of the company with 40.549 TL in total. Among the total costs of the fisheries surveyed, fuel costs took the first place and fuel costs were followed by labor costs. The gross income of the entity was determined as negative. The entity provided lower returns than alternative investment instruments in terms of profit margins. According to these results, it is determined that the company exhibits negative economic performance. However, although Gross Estimated Profit (GEP) is negative, Net Estimated Profit (NEP) and Gross Added Value (GAV) are positive, which results in a positive economic impact on the national and regional economies.

Keywords: Deep-sea fisheries, Northeastern Mediterranean, profit analysis, economic performance

GİRİŞ

Su ürünleri sektörü, toplumun su ürünleri ihtiyacını karşılaması, istihdama katkı sağlaması ve yarattığı yüksek katma değer ile Türkiye’de önemli sektörler arasında bulunmaktadır. Sektörde faaliyette bulunan işletmeler bu süreçte faaliyetlerini sürdürürken üretim faktörlerini kullanmaktadırlar. Bu kaynakların etkin ve verimli kullanılması hem işletmeler için hem de ülke ekonomisi için büyük önem taşımaktadır. Dolayısıyla işletmelerin ortaya koyacağı ekonomik performans mikro düzeyde yatırım kararlarında da çok önemli bir rol oynamaktadır.

Akdeniz’de bulunan sucul canlılar içerisinde demersal türlerin büyük bölümü dip trol ağları ile avlanmakta ve avcılık ağırlıklı olarak kıta sahanlığı yamacına kadar sürdürülmektedir. Dünya denizlerinde olduğu gibi Akdeniz’de de kıta sahanlığında bulunan sucul canlıların aşırı avlanmaları, balıkçıları daha derin sulara ve farklı bölgelerde yaşayan kaynaklara yöneltmiştir. Ancak, derin sulara yapılan avcılığın güç, zahmetli ve masraflı oluşunun yanında, bu avcılıkta kullanılacak teknelerin boy, motor gücü ve kullanılacak avlanma ekipmanlarının daha büyük kapasitede olma zorunluluğu, derin deniz avcılığına yönelen tekne sayısını kısıtlayan en önemli faktörlerden biri olmuştur (Bayhan vd., 2018). Kuzeydoğu Akdeniz’de derin deniz balıkçılığının başlaması 20-25 yıl öncesine dayanmaktadır. Türkiye karasularında geleneksel olarak dip trolü ile yapılan su ürünleri avcılığına Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı tarafından çıkarılan Tebliğler ile her yıl 15 Nisan- 15 Eylül tarihleri arasındaki dönemde avlanma yasağı getirilmektedir. Uluslararası sulara derin deniz alanı (batial zon)’nda ise dip trolleri ile avcılık kış ortasından itibaren başlamakla birlikte, avlanma yasağının başladığı 15 Nisan’dan sonra yoğunluk kazanmakta ve 15 Temmuz’a kadar sürdürülebilmektedir. Anonim (2017)’ye göre; Akdeniz’de avcılık faaliyetinde bulunan tekne sayısı 1201 adet olup, bunlar içerisinde 12 m ve üzerindeki boylara sahip trol ve gırgır avcılığı yapan tekne sayısı 218 adettir. Bu tekneler içerisinde ise Uluslararası sulara geçiş izni alan tekne sayısı 2012 yılında 147 adet iken, bu rakam 2016 yılında 63’e düşmüştür. Yine bu tekneler içerisinde 2012-2016 yılları arasında derin deniz alanında faaliyet gösteren tekne sayısı 15 ile 30 adet arasında değişim göstermiştir (Bayhan, 2018). Bu bilgiler, uluslararası sulara ve derin deniz balıkçılığına olan talebin giderek azalma eğiliminde olduğunu göstermektedir.

Dünyada ve özellikle ülkemizde derin deniz balıkçılığının yapısını belirlemeye yönelik çalışmalar; uygulamada yaşanan zorluklar ve maliyetlerinin yüksek olması nedeniyle her zaman gerçekleştirilemeyen çalışmalardır. Dolayısıyla Türkiye’nin derin sularında konu ile ilgili olarak yapılan çalışmalar oldukça sınırlı sayıdadır. Bu çalışmalar içerisinde, Kuzeydoğu Akdeniz’de derin deniz balıkçılığı ile ilgili çalışmalar genellikle bio-ekolojik ağırlıklı çalışmalardır (Anonim, 1993; Kaya, 1993; Başusta, 1997; Benli vd., 1999; Can ve Aktaş, 2005; Can vd., 2006; Demirci, 2007; Özcan ve Katağan, 2009; Gönülal vd., 2010; Yeşilçimen ve Kuşat, 2011; Dalyan, 2012; Yemişken vd., 2014; Deval ve Frogli, 2016; Gönülal, O, 2017). Deniz balıkçılığında son yıllarda avlanan su ürünleri miktarlarında azalmaya doğru bir eğilimin oluşu, bu sektörün hem ekonomik hem de ekolojik olarak sürdürülebilir olması açısından bazı önlemlerin alınması ihtiyacını ön plana çıkarmaktadır.

Türkiye denizlerinde, derin deniz balıkçılığı ile ilgili olarak gerek maliyet, gerekse uygulama zorlukları nedeniyle günümüzde bile hiç araştırılmamış bölgeler bulunmaktadır. Kuzeydoğu Akdeniz bunlardan birisidir. Araştırma bölgesinde derin deniz balıkçılığı faaliyetinde bulunan balıkçı teknelerinin ekonomik göstergelerini ortaya koyan bir araştırmaya da rastlanılamamıştır. Bölgede yapılan araştırmalar genel olarak faunanın belirlenmesine yönelik araştırmalar olup, Türkiye denizlerinde konu ile ilgili yapılan çalışmalar ağırlıklı olarak balıkçılığın sosyo-ekonomik yönü ile ilgilidir. Bu çalışmalar içerisinde; Foça (Ege denizi)’daki trol balıkçılığının karlılığını ortaya koyan çalışmada, statik ve dinamik yöntemler kullanılmış, trol teknelerinin önemli bir oranının (%70) ekonomik olarak sürdürülebilir olmadığı belirlenmiştir (Ünal, 2002). Ünal (2003), aynı bölgede yaptığı diğer bir çalışmada her bir balıkçıyı ve teknesini ayrı bir işletme olarak kabul etmiş ve klasik işletme analizi kapsamında sosyo-ekonomik analizler yapmıştır. Çalışma sonucunda, yarı-zamanlı küçük ölçekli balıkçılığın karlı olmadığını ortaya koymuştur. Çeliker vd. (2006), Karadeniz Bölgesi’nde su ürünleri avcılığı yapan işletmelerin sosyo-ekonomik yapısının analizi yönünde yapmış oldukları çalışmalarında, maliyetler içerisinde en büyük payın tayfa payı olduğunu belirlemişlerdir. Mersin ili, Taşucu limanına kayıtlı trol teknelerinin fiziksel ve teknik özellikleri ile tekne sahibi balıkçıların sosyo-demografik ve sosyo-ekonomik özelliklerinin belirlendiği çalışmada yakıt masrafının en önemli gider unsuru olduğu ortaya konulmuştur (Rad ve Delioğlan, 2006). Korkmaz ve Coşkun (2016), Sinop ilinde balıkçı teknelerinin balıkçılık faaliyetlerine dayalı olarak sosyo-ekonomik

göstergelerini saptamış, balıkçı teknelerinin %29,55'nin negatif ekonomik performans gösterdiği, gırgır ve trol teknelerinin kâr marjı bakımından düşük getiri sağladıkları belirlemişlerdir.

Derin deniz balıkçılığı konusunda yapılan çalışmalar güç, zahmetli ve masraflı çalışmalardır. Bu zorluklar, derin deniz balıkçılığı ile ilgili çalışma sayılarını sınırlayan en önemli faktörlerin başında gelmektedir. Bu ve benzer çalışmaların farklı yıllarda farklı tekneler ile yapılmasının uzun zaman alacağı, personel, teknik imkanlar, hava ve çalışma koşullarının zahmetli ve ödenek ayrılması açısından zor olduğu bilinmektedir. Bu çalışmada, derin deniz balıkçılığı faaliyetinde bulunan bir balıkçı teknesinin mevcut teknik ve ekonomik yapısını kullanarak ne düzeyde ekonomik olarak etkin ve verimli çalıştığına ortaya konulması amaçlanmıştır, farklı yıllara, mevsimlere ve derinliklere göre av verimlilikleri değerlendirilmiştir. Yapılan bu çalışmanın bundan sonraki benzer çalışmalara kaynaklık edeceği düşünülmektedir.

MATERYAL ve YÖNTEM

Deniz çalışmaları 2014 Mayıs ve Haziran, 2015 Haziran ve 2019 Temmuz aylarında, Kuzeydoğu Akdeniz'in (Mersin Körfezi) uluslararası sularında 200-630 m derinlikler arasında Çınar Bey (boy: 26,15 m, motor gücü: 480 hp) isimli balıkçı teknesi ile yürütülmüştür. Toplam 132 saat 50 dakika süre ile 23 aktif trol çekimi yapılmıştır. Derinlikler teknede bulunan echo-sounder ile ölçülmüş, her çekim sonucunda elde edilen av üzerinde yapılan ölçüm ve gözlemler kayıt altına alınmıştır. Çalışmada farklı yıllara, mevsimlere ve derinliklere göre av verimlilikleri değerlendirilmiş, böylelikle veri yeterliliğinin sağlanması, elde edilen av miktarlarında ortalama değerlere ulaşılması ve hata payının minimuma indirilmesi amaçlanmıştır. Deniz çalışmaları yanında, çalışma yapılan tekne sahibi ve bölgede faaliyet gösteren diğer tekne sahip veya donatanları, balıkçılar ve balıkçı kooperatifi yetkilileri ile yüz yüze görüşülerek teknelerin teknik özellikleri, tayfaların durumu, maliyetlerin yapısı, avlanma gün sayısı, avlanan türler ve miktarları ile ilgili bilgiler toplanmıştır.

Çalışmada derin deniz balıkçılığı yapan bir balıkçı teknesinin karlılık analizini belirleme amaçlandığından, brüt gelirin hesaplanmasında (karlılık analizlerinde) aktif trol çekim süreleri dikkate alınmıştır. İncelenen balıkçı teknesinin Uluslararası sularında çalışma yapılan yıllardaki toplam aktif trol çekim süresi 132 saat 50 dakikadır. Bu süreye avlanma bölgesine gidiş ve geliş, ağır deniz tabanına iniş ve tekneye alınışı süreleri de ilave edilerek toplam 195 saatlik avlanma süresine ulaşılmıştır. Bunun yanında, personel maaşları, amortisman, bakım onarım giderlerinin hesaplanmasında ise balıkçı teknesinin bir av sezonunda ulusal sularında 2.557 saat ve uluslararası sularında ise 1.387 saat olmak üzere toplamda 3.944 saat olarak belirlenen avlanma saati dikkate alınmıştır. Balıkçılık teknesinin karlılık analizinin ortaya konulması ve avlanma süreci ile ilgili maliyetlerin dağıtımının hesaplanmasında bu süreler dikkate alınmış, hesaplamalarda 2019 yılı birim fiyatları dikkate alınmıştır. Derin deniz balıkçılığı kısıtlı yapılan bir faaliyet olduğundan yeterli veri oluşturmak açısından 2014, 2015 ve 2019 yılları verileri birlikte değerlendirilmiş, bu kapsamda analizde fiyat artışları da göz önüne alınarak maliyet hesaplamalarında da 2019 yıl birim fiyatları kullanılmıştır. Bu kapsamda balık varlığının değerlendirilmesinde halihazırdaki (2019 yılı) piyasa fiyatları esas alınmıştır (Gülten, 1994'den aktaran Demir ve Kızıloğlu, 2012).

Balıkçı teknesinin maliyetleri değişken (yakıt, yağ, işçilik giderleri, yiyecek-içecek, giyecek buz, kasa, taşıma-nakliye, vergi rüsum ve harçlar vb.) ve sabit maliyetler (kaptan maaşı, bakım-onarım, amortisman) olmak üzere ana iki grupta toplanmıştır. Yakıt maliyeti ÖTV'siz olarak 4,5 TL/litre olarak alınmıştır. Teknede dört tayfa çalışmakta ve ücretlerini nakit olarak almaktadırlar. Kaptanın aldığı ücret devamlı statüde olduğu için sabit maliyetlerde değerlendirilmiştir. Amortismanlar (ağ, tel halat, kasa) Maliye Bakanlığı'nın belirlediği oranlar kullanılarak hesaplanmıştır. Hazine ve Maliye Bakanlığı'nın ilgili mevzuatı gereği balıkçı teknelerinin ekonomik ömrü 10 yıldır (Amortisman oranı %10). Balıkçı teknesinin yaşı 31 olduğundan amortisman ayrılması söz konusu değildir. Bu durumda tekne ile ilgili bakım ve onarım giderleri sabit gider kapsamında değerlendirilmiştir (Franquesa vd., 2001). Tekne sermayesinin fırsat maliyeti hesaplanırken, Ziraat Bankası'nın Temmuz 2019 dönemindeki nominal faiz oranı (%19) alınmış ve reel faize dönüştürülmüştür.

Balıkçı teknesinin teknik ve ekonomik göstergeleri hesaplanmasında, Franquesa vd. (2001) ve Sabatella ve Franquesa (2004)'nin önerdiği yöntemler kullanılmış, bu yöntemlere göre analizler yapılarak, hesaplanan değerler yorumlanmıştır. Bunun yanında Ünal (2002)'in çalışması ile Korkmaz ve Çoşkun (2016)'un Sinop ili için yaptığı çalışmalardan yararlanılmıştır. Çalışmada kullanılan teknik ve ekonomik göstergeler, bulgular bölümünde çalışma verileri ile birlikte açıklanmıştır

BULGULAR

Balıkçı teknesinin teknik özellikleri

Araştırmaya konu olan balıkçı teknesinin teknik özellikleri; boyu 26,15 m, motor gücü 480 HP, tonajı 98 GRT, yaşı 31, yapıldığı malzeme sac olarak belirlenmiştir. Teknede bir kaptan ve 4 tayfa çalışmaktadır. Teknenin ortalama mazot tüketimi trol çekerken 25 lt/saat, avlanma bölgesine gidiş gelişlerde seyir halinde mazot tüketimi 18 lt/saat olarak hesaplanmıştır.

Balıkçı teknesinin maliyetleri

İncelenen balıkçı teknesinin değişken maliyetleri 34.611,5 TL (%74,10) ve sabit maliyetleri ise 12.095 TL (% 25,90) olarak belirlenmiştir (Tablo 1). Toplam değişken maliyetler içerisinde % 42,44 oranı ile yakıt maliyeti ilk sırada yer almaktadır. Bunu % 25,05 ile işçilik maliyetleri izlemektedir.

Tablo1. Çalışması yapılan balıkçı teknesinin maliyet unsurları

Maliyetler	Tutar (TL)	%
Yakıt	19.822,5	42,44
İşçi ücreti	11.700	25,05
Vergiler	494	1,06
Yiyecek-içecek	1.200	2,57
Yağ (motor-şanzıman)	378	0,80
Buz	840	1,80
Filtreler (yağ-mazot)	140	0,30
Giyecek	37	0,08
Toplam Değişken Maliyetler	34.611,5	74,10
Yönetici ücreti (kaptan maaşı)	7.800	16,70
Bakım onarım (tekne, makine, elektrikli cihazlar, ağ, halat, can salı)	2.233	4,78
Tel amortismanı	1.080	2,31
Ağ amortismanı	494	1,06
Kasa amortismanı	78	0,17
Diğer	410	0,88
Toplam Sabit Maliyetler	12.095	25,90
TOPLAM	46.706,5	100,00

Sabit maliyetler kapsamında kaptanlık ücreti ve bakım-onarım giderleri önemli bir maliyet unsurunu oluşturmaktadır. İşletmenin makine yağı, buz, yiyecek-içecek, giyecek, kasa, bakım-onarım vb. diğer maliyet unsurları da bulunmaktadır. Teknede 4 işçinin çalıştığı ve araştırmaya konu olan süre boyunca teknede çalışan personele ödenen ortalama ücretin 3.900 TL/kişi olduğu belirlenmiştir.

Balıkçı teknesinin avladığı ticari değeri olan türler ve gelirleri

Toplam süresi 132 saat 50 dakika olan aktif çekim sonrası türlere ve yıllara göre elde edilen av miktar ve tutarları Tablo 2’de verilmiştir. Çalışmada analize tabi yeterli düzeyde veri oluşturmak amacıyla 2014, 2015 ve 2019 yılları avlanma miktarları birlikte değerlendirilmiş, bu kapsamda analizde hem toplam tutar hem de maliyet hesaplamalarında 2019 yıl birim fiyatları kullanılmıştır.

Balıkçı teknesinin avladığı ticari türler içerisinde miktar (kg) olarak en çok avlanan türler sırası ile *C. agassizi* (%33,52), *P. longirostris* (%18,19), *A. foliacea- A. antennatus* (%15,32) ve *M. merluccius* (%12,30) olmasına karşın, elde edilen gelire göre bu sıra; *A. foliacea- A. antennatus* (% 36,11), *M. merluccius* (% 17,60), *P. longirostris* (% 11,97) olarak değişmiştir. Bunu *C. agassizi* (% 8,27), *M. barbatus* (% 7,19), *L. vulgaris* (% 3,80) ve *H. dactylopterus* (% 2,62) izlemiştir. Bu sıralamanın değişmesi her bir türün birim fiyatlarının farklı olmasından kaynaklanmaktadır. Çalışma yapılan trol teknesi ile toplam 195 saatlik avlanma süresi boyunca 2.222,6 kg balık avlanmış ve buna karşılık toplam 40.549 TL gelirin elde edildiği belirlenmiştir (Tablo 2).

Tablo 2. İşletmenin türlere ve yıllara göre toplam av miktar ve tutarları

T ü r l e r	2 0 1 4		2 0 1 5		2 0 1 9		T o p l a m	
	Miktar (kg)	Tutar (TL)	Miktar (kg)	Tutar (TL)	Miktar (kg)	Tutar (TL)	Miktar (kg)	Tutar (TL)
<i>A. foliacea- A. Antennatus</i> (Kırmızı karides)	110,5	4.752	-	-	230	9.890	340,5	14.642
<i>P. longirostris</i> (Çimçim)	154,3	1.852	200	2.400	50	600	404,3	4.852
<i>P. edwardsii-P. martia</i> (Japon karides)	31,6	790	-	-	4	100	35,6	890
<i>Merluccius merluccius</i> (Berlam-Bakalyaro)	170	4.165	100	2.843	3,5	129	273,5	7.137
<i>Lophius budegassa</i> (Fener b.)	15	250	13,5	320	2,1	46,5	30,6	616,5
<i>Chlorophthalmus agassizi</i> (Yeşilgöz b.)	708	3.186	32,5	146	4,5	20	745	3.352
<i>Lepidorhoms whiffiagonis</i> (Pisi b.)	12	340	4,5	167,5	-	-	16,5	507,5
<i>Phycis blennoides</i> (Bıyıklı mezgit)	14	180	3	30	1	20	18	230
<i>Micromesistius poutassou</i> (Derinsu mezgit)	-	-	-	-	3	45	3	5
<i>Scorpaena notata</i> (Benekli iskorpit)	15	380	15	445	-	-	30	825
<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Derinsu iskorpiti)	34	610	26,5	437,5	0,5	14	61	1.061,5
<i>Mullus barbatus</i> (Keserbaş barbun)	-	-	53	2.915	-	-	53	2.915
<i>Anguilla anguilla</i> (Yılan b.)	7	280	3,5	140	2,5	92	13	512
<i>Trachurus trachurus</i> (İstavrit)	27	189	103	721	-	-	130	910
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Mercan)	2,5	25	2,5	25	-	-	5	52,5
<i>Zeus faber</i> (Dülger)	1	10	4	35	-	-	5	45
<i>Lepidopus caudatus</i> (Kayış)	25	125	2	10	1	6	28	141
<i>Chelidonichthys lucernus</i> (Kırlangıç)	-	-	0,4	3	-	-	0,4	3
<i>Loligo vulgaris</i> (Kalamar)	2	120	23,5	1.410	0,2	12	25,7	1.542
<i>Illex coindetii</i> (Yalancı kalamar)	3	45	1,5	225	-	-	4,5	270
GENEL TOPLAM	1.331,9	17.299	588,4	12.273	302,3	10.977	2.222,6	40.549

Balıkçı Teknesinin Göstergeleri

Balıkçı teknesinin teknik, ekonomik ve sosyal göstergeleri ayrı tablolar halinde verilerek açıklamaları aşağıda yapılmıştır.

Teknik göstergeler

İncelenen teknenin fiziksel verimliliği 2.222,6 kg/teknedir (Tablo 3). Gücün fiziksel verimliliği, av miktarının tekne birim motor gücüne düşen oranı olup 4.630 kg/hp olarak hesaplanmıştır. Kapasitenin fiziksel verimliliği, av miktarının tekne birim kapasitesine oranlanması ile hesaplanmış olup 22,68 kg/GRT'dir. İnsanın fiziksel verimliliği, teknede istihdam edilen insana düşen av miktarı (kg/kişi) olup; 444,520 kg/kişidir. Av saatinin fiziksel verimliliği, teknenin av saati başına düşen av miktarı kg/saat olup 11,400 kg/saattir.

Tablo 3. Derin deniz balıkçılığının teknik göstergeleri

Teknik Göstergeler		
Teknenin fiziksel verimliliği	Teknenin ortalama av miktarı (kg/tekne).	2.222,6 kg/tekne
Gücün fiziksel verimliliği	Teknedeki birim motor gücüne düşen av (kg/hp).	4.630 kg/hp
Kapasitenin fiziksel verimliliği	Tekne birim kapasitesine düşen av (kg/GRT)	22,68 kg/GRT
İnsanın fiziksel verimliliği	Teknede istihdam edilen insana düşen av (kg/kişi)	444,520 kg/kişi
Av saatinin fiziksel verimliliği	Teknenin av saatine düşen av (kg/saat)	11,400 kg/saat

Ekonomik göstergeler

Ekonomik göstergelerden olan teknenin verimliliği, karaya avın ilk çıkarıldığı satış değeri olarak 40.549 TL'dir (Tablo 4). Teknenin birim gücüne düşen avın ilk satış değeri (TL/hp) olan güç verimliliği, avın ilk satış değerinin teknenin birim gücüne oranlanmasıyla bulunmuş olup, 84,48 TL/hp'dir. Kapasite verimliliği, teknenin birim kapasitesine düşen avın ilk satış değeri 413,77 TL/GRT olarak hesaplanmıştır. İnsan verimliliği, avın değerinin teknede istihdam edilen çalışanlara oranı olup, 8.109,8 TL/kişi olarak belirlenmiştir. Av saatinin verimliliği, avlama saatine düşen avın değeri olarak 207,94 TL/saat hesaplanmıştır. Karaya çıkış ortalama fiyatı, av değerinin av miktarına oranı göstermekte olup, 18,24 TL/kg'dır.

Tablo 4. Derin deniz balıkçılığının ekonomik göstergeleri

Ekonomik Göstergeler		
Tekne verimliliği	Teknenin karaya çıkardığı avın ilk satış değeri (TL/tekne)	40.549 TL
Güç verimliliği	Teknenin birim gücüne düşen avın ilk satış değeri (TL/hp)	84,48 TL/hp
Kapasite verimliliği	Teknenin birim kapasitesine düşen avın ilk satış değeri (TL/GRT)	413,77 TL/GRT
İnsan verimliliği	Teknede istihdam edilen insana düşen avın değeri (TL/insan)	8.109,8 TL/kişi
Av saatinin verimliliği	Avlama saatine düşen avın değeri (TL/av saati)	207,94 TL/saat
Karaya çıkış ortalama fiyatı	Av değerinin av miktarına oranı (TL/kg)	18,24 TL/kg
Yatırım sermayesi	Avlama faaliyetine yatırılan teknenin sermayesi (TL)	2.000.000 TL
Fırsat maliyeti		29.970 TL
Brüt Fayda=Brüt Nakit Akış		-36.1275,5 TL
Net Fayda=Net Nakit Akış	Balıkçılık geliri – Top. amortismanlar	38.897 TL
Kâr Oranı		% 3,44
Brüt Katma Değer		44.964,5 TL

İşletmenin yatırım sermayesi olan balıkçı teknesinin değeri 2.000.000 TL'dir. Fırsat maliyeti hesaplanırken T.C. Ziraat Bankası (Temmuz 2019) % 19 cari faiz oranı kullanılmıştır. Fırsat maliyeti dâhil diğer bütün balıkçılık giderleri düşüldükten sonra tekne sahibinin kazancını gösteren brüt fayda, negatif (-36.1275,5) değer olarak belirlenmiştir. Brüt faydadan amortisman gideri düşüldükten sonra tekne sahibinin kazancı gösteren net fayda ise 38.897 TL olarak hesaplanmıştır. Fırsat maliyeti eklenmiş yıllık net faydanın yatırım sermayesine yüzde oranını ifade eden karlılık oranı (PR) % 3,44'dür. Oran, ekonomik faaliyet çerçevesinde değerlendirildiğinde oldukça düşük kalmıştır. Bu oranın % 10'dan daha fazla olması beklenir (Tietze vd., 2005). Bu getirinin aynı zamanda da alternatif yatırım araçlarının getirisinin altında kaldığını da göstermektedir. Bu değerler işletmenin ekonomik performansı açısından yetersizliğini göstermektedir. Balıkçılık teknesinin ulusal ekonomiye yaptığı katkıyı gösteren brüt katma değer, 44.964,5 TL olarak hesaplanmıştır.

Sosyal göstergeler

Sosyal göstergelerden olan balıkçıların toplam geliri 19.500 TL ve ortalama ücret 3.900 TL/kşi olarak belirlenmiştir (Tablo 5).

Tablo 5. Derin deniz balıkçılığının sosyal göstergeleri

Sosyal Göstergeler		
Ücret Gideri	Balıkçıların Geliri	19.500 TL
Ortalama Ücret		3.900 TL

TARTIŞMA ve SONUÇ

Derin deniz balıkçılığı maliyeti yüksek bir balıkçılık faaliyetidir. Avlanma bölgeleri kıyıdan uzak, derinliği fazla, olumsuz deniz ve hava koşullarındaki zorluklar nedeniyle yüksek risk içermektedir. Bunun yanında, yatırım ve işletme giderlerinin fazla oluşu, tekne ve makine aksamında meydana gelebilecek arızalar vb. yönünden de birçok kısıt vardır. Bu çalışmada Mersin Körfezi'nde (Kuzeydoğu Akdeniz) derin deniz balıkçılığı yapan bir balıkçı teknisinin teknik ve ekonomik performansının ortaya konulması amaçlanmıştır. 195 saatlik avlanma süresi sonunda ekonomik değeri olan 2.222,6 kg av elde edilmiş ve buna karşılık toplam 40.549 TL gelirin elde edildiği belirlenmiştir. Bu gelir içerisinde ise en çok getiri *A. foliacea*- *A. antennatus* (% 36,11), *M. merluccius* (% 17,60), *P. longirostris* (% 11,97) türlerinden elde edilmiştir. Maliyet unsurları içerisinde mazot gideri (% 42,44) ilk sırayı almış, bunu personel maliyetleri (% 41,75) izlemiştir. Derin deniz balıkçılığı ile ilgili olarak maliyetler konusunda yapılan birçok çalışmada yakıt giderlerinin toplam giderler içerisinde %40'ın üzerinde pay aldığı ortaya konulmuştur (Rad ve Delioğlan, 2006; Stefano vd., 2006; Aswathy et al, 2011). Çeliker vd. (2006) ise işçilik giderlerinin toplam giderler içerisinde daha yüksek oranda pay aldığı belirlemiştir. Bu sonuçlar, akaryakıt giderlerinin avcılık faaliyetleri içerisinde en önemli maliyet unsurlarının başında geldiğini ortaya koymaktadır. Maliyetlerin yüksek oluşu balıkçılığın karlılık oranlarını düşüren, dolayısıyla önlem alınmasını gerektiren bir durumdur. Karar mekanizmasında yer alanların, sektöre düşük fiyattan yakıt sağlanması konusunda desteklemelerde bulunması gereklidir. Bu kapsamda sektöre yönelik yakıt teşviklerinin sürdürülmesi önemini korumaktadır (Çiloğlu, 2018). Balıkçı teknisinin teknik özellikleri av verimi için önem taşımaktadır. Teknik verimlilik; teknenin yaşı, boyu ve teknik donanım gibi birçok unsurdan etkilenmektedir. Söz konusu balıkçı teknisinin teknik verimlilik değerleri düşük gerçekleşmiştir. Bu açıdan yapılan analizde balıkçı teknisinin yeterli teknik verimliliğe ulaşamadığı gözlenmiştir. İşletmenin toplam maliyetleri içerisinde değişken maliyetler 3/4, sabit maliyetler 1/4 oranında yer almıştır. Bu maliyetlerin dağılımı açısından ideal bir dağılımı göstermektedir. Brüt fayda negatif ve işletmenin karlılık oranı yalnızca % 3,44 olarak bulunmuştur. Yapılan bazı çalışmalarda da brüt fayda, negatif olarak bulunmuştur (Korkmaz ve Coşkun, 2016; Ünal, 2002). Hesaplanan diğer göstergeler pozitif olmakla birlikte bu sonuçlar söz konusu işletmenin yeterli performans gösteremediğini ortaya koymuştur. Bunun en önemli nedeni işletme maliyetlerinin yüksek olması ve elde edilen balıkçılık gelirinin yeterli seviyede olmamasıdır.

Ünal (2002) tarafından Foça'da yapılan benzer bir çalışmada, ekonomik rantabilite, mali rantabilite, iç karlılık oranı, net bugünkü değer, geri ödeme süresi gibi statik ve dinamik yöntemler kullanarak trol balıkçılığının karlılığı ortaya konulmuştur. Çalışma sonucunda, trol teknelerinin %70'inin ekonomik olarak sürdürülebilir olmadığı, daha etkin ve verimli işletilmesinin gerekli olduğu belirtilmiştir.

Rad ve Delioğlan (2006), Mersin ili Taşucu limanına kayıtlı trol teknelerinin 2005-2006 av sezonunda fiziksel ve teknik özellikleri ile trol tekne sahibi balıkçıların sosyo-demografik ve sosyo-ekonomik özellikleri belirlenmesine yönelik yapmış oldukları çalışmada mazotun % 45,9 oran ile en önemli masraf unsuru olduğu sonucuna ulaşmışlardır.

Korkmaz ve Coşkun (2016), Sinop ilindeki 44 endüstriyel balıkçı teknisinin 2008-2009 av mevsimindeki sosyo-ekonomik göstergeleri ortaya koymak üzere yapmış oldukları çalışmada, Sinop ilindeki endüstriyel balıkçı teknelerinin % 29,55'inin negatif ekonomik performans gösterdiğini, gırgır ve trol teknelerinin kâr marjı bakımından düşük getiri sağladıklarını belirlemiştir.

Çeliker vd. (2006), Karadeniz Bölgesi'nde su ürünleri avcılığı yapan işletmelerin sosyo-ekonomik yapısını analizi etmişlerdir. Kıyı balıkçıların ortalama tekne sermayesini ve ortalama balıkçılık

gelirlerini hesaplamışlar ve maliyetler içerisinde en büyük payın tayfa payı olduğu, tayfa payının kıyı balıkçılarında % 46,84, gırgırlarda % 40,90, trollerde % 67,86 ve trol-gırgırlarda % 41,68 olduğunu belirlemiştir.

Sicilya'nın farklı bölgelerinde yapılan derin deniz karides avcılığında da yakıt maliyetlerinin % 33 ile % 37 arasında yer aldığı ve buna bağlı olarak balıkçılık yapan işletmelerin ekonomik verimliliklerinin yüksek olmadığı ve buna bağlı olarak ekonomik göstergelerin düşük gerçekleştiği belirlenmiştir (Stefano vd., 2006). Hindistan'da yapılan bir çalışmada ise akaryakıt maliyetinin, toplam işletme maliyetinin % 47,9'unu oluşturduğu belirlenmiştir (Aswathy vd., 2011).

Chhaya vd. (1991), Hindistan'ın Gujarat eyaleti kıyılarında yapılan trol ve uzatma ağlarıyla küçük ölçekli balıkçılığın ekonomik analizini yapmışlar ve düşük sermayeye karşın yüksek net getiri elde edildiğini ve ekonomik olarak sürdürülebilir olduğunu bildirmişlerdir.

İşletmenin ekonomik göstergeleri sektörün genel ekonomik yapısını yansıtmaktadır. Brüt fayda negatif olarak belirlenmişken, net fayda ve brüt katma değer pozitifdir. Derin deniz balıkçılığında özellikle yakıt maliyetlerinin daha fazla olması işletme karlılığını olumsuz yönde etkilemektedir. Yapılan çalışmada da ekonomik göstergelerin bir kısmının yeterli seviyeye ulaşamaması bu durumun sonucudur. Bunlardan en belirgin olan işletmenin karlılık oranının düşük düzeyde gerçekleşmesidir. Karlılığın düşük olması balıkçılığın bu kapsamda ekonomik bir faaliyet alanı olarak sürdürülemeyeceğini ortaya koymaktadır. Bu durum alternatif yatırım araçlarını gündeme getirebilir. Çalışmalarda yapılan gözlem ve değerlendirmeler, balıkçıların bazı av seferlerinde işletme masraflarını dahi karşılayamadıkları sonucunu ortaya koymuştur. Ancak bütün bunlara karşın, balıkçılık işletmesi faaliyet alanını terk etmemektedir. Aşırı kapitalizasyon, aşırı avlanma, tekne sahipleri arasındaki çatışmalar, avlanma kurallarına uyulmaması gibi sorunlar balıkçılığın temel sorunları arasındadır. Bu sorunların çözümüne yönelik olarak Türkiye'de geçmiş yıllarda gemi geri alım programı uygulanmış, ancak istenen sonuçlar alınamamıştır. Ekmekçi ve Ünal (2019), tarafından yapılan çalışmada gemilerini satan balıkçıların %56'sı için balıkçılığın ekonomik olarak sürdürülebilir olmaktan çıktığı tespiti yapılmıştır. Bu açıdan Türkiye balıkçılığında hem biyolojik sürdürülebilirliği hem de ekonomik etkinliği güvence altına alabilecek bir balıkçılık yönetim sisteminin kurulmasının gerekliliği ortaya çıkmaktadır (Ünal ve Göncüoğlu, 2012). Akdeniz'de kıyısı olan ülkeler arasında balıkçılık ile ilgili bazı anlaşma ve düzenlemeler [ICCAT (Uluslararası Atlantik Ton Balıklarının Koruma Komisyonu, GFCM (Akdeniz Genel Balıkçılık Komisyonu, EUROFISH (Avrupa Balıkçılık Organizasyonu, FAO (Dünya Gıda ve Tarım Örgütü)] bulunmaktadır. Ancak uluslararası sularda avcılığın farklı zamanlarda ve farklı ağ gözleri ile yapılması, avcılıkta uygulanan yasal düzenlemelerin değişken olması bu ülkeler arasında farklı politikaların uygulandığı sonucunu ortaya koymaktadır (Bayhan, 2018). Akdeniz'de kıyısı olan çok sayıda ülke halen yetki alanlarını belirlemek konusunda girişimlerde bulunmamakta, bu durum da hızla tüketilen deniz kaynaklarının sürdürülebilir yönetimi konusunda problemler ortaya çıkarmaktadır (Bilgin, 2008).

Avcılıkta ilerleyen teknolojik gelişmelere rağmen, birim çabada elde edilen av veriminin giderek azalması, sürekli artan yatırım ve işletme masrafları, döviz kurlarında meydana gelen ani değişimler, su ürünleri avcılığı yapan işletmeleri güç durumda bırakmaktadır. Burada iki önemli konu ön plana çıkmaktadır. Bunlardan birincisi avcılık için ayrılan sermayenin rantabl olarak kullanılamaması, diğeri de stokların korunarak sürdürülebilirliğinin sağlanamaması durumudur. Stoklardaki azalmalar balıkçıların av verimini düşürmekte, bu da elde edilecek geliri olumsuz yönde etkilemektedir. Bu konuda da balıkçılıkla ilgili otoritelerin konuya el atarak, balıkçılara özellikle mazot indirimi konusunda kolaylıkların sağlanması, balıkçılara düşük faizli kredilerin sağlanması, karaya çıkış noktalarında balıkçıların kendi ürünlerini pazarlayacakları mezat yerlerinin yapılması bunun yanında stokların korunması ve sürdürülebilirliği konularında ilgili politikaların geliştirilmesi ve uygulanması ivedilikle gerekli görülmektedir. Derin deniz balıkçılığı faaliyetinde bulunan bir işletmenin ekonomik yönünü ortaya koyan bu çalışmanın başta bu sektörde faaliyette bulunanlar olmak üzere, sektör ile ilgili plan yapan ve politikalar üreten karar mekanizması sahiplerine yardımcı olacağı düşünülmektedir.

Teşekkür: Bu çalışmada yardımlarını esirgemeyen Çınar Bey teknesi sahibi Murat ÇINAR ve personeline ayrıca, bölge balıkçılarına ve Kooperatif Başkanlıklarına teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

- Anonim, (1993). Marmara, Ege ve Akdeniz’de demersal balıkçılık kaynakları sörvey raporu. *T.C. Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, Tarımsal Üretim ve Geliştirme Genel Müdürlüğü, Japonya Uluslararası İşbirliği Ajansı (JICA)*, 579 s.
- Anonim, (2017). Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü kayıtları.
- Aswathy, N. A., Shanmugam, T. R., & Sathiadhas, R. (2011). Economic viability of mechanized fishing units and socio-economics of fishing ban in Kerala. *Indian Journal of Fisheries*, 58(2), 115-120.
- Başusta, N. (1997). *İskenderun Körfezi’nde bulunan pelajik ve demersal balıklar*. Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Ana Bilim dalı, Doktora Tezi, Kod No: 381 Adana, 202 s.
- Bayhan, Y.K. (2018). Kuzeydoğu Akdeniz derin deniz balıkçılığının mevcut durumu ve sorunları. *II. Uluslararası Multidisipliner Çalışmaları Kongresi*, 4-5 Mayıs 2018, Adana, Türkiye, 99-107.
- Bayhan, Y.K., Ergüden, D., & Cartes, J.E. (2018). Deep sea fisheries in Mersin Bay, Turkey, Eastern Mediterranean: diversity and abundance of shrimps and benthic fish fauna. *Acta Zoologica Bulgarica*, 70(2), 259-268.
- Benli, H.A., Bilecik, N., Cihangir, B., Katağan, T., Cirik, Ş., Sayın, E., Kaya, M., Koray, T., Çınar, M.E., Salman, A., Sever, M.T., Ünlüoğlu, A., Küçüksezgin, F., Buhan, E., Yılmaz, H., & Akalın, S. (1999). The bio-ecological properties of the surrounding waters of the Turkish Republic of Northern Cyprus. *Republic of Turkey Ministry of Food, Agriculture and Livestock General Directorate*, Bodrum Fisheries Research Center, No:4, 66 p.
- Bilgin, B. (2008). Türkiye’nin Akdeniz’de balıkçılık yönetimi çerçevesinde Avrupa Birliği ortak balıkçılık politikasına uyumu. *T.C. Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, Dış İlişkiler ve Avrupa Birliği Koordinasyon Dairesi Başkanlığı*, AB uzmanlık tezi, Ankara, 99 s.
- Can, M.F., & Aktaş, M. (2005). A preliminary study on population structure and abundance of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Decapoda, Natantia) in the deep water of the north eastern Mediterranean. *Crustaceana*, 78(8), 941-946.
- Can, M.F., Aktaş, M., & Demirci A. (2006). A preliminary study on population structure and abundance of *Plesionika martia* (A. Milne-Edwards, 1883) (Decapoda: Pandalidae) in the deepwater of the northeastern Mediterranean. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 23(1/3), 365-367.
- Chhaya, N. D., Jani, G. M., & Amreliya, J. A. (1991). Economic viability of trawlers, gillnet and dug-outs with OBM. *Fishing Chimes*, 11(51), 53-57.
- Çeliker, S. A., Korkmaz, A. Ş., Dönmez, D., Gül, U., Demir A., Genç, Y., Kalanlar, Ş., & Özdemir, İ. (2006). Karadeniz Bölgesi’nde su ürünleri avcılığı yapan işletmelerin sosyo-ekonomik analizi. *Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, Tarım Ekonomisi Araştırma Enstitüsü (TEAE)*, Yayın No:143, Ankara, 122 s. ISBN: 975-407-196-9.
- Çiloğlu, E. (2018). İskenderun Körfezi balıkçı gemilerinin yakıt (ÖTV’siz) ve avcılık miktarlarının ülke gemileri ile karşılaştırılması. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 14(2), 138-147.
- Dalyan, C. (2012). *Levant Denizi (Doğu Akdeniz) kuzeydoğusunun üst kıta yamacı balıklarının dağılımları*. Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, Biyoloji Bölümü, Hidrobiyoloji Anabilim Dalı, 108 s.
- Demir, O., & Kızıloğlu, S. (2012). Tortum-Uzundere yöresinde bulunan alabalık işletmelerinde maliyet ve karlılık analizi. *Alinteri*, 22(B), 16-25.
- Demirci, A. (2007). Derin deniz karideslerinden *Plesionika martia* (Decapoda: Pandalidae)’nın Kuzey Doğu Akdeniz trol balıkçılığında değerlendirilmesi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 24(1-2), 93-96.
- Deval, M.C., & Froglija, C. (2016). New records of deep-sea decapod crustaceans in the Turkish Mediterranean Sea (North Levant Sea). *Zoology in the Middle East*, 62, 323-330
- Ekmekçi, B., & Ünal, V. (2019). Analysis of the second generation buy-back program for fishing vessels in Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 36(3), 229-243.
- Franquesa, R., Idrissi, M.M., & Alarcón, J.A. (2001). Feasibility assessment for a database on socio-economic indicators for Mediterranean fisheries. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*, No:71. Rome, FAO. 55p. ISBN: 92-5-104643-3
- Gönülal, O., Özcan, T., & Katagan, T. (2010). A contribution on the distribution of the giant red shrimp *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) along the Aegen Sea and Mediterranean part of Turkey. *CIESM 39th congress*, Venice/ITALY, 534 p.
- Gönülal, O. (2017). Length-weight relationships of 16 fish species from deep water of northern Aegean Sea (500- 900 m). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17, 995-1002.
- Kaya, M. (1993). Ege Denizi derin deniz balıkları üzerine bir araştırma. *Turkish Journal of Zoology*, 17, 411-426.
- Korkmaz, A.Ş., & Çoşkun, T. (2016). Endüstriyel balıkçı teknelerinin sosyo-ekonomik göstergeleri: Sinop İli örneği. *Journal of Aquaculture Engineering and Fisheries Research*, 2(4), 208-216.

- Özcan, T., & Katağan, T. (2009). Deep-water decapod Crustacean fauna of the Sığacık Bay, Aegean Sea coast of Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 26(2), 149-151.
- Rad, S., & Delioğlan, Ő. (2006). Taşucu'nda trol tekne balıkçıları ve sosyo-ekonomik göstergeler, *Türkiye VII Tarım Ekonomisi Kongresi*, 13 Eylül, 2006, Antalya, 1070-1080.
- Sabatella, E., & Franquesa, R. (2004). Manual of fisheries sampling surveys: methodologies for estimations of socio-economic indicators in the Mediterranean Sea. Studies and Reviews. *General Fisheries Commission For The Mediterranean*, No: 73, Rome, FAO. 37p. ISBN: 92-5-105093-7
- Stefano, V. De, Trapani, A. M., & Macaluso, D. (2006). Deep-sea shrimp fishery in Sicily: Theeconomic performance of the shrimp trawling fleet in theports of Mazara del Vallo, Sciacca, and Porto Empedocle. *Chemistry and Ecology*, 22(1), 433-442,
- Tietze, U., Lash, R., Thomsen, B., & Rihan, D. (2005). Economic performance and fishing efficiency of marine capture fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, No. 482, Rome, 68 p.
- Ünal, V. (2002). Trol Balıkçılığında Yatırımın Karlılık Analizi, Foça (Ege Denizi). *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 19(3-4), 411-418.
- Ünal, V. (2003). Yarı zamanlı küçük ölçekli balıkçılığın sosyo-ekonomik analizi, Foça (Ege Denizi). *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 20(1-2), 165-172.
- Ünal, V., & Göncüoğlu, H. (2012). Fisheries management in Turkey. 263-288 pp. A. Tokaç, A.C. Gücü, B. Öztürk [eds.], *The State of The Turkish Fisheries, Turkish Marine Research Foundation*. Publication Number: 35, 516 p.
- Yeşilçimen, H.Ö., & Kuşat, M. (2011). Montly change of economic fish species caught by bottom trawl fishing from Antalya bay. *Journal of Fisheries Sciences.com*, 5(2), 115-121.
- Yemişken, E., Dalyan, C., & Eryılmaz, L. (2014). Catch and discard fish species of trawl fisheries in the Iskenderun Bay (North-eastern Mediterranean) with emphasis on lessepsian and chondrichthyan species. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 380-389.

Fethiye Körfezi'nde Kullanılan Paraketa ve Bazı Olta Takımlarının Yapısal Özelliklerinin İncelenmesi

Celalettin AYDIN^{1*}, M. Hakan KAYKAÇ¹, Zafer TOSUNOĞLU¹

¹ Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, Bornova, İzmir, Türkiye

*Sorumlu Yazar: caydina@gmail.com

Araştırma Makalesi

Geliş 23 Mart 2020; Kabul 22 Haziran 2020; Basım 01 Aralık 2020.

Alıntılama: Aydın, C., Kaykaç, M. H., & Tosunoğlu, Z. (2020). Fethiye Körfezi'nde kullanılan paraketa ve bazı olta takımlarının yapısal özelliklerinin incelenmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 467-478 <https://doi.org/10.22392/actaquatr.707690>

Özet

Bu çalışmada, Fethiye Körfezi'nde faaliyet gösteren S.S. Fethiye ve S.S. Göcek-İnlince Su Ürünleri Kooperatiflerine kayıtlı teknelerde kullanılan paraketa ve bazı ticari olta takımının teknik özellikleri, operasyon yöntemleri ve av kompozisyonlarının tespit edilmesi amaçlanmıştır. Takımların teknik özellikleri, donam ve operasyonel özellikleri, avcılık dönemleri ile yakaladıkları hedef ve iskarta türlere ait bilgiler, balıkçılarla yapılan yüz yüze görüşmeler aracılığıyla ve av araçlarının yerinde incelenmesiyle belirlenmiştir. 27'si Fethiye, 31'i Göcek-İnlince Su Ürünleri Kooperatifi olmak üzere toplam 58 teknenin paraketa takımı kullandığı tespit edilmiştir. Ana bedende kullanılan materyal ve iğne büyüklüğüne bağlı olarak, paraketa takımları kalın, ince ve kılıç paraketası olarak üç grupta sınıflandırılmıştır. Paraketa takımlarının kullanılan toplam iğne sayısı 32725 olup, bunun 17400'ü Fethiye, 15325'inin ise Göcek-İnlince Su Ürünleri Kooperatifi'nde kayıtlı teknelerce kullanılmaktadır. Ticari amaçlı kullanılan olta takımlarında Ø 0,80-1,00 mm poliamid misina ve 7-9 numara büyüklüğünde düz yuvarlak boyunlu J-tipi iğneler kullanılmaktadır. Kalın paraketanın hedef türleri lahoz (*Epinephelus aeneus*), grida (*Epinephelus marginatus*), fangri (*Pagrus pagrus*) ve sinagrit (*Dentex dentex*), ince paraketanın ise sargoz (*Diplodus sargus*), çipura (*Sparus aurata*) ve karagöz (*Diplodus vulgaris*)'dür. Kılıç paraketası ise türe özgü bir av aracı olduğundan bu takım hedef türü olan kılıç balığının (*Xiphias gladius*) adı ile isimlendirilmiştir. Olta takımları ile sinagrit, lahoz, akya (*Lichia amia*) ve fangri türleri hedeflenmektedir.

Anahtar Kelimeler; Fethiye Körfezi, Göcek, paraketa, olta takımı

Investigation of Structural Features of Longline and Some Hand Line Used in Fethiye Bay

Abstract

In this study, it was aimed to investigate the technical characteristics, operation methods, catch composition of longline, and hand line by registered in Fethiye and S.S. Göcek-İnlince Fishing Cooperative in Fethiye Bay. The technical specification, equipment, and operational features of the fishing gears, using periods, the target and discard species were obtained through face-to-face interviews (questionnaires) and on-site examination of fishing gear. A total of 58 fishing boats (27 in Fethiye and 31 in Göcek-İnlince Fisheries Cooperative), used longline in Fethiye Bay. Longline was classified into three groups as thick, thin and swordfish longline based on mainline and needle size. The total number of needles belonging the longline was 32725 which 17400 in Fethiye and 15325 in Göcek-İnlince Fisheries Cooperative. Hand lines, used for commercial purpose, mainline is was Ø 0.80-1.00 polyamide material and the needle is J-type, 7-9 no, short or long straight and round neck. While white grouper (*Epinephelus aeneus*), dusky grouper (*Epinephelus marginatus*), common sea bream (*Pagrus pagrus*), common dentex (*Dentex dentex*) were targeted with thick longline, White seabream (*Diplodus sargus*), gilthead seabream (*Sparus aurata*) and common two-banded sea bream (*Diplodus vulgaris*) were with thick longline. The swordfish (*Xiphias gladius*) is the specific longline; therefore, it is named after the target fish. Besides white grouper, common dentex and leer fish (*Lichia amia*) were targeted in hand line

Keywords: Fethiye Bay, Göcek, longline, line fishing

GİRİŞ

Avrupa'nın Yaban Hayatı ve Yaşama Ortamlarını Koruma Sözleşmesi (Bern Sözleşmesi) ve Nesli Tehlike Altında Olan Yabani Hayvan ve Bitki Türlerinin Uluslararası Ticaretine İlişkin Sözleşmeleri (CITES) ile *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) ve *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) türleri koruma altına alınmıştır (Resmi Gazete, 1984; UNEP-WCMC, 2020). Bu türlerin üreme alanlarından bir tanesi de Fethiye kumsalıdır. Türkiye çevre ve biyolojik çeşitliliğin korunmasıyla ilgili uluslararası

sözleşmelere taraf olma süresince Fethiye Körfezi, 12 Haziran 1988 tarihinde Bakanlar Kurulu tarafından Özel Çevre Koruma Alanı (ÖÇK) olarak ilan edilmiş ve resmi gazetede yayınlanmıştır (Resmi Gazete, 1988). Fethiye-Göcek Özel Çevre Koruma Bölgesi sınırları; Fethiye İlçe sınırları içerisinde bulunan, Göcek, Çiftlik, Fethiye, Ölüdeniz Belediyeleri ile Karaçulha ve Çamköy Belediyelerinin bir kısmı girmektedir. Özel çevre koruma alanı olmasından dolayı balıkçılık aktivitelerinde de büyük kısıtlamalar bulunmaktadır. Balıkçılık; Fethiye limanında, Fethiye Adası Feneri (36° 38.824' N - 29° 05.896' E) ile Paçarız Burnu (36° 38.517' N - 29° 06.075') birleştiren hattın doğusunda kalan alanda, Ölüdeniz lagününde, Fethiye Deniz kaplumbağası üreme alanı olarak tespit edilen Fethiye-Çalış arasında yasaktır. Ayrıca, 29° 00' E -28° 50' E boylamları arasında 2 mil içerisinde ve 28° 50' E boylamı arasında 1,5 mil içerisinde bölge trol avcılığına kapalıdır (Resmi Gazete, 2016). Bu nedenle bilimsel araştırmalar daha çok kıyı koruma alanları ve deniz kaplumbağası (*C. caretta*) üzerinde yoğunlaşmıştır (Başkale vd., 2012; Güçlüsoy, 2016).

Fethiye Körfezi'nde denizel tür dağılımı, çeşitliliği ve habitat yapısı üzerine yapılan bazı çalışmalar arasında; Fethiye Körfezi (Muğla, Türkiye)'nin balık faunası (Tuncay, 2007), makrobentik omurgasızlar (Özgür ve Öztürk, 2007), Göcek Körfezi ve civarı kıyı ve deniz alanları tür ve habitatlarının görsel sayım metodu ile tespiti (Ünlüoğlu vd., 2007), demirlemenin deniz çayıruları üzerine etkisi (Okudan vd., 2011), Fethiye-Antalya arasındaki kafadanbacaklı türlerinin tespiti gelmektedir (Salman, 2016).

Av araçları açısından değerlendirildiğinde bölgede yürütülen çalışmalar oldukça kısıtlıdır. Aydın ve Doyuk (2012), Akdeniz, Ege ve Marmara denizlerinde kılıç (*Xiphias gladius*), uzun kanat orkinos (tulina) (*Thunnus alalunga*) ve yazılı orkinos (*Euthynnus alletteratus*) avcılığında kullanılan sürüklenen (Drift net) uzatma ağlarının teknik ve yapısal özelliklerini ortaya koymuşlardır. Sürüklenen uzatma ağları 2012 yılında 3/1 numaralı ticari amaçlı su ürünleri avcılığını düzenleyen tebliğce (Tebliğ No: 2012/65) yasaklanmıştır (Resmi Gazete, 2012). Paraketa balıkçılığına ilişkin çalışmalar daha çok, kılıç paraketaları üzerine yoğunlaşmıştır. Akyol ve Ceyhan (2010), Muğla bölgesi için Fethiye ile Datça-Bozburun Yarımadası'nda Selimiye, Datça, Palamutbükü bölgesinde kullanılan kılıç paraketasının teknik özelliklerini rapor etmişlerdir. Erdem ve Akyol (2005) paraketa ile kılıç avlayan filo ve bunların donanımları, balıkçılık sahaları, kılıç paraketasının özellikleri, balıkçılık gücü ve birim çabaya düşen av miktarlarını (CPUE) incelemişlerdir. Tüzen vd. (2013) ise Fethiye yöresinde (Akdeniz) kılıç balıklarının pelajik paraketalar ile avcılığında ışık çubuklarının av verimi üzerine etkisi araştırmışlardır. Ceyhan ve Akyol (2014), 2008-2013 arasındaki balıkçılık sezonu boyunca Türk kılıç balığı paraketa teknelerinde birim çaba başına düşen av (CPUE) verileri ve tesadüf av oranlarını araştırmışlar fakat av araçlarının teknik özelliklerini incelememişlerdir. Akyol ve Ceyhan (2017) Fethiye'de (Ege Denizi) kullanılan derinsu orfoz oltasının teknik özellikleri üzerinde durmuştur. Bu çalışmalar dışında bölgede kullanılan diğer paraketaların (kalın ve ince paraketa) ve ticari olarak kullanılan bazı olta takımlarının teknik özelliklerine ilişkin herhangi bir araştırmaya rastlanmamıştır.

Türkiye'de küçük ölçekli balıkçılıkta kullanılan av araçlarının teknik özelliklerinin ortaya konması üzerine farklı bölgelerden çok sayıda çalışma mevcuttur (Özbiçin vd., 2010; Tokaç vd., 2010; Yıldız vd., 2012). Gerek hedef tür gerekse bölgelerin özelliklerine av araçlarının teknik özellikleri de değişebilmektedir. Kullanılan av araçlarının teknik özelliklerinin bilinmesi; stokların ölçülmesi ve sürdürülebilir kullanımı, balıkçılık yönetimi için doğru karar ve politikalar üretilmesi, yasalara uygun kullanıp kullanılmadığının denetlenmesi, ve av araçlarının geliştirilmesi açısından oldukça önemlidir (Kara, 2004; Ayaz vd., 2012).

Paraketa takımları, hedeflenen türe göre değişik materyal ve kalınlıklardaki uzun bir beden üzerinde (misina, ip, çelik tel vb.) çok sayıda iğnenin, köstek adı verilen kollar ile belli aralıklarla bağlanması ile oluşturulan, yemli ve yemsiz olarak kullanılabilen ve çoğunlukla küçük ölçekli balıkçılık sınıfında yer alan teknelerin kullandığı bir av aracıdır (Bjoldal ve Lokkeborg, 1996). Trolle avcılığın zor olduğu kayalık ve kumluk bölgelerde, ekonomik değeri yüksek olan balıkların avcılığında kullanılabilir (Çeliköz ve Kuşat, 2016). Hedeflenen türlerin biyolojik ve ekolojik özellikleri nedeniyle, türe özgü en etkin avcılık yöntemi olabilmektedir (Özdemir vd., 2007; Soykan ve Kınacıgil, 2013; Kınacıgil vd., 2015; Soykan vd., 2016; Gülşahin ve Soykan, 2017). Iskarta miktarının en az olması sebebiyle de çevrecidir.

Bu çalışmada, Fethiye Körfezi'nde, S.S. Fethiye ve S.S. Göcek-İnlice Su Ürünleri Kooperatifine kayıtlı balıkçılar tarafından kullanılan paraketa takımlarının ve bazı olta takımlarının teknik özellikleri,

uygulama yöntemleri ve av kompozisyonlarının tespit edilmesi amaçlanmıştır. Fethiye bölgesinde kullanılan kalın, ince paraketa ve olta takımlarının özellikleri ilk defa ortaya konmuştur.

MATERYAL ve YÖNTEM

Fethiye Körfezi (Şekil 1) paraketa ve olta takımlarına ilişkin veriler SS Fethiye ve S.S. Göcek-İnce Su Ürünleri Kooperatifi üyelerinden ve bu üyelerin kullandıkları av araçlarının yerinde incelenmesi ile elde edilmiştir. Paraketa ve olta takımlarının teknik planları, donam ve operasyonel özellikleri, avcılık dönemleri ile yakaladıkları hedef ve ıskarta türler balıkçılar ile yüz yüze yapılan görüşmeler sonucunda derlenmiştir. Kullanılan av araçlarına ait teknik planlarının çiziminde Microsoft Visio 2010 programından yararlanılmıştır. Balıkçılar tarafından yakalanan balık türlerinin tanımlanması ve teşhisinde Froese ve Pauly (2000)'den faydalanılmıştır.



Şekil 1. Fethiye Körfezi ve çalışmanın yürütüldüğü kooperatifler ile avlak sahaları

BULGULAR

Fethiye Körfezi'nde teknik ve yapısal olarak üç farklı paraketa takımı tespit edilmiştir. Kullanılan paraketalar kalın, ince ve kılıç paraketası olarak sınıflandırılmıştır. Kalın ve incelik durumu, paraketada kullanılan ana beden kalınlığı ve iğne büyüklüğü ile ilişkilidir. Kalın ve ince paraketalar ile çeşitli türlerin avcılığı hedeflenirken, kılıç paraketası türe özgü olduğundan hedeflenen balığın ismi ile adlandırılmıştır. Bölgede kullanılan paraketalar (ana beden ve köstekler) ve oltalar misina olarak isimlendirilen monofilament poliamid (PA) materyalden yapılmıştır.

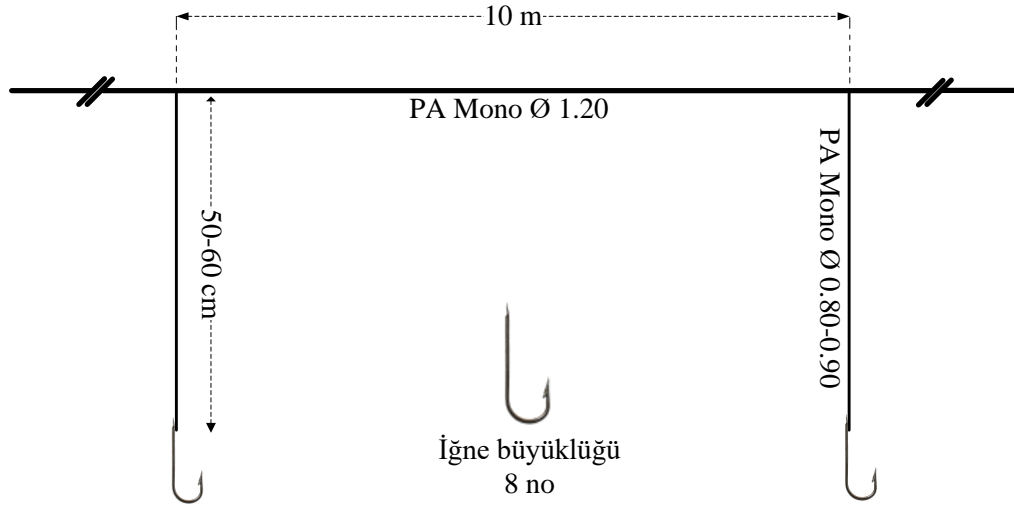
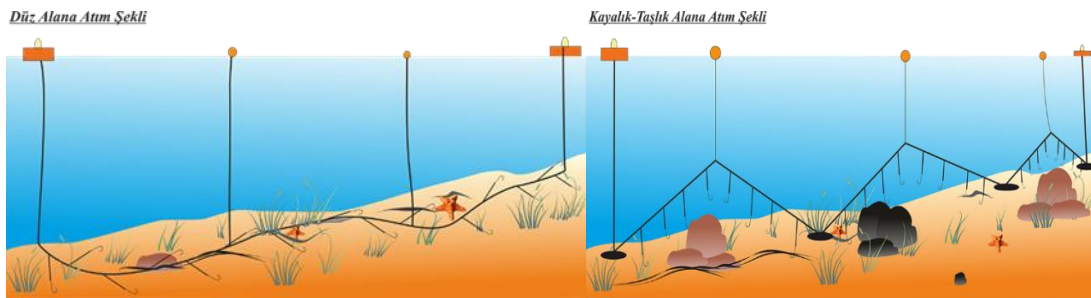
S.S. Fethiye Su Ürünleri Kooperatifinde 27 ve S.S. Göcek-İnce Su Ürünleri kooperatifinde 31 tekne olmak üzere toplam 58 tekne paraketa kullanmaktadır. Bu teknelerin % 59'unda kalın, % 34'ünde ince ve % 7'sinde ise kılıç paraketası bulunmaktadır. Fethiye Su Ürünleri kooperatifinde kullanılan paraketaların yaklaşık % 70'i kalın, % 26'sı ince ve % 4'ü kılıç paraketası iken, bu oran Göcek'de % 48 kalın, % 42 ince ve % 10 kılıç paraketası şeklindedir. İğne sayısı S.S. Fethiye Su Ürünleri Kooperatifinde 17400, S.S. Göcek-İnce Su Ürünleri kooperatifinde 15325 olmak üzere toplam 32725 olarak belirlenmiştir. Her iki kooperatifin teknelerinde kullanılan paraketalar ve iğne sayıları Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1. Fethiye Körfezi'nde faaliyet gösteren su ürünleri kooperatiflerinin paraketa çeşidine göre tekne ve iğne sayıları.

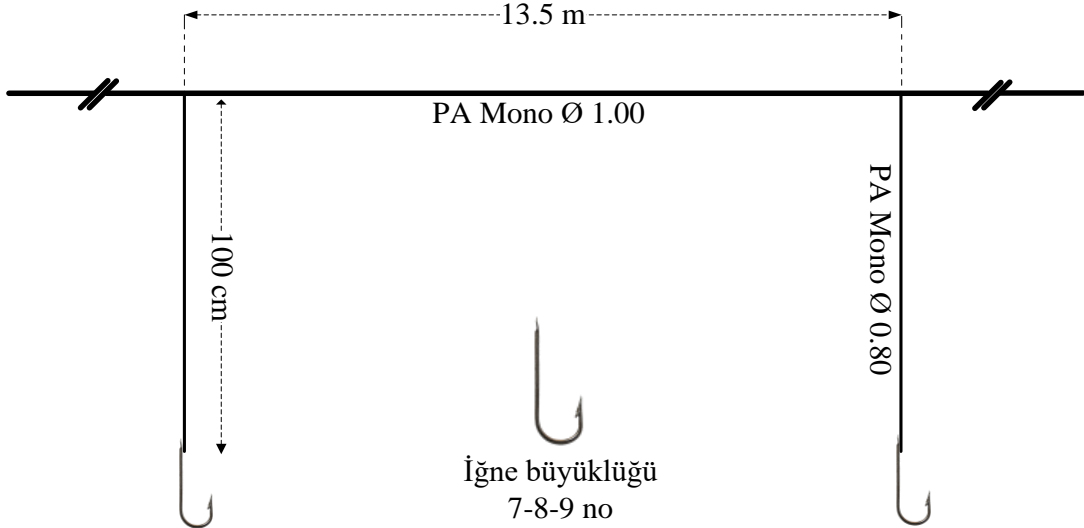
PARAKETALAR	Fethiye			Göcek			Toplam		
	Tekne Sayısı	İğne Sayısı	Ort.	Tekne Sayısı	İğne Sayısı	Ort.	Tekne Sayısı	İğne Sayısı	Ort.
Kalın paraketa	19	14000	737	15	7300	487	34	21300	626
İnce paraketa	7	3100	443	13	6650	512	20	9750	488
Kılıç paraketa	1	300	300	3	1375	458	4	1675	419
Toplam	27	17400	644	31	15325	494	58	32725	564

Kalın Paraketa

Her iki kooperatifte kullanılan kalın paraketanın ana beden \varnothing 1,20 mm, ara beden ve kösteklerin ise \varnothing 0,80-0,90 mm'dir. Kösteklerin uzunluğu 50-60 cm ve iki köstek arası mesafe ise 10 m'dir (Şekil 2). İğneler Mariner marka, 23150 serisi, 8 numara düz (J tipi), yassı palalı, uzun saplı ve yuvarlak boyunlu olup kalay malzemeden yapılmıştır. Selelerdeki [(Sele: paraketanın içerisinde toplanıp muhafaza edildiği, genellikle hayıt ve kuru kamış dallarından örme suretiyle yapılan, tahta veya plastik de olabilen araç (MEGEP, 2008)] iğne sayısı genellikle 300 adettir. Kalın paraketanın atım şekli bölge ve zemin yapısına göre değişmekte olup; genellikle düz zeminlerde düz, taşlık yerlerde zigzag şeklindedir (Şekil 3). Her balıkçı teknesinde bir ya da iki sele bu takımdan bulunmaktadır.

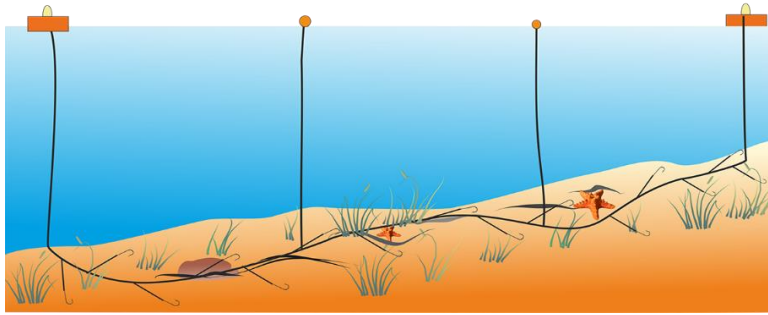
**Şekil 2.** Kalın paraketa takımının teknik çizimi.**Şekil 3.** Kalın paraketanın atım şekilleri.

Bölgede grida paraketası olarak adlandırılan ve sinagrit-lahoz (*Epinephalus* sp.) hedefleyen paraketa kalın paraketa sınıfı içerisinde olup, bazı teknik özellikleri nedeni ile türe özgü bir av aracı haline getirilmiştir. Bu paraketanın ana bedeni \varnothing 1,00 mm, ara beden ve köstekler ise \varnothing 0,80 mm'dir. Kösteklerin uzunluğu 100 cm ve iki köstek arası mesafe ise 13,50 m'dir (Şekil 4). Lahos-grida paraketasında kullanılan iğne özellikleri kalın paraketalarda kullanılan ile aynı olup, boyutu 7, 8 ve 9 no dur. İğne sayısı bir seledede 250-300 arasında değişmektedir. Bir seledede iğne sayısı 250-300 arasında değişmektedir. Balıkçı teknelerinde iki sele bu paraketa takımından bulunabilmektedir. Her iki bölgede de bu paraketa düz bir şekilde zemine kurulmaktadır (Şekil 5).



Şekil 4. Grida paraketasının teknik detayı.

Düz Alana Atım Şekli



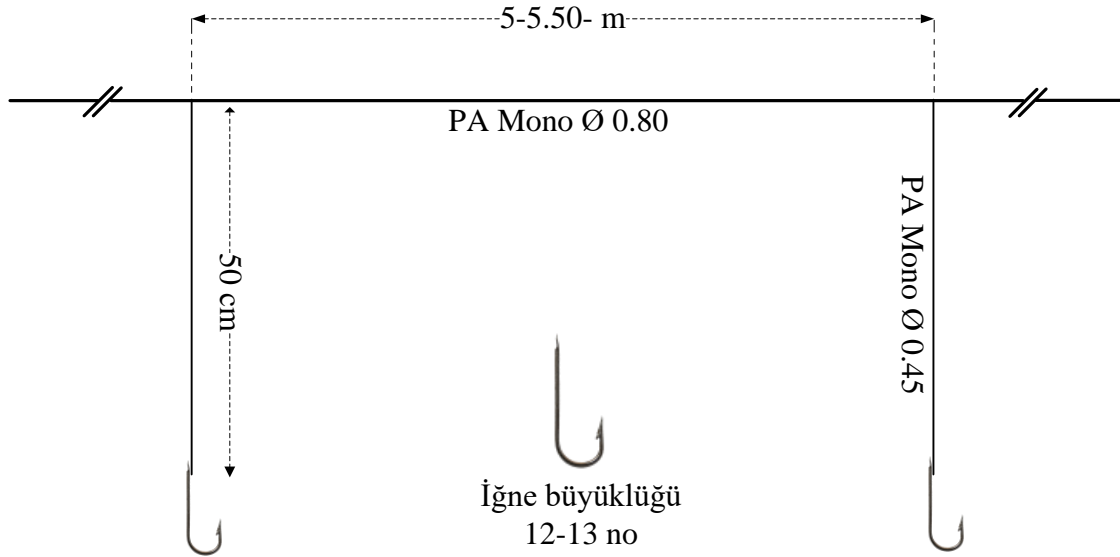
Şekil 5. Grida (*Epinephelus* sp.) paraketasının atım şekli.

Kalın paraketa ile lahoz (*Epinephelus aeneus*), grida (*Epinephelus marginatus*), sinagrit (*Dentex dentex*), fangri (*Pagrus pagrus*), iskorpit (*Scorpaena porcus*) ve derin sularda bakalyaro (*Merluccius merluccius*) türlerinin avcılığı hedeflenirken, köpek balığı (*Mustelus* sp.), vatoz (*Raja* sp.), balon balığı (*Lagocephalus sceleratus*) ve deniz kaplumbağası (*Caretta caretta*) ıskarta edilmektedir (Tablo 2). Kalın paraketa yoğun olarak mayıs ayında kullanılmaktadır. Lahos avcılığının yasak olduğu Haziran, Temmuz ve Ağustos aylarında kullanımının olmamasına rağmen bu dönemde en iyi verim elde edildiği bildirilmiştir.

