



**ZINC PYRITHIONE'UN İKİ TÜR TATLI SU BİVALVİ ÜZERİNE  
EKOTOKSİKOLOJİK ETKİLERİ**

**Gülsüm BATMAZ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ  
BİYOLOJİ ANA BİLİM DALI**

**GAZİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

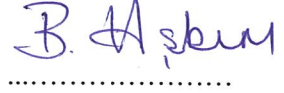
**TEMMUZ 2019**

Gülsüm BATMAZ tarafından hazırlanan “ZINC PYRITHIONE’UN İKİ TÜR TATLI SU BİVALVİ ÜZERİNE EKOTOKSİKOLOJİK ETKİLERİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile Gazi Üniversitesi Biyoloji Ana Bilim Dalında YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

**Danışman:** Doç. Dr. Burçin Aşkım GÜMÜŞ

Biyoloji Ana Bilim Dalı, Gazi Üniversitesi

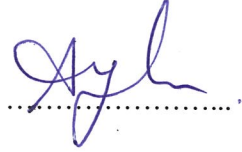
Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.



**Başkan:** Prof. Dr. Ayhan FİLAZİ

Farmakoloji ve Toksikoloji Ana Bilim Dalı, Ankara Üniversitesi

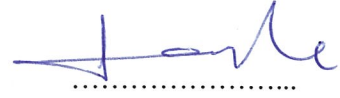
Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.



**Üye:** Doç. Dr. Fatma Gökçe APAYDIN

Biyoloji Ana Bilim Dalı, Gazi Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.



Tez Savunma Tarihi: 05/07/2019

Jüri tarafından kabul edilen bu tezin Yüksek Lisans Tezi olması için gerekli şartları yerine getirdiğini onaylıyorum.

.....  
Prof. Dr. Sena YAŞYERLİ  
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

## ETİK BEYAN

Gazi Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- Tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- Tez çalışmada yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi,
- Kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- Bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu,

bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.

Gülsüm Batmaz

05/07/2019

ZINC PYRITHIONE'UN İKİ TÜR TATLI SU BİVALVİ ÜZERİNE  
EKOTOKSİKOLOJİK ETKİLERİ

(Yüksek Lisans Tezi)

Gülsüm BATMAZ

GAZİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Temmuz 2019

ÖZET

Biofouling, sucul ortamlardaki yapay yüzeylerde bakteriler, algler ve midyeler gibi canlı birikmesi sonucunda gerçekleşen bir olaydır. Bunların birikmesini engellemek için antifouling biositler kullanılır. Tribütiltin (TBT), 1960'larda antifouling bileşik olarak geliştirilmiş ancak sucul canlılar üzerinde etkisinin yüksek olması sebebiyle kullanımına kısıtlama ve yasaklar getirilmiştir. TBT'ye alternatif olarak daha az toksik antifouling boyalar geliştirilmiştir. Bu alternatiflerden biri çinko piritiyondur. Bu çalışmada, iki tür tatlısu midyesi (*Dreissena polymorpha*, *Unio mancus eucirrus*) üzerinde çinko piritiyonun ekotoksikolojik etkileri araştırılmıştır. *Dreissena polymorpha* türünde akut toksisite değeri, LC<sub>50</sub> 24 saatte 30,30 µg/L, 48 saatte 23,63 µg/L ve 72 saatte 11,46 µg/L bulunmuştur. *Unio mancus eucirrus* türünde yapılan subletal testlerde 5 µg/L çinko piritiyona 96 saat süreyle maruz kalan bireylerde total hemosit sayımı deney grubunda kontrol grubuna göre 2,27 kat artmış olduğu tespit edilmiştir (p < 0,001). Solungaç ve sindirim bezlerinde MDA (solungaç p < 0,05; sindirim bezi p < 0,05), GSH (solungaç p < 0,01; sindirim bezi p < 0,05) ve total protein (solungaç p > 0,05; sindirim bezi p > 0,05) seviyeleri deney gruplarında manidar düzeyde arttığı gözlemlenmiştir. Sonuç olarak çinko piritiyonun *Dreissena polymorpha* türünde akut toksik değerlerinin yüksek olduğu, *Unio mancus eucirrus* türünde ise subletal toksik etkilerinin yüksek olduğu gözlenmiştir.

Bilim Kodu : 20302

Anahtar Kelimeler : Çinko piritiyon, *Dreissena polymorpha*, *Unio mancus eucirrus*, akut toksisite, malondialdehit (MDA), glutatyon (GSH), oksidatif stres

Sayfa Adedi : 57

Danışman : Doç. Dr. Burçin Aşkım GÜMÜŞ

ECOTOXICOLOGICAL EFFECTS OF ZINC PYRITHIONE ON TWO FRESHWATER  
BIVALVE SPECIES

(M. Sc. Thesis)

Gülsüm BATMAZ

GAZİ UNIVERSITY

GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

July 2019

ABSTRACT

Biofouling is a process of bacteria, algae and mussels adhering to artificial surfaces in aquatic media. Antifouling biocides are used to prevent their accumulation. Tributyltin (TBT) has been developed as antifouling agent during the 1960s, however restrictions and finally ban was enforced due to high impact on aquatic organisms. Less toxic antifouling paints have been developed as alternatives to TBT. Zinc pyrithione is one of these alternatives. Ecotoxicologic effects of zinc pyrithione has been studied on two freshwater mussel species (*Dreissena polymorpha*, *Unio mancus eucirrus*) in the present investigation. Acute 24, 48 and 72 h LC<sub>50</sub> values to *Dreissena polymorpha* have been found as 30,30; 23,63 and 11,5 µg/L, respectively. *Unio mancus eucirrus* species were exposed to 5 µg/L sub-lethal zinc pyrithione for 96 h and total hemocyte counts were found to increase 2.27 fold with respect to controls (p < 0.001). Exposed group (experimental group) MDA (gill p < 0.05; digestive gland p < 0.05), GSH (gill p < 0.01; digestive gland p < 0.05) and total protein (gill p > 0,05; digestive gland p > 0,05) levels increased significantly in gill and digestive gland tissues when compared to control group. In conclusion, zinc pyrithione has acute toxicity to *Dreissena polymorpha* and also toxic at acute sub-lethal exposure to *Unio mancus eucirrus*.

