

# Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences

[www.egejfas.org](http://www.egejfas.org)

ISSN 1300 - 1590 / E-ISSN 2418-3140

## EgeJFAS

# Su Ürünleri Dergisi

**Volume 35 Number 4**

**2018**



**Ege University Faculty of Fisheries**



# Instructions for Authors

## Scope of the Journal

*Su Ürünleri Dergisi (Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences)* is an open access, international, double blind peer-reviewed journal publishing original research articles, short communications, technical notes, reports and reviews in all aspects of fisheries and aquatic sciences including biology, ecology, biogeography, inland, marine and crustacean aquaculture, fish nutrition, disease and treatment, capture fisheries, fishing technology, management and economics, seafood processing, chemistry, microbiology, algal biotechnology, protection of organisms living in marine, brackish and freshwater habitats, pollution studies.

*Su Ürünleri Dergisi (EgeJFAS)* is published quarterly (March, June, September and December) by Ege University Faculty of Fisheries since 1984.

## Submission of Manuscripts

Please read these instructions carefully and follow them strictly to ensure that the review and publication of your paper is as efficient and quick as possible. The Editors reserve the right to return manuscripts that are not in accordance with these instructions. All manuscripts will be peer-reviewed by at least two referees.

Submission of manuscripts to this journal should be presented in electronic form via online submission system at <http://www.egejfas.org>. If your submission is not successful via online system, you can send the file via e-mail. The correspondence regarding editorial matters should be sent to [editor@egejfas.org](mailto:editor@egejfas.org).

Please prepare your manuscript according to the instructions below.

Work submitted for publication must be previously unpublished, not under consideration for publication elsewhere and, if accepted, it should not then be published elsewhere.

## Preparation of Manuscripts

Papers must be clearly written in Turkish or English. Manuscripts should be typed double spaced on A4 size paper in 12-point Times New Roman font including the references, table headings and figure captions with standard margins (25 mm) all around. The author's name should appear centered under the title. Numbered (\*) note should give the author's institutional address and an asterisked (\*) note should indicate the correspondence author's e-mail address. Degrees and qualifications should not be included.

Please prepare your typescript text using a word-processing package (save in .doc or .docx).

The complete manuscript should be in a single file containing full text, references, figures and tables. Figures and tables should be at the end of the manuscript file and the locations should be indicated in the text.

- Research papers and reviews must not exceed 25 manuscript pages including tables and figures.
- Short communications, technical notes and reports which are results of brief but significant work, must not exceed 10 manuscript pages including tables and figures.

## Title page

The title must be short and concise. The first name and surname of each author should be followed by department, institution, city with postcode, and country. The e-mail address of the corresponding author should also be provided. It is editorial policy to list only one author for correspondence.

It is important that authors ensure the following: (i) all names have the correct spelling and are in the correct order (first name and family name). Occasionally, the distinction between surnames and forenames can be ambiguous, and this is to ensure that the authors' full surnames and forenames are tagged correctly, for accurate indexing online.

## Abstract

English and Turkish abstracts (contributors who are not native Turkish speakers may submit their manuscripts with an English abstract only) of maximum of 300 words should be included in all submissions. The abstract should be comprehensible to readers before they have read the paper, and reference citations must be avoided. It is essential that the abstract clearly states the legal importance of the work described in the paper. A list of keywords (maximum six) must be proposed.

## Following pages

These should contain the rest of the paper and should be organized into an Introduction, Material and methods, Results, Discussion, Acknowledgements and References. Short communication and technical notes both should follow the same layout, without the abstract. In writing of systematic papers, the International Codes of Zoological and Botanical Nomenclature must be strictly followed. The first mention in the text of any taxon must be followed by its authority including the year. The names of genera and species should be given in *italics*.

## Acknowledgements

Acknowledgements should be kept brief and placed before the reference section.

## References

Full references should be provided in accordance with the APA style. The usage of reference managers as Mendeley® or Endnote® or an online reference manager as Citefast (<http://www.citefast.com/>) with the output style of APA 6<sup>th</sup> edition is advised in organizing the reference list.

All references must be written in English. The in-text citation to the references should be formatted as surname(s) of the author(s) and the year of publication: (Kocataş, 1978) or (Geldiay and Ergen, 1972); in Turkish article (Geldiay ve Ergen, 1972). For citations with more than two authors, only the first author's name should be given, followed by "et al." –in Turkish article 'vd.'- and the date. If the cited reference is the subject of a sentence, only the date should be given in parentheses, i.e., Kocataş (1978), Geldiay et al. (1971). There should be no parentheses for the citations that the year of the citation is given in the beginning of the sentence, i.e. "In 1978, Kocataş's study of freshwater ecology showed that..."

When it is needed to cite two or more works together, in-text citations should be arranged alphabetically in the same order in which they appear in the reference list, i.e. (Geldiay and Ergen, 1972; Kocataş, 1978; Thurry, 1987) or (Kocataş, 1978, 1979, 1981) or (Geldiay and Ergen, 1972a, 1972b)

All citations should be listed in the reference list, with the exception of personal communications. References should be listed alphabetically ordered by the author's surname, or first author's surname

if there is more than one author at the end of the text.

Hanging indent paragraph style should be used. The year of the reference should be in parentheses after the author name(s). The correct arrangement of the reference list elements should be in order as "Author surname, first letter of the name(s). (publication date). Title of work. Publication data. DOI

Article title should be in sentence case and the journal title should be in title case. Journal titles in the Reference List must be italicized and spelled out fully; **do not abbreviate titles** (e.g., *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, not *Ege J Fish Aqua Sci*). Article titles are not italicized. If the journal is paginated by issue the issue number should be in parentheses.

DOI information (if available) should be placed at the end of the reference as in the example. The DOI information for the reference list can be retrieved from CrossRef © Simple Text Query Form (<http://www.crossref.org/SimpleTextQuery/>) by just pasting the reference list into the query box.

The citation of journals, books, multi-author books and articles published online should conform to the following examples:

### Journal Articles

Öztürk, B. (2010). *Scaphopod species (Mollusca) of the Turkish Levantine and Aegean seas*. *Turkish Journal of Zoology*, 35(2): 199-211. doi:10.3906/zoo-0904-23

Özbek, M. & Ulutürk, E. (2017). First record of *Spongilla lacustris* (Porifera: Demospongiae) from the Eastern Black Sea (Uzungöl Lake, Trabzon) (in Turkish with English abstract). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(3):341-346. doi: 10.12714/egejfas.2017.34.3.14

### Books

Parsons, T.R., Matia, Y. & Lalli, C.M. (1984). *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. New York: Pergamon Press.

### Chapter in Books

Gollasch, S. (2007). *Is ballast water a major dispersal mechanism for marine organisms? In W. Nentwig (Ed.), Biological Invasions (pp 29-57)*. Berlin: Springer.

### Proceedings

Soultos, N., Lossifidou, E., Lazou, T. & Sergedilis, D. (2010). *Prevalence and antibiotic susceptibility of Listeria monocytogenes isolated from RTE seafoods in Thessaloniki (Northern Greece)*. In Ş. Çaklı, U. Çelik, C. Altınelataman (Eds.), *West European Fish Technologists Association Annual Meeting 2010 (pp. 94-98)*. Izmir, Turkey: Proceedings Book.

### Online Articles

Andrews, T. (2010). *What vitamins are found in fish? Retrieved from http://www.livestrong.com/article/292999-what-vitamins-are-found-in-fish (27.11.2012)*.

## Tables and Figures

All illustrations, except tables, should be labeled 'figure' and numbered in consecutive Arabic numbers, and referred to as Table 1, Figure 1...in the text, unless there is only one table or one figure. Each table and figure, with a concise heading or with a descriptive statement written in English -and Turkish- (only contributors who are native Turkish speakers) should be placed inside the manuscript in proper places. Tables need not to exceed 175 x 227 mm. Figures, which are recommended for electronic formats such as JPEG, TIFF (min. 300 dpi) should be also arranged in available dimensions. When it is necessary, the original copies of the figures will be asked from author(s) as separate files, after the reviewing process being concluded.

## Copyright and License

Upon receipt of accepted manuscripts at EgeJFAS, authors will be invited to complete a copyright license to publish form.

Please note that by submitting an article for publication you confirm that you are the corresponding/submitting author and that EgeJFAS may retain your email address for the purpose of communicating with you about the article. If your article is accepted for publication, EgeJFAS will contact you using the email address you have used in the registration process.

## Proof Sheets and Offprints

Page proofs will be sent to the corresponding authors. These should be checked immediately and corrections, as well as answers to any queries, returned to the Editorial Office via e-mail within 3 working days (further details are supplied with the proof). It is the author's responsibility to check proofs thoroughly. No changes or additions to the edited manuscript will be allowed at this stage. The journal provides free access to the papers.

## Page Charges and Reprints

No page charges are collected. Corresponding authors will receive one hardcopy of the journal. All authors/readers have free access to all papers.

## Plagiarism Detection

In accordance with its publishing policies EgeJFAS requires plagiarism check for each study that has undergone the "Review Process". The iThenticate plagiarism checker software is used for plagiarism detection.

## Indexes

*EgeJFAS* is indexed in TUBITAK ULAKBIM TR Dizin, ESCI (Clarivate Analytics), Zoological Record (Clarivate Analytics), EBSCO, CABI, ProQuest, DOAJ, ASFA

<b>Corresponding Address</b> Su Ürünleri Dergisi Ege University Faculty of Fisheries 35100 Bornova-Izmir, Turkey Phone: +90 232 311 3838 Fax: +90 232 388 3685 E-mail: <a href="mailto:editor@egejfas.org">editor@egejfas.org</a>	<b>ISSN</b> 1300-1590 (Print) 2148-3140 (Online)
---	--

# Su Ürünleri Dergisi

Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences

Volume 35 Number 4

ISSN 1300-1590 / E-ISSN 2418-3140

## İÇİNDEKİLER CONTENTS

### ARAŞTIRMA MAKALELERİ RESEARCH ARTICLES

- By-catch and monetary loss of pufferfish in Turkey, the Eastern Mediterranean  
Doğu Akdeniz, Türkiye'de balon balıklarının hedef dışı avı ve parasal zararları  
**Fikret Öndes, Vahdet Ünal, Yeliz Özbilgin, Cengiz Deval, Cemal Turan** ..... 361-372
- Kırmızı yanaklı su kaplumbağalarında (*Trachemys scripta elegans*) Salmonella spp. varlığı ve antibakteriyel duyarlılıkları  
Occurrence and antibacterial susceptibility of Salmonella spp. on red-eared slider turtles (*Trachemys scripta elegans*)  
**Selmin Özer, Merve Konucu, Hülya Altuntaş, Revasiye Güleşen, Belkıs Levent, Mahmut Ülger** ..... 373-380
- Effects of various stocking densities on hatching and survival rates of sea cucumber *Holothuria tubulosa* eggs (Gmelin, 1788)  
Farklı stok yoğunluklarının deniz hıyarı *Holothuria tubulosa* (Gmelin, 1788) yumurtalarının açılma ve yaşama oranlarına etkileri  
**Deniz Günay, Mustafa Tolga Tolon, Dilek Emiroğlu** ..... 381-386
- Oxidative stress and antioxidant defenses after starvation in *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792) larvae reached free swimming stage  
Serbest yüzmeye safhasına ulaşan *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792) yavrularında açlık sonrası oksidatif stres ve antioksidan savunmalar  
**Hatayi Zengin** ..... 387-396
- Kültür çipura (*Sparus aurata*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) balıklarının fileto edilmesi sonucunda ortaya çıkan atıklardan protein hidrolizat eldesi, fonksiyonel ve antioksidant özellikleri ve depolamadaki kararlılığı  
Stability of fish protein hydrolysate from processing wastes of gilthead seabream (*Sparus aurata*), European seabass (*Dicentrarchus labrax*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during storage zararları  
**Kamil Emre Türkaslan, Şükran Çaklı** ..... 397-406
- Survival rate and restricted growth of marbled crab (*Pachygrapsus marmoratus*) in different salinity levels  
Mermer yengeginin (*Pachygrapsus marmoratus*) farklı tuzluluk seviyelerinde yaşama oranı ve sınırlı büyümesi  
**Onur Karadal** ..... 407-416
- Effects of perfluorooctane sulfonate compounds on the biochemical activities in mussels (*Mytilus galloprovincialis*)  
Perflorooktan sülfonat (PFOS)'ın midyelerde (*Mytilus galloprovincialis*) biyokimyasal etkilerinin incelenmesi  
**Gizem Gülsever, Hatice Parlak** ..... 417-422
- The effects of nettle (*Urtica dioica*), spiny sowthistle (*Sonchus asper*) and dandelion (*Taraxacum officinale*) on the fish quality during storage period  
Sırgan (*Urtica dioica*), eşek gevreği (*Sonchus asper*) ve karahindiba (*Taraxacum officinale*)'nin depolama süresince balık kalitesi üzerine etkileri  
**Can Altınelataman, E. Burcu Şen Yılmaz, Şebnem Tolasa Yılmaz, Ömer Alper Erdem, Ufuk Çelik** ..... 423-431
- Türkiye'de ilk balıkçı gemisi geri-alım programının analizi  
Analysis of the first buy-back program for fishing vessels in Turkey  
**Sinan Göktay, Huriye Göncüoğlu-Bodur, Vahdet Ünal** ..... 433-445
- Üniversite öğrencilerinin akvaryum balıkları satın alma görüş ve tutumları  
Knowledge and attitudes of college students about buying aquarium fish  
**Baki Aydın** ..... 447-454
- Effect of natural adsorbent clinoptilolite on some hematological parameters of *Cyprinus carpio*  
Doğal bir adsorban olan klinoptilolit, *Cyprinus carpio* 'nun bazı hematolojik parametreleri üzerine etkileri  
**Okay Oğuztürk, Nuray Çiftçi, Bedii Cıkcık** ..... 455-462

### KISA ARAŞTIRMALAR SHORT COMMUNICATIONS

- On the occurrence of *Eucrate crenata* (De Haan, 1835) (Crustacea, Decapoda) in the Aegean Sea  
*Eucrate crenata* (De Haan, 1835) (Crustacea, Decapoda)'nın Ege Denizi'nde bulunması  
**Kerem Bakır, Alp Salman** ..... 463-466
- Piscis non grata in the Mediterranean Sea: *Pterois miles* (Bennett, 1828)  
Akdeniz'de istenmeyen balık: *Pterois miles* (Bennett, 1828)  
**Sercan Yapıcı** ..... 467-474
- Çanakkale Boğazı'ndaki *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775)'nin (pavurya yengeci) boy-ağırlık ilişkisi  
Length-weight relationship of *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) (warty crab) in Çanakkale Strait  
**Uğur Özekinci, Deniz Acarlı** ..... 475-481

### DERLEMELER REVIEWS

- Karadeniz'de mezzit balığının, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordman, 1840), büyümesi, üremesi ve kimyasal kompozisyonu  
Growth, reproduction and chemical composition of whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordman, 1840), in the Black Sea  
**Sabri Bilgin, Özlem Bilgin** ..... 483-496
- Tatlı su balıklarında aminoasitler  
Aminoacids in freshwater fish  
**Esin Özçiçek, Erkan Can** ..... 497-503



Published by  
Ege University Faculty of Fisheries, İzmir, Turkey



---

## Su Ürünleri Dergisi

### Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences

---

**Sahibi Director**

Uğur SUNLU **Dekan Dean**  
Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey

**Yazı İşleri Müdürü Editor-in-Chief**

Ufuk ÇELİK  
Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey

**Yazı İşleri Müdür Yardımcıları Co-Editors-in-Chief**

Gürel TÜRKMEN Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey  
Hasan M. SARI Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey

**Yardımcı Editörler Associate Editors**

Okan AKYOL Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey  
Mehmet Alp SALMAN Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey  
Cüneyt SUZER Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey  
Zafer TOSUNOĞLU Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey  
Vahdet ÜNAL Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey

**Teknik Editör Technical Editor**

M. Tolga TOLON Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey

**İstatistik Editörü Statistical Editor**

Hülya SAYGI Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey

**Yayın Kurulu Editorial Board**

Ela ATIŞ Ege University, Izmir, Turkey  
Aslı BAŞARAN Ege University, Izmir, Turkey  
S. Serap BIRINCIOĞLU Adnan Menderes University, Aydın, Turkey  
Javier BORDERÍAS ICTAN-CSIC, Madrid, Spain  
Kurt BUCHMANN University of Copenhagen, Copenhagen, Denmark  
İbrahim CENGİZLER Çukurova University, Adana, Turkey  
Melih Ertan ÇINAR Ege University, Izmir, Turkey  
Yılmaz ÇİFTÇİ Ordu University, Ordu, Turkey  
Deniz ÇOBAN Adnan Menderes University, Aydın, Turkey  
Mark DIMECH FAO Fish. Aqua. Dept., Rome, Italy  
M. Tolga DİNÇER Ege University, Izmir, Turkey  
Ercüment GENÇ Ankara University, Ankara, Turkey  
Ana GORDOA CEAB-CSIC, Madrid, Spain  
Arif GÖNÜLOL Ondokuz Mayıs University, Samsun, Turkey  
Gertrud HAIDVOGL Uni. Nat. Res. Life Sci., Vienna, Austria  
Chiaki IMADA Tokyo Uni. Marine Sci. Tech., Tokyo, Japan  
F. Saadet KARAKULAK İstanbul University, İstanbul, Turkey  
Nilgün KAZANCI Hacettepe University, Ankara, Turkey  
Ferah KOÇAK Dokuz Eylül University, Izmir, Turkey  
Marcelo de Castro LEAL University of Lavras, Lavras, Brazil  
Aynur LÖK Ege University, Izmir, Turkey  
K. Karal MARX Fisheries College and Research Institute, Thoothukudi, India  
Jörg OEHLenschLÄGER Seafood Consultant, Hamburg, Germany  
M. Bahadır ÖNSOY Muğla Sıtkı Koçman University, Muğla, Turkey  
Murat ÖZBEK Ege University, Izmir, Turkey  
Hüseyin ÖZBİLGİN Mersin University, Mersin, Turkey  
Müft ÖZULUĞ İstanbul University, İstanbul, Turkey  
Giuliana PARISI University of Florence, Florence, Italy  
Hatice PARLAK Ege University, Izmir, Turkey  
Ferit RAD Mersin University, Mersin, Turkey  
Şahin SAKA Ege University, Izmir, Turkey  
Radu SUCIU Danube Delta National Institute, Tulcea, Romania  
Tamás SZABÓ Szent István University, Gödöllő, Hungary  
William TAYLOR Michigan State University, East Lansing, USA  
E. Mümtaz TIRAŞIN Dokuz Eylül University, Izmir, Turkey  
Adnan TOKAÇ Ege University, Izmir, Turkey  
Sühendan Mol TOKAY İstanbul University, İstanbul, Turkey  
M. Ruşen USTAOĞLU Ege University, Izmir, Turkey  
Mustafa ÜNLÜSAYIN Akdeniz University, Antalya, Turkey  
Hijran YAVUZCAN Ankara University, Ankara, Turkey  
Argyro ZENETOS Hellenic Centre for Marine Research, Anávyssos, Greece

**Yayın Ofisi Editorial Office**

Halise KUŞÇU Ege University Faculty of Fisheries, Izmir, Turkey

Su Ürünleri Dergisi yılda dört sayı olarak yayınlanır. Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences is published in four issues annually.

T.C. Kültür ve Turizm Bakanlığı Sertifika No: 18679  
Ministry of Culture and Tourism Certificate No:18679

**Basım Printing**

Ege Üniversitesi Basımevi, Bornova, Izmir. Ege University Press, Bornova, Izmir.

**Basım Tarihi Printing Date**

28 Aralık December 28<sup>th</sup>, 2018

**İletişim Contact**

Ege Üni. Su Ürünleri Fakültesi, 35100, Bornova, Izmir Ege Uni. Faculty of Fisheries, 35100, Bornova, Izmir, Turkey

Tel: +90 232 311 3838 Fax: +90 232 388 3685 <http://www.egejfas.org> [info@egejfas.org](mailto:info@egejfas.org)

---

RESEARCH ARTICLE

ARAŞTIRMA MAKALESİ

## By-catch and monetary loss of pufferfish in Turkey, the Eastern Mediterranean

### Doğu Akdeniz, Türkiye’de balon balıklarının hedef dışı avı ve parasal zararları

Fikret Öndes<sup>1\*</sup> • Vahdet Ünal<sup>2</sup> • Yeliz Özbilgin<sup>3</sup> • Cengiz Deval<sup>4</sup> • Cemal Turan<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Faculty of Fisheries, İzmir Kâtip Çelebi University, İzmir, 35620, Turkey <https://orcid.org/0000-0002-9522-7050>

<sup>2</sup> Faculty of Fisheries, Ege University, İzmir, 35100, Turkey <https://orcid.org/0000-0001-6157-0590>

<sup>3</sup> Faculty of Fisheries, Mersin University, Mersin, 33160, Turkey <https://orcid.org/0000-0002-1074-4287>

<sup>4</sup> Faculty of Fisheries, Akdeniz University, Antalya, 07058, Turkey <https://orcid.org/0000-0001-9854-0037>

<sup>5</sup> Marine Sciences and Technology Faculty, İskenderun Technical University, İskenderun, 31200, Turkey <https://orcid.org/0000-0001-9584-0261>

\*Corresponding author: [fikret.ondes@ikc.edu.tr](mailto:fikret.ondes@ikc.edu.tr)

Received date: 02.05.2018

Accepted date: 19.06.2018

#### How to cite this paper:

Öndes F., Ünal V., Özbilgin Y., Deval C. & Turan, C. (2018). By-catch and monetary loss of pufferfish in Turkey, the Eastern Mediterranean. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 361-372. DOI: 10.12714/egejfas.2018.35.4.01

**Abstract:** Non-native pufferfish have been a part of the Mediterranean marine ecosystem since the 1930s. However, there is a lack of knowledge regarding the by-catch of these species. This study aimed to compare the by-catch of pufferfish species between different types of fishing gear and to determine the monetary losses due to pufferfish on the Aegean (west) and Mediterranean (south) coasts of Turkey. A total of 467 commercial and recreational fishers (n= 244 and n=223 respectively), based in the 7 coastal cities were interviewed in the period of June - December 2017. A semi-structured questionnaire provided detailed information on by-catch amount of pufferfish in fishing gears, and economic loss caused by pufferfish. The most commonly caught pufferfish species was *Lagocephalus sceleratus*. The by-catch amount of pufferfish is higher on the Mediterranean coast in comparison with the Aegean coast. The highest pufferfish by-catch was recorded in purse seines and trawls on the south coasts, but in set nets on the west coasts. When seasonal changes were considered, the highest by-catch was occurred in the summer months for both commercial and recreational fisheries. Regarding the damages caused by pufferfish species in the small-scale fisheries, 92% and 90% of fishers, who fished on the south coasts, claimed that pufferfish species damage their fishing gears and fish entangled to these fishing gears, respectively. In conclusion, pufferfish species (e.g. *L. sceleratus*) are part of the ecosystem with their unknown quantified impacts. In fact, such information is required for fisheries management to mitigate the impacts of these species. The present study contributes to filling the gaps in this area.

**Keywords:** Pufferfish, *Lagocephalus sceleratus*, by-catch, local ecological knowledge, monetary loss, Mediterranean Sea

**Öz:** Yerli olmayan balon balıkları 1930’lu yıllardan beri Akdeniz ekosisteminin bir parçası olmasına rağmen bu türlerin hedef dışı avı konusu ile ilgili bilgi eksikliği söz konusudur. Bu çalışma, Türkiye’nin Ege ve Akdeniz kıyılarında balon balıklarının farklı av araçlarındaki hedef dışı avını kıyaslamayı ve balon balıklarından kaynaklanan parasal zararları tespit etmeyi amaçlamıştır. Çalışma kapsamında, Haziran-Aralık 2017 periyodunda 7 kıyı ilinde, toplam 467 ticari ve amatör balıkçı (n= 244 ve n= 223 sırasıyla) ile görüşülmüştür. Yarı yapılandırılmış anket, balon balıklarının av araçlarındaki hedef dışı av miktarı ve balıkçılıkta sebep oldukları parasal zararlar hakkında detaylı bilgi sağlamıştır. Av araçlarında yakalanan en yaygın balon balığı türü *Lagocephalus sceleratus* olarak tespit edilmiştir. Akdeniz kıyısındaki hedef dışı av miktarı Ege kıyısına nazaran daha yüksek bulunmuştur. En yüksek hedef dışı av miktarı, güney kıyılarında gırgır ve trollerden kaydedilirken, batı kıyılarında uzatma ağlarında tespit edilmiştir. Mevsimsel değişimler dikkate alındığında, hem ticari hem de amatör balıkçılıkta en yüksek hedef dışı av yaz aylarında gözlemlenmiştir. Güney kıyılarında avlanan küçük ölçekli balıkçıların % 92’si balon balıklarının av araçlarında hasara sebep olduğunu belirtmiş ve ayrıca balıkçıların %90’ı, bu türlerin yakaladıkları hedef ava da zarar verdiklerini rapor etmişlerdir. Sonuç olarak, balon balığı türleri (örn. *L. sceleratus*), bilinmeyen etkileri ile ekosistemin bir parçasıdır. Bu türlerin etkilerini azaltmak için balıkçılık yönetiminde bazı bilgilere ihtiyaç duyulmaktadır. Mevcut çalışma, bu alandaki boşlukları doldurmaya katkı koymaktadır.

**Anahtar kelimeler:** Balon balıkları, *Lagocephalus sceleratus*, hedef dışı av, lokal ekolojik bilgi, parasal zarar, Akdeniz



## INTRODUCTION

Since the opening of the Suez Canal in 1869, the ecosystem of Mediterranean Sea has been exposed to non-indigenous species (NIS) which are called "Lessepsian" and the rates of immigrations of fish species have increased over several decades (Por, 1964; Kalogirou, 2013). Lessepsian species exhibit both ecological and socio-economic impacts (Kosker et al., 2016). More specifically, some species cause problems for both commercial and recreational fishers; damage through to fishing gears and the target catch (Katikou et al., 2009; Nader et al., 2012; Ünal et al., 2015). Moreover, these species reduce the local stocks of commercial species through the predation (Kalogirou, 2013). Some Lessepsians, such as pufferfish are also dangerous for human and animal consumption (Chamandi et al., 2009; Beköz et al., 2013).

Tetrodontidae family members are commonly known as pufferfish, balloon fish, toad fish or globe fish

and the aforementioned family includes 190 species worldwide (Hastings et al., 2014). To date, although Bilecenoğlu et al. (2014) reported a total of 7 pufferfish species in Turkish waters, according to Turan et al. (2017) 8 pufferfish species have been recorded. This difference is related to the identification of *L. spadiceus* and *L. guentheri*. Vella et al. (2017) suggested that *L. spadiceus* and *L. guentheri* may be the same species and more research needed for the correct taxonomic identification. Table 1 shows the list of pufferfish species have been recorded in Turkish waters, along with details of initial confirmed record data and location where available. The pufferfish, *Lagocephalus sceleratus* was first recorded in Turkish waters in February 2003 in Gökova Bay (Akyol et al., 2005) and was listed within the 100 Invasive Alien Species (IAS) in the Mediterranean Sea because of the presence of tetrodotoxin, a source of food poisoning (Streftaris and Zenetos, 2006; Kalogirou, 2013).

**Table 1.** Pufferfish species that were first reported in Turkish waters

Species name	Initial Record		
	Year	Location	References
✓ <i>Lagocephalus guentheri</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	1949	İskenderun	Kosswig, 1950
✓ <i>Lagocephalus lagocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	NA	NA	Aksiray, 1987
✓ <i>Lagocephalus suezensis</i> (Clark and Gohar, 1953)	1998	Mersin	Avşar and Çiçek, 1999
✓ <i>Sphoeroides pachygaster</i> (Müller and Troschel, 1848)	1999	Saros	Eryılmaz et al., 2003
✓ <i>Torquigener flavimaculosus</i> (Hardy and Randall, 1983)	2002	Fethiye	Bilecenoğlu, 2005
✓ <i>Lagocephalus sceleratus</i> (Gmelin, 1789)	2003	Gökova	Akyol et al., 2005
✓ <i>Tylerius spinosissimus</i> (Regan, 1908)	2010	İskenderun	Turan and Yağlıoğlu, 2011

By-catch can be defined as the incidental capture of non-target individuals in fishing gear and it consists of under sized individuals of the target species and all size classes of non-target species that have no commercial value (Kelleher, 2005; Soykan et al., 2008; Kaiser et al., 2011; Öndes et al., 2017a). By-catch can decrease the overall catch of target species and cause damage to fishing gear and the target catch (Kalogirou, 2013; Briceno et al., 2015). Little is documented about the by-catch of Lessepsian species, such as pufferfish (Yemişken et al., 2014; Çiçek and Avşar, 2015; Bilecenoğlu, 2016). The importance of monitoring by-catch species has increased based on the implementation of the Common Fishery Policy (CFP) of the European Commission (EP, 2015). To date, assessment of by-catch has been based on several data sources; fishery dependent data (FDD) (government statistics and logbooks etc.), fishery independent data (FID) (observer data), local ecological knowledge (LEK) and traditional ecological knowledge (TEK).

The LEK is a useful data source to understand the

population ecology of species and to estimate the impact of human activities on ecosystems (Posey and Balick, 2006; Macdonald et al., 2014). In addition the catch characteristics of fish and invertebrates, by-catch issues are evaluated based on the LEK (Leite and Gasalla, 2013; Dawe and Schneider, 2014; Öndes et al., 2017a, b). The aforementioned data source has some advantages in comparison with the FID and FDD. For instance, fishery independent surveys are expensive sampling methods, while LEK is an inexpensive data source and it provides reliable data for the large localities via short terms surveys. It should be noted that LEK is also an important source of information on the distribution and abundance of Lessepsian species overtime (Azzurro et al., 2011; Deidun et al., 2015). Additionally, the data related to the economic losses to fisheries as a result of Lessepsian species is generally estimated using the questionnaire studies (Ünal et al., 2015; Ünal and Göncüoğlu-Bodur, 2017).

Previous studies on pufferfish in Turkish waters were related to the original confirmed records,

distribution (Akyol and Ünal, 2017), toxicity (Acar et al., 2017) reproductive biology (Aydın, 2011; Çek-Yalınz et al., 2017) and feeding ecology (Aydın, 2011; Irmak, 2012). However, the economic impacts of pufferfish on the fisheries have been little studied to date (Ünal et al., 2015; Ünal and Göncüoğlu-Bodur, 2017). There has been no comprehensive study on by-catch issues of this group in Turkey. Consequently, the first objective of the present study was to compare the estimated by-catch amounts of pufferfish in different fishing gears. We also aimed to evaluate ecological knowledge on body size, seasonal and spatial by-catch estimations of pufferfish species as the second objective of the study. The last but not the least objective was to see the trend of the monetary losses caused by pufferfish for fishers compare to the previous values in the same area.

### MATERIALS AND METHODS

A total of 244 commercial and 223 recreational fishers, in the seven coastal cities along the Aegean and Mediterranean coastlines of Turkey (Figure 1), were interviewed in the period of June to December 2017.

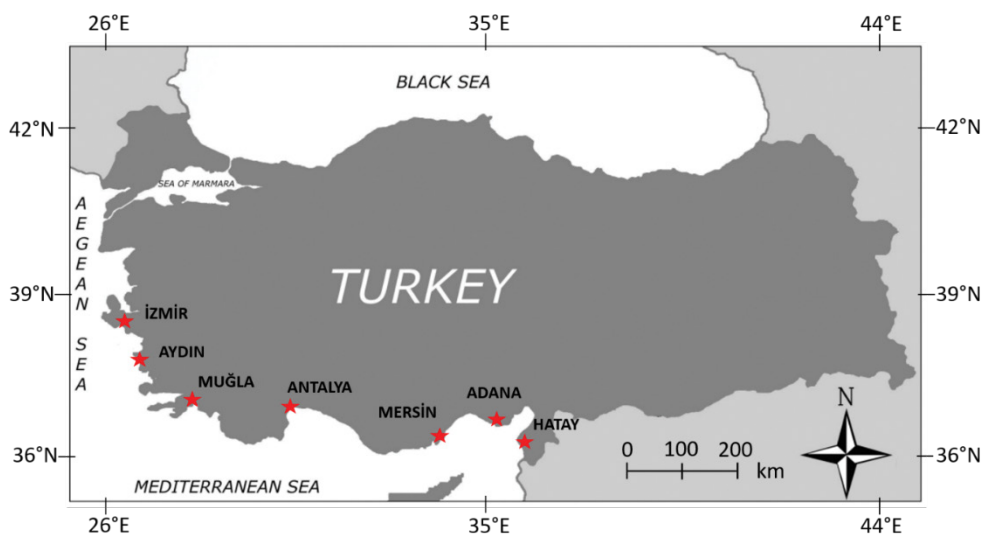
We had the interviews with the recreational anglers and commercial fishers included longliners, set netters, purse seiners and trawlers. Small scale fisheries were generally performed in shallow waters with boats smaller than 12 m in length with the main target species generally are the sparids, red mullets and octopus, which are also diets of pufferfish (Irmak, 2012; Kalogirou, 2013). Large scale fisheries included purse seiners and trawlers that generally target sardine and anchovy or shrimps and red mullets respectively.

A semi-structured questionnaire provided information on the bio-ecological characteristics,

by-catch amounts and socio-economic impacts of pufferfish species in recreational, small scale and large-scale fisheries in different locations. The survey was conducted in four parts.

The first part gathered the data related to the general characteristics of fishing (the annual days at sea, number of hooks for each operation of longlines, used daily net length for set nets, the averaged operation time for trawls and purse seines).

The second part was related to the local ecological knowledge. In this part, we asked questions to fishers for the identification of pufferfish species (questionnaires included the photos of pufferfish species which distributed Turkish waters and aforementioned photos were shown to fishers for identification). It was aimed to assess information on the comparison of fishing gears (fishing rod, set net, longline, purse seine, and trawl) in terms of estimated by-catch amounts of pufferfish species. In order to understand estimated by-catch amounts in different fishing gears, we asked this question; how many pufferfish did you catch in 2016? Moreover, the seasonal and spatial trends on pufferfish by-catch amounts were investigated. In order to understand the seasonal differences related to pufferfish by-catch, we asked followed question to small scale fishers (longliners and set netter) and recreational fishers, who fish all months during the year, which season have you encountered with the highest pufferfish by-catch? Regarding the spatial differences in the pufferfish by-catch, we compared two sub-area (Mediterranean Sea (south coast) including Hatay, Adana, Mersin and Antalya, and Aegean Sea (west coast) including İzmir, Aydın and Muğla. Other questions were aimed to assess information on;



**Figure 1.** Map of the sampling areas (İzmir, Aydın, Muğla, Antalya, Mersin, Adana, and Hatay)

- a) the mean body length ( $\pm$  SD) of caught pufferfish in different fishing gears,  
 b) their habitats in terms of depth and substrates.

Third part of the questionnaire dealt with the awareness of the fishers regarding the poisonous status of pufferfish. We aimed to understand whether fishers consume them or not. Other question was aimed to understand what fishers do in case of the caught of pufferfish.

The last part of the survey was evaluating the economic loss related to damaging fishing gears and target catch were estimated based on respondents' declarations to the relevant questions. Similarly, spatial differences related to the economic loss were investigated. It was also aimed to understand whether fishers fish the pufferfish as a target species in the future. We asked the following questions; Can you catch pufferfish, if you would have been paid 5 TL (1TL = 3.3€ in 2016) for each pufferfish specimen? If yes, how many individual can you fish a year? In addition, to estimate the total mean value of the damage related to pufferfish in Turkey, the small scale fishers' numbers of sampling areas (Figure 1) were obtained from TUIK data (TUIK, 2018).

In this study a total of 5 pufferfish species were reported by fishers. For all statistical analyses, graphs and tables, we combined all species because some fishers had a difficulty to identify species. However, it is noted here that 66% of the pufferfish mentioned by fishers (both commercial and recreational) is *L. sceleratus*.

Statistical analyses were performed with the SPSS software (Version 20). The data were tested for normality and homogeneity of variance using a Kolmogorov-Smirnov test and Levene's test, respectively. Dependent on the results of aforementioned tests, parametric or non-parametric tests were performed subsequently. To compare the pufferfish by-catch in different types of fishing gear, Kruskal Wallis test was performed. Similarly, Kruskal Wallis test was performed to understand whether the mean body size was different dependent on fishing gear types (1-fishing rod, 2- set net and onglime, 3- trawl and

purse seine). Mann-Whitney U-test was used to compare spatial patterns in pufferfish by-catch between south and west coasts.

## RESULTS

The mean number of hooks used per day on longlines was calculated as  $725 \pm 400$  and the mean net length per each operation of set nets was  $2,893 \pm 1,661$  m. The mean daily operation time per trawl and purse seine was estimated as  $15 \pm 2$  and  $13 \pm 3$  hrs respectively. 93% of the commercial fishers interviewed spent 100 to 300 working days at sea a year and the mean value of annual working day was calculated as  $161 \pm 57$ . Estimated annual days at sea of interviewed recreational fishers varied between 5 and 300 days, with 32% fishing for 100 to 300 days a year and the mean was  $80 \pm 69$  days a year.

Respondents identified a total of 5 pufferfish species. These species were *Lagocephalus sceleratus*, *Lagocephalus suezensis*, *Lagocephalus guentheri*, *Sphoeroides pachygaster* and *Torquigener flavimaculosus*. Just 2 pufferfish species were identified on the west coast; *L. sceleratus* and *L. guentheri*. However, all 5 were reported from the south coast. Interviews suggested that the most commonly caught pufferfish species was *L. sceleratus* on both west coast (98%) and south coast (46%).

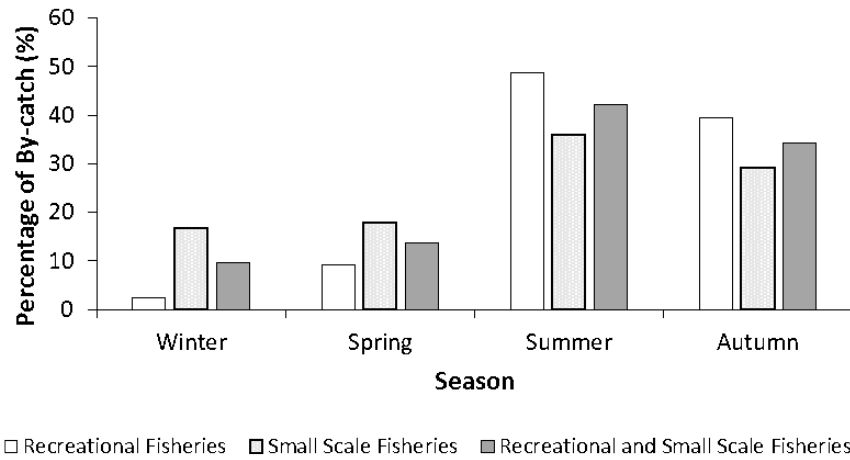
There was no statistically significant difference in the estimated by-catch amounts (year 2016) between types of fishing gears ( $P = 0.165$ , Chi-square = 6.49,  $df = 4$ ). The highest pufferfish by-catch was recorded in purse seines and trawls around the south coasts (Table 2). However, there are significant differences in Mediterranean (south) and Aegean (west) coasts in all different fishing gears within the commercial fisheries (Table 2). Similarly, there was a significant spatial difference in by-catch amounts of recreational fisheries between coasts (Table 2). For both commercial and recreational fisheries, the estimated pufferfish by-catch was higher on the south coast than the west coast. When seasonal differences in the by-catch were considered, both recreational and small scale commercial fishers indicated that the highest pufferfish by-catch occurred in summer (Figure 2).

**Table 2.** Mean catch amount (boat/year)  $\pm$  SD (all species; *Lagocephalus sceleratus*, *Lagocephalus suezensis*, *Lagocephalus guentheri*, *Sphoeroides pachygaster* and *Torquigener flavimaculosus*) in different fishing gears

Fishing Gear	Sample Size (n)		Mean Catch Amount (boat/year)		Mann Whitney U-test	
	West C. (n)	South C. (n)	South C.	West C.	U Value	P
Purse seine	10	11	$946 \pm 1128$	$6 \pm 5$	66.000	<0.001
Trawl	36	25	$619 \pm 1356$	$4 \pm 5$	32.000	<0.001
Set net	34	47	$360 \pm 462$	$30 \pm 111$	86.500	<0.001
Longline	28	45	$276 \pm 261$	$4 \pm 9$	11.500	<0.001
Fishing rod	138	85	$252 \pm 518$	$3 \pm 7$	484.000	<0.001

\*Purse seine, trawl, set net, and longline are the commercial fishing gears, whilst fishing rod represents the recreational fisheries in this study. South coast includes the cities of Antalya, Mersin, Adana and Hatay while west coast includes the cities of İzmir, Aydın, and Muğla.

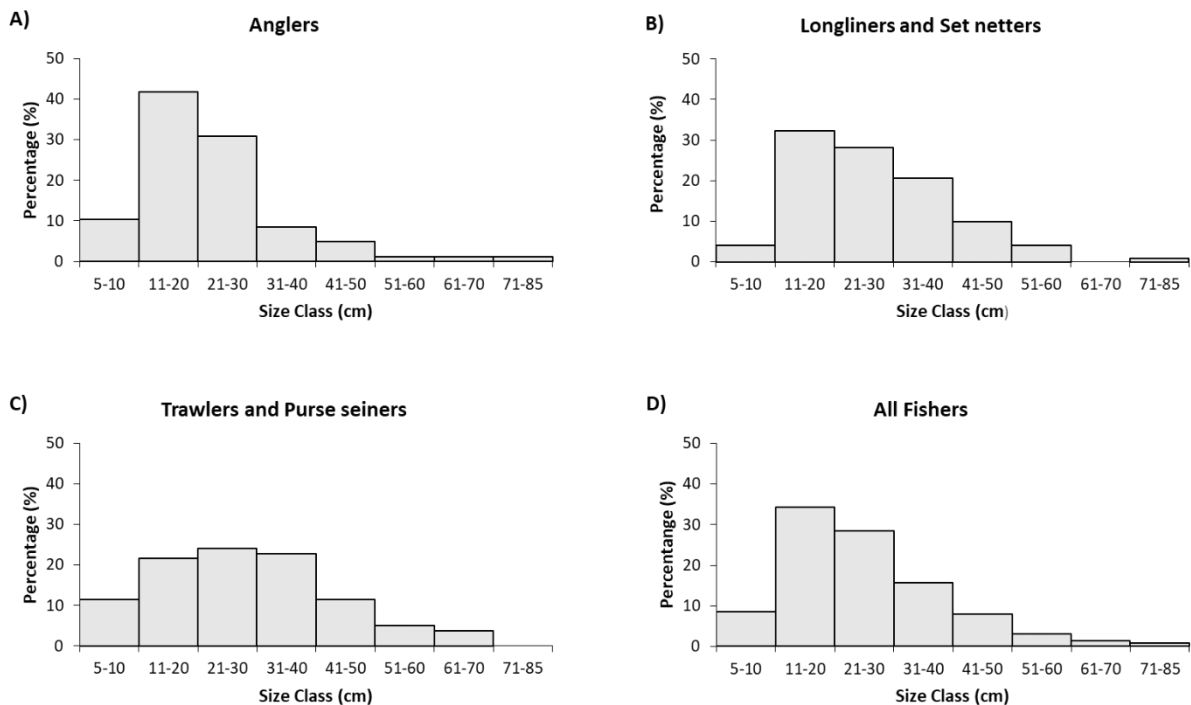




**Figure 2.** The highest pufferfish by-catch in different seasons for recreational and commercial fisheries

Reported pufferfish body size in by-catch varied between 5 to 85 cm and the common size class was determined as 11-20 cm. The mean body length of pufferfish was calculated as  $26 \pm 13$  cm based on the fishers' declaration. The results show that anglers,

longliners and set netters caught smaller pufferfish in comparison with trawlers and purse seiners (Figure 3). There was a statistically significant difference in body size of pufferfish caught in different fishing gears ( $P < 0.001$ , Chi-square = 21.76, df = 2).



**Figure 3.** Percentage (%) of body size estimations of pufferfish species caught by A) anglers, B) longliners and set netters, C) trawlers and purse seiners, D) all fishers

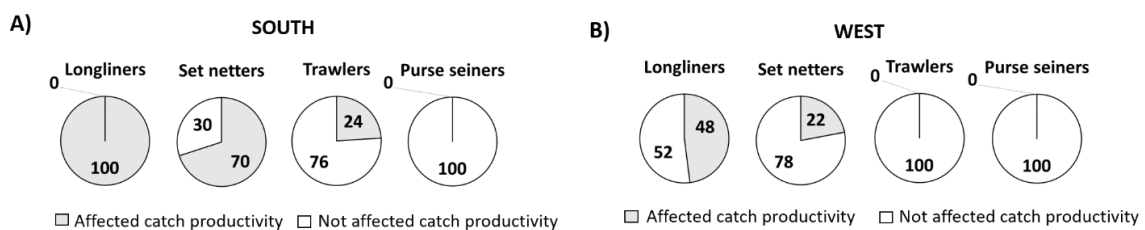
Pufferfish species were reported from depths of 2m to 115m. Fishers reported that pufferfish species inhabit various habitats including sand, mud, rock, mixed stone, gravel and seagrass meadows. However, they were not able to identify the most preferred habitat of pufferfish.

On the south coast, 57 % of commercial fishers declared that pufferfish were very negatively affecting their fishing activity, whereas on the west coast only 9 %

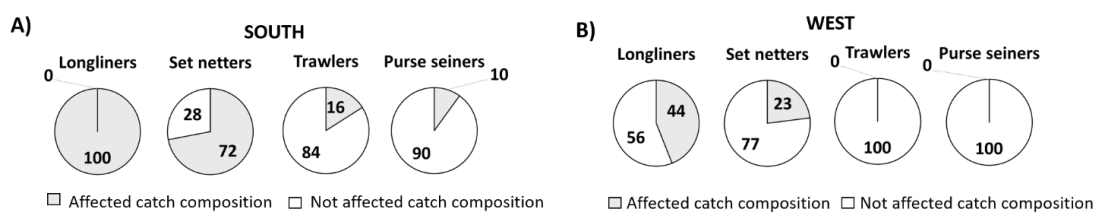
of commercial fishers were very negatively influenced. In particular, longliners and set netters were the most impacted fishers by pufferfish (Table 3). Additionally, all longliners and 70% of set netters on the south coast stated that pufferfish in their fishing gears impacted the catch productivity, whilst 48% of longliners and 22% of set netters on the west coast declared that their catch productivity was impacted by pufferfish (Figure 4a, 4b). Similar ratios related to the catch composition were found in south and west coasts (Figure 5a, 5b).

**Table 3.** Fishers' declaration on pufferfish impacts

Area	Fishers	Sample Size (n)	Very Negative (%)	Negative (%)	Not (%)	Positive (%)	Very Positive (%)
South Coast	Recreational Fishers (Anglers)	136	65	21	14	0	0
	Longliners	31	97	3	0	0	0
	Set netters	36	75	19	6	0	0
	Trawlers	35	17	34	49	0	0
	Purse seiners	10	10	0	90	0	0
	All commercial fishers	112	57	18	25	0	0
West Coast	Recreational Fishers (Anglers)	85	13	39	48	0	0
	Longliners	30	13	23	63	0	0
	Set netters	37	11	16	73	0	0
	Trawlers	21	0	0	100	0	0
	Purse seiners	11	0	0	100	0	0
	All commercial fishers	100	9	13	72	0	0



**Figure 4.** Affected and unaffected catch productivity (%) for different fishers: A) South Coast, B) West Coast



**Figure 5.** Affected and unaffected catch composition (%) for different fishers: A) South Coast, B) West Coast

On the south coast, 94% and 90% of small scale commercial fishers (longliners and set netters) claimed that pufferfish species damage their fishing gears and fish entangled to these fishing gears, respectively. On the other hand, on the west coast, 30% and 26% of commercial fishers claimed that pufferfish species damage their fishing gears and fish entangled to these fishing gears, respectively. For the small scale fisheries, the average loss originated by pufferfish in 2016 for

longliners was 2,929.00 TL/vessel (approx. 888 Euro) and for set netters was 3,352.90 TL/vessel (approx. 1,016 Euro). The average loss originated by pufferfish in 2016 in both set net and longline (alternately) was 3,070.60 TL/vessel (approx. 931 Euro). Estimates provided in this study were 113% and 20% higher than the reported losses in 2011-2012 and 2013-2014 respectively (Table 4).

**Table 4.** Annual monetary loss (TL) in fishing gear

Gear Type	Annual monetary loss (TL)		
	Mean $\pm$ SD		
	Ünal et al, 2015 2011-2012 Value	Ünal and Göncüoğlu- Bodur, 2017 2013-2014 Value	Present Study 2016 Value
Longline	942,4 $\pm$ 1,007.7	2,336.1 $\pm$ 2,087.9	2,929.4 $\pm$ 2,026.0
Set net	1,346.9 $\pm$ 1,415.0	2,820.6 $\pm$ 3,393.4	3,352.9 $\pm$ 4,311.8
Longline and set net (alternately)	1,440.6 $\pm$ 900,7	2,559.6 $\pm$ 2,781	3,070.6 $\pm$ 2,949.4

Table 5 shows the annual monetary loss related to the damaged target fish. The small scale fishers interviewed of 59% reported that monetary losses due to pufferfish by-catch and the study area includes 7 cities and 5,373 fishing boats which include set nets

and longlines. It was estimated that a total of 3,170 fishers in the sampling areas might have monetary loss. Thus, the total mean value of the damage related to pufferfish was calculated at 14,825,225 TL ( $\approx$ 4,507,644 EUR) per year.

**Table 5.** Annual monetary loss (TL) in damaged target catch

Gear Type	Annual monetary loss (TL)		
	Mean $\pm$ SD		
	Ünal et al, 2015 2011-2012 Value	Ünal and Göncüoğlu- Bodur, 2017 2013-2014 Value	Present Study 2016 Value
Longline	NA	NA	2,460.0 $\pm$ 1,742.3
Set net	NA	NA	3,410.0 $\pm$ 4,431.1
Longline and set net (alternately)	NA	NA	2,776.7 $\pm$ 2,907.5

76% of the small scale fishers who fish on the south coast and 22% of the small scale fishers fish on the west coast indicated that they would be able to catch pufferfish if 5 TL was paid for each pufferfish specimen. These fishers predicted that if such an application started, they would be able to catch between 300 and 3,000 pufferfish/year.

When pufferfish toxicity awareness was considered commercial fishers had more information than the recreational fishers. According to the survey's results, 10% of recreational fishers and 7% of commercial fishers did not know that pufferfish are poisonous and are dangerous for human health. 14% of recreational

fishers and 21% of commercial fishers declared that they had consumed pufferfish at least one time. Only one commercial fisher stated that he had been poisoned as a result of pufferfish consumption.

In the case of pufferfish by-catch, 31% of commercial fishers returned pufferfish to the sea alive, whereas 67% of fishers killed them first and then returned them to the sea. Regarding the recreational fishery, 14% of fishers returned pufferfish to the sea alive, whereas 79% of fishers killed and returned them to the sea. Moreover, 3 fishers stated that they consumed them, whilst 8 fishers gave pufferfish to other people.

## DISCUSSION

In the present study 2 pufferfish species (*L. sceleratus*, *L. guentheri*) were reported by fishers on the Aegean (west) coast, whilst 5 species were found on the Mediterranean (south) coast. Similarly, Irmak (2012) reported that the abundance of *L. sceleratus*, *L. guentheri* and *L. suezensis* decreased from south to north along the Turkish Coasts of Mediterranean Sea and Aegean Sea. Irmak (2012) also noticed that *T. flavimaculosus* and *T. spinosissimus* were rarely reported in the Mediterranean Sea. This may be related to the temperature tolerance of pufferfish, which generally distribute warm waters (Irmak, 2012). The mean annual water temperature of the Mediterranean Sea is warmer than the Aegean Sea (TUIK, 2013). In the current study the most commonly reported pufferfish species was *Lagocephalus sceleratus* in all fishing gears. Coro et al. (2018) evaluated the geographical distribution of *L. scelaratus* in the Mediterranean Basin and reported that the highest abundance of *L. scelaratus* was found in the Eastern Mediterranean. It was estimated that *L. scelaratus* currently represents 4% of the weight of the total artisanal catches (Nader et al., 2012; Coro et al., 2018). On the other hand, in Cyprus, as of 2012, the contribution of this species increased to about 50 % of total catches by weight (Ulman et al., 2015).

Little is known regarding the by-catch amounts of pufferfish. Previous studies have estimated the catch per unit effort (CPUE) of *L. sceleratus* in trawl hauls from Mediterranean coasts (Gücü, 2012; Başusta et al., 2013; Yemişken et al., 2014; Bilecenoğlu, 2016; Özbek et al., 2017), the Aegean coasts (Bilecenoğlu, 2016). The present study indicates that the pufferfish by-catch was highest in purse seine on the south coast, with the highest by-catch on the west coast reported in the set net. Interestingly, Ünal et al. (2015) reported that fishers believe the most suitable fishing gear to extirpate pufferfish is purse seine. By-catch amounts of pufferfish significantly different between fishing areas. For small scale, industrial and recreational fisheries the higher by-catch amounts were recorded on the south coast than the west coast. This is related to abundance of pufferfish in these two different regions. Coro et al. (2018) compared the geographical areas in the Mediterranean basin in terms of the geographical reachability for *L. sceleratus*. According to Coro et al. (2018), the geographical reachability distribution predicts medium-to-high probability of occurrence (0.4–0.6) in the Aegean Sea, whilst it predicts the highest probability (> 0.8) on the South coast of Turkey.

Moreover, the present study demonstrates the highest by-catch occurred in recreational and small scale fisheries (longlines and set nets) in summer months. This may be related to the metabolism of pufferfish, which are less active and exhibit limited

feeding activity when water temperatures decrease (Kalogirou, 2013).

The present study highlights that LEK is a valuable resource from which to estimate size distribution. The mean length of pufferfish was  $26 \pm 13$  cm in the present study. From calliper measurements, Aydın (2011) determined the mean length as  $27.3 \pm 12.02$  cm for males and  $28.8 \pm 13.35$  cm for females of *L. sceleratus* collected around the Antalya Bay. Trawlers and purse seiners in the present study caught larger fish in comparison with the small scale and recreational fishers. The latter two groups generally fish in shallow waters, while purse seiners and trawlers fish in deeper areas. Hence, the body size distribution of pufferfish may be influenced by depth. Alternatively, older individuals may notice passive fishing gears and actively avoid them, whereas they may not escape from mobile fishing gears such as purse seine and trawls.

Previous reports suggest that *L. sceleratus* is commonly found in shallow and intermediate waters (0 to 50 m). They live in various habitats including sandy, rocky substrates and seagrass meadows (Rousou et al., 2014). Özbek et al. (2017) performed trawl operations at six depth levels (25, 50, 75, 100, 150, 200 m) around the Antalya Bay, and reported the highest abundance of *L. sceleratus* at 25m, with non-reported at 200m. From LEK it is suggested that pufferfish inhabit numerous substrates including sand, mud, rock, mixed stone, gravel and seagrass meadows and they were present at the depths between 2m to 115m.

The present study suggests that commercial fishers of the south coasts of Turkey are more affected in comparison to the fishers of the west coasts. In particular, set netters and longliners have economical loss due to both damaged fishing gears and smashed target catch due to pufferfish. Our study emphasizes that the estimated total annual monetary loss has increased markedly compare to Ünal et al. (2015) and reached almost the same value estimated for 2013–2014 by Ünal and Göncüoğlu-Bodur (2017). For the small scale fisheries, our study estimates the average loss originated by pufferfish in 2016 in longline was 2,929.0 TL/vessel (approx. 888 Euro) and in set net was 3,352.9 TL/vessel (approx. 1,016 Euro). However, results signified these species have not economically influenced the small scale fishery around the western coasts yet.

The pufferfish species are carnivorous and generally feed on crustaceans (shrimp, crab), mollusc (squids, octopus) and fish (Rousou et al., 2014). Pufferfish should also be considered a problem due to their damage to target species of the commercial fisheries. Our results show that for the small scale fisheries, the average loss originating from pufferfish to the target

specimens on longlines was 2,460.0 TL/vessel (approx. 746 Euro) in 2016 and on set net was 3,410.0TL/vessel (approx. 1,033 Euro).

Many fishers declared that the populations of pufferfish and other Lessepsians in the Mediterranean Sea have increased markedly for last several years (Tuset et al., 2012; Mavruk et al., 2017). This might be related to decreases in the stocks of native species (particularly predators), because many native species are influenced by overfishing and illegal fisheries (Irmak and Engin, 2015; Engin et al., 2016). When native species are overexploited, invasive species may fill their vacant niche. Pufferfish exhibit fast growth, early reproduction, and high adaptability. There is no fishing pressure, and an absence of natural predators or competitors (Michailidis, 2010; Özbek et al., 2017). Consequently, pufferfish populations are increasing in the Eastern Mediterranean.

These species are consumed by humans in some countries such as Japan (Cohen et al., 2009). However, *L. sceleratus* from the wild (marine capture) is not permitted for human consumption even in Japan (Arakawa et al., 2010; Nader et al., 2012). Therefore, in Japan, *L. sceleratus* is produced by aquaculture sector (Venmathi Maran et al., 2011). The present study suggests that 76% of small scale fishers from the Mediterranean region and 22% of small scale fishers from the Aegean region would target fish pufferfish, if the government regulations allowed it and there was a market value. This may be an effective method to overcome the pufferfish problem in Turkish small scale fishery. The landing statistics of *L. sceleratus* was only available from Cyprus in the Mediterranean Sea where the average annual landing of this species was reported as 31.5 tonnes for the period of 2010-2013 (Özbek et al., 2017).

Consumption of these species can result in human fatalities (Beköz et al., 2013), and this study highlights that Turkish fishers do not have enough information about the poisonous status of pufferfish. The consumption rate is higher in commercial fishers than

recreational fishers. Some fishers also give pufferfish to others for consumption. Fisheries legislation should contain more information about these poisonous species and their impacts on human health. Workshops for fishers may be beneficial.

## CONCLUSION

The Common Fishery Policy (CFP) of the European Commission aims to increase the data collection of discard, by-catch and target catch (Öndes et al., 2017a), which is important for ecosystem based fisheries management. However, neither commercial nor the recreational fishers record target catch or by-catch data properly in Turkey. The present study contributes some way to filling the gap in knowledge of the by-catch of pufferfish by providing novel findings related to seasonal by-catch estimations in the small scale and recreational fishery. Another notable contribution of the study is to emphasize the increasing monetary loss caused by pufferfish by years. The annual monetary loss estimated in this study is about 4,507,644 Euro for 2016. This is higher than the losses reported for 2011-2012 (Ünal et al., 2015). The dramatic increase in monetary losses caused by pufferfish should influence future policy decisions.

In conclusion, considering the overall findings of the present study, it is suggested that fisheries management authorities initiate a detailed data collection system for not only target species but also by-catch species particularly those that create considerable socio-economic problems for fishers, marine ecosystem and public health. The magnitude of the problem must be quantified before practical management measures can be formulated and instigated mitigate the economic impacts or solve the problem.

## ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank all of the commercial and recreational fishers who participated in the questionnaire survey. We are very grateful to Dr. Laura Bush (United Kingdom) and Mrs. Karolina Krzesniak (Izmir Katip Çelebi University) for the language editing.

*Engineering Sciences*, 2, 41-47. DOI: [10.28978/nesciences.369534](https://doi.org/10.28978/nesciences.369534)

## REFERENCES

- Acar, C., Ishizaki, S. & Nagashima, Y. (2017). Toxicity of the lessepsian pufferfish *Lagocephalus sceleratus* from eastern Mediterranean coast of Turkey and species identification by rapid PCR amplification. *European Food Research Technology*, 243, 49-57. DOI: [10.1007/s00217-016-2721-1](https://doi.org/10.1007/s00217-016-2721-1)
- Akyol, O., Ünal V., Ceyhan T. & Bilecenoğlu, M. (2005). First Record of the Silverside Blaasop, *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789), in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 66, 1183-1186. DOI: [10.1111/j.0022-1112.2005.00667.x](https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00667.x)
- Akyol, O. & Ünal, V. (2017). Long journey of *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) throughout the Mediterranean Sea. *Natural and*
- Aksaray, F. (1987). Turkish Marine Fish Species and Their Identification Keys (2<sup>nd</sup> edition). Publication of University of İstanbul, Turkey, 811 pp. (*In Turkish*).
- Arakawa, O., Hwang, D.-F., Taniyama, S., & Takatani, T. (2010). Toxins of pufferfish that cause human intoxications. *Coastal Environmental and Ecosystem Issues of the East China Sea*, 227-244.
- Avşar, D. & Cicek, E. (1999). A New Species Record For The Central And Eastern Mediterranean; *Sphaeroides cutaneus* (Günther, 1870) (Pisces: Tetraodontidae). *Oebalia*, 25, 17-21.
- Aydın, M. (2011). Growth, reproduction and diet of Pufferfish (*Lagocephalus sceleratus*, Gmelin, 1789) from Turkey's



- Mediterranean sea coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11, 569-576. DOI: [10.4194/trjfas.2011.0318](https://doi.org/10.4194/trjfas.2011.0318)
- Azzurro, E., Moschella, P. & Maynou, F. (2011). Tracking signals of change in Mediterranean fish diversity based on local ecological knowledge. *PLoS ONE*, 6:e24885. DOI: [10.1371/journal.pone.0024885](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024885)
- Başusta, A., Başusta, N. & Özer, E.I. (2013). Length-weight relationship of two puffer fishes, *Lagocephalus sceleratus* and *Lagocephalus spadiceus*, from Iskenderun Bay, northeastern Mediterranean, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, 45(4), 1047-1051.
- Beköz, A.B., Beköz, S., Yılmaz, E., Tüzün, S. & Beköz, Ü. (2013). Consequences of the increasing prevalence of the poisonous *Lagocephalus sceleratus* in southern Turkey. *Emergency Medicine Journal*, emermed-2011. DOI: [10.1136/emered-2011-200407](https://doi.org/10.1136/emered-2011-200407)
- Bilecenoğlu, M. (2005). Observation on the burrowing behaviour of the Dwarf Blaasop, *Torquigener flavimaculosus* (Osteichthyes: Tetraodontidae) along the coast of Fethiye, Turkey. *Zoology in the Middle East*, 35, 29-34. DOI: [10.1080/09397140.2005.10638100](https://doi.org/10.1080/09397140.2005.10638100)
- Bilecenoğlu, M., Kaya, M., Cihangir, B. & Çiçek, E. (2014). An updated checklist of the marine fishes of Turkey. *Turk. J. Zool.*, 38, 901-929. DOI: [10.3906/zoo-1405-60](https://doi.org/10.3906/zoo-1405-60)
- Bilecenoğlu, M. (2016). Demersal Lessepsian fish assemblage structure in the northern Levant and Aegean Seas. *Journal of Black Sea and Mediterranean Environment*, 22(1), 46-59.
- Briceño, F., Linnane, A.J., Gardner, G., Quiroz, J.C. & Pecl, G.T. (2015). Predation risk within fishing gear and its implications for Australian southern rock lobster fisheries. *PLoS ONE*, 10(10):e0139816. DOI:[10.1371/journal.pone.0139816](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139816)
- Chamandi, S.C., Kallab, K., Mattar, H. & Nader, E. (2009). Human Poisoning after Ingestion of Puffer Fish Caught from Mediterranean Sea. Case Report - USEK Medical School - Lebanon.
- Cohen, N.J., Deeds J.R., Wong, E.S., Hanner, R.H., Yancy, H.F., White, K.D., Thompson, T.M., Wahl, M., Pham, T.D., Guichard, F.M., Huh, I., Austin, C., Dizikes, G. & Gerber, S.I. (2009). Public health response to puffer fish (Tetrodotoxin) poisoning from mislabeled product. *Journal of Food Protection*. 72(4), 810-817. DOI: [10.4315/0362-028X-72.4.810](https://doi.org/10.4315/0362-028X-72.4.810)
- Coro, G., Vilas, L.G., Magliozzi, C., Ellenbroek, A., Scarponi, P. & Pagano, P. (2018). Forecasting the ongoing invasion of *Lagocephalus sceleratus* in the Mediterranean Sea. *Ecological Modelling*, 371, 37-49. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2018.01.007](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.01.007)
- Çek-Yalınz, Ş., Turan, F. & Doğdu, A.S. (2017). Maturation and Gonad Development of Yellowspotted Puffer *Torquigener flavimaculosus* (Osteichthyes: Tetraodontidae) from Iskenderun Bay, Northeastern Mediterranean. *Natural and Engineering Sciences*, 2, 1-11. DOI: [10.28978/nesciences.368991](https://doi.org/10.28978/nesciences.368991)
- Çiçek, E. & Avsar, D. (2015). Lessepsian fishes at the bottom trawl fishery in the Babadillimani bight, northeastern Mediterranean coast of Turkey. 67(4), 43-50.
- Dawe, J. & Schneider, D. (2014). Consilient knowledge in fisheries: a case study of three species of wolffish (Anarhichadidae) listed under the Canadian Species at Risk Act. *Ecology and Society*, 19(3), 26. DOI: [10.5751/ES-06674-190326](https://doi.org/10.5751/ES-06674-190326)
- Deidun, A., Fenech-Farrugia, A., Castriota, L., Falautano, M., Azzurro, E. & Andaloro, F. (2015). First record of the silver-cheeked toadfish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) from Malta. *BiolInvasions Records*, 4(2), 139-142. DOI: [10.3391/bir.2015.4.2.11](https://doi.org/10.3391/bir.2015.4.2.11)
- Engin, S., Irmak, E. & Seyhan, D. (2016). New record of the thermophilic *Cephalopholis taeniops* (Osteichthyes: Serranidae) in the Aegean Sea. *Zoology in the Middle East*, 62(2), 184-186. DOI: [10.1080/09397140.2016.1173908](https://doi.org/10.1080/09397140.2016.1173908)
- EP. (2015) The landing obligation and its implications on the control of fisheries. *European Parliament Report*, 122 pp.
- Eryılmaz, L., Özulu, M. & Meriç, N. (2003). The Smooth Pufferfish, *Sphoeroides pachygaster* (Müller & Troschel, 1848) (Teleostei: Tetraodontidae), new to the Northern Aegean Sea. *Zoology in the Middle East*, 28, 125-126. DOI: [10.1080/09397140.2003.10637962](https://doi.org/10.1080/09397140.2003.10637962)
- Gücü, A.C. (2012). Impact of depth and season on the demersal trawl discard. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(4), 817-830. DOI: [10.4194/1303-2712-v12\\_4\\_10](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_4_10).
- Hastings, P, Walker, H.J. & Galland, G. (2014). Fishes: a guide to their diversity. *University of California Press, Oakland*, 311 pp.
- Irmak, E. (2012). Türkiye kıyılarındaki Lessepsiyen balon balıklarının dağılımı ve beslenme özellikleri. [Lessepsian pufferfishes on the Turkish coasts and their feeding properties.] *PhD Thesis. Çanakkale Onsekiz Mart University*. [In Turkish.]
- Irmak, E. & Engin, S. (2015). A newly established population of the Indian Ocean Twospot Cardinalfish, *Cheilodipterus novemstriatus* (Rüppell, 1838), in the Northern Levantine Sea (Osteichthyes: Apogonidae). *Zoology in the Middle East*, 61(2), 186-188. DOI: [10.1080/09397140.2015.1035009](https://doi.org/10.1080/09397140.2015.1035009)
- Kalogirou, S. (2013). Ecological characteristics of the invasive pufferfish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) in Rhodes, Eastern Mediterranean Sea. A case study. *Mediterranean Marine Science*, 14, 251-260. DOI: [10.12681/mms.364](https://doi.org/10.12681/mms.364)
- Kaiser, M.J., Attrill, M.J., Jennings, S., Thomas, D.N., Barnes, D.K.A., Brierley, A.S., Hiddink, J.G., Kaartokallio, H., Polunin, N.V.C. & Raffaelli, D.G. (2011). *Marine Ecology: Processes, Systems, and Impacts, second edition*. Oxford University Press, Oxford.
- Katikou, P., Georgantelis, D., Sinouris, N., Ptesi, A. & Fotaras, T. (2009). First Report on Toxicity Assessment of the Lessepsian Migrant Puffer Fish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) From European Waters (Aegean Sea, Greece). *Toxicol*, 54, 50-55. DOI: [10.1016/j.toxicol.2009.03.012](https://doi.org/10.1016/j.toxicol.2009.03.012)
- Kelleher, K. (2005). Discards in the world's marine fisheries: an update. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) *Fisheries Technical Paper*, no. 470. Rome: FAO.
- Kosker, A. R., Özogul, F., Durmus, M., Ucar, Y., Ayas, D., Regenstein, J.M. &

- Özogul, Y. (2016). Tetrodotoxin levels in pufferfish (*Lagocephalus sceleratus*) caught in the Northeastern Mediterranean Sea. *Food Chemistry*, 210, 332-337. DOI: [10.1016/j.foodchem.2016.04.122](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.04.122)
- Kosswig, C. (1950). Erythraische Fische im Mittelmeer und an der Grenze der Ägais. Pp. 203–212. In: Von Jordans A., Peus F. (eds.) *Syllegomena Biologica*. Festschrift zum 80. Geburtstage von Herrn Pastor Dr. Med. H.C. Otto Kleinschmidt, Lutherstadt Wittenberg am 13. Dezember 1950. Geest und Portig K.-G./A. Ziemschen Verlag, Leipzig und Wittenberg, Germany.
- Leite, M.C. & Gasalla, M.A. (2013). A method for assessing fishers' ecological knowledge as a practical tool for ecosystem-based fisheries management: seeking consensus in south-eastern Brazil. *Fisheries Research*, 145, 43–53. DOI: [10.1016/j.fishres.2013.02.013](https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.02.013)
- Macdonald, P., Angus, C.H., Cleasby, I.R., Marshall, C.T. (2014). Fishers' knowledge as an indicator of spatial and temporal trends in abundance of commercial fish species: megrim (*Lepidorhombus whiffiagonis*) in the northern North Sea. *Marine Policy*, 45, 228-239. DOI: [10.1016/j.marpol.2013.11.001](https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.11.001)
- Mavruk, S., Bengil, F., Yeldan, H., Manasirli, M. & Avsar, D. (2017). The trend of lessepsian fish populations with an emphasis on temperature variations in Iskenderun Bay, the Northeastern Mediterranean Fisheries *Oceanography*, 1-13. DOI: [10.1111/fog.12215](https://doi.org/10.1111/fog.12215)
- Michailidis, N. (2010). Study on the lessepsian migrant *Lagocephalus sceleratus* in Cyprus. In: EastMed, Report of the Sub-Regional Technical meeting on the Lessepsian migration and its impact on Eastern Mediterranean fishery (pp.74-87). Scientific and Institutional Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Eastern Mediterranean, GCP/INT/041/EC – GRE – ITA/TD-04, Athens, 138 pp.
- Nader, M., Indray, S. & Boustany, L. (2012). The pufferfish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) in the Eastern Mediterranean. FAO–EastMed Project, Athens, Greece. GCP/INT/041/EC–GRE–ITA/TD-10.
- Öndes, F., Kaiser, M.J. & Murray, L.G. (2017a). Fish and invertebrate by-catch in the crab pot fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 1-13. DOI: [10.1017/S0025315417001643](https://doi.org/10.1017/S0025315417001643)
- Öndes, F., Emerson, J., Kaiser, M.J., Murray, L.G. & Kennington, K. (2017b). The catch characteristics and population structure of the brown crab (*Cancer pagurus*) in the Isle of Man. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 1-15. DOI: [10.1017/S002531541700184](https://doi.org/10.1017/S002531541700184).
- Özbek, Ö.E., Çardak, M. & Kebapçioğlu, T. (2017). Spatio-temporal patterns of abundance, biomass and length of the silver-cheeked toadfish *Lagocephalus sceleratus* in the Gulf of Antalya, Turkey (Eastern Mediterranean Sea). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17, 725-733.
- Por, F.D. (1964). A study of the Levantine and Pontic Harpacticoida (Crustacea, Copepoda). *Zoologische Verhandlungen, Leiden*, 64, 1-128.
- Posey, D. & Balick, M. (2006). Human impacts on Amazonia: the role of traditional ecological knowledge in conservation and development. New York: Columbia University Press. DOI:[10.7312/pose10588](https://doi.org/10.7312/pose10588)
- Rousou, M., Ganias, K., Kletou, D., Loucaides, A. & Tsinganis, M. (2014). Maturity of the pufferfish *Lagocephalus sceleratus* in the southeastern Mediterranean Sea. *Sexuality and early development in aquatic organisms*, 1, 35–44.
- Soykan, C.U., Moore, J.E., Zydalis, R., Crowder, L.B., Safina, C. & Lewison R.L. (2008). Why study by-catch? An introduction to the theme section on fisheries bycatch. *Endangered Species Research*, 5, 91–102. DOI:[10.3354/esr00175](https://doi.org/10.3354/esr00175)
- Streftaris, N. & Zenetos, A. (2006). Alien marine species in the Mediterranean - the 100 'worst invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7(1), 87-118. DOI:[10.12681/mms.180](https://doi.org/10.12681/mms.180)
- TUIK, 2013. Türkiye İstatistik Kurumu. Türkiye İstatistik Yıllığı (2013). Erişim: 04.03.2018.
- TUIK, 2018. Türkiye İstatistik Kurumu. <biruni.tuik.gov.tr/medas/> Erişim: 22.03.2018.
- Turan, C. & Yaglioglu, D. (2011). First record of the Spiny blaasop *Tylerius spinosissimus* (Regan, 1908) (Tetraodontidae) from the Turkish coasts. *Mediterranean Marine Science*, 12(1), 247-252. DOI: [10.12681/mms.63](https://doi.org/10.12681/mms.63)
- Turan, C., Gürlek, M., Ergüden, D., Uyan A., Karan, S. & Doğdu, S.A. (2017). Assessing DNA Barcodes for Identification of Pufferfish Species (Tetraodontidae) in Turkish Marine Waters. *Natural and Engineering Sciences*, 2(3), 55 - 66. DOI: [10.28978/nesciences.369538](https://doi.org/10.28978/nesciences.369538)
- Tuset, V.M., Azzurro, E. & Lombarte, A. (2012). Identification of Lessepsian fish species using the sagittal otolith. *Scientia Marina* 76(2), 289–299, DOI: [10.3989/scimar.03420.18E](https://doi.org/10.3989/scimar.03420.18E)
- Ulman, A., Çiçek, B.A., Salihoğlu, I., Petrou, A., Patsalidou, M., Pauly, D. & Zeller, D. (2015). Unifying the catch data of a divided island: Cyprus's marine fisheries catches, 1950–2010. *Environment Development and Sustainability*, 17, 801–821. DOI: [10.1007/s10668-014-9576-z](https://doi.org/10.1007/s10668-014-9576-z)
- Ünal, V., Göncüoğlu, H., Durgun, D., Tosunoğlu, Z., Deval, C. & Turan, C. (2015). Silver-Cheeked Toadfish, *Lagocephalus sceleratus* (Actinopterygii: Tetraodontiformes: Tetraodontidae), Causes A Substantial Economic Losses In The Turkish Mediterranean Coast: A Call For Decision Makers. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45(3), 231–237. DOI: [10.3750/AIP2015.45.3.02](https://doi.org/10.3750/AIP2015.45.3.02)
- Ünal, V. & Göncüoğlu-Bodur, H. (2017). The socio-economic impacts of the silver-cheeked toadfish on small-scale fishers: A comparative study from the Turkish coast. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34, 119-127. DOI: [10.12714/egejfas.2017.34.2.01](https://doi.org/10.12714/egejfas.2017.34.2.01)
- Vella, A., Vella, N., Karakulak, F.S. & Oray, I. (2017). DNA Barcoding of Tetraodontidae Species from the Mediterranean Sea: Filling Knowledge Gaps for Improved Taxonomic Accuracy. *Genetics of Aquatic Organisms*, 1, 61-69. DOI: [10.4194/2459-1831-v1\\_2\\_05](https://doi.org/10.4194/2459-1831-v1_2_05)

Venmathi Maran, B.A., Ohtsuka, S., Takami, I., Okabe, S. & Boxshall, G.A. (2011). Recent advances in the biology of the parasitic copepod *Pseudocaligus fugu* (Siphonostomatoida, Caligidae), host specific to pufferfish of the genus *Takifugu* (Actinopterygii, Tetraodontidae) In: Asakura A, et al., editors. *Crustaceana Monographs* 15: new frontiers in crustacean biology. Leiden: Brill;

pp. 31–45. DOI: [10.1163/ej.9789004174252.i-354.30](https://doi.org/10.1163/ej.9789004174252.i-354.30)

Yemişken, E., Dalyan, C. & Eryılmaz, L. (2014). Catch and discardfish species of trawl fisheries in the Iskenderun Bay (Northeastern Mediterranean) with emphasis on lessepsian and chondrichthyan species. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 380-389.

ARAŞTIRMA MAKALESİ

RESEARCH ARTICLE

## Kırmızı yanaklı su kaplumbağalarında (*Trachemys scripta elegans*) *Salmonella* spp. varlığı ve antibakteriyel duyarlılıkları

### Occurrence and antibacterial susceptibility of *Salmonella* spp. on red-eared slider turtles (*Trachemys scripta elegans*)

Selmin Özer<sup>1\*</sup> • Merve Konucu<sup>2</sup> • Hülya Altuntaş<sup>3</sup> • Revasiye Güleşen<sup>4</sup> • Belkıs Levent<sup>5</sup> • Mahmut Ülger<sup>6</sup>

<sup>1</sup> Mersin Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Yetiştiricilik Bölümü, Yenişehir Kampüsü, 33169 Mersin, Türkiye <https://orcid.org/0000-0001-6283-5976>

<sup>2</sup> Mersin Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Yetiştiricilik Bölümü, Yenişehir Kampüsü, 33169 Mersin, Türkiye <https://orcid.org/0000-0003-2493-1523>

<sup>3</sup> Mersin Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Yetiştiricilik Bölümü, Yenişehir Kampüsü, 33169 Mersin, Türkiye <https://orcid.org/0000-0001-8686-7980>

<sup>4</sup> Türkiye Halk Sağlığı Kurumu, Ulusal Viroloji Referans Laboratuvarı, 06100 Sıhhiye, Ankara, Türkiye <https://orcid.org/0000-0002-3975-3646>

<sup>5</sup> Türkiye Halk Sağlığı Kurumu, Ulusal Enterik Patojenler Referans Laboratuvarı, 06100 Sıhhiye, Ankara, Türkiye <https://orcid.org/0000-0002-2866-0823>

<sup>6</sup> Mersin Üniversitesi, Eczacılık Fakültesi, Farmasötik Mikrobiyoloji Anabilim Dalı, Yenişehir Kampüsü, 33169 Mersin, Türkiye <https://orcid.org/0000-0001-6649-4195>

\*Corresponding author: [selmin.oezer@gmail.com](mailto:selmin.oezer@gmail.com)

Received date: 06.04.2018

Accepted date: 11.07.2018

#### How to cite this paper:

Özer, S., Konucu M., Altuntaş, H., Güleşen, R., Levent, B. & Ülger, M. (2018). Occurrence and antibacterial susceptibility of *Salmonella* spp. on red-eared slider turtles (*Trachemys scripta elegans*). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 373-380. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.02

**Öz:** Son yıllarda kırmızı yanaklı su kaplumbağaları (*Trachemys scripta elegans*, Wied-Neuwied, 1839) ülkemizde evcil hayvan olarak ilgi görmektedir. Sürüngeç hayvanların normal bağırsak mikrobiyotasında *Salmonella* türlerini barındırdıkları ise bilinen bir durumdur. Ülkemizde evcil hayvan olarak satışı yapılan kırmızı yanaklı su kaplumbağaları ile ilgili yapılmış herhangi bir mikrobiyolojik araştırmaya rastlanamamıştır. Bu çalışmada, evcil hayvan işletmelerinde satışı sunulan kırmızı yanaklı su kaplumbağalarında, insanlar için patojen olan *Salmonella* spp. varlığı ve antibakteriyel ilaç duyarlılıkları araştırılmıştır.

Araştırma kapsamında, Mersin'de 10 ayrı işletmeden 10'ar adet kaplumbağanın kloaka sürüntü örneği ve kaplumbağaların içinde barındığı sudan 50 mL alınarak toplam 110 adet çalışılmıştır. *Salmonella* izolasyonu ve identifikasyonu klasik teknikler, API20E ticari sistemi, aglutinasyon yöntemine dayalı serolojik testler ve arbitraril primed polimeraz zincir reaksiyonu (AP-PZR) uygulanarak gerçekleştirilmiştir. İzolatların antibakteriyel duyarlılık testi Kirby-Bauer disk difüzyon yöntemi ile yapılmıştır.

Araştırma neticesinde beş adet *Salmonella* spp. izole edilmiş, izolatlar 100 adet kırmızı yanaklı kaplumbağa kloaka sürüntü örneğinin dördünde (% 4) ve 10 adet su örneğinin birinde (% 10) saptanmıştır. İzolatların tümünün *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar pomona [28; y; 1,7 (z60)] ve AP-PZR sonuçlarına göre de izolatların aynı genotipik yapıya sahip oldukları belirlenmiştir.

Antibakteriyel ilaç duyarlılık test sonuçlarına göre izolatların tamamının ampisilin, enrofloksasin, gentamisin, neomisin, siprofloksasin, streptomisin, tetrasiklin ve sülfametoksazol-trimetoprim duyarlı; doksisilin'e orta derecede duyarlı; amoksisilin, eritromisin, klindamisin, linkomisin, novobiosin, penisilin ve vankomisin'e dirençli oldukları anlaşılmıştır.

Yapılmış olan literatür taramalarına göre *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar pomona ülkemizde ilk defa saptanmıştır. Sonuç olarak, Mersin'de satışı yapılan kırmızı yanaklı su kaplumbağalarında ve paludaryum suyu örneğinde *Salmonella* spp. saptanmış olup, özellikle çocuk, hamile, yaşlı ve bağışıklık sistemi yetersizliği olan bireylerin bu hayvanlarla ve suyla temaslarında hijyen kurallarına uymaları; insan sağlığının korunması amacıyla pet hayvanlardan kaynaklanabilecek bulaş tehlikesinin daha ayrıntılı araştırılarak, gerekli tedbirlerin alınması önem arz etmektedir.

**Anahtar kelimeler:** Kırmızı yanaklı su kaplumbağası (*Trachemys scripta elegans*), *Salmonella* spp., AP-PZR, antibakteriyel ilaç duyarlılığı

**Abstract:** In recent years, red-eared slider turtles (*Trachemys scripta elegans*, Wied-Neuwied, 1839) are popular among domestic pet animals, in Turkey. It is well known that intestinal microbiota of reptiles embody the types of human pathogenic *Salmonella*. In our country, there is no research about this issue. In this study the presence of *Salmonella* on red-eared slider turtles sold in pet shops in Mersin was determined. Also antibacterial susceptibilities of the isolates have been detected.

For this purpose, a total of 100 cloacal swab samples of 100 turtles and 10 water samples, provided from ten pet shops, were studied. Isolation and identification of *Salmonella* have been carried out by conventional techniques, API20E trade system, agglutination tests for serological diagnosis, and arbitrarily primed PCR (AP-PCR). Antibacterial susceptibility test was performed by Kirby-Bauer disk diffusion method.

As a result of this study, five *Salmonella* spp. have been isolated, four (4 %) from turtles, and one (10 %) from water. All the strains have been identified as *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar pomona [28; y; 1.7 (z60)]. According to the results of AP-PCR the genotypic structure of the isolates were identical.

The antibacterial susceptibility results of the five isolates were also identical. All isolates were sensitive to ampicillin, enrofloxacin, gentamicin, neomycin, ciprofloxacin, streptomycin, tetracycline, and sulfamethoxazole-trimethoprim; moderately sensitive to doxycycline; and resistant to amoxicillin, erythromycin, clindamycin, lincomycin, novobiocin, penicillin, and vancomycin.

To best of our knowledge, this is the first detection of *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar Pomona in our country. Findings of this study indicates that hygiene precautions are necessary in contact with red eared water turtles and their paludarium water. Further investigations are necessary for protection of human health from the risk of microbiological contaminations by pet animals.

**Keywords:** Red eared slider turtle (*Trachemys scripta elegans*), *Salmonella* spp., AP-PCR, antibacterial susceptibility

## GİRİŞ

Anavatanı Amerika ve Meksika olan kırmızı yanaklı su kaplumbağalarının (*Trachemys scripta elegans*, Wied-Neuwied, 1839) evcil hayvan olarak ilgi görmeye başlaması yarım asrı geçmiştir. Ülkemizde daha çok "Singapur kaplumbağası" ya da "süs kaplumbağası" olarak bilinen ve özellikle çocukların büyük ilgi gösterdiği bu sevimli "kapluşlar" insan sağlığını tehdit edebilen bazı bakterileri bünyelerinde taşıyabilmektedirler. Bu bakterilerden biri olan *Salmonella* spp. kırmızı yanaklı su kaplumbağaları ve diğer sürüngen hayvanların normal bağırsak mikrobiyotası içinde yer almaktadır. *Salmonella*'lar insanlarda bakteri ile temastan 6-72 saat sonra ishal, karın ağrısı, mide bulantısı, kusma, ateş, kas ağrısı ve halsizlik belirtileri ile seyredabilen ve 4-7 günde kendiliğinden iyileşebilen basit gıda zehirlenmelerinden menenjit, miyokardit, sepsis ve ölüme kadar varan ciddi sistemik enfeksiyonlara yol açabilmektedir (CDC, 2018; WHO, 2018).

İnsanlarda salmonelloz olgularında küçük kaplumbağaların etkisi pet hayvanı olarak popularitesinin artmasıyla birlikte 1960'lı yıllarda başlamıştır. Kaplumbağa kaynaklı salmonelloz insidansının özellikle 10 yaş altı çocuklarda çok ciddi boyutlara ulaşması (% 14) nedeniyle, 1975 yılında Amerikan Gıda ve İlaç Dairesi (FDA) tarafından 10,2 cm'den küçük kırmızı yanaklı su kaplumbağalarının ülke içindeki satışı ve her türlü ticari faaliyeti yasaklanmış, ancak ihracatına engel konulmamıştır (CFSPH, 2013). Dünya Sağlık Örgütü (WHO) Amerika'da yetiştirilen bu kaplumbağaların küçük boyda ihraç edilmelerinin diğer ülkelerdeki insanlar, özellikle de çocuklar için bir sağlık riski teşkil ettiğini bildirmiştir (CDC, 2018). Evcil hayvan olarak sürüngenlere olan ilginin tüm dünyada artması nedeniyle de sürüngen kaynaklı salmonelloz tehlikesi halen devam etmektedir (CFSPH, 2013). Nitekim, Hollanda'da 1988'de % 0,3 olan sürüngen kaynaklı salmonelloz olgularının 2013'te % 9,3'e yükseldiği ortaya konulmuştur (Mughini-Gras vd., 2016). Kırmızı yanaklı kaplumbağalarda *Salmonella* varlığı (Shane vd., 1990; CDC, 1995, 2003, 2005, 2008, 2018; Woodward vd., 1997; Gaertner vd., 2008; Hidalgo-Vila vd., 2008; Sánchez-Jiménez vd., 2011; Gong vd., 2014; Bošnjak vd., 2016; Clara vd., 2016; Zhang vd., 2016) ve insanlarda kaplumbağa kaynaklı salmonelloz olguları (Tauxe vd., 1985; CDC, 1995, 2003, 2005, 2008, 2018; Bertrand vd., 2008; Kuroki vd., 2015; Mughini-Gras vd., 2016) tüm dünyada bildirilmiştir. Ülkemizde kaplumbağalarda *Salmonella* varlığı sadece doğadan yakalanan tatlı su kaplumbağalarında bildirilmiş (Anğ vd., 1973; Özcan vd., 2006; Özcan ve Sarıyüpoğlu, 2009), evcil hayvan niteliğindeki kırmızı yanaklı su kaplumbağaları ile ilgili herhangi bir yayına rastlanmamıştır. Bu araştırmanın amacı, *Salmonella* spp. varlığı ve izolatların antibakteriyel dirençlilik durumunun saptanarak evcil ve süs hayvanları satış işletmelerinde sahiplenilmeyi bekleyen kırmızı yanaklı su kaplumbağalarının insan

sağlığı açısından tehdit unsuru olup olmadıklarının belirlenmesidir.

## MATERYAL VE METOT

### Kırmızı yanaklı su kaplumbağası ve su örnekleri

Örnek temini Mersin'in değişik semtlerinde bulunan evcil ve süs hayvanları satış işletmelerinin onundan gerçekleştirilmiştir. Her işletmede onar adet kırmızı yanaklı su kaplumbağasının kloakasından sürüntü örnekleri ve kaplumbağaların içinde barındığı sudan 50 mL alınarak toplam 110 adet örnek çalışılmıştır. Sürüntü örnekleri hijyen kurallarına uygun olarak işletme içinde alınmış, sürüntüler ön-zenginleştirme besiyerine konularak laboratuvara getirilmiştir (Nowakiewicz, 2012). Su örnekleri 50 mL'lik steril enjektörle alınmış, soğuk zincire uyularak laboratuvara getirilmiştir. Su örnekleri 3000 rpm'de 10 dakika santrifüjlenerek süpernatant atılmış, pelet ön-zenginleştirme amacıyla kullanılmıştır (Hahn et al., 2007).

### *Salmonella* izolasyonu ve identifikasyonu

*Salmonella* izolasyonu ve identifikasyonu Uluslararası Hayvan Hastalıkları Örgütü OIE (2016)'nin önerdiği metotlar esas alınarak yapılmıştır. Kaplumbağa sürüntü örnekleri ve su örnekleri tamponlanmış peptonlu su (TPS) (pepton 10 g, sodyum klorür 5 g, disodyum fosfat 9 g, potasyum fosfat 1,5 g) içinde 37°C'de 24 saat ön-zenginleştirmeye tabi tutulmuştur. Ön-zenginleştirme örneklerinden 1 mL alınarak Rappoport-Vassiliadis Broth (RVB)'a inoküle edilmiştir. İnkübasyon 41,5°C'de 24 saat gerçekleştirilmiştir. RVB'tan 2-3 öze alınarak MacConkey (MCA) ve Ksiloz lizin dekstrozu (XLD) Agar'a (Merck) ekim yapılmış, 37°C'de 24 saat inkübe edilmiştir. XLD Agar'da pembe-kırmızı ve/veya ortası siyah, MCA'da ise renksiz koloniler seçilerek subkültürleri yapılmıştır (OIE, 2016).

Klasik yöntemle bakteri tanımlanması Gram boyama, katalaz, oksidaz, hareket muayenesi, oksidasyon/fermentasyon, indol, voges-proskauer, metil red, eskülin hidrolizi, glukoz ve laktoz fermentasyonu, gaz varlığı, hidrojen sülfür oluşumu, lizin dekarboksilaz varlığı ve Simmon's sitrat özelliklerine göre yapılmıştır. Klasik yöntemlerle ve polivalan *Salmonella* O antiserumu ile *Salmonella* spp. olarak belirlenen izolatlarla API20E ticari kiti (BioMerieux, Fransa) ile tanımlama testleri yapılmıştır. Test kiti sonuçları 37°C'de 24 saatlik inkübasyondan sonra değerlendirilmiştir.