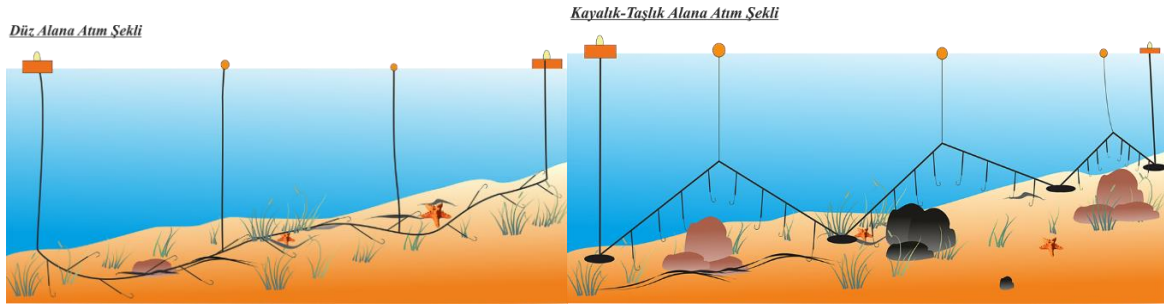
Grida paraketası ile başta lahoz olmak üzere fangri (Ocak-Şubat aylarında) ve yasak dönem olmasına rağmen orfoz hedeflenmektedir. Mıgırı (*Conger conger*) yem olarak değerlendirilmek üzere yan ürün olarak alınmakta, köpek balığı ise ıskarta edilmektedir. Bu av aracının en verimli dönemi Temmuz-Ağustos ayları olduğu bildirilmekte fakat bu dönemde lahoz avcılığı yasak olduğundan kullanılmamaktadır. Haziran, Temmuz ve Ağustos ayları hariç tüm yıl boyunca avcılık yapılmakta, yoğun olarak yasak dönemden sonrası yüksek av vermesi nedeniyle Eylül ayında kullanılmaktadır.

İnce Paraketa

Fethiye Körfezinde kullanılan ince paraketanın ana beden Ø 0,80 mm, ara beden ve kösteklerin Ø ise 0,45 mm'dir. Kösteklerin uzunluğu 50 cm ve iki köstek arası mesafe ise 5,00 - 5,50 m'dir (Şekil 6). İnce paraketada Mariner marka 23150 serisi, 12-13 numara düz (J tipi), yassı palalı, uzun saplı ve yuvarlak boyunlu kalay malzemedan yapılmış iğne kullanılmaktadır. Selelerde kullanılan iğne sayısı Göcek'te 300, Fethiye'de 350 adettir. Balıkçı teknesinde bir ya da iki sele bu paraketa takımından bulunabilmektedir. İnce paraketa çamur-düz zeminlerinde düz atılırken, taşlık yerlerde zigzag şeklinde bırakılmaktadır. Pelajik türler hedeflendiğinde ise düz bir şekilde denize kurulmaktadır (Şekil 7).



Şekil 6. İnce paraketa takımının teknik detayı.



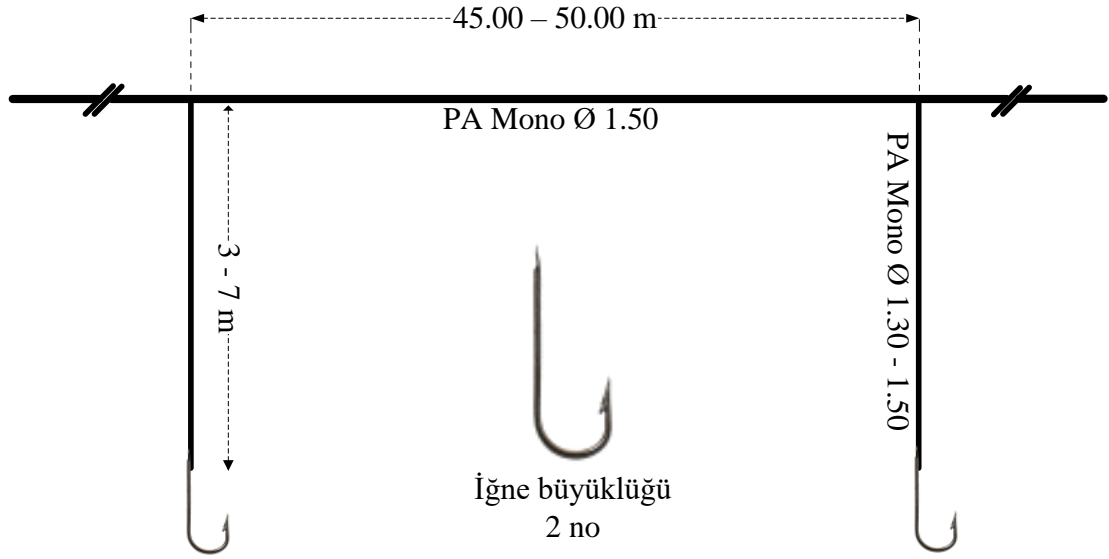
Şekil 7. İnce paraketanın atım şekilleri.

İnce paraketada lahoz, sargoz, çipura (*Sparus aurata*), karagöz (*Diplodus vulgaris*) türleri hedeflenirken köpek balığı, vatoz, kertenkele balığı (*Synodus saurus*), trakonya (*Trachinus draco*) türleri ıskarta edilmektedir (Tablo 2). İnce paraketa yoğun olarak Ocak, Şubat, Mart ve Nisan aylarında kullanılmaktadır.

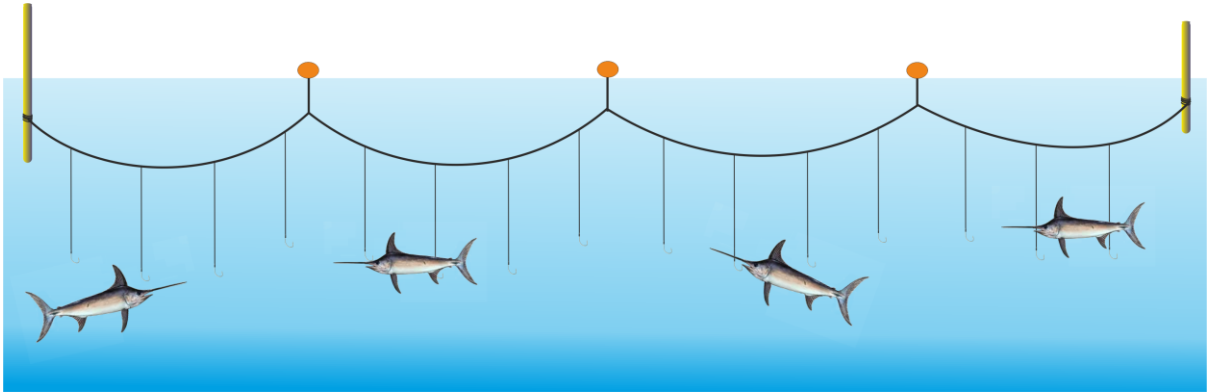
Kılıç Paraketası

Kılıç paraketası türe özgü bir av aracı olup, ana beden Ø 1,50 mm, ara beden ve köstekler ise sırası ile Ø 1,30-1,50 mm'dir. Kösteklerin uzunluğu 3-7 m ve iki köstek arası mesafe ise 45-50 m'dir (Şekil 8). Bu paraketalarda genelde Mariner marka 23150 serisi, 2 numara düz, yuvarlak boyunlu (J type) veya Mariner marka 1405 (50500) serisi, 2 numara çapraz iğne kullanılmaktadır. Aynı özellikte farklı markalarda iğne olmasına karşın balıkçı birim fiyatı dikkate alarak iğne seçimini yapmaktadır. Genelde sepetler 250-300 adet iğneden oluşmaktadır. Teknelerde en az bir en fazla üç sele bulunabilmektedir. Seledeki iğne sayıları ± 50 adet şeklinde farklılık gösterebilmektedir. Körfez'de bu paraketa düz bir şekilde denize kurulmaktadır (Şekil 9).

Kılıç paraketası ile kılıç balığı başta olmak üzere, orkinos ve türleri (*Scombridae* sp.) hedeflenmektedir. *Mustelus* sp.'nin büyük bireyleri ticari değere sahip olduğundan alıkonulurken, küçük bireyleri ise ıskarta edilmektedir (Tablo 2). Kılıç paraketası yoğun olarak 1 Ocak-15 Şubat tarihleri arasında kullanılmaktadır. 15 Şubat-15 Mart ve 1 Ekim-30 Kasım tarihleri arasında avcılığın yasak olmasından ve geri kalan aylarda da verimli olmadığından kullanılamamaktadır.



Şekil 8. Kılıç paraketasının teknik detayı.



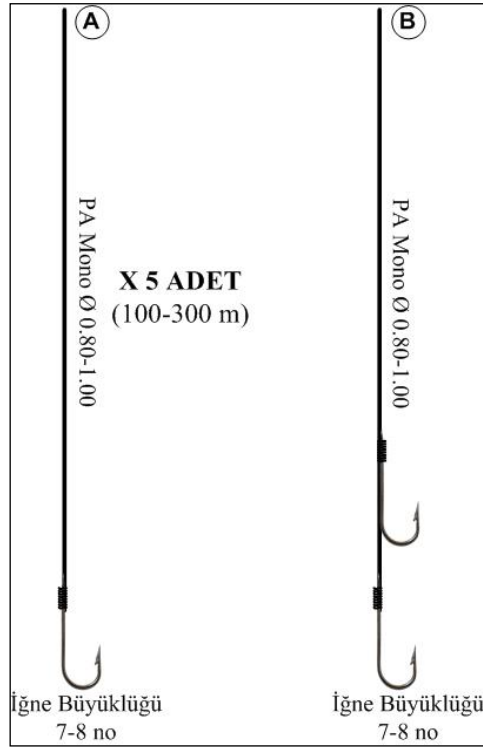
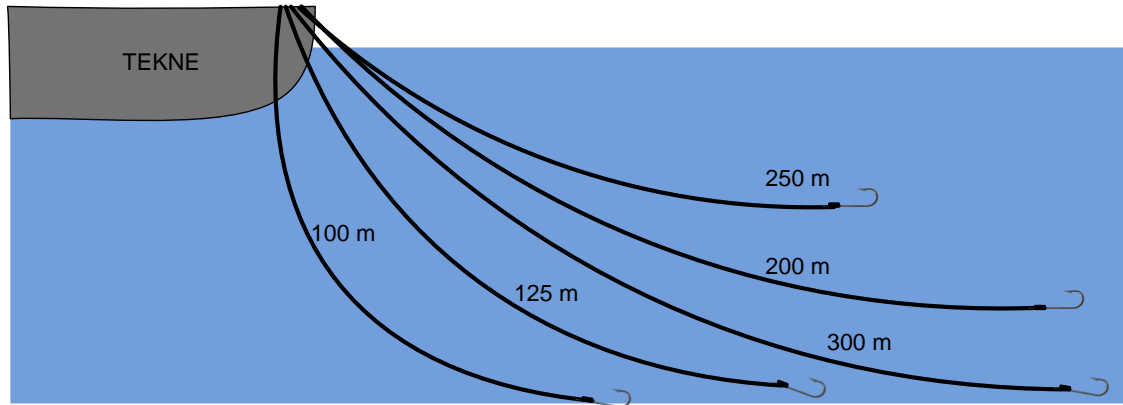
Şekil 9. Kılıç paraketasının atım şekli.

Olta takımı

Fethiye Körfezi'nde ticari amaçlı olta takımları kullanılmaktadır. Olta takımlarında, \varnothing 0,80-1,00 mm PA misina ve 7-9 numara büyüklüğünde farklı markalarda (Mustad, Mariner vb.) kısa veya uzun saplı düz yuvarlak boyunlu J-tipi iğneler tercih edilmektedir (Şekil 10-A). Canlı yem kullanıldığında tek iğne, diğer yemlerle ise hırsızlı zoka (2 iğneli) tercih edilmektedir (Şekil 10-B). Avcılık, kıydan ve tekneden olmak üzere iki şekilde yapılmaktadır. Tekneden yapılan avcılığa; 100-300 m arasında değişen uzunluktaki takımlar denize bırakılmaktadır (Şekil 11). Tekne üzerine alınan oltalar sırayla 2'şer metre yukarı çekilmektedir. Kıydan yapılan avcılıkta genelde 10-15, tekneden yapılan avcılıkta ise tekne durumu ve hava koşullarına bağlı olarak 5 takım kullanılabilir. Yem genelde kupes (*Boops boops*), sokkan (*Siganus sp.*) ve sübye (*Sepia officinalis*)'dir. Olta takımları ile avcılık yıl boyunca yapılmaktadır. Avcılığın en etkin zamanları Mart, Nisan, Mayıs ve Haziran aylarıdır. Bu takım ile sinagrit, lahoz, akya (*Lichia amia*) ve fangri türleri hedeflenmekte, balon ve köpek balığı ise ıskarta edilmektedir (Tablo 2).

Tablo 2. Paraketa ve olta takımlarında yakalanan hedef ve iskarta türler

Paraketalar	Hedef Türler	İskarta Türler
Kalın paraketa	Lahoz (<i>Epinephelus aeneus</i>), grida (<i>Epinephelus marginatus</i>), sinagrit (<i>Dentex dentex</i>), fangri (<i>Pagrus pagrus</i>), iskorpit (<i>Scorpaena porcus</i>) bakalyaro (<i>Merluccius merluccius</i>)	Köpek balığı (<i>Mustelus sp.</i>), vatoz (<i>Raja sp.</i>), balon balığı (<i>Lagocephalus sceleratus</i>), deniz kaplumbağası (<i>Caretta caretta</i>)
İnce paraketa	Lahoz (<i>Epinephelus aeneus</i>), sargoz (<i>Diplodus sargus</i>), çipura (<i>Sparus aurata</i>), karagöz (<i>Diplodus sp.</i>)	Köpek balığı (<i>Mustelus sp.</i>), vatoz (<i>Raja sp.</i>), kertenkele balığı (<i>Synodus saurus</i>), trakonya (<i>Trachius draco</i>)
Kılıç paraketası	Kılıç balığı (<i>Xiphias gladius</i>), Orkinos ve türleri (<i>Scombridae sp.</i>), Köpek balığının (<i>Mustelus sp.</i>) büyük bireyleri	Köpek balığının (<i>Mustelus sp.</i>) küçük bireyleri
Olta	Lahoz (<i>Epinephelus aeneus</i>), sinagrit (<i>Dentex dentex</i>), akya (<i>Lichia amia</i>), fangri (<i>Pagrus pagrus</i>)	Köpek balığı (<i>Mustelus sp.</i>), balon balığı (<i>Lagocephalus sceleratus</i>)

**Şekil 10.** Olta takımlarının teknik detayları (A- Tek İğneli; B- Hırsızlı Takım)**Şekil 11.** Farklı uzunluklarda tekneden yapılan olta avcılığı.

TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada, Fethiye Körfezi'nde kullanılan paraketa ve bazı olta takımlarının yapısal özellikleri üzerinde durulmuştur. Fethiye Körfezi ÖÇK alanı olduğundan balıkçılık alanları nispeten kısıtlıdır. Bu nedenle kooperatiflere kayıtlı 58 teknede kullanılan paraketa takımları önemli bir av aracı olarak nitelendirilmektedir. S.S Fethiye ve Göcek Su Ürünleri Kooperatifinde kullanılan paraketalarda yapısal açıdan belirgin bir fark tespit edilmemiştir. Balıkçı zaman içinde edindiği tecrübeyi av araçlarına deneme yanılma yöntemi ile av aracında bazı küçük yapısal değişikliklere gidebilmektedir. Yapısal açıdan çok farklı olmamasına rağmen grida paraketası ile kalın paraketa bölgede ayrı nitelendirilmektedir. Bu durum av aracının isminin tamamen farklı bir isimlendirme yapılarak gruplandırmasını gerektirmemektedir. Farklı isimlendirmeler büyük yapısal değişiklikler, yöntemler veya türe özgü avcılık durumunda söz konusu olabilmektedir.

Fethiye Körfezi'nde paraketa üzerine yapılan çalışmalar kılıç paraketası üzerine yoğunlaşmıştır. Erdem ve Akyol (2005), Akyol ve Ceyhan (2010) ve Tüzen vd. (2013), kılıç balığı paraketası teknik özellikleri olarak; ana beden \varnothing 1,20 –1,50 mm, kösteklerin \varnothing ise 1,50 mm, köstek uzunluğunu 3–4–5 m köstekler arası mesafenin genelde 50 m ve çoğunlukla 2 numara düz veya çapraz iğnelerin kullanıldığını belirtmişlerdir. Bu çalışmada ana beden \varnothing 1,50 mm, ara beden \varnothing 1,30 mm, köstek \varnothing 1,50 mm, kösteklerin uzunluğu 3-7 m ve iki köstek arası mesafe ise 45-50 m olarak tespit edilmiştir ve diğer araştırmacıların raporladığı kılıç balığı paraketası bulguları ile hemen hemen aynı özelliktedir.

Fethiye Körfezi'nde daha önce kalın paraketaların teknik özellikleri üzerine bir çalışmaya rastlanılmadığından doğrudan bir karşılaştırma yapılamamıştır. Fakat Akyol (2012) Antalya Körfezi'nde (Akdeniz) derinsu orfoz paraketasının teknik özellikleri üzerinde yaptığı çalışmada orfoz, lahoz ve trança hedeflenen paraketa takımının ana beden \varnothing 1,50 mm, köstek \varnothing 1,20 mm, köstek uzunlukları bir kulaç (~1,8 m), köstekler arası mesafe 7 kulaç (~12 m) ve takımın toplam uzunluğu ise 7000 m civarında olduğunu belirtmiştir. Bu çalışmada grida paraketası olarak isimlendirilen ve orfoz lahoz hedefleyen kalın paraketanın ana beden \varnothing 1,00 mm, ara beden ve köstek \varnothing ise 0,80 mm'dir. Kösteklerin uzunluğu 100 cm ve iki köstek arası mesafe ise 13,50 m olması bakımından Antalya Körfezi'nde kullanılan paraketa takımından farklılık göstermektedir. İnce paraketa açısından değerlendirildiğinde; çalışma bölgesine yakın bir alanda (Antalya'nın Finike Körfezi kıyılarında) farklı iğnelerin av verimi üzerine yapılan çalışmada dip paraketalarının teknik özellikleri verilmiştir (Çeliköz ve Kuşat, 2016). Çalışmada, dip paraketasının ana beden \varnothing 0,7 mm, köstek çapı ve uzunluğu 0,50 mm ve 50 cm olduğu bildirilmiştir. Rapor edilen dip paraketası ile bu çalışma ile ortaya konulan ince paraketa özellikleri (ana beden çapı 0.80 mm, ara beden ve köstek çapı 0.45 mm, kösteklerin uzunluğu 50 cm ve iki köstek arası mesafe ise 5-5.50 m) benzerlik göstermektedir. Yakalanan ve hedeflenen türler açısından değerlendirildiğinde Fethiye Körfezi'nde hedeflenen ile Fethiye Körfezi'nde hedeflenen ile Antalya Körfezi'nde en çok yakalanan sargoz, mırmır ve çipura türleri benzerlik göstermektedir (Çeliköz ve Kuşat, 2016).

Ticari olarak kullanılan olta takımları değerlendirildiğinde Akyol ve Ceyhan, (2017) derinsu orfoz oltasının teknik özelliklerini raporlamıştır. Fethiye Körfezi'nde 250-800 m sulara kullanılan takımın ana beden \varnothing 1,5 mm dakron ana bedene sahip olup, firdöndüden sonra 12 m'lik 1,2 mm çapında yine dakron ip ile bir ara bedene bağlanmıştır. Ara beden ucunda 4 kg'lık bir demir ağırlık bağlıdır. Köstekler 2 mm çapında ve 1 m uzunluğunda çelik teldir. Her köstekte 2 adet (biri hırsızlı) 3-4 no düz iğne kullanılmış olup, her iki iğnenin bağlı olduğu çelik kösteklerin aralarına onar adet yeşil fosforlu boncuk dizilmiştir. Çelik köstekler firdöndü ile ara bedene bağlanmıştır. 2 m arayla ara bedene yerleştirilen 5 köstek için toplam 10 adet iğne kullanılmaktadır. Oltanın en üstteki kösteğinin yarım metre üzerine 1 m'lik bir misina veya çelik tele bağlı saniyede bir çakan yeşil ışıklı led konulmaktadır. Oltanın toplam uzunluğu 1000 m olarak bildirilmiştir. Bu olta takımının yaygın kullanımının olmadığı ve balıkçı barınağına kayıtlı sadece 2 tekne tarafından kullanıldığı bildirilmiştir. Bu çalışmada sunulan olta takımlarının ana beden \varnothing 0,80-1,00 mm PA misina ve 7-9 numara olup, canlı yem kullanıldığında tek iğne, diğer yemlerle ise hırsızlı zoka (2 iğneli) tercih edilmektedir. Fethiye Su Ürünleri Kooperatifinde 10, Göcek-İnlice Su Ürünleri kooperatifinde 8 tekne özellikle Mart, Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında yoğun olarak kullanılmaktadır.

Av araçlarının teknik özellikleri kadar verimliliklerinin de ortaya konulması oldukça önemlidir. Erdem ve Akyol (2005) Fethiye yöresinde paraketa ile kılıç balığı (*X. gladius*) avcılığında birim çabaya düşen av miktarını (CPUE)'ni günde her 1000 iğnelik ünite için 15,6 ile 27,8 kg olarak değiştiğini bulmuştur. Kalın ve ince paraketa takımları için Fethiye Körfezi için bir çalışma mevcut

değildir. Fakat Gökova Körfezi'nde yapılan çalışmada CPUE' $1,7 \pm 2,8$ kg/100 iğne/gün, tekne başına günlük av (kg) ortalaması ise ve paraketa için $5,2 \pm 4,3$ kg/tekne/gün olarak bulunmuştur (Dereli vd., 2015). Fethiye Körfezi için kalın ve ince paraketa başta olmak üzere diğer av araçları ile de CPUE çalışmalarının yapılması son derece faydalı olacaktır.

Tarım ve Orman Bakanlığı, Balıkçılık ve Su ürünleri Genel Müdürlüğü tarafından deniz ve iç sularda geleneksel kıyı balıkçılığı verilerinin güncellenerek kayıt altına alınması ve sürdürülebilir yönetiminin sağlanması amacıyla balıkçı gemisi sahiplerine yapılacak desteklemeye ilişkin iş ve işlemleri düzenleyen "Geleneksel Kıyı Balıkçılığının Kayıt Altına Alınması ve Desteklenmesi" tebliği kapsamında Resmi Gazetenin 29/05/2018 tarihli sayısı Tebliğ No: 2018/25 ile (Resmi Gazete, 2018) av araçlarına ilişkin veriler toplanmaktadır. Toplanan verilere göre Fethiye Körfezi'nde faaliyet gösteren 74 kayıtlı balıkçı teknesinin bu teşvikten faydalandığı tespit edilmiştir. Ancak destek kapsamında balıkçılar tarafından doldurulan anketlerde, av araçları ile ilgili bazı önemli eksiklikler olduğu tespit edilmiş ve bu çalışma için değerlendirmeye alınamamıştır. Tarım ve Orman Bakanlığı anketlerine paraketalarla ilgili birim uzunluk verilmektedir. Hâlbuki av çabasını ortaya koymak açısından kullanılan iğne sayısı daha önemlidir. Yine Bakanlık anketlerinde yapısal olarak paraketa tipinin (ince, kalın, türe özgü örn. kılıç paraketası) mutlaka belirtilmesi gerekmektedir. Av araçları ile hangi türlerin avcılığının hedeflendiği, hedef dışı ve ıskarta türlerin neler olduğu da mutlaka eklenmelidir. Kooperatiflere üye balıkçılarla ve yerinde inceleme ile yürütülen bu çalışma ile eksiklikler giderilmeye çalışılmıştır. Balıkçılık yönetimine katkı sağlaması açısından da çalışma son derece önemlidir.

Sonuç olarak; Fethiye Bölgesi ÖÇK ve turizm bölgesi olmasının yanında balıkçılık açısından da yöre halkı için oldukça önemlidir. Balıkçılık politikalarının geliştirilmesi ve sürdürülebilir balıkçılık politikası için mevcut av araçlarının doğru ve tam olarak bilinmesi gerekmektedir. Kooperatif balıkçıları ile yüz yüze yapılan bu çalışma ile Tarım ve Orman bakanlığının hibe kapsamında topladığı veriler arasında önemli farklılıklar bulunmuştur. Sadece Fethiye yöresi paraketa balıkçılığı için değil tüm Türkiye'de bu durum göz önünde tutularak hibe anket sorularının güncellenmesi balıkçılık yönetimi için son derece faydalı olacaktır.

Teşekkür: Bu çalışma; Lisbet Rausing ve Peter Baldwin'ın sahip olduğu Arcadia Fonu ve Cambridge Üniversitesi bünyesindeki Cambridge Koruma Girişimi'nin desteği ile kurulan Endangered Landscapes Program (Tehdit Altındaki Coğrafyalar Programı) çerçevesinde Akdeniz Koruma Derneği tarafından Türkiye'de yürütülen proje kapsamında yapılmıştır. Katkılarından dolayı proje yürütücüsü Zafer Kızılkaya'ya teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

- Akyol, O., & Ceyhan, T. (2010). Türkiye denizlerinde kullanılan pelajik kılıç paraketaları. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 27(4), 149-156.
- Akyol, O. (2012). Antalya Körfezi'nde (Akdeniz) derinsu orfoz paraketasının teknik özellikleri. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 29(3), 147-149. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2017.34.1.16>
- Akyol, O., & Ceyhan, T. (2017). Fethiye'de (Ege Denizi) kullanılan derinsu orfoz oltasının teknik özellikleri. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(1), 115-117. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2017.34.1.16>
- Ayaz, A., Öztekin, A., & Cengiz, Ö. (2012). Gökçeada ve Bozcaada'da (Kuzey Ege Denizi) kullanılan uzatma ağlarının yapısal özellikleri. *Gümüşhane Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2(2), 104-111.
- Aydın, M., & Doyuk, S.A. (2012). Türkiye'deki kılıç (*Xiphias gladius*), tulina (*Thunnus alalunga*), yazılı orkinos (*Euthynnus alletteratus*) avcılığı. *Ordu Üniversitesi Bilim Teknik Dergisi*, 2(1), 1-12.
- Başkale, E., Katılmış, Y., Azmaz, M., & Polat, F. (2012). Fethiye-Göcek özel çevre koruma bölgesi tür ve habitat izleme projesi kapsamında Fethiye kumsal alanlarında deniz kaplumbağaları (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*) popülasyonlarının araştırılması izlenmesi ve korunması projesi. Pamukkale Bilim Merkezi Derneği Danışmanlık ve Organizasyon İktisadi İşletmesi, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Tabiat Varlıklarını Koruma Genel Müdürlüğü, Ankara, 49 s.
- Bjordal, A., & Lokkeborg S. (1996). *Longlining*, Fishing New Books Ltd. 170p.
- Ceyhan, T., & Akyol, O. (2014). On the Turkish surface longline fishery targeting swordfish in the Eastern Mediterranean Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 14, 825-830. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14_3_25
- Çeliköz, B., & Kuşat, M. (2016). Finike (Antalya) Körfezi'nde dip paraketasındaki farklı iğnelerin av verimi. *Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 12(1), 1-10.

- Dereli, H., Tosunoğlu, Z., Göncüoğlu, H., & Ünal, V. (2015). Gökova Körfezi'nde küçük ölçekli balıkçılıkta birim çabaya düşen av miktarı (CPUE) ve av kompozisyonu. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 32(3), 135-143. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2015.32.3.03>
- Erdem, M., & Akyol, O. (2005). Fethiye yöresinde (Akdeniz) paraketeyle kılıç (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) avcılığı üzerine bir ön çalışma. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22(1-2), 201-204.
- Froese, R., & Pauly, D. (2000). FishBase 2000: concepts, design and data sources (Editors): ICLARM, Los Baños, Laguna, Philippines. 344 p.
- Güçlüsoy, H. (2016). *Marine and Coastal Protected Areas of Turkish Levantine Coasts (Eastern Mediterranean)*. Turan, C., Salihoğlu, B., Özgür Özbek, E., Öztürk, B. (Eds.). The Turkish Part of the Mediterranean Sea; Marine Biodiversity, Fisheries, Conservation and Governance. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), Publication No. 43, Istanbul, Turkey, 520-535.
- Gülşahin, A., & Soykan, O. (2017). Catch composition, length-weight relationship and discard ratios of commercial longline fishery in the Eastern Mediterranean. *Cahiers de Biologie Marine*, 58, 1-7. <https://doi.org/10.21411/CBM.A.B3268672>
- Kara, A. (2004). Av araçlarının markalanması ve Türkiye'de uygulanabilirliği üzerine öneriler. *Ege University Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 21(1-2), 157-165.
- Kınacıgil, H.T., Aydın, İ., Soykan, O., & Sağlam, C. (2015). Orta Ege Denizi paraketa avcılığında hedef dışı av ve hedef dışı avı azaltmaya yönelik olarak farklı iğne uygulamaları. TÜBİTAK-TOVAG 213O269 no'lu proje raporu, 45s.
- MEGEP (2008, Mayıs 21). Mesleki eğitim ve öğretim sisteminin güçlendirilmesi projesi, Denizcilik Olta Donanımları Hazırlama. Retrived from: http://www.megep.meb.gov.tr/mte_program_modul/moduller_pdf/Olta%20Donan%C4%B1mlar%C4%B1%20Haz%C4%B1rlama.pdf
- Okudan, E.S., Demir, V., Kalkan, E., & Karhan, S.U. (2011). Anchoring damage on seagrass meadows (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) in Fethiye-Göcek specially protected area (Eastern Mediterranean Sea, Turkey). *Journal of Coastal Research*, 61, 417-420. <https://doi.org/10.2112/SI61-001.51>
- Özbilgin, Y., Gökçe, G., Özbilgin, H., Celik, O., Göçer, M., Ünal, V., Göncüoğlu, H., & Tokaç, A. (2010). *Kuzeydoğu Akdeniz'de Balıkçılık*, ISBN: 978-975-6900-28-4, Laminex Matbaacılık, Baskı Sayısı: 1, Baskı Adet Sayısı: 1000, 93 Sayfa, Türkçe, Mersin, Türkiye.
- Özdemir, S., Erdem, Y., & Sümer, Ç. (2007). Dip paraketesinde kullanılan iki farklı yemin balık davranışları ve av verimi yönünden karşılaştırılması. *Celal Bayar Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 3(2), 177-182.
- Özgür E., & Öztürk, B. (2007). Fethiye Bölgesi'ndeki banklarda makrobentik omurgasız faunasının zoocoğrafik karakterizasyonu. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*, 3-5(5-8), 129-137.
- Resmi Gazete (1984, Şubat 20) Avrupa'nın yaban hayatı ve yaşama ortamlarını koruma sözleşmesi. Retrived from: <https://www.resmigazete.gov.tr/arsiv/18318.pdf>.
- Resmi Gazete (1988, Temmuz 5). Bazı alanların özel çevre koruma bölgesi olarak tespitine dair karar. Retrived from: www.resmigazete.gov.tr/arsiv/19863.pdf.
- Resmi Gazete (2012, Ağustos 18). 3/1 Numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığını Düzenleyen Tebliğ (Tebliğ No: 2012/65). Retrived from: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2012/08/20120818.htm>.
- Resmi Gazete (2016, Ağustos 13). 4/1 Numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ (TEBLİĞ NO: 2016/35). Retrived from: <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=22750&MevzuatTur=9&MevzuatTertip=5>.
- Resmi Gazete (2018, Mayıs 29) Geleneksel Kıyı Balıkçılığının Kayıt Altına Alınması ve Desteklenmesi Tebliği (TEBLİĞ NO: 2018/25). Retrived from: www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2018/05/20180529-20.htm
- Salman, A. (2016). *Cephalopods of the Turkish Mediterranean Coast*. Turan, C., Salihoğlu, B., Özgür Özbek, E., Öztürk, B. (Eds.). The Turkish Part of the Mediterranean Sea; Marine Biodiversity, Fisheries, Conservation and Governance. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), Publication No. 43, Istanbul, Turkey, 198-204.
- Soykan, O., & Kınacıgil, H.T. (2013). Setlining for European seabass (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758); technical features and bait preference. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 30(2), 45-49. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2013.30.2.01>
- Soykan, O., Aydın, İ., & Kınacıgil, H. T. (2016). A preliminary study on the potential use of an alternative bait for demersal longline fishery; *Sepietta* sp. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 33(2), 163-167. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2016.33.2.11>
- Tokaç, A., Ünal, V., Tosunoğlu, Z., Akyol, O., Özbilgin, H., & Gökçe, G. (2010). *Ege Denizi balıkçılığı*. İMEAK Deniz Ticaret Odası İzmir Şubesi Yayınları.
- Tuncay, D. (2007). *Fethiye Körfezi (Muğla, Türkiye)'nin balık faunası*. Adnan Menderes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı Biy-Y1-2007-0003, Yüksek Lisans Tezi, 169s.

- Tüzen, T., Ceyhan, T., Akyol, O., & Özkan, C.M. (2013). Fethiye yöresinde (Akdeniz) pelajik kılıç balığı paraketalarının av verimini arttırmak için kullanılan ışık çubukları üzerine denemeler. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 30(3), 133-137. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2013.30.03.07>
- UNEP-WCMC (Comps.) (2020). Checklist of CITES species – CITES Identification Manual. CITES Secretariat, Geneva, Switzerland and UNEPWCMC, Cambridge, United Kingdom. Accessed on 22/05/2020
- Ünlüoğlu, A., Cihangir, B., Yılmaz, F., Tıraşın, E.M., Bizsel, K.C., Özdaş, H., Akçalı, B., Güçlüsoy, H., Can, E., Cihangir, H.A., Kavcıoğlu, R., & Kabaoğlu, G. (2007). Göcek Körfezi ve civarı kıyı ve deniz alanları tür ve habitatlarının tespiti projesi final raporu. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı Özel Çevre Koruma Kurumu Başkanlığı. Dokuz Eylül Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Enstitüsü, 52 s.
- Yıldız, T., Gönülal, O., & Karakulak, S. (2012). Gökçeada (Ege Denizi) kıyı balıkçılığı, av araçları ve teknik özellikler. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 27(1), 1-25.

Feeding Habit and Length-Weight Relationship, *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 from Southeastern Black Sea

Mehmet AYDIN¹ , Elizabeth Grace Tunka BENGİL^{2*} 

¹Ordu University, Fatsa Faculty of Marine Science, Turkey

²Girne American University, Marine School, Girne, TRNC via Turkey

* Corresponding author: tunkaeronat@hotmail.com

Research Article

Received 23 March 2020; Accepted 22 June 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Aydın, M., & Bengil, E.G.T. (2020). Feeding habits and length-weight relationships *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 from Southern Black Sea. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 479-486. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.714094>

Abstract

There are many studies on the growth, reproduction, and diet of *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 in the Mediterranean Sea, while general information on the species is scarce with only a few limited regions from along the Turkish coasts of the Mediterranean Sea, the Aegean Sea, Sea of Marmara and the Black Sea. A total of 217 individuals, 98 males, and 119 females were obtained between March 2018 and February 2019 from the Southeastern Black Sea (Ordu province). Length of the individuals ranged from 11.70-48.20 cm, and weight ranged from 16.43-1934.48 g. According to IRI % analysis, the primary prey group is crustaceans for all individuals and each sex. The secondary prey group was teleost and the third was mollusks. This study extends the current knowledge of length and weight relationships and dietary habits of near threatened brown meagre for its long-needed sustainable management, especially in the Black Sea.

Keywords: Brown meagre, Black Sea, LWR, feeding habits

Güneydoğu Karadeniz'den *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 türünün Beslenme Alışkanlığı ve Boy-Ağırlık İlişkisi

Özet

Akdeniz'de *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 türünün büyüme, üreme ve diyeti üzerine bir çok çalışma yayınlanmış olmasına karşın Akdeniz'in Türkiye kıyıları, Ege Denizi, Marmara Denizi ve Karadeniz'den tür üzerine genel bilgi sınırlıdır. Toplamda 217 birey, 98 erkek ve 119 dişi, Mart 2018 ve Şubat 2019 arasında güneydoğu Karadeniz'den (Ordu) elde edilmiştir. Bireylerin boyları 11,70-48,20 cm ve ağırlıkları 16,43-1934,48 gr arasında değişmektedir. Tüm ve her eşey için %IRI analizine göre ana besin grubu krustaselerdir. İkincil besin grubu teleost ve üçüncül molluskadır. Bu çalışma, özellikle Karadeniz'de uzun süredir avlanan eşkina türünün sürdürülebilir yönetimi için ihtiyaç duyulan boy ve ağırlık ilişkileri ve beslenme alışkanlıkları hakkındaki güncel bilgi birikimini genişletmektedir.

Anahtar Kelimeler: Eşkina, Karadeniz, boy-ağırlık ilişkisi, beslenme alışkanlığı

INTRODUCTION

Economically and ecologically important brown meagre, *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758, can be found throughout the Mediterranean Sea, the Black Sea, and the Azov Sea, inhabiting inshore waters down to about 180 m depth (Fischer et al., 1987). In the coastal zones with their favorable habitats, the presence of brown meagre is considered an indication of high environmental quality and fish community richness (Mouillot et al., 2002; Garcia-Rubies et al., 2013; Harmelin-Vivien et al., 2015). Additionally, the species was suggested as a useful bioindicator of professional and recreational fishing pressures (Harmelin and Ruitton, 2007).

There are studies published on brown meagre growth (Chakroun and Ktari, 2003; Ragonese et al., 2004; Chater et al., 2018), reproduction (Chakroun and Ktari, 2003; Grau et al., 2009), and diet (Fabi et al., 1998) in the Mediterranean Sea. However, information on the species is scarce with only a few limited regions from along the Turkish coasts of the Mediterranean Sea, Aegean Sea (Karakulak et al., 2006; Bilge et al., 2014), Sea of Marmara (Artüz, 2006; Keskin and Gaygusuz, 2010) and the Black Sea (Engin and Seyhan, 2009).

According to the Turkish Statistic Institute (TUIK) (2019) reports, the annual production of brown meagre in Turkish waters has declined within the last decade (Table 1). Similarly, there is a report of a

declining trend globally by Chao (2015) and brown meagre, is categorized as a “Near Threatened” species, by IUCN categories.

Table 1. Annual catch of all species and brown meagre (TUIK, 2019)

Year	Total (tons)	Brown meagre (tons)
2008	395,660.0	41
2009	380,636.0	32
2010	399,656.0	20
2011	432,246.0	6.6
2012	315,636.5	5.6
2013	295,167.9	2.5
2014	231,058.3	7.6
2015	345765.0	5
2016	263,724.5	4.5
2017	269,676.4	3

Conservational status and trend of this species are not available in the Black Sea due to limited knowledge on the species. Consideration of threats and habitat preference of the species (Chao 2015) is required to fill data gaps for the population of the species in the area. This study aims to extend the current bio-ecological knowledge of the near-threatened brown meagre for its sustainable management. The length-weight relationship and dietary habits of this were investigated in the southeastern Black Sea.

MATERIALS and METHODS

Samples were collected monthly between March 2018 and February 2019 from the Southeastern Black Sea (Ordu province) (Figure1). The samples were brought to the laboratory fresh and morphological measurements of each individual were conducted. Total length was measured using a measuring board with a sensitivity of 1 mm, and body weight was taken with an electronic scale with a sensitivity of 0.01 g. Then, each individual was dissected by cutting from the anus towards the head and the body cavity was exposed. The sex of each specimen was determined by microscopic observation of the gonad. Stomach contents were identified, separated, counted, and weighed. The stomach contents was determined by using Fischer et al., (1987) and Aydın et al., (2013).

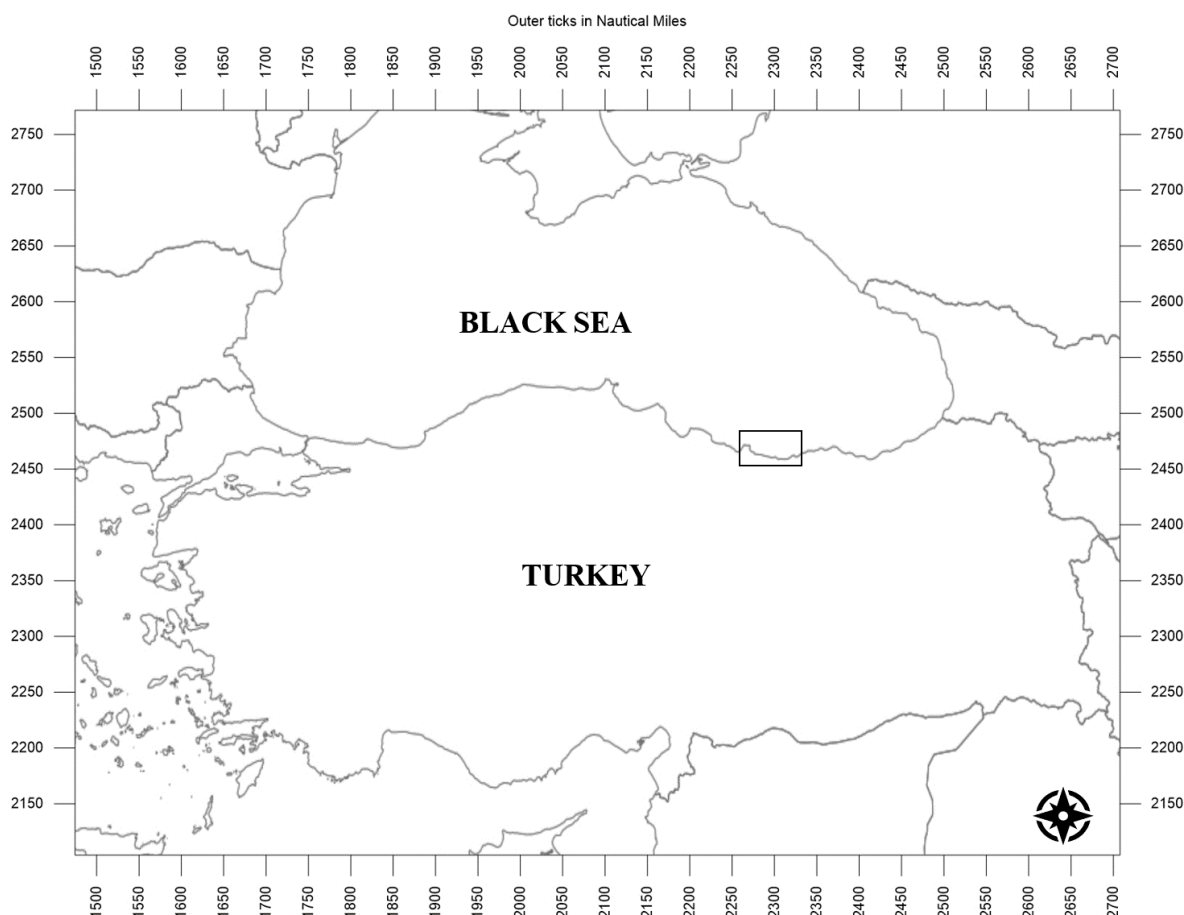


Figure 1. Map of the study area

The LWR was calculated by using the power relationship in the following equation:

$$W = aL^b$$

Where; W is the total weight (g); L is the total length (cm), a and b are constants for each species or population. The b constant was estimated by using the logarithm transformation of the LWR dataset. The LWR was estimated for all, each sex and season. The “b” value, which indicates growth tendency, was tested to verify whether it differs from the isometry at a 0.05 significance level.

All prey items found in the stomach were identified to the lowest possible taxonomic level. Analyses on diet comparison were made between sexes. To evaluate the importance of each prey item percentage index of relative importance (IRI%) was calculated (Hyslop, 1980).

$$IRI_i = F_i\% (W_i\% + N_i\%)$$

$$IRI_i\% = \frac{100 \cdot IRI_j}{\sum_{j=1}^n IRI_j}$$

Where; N% percentage by number, W% percentage by weight, F% frequency of occurrence, IRI is relative importance, and IRI% percentage index of relative importance. For each species, vacuity indices were calculated from the ratio of the number of stomachs with prey items and total examined individuals.

Trophic levels of all individuals as well as for both sexes, all and each season were estimated. All taxa found in the stomachs of examined individuals were classed under the prey categories as Crustacean, Teleost, and Mollusca for easy comparison. The trophic level of identified groups was taken from FishBase (<http://www.fishbase.org>) (Froese and Pauly, 2019) (Palomares and Pauly n.d.). The IRI% of each taxon was used to calculate the proportional contribution of each taxon in a group. The contribution of each taxon and their trophic levels were then used to calculate the weighted average trophic level of each prey group.

Afterwards, trophic levels of examined species were calculated by;

$$1 + \sum_{j=1}^G \text{IRI}_{ij} * \text{troph}_j$$

Where; IRI_{ij} is the fraction of prey (j) in the diet of the species (i), troph_j is the trophic level of j, and G is the number of groups in the diet of i (Pauly et al., 2000). All statistical analyses were performed using Windows Office Excel software.

RESULTS

A total of 217 individuals, 98 males, and 119 females were obtained during the study period. Length of the individuals ranged from 11.70-48.20 cm, and weight ranged from 16.43-1934.48 g. Descriptive statistics of length and weight, as well as LWR parameters of all individuals and both sexes by seasons, are given in Table 2.

Table 2. Table of descriptive statistics of length and weight measurements, and LWR parameters of all individuals and both sexes by seasons (♂: male; ♀: female; Σ: overall; S: Sex; N= Number of individuals, Min: Minimum; Max: Maximum; Ave: Average; a: and b: population constants; R²: Regression coefficient; SE: Standard error; Sp: Spring; Sum: Summer; Win: Winter)

	S	N	Length (cm)			Weight (g)			LWR			
			Min	Max	Ave	Min	Max	Ave	a	b	R ²	SE
ALL	♂	98	11.7	46.0	27.0	16.43	1300	324.32	0.0060	3.23	0.981	0.046
	♀	119	15.7	48.2	29.9	47.67	1934.48	454.55	0.0059	3.24	0.976	0.047
	Σ	217	11.7	48.2	28.6	16.43	1934.48	395.62	0.0057	3.25	0.979	0.032
Sp	♂	37	19.8	45.0	27.0	82.00	1300	302.56	0.0031	3.42	0.955	0.126
	♀	38	17.3	46.3	31.0	57.71	1481	486.94	0.0051	3.27	0.972	0.092
	Σ	75	17.3	46.3	29.0	57.71	1481	395.98	0.0040	3.34	0.970	0.072
Sum	♂	34	14.3	44.5	24.2	33.19	1127.70	248.29	0.0072	3.17	0.992	0.049
	♀	24	18.4	48.2	25.4	76.72	1814.01	286.18	0.0060	3.23	0.990	0.079
	Σ	58	14.3	48.2	24.2	33.19	1814.01	248.29	0.0068	3.19	0.992	0.039
Fall	♂	18	11.7	46.0	30.4	16.43	1289.80	475.23	0.0072	3.19	0.992	0.003
	♀	47	15.7	47.9	31.0	47.67	1934.48	511.97	0.0060	3.25	0.978	0.072
	Σ	65	11.7	47.9	30.8	16.43	1934.48	501.80	0.0065	3.22	0.984	0.052
Win	♂	8	21.2	34.9	30.5	133.16	553.87	399.21	0.0219	2.85	0.995	0.073
	♀	10	23.2	39.1	31.5	210.46	823.13	463.02	0.0597	2.58	0.933	0.245
	Σ	18	21.2	39.1	30.9	133.16	823.13	430.11	0.0323	2.75	0.960	0.136

According to IRI % analysis, the primary prey group is crustaceans for all individuals and each sex. The secondary prey group was teleost and the third was mollusks. Though the IRI % ratios varied, the prey importance in the diet did not change among seasons. The IRI % with a list of prey and trophic levels of all, female and male individuals overall and for each season are given in Table 3.

Table 3. Table of IRI % and trophic level of all individuals and both sexes by seasons (TL: Trophic level; Σ : overall; Sp: Spring; Sum: Summer; Win: Winter)

Species	All (TL: 3.21)					Female (TL: 3.27)					Males (TL: 3.18)				
	Σ %	Sp %	Sum %	Fall %	Win %	Σ %	Sp %	Sum %	Fall %	Win %	Σ %	Sp %	Sum %	Fall %	Win %
Crustacea	95.46	90.96	98.41	88.77	97.63	92.42	65.32	94.31	90.99	100.00	97.09	99.93	98.82	73.70	93.62
<i>Carcinus aestuarii</i>	0.30	0.00	0.00	0.68	3.53	0.12	0.00	0.00	0.00	12.31	0.61	0.00	0.00	5.27	0.00
<i>Brachynotus sexdentatus</i>	0.09	0.00	0.11	0.29	0.00	0.11	0.00	0.71	0.06	0.00	0.06	0.00	0.00	1.61	0.00
<i>Crangon crangon</i>	2.70	1.60	2.19	2.48	0.00	4.02	1.92	2.27	3.85	0.00	1.09	1.36	1.80	0.00	0.00
<i>Eriphia verrucosa</i>	0.79	4.96	0.26	0.00	0.00	1.23	6.81	1.70	0.00	0.00	0.26	1.73	0.00	0.00	0.00
Isopoda	40.70	58.12	44.66	13.48	0.00	29.99	23.67	34.98	18.39	0.00	50.51	65.74	42.23	0.00	0.00
<i>Liocarcinus depurator</i>	0.79	1.14	0.00	1.96	0.00	1.77	4.38	0.00	1.84	0.00	0.06	0.00	0.00	1.08	0.00
<i>Liocarcinus navigator</i>	0.05	0.00	0.25	0.04	0.00	0.16	0.00	1.36	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	4.20	1.61	2.41	7.93	0.00	3.27	1.39	11.66	1.52	0.00	5.14	0.46	0.00	29.47	0.00
<i>Palaemon elegans</i>	0.03	0.00	0.00	0.06	1.17	0.11	0.00	0.00	0.09	3.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Palaemon serratus</i>	2.68	0.00	0.77	7.91	16.34	6.56	0.00	4.72	6.76	54.26	0.22	0.00	0.00	5.19	0.00
<i>Pilumnus hirtellus</i>	0.02	0.00	0.20	0.00	0.00	0.07	0.00	1.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pisidia longimana</i>	1.11	0.20	3.06	0.63	0.00	0.34	0.00	5.68	0.00	0.00	2.45	0.68	1.54	10.28	0.00
<i>Upogebia pusilla</i>	17.27	12.57	0.00	30.72	75.32	17.77	1.47	0.00	40.61	25.35	15.63	28.75	0.00	2.56	93.62
<i>Xantho poressa</i>	24.73	10.75	44.50	22.59	1.28	26.89	25.67	29.91	17.81	4.25	21.04	1.21	53.24	18.25	0.00
Teleost	4.49	9.01	1.16	11.23	2.37	7.58	34.68	5.69	9.01	0.00	2.71	0.00	0.00	26.30	6.38
<i>Diplodus puntazzo</i>	0.01	0.00	0.00	0.09	0.00	0.04	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gobius niger</i>	0.85	1.12	0.00	1.91	0.00	2.50	3.31	0.00	3.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Merlangius merlangus</i>	0.01	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	1.01	0.00
<i>Mullus barbatus</i>	0.05	0.00	0.00	0.34	0.00	0.15	0.00	0.00	0.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Neogobius melanostomus</i>	0.06	0.00	0.00	0.38	0.00	0.02	0.00	0.00	0.06	0.00	0.12	0.00	0.00	1.48	0.00
<i>Parablemnus tentacularis</i>	0.02	0.00	0.00	0.21	0.00	0.08	0.00	0.00	0.28	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Scorpaena porcus</i>	0.34	0.00	0.00	2.19	0.00	1.01	0.00	0.00	3.62	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Symphodus melops</i>	1.52	0.00	1.16	5.87	0.00	1.18	0.00	5.69	1.27	0.00	1.98	0.00	0.00	22.16	0.00
<i>Trachurus mediterraneus</i>	1.64	7.88	0.00	0.17	2.37	2.60	31.37	0.00	0.00	0.00	0.55	0.00	0.00	1.66	6.38
Mollusca	0.04	0.04	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.07	1.18	0.00	0.00
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0.04	0.00	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.00	1.18	0.00	0.00
<i>Tritia neritae</i>	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.07	0.00	0.00	0.00

DISCUSSION

Though it is reported that different types of length measurements alter “a” but not “b”; remarkably (Froese, 2006), environmental factors, food availability, and maturity stage is known to affect the growth of fish (Mommensen, 1998). The LWR studies conducted on brown meagre are given in Table 4. When compared regionally, the b value of the LWR showed mostly positive allometry along the Turkish seas, in the Mediterranean Sea, the northwestern Adriatic Sea, and the western Mediterranean (except by Crechriou et al., 2013). In only three studies were reported negative allometric growth (Karachle and Stergiou, 2008; Maci et al., 2009; Crechriou et al., 2013) and in a study was reported isometric growth (Keskin and Gaygusuz, 2010). Since there is no regional pattern for negative allometry (Table 4) it can be said that methodologic differences (sampling gear, using standard length rather than total length for LWR and number of individuals) are the main reasons for such variations.

Table 4. Previously reported LWRs of *Sciaena umbra* collected from the Black Sea and some different locations (SE: Standard Error)

Study	N	LWR			Allometry	Location
		Equation	R ²	SE (b)		
This study	217	$W=0.0057TL^{3.25}$	0.979	0.032	+	S Black Sea
Dulčić & Kraljević (1996)	26	$W=0.0000315TL^{3.048}$	0.964	0.121	+	E Adriatic
Morey et al., 2003	233	$W=0.0053TL^{3.2542}$	0.952	0.136	+	W Mediterranean
Dulcic & Glamuzina, 2006	39	$W=0.0354TL^{3.050}$	0.98		+	E Adriatic Sea
Karachle & Stergiou, 2008	11	$W=0.0242TL^{2.7080}$	0.93	0.252	-	NW Aegean Sea
La Mesa et al., 2008	532	$W=7.15 \times 10^{-3} TL^{3.200}$	0.98	0.017	+	NW Adriatic Sea
Engin & Seyhan, 2009	329	$W=0.0045TL^{3.3024}$	0.96		+	SE Black Sea
Grau et al., 2009	160	$W=0.041TL^{3.322}$	0.96		+	W Mediterranean
Maci et al., 2009	203	$W=0.0343SL^{2.891}$	0.952	0.089	-	SW Adriatic
Keskin & Gaygusuz, 2010	12	$W=0.0069TL^{3.16}$	0.98	0.338	isometry	Sea of Marmara
Crechriou et al., 2013	16	$W=0.0018TL^{2.91}$	0.908		-	W Mediterranean
Bilge et al., 2014	54	$W=0.0136TL^{3.0038}$	0.979	0.196	+	SE Aegean Sea

According to Artüz (2006), decapod crustaceans and teleost fish were the main food groups by weight and in terms of occurrence frequency, the order changed as teleost fish and crustaceans in the Sea of Marmara. The main food taxon identified in this study differs from Artüz (2006)'s results. Parallel to this study, a study conducted from the southeastern Black Sea by Engin and Seyhan (2009) reported that throughout the year crustaceans and teleost fish were the main food groups, and mollusks and polychaetas contributed in small portions to the diet, as well. A study conducted from the coasts of Italy in the central Adriatic Sea also reported that the main food item for brown meagre was crustaceans, especially decapods, which were followed by amphipods, polychaetas, and benthic fish (Fabi et al., 1998). Moreover, Fabi et al., (1998) and Engin and Seyhan (2009) stomach content results along with a study by Karachle and Stergiou (2017) all support the result of crustaceans being the main food source contrary to Artüz (2006) which may also indicate a localized dietary habit in the Sea of Marmara. Additionally, the trophic levels that were estimated within this study ranged between 3.27-3.18 and the total lengths between 11.7-48.2. Though it is lower than previously reported from the Mediterranean Sea (trophic level estimated by Stergiou and Karpouzi (2002) was 3.80 and Karachle and Stergiou (2017) reported a range between 3.50-3.80) the length range that was estimated from is narrower (total lengths ranged between 13-37 in the study conducted by Stergiou and Karpouzi, 2002) than this study. Besides the length group that it was estimated from estimated lower trophic levels within this study may be related to ecological differences of the Black and Mediterranean Sea.

Overfishing has long been the cause of the depletion of fish populations in the Mediterranean Sea, as in many other aquatic environments, which induce changes in the trophic levels of communities and the functioning of coastal ecosystems (Harmelin-Vivien et al., 2015). Additionally, other factors such as ghost fishing, pollution, and climate change are also stressors on a fish population. A study

conducted in the Sea of Marmara reported that as a result of increasing pollution in the eastern Sea of Marmara, the numbers of brown meagre have decreased but the population in the western Sea of Marmara has remained stable (Artüz, 2006). In conclusion, such reports, along with the declining numbers in TUIK reports, raise questions on the brown meagre' population sustainability. Therefore, it is imperative to monitor the current state of other populations amongst other Turkish seas, such as the Black Sea. This study extends the current knowledge of length and weight relationships and dietary habits of the near-threatened brown meagre for its long required sustainable management, especially in the Black Sea.

REFERENCES

- Artüz, M. L. (2006). Abundance and growth observations of *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 in Sea of Marmara. *Hidrobiologica*, 124-128.
- Aydın, M., Karadurmus, U., & Mutlu, C. (2013). The crab species of the Middle and East Black Sea (Turkey). *The Black Sea Journal of Sciences*, 3, 1-16.
- Bilge, G., Yapıcı, S., Filiz, H., & Cerim, H. (2014). Weight-length relations for 103 fish species from the Southern Aegean Sea, Turkey. *Acta ichthyologica et piscatoria*, 44(3), 263-269
- Chakroun-Marzouk, N., & Ktari, M. H. (2003). The brown meagre from Tunisian coasts, *Sciaena umbra* (Sciaenidae): sexual cycle, age and growth. *Cybiurn*, 27(Suppl. 3), 211-225.
- Chao, L. (2015). *Sciaena umbra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T198707A83232286.
- Chater, I., Romdhani-Dhahri, A., Dufour, J. L., Mahé, K., & Chakroun-Marzouk, N. (2018). Age, growth and mortality of *Sciaena umbra* (Sciaenidae) in the Gulf of Tunis. *Scientia Marina*, 82(1), 17-25.
- Crec'hriou, R., Neveu, R., & Lenfant, P. (2012). Length-weight relationship of main commercial fishes from the French Catalan coast. *Journal of Applied Ichthyology*, 28(5), 861-862.
- Dulčić, J., & Glamuzina, B. (2006). Length-weight relationships for selected fish species from three eastern Adriatic estuarine systems (Croatia). *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 254-256.
- Dulčić, J., & Kraljević, M. (1996). Weight-length relationships for 40 fish species in the eastern Adriatic (Croatian waters). *Fisheries research*, 28(3), 243-251.
- Engin, S., & Seyhan, K. (2009). Age, growth, sexual maturity and food composition of *Sciaena umbra* in the south-eastern Black Sea, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(1), 96-99.
- Fabi, G., Panfili, M., & Spagnolo, A. (1998). Note on feeding of *Sciaena umbra* L. (Osteichthyes: Sciaenidae) in the central Adriatic sea. Rapport du 35e Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée, 35, 426-427.
- Fischer, W., Bauchot, M.L., & Schneider M. (1987). *Fiches FAO d'identification pour les besoins de la peche revision 1*. Mediterranee et mer Noire. Zone de peche 37, vol. 2: Vertebres, Rome, FAO, pp. 761-1530.
- Froese, R., & Pauly, D. (Eds) (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. <https://www.fishbase.de/summary/1749> .
- García-Rubies, A., Hereu, B., & Zabala, M. (2013). Long-term recovery patterns and limited spillover of large predatory fish in a Mediterranean MPA. *PLoS One*, 8(9), 1-10
- Grau, A., Linde, M., & Grau, A. M. (2009). Reproductive biology of the vulnerable species *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 (Pisces: Sciaenidae). *Scientia Marina*, 73(1), 67-81.
- Harmelin, J.G. & Ruitton, S. (2007). La population de corb (*Sciaena umbra*: Pisces) du Parc national de Port-Cros (France), état en 2005 et évolution depuis 1990: un indicateur halieutique et biogéographique pertinent. *Scientific Reports of the Port-Cros National Park*, 22, 49-65.
- Harmelin-Vivien, M., Cottalorda, J. M., Dominici, J. M., Harmelin, J. G., Le Diréach, L., & Ruitton, S. (2015). Effects of reserve protection level on the vulnerable fish species *Sciaena umbra* and implications for fishing management and policy. *Global Ecology and Conservation*, 3, 279-287.
- Hyslop, E.J. (1980). Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 411-429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>
- Karachle, P. K., & Stergiou, K. I. (2008). Length-length and length-weight relationships of several fish species from the North Aegean Sea (Greece). *Journal of Biological Research*, 10, 149-157.
- Karachle, P. K., & Stergiou, K. I. (2017). An update on the feeding habits of fish in the Mediterranean Sea (2002-2015). *Mediterranean Marine Science*, 18(1), 43-52.
- Karakulak, F. S., Erk, H., & Bilgin, B. (2006). Length-weight relationships for 47 coastal fish species from the northern Aegean Sea, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 274-278.
- Keskin, Ç., & Gaygusuz, Ö. (2010). Length-weight relationships of fishes in shallow waters of Erdek Bay (Sea of Marmara, Turkey). *European Journal of Biology*, 69(2), 87-94.
- La Mesa, M., Colella, S., Giannetti, G., & Arneri, E. (2008). Age and growth of brown meagre *Sciaena umbra* (Sciaenidae) in the Adriatic Sea. *Aquatic Living Resources*, 21(2), 153-161.

- Maci, S., Longo, E., & Basset, A. (2012). Length-weight relationships for 24 selected fish species from a non-tidal lagoon of the southern Adriatic Sea (Italy). *Transitional Waters Bulletin*, 3(3), 1-9.
- Mommsen, T.P. (1998). Growth and metabolism. In: Evans, D.H. (Ed.), *The Physiology of Fishes*. CRC Press, New York, pp. 65-97.
- Morey, G., Moranta, J., Massuti, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F., & Morales-Nin, B. (2003). Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research*, 62(1), 89-96.
- Mouillot, D., Culioli, J. M., & Do Chi, T. (2002). Indicator species analysis as a test of non-random distribution of species in the context of marine protected areas. *Environmental conservation*, 29(3), 385-390. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000267>
- Pauly, D., Froese, R., Sa-a, P. S., Palomares, M. L., Christensen, V., & Rius, J. (2000). TrophLab manual. *ICLARM, Manila*.
- Ragonese, S., Gancitano, S., Camilleri, M., & Levi, D. (2004). An integrate analysis of size at age data of *Sciaena umbra* L. 1758 (Osteichthyes, Sciaenidae) of the central Mediterranean Sea. *Biologia Marina Mediterranea*, 11(2), 612-616.
- Stergiou, K. I., & Karpouzi, V. S. (2002). Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11(3), 217-254.
- TUIK, 2019. Turkish Statistical Institute, Ankara, Turkiye. (www.tuik.gov.tr).

Invasive freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* (Lankester, 1880) in Turkey: New locality record and habitat limnoecology, with an overview of distributional data in the Middle East and Balkans

Murat ÖZBEK^{1*} , Haşim SÖMEK² 

¹ Ege University, Fisheries Faculty, İzmir, Turkey

² İzmir Katip Çelebi University, Faculty of Fisheries, İzmir, Turkey

*Corresponding Author: ozbekm71@gmail.com

Research Article

Received 11 April 2020; Accepted 23 June 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Özbek, M., & Sömek, H. (2020). Invasive freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* (Lankester, 1880) in Turkey: New locality record and habitat limnoecology, with an overview of distributional data in the Middle East and Balkans. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 487-497. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.718406>

Abstract

A new locality for the invasive freshwater jellyfish (*Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880) was found during a study conducted in a mesotrophic dam lake (Ürkmez Reservoir, western Anatolia, Turkey). The study was focused on the limnological characteristics of the reservoir and conducted at monthly intervals between March 2014 and February 2015. Some limnological characteristics (physicochemical parameters, phytoplankton composition, and trophic status) of the investigating area are presented. In August and September 2014, jellyfish specimens were observed just beneath the surface (3-4 spec/m²). In the remaining period of the study, no jellyfish specimens were found in the limnetic zone of the reservoir. *C. sowerbii* has been rarely observed in Turkish freshwaters. The present record is the westernmost point of its distribution in Turkey. An overview of its distribution in South-Eastern Europe and the Middle East, and a map showing the actual distribution in the mentioned area was given.

Keywords: invasive species, freshwater jellyfish, reservoir, geographical distributional data

Türkiye'deki istilacı tatlısu medüzü *Craspedacusta sowerbii* (Lankester, 1880): Yeni lokalite kaydı, habitat limnoekolojisi ve Orta Doğu ve Balkanlar'daki dağılımı

Özet

Mezotrofik bir baraj gölünde (Ürkmez Baraj Gölü, batı Anadolu, Türkiye) yapılan çalışma esnasında istilacı tatlısu medüzü (*Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880) için yeni bir lokalite bulunmuştur. Çalışma baraj gölünün limnoekolojik özellikleri üzerineydi ve Mart 2014 ile Şubat 2015 tarihleri arasında aylık olarak yapıldı. Çalışma yapılan habitatın bazı limnolojik özellikleri (fizikokimyasal parametreler, fitoplankton kompozisyonu ve trofik durum) sunulmuştur. Ağustos v Eylül 2014 tarihlerinde medüz bireyleri yüzeyin hemen altında olacak şekilde gözlemlenmişlerdir (3-4 birey/m²). Çalışmanın geri kalan dönemlerinde baraj gölünün limnetic bölgesinde medüz bireylerine rastlanılmamıştır. *C. sowerbii* Türkiye'nin tatlısularında nadir görülen bir türdür. Mevcut kayıt, türün Türkiye dağılımındaki en batı noktayı teşkil etmektedir. Çalışmada ayrıca, türün Güneydoğu Avrupa ve Orta Doğu'daki dağılımı gözden geçirilmiş olup, türün belirtilen bölgelerdeki güncel dağılımını gösteren bir harita sunulmuştur.

Anahtar kelimeler: istilacı tür, tatlısu medüzü, baraj, coğrafik dağılım datası

INTRODUCTION

More than 20 freshwater jellyfish species were identified worldwide (Jankowski et al., 2008). Among them, *Craspedacusta* and *Limnocnida* are the two main freshwater Cnidarian genera, which are originated from Asia and both of them produce medusa (Arbačiauskas and Lesutienė, 2005). Although all of the species within the genus *Craspedacusta* have a limited distribution area, which covers the Asian tropical and subtropical freshwater parts (mainly China and Japan), only *Craspedacusta sowerbii* (Lankester, 1880) distributes in an extended large area (Jakovčev-Todorović et al., 2010). The exact number of the valid species belong to the genus *Craspedacusta* is not clear in the literature [three species reported by Jankowski (2001); or five species given by Boulenger and Flower, (1928)]. It has a worldwide distribution and inhabits almost all types of freshwater bodies of big islands and all of the continents except Antarctica (Dumont, 1994). There are numerous records on

the occurrence of this jellyfish both in natural (lakes, ponds, and streams) and artificial (reservoirs, pools) freshwater bodies of temperate to subtropical regions worldwide (Duggan and Eastwood, 2012).

In a comprehensive study on the world distribution of *C. sowerbii*, Dumont (1994) mentioned the presence of this species at two localities in Turkey. The first one is an aquarium occurrence in İstanbul and the other one is a locality in the Fırat-Dicle region (probably Keban Reservoir). Later, the species was recorded from an artificial water body located in the Büyük Menderes River Basin (Topçam Reservoir) (Balık et al., 2001). Then, *C. sowerbii* was reported from the Kozan and Kralkızı dam lakes (Bozkurt, 2004; Bekleyen et al., 2011). A few years ago, two new localities were reported which are Sapanca Lake and Karacaören I Dam Lake (Akçaalan et al., 2011; Gülle et al., 2014). Lake Sapanca is the first and single habitat of this species from a natural lake in Turkey until now. The latest paper on the occurrence of *C. sowerbii* was about the existence of this unique species at Ula Pond, Muğla Province (Gülşahin, 2017).

In this paper, a) we recorded a new locality for the distribution of this jellyfish species from Turkey, b) reported selected limnoecological features of the new locality for the first time, c) and overviewed the geographical distribution of *C. sowerbii* in SE Europe and the Middle East.

MATERIALS and METHODS

Ürkmez Reservoir has been established for providing irrigation and drinking water requirements of the neighboring settlements between 1985 and 1989 on the Küçük Menderes River. It has about 1 km² surface area and is located in Seferihisar District, İzmir Province, Turkey (Figure 1). Two sampling points (38° 05' 42"N - 26° 57' 22"E and 08° 06' 02"N - 26° 57' 24"E) were chosen to measure the environmental characteristics and conduct a limnological study in the reservoir. Water samples and biological materials were collected between March 2014 and February 2015 at monthly intervals using a 2 L Hydrobios water sampler and plankton net (60µm mesh size). The biological materials were primarily fixed with Lugol's iodine solution for a short time while the permanent preservation was made with 4% formaldehyde.

Transparency of the water column was measured by Secchi-disk (30 cm Ø). Water temperature, pH, dissolved oxygen, salinity, and conductivity were measured by a multiparameter (model WTW 3420i SET). Other chemical analyses and chlorophyll-a were performed in the laboratory following standard methods and using a spectrophotometer (model Hach Lange Dr 6000-spectrophotometer, APHA, 1980).

The observation of each phytoplankton species was presented as percent frequency in monthly intervals and relative abundance was calculated according to Utermöhl's method (Sournia, 1978). Trophic State Index (TSI) was calculated from the values of Total Phosphorus (TP), Secchi Depths, and Chlorophyll *a* (Chl-*a*) to determine the eutrophic level of the reservoir (Carlson, 1977).

To find out the current distribution of *C. sowerbii* in South-Eastern Europe and the Middle East, the relevant literatures were examined and each record was mapped (Figure 1). Taxonomic identification of the medusa was carried out morphologically according to Jankowski (2001) under an Olympus stereomicroscope and light microscope. The individual density was calculated by snap observations on an area of approximately one square meter in situ.