Science Code : 20302

Key Words : Zinc pyrithione, *Dreissena polymorpha*, *Unio mancus eucirrus*, acute toxicity, malondialdehyde (MDA), glutathione (GSH), oxidative stress

Page Number : 57

Advisor : Assoc. Prof. Dr. Burçin Aşkım GÜMÜŞ

## TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim ve tez çalışmam sırasında her konuda yardımlarını ve desteğini esirgemeyen, tecrübelerini ve bilgisini benimle paylaşan çok değerli sevgili danışmanım Doç. Dr. Burçin AşkıM GÜMÜŞ'e (Gazi Üniversitesi, Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Zooloji Anabilim Dalı) en içten teşekkürlerimi sunarım.

Lisans ve yüksek lisans eğitimim boyunca her türlü desteğini üzerimde hissettiğim, bilimsel açıdan bana yol gösteren, laboratuvarlarının kapısını sonuna kadar açan çok değerli ve saygıdeğer hocam Prof. Dr. Figen ERKOÇ'a (Gazi Üniversitesi, Eğitim Fakültesi) sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmalarım sırasında bilgi ve yardımlarından faydalandığım değerli hocam Doç. Dr. Aysel Çağlan GÜNAL'a teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans eğitimim boyunca her zaman yanımda olan, bilgi ve birikimlerini benimle paylaşan, tanımaktan çok mutluluk duyduğum canım arkadaşım Pınar ARSLAN'a teşekkürlerimi sunuyorum.

Çalışmalarım boyunca emeğini esirgemeyen arkadaşlarım Kevser YILMAZ, Elif PAÇAL ve Leila MEHRNİA'ya teşekkürlerimi sunuyorum.

Hayatım boyunca her anlamda yanımda olan, sevgi ve desteklerini derinden hissettiren, varlıklarıyla bana güç veren en değerlilerim, canım babam İsmail BATMAZ'a, canım annem Esin BATMAZ'a ve candan öte ablam Başak BATMAZ'a ne kadar teşekkür etsem azdır. Ayrıca her zaman yanımda olan, bana gönülden destek verip emeklerini esirgemeyen anneanneme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

## İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET .....	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER .....	vii
ÇİZELGELERİN LİSTESİ.....	x
ŞEKİLLERİN LİSTESİ.....	xi
RESİMLERİN LİSTESİ.....	xii
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xiii
1. GİRİŞ.....	1
2. LİTERATÜR ÖZETLERİ .....	3
2.1.Biyofouling (Biyolojik Kirlenme).....	3
2.2.Fouling Olayının Olumsuz Etkileri.....	4
2.3.Antifouling Boyalar .....	5
2.3.1.Geleneksel AF boyaları.....	5
2.3.2.Uzun ömürlü AF boyaları .....	6
2.3.3.Kendiliğinden eriyen AF boyaları (Self-polishing: SPC).....	6
2.4. Antifouling Boyaların Tarihçesi ve Düzenlemesi.....	7
2.4.1.Tribütülin .....	8
2.4.2.Bakır .....	9
2.4.3.Yükseltici biyositler .....	9
2.4.4.Toksik olmayan ve ‘doğal’ alternatifler .....	10
2.5. Çinko Piritiyon’un Fiziko-Kimyasal Özellikleri.....	11
2.6. Zebra ( <i>D. polymorpha</i> )’nin Sistemik Pozisyonu ve Biyolojik Özellikleri.....	12
2.7. <i>Unio mancus eucirrus</i> Türünün Sistemik Pozisyonu ve Biyolojik Özellikleri	15



2.8. Çinko Piritiyon'un Sucul Organizmalar Üzerindeki Etkileri.....	18
<b>3. MATERYAL VE YÖNTEM</b> .....	<b>23</b>
3.1. Materyal .....	23
3.1.1. Tatlı su midyelerinin temini .....	23
3.1.2. Deney ortamı ve adaptasyon periyodu .....	24
3.1.3. Deney düzeneği .....	24
3.1.4. Çinko piritiyon çözeltilerinin hazırlanması .....	25
3.2. Yöntem .....	26
3.2.1. Deney yöntemi .....	26
3.2.2. Deney sonrası uygulanan işlemler .....	26
3.2.3. Tatlı su midyesinden ( <i>U. mancus eucirrus</i> ) hemolenf alınması ve toplam hemosit sayısının belirlenmesi .....	27
3.2.4. Tatlı su midyelerinde ( <i>U. mancus eucirrus</i> ) dokuların diseksiyonu .....	28
3.2.5. Doku analizleri .....	29
3.2.6. Doku analiz yöntemlerin uygulanması.....	30
<b>4. BULGULAR</b> .....	<b>33</b>
4.1. Çinko Piritiyon'un Tatlı Su Zebra Midyesi ( <i>Dreissena polymorpha</i> ) Üzerine Akut Toksik Etkisi .....	33
4.2. Çinko Piritiyon'un Tatlı Su Midyesi <i>Unio mancus eucirrus</i> Üzerine Subletal Toksik Etkileri.....	33
4.2.1. Toplam ağırlık-uzunluk-yükseklik-kalınlık değerlerine ilişkin bulgular .	33
4.2.2. Çinko piritiyon'un tatlı su midyesi <i>Unio mancus eucirrus</i> 'un toplam hemosit sayısına ilişkin bulgular .....	36
4.3. Biyokimyasal Biyobelirteçler ile ZnPT'nin <i>Unio mancus eucirrus</i> 'a Etkilerine Ait Bulgular.....	36
4.3.1. Dokuların analizinden elde edilen MDA bulguları.....	37
4.3.2. Dokuların analizinden elde edilen GSH bulguları .....	38
4.3.3. Dokuların analizinden elde edilen total protein bulguları.....	40

	<b>Sayfa</b>
5. TARTIŞMA.....	43
6. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	49
KAYNAKLAR.....	51
ÖZGEÇMİŞ.....	57



## ÇİZELGELERİN LİSTESİ

Çizelge	Sayfa
Çizelge 2.1. Halen kullanılmakta olan ana yardımcı biyositler .....	10
Çizelge 2.2. ZnPT'nin fiziksel ve kimyasal özellikleri .....	11
Çizelge 2.3. Türkiyede bulunan <i>Unio</i> türleri .....	16