### Konvansiyonel Serotiplendirme

Serotiplendirme Türkiye Halk Sağlığı Kurumu Ulusal Enterik Patojenler Referans Laboratuvarında Kauffmann-White şemasına göre yapılmıştır. Biyokimyasal olarak *Salmonella* ile uyumlu bulunan suşlar polivalan ve monovalan *Salmonella* O ve H antiserumları kullanılarak (Statens Serum Institut antiserumları, Danimarka) lam aglütinasyonu ile serotiplendirilmiştir (Popoff, 2001).



**Salmonella izolatlarının genotipik yakınlığı**

Arbitrary primer polimeraz zincir reaksiyonu (AP-PZR) Mersin Üniversitesi Tıp Fakültesi Tıbbi Mikrobiyoloji Anabilim Dalı laboratuvarında yürütülmüştür. Bu teknik, epidemiyolojik olarak birbirine yakın izolatların genetik yakınlığının ortaya konulmasında etkili olması nedeniyle tercih edilmiştir (Durmaz ve Ayan, 2001).

**Bakteriyel DNA ekstraksiyonu**

Sajduda et al. (2004)'in tanımlamış olduğu hızlı DNA ekstraksiyon metodu modifiye edilerek uygulanmıştır. MCA üzerinde üretilen *Salmonella* kolonilerinden bir öze dolusu alınarak 1 mL steril distile su ile süspanse edilmiştir. 80°C'de 20 dakika ısı uygulamasıyla parçalama işleminden sonra 12000 g devirde 5 dakika santrifüj uygulanarak süpernatant atılmıştır. Pelet 200 µL kloroform ve 200 µL steril su ile karıştırılarak 12000 g'de 10 dakika santrifüjlenmiş, süpernatant amplifikasyonda template olarak kullanılmıştır.

**AP-PZR amplifikasyonu**

Amplifikasyon amacıyla universal primer M13 (5-GAGGGTGGCGGTTCT-3) kullanılmıştır (Durmaz ve Ayan, 2001). İki µL DNA solüsyonu 50 µL ayıraç [75 mM Tris-HCl (pH 8.8), 0.2 mM dNTPs (DNTP-100; Sigma), 1.5 mM MgCl<sub>2</sub> (A3513; Promega), 0.5 IM of universal primer M13, and 1 U Taq polymerase (D1806; Sigma)] içinde amplifiye edilmiştir. Amplifikasyon işlemi termal döngü cihazında (Eppendorf Mastercycler, Hamburg, Germany) iki devir 94°C'de 5 dakika, 40°C'de ve 72°C'de 5 dakika ile başlatılarak, 40 devir 94°C'de 60 saniye, 40°C'de 60 saniye ve en nihayetinde 72°C'de 60 saniye yürütülmüştür. PZR ürünü % 1,8 agaroz jel elektroforez ve etidium bromit boyama sonrası görüntülenerek DNA bantları benzerlik yönünden incelenmiştir.

**Antibakteriyel duyarlılık testi**

*Salmonella* spp. izolatlarının antibakteriyel duyarlılık testleri Kirby-Bauer disk difüzyon yöntemine göre yapılmıştır (CLSI, 2012). Bu amaçla amoksisilin (AMX, 10 µg), ampisilin (AM, 10 µg), klindamisin (CC, 2 µg), ofloksasin (OFX, 30 µg), oksitetrasiklin (T, 30 µg) (Becton Dickinson, BD), enrofloksasin (ENO, 5 µg), eritromisin (E, 15 µg), gentamisin (GM, 10 µg), neomisin (N, 30 µg), novobiosin (NB, 30 µg), penisilin (P, 10 µg), siprofloksasin (CIP, 5 µg), streptomisin (S, 10 µg), trimetoprim-sulfametoksazol (SXT, 23,75/1,25 µg) ve doksisisiklin (D, 30 µg) (Bioanalyse) antibakteriyel ilaç diskleri kullanılmıştır. İnkübasyon 37°C'de 24-48 saat gerçekleştirilmiştir.

Referans suş olarak *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar typhimurium (ATCC 14028) ve *Escherichia coli* (ATCC 25922) kullanılmıştır.

**BULGULAR**

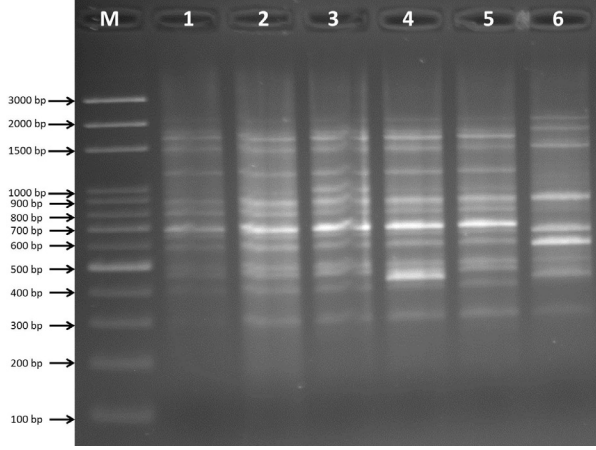
XLD ve MCA agarda üreyen 73 *Salmonella* şüpheli koloni identifikasyon testlerine tabi tutulmuştur. Klasik biyokimyasal testlerle 10 adet izolat *Salmonella* spp. şüpheli olarak değerlendirilmiştir. Bu izolatların beşi *Salmonella* H antiserum poly a-z ile pozitif sonuç vermiştir. API20E sistemi ile bu 5 izolatın tümü *Salmonella* spp. [6 7 0 4 7 5 2 5] olarak tanımlanmıştır. Serolojik kontrollerde *Salmonella* O antiserum faktör 28, *Salmonella* H antiserum faktör y, *Salmonella* H antiserum 1 kompleks ve *Salmonella* H antiserum faktör 7 pozitif bulunmuştur. İzolatların beşi de *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar Pomona [28;y;1,7(z60)] olarak tanımlanmıştır. *Salmonella pomona* izolatlarının biyokimyasal test sonuçları Tablo 1'de yer almaktadır.

**Tablo 1.** *Salmonella Pomona* izolatlarının biyokimyasal test sonuçları  
**Table 1.** Biochemical test results of *Salmonella pomona* isolates

Testler	İzolatlar					Referans Suşlar	
	II <sup>a</sup> .5 <sup>b</sup>	II.12 <sup>c</sup>	IV.10 <sup>b</sup>	IX.8 <sup>b</sup>	X.5 <sup>b</sup>	S.T. <sup>st</sup>	E.C. <sup>ec</sup>
Gram	-	-	-	-	-	-	-
Oksidaz	-	-	-	-	-	-	-
Katalaz	+	+	+	+	+	+	+
Oksidatif/Fermentatif	F	F	F	F	F	F	F
Glikoz	+	+	+	+	+	+	+
Glikoz'da gaz	+	+	-	+	+	+	+
Laktoz	-	-	-	-	-	-	+
H <sub>2</sub> S	+	+	+	+	-	+	-
Hareket	+	+	+	+	+	+	+
MR	+	+	+	+	+	+	+
VP	-	-	-	-	-	-	-
İndol	-	-	-	-	-	-	+
Eskülin	+	+	+	+	+	+	+
Simmon Citrat	+	+	+	+	+	+	-
Üreaz	-	-	-	-	-	-	-
Salmonella H antiserum poly A-Z	+	+	+	+	+	+	-

<sup>a</sup> İşletme numarası <sup>b</sup> Kırmızı yanaklı su kaplumbağası numarası <sup>c</sup> Su örneği <sup>st</sup> *Salmonella typhimurium* (ATCC 14028) <sup>ec</sup> *Escherichia coli* (ATCC 25922)

AP-PCR sonuçlarına göre izolatların aynı genotipik yapıya sahip oldukları belirlenmiştir (Şekil 1).



**Şekil 1.** *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar pomona izolatlarının AP-PZR elektroforez görüntüsü [Kolon M: 100 bp DNA moleküler ağırlık markeri (DNA MW Marker, 100 bp Ladder, K180-250UL, Amresco), Kolon 1, 2, 3, 4, 5: *S. pomona* izolatları; Kolon 6: Referans suş *S. typhimurium* (ATCC 14028)].

**Figure 1.** Electrophoresis image of AP-PCR of *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar Pomona isolates. [Column M: 100 bp of DNA molecular weight marker (DNA MW Marker, 100 bp Ladder, K180-250UL, Amresco), Column 1, 2, 3, 4, 5: *S. pomona* isolates, Column 6: Reference strain *S. typhimurium* (ATCC 14028)].

Araştırma kapsamında incelenmiş olan 100 adet kırmızı yanaklı kaplumbağanın dördünde (% 4) ve 10 adet su örneğinin birinde (% 10) *Salmonella* spp. izole edilmiştir. Sonuçlar işletme bazında değerlendirildiğinde, 10 işletmenin 4'ünde *Salmonella* spp. tespit edildiği görülmektedir.

*Salmonella pomona* izolatlarının antibakteriyel duyarlılık test sonuçlarına göre izolatların tamamının benzer sonuçlar verdiği, tümünün enrofloksasin, trimetoprim-sulfametoksazol, ampicilin, siprofloksasin, gentamisin ve neomisin'e duyarlı, streptomisin ve doksisisiklin'e orta derecede duyarlı, eritromisin, klindamisin, novobiosin ve linkomisine ise dirençli oldukları anlaşılmıştır.

#### TARTIŞMA VE SONUÇ

Kırmızı yanaklı su kaplumbağalarının anavatanı ABD olmakla birlikte dünyanın birçok ülkesine yayılmıştır (Burger, 2009). Ülkemizde de Anamur'da (Mersin) doğada yaşadıkları saptanmıştır (Çiçek ve Ayaz, 2015). Yaşamları 20-50 yıl sürebilen bu kaplumbağaların erişkin dişileri 25-30 cm, erkekleri 20-25 cm uzunluğa erişebilmektedir (Burger, 2009). Türkiye İstatistik Kurumu

dış ticaret istatistikleri veritabanına göre ülkemize 2012 yılında ABD'den 465.003 adet (3.504 kg) ve 2013'te 237.000'i ABD, 90.000'i Çin olmak üzere toplam 327.000 adet (2.116 kg) süs kurbağası ithalatı yapılmıştır (TUİK, 2018). Araştırma kapsamına alınan evcil hayvan satış işletmelerindeki süs kaplumbağalarının boyları 5-7 cm olup, FDA tarafından satışı yasak boylarda (10,2 cm'den küçük) oldukları tespit edilmiştir. Bu yasak, 10 yaş altı çocukların salmonella taşıyıcısı olabilen küçük kaplumbağaları ağızlarına götürme riski ve hijyen kurallarına uyma güçlükleri taşıdıklarından konulmuştur (CFSPH, 2013).

Sürüngenler *Salmonella* ile hasta olmazlar, ancak taşıyıcı olmaları sebebiyle bakterileri dışkılarıyla dışarı atarak suya ve temas ettikleri yüzeylere bulaştırırlar (CFSPH, 2013). 10 cm'den küçük kaplumbağalar sevimli ve zararsız göründüklerinden ve ucuz olmaları nedeniyle aileler tarafından tercih edilmektedir. Küçük çocuklar bu kaplumbağaları ellerine alıp, öpmekte, hatta ağızlarına götürebilmektedir. Hayvanlarla temas sonrası ellerin yıkanmaması, bulaşık olan kaplarının yıkanması esnasında gerekli özenin gösterilmemesi, hijyenik kurallara uyulmaması neticesinde etken insanlara ağız yoluyla bulaşmaktadır (CDC, 2018).

*Enterobacteriaceae* familyasına mensup Gram negatif bir basil olan *Salmonella*'ların 2500'den fazla serotipi bulunmaktadır (LPSN, 2017). Doğada, insan, sıcakkanlı ve soğukkanlı hayvanların bağırsaklarında bulunan *Salmonella* türleri zoonotik olup, birçok serotipi insan ve hayvanlar için patojendir. Dünyadaki dört önemli ishal yapıcı etkenden biri olarak bildirilen *Salmonella*'nın (WHO, 2018) Amerika'da 2010 yılında bir milyondan fazla hastalık olgusu ve 400'e yakın ölüm olayına yol açtığı bildirilmiştir (CFSPH, 2013). Avrupa Birliği (EU/EEU) ülkelerinde ise ECDC (2017) verilerine göre 134 ölümle sonuçlanan yıllık 100.000 civarında salmonelloz olgusu bildirilmiştir (ECDC, 2017). Etken, insanlara daha çok tavuk eti, domuz eti, yumurta, sığır eti, süt gibi hayvansal ürünlerden ve kontamine bitkisel ürünlerden bulaşmakla birlikte (OIE, 2016), salmonelloz olgularının ABD'de yaklaşık % 7'sinin (CFSPH, 2013), Hollanda'da % 2-9 (Mughini-Gras vd., 2016), İsveç'te ise % 5'e yakın bir oranda (de Jong vd. 2005) sürüngen kaynaklı olduğu bildirilmiştir. Tablo 2'de dünyanın çeşitli ülkelerinde insanlarda meydana gelmiş kaplumbağa kaynaklı salmonelloz olgularında ve Kırmızı yanaklı su kaplumbağaları ve su örneklerinde bildirilmiş olan *Salmonella* serovarları yer almaktadır. Ülkemizde ise bugüne kadar kaplumbağa kaynaklı salmonelloz bildirisine rastlanılmamıştır.

**Tablo 2.** İnsan salmonelloz olguları, Kırmızı yanaklı su kaplumbağaları ve su örneklerinde bildirilen *Salmonella* türleri  
**Table 2.** *Salmonella* species reported in human salmonellosis cases, Red-eared water turtles and water samples

No	Bakteri adı	İnsan Ülke (Kaynak)	Kurbağa Ülke (Kaynak)
1	<i>S. abony</i>	Japonya (Kuroki vd., 2015), İsveç (de Jong vd., 2005), Belçika (Meervenne vd., 2009)	Japonya (Kuroki vd., 2015) <sup>1</sup> , Belçika (Meervenne vd., 2009) <sup>1</sup>
2	<i>S. abaeetetuba</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
3	<i>S. agbeni</i>	ABD (CDC, 2018)	-
4	<i>S. anatum</i>	-	İspanya (Hidalgo-Villa vd., 2008) <sup>1</sup>
5	<i>S. arizona</i>	-	ABD (Shane vd., 1990) <sup>1</sup> , Çin (Chen vd., 2010) <sup>1</sup>
6	<i>S. bonn</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
7	<i>S. Bovismorbificans</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
8	<i>S. Braenderup</i>	Avrupa (Bertrand vd., 2008), Japonya (Kuroki vd., 2015), İsveç (de Jong vd., 2005)	-
9	<i>S. bredeney</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	İspanya (Hidalgo-Villa vd., 2008) <sup>1</sup>
10	<i>S. chester</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
11	<i>S. enteritidis</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	Kolombiya (Sánchez-Jiménez vd., 2011) <sup>1</sup>
12	<i>S. gaminara</i>	-	ABD (Gaertner vd., 2008) <sup>1</sup>
13	<i>S. hartford</i>	Japonya (Kuroki vd., 2015)	-
14	<i>S. heidelberg</i>	İsveç (de Jong vd., 2005), Japonya (Kuroki vd., 2015)	-
15	<i>S. infantis</i>	Avrupa (Bertrand vd., 2008)	ABD (CDC, 2007) <sup>1,2</sup>
16	<i>S. Itami</i>	Japonya (Kuroki vd., 2015)	-
17	<i>S. Java</i>	Japonya (Kuroki vd., 2015), İsveç (de Jong vd., 2005),	Kanada (Woodward vd., 1997) <sup>1</sup>
18	<i>S. Lichtfield</i>	İsveç (de Jong vd., 2005), Japonya (Kuroki vd., 2015),	ABD (CDC, 2007) <sup>1,2</sup>
19	<i>S. Matadi</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
20	<i>S. Mikawasima</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
21	<i>S. Montevideo</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
22	<i>S. Muenchen</i>	İsveç (de Jong vd., 2005), Japonya (Kuroki vd., 2015)	Kanada (Woodward vd., 1997) <sup>1</sup>
23	<i>S. Newport</i>	ABD (CDC, 2018), İsveç (de Jong vd., 2005)	Kanada (Woodward vd., 1997) <sup>1</sup> , ABD (Gaertner vd., 2008 <sup>1</sup> , CDC, 2018 <sup>1,2</sup> )
24	<i>S. Oranienburg</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
25	<i>S. Paratyphi B var. Java</i>	ABD (2007, 2008), Japonya (Kuroki vd., 2015)	ABD (CDC, 2008) <sup>1,2</sup>
26	<i>S. Pomona</i>	ABD (CDC, 2005, 2007, 2018), Puerto Rico (Tauxe vd., 1985), Avrupa (Bertrand vd., 2008), İsveç (de Jong vd., 2005)	ABD (CDC, 2005, 2007, 2018) <sup>1,2</sup> , Kanada (Woodward vd., 1997) <sup>1</sup> , Çin (Gong vd., 2014), İspanya (Hidalgo-Villa vd., 2008) <sup>1</sup> , Puerto Rico (Tauxe vd., 1985) <sup>1</sup> , Türkiye <sup>1,2,3</sup>
27	<i>S. Poona</i>	İsveç (de Jong vd., 2005), Japonya (Kuroki vd., 2015), ABD (CDC, 2018)	ABD (Shane vd., 1990 <sup>1</sup> , CDC, 2018 <sup>1,2</sup> ), Kanada (Woodward vd., 1997) <sup>1</sup> , Çin (Chen vd., 2010) <sup>1</sup>
28	<i>S. Potsdam</i>	-	İspanya (Hidalgo-Villa vd., 2008) <sup>1</sup>

29	<i>S. Rubislaw</i>	-	ABD (Meervenne vd., 2009) <sup>1</sup>
30	<i>S. Saintpaul</i>	İsveç (de Jong vd., 2005), Japonya (Kuroki vd., 2015)	-
31	<i>S. Sandiego</i>	ABD (CDC, 2003, 2018)	ABD (CDC, 2003 <sup>1</sup> , 2018 <sup>1,2</sup> )
32	<i>S. Schleisheim</i>	Japonya (Kuroki vd., 2015)	-
33	<i>S. Solna</i>	-	ABD (Meervenne vd., 2009) <sup>1</sup>
34	<i>S. Shubra</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	
35	<i>S. Stanley</i>	ABD (CDC, 1995), İsveç (de Jong vd., 2005)	Kanada (Woodward vd., 1997) <sup>1</sup> , ABD (CDC, 2007) <sup>1</sup>
36	<i>S. Thompson</i>	-	ABD (Gaertner vd., 2008) <sup>1</sup> , İspanya (Hidalgo-Villa vd., 2008) <sup>1</sup> , Sırbistan (Bošnjak vd., 2016) <sup>1</sup> , Çin (Zhang vd., 2016) <sup>1</sup>
37	<i>S. Typhimurium</i>	ABD (CDC, 2005, 2008, 2018)	ABD (CDC, 2005, 2018) <sup>1,2</sup> , İspanya (Hidalgo-Villa vd., 2008, Clara vd., 2016) <sup>1</sup> , Çin (Zhang vd., 2016) <sup>1</sup>
38	<i>S. umbilo</i>	-	Sırbistan (Bošnjak vd., 2016) <sup>1</sup>
39	<i>S. urbana</i>	Japonya (Kuroki vd., 2015), İsveç (de Jong vd., 2005)	-
40	<i>S. virchow</i>	İsveç (de Jong vd., 2005)	-
41	<i>S. enterica I, 28:y:1,7</i>	Avrupa (Bertrand vd., 2008)	-
42	<i>S. I 4,[5],12:i:-</i>	ABD (CDC, 2007, 2018)	ABD (CDC, 2007, 2018) <sup>1,2</sup>
43	<i>S. II 4,12,27:b: [e,n,x]</i>	-	İspanya (Hidalgo-Villa vd., 2008) <sup>1</sup>
44	<i>S. IIIb 61:i:z53</i>	ABD (CDC, 2018)	-
45	<i>S. IIIb 60:r:2 (Diarizonae)</i>	-	ABD (CDC, 2005) <sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Kaplumbağa örnekleri <sup>2</sup> Su örnekleri <sup>3</sup> Bu araştırma

İlk defa 1944 yılında Hinshaw vd. tarafından hindilerde bildirilen *Salmonella pomona* daha sonraları kaplumbağa ve diğer sürüngenlerde ve insanlarda bildirilmiştir. *S. Pomona* patojenitesi yüksek bir serotip olup,

özellikle çocuklarda salmonelloze neden olmaktadır. (Gong vd., 2014). Araştırma kapsamında kırmızı yanaklı kaplumbağa ve paludaryum suyu örneklerinde saptanmış olan *S. pomona* birçok ülkede (Puerto Rico, Fransa, bazı Avrupa ülkeleri, İsveç, ABD, Çin gibi) meydana gelen salmonelloz olgularında bildirilmiştir (Tauxe vd., 1985; Bertrand vd., 2008; CDC, 2005, 2008, 2018; de Jong vd. 2005, Gong vd., 2014).

*Trachemys scripta elegans*'larda *Salmonella Pomona* Puerto Rico'da % 89 (Tauxe vd., 1985), Çin'de % 39 (Gong vd., 2014) ve İspanya'da % 9,3 (Clara vd., 2016) oranlarında bildirilirken, bu çalışmada % 4 oranında, su örneklerinde ise % 10 oranında saptanmıştır. Oranın diğer ülkelerden daha düşük olduğu görülmektedir. Ülkemizde insan ve hayvanlarda birçok *Salmonella* serovarı bildirilmiş olmasına karşın (Anğ vd., 1993; Erdem vd., 2004; Töreci vd., 2013), *Salmonella enterica* subsp. *enterica* serovar *Pomona* ülkemiz için bir ilk bildirim niteliğindedir. Aynı etken 2012-2013 yıllarında ABD'de meydana gelen birçok kaplumbağa kaynaklı salmonellosis olgusunda da bildirildiğinden (CDC,

2018), etkenin 2012-2013 yıllarında ABD'den satın alınmış olan süs kaplumbağaları ile birlikte ülkemize ithal olduğu tahmin edilmektedir. Her ne kadar ülkemizde kaplumbağa kaynaklı salmonellosis olgusu görülmemiş olsa da, 2015 sonrası süs kaplumbağası ithalatının durdurulmuş olması (TUİK, 2018) potansiyel bir riskin önlenmesi açısından isabetli bir karar gibi görünmektedir.

Antibakteriyel duyarlılıkların *Salmonella* serotiplerine göre farklılıklar gösterebildiği dikkat çekmektedir. Bu çalışmada saptanan izolatların tümünün eritromisin, klindamisin, linkomisin, novobiosin, penisilin ve vankomisin'e dirençli, ampicilin, enrofloksasin, gentamisin, neomisin, siprofloksasin ve sulfametoksazol-trimetoprim'e duyarlı oldukları belirlenmiştir. Meervenne vd. (2009) *S. Abony*'nin tüm antibakteriyellere duyarlı, *S. solna*'nın ise ampicilin, gentamisin, streptomisin, tetrasiklin ve trimetoprim-sulfametoksazole dirençli olduğunu saptamışlardır. Chen vd. (2010) de kaplumbağalardan izole edilen *Salmonella*'larda dirençlilik oranlarını enrofloksasin,

gentamisin, trimetoprim-sulfametoksazol, ampicilin, tetrasiklin ve streptomisin sıralamasıyla % 0,5-11,5 olarak belirlemiştir. Kaplumbağalardan saptanan *S. arizonae* ve *S. pomona*'nın tüm izolatlarının eritromisin, gentamisin ve eritromisine dirençli, havuz suyu örneklerinde belirlenen izolatların (*S. arizonae*, *S. cubana* ve *S. newport*) *S. cubana*'nın oksitetrasiklin direnci hariç, tümünün eritromisine dirençli, ampicilin, gentamisin, neomisin'e duyarlı oldukları anlaşılmıştır (Shane vd., 1990).

Bu sonuçlar, salmonelloz riski açısından gıda

### KAYNAKÇA

- Anđ, Ö., Özek, Ö., Çetin, E.T. & Töreci, K. (1973). Salmonella serotypes isolated from tortoises and frogs in İstanbul. *Journal of Hygiene Cambridge*, 71, 85-88.
- Anđ, Ö., Töreci, K. & Anđ-Küçükler, M. (1993). Salmonellae and salmonellosis in Turkey. In F. Cabello, C. Hormaeche, P. Mastroeni & L. Bonina (Eds.), *Biology of Salmonella* (pp. 25-33). New York: Plenum Press. DOI: [10.1007/978-1-4615-2854-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-2854-8_4)
- Bertrand, S., Rimhanen-Finne, R., Weill, F.X., Rabsch, W., Thornton, L., Perevoscikovs, J., van Pelt, W. & Heck, M. (2008). Salmonella infection associated with reptiles: the current situation in Europe. *Eurosurveillance*, 13(4-6).
- Bošnjak, I., Zdravković, N., Čolović, S., Randelović, S., Galić, N., Radojičić, M., Šekler, M., Aleksić-Kovačević, S. & Krnjić, D. (2016). Neglected zoonosis – The Prevalence of *Salmonella* spp. in pet reptiles in Serbia. *Vojnosanitetski Pregled*, 73(10), 980-982. DOI: [10.2298/VSP160809222B](https://doi.org/10.2298/VSP160809222B)
- Burger, J. (2009). Red-eared slider turtles (*Trachemys scripta elegans*). Retrieved from [http://depts.washington.edu/oldenlab/wordpress/wp-content/uploads/2013/03/Trachemys-scripta-elegans\\_Burger.pdf](http://depts.washington.edu/oldenlab/wordpress/wp-content/uploads/2013/03/Trachemys-scripta-elegans_Burger.pdf) (12.12.2017).
- Center for Disease Control and Prevention (CDC). (1995). Reptile-Associated Salmonellosis-Selected States, 1994-1995. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 44(17), 347-350.
- Center for Disease Control and Prevention (CDC). (2003). Reptile-Associated Salmonellosis-Selected States, 1998-2002. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 52(49), 1206-1209.
- Center for Disease Control and Prevention (CDC). (2005). Salmonellosis Associated with Pet Turtles-Wisconsin and Wyoming, 2004. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 54(09), 223-226.
- Center for Disease Control and Prevention (CDC). (2008). Multistate Outbreak of Human *Salmonella* Infections Associated with Exposure to Turtles-United States, 2007-2008. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 57(03): 69-72.
- Center for Disease Control and Prevention (CDC). (2018). Reports of Selected *Salmonella* Outbreak Investigations. Salmonella infections linked to pet/small turtles 2012-2017. Retrieved from <http://www.cdc.gov/salmonella/outbreaks.html> (04.01.2018).
- Center for Food Security and Public Health (CFSPH). (2013). Reptile-

kaynaklı enfeksiyonların çok gerisinde olsa da, evlerde bulunduran sevimli hayvanların bir sağlık tehditi olabileceğinin bilinciyle yaklaşılmasında yarar olduğunu göstermektedir. Sür kaplumbağası besleyen ve mesleki olarak ilgilenen bireylerin hijyen kurallarına uymaları, hayvanlarla temas sonrası ellerin yıkanması; hayvanların ve içinde yaşadıkları suyun çevreyle teması sonrasında dezenfeksiyon uygulanması; özellikle küçük çocukların, hamilelerin, bağışıklık sistemi sorunlu ve yaşlı bireylerin azami dikkati göstermeleri salmonelloz tehlikesinden korunmak açısından önem arz etmektedir.

Associated Salmonellosis. Retrieved from <http://www.cfsph.iastate.edu/> (04.01.2018).

- Clinical and Laboratory Standards Institute (CLSI). (2012). Performance Standards for Antimicrobial Disk Susceptibility Tests; Approved Standard—Eleventh Edition. *CLSI document M02-A11*. Wayne, PA, 2012.
- Chen, C.Y., Chen, W.C., Chin, S.C., Lai, Y.H., Tung, K.C., Chiou, C.S., Hsu, Y.M. & Chang, C.C. (2010). Prevalence and antimicrobial susceptibility of Salmonellae. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 22, 44-50. DOI: [10.1177/104063871002200107](https://doi.org/10.1177/104063871002200107)
- Clara, M., Santiago, V. & Francisco, M.-J. (2016). Tiny turtles purchased at pet stores are a potential high risk for *Salmonella* human infection in the Valencian Region, Eastern Spain. *Vector-Borne Zoonotic Diseases*, 16(7), 455-460. DOI: [10.1089/vbz.2016.1950](https://doi.org/10.1089/vbz.2016.1950)
- Çiçek, K. & Ayaz, D. (2015). Does the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) breed in Turkey? *Hyla*, 1, 4-10.
- de Jong, B., Andersson, Y. & Ekdahl, K. (2005). Effect of Regulation and Education on Reptile-associated Salmonellosis. *Emerging Infectious Diseases*, 11(3), 398-403. DOI: [10.3201/eid1103.040694](https://doi.org/10.3201/eid1103.040694)
- Durmaz, R. & Ayan, M. (2001). *Acinetobacter baumannii* izolatlarının moleküler epidemiyolojisinde Arbitrarily Primed "PZR ve Pulsed-Field Gel" Elektroforezi. In Durmaz R (Ed.), *Uygulamalı Moleküler Mikrobiyoloji* (pp 219-228). İstanbul: Nobel Tıp Kitabevleri.
- Erdem, B., Haşçelik, G., Gedikoğlu, S., Gür, D., Ercis, S., Sümerkan, B., Aysev, A.D., Tuncer, İ., Tuğrul, M., Tatman Otkun, M., Tuncer, A., Akgün, Y., Acar, N., Köksal, İ., Gültekin, M., Söyletir, G. & Elhan, A. (2004). *Salmonella enterica* serotipleri ve Salmonella enfeksiyonları: Türkiye'de on ili kapsayan çok merkezli bir çalışma. *Mikrobiyoloji Bülteni*, 38, 173-186.
- European Centre for Disease Prevention and Control (ECDC). (2017). Salmonellosis. Surveillance Atlas of Infectious Diseases. Retrieved from <http://atlas.ecdc.europa.eu/public/index.aspx> (11.02.2018).
- Gaertner, J.P., Hahn, D., Rose, F.L. & Forstner, M.R.J. (2008). Detection of Salmonellae in different turtle species within a headwater spring ecosystem. *Journal of Wildlife Diseases*, 44(2), 519-526. DOI: [10.7589/0090-3558-44.2.519](https://doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.519).
- Gong, S., Wang, F., Shi, H., Zhou, P., Ge, Y., Hua, L. & Lui, W. (2014). Highly pathogenic *Salmonella* Pomona was first isolated from the exotic red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in the wild in China:



- Implications for public health. *Science of the Total Environment*, 468, 28–30. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.08.025](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.025)
- Hahn, D., Gaertner, J., Forstner, M.R.J. & Rose, F.L. (2007). High-resolution analysis of salmonellae from turtles within a headwater spring ecosystem. *FEMS Microbiology Ecology*, 60, 148–155. DOI:[10.1111/j.1574-6941.2007.00275.x](https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2007.00275.x)
- Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, C., De Frutos-Escobar, C. & Herrero-Herrero, A. (2008). Salmonella in free-living exotic and native turtles and in pet exotic turtles from SW Spain. *Research of Veterinary Science*, 85, 449–452. DOI:[10.1016/j.rvsc.2008.01.011](https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2008.01.011)
- Kuroki, T., Ito, K., Ishihara, T., Furukawa, I., Kaneko, A., Suzuki, Y., Seto, J. & Kamiyama, T. (2015). Turtle-Associated salmonella infections in Kanagawa, Japan. *Japanese Journal of Infectious Diseases*, 68, 333–337. DOI: [10.7883/yoken.JJID.2014.490](https://doi.org/10.7883/yoken.JJID.2014.490)
- List of Prokaryotic Names with Standing in Nomenclature (LPSN). (2017). Genus Salmonella. List of Prokaryotic Names. Retrieved from <http://www.bacterio.net/salmonella.html> (10.02.2018).
- Meervenne, E.V., Botteldoorn, N., Lokietek, S., Vatlet, M., Cupa, A., Naranjo, M., Dierick, K. & Bertrand, S. (2009). Turtle-associated Salmonella septicaemia and meningitis in a 2-month-old baby. *Journal of Medical Microbiology*, 58, 1379–1381. DOI: [10.1099/jmm.0.012146-0](https://doi.org/10.1099/jmm.0.012146-0)
- Mughini-Gras, L., Heck, M. & van Pelt, W. (2016). Increase in reptile-associated human salmonellosis and shift toward adulthood in the age groups at risk, the Netherlands, 1985 to 2014. *Eurosurveillance*, 21(34), pii=30324. DOI: [10.2807/1560-7917](https://doi.org/10.2807/1560-7917)
- Nowakiewicz, A., Ziołkowska, G., Zieba, P., Stepniowska, K. & Tokarzewski, S. (2012). Russian tortoises (*Agrynemys horsfieldi*) as a potential reservoir for *Salmonella* spp. *Research of Veterinary Science*, 92, 187–190. DOI: [10.1016/j.rvsc.2011.03.019](https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2011.03.019)
- Özcan, M., Kılıç, A., Kan, N. İ. & Sarıeyyüpoğlu, M. (2006). Tatlı su kaplumbağası (*Mauremys caspica caspica* Gmelin, 1774)'nda karaciğer, dalak, böbrek ve bağırsakların aerob bakteriler yönünden incelenmesi. *Doğu Anadolu Bölgesi Araştırmaları*, 23-26.
- Özcan, M. & Sarıeyyüpoğlu, M. (2009). Investigation of Salmonella in fresh water turtle (*Mauremys caspica caspica*, Gmelin, 1774) from sewage discharged region into Keban Dam Lake, Elazığ. *Kafkas Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 15(5), 759-763. DOI: [10.9775/kvfd.2009.104-A](https://doi.org/10.9775/kvfd.2009.104-A)
- Popoff, M.Y. (2001). Antigenic formulas of the *Salmonella* serovars. WHO Collaborating Center for Reference and Research on *Salmonella*. Paris: Institut Pasteur, France.
- Sajduda, A., Brzostek, A. & Popławska, M. (2004). Molecular characterization of rifampin and isoniazid resistant *Mycobacterium tuberculosis* strains isolated in Poland. *Journal of Clinical Microbiology*, 42, 2425-2431.
- Sánchez-Jiménez, M.M., Rincón-Ruiz, P.A., Duque, S., Giraldo, M.A., Ramírez-Monroy, D.M., Jaramillo, G. & Cardona-Castro, N. (2011). *Salmonella enterica* in semi-aquatic turtles in Colombia. *Journal of Infection of Developing Countries*, 5(5), 361-364. DOI: [10.3855/jidc.1126](https://doi.org/10.3855/jidc.1126)
- Shane, S.M., Gilbert, R. & Harrington, K.S. (1990). Salmonella colonization in commercial pet turtles (*Pseudemys scripta elegans*). *Epidemiology and Infection*, 105, 307-316.
- Tauxe, R.V., Rigau-Pérez, J.G., Wells, J.G. & Blake, P.A. (1985). Turtle-associated salmonellosis in Puerto Rico: hazards of the global turtle trade. *Journal of American Medical Association*, 254(2), 237–239.
- Töreci, K., Erdem, B., Öngen, B. (2013). Türkiye'de 2011 yılı sonuna kadar izolasyonu bildirilen *Salmonella* serovaryları. *Mikrobiyoloji Bülteni*, 47(3), 442-460.
- Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK). (2018). Dış Ticaret İstatistikleri Veri Tabanı. Retrieved from <https://biruni.tuik.gov.tr/disticaretapp/disticaret.zul?param1=25&param2=0&sitcrev=0&isicrev=0&sayac=5802> (10.02.2018).
- Woodward, D.L., Khakhria, R. & Johnson, W.M. (1997). Human salmonellosis associated with exotic pets. *Journal of Clinical Microbiology*, 35(11), 2786–2790.
- World Health Organization (WHO). (2018). Salmonella (nontyphoidal). Fact sheets. Retrieved from <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs139/en/> (12.02.2018).
- World Organization for Animal Health (OIE). (2016). Manual of Diagnostic Tests and Vaccines for Terrestrial Animals. Salmonellosis. Chapter 2.9.8. Retrieved from [http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health\\_standards/tahm/2.09.08\\_SALMONELLOSIS.pdf](http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health_standards/tahm/2.09.08_SALMONELLOSIS.pdf) / (15.02.2017).
- Zhang, J., Kuang, D., Wang, F., Meng, J., Jin, H., Yang, X., Liao, M., Klena, J.D., Wu, S., Zhang, Y. & Xu, X. (2016). Turtles as a possible reservoir of nontyphoidal *Salmonella* in Shanghai, China. *Foodborne Pathogen Diseases*, 13(8), 428-433. DOI: [10.1089/fpd.2015.2107](https://doi.org/10.1089/fpd.2015.2107)


RESEARCH ARTICLE


ARAŞTIRMA MAKALESİ

## Effects of various stocking densities on hatching and survival rates of sea cucumber *Holothuria tubulosa* eggs (Gmelin, 1788)

### Farklı stok yoğunluklarının deniz hıyarı *Holothuria tubulosa* (Gmelin, 1788) yumurtalarının açılma ve yaşama oranlarına etkileri

Deniz Günay<sup>1\*</sup> • Mustafa Tolga Tolon<sup>2</sup> • Dilek Emiroğlu<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Aquaculture Department, Faculty of Fisheries, Ege University, 35100 Izmir, Turkey  <https://orcid.org/0000-0003-0069-4703>

<sup>2</sup> Aquaculture Department, Faculty of Fisheries, Ege University, 35100 Izmir, Turkey  <https://orcid.org/0000-0002-2233-0663>

<sup>3</sup> Aquaculture Department, Faculty of Fisheries, Ege University, 35100 Izmir, Turkey  <https://orcid.org/0000-0001-8371-6407>

\*Corresponding author: [denizbalki@hotmail.com](mailto:denizbalki@hotmail.com)

Received date: 15.05.2018

Accepted date: 11.07.2018

#### How to cite this paper:

Günay, D., Tolon, M.T. & Emiroğlu, D. (2018). Effects of various stocking densities on hatching and survival rates of sea cucumber *Holothuria tubulosa* eggs (Gmelin, 1788). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 381-386. DOI: 10.12714/egejfas.2018.35.4.03

**Abstract:** In this study, it was aimed to determine the opening and survival rates of *Holothuria tubulosa* eggs at four different stocking densities (1,5,15,30 eggs / ml) and to determine the effect of stocking density on egg size and larval size in different stages. Fertilized *Holothuria tubulosa* eggs were stocked in cylindrical conical collectors with a capacity of 30 l. Eggs were counted under light microscope at fertilization, early gastrulation, late gastrulation and hatching stages. It was found that there is an inverse relationship between stock intensity and opening rate ( $r = -0.848$ ;  $p < 0.001$ ). The lowest hatching and survival rate was determined in 30 eggs / ml group ( $p < 0.05$ ). However, different stocking densities did not affect the diameter of the egg in different embryological stages ( $p > 0.05$ ) and the length of early auricularia larva at 65 h ( $p > 0.05$ ). As a result, the optimal stocking density for the highest hatching and survival rates of the fertilized eggs of *Holothuria tubulosa* was determined as 1-5 eggs / ml.

**Keywords:** Fertilized egg, hatching rate, *Holothuria tubulosa*, sea cucumber, stocking density, survival

**Öz:** Bu çalışmada, *Holothuria tubulosa* yumurtalarının, dört farklı stok yoğunluğunda (1,5,15,30 yumurta/ml) açılma ve yaşama oranlarını belirlemek ve aynı zamanda stok yoğunluğunun farklı evrelerdeki yumurta çapına ve larval boyutuna etkisini ortaya koymak amaçlanmıştır. Döllenen *Holothuria tubulosa* yumurtaları, 30 l hacimli silindirik konik kollektörlere stoklanmıştır. Yumurtalar; döllenme anında, erken gastrulasyon, geç gastrulasyon ve yumurtadan çıkma aşamasında mikroskop altında sayılmıştır. Stok yoğunluğu ile açılma oranı arasında ters ilişki olduğu bulunmuştur ( $r = -0.848$ ;  $p < 0.001$ ). En düşük açılma ve yaşama oranı 30 yumurta/ml stoklandığı deneme grubunda saptanmıştır ( $p < 0.05$ ). Ancak farklı stok yoğunlukları farklı embriyolojik safhalardaki yumurtanın çapını ( $p > 0.05$ ) ve 65. saatteki erken auricularia larvasının boyunu ( $p > 0.05$ ) etkilememiştir. Sonuç olarak, *Holothuria tubulosa*'nın döllenmiş yumurtalarının en yüksek açılma ve yaşama oranları için optimum stoklama yoğunluğu 1-5 yumurta / ml olmuştur.

**Anahtar kelimeler:** Döllenen yumurta, açılma oranı, *Holothuria tubulosa*, deniz hıyarı, stok yoğunluğu, yaşama oranı

## INTRODUCTION

Fresh and processed sea cucumbers (beche-de-mer) are being used as luxury food and food supplement for several centuries (Asha and Diwakar, 2013; Choo, 2008). Increasing demand for beche-de-mer all over the world has been caused excessive fishing and extinction of natural stocks (Purcell et al., 2013). Depending on the movement and feeding activities of sea cucumbers which is resulting as regulation of both oligotrophic and hypereutrophic environments (İşgören-Emiroğlu and Günay, 2007), extinction of these species may reversely affect the recovery process of marine sediments.

Aquaculture studies on sea cucumber species have been carried out in the Far East and Asian countries for several years (Gamboa et al., 2005, Tuwo and Tresnati, 2015). The amount of sea cucumbers provided by aquaculture has been increased by six times between the years 2003 and 2015, while catch amount has been stabilized during the last five years. FAO (2017) has reported 208104 tons and 43216 tons of sea cucumber production from aquaculture and fisheries for 2015, respectively. *Holothuria scabra* is the most valuable (Raison, 2008) and the most commonly cultured tropical sea cucumber species (Purcell et al., 2012) followed by *Apostichopus japonicus*, which is the other sea cucumber species widely produced in all over the world. However, many studies on aquaculture of new sea cucumber species are being conducted on all over the world (Santos et al., 2015, Sicuro and Levine, 2011; Tolon et al., 2017).

*Holothuria tubulosa* is one of the most common and commercial sea cucumber species in the Mediterranean Sea (Ocaña and Tocino, 2005) and a candidate for aquaculture (Tolon et al., 2017). They are extremely demanded due to their rich proximate composition, high protein component and nutritional value (Çakli et al., 2004). Sicuro and Levine (2011), reported that *H. tubulosa* might be one of the potential aquaculture species in the Mediterranean Sea. Recent studies on adaptation of *H. tubulosa* to aquaculture reported successful results (Günay et al., 2015; Tolon et al. 2015). However, studies on the hatching stages are lacking in the literature.

Stocking density is the most important criteria at hatching stage for production of sea cucumbers (Asha and Diwakar, 2013; Liu et al., 2010; Battaglione and Bell, 1999). Previous studies on *H. scabra* (Asha and Diwakar, 2013), *Holothuria scabra versicolor* (Ivy and Giraspy, 2006) and *A. japonicus* (Liu et al., 2010) reported a significant relationship between stocking density and hatching rate. This is the first report in the literature which aims to determine the optimum stocking density of *H. tubulosa* eggs for maximum hatching and survival rate. Therefore, the hatching and survival rates of fertilized sea cucumber *H. tubulosa* eggs under various stocking

densities have been investigated. Moreover, the effects of various stocking densities on the diameter of eggs and larvae size in early auricularia stage have been determined.

Therefore, we investigated the hatching and survival rates of fertilized sea cucumber *H. tubulosa* eggs under selected stocking densities. Moreover, we determined the effects of various stocking densities on the diameter of eggs and larvae size in early auricularia stage.

## MATERIAL AND METHODS

*H. tubulosa* adults were hand-picked from the Aegean Sea shores of the Ildir village in Izmir city, Turkey (38°23'48.61"N- 26°28'26.02"E) by scuba-divers. Thirty brooders (150±15 g) were induced to spawn by raising water temperature 3-5 °C above initial temperature of 23 °C in 1000 l PVC tanks (Battaglione et al., 2002). Since gender of sea cucumbers can not be distinguished from their physical characteristics, only one male continuing to spawn left in the tank. Thus, excessive sperm density in the tank could be prevented. After spawning of females, samples were taken from the water column into a 500 ml beak, the fertilization rate was checked under the microscope and the egg diameters were recorded (at 0 h). The fertilized eggs in the water column were then collected in a 70 l collector, by siphoning water through a 80 µm sieve and washed to remove excess sperm. Five subsamples were taken from 70 l collector and counted to estimate average density.

The trial was consisted of four stocking densities, selected as 1 (Group A), 5 (Group B), 15 (Group C) and 30 (Group D) eggs/ml. Fertilized eggs were transferred to 30 l trial collectors. Five subsamples were taken from each collector, than counted and diameters of eggs were measured under microscope (1<sup>st</sup> hour).

Trial was carried out in three 30 l cylinder collectors which were covered by 80 µm sieve and placed into one 1000 l PVC tanks (Figure 1). Gentle water circulation by continuous flow of filtered sea water was applied. Dissolved oxygen concentration was maintained at 7.6±0.3 mg/l by continuous air flow through the air diffusers in all collectors, water temperature and pH were 23.5±0.2 °C and 7.4 ± 0.1, respectively. Black covers were placed on top of each tank in order to keep the eggs in dark environment.

The development of fertilized eggs was monitored under the microscope every 4 hours to detect the accurate time for sampling that majority of them are at the same development stage. Initial survival rates (about in one hour), early gastrulation (20<sup>th</sup> hour), late gastrulation (45<sup>th</sup> hour) and hatching rates at early auricularia larvae stage (65<sup>th</sup> hour) have been determined for all groups. The time of sampling was determined when the majority of eggs (≥90%) were at the same stage in all groups. Egg and larvae samples were taken from

the water column after pausing the aeration for 1 minute. Egg diameter and larvae size were measured by a graduated micrometer eyepiece and compound microscope at 10X magnification. Larvae size was measured from prominent posterior protrusion (p) to anterior commissure (a) (Figure 2). Five 1 ml subsamples were taken from each collector and counted using a Sedgewick-Rafter chamber under a microscope to calculate survival and hatching rate at all sampling times.

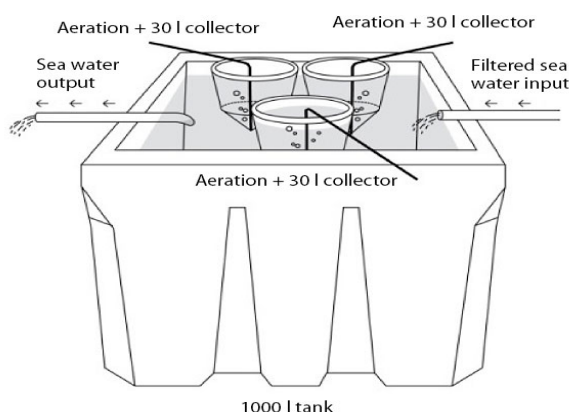


Figure 1. Design of the experimental tank

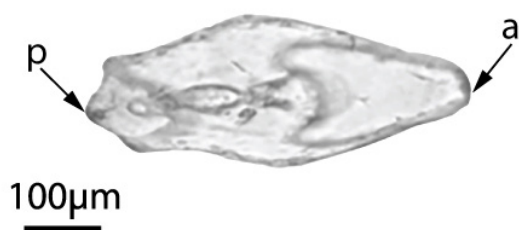


Figure 2. Early auricularia larvae of *H. tubulosa*; posterior protrusion (p), anterior commissure (a)

Table 1. Size of fertilized eggs (1<sup>st</sup>, 20<sup>th</sup> and 45<sup>th</sup> hours) and auricularia larvae (65<sup>th</sup> hour) at stocking density groups (mean±SE, n=15)

Hour	Size (µ)			
	Group A	Group B	Group C	Group D
1	252.85±3.30	255.34±6.31	252.14±1.13	252.89±3.65
20	253.64±2.41	253.64±3.57	245.48±2.89	247.52±2.32
45	398.48±4.61	405.96±3.75	391.68±7.09	390.32±4.03
65	492.32±5.58	493.68±4.85	480.08±7.21	496.40±4.18

Groups labels indicate: A=1 egg/ml; B=5 eggs/ml; C=15 eggs/ml; D=30 eggs/ml

### Statistical analysis

The data were tested for homogeneity of variance using Levene's test prior to analysis. Normal distribution of the data was tested by Kolmogorov-Smirnov. Arcsine transformation was performed to the data of survival and hatching rates before analysis.

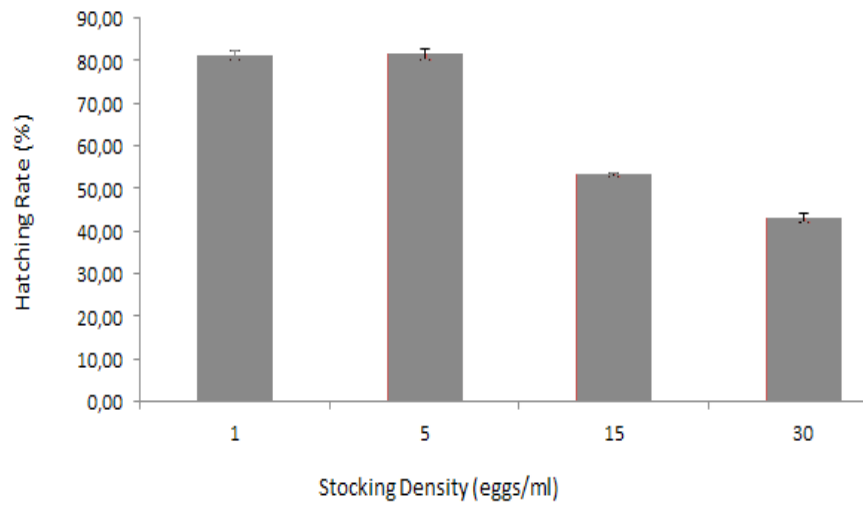
Survival rates (20<sup>th</sup> and 45<sup>th</sup> hours), hatching rates (65<sup>th</sup> hour), egg (1<sup>st</sup>, 20<sup>th</sup> and 45<sup>th</sup> hours) and larvae size (65<sup>th</sup> hour) were compared among the trial groups. Data of the groups were analyzed by one-way ANOVA and significant differences between treatments were determined by Duncan's Multiple Range test.

Level of 0.05 was accepted as an indication of statistical significance. Nonparametric Spearman Correlation Analyses were performed to determine the relationship between stocking density and hatching rate. Temperature, pH and dissolved oxygen values were presented as mean ± standard deviation (SD). Size of samples, survival and hatching rates were presented as mean ± standard error (SE).

### RESULTS

Male sea cucumbers started to spawn in the afternoon (16:00-18:00), and females followed them approximately one hour later. Elongations were observed for the measured eggs for all groups after the early gastrulation. More than 90% of the population in all collectors reached early gastrulation, late gastrulation and early auricularia stages at 20<sup>th</sup>, 45<sup>th</sup> and 65<sup>th</sup> hours, respectively.

During the study, dead or deformed eggs and larvae stayed very close to the bottom of the tanks in each collector. There were no significant differences between eggs and larvae sizes of all groups (A, B, C, D) per sampling times ( $p > 0.05$ ) (Table 1). No differences found in sizes among all treatments but there were significant differences in hatching rates ( $p < 0.05$ ). The lowest hatching rate was observed in group D at 30 eggs/ml stocking density. An inverse relationship was detected between stocking density and hatching rate according to the results ( $r = -0.848$ ;  $p < 0.001$ ). Hatching rates were  $81.1 \pm 1.11$ ,  $81.6 \pm 1.22$ ,  $53.3 \pm 0.39$  and  $43.1 \pm 0.95\%$  at stocking densities 1, 5, 15 and 30 eggs/ml, respectively (Figure 3).



**Figure 3.** Effect of stocking density (eggs/ml) on hatching rates (%) of fertilized *H. tubulosa* eggs

There were no significant differences for survival and hatching rates of group A and B at all sampling times ( $p > 0.05$ ). There were significant differences in survival and hatching rates between group C and D at

all sampling times ( $p < 0.05$ ). Group D had the lowest survival rates for all sampling times (Table 2). The stocking density determined as to be maximum 5 eggs/ml for fertilized *H. tubulosa* eggs in this study.

**Table 2.** Survival (1<sup>st</sup>, 20<sup>th</sup> and 45<sup>th</sup> hours) and hatching rate (65<sup>th</sup> hour) at eggs incubation time in stocking density groups (mean  $\pm$  SE, n=15)

Hour	Survival and Hatching Rates (%)			
	Group A	Group B	Group C	Group D
1	100	100	100	100
20	94.4 $\pm$ 5.55 <sup>a</sup>	97.4 $\pm$ 1.37 <sup>a</sup>	59.8 $\pm$ 1.03 <sup>b</sup>	46.7 $\pm$ 1.43 <sup>c</sup>
45	94.4 $\pm$ 4.56 <sup>a</sup>	92.1 $\pm$ 0.10 <sup>a</sup>	59.6 $\pm$ 0.68 <sup>b</sup>	44.7 $\pm$ 0.50 <sup>c</sup>
65	81.1 $\pm$ 1.11 <sup>a</sup>	81.6 $\pm$ 1.22 <sup>a</sup>	53.3 $\pm$ 0.39 <sup>b</sup>	43.1 $\pm$ 0.95 <sup>c</sup>

Groups labels indicate: A=1 egg/ml; B=5 eggs/ml; C=15 eggs/ml; D=30 eggs/ml. Data with different superscripts in rows are significantly different from each other ( $p < 0.05$ )

## DISCUSSION

The significant relationship between stocking density and hatching rate for sea cucumber species *Holothuria scabra* (Asha and Diwakar, 2013; James, 1996) and *Apostichopus japonicus* (Sui, 1989; Yanagisawa, 1998) was mentioned in the previous studies. Conforming to the results of these studies, it was found a significant inverse relationship between stocking density and hatching rates in the groups with high stocking density (groups C and D) for *H. tubulosa* eggs in this study. Previous studies on echinoderms reported that gastrula stage is one of the most vulnerable phase to external factors as salinity, temperature and heavy metal ions (Yaroslavtseva et al., 2002; Kashenko, 2005; Pia et al., 2012). Similarly, mortalities were first seen in early gastrulation in this study especially in high stocking rates,

groups C and D. Dissolved oxygen, pH and temperature parameters were kept at optimum levels during the study. Big differences in temperature avoided as described by Agudo (2016), pH and dissolved oxygen were also kept in optimum range (Agudo, 2016; James et al., 1994).

Therefore, low survival rate caused by high stock density observed at the first development stage. The results of this study advising low stocking densities like 1-5 eggs/ml for successful breeding of *H. tubulosa*. These stocking densities reported in this study is similar with the findings of Ramofafia et al. (1995) (2.7 eggs/ml for *Holothuria atra*), Agudo (2006) (0.3-1 eggs/ml for *Holothuria scabra*) and Guisado et al. (2012) (3 eggs/ml for *Athyonidium chilensis*).

Similar with the report of Pitt et al. (2001), precise-



ly cleaned and gently handled fertilized eggs can be incubated up to 5 eggs/ml, under the determined temperature, dissolved oxygen and pH levels of this study. In contrast, Asha and Diwakar (2013) reported the highest (66.4%) and lowest (22.6%) hatching rates at 0.5 eggs/ml and 6 eggs/ml stocking densities for *H. scabra* eggs, respectively. In this study high hatching rates were observed for *H. tubulosa* eggs in both low stocking density groups (1 and 5 eggs/ml). Therefore, it can be concluded that stocking densities up to 5 eggs/ml do not critically influence the hatching rates of *H. tubulosa* eggs in this study.

Liu et al. (2010) reported over 80% hatching rate and no significant differences among 0.2, 0.5, 1, 2, 5 and 10 eggs/ml stocking densities groups where the significant differences appeared at 20 and 50 eggs/ml stocking densities for *Apostichopus japonicus*. Similarly, hatching rates at 15 and 30 eggs/ml stocking densities were found lower than the other density groups for

*H. tubulosa*, in this study.

In conclusion, selected stocking densities had no significant effect on hatching time and size of *H. tubulosa* eggs in this study. Although, synchronized embryonic development stages observed in all groups, high mortality and low hatching rates recorded at high stocking density groups like 15 and 30 eggs/ml. The stocking density of 1-5 eggs/ml is determined as optimum and strongly suggested for highest hatching and survival rate of fertilized sea cucumber *H. tubulosa* eggs

#### ACKNOWLEDGEMENT

This research is funded by Ege University Science and Technology Centre (EBİLTEM) and Çamlı Yem Besicilik Sanayi ve Ticaret A.Ş. Project Number: 2012/BİL/030. The authors would like to thank Ege University Faculty of Fisheries (Izmir, Turkey), EBİLTEM and Çamlı Yem Besicilik Sanayi ve Ticaret A.Ş. (Izmir, Turkey) for funding and research facilities.

#### REFERENCES


- Agudo, N. (2006). *Sandfish hatchery techniques*. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR), The Secretariat of the Pacific Community (SPC) and the World Fish Centre. Noumea: New Caledonia.
- Asha, P. & Diwakar, K. (2013). Effect of stocking density on the hatching rate, larval and early juvenile rearing of edible sea cucumber *Holothuria scabra* (Jaeger, 1883). *Indian Journal of Geo-Marine Science*, 42, 191-195.
- Battaglione S. C., Seymour, J. E., Ramofafia, C & Lane, I. (2002). Spawning induction of three tropical sea cucumbers, *Holothuria scabra*, *H. fuscogilva* and *Actinopyga mauritiana*. *Aquaculture*, 207(1), 29-47. DOI: 10.1016/S0044-8486(01)00725-6
- Battaglione S. C. & Bell, J. D. (1999). Potential of the tropical Indo-Pacific seacucumber, *Holothuria scabra*, for stock enhancement. In B.R. Howell, E. Moskness, T. Svasand (Eds.), *Proceedings of the First International Symposium on Stock Enhancement and Sea Ranching* (pp 478-490). Blackwell, Oxford.
- Choo P. S. (2008). Population status, fisheries and trade of sea cucumbers in Asia. In: V., Toral-Granda, A. Lovatelli, M. Vasconcellos, M. (Eds.), *Sea cucumbers A global review of fisheries and trade* (pp 81-118). Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No.516.
- Çaklı Ş., Cadun, A., Kışla, D. & Dinçer, T. (2004). Determination of quality characteristics of *Holothuria tubulosa*, (Gmelin, 1788) in Turkish sea (Aegean Region) depending on sun drying process step used in Turkey. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 13(3), 69-28. DOI: 10.1300/J030v13n03\_07
- Dabbagh, A. R., Sedaghat, M. R., Rameshi, H. & Kamrani, E. (2011). Breeding and larval rearing of the sea cucumber *Holothuria leucospilota* Brandt (*Holothuria vegabunda* Selenka) from the northern Persian Gulf, Iran. *SPC Beche-de-mer Information Bulletin*, 31, 35-38.
- FAO (2017). Fisheries and Aquaculture Department. Retrieved from <http://www.fao.org/fishery> (23.04.2017).
- Gamboa R., Gomez, A. L. & Nievaes, M. F. (2005). The status of sea cucumber fishery and mariculture in the Philippines. In: A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.F. Hamel, A. Mercier (Eds): *Advances in sea cucumber aquaculture and management* (pp 69-78). Rome: FAO Fisheries Technical Paper No.463.
- Guisado C., Carrasco, S.A., Guisado, D.D., Maltrain, R. & Rojas, H. (2012). Embryonic development, larval morphology and juvenile growth of the sea cucumber *Athyonidium chilensis* (Holothuroidea: Dendrochirotida). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47(1), 65-73.
- Günay D., Emiroglu, D., Tolon, T., Ozden, O. & Saygi, H. (2015). Growth and Survival Rate of Juvenile Sea Cucumbers (*Holothuria tubulosa*, Gmelin, 1788) at Various Temperatures. *Turkish Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 15, 533-541. DOI: 10.4194/1303-2712-v15\_2\_41
- Ivy G. & Giraspy, D. A. B. (2006). Development of large-scale hatchery production techniques for the commercially important sea cucumber *Holothuria scabra* vericolor (Conand, 1986) in Queensland, Australia. *SPC Beche-de-Mer Information Bulletin*, 24, 28-34.
- İsgören-Emiroglu, D. & Günay, D. (2007). The effect of sea cucumber *Holothuria tubulosa* G. 1788 on nutrient and organic matter contents of bottom sediment of oligotrophic and hypereutrophic shores. *Fresenius Environment Bulletin*, 16, 290-294.
- James, D. B., Gandhi, A. D., Palaniswamy, N., & Rodrigo, J. X. (1994). Hatchery techniques and culture of the sea-cucumber *Holothuria scabra*. *CMFRI Special Publication*, 57, 1-40.
- James D. (1996). Culture of sea-cucumber. *Bulletin of Central Marine Fisheries Research Institute*, 48, 120-126.
- Kashenko S. D. (2005). Responses of Embryos and Larvae of the Starfish *Asterias amurensis* to Changes in Temperature and Salinity. *Russian Journal of Marine Biology*, 31(5), 294-302. DOI: 10.1007/s11179-005-0091-9
- Liu G., Yang, H. & Liu, S. (2010). Effects of rearing temperature and density on growth, survival and development of sea cucumber larvae, *Apostichopus japonicus* (Selenka). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 28(4), 842-848. DOI: 10.1007/s00343-010-9092-4
- Morgan, A. D. (2009). Assessment of egg and larval quality during hatchery production of the temperate sea cucumber, *Australostichopus mollis* (Levin). *Journal of World Aquaculture Society*, 40(5), 629-642. DOI: 10.1111/j.1749-7345.2009.00283.x
- Ocaña A. & Tocino L. S. (2005). Spawning of *Holothuria tubulosa* (Holothuroidea, Echinodermata) in the Alboran Sea (Mediterranean Sea). *Zoologica Baetica*, 16, 147-150.

- Pia T. S., Johnson, T & George, S.B. (2012). Salinity-induced morphological changes in *Pisaster ochraceus* (Echinodermata: Asteroidea) larvae. *Journal of Plankton Research*, 34(7), 590-601.
- Pitt R., Thu, N., Minh, M. & Phuc, H. (2001). Preliminary sandfish growth trials in tanks, ponds and pens in Vietnam. *SPC Beche-de-mer Information Bulletin*, 15, 17-27.
- Purcell S. W., Hair C.A. & Mills D.J. (2012). Sea cucumber culture, farming and sea ranching in the tropics: Progress, problems and opportunities. *Aquaculture*, 368, 68-81. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2012.08.053](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.08.053)
- Purcell S. W., Mercier, A. & Conand, C. (2013). Sea cucumber fisheries: Global analysis of stocks, management measures and drivers of overfishing. *Fish and Fisheries*, 14(1), 34-59. DOI: [10.1111/j.1467-2979.2011.00443.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00443.x)
- Raison C. (2008). Advances in sea cucumber aquaculture and prospects for commercial culture of *Holothuria scabra*. *CAB Reviews*, 3(82), 1-15. DOI: [10.1079/PAVSNNR20083082](https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20083082)
- Ramofafia C., Gervis, M. & Bell, J. (1995). Spawning and early larval rearing of *Holothuria atra*. *SPC Bêche-de-mer Information Bulletin*, 7, 2-6.
- Santos R., Dias S., Pinteus S., Silva J., Alves Tecelao C., Pedrosa R. & Pompo A. (2015). Sea cucumber *Holothuria forskali*, a new resource for aquaculture? Reproductive biology and nutraceutical approach. *Aquaculture Research*, 47, 2307-2323. DOI: [10.1111/are.12683](https://doi.org/10.1111/are.12683)
- Sicuro B., Levine J. (2011). Sea cucumber in the Mediterranean: a potential species for aquaculture in the Mediterranean. *Reviews in Fisheries Science*, 19(3), 299-304.
- Sui, X. (1989). The main factors influencing the larval development and survival rate of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 4, 314-321.
- Tolon T., Emiroglu D., Günay D. & Saygi, H. (2015). Effect of Sediment Grain Size on Growth Performance of Juvenile Sea Cucumber (*Holothuria tubulosa*). *Turkish Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 15, 555-559.
- Tolon T., Emiroğlu D., Günay D. & Hancı (2017). Effect of stocking density on growth performance of juvenile sea cucumber *Holothuria tubulosa* (Gmelin, 1788). *Aquaculture Research*, 48(8), 4124-4131. DOI: [10.1111/are.13232](https://doi.org/10.1111/are.13232)
- Tuwo A. & Tresnati J. (2015). Sea Cucumber Farming in Southeast Asia (Malaysia, Philippines, Indonesia, Vietnam). In: N. P. Brown, S.D. Eddy (Eds): *Echinoderm Aquaculture* (pp 331-352). USA: John Wiley & Sons
- Yanagisawa T. (1998). Aspects of the biology and culture of the sea cucumber. In: S. S. De Silva (Ed.): *Tropical Mariculture* (pp 291-308). London: Academic. DOI: [10.1016/B978-012210845-7/50009-X](https://doi.org/10.1016/B978-012210845-7/50009-X)
- Yaroslavtseva L. M. & Sergeeva, E.P. (2002). Sensitivity of embryos and larvae of the sea urchin *Strongylocentrotus intermedius* to effects of copper ions. *Russian Journal of Marine Biology*, 28(6), 393-397. DOI: [10.1023/A:1021801231005](https://doi.org/10.1023/A:1021801231005)

## Oxidative stress and antioxidant defenses after starvation in *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) larvae reached free swimming stage

### Serbest yüzme safhasına ulaşan *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) yavrularında açlık sonrası oksidatif stres ve antioksidan savunmalar

Hatayi Zengin<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Mathematics and Science Education, Faculty of Education, Cumhuriyet University, 58140, Sivas, Turkey  <https://orcid.org/0000-0002-8148-4056>  
[hzenginster@gmail.com](mailto:hzenginster@gmail.com)

Received date: 03.04.2018

Accepted date: 27.07.2018

#### How to cite this paper:

Zengin, H., (2018). Oxidative stress and antioxidant defenses after starvation in *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) larvae reached free swimming stage. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 387-396.  
DOI: 10.12714/egejfas.2018.35.4.04

**Abstract:** Oxidative stress and antioxidant enzyme activities after starvation of *Oncorhynchus mykiss* larvae were studied. Just after yolk-sac absorption, free-swimming larvae were maintained under starved condition for a period of 21 days. Sampling of fish were carried out every week and their whole bodies were used for the analysis of superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathione peroxidase (GSHpx), glutathione reductase (GR), glutathione S-transferase (GST) and also analysis of malondialdehyde (MDA) and glutathione (GSH). Antioxidant enzymes activities showed that GST and CAT had the highest activity, while SOD and GSHpx had the lowest activity of all the enzymes assayed in 14 day free swimming starved larvae. SOD activity were reached to the peak in free swimming larvae before the appearance of higher level of MDA in 7 day starved larvae. The level of MDA was significantly higher in 7 day starved larvae and significantly lower in 14 day starved larvae.  $\Sigma$ PUFA and  $\Sigma$ n-3 fatty acid have the highest level in 7 day starved larvae and lowest level in 14 day starved larvae. After the free swimming larvae, there was a significant decrease in vitamin E ( $\alpha$ -tocopherol and  $\delta$ -tocopherol) level in all starved larvae.

**Keywords:** *O.mykiss* larvae, oxidative stress, starvation, antioxidant enzyme, MDA & GSH

**Öz:** Bu çalışmada *Oncorhynchus mykiss* larvalarının açlıktan sonra oksidatif stres ve antioksidan enzim aktiviteleri çalışılmıştır. Yumurta kesesinin emilimiyle birlikte serbest yüzmeye geçen larvalar 21 gün boyunca aç bırakılmıştır. Balık örnekleri her hafta alınmış ve bütün vücutları, süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT), glutatyon peroksidaz (GSHpx), glutatyon redüktaz (GR), glutatyon S-transferaz (GST) analizi ve ayrıca malondialdehit (MDA) ve glutatyon (GSH) analizinde kullanılmıştır. 14 gün aç bırakılmış serbest yüzen yavrularda, analizi yapılan bütün antioksidan enzim aktiviteleri içerisinde, GST ve CAT en yüksek aktiviteye sahipken, SOD and GSHpx en düşük aktiviteye sahip olmuştur. 7 gün aç bırakılan larvalarda MDA'nın yüksek düzeyi ortaya çıkmadan önce SOD aktivitesi serbest yüzen yavrularda zirveye ulaşmıştır. MDA düzeyi 7 gün aç bırakılan larvalarda belirgin olarak daha yüksek ve 14 gün aç bırakılan larvalarda belirgin olarak daha düşük bulunmuştur.  $\Sigma$ PUFA ve  $\Sigma$ n-3 yağ asidi, 7 gün aç bırakılan larvalarda en yüksek, 14 gün aç bırakılan larvalarda ise en düşük seviyeye sahip olmuştur. Serbest yüzen larvalardan sonra, aç bırakılan larvaların hepsinde E vitamini ( $\alpha$ -tokoferol ve  $\delta$ - tokoferol) seviyesinde belirgin bir azalma olmuştur.

**Anahtar kelimeler:** *O.mykiss* larvaları, oksidatif stres, açlık, antioksidan enzimler, MDA ve GSH

## INTRODUCTION

The larval stages of fish are considered to be very sensitive periods for the future period and larval quality. Stressful situations (genetic or physical conditions, pollutants and diet) at these sensitive stages can lead to increased disease susceptibility, reduced survival rate, growth and reproductive success in several fish species or even malformations (Solé et al., 2004). Once the yolk-sac reserves are exhausted, food deprivation or inappropriate food quality may cause a severe reduction in larval survival (Piccinetti et al., 2014). Food deprivation reduces the energy expenditure and as a consequence the activity, resulting to lower oxygen consumption which can lead to oxidative stress caused by hypoxia (Portner and Farrell, 2008). Under this condition, enhanced reactive oxygen species (ROS) are produced. ROS adversely affect cellular proteins, DNA, and membrane lipids (Silva et al., 2017). Glutathione peroxidase (GSHpx) activity is able to detoxify organic peroxides produced by lipid peroxidation. Glutathione reductase (GR) is required to regenerate reduced glutathione (GSH) from oxidized glutathione (GSSG) and regarded as essential to maintain intracellular GSH redox status. The antioxidant superoxide dismutase (SOD) catalyses dismutation of  $O_2^-$  to  $H_2O_2$ , and the resulting  $H_2O_2$  is converted to water and oxygen by catalase (CAT) or detoxified by GSHpx activity (Ritola et al., 2002).

There are a number of molecules that function as scavengers of free radicals. These low molecular weight antioxidants, such as reduced glutathione, retinoic acid (vitamin A), tocopherol (vitamin E) and ascorbate (vitamin C), act in conjunction with these enzymatic defenses (Pascual et al., 2003; Valko et al., 2006). However, one of the most abundant and most important molecular antioxidants in cellular cytoplasm is glutathione (GSH). It can react directly with ROS species. The balance between GSH and GSSG can be restored by GR. Levels of total GSH, GSSG and GR activity have all been proposed as biomarkers of oxidative stress in fish (Stephensen et al. 2002).

Rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*, are one of major cultured freshwater species. However, a few study (Furné et al., 2011) is available on the effect of starvation on body composition and enzyme activity in *O. mykiss* after yolk-sac absorption, especially when the total lipid, HUFA content, lipid peroxidation, antioxidant enzyme activity and vitamin E levels are considered together. The understanding of the early larval antioxidant defenses as well as the oxidative damage and oxidative stress are of primary importance. Therefore, the present study investigated effects of

starvation in free swimming *O. mykiss* larvae starved for 21 days after yolk-sac absorption, with special emphasis on the activities of the antioxidant enzymes SOD, CAT, GSHpx, GR, GST as well as lipid peroxidation levels. Basic knowledge of starvation on fatty acids, particularly HUFA, total proteins, MDA as an indication of lipid peroxidation, glutathione and fat soluble vitamins were also provided.

## MATERIALS AND METHODS

Eggs and sperm samples used in the present study were obtained from three females and males aged 4 and 3 years, respectively. Mature *O. mykiss* were artificially spawned; the eggs were fertilized by conventional procedures and immediately transported to a hatchery. Just after yolk-sac absorption, free-swimming larvae were starved over a period of 21 days. When deaths were seen after 21<sup>th</sup> day in starved larvae, the trial was ended. All samples of starved larvae were collected as 1g of 3 repetitions at free-swimming larvae, at 7<sup>th</sup>, 14<sup>th</sup> and 21<sup>st</sup> days. Eggs were fertilized in February. The water temperature was 9.7 °C during embryogenesis, 10.9 °C during yolk-sac larvae in March and was 12.1 °C during starving period in April. pH and oxygen level of the water varied between 7.4–7.6 and 8.5–8.3 mg L<sup>-1</sup> respectively from February to April. Hatching occurred 35 days after the fertilization and the yolk-sacs were completely exhausted 19 days posthatching after the embryonic development. When the *O. mykiss* larvae finished their endogenous feeding and the larvae being at their free-swimming stage. Just after yolk-sac absorption, *O. mykiss* larvae was starved. When deaths were seen after 21<sup>th</sup> day, the trial was ended. The samples of starved *O. mykiss* larvae (3×1g) were taken at free-swimming larvae after yolk-sac absorption and on days 7, 14 and 21. All samples were frozen in liquid nitrogen and stored at –80 °C prior to the preparation of the homogenate. The pool in which the fish were reared had a flow-through water supply originating from an underground natural spring. The water flow rate was 26 L min<sup>-1</sup>.

### Analytical Methods

Whole body of starved larvae *O. mykiss* (1 g × 3 replicates) were homogenized in ice-cold buffer (20 mM phosphate buffer pH 7.4, 1 mM EDTA and 0.1% Triton X-100). Homogenates were centrifuged at 30,000 × g for 30 min. After centrifugation, the debris was removed. The supernatant was collected and frozen at –80 °C until analysed. The resultant supernatants were used directly for enzyme assays.

Superoxide dismutase (SOD) (EC 1.15.1.1) activity was assayed in terms of its ability to inhibit the oxygen-dependent oxidation of adrenalin (epinephrine) to



adenochrome by xanthine oxidase plus xanthine (Panchenko et al., 1975). The reaction was followed at 480 nm and one unit of SOD activity is defined as the amount of the enzyme causing 50% inhibition of the rate of adenochrome production at 26 °C. Solutions used in SOD activity measurement were made fresh daily. The assays were run by adding to the cuvette sequentially 0.05 M potassium phosphate buffer pH 7.8/0.1 mM EDTA, 100 µl adrenaline, 100 µl xanthine and 200 µl sample. The reaction was then initiated by adding 20 µl xanthine oxidase.

Catalase (CAT) (EC 1.11.1.6) activity was measured by following the reduction of hydrogen peroxide (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) at 30 °C and 240 nm using the extinction coefficient 0.04 mM<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup> (Beers and Sizer, 1952). Immediately before assay, a stock solution was prepared. The quartz assay cuvette contained 50 µl sample solution in a final volume of 250 µl containing 67 mM phosphate buffer pH 7.0 and 20 mM H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. One unit of CAT represents the amount of enzyme that decomposes 1 µmol of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> per minute.

Glutathione peroxidase (GSHpx) (EC 1.11.1.9) was assayed by following the rate of NADPH oxidation at 340 nm by the coupled reaction with glutathione reductase (Bell et al., 1985). The GSSG generated by GSHpx was reduced by GR and NADPH oxidation was monitored at 340 nm. The quartz assay cuvette containing the reaction mixture which consisted of 50 mM potassium phosphate buffer (pH 7.1), 1 mM EDTA, 3.6 mM reduced glutathione (GSH), 3.6 mM sodium azide, 1 IU mL<sup>-1</sup> glutathione reductase, 0.2 mM NADPH and 0.05 mM H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Moreover, 0.05 mM cumene hydroperoxide was used as substrate instead of hydrogen peroxide. Sample was added and specific activities were determined using the extinction coefficient of 6.22 mM<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup>.

Glutathione reductase (GR) (EC 1.6.4.2) activity was determined by the oxidation of NADPH at 340 nm using the extinction coefficient 6.22 mM<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup>. Reaction mixture in quartz assay cuvette consisted of 0.1 M potassium phosphate buffer (pH 7.2), 2 mM EDTA, 0.63 mM NADPH and 0.15 mM GSSG. The reaction was initiated by the addition of the sample.

Glutathione S-transferase (GST) (EC 2, 5, 1, 18) activity was measured at 340 nm with 1 mM 1-chloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB) and 1 mM glutathione (GSH) in 100 mM potassium phosphate buffer, pH 6.5. The quartz assay cuvette containing 100 mM potassium phosphate buffer pH 6.5, 100 µl GSH and 100 µl CDNB were prepared and the reaction was initiated by the addition of 50 µl sample. Specific activities were determined using an extinction coefficient of 9.6 mM<sup>-1</sup>

cm<sup>-1</sup>.

### Fatty Acid Analyses

Total lipid contents of starved *O. mykiss* larvae were extracted after homogenization in 3:2 (v/v) hexane isopropanol mixtures according to procedures described by Hara and Radin (1978). All solvents contained 0.01% butylated hydroxytoluene as an antioxidant. Fatty acid methyl esters were prepared from total lipid by acid catalyzed transesterification at 55 °C for 15 h according to method of Christie (1998). They were analysed in a GC-17A Shimadzu gas chromatograph equipped with SPTM-2380 fused silica capillary column 30 m × 0.25 mm × 0.2 µm film thickness. The levels of Vitamin A, D, E, K and Cholesterol, Stigmasterol and β-sitosterol were analysed by Shimadzu full VP series HPLC according to the method of Katsanidis and Addis (1999). Total protein, glutathione (GSH) and malondialdehyde (MDA) levels were spectrophotometrically measured. They were assayed at 750 nm according to the method of Lowry et al. (1951) with bovine serum albumin as a standard, 412 nm according to the method of Teare et al. (1993) and 532 nm according to the method of Salih et al. (1987) respectively.

### Statistical Analysis

The statistical analyses were performed using a commercial statistical software (SPSS 15.0) for Windows. All analytical determinations were performed in triplicate and the mean values (mean ± S.E) were reported. All data were statistically compared by one way variance analysis (ANOVA) and comparisons between means were performed with Tukey's test. Differences between means were reported as insignificant if  $p > 0.05$ , significant if  $p < 0.05$ , more significant if  $p < 0.01$  and most significant if  $p < 0.001$ .

### RESULTS

Fatty acid compositions of *O. mykiss* starved larvae from free-swimming to 21 days starved larvae are presented in Table 1. ΣSFA showed a significant and steady increase over the 21-day starving period. It was noted that on the investigation in the fatty acid composition of the free-swimming larvae and 7, 14 and 21 days starved larvae, while C14:0 fatty acid was not detected in the 21 days starved larvae of *O. mykiss*, C15:0, C17:0 and C22:0 fatty acids were not detected from 7 days starved larvae to 21 days starved larvae of *O. mykiss*. ΣSFA were at a minimum (26.43%) at free-swimming larvae and reached a maximum (31.63%) at 21 day starved larvae of *O. mykiss*. The percentages of the ΣSFA increased significantly ( $P < 0.05$ ) at 7, 14 and 21 days starved larvae due to increase in the content of the most abundant saturated fatty acid, C16:0 and C18:0.



**Table 1.** Fatty acid composition of free-swimming larvae and 7, 14, and 21 days starved larvae of *Oncorhynchus mykiss*\*

Fatty acids	Free-swimming Larvae	7 day Starved larvae	14 day Starved larvae	21 day Starved larvae
C14:0	1.17±0.03 <sup>a</sup>	0.72±0.01 <sup>b</sup>	0.73±0.04 <sup>b</sup>	0.00±0.00 <sup>c</sup>
C15:0	0.20±0.01 <sup>a</sup>	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
C16:0	16.71±0.06 <sup>a</sup>	18.73±0.05 <sup>b</sup>	18.65±0.11 <sup>b</sup>	19.80±0.08 <sup>c</sup>
C17:0	0.23±0.01 <sup>a</sup>	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
C18:0	6.93±0.03 <sup>a</sup>	8.97±0.04 <sup>b</sup>	10.14±0.06 <sup>c</sup>	11.17±0.24 <sup>d</sup>
C22:0	0.43±0.03 <sup>a</sup>	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
C24:0	0.75±0.04 <sup>ac</sup>	0.40±0.01 <sup>b</sup>	0.71±0.02 <sup>cd</sup>	0.66±0.00 <sup>d</sup>
Σ SFA	26.43±0.11 <sup>a</sup>	28.82±0.09 <sup>b</sup>	30.23±0.10 <sup>c</sup>	31.63±0.27 <sup>d</sup>
C16:1n-7	2.85±0.03 <sup>a</sup>	1.93±0.05 <sup>b</sup>	2.01±0.08 <sup>b</sup>	1.94±0.10 <sup>b</sup>
C17:1	0.18±0.00 <sup>a</sup>	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
C18:1n-9	16.38±0.07 <sup>a</sup>	13.82±0.13 <sup>b</sup>	16.55±0.08 <sup>a</sup>	14.94±0.01 <sup>c</sup>
C20:1n-9	0.82±0.02 <sup>a</sup>	0.39±0.00 <sup>b</sup>	0.47±0.01 <sup>c</sup>	0.00±0.00
C22:1	0.42±0.02 <sup>a</sup>	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
Σ MUFA	20.66±0.06 <sup>a</sup>	16.14±0.18 <sup>b</sup>	19.03±0.01 <sup>c</sup>	16.89±0.09 <sup>d</sup>
C18:3n-3	1.84±0.04 <sup>a</sup>	0.98±0.04 <sup>b</sup>	1.06±0.03 <sup>b</sup>	0.73±0.01 <sup>c</sup>
C20:5n-3	7.90±0.06 <sup>a</sup>	6.43±0.06 <sup>b</sup>	5.39±0.10 <sup>c</sup>	5.12±0.06 <sup>d</sup>
C22:5n-3	2.43±0.05 <sup>a</sup>	2.96±0.05 <sup>b</sup>	3.47±0.12 <sup>c</sup>	1.90±0.08 <sup>d</sup>
C22:6n-3	30.00±0.06 <sup>a</sup>	36.27±0.10 <sup>b</sup>	30.79±0.21 <sup>c</sup>	34.44±0.13 <sup>d</sup>
Σ n-3	42.17±0.11 <sup>a</sup>	46.65±0.09 <sup>b</sup>	40.70±0.23 <sup>c</sup>	42.19±0.09 <sup>a</sup>
C18:2n-6	5.98±0.06 <sup>a</sup>	3.87±0.10 <sup>b</sup>	5.20±0.17 <sup>c</sup>	4.41±0.10 <sup>d</sup>
C18:3n-6	0.23±0.02 <sup>a</sup>	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
C20:2n-6	0.78±0.02 <sup>a</sup>	0.62±0.02 <sup>b</sup>	0.69±0.01 <sup>c</sup>	0.62±0.01 <sup>b</sup>
C20:3n-6	0.60±0.01 <sup>a</sup>	0.43±0.01 <sup>b</sup>	0.60±0.01 <sup>a</sup>	0.00±0.00
C20:4n-6	3.15±0.07 <sup>a</sup>	3.46±0.03 <sup>b</sup>	3.54±0.10 <sup>b</sup>	4.27±0.02 <sup>c</sup>
Σ n-6	10.74±0.04 <sup>a</sup>	8.39±0.14 <sup>b</sup>	10.03±0.20 <sup>c</sup>	9.30±0.09 <sup>d</sup>
Σ PUFA	52.91±0.07 <sup>a</sup>	55.04±0.10 <sup>b</sup>	50.74±0.11 <sup>c</sup>	51.49±0.18 <sup>d</sup>
Σ n-3/Σ n-6	3.93±0.02 <sup>a</sup>	5.57±0.10 <sup>b</sup>	4.06±0.10 <sup>a</sup>	4.54±0.03 <sup>c</sup>

\*The data are expressed as percentages of total fatty acids. Each value is the mean±S.E. (standard error) of 3 repetitions. Superscripts after values in a same line with different letters represent significant difference ( $p < 0.05$ ). Σ: Total. ΣSFA: Total Saturated Fatty Acid. ΣMUFA: Total Monounsaturated Fatty Acid. Σn-3: Total n-3 Fatty Acid. Σn-6: Total n-6 Fatty Acid. ΣPUFA: Total Polyunsaturated Fatty Acid.

However, in the case of ΣMUFA, they were at a minimum (16.14%) at 7 days starved larvae and at a maximum (20.66%) at free-swimming larvae *O. mykiss*. The percentages of the ΣMUFA increased significantly ( $P < 0.05$ ) at 14 day starved larvae due to increase in the content of the most abundant unsaturated fatty acid, C18:1n-9. According to free-swimming larvae, a statistically significant ( $P < 0.05$ ) decrease in the

percentages of C16:1n-7 was observed at 7, 14 and 21 days starved larvae. Throughout the starving periods, total polyunsaturated fatty acids (ΣPUFA) were at a maximum (55.04%) at 7 days starved larvae and at a minimum (50.74%) at 14 days starved larvae of *O. mykiss*, mainly composed of the increased percentage of C18:2n-6, C20:4n-6(ARA) C20:5n-3, C22:5n-3 and C22:6n-3.

**Table 2.** Changes in Total Protein, GSH and MDA levels in free-swimming larvae and 7, 14, and 21 days starved larvae of *Oncorhynchus mykiss*\*

	Free-swimming Larvae	7 day Starved larvae	14 day Starved larvae	21 day Starved larvae
Total Protein mg/g	49,67±0,86 <sup>bc</sup>	51,42±0,98 <sup>b</sup>	52,55±1,10 <sup>b</sup>	47,25±0,70 <sup>c</sup>
GSH μmol/g	0,86±0,04 <sup>a</sup>	0,51±0,02 <sup>d</sup>	0,53±0,00 <sup>d</sup>	0,85±0,01 <sup>a</sup>
MDA nmol/g	17,08±1,16 <sup>a</sup>	30,78±1,06 <sup>d</sup>	14,59±0,41 <sup>a</sup>	16,56±0,38 <sup>a</sup>

\*Each value is the mean±S.E. (standard error) of 3 repetitions. Superscripts after values in a same line with different letters represent significant difference.

a: Values of p>0.05 is not statistically significant.

b: Values of p < 0.05 is statistically significant.

c: Values of p<0.01 is statistically more significant

d: Values of p<0.001 is statistically most significant

The level of total protein, glutathione (GSH) and malondialdehyde (MDA) in mg per gram tissue, μmol per gram tissue and nmol per gram tissue respectively were examined in fish *O. mykiss* throughout the period of 21 days starving (Table 2). Compared with the *O. mykiss* larvae passing through the free swimming stages with the absorption of the yolk-sac, it was observed that no significant change (p>0.05) had occurred in the total protein amounts of 7, 14 and 21 days starved larvae. The decrease in the total protein amounts of the larvae starved for 21 days was significant (p<0.01) than that of the 7 days and 14 days starved larvae. The difference

in the GSH concentration between the free swimming larvae and 21 days starved larvae was found statistically insignificant (P>0.05). However the GSH concentration in 7 and 14 days starved larvae exhibited significantly (P<0.001) low values. While the GSH concentration in 7 and 14 days starved larvae exhibited significantly (P<0.001) low values, the most significant increase in the MDA concentration was detected in 7 days starved larvae. There was no significant (P>0.05) change in the MDA concentration of starved larvae at the other stages of the starving period.

**Table 3.** Changes in antioxidant enzymes, superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathione peroxidase (GSHpx), glutathione reductase (GR) and glutathione S-transferase (GST) activities in free-swimming larvae and 7, 14, and 21 days starved larvae of *Oncorhynchus mykiss*\*

	Free-swimming Larvae	7 day Starved larvae	14 day Starved larvae	21 day Starved larvae
SOD (U/g)	8,77±0,67	6,90±0,03	5,66±0,24 <sup>d</sup>	6,15±0,14 <sup>c</sup>
CAT (μg/g/1min)	140,12±4,12	126,44±2,46	302,12±3,12 <sup>d</sup>	206,82±1,71 <sup>d</sup>
GSHpx (U/g/1min)	87,16±1,21	80,12±0,97 <sup>a</sup>	65,62±2,51 <sup>c</sup>	75,86±2,79 <sup>a</sup>
GR (U/g/1min)	30,43±3,76	27,81±3,62 <sup>a</sup>	33,33±2,09 <sup>a</sup>	39,79±0,43 <sup>c</sup>
GST (μg/g/1min)	250,33±6,25	243,67±4,72	279,33±3,48 <sup>c</sup>	168,00±5,77 <sup>d</sup>

\*The meaning of the symbols is given under Table 2.

The specific activities of five enzymes of the antioxidation system in starved larvae of *O. mykiss* over a period of 21 days starving are shown in Table 3. SOD activity in free swimming larvae and 7 days starved larvae showed its highest value but its lowest value occurred in the 14 day starved larvae. Conversely, CAT activity was significantly (P<0.001) low in free swimming larvae and 7 days starved larvae and significantly (P<0.001)

high in 14 and 21 days starved larvae. Compared to free swimming larvae, GSHpx activity showed a significant (P<0.01) decrease in 14 days starved larvae which had the lowest activity in all starved larvae. Its activity did not show any significant change in 7 and 21 days starved larvae (P>0.05). GR activity did not show any significant change from free swimming larvae to 14 days starved larvae which had the lowest activity but its highest

value occurred in the 21 days starved larvae ( $P < 0.01$ ). Unlike SOD activity which showed its highest value in the first two weeks, GST activity showed its highest value in third weeks, but it decreased sharply in 21 days starved larvae ( $P < 0.001$ ).

Table 4 shows the levels of Retinol ( $\mu\text{g/g}$ ), Vitamin D<sub>3</sub> ( $\mu\text{g/g}$ ),  $\delta$ -Tocopherol ( $\mu\text{g/g}$ ),  $\alpha$ -Tocopherol ( $\mu\text{g/g}$ ), Vitamin K<sub>1</sub> ( $\mu\text{g/g}$ ), Vitamin K<sub>2</sub> ( $\mu\text{g/g}$ ), Cholesterol ( $\mu\text{mol/g}$ ), Stigmasterol ( $\mu\text{g/g}$ ) and  $\beta$ -sitosterol ( $\mu\text{g/g}$ ) in free swimming larvae, 7, 14 and 21 days starved *O. mykiss* larvae. When retinol levels were examined throughout the period of 21 days starving, there were the most significant ( $P < 0.001$ ) decrease in all starved larvae according to the free swimming larvae. There were no significant differences in the level of vitamin D<sub>3</sub> between the free swimming larvae, 14 days starved larvae and 21 days starved larvae, but the most significant ( $P < 0.001$ ) increase was observed in the 7 days starved

larvae.  $\delta$ -Tocopherol level showed a significant ( $P < 0.01$ ) decrease in 7 days starved larvae before decreasing sharply in 14 days and 21 days starved larvae ( $P < 0.001$ ). The highest  $\delta$ -tocopherol level was observed in free swimming larvae.  $\alpha$ -tocopherol did not show any marked change during the 21 days starving period. The highest  $\alpha$ -tocopherol values ( $25,47 \pm 0,18$ ) were found in the free swimming larvae, but its lowest value ( $11,49 \pm 0,22$ ) occurred in the 21 days starved larvae. *O. mykiss*'s starved larvae did not show any remarkable change in vitamin K<sub>1</sub> levels from 7 days to 21 days starved larvae, but the level of K<sub>1</sub> was most significantly ( $P < 0.001$ ) higher in free swimming larvae. In the starving period of *O. mykiss*'s larvae, K<sub>2</sub> levels showed a significant ( $P < 0.01$ ) decrease in 7 days starved larvae and the most significant ( $P < 0.001$ ) decrease in 14 and 21 days starved larvae. K<sub>2</sub> levels were high in the free swimming larvae and significantly ( $P < 0.001$ ) were low in 14 days starved larvae and 21 days starved larvae.