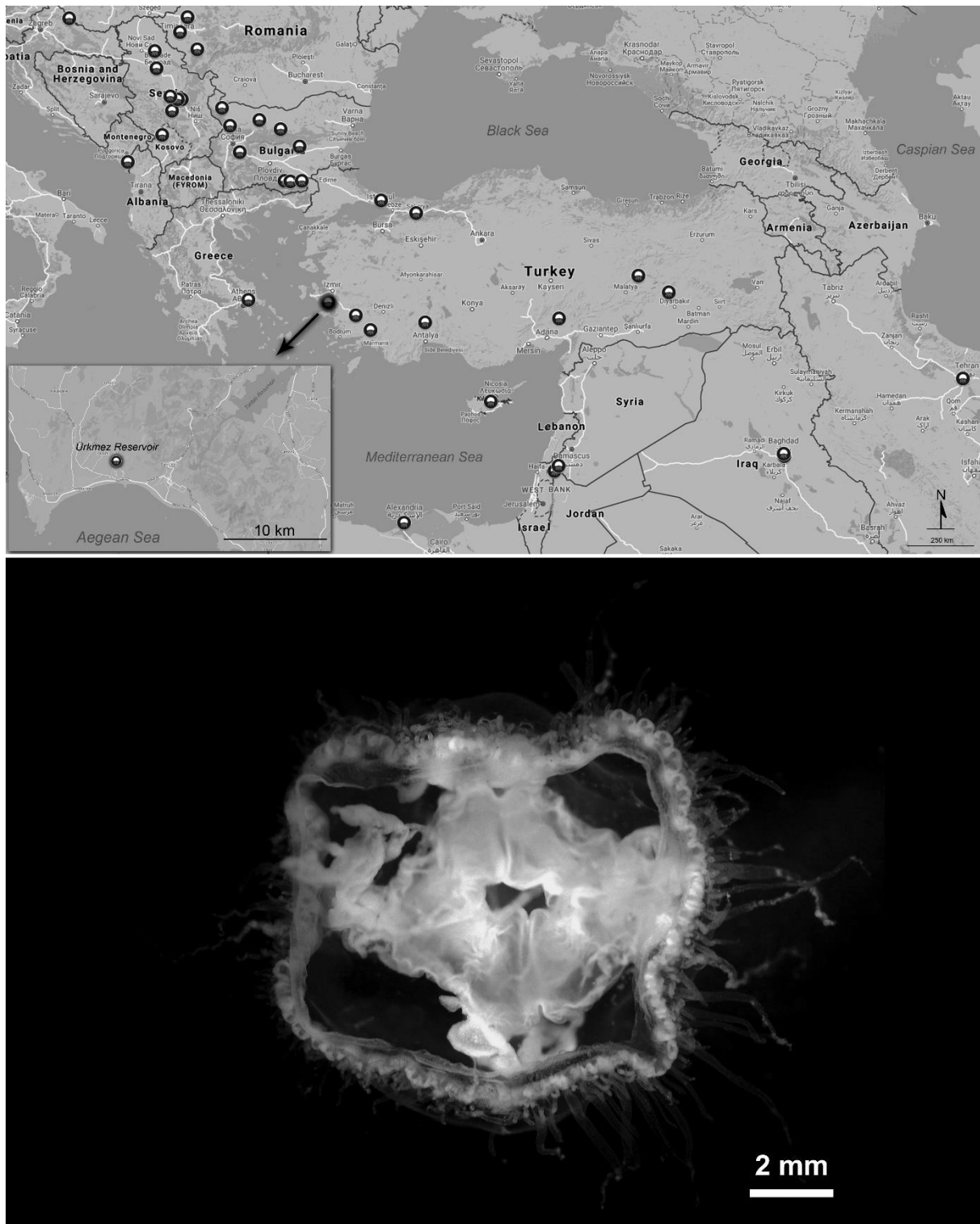


Figure 1. Distribution of the *C. sowerbii* in SE Europe and the Middle East (Google n.d., 2019) and the photo of a sampled specimen of *C. sowerbii* (Photograph by Semih Engin)

RESULTS

C. sowerbii was recorded for the first time in Ürkmez Reservoir and Basin of Küçük Menderes River. The reservoir is the westernmost point in the distribution area of *C. sowerbii* in Turkey. The specimens were observed during the summer period (August and September) of 2014. The medusa density was about 3-4 ind. /m² at both of the sampling stations. In the remaining period of the study, no *C. sowerbii* specimens were found in the pelagic zone of the reservoir.

The maximum depth of the two stations showed significant fluctuations throughout the year. The maximum depths of both stations were measured in November (23 m and 18 m) while the minimum of the first station was in July (10 m) and that of the second one was in October (4 m). The Secchi depths of the stations were maximum in May and minimum in November. The highest water temperature value (28.3 °C) was observed in August at the first station and in July at the second one. The reservoir has an alkali character where the measured pH values were higher than 8.0 throughout the year. The maximum pH value was 8.69 (in July) at the first station and 8.67 (in June and July) at the second station. The minimum pH values were measured in November (8.17 at the first station and 8.21 at the second one). The highest dissolved oxygen values were observed in November at both of the stations, which were 9.0 mg/l and 8.5 mg/l, respectively. The minimum dissolved oxygen values were measured in August (7.63 and 7.64 mg/l). The conductivity values had a peak in October at the stations while the lowest values were measured in December. The maximum total Phosphorus values were observed in October in both of the stations (0.113 mg/l) while the minimum values were measured in January (0.007). The highest total Nitrogen value of the first station was 1.20 mg/l in December while that of the second one was 1.49 in July. The lowest values were 0.08 at the first station and 0.17 at the second station and both of them were measured in June. The highest Chl-*a* values of the stations were measured in April which were 15.20 and 12.82, respectively. The lowest Chl-*a* value of the first station was below the measurement range in January. Similarly, the lowest Chl-*a* value of the second station, which was 0.80, was observed in November, December, and February (Table 1).

During the two months when jellyfish was observed, there is a remarkable increase in water temperature values in both stations especially in August 2014. August was the warmest month of the study period with 27.4 °C and 28.7 °C surface water temperature at the first and second stations, respectively. Then, a decline in water temperature was observed and the surface water temperatures were decreased to around 22.0 °C. Oppositely, the dissolved oxygen value of August was the lowest at 7.63 mg/l. There is no obvious alteration in the pH values throughout the year, which was around 8.4. Similar conditions were observed for the other measured physicochemical parameters. The monthly values of the measured physicochemical parameters at the two stations in Ürkmez Reservoir were given in detail (Table 1).

The minimum values of TSI (TP) at the first and second stations were observed in January (32.2) and September (20.0), respectively. The maximum values of TSI (TP) at both stations were observed in October (72.4 at Stat. 1; 79.4 at Stat. 2). Similarly, the minimum scores of TSI (Chl-*a*) were calculated both in December and February (28.4 in both stations) while the maximum values in April (57.3 at Stat. 1; 55.6 at Stat. 2). The minimum TSI (SD) was observed in May at the stations (41.5 at Stat. 1; 40.0 at Stat. 2) and the maximum values in November (77.4 in both stations). The average TSI values show an alteration between 45 and 60 throughout the study period (Figure 2). Similarly, the mean values of August and September were 45 and 52, respectively.

Table 1. Temporal and spatial variation of physicochemical parameters in the Ürkmez Reservoir

Parameters	Stations	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December	January	February
Depth (m)	1	15	17	17.5	13	10	13	17	13	23	22	14	16
	2	12	13	12	7	7	8	5	4	18	12	10	10
Secchi Depth (cm)	1	60	160	360	200	230	170	70	110	30	40	80	60
	2	70	120	400	200	240	220	70	110	30	40	60	60
Temperature (°C)	1	16.2	18.9	25.0	26.2	27.8	28.3	22.0	16.7	9.0	10.0	10.8	15.4
	2	16.0	18.5	26.0	26.8	28.3	28.7	22.8	17.0	8.5	9.9	11.0	14.6
pH	1	8.40	8.64	8.60	8.63	8.69	8.45	8.37	8.17	8.30	8.31	8.24	8.38
	2	8.47	8.60	8.65	8.67	8.67	8.38	8.36	8.21	8.24	8.46	8.31	8.39
Dissolved Oxygen (mg/L)	1	9.91	9.35	8.37	7.87	8.06	7.63	8.24	8.65	11.09	10.71	10.43	9.86
	2	10.02	9.05	8.37	8.03	8.05	7.64	8.44	8.80	10.96	10.44	10.31	10.19
Conductivity (µS/cm)	1	332	338	347	356	359	367	371	378	336	306	312	318
	2	331	340	347	355	360	371	371	379	334	310	316	320
Total Phosphorus (mg/L)	1	0.022	0.061	0.033	0.029	0.015	0.014	0.039	0.113	0.05	0.038	0.007	0.025
	2	0.022	0.061	0.033	0.029	0.015	0.014	0.039	0.113	0.05	0.038	0.007	0.025
Total Nitrogen (mg/L)	1	0.23	0.34	0.96	0.08	0.11	0.26	0.33	0.40	0.15	0.64	0.82	1.20
	2	0.40	0.36	0.63	0.17	1.49	0.09	0.75	0.44	0.76	0.76	0.39	0.19
Chl- <i>a</i> (µg/L)	1	4.01	15.20	12.02	5.61	1.60	1.60	8.81	5.61	4.01	0.80	*	0.80
	2	9.61	12.82	5.60	2.40	1.60	4.81	4.81	1.60	0.80	0.80	1.60	0.80

* Below the measurement range.

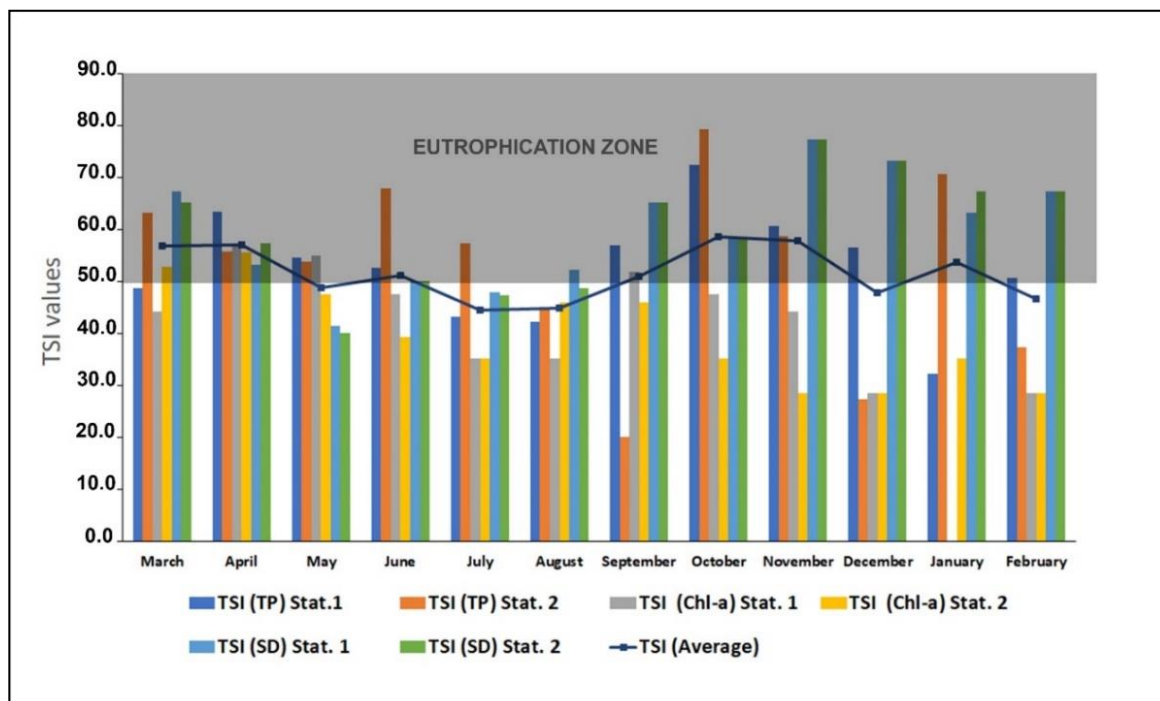


Figure 2. Temporal and spatial variation of calculated TSI values

The most frequent phytoplankton assemblage of the Ürkmez Reservoir was composed of 16 taxa during the sampling period (Figure 3). Most of them belonged to Chlorophyta (4) and Bacillariophyta (4) followed by Miozoa (3) and Euglenozoa (2). Cyanobacteria, Ochrophyta, and Cryptophyta were also represented by only one taxon. Additionally, the data on phytoplankton species (15 taxa) and density in August and September when the medusa was observed, were listed in Table 2.

Table 2. The phytoplankton species associated with the medusa and their relative abundances (%)

Phytoplankton Species	August	September
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann	15	+
<i>Binuclearia lauterbornii</i> (Schmidle) Proschkina-Lavrenko	+	44
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	35	5
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	26	-
<i>Euglena tuberculata</i> Swirenko	+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	3	+
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	2	18
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & E.Ács	+	+
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	+
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann	2	+
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	4	12
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	+	+
<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko	16	20
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	+	+
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+

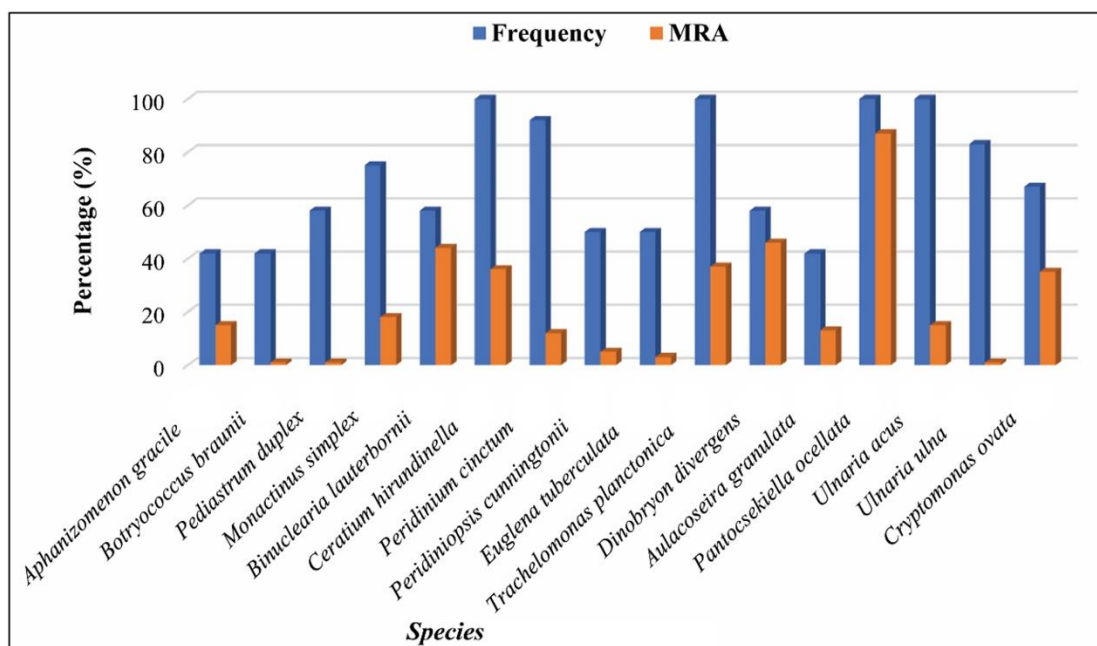


Figure 3. The most frequent (>40%) phytoplankton species and their max. relative abundances (MRA)

DISCUSSION

Based on the calculated TSI values and its morphological characteristics (depth, surface area, water level fluctuation, etc.), Ürkmez Reservoir is categorized as an artificial water body which is meso-eutrophic, shallow, small, and turbulent. In contrast to natural lakes, it is known that pelagic food chain elements (bacteria, phytoplankton, and zooplankton), which are directly affected by water quality, have an important role in the carbon cycle for a long time after initial filling in reservoirs (Saito et al., 2001; Straškrábová et al., 2005). In a microcosm study, strong interactions between *C. sowerbii* and pelagic food web were determined and it was reported that predation effects of the medusa on herbivore zooplankton could lead to significant increases in chlorophyll concentration (Jankowski et al., 2005). Consistent with previous findings, a significant increase in chlorophyll values was observed during the period when medusae were observed in the present study.

Dam lakes or reservoirs, which are generally defined as unbalanced environments, are aquatic ecosystems that are unique in their limnoecological characteristics due to seasonal or periodic filling cases and water level variations caused by human discharge (Geraldés and Boavida, 1999). Dramatic water level fluctuations were also detected in the Ürkmez reservoir (see Table 1). As a result of the prevailing climatic conditions, marked water level changes are widespread phenomenon in reservoirs of the Mediterranean basin (Naselli-Flores and Barone, 2005). Researchers working on phytoplankton dynamics predict that physical instability of the water column is the main factor in changes in species composition (Calijuri et al., 2002). *Monactinus simplex*, *Binuclearia lauterbornii*, *Ceratium hirundinella*, *Peridinium cinctum*, *Trachelomonas planctonica*, *Dinobryon divergens*, *Pantocsekiella ocellata* and *Cryptomonas ovata* were observed as the most frequent phytoplankton species which have high relative abundance values in the pelagic life of the study area. These phytoplankton species were relatively common in several meso-eutrophic reservoir of Turkey (Aysel, 2005). In August and September, *A. gracile*, *B. lauterbornii*, *C. hirundinella*, *D. divergens*, *M. simplex*, and *T. planctonica* were the phytoplankton species associated with *C. sowerbii*. The phytoplankton composition and trophic status are more or less similar to other temperate artificial lakes or reservoirs where the medusa has established summertime populations (Akçaalan et al., 2011; Caputo Galarce et al., 2013; Stefani et al., 2010).

C. sowerbii is one of the most successful invasive freshwater invertebrate species of the world. Having a chitin-covered drought-resistant resting stage can be one of the main reasons for its success and wide distribution worldwide. This species can tolerate extreme environmental conditions and has a suitable life-stage for anthropogenic transport (Jankowski et al., 2008).

There are eight records (+ an aquarium record) of this jellyfish from Turkey and just one of them is a natural lake (Sapanca Lake). The remaining records are mainly reservoirs, ponds, and dam lakes

(Figure 1). Similarly, many of the records from SE Europe and the Middle East are artificial water bodies.

There are several records on the existence of *C. sowerbii* in the Middle East countries (Table 3). The first record of *C. sowerbii* from the area is an artificial lake located in Nile Delta, Egypt in 1956 (Dumont, 1994). The next one is an artificial pond near Baghdad, Iraq (Saadalla, 2006). Later, the species was found in a perennial stream and a small pond near the Sea of Galilee in Israel (Gasith et al., 2011). The last record of the species is an artificial water body near Tehran, Iran (Bagheri et al., 2017).

Table 3. List of *C. sowerbii* records in SE Europe and the Middle East (see distribution map)

Country	Locality	Habitat type	Source
Croatia	Pond Cingi-lingi	Artificial	Stankovic & Ternjej, 2010
Roumania	Pond Ghioroc	Artificial	http://freshwaterjellyfish.org/other-countries-sightings/ 2007
	Pond Near Zona Ghiroda Noua	Artificial	http://freshwaterjellyfish.org/other-countries-sightings/ 2005
	Grebla Pond	Artificial	http://freshwaterjellyfish.org/other-countries-sightings/ 2011
Serbia	Lake Velika Pescara	Artificial	Ludoški et al., 2004
	Sava Lake	Artificial	Kalafatić, 1983; Kalafatić et al. 1999
	Lake Miloševo	Artificial	Database, Faculty of Science, Kragujevac
	Lake Šumarice	Artificial	Database, Faculty of Science, Kragujevac
	Pool near Velika Morova River	Natural	Grozdanić and Manojlović, 1958
	Pond near Trstenik	Artificial	http://freshwaterjellyfish.org/other-countries-sightings/ 2012
	Gazivoda Reservoir	Artificial	Jaksic et al., 2017
Montenegro	Scutari Lake	Natural	Milovanovic & Zivkovic 1965
Bulgaria	Drenovets Reservoir	Artificial	Kozuharov et al., 2017
	Srechenska Bara Reservoir	Artificial	Trichkova et al. (2013)
	Gorni Dabnik Reservoir	Artificial	Regional History Museum – Pleven
	Alexander Stamboliiski Reservoir	Artificial	Stoyneva et al. (2013)
	Iskar Reservoir	Artificial	Kozuharov et al., 2017
	Zhrebchevo Reservoir	Artificial	Traykov; According to Kozuharov et al., 2017
	Kardjali Reservoir	Artificial	Velkov (2004); Traykov et al. (2011)
	Studen kladenetz Reservoir	Artificial	Kozuharov et al., 2017
	Ivaylovgrad Reservoir	Artificial	Bechev (1991)
Turkey	Istanbul	Aquarium	According to Dumont, 1994 (Aquarium record)
	Sapanca Lake	Natural	Akçaalan et al., 2011
	Urkmez Reservoir	Artificial	This study
	Topçam Reservoir	Artificial	Balık et al., 2001
	Keban Dam Lake	Artificial	According to Dumont, 1994
	Kralkizi Dam Lake	Artificial	Bekleyen et al., 2011
	Pond Ula (Muğla)	Artificial	Gülşahin, 2017
Greece	Canal in Lake Marathon	Artificial	Karaouzas et al., 2015
Cyprus	Reservoir near Klirou	Artificial	http://freshwaterjellyfish.org/other-countries-sightings/
Iran	Chitgar Lake	Artificial	Bagheri et al., 2017
Iraq	Pond	Artificial	Saadalla, 2006
	Pond	Artificial	http://freshwaterjellyfish.org/other-countries-sightings/ 2002
Israel	Lake Kinneret	Aquarium	Gasith et al., 2011
	Iris Pon	Natural	Gasith e al., 2011
Egypt	Lake Maryut	Artificial	According to Dumont, 2009

This species has more records in Southeastern Europe than in the Middle East (Figure 1, Table 3). There are many reports from Bulgarian and Serbian reservoirs and dam lakes (Jakovčev-Todorović et al., 2010; Kozuharov et al., 2017).

The records of *C. sowerbii* were mainly based on observations of medusae form especially from artificial water bodies such as ponds, reservoirs, and dam lakes in the Middle East and Balkan countries (see Table 3). The two main reasons for this phenomenon can be 1) easiness in observation of jellyfish form in the field study, and 2) overlooking (in general) the polyp form during benthic studies conducted in the mentioned area. Environmental characteristics of artificial water bodies can offer more favorable conditions for medusae form than those of natural lakes but it was reported that natural waters were invaded at a higher rate than artificial waters in New Zealand (Duggan and Eastwood, 2012) and this phenomenon was also observed in the United States (Acker and Muscat, 1976).

New records for the distribution of *Craspedacusta* are given in many parts of the world (Fritz et al., 2007; Fuentes et al., 2019). Researchers try to get information about the origin and exact taxonomic status of the recorded populations with molecular systematic studies. Zhang et al. (2009) suggested that *C. xinyangensis* should be the synonym of *C. sowerbii*, *C. sichuanensis* the synonym of *C. kiatingi* and *C. brevinema* the synonym of *C. sinensis*. The authors also emphasized that the *Craspedacusta* populations distributed outside of China belong to *C. sowerbii* species. Molecular genetic research on the state of *Craspedacusta* populations in Turkey may enable us to obtain valuable results in terms of taxonomic status and origin determination of this unique species.

More studies, which will be focused both on polyp and medusa forms, can indicate the exact distribution pattern of this unique species in the Middle East and Balkan countries. During this period, *C. sowerbii* will continue to expand its distribution area throughout unconscious human activities.

Acknowledgments: This study was supported by the Scientific Research Unit of İzmir Kâtip Çelebi University under Grant number 2013-3-FMBP-21.

REFERENCES

- Acker, T.S., & Muscat A. M. (1976). The ecology of *Craspedacusta sowerbii* Lankester, a freshwater hydrozoan. *The American Midland Naturalist*, 95, 323-336.
- Akçaalan, R., İşinibilir, M., Gürevin, C., & Sümer, A. (2011). A new contribution of biodiversity of Sapanca Lake: *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 (Cnidaria: Hydrozoa). *Journal of FisheriesSciences.com*, 5(1), 43-46.
- American Public Health Association (1980). *Standard methods for the examination of water and wastewater (15th ed)*. APHA-AWWA-WPCF Washington, D.C.
- Arbačiauskas, K., & Lesutienė, J. (2005). The freshwater jellyfish (*Craspedacusta sowerbii*) in Lithuanian Waters. *Acta Zoologica Lituanica*, 15(1), 54-57.
- Aysel, V. (2005). Check List of the Freshwater algae of Turkey. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 11, 1-124.
- Bagheri, S., Sabkara, J., Yousefzad, E., & Zahmatkesh, Y. (2017). Ecological study of zooplankton communities in the Persian Gulf Martyrs Lake (Chitgar-Tehran) and the first report of the freshwater jellyfish *Craspedacusta* sp. (Cnidaria, Limnomedusae) in Iran. *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 25(5), 113-128.
- Balık, S., Ustaoglu, M.R., & Özbek, M. (2001). A new locality for the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 in Turkey. *Zoology in the Middle East*, 22(1), 133-134.
- Bechev, D. (1991). *Craspedacusta* in Bulgaria (Hydrozoa: Olindiidae). *Travaux Scientifiques de l'Université de Plovdiv, Biologie*, 29(6), 33-34.
- Bekleyen, A., Varol, M., & Gokot, B. (2011). A new record of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Hydrozoa) in Southeastern Anatolia (Turkey). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29(2), 366-368.
- Boulenger, C.L., & Flower, W.U. (1928). The Regent's Park Medusa, *Craspedacusta sowerbii* and its identity with *C. (Microhydra) ryderi*. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 98(4), 1005-1014.
- Bozkurt, A. (2004). Doğu Akdeniz Bölgesi'ndeki bazı baraj ve göletlerin zooplankton faunası üzerine ilk gözlemler. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*, 2(3), 71-76.
- Calijuri, M. D. C., Dos Santos, A. C. A., & Jati, S. (2002). Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *Journal of Plankton Research*, 24(7), 617-634.

- Caputo Galarce, L., Riquelme, K.V., Osman, D.Y., & Fuentes, R.A. (2013). A new record of the non-indigenous freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Cnidaria) in Northern Patagonia (40° S, Chile). *BioInvasions Records*, 2(4), 263-270.
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369.
- Duggan, I.C., & Eastwood, K.R. (2012). Detection and distribution of *Craspedacusta sowerbii*: observations of medusae are not enough. *Aquatic Invasions*, 7(2), 271-275.
- Dumont, H.J. (1994). The distribution and ecology of the fresh- and brackish-water medusae of the world. *Hydrobiologia*, 272(1-3), 1-12.
- Fritz G. B., Schill R. O., Pfannkuchen M., & Brümmer F. (2007). The freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Limnomedusa: Olindiidae) in Germany, with a brief note on its nomenclature. *Journal of Limnology*, 66(1), 54-59.
- Fuentes, R., Cárdenas, L., Abarzua, A., & Caputo, L. (2019). Southward invasion of *Craspedacusta sowerbii* across mesotrophic lakes in Chile: geographical distribution and genetic diversity of the medusa phase. *Freshwater Science*, 38(1), 193-202.
- Gasith, A., Gafny, S., Hershkovitz, Y., Goldstein, H., & Galil, B.S. (2011). The invasive freshwater medusa *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Hydrozoa: Olindiidae) in Israel. *Aquatic Invasions*, 6(Suppl.1), 147-152.
- Geraldes, A. M., & Boavida, M. J. (2005). Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 10(1), 59-69.
- Google. (n.d.). (2019). Google Maps directions to drive from Colwood City Hall to Royal Roads University. Retrieved December 4, 2019, from <https://goo.gl/maps/WA4S6snveYWy36mj6>
- Grozđanić, S., & Manojlović, J. (1958). Nekoliko momenata iz života slatkovodnih meduza *Craspedacusta sowerbyi* Lank. *Zaštita prirode*, 14, 1-4.
- Gülle, İ. Yalım, F.B. Kebapçı, Ü. Bayoğlu, M. Aktaş, Ö. Uysal, R. Pak, F. Oruç, H. 2014. İstilacı tatlısu medüzü *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Cnidaria: Limnomedusae) için yeni bir lokalite: Karacaören I Baraj Gölü (Burdur). *Doğu Anadolu Bölgesi 5. Su Ürünleri Sempozyumu*, Elazığ, Türkiye, 31 Mayıs- 02 Haziran 2014. 174-175.
- Gülşahin, N. (2017). A freshwater jellyfish in Pond Ula, Muğla: *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880. *Journal of Aquaculture Engineering and Fisheries Research*, 3(2), 82-86.
- Jakovčev-Todorović, D., Dikanović, V., Skorić, S., & Cakić, P. (2010). Freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 (Hydrozoa, Olindiidae)-50 years' observations in Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 62(1), 123-128.
- Jaksic, T.R., Vasic P.S., Valjarevic, A.D., Djukic, N.N., Vukanic, V., & Rakonjac, V.V. (2017). The first record of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Hydrozoa) in Kosovo. *Acta Zoologica Bulgarica*, 9(Suppl), 283-285.
- Jankowski, T. (2001). The freshwater medusae of the world-A taxonomic and systematic literature study with some remarks on other inland water jellyfish. *Hydrobiologia*, 462, 91-113.
- Jankowski, T., Collins, A.G., & Campbell, R. (2008). Global diversity of inland water cnidarians. *Hydrobiologia*, 595(1), 35-40.
- Jankowski, T., Strauss, T., & Ratte, H. T. (2005). Trophic interactions of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii*. *Journal of Plankton Research*, 27(8), 811-823.
- Karaouzas, I., Zogaris, S., Lopes-Lima, M., Froufe, E., Varandas, S., Teixeira, A., & Sousa, R. (2015). First record of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 in Greece suggests distinct European invasion events. *Limnology*, 16(3), 171-177.
- Kalafatić, V. (1983). New find of the species *Craspedacusta sowerbyi* Lankester in fauna of Yugoslavia. *Archives of Biological Sciences*, 35(1-2), 1-2.
- Kalafatić, V., Martinović-Vitanović V., & Tanaskovic M. (1999). The freshwater medusa *Craspedacusta sowerbii* (Lankester, 1880) in FR. Yugoslavia. *Contribution to the Zoogeography and Ecology of the Eastern Mediterranean Region*, 1, 343-349.
- Kozuharov, D., Kalchev, R., Beshkova, M., Stanachkova, M., Kenderov, L., Vasilev, V., & Trichkova, T. (2017). Occurrence of the alien freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Cnidaria: Hydrozoa) in some Bulgarian reservoirs. *Acta Zoologica Bulgarica*, 9(suppl), 67-72.
- Ludoški, J.L., Milankov, V.R., & Radisic, P.K. (2004). Allozyme pattern for new record of *Craspedacusta sowerbii* in Serbia. *Zbornik Matice Srpske Za Prirodne Nauke*, 106, 15-19.
- Milovanovic, D., & Zivkovic, A. (1965). Plankton Skadarskog jezera (1957-1958). *Zbornik radova Biološkog Instituta Beograd*, 8, 1-36.
- Naselli-Flores, L., & Barone, R. (2005). Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, 548(1), 85-99.
- Peard, T.L. (2019). <http://freshwaterjellyfish.org/other-countries-sightings/> 2019. Accessed on 2020-04-04.

- Saadalla, H.A.A. (2006). First record of the freshwater medusa *Craspedacusta* sp. (Cnidaria, Hydrozoa) from an artificial lake in Baghdad, Iraq. *Zoology in the Middle East*, 37(1), 107-110.
- Saito, L., Johnson, B.M., Bartholow, J., & Hanna, R.B. (2001). Assessing ecosystem effects of reservoir operations using food web-energy transfer and water quality models. *Ecosystems*, 4(2), 105-125.
- Stanković, I., & Ternjej, I. (2010). New ecological insight on two invasive species: *Craspedacusta sowerbii* (Coelenterata: Limnomedusae) and *Dreissenia polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae). *Journal of Natural History*, 44(45), 2707-2713.
- Sournia, A. (1978). Phytoplankton manual. UNESCO, Paris, 337pp.
- Stefani, F., Leoni, B., Marienii, A., & Garibaldi, L. (2010). A new record of *Craspedacusta sowerbii*, Lankester 1880 (Cnidaria, Limnomedusae) in Northern Italy. *Journal of Limnology*, 69(1), 189-192.
- Straškrábová, V., Šimek, K., & Vrba, J. (2005). Long-term development of reservoir ecosystems - Changes in pelagic food webs and their microbial component. *Limnetica*, 24(1-2), 9-20.
- Stoyneva, M., Trajkov, I., Tosheva, A., Uzunov, B., Zidarova, R., & Descy, J.P. (2013). *Monitoring of the phytoplankton in standing water bodies as an element of the National Programme for the Monitoring of Surface Waters in 2011- 2013*. Project No 2081/ 01.09.2011, 2013, Report for the Ministry of Environment and Water of Bulgaria.
- Trajkov, I., Boyanovsky, B., & Zivkov, M. (2011). Composition and abundance of zooplankton in Kardzhaly Reservoir. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 17(4), 501-511.
- Trichkova, T., Tyufekchieva, V., Kenderov, L., Vidinova, Y., Botev, I., Kozuharov, D., Hubenov, Z., Uzunov, Y., Stoichev, S., & Cheshmedjiev, S. (2013). Benthic macroinvertebrate diversity in relation to environmental parameters, and ecological potential of reservoirs, Danube river basin, North-West Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*, 65(3), 337-348.
- Velkov, B. (2004). *Craspedacusta sowerbii* (Hydrozoa: Olindiidae) in the Kardzhali Reservoir. *Acta Zoologica Bulgarica*, 56(2), 239-240.
- Zhang, L. Q., Wang, G. T., Yao, W. J., Li, W. X., & Gao, Q. (2009). Molecular systematic of medusa in the genus *Craspedacusta* (Cnidaria: Hydrozoa: Limnomedusae) in China with the reference to the identity of species. *Journal of Plankton Research*, 31(5), 563-570.

Some Parasitological Features of *Paradiplozoon bliccae* (Monogenea: Diplozoidae) Infestation in *Pseudophoxinus burduricus* - An Endemic Fish Species from Doğanbaba Creek (Lake Salda, Turkey)

Deniz İNNAL^{1*}, Mehmet Can ÜNAL¹, Duygu Ceren ÇAĞLAN¹, Kristína CIVÁŇOVÁ², Özlem ÖZMEN³

¹Burdur Mehmet Akif Ersoy University, Arts and Sciences Faculty, Biology Department, 15100, Burdur, Turkey

²Masaryk University, Faculty of Science, Department of Botany and Zoology, Kotlářská 2, 611 37, Brno, Czech Republic

³Burdur Mehmet Akif Ersoy University, Faculty of Veterinary Medicine, Department of Pathology, 15100, Burdur, Turkey

*Corresponding author: innald@gmail.com

Research Article

Received 29 April 2020; Accepted 21 July 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: İnnal, D., Ünal, M.C., Çağlan, D.C., Cívánová, K., & Özmen, Ö. (2020). Some parasitological features of *Paradiplozoon bliccae* (Monogenea: Diplozoidae) infestation in *Pseudophoxinus burduricus*-an endemic fish species from Doğanbaba Creek (Lake Salda, Turkey). *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 498-505 <https://doi.org/10.22392/actaquatr.729206>

Abstract

This study was aimed to identify *Paradiplozoon bliccae* (Monogenea: Diplozoidae) in an endemic fish species *Pseudophoxinus burduricus* (Teleostei: Cyprinidae) and to describe parasite's prevalence and intensity of infection. *P. burduricus* specimens were collected between January 2014 and February 2015 in Doğanbaba Creek (Yeşilova-Burdur). A total of 60 *P. burduricus* specimens were examined for monogenean parasites. During the course of surveys, diplozoid specimens were collected from the gills of these fish and examined microscopically for identification. *Paradiplozoon bliccae* specimens were isolated from the examined fish. Prevalence, intensity, and seasonality of infection, age classes, and sex compositions of the infected population have been calculated. It has been recorded that the highest point of prevalence being in summer and the highest invasion value in the two-age class of fish. Hyperaemia, haemorrhage, and atrophy of the gills were observed during pathological examination of the parasite infested fish individuals.

Keywords: Monogenea, Diplozoidae, Burdur, endemic

Doğanbaba Çayı (Salda Gölü, Türkiye)'nin Endemik balık türü *Pseudophoxinus burduricus*'ta *Paradiplozoon bliccae* (Monogenea: Diplozoidae) Enfeksiyonunun Bazı Parazitolojik Özellikleri

Özet

Bu çalışmada endemik bir balık türü olan *Pseudophoxinus burduricus* (Teleostei: Cyprinidae) 'da bulunan *Paradiplozoon bliccae* (Monogenea: Diplozoidae) bireylerinin tanımlanması ve parazitin enfeksiyon prevalansının ve yoğunluğunun belirlenmesi amaçlanmıştır. *P. burduricus* örnekleri Ocak 2014 ile Şubat 2015 arasında Doğanbaba Deresi'nden (Yeşilova-Burdur) toplanmıştır. Monogenean parazitleri açısından toplam 60 *P. burduricus* örneği incelenmiştir. Balık solungaçlarından diplozoid örnekleri toplanmış ve tespit için mikroskopik olarak incelenmiştir. *Paradiplozoon bliccae* örnekleri balıklardan izole edilerek enfeksiyon prevalansı, şiddeti ve mevsimselliği, yaş sınıfları ve enfekte olmuş popülasyonun cinsiyet kompozisyonları hesaplanmıştır. En yüksek prevalans değeri yaz mevsiminde ve en yüksek istila değeri iki yaş balık sınıfında kaydedilmiştir. Parazit bulaşmış balık bireylerinin patolojik olarak incelenmesi ile solungaçlarda hemoraji, solungaç atrofisi gözlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Monogenea, Diplozoidae, Burdur, endemik

INTRODUCTION

Monogenea is a diverse group of ectoparasites most of which predominantly live on the gills, skin arches, and fins of a fish. A few may invade the rectal cavity, ureter, body cavity, and even the blood vascular system. World widely about 4,000 to 5,000 species of monogeneans have been described on fishes from freshwater and marine systems also at different temperature ranges (Reed et al., 2009a; Reed et al., 2009b).

Monogenean parasites transmit to another host via contagion and many of them are host specific. They have no intermediate hosts; new hosts are infected by tiny free-swimming ciliated larvae or oncomiracidia (Reed et al., 2009a; Kearns, 2011; Kearns, 2014; Bommakanti, 2016).

Diplozoids (subfamily Diplozoinae) as blood-feeding ectoparasites have a unique position in monogeneans with having unusual body morphology and a direct life cycle. They invade mainly the gills of cyprinid fishes. The life cycle includes permanent fusion of two larval forms that later turn into a single worm. Adults have the specific hook-like structure, use two haptors with four pairs of clamps to attach to fish gills, and create a X-shaped body (Pečínková et al., 2007; Hodová et al., 2018). Infected gills are pale, bloody, damaged and with excessive mucous secretion resulting in decreased gill respiratory function and mortality (Reed et al., 2009b; Al-Nasiri, 2010).

It is known that diplozoons infect a large number of fish species in Europe (Matějusková et al., 2001; Matějusková et al., 2004; Stavrescu-Bedivan and Aioanei, 2008; Stojanovski et al., 2010; Konstanžová et al., 2017) in Asia (Soylu, 2009; Ahmad et al., 2015; Al-Nasiri and Balbuena, 2016; Jirsová et al., 2018) and Africa (Dos Santos et al., 2015; Gilbert and Avenant-Oldewage, 2016a-b).

P. bliccae belongs to the *Paradiplozoon* genus from the Diplozoidae family. Several parasitological studies have been conducted on monogenean parasites in Turkey (Özer et al., 2004; Öztürk and Altunel, 2006; Soylu, 2009; Koyun, 2011; Soylu, 2012) and only a few *Paradiplozoon* species were reported.

Paradiplozoon homonion had been previously reported by Soylu and Emre (2007) from *Pseudophoxinus antalyae* and *Cyprinus carpio* in Kepez Pond; by Koyun and Altunel (2007) from *Alburnus alburnus* in Enne Dam Lake; by Öztürk (2011) from *Rutilus rutilus* in Manyas Lake; by Akmirza and Yardimci (2014) from *Abramis brama* and *Blicca bjoerkna* in Sakarya river; by Öztürk and Özer (2014) from *Scardinius erythrophthalmus* in Lower Kizilirmak and by Altan and Soylu (2018) in *Blicca bjoerkna* from Akgöl Lake.

Aydoğdu et al. (2001) found *P. megan* from *Squalius cephalus* in Doğançı Dam lake. *P. megan* was also reported in Susurluk Stream (Gürkan and Tekin-Ozan, 2012). *P. bingolensis* was described as a new species of genus in *Garra rufa* from Murat River (Civáňová et al., 2013). *P. bliccae* has been firstly reported from *Squalius fellowesii* in Doğanbaba creek (Ünal et al., 2017).

Pseudophoxinus is represented by 18 species in Anatolia, where an important diversification center for this genus is. Except for two of this species, all of them are endemic to Anatolia (Küçük et al., 2012; Küçük et al. 2013). Burdur spring minnow *P. burduricus* (Teleostei, Cyprinidae) is an endemic fish species of Turkey. It is known from several freshwater systems in Central Anatolia and in the surroundings of Lake Salda and Lake Burdur basins; Karamanlı stream, Düğer spring, Değirmendere stream, Sazak spring near Lake Yarışlı. The conservation status of the fish has been referred to category E - endangered fish (Freyhof, 2014).

There is a limited number of studies on the biological features, distribution (Küçük et al., 2012; Güllü et al., 2016), identification (Küçük et al., 2013), and length-weight relationship (Yoğurtçuoğlu et al., 2016, İlhan and Gücer, 2018) of *P. burduricus*. And except the Innal et al. (2017), there are no data related to the parasites on *P. burduricus*.

The parasites in threatened fish species need to be investigated for the management and conservation of fish populations in natural waters (Aydoğdu et al., 2015). As mentioned above, Innal et al. (2017) recorded *Lerneae cyprinacea* with the highest prevalence of 28.3 % on *P. burduricus* from Düğer Spring Creek (Burdur-Turkey). The objective of this work was to investigate parasite infection of gill from *P. burduricus* in Doğanbaba Creek (Yeşilova-Burdur).

MATERIALS and METHODS

Fish sampling and dissection

Pseudophoxinus burduricus specimens were collected by electrofishing method in Doğanbaba Creek (37°35'48.35"N, 29°38'24.89" E) from January 2014 to February 2015. A total of 60 *P. burduricus* were investigated for the presence of parasite specimens. Fish specimens were transported in an oxygenated 20-litre aquarium filled with stream water. They were maintained in the aquarium for 2-3 hours and subsequently anaesthetized by MS-222. Following a standard parasitological method for the detection of diplozoid species, all *P. bliccae* specimens were removed from the gills. Monogeneans were isolated in the laboratory using a dissecting needle and stereomicroscope. To evaluate pathology, gills samples infected with the parasites were fixed in 10% neutral formalin and

routinely processed. Five micron sectioned and stained with haematoxylin eosin. The gills were examined before and after the removal of the parasites. Infected gills of fishes were examined under microscope. Fish age and sex were noted. Fish age was determined by using method of Lagler (1956). Fish were dissected and classified according to sexual states (immature, mature, female, and male). Prevalence, intensity, and seasonality of infection, age classes, and sex compositions of the infected population have been investigated. Prevalence (Pr %), as the percentage of hosts infected with a particular parasite species or taxonomic group and intensity (Int), as the number of individuals of a parasite species in/ on a single infected host was calculated following Bush et al. (1997). A Kruskal–Wallis test was applied to find significant differences in the prevalence of the parasite species for host fish size, ages, and seasons. The differences in parameters were considered significant at $P < 0.05$.

RESULTS

This study presents the first investigation of the monogenean fauna occurring on the gills of endemic *Pseudophoxinus burduricus* species inhabiting Doğanbaba Creek. The monogenean parasite *Paradiplozoon bliccae* was found on 14 of 60 *P. burduricus* (23.33 %). A total of 86 specimens were recovered from gills of 14 fish. Prevalence and intensity of infection in different age groups and sex classes of fish species are shown in Table 1 and Table 2, respectively. Seasonal variation of infection and mean intensity are shown in Table 3.

Four age classes were determined in captured specimens of *P. burduricus*. The age group I was dominant in the population with 35 individuals and 5 of them were infected. The prevalence of infection and infection intensity was higher among age group II. There were significant differences ($p < 0.05$) in the infection rates of *P. bliccae* between ages. No diplozoon was found in juvenile individuals and the group of age III.

Table 1. Prevalence and intensity of infection among different age groups of *P. burduricus*

Ages	N	N'	P	Total	Int.
0	6	0	0	0	0
I	35	5	14.29	24	4.8
II	17	9	52.94	62	6.89
III	2	0	0	0	0
Total	60	14	23.33	86	6.14

0 – I – II – III – age categories, N – total number of fish in the age category, N' – Number of infected fish, P Prevalence (%), Total – number of recovered parasites, Int. – intensity of infection

Among examined population of *P. burduricus*, male individuals had superiority in numbers (35 from 60). But female hosts had higher levels of infection. Among all infected fishes, 8 were female, and 6 were male. The prevalence rates of female and male individuals are 42.11 % and 17.14 %, respectively. The differences in *P. bliccae* parasitic infections and the sex of the fish hosts is statistically significant ($p < 0.05$). Results are presented in Table 2.

Table 2. Prevalence of infection in sex groups of *P. burduricus*

Sex	N	N'	P
Immature	6	0	0
Female	19	8	42.11
Male	35	6	17.14
Total	60	14	23.33

N – total number of fish, N' – Number of infected fish, P – Prevalence (%)

The seasonal prevalence and intensity related to *P. bliccae* infection are shown in Table 3. Prevalence value was highest (45.45 %) in the summer and lowest (0 %) in autumn and it increased in winter (25.93 %). There were significant differences ($p < 0.05$) in the infection rates of *P. bliccae* between seasons.

Table 3. Seasonality of infection and mean infection intensity for *P. bliccae* in *P. burduricus*

Season	N	N'	P	Total	Int.
Spring	27	7	25.93	36	5.14
Summer	11	5	45.45	27	5.4
Autumn	4	0	0	0	0
Winter	18	2	11.11	23	11.5
Total	60	14	23.33	86	6.14

N – total number of fish, N' – Number of infected fish, P – Prevalence (%), Total – number of recovered parasites, Int. – intensity of infection

Mean intensity reached a peak in winter (11.50 %), but then decreased in spring and it fell to the lowest level in autumn (0 %). The total number of *P. bliccae* was 86 whereas the maximum abundance was recorded during spring (36) and the minimum values were obtained during autumn (0); in winter, there were found 23 individual on only two host specimens.

Gross examination of the gills of *P. burduricus* revealed *P. bliccae* attached to the gills. Parasites were generally localised at filament extremities and caused irregular appearance at the gills. More than one parasite was observed on the same fish. Marked swelling, hyperaemia, and in some case haemorrhages were observed at the gills that parasites attached area. Besides, atrophy was noticed the filaments after removal of the parasites (Figure 1). Microscopical examination revealed desquamation at the epithelial layer of the gills. Hyperaemia, haemorrhage and oedema were common histopathological findings at the parasite attachment site. In some cases slight to moderate leukocyte inflammation at these areas.



Figure 1. (A) Slight hyperaemia, haemorrhage (white arrow), and irregular appearance of the gills after removing the parasites (black arrow), (B) macro appearance of the parasites that collected from the gills, (C) attached parasite (arrow) on the gill

DISCUSSION

Monogenea is a group of species-rich parasitic flatworms consisting of many described species that are commonly found on fishes and lower aquatic invertebrates. Due to having their high-degree host specificity, parasitic monogeneans are used as excellent biological indicators to unveil host-species relationships (Kmentová et al., 2016). The presence of monogeneans is regarded as a sensitive biological indicator for the health situation of their habitat (Stojanovski et al., 2009).

In this study, monegean parasite *P. bliccae* was found in *P. burduricus*. This is a typical blood-feeding ectoparasite from Diplozoidae family (Polyopisthocotylea, Monogenea) which have an obvious specificity for host species. *P. bliccae* specimens were reported from some different fish species in Europe and Asia (Matějusová et al., 2001; Al-Nasiri, 2009; Sobecka et al., 2014). Ünal et al. (2017) recorded *Paradiplozoon bliccae* for Turkey parasite fauna firstly from the gills of *Squalius fellowesii* (Cyprinidae) in Doğanbaba Creek (Yeşilova-Burdur).

Herein, a total of 86 parasites attached to the gill of their hosts were obtained from 14 infected fish specimens with a prevalence 23.3 % and quite high mean intensity of infection 6.14. According to the data collected so far, different infectious densities were detected in different fish species. Ünal et al. (2017) found that prevalence and mean intensity were 28.3 % and 3, respectively in *Squalius fellowesii*. Al-Nasiri (2009) recorded *P. bliccae* with their percentage incidence of infection: from *Cyprinion macrostomum* (13.7 %) and *Cyprinus carpio* (18.2 %) in Tigris river passing through Tikreet city, Salah Al-Deen province. Sobecka et al. (2014) reported *P. bliccae* from *Leuciscus idus* in Lake Dabie, Poland with prevalence of 1.81 % and mean intensity of 1.50.

Many factors affect the prevalence of paradiplozoon infection in freshwater fishes. There are several studies that reveal these relations (Koyun and Altunel, 2007; Aydoğdu et al., 2008; Tombi et al., 2014; Gilbert and Avenant-Oldewage, 2016b).

Of 60 *P. burduricus* classified according sex combination, 35 male and 19 female fish specimens, carried 6 and 8 *P. bliccae*, respectively. There was no infection in any of 6 immature individuals. Prevalence was found to be higher in females (42.11 %) than in the males (17.14 %). Contrary of these results, male dominance in infection was reported in studies of Tunç and Koyun (2018) about *P. homoion* in *Alburnus mossulensis* (47.61 %) and Ünal et al. (2017) concerning *P. bliccae* (52.9 %) in *S. felowesii*.

The ages of examined specimens ranged from 0 to III and total prevalence was 6.14 %. The one age class showed dominance in the population (35 specimens). In our study highest prevalence is reported to be 52.94 % in the two age class while in Ünal et al. (2017) maximum prevalence were reported in the four-age group of *Squalius fellowesii* (50 %).

In terms of seasonality, in this study prevalence of *P. bliccae* was the highest (45.45 %) in the summer and mean intensity reached a peak in winter (11.5 %). The maximum abundance occurred during spring and minimum during autumn with no parasitism. Ünal et al. (2017) reported that *P. bliccae* prevalence was in the highest value in summer.

According to previous studies dealing with other *Paradiplozoon* species, conclusions show that water temperature may affect parasitism. For example, *P. homoion* has been reported in different fish species. Pečínková et al. (2005) found *P. homoion* specimens in *Gobio gobio* with highest prevalence 93.33 % in winter. In Soylu (2007), maximum of monthly prevalence was recorded in January (79.3 %) and lowest in May (43.2 %) from *Pseudophoxinus antalyae* while Koyun and Altunel (2007) reported maximum in summer in *Alburnus alburnus* (69.0 %). Öztürk and Özer (2014) found highest infection percentages in *Scardinius erythrophthalmus* and *Vimba vimba* in summer 54.6 % and in spring 21.1 %, respectively. By Gilbert and Avenant-Oldewage (2016a), infestations of *Paradiplozoon ichthyoxantho* in *Labeobarbus aeneus* were most intensive (90.0 %) in the summer. Stojanovski et al. (2010) observed differences in invasion of *P. ergensi* according to the season in *Leuciscus cephalus albus* from Lake Ohrid and reported highest value in spring (25.0 %).

There are several studies interested in *Pseudophoxinus* parasites in Turkey. By Soylu and Emre (2007), *Paradiplozoon homoion*, *Dactylogyrus ergensi*, and *Dactylogyrus sphyrna* were reported on the gills of *Pseudophoxinus antalyae* from Kepez I Hydro Electric Power Plant Loading Pond (Antalya, Turkey). Soylu (2007) found that *P. antalyae* were infected by *P. homoion* with an overall prevalence of 54.6 %. Aydoğdu et al. (2011) reported that *Contracaecum* sp. larvae attached in the abdominal cavity of *Pseudophoxinus battalgilae* that lived in Antalya Bay with a total prevalence 47.6 %. Aydoğdu et al. (2014) conducted a study in İncesu Stream – Konya Province and four parasitic helminth species were detected; *Asymphylogyris imitans* (28.2 %), *Bothriocephalus acheilognathi* (1.08 %) and *Pomphorhynchus laevis* (52.1 %) in the intestines of *Pseudophoxinus crassus* while *Gyrodactylus latus* (5.4 %) in the gills of host fishes. The study was carried out in Düğer Creek by Innal et al. (2017) and *Lernaea cyprinacea* were found in *P. burduricus* overall prevalence (28.3 %) as mentioned above. Lesley, Aydoğdu, and Emre (2015) dissected *Pseudophoxinus fahrettini* and found 11 specimens of *Pomphorhynchus spindletuncatus* with 31.4 % prevalence from Aksu, Pazarköy.

Our work, for the first time, shows that the occurrence of *P. bliccae* hosted by *P. burduricus* contributed to the knowledge of distribution of this parasite in Turkey. Additionally, our results have indicated that both seasonal and host factors (age and sex) may influence the levels of infection of *P. burduricus* with this parasite species. Even if there is a need to investigate additional material for species identification and molecular analyses together with a wide geographical investigation to obtain more information about monogenean fauna in the inland waters of Turkey.

Acknowledgments: This study was sponsored by MAEU BAP, Turkey (Project No: 0217 YL 14).

REFERENCES

- Ahmad, F., Sofi, T.A., Fazili, K.M., Sheikh, B.A., Sofi, O.M.U.D., & Jaswal, K. (2015). Comparative karyological analysis of three Diplozoon species (Monogenea, Diplozoidae), gill parasites of *Schizothorax* species – first report from the Kashmir Valley, India. *Scientia Parasitologica*, 16(3), 71-82.

- Akmirza, A., & Yardımcı, R.E. (2014). Fish parasites of the Sakarya River, Turkey. *Journal of Academic Documents for Fisheries and Aquaculture*, 1, 23-29.
- Al-Nasiri, F.S. (2009). Diplozoid species (Monogenea) parasitizing gills of some cyprinid fishes from Tigris river passing through Tikreet city, Salah Al-Deen province. *Iraqi Journal of Agricultural Science*, 14(5), 182-186.
- Al-Nasiri, F.S. (2010). First record of *Paradiplozoon amurensis* (Monogenea: Diplozoidae) in Iraq from gills of the cyprinid fish *Cyprinion macrostomum*. *Parassitologia*, 52, 439- 440.
- Al-Nasiri, F.S., & Balbuena, J.A. (2016). *Paradiplozoon iraqensis* n. sp. (Monogenea:Diplozoinae) from *Cyprinion macrostomum* (Cyprinidae) in the Tigris River, Iraq. *Acta Parasitologica*, 6(2), 291-298.
- Altan, A., & Soyly, E. (2018). Composition and structure of parasite communities in white bream *Blicca bjoerkna* from Lake Büyük Akgöl, Sakarya-Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(2), 199-206. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2018.35.2.14>
- Aydoğdu, A., Yıldırımhan, H.S., & Altunel, F.N. (2001). Occurrence of helminth in chub (*Leuciscus cephalus*) of the Dogancı Dam Lake, Turkey. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologist*, 21(6), 246-251.
- Aydoğdu, A., Emence, H., & Innal, D. (2008). Gölbaşı Baraj Gölü (Bursa)'ndeki eğrez balıkları (*Vimba vimba* L., 1758)'nda görülen helmint parazitler. *Türkiye Parazitoloji Dergisi*, 32(1), 86-90.
- Aydoğdu, A., Emre, Y., Emre, N., & Altunel, F.N. (2011). The Occurrence of helminth parasites (Nemathelminthes) in some freshwater fish from streams discharging into Antalya Bay in Antalya, Turkey: Two new host records from Antalya. *Turkish Journal of Zoology*, 35(6), 859-864.
- Aydoğdu, A., Erk'akan, F., Keskin, N., Innal, D., & Aslan, I. (2014). Helminth communities of the Turkish endemic fish, *Pseudophoxinus crassus* (Ladiges, 1960): four helminth parasites for a new host record. *Journal of Applied Ichthyology*, 30 (5), 937-940. <https://doi.org/10.1111/jai.12442>
- Aydoğdu, A., Keskin, N., Erk'akan, F., & Innal, D. (2015). Occurrence of helminth parasites in the Turkish endemic fish, *Squalius anatolicus* (Cyprinidae). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 35(5), 185-191.
- Bommakanti, L. (2016). Prevalence of *Gyrodactylus* sp. in *Channa punctatus* (Bloch, 1793) monogenean ectoparasite Family: Gyrodactilidae at Lower Manair Dam. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 5(9), 496-507. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2016.509.055>
- Bush, A.O. Lafferty, K.D. Lotz, J.M., & Shostak, W. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. Revisited. *Journal of Parasitology*, 83, 575-583. <https://doi.org/10.2307/3284227>
- Civáňová, K., Koyun, M., & Koubková, B. (2013). The molecular and morphometrical description of a new diplozoid species from the gills of the *Garra rufa* (Heckel, 1843) (Cyprinidae) from Turkey-including commentary on taxonomic division of Diplozoidae. *Parasitology Research*, 112, 3053-3062. <https://doi.org/10.1007/s00436-013-3480-6>
- Dos Santos, Q.M., Jansen van Vuuren, B., & Avenant-Oldewage, A. (2015). *Paradiplozoon vaalense* n. sp. (Monogenea: Diplozoidae) from the gills of moggel, *Labeo umbratus* (Smith, 1841), in the Vaal River System, South Africa. *Journal of Helminthology*, 89, 58-67. <https://doi.org/10.1017/S0022149X1300059X>
- Freyhof, J. (2014). *Pseudophoxinus burduricus*. The IUCN Red List of Threatened Species, 2014: e.T54126285A54128761. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20141.RLTS.T54126285A54128761.en>. D downloaded on 10 July 2018.
- Gilbert, B.M., & Avenant-Oldewage, A. (2016a). Effects of altered water quality and trace elements on the infection variables of *Paradiplozoon ichthyoxanthon* (Monogenea: Diplozoidae) from two sites in the Vaal River system, South Africa. *Acta Parasitologica*, 61(1), 52-62. <https://doi.org/10.1515/ap-2016-0005>
- Gilbert, B.M., & Avenant-Oldewage, A. (2016b). Seasonal occurrence and microhabitat specificity of *Paradiplozoon ichthyoxanthon* Avenant-Oldewage in Avenant-Oldewage et al., 2014 (Monogenea: Diplozoidae) infecting *Labeobarbus aeneus* (Burchell) (Teleostei: Cyprinidae) from the Vaal Dam, South Africa: water quality and host size as determining factors?. *Folia Parasitologica*, 63, 4-10.
- Gülle, İ. Küçük, F., Innal, D., & Güçlü, S.S. (2016). Burdur İli Balıkları: Biyoçeşitlilik Envanteri, Popülasyon ve Habitat Durumları. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 7(Ek 1), 232-239.
- Gürkan, Ü., & Tekin-Özan, S. (2012). Susurluk Çayı (Bursa-Balıkesir)'ndeki tatlı su kefalı (*Squalius cephalus* L.)'nin helmint faunası. *Süleyman Demirel University Journal of Science (E-Journal)*, 7(2), 77-85.
- Hodová, I., Sonnek, R., Gelnar, M., & Valigurová, A. (2018). Architecture of *Paradiplozoon homoion*: A diplozoid monogenean exhibiting highly-developed equipment for ectoparasitism. *PLoS ONE*, 13(2), e0192285. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192285>
- Ilhan, A., & Gücer, M. (2018). Length-weight relationship of eight endemic *Pseudophoxinus* species to Anatolia. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(1), 73-77. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2018.35.1.12>

- Innal, D., Avenant-Oldewage, A., Doğangil, B., Stavrescu-Bedivan, M. M., Özmen, Ö., & Mavruk, S. (2017). Susceptibility of endemic and non-indigenous fish to *Lernaea cyprinacea* (Copepoda: Lernaecidae): a case study from Düğer Spring Creek (Burdur-Turkey). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 37(3), 96-105.
- Jirsová, D., Ding, X., Civiánová, K., Jirounková, E., Ilgová, J., Koubková, B., Kašný, M., & Gelnar, M. (2018). Redescription of *Paradiplozoon hemiculteri* (Monogenea, Diplozoidae) from the type host *Hemiculter leucisculus*, with neotype designation. *Parasite*, 25(4), 1-8. <https://doi.org/10.1051/parasite/2018004>
- Kearn, G.C. (2011). Monogeneans, the ultimate fish parasites. *Biologist*, 58, 28-32.
- Kearn, G.C. (2014). Some aspects of the biology of Monogenean (Platyhelminth) parasites of marine and freshwater fishes. *Oceanography*, 2(1), 1-8. <https://doi.org/10.4172/2332-2632.1000117>
- Kmentová, N., Gelnar, M., Koblmüller, S., & Vanhove, M.P.M. (2016). First insights into the diversity of gill monogeneans of *Gnathochromis* and *Limnochromis* (Teleostei, Cichlidae) in Burundi: do the parasites mirror host ecology and phylogenetic history?. *Journal of Life and Environmental Sciences*, 4, e1629. <https://doi.org/10.7717/peerj.1629>
- Koyun, M., & Altunel, F.N. (2007). Metazoan parasites of bleak (*Alburnus alburnus*), crucian carp (*Carassius carassius*) and golden carp (*Carassius auratus*) in Enne Dam Lake, Turkey. *International Journal of Zoology Research*, 3, 94-100. <https://doi.org/10.3923/ijzr.2007.94.100>
- Koyun, M. (2011). Seasonal distribution and ecology of some *Dactylogyrus* species infecting *Alburnus alburnus* and *Carassius carassius* (Osteichthyes: Cyprinidae) from Porsuk River, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 10(7), 1154-1159.
- Konstanzová, V., Koubková, B., Kašný, M., Ilgová, J., Dzika, E., & Gelnar, M. (2017). An ultrastructural study of the surface and attachment structures of *Paradiplozoon homoion* (Bychowsky & Nagibina, 1959) (Monogenea: Diplozoidae). *Parasites and Vectors*, 10(261), 1-10.
- Küçük, F., Atalay, M.A., Güçlü, S.S., & Gülle, İ. (2012). Türkiye'de yayılış gösteren *Pseudophoxinus* (Teleostei: Cyprinidae) türlerinin bazı morfolojik özellikleri ve zoocoğrafik dağılımları. *Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 8(2), 1-9.
- Küçük, F., Gülle, İ., Güçlü, S.S., Çiftçi, Y., & Erdoğan, Ö. (2013). A new *Pseudophoxinus* (Teleostei, Cyprinidae) species from Southwestern Anatolia, with remarks on the distribution of the genus in western Anatolia. *ZooKeys*, 320, 29-41. <https://doi.org/10.3897/zookeys.320.4447>
- Lagler, K. F. (1956). Freshwater fishery biology. Wm. C. Brown Company, Dubuque, Iowa.
- Lesley, R., Aydoğdu, A., & Emre, Y. (2015). *Acanthocephala* from seven species of freshwater fish (Cyprinidae and Cyprinodontidae) from Turkey with the description of a new species of Paralongicollum (Pomphorhynchidae). *Comparative Parasitology*, 82(1), 94-100. <https://doi.org/10.1654/4709.1>
- Matějusková, I., Koubková, B., D'Amélio, S., & Cunningham, C.O. (2001). Genetic characterization of six species of diplozoids (Monogenea; Diplozoidae). *Parasitology*, 123(5), 465-474. <https://doi.org/10.1017/S0031182001008617>
- Matějusková, I., Koubková, B., & Cunningham, C. (2004). Identification of European Diplozoids (Monogenea, Diplozoinea) by restriction digestion of the ribosomal RNA internal transcribed spacer. *Journal of Parasitology*, 90(4), 817-822. <https://doi.org/10.1645/GE-138R>
- Özer, A., Öztürk, T., & Öztürk, M.O. (2004). Prevalence and intensity of *Gyrodactylus arcuatus* Bychowsky, 1933 (Monogenea) infestations on the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L., 1758. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28, 807-812.
- Öztürk, M.O., & Altunel, F.N. (2006). Occurrence of *Dactylogyrus* infection linked to seasonal changes and host fish size on four cyprinid fishes in Lake Manyas, Turkey. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 52(4), 407-415.
- Öztürk, M.O. (2011). Investigations on *Paradiplozoon homoion* (Monogenea, Diplozoidae) infection of some fishes from Lake Manyas (Balıkesir). *Firat University Journal of Science*, 23(1), 57-61 (In Turkish).
- Öztürk, T., & Özer, A. (2014). Monogenean fish parasites, their host preferences and seasonal distributions in the lower Kızılırmak Delta (Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 14, 367-378.
- Pečínková, M., Matějusková, I., Koubková, B., & Gelnar, M. (2005). Classification and occurrence of abnormally developed *Paradiplozoon homoion* (Monogenea, Diplozoidae) parasitizing gudgeon *Gobio gobio*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 64, 63-68. <https://doi.org/10.3354/dao064063>
- Pečínková, M., Vøllestrad, L.A., Koubková, B., & Gelnar, M. (2007). Asymmetries in the attachment apparatus of a gill parasite. *Journal of Zoology*, 272, 406-414.
- Reed, P., Francis-Floyd, R., & Klinger, R.E. (2009a). Monogenean parasites of fish. University of Florida UF, IFAS Extension FA28, 1-4.
- Reed, P., Francis-Floyd, R., Klinger, R.E., & Petty, D. (2009b). Monogenean parasites of fish. Fisheries and Aquatic Sciences. University of Florida UF, IFAS Extension. FA28: 1-10pp.

- Sobecka, E., Jurkiewicz, E., & Piasecki, W. (2014). Parasite fauna of Ide, *Leuciscus idus* (L.) in Lake Dnbie, Poland. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 34(1), 33-42. <https://doi.org/10.3750/AIP2004.34.1.04>.
- Soylu, E., & Emre, Y. (2007). Monogenean and cestode parasites of *Pseudophoxinus antalyae*, Bogutskaya 1992 and *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 from Kepez Antalya, Turkey. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologist*, 27(1), 23-28.
- Soylu, E. (2007). Seasonal occurrence and site selection of *Paradiplozoon homoion* (Bychowsk and Nagibina, 1959) on the gills of *Pseudophoxinus antalyae* Bogutskaya, 1992 from Kepez-Antalya, Turkey. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologist*, 27(2), 71-74.
- Soylu E. (2009). Monogenean parasites on the gills of some fish species from Lakes Sapanca and Durusu, Turkey. *E.U. Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 26(4), 247-251.
- Soylu, E. (2012). Monogenean parasites of white bream (*Blicca bjoerkna* Linnaeus, 1758) in Lake Sapanca, Turkey. *Journal of the Faculty of Veterinary Medicine, Kafkas University*, 18(Suppl-A), A23-A28.
- Stavrescu-Bedivan, M.M., & Aioanei, F.T. (2008). Some aspects of branchial parasitism in *Leuciscus cephalus* (Teleostei, Cyprinidae): first record of *Lamproglena compacta* (Cyclopoida, Lernaecidae) in Romania. *Aquaculture, Aquarium, Conservation and Legislation Bioflux*, 1(2), 111-115.
- Stojanovski S., Hristovsk N., Cakic P., Nedeva I., Karaivanova E., & Atanasov G. (2009). Monogenean trematods-parasites of some cyprinid fishes from lakes Ohrid and Prespa (Macedonia). *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 23(1), 360-364. <https://doi.org/10.1080/13102818.2009.10818439>
- Stojanovski, S., Hristovski, N., Cakic, P., Hristovski, M., Velkova-Jordanoska, L., & Blazekovic D. (2010). Monogenean trematods of chub *Leuciscus cephalus albus* Bonaparte, 1838 from The Lake Ohrid (Macedonia). *Biotechnology and Biotechnological Equipment*, 24 (Special edition), 623-627.
- Tombi, J., Akoumba, J.F., & Bilong Bilong, C.F. (2014). The monogenean community on the gills of *Oreochromis niloticus* from Melen fish station in Yaounde, Cameroon. *International Journal of Modern Biological Research*, 2, 16-23.
- Tunç, A.Ö., & Koyun, M. (2018). Seasonal infection of metazoan parasites on mosul bleak (*Alburnus mossulensis*) inhabiting Murat River and its tributaries in Eastern Anatolia, Turkey. *Türk Tarım ve Doğa Bilimleri Dergisi*, 5(2), 153-162. <https://doi.org/10.30910/turkjans.421357>
- Ünal, M.C., Innal, D., Civiňová, K., Stavrescu –Bedivan, M.M., Koubková, B., Özmen, Ö., & Gelnar, M. (2017). Identification of two gill parasites *Lamproglena compacta* (Copepoda: Lernaecidae) and *Paradiplozoon bliccae* (Monogenea: Diplozoidae) from endemic aegean chub (*Squalius fellowesii*). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologist*, 37 (4), 135-147.
- Yoğurtçuoğlu, B., Atalay, M.A., & Ekmekçi, F.G. (2016). Length–weight and length–length relationships for three endemic *Pseudophoxinus* species in Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 32, 495-496. <https://doi.org/10.1111/jai.12965>

Blue colored pigment phycocyanin extraction from *Spirulina platensis*

Oya IŞIK^{1*}, Leyla USLU¹, Burcu AK ÇİMEN¹, Şevket GÖKPINAR², Choubaila REDDAD³, Selin SAYIN⁴

¹Çukurova University, Fisheries Faculty, Basic Science Department, Adana, Turkey

²Ege University, Fisheries Faculty, Aquaculture Department, İzmir, Turkey

³Çukurova University, Department of Biotechnology, Adana, Turkey

⁴İskenderun Technical University, Faculty of Marine Sciences and Technology İskenderun, Turkey

*Corresponding Author: oyaisik@cu.edu.tr

Research Article

Received 08 May 2020; Accepted 23 June 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Işık, O., Uslu, L., Ak Çimen, B., Gökpinar, Ş., Reddad, C., & Sayın, S. (2020). Blue colored pigment phycocyanin extraction from *Spirulina platensis*. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 506-510 <https://doi.org/10.22392/actaquatr.732774>

Abstract

Phycocyanin is a blue pigment and water-soluble biliprotein from the *Spirulina platensis*. In this study, the water was used as a solvent for the extraction of phycocyanin. Wet biomass of *Spirulina*, wet biomass held for 48 hours at room temperature, frozen *Spirulina* for 48 hours, and frozen biomass for fifteen days, and dried *Spirulina* was used to determine phycocyanin concentration (PC) (mg mL⁻¹). At the same time, extract purity of phycocyanin (OD₆₁₅/OD₂₈₀) and yield (mg g⁻¹) were determined. Phycocyanin yield of 17,6497, 17,1370, and 17,0833 mg g⁻¹ were obtained from frozen *Spirulina* for fifteen days, wet biomass of *Spirulina* held for 48 hours, and wet biomass of *Spirulina*, respectively. The purity ratios (OD₆₁₅/OD₂₈₀) of 4.60, 0.81, 0.85, 0.98, and 6.55 were determined for frozen for 15 days, frozen *Spirulina* for 48 hours, wet biomass of *Spirulina* (waited for 48 hours), dried *Spirulina* and wet *Spirulina*, respectively.