## ŞEKİLLERİN LİSTESİ

Şekil	Sayfa
Şekil 2.1. Biyofouling olayının oluşum aşamalarının zamana bağlı şematik gösterimi	4
Şekil 2.2. Biyositlerin matriksten salınımı .....	5
Şekil 2.3. TBT'nin boya yüzeyinde salınması ve aktif tabakaların oluşması.....	6
Şekil 2.4. Çinko piritiyon'nun açık formülü.....	11
Şekil 4.1. Kontrol ve deney grubu toplam ağırlığın boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	34
Şekil 4.2. Kontrol ve deney grubu toplam uzunlukların boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	34
Şekil 4.3. Kontrol ve deney grubu toplam yüksekliklerin boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	35
Şekil 4.4. Kontrol ve deney grubu toplam kalınlıkların boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	35
Şekil 4.5. Kontrol ve deney grubu hemosit sayılarının boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	36
Şekil 4.6. Kontrol ve deney grubunun sindirim bezinde toplam MDA düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması.....	37
Şekil 4.7. Kontrol ve deney grubunun solungaç dokularında toplam MDA düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	38
Şekil 4.8. Kontrol ve deney grubunun sindirim bezinde toplam GSH düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması.....	39
Şekil 4.9. Kontrol ve deney grubunun solungaç dokularında toplam GSH düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	39
Şekil 4.10. Kontrol ve deney grubunun sindirim bezinde total protein düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması .....	40
Şekil 4.11. Kontrol ve deney grubunun solungaç dokularında total protein düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması.....	41

**RESİMLERİN LİSTESİ**

<b>Resim</b>	<b>Sayfa</b>
Resim 2.1. Zebra midyesi ( <i>Dreissena polymorpha</i> ) .....	13
Resim 2.2. <i>Unio mancus eucirrus</i> morfolojik yapısı .....	17
Resim 3.1. Kesik Köprü Barajı .....	23
Resim 3.2. Zebra midye ( <i>D. polymorpha</i> ) biyodeneş düzeneği .....	24
Resim 3.3. <i>Unio mancus eucirrus</i> biyodeneş düzeneği .....	25
Resim 3.4. Canlı (a) ve ölü (b) zebra midyesi.....	27
Resim 3.5. <i>Dreissena polymorpha</i> ölçümleri a) uzunluk b) yükseklik c) kalınlık.....	27
Resim 3.6. <i>U. mancus eucirrus</i> hemolenf alınması.....	28
Resim 3.7. Hemositometre preparat hazırlanması (a) ve hemosit sayımı (b) .....	28
Resim 3.8. <i>U. mancus eucirrus</i> dokuları (a) solungaç (b) sindirim bezi (c) ayak.....	29
Resim 3.9. Dokuların homojenizasyonu .....	30
Resim 3.10. Santrifüj edilen doku örneği .....	31

## SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış simgeler ve kısaltmalar, açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

### Simgeler

### Açıklamalar

<b>cm</b>	Santimetre
<b>g</b>	Gram
<b>L</b>	Litre
<b>mg</b>	Miligram
<b>ml</b>	Mililitre
<b>mm</b>	Milimetre
<b>µg</b>	Mikrogram
<b>ng</b>	Nanogram
<b>nM</b>	NanoMolar

### Kısaltmalar

### Açıklamalar

<b>AB</b>	Avrupa Birliği
<b>CuPT</b>	Bakır piritiyon
<b>DSİ</b>	Devlet Su İşleri
<b>EC<sub>50</sub></b>	Medyan Etkili Konsantrasyon
<b>EPA</b>	Çevre Koruma Ajansı
<b>IMO</b>	International Maritime Organization
<b>LC<sub>50</sub></b>	Medyan Letal Konsantrasyon
<b>LOEC</b>	Düşük Gözlenebilir Etki Konsantrasyonu
<b>THSK</b>	Türkiye Halk Sağlığı Kurumu
<b>ZnPT</b>	Çinko piritiyon



## 1. GİRİŞ

Su, yüzyıllar boyunca tüm medeniyetler için çok önemli bir doğal kaynak olmuş, bütün büyük uygarlıklar su kenarında kurulmuştur. Teknolojinin ilerlemesi, su kaynaklarından azami faydanın sağlanmasına aracı olmakla birlikte, bu ilerlemeye paralel olarak sanayileşmenin ve şehirleşmenin de artması beraberinde “çevre kirliliği”ni ve özellikle “su kirliliği”ni gündeme getirmiştir (Akkaya, Efeoğlu ve Yeşil, 2006).

İnsan aktivitesi sonucu ağır metaller, herbisitler, fungusitler, plastikleştiriciler, polistrenler, fenoller, dioksinler ve organotinler gibi çok sayıda ksenobiyotik sucul ortama bırakılmıştır. Bu maddelerin neden olduğu kirlilik sucul canlılarda başta endokrin sistemde olmak üzere çok önemli hasarlara sebep olmaktadır. Sucul ortamlardaki ekolojik etkilenmeler biyobelirteç türler ve biyobelirteç özelliğindeki süreçler kullanılarak ortaya konabilmektedir. Bu süreçlerde veya organizmalardaki tanımlanabilir morfolojik biyokimyasal ya da fizyolojik reaksiyonlar su kalitesine ilişkin önemli bilgiler sağlayabilmektedir. Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ve ABD İlaç ve Gıda Kurumu (FDA) biyobelirteç terimini “canlı organizmalarda ortaya çıkan hastalıkların etkilerinin veya sonuçlarının tahmini için vücutta ölçülebilir olan her bir madde, yapı veya süreçler olarak” tanımlamaktadır. Buna karşın bu indikatörler buldukları ortamlardaki kirletici maddeleri kendi doku ve organların da biriktiren spesifik bitki veya hayvan türleri olarak tanımlanmaktadır (Dönmez ve Yılmaz, 2015).

Bir ortamdaki kirleticinin kaynağı ne olursa olsun en büyük etki bentik organizmalar üzerinde olur. Bentik canlılar sediment içinde gömülü yaşadıkları gibi sediment üzerinde de yaşamaktadırlar. Bivalvia sınıfı, istiridye, midye, deniz tarağı gibi canlıları içeren yaklaşık olarak 9.200 güncel türe sahiptir. Ortamdan kolay toplanırlar. Büyüme deneylerinde kolaylıkla kullanılabilirler ve bünyelerinde kirleticileri çok iyi biriktirirler. Midyeler denizlerde bol miktarda bulunmaları, metalleri yüksek yoğunluklarda biriktirip, bunları uzun bir süre bünyelerinde tutmaları ve suyu süzerek beslenmelerinden dolayı sularda kirliliği yansıtan biyolojik belirteçlerin başında gelir (Huber, 2010). Yetişkin midyelerde, metal alımının en yaygın yeri solungaç, ardından manto ve böbreklerdir (Naimo, 1995).