**Table 4.** Changes in Retinol, Vitamin D<sub>3</sub>,  $\delta$ -Tocopherol,  $\alpha$ -Tocopherol, Vitamin K<sub>1</sub>, Vitamin K<sub>2</sub>, Cholesterol, Stigmasterol and  $\beta$ -sitosterol levels in free-swimming larvae and 7, 14, and 21 days starved larvae of *Oncorhynchus mykiss*\*

	Free-swimming Larvae	7 day Starved larvae	14 day Starved larvae	21 day Starved larvae
Retinol (vit. A) $\mu\text{g/g}$	0,56 $\pm$ 0,05	0,27 $\pm$ 0,04 <sup>d</sup>	0,24 $\pm$ 0,03 <sup>d</sup>	0,24 $\pm$ 0,04 <sup>d</sup>
Vitamin D <sub>3</sub> $\mu\text{g/g}$	0,11 $\pm$ 0,02 <sup>a</sup>	0,25 $\pm$ 0,02 <sup>d</sup>	0,07 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	0,06 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>
$\delta$ -Tocopherol $\mu\text{g/g}$	2,04 $\pm$ 0,19	1,38 $\pm$ 0,15 <sup>c</sup>	0,55 $\pm$ 0,08 <sup>d</sup>	0,27 $\pm$ 0,04 <sup>d</sup>
$\alpha$ -Tocopherol $\mu\text{g/g}$	25,47 $\pm$ 0,18	13,98 $\pm$ 0,18 <sup>d</sup>	15,53 $\pm$ 0,29 <sup>d</sup>	11,49 $\pm$ 0,22 <sup>d</sup>
Vitamin K <sub>1</sub> $\mu\text{g/g}$	0,31 $\pm$ 0,01	0,13 $\pm$ 0,00 <sup>d</sup>	0,07 $\pm$ 0,00 <sup>d</sup>	0,09 $\pm$ 0,01 <sup>d</sup>
Vitamin K <sub>2</sub> $\mu\text{g/g}$	4,07 $\pm$ 0,10	2,56 $\pm$ 0,18 <sup>c</sup>	1,71 $\pm$ 0,19 <sup>d</sup>	0,71 $\pm$ 0,04 <sup>d</sup>
Cholesterol $\mu\text{mol/g}$	3,22 $\pm$ 0,06	2,51 $\pm$ 0,04 <sup>c</sup>	2,48 $\pm$ 0,24 <sup>c</sup>	2,73 $\pm$ 0,11 <sup>b</sup>
Stigmasterol $\mu\text{g/g}$	94,13 $\pm$ 3,35	82,93 $\pm$ 1,97 <sup>b</sup>	65,80 $\pm$ 1,26 <sup>d</sup>	56,62 $\pm$ 4,90 <sup>d</sup>
$\beta$ -sitosterol $\mu\text{g/g}$	0,22 $\pm$ 0,02 <sup>a</sup>	0,22 $\pm$ 0,04 <sup>a</sup>	0,24 $\pm$ 0,04 <sup>a</sup>	0,26 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>

\*The meaning of the symbols is given under Table 2.

Cholesterol levels showed a small but statistically significant ( $P < 0.05$ ) decrease in 21 days starved *O. mykiss*'s larvae and the more significant ( $P < 0.01$ ) decrease in 7 and 14 days starved larvae according to the free swimming larvae. Although there were no significant differences in stigmasterol levels from 14 days to 21 days starved larvae, the most significant ( $P < 0.001$ ) decrease was observed in the last two weeks

according to the free swimming larvae.  $\beta$ -sitosterol levels did not show any significant change in any of the groups.

## DISCUSSION

Starvation is a threat that fish often face in their native aquatic ecosystems, which affects their reproduction, development, growth and survival. During starvation, fish goes into a special anti-stress

status due to the lack of available energy. Specifically, all physiological metabolism in fish undergo a variety of changes, including those relevant to enzymatic activity, energy substance composition, ammonia excretion rate, and many others (Pérez-Jiménez et al., 2007). Lipids are essential molecules of the cell acting as structural components of cell membranes, cellular communication and energy store. These key functions are especially relevant in early developmental stages of teleosts since they exhibit high growth rates demanding significant amounts of lipids as a main source of energy and for membrane formation (Roman-Padilla et al., 2016).

Levels of protein in the all starved stages were not significantly affected by starvation. Even though the difference in the protein content was insignificant, an increment was detected for the 7 days and 14 days starved larvae. Results from the present study showed that starvation stimulates protein synthesis in early life stages of the *O. mykiss* larvae. The results implied a likely correlation between starvation and protein synthesis, which is valuable for investigation. This study have similar result with these several studies reported in fingerlings (*Labeo rohita*) (Yengkokpam et al., 2008), *Dicentrarchus labrax* (Antonopoulou et al., 2013) and *Solea senegalensis* during early larval stages (Solé et al., 2004).

The protein and lipid levels of starving larvae are different. In the former case like Salem et al. 2007, the observed increase in protein level with time may be the preservation of the protein synthesis in the growing organism, whereas in the latter it reflects the utilization of the body's lipid reserves mainly due to the utilization of energy derived from lipids during starvation. This results revealed that decrease in protein level occurred after 21 days starvation in *O. mykiss*. This finding was compatible with the study of Salem et al. (2007). They showed that decreased expression of proteins at mRNA level occurred after 21 days starvation in rainbow trout, and mobilize their endogenous reserves to obtain the energy required to maintain vital processes (brain function, respiration, regulation of mineral balance, etc.). Changes in the amount of fatty acids in starved *O. mykiss* larvae were also noticeable (Table 1). In starved *O. mykiss* larvae, a significant reduction of lipid content occurred from day 7 and kept low levels to day 14 compared to the free swimming larvae and 21 days starved larvae. The amount of  $\Sigma$ PUFA in 7 days starved larvae (55.04%) decreases significantly in 14 days starved larvae (50.74%) during 7 days of starvation, while total protein increases from 7 days starved larvae (51.42 mg/g) to 14 days starved larvae (52.55 mg/g) even if no significant differences were observed among

(Tables 1 and 2). Lipid peroxidation, specifically PUFA oxidation is highly deleterious, resulting in damage to cellular biomembranes as a consequence of oxidative deterioration of membrane lipids (Porter et al., 1995).

The intensive use of C18:1n-9 and C16:1n-7 during development was observed in 7 and 21 days starved larvae. The intense utilization of monounsaturated fatty acids, especially C18:1n-9 and C16:1n-7 pointing out the importance of these nutrients as energy substrates (Abi-ayad et al., 2004). There was, even, an increase of saturated fatty acids especially C16:0 and C18:0, probably due to bioconversion processes which is in accordance with other studies (Cejas et al., 2004; Abi-ayad et al., 2004). On examination of n-6 and n-3 fatty acids, it was determined that the starved larvae, in comparison with the fed larvae (Zengin and Yilmaz., 2016), while using less C20:5n-3, they more strongly conserved C22:6n-3. This supports the view that C20:5n-3 and C22:6n-3 acids are generally spared for physiological functions as well for incorporation in specific tissues such as the brain and retina. During starvation C22:6n-3 was preferentially conserved compared with C20:5n-3 (Oxley et al., 2005).

Although the starved *O. mykiss* were under very difficult nutritional conditions, Arachidonic acid (C20:4n-6) acids were more strongly conserved in the starved larvae than in the fed larvae (Zengin and Yilmaz., 2016). C20:4n-6 and C20:5n-3 exhibit a competitive relationship for binding to some enzymes in fish, such as the eicosanoid synthesis enzymes, phospholipid esterase or fatty acid elongase (Tocher, 2003). C20:4n-6 is the preferred substrate for eicosanoids, whereas C20:5n-3 is the preferred substrate for phosphoglycerides. But the amount of the C20:4n-6 significantly increased with the increasing starvation period. In starved larvae, there was an apparent preference in utilization of C20:5n-3 than C20:4n-6. Investigations have been carried out on the physiological effects of C20:4n-6. C20:4n-6, which is precursor of eicosanoids, has an importance on the growth and reproduction of fish and also many physiological events, such as gamet, larvae quality, fertilization of eggs and hatching, survival rate of hatched larvae, immune system, and adaptation to changeable environmental factors (i.e., changes in salinity levels of water) (Bae et al., 2010; Harlioğlu, 2014).

Changes on the levels of certain metabolites, such as MDA and GSH, and on the activity of some antioxidant enzymes such as SOD, CAT, GSHpx, GR and GST have been described as biomarkers of oxidative stress provoked either by different nutritional conditions or by prolonged starvation (Pascual et al., 2003; Morales et al., 2004). Because of the high unsaturation, C20:4n-6 and

C20:5n-3 are easy to be attacked by free radicals, which cause lipid peroxidation and impair the functional integrity of cell membranes and enzyme activity. MDA is the end product of lipid peroxidation and its content could reflect the degree of lipid peroxidation. It is an important indicator of the oxidative changes of lipid (Tian et al., 2017). Results from the present study showed that during 21 days of starvation, the highest MDA generation was enhanced in 7 days starved larvae that antioxidant defenses were inadequate for effective scavenging ROS, and leading to the appearance of lipid peroxidation as a MDA generation. Thus, the highest MDA content resulted in decreased levels of total PUFA, particularly eicosapentaenoic acid (C20:5n-3) in 14 and 21 days starved larvae. Based on MDA levels, this results clearly showed that prolonged starvation led to oxidative stress, with starved *O. mykiss* larvae showing increase in MDA with respect to the free swimming larvae. A study with sea bream (*Sparus aurata*) evaluated the influence of prolonged starvation on MDA levels, and a significant increase of this metabolite has been reported (Pascual et al., 2003).

Among the antioxidant nutrients, vitamin E is the major membrane-bound lipid-soluble antioxidant. In the present study, there is the most significant decrease in vitamin E ( $\alpha$ -tocopherol and  $\delta$ -tocopherol) level in all starved larvae of *O. mykiss* according to the free swimming larvae. These results indicated that vitamin E deficiency impaired the antioxidant capacity in the starved larvae. The intracellular levels of non-enzymatic antioxidants, GSH influence the activity of the enzymatic antioxidants. As shown in Table 2 and 4, decreased in GSH content and the vitamin E levels were not protect *O. mykiss* larvae against lipid peroxidation. Decrease in vitamin E level significantly decreased the GSH content in the 7 and 14 days starved larvae. Decrease in vitamin E level also significantly decreased the activities of SOD and GSHpx in 14 days starved larvae (Morales et al., 2004; Pan et al., 2017). Thus, Vitamin E is an indispensable nutrient required to maintain normal physiological functions in fish and has been used in fish diets as an antioxidant substance to prevent the peroxidation of highly unsaturated fatty acids (HUFA) in fish oil (Ortuño et al., 2000). In order to evaluate the effects of starvation as a source of oxidative stress, we checked the GSH levels in the 21 days starving period (Table 2). In the present study we have detected GSH depletion in *O. mykiss* larvae and the decline in GSH levels occurred in 7 days to 14 days starvation. The starved fish had low GSH levels. These changes were coincident with the appearance of MDA shown as useful early biomarkers of oxidative stress. Results from Pascual et al. (2003) confirm this

conclusion.

GSH acts as an effective antioxidant molecule besides serving as a substrate for GSHpx and GR to neutralize  $H_2O_2$  produced by SOD. Thus, cellular GSH store represents the competency of living organism to resist the oxidative damage. GSHpx catalyses a variety of lipid peroxides by using GSH. In general, GSH is reformed by GR in a NADPH dependent reaction, and NADPH is generated by multiple redox enzymatic reactions that are markedly synchronized with nutrient supply (Morales et al., 2004; Sinha et al., 2015). Lower availability of NADPH as a consequence of nutrient limitation would curtail GR activity. This was reflected by an impaired GR activity in starved fish accompanied by a decline in recycling rate of GSH regeneration. This indicates an insufficient GSH-recycling system in starved fish under starvation conditions. Similarly, depletion of endogenous GSH pool in fish has been reported to occur under a situation of starvation (Sinha et al., 2015).

While the activities of GSHpx are reduced in 14 days starved larvae during starvation, GR activity showed the highest value when deaths were seen at 21<sup>th</sup> day. GR activities increased in parallel with starvation. A similar increase in the hepatic GR activity was reported in *Sparus aurata* (Pascual et al., 2003). The nutritional deficiency that fish were confronted to, could have restricted the availability of sulphur amino acids. This might detain the production of GSH and functional activities of GSHpx in the starved fish. (Paterson et al., 2001). In this study, starvation condition have shown that starvation was resulted in the most significant decrease in GSH content in 7 days and 14 days starved *O. mykiss* larvae, connoting an disadvantage for the starved larvae to resist oxidative stress.

Glutathione S-transferases have a critical role against oxidative damage (Ela et al., 2003). GST may be increased, especially in diets with low vitamin E, as it is thought to form GSH conjugates with peroxy radicals (Choi et al., 2008). Thus, GST can inactivate lipoperoxidation products, lipid hydroperoxides, and their derivatives (Doyen et al., 2008). Unlike Mourente et al. (1999) and Pascual et al. (2003), GST activity in this study showed the most significant increase in 14 days starved *O. mykiss* larvae. We observed that from free swimming larvae, all enzymatic activities were already measurable and they tended to increase in the case of CAT, GR, GST and to decrease in the case of SOD and GSHpx in 21 days starvation periods. The highest CAT and GST activities during starvation suggest that defences against ROS assume greater importance during periods of starvation (Guderley et al., 2003). In response to the starvation, *O. mykiss* larvae showed the



lowest activities of SOD and GSHpx of any other animal in previous studies (Morales et al., 2004).

In conclusion, various metabolic adjustments were observed during 21 days starvation in *O. mykiss* larvae. Lipids played a more important role as energy reserves on a relative basis in whole body; lipids were more important sources of catabolizable energy in starved larvae, whereas protein might be preferentially mobilized in muscle. *O. mykiss* larvae preferentially utilized C18:1n-9 and C16:1n-7 as energy substrate and preferentially reserved C16:0 and C18:0 during starvation. MUFA were a major energy source for starving *O. mykiss* larvae, and DHA and EPA in *O. mykiss* larvae during starvation were conserved. The amount of protein during starvation may reflect its abundance in the larval body, their protection by intracellular chaperones or their critical functional roles. GR activity

increased in parallel with starvation, matching this results in the 21-day period. GSHpx and GST play important roles in detoxification of ROS. The increase in GST activity during the experimental period suggests the detoxification of toxic products of lipid peroxidation, such as MDA (Elia et al., 2003). In this study, the lowest level of GST in 21 days starved larvae was resulted in a significant reduction of *O. mykiss* larval capacity to withstand oxidative stress following 21 days of starvation. Clearly, starvation or species nutritional deficiencies can weaken anti-oxidant protections.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

This work was funded by the Research Fund of CUMHURİYET UNIVERSITY (Number: EĞT-036) (SIVAS, TURKEY). We thank the local and commercial Fish Farm in Zara (Sivas) for providing the eggs and sperm samples.

#### REFERENCES

- Abi-Ayad, S., Boutiba, Z., Mélard, C., & Kestemont, P. (2004). Dynamics of Total Body Fatty Acids During Early Ontogeny of Pikeperch (*Sander lucioperca*) Larvae. *Fish Physiology and Biochemistry*, 30(2), 129-136. DOI: [10.1007/s10695-005-3417-9](https://doi.org/10.1007/s10695-005-3417-9)
- Antonopoulou, E., Kentepozidou, E., Feidantsis, K., Roufidou, C., Despota, S., & Chatzifotis, S. (2013). Starvation and re-feeding affect Hsp expression, MAPK activation and antioxidant enzymes activity of European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 165(1), 79-88. DOI: [10.1016/j.cbpa.2013.02.019](https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.02.019)
- Bae, J., Kim, D., Yoo, K., Kim, S., Lee, J., & Bai, S. C. (2010). Effects of Dietary Arachidonic Acid (20:4n-6) Levels on Growth Performance and Fatty Acid Composition of Juvenile Eel, *Anguilla japonica*. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 23(4), 508-514. DOI: [10.5713/ajas.2010.90491](https://doi.org/10.5713/ajas.2010.90491)
- Beers, R.F., Sizer, I.W. (1952). Spectrophotometric method for measuring the breakdown of hydrogen peroxide by catalase. *The Journal of Biological Chemistry*, 195, 133-140. PMID: 14938361
- Bell, J. G., Cowey, C. B., Adron, J. W., & Shanks, A. M. (1985). Some effects of vitamin E and selenium deprivation on tissue enzyme levels and indices of tissue peroxidation in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *British Journal of Nutrition*, 53(01), 149-157. DOI: [10.1079/bjn19850019](https://doi.org/10.1079/bjn19850019)
- Cejas, J. R., Almansa, E., Jérez, S., Bolaños, A., Felipe, B., & Lorenzo, A. (2004). Changes in lipid class and fatty acid composition during development in white seabream (*Diplodus sargus*) eggs and larvae. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 139(2), 209-216. DOI: [10.1016/j.cbpc.2004.07.010](https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2004.07.010)
- Choi, C. Y., An, K. W., & An, M. I. (2008). Molecular characterization and mRNA expression of glutathione peroxidase and glutathione S-transferase during osmotic stress in olive flounder (*Paralichthys olivaceus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 149(3), 330-337. DOI: [10.1016/j.cbpa.2008.01.013](https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2008.01.013)
- Christie, W. W. (1998). Gas chromatography-mass spectrometry methods for structural analysis of fatty acids. *Lipids*, 33(4), 343-353. DOI: [10.1007/s11745-998-0214-x](https://doi.org/10.1007/s11745-998-0214-x)
- Doyen, P., Bigot, A., Vasseur, P., & Rodius, F. (2008). Molecular cloning and expression study of pi-class glutathione S-transferase (pi-GST) and selenium-dependent glutathione peroxidase (Se-GPx) transcripts in the freshwater bivalve *Dreissena polymorpha*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 147(1), 69-77. DOI: [10.1016/j.cbpc.2007.08.002](https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.08.002)
- Elia, A. C., Galarini, R., Taticchi, M. I., Dörr, A. J., & Mantilacci, L. (2003). Antioxidant responses and bioaccumulation in *Ictalurus melas* under mercury exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55(2), 162-167. DOI: [10.1016/s0147-6513\(02\)00123-9](https://doi.org/10.1016/s0147-6513(02)00123-9)
- Furné, M., Morales, A. E., Trenzado, C. E., García-Gallego, M., Carmen Hidalgo, M., Domezain, A., & Sanz Rus, A. (2011). The metabolic effects of prolonged starvation and refeeding in sturgeon and rainbow trout. *Journal of Comparative Physiology B*, 182(1), 63-76. DOI: [10.1007/s00360-011-0596-9](https://doi.org/10.1007/s00360-011-0596-9)
- Guderley, H., Lapointe, D., Bédard, M., & Dutil, J. (2003). Metabolic priorities during starvation: enzyme sparing in liver and white muscle of Atlantic cod, *Gadus morhua* L. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 135(2), 347-356. DOI: [10.1016/s1095-6433\(03\)00089-8](https://doi.org/10.1016/s1095-6433(03)00089-8)
- Hara, A., & Radin, N. S. (1978). Lipid extraction of tissues with a low-toxicity solvent. *Analytical Biochemistry*, 90(1), 420-426. DOI: [10.1016/0003-2697\(78\)90046-5](https://doi.org/10.1016/0003-2697(78)90046-5)
- Harloğlu, A. (2014). Araşidonik Asidin Balık Beslemesinde Önemi (The Importance of Arachidonic Acid in Fish Nutrition.) Yunus Araştırma Bülteni, 2014(3). DOI: [10.17693/yunusae.v2014i21953.235716](https://doi.org/10.17693/yunusae.v2014i21953.235716)
- Katsanidis, E., & Addis, P. B. (1999). Novel HPLC analysis of tocopherols, tocotrienols, and cholesterol in tissue. *Free Radical Biology and Medicine*, 27(11-12), 1137-1140. DOI: [10.1016/s0891-5849\(99\)00205-1](https://doi.org/10.1016/s0891-5849(99)00205-1)
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L., Randall, R.J., (1951). Protein measurement with the folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry* 193(1), 265-275. PMID: 14907713
- Morales, A. E., Pérez-Jiménez, A., Carmen Hidalgo, M., Abellán, E., & Cardenete, G. (2004). Oxidative stress and antioxidant defenses after prolonged starvation in *Dentex dentex* liver. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 139(1-3), 153-161. DOI: [10.1016/j.cca.2004.10.008](https://doi.org/10.1016/j.cca.2004.10.008)

- Mourete, G., Tocher, D. R., Diaz, E., Grau, A., & Pastor, E. (1999). Relationships between antioxidants, antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation products during early development in *Dentex dentex* eggs and larvae. *Aquaculture*, 179(1-4), 309-324. DOI: [10.1016/s0044-8486\(99\)00167-2](https://doi.org/10.1016/s0044-8486(99)00167-2)
- Ortuño, J., Esteban, M., & Meseguer, J. (2000). High dietary intake of  $\alpha$ -tocopherol acetate enhances the non-specific immune response of gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Fish & Shellfish Immunology*, 10(4), 293-307. DOI: [10.1006/fsim.1999.0238](https://doi.org/10.1006/fsim.1999.0238)
- Oxley, A., Tocher, D. R., Torstensen, B. E., & Olsen, R. E. (2005). Fatty acid utilisation and metabolism in caecal enterocytes of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed dietary fish or copepod oil. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Molecular and Cell Biology of Lipids*, 1737(2-3), 119-129. DOI: [10.1016/j.bbailip.2005.09.008](https://doi.org/10.1016/j.bbailip.2005.09.008)
- Pan, J., Feng, L., Jiang, W., Wu, P., Kuang, S., Tang, L., Tang, W.N., Zhang, Y.A., Zhou, X.Q., Liu, Y. (2017). Vitamin E deficiency depressed fish growth, disease resistance, and the immunity and structural integrity of immune organs in grass carp (*Ctenopharyngodon idella*): Referring to NF- $\kappa$ B, TOR and Nrf2 signaling. *Fish & Shellfish Immunology*, 60, 219-236. DOI: [10.1016/j.fsi.2016.11.044](https://doi.org/10.1016/j.fsi.2016.11.044)
- Panchenko, L. F., Brusov, O. S., Gerasimov, A. M., & Loktaeva, T. D. (1975). Intramitochondrial localization and release of rat liver superoxide dismutase. *FEBS Letters*, 55(1-2), 84-87. DOI: [10.1016/0014-5793\(75\)80964-1](https://doi.org/10.1016/0014-5793(75)80964-1)
- Pascual, P., Pedrajas, J., Toribio, F., López-Barea, J., & Peinado, J. (2003). Effect of food deprivation on oxidative stress biomarkers in fish (*Sparus aurata*). *Chemico-Biological Interactions*, 145(2), 191-199. DOI: [10.1016/s0009-2797\(03\)00002-4](https://doi.org/10.1016/s0009-2797(03)00002-4)
- Paterson, P. G., Lyon, A. W., Kamencic, H., Andersen, L. B., & Juurlink, B. H. (2001). Sulfur Amino Acid Deficiency Depresses Brain Glutathione Concentration. *Nutritional Neuroscience*, 4(3), 213-222. DOI: [10.1080/1028415x.2001.11747364](https://doi.org/10.1080/1028415x.2001.11747364)
- Pérez-Jiménez, A., Guedes, M. J., Morales, A. E., & Olivares-Teles, A. (2007). Metabolic responses to short starvation and refeeding in *Dicentrarchus labrax*. Effect of dietary composition. *Aquaculture*, 265(1-4), 325-335. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2007.01.021](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.01.021)
- Piccinetti, C. C., Donati, M., Radaelli, G., Caporale, G., Mosconi, G., Palermo, F., Cossignani, L., Salvatori, R., Lopez, R.P. & Olivotto, I. (2014). The effects of starving and feeding on Dover sole (*Solea solea*, Soleidae, Linnaeus, 1758) stress response and early larval development. *Aquaculture Research*, 46(10), 2512-2526. DOI: [10.1111/are.12410](https://doi.org/10.1111/are.12410)
- Porter, N. A., Caldwell, S. E., & Mills, K. A. (1995). Mechanisms of free radical oxidation of unsaturated lipids. *Lipids*, 30(4), 277-290. DOI: [10.1007/bf02536034](https://doi.org/10.1007/bf02536034)
- Portner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Ecology: Physiology and Climate Change. *Science*, 322(5902), 690-692. DOI: [10.1126/science.1163156](https://doi.org/10.1126/science.1163156)
- Ritola, O., Peters, L. D., Livingstone, D. R., & Lindstrom-Seppa, P. (2002). Effects of in vitro exposure to ozone and/or hyperoxia on superoxide dismutase, catalase, glutathione and lipid peroxidation in red blood cells and plasma of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Aquaculture Research*, 33(3), 165-175. DOI: [10.1046/j.1365-2109.2002.00649.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2002.00649.x)
- Roman-Padilla, J., Rodríguez-Rua, A., Claros, M., Hachero-Cruzado, I., & Manchado, M. (2016). Genomic characterization and expression analysis of four apolipoprotein A-IV paralogs in Senegalese sole (*Solea senegalensis* Kaup). *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 191, 84-98. DOI: [10.1016/j.cbpb.2015.09.010](https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2015.09.010)
- Salem, M., Silverstein, J., Rexroad, C. E., & Yao, J. (2007). Effect of starvation on global gene expression and proteolysis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *BMC Genomics*, 8(1), 328. DOI: [10.1186/1471-2164-8-328](https://doi.org/10.1186/1471-2164-8-328)
- Salih, A. M., Smith, D. M., Price, J. F., & Dawson, L. E. (1987). Modified Extraction 2-Thiobarbituric Acid Method for Measuring Lipid Oxidation in Poultry. *Poultry Science*, 66(9), 1483-1488. DOI: [10.3382/ps.0661483](https://doi.org/10.3382/ps.0661483)
- Silva, T.V., Barbas, L. A., Torres, M. F., Sampaio, L. A., & Monserrat, J. M. (2017). Lipid peroxidation and antioxidant capacity in *Peckoltia oligospila* (Günther, 1864) submitted to transport under different concentration of dissolved oxygen. *Aquaculture*, 481, 72-78. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2017.08.024](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.08.024)
- Sinha, A. K., AbdElgawad, H., Zinta, G., Dasan, A. F., Rasoloniriana, R., Asard, H., Blust, R., & De Boeck, G. (2015). Nutritional Status as the Key Modulator of Antioxidant Responses Induced by High Environmental Ammonia and Salinity Stress in European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*). *PLOS ONE*, 10(8), e0135091. DOI: [10.1371/journal.pone.0135091](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135091)
- Solé, M., Potrykus, J., Fernández-Díaz, C., & Blasco, J. (2004). Variations on stress defences and metallothionein levels in the Senegal sole, *Solea senegalensis*, during early larval stages. *Fish Physiology and Biochemistry*, 30(1), 57-66. DOI: [10.1007/s10695-004-6786-6](https://doi.org/10.1007/s10695-004-6786-6)
- Stephensen, E., Sturve, J., & Förlin, L. (2002). Effects of redox cycling compounds on glutathione content and activity of glutathione-related enzymes in rainbow trout liver. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 133(3), 435-442. DOI: [10.1016/s1532-0456\(02\)00129-1](https://doi.org/10.1016/s1532-0456(02)00129-1)
- Teare, J.P., Punched, N.A., Powell, J.J., Lumb, P.J., Mitchel, W.D. & Thompson, R.P. (1993). Automated spectrophotometric method for determining oxidized and reduced glutathione in liver. *Clinical Chemistry*. 39 (4), 686-689. PMID: 8472367
- Tian, J., Lei, C., Ji, H., Kaneko, G., Zhou, J., Yu, H., Li, Y., Yu, E.M. & Xie, J. (2017). Comparative analysis of effects of dietary arachidonic acid and EPA on growth, tissue fatty acid composition, antioxidant response and lipid metabolism in juvenile grass carp, *Ctenopharyngodon idellus*. *British Journal of Nutrition*, 118(06), 411-422. DOI: [10.1017/s000711451700215x](https://doi.org/10.1017/s000711451700215x)
- Tocher, D. R. (2003). Metabolism and Functions of Lipids and Fatty Acids in Teleost Fish. *Reviews in Fisheries Science*, 11(2), 107-184. DOI: [10.1080/713610925](https://doi.org/10.1080/713610925)
- Valko, M., Rhodes, C., Moncol, J., Izakovic, M., & Mazur, M. (2006). Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. *Chemico-Biological Interactions*, 160(1), 1-40. DOI: [10.1016/j.cbi.2005.12.009](https://doi.org/10.1016/j.cbi.2005.12.009)
- Yengkokpam, S., Pal, A., Sahu, N., Jain, K., Dalvi, R., Misra, S., & Debnath, D. (2008). Metabolic modulation in *Labeo rohita* fingerlings during starvation: Hsp70 expression and oxygen consumption. *Aquaculture*, 285(1-4), 234-237. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2008.08.034](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.08.034)
- Zengin, H., & Yılmaz, Ö. (2016). Antioxidant defence of the actively feeding *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792) larvae in relation to dietary PUFA and vitamin E contents. *Regional Studies in Marine Science*, 8, 515-522. DOI: [10.1016/j.rsma.2016.03.003](https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.03.003)

## Kültür çipura (*Sparus aurata*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) balıklarının fileto edilmesi sonucunda ortaya çıkan atıklardan protein hidrolizat eldesi, fonksiyonel ve antioksidant özellikleri ve depolamadaki kararlılığı

### Stability of fish protein hydrolysate from processing wastes of gilthead seabream (*Sparus aurata*), European seabass (*Dicentrarchus labrax*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during storage

Kamil Emre Türkaslan<sup>1</sup> • Şükran Çaklı<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Bornova-İzmir, Türkiye  <https://orcid.org/0000-0001-5972-8942>

<sup>2</sup>Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Bornova-İzmir, Türkiye  <https://orcid.org/0000-0002-2419-9064>

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

Received date: 10.04.2018

Accepted date: 27.07.2018

#### How to cite this paper:

Türkaslan, K. M. & Çaklı, Ş. (2018). Stability of fish protein hydrolysate from processing wastes of gilthead seabream (*Sparus aurata*), European seabass (*Dicentrarchus labrax*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during storage. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 397-406. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.05

**Öz:** Bu çalışmada kültür çipura (*Sparus aurata*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) balıklarının fileto edilmesi sonucunda ortaya çıkan atıklardan protein hidrolizat üretilmiştir. Hidrolizat iki farklı enzim kullanılarak üretilmiştir. Alkalaz ve flavur enzimleri kullanılarak üretilen hidrolizatlarda; emülsiyon, renk, köpürme gibi fonksiyonel özelliklerin tespiti ve antioksidant özellikler ve amino asit kompozisyonu tespiti yapılmıştır. Ayrıca farklı iki enzim kullanılarak üretilen hidrolizatlarının 18°C de 6 ay süre ile depolanarak, depolama zamanına bağlı bazı değişimleri saptanmıştır. Sonuç olarak, alkalaz enzimiyle üretilen toz protein hidrolizatının flavur enzimine göre daha yüksek seviyelerde fonksiyonel ve antioksidatif özellik gösterdiği tespit edilmiştir.

**Anahtar kelimeler:** Hidrolizat, balık atıkları, kalite kontrol

**Abstract:** In this study, protein hydrolysate was produced from the wastes resulting from the filling of culture sea bream (*Sparus aurata*) and sea bass (*Dicentrarchus labrax*). Hydrolysates were developed by employing the alcalase and flavor enzyme. In addition, the functional properties of hydrolysates were characterized such as emulsion, color, rage and antioxidant as well as amino acid compositions. Also, the effects of storage time on the hydrolysates which was developed by using the two different enzymes and stored at 18°C on 6 months were determined. As a result, it was found that hydrolysate protein powder made by alcalase was showed higher level of functional and antioxidant properties compared to the flavor enzyme.

**Keywords:** Hydrolysate, fish wastes, quality control

## GİRİŞ

2016 senesinde ülkemizde aquakültür üretimi 253.395 ton dur. Çipura balığı 58.254 ton, levrek 80.847 ton olarak yetiştirilmiş ve ülkemizin toplam su ürünleri ihracatı yaklaşık 2,4 milyar Türk lirası değerindedir (ANONİM, 2018). Balık işleme yan ürünleri; balık işleme işleminden arta kalmış olan ürünlerdir. Balık işleme süresince üretilen yan ürünlerin oranı, ilk başlangıçtaki materyalin ağırlık olarak %50 sini oluşturabilmektedir ve bu atıklardan kurtulmak maliyetlidir. Bu olay sadece maliyeti ile değil aynı zamanda çevreye olan zararları ile de sıkıntı oluşturmaktadır. İşleme atıklarından para harcıyarak kurtulmak yerine firmalar hayvan yemi, balık yemi ve gübre üreterek para kazanma yoluna gitmektedir. Fakat bunun kazancı düşüktür. Bu da firmaları değeri daha yüksek olan ürünlere yöneltmiştir. Balık toz protein hidrolizatları, proteinin enzimatik hidrolizinden oluşan ürünlerdir. Balıkta bulunan proteinin, enzim yardımı ile aminoasitlere parçalanmasıyla üretilmektedir. Elde edilen protein hidrolizatları gıda sanayiinde bir katkı maddesi olarak kullanıldığından işlevi çok fazladır. Proteolizi hızlandırmak için bazı enzimler ve mikrobiyal starterler eklenir. Toz protein hidrolizati üretmek ve elde edilmek istenen özellikleri yakalamak için; sıcaklık, pH ve zaman gibi parametreler oldukça iyi bir şekilde takip edilmek zorundadır. Toz protein hidrolizatları, lezzet arttırıcı, fonksiyonel gıda maddeleri ve protein bakımından düşük içerikli gıdalarda besleyici bileşen takviyesi olarak kullanılabilir. Protein ilavesi olarak; sağlık alanında, eczacılık takviye ürünlerinde ve beslenme ve diyetlerde kullanıldıkları bilinmektedir (Çaklı, 2008).

Bu araştırma da "Türkiye'de kültürü yapılan çipura (*Sparus aurata*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) balıklarının fileto edilmesi sonucunda ortaya çıkan işleme atıklarından flavur ve alkalaz enzimi yardımıyla; protein hidrolizat eldesi ve bazı fonksiyonel ve antioksidant özelliklerinin bulgulanması ve dondurarak depolama süresindeki kararlılığın belirlenmesi" hedeflenmiştir. Ayrıca farklı iki enzim kullanarak üretilen hidrolizatlarının 18°C de 6 ay süre ile depolanarak, depolama zamanına bağlı bazı kalite değişimleri değerlendirilmiştir.

## MATERYAL METOT

### Ham Materyal

Çalışma materyali olan balık işleme atıkları çipura (*Sparus aurata*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) balıklarının fileto edilmesinde ortaya çıkan atıklardır (baş bölgesi ve sindirim sistemi ve diğer organların bulunmadığı, omurga üzerine bağlı olarak bulunan kas dokusu). Dondurarak muhafaza edilen işleme atıkları, planlanan protein hidrolizat miktarına göre +4°C' de çözündürülerek üretime alınmıştır. Her bir balık türündeki işleme atıklarından, iki farklı enzim (flavur ve alkalaz)

kullanılarak hidrolizatlar elde edilmiştir. Tüm analizler üç tekrar ile yapılmıştır.

### Metot

#### Balık İşleme atıklarından Hidrolizat Üretimi

Çipura ve levrek işleme atıklarından hidrolizat üretimi Bougatef vd., 2010'a göre yapılmıştır. Çipura (*Sparus aurata*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) balıklarının fileto edilmesinde ortaya çıkan atıklar (baş bölgesi ve sindirim sistemi ve diğer organların bulunmadığı, omurga üzerine bağlı olarak bulunan kas dokusu) blendr ile karıştırılarak omurga üstündeki proteinin suya geçmesi veya çözünen fraksiyonun (peptidler, serbest amino asitler, di peptit ve oligopeptitlerin) suya geçişi sağlanmıştır. İki farklı enzim kullanılarak (flavur ve alkalaz) protein hidrolizat üretimi gerçekleştirilmiştir. Üretilen protein hidrolizatları toz halinde, depolamadaki kararlılığını tespit amacıyla -18°C de polietilen ambalajlar içerisinde 6 ay depolanmıştır. Depolama süresi sonunda hidrolizatların antioksidant ve aminoasit kompozisyonundaki değişimler tespit edilmiştir.

#### Analiz Metotları

##### Protein miktarı ve çözünürlüğü (%)

Protein, Lowry vd. (1951) ve bovin serum albumin standart metodu kullanılarak tespit edilmiştir. Çözünürlük aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\text{Çözünürlük (\%)} = \frac{\text{sıvı kısmın protein miktarı}}{\text{Örneğin toplam protein miktarı}} \times 100$$

##### Hidroliz derecesinin ölçülmesi (%)

Hidroliz derecesinin ölçülmesinde Benjakul ve Morrissey (1997) metodu kullanılmış, hidroliz derecesi aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\text{HD (\%)} = \frac{[Lt - Lo]}{[Lmax - Lo]} \times 100$$

Lt: zamana bağlı kaybolan  $\alpha$ -amino asit miktarı

Lo: ham maddenin sahip olduğu  $\alpha$ -amino asit miktarı

Lmax: maximum  $\alpha$ -amino asit miktarı

##### Antioksidatif Özellikler

##### Serbest radikali giderme kapasitesi (DPPH)

DPPH tespiti için Wu (1999) metodu kullanılmıştır.

##### Metal şelatlama

Metal şelatlama Chung vd. (2002) yöntemi ile tespit edilmiş ve aşağıdaki verilen formülle hesaplanmıştır.

$$\text{Şelatlama Kabiliyeti (\%)} = [1 - (\text{Absorbans örnek} / \text{Absorbans kontrol})] \times 100.$$

##### Antioksidatif aktivite

Antioksidatif aktivite tespiti Chen vd. (1995)'e göre yapılmıştır.



**Fonksiyonel Özellikler****Emülsiyon özellikleri**

Pearce ve Kinsella (1978) yöntemi kullanılarak; emülsiyon aktivite indeksi (EAI, m<sup>2</sup>/g) ve Emülsiyon Stabilite indeksi (ESI, DK) olarak tespit edilmiştir.

**Köpürme özellikleri**

Köpürme miktarı (FE) ve köpürme stabilitesi (FS) Shahidi vd. (1995) yöntemi ile saptanmıştır.

**Su tutma kapasitesi (WHC) (g protein/mL su)**

Eide vd. (1982) metodu kullanılarak su tutma kapasitesi belirlenmiştir.

**Yağ tutma kapasitesi (OHC) (g protein/mL su)**

Haque ve Mozaffar, 1992'in metodu ile yağ tutma kapasitesi tespit edilmiştir.

**Renk özellikleri**

Spektropen (Hach-Lange GmbH & Co., Dusseldorf, Germany) renk ölçüm cihazı ile 10 tekrarlı olarak Schubring, (2002) yöntemi ile hidrolizatların renk özellikleri belirlenmiştir.

**Amimo asit kompozisyonu**

TÜBİTAK-MAM'dan hizmet alınarak (D.05.G105, işletme içi metot- HPLC UV) yapılmıştır.

**İstatistiksel Değerlendirme**

SPSS for Windows 9.0 programı kullanılarak, karşılaştırmalar için parametrik varsayımların gerçekleştiği verilerde tek yönlü varyans analizi (ANOVA) ile yapılmıştır. Post-hoc Tukey HSD ve Duncan testleri ile farklılığın nereden kaynaklandığı tespit edilmiştir.

**Tablo 2.** Hidroliz derecesi\***Table 2.** Degree of hydrolysis\*

Zaman / %	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur enzim	Alkalaz	Flavur enzim
60 dakika	25,41±2,86 <sup>a</sup>	20,34±2,47 <sup>a</sup>	16,21±2,65 <sup>a</sup>	14,26±2,71 <sup>a</sup>
90 dakika	29,27±3,45 <sup>a</sup>	24,49±3,11 <sup>a</sup>	24,31±2,35 <sup>b</sup>	19,91±2,06 <sup>a</sup>
120 dakika	31,08±4,34 <sup>a</sup>	27,43±4,40 <sup>b</sup>	28,89±1,46 <sup>b</sup>	23,52±2,78 <sup>b</sup>

\* Aynı sütundaki harfler istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

**4.3.1. Serbest radikali giderme kapasitesi**

Depolama zamanı serbest radikali giderme kapasitesinde anlamlı bir fark yaratmamıştır ( $p < 0,05$ ). Protein hidrolizatları gruplarında depolama süresine

**BULGULAR****Protein Çözünürlüğü**

Tablo 1'de gruplarda elde edilen protein çözünürlüğü değerleri verilmiştir. Alkalaz enzimi kullanılan gruplarda en yüksek protein çözünürlüğü saptanmıştır. Flavur enzim kullanılan gruplarda daha düşük değerler vardır. Alkalaz ve flavur enzimi arasında ki elde edilen protein çözünürlüğü farkları bir anlam teşkil etmemektedir.

**Tablo 1.** Protein çözünürlüğü\***Table 1.** Protein solubility\*

	Çipura hidrolizatı	Levrek hidrolizatı
Alkalaz	98,24±4,47 <sup>a1</sup>	98,59±3,12 <sup>a1</sup>
Flavur	98,51±5,04 <sup>a1</sup>	96,17±5,58 <sup>a1</sup>

\* Aynı sütundaki farklı harfler ve aynı satırdaki farklı sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

**4.2. Hidroliz Derecesi**

Tablo 2'de gruplar da tespit edilen hidroliz dereceleri görülmektedir. Hidroliz derecesi (H.D.) 60 dk'dan başlamak üzere çipura ve levrek den elde edilen gruplarda 90 ve 120 dk'larda saptanmıştır. Tüm zamanlarda örneklerde anlamlı fark bulunmuştur ( $p < 0,05$ ). Bütün örneklerde hidroliz deresi, süreye bağlı olarak artmıştır. Alkalaz enzimi uygulanan gruplarda daha yüksek değerler elde edilmiştir.

**4.3. Antioksidatif Özellikler**

Tüm örneklerde ki Serbest radikali giderme kapasitesi, Metal şelatlama ve Antioksidatif aktivite değerleri aşağıdaki tablolarda verilmiştir (Tablo 3-5).

bağlı düşüş tespit edilmiştir. Alkalaz enzimi kullanılarak elde edilen çipura örneklerinde en yüksek DPPH değerleri saptanmıştır.



**Tablo 3.** Serbest radikali giderme kapasitesi \*  
**Table 3:** Free radical scavenging capacity\*

Zaman/%	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur	Alkalaz	Flavur
0. Gün	90,58±0,11 <sup>a1</sup>	91,82±0,17 <sup>b1</sup>	90,38±0,38 <sup>x1</sup>	93,24±0,22 <sup>y1</sup>
6. Ay	72,65±0,69 <sup>a2</sup>	70,54±1,11 <sup>b2</sup>	68,48±2,50 <sup>x2</sup>	70,49±1,05 <sup>y2</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler (çipura için a,b; levrek için x,y) istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ), aynı sütundaki farklı sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

### Metal şelatlama

Depolamanın başlangıcında metal şelatlama değerleri alkalaz enzimi ile üretilen levrek hidrolizatlarında bulgulanmasına rağmen, depolama

sonunda bu değerler en yüksek çipura hidrolizatlarında saptanmıştır. Buna karşın, depolama zamanı serbest metal şelatlama değerlerinde anlamlı bir fark yaratmamıştır ( $p < 0,05$ ).

**Tablo 4.** Metal şelatlama\*  
**Table 4.** Metal chelating\*

	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur enzim	Alkalaz	Flavur enzim
0. Gün	83,91±8,98 <sup>a1</sup>	73,16±3,56 <sup>a1</sup>	95,95±14,69 <sup>x1</sup>	57,26±3,92 <sup>y1</sup>
6. Ay	72,58±1,17 <sup>a1</sup>	67,57±0,92 <sup>b1</sup>	68,68±0,37 <sup>x2</sup>	43,40±1,23 <sup>y2</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler (çipura için a,b; levrek için x,y) istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ), aynı sütundaki farklı sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

### Antioksidatif aktivite

Tüm gruplar da; bütillenmiş hidroksi anisol (BHA) ve kontrol grubuna karşı aktiviteleri yorumlanmıştır. Depolamanın başlangıcında; alkalaz ile üretilen çipura örneklerinde en az antioksidatif değerler bütillenmiş

hidroksi anisol de saptanmıştır. Fakat tüm gruptaki bulgularan değişimler anlamlı değildir. Depolama sonunda ise; bütillenmiş hidroksi anisol değeri en az çipura hidrolizatlarında bulgulanmış ve kontrol grubuyla birlikte çipura ve levrek hidrolizatlarında antioksidatif aktivite tespit edilememiştir.

**Tablo 5.** Antioksidatif aktivitedeki \*  
**Table 5.** Antioxidative activity\*

	Çipura		Levrek		BHA	Kontrol
	Alkalaz	Flavur	Alkalaz	Flavur		
0.gün	0,13±0,0014 <sup>a1</sup>	0,13±0,01 <sup>a1</sup>	0,14±0,007 <sup>x1</sup>	0,15±0,01 <sup>x1</sup>	0,11±0,009	0,12±0,01
6.ay	2,03±0,78 <sup>a2</sup>	2,11±0,90 <sup>a2</sup>	2,44±0,84 <sup>x2</sup>	2,49±0,89 <sup>x2</sup>	0,12±0,02	2,51±0,03

\*Aynı satırdaki farklı harfler (çipura için a,b; levrek için x,y) istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ), aynı sütundaki farklı sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

### Fonksiyonel Özellikler

#### Su Tutma kapasitesi

Su ürünleri atıklarından elde edilen protein hidrolizatlarının iyi bir su tutma kapasitesinin olduğu günümüze kadar yapılan çalışma sonuçları göstermiştir.

Kıyma temelli ürünlere eklendiği zaman pişirme verimini de arttırdığı bilinmektedir (Wasswa vd. 2007). Burada verilen bulgular, her bir ml suyu bağlayan 1 gr protein dir. En yüksek su tutma kapasitesi flavor enzim ile üretilen grupta elde edilmiş olmasına karşın, tüm gruptaki fark anlamlı değildir (Tablo 6).

**Tablo 6.** Su tutma kapasitesi\***Table 6.** Water binding capacity\*

	Çipura	Levrek
<b>Alkalaz</b>	18,50±0,50 <sup>a1</sup>	17,66±0,28 <sup>a1</sup>
<b>Flavur</b>	18,83±0,28 <sup>a1</sup>	17,50±0,50 <sup>b1</sup>

\*Aynı satırdaki harfler istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ), aynı sütundaki sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

### Yağ tutma kapasitesi

Alkalaz ve flavur enzim kullanılarak elde edilen balık protein hidrolizlerinin yağ tutma kapasitesi Tablo 7'de verilmiştir. Farklı enzim kullanmanın yağ tutma kapasitesi üzerinde; çipura ve levrek işleme atıkları kullanılarak üretilen balık protein hidrolizatlarında bir etkisinin olmadığı tespit edilmiştir.

**Tablo 7.** Yağ tutma kapasitesi\***Table 7.** Oil binding capacity\*

	Çipura	Levrek
<b>Alkalaz</b>	8,40±0,17 <sup>a1</sup>	8,06±0,15 <sup>a1</sup>
<b>Flavur</b>	8,53±0,20 <sup>a1</sup>	8,16±0,15 <sup>a1</sup>

\*Aynı satırdaki harfler istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ), aynı sütundaki sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

### Emülsiyon aktivite indeksi

Tüm gruplarda yoğunluklara ve kullanılan enzim türüne bağlı olarak farklı değerler elde edilmiştir (Tablo 8).

**Tablo 8.** Emülsiyon Aktivite İndeksi (EAI) (m<sup>2</sup>/g)\***Table 8.** Emulsion Activity Index (EAI) (m<sup>2</sup>/g)\*

	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur	Alkalaz	Flavur
<b>%0,1</b>	0,39±0,04 <sup>aA1</sup>	0,36±0,01 <sup>aX1</sup>	0,42±0,01 <sup>xA1</sup>	0,46±0,05 <sup>xY1</sup>
<b>%0,5</b>	0,24±0,0 <sup>aA2</sup>	0,19±0,01 <sup>bX2</sup>	0,30±0,03 <sup>xB2</sup>	0,27±0,02 <sup>yY2</sup>
<b>%1</b>	0,19±0,0 <sup>aA3</sup>	0,23±0,0 <sup>bX3</sup>	0,23±0,01 <sup>xB3</sup>	0,27±0,02 <sup>yY2</sup>
<b>%3</b>	0,16±0,0 <sup>aA4</sup>	0,44±0,0 <sup>bX4</sup>	0,17±0,0 <sup>xB4</sup>	0,37±0,01 <sup>yY3</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler (çipura için a,b; levrek için x,y; alkalaz için A,B; flavur için X,Y) istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ), aynı sütundaki farklı sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

### Emülsiyon stabilite indeksi

Tüm gruplarda yoğunluklarına ve kullanılan enzim türüne bağlı olarak farklı değerler elde edilmiştir (Tablo 9).

**Tablo 9.** Emülsiyon Stabilite İndeksi (ESI)\***Table 9.** Emulsion Stability Index (ESI)\*

Yoğunluk/dk	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur enzim	Alkalaz	Flavur enzim
<b>%0,1</b>	1,69±0,85	20,21±104,17	0,95±0,28	0,99±0,05
<b>%0,5</b>	0,93±0,20	7,06±8,36	3,05±5,59	0,77±0,22
<b>%1</b>	0,90±0,23	1,49±0,86	2,43±2,28	0,56±0,16
<b>%3</b>	0,76±0,35	0,20±0,11	4,38±1,28	0,46±0,06

Her iki türde alkalaz enzimi ile üretilen hidrolizat gruplarında enzim konsantrasyonu yükseldikçe EAI'nın ve

ESI'nin düştüğü saptanmıştır. Buna karşın her iki türde flavur ile üretilen hidrolizat gruplarında enzim konsantrasyonu artışına bağlı olarak ESI'da doğrusal bir azalma tespit edilmiştir. Enzim konsantrasyonu yükseldikçe yalnızca ESI'nin düştüğü saptanmıştır.

Köpürme miktarının yüksek olması proteininin proteinin elastiki olmasını artırır ve yüzey gerilimini düşürür. Peptidler iyi bir molekül kütlelerine sahip olduğunda köpürme kapasitesi artar (Klompong vd. 2007). Gruplarda bulguların değerler Tablo 10'da verilmiştir.

### Köpürme miktarı (%)

Table 10. Foaming amounts\*

Yoğunluk/mm	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur enzim	Alkalaz	Flavur enzim
%0,5	105,66±1,15 <sup>a1</sup>	104,66±0,58 <sup>a1</sup>	104,66±0,58 <sup>x1</sup>	104,33±0,58 <sup>x1</sup>
%1	112,0±1,0 <sup>a2</sup>	110,33±1,52 <sup>a2</sup>	112,33±0,58 <sup>x2</sup>	110,33±0,58 <sup>y2</sup>
%3	118,33±1,53 <sup>a3</sup>	112,66±0,58 <sup>b2</sup>	124,67±3,51 <sup>x3</sup>	111,67±1,53 <sup>y2</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler (çipura için a,b; levrek için x,y) istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ), aynı sütundaki farklı sayılar istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

Tablo 10. Köpürme miktarı\*

### Köpürme stabilitesi

En iyi köpürme stabilitesi başlangıçta levrek hidrolizatında tespit edilmiştir. Zaman arttıkça stabilite azalmıştır (Tablo 11).

Table 11. Köpürme stabilitesi \*

Table 11. Foaming stability\*

Zaman/mm	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur enzim	Alkalaz	Flavur enzim
0	4,41±0,22	4,81±0,56	29,43±0,18	35,67±1,48
5	2,33±0,27	4,1±0,15	17,33±1,46	25,67±0,08
10	2,08±0,11	3,26±0,12	16,66±0,85	15,66±0,01
40	0,53±0,02	3,03±0,5	13,66±0,1	5,13±0,12
60	0,21±0,2	2,33±0,26	11,33±0,14	4,33±0,13

### Renk özellikleri

L\*, a\* ve b\* değerleri ölçülerek renk değerlendirmesi gruplarda yapılmıştır. Başlangıçta en iyi parlaklık (L\*) çipuradan ve flavur enzim ile üretilen grupta elde edilmiş olup, gruplar arasında farklar anlamlı olarak bulgulanmamıştır. Örneklerin a\* değerleri yeşile dönük

yükselmekte ve negatif değerler olarak tespit edilmiştir. En iyi a\* değeri levrek alkalaz grubunda saptanmıştır. ( $p > 0,05$  tüm gruplarda). b\* değeri tüm örneklerde sarıya yakın (+) olarak ve en iyib\* değeri levrek flavur enzim de saptanmıştır. (Tablo 12).

Table 12. Renk \*

Table 12. Colour \*

Renk parametresi	Çipura		Levrek	
	Alkalaz	Flavur	Alkalaz	Flavur
L*	89,51±2,39 <sup>aA</sup>	91,24±2,33 <sup>aX</sup>	82,78±2,03 <sup>bB</sup>	89,12±2,01 <sup>yX</sup>
a*	-1,69±0,11 <sup>aA</sup>	-1,78±0,21 <sup>aX</sup>	-0,73±0,36 <sup>bB</sup>	-0,8±0,35 <sup>yY</sup>
b*	18,21±0,63 <sup>aA</sup>	22,15±0,91 <sup>bX</sup>	26,19±1,31 <sup>bB</sup>	29,43±0,89 <sup>yY</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler (çipura için a,b; levrek için x,y; alkalaz için A,B; flavur için X,Y) istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

**Aminoasit kompozisyonu**

Tüm gruplardaki protein oranları ve amino asit kompozisyonları Tablo 13, 14 ve 15'de görülmektedir. Üretimden sonra 0.gün ve 6.ay sonuçlarına göre

alkalazdan elde edilen verim daha yüksektir. 6. ay sonunda çok düşük miktarlarda içerikte düşüş gözlenmiştir. Herhangi bir istatistiki fark gözlemlenmemiştir ( $p < 0.05$ ).

**Tablo 13.** Protein  
**Table13.** Protein

% Protein	0.Gün	6.Ay
Çipura- Alkalaz	81,22±0,25 <sup>a</sup>	80,38±0,41 <sup>b</sup>
Çipura – Flavur enzim	75,19±0,34 <sup>a</sup>	74,44±0,29 <sup>b</sup>
Levrek- Alkalaz	80,94±0,14 <sup>a</sup>	80,66±0,37 <sup>a</sup>
Levrek – Flavur enzim	78,78±0,19 <sup>a</sup>	78,31±0,33 <sup>a</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler istatistiksel önemi ( $p < 0,05$ ) belirtir.

**Tablo 14.** Çipura kaynaklı balık protein hidrolizatlarının aminoasit kompozisyonları\*  
**Table14.** Amino acid compositions of fish protein hydrolysates based on seabream\*

	Alkalaz		Flavur	
	0.Gün	6.Ay	0.Gün	6.Ay
L-Alanin (Ala)	5047,5±334,46 <sup>a</sup>	8310±172,53 <sup>b</sup>	5357,5±103,94 <sup>x</sup>	7151±1128,54 <sup>y</sup>
L-Aspartik asit (Asp)	5855,5±164,75 <sup>a</sup>	3811,5±26,16 <sup>b</sup>	5075±12,72 <sup>x</sup>	3429±91,92 <sup>y</sup>
L-Metionin (Met)	2812,5±27,57 <sup>a</sup>	2957,5±13,43 <sup>b</sup>	2683±12,72 <sup>x</sup>	2227±24,04 <sup>y</sup>
L-Glutamik asit (Glu)	5805±147,07 <sup>a</sup>	4484±15,55 <sup>b</sup>	6429±14,14 <sup>x</sup>	4368,5±34,64 <sup>y</sup>
L-Fenilalanin (Phe)	3891±31,11 <sup>a</sup>	4494,5±27,57 <sup>b</sup>	3492±18,38 <sup>x</sup>	3574,5±96,19 <sup>y</sup>
L-Lizin (Lys)	4739,5±289,20 <sup>a</sup>	2915±9,89 <sup>b</sup>	5461±21,21 <sup>x</sup>	2881,5±23,33 <sup>y</sup>
L-Histidin (His)	2464±39,59 <sup>a</sup>	1815,5±12,02 <sup>b</sup>	2635,5±23,33 <sup>x</sup>	1777±21,21 <sup>y</sup>
L-Tirozin (Tyr)	3309±7,07 <sup>a</sup>	3694±18,38 <sup>b</sup>	2776,5±14,84 <sup>x</sup>	2723,5±37,47 <sup>y</sup>
L-Glisin (Gly)	8893±73,53 <sup>a</sup>	10306±66,46 <sup>b</sup>	9209±46,66 <sup>x</sup>	10281,5±139,9 <sup>y</sup>
L-Valin (Val)	3681,5±37,47 <sup>a</sup>	4116±19,79 <sup>b</sup>	3521±18,38 <sup>x</sup>	3788,5±44,54 <sup>y</sup>
L-Lösin (Leu)	7086±60,81 <sup>a</sup>	8327±24,04 <sup>b</sup>	6777,5±34,64 <sup>x</sup>	7111,5±84,14 <sup>y</sup>
L-İsolösin (Ile)	4528±39,59 <sup>a</sup>	5696,5±24,74 <sup>b</sup>	4229±19,79 <sup>x</sup>	5346±69,29 <sup>y</sup>
L-Treonin (Thr)	6866,5±12,02 <sup>a</sup>	7668±42,42 <sup>b</sup>	6189±21,21 <sup>x</sup>	6659,5±71,41 <sup>y</sup>
L-Serin (Ser)	4249,5±41,71 <sup>a</sup>	3377,5±17,67 <sup>b</sup>	4193±19,79 <sup>x</sup>	3098,5±33,23 <sup>y</sup>
L-Prolin (Pro)	6005,5±10,60 <sup>a</sup>	7151±185,26 <sup>b</sup>	6067±97,58 <sup>x</sup>	7217±608,11 <sup>y</sup>
L-Arjinin (Arg)	1056,5±12,02 <sup>a</sup>	531±1,41 <sup>b</sup>	1009,5±10,60 <sup>x</sup>	369,5±2,12 <sup>y</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler (alkalaz için a,b; flavur için x,y) depolama zamanları arasındaki farklılıkları göstermektedir ( $p < 0.05$ ).

**Tablo 15.** Levrek kaynaklı balık protein hidrolizatlarının aminoasit kompozisyonları\*  
**Table15.** Amino acid compositions of fish protein hydrolysates based on seabass\*

	Alkalaz		Flavur	
	0.Gün	6.Ay	0.Gün	6.Ay
<b>L-Alanin (Ala)</b>	5344±28,28 <sup>a</sup>	6956±337,96 <sup>b</sup>	5710±11,31 <sup>x</sup>	11951±115,25 <sup>y</sup>
<b>L-Aspartik asit (Asp)</b>	4534,5±20,50 <sup>a</sup>	3368±8,48 <sup>b</sup>	5937±41,01 <sup>x</sup>	4035±8,48 <sup>y</sup>
<b>L-Metionin (Met)</b>	3036,5±21,92 <sup>a</sup>	2636±1,41 <sup>b</sup>	2732,5±31,81 <sup>x</sup>	2298±26,87 <sup>y</sup>
<b>L-Glutamik asit (Glu)</b>	5001±91,92 <sup>a</sup>	4566,5±7,77 <sup>b</sup>	5970±50,91 <sup>x</sup>	4980±14,14 <sup>y</sup>
<b>L-Fenilalanin (Phe)</b>	4478,5±24,74 <sup>a</sup>	4464±20,11 <sup>b</sup>	3861,5±48,79 <sup>x</sup>	3873±33,23 <sup>y</sup>
<b>L-Lizin (Lys)</b>	2639,5±14,84 <sup>a</sup>	3584±36,76 <sup>b</sup>	3666,5±55,86 <sup>x</sup>	2483±37,47 <sup>y</sup>
<b>L-Histidin (His)</b>	2008,5±10,60 <sup>a</sup>	1599,5±81,31 <sup>b</sup>	1625±18,38 <sup>x</sup>	1582±57,27 <sup>y</sup>
<b>L-Tirozin (Tyr)</b>	3738±14,14 <sup>a</sup>	3398±4,24 <sup>b</sup>	2878,5±41,71 <sup>x</sup>	2581±23,33 <sup>y</sup>
<b>L-Glisin (Gly)</b>	10936±56,56 <sup>a</sup>	11170,5±17,67 <sup>b</sup>	11023,5±133,64 <sup>x</sup>	12047±119,50 <sup>y</sup>
<b>L-Valin (Val)</b>	3899,5±14,84 <sup>a</sup>	3845,5±0,70 <sup>b</sup>	3491±36,76 <sup>x</sup>	3754±24,74 <sup>y</sup>
<b>L-Lösin (Leu)</b>	7627,5±34,64 <sup>a</sup>	7876±1,41 <sup>b</sup>	7089,5±85,55 <sup>x</sup>	7267±58,68 <sup>y</sup>
<b>L-İsolösin (Ile)</b>	5058,5±19,09 <sup>a</sup>	5312±7,07 <sup>b</sup>	4530±50,91 <sup>x</sup>	5389±44,54 <sup>y</sup>
<b>L-Treonin (Thr)</b>	7321±25,45 <sup>a</sup>	7834±63,63 <sup>b</sup>	6801,5±65,76 <sup>x</sup>	7022±49,49 <sup>y</sup>
<b>L-Serin (Ser)</b>	4015,5±19,09 <sup>a</sup>	3529±7,07 <sup>b</sup>	3964±41,01 <sup>x</sup>	3387±21,92 <sup>y</sup>
<b>L-Prolin (Pro)</b>	9504,5±58,68 <sup>a</sup>	8351,5±60,51 <sup>b</sup>	8355±67,88 <sup>x</sup>	5393±16,26 <sup>y</sup>
<b>L-Arjinin (Arg)</b>	747,5±0,70 <sup>a</sup>	552±7,07 <sup>b</sup>	846,5±10,60 <sup>x</sup>	370±1,41 <sup>y</sup>

\*Aynı satırdaki farklı harfler (alkalaz için a,b; flavur için x,y) depolama zamanları arasındaki farklılıkları göstermektedir ( $p < 0.05$ ).

Amino asitler tüm gruplarda, alkalaz enzimi ile üretilen protein hidrolizatlar da depolamanın başlangıcı ve sonunda flavur enzim kullanılarak üretilen protein hidrolizatından daha yüksek değerlerde genellikle saptanmıştır. Elde edilen protein değerleri, her iki türden elde edilen protein hidrolizatlarında iyi bir protein geri kazanımı sağlandığı tespit edilmiştir. Depolamanın başlangıcı ve sonunda örnekler ve örneklerin kendi içlerinde anlamlı farklar saptanmıştır. ( $p < 0,05$ ). Tüm gruplarının aminoasit kompozisyonlarının genel olarak benzerlik gösterdiği tespit edilmiştir. Balık protein hidrolizatları aminoasit kompozisyonlarının 0.gün verileri karşılaştırıldığında treonin, lösin, tirozin, valin ve serin aminoasitleri için alkalaz grupları; flavur enzim gruplarından daha verimli görülmüştür ( $p > 0,05$ ). Treonin, lösin, tirozin, valin ve serin amino asidi dışında kalan tüm aminoasitlerinin 0.gün ve 6. ay verileri karşılaştırıldığında çipura, levrek grupları arasında anlamlı fark saptanmıştır ( $p < 0,05$ ). Genel anlamda aminoasit kompozisyonlarında benzerlik olmakla birlikte bazı aminoasitler de türe, enzime bağlı artış ve azalışlar tespit edilmiştir. Örneğin bazı gruplar da fenilalanin ve histidin daha yüksek iken, bazı gruplarda prolin ve glisin daha yüksek bulunmuştur.

## TARTIŞMA VE SONUÇ

Balıkçılık yan ürünlerinden elde edilen protein hidrolizatları diğer hidrolize edilmemiş balık proteini ile ya da diğer satım amaçlı aynı fonksiyona sahip gıda niteliğindeki ürünlerle karşılaştırıldığında üstün fizikokimyasal nitelikler göstermiştir (Muzaifa vd. 2012). Emülsifikasyon ve jelleme gibi nitelikler için iyi çözünürlük gereklidir. Balık protein hidrolizatları için en önemli gelişme çözünürlükteki artıştır. Bu çalışmada da protein çözünürlüğü değerleri hidroliz derecesiyle çipura ve levrek işleme atıklarından elde edilen toz protein hidrolizatında her iki türde ve enzimde yaklaşık değerler göstermektedir. Alkalaz enziminde, flavur enzime oranla daha fazla verim alınmıştır. İstatistiki olarak bir fark gözlemlenmemiştir ( $p > 0,05$ ). Hidroliz boyunca tüm yan ürünler, kahverengi tonlarında sıvıya dönüşmektedir. Hidroliz süresinin artması ile hidroliz derecesi de doğru orantılı olarak artış göstermiştir. Özellikle çipura üzerinde kullanılan alkalaz enziminde hidroliz derecesi en iyi sonucu vermiştir. En düşük hidroliz derecesi flavur enzim kullanılan levrek örneklerinde gözlemlenmiştir. Hidroliz işlemi başlangıcında hızlı bir şekilde parçalanmış ürün, ilerleyen



süre boyunca hidroliz işleminin yavaşlamasıyla optimal seviyede kararlı bir yapıya ulaşmıştır. DPPH antioksidatif özelliğın tespitinde kullanılan yöntemlerden birisidir. Depolama sonrası yapılan analizlerde çipura ve levrek de her iki enzim için DPPH'ın bir miktar azaldığı görülmüştür. Çipura, alkalaz enziminde azalma flavur enzime göre daha az gözlemlenmiştir ( $p>0,05$ ). Metal şelatlama hidroliz derecesi süresi ile doğru orantılı olarak artmaktadır. Alkalaz enziminin her iki türde de flavur enzim ile kıyaslandığında lipid oksidasyonu konusunda daha fazla verim gösterdiği görülmektedir. Alkalaz ile elde edilen levrek hidrolizatlarında metal şelatlama aktivitesi en iyi değerlerdedir. Depolama süresi boyunca şelatlama etkisinde tüm gruplarda azalma saptanmıştır. Lipit oksidasyonu, gıdanın rengini, lezzetini, kokusunu ve içerik kalitesini etkilemektedir. En yüksek antioksidatif aktivite levrek balığından alkalaz ve flavur enzim ile elde edilen hidrolizatta tespit edilmiştir. En düşük bulgular çipura da ve sentetik antioksidan BHA da saptanmıştır. Kullanılan tüm enzimler her iki türde de sentetik antioksidant olan BHA dan iyi sonuçlar vermiştir. Hidroliz derecesi yükseldikçe hidrolizatların su tutma kapasitesinin de yükseldiği bilinmektedir (Wasswa vd. (2007)). Bulgular da en iyi değerlerin hidroliz derecesinin en fazla olduğu çipura gruplarında elde edildiği görülmektedir. Yağ tutma kapasitesi et ve tatlı ürünlerinde kullanılan önemli bir fonksiyondur. Tüm gruplar yağ bağlama kapasiteleri ile kıyaslandığında; elde edilen sonuçlar birbirinden çok farklı değildir. Farklı enzim kullanımının yağ tutma kapasitesi üzerinde büyük bir etkisinin olmadığı söylenebilir. Hidroliz derecesinin artması ile birlikte; emülsiyon stabilitesinde daha az etki gösteren peptidlerin oluşmasından dolayı emülsiyon özelliklerinde düşme görülmektedir. Buna göre düşük hidroliz yoğunluğunda daha kuvvetli emülsiyon özelliği gözlemlenmiştir. Çipura gruplarında yüksek oranda hidroliz nedeni ile, EAI ve ESI'inde düşme tespit edilmiştir. Levrekte ise çipuraya göre daha az azalma gözlemlenmiştir. Sentetik maddeler stabil köpük

## KAYNAKÇA

ANONİM, (2018). Su ürünleri istatistikleri. T.C Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, ANKARA.

Benjakul S. & Morrissey, M.T. (1997). Protein hydrolysates from Pacific whiting solid wastes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 45(9), 3423–3430. DOI: [10.1021/jf970294g](https://doi.org/10.1021/jf970294g)

Bougatef A., Nedjar-Arroume N., Manni L., Ravallec R., Barkia A. Guillochon D. & Nasri M. (2010). Purification and identification of novel antioxidant peptides from enzymatic hydrolysates of sardinelle (*Sardinella aurita*) by-products proteins, *Food Chemistry*, 118(3), 559–565. DOI: [10.1016/j.foodchem.2009.05.021](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2009.05.021)

Chen H.M. ,Muramoto K. & Yamaguchi F. (1995). Structural analysis of antioxidative peptides from soybean beta-conglycinin,

oluşturma için tam işlevsel görülmemektedir. Yapılan çalışmada görülen hidroliz derecesinin ve zamanın artmasıyla köpürme stabilitesi azalmaktadır. 0. dakika analizinde köpürme miktarının en yüksek olduğu zamandır. Tüm gruplarda hidroliz derecesindeki artış ile köpürme miktarında artış gözlemlenmiştir. Rakamsal verilere göre levrek alkalazın levrek flavur ve çipura flavurdan çok farklı olmadığı gözükmemektedir. Duyusal olarak beğeni en fazla etkileyen parametrelerden biri renk dir (Wasswa vd. 2007). Çalışmada elde edilen tüm toz protein ürünleri sarının yumuşak tonlarında, mısır ununa yakın renk sergilemektedir. Bulgularda 'b' değeriyle ifade edilen sarılık değerinin bütün örneklerde (+) olduğu ve en yüksek sarı rengi levrekten üretilen hidrolizatlarda tespit edilmiştir. Enzim olarak aynı tür içinde bakıldığında flavur enzim, alkalaz enzimine göre daha fazla renklenme sağlamıştır. Prolin amino asiti balık protein hidrolizatlarındaki acı tadın nedeni olabilir (Thiansilakul vd., 2007; Tanuja vd., 2012; Demirtas vd., 2017). Diğer yandan, elde edilen protein hidrolizatları lezzet artırıcı aspartik asit, glutamik asit, glisin ve alanini yüksek oranda içermektedir. Alanin, glutamik asit ve glisinin deniz ürünlerinde tat ve lezzetten sorumlu olduğu bildirilmiştir (Deraz, 2015). Bu bilgiler doğrultusunda elde edilen sonuçlarda flavur enzimin, alkalaz enzimine göre tür gözetmeksizin tat ve lezzet konusunda daha iyi olduğu görülmektedir.

Sonuç olarak, yapılan çalışma doğrultusunda alkalaz enzimiyle üretilen toz protein hidrolizatının flavur enzimine göre daha yüksek seviyelerde fonksiyonel ve antioksidatif özellik gösterdiği tespit edilmiştir. Bulgular doğrultusunda alkalaz, çipura ve levrekten üretilen toz protein hidrolizatın gıdalar üzerinde besleyici ve takviye edici doğal katkı maddesi olarak kullanımını mümkündür. Lezzet ve tat kısmında flavur enzim, alkalaza oranla daha iyi sonuçlar vermiştir.

## TEŞEKKÜR

Bu çalışma Ege Üniversitesi Rektörlüğü 14-SÜF-015 no lu proje tarafından desteklenmiştir.

*Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 43(3), 574–578. DOI: [10.1021/jf00051a004](https://doi.org/10.1021/jf00051a004)

Chung Y.C. ,Chang C.T. ,Chao W.W., Lin C.F. & Chou, S.T. (2002). Antioxidative activity and safety of the 50% ethanolic extract from red bean fermented by *Bacillus subtilis* IMR-NK1. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50, 2454–2458. DOI: [10.1021/jf011369q](https://doi.org/10.1021/jf011369q)

Çaklı, Ş. (2008). Su ürünleri işleme teknolojisi 2. 77, İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları.

Demirtas, N., Erdem, Ö.A. & Cakli, Ş. (2017). Stability of fish protein hydrolysate from heads of gilthead sea bream (*Sparus aurata*), european sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during storage. *Su Ürünleri Dergisi*, 34(3), 327–336, DOI: [10.12714/egejfas.2017.34.3.12](https://doi.org/10.12714/egejfas.2017.34.3.12)

- Deraz S. (2015). Protein hydrolysate from visceral waste proteins of Bolti fish (*Tilapia nilotica*): Chemical and nutritional variations as affected by processing pHs and time of hydrolysis. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 24(6), DOI: [10.1080/10498850.2013.797534](https://doi.org/10.1080/10498850.2013.797534)
- Eide, O., Borresen, T. & Strom, T. (1982). Minced fish production from capelin (*Mallotus villosus*). A new method of gutting, skinning and removal of fat from small fatty fish species. *Journal of Food Science*, 47 (1982), 354. DOI: [10.1111/j.1365-2621.1982.tb10078.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1982.tb10078.x)
- Haque, Z.U. & Mozaffer, Z. (1992). Casein hydrolysate. II. Functional properties of peptides. *Food Hydrocolloids*, 5(6), 559-571.
- Klompong, V., Benjakul, S., Kantachote, D. & Shahidi S. (2007). Antioxidative activity and functional properties of protein hydrolysate of yellow stripe trevally (*Selaroides leptolepis*) as influenced by the degree of hydrolysis and enzyme type. *Food Chemistry*, 102, 1317–1327. DOI: [10.1016/j.foodchem.2006.07.016](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.07.016)
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L. & Randall, R.J. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, 193(1), 265–275.
- Muzaifa, M., Safriani N. & Zakaria F. (2012). Production of protein hydrolysates from fish by-product prepared by enzymatic hydrolysis. *International Journal of the Bioflux Society*, 5(1), 36-39.
- Pearce, K.N. & Kinsella J.E. (1978). Emulsifying properties of proteins: Evaluation of a turbidimetric technique. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 26 (3) ,716-723. DOI: [10.1021/jf60217a041](https://doi.org/10.1021/jf60217a041)
- Schubring, R. (2002). Influence of freezing/thawing and frozen storage on the texture and colour of brown shrimp (*Crangon crangon*). *Archiv für Lebensmittel Hygiene*, 53, 25-48.
- Shahidi, F., Han X.-Q. & Synowiecki J. (1995). Production and characteristics of protein hydrolysates from capelin (*Mallotus villosus*). *Food Chemistry*, 53(3), 285–293. DOI: [10.1016/0308-8146\(95\)93934-J](https://doi.org/10.1016/0308-8146(95)93934-J)
- Tanuja, S., Viji, P., Zynudheen, A.A. & Joshy, C.G. (2012). Composition, functional properties and antioxidative activity of hydrolysates prepared from the frame meat of Striped catfish (*Pangasianodon hypophthalmus*). *Egyptian Journal of Biology*, 14, 27-35. DOI: [10.4314/ejb.v14i1.3](https://doi.org/10.4314/ejb.v14i1.3)
- Thiansilakul, Y., Benjakul, B. & Shahidi, F. (2007). Compositions, functional properties and antioxidative activity of protein hydrolysates prepared from round scad (*Decapterus maruadsi*). *Food Chemistry*, 103, 1385–1394. DOI: [10.1016/j.foodchem.2006.10.055](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.10.055)
- Yen, G.C. & Wu J.Y. (1999). Antioxidant and radical properties of extracts from *Ganoderma tsugae*. *Food Chemistry* 65(3), 375–379. DOI: [10.1016/S0308-8146\(98\)00239-8](https://doi.org/10.1016/S0308-8146(98)00239-8)
- Wasswa, J., Tang J, Gub X. & Yuan X. (2007). Influence of the extent of enzymatic hydrolysis on the functional properties of protein hydrolysate from grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) skin. *Food Chemistry*, 104, 1698–1704. DOI: [10.1016/j.foodchem.2007.03.044](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.03.044) *Alium conictu que verei*


RESEARCH ARTICLE

ARAŞTIRMA MAKALESİ

## Survival rate and restricted growth of marbled crab (*Pachygrapsus marmoratus*) in different salinity levels

### Mermer yengecinin (*Pachygrapsus marmoratus*) farklı tuzluluk seviyelerinde yaşama oranı ve sınırlı büyümesi

Onur Karadal<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Aquaculture, Faculty of Fisheries, İzmir Kâtip Çelebi University, 35620, Çiğli, İzmir, Turkey  <https://orcid.org/0000-0002-6241-5039>  
[onur.karadal@ikc.edu.tr](mailto:onur.karadal@ikc.edu.tr)

Received date: 28.05.2018

Accepted date: 06.09.2018

#### How to cite this paper:

Karadal, O. (2018). Survival rate and restricted growth of marbled crab (*Pachygrapsus marmoratus*) in different salinity levels. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 407-416. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.06

**Abstract:** The semi-terrestrial marbled crab (*Pachygrapsus marmoratus* Fabricius, 1787) is one of the most common species in the intertidal belt of rocky shores of the Mediterranean Sea. This study aimed to understand survival and restricted growth of marbled crab in different salinity levels (0, 5, 15, 25, 35‰) and dry area (D). Crabs were collected from rocky shores by hand in İzmir in January 2018. Specimens (initial mean weights of  $0.82 \pm 0.01$  g and  $n=180$ ) were randomly distributed to 10-L aquariums with three replicates and they were not fed during the experiment. Results indicated that the survival times of crabs showed significant differences in salinity levels ( $P<0.001$ ). All the individuals in the dry area and 0‰ salinity level died within the first 2 months. For the other salinity levels, all specific growth rate values decreased at minus on 84<sup>th</sup> day. Forty percent of crabs in aquariums that represented 15‰ salinity level were survived until the 126<sup>th</sup> day and the experiment was ended in the 140<sup>th</sup> day when the mortality of the last crab (0.73 g) occurred. In conclusion, the optimal salinity level for the survival and restricted growth of *P. marmoratus* was determined as 15‰ and 25‰, respectively. Future surveys would need to investigate the effects of different food types on survival and growth of this potential ornamental crab species of marine aquariums.

**Keywords:** *Pachygrapsus marmoratus*, salinity, survival rate, starvation, aquarium

**Öz:** Yarı karasal bir tür olan mermer yengeci (*Pachygrapsus marmoratus* Fabricius, 1787), Akdeniz'in kayalık kıyılarında bulunan gelgit zonundaki en yaygın türlerden biridir. Bu çalışma, mermer yengecinin farklı tuzluluk seviyelerinde (‰0, 5, 15, 25, 35) ve kuru ortamda (K) hayatta kalmasının ve sınırlı büyümesinin anlaşılmasını amaçlamıştır. Yengeçler, Ocak 2018'de İzmir'deki kayalık kıyılardan el ile toplanmıştır. Bireyler (ilk ortalama ağırlık  $0.82 \pm 0.01$  g ve  $n=180$ ), üç replikat olmak üzere 10-L akvaryumlara rastgele dağıtılmış ve deney sırasında beslenmemişlerdir. Bulgular, yengeçlerin hayatta kalma sürelerinin tuzluluk seviyelerine göre anlamlı farklılık gösterdiğini belirtmiştir ( $P<0,001$ ). Kuru ortamda ve ‰0 tuzluluk seviyesindeki tüm bireyler ilk 2 ay içinde ölmüştür. Diğer tuzluluk seviyeleri için, tüm spesifik büyüme oranları, 84. günde eksiye düşmüştür. Akvaryumlarda ‰15 tuzluluk seviyesindeki yengeçlerin yüzde kırkı 126. güne kadar hayatta kalmış olup, çalışma son yengeç (0.73 g) ölümünün meydana geldiği 140. günde sona ermiştir. Sonuç olarak, *P. marmoratus*'un hayatta kalma ve kısıtlı büyümesi için optimal tuzluluk düzeyi sırasıyla ‰15 ve ‰25 olarak belirlenmiştir. Gelecek çalışmalar, deniz akvaryumlarının bu potansiyel süs yengecinde hayatta kalma ve büyüme üzerine farklı besin türlerinin etkilerini araştırmalıdır.

**Anahtar kelimeler:** *Pachygrapsus marmoratus*, salinite, hayatta kalma oranı, açlık, akvaryum

## INTRODUCTION

With the development of the aquarium systems, the aquarists have interested in marine aquariums. The first marine aquarium was established in 1846 with only coral and seaweed species (Kisling, 2000). Personal saltwater aquariums have spread in the early 1950's (Vitko, 2004). Currently, 10% of pet ownership in the U.S. have freshwater and 2% of have saltwater aquariums (APPA, 2018). About 1500 fish species have used in marine aquariums and 20-24 million fish have sold per year during the last decade (Türkmen et al., 2011). Besides the fish, invertebrate species such as shrimps and crabs have become more popular in marine aquariums (Calado et al., 2003a). The most commonly traded decapod species in the marine aquarium sector were remarked as Caridean shrimps. Brachyuran and Anomuran crabs were following this group (Penha-Lopes et al., 2005). It has been reported that four crab species belonging to Gecarcinidae and Sesamidae families were sold in the aquarium sector in Turkey (Türkmen and Karadal, 2012a). Karadal and Öndes (2018) suggested that 35 crab species were found in the costs of Turkey, which may be considered as suitable decapods in marine aquariums.

The larval development of some crab species such as *Pachygrapsus marmoratus*, *Mithraculus forceps*, *Uca tangeri*, *Pisa tetraodon* (Rodríguez and Jones, 1993; Rodríguez, 1997; Cuesta and Rodríguez, 2000; Penha-Lopes et al., 2005) were investigated in the laboratory. Calado et al. (2003b; 2007; 2008) also studied the culture and rearing system designs of marine ornamental crabs. Effects of some physical parameters (temperature, light intensity, dissolved oxygen) on crab species were reported in previous studies (Gardner and Maguire, 1998; Hamasaki, 2003; Paschke et al., 2010) in the controlled conditions. In addition, feeding characteristics and starvation were examined on some freshwater and marine crabs, including *Eriocheir sinensis* (Wen et al., 2006), *Perisesarma bidens* (Türkmen and Karadal, 2012b), *M. forceps* (Penha-Lopes et al., 2006; Figueiredo et al., 2008), *Scylla serrata* (Suprayudi et al., 2002; Ruscoe et al., 2004), and *Portunus pelagicus* (Redzuari et al., 2012).

Many studies indicated that some biological and ecological characteristics of crabs such as, survival (Romano and Zeng, 2006; Nurdiani and Zeng, 2007), geographical distribution (Bryars and Havenhand, 2006), gonadal development (Fisher, 1999; Long et al., 2017), growth (Castejón et al., 2015), oxygen consumption (Winch and Hodgson, 2007), feeding behaviour (Shentu et al., 2015), and limb regeneration (Stueckle et al., 2009) were influenced by salinity. In addition to the impacts of salinity, some studies noticed that the combined effects of salinity and temperature on the development of crab species (Blaszkowski and Moreira, 1986; Paula et al., 2003).

*Pachygrapsus marmoratus*, commonly known as the marbled rock crab or marbled crab, which is one of the most common grapsid species in the intertidal belt of rocky shores throughout the Mediterranean Sea, Black Sea and North-eastern Atlantic coasts of Southern Europe (Flores and Paula, 2002a; Dauvin, 2012; Vinagre et al., 2012; Deli et al., 2015). This semi-terrestrial crab cannot be considered an opportunistic feeder and its diet mainly consists of limpets, barnacles, mussels, and algae (Cannicci et al., 2002; Silva et al., 2009).

Previous studies on marbled crab were related to the distribution and population structure (Cannicci et al., 1999; Flores and Paula, 2002a; Silva et al., 2009; Aydin et al., 2014; Arab et al., 2015; Sumer et al., 2016), relative growth (Protopapas et al., 2007), feeding habits (Cannicci et al., 2002; Cannicci et al., 2007; Silva et al., 2009) and reproductive ecology (Flores and Paula, 2002b). However, this species has been little investigated in the tank or aquarium to date (Sciberras and Schembri, 2008; Madeira et al., 2012; Coquereau et al., 2016). There has been no comprehensive study on the survival rates without food and salinity tolerances of this crab species. The first objective of the present study was to compare the survival times of marbled crabs in different salinity levels without feeding in the aquarium. The second objective was to determine the restricted growth rate of marbled crabs at the aquarium conditions.

## MATERIAL AND METHODS

### Collection of crabs and experimental conditions

Marbled crabs (*Pachygrapsus marmoratus*) were collected from rocky shores by hand in Urla, İzmir (38° 22' 17" N, 26° 45' 44" E) in January 2018. Crabs, which had same moult stage (hard carapace) and did not have limb loss, were selected for the experiment. A total of 180 crabs were transferred to aquariums in the Education & Research Unit of Faculty of Fisheries, İzmir Kâtip Çelebi University, Turkey. The experiment was performed in 10 L plastic aquariums filled with 6 L of marine water with different salinity levels. Ten crabs (initial mean weights of 0.82±0.01 g) were randomly placed per each aquarium with three replicates (Figure 1). Five different salinity levels (0, 5, 15, 25, 35‰) and dry area (D) were compared to assess information on survival times and restricted growth. Each aquarium contained 4-cm-diameter PVC pipes as the refuge and a stone, which was placed in the center of the aquarium. The water temperature of aquariums was maintained as 17.6±0.4°C (same temperature value of the sampling area). Salinity, temperature, dissolved oxygen and pH (Hach HQ40D Portable Multi Meter) were checked in each aquarium daily. Dissolved oxygen was 9.53±0.01 ppm, pH was 8.28±0.02 and photoperiod was held at 12:12 (light/dark). The water in all aquariums was changed once a week with the ratio of 20%.

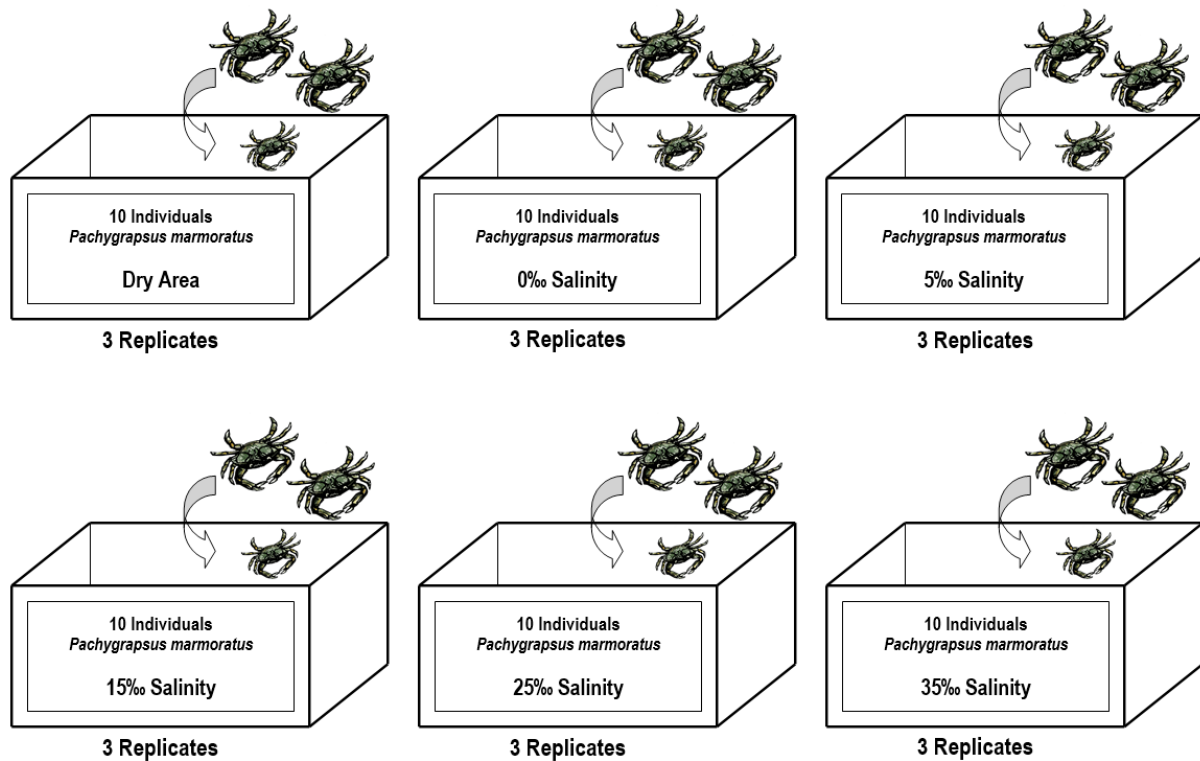


Figure 1. Design of the experimental study

#### Evaluation of restricted growth and survival rate

Weight and length measurements were carried out biweekly during 140-days experiment. All animals were dried with a paper towel to remove water before measurement process. Crab weights were individually recorded with an electronic compact scale (SF-400D, precision of  $\pm 0.01$  g). Carapace length (CL; length of the carapace along the midline) and carapace width (CW; width of the frontal region of the carapace) were measured with the vernier caliper. All aquariums were checked daily and molting, weight, carapace length and carapace width of dead crabs were noted. The specific growth rate (SGR) was calculated as following equation:  $SGR = 100 \times [(Ln \text{ final crab weight}) - (Ln \text{ initial crab weight})] / \text{experimental days}$ .

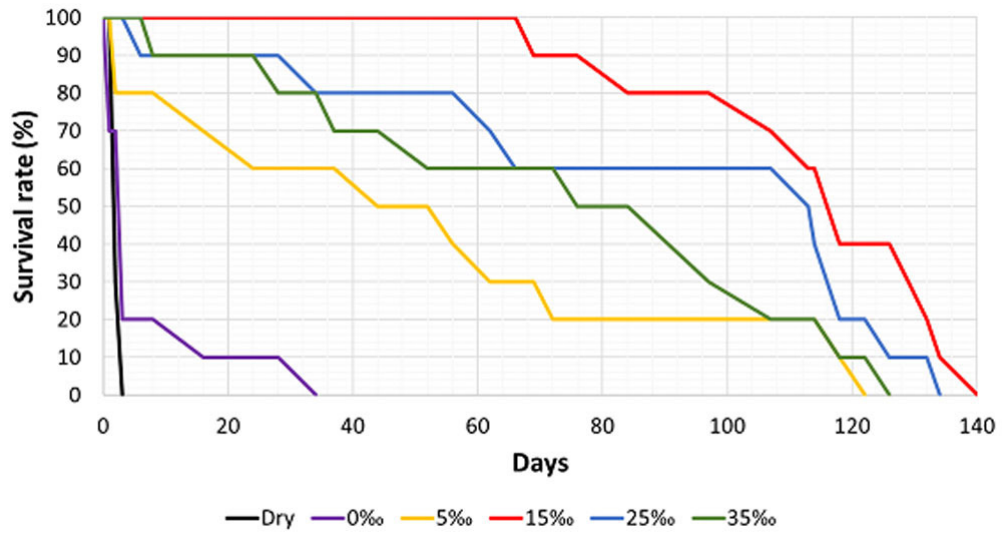
#### Data analysis

All data sets were examined to verify normality, independence, and homogeneity of variance. All data were subjected to one-way analysis of variance (ANOVA) when the interaction between the factors is found differences, Duncan's multiple range test was used to rank groups using SPSS 20.0 (SPSS Inc., Chicago, Illinois, USA) software (Zar, 1999). All data were presented as the "mean  $\pm$  standard error" from all replicates.