Keywords: Phycocyanin, extraction, solvent, C-PC yield

Spirulina platensis*'ten mavi pigment fikosiyenin ekstraksiyonu*Özet**

Fikosiyenin, *Spirulina platensis*'ten elde edilen ve suda çözünebilen mavi pigmenttir. Bu çalışmada fikosiyenin ekstraksiyonu için çözücü olarak su kullanılmıştır. Fikosiyenin konsantrasyonunu (PC) (mg mL⁻¹) belirlemek için yaş *Spirulina* biyoması, oda sıcaklığında 48 saat beklemiş yaş biyomas, 48 saat dondurulmuş *Spirulina*, 15 gün dondurulmuş *Spirulina* ve kuru *Spirulina* kullanılmıştır. Aynı zamanda Fikosiyenin saflığı (OD₆₁₅/OD₂₈₀) ve ürün miktarı (mg g⁻¹) saptanmıştır. Onbeşgün dondurulmuş *Spirulina*, 48 saat oda sıcaklığında beklemiş yaş biyomas ve yaş *Spirulina* biyomasından, sırasıyla 17,6497, 17,1370 ve 17,0833 mg g⁻¹ fikosiyenin elde edilmiştir. Üründeki saflık oranları (OD₆₁₅/OD₂₈₀), 4.60, 0.81, 0.85, 0.98 ve 6.55, sırasıyla onbeşgün dondurulmuş *Spirulina*, 48 saat dondurulmuş *Spirulina*, 48 saat bekletilmiş yaş *Spirulina* biyoması, kurutulmuş *Spirulina* ve yaş biyomastan elde edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Fikosiyenin, ekstraksiyon, çözücü, C-PC ürün

INTRODUCTION

Phycocyanin is an accessory photosynthetic blue colored pigment of *Spirulina* sp. Cyanobacteria *Spirulina platensis* is an excellent source of phycocyanin. C-phycocyanin(C-PC) is the major phycobiliprotein and may constitute up to 20% of the dry weight of *Spirulina* (Jaouen et al., 1999; Vonshak, 1997). C-PC has been widely investigated concerning its characteristics and commercial potential. The application of C-PC has been examined in a wide range of fields. Phycocyanin is a natural blue colorant, has uses as a food colorant for chewing gum, ice sherbets, soft drinks, candies, and cosmetics including lipstick and eyeliners. Phycocyanin is also used as biochemical tracers in immunoassays due to its fluorescent properties (Herrera et al., 1989; Silveira et al., 2007). Furthermore, phycocyanin has been proven to have therapeutic properties including antioxidant, anti-inflammatory, and anti-cancer activities (Romay et al., 2003; Eriksen, 2008).

Several factors can influence the phycocyanin extraction. The most important are, cellular disruption method, type of solvent, biomass-solvent ratio, and extraction time (Abalde et al., 1998;

Reis et al., 1998). Many studies on efficient extraction and purification of C-PC have been carried out. Phycocyanin extraction was evaluated in terms of phycocyanin concentration using different solvents, including distilled water, sodium phosphate, and sodium acetate buffers, NaCl, CaCl₂ (Abalde et al., 1998; Bermejo et al., 2003, Ilter et al., 2018).

In the present study, the water as a solvent for phycocyanin extraction from *S. platensis* was investigated. In the study we carried out, C-PC contents were determined from the wet biomass of *Spirulina*, wet biomass of *Spirulina* held for 48 hours at room temperature, frozen *Spirulina* for 48 hours, and frozen biomass for fifteen days and dried *Spirulina*. Phycocyanin concentration (PC) (mg mL⁻¹), extract purity of phycocyanin (OD₆₁₅/OD₂₈₀), and yield (mg g⁻¹) were determined in the samples.

MATERIALS and METHODS

In the study, the blue-green alga *Spirulina platensis* was cultured at the fiber-glass ponds with a size of 1x5x0.2 meter and 1 ton capacity in the greenhouse of the Algal Biotechnology Pilot Plant, Fisheries Faculty, Cukurova University, Turkey were used. There is a pedal system that provides mixing with a speed of 20 cm sn⁻¹ in the ponds. The cultures were harvested by filtering. The wet biomass of *Spirulina*, the wet biomass of *Spirulina* held for 48 hours at room temperature, frozen *Spirulina* at -22 °C for 48 hours and frozen at -22 °C for fifteen days and *Spirulina* dried at 55 °C and stored at room temperature were used to extract and purify.

Phycocyanin concentration was evaluated in terms of phycocyanin concentration (Eq. (1) using distilled water. The *Spirulina* biomass samples were weighted.

Wet *Spirulina* samples of 20.09, 20.01, 20.07, 20.01 g; *Spirulina* waited 48 hours of 20.03, 20.04, 20.00, 20.04 g; frozen *Spirulina* for 48 hours of 20.04, 20.04, 20.04, 20.04 g, frozen *Spirulina* of 15.00 grams at for fifteen days and dried *Spirulina* of 2.0, 2.0, 2.03 g were weighed. 100 mL distilled water was added to the samples. The samples were studied with three samples except for frozen *Spirulina* for fifteen days. The biomass was homogenized in ultra thorax at 5000 rpm for five minutes and 15000 rpm for one minute. The homogenized samples of 7 mL were placed in the centrifuge tubes and centrifuged at 5000 rpm for five minutes. After centrifugation, the optical density of the supernatant was measured at 615 and 652 nm.

Phycocyanin concentration (PC), according to Bennett and Bogorad (1973), was defined as

$$PC = \frac{615 \text{ nm} - 0.474(652 \text{ nm})}{5.34}$$

where PC is the phycocyanin concentration (mg mL⁻¹), OD₆₁₅ is the optical density of the sample at 615 nm, OD₆₅₂ is the optical density of the sample at 652 nm.

The purity of phycocyanin extract was monitored spectrophotometrically by the A₆₁₅/A₂₈₀ ratio (Abalde et al., 1998). This relationship is indicative of the extract purity of phycocyanin with respect most forms of contaminating proteins. Absorbance at 615 nm indicates the phycocyanin concentration, while that at 280 nm is due to the total concentration of proteins in the solution (Liu et al., 2005). The extract purity of phycocyanin (EP) was defined as

$$EP = OD_{615}/OD_{280}$$

Where EP is the extract purity, OD₆₁₅ is the optical density of the sample at 615 nm, OD₂₈₀ is the optical density of the sample at 280 nm.

The yield of the extraction was defined as

$$\text{Yield} = \frac{PC \times V}{DB}$$

Where PC is phycocyanin concentration (mg mL⁻¹), V is the volume of solvent (mL), DB is dried biomass (g).

Data were subjected to analysis of variance (ANOVA) and means were separated using Fisher's Least Significant Difference (LSD) test at p≤0.05.

RESULTS and DISCUSSION

In the study carried out, PC contents were determined from the wet biomass of *Spirulina*, wet biomass of *Spirulina* kept for 48 hours at room temperature, frozen *Spirulina* for 48 hours, frozen *Spirulina* for fifteen days, and dried *Spirulina*.

Phycocyanin contents of 0.3119 mg mL⁻¹ obtained from wet biomass of *Spirulina* waited for 48 hours was found higher than 0.3108, 0.3043, 0.2997 and 0.24096 mg mL⁻¹ obtained from wet *Spirulina*, frozen *Spirulina* for 48 hours, dried *Spirulina* than biomass frozen for 15 days, respectively (Table 1).

Phycocyanin yield of 17,6497, 17,1370, 17,0833, 16,7208 mg/g obtained from frozen *Spirulina* for fifteen days, wet biomass of *Spirulina* waited for 48 hours, wet biomass and frozen *Spirulina* for 48 hours respectively were higher than 14,8935 mg/g from dried samples (Table 1).

The purity of phycocyanin extracts of 4.60 and 2.55 were found high in the samples of *Spirulina* frozen for 15 days and wet *Spirulina* of, respectively.

Table 1. Main parameters values of phycocyanin concentration (PC), extract purity of phycocyanin (EP), and yield. Values with the different letter in each column showed a statistically significant difference between and within groups ($p \leq 0.05$)

Parameters	PC (mg/mL)	EP(OD615/OD280)	Yield (mg/g)
Frozen For 15 Days	0.240967±0.004315 ^b	4.606667±1.158462 ^a	17.6497 ^a
Frozen <i>Spirulina</i> for 48 hours	0.304325±0.014516 ^a	0.814275±0.080285 ^c	16.7208 ^b
Wet biomass of <i>Spirulina</i> (held for 48 hours)	0.3119±0.010455 ^a	0.85225±0.050554 ^c	17.1370 ^a
Dried <i>Spirulina</i>	0.29975±0.004282 ^a	0.98205±0.02608 ^c	14.8935 ^c
Wet <i>Spirulina</i>	0.3108±0.007143 ^a	2.5567±0.092880 ^b	17.0833 ^a
Prob > f	0.0001	0.0131	0.0001
LSD % 0.05	0.014	3.671	0.116

Many studies on efficient extraction and purification of C-phycocyanin have been carried out. The phycocyanin content during the extraction with different solvents was investigated. The study was carried out by Silveira et al. (2007) about the optimization of phycocyanin extraction from *Spirulina platensis* and used different solvents, including, distilled water, 10 mM sodium phosphate buffer (pH 7.0), 10 mM sodium acetate buffer (pH 5.0), NaCl 0.15 M and CaCl₂ 10 g L⁻¹ (Abalde et al., 1998; Bermejo et al., 2003). Silveira et al. (2007) were recorded that the higher phycocyanin contents of 3.73, 4.20 3.32, and 3.48 mg mL⁻¹ with different solvents of water, phosphate buffer pH 7.0, NaCl 0.15 M, and CaCl₂ 10 g L⁻¹ than 1.84 mg mL⁻¹ of acetate buffer. In conclusion, the work described a suitable method for the extraction of phycocyanin from the *S. platensis*. Water was chosen as the extractant because it produced a high phycocyanin concentration. Besides, it is a low cost extractant (Silveira et al., 2007). The reason for the low PC values (mg mL⁻¹) in our study can be explain strains of the species and the mechanical disruption of cells, which caused increased release of phycocyanin.

At the study carried out that the slurry of *Spirulina* dried at different temperatures (T) and relative humidity (RH). The PC values of air-dried fresh *Spirulina* and freeze-thawed and air-dried *Spirulina* were compared and no significant differences were found, so it can be confirmed that the preservation of *Spirulina* in a freezer did not cause serious changes in its properties. The phycocyanin contents for three protocols of T30/RH50, T50/RH20/T80/RH20 were found similar (Nakagawa et al., 2016). In this study, the PC values were found similar except the *Spirulina* frozen for fifteen days.

In the other study carried out with *Spirulina*, different phycocyanin extraction methods were compared. Spectral properties of phycocyanin were observed that extracted with water, hydrochloric acid, and homogenization in the blender. The quality of phycocyanin required would influence the selection of suitable extraction method. It was reported that fresh biomass was suitable for phycocyanin extraction (Sarada et al, 1999). In our study, we also observed that the best PC values with the wet samples of 0.31 mg/mL.

The relationship is indicative of the extract purity of phycocyanin with respect to most forms of contaminating proteins. The results obtained from the studies demonstrated that the purity of the extract is significantly influenced by temperature. In the study carried out phycocyanin concentration and extract purity were shown that as a function of time. The results obtained in that work demonstrated that the purity of the extract was significantly influenced by temperature. High

temperature resulted in reduced purity because it facilitated the extraction of other proteins (Silveira et al., 2007).

İter et al. (2018) was carried out a study in which different solvents of distilled water, Na-Phosphate pH:7,4 suspension, and 1.5% CaCl₂ (w/v) water solution were used for dry, frozen, and wet *Spirulina*. In that study, the highest phycocyanin content of frozen biomass was obtained using 1.5% CaCl₂ (w/v) as extraction medium with 55.33±3.23 mg/g PC. With distilled water as a solvent, 24.67±2.26 mg/g PC was obtained for frozen *Spirulina* biomass. In our study, a higher PC content of 17.64 mg/g was found with frozen *Spirulina* biomass for fifteen days with distilled water (p≤0.05).

The extract purity was favored when using low temperatures. High temperature resulted in reduced purity because it facilitated the extraction of other proteins. Since the phycocyanin concentration was only slightly affected by temperature, the increase of temperature did not improve phycocyanin extraction (Silveira et al., 2007). In that study, the room temperature was 24 °C and extract purity (OD₆₁₅/OD₂₈₀) values were determined 4.60, 0.81, 0.85, 0.98, and 6.55 for frozen for 15 days, frozen *Spirulina* for 48 hours, wet biomass of *Spirulina* (waited for 48 hours), dried *Spirulina* and wet *Spirulina*, respectively.

C-phycocyanin extraction process for large-scale use were studied and the optimum conditions for extracting C-PC from dried, frozen biomass, milled to a small diameter, were an extraction time of 1 h, a biomass-to-solvent ratio 0.16:1, and without agitation, obtaining a C-PC concentration of 13.20 mg/mL, purity of 0.603 and extraction yield of 82,48 mg/g (Moraes et al., 2010).

Oğuz et al. (2011) were carried out the experiment in the fiber-glass ponds in the greenhouse during the months of April, July, and September to determine the effect of seasonal temperature and light intensity on the blue pigment C-phycocyanin and protein content of *Spirulina platensis*. While C-phycocyanin content was found higher in Autumn (332.7 ±1 µg mL⁻¹), lower and similar in Spring and Summer (327.5 ±2 and 323.4±1 µg mL⁻¹ respectively). In the study, NaNO₃ was used as a solvent and read at 620 nm CP values was calculated with the equation of CP=OD_{620nm} × 137= µg mL⁻¹ (Boussiba and Richmond, 1979). The CP values were similar to the CP contents of this study, however, the water as a solvent for extraction is not harmful to health and environment, at the same time costless.

In the other study, the effect of ultrasonication process time on the extraction of phycocyanin and chlorophyll-a prior to the application of solvent extraction with methanol and aqueous sodium nitrate solution (1.5% NaNO₃), and the antioxidant activity (FRAP, Ferric Reducing Ability of Plasma) of extracts were determined. Ultrasonication for 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 45, and 60 minutes were applied prior to methanol and NaNO₃ solvent extraction for 120 minutes at room temperature. Chlorophyll *a* concentration with 6.75 mg/g dry *Spirulina* for control sample increased to 7.70 mg/g dry *Spirulina* by 30 minute sonication process, and it remained constant at further sonication times. Moreover, phycocyanin concentration with 34.52 mg/g dry *Spirulina* for the control sample increased to 51.83 mg/g dry *Spirulina* up to 45 minute sonication process and remained constant at further sonication. Antioxidant activity of chlorophyll *a* and phycocyanin were 15.74 mg/g and 11.98 mg/g, respectively for 60 minutes sonic application followed by solvent extraction. In conclusion, prior to solvent extraction, 30 minute sonication process is recommended for chlorophyll *a* while 45 minute process for phycocyanin (Aksay and Arslan, 2018). In that study, phycocyanin extraction was performed using 1.5% sodium nitrate aqueous solutions and the phycocyanin concentration was higher than in our results because of the different solvents probably. However, as stated in this study, prior to solvent extraction sonication process will increase the yield of phycocyanin, so the sonification seems necessary in this study.

CONCLUSION

In the study, water as a solvent was used for extraction of phycocyanin. It can be said that in that study phycocyanin amount is not high as the other studies used different solvents or methods for disruption to the cells. In the trials used water as a solvent, disruption of the cells, agitation, different temperatures can be added for more effective extraction. Phycocyanin, the blue color, organic coloring, not harmful to human health, can be used in the food industry widely. However the cost of the product should be as low as possible, so the water can be preferable.

REFERENCES

- Aksay, S., & Arslan, R. (2018) Effects of ultrasonication time on chlorophyll-*a* and phycocyanin pigment extraction from *Spirulina platensis*. *Akademik Gıda*, 16(3), 307-312.
- Abalde, J., Betancourt, L., Torres, E., Cid, A., & Barwell, C. (1998). Purification and characterization of phycocyanin from the marine cyanobacterium *Synechococcus* sp. 109201. *Plant Science*, 136(1), 109-120.
- Bennett, A., & Bogorad, L. (1973). Complimentary chromatic adaptation in a filamentous blue-green alga. *The Journal of Cell Biology*, 58, 419-435.
- Bermejo, R., Acien, F. G., Ibanez, M. J., Fernandez, J. M., Molina, E., & Alvarez-Pez, J. M. (2003). Preparative purification of B-phycoerythrin from the microalga *Porphyridium cruentum* by expanded-bed adsorption chromatography. *Journal of Chromatography*, 790, 317-325.
- Boussiba, S., & Richmond, A. (1979). Isolation and characterization of phycocyanin from the blue-green alga *Spirulina platensis*. *Biology Archives of Microbiology*, 120, 155-159.
- Eriksen, N. T. (2008). Production of phycocyanin-a pigment with applications in biology, biotechnology, foods and medicine. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 80, 1-14.
- Herrera, A., Boussiba, S., Napoleone, V., & Hohlberg, A. (1989). Recovery of c-phycocyanin extract. *Bioresource Technology*, 100, 5312-5317.
- Ilter, I., Akyıl, S., Demirel, C., Koç, M., Dalay, M. C., & Ertekina, F.K. (2018). Optimization of phycocyanin extraction from *Spirulina platensis* using different techniques. *Journal of Food Composition and Analysis*, 70, 78-88.
- Jaouen, P., Lepine, B., Rossignol, N., Royer, R., & Quem'eneur, F. (1999). Clarification and concentration with membrane technology of a phycocyanin solution extracted from *Spirulina platensis*. *Biotechnology Techniques*, 13, 877-881.
- Liu, L.N., Chen, X.L., Zhang, X.Y., Zhang, Y. Z., & Zhou, B. C. (2005). One-step chromatography method for efficient separation and purification of R-phycoerythrin from *Polysiphonia urceolata*. *Journal of Biotechnology*, 116, 91-100.
- Moraes, C., Kalil, S. J., & Burke, J. F. M. (2010). C-Phycocyanin extraction process for large-scale use. *Journal of Food Biochemistry*, 34(1) 133-148.
- Nakagawa, K., Ritcharoen, W., Sri-Uam, P., Prasert, P., & Shuji, A. (2016). Antioxidant properties of convective-air-dried *Spirulina maxima*: evaluation of phycocyanin retention by a simple mathematical model of air-drying. *Food and Bioproducts Processing*, 100, 292-302.
- Oğuz, H., Işık, O., Uslu, L., Sayın, S., & Kargın, H. (2011). The effects of the climatic conditions of the Cukurova (Adana-Turkey) on the C-phycocyanin pigments of *Spirulina platensis* (Cyanophyta). *Journal of Fisheries Sciences.com*, 5(2), 146-152.
- Reis, A., Mendes, A., Lobo-Fernandes, H., Empis, J. A., & Novais, J. M. (1998). Production, extraction and purification of phycobiliproteins from *Nostoc* sp. *Bioresource Technology*, 66, 181-187.
- Romay Ch., Gonzales, R., Ledon, N., Remirez, D., & Rimbau, V. (2003). C-phycocyanin: a biliprotein with antioxidant, anti-inflammatory and neuroprotective effects. *Current Protein and Peptide Science*, 4, 207-216.
- Sarada, R., Pillai, M. G., & Ravishankar, G. A. (1999). Phycocyanin from *Spirulina* sp: influence of processing of biomass on phycocyanin yield, analysis of efficacy of extraction methods and stability studies on phycocyanin. *Process Biochemistry*, 34, 795-801.
- Silveira, S.T., Burkert, J. F. M., Costa, J. A. V., Burkert, S. J., & Kalil, S. J. (2007). Optimization of phycocyanin extraction from *Spirulina platensis* using factorial design. *Bioresource Technology*, 98, 1629-1634.
- Vonshak, A. (1997). *Spirulina platensis* Arthrospira: Physiology, Cell-Biology and Biotechnology (A. Vonshak, ed.) 233 p. Taylor&Francis, London.

Banded karyotypes of the Northern pike, *Esox lucius* (Esocidae) in TurkeyAtilla ARSLAN^{1*}, Zafer ALPASLAN²¹ Department of Biology, Faculty of Science, Selçuk University, Konya, Turkey² Graduate School of Natural Applied Sciences, Selçuk University, Konya, Turkey*Corresponding Author: aarslan@selcuk.edu.tr**Research Article**

Received 07 May 2020; Accepted 02 July 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Arslan, A., & Alpaslan, Z. (2020). Banded karyotypes of the Northern pike, *Esox lucius* (Esocidae) in Turkey. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 511-515. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.733738>**Abstract**

In this study, cytogenetic properties of *E. lucius* in Sakarya River were investigated using standard Giemsa staining, C- and Ag-NOR banding techniques. The number of diploid chromosomes (2n) of individuals studied is 50 and karyotype consists of 50 acrocentric chromosomes with decreasing sizes. Secondary constriction was observed on the third autosomal pair in the karyotype. Morphologically distinguishable sex chromosomes were not detected in male and female individuals. Some chromosomes were centromeric C-positive, while some chromosomes were negative. Active NOR is localized in the pericentromeric region of the third autosomal pair and it is related to C-heterochromatin. Our results are similar to those of other studies and this result shows that the cytogenetic properties of the species are quite stable. Moreover, these results may contribute to the cytogenetic and phylogenetic studies of the *Esox* species in the future.

Keywords: Chromosome, Ag-NOR band, C-band, northern pike, Turkey**Türkiye'deki Turna Balığı, *Esox lucius* (Esocidae)'un Banth Karyotipleri****Özet**

Bu çalışmada, Sakarya Nehri'ndeki *E. lucius*'un geleneksel Giemsa boyama, C- ve Ag-NOR bantlama teknikleri kullanılarak sitogenetik özellikleri araştırıldı. Çalışılan bireylerin diploid kromozom sayısı (2n) 50'dir ve karyotip azalan büyüklükte 50 akrosentrik kromozomdan oluşmaktadır. Karyotipte, üçüncü otozomal çiftte ikincil boğum gözlemlendi. Erkek ve dişi bireylerde morfolojik olarak ayırt edilebilir cinsiyet kromozomları tespit edilmedi. Bazı kromozomlar sentromerik C-pozitif iken, bazıları negatifti. Aktif NOR'lar üçüncü otozomal çiftin perisentromerik bölgesinde lokalizedir ve C-heterokromatin ile ilişkilidir. Bulgularımız diğer çalışmaların sonuçları ile benzerdir ve bu sonuç, türün sitogenetik özelliklerinin oldukça stabil olduğunu göstermektedir. Ayrıca bu sonuçlar gelecekte *Esox* türlerinin sitogenetik ve filogenetik çalışmalarına katkı sağlayabilir.

Anahtar kelimeler: Kromozom, Ag-NOR bant, C-bant, turna balığı, Türkiye**INTRODUCTION**

The genus *Esox* consists of five species distributed in North America, Europe, and Eurasia (Gandolfi et al., 2017). Northern pike *Esox lucius* (Linnaeus, 1758) is a broadly distributed predatory fish in the fresh waters of Eurasia and North America (Lieberman et al., 2019).

Until now, the karyological properties of different populations of the genus *Esox* in the world have been studied (Table 1). The number of diploid chromosomes (2n) of the genus *Esox* in Sweden (Nygren et al., 1968), Canada (Beamis et al., 1971; Ráb and Crossman, 1994), USA (Davisson, 1972), Czechia (Ráb and Mayr, 1987; Symonová et al., 2017), Poland (Jankun et al., 1998) and China (Zou and Li, 2006) populations was 50.

E. lucius distributed in many freshwater ecosystems in the Black Sea and Central Anatolia in Turkey (Fricke et al., 2007). There is no study on the cytogenetic properties of Northern pike. This study aims to investigate the cytogenetic properties of Northern pike in Turkey.

Table 1. Chromosomal records of *Esox* species.

Species	Locality	2n	Karyotype	NF	Reference
<i>E. lucius</i>	Sweden			-	Nygren et al., 1968
	Canada			-	Beamis et al., 1971
	USA			-	Davisson, 1972
	Czech			-	Rab and Mayr, 1987
	Canada			-	Rab and Crossman, 1994
	Poland			50	Jankun et al., 1998
	China			50	Zou and Li, 2006
	Czechia			50	Symonová et al., 2017
	Turkey			50	This study
<i>E. americanus</i>	USA	50	50A	-	Davisson, 1972
	Canada			-	Rab and Crossman, 1994
	USA			-	Davisson, 1972
	Canada			-	Rab and Crossman, 1994
<i>E. masquinongy</i>	Canada			-	McGregor, 1970
	USA			-	Davisson, 1972
<i>E. niger</i>	USA			-	Rab and Crossman, 1994
	USA			-	Davisson, 1972
<i>E. reicherti</i>	USA			-	Davisson, 1972

MATERIALS and METHODS

Three specimens of *E. lucius* were collected from River Sakarya (39°20' N, 32°0' E), Ankara, Turkey (Figure 1). The study was undertaken and the specimens were obtained with the permission of the Republic of Turkey, Ministry of Forest and Water Works (Permit no. 21264211-288.04-E.789508). The fish specimens were transported alive to the laboratory and kept in well-aerated aquaria until analysis. Chromosomes were prepared directly from the head kidney according to the method of Collares-Pereira (1992). Air-dried slides were stained conventionally by 10% Giemsa for 10 minutes. Constitutive heterochromatin and nucleolar organizer regions (NORs) were detected by the techniques of C-banding (Sumner, 1972) and Ag-NOR staining (Howell and Black, 1980), respectively. From each specimen, 10 to 20 slides were prepared, and at least 20 well-spread metaphase plates were analyzed. Definition of the shapes of the chromosomes was established according to Levan et al. (1964).

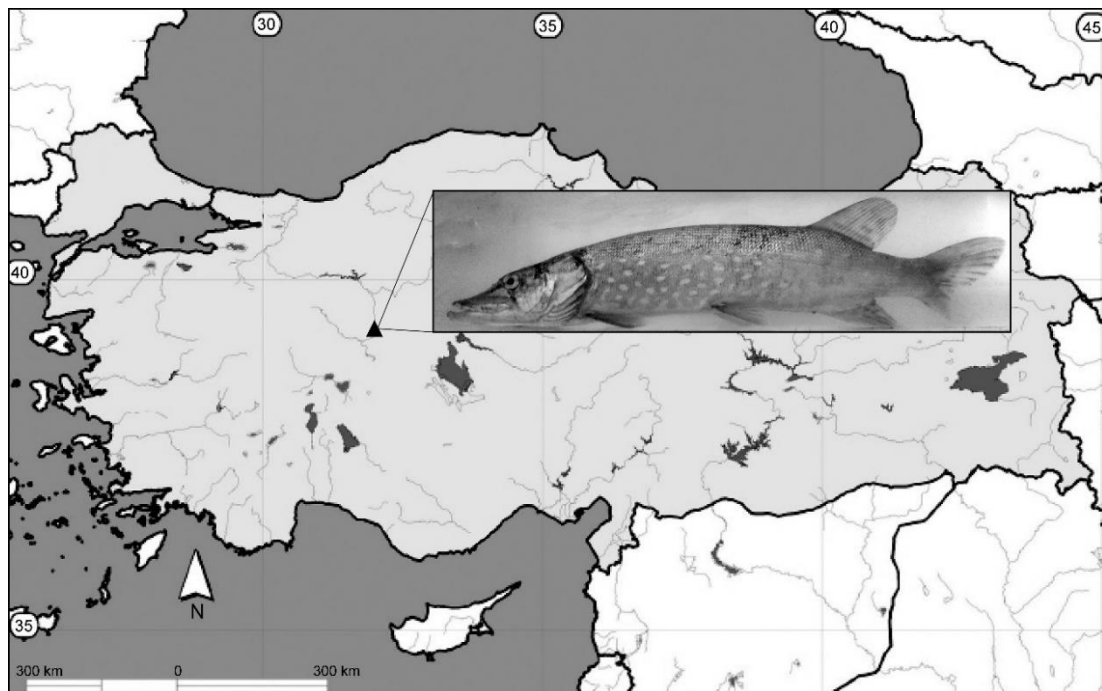


Figure 1. Collecting site in River Sakarya from Ankara.

RESULTS

The number of diploid chromosomes ($2n$) of Northern pike is 50. The chromosome set consists of 50 acrocentric chromosome pairs ($NF = 50$). No morphologically distinguishable sex chromosomes were detected in the set. Secondary constriction was observed in the medium-sized chromosome pair (no: 3) (Figure 2). While C-heterochromatin bands were observed in the centromeric regions of some autosomal pairs, other autosomal pairs were negative (Figure 3). Active NOR is localized in the pericentromeric region of a pair of medium-sized acrocentric chromosomes (no: 3) and it is related to C-heterochromatin (Figure 4).

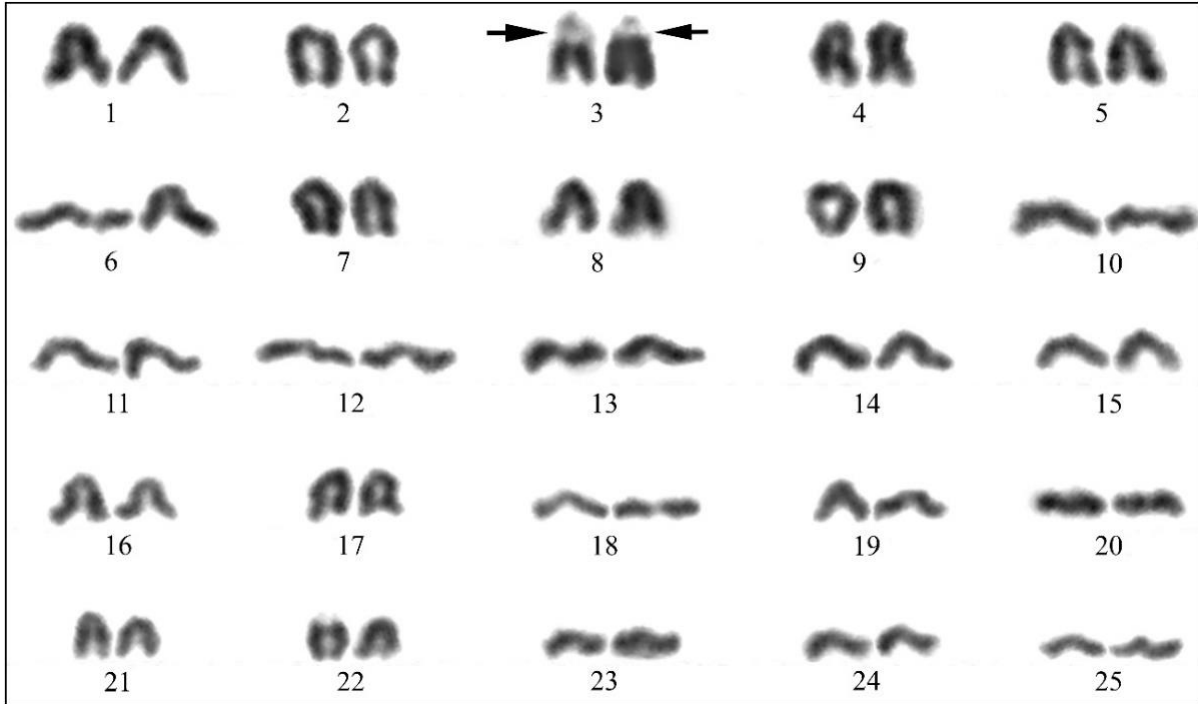


Figure 2. Standard Giemsa staining karyotype of *Esox lucius*. Arrows indicate the position of secondary constrictions.

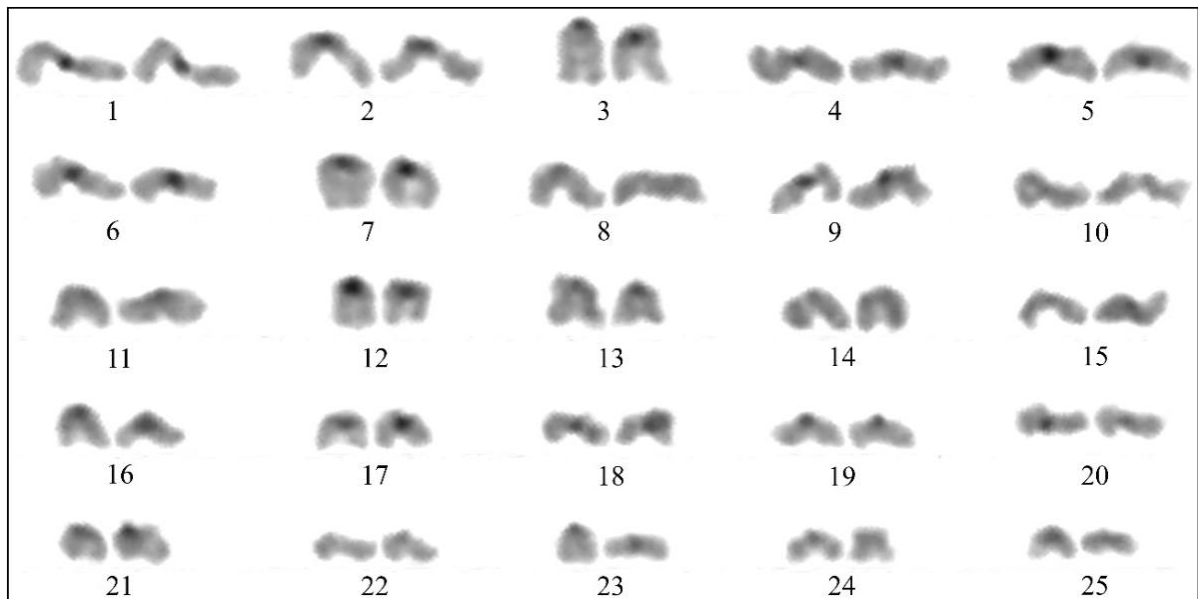


Figure 3. C-banded karyotype of *Esox lucius*

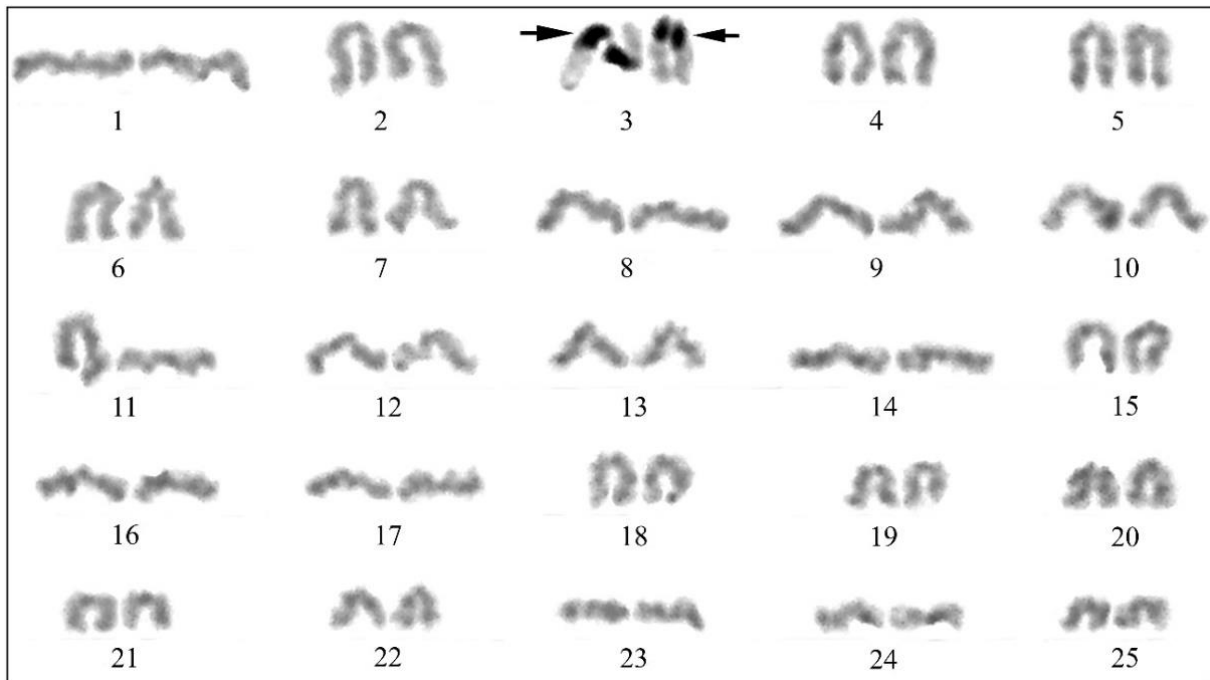


Figure 4. Silver-stained karyotype of *Esox lucius*. Arrows indicate the position of active Ag-NORs.

DISCUSSION

The karyological properties of *E. lucius* from Turkey were investigated in this study for the first time. The diploid chromosome number ($2n$) is 50, and all the chromosomes are acrocentric. The karyological findings of *E. lucius* in Turkey are consistent with the results of studies in North America, Asia, and Europe (Nygren et al., 1968; McGregor, 1970; Beamis et al., 1971; Davisson, 1972; Rab and Mayr, 1987; Rab and Crossman, 1994; Jankun et al., 1998; Zou and Li, 2006; Symonová et al., 2017). Besides, a secondary constriction was identified in medium-sized chromosome pairs in both Turkey population and other populations (Rab and Mayr, 1987). In this study, sex chromosomes of *E. lucius* were not detected.

Heterochromatin bands contain highly repetitive DNA and are transcriptionally inactive (Sumner, 1982). The number, size, and form of the bands vary even in individuals of the same species and they are generally localized in the centromeric and telomeric regions of the chromosomes (John and Miklos, 1979). DAPI C-heterochromatin bands in *E. lucius* individuals from Poland are located near the centromeres of some chromosomes (Jankun et al., 1998). Turkey's population that some chromosomes have centromeric C-heterochromatin bands are compatible with the Polish population.

Locations and phenotypes of active NORs have proven useful in fish cytotaxonomy (Crossman and Rab, 2001). It has been reported in previous studies that an active NOR in the *Esox* and *Umbra* species was localized near the centromeric or pericentromeric region of the medium-sized acrocentric chromosome pair (Rab, 1981; Rab and Mayr, 1987; Rab and Crossman, 1994; Jankun et al., 1998). Rab and Crossman (1994) stated that NORs are not related to heterochromatin. However, Jankun et al. (1998) found that this NOR is related to C-heterochromatin as a result of C-banding and DAPI staining. Also the NORs is relate with heterochromatin in Turkey population. The results obtained both in this study and in other studies show that the karyotype and NORs phenotypic structure of *E. lucius* is homogeneous. Moreover, our results support the hypothesis that the NOR position of North American and European populations is shared characteristically (Rab and Crossman (1994). As a result, the karyotype properties of Northern pike with all acrocentric ($2n = 50$) chromosomes are compatible with the findings in other studies.

Acknowledgments: The standard karyological features of this study were presented as an abstract at the 1st International Symposium on Graduate Research in Science Focus on Entrepreneurship and Innovation (ISGRS 2018).

REFERENCES

- Beamish, R., Merrilees, M., & Crossman, E. (1971). Karyotypes and DNA values for members of the suborder Esocoidei (Osteichthyes: Salmoniformes). *Chromosoma*, 34, 436-447.
- Collares-Pereira, M. (1992). In vivo direct chromosome preparation (protocol for air drying technique). *Paper presented at the First International Workshop on Fish Cytogenetic Techniques*. 14-24 September, Concarneau, France.
- Crossman, E., & Ráb, P. (2001). Chromosomal NOR phenotype and C-banded karyotype of Olympic Mudminnow, *Novumbra hubbsi* (Euteleostei: Umbridae). *Copeia*, 3, 860-865.
- Davisson, M. T. (1972). Karyotypes of the teleost family Esocidae. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 29, 579-582.
- Fricke, R., Bilecenoglu, M., & Sarı, H. (2007). Annotated checklist of fish and lamprey species of Turkey, including a red list of threatened and declining species. *Stuttgarter Beitr Naturkunde, Serie A (Biologie)*, 706, 1-169.
- Gandolfi, A., Ferrari, C., Crestanello, B., Girardi, M., Lucentini, L., & Meraner, A. (2017). Population genetics of pike, genus *Esox* (Actinopterygii, Esocidae), in Northern Italy: evidence for mosaic distribution of native, exotic and introgressed populations. *Hydrobiologia*, 794, 73-92.
- Howell, W. M., & Black, D. A. (1980). Controlled silver-staining of nucleolus organizer regions with a protective colloidal developer: a 1-step method. *Experientia*, 36(8), 1014-1015.
- Jankun, M., Woznicki, P., Dajnowicz, G., Demska-Zakes, K., Luczynski, M. J., & Luczynski, M. (1998). Heterochromatin and NOR location in northern pike (*Esox lucius*). *Aquatic Sciences*, 60, 17-21.
- John, B., & Miklos, G. L. G. (1979). Functional aspects of satellite DNA and heterochromatin. *International Review of Cytology*, 58, 1-114.
- Levan, A., Fredga, K., & Sandberg, A. A. (1964). Nomenclature for centromeric position on chromosomes. *Hereditas*, 52 (2), 201-220.
- Liberman, E., Voropaeva, E., & Kozlov, S. (2019). Parasitofauna of pike *Esox lucius* of the Lower Tobol (Russia). *Biosystems Diversity*, 27(3), 214-220.
- McGregor, J. F. (1970). The chromosomes of the maskinonge (*Esox masquinongy*). *Canadian Journal of Genetics and Cytology*, 12(2), 224-229.
- Nygren, A., Edlund, P., Hirsch, U., & Åhsgren, L. (1968). Cytological studies in Perch (*Perca fluviatilis* L.), Pike (*Esox lucius* L.), Pike-Perch (*Lucioperca lucioperca* L.), and Ruff (*Acerina cernua* L.). *Hereditas*, 59(2-3), 518-524.
- Ráb, P. (1981). Karyotype of European mudminnow, *Umbra krameri*. *Copeia*, 911-913.
- Ráb, P., & Crossman, E. (1994). Chromosomal NOR phenotypes in North American pikes and pickerels, genus *Esox*, with notes on the Umbridae (Euteleostei: Esocae). *Canadian Journal of Zoology*, 72, 1951-1956.
- Ráb, P., & Mayr, B. (1987). Chromosome banding studies in European esocoid fishes: localization of nucleolar organizer regions in *Umbra krameri* and *Esox lucius*. *Copeia*, 4, 1062-1067.
- Sumner, A. (1972). A simple technique for demonstrating centromeric heterochromatin. *Experimental Cell Research*, 75, 304-306.
- Sumner, A. (1982). The nature and mechanisms of chromosome banding. *Cancer Genetics and Cytogenetics*, 6, 59-87.
- Symonová, R., Ocalewicz, K., Kirtiklis, L., Delmastro, G. B., Pelikánová, Š., Garcia, S., & Kovařík, A. (2017). Higher-order organisation of extremely amplified, potentially functional and massively methylated 5S rDNA in European pikes (*Esox* sp.). *BMC genomics*, 18, 391.
- Zou, S. M., & Li, S. F. (2006). The study on chromosomes of white spot pike (*Esox lucius*). *Journal of Shanghai Fisheries University*, 2, 203-211.

Karapınar Deresi (Erdemli, Mersin) Üzerinde Bulunan Alabalık Tesislerinin Su Kalitesine Etkileri

Hacer Merve KOCA^{1*}, Mehmet Tahir ALP²

¹Ankara Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Su Ürünleri Mühendisliği Bölümü, Ankara, Türkiye

²Mersin Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, İç Sular Biyolojisi Anabilim Dalı, Mersin, Türkiye

*Sorumlu Yazar: hmervekoca@gmail.com

Araştırma Makalesi

Geliş 09 Mayıs 2020; Kabul 22 Haziran 2020; Basım 01 Aralık 2020.

Alıntılama: Koca, H. M., & Alp, M. T. (2020). Karapınar deresi (Erdemli, Mersin) üzerinde bulunan alabalık tesislerinin su kalitesine etkileri. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 516-524. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.734665>

Özet

Bu çalışma, Karapınar Deresi üzerinde bulunan 3 alabalık tesisinin su kalite parametreleri üzerindeki etkilerini incelemek amacıyla Ocak - Aralık 2012 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir.

Çalışmada incelenen su kalite parametrelerinden sıcaklık 15,6 - 17,9 °C, pH 7 - 7,94, çözülmüş oksijen 6,04 - 9,75 mg/l, elektriksel iletkenlik 431,0 - 545,0 µs/cm, askıda katı madde 0,1 - 18,2 mg/l, klorofil-a 0,12 - 11,38 mg/m³, toplam alkalinite 280 - 510 CaCO₃/l, toplam sertlik 285 - 397,1 CaCO₃/l, kimyasal oksijen ihtiyacı 27 - 79 mg/l, nitrit azotu 0,001 - 0,015 mg/l, nitrat azotu 0,54 - 0,87 mg/l, amonyum azotu 0,018 - 0,033 mg/l, ortofosfat 0,002 - 0,009 mg/l, toplam azot 0,68 - 1,07 mg/l, toplam fosfor 0,016 - 0,030 mg/l, sedimentte toplam kjeldahl azotu 841 - 1436 mg/kg ve sedimentte toplam fosfor 95 - 145 mg/kg aralığında değişmiştir.

Sonuç olarak, Karapınar Deresinde su kalitesi, su kirliliği kontrol yönetmeliğine (SKKY) göre sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen, kimyasal oksijen ihtiyacı, nitrit azotu, nitrat azotu, amonyum azotu ve toplam fosfor değerleri yönünden I. sınıf olarak belirlenmiştir. Bu durumun alabalık çiftliklerinin kapasitelerinin düşük ve yemleme yoğunluğunun az olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Tüketilmeyen yem ve balıkların metabolik faaliyetlerinden kaynaklanan atıkların, yüksek debi sayesinde birikim yapmadığı tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Su kirliliği, su kalitesi, alabalık çiftliği, Karapınar Deresi

The Effect of Trout Fish Farms on Water Quality of Karapınar Creek (Erdemli, Mersin)

Abstract

This study was carried out to determine the effect of three trout fish farms on the water quality of Karapınar Creek between January - December 2012.

During the study, measured water quality parameters varied in different ranges, water temperature 15.6 - 17.9 °C, pH 7-7.94, dissolved oxygen 6.04 - 9.75 mg/l, electrical conductivity 431.00 - 545.00 µs/cm, suspended solid matter 0.1 - 18.2 mg/l, chlorophyll-a 0.12 - 11.38 mg/m³, total alkalinity 280 - 510 CaCO₃/l, total hardness 285 - 397.1 CaCO₃/l, chemical oxygen demand 27 - 79 mg/l, nitrite nitrogen 0.001 - 0.015 mg/l, nitrate nitrogen 0.54 - 0.87 mg/l, ammonium nitrogen 0.018 - 0.033 mg/l, orthophosphate 0.002 - 0.009 mg/l, total nitrogen 0.68 - 1.07 mg/l, total phosphorus 0.016 - 0.030 mg/l, sediment total kjeldahl nitrogen 841 - 1436 mg/kg and sediment total phosphorus 95 - 145 mg/kg.

In conclusion, according to the Water Pollution Control Regulation of Inland Water Resources Criteria the creek can be classified as I. class (high quality water) with regard to water temperature, dissolved oxygen, chemical oxygen demand, nitrite-nitrogen, nitrate-nitrogen, ammonium-nitrogen and total phosphorus. This situation might be related to the low capacity of trout farms and low feeding intensity. It was also determined that non-consumed feed and wastes from metabolic activities of fish did not accumulate due to the high flow rate.

Keywords: Water pollution, water quality, trout farm, Karapınar Creek

GİRİŞ

Su ürünleri yetiştiriciliği gün geçtikçe büyümeye devam eden bir sektördür. Yetiştiricilik üretimi son 30 yıl içerisinde dünya genelinde yıllık ortalama %8,8 artış ile neredeyse 12 kat artmıştır (FAO, 2018). Ülkemizde 314,537 ton olan su ürünleri yetiştiriciliğinin %33,4'ü iç sularda gerçekleştirilmiştir (Anonim, 2019). Son yıllarda artan yetiştiricilik faaliyetleriyle birlikte yetiştiricilikten kaynaklı atık suların akarsulara karışması sonucu, akarsuların su kalitesinin bozulması da gündeme gelmiştir. Birçok araştırmacı iç sularda balık yetiştiriciliğinden kaynaklanan kirliliğin akarsular üzerindeki

etkilerini araştırmış (Pulatsü vd., 2004; Tanigawa vd., 2007; Manoochehri vd., 2010; Fadaiefard vd., 2012; Saremi vd., 2013) ve su ürünleri yetiştiriciliğinin, çevre ve doğal kaynaklar üzerine etkilerini dile getirmişlerdir.

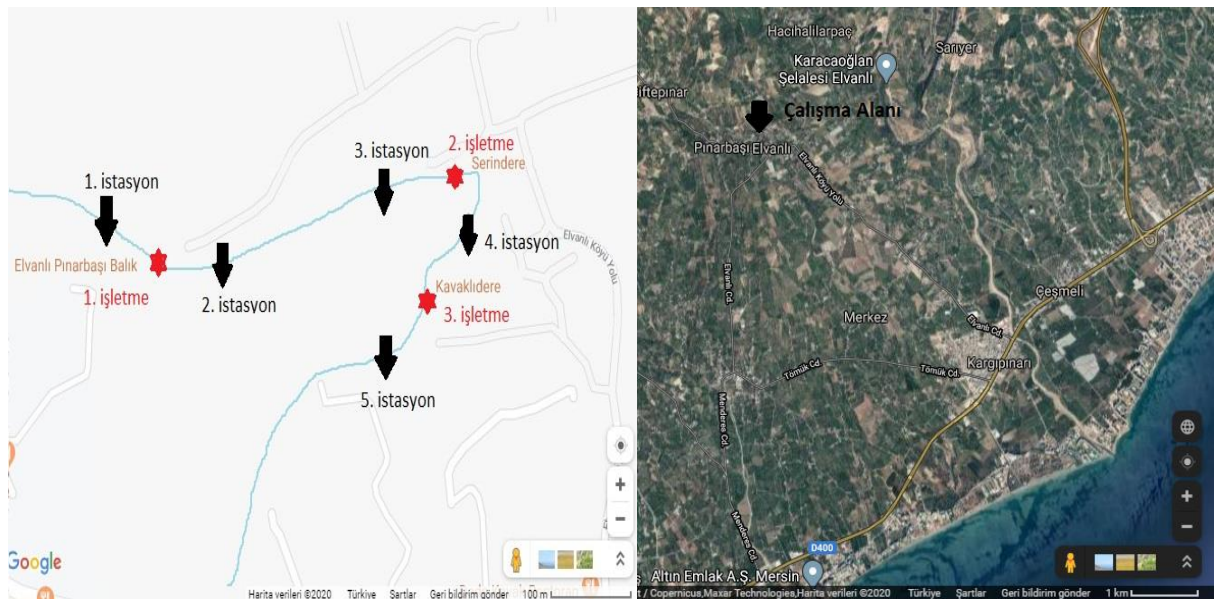
Su ürünleri yetiştiricilik sistemlerinin çıkış suları, alıcı sularda besin elementi yoğunluğunu artıran, oksijeni azaltan, ötrofikasyon ve bulanıklığı doğrudan etkileyen atıklar içermektedir. Bu çıkış suları, ötrofikasyona yol açan özellikle fosfat ve nitrat gibi besin elementleri ile organik madde miktarının fazla olması nedeniyle biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ₅) ve kimyasal oksijen ihtiyacını (KOİ) artırarak, oksijen dengesi üzerinde istenmeyen etkiye sahip maddeleri içermesi nedeniyle önem taşımaktadır. Bu sular artılmadan deşarj edildiğinde, alıcı suyun kalitesi üzerinde ciddi bir olumsuz etkiye sebep olabilir (Saremi vd., 2013). Balık çiftliklerinin atık sularının fizikokimyasal parametrelerinin ve çevreye olan etkilerinin belirlenmesi, atık su sistemlerinin yönetilmesine yardımcı olacaktır (Pulatsü vd., 2004).

Teknolojinin gelişmesiyle birlikte sucul yetiştiricilik sistemlerinin daha fazla su, yem ve kimyasal madde deşarjının sucul ekosisteme zarar verdiği düşüncesiyle, bu konu üzerinde çalışmalar başlamıştır. Bu amaçla, EPA (Environmental Protection Agency) tarafından uluslararası atık su kalite kriterleri belirlenmiştir (EPA, 1986; Millen ve Redding, 1998). Aynı zamanda Avrupa Birliği ülkeleri tarafından 2000 yılında kabul edilen Su Çerçeve Direktifi (ŞÇD); yeraltı suları, yüzey suları, kıyılar ve denizlerde meydana gelen kirlilik etmenlerinin, kaynaklarında engellenerek tüm bu kirlilik kaynaklarının sürdürülebilir kontrolü için bir mekanizma oluşturulmasını gerektirmektedir (Akkaya vd., 2006).

Çalışmanın yapıldığı Karapınar Deresi etrafında tarım arazileri, büyükbaş hayvan çiftlikleri ve yerleşim alanları bulunmakta, dere suyu alabalık çiftliklerinin yanı sıra bölgenin içme ve kullanma suyunu karşılama ve tarım arazileri için sulama suyu olarak kullanılmaktadır. Bu sebeplerle balık işletmelerinin çıkış sularının özelliklerinin belirlenmesi ve su ürünleri yetiştiriciliğinin çevre üzerindeki etkisinin tespiti önem teşkil etmektedir. Bu çalışmada Karapınar Deresi üzerinde bulunan ardışık 3 alabalık çiftliğinin çıkış sularının su kalitesine etkilerinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

MATERYAL ve YÖNTEM

Proje çalışması, Mersin İli'ne 25 km uzaklıktaki Erdemli İlçesi, Kargıpınarı beldesi mevkiinde bir dağ kaynağı olan Karapınar Deresi üzerinde gerçekleştirilmiştir. Karapınar Deresi üzerinde ardışık 3 alabalık işletmesi bulunmakta, her işletmenin çıkış suyu kendinden bir sonraki işletmenin besleme suyuna karışmaktadır. İşletmeler sırasıyla 8, 15 ve 10 ton/yıl üretim kapasitesine sahiptir. İstasyon 1 Karapınar Deresi'nin başlangıç kısmı olup ilk işletmenin giriş bölgesi, istasyon 2 ilk işletmenin çıkış noktası, istasyon 3 ikinci işletmenin giriş noktası, istasyon 4 ikinci işletmenin çıkış noktası ve istasyon 5 üçüncü işletmenin çıkış noktasından Karapınar Deresi üzerinden seçilmiştir.



Şekil 1. İstasyonların dağılımı ve çalışma alanı

Örnekleme, Ocak-Aralık 2012 tarihleri arasında 5 istasyonda aylık periyotlarla gerçekleştirilmiştir. Çözünmüş oksijen (ÇO), pH, sıcaklık (T) ve elektriksel iletkenlik (Eİ) değerleri HachLange marka HQ40D model Multi ölçüm cihazı ile arazide yerinde ölçülmüştür. Kimyasal ve diğer fiziksel parametrelerin ise standart metotlara göre analizleri yapılmıştır (APHA, 1998). Laboratuvara getirilen su örneklerinin süzme düzeneklerinde 0,45 µm gözenek açıklığına sahip Whatman marka GF/C cam mikrofiber filtrelerden süzülmesinin hemen ardından toplam sertlik (TS), toplam alkalinite (TA), nitrit azotu (NO₂-N), nitrat azotu (NO₃-N), amonyum azotu (NH₄-N), ortofosfat (PO₄-P) ve klorofil-*a* (Kl-*a*) analizleri yapılmıştır. Toplam azot (TN), toplam fosfor (TP) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizleri için kullanılacak süzülmemiş su örnekleri 24 saat içinde analiz edilmiştir (APHA, 1998). Akış hızının düşük olduğu bölgeden sedimentin en üst katmanından alınan sediment örnekleri, koyu renkli polietilen torbalarla laboratuvara ulaştırılmıştır. Sedimentte Toplam Kjeldahl Azotu (SD-TN) kjeldahl metoduna göre, Sedimentte Toplam Fosfor (SD-TP) ise spektrofotometrik olarak belirlenmiştir (APHA, 1998). 3. istasyon mevkiinde dip yapısının kayalık olması nedeniyle sediment örneği alınmamıştır.

Tüm analizler için SPSS 19.9 programı kullanılmıştır. Örnekleme noktalarında su kalitesi değişkenleri arasındaki ilişkileri belirlemek amacıyla Spearman korelasyon analizi yapılmıştır. Su kalite parametrelerinin istasyonlara göre farklılıkları Varyans Analizi ve Tukey testi ile değerlendirilmiştir. Tüm parametreler bakımından düşük ve yüksek akımlar arasındaki farklılıklar $p < 0,05$ 'e göre anlamlı kabul edilmiştir. Elde edilen sonuçlar çiftliklerin akarsu su kalitesine etkilerini belirlemek amacıyla Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre değerlendirilmiştir (SKKY, 2004).

BULGULAR

Karapınar deresi üzerindeki alabalık çiftliklerinin su kalite parametrelerine ilişkin veriler Tablo 1'de, izlenen değişkenler arasındaki istatistiksel olarak önemli ilişkiler Tablo 2'de, sedimentte toplam azot ve toplam fosfor değerlerinin ortalama değerleri Tablo 3'de verilmiştir.

Tablo 1. Karapınar deresi üzerindeki alabalık çiftliklerinin su kalite parametrelerinin istasyonlara göre değişimi (ortalama ± Standart hata)

Parametre	1.istasyon	2.istasyon	3.istasyon	4.istasyon	5.istasyon
T (°C)	16,6 ± 0,4	16,4 ± 0,4	16,6 ± 0,4	16,6 ± 0,5	16,7 ± 0,6
PH	7,4 ± 0,1 ^a	7,6 ± 0,1 ^b	7,7 ± 0,1 ^b	7,6 ± 0,1 ^b	7,7 ± 0,2 ^b
ÇO (mg/l)	7,5 ± 0,6 ^a	8,7 ± 0,2 ^b	8,9 ± 0,2 ^b	9,0 ± 0,3 ^b	9,0 ± 0,4 ^b
Eİ (µs/cm)	522 ± 15	521 ± 17	518 ± 18	520 ± 17	520 ± 17
AKM (mg/l)	4,3 ± 3,6	5,6 ± 4,0	6,6 ± 5,8	5,4 ± 5,6	5,7 ± 4,2
Kl- <i>a</i> (µg/l)	0,93±0,43 ^a	0,77±0,58 ^a	0,41±0,25 ^{ab}	0,31±0,23 ^b	0,48±0,42 ^{ab}
TA(mg CaCO ₃ /l)	375 ± 36	361 ± 38	376 ± 36	376 ± 45	374 ± 45
TS(mg CaCO ₃ /l)	341 ± 26	349 ± 32	359 ± 24	354 ± 13	356 ± 11
KOİ (mg/l)	53 ± 8,5	42 ± 13,5	55 ± 19	54 ± 9,9	48 ± 6,2
NO ₂ (mg/l)	0,006±0,004	0,005±0,004	0,005±0,004	0,006±0,004	0,006±0,004
NO ₃ (mg/l)	0,69 ± 0,10	0,71 ± 0,09	0,72 ± 0,08	0,71 ± 0,08	0,71 ± 0,07
NH ₄ (mg/l)	0,024±0,005	0,023±0,005	0,024±0,00	0,025±0,005	0,024±0,004
PO ₄ (mg/l)	0,004±0,001	0,004±0,001	0,004±0,001	0,004±0,002	0,004±0,001
TN (mg/l)	0,92 ± 0,07	0,89 ± 0,08	0,87 ± 0,06	0,91 ± 0,05	0,88 ± 0,05
TP (mg/l)	0,020±0,005	0,019±0,004	0,019±0,004	0,019±0,004	0,019±0,004

Aynı satırda farklı üstel harflerle gösterilen değerler istatistiksel olarak önemli farklılığı temsil eder; P < 0,01; Tukey's HSD

Tablo 2. İzlenen değişkenler arasındaki istatistiksel olarak önemli ilişkiler ($P < 0,05$; Spearman korelasyonu)

	ÇO	Eİ	AKM	TS	TA	NO ₂	NH ₄	NO ₃	TN	PO ₄	TP	KI-a	KOI
T		0,29	0,29					0,29		0,36			0,32
pH	0,47	0,27	0,47	0,34	0,31			0,35				-0,37	
ÇO		-0,42											-0,44
Eİ			0,53	0,50	0,33	0,32	0,31	0,42				-0,67	
AKM				0,29	0,44	0,47	0,44						
TS										-0,29	-0,41		
TA						0,26	0,27	0,30		-0,32		-0,34	
NO₂							0,99		0,28				
NH₄									0,28				0,26
NO₃											-0,49	-0,26	
TN													0,26

Tablo 3. Sedimentte toplam azot ve toplam fosforun ortalama (\pm standart sapma) değerlerinin değişimi (mg/kg)

	I	II	IV	V
SD-TN	841 \pm 58 ^a	1121 \pm 58 ^b	1354 \pm 66 ^{bc}	1436 \pm 58 ^c
SD-TP	101 \pm 21 ^{ab}	95 \pm 18 ^a	134 \pm 14 ^{bc}	145 \pm 11 ^c

Aynı satırda farklı üstel harflerle gösterilen değerler istatistiksel olarak önemli farklılığı temsil eder; $P < 0,01$; Tukey's HSD

SD-TN değerleri incelendiğinde 1 nolu istasyonun 2, 4 ve 5 nolu istasyondan farklı, 2 nolu istasyon ise 5 nolu istasyondan farklı olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,05$). SD-TP değerleri incelendiğinde ise 2 nolu istasyonun 4 ve 5 nolu istasyondan farklı, 5 nolu istasyonun ise 1 nolu istasyondan farklı olduğu belirlenmiştir ($p < 0,05$) (Tablo 3).

TARTIŞMA ve SONUÇ

Karapınar deresinde, Wetzel ve Likens (2000)'e göre belirlenen yıllık ortalama debi 20,18 m³/s olarak tespit edilmiştir.

Çalışmamız sonucunda sıcaklık değerleri en yüksek 17,9 °C ile Ekim ayında 5. istasyonda, en düşük ise 15,6 °C ile Ocak ayında 5. istasyonda belirlenmiştir. Su sıcaklığında gözlenen değişimin mevsimsel koşullara uygun olduğu tespit edilmiştir. İstasyonlar arasında su sıcaklık değerleri önemli bir farklılık göstermemiştir ($p > 0,05$). Karapınar Deresi'nin su sıcaklığı, Taşdemir ve Göksu (2001), Özbay vd., (2011) ve Taş vd., (2010)'nin çalışmalarında belirttiği gibi mevsimsel olarak değişim göstermiş ve normal değerler içinde seyretmiştir.

pH değerleri, 7 - 7,94 aralığında değişim gösterirken, en düşük Ocak ayında 1. istasyonda, en yüksek ise Aralık ayında 5. istasyonda ölçülmüştür. Pulatsü vd., (2004) tarafından çiftliklerin pH üzerine önemli etkisi olmadığı bildirilirken, çalışmamızda istasyonlardaki pH değişimi incelendiğinde 1. istasyonun diğer istasyonlardan farklı olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,05$). 1. istasyonda gözlenen düşük pH değeri, istasyonun kaynak noktasına yakın olmasından dolayı kaynak sularının oksijence düşük olmasına bağlanmıştır. Yıldırım ve Pulatsü (2011), yaptıkları çalışmada büyük ve orta ölçekli işletmelerin giriş ve çıkış sularındaki pH değişiminin istatistiksel olarak önemli olduğunu bildirirken, çalışmamızda işletmelerin giriş ve çıkış sularında pH değeri bakımından önemli farklılığın olmaması, işletmelerin çok küçük kapasiteli olmasına bağlanmıştır.

Çalışmamızda çözülmüş oksijen değeri 6,04 - 9,75 mg/l aralığında değişirken, en düşük ölçüm Ocak ayında 1. istasyonda, en yüksek ölçüm ise Şubat ayında 5. istasyonda gözlenmiştir. İstasyonların ortalama çözülmüş oksijen değerleri 1. istasyondan sonra artış göstermektedir. Bu durum, 1. istasyonun kaynağa yakın ve kaynak sularının oksijence düşük olmasına bağlanmıştır. Pulatsü vd., (2004) ve Tekinay vd., (2009), yetiştiricilik tesislerinin çıkış sularının çözülmüş oksijen miktarının yetiştiricilik aktivitelerinden dolayı düştüğü bildirirken, çalışmamızda bu durumun tersine, derenin aşığına doğru artış göstermiştir. Bu artışın, çalışma alanında yer alan tesislerin yetiştiricilik

kapasitesinin düşük ve yemleme yoğunluğunun az olmasıyla birlikte, dere yatağı eğiminin fazla olması ve dere yatağının dar olmasından kaynaklandığı düşünülmüştür. Oksijen düzeyinin 1. istasyondan 5. istasyona doğru artması ve mevsimsel olarak fazla değişim göstermemesi, istasyonlar arası mesafenin az olması ile ilişkilendirilmiştir.

Yıl boyunca izlenen elektriksel iletkenlik değeri, en yüksek 545,00 $\mu\text{s}/\text{cm}$ ile Aralık ayında 2. istasyonda, en düşük 431,00 $\mu\text{s}/\text{cm}$ ile Haziran ayında 1. istasyonda belirlenmiş, mevsimsel olarak debinin düşük olduğu kışın en üst seviyede seyreden elektriksel iletkenlik değerleri, ilkbaharda, kar ve yağmur sularının dereye karışmasından dolayı azalmıştır. Su ürünleri standartları ve yüzey sularının kirlenmeye karşı korunmasını içeren protokolda elektriksel iletkenlik değerlerinin 150-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aralığında olması gerektiği (Taş vd., 2010) belirtilmektedir. Bu çalışmada, ortalama elektriksel iletkenlik değerlerinin, Taş vd., (2010)'nin belirttiği aralığın üst limitinin hafif dışında kaldığı görülmektedir. Taş vd., (2010)'nin bildirdiğine göre elektriksel iletkenlik değerleri, yağış miktarı ve bölgenin jeolojik yapısına göre değişmektedir. Bölgenin dolomit ve kalker kayalarla kaplı olması sebebiyle elektriksel iletkenlikte yükselmeye neden olduğu düşünülmüştür (Anonim, 2008).

Askıda katı madde değerleri en yüksek 18,2 mg/l ile Ağustos ayında 3. istasyonda, en düşük 0,1 mg/l ile Nisan ayında 4. istasyonda belirlenmiştir. Çalışmamızda gözlenen bu değişim, Pulatsü vd., (2004)'nin bildirdiği gibi, ilkbaharda debinin artması nedeniyle düştüğü ve yazın ise düşük debiyle birlikte alabalık tesislerinde hasat ve temizlik aktiviteleri ile çevredeki evsel, hayvansal ve tarımsal kaynaklardan arttığı düşünülebilir.

Klorofil-*a* değeri en düşük 0,12 $\mu\text{g}/\text{l}$ ile Kasım ayında 3. istasyonda, Haziran ayında 4. istasyonda, Mart ayında 5. istasyonda, en yüksek 11,38 $\mu\text{g}/\text{l}$ ile Haziran ayında 5. istasyonda belirlenmiştir. İstasyon 5'teki klorofil-*a* düzeyinin yüksek olması bu istasyonun sığ, akıntı hızının düşük ve klorofil-*a* düzeyinin sıcaklıkla birlikte artmasına bağlanmıştır. Akarsu sistemlerinde klorofil-*a* değişimlerinin her zaman besin elementi yükünü yansıtmadığı belirtilmiştir (Cloern, 2001). Bu çalışmada, Özbay vd., (2012)'nin çalışma sonuçlarına benzer olarak, besin elementleri ile klorofil-*a* arasında doğrusal bir ilişki belirlenmemiştir. Bu durum çalışma sahasının akarsu sistemi olması ile ilişkilendirilmiştir (Odabaşı ve Büyükkateş, 2009). Haziran ayında özellikle 5. istasyondaki ani artışın, akarsu debisinin bu mevsimde düşük olması ve sıcaklıkla ilişkili olduğu düşünülmüştür.

Toplam alkalinite değeri en düşük 280 mg CaCO_3/l ile Şubat ayında 4. istasyonda, en yüksek 510 mg CaCO_3/l ile Ocak ayında 1. istasyonda gözlenmiştir. Mersin ili topraklarının %45,8'i çok fazla kireçli olduğundan (Türkoğlu vd., 2007), bu yüksek değerlerin bulunduğu düşünülmüştür. Yapılan birçok araştırmada toplam alkalinite değerlerinin akım ile ilişkili olduğu ve akımın yüksek olduğu dönemlerde düşük, akımın düşük olduğu dönemlerde ise yüksek olduğu ifade edilmiştir (Şen vd., 2002; Varol, 2004; Ouyang vd., 2006). Bu durum, çalışmamızda tespit edilen toplam alkalinite değerleri ile ilgili bulguları desteklemektedir.

Toplam sertlik değeri ise en yüksek 397,1 mg CaCO_3/l ile Ocak ayında 2. istasyonda, en düşük 285 mg CaCO_3/l ile Haziran ayında 2. istasyonda ölçülmüştür. Mevsimsel olarak toplam sertlik değeri, sonbahar mevsiminde diğer mevsimlere göre yüksek bulunmuştur. İstasyonlar arasında ise toplam sertlik değeri 1. istasyondan itibaren artış göstermiş ve 2. istasyonda en yüksek değere (397,1 mg CaCO_3/l) ulaşmıştır. Chapman ve Kimstach, (1996) ve Risch (2004), akımın düşük olduğu aylarda ortalama toplam sertlik derişiminin arttığını, akımın yüksek olduğu aylarda ise azaldığını ifade etmişlerdir. Çalışmamızda toplam sertlik, debinin yüksek olduğu ilkbaharda düşüş, diğer mevsimlerde artış göstermiştir. Yüksek çıkan toplam sertlik değerlerinin nedeni olarak, bölgenin genelinde dolomit ve kalker kayalarla kaplı olması söylenebilir. (Anonim, 2008; Öner vd., 2005).

Kimyasal oksijen ihtiyacı değerleri (KOİ) en yüksek 79 mg/l ile Ağustos ayında 3. istasyonda, en düşük ise 27 mg/l ile Şubat ayında 2. istasyonda tespit edilmiştir. İlk işletmenin çıkışından (İstasyon 2) ikinci işletmenin girişine kadar (İstasyon 3) ortalama KOİ değeri (55 mg/l) artış göstermiştir. Bu artışın, alabalık işletmelerinin yanı sıra evsel, hayvansal ve tarımsal alanlardan dereye karışan organik maddelerden kaynaklandığı düşünülmüştür. Tespit edilen KOİ değerleri Midlen ve Redding (1998) tarafından balık işletmeleri çıkış sularında havuzların temizlendiği dönem dışında belirtilen kimyasal oksijen ihtiyacı değerlerinden (8,0-24 mg/l) ve Pulatsü vd. (2004) tarafından Karasu Deresi üzerinde ardarda kurulu beş gökkuşağı alabalığı işletmesi çıkış sularında maksimum 6,32 mg/l olarak belirtilen değerden daha yüksek bulunmuştur.