Fouling deniz taşıtlarının su içinde kalan yüzeyleri üzerine yapışarak büyüyen kabuklu, alg, mikroorganizma gibi canlıların oluşturduğu tabakadır. Fouling'in yol açtığı olumsuz etkileri önlemek amacıyla gemi yüzeylerinin su içerisinde kalan yüzeylerine antifouling içeren boyalar uygulanır. Amacı fouling'in oluşmasını engellemek olan bu sistemler tanımları gereği organizmaları uzaklaştırır, öldürür ya da büyümelerini engeller. Dünyada yıllardan beri kullanılan çok çeşitli antifouling sistemler vardır. Bunlardan en önemlisi Tribütiltin'dir (TBT). Ancak TBT kabuklu organizmaların kabuklarında deformasyon ve kalınlaşmalara neden olurken bazı organizmalarda cinsiyet farklılaşmalarına (imposeks), balıkların ve deniz memelilerinin immün sistemlerinin bozulmasına da neden olabilmektedir (Okay, 2004). Bu nedenle 1990'ların başında dünyanın birçok yerinde TBT kullanımı sınırlandırılmıştır ve TBT'ye alternatif biyositler geliştirilmiştir. Irgarol 1051, diuron, çinko piritiyon (ZnPT), bakır piritiyon (CuPT) ve klorotalonil, günümüzde en yaygın kullanılan biyositler arasındadır. TBT'nin sınırlı kullanımından sonra, bu destekleyici biyositlerin üretimi, satışı ve kullanımı önemli ölçüde artmış ve bu da deniz ortamına bu biyosit girdilerinin önemli oranda artışına yol açmıştır. ZnPT, CuPT ve klorotalonil gibi bazı biyositler için, tatlı su ve deniz organizmalarına ilişkin sınırlı toksisite verileri bulunmaktadır (Bao, Leung, Qiu ve Lam, 2011).

Bu çalışmanın amacı, antifouling bileşik olan çinko piritiyonun ekotoksikolojik etkilerinin *Dreissena polymorpha* ve *Unio mancus eucirrus* türü midyeler kullanılarak belirlenmesidir.

## 2. LİTERATÜR ÖZETLERİ

### 2.1. Biyofouling (Biyolojik Kirlenme)

Genellikle deniz biyolojik kirliliği olarak adlandırılan denizel biyofouling, deniz suyuna batmış yapay yüzeylerde istenmeyen mikroorganizma, bitki ve hayvan birikimi olarak tanımlanabilir (Yebra, Kiil ve Dam-Johansen, 2004).

Bakteriler, mayalar, küfler biyofilm ve fouling oluşumlarının temelini oluşturur, ilk zemini hazırlayarak canlılık zincirinin başlangıcını oluştururlar. Bakteriler, algler, protozoonlar (Rotiferler, Nematodlar) biyofilm oluşumundan sorumlu organizmalardır (Bülbül ve Filik, 2019).

Sucul ortamlarda 400'den fazla kirlenici organizma vardır. Boyutlarına göre çok sayıda kirlenici organizma, mikro organizmalar (veya biyofilm, slime, mikro kirlenme olarak adlandırılır) ve makro kirlenmeye ayrılabilir.

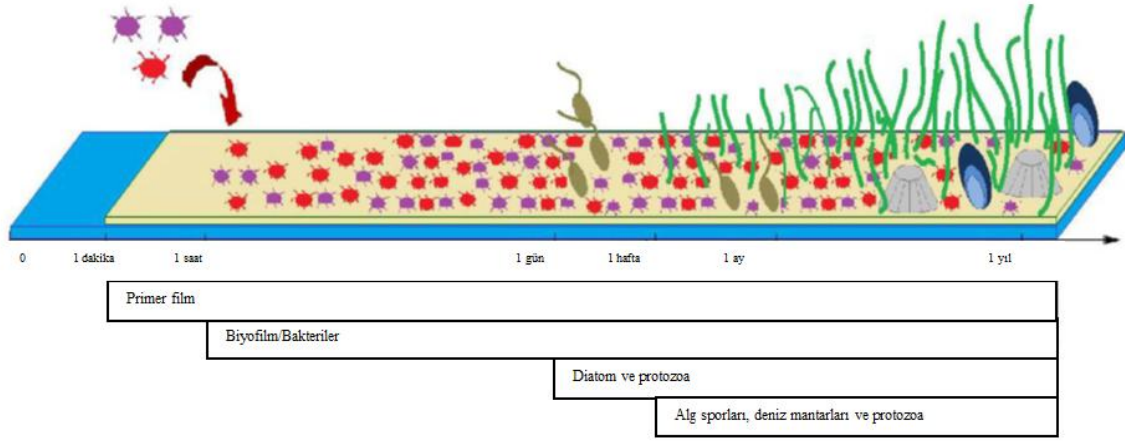
Kirlenici organizmaların kolonileşmesi farklı flora ve faunaların tipik bir ekolojik sıralamasını içerir ve dört ana aşamada gerçekleşir:

Birincil film oluşumu: Yüzeyin suya daldırılmasından hemen sonra organik ve inorganik makromoleküller adsorbe olur. Yüzey biyokimyasal değişikliklere uğrar. Glikoproteinler, peptidoglikanlar ve polisakkaritler yüzeye tutunur.

Biyofilm oluşumu: Mikrobiyal hücrelerin yüzeye taşınması ve yüzeyde bakteri immobilizasyonu gerçekleşir. Substrata bakteriyel bağlanma hücre dışı polimer üretimi ile konsolide edilir ve yüzeyde mikrobiyal bir film oluşur.

Diatom ve protozoa kolonizasyonu: Bakterilerin kolonize olmasını diatomlar, mayalar ve protozoa izler.

Omurgasız larvalarının ve alg sporlarının yerleşmesi: Omurgasız larvaları ve alg sporları, yüzeye yerleşir ve burada gelişerek barnacle, midye, makroalga gibi daha büyük canlılarla birlikte foulingi oluşturur (Babin, Roesler ve Cullen, 2008: 464; Howell ve Evans, 2010; Amara ve diğerleri, 2018).



Şekil 2.1. Biyofouling olayının oluşum aşamalarının zamana bağlı şematik gösterimi (Amara ve diğerleri, 2018)

## 2.2. Fouling olayının olumsuz etkileri

**Yakıt tüketimi:** Fouling sonucu oluşan pürüzlülük, sürtünme direnci, ağırlık artışı sebebiyle hız azalması ve manevra kabiliyetinde kayıplara neden olur. Böylece daha yüksek yakıt tüketimine ihtiyaç duyulur. Yakıt tüketimindeki artış %40'a ve deniz seferlerindeki toplam maliyet % 77'ye kadar artabilir (Yebra ve diğerleri, 2004).