#### RESULTS

The lowest survival rates of crabs were observed in the aquariums without water (Figure 2). The survival rate of crabs with 0‰ salinity level was lower than other salinity levels (5‰, 15‰, 25‰, and 35‰). Fifty percent of crabs in aquariums at the salinity levels of 15‰ and 25‰ were survived more than 100 days (Figure 2).

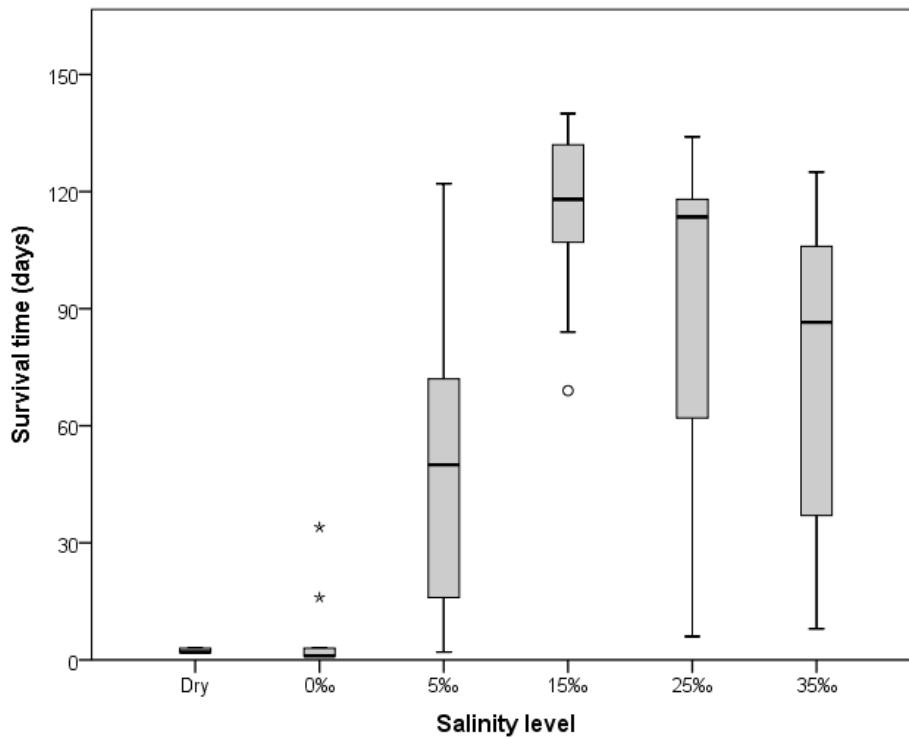




**Figure 2.** Survival rates (%) of marbled crabs during 140 days period in different salinity levels

The marbled crabs survived  $2.0 \pm 0.5$  days at  $17.6 \text{ }^\circ\text{C}$  without water and food. Our results indicated that the highest survival time was determined as 140 days at 15‰ salinity. Moreover, 25‰, 35‰ and 5‰ salinity

levels exhibited longer survival times than the salinity level of 0‰ (Figure 3). The survival times of crabs showed significant differences in salinity levels (ANOVA,  $P < 0.001$ ,  $F = 20.061$ ).



**Figure 3.** Survival time (days) of marbled crabs in different salinity levels

Weight and growth changes of marbled crabs in different salinities during 140-days of the experiment were detailed in Table 1. The continuous data were not presented in D, 0‰, 5‰, 25‰ and 35‰ groups because the mortalities were observed throughout the trial. On the 14<sup>th</sup> day, mean weights (MW) and specific growth rates (SGR) of 25‰ were significantly different from 5‰ ( $P<0.05$ ). MW of 25‰ was different from 5‰ and the lowest SGR was found in 5‰ group on the 28<sup>th</sup> day ( $P<0.05$ ). The highest and the lowest MW were observed in 25‰ and 5‰ groups, respectively ( $P<0.05$ ) and no statistical differences was found in SGR on 42<sup>nd</sup> and 56<sup>th</sup> days ( $P>0.05$ ). The first minus growth

rate was observed in 5‰ group on the 56<sup>th</sup> day. MW of 25‰ was different from 5‰ ( $P<0.05$ ) and SGR of 25‰ and 35‰ groups were decreased to minus on the 70<sup>th</sup> day. All SGR values were seen at minus and MW of 25‰ was different from 5‰ on the 84<sup>th</sup> day ( $P<0.05$ ). MWs of 15‰ and 25‰ were significantly different from 5‰ ( $P<0.05$ ) and no differences was observed in SGR ( $P>0.05$ ) on the 98<sup>th</sup> day. Only three groups (5‰, 15‰ and 25‰) survived on 112<sup>nd</sup> day and MW of 25‰ was different from 5‰ ( $P<0.05$ ). Four individuals of 15‰ lived until 126<sup>th</sup> day and last individual (0.73 g) died on the 140<sup>th</sup> day.

**Table 1.** Mean weights (MW, g) and specific growth rates (SGR, %/day) of the starved marbled crabs in different salinity levels during 140-days

Days		D	0‰	5‰	15‰	25‰	35‰
0	MW	0.82±0.01	0.82±0.01	0.81±0.01	0.82±0.01	0.82±0.02	0.81±0.01
14	MW			0.81±0.01 <sup>a</sup>	0.84±0.01 <sup>ab</sup>	0.88±0.02 <sup>b</sup>	0.84±0.01 <sup>ab</sup>
	SGR			-0.03±0.09 <sup>a</sup>	0.21±0.12 <sup>ab</sup>	0.50±0.05 <sup>b</sup>	0.23±0.10 <sup>ab</sup>
28	MW			0.80±0.01 <sup>a</sup>	0.86±0.01 <sup>ab</sup>	0.91±0.03 <sup>b</sup>	0.86±0.01 <sup>ab</sup>
	SGR			-0.09±0.03 <sup>a</sup>	0.11±0.01 <sup>b</sup>	0.23±0.04 <sup>b</sup>	0.18±0.02 <sup>b</sup>
42	MW			0.81±0.01 <sup>a</sup>	0.87±0.01 <sup>b</sup>	0.93±0.02 <sup>c</sup>	0.88±0.01 <sup>b</sup>
	SGR			0.06±0.09	0.12±0.02	0.22±0.11	0.12±0.01
56	MW			0.79±0.02 <sup>a</sup>	0.87±0.01 <sup>b</sup>	0.94±0.02 <sup>c</sup>	0.88±0.01 <sup>b</sup>
	SGR			-0.14±0.09	0.02±0.00	0.03±0.01	0.04±0.01
70	MW			0.72±0.09 <sup>a</sup>	0.88±0.01 <sup>ab</sup>	0.91±0.01 <sup>b</sup>	0.87±0.01 <sup>ab</sup>
	SGR			-0.76±0.72	0.04±0.03	-0.21±0.10	-0.07±0.02
84	MW			0.69±0.09 <sup>a</sup>	0.85±0.01 <sup>ab</sup>	0.90±0.01 <sup>b</sup>	0.87±0.01 <sup>ab</sup>
	SGR			-0.26±0.08	-0.23±0.04	-0.07±0.04	-0.07±0.01
98	MW			0.68±0.07 <sup>a</sup>	0.83±0.01 <sup>b</sup>	0.90±0.02 <sup>b</sup>	0.83±0.01 <sup>ab</sup>
	SGR			-0.08±0.20	-0.14±0.02	-0.01±0.20	-0.34±0.01
112	MW			0.68±0.05 <sup>a</sup>	0.81±0.01 <sup>ab</sup>	0.88±0.04 <sup>b</sup>	
	SGR			-0.03±0.26	-0.24±0.01	-0.21±0.15	
126	MW				0.78±0.01		
	SGR				-0.26±0.04		
140	FW				0.73		

In the same line, different letters indicate statistical significant differences ( $P<0.05$ ) among the groups.

The mean weights of marbled crabs tended to reduce on different days (Figure 4). Groups of D and 0‰ did not live until the 14<sup>th</sup> days. Mean weights showed a decrease for 5‰ on 42<sup>nd</sup> day, for 25‰ and

35‰ on the 56<sup>th</sup> day and for 15‰ on the 70<sup>th</sup> day. In addition, moults were observed on 27<sup>th</sup>, 42<sup>nd</sup> and 93<sup>rd</sup> days (one individual for each day) in the 25‰ group.

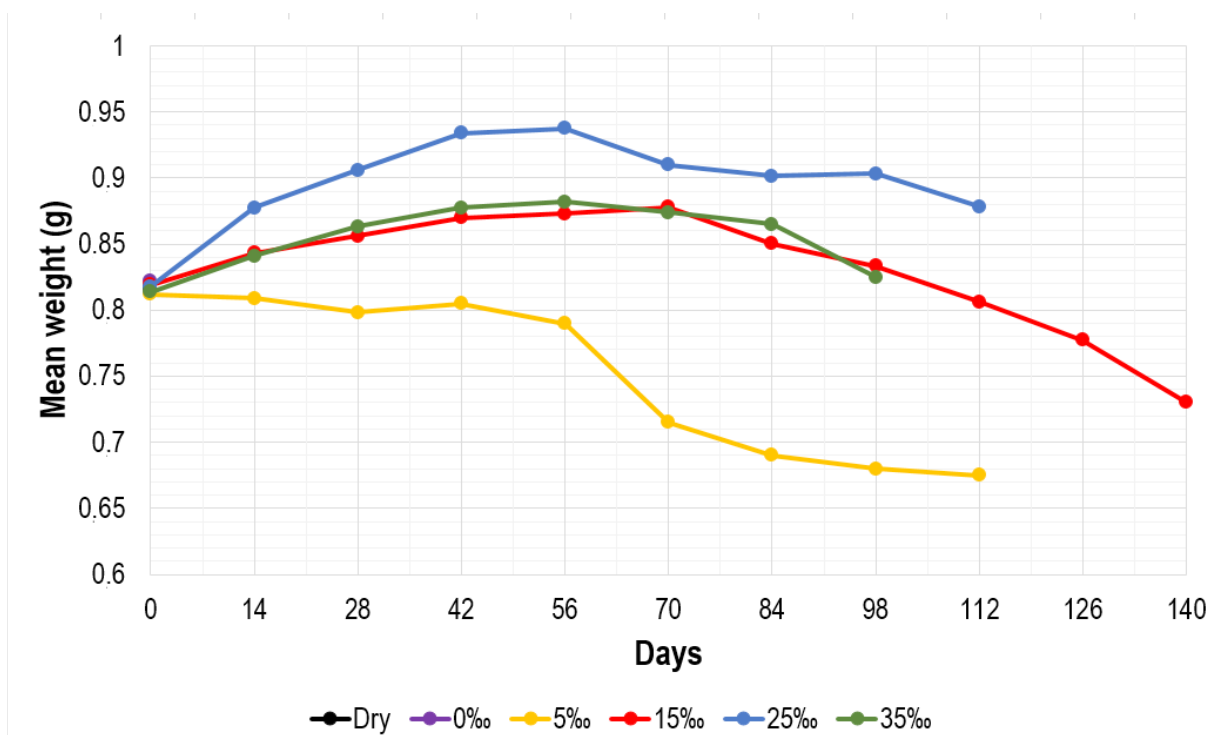


Figure 4. Changes of average body weights (g) of marbled crabs during 140 days experiment

The data of the carapace lengths (CL) and carapace widths (CW) of the experimental groups were given in Table 2. The final mean carapace length (FMCL) and final mean carapace width (FMCW) of 25‰ showed the

highest value among all groups ( $P < 0.05$ ). FMCL of 15‰ was significantly higher than D, 0‰, 5‰ and 35‰ groups ( $P < 0.05$ ). FMCW of 5‰ was significantly lower than 0‰, 15‰, 25‰ and 35‰ groups ( $P < 0.05$ ).

Table 2. Initial mean carapace lengths (IMCL, mm), final mean carapace lengths (FMCL, mm), initial mean carapace widths (IMCW, mm) and final mean carapace widths (FMCW, mm) of the starved marbled crabs in different salinity levels during 140-days

	D	0‰	5‰	15‰	25‰	35‰
IMCL	7.40±0.60	7.45±0.60	7.20±0.50	7.65±0.33	7.80±0.24	7.55±0.33
FMCL	7.65±0.76 <sup>ab</sup>	8.05±0.80 <sup>b</sup>	7.38±0.88 <sup>a</sup>	8.50±0.43 <sup>c</sup>	9.21±0.29 <sup>d</sup>	8.07±0.53 <sup>b</sup>
IMCW	8.00±0.68	8.10±0.69	7.85±0.61	8.20±0.35	8.35±0.27	8.05±0.33
FMCW	8.20±0.84 <sup>ab</sup>	8.70±0.86 <sup>bc</sup>	8.00±0.94 <sup>a</sup>	9.10±0.49 <sup>c</sup>	10.00±0.36 <sup>d</sup>	8.64±0.55 <sup>bc</sup>

In the same line, different letters indicate statistical significant differences ( $P < 0.05$ ) among the groups.

### DISCUSSION

The present study showed that *Pachygrapsus marmoratus* individuals survived  $2.0 \pm 0.5$  days at 17.6 °C without water and food. Similarly, this species was lived 5 days at 20 °C without water, and more than 1 week at 12 °C (Pora, 1939; Vernet-Cornubert, 1958). Our results indicated that the highest survival time was determined as 140 days at 15‰ salinity. Moreover, 25‰, 35‰ and 5‰ salinity levels exhibited longer survival times

than 0‰. Similarly, Costlow (1967) noticed that eggs and larvae of blue crabs (*Callinectes sapidus*) exhibited higher survival rates in higher salinity levels.

Salinity also plays an important role in the development and growth of crab species (Fisher, 1999; Castejón et al., 2015). Intermolt duration of *C. sapidus* was affected by salinity (Cházaro-Olvera and Peterson, 2004). Furthermore, Long et al. (2017) investigated the impacts of salinity on the gonadal

development of Chinese mitten crab (*E. sinensis*) and reported that gonadosomatic index (GSI) showed a significant increase at salinity levels of 12‰ and 18‰ with compared to lower salinities of 0‰ and 6‰. Fisher (1999) declared that there was a negative correlation between salinity and growth of *C. sapidus*. In the present study, the optimal salinity level for the restricted growth was determined as 25‰. Crabs showed lower growth rate at the dry area and low salinity level (5‰).

Nutritional stress affects various important parameters in crustaceans, such as growth performance, energy metabolism or nutrient deposition. The growth increased for a while in this study, even though the crabs were left hungry. Then, growth rates of all groups decreased to minus on 84<sup>th</sup> day. Comoglio et al. (2008) reported the similar situation in southern king crab (*Lithodes santolla*) which survived at 12 days without feeding. This previous study has been pointed out that the minus growth rate observed on the 9<sup>th</sup> day. In contrast, Wen et al. (2006) declared that continuous weight loss in *E. sinensis* for 70 days. Energy metabolism of crustaceans is difficult to put on a standard schedule (Oliveira et al., 2003). The metabolic activities of many crabs decreased during starvation and they consume protein, glycogen and lipid sources (Oliveira et al., 2004; Wen et al., 2006). Differences in the consumed organic material may determine the rise and fall in restricted growth. Furthermore, the mean weight of crabs which represented at 25‰ salinity level was moderately higher than all other groups during the study. This differentiation can be

explained by molting in this group. Small increments were found in carapace lengths and carapace widths from initial to final measurements in this study. Some previous studies (Penha-Lopes et al., 2006; Figueiredo et al., 2008) related to the ornamental crab (*M. forceps*) were supported to results of this present study.

It should be noted that salinity influences the feeding behaviour of crabs. For instance, Shentu et al. (2015) reported that at the low salinity levels (e.g. 5‰), crabs exhibited a decreased food intake. Little is known about the feeding of *P. marmoratus* in the aquariums or tanks. Cuesta and Rodríguez (2000) reported that the fifth zoeal stage of *P. marmoratus* cultured at 26 °C, *Artemia* sp. nauplii were used as a bait and it was reared in 24 days. *P. marmoratus*, is one of the most abundant intertidal crab species of the Mediterranean Basin (Flores and Paula, 2002a), which can be considered a potential aquarium animal due to the high population and its attractive colours of the body. Colour varies from violet brown to almost black with a marbled yellowish-brown pattern (Ingle, 1997).

In conclusion, this study suggests that dry area and low salinity levels (e.g. 0‰ and 5‰) result in the low survival rates in *P. marmoratus*. The optimal salinity levels were determined as 15‰ for survival and 25‰ for restricted growth.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the officers of the Republic of Turkey Ministry of Forestry and Water Affairs who provided the research permission for the fieldworks.

#### REFERENCES

- APPA. (2018). The 2017-2018 APPA National Pet Owners Survey Debut. [http://americanpetproducts.org/Uploads/MemServices/GPE2017\\_NPOS\\_Seminar.pdf](http://americanpetproducts.org/Uploads/MemServices/GPE2017_NPOS_Seminar.pdf) (Access Date: 07.05.2018).
- Arab, A., Kazanjian, G. & Bariche, M. (2015). Biological traits suggest a niche overlap between two grapsid crabs sharing the rocky intertidal of the eastern Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(8), 1685-1692. DOI: [10.1017/S0025315415001010](https://doi.org/10.1017/S0025315415001010)
- Aydin, M., Karadurmuş, U. & Tunca, E. (2014). Biological characteristics of *Pachygrapsus marmoratus* in the southern Black Sea (Turkey). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(7), 1441-1449. DOI: [10.1017/S0025315414000253](https://doi.org/10.1017/S0025315414000253)
- Blaszowski, C. & Moreira, G.S. (1986). Combined effects of temperature and salinity on the survival and duration of larval stages of *Pagurus criniticornis* (Dana) (Crustacea, Paguridae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 103(1-3), 77-86. DOI: [10.1016/0022-0981\(86\)90133-4](https://doi.org/10.1016/0022-0981(86)90133-4)
- Bryars, S.R. & Havenhand, J.N. (2006). Effects of constant and varying temperatures on the development of blue swimmer crab (*Portunus pelagicus*) larvae: laboratory observations and field predictions for temperate coastal waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 329(2), 218-229. DOI: [10.1016/j.jembe.2005.09.004](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.09.004)
- Calado, R., Lin J., Rhyne, A.L., Araújo R. & Narciso L. (2003a). Marine ornamental decapods - popular, pricey and poorly studied. *Journal of Crustacean Biology*, 23, 963-973. DOI: [10.1651/C-2409](https://doi.org/10.1651/C-2409)
- Calado, R., Narciso, L., Morais, S., Rhyne, A. L. & Lin, J. (2003b). A rearing system for the culture of ornamental decapod crustacean larvae. *Aquaculture*, 218(1-4), 329-339. DOI: [10.1016/S0044-8486\(02\)00583-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00583-5)
- Calado, R., Vitorino, A., Dionísio, G. & Dinis, M.T. (2007). A recirculated maturation system for marine ornamental decapods. *Aquaculture*, 263(1-4), 68-74. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2006.10.013](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.10.013)
- Calado, R., Pimentel, T., Vitorino, A., Dionísio, G. & Dinis, M.T. (2008). Technical improvements of a rearing system for the culture of decapod crustacean larvae, with emphasis on

- marine ornamental species. *Aquaculture*, 285(1-4), 264-269. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2008.08.019](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.08.019)
- Cannicci, S., Paula, J. & Vannini, M. (1999). Activity pattern and spatial strategy in *Pachygrapsus marmoratus* (Decapoda: Grapsidae) from Mediterranean and Atlantic shores. *Marine Biology*, 133, 429e435. DOI: [10.1007/s002270050481](https://doi.org/10.1007/s002270050481)
- Cannicci, S., Gomei, M., Boddi, B. & Vannini, M. (2002). Feeding habits and natural diet of the intertidal crab *Pachygrapsus marmoratus*: opportunistic browser or selective feeder? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(6), 983-1001. DOI: [10.1006/ecss.2001.0869](https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0869)
- Cannicci, S., Gomei, M., Dahdouh-Guebas, F., Rorandelli, R. & Terlizzi, A. (2007). Influence of seasonal food abundance and quality on the feeding habits of an opportunistic feeder, the intertidal crab *Pachygrapsus marmoratus*. *Marine Biology*, 151(4), 1331-1342. DOI: [10.1007/s00227-006-0570-3](https://doi.org/10.1007/s00227-006-0570-3)
- Castejón, D., Ribes, E., Durfort, M., Rotllant, G. & Guerao, G. (2015). Foregut morphology and ontogeny of the mud crab *Dyspanopeus sayi* (Smith, 1869) (Decapoda, Brachyura, Panopeidae). *Arthropod Structure & Development*, 44(1), 33-41.
- Cházaro-Olvera, S. & Peterson, M.S. (2004). Effects of salinity on growth and molting of sympatric *Callinectes* spp. from Camaronera Lagoon, Veracruz, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 74(1), 115-127.
- Comoglio, L., Goldsmit, J. & Amin, O. (2008). Starvation effects on physiological parameters and biochemical composition of the hepatopancreas of the southern king crab *Lithodes santolla* (Molina, 1782). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(2), 345-353.
- Coquereau, L., Grall, J., Clavier, J., Jolivet, A. & Chauvaud, L. (2016). Acoustic behaviours of large crustaceans in NE Atlantic coastal habitats. *Aquatic Biology*, 25, 151-163. DOI: [10.3354/ab00665](https://doi.org/10.3354/ab00665)
- Costlow, J.D. (1967). The effect of salinity and temperature on survival and metamorphosis of megalops of the blue crab *Callinectes sapidus*. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 15(1), 84-97.
- Cuesta, J.A. & Rodríguez, A. (2000). Zoal stages of the intertidal crab *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787) (Brachyura, Grapsidae) reared in the laboratory. *Hydrobiologia*, 436(1-3), 119-130. DOI: [10.1023/A:1026576614590](https://doi.org/10.1023/A:1026576614590)
- Dauvin, J.C. (2012). Establishment of a population of marbled crab *Pachygrapsus marmoratus* (Crustacea: Brachyura: Grapsoidea) on the coast of northern Cotentin, Normandy, on the western English Channel. *Marine Biodiversity Records*, 5, e56. DOI: [10.1017/S1755267212000334](https://doi.org/10.1017/S1755267212000334)
- Deli, T., Bahles, H., Said, K. & Chatti, N. (2015). Patterns of genetic and morphometric diversity in the marbled crab (*Pachygrapsus marmoratus*, Brachyura, Grapsidae) populations across the Tunisian coast. *Acta Oceanologica Sinica*, 34(6), 49-58. DOI: [10.1007/s13131-015-0687-7](https://doi.org/10.1007/s13131-015-0687-7)
- Figueiredo, J., Penha-Lopes, G., Narciso, L. & Lin, J. (2008). Effect of starvation during late megalopa stage of *Mithraculus forceps* (Brachyura: Majidae) on larval duration, synchronism of metamorphosis, survival to juvenile, and newly metamorphosed juvenile size. *Aquaculture*, 274(1), 175-180. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2007.10.052](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.10.052)
- Fisher, M.R. (1999). Effect of temperature and salinity on size at maturity of female blue crabs. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128(3), 499-506. DOI: [10.1577/1548-8659\(1999\)128<0499:EOTASO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1999)128<0499:EOTASO>2.0.CO;2)
- Flores, A.A. & Paula, J. (2002a). Population dynamics of the shore crab *Pachygrapsus marmoratus* (Brachyura: Grapsidae) in the central Portuguese coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(2), 229-241. DOI: [10.1017/S0025315402005404](https://doi.org/10.1017/S0025315402005404)
- Flores, A.A. & Paula, J. (2002b). Sexual maturity, larval release and reproductive output of two brachyuran crabs from a rocky intertidal area in central Portugal. *Invertebrate Reproduction & Development*, 42(1), 21-34. DOI: [10.1080/07924259.2002.9652506](https://doi.org/10.1080/07924259.2002.9652506)
- Gardner, C. & Maguire, G.B. (1998). Effect of photoperiod and light intensity on survival, development and cannibalism of larvae of the Australian giant crab *Pseudocarcinus gigas* (Lamarck). *Aquaculture*, 165(1-2), 51-63. DOI: [10.1016/S0044-8486\(98\)00245-2](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00245-2)
- Hamasaki, K. (2003). Effects of temperature on the egg incubation period, survival and developmental period of larvae of the mud crab *Scylla serrata* (Forskål) (Brachyura: Portunidae) reared in the laboratory. *Aquaculture*, 219(1-4), 561-572. DOI: [10.1016/S0044-8486\(02\)00662-2](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00662-2)
- Ingle, R. (1997). Crayfishes, Lobsters and Crabs of Europe - An Illustrated Guide to Common and Traded Species. Springer Netherlands, 281 p. DOI: [10.1007/978-94-011-5872-5](https://doi.org/10.1007/978-94-011-5872-5)
- Karadal, O. & Öndes, F. (2018). Potential use of crab species in Turkey for the marine aquariums. Ecology 2018 International Symposium, 19-23 June 2018, Kastamonu, Turkey, pp. 751.
- Kisling, V.N. (2000). Zoo and Aquarium History: Ancient Animal Collections to Zoological Gardens. CRC Press, WTA Boca Raton, Florida, USA, 440 p.
- Long, X., Wu, X., Zhao, L., Ye, H., Cheng, Y. & Zeng, C. (2017). Effects of salinity on gonadal development, osmoregulation and metabolism of adult male Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. *PLoS One*, 12(6), e0179036. DOI: [10.1371/journal.pone.0179036](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179036)
- Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H.N., Diniz, M.S. & Vinagre, C. (2012). Thermal tolerance of the crab *Pachygrapsus marmoratus*: intraspecific differences at a physiological (CTMax) and molecular level (Hsp70). *Cell Stress and Chaperones*, 17(6), 707-



716. DOI: [10.1007/s12192-012-0345-3](https://doi.org/10.1007/s12192-012-0345-3)
- Nurdiani, R. & Zeng, C. (2007). Effects of temperature and salinity on the survival and development of the mud crab *Scylla serrata* (Forsskal) larvae. *Aquaculture Research*, 38(14), 1529-1538. DOI: [10.1111/j.1365-2109.2007.01810.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2007.01810.x)
- Oliveira, G.T., Fernandes, F.A., Bond-Buckup, G., Bueno, A.A. & Da Silva, R.S.M. (2003). Circadian and seasonal variations in the metabolism of carbohydrates in *Aegla ligulata* (Crustacea: Anomura: Aeglidae). *Memoirs of Museum Victoria*, 60(1), 59-62.
- Oliveira, G.T., Rossi, I.C., Kucharski, L.C.R. & Da Silva, R.S.M. (2004). Hepatopancreas gluconeogenesis and glycogen content during fasting in crabs previously maintained on a high-protein or carbohydrate-rich diet. *Comparative Biochemistry and Physiology A: Molecular & Integrative Physiology*, 137(2), 383-390. DOI: [10.1016/j.cbpb.2003.10.017](https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2003.10.017)
- Paschke, K., Cumillaf, J.P., Loyola, S., Gebauer, P., Urbina, M., Chimal, M.E., Pascual, C. & Rosas, C. (2010). Effect of dissolved oxygen level on respiratory metabolism, nutritional physiology, and immune condition of southern king crab *Lithodes santolla* (Molina, 1782) (Decapoda, Lithodidae). *Marine Biology*, 157(1), 7.
- Paula, J., Nogueira Mendes, R., Mwalum, J., Raedig, C. & Emmerson, W. (2003). Combined effects of temperature and salinity on larval development of the mangrove crab *Parasesarma catenata* Ortmann, 1897 (Brachyura: Sesamidae). *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 2(1), 57-63. DOI: [10.4314/wiojms.v2i1.28429](https://doi.org/10.4314/wiojms.v2i1.28429)
- Penha-Lopes, G., Rhyne, A.L., Lin, J. & Narciso, L. (2005). The larval rearing of the marine ornamental crab, *Mithraculus forceps* (A. Milne Edwards, 1875) (Decapoda: Brachyura: Majidae). *Aquaculture Research*, 36(13), 1313-1321. DOI: [10.1111/j.1365-2109.2005.01349.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2005.01349.x)
- Penha-Lopes, G., Rhyne, A. L., Lin, J. & Narciso, L. (2006). Effects of temperature, stocking density and diet on the growth and survival of juvenile *Mithraculus forceps* (A. Milne Edwards, 1875) (Decapoda: Brachyura: Majidae). *Aquaculture Research*, 37(4), 398-408. DOI: [10.1111/j.1365-2109.2006.01447.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2006.01447.x)
- Pora, E.A. (1939). Sur le comportement des Crustacés brachyopes de la Mer Noire aux variations de salinité du milieu ambiant. *Annales Scientifiques de l'Université de Jassy*, 25, 1-34.
- Protopapas, N., Katsanevakis, S., Thessalou-Legaki, M. & Verriopoulos, G. (2007). Relative growth of the semi-terrestrial crab *Pachygrapsus marmoratus*: an information-theory approach. *Scientia Marina*, 71(2), 383-394.
- Redzuari, A., Azra, M.N., Abol-Munafi, A.B., Aizam, Z.A., Hii, Y.S. & Ikhwanuddin, M. (2012). Effects of feeding regimes on survival, development and growth of blue swimming crab, *Portunus pelagicus* (Linnaeus, 1758) larvae. *World Applied Sciences Journal*, 18(4), 472-478. DOI: [10.5829/idosi.wasj.2012.18.04.313](https://doi.org/10.5829/idosi.wasj.2012.18.04.313)
- Rodríguez, A. (1997). Larval and postlarval development of *Pisa tetraodon* (Pennant, 1777) (Decapoda: Majidae) reared in the laboratory. *Journal of Plankton Research*, 19(1), 29-41. DOI: [10.1093/plankt/19.1.29](https://doi.org/10.1093/plankt/19.1.29)
- Rodríguez, A. & Jones, D.A. (1993). Larval development of *Uca tangeri* (Eydoux, 1835) (Decapoda: Ocypodidae) reared in the laboratory. *Journal of Crustacean Biology*, 13(2), 309-321. DOI: [10.1163/193724093X00093](https://doi.org/10.1163/193724093X00093)
- Romano, N. & Zeng, C. (2006). The effects of salinity on the survival, growth and haemolymph osmolality of early juvenile blue swimmer crabs, *Portunus pelagicus*. *Aquaculture*, 260(1-4), 151-162. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2006.06.019](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.06.019)
- Ruscoe, I.M., Williams, G.R. & Shelley, C.C. (2004). Limiting the use of rotifers to the first zoeal stage in mud crab (*Scylla serrata* Forskål) larval rearing. *Aquaculture*, 231(1-4), 517-527. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2003.11.021](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.021)
- Sciberras, M. & Schembri, P.J. (2008). Biology and interspecific interactions of the alien crab *Percnon gibbesi* in the Maltese Islands. *Marine Biology Research*, 4(5), 321-332. DOI: [10.1080/17451000801964923](https://doi.org/10.1080/17451000801964923)
- Shentu, J., Xu, Y. & Ding, Z. (2015). Effects of salinity on survival, feeding behavior and growth of the juvenile swimming crab, *Portunus trituberculatus* (Miers, 1876). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 33(3), 679-684. DOI: [10.1016/j.asd.2014.09.005](https://doi.org/10.1016/j.asd.2014.09.005)
- Silva, A.C.F., Brazão, S., Hawkins, S.J., Thompson, R.C. & Boaventura, D. (2009). Abundance, population structure and claw morphology of the semi-terrestrial crab *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787) on shores of differing wave exposure. *Marine Biology*, 156(12), 2591-2599. DOI: [10.1007/s00227-009-1283-1](https://doi.org/10.1007/s00227-009-1283-1)
- Stueckle, T.A., Shock, B. & Foran, C.M. (2009). Multiple stressor effects of methoprene, permethrin, and salinity on limb regeneration and molting in the mud fiddler crab (*Uca pugnax*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(11), 2348-2359. DOI: [10.1007/s00343-015-4218-3](https://doi.org/10.1007/s00343-015-4218-3)
- Sumer, C., Aksu, H., Celik, S. & Bektas, S. (2016). Some biological characteristics of the marbled crab, *Pachygrapsus marmoratus* in the southern Black Sea (Sinop, Turkey). *International Journal of Advances in Agricultural and Environmental Engineering*, 3(2), 263-265. DOI: [10.15242/IJAAEE.ER051602](https://doi.org/10.15242/IJAAEE.ER051602)
- Suprayudi, M.A., Takeuchi, T., Hamasaki, K. & Hirokawa, J. (2002). Effect of *Artemia* feeding schedule and density on the survival and development of larval mud crab *Scylla serrata*. *Fisheries Science*, 68(6), 1295-1303. DOI: [10.1046/j.1444-2906.2002.00567.x](https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2002.00567.x)
- Türkmen, G., Bulguroğlu, S.Y. & Aydoğan, G. (2011). Bring in some native osteichthyes marine fish species in Turkey to the marine aquarium (in Turkish with English abstract). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 28(3), 95-98.
- Türkmen, G. & Karadal, O. (2012a). The survey of the imported freshwater decapod species via the ornamental aquarium trade in Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 11(15), 2824-2827. DOI: [10.3923/javaa.2012.2824.2827](https://doi.org/10.3923/javaa.2012.2824.2827)

- Türkmen, G. & Karadal, O. (2012b). Effects of different aquarium feeds on growth and survival rate of red claw crab (*Perisesarma bidens*) (in Turkish with English abstract). *Alinteri Journal of Agricultural Sciences*, 23(2), 12-17.
- Vernet-Cornubert, G. (1958). Recherches sur la sexualité du crabe *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius); Les Malacostracés des eaux souterraines. *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale*, 96, 101-276.
- Vinagre, C., Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H.N. & Diniz, M.S. (2012). Effect of handling, confinement and crowding in HSP70 production in *Pachygrapsus marmoratus*, a model species for climate change experiments. *Journal of Sea Research*, 72, 64-68. DOI: [10.1016/j.seares.2012.05.013](https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.05.013)
- Vitko, R. (2004). A history of the hobby. *Reefkeeping Magazine*, September 2004, 3(8), 01.
- Wen, X., Chen, L., Ku, Y. & Zhou, K. (2006). Effect of feeding and lack of food on the growth, gross biochemical and fatty acid composition of juvenile crab, *Eriocheir sinensis*. *Aquaculture*, 252(2-4), 598-607. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2005.07.027](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.07.027)
- Winch, J.J.W.W. & Hodgson, A.N. (2007). The effect of temperature and salinity on oxygen consumption in the brachyuran crab *Cyclograpsus punctatus* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae). *African Zoology*, 42(1), 118-123. DOI: [10.3377/1562-7020\(2007\)42\[118:TEOTAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3377/1562-7020(2007)42[118:TEOTAS]2.0.CO;2)
- Zar JH. (1999). *Biostatistical Analysis*. 4<sup>th</sup> ed, Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, 929 p.

## Effects of perfluorooctane sulfonate compounds on the biochemical activities in mussels (*Mytilus galloprovincialis*)

### Perflorooktan sülfonat (PFOS)'ın midyelerde (*Mytilus galloprovincialis*) biyokimyasal etkilerinin incelenmesi

Gizem Gülsever<sup>1</sup> • Hatice Parlak<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, Marine Biology Department, Bornova/İzmir-Turkey  <https://orcid.org/0000-0001-7526-6207>

<sup>2</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, Marine Biology Department, Bornova/İzmir-Turkey  <https://orcid.org/0000-0002-7623-9662>

\*Corresponding author: [hatice.parlak@ege.edu.tr](mailto:hatice.parlak@ege.edu.tr)

Received date: 21.02.2018

Accepted date: 06.09.2018

#### How to cite this paper:

Gülsever, G. & Parlak, H. (2018). Effects of perfluorooctane sulfonate compounds on the biochemical activities in mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 417-422. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.07

**Abstract:** Our environment has been affected by increasing level of discharged organic and inorganic pollutants from anthropogenic sources. Perfluorinated compounds (PFCs) are one of the important sources of pollution and they are major risks for the aquatic ecosystems. The aim of this study is to determine the effects of PFOS on GST enzyme activities in mussels (*Mytilus galloprovincialis*). For this purpose, mussels were exposed to six different PFOS concentrations and the effects were evaluated. PFOS has been caused to a statistically significant increase in GST activity in hepatopancreas in all experimental groups compared with the control group. In conclusion, it has been approved that GST which is a defense mechanism of organisms, can be a very useful tool to detect the toxic effects of pollutants.

**Keywords:** Perfluorinated compounds, perfluorooctane sulfonate, mussels, *Mytilus galloprovincialis*, GST enzyme activity

**Öz:** İnsan aktiviteleri sonucunda, çevremiz her geçen gün gittikçe artan konsantrasyonda organik ve inorganik kirleticilere maruz kalmaktadır. Bu koşullarda, sucul ekosistemler açısından büyük risk oluşturan perflorlu bileşikler önemli bir yer tutmaktadır. Çalışmanın amacı, PFOS'un midyede (*Mytilus galloprovincialis*) GST enzim aktivitesi üzerine etkilerini belirlemektir. Bu amaçla, midyeler 6 farklı PFOS konsantrasyonuna maruz bırakılmış ve etkileri değerlendirilmiştir. Sonuç olarak, midye hepatopankreasında GST enzim aktivitesinin bütün deneme gruplarında kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir yükselme gösterdiği bulunmuştur ve midyelerin korunma mekanizması olarak GST'nin, kirleticilerin toksik etkilerini belirlemek için yararlı bir araç olduğu ortaya konulmuştur.

**Anahtar kelimeler:** Perflorlu bileşikler, perflorooktan sülfonat, midye, *Mytilus galloprovincialis*, GST enzim aktivitesi

## INTRODUCTION

The aquatic environment is affected by different sources of pollution like domestic, industrial wastes and residue of human agricultural practices. Unfortunately, this ecological problem perceived as a universal problem nearly after the industrial revolution of the 1750s. The chemicals were increasingly used to enhance our daily life comfort in various fields. Researchers have paid more attention and give priority to the studies related with deleterious effects of chemicals such as persistent organic pollutants (POPs) on ecosystems, since the concentrations of organic and inorganic pollutants from anthropogenic sources in the environment have been increasing. Effects of different pollutants can be assessed by various bio tests like AMES/Salmonella mutagenicity test (Boyacıoğlu et al., 2007), embryotoxicity test with sea urchins (Karaaslan et al., 2012; Gunduz et al., 2013) or algal growth inhibition assay (Katalay et al., 2012).

POPs are the priority pollutants that pose a risk to aquatic ecosystems and human health due to biomagnification through aquatic food chain. The usage of POPs was restricted in 2004 by the Stockholm Convention. Perfluorinated compounds, particularly PFOS are widely used in the industrial applications, such as protective coatings of carpets, furniture, paper and textile as well as in the polytetrafluoroethylene products, and fire-fighting foams (Ahrens and Bundschuh 2014). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) have been detected in many compartments of ecosystems due to the gross usage for almost 60 years (Houde et al., 2011; Wang et al., 2015; Yamashita et al., 2005). Some of the PFASs are listed in the national and international regulations because of bioaccumulative and toxic nature (OECD, 2002). Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) were added to Stockholm Convention's Annex B in 2009 and then its production and usage gradually decreased. Although, Zhao et al (2017) reported that major global manufacturers of perfluorooctanoic acid (PFOA) and its precursors were promised to voluntarily stop their production in 2015 (Zhao et.al, 2017; EPA, 2010), the releases of PFASs continue (Kwok et al., 2015; Müller et al., 2011). PFOS have strong carbon fluorine bonds and have lipophobic and hydrophilic characteristics (Kissa, 2001; Lindstrom et al., 2011). Ionic PFASs are resistant to photolysis, pyrolysis, hydrolysis and biotransformation. Thus they are highly persistent component in the environment (Kissa, 2001; Han et al., 2015).

As a result of this, PFOS has been detected in various environments such as air, sediments and water (Yeung et al, 2006; Kovarova et al., 2012; Naile et al., 2010). Paul et al. (2009) had reviewed that "total historical

worldwide production of POSF was estimated to be 96 000 t (122 000 t, including unusable wastes) between 1970-2002. Estimated global release of production were 45 250 t to air and water 1970-2012 from direct (manufacture, use, and consumer products) and indirect (PFOS precursors and/or impurities) sources. The various ecological studies confirm that a large part of perfluorinated compounds were found in surface waters, especially in the oceans (Prevedouros et al., 2006). Several studies on terrestrial and aquatic species showed that these compounds lead to toxic effects in living organisms (O'Brien et al., 2009; Huang et al., 2010; Boudreau et al., 2003).

In order to find out harmful effects of pollutants, back ground information is necessary at different trophic levels. Biomarkers is considered the most promising tools for ecotoxicological applications because of their ability to identify causal mechanisms that is potentially responsible for effects at higher levels of organization (Peakall and Walker, 1994; Adams, 2002). Generally, GST enzyme activities are included in this group of biomarkers and it catalyzes the conjugation of glutathione with xenobiotic, including perfluorinated compounds (Jemec et al., 2010). Oxidative stress and antioxidant enzymes are widely used as biomarkers in mussels. Mussels are sensitive to the effect of reactive oxygen species like other aerobic organisms (Winston et al., 1996; Funes et al., 2006). It has been shown that PFC type pollutants alter the levels of antioxidants in mussels (Liu et al., 2014). Glutathione S-transferase (GST) is the important phase II enzyme present in the living organisms. Glutathione S-transferase enzymes are dimeric proteins that have a key role in the detoxification of endogenous and exogenous electrophilic compounds (Mainwaring et al., 1996). Glutathione S-transferase activity measurements have been used in many different studies to monitor contamination level in different marine species. Many pollutants such as dichlorodiphenyl trichloroethane (DDT), Benzo[a]pyrene (BaP), perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS). are detoxified by glutathione S-transferase enzymes.

The effects of persistent organic pollutants such as PFOS can occur at any different trophic levels. In aquatic toxicological studies to define the effects of toxicants, biomarkers are accepted as highly important tools. They have been used as early warning systems in order to protect environmental damages

In this study, the effects of Perfluorinated compounds (PFOS) on the induction of glutathione S-transferase activity in mussels were examined.

## MATERIALS AND METHOD

Mussels were collected from the mussel culture facilities in İzmir-Çeşme, and acclimated to artificial seawater for 6 days. After the acclimation process, to evaluate the effect of GST enzyme activity, *Mytilus galloprovincialis* were exposed to different concentrations of PFOS. In order to test six concentrations of PFOS (2-3-5-6-8-10 ppm), a total of 120 mussels were used. During the experiment, *M. galloprovincialis* were fed daily by addition of 30 ml/l of *Chlorella* sp. (approximately 70,000 cells/mL) to each aquarium sized 57x39x28 cm. The mussels were kept by 12/12 light cycle. The water in the aquarium was changed every other day.

At the end of the experiment, the mussels were taken out and shell length and weight were measured by using caliper and digital scale [ $6,61 \pm 0,41$  (cm),  $24,43 \pm 5,01$  (gr)]. To analyze the GST activity, hepatopancreas was dissected from the mussel as fast as possible and scaled. Collected tissues were washed with the phosphate buffer and homogenized in an Ultra Turax tissue homogenizer in homogenization buffer. 300 ml of homogenization buffer contained 1 M KCl (45 mL), 100 mM DTT (3 mL), 100 mM EDTA (3 mL), 10 mM PMSF (3 mL), 100 mM phosphate buffer (200 mL) and pH 7.4. The homogenate tissue was centrifuged at  $10\ 000 \times g$  at  $4^{\circ}\text{C}$  for 30 min to obtain the postmitochondrial fraction. During the analysis, great attention is required to maintain the entire cold chain

GST activity was measured according to the method of Habig et al. (1974), by following the conjugation of reduced glutathione (GSH) with 1-chloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB) at 340 nm for 10 min at constant temperature using kinetic spectrophotometer (BioTek-SYNERGY|HTX). Protein concentration was measured according to the method of Bradford (1976). GST activities were expressed as nmoles/min/mg of S10 protein (mg P). The differences between samples were investigated one-way ANOVA and Multiple Range Test. The statistical analysis was performed using the Statgraphics software v.16.2 and statistical significance was defined at  $p < 0.05$  level.

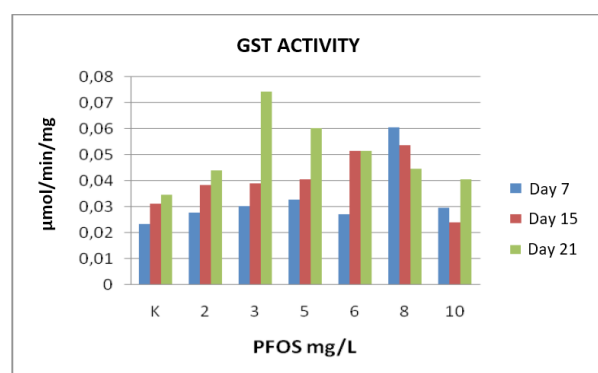
## RESULTS

Hepatopancreas (digestive glands) were taken to determine the effect of various concentrations of PFOS on antioxidant enzyme activities of mussel, *M. galloprovincialis*. The results are presented in Figure 1 for all treatment periods including 7, 15 and 21 days. Levels of GST in control group were ranged between 0.023 and 0.035  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ .

GST activity in hepatopancreas of mussels exposed to lowest concentration (2 mg/L) increased gradually

from 0,027 to 0,044  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  between the 7<sup>th</sup> day and 21<sup>th</sup> day of experiment. Furthermore, in the mussels exposing to 3 mg/l PFOS concentration had the highest GST activity (0,074  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ ) which was nearly twice of control value at the end of the 21<sup>th</sup> day of experiment. The group exposed to 5 mg/l PFOS concentration showed similar pattern with slightly decreased value in the 21 day. The GST activity in the mussels exposed to 8 mg/l PFOS was higher nearly two times compared with control value in 7<sup>th</sup> day and the value decreased slightly in the next few days. On the other hand, the highest dosage of PFOS (10mg/l) caused the lowest GST activity in the mussel when compared to other experimental groups.

GST activity increasing regularly in lower concentrations was statistically significant ( $p < 0.05$ ). The results indicated that in lower concentrations of PFOS, GST activity can be increased. It means that organisms have healthy reaction to metabolizing the contaminants. However, in higher concentrations (8, 10 mg PFOS/l), GST values changed irregularly comparing to control group ( $p < 0,05$ ). *M. edulis* samples exposed to 8 mg PFOS/l showed sharp increase during the first week of the test, but the level lowered gradually afterwards. Unlike to this, the group exposed to 10 mg PFOS/l had the weakest GST activity. This may explain the toxic effect of PFOS on hepatopancreas of mussel in high concentrations. It seems that they couldn't have enough function to produce the enzymatic activity for protection. This result suggests that the toxic effect of PFOS is increased by restraining the production of enzyme



**Figure 1.** GST activity in the mussels affected by various concentrations of PFOS in the different test periods.

## DISCUSSION

*M. galloprovincialis* has been commonly used as bioindicator organism in biomonitoring programs (Livingstone, 1998; Cheung et al., 2001; 2002). Because they are filter feeding organisms and they



bioaccumulate and biomagnify the pollutants (Zhou et al., 2008). Biomarker enzyme activities such as glutathione S-transferase and the other antioxidant enzymes have been studied in different mussel species (Cheung et al., 2004; Power and Sheehan, 1996; De Luca-Abbott et al., 2005).

Hepatopancreas of *M. galloprovincialis* were used in measurements of enzyme activity as biomarker. Because the hepatopancreas is the major metabolic organ for degrading xenobiotics and the first metabolic reactions on the molecules are achieved by the enzymes involved in biotransformation process in metabolism (Meyer, 1996). Previous studies showed that GST in hepatopancreas tissue shows more utility for further investigation than gill tissue (De Luca-Abbott et al., 2005)

According to the results of this studies, GST activity ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ ) in mussel exposed to low concentrations of PFOS tended to increase when it compared to the control group ( $p < 0.05$ ). Similarly, positive correlations were observed between GST activities and POP's in the mussel, *M. galloprovincialis* collected from Bizerte Lagoon (Tunisia) where GST activity showed a trend of increase with increased toxicant concentration (Barhoumi et al., 2014). Fitzpatrick and Sheehan (1993) reported that GST enzyme activity can be useful indicator of mussel exposed to persistent organic pollutants.

Glutathione-S-transferases (GSTs) are the main enzymes involved in xenobiotic phase II metabolism. GSTs detoxify a number of environmental carcinogens (Gallagher et al., 1996). The measurement of glutathione S-transferase activity is also used as a biomarker of oxidative stress (Rodriguez-Ariza et al., 1993; Martínez-Gómez et al., 2006).

Organisms exposed to xenobiotics in various ways tend to convert chemicals into a more harmless form (Parlak et al., 2011). The induction of antioxidant enzyme activities represents a cellular defense mechanism to neutralize toxic effects of reactive oxygen species. There are many studies in which these activities are induced by pollutants presented in contaminated waters (Otto and Moon, 1995; Ferreira et al., 2005; Martínez-Gómez et al., 2006). In several studies, it has been shown that

GST and some antioxidant enzyme activities have high sensitivity to contaminants in mussels (Power and Sheehan, 1996; Winston, et al., 1996). Gowland et al. (2002), reported that high molecular weight PAHs have more pronounced role in inducing GST activity in mussels.

There are substantial amount of knowledges about the role of GST in aquatic species exposed to xenobiotics. The general aspect is that GST should have prominent position in MFO's as biomarker for ecotoxicological studies (Joselyn et al. 2012). In this study, the results of GST activities of mussel exposed to PFOS also propound that GST can be use as biomarker for studying the effect of pollutants especially in environmentally relevant concentrations.

### CONCLUSION

In this study, mussel hepatopancreas exposed to PFOS in low concentrations, GST enzyme activity had showed a statistically significant increase when compared to the control group. The results showed that protective mechanisms were induced. On the other hand, in the mussels exposed to higher concentrations of contaminant this protective mechanism seemed to be depressed by the toxic action of PFOS. It is necessary to study the mode of toxic action of PFOS on the enzyme system in detail and determine long-term ecological effects of PFOS on aquatic organisms so as to gain important knowledge of the ecological risk of PFOS.

In addition, the susceptibility of *M. galloprovincialis* to various pollutants have been confirmed with toxicological studies. Moreover, the effects of various pollutants far below the lethal concentrations have been emphasized by determining changes in the physiological parameters of organism.

In conclusion, to protect the ecosystem, changes in enzyme activity due to the toxicants can be used as biomarkers. It is important to perform similar studies that will provide early warning signs for protection of species diversity and ecosystem health.

### ACKNOWLEDGEMENT

This master thesis is a part of the Project (Number 114Y386) supported by Turkish Scientific and Technological Research Council of Turkey.

### REFERENCES

- Adams, S.M. (2002). *Biological indicators of aquatic ecosystem stress*. Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Ahrens, L. & Bundschuh, M. (2014). Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environ. Toxicol. Chem.* 33, 1921–1929. DOI: [10.1002/etc.2663](https://doi.org/10.1002/etc.2663)
- Barhoumi, B., Le Menach K., Clérandeau, C., Ameur, W.B., Budzinski, H., Driss, M.R. & Cachot J. (2014). Assessment of pollution in the Bizerte lagoon (Tunisia) by the combined use of chemical and biochemical markers in mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Mar Pollut Bull.*, 15, 84(1-2), 379-90. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2014.05.002](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.002)
- Boudreau, T. M., Sibley, P. K., Mabury, S. A., Muir, D. G. C., & Solomon, K.

- R. (2003). Laboratory evaluation of the toxicity of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella vulgaris*, *Lemna gibba*, *Daphnia magna*, and *Daphnia pulex*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(3), 0307-0313. DOI: [10.1007/s00244-002-2102-6](https://doi.org/10.1007/s00244-002-2102-6)
- Boyacıoğlu, M., Arslan, Ö. Ç., Parlak, H. & Karaaslan, M. A. (2007). Mutagenicity of nonylphenol and octylphenol using Salmonella Mutation assay. *EU Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 24, 3-4.
- Bradford, M.M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72(1-2), 248-254. DOI: [10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- Cheung, C. C. C., Siu, W. H. L., Richardson, B. J., De Luca-Abbott, S. B. & Lam, P.K.S. (2004). Antioxidant responses to benzo [a] pyrene and Aroclor 1254 exposure in the green-lipped mussel, *Perna viridis*. *Environmental Pollution*, 128(3), 393-403. DOI: [10.1016/j.envpol.2003.09.010](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.010)
- Cheung, C. C. C., Zheng, G. J., Lam, P. K. S., & Richardson, B. J. (2002). Relationships between tissue concentrations of chlorinated hydrocarbons (polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides) and antioxidative responses of marine mussels, *Perna viridis*. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1-12), 181-191. DOI: [10.1016/S0025-326X\(01\)00301-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00301-0)
- Cheung, C. C. C., Zheng, G. J., Li, A. M. Y., Richardson, B. J. & Lam, P. K. S. (2001). Relationships between tissue concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons and antioxidative responses of marine mussels, *Perna viridis*. *Aquatic Toxicology*, 52(3-4), 189-203. DOI: [10.1016/S0166-445X\(00\)00145-4](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(00)00145-4)
- De Luca-Abbott, S. B., Richardson, B. J., McClellan, K. E., Zheng, G. J., Martin, M. & Lam, P.K. (2005). Field validation of antioxidant enzyme biomarkers in mussels (*Perna viridis*) and clams (*Ruditapes philippinarum*) transplanted in Hong Kong coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 51(8), 694-707. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2005.01.010](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.01.010)
- EPA, U. (2010). 2015 PFOA Stewardship Program. *United States Environmental Protection Agency Homepage (2010)* <http://www.epa.gov/oppt/pfoa/pubs/stewardship>.
- Ferreira, M., Moradas-Ferreira, P. & Reis-Henriques, M. A. (2005). Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (*Mugil cephalus*) and flounder (*Platichthys flesus*), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal. *Aquatic Toxicology*, 71(1), 39-48. DOI: [10.1016/j.aquatox.2004.10.009](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.10.009)
- Fitzpatrick, P.J., O'Halloran, J., Sheehan, D. & Walsh, A.R. (1997). Assessment of a glutathione S-transferase and related proteins in the gill and digestive gland of *Mytilus edulis* (L.), as potential organic pollution biomarkers. *Biomarkers* 2, 51- 56. DOI: [10.1080/135475097231977](https://doi.org/10.1080/135475097231977)
- Funes, V., Alhama, J., Navas, J. I., López-Barea, J. & Peinado, J. (2006). Ecotoxicological effects of metal pollution in two mollusc species from the Spanish South Atlantic littoral. *Environmental Pollution*, 139(2), 214-223. DOI: [10.1016/j.envpol.2005.05.016](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.016)
- Gallagher, E. P., Stapleton, P. L., Slone, D. H., Schlenk, D. & Eaton, D. L. (1996). Channel catfish glutathione S-transferase isoenzyme activity toward (±)-anti-benzo [a] pyrene-trans-7, 8-dihydrodiol-9, 10-epoxide. *Aquatic Toxicology*, 34(2), 135-150. DOI: [10.1016/0166-445X\(95\)00037-5](https://doi.org/10.1016/0166-445X(95)00037-5)
- Gowland, B. T. G., McIntosh, A. D., Davies, I. M., Moffat, C. F. & Webster, L. (2002). Implications from a field study regarding the relationship between polycyclic aromatic hydrocarbons and glutathione S-transferase activity in mussels. *Marine Environmental Research*, 54(3-5), 231-235. DOI: [10.1016/S0141-1136\(02\)00129-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(02)00129-0)
- Gunduz, G., Parlak, H., Arslan, Ö. Ç., Boyacıoğlu, M. & Karaaslan, M. A. (2013). Embryotoxic effects of Perfluorooctane Sulfonate Compounds in sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22(1A), 171-177.
- Habig, W.H., Pabst, M.J. & Jakoby, W.B. (1974). Glutathione S-transferases the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, 249(22), 7130-7139.
- Han, J., Won, E. J., Lee, M. C., Seo, J. S., Lee, S. J. & Lee, J. S. (2015). Developmental retardation, reduced fecundity, and modulated expression of the defensome in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus* exposed to BDE-47 and PFOS. *Aquatic Toxicology*, 165, 136-143. DOI: [10.1016/j.aquatox.2015.05.022](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.05.022)
- Houde, M., De Silva, A. O., Muir, D. C. & Letcher, R. J. (2011). Monitoring of perfluorinated compounds in aquatic biota: an updated review: PFCs in aquatic biota. *Environmental Science & Technology*, 45(19), 7962-7973. DOI: [10.1021/es104326w](https://doi.org/10.1021/es104326w)
- Huang, H., Huang, C., Wang, L., Ye, X., Bai, C., Simonich, M. T., ... & Dong, Q. (2010). Toxicity, uptake kinetics and behavior assessment in zebrafish embryos following exposure to perfluorooctanesulphonic acid (PFOS). *Aquatic Toxicology*, 98(2), 139-147. DOI: [10.1016/j.aquatox.2010.02.003](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.003)
- Jemec, A., Drobne, D., Tišler, T. & Sepčić, K. (2010). Biochemical biomarkers in environmental studies—lessons learnt from enzymes catalase, glutathione S-transferase and cholinesterase in two crustacean species. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(3), 571-581. DOI: [10.1007/s11356-009-0112-x](https://doi.org/10.1007/s11356-009-0112-x)
- Jocelyne, H., Ross, N.W. & Moon, T.W. (2012). Glutathione, glutathione S-transferase, and glutathione conjugates, complementary markers of oxidative stress in aquatic biota. *Environ Sci Pollut Res.*, 19, 2007-2023. DOI: [10.1007/s11356-012-0909-x](https://doi.org/10.1007/s11356-012-0909-x)
- Karaaslan, M. A., Parlak, H., Arslan, O. C. & Boyacıoğlu, M. (2012). The embryotoxic effects of beta blocker atenolol on sea urchin *Arbacia lixula* embryos. *Fresenius Environmental Bulletin*, 21(11b), 3362-3364.
- Katalay, S., Boyacıoğlu, M., Arslan, O. C., Parlak, H. & Karaaslan, M. A. (2012). Phytotoxicity of water and sediment from Nif Brook (Izmir, Turkey) on green algae *Desmodesmus* (= *Scenedesmus*) *subspicatus*. *Ekoloji*, 21(83), 25-31. DOI: [10.5053/ekoloji.2012.833](https://doi.org/10.5053/ekoloji.2012.833)
- Kissa, E. (Ed.). (2001). *Fluorinated surfactants and repellents* (Vol. 97). CRC Press.
- Kovarova, J., Marsalek, P., Blahova, J., Jurcikova, J., Kasikova, B. & Svobodova, Z. (2012). Occurrence of perfluoroalkyl substances in fish and water from the Svitava and Svratka Rivers, Czech Republic. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(3): 456-460. DOI: [10.1007/s00128-011-0484-8](https://doi.org/10.1007/s00128-011-0484-8)
- Kwok, K. Y., Wang, X. H., Ya, M., Li, Y., Zhang, X. H., Yamashita, N., ... & Lam, P. K. (2015). Occurrence and distribution of conventional and new classes of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the South China Sea. *Journal of Hazardous Materials*, 285, 389-397. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2014.10.065](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.065)
- Lindstrom, A. B., Strynar, M. J. & Libelo, E. L. (2011). Polyfluorinated compounds: Past, present, and future. DOI: [10.1021/es2011622](https://doi.org/10.1021/es2011622)
- Liu, C., Chang, V. W. & Gin, K. Y. (2014). Oxidative toxicity of perfluorinated chemicals in green mussel and bioaccumulation factor dependent quantitative structure-activity relationship. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(10), 2323-2332. DOI: [10.1002/etc.2679](https://doi.org/10.1002/etc.2679)
- Liu, C., Gin, K. Y. & Chang, V. W. (2014). Multi-biomarker responses in green mussels exposed to PFCs: effects at molecular, cellular, and physiological levels. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2785-2794. DOI: [10.1007/s11356-013-2216-6](https://doi.org/10.1007/s11356-013-2216-6)

- Livingstone, D. R. (1998). The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 120(1), 43-49. DOI: [10.1016/S1095-6433\(98\)10008-9](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(98)10008-9)
- Mainwaring, G. W., John, N. A. S. H., Davidson, M. & Green, T. (1996). Isolation of a mouse theta glutathione S-transferase active with methylene chloride. *Biochemical Journal*, 314(2), 445-448. DOI: [10.1042/bj3140445](https://doi.org/10.1042/bj3140445)
- Martínez-Gómez, C., Campillo, J. A., Benedicto, J., Fernández, B., Valdés, J., García, I. & Sánchez, F. (2006). Monitoring biomarkers in fish (*Lepidorhombus boscii* and *Callionymus lyra*) from the northern Iberian shelf after the Prestige oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 53(5-7), 305-314. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2006.03.010](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.03.010)
- Meyer, U. A. (1996). Overview of enzymes of drug metabolism. *Journal of Pharmacokinetics and Biopharmaceutics*, 24(5), 449-459. DOI: [10.1007/BF02353473](https://doi.org/10.1007/BF02353473)
- Müller, C. E., Spiess, N., Gerecke, A. C., Scheringer, M. & Hungerbühler, K. (2011). Quantifying diffuse and point inputs of perfluoroalkyl acids in a nonindustrial river catchment. *Environmental Science & Technology*, 45(23), 9901-9909. DOI: [10.1021/es202140e](https://doi.org/10.1021/es202140e)
- Naile, J. E., Khim, J. S., Wang, T., Chen, C., Luo, W., Kwon, B. O., ... & Giesy, J. P. (2010). Perfluorinated compounds in water, sediment, soil and biota from estuarine and coastal areas of Korea. *Environmental Pollution*, 158(5), 1237-1244. DOI: [10.1016/j.envpol.2010.01.023](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.023)
- O'Brien, J. M., Carew, A. C., Chu, S., Letcher, R. J. & Kennedy, S. W. (2009). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) toxicity in domestic chicken (*Gallus gallus domesticus*) embryos in the absence of effects on peroxisome proliferator activated receptor alpha (PPAR $\alpha$ )-regulated genes. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 149(4), 524-530. DOI: [10.1016/j.cbpc.2008.11.009](https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2008.11.009)
- OECD. (2002). Co-operation on Existing Chemicals Hazard Assessment of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Its Salts. Environment Directorate. *Joint meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology*.
- Otto, D.M., & Moon, T.W. (1995). 3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl Effects on Antioxidant Enzymes and Glutathione Status in Different Tissues of Rainbow Trout. *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology*, 77(4), 281-287. DOI: [10.1111/j.1600-0773.1995.tb01028.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0773.1995.tb01028.x)
- Parlak, H., Arslan, O.Ç., Boyacıoğlu, M. & Karaaslan, M.A. (2011). *Ekotoksikoloji ders kitabı*. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları No:79, Ders Kitabı Dizini No:39.
- Paul, A. G., Jones, K. C. & Sweetman, A. J. (2009). A first global production, emission, and environmental inventory for perfluorooctane sulfonate. *Environ. Sci. Technol.*, 43, 386-392. DOI: [10.1021/es802216n](https://doi.org/10.1021/es802216n)
- Peakall, D.B. & Walker, C.H. (1994). The role of biomarkers in environmental assessment (2). Vertebrates. *Ecotoxicology*, 3, 173-179. DOI: [10.1007/BF00117082](https://doi.org/10.1007/BF00117082)
- Power, A. & Sheehan, D. (1996). Seasonal variation in the antioxidant defence systems of gill and digestive gland of the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 114(2), 99-103. DOI: [10.1016/0742-8413\(96\)00024-2](https://doi.org/10.1016/0742-8413(96)00024-2)
- Prevedouros, K., Cousins, I. T., Buck, R. C. & Korzeniowski, S. H. (2006). Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates. *Environmental Science & Technology*, 40(1): 32-44. DOI: [10.1021/es0512475](https://doi.org/10.1021/es0512475)
- Rodriguez-Ariza, A., Peinado, J., Pueyo, C. & Lopez-Barea, J. (1993). Biochemical indicators of oxidative stress in fish from polluted littoral areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(12), 2568-2573. DOI: [10.1139/f93-280](https://doi.org/10.1139/f93-280)
- Wang, T., Wang, P., Meng, J., Liu, S., Lu, Y., Khim, J. S. & Giesy, J. P. (2015). A review of sources, multimedia distribution and health risks of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in China. *Chemosphere*, 129, 87-99. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2014.09.021](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.021)
- Winston, G. W., Moore, M. N., Kirchin, M. A. & Soverchia, C. (1996). Production of reactive oxygen species by hemocytes from the marine mussel, *Mytilus edulis*: lysosomal localization and effect of xenobiotics. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 113(2), 221-229. DOI: [10.1016/0742-8413\(95\)02091-8](https://doi.org/10.1016/0742-8413(95)02091-8)
- Yamashita, N., Kannan, K., Taniyasu, S., Horii, Y., Petrick, G. & Gamo, T. (2005). A global survey of perfluorinated acids in oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 51(8-12), 658-668. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2005.04.026](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.026)
- Yeung, L. W., So, M. K., Jiang, G., Taniyasu, S., Yamashita, N., Song, M., ... & Lam, P. K. (2006). Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in human blood samples from China. *Environmental Science & Technology*, 40(3), 715-720. DOI: [10.1021/es052067y](https://doi.org/10.1021/es052067y)
- Zhao, Z., Tang, J., Mi, L., Tian, C., Zhong, G., Zhang, G., ... & Sun, H. (2017). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the lower atmosphere and surface waters of the Chinese Bohai Sea, Yellow Sea, and Yangtze River estuary. *Science of the Total Environment*, 599, 114-123. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.04.147](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.147)
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J. & Jiang, G. (2008). Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, 606(2), 135-150. DOI: [10.1016/j.aca.2007.11.018](https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018)

RESEARCH ARTICLE

ARAŞTIRMA MAKALESİ

## The effects of nettle (*Urtica dioica*), spiny sowthistle (*Sonchus asper*) and dandelion (*Taraxacum officinale*) on the fish quality during storage period

### Isırgan (*Urtica dioica*), eşek gevreği (*Sonchus asper*) ve karahindiba (*Taraxacum officinale*)'nın depolama süresince balık kalitesi üzerine etkileri

Can Altinelataman<sup>1</sup> • E. Burcu Şen Yılmaz<sup>2</sup> • Şebnem Tolasa Yılmaz<sup>3</sup> • Ömer Alper Erdem<sup>4\*</sup> • Ufuk Çelik<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, 35100, Bornova - Izmir, Turkey <https://orcid.org/0000-0002-7105-2276>

<sup>2</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, 35100, Bornova - Izmir, Turkey <https://orcid.org/0000-0003-3203-5497>

<sup>3</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, 35100, Bornova - Izmir, Turkey <https://orcid.org/0000-0002-7061-8960>

<sup>4</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, 35100, Bornova - Izmir, Turkey <https://orcid.org/0000-0002-1745-1751>

<sup>5</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, 35100, Bornova - Izmir, Turkey <https://orcid.org/0000-0002-1650-142X>

\*Corresponding author: [omer.alper.erdem@ege.edu.tr](mailto:omer.alper.erdem@ege.edu.tr)

Received date: 11.07.2018

Accepted date: 10.09.2018

#### How to cite this paper:

Altinelataman, C., Yılmaz Şen, E.B., Yılmaz, Ş.T., Erdem, Ö.A. & Çelik, U. (2018). The effects of nettle (*Urtica dioica*), spiny sowthistle (*Sonchus asper*) and dandelion (*Taraxacum officinale*) on the fish quality during storage period. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 423-431. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.08

**Abstract:** The objective of this research was to examine the abilities to retard oxidation and microbial growth of three green-leaf plants on aquacultured seabass (*Dicentrarchus labrax*) filets during refrigerated storage (+4 °C ± 2). For this purpose, dandelion (*Taraxacum officinale*), nettle (*Urtica dioica*) and spiny sowthistle (*Sonchus asper*) herbs commonly consumed as food in Aegean region were used. The protection capacities of the water extract and vapor distillates of the plants were investigated. After the fishes obtained from an aquaculture farm in Çeşme, were brought to the laboratory and filleted. The extracts and distillates of the plants were obtained using conventional cooking dosing and then filets were applied at 10 °C difference between them to increase the diffusion effect. Chemical, microbial and sensorial analyses were done until the filets spoiled. Results showed that, TBARS values of all samples were under the recommended limits at the end of the storage period. Unlike the TBARS values, all samples were exceeded the recommended TVB-N limits except dandelion distillate samples at the end of the storage period. When all results are examined, the most important finding is that microbial growth was retarded in the samples treated with extracts.

It is concluded that extract and vapour distillates of nettle, dandelion and spiny sowthistle herbs could be used as a preservative to protect the quality and prolong the shelf-life of seafood.

**Keywords:** Seabass, quality changes, preservation, antioxidant, herbal additives

**Öz:** Bu çalışmanın amacı üç yeşil yapraklı bitkinin, buzdolabı şartlarında (+4 °C ± 2) depolanan levrek (*Dicentrarchus labrax*) filetlerindeki oksidasyonu, mikrobiyal gelişimi önleyebilirliklerini ölçmektir. Bu amaçla Ege Bölgesi'nde gıda olarak bolca tüketilen karahindiba (*Taraxacum officinale*), ısırgan (*Urtica dioica*) ve eşek gevreği (*Sonchus asper*) kullanılmıştır. Bitkilerin su fazı ekstrat ve su buharı distilatlarının toplamının koruma kapasiteleri araştırılmıştır. Çeşme'de bulunan bir su ürünleri tesisinden elde edilen balıklar laboratuara getirilip fileto edildikten sonra, bitkilerin ekstrat ve distilatları geleneksel pişirme dozajı kullanılarak elde edilmiş, daha sonra difüzyon etkisinin yüksek olması amacıyla aralarında 10°C fark olacak şekilde filetolara uygulanmıştır. 4°C'de depolanan filetolara bozulana kadar kimyasal kalite parametreleri, mikrobiyolojik ve duyu analizler tespit edilmiştir. Sonuçlar, tüm numunelerin TBA değerlerinin depolama süresinin sonunda önerilen sınırların altında olduğunu göstermiştir. TBA değerlerinin aksine, karahindiba distile numuneleri dışında tüm örnekler depolama periyodunun sonunda önerilen sınırları aşmışlardır. Tüm sonuçlar incelendiğinde en önemli bulgu, ekstrakte edilmiş örneklerin mikrobiyolojik gelişimi geciktirme kabiliyeti göstermesidir.

Isırgan, karahindiba ve eşek gevreği gibi bazı bitkilerin, kaliteyi korumak ve raf ömrünü uzatmak için deniz ürünlerinin işlenmesinde koruyucu olarak kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

**Anahtar kelimeler:** Levrek, kalite değişimi, koruma, antioksidan, bitkisel katkılar



## INTRODUCTION

Herbs have been used for a great variety of objectives. They have been found to be natural antioxidants' important sources. Some of them have been used for hundreds of years, and their clinical and pharmacological effects have been widely investigated from various standpoints. Some clinical effects of herbs closely regard with their antioxidant activities. The researches on the extending shelf-life of the food by use of natural antioxidants gained increasing interest.

It has been demonstrated that the quality loss of food can be prevented by using antioxidants due to their preventive or delaying their oxidative deterioration during processing and storage. Wild fruits, plants and vegetables have allured much attention as sources of natural antioxidants. Many of the wild fruits, plants and vegetables have antioxidants such as polyphenols (catechins, flavonoids, tannins) and vitamins ( $\beta$ -carotene, vitamins C and E) (Alpinar et al., 2009). While some synthetic antioxidant compounds such as butylated hydroxytoluene (BHT) and butylated hydroxyanisole (BHA) are commonly used in processed foods, it has been reported that these chemical compounds may have side effects. Only few researches available about antioxidant effects of dandelion on fish (Tan et al., 2018). On the other hand, several researchers were focused on antimicrobial and antioxidant effects of mentioned herbs on food products (Aksu and Kaya, 2004; Biel et al., 2017; El-Alim et al., 1999; Frankel et al., 1996; Gülçin et al., 2004; Ivanov, 2014; Karabacak and Bozkurt, 2008; Mavi et al., 2004; Oz, 2014; Ozyurt et al., 2007; Shah et al., 2014). Biel et al., (2017) have studied on the chemical composition and antioxidant properties of common dandelion leaves contrasted with sea buckthorn and indicated that the leaves of dandelion and sea buckthorn may be used as good source of biologically active substances in the human diet.

Most articles on nettle are related to medical studies and they demonstrated positive medical effects of nettle (Alirezalu, Hesari, Eskandari, Valizadeh, & Sirousazar, 2017; Avci, Kupeli, Eryavuz, Yesilada, & Kucukkurt, 2006; Bnouham et al., 2003; Randall, Meethan, Randall, & Dobbs, 1999; Testai et al., 2002; Toldy et al., 2005; Yener, Celik, Ilhan, & Bal, 2009). Özen and Korkmaz (2003) have reported that the activities of cytochrome b5 (cyt b5), NADH-cytochrome b5 reductase (cyt b5 R), glutathione S-transferase (GST), DT-diaphorase (DTD), glutathione peroxidase (GPx), glutathione reductase (GR), superoxide dismutase (SOD) and catalase (CAT) showed an important rise in the liver at 50 and 100 mg/kg body dose levels of *Urtica dioica* extract. Haghju et al., (2016) have performed investigation to identify and contrast antimicrobial, physical and mechanical properties of chitosan-based

films, involving free or nanoencapsulated nettle (*Urtica dioica* L.) extract. Researchers reported that the probable antimicrobial activity of the films comprising NE-loaded nanoliposomes against *Staphylococcus aureus* was diminished in proportion to free NE-incorporated films, which could be based on the inhibition effect of the encapsulation that hinders the release of NE from the matrix.

Choi et al., (2010) notified that dandelion has beneficial effect in prohibiting hypercholesterolemic atherosclerosis and decreasing risk factors for coronary artery disease. Ovadje et al., (2011) have reported that dandelion root aqueous extract induces apoptosis in human leukemia cell lines. Dandelion water extract can improve the lipid metabolism and is useful in prohibiting diabetic complications from lipid peroxidation and free radicals in diabetic rats (Cho et al., 2002). Hu and Kitts (2005), have reported that the dandelion flower extract marked antioxidant activity in both chemical and biological models and the efficacy of it in inhibiting both reactive nitric oxide and oxygen species were bound to its phenolic content. Khan (2017) evaluated the antidiabetic activity of a *Sonchus asper* methanol extract (SAME) in rats and concluded that the important antidiabetic potential of the SAME in ameliorating the diabetic conditions in diabetic rats might be due to the existence of the bioactive components in the extract. Khan et al., (2012) have suggested that *Sonchus asper* composed of active components; displaying preservative effects against the toxic effects of carbon tetrachloride ( $\text{CCl}_4$ ) in lung of rat.

In this study, it is aimed to investigate the effect of three green-leaf plant, (nettle, spiny sowthistle and dandelion) extracts on the quality changes of seabass (*Dicentrarchus labrax*) fillets during refrigerated storage ( $4 \pm 2^\circ\text{C}$ ).

## MATERIAL AND METHODS

### Preparation and treatment of samples

Herbs were purchased as fresh from local bazaar in Izmir and transferred to the laboratory. Seabass (*Dicentrarchus labrax*) were taken from an aquaculture farm in Çesme and transferred in iced box to the laboratory within 2 hours. All samples were headed, gutted and filleted in the laboratory.

All herbs washed with tap water and allowed to drain for 30 min. Each plant was distilled by using herb:water mixture (2:5, w:v) (400 gr plant +1000 ml water). Distillates and extracts were obtained with traditional cooking dosage, applied separately to fillets with  $10^\circ\text{C}$  temperature difference for increased diffusion efficiency (1/1, 100ml +100g fillet, 30 min.). Two fillets were inserted in a styrofoam tray and packaged by over-wrapping with polyvinylidene film. The packaged fillets were stored at  $4^\circ\text{C}$ . Samples were analysed on 0,



2, 5, 7, 9 and 12 days of the storage period.

### Analysis

#### Total volatile bases nitrogen (TVB-N) analysis

TVB-N analysis was done according to the method proposed by the Codex Alimentarius Committee in 1968 as modified by Malle and Poumeyrol (1989).

#### Thiobarbituric acid (TBA) analysis

Thiobarbituric acid (TBA) was determined according to Tarladgis et al. (1960).

#### Microbiological analysis

Total aerobic mesophilic bacteria counts (TAMBC) were determined by Rohde, 2007 and psychrotrophic bacteria counts (PBC) were determined by Ariyapitipun et al. (1999).

#### Sensorial analysis

Closed system-vapour cooking apparatus was used to prepare samples for sensory test. Sensorial analysis

were performed to the method from Carbonell et al. (2002).

#### Statistical analysis

Statistical analysis was carried out using SPSS (SPSS, 1999, Version 16.0. Chicago, IL, USA) followed by Duncan's multiple range test. The test was used to compare the differences among means. The results are presented as means  $\pm$  SD with the significance level set at  $p < 0.05$  under varying storage periods.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Changes in chemical quality parameters

One of the most commonly used methods for monitoring lipid oxidation in meat products is the 2-thiobarbituric acid (TBA) test. The steam distillation method of Tarladgis et al., (1960) in which a portion of the distillate is directly reacted with an acidic TBA reagent is frequently used to follow lipid oxidation. The TBA analysis results of the seabass are given in Table 1.

**Table 1.** TBA results of the samples (mg malonaldehyde/kg)

Samples	Days					
	0.	2.	5.	7.	9.	12.
C	0.14 $\pm$ 0.02 <sup>a2</sup>	0.12 $\pm$ 0.01 <sup>bd2</sup>	0.23 $\pm$ 0.00 <sup>b1</sup>	0.24 $\pm$ 0.00 <sup>b1</sup>	0.24 $\pm$ 0.00 <sup>e1</sup>	0.23 $\pm$ 0.00 <sup>e1</sup>
ND	0.13 $\pm$ 0.01 <sup>a6</sup>	0.21 $\pm$ 0.01 <sup>a4</sup>	0.24 $\pm$ 0.01 <sup>b3</sup>	0.17 $\pm$ 0.01 <sup>e5</sup>	0.43 $\pm$ 0.00 <sup>a2</sup>	0.47 $\pm$ 0.01 <sup>b1</sup>
NE	0.12 $\pm$ 0.00 <sup>a6</sup>	0.15 $\pm$ 0.01 <sup>b5</sup>	0.27 $\pm$ 0.00 <sup>a4</sup>	0.31 $\pm$ 0.01 <sup>a3</sup>	0.35 $\pm$ 0.01 <sup>b2</sup>	0.48 $\pm$ 0.02 <sup>b1</sup>
SD	0.18 $\pm$ 0.05 <sup>a2</sup>	0.14 $\pm$ 0.02 <sup>bc2</sup>	0.20 $\pm$ 0.02 <sup>c2</sup>	0.19 $\pm$ 0.00 <sup>d2</sup>	0.28 $\pm$ 0.00 <sup>cd1</sup>	0.34 $\pm$ 0.00 <sup>c1</sup>
SE	0.13 $\pm$ 0.00 <sup>a4</sup>	0.09 $\pm$ 0.00 <sup>d5</sup>	0.22 $\pm$ 0.01 <sup>bc3</sup>	0.23 $\pm$ 0.00 <sup>bc3</sup>	0.27 $\pm$ 0.01 <sup>d2</sup>	0.51 $\pm$ 0.00 <sup>a1</sup>
DD	0.14 $\pm$ 0.00 <sup>a34</sup>	0.10 $\pm$ 0.03 <sup>cd4</sup>	0.15 $\pm$ 0.00 <sup>d3</sup>	0.22 $\pm$ 0.00 <sup>c2</sup>	0.25 $\pm$ 0.02 <sup>de2</sup>	0.32 $\pm$ 0.00 <sup>cd1</sup>
DE	0.15 $\pm$ 0.00 <sup>a4</sup>	0.08 $\pm$ 0.00 <sup>d5</sup>	0.20 $\pm$ 0.01 <sup>c3</sup>	0.19 $\pm$ 0.01 <sup>d3</sup>	0.28 $\pm$ 0.01 <sup>c2</sup>	0.31 $\pm$ 0.00 <sup>d1</sup>

C: Control; ND: Nettle Distillate; NE: Nettle Extract; SD: Sowthistle Distillate; SE: Sowthistle Extract; DD: Dandelion Distillate; DE: Dandelion Extract  
\* Means in the same column with the same letter and means in the same line with the same number do not differ significantly at the level of  $P < 0.05$  significance.

The initial TBA values of all samples were all low, ranging from 0.12 to 0.18. At the end of the 12<sup>th</sup> day of storage at refrigerator, the lowest TBA value was found in the control group (0.23) and the highest was found in the sowthistle extract treated samples (0.51) which means none of the samples reached the admissible limit of 1 mg malonaldehyde/kg. The sample groups of ND, NE and SE contained higher TBA values than others with significant differences at day 12. On the other hand, TBA values at the end of storage trial were found to be recommended limit. Since TBA values of control group was also determined in very low levels, indication of oxidation is not problem for this species

for the experimented storage period due to its low fat value.

Packaging methods and addition of antioxidants affect TBA values. Gülçin et al., (2004), have studied the antioxidant and antimicrobial effects of WEN (Water Extract of Nettle), and reported that on the basis of the outcomes of their work, it is unambiguously referred that WEN has a strong antioxidant activity against various oxidative systems in vitro; additionally, WEN can be used as gainable source of natural antioxidants and as a potential food supplement or in pharmaceutical industry. Karabacak and Bozkurt (2008) have studied the effects of *Urtica dioica* and *Hibiscus sabdariffa* on

the quality and safety of sucuk (Turkish dry-fermented sausage) and reported that *Urtica dioica* was more efficient on reducing histamine formation than the nitrite/nitrate and BHT. Authors indicated that natural antioxidant extracts were more efficient than nitrite/nitrate and BHT. Since seabass is not considering in the high histamine produced fish species, histamine formation was not investigated in the present study.

The effects of nettle (*Urtica dioica*), spiny sowthistle (*Sonchus asper*) and dandelion (*Taraxacum officinale*) extract on the lipid oxidation have been investigated previously but only a few studies available about seafood. As a consequence of the present study, it is detected that those herbs have positive effects on

the total quality of fish but it should be studied more detailed on compound basis.

Total volatile basic nitrogen (TVB-N) is significant feature for the evaluation of quality in fishery products and appear as the most common chemical indicator of marine fish spoilage. It was indeed established that a post-mortem decrease of trimethylamine oxide by bacterial enzymes might cause a dramatic increment in TMA-N. This process is accompanied by a significant production of ammonia and other basic nitrogenous compounds such as methylamine and dimethylamine which are collectively known as TVB-N (Dhaouadi, Monser, Sadok, & Adhoum, 2007). TVB-N results of this study are shown in Table 2.

**Table 2.** TVB-N results of the samples (mg/100g)

Samples	Days					
	0.	2.	5.	7.	9.	12.
C	10.19±0.44 <sup>b4</sup>	22.60±0.44 <sup>a3</sup>	28.59±0.22 <sup>cd2</sup>	35.46±0.88 <sup>a1</sup>	-	-
ND	13.74±0.44 <sup>a3</sup>	21.72±1.33 <sup>a2</sup>	35.90±0.44 <sup>ab1</sup>	37.01±0.22 <sup>a1</sup>	-	-
NE	10.63±1.77 <sup>ab4</sup>	22.61±1.33 <sup>a3</sup>	28.81±0.44 <sup>cd2</sup>	37.68±2.22 <sup>a1</sup>	-	-
SD	12.85±1.33 <sup>ab4</sup>	20.83±1.33 <sup>a3</sup>	28.37±1.77 <sup>cd2</sup>	36.35±2.66 <sup>a1</sup>	-	-
SE	11.08±0.44 <sup>ab3</sup>	21.28±2.66 <sup>a2</sup>	31.92±2.66 <sup>bc1</sup>	36.79±1.33 <sup>a1</sup>	-	-
DD	11.97±1.33 <sup>ab3</sup>	21.27±0.88 <sup>a2</sup>	24.38±1.33 <sup>d2</sup>	34.57±1.77 <sup>a1</sup>	-	-
DE	11.52±1.77 <sup>ab3</sup>	21.72±0.44 <sup>a2</sup>	37.23±3.54 <sup>a1</sup>	38.12±0.88 <sup>a1</sup>	-	-

C: Control; ND: Nettle Distillate; NE: Nettle Extract; SD: Sowthistle Distillate; SE: Sowthistle Extract; DD: Dandelion Distillate; DE: Dandelion Extract

\* Means in the same column with the same letter and means in the same line with the same number do not differ significantly at the level of P<0.05 significance.

The highest TVB-N concentration was found in DE with 38.12 mg/kg and lowest in DD as 34.57 mg/kg which was the only sample below the limit at seventh day of storage. Statistically ND and DE were significantly different and have the values which passed the limit first among all included control group. At the end of day 12, TVB-N value of DD was under 35 mg/100 g which is in consumable range. All other samples were exceeded the recommended limit although no significant differences were obtained. There is not any study on relations of nettle and spiny sowthistle with sea bass quality. This study is the first study which

examine interactions of these herbs with sea bass. Therefore, no chance to compare to any study which was carried out with same materials. Some researchers used same herbs and different fish species and showed positive effects of them on shelf-life (Ahmadi et al., 2014; Arashisar et al., 2008). Studies on promoting effects of nettle on culturing fish were also carried out by several researchers (Bilen et al., 2016; Saeidi et al., 2017)

#### Changes in the microbial counts

The changes of TAMBC and PBC were shown in Table 3 and Table 4.

**Table 3.** Total aerobic mezophilic bacteria counts (TAMBC log CFU/g) evaluations of groups

Samples	Days					
	0.	2.	5.	7.	9.	12.
C	4.60±0.01 <sup>a3</sup>	4.62±0.04 <sup>a3</sup>	5.43±0.11 <sup>ab2</sup>	7.19±0.04 <sup>b1</sup>	-	-
ND	3.50±0.18 <sup>c3</sup>	3.50±0.03 <sup>c3</sup>	5.53±0.11 <sup>a2</sup>	7.47±0.11 <sup>ab1</sup>	-	-
NE	3.60±0.11 <sup>c3</sup>	3.50±0.04 <sup>c3</sup>	5.35±0.16 <sup>bc2</sup>	5.12±0.08 <sup>c2</sup>	7.15±0.10 <sup>b1</sup>	-
SD	3.80±0.04 <sup>bc3</sup>	4.32±0.08 <sup>ab3</sup>	5.23±0.13 <sup>bc2</sup>	7.60±0.45 <sup>ab1</sup>	-	-
SE	3.53±0.21 <sup>c5</sup>	4.40±0.13 <sup>ab4</sup>	4.80±0.04 <sup>d3</sup>	5.16±0.15 <sup>c2</sup>	7.05±0.03 <sup>b1</sup>	-
DD	3.80±0.09 <sup>bc4</sup>	4.25±0.18 <sup>b3</sup>	5.11±0.07 <sup>c2</sup>	7.76±0.07 <sup>a1</sup>	-	-
DE	4.16±0.14 <sup>b4</sup>	4.33±0.25 <sup>ab34</sup>	4.63±0.02 <sup>d3</sup>	5.52±0.20 <sup>c2</sup>	7.39±0.02 <sup>a1</sup>	-

\* Means in the same column with the same letter and means in the same line with the same number do not differ significantly at the level of P<0.05 significance.

C: Control; ND: Nettle Distillate; NE: Nettle Extract; SD: Sowthistle Distillate; SE: Sowthistle Extract; DD: Dandelion Distillate; DE: Dandelion Extract

**Table 4.** Psychotropic bacteria counts (PBC log CFU/g) evaluations of groups

Samples	Days					
	0.	2.	5.	7.	9.	12.
C	4.65±0.02 <sup>a3</sup>	4.65±0.03 <sup>a3</sup>	5.49±0.03 <sup>a2</sup>	6.23±0.12 <sup>ab1</sup>	-	-
ND	3.57±0.08 <sup>b4</sup>	3.76±0.04 <sup>b3</sup>	5.21±0.09 <sup>bd2</sup>	6.17±0.06 <sup>a1</sup>	-	-
NE	3.40±0.10 <sup>b4</sup>	3.47±0.02 <sup>c4</sup>	5.25±0.00 <sup>b3</sup>	5.73±0.03 <sup>c2</sup>	7.19±0.04 <sup>a1</sup>	-
SD	3.38±0.35 <sup>b3</sup>	3.23±0.09 <sup>d3</sup>	4.95±0.01 <sup>c2</sup>	6.11±0.07 <sup>a1</sup>	-	-
SE	3.62±0.03 <sup>b4</sup>	4.18±0.16 <sup>e3</sup>	5.11±0.07 <sup>d2</sup>	5.16±0.15 <sup>d2</sup>	6.88±0.02 <sup>b1</sup>	-
DD	3.74±0.04 <sup>bc4</sup>	4.17±0.06 <sup>e3</sup>	4.91±0.00 <sup>c2</sup>	6.52±0.05 <sup>e1</sup>	-	-
DE	4.05±0.02 <sup>c5</sup>	4.27±0.01 <sup>e4</sup>	5.29±0.03 <sup>b3</sup>	6.44±0.08 <sup>be2</sup>	6.98±0.00 <sup>c1</sup>	-

\* Means in the same column with the same letter and means in the same line with the same number do not differ significantly at the level of P<0.05 significance.

C: Control; ND: Nettle Distillate; NE: Nettle Extract; SD: Sowthistle Distillate; SE: Sowthistle Extract; DD: Dandelion Distillate; DE: Dandelion Extract

The initial TAMBC and PBC values of control group were determined as 4.60 and 4.65 log cfu/g, respectively. Control group (C) and the samples treated with distillates (ND, SD, DD) reached the maximum levels at 7<sup>th</sup> storage day according to ICMSF (1992) (limit values: 6 – 7 log cfu/g). Extract treated samples were reached those limits at 9<sup>th</sup> day of storage. DE was significantly (P<0.05) different at day 9<sup>th</sup>. Microbial growth was retarded by extracts in the present study (Table 3).

Astafieva et al., (2012) have reported the effects of antimicrobial peptides extracted from dandelion (*Taraxacum officinale*) flowers which shows correlation

with this study. Gatto et al., (2011) have reported that *Sonchus asper* showed significant antifungal activity on fruits but *T.officinale* extract showed low effectiveness against all fungi despite its intermediate total phenolic concentration and its high content in chicoric acid. Aksu and Kaya, (2004) have reported that nettle (*Urtica dioica*) showed blocking abilities to *Enterobacteriaceae* and yeast/mould developing in dry fermented sausage. Alp and Aksu, (2010) demonstrated the treatment of ground beef with water extract of *Urtica dioica* had a small but important effect on inhibiting psychrotrophic bacteria and different microorganisms including *Pseudomonas* bacteria with very significant effect.

**Changes in sensory values**

Results of the sensory analysis were given at Table 5 and Table 6.