Çalışmamız sonucunda nitrit azotu değerleri, en yüksek 0,015 mg/l ile Aralık ayında istasyon 5'te, en düşük 0,001 mg/l ile Ocak ve Şubat aylarında istasyon 3'de, Nisan ayında istasyon 4'de, Haziran

ayında istasyon 2’de ve Kasım ayında istasyon 5’de ölçülmüştür. Koçer ve Sevgili (2014), alabalık çiftliklerinin etkisinin olduğu istasyonlardaki ortalama nitrit azotu aralığını 0,007-0,022 mg/l olarak tespit etmişlerdir. Çalışma alanımızda yer alan işletmelerin düşük kapasiteye sahip olmasından dolayı nitrit azotu değerleri bu çalışmaya göre düşük düzeyde çıkmıştır. 1. istasyondaki yüksek nitrit azotu düzeyi, bu istasyonun kaynağa yakın olması nedeniyle nitrifikasyon olayının ara ürünü olması şeklinde değerlendirilmiştir. Diğer istasyonlardaki artışların ise evsel, tarımsal ve karasal hayvan yetiştiriciliğinden gelen kirleticilere ek olarak alabalık çiftliklerinde balık biyomasının değişimine bağlı yemleme oranlarından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Karapınar Deresi’nde nitrat azotu en yüksek değer 0,87 mg/l ile Temmuz ayında 1. istasyonda, en düşük ise 0,54 mg/l ile Ocak ayında 4. istasyonda tespit edilmiştir. 1. istasyondan 2. istasyona nitrat azotu artışının nedeninin, çiftlik atık sularının yanı sıra 1. istasyondaki yüksek düzeydeki nitritin nitrifikasyon sonucu nitrate dönüşmesi olduğu düşünülmüştür. Çalışmada nitrat azotu mevsimsel olarak dalgalanmalar göstermiştir. Karapınar Deresinin balık işletmelerinin yanı sıra Tepe vd., (2006) ve Fianko vd., (2010)’nin belirttikleri gibi evsel, tarımsal ve büyükbaş hayvan yetiştiriciliğinden etkilendiği sonucuna varılmıştır.

Amonyum akarsu ve göllerdeki bitkiler, algler ve bakteriler için çok önemli azot kaynağı olup sulara çok düşük miktarlarda bulunmakta ve çok çabuk form değiştirmektedir (Wetzel ve Likens, 2000). Kirilenmemiş akarsular 0,005-0,04 mg/l aralığında amonyum azotu içermektedir (Wetzel, 2001). Karapınar Deresi’nde gözlenen ortalama amonyum azotu değerleri en yüksek 0,033 mg/l ile Mayıs ayında 1. istasyonda, en düşük ise 0,018 mg/l ile Kasım ayında 5. istasyonda tespit edilmiştir olup Wetzel (2001)’in amonyum azotu bakımından kirilenmemiş sular için belirtmiş olduğu değerler arasında kalmıştır. Helfrich (1998)’in alabalık çiftliklerinin akarsu üzerindeki kirlilik yükünü belirlemek amacıyla yaptığı bir çalışmada akarsuyun alt bölgelerine doğru su debisinin azaldığı kısımlarda, amonyum azotu miktarının artış gösterdiğini bildirmiştir. Bu çalışmada benzer olarak özellikle yaz aylarında su debisini azaldığı dönemlerde, amonyum azotu miktarının artış gösterdiği görülmüştür.

Karapınar Deresi’nde ortofosfatın en düşük değeri 0,002 mg/l ile Aralık ayında 4. istasyonda, en yüksek değeri ise 0,009 mg/l Mayıs ayında yine 4. istasyonda tespit edilmiştir. İstasyonlar incelendiğinde, ortofosfat düzeyleri tüm istasyonlarda benzer seviyede seyrederken, Mayıs ayında 4. istasyonda ani bir artış görülmüştür. Bu artışın sebebi olarak 4. istasyonda suyun tarım alanlarında kullanılan gübrelerin yağmur suları ve sulama kanalları ile taşınmasına ve balık çiftliklerinden artan yemleme ve balık biyomasına bağlı olarak gelen kirlilik yükünün bu mevsimde bu bölgede birikim göstermesine bağlanmıştır. Fytianos vd., (2002)’nin bildirdiğine göre, ötrofikasyon riskinin olduğu nehir sularında, fosfat alt limiti 0,5 mg/l olduğunu bildirmiş olup, çalışma bulgularımızda bu sınır değer aşılma görülmüştür. Reynolds (1993), alg gelişimi için ortofosfat konsantrasyonunun 0,01 mg/l’den düşük olmaması gerektiğini bildirmiştir. Çalışmamızda ortofosfat konsantrasyonları ortalama değerlerine bakıldığında tüm istasyonların 0,01 mg/l’nin altında kaldığı belirlenmiştir.

Çalışmada toplam azot (TN) değerleri en yüksek 1,07 mg/l ile Şubat ayında 1. istasyonda ve en düşük ise 0,68 mg/l ile Ocak ayında 2. istasyonda tespit edilmiştir. Toplam azot değerlerinin Ocak ayında düşüş göstermesinin, artan su debisinden kaynaklandığını söyleyebiliriz. Pulatsü ve Çamdeviren (1999), alabalık yetiştiriciliği çıkış suyunun kalitesini değerlendirmek amacıyla yaptıkları bir çalışmada toplam azot değerini 0,49 mg/l olarak tespit etmişler ve bu değer alabalık üretimi için kabul edilebilir standart değerler içerisinde olduğunu bildirmişlerdir. Bu çalışmaya benzer olarak, bulduğumuz toplam azot değerlerinin kabul edilebilir standart değerler içerisinde olduğu tespit edilmiştir.

Çalışmada süresince toplam fosfor (TP) değerleri en yüksek 0,030 mg/l ile Nisan ayında 1. istasyonda, en düşük ise 0,016 mg/l ile Kasım ayında yine 1. istasyonda tespit edilmiştir. Nisan ayındaki artışın sebebinin, bu ayda alabalık çiftliklerinde artan balık miktarıyla birlikte, yemleme ve dışkı miktarından kaynaklı olduğu söylenebilir. Toplam fosfor düzeyinin 1. istasyonda diğer istasyonlara göre fazla çıkması, bu bölgede tarımsal arazilerden, evsel ve çevresel atıklardan yeraltına suların sızdığını düşündürmüştür. Suda TN/TP oranları 1. istasyonda: 46; 2. istasyonda: 47; 3. istasyonda: 46; 4. istasyonda: 48 ve 5. istasyonda: 46 olarak belirlenmiştir.

Çalışma sonucunda sedimentte toplam azot (SD-TN) değerleri mevsimsel olarak en düşük 700,5 mg/kg olarak 1. istasyonda kış mevsiminde, en yüksek ise 1542,1 mg/kg ile yaz mevsiminde akıntı hızının düştüğü, sığ ve balçık sediment yapısına sahip olan 5. istasyonda belirlenmiştir. Bu durum,

Cüce ve Bakan (2005) tarafından belirtildiği gibi, bölgede karasal ve sucul bitkilerin yoğun olması ve cansız bitki, yem ve dışkı atıklarının ve yağmur suları ile taşınan azotun sedimentte çökerek birikmesi ile açıklanabilir. Sedimentte azot ve fosfor birikiminin aynı zamanda su akış hızı ve kirlilik süresiyle de ilişkili olduğu bildirilmiştir (Wetzel, 2001). SD-TN düzeyi mevsimsel olarak incelendiğinde su debisinin yüksek olduğu kış döneminde en az birikim gözlenirken, yazın su debisinin azalması sedimentteki azot düzeyinde artmasına neden olmuştur. Çalışmamızda 5. istasyona kadar sedimentteki azotun su akışı ile birlikte taşındığı ve bu istasyonda akış hızının düşerek suyun sığlaşmasından dolayı sedimentte birikim gösterdiği belirlenmiştir.

Sedimentte toplam fosfor (SD-TP) değeri ise mevsimsel olarak en yüksek 156,14 mg/kg ile 5. istasyonda yaz mevsiminde, en düşük ise 76,52 mg/kg ile 2. istasyonda kış mevsiminde tespit edilmiştir. İstasyonlardaki SD-TP düzeyi karşılaştırıldığında, 5. istasyonda toplam fosfor yükünün en fazla olduğu görülmüş, bunun sebebi olarak bu istasyonda su akıntı hızı düşerek derenin sığlaşmasına ve balçık sediment yapıya sahip olmasına bağlanmıştır. 2. istasyonda gözlenen en düşük SD-TP düzeyinin ise suyun akış hızının fazla ve Mainstonea ve Parr (2002)'ın belirttiği gibi sedimentin kumlu yapıya sahip olmasından dolayı fosforun sedimentte birikimi düşük olması ile açıklanmıştır. Toplam fosfor mevsimsel olarak yazın azalan su debisinden dolayı çevresel (evsel, hayvansal, tarımsal) kirlenmeler ile balıklar tarafından yenemeden su ortamına karışan yemlerden ve balık dışkılarından gelen fosfor yükünün sedimentte birikmesi dolayısıyla artış göstermiş, kış mevsiminde ise artan su debisiyle birlikte tekrar azalmıştır. İstasyonlardaki ortalama SD-TP değerleri ise 95 - 145 mg/kg aralığında belirlenmiştir. İkinci işletmenin giriş noktası olan 3. istasyonda yüksek akıntı hızı ile birlikte sediment yapısının kayalık olmasından dolayı sediman birikimi olmadığı için örnekleme yapılamamıştır.

Su ürünleri yetiştiriciliğinin artmasıyla birlikte çevre sorunları da son yıllarda ön plana çıkmaya başlamıştır. Sebebi ise yetiştiricilik faaliyet alanlarının artmasıyla birlikte oluşan kirlilik yükünün hissedilir derecede olmasıdır. Bu çalışmada aradığımız sonuç, dere ve akarsularda yapılan yetiştiricilik çevreyi kirletiyor mu, yoksa suyun belirli hızdaki akışından dolayı su kendini devamlı yeniliyor mu sorusunun cevabını bulabilmektir.

Su kirliliği kontrol yönetmeliğine (SKKY, 2004) göre tüm istasyonların ortalaması bakımından Karapınar Deresi; sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen, nitrat azotu, amonyum azotu ve toplam fosfor yönünden I. sınıf; nitrit azotu bakımından II. sınıf ve kimyasal oksijen ihtiyacı bakımından 2. ve 5. istasyonlar II. sınıf, 1., 3. ve 4. istasyonlar ise III. sınıf olarak belirlenmiştir. Doods vd., (1998) akarsu sistemlerini toplam azot düzeyine (mg/l) göre yaptıkları sınıflandırmada <0,7 oligotrofik, 0,7-1,5 mezotrofik ve >1,5 ötrofik olarak belirtmiştir. Buna göre Karapınar Deresi toplam azot düzeyi bakımından mezotrofik sınıfta yer almaktadır. Doods vd., (1998) akarsu sistemlerini toplam fosfor düzeyine (mg/l) göre yaptıkları sınıflandırmada <0,025 oligotrofik, 0,025-0,075 mezotrofik ve >0,075 ötrofik olarak belirtmiştir. Buna göre Karapınar Deresi toplam fosfor düzeyi bakımından oligotrofik sınıfta yer almaktadır. Doods vd., (1998), akarsu sistemlerini klorofil-*a* düzeyine (µg/l) göre yaptıkları sınıflandırmada ise klorofil-*a* düzeyi <10 oligotrofik, 10-30 mezotrofik ve >30 ötrofik olarak belirtmiştir. Bu sınıflandırmaya göre Karapınar Deresi klorofil-*a* düzeyi bakımından oligotrofik sınıfta yer almaktadır. Karapınar Deresi trofik sınıflandırmaya göre, klorofil-*a* ve toplam fosfor düzeyi bakımından oligotrofik, toplam azot düzeyi bakımından mezotrofik sınıfta yer almaktadır. Sularda toplam azot (TN)/toplam fosfor (TP) oranı algal büyümeler için sınırlayıcı besin elementinin tespit edilmesi için yaygın olarak kullanılmaktadır. Eğer TN/TP <10 ise azot, TN/TP >17 ise fosfor sınırlayıcı besin elementidir (Smith, 1982). TN/TP oranı incelendiğinde tüm istasyonlarda fosfor sınırlayıcı element olarak tespit edilmiştir. pH, çözülmüş oksijen, askıda katı madde, toplam alkalinite, toplam sertlik, nitrit azotu ve nitrat azotu değerlerinin EPA (1986)'nın belirtmiş olduğu limit değerlerin üzerine çıkmadığı tespit edilmiştir.

Belirlenen istasyonlarda 1 yıl süreli çalışmalarda elde edilen veriler değerlendirilmiş ve tatlı sularda yapılan balık yetiştiriciliğinin akıntı sebebiyle, çeşitli faaliyetler sonucu oluşan kirlilik etmenlerinin büyük oranda elimine ettiği görülmüştür. Tüketilmeyen yemler ve balıkların metabolik faaliyetlerinden kaynaklanan atıklar yüksek debi sayesinde birikim yapmamaktadır.

Akarsular üzerinde yapılan su ürünleri yetiştiriciliğinde büyük boyutta kirlenme görülmemesine rağmen olası kirlilik faktörlerinin minimum seviyeye indirilmesi, yetiştiricilik sektörünün ilerlemesine yardımcı olacaktır. Her üç işletmenin de pelet yem kullandığı göz önüne alındığında, yüksek enerjili, sindirilebilirliği yüksek ve fosfor içeriği düşürülmüş ekstrude yem kullanımı ile işletmelerden

kaynaklanan azot-fosfor yükünün azaltılarak su kalitesinin artırılması önemli bir unsur olarak görülmektedir. Bu sebeple, akarsular üzerinde yapılan yetiştiriciliğin çevreye etkisini azaltmak için işletmelerden çıkan atık suların arıtmaya tabi tutulması, suda istenilen süre kalabilen ve balıklar tarafından tamamen tüketilebilecek yem tipleri kullanılması ve stoklama yoğunluğu gibi faktörlere dikkat edilmelidir. Böylelikle su ürünleri işletmelerinden kaynaklanan etkilerin en aza ineceği bir gerçektir.

Teşekkür: Bu çalışma, Yüksek Lisans tezinden özetlenmiştir. Bu çalışmanın gerçekleşmesinde maddi imkan sağlayan Mersin Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP) birimine (Proje No: BAP-FBE SÜ (HMK) 2011-7 YL) katkılarından dolayı teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

- Akkaya, C., Efeoğlu, A., & Yeşil, N. (2006). Avrupa Birliği su çerçeve direktifi ve Türkiye’de uygulanabilirliği. *TMMOB Su Politikaları Kongresi*, Ankara, 195-204.
- Anonim, (2008). 2007 yılı Mersin il çevre durum raporu. Mersin Valiliği İl Çevre ve Orman Müdürlüğü, Mersin, 328s.
- Anonim, (2019). Su ürünleri istatistikleri. (Erişim tarihi: 11/08/2019). <https://www.tarimorman.gov.tr/sgb/Belgeler/SagMenuVeriler/BSGM.pdf>
- APHA, (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed.). American Public Health Association, Washington DC USA.
- Chapman, D., & Kimstach, V. (1996). *Selection of water quality variables. in: water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. (Chapman, D.) University Press, Cambridge, 651p.
- Cloern, J. E., (2001) Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Cüce, H., & Bakan, G. (2005). Kızılırmak Nehri’nde ‘sediman oksijen ihtiyacı (soi)’ belirleme çalışmaları (Poster Sunum). *VI. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, 24-26 Kasım 2005, İstanbul.
- Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 32(5), 1455-1462.
- EPA, (1986). Quality criteria for water. Washington, 477p.
- Fadaiefard, F., Raissy, M., Faghani, M., Majlesi, A., & Nodeh Farahani, G. (2012). Evaluation of physicochemical parameters of waste water from rainbow trout fish farms and their impacts on water quality of Koohrang Stream – Iran. *International Journal of Fish Aquaculture*, 4(8), 170-177.
- FAO, (2018). The state of world fishers and aquaculture. *Meeting The Sustainable Development Goals*, Food and Agriculture Organization, Rome, 210p.
- Fianko, J. R., Lowor, S. T., Donkor, A., & Yeboah, P. O. (2010). Nutrient chemistry of the Densu River in Ghana. *The Environmentalist*, 30, 145-152.
- Fytianos, K., Siumka, A., Zachariadis, G. A., & Beltsios, S. (2002). Assessment of the quality characteristics of Pinios River, Greece. *Water, Air, and Soil Pollution*, 136, 317-329.
- Helfrich, L. A. (1998). Impacts of trout culture effluent on water quality and biotic communities in Virginia headwater streams. *The Progressive Fish-Culturist*, 60(4), 247-262.
- Koçer, M. A. T., & Sevgili, H. (2014). Parameters selection for water quality index in the assessment of the environment impacts of land-based trout farms. *Ecological Indicators*, 36, 672-681.
- Mainstonea, C. P., & Parr, W. (2002). Phosphorus in rivers - ecology and management. *The Science of The Total Environment*, 282(283), 25-47.
- Manoochehri, H., Abedi, M., Hashemi, M., & Boustani, F. (2010). An assessment of fish processing plant discharge effluent on the Tizab River. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 46, 146-147.
- Millen, A., & Redding, T. A. (1998). Environmental management for aquaculture. *Kluwer Academic Publishers*, London, 21-56p.
- Odabaşı, S., & Büyükkateş, Y. (2009). Klorofil-*a*, çevresel parametreler ve besin elementlerinin günlük değişimleri: Sarıçay Akarsuyu Örneği (Çanakkale, Türkiye). *Ekoloji*, 19(73), 76-85.
- Ouyang, Y., Nkedi-Kizza, P., Wu, Q. T., Shinde, D., & Huang, C.H. (2006). Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research*, 40(20), 3800-3810.
- Öner, E., Hocaoğlu, B., & Uncu, L. (2005). Tarsus Ovası’nın jeomorfolojik gelişimi ve Gözlükule Höyüğü. *Türkiye Kuvaterner Sempozyumu*, 2-5 Haziran, İstanbul, 82-89.

- Özbay Ö., Göksu M. Z. L., & Alp M. T. (2011). Bir akarsu ortamında (Berdan Çayı, Tarsus-Mersin) en düşük ve en yüksek akım dönemlerinde bazı fizikokimyasal parametrelerin incelenmesi. *Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 23(1), 31-39.
- Özbay Ö., Göksu M. Z. L., & Alp M. T. (2012). Akarsu ortamında su kalite parametrelerinin incelenmesi, Berdan Çayı örneği (Tarsus-Mersin). *Ç.Ü. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 28(1), 109-117.
- Pulatsü, S., Rad, F., Köksal, G., Aydın, F., Karasu Benli, A. C., & Topçu, A. (2004). The impact of rainbow trout farm effluents on water quality of Karasu Stream, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 4, 09-15.
- Pulatsü, S., & Çamdeviren, H. (1999). Sakaryabaşı Alabalık Çiftliği giriş ve çıkış suyunun kalite özellikleri. *Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Tarım Bilimleri Dergisi*, 5(2), 30-359.
- Reynolds, C. S. (1993). *The Ecology of freshwater phytoplankton* (ecology, biodiversity and conservation). Cambridge University Press, Cambridge, 384p.
- Risch, M. R. (2004). Chemical and biological quality of surface water at the U.S. army atterbury reserve forces training area near Edinburgh, Indiana, Semptember 2000 through July 2001. *Geological Survery Water-Resources Investigations Report*, 87,03-4149.
- Saremi, A., Saremi K., Saremi, A., Sadeghi, M., & Sedghi H. (2013). The effect of aquaculture effluents on water quality parameters of Haraz River. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 12(2), 445-453.
- SKKY, (2004). Su kirliliği kontrolü yönetmeliği, 31 Aralık 2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- Smith, A. J. E. (1982). *Epiphytes and epiliths. in bryophyte ecology*, London, Chapman and Hall, 191-227.
- Şen, B., Koçer, M. A. T., & Alp, M. T. (2002). Hazar Gölü'ne boşalan akarsuların bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 14(1), 241-248.
- Tanigawa, T., Yamashita, A., & Koizumi, Y. (2007). Effect of effluents from a new fish farming site on the benthic environment. *Bulletin of Fish Research Agents*, 19, 69-77.
- Taş, B., Candan, A. Y., Can, Ö., & Topkara, S. (2010). Ulugöl (Ordu)'ün bazı fiziko-kimyasal özellikleri. *Journal of Fisheries Sciences*, 4(3), 254-263.
- Taşdemir, M., & Göksu, Z. L. (2001). Asi Nehri'nin (Hatay, Türkiye) bazı su kalite özellikleri. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 18(1-2), 55-64.
- Tekinay, A. A., Güroy, D., & Çevik, N. (2009). The environmental effect of a land-based trout farm on Yuvarlakçay, Turkey. *Ekoloji*, 19(73), 65-70.
- Tepe, Y., Ateş, A., Mutlu, E., & Töre, Y. (2006). Hasan Çayı (Erzin-Hatay) su kalitesi özellikleri ve aylık değişimleri. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 23(1/1), 149-154.
- Türkoğlu, E., Doğan, A., Serin, D. S., & Özsoy, T. (2007). Kilikya akarsularının iyonik bileşimi ve su kalitesi üzerine bir çalışma. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*, 3-5(5-8), 618-627.
- Varol, M. (2004). *Hazar Gölü'ne dökülen Behrimaz Çayı'nın fiziksel ve kimyasal özellikleri*. Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Elazığ, 109s.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology; lake and river ecosystems*. Academic Press, New York, California, 1006p.
- Wetzel, R.G., & Likens, G.E. (2000). *Limnological analyses*. Springer Science Business Media. United States of America, 435p.
- Yıldırım, H. B., & Pulatsü, S. (2011). Karada kurulu alabalık işletmeleri (Fethiye, Muğla) çıkış suları özelliklerinin yasal düzenlemeler çerçevesinde değerlendirilmesi. *Ekoloji*, 20, 48-54.

Spawning Period and Size at Maturity of the Thornback Ray, *Raja clavata* (Linnaeus, 1758), (Elasmobranchii: Rajidae) in the Black Sea

Sabri BİLGİN^{1*}, Hatice ONAY²

¹Sinop University, Faculty of Fisheries, Sinop - TR57000, Turkey

²Recep Tayyip Erdoğan University, Faculty of Fisheries, Rize - TR53000, Turkey

*Corresponding Author: srbilgin@hotmail.com

Research Article

Received 11 May 2020; Accepted 14 September 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Bilgin, S., & Onay, H. (2020). Spawning period and size at maturity of the thornback ray, *Raja clavata* (Linnaeus, 1758), (Elasmobranchii: Rajidae) in the Black Sea. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 525-534. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.735868>

Abstract

To describe the spawning period, size at maturity (L_m), reproductive load (L_m/L_{max}), length at maximum yield per recruit (L_{opt}) of thornback ray (*Raja clavata*); and to assess the differences in these parameters from other populations, a total of 18 months samplings were conducted between February 2011 and December 2013 in the southeast Black Sea. A total of 265 (160 females and 105 males) specimens of thornback ray were examined. The mean total length (L) of females was significantly greater than the mean total length of males ($p < 0.05$). The GSI analysis revealed that thornback ray showed reproductive activities throughout the year. The L_m was estimated as 75.44 cm for females and 71.71 cm for males. The L_{opt} was estimated from the empirical relationships between the L_{opt} and L_m , and it was larger than L_m for both sexes.

Keywords: Life history, reproduction biology, maturation, fisheries management

Karadeniz’de Vatoz Balığının, *Raja clavata* (Linnaeus, 1758) (Elasmobranchii: Rajidae) Üreme Zamanı ve Cinsi Olgunluk Boyu

Özet

Karadeniz’de vatoz balığının üreme zamanı, cinsi olgunluk boyu (L_m), üreme yükü (L_m/L_{max}) ve yeni birey katılım başına maksimum ürün boyunu (L_{opt}) belirlemek ve bu parametreleri diğer popülasyonlarda yapılan çalışma sonuçlarıyla kıyaslama için Ocak 2011 ve Aralık 2013 arasında 18 ay örnekleme yapılmıştır. Toplam 265 birey (160 dişi, 105 erkek) incelenmiştir. Dişilerin ortalama toplam boyu erkeklerden istatistiksel olarak büyük hesaplanmıştır ($p < 0,05$). GSI değerleri üreme aktivitesinin yıl boyu devam ettiğini göstermiştir. L_m dişiler için 75,44 cm, erkekler için 71,71 cm olarak hesaplanmıştır. Her ikincisiyet için tespit edilen L_m değeri L_{opt} değerinden büyük bulunmuştur ($L_m > L_{opt}$).

Anahtar kelimeler: Hayat döngüsü, üreme biyolojisi, olgunlaşma, balıkçılık yönetimi

INTRODUCTION

The thornback ray, *Raja clavata* (Linnaeus, 1758), is a widely distributed skate in Eastern Atlantic and Southwest Indian Ocean: Iceland to Madagascar, including the Mediterranean and Black Sea (Froese and Pauly, 2019). It is most abundant in 10-60 m of water off coastal areas and inhabits a variety of substrates, including mud, sand, shingle, gravel, and rocky areas (Froese and Pauly, 2019). It was reported between 10 and 300 m in the North Sea (Walker et al., 1997) and between 300 and 577 m in the Ionian Sea (Mytilineou et al., 2005). In the North Sea, adults move to offshore, relatively deep water (up to 30 m) in the winter months (December to March) and returned to shallow, inshore waters (up to 10 m) in the summer months (Walker et al., 1997). In the Black Sea, it habits mainly between 20 and 40 m (Saglam and Ak, 2011), up to 120 m deep (Demirhan et al., 2005) and feeds on preferably crustaceans such as shrimp and crab species and fish as whiting, red mullet, and goby (Demirhan et al., 2005; Saglam and Bascinar, 2008). Ray species are among the top predators in the marine environment, affecting the populations of fish and invertebrates at lower trophic levels (Ellis et al. 1996). Moreover, rays represent an important constituent of the multispecies demersal landings caught especially by demersal trawling gear. Rays are also an important bycatch in the gill and tangle net fisheries in Turkey. In some areas, a large part may be discarded, with only the largest ones being

landed for consumption on the European market (Fahy, 1989). However, in some demersal fisheries (e.g. in the Bristol Channel, Irish Sea, and the North Sea) immature fish are also marketable (Fahy, 1989; Walker, 1999).

Till the early 1990s, the whole yield of thornback ray was processed into minced meat for feeding of poultry and other domestic animals in Ukraine (Shlyakhov and Charova, 2003). After the 2000s, there has been observed people's demand for thornback ray as human food in the Black Sea countries. Moreover, some studies were carried out on the processing of this fish and suggested that it can be a good alternative for surimi production due to their white meat and low-fat content (Turan and Sönmez, 2009). In recent years, there is no evidence that thornback ray is a target species for consumption. They are only accidentally caught during trawl and turbot gill fisheries and released back into the Black Sea completely as live and/or dead (personal observation).

Reproduction biology parameters such as spawning season, size at maturity, fecundity, and others (e.g. reproductive load, etc.) are key population input parameters in the assessment and management of exploited and/or unexploited fish stocks (Tsikliras et al., 2010; Tsikliras and Stergiou, 2014). These reproduction biology parameters of thornback ray were previously reported from different geographic regions such as British water (Steven, 1934; Ryland and Ajayi, 1984; McCully et al., 2012), Irish sea (Nottage and Perkins, 1983; Gallagher et al., 2005; Whittamore and McCarthy, 2005), Adriatic sea (KrstulovićŠifner et al., 2009; Jardas, 1973), Portuguese coast of Atlantic (Serra-Pereira et al., 2011), Mediterranean Sea of Tunisia and France coast (Kadri et al., 2014; Capapé et al., 2007). Moreover, previous research into thornback ray reproduction has been rather fragmentary in the Black Sea. Only two studies have been conducted on the subject on the Black Sea coast of Turkey so far (Demirhan et al., 2005; Saglam and Ak, 2011). Any changes in the ecosystem and environmental conditions together with global warming may cause a serious impact on the fish population as possible influence spawning period, maturity, etc. The maturity of fish could vary among year classes of the same stock even though growth remained constant from year to year and the variation could be attributed to the temperature regime that fish were exposed to during the early life stage (Alm, 1959). Furthermore, fluctuations in both ambient water temperature and the abundance of stock between years are considered as factors affecting sexual maturity (O'Brien, 1999). For better understanding the possible changes in thornback ray population, frequent monitoring surveys are very essential. The present study contains current results, which will allow for a better understanding of this fish population in the south-eastern Black Sea since the species has been declared as a near threatened (NT) species in the IUCN red list of threatened species (Ellis, 2016).

The objective of the present study was to contribute with information on the spawning period, provide first findings of length at maximum yield per recruit (L_{opt}) and reproductive load (L_m/L_{max}) of this species, also to present some detailed estimation on the size at maturity (L_m) necessary for the introduction of suitable management plans for thornback ray in the Anatolian coast of the Black Sea and to assess the differences in these parameters in other populations of the different geographical region.

MATERIALS and METHODS

Study area and sampling

Samples of thornback ray (*R. clavata*) were collected on the Rize province coasts of the southeastern Black Sea (Fig. 1) using turbot gill net with 360 mm stretched mesh size and beam trawl with 15 mm cod-end stretched mesh size. Although commercial turbot gill net is banned in the Turkish Black Sea coast between May and June, and also beam trawl during the year, sampling surveys were conducted with a special permit for turbot fishery to determine the interaction between turbot fishery and cetaceans, and to determine crab population dynamics. Since monthly sampling was not carried out regularly, a total of 18 sampling months (In 2011: February, March, April, May, June, August; In 2012: April, May, June, July and in 2013: January, February, March, April, May, October, November, and December) were seasonally evaluated to determine spawning period. Seasons were grouped as winter (December - February), spring (March-May), summer (June - August), and autumn (September - November). For each specimens, total length (TL) was recorded to the nearest 1 mm on the linear axis as the distance between the tip of the snout to the end of the tail. Total wet weight (W) and gonad weight (W_g) were recorded to the nearest 0.1 g.

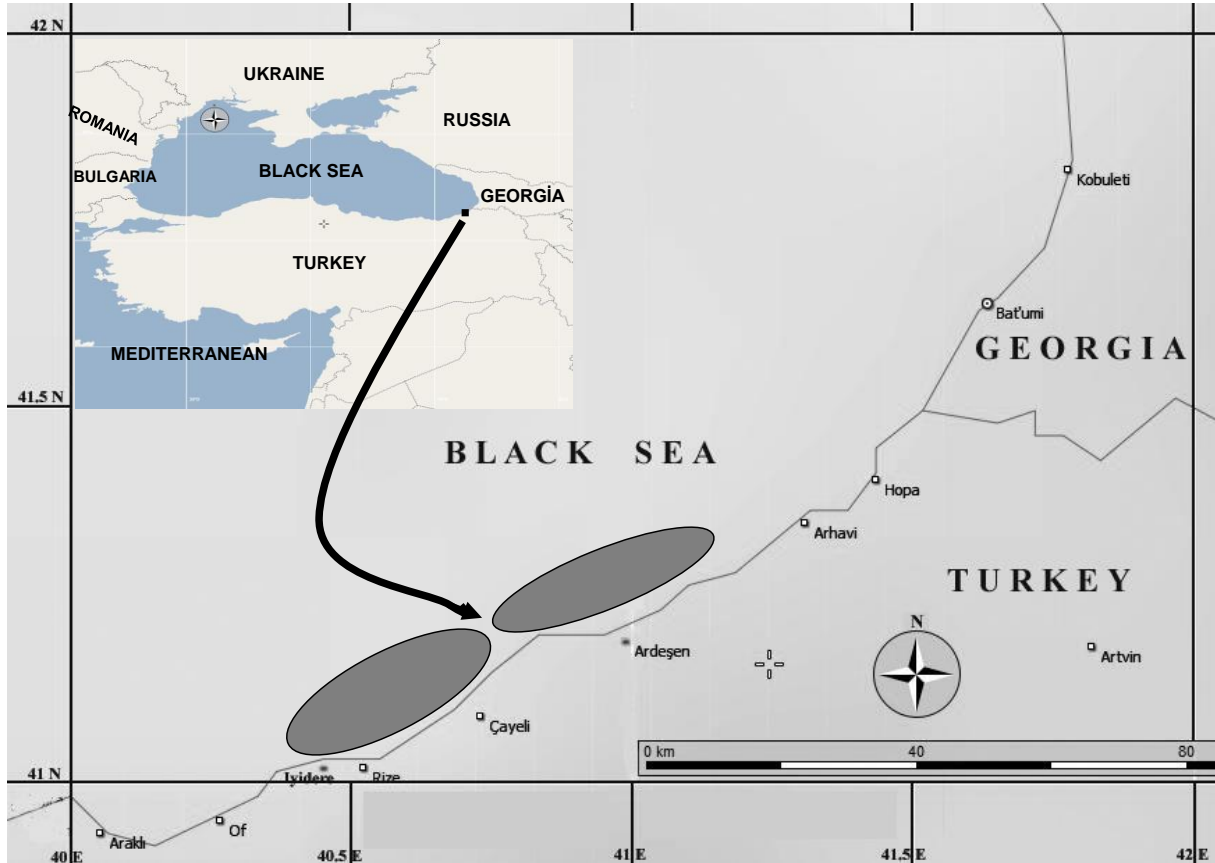


Figure 1. Sampling area of thornback ray (*Raja clavata*) around the Rize province in the south-east Black Sea, Turkey

Maturity and spawning period

The maturity stages of examined thornback ray specimens were assigned according to the maturity scale proposed by both Serra-Pereira et al. (2011) and Saglam and Ak (2011): stage (1) immature, stage (2) maturing, stage (3) mature, and/or actively-post spawning.

The spawning period was graphically determined for both sexes by the seasonal variation of the mean values of the gonadosomatic index (*GSI*) as:

$$GSI = \frac{W_g}{W} \times 100,$$

where W_g is gonad weight (g), W is the total thornback ray weight (g).

Size at sexual maturity (L_m)

Size at sexual maturity was determined from both sexes of thornback ray by calculating the proportion of mature specimens in 5 cm size classes. Individuals with stage 2 and 3 were considered as mature (Serra-Pereira et al., 2011; Saglam and Ak, 2011). The proportion of mature female and male by size were fitted to the logistic equation:

$$P = \frac{1}{1 + e^{-a+bL}},$$

where, P is the proportion of mature specimens, a and b are the coefficients of the equation, and L is the total length. Size at sexual maturity (L_m), corresponding to 50% sexually mature for specimens, was calculated from $-(a/b)$.

Length at maximum yield per recruit (L_{opt})

Length at maximum yield per recruit for both sexes of thornback ray was calculated from the following empirical equation suggested by Froese and Binohlan (2000).

$$\log L_{opt} = 1.053 \times \log(L_m) - 0.0565,$$

where, L_m is the size at sexual maturity (or the length at which 50% of a population become sexually mature for the first time).

RESULTS

A total of 265 (160 female and 105 male) specimens of thornback ray were examined. The total length ranged 13.1 and 95.9 cm (mean 73.06 ± 1.568 cm) for females and between 12.5 and 99.2 cm (mean 67.9 ± 2.07 cm) for males. Size frequency distribution between sexes were significantly different (Kolmogorov-Smirnov two-sample test; $d = 0.197, P < 0.05$). Female mean total length was significantly (t-test, $P < 0.05$) greater than the corresponding one for males.

Spawning period

The gonadosomatic index (GSI) values varied between 0.93 (winter) and 0.95 (spring) for both sexes (Fig. 2). The difference between the mean seasonal GSI values of female and male were not significantly different (ANOVA, $P > 0.05$). The GSI analysis revealed that thornback ray showed reproductive activities throughout the year.

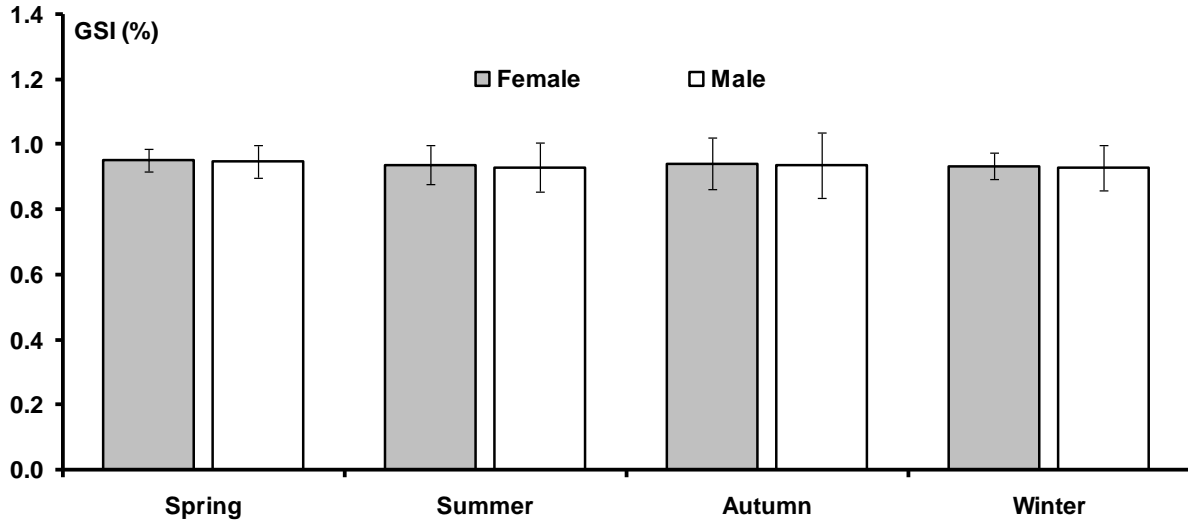


Figure 2. Seasonal variation of the gonadosomatic index (GSI) of thornback ray (*Raja clavata*) around the Rize province in the south-east Black Sea. Vertical bars indicate the standard error

Size at maturity (L_m)

Total length of female ranged between 13.1 and 75.0 cm ($n = 37$) in stage I (immature), between 71.0 and 88.1 cm ($n = 8$) in stage II, between 67.0 and 95.9 cm ($n = 115$) in stage III. When it comes to males, total length ranged between 15.5 and 68.3 cm ($n = 33$) in stage I (immature), between 61.0 and 82.5 cm ($n = 18$) in stage II, between 66.0 and 99.2 cm ($n = 54$) in stage III.

Size at sexual maturity was estimated from 265 thornback ray of which 195 were mature (Fig. 3). The relationship between total length and the proportion of mature females was:

$$P = \frac{1}{1 + e^{14.447 - 0.1915 * TL}} \text{ and for males it was: } P = \frac{1}{1 + e^{13.955 - 0.1946 * TL}}$$

from this, the estimated size for 50% sexual maturity (TL_{50}) was 75.44 cm for females and 71.71 cm for males (Fig. 3).

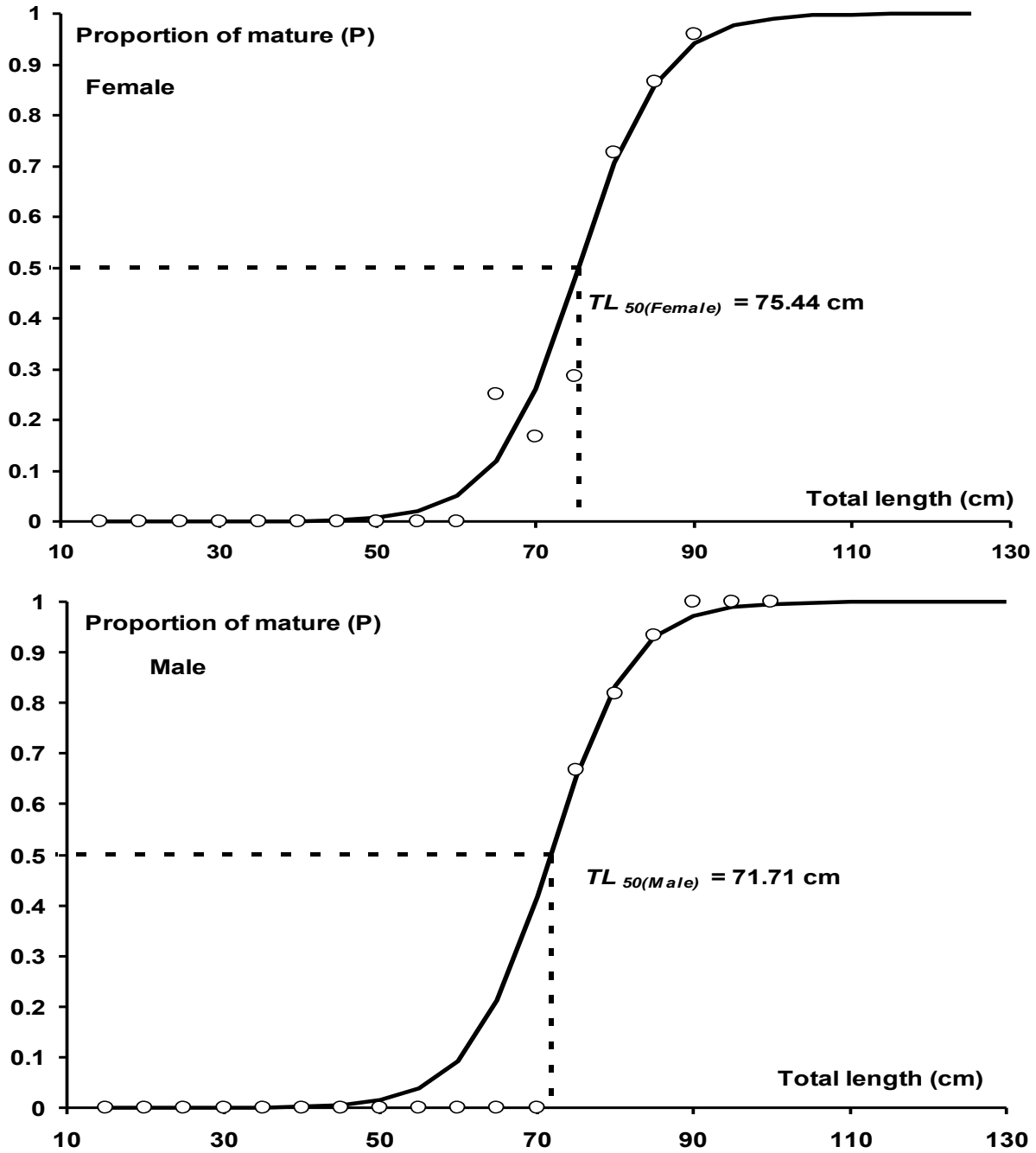


Figure 3. Logistic function fitting the proportion of mature female and male with total length (cm). TL_{50} corresponding to proportion of 50% of mature specimens

Length at maximum yield per recruit (L_{opt})

The L_{opt} was estimated from the empirical relationships between length at maximum yield per recruit and size at maturity. Thus, L_{opt} was estimated as 83.3 cm for females and 79.0 cm for males, and also L_{opt} was larger than L_m for both sexes of thornback ray.

DISCUSSION

Spawning period

In the latest study, spawning period of the Mediterranean marine fish species except Black Sea fish was reviewed by Tsikliras et al. (2010) and were classified in two main groups as cold (October, November, December, January, February, March, April), and warm (May, June, July, August, September) months. A small percentage (5.1%: 26 stocks including 13 species) of the Mediterranean fish stocks were also reported as all year-round spawner. However, thornback ray data were never

presented in the review. It was described firstly as an all year round spawner in British waters by Holden (1975). Later, continuous spawning was reported from the southern North Sea (Pawson and Vince, 1999) off the coast of Languedoc, southern France, northern Mediterranean (Capapé et al. 2007) and of the Trabzon province, the southeastern Black Sea, Turkey (Saglam and Ak, 2011). Similar to previous studies, all year round spawning feature for thornback ray has been proven and/or redefined from the present study in the Black Sea. Continuous spawning was also reported for other rajid species such as eyespot skate, *Atlantoraja cyclophora* (Regan, 1903) (Oddone and Vooren, 2005), and spotted ray, *Raja montagui* Fowler, 1910 (Walker, 1999). Contrary to the aforementioned results, thornback ray did not report as a continuous spawner in the north (Matosinhos) and the center (Peniche) of Portugal (Serra-Pereira et al., 2011) and in the Gulf of Gabès (south-central Mediterranean) (Kadri et al., 2014). Although there is an evidence that the duration of the spawning period may vary both annually and geographically, it was suggested that length of daylight is the main factor controlling the ovarian cycle and that temperature controls the rate of egg laying (Holden, 1975). Holden et al. (1971) demonstrated that the rate and peaks of egg deposition in different ray species such as thornback ray, blonde ray (*Raja brachyura* Lafont, 1871), and spotted ray were dependent on water temperature fluctuations. As can be seen from the above explanations, the spawning period of thornback ray may vary according to the region and years in the Mediterranean Sea (Capapé et al. 2007; Kadri et al., 2014), but this event has not yet been proven for the stock of the Black Sea and the North Sea.

Length at maximum yield per recruit (L_{opt})

The L_{opt} is an important fishery management parameter, because it is obtained at an intermediate age t_{opt} where the result of the number of surviving individuals multiplied by their average weight results in the highest biomass, usually corresponds to the highest egg production and also it can be a useful tool in defining routine fisheries management measures such as minimum size limits, closed seasons, etc. (Holt, 1958; Gulland, 1983; Froese and Binohland, 2000). However, estimation of L_{opt} requires knowledge of basic population parameters as natural mortality (M) and the von Bertalanffy growth function parameter, K . This two parameters are not easily obtained. Therefore, an empirical relationship ($\log L_{opt} = 1.053 \cdot \log L_m - 0.0565$) was reported between L_{opt} and L_m to provide an estimation of this parameter (Froese and Binohland, 2000). In the previous studies reported on thornback ray, L_m values were assembled and L_{opt} values calculated using the proposed formula, and the results were shown in table 1. The outcomes of previous studies which are conducted in different geographical areas showed that the L_{opt} ranged between 64.1 and 81.0 cm (mean 70.7 ± 1.4 cm) for males and between 64.9 and 101.5 cm (mean 79.0 ± 2.7 cm) for females (Table 1). Moreover, the L_{opt} values for females were greater than males and L_{opt} values were greater than L_m for both sexes of thornback ray (Table 1). In the present study, similar results were found for both sexes of thornback ray stocks in the Black Sea. Besides, when using the recommended empirical formula for calculation L_{opt} from L_m , the calculated L_{opt} value may be smaller than to L_m in small fish species, whereas in large fish species (slow-growing species) L_{opt} is usually larger than L_m (Froese and Binohlan, 2000). E.g. for small L_m values (e.g. $L_m = 10.5$ cm), L_{opt} is a lower value (10.4 cm) than L_m , and also for higher L_m values (e.g. $L_m = 90$ cm), L_{opt} is a higher value (100.3 cm) than L_m . Thus, thornback ray is a slow-growing and long-lived fish species (Ryland and Ajayi, 1984), it may be considered normal that L_{opt} values are higher than L_m values for both sexes of thornback ray stock in the Black Sea.

Reproductive load (L_m/L_{max})

L_m/L_{max} ratio can be used to compare potential trends in maturation and energetic investment in reproduction and/or growth for fish species (Tsikliras and Stergiou, 2014) and also express the proportion of the potential growth span of the species before maturation (Beverton 1963), so this ratio was calculated to compare and/or to express the reproductive load from different stock in different geographical areas for thornback ray (Table 1). The results of previous studies which are conducted in different geographical areas and/or different latitude showed that the L_m/L_{max} ratio of thornback ray ranged between 61.1 and 80.9 (mean 69.9 ± 1.5) for males and between 69.0 and 88.9 (mean 75.3 ± 2.1) for females (Table 1). Moreover, the L_m/L_{max} ratio of different species such as Mediterranean starry ray *Raja asterias* Delaroché, 1809, longnose skate *Beringraja rhina* (Jordan & Gilbert, 1880), brown ray *Raja miraletus* Linnaeus, 1758, undulate ray *Raja undulata* Lacepède, 1802 belonging to Rajidae family ranged between 0.74 and 0.88 for males and between 0.83 and 0.90 for females in the Mediterranean (Tsikliras and Stergiou, 2014). These results showed that L_m/L_{max} ratio of females was

generally larger than males. In the present study, similar results were found for thornback ray stocks in the Black Sea. Moreover, L_m/L_{max} ratio may vary within and between different species due to many factors such as sampling strategy (e.g. sampling depth), latitude variation (depending on water temperature) and nutritional quality or availability of food, etc. (Capapé, 1976; Longhurst and Pauly, 1987; Abookire and Macewicz, 2003; Trip et al., 2014; Tsikliras and Stergiou, 2014).

Size at maturity (L_m)

Size at maturity is an important fisheries management parameter because it is the basis in setting the minimum landing size (MLS) of exploited fish stocks, i.e. the minimum legal size under which fish should not be caught (Tsikliras and Stergiou, 2014). The results of previous studies which are conducted in different geographical areas showed that the L_m values of thornback ray ranged between 58.8 and 73.5 cm (mean 64.6 ± 1.2 cm) for males and between 59.5 and 91.0 cm (mean 71.7 ± 2.3 cm) for females (Table 1). According to the previous results, L_m values of females were calculated to be larger than males in 13 studies except for two studies (Jardas, 1973; Ryland and Ajayi, 1984) for thornback ray (Table 1).

In the Black Sea, L_m value for thornback ray was previously reported as 66.7 cm for females and 64.0 cm for males (individuals collected using longline near the Georgian border at depths between 20 and 120 m in 2002 - 2003 and TL of samples was between 34.3 cm and 95 cm) (Demirhan et al., 2005). Later, L_m values were reported as 74.6 cm for females and 71.8 cm for males (individuals collected using bottom trawl off the coast of Trabzon province at 20 - 40 m depth in 2009 and TL was between 15.6 - 93 cm for females and between 14.3 - 92 cm for males) (Saglam and Ak, 2011). The L_m results of our study were larger than the study of Demirhan et al. (2005) but close to the study of Saglam and Ak (2011). These differences between the studies are most probably due to different length composition used to size at maturity calculation, different sampling methods, a different environmental condition such as temperature, and different fishing pressure levels among the years.

Thornback ray stocks are not under overexploitation in the eastern Black Sea and this species is caught only as by catch during the turbot gill nets fisheries and by catch, individuals are released back to the sea as alive or dead (personal observations). Maturity sizes of thornback ray obtained in the Black Sea are relatively larger than the reported in other regions (see Table 1). This variability may be most probably due to differences in fishing pressure and also differences in biotic and abiotic factors. It is reported that fishing pressure was brought about a reduction in the maturity size of thornback ray in the Solway Firth (Nottage and Perkins, 1983).

Size at maturity is a good predictor of vulnerability to fishing, especially for species maturing at larger-sized fish species (i.e., ≥ 25 cm and ≥ 3 years) such as thornback ray (Anderson et al. 2008; Tsikliras and Stergiou, 2014). Moreover, the overexploitation of small and/or immature individuals may have harmful consequences for recruitment and stock conservation. Thus, MLS should always exceed L_m regardless of species and stocks (Döring and Egelkraut 2008; Tsikliras and Stergiou, 2014). Thornback ray is not amongst commercially important fish species and no MLS limits are defined for the catch in the Black Sea. The results of the present study could be used as a biological input parameter regarded as a reference (e.g., the MLS: between 67 - 78 cm total length) for management of Black Sea stocks of this species. The MLS's have been implemented as 40 cm disc width for ray species in the Southern and the Kent and Essex Sea Fisheries Districts of the UK by Sea Fisheries Committees (Ellis, 2016).

Table 1. Comparison of maximum total length (L_{max} in cm), length at maximum yield per recruit (L_{opt} in cm), size at maturity, and reproductive load (L_m/L_{max} in %) of thornback ray (*Raja clavata*) in southeast Black Sea with previous study results in different geographical regions

Male				Female				Area	References
L_{max}	L_{opt}^{**}	L_m	L_m/L_{max}	L_{max}	L_{opt}^{**}	L_m	L_m/L_{max}		
107.4*	81.0	73.5	70.4	135.0*	101.5	91.0	71.2	British water, English Channel, UK	Steven (1934)
99.0	66.0	60.5	61.1	85.2*	64.9	59.5	69.6	British Isles, Camarthen Bay, UK	Ryland and Ajayi (1984)
94.0	72.9	66.5	70.7	98.0	82.9	75.1	76.6	British Isles, UK	McCully et al. (2012)
89.2*	67.7	62.0	69.7	93.9*	71.2	65.0	69.9	Irish Sea, Solway Firth	Nottage and Perkins (1983)
90.0	72.0	65.7	73.0	104.0	79.1	71.8	69.0	Irish Sea	Gallagher et al. (2005)
95.0	64.1	58.8	61.9	77.8	77.6	70.5	90.6	Irish Sea, Caernarfon Bay	Whittamore and McCarthy (2005)
73.3	64.6	59.3	80.9	95.0	66.8	61.2	64.4	Adriatic Sea, Croatia	KrstulovićŠifner et al. (2009)
93.6*	71.0	64.8	69.9	91.6*	69.5	63.5	69.8	Adriatic Sea	Jardas (1973)
105.0	74.2	67.6	64.4	96.5	86.7	78.4	81.2	Atlantic, Portuguese	Serra-Pereira et al. (2011)
89.0	71.2	65.0	73.0	104.0	87.4	79.0	76.0	Mediterranean Sea, Tunisia	Kadri et al. (2014)
85.0	65.3	59.9	70.5	85.0	83.5	75.6	88.9	Mediterranean Sea, France	Capapé et al. (2007)
95.0	70.0	64.0	67.4	88.2	73.2	66.7	75.6	Black Sea, Turkey	Demirhan et al. (2005)
92.0	79.1	71.8	78.0	93.0	82.3	74.6	80.2	Black Sea, Turkey	Saglam and Ak (2011)
$\bar{X} \pm SE$	70.7±1.4	64.6±1.2	69.9±1.5		79.0±2.7	71.7±2.3	75.3±2.1		

(*) : calculated from $L_{max} = (L_m - 5.541) / 0.633$ (Tsikliras and Stergiou, 2014), (**) : calculated from $\log L_{opt} = 1.053 \times \log(L_m) - 0.0565$ (Binohlan and Froese, 2009).

Acknowledgements: We thank Sami Akmermer, Kazım Akmermer, Uğur Akmermer and Ahmet Kalkavan for their help during the field studies. We would like to thank two anonymous reviewers for their helpful comments. This study was supported by Recep Tayyip Erdoğan University with project numbers 2013.103.03.1 and 2010.103.02.

REFERENCES

- Abookire, A.A., & Macewicz, B.J. (2003). Latitudinal variation in reproductive biology and growth of female *Dover sole* (*Microstomus pacificus*) in the North Pacific, with emphasis on the Gulf of Alaska stock. *Journal of Sea Research*, 50, 187-197. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(03\)00062-5](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(03)00062-5)
- Alm, G. (1959). *Connection between maturity, size and age in fishes*. Institute of Freshwater Research Report 40: Drottningholm. 145 pp.
- Anderson, C.N.K., Hsieh, C.H., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R.M., & Sugihara, G. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature*, 452, 835-839.
- Beverton, R.J.H. (1963). Maturation, growth and mortality of Clupeid and Engraulid stocks in relation to fishing. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent International pour l'exploration de la Mer*, 154, 44-67.
- O'Brien, L. (1999). Factors influencing the rate of sexual maturity and the effect on spawning stock for Georges Bank and Gulf of Maine Atlantic cod *Gadus morhua* stocks. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 25, 179-203.
- Capapé, C. (1976). Contribution à la biologie des Rajidae des côtes tunisiennes III. *Raja clavata* Linné, 1758: Répartition géographique et bathymétrie, sexualité, reproduction et fécondité. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 393, 907-922.
- Capapé, C., Guélorget, O., Siau, Y., Vergne, Y., & Quignard, J.P. (2007). Reproductive biology of the thornback ray *Raja clavata* (Chondrichthyes: Rajidae) from the coast of Languedoc (Southern France, Northern Mediterranean). *Vie et Milieu - Life and Environment*, 57, 83-90.
- Demirhan, S.A., Engin, S., Seyhan, K., & Akamca, E. (2005). Some biological aspects of thornback ray (*Raja clavata* L., 1758) in the Southeastern Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 5, 75-83.
- Döring, R., & Egelkraut, T.M. (2008). Investing in natural capital as management strategy in fisheries: the case of the Baltic Sea cod fishery. *Ecological Economics*, 64, 634-642. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.04.008>
- Ellis J. (2016). *Raja clavata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T39399A103110667. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T39399A103110667.en>. Downloaded on 06 July 2019.
- Ellis J.R., Pawson, M.G., & Shackley, S.E. (1996). The comparative feeding ecology of six species of shark and four species of ray (Elasmobranchii) in the North-East Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 7, 89-106. <https://doi.org/10.1017/S0025315400029039>
- Fahy, E. (1989). Fisheries for Ray (Batoidei) in Western statistical area VIIa, investigated through the commercial catches I. *Department of Marine, Dublin. Irish Fisheries Investigations, Series B(Marine)*, 34, 1-14.
- Frose, R., & Pauly, D. (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (12/2019).
- Frose, R., & Binohlan, C. (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56, 758 - 773. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb00870.x>
- Gallagher, M.J., Nolan, C.P., & Jeal, F. (2005). Age, growth and maturity of the commercial ray species from the Irish Sea. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35, 47-66.
- Gulland, J.A. (1983). *Fish stock assessment. A manual of basic method*. FAO, Wiley Series on Food and Agriculture: Rome. 241 pp.
- Holden, M.J. (1975). The fecundity of *Raja clavata* in British waters. *ICES Journal of Marine Science*, 36, 110-118. <https://doi.org/10.1093/icesjms/36.2.110>
- Holden, M.J., Rout, D.W., & Humphreys, C.N. (1971). The rate of egg laying by three species of ray. *ICES Journal of Marine Science*, 33, 335-339. <https://doi.org/10.1093/icesjms/33.3.335>
- Holt, S.J. (1958). The evaluation of fisheries resources by the dynamic analysis of stocks, and notes on the time factors involved. *ICNAF Special Publication*, 1, 77-95.
- Jardas, I. (1973). A contribution to our knowledge of the biology and ecology of thornback ray (*Raja clavata* L.) and brown ray (*Raja miraletus* L.) in the Adriatic. *Acta Adriat*, 15, 1-42.
- Kadri, H., Marouani, S., Saïdi, B., Bradai, M.N., Bouaïn, A., & Morize, E. (2014). Age, growth, sexual maturity and reproduction biology of the thornback ray, *Raja clavata* (L.), of the Gulf of Gabès (south-central

- Mediterranean Sea). *Marine Biology Research*, 10, 416-425. <https://doi.org/10.1080/17451000.2013.797584>
- KrstulovićŠifner, S., Vrgoč, N., Dadić, V., Isajlović, I., Peharda, M., & Piccinetti, C. (2009). Long-term changes in distribution and demographic composition of thornback ray, *Raja clavata*, in the northern and central Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 40-46. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01204.x>
- Longhurst, A.R., & Pauly, D. (1987). *Ecology of Tropical Oceans*. Academic Press: San Diego. 407 pp.
- McCully, S.R., Scott, F., & Ellis, J.R. (2012). Lengths at maturity and conversion factors for skats (Rajidae) around the British Isles, with an analysis of data in the literature. *ICES Journal of Marine Science*, 69, 1812-1822. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss150>
- Mytilineou, C., Politou, C.Y., Papaconstantinou, C., Kavadas, S., D'Onghia, G., & Sion, L. (2005). Deep-water fish fauna in the Eastern Ionian Sea. *Belgian Journal of Zoology*, 135, 229-233.
- Nottage, A.S., & Perkins, E.J. (1983). Growth and maturation of rocker *Raja clavata* L. in the Solway Firth. *Journal of Fish Biology*, 23, 43-48. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1983.tb02880.x>
- Oddone, M.C., & Vooren, C.M. (2005). Reproductive biology of *Atlantoraja cyclophora* (Regan 1903) (Elasmobranchii: Rajidae) off southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 1095-1103. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.05.002>
- Pawson, M., & Vince, M. (1999). *Management of shark fisheries in the northeast Atlantic*. In: *Case Studies of the Management of Elasmobranch Fisheries* (A. Payne, J. Cotter and T. Potter eds), pp. 1-46. FAO Press: Rome.
- Ryland, J.S., & Ajayi, T.O. (1984). Growth and population dynamics of three *Raja* species (Batoidei) in Camarthen Bay, British Isles. *ICES Journal of Marine Science*, 41, 111-120. <https://doi.org/10.1093/icesjms/41.2.111>
- Saglam, H., & Ak, O. (2011). Reproduction biology of *Raja clavata* (Elasmobranchii: Rajidae) from Southern Black Sea coast around Turkey. *Helgoland Marine Research*, 66, 117-126. <https://doi.org/10.1007/s10152-011-0252-5>
- Saglam, H., & Bascinar, N.S. (2008). Feeding ecology of thornback ray (*Raja clavata* Linnaeus, 1758) on the Turkish coast of the south-eastern Black Sea. *Marine Biology Research*, 4, 451-457. <https://doi.org/10.1080/17451000802233393>
- Serra-Pereira, B., Figueiredo, I., & Gordo, L.S. (2011). Maturation, fecundity, and spawning strategy of the thornback ray, *Raja clavata*: do reproductive characteristics vary regionally?. *Marine Biology*, 158, 2187-2197. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1723-6>
- Shlyakhov, V., & Charova, Y. (2003). The status of the demersal fish populations along the Black Sea coast of Ukraine. In: *Workshop on Demersal researches in the Black Sea and Azov Sea* (B. Öztürk and F.S. Karakulak eds), pp 65-74. TUDAV press: İstanbul.
- Steven, G.A. (1934). Observations on the growth of the claspers and cloaca in *Raja clavata* Linnaeus. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 19, 887-899. <https://doi.org/10.1017/S0025315400046841>
- Trip, E.D.L., Clements, K.D., Raubenheimer, D., & Choat, J.H. (2014). Temperature-related variation in growth rate, size, maturation and life span in a marine herbivorous fish over a latitudinal gradient. *Journal of Animal Ecology*, 83, 866-875. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12183>
- Tsikliras, A.C., Antonopoulou, E., & Stergiou, K.I. (2010). Spawning period of Mediterranean marine fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20, 499-538. <https://doi.org/10.1007/s11160-010-9158-6>
- Tsikliras, A.C., & Stergiou, K.I. (2014). Size at maturity of Mediterranean marine fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24, 219-268. <https://doi.org/10.1007/s11160-013-9330-x>
- Turan, H., & Sönmez, G. (2009). Changes in the quality of surimi made from thornback ray (*Raja clavata*, L. 1758) during frozen storage. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*, 58, 557-566. <https://doi.org/10.1080/09637480701343762>
- Walker, P., Howlett, G., & Millner, R. (1997). Distribution, movement and stock structure of three ray species in the North Sea and eastern English Channel. *ICES Journal of Marine Science*, 54, 797-808. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1997.0223>
- Walker, P.A. (1999). *Fleeting images dynamics of North Sea ray populations*. PhD thesis, University of Amsterdam, the Netherlands. 145 pp.
- Whittamore, J.M., & McCarthy, I.D. (2005). The population biology of the thornback ray, *Raja clavata* in Caernarfon Bay, north Wales. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85, 1089-1094. <https://doi.org/10.1017/S0025315405012130>

Türkiye-AB 28 Ticaretinde Su Ürünleri Sektörünün 'Endüstri İçi Ticaret' Analizi

Nurdan KUŞAT* 

*Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Isparta MYO, Dış Ticaret Bölümü, Isparta, Türkiye

*Sorumlu Yazar: nurdankusat@isparta.edu.tr

Araştırma Makalesi

Geliş 21 Mayıs 2020; Kabul 21 Ağustos 2020; Basım 01 Aralık 2020.

Alıntılama: Kuşat, N. (2020). Türkiye-AB 28 ticaretinde su ürünleri sektörünün 'endüstri içi ticaret' analizi. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 535-544. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.740830>

Özet

Klasik dış ticaret teorilerinin dış ticareti açıklama konusunda yetersiz kalması, modern dış ticaret teorilerine olan ihtiyacı artırmıştır. Özellikle II. Dünya Savaşı sonrasında yeniden şekillenen uluslararası ticaret, yeni teorilere ihtiyaç duymuştur. Yapılan çalışmalar, uluslararası ticari faaliyetlerde sadece ülkelerin sahip olduğu karşılaştırmalı üstünlükler çerçevesinde ticaretin gelişmediğini göstermiştir. Ticaretin bir kısmını aynı mal grubunda üretim yapan ülkelerin ticari faaliyetlerinin şekillendirdiği anlaşılmıştır. Aynı sektöre ait farklılaştırılmış ürünlerin alım satımın yapıldığı bu ticaret türü 'Endüstri İçi Ticaret' olarak adlandırılır. Ekonomik bütünleşme sürecine giren ülkeler arasında endüstri içi ticaretin artması beklenir.

Bu çalışmada; Türkiye ve AB 28 ülkeleri Su Ürünleri Sektörü ticari faaliyetlerinin, endüstri içi ticaret analizi yapılmaktadır. Endüstri içi ticaret endeks değerinin hesaplanmasında literatürde sıklıkla kullanılan Grubel-Lloyd Endeksi kullanılmaktadır. Endeks hesaplamalarında kullanılan dış ticaret verilerine ise Birleşmiş Milletler Veri Bankası'ndan ulaşılmaktadır. Bu veriler Birleşmiş Milletler'in STIC Rev. 2 çerçevesinde sunduğu verilerdir. Bu verilerin ilgili Endeks'te kullanımıyla elde edilen sonuçlar; Türkiye ile AB 28 ülkeleri arasındaki su ürünleri ticaretinde endüstri içi ticaretin yok denecek kadar az olduğunu göstermektedir. Ayrıca bu tek yönlü ticarete Türkiye'nin sektörel üstünlüğü de dikkat çekmektedir.

Anahtar Kelimeler: Endüstri içi ticaret, Grubel-Lloyd endeksi, su ürünleri, Türkiye, AB 28

'Intra Industry Trade' Analysis of Turkey - EU 28 Trade in the Fisheries Sector

Abstract

The inability of classical foreign trade theories to explain foreign trade has increased the need for modern foreign trade theories. International trade, which was reshaped especially after the Second World War, required new theories. Studies have shown that trade does not develop within the framework of comparative advantages that only countries have in international commercial activities. It is understood that some of the trade is shaped by the commercial activities of the countries producing in the same goods group. This type of trade, where differentiated products belonging to the same sector are traded, is called "Intra Industry Trade". Increasing intra-industry trade is expected among the countries undergoing economic integration.

In this study; intra-industry trade analysis was performed of Turkey and the EU 28 countries Fisheries Sector commercial activities. The Grubel-Lloyd Index, which is frequently used in the literature, is used to calculate the intra-industry trade index value. The foreign trade data used in the index calculations are accessed from the United Nations Data Bank. These data are provided by the United Nations within the framework of STIC Rev. 2. The results obtained by using this data in the related Index show that; there is almost no intra-industry trade in fishery products trade between Turkey and the EU 28 countries. Also, Turkey's industrial supremacy draws attention to this one-way trade.

Keywords: Intra industry trade, Grubel-Lloyd index, fisheries sector, Turkey, EU 28

GİRİŞ

Uluslararası ticaret teorilerinin başlıca amacı, ülkeler arasındaki mal ve hizmet alım satımlarının nedenlerini açıklamaktır. Bu çerçevede dış ticaretin kapalı ekonomiye göre ülkelere sağladığı yararların neler olduğu, bir ülkenin hangi malları ihraç, hangilerini ithal edeceğinin neye göre belirlendiği ve dış ticarete nisbi fiyatların nasıl oluştuğu sorgulanmaktadır.

Klasik dış ticaret teorilerinin dış ticarete yaklaşımında; karşılaştırmalı üstünlüklere dayalı son derece rekabetçi bir ticaret yapılması yer alır. Bu anlayış rekabet gücünün artırılması için her ülkenin karşılaştırmalı üstünlüklerini belirlemesi gerektiğine vurgu yapar. Günümüzde de bu anlayışa ait genel kuralların halen geçerli olduğunu belirtmek gerekir. Ülkelerin gerek karşılaştırmalı üstünlük

elde ettikleri üretim alanlarını belirlemek, gerek üstünlük elde edilen sektörler için rekabet gücü ölçümlerini yapmak, uluslararası iktisat literatüründe üzerinde en çok çalışılan konular olmuştur. Gelecekte de benzer çalışmaların devam etmesi muhtemeldir.

Karşılaştırmalı üstünlükler çerçevesinde şekillenen dış ticarete, ülkelerin uzmanlaşma alanlarının birbirinden tamamen farklı olacağı varsayılır. Diğer bir deyişle; ülkeler farklı iş kollarında rekabet avantajı elde edeceklerdir. Oysa modern dünyadaki dış ticaret faaliyetlerine bakıldığında, bu faaliyetlerin bir kısmının karşılaştırmalı üstünlük mantığıyla tamamen farklı üretim sahaları çerçevesinde gerçekleştiği görülürken, bir kısmının aynı üretim sahasında farklılaştırılmış ürünler üzerinden gerçekleştiği görülmektedir. Aslında bu ikinci durum “Endüstri İçi Ticaret” olarak isimlendirilen ve bir anlamda karşılaştırmalı üstünlükler anlayışının bir miktar dışına çıkan bir ticari anlayışı ortaya koyar. Modern dış ticaret teorileri arasında yer alan endüstri içi ticaret, karşılaştırmalı üstünlükler teorisinin bir nevi rakibi durumundadır.

Grubel ve Lloyd’a göre (1975) endüstri içi ticaret, aynı üretim sahasına ait malların iki ülke arasında eş anlı olarak ithalat ve ihracatının sonucunda ortaya çıkan dış ticaret faaliyetidir. Aslında böyle bir ticari faaliyetin gerçekleşiyor olması, bu ülkelerin talep yapılarının ve üretimde kullandıkları girdilerin az ya da çok birbirine benzerlik göstermesini gerektirir (Narin, 2002). Endüstri içi ticaret faaliyeti sonucunda ülkelerin ithalat ve ihracatını gerçekleştirdikleri ürünlerin aynı üretim sektörüne ait ürünler olduğu gözlenir. Diğer bir deyişle; ithal edilen ürün de ihraç edilen ürün de aynı sektörün ürettiği farklılaştırılmış bir üründür. Grubel Lloyd (1975) ve Balassa (1979) tarafından “Endüstri İçi Ticaret” olarak adlandırılan ve yaygın olarak bu tanımlama ile literatürde yer alan bu ticari faaliyetin; “Farklılaştırılmış Ürünlerin Çift Yönlü Ticareti” olarak değerlendirilmesi mümkündür. Bu ticari süreçte, ülkeler kendilerinde hiç olmayan bir ürünün yerine, ihraç edebilecekleri düzeyde iyi üretebildikleri ve ihraç da ettikleri bir ürünün farklı versiyonlarını ithal etmektedirler. Dış ticaret sürecinde karşılaşılan bu oluşum; sonuç itibarıyla, tekelci rekabet piyasasının farklılaştırılmış ürün algısının ortaya çıkardığı bir tür ticari faaliyettir.