**Hava kirliliği:** Fazla yakıt tüketimi nedeniyle atmosfere verilen CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> gazlarının seviyeleri artar. Global olarak düşünüldüğünde böyle bir durumda 22 milyon ton CO<sub>2</sub> ve 0,6 milyon ton SO<sub>2</sub>'nin atmosfere girdiği tahmin edilmiştir. Ayrıca antifouling boyaların gemi üzerinden uzaklaştırılması sırasında kullanılan çözücüler de atmosfere zararlı kimyasalların karışmasına neden olurlar (Okay, 2004).

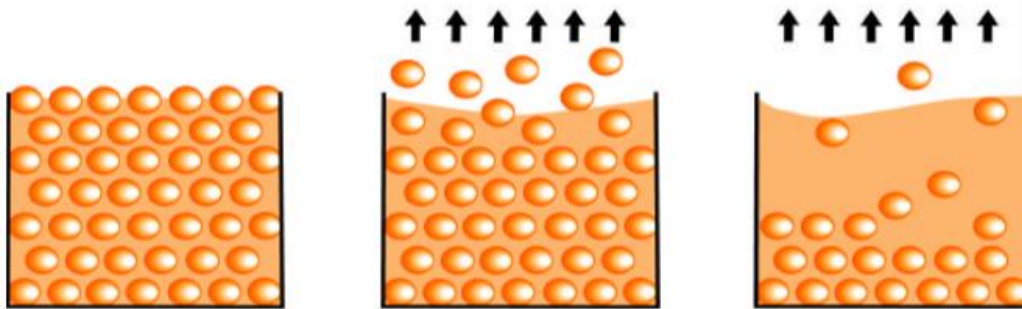
**İstilacı türlerin taşınımı:** Belli bir ekosistemin doğal faunasında yer almayan, farklı yollarla bir bölgeye dışarıdan gelen yeni türlere istilacı türler denmektedir. Bu yollardan biri de fouling olayıdır. İstilacı türler ekolojik, ekonomik ve sağlık açısından olumsuz etkilere neden olur. Bu türler taşındıkları alanlardaki doğal türlerin biyolojik çeşitliliği ve ekolojik dağılımlarını etkileyip azaltır ve yerel türlerin yok olmalarına sebep olur. İstilacı türlerin yeni ekosistemlere yerleşmeleriyle hastalıklar taşınır ve besin zinciri yoluyla insanlara kadar ulaşarak insan sağlığını da olumsuz yönde etkileyebilir (Polat, Zengin ve Gümüş, 2011).

### 2.3. Antifouling Boyalar

Su ile temas eden yüzeyler deniz organizmaları tarafından kaplanmaya açıktır. Deniz canlıları bu yüzeylere tutunarak hızlı bir şekilde çoğalmaya başlar ve bu canlıları yüzeyden uzaklaştırmak zorlaşır. Bu kirletici organizmaların tutunmasını ve çoğalmasını önlemek için, yüzeyler yerleşimciler için elverişsiz hale getirilmelidir. Bu nedenle yüzeyler toksik bileşik içeren antifouling boyalar (AF) ile kaplanır. Bu bileşikler boya-su ara yüzünde bulunur ve yerleşen organizmaları etkiler. Kirlenmeyi önleme, boyalı yüzeyde bileşiğin sabit bir eşik konsantrasyonunu (efektif konsantrasyon) gerektirir. Toksik bileşen, boya matriksinden yavaş yavaş suya salınır. AF boyalar, boya matriksinin kimyasal özelliklerine ve toksik bileşiklerin salınmasında rol oynayan mekanizmalara dayanarak üç kategoride sınıflandırılabilir.

#### 2.3.1. Geleneksel AF boyaları

Matriks, genellikle suda çözünür bir reçinedir ve toksik bileşik, kaplama yüzeyinde bulunur. Biyositler kurşun, arsenik, civa veya bakır oksitleridir. İnce bir boya tabakası aktiftir, süzülme oranı yüksektir ve biyosit konsantrasyonları hızla etkili seviyenin altına düşer. Boya ömrü 6-12 ay kadar kısadır (Terlizzi ve diğerleri, 2001; Amara ve diğerleri, 2018).



● Biyosit (bir matrikste dağılmış)

Şekil 2.2. Biyositlerin matriksten salınımı (IMO, 2002)

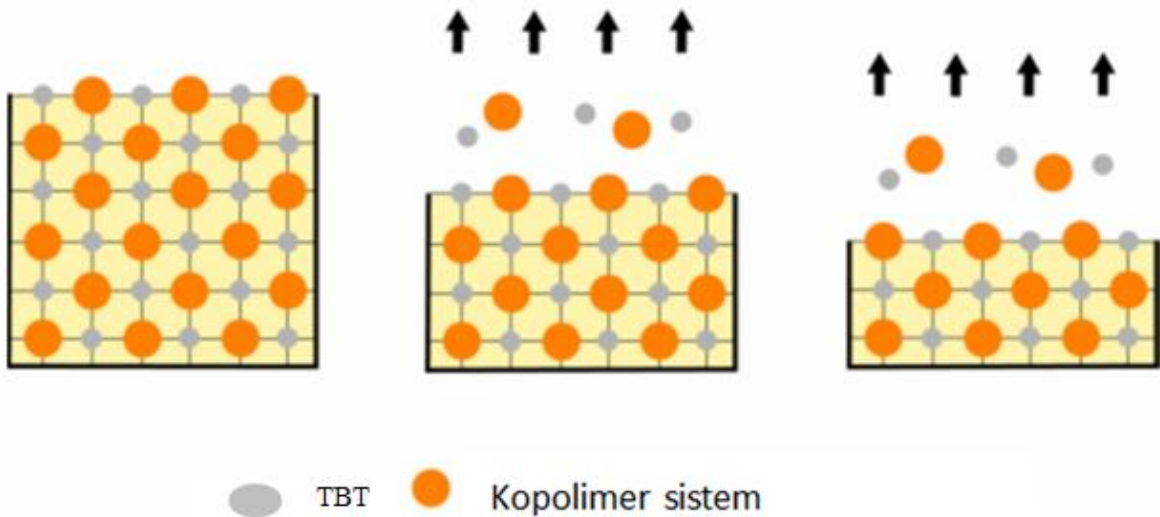
### 2.3.2. Uzun ömürlü AF boyları

Matriks suda çözünmez. Zehirli maddeler (bakır oksit veya organotin bileşikleri), boya-su ara yüzeyinde polimer matriksindeki kanallardan yayılır. 18 ila 24 ay sonra, kanal değişimi nedeniyle liç oranı azalır ve difüzyon hızı keskin biçimde azalır. Boyada yüksek miktarlarda toksik madde kalır, ancak yüzeydeki konsantrasyon efektif seviyenin altına düşer ve kaplamaların değiştirilmesi gerekir (Terlizzi ve diğerleri, 2001; Amara ve diğerleri, 2018).