**Table 5.** Odour and flavour evaluation of groups from sensory analysis

Groups	Odour				Flavour			
	Days							
	0.	2.	5.	7.	0.	2.	5.	
Intensity	C	5.60±2.61 <sup>a1</sup>	5.80±2.68 <sup>a1</sup>	5.20±2.05 <sup>a1</sup>	4.60±0.89 <sup>c1</sup>	7.40±1.52 <sup>a1</sup>	6.60±2.61 <sup>a1</sup>	5.20±2.17 <sup>a1</sup>
	ND	6.80±2.39 <sup>a1</sup>	6.20±2.17 <sup>a1</sup>	5.20±1.64 <sup>a1</sup>	4.80±0.84 <sup>bc1</sup>	7.20±1.64 <sup>a1</sup>	6.20±2.77 <sup>a1</sup>	5.20±0.84 <sup>a1</sup>
	NE	4.00±1.73 <sup>a12</sup>	3.20±1.79 <sup>a2</sup>	5.60±1.67 <sup>a12</sup>	6.00±0.71 <sup>ab1</sup>	6.80±1.79 <sup>a1</sup>	6.20±2.39 <sup>a1</sup>	5.20±1.30 <sup>a1</sup>
	SD	3.40±2.30 <sup>a2</sup>	3.60±2.70 <sup>a12</sup>	6.80±1.30 <sup>a12</sup>	7.00±0.71 <sup>a1</sup>	6.60±2.51 <sup>a1</sup>	6.40±2.41 <sup>a1</sup>	5.60±1.82 <sup>a1</sup>
	SE	4.60±2.41 <sup>a1</sup>	3.80±2.28 <sup>a1</sup>	6.80±1.30 <sup>a1</sup>	7.00±1.22 <sup>a1</sup>	6.60±1.34 <sup>a1</sup>	6.20±1.79 <sup>a1</sup>	5.20±1.79 <sup>a1</sup>
	DD	3.20±2.77 <sup>a1</sup>	3.40±2.19 <sup>a1</sup>	5.80±2.39 <sup>a1</sup>	6.00±0.71 <sup>ab1</sup>	7.00±1.58 <sup>a1</sup>	6.60±1.34 <sup>a1</sup>	5.40±1.67 <sup>a1</sup>
	DE	6.00±1.87 <sup>a1</sup>	5.40±1.67 <sup>a1</sup>	6.00±1.58 <sup>a1</sup>	6.60±1.14 <sup>ab1</sup>	7.20±1.64 <sup>a1</sup>	6.60±2.30 <sup>a1</sup>	5.00±1.22 <sup>a1</sup>
Fresh Odour/Flavour	C	7.40±2.61 <sup>a1</sup>	7.00±3.08 <sup>a1</sup>	6.20±2.49 <sup>a1</sup>	4.00±1.22 <sup>a1</sup>	7.40±1.52 <sup>a1</sup>	6.80±2.28 <sup>a1</sup>	5.60±2.88 <sup>a1</sup>
	ND	7.20±2.39 <sup>a1</sup>	6.60±3.21 <sup>a1</sup>	6.20±1.92 <sup>a1</sup>	4.80±0.84 <sup>a1</sup>	6.60±2.51 <sup>a1</sup>	6.00±2.45 <sup>a1</sup>	5.40±2.30 <sup>a1</sup>
	NE	6.60±2.51 <sup>a1</sup>	5.80±2.39 <sup>a1</sup>	6.20±1.92 <sup>a1</sup>	5.00±0.71 <sup>a1</sup>	7.00±1.87 <sup>a1</sup>	6.40±2.70 <sup>a1</sup>	6.60±2.30 <sup>a1</sup>
	SD	8.00±1.00 <sup>a1</sup>	7.60±2.61 <sup>a1</sup>	6.40±2.07 <sup>a1</sup>	5.20±1.30 <sup>a1</sup>	7.40±2.07 <sup>a1</sup>	6.80±2.68 <sup>a1</sup>	6.60±2.07 <sup>a1</sup>
	SE	8.00±0.71 <sup>a1</sup>	7.60±1.14 <sup>a12</sup>	5.00±2.55 <sup>a23</sup>	4.80±0.84 <sup>a3</sup>	7.80±1.30 <sup>a1</sup>	7.20±1.92 <sup>a1</sup>	5.80±2.59 <sup>a1</sup>
	DD	7.60±1.14 <sup>a1</sup>	7.20±1.48 <sup>a1</sup>	6.40±1.52 <sup>a12</sup>	4.60±1.52 <sup>a2</sup>	7.00±1.87 <sup>a1</sup>	6.60±2.41 <sup>a1</sup>	7.20±1.79 <sup>a1</sup>
	DE	7.00±2.35 <sup>a1</sup>	6.80±2.77 <sup>a1</sup>	5.80±1.64 <sup>a1</sup>	4.80±1.48 <sup>a1</sup>	7.80±1.64 <sup>a1</sup>	7.20±3.03 <sup>a1</sup>	5.60±2.07 <sup>a1</sup>
Foreign Odour/Flavour	C	1.20±0.45 <sup>b1</sup>	1.20±0.45 <sup>b1</sup>	1.40±0.55 <sup>a1</sup>	1.20±0.45 <sup>b1</sup>	1.40±0.55 <sup>a1</sup>	1.40±0.55 <sup>a1</sup>	2.20±1.64 <sup>a1</sup>
	ND	2.60±0.55 <sup>a1</sup>	3.00±1.58 <sup>a1</sup>	1.80±0.84 <sup>a1</sup>	2.60±0.89 <sup>ab1</sup>	2.00±1.73 <sup>a1</sup>	2.20±2.17 <sup>a1</sup>	3.00±1.58 <sup>a1</sup>
	NE	1.40±0.55 <sup>b1</sup>	1.40±0.55 <sup>b1</sup>	1.60±0.55 <sup>a1</sup>	1.60±0.89 <sup>b1</sup>	1.40±0.55 <sup>a1</sup>	1.80±1.30 <sup>a1</sup>	2.80±1.48 <sup>a1</sup>
	SD	1.20±0.45 <sup>b1</sup>	1.20±0.45 <sup>b1</sup>	2.20±1.30 <sup>a1</sup>	2.40±0.55 <sup>ab1</sup>	1.40±0.55 <sup>a1</sup>	1.60±0.89 <sup>a1</sup>	3.00±1.58 <sup>a1</sup>
	SE	1.40±0.55 <sup>b1</sup>	1.60±0.55 <sup>ab1</sup>	4.20±3.11 <sup>a1</sup>	4.40±1.95 <sup>a1</sup>	1.20±0.45 <sup>a1</sup>	1.40±0.55 <sup>a1</sup>	3.00±1.87 <sup>a1</sup>
	DD	1.00±0.00 <sup>b1</sup>	1.20±0.45 <sup>b1</sup>	2.80±2.95 <sup>a1</sup>	3.00±0.71 <sup>ab1</sup>	1.20±0.45 <sup>a2</sup>	1.20±0.45 <sup>a2</sup>	2.80±1.48 <sup>a1</sup>
	DE	1.40±0.55 <sup>b1</sup>	1.20±0.45 <sup>b1</sup>	3.00±2.92 <sup>a1</sup>	3.20±0.84 <sup>ab1</sup>	1.20±0.45 <sup>a2</sup>	1.20±0.45 <sup>a2</sup>	2.40±0.89 <sup>a1</sup>

C: Control; ND: Nettle Distillate; NE: Nettle Extract; SD: Sowthistle Distillate; SE: Sowthistle Extract; DD: Dandelion Distillate; DE: Dandelion Extract

\* Means in the same column with the same letter and means in the same line with the same number do not differ significantly at the level of P&lt;0.05 significance. Statistical evaluations for Table 5 were carried out for odour and flavour individually.

**Table 6.** Texture evaluation of groups from sensory analysis

Groups	Days						
	0.	2.	5.	7.	9.	12.	
<b>Firmness</b>	C	7.60±1.67 <sup>a1</sup>	7.20±2.17 <sup>a1</sup>	5.40±1.95 <sup>a1</sup>	4.80±1.79 <sup>a1</sup>	-	-
	ND	7.00±2.35 <sup>a1</sup>	6.60±2.30 <sup>a1</sup>	6.00±1.58 <sup>a1</sup>	5.40±1.52 <sup>a1</sup>	-	-
	NE	6.80±2.05 <sup>a1</sup>	6.20±2.59 <sup>a1</sup>	6.00±1.58 <sup>a1</sup>	5.80±0.84 <sup>a1</sup>	-	-
	SD	8.20±0.84 <sup>a1</sup>	7.60±1.67 <sup>a12</sup>	6.00±1.22 <sup>a12</sup>	5.40±1.67 <sup>a2</sup>	-	-
	SE	7.20±1.30 <sup>a1</sup>	6.80±2.05 <sup>a1</sup>	6.60±0.89 <sup>a1</sup>	5.60±1.82 <sup>a1</sup>	-	-
	DD	7.20±1.79 <sup>a1</sup>	6.60±2.30 <sup>a1</sup>	5.80±1.79 <sup>a1</sup>	5.20±1.30 <sup>a1</sup>	-	-
<b>Chewiness</b>	DE	7.20±2.17 <sup>a1</sup>	6.80±2.17 <sup>a1</sup>	5.80±2.28 <sup>a1</sup>	5.20±1.92 <sup>a1</sup>	-	-
	C	7.20±1.48 <sup>a1</sup>	6.00±2.24 <sup>a1</sup>	5.40±2.30 <sup>a1</sup>	4.80±1.79 <sup>a1</sup>	-	-
	ND	6.20±1.92 <sup>a1</sup>	5.20±2.86 <sup>a1</sup>	5.80±1.92 <sup>a1</sup>	4.80±1.10 <sup>a1</sup>	-	-
	NE	6.80±1.64 <sup>a1</sup>	5.20±2.59 <sup>a1</sup>	6.00±2.00 <sup>a1</sup>	5.20±1.79 <sup>a1</sup>	-	-
	SD	5.60±2.88 <sup>a1</sup>	5.20±2.77 <sup>a1</sup>	5.80±1.48 <sup>a1</sup>	5.00±0.71 <sup>a1</sup>	-	-
	SE	6.40±1.82 <sup>a1</sup>	5.80±2.28 <sup>a1</sup>	6.60±1.14 <sup>a1</sup>	5.40±1.34 <sup>a1</sup>	-	-
<b>Fibrousness</b>	DD	6.20±1.92 <sup>a1</sup>	5.60±2.41 <sup>a1</sup>	6.00±2.12 <sup>a1</sup>	4.60±1.82 <sup>a1</sup>	-	-
	DE	5.60±2.61 <sup>a1</sup>	5.60±2.51 <sup>a1</sup>	6.20±2.05 <sup>a1</sup>	5.20±0.84 <sup>a1</sup>	-	-
	C	5.80±1.64 <sup>a1</sup>	4.00±2.55 <sup>a1</sup>	3.80±2.05 <sup>a1</sup>	3.60±1.52 <sup>a1</sup>	-	-
	ND	5.20±3.35 <sup>a1</sup>	4.80±3.03 <sup>a1</sup>	4.60±2.41 <sup>a1</sup>	4.20±1.64 <sup>a1</sup>	-	-
	NE	5.60±3.58 <sup>a1</sup>	5.00±3.39 <sup>a1</sup>	4.80±2.17 <sup>a1</sup>	4.20±1.79 <sup>a1</sup>	-	-
	SD	6.20±3.11 <sup>a1</sup>	5.80±3.42 <sup>a1</sup>	4.40±1.82 <sup>a1</sup>	4.00±1.41 <sup>a1</sup>	-	-
<b>Juiciness</b>	SE	4.60±2.41 <sup>a1</sup>	4.40±3.21 <sup>a1</sup>	4.80±2.17 <sup>a1</sup>	4.20±2.05 <sup>a1</sup>	-	-
	DD	4.80±2.17 <sup>a1</sup>	4.40±2.88 <sup>a1</sup>	4.40±2.61 <sup>a1</sup>	4.00±2.00 <sup>a1</sup>	-	-
	DE	4.60±3.21 <sup>a1</sup>	4.20±3.42 <sup>a1</sup>	4.40±2.30 <sup>a1</sup>	4.20±1.79 <sup>a1</sup>	-	-
	C	5.80±2.59 <sup>a1</sup>	5.00±3.39 <sup>a1</sup>	5.60±2.30 <sup>a1</sup>	4.80±1.92 <sup>a1</sup>	-	-
	ND	6.80±1.79 <sup>a1</sup>	6.00±2.74 <sup>a1</sup>	5.60±2.30 <sup>a1</sup>	4.80±1.30 <sup>a1</sup>	-	-
	NE	6.60±2.30 <sup>a1</sup>	5.60±3.13 <sup>a1</sup>	6.00±1.58 <sup>a1</sup>	5.00±1.00 <sup>a1</sup>	-	-
<b>Fatness</b>	SD	6.20±2.77 <sup>a1</sup>	4.60±3.58 <sup>a1</sup>	5.60±1.67 <sup>a1</sup>	4.80±0.84 <sup>a1</sup>	-	-
	SE	6.20±2.59 <sup>a1</sup>	5.20±2.59 <sup>a1</sup>	5.60±2.30 <sup>a1</sup>	4.60±1.95 <sup>a1</sup>	-	-
	DD	6.20±2.17 <sup>a1</sup>	5.60±2.51 <sup>a1</sup>	6.40±2.07 <sup>a1</sup>	5.80±1.30 <sup>a1</sup>	-	-
	DE	6.40±2.07 <sup>a1</sup>	5.40±2.88 <sup>a1</sup>	6.20±2.05 <sup>a1</sup>	5.20±1.79 <sup>a1</sup>	-	-
	C	4.20±1.10 <sup>a1</sup>	4.20±2.05 <sup>a1</sup>	3.60±1.14 <sup>a1</sup>	3.00±1.41 <sup>a1</sup>	-	-
	ND	4.00±1.41 <sup>a1</sup>	3.80±1.64 <sup>a1</sup>	3.60±1.14 <sup>a1</sup>	3.20±0.84 <sup>a1</sup>	-	-
	NE	4.80±0.45 <sup>a1</sup>	3.80±1.30 <sup>a1</sup>	4.00±0.71 <sup>a1</sup>	3.40±0.55 <sup>a1</sup>	-	-
	SD	4.20±0.84 <sup>a1</sup>	3.40±1.52 <sup>a1</sup>	3.80±1.10 <sup>a1</sup>	3.40±1.14 <sup>a1</sup>	-	-
	SE	4.20±1.10 <sup>a1</sup>	3.60±1.34 <sup>a1</sup>	3.40±1.34 <sup>a1</sup>	3.80±1.30 <sup>a1</sup>	-	-
	DD	4.00±1.00 <sup>a1</sup>	4.00±1.00 <sup>a1</sup>	4.20±0.84 <sup>a1</sup>	4.20±0.45 <sup>a1</sup>	-	-
	DE	4.00±1.00 <sup>a1</sup>	3.80±1.30 <sup>a1</sup>	3.60±1.14 <sup>a1</sup>	3.80±0.84 <sup>a1</sup>	-	-

\* Means in the same column with the same letter and means in the same line with the same number do not differ -significantly at the level of P<0.05 significance.

C: Control; ND: Nettle Distillate; NE: Nettle Extract; SD: Sowthistle Distillate; SE: Sowthistle Extract; DD: Dandelion Distillate; DE: Dandelion Extract



Statistically, from the points of taste and flavour, all samples were accepted by panellists but extract treated samples have lost the score among others after day 5. For odour, there are no significant differences between groups until day 7. C and ND are low, SD and SE high in intensity, SE was high in foreign odour, no significant differences between all samples for fresh odour at 7<sup>th</sup> day. There are no significant differences between all groups in texture and flavour evaluation. Highest and lowest scores of mean values of odour test were given for intensity by: DE=6.0/NE=4.7, for fresh odour by: SD=6.8/NE=5.9 and for foreign odour by: SE=2.9/C=1.25. Scores of flavour evaluation as follows; For Intensity: C=6.33/SE=6.0, for fresh odour: SD=SE=DD=6.93/ND=6 and for foreign odour: ND=2.4/C=1.25. Highest and lowest scores of mean values of texture evaluation were given for intensity by: SD=6.8/NE=DD=6.2, for chewiness by: SE=6.05/SD=5.4, for fibrousness by: SD=5.1/C=DE=4.3, for juiciness by:

DD=6.0/C=SD=5.3 and for fatness by: DD=4.1/ND=3.65.

## CONCLUSION

There is no significant differences between all for TVB-N values in day 7 but, dandelion distillate treated sample was the only one which has value in acceptable limit in that day. All TBA values were very low and in consumable limit. All extract treated samples were effective as antimicrobial by retarding microbial spoilage for one analysing period. In sensorial analysis, all samples have shown correlation with control group except for intensity of ND as low, SD, SE as high. SE was determined also high for foreign odour.

The most important finding is that extracted samples showed microbial growth retarding ability and we concluded that, some herbs such as nettle, dandelion and spiny sowthistle can be used as preservative in seafood processing to protect the quality and prolong the shelf-life.

DOI: [10.1016/J.PEPTIDES.2012.05.009](https://doi.org/10.1016/J.PEPTIDES.2012.05.009)

## REFERENCES

- Ahmadi, M., Razavilar, V., Motallebi, A. ., Esmailzadeh Kenari, R. & Khanipour, A. (2014). Effects of Hydroalcoholic and Water Extracts of Nettle Leaf (*Urtica dioica* L.) on Chemical Properties of Superchilled Minced Meat of Common Kilka (*Clupeonella cultriventris caspia*). *Journal of Food Quality and Hazards Control*, 1(3), 85–88. Retrieved from [http://jfqhc.ssu.ac.ir/browse.php?a\\_id=72&sid=1&slc\\_lang=fa](http://jfqhc.ssu.ac.ir/browse.php?a_id=72&sid=1&slc_lang=fa)
- Aksu, M. & Kaya, M. (2004). Effect of usage *Urtica dioica* L. on microbiological properties of sucuk, a Turkish dry-fermented sausage. *Food Control*, 15(8), 591–595. DOI: [10.1016/J.FOODCONT.2003.09.006](https://doi.org/10.1016/J.FOODCONT.2003.09.006)
- Alirezalu, K., Hesari, J., Eskandari, M. H., Valizadeh, H. & Sirosaz, M. (2017). Effect of Green Tea, Stinging Nettle and Olive Leaves Extracts on the Quality and Shelf Life Stability of Frankfurter Type Sausage. *Journal of Food Processing and Preservation*, 41(5), e13100. DOI: [10.1111/jfpp.13100](https://doi.org/10.1111/jfpp.13100)
- Alp, E. & Aksu, M. İ. (2010). Effects of water extract of *Urtica dioica* L. and modified atmosphere packaging on the shelf life of ground beef. *Meat Science*, 86(2), 468–473. DOI: [10.1016/J.MEATSCI.2010.05.036](https://doi.org/10.1016/J.MEATSCI.2010.05.036)
- Alpınar, K., Özyürek, M., Kolak, U., Güçlü, K., Aras, Ç., Altun, M., ... Apak, R. (2009). Antioxidant Capacities of Some Food Plants Wildly Grown in Ayvalik of Turkey. *Food Science and Technology Research*, 15(1), 59–64. DOI: [10.3136/fstr.15.59](https://doi.org/10.3136/fstr.15.59)
- Arashisar, S., Hisar, O., Kaban, G., Kaya, M., Gulcin, I. & Yanik, T. (2008). The Effects of Nettle (*Urtica dioica* L.) on Chemical Properties of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Fillets. *American Journal of Food Technology*, 3(5), 335–340. DOI: [10.3923/ajft.2008.335.340](https://doi.org/10.3923/ajft.2008.335.340)
- Ariyapitupun, T., Mustapha, A. & Clarke, A. D. (1999). Microbial Shelf Life Determination of Vacuum-Packaged Fresh Beef Treated with Polylactic Acid, Lactic Acid, and Nisin Solutions. *Journal of Food Protection*, 62(8), 913–920. DOI: [10.4315/0362-028X-62.8.913](https://doi.org/10.4315/0362-028X-62.8.913)
- Astafieva, A. A., Rogozhin, E. A., Odintsova, T. I., Khadeeva, N. V., Grishin, E. V. & Egorov, T. A. (2012). Discovery of novel antimicrobial peptides with unusual cysteine motifs in dandelion *Taraxacum officinale* Wigg. flowers. *Peptides*, 36(2), 266–271. DOI: [10.1016/J.PEPTIDES.2012.05.009](https://doi.org/10.1016/J.PEPTIDES.2012.05.009)
- Avcı, G., Kupeli, E., Eryavuz, A., Yesilada, E. & Kucukkurt, I. (2006). Antihypercholesterolaemic and antioxidant activity assessment of some plants used as remedy in Turkish folk medicine. *Journal of Ethnopharmacology*, 107(3), 418–423. DOI: [10.1016/J.JEP.2006.03.032](https://doi.org/10.1016/J.JEP.2006.03.032)
- Biel, W., Jaroszewska, A., Łysoń, E. & Telesiński, A. (2017). THE CHEMICAL COMPOSITION AND ANTIOXIDANT PROPERTIES OF COMMON DANDELION LEAVES COMPARED TO SEA BUCKTHORN. *Canadian Journal of Plant Science*, CJP5-2016-0409. DOI: [10.1139/CJPS-2016-0409](https://doi.org/10.1139/CJPS-2016-0409)
- Bilen, S., Ünal, S. & Güvensoy, H. (2016). Effects of oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) and nettle (*Urtica dioica*) methanolic extracts on immune responses and resistance to *Aeromonas hydrophila* in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 454, 90–94. DOI: [10.1016/J.AQUACULTURE.2015.12.010](https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2015.12.010)
- Bnouham, M., Merhfour, F.-Z., Ziyat, A., Mekhfi, H., Aziz, M. & Legssyer, A. (2003). Antihyperglycemic activity of the aqueous extract of *Urtica dioica*. *Fitoterapia*, 74(7–8), 677–681. DOI: [10.1016/S0367-326X\(03\)00182-5](https://doi.org/10.1016/S0367-326X(03)00182-5)
- Carbonell, I., Izquierdo, L. & Costell, E. (2002). Sensory Profiling of Cooked Gilthead Sea Bream (*Sparus aurata*): Sensory Evaluation Procedures and Panel Training. *Food Science and Technology International*, 8(3), 169–177. DOI: [10.1106/108201302026641](https://doi.org/10.1106/108201302026641)
- Cho, S.-Y., Park, J.-Y., Park, E.-M., Choi, M.-S., Lee, M.-K., Jeon, S.-M., ... Park, Y. B. (2002). Alternation of hepatic antioxidant enzyme activities and lipid profile in streptozotocin-induced diabetic rats by supplementation of dandelion water extract. *Clinica Chimica Acta*, 317(1–2), 109–117. DOI: [10.1016/S0009-8981\(01\)00762-8](https://doi.org/10.1016/S0009-8981(01)00762-8)
- Choi, U.-K., Lee, O.-H., Yim, J. H., Cho, C.-W., Rhee, Y. K., Lim, S.-I., & Kim, Y.-C. (2010). Hypolipidemic and Antioxidant Effects of Dandelion (*Taraxacum officinale*) Root and Leaf on Cholesterol-Fed Rabbits. *International Journal of Molecular Sciences*, 11(1), 67–78. DOI: [10.3390/ijms11010067](https://doi.org/10.3390/ijms11010067)
- Dhaouadi, A., Monser, L., Sadok, S. & Adhoum, N. (2007). Validation of a flow-injection-gas diffusion method for total volatile basic nitrogen determination in seafood products. *Food Chemistry*, 103(3), 1049–1053. DOI: [10.1016/J.FOODCHEM.2006.07.066](https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2006.07.066)
- El-Alim, S. S. L. A., Lugasi, A., Hovari, J. & Dworschak, E. (1999).

- Culinary herbs inhibit lipid oxidation in raw and cooked minced meat patties during storage. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 79(2), 277–285. DOI: [10.1002/\(SICI\)1097-0010\(199902\)79:2<277::AID-JSFA181>3.0.CO;2-5](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0010(199902)79:2<277::AID-JSFA181>3.0.CO;2-5)
- Frankel, E. N., Huang, S.-W., Prior, E. & Aeschbach, R. (1996). Evaluation of Antioxidant Activity of Rosemary Extracts, Carnosol and Carnosic Acid in Bulk Vegetable Oils and Fish Oil and Their Emulsions. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 72(2), 201–208. DOI: [10.1002/\(SICI\)1097-0010\(199610\)72:2<201::AID-JSFA632>3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0010(199610)72:2<201::AID-JSFA632>3.0.CO;2-Q)
- Gatto, M. A., Ippolito, A., Linsalata, V., Cascarano, N. A., Nigro, F., Vanadia, S. & Di Venere, D. (2011). Activity of extracts from wild edible herbs against postharvest fungal diseases of fruit and vegetables. *Postharvest Biology and Technology*, 61(1), 72–82. DOI: [10.1016/J.POSTHARVIBIO.2011.02.005](https://doi.org/10.1016/J.POSTHARVIBIO.2011.02.005)
- Gülçin, İ., Küfrevioğlu, Ö. İ., Oktay, M. & Büyükkokuroğlu, M. E. (2004). Antioxidant, antimicrobial, antiulcer and analgesic activities of nettle (*Urtica dioica* L.). *Journal of Ethnopharmacology*, 90(2–3), 205–215. DOI: [10.1016/J.JEP.2003.09.028](https://doi.org/10.1016/J.JEP.2003.09.028)
- Haghju, S., Beigzadeh, S., Almasi, H. & Hamishehkar, H. (2016). Chitosan films incorporated with nettle (*Urtica dioica* L.) extract-loaded nanoliposomes: I. Physicochemical characterisation and antimicrobial properties. *Journal of Microencapsulation*, 33(5), 438–448. DOI: [10.1080/02652048.2016.1208294](https://doi.org/10.1080/02652048.2016.1208294)
- Hu, C. & Kitts, D. D. (2005). Dandelion (*Taraxacum officinale*) flower extract suppresses both reactive oxygen species and nitric oxide and prevents lipid oxidation in vitro. *Phytomedicine*, 12(8), 588–597. DOI: [10.1016/J.PHYMED.2003.12.012](https://doi.org/10.1016/J.PHYMED.2003.12.012)
- ICMSF. (1992). International commission on microbiological specifications for foods. Sampling plans for fish and shellfish. In ICMSF (Ed.), *Microorganisms in foods. Sampling for microbiological analysis: Principles and scientific applications*, 2nd ed. Toronto, Canada: University of Toronto Press.
- Ivanov, I. G. (2014). Polyphenols Content and Antioxidant Activities of *Taraxacum officinale* F.H. Wigg (Dandelion) Leaves. Available Online on [www.ijppr.com](http://www.ijppr.com) International Journal of Pharmacognosy and Phytochemical Research, 6(4). Retrieved from [www.ijppr.com](http://www.ijppr.com)
- Karabacak, S. & Bozkurt, H. (2008). Effects of *Urtica dioica* and *Hibiscus sabdariffa* on the quality and safety of sucuk (Turkish dry-fermented sausage). *Meat Science*, 78(3), 288–296. DOI: [10.1016/J.MEATSCI.2007.06.013](https://doi.org/10.1016/J.MEATSCI.2007.06.013)
- Khan, R. A. (2017). Antidiabetic, Antioxidant, and Hypolipidemic Potential of *Sonchus asper* Hill. *Alternative Therapies in Health and Medicine*, 23(5), 34–40. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28236622>
- Khan, R. A., Khan, M. R. & Sahreen, S. (2012). Protective effect of *Sonchus asper* extracts against experimentally induced lung injuries in rats: A novel study. *Experimental and Toxicologic Pathology*, 64(7–8), 725–731. DOI: [10.1016/J.ETP.2011.01.007](https://doi.org/10.1016/J.ETP.2011.01.007)
- Malle, P. & Poumeyrol, M. (1989). A New Chemical Criterion for the Quality Control of Fish: Trimethylamine/Total Volatile Basic Nitrogen (%). *Journal of Food Protection*, 52(6), 419–423. DOI: [10.4315/0362-028X-52.6.419](https://doi.org/10.4315/0362-028X-52.6.419)
- Mavi, A., Terzi, Z., Özgen, U., Yildirim, A. & Coşkun, M. (2004). Antioxidant Properties of Some Medicinal Plants: *Prangos ferulacea* (Apiaceae), *Sedum sempervivoides* (Crassulaceae), *Malva neglecta* (Malvaceae), *Cruciata taurica* (Rubiaceae), *Rosa pimpinellifolia* (Rosaceae), *Galium verum* subsp. *verum* (Rubiaceae), *Urtica dioica* (Urticaceae). *Biological & Pharmaceutical Bulletin*, 27(5), 702–705. DOI: [10.1248/bpb.27.702](https://doi.org/10.1248/bpb.27.702)
- Ovadge, P., Chatterjee, S., Griffin, C., Tran, C., Hamm, C. & Pandey, S. (2011). Selective induction of apoptosis through activation of caspase-8 in human leukemia cells (Jurkat) by dandelion root extract. *Journal of Ethnopharmacology*, 133(1), 86–91. DOI: [10.1016/J.JEP.2010.09.005](https://doi.org/10.1016/J.JEP.2010.09.005)
- Oz, F. (2014). Effects of Water Extract of *Urtica dioica* L. on the Quality of Meatballs. *Journal of Food Processing and Preservation*, 38(3), 1356–1363. DOI: [10.1111/jfpp.12097](https://doi.org/10.1111/jfpp.12097)
- Özen, T. & Korkmaz, H. (2003). Modulatory effect of *Urtica dioica* L. (Urticaceae) leaf extract on biotransformation enzyme systems, antioxidant enzymes, lactate dehydrogenase and lipid peroxidation in mice. *Phytomedicine*, 10(5), 405–415. DOI: [10.1078/0944-7113-00275](https://doi.org/10.1078/0944-7113-00275)
- Ozyurt, D., Demirata, B. & Apak, R. (2007). Determination of total antioxidant capacity by a new spectrophotometric method based on Ce(IV) reducing capacity measurement. *Talanta*, 71(3), 1155–1165. DOI: [10.1016/J.TALANTA.2006.06.015](https://doi.org/10.1016/J.TALANTA.2006.06.015)
- Randall, C., Meethan, K., Randall, H. & Dobbs, F. (1999). Nettle sting of *Urtica dioica* for joint pain — an exploratory study of this complementary therapy. *Complementary Therapies in Medicine*, 7(3), 126–131. DOI: [10.1016/S0965-2299\(99\)80119-8](https://doi.org/10.1016/S0965-2299(99)80119-8)
- Rohde, R. (2007). W.F. Harrigan and Margaret, F. McCance (Editors), *Laboratory Methods in Food and Dairy Microbiology* (Revised Edition). 452 S., 24 Abb. London-New York-San Francisco 1976. Academic Press. £ 9.20. *Zeitschrift Für Allgemeine Mikrobiologie*, 18(3), 226–227. DOI: [10.1002/jobm.19780180316](https://doi.org/10.1002/jobm.19780180316)
- Saeidi asl, M.R., Adel, M., Caipang, C.M.A. & Dawood, M.A.O. (2017). Immunological responses and disease resistance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) juveniles following dietary administration of stinging nettle (*Urtica dioica*). *Fish & Shellfish Immunology*, 71, 230–238. DOI: [10.1016/j.fsi.2017.10.016](https://doi.org/10.1016/j.fsi.2017.10.016)
- Shah, M. A., Bosco, S. J. D. & Mir, S. A. (2014). Plant extracts as natural antioxidants in meat and meat products. *Meat Science*, 98(1), 21–33. DOI: [10.1016/J.MEATSCI.2014.03.020](https://doi.org/10.1016/J.MEATSCI.2014.03.020)
- Tan, X., Sun, Z., Zhou, C., Huang, Z., Tan, L., Xun, P., ... Wang, A. (2018). Effects of dietary dandelion extract on intestinal morphology, antioxidant status, immune function and physical barrier function of juvenile golden pompano *Trachinotus ovatus*. *Fish & Shellfish Immunology*, 73, 197–206. DOI: [10.1016/J.FSI.2017.12.020](https://doi.org/10.1016/J.FSI.2017.12.020)
- Tarladgis, B.G., Watts, B.M., Younathan, M.T. & Dugan, L. (1960). A distillation method for the quantitative determination of malonaldehyde in rancid foods. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 37(1), 44–48. DOI: [10.1007/BF02630824](https://doi.org/10.1007/BF02630824)
- Testai, L., Chericoni, S., Calderone, V., Nencioni, G., Nieri, P., Morelli, I., & Martinotti, E. (2002). Cardiovascular effects of *Urtica dioica* L. (*Urticaceae*) roots extracts: in vitro and in vivo pharmacological studies. *Journal of Ethnopharmacology*, 81(1), 105–109. DOI: [10.1016/S0378-8741\(02\)00055-7](https://doi.org/10.1016/S0378-8741(02)00055-7)
- Toldy, A., Stadler, K., Sasvári, M., Jakus, J., Jung, K. J., Chung, H. Y., ... Radák, Z. (2005). The effect of exercise and nettle supplementation on oxidative stress markers in the rat brain. *Brain Research Bulletin*, 65(6), 487–493. DOI: [10.1016/J.BRAINRESBULL.2005.02.028](https://doi.org/10.1016/J.BRAINRESBULL.2005.02.028)
- Yener, Z., Celik, I., Ilhan, F. & Bal, R. (2009). Effects of *Urtica dioica* L. seed on lipid peroxidation, antioxidants and liver pathology in aflatoxin-induced tissue injury in rats. *Food and Chemical Toxicology*, 47(2), 418–424. DOI: [10.1016/J.FCT.2008.11.031](https://doi.org/10.1016/J.FCT.2008.11.031)



## Türkiye’de ilk balıkçı gemisi geri-alım programının analizi

### Analysis of the first buy-back program for fishing vessels in Turkey

Sinan Göktay<sup>1</sup> • Huriye Göncüoğlu-Bodur<sup>2</sup> • Vahdet Ünal<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup> Faculty of Fisheries, Ege University, İzmir, 35100, Turkey [ID https://orcid.org/0000-0000-0000-0000](https://orcid.org/0000-0000-0000-0000)

<sup>2</sup> Faculty of Fisheries, Ege University, İzmir, 35100, Turkey [ID https://orcid.org/0000-0001-7068-037X](https://orcid.org/0000-0001-7068-037X)

<sup>3</sup> Faculty of Fisheries, Ege University, İzmir, 35100, Turkey [ID https://orcid.org/0000-0001-6157-0590](https://orcid.org/0000-0001-6157-0590)

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

Received date: 28.06.2018

Accepted date: 21.09.2018

#### How to cite this paper:

Göktay, S., Göncüoğlu-Bodur, H. & Ünal, V. (2018). Analysis of the first buy-back program for fishing vessels in Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 433-445. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.09

**Öz:** Balıkçılıkta geri alım programları dünyada yaklaşık elli yıldır uygulanmaktadır. Türkiye’de ise birinci kuşak geri alım programı, 7 Mayıs 2012 tarih ve 28285 sayılı Resmî Gazetede yayımlanan Tarımsal Destekleme Tebliği ile 2012 yılında başlatılmış, sonrasında 2018 yılına kadar dört geri alım programı daha uygulamaya geçirilmiştir. Bu çalışmanın amacı, ilgili programın sonuçlarını ortaya koymaktır. Bu amaçla, programda alımı gerçekleşen 364 balıkçı gemisi arasından, basit tesadüfî örnekleme yöntemi kullanılarak belirlenen 76 balıkçı ile telefon anketi yapılmıştır. Programdan yararlanan gemilerin; 323’ü (%88,7) 12-20 m boy grubunda olan küçük ölçekli balıkçı gemilerinden, 41’i (%11,3) ise 21 m ve üstü boy grubunda olan büyük ölçekli balıkçı gemilerinden oluşmuştur. Desteklemede toplam 62,1 milyon TL harcanarak (1 ABD \$ = 1,9 TL), boyu 12 m üzerinde olan 1 868 balıkçı gemisinin %19,8’i filodan çıkarılmıştır. Bu gemilerden; 11 adedi kontrol gemisi yapılmak üzere Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı (09.07.2018’den beri Tarım ve Orman Bakanlığı) il müdürlüklerine ve 18’i ise araştırma gemisi yapılmak üzere üniversitelere hibe edilmiştir. Geriye kalan 335 gemi ise Makine Kimya Endüstri Kurumunun İzmir Aliağa Gemi Söküm Tesislerinde ayrıştırma işlemine tabi tutulmuştur. Çalışmaya katılan balıkçıların ortalama yaşı 50±12, ortalama tecrübeleri ise 33±12 yıldır. Balıkçıların %91’inin birincil mesleği balıkçılıktır. Balıkçıların %91’i programı faydalı bulmuştur, %95’i ise programın devam etmesi gerektiğini düşünmektedir. Programa katılan balıkçıların %37’si trol, %24’ü gırgır, %22’si uzatma ağı ve %17’si ise birden çok av aracı ile avcılık yapmaktadır. Balıkçıların %40’i balıkçılığın karsız hale gelmesinden dolayı balıkçılıktan çıkmak istediğini belirtmiştir. Bunu %15 ile emekli olma isteği ve %12 ile programın cazip bir fırsat olarak görülmesi takip etmektedir. Gemisini veren bireylerin %61’i balıkçılık sektöründe çalışmaya devam edeceklerini, %17’si yeni bir balıkçı gemisi alacağını bildirmiştir. %45’i ise zaten ikinci bir gemi sahibi ve geri alım programına ellerindeki atıl ya da karsız çalışan ikinci gemilerini veren balıkçılardır. Sonuç olarak, balıkçı gemisi geri satın alma programının değerlendirilmesiyle ilgili bu çalışma, sadece balıkçılık kapasitesinin düşürülmesi ve aşırı avcılıkla mücadele edilmesi açısından bilgi sunmakla kalmayıp, aynı zamanda sektörün daha iyi anlaşılması, uygun politikalar geliştirilmesi ve daha iyi yönetilmesi adına da önemlidir.

**Anahtar kelimeler:** Balıkçılık geri-alımları, Balıkçı gemisi devre dışı bırakma, Avcılık kapasitesinin azaltılması, Filo kapasitesinin azaltılması

**Abstract:** Buy-back programs have been implemented in the world for almost fifty years. However, first generation buy-back program was started in 2012 in Turkey through the “agricultural support” which was published in the Official Gazette dated 7 May 2012 and numbered 28285; afterwards four more buy-back programs were put into practice until 2018. The aim of this study is to reveal the results of the related program. Therefore, a telephone survey was applied to 76 fishermen determined among 364 fishing vessels, which had been bought in the program, through the simple random sampling method. 323 (88.7%) of the vessels benefiting from the program consisted of small-scale fishing vessels within the size group of 12-20 m, and 41 (11.3%) of them consisted of large-scale fishing vessels in the size group of 21 m and above. About 62.1 million TL (1 US \$ = 1.9 TL) in total was spend in the support and 20% of 1868 fishing vessels with a height above 12 meters were removed from the fleet. 11 of these vessels were granted to provincial directorates Ministry of Food, Agriculture and Livestock (Ministry of Agriculture and Forestry since 09.07.2018) as control vessels, and 18 of them were granted to universities as research vessels. The remaining 335 vessels were subjected to the process of decomposition in İzmir Aliağa Ship Dismantling Facilities of Machine Chemistry Industry Institution. The average age of the fishers participating in the study is 50±12 and their average experience is 33±12 years. The main profession of 91% of the fishers is fishing, 91% of them found the program beneficial and 95% of them think that the program should continue. 37% of the fishers participating in the program use trawl nets, 24% purse seines, 22% gill nets, and 17% more than one fishing tools. 40% of the fishermen stated that they want to quit fishing as it became unprofitable. This is followed by considering retirement (15%), and considering the program as an appealing opportunity (12%). 61% of the individuals who gave their vessels stated that they will continue working in the fishing industry, and 17% of them stated that they will buy a new fishing vessel. 45% of them are fishermen who already have a second vessel and gave the inactive or unprofitable vessels to the buy-back program. As a result, this study on the evaluation of the fishing vessel buy-back program is important in that it does not only provide information on decreasing the fishing capacity and fighting with overfishing, but also contributes to the better understanding of the sector, development of appropriate policies and the better management of the fisheries.

**Keywords:** Fisheries buy-backs, fishing vessels decommissioning, reducing fishing capacity, reducing fleet capacity, Turkish fishing fleet

## GİRİŞ

Balık stokları ve avcılık kapasitesi arasında bir denge sağlayarak aşırı avcılığı önlemek, balıkçılık yönetimi için bir zorunluluktur. Bu dengeyi korumada; balıkçılık sahasını süreli veya sürekli kapatma, av yasağı, av aracı yasağı, av aracı sınırlamaları, dönem yasakları, tür yasakları gibi birçok farklı uygulama mevcuttur. Bunlardan biri de, doğrudan satın alma yoluyla mevcut filo kapasitesinin boyutlarını azaltmada etkin bir uygulama olarak kabul gören geri-alım programlarıdır. Balıkçılıkta geri-alım programları; filo kapasitesini düşürerek, balıkçılıktaki çabayı azaltmak için kullanılır (Holland vd., 1999). Geri-alım programları temel olarak üç sınıfa ayrılır; (I) sadece gemilerin geri alındığı programlar, (II) sadece lisansların (izinlerin) geri alındığı programlar ve (III) hem lisans hem de gemilerin birlikte geri alındığı programlar. Geri-alım programları bazı istisnalar dışında devlet fonları ile yürütülmektedir.

İlk geri-alım programı 1970 yılında Kanada somon balıkçılığında (Frazer, 1980) uygulanmıştır. Bu program kapsamında toplamda gerçekleştirilen 5 farklı geri-alım sonunda, 300 milyon Kanada doları harcanmış ve filo kapasitesinde 2/3 oranında azalma sağlanmıştır (Grafton ve Nelson 2007).

Bu güne kadar, gemiler ve lisanslar için geri-alım programları İngiltere (Frazer, 1980; BAACL, 1981; Grafon ve Nelson, 2007), Avustralya (Fox vd., 2006), Güney ve Kuzeydoğu Asya (Campbell, 1989; Squires, 2010), Kanada (Frazer, 1980; Pringle vd., 1993), Amerika (Funk, 1998; Larkin vd., 2004), Meksika (Funk vd., 2003), Kolombiya (Weninger ve McConnel, 2000) ve Avrupa (Frazer, 1980; BAACL, 1981; Daures ve Guyader, 2000; Lindebo ve Vestergaard, 2007; Grafton ve Nelson, 2007) balıkçılığında uygulanmıştır.

Türkiye sularında avcılık yapan gemilerin ruhsat

alma zorunluluğu Osmanlı İmparatorluğu zamanından bu yana devam etmektedir (Yarci, 2009). Türkiye balıkçılığında ise lisans uygulaması 1973 yılında başlamıştır. 1991 yılında balıkçı ruhsat teskerelerinin düzenlenmesine sınırlama getirilmiş, 1994, 1997 ve 2001 yıllarında sınırlı sayıda ilave ruhsat verilmiş, 2002 yılından itibaren ise yeni ruhsat verilmemiştir. Bu tarihten sonra mevcut gemilere sadece bir kez kullanılmak kaydı ile %20 boy artış hakkı tanınmıştır (Üstündağ, 2010). TÜİK (2014) verilerine göre, 2013 yılında su ürünleri ruhsat tezkeresine sahip 13 727 adet balıkçı gemisi bulunmaktadır.

Türkiye'de ilk kez 2012 yılında uygulanan geri-alım programı, 19 Haziran 2012'de 28328 sayılı resmi gazetede yayınlanmıştır. Bu program, Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığının (GTHB) (09.07.2018 tarihinden itibaren Tarım ve Orman Bakanlığı) 2012/51 numaralı 'Balıkçı gemisini avcılıktan çıkaranlara yapılacak destekleme tebliği' doğrultusunda, su ürünleri ruhsat teskeresine sahip 12 m ve üzerindeki balıkçı gemisi sahiplerine, gemilerinin avcılıktan çıkarılması karşılığında, gemi boyuna göre; 12-20 m gemiler için metresine 10 bin, 21-30 m gemiler için 15 bin, 31 m ve üzeri gemiler için 20 bin TL destekleme ödemesi yapılmasına yöneliktir (GTHB, 2012).

İlk aşamada bakanlığın koymuş olduğu 30 milyon TL üst sınırına ulaşılan kadar, rastgele örneklem yöntemi kullanılarak, noter huzurunda kura ile çekilişler yapılmasına ve 407 başvuru arasından geri alınacak balıkçı gemilerinin belirlenmesine karar verilmiştir (Tablo 1). Daha sonra yapılan düzenleme ile bütçe arttırılarak başvuru yapan tüm gemilerin alınmasına karar verilmiş ve 62 milyon TL bütçe ile 407 başvuru arasından koşulları sağlayan 364 geminin alımı gerçekleştirilmiştir (Tablo 2).

**Tablo 1.** Geri-alım destekleme programına müracaat eden balıkçı gemilerinin bölgelere göre dağılımı ve oranları  
**Table 1.** Regional distribution of fishing vessels that apply for the buy-back support program

Bölgeler	Başvuru Yapan Gemi Sayısı	Başvuru Yapan Gemilerin Bölgesel Dağılımı (%)
Karadeniz	83	20,4
Marmara	144	35,4
Ege	76	18,7
Akdeniz	104	25,5
Toplam	407	100



**Tablo 2.** Geri-alımı gerçekleşen balıkçı gemilerinin bölge ve boylarına göre dağılımı  
**Table 2.** Regional and length distribution of fishing vessels that were bought back

Boy	Bölgeler				Toplam	Oransal Dağılım (%)
	Karadeniz	Marmara	Ege	Akdeniz		
12-20 m	61	117	65	80	323	88,7
21-30 m	13	13	2	8	36	9,9
31 m ve üstü	0	3	2	0	5	1,4
Toplam	74	133	69	88	364	100

Programdan yararlanan 364 balıkçı gemisinin 33'ü saç, 331'i de ahşap gemidir. Desteklemede toplam 62,1 milyon TL harcanarak, boyu 12 metre üzerinde olan 1 868 adet balıkçı gemisinin %20'si filodan çıkarılmıştır. Bu gemilerden; 11 adedi kontrol gemisi yapılmak üzere il müdürlüklerine ve 18 adedi ise araştırma gemisi yapılmak üzere üniversitelere hibe edilmiştir. Geriye kalan 335 adet gemi ise Makine Kimya Endüstri Kurumunun İzmir Aliağa Gemi Söküm Tesislerinde araştırma işlemine tabi tutulmuştur.

Bu çalışmanın iki temel amacı vardır. Bunlar;

a) Balıkçılık kapasitesini azaltarak, "su ürünleri kaynaklarının korunması, sürdürülebilir işletilmesi ve stoklar üzerindeki av baskısının azaltılması" hedefiyle başlatılan birinci kuşak geri-alım programının ulaştığı sonuçları tüm yönleriyle incelemek,

b) Elde edilen sonuçlar ile balıkçılık sektörü ve balıkçılık yönetimi ile ilgili kesimlerin geri-alım destekleme programında faydalanabilecekleri yazılı bir kaynak oluşturmak ve ileride başlatılacak destekleme programlarının daha etkin olabilmesi için yol gösterici bilgiler sunmaktır.

Balıkçı gemisi geri-alım programının değerlendirilmesiyle ilgili bu çalışma, başta karar alıcılar olmak üzere balıkçılıkla ilgili tüm paydaşları, programın sonuçlarıyla ilgili bilgilendirecek ve sürdürülebilir balıkçılık ve balıkçılık yönetimine destek verecektir. Programın kendisi gibi bu çalışma da, Türkiye'de bir ilktir ve bu haliyle ayrı bir yere sahiptir. Çalışma, sektörün daha iyi anlaşılması, uygun politikalar geliştirilmesi ve daha iyi yönetilmesi adına özgün bulgular içermektedir. Bu ve benzeri programların kısa, orta ve uzun vadedeki etkileri mutlaka izlenmelidir. Sonuçların balıkçılık yönetimindeki karar alıcılar tarafından dikkate alınması; Türkiye balıkçılığının daha iyi yönetilmesi ve balık stoklarının sürdürülebilir kullanılmasına katkı sağlayacaktır.

## MATERYAL VE METOT

Birinci kuşak balıkçı gemisi geri-alım programının ulaştığı sonuçların incelendiği bu araştırmanın materyali özgün anket verileri, daha önce yapılan çalışmalardan edinilen veriler ve Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğünden (BSGM) sağlanan veriler olmak üzere üç tip veriden oluşmaktadır.

Çalışmanın birincil verileri, destekleme programından faydalanmaya hak kazanan balıkçı gemisi sahipleriyle anket formu aracılığı ile yapılan görüşmelerden elde edilen verilerdir. İkincil veriler; BSGM, Avcılık ve Kontrol Daire Başkanlığından ve Avcılık Düzenlemeleri Grubu Biriminden sağlanan destekleme programından yararlanan balıkçı gemisi sahiplerinin listesi ve iletişim bilgilerinden oluşan verilerdir.

Birinci kuşak balıkçı gemisi geri-alım programına başvuruların Türkiye çapında açık olması ve dört bölgeden 407 adet başvuru yapılması nedeniyle, gerek zaman gerekse ekonomik kısıtlardan dolayı, desteklemeden faydalanmaya hak kazanan gemi sahipleriyle tam sayım yöntemi ile yüz yüze görüşmeler yapılamamıştır. Bunun yerine örneklem yöntemi kullanılarak anakitleyi en iyi şekilde temsil edecek örneklem büyüklüğü belirlenmiş ve hazırlanan anket formları ile telefon aracılığı ile görüşmeler gerçekleştirilmiştir.

Birinci kuşak balıkçı gemisi geri-alım programına ilk aşamada bakanlığın koymuş olduğu 30 milyon TL üst sınırına ulaşılan kadar, rastgele örneklem yöntemi kullanılarak, noter huzurunda kura ile çekilişler yapılmasına ve 407 adet başvuru arasından geri alınacak balıkçı gemilerinin belirlenmesine karar verilmiştir. Bununla birlikte, daha sonra yapılan düzenleme ile bütçe arttırılarak başvuru yapan tüm gemilerin alınmasına karar verilerek 407 başvuru arasından koşulları sağlayan 364 geminin alımı gerçekleştirilmiştir. Başvurulara bakıldığında en çok başvurunun 144

adet (%36) gemi ile Marmara Bölgesinden yapıldığı, alımı gerçekleşen gemilere bakıldığında ise en çok başvurunun yine doğru orantılı olarak 134 adet (%37) gemi ile Marmara Bölgesinden yapıldığı ve bunların 117 adedinin (%82) 12-20 m arası balıkçı gemilerinden oluştuğu görülmektedir (Tablo 3).

Bakanlığın yürüttüğü birinci kuşak balıkçı gemisi

geri-alım programı sonucunda filodan çıkarılan 364 balıkçı gemisinin 11 adedi kontrol gemisi yapılmak üzere il müdürlüklerine, 18 adedi araştırma gemisi yapılmak üzere üniversitelere hibe edilmiştir. 335 adet balıkçı gemisi ise Makine Kimya Endüstri Kurumunun İzmir Aliağa gemi söküm tesislerinde ayrıştırma işlemine tabi tutulmuştur.

**Tablo 3.** Geri-alım destekleme programına başvuran ve alımı gerçekleşen balıkçı gemilerinin bölgelere göre dağılımı ve oranları

**Table 3.** Regional and proportional distribution of of fishing vessels that applied for the buy-back program

Bölgeler	Başvuru yapan gemi sayısı	Alımı gerçekleşen gemi sayısı	Alımı gerçekleşen gemilerin bölgelere göre oranı (%)	Ankete katılan gemilerin bölgelere göre sayısı	Ankete katılan gemilerin bölgelere göre oranı (%)
Karadeniz	83	73	20,1	25	32,9
Marmara	144	134	36,8	21	27,6
Ege	76	69	18,9	16	21,1
Akdeniz	104	88	24,2	14	18,4
<b>Toplam</b>	<b>407</b>	<b>364</b>	<b>100</b>	<b>76</b>	<b>100</b>

Çalışmada, ana kitlenin en iyi düzeyde temsil edilecek örnek sayısının belirlenmesinde oransal yaklaşım yönteminden yararlanılmıştır. Örnek hacminin maliyet-duyarlılık dengesini sağlayacak şekilde hesaplanmasına dikkat edilmiştir. Zira araştırma bütçesi, örnek hacmini sınırlayan en önemli etkidir. Ancak örnek hacminin, belli bir duyarlılık sağlayacak büyüklükte olması da zorludur. Bu duyarlılık, güven aralığı ile sağlanmaktadır. Daha dar güven aralığı, parametrelerin daha fazla kesinlik veya duyarlılıkla tahmin edilmesini sağlayacaktır (Miran, 2003). Bu nedenlerden dolayı örneğe girecek olan balıkçıların belirlenmesinde oransal örnek hacmi formülü kullanılmıştır.

$$n = \frac{Np(1-p)}{(N-1)\sigma_{px}^2 + p(1-p)}$$

Eşitlikte;

n= Örnek hacmi

N=Programdan yararlanan toplam balıkçı sayısı

P=Programdan yararlanan balıkçı oranı

(1-p)=Programdan yararlanmayan balıkçı oranı

$\sigma_{px}^2$  = Varyans

%95 güven aralığında ve %10 hata payı kabul edilip, p=0,50, (1-p)=0,50 dikkate alınarak hesaplama yapılmıştır.

Hesaplama sonucu örnek hacmi (n), 364 gemi sahibi balıkçı arasından 76 olarak belirlenmiştir. Belirlenen 76 kişi arasından basit tesadüf örnekleme yöntemi kullanılarak seçilen balıkçılarla telefon anketi aracılığı ile görüşülmüştür.

Programın incelenmesi amacıyla, geri-alım programından faydalanan balıkçılara 2013-2014 yılları arasında anket çalışması uygulanmıştır.

$$n = \frac{364 * 0,5 * (1 - 0,5)}{(364 - 1) * (0,5)^2 + 0,5 * (1 - 0,5)} = 76$$

Geri-alım programı ile alımı gerçekleşen 364 balıkçı gemisi sahibi arasından belirlenen 76 adet balıkçıyla anket formu aracılığı ile telefonla yürütülen görüşmeler 2013-2014 yılları arasında tamamlanmıştır.

Anket verilerinin değerlendirilmesinde betimsel analizler, frekans dağılımları, basit ortalamalar, oransal dağılımlar ve bazı değişkenlerin aralarındaki ilişkinin incelenmesi için ki-kare testinden yararlanılmıştır.

## BULGULAR

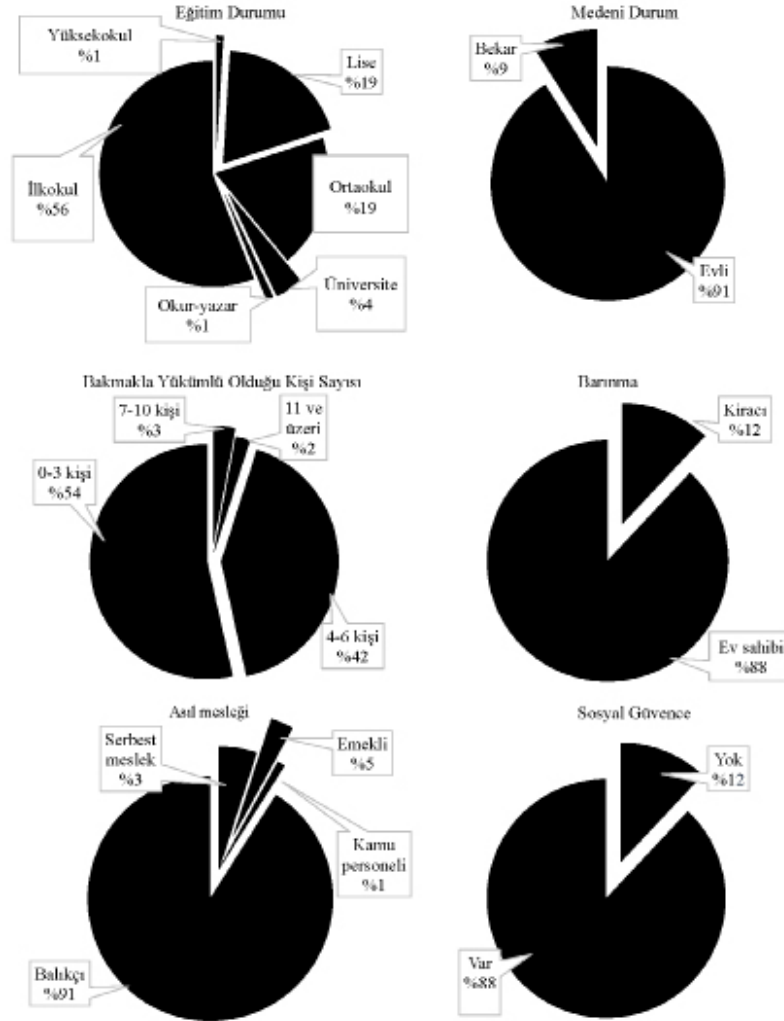
Çalışmanın bulguları beş grup altında ele alınmıştır; sosyo-demografik bulgular, sosyo-ekonomik bulgular, gemilerle ilgili bulgular, personel ile ilgili bulgular, geri-alım programının değerlendirilmesiyle ilgili bulgulardır.

### Sosyo-demografik bulgular

Ankete katılan balıkçı gemisi sahiplerinin demografik özellikleri; yaş ortalaması 50±12 (min.27-

maks.94) yıl ve eğitim seviyesi  $7\pm 3$  (min.0-maks.15) (%56) yıldır. Balıkçı gemisi sahiplerinin %91'i evli, %88'i ev sahibi ve %12'si sosyal güvenceye sahiptir. %9'unun geçinmeleri için balıkçılığa ihtiyaç duymadığını, başka bir deyişle geri-alımı gerçekleştiren gemilerin %9'unun geçimini balıkçılıktan kazanan aktif balıkçı gemileri

olmadığını göstermektedir. %21'i ise balıkçılık dışında da gelirleri olduğunu bildirmiştir (Şekil 1). Balıkçıların ortalama balıkçılık tecrübesi  $33\pm 12$  (min. 5-maks. 60) yıldır. Balıkçıların %75'i balıkçılık yaptıkları sahadaki Su Ürünleri Kooperatiflerine ortaktır.



Şekil 1. Geri-alım programına katılan balıkçıların demografik özelliklerinin oransal dağılımı

Figure 1. Proportional distribution of demographical properties of the vessels that applied for the buy-back program

#### Sosyo-ekonomik Bulgular

Geri-alımı gerçekleştiren balıkçı gemilerinin denizde çalışma süreleri ortalama  $168\pm 63$  gün/yıl olup en aktif gemi 300 gün/yıl denizde çalışmaktadır. Gemilerin deniz iş günü dağılımı; %44,7'si 91-180 gün/yıl, %33,8'i 181-270 gün/yıl, %7,7'si 8-60 gün/yıl, %7,7'si 271 gün/yıl ve üstü, %4,6'sı 8-60 gün/yıl ve %1'lik kısmı bir yıl içinde 7 günden az süre denizde çalışmıştır. Gemilerin %83'ü 2013 yılı boyunca aktif olarak balıkçılık yaparken,

%3 ise başka kişi tarafından işletildiği için gemi sahibi çalışılan gün hakkında bilgi sahibi değildir.

Gemilerin 2012 yılına ait masrafları; günlük akaryakıt masrafları ortalama  $537\pm 377$  TL/yıl, aynı yıla ait günlük kumanya masrafları ise ortalama  $76\pm 55$  TL/yıldır. Yıllık gemi ve motor tamir-bakım-onarım masrafları ortalama  $13\ 028\pm 1\ 211$  TL iken yine bir yıl içinde yapılan tüm av aracı tamir-bakım-yenileme masrafları da ortalama  $8\ 528\pm 991$  TL'dir (Tablo 4).

**Tablo 4.** Geri-alımı gerçekleşen gemilerin 2012 yılı harcamalarının betimsel analizi

**Table 4.** Descriptive analysis of 2012 expenditures for the vessels bought back

Değişkenler (TL)	N=75 Ort. ± Std.
Günlük akaryakıt tutarı	536,6 ±377 (min. 25-maks.1 500)
Günlük kumanya tutarı	75,7±54,7 (min. 5-maks.300)
Yıllık gemi ve motor tamir-bakım-onarım masrafları	13 028,4±1 210,8 (min. 500-maks.65 000)
Yıllık av aracı tamir-bakım-yenileme masrafları	8 528,2±991,1 (min. 0-maks. 60 000)

#### Balıkçı Gemisi İle İlgili Bulgular

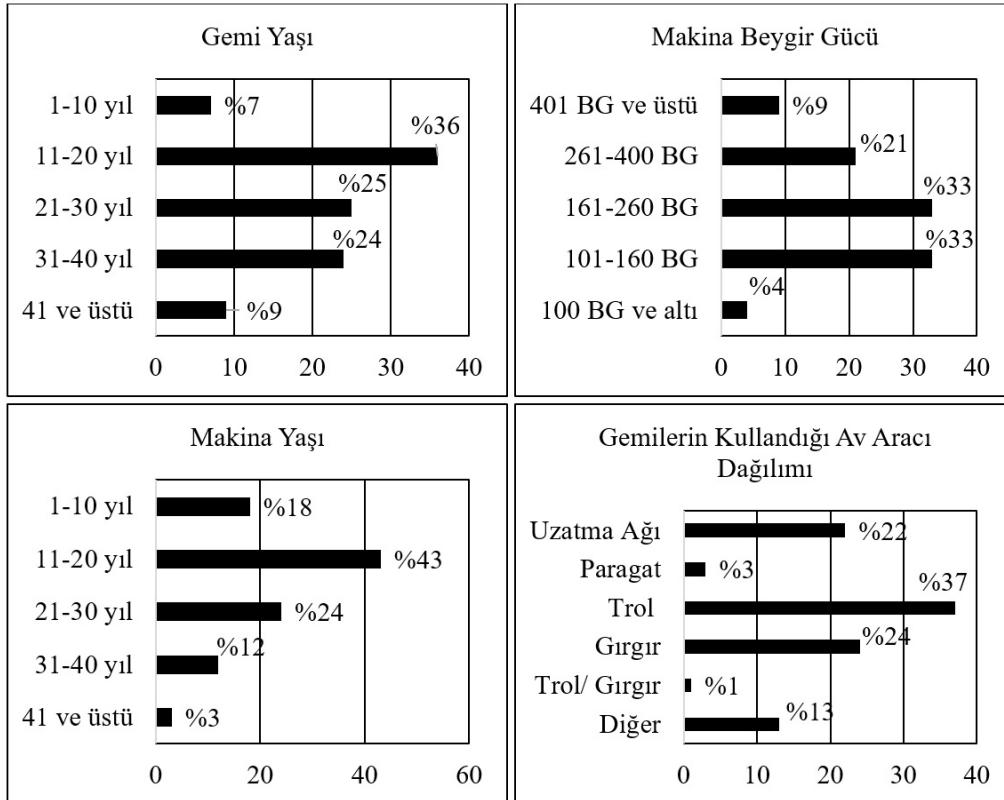
Balıkçı gemilerinin boy grupları, başvuru sayıları ve dağılım oranları **Tablo 5**'te verilmiştir.

**Tablo 5.** Geri-alımı gerçekleşen gemilerin boy grupları bazında adet ve oranlarının dağılımı

**Table 5.** Proportional distribution of length groups and numbers of vessels bought back

Boy grupları (metre)	Başvuru sayısı (adet)	Dağılımı oranı (%)
12-15	240	65,93
16-20	83	22,81
21-25	31	8,52
26-30	5	1,37
31>	5	1,37

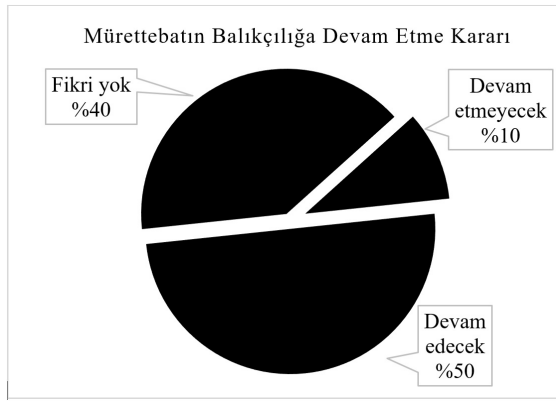
Gemilerin boy ortalaması  $15\pm 3$  m (min.12m-maks.27 m)'dir. Gemi yaşı ortalama  $25\pm 11$  yıl (min. 2 yıl-maks. 54 yıl) iken, ana makine yaşı ortalama  $19\pm 10$  yıl (min. 2 yıl-maks. 45 yıl)'dir. Ana makine gücü ortalama  $228\pm 112$  BG (min.75 BG-maks. 500 BG)'dir. Gemilerin %37'si trol av aracı kullanmaktadır (**Şekil 2**).



**Şekil 2.** Geri-alımı gerçekleşen gemilerin yaşı, makine gücü ve kullandıkları av araçlarının oransal dağılımı  
**Figure 2.** Proportional distribution of age, power and gears of vessels that were bought back

### Personel ile İlgili Bulgular

Balıkçı gemilerinin %97'si sezonluk veya sürekli mürettebat çalıştırmaktadır ve gemi başına ortalama mürettebat sayısı ise  $5 \pm 3$  (min. 1-maks. 12) kişidir. Çalışan personelin %15'i aileden, %74'ü dışarıdan ve %11'i ise hem aileden hem de dışarıdan temin edilen tayfalardan oluşmaktadır. Mürettebatın %50'si balıkçılığa devam edeceğini ifade etmiştir (Şekil 3). Bu %50'lik personelin %90'ı tayfa olarak, %6,7'si kendine gemi olarak balıkçılığa devam edeceğini, %3,3'ü ise nasıl devam edeceğine henüz karar vermediğini bildirmiştir.



**Şekil 3.** Geri-alımı gerçekleşen gemilerde çalışan mürettebatın oransal dağılımı

**Figure 3.** Proportional distribution of crew working on vessels that were bought back

### Gerı-alım Programının Değerlendirilmesi ile İlgili Bulgular

Gerı-alım programından faydalanmaya hak kazanan balıkçı gemisi sahipleri, gerı-alım programına katılmalarına ve gemilerini devlete satmalarına etki eden faktörler; 21 m ve üstü gemilerde tüm cevaplar üç etken üzerinde yoğunlaşmıştır. Bu etkenler; %66,6 oranında 'balıkçılığın karsız hale gelmesi', %16,7'ser oranlarla da 'mevcut geminin değiştirilmek istenmesi' ve 'emekli olunarak balıkçılıktan ayrılmak istenmesidir'.

Tüm grupların cevapları sıklık oranlarına göre aşağıda verilmiştir:

- %26,7'si 'balıkçı gemisinin karsız hale gelmesi',
- %10,7'si 'programın cazip bir fırsat olarak görülmesi',
- diğer %10,7'si ise 'emekli olunarak balıkçılıktan ayrılmak istenmesi'
- %9,3'ü 'mevcut geminin değiştirilmek istenmesi',
- %32'ise ise balıkçı gemisini devlete satarak balıkçılıktan ayrılmasında birden çok faktörün etkili olduğunu,
- %10,9'u da diğer nedenlerle programa başvuru yapmışlardır.

Balıkçıların kendi gemilerine biçtikleri değer 35 000 TL ile 1 500 000 TL arasında ve değerlerin ortalaması 153 220 TL'dir. 12-20 metre boy grubunda yer alan gemi sahipleri gemilerini devlete satmalarının karlı olduğunu ancak gemi boyu arttıkça bu satışın karsız hale geldiğini ifade etmişlerdir. Bu sonucu, boy gruplarına göre memnuniyet sorularına verilen cevaplar da desteklemektedir (Tablo 6).

**Tablo 6.** Boy gruplarına göre gemi sahiplerine ödenen bedelden duyulan memnuniyetin oransal dağılımı

**Table 6.** Satisfaction with payment made to vessel owners according to length groups

Devletin Gemi Sahiplerine Ödediği Bedelden Duyulan Memnuniyet	Memnun (%)	Kısmen memnun (%)	Memnun değil (%)
Tüm gemi sahipleri (N=75)	68	12	20
12-21 m gemi sahipleri (n=69)	69,6	13	17,4
21 m üzeri gemi sahipleri (n=6)	50	0	50

Balıkçıların gemilerine biçilen değerden memnun olma durumları deniz iş günü sayısına göre değerlendirildiğinde; deniz iş günü sayısı ortalama 175 gün/yıl olan balıkçılar (%65) programdan

memnun olduklarını, 165 gün/yıl olan balıkçılar (%66) balıkçılıkta kalacaklarını ve 167 gün/yıl olan balıkçılar (%85) ise programın 12 m altı gemilere uygulanmasını istediklerini ifade etmişlerdir (Tablo 7).



**Tablo 7.** Balıkçı gemisine biçilen değerden memnun olma durumları ve deniz iş günü  
**Table 7.** Satisfaction with the worth calculated for fishing boat and hours at sea

Balıkçı Gemisine Biçilen Değerden Memnun Olma		
Değişkenler	Balıkçı Oranı (%)	Ortalama Deniz İş Günü (gün/yıl) ± Standart Sapma
Memnun	65	174,8 ±65
Kısmen Memnun	12	141,3±68,8
Memnun Değil	23	162,7±50,2
Balıkçılıkta Kalma Kararları		
Balıkçılıkta Kalacak	66	165,2±64,2
Balıkçılıkta Kalmayacak	32	167,1±54,3
Karar Vermedi	2	300±0
Programın 12 Metre Altı Gemilere Uygulanma Durumu		
Uygulanmalı	85	166,8±60,8
Uygulanmamalı	14	182,2±73,8
Kısmen Uygulanmalı	2	100±0

Deniz iş günü ile balıkçıların ortalama eğitim seviyesi değerlendirildiğinde; eğitim seviyesi ortalama 6,7 yıl olan balıkçılar (%78), balıkçı gemisine biçilen

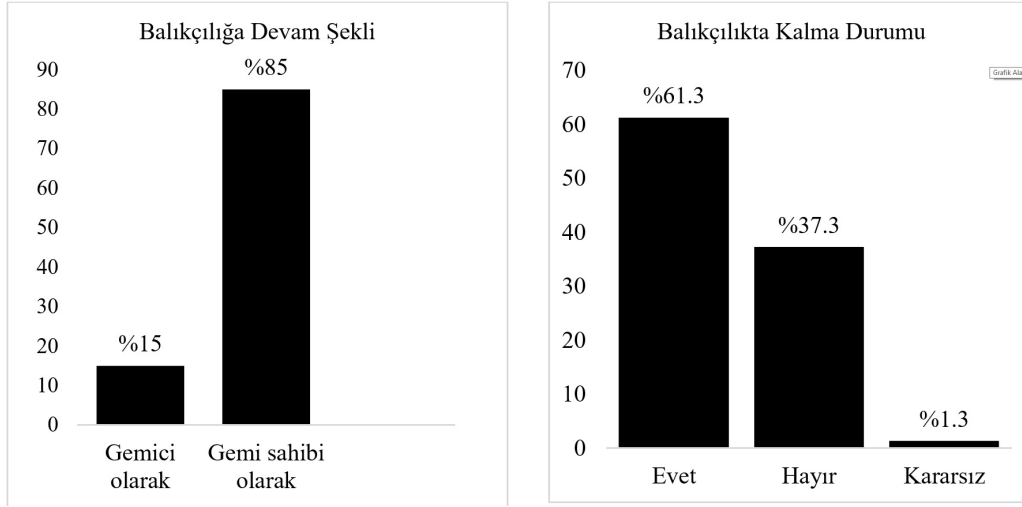
değerden memnundur. Eğitim seviyesi ortalama 7,1 yıl olanlar ise (%87) programın faydalı olduğunu ifade etmişlerdir (Tablo 8).

**Tablo 8.** Balıkçı gemisine biçilen değerden memnun olma durumları ve deniz iş günü  
**Table 8.** Satisfaction with the worth calculated for fishing boat and level of education

Balıkçı Gemisine Biçilen Değerden Memnun Olma		
Değişkenler	Balıkçı Oranı (%)	Ortalama Eğitim Seviyesi (yıl) ± Standart Sapma
Memnun	78	6,7±2,9
Kısmen Memnun	14	7,3±2,9
Memnun Değil	23	8,4±3,4
Faydalı	87	7,1±3,1
Faydalı Değil	12	7,6±2,9
Kısmen Faydalı	1	5±0

Balıkçı gemisini geri-alım programı kapsamında devreden gemi sahiplerinin %61'i balıkçılıkta kalmaya devam edeceğini bildirmiştir. Balıkçılıkta kalmaya

devam edecek olan balıkçıların %85'i balıkçılığa eldeki ikinci bir gemi veya yeni satın alacakları bir gemi ile devam etmeyi düşünmektedir (Şekil 4).



Şekil 4. Gemisini devreden gemi sahiplerinin balıkçılıkta kalma ve devam şekillerinin oransal dağılımı.

Figure 4. Proportional distribution of alternatives fishers chose after their boats were bought back

Değişkenlerin aralarındaki ilişki incelendiğinde aşağıdaki bulgulara ulaşılmıştır:

- Balıkçıların denizde ortalama çalışma süresi ile balıkçı gemisine biçilen değerden memnun olma düzeyi F testinde, F değeri (1,039) %95 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçıların eğitim düzeyleri ile balıkçı gemilerine biçilen değerden memnun olma düzeyi, F testinde, F değeri (1,873) %95 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçıların geri-alım programını faydalı bulma durumları ile ortalama deniz iş günü süreleri arasındaki fark, F testinde, F değeri (1,506) %95 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçıların eğitim düzeyleri ile geri-alım programı faydalı bulma düzeyleri, F testinde, F değerinin (0,184) %95 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçıların ortalama deniz iş günü süreleri ile programın 12 metre altı gemilere de uygulanmasına ilişkin balıkçıların görüşleri, F testinde, F değeri (0,832), %95 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçıların eğitim düzeyleri ile programın 12 metre altı gemilere de uygulanması gerektiğini düşünme

durumları, F testinde, F değeri (0,333) %95 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçıların ortalama deniz iş günü süreleri ile balıkçılıkta kalma düşünceleri arasındaki fark, F testinde, F değeri (2,377) %95 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçıların eğitim düzeyleri ile balıkçılıkta kalma kararlarına göre dağılımları, F testinde; F değeri (0,859) %95 güven aralığında anlamlı değildir ( $p>0,05$ ).

- Balıkçı gemilerine biçilen değerden memnun olma durumu ile balıkçıların asıl mesleklerinin veya ikinci mesleklerinin balıkçılık olması arasındaki ilişki; ki-kare testinde, p değeri 0,574 ve %5 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir.

- Balıkçıların asıl veya ikinci mesleklerinin balıkçılık olması ile balıkçılıkta kalma kararları arasındaki ilişki ki-kare testinde, p değeri 0,250 ve %5 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı değildir.

- Balıkçıların asıl mesleklerinin veya ikinci mesleklerinin balıkçılık olması ile geri-alım programını faydalı bulmaları arasındaki ilişki; ki-kare testinde, p değeri 0,002 ve %5 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki vardır. Bakanlığın uyguladığı programı faydalı bulma durumları, balıkçılığı asıl meslek veya ikinci meslek olarak yapmalarına göre farklılık göstermektedir (Tablo 9).

**Tablo 9.** Balıkçıların asıl ve ikinci meslekleri ile programı faydalı bulmaları arasındaki ilişki  
**Table 9.** Relation between their primary and side jobs and the belief in the program

Meslek		Bakanlığın uyguladığı programı faydalı bulma			Toplam
		Evet	Hayır	Kısmen	
Asıl meslek balıkçılık	Frekans	62	4	1	67
	Yüzde (%)	92,5	57,1	1,5	100,0
İkinci meslek balıkçılık	Frekans	4	3	0	6
	Yüzde (%)	50,0	42,9	0,0	100,0
Toplam		65	7	1	73

$$\chi^2 = 12,342 \quad s.d = 2, p = 0,002$$

- Balıkçıların balıkçılıkta kalma kararları ile balıkçılığa başlama nedenleri; ki-kare testinde, p değeri 0,008 ve %5 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki vardır. Balıkçılıkta kalma düşünceleri, balıkçılığa başlama nedenlerine göre farklılık göstermektedir (Tablo 10).

**Tablo 10.** Balıkçıların, balıkçılığa başlama nedenleri ile balıkçılıkta kalma kararları arasındaki ilişkinin analizi  
**Table 10.** Analysis of the relation between reasons for beginning fishing and remaining in fishing

Meslek		Balıkçılıkta Kalma		Toplam
		Evet	Hayır	
Deniz tutkusu	Frekans	8	8	16
	Yüzde (%)	50,0	50,0	100,0
Baba mesleği	Frekans	21	14	35
	Yüzde (%)	60,0	40,0	100,0
Zorunluluk	Frekans	15	1	16
	Yüzde (%)	93,8	6,3	100,0
Ticaret yapmak	Frekans	0	3	3
	Yüzde (%)	0,0	100,0	100,0
Birden çok etken	Frekans	2	3	5
	Yüzde (%)	40,0	60,0	100,0
Toplam		46	29	75

$$\chi^2 = 13,701 \quad s.d = 4, p = 0,008$$

## TARTIŞMA

Türkiye'de 2012/3106 sayılı Bakanlar Kurulu kararı ile 7 Mayıs 2012 tarihinde başlatılan I. Kuşak geri-alım programında 62,1 milyon TL harcanarak 12 metre ve üzeri 364 adet balıkçı gemisi filodan çıkarılmış, filoda %19,5 oranında bir azalma sağlanmıştır. 1970 yılında Kanada da ise somon balıkçılığında uygulanan ilk geri-alım programında 62 milyon Kanada Doları harcanmış ve 361 gemi balıkçılıktan çıkartılmıştır (Frazer, 1980). Ancak bunun balıkçılık kapasitesi anlamında düşme yaratıp yaratmadığı, yarattıysa ne oranda bir düşme yarattığı bilinmemektedir. Zira Türkiye'deki mevcut programda, balıkçılıktan çıkarılan gemilerin av kapasitesinin ne olduğu, son beş yıl içinde ortalama olarak yılda kaç gün denize çıktıkları gibi kriterler

dikkate alınmamıştır.

İlk programda, geri-alımı gerçekleştiren balıkçı gemisi sahiplerinin %66'sının asıl mesleğinin balıkçılık olduğu, geri kalanların ise balıkçılığı geçimlerine destek sağlamak için yaptıkları görülmektedir. Geçiminin tamamı balıkçılıktan olmayan %34'lük bir kesimin, programdan yararlanması yüksek gibi görünse de aslında bu oranın, ilk program için kabul edilebilir seviyede olduğu söylenebilir.

Gemilerin deniz iş günü sayısına bakıldığında, görüşülen gemi sahiplerinin %14'ünün yılda 90 deniz iş gününün altında çalıştığı görülmektedir. Programdan yararlananların yarıya yakınının (%45) ikinci bir gemiye sahip olduğu göz önüne alındığında, geri-alımı gerçekleştiren gemilerin %9'unun aktif

balıkçılık yapmayan pasif gemiler, %21'inin yedekte bekleyen ikincil gemiler hatta %1'lik bir kısmında atıl durumdaki hurda denilebilecek gemilerden oluştuğu görülmektedir. Kısıtlı sürelerde denizde bulunan bu gemilerin programa dâhil olması, ilk başta programı amacından uzaklaştıran, başarısını azaltan bir etken gibi değerlendirilebilir. Ancak bu atıl gemilerin bile potansiyel birer yeni balıkçı gemisi olduğu, sahip oldukları ruhsat ile bugün olmasa da gelecekte balıkçılık kapasitesini arttırabilecekleri göz ardı edilmemelidir. Bu noktada, [Hannesson \(1986\)](#)'un saptaması dikkate değer bir saptamadır ve konuya farklı açılardan bakılması gerektiğini ortaya koymaktadır. [Hannesson \(1986\)](#)'a göre, geri-alım programlarının başarısı filodan çekilecek gemilerden ziyade filoya girecek yeni gemilerden istenecek özelliklere bağlıdır. Elbette bu durum, sadece lisansların dondurulmasıyla açıklanamaz. Modernize edilecek gemiler balıkçılık çabasını arttıracaktır. Programın tüm bunları dikkate almaması eleştirilebilecek bir diğer özelliği olarak görülebilir.

Gemi sahiplerinin % 45'i devrettikleri gemi dışında ikinci bir gemiye sahip olduğunu, % 27'si ise programdan aldıkları destekleme ödemesi ile yeni bir gemi olarak balıkçılığa devam etmek istediklerini bildirmiştir. Gemi sahiplerini gemilerini devrettikleri halde balıkçılık yapmaya yönlendiren önemli bir etken ise balıkçı gemilerinin alınırken gemide bulunan mevcut av araçlarının alınmamasıdır. Bunun yanında, ikinci bir gemiye sahip olan ve aldıkları destekleme ödemesi ile mevcut ikinci gemilerine veya yeni alacakları gemiye yapacakları av aracı modernizasyonu düşünüldüğünde, stoklar üzerindeki av baskısının azalmayacağı iddia edilebilir. Bu konudaki sorulara ve eleştirilere cevap verebilmenin yegâne yolu, programın kısa, orta ve uzun dönem etkilerinin izlenmesine yönelik çalışmalar ve diğer ülkelerin benzeri deneyimlerini incelemekle mümkün olabilir. Örneğin, Kanada Okyanus ve Balıkçılık Dairesi (DFO), Atlantik kıyı istakoz avcılığı geri-alım programları için, gemi sayısı %8,7 oranında azalırken, aynı zaman dilimi içinde tuzak sayısında %5,6 oranında artış gözlemlendiğini rapor etmiştir ([DFO, 1981](#)). Kanada somon balıkçılığında da programdan yararlananlarla yapılan anket çalışmasında geri-alım programından yararlanan balıkçıların %47'sinin başka bir gemi ile tekrar balıkçılığa başladığı bildirmiştir ([Schelle ve Ben., 1984; Holland vd., 1999](#)). Bu durum bize, dünyadaki diğer geri-alım örneklerinde de geri-alım sonrası balıkçılığa dönüşler olduğunu göstermektedir. Gemi sahiplerini gemilerini devrettikleri halde balıkçılık yapmaya yönlendiren önemli bir etken ise balıkçı gemilerinin alınırken gemide bulunan mevcut av araçlarının alınmamasıdır. Bu nedenle, Washington eyaleti somon

balıkçılığında gemi ve lisanslar ile av araç gereçleri de alınmıştır ([WDF, 1985](#)). Gemilerin geri-alımı gerçekleşse de mevcut av araç gereçlerinin bir şekilde avcılığa devam ettikleri düşünüldüğünde, gemiler ile birlikte av araç gereçlerinin de alınması stoklar üzerindeki av baskısını azaltacak ve dolaylı olarak programın da başarısı artmış olacaktır. Bunun yanında, ikinci bir gemiye sahip olan ve aldıkları destekleme ödemesi ile mevcut ikinci gemilerine veya yeni alacakları gemiye yapacakları av aracı modernizasyonu düşünüldüğünde, stoklar üzerindeki av baskısının azalmayacağı iddia edilebilir. Benzer çıkarımlar, [Sun \(2007\)](#) tarafından da rapor edilmiştir. Yazar, geri-alım programlarının tek başına balıkçılık gücünü azaltmaya yetemeyeceğine vurgu yapmaktadır. Geri-alım programının, belli gemiler için doğrudan deniz iş günü sayılarının düşürülmesi ve kısa dönemde bir işsizlik sigortası politikasının devreye sokulmasıyla işe yarayabileceğini bildirmektedir. Aslında bu tür programların kısa, orta ve uzun dönem etkilerinin izlenmesi çalışmaları, bu konudaki sorulara ve eleştirilere cevap verebilmenin yegâne yoludur.

Gemi sahipleri, geri-alımı gerçekleştiren gemilerde çalışan mürettebatın sadece %10'unun balıkçılığa devam etmeyeceğini bildirmiştir. Geri kalanların %76'sı uygulanan pay usulünden memnun olmasa bile bildikleri tek iş balıkçılık olduğu için mecburen balıkçılıkta kalacaktır. Tayfaların programın içinde yer almaması, güverte üzerinde çalışan personel için koruyucu tedbirler alınmamış olması programın eksik yanlarından biri olarak tartışılabilir. Dolayısıyla, ilerleyen zamanlarda bir takım sosyo-ekonomik sorunlar yaşanması olasıdır. Bu durum, [Groves ve Squires \(2007\)](#)'in eleştirileriyle benzerlik göstermektedir. Yazarlar, birçok geri-alım programının kamu tarafından fonlanmış olmasına rağmen, gemi sahiplerinden başka birini kapsamamasını, tayfalara ödeme yapılmamasını eleştirmektedir. Öte yandan, balıkçılığın daha karlı olması nedeniyle balıkçılıkta kalan tayfaların daha yüksek oranlarda pay (gelir) elde edebilecekleri bildirilmektedir ([Groves ve Squires, 2007](#)).

Geri-alım programının balıkçı gemisi sahiplerine sunduğu en büyük avantaj, karsız hale gelen balıkçı gemilerinin genellikle piyasa değerinin üzerinde geri alınması gibi görünmektedir. Ancak bu 30 m üzerindeki gemiler için geçerli değildir. Bu program ile genel olarak, gemi sahiplerinin mağdur olmadan balıkçılıktan ayrılması sağlanırken, filo sayısının azalması sebebiyle kalan gemilerin de gelirlerinin arttırılması hedeflenmiştir fakat balıkçı gemileri ile birlikte av araçlarının geri alınmaması birtakım olumsuz sonuçlara sebep olmuştur. Balıkçıların %45 oranında devlete geri verdiği gemi dışında ikinci bir balıkçı gemisine sahip olması ve %27'sinin de aldıkları destekleme

ödemesi ile yeni bir gemi alarak balıkçılık yapmaya devam edeceklerini bildirmeleri, daha genç ve aktif bir filo ile avcılığa devam edileceğini göstermektedir. Böylelikle balıkçılığın eskisine göre daha karlı bir hale gelebileceği iddia edilebilir. Bu saptama kısa dönem için rasyonel kabul edilebilir ancak orta ve uzun vadede filodaki gemiler balıkçılık kapasitelerini attırarak stoklar üzerindeki baskıyı eski haline çekecektir. Bunun doğal sonucu olarak ekonomik etkinliğin de program öncesi haline gelmesi olasıdır.

Programın zayıf noktalarından bir diğeri; program kapsamında geri-alım kriterinin sadece boy ile sınırlı tutulmasıdır. Boy kriterine ilave olarak yaş kriteri de konulabilirdi. Böyle bir düzenleme sayesinde, aynı bütçe ile daha fazla gemi alımı ve filoda daha fazla rahatlama sağlanabilirdi. Daha genç yaştaki gemilere daha yüksek ücretler ödenebileceğinden daha aktif gemilerin balıkçılık dışında kalması sağlanırken atıl ve pasif durumda olduğu halde alımı gerçekleşen birçok gemi de çok daha düşük maliyetlerle filodan çıkarılabildi. Sadece tekne boyu özelliklerine göre alım yapılması ilk program için kabul edilebilir olsa da sonraki yıllarda programın geliştirilebilmesi gerekirdi. Örneğin; James (1996), balıkçılıkta geri-alım programlarına öncülük etmiş Kanada'da en sonuncu geri-alım programında, balıkçıların av aracı ve av sahasını tercih etmeye özendirildiği, gırgırlar için ayrı, uzatma ağları için ayrı olmak üzere (lisans ve alan tercihinin yönelik) bir program uygulamaya geçirildiğini bildirmektedir. Hatta Spagnolo (2007), İtalya'da sadece av araçlarının alındığı geri-alım programı gerçekleştirildiğini rapor etmektedir. Öte yandan, balıkçı gemisi geri-alım programı, deniz koruma alanlarında çalışan, bu alanlardaki limanlara kayıtlı, yerleşik ve büyük ölçekli gemilerin geri alınmasını sağlayacak şekilde planlanabilir, özendirici kriterlerle desteklenebilir ve koruma yönünde de kullanılabilirdi. Tüm bu uluslararası uygulamalar incelendiğinde ve ilgili literatür değerlendirildiğinde, Türkiye'de uygulamaya geçirilen geri-alım programının yeterince detaylı ve kapsamlı planlanmadığı söylenebilir.

İlk programa getirilen en büyük eleştirilerden biri, tüm dünyada açık deniz balıkçılığı teşvik edilmeye çalışılırken, bizim programımızın açık deniz balıkçılığı yapma potansiyeli olan 12 m ve üzeri balıkçı gemileri ile sınırlı bırakılarak 12 m altı gemilerin programa dâhil edilmemesiydi. İkinci ve üçüncü programlarda alt sınırın 10 m'ye çekilmesi paydaş taleplerinin göz önünde bulundurulduğunu işaret eden bir geliştirme olarak görülebilir. Ancak her iki yaklaşıma da tartışmaya açıktır.

## SONUÇ

Sonuç olarak, geri-alım programlarının Türkiye'de de uygulanması GTHB'nin son yıllarda balıkçılık yönetimi adına gerçekleştirdiği en önemli uygulamalarından biridir. Bu çalışma sonuçlandırıldıktan sonra GTHB dört geri-alım programı daha uygulamaya geçmiştir. Birinci programın kararı alınmadan ve uygulama koşulları kararlaştırılmadan önce, dünyadaki benzeri geri-alım programlarının ne derece dikkate alındığı, sonuçlarından ve tecrübelerinden ne derece yararlandığını tam olarak bilemiyoruz. Ancak ilk program sonrası başlatılan dört ayrı geri-alım programının birinci programdan elde edinilen deneyimlerin ışığında ilerlememiş olduğu görülmektedir. 12 m boy limitinin 10 m'ye çekilmesinin bir açıklamasını yapamıyoruz ancak sonraki programlarda daha büyük teknelere yapılan ödemelerin arttırılması bu programlara büyük ölçekli gemilerin ilgi göstermemesi nedeniyle alınmış bir karar olduğu anlaşılmaktadır.

Ünal ve diğ. (2011), kooperatiflerin, balıkçılar ve sürdürülebilir balıkçılık için önemine değinmektedir. Kooperatiflerin balıkçılık sektöründeki yeri ve balıkçılar için ifade ettiği önem ortadadır. Çalışmaya katılan balıkçıların %75'inin balıkçılık yaptıkları sahadaki su ürünleri kooperatiflerine ortak olduğunun bilinmesine rağmen su ürünleri kooperatiflerinin programın içine dâhil edilmemesi ve deneyimlerinden yararlanılmaması programın başarı seviyesini düşüren bir faktördür.

Tüm bunlara rağmen, balıkçı gemisi geri-alım programının çok önemli bir yönetim uygulaması olduğu söylenebilir. Programın etkileri ve sonuçları çok yönlü olarak izlenmeli, diğer ülkelerin deneyimlerinden yararlanılmalı ve gelecek programlar bu tecrübelerin ışığında planlanmalıdır. Curtis ve Squires (2007), özellikle de Groves ve Squires (2007) gibi çalışmalar dikkate alınmalıdır. Bu çalışmalar bizlere, diğer ülkelerde uygulanan balıkçılıkta geri-alım programlarından elde edilen deneyimleri, dersleri öğretmekte ve rehberlik yapmaktadır. Bu aşamada, Tarım ve Orman Bakanlığı-BSGM'nin organize edeceği ve bu programların sonuçlarının değerlendirileceği yüksek paydaş katılımlı bir çalıştay, geri-alım programlarının değerlendirilmesi ve bundan sonraki adımlar için bir başlangıç olabilir.