Endüstri içi ticaretin yatay ve dikey endüstri içi ticaret şeklinde iki farklı kategoride ele alındığı da gözlenmektedir. Yatay endüstri içi ticaretin genellikle belirli bir kalitedeki ürünün farklı özellik ve yönleriyle farklılaştırılması sonucu ortaya çıkan ticaret olarak yorumlandığı, dikey endüstri içi ticarete ise farklı kalite düzeyindeki malların karşılıklı ticareti olarak yaklaşıldığı söylenebilir (Şahin, 2015). Endüstri içi ticaret sayesinde tüketici tercihlerindeki farklılıklara cevap vermek adına ürün farklılaştırmasına gidilmesi sayesinde, tüketicilere daha geniş bir ürün yelpazesi sunulması mümkün olabilmektedir. Bunun ülke ekonomisine yansımaları ise ölçeğe göre artan getiri ve dış ticaret kazançlarının yükselmesi şeklinde olmaktadır (Sharma, 2000).

Yeni ekonomik düzenin önemli yapılanmalarından olan iktisadi bütünleşmelerin endüstri içi ticareti artıracığı yönünde genel kanaat bulunmaktadır. Çünkü bu birliktelik içerisinde yer alan ülkelerin faktör donanımları ve kişi başına gelir düzeylerindeki benzerliklerin yanı sıra tüketim alışkanlıklarındaki benzerliklerin de endüstri içi ticareti artıracığı düşünülür. Bu nedenle bir ekonomik bütünleşme içerisine giren ülkelerde ürün farklılaşmalarına gidilerek endüstri içi ticaretin ivme kazanacağı tahmin edilmektedir.

Bu çalışmada; Türkiye’nin Gümrük Birliği sürecinde önemli bir ticaret partneri haline gelen Avrupa Birliği (AB) ile gerçekleştirdiği dış ticaretteki endüstri içi ticaret kabiliyeti, su ürünleri sektörü için ölçülmek istenmiştir. Bu amaçla öncelikle literatürde gerçekleştirilmiş olan endüstri içi ticaret çalışmaları üzerinde bir tarama gerçekleştirilmiş ve sonrasında AB’yi oluşturan 28 ülkenin Türkiye ile gerçekleştirdiği su ürünleri ticareti Grubel Lloyd (1975) tarafından geliştirilmiş Endüstri İçi Ticaret Endeksi (EİT) yardımıyla ölçülmüştür. Çalışma 2009-2019 yıl aralığını kapsayacak şekilde planlanmış ve gerek Türkiye gerekse AB 28 ülkelerinin dış ticaret verilerine Birleşmiş Milletler data bankasından ulaşım sağlanmıştır. Endeks değerlerinin ölçülmesinde SITC Rev.2 düzeyinde kayıt altına alınmış olan ticaret verileri kullanılmıştır.

LİTERATÜR TARAMASI

Çalışmayla ilgili genel literatür taramasından önce, çalışmanın hedef kitlesini oluşturan Türkiye ve AB 28’in, toplam dış ticaretleri içerisinde su ürünleri ticaretlerinin değer ve oranlarını görmek gerekir. Bu değer ve oranlar, birbirinin ticari partneri olan ülkelerin gelişmişlik düzeylerini de karşılaştırma olanağı verecektir. Tablo 1 bu amaçla düzenlenmiştir.

Tablo 1. Türkiye ve AB 28 dış ticaret değerlerinde su ürünleri sektörü (000.000\$)

Yıllar	TÜRKİYE						AB 28					
	TX	tx	tx/TX	TM	Tm	tm/TM	TX	tx	tx/TX	TM	tm	tm/TM
2009	102143	342	0,33	140928	108	0,08	1600134	3536	0,22	1757279	21207	1,21
2010	113883	342	0,30	185544	137	0,07	1805319	4071	0,23	2034248	22766	1,12
2011	134907	426	0,32	240842	176	0,07	2177209	4828	0,22	2413764	25871	1,07
2012	152462	446	0,29	236545	179	0,08	2178600	5154	0,24	2317658	23890	1,03
2013	151803	568	0,37	251661	188	0,07	2311186	5350	0,23	2242512	25598	1,14
2014	157610	676	0,43	242177	198	0,08	2260494	5485	0,24	2247826	27283	1,21
2015	143850	692	0,48	207207	251	0,12	1983411	4700	0,24	1918102	24295	1,27
2016	142530	790	0,55	198618	181	0,09	1930219	4976	0,26	1894790	26454	1,40
2017	156993	843	0,54	233800	227	0,10	2120420	5485	0,26	2089910	28156	1,35
2018	168023	936	0,56	223039	187	0,08	2307466	5832	0,25	2234987	29945	1,34
2019	180839	1007	0,56	210343	197	0,09	2280695	5958	0,26	2293002	28994	1,26
ORT.	-	-	0,43	-	-	0,09	-	-	0,24	-	-	1,22

Kaynak: United Nations, (2020). Hesaplamalar tarafımdan yapılmıştır.

* Tabloda kullanılan kısaltmalarla ilgili açıklamalar aşağıda verilmiştir.

TX: Toplam İhracat, TM: Toplam İthalat, tx: Su Ürünleri İhracatı, tm: Su Ürünleri İthalatı,

tx/TX: Su Ürünleri İhracatının Toplam İhracat İçindeki Payı, tm/TM: Su Ürünleri İthalatının Toplam İthalat İçindeki Payı.

Türkiye su ürünleri sektörü dış ticaretinin, Türkiye'nin toplam dış ticareti içerisindeki payının az olduğu söylenebilir. İhracat payı 11 yıl ortalamasına göre %0,43 (binde 4), ithalat payı %0,09 (onbinde 9) olarak hesaplanmıştır. Fakat yıl bazlı sektörel ticaret gelişmelerine baktığımızda, ihracatın sürekli arttığı, ithalatın ise artış ve azalışlar gösterdiği görülmektedir. Diğer bir ifade ile su ürünleri ihracatı Türkiye için istikrarlı bir gelişme gösterirken, su ürünleri ithalatında aynı istikrar bulunmamaktadır.

Tablo sonuçlarına göre Türkiye su ürünleri sektörünün dış ticaret fazlası veren yapısından da bahsetmek gerekir. Çünkü sektör ihracatı, incelenen her bir yıl için, sektör ithalatından daha fazla miktarda gerçekleşmiştir. Bu nedenle Türkiye su ürünleri sektörünün dış ticaret yapılanması bize; sektörün Türkiye dış ticaret dengesi için pozitif değer yarattığını, hatta bu katkının her yıl itibariyle istikrarlı bir şekilde arttığını göstermektedir. Bu bir anlamda su ürünleri sektörünün rekabet gücünün artmakta olduğunun bir göstergesi olarak da değerlendirilebilir. Kuşat'ın (2019) Türkiye su ürünleri sektörünün 5 sektör lideri ülke karşısındaki rekabet gücünü ölçtüğü çalışma sonuçları da, Türkiye su ürünleri sektörünün rekabet avantajının yüksek, ihracat performansının ise artırılabilir bir potansiyele sahip olduğunu teyit etmektedir.

AB 28 su ürünleri sektörünün, AB 28 toplam dış ticaretindeki payını incelediğimizde, bu payın ihracat için az, ithalat için daha anlamlı bir değer ortaya koyduğunu görmekteyiz. Sektörün ihracat içerisindeki payı son 11 yıl ortalamasına göre % 0,24 (binde 2), ithalat içerisindeki payı ise % 1,22 (yüzde 1,2) olarak hesaplanmıştır. Fakat sektörün yıllık ithalat ve ihracat oranlarındaki değişimlerini takip ettiğimizde de, ihracat payı oldukça istikrarlı bir seyir izlerken, ithalatının daha istikrarsız bir yapı sergilediği görülmektedir. Ayrıca tablo 1'den AB 28'in bazı yıllar dış ticaret fazlası, bazı yıllar dış ticaret açığı verdiğini; fakat su ürünleri sektörü ticaretinde her yıl dış ticaret açığı verdiğini de görmekteyiz. Sonuç itibariyle AB 28 su ürünleri ithalatçısı bir birlikteliktir diyebiliriz.

Bu çalışmada; Türkiye-AB 28 su ürünleri sektörü ticari ilişkilerini endüstri içi ticaret çerçevesinde ve Grubel-Lloyd (1975) tarafından geliştirilmiş olan endeks yardımıyla ölçüp değerlendireceğiz. Grubel-Lloyd (1975) tarafından geliştirilmiş olan endeks hesaplama yönteminin seçilme sebebi, literatürde en yaygın kullanılan Endüstri İçi Ticaret Endeksi olmasıdır. Tablo 2 de yerli ve yabancı literatürde ilgili endeks kullanılarak gerçekleştirilmiş bazı çalışmaları ve sonuçlarını göstermek amacıyla düzenlenmiştir.

Tablo 2. Grubel - Lloyd'un EİT yöntemi kullanılarak yapılmış olan çalışma örnekleri

Araştırmacı	Yıl	Ülke/Ülkeler	Sektör / Ürün / Ürün Grubu	Çalışma Bulguları
Schüler	1995	İspanya-Türkiye	Genel	73-91 dönemini kapsayan çalışma sonuçları; İspanya ve Türkiye arasındaki EİT'nin arttığını fakat Türkiye'nin dış ticaretinde EİT gerçekleşme miktarının İspanya'ya oranla zayıf olduğunu göstermektedir.
Duman	1996	OECD ve Türkiye	Genel	EİT'nin Türkiye'nin dış ticaretinde önemli bir yer tutmadığı, fakat ekonomik gelişmesinin hızlanması, Gümrük Birliği ve ticari liberalizasyon artışı ile gelecekte bu payın artabileceği ifade edilmiştir.
Rossini ve Burattoni	1999	İtalya-AB İtalya-AB dışı	Genel	İtalya'nın AB ülkeleriyle gerçekleştirdiği endüstri içi ticaret, AB dışı ülkelerle gerçekleştirdiği ticaretten daha yüksek bulunmuştur.
Tharakan ve Calfat	1999	Belçika-AB Belçika-AB dışı	Genel	60-90 dönemini kapsayan çalışmada, Belçika'nın AB ülkeleriyle gerçekleştirdiği endüstri içi ticaret, AB dışı ülkelerle gerçekleştirdiği ticaretten daha yüksek bulunmuştur.
Doğaner Gönel	2001	Türkiye	Tekstil	90-97 dönemini kapsayan bu çalışmada, 90'lı yıllardan itibaren tekstil alt sektörlerinin hemen hemen tamamında endüstri içi ticaret payının artmakta olduğu tespit edilmiştir.
Erk ve Tekgül	2001	Türkiye-AB	97 Ürün Grubu	Türkiye ve AB ülkeleri arasında gerçekleşen ticarete dikey mal farklılaşması içeren endüstri içi ticaretin ağırlıklı olduğu tespit edilmiştir.
Lee ve Lloyd	2002	OECD ülkeleri	Hizmet Sektörü	OECD ülkelerinin geneli açısından yüksek EİT oranları gözlenmiş olup, Türkiye için bu endeks değerinin diğer ülkeler karşısında düşük kaldığı gözlenmiştir.
Kösekahyaoglu	2002	Türkiye-AB 12	Genel	75-90 dönemini kapsayan çalışmada; Türkiye'nin tüm mallara ilişkin endüstri-içi ticaret hacminin yıllar itibarıyla yükseldiği, ayrıca Türkiye'nin benzer faktör donatımına sahip olduğu Yunanistan ve Portekiz ile olan endüstri içi ticaretinin diğer AB ülkelerine kıyasla daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.
Çepni ve Köse	2003	Türkiye-AB- OECD	Genel	88-98 dönemini kapsayan bu çalışmada; Türkiye'nin dış ticaretinde endüstri içi ticaret payının artmakta olduğu, ayrıca AB ve Türkiye arasındaki endüstri içi ticaretin diğer ülkelere kıyasla yüksek olduğu tespit edilmiştir.
Erlat ve Erlat	2003	Türkiye-AB 15	Genel	69-99 dönemini kapsayan çalışmada, Türkiye-AB arasındaki ticaret yapısının ağırlıklı olarak endüstriler arası ticaret özelliği gösterdiği saptanmıştır.
Deviren	2004	Türkiye-AB	Genel	Türkiye ile Avrupa Birliği ülkeleri arasında endüstri içi ticaret yerine endüstriler arası ticaretin var olduğu tespit edilmiştir.
Şimşek	2005	Türkiye-OECD	Genel	Türkiye'nin OECD ile ticaretinde düşük kalite dikey endüstri içi ticaretin varlığı tespit edilmiştir.
Çakmak	2006	Türkiye - Almanya, İtalya, Fransa, İngiltere	İmalat Sektörü	1991-2004 dönemini kapsayan çalışmada, Türkiye ile seçilmiş ülkeler arasında gerçekleştirilen ticarete, endüstri içi ticaret düzeyi sıralamalarının yıllar itibarıyla değişim gösterdiği tespit edilmiştir.
Altay, Özcan ve Çınar	2009	Türkiye-AB 15	Genel	1995-2007 yılları arasında kapsayan çalışmada, Türkiye'nin genel olarak düşük katma değerli ürünlerde avantajlı olduğu gözlenmiştir.
Bedir	2009	Türkiye	İmalat Sektörü	1995-2005 dönemini kapsayan çalışmada imalat sanayinde fiyata dayalı rekabet eden endüstrilerde ortalama endüstri içi ticaret genelde düşük ve sabitken, kaliteye dayalı rekabet eden endüstrilerde daha yüksek bulunmuştur.
Erün	2010	Türkiye-AB	Gıda ve Canlı Hayvan Sektörü	1995-2009 dönemini kapsayan çalışmada, AB-15 ülkeleriyle olan gıda ve canlı hayvan ticaretinde EİT'nin giderek azaldığı, Macaristan, Bulgaristan, Danimarka, İspanya, İrlanda ve Romanya ile olan ticarete yükseldiği gözlenmiştir.
Biesebroeck	2011	ABD / AB / Çin / Japonya	İmalat Sektörü	ABD, Avrupa Birliği ve Çin'in imalat sanayindeki ticaretinin giderek daha da endüstri içi hale geldiği, fakat Japonya'da hala endüstriler arası ticaretin ön planda olduğu tespit edilmiştir.
Çeştepe	2012	Türkiye-Ortadoğu Ülkeleri	Genel	1999-2009 dönemini kapsayan çalışmada, Türkiye'nin Ortadoğu ülkeleriyle ticaretinde endüstri içi ticaret düzeyinin genel olarak düşük, işlenmiş mallarda ise nispeten yüksek olduğu tespit edilmiştir.
Şentürk	2014	Seçilmiş Ülkeler	Genel	1990-2016 dönemini kapsayan çalışmada, Türkiye'nin en yüksek endüstri içi ticareti İtalya, İspanya, Fransa ve Almanya ile gerçekleştirdiği gözlenmektedir.
Şahin	2015	Türkiye-AB 15	Gıda Sektörü	Türkiye ve AB-15 ülkeleri arasında, seçilmiş tarımsal gıda ürünlerinde gerçekleştirilen ticarete dikey endüstri içi ticaretin varlığı saptanmıştır.
Mangır ve Fidan	2017	Türkiye	Tarım Sektörü	Türkiye'nin tarım sektöründeki endüstri içi ticareti çok yüksek bulunmuştur.

MATERYAL ve YÖNTEM

Literatür taraması çerçevesinde endüstri içi ticaret hesaplamalarında en yaygın kullanılan hesaplama tekniğinin Grubel ve Lloyd (1975) tarafından geliştirilen endeks olduğu tespit edilmiştir.

Çalışmamızda da Grubel ve Lloyd (1975) tarafından geliştirilen orijinal endeks formülü kullanılarak hesaplamalar yapılmaktadır. Çalışmada kullanılan formül Grubel ve Lloyd (1975)'un orijinal endeks hesaplama formülü olup, çalışmamızda yer alan sektörün adı ilave edilerek açıklaması aşağıda yapılmaktadır.

$$EİT=1-[(X_i-M_i)/(X_i+M_i)]$$

Bu formülde:

EİT: Endüstri İçi Ticaret Endeks Değerini (Su Ürünleri Sektörü için)

X_i: i ülkesinin (Türkiye'nin) j ülkesine (AB 28 Ülkesi) yaptığı ilgili sektör (su ürünleri) ihracatını

M_i: i ülkesinin (Türkiye'nin) j ülkesine (AB 28 Ülkesine) yaptığı ilgili sektör (su ürünleri) ithalatını göstermektedir.

Yukarıda yer alan formül kullanılarak gerçekleştirilen hesaplama sonucunda EİT 0 ile 1 aralığında (0 ≤ EİT ≤ 1) oluşmaktadır. Bu durumda elde edilen değer için ayrı ayrı yorumlanması söz konusu olur:

EİT=0 olduğunda i ülkesinin (Türkiye'nin) j ülkesi (AB 28 Ülkesi) ile gerçekleştirdiği y mal grubu (Su Ürünleri Sektörü) ticaretinde endüstri içi ticaretin olmadığı, yani sadece ihracat ya da ithalat yapıldığı (tek taraflı ticaret),

EİT=1 olduğunda i ülkesinin (Türkiye'nin) j ülkesi (AB 28 Ülkesi) ile gerçekleştirdiği y mal grubu (Su Ürünleri Sektörü) ticaretinde endüstri içi ticaretin güçlü olduğu, yani ihracat ve ithalat değerlerinin birbirine yakın olduğu (çift taraflı ticaret) söylenebilir.

EİT'nin 0 ile 1 değeri arasında yer alması durumunda ise elde edilen değere göre;

1 > EİT > 0,50 olduğunda endüstri içi ticaretin varlığından,

0 < EİT < 0,50 olduğunda endüstri içi ticaretin zayıflığından söz edilebilir.

Çalışmada i ülkesi Türkiye, j ülkesi ise AB 28 içerisinde yer alan tüm ülkeler olarak değerlendirmeye alınmıştır. Bu değerlendirme yapılırken AB 28 ülkeleri arasında yer alan ama Türkiye ile hiç ticari faaliyeti olmayan Güney Kıbrıs Rum Kesimi (Kıbrıs) çalışma dışında kalmıştır. Ayrıca Türkiye'nin AB 28 ile gerçekleştirdiği su ürünleri ticareti, AB 28'in bir uluslararası iktisadi birlik olarak da kabulü öngörüsüyle, endüstri içi ticaret kapsamında değerlendirilmiştir.

Türkiye ve AB 28 arasındaki su ürünleri ticaretinin endüstri içi ticaret çerçevesindeki değerlendirmesinde 2009-2019 yıl aralığı baz alınmış, Türkiye ve 28 AB ülkesi ile AB 28'e ait ticari verilere Birleşmiş Milletlerin web sitesindeki resmi istatistiklerden ([Comtrade Statistics](#)) ulaşılmıştır. Çalışma yıl aralığı geriye dönük olarak 10 yıl olarak belirlenmiş olmasına rağmen, bazı ülkeler 2019 yılı ticari verilerini henüz sisteme yüklemedikleri için bu değerlendirme 10 ve 11 yıllık ticari verileri üzerinden yapılmak zorunda kalmıştır.

BULGULAR ve DEĞERLENDİRME

Türkiye ile AB 28 ülkeleri arasındaki endüstri içi ticaretin su ürünleri sektörü çerçevesinde yapılan analiz sonuçları, birkaç kategoride değerlendirilecektir. Bu değerlendirme; Avrupa Birliği'nin Avrupa Ekonomi Topluluğu olarak kurulduğu 1958 yılından günümüze gelene kadarki süreç içerisindeki genişleme dönemleri gözetilerek gerçekleştirilecektir.

İlk değerlendirme; AB'nin kurucu ülkeleri olan ve Altılar olarak isimlendirilen Almanya, Fransa, İtalya, Belçika, Hollanda ve Lüksemburg için yapılmaktadır. İkinci değerlendirme; Danimarka, İrlanda ve İngiltere (1973), Yunanistan (1981), Portekiz ve İspanya (1986), Avusturya, Finlandiya ve İsveç'i (1995) içerisine almaktadır. Aslında bu 9 ülkenin Topluluğa katılması üç farklı genişleme dönemini kapsasa da; Topluluğun 2000 yılına kadar ki son genişleme süreci olarak dikkat çeker. Üçüncü değerlendirme Avrupa Ekonomi Topluluğu'ndan Avrupa Birliği'ne terfi eden iktisadi birliğin 10 ülkeyi tek celsede üyeliğe kabul ettiği ülkeler için yapılacaktır. Bu ülkeler 2004 yılında Birliğe katılan Güney Kıbrıs Rum Kesimi (Kıbrıs), Çek Cumhuriyeti (Çekya), Estonya, Macaristan, Letonya, Litvanya, Malta, Polonya, Slovakya, Slovenya'dır. Bu genişleme sonrasında Birliğin üye sayısı 25'e yükselmiştir. Ayrıca bu ülkelerin siyasi ve ekonomik geçmişleri dikkate alındığında, Birliğe toplu kabulleri oldukça dikkat çekicidir. Bir sonraki ülke grubu ise; 2007'de üyeliğe kabul edilen Bulgaristan ve Romanya ile 2013'de üye olan Hırvatistan'dan oluşmaktadır. Üye sayısı da 28'e ulaşmıştır. AB 28'i bir birliktelikten ziyade bir ülke olarak ele alıp gerçekleştirdiğimiz hesaplamalar ise, çalışmanın son değerlendirme kısmını oluşturmaktadır.

Avrupa Birliği 1957 yılında Almanya, Fransa, İtalya, Belçika, Hollanda ve Lüksemburg arasında imzalanan Roma Anlaşması ile kurulmuş ve 1958 yılından itibaren Avrupa Ekonomi Topluluğu olarak

faaliyetlerine başlamıştır. Türkiye'nin bu topluluğa ilk başvurusu ise 1959 yılında olmuş ve 1963 yılında imzalanıp 1964 yılında yürürlüğe giren Ankara Antlaşması ile bu talep resmiyet kazanmıştır.

Türkiye'nin yarım yüzyılı geçkin bir süredir bu kurucu ülkelerle olan ticari ilişkileri devam ettirmekle olup, 1996 yılında Gümrük Birliği sürecine geçilmesi ile çok daha kapsamlı bir yapıya kavuşmuştur. Tablo 3 Türkiye ile AB kurucu ülkeleri arasındaki su ürünleri sektörü endüstri içi ticaretinin durumunu göstermek için oluşturulmuştur.

Tablo 3. Türkiye-AB kurucu ülkeler EİT endeksi

Yıllar	Almanya	Fransa	İtalya	Belçika	Hollanda	Lüksemburg
2009	0,25	0,50	0,06	0,03	0,05	0,00
2010	0,23	0,61	0,01	0,11	0,12	0,00
2011	0,12	0,35	0,01	0,26	0,05	0,00
2012	0,14	0,39	0,00	0,27	0,05	0,00
2013	0,11	0,50	0,00	0,24	0,04	0,00
2014	0,13	0,02	0,00	0,02	0,05	0,00
2015	0,07	0,10	0,01	0,02	0,04	0,00
2016	0,04	0,14	0,00	0,01	0,05	0,00
2017	0,03	0,28	0,00	0,03	0,04	0,00
2018	0,03	0,24	0,00	0,15	0,04	0,00
2019	0,03	-	0,01	0,06	-	-
Ortalama	0,11	0,31	0,01	0,11	0,05	0,00

Türkiye'nin günümüz Avrupa Birliği'nin kurucu 6 ülkesi ile olan su ürünleri ticaretindeki endüstri içi ticaret gelişimini 2009-2019 yıl aralığında değerlendirdiğimizde, bu ticaretin tek yönlü bir ticaret yapısı sergilediğini söylemek doğru olacaktır. Hesaplanan EİT endeksinin yıl bazlı ortalama değerlerine baktığımızda, Lüksemburg hariç diğer 5 ülke ile gerçekleştirilen sektörel dış ticarete, zayıf bir endüstri içi ticaretin mevcut olduğunu söyleyebiliriz (hesaplanan değerler 0-0,5 aralığında yer alıyor). Lüksemburg ile Türkiye arasındaki sektörel ticaretin ise tek taraflı bir ticari ilişki ortaya koyduğu, hiçbir şekilde endüstri içi ticaret yaratılmadığı söylenebilir (her yıl için hesaplanan değer 0 olarak bulunmuştur). Ayrıca bu hesaplamalar yapılırken Türkiye ve Lüksemburg dış ticaret verilerinden yararlanıldığı için, bu tek yönlü ticarete Türkiye'nin su ürünleri ihracatçısı konumunda olduğunu da belirtmek gerekir.

Hesaplanan endeks değerlerine yıllar genelinde baktığımızda, Türkiye-Fransa arasında gerçekleştirilen su ürünleri ticaretinde 2009, 2010 ve 2013 yılları için endüstri içi ticaret gelişiminin söz konusu olduğunu söylemek mümkündür. Fakat bu sektörde endüstri içi ticaretin sürdürülebilirliğinin sağlanamamış olduğu da görülmektedir.

Tablo 4, Türkiye'nin AB'nin kurucu ülkeleri dışında kalan, ama 2000 yılına gelene kadar bu birliktelik içerisinde alınan 9 üyesi ile gerçekleştirdiği su ürünleri ticaretinin EİT endeks değerlerini göstermektedir.

Tablo 4. Türkiye-AB ikinci genişleme dönemi ülkeleri EİT endeksi

Yıllar	Danimarka	İrlanda	İngiltere	Yunanistan	Portekiz	İspanya	Avusturya	Finlandiya	İsveç
2009	0,22	0,56	0,14	0,13	0,00	0,25	0,03	0,00	0,10
2010	0,03	0,48	0,23	0,15	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
2011	0,25	0,00	0,28	0,19	0,95	0,24	0,00	0,00	0,02
2012	0,16	0,79	0,12	0,18	0,46	0,78	0,00	0,00	0,02
2013	0,10	0,05	0,05	0,30	0,11	0,45	0,00	0,00	0,01
2014	0,01	0,56	0,00	0,28	0,44	0,32	0,00	0,01	0,00
2015	0,30	0,20	0,02	0,43	0,59	0,30	0,02	0,00	0,01
2016	0,11	0,00	0,02	0,11	0,09	0,49	0,00	0,00	0,05
2017	0,28	0,11	0,04	0,03	0,01	0,57	0,00	0,00	0,01
2018	0,15	0,27	0,08	0,02	0,01	0,32	0,00	0,00	0,00
2019	0,01	-	0,08	0,01	0,03	-	-	-	0,00
Ort.	0,15	0,30	0,10	0,17	0,24	0,39	0,01	0,00	0,02

Türkiye'nin Tablo 4' de yer alan 2. nesil AB ülkeleriyle olan endüstri içi ticaret gelişimini 2009-2019 yıl aralığı ortalama EİT değerlerine göre değerlendirdiğimizde, zayıf bir endüstri içi ticaretin mevcut olduğunu söyleyebiliriz (hesaplanan değerler 0-0,5 aralığında yer alıyor). Ayrıca Finlandiya ile Türkiye arasındaki sektörel ticaretin ise tek taraflı bir ticari ilişki ortaya koyduğu, hiçbir şekilde endüstri içi ticaret yaratılmadığını da belirtebiliriz (Ortalama EİT değeri 0 olarak bulunmuştur). Çalışma sırasında yararlanılan Türkiye ve Finlandiya dış ticaret verilerinden de tespit edildiği üzere, bu tek yönlü ticarete Türkiye'nin su ürünleri ihracatçısı konumunda olduğunu da belirtmek gerekir.

Hesaplanan endeks değerlerine yıllar genelinde baktığımızda, Türkiye-İrlanda, Türkiye-Portekiz ve Türkiye - İspanya arasında gerçekleştirilen su ürünleri ticaretinde bazı yıllarda endüstri içi ticaret gelişiminin söz konusu olduğunu söylemek mümkündür. İrlanda ile 2009, 2012 ve 2014 yılları için, Portekiz ile 2011 ve 2015 yılları için, İspanya ile 2012 ve 2017 yılları için, ilgili sektörde endüstri içi ticaret gelişimi tespit edilmiştir (EİT endeksi 0,5’den büyük hesaplanmıştır). Fakat su ürünleri sektöründe endüstri içi ticaretin bu yıllar dışında sürdürülebilirliğinin sağlanamamış olduğu da görülmektedir.

Tablo 5, Türkiye’nin, AB’nin 2000 sonrasındaki ilk genişleme sürecinde üyeliğe alınan 10 ülkeyle olan su ürünleri ticareti EİT endeks değerlerini göstermek üzere hazırlanmıştır. Fakat ilgili ülkelerin dış ticaret verileri sistemden çekilirken, Türkiye’nin Güney Kıbrıs Rum Kesimi (Kıbrıs) ile herhangi bir ticari faaliyetinin bulunmadığı tespit edilmiş ve bu ülke analize dahil edilmemiştir.

Tablo 5. Türkiye-AB üçüncü genişleme dönemi ülkeleri EİT endeksi

Yıllar	Çekya	Estonya	Macaristan	Letonya	Litvanya	Malta	Polonya	Slovakya	Slovenya
2009	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00
2010	0,02	0,85	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00
2011	0,00	0,09	0,00	-	0,00	-	0,01	0,00	0,00
2012	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	0,07	0,00	0,00
2013	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	0,12	0,00	0,00
2014	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00
2015	0,01	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00
2016	0,01	0,00	0,00	0,40	0,10	0,00	0,80	0,00	0,00
2017	0,01	0,00	0,00	0,02	0,15	0,00	0,13	0,00	0,00
2018	0,01	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,16	0,00	0,00
2019	0,00	0,00	0,01	-	-	0,00	0,06	-	-
Ort.	0,01	0,10	0,00	0,07	0,03	0,00	0,14	0,00	0,00

Tablo 5’de yer alan ülkelerle Türkiye arasındaki su ürünleri ticaretinde hesaplanan EİT endeks değerleri; Türkiye ile Macaristan, Malta, Slovakya ve Slovenya arasında tek yanlı bir ticaret olduğunu ve bu ticarete hiçbir şekilde endüstri içi ticaret şartlarının gelişmediğini göstermektedir (EİT değerleri bu ülkelerin her biri için sıfır olarak hesaplanmıştır). Diğer ülkelerle gerçekleştirilen ticaretin ortalama EİT endeks değerlerine baktığımızda ise, Türkiye ile bu ülkeler arasında zayıf bir endüstri içi ticaret oluşumunun varlığından bahsedilebilir (EİT endeks değerleri 0 ile 0,5 aralığında hesaplanmıştır).

Genel görünüm AB’nin 21. yüzyıldaki ilk genişleme sürecinde yer alan ülkelerle Türkiye arasındaki su ürünleri ticaretinin endüstri içi ticaret yaratmadığını ya da zayıf bir ticari hareketlilik yarattığını söylesek de; bazı ülkelerle bazı yıllarda gerçekleşmiş olan ticarete endüstri içi ticaret yaratıcı etkilerin yüksek olduğu da gözlenmektedir. Estonya ile 2010 yılında, Polonya ile 2016 yılında su ürünleri ticaretinde endüstri içi ticaret yaratıcı gelişmelere rastlandığı söylenebilir. Fakat bu gelişmeler sürdürülebilir olmamış ve tek bir yıllla sınırlı kalmış ve incelenen diğer yıllarda yine tek yönlü ticari ilişkiler dikkat çekmeye devam etmiştir. Bu tek yönlü ticarete Türkiye’nin bu ülkelere gerçekleştirdiği ihracat ağır basmaktadır.

Tablo 6, Türkiye ile AB’nin son 3 üye ülkesi arasındaki su ürünleri ticaretinin EİT endeks değerlerini göstermek üzere hazırlanmıştır.

Tablo 6. Türkiye-AB dördüncü genişleme dönemi ülkeleri EİT endeksi

Yıllar	Bulgaristan	Romanya	Hırvatistan
2009	0,01	0,00	0,24
2010	0,01	0,00	0,00
2011	0,00	0,00	0,00
2012	0,05	0,03	0,00
2013	0,16	0,00	0,00
2014	0,40	0,01	0,00
2015	0,21	0,00	0,15
2016	0,23	0,00	0,00
2017	0,04	0,00	0,00
2018	0,07	0,00	0,00
2019	-	0,00	-
Ortalama	0,12	0,00	0,04

Türkiye'nin AB'ye üye olan son üyelerle gerçekleştirdiği su ürünleri ticaretinde de endüstri içi ticareti ivmeleyen herhangi bir gelişmenin yakalanamadığı gözlenmektedir. Türkiye'nin Romanya ile ticari faaliyetlerinde tam olarak tek yanlı ticaret süreci yaşanırken (Türkiye ihracatçı konumunda), Bulgaristan ve Hırvatistan ile olan ticaretinde az da olsa karşılıklı alışverişin olduğu söylenebilir. Fakat bu karşılıklı ticaretin ticareti gerçekleştiren ülkeler adına endüstri içi ticaret yaratabilecek kapasite de olmadığı EİT endeks değerlerinin düşüklüğünden anlaşılmaktadır.

Tablo 7 Türkiye ile AB 28 arasındaki su ürünleri ticaretinin endüstri içi ticaret yaratma kabiliyetini göstermek amacıyla oluşturulmuştur. Bu hesaplamada AB 28, tek bir devlet statüsünde değerlendirilmiş ve veri setlerine de diğer ülkelere ait hesaplamalarda da olduğu gibi; Birleşmiş Milletler'in veri bankasından ulaşım sağlanmıştır.

Tablo 7. Türkiye-AB 28 EİT endeksi

Yıllar	AB 28
2009	0,16
2010	0,16
2011	0,11
2012	0,16
2013	0,13
2014	0,09
2015	0,08
2016	0,08
2017	0,11
2018	0,08
2019	0,08
Ortalama	0,11

Yukarıda gerçekleştirilen ülke bazlı incelemelerden sonra, AB 28 için de benzer sonuçlara ulaşılmış olması çok şaşırtıcı değildir. Nihayetinde Türkiye AB 28 arasında incelenen hiçbir yıl aralığında su ürünleri ticaretinde endüstri içi ticaret yaratıcı bir EİT endeks değerine rastlanmamıştır. Türkiye ile AB 28 arasındaki su ürünleri ticareti tamamen tek yönlü bir ticaret olmasa da, endüstri içi ticaret yaratılabileceği yönünde çok fazla ümit vermemektedir. İncelenen 11 yılın ortalama EİT endeks değeri 0,11'dir ve bu değer 0,5'in altında kaldığı için endüstri içi ticaretin zayıf olduğunun bir göstergesidir.

SONUÇ

AB 28'i iktisadi bir bütünleşme olmasından dolayı bir bütün olarak değerlendirdiğimizde, bu birlikteliği gelişmiş ülke statüsünde görmemiz gerekir. Bu birlikteliğin ortaya çıkmasında rol alan 'Kurucu 6 ülke ve 2000 yılına kadar bu birlikteliğe katılmış olan ülkelere baktığımızda, zaten bu ülkelerin çok büyük kısmının gelişmiş ülkeler olduğunu görürüz. 2000 yılına kadar Birliğin toplam üye sayısı 15'dir. Birliğin 2000 sonrası genişleme sürecinde daha siyasi bir bakış açısı izlediği ve bu çerçevede birliğe tam üye olarak aldığı ülkelere baktığımızda, bu ülkelerin genelde geçiş ekonomisi statüsündeki küçük ve gelişmemiş ekonomiler olduğunu görürüz. 2000 sonrasında ise üye sayısı 13 adet artarak 28'e ulaşmıştır.¹

Su ürünleri sektörü sağlıklı gıda ürünleri arzı içerisinde oldukça önemli bir potansiyele sahiptir. Bu nedenle özellikle refah düzeyi yüksek ülkelerdeki yoğun tüketim miktarlarıyla dikkat çeker. Sektör; henüz kalkınma sürecini tam olarak gerçekleştirememiş olan ülkeler için; eğer mevcut üretim kaynaklarına sahiplik varsa, iyi bir üretici olma şansı sunar. Bu piyasa yapılanmasının özünde, yani gelişmiş ülkelerin iyi bir su ürünleri tüketicisi, gelişmekte olan ülkelerin iyi bir su ürünleri üreticisi olmasında; sektör ürünlerinin ortalama fiyatlarının yüksek olması yatar. Gelişmiş ülkeler piyasa fiyatı yüksek olan ürünleri sağlık adına tüketmekten çekinmez ve bu ürünlere olan taleplerini rahatlıkla artırabilirler. Gelişmekte olan ülkeler ise düşük gelir düzeyleri nedeniyle yeterli iç talep yakalayamadıkları için bu sağlıklı ama pahalı ürünleri ihraç ederek gelir elde etmeye çalışırlar.

¹ Ocak 2020 itibariyle İngiltere'nin birlikten ayrılması sonucu üye sayısı 27'ye düşmüştür. Fakat EİT endeks hesaplamaları 2020 öncesindeki ticari verilere göre gerçekleştirildiği için, çalışmada 'AB 28 ülkeleri' olarak yer almaktadır.

AB 28, bir bütün olarak değerlendirildiğinde refah düzeyinin yüksekliğiyle dikkat çekmektedir. Refah düzeyindeki bu yükseklik, doğal olarak birliğin dış ticaret bileşenleri içerisinde de fark edilir. Ayrıca ithalata konu olan malların niteliği ve ağırlıklı olarak hangi sektör ya da sektörlerle yönelik malların ithal edildiği, ülkenin refah düzeyini de anlamaya yardımcı olacaktır. AB'nin toplam dış ticareti içerisinde su ürünleri sektörünün ithalat ve ihracat değerlerine baktığımızda binde 2'lik ihracat değerine karşılık, % 1,2'lik ithalat değeriyle karşılaşırız ki (bkz. Tablo 1), bu ticari yapılanma AB 28'in su ürünleri ithalatçısı bir Birlik olduğunu bize gösterir. Aynı tablo bize Türkiye'nin dış ticaretinde su ürünlerinin binde 4 ihracat, onbinde 9 ithalat payı olduğunu da göstermektedir. Oranlar küçük olmakla birlikte, bu sonuçlara bakarak da Türkiye'nin su ürünleri ihracatçısı bir ülke olduğunu söyleyebiliriz.

Bu çalışmada 5 aşamalı iktisadi bütünleşme teoremi çerçevesinde Gümrük Birliği aşamasıyla (3. aşama) birbirine bağlı olan Türkiye ve AB 28 arasındaki su ürünleri ticaretinin 2009-2019 yılları arasında endüstri içi ticaret yaratma kabiliyeti analiz edilmektedir. Endüstri içi ticaret teorisi ve iktisadi birleşme teorileri kapsamında elde edilmesi gereken bulguların ülkeler arasında endüstri içi ticaretin geliştiğini göstermesi gerekir. Fakat bizim yaptığımız çalışma sonuçları beklenen sonuçların tam tersini göstermekte olup, ürün akış yönü Türkiye'den AB 28'e doğru gerçekleşen tek yönlü bir ticaretin varlığını doğrulamaktadır. Erlat ve Erlat'ın (2003), Deviren'in (2004) ve Erün'ün (2010) Türkiye ve AB ülkeleri arasındaki endüstri içi ticareti ölçtükleri çalışma sonuçları da, bizim çalışmamızın sonuçları ile örtüşmektedir.

Çalışma sonuçlarının bu şekilde ortaya çıkması aslında hiç de şaşırtıcı değildir. Türkiye geliştirmekte olan ülke statüsüyle su ürünleri ihracatçısı ve AB 28'de gelişmiş ülke statüsüyle su ürünleri ithalatçısı ülkelerdir. Sonuç olarak diyebiliriz ki; ülkeler arasında endüstri içi ticaretin oluşabilmesi için, aynı ekonomik birliktelik içerisinde yer almak yeterli bir kriter olmamakla birlikte, aynı gelişmişlik düzeyinde bulunmak gerektiği aşikardır. Türkiye'nin gelişmişlik düzeyini kısa vadede AB 28 seviyesine getirerek endüstri içi ticareti artırma şansımız olmadığına göre, bu ülke grubuna olan ticaretimizi artırmanın yollarını araştırmak daha mantıklı olacaktır.

Nihayetinde AB 28 yüksek refah düzeyi ile iyi bir su ürünleri ithalatçısı ülke konumundadır. Türkiye de zengin su kaynakları ve balık çeşitliliği ile potansiyel bir su ürünleri ihracatçısıdır. Türkiye'nin bu aşamada yapması gereken şey, mevcut zengin kaynak yapısına rağmen düşük üretim miktarını artırmasının yanı sıra, ürettiği ürünlerde farklılaşmaya giderek mevcut su ürünlerinin katma değerini de artırmaya çalışmak olmalıdır. Çünkü su ürünlerinin üretildiği gibi pazarlanmasındansa, işlenerek pazarlanması ülke adına daha yüksek katma değer yaratacaktır. Doğal olarak da gelişmiş ülkelere göre, geliştirmekte olan ülkeler için yüksek katma değerli ürün ihraç etmek çok daha önemlidir. Ülkeye giren döviz miktarı attıkça, ülkenin büyüme ve sonrasında kalkınma şansı artmaktadır ve Türkiye için su ürünleri sektörü bu anlamda önemli fırsatlar sunmaktadır.

KAYNAKLAR

- Altay, H., Özcan, S.E., & Çınar, İ.T. (2009). Türkiye'nin Avrupa Birliği (15) pazarında endüstriler-arası ve endüstri-içi ticaret açısından avantajlı olduğu ürün gruplarının belirlenmesi: 1995-2007. *Dumlupınar Üniversitesi, Sosyal Bilimler Dergisi*, 23, 159-170.
- Balassa, B. (1979). Intra-industry trade and the integration of the developing countries to the world economy. *World Bank Staff Paper*, 312.
- Bedir, A. (2009). Uluslararası ticarete fiyata dayalı rekabet gücü ile endüstri-içi ticaret arasındaki ilişki: Türk imalat sanayi örneği. *DPT ISBN978-975-19-4482-5*, 1-223.
- Biesebroeck, J. V. (2011). Dissecting intra industry trade, *Economics Letters*. 110, 71-75.
- Çakmak, Ö. (2006). Türkiye ile Almanya, İtalya, Fransa ve İngiltere arasında imalat endüstrisinde endüstri-içi ticaretin yapısı: 1991-2004. *Ekonomik ve Sosyal Araştırmalar Dergisi*, 3(1), 30-47.
- Çepni, E., & Köse, N. (2003). Intra-industry trade patterns of Turkey: A panel study. *Gazi Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi*, 5(3), 13-28.
- Çeştepe, H. (2012). Türkiye'nin seçilmiş Ortadoğu ülkeleriyle ticaretinin analizi. *Ekonomik ve Sosyal Araştırmalar Dergisi*, 8(2), 23-43.
- Deviren, N. V. (2004). Türkiye ile Avrupa Birliği ülkeleri arasında sınai ürünleri endüstri-içi ticareti. *İktisat İşletme ve Finans Dergisi*, 19(222), 107-127.
- Doğaner Gönel F. (2001). Tekstil sektöründe endüstri-içi ticaret. *Dış Ticaret Dergisi*, 6(21), 15-31.
- Duman, M. (1996). 1990'larda OECD ülkeleri ve Türkiye'nin dış ticaretinde endüstri-içi ticaretin payı. *Dış Ticaret Dergisi*, 3, 1-11.

- Erk, N., & Tekgöl, Y. (2001). Ekonomik entegrasyon ve endüstri-içi ticaret: Türkiye- AB ülkeleri arasındaki endüstri-içi ticaretin ölçülmesi ve ticaret tipinin belirlenmesi. *Middle East Technical University-METU International Conference on Economics*, 5, 1-34.
- Erlat, G., & Erlat, H. (2003). Measuring intra-industry and marginal intra-industry trade: The case for Turkey. *Emerging Markets Finance and Trade*, 39(6), 5-38.
- Erün, G. (2010). Türkiye ile AB, gıda ve canlı hayvan sektörü dış ticaretinde endüstri-içi ticaret analizi. *Ekonomi Bilimleri Dergisi*, 2(1), 71-78.
- Grubel, H.G., & Lloyd, P.J. (1975). *Intra-industry trade: The theory and measurement of international trade in differentiated products*. John Willey&Sons, London and New York.
- Kösekahyaoğlu, L. (2002). Does trade liberalization matter?. *Marmara Journal of European Studies*, 10(1), 113-135.
- Kuşat, N. (2019). Su ürünleri sektörü rekabet gücü analizi: Türkiye ve beş lider ülke örneği. *Acta Aquatica Turcica*, 15(1), 43-54.
- Lee, H. H., & Lloyd, P. J. (2002). Intra-industry trade in services. In P.J. Lloyd and Hyun-Hoon Lee (Eds.), *Frontiers of Research on Intra Industry Trade* (159-176). Basingstoke: PalgraveMacmillan. <https://doi.org/10.1057/9780230285989>
- Mangır, F., & Fidan, A. (2017). Grubel-Lloyd Endeksi ile endüstri-içi ticaret analizi: Tarım sektörü Türkiye örneği. *Karamanoğlu Mehmetbey Üniversitesi Sosyal ve Ekonomik Araştırmalar Dergisi*, 19(33), 45-51.
- Narin, P. (2002). Endüstri-içi ticaret ve ihracata dayalı sektörler açısından Türkiye uygulaması. *Dokuz Eylül Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi*, 4(1), 1-21.
- Rossini, G., & Burattoni, M. (1999). *Country analysis: Italy, intra-industry trade and adjustment: The European experience palgrave*. Macmillan Hampshire, England.
- Schüler, M. K. (1995). The path of intra-industry trade expansion: The cases of Spain and Turkey. *Metu Studies in Development*, 22(1), 79-100.
- Sharma, K. (2000) Pattern and determinants of intra-industry trade in Australian manufacturing. *The Australian Economic Review*, 33(3), 245-255.
- Şahin, D. (2015). Türkiye'nin tarımsal gıda ürünlerinin endüstri-içi ticaretinin analizi: AB-15 ülkeleri ile karşılaştırmalı analiz. *Uluslararası Hakemli Ekonomi Yönetimi Araştırmaları Dergisi*, 4, 171-192.
- Şentürk, C. (2014). Türkiye'nin seçilmiş ülkeler ile endüstri içi ticaretinin endeks yöntemine dayalı analizi (1990-2013). *Süleyman Demirel Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi*, 20(2), 207-230.
- Şimşek, N. (2005). Türkiye'nin yatay ve dikey endüstri-içi dış ticareti. *Dokuz Eylül Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi*, 20(1), 43-62.
- Tharakan, P., & Calfat, G. (1999). *Country analysis: Belgium, intra-industry trade and adjustment: The European experience palgrave*. Macmillan, Hampshire, England.
- United Nations. (2020). <https://comtrade.un.org/data/> erişim tarihi 08.05.2020.

Distribution of Lessepsian Migrant and Non-Native Freshwater Fish Species in Mediterranean Brackish Waters of Turkey

Deniz İNNAL*^{ID}

Burdur Mehmet Akif Ersoy University, Arts and Sciences Faculty, Biology Department, 15100, Burdur, Turkey

*Corresponding author: innald@gmail.com

Research Article

Received 24 May 2020; Accepted 24 July 2019; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Innal, D. (2020). Distribution of lessepsian migrant and non-native freshwater fish species in Mediterranean brackish waters of Turkey. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 545-557. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.742217>

Abstract

The introduction of invasive fish species is considered to be one of the major causes of species endangerment in aquatic ecosystems. More than 30 non-native freshwater fish species which are introduced for the different purpose were reported in Turkey. In addition to the freshwater non-native fish species, the brackish water systems are also affected by the fish species that enter the Mediterranean Sea through the Suez Canal. This study aimed to identify non-native fish species introduced in the Mediterranean brackish water systems of Turkey. Thirteen non-native species from eleven families were identified from 15 localities along the entire Mediterranean Coast of Turkey between 2014-2017. These species are *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846), *Coptodon zillii* (Gervais, 1848), *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Gambusia holbrooki* Girard, 1859, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), *Chelon carinatus* (Valenciennes 1836), *Equulites klunzingeri* (Steindachner, 1898), *Upeneus moluccensis* (Bleeker, 1855), *Upeneus pori* Ben-Tuvia & Golani, 1989, *Siganus rivulatus* Forsskål & Niebuhr, 1775, *Sillago suezensis* Golani, Fricke & Tikochinski, 2013 and *Sphyræna chrysotaenia* Klunzinger, 1884. The most widely distributed non-native fishes were *Gambusia holbrooki*, *Chelon carinatus*, and *Carassius gibelio*. Of the 15 localities surveyed Lessepsian fish species were sampled from 9 localities.

Keywords: Lessepsian species, biological invasion, fish fauna, biodiversity

Türkiye'nin Akdeniz Acısularında Lesepsiyen göçmen ve yabancı tatlısu balık türlerinin dağılımı

Özet

İstilaç balık türlerinin sistemlere girmesi, sucul ekosistemlerde türlerin tehlikeye girmesinin başlıca nedenlerinden biri olarak kabul edilmektedir. Türkiye'de farklı amaçlarla sucul sistemlere giren 30'dan fazla yabancı tatlı su balığı türü bildirilmiştir. Yabancı tatlısu balık türlerine ek olarak, acısu sistemleri Süveyş Kanalı aracılığı ile Akdeniz'e giren balık türlerinden de etkilenmektedir. Bu çalışmanın amacı, Türkiye'nin Akdeniz acısu sistemlerinde bulunan yabancı balık türlerini belirlemektir. 2014-2017 yılları arasında Türkiye'nin Akdeniz kıyılarında 15 farklı çalışma alanında onbir familyadan 13 yabancı tür tespit edilmiştir. Bu türler *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846), *Coptodon zillii* (Gervais, 1848), *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Gambusia holbrooki* Girard, 1859, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), *Chelon carinatus* (Valenciennes 1836), *Equulites klunzingeri* (Steindachner, 1898), *Upeneus moluccensis* (Bleeker, 1855), *Upeneus pori* Ben-Tuvia & Golani, 1989, *Siganus rivulatus* Forsskål & Niebuhr, 1775, *Sillago suezensis* Golani, Fricke & Tikochinski, 2013 ve *Sphyræna chrysotaenia* Klunzinger, 1884'dır. En yaygın dağılıma sahip yabancı balıklar *Gambusia holbrooki*, *Chelon carinatus* ve *Carassius gibelio*'dur. İncelenen 15 sistemden 9'unda Lesepsiyen balık türleri örneklenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Lesepsiyen türler, biyolojik istila, balık faunası, biyoçeşitlilik

INTRODUCTION

Estuaries, lagoons, and coastal ponds are known as brackish water systems, which are associated with freshwater and the sea. Brackish water fish assemblages are adapted to live under highly variable environments. Brackish water systems are usually recognized by the presence of habitats with conservation interest. In addition to the ecosystem regulatory properties, the brackish water systems play a key role as feeding, spawning, and breeding area for many species (Mc Dowall, 1988; Malavasi et al., 2004). Fish assemblages of brackish water systems have been studied extensively in the last four decades (Blaber, 1980; Elliott and Dewailly, 1995; Kennish, 1990; Potter et al., 1990; Jaureguizar et al., 2006; Miró et al., 2020; Schwartzkopf et al., 2020).

There are 25 river catchment basins in Turkey and 18 of them have important coastal marine areas. The Mediterranean region of Turkey has many important lagoon lakes and rivers whose fishery resources play a significant role in the economy of the local populations. Various aspects of the fish assemblages in the brackish water systems of Turkey have been studied in recent decades, including temporal and spatial patterns in abundance and diversity of fishes (Akın et al., 2005; İnnal, 2012a; İnnal, 2016), systematics (Engin and İnnal, 2017), and length-weight relationships (İnnal and Özdemir, 2012; Kara et al., 2018).

As reported in other Mediterranean countries (Anonymous, 2012; Cataudella et al., 2015; Maneas et al., 2019) there are human impacts on the brackish water systems of Turkey as well. These systems have been affected by large-scale anthropogenic influences, mainly the substantial development of tourism activities and the increasing population in the catchment (Bayhan et al., 2008; İnnal, 2012a). Biological invasions in the brackish water systems of Turkey have accelerated in recent years. Many non-native species from different taxonomical groups have been found in the brackish water systems of Turkey (Saitsev and Öztürk, 2001; Öztürk and Özer, 2014; Türeli et al., 2016). In Turkey, the introduction of non-native freshwater fish species dates back to the 1920s, when eastern mosquitofish was introduced into the Çukurova region. To date, more than 30 non-native fish species have been introduced. Studies have been conducted into different aspects of the non-native species, including their distributions (Emiroğlu, 2011; İnnal, 2012b, Tarkan et al., 2015; Özuluğ et al., 2019), impacts on fish communities (İnnal and Erk'akan, 2006; Yerli et al., 2013; Kurtul and Sarı, 2017; İlhan et al., 2020), and biological features (Saç and Okgerman, 2015; Cılbız and Yalım, 2017; İnnal et al., 2019). In addition to non-native freshwater fish, the Lessepsian marine fish also threaten Mediterranean brackish water systems. Despite the prevalence of studies documenting the native fishes of the brackish water systems in the Mediterranean, there have been few reports of non-native species. The purpose of the study was to analyze the occurrence and distribution of non-native fishes established in the brackish water systems of Turkey.

MATERIALS and METHODS

The study was carried out from November 2014 to June 2017 in brackish water systems along the entire Mediterranean coast of Turkey. A total of 15 localities, representing a variety of habitats (including mouths of river and creeks, canals of rivers, and lagoonal areas), were repeatedly surveyed. Sampling sites with their locality and habitat description are given in Table 1.

Table 1. Sampling sites with their locality and habitat description

No	Locality	Type	Substrates	Flow velocity	Coordinates	
1	Köyceğiz, Köyceğiz (Muğla)	Lagoon lake	gravel-silt-sand	Stagnant	36°57'30.45"N	28°40'30.46"E
2	Beymelek, Demre (Antalya)	Lagoon lake	silt-sand	Stagnant	36°16'26.25"N	30° 3'15.01"E
3	Kopak, Aksu (Antalya)	Open creek estuary	silt-sand	Slow	36°51'7.27"N	30°52'1.87"E
4	Beşgöz, Serik (Antalya)	Open creek estuary	silt-sand	Slow	36°51'21.89"N	30°56'39.81"E
5	Köprüçay, Serik (Antalya)	Open river estuary	gravel-silt-sand	Fast	36°49'46.82"N	31°10'26.82"E
6	Manavgat, Manavgat (Antalya)	Open river estuary	silt-sand	Fast	36°44'18.42"N	31°29'38.43"E
7	Karpuzçay, Manavgat (Antalya)	Semi-closed creek estuary	silt-sand	Slow	36°42'56.84"N	31°33'00.95"E
8	Hacımus, Gazipaşa (Antalya)	Open creek estuary	gravel-silt-sand	Slow	36°15'45.14"N	32°16'46.54"E
9	Sultansuyu, Anamur (Mersin)	Open creek estuary	gravel-silt-sand	Slow	36° 2'15.42"N	32°49'8.11"E
10	Paradeniz, Silifke (Mersin)	Lagoon lake	silt-sand	Stagnant	36°18'27.51"N	34° 0'39.00"E
11	Göksu, Silifke (Mersin)	Open river estuary	silt-sand	Fast	36°17'46.24"N	34° 2'42.75"E
12	Berdan, Tarsus (Mersin)	Open river estuary	silt-sand	Moderate	36°44'53.83"N	34°53'29.27"E
13	Seyhan, Tarsus (Mersin)	Open river estuary	silt-sand	Fast	36°43'50.61"N	34°54'45.74"E
14	Ceyhan, Karataş (Adana)	Open river estuary	silt-sand	Fast	36°34'10.83"N	35°33'36.15"E
15	Yelkoma, Yumurtalık (Adana)	Lagoon lake	silt-sand	Stagnant	36°42'27.30"N	35°40'36.72"E

Sampling localities are given in the map below (Figure 1). Google Earth photographs of localities are given in Figure 2.

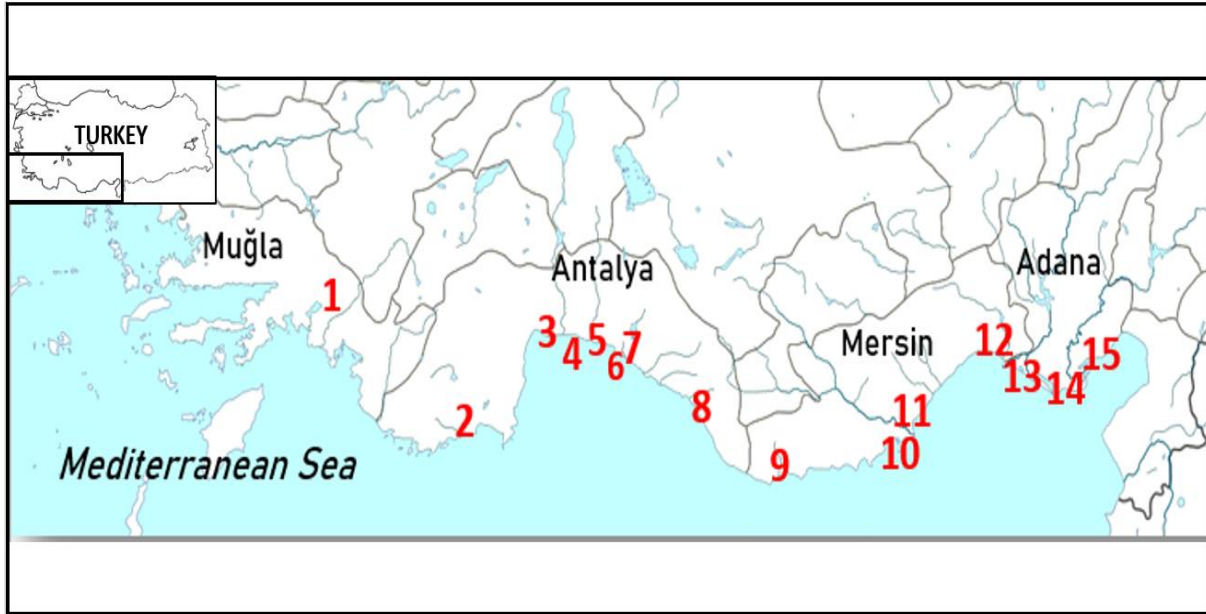


Figure 1. Sampling localities of brackish water systems in the Mediterranean coast of Turkey
 1-Köyceğiz lagoon lake; 2- Beymelek lagoon lake; 3- Kopak creek estuary; 4- Beşgöz creek estuary; 5- Köprüçay river estuary; 6- Manavgat river estuary; 7- Karpuzçay creek estuary; 8- Hacımusa creek estuary; 9- Sultansuyu creek estuary; 10- Paradeniz lagoon lake; 11- Göksu river estuary; 12- Berdan river estuary; 13- Seyhan river estuary; 14- Ceyhan river estuary; 15- Yelkoma lagoon lake

Details (Type, substrate structure, flow regime) of localities were recorded. The non-native ichthyofauna of the systems was sampled using Shore seine net (10 m in length and 2 m in height; 1.2 x 2.0 mm mesh sized) in all localities. Besides, gill nets in different mesh sizes (310 m in total length; 10, 17, 23, 30 mm bar lengths), cast nets, and fish traps were used in four localities (Manavgat, Göksu, Seyhan, and Ceyhan river estuaries). Fish species were identified according to Akşiray, 1987; Geldiay and Balık, 1988; Kottelat and Freyhof, 2007, Turan et al., 2007.



Figure 2. Google Earth photographs of localities (1-Köyceğiz lagoon lake; 2- Beymelek lagoon lake; 3- Kopak creek estuary; 4- Beşgöz creek estuary; 5- Köprüçay river estuary; 6- Manavgat river estuary; 7- Karpuzçay creek estuary; 8- Hacımusa creek estuary; 9- Sultansuyu creek estuary; 10- Paradeniz lagoon lake; 11- Göksu river estuary; 12- Berdan river estuary; 13- Seyhan river estuary; 14- Ceyhan river estuary; 15- Yelkoma lagoon lake)

RESULTS

The systematic status of the non-native fishes in brackish water systems are given in Table 2. Origin and introduction ways of species are given in Table 3. Non-native fishes inhabited in the sampling localities are given in Table 4. Numerical evaluation of locality and non-native species is given in Figure 3.

Table 2. Systematic status of the non-native fishes in brackish water systems

No	Species	Name	Family	Order
1	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Prussian carp	Cyprinidae	Cypriniformes
2	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	Stone moroko	Gobionidae	Cypriniformes
3	<i>Coptodon zillii</i> (Gervais, 1848)	Redbelly tilapia	Cichlidae	Perciformes
4	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Nile tilapia	Cichlidae	Perciformes
5	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Eastern mosquitofish	Poeciliidae	Cyprinodontiformes
6	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Rainbow trout	Salmonidae	Salmoniformes
7	<i>Equulites klunzingeri</i> (Steindachner, 1898)		Leiognathidae	Perciformes
8	<i>Chelon carinatus</i> (Valenciennes 1836)	Keeled mullet	Mugilidae	Mugiliformes
9	<i>Upeneus moluccensis</i> (Bleeker, 1855)	Goldband goatfish	Mullidae	Perciformes
10	<i>Upeneus pori</i> Ben-Tuvia & Golani, 1989	Por's goatfish	Mullidae	Perciformes
11	<i>Siganus rivulatus</i> Forsskål & Niebuhr, 1775	Marbled spinefoot	Siganidae	Perciformes
12	<i>Sillago suezensis</i> Golani, Fricke & Tikochinski, 2013		Sillaginidae	Perciformes
13	<i>Sphyraena chrysotaenia</i> Klunzinger, 1884	Yellow stripe barracuda	Sphyraenidae	Perciformes

Table 3. Origin and introduction ways of species

No	Species	Region of origin	Habitat of origin	Purpose of introduction
1	<i>Carassius gibelio</i>	Asia	Freshwater	Accidental transfer
2	<i>Pseudorasbora parva</i>	Far East	Freshwater	Accidental transfer
3	<i>Coptodon zillii</i>	Africa	Freshwater	Unknown
4	<i>Oreochromis niloticus</i>	Africa	Freshwater	Aquaculture (Farm escape)
5	<i>Gambusia holbrooki</i>	North America	Freshwater	Biological Control
6	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	North America	Freshwater	Aquaculture (Farm escape), weed control
7	<i>Equulites klunzingeri</i>	Indo-Pacific	Marine	Lessepsian migration
8	<i>Chelon carinatus</i>	Indo-Pacific	Marine	Lessepsian migration
9	<i>Upeneus moluccensis</i>	Indo-Pacific	Marine	Lessepsian migration
10	<i>Upeneus pori</i>	Indo-Pacific	Marine	Lessepsian migration
11	<i>Siganus rivulatus</i>	Indo-Pacific	Marine	Lessepsian migration
12	<i>Sillago suezensis</i>	Indo-Pacific	Marine	Lessepsian migration
13	<i>Sphyraena chrysotaenia</i>	Indo-Pacific	Marine	Lessepsian migration

Table 4. Non-native fishes established in the sampling localities

Locality	Species												
	<i>Gambusia holbrooki</i>	<i>Chelon carinatus</i>	<i>Carassius gibelio</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Pseudorasbora parva</i>	<i>Sillago suezensis</i>	<i>Siganus rivulatus</i>	<i>Equulites klunzingeri</i>	<i>Coptodon zillii</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Upeneus moluccensis</i>	<i>Upeneus pori</i>	<i>Sphyaena chrysoaenia</i>
Manavgat	√	√	√		√	√	√			√	√	√	√
Beşgöz	√	√	√		√	√	√						
Göksu	√	√	√	√		√							
Seyhan	√	√	√	√				√					
Ceyhan	√	√		√		√							
Kopak	√	√	√		√								
Köprüçay	√	√	√		√								
Paradeniz	√	√		√				√					
Köyceğiz	√								√				
Beymelek	√						√						
Berdan	√			√									
Karpuzçay	√												
Hacımusa	√												
Sultansuyu	√												
Yelkoma	√												

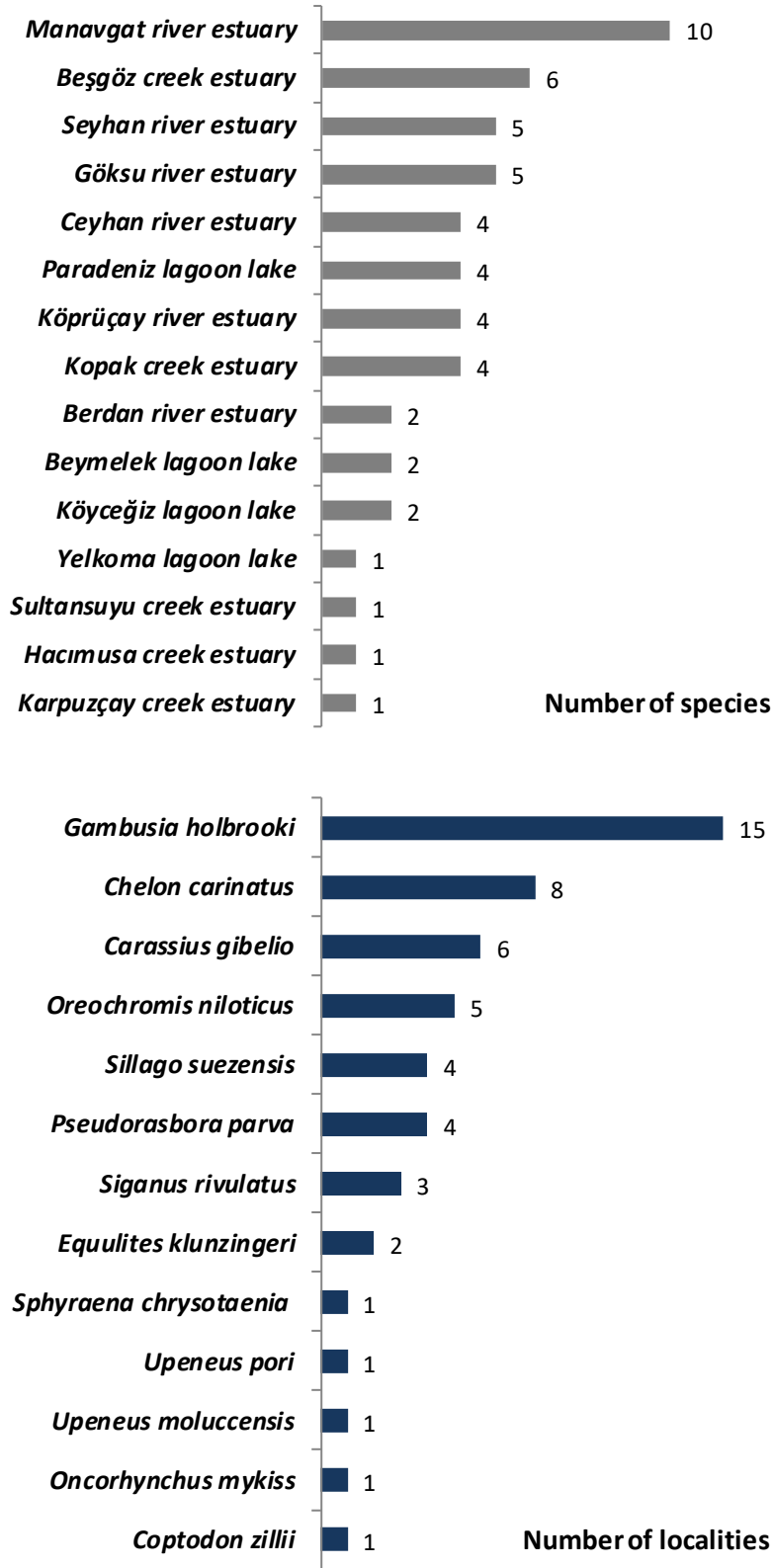


Figure 3. Numerical evaluation of locality and non-native species

Non-native species have been identified in all brackish water systems examined. The 13 non-native fish species collected represent 5 orders, 11 families, and 12 genera (Table 2). The most species-rich orders were Perciformes (61.5%), followed by Cypriniformes (15.4 %). Seven of the non-native

species originate from Indo-Pacific, 2 from Africa, 2 from North America, and 1 each from Asia and the Far East (Table 3). The numbers and distributions of the non-native species have differed between these water systems. In the studied systems, non-native fish species richness ranged from 1 to 13 (Table 4).

The most widely distributed non-native species were *Gambusia holbrooki*, present in 15 localities, and *Chelon carinatus* which was registered in 8 localities. The highest number of non-native species (10) was sampled from the Manavgat River Estuaries (Figure 3).

DISCUSSION

Brackish water systems create special ecological habitats for many fish species. They play an essential role in the nursery function of many species, especially for marine fish. These ecosystems generally provide high food availability and good predator refuge for the early life stages of these fishes (Miró et al., 2020). It has been determined that the brackish water systems analyzed in this study are important areas for the life periods of marine, estuarine, and freshwater native fishes. Some gobiid [*Gobius paganellus* Linnaeus, 1758; *Gobius niger* Linnaeus 1758; *Pomatoschistus anatoliae* Engin & Innal 2017; *Knipowitschia byblisia* Ahnelt 2011; *Knipowitschia caunos* Ahnelt 2011] and blenniid [*Parablennius sanguinolentus* (Pallas 1814); *Salaria fluviatilis* (Asso, 1801); *Salaria pavo* (Risso 1810)] fish species live in these studied region. Brackish water systems analyzed in this study also contain important habitat for migrant species including the European eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) and Twaite shad *Alosa fallax* (Lacepède, 1803).

Brackish water systems selected in this study belong to five different water basins (Western Mediterranean, Antalya, Eastern Mediterranean, Seyhan and Ceyhan water basins). These water basin systems characterised by a high degree of endemism of freshwater fishes (Küçük et al., 2007; Erk'akan and Özdemir 2011) and some of them were described more recently (Turan et al., 2013; Engin and Innal, 2017; Küçük et al., 2017). These systems have undergone dramatic changes in recent years. These changes occurred in the river drainage basin involving the migration barriers, industrialization, pollution, agricultural developments, introduction and invasion of non-native species (Akbulut et al., 2009; Davutluoğlu et al., 2011; Demirel et al., 2011).

Non-native fish introductions in these water basins have been accelerated in recent decades by increasing human activities such as aquaculture and fisheries. Some non-native species threatening the life of natural fish species have been reported in these river basins (Gökoğlu et al., 2001; Küçük and İkiz, 2004; Kara et al., 2010; Erk'akan and Özdemir, 2011; Ergüden and Göksu, 2012; Özuluğ et al., 2013). In this study, the most encountered non-native fish species in the localities was *Gambusia holbrooki*. It is thought that the Eastern mosquitofish were released for the solution of the intense mosquito problem in the regions where the study was conducted. It was introduced to numerous pond, drainage canals and swamps in Çukurova region (Turkey) to control malaria in 1920s (Öztürk and İkiz, 2004; Innal and Erk'akan, 2006). *G. holbrooki* has been previously reported in the Seyhan river basin (Kara et al., 2010; Erk'akan and Özdemir, 2011; Ergüden and Göksu, 2012), Ceyhan river basin (Kara et al., 2010; Erk'akan and Özdemir, 2011), Antalya river basin (Küçük and İkiz, 2004) and Western Mediterranean basin (Balık et al., 2005).