### 2.3.3. Kendiliğinden eriyen AF boyları (Self-polishing: SPC)

Biyosit, çoğunlukla tribütüldür (TBT), polimerik matrikse bağlanır ve boya yüzeyinde hidrolizle salınır. Salınım hızı, su hareketine bağlıdır. Mikroskobik matriks tabakaları, gemi hareket ederken sürekli olarak yıkanır ve yumuşatma etkisiyle yeni aktif tabakalar elde edilir. SPC'nin ömrü genellikle 4-5 yıl arasında değişmektedir (Terlizzi ve diğerleri, 2001; Amara ve diğerleri, 2018).

Bununla birlikte, TBT ve bununla ilişkili ajanların, biyolojik zarlara nüfuz etmelerine izin veren lipofiliklikleri nedeniyle oldukça toksik oldukları bulunmuştur (Amara ve diğerleri, 2018).



Şekil 2.3. TBT'nin boya yüzeyinden salınması ve aktif tabakaların oluşması (IMO, 2002)

İdeal bir antifouling bileşik aşağıdaki özelliklere sahiptir (Okay, 2004; IMO, 2002).

- Geniş spektrumlu aktivite
- Yalnız hedef organizmalara karşı yüksek düzeyde toksisite
- Memelilerde düşük toksisite
- Sudaki çözünürlüğü düşük
- Besin zincirinde birikmeyen
- Çevrede kalıcı olmayan, hızlı parçalanan (kısa yarılanma ömrü)
- Uygun fiyata ve performansa sahip

#### **2.4. Antifouling Boyaların Tarihçesi ve Düzenlemesi**

Kirlenme, tarih boyunca gemi taşımacılığında sorunlara neden olmuştur. Asırlar boyunca kirlenmeyi ve bunun etkilerini azaltmak için yoğun çaba sarf edilmiştir.

Antik Kartacalar ve Fenikeliler, kirlenmeyi önlemek için gemilerin tabanında zift ve bakır kaplama kullandılar ve daha sonra kükürt ve arsenik bileşikleriyle gövdeleri kapladılar. Yunanlılar ve Romalılar da kurşun kaplama uyguladılar. Bakır kaplama 17. ve 18. yüzyıllarda yeniden kullanıldı. Ancak 18. yüzyılın sonunda, galvanik korozyonun neden olduğu problemler nedeniyle çelik kaplamaların kullanılmasından sonra gereksiz hale geldi. Gemilerin gövdelerini kirlenmekten korumak için yeni bir teknolojiye ihtiyaç duyuldu. Ancak bunu sağlamak için antifouling boyaların gelişiminde 19. yüzyılın ortasına kadar yaklaşık 60 yıl geçti. İlk antifouling boyaların piyasaya sürülmesinden bu yana boya teknolojisinde önemli gelişmeler oldu ve daha etkin kaplama arayışı bugün de devam etmektedir. Bununla birlikte, antifouling boyaların büyük bir çoğunluğunun matriksi içine biyositler eklenmekte ve bu açıdan teknoloji değişmemiştir. Biyositler boyalardan yavaşça süzülerek gövdeye yerleşmeye çalışan organizmaları öldürür.

Eski formülasyonlarda bakır oksit kullanılmıştır, ancak boyaların etkinliğini ve yaşam süresini arttırmak amacıyla, organik civa, kurşun ve arsenik bileşikleriyle DDT gibi birçok diğer toksinler, güçlendiriciler olarak eklenmiştir. Bununla birlikte, bu tür bileşikler ciddi çevresel ve insan sağlığı riskleri oluşturduğu için 1960'larda boya endüstrisi tarafından geri çekilerek yüksek oranda etkili biyosit olan tribütülin (TBT) ile değiştirildiler (Howell ve Evans, 2010).

### 2.4.1. Tribütiltin

Denizcilik tarihi boyunca önerilen farklı çözeltiler arasında, tribütiltin self-polishing kopolimer boyalar (TBT-SPC boyları), gemilerde biyolojik kirlenme ile mücadelede başarılı olmuştur. Mevcut dünya filosunun % 70'ini kapsadığı tahmin edilen bu boyların yaygın olarak kullanılması, önemli ekonomik faydalar sağlamıştır. Ancak, TBT-SPC sistemleri çevreyi olumsuz etkilemektedir (Yebra ve diğerleri, 2004).

1980'lerin başında, Fransa'daki bazı istiridyeye çiftliklerinde, istiridyeye larva gelişimindeki anormallikler ve istiridyelerin %80-100'ünü etkileyen kabuk malformasyonlarının gözlenmesiyle TBT ile ilgili sorunların farkına varılmıştır. Tribütiltin su kolonunda ~20 günlük bir yarı ömre sahiptir, ancak aylar boyunca sedimentte kalabilir (Dafforn, Lewis ve Johnston, 2011).

Aşırı düşük konsantrasyonlarda tribütiltin (TBT) *Crassostrea gigas* türü istiridyede 20 ng/L'de kusurlu kabuk büyümesine ve deniz salyangozu olan *Nucella sp.*'de 1 ng/L'de impanse, yani dişi üreme organlarında erkek özelliklerin gelişmesine sebep olmuştur. Diğer birçok türde de malformasyonlar gözlemlenmiştir ve ayrıca Uluslararası Denizcilik Örgütü (IMO) memelilerde birikim ve balıklarda immünolojik savunmanın zayıfladığını bildirmiştir. Bu gerçekler, tüm dünyadaki ülkelerde ulusal düzenlemelerin geliştirilmesini zorunlu kılmıştır (Yebra ve diğerleri, 2004).