## TEŞEKKÜR

2013/SÜF/014 proje nolu bu çalışma Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir. Çalışmaya verdikleri kurumsal destek için Tarım ve Orman Bakanlığı, Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü yetkililerine, anket sorularımızı dürüstçe cevaplayan balıkçı gemisi sahiplerine teşekkür ederiz.



## KAYNAKÇA


- BACL (1981). Evaluation of the British Columbia March 1981. Salmon vessel buyback programme, Burlington and Associates Consulting Ltd. *Consultants Report*. 224 p.
- Campbell, H.F. (1989). Fishery buy-back programs and economic welfare. *Australian Journal of Agricultural Economics*, 33, 20-31. DOI: [10.1111/j.1467-8489.1989.tb00478.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-8489.1989.tb00478.x)
- Curtis, R. & Squires, D. (2007). *Fisheries Buybacks*. Blackwell Publishing, 224 pp. DOI: [10.1002/9780470277836](https://doi.org/10.1002/9780470277836)
- Daires, F. & Guyader, O. (2000). Ekonomik Analysis of the Impact of Buyback Programs and the Role of Financial Incentives Schemes: Application to A Limited Entry French Fishery, *12th EAFE Annual Conference* (pp:1-23). Denmark.
- DFO (1981). Lobster Vessel Certificate Retirement Program. Department of Fisheries and Oceans, Canada.
- Frazer, A.G. (1980). A Review of the Initial Salmon vessel Buy Back Program. Unpublished Report.
- Fox, K.J., Grafton, Q., Kompas, T. & Che, T.N. (2006). Capacity reduction, Quota Trading and Productivity: The Case of A Fishery, *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 50, 89-206. DOI: [10.1111/j.1467-8489.2006.00331.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-8489.2006.00331.x)
- Funk, R.D. (1998). Economics Impacts of License Limitation and Buyback on the Texas Bay Shrimp Fishery, (Ph.D. thesis), Texas A&M University, USA.
- Funk, R.D., Griffin, J.W., Mjelde, J.W. & Ward, J.M. (2003). A Simulation Model of License Buyback in the Texas Bay Shrimp Fishery. *Marine Resource Economics*, 18, 33-35. DOI: [10.1086/mre.18.1.42629382](https://doi.org/10.1086/mre.18.1.42629382)
- Grafton, R.Q. & Nelson, H. (2007). The Effects of Buyback Programs in the British Columbia Salmon Fishery. In: Fisheries Buybacks (eds. R. Curtis and D. Squires) *Fisheries Buybacks*. Blackwell Publishing, pp 191-202.
- Groves, T. & Squires, D. (2007). Lessons from fisheries buybacks. In: Fisheries Buybacks (eds. R. Curtis and D. Squires) *Fisheries Buybacks*. Blackwell Publishing, 267p.
- GTHB (2012). Resmi gazetenin 2012 tarihli ve 28328 sayısında yayımlanmış olan "Balıkçı Gemisini Avcılıktan Çıkaranlara Yapılacak Destekleme Tebliği" (2012/51).
- GTHB (2013). Resmi gazetenin 2013 tarihli ve 28612 sayısında yayımlanmış olan "Balıkçı Gemisini Avcılıktan Çıkaranlara Yapılacak Destekleme Tebliği" (2013/25).
- GTHB (2014). Resmi gazetenin 2014 tarihli ve 29023 sayısında yayımlanmış olan "Balıkçı Gemisini Avcılıktan Çıkaranlara Yapılacak Destekleme Tebliği" (2014/26).
- Hannesson, R. (1986). The regulation of fleet capacity in Norwegian Purse Seining, In N Mollet, ed, Fishery Access Control Programs Worldwide, 1986, Alaska Seagrass Report no. 86-4.
- Holland, D., Gudmundsson, E. & Gates, J. (1999). Do Fishing Vessel Buyback Programs Work: A Survey of the Evidence, *Marine Policy*, 23(1), 47-69. DOI: [10.1016/S0308-597X\(98\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(98)00016-5)
- James, M. (1996). Final Report on the 1996 Voluntary Fleet Reduction License Retirement Program. Program Planning and Economics Branch, Pacific Region, Department of Fisheries and Oceans. December. 16 pp.
- Larkin, S.L., Keithly, W., Adams, C.M. & Zazmierczak, H. (2004). Buyback Programs for Capacity Reduction in the U.S. Atlantic Shark Fishery. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 36(2), 317-332. DOI: [10.1017/S1074070800026614](https://doi.org/10.1017/S1074070800026614)
- Lindebo, E., & Vestergaard, N. (2007). Vessel decommissioning in Danish fisheries. In: Fisheries Buybacks (eds R. Curtis and D. Squires). *Fisheries Buybacks*. Blackwell Publishing, pp. 81-104.
- Miran, B. (2003). *Temel İstatistik*. Bornova, İzmir: Ege Üniversitesi Basımevi. ISBN: 975-9308800.
- Pringle, J.D. & Burke, D.L., (1993). 'The Canadian Lobster Fishery and its Management, with emphasis on the Scotian Shelf and the Gulf of Maine', in: L S Parsons and W H Lear, eds, Perspectives on Canadian marine fisheries management, *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 226, 91-121 pp.
- Schelle, K. & Ben, M. (1984). Buyback of Fishing Rights In The U.S. and Canada: Implications for Alaska. Presented at the 114th Annual Meeting of the American Fisheries Society. August 15, 1984. Ithaca, New York, USA.
- Sun, J.C.H. (2007). Effectiveness of vessel buyback programs on the offshore fishery in Taiwan. In: Fisheries Buybacks (eds. R. Curtis and D.Squires) *Fisheries Buybacks*. Blackwell Publishing, 267p.
- Spagnolo, M. (2007). The decommissioning scheme for the Italian clam fishery: a case of success. In: Fisheries Buybacks (eds R. Curtis and D. Squires). *Fisheries Buybacks*. Blackwell Publishing, pp. 133-144.
- Squires, D. (2010). Fisheries buybacks: a review and guidelines. *Fish and Fisheries*. 11, 366-387. DOI: [10.1111/j.1467-2979.2010.00365.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00365.x)
- TÜİK (2014). Su Ürünleri İstatistikleri 2013. Yayın No: 4349, ISSN: 1013-6177. 75 s.
- Ünal, V., Göncüoğlu, H. & Sarı, H.M. (2011). Ege Bölgesi İçsu Kooperatiflerinin Mevcut Durumu, Problemleri ve İleriye Yönelik Projeleri, *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 28(2), 47-52s.
- Üstündağ, E. (2010). Geçmişten Günümüze Balıkçılık Uygulamaları ve Hamsi Avcılığına Etkileri, *1. Ulusal Hamsi Çalıştayı*. 67-72.
- Yarç, G. (2009). Osmanlı avcılık yasakları (Türkiye). *Tematik Türkoloji Dergisi*, "Türk Kültüründe Av". Yıl 1, Sayı 1.
- WDF, (1985). Annual Report. Washington Department of Fisheries Commercial Fishing Fleet Adjustment Program.
- Weninger, O. & McConnel, K.E. (2000). Buyback programs in commercial fisheries: efficiency versus transfers. *Canadian Journal of Economics*. 33, 394-412. DOI: [10.1111/0008-4085.00021](https://doi.org/10.1111/0008-4085.00021)



## Üniversite öğrencilerinin akvaryum balıkları satın alma görüş ve tutumları

### Knowledge and attitudes of college students about buying aquarium fish

Baki Aydın<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Akdeniz Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Yetiştiriciliği Bölümü, 07058-Antalya, Türkiye  <https://orcid.org/0000-0003-4010-1060>  
[bakiaydin@akdeniz.edu.tr](mailto:bakiaydin@akdeniz.edu.tr)

Received date: 26.06.2018 Accepted date: 23.10.2018

#### How to cite this paper:

Aydın, B.. (2018). Knowledge and attitudes of college students about buying aquarium fish. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 447-454. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.10

**Öz:** Bu çalışma, akvaryum sektöründe gelecekte önemli bir müşteri kitlesi olan üniversite öğrencilerinin, akvaryum balıkları hakkındaki görüş ve tutumlarının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilmiştir. Çalışma, öğrenciler ile yüz yüze yapılan görüşmeler neticesinde anket yoluyla gerçekleştirilmiştir. Çalışma grubu, Akdeniz Bölgesi'ndeki bir devlet üniversitesinde öğrenim görmekte olan lisans öğrencilerinden tesadüfi olarak seçilen 600 kişiden oluşmaktadır. Araştırmanın sonunda öğrencilerinin akvaryum balıkları satın alma görüş ve tutumları tespit edilmiş ve gerekli analizler yapılmıştır. Çalışma sonuçlarına göre, öğrencilerin %43.7'sinin daha önce hiç akvaryum balığı satın almadığı, %56.3'ünün ise satın aldığı ortaya çıkmıştır. Daha önce balık satın alan öğrencilerin %5.9'u üç ayda bir, %12.4'ü yılda bir ve %77.1'i de bir yıldan daha uzun bir sürede balık satın aldıklarını ifade etmişlerdir. Akvaryum balığı satın alırken öğrencilerin %67.0'si balıkların görsel özelliğine, %15.5'i fiyatına ve %14.0'ü ise dayanıklı olması gibi kriterlere önem verdikleri görülmüştür. Öğrenciler en çok japon balıklarını (Carassius auratus) (%63.4) ve canlı doğuran grubu lepistes (Poecilia reticulata), plati (Xiphophorus maculatus), moli (Poecilia sphenops) ve kılıç kuyruk (Xiphophorus helleri) balık türlerini (%14.9) tercih ettikleri tespit edilmiştir. Öğrencilerin hane halkı gelirlerinin yükselmesi, akvaryum balığı satın alma durumlarını anlamlı derecede arttırdığı ( $P<0.05$ ) ancak satın alma sıklıklarını etkilemediği ( $P>0.05$ ) sonucuna varılmıştır. Akvaryum balığını nereden satın alırsınız sorusuna öğrencilerin büyük bir çoğunluğunun (%83.7) akvaryumculardan balık aldığını ifade ederken, online alışveriş sitelerinden balık alanların oranının (%0.9) oldukça düşük olduğu görülmektedir. Öğrencilerin %54.8'i japon balıklarını, %14.3'ü canlı doğuran grubu balıkları almayı tercih etmişlerdir. Öğrencilerin "Ülkemizdeki akvaryum sektörü yeterli seviyede ve tüketicilerin ihtiyaçlarını karşıladığını düşünüyor musunuz?" sorusuna %28.2 oranında evet, %71.6 oranında ise hayır cevap verdikleri tespit edilmiştir. Sonuç olarak akvaryum balıkları sektöründe paydaşların, müşterilerin isteklerini önemsemeleri ve memnuniyet düzeylerinin artırılması gelecekte akvaryum sektörünün gelişmesi açısından önemlidir.

**Anahtar kelimeler:** Türkiye, akvaryum balıkları, tüketici görüşleri, anket, üniversite öğrencisi

**Abstract:** This study was conducted in order to determine the opinions and attitudes of aquarium fish (ornamental fish) of university students who are potential customers in the future in the aquarium sector. The study was conducted through questionnaires on face to face interviews with college students. The study group consists of 600 randomly selected undergraduates from a state university in the Mediterranean region in Turkey. According to the study results, 43.7% of the students stated that they did not buy any aquarium fish. 5.9% of the students stated that they are bought fish every three months, 12.4% annually and 77.1% more than one year. While buying an aquarium fish, it was seen that 67.0% of the students gave importance to visual characteristics of fish, 15.5% price and 14.0% resistant to environmental conditions and diseases. It was determined that the students mostly purchased goldfish (Carassius auratus) (63.4%) and live-bearer ornamental species such as guppy (Poecilia reticulata), platy (Xiphophorus maculatus), molly (Poecilia sphenops) and swordtail (Xiphophorus helleri) (14.9%). The increase in the household income of the students resulted in a significant increase in the aquarium buying status ( $P<0.05$ ) but not in the buying frequency ( $P>0.05$ ). In the question of where to buy the aquarium fish, a large majority (87.8%) of the students said they bought fish from aquarium shop, while the proportion (0.3%) of online shopping seems to be quite low. 63.4% of the students preferred to take goldfish and 14.9% preferred to take live-bearing aquarium fish. It was seen that 28.2% of the students answered yes to "Do you think that the aquarium sector is in a sufficient level and meets the needs of consumers?" question and 71.8% answered no. As a result, those who have not purchased an aquarium fish before are required to be introduced to the aquarium hobby. In addition, increasing the level of satisfaction of current customers is important for the future development of the aquarium industry.

**Keywords:** Turkey, ornamental fish, consumer opinion, survey, college student

## GİRİŞ

Günümüzde akvaryum sektörü, tüketiciler açısından bir hobi gibi düşünülürse de aslında tatlısu balıkları, deniz balıkları, omurgasız canlılar, mercan resifleri, su bitkileri ve akvaryum malzemeleri ile küresel çapta yüksek oranda ekonomik hacim ile önemli bir sektör haline geldiği bildirilmektedir (Hekimoğlu, 2006; Miller-Morgan, 2010; Turkmen ve Karadal, 2012; Leal vd., 2015; Gavrioloie vd., 2016; Biondo, 2017). Bu sektör küresel alanda 100'den fazla ülkede, 1000'den fazla türde yaklaşık 1 milyon civarında akvaryum balığı ihrac edilmekte ve yaklaşık 6 - 15 milyar dolarlık piyasa değerine sahip olduğu tahmin edilmektedir (Leal vd., 2015; Gavrioloie vd., 2016; Sicuro, 2017; Tolon, 2018). Avrupa Birliği Ülkeleri'nde ise bu miktar, 2016 yılında 78.3 milyon Euro olarak gerçekleştirildiği rapor edilmiştir (OATA, 2017). Başlıca akvaryum balıkları üretimi gerçekleştiren ve ihrac yapan ülkeler Singapur, Çek Cumhuriyeti, Japonya ve Malezya iken en fazla tüketim sağlayan ve ithalat yapan ülkeler ABD, İngiltere, Almanya, Japonya, Fransa olmuştur (Goswami ve Zade, 2015). Ülkemizde akvaryum sektörü üreticiler, ithalat ve ihracat yapan firmalar, toptancılar, perakende satış yerleri (akvaryumcu/petshop) ve tüketicilerden oluşmaktadır. Satışı yapılan balıklar genelde toptancıdan veya üreticiden tüketiciye doğru bir satış şekli görülmektedir (Tolon ve Emiroğlu, 2014). 2017 yılında her dört kişiden birinin internetten alışveriş yaptığı (Anonim, 2017) düşünüldüğünde son yıllarda direkt ithalatçıdan, toptancıdan, üreticiden veya akvaryumcudan son tüketiciye internet üzerinden satışlarının gerçekleştiği de bilinmektedir. Akvaryum hobisi, günümüzde insanların yoğun çalışma temposunun meydana getirdiği stres ve sıkıntılardan bir nebze olsun uzaklaşmak ve farklı bir uğraş ile meşgul olmak adına önemli bir uğraştır. Tüketici akvaryum ve akvaryum balıklarını bir hobi olarak gördüğü, zorunlu bir ihtiyaç olmadığı düşünüldüğünde tüketici tercihlerinin doğru tespit edilmesi ve bu doğrultuda gerekli tedbirlerin alınması akvaryum sektörü açısından önem arz etmektedir. Son yıllarda akvaryum hobisi popülerlikten uzaklaşmakta olduğu, nedeni olarak da tüketiciye ve tüketici tercihlerine gereken önemin verilmemesi gösterilmektedir (Tolon ve Emiroğlu, 2014). Tamda bu noktada, bu çalışma gelecekte önemli bir müşteri kitlesi olan üniversite öğrencilerinin akvaryum balıkları satın alma görüşlerinin ve tutumlarının bilinmesi akvaryum sektörüne olumlu katkılar sağlaması bakımından önem arz etmektedir.

Bu çalışmada, üniversite öğrencilerine anket yapılarak öğrencilerinin akvaryum balıkları satın alma görüşlerinin ve tutumlarının belirlenmesi amaçlanmıştır.

## MATERYAL VE METOT

### Katılımcılar

Bu çalışmada belirlenen örneklem sayısı %95 güvenilirlik sınırları içerisinde %5'lik hata payı dikkate

alınarak temsil edilebilecek ve evrendeki ortalama örneklem sayısı (Kirel vd., 2016) üzerinde bir sayı belirlenmiştir. Örneklem sayısında belirlenen ve rastsal olarak seçilen toplam 600 üniversite öğrencisi ile anket çalışması gerçekleştirilmiştir.

### Verilerin toplaması

Çalışmada veri toplama aracı olarak anket tekniğinden yararlanılmıştır. Anket çalışması, 2017-2018 eğitim-öğretim yılında Akdeniz Bölgesi'ndeki bir devlet üniversitesinin altı fakültesindeki öğrenim görmekte olan öğrencilere uygulanmıştır.

Anket çalışması, rastlantısal örnekleme yöntemi kullanılarak 600 lisans öğrenci ile gerçekleştirilmiştir. Anketin geri dönüşümünü arttırmak için anket öğrencilerle yüz yüze yapılan görüşmelerle gerçekleştirilmiştir. Anket, üniversite öğrencilerinin akvaryum (süs) balıkları hakkında görüş ve tutumlarının belirlenmesi amacıyla hazırlanan ve öğrenciler üzerinde uygulanan anket formu iki bölümden oluşmaktadır. Hazırlanan anket formunun birinci bölümünde adayların demografik özellikleri, ikinci bölümünde ise ankete katılan öğrencilerin akvaryum balıkları tutum ve davranışlarının tespiti amacıyla 14 sorudan oluşmaktadır. Bölümlerin hangi sorulardan oluştuğu ise bulgular bölümünde verilmiştir.

### Verilerin analizi

Çalışmadan elde edilen veriler SPSS 22.0 (IBM SPSS Statistics Base v23, IBM Corporation, New York, USA) paket programında analiz edilmiş sonuçlar genel olarak yüzde (%) ve frekans (f) dağılımı şeklinde sunulmuştur. Araştırmada kullanılan anketlerden elde edilen veriler betimsel istatistikler ile analiz edilmiştir. Araştırma kapsamında öğrencilere uygulanan "Öğrencilerin akvaryum balıkları satın alma görüş ve tutumları" ölçeğinin güvenilirliğini test etmek amacı ile Cronbach Alpha güvenirlik analizi yapılmıştır (Bademci, 2006; Bademci, 2011). Yapılan analizlerde ölçülen değişkenlerin istatistiksel farklılıklarını test etmek amacıyla öncelikle ölçüklerin normal dağılım gösterip göstermediğine Kolmogorov Smirnov testi ile bakılmıştır. Kolmogorov Smirnov testinde öğrencilerin akvaryum balıkları hakkında görüş ve tutumları ölçeklerinin normal dağılım göstermediği tespit edilmiş ( $P < 0.05$ ), verilerin normalliğine ilişkin nihai kararı verebilmek için ise verilerin Skewness ve Kurtosis katsayıları incelenmiştir. Kline (2011), Skewness katsayısının 3'ten, Kurtosis katsayısı ise 10'dan küçük olması halinde verilerin normal dağılım gösterdiği sonucuna varılabildiğini bildirmiştir. Dolayısı ile bu çalışmaya ait verilerin normal dağılım gösterip göstermediğine ilişkin kararı, Skewness ve Kurtosis katsayılarının incelenmesi sonrasında verilmiştir. Yapılan inceleme sonrasında istatistiksel analizlerde bağımsız örneklem t testi ve tek yönlü anova testi kullanılmıştır.

## BULGULAR

“Öğrencilerin akvaryum balıkları satın alma görüş ve tutumları” ölçeği Cronbach Alpha analizi ile değerlendirilmiş ve ölçeğin kabul edilebilir bir ölçüm güvenilirliğine (0.541) sahip olduğu tespit edilmiştir.

Çalışmada kullanılan anketin birinci kısmında adayların demografik özellikleri incelenmiştir (Tablo 1). Ankete katılan öğrenciler cinsiyet olarak incelendiğinde %52.5’inin erkek, %47.5’inin kadın olduğu görülmüştür. Öğrencilerin %35.1’i 18-20 yaş aralığında, %41.2’si 20-22 yaş aralığında, %14.4’ü 22-24 yaş aralığında ve %9.1’i ise

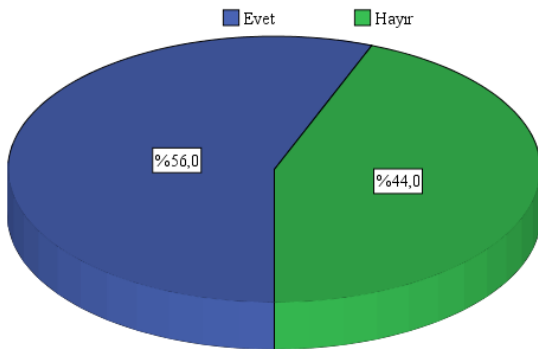
24 yaş ve üzerinde olduğunu belirlenmiştir. Hane halkı gelirleri incelendiğinde öğrencilerin %33.1’inin 2000 TL ve altında, %41.5’inin 2000-4000 TL arası, %15.0’inin 4000-6000 TL arası ve %10.4’ünün ise 6000 ve üzeri olduğu belirlenmiştir. Öğrencilerin (N=600) okumuş oldukları bölüm açısından bakıldığında su ürünleri fakültesi (N= 40), mühendislik fakültesi (N= 160), eğitim fakültesi (N= 130), ilahiyat fakültesi (N= 130) ve hukuk fakültesi (N= 140) öğrencilerinden katılım sağlanmıştır. Genel olarak ankete katılan öğrencilerin %67’si sosyal bilimler alanında, %33’ü ise fen ve mühendislik bilimleri alanına ait bölümlerde olduğu görülmektedir.

**Tablo 1.** Ankete katılan öğrencilerin demografik özellikleri

**Table 1.** Demographic characteristics of students participating in the survey

Demografik özellikler		f	%
Cinsiyet (N=600)	Erkek	315	52.5
	Kadın	285	47.5
Yaş (N=600)	18-20	210	35.0
	20-22	250	41.7
	22-24	86	14.3
	24 ve üzeri	54	9.0
Hane halkı geliri (TL) (N=595)	2000 ve altı	197	33.1
	2000-4000	247	41.5
	4000-6000	89	15.0
	6000 ve üzeri	62	10.4

Tablo 2’de görüleceği üzere ankete katılan öğrencilere “Bugüne kadar hiç akvaryum balığı satın aldınız mı? sorusuna 338 kişi evet cevabını verirken, 262 kişinin hayır cevabı vererek hiç akvaryum balığı satın almadığı belirlenmiştir (Şekil 1).



**Şekil 1.** Bugüne kadar hiç akvaryum balığı satın aldınız mı? sorusuna verilen cevapların oranı

**Figure 1.** Distribution of answers to the question “Have you ever bought an aquarium fish?”

Ne amaçla akvaryum balığı satın alırsınız? sorusuna daha önce akvaryum balığı satın alan 338 öğrenciden

307’si hobi amacıyla, 3 öğrencinin ticari ve 28 öğrencinin ise diğer amaçlarla akvaryum balığı satın aldığı belirlenmiştir (Tablo 2).

Akvaryum balığını nereden satın alırsınız? sorusuna öğrencilerin (N=338) 297’si (%87.3) akvaryumcular cevabını vermiştir. Online alışveriş siteleri, toptancılar, üreticiler ve hobicilerden balık alanların oranının akvaryumculardan alanlara göre oldukça düşük olduğu tespit edilmiştir (Tablo 2).

Ne sıklıkta akvaryum balığı satın alırsınız? sorusuna öğrencilerin (N=306) verdiği cevaplara bakıldığında, %77.1’inin bir yıldan daha fazla sürede balık aldığını ifade ederken yılda bir balık alanların oranının %12.4 olduğu ve bir yıldan daha kısa sürede balık satın alanların oranının ise düşük olduğu görülmüştür (Tablo 2).

Akvaryumunuz için hangi su ürünleri türünü almayı tercih edersiniz? sorusuna öğrencilerin (N=338) verdiği cevaplara bakıldığında 215 kişi (%63.4) japon balıkları, 50 öğrenci (%14.9) ise canlı doğuran grubu lepistes (*Poecilia reticulata*), plati (*Xiphophorus maculatus*), moli (*Poecilia sphenops*) ve kılıç kuyruk (*Xiphophorus helleri*) balık türleri cevabını vermiştir. Tablo 2’de görüldüğü üzere diğer balık türleri öğrenciler tarafından daha az tercih edildiği görülmektedir.



**Tablo 2.** Anket soruları ve öğrencilerin sorulara verdiği cevapların dağılımı  
**Table 2.** Survey questions and distribution of students' answers to questions

Anket soruları	Cevaplar	N	%
Bu güne kadar hiç akvaryum balığı satın aldınız mı? (N=600)	Evet	338	56.3
	Hayır	262	43.7
	Hobi	307	90.8
Ne amaçla akvaryum balığı alırsınız? (N=338)	Ticari	3	0.9
	Diğer	28	8.3
	Akvaryumcular	297	87.8
	Online alışveriş siteleri	1	0.3
Akvaryum balığını nereden satın alırsınız? (N=338)	Toptancılar	4	1.2
	Üreticiler	6	1.8
	Hobiciler	8	2.4
	Diğer	22	6.5
	Akvaryumcular	292	86.4
Akvaryum malzemesini / balık yemini nereden satın alırsınız? (N=338)	Online alışveriş siteleri	14	4.2
	Toptancılar	9	2.7
	Üreticiler	8	2.4
	Diğer	15	4.5
	Üç ayda bir	18	5.9
Ne sıklıkta akvaryum balığı satın alırsınız? (N=306)	Altı ayda bir	14	4.6
	Yılda bir	38	12.4
	Daha uzun sürede	236	77.1
	Üç ayda bir	81	26.9
Ne sıklıkta akvaryum malzemesi / balık yemi satın alırsınız? (N=301)	Altı ayda bir	31	10.3
	Yılda bir	29	9.6
	Daha uzun sürede	160	53.2
	Fiyatı	52	15.5
Akvaryum balığı alırken hangi kriterler sizi etkiler? (N=338)	Görsel özelliği	227	67.0
	Dayanıklı olması	47	14.0
	Kolay üremesi	6	1.8
	Yerli üretim veya ithal olması	6	1.8
	Japon balıkları	215	63.4
	Canlı doğuran grubu balıklar	50	14.9
Akvaryumunuz için ne tür su ürünleri almayı tercih edersiniz? (N=338)	Çiklet balıkları	15	4.5
	Deniz balıkları	17	5.1
	Su bitkileri	9	2.7
	Diğer türler	32	9.5
Almak istediğiniz balık türünü nasıl belirlersiniz? (N=338)	Satış yerine varmadan önce belirlerim	77	22.6
	Satış yerinde belirlerim	261	77.4
Almak istediğiniz balıkların sağlıklı olup olmadıklarını anlayabilir misiniz? (N=333)	Evet	82	24.6
	Hayır	251	75.4
Satın aldığınız balıkların akvaryumunuza konulması ve bakımı konusunda akvaryumcunuzun sizi bilgilendirmesini ister misiniz? (N=338)	Evet	300	88.7
	Hayır	38	11.3
	Problemi kendi bilgi ve becerimle çözerim.	57	17.0
	İnternet ortamından araştırarak problemi kendim çözmeye çalışırım	140	41.4
Akvaryumunuzda bir problem yaşadığınızda nasıl çözersiniz? (N=338)	Tecrübeli bir tanıdığımdan yardım alırım.	45	13.4
	Balıkları veya akvaryum malzemelerini satın aldığım yerden yardım alırım.	77	22.6
	Konunun uzmanından yardım alırım.	19	5.7
Akvaryum balıkları konusunda herhangi bir kitap okudunuz mu? (N=599)	Evet	34	5.7
	Hayır	565	94.3

Akvaryum balıkları ile ilgili bir reklam veya tanıtım balık almanızda etkili olur mu? (N=598)	Evet	202	33.8
	Hayır	396	66.2
Ülkemizdeki akvaryum sektörü yeterli seviyede ve tüketicilerin ihtiyaçlarını karşıladığını düşünüyor musunuz? (N=493)	Evet	139	28.2
	Hayır	354	71.8

Akvaryumunuzda bir problem yaşadığınızda nasıl çözersiniz?" sorusuna öğrencilerin (N=338) verdikleri cevaplara bakıldığında, %17.0'si problemi kendi bilgi ve becerisi ile çözdüğünü, %41.4'ü problemi internet ortamından araştırarak kendisinin çözmeye çalıştığını, %13.4'ü çevresindeki tecrübeli ve tanıdığı bir kişiden yardım aldığını, %22.6'sı balıkları veya akvaryum malzemelerini satın aldığı yerden yardım aldığını, %5.7'sinin ise işin uzmanından yardım aldığını ifade etmişlerdir.

### TARTIŞMA

Bu çalışmada üniversite öğrencilerinin akvaryum balıkları satın alma görüş ve tutumları incelenmiştir. Araştırma bulgularına göre ankete katılan öğrencilerin %33.1'inin hane halkı geliri 2000 TL ve altında, %41.5'inin 2000-4000 TL arasında, %15'inin 4000-6000 TL arasında ve %10.4'ünün ise 6000 TL ve üzerinde gelirlerinin olduğu tespit edilmiştir.

Ankete katılan öğrencilerin yarısından fazlasının (338 öğrenci, %56.3) daha önce akvaryum balığı satın aldığı, 262 (%43.7) öğrencinin ise akvaryum balığı satın almadığı görülmüştür. Burada, daha önce hiç akvaryum balığı almayan öğrencilerin oranının yüksek olduğu, bu oranının azaltılması ve akvaryum hobisi ile öğrencilerin tanıştırılması sektör açısından olumlu olacağı düşünülmektedir.

**Tablo 3.** Öğrencilerin hane gelirleri ile "Bugüne kadar hiç akvaryum balığı satın aldınız mı?" sorusu arasındaki varyans analizi

**Table 3.** Analysis of variance between the students' household incomes and the question "Have you ever purchased aquarium fish"

Varyansın Kaynağı	Kareler toplamı	SD	Kareler ortalaması	F	P
Gruplar arası	5.102	3	1.701		
Grup içi	141.647	591	.240	7.096	.000
Toplam	146.750	594			

Daha önce akvaryum balığı alan öğrencilerin (N=332) hane gelirleri ile "Ne amaçla akvaryum balığı satın alırsınız" sorusu arasındaki varyans analizi

Ankete katılan öğrencilerin (N=600) hane gelirleri ile "Bugüne kadar hiç akvaryum balığı satın aldınız mı?" sorusu arasındaki varyans analizi sonucunda istatistiksel olarak anlamlı farklılığın olduğu ve öğrencilerin hane halkı gelirlerinin yükselmesi, akvaryum balığı satın alma durumlarını arttırdığı sonucuna varılmıştır (P<0.05) (Tablo 3). Hane halkı geliri 2000 TL ve altı olan öğrencilerin "Bugüne kadar hiç akvaryum balığı satın aldınız mı?" sorusuna verdiği cevaplar, hane halkı geliri 2000-4000 TL arasında olan öğrenciler ile benzer (P>0.05) iken 4000-6000 TL arası ve 6000 TL üzeri hane halkı geliri olan öğrenciler ile istatistiksel olarak anlamlı farklılığın olduğu tespit edilmiştir (P<0.05). Hane halkı geliri 4000-6000 TL olan öğrencilerin "Bugüne kadar hiç akvaryum balığı satın aldınız mı?" sorusuna verdiği cevaplar, hane halkı geliri 2000 TL ve altı olan öğrenciler ile istatistiksel olarak anlamlı farklılığın olduğu (P<0.05), 2000-4000 TL arasında, 6000 TL ve üzeri hane halkı geliri olan öğrenciler ile anlamlı bir farklılığın olmadığı tespit edilmiştir (P>0.05). Buradan üniversite öğrencilerinin hane halkı gelirleri yakın olan öğrencilerin akvaryum balığı satın alma davranışlarının benzer olduğu, gelir farkı arttıkça satın alma durumlarının değiştiği söylenebilir. Benzer şekilde tüketicinin yemeklik balık tüketiminin de gelir düzeyinden etkilendiği bildirilmiştir (Sağlam ve Samsun, 2018).

sonucunda istatistiksel olarak hane halkı gelirleri ile balık satın alma amaçları arasında anlamlı bir ilişkinin olmadığı sonucuna varılmıştır (P>0.05) (Tablo 4).

**Tablo 4.** Öğrencilerin hane gelirleri ile "Ne amaçla akvaryum balığı satın alırsınız" sorusu arasındaki varyans analizi

**Table 4.** Analysis of variance between students' household incomes and "For what purpose do you buy an aquarium fish" question

Varyansın Kaynağı	Kareler toplamı	SD	Kareler ortalaması	F	P
Gruplar arası	1.416	3	.472		
Grup içi	103.099	328	.314	1.502	.214
Toplam	104.515	331			

“Akvaryum balığını nereden satın alırsınız?” sorusuna öğrencilerin (N=338) büyük bir çoğunluğunun (%86.4) akvaryumculardan balık aldığını ifade etmişlerdir. Bu sonuç Tolon ve Emiroğlu (2014)'ün belirttiği gibi satışı yapılan balıklar genelde toptancıdan veya üreticiden tüketiciye doğru bir satış şekline uygun olduğu görülmektedir. Ancak, 2017 yılında her dört kişiden birinin internetten alışveriş yaptığı (Anonim, 2017) düşünüldüğünde bu çalışma sonucunda online alışveriş sitelerinden balık alanların oranının (%0.3) oldukça düşük olduğu görülmektedir. “Akvaryum malzemesini/balık yemini nereden satın alırsınız?” sorusuna ise online alışveriş siteleri cevabını verenlerin oranı %4.2 olduğu, balık satışına göre akvaryum malzemesi veya balık yemi satın alma oranlarının daha fazla olduğu görülmüştür. Online alışveriş siteleri cevabını verenlerin oran olarak düşük olmasının nedeni olarak internet üzerinden alışveriş yapmanın riskli olduğu (Mürütsoy, 2013), tüketicilerin algılarını etkileyen faktörler, fiziksel görünüm ve söz konusu satın alınacak canlı (balık) olması gibi faktörler sayılabilir (Toksarı vd., 2014). Ancak teknoloji gün geçtikçe gelişmekte ve teknolojik iletişim cihazları hayatımızın her anında yer almaktadır. İşletmeler sosyal medya aracılığı ile satış yapabildiği

ve sosyal medyada bazı gruplar kurularak hobicilerin kendi aralarında alışveriş yaptığı bilinmektedir. Son yıllarda insanların bir ürünü satın almadan önce o ürün/hizmet ile ilgili sosyal medyada araştırma yaptığı, sosyal medyada yapılan tavsiyelere ve yorumlara önem verdiği, sonuç olarak satın alma davranışlarının değişebildiği vurgulanmaktadır (Olgun, 2015; Özcan ve Akıncı, 2017; Tanyer, 2018). Bu nedenle internet üzerinden pazarlama yapan kişi veya işletmelerin ticari faaliyetlerinin olumsuz etkilenmemesi için ürün/hizmet kalitesi ve müşteri memnuniyetine önem vermeleri gerekmektedir. Çünkü online alışverişte sosyal medyanın satın alma davranışlarına etkisinin büyük oranda olduğu bildirilmektedir (Olgun, 2015).

Daha önce akvaryum balığı alan öğrencilerin (N=330) hane gelirleri ile “Ne sıklıkla akvaryum balığı satın alırsınız” sorusu arasındaki varyans analizi sonucunda öğrencilerin hane halkı gelirlerinin akvaryum balığı satın alma sıklıklarını istatistiksel olarak önemli derecede etkilemediği sonucu tespit edilmiştir (P>0.05) (Tablo 5). Buradan öğrencilerin akvaryum balıkları satın alma sıklıklarını öğrencilerin hane halkı gelirlerinin etkilemediği, bu durumun başka nedenlere bağlanabileceği düşünülebilir.

**Tablo 5.** Öğrencilerin hane halkı gelirleri ile “Ne sıklıkla akvaryum balığı satın alırsınız” sorusu arasındaki varyans analizi  
**Table 5.** Analysis of variance between students' household incomes and “How often do you buy aquarium fish” question

Varyansın Kaynağı	Kareler toplamı	SD	Kareler ortalaması	F	P
Gruplar arası	0.628	3	.209		
Grup içi	252.827	326	.776	.270	.847
Toplam	253.455	329			

Akvaryumunuz için ne tür su ürünleri almayı tercih edersiniz? sorusuna öğrencilerin (N=338) verdikleri cevaplara bakıldığında japon balıklarının diğer balık türlerine göre öğrenciler (215 öğrenci, %63.4) tarafından daha fazla tercih edildiği görülmektedir (Tablo 2). Japon balıkları ve canlı doğuran grubu balıkları tercih edenlerin oranı yaklaşık %78 oranında olmuştur. Tolon (2018)'in yaptığı anket çalışması sonrasında hobicilerin canlı doğuran grubu balık türlerinden en fazla lepistes (*Poecilia reticulata*), kılıç kuyruk (*Xiphophorous hellerii*), plati (*Xiphophorous maculatus*) ve moli (*Mollienesia sp.*) türlerini beslediklerini ifade etmişlerdir. Canlı doğuran grubu balıkların öğrenciler tarafından japon

balıklarından sonra en fazla tercih edilmesi, Hekimoğlu ve Alpbaz (2003)'ün çalışmasında da bildirildiği üzere bakımlarının ve üretimlerinin kolay olmasından dolayı olduğu söylenebilir. Öğrencilerin (N=331) hane gelirleri ile “Akvaryumunuza ne tür su ürünleri almayı tercih edersiniz” sorusu arasındaki yapılan varyans analizi sonucunda öğrencilerin hane halkı gelirlerinin satın almadaki su ürünleri çeşidini önemli derecede etkilemediği sonucuna varılmıştır (P>0.05) (Tablo 6). Tablo 2'de de görüleceği üzere öğrencilerin akvaryumlarına balık alırken fiyatından çok, balıkların görsel özelliğinden etkiledikleri görülmektedir.

**Tablo 6.** Öğrencilerin hane halkı gelirleri ile “Ne tür su ürünleri almayı tercih edersiniz” sorusu arasındaki varyans analizi  
**Table 6.** Analysis of variance between students' household incomes and “What kind of aquatic products do you prefer to buy” question

Varyansın Kaynağı	Kareler toplamı	SD	Kareler ortalaması	F	P
Gruplar arası	5.661	3	1.887		
Grup içi	848.660	327	2.595	.727	.536
Toplam	854.320	330			

Akvaryum balığı alırken hangi kriterler sizi etkiler? sorusuna öğrencilerden (N=338) 227'si (%67.0) balıkların görsel özelliği cevabını vermiştir ve bu sonuç Tolon (2018)'in çalışma sonucuna benzerlik göstermektedir. Ankette 52 öğrenci (%15.5) ise akvaryum balığı alırken fiyatın etkili olduğunu ifade etmiştir. Yine bu sonuçta Tolon (2018)'in çalışma sonucuna benzerlik göstermektedir. Balıkların satış fiyatının yüksek olmaması bazı öğrencilerin balık satın alma kararlarını etkilediği görülmektedir. Romanya'da satışı yapılan bazı akvaryum balık türlerinin fiyatının yüksek olduğu ancak hala satın alınabilir düzeyde olduğu bildirilmiştir (Gavriloaie vd., 2016). Sicuro (2017) akvaryum balığı yem fiyatlarının oldukça yüksek olduğunu, akvaryum balıkları üretim maliyetlerinin akvaryum balığı yem fiyatları ile uyumlu olmadığını bildirmiştir. Akvaryum balıkları yem içeriği toplam yem maliyetinin %10 yada %20 oranında maliyet oluşturduğu bildirilmiştir (Sicuro, 2017). Sulawesi doğal ortamından yakalanan Banggai kardinal balığı (*Pterapogon kauderni*) balıkçılarda 0.05 dolara satılırken İsviçre'de 65 dolara 1300 kat daha fazla ücrete satıldığı (Biondo, 2017) düşünüldüğünde akvaryum sektörünün sürdürülebilirliği açısından bu tarz uygulamaların engellenmesi için gerekli tedbirlerin alınması gerekmektedir.

Akvaryum balıkları ile ilgili bir reklam veya tanıtım balık almanızda etkili olur mu? sorusuna öğrencilerin (N=598) verdikleri evet cevaplarının oranı %33.8 olduğu düşünüldüğünde, akvaryum sektörünün canlandırılmasında sektörün tanıtımının ve çeşitli alanlarda reklamların etkili olabileceği düşünülmektedir. Çünkü yapılan araştırmalarda sosyal medya siteleri ve benzeri dijital ortamlarda yapılan reklam ve girişimlerin hem geleneksel alış-veriş alanında hem de sanal pazarlama alanında ürün satışlarını arttırdığı bildirilmektedir (Tanyer, 2018). Romanya'da akvaryumcuların yanı sıra online balık satış sitelerinin olduğu, bu sitelerde az da olsa reklamların verildiği bildirilmiştir (Gavriloaie vd., 2016).

Öğrencilerin (N=493) "Ülkemizdeki akvaryum sektörü yeterli seviyede ve tüketicilerin ihtiyaçlarını karşıladığını düşünüyor musunuz?" sorusuna verdiği cevaplar incelendiğinde %28.2 oranında evet, %71.8 oranında ise hayır cevap verdikleri tespit edilmiştir. Buradan üniversite öğrencileri, ülkemizdeki akvaryum sektörü yeterli seviyede olmadığını ve tüketicilerin ihtiyaçlarını karşılamadığını düşünmektedir. Tolon

(2018) akvaryum hobicileri üzerine yaptığı çalışmada hobicilerin %59'u pazarda yeterli balık çeşidinin olmadığını bildirmiştir. Üreticiler tarafından kaliteli üretim ve çeşitlilik sağlandığında akvaryum balıkları pazarında olumlu sonuçların alınabileceği (Gümüş vd., 2013), dolayısı ile balık alan müşteri kitlesindeki beklentilerin karşılanmasında önemli olduğu açıktır. Yetiştiricilik konusunda bilgi yetersizliği nedeni ile düşük kalitede balıkların satışının gerçekleşebildiği dolayısıyla bu durum müşteri memnuniyetsizliğine neden olabileceği ifade edilmektedir (Hekimoğlu vd., 2005). Akvaryum balıkları sektöründe paydaşların müşterilerin isteklerini önemsemeleri ve memnuniyet düzeylerinin artırılması akvaryum sektörünün gelişmesi açısından önemlidir.

### SONUÇ

Yapılan bu çalışma sonucunda ankete katılan 262 (%43.7) öğrencinin daha önce hiç akvaryum balığı satın almadığı görülmüştür. Bu oranın azaltılması için gerekli çalışmaların yapılması akvaryum sektörü açısından önem arz etmektedir. Akvaryum balığı satın alan öğrencilerin çoğunluğu hobi amacıyla japon balıklarını tercih ettiklerini, yine öğrencilerin büyük bir kısmının balıkları akvaryumculardan aldıklarını ve öğrencilerin %53.2'lik bir kısmı bir yıldan daha uzun sürede balık aldıklarını ifade etmişlerdir. Öğrencilerin yarısının balık satın alma tutumunun bir yıldan daha uzun olmasının araştırılmasında fayda olacağı düşünülmektedir. Öğrencilerin balık satın almalarında en fazla görsel özelliğin etkili olduğu, daha sonra balık fiyatının ve dayanıklılığının geldiği sonucuna varılmıştır. Öğrencilerin internet üzerinden alış-veriş yapma tutum ve davranışlarının düşük oranda olduğu, bu oranın diğer sektörlerde olduğu gibi artırılması gerekmektedir. Bunun için de internet ve sosyal medya ortamlarında akvaryum sektörünün tanıtımı ve reklamının yapılması ayrıca müşterilerin canlı balık nakillerinin güvenli bir şekilde yapılabilirdiği bilgisinin verilmesi gerekmektedir.

Her geçen gün ticarete rekabetin arttığı düşünüldüğünde akvaryum sektöründeki firma ve satış yerlerinde ürün ve hizmette kalitenin artırılması, farklılıkların yaratılması, tüketicinin istek ve ihtiyaçlarının tespit edilmesi ve bu doğrultuda gerekli ürün ve hizmetin oluşturulması önem arz etmektedir.

### TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın gerçekleştirilmesinde katkısı bulunan lisans öğrencisi Zeliha Tiryakioğlu'na teşekkür ederim.

### KAYNAKÇA

- Anonim, (2017). Hane Halkı Bilişim Teknolojileri Kullanım Araştırması, 2017. Sayı: 24862. 18 Ağustos 2017. <http://www.tuik.gov.tr/HbPrint.do?id=24862> (Erişim tarihi: 17/04/2018)
- Bademci, V. (2006). Tartışmayı sonlandırmak: Cronbach'ın alfa katsayısı, iki değerli [0,1] ölçümlenmiş maddeler ile kullanılabilir. *Atatürk Üniversitesi Kazım Karabekir Eğitim Fakültesi Dergisi*, 0(13), 438-446.

- Bademci, V. (2011). Kuder-Richardson 20, Cronbach'ın alfası, Hoyt'un varyans analizi, genellenirlik kuramı ve ölçüm güvenilirliği üzerine bir çalışma. *Dicle Üniversitesi Ziya Gökalp Eğitim Fakültesi Dergisi*, 17, 173-193.
- Biondo, M.V. (2017). Quantifying the trade in marine ornamental fishes into Switzerland and an estimation of imports from the European Union. *Global Ecology and Conservation*, 11, 95-105. DOI: [10.1016/j.gecco.2017.05.006](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.006)

- Gavrioloie, C., Botha, M. & Petrescu-Mag, I.V. (2016). Some considerations regarding the online trade of poeciliid fishes in Romania. *Poeciliid Research*, 6(1), 25-29.
- Goswami, C. & Zade, V.S. (2015). Analysis of international trade and economical and commercial scope of ornamental fishes. *International Journal of Engineering and Applied Sciences*, 2(5), 36-40.
- Gümüş, E., Kanyılmaz, M., Gülle, İ. & Sevgili, H. (2013). Antalya Bölgesindeki süs balığı üreten işletmelerin yapısal ve teknik analizi: II. teknik özellik ve pazarlama durumları. *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi*, 6(2), 32-38.
- Hekimoğlu, M. & Alpbaz, A. (2003). Plati (*Xiphophorus maculatus*, Günther 1866) balıklarında bazı vücut özellikleri üzerinde araştırmalar. *Su Ürünleri Dergisi*, 20(1-2), 193-197.
- Hekimoğlu, M.A., Şenol, Ş. & Saygı, H. (2005). İzmir merkez ilçelerindeki akvaryum işletmelerinin genel profilinin çıkarılması üzerine bir araştırma. *Su Ürünleri Dergisi*, 22(1-2), 119-123.
- Hekimoğlu, M.A. (2006). Akvaryum sektörünün Dünyadaki ve Türkiye'deki genel durumu. *Su Ürünleri Dergisi*, 23(1-2), 237-241.
- Kirel, Ç., Topgül, S. & Altınok, A. (2016). Bankacılık sektöründe sosyal sermaye, motivasyon ve performans yönetimi arasındaki ilişkinin analizi. *İş, Güç Endüstri İlişkileri ve İnsan Kaynakları Dergisi*, 18(2), 21-44. DOI: [10.4026/2148-9874.2016.0314.X](https://doi.org/10.4026/2148-9874.2016.0314.X)
- Kline, R.B. (2011). *Principles and Practice of Structural Equation Modeling*. New York: The Guilford Press.
- Leal, M.C., Vaz, M.C.M., Puga, J., Rocha, R.J.M., Brown, C., Rosa, R. & Calado, R. (2015). Marine ornamental fish imports in the European Union: An economic perspective. *Fish and Fisheries*, 17, 459-468. DOI: [10.1111/faf.12120](https://doi.org/10.1111/faf.12120)
- Miller-Morgan, T. (2010). A brief overview of the ornamental fish industry and hobby. In HE Roberts (Ed), *Fundamentals of Ornamental Fish Health* (pp. 25-32). USA: Blackwell Publishing.
- Mürütsoy, M. (2013). *İnternet tüketicisinin satın alma davranışları üzerine bir araştırma*. Yayınlanmamış Yüksek Lisans Tezi, Niğde Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü, Niğde.
- OATA, (Ornamental Aquatic Trade Association) (2017). *European ornamental fish import and export statistics: 2016*. Wiltshire, United Kingdom.
- Olgun, B. (2015). Sosyal medyanın tüketici satın alma davranışları üzerindeki etkisi. *Gümüşhane Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Elektronik Dergisi*, 6(12), 484-507.
- Özcan, B. & Akıncı, Z. (2017). Sosyal medyanın üniversite öğrencilerinin tüketici davranışları üzerine etkisi: Turizm fakültesi örneği. *Süleyman Demirel Üniversitesi Vizyoner Dergisi*, 8(18), 141-154. DOI: [10.21076/vizyoner.298013](https://doi.org/10.21076/vizyoner.298013)
- Sağlam, N.E. & Samsun, S. (2018). Yozgat ili su ürünleri tüketim alışkanlıklarının belirlenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 14(1), 9-16. DOI: [10.22392/egirdir.303682](https://doi.org/10.22392/egirdir.303682)
- Sicuro, B. (2017). Nutrition in ornamental aquaculture: the raise of anthropocentrism in aquaculture? *Reviews in Aquaculture*, 0, 1-9. DOI: [10.1111/raq.12196](https://doi.org/10.1111/raq.12196)
- Tanyer, T. (2018). Dijital medyanın pazarlama teknikleri üzerindeki etkisi. *Yeni Medya Elektronik Dergi*, 2(1), 46-52.
- Toksarı, M., Mürütsoy, M. & Bayraktar, M. (2014). Tüketici algılarını etkileyen faktörlerde sosyal medyanın rolü: Niğde Üniversitesi İ.İ.B.F. örneği. *Uşak Üniversitesi Sosyal Bilimler Dergisi*, 7(4), 1-28.
- Tolon, T. & Emiroğlu, D. (2014). Akvaryum balıkları pazar yapısı ve tüketici tercihlerinin değerlendirilmesi. I. Ulusal Akvaryum Balıkçılığı ve Sorunları Çalıştayı Sonuç Raporu, Antalya, Türkiye.
- Tolon, M.T. (2018). Determination of hobbyist preferences for livebearer ornamental fish attributes by conjoint analysis. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18(1), 119-126. DOI: [10.4194/1303-2712-v18\\_1\\_13](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v18_1_13)
- Turkmen, G. & Karadal, O. (2012). The survey of the imported freshwater decapod species via the ornamental aquarium trade in Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 11, 2824-2827. DOI: [10.3923/javaa.2012.2824.2827](https://doi.org/10.3923/javaa.2012.2824.2827)




## Effect of natural adsorbent clinoptilolite on some hematological parameters of *Cyprinus carpio*

### Doğal bir adsorban olan klinoptilolitin, *Cyprinus carpio* 'nun bazı hematolojik parametreleri üzerine etkileri

Okay Oğuztürk<sup>1</sup> • Nuray Çiftçi<sup>2\*</sup> • Bedii Ciciik<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Mersin University, Faculty of Aquaculture, Yenişehir Kampüsü, 33169, Mersin, Turkey  <https://orcid.org/0000-0001-6457-1775>

<sup>2</sup>Mersin University, Faculty of Aquaculture, Yenişehir Kampüsü, 33169, Mersin, Turkey  <https://orcid.org/0000-0002-2925-0332>

<sup>3</sup>Mersin University, Faculty of Aquaculture, Yenişehir Kampüsü, 33169, Mersin, Turkey  <https://orcid.org/0000-0003-3982-9943>

\*Corresponding author: [nciftci@mersin.edu.tr](mailto:nciftci@mersin.edu.tr)

Received date: 16.05.2018

Accepted date: 4.10.2018

#### How to cite this paper:

Oğuztürk, O. , Çiftçi, N. & Ciciik, B. (2018). Effect of natural adsorbent clinoptilolite on some hematological parameters of *Cyprinus carpio*. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 455-462. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.11

**Abstract:** Effect of natural chelating agent clinoptilolite on hematocrit level, erythrocyte numbers, mean corpuscular volume (MCV), erythrocyte and erythrocyte nucleus area of *Cyprinus carpio* were determined after exposing the animals to 2, 4, 8, 16, 32 g/L-1 clinoptilolite (0.40 µ) (3, 7, 21 and 30 days). Hematocrit levels were determined using microhematocrit methods and erythrocyte numbers, erythrocyte and its nucleus areas and MCV were determined using microscopic methods.

Erythrocyte number and hematocrit levels decreased at 16 and 32 g L-1 of clinoptilolite with compared to control group in except 3 and 7 days of exposure ( $p<0.05$ ). Clinoptilolite increased MCV, erythrocyte and its nucleus area compared with the control. Erythrocyte numbers, erythrocyte and its nucleus area increased at 2, 4 and 8 g L-1 concentrations of clinoptilolite during 7, 21 and 30 days exposure compared to 3 days exposure while hematocrit and MCV decreased. Erythrocyte numbers, erythrocyte and its nucleus area decreased at 32 g L-1 concentrations of clinoptilolite during 7, 21 and 30 days exposure compared to 3 days exposure while hematocrit and MCV increased ( $p<0.05$ ).

Changes observed in hematocrit level and erythrocyte morphology might be due to the effect of studied concentrations of clinoptilolite on both gill and blood cell permeabilities.

**Key Words:** *Cyprinus carpio*, clinoptilolite, adsorbent, blood

**Öz:** Araştırmada, doğal bir şelatlayıcı ajan olan klinoptilolitin (0,40 µ) 2, 4, 8, 16, 32 g/l'lik ortam derişimlerinin 3, 7, 21 ve 30 gün sürelerde, *Cyprinus carpio*'nun hematokrit düzeyi, eritrosit sayısı, ortalama eritrosit hacmi (MCV), eritrosit ve eritrosit nükleus alanı üzerine etkilerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. İncelenen parametrelerden hematokrit düzeyinin analizinde mikrohematokrit yöntemi, eritrosit sayısı, MCV, eritrosit ve eritrosit nükleus alanının analizinde mikroskopik yöntemler kullanılmıştır.

Eritrosit sayısı ve hematokrit düzeyinin klinoptilolitin 16 ve 32 g/l ortam derişimlerinin 3 ve 7 günlük etki süreleri dışında, belirlenen süre ve derişimlerinin etkisinde kontrole göre düştüğü belirlenmiştir ( $p<0,05$ ). MCV, eritrosit ve eritrosit nükleus alanının klinoptilolitin etkisinde kontrole oranla artış gösterdiği saptanmıştır. Klinoptilolitin 2, 4 ve 8 g/l derişimleri etkisinde eritrosit sayısı, eritrosit ve eritrosit nükleus alanı 3. güne oranla 7, 21 ve 30 gün etkisinde artarken, hematokrit düzeyi ile MCV düşmüştür. Klinoptilolitin 32 g/l derişimi etkisinde ise eritrosit sayısı, eritrosit ve eritrosit nükleus alanı 3. güne oranla 7, 21 ve 30 gün sürelerde düşmüş, hematokrit düzeyi ile MCV artmıştır ( $p<0,05$ ).

Hematokrit düzeyi ile eritrosit morfolojisinde meydana gelen derişimlerin klinoptilolitin uygulanan derişim ve etki süresine bağlı olarak gerek solungaç gerekse kan hücrelerinin membran permeabilitesindeki bozukluktan kaynaklanabileceği olasıdır.

**Anahtar Kelimeler:** *Cyprinus carpio*, klinoptilolit, adsorban, kan

## INTRODUCTION

Although industrial, agricultural and urban applications of modern designs, developed within the last 50 years, made social life easier, discarded waste materials become more dangerous to natural environments (Agarwal, 2009). Discharging these mainly anthropogenic materials to environment without reasonable treatment, negatively affect the life of organisms by changing the physical and chemical characteristics of these environments. Aquatic environments are the main sinks for terrestrial wastes due to hydrological cycle. Wastes entering aquatic environments affect water quality and while causing habitat change or mortality in sensitive species, they accumulate in species with high tolerance and cause metabolic, physiologic and biochemical changes.

Consumption of aquatic organisms effected by pollutants along the food web not only result in the extinction of sensitive species and therefore habitat destructions but also endanger public health. Polluted aquatic environments also limit the consumption aquatic organisms, an important and valuable edible protein source for human (Islam and Tanaka, 2004).

Hence, removing any pollutant that disturbs environment is crucial for a sustainable ecosystem. Serious precautions were begun to be taken by developed countries and a number of regulations were established in this context. One of the most important of these is the "Water Environment Directive" dated 23 October 2000 and numbered 2000/60/EC (Akkaya et al., 2006).

Concepts such as clean production in industry and green development began to take place in world agenda (Tütüncü, 2012). Environmental policies developed on one hand and regaining valuable minerals from waste and process waters to provide economic profit on the other, helped to increase environmental awareness to prevent pollution.

Adsorption, absorption, chemical precipitation, ion exchange, neutralization, reverse osmosis, vaporization and membrane methods are used in prevention of pollution in aquatic systems (Patterson, 1985; Marani et al., 1995; Smith, 1996; James and Sampath, 1999; Papini et al., 1999). Phytoremediation techniques were added to these application in recent years. (Terzi and Yıldız, 2011). These methods are generally used for removing heavy metals from industrial waste water.

Not only inorganic but also organic pollutants cause important health problems in aquatic ecosystems. Raw material selection become important to be used in the method selected. Most effective and practical methods are absorption and ion exchange in this regard (Gisi et

al., 2016). Clay, active carbon, resin, gel and zeolite are used as raw materials in these methods.

It is expected that the adsorbents to be used should be economical, environment friendly and easy obtainable since large quantities of these materials are used depending on the purpose of use. Zeolite is one of the chelators having these specifications which are aluminum silicates ( $\text{Na}_{12}[(\text{AlO}_2)_{12}(\text{SiO}_2)_{12}]\cdot 27\text{H}_2\text{O}$ ) and clays formed by chemical reactions between lake or sea waters and ashes and lava surfaced the after volcanic eruptions. It has natural and synthetic forms. Clinoptilolite is a natural form of zeolite which has reserves in Turkey. It is produced by crashing and drying process without using and chemical in its processing which makes clinoptilolite an environment friendly while its low cost production makes it economic. Clinoptilolite, beside its use in pollution control studies is also used in energy, agriculture and animal husbandry, mining and metallurgy, paper, construction, detergent and health sectors (Gülen et al., 2012).

Some materials in nature although known as non-toxic may have harmful effects on living organisms above known concentrations. Hence it is important to determine maximum concentrations of this raw material to be used as chelator. Most pollutants discharged ends in aquatic environments which effect on organisms living here which in turn has an utmost importance on both environment and on aquatic products that are significant protein source for human.

Blood parameters are one of the first indicators that reflect changes in metabolic and physiologic events in animals. Effects of clinoptilolite on hematocrit levels, erythrocyte numbers, mean corpuscular volume (MCV), erythrocytes and their nucleus areas were determined after exposing *C. carpio* to 2, 4, 8, 16 and 32  $\text{gL}^{-1}$  clinoptilolite over 3, 7, 21 and 30 days.

## MATERIAL AND METHODS

*C. carpio*,  $130\pm 31$  g in weight and  $20,5\pm 2$  cm in length were used as the experimental material. Fish were obtained from the experimental unit of MERSIN University, Faculty of Aquaculture and the experiments were carried out in the faculty laboratories under constant temperature of  $24\pm 1^\circ\text{C}$  and 12 hour light/dark regime.

Fish were placed in in glass aquaria, 40x100x40 cm in height, for 15 days for them to adapt laboratory conditions. Fish were fed with fish feed (Pinar, Pellet No: 2) in daily amounts 2 % of the total biomass during adaptation and experimental periods. Aquaria were aerated by central aerating system.

Six glass aquaria were used in the experiments taking the clinoptilolite concentrations tested into

account. 120 liters of stabilized tap water was added to the first aquarium and was used as control. The same amount of 2, 4, 8, 16 and 32 gL<sup>-1</sup> clinoptilolite solutions were added in the following 5 aquaria respectively and used as experimental aquaria. Three fish were removed from each aquarium at the end of 3, 7, 21 and 30 days of exposure periods hence 12 fish were placed in each aquarium, which made 72 fish in total. Experimental solutions were changed once in two days with fresh solutions prepared from a new stock solution by serial dilutions for possible changes in clinoptilolite concentrations due to evaporation, precipitation and adsorption.

Some physical and chemical characteristics of water in experimental and control aquaria are given in Table 1.

**Table 1.** Some physical and chemical characteristics of water in experimental tanks

Temperature	22 ± 1 °C
pH	7.4 ± 0.7
Dissolved Oxygen	6.6 ± 0.51 mgL <sup>-1</sup>
Total Hardness	225 ± 0.45 ppm CaCO <sub>3</sub>
Alkalinity	331 ± 0.49 ppm CaCO <sub>3</sub>

Due prevent to stress induced changes that may occur in the parameters studied during sampling, fish were anaesthetized using ethylene mono phenyl ester (= Phenoxyethanol, C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>O<sub>2</sub>; Merck) and dried using blotting paper before taking measurements and blood samples. Blood samples were taken by cutting the caudal peduncle vertically after measuring the weight and length of the fishes.

Spread blood preparations were made by dropping a drop of blood onto a microscope slide for determining erythrocyte and erythrocyte nucleus areas, blood samples were taken into citrated tubes to determine erythrocyte numbers and blood samples for the determination of hematocrit were directly taken into heparinized capillary pipettes.

Erythrocyte and erythrocyte nucleus areas were determined by morphometric measurements of microscopic inspection of the dyed spread slides. Giemsa method was adopted in the preparation of dyed spread slides (Grimstone, 1972). The length and width of a minimum of 150 erythrocyte and 150 erythrocyte nucleus in dyed spread slide belonging to

each specimen were measured under a Nikon, H550-L research microscope and the areas were calculated using following formulas (Gregory, 2009).

$$\text{Erythrocyte Area} = \pi \frac{\text{Erythrocyte Width}}{2} \times \frac{\text{Erythrocyte Length}}{2}$$

$$\text{Erythrocyte Nucleus Area} = \pi \frac{\text{Erythrocyte Nucleus Width}}{2} \times \frac{\text{Erythrocyte Nucleus Length}}{2}$$

Hematocrit levels were determined according to microhematocrit method (Wedemeyer, 1990).

Erythrocyte numbers of blood numbers were determined under a Leica, CME microscope using Thoma slides (Wedemeyer and Yasutake, 1977). Erythrocyte numbers and MCV were calculated using the formulas given below (Konuk, 1981; Gürgün and Halkman, 1988).

$$\text{Erythrocyte Numbers} = \frac{\text{Erythrocyte Cell Numbers} \times \text{Dilution Rate}}{\text{Numbers of Small a Squares Counted}} \times 100$$

$$\text{MCV} = \frac{\text{Hematocrite level}}{\text{Erythrocyte Numbers}} \times 10$$

Data obtained were analyzed statistically by a series of ANOVA and SNK using SPSS 16 pocket program. Arcsine transformation was applied to hematocrit data before statistical analysis since they are expressed as percentages.

## RESULTS

No mortality was observed in *C. carpio* exposed to 2, 4, 8, 16 and 32 gL<sup>-1</sup> clinoptilolite over 3, 7, 21 and 30 days. Although no behavioral changes was observed in fish exposed to low concentrations of clinoptilolite, moving towards the surface and color change after 25 days of exposure was observed at higher concentrations. Gill degenerations and hemorrhage was observed in fish dissected after exposing to high concentrations.

Erythrocyte numbers decreased compared to control under the effect of 32 gL<sup>-1</sup> clinoptilolite at all exposure periods except 3 days. Number of erythrocytes increased in fish exposed to 2 and 4 gL<sup>-1</sup> concentrations of clinoptilolite for 7, 21 and 30 days compared to day 3 where as the numbers decreased when exposed to 16 and 32 gL<sup>-1</sup> concentrations (p<0.05; Table 2).

**Table 2.** Effect of clinoptilolite on erythrocyte numbers ( $\times 10^6$ ) of *C. carpio*

Clinoptilolite Concentration (g/L <sup>-1</sup> )	Exposure Period (Days)			
	3	7	21	30
	*	*	*	*
<b>Control</b>	1.08 ± 0.01 as	1.08 ± 0.03 as	1.17 ± 0.08 as	1.14 ± 0.05 as
<b>2</b>	0.77 ± 0.05 at	1.09 ± 0.03 bs	1.11 ± 0.11 bs	1.00 ± 0.01 bst
<b>4</b>	0.51 ± 0.04 ax	0.96 ± 0.08 bt	0.85 ± 0.01 bt	1.00 ± 0.08 bst
<b>8</b>	0.81 ± 0.03 at	0.85 ± 0.00 ax	0.84 ± 0.02 at	0.86 ± 0.04 at
<b>16</b>	0.94 ± 0.02 acy	0.71 ± 0.03 by	0.99 ± 0.01 cst	0.86 ± 0.01 at
<b>32</b>	1.34 ± 0.06 az	0.68 ± 0.03 by	1.00 ± 0.03 cst	1.08 ± 0.03 cst

\*= SNK; Letters a, b, c and s, t, x, y and z show differences among the exposure periods and concentrations respectively. Data shown with different letters are significant at the  $p < 0.05$  level.

$\bar{X} \pm S\bar{x}$  = Mean ± Standard error

Hematocrit levels increased compared to control on the 3<sup>rd</sup> day of exposure at 2 g/L<sup>-1</sup>, on 7<sup>th</sup> day at 8, 16 and 32 g/L<sup>-1</sup> and on 30<sup>th</sup> day at 16 g/L<sup>-1</sup> concentrations of clinoptilolite. There was a decrease in hematocrit levels

in other concentrations and exposure periods studied. Clinoptilolite concentrations tested, with the exception of 2 g/L<sup>-1</sup>, increased hematocrit levels compared to day 3 at the exposure periods studied ( $p < 0.05$ ; Table 3).

**Table 3.** Effect of clinoptilolite on hematocrit levels (%) of *C. carpio*

Clinoptilolite Concentration (g/L <sup>-1</sup> )	Exposure Period (Days)			
	3	7	21	30
	*	*	*	*
<b>Control</b>	42.5 ± 2.50 as	44.0 ± 4.00 as	41.0 ± 1.00 as	43.0 ± 1.00 as
<b>2</b>	55.5 ± 2.50 at	41.0 ± 2.00 bs	42.5 ± 1.50 bs	43.0 ± 1.00 bs
<b>4</b>	35.0 ± 1.00 as	37.0 ± 1.00 as	45.0 ± 1.00 bs	37.5 ± 0.50 ast
<b>8</b>	35.5 ± 0.50 as	57.0 ± 1.00 bt	34.0 ± 2.00 at	35.0 ± 1.00 at
<b>16</b>	34.0 ± 2.00 as	61.0 ± 3.00bt	41.0 ± 1.00 as	53.5 ± 2.50 bx
<b>32</b>	32.5 ± 2.50 as	47.0 ± 1.00 bs	40.0 ± 1.00 as	33.0 ± 1.00 at

\*= SNK; Letters a, b and s, t, x show differences among the exposure periods and concentrations respectively. Data shown with different letters are significant at the  $p < 0.05$  level.

$\bar{X} \pm S\bar{x}$  = Mean ± Standard error

MCV increased compared to control in fish exposed to the tested concentrations of clinoptilolite except in fish exposed to 32 g/L<sup>-1</sup> concentration for 3 days. MCV

value increased in fish exposed to 32 g/L<sup>-1</sup> concentration increased in exposure periods tested and decreased at all the remaining concentrations ( $p < 0.05$ ; Table 4).

**Table 4.** Effect of clinoptilolite on MCV (fl) of *C. carpio*

Clinoptilolite Concentration (gL <sup>-1</sup> )	Exposure Period (Days)			
	3	7	21	30
	*	*	*	*
Control	356.0 ± 8.0 as	379.5 ± 10.5 as	351.5 ± 5.5 as	363.0 ± 5.0 as
2	743.0 ± 2.0 at	498.0 ± 4.0 bt	372.0 ± 8.0 as	512.0 ± 3.0 bt
4	649.0 ± 5.0 ax	386.5 ± 7.5 bs	529.5 ± 8.5 ct	355.5 ± 12.5 bs
8	417.0 ± 2.0 ay	664.5 ± 1.5 bx	402.0 ± 9.0 ax	406.0 ± 6.0 ax
16	882.5 ± 4.5 az	850.5 ± 1.5 ay	416.0 ± 6.0 bx	574.0 ± 8.5 cy
32	316.5 ± 8.5 aw	663.5 ± 13.5 bx	427.0 ± 2.0 cx	439.0 ± 4.0 cz

\*= SNK; Letters a, b, c and s, t, x, y, z show differences among the exposure periods and concentrations respectively. Data shown with different letters are significant at the  $p < 0.05$  level.

$\bar{X} \pm S\bar{x}$  = Mean ± Standard error

Except the effects of 2 gL<sup>-1</sup> clinoptilolite on 7<sup>th</sup> and 32 gL<sup>-1</sup> concentration on 21<sup>st</sup> days, erythrocyte area

**Table 5.** Effect of clinoptilolite on erythrocyte area of *C. carpio* (μm<sup>2</sup>)

Clinoptilolite Concentration (gL <sup>-1</sup> )	Exposure Period (Days)			
	3	7	21	30
	*	*	*	*
Control	0.78 ± 0.01 ast	0.74 ± 0.01 as	0.74 ± 0.02 as	0.74 ± 0.02 ast
2	0.70 ± 0.00 as	0.57 ± 0.02 bt	1.01 ± 0.05 ct	0.93 ± 0.01 cx
4	0.74 ± 0.02 ast	0.86 ± 0.01 ax	0.75 ± 0.03 as	0.85 ± 0.03 ay
8	0.77 ± 0.02 at	0.76 ± 0.00 as	0.85 ± 0.01 bs	0.74 ± 0.01 ast
16	0.83 ± 0.02 ax	0.81 ± 0.03 as	0.81 ± 0.01 as	0.68 ± 0.01 bs
32	0.74 ± 0.01 ast	0.76 ± 0.01 as	0.58 ± 0.02 bx	0.79 ± 0.00 at

\*= SNK; Letters a, b and s, t, x show differences among the exposure periods and concentrations respectively. Data shown with different letters are significant at the  $p < 0.05$  level.

$\bar{X} \pm S\bar{x}$  = Mean ± Standard error

Erythrocyte nucleus areas increased in fish exposed to the tested concentrations of clinoptilolite except under the effect of high concentrations on the 21<sup>st</sup>

day. Compared to 3<sup>rd</sup> day erythrocyte nucleus areas increased with exposure period and decreased under high concentrations of clinoptilolite ( $p < 0.05$ ; Table 6).



**Table 6.** Effect of clinoptilolite on erythrocyte nucleus area of *C. carpio* ( $\mu\text{m}^2$ )

Clinoptilolite Concentration ( $\text{gL}^{-1}$ )	Süre (Gün)			
	3	7	21	30
	*	*	*	*
<b>Kontrol</b>	0.15 ± 0.002ast	0.14 ± 0.004ast	0.15 ± 0.002ast	0.14 ± 0.003 as
<b>2</b>	0.14 ± 0.003 as	0.13 ± 0.003 as	0.16 ± 0.011at	0.15 ± 0.006 as
<b>4</b>	0.14 ± 0.001 as	0.17 ± 0.001 bx	0.15 ± 0.001ast	0.15 ± 0.005 as
<b>8</b>	0.16 ± 0.00 at	0.15 ± 0.001 astx	0.13 ± 0.010 as	0.15 ± 0.004 as
<b>16</b>	0.18 ± 0.007ax	0.15 ± 0.008 astx	0.13 ± 0.002 bs	0.16 ± 0.003 as
<b>32</b>	0.19 ± 0.002ay	0.16 ± 0.006 btx	0.12 ± 0.001 cs	0.14 ± 0.004 ds

\*= SNK; Letters a, b, c and s, t, x, y, z show differences among the exposure periods and concentrations respectively. Data shown with different letters are significant at the  $p < 0.05$  level.

$\bar{X} \pm S\bar{x}$  = Mean  $\pm$  Standard error

## DISCUSSION

Chelators although have an important role in eliminating the toxic effects of pollutants, it was shown that the synthetic chelator EDTA causes mortality over a given dose (James et al., 1998). A number of studies carried out with various fish species showed that clinoptilolite used in various concentrations to prevent ammonia (Asgharimoghadam et al., 2012; Farhangi and Rostami, 2012) and heavy metal (Tepe et al., 2004; Mishra and Jain, 2009; Ghiasi and Mirzargar, 2015) toxicities without causing mortality. No mortality was observed in *C. carpio* exposed to 2, 4, 8, 16 and 32  $\text{gL}^{-1}$  of clinoptilolite over 3, 7, 21 and 30 days. Being a natural chelator and that no chemicals are used in its production might prevent mortality in *C. carpio* or else the concentrations tested were low and/or exposure periods were short for mortality in this species.

Various substances entering the aquatic environments change the physical and chemical composition of water. Aquatic organisms first react these changes by changing their behaviors. Swimming towards the surface, irregular or fast swimming movements, increase in operculum movements and reject feeding can mentioned among these behavioral changes. Clinoptilolite 2-5 mm in diameter was shown to increase turbidity in water and in high concentrations block fish gills and cause asphyxia (Rubec and Cruz, 2005). Adsorbent originated turbidity increase was reported to cause behavioral changes in salmonids (Bash et al., 2001). Low concentrations of clinoptilolite used in the present study did not cause any behavioral change in *C. carpio*, whereas fish started to swim near surface under the effect of high concentrations. This might be due to stress caused by intense turbidity as

result of high concentrations of clinoptilolite which in turn increase mucus secretion and limit respiration.

Gills are the main respiration organs of fish and are in direct contact with the environment. Hence chemicals entering water increase mucus secretion in gills and cause to develop defense mechanisms such as hyperplasia, hypertrophy, and proliferation (Wedemeyer et al., 1990) which increases oxygen diffusion distance and cause hypoxic conditions. Stress developed under hypoxic conditions have profound effects on hematologic parameters (Heath, 1995). Increase in the amount of suspended solid material (Becke et al., 2017) in *Oncorhynchus mykiss*,  $\text{SiO}_2$  nanoparticles in *Labeo rohita* (Priya et al., 2015), heavy metals such as copper and lead (Çiftçi et al., 2015) result in stress and cause changes in hematologic parameters.

Studies carried out with a number of fish species showed that clinoptilolite had no histopathologic effect up to a certain concentration (15  $\text{gL}^{-1}$ ) (Asgharimoghadam et al., 2012; Farhangi and Rostami, 2012; Ghiasi and Jasour, 2012). External inspection of gill tissues revealed no deformation in *C. carpio* exposed to low concentrations of clinoptilolite. Whereas degenerations such as adherence of gill filaments, gill tissue dissolutions and hemorrhage were observed in fish exposed to 32  $\text{gL}^{-1}$  clinoptilolite. This might result from friction of clinoptilolite particles with epithelial tissue during water passage through gills depending on particle size and concentration of clinoptilolite.

Deformations on gill tissue effect respiration negatively. Erythrocyte numbers, hematocrit levels, MCV, erythrocyte and erythrocyte nucleus areas are indicator parameters used in the determination of changes that occur in metabolic and physiologic

events. A decrease in hematocrit level and erythrocyte numbers and an increase in erythrocyte and nucleus areas was observed in *O. niloticus* exposed to Cd alone whereas when exposed to in mixture with the chelator chitosan (10 ppm) no change was detected in the parameters studied compared to control (Çiftçi et al., 2013).

Erythrocyte numbers of *C. carpio* decreased compared to control at all clinoptilolite concentrations and exposure periods tested except in 32 gL<sup>-1</sup> concentration at 3 days of exposure. The numbers increased, however, compared to 3<sup>rd</sup> day at lower concentration at the exposure periods tested. Since erythrocytes reflect the oxygen carrying capacity of blood, increase in their numbers show release of erythrocytes from hemopoietic tissues such as spleen and kidneys by feedback mechanisms to increase oxygen carrying capacity of blood. Whereas the decrease in numbers might reflect osmotic hemolysis due to impairments in membrane permeability.

Hematocrit level increased at 2 gL<sup>-1</sup> clinoptilolite concentration at the beginning of exposure whereas exposures to 8, 16 and 32 gL<sup>-1</sup> concentrations increased hematocrit after 7 days of exposure compared to control. There was a decrease in its level at the other concentrations and exposure periods. Hematocrit is the ratio of shaped elements of blood to serum, it is directly related to erythrocyte numbers and area. Hence, the increase in hematocrit level under the effect

of clinoptilolite at the concentrations and periods tested is directly related to erythrocyte area.

MCV increased compared to control in fish exposed to clinoptilolite at the concentrations periods tested except at 32 gL<sup>-1</sup> exposure to 3 days where it decreased. Increase in MCV, can either be a result of swelling of erythrocytes by taking water due to failure in osmoregulation or numbers of primary erythrocytes compared to mature erythrocytes was higher.

Erythrocyte and erythrocyte nucleus areas increased compared to control except erythrocyte area in fish exposed to 2 gL<sup>-1</sup> for 7 days and in fish exposed to 32 gL<sup>-1</sup> for 21 days. Changes in erythrocyte and nucleus areas might be a result of swelling of erythrocytes by taking water due to failure in membrane permeability.

In conclusion, 32 gL<sup>-1</sup> clinoptilolite concentration did not cause mortality in *C. carpio*, however due to deformations observed in gills using these concentrations in micronized sizes would not be suitable for fish health. Moreover high concentrations of clinoptilolite tested in this study caused changes in hematological parameters.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the Research Fund of Mersin University in Turkey with Project Number: 2017-1-TP2-2076. I would like to thank to the Director of Rota Madencilik A.Ş and Sales Manager Osman SOLMAZ for the clinoptilolite foundation.

#### REFERENCES


- Agarwal, S., K. (2009). *Heavy Metal Pollution*. 270, New Delhi: APH Publishing.
- Akkaya, C., Efeoğlu, A. & Yeşil, N. (2006). Avrupa Birliği su çerçeve direktifi ve Türkiye'de uygulanabilirliği. *TMMOB Su Politikaları Kongresi Bildiri Kitabı* 1. Cilt, 195-204.
- Asgharimoghadam, A., Gharedaashi, E., Montajami, S., Nekoubin, H., Salamroudi, M. & Jafarian, H. (2012). Effect of clinoptilolite zeolite to prevent mortality of Beluga (*Husohuso*) by total ammonia concentration. *Global Veterinaria*, 9(1), 80-84. ISSN: 1992-6197
- Bash, J., Berman, C. & Bolton, S. (2001). *Effects of turbidity and suspended solids on salmonids*. Center for Streamside Studies, University of Washington, Seattle, WA.
- Becke, C., Steinhagen, D., Schumann, M. & Brinker, A. (2017). Physiological consequences for Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) of Short-term exposure to increased suspended solid load. *Aquacultural Engineering*, 78(A), 63-74. DOI: [10.1016/j.aquaculture.2017.11.030](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.11.030)
- Çiftçi, N., Karayakar, F., Ay, Ö., Ciciik, B. & Erdem, C. (2015). Effects of copper and lead on some hematological parameters of *Oreochromis niloticus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(9), 2771-2775.
- Çiftçi, N., Özbay, T., Karayakar, F., Ay, Ö., Karaytuğ, S. & Ciciik, B. (2013). Effects of Cadmium and Cadmium-Chitosan mixture on some blood parameters of *Oreochromis niloticus*. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 7(21), 169-175.
- Farhangi, M. & Rostami-Charati, F. (2012). Increasing of survival rate to *Acipenser persicus* by added clinoptilolite zeolite in acute toxicity test of ammonia. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation International Journal of the Bioflux Society*, 5(1), 18-22.
- Ghiasi, F. & Jasour, M.S. (2012). The effects of natural zeolite (Clinoptilolite) on water quality, growth performance and nutritional parameters of fresh water aquarium fish, Angel (*Pterophyllum scalare*). *International Journal of Research in Fisheries and Aquaculture*, 2(3), 22-25. ISSN: 2277-7729
- Ghiasi, F. & Mirzargar, S.S. (2015). Pathological effects of cadmium and efficiency of natural zeolite, clinoptilolite, to reduce the cadmium toxicity in common carp and its ability to remove cadmium from contaminated water. *Research Journal for Veterinary Practitioners*, 3(2), 36-40. DOI: [10.14737/journal.rjvp/2015/3.2.36.40](https://doi.org/10.14737/journal.rjvp/2015/3.2.36.40)
- Gisi, De, S., Lofrano, G., Grassi, M. & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10-40. DOI: [10.1016/j.susmat.2016.06.002](https://doi.org/10.1016/j.susmat.2016.06.002)
- Gregory, T.R. (16 Ekim 2003). Fish erythrocyte sizes. (02 Şubat 2009) <http://www.genomesize.com/cellsizes/fish.html>
- Grimstone, A. V. & Skaer, R. J. (1972). *A Quide book to microscopical methods*. Cambridge University Press, 138.


- Gülen, J., Zoray, F. & Arslan, S. (2012). Zeolitler ve kullanım alanları. *Karaelmas Fen ve Mühendislik Dergisi*, 2(1), 63-68.
- Gürgün, V. & Halkman, A. K. (1988). *Mikrobiyolojide sayım yöntemleri*. 7, 146, Ankara: Gıda Teknolojisi Derneği.
- Heath, A. G. (1995). *Water pollution and fish physiology*. 4, 67-76, Virginia: Department of Biology Virginia Polytechnic Institute and State University Blacksburg.
- Islam, Md., S. & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystem, including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 624-649. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2003.12.004](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004)
- James, R. & Sampath, K. (1999). Effect of zeolite on the reduction of cadmium toxicity in water and a freshwater fish, *Oreochromis mossambicus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62, 222-229.
- James, R., Sampath, K. & Selvamani, P. (1998). Effect of EDTA on reduction of copper toxicity in *Oreochromis mossambicus* (Peters). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(3), 487-93.
- Konuk, T. (1981). *Pratik Fizyoloji I*. A.Ü. 181, Ankara Üniversitesi Basımevi, Ankara: Veteriner Fakültesi Yayınları.
- Marani, D., Macci, G. & Pagano, M. (1995). Lead precipitation in the presence of sulphate and carbonate: Testing of thermodynamic predictions. *Water Research*, 29(4), 1085-1092. DOI: [10.1016/0043-1354\(94\)00232-V](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00232-V)
- Mishra, M. & Jain, S.K. (2009). Effect of natural ion exchanger chabazite for remediation of lead toxicity: An experimental study in Teleost Fish *Heteropneustes fossilis*. *Asian Journal of Experimental Sciences*, 23(1), 39-44.
- Papini, M.P., Kahie, Y.D., Troia, B. & Majone, M. (1999). Adsorption of lead at variable pH onto a natural porous medium: Modeling of batch and column experiments. *Environmental Science and Technology*, 33, 3357-4464. DOI: [10.1021/es990325j](https://doi.org/10.1021/es990325j)
- Patterson, J. W. (1985). *Industrial wastewater treatment technology*, (2nd ed). Stoneham, M. A. Utterworths Publishers.
- Priya, K. K., Ramesh, M., Saravanan, M. & Ponpandian, N. (2015). Ecological risk assessment of silicon dioxide nanoparticles in a freshwater fish *Labeo rohita*: hematology, ionoregulation and gill Na<sup>+</sup>/K<sup>+</sup>ATPase activity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120, 295-302. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2015.05.032](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.032)
- Rubec, P. J. & Cruz, F. P.(2005). Monitoring the chain of custody to reduce delayed mortality of net-caught fish in the aquarium trade. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin*, 13, 13-23.
- Smith, S.R. (1996). *Agricultural recycling of sewage sludge and the environment*. CAB International, Wallingford, UK, 119-151.
- Tepe, Y., Akyurt, I., Ciminli, C., Mutlu, E. & Çalışkan, M.(2004). Protective effect of clinoptilolite on lead toxicity in common carp *Cyprinus carpio*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(7), 639-642.
- Terzi, H. & Yıldız, M. (2011). Ağır metaller ve fitoremediasyon: fizyolojik ve moleküler mekanizmalar. *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 11, 1-22.
- Tütüncü, S. İ. (2012). Üretimde kirlilik önleme yaklaşımı ve devletin konumu. *Ekonomi Bilimleri Dergisi*, 4(2), 119-129. ISSN: 1309-8020 (Online)
- Wedemeyer, G. A., Barton, B., A. & Mclay, D. J. (1990). *Stress and Acclimation*. In *Methods for Fish Biology* (Ed. by C. B. Shreck and P. B. Boyle), 451-489, Bethesda: American Fisheries Society.
- Wedemeyer, G.A. & Yasutake, W.T. (1977). Clinical methods for the assessment of the effects of environmental stress on fish health. *United States Technical Papers Fish Wild Services*, 89, 1-18.

## On the occurrence of *Eucrete crenata* (De Haan, 1835) (Crustacea, Decapoda) in the Aegean Sea

### *Eucrete crenata* (De Haan, 1835) (Crustacea, Decapoda)'nın Ege Denizi'nde bulunması

Kerem Bakır<sup>1\*</sup> • Alp Salman<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, Department of Marine Biology, 35100, Izmir, Turkey  <https://orcid.org/0000-0002-3739-8396>

<sup>2</sup>Ege University, Faculty of Fisheries, Department of Fisheries Biology, 35100, Izmir, Turkey  <https://orcid.org/0000-0002-2853-6507>

\*Corresponding author: [kerembakir13@gmail.com](mailto:kerembakir13@gmail.com)

Received date: 25.07.2018

Accepted date: 03.10.2018

#### How to cite this paper:

Bakır, K. & Salman, A. (2018). On the occurrence of *Eucrete crenata* (De Haan, 1835) (Crustacea, Decapoda) in the Aegean Sea. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 463-466. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.12

**Abstract:** *Eucrete crenata* that is a lessepsian species, is expanding its distribution area in the eastern Mediterranean. Several individuals of the species caught with the nets of fishermen were obtained. This species has been reported in the past from the Levantine coast of Turkey and this study provides information on the established population of this species in the İzmir Bay on the Aegean Sea coast. In addition, the color variations and morphological differences of this species were compared with previous studies.

**Keywords:** *Eucrete crenata*, alien species, Aegean Sea, Turkey

**Öz:** Bir lesepsiyen tür olan *Eucrete crenata*, doğu Akdeniz'deki dağılım alanını genişletmektedir. Balıkçıların ağlarına yakalanan türe ait bazı bireyler elde edilmiştir. tür, önceden Türkiye'nin Levanten kıyılarından bildirilmiş olup, bu çalışma türün İzmir Körfezi (doğu Ege Denizi) kayıtları üzerinedir. Ayrıca, türün renk çeşitliliği ve morfolojik farklılıkları önceki çalışmalar ile karşılaştırılmıştır.

**Anahtar kelimeler:** *Eucrete crenata*, egzotik tür, Ege Denizi, Türkiye

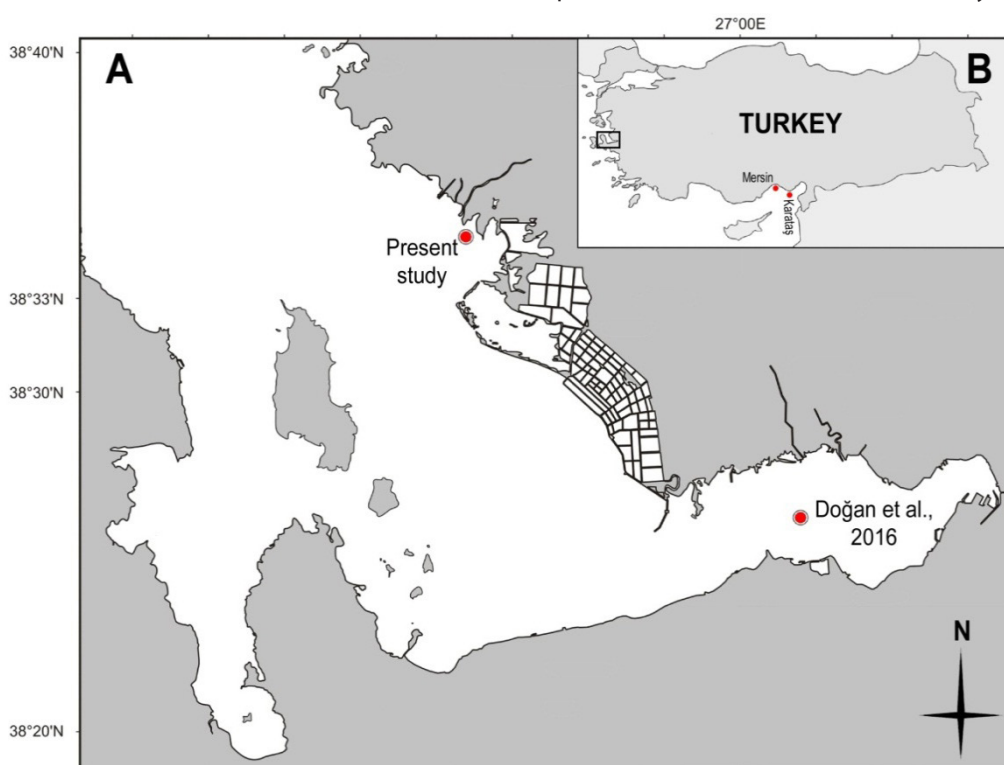
## INTRODUCTION

The indo-pacific originated euryplacid crab, *Eucreta crenata* (De Haan, 1835) which penetrated to the Mediterranean via the Suez Canal was first reported by Calman (1927) and Balss (1936) from Port Said and Alexandria (Egypt). Its second report as a decayed male individual was given on the coast near Mersin, Turkey about half a century after this discovery (Enzenross and Enzenross, 1987). Later, live individuals were caught by means of fishing nets in Karataş, Adana (Enzenrou et al., 1992). In the same year, *E. crenata* was found by Zaouali (1992) in various areas of the Gulf of Gabes (Tunisia).

So *E. crenata* spreaded to both the north and the east after it reached the Egyptian coast. Then, hundreds of individuals were presented as the first record on the Israel coast in 1994 (Galil, 1997). Nowadays, It seems that, this species established successfully populations between the area from Tunisia to the Levantine coasts.

## MATERIAL AND METHOD

The individuals were collected from the trammel nets of local fishermen in the Gediz Estuary. The nets were laid on sandy mud bottoms covered with photophilic algae, *Ulva* sp. and *Gracilaria* sp. at the depths of 2-4 meters in the Gediz Estuary (Figure 1A).



**Figure 1.** A: The sampling points in Doğan et al. (2016) and present study in İzmir Bay; B: The sampling points of Enzenross and Enzenross (1987) and Enzenrou et al. (1992) on the Levantine coast of Turkey.

## RESULTS AND DISCUSSION

An unusual crab species was found that did not appear in the area earlier. It was observed in local fishing nets. As a result of the study, the presence of the *Eucreta crenata* in the area is new. Besides, the individuals identified as *Eurycarcinus integrifrons* De Man, 1879 by Doğan et al. (2016) in the İzmir Bay actually belong to this species (Figure 1A). *E. crenata* was previously found from the Levantine coast of Turkey by Enzenross and Enzenross (1987) and Enzenrou et al. (1992) (Figure 1B).