The other fish species commonly found in the studied systems is *Carassius gibelio*. It was probably dispersed into studied systems with carp (*Cyprinus carpio*) stocking program of natural and artificial lakes on water drainages. It was first observed from Gala Lake in Turkey. Since then the distribution of the species has increased greatly (Özuluğ et al., 2004; Yerli et al., 2014). According to Yerli et al., (2014) *C. gibelio* was recorded in 22 of 26 river basins of Turkey. It was detected in six different regions in this study. These regions are Kopak creek estuary, Beşgöz creek estuary, Köprüçay river estuary, Manavgat River estuary, Göksu River estuary, and Seyhan River estuary. It has been observed that *C. gibelio* creates reproducible populations in these brackish water systems, which have different chemical and biological structures.

Oreochromis niloticus has been detected in 5 (Paradeniz lagoon lake, Göksu river estuary, Berdan creek estuary, Seyhan river estuary and Ceyhan river estuary) of the 15 regions. It was reported that *O. niloticus* found in Seyhan River (Dikel and Çelik, 1998), Asi River (Gürlek, 2004), Damsa Dam Lake (Mert and Çiçek, 2010), Sakarya river basin (Emiroğlu, 2011), Pınarbaşı Creek (Burdur) (İnnal and Sungur, 2009). *Oreochromis* species escaped from the breeding units in the Seyhan Dam Lake and found the opportunity to live on the Seyhan River (Dikel and Çelik, 1998). Also, *Oreochromis* species

were used to solve the weed problems in some water channels in the Çukurova region (D. Innal, pers. observation). *Oreochromis* species have expanded their dispersal ranges in Adana and Mersin Provinces by moving through canals and other aquatic connections created by humans.

Stone moroko *Pseudorasbora parva* is another small non-native species that has become established in the Mediterranean brackish water systems of Turkey. *Pseudorasbora parva* was captured from 4 stations and it was recorded as new to Beşgöz creek estuary, Kopak creek estuary, and Manavgat river estuary. The first records of *P. parva* in Turkey were reported by Erk'akan (1984) from the Thrace region. Since then, several records of *P. parva* have been reported in Turkey (Yağcı et al., 2014). Stone moroko tolerant to a wide range of salinity and temperature fluctuations, and characterized by early maturation, and establish high-density populations in a short time (Rosecchi et al., 1993; Gozlan et al., 2002; Yegen et al., 2015). *P. parva* has been previously reported in the Antalya Basin (Küçük and İkiz, 2004) and Köprüçay River (Gökoğlu et al., 2001).

In this study, *Oncorhynchus mykiss* was sampled only in Manavgat River Estuary. In Turkey, the first introduction of *O. mykiss* was into Yedigöller (Bolu) National Research Park in 1969 for aquaculture purposes (Uysal and Alpbaz 2002). Since 1969 Fry and fingerlings of rainbow trout are released to water bodies by the Ministry of Agriculture and Forestry. In addition to the stocking program, due to their escape from aquatic facilities, *O. mykiss* has become established in some aquatic systems. In Manavgat River, *O. mykiss* was probably established from the farm escape at an aquatic farm located in the estuarine zone of the River.

During the last several decades, over 30 non-native fish species have been introduced to inland water systems of Turkey for different purposes including improvement of fisheries resources, wild stocks and aquaculture, aquarium trade, and biological control. *Carassius gibelio*, *G. holbrooki*, and *O. mykiss* are the most common non-native fish species in the lentic and lotic systems of Turkey. Dispersal areas of *P. parva* have increased recently (Çetinkaya, 2006; İnnal and Erk'akan, 2006; Tarkan et al., 2015; Emiroğlu et al., 2016; Çiçek et al., 2018). Mediterranean brackish water systems are known for their rich biodiversity and economic importance. Besides non-native fish species of freshwater origin, some non-native marine fish have also been identified in this study. Of the 15 localities surveyed Lessepsian fish species were sampled from 9 localities (Beymelek lagoon lake, Kopak creek estuary, Beşgöz creek estuary, Köprüçay river estuary, Manavgat river estuary, Paradeniz lagoon lake, Göksu river estuary, Seyhan river estuary, Ceyhan river estuary).

Seven Lessepsian migrant species of Mediterranean were sampled in studied brackish water systems. The most widely distributed Lessepsian species were *Chelon carinatus*, present in 8 localities, and *Sillago suezensis* which was registered in 4 localities. Within the brackish water systems, the highest number of lessepsian species was observed in the Manavgat River Estuary. The native fish assemblages of brackish water systems analyzed in this study are threatened by introductions of non-native fish species. The negative ecological effects of non-native fish species on native species have been reported (Macdonald and Tonkin, 2008, Cucherousset and Olden, 2011). Non-native fish introductions may result in impacts as a result of one or many undesirable characteristics, including competition, habitat alteration, parasitism, predation, hybridisation, alteration of habitat quality and/or ecosystem function, host of pests or parasites (Copp et al., 2005).

The Mediterranean Sea is considered to be one of the main hotspots of marine bio-invasions on Earth and is by far the major recipient of non-native species among European seas (Kalogirou et al., 2012). Many Lessepsian fish species form dense populations in Mediterranean. Some of them contributed economically to local fishermen. The spread of some species expanded to the Aegean and the Marmara seas. Due to the excessive population density of some poisonous sea fish species, they damage ecosystem and economy (D. Innal, pers. observation). Various aspects of Lessepsian fish ecology (Taşkavak and Bilecenoğlu, 2001, Başusta et al., 2013, Yapıcı and Filiz, 2019, Irmak and Özden, 2020) were examined. However, information about their distribution in brackish water is limited. Reticulated filefish *Stephanolepis diaspros*, Por's goatfish *Upeneus pori*, and Dusky spinefoot, *Siganus luridus*, were reported in the peri-Mediterranean lagoon of Bizerte in northern Tunisia (Bdioui et al., 2004, Azzouz et al., 2010; Ounif-Ben Amor et al., 2016). Black-barred halfbeak *Hemiramphus far* was recorded from Bardawil lagoon, Egypt (Mehanna et al., 2019).

The non-native fish species composition, numbers of species, and dominant species differed between the studied locations. The highest number of non-native species (10) was sampled from the Manavgat River Estuaries. Differences in the non-native fish species composition of the locations may

be due to factors such as sampling procedure, human interventions on aquatic systems, and bioecological characteristics of aquatic systems.

Additional research on the impact of non-native fishes will be beneficial as it will complete and further improve knowledge in this field. The urgent need for management actions to prevent further introductions of non-native species in the Mediterranean brackish water systems appears evident.

Acknowledgment: This research was financially supported by the TÜBİTAK (Scientific and Technological Research Council of Turkey) under the Project numbered KBAG, 114 Z 259.

REFERENCES

- Akbulut, N., Bayarı, S., Akbulut, A., & Şahin, Y. (2009). *Rivers of Turkey. Rivers of Europe*. Academic Press, London, 643-672.
- Akın, S., Buhan, E., Winemiller, K.O., & Yılmaz, H. (2005). Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon Estuary, Turkey: Spatial ve temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal ve Shelf Science*, 64, 671-684
- Akşıray, F. (1987). *Türkiye deniz balıkları ve tayin anahtarı*. İstanbul Üniversitesi Rektörlüğü Yayınları, No: 3490. 811p.
- Anonymous, (2012). *UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment*, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012. 92 p
- Azzouz, K., Mansour, S., Boumaiza, M., & Capapé, C. (2010). Occurrence of the Por's goatfish *Upeneus pori* (Osteichthyes: Mullidae) in the Lagoon of Bizerte (northern Tunisia, central Mediterranean). *Annales Series Historia Naturalis*, 19, 29-32
- Balık, S., Ustaoglu, M.R., Sarı, H.M., İlhan, A., & Topkara, E.T. (2005). The fish fauna of Yuvarlakçay (Köyceğiz, Muğla). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22(1), 221-223
- Başusta, A., Başusta, N., Özer, E.I., Girgin, H., & Aslan, E. (2013). Some population parameters of the lessepsian Suez puffer (*Lagocephalus suezensis*) from İskenderun Bay, Northeastern Mediterranean, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, 45(6), 1779-1782
- Bayhan, B., Sever, T.M., & Kaya, M. (2008). Diversity of fish fauna in Gediz estuary lagoons (Izmir Bay/Aegean Sea). *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 7(9), 1146-1150.
- Bdioui, M., Haouas-Gharsallah, I., Ben Naceur, L., & M'rabet, R. (2004). Première mention du poisson-bourse *Stephanolepis diaspros* (Fraser-Brünner, 1940) dans la lagune de Bizerte. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*, 31, 119-120.
- Blaber, S.J.M. (1980). Fish of the Trinity Inlet system of North Queensland with notes on the ecology of fish faunas of tropical Indo-Pacific estuaries. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 31, 137-46.
- Cataudella, S., Crosetti, D., & Massa, F. (2015). Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*, 95, 278 pp.
- Cılbız, M., & Yalım, F.B. (2017). Growth, mortality, recruitment and yield of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792 in Karacaören-I Dam Lake, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, 49(3), 825-832.
- Copp, G.H., Garthwaite, R., & Gozlan, R.E. (2005). Risk identification and assessment of nonnative freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK. *Science Series Technical Report, Cefas Lowestoft*, 129, 32 pp.
- Cucherousset, J., & Olden, J.D. (2011). Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, 36(5), 215-230.
- Çetinkaya, O. (2006). Exotic and native fish species that introduced or stocked into Turkish waters, their impacts on aquaculture, fisheries, wild populations and aquatic ecosystems: a preliminary study on constructing a database. *Symposium on the stocking reservoir management, 07-09 February 2006, Antalya-Turkey*
- Çiçek, E., Fricke, R., Sungur, S., & Eagderi, S. (2018). Endemic freshwater fishes of Turkey. *Fishtaxa*, 3(4), 1-39.
- Davutluoğlu, O.I., Seckin, G., Ersu, C.B., Yılmaz, T., & Sarı, B. (2011). Assessment of metal pollution in water and surface sediments of the Seyhan River, Turkey, using different indexes. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 39(2), 185-194.
- Demirel, Z., Özer, Z., & Özer, O. (2011). Investigation and modeling of water quality of Göksu River (Cleados) in an international protected area by using GIS. *Journal of Geographical Sciences*, 21(3), 429-440.
- Dikel, S., & Çelik, M. (1998). Aşağı Seyhan Havzası'nda yakalanan tatlısu çipurasının (*Tilapia* ssp.) yenilebilir ve yenilemez bölümlerinin ağırlık oranları ile bazı besin öğelerinin belirlenmesi. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 22, 517-520.

- Elliott, M., & Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29, 397-417
- Emiroğlu, Ö. (2011). Alien fish species in upper Sakarya River and their distribution. *African Journal of Biotechnology*, 10(73), 16674-16681.
- Emiroğlu, Ö., Ekmekçi, F.G., Aksu, S., Başkurt, S., Atalay, A., & Tarkan, A.S. (2016). Introduction and establishment of tropical ornamental fish, *Pterygoplichthys spp.* (Actinopterygii: Siluriformes: Loricariidae) in hot springs: Aquarium trade as a potential risk for biodiversity in Turkey. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 46(4), 351-356.
- Engin, S., & İnnal, D. (2017). A new species of *Pomatoschistus* (Teleostei: Gobiidae) from Southern Anatolia. *Zoology in the Middle East*, 63(4), 316-324.
- Ergüden, S.A., & Göksu, M.Z.L. (2012). The fish fauna of the Seyhan Dam Lake (Adana). *Journal of FisheriesSciences.com*, 6(1), 39-52.
- Erk'akan, F. (1984). Trakya Bölgesi'nden Türkiye için yeni kayıt olan bir balık türü *Pseudorasbora parva* (Pisces-Cyprinidae). *Doğa Bilim Dergisi*, 8(A2), 350-351
- Erk'akan, F., & Özdemir, F. (2011). Revision of the fish fauna of the Seyhan and Ceyhan River basins in Turkey. *Research Journal of Biological Sciences*, 6(1), 1-8.
- Geldiay, R., & Balık, S. (1988). *Türkiye tathsu balıkları*. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi, 97, Bornova-Izmir, 519 p.
- Google Earth, (2020). <http://www.earth.google.com> [April 20, 2020].
- Gozlan, R.E., Pinder, A.C., & Shelley, J. (2002). Occurrence of the Asiatic Cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *Journal of Fish Biology*, 61(1), 298-300.
- Gökoğlu, M., İkiz, R., Becer, Z. A., Özbaş, M., & Balcı, B.A. (2001). Köprü Çayı Irmağı'nda tespit edilen sazan türleri, XI. Ulusal Su Ürünleri Sempozyumu, Mustafa Kemal Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi (4-6 Eylül 2001), Hatay
- Gürlek, M. (2004). *Genetic and morphologic identification of tilapia (Tilapia) species found in Çukurova and Hatay regions and determination of key characters for species identification*. Msc Thesis. Department of Fisheries, Institute of Natural and Applied Science, University of Mustafa Kemal, Hatay, Turkey (In Turkish)
- Irmak, E., & Özden, U. (2020). Bio-ecology of the oldest lessepsian fish *Atherinomorus forskalii* (Pisces: Atherinidae). *Thalassas*, 36(2), 497-505. <https://doi.org/10.1007/s41208-020-00205-z>
- İlhan, A., Sarı H.M., Kurtul, I., & Akçalı, M. (2020). Meriç Nehri balık faunasının güncel durumu ve yabancı türlerin yerli türler üzerindeki olası etkilerinin değerlendirilmesi. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 6(1), 75-87.
- İnnal, D., & Erk'akan, F. (2006). Effects of exotic and translocated fish species in the inland waters of Turkey. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 16, 39-50.
- İnnal, D., & Özdemir, F. (2012). Species composition of fish community in Kundu estuary (Antalya-Turkey) and their length-weight relationships. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances*, 7(11), 1191-1197.
- İnnal, D. (2012a). Fish assemblage structure of the Köprüçay River-estuary (Antalya-Turkey). *Journal of Natural Sciences Research*, 2(8), 20-30.
- İnnal, D. (2012b). Alien fish species in reservoir systems in Turkey: a review. *Management of Biological Invasions*, 3(2), 115-119.
- İnnal, D. (2016). Fish diversity and distribution in the Aksu River estuary (Antalya-Turkey), in relation to environmental variables. *Ecologica Montenegrina*, 5, 90-98.
- İnnal, D., & Sungur S. (2019). First Record of Non-Indigenous Fish *Hemichromis letourneuxi* (Cichlidae) from Pınarbaşı Creek (Burdur, Turkey). *The Journal of Graduate School of Natural and Applied Sciences of Mehmet Akif Ersoy University*, 10(1), 90-94.
- İnnal, D., Çağlan, D. C., & Özdemir, F. (2019). Species composition of fish community in Onaç Creek (Burdur-Turkey) and their length-weight relationships. *Acta Biologica Turcica*, 32(3), 135-142.
- Jaureguizar, A.J., Menni, R., Lasta, C., & Guerrero R. (2006). Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: spatial patterns ve their temporal variations. *Fisheries Oceanography*, 15(4), 326-344.
- Kalogirou, S., Azzurro, E., Bariche, M., & Lameed, A.G. (2012). The ongoing shift of Mediterranean coastal fish assemblages and the spread of non-indigenous species. *Biodiversity Enrichment in a Diverse World. InTech, Rijeka, Croatia*, 263-280.
- Kara, A., Sağlam, C., Acarlı, D., & Cengiz, Ö. (2018). Length-weight relationships for 48 fish species of the Gediz estuary, in Izmir Bay (Central Aegean Sea, Turkey). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 98(4), 879-884
- Kara, C., Alp, A., & Şimşekli, M. (2010). Distribution of fish fauna on the upper and middle basin of Ceyhan River, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10(1), 111-122.
- Kennish, M.J. (1990). *Ecology of Estuaries, Vol. II: Biological Aspects*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kottelat, M., & Freyhof, J. (2007). *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat.

- Kurtul, I., & Sarı, H.M. (2017). The Features, Current Status and Ecological Risks of Invasive *Gambusia* Species (*Gambusia holbrooki* and *G. affinis*) in Turkey. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 3(1), 51-60.
- Küçük, F., & İkiz, R. (2004). Fish fauna of streams discharging to Antalya Bay. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 21(3), 287-294.
- Küçük, F., Gümüş, E., Gülle, I., & Güçlü, S.S. (2007). The fish fauna of the Göksu River (Türkiye): taxonomic and zoogeographic features. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 7(1), 53-63.
- Küçük, F., Turan, D., Güçlü, S.S., Mutlu, A.G., & Çiftçi, Y. (2017). Two new species of *Chondrostoma* Agassiz, 1832 (Teleostei: Cyprinidae) from the Ceyhan, Seyhan and Göksu rivers in the East Mediterranean region of Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17, 795-803.
- Macdonald, J., & Tonkin, Z. (2008). *A review of the impact of eastern Gambusia on native fishes of the Murray-Darling Basin*. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Department of Sustainability and Environment, Heidelberg, Victoria.
- Malavasi, S., Fiorin, R., Franco, A., Franzoi, P., Granzotto, A., Riccato, F., & Mainardi D. (2004). Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *Journal of Marine Systems*, 51, 19-31.
- Maneas, G., Makopoulou, E., Bousbouras, D., Berg, H., & Manzoni, S. (2019). Anthropogenic changes in a Mediterranean coastal wetland during the last century-the case of Gialova Lagoon, Messinia, Greece. *Water*, 11(2), 350-371.
- Mc Dowall, R.M. (1988). *Diadromy in Fishes, Migrations between Freshwater and Marine Environments*. Croom Helm Publishers, London
- Mehanna, S.F., Desouky, G., Salem, M., & Mahmoud, H.S., (2019). Some biological aspects and reproductive dynamic of the black-barred halfbeak *Hemiramphus far* (Family: Hemiramphidae) in Bardawil lagoon, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 23(3), 127-137.
- Mert, R., & Cicek, E. 2010. Range expansion of introduced tilapia species (*Oreochromis niloticus*, L. 1758, Cichlidae) in Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 9(12), 1753-1756.
- Miró, J. M., Megina, C., Donázar-Aramendia, I., Reyes-Martínez, M. J., Sánchez-Moyano, J. E., & García-Gómez, J. C. (2020). Environmental factors affecting the nursery function for fish in the main estuaries of the Gulf of Cadiz (south-west Iberian Peninsula). *Science of The Total Environment*, 737, 139614.
- Ounif-Ben Amor, K., Rafrat-Nouira, S., El Kamel-Moutalibi, O., & Ben Amor, M. M., 2016. Westernmost occurrence of the dusky spinefoot, *Siganus luridus* (Osteichthyes, Siganidae) along North African coasts. *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 14, 99-107,
- Özuluğ, M., Gaygusuz, O., Gaygusuz, C. G., & Sac, G. (2019). New distribution areas of four invasive freshwater fish species from Turkish Thrace. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(10), 837-845.
- Öztürk, Ş., & İkiz, R. (2004). Some biological properties of mosquitofish populations (*Gambusia affinis*) living in inland waters of the western Mediterranean region of Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28(2), 355-361.
- Öztürk, T., & Özer A. (2014). Comparative invasive Asian tapeworm *Bothriocephalus acheilognathi* infections on the Lower Kızılırmak delta fishes. *Journal of Academic Documents for Fisheries and Aquaculture*, 1(1), 1-7.
- Özuluğ, M., Meriç, N., & Freyhof, J. (2004). The distribution of *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (Teleostei: Cyprinidae) in Thrace (Turkey). *Zoology in the Middle East*, 31(1), 63-66.
- Özuluğ, M., Saç, G., & Gaygusuz, Ö. (2013). İstilacı özellikteki *Gambusia holbrooki*, *Carassius gibelio* ve *Pseudorasbora parva* (Teleostei) türleri için Türkiye'den yeni yayılım alanları. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 28, 1-22.
- Potter, I. C., Beckley, L.E., Whitfield, A.K., & Lenanton, R.C. (1990). Comparison between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate western Australia and southern Africa. *Environmental Biology of Fishes*, 28, 143-178
- Rosecchi, E., Crivelli, A. J., & Catsadorakis, G. (1993). The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (northwestern Greece). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 3(3), 223-231.
- Saç, G., & Okgerman, H. (2015). Growth and reproduction of a non-native fish species *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) from Büyükçekmece Lake (İstanbul, Turkey). *European Journal of Biology*, 74(1), 1-12.
- Saitsev, Y., & Öztürk, B. (2001). *Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas*. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV).
- Schwartzkopf, B.D., Whitman, A.D., Lindsley, A.J., & Heppell, S.A. (2020). Temporal and habitat differences in the juvenile demersal fish community at a marine-dominated northeast Pacific estuary. *Fisheries Research*, 227, 105557.

- Tarkan, A.S., Marr, S.M., & Ekmekçi, F.G. (2015). Non-native and translocated freshwater fish species in Turkey. *Fishmed Fishes in Mediterranean Environments*, 003, 28 p.
- Taşkavak, E., & Bilecenoğlu, M. (2001). Length-weight relationships for 18 Lessepsian (Red Sea) immigrant fish species from the eastern Mediterranean coast of Turkey. Marine Biological Association of the United Kingdom. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81(5), 895.
- Turan, C., Öztürk, B., Ergüden, D., Gürlek, M., Yağlıoğlu, D., & Uygur, N. (2007). *Türkiye kemikli deniz balıkları atlası ve sistematigi*. Nobel Kitabevi. 549s, Adana.
- Turan, D., Kottelat, M., & Bayçelebi, E. (2013). Two new species of *Squalius*, *S. adanaensis* and *S. seyhanensis* (Teleostei: Cyprinidae), from the Seyhan River in Turkey. *Zootaxa*, 3637(3), 308-324.
- Türel, C., Miller, T. J., Gündoğdu, S., & Yesilyurt, I. N. (2016). Growth and mortality of blue crab (*Callinectes sapidus*) in the north-eastern Mediterranean Sea. *Journal of fisheries sciences.com*, 10(2), 55-62.
- Uysal, I., & Albaz, A. (2002) Comparison of the growth performance and mortality in Abant trout (*Salmo trutta abanticus* Tortonese, 1954) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* walbaum, 1792) under farming conditions. *Turkish Journal of Zoology*, 26, 399-403
- Yağcı, A., Apaydın Yağcı, M., Bostan, H., & Yeğen, V. (2014). Distribution of the topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae: Gobioninae) in Lake Eğirdir, Turkey. *Survey in Fisheries Sciences*, 1(1), 46-55.
- Yapıcı, S., & Filiz, H. (2019). Biological aspects of two coexisting native and non-native fish species in the Aegean Sea: *Pagellus erythrinus* vs. *Nemipterus randalli*. *Mediterranean Marine Science*, 20(3), 594-602.
- Yeğen, V., Uysal, R., Yağcı, A., Cesur, M., Çetinkaya, S., Bilgin, F., Bostan H., & Yağcı, M. A. (2015). New records for distribution of Invasive topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel, 1846) in Anatolia. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 1(1), 57-61.
- Yerli, S. V., Mangıt, F., Emiroğlu, Ö., Yeğen, V., Uysal, R., Ünlü, E., Alp, A., Buhan, E., Yıldırım, T., & Zengin, M. (2014). Distribution of Invasive *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (Teleostei: Cyprinidae) in Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 14(2), 581-590.
- Yerli, S.V., Alp, A., Yeğen, V., Uysal, R., Yağcı, M.A., & Balık, İ. (2013). Evaluation of the ecological and economical results of the introduced alien fish species in Lake Eğirdir, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 13(5), 795-809.

Feeding Patterns and Strategies of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in Relation to Seasonality, Landscape Elements and Mesohabitats

Thambiratnam SIVARUBAN^{1*}, Sivaruban BARATHY², Pandiarajan SRINIVASAN¹,
Rajasekaran ISACK¹

¹PG& Research department of Zoology, The American College, Madurai-625002, India

²Department of Zoology, Fatima College, Madurai-625001, India

*Corresponding author: rooban2002@yahoo.com

Research Article

Received 28 May 2020; Accepted 06 August 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Sivaruban, T., Barathy, S., Srinivasan, P., & Isack, R. (2020). Feeding patterns and strategies of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in relation to seasonality, landscape elements and mesohabitats. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 559-570 <https://doi.org/10.22392/actaquatr.744336>

Abstract

We inspected functional feeding groups in relationship with seasonality, stream order, Land Landscape Elements (LSE), and mesohabitat of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) based on gut content analysis and mouthparts in 27 streams of the Western Ghats and the Eastern Ghats. From the study, a total of 14,168 specimens were collected and identified. The composition of trophic categories showed a slight variation among the different seasons with the dominance of collectors. The results of the abundance of functional feeding groups of EPT across stream orders additionally showed the predominance of collectors and predators in-stream orders 1 and 2. Collectors and filter feeders dominate in-stream orders 3 and 4. By examining the LSE elements, it is found that collectors were higher in the streams flowing through areca nut and low in the streams flowing through natural vegetation. The distributions of functional feeding groups within the orders were also analyzed. Mesohabitat results showed scrapers were found to be predominant in riffles whereas collectors, predators, shredders, and filter feeders overwhelm in runs. ANOVA results showed that only mesohabitat was found to be significant. The results of the present study did not broadly concur with the predictions of the River Continuum Concept (RCC) because of the lack of thickly canopied headwater stream sites and the limitation of our study to only EPT taxa.

Keywords: Mesohabitat, EPT, land landscape elements, macroinvertebrates, seasons

Mevsimsellik, Peyzaj Elemanları ve Mezohabitatlara Göre Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera Beslenme Modelleri ve Stratejileri

Batı Ghats ve Doğu Ghats'ın 27 deresindeki Fonksiyonel beslenme grupları, bağırsak içeriği analizine ve ağız kısımlarına dayanarak, mevsimsellik, akarsu düzeni, peyzaj elementleri (LSE)Ephemeroptera, Plecoptera ve Trichoptera mezohabitat (EPT) ile ilişkili olarak incelenmiştir. Çalışmadan toplam 14.168 örnek toplandı ve tanımlandı. Trofik kategorilerin bileşimi, toplayıcıların baskınlığı ile farklı mevsimler arasında hafif bir farklılık gösterdi. Akarsu düzenine göre EPT'nin fonksiyonel besleme gruplarının bolluğunun sonuçları, akarsu düzeni 1 ve 2'de toplayıcıların ve avcılarının, 3 ve 4'de toplayıcılar ve filtre besleyicilerin baskın olduğunu gösterdi. LSE elementleri incelendiğinde, toplayıcıların areka cevizinden akan derelerde yüksek, doğal bitki örtüsü içinden akan akarsularda ise düşük olduğu görülmüştür. Fonksiyonel besleme gruplarının akarsu düzeni içindeki dağılımları da analiz edilmiştir. Mezohabitat sonuçları, kazıyıcıların çukurlardaki suda baskın olduğunu, toplayıcıların, yırtıcıların, öğütücülerin ve filtre besleyicilerin akan derelerde olduğunu gösterdi. ANOVA sonuçları, sadece mezohabitatın istatistiki açıdan anlamlı olduğunu gösterdi. Bu çalışmanın sonuçları, çalışmamızın sadece EPT taksonları ile sınırlı olması ve kalın bir şekilde örtülü su akışı alanlarının bulunmaması nedeniyle, Nehir Sürekliliği Konseptinin (RCC) tahminleriyle genel olarak uyuşmamaktadır.

Anahtar Kelimeler: Mesohabitat, EPT, peyzaj elemanları, makro omurgasızlar, mevsimler

INTRODUCTION

The streams and other freshwater habitats mirror the physical and organic processes happening in the specific environment (Allan, 2004). Aquatic insects form assemblages that vary with their geographical location, according to historical biogeographical and ecological processes. Trophic categorization of aquatic insects is generally controlled by the species adaptation and taxonomical variations. The structure and functions of an aquatic habitat are maintained by the material cycling and energy flow. In turn, a significant position of such material cycling and energy flow involves the processing of various forms of organic matter by freshwater invertebrates, especially insects. The

functional feeding group of aquatic insects can be classified into several functional feeding groups (FFGs) based on the trophic dynamics and mouthparts modification. Assessment of the mouthparts and adornment structures in the front legs is an initial phase in allocating an FFG. These are the parts utilized by the organisms to catch, control, and devour food resources (Merritt et al., 2008). Sharp and pointed teeth are attributes of predators and shredders. Mouthparts that look like plates or flat structures are a sign of a scraper. Collectors and filterers normally have an enormous number of hairs and setae or fan-like structures.

The aquatic production is directed by various intricate and dynamic biotic and abiotic factors, such as spatial and temporal variations in the overall productivities of environments (Chan et al., 2007) coupled by trophic trade (Wesner, 2010), predator-prey life history attributes (Baxter et al., 2005), highlights of the riparian ecotone, for example, limit penetrability (Cadenasso et al., 2003) and microhabitat multifaceted nature (Bates et al., 2007).

Aquatic insects are influenced by biotic and abiotic factors. Most examinations and calculated models relating to stream food networks have concentrated on the amount of every food web part and the development of vitality and materials from allochthonous and autochthonous food sources to benthic macroinvertebrates (Vannote et al., 1980). Benthic macroinvertebrates normally track the changes in the environment and they show dietary shift as a component of resource accessibility (Haapala et al., 2001). Hydromorphological changes are decided to be one of the most serious human-produced impacts influencing the uprightness of lotic ecosystems. The most well-known modifications are channel fixing and expulsion of riparian vegetation (Naiman and Décamps, 1997; Ward, 1998). A decrease of riparian vegetation can increment sunlight in the riparian zone and this leads to shifting of the changes in the functional feeding groups of the particular habitat. The effects of changes in land use and the expulsion of riparian vegetation on stream environments are well studied and understood (Allan and Castillo, 2007). Anthropogenic changes can bring about diminished diversity and distributions in aquatic insects and compel the appropriation of sensitive species.

Material cycles and energy flows of freshwater ecosystems are strongly influenced by the riparian zone, stream hydrology, and physicochemical parameters of water and substrate characteristics of streams. Ecological patterns and processes in aquatic ecosystems have been shown to vary at multiple spatial scales, between and within an aquatic habitat. Scrapers and collector-gatherers are abundant in the upper lotic habitat. Filter feeders are numerous in lower lotic habitats (Vilenica et al., 2018). Habitat and microhabitat distribution of trophic categories of insects of Western Ghats have been studied by Burton and Sivaramakrishnan (1993) and Subramanian and Sivaramakrishnan (2005).

This work intends to contemplate the trophic relationship of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in both the Western and the Eastern Ghats of Southern India. It also addresses the comparisons of trophic classifications with different seasons, landscape elements, and mesohabitats.

MATERIALS and METHODS

Study area

The study was carried out in 27 streams of the Western and the Eastern Ghats. The details of the study area were given in Table 1. Each site was selected after assessing the habitat heterogeneity, canopy cover, and riparian taxa.

Sampling

All the streams in 27 sites are classified into four orders, three seasons, six landscape elements, and seven mesohabitats. The method of sampling was followed by kick net sampling (Burton and Sivaramakrishnan, 1993) and Surber sampling. The individuals were assigned to five functional feeding groups, namely predators, shredders, scrapers, collectors, and filter feeders (Merritt and Cummins, 1984) depending on their gut contents analysis and by the study of mouthparts morphology.

Analysis of Data

An Analysis of Variance (One way-ANOVA) was performed by PAST software (Hammer et al., 2001).

Classification of Stream orders

Twenty-seven sites were classified into 4 Stream orders. They are Stream order I, II, III, and IV. The stream orders were classified based on Strahler (1957).

Table 1. Characteristic features of sampling sites

No	Sites	Abbreviation	Altitude (m)	Latitude and Longitude	Stream order
1	Kumbakkarai	Kumb	400	10°18' N 77°53' E	Third
2	Sothuparai stream	Soth	282	10°13' N 77°46' E	Fourth
3	Suruli	Suru	450	09°65' N 77°30' E	First
4	Kurangani falls	Kura	650	11°04' N 77°50' E	Second
5	Gadana Nathi	Gada	360	08°48' N 77°19' E	Third
6	Iluppaiair	Ilup	125	08°46' N 77°17' E	Second
7	Ramanadi	Rama	310	08°47' N 77°23' E	Second
8	Chittar	Chit	200	09°38' N 77°36' E	Third
9	Ayyanar falls	Ayya	115	08°42' N 77°07' E	Second
10	Karuppar	Karu	253	08°29' N 77°03' E	First
11	Mundar	Mund	155	08°30' N 77°07' E	Third
12	Mothiramalai	Moyh	139	08°18' N 77°29' E	Second
13	Kumbar	Kumr	211	08°29' N 77°01' E	Second
14	Illanguruparai	Illa	197	08°29' N 77°11' E	Second
15	Kalikesam falls	Kali	280	08°39' N 77°39' E	Third
16	Kaippillai thodu-Kallar	Kaip	48	08°71' N 77°12' E	Third
17	Golden valley-Kallar	Gold	176	08°72' N 77°12' E	Second
18	Kallar	Kall	165	08°70' N 77°10' E	Third
19	Aranakuzhi – Kallar	Aran	240	08°50' N 77°35' E	Second
20	Panivadi – Kallar	Pani	300	08°33' N 77°19' E	Second
21	Meenmutti	Meen	610	08°71' N 77°14' E	Third
22	Downstream- Kallar Odamundurair odai-	Down	155	08°42' N 77°14' E	Fourth
23	Karantamalai	Odam	470	10°30' N 78°17' E	Second
24	Ayyan odai-Karantamalai	Aynn	390	10°35' N 78°20' E	First
25	Sirumalai	Siru	550	10°24' N 77°95' E	Third
26	Bison vally- Alagar malai	Biso	425	10°30' N 78°20' E	First
27	Periaaruvi- Alagar malai	Peri	500	10°50' N 78°30' E	Second

Classification of Landscape Types

Twenty-seven sites were classified into 6 Land Landscape Element (LSE) types. They are Evergreen (EVG), Semi-evergreen (SEVG), Forestry plantation (FORP), Areca nut (ARE), Scrub (SCRUB), and Dry deciduous forest (DRY). The landscapes were classified according to Nagendra and Gadgil (1998) and Ghate et al. (1998).

Seasonality classification

All the samples collected during February to May, June to September, October to January are grouped as summer, south-west monsoon, and north-east monsoon collections respectively.

Mesohabitat Descriptions

Based on flow speed, depth, and substrate mesohabitat has been evolved by Vadas and Orth (1998), which were then characterized to EPT insects according to habitat associations in temperate streams (Ferro and Sites, 2007). Seven meso habitats were identified in the study and they were riffle, run, leaf pack, pool, no flowing, bank, and silt/mud.

RESULTS and DISCUSSION

From the study, a total of 14,168 specimens were collected and identified. In the present investigation, twenty seven species of Ephemeroptera belonging to six families, two species of Plecoptera belonging to one family, and 20 genera of Trichoptera belonging to 12 families were identified. Plenitude of Plecoptera was limited only to two species; this may be due to the that the stoneflies ordinarily endure only in the cool headwaters as they are cold-water specialists and also due to the absence of rocky substrates in the 27 streams.

To characterize the functional feeding groups of EPT in different seasons, streams flowing through various stream orders, LSE types, and mesohabitats were examined utilizing the proportional abundance and log abundance in this study. The functional feeding groups of EPT taxa in 27 streams of the Western and the Eastern Ghats showed in Table 2. The composition of trophic categories

indicates slight changes across various seasons (Figure 1). Different species of EPT insects present in six LSE types of the Western and the Eastern Ghats were presented in table 3. The proportional abundance of collectors is high in the stream moving through areca nut (ARE) and low in streams flowing through natural vegetation (Forested area). The scrapers were higher in streams flowing through the semi-evergreen area (57.9 %). The predators were at a high rate (17 %) and shredders were at a low rate (8.4 %) in streams coursing through scrub forests. The shredders were in high percentage in streams flowing through evergreen and semi-evergreen forests. The filter feeders were in high percentage in streams flowing through the dry deciduous forest (23.5 %). Only the influence of mesohabitats between groups and within groups was found to be significant based on ANOVA results. Statistically, P-value for functional feeding groups of EPT is significant ($P= 0.0004$) between and within the mesohabitats (Table 4). On all stream orders (Figure 2) collectors were more dominant when compared to other groups and shredders were of low rate (Table 5). Moreover, the distribution of functional feeding groups within the orders shows that Ephemeroptera generally prevailed by collectors followed by scrapers whereas in the order Plecoptera, they were predator transcendent because they were mostly predaceous, so it accounts for only one type of functional feeding group. Trichoptera, which were enriched with all the five functional feeding groups, in which the filter feeder was dominant among them and scrapers were least present feeding group (Figure 5).

However, in the present study, level of shredders was low (6 to 10 %) and this might be because of the low degrees of leaf litter in the streams. Stout (1989) recommended that shredders are hindered in tropical stations by the higher extent of poisonous dense tannins in the leaves of the tropical plants. Abdul and Che Salmah (2019) reported that the abundance of predators increments step by step in streams with a high measure of prey. Predators like stoneflies and some trichopterans can survive in cool headwaters. This might be ascribed to the slow decrease in predators in our study. The results of the present study agree with the results of other studies that have suggested that predictions of the River Continuum Concept do not apply strictly to streams from the tropics (Winterbourn et al., 1981).

The present study shows that the diversity and community structure of EPT insects change with riparian land-use patterns (Table 6). Taxa such as *Hydropsyche* sp., *Macronema* sp., *Tenuibaetis frequentus*, *Baetis ordinatus*, *Labiobaetis germinatus*, *Centropetella similis*, *Isca purpurea*, *Choroterpes alagarensis*, *Choroterpes nambiyarensis*, *Choroterpes nandini*, *Choroterpes petersi*, *Neoperla* sp were tolerant to disturbance inhabit streams flowing through human-influenced riparian land-use types.

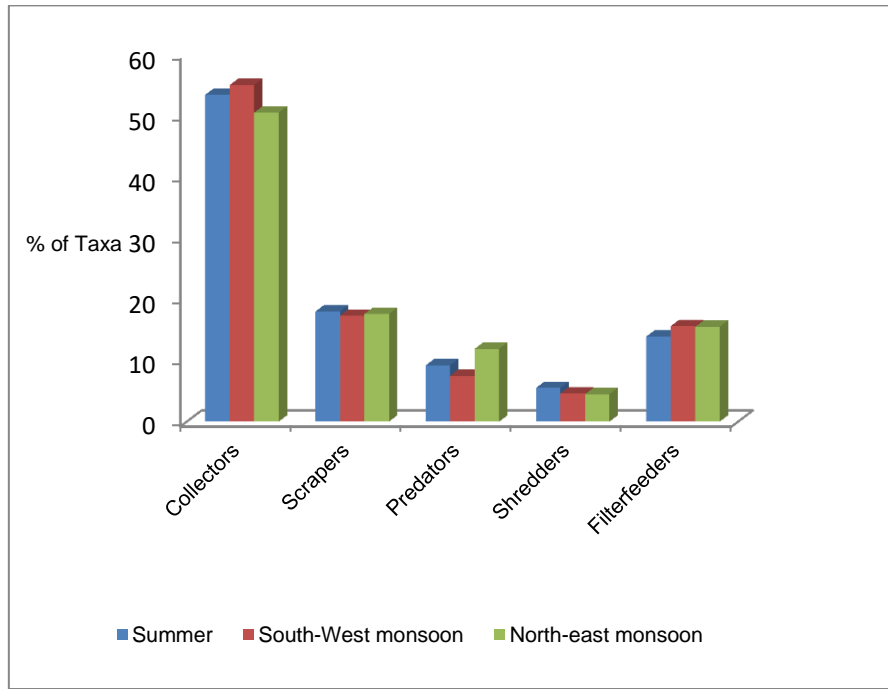


Figure 1. Percentage of Trophic categories in three seasons

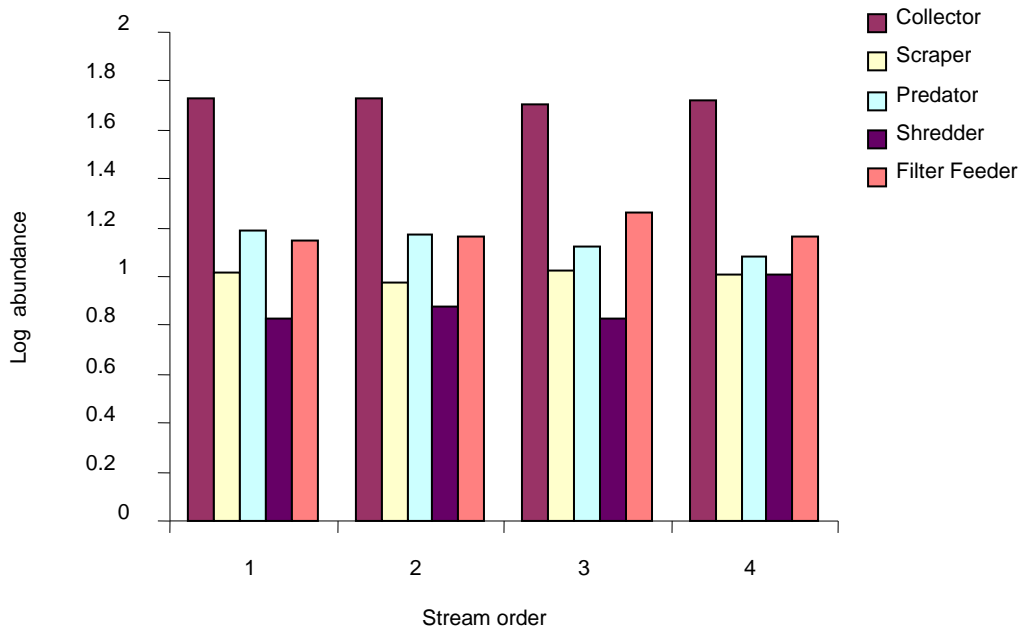


Figure 2. Log abundance of functional feeding groups of EPT across stream orders

Table 2. Trophic categorization of macroinvertebrates in 27 streams of Western and Eastern Ghats

Order	Family	Genus and species	FFG assignment	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis conservatus</i>	Collectors	
		<i>Labiobaetis geminatus</i>	Collectors	
		<i>Centroptella similis</i>	Collectors	
		<i>Acentrella vera</i>	Collectors	
		<i>Tenuibaetis frequentus</i>	Collectors	
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	Collectors	
	Leptophlebiidae	<i>Nathanella indica</i>	Collectors	
		<i>Notophlebia jobi</i>	Collectors	
		<i>Petersula courtallensis</i>	Scrapers	
		<i>Edmundsula lotica</i>	Scrapers	
		<i>Indialis badia</i>	Scrapers	
		<i>Isca purpurea</i>	Scrapers	
		<i>Thraululus</i> sp.	Scrapers	
		<i>Choroterpes alagarensis</i>	Scrapers	
		<i>Choroterpes nambiyarensis</i>	Scrapers	
		<i>Choroterpes nandini</i>	Scrapers	
		<i>Choroterpes petersi</i>	Scrapers	
		Teloganodidae	<i>Teloganodes insignis</i>	Collectors
			<i>Teloganodes dentata</i>	Collectors
			<i>Teloganodes kodai</i>	Collectors
	<i>Teloganodes sartorii</i>		Collectors	
	<i>Teloganodes</i> sp.		Collectors	
	Ephemeridae	<i>Ephemerella nadinae</i>	Collectors	
	Heptageniidae	<i>Epeorus petersi</i>	Scrapers	
		<i>Afronurus kumbakkaraiensis</i>	Scrapers	
		<i>Thalerosphyrus flowersi</i>	Scrapers	
	Plecoptera	Perlidae	<i>Neoperla biseriata</i>	Predators
		<i>Neoperla nitida</i>	Predators	
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	Filter feeders	
		<i>Cheumatopsyche</i> sp.	Filter feeders	
		<i>Wormaldia</i> sp.	Collectors	
		<i>Leptocerus</i> sp.	Shredders	
		<i>Diplectrona</i> sp.	Filter feeders	
		<i>Potamyia</i> sp.	Filter feeders	
		<i>Macrostemum</i> sp.	Filter feeders	
	<i>Polymorphanisus</i> sp.	Filter feeders		
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> sp.	Scrapers	
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche kodaikanalensis</i>	Filter feeders	
	Polycentropodidae	<i>Rhyacophila</i> sp.	Predators	
		<i>Polycentropus</i> sp.	Predators	
		<i>Adicella</i> sp.	Collectors	
	Dipseudopsidae	<i>Oecetis</i> sp.	Predators	
	Ecnomidae	<i>Ecnomus</i> sp.	Predators	
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	Shredders	
		<i>Lepidostoma</i> sp.	Shredders	
<i>Setodes</i> sp.		Shredders		
Calamoceratidae	<i>Anisocentropus</i> sp.	Shredders		
Sericostomatidae	<i>Gumaga</i> sp.	Shredders		

Table 3. Distribution of EPT insects across landscape elements in 27 streams of Western and Eastern Ghats

ORDER	FAMILY	SPECIES	EVG	S-EVG	SCRUB	ARE	FORP	DRY
EPEMEROPTERA	Baetidae	<i>Baetis conservatus</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Labiobaetis geminatus</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Centroptella similis</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Acentrella vera</i>	+	+	-	-	+	+
		<i>Tenuibaetis frequentus</i>	+	+	+	+	+	+
	Heptageniidae	<i>Afronurus kumbakkaraensis</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Epeorus petersi</i>	-	+	-	+	+	-
		<i>Thalerosphyrus flowersi</i>	+	+	+	+	-	-
	Leptophlebiidae	<i>Petersula courtallensis</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Edmundsula lotica</i>	+	+	+	+	+	-
		<i>Indialis badia</i>	+	+	-	+	+	-
		<i>Isca purpurea</i>	+	+	+	+	+	-
		<i>Nathanella indica</i>	+	+	-	+	+	-
		<i>Notophlebia jobi</i>	+	+	-	+	+	+
		<i>Choroterpes alagarensis</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Choroterpes nambiyarensis</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Choroterpes nandini</i>	+	+	-	+	+	-
		<i>Choroterpes petersi</i>	+	+	-	+	+	-
		<i>Thraulius sp.</i>	+	+	-	+	-	-
	Teloganodidae	<i>Teloganodes dentata</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Teloganodes insignis</i>	-	-	-	+	-	-
		<i>Teloganodes kodai</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Teloganodes sartorii</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Teloganodes indica</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Indoganodes jobini</i>	+	+	-	+	+	-
	Ephemeridae	<i>Ephemera nadinae</i>	+	+	-	+	-	-
Caenidae	<i>Caenis sp.</i>	+	+	+	+	+	+	
PLECOPTERA	Perlidae	<i>Neoperla biseriata</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Neoperla nitida</i>	-	-	-	-	+	-
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche sp.</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Cheumatopsyche sp.</i>	+	+	-	+	+	+
		<i>Wormaldia sp.</i>	+	+	+	+	+	-
		<i>Leptocerus sp.</i>	-	-	-	-	-	+
		<i>Diplectronea sp.</i>	+	+	-	+	+	+
		<i>Potamyia sp.</i>	+	+	-	+	+	+
		<i>Macrostemum sp.</i>	+	-	-	-	-	+
	Helicopsychidae	<i>Polymorphanisus sp.</i>	+	+	-	+	+	+
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche kodaikanalensis</i>	+	+	+	+	+	+
	Polycentropodidae	<i>Rhyacophila sp.</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Polycentropus sp.</i>	+	+	-	+	-	+
	Dipseudopsidae	<i>Adicella sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	Ecnomidae	<i>Oecetis sp.</i>	+	+	+	+	+	+
		<i>Ecnomus sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes sp.</i>	+	+	-	+	+	+
		<i>Lepidostoma sp.</i>	-	+	-	-	-	+
		<i>Setodes sp.</i>	+	+	-	+	+	-
	Calamoceratidae	<i>Anisocentropus sp.</i>	+	+	-	+	+	-
	Sericostomatidae	<i>Gumaga sp.</i>	+	+	-	+	+	+

Table 4. Summary of nested analysis of variance test to examine the influence of stream orders, LSE, mesohabitats and seasons on total functional feeding groups

Source of variation		Df	SS	Mean Square	F	P-value	F crit
Stream orders	Between groups	3	1.015	0.33	0.0237	0.994 (ns)	3.490
	Within Groups	12	171.04	14.25			
LSE	Between Groups	5	0	0	0	1 (ns)	2.620
	Within Groups	24	7952.12	331.33			
Mesohabitats	Between Groups	6	9718.61	1619.76	5.8635	0.0004*	2.445
	Within Groups	28	7734.77	276.24			
Seasons	Between Groups	2	9.09E-13	4.54 E-13	1.24E-15	1 (ns)	3.885
	Within Groups	12	4390.84	365.903			

* Significant (ns) Not significant

The taxa with high sensitivity to human disturbance such as *Helicopsyche* sp., *Lepidostoma* sp. and *Anisocentropus* sp. are present in the streams with the natural riparian semievergreen and evergreen forests.

Prior investigations in Western Ghats streams reported fauna such as freshwater fishes and amphibians did not address how the riparian land use influences the diversity and community structure (Bhatta, 1997; Arunachalam, 2000). On the other hand, the present study and past investigation by Subramanian and Sivaramakrishnan (2005) show that the distribution and abundance of aquatic insect families and genera are extensively influenced by riparian land use.

Change in functional groups mirrors that human influence in the riparian zone alters the stream insect community structure and could be related to a change in the nature of the nutrient input into the streams. This change in functional groups of stream insects could fundamentally alter the stream ecosystem function. This, in turn, could directly affect the diversity and distribution of other fauna such as fishes that depend upon stream insects for their survival.

This examination likewise shows that the riparian land use-based approach to study the stream fauna could provide valuable insights into aspects of stream ecosystem function.

Table 5. Proportional abundance of functional feeding groups of EPT across stream orders

Feeding groups	Stream orders			
	1	2	3	4
Collector	53.5	53.3	50.8	52.9
Scraper	10.3	9.5	10.6	10.1
Predator	15.4	14.8	13.3	12.1
Shredder	6.7	7.6	6.7	10.1
Filter feeder	14	14.6	18.3	14.7

Table 6. Proportional abundance of functional feeding groups of EPT across LSE

Feeding groups	LSE types					
	EVG	SEVG	SCRUB	ARE	FORP	DRY
Collector	52.4	52.4	46.7	57.9	51.3	47.1
Scraper	10.9	11.9	4.4	10.1	8.4	7.8
Predator	12.6	13.9	17	12.3	16.3	16.4
Shredder	12.6	9.2	8.4	8.2	5.9	5.2
Filter feeder	15.7	13.6	19.3	10.5	18.1	23.5

Table 7. Proportional abundance of functional feeding groups of EPT across mesohabitats

Feeding groups	Mesohabitats						
	Riffle	Run	Leafpack	Pool	No flowing	Bank	Silt/Mud
Collector	7.3	12.5	0	0	2.3	4.1	0.4
Scraper	22.6	2	2	0	0	7.2	0
Predator	2	7.7	3	0.9	0	0	0
Shredder	0	6.5	0.7	0	1.95	0	0
Filter feeder	1	6.7	0	0	0.2	0	0

The proportional abundance of collectors (Table 6, Figure 3) is high in the stream flowing through areca nut and low in streams flowing through natural vegetation (forested area). The scrapers were higher in streams flowing through semi-evergreen areas (57.9 %). The predators were in a high percentage (17 %) and shredders were at a low percentage (8.4 %) in streams flowing through scrub forests. The shredders were in high percentage in streams flowing through evergreen and semi-evergreen forests. The filter feeders were higher in streams flowing through the dry deciduous forest (23.5 %).

The proportional log abundance of functional feeding groups in the streams flowing through different mesohabitats provides interesting results. (Table 7). Statistically, the P-value for functional feeding groups of EPT is significant ($P = 0.0004$) between and within the mesohabitats (Table 4).

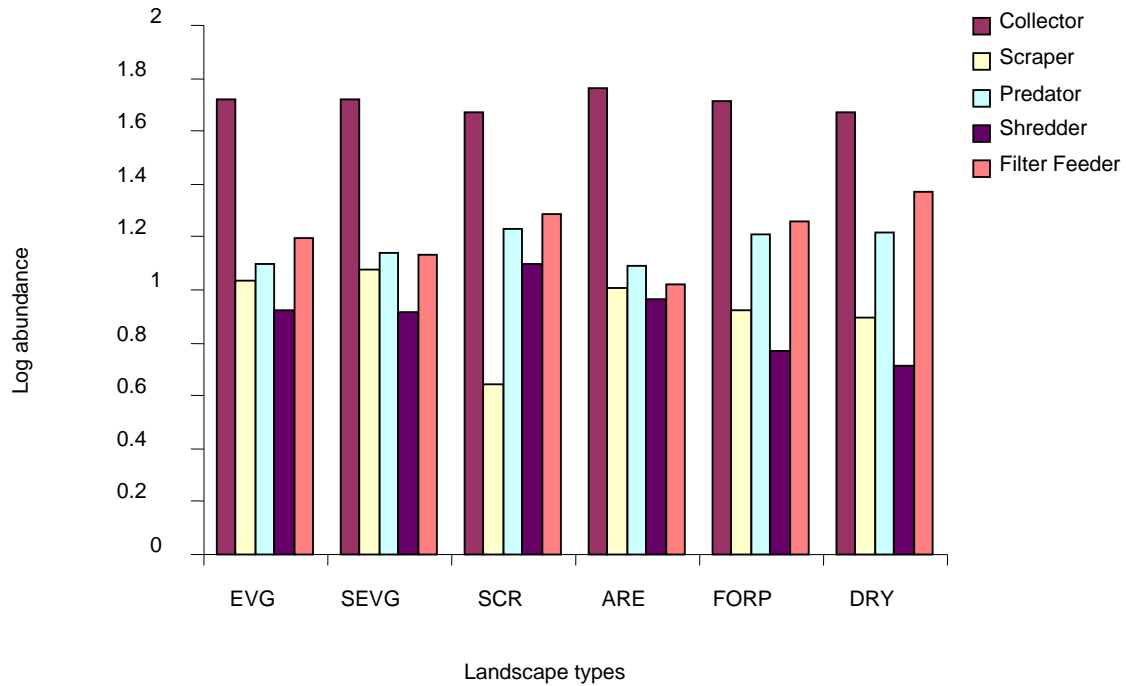


Figure 3. Log abundance of EPT across streams flowing through LSE types

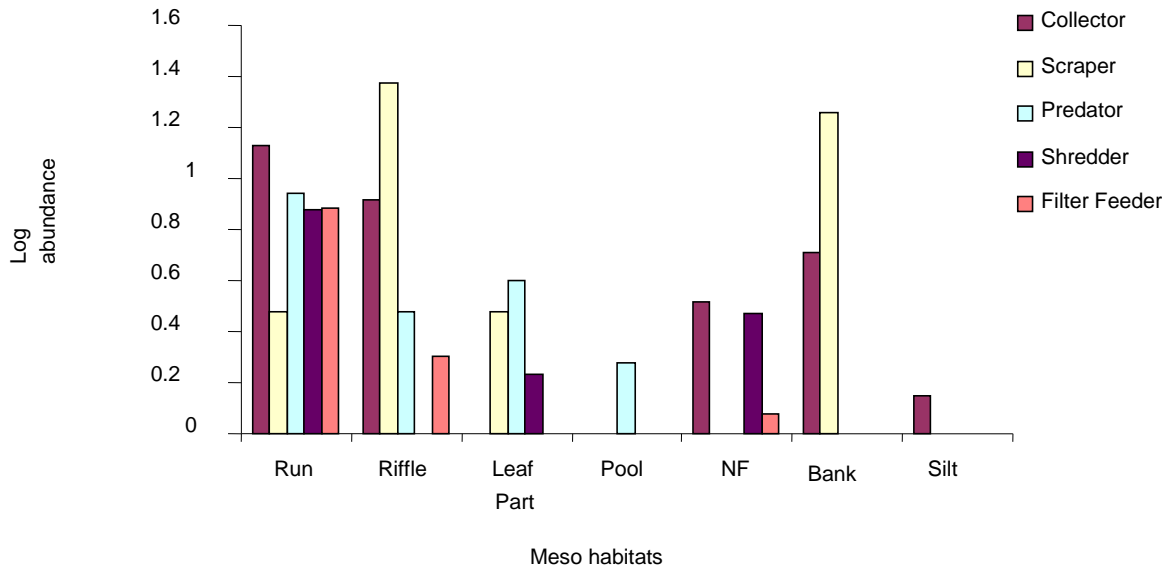


Figure 4. Log abundance of trophic categories of EPT across mesohabitats

The scrapers dominate in riffles whereas collectors, predators, shredders, and filter feeders dominate in runs. The richness of EPT was the highest in the riffles and the lowest in the pool with no flow (Ferro and Sites, 2007). Substrate type may influence species distribution; however, velocity and complex hydraulic characters also may be important (Sites and Willing, 1991). The high velocity and turbulence of a riffle increases aeration and provides an area where filterers can exploit the current and gather food with minimum energy expenditure (Merritt and Cummins, 1996). Additionally, the

shallow water in riffles and runs increase the diversity of microhabitats of the bank and leaf pack which helps to protect EPT from predator fishes (Schlosser, 1987). Recent literature suggests that shredders are scarce in tropical streams (Dobson et al., 2003). Most of the common shredder taxa from temperate systems are lacking in the tropics. It has been suggested that shredding may be less important in tropical streams because there is an alternative decomposition pathway for leaves such as faster microbial processing due to higher temperatures (Irons et al., 1994) and because of the higher concentration of toxic compounds in leaves (Wantzen et al., 2002).

The collectors and scrapers decrease in abundance from the cascades to pools. Genus such as *Helicopsyche*, *Neoperla*, *Epeorus*, *Baetis*, and *Notophlebia* represents collectors and scrapers in the riffle and runs.

The River Continuum Concept (RCC) predicts that fine particulate organic matter (FPOM) in forested headwater streams is largely the result of upstream processing of leaf litter by shredders but such processing is likely to be carried out to a lesser extent by a few taxa of shredding insects besides macro crustaceans (prawns and crabs) and gastropods and mainly by Hyphomycetes fungi (personal observation) in investigated headwater streams of the Western and the Eastern Ghats.

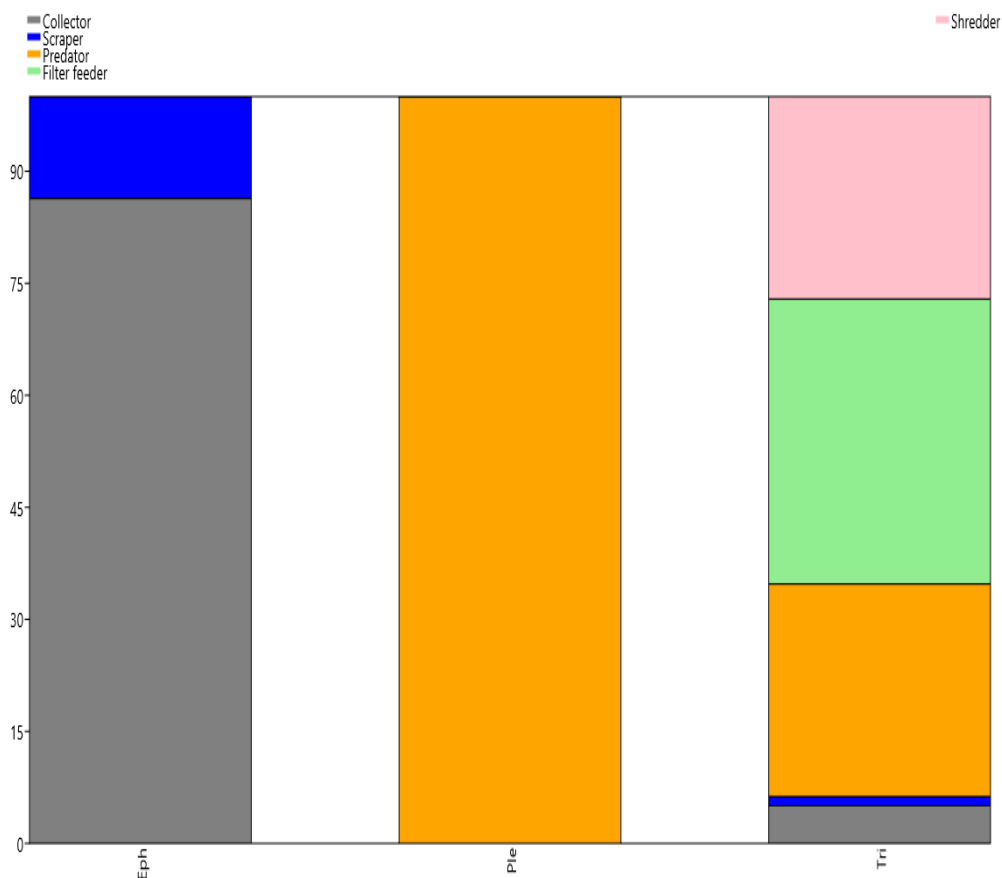


Figure 5. Percentage of functional feeding groups within the EPT orders (Eph- Ephemeroptera, Ple- Plecoptera, Tri- Trichoptera)

The result of the present study in the Western Ghats and the Eastern Ghats did not broadly agree with the predictions of RCC with regard to the dominance of insect shredders in headwater streams. Lack of thickly canopied headwater stream sites and restriction of our study to only EPT taxa are the probable reasons for the dominance of collectors and scrapers in investigated headwater sites, many of them with an autochthonous food source, and flowing through riffles and runs with meagre leaf litter retention.

On the whole, this work gives a lot of valuable information regarding the relationship of tropical categorization with seasonality, LSE types, and microhabitats. Compare to the Western Ghats, the

Eastern Ghats of Southern India have been less exposed in the light of taxonomy. So this work gives more information about the taxa of both the Western and the Eastern Ghats of Southern India.

Acknowledgments: It is our privilege to acknowledge Dr. K. Venkataraman, retired Professor and Head of the Department of Zoology, Madura College for his continuous support.

REFERENCES

- Abdul, N.H., & Che Salmah. (2019). Functional Feeding Group (FFG) of Aquatic Macroinvertebrate in Middle Reach of Kerian River Basin of North Malaysia Peninsula. *Tropical Life Sciences Research*, 30(2), 1-12
- Allan, D.J. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35, 257-84.
- Allan, J.D., & Castillo, M.M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2 ed. Oxford: Alden Press.
- Arunachalam, M. (2000). Assemblage, structure of stream fishes in the Western Ghats (India). *Hydrobiologia*, 430, 1-31.
- Bates, A.J., Sadler, J.P., Perry, J.N., & Fowles, A.P. (2007). The microspatial distribution of beetles (Coleoptera) on exposed riverine sediments (ERS). *European Journal of Entomology*, 104, 479-487.
- Baxter, C.V., Fausch, K.D., & Saunders, W.C. (2005). Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50, 201-220.
- Bhatta, G. (1997). Caecilian diversity of the Western Ghats: in search of the rare animals. *Current Science*, 183-187.
- Burton, T.M., & Sivaramakrishnan, K.G. (1993). Composition of the insect community in the streams of the Silent Valley National Park in the Southern India. *Journal of Tropical Ecology*, 34(1), 1-16.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Weathers, K.C., & Jones, C.G. (2003). A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*, 53, 750-758.
- Chan, E.K.W., Zhang, Y., & Dudgeon, D. (2007). Contribution of adult aquatic insects to riparian prey availability along tropical forest streams. *Marine and Freshwater Research*, 58, 725-732.
- Dobson, M., Mathooko, J.M., Ndegwa, F.K., & M'erimba, C. (2003). Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. *Hydrobiologia*, 519(13), 207-210.
- Ferro, M.L., & Sites, R.W. (2007). The Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera of Missouri State Parks, with notes on biomonitoring, mesohabitat associations, and distribution. *Journal of Kansas Entomological Society*, 80(2), 105-129.
- Ghate, U., Joshi, N.V., & Gadgil, M. (1998). On the patterns of tree diversity in the Western Ghats of India. *Current Science*, 75, 594-603.
- Haapala, A., Muotka, T., & Markkola, A. (2001). Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 395-407.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., & Ryan, P.D. (2001). PAST (Paleontological Statistics software package for education and data analysis). *Palaeontologia Electronica*, 4, 1-9
- Irons, J.G. II, Oswood, M.W., Stout, R.J., & Pringle, C.M. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important?. *Freshwater Biology*, 32, 401-411.
- Merritt, R.W., & Cummins, K.W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America* (3rd ed.), Dubuque, IA: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Merritt, R.W., & Cummins, K.W. (1984). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall-Hunt, Dubuque, Iowa.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., & Berg, M. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Nagendra, H., & Gadgil, M. (1998). Linking regional and landscape scales for assessing biodiversity: A case study from Western Ghats. *Current Science*, 75, 264-271.
- Naiman, R.J., & Decamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecological Systems*, 28, 621-658.
- Schlösser, I.J. (1987). *A conceptual framework for fish communities in small warm water streams*. In: W. J. Matthews and D. C. Heins (eds.). *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes*, University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, pp 310.
- Sites, R.W., & Willing, M.L. (1991). Microhabitat associations of three sympatric species of Naucoridae (Insecta: Hemiptera). *Environmental Entomology*, 20, 127-134.
- Strahler, A.N. (1957). *Quantitative analysis of watershed geomorphology: Transactions of the American Geophysical Union*, 38 ed., pp 913-920.
- Stout, R.J. (1989). Effects of condensed tannins on leaf processing in mid-latitude tropical streams: a theoretical approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46, 1097-1105.

- Subramanian, K.A., & Sivaramakrishnan, K.G. (2005). Habitat and microhabitat distribution of stream insect communities of the Western Ghats. *Current Science*, 89, 6-25.
- Vadas, R.L., & Orth, D.J. (1998). Use of physical variables to discriminate visually determined mesohabitat types in North American streams. *Rivers*, 6, 143-159.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980). The river Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.
- Vilenica, M., Bragic, A., Sartori, M., & Mihaljevic, Z. (2018). Microhabitat selection and distribution of functional feeding groups of mayfly larvae (Ephemeroptera) in lotic karst habitats. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 419 (17), 12.
- Wantzen, K.M., Wagner, R., Suetfeld, R., & Junk, W.J. (2002). How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes?. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28, 1-7.
- Ward, J.V. (1998). Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83, 269-278.
- Wesner, J.S. (2010). Seasonal variation in the trophic structure of a spatial prey subsidy linking aquatic and terrestrial food webs: adult aquatic insects. *Oikos*, 119, 170-178.
- Winterbourn, M.J., Rounce, A.G., & Cowie B. (1981). Are New Zealand stream ecosystems really different?. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 15, 321-328.

Food, Fish and Mycotoxins

Alejandro De Jesús CORTÉS-SÁNCHEZ*^{ORCID}, **Rodolfo GARZA-TORRES**^{ORCID},
Luis Daniel ESPINOSA-CHAURAND^{ORCID}

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Unidad Nayarit del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (UNCIBNOR+). Calle Dos No. 23. Cd. del Conocimiento. Av. Emilio M. González. Cd. Industrial. C.P. 63173. Tepic, Nayarit. México

*Corresponding Author: alecortes_1@hotmail.com

Review Article

Received 27 February 2020; Accepted 25 October 2020; Release date 01 December 2020.

How to Cite: Cortés-Sánchez, A.D.J., Garza-Torres, R., & Espinosa-Chaurand, L. D. (2020). Food, fish and mycotoxins. *Acta Aquatica Turcica*, 16(4), 571-584 <https://doi.org/10.22392/actaquatr.695284>

Abstract

Due to their incidence and negative effects on public health, foodborne diseases are considered an issue of international relevance. Fish is considered a nutritious food and highly susceptible to contamination by physical, chemical, and biological agents responsible for diseases in animals and humans. Mycotoxins are biological contaminants of food with various harmful effects on human and animal health derived from their consumption, concentration, and exposure time. The presence of mycotoxins has been reported in different foods, mainly cereals, which are intended for human and animal consumption, such as feed processing. The presence of mycotoxins in fish is generally by way of feeding by supplying contaminated feed in aquaculture production activities, and the transfer can be generated in the food chain and affect human health. The objective of this bibliographic review is to provide relevant general information about mycotoxins in foods including fish, harmful effects on fish, especially tilapia, prevention, control, and regulation of these contaminants in foods intended for human and animal consumption, its negative impact on animal production and health, as well as human health through its transfer in the food chain.

Keywords: Aquaculture, *Tilapia*, feed, food safety

Gıda, Balık ve Mikotoksinler

Halk sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri ve sık görülmesi nedeniyle, gıda kaynaklı hastalıklar uluslararası önem taşıyan bir konu olarak kabul edilmektedir. Balık, besleyici bir gıda olarak kabul edilir ve hayvanlarda ve insanlarda hastalıklara neden olan fiziksel, kimyasal ve biyolojik ajanların bulaşmasına karşı oldukça hassastır. Mikotoksinler, tüketim, konsantrasyon ve maruz kalma sürelerine bağlı olarak insan ve hayvan sağlığı üzerinde çeşitli zararlı etkileri olan biyolojik gıda kirleticileridir. Mikotoksinlerin varlığı, insan ve hayvan tüketimine yönelik olarak üretilen tahıllar başta olmak üzere farklı gıdaların yem olarak işlenmesi aşamalarında bildirilmiştir. Balıklarda mikotoksinlerin varlığı, su ürünleri yetiştiriciliği faaliyetlerinde genellikle kontamine yem temin edilerek beslenme yoluyla ve mikotoksinlerin transferi besin zinciri yoluyla oluşur ve bu durum insan sağlığını olumsuz etkileyebilir. Bu bibliyografik incelemenin amacı, balık dahil gıdalardaki mikotoksinler, özellikle tilapia olmak üzere balıklar üzerindeki zararlı etkileri, insan ve hayvan tüketimine yönelik gıdalardaki bu kirleticilerin önlenmesi, kontrolü ve düzenlenmesi, hayvansal üretim üzerindeki olumsuz etkisi, gıda zincirine aktarılması yoluyla insan sağlığı üzerindeki etkileri hakkında genel bilgi sağlamaktır.

Anahtar Kelimeler: Su ürünleri yetiştiriciliği, *Tilapia*, beslenme, gıda güvenliği

INTRODUCTION

For some years the concept of food quality and safety has become increasingly important worldwide (Rojas et al., 2017). Consumers have the right to access safe and quality food, placing them as the basis of a nutritious diet (FAO, 2019). Food safety is considered as the absence, or safe and acceptable levels, of food hazards that can harm the health of consumers (FAO, 2019). Annually, 600 million people get sick, and 420,000 die from Foodborne Diseases (FD); these diseases affect the general population, and being the children and low-income people the most vulnerable groups; besides, the impact of unhealthy food causes production losses for around USD 95 billion in low- and middle-income economies (FAO, 2019).

The products of animal origin (meat and by-products, eggs, fish, shellfish, milk, dairy products, among others), vegetables, water, and even ready-to-eat foods, are the main causes of foodborne illnesses since they are an available route of food and nutrition for consumers; during production, food

can be subjected to scarce or zero hygiene conditions, short thermal processes and high handling, being these activities a potential risk to public health by having a high probability of acquiring various hazardous pollutants (Espinosa *et al.*, 2014; Soto *et al.*, 2016; Huertas *et al.*, 2019).