İlk olarak Fransa'da 25 m'den küçük gemilerde TBT kullanımı yasaklandı. Bu, İngiltere (1987), ABD (1988), Kanada (1989), Avustralya (1989) ve AB'deki (1989) küçük gemilerde sonradan gelen TBT kısıtlamalarını tetikledi. Ticari gemilerin, TBT kullanmaya devam etmesiyle Kasım 2001'de Uluslararası Denizcilik Örgütü (IMO), TBT'nin 1 Ocak 2003'ten sonra tüm gemilere uygulanmasını yasaklamak için "AFS Sözleşmesi" ni kabul etti ve 1 Ocak 2008'den sonra tüm gemilerde aktif bir kaplama olarak bulunması yasaklandı. AFS Sözleşmesi, 25 devlet tarafından onaylandıktan on iki ay sonra Eylül 2008'e kadar uluslararası düzeyde bağlayıcı olmamıştır. Bununla birlikte, bazı bölgelerde ileriye yönelik adımlar atıldı; örneğin, 782/2003 sayılı Avrupa Birliği Tüzüğü (AB) 1 Ocak 2003'ten itibaren tüm AB bayraklı gemilerde TBT boylarının uygulanmasını yasaklamış ve Avustralya'da TBT içeren tüm antifouling boyların ruhsatı Mart 2003'te iptal edilmiştir (Dafforn ve diğerleri, 2011).

### 2.4.2. Bakır

TBT uluslararası pazarda baskın olmasına rağmen, bakır, hem küçük tekneler için daha ucuz boyalarda hem de bazı TBT boyalarının performansını artırmak için bir ko-biyosit olarak kullanılmaya devam etmiştir. TBT yasağından sonra bakır, bir kez daha baskın kirlenme önleyici biyosit haline geldi. Bakır salınım oranları üzerindeki kısıtlamalar Kanada ve Danimarka'da uygulanmıştır. Health Canada, bakır içeren AF boyalarının  $40 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{gün}$ 'den daha az bir salınım oranına sahip olmasını gerektirir ve Danimarka'da, ilk 14 günde kümülatif  $200 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ 'yi aşan bakır bırakan AF boyaları yasaktır. Diğer bir strateji, belirli gemileri, ekolojik olarak hassas bölgeleri veya kısıtlamaları olan çok kirlenmiş ortamları hedef almak olmuştur; örneğin, bakır AF boyaları artık İsveç Baltık Kıyısı'ndaki küçük gemilerde kullanılmamaktadır ve toksik olmayan ve daha az toksik AF boyalarına geçişi gerektirecek San Diego Körfezi, Kaliforniya'daki Shelter Adası Yat Havzası için bakır girişi azaltma hedefleri belirlenmiştir. ABD EPA ayrıca gelecekteki bakır kullanımıyla ilgili olası kısıtlama senaryoları ile mevcut AF düzenlemelerini de gözden geçirmektedir.

### 2.4.3. Yükseltici biyositler

Bakırın birçok deniz organizmasına karşı yüksek toksisitesine rağmen, bazı alg grupları toleranslıdır. Bu nedenle, çoğu bakır AF boyası, mikro ve makro alglar ile gövde kolonizasyonunu hedef alan ilave "yükseltici" biyositlerle desteklenmiştir. Dünyada klorothalonil, diklofluanid, Irgarol 1051, TCMS piridin, tiyosiyanatometiltio-benzotiyazol (TCMTB), diuron, dikloro-oktisiyazolin (DCOIT, Sea Nine 211), çinko ve bakır piritiyon (Çinko ve Bakır Omadin) ve zineb dahil yaklaşık 18 tane yükseltici biyosit kullanılır. Bunlar genellikle fotosentetik organizmaların büyüme hızını olumsuz yönde etkileyen herbisitlerdir (örneğin, Irgarol 1051 ve diuron). Bazı ülkelerde AF boyalarında, örneğin diuron ve Irgarol 1051 gibi bazı "yükseltici" biyositlerin kullanımını düzenlemek için mevzuat mevcuttur. İngiltere'de, 2000 yılında yükseltici biyositlerin incelenmesi, sadece dört biyositin onay almasıyla sonuçlandı (diklofluanid, DCOIT (Ticari ünvan: Sea Nine 211), çinko piritiyon ve zineb). Klorothalonil, diuron ve Irgarol 1051'in onayları, düşük konsantrasyonlarda yüksek toksisite ve çevrede kalmaları nedeniyle iptal edildi (Dafforn ve diğerleri, 2011).



#### 2.4.4. Toksik olmayan ve “doğal” alternatifler

Toksik AF boyalarının kullanımından kaynaklanan etkilerin artan farkındalığı, silikon elastomerleri, parafin veya silikon yağlarını içeren kir tutmayan kaplamalar ve alg ve diğer deniz organizmalarından AF bileşikleri sağlayan "doğal" kaplamalar gibi toksik olmayan alternatiflerin araştırılması ve geliştirilmesine yatırım yapılmasını sağlamıştır. Şu anda piyasada bulunan kir tutmayan kaplamalar silikon, floropolimer, hibrit ve hidrojel silikon kaplamaları içerir. Bununla birlikte, “doğal” kaplamalar, çevresel düzenleme kuruluşlarının şartlarının sağlanması yanı sıra makul bir maliyette doğal AF bileşiklerinin tedarikini sağlamada zorluklar nedeniyle şu anda ticari kullanımda değildir (Dafforn ve diğerleri, 2011).

Çizelge 2.1. Halen kullanılmakta olan ana yardımcı biyositler (Dafforn ve diğerleri, 2011)

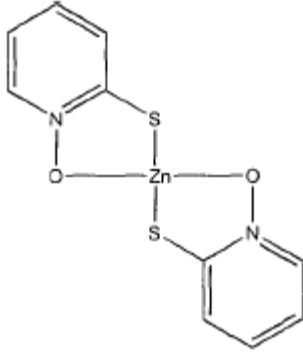
Klorotalonil
Çinko piritiyon (ZnPT)
Bakır piritiyon (CuPT)
Diklofluanid
DCOIT (Sea-Nine 211)
Diuron
Irgarol 1051
TCMS piridin
TCMTB
Tiram
Zineb

## 2.5. Çinko Piritiyon'un Fiziko-Kimyasal Özellikleri

Çinko piritiyon (ZnPT), 1991 yılında denizel kirliliğin önlenmesinde TBT'nin yerini almak üzere geliştirilen yükseltici biyosittir (Maraldo ve Dahllöf, 2004).

Çinko piritiyon (ZnPT), iki piridin halkasının sülfür ve oksijen molekülleri arasında merkez çinko atomuna bağlı olduğu monomerik bir yapıya sahiptir (Guthery, Seal ve Anderson, 2005).

IUPAC adlandırması Bis[1-hydroxy-2(1H)-pyridinethionato-O,S](T-4) zinc şeklindedir (EU, 2013).