The color of this species is described as uncountable small red dots covering the creamy white body surface

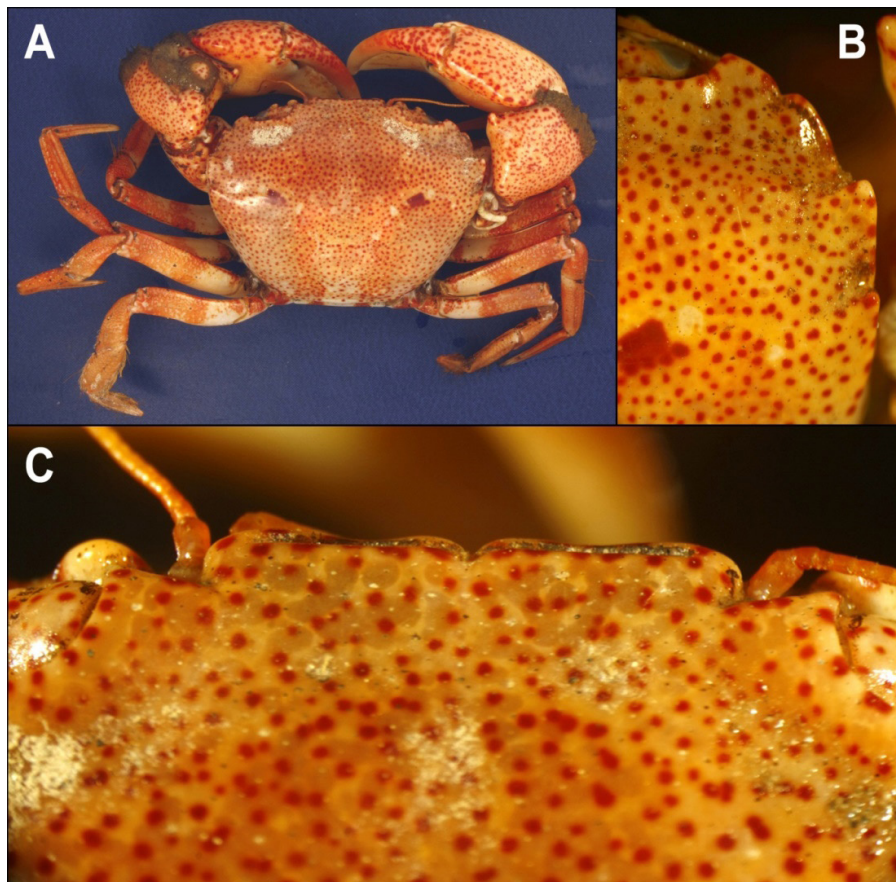
and is characterized by two distinct red flecks or spots on the carapace in many literatures (Enzenross and Enzenross, 1987; Galil, 1997) (Figure 2A-C). On the other hand, several individuals captured from Levantine coast of Turkey were identified with pale gray carapace and red dots on it (Enzenrou et al., 1992). It has also been noted that two typical red flecks on the carapace are always found in the study conducted on the Tunisian coast. The color of the body can be changed according to the light or dark ground tones depending on the habitat and the small dots of the carapace can sometimes be too weak (Enzenross and Enzenross, 2000). It was mentioned that In a revision



study, the availability of two red flecks on the carapace may not be accurate. In addition, a male individual with no flecks was given among the photographs of the *E. crenata* (Castro and Ng, 2010).

Zaouali (1992) reported that the population in the areas polluted of Gabes Gulf were well adapted to the silty bottoms of 10 to 22 meters. Enzenross and Enzenross (2000) emphasize that the bottom structure on the Tunisian coast where this species have been

found is mud and partially heavily silted with plants and detritus. *E. crenata* may be obtained on sandy bottoms from the intertidal zone up to 35 meters deep on the Israeli coast and on sandy bottoms covered with mud and photophilic algae, *Caulerpa* sp. in shallower than 50 meters deep on the Egyptian coast (Ramadan and Dowidar, 1972; Galil, 1997). In the present study, *E. crenata* was collected on soft substratum with some algal patches such as *Ulva* sp., *Gracilaria* sp. between the depths of 2-4 meters in the Gediz Estuary.



**Figure 2.** Male specimen of *Eucrate crenata* (De Haan, 1835) with carapace width of 26 mm. (A: dorsal view of body, B: antero-lateral margin of the carapace, C: Anterior margin of the carapace).

There are several morphological differences. The individuals collected from the Tunisian coast were larger and more compact, cheliped of males were more powerful than those in Levantine coast of Turkey in general (Enzenross and Enzenross, 2000). Although 2 distinct red dots on the carapace of the specimens collected in the study can not be distinguished in photograph given because of its grayscale view, it is seen that the antero-lateral edges are rounded and have 3 teeth. These teeth are blunt and the tooth in the middle is more distinctive than the others (Enzenross

and Enzenross, 2000). The specimens caught in the Gediz Estuary had also 3 teeth in this way, however, the tooth in the middle forms a slight corner by breaking the roundness of the antero-lateral margin (Figure 2B).

Although *E. crenata* is represented by several individuals in the study, it is frequently observed in the nets of fishermen in Gediz Estuary and Izmir Bay. This species is more likely to be transported to the region by sea transport. As a result, we can say that *E. crenata* is established a constant population in Izmir Bay.

## REFERENCES

- Balss, H. (1936). Decapoda (with an appendix, Schizopoda, by C. Zimmer). Part VII in the fishery grounds near Alexandria. *Fisheries Research Directorate Notes and Memoirs, Cairo*. 15, 1-67.
- Calman, W.T. (1927). Report on the Crustacea Decapoda (Brachyura). Zoological results of the Cambridge Expedition to the Suez Canal, 1924. *Transactions of the Linnean Society of London*. 22, 211-217.
- Castro, P. & Ng, P.K.L. (2010). Revision of the family Euryplacidae Stimpson 1871 (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Goneplacoidea). *Zootaxa*. 2375, 1-130.
- Doğan, A., Bakır, K., Kırkim, F. & Katağan T. (2016). Soft-bottom crustacean species from İzmir Bay, Aegean Sea, Turkey, with a new alien decapod. *Crustaceana*. 89(10), 1213-1227. DOI: [10.1163/15685403-00003593](https://doi.org/10.1163/15685403-00003593)
- Enzenross, R. & Enzenross, L. (1987). Studie über das Vorkommen von Mollusca und Crustacea an der türkischen Küste (Mittelmeer und Agais). *Ravensburg, unveröffentlichtes Manuskript*. 2-17.
- Enzenross, R. & Enzenross, L. (2000). Non-Mediterranean Crustaceans in Tunisian Waters (Decapoda, Macrura and Brachyura). *Crustaceana*. 73(2), 187-195.
- Enzenrou, R., Enzenrou, L. & Kocataş, A. (1992). Lessepsian migration: Two Indo-Pacific crabs species (Crustacea, Decapoda) found on the Turkish Mediterranean coast. *Journal of Faculty of Science, Ege University*. 14 (2), 3-10.
- Galil, B. (1997). Two lessepsian migrant decapods new to the coast of Israel. *Crustaceana*. 70(1), 111-114. DOI: [10.1163/156854097X00393](https://doi.org/10.1163/156854097X00393)
- Ramadan, S.E. & Dowidar, N.M. (1976). Brachyura (Decapoda Crustacea) from the Mediterranean coast of Egypt. *Thalassia Jugoslavica*. 8(1), 127-139.
- Zaouali, J. (1992). First reported occurrence of *Euclate crenata* in the Gulf of Gabes, Tunisia (Crustacea, Decapoda, Brachyura). *Marine Life*. 1(7), 53 - 56.

## Piscis non grata in the Mediterranean Sea: *Pterois miles* (Bennett, 1828)

### Akdeniz'de istenmeyen balık: *Pterois miles* (Bennett, 1828)

Sercan Yapıcı<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Muğla Sıtkı Koçman University, Faculty of Fisheries, 48000, Köteklü, Muğla, Turkey,  <https://orcid.org/0000-0003-2288-5084>  
[sercanyapici@mu.edu.tr](mailto:sercanyapici@mu.edu.tr)

Received date: 02.05.2018

Accepted date: 19.06.2018

#### How to cite this paper:

Yapıcı, S. (2018). Piscis non grata in the Mediterranean Sea: *Pterois miles* (Bennett, 1828). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 467-474. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.13

**Abstract:** *Pterois miles* is currently considered a marine invader, especially in the western Atlantic where the species has been introduced in the middle of 1980's, at about the same time the species first appeared in the eastern Mediterranean. West Atlantic experience and the relevant literature told us that 'a *P. miles* invasion has begun in the Mediterranean'. Here, the research is presented providing important integrating data from the invasion by the same species in the Atlantic, the current status and historical distribution of *P. miles* in the Mediterranean with a northernmost occurrence of the species from the Aegean Sea (off Didim coast, Turkey).

**Keywords:** Lionfish, *Pterois miles*, biological invasion, Mediterranean Sea, range expansion

**Öz:** Özellikle 1980'lerin ortasında batı Atlantik'e giriş yapan, denizel bir istilacı tür olarak kabul edilen *Pterois miles*, benzer zaman diliminde ilk kez doğu Akdeniz'de ortaya çıkmıştır. Batı Atlantik deneyimi ve ilgili literatür bize "Akdeniz'de *P. miles* saldırısının başladığını" söylemektedir. Bu çalışma Akdeniz'deki *P. miles*'in bugünkü durumu, tarihsel dağılımı ile Ege Denizi'ndeki en kuzey dağılımı hakkında (Didim sahili, Türkiye) önemli entegre veriler sunmaktadır.

**Anahtar kelimeler:** Aslan balığı, *Pterois miles*, biyolojik istila, Akdeniz, dağılım genişlemesi



## INTRODUCTION

Now, we are witnessing a rapid invasion of lionfish, *Pterois miles* (Bennett, 1828), in the Mediterranean from a single specimen in 1991 to several sightings between 2014 and 2016 in the eastern Mediterranean Sea (Bilge et al., 2016). This increase is very similar to the pattern of invasion recorded for lionfishes (*P. volitans/miles*) in western Atlantic (Albins and Hixon, 2013). Judging from the recent increase in *P. miles* in the eastern Mediterranean Sea (Filiz et al., 2017), we suspect that a rapid expansion throughout the Mediterranean Sea. Indeed, in both its native and introduced ranges, lionfishes thrive in warm waters ideally between 20 and 30 °C (Turingan and Sloan, 2016), so, given the predicted increases in water temperature expected in the Mediterranean, the ability for long distance dispersal of planktonic larvae, and the generality of habitat use it is expected that the invaded area will continue to expand. All the recent findings of *P. miles* may be an

indication of a new wave of arrivals of the species in the eastern Mediterranean, raising justifiable concerns of a possible onset of a new invasion mentioned by Bariche et al. (2013) in the Mediterranean Sea.

Here, we presented a review providing important integrating data from the invasion by *P. miles* in the Atlantic, the current status and historical distribution of *P. miles* in the eastern Mediterranean with a northernmost occurrence of the species from the Aegean Sea (off Didim coast, Turkey).

## MATERIAL AND METHODS

On 05 April 2017, one specimen of *P. miles* (Figure 1) was observed and photographed by a SCUBA diver from off Didim coast (37°20'N, 27°14'E) on a rocky bottom at depths of 18 m. The water temperature was 14.3 °C. The specimen was identified based on the description provided by Golani et al. (2006) using high quality photos.

**Figure 1.** Underwater view of new recorded *P. miles* specimen in the Aegean Sea



Peer-viewed publications were priority sources, so a total of 26 reliable literatures were compared to obtain all available information on biogeographical (locality, coordinates) and historical traits (sampling date), and biological (sample size, catching/observation method) and ecological characteristics (habitat type, depth, temperature) of *P. miles* for the Mediterranean.

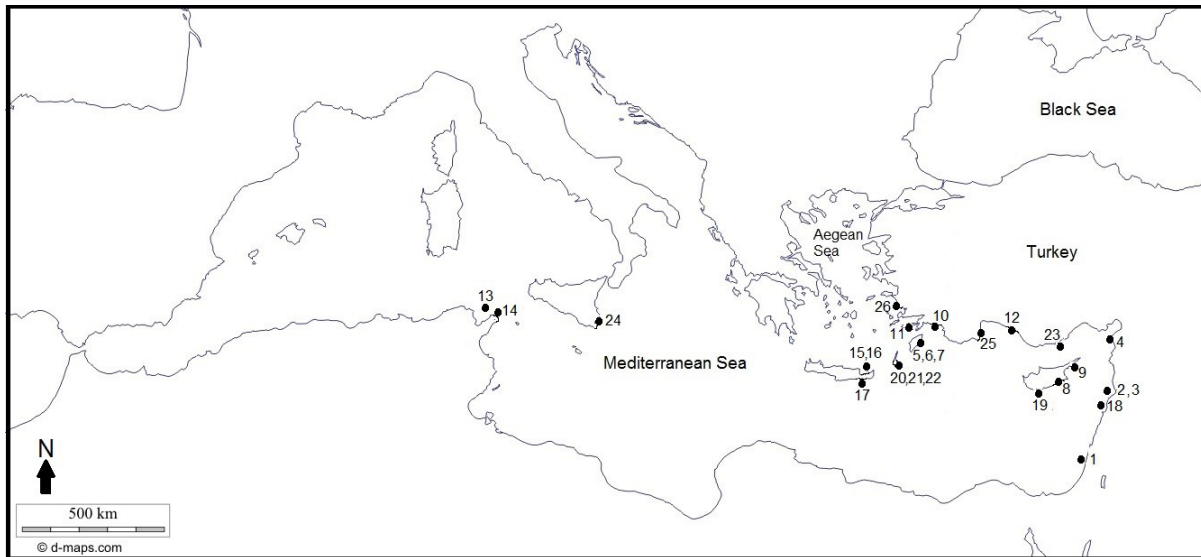
## RESULTS

Unique features of specimen were clearly visible and noticeable: Long and venomous dorsal spines longer than body. Body is reddish to tan and numerous thin dark bars on body and head vertically; visible small spots in the median fins.

The chronological order of the *P. miles* sightings, which accounts for the period July 1991 to April 2017, showed a progressive expansion of the *P. miles* in the eastern and western Mediterranean (Table 1 and Figure 2). To our best knowledge, no published records of the *P. miles* are available for the Mediterranean coasts of Egypt and Libya (Froese and Pauly, 2018), but recently from Italy in the western Mediterranean by Azzurro et al. (2017). A total of 26 reliable records of *P. miles*

were reported in the Mediterranean Sea (Table 1). The species was collected by a variety of different fishing gears along the Mediterranean coasts like bottom trawl, trammel and gill nets, wire trap, spearfishing and collected net or via scuba diving from 2 m (Crocetta et al., 2015; Jimenez et al., 2016) to 110 m (Yağlıoğlu and Ayaş, 2016), mostly ranged 2-35 m, since the data were collected primarily by SCUBA divers and, therefore, is limited in its application to relatively shallow depths.

**Figure 2.** The distribution map of scientific reports of *P. miles* occurrences in the Mediterranean Sea (<sup>1</sup>Golani and Sonin (1992), <sup>2,3</sup>Bariche et al. (2013), <sup>4</sup>Turan et al. (2014), <sup>5-7</sup>Crocetta et al. (2015), <sup>8</sup>Iglésias and Frotté (2015), <sup>9</sup>Oray et al. (2015), <sup>10</sup>Turan and Öztürk (2015), <sup>11,12</sup>Bilge et al. (2016), <sup>13-18</sup>Daillianis et al. (2016), <sup>19</sup>Jimenez et al. (2016), <sup>20-22</sup>Mytilineou et al. (2016), <sup>23</sup>Yağlıoğlu and Ayaş (2016), <sup>24</sup>Azzurro et al. (2017), <sup>25</sup>Özgür Özbek et al. (2017) and <sup>26</sup>Present study. For further details, see Table 1).





**Table 1.** Locations in the Mediterranean and Aegean Seas where *P. miles* individuals have been recorded between 1991 and 2017 (\*: The number in front of each locality was shown in Figure 2)

Source	<sup>4</sup> Locality	Coordinates	n	Length Range (cm TL)	Habitat	Depth (m)	T (°C)	Date	Catching/Observation method
Golani and Sonin (1992)	<sup>1</sup> Herzliya, Israel	-	1	32.8	-	35	-	28.07.1991	Trawl
Bariche et al. (2013)	<sup>2</sup> Al Minie, Lebanon	34.29N 35.54E	1	-	Coralligenous bottom	30	-	02.10.2012	Wire trap
Bariche et al. (2013)	<sup>3</sup> Al Minie, Lebanon	34.29N 35.54E	1	20.9	Coralligenous bottom	30	-	12.12.2012	Trammel net
Turan et al. (2014)	<sup>4</sup> Kaleköy, Iskenderun, Turkey	36.17N 35.46E	1	27.6	Rocky bottom	25	-	13.04.2014	-
Crocetta et al. (2015)	<sup>5</sup> Kallithea, Rhodes, Greece	36.38N 28.24E	1	-	Under a large rock covered by vegetation on a sandy bottom	7	-	15.07.2015	Diving
	<sup>6</sup> Pilimiri Bay, Rhodes, Greece	35.91N 27.85E	1	-	in the shipwreck	-	-	02.08.2015	Diving
	<sup>7</sup> Psaropoula, Rhodes, Greece	36.45N 28.21E	1	-	-	2	-	23.09.2015	Diving
Iglésias and Frotté (2015)	<sup>8</sup> Ormida, Cyprus	-	1	17.0	-	10	-	22.05.2014	Net
Oray et al. (2015)	<sup>9</sup> Karpas, Cyprus	-	1	37.3	Rocky bottom	40	-	26.02.2015	Gill net
Turan and Öztürk (2015)	<sup>10</sup> Dalyan, Mugla, Turkey	-	1	-	Sandy bottom	11	-	08.2015	Diving
Bilge et al. (2016)	<sup>11</sup> Datça, Mugla, Turkey	36.69N 27.68E	1	-	-	10	-	04.2016	Gill net
	<sup>12</sup> Levantine coasts, Turkey	-	13	-	Rocky bottom	4-25	20.0-29.0	08.2014-07.2016	Diving
Daillanis et al. (2016)	<sup>13</sup> Zembra Island, Gulf of Tunis, Tunisia	37.10N 10.87E	1	20.2	Sandy bottom	5	-	06.2015	Gill net
	<sup>14</sup> Haouaria, Cape Bon, Tunisia	37.02N 11.04E	1	-	Sandy bottom	-	-	09.2015	Diving
Daillanis et al. (2016)	<sup>15</sup> Kavo Sidero, NE Crete, Greece	35.31N 26.29E and 35.31N 26.32E	2	-	Rocky bottom and reefs.	-	-	11.2015	reported by artisanal fishermen
	<sup>16</sup> Kouremenos Bay, NE Crete, Greece	35.20N 26.30E	1	25.0	Rocky bottom	33	-	-	Collected net
	<sup>17</sup> AgiosPanteleimonas, SE Crete, Greece	35.01N 25.96E	1	10.0	Rocky and sandy bottom	18-30	-	24.07.2016	nets
	<sup>18</sup> Labanese coasts	-	47	-	Rocky	12-37	-	06.2013-10.2015	-
Jimenez et al. (2016)	<sup>19</sup> Cyprus	-	90	5.0-30.0	Rocky and coralligenous substrate, artificial substrate	2-35	-	-	Based on a network of information set up in Cyprus in 2011
Mytilineou et al. (2016)	<sup>20</sup> Achata, Karpathos Island, Greece	35.55N 27.20E	1	10	Rocky	17	-	18.08.2016	Diving
	<sup>21</sup> Agia Petros, Karpathos Island, Greece	35.50N 27.22E	1	20	Rocky	16	-	20.08.2016	Diving
	<sup>22</sup> Kastellia, Karpathos Island, Greece	35.47N 27.19E	1	10	Rocky	9	-	20.08.2016	Diving
Yağlıoğlu and Ayaş (2016)	<sup>23</sup> Yeşilovacık Bay, Mersin, Turkey	36.08N-33.40E to 36.07N-33.33E	1	25.0	-	100-110	-	20.12.2015	Bottom trawl
Azzurro et al. (2017)	<sup>24</sup> Vendicari coast, Sicily, Italy	36.49N 15.06E	1	12.0	Sandy bottom intermingled with sparse calcareous rocks where patches of algae dominated	3.5	-	23.09.2016	Scuba survey
Özgür Özbek et al. (2017)	<sup>25</sup> Kemer, Antalya, Turkey	-	8	8.5-29.3	Sandy and rocky	10-15	14.9-16.0	20.01.2017-10.02.2017	Spearfishing
Present study	<sup>26</sup> Off Didim coast, Aydın, Turkey	37.20N 27.14E	1	-	Rocky bottom	18	14.3	05.04.2017	Scuba diving

The species found in a variety of habitats. Recorded numbers ranged from one (most records) to 90 (Jimenez et al., 2016) individuals, lengths ranged from 5 cm (Jimenez et al., 2016) to 37.3 cm (Oray et al., 2015). The most west, east, north, and south records of the species were in Sicily (Italy), Al Minie (Lebanon), Didim coast (Turkey), and Haifa (Israel), respectively (Table 1). Most of the records were obtained in summer, the seawater temperatures were ranged from 14.3 °C in April 2017 (present study) to 29.0 °C in August 2015 (Bilge et al., 2016).

## DISCUSSION

The lionfishes' introduction provides a reminder of how rapidly a non-native species can become established and potentially compete with native fishes for resources (Morris et al., 2008). The lionfishes' invasion in the western Atlantic represented one of the most rapid and extensively documented marine fish invasion in history. After the lionfishes have colonized large areas of the western Atlantic, resulting in an immense ecological damage, Albins and Hixon (2013) commented on the situation as: "with an eye on the future, we describe a possible worst case scenario". *P. miles* has been recorded as a first time on the western Atlantic coast in 1985 (Schofield, 2009), during a dark 15 years, no sightings were mentioned until 2000. Thereafter, it was again started to report, increasingly, became fully established throughout the southeast United States (US) and the Caribbean Sea, extending to South America and much of the Gulf of Mexico (Schofield, 2009 and references therein; Kletou et al., 2016), becoming the first non-native marine fish to establish self-sustaining populations in these region (Ruttenberg et al., 2012). The most likely vectors for the introduction were releases or escapes either intentional or accidental from marine aquaria (Albins and Hixon, 2011; Kletou et al., 2016), since the lionfishes are a popular ornamental aquarium fish that have been imported into the U.S.A in large numbers (Morris and Akins, 2009). But, still, the exact cause of introduction has not been determined (NMFS, 2015). Betancur-R et al. (2011) showed that the invasive population of lionfishes in the western Atlantic has a significantly lower genetic diversity than populations from their native range, which is associated with a strong founder effect, and is thought to originate a relatively small number of founder population in the southeast US. Similarly, in the Mediterranean Sea, a single specimen of *P. miles* was recorded from the Levantine coast in 1991 (Golani and Sonin, 1992). During the twenty-one years' period, no observation was happened in the Mediterranean, even, just before Johnston and Purkis (2014) claimed that a natural invasion of the Mediterranean Sea by *P. miles* was unlikely, two *P. miles* individuals were captured separately in the northern part of Lebanon (Bariche et al., 2013). Then, additional sightings were reported one after another along the coasts of Cyprus (Iglésias and Frotté, 2015; Oray et al., 2015; Jimenez et al., 2016;

Kletou et al., 2016), Turkey (Turan et al., 2014; Turan and Öztürk, 2015; Bilge et al., 2016; Yağlıoğlu and Ayaş, 2016), Rhodes (Crocetta et al., 2015), Tunisia (Dailianis et al., 2016), and rarely from western Mediterranean (Azzurro et al., 2017). The time passed between the first and the second records of this species both in Atlantic and Mediterranean seems lengthy. Azzurro et al. (2016) explained this phenomenon as a failed introduction: "Considering the conspicuous appearance of *P. miles*, and its relatively ease in recognition, the lack of observations until 2012 is unlikely "a detection lag" and the 1991 record (Golani and Sonin, 1992) can be considered as evidence of a failed introduction". While marine scientists in the Mediterranean region were trying to understand the introduction vectors (aquarium release, transport by ship ballast water, dispersal event from an Atlantic source or passage through the Suez Canal as Lessepsian immigrant) of the invading population in the Mediterranean Sea, recently, Bariche et al. (2017) showed that the very first individuals establishing populations in the Mediterranean Sea displayed haplotypes that nest within the large genetic diversity of Red Sea individuals, thus indicating an invasion via the Suez Canal, concluded that the Mediterranean invasion was the result of a movement of individuals from the Red Sea. While a model predicted that a natural invasion of the Mediterranean Sea by *P. miles* was unlikely to be successful (Johnston and Purkis, 2014) since the oceanographic conditions in the Mediterranean were unfavourable for the dispersion of *P. miles* larvae, and Mediterranean marine scientists discussed whether the species could invade this region like it has in the western Atlantic, recently Kletou et al. (2016) warned us that "A lionfish (*Pterois miles*) invasion has begun in the Mediterranean Sea". Although, Azzurro and Bariche (2017) stated that current abundances of *P. miles* are still below the threshold of a "true invasion", recently, in order to see and compare the invasiveness of the Lessepsian fishes, a threshold was calculated as 18.5 using AS-ISK (Aquatic Species Invasiveness Screening Kit; available at <https://www.cefas.co.uk/nns/tools/>) analysis (Bilge et al., 2017). Considering the high Basic Risk Assessment (BRA) score 45.5 for *P. miles* (Bilge et al., 2017) now, it can be considering that *P. miles* is possibly the most invasive marine fish in the Mediterranean and possesses a very high risk to biodiversity. In contrast to Johnston and Purkis (2014)'s assumption, it's obvious that, now, *P. miles* may have already been found a favourable oceanographic conditions in the Mediterranean. Supporting this idea, Poursanidis (2015) provided an insight to the potential expansion of the *P. miles* in the Mediterranean Sea and the identification of the suitable areas for it to establish. On the other hand, in contrast to limited gene pool in the Atlantic population (Betancur-R et al., 2011), rich genetic diversity in the Mediterranean population (Bariche et al., 2017) may support invading success and also have distribute in wider habitats and live at lower

temperatures in the Mediterranean Sea. Furthermore, CO<sub>2</sub> emissions which are warming the Mediterranean Sea and the construction of a deeper and wider Suez Canal are expected to increase invasion rates (Galil et al., 2015; Hall-Spencer and Allen, 2015).

*P. miles* has been considered highly temperature dependent (Dabruzzi et al., 2017), according to Kimball et al. (2004) *P. miles* unable to survive below 10 °C. It was mentioned some temperature limitations for the Lessepsian fishes in the Mediterranean. For example, while Corsini and Stamatellos (1998) suggested that water temperatures around 12 °C may constitute a fatal limit for *Pteragogus pelycus*, controversially, it was reported *Stephanolepis diaspros* can be survive at 11.5 °C (Béjaoui et al., 2008) and 12 °C (Corsini-Foka et al., 2010). Recently, Özgür Özbek et al. (2017) noted that the *P. miles* continued feeding in low winter temperature (14.9 °C). This low winter inshore temperature is below the temperature threshold (16.1°C) at which experimental lab studies have suggested the lionfish stops feeding (Kimball et al., 2004). The more widespread colonisation of the Mediterranean and Aegean region by *P. miles* seems no temperature dependent. In a way that support it, Bilecenoğlu (2016) tested six environmental variables on Lessepsian fish assemblage by the multivariate analysis, and he found that only a single species (*Nemipterus randalli*) had a positive correlation with water temperature. Anyway, further studies in the Mediterranean should focus on the interaction between lionfishes and seasonal water-temperature variation in order to better understand whether temperature has a more significant role at the invasion range limit.

The data were presented in Table 1 collected primarily by SCUBA divers and, therefore, is limited in relatively shallow depths. According to literature, *P. miles* is naturally distributed in the tropical waters of the Indian Ocean, Persian Gulf and the Red Sea from South Africa to Indonesia up to 60 or 65 m (Froese and Pauly, 2017). But there is evidence from the Atlantic literature that lionfishes (*Pterois* spp.) may found on mesophotic zone. For example, lionfishes reported from 100 m off North Carolina (Meister et al., 2005), over 100 m in the Bahamas (Bejarano et al., 2014), 112 m in northwestern Gulf of Mexico (Nuttall et al., 2014), 120 m in Honduras (Schofield, 2010), 126 m on Puerto Rico coast and 167 m on Conrad Seamount (Quattrini et al., 2017), 247 m in Çuraçao (Tornabene and Baldwin, 2017), 240 m in Roatan and 304 m in Bermuda (Gress et al., 2017). On the other hand, Johnston and Purkis (2011) suggested that lionfish may extend their maximum depth to 610 m. It seemed the deeper waters can be used as a potential refuge for invasive lionfish as indicated by Andradi-Brown et al. (2017). But these studies' data included two species (*P. volitans* and *P. miles*), and since no separated data presented, we cannot be sure which species really occur deeper waters, one we could accept that *P. volitans* and *P. miles* are considered to be ecologically similar as they have non-overlapping native ranges it would be worth acknowledging they are likely to

be deeper. Recently, a more certain evidence, regarding only *P. miles*, was provided by Yağlıoğlu and Ayaş (2016) from the Mediterranean. They reported that, a *P. miles* was captured by commercial bottom trawl fishery at a depth of 100 to 110 m from Yesilovacık Bay, Mersin, Turkey (North-Eastern Mediterranean). There are very few observations available for depths beyond recreational SCUBA diving limits in the Mediterranean. West Atlantic examples showed that additional sampling beyond traditional diver surveys is needed to gain a more complete understanding of the *P. miles* invasion process and the threats it poses to different habitat and ecosystem types. Previous studies have documented that *P. miles* invasions can begin in shallow habitats, but progressing to deeper habitats with time as indicated before by Claydon et al. (2012) and Andradi-Brown et al. (2017), so we may be face a deeper invasion needed to detailed study in the Mediterranean.

Although clear signs of numerical increase emerged, and raising concerns for an incipient *P. miles* invasion (Dailianis et al., 2016; Kletou et al., 2016; Azzurro and Bariche, 2017), little was known regarding the its biology and ecology in the Mediterranean. Considering literature including experimental, applied studies in western Atlantic and applied risk screening tool for the Mediterranean (Filiz et al., 2017), it is known that it has many biological abilities expected of a successful invader, such as high climate match, tolerance of a wide range of environmental conditions, flexibility in utilising food resources, high fecundity, small size at maturity, high reproductive effort (Azzurro et al., 2017; Filiz et al., 2017) which can be obtained certain critical data such as abundance, dietary habits, predators, and reproduction of *P. miles* are scarce for the Mediterranean.

In spite of all the negativities of the Mediterranean scientists and data obtained from literature, the diving schools seem very happy the occurrence of *P. miles* in the coastal waters in Antalya and Muğla province since the *P. miles* is an attractive marine fish for the divers. A similar point of view was also reported from Cyprus by Jimenez et al. (2017).

The northward occurrence of *P. miles* in the present study, as well as previous reports, may be evidence its accelerating expansion through the Mediterranean Sea and adjacent seas. In conclusion, status of *P. miles* in the Mediterranean and adjacent seas should be monitored closely via formal and citizen sciences. The recent and rapid expansion of the *P. miles* in the Mediterranean is therefore alarming and requires the immediate action of all concerned stakeholders in the area (Bariche et al., 2017). Finally, it is vital that the ecology and distribution of the invasive species is fully understood to design the most effective form of control (Andradi-Brown et al., 2017).

#### ACKNOWLEDGEMENTS

Author would like to thank Prof. Dr. Halit FİLİZ and Assoc. Prof. Dr. Gökçen BİLGE for valuable and constructive contributions.

## REFERENCES

- Albins, M.A. & Hixon, M.A. (2011). Worst case scenario: Potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fishes*, 96(10-11), 1151-1157. DOI: [10.1007/s10641-011-9795-1](https://doi.org/10.1007/s10641-011-9795-1)
- Andradi-Brown, D.A., Vermeij, M.J., Slattery, M., Lesser, M., Bejarano, I., Appeldoorn, R., ... & Exton, D. A. (2016). Large-scale invasion of western Atlantic mesophotic reefs by lionfish potentially undermines culling-based management. *Biological Invasions*, 19(3), 939-954. DOI: [10.1007/s10530-016-1358-0](https://doi.org/10.1007/s10530-016-1358-0)
- Azzurro, E. & Bariche, M. (2017). Local knowledge and awareness on the incipient lionfish invasion in the eastern Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Research*, 68(10), 1950. DOI: [10.1071/mf16358](https://doi.org/10.1071/mf16358)
- Azzurro, E., Maynou, F., Belmaker, J., Golani, D. & Crooks, J. A. (2016). Lag times in Lessepsian fish invasion. *Biological Invasions*, 18(10), 2761-2772. DOI: [10.1007/s10530-016-1184-4](https://doi.org/10.1007/s10530-016-1184-4)
- Azzurro, E., Stancanelli, B., Di Martino, V. & Bariche, M. (2017). Range expansion of the common lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) in the Mediterranean Sea: an unwanted new guest for Italian waters. *BioInvasions Records*, 6(2), 95-98. DOI: [10.3391/bir.2017.6.2.01](https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.2.01)
- Bejarano, I., Appeldoorn, R.S. & Nemeth, M. (2014). Fishes associated with mesophotic coral ecosystems in La Parguera, Puerto Rico. *Coral Reefs*, 33(2), 313-328. DOI: [10.1007/s00338-014-1125-6](https://doi.org/10.1007/s00338-014-1125-6)
- Bariche, M., Torres, M., & Azzurro, E. (2013). The Presence of the invasive Lionfish *Pterois miles* in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 14(2), 292. DOI: [10.12681/mms.428](https://doi.org/10.12681/mms.428)
- Bariche, M., Kleitou, P., Kalogirou, S. & Bernardi, G. (2017). Genetics reveal the identity and origin of the lionfish invasion in the Mediterranean Sea. *Scientific Reports*, 7(1). DOI: [10.1038/s41598-017-07326-1](https://doi.org/10.1038/s41598-017-07326-1)
- Béjaoui, B., Harzallah, A., Moussa, M., Chapelle, A. & Solidoro, C. (2008). Analysis of hydrobiological pattern in the Bizerte lagoon (Tunisia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(1), 121-129. DOI: [10.1016/j.ecss.2008.07.011](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.07.011)
- Betancur-R., R., Hines, A., Acero P., A., Ortí, G., Wilbur, A. E. & Freshwater, D. W. (2011). Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *Journal of Biogeography*, 38(7), 1281-1293. DOI: [10.1111/j.1365-2699.2011.02496.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02496.x)
- Bilecenoğlu, M. (2016). Demersal Lessepsian fish assemblage structure in the northern Levant and Aegean Seas. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 22(1), 46-59.
- Bilge, G., Filiz, H., Yapıcı, S. & Gülşahin, A. (2016). On the occurrence of the devil firefish *Pterois miles* (Scorpaenidae), from the southern Aegean Sea with an elaborate occurrences in the Mediterranean coast of Turkey. *HydroMedIT 2016, 2nd International Congress on Applied Ichthyology and Aquatic Environment*, Messolonghi, Greece.
- Bilge, G., Filiz, H., Yapıcı, S. & Tarkan, A.S. (2017). How can be decided the true invasion potential: Applying Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK) for Lessepsian fishes. *II. Workshop on Invasive Species: Global Meeting on Invasion Ecology Proceedings*, Bodrum, Turkey.
- Claydon, J., Calosso, M. & Traiger, S. (2012). Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 119-129. DOI: [10.3354/meps09534](https://doi.org/10.3354/meps09534)
- Corsini, M. & Stamatellos, S. (1998). Information collected at the Hydrobiological Station of Rhodes (Greece) on Lessepsian migrant fishes. *Proceedings of the 16th European Union of Aquarium Curators Symposium*, Barcelona.
- Corsini-Foka, M., Pancucci-Papadopoulou, M.A. & Kalogirou, S. (2010). Is the Lessepsian Province in expansion? The Aegean Sea experience. Report of the Sub-Regional Technical meeting on the Lessepsian migration and its impact on Eastern Mediterranean fishery. GCP/INT/041/EC-GRE-ITA/TD-04, FAO EastMed Working Document.
- Crocetta, F., Agius, D., Balistreri, P., Bariche, M., Bayhan, Y. K., ... & Zenetos, A. (2015). New Mediterranean Biodiversity Records (October 2015). *Mediterranean Marine Science*, (3), 682-702. DOI: [10.12681/mms.1477](https://doi.org/10.12681/mms.1477)
- Dabruzzi, T., Bennett, W. & Fangue, N. (2017). Thermal ecology of red lionfish *Pterois volitans* from southeast Sulawesi, Indonesia, with comparisons to other Scorpaenidae. *Aquatic Biology*, 26, 1-14. DOI: [10.3354/ab00668](https://doi.org/10.3354/ab00668)
- Dailianis, T., Akyol, O., Babalı, N., Bariche, M., Crocetta, F., ... & Trkov, D. (2016). New Mediterranean Biodiversity Records (July 2016). *Mediterranean Marine Science*, 17(2), 608-626. DOI: [10.12681/mms.1734](https://doi.org/10.12681/mms.1734)
- Filiz, H., Tarkan, A.S., Bilge, G. & Yapıcı, S. (2017). Assessment of invasiveness potential of *Pterois miles* by the Aquatic Species Invasiveness Screening Kit. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 23(1), 17-37.
- Froese, R. & Pauly, D. (2018). FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (02/2017)
- Galil, B. S., Boero, F., Campbell, M. L., Carlton, J. T., Cook, E., Frascchetti, S., ... & Ruiz, G. M. (2014). 'Double trouble': the expansion of the Suez Canal and marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 17(4), 973-976. DOI: [10.1007/s10530-014-0778-y](https://doi.org/10.1007/s10530-014-0778-y)
- Golani, D. & Sonin, O. (1992). New records of the Red Sea fishes, *Pterois miles* (Scorpaenidae) and *Pteragogus pelycus* (Labridae) from the eastern Mediterranean Sea. *Japanese Journal of Ichthyology*, 39(2), 167-169.
- Golani, D., Öztürk, B. & Başusta, N. (2006). *Fishes of the eastern Mediterranean*. Turkish Marine Research Foundation, Istanbul, Turkey.
- Gress, E., Andradi-Brown, D. A., Woodall, L., Schofield, P. J., Stanley, K. & Rogers, A. D. (2017). Lionfish (*Pterois* spp.) invade the upper-bathyal zone in the western Atlantic. *PeerJ*, 5, e3683. DOI: [10.7717/peerj.3683](https://doi.org/10.7717/peerj.3683)
- Hall-Spencer, J. M. & Allen, R. (2015). The impact of ocean acidification on 'nuisance' species. *Research and Reports in Biodiversity Studies*, 4, 33-46.
- Iglésias, S. & Frotté, L. (2015). Alien marine fishes in Cyprus: update and new records. *Aquatic Invasions*, 10(4), 425-438. DOI: [10.3391/ai.2015.10.4.06](https://doi.org/10.3391/ai.2015.10.4.06)
- Jimenez, C., Petrou, A., Andreou, V., Hadjioannou, L., Wolf, W., Koutsoloukas, N. & Abu Alhaija, R. (2016). Veni, vidi, vici: the successful establishment of the lionfish *Pterois miles* in Cyprus (Levantine Sea). *Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée*, 41, 417.
- Jimenez, C., Andreou, V., Hadjioannou, L., Petrou, A., Alhaija, R.A. & Patsalou, P. (2017). Not everyone's cup of tea: Public perception of culling invasive lionfish in Cyprus *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 23(1), 38-47.
- Johnston, M. W. & Purkis, S. J. (2011). Spatial analysis of the invasion of lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1218-1226. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1218-1226. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2011.03.028](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.028)
- Kimball, M., Miller, J., Whitfield, P. & Hare, J. (2004). Thermal tolerance and potential distribution of invasive lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) on the east coast of the United States. *Marine*



- Ecology Progress Series*, 283, 269-278. DOI: [10.3354/meps283269](https://doi.org/10.3354/meps283269)
- Kletou, D., Hall-Spencer, J.M. & Kleitou, P. (2016). A lionfish (*Pterois miles*) invasion has begun in the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 9(1). DOI: [10.1186/s41200-016-0065-y](https://doi.org/10.1186/s41200-016-0065-y)
- Meister, H. S., Wyanski, D. M., Loefer, J. K., Ross, S. W., Quattrini, A. M. & Sulak, K. J. (2005). Further Evidence for the Invasion and Establishment of *Pterois volitans* (Teleostei: Scorpaenidae) Along the Atlantic Coast of the United States. *Southeastern Naturalist*, 4(2), 193-206. DOI: [10.1656/1528-7092\(2005\)00](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)00)
- Morris, J.A. & Akins, J.L. (2009). Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology of Fishes*, 86(3), 389-398. DOI: [10.1007/s10641-009-9538-8](https://doi.org/10.1007/s10641-009-9538-8)
- Morris, J.A. (2009). The Biology and Ecology of the Invasive Indo-Pacific Lionfish. PhD thesis, North Carolina State University, Raleigh, NC
- Mytilineou, Ch., Akel, E. H. Kh., Babali, N., Balistreri, P., Bariche, M., ... & Zenetos, A. (2016). New Mediterranean Biodiversity Records (November, 2016). *Mediterranean Marine Science*, 17(3), 794-821.
- NMFS (2015). *National Invasive Lionfish Prevention and Management Plan*, National Marine Fisheries Service, Aquatic Nuisance Species Task Force Press Release.
- Nuttall, M.F., Johnston, M.A., Eckert, R.J., Embesi, J.A., Hickerson, E.L. & Schmahl, G. P. (2014). Lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) records within mesophotic depth ranges on natural banks in the Northwestern Gulf of Mexico. *BioInvasions Records*, 3, 111-115. DOI: [10.3391/bir.2014.3.2.09](https://doi.org/10.3391/bir.2014.3.2.09)
- Oray, I.K., Sinay, E., Saadet Karakulak, F. & Yıldız, T. (2015). An expected marine alien fish caught at the coast of Northern Cyprus: *Pterois miles* (Bennett, 1828). *Journal of Applied Ichthyology*, 31(4), 733-735. DOI: [10.1111/jai.12857](https://doi.org/10.1111/jai.12857)
- Özgür Özbek, E., Mavruk, S., Saygu, İ. & Öztürk, B. (2017). Lionfish distribution in the eastern Mediterranean coast of Turkey. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 23(1), 1-16.
- Poursanidis, D. (2015). Ecological niche modeling of the the invasive lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) in the Mediterranean Sea. *Proceeding of 11<sup>th</sup> Panhellenic Symposium on Oceanography and Fisheries*, Lesvos Island, Greece.
- Quattrini, A.M., Demopoulos, A.W., Singer, R., Roa-Varon, A. & Chaytor, J.D. (2017). Demersal fish assemblages on seamounts and other rugged features in the northeastern Caribbean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 123, 90-104. DOI: [10.1016/j.dsr.2017.03.009](https://doi.org/10.1016/j.dsr.2017.03.009)
- Ruttenberg, B. I., Schofield, P. J., Akins, J. L., Acosta, A., Feeley, M. W., Blondeau, J., ... & Ault, J. S. (2012). Rapid Invasion of Indo-Pacific Lionfishes (*Pterois Volitans* and *Pterois Miles*) in the Florida Keys, USA: Evidence from Multiple Pre- and Post-Invasion Data Sets. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), 1051-1059. DOI: [10.5343/bms.2011.1108](https://doi.org/10.5343/bms.2011.1108)
- Schofield, P. (2009). Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*, 4(3), 473-479. DOI: [10.3391/ai.2009.4.3.5](https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.3.5)
- Schofield, P. (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions*, 5(1), 117-122. DOI: [10.3391/ai.2010.5.s1.024](https://doi.org/10.3391/ai.2010.5.s1.024)
- Tornabene, L. & Baldwin, C.C. (2017). A new mesophotic goby, *Palatogobius incendiarius* (Teleostei: Gobiidae), and the first record of invasive lionfish preying on undescribed biodiversity. *PLOS ONE*, 12(5), e0177179. DOI: [10.1371/journal.pone.0177179](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177179)
- Turan, C., Ergüden, D., Gürlek, M., Yağlıoğlu, D., Uyan, A. & Uygur, N. (2014). First record of the Indo-Pacific lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) (Osteichthyes: Scorpaenidae) for the Turkish marine waters. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 20, 158-163.
- Turan, C. & Öztürk, B. (2015). First record of the lionfish *Pterois miles* from the Aegean Sea. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 21, 334-338.
- Turingan, R. & Sloan, T. (2016). Thermal Resilience of Feeding Kinematics May Contribute to the Spread of Invasive Fishes in Light of Climate Change. *Biology*, 5(4), 46. DOI: [10.3390/biology5040046](https://doi.org/10.3390/biology5040046)
- Yağlıoğlu, D. & Ayas, D. (2016). New occurrence data of four alien fishes (*Pisodonophis semicinctus*, *Pterois miles*, *Scarus ghobban* and *Parupeneus forsskali*) from the North Eastern Mediterranean (Yeşilovacık Bay, Turkey). *Biharian Biologist*, 10(2), 150-152.




## Çanakkale Boğazı'ndaki *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775)'nin (pavurya yengeci) boy-ağırlık ilişkisi

### Length-weight relationship of *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) (warty crab) in Çanakkale Strait

Uğur Özekinci<sup>1\*</sup> • Deniz Acarlı<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi, Terzioğlu Kampüsü, Çanakkale, Türkiye  <https://orcid.org/0000-0003-2207-0168>

<sup>2</sup>Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Gökçeada Uygulamalı Bilimler Yüksekokulu, Gökçeada, Çanakkale, Türkiye  <https://orcid.org/0000-0001-8537-9969>

\*Corresponding author: [uozekinci@comu.edu.tr](mailto:uozekinci@comu.edu.tr)

Received date: 18.05.2018

Accepted date: 12.07.2018

#### How to cite this paper:

Özekinci, U. & Acarlı, D. (2018). Length-weight relationship of *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) (warty crab) in Çanakkale Strait. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 475-481. DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.14

**Öz:** Bu çalışma, Çanakkale Boğazı'nda *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775)'nin (pavurya yengeci) boy-ağırlık ilişkisinin belirlenmesi amacıyla Nisan 2016 - Mart 2017 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Çalışmada, aylık olarak serbest dalış yöntemi ile 239 adet dişi (%39,97) ve 359 adet erkek (%60,03) olmak üzere toplam 598 adet birey örneklendirilmiştir. Bireylerin karapaks genişliği (CW) tüm, erkek ve dişi bireyler için sırasıyla;  $CW_{ort}$ :  $55,03 \pm 0,52$ mm,  $56,55 \pm 0,75$ mm ve  $52,76 \pm 0,63$ mm olarak hesaplanmıştır. Bireylerin ortalama ağırlıkları (W) ise erkek ve dişiler için sırası ile  $90,48 \pm 03,37$ g ve  $62,44 \pm 02,16$ g olarak ölçülmüştür. Pavurya yengeçlerinin CW-W ilişkisi, tüm bireyler için  $W=0,0003CW^{3,1083}$  ( $R^2=0,9158$ ), erkekler için  $W=0,0002CW^{3,163}$  ( $R^2=0,9223$ ) ve dişiler için  $W=0,0001CW^{2,6995}$  ( $R^2=0,8427$ ) olarak hesaplanmıştır. Hesaplanan b değerine göre tüm ve erkek bireyde pozitif allometri, dişi bireylerde ise negatif allometri tespit edilmiştir.

**Anahtar kelimeler:** *Eriphia verrucosa*, boy-ağırlık ilişkisi, abdomen bölgesi, Çanakkale Boğazı

**Abstract:** This study was carried out between April 2016 and March 2017 in order to determine length-weight relationship of *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) in Çanakkale Strait. In the study, 598 individuals were sampled by using skin diving techniques as 239 female (39.97%) and 359 male (60.03%). The carapace width (CW) of the all individuals, males and females was calculated as  $55.03 \pm 0.52$ mm,  $56.55 \pm 0.75$ mm and  $52.76 \pm 0.63$ mm, respectively. The mean weights of the individuals (W) were measured as  $90.48 \pm 03.37$ g and  $62.44 \pm 02.16$ g respectively for male and female. Relationship between CW and W of warty crab individuals were expressed as  $W=0.0003CW^{3.1083}$  ( $R^2=0.9158$ ) for all individuals,  $W=0.0002CW^{3.163}$  ( $R^2=0.9223$ ) for male and  $W=0.0001CW^{2.6995}$  ( $R^2=0.8427$ ) for females. According to the calculated b value, positive allometry was determined for all individuals and males, negative allometry was determined for female individuals

**Keywords:** *Eriphia verrucosa*, length-weight relationship, abdominal flap, Çanakkale Strait

## GİRİŞ

*E. verrucosa* (Forskål, 1775), Biskay Körfezi'nden Moritanya ya kadar olan ve Portekiz, İspanya ve Fransa'nın Doğu Atlantik kıyılarında, Akdeniz ve Karadeniz kıyılarında dağılım göstermektedir. Türkiye kıyılarının tamamında bulunan tür genel olarak "pavurya yengeci" olarak isimlendirilmekle birlikte Karadeniz kıyılarında "küflü" olarak bilinen tür literatürde "warty crab" veya "yellow crab" olarak adlandırılmaktadır (Karadurmuş ve Aydın, 2016). *E. verrucosa*, 0-15 m'ler arasındaki kayalık bölgeleri kendilerine habitat olarak seçmektedir (Rossi ve Parisi, 1973; Karadurmuş ve Aydın, 2016). On ayaklılar (decapoda) takımı içinde yer almakta olan türün, ilk ayak çifti hareket amacı yerine savunma ve beslenme amacıyla kullanılmaktadır. Vücut rengi kahverengimsi kırmızı veya kahverengimsi yeşil renkte olup karapaks üzerinde sarı benekler mevcuttur (Ulaş ve Aydın, 2011; Öztürk vd., 2013).

*E. verrucosa* türü hakkında yapılan çalışmaların; türün beslenme rejimi (Teaca vd. 2010; Micu ve Todorova 2007; Silva vd. 2010), predatör ve av ilişkisi (Rossi ve Parisi, 1973; Reynolds ve Reynolds, 1977) ile türün dağılımı ve yaşam alanları üzerinde olduğu görülmektedir (Forskål, 1775; Holthuis ve Gottlies, 1958; Holthuis, 1961; Mater ve Kocataş, 1967; Paula, 1987; Flores ve Paula, 2001; Micu ve Abaza 2004; Doğan vd., 2007; Peter vd., 2007; Koukouras, 2010; Öztürk vd. 2013; Bakir vd., 2014; Karadurmuş ve Aydın, 2016).

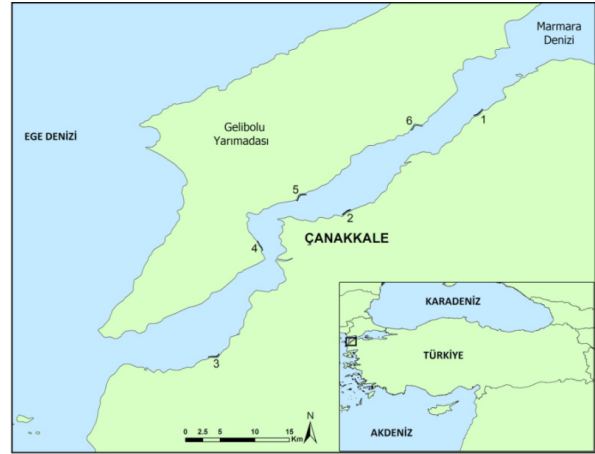
*E. verrucosa* türü üzerine Türkiye kıyılarında yapılan çalışmalar ise oldukça sınırlı sayıdadır. Bu çalışmalarda türün, yumurta ve testislerinin histolojik olarak incelenmesi ve üreme dönemi biyokimyasal özellikleri (Erkan vd., 2008; Erkan vd., 2010; Demirbaş vd., 2013), boy-ağırlık ilişkisi, biyolojisi ve üreme özellikleri (Ulaş ve Aydın, 2011; Çelik, 2015; Karadurmuş ve Aydın, 2016) ile et verimleri ve raf ömrü (Altinelataman ve Dinçer, 2007; Kaya vd., 2009) üzerine yapılmış bulunmaktadır.

Belirli bir coğrafi bölgede, belirli bir türün boy-ağırlık ilişkisinin belirlenmesinin en az üç nedenden dolayı önemli olduğu (türün boyundan ağırlığın tahmini, kondisyon indeksinin hesaplanması ve bölgeler arası yaşam öykülerinin karşılaştırmasını) Petrakis ve Stergiou (1995) tarafından bildirilmiştir. Ayrıca boy-

ağırlık ilişkisi yaş verileri ile birlikte, türün stok yapısı, ilk üreme yaşı, yaşam süresi, ölüm oranı, büyümesi hakkında bilgi verebilmektedir (Bolger ve Connolly, 1989; Diaz vd., 2000; Yankova vd., 2011). Çalışmanın konusu olan *E. verrucosa* türünün Kuzey Ege Denizi ve Marmara denizini kapsayan boy-ağırlık ilişkisini içeren bir çalışma bulunmamaktadır. Bu çalışma ile Çanakkale Boğazı'nda dağılım gösteren türün boy-ağırlık ilişkisinin belirlenmesi amaçlanmış ve gelecekte yapılacak çalışmalara kaynak oluşturması hedeflenmiştir.

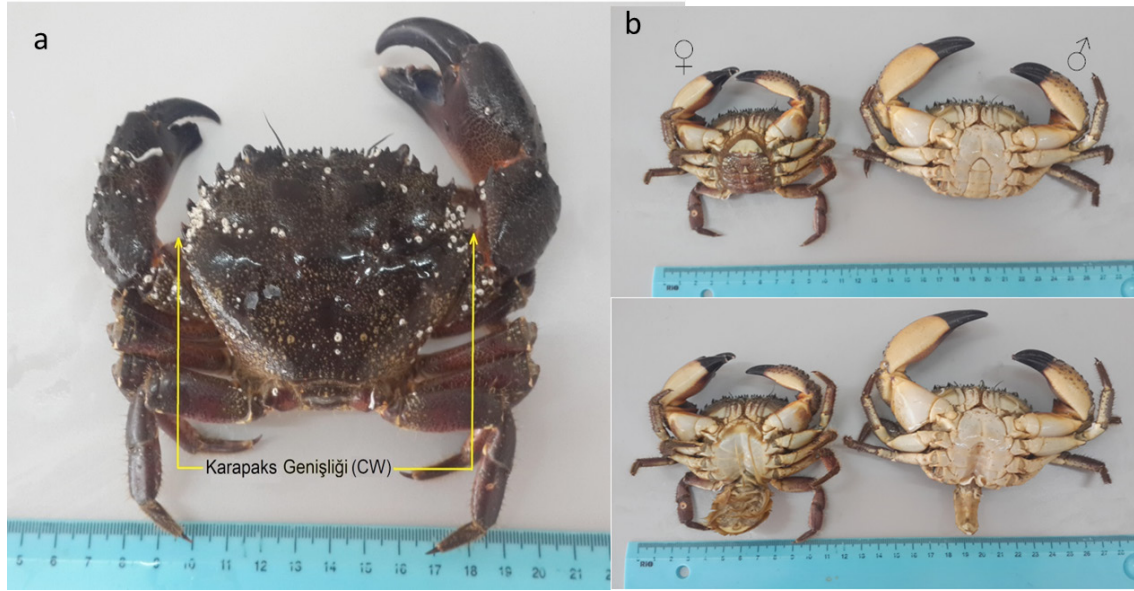
## MATERYAL VE METOT

Çalışma, Çanakkale Boğazı'nda, Nisan 2016-Mart 2017 tarihleri arasında, 0-10m derinlikteki taş ve kayalık zemine sahip 6 istasyondan gerçekleştirilmiştir (Şekil 1). *E. verrucosa* türüne ait örnekler aylık olarak gerçekleştirilen serbest dalış operasyonları ile elde edilmiştir.



Şekil 1. Çanakkale Boğazı'ndaki örnekleme istasyonları  
Figure 1. Sampling area in Çanakkale Strait

Örneklenen yengeç bireylerinin karapaks genişliği (CW) olarak belirlenen boy değerleri elektronik kumpas kullanılarak 0,1 mm hassasiyette ölçülmüştür (Şekil 2a). Bireylerin toplam ağırlıkları (W) ise 0,01g hassasiyetindeki teraziye tartılmıştır. *E. verrucosa* bireylerinin cinsiyetleri abdomen bölgelerine bakılarak kolaylıkla ayrılmış ve ölçümler cinsiyete göre kaydedilmiştir. Abdomen bölgesi erkek bireylerde sivri, dişi bireylerde oval bir form almış durumdadır (Demir, 1952; Öztürk vd., 2013) (Şekil 2b).



**Şekil 2. a)** *E. verrucosa*'nın karapaks genişliği (CW), **b)** dişi ve erkek bireylerin abdomen bölgesi  
**Figure 2. a )** Carapace width (CW) of *E. verrucosa* **b)** Abdominal flap of female and male individuals

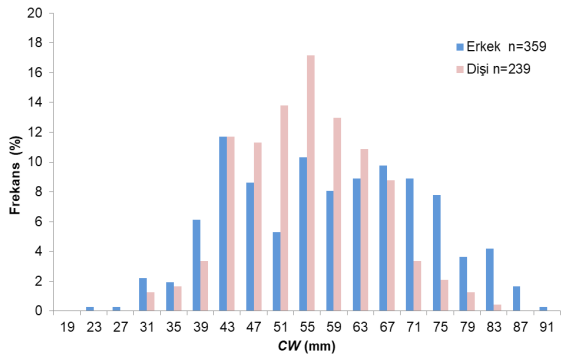
Balıklarda olduğu gibi yengeçlerde de boy ile ağırlık arasında doğrusal olmayan bir ilişki bulunmakta olup, bu ilişkinin bulunmasında regresyon analizi uygulanmaktadır (Ricker, 1975; Balık vd., 2005). Çalışmada türün dişi, erkek ve tüm bireyleri için boy-ağırlık ilişkisini belirlemek amacıyla  $W=aL^b$  eşitliğinden yararlanılmıştır (Ricker, 1975). Eşitlikte  $L$  yerine, yengeçlerde  $CW$  (mm) alınmıştır.  $W$  (g) vücut ağırlığını,  $a$  ve  $b$  ise regresyon katsayılarını ifade etmektedir. Büyüme tipinin belirlenmesinde kullanılan  $b$ 'nin (eğim) değeri 3 ten farklı olup olmadığının belirlenmesinde Pauly (1984) tarafından önerilen t-testi, dişi, erkek ve tüm bireyler için uygulanmış ve hesaplamada aşağıdaki formül kullanılmıştır.

**Tablo 1.** *E. verrucosa* bireyelerine ait boy ve ağırlık değerleri (n: birey sayısı, CW: karapaks genişliği, W: ağırlık, SE: standart hata)

**Table 1.** The Length and weight parameters of *E. verrucosa* individuals (n: number of fish sample, CW: Carapace width, W: weight, SE: standart error)

Cinsiyet	n	CW (mm)			W (g)		
		$CW_{Min}$	$CW_{Mak.}$	$CW_{ort.} \pm SE$	$W_{Min}$	$W_{Mak.}$	$W_{ort.} \pm SE$
Erkek(♂)	359	22,74	88,99	56,55±0,75	4,46	286,24	90,48±3,37
Dişi(♀)	239	28,72	80,75	52,76±0,63	8,10	186,00	62,44±2,16
<b>Toplam(♂+♀)</b>	598	22,74	88,99	55,03±0,52	4,46	286,24	79,27±2,27

Dişi ve erkek bireylerin CW boy ve frekans (%) oranları Şekil 3'de sunulmuştur. Erkek ve dişi bireylerin CW boy frekansları dağılımları arasında yapılan istatistiksel bir farkın olup olmadığının belirlenmesi için Kolmogorov-Smirnow testi uygulanmış ve istatistiksel fark olmadığı sonucuna varılmıştır ( $D=0,315$ ,  $P = 0,246$ ).



Şekil 3. *E. verrucosa*'nın cinsiyete göre CW - frekans (%) dağılımı

Figure 3. CW – frequency (%) distribution of *E. verrucosa*

*E. verrucosa* türünün CW boyu ve  $W$  ağırlığı arasındaki ilişki erkek, dişi ve tüm bireyler için sırası ile  $W=0,0002CW^{3,163}$  ( $R^2= 0,9223$ ),  $W=0,0001CW^{2,6995}$  ( $R^2= 0,8427$ ) ve  $W=0,0003CW^{3,1083}$  ( $R^2= 0,9158$ ) olarak hesaplanmıştır (Şekil 4).

Büyüme tipinin belirlenmesinde kullanılan  $b$  değerinin 3 ten farklı olup olmadığının belirlenmesinde uygulanan Pauly  $t$ -testi, erkek, dişi ve tüm bireyler için Tablo 2'de gösterilmiştir.

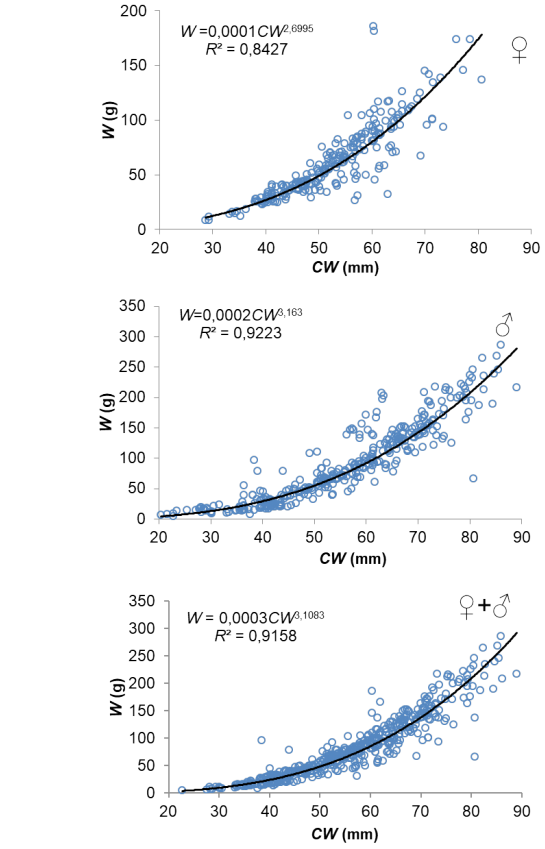
Tablo 2. *E. verrucosa* türünün boy-ağırlık ilişkisine ait parametreler (n: birey sayısı,  $a$  ve  $b$ : regresyon parametreleri,  $SE(b)$ : eğimin standart hatası,  $R^2$ : Determinasyon katsayısı,  $CI$ : %95 Güven aralığı,  $\pm A$ : allometrik büyüme)

Table 2. The Length-weight relationship parameters of *E. verrucosa* (n: number of fish sample,  $a$  and  $b$ : parameters of relationship,  $SE(b)$ : standard error of slope ( $b$ ),  $R^2$ : the coefficient of determination,  $CI$ : %95 confidence interval,  $\pm A$ : allometric growth)

Cinsiyet	n	a	b	SE(b)	R <sup>2</sup>	CI	Pauly t-test
Erkek	359	0,0002	3,163	0,048	0,9223	3,067 -3,258	3,966 <sup>+A</sup>
Dişi	239	0,0001	2,699	0,075	0,8427	2,552 -2,846	-3,966 <sup>-A</sup>
Toplam	598	0,0003	3,108	0,041	0,9158	3,027 -3,188	2,836 <sup>+A</sup>

## TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada, Çanakkale Boğazı'nda 0-10 m derinlikler arasında, akıntılar ve zemin yapısı dikkate alınarak gerçekleştirilen serbest dalış örneklemeleri sonucunda, toplam 598 adet *E. verrucosa* elde edilmiştir. Bu türünün kayalık ve sert zeminlere sahip 0-15 m derinliklere kadar olan kıyı şeridinde dağılım



Şekil 4. *E. verrucosa* türünün boy (CW)-ağırlık (W) ilişkisi  
Şekil 4. The Length (CW)-weight (W) relationship of *E. verrucosa*

gösterdiği ve gündüzleri kaya altında veya yarıklar içinde gizlenirken, geceleri aktif olarak beslendikleri Flores ve Paula (2001) ve Rossi ve Parisi (1973) tarafından bildirilmiştir. Türkiye kıyılarında tür ile ilgili yapılan çalışmalardan, Aydın vd. (2013) Karadeniz kıyılarında bu türün kayalık kıyı boyunca sığ suda, kaya ve yosunlar arasında 15 metre derinliğe kadar dağılım gösterdiğini

ve çalışmadaki örnekleri gece 50cm derinlikteki sığ suda yakalandığını belirtmişlerdir. Karadeniz’de yapılan diğer çalışmalarda ise kayalık ve kumlu kıyı boyunca 0 ile 50m derinliklere kadar dağılım gösterdiği de bildirilmiştir (Bilgin ve Çelik 2004; Bakir vd. 2014). Bunun yanında Çelik (2015) Sinop kıyılarındaki çalışmasında örnekleri 2-6m’ler arasında ve Karadurmuş ve Aydın (2016) da Ordu kıyılarındaki yaptıkları çalışmalarda örnekleri 0-20m’ler arasında topladıklarını bildirmişlerdir. Ayrıca yine Sinop İli Karakum bölgesinde Demirbaş

**Tablo 3.** *E. verrucosa* ile yapılmış farklı çalışmalardaki boy (CW) ve ağırlık (W) değerleri (n: birey sayısı, CO: Cinsiyet oranı (Erkek:dişi), : ortalama)

**Table 3.** The length (CW), weight (W) values of *E. verrucosa* in different studies. (n: number of fish sample, CO: Sex ratio (male:female), : mean)

Literatür	Çalışma tarihi	Bölge	n	CO	CW (mm)			W (g)		
					Min.	Max.		Min.	Max.	
Ulaş ve Aydın (2011)	Eki. 2008 Oca.2009	İzmir	129	1:0,43	57	94	78	74,6	391	221,4
Çelik (2015)	Tem. 2013 Haz. 2014	Sinop	1338	1:0,52	35,7	91,5	-	18,6	289,9	-
Karadurmuş ve Aydın (2016)	Şub. 2012 Oca.2013	Sinop - Ordu	1360	1: 0,42	30	90	64	4,07	301,4	111,26
Bu çalışma	Nisan.2016 Mar. 2017	Çanakkale Boğazı	598	1: 0,66	22,7	88,99	55,03	4,46	286,2	79,27

Bu çalışmada, *E. verrucosa*’ya ait tüm bireylerin CW boy ve W ağırlık değerlerinin diğer çalışmalara göre en düşük boy ve ağırlık ortalamasına sahip olduğu, Ulaş ve Aydın (2011) tarafından yapılan çalışmada ise en yüksek boy ve ağırlık ortalamasına sahip olduğu görülmektedir (Tablo 3). Froese (2006) boy-ağırlık çalışmalarında örnekleme süresinin yılın tüm aylarını kapsamasının önemli olduğu belirtilmekte olup, Ulaş ve Aydın (2011)’nin çalışmasındaki örnekleme süresi ise 4 aylık bir süreyi kapsamaktadır. Bununla birlikte, Baeta vd. (2006) ve Reid vd. (1997)’ne ait çalışmalarda yengeç popülasyonlarında dişi bireylerin özellikle yumurtalı dönemlerinde predatörlerden korunmak amacıyla gizlendikleri ortamlardan çıkmayarak beslenmelerini durdurduklarını ve bu nedenle vücut ağırlığının erkeklerle oranla daha düşük olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, Andrade vd. (2014) ve Flores ve Paula (2001) tarafından yapılan çalışmalarda da türün genç ve yetişkin bireylerinin farklı dönemlerde farklı habitatları tercih ettiği ve üreme dönemine yakın zamanlarda yetişkin bireylerin kıyıya yakın bölgelere geldiği belirtilmektedir. Ulaş ve Aydın (2011) tarafından yapılan çalışmadaki örnekleme süreleri ve dişi oranının (1:0,43), bizim çalışmadaki dişi oranından (1:0,66) daha düşük olması yanında çalışmaların örnekleme süreleri ve farklı özelliklere sahip denizlerde (tuzluluk, sıcaklık v.b.)

gerçekleştirilmiş olması, bulgulardaki gözlenen farkları açıklar niteliktedir. Bu nedenle de türle ilgili yapılan çalışmalarda örnekleme sadece üreme dönemini değil, bütün bir yılı kapsamasına dikkat edilmelidir (Froese 2006).

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.

Çalışmada, *E. verrucosa* türünün CW-W ilişkisinde hesaplanan b regresyon katsayısının 3’ten farkını belirlemede uygulanan Pauly t-testi sonucunda, tüm ve erkek bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,836$ ,  $t = 3,354$ ) pozitif allometrik büyüme ve dişi bireylerin ( $p < 0,05$ ,  $t = 3,966$ ) negatif allometrik büyüme özelliği gösterdiği bulunmuştur (Tablo 2). Türle ilgili Türkiye kıyılarında yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait sonuçlar Tablo 4’te verilmiştir.



**Tablo 4.** Türkiye’de *E. verrucosa* ile yapılmış çalışmalarda CW-W ilişkisine ait parametreler (*n*: birey sayısı, *a* ve *b*: regresyon parametreleri, *R*<sup>2</sup>: Determinasyon katsayısı)

**Table 4.** CW-W relationship parameters of *E. verrucosa* in different studies in Turkey. (*n*: number of fish sample, *a* and *b*: parameters of relationship, *R*<sup>2</sup>: the coefficient of determination)

Literatür	Eşey	<i>n</i>	Regresyon parametreleri		
			<i>a</i>	<i>b</i>	<i>r</i> <sup>2</sup>
Ulaş ve Aydın (2011)	Dişi (♀)	39	15,030	0,322	0,630
	Erkek (♂)	90	8,860	0,407	0,880
	Toplam (♀ ♂)	129	8,720	0,407	0,880
Çelik (2015)	Dişi (♀)	459	0,001	2,694	0,910
	Erkek (♂)	879	0,0005	2,925	0,910
	Toplam (♀ ♂)	1338	0,0003	3,006	0,920
Karadurmuş ve Aydın(2016)	Dişi (♀)	317	0,489	2,820	0,971
	Erkek (♂)	958	0,392	3,005	0,959
	Toplam (♀ ♂)	1360	0,369	3,027	0,965
Bu çalışma	Dişi (♀)	239	0,0001	2,699	0,842
	Erkek (♂)	359	0,0002	3,163	0,922
	Toplam (♀ ♂)	598	0,0003	3,108	0,915

Sonuç olarak, *E. verrucosa* türünün Çanakkale Boğazı’ndaki dağılımı üzerine yapılmış çalışmalar (Forskål, 1775; Holthuis, 1961; Mater ve Kocataş, 1967; Micu ve Abaza 2004; Doğan vd., 2007; Öztürk vd 2013; Bakir vd., 2014; Karadurmuş ve Aydın, 2016) bulunmasına rağmen, bölgede boy-ağırlık ilişkisine ait bulgular ve erkek:dişi oranları (1:0,66) ilk olarak bu

çalışma ile hesaplanmıştır.

### TEŞEKKÜR

Arazi çalışmalarında yardımcı olan Y.lisans öğrencileri Ergün TANAY ve Hayati YAĞLI’ya teşekkürü bir borç biliriz. Bu çalışma TÜBİTAK 2150646 no’lu proje tarafından desteklenmiştir.

### KAYNAKÇA

- Altinelataman, C. & Dinçer, T. (2007). Proximate composition and the freshness quality in refrigerator storage of the Warty Crab (*Eriphia verrucosa*, Forskål, 1775) meat. *Arch Lebensmittelhyg*, 58, 132-135. DOI: [10.2377/0003-925X-58-132](https://doi.org/10.2377/0003-925X-58-132)
- Andrade, L.S., Goes, J.M., Fransozo, V., Alves, D.F.R., Teixeira, G.M. & Fransozo, A. (2014). Differential habitat use by demographic groups of the redfinger rubble crab *Eriphia gonagra* (Fabricius, 1781). *Brazilian Journal of Biology*, 74, 597-606. DOI: [10.1590/bjb.2014.0090](https://doi.org/10.1590/bjb.2014.0090)
- Aydın, M., Karadurmuş, U. & Mutlu, C. (2013). Orta ve Doğu Karadeniz’deki (Türkiye) Yengeç Türleri. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi / The Black Sea Journal of Sciences*, 3, 1-16.
- Baeta, A., Cabral, H., Marques, J. & Pardal, M. (2006). Feeding ecology of the green crab, *Carcinus maenas* (L., 1758) in a temperate estuary, Portugal. *Crustaceana*, 79, 1181-1193. DOI: [10.1163/156854006778859506](https://doi.org/10.1163/156854006778859506)
- Bagenal, T.B. & Tesch, F.W. (1978). Age and growth. In: T. Bagenal (Ed.), *Methods for assessment of fish production in fresh waters*, 3rd edition, IBP Handbook No. 3. Blackwell Scientific Publications, Oxford:101-136.
- Bakır, A.K., Katagan, T., Aker, H.V., Özcan, T., Sezgin, M., Ateş, A.S., Koçak, C. & Kırkım, F. (2014). The marine arthropods of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 38, 765-831. DOI: [10.3906/zoo-1405-48](https://doi.org/10.3906/zoo-1405-48)
- Balık, S., Ustaoglu, M.R., Sarı, H.M. & Berber, S. (2005). Demirköprü baraj gölünde yaşayan tatlisu istakozunun (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) bazı üreme özellikleri. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 3, 245-249.
- Bilgin, S. & Çelik, E.Ş. (2004). Karadeniz’in Sinop kıyıları (Türkiye) yengeçleri. *F. Ü. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi* 16, 337-345.
- Bolger, T. & Connolly, P.L. (1989). The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *J. Fish Biol.* 34, 171-182. DOI: [10.1111/j.1095-8649.1989.tb03300.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1989.tb03300.x)
- Çelik, S. (2015). Sinop bölgesi’nde Pavurya (*Eriphia verrucosa* Forskål, 1775)’nın bazı biyolojik parametrelerinin araştırılması. Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı. Y.LisansTezi. Sinop Üniv. 65s.
- Demir, M., (1952). Benthic invertebrate animals from the coasts of

- the Bosphorus and the Islands. İstanbul University Hydrobiology Institute Publications, Pp: 1-615.
- Demirbaş, A., Eyüboğlu, B., Baki, B. & Saripek, M. (2013). *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) Yengecinin Üreme Dönemi Biyokimyasal Özelliklerinin Belirlenmesi. *Yunus Araştırma Bülteni*. 4, 15-19.
- Diaz, L.S., Roa, A., Garcia, C.B., Acero, A. & Navas, G. (2000). Length-weight relationships of demersal fishes from the upper continental slope off Colombia. *Naga, the ICLARM Quarterly*, 23(3), 23-25.
- Doğan, A., Dağlı, E., Özcan, T., Bakır, K., Ergen, Z., Önen, M. & Katağan, T. (2007). Commercially important invertebrates inhabiting the Turkish seas. *Turkish Journal of Aquatic Life*, 3-5, 36-44.
- Erkan, M., Balkis, H., Kurun, A., & Tunalı, Y. (2008). Seasonal variations in the ovary and testis of *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) from Karaburun, SW Black Sea. *Pakistan Journal of Zoology*. 40, 217-221.
- Erkan, M., Tunalı, Y., Ekici, S. & Kara, S. (2010). Histology of the androgenic gland in *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) (Decapoda, Brachyura). *Turk. J. Zool.*, 34, 79-84. DOI: [10.3906/zoo-0808-24](https://doi.org/10.3906/zoo-0808-24)
- Flores, A.A.V. & Paula, J. (2001). Intertidal distribution and species composition of brachyuran crabs at two rocky shores in Central Portugal. *Hydrobiologia*. 449, 171-177. DOI: [10.1023/A:1017573927565](https://doi.org/10.1023/A:1017573927565)
- Froese, R., (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241-253. DOI: [10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x)
- Forskål, P. (1775). Descriptiones animalium avium, amphibiorum, piscium, insectorum, vermium; quæ in itinere orientali observavit Petrus Forskål. 1, Post mortem auctoris edidit Carsten Niebuhr. *Adjuncta est materia medica Kahirina atque tabula maris rubri geographica*, 1(20): 1-164.
- Holthuis, L.B. (1961). Report on a collection of Crustacea Decapoda and Stomatopoda from Turkey and the Balkans. *Zoologische Verhandelingen, Leiden*, 47, 1-67.
- Holthuis, L.B. & Gottlies, E., (1958). An annotated list of Decapod Crustacea of the Mediterranean Coast of Israel, with an appendix listing the Decapoda of the Eastern Mediterranean. 7B, Pp: 1-126 pp.
- Karadurmuş, U. & Aydın, M. (2016). An investigation on some biological and reproduction characteristics of *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775) in the South Black Sea (Turkey). *Turk J Zool.* 40, 461-470. DOI: [10.3906/zoo-1511-4](https://doi.org/10.3906/zoo-1511-4)
- Kaya, Y., Turan, H. & Erdem, M.E. (2009). Determination of nutritional quality of warty crab (*Eriphia verrucosa* Forskål, 1775). *Journal of Animal and Veterinary Advances*. 8, 120-124.
- Koukouras, A. (2010). Check-list of marine species from Greece. *Aristotle University of Thessaloniki. Assembled in the framework of the EU FP7 PESI project*. In WoRMS.
- Mater, S. & Kocataş, A. (1967). İzmir Körfezi Brachyura'sı hakkında bir ön çalışma. *E.Ü. Fen Fak. İlimi Rap. Ser.*, 38, 1-16.
- Micu, D. & Todorova, V. (2007). Biodiversity of the Western Black Sea. *Marine Biodiversity and Ecosystem Functioning, MarBEF Newsletter*. 7, 26-29.
- Micu, S. & Abaza, V. (2004). Changes in biodiversity of Decapods (Decapoda, Crustacea) from Romanian Black Sea Coast. *Analele Ştiinţifice ale Universităţii "Al. I. Cuza" Iaşi, s. Biologie animală, Tom LVI*. 17-26.
- Öztürk, B., Oral, M., Topaloğlu, B., Bat, L., Okudan Arslan, E.Ş., Özgür Özbek, E., Sezgin, M., Tonay, A.M., Amaha Öztürk, A., İsfendiyaroğlu, S. & Uysal, İ. (2013). *Red Data Book Black Sea, Turkey*. Published by Turkish Research Foundation (TUDAV), İstanbul, TURKEY. Publication number 38, 323s.
- Paula, J. (1987). Seasonal distribution of Crustacea Decapoda larvae in S. Torpes bay, South-western Portugal. *Inv. Pesq.* 51(1): 267-275.
- Pauly, D., (1984). Fish Population Dynamics in Tropical Waters. A manual for use with Programmable Calculators. ICLARM Contribution, 143; 325.
- Peter, K.L.N., Guinot, D. & Davie, P.J.F. (2007). Systema Brachyurorum: Part 1. An Annotated checklist of extant Brachyuran crabs of the world, *The Raffles Bulletin of Zoology*. 17, 1-286.
- Petrakis, G. & Stergiou, K.I. (1995). Weight-length relationships for 33 fish species in Greek waters. *Fish. Res.* 21: 465-469 DOI: [10.1016/0165-7836\(94\)00294-7](https://doi.org/10.1016/0165-7836(94)00294-7)
- Reid, D.G., Abelló, P., Kaiser, M.J. & Warman, C.G. (1997). Carapace Colour, Inter-moult Duration and the Behavioural and Physiological Ecology of the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 203-211. DOI: [10.1006/ecss.1996.0212](https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0212)
- Reynolds, W.W. & Reynolds, L.J. (1977). Zoogeography and the predator-prey 'arms race': A comparison of eriphia and nerita species from three faunal regions. *Hydrobiologia*, 56, 63-67. DOI: [10.1007/BF00023286](https://doi.org/10.1007/BF00023286)
- Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of Biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*. No 191, Ottawa.
- Rossi, A.C. & Parisi, V. (1973). Experimental Studies of Predation by the CRAB *Eriphia Verrucosa* on Both Snail and Hermit CRAB Occupants of Conspecific Gastropod Shells. *Bolletino di zoologia*, 40, 117-135. DOI: [10.1080/11250007309430063](https://doi.org/10.1080/11250007309430063)
- Silva, A.C., Silva, I.C., Hawkins, S.J., Boaventura, D.M. & Thompson, R.C. (2010). Cheliped morphological variation of the intertidal crab *Eriphia verrucosa* across shores of differing exposure to wave action. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 391, 84-91. DOI: [10.1016/j.jembe.2010.06.012](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.06.012)
- Teaca, A., Begun, T., Surugiu, V. & Gomoiu, M.T. (2010). Changes in the structure of the rocky mussels littoral biocoenosis from the Romanian Black Sea Coast. *Analele Ştiinţifice ale Universităţii "Al. I. Cuza" Iaşi, s. Biologie animală, Tom LVI*.
- Ulaş, A. & Aydın, C. (2011). Length-Weight Relationships of *Eriphia verrucosa* Forskål (1775) from the Aegean Sea (Linnaeus, 1758). *Journal of Animal and Veterinary Advances*. 10, 1061-1062. DOI: [10.3923/javaa.2011.1061.1062](https://doi.org/10.3923/javaa.2011.1061.1062)
- Yankova, M., Pavlov, D., Raykov, V., Mihneva, V. & Radu, G. (2011). Length-weight relationships of ten fish species from the Bulgarian Black Sea waters. *Turkish Journal of Zoology*, 35, 265-270. DOI: [10.3906/zoo-0912-44](https://doi.org/10.3906/zoo-0912-44)



## Karadeniz'de mezzit balığının, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordman, 1840), büyümesi, üremesi ve kimyasal kompozisyonu

### Growth, reproduction and chemical composition of whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordman, 1840), in the Black Sea

Sabri Bilgin<sup>1\*</sup> • Özlem Bilgin<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Sinop Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Bölümü, 57000, Sinop, Türkiye

 <https://orcid.org/0000-0003-0155-8981>

<sup>2</sup>Sinop Üniversitesi Bilimsel ve Teknolojik Araştırmalar Uygulama ve Araştırma Merkezi (SÜBİTAM), 57000, Sinop, Türkiye

 <https://orcid.org/0000-0003-3245-1511>

\*Corresponding author: [srbilgin@hotmail.com](mailto:srbilgin@hotmail.com)

Received date: 31.03.2018

Accepted date: 18.05.2018

#### How to cite this paper:

Bilgin, S. & Bilgin, Ö. (2018). Growth, reproduction and chemical composition of whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordman, 1840), in the Black Sea. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 483-496.  
DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.15

**Öz:** Bu çalışmada, Karadeniz'de yaşayan mezzit balığının (*Merlangius merlangus euxinus*) popülasyon dinamiği kapsamında, büyümesi ve üreme biyolojisi ile ölüm oranları, etinin besin değeri kapsamında ise kimyasal kompozisyonu üzerine yapılmış çalışmalar derlenerek sonuçlar bir bütün olarak sunulmuştur. Boy ağırlık ilişkisi parametrelerinden a değerinin logaritması ile eğim (b) değerleri arasındaki ilişki erkekler için  $\text{Log}(a) = -0,0013(b) + 1,735$ ;  $r^2 = 0,998$  (n = 6) ve dişiler için ise  $\text{Log}(a) = -0,0013(b) + 1,650$ ;  $r^2 = 0,994$  (n = 6) şeklinde hesaplanmıştır. Erkek bireyler 6 yaşına, dişi bireyler ise 9 yaşına kadar büyümektedir. von Bertalanffy büyüme denklemi parametrelerinden  $L_{\infty}$  ve K arasındaki ilişki erkekler için  $K = 7794,9 L_{\infty} - 3,1094$ ;  $r^2 = 0,9481$ ; n = 7 ve dişiler için ise  $K = 1317,3 L_{\infty} - 2,4808$ ;  $r^2 = 0,9586$ ; n = 7 şeklinde hesaplanmıştır. Mezzit balığının yaz ayları boyunca yoğun olan üreme faaliyetinin yıl boyunca devam ettiği belirlenmiştir. Mezzit balığı etinin protein oranının %15,5±0,85 ve yağ oranının ise %1,5±0,54 olduğu belirlenmiştir. Sonuçlar cinsi olgunluğa kadar hızlı büyüyen mezzit balığının, av baskısı altında olduğu, dip uzatma ağlarıyla uygulanan avlama yönteminin ve ağ gözü açıklığının mezzit stokları açısından doğru olduğunu göstermiştir. Mezzit balığı üzerine uygulanan av baskısı yüksek olup ( $E = 0,75 \pm 0,031$ ) avlama ölüm oranının %50-60 seviyesine çekilmesi uygun olacaktır. Bu da cinsi olgunluğa ulaşmamış sıfır ve bir yaşındaki balıkların hiç avlanmaması ya da daha az avlanması ile gerçekleşebilir.

**Anahtar kelimeler:** Mezzit, *Merlangius merlangus euxinus*, popülasyon yapısı, balıkçılık yönetimi, Karadeniz

**Abstract:** In this study, studies on growth and reproduction biology and mortality rates, chemical composition of meat in terms of nutritional value were reviewed and the results presented as a whole in the scope of population dynamics of whiting fish (*Merlangius merlangus euxinus*) living in Black Sea. The regression equation of log (a) against b for different weight length relationships of whiting is  $\text{Log}(a) = -0,0013(b) + 1,735$ ;  $r^2 = 0,998$  (n = 6) for male and  $\text{Log}(a) = -0,0013(b) + 1,650$ ;  $r^2 = 0,994$  (n = 6) for the female. It was determined that the reproductive activity intensified during the summer months of the whiting continued throughout the year.

It was determined that whiting meat protein contents is about 15.5±0.85% and fat ratio is about 1.5±0.54%. The results showed that the whiting, which grow as fast as the sex maturity, was under the fishing pressure and the fishing with bottom gill nets and mesh size of gill nets are suitable for whiting sustainable fisheries. It is appropriate that the fishing pressure applied on the whiting fish is high ( $E = 0.75 \pm 0.031$ ) and the fishing mortality rate should be reduced to 50-60% levels. This can be achieved with no fishing, or less fishing of whiting at zero and one year old fish that have not reached sexual maturity.

**Keywords:** Whiting, *Merlangius merlangus euxinus*, population structure, fisheries management, Black Sea

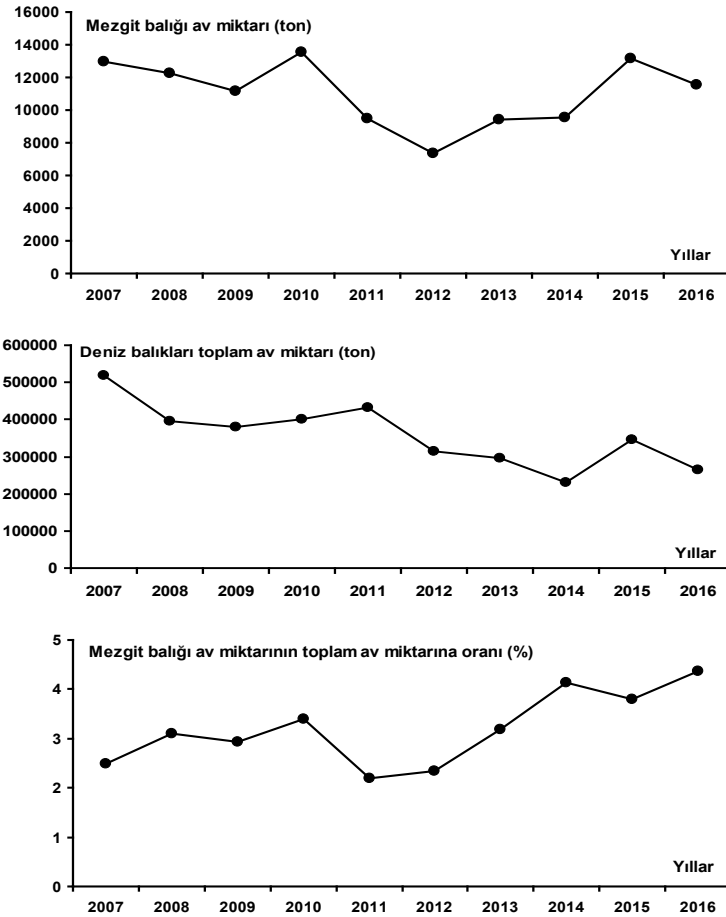
## GİRİŞ

Türkiye denizlerinde 150 familya ya ait 512 balık türü yaşamaktadır (Bilecenoğlu vd., 2014). Türkiye denizlerinde mezigit balıklarının da içerisinde yer aldığı Gadidae familyasına ait *Gadiculus argenteus* Guichenot, 1850, *Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758), *Micromesistius poutassou* (Risso, 1827) ve *Trisopterus minutus* (Linnaeus, 1758) türleri olmak üzere dört balık türü yaşamaktadır (Bilecenoğlu vd., 2014). Bu dört Gadidae familyası üyesinden *Merlangius merlangus euxinus* türü Karadeniz’de yaşamaktadır.

Son on yılda (2007-2016 yılları arasında) Türkiye denizlerinde avlanan balık miktarı 231058 ton ile 432246 ton arasında (ortalama  $357775 \pm 27026$  ton) iken mezigit balığının bu süre zarfında av miktarı ise 7367 ton ile 13558 ton arasında (ortalama  $11034 \pm 641$  ton) gerçekleşmiştir (TÜİK, 2017). Son on yılda avlanan mezigit balığı miktarının toplam deniz balıkları av miktarına oranı ise %2,2 ile %4,4 arasında (ortalama:  $3,2 \pm 0,2$ ) gerçekleşmiştir. Diğer bir ifadeyle mezigit

balığı toplam deniz balıkları avcılık yoluyla üretiminin yaklaşık %3’lük bir bölümünü oluşturmaktadır (Şekil 1).

Karadeniz’de mezigit balığı (*M. m. euxinus*) üzerine yapılmış çalışmalar daha çok boy ağırlık ilişkisi (İşmen, 2002; Kalaycı vd., 2007; Samsun, 2010; Taylan vd., 2018; Maximov vd., 2011; Bradova ve Prodanov, 2003; Ak ve ark., 2009a; Ak ve ark., 2009b; Kasapoğlu ve Düzgüneş, 2014; Yankova vd., 2011; Aydın ve Hacıoğlu, 2017; Özdemir vd., 2018), von Bertalanffy büyüme denklemlerini içeren büyüme, ölüm oranları ve üreme biyolojisi çalışmaları (Düzgüneş ve Karaçam, 1990; Samsun, 1995; Özdamar ve Samsun, 1995; Özdamar vd., 1996; Çiloğlu vd., 2001; İşmen, 2002; Bradova ve Prodanov, 2003; Samsun, 2010; Maximov vd., 2011; Sağlam ve Sağlam, 2012; Bilgin vd., 2012) ile besin kompozisyonu (Düzgüneş ve Karaçam, 1990; Erkoyuncu vd., 1994; Sivri vd., 1997; Samsun vd., 2006; Kaba vd., 2014) üzerine yoğunlaşmıştır. Karadeniz’de av sezonu içerisinde özellikle dip trolü ve av mevsimi dışında ise dip uzatma ağlarıyla neredeyse yılın 12 ayı avlanır.