It has been established that education and improvement in hygiene practices focused on food production and handling by consumers contributes to the reduction and control of foodborne diseases; highlighting that food safety is a shared responsibility among government, food industry, and consumers (FAO, 2019).

The objective of this bibliographic review is to provide general yet relevant information about mycotoxins in foods including fish, harmful effects on fish, especially tilapia, prevention, control, and regulation of these contaminants in foods intended for human and animal consumption, its negative impact on animal production and health, as well as human health through its transfer to the food chain.

Foodborne diseases

Foodborne diseases are considered a major public health problem as it is a major cause of morbidity, mortality and negative economic effects due to a decrease of productivity, health services, and surveillance measures in food safety, as well as a commercial detriment of food (Zuñiga and Caro, 2017; Palomino *et al.*, 2018; Huertas *et al.*, 2019).

These diseases are defined as those symptoms derived from the consumption of water or food contaminated with physical, chemical, or microbiological agents (Huertas *et al.*, 2019). More than 250 foodborne diseases have been reported whose occurrence has been increasing in recent years, due to factors such as the globalization of the food market, changes in eating habits, and increased migration of infected people favoring the spread, reemergence, and appearance of pathogens in food (Zuñiga and Caro, 2017; Palomino *et al.*, 2018; Huertas *et al.*, 2019); it has even been established that factors such as the climate change affect the geographical occurrence and prevalence of contamination hazards in foods (FAO, 2019). Foodborne diseases can be infectious or toxic, whose casual agents are bacteria, viruses, fungi, parasites, heavy metals, or chemicals that penetrate the body through contaminated food or water (Ortega, 2014; Zuñiga and Caro, 2017; WHO, 2019).

Among the chemicals that involve health risks are those natural toxins and environmental pollutants (lead, mercury, cadmium, dioxins, and polychlorinated biphenyls) (WHO, 2019). Natural toxins include mycotoxins, marine biotoxins, cyanogenic glycosides, and toxins present in poisonous mushrooms. Basic foods such as cereals may contain high levels of mycotoxins, and prolonged exposure to these toxins can affect the immune system, normal development, or be a cause of cancer (WHO, 2019). Likewise, the consumption of foods of animal origin that were exposed to mycotoxins during their production (livestock and aquaculture) through feeding can constitute a risk to human health when consumed (Abrunhosa *et al.*, 2012; Tolosa *et al.*, 2013).

Fish

Fish is a perishable and very nutritious food because it is a source of biological value protein, vitamins, minerals, and polyunsaturated lipids (Sartori *et al.*, 2012; Fuertes *et al.*, 2014; Castillo *et al.*, 2017). The nutritional quality, freshness, and safety of the fish is a function of factors such as species, age, medium in which they live, food, conditions of capture, cultivation, processing, conservation, storage, transport, and distribution (Fuertes *et al.*, 2014; Avdalov, 2015).

Fish and products are the most commercialized food in the world mainly due to availability, access, and price in relation to the consumption of beef, pork and poultry (Anater *et al.*, 2016; FAO, 2018). Worldwide, in 2016, the production in fishing activities was 90.9 million tons, while aquaculture production reached 80 million tons, with a total of 171 million tons, of which 88% was used for direct human consumption, reaching a *per capita* consumption of 20.3 kg; the remaining 12% was destined for non-food uses such as the preparation of flour and oil, that are considered among the nutritious and digestible ingredients to generate feed intended for the aquaculture production of fish; the aforementioned activity continues in a trend of greater growth with respect to other sectors dedicated to food production (FAO, 2018).

Fish is a food that is sensitive to deterioration, so adequate hygienic manipulation is necessary due to its chemical composition, autolytic and microbial activities, it is also susceptible to contamination from the environment where it lives, along with fishing, harvesting, handling, processing, conservation, including stages of its commercialization which can have a negative impact on the quality and safety of these foods (Vázquez *et al.*, 2018). Fish is considered a food frequently responsible for outbreaks of foodborne illnesses, being causative agents of chemical and biological

origin (bacteria, viruses, parasites, and biotoxins) (Arias and Buelga, 2005; Quijada *et al.*, 2005; Espinosa *et al.*, 2014; Ortega *et al.*, 2014; Soto *et al.*, 2016; Vázquez *et al.*, 2018). Among the contributing factors to these diseases are cross-contamination, handling and storage temperatures, contaminated feed, infected handlers, economic and sanitary fraud by extracting resources in prohibited areas, among others (Arias and Buelga, 2005; Quijada *et al.*, 2005; Espinosa *et al.*, 2014; Soto *et al.*, 2016; Vázquez *et al.*, 2018). Currently, as a result of the demand, production, and commercialization of aquatic food, the quality of the fish available in the market in terms of the degree of freshness, diversity, and safety is sought and demanded to protect the health of consumers (Anater *et al.*, 2016; Castillo *et al.*, 2017; FAO, 2019a).

Fungi, mycotoxins, and mycotoxicosis

Fungi are microorganisms widely distributed in nature, they can be eukaryotes, heterotrophs, unicellular and multicellular, acidophilic, aerobic, they can grow in a wide temperature range between 0 °C and 55 °C, have a filamentous mass called mycelium that, according to their function, can be vegetative or reproductive, its functional and structural unit is the hyphae, they have a cell wall but no chlorophyll so they do not perform photosynthesis, can tolerate high concentrations of solutes, as well as extreme pH conditions (2 to 8), the reproduction can be sexual or asexual through the generation of spores, while their nutrition can be saprophytic or parasites (optional or forced) generating various diseases to plants, animals and humans (Cortés and Mosqueda, 2013; Cortés *et al.*, 2016).

As saprophytes, fungi contribute to the breakdown of organic matter, as well as to soil fertility, being responsible for food spoilage and generating mycotoxins, with negative health effects through poisonings called mycotoxicosis, derived from the consumption of contaminated foods (Gomez, 2007; Cortés and Mosqueda, 2013; Cortés *et al.*, 2016).

Mycotoxins are secondary metabolites of chemical diversity produced by filamentous fungi at the end of the exponential phase or stationary phase of growth by contaminating food, feed, or raw materials intended for food processing (Robledo *et al.*, 2012; Rojas *et al.*, 2017; Gonçalves *et al.*, 2018; Darwish, 2019).

These compounds can be found in their conjugated form, soluble or incorporated into other macromolecules in the food, they are heat stable so they are not destroyed by cooking or industrial processes, and can pass into the food chain through the consumption of meat, milk, and derivatives, and when consumed they generate toxicological disorders called mycotoxicosis affecting human and animal health (Tapia *et al.*, 2010; Rojas *et al.*, 2017; Assefa and Geremew, 2018).

The formation of mycotoxins depends on different factors such as the genetic ability of the fungus to produce them (the presence of the toxigenic fungus in a substrate does not necessarily imply the presence of mycotoxins), substrate composition, water activity, temperature (20 °C-25 °C), relative humidity (80% -90%), pH (4-8), redox potential, parasites, pests (insects), climatic conditions, and storage time (Murcia *et al.*, 2010; Serrano and Cardona, 2015; Robledo *et al.*, 2012; Rojas *et al.*, 2017). Usually, the substrates affected by mycotoxins are corn, wheat, sorghum, cotton cake, barley, and peanuts (Table 1) (Murcia *et al.*, 2010).

Approximately 300 mycotoxins have been described of which the ones of the greatest health and toxicological interest are aflatoxins, ochratoxins, trichothecenes, zearalenone, fumonisin, citrinin, patulin, and ergot alkaloids that present the greatest threat to human and animal health (Denli and Perez, 2006; Kumar *et al.*, 2013; Serrano and Cardona, 2015; Rojas *et al.*, 2017; Assefa and Geremew, 2018; Darwish, 2019).

The negative health effects from exposure to these toxic metabolites may be carcinogenesis, teratogenesis, immunosuppression and clinical symptoms of neurotoxicity, nephrotoxicity, hepatotoxicity, dermatotoxic, immunotoxic, myelotoxicity, and pulmonary or endocrine toxicity (Tolosa *et al.*, 2013; Kumar *et al.*, 2013; Serrano and Cardona, 2015; Assefa and Geremew, 2018). The mycotoxins' mechanisms of action vary and depend on their ability to inhibit proteins, inhibit DNA and RNA synthesis, induce lipid oxidation, cell death programming, and alter the structure and function of cell membranes (Pinton *et al.*, 2019; Darwish, 2019).

The main mycotoxin-producing fungi belong to the *Ascomycetes* of the genus: *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium*, *Claviceps*, and *Alternaria*, which are spread by spores that are highly resistant to extreme conditions of temperature and pressure, and they germinate when conditions are appropriate (Lopez, 2012; Escórcio *et al.*, 2015; Santillan *et al.*, 2017; Assefa and Geremew, 2018).

Table 1. Different mycotoxins, fungi producers and generally contaminated substrates or food (Denli and Perez, 2006; Abrunhosa *et al.*, 2012; Dinolfo and Stenglein, 2014; Cortés *et al.*, 2016; Santillan *et al.*, 2017; Rojas *et al.*, 2017; ELIKA, 2018; Pinton *et al.*, 2019)

Producer fungi	Micotoxin	Common affected foods
<i>Aspergillus flavus</i> <i>Aspergillus parasiticus</i> <i>Aspergillus niger</i> <i>Aspergillus ruber</i> <i>Aspergillus fumigatus</i> <i>Aspergillus terreus</i> <i>Aspergillus candidus</i> <i>Penicillium frequentans</i> <i>Penicillium variable</i> <i>Penicillium puberulum</i>	Aflatoxins	Rice, corn, wheat, peanut, sorghum, coffee, pistachio, almond, nuts, figs, cotton seeds, spices, vegetable oils, milk and dairy products.
<i>Aspergillus ochraceus</i> <i>Aspergillus carbonarius</i> <i>Aspergillus alliaceus</i> <i>Aspergillus melleus</i> <i>Aspergillus ostianus</i> <i>Aspergillus petrakii</i> <i>Aspergillus sclerotiorum</i> <i>Penicillium aurantiogriseum</i> <i>Penicillium cyclopium</i> <i>Penicillium chrysogenum</i> <i>Penicillium expansum</i> <i>Penicillium variable</i> <i>Penicillium purpurescens</i> <i>Penicillium verrucosum</i>	Ochratoxins	Cereals, dry fruit, wine, grapes, coffee, cocoa and cheese.
<i>Fusarium culmorum</i> <i>Fusarium graminearum</i> <i>Fusarium poae</i> <i>Fusarium sporotrichioides</i> <i>Fusarium equiseti</i> <i>Fusarium cerealis</i> <i>Fusarium verticilloides</i>	Zearalenone Tricothecenes	Corn, wheat, rye, barley, oats, vegetable oils
<i>Fusarium proliferatum</i> <i>Fusarium verticilloides</i> <i>Fusarium anthophilum</i> <i>Fusarium globosum</i> <i>Fusarium liseola</i>	Fumonisin	Corn, wheat, barley, sorghum and sub-products.
<i>Fusarium poae</i>	Enniatin Beauvericin	Cereals and products.
<i>Aspergillus flavus</i> <i>Aspergillus oryzae</i> <i>Aspergillus caelatus</i> <i>Penicillium griseofulvum</i> <i>Penicillium chrysogenum</i>	Cyclopiazonic acid	Corn and peanut.
<i>Aspergillus terreus</i> <i>Penicillium citrinum</i> <i>Penicillium expansum</i> <i>Monascus ruber</i>	Citrinin	Rice, rye and derivatives, fruits.
<i>Penicillium expansum</i> <i>Penicillium claviforme</i> <i>Penicillium patulum</i> <i>Penicillium vulpinum</i> <i>Penicillium carneum</i> <i>Aspergillus clavatus</i>	Patulin	Apples, apple juice and concentrates.
<i>Fusarium moniliforme</i> <i>Fusarium acuminatum</i> <i>Fusarium avenaceum</i> <i>Fusarium poae</i>	Moniliformin	Cereals and derived products.

<i>Acremonium coenophialum</i>		
<i>Claviceps purpurea</i>	Ergot alkaloids	Rye, barley, wheat, oats,
<i>Claviceps africana</i>		triticale, oilseeds.
<i>Alternaria alternata</i>		
<i>Alternata solani</i>		
<i>Alternaria citri</i>		

Mycotoxins are produced and located in many feed and foods, especially those of plant origin such as cereals during pre-harvest, post-harvest, transport, processing and storage (Assefa and Geremew, 2018; Gonçalves *et al.*, 2018; Darwish *et al.*, 2019).

The importance and economic impact of mycotoxin contamination can be reflected in various sectors of production and consumption due to the loss of food and feed, agricultural activities, analysis costs, and regulatory programs to minimize risks to human and animal health (Castillo and Duran, 2006; Gomez, 2007; Hernández *et al.*, 2009; Assefa and Geremew, 2018; Gonçalves *et al.*, 2018).

In addition to its importance in human and animal health and food safety, the transfer of mycotoxins through the food chain can be through different routes: I. Directly through unprocessed foods (cereals, legumes, oilseeds, fruits, spices), or processed (cereal products, wine, coffee, juices, beer, and porridges) from contaminated crops that cause primary mycotoxicosis, and II. Indirectly through food from animals that have consumed contaminated feed such as meat, eggs, and milk, generating secondary mycotoxicosis (Gomez, 2007; ELIKA, 2018).

Aquaculture and mycotoxins

Aquaculture globally contributes about half of the total foodstuffs of aquatic origin destined mainly for human consumption, being, therefore, an important part of the food industry (Anater *et al.*, 2016; FAO, 2018).

In the hygiene and sanity of the fish, the sanitary conditions of ponds influence animal health, and consequently the public health, due to meat consumption; some factors such as overcrowding, malnutrition, and poor water quality are those that mainly favor diseases in farmed fish; within the diet, the presence of toxic substances such as mycotoxins in feed are factors that generate stress and diseases in fish, so controlling the contamination of fungi and mycotoxins is relevant (Tolosa *et al.*, 2013; Anater *et al.*, 2016; Millan *et al.*, 2017; Gonçalves *et al.*, 2018). Mycotoxins in aquaculture have a significant negative economic and health impact after exposure to a contaminated diet, which results in growth abnormalities, immunological, physiological and histological imbalances that also result in decreased yield and profitability of production (Villarreal *et al.*, 2014; Escórcio *et al.*, 2015; Anater *et al.*, 2016). Frequent mycotoxicosis in fish is caused by aflatoxins, ochratoxins, zearalenone, and trichothecenes (Tolosa *et al.*, 2013; Gonçalves *et al.*, 2018). The presence of mycotoxins in aquatic species is mainly due to the ingestion of contaminated foods that have been made with material of plant origin (cereals, legumes, or by-products) used as food ingredients that are excellent substrates for fungal growth, specifically in favorable conditions of humidity and temperature (Tolosa *et al.*, 2013; Escórcio *et al.*, 2015; Gonçalves *et al.*, 2018). Different toxins such as aflatoxins, deoxynivalenol, zearalenone, fumonisins, ochratoxins A, and T-2 / HT-2 toxins have been commonly reported in animal feed (Huerta *et al.*, 2016).

Effect of mycotoxins in fish

The effects of mycotoxins vary depending on the type, concentration, and period of exposure of the animal to these substances, as well as the species, sex, and age of it (Anater *et al.*, 2016). The effects may include gastrointestinal disorders, reproductive and growth disorders, suppression of the immune system, renal damage, liver damage, carcinogenic, genotoxic effects, bioaccumulation phenomena (with the derivative risk to human health due to meat consumption), and in severe cases, the exposure leads to fish mortality with the consequent economic and production losses (Tolosa *et al.*, 2013; Anater *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2018).

Tilapia

Tilapia are those fish originating from Africa, belonging to the family *Cichlidae* genus *Tilapia* and *Oreochromis*, having relevance in the production of animal protein in temperate, tropical, and subtropical waters globally as a source of sustainable, economical, and high-quality protein to meet the demand derived from the constant increase of the human population (Wicki and Gromenida, 1998; Bautista and Ruiz, 2011; INP, 2018; Jacome *et al.*, 2019). The species of the genus *Oreochromis* are

those of greater acceptance in commercial cultivation, highlighting *O. niloticus*, *O. aureus*, *O. mossambicus*, and *Oreochromis* spp., due to factors such as the versatility of eating habits (including formulated food), rapid growth, high density and ability to tolerate adverse conditions in culture (Wicki and Gromenida, 1998; Bautista and Ruiz, 2011; Jacome *et al.*, 2019). Tilapia is one of the most popular species and aquaculture production, being China, the main producing country contributing 10% worldwide in 2016 (Magouz *et al.*, 2018; FAO, 2018). Once in cultivation when reaching its commercial weight, the tilapia harvest for human consumption is generally in its entire fresh form or fillet (Balbuena, 2014; Jacome *et al.*, 2019).

The use and consumption of feed at a global level in aquaculture activities is increasing due to availability and profitability, and where tilapia production is no exception (FAO, 2018). And the tilapia culture is prone to mycotoxin exposure through its diet with negative effects on aquaculture production, health, and safety (Deng *et al.*, 2019).

Different studies around the world have been reported tilapia and their exposure to mycotoxins and have revealed the negative impact on the animal health of these compounds. For example, Anater *et al.* (2016) studied the effects on Nile tilapia and tilapia (*O. niloticus*) of aflatoxin (AFB1) in periods ranging from 5, 10, 15, and 20 weeks through feeding with doses of 5, 29, 100, 200, 245, 793, 1641, 2500 µg / kg, being among the different negative effects growth reduction, weight reduction, yellow or black coloration on the body surface, abnormal behavior, hematocrit involvement and growth performance, mortality (16.7%) (200 µg / kg) and reduction of survival up to 67% (5-38.62 µg / kg); while for exposure to fumonisins by *Oreochromis niloticus* at concentrations of 150,000 µg / kg for 4 weeks through feeding, the effects developed were weight reduction and hematocrit.

Magouz *et al.* (2018) stated that exposure to aflatoxins B1 (150ppb) for 16 weeks through feeding and showed a negative effect on the growth and survival of 13.5g of *O. niloticus*. Meanwhile, Deng *et al.* (2019) noted that in *O. niloticus* culture of 15 g of weight exposed for 20 days to diets with trichocethenes (T-2) (4.8, 7.2, 10.8, 16.2, and 24.3 mg / kg) there were mycotoxins produced by *Fusarium* species that infect cereal crops (corn, wheat, and soy); the survival rate, weight gain, and hepatosomatic index, induced damage of liver cells and myofibers, an increase of T-2 residues in the liver and fish muscle were reduced.

Control and prevention of mycotoxins in food and feed

Mycotoxin-producing fungi are widespread throughout nature, can contaminate crop plants (corn, wheat, rye, among others) and produce toxins during growth, post-harvest, storage, transportation, processing, and use as feed in the farm, as well as being present in foods such as milk and eggs that are indirectly contaminated when producing cattle are fed contaminated cereals (Denli and Perez, 2006; Hernández *et al.*, 2009; Lopez, 2012; Anater *et al.*, 2016).

Mycotoxins are heat-stable compounds and it is difficult to eliminate them once they have been synthesized; therefore, food control is through the prevention of fungal growth and contamination or once these molecules are present by detoxification or decontamination of food through physical, chemical, and biological methods, the latter only used in animal feed (Tapia *et al.*, 2010; Cortés *et al.*, 2016; ELIKA, 2018; Darwish, 2019).

It has been determined that the implementation of good hygiene practices in the entire food production chain (cultivation, collection, storage, processing, packaging, transport, and storage of food), hazard analysis and control of critical points (HACCP), as well as maximum concentration limits present, are effective measures to reduce the risk of exposure to mycotoxins through food in human and animal health (Gomez, 2007; Lopez, 2012; Espinosa *et al.*, 2014; Cortés *et al.*, 2016; ELIKA, 2018; Assefa and Geremew, 2018).

Meanwhile, and regarding the activities for aquaculture food production, some good hygiene practices have been established and implemented, in which are included some focused on cultivation conditions according to the species, water quality, facilities, transport, and animal feed (CXC 54-2004; MAAMA, 2014; Zahran *et al.*, 2020). Currently, to guarantee the safety of aquaculture products, animal welfare, and health, various certification standards have been developed based on good hygiene practices and implementation of HACCP plans such as Global GAP, Accredited Fish Farm Scheme, Bio Suisse, Krav, Safe Quality Food (SQF), ISO 22000 among others (MAAMA, 2014).

In the matter of prevention and control of negative effects due to the presence of mycotoxins in feedstuffs in aquaculture feeding, studies with favorable results have been carried out involving the reduction of negative effects on animal health and increasing the defense capacity of fish and

metabolism against toxins, which is why natural additives (phenolic compounds, selenium, vitamins) or synthetic antioxidants (BHA or BHT) have been recommended in diets during feeding, and thus improving food safety (Agouz *et al.*, 2011; Rahman *et al.*, 2017; Magouz *et al.*, 2018; Tewodros *et al.*, 2018; Deng *et al.*, 2019) or by applying adsorbent substances to detoxify the food (Huwang *et al.*, 2001; Tapia *et al.*, 2010; Tewodros *et al.*, 2018; Zahran *et al.*, 2020). In aquaculture feeding, inherent costs are an important point in production, so products that improve feed efficiency and animal health are of special interest (Tewodros *et al.*, 2018).

Analysis of mycotoxins in the laboratory

The presence or contamination by mycotoxins in food and feedstuffs is often unavoidable, producing toxicity in foods at minimum concentrations; therefore, it is necessary to have sensitive and reliable methods for their detection (Chauhan *et al.*, 2016). Food analysis in search of mycotoxins is part of the mechanisms of control and prevention of poisoning, and involves a series of steps that cover sampling, preparation, extraction, cleaning, and detection through various techniques such as: Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA), analysis with biosensors and instrumental methods such as Thin Layer Chromatography (TLC), High-Performance Liquid Chromatography (HPLC) in its different adaptations such as coupled with ultraviolet (UV), diode array (DAD), HPLC-FLD (HPLC coupled with fluorescence) and HPLC-MS / MS (HPLC coupled with mass spectrometry), gas chromatography (GC) coupled with electron capture (ECD), flame ionization (FID) or MS detectors (Stark, 2009; Arroyo *et al.*, 2014; Chauhan *et al.*, 2016; Assefa and Geremew, 2018; Gonçalves *et al.*, 2018). Molecular techniques have also been developed in the detection of mycotoxin-producing fungi, indicating the potential hazard in food (Fungaro *et al.*, 2004; Stark, 2009; Gong *et al.*, 2015).

An important point in the analysis of mycotoxins in foods is the collection of the sample since the distribution and concentration of mycotoxins can be heterogeneous and the concentration in analyzed material can be determined erroneously (Lopez, 2012; Cortés *et al.*, 2016). According to the above, the following recommendations can be taken in the sampling phase: 1. Collect a greater weight and consider a greater number of sampling points; 2. Subsampling with an increase in the weight of the subsample, or by reducing particles due to milling processes; 3. An analysis of a larger number of samples; 4. The sample should be collected as close as possible to the place where the intoxicated animal was fed; 5. Obtaining and analyzing blood samples and testing of animal organs facilitates a retrospective analysis of some contamination, mainly in situations where food availability is involved. At the end of the sample collection, it must be sent to the laboratory as soon as possible for analysis, not exceeding 48 hours (Cortés *et al.*, 2016). Likewise, in the context of food sampling for the detection of mycotoxins, sampling plans have been developed for their detection through regulation N° 401/2006 of the European Communities Commission and for the particular case of aflatoxins in cereals such as corn and peanuts the Food and Agriculture Organization (FAO) has developed a sampling plan for the efficacy and precision in the detection of toxic compounds (FAO, 1993).

Sanitary regulation of mycotoxins in human food and animal feed

Around the world, there is a need to ensure food safety, human, and animal health through regulations that set limits on the concentration of mycotoxins in food and feed (Darwish, 2019). Through the sanitary regulation, several countries have established the permissible limits of mycotoxins in agricultural products, mainly of aflatoxins; for example, in the United States of America, 20 µg / kg (B1 + B2 + G1 + G2) are allowed in food, 0.5 µg / kg of aflatoxin M1 in milk, and table 2 shows the limits for other foods and feed; meanwhile, in the European Union, raw cereals and derivatives with 5 µg / kg and 3 µg / kg of ochratoxin A are allowed, and the sanitary regulations of the food of the Republic of Chile indicate that only up to 5 µg / kg of aflatoxins B1 should be allowed, B2, G1 and/or G2 in food, and up to 0.05 µg / kg of M1 in milk (Murphy *et al.*, 2006; Martínez *et al.*, 2013; Serrano *et al.*, 2015).

The European Union legislation establishes a set of rules to ensure that food and feed are safe and healthy through the agri-food chain, among which the regulation (EU) 2017/625, regarding controls and other official activities carried out to ensure the application of food and feed legislation, and of the rules on animal health and welfare, plant health and plant protection products stands out. Directive 96/23/EC relates to the applicable control measures regarding certain substances and their residues in live animals and their products. Among these substances, the mycotoxins are considered. Commission Regulation (EC) 1881/2006 sets the maximum content of certain contaminants in food products for human consumption based on cereals, dairy products, and fruits including mycotoxins (Aflatoxins,

Ochratoxin A, Patulin, Deoxynivalenol, Zearalenone, and Fumonisin). Commission Recommendation 2006/583/EC refers to the prevention and reduction of Fusarium toxins in cereals and cereal products. Corresponding to undesirable substances in animal feed about feed, they are regulated in the European Union through Directive 2002/32/EC. Commission Recommendation 2006/576/EC establishes maximum limits of deoxynivalenol, zearalenone, ochratoxin A, toxins T-2 and HT-2, and fumonisins in products intended for animal feed, including guideline values of fumonisins in the fish feed (Table 3). And the Commission Regulation 884/2014, where special conditions are imposed on the importation of feed and food that may be contaminated by aflatoxins.

International organizations such as The Food and Agriculture Organization (FAO) a specialized agency of the United Nations, through Codex Alimentarius, have issued different codes of hygiene practices to prevent mycotoxins contamination in specific foods or susceptible ones to the presence of these compounds. Some of these codes are the code of practice to prevent and reduce contamination of mycotoxins cereals (CXC 51-2003), code of hygiene practices for foods with low moisture content (CXC 75-2015), code of hygiene practices for spices and dried aromatic herbs (CAC / RCP 42 -1995), and code of practice for the prevention and reduction of mycotoxins contamination in spices (CXC 78-2017).

Table 2. Regulation and permissible limits of the United States of America about mycotoxins in different foods (Murphy *et al.*, 2006)

Micotoxin	Food or feed	Maximum allowable limit
Patulin	Apple juice and derivates	50ppb
Deoxynivalenol DON	Wheat products	1ppm
Aflatoxins B1+B2+G1+G2	Peanuts destined to process	15ppb
Fumonisin B1+B2+B3	Dry grounded corn products	2ppm
	Maize and sub-products destined to: Pigs and catfish	20ppm
	Maize, peanut products, and other animal feed and food ingredients, except cottonseed meal, intended for immature animals	100ppb
Aflatoxins B1+B2+G1+G2	Maize, peanut products, cottonseed meal, and other animal feed ingredients for dairy animals, animal species or when the intended use is unknown	20ppb

*ppm: parts per million; ppb: parts per billion.

Contributing to the prevention of mycotoxins contamination in 2003, the FAO developed a manual on the application of the Hazard Analysis and Critical Control Point (HACCP) system in the prevention and control of mycotoxins, which is applied by the food industry and official authorities for the control of hazards associated with food such as pathogenic microorganisms and toxic chemicals (FAO,2003).

In the approach to animal nutrition and health, the World Health Organization (WHO) since 1999 has produced a technical report that exposes and explains the different hazards (mycotoxins) of food associated with aquaculture products and strategies to guarantee their safety, like good aquaculture practices which cover aspects of breeding and feeding, as well as the implementation of HACCP system (WHO, 1999).

In 2003, FAO developed technical guidelines for suitable procedures in the manufacture of food for aquaculture so that producers of these foods can supply quality products (FAO, 2003a). The code of practice on good animal nutrition (CXC 54-2004) and general standard for contaminants and toxins present in food and feed (CODEX STAN 193-1995), which indicates the use of good agricultural practices, and manufacturing for hazard reduction, maximum levels, and related sampling plans for

pollutants and natural toxic substances (mycotoxins) found in food and feed and that should be applied to internationally marketed products to reduce the risk to public health.

In Latin American countries such as Mexico, food safety legislation is through the “NOM-247-SSA1-2008” standard that refers to sanitary specifications for aflatoxins (20 µg / kg maximum limit) in food for human consumption such as cereals, cereal flours, semola, as well as food-based on: cereals, edible seeds, flour, semola or their mixtures. Meanwhile, the “NOM-243-SSA1-2010” standard establishes the sanitary specifications for products of animal origin such as milk, milk formula, combined dairy product, and dairy products for human consumption in the field of aflatoxins M1 (0.5 µg / L maximum limit). In both standards, it does not refer to other mycotoxins, which leads to a review and update of them.

Table 3. Mycotoxin regulations on feed in the European Union (Directive 2002/32 / EC; Commission Regulation 574/2011; Commission Recommendation 2006/576 /EC)

Micotoxin	Products destined to animal feed	Maximum content in mg / kg (ppm) in feed calculated on the basis of a content of 12% humidity
Aflatoxin B1	All feed materials	0.02
	Complementary feedingstuffs	0.02
Rye Ergot (<i>Claviceps purpurea</i>)	• All feedingstuffs containing unground cereals	1000
	• Compound feed for cattle (except dairy cattle and calves), sheep (except dairy sheep and lambs), goats (except dairy goats and kids), pigs (except piglets) and poultry (except young animals).	0.02
Deoxynivalenol	Raw materials for feed:	
	• Cereals and cereal products, except for maize by products	8
Zearalenone	• Maize by-products	12
	Feed materials	
	• Cereals and cereal products, except for maize by-products	2
Ochratoxin A	• Maize by-products	3
	Feed materials:	
	• Cereals and cereal products	0.25
Fumonisin B1 + B2	Feed materials:	
	• Maize and maize products	60
	Complementary and complete feed for:	
	• Pigs, horses (equidae), rabbits, and pets	5
	• Fish	10
• Poultry, calves (under 4 months), lambs, and kids	20	
• Ruminants older than four months and minks	50	

* General data. For specifications, check complete regulations.

On the other hand, and regarding the animal health and production in the context of food intended for animal consumption, the “NOM-061-ZOO-1999” standard establishes the zoo sanitary specifications of food products including mycotoxin levels. Meanwhile, “NOM-188-SSA1-2002” establishes the control of aflatoxins in cereals for human and animal consumption. It claims that concentrations below 20 µg / kg of total aflatoxins in cereals are tolerated for human consumption, and from 21 to 300 µg / kg, the cereal may only be used for animal consumption. In aspects of production, health, and food safety in aquaculture activities, manuals of good practices have been established contemplating aspects of hygiene and handling of food for animal consumption (SENASICA, 2019), and specifically for aquaculture production of tilapia fish (García and Calvario, 2008).

CONCLUSION

Food safety is the guarantee that an ingested food negatively affects the health of the consumer, and this characteristic is considered a basic, mandatory, and non-negotiable concept in the entire food production chain.

Fish is a food of frequent and varied consumption worldwide due to its nutritional value, being the main source for humans through fishing and aquaculture activities.

Aquaculture worldwide is reported (FAO) to supply almost half of the fish for human consumption and other various uses such as the generation of animal feed and is considered one of the main economic and food-generating activities.

Aquaculture activities include feeding and handling food for fish; these activities are therefore essential in the risk of fish exposure to different hazards such as mycotoxins, thus compromising animal health, favoring the transfer of these pollutants in the food chain and in turn generating a risk to human health.

Within the activities of surveillance, prevention, and control of contamination by mycotoxins in the food chain; specifically in fish and aquaculture activities, there are the establishment and implementation of sanitary regulations in the matter of animal feeding and limits in the concentration of the different potentially contaminating mycotoxins, implementation of procedures of good hygiene practices (with emphasis on animal feeding and animal health), and the Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP) system, the latter being accepted worldwide as actions to achieve food safety, protect human and animal health.

REFERENCES

- Abrunhosa, L., Morales Valle, H., Soares, C. M. G., Calado, T., Vila Chã, A., Pereira, M., & Venâncio, A. (2012). Screening of mycotoxins in food and feed in Portugal: a review. *Revista Biociencias*, 2(1), 5-31.
- Agouz, H. M., & Anwer, W. (2011). Effect of Biogen® and Myco-Ad® on the growth performance of common Carp (*Cyprinus carpio*) fed a mycotoxin contaminated aquafeed. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 6(3), 334-345.
- Anater, A., Manyes, L., Meca, G., Ferrer, E., Luciano, F. B., Pimpao, C. T., & Font, G. (2016). Mycotoxins and their consequences in aquaculture: A review. *Aquaculture*, 451, 1-10.
- Arias, F. C. H., & Buelga, J. A. S. (2005). Prevalencia de *Salmonella* spp en pescado fresco expandido en Pamplona (Norte de Santander). *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 3(2), 34-42.
- Arroyo Manzanares, N., Huertas Pérez, J. F., Gámiz Gracia, L., & García Campaña, A. M. (2014). Control de micotoxinas en alimentos. *Boletín Graseqa*, 7, 16-31.
- Assefa, T., & Geremew, T. (2018). Major mycotoxins occurrence, prevention and control approaches. *Biotechnology and Molecular Biology Reviews*, 12(1), 1-11
- Avdalov, N. (2015). *Manual de calidad y procesamiento para venta minorista de pescado*. Proyecto: "Mejoramiento de los mercados internos de productos pesqueros en América Latina y el Caribe". 1-45. INFOPECA.
- Balbuena, R.E.D. (2014). Manual básico sobre procesamiento e inocuidad de productos de la acuicultura. Organización para las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations. <http://www.fao.org/3/a-i3835s.pdf>
- Bautista Covarrubias, J. C., & Ruiz Velazco Arce, J.M.D.J. (2011). Calidad de agua para el cultivo de Tilapia en tanques de geomembrana. *Revista Fuente*, 3(8), 10-14.
- CAC/RCP 42 – 1995. Code of hygienic practice for spices and dried aromatic herbs. The Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Codex Alimentarius.
- Castillo Jiménez, A.M., Montalvo Rodríguez, C., Ramírez Toro, C., & Bolívar Escobar, G. (2017). Control microbiological deterioration of Tilapia fillets by the application of lactic acid bacteria. *Orinoquia*, 21(2), 30-37.
- Castillo Urueta, P., & Durán de Bazúa, C. (2006). Las micotoxinas Metabolitos secundarios de los hongos filamentosos. *Educación Química*, 17(2), 122-129.
- Chauhan, R., Singh, J., Sachdev, T., Basu, T., & Malhotra, B. D. (2016). Recent advances in mycotoxins detection. *Biosensors and Bioelectronics*, 81, 532-545.
- CODEX STAN 193-1995. Codex general standard for contaminants and toxins in food and feed. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Codex Alimentarius. http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/livestockgov/documents/1_CXS_193e.pdf
- Commission Implementing Regulation (EU) No 884/2014 of 13 August 2014. Imposing special conditions governing the import of certain feed and food from certain third countries due to contamination risk by

- afatoxins and repealing Regulation (EC) No 1152/2009. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/es/TXT/?uri=CELEX%3A32014R0884>
- Commission Recommendation (2006/576/EC). On the presence of deoxynivalenol, zearalenone, ochratoxin A, T-2 and HT-2 and fumonisins in products intended for animal feeding. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:229:0007:0009:ES:PDF>
- Commission Recommendation (2006/583/EC). On the prevention and reduction of Fusarium toxins in cereals and cereal products. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:234:0035:0040:ES:PDF>
- Commission Regulation (EC) No 1881/2006. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=ES>
- Commission Regulation (EC) No 401/2006 of 23 February 2006. laying down the methods of sampling and analysis for the official control of the levels of mycotoxins in foodstuffs. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R0401&from=EN>
- Commission Regulation (EU) 2017/625 of the European Parliament and of the Council of 15 March 2017. On official controls and other official activities performed to ensure the application of food and feed law, rules on animal health and welfare, plant health and plant protection products, amending Regulations (EC) No 999/2001, (EC) No 396/2005, (EC) No 1069/2009, (EC) No 1107/2009, (EU) No 1151/2012, (EU) No 652/2014, (EU) 2016/429 and (EU) 2016/2031 of the European Parliament and of the Council, Council Regulations (EC) No 1/2005 and (EC) No 1099/2009 and Council Directives 98/58/EC, 1999/74/EC, 2007/43/EC, 2008/119/EC and 2008/120/EC, and repealing Regulations (EC) No 854/2004 and (EC) No 882/2004 of the European Parliament and of the Council, Council Directives 89/608/EEC, 89/662/EEC, 90/425/EEC, 91/496/EEC, 96/23/EC, 96/93/EC and 97/78/EC and Council Decision 92/438/EEC (Official Controls Regulation). Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R0625&from=ES>
- Cortés Sánchez, A.D.J., San Martín Azocar, A. L., & García Barrientos, R. (2016). About Fungi, Mycotoxins and Food Safety. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 10,12(Ver. II), 99-109.
- Cortés Sánchez, A. D. J., & Mosqueda Olivares, T. (2013). A look at fungal organisms: Versatile factories of diverse secondary metabolites of biotechnological interest. *Química Viva*, 12(2), 64-90.
- CXC 51-2003. Code of practice for the prevention and reduction of mycotoxin contamination in cereals. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Codex Alimentarius. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/codes-of-practice/en/>
- CXC 54-2004. Code of Practice on Good Animal Feeding. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Codex Alimentarius. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/codes-of-practice/en/>
- CXC 75-2015. Code of hygienic practice for low-moisture foods. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Codex Alimentarius. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/codes-of-practice/en/>
- CXC 78-2017. Code of practice for the prevention and reduction of mycotoxins in spices. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Codex Alimentarius. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/codes-of-practice/en/>
- Darwish, A. M. G. (2019). Fungal mycotoxins and natural antioxidants: Two sides of the same coin and significance in food safety. *Microbial Biosystems*, 4(1), 1-16.
- Deng, Y., Qiu, M., Wang, Y., Wang, R., Lu, P., Sun, L., & Gooneratne, R. (2019). Protective effect of antioxidant-enriched diets on T-2-toxin-induced damage in tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, 506, 341-349.
- Denli, M., & Pérez, J. F. (2006). Contaminación por micotoxinas en los piensos: efectos, tratamiento y prevención. XXII Curso de Especialización. FEDNA, 1-18.
- Dinolfo, M. I., & Stenglein, S.A. (2014). Fusarium poae and mycotoxins: potential risk for consumers. *Boletín De La Sociedad Argentina De Botánica*, 49(1), 5-20.
- Directive Council 2002/32/EC of 7 may 2002. On undesirable substances in animal feed. Official Journal of the European Communities. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2002L0032:20110701:ES:PDF>
- Directive Council 96/23/EC of 29 April 1996. On measures to monitor certain substances and residues thereof in live animals and animal products and repealing Directives 85/358/EEC and 86/469/EEC and Decisions 89/187/EEC and 91/664/EEC. Official Journal of the European Communities. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31996L0023&from=ES>

- ELIKA (2018). Las micotoxinas en alimentos. Fundación vasca para la seguridad agroalimentaria. <https://seguridadalimentaria.elika.eus/wp-content/uploads/2018/05/Articulo-micotoxinas-alimentos-2018.pdf>
- Escórcio Pinheiro, R.E., Dourado Rodrigues, A.M., Nery Ribeiro, M., Helcias Cavalcante, D., Maricel Pereyra, C., & Sanches Muratori, M.C. (2015). Agentes biológicos no controle de aflatoxinas em piscicultura. Aquicultura, micotoxinas, peixes, probióticos, *Saccharomyces cerevisiae*. *Nutritime*. 12:05.4268-4279. http://www.nutritime.com.br/arquivos_internos/artigos/327_-_4268-4279_-_NRE_12-5_set-out_2015.pdf
- Espinosa, L., Varela, C., Martínez, E. V., & Cano, R. (2014). Brotes de enfermedades transmitidas por alimentos. España, 2008-2011 (excluye brotes hídricos). *Boletín epidemiológico semanal*, 22(11), 130-136.
- FAO (2003). Manual Sobre la Aplicación del Sistema de Análisis de Peligros y de Puntos Críticos de Control (APPCC) en la Prevención y Control de las Micotoxinas. Estudio FAO alimentación nutrición 73. Organismo internacional de energía atómica. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <http://www.fao.org/3/Y1390S/Y1390S00.htm>
- FAO (2003a). Desarrollo de la acuicultura. Procedimientos idóneos en la fabricación de alimentos para la acuicultura. FAO orientaciones técnicas para la pesca responsable 5. Supl.1. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <http://www.fao.org/3/a-y1453s.html>
- FAO (2019). Food Safety. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/food-safety/en/>
- FAO (1993). Sampling plans for aflatoxins analysis in peanuts and corn. Food and nutrition paper 55. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <http://www.fao.org/3/a-t0838e.pdf>
- FAO (2019a). Codes of Practice. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Codex Alimentarius. International food standards. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/codes-of-practice/en/>
- FAO (2018). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations. <http://www.fao.org/3/i9540es/i9540es.pdf>
- Fuertes Vicente, H. G., Paredes López, F., & Saavedra Gálvez, D. I. (2014). Good practice manufacturing and preservation on board: fish safe. *Big Bang Faustiniiano*, 3(4), 41-45.
- Fungaro, M. H. P., Vissotto, P. C., Sartori, D., Vilas Boas, L. A., Furlaneto, M. C., & Taniwaki, M. H. (2004). A molecular method for detection of *Aspergillus carbonarius* in coffee beans. *Current Microbiology*, 49(2), 123-127.
- García Ortega, A., & Calvario Martínez, O. (2008). Manual de Buenas Prácticas de Producción Acuícola de Tilapia para la Inocuidad Alimentaria. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental y Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria, SAGARPA. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/311366/ManualBPTil.pdf>
- Gómez Ayala, A.E. (2007). Alimentos y micotoxinas. *Farmacia Profesional*, 21(8), 49-53.
- Gonçalves, R. A., Schatzmayr, D., Albalat, A., & Mackenzie, S. (2018). Mycotoxins in aquaculture: feed and food. *Reviews in Aquaculture*, 12(1), 145-175.
- Gong, L., Jiang, Y., & Chen, F. (2015). Molecular strategies for detection and quantification of mycotoxin-producing *Fusarium* species: a review. *Journal of the Science Food and Agriculture*, 95(9), 1767-1776.
- Hernández Salgado, J. R., Estrada Godoy, J., Estrada Godoy, F., Ortega Sánchez J. L., Castro Franco, R., & Bautista Chávez, C. (2009). Mycotoxins and micotoxicosis in pigs. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 8, 263-269.
- Huerta Treviño, A., Dávila Aviña, J.E., Sánchez, E., Heredia, N., & García, S. (2016). Occurrence of mycotoxins in alfalfa (*Medicago sativa* L.), sorghum [*Sorghum bicolor* (L.) Moench], and grass (*Cenchrus ciliaris* L.) reaped in the state of Nuevo León, México. *Agrociencia*, 50(7), 825-836.
- Huertas Caro, C., Urbano Cáceres, E., & Torres Caycedo, M. (2019). Molecular diagnosis: an alternative for the detection of pathogens in food. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*, 18(3), 513-528.
- Huwig, A., Freimund, S., Käppeli, O., & Dutler, H. (2001). Mycotoxin detoxication of animal feed by different adsorbents. *Toxicology Letters*, 122(2), 179-188.
- INP (2018). Acuicultura| Tilapia. Acuicultura comercial. Instituto Nacional de Pesca. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y-programas/acuicultura-tilapia>
- Jacome, J., Quezada Abad, C., Sánchez Romero, O., Eduardo Pérez, J., & Nirchio M. (2019). Tilapia in Ecuador: paradox between aquaculture production and the protection of Ecuadorian biodiversity. *Revista Peruana de Biología*, 26(4), 543-550.

- Kumar, V., Roy, S., Barman, D., Kumar, A., Paul, L., & Meetei, W. A. (2013). Importance of mycotoxins in aquaculture feeds. *Aquaculture Asia*, 18(1), 25-29.
- Lopez Perez, V.M. (2012). Micotoxinas venenos naturales. ¿Como Ves? *Revista de divulgación de la ciencia de la Universidad Nacional Autónoma de México*, 15(169), 30-33
- MAAMA (2014). Guía de requerimientos en las certificaciones en el sector acuícola. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Centro técnico nacional de conservación de productos de la pesca y la acuicultura (CECOPESCA). Gobierno de España. https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/calidad-seguridad-alimentaria/13-Guia_Certif-Acuicola_tcm7-248642_tcm30-285798.pdf
- Magouz, F. I., Salem, M. S., & Hashad, M.A. (2018). Effect of some mycotoxin on growth performance and feed utilization of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Iraqi Journal of Veterinary Sciences*, 32(1), 99-108.
- Martínez Padrón, H. Y., Hernández Delgado, S., Reyes Méndez, C.A., & Vázquez Carrillo, G. (2013). The Genus *Aspergillus* and their Mycotoxins in Maize in Mexico: Problems and Perspectives. *Revista mexicana de fitopatología*, 31(2), 126-146.
- Millán, L. M., & Pérez, J. C. F. (2017). Terapéutica en acuicultura. *Panorama actual del medicamento*, 41(404), 579-588.
- Murcia Rodríguez, H. W. (2010). Micotoxins and Aflatoxin B1, a animal health problem. *Teoría y praxis investigativa*, 5(2), 71-78.
- Murphy, P. A., Hendrich, S., Landgren, C., & Bryant, C. M. (2006). Food mycotoxins: an update. *Journal of Food Science*, 71(5), 51-65.
- NOM-061-ZOO-1999. Especificaciones zoonositarias de los productos alimenticios para consumo animal. Norma Oficial Mexicana. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/203496/NOM-061-ZOO-1999_11102000.pdf
- NOM-188-SSA1-2002. Productos y Servicios. Control de aflatoxinas en cereales para consumo humano y animal. Especificaciones sanitarias. Norma Oficial Mexicana. <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/188ssa12.html>
- NOM-243-SSA1-2010. Productos y servicios. Leche, fórmula láctea, producto lácteo combinado y derivados lácteos. Disposiciones y especificaciones sanitarias. Métodos de prueba. NORMA Oficial Mexicana. <http://dof.gob.mx/normasOficiales/4156/salud2a/salud2a.htm>
- NOM-247-SSA1-2008. Productos y servicios. Cereales y sus productos. Cereales, harinas de cereales, sémolas o semolinas. Alimentos a base de: cereales, semillas comestibles, de harinas, sémolas o semolinas o sus mezclas. Productos de panificación. Disposiciones y especificaciones sanitarias y nutrimentales. Métodos de prueba. Norma Oficial Mexicana. <http://www.economia-noms.gob.mx/normas/noms/2009/247ssa1.pdf>
- Ortega, M. (2014). Lead and mercury levels in imported and local fish meat samples. *Pediatría*, 47(3), 51-54.
- Palomino Camargo, C., González Muñoz, Y., Pérez Sira, E., & Aguilar, V. H. (2018). Delphi methodology in food safety management and foodborne disease prevention. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica*, 35(3), 483-490.
- Pinton, P., Suman, M., Buck N., Dellafiora, L., De Meester, J., Stadler, D., & Rito, E. (2019). Practical Guidance to Mitigation of Mycotoxins during Food Processing. Report Commissioned by the ILSI Europe Process-Related Compounds and Natural Toxins Task Force. International Life Sciences Institute. ILSI Europe. http://ilsi.eu/wp-content/uploads/sites/3/2019/09/Mitigation-of-Mycotoxins_report_FIN_digital-3.pdf
- Quijada, J., Lima dos Santos, C. A., & Avdalov, N. (2005). Enfermedades parasitarias por consumo de pescado. Incidencia en América Latina. *Infopesca internacional*, 24, 16-23.
- Rahman, A. N. A., Abdellatif, S. A., & Mahboub, H. H. H. (2017). Protection of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* from aflatoxin B1 toxicity by dietary supplementation with Fennel essential oil and *Saccharomyces cerevisiae*. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43(3), 235-240.
- Robledo Marengo, M. L., Rojas García, A. E., Medina Díaz, I. M., Barrón Vivanco, B. S., Romero Bañuelos, C. A., Rodríguez Cervantes, C. H., & Girón Pérez, M. I. (2012). Mycotoxins in Nayarit, Mexico: Case studies. *Revista Bio Ciencias*, 2(1), 92-98.
- Rojas, J. L. R., Tolentino, R. G., Zebadua, M. A. O., & Cruz, A. M. (2017). Contamination by micotoxins of milk and milk products. *Quehacer Científico en Chiapas*, 12(1), 90-103.
- Santillán Mendoza, R., Rodríguez Alvarado, G., Fernández Pavía, S. P., Vázquez Marrufo, G., Montero Castro, J. C., & Benítez Malvido, J. (2017). Micotoxinas: ¿Qué son y cómo afectan a la salud pública?. *Revista digital universitaria UNAM*, 18(6), 1-7.
- Sartori, A. G. de O., & Amancio, R. D. (2012). Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. *Segurança Alimentar E Nutricional*, 19(2), 83-93.
- SENASICA (2019). Manuales de Buenas Prácticas Acuícolas. Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/senasica/documentos/manuales-de-buenas-practicas-pecuarias-acuicolas-y-pesqueras>

- Serrano Coll, H. A., & Cardona Castro, N. (2015). Mycotoxicosis and mycotoxins: generalities and basic aspects. *CES Medicina*, 29(1), 143-151.
- Soto Varela, Z., Pérez Lavalle, L., & Estrada Alvarado, D. (2016). Bacteria causing of foodborne diseases: an overview at Colombia. *Revista Salud Uninorte*, 32(1), 105-122.
- Stark, A.A. (2009). *Molecular Mechanism of Detection of Aflatoxins and Other Mycotoxins*. In: Rai M., Varma A. (eds) *Mycotoxins in Food, Feed and Bioweapons*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Tapia Salazar, M., García Pérez, O. D., Nieto López, M. G., Ricque Marie, D., Villarreal Cavazos, D. A., & Cruz Suárez, L. E. (2010). *Mycotoxins in aquaculture: Occurrence in feeds components and impact on animal performance*. En: Cruz-Suarez, L.E., Ricque-Marie, D., Tapia-Salazar, M., Nieto-López, M.G., Villarreal-Cavazos, D. A., Gamboa-Delgado, J. (Eds), *Avances en Nutrición Acuícola X - Memorias del Décimo Simposio Internacional de Nutrición Acuícola*, 8-10 de Noviembre, San Nicolás de los Garza, N. L., México. ISBN 978-607-433-546-0. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México, pp. 514-546.
- Tewodros Abate, A., Akwake, G., & Abebe, G. (2018). The Role of Functional Feed Additives in Tilapia Nutrition. *Fisheries and Aquaculture Journal*, 9(2), 1-6.
- Tolosa, J., Font, G., Manes, J., & Ferrer, E. (2013). Natural occurrence of Fusarium mycotoxins in aquaculture fish food. *Revista de Toxicología*, 30(2), 193-197.
- Vásquez Ampuero, J. M., Tasayco Alcántara, W.R., Chuquiyaui Talenas, M.A., & Apac Sotil, S. (2018). Microbiological evaluation of fish and seafood available in Huánuco's markets. *Revista de Investigación Valdizana*, 12(2), 75-82.
- Villarreal Cavazos, M. D. A., Barbosa, Q. C. G., Ezquerria Brauer, J. M., Cruz Suárez, L. E., & Ricque, M. D. (2004). Efecto de las micotoxinas en la nutrición de camarones Peneidos. *Avances en Nutrición Acuícola. Memorias del VII Simposium Internacional de Nutrición Acuícola*.
- WHO (1999). Cuestiones de inocuidad de los alimentos asociadas con los productos de la acuicultura. Informe técnico 883. Informe de un Grupo de Estudio Mixto FAO/RCAAP/OMS. Organización Mundial de la Salud de la Organización de las Naciones Unidas. World Health Organization (WHO) of the United Nations.
https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42257/9243208837_spa.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- WHO (2019). Food safety. World Health Organization (WHO). <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/food-safety>
- Wicki, G. A., & Gromenida, N. (1998). Estudio de desarrollo y producción de Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Revista AquaTIC*, 1-10.
- Zahran, E., Risha, E., Hamed, M., Ibrahim, T., & Palić, D. (2020). Dietary mycotoxicosis prevention with modified zeolite (Clinoptilolite) feed additive in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, 515(734562), 1-10.

Acta Aquatica Turcica

(e-ISSN: 2651-5474)

Copyright Release Form

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

Manuscript Title :

The author(s) warrant(s) that;

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

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

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

Full Name, Address of Corresponding Author:

E-Mail : Signature :

Full Name	Address	Signature

Acta Aquatica Turcica

Phone : +90 246 2146401 Fax: +90 246 2146445

<http://dergipark.gov.tr/actaquatr>

actaquatr@isparta.edu.tr

Author Guidelines

Page Size	:A4 (21 cm x 29.7 cm)
Edge Interval	:Top: 2.5, lower: 2.5, left:2.5, right:2.5 , shrinkage: 0
Font style	:Except for these, the entire article should be set to 11punto-the first line of the paragraph starting at 0,5cm-before the line spacing-0 single line before / after the line spacing.
Address writing	:University (institution)-Faculty-Department-Province (Must be written county in foreign publications)
Abstract	:The abstract should not exceed 250 words.
Key words	:It should contain at least 3 (three), maximum 5 (five) words.
Decimal notation	:In Turkish articles, "(comma)" should be "." (Dot)" in English articles.
Table	:The table should be centered on the page.In-table scripts should be set to max 10punto. Footer, 8 point, left side of table.
Figure	:The figure and the figure should be centered on the page
Examples in-text references representation	:(Bilgin et al., 2006; Küçük, 2008; Ekici and Koca, 2009; Güçlü, 2018a; Güçlü, 2018b; Anonymus, 2019), According Kubilay et al. (2006), According Boyacı and Durucan (2009) <i>etc</i>
Reference	:“APA” standard should be used. Journal names should be written clearly. No abbreviation should be made. https://www.adelaide.edu.au/writingcentre/referencing_guides/APA_styleGuide.pdf
How to Cite Something You Found on a Website in APA Style	https://blog.apastyle.org/apastyle/2010/11/how-to-cite-something-you-found-on-a-website-in-apa-style.html?_ga=2.171887075.2146134039.1550653734-57712603.1550653734

Sample Article

A Taxonomic Study on Zooplankton Fauna of Kiğı Dam Lake (Bingöl-Turkey)

Hilal BULUT

Firat University, Faculty of Fisheries, Elazığ, Turkey

* Sorumlu Yazar: hilalhaykir@gmail.com

Abstract

The present study was conducted to determine zooplankton fauna of Kiğı Dam Lake during September 2012 and August 2013 seasonally. The zooplankton samples were collected by using plankton net with the mesh size of 55µm horizontally and preserved in 4% formaldehyde. Total 22 taxa (16 Rotifera, 4 Cladocera, and 2 Copepoda) were identified in Kiğı Dam Lake.

Keywords: Kiğı Dam Lake, species distribution, zooplankton.

INTRODUCTION

The majority of zooplankton (Copepoda, Cladocera and Rotifera) transform the phytoplankton to animal protein (Cirik and Gökpınar, 1993), and they play a significant role in food chain. It was reported that some species are the indicators of water quality, and eutrophication due to their sensitivity to environmental changes and therefore zooplankton studies on lakes have acquired significant importance (Berzins and Pejler, 1987; Mikschi, 1989).

Many studies were carried on zooplankton in Turkey (Özdemir and Şen, 1994; Göksu et al., 1997, 2005; Saler and Şen, 2002; Bozkurt and Sagat, 2008; Bulut and Saler, 2013a, 2013b; 2014a, 2014b; Saler et al., 2015a, 2015b). No previous research about zooplankton of Kiğı Dam Lake has been recorded. In this study zooplankton species and their seasonal variations of Kiğı Dam Lake have been investigated.

MATERIAL and METHODS

Kiğı Dam Lake was built on Peri Stream between 1997 and 2003. The maximum water capacity is 507.55 hm³ and has surface area 8.35 km² and maximum depth of 168 m (Şimşek, 2016) (Figure.1). The species were identified according to Edmondson (1959), Flössner (1972), Ruttner-Kolisko (1974), Kiefer (1978), Koste (1978), Negrea (1983), Segers (1995), and Einsle (1996).



Figure1. Stations of Kiğı Dam Lake

RESULTS

A total of 22 taxa consisting of 16 Rotifera, 4 Cladocera and 2 Copepoda species were identified in the Dam Lake (Table 2).

The lowest numbers of taxa were recorded in winter at first stations (4 species). Some water quality parameters (pH, dissolved oxygen, and surface water temperature) were measured at study field (Table 3).

Table 3. Seasonal changes of water quality parameters in Kiğı Dam Lake

	Autumn	Winter	Spring	Summer
Water temperature (°C)	16	7.2	17.2	22.5
pH	7.0	6.8	6.9	7.3
D.O (mgL ⁻¹)	6.2	7.3	6.0	5.2

DISCUSSION

Zooplankton is known as the indicator of trophic status of aquatic habitats. They are also used to signify the water quality in freshwater systems. *K. cochlearis* and *P. dolichoptera* from Rotifera are indicators of productive habitats, while *N. acuminata* and *N. squamula* are indicators of cold waters (Kolisko, 1974). In Kiğı Dam Lake *K. cochlearis*, *P. dolichoptera* and *N. squamula* were observed.

In Murat River (Bulut and Saler, 2014a), Kalecik Dam Lake (Bulut and Saler, 2013b), Peri Stream (Saler et al., 2011), that were located in the same region with Kiğı Dam Lake, rotifers were recorded as dominant species as to number of individuals and abundance, followed by Cladocera and Copepoda species.

ACKNOWLEDGEMENT

This research was supported by BAP of Trakya University (project number 2011-130). This work was presented as an oral presentation in the II. International Congress on Fisheries and Aquatic Research held in Nevşehir, Turkey on July 12-15, 2018 and its summary were published.

REFERENCES

- Berzins, B., & Pejler, B. (1987). Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia*, 147, 107-116. Blacher, E.C. (1984). Zooplankton trophic state relationships in North and Central Florida Lakes. *Hydrobiologia*, 109, 251-263.
- Bulut, H. & Saler, S. (2013a). Ladik Gölü (Samsun) zooplanktonu üzerine ilk gözlemler. *Su Ürünleri Mühendisleri Dergisi*, 51, 74-78.
- Bulut, H., & Saler, S. (2013b). Kalecik Baraj Gölü (Elazığ- Türkiye) zooplanktonu. *Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 25 (2), 99-103.
- Cirik, S., & Gökıınar, Ş. (1993). *Plankton Bilgisi ve Kültürü*. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi. Yayınları: 19, İzmir.
- Einsle, U. (1996). *Copepoda: Cyclopoida, Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, No.10 SPB Academic Publishing. pp 82 (in London).
- Göksu, M.Z.L., Çevik, F., Bozkurt, A., & Sarihan, E. (1997). Seyhan Nehri'nin (Adana il merkezi sınırları içindeki bölümünde) Rotifera ve Cladocera faunası. *Turkish Journal of Zoology*, 21, 439-443.

Yazım Kuralları

Sayfa boyutu	:A4 (21 cm x 29,7 cm) olarak ayarlanmalıdır
Kenar boşlukları	:Üst: 2,5 - Alt: 2,5 - Sol: 2,5 - Sağ: 2,5. Cilt payı: 0.
Yazı stili	:Tüm makalede Times New Roman, 11punto iki yana yaslı, satır aralığı tek, olarak ayarlanmalı. Paragraf girintisi 0,5 ayarlanmalıdır.
Adres yazımı	:Üniversite (kurum) – Fakülte – Bölüm – İl (Büyük illerde birden çok ilçede birimi bulunması durumunda veya merkez dışında ise “ilçe” ve yabancı yayınlarda “ülke” de yazılmalı)
Özet	:Özet, 250 kelimeyi geçmeyecek şekilde yazılmalıdır.
Anahtar kelimeler	:En az 3 (üç), en çok 5 (beş) kelime içermelidir.
Ondalık gösterim	:Türkçe makalelerde “,” (virgül) İngilizce makalelerde “.” (nokta) olmalıdır.
Tablo	:Tablo özel bir tasarım uygulanmamış düz kılavuz şeklinde olmalı ve iç yazılar en çok 10 punto ve alt bilgi yazıları 8 punto olmalıdır.
Şekil	:Şekil ve şekil yazısı sayfaya ortalı yerleştirilmelidir.
Metin içi atıf yapma	:(Bilgin vd., 2006; Küçük, 2008; Ekici ve Koca, 2009; Güçlü, 2018a; Güçlü, 2018b; Anonim, 2019), Kubilay vd. (2006)’ne göre, Diler (2008)’e göre, Boyacı ve Durucan (2009)’a göre gibi.....
Kaynaklar	:“APA” standardında ve alfabetik sıralama ile yapılmalıdır. Dergi isimleri açık yazılmalıdır. Kısaltma yapılmamalıdır. APA standartları için; https://www.adelaide.edu.au/writingcentre/referencing_guides/APA_styleGuide.pdf
APA’ya göre internet kaynaklarının gösterimi	https://blog.apastyle.org/apastyle/2010/11/how-to-cite-something-you-found-on-a-website-in-apa-style.html?_ga=2.171887075.2146134039.1550653734-57712603.1550653734

Ö R N E K M A K A L E

Eğirdir Gölü'nden Tatlısu İstakozu (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823)'nun Sindirim Enzim Aktivitelerinin Mevsim, Büyüklük ve Cinsiyete Bağlı Olarak Değişimi

Esra ACAR¹, Seval BAHADIR KOCA^{1*}, Mehmet NAZ², Özgür KOŞKAN³, İltter İLHAN⁴

¹Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Isparta ²İskenderun Teknik Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi, Hatay ³Süleyman Demirel Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Isparta

⁴Süleyman Demirel Üniversitesi, Tıp Fakültesi, Isparta

* Sorumlu Yazar: sevalkoca@sdu.edu.tr

Özet

Bu çalışma, Eğirdir Gölü'nde yaşayan *Astacus leptodactylus* türünde mide sindirim enzim aktiviteleri üzerine (proteaz α -amilaz ve lipaz) mevsim ve eşeyin etkisini araştırmak amacıyla oluşturulmuştur. Bu amaçla kerevitler 1 yılda 4 mevsim olarak Eğirdir Gölü'nden avlandı. İlkbahar mevsiminde, kerevitlerin pinterlere girmemesi nedeniyle örnekleme yapılamadı. Bu nedenle, sonuçlar üç mevsim (sonbahar, kış, yaz) ve eşeyler üzerinden faktöriyel düzeyinde varyans analizi ile değerlendirildi. Bulgular, eşey ve mevsim faktörlerinin kerevitlerin midesindeki proteaz ve lipaz aktivitesini önemli düzeyde etkilediğini ($p<0,05$), α -amilaz aktivitesinde ise istatistiksel olarak önemli düzeyde etkili olmadığını gösterdi ($p>0,05$). Bulgular ayrıca, kerevitlerin, proteaz enzim aktivitesinin sonbahar ve kışın, lipaz enzim aktivitesinin ise kışın eşeyler arası önemli değişim gösterdiğini ortaya çıkardı ($p<0,05$).

Anahtar kelimeler: *Astacus leptodactylus*, sindirim enzim aktivitesi, lipaz, α -amilaz, proteaz.

Variation of Digestive Enzyme Activities Depending on Season, Size and Sex of Freshwater Crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) from Lake Eğirdir

Abstract

This study was conducted to search the effect of sex and season on digestive enzyme activities (protease, α -amylase, lipase) in *Astacus leptodactylus* species that lives in Eğirdir Lake. The freshwater crayfish were caught as four seasons in a year from Eğirdir Lake. The sampling was not possible for crayfish since they were not entered into trap in spring season. Therefore, the results were evaluated over three seasons and sex by factorial variance analysis. The results showed that sex and season affected to protease and lipase activities ($p<0.05$), whereas they did not affect statistically α -amylase activity in crayfish stomach ($p>0.05$). Results also indicated that protease enzyme activity in crayfish showed significant changes in autumn and winter while lipase enzyme activity showed changes in winter between sexes ($p<0.05$).

Keywords: *Astacus leptodactylus*, digestive enzyme activity, α -amylase, lipase, protease.

GİRİŞ

Astacus leptodactylus, dünyada Türk ıstakozu (kerevit) olarak da bilinen (Köksal, 1988) ve ülkemiz içsularında doğal olarak bulunan bir decapoda (on ayaklı) türüdür. *Astacus* ekonomik değeri yüksek kabuklu türlerinden biridir (Bolat, 2001). Kerevit 1986 yılı öncesi özellikle Eğirdir Gölü balıkçılarının başlıca gelir kaynağı iken bu türün daha sonra gerek aşırı avcılık ve gerekse hastalık nedeniyle popülasyonu azalmıştır (Köksal, 1988; Ackefors, 2000; Bolat, 2001; Harlıoğlu ve Aksu 2002; Harlıoğlu ve Mişe 2007; Bilgin vd., 2008).

MATERYAL ve YÖNTEM

Bu çalışmada, Ekim 2014 ile Haziran 2015 tarihleri arasında Eğirdir Gölü'nde kerevit (10-15 cm) avcılığı gerçekleştirilmiştir. Avcılıkta kerevit pinterleri kullanılmış, örneklemeler mevsimsel olarak yapılmıştır. İlkbahar mevsiminde, kerevitlerin pinterlere girmemesi nedeniyle örnekleme yapılamamıştır.

Enzim aktivite analizler

Bu çalışmada; α -amilaz, proteaz ve lipaz olmak üzere üç çeşit sindirim enzim aktivitesi araştırılmıştır. Tatlısu istakozundaki α -amilaz enzim aktivitesi, Metais ve Bieth (1968)'e göre yapılmıştır.

İstatistiksel analizler

Verilerin değerlendirilmesinde SPSS 23 istatistiki paket programından yararlanılmış ve sonuçlar, faktöriyel düzeyinde varyans analizi testi ile $P < 0,05$ önem düzeyinde test edilmiştir. Faktörlerin seviye ortalamalarının arasındaki farklılıkların belirlenmesinde Tukey testi kullanılmıştır.

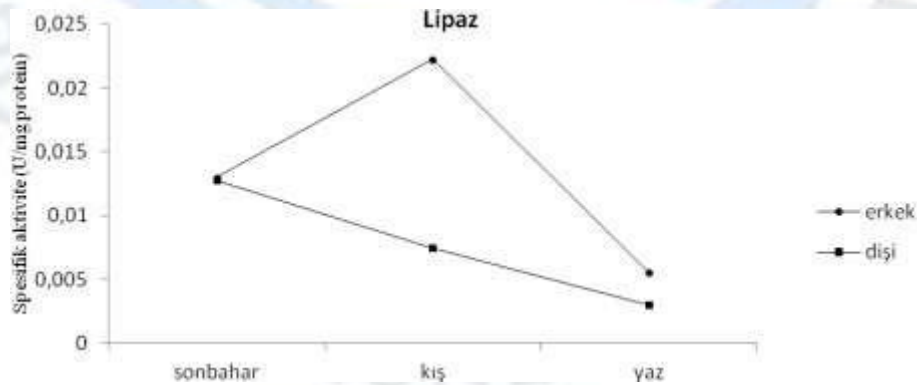
BULGULAR

Eşey ve mevsimsel farklılıkların kerevit midesindeki α -amilaz enzim aktivitesi üzerinde önemli bir etkisinin olmadığı tespit edilmiştir ($p > 0,05$) (Tablo 1).

Tablo1. Kerevit midesindeki α -amilaz aktivitesinin eşey ve mevsime göre değişimi, (Ort.± S.H.) (U/mgprotein)

Eşey/Mevsim	Sonbahar	Kış	Yaz
Dişi	^a 0,013± 0,0011 ^a	^b 0,007 ± 0,0006 ^b	^b 0,003 ± 0,0010 ^a
Erkek	^a 0,013 ± 0,0035 ^a	^b 0,022 ± 0,0026 ^a	^c 0,006± 0,0006 ^a

Lipaz aktivitesi erkek kerevitlerde sonbahar mevsiminden kış mevsimine kadar artan ve kış mevsiminden yaz mevsimine kadar azalan bir grafik oluşturmuş, dişi bireylerde ise sonbahar mevsiminden yaz mevsimine kadar azalan bir grafik oluşmuştur (Şekil 3).



Şekil 3. Kerevit midesinde farklı mevsimlerdeki lipaz aktivitesi (U/mg protein)

TARTIŞMA ve SONUÇ

Mevcut sindirim enzimlerinin profili ve faaliyetleri başta olmak üzere sindirim sisteminde ortaya çıkan fizyolojik süreçler, türlerin geniş besin çeşitliliğinden faydalanmasını etkilemektedir. Farklı kabuklu türleri, farklı beslenme alışkanlıklarına ve yaşam alanlarını yansıtan bir dizi sindirim enzime sahiptir (Anonim, 2017; Coccia vd., 2011).....

Ayrıca, maksimum enzim aktivitesini belirleyebilmek için; farklı pH, sıcaklık ve reaksiyon sürelerinde denemeler yapılması da önemli taşımaktadır.....

TEŞEKKÜR

Bu çalışma, yüksek lisans tezinden özetlenmiştir. (veya varsa proje desteği yazılmalı)

KAYNAKLAR

- Acar Kurt, E. (2016). Tatlısu İstakozu (*Astacus Leptodactylus* Eschscholtz, 1823)'nun sindirim enzim aktivitelerinin mevsimsel değişimi. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Isparta.
- Ackefors, H. (2000). Freshwater crayfish farming technology in the 1990s: a European and global perspective. *Fish and Fisheries*, 1(4), 337-359.
- Adebayo-Tayo, B.C., Onilude, A.A., & Etuk, F.I. (2011). Studies on microbiological, proximate mineral and heavy metal composition of freshwater snails from Niger Delta Creek in Nigeria. *AU J.T.* 14(4), 290-298. Technical Report 290.
- Alpbaz, A. (1993). *Kabuklu ve Eklembacaklı Yetiştiriciliği*. I. Baskı, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, İzmir.
- Bilgin, Ş., İzci L, Günlü A., & Bolat Y. (2008). Eğirdir gölü'ndeki tatlısu istakozu (*Astacus leptodactylus* Esch, 1823)'nun boy grubu ve eşeye göre bazı besin bileşenlerinin belirlenmesi. *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi*, 1(2), 63-68.
- Kolkovski, S. (1995). The mechanism of action of live food on utilization of microdiets in gilthead seabream *Sparus aurata* larvae. Ph.D.Thesis. The Hebrew University, Jerusalem,120.
- Reynolds, J., & Souty-Grosset, C. (2011). *Management of freshwater biodiversity: Crayfish as bioindicators*.