**Şekil 1.** Türkiye denizlerinde avlanan mezigit balığı miktarı, toplam balık miktarı ve mezigit balığı av miktarının toplam av miktarına oranı (TÜİK, 2017)

**Figure 1.** The catch amount of whiting in the Turkish Seas, total fish amount and rate of whiting catch amount to total fish catch amount (TÜİK, 2017)



Sevilerek tüketilen mezgıt balığının sürdürülebilir bir şekilde avcılığının yapılması ve balıkçılık yönetimi açısından balıkçılık yöneticilerine balıkçılığı doğru ve verimli bir şekilde yönetebilmeleri için bilimsel araştırma sonuçlarına ihtiyaç vardır. Karadeniz'de hamsi popülasyon dinamiği üzerine yapılmış çalışmaların balıkçılık yönetimi açısından değerlendirilmesinden başka (Bilgin vd. 2016), Karadeniz'de yaşayan balıkların popülasyon dinamiği çalışmalarını bir bütün olarak değerlendiren başka bir çalışmaya rastlanılamamıştır.

Bu çalışmada ise geçmişten günümüze Karadeniz'de yaşayan mezgıt balığının popülasyon dinamiği kapsamında, büyümesi ve üreme biyolojisi ile ölüm oranları, etinin besin değeri açısından besin kompozisyonu üzerine yapılmış çalışmalar derlenerek sonuçlar bir bütün olarak sunulmuştur. Çalışmalardan elde edilen sonuçlar neticesinde von Bertalanffy büyüme denklemi parametreleri ve boy ağırlık ilişkisi parametreleri ortalamalar şeklinde değerlendirilmiş, parametrelerin kendi aralarında regresyon denklemi hesaplanarak parametreler arasındaki ilişki ortaya konulmuştur. Ayrıca Mezgıt balığının üreme biyolojisi kapsamında yapılmış çalışmalar derlenerek üreme zamanı ve etinin kimyasal kompozisyonu da değerlendirilmiştir.

#### MATERYAL VE METOT

Bu çalışmada Karadeniz'de mezgıt balığı için boy ağırlık ilişkisi parametreleri, von Bertalanffy büyüme denklemi parametreleri, yaşlardaki ortalama boylar, boy ağırlık ilişkisi parametreleri, üreme zamanı, ölüm oranları ve etinin kimyasal kompozisyonu içeren araştırma sonuçları kullanılmıştır. İnternet sayfaları Web of Science, Fishbase, Researchgate ve Akademik Google taranarak konuyla ilgili çalışmalar elde edilmiştir.

von Bertalanffy büyüme denklemi (VBBD) parametreleri ve boy ağırlık ilişkisi parametreleri cinsiyete göre değerlendirilerek, ortalama ve standart hatalarıyla beraber mezgıt balığı için genel olarak ortaya konulmuştur. VBBD parametrelerinden  $L_{\infty}$  ve  $K$  cinsiyetlere göre kendi arasında, boy ağırlık ilişkisi parametrelerinden  $a$  değerinin logaritmik değeri ( $\log a$ ) ile eğim ( $b$ ) cinsiyetlere göre kendi arasında regresyona tabi tutularak regresyon formülleri belirlenmiştir. Ayrıca mezgıt balığı etinin kimyasal kompozisyonu, tespit edilen çalışma sonuçlarına göre değerlendirilerek ortalama değerler belirlenmiştir. Yaş kompozisyonu, VBBD parametreleri, boy ağırlık ilişkisi parametreleri, üreme zamanı, ölüm oranları ve etin kimyasal kompozisyonunu içeren veriler aşağıda belirtilen kaynaklardan elde edilmiştir.

Boy ağırlık ilişkisi parametrelerinin tespitinde kullanılan kaynaklar: Dişiler ve erkekler için, [Düzgüneş ve Karaçam \(1990\)](#); [İşmen \(2002\)](#); [Çiloğlu vd. \(2001\)](#); [Samsun \(2010\)](#); [Ak vd. \(2009a\)](#) ile [Sağlam ve Sağlam \(2012\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları

kullanılmıştır. Dişi + erkekler için ise [İşmen \(2002\)](#); [Bradova ve Prodanov \(2003\)](#); [Samsun \(2010\)](#); [Maximov vd. \(2011\)](#); [Ak vd. \(2009a\)](#); [Ak vd. \(2009b\)](#); [Kasapoğlu ve Düzgüneş \(2014\)](#); [Yankova vd. \(2011\)](#); [Özdemir vd. \(2018\)](#); [Taylan vd. \(2018\)](#) ile [Aydın ve Hacıoğlu \(2017\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır.

Yaşlardaki ortalama boyların tespitinde kullanılan kaynaklar: Dişiler ve erkekler için, [Düzgüneş ve Karaçam \(1990\)](#); [Şahin ve Akbulut \(1997\)](#); [İşmen \(2002\)](#); [Samsun ve Erkoyuncu \(1998\)](#); [Çiloğlu vd. \(2001\)](#); [Mazlum ve Bilgin \(2014\)](#) ile [Sağlam ve Sağlam \(2012\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır. Dişi + erkekler için ise [İşmen \(2002\)](#); [Mazlum ve Bilgin \(2014\)](#), [Maximov vd. \(2011\)](#), [Samsun \(1995\)](#), [Özdamar vd. \(1996\)](#), [Özdamar ve Samsun \(1995\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır.

von Bertalanffy Büyüme Denklemi parametrelerinin tespitinde kullanılan kaynaklar: Dişiler ve erkekler için, [Çiloğlu vd. \(2001\)](#); [İşmen \(2002\)](#); [Samsun \(2010\)](#); [Sağlam ve Sağlam \(2012\)](#) ile [Bilgin vd. \(2012\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır. Dişi + erkekler için ise [Samsun ve Akyol \(2017\)](#), [Özdamar vd. \(1996\)](#), [Samsun \(1995\)](#), [Özdamar ve Samsun \(1995\)](#), [Düzgüneş ve Karaçam \(1990\)](#); [Çiloğlu vd. \(2001\)](#); [İşmen \(2002\)](#); [Bradova ve Prodanov \(2003\)](#); [Samsun \(2010\)](#); [Maximov vd. \(2011\)](#) ile [Sağlam ve Sağlam \(2012\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır.

Ölüm oranları parametrelerinin tespitinde kullanılan kaynaklar: Dişiler+erkekler için [Düzgüneş ve Karaçam \(1990\)](#); [Özdamar ve Samsun \(1995\)](#), [İşmen \(2002\)](#); [Samsun \(1995\)](#), [Samsun \(2010\)](#), [Sağlam ve Sağlam \(2012\)](#) ile [Uysal \(1994\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır.

Üreme zamanının tespitinde kullanılan kaynaklar: Dişiler+erkekler için, [Çiloğlu vd. \(2001\)](#); [Mazlum ve Bilgin \(2014\)](#); [Sağlam ve Sağlam \(2012\)](#) ile [Bilgin vd. \(2012\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır.

Kimyasal kompozisyonunun tespitinde kullanılan kaynaklar: [Düzgüneş ve Karaçam \(1990\)](#); [Samsun vd. \(2006\)](#), [Erkoyuncu vd. \(1994\)](#) ile [Kaba vd. \(2014\)](#) tarafından yürütülen çalışma sonuçları kullanılmıştır.

#### BULGULAR

##### Büyüme

##### Boy ağırlık ilişkisi

Mezgıt balığının boy ağırlık ilişkisine yönelik yapılan çalışmalar [Tablo 1](#)'de gösterilmiştir. Karadeniz'de mezgıt üzerine yapılan çalışma sonuçlarına göre bu balığın boy ağırlık ilişkisi, erkek, dişi ve erkek+dişi bireyler için aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır.

Erkek bireyler için:  $W = 0,0071 \pm 0,0130L^{3,019 \pm 0,164}$  ( $r = 0,98 \pm 0,008$ ;  $n = 6$ )

Dişi bireyler için:  $W = 0,0067 \pm 0,0230L^{3,126 \pm 0,870}$

( $r = 0,98 \pm 0,010$ ;  $n = 6$ )

Dişi+Erkek bireyler için:  $W = 0,0056 \pm 0,0010L^{3,106 \pm 0,320}$   
( $r = 0,97 \pm 0,006$ ;  $n = 13$ )

Boy ağırlık ilişkisi parametrelerinde a değerinin logaritmasına log (a) karşı eğimin (b) değerlerinin şekli dişi, erkek ve dişi+erkek için Şekil 2'de gösterilmiştir. Bu sonuçlara göre hesaplanan regresyon denklemleri ise aşağıda gösterilmiştir.

Erkek bireyler için:  $\log(a) = -0,0013(b) + 1,735$ ;  
 $r^2 = 0,998$  ( $n = 6$ )

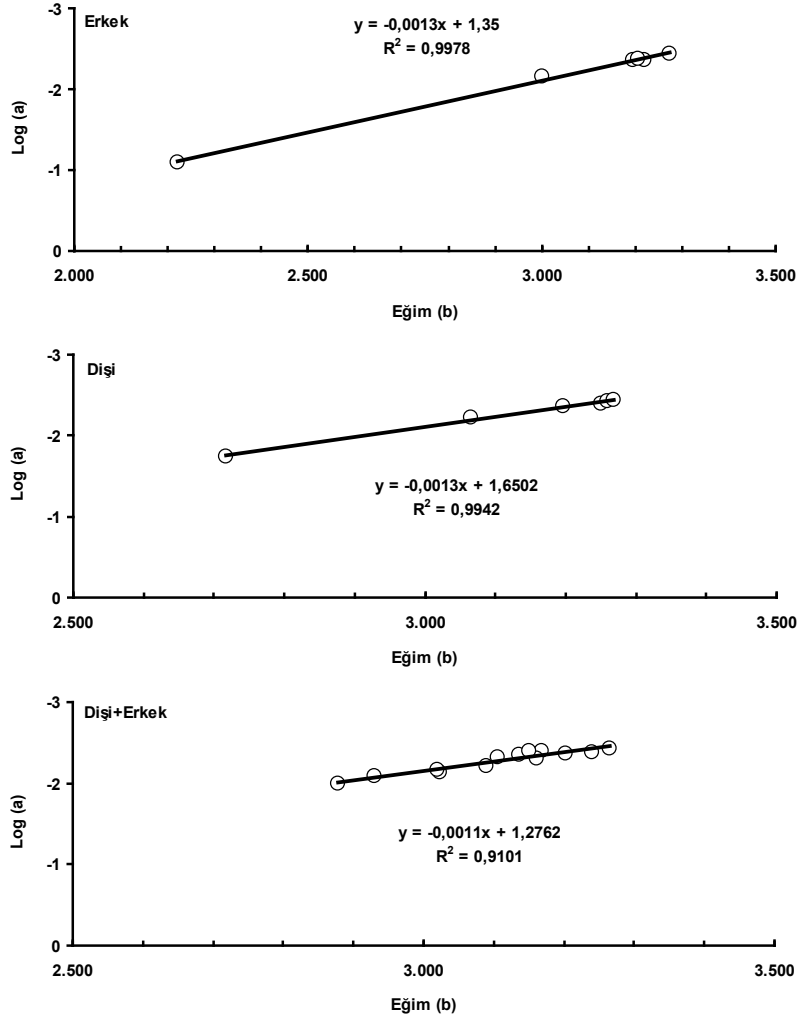
Dişi bireyler için:  $\log(a) = -0,0013(b) + 1,650$ ;  
 $r^2 = 0,994$  ( $n = 6$ )

Dişi+Erkek bireyler için:  $\log(a) = -0,0011(b) + 1,276$ ;  
 $r^2 = 0,910$  ( $n = 13$ )

Hesaplanan regresyon denklemleri korelasyon katsayısı özellikle dişi ve erkek bireyler için 1'e oldukça yakın hesaplanmıştır ( $r > 0,99$ ). Burada dikkat edilmesi gereken kıstas boy ölçümünün toplam boy ve cm cinsinden, ağırlık tartımının ise g cinsinden olduğudur.

**Tablo 1.** Karadeniz'de mezgit balığının boy ağırlık ilişkisi parametreleri  
**Table 1.** Length and weight relationships of whiting in the Black Sea

Cinsiyet	a	b	r	Yıl	Kaynak
Erkek	0,0044	3,220	0,99	1990-1992	İşmen (2002)
Erkek	0,0797	2,220	0,99	1988-1989	Düzgüneş ve Karaçam (1990)
Erkek	0,0042	3,207	0,98	1996	Çiloğlu vd., (2001)
Erkek	0,0043	3,194	0,97	2001-2003	Samsun (2010)
Erkek	0,0036	3,273	0,98	2007-2008	Ak vd., (2009a)
Erkek	0,0071	3,002	0,94	2010-2012	Sağlam ve Sağlam (2012)
Ortalama	0,0172	3,019	0,98		
Std Hata	0,0130	0,164	0,008		
Dişi	0,0182	2,717	0,99	1988-1989	Düzgüneş ve Karaçam (1990)
Dişi	0,0040	3,250	0,99	1990-1992	İşmen (2002)
Dişi	0,0038	3,259	0,99	1996	Çiloğlu vd., (2001)
Dişi	0,0043	3,196	0,97	2001-2003	Samsun (2010)
Dişi	0,0036	3,268	0,99	2007-2008	Ak vd., (2009a)
Dişi	0,0060	3,065	0,93	2010-2012	Sağlam ve Sağlam (2012)
Ortalama	0,0067	3,126	0,98		
Std Hata	0,0230	0,870	0,010		
Dişi+Erkek	0,0042	3,240	0,99	1990-1992	İşmen (2002)
Dişi+Erkek	0,0083	2,930	0,99	1983-2000	Bradova ve Prodanov (2003)
Dişi+Erkek	0,0043	3,202	0,97	2001-2003	Samsun (2010)
Dişi+Erkek	0,0045	3,136	0,99	2004-2008	Maximov vd., (2011)
Dişi+Erkek	0,0048	3,106	0,99	2007	Maximov vd., (2011)
Dişi+Erkek	0,0037	3,266	0,98	2007-2008	Ak vd., (2009a)
Dişi+Erkek	0,0040	3,169	0,98	2007	Ak vd.,(2009b)
Dişi+Erkek	0,0050	3,162	0,96	2009-2011	Kasapoğlu ve Düzgüneş (2014)
Dişi+Erkek	0,0100	2,878	0,91	2009-2011	Kasapoğlu ve Düzgüneş (2014)
Dişi+Erkek	0,0040	3,151	0,99	2006-2008	Yankova vd., (2011)
Dişi+Erkek	0,0068	3,020	0,99	2012-2013	Özdemir vd., (2018)
Dişi+Erkek	0,0073	3,024	0,97	2014	Taylan vd., (2018)
Dişi+Erkek	0,0062	3,089	0,96	2015-2016	Aydın ve Hacıoğlu (2017)
Ortalama	0,0056	3,106	0,97		
Std Hata	0,0010	0,320	0,006		



**Şekil 2.** Boy ağırlık ilişkisi parametrelerinde a değerinin logaritmasına log (a) karşı eğimin (b) dişi, erkek ve dişi+erkek için regresyon denklemleri

**Figure 2.** The logarithm of log (a) versus slope (b) is used for regression equations for female, male and female + male

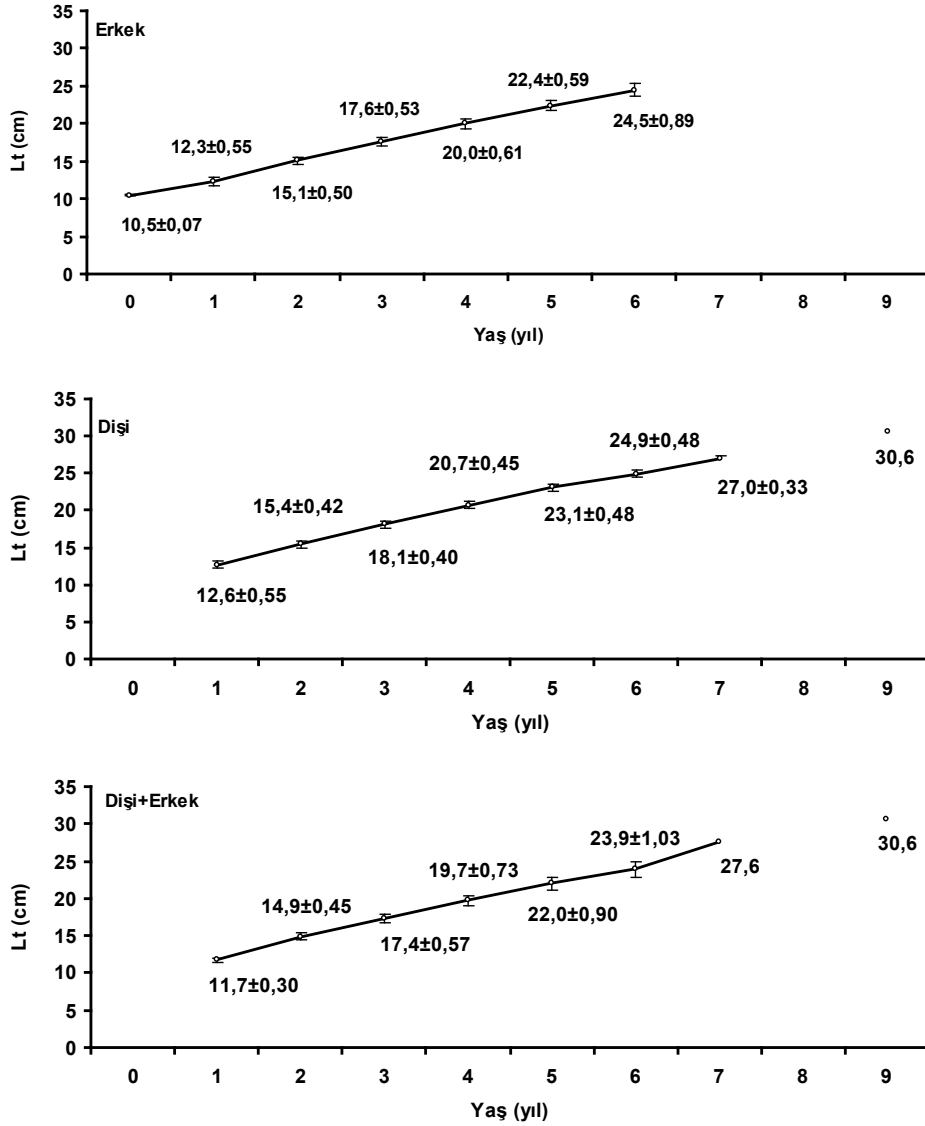
#### Yaş boy ilişkisi

Çalışmalardan elde edilen yaşlardaki ortalama boy değerleri cinsiyete göre Tablo 2'de gösterilmiştir. Mezgıt balığının maksimum yaşı 9 cm olarak tespit edilmesine rağmen genelde 6-7 yaşına kadar yaş gruplarının tespit edildiği görülmektedir (Şekil 3). Erkek bireylerin 6 yaşına kadar dişi bireylerin ise 9 yaşına kadar yaşadığı görülmektedir. Erkek bireyler de tespit edilen 0 ile 6 yaş arasındaki boy değerleri sırasıyla  $10,5 \pm 0,07$

cm,  $12,3 \pm 0,55$  cm,  $15,1 \pm 0,50$  cm,  $17,6 \pm 0,53$  cm,  $20,0 \pm 0,61$  cm,  $22,40 \pm 0,59$  cm ve  $24,5 \pm 0,89$  cm olarak hesaplanmıştır. Dişilerde tespit edilen yaşlardaki ortalama boy değerleri ise 1 yaşında  $12,6 \pm 0,55$  cm, 2 yaşında  $15,4 \pm 0,42$  cm, 3 yaşında  $18,1 \pm 0,40$  cm, 4 yaşında  $20,7 \pm 0,45$  cm 5 yaşında  $23,1 \pm 0,48$  cm, 6 yaşında  $24,9 \pm 0,48$  cm, 7 yaşında  $27,0 \pm 0,33$  cm ve 9 yaşında ise 30,6 cm olarak hesaplanmıştır. Buradan da görüldüğü üzere dişi bireylerin ortalama boyları aynı yaşta erkek bireylere göre daha büyüktür.

**Tablo 2.** Karadeniz'de avlanan mezgit balığının yaşlardaki ortalama boyları  
**Table 2.** Average length at ages of whiting caught in the Black Sea

Cinsiyet	Yaşlardaki ortalama boylar (cm)										Yıl	Kaynak	
	0	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX			
Erkek		15,1	17,9	20,4	22,4	24,1						1988-1989	Düzgüneş ve Karaçam (1990)
Erkek		11,0	13,7	16,3	18,9	21,4	22,5					1991	Şahin ve Akbulut (1997)
Erkek		10,8	13,9	16,8	21,0		25,8					1990-1992	İşmen (2002)
Erkek		12,2	15,1	18,4	20,5	22,5						1995-1996	Samsun ve Erkoyuncu (1998)
Erkek		11,1	14,8	18,0	20,9	23,4	25,3					1996	Çiloğlu vd., (2001)
Erkek	10,6	12,5	14,5	15,9	17,2	20,6						2005	Mazlum ve Bilgin (2014)
Erkek	10,4	13,5	15,6	17,5	19,2							2010-2012	Sağlam ve Sağlam (2012)
<b>Ortalama</b>	10,5	12,3	15,1	17,6	20,0	22,4	24,5						
<b>Std. Hata</b>	0,07	0,55	0,5	0,53	0,61	0,59	0,89						
Dişi		14,9	17,6	19,8	21,8	24,2						1988-1989	Düzgüneş ve Karaçam (1990)
Dişi		11,3	14,5	17,4	20,2	22,8	24,9	26,7				1991	Sağlam ve Sağlam (2012)
Dişi		10,9	14,6	18,1	21,6	24,6	26,2	27,6	30,6			1990-1992	İşmen (2002)
Dişi		12,5	15,0	18,0	20,1	22,3	23,8					1995-1996	Samsun ve Erkoyuncu (1998)
Dişi		11,9	15,2	18,2	21,3	23,9	25,7	26,6				1996	Çiloğlu vd., (2001)
Dişi		12,9	14,8	16,4	18,4	20,9	23,8					2005	Mazlum ve Bilgin (2014)
Dişi	10,3	14,1	16,1	18,6	21,2	23,1						2010-2012	Sağlam ve Sağlam (2012)
<b>Ortalama</b>		12,6	15,4	18,1	20,7	23,1	24,9	27					
<b>Std. Hata</b>		0,55	0,42	0,4	0,45	0,48	0,48	0,33					
Dişi+Erkek		10,8	14,3	17,8	21,6	24,6	26,1	27,6	30,6			1990-1992	İşmen (2002)
Dişi+Erkek	10,6	12,6	14,6	16,2	17,9	20,9	23,8					2005	Mazlum ve Bilgin (2014)
Dişi+Erkek		10,5	12,8	14,8	16,6	18,0	19,2					2004-2008	Maximov vd., (2011)
Dişi+Erkek		12,6	15,0	17,2	19,1	20,6	22,0					2007	Maximov vd., (2011)
Dişi+Erkek		11,6	15,1	17,9	19,7	21,9	23,0					1994-1995	Özdamar ve Samsun (1995)
Dişi+Erkek		12,0	16,3	18,9	21,3	24,0	26,4					1988-1989	Özdamar vd. (1996)
Dişi+Erkek		11,9	16,2	19,0	21,4	24,0	26,5					1991-1994	Samsun (1995)
<b>Ortalama</b>		11,7	14,9	17,4	19,7	22,0	23,9						
<b>Std. Hata</b>		0,30	0,45	0,57	0,73	0,90	1,03						



**Şekil 3.** Karadeniz'de avlanan mezgit balığının yaş boy ilişkisi  
**Figure 3.** Age and length relationship of whiting caught in the Black Sea

#### Von Bertalanffy büyüme denklemleri parametreleri

Karadeniz'de mezgit balığının von Bertalanffy Büyüme Denklemi parametreleri Tablo 3'de, von Bertalanffy Büyüme denklemleri parametrelerinden  $K$  ve  $L_{\infty}$  ilişkisi ise Şekil 3'de gösterilmiştir. Çalışmalardan elde edilen sonuçlardan dişi, erkek ve dişi+erkek bireyler için ortalama von Bertalanffy büyüme denklemleri formülü aşağıdaki gibi hesaplanmıştır.

$$\text{Erkek: } Lt = 28,03 \pm 2,58 [1 - e^{-0,930 \pm 0,323 \times (t-t_0)}]$$

$$\text{Dişi: } Lt = 35,42 \pm 4,36 [1 - e^{-0,322 \pm 0,124 \times (t-t_0)}]$$

$$\text{Dişi+Erkek: } Lt = 33,92 \pm 1,47 [1 - e^{-0,166 \pm 0,0093 \times (t-t_0)}]$$

von Bertalanffy büyüme denklemleri parametrelerinden  $L_{\infty}$  ve  $K$  arasındaki ilişki ise dişi erkek ve dişi+erkek bireyler için aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır.

$$\text{Erkek: } K = 7794,9 L_{\infty}^{-3,1094}, r^2 = 0,9481; n = 7$$

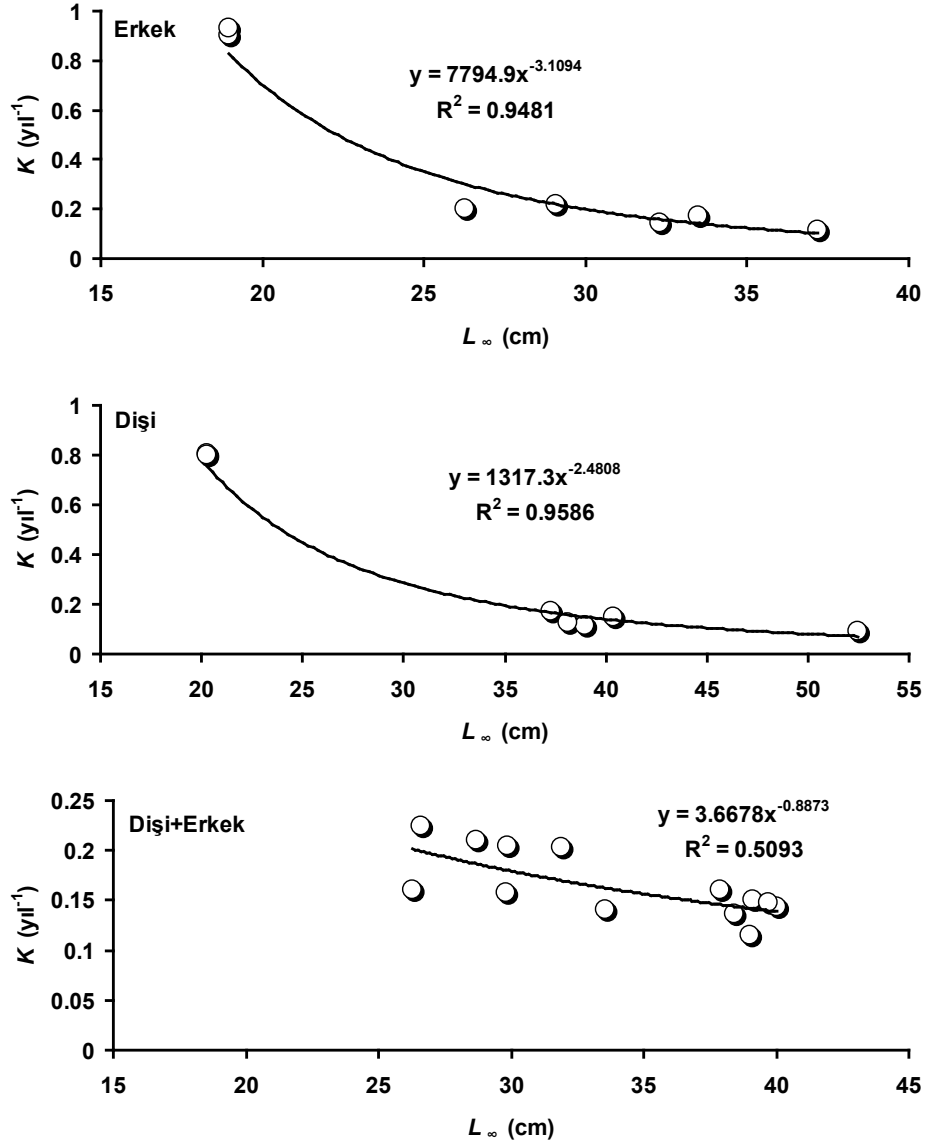
$$\text{Dişi: } K = 1317,3 L_{\infty}^{-2,4808}, r^2 = 0,9586; n = 7$$

$$\text{Dişi+erkek: } K = 3,6678 L_{\infty}^{-0,8873}, r^2 = 0,5093; n = 13$$



**Table 3.** Karadeniz'de mezgit balığının von Bertalanffy büyüme denklemi parametreleri  
**Table 3.** von Bertalanffy growth equation parameters of whiting in the Black Sea

	$L_{\infty}$ (cm)	$K$ (yıl <sup>-1</sup> )	$t_0$ (yıl)	$C$	$t_s$	Kaynak
Erkek	37,19	0,114	-2,390			Çiloğlu vd., (2001)
Erkek	29,10	0,220	-0,970			İşmen (2002)
Erkek	33,50	0,170	-1,080	0,56	0,250	İşmen (2002)
Erkek	32,29	0,143	-2,338			Samsun (2010)
Erkek	26,26	0,203	-2,505			Sağlam ve Sağlam (2012)
Erkek	18,95	0,900	-0,240	0,51	-0,142	Bilgin vd. (2012)
Erkek	18,95	0,930	-0,260			Bilgin vd. (2012)
<i>Ortalama</i>	28,03	0,323				
<i>Std. Hata</i>	2,479	0,128				
Dişi	52,50	0,092	-1,759			Çiloğlu vd., (2001)
Dişi	40,40	0,150	-0,920	0,24	0,350	İşmen (2002)
Dişi	37,30	0,170	-1,050			İşmen (2002)
Dişi	39,00	0,114	-2,219			Samsun (2010)
Dişi	38,16	0,124	-2,585			Sağlam ve Sağlam (2012)
Dişi	20,29	0,805	-0,760	0,197	-0,460	Bilgin vd. (2012)
Dişi	20,28	0,801	-0,820			Bilgin vd. (2012)
<i>Ortalama</i>	35,42	0,322				
<i>Std. Hata</i>	4,360	0,124				
Dişi+Erkek	31,90	0,203	-1,971			Düzgüneş ve Karaçam (1990)
Dişi+Erkek	38,40	0,136	-1,833			Çiloğlu vd., (2001)
Dişi+Erkek	39,10	0,150	-1,530	0,23	0,480	İşmen (2002)
Dişi+Erkek	37,90	0,160	-1,050			İşmen (2002)
Dişi+Erkek	26,63	0,224	-1,620			Bradova ve Prodanov (2003)
Dişi+Erkek	39,00	0,115	-2,193			Samsun (2010)
Dişi+Erkek	26,30	0,160	-2,190			Maximov vd., (2011)
Dişi+Erkek	29,83	0,157	-2,490			Maximov vd., (2011)
Dişi+Erkek	33,56	0,141	-2,654			Sağlam ve Sağlam (2012)
Dişi+Erkek	28,69	0,210	-1,91			Samsun ve Akyol (2017)
Dişi+Erkek	40,04	0,144	-1,528			Özdamar vd. (1996)
Dişi+Erkek	39,73	0,148	-1,308			Samsun (1995)
Dişi+Erkek	29,89	0,204	-1,439			Özdamar ve Samsun (1995)
<i>Ortalama</i>	33,92	0,166				
<i>Std. Hata</i>	1,467	0,0093				



**Şekil 4.** Karadeniz’de avlanan mezgıt balığının von Bertalanffy Büyüme denklemleri parametrelerinden  $K$  ve  $L_{\infty}$  ilişkisi. Şekillerin çiziminde Tablo 3’de sunulan veriler kullanılmıştır

**Figure 4.** The relationship between  $K$  and  $L_{\infty}$  of the von Bertalanffy growth equation parameters of the whiting caught in the Black Sea. In the drawing of the figures, the data presented in Tablo 3 is used

#### Ölüm oranları

Karadeniz’de mezgıt balığının ölüm oranları parametreleri Tablo 4’de gösterilmiştir. Avlamadan kaynaklı ölüm oranının doğal ölüm oranına oranı (F/M)  $3,5 \pm 0,43$  olduğu yani avcılık ölüm oranının

doğal ölüm oranından yaklaşık 4 kat daha fazla olduğu hesaplanmıştır. İşletme oranı ise ( $E = F/Z$ ) ortalama  $0,75 \pm 0,031$  yıl<sup>-1</sup> olarak hesaplanmıştır. Dolayısıyla, Karadeniz’de avlanan mezgıt balığı üzerine av baskısının yüksek olduğu görülmektedir.

**Tablo 4.** Karadeniz'de mezgıt balığının ölüm oranları parametreleri  
**Table 4.** Mortality ratio parameters of whiting in the Black Sea

Cinsiyet	Z (yıl <sup>-1</sup> )	M (yıl <sup>-1</sup> )	F (yıl <sup>-1</sup> )	E	Yıl	Kaynak
Dişi+Erkek	2,18	0,43	1,74	0,80	1990	<a href="#">İşmen (2002)</a>
Dişi+Erkek	1,43	0,38	1,05	0,73	1991	<a href="#">İşmen (2002)</a>
Dişi+Erkek	1,29	0,36	0,93	0,72	1992	<a href="#">İşmen (2002)</a>
Dişi+Erkek	1,34	0,23	1,11	0,83	2001- 03	<a href="#">Samsun (2010)</a>
Dişi+Erkek	1,41	-	-	-	1988-89	<a href="#">Düzgüneş ve Karaçam (1990)</a>
Dişi+Erkek	1,68	0,27	1,41	0,84	2010-12	<a href="#">Sağlam ve Sağlam (2012)</a>
Dişi+Erkek	0,97	0,5	0,47	0,48	2016-17	<a href="#">Samsun ve Akyol (2017)</a>
Dişi+Erkek	1,17	0,31	0,86	0,74	1991-92	<a href="#">Uysal (1994)</a>
Dişi+Erkek	1,28	0,32	0,96	0,75	1992-93	<a href="#">Uysal (1994)</a>
Dişi+Erkek	1,36	0,38	0,98	0,72	1994-95	<a href="#">Özdamar ve Samsun (1995)</a>
Dişi+Erkek	2,01	0,29	1,72	0,86	1991-94	<a href="#">Samsun (1995)</a>
Dişi+Erkek	1,2	0,25	0,95	0,79	1988-89	<a href="#">Özdamar vd. (1996)</a>
<i>Ortalama</i>	1,44	0,34	1,11	0,75		
<i>Std. Hata</i>	0,101	0,025	0,114	0,031		

#### Üreme zamanı

Mezgıt balığının üreme zamanı üzerine yapılmış çalışma sonuçları [Tablo 5](#)'de gösterilmiştir. Bu sonuçlara göre yaz ayları boyunca yoğun olan üreme faaliyetinin yıl boyunca devam ettiği görülmektedir.

#### Kimyasal kompozisyon

Mezgıt balığı etinin kimyasal kompozisyonu üzerine yapılmış çalışmalar [Tablo 6](#)'da gösterilmiştir. Bu sonuçlar mezgıt balığı etinin protein oranının %15,5±0,85, yağ oranının ise %1,5±0,54 olduğu belirlenmiştir.

**Tablo 5.** Karadeniz'de mezgit balığının üreme zamanı. Koyu renkli hücreler üreme zamanını ifade etmektedir  
**Table 5.** Reproduction time of the whiting in the Black Sea. Dark-colored cells express the time of reproduction

KİŞ			İLKBAHAR			YAZ			SONBAHAR			Yıl	Kaynak	
			Aralık	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos			Eylül
													1996	Çiloğlu vd. (2001)
													2005	Mazlum ve Bilgin (2014)
													2010-2012	Sağlam ve Sağlam (2012)
													2011-2012	Bilgin vd. (2012)

**Tablo 6.** Karadeniz’de mezgit balığının kimyasal kompozisyonu  
**Table 6.** Chemical composition of whiting in the Black Sea

Cinsiyet	Kimyasal kompozisyon					Yıl	Kaynak
	Su	KM	HP	HY	HK		
Dişi+Erkek	79,25	20,75	17,22	1,17	1,18	1988-1989	Düzgüneş ve Karaçam (1990)
Dişi+Erkek	82,22	17,78	14,58	1,31	1,16	2003	Samsun vd. (2006)
Erkek	83,30	16,7	13,84	0,79	1,06	2011-2012	Kaba vd. (2014)
Dişi	83,38	16,62	13,84	0,60	0,91	2011-2012	Kaba vd. (2014)
Dişi+Erkek	74,70	25,30	17,80	3,60	2,90	1988-1994	Erkoyuncu vd. (1994)
Ortalama	80,6	19,4	15,5	1,5	1,4		
Std. Hata	1,65	1,65	0,85	0,54	0,37		

### TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada Karadeniz’de en çok avlanan balıklardan biri olan Mezgit balığının, büyümesi, üremesi ve besin kompozisyonu çalışmaları derlenerek sonuçlar değerlendirilmiştir. Balıkçılık yönetiminde bu çalışmada değerlendirilen popülasyon dinamiği sonuçları önemli parametrelerdir. Söz konusu parametreler kullanılarak stokların durumu hakkında değerlendirmelerin yapılmasına olanak sağlanabilmektedir.

Bu çalışmada elde edilen sonuçlara göre mezgit balığının dişi bireylerinin erkek bireylerden daha büyük boyda oldukları, üreme zamanının yıl boyunca devam ettiği, mezgit stokları üzerine ise av baskısının söz konusu olduğu görülmüştür. Ayrıca mezgit balığı etinin protein oranının %15 civarında yağ oranının ise %1,5 civarında olduğu görülmüştür. Yani mezgit balığı diğer beyaz etli balıklara göre protein bakımından zengin bir balık olarak değerlendirilebilir. Mezgit balığı beyaz etli balık olup beyaz etli balıkların protein oranının genel olarak %4-20 arasında, yağ oranının ise %0-5 arasında olduğu rapor edilmiştir (Gülyavuz ve Ünlüsayıs, 1999).

Karadeniz’de avlanan mezgit balığı cinsi olgunluğa eriştiği 2 yaşında ortalama  $15,1 \pm 0,5$  cm boyda olup bu boy değeri maksimum boy değerinin 30,7 cm (Bilgin vd., 2012) yaklaşık %49,2’sini oluşturmaktadır. Yani mezgit balığı cinsi olgunluğa (2 yaşına) kadar hızlı bir şekilde büyüyerek ulaştığı sonucu çıkarılabilir. Mezgit balığının von Bertalanffy büyüme denklemi parametrelerinden büyüme katsayısı ( $K$ ) dişi ve erkek bireyler için ortalama  $0,3 \pm 0,12$  yıl<sup>-1</sup> olup (Tablo 3) bu değer mezgit balığının hızlı büyümeyen bir balık türü olduğunun göstergesi olarak düşünülebilir. Ayrıca Mezgit balığının hem dişi ( $b = 3,13 \pm 0,87$ ) hem de erkek bireyleri ( $b = 3,02 \pm 0,16$ ) pozitif allometrik büyüme özelliği gösteren bir balık türüdür (Tablo 1). Yani Mezgit balığı diğer balık türlerinde olduğu gibi cinsi olgunluğa kadar hızlı büyümekte ve daha sonra

büyüme hızı yavaşlamaktadır. Mezgit balığının cinsi olgunluk boyu dişiler için 14,6 cm erkekler için ise 13,9 cm olarak rapor edilmiştir (Bilgin vd., 2012). Karadeniz’de Mezgit balığı avcılığında 32 mm, 34 mm, 36 mm ve 40 mm ve 44 mm göz açıklığına sahip dip uzatma ağları kullanılmaktadır (Bilgin vd., 2012; Kalaycı ve Yeşilçiçek, 2014; Aydın ve Hacıoğlu, 2017). 32 mm, 34 mm, 40 mm ve 44 mm göz açıklığına sahip dip uzatma ağlarının %50 seçicilik boyu ise sırasıyla 14,8 cm, 15,7 cm, 16,7 cm, 18,5 ve 20,4 cm olarak rapor edilmiştir (Kalaycı ve Yeşilçiçek, 2014). Dip uzatma ağları ağ gözü açıklığı stokların sürdürülebilirliği açısından değerlendirildiğinde, kullanılan asgari ağ gözü açıklığı (32 mm) %50 cinsi olgunluk boyu ile uyumludur. Dip trolü torba ağ göz açıklığı 40 mm baklava gözlü olan ağlarla yapılan avcılıkta mezgit balığı %50 seçicilik boyunun 12,6 cm olduğu rapor edilmiştir (Özdemir vd., 2012). Bu sonucun %50 cinsi olgunluk boy değeri olan yaklaşık 15 cm boy değerinden (bu boy değeri 2 yaş grubuna denk gelmektedir) küçük olduğu ve bir yaşındaki balıkların ortalama boyuna ( $12,3 \pm 0,6$  cm) denk geldiği görülmektedir. Bu sonuçlara göre mevcut uygulamadaki 40 mm ağ göz açıklığındaki trol torba ağ göz açıklığının artırılması ya da ergin olmayan küçük balıkların yakalanmasını azaltmak için trol torbalarında bazı değişikliklerin yapılması örneğin baklava dilimi ağ göz açıklığındaki ağların kullanılması yerine kare gözlü ağların kullanılması önerilebilir.

Karadeniz’de mezgit balığı yıl boyunca üreme faaliyetlerini sürdürmektedir (Tablo 5). Bundan dolayı mezgit balığına uzatma ağlarıyla avcılığı açısından zaman yasağının uygulanmaması stokların rantabil işletilmesi açısından uygundur. Ancak mezgit balığı üzerine uygulanan av baskısı yüksek olup (Tablo 4) avlama ölüm oranının %75’den %50-60 seviyesine çekilmesi uygun olacaktır. Bu da cinsi olgunluğa ulaşmamış sıfır ve bir yaşındaki balıkların hiç avlanmaması ya da daha az avlanması ile gerçekleşebilir.



## KAYNAKÇA

- Ak, O., Kutlu, S. & Aydın, İ. (2009b). Length - weight relationship for 16 fish species from the eastern Black Sea, Türkiye. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 9, 125-126.
- Ak, O., Kutlu, S., Genç, Y. & Haliloğlu, H.İ. (2009a). Length frequency, length - weight relationship and sex ratio of the whiting, *Merlangius merlangus euxinus* in the Black Sea, Turkey (in Turkish with English abstract). *Science and Engineering Journal of Balikesir University*, 11(2), 37-43.
- Aydın, M. & Hacıoğlu, M.N. (2017). Catch efficiency and catch composition of the whiting gillnet in Trabzon region (in Turkish with English abstract). *Ordu University Journal of Science and Technology*, 7(2), 226-238.
- Bilecenoğlu, M., Kaya, M., Cihangir, B. & Çiçek, E. (2014). An updated checklist of the marine fishes of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 38, 901-929. DOI: [10.3906/zoo-1405-60](https://doi.org/10.3906/zoo-1405-60)
- Bilgin, S., Bal, H. & Taşçı, B. (2012). Length based growth estimates and reproduction biology of whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordman, 1840) in the southeast Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 871-881. DOI: [10.4194/1303-2712-v12\\_4\\_15](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_4_15)
- Bilgin, S., Sümer, Ç., Bektaş, S., Satılmış H.H. & Bircan, R. (2016). Evaluation of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) population dynamics studies (1985-2015) in terms of fisheries management in the Black Sea (in Turkish with English abstract). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 33(2), 169-182. DOI: [10.12714/egejfas.2016.33.2.12](https://doi.org/10.12714/egejfas.2016.33.2.12)
- Bradova, N. & Prodanov, K. (2003). Growth rate of whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) from the western part of Black Sea. *Bulgarian Academy of Sciences*, 4, 157-164.
- Çiloğlu, E., Şahin, C., Zengin, M. & Genç, Y. (2001). Determination of some population parameters and reproduction period of whiting (*Merlangius merlangus euxinus* Nordmann, 1840) on the Trabzon-Yomra coast in the eastern Black Sea (in Turkish with English abstract). *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 25, 831-837.
- Düzgüneş, E. & Karaçam, H. (1990). Some population aspects, meat yield and biochemical composition of whiting (*Gadus euxinus* Nord. 1840) in the eastern Black Sea (in Turkish with English abstract). *Turkish Journal of Zoology*, 14, 345-352.
- Erkoyuncu, İ., Erdem, M., Samsun, O., Özdamar, E. & Kaya, Y. (1994). A research on the determination of meat yields, chemical composition and weight - length relationship of some fish species caught in the Black Sea (in Turkish with English abstract). *Istanbul University Journal of Aquatic Products*, 8 (1-2), 181-191.
- Gülyavuz, H. & Ünlüsayın, M., (1999). *Su Ürünleri İşleme Teknolojisi*. Isparta: Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Pres.
- İşmen, A. (2002). A preliminary study on the population dynamics parameters of whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) in Turkish Black Sea coastal waters. *Turkish Journal of Zoology*, 26, 157-166.
- Kaba, N., Corapcı, B. & Eryasar, K. (2014). Investigation of biochemical composition of whiting (*Merlangius merlangus euxinus* Nordmann, 1840) meat and roe. *International Journal of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine*, 2(2), 33-39.
- Kalaycı, F. & Yeşilçiçek, T. (2014). The size selectivity of whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) caught by gillnet in the eastern Black Sea of Turkey. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(7), 1539-1544. DOI: [10.1017/S002531541400054X](https://doi.org/10.1017/S002531541400054X)
- Kalaycı, F., Samsun, N., Bilgin, S. & Samsun, O. (2007). Length-weight relationship of 10 fish species caught by bottom trawl and midwater trawl from the middle Black Sea, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 7, 33-36.
- Kasapoğlu, N. & Düzgüneş, E. (2014). Length-weight relationships of marine species caught by five gears from the Black Sea. *Mediterranean Marine Science*, 15(1), 95-100.
- Maximov, V., Raykov, V.S., Yankova, M. & Zaharia, T. (2011). Whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) population parameters on the Romanian and Bulgarian littoral between 2000 -2008. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 12(4), 1608-1618.
- Mazlum, R.E. & Bilgin, S. (2014). Age, growth, reproduction and diet of the whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordmann, 1840), in the southeastern Black Sea. *Cahiers de Biologie Marine*, 55, 463-474.
- Özdamar, E. & Samsun, O. (1995). The estimation of some parameters concerning population dynamics of whiting (*Gadus merlangus euxinus* Nord., 1840) stock in the Samsun Bay (in Turkish with English abstract). *Ondokuz Mayıs University Journal of Science*, 5(1), 128-140.
- Özdamar, E., Samsun, O., Kihara, K. & Sakuramoto, K., (1996). Stock assessment of whiting, *Merlangius merlangus euxinus* along the Turkish coast of the Black sea. *Journal of Tokyo University of Fisheries*, 82(2), 135 - 149.
- Özdemir, S., Erdem, Y. & Erdem, E. (2012). The determination of size selection of whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) by square mesh panel and diamond mesh codends of demersal trawl in the southern part of Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 407-410. DOI: [10.4194/1303-2712-v12\\_2\\_29](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_2_29)
- Özdemir, S., Söyleyici, H., Birinci-Özdemir, Z., Özsandıkçı, U. & Büyükdüveci, F. (2018). Determination of monthly length-weight relationships and length composition of whiting (*Merlangius merlangus euxinus*) captured from the black sea coasts (Sinop-Samsun) (in Turkish with English abstract). *Aquatic Research*, 1(1): 26-37. DOI: [10.3153/AR18004](https://doi.org/10.3153/AR18004)
- Sağlam, N.E. & Sağlam, C. (2012). Population parameters of whiting (*Merlangius merlangus euxinus* L., 1758) in the South-Eastern Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 831-839. DOI: [10.4194/1303-2712-v12\\_4\\_11](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_4_11)
- Samsun, N., Erkoyuncu, İ. (1998). Investigation of some population parameters related to fishery biology of the whiting (*Gadus merlangus euxinus*, N. 1840) caught with bottom trawls in Sinop Region (Black Sea) (in Turkish with English abstract). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 15(1-2), 19-31.
- Samsun, O. (1995). Research on the whiting (*Gadus merlangus eux.* Nord. 1840) caught by the bottom trawlers in the mid Black Sea region from the point of view of fishery biology between 1991 and 1994 fishery season (in Turkish with English abstract). *Süleyman Demirel University Eğirdir Journal of Faculty of Fisheries*, 4, 273 - 282.
- Samsun, O. & Akyol, O. (2017). Exploitation rate of whiting, *Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758) in the Central Black Sea, Turkey. *Turkish Journal of Maritime and Marine Sciences*, 3(1), 20-26.
- Samsun, S., Erdem, M.E. & Samsun, N. (2006). The determination of meat yield and chemical composition of whiting (*Gadus merlangus euxinus* Nordmann, 1840) (in Turkish with English abstract). *Science and Engineering Journal of Firat University*. 18(2), 165-170.
- Samsun, S. (2010). The determination of some population parameters of the whiting (*Merlangius merlangus* Linnaeus, 1758) at 2001-

- 2003 fishing season caught in the middle Black Sea (in Turkish with English abstract). *Science and Engineering Journal of Firat University*. 22(1), 47-54.
- Sivri, N., Boran, M. & Başar, E. (1997). Karadeniz'de avlanan bazı balık türlerinin et verimi ve kimyasal yapılarına göre ekonomik değerlendirilmesi. *Akdeniz Balıkçılık Kongresi 1997*, (pp. 699-709). İzmir, Turkey: Bildiriler Kitabı.
- Şahin, T. & Akbulut, B., (1997). Some population aspects of whiting (*Merlangius merlangus euxinus*, Nordman, 1840) in the Eastern Black Sea coast of Turkey, *Doğa - Turkish Journal of Zoology*, 21, 187-193.
- Taylan, B., Gurkan, S., Taskavak, E. & Uncumusaoglu, A.A. (2018). A preliminary study of fecundity of whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Linnaeus, 1758) in coast of Tirebolu (Eastern Black Sea). *Turkish Journal of Agriculture - Food Science and Technology*, 6(3), 322-325. DOI: [10.24925/turjaf.v6i3.322-325.1700](https://doi.org/10.24925/turjaf.v6i3.322-325.1700)
- TÜİK (2017). Turkey Fisheries Statistics. <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/> (09.02.2018).
- Uysal, A. (1994). Biology and population dynamics of the whiting (*Merlangius merlangus euxinus* Nordman) in the eastern Black Sea (Sinop-Hopa) (in Turkish with English abstract). *Bulten*, 9, 145-173.
- Yankova, M., Pavlov, D., Raykov, V., Mihneva, V. & Radu, G. (2011). Length-weight relationships of ten fish species from the Bulgarian Black Sea waters. *Turkish Journal of Zoology*, 35(2): 265-270. DOI: [10.3906/zoo-0912-44](https://doi.org/10.3906/zoo-0912-44)

## Tatlı su balıklarında aminoasitler

### Aminoacids in freshwater fish

Esin Özçiçek<sup>1\*</sup> • Erkan Can<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Munzur Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Temel Bilimler Bölümü, 62000, Tunceli, Türkiye

 <https://orcid.org/0000-0001-5035-725X>

<sup>2</sup> Munzur Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Yetiştiricilik Bölümü, 62000, Tunceli, Türkiye

 <https://orcid.org/0000-0001-9440-7319>

\*Corresponding author: [esinbagci23@gmail.com](mailto:esinbagci23@gmail.com)

Received date: 16.04.2018

Accepted date: 03.06.2018

#### How to cite this paper:

Özçiçek, E. & Can, E. (2018). Aminoacids in freshwater fish. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(4), 497-503.  
DOI:10.12714/egejfas.2018.35.4.16

**Öz:** Canlı organizmanın yapısına katılan en önemli yapı taşları olan proteinler, kimyasal nitelikleriyle aminoasitlerin polimerleridir. Aminoasitler, metabolizma sırasında başka maddelere dönüşebilecekleri gibi, vücudun ihtiyacı olan bazı kimyasal yapıların sentezlerinde de kullanılabilirlerdir. Canlı organizmaların yapısında yer alan aminoasitlerin %90'dan fazlası proteinlerin bünyesinde yer alırken, kalan kısmı tüm dokularda ve vücut sıvılarında serbest aminoasitler halinde bulunmaktadır.

Balıklar aminoasitlerin hepsini vücutlarında sentezleyememektedir. Sentezlenemeyen aminoasitler, mutlaka yemler ile balıklara verilmelidir. Embriyolojik ve larval dönemde proteinlerin kullanımı oldukça önemli olup, serbest aminoasitler enerji metabolizmasının en önemli elemanlarından biridir. Aminoasitler, çeşitli balık türleri için kalite indeksleri olarak da kullanılmaktadır. Yapılan çalışmalar, tatlı su balıklarının özellikle esansiyel aminoasitlere ihtiyacı olduğunu göstermiştir. Bunlar; arjinin, histidin, isolösin, lösin, lizin, metiyonin, fenilalanin, threonin, triptofan ve valin'dir. Bu çalışmada; tatlı su balıklarında aminoasitlerin önemi hakkında bilgiler derlenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Aminoasitler, protein, balık, tatlı su

**Abstract:** Proteins, which are the most important substances in the structure of living organism, are polymers of aminoacids with their chemical qualities. Aminoacids can be converted into other substances during metabolism, and can be used in the synthesis of certain chemical structures that the body needs. While more than 90% of the amino acids in the structure of living organisms are present in the protein, the other part is found as free aminoacids in all tissues and body fluids.

Fish cannot synthesise all the aminoacids in their body. Unsynthesised aminoacids must be given to fish with feed. The use of proteins in the embryological and larval stages is very important, and free aminoacids are one of the most important components of energy metabolism. Aminoacids are also used as quality indices for various fish species. Studies have shown that freshwater fish require especially essential amino acids. These; arginine, histidine, isoleucine, leucine, lysine, methionine, phenylalanine, threonine, tryptophan and valine. In this study; information on the importance of aminoacids in freshwater fish has been compiled.

**Keywords:** Aminoacids, protein, fish, fresh water

## GİRİŞ

Su ürünleri; yüksek protein içeriği, düşük karbonhidrat ve yağ oranı, yüksek oranda doymamış yağ asiti ve esansiyel aminoasit içeriği, sindirilebilirliği, zengin vitamin ve mineral madde içeriğine sahip olması dolayısıyla önemli bir besin kaynağıdır (Köprücü, 2000).

Proteinler, hayvansal dokuların temel bileşenleridir ve büyümenin sağlanmasında esansiyel bir besin maddesidir. Enerji kaynağı olarak da kullanılmaktadır. Balıklar, belirli vücut fonksiyonları için yaşamsal olan hormonlar, enzimler ve bağırsak epitel hücreleri gibi proteinlerden oluşan ürünlerin üretilmesi ve yıpranmış dokuların yenilenmesi için proteine ihtiyaç duymaktadır (NRC, 1993). Aminoasitler ise, proteinlerin yapı taşı oluşturmaktadır. Aminoasitler, metabolizma sırasında başka maddelere dönüşebilecekleri gibi, vücudun ihtiyacı olan bazı kimyasal yapıların sentezlerinde de kullanılabilir. Ayrıca, çeşitli balık ve kabuklu türleri için kalite indeksleri olarak da kullanılmaktadır (Ruiz-Capillas ve Moral, 2001). Aminoasitler, balıklara karakteristik tat ve lezzet vermeleri açısından önemlidir (Ruiz-Capillas ve Moral, 2004). Balık yemlerinde bulunması gereken proteinin miktarından çok içerdiği aminoasit bileşimi ve düzeyi daha önemlidir (Kalaycıoğlu vd., 1998).

Balıkların beslenmesi için büyük önem arz eden aminoasitler bakımından dengeli ve fiyat bakımından ekonomik olan rasyonların hazırlanabilmesi için; balıkların özellikle esansiyel aminoasit ihtiyaçlarının belirlenmesi, farklı tatlı su balığı türleri için kullanılacak kaynakların fiziksel, kimyasal özelliklerinin ve biyolojik etkinliklerinin bilinmesi gerekmektedir.

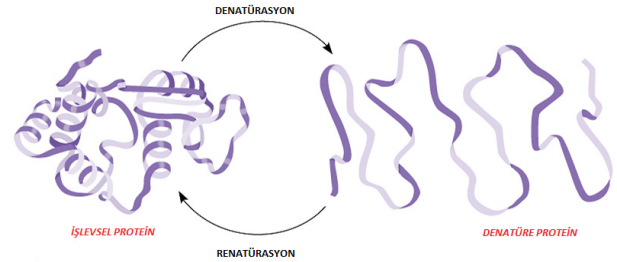
## Proteinler

Proteinler, canlı varlıklardaki en önemli ve en fazla bulunan organik bileşiklerdir. Proteinlerin %50'si karbon, %7'si hidrojen, %23'ü oksijen, %16'sı azot ve %0-3'ü kükürtten oluşmaktadır. Ayrıca fosfor, demir, iyot, çinko ve bakır gibi bazı elementler de bulunabilmektedir (Keha ve Küfrevioğlu, 2015).

Her canlı türü kendine özgü proteine sahip olduğu gibi, bir organizmanın farklı hücre ve dokularındaki proteinler de farklıdır. Çünkü hayvan, bitki ve mikroorganizmaların protein sentezi için kullandıkları başlangıç ham maddeleri farklıdır. Bazı bitkiler ve mikroorganizmalar aminoasitleri sentezlerken CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, nitrat, amonyum ve sülfat gibi inorganik maddelerden; bazıları ise nitrat ve amonyumla birlikte atmosferdeki serbest azottan da faydalanabilmektedir. Bitki ve mikroorganizmalar, proteinlerin asıl kaynaklarıdır. Hayvanlar ise, aminoasitleri basit inorganik maddelerden sentezleyememektedir. Sadece yemlerle alınan proteinleri ve aminoasitleri kendi bünyelerine uygun protein ve aminoasitlere çevirebilmektedir. Bu nedenle, yaşama, büyüme ve gelişme için devamlı olarak dışarıdan besinlerle proteinleri almalıdır

(Çetinkaya, 1995).

Proteinlerin özellikleri şu şekildedir; Bütün proteinler kolloidal yapıdadır ve sudaki çözünürlükleri birbirinden farklıdır. Aminoasitler gibi amfoter maddelerdir ve böylece ortamı nötr hale getirmektedir. Mineral asitler (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, HCL, HNO<sub>3</sub> vb.), ağır metaller, alkol ve diğer organik çözücüler ve ısı uygulaması proteinlerin çökmesine (koagülasyonuna) sebep olmaktadır. Çok asidik ve bazik ortamlarda, yüksek sıcaklıkta ve bazı kimyasal maddeler karşısında üç boyutlu yapılarında görülen değişme olayına denatürasyon adı verilmektedir (Şekil 1). Denatüre olan proteinin çözünürlüğünde belirgin bir azalma olmaktadır. Birçok protein 50-60°C'nin yukarısında, bazıları 10-15°C'nin altında denatürasyona uğramaktadır. Örneğin, yumurta beyazının ısıtılmasıyla beyaz renkli bir pıhtı oluşumu dönüşsüz bir denatürasyondur. Bu olay sırasında protein yapısındaki kovalent bağlar etkilenmemektedir, değişme az bir ölçüde sekonder yapıda, büyük ölçüde de tersiyer ve varsa kuaterner yapıda oluşmaktadır. Bazı proteinler denatürasyondan sonra, bu olayı oluşturan şartların ortadan kaldırılmasıyla, tekrar eski hallerine kavuşabilmektedir. Bu tip denatürasyonlar, dönüşümlü değişimlerdir (Keha ve Küfrevioğlu, 2015).



Şekil 1. Denatürasyon (Anonim, 2017a)

Figure 1. Denaturation (Anonim, 2017a)

Proteinlerin en çarpıcı özelliklerinden birisi de, belirli ve kararlı bir üç boyutlu yapıya sahip olmalarıdır. Proteinlerin fonksiyon gösterebilmesi, fizyolojik şartlarda proteini oluşturan atomların üç boyutlu bir yapı içinde düzenlenmesine bağlıdır (Keha ve Küfrevioğlu, 2015).

## Proteinlerin fonksiyonları

Biyolojik olaylarda hayati görevleri bulunmaktadır. Çeşitli biyolojik fonksiyonlarının en önemlileri şunlardır (Keha ve Küfrevioğlu, 2015):

**Enzimatik katalizleme:** Biyolojik sistemlerde kimyasal reaksiyonların çoğunu enzim adı verilen spesifik makro moleküller katalizlemektedir. Günümüzde 2000 civarında enzim tanımlanmıştır. Bazı katalitik RNA molekülleri haricindeki enzimlerin protein yapısında olduğu belirtilmiştir. Canlı sistemlerde kimyasal dönüşümlerin neredeyse tamamı proteinlerce sağlanmaktadır.

**Taşıma ve depolama:** Çoğu küçük molekül ile

iyonları spesifik proteinler taşımakta ve depolamaktadır. Örneğin; kanda oksijenin taşınması hemoglobin ile gerçekleşirken, kaslarda depolanması ise miyoglobin ile gerçekleşmektedir. Demir kan dolaşımında transferrin proteini tarafından taşınırken, karaciğerde ise ferritin proteini ile kompleks halde depolanmaktadır.

**Mekanik destek:** Kemik dokuları ile derinin gerilmeye dayanıklılığını, bağ dokusu proteini olan kollagen sağlamaktadır.

**Mekanik hareket:** Proteinler, kaslardaki en önemli bileşenlerdir. Kas kasılması, iki farklı lif yapısındaki proteinin kayma hareketiyle oluşmaktadır.

**Sinir uyarılarının üretimi ve iletimi:** Sinir hücrelerinin spesifik uyarılara karşı cevabını reseptör proteinler vermektedir. Bu hücrelerde uyarıları ileten reseptör molekülleri de protein yapısındadır.

**Koruma:** Antikorlar, vücutta bulunan bakteri, virüs gibi yabancı maddeleri tanıyan ve onlara tutunarak uzaklaştıran önemli spesifik proteinlerdir. Bununla birlikte, pıhtılaşmayı sağlayan koagülasyon faktörlerinin çoğu protein yapısındadır.

**Büyüme ve farklılaşmanın kontrolü:** Hücre çekirdeğinde genetik bilginin ifadesi ve kontrolü gerekmektedir. Herhangi bir zamanda hücre genomunun belli bir kısmı ifade edilmektedir.

**Hormonlar:** Metabolik olayların düzenli olarak gerçekleşmesini sağlayan hormonların çoğu protein yapısındadır. Bununla birlikte, hormonlar hedef hücrelerde protein yapısındaki reseptör moleküllere bağlanarak etkilerini göstermektedir.

### Aminoasitler

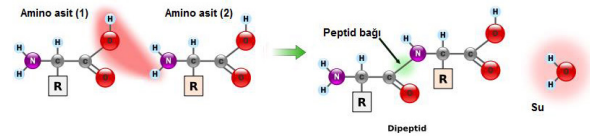
Canlı organizmanın yapısına katılan en önemli yapı taşları olan proteinler, kimyasal nitelikleriyle aminoasitlerin polimerleridir. Proteinlerin kimyasal ve enzimatik katalizleriyle serbest formlarda elde edilebilen aminoasitlerin önemi sadece proteinlerin yapı taşları olmalarından ileri gelmemektedir. Ayrıca, metabolizma sırasında başka maddelere dönüşebilecekleri gibi, vücudun ihtiyacı olan bazı kimyasal yapıların sentezlerinde de kullanılabilirlerdir. Canlı organizmaların yapısında yer alan aminoasitlerin %90'dan fazlası proteinlerin bünyesinde yer alırken, kalan kısmı tüm dokularda ve vücut sıvılarında serbest aminoasitler halinde bulunmaktadır (Kalaycıoğlu vd., 1998).

Aminoasitler, bir amino grubu (-NH<sub>2</sub>), bir karboksil grubu (-COOH) ve ayırt edici özellik taşıyan bir kök (R) grubu içermektedir. α C (alfa karbonu) adı verilen bir karbon atomu ve R grubuna bağlanmaktadır. Buraya bağlanan gruplara göre aminoasit türleri belirlenmektedir. Alfa C atomu, aminoasitte karboksil grubuna en yakın olan C atomudur (Hoşsu vd., 2008). Yapı, boyut ve elektrik yükleri farklılık gösteren ve

aminoasidin suda çözünmesini etkileyen yan zincirleri, bir başka ifadeyle R grupları, birbirlerinden farklı olmalarını sağlamaktadır (Nelson ve Cox, 2016).

Aminoasitler amfoter elektrolitlerdir, bir başka deyişle çözeltinin H<sup>+</sup> iyonu yoğunluğuna göre asit veya baz olarak işlev görmektedir. Bu özellikleri karboksil gruplarının proton verebilme, buna karşılık olarak amino gruplarının proton alabilme yeteneğinden kazanılmaktadır. Asidik ve bazik özellikleri yaklaşık olarak eşit olduğu için, nötral aminoasitler sulu çözeltilerinde nötral reaksiyon vermektedir (Kalaycıoğlu vd., 1998).

Aminoasitlerin bir araya gelip proteinleri oluşturabilmeleri için aralarında peptid bağı oluşturmaları gerekmektedir (Şekil 2). Peptid bağı bir çeşit amid bağıdır. Bir aminoasidin amino grubu ile diğerinin karboksil grubu birleşmektedir. Peptid bağı oluşurken bir molekül su açığa çıkmaktadır ve aminoasitler birbirlerine bağlanmaktadır. Bu olaya "peptidleşme", arada oluşan bağa "peptid bağı", meydana gelen bileşiğe ise "dipeptid" adı verilmektedir. Birleşen aminoasit miktarı 3 adet ise "tripeptid", 4 adet ise tetrapeptid, 5-10 arasındaysa oligopeptid, 10'dan fazla ise "polipeptid" denilmektedir (Hoşsu vd., 2008).



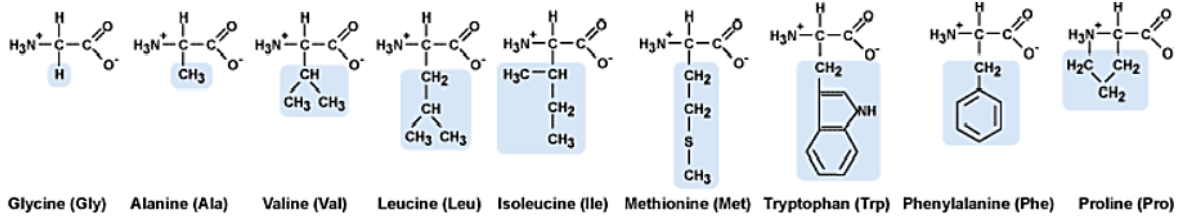
Şekil 2. Peptid zincirinin oluşumu (Anonim, 2017b)

**Figure 2.** The formation of the peptide chain (Anonim, 2017b)

Bitkisel ve hayvansal proteinlerde 20 adet aminoasit bulunmaktadır. Bu aminoasitler, birbirleriyle birleşerek farklı uzunlukta ve farklı görevler üstlenen zincirler oluşturmaktadır. Sınırsız kombinasyonlar halinde bu 20 aminoasidi bir arada görmek mümkündür. Bu nedenle, proteinler çok çeşitlidir ve farklı görevlerde yer almaktadır (Hoşsu vd., 2008).

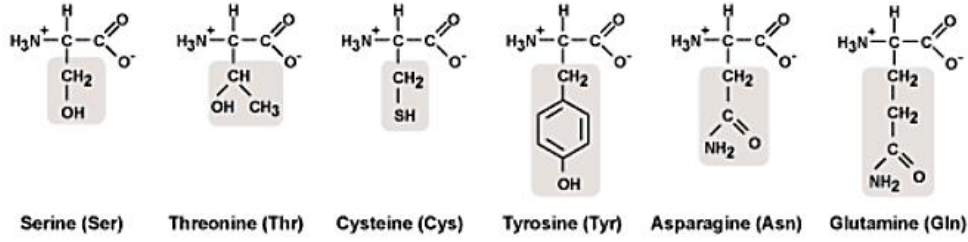
Kristal haldeki aminoasitlerin erime noktaları 200°C ve daha yüksektir. Sudaki çözünürlükleri, daha az polar çözücülere nispeten daha fazladır. Bu özellikler de ancak aminoasitlerin nötral sulu çözeltilerinden dipolar iyonlar halinde kristallendiğini göstermektedir. Nötrallığe yakın çözeltilerde dipolar hali aminoasitlerin, düşük pH'larda katyon, yüksek pH'larda ise anyon şekli gözlenmektedir (Keha ve Küfrevioğlu, 2015). Polar (hidrofilik) aminoasitler (Şekil 4), R gruplarının iyonize hale geçebildiği aminoasitlerdir. Suyla hidrojen bağı oluşturabilmektedir; bu sayede suda çözünmektedir. Proteinlerin dış kısmında bulunmaktadır. Apolar (hidrofobik) aminoasitler (Şekil 3) ise, protein molekülünün iç kısmında bulunmaktadır (Anonim, 2017b).





Şekil 3. Apolar aminoasitler (Anonim, 2017b)

Figure 3. Apolar aminoacids (Anonim, 2017b)



Şekil 4. Polar aminoasitler (Anonim, 2017b)

Figure 4. Polar aminoacids (Anonim, 2017b)

Balıklar aminoasitlerin hepsini vücutlarında sentezleyememektedir. Sentezlenemeyen aminoasitlere esansiyel aminoasitler denilmektedir.

Bunlar, mutlaka yemler ile balıklara verilmelidir. Vücutta sentezlenebilen aminoasitlere ise esansiyel olmayan aminoasitler denilmektedir. Esansiyel aminoasitler; threonin, triptofan, lizin, arjinin, histidin, lösin, isolösin, metiyonin, valin, fenilalanindir. Esansiyel olmayanlar ise; alanin, glutamik asit, aspartik asit, serin, tyrosin, prolin, glisin, sistindir (Hoşsu vd., 2008).

#### Tatlı su balıklarında aminoasitler

Embriyolojik ve larval dönemde proteinlerin kullanımını oldukça önemli olup, karbonhidratlar, serbest aminoasitler ve yağ asitleri enerji metabolizmasının en önemli elemanlarıdır (Navarro, 1998). Yem değerlendirme oranı, diyetlerin protein oranına bağlı olarak artmaktadır (Perez vd., 1997; Santinha vd., 1999).

Son zamanlarda çalışmalar, larvaların serbest aminoasit gereksinimleri üzerine yoğunlaşmış ve serbest aminoasitlerin larvaların erken safhalarında çok önemli enerji fonksiyonlarına sahip olduğu bildirilmiştir (Morris, 1997; Navarro, 1998). Aminoasit gereksinimleri üzerine yapılan çalışmalar, larvaların esansiyel nitelikteki aminoasitlere mutlak ihtiyacı olduğunu göstermiştir. Bunlar; arjinin, histidin, isolösin, lösin, lizin, metiyonin, fenilalanin, threonin, triptofan ve valin'dir (De Silva ve Anderson, 1998).

Houlihan vd. (1995)'e göre, aminoasitlerin balıklarda pek çok önemli fonksiyonu vardır. En iyi bilinen görevi, proteinlerin yapı taşı oluşturulmalarıdır. Protein sentezi için gelişme dönemindeki balıklarda, toplam enerji harcamalarının %20-42'si kullanılmaktadır.

Aspartik asit ve glutamik asit enzimlerin aktif

merkezinde önemli rol oynamaktadır. Ayrıca, proteinlerin çözünürlük ve iyonik karakterinin muhafaza edilmesinde yararlıdır (Belitz vd., 2001; Sikorski vd., 1990). Rosa ve Nunes (2004), sucul organizmalardaki önemli esansiyel aminoasitlerin arjinin, lizin ve lösin olduğunu belirtmiştir.

Viola ve Lahav (1991), sazanların yemlerine farklı miktarlarda lizin ilave ettiği çalışmada, katkılı gruplara göre kontrol grubunun yem alımı, vücut gelişimi ve yem değerlendirme oranlarının %10 daha düşük olduğunu belirtmiştir.

Zambonino ve Cahu (1994), karma yemlere serbest aminoasit karışımını ilave ettiği zaman, tripsin'in spesifik aktivitesinde bir hareket gözlemlemiştir. Grendell ve Rothman (1981), serbest aminoasitlerden özellikle lizin'in, tripsin salgısını tetiklediğini bildirmiştir.

Polat ve Beklevik (1998), *Clarias gariepinus* yavrularındaki aminoasit metabolizması çalışmasında alanin, arjinin, glutamik asit ve glisin'in önemli rolleri olmasına rağmen tek başlarına pek etkili olmadıklarını, ancak glisin, inosin ve betain ile birlikte kullanıldıklarında daha etkili olduklarını belirtmiştir.

Beklevik ve Polat (2001), alanin ve betain ilaveli yemler ile beslenen gökkuşuğu alabalıklarının kontrol yemiyle beslenen balıklara göre, canlı ağırlık artışının ve protein değerlendirme oranının daha fazla olduğunu belirlemiştir.

Tekelioğlu (2005), sazanların aminoasit ihtiyacını karşılamak için, yemlere en az %10 civarında balık unu eklenmesi gerektiğini bildirmiştir.

Aminoasitler çeşitli balık ve kabuklu türleri için kalite indeksleri olarak da kullanılmaktadır. Aminoasitlerden tyrosin, arjinin ve lizin balıkların bozulması sırasında çok

önemlidir. Çünkü bu aminoasitler dekarboksilasyon ile biyojen aminleri üretebilmektedir. Biyojen aminler, toksisite açısından önem taşımaktadır ve balıklar için kalite kontrol indeksi olarak kabul edilmektedir (Ruiz-Capillas ve Moral, 2001).

Histamin de histidin aminoasitinin dekarboksilasyonu sonucu oluşan, güçlü biyolojik aktivitesi olan bir kimyasal ajandır (Şekil 5) (Taylor, 1986). Özellikle su ürünlerinde histamin, kalite belirleyici ve mikrobiyal bozulma indeksidir. Taze balıkta histamin miktarı oldukça azdır ve balıklarda histamin bozulma belirtisi olarak görülmektedir (Veciana-Nogues vd., 1989; Vidal Corou vd., 1990). Genellikle 100 mg/100 g histamin oranı balıklarda toksik olarak değerlendirilmektedir (Shalaby, 1996). Avrupa Birliği 100 g balık etindeki histamin yasal limitini 10 mg belirterek, son olarak FDA (Food Drug Administration) bu limiti 5 mg olarak belirlemiştir (Anonim, 2018).



**Şekil 5.** Histidin aminoasitinin histamindekarboksilasyonu (An vd., 1996)

**Figure 5.** Histamine decarboxylation of histidine aminoacids (An vd., 1996)

Sıcaklık, biyojen amin dekarboksilaz aktivitesini

**Tablo 1.** Farklı balık türlerindeki aminoasit ihtiyaç düzeyleri (proteinin yüzdesi olarak)

**Table 1.** Aminoacid requirement levels in different fish species (as percentage of protein)

Balık türleri	Arjinin (%)	Histidin (%)	İsolösin (%)	Lizin (%)	Metiyonin (%)	Lösin (%)	Threonin (%)	Fenilalanin (%)	Valin (%)	Kaynaklar
Sazan balığı	5,50	2,00	4,60	10,50	3,00	8,40	5,40	4,60	6,00	Tekelioğlu (2005)
Gökkuşluğu alabalığı	6,67-6,84	2,16-2,92	4,52-4,99	5,26-8,24	2,47-4,08	8,51-14,55	3,55-4,69	4,68-5,55	4,39-5,78	Mertz (1968)

**Tablo 2.** Farklı balık türlerinin etindeki aminoasit kompozisyonu

**Table 2.** Aminoacid composition in muscle of different fish species

Balık türleri	Histidin	Lizin	Lösin	İsolösin	Threonin	Metiyonin	Fenilalanin	Valin	Kaynaklar
<i>Mastacembelus mastacembelus</i>	265,66 mg/100 g	1349 mg/100 g	1081,63 mg/100 g	483,63 mg/100 g	612,7 mg/100 g	279,23 mg/100 g	469,73 mg/100 g	504,4 mg/100 g	Olgunoğlu vd. (2010)
<i>Anguilla anguilla</i>	541,10 mg/100 g	1363,5 mg/100 g	1557,96 mg/100 g	874,60 mg/100 g	909,13 mg/100 g	327,32 mg/100 g	657,33 mg/100 g	948,36 mg/100 g	Olgunoğlu vd. (2010)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	902,80 mg/100 g	1409 mg/100 g	1165,80 mg/100 g	535 mg/100 g	746,20 mg/100 g	272,50 mg/100 g	650 mg/100 g	603,30 mg/100 g	Unusan (2007)
<i>Clarias gariepinus</i>	2,21 g/100 g	5,0 g/100 g	5,95 g/100 g	3,17 g/100 g	3,26 g/100 g	0,68 g/100 g	4,05 g/100 g	3,82 g/100 g	Oluwaniyi vd. (2017)
<i>Oreochromis niloticus</i>	2,21 g/100 g	5,21 g/100 g	6,53 g/100 g	3,20 g/100 g	3,01 g/100 g	2,19 g/100 g	4,22 g/100 g	3,18 g/100 g	Oluwaniyi vd. (2017)
<i>Salmo trutta forma fario</i>	-	-	1-2,06 g/100 g	0,63-1,27 g/100 g	-	-	0,66-1,18 g/100 g	0,67-1,29 g/100 g	Kaya vd. (2014)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2,96 %	8,49 %	7,59 %	4,34 %	4,76 %	2,88 %	4,38 %	5,09 %	Wilson ve Cowey (1985)

etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Çoğunlukla sıcaklığın düşmesiyle biyojen amin üretimi de azalmaktadır. Balık endüstrisinde biyojen amin oluşumunu etkileyen en önemli faktör, avlanmadan sonra balığın düşük sıcaklıkta depolanmasıdır. Balıklar yüksek sıcaklıkta depolandığı zaman, bakterilerin kas dokusuna geçmesiyle histamin üretimi söz konusu olmaktadır. Depolama sıcaklığının 0°C'nin altında olduğu çalışmalarda çok az miktarda histamin olduğu bildirilmiştir. Bununla birlikte, balıklarda histaminin oluşumu için en uygun sıcaklığın 15-20°C olduğu belirlenmiştir (Kimata, 1961).

Glutamik asit, aspartik asit, alanin ve glisin gibi birçok aminoasit tat ve lezzetten sorumludur. Bu aminoasitler, balıklara karakteristik tat ve lezzet vermeleri açısından önemlidir (Ruiz-Capillas ve Moral, 2004). Polat ve Beklevik (1998), betain gibi serbest aminoasitlerin suda yüksek miktarda çözünmediğini, özellikle glutamik asit, alanin, glisin ve arjinin'in besinsel açıdan cezbedici özelliği olduğunu bildirmiştir. Kyuzhalov (1996), sazanlar için en belirgin cezbedicilerin glutamik asit, sistin, threonin ile alanin olduğunu bildirmiştir.

Öğün ve Tekelioğlu (1980), balıkların aminoasit gereksinimlerinin; tür, yaş ve çevre koşullarına göre değiştiğini belirtmiştir. Araştırmacılar, dengeli ve başarılı bir yetiştiricilik yapabilmek için hazırlanan karma yemin %40-45 civarında ham protein içermesi gerektiğini bildirmişlerdir.

Farklı çalışmalarda tespit edilen aminoasit değerleri arasındaki farklılıkların nedeni; farklı yaş, büyüklük ve kondisyondaki balıkların kullanılmasına, bazı çalışmalarda bildirilen değerlerin farklı balık türlerine ait olmasına, yemleme düzeyi ve sıklığındaki farklılıklara, araştırma koşullarının (su kalitesi vs.) birbiriyle uyumlu olmamasına, proteinlerin sindirilme oranlarının farklı olmasına bağlanabilmektedir (Köprücü, 2000). Pigott ve Tucker (1990)'e göre, balıkların kas dokusundaki aminoasit içeriği yumurtlama dönemi ve beslenme durumuna göre değişmektedir.

### SONUÇ

Balık beslemedeki en önemli konulardan biri, uygun protein kaynaklarının dengeli şekilde bir araya getirilmesidir. Balık rasyonlarını hazırlarken kullanılan en önemli protein kaynakları, bitkisel ve hayvansal proteinlerdir. Bu protein kaynakları, kültürü yapılan balık türünün ihtiyacı olan aminoasitleri sağlayabilmelidir. Tek bir esansiyel aminoasidin eksik olması, protein sentezinin en düşük seviyede olmasına

sebeplenebilmektedir. Bu durumda, diğer aminoasitler normal değerlerin üzerinde olsa bile protein sentezi bakımından pek fazla önem arz etmemektedir (Polat, 2001).

Balıklar, vücut fonksiyonları için yaşamsal olan hormonlar, enzimler gibi proteinlerden oluşan ürünlerin üretimi ve yıpranmış dokularının yenilenmesi için proteine gereksinim duymaktadır. Doku kuru maddesinin %45-75'ini proteinler oluşturmaktadır. Balıklar çok az miktarda protein sentezleyebildiğinden, proteinlerin büyük bir kısmı yemlerle dışarıdan alınmalıdır (NRC, 1993).

Balıkların beslenmesinde büyük öneme sahip olan aminoasitler bakımından dengeli ve fiyat bakımından ekonomik olan rasyonların hazırlanabilmesi için; balıkların özellikle aminoasit ihtiyaçlarının doğru olarak tespit edilmesi, farklı tatlı su balığı türleri için kullanılacak kaynakların fiziksel, kimyasal özellikleri ve biyolojik etkinliklerinin açıklığa kavuşturulmasına yönelik çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır.

### KAYNAKÇA

- An, H., Lee, H., Jun, S.H. & Kim, S.H. (1996). *Histamine formation in fermented seafood products*. Alabama: Department of Nutrition & Food Science, Auburn University.
- Anonim. (2017a). Proteinler. <http://www.biyolojidefteri.com/index.php/proteinler> (16 Mart 2017).
- Anonim. (2017b). Proteinler. [http://megep.meb.gov.tr/mte\\_program\\_modul/moduller/Proteinler.pdf](http://megep.meb.gov.tr/mte_program_modul/moduller/Proteinler.pdf) (20 Mart 2017).
- Anonim. (2018). Histamin. [http://www.diatek.com.tr/Makale-Yontem/Mikrobiyolojik-Analiz/Balik-ve-Balik-Urunlerinde-Olusan-Biyojenik-Aminler\\_167.htm](http://www.diatek.com.tr/Makale-Yontem/Mikrobiyolojik-Analiz/Balik-ve-Balik-Urunlerinde-Olusan-Biyojenik-Aminler_167.htm)
- Beklevik, G. & Polat, A. (2001). DL-alanin ve betain katkı yemlerin gökkuşuğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*, W. 1792) fingerliklerinin büyüme ve vücut besin madde bileşenlerine etkileri. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 25, 301-307.
- Belitz, H.D., Grosch, W. & Schieberle, P. (2001). *Lehrbuch der Lebensmittelchemie, 5. Aufl.* Berlin, Heidelberg and New York: Springer.
- Çetinkaya, O. (1995). *Balık besleme*. Yayın no:9, 137s. Van: Yüzüncü Yıl Üniversitesi Ziraat Fakültesi.
- De silva, S.S. & Anderson, T.A. (1998). *Fish nutrition in aquaculture*. 319s. Suffolk: Chapman and Hall.
- Grendell, J.H. & Rothman, S.S. (1981). Digestive end products mobilize secretory proteins from subcellular stores in the pancreas. *American Journal of Physiology*, 241, 67-73. DOI: 10.1152/ajpgi.1981.241.1.G67
- Hoşsu, B., Korkut, A.Y., & Fırat, A. (2008). *Balık besleme ve yem teknolojisi I*. Yayın No: 50, 276s. İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi.
- Houlihan, D.F., Carter, C.G. & Mccarthy, ID. (1995). Protein synthesis in fish. (Hochachka P, Mommsen T eds.) *Fish Molecular Biology and Biochemistry*. 4, 191-220. DOI: 10.1016/S1873-0140(06)80011-1
- Kalaycıoğlu, L., Serpek, B., Nizamlioğlu, M., Başpınar, N. & Tiftik, A.M. (1998). *Biyokimya*. 654s. Konya: Veteriner Fakültesi Basım Ünitesi.
- Kaya, Y., Erdem, M.E. & Turan, H. (2014). Monthly differentiation in meat yield, chemical and amino acid composition of wild and cultured brown trout (*Salmo trutta forma fario* Linnaeus, 1758). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 14, 479-486. DOI: 10.4194/1303-2712-v14\_2\_19
- Keha, E.E. & Küfrevioğlu, Ö.I. (2015). *Biyokimya*. 11. Baskı, 635s. Erzurum: Aktif Yayınevi.
- Kimata, M. (1961). *The histamine problem*. In G. Borgstrom (editor), *Fish as food*. Vol. I Production, biochemistry, and microbiology, p. 329-352. N.Y.: Academic Press.
- Köprücü, K. (2000). *Gökkuşuğu alabalığı rasyonlarına farklı oranlarda sentetik esansiyel aminoasitlerin katılmasının büyüme performansına etkisi* (Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ).
- Kyuzhalov, N.B. (1996). Behavioral reactions of one-summer-old carp (*Cyprinus carpio*) to amino acids. *Voprosy Ikhtiologii*, 26(6), 1016-1022.
- Mertz, E.T. (1968). *Amino acid and protein requirements of fish*. In: O.W. Neuhaus and J.E. Halver (eds), *In fish in research*. 233p. New York: Academic Press.
- Morris, P. (1997). Nutritional needs of bass and bream. *Fish Farmer International File*. 11(6), 28-31.
- National Research Council (NRC). (1993). *Nutrient requirements of fish*, p.114. Washington, DC.: National Academy Press.
- Navarro, J.C. (1998). Aspect of larval physiology and larval nutrition, *Mediterranean Aquaculture New Techniques For Marine Hatcheries*. 23 Feb-06 Mar. Macaroon, Spain.
- Nelson, D.L. & Cox, M.M. (2016). *Biyokimyanın ilkeleri*. 5. Baskı. 1158s. Palme Yayıncılık.
- Olgunoğlu, İ.A., Olgunoğlu, M.P. & Artar, E. (2010). Dikenli yılan balığı (*Mastacembelus mastacembelus* Bank&Solender 1794) ile Avrupa yılan balığı (*Anguilla anguilla* L. 1758)'nın besinsel kalitesinin belirlenmesi. *E-journal of New World Sciences Academy*, 5(2), 5A0026. 74-81.
- Oluwaniyi, O.O., Dosumu, O.O. & Awolola, G.V. (2017). Effect of cooking method on the proximate, amino acid, and fatty acid compositions of *Clarias gariepinus* and *Oreochromis niloticus*. *Journal of the Turkish Chemical Society*, 4(1), 115-132. DOI: 10.18596/jotcsa.53143
- Öğün, S. & Tekelioğlu, N. (1980). Çukurova bölgesi ekolojik koşullarında yetiştirilen İsrail kökenli aynalı sazanların (*C. carpio*) protein gereksinimlerinin saptanması üzerine bir araştırma. Tübitak VII. Bilim kongresi veterinerlik ve hayvancılık araştırma

- gurubu tebliğleri 85-89. İSTANBUL.
- Perez, L., Gonzalez, H., Jover, M. & Fernandez-Carmona, J. (1997). Growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) fed extruded diets containing vary levels of protein, lipid and carbohydrate. *Aquaculture*, 156; 183-193. DOI: [10.1016/S0044-8486\(97\)00089-6](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00089-6)
- Pigott, G.M. & Tucker, B.W. (1990). *Seafood effect of technology on nutrition*. 359 p. New York: Marcel Dekker Inc. ISBN: 0824779223, 9780824779221.
- Polat, A. & Beklevik, G. (1998). *The importance of betaine and some attractive substances as fish feed additives. Feed Manufacturing in the Mediterranean Region*. CIHEAM Zaragoza-SPAIN.
- Polat, A. (2001). *Balık besleme ders notları*. Adana: Çukurova Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi.
- Rosa, R. & Nunes, M.L. (2004). Nutritional quality of red shrimp, *Aristeus antennatus* (Risso), pink shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Lucas), and Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (Linnaeus). *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 84, 89–94. DOI: [10.1002/jsfa.1619](https://doi.org/10.1002/jsfa.1619)
- Ruiz-Capillas, C., & Moral, A. (2001). Changes in free amino acids during chilled storage of hake (*Merluccius merluccius*, L.) in controlled atmospheres and their use as a quality control index. *European Food Research and Technology*, 212, 302–307. DOI: [10.1007/s002170000232](https://doi.org/10.1007/s002170000232)
- Ruiz-Capillas, C. & Moral, A. (2004). Free amino acids in muscle of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in controlled and modified atmospheres during chilled storage. *Food Chemistry*, 86, 85–91. DOI: [10.1016/j.foodchem.2003.08.019](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2003.08.019)
- Santinha, P.J.M., Medale, F., Corraze, G. & Gomes, E.F.S. (1999). Effect of dietary protein: lipid ratio on growth and nutrient utilization in gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). *Aquaculture and Fisheries Management*, 24, 295-304. DOI: [10.1046/j.1365-2095.1999.00107.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2095.1999.00107.x)
- Shalaby, A.R. (1996). Significance of biogenic amines to food safety and human health. *Food Research International*, 29(7); 675-690. DOI: [10.1016/S0963-9969\(96\)00066-X](https://doi.org/10.1016/S0963-9969(96)00066-X)
- Sikorski, Z.E., Kolakowska, A., & Pan, B.S. (1990). *The nutritive composition of the major groups of marine food organisms*. In: Resources Nutritional Composition and Preservation. Ed., SIKORSKI. CRC Press-Inc., Boca Raton, FL, pp. 30–52.
- Taylor, S.L. (1986). Histamine food poisoning: toxicology and clinical aspects. *CRC Critical Reviews in Toxicology*, 17; 91- 117. DOI: [10.3109/10408448609023767](https://doi.org/10.3109/10408448609023767)
- Tekelioğlu, N. (2005). İç su balıkların yetiştiriciliği. sf. 158-159.
- Unusan, N. (2007). Change in proximate, amino acid and fatty acid contents in muscle tissue of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after cooking. *International Journal of Food Science and Technology*, 42, 1087–1093. DOI: [10.1111/j.1365-2621.2006.01354.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.2006.01354.x)
- Veciana-Nogues, M.T., Vidal Carou, M.C. & Marina-Font, A. (1989). Histamine and tyramine in preserved and semipreserved fish products. *Journal of Food Science*, 54(6); 1653-1655. DOI: [10.1111/j.1365-2621.1989.tb05182.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1989.tb05182.x)
- Vidal Corou, M.C., Veciana-Nogues, M.T. & Marine Font, A. (1990). Spectrofluorometric determination of histamine in fish and meat products. *Journal Association of Official Analytical Chemists*, 71(4), 565-567.
- Viola, S. & Lahav, E. (1991). Effects of lysine supplementation in practical carp feeds on total protein sparing and reduction of pollution. *Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh*, 43(3), 112-118.
- Wilson, R.P. & Cowey, C.B. (1985). Amino acid composition of whole body tissue of rainbow trout and atlantic salmon. *Aquaculture*, 48, 373-376. DOI: [10.1016/0044-8486\(85\)90140-1](https://doi.org/10.1016/0044-8486(85)90140-1)
- Zambonino, I.J. & Cahu, C.L. (1994). Influence of diet on pepsin and some pancreatic enzymes in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 109(2), 209-212. DOI: [10.1016/0300-9629\(94\)90122-8](https://doi.org/10.1016/0300-9629(94)90122-8)