Şekil 2.4. Çinko piritiyon'nun açık formülü (EU, 2013)

Çizelge 2.2. ZnPT'nin fiziksel ve kimyasal özellikleri (EU, 2013)

CAS Numarası	13463-41-7
Molekül formülü	$C_{10}H_8N_2O_2S_2Zn$
Fiziksel form	Hafif sarı kristaller
Moleküler ağırlık	317.7 g/mol
Sudaki çözünürlüğü	6.3 ppm
Erime noktası	240 °C
Buhar basıncı	<0.000001 Pa (25 °C)
Yoğunluk	1,782 (25 °C)
Viskozite	1,76 g/cm <sup>3</sup>

Bakterisit, fungusit ve algisit etkilerinden dolayı kirlenme önleyici kaplamalara dahil edilmiş modern bir biyosit örneğidir. Bu bileşik, ticari gemilerin ve eğlence teknelerinin gövdelerini, petrol platformlarını, deniz altı boru hatlarını ve su ürünleri yetiştiriciliği için kullanılan tankları kaplamak için boyalarda kullanılır (Nogueira ve diğerleri, 2018).

Ayrıca kozmetik ürünler veya endüstriyel sıvılar gibi çeşitli ticari ürünlerde koruyucu olarak kullanılır ve etkili bir kepek önleyici ajandır. Çinko piritiyonun suda yaşayan organizmalarda (balık ve deniz kestanesi) çok düşük konsantrasyonlarda teratojenik ve genel toksik etkiler yarattığı bilinmektedir (Doose ve diğerleri, 2004).

Drugbank'a göre ZnPT'nin akut oral LD<sub>50</sub> değeri ratlar için 177 mg/kg ve fareler için 160 mg/kg'dır. Akut dermal doz LD<sub>50</sub> değeri ise tavşanlar için 100 mg/kg olarak bulunmuştur.

Çinko piritiyonun su bitkileri ve hayvanları için yüksek derecede toksik olduğu bulunmuştur ancak çevre açısından nötr olduğu varsayılır, çünkü daha az toksik bileşiklere kolayca foto-degrade olabilir (Bao ve diğerleri, 2008). Ayrıca çinko piritiyonun toksisitesinin sadece azaldığı ancak doğrudan güneş ışığına maruz kaldıktan sonra kaybolmadığı gösterilmiştir (Bellas, 2005). ZnPT için fotodegradasyon (foto-bozulma) yarı ömrü  $8,3 \pm 0,9$  dk'dır. Çinko piritiyonun fotodegradasyonu, altı ana formun oluşması ile sonuçlanır; 2-merkaptopiridin-N-oksit (HPT), piridin-N-oksit (PO); 2,20-ditiyo-bis-piridin ([PS] 2); 2-merkaptopiridin (HPS); 2,20-ditiyo-bis-piridin-N-oksit ([PT] 2); ve piridin-2-sülfonik asit. Düşük toksik potansiyele rağmen, orijinal bileşik ile karşılaştırıldığında, bu foto parçalanma ürünlerinden bazıları biyoaktif ve çevresel açıdan olumsuz etkileri olabilir. Bunlardan 2, 20-ditiyo-bis-piridin-N-oksit'in yosun ve bakteri büyümesini tehlikeye soktuğu gösterilmiştir (Nogueira ve diğerleri, 2018).

## 2.6. Zebra Midye (*D. polymorpha*)'nin Sistematik Pozisyonu ve Biyolojik Özellikleri

Alem: Animalia

Şube: Mollusca

Sınıf: Bivalvia

Takım: Cardiida

Familya: Dreissenidae

Cins: *Dreissena* (Beneden, 1835)

Tür: *Dreissena polymorpha* (Pallas,1771)



Resim 2.1. Zebra Midyesi (*Dreissena polymorpha*)

Zebra midye, tatlı su ekosistemlerinde yaşayan en önemli tutunucu ve kirletici canlılardan biridir. Bu iki kabuklu yumuşakçalar tutundukları yüzeylerde oluşturdukları biyokütle ile su akışını aksatma ya da tamamen engelleme, korozyona yol açma, su filtre ya da eleklerini tıkama, kapalı sulama sistemlerinde tıkanmalara neden olma, sucul ekosistemde doğal olarak bulunan diğer canlıların yaşamını kısıtlama gibi bir çok önemli soruna neden olarak hem teknik ve ekonomik hem de ekolojik anlamda zararlı olabilmektedir.

Zebra midyelerin normal koşullarda 2-5 yıl arasında canlılıklarını sürdürdükleri belirlenmiştir. Zebra midyeler zehirli olmayan tüm sert yüzeylere tutunarak uygun besinlerin ve oksijenin bulunduğu sakin sularda hızla kolonileşmeye başlamaktadır.

Zebra midye larvaları suyun derinliği boyunca eşit yayılmazlar. Bu yayılma suyun daha sıcak olduğu yerlerde toplanır. Bu nedenle larva yoğunlukları baraj göllerinin farklı kesimlerinde önemli ölçüde değişmektedir. Ergin midyenin boy ve ağırlıkları; midyenin yaşına ve habitat özelliklerine göre (derinlik, besin maddeleri bolluğu, suyun fiziksel ve kimyasal yapısı (sıcaklık, pH, çözülmüş O, Ca, tuzluluk, iletkenlik vb.)) değişmektedir (Aksu ve Yıldız, 2017).

Adını, kabukları üzerinde bulunan kuşaklı desenden almıştır. Zebra midye Hazar Denizi havzasındaki Ural Irmağı ve kollarındaki bir tür topluluğundan Rus bilimci ve kâşif Pyotr Simon Pallas tarafından tanımlanmıştır.

Zebra midye su alma ve su verme sifonları bulunan ve suyu süzerek beslenen canlılardır. Bir canlı, günde 1 litre suyu süzerek içindeki alglerle beslenebilir (Devlet Su İşleri [DSİ], 2012).

Zebra midye bir yaşında iken boyutları 5 - 10 mm olup 5 yıl kadar yaşamakta ve en çok 50 mm boya ulaşabilmektedir. Boyutlar midyenin habitatına göre önemli ölçüde değişebilmektedir (Devlet Su İşleri [DSİ], 2012).

Zebra midyenin dişileri genellikle 1 yıl içinde üreme yeteneğine kavuşurlar. Suyu bırakılan yumurtalar, su içinde erkek eşey hücreleri ile döllenir. Dişi midye bir defada 40.000 adet yumurta üretebilir ve hayatı boyunca bıraktığı yumurta sayısı 1 milyona ulaşabilir. Yumurtaların kuluçka süresi (3 - 5) gündür (Devlet Su İşleri [DSİ], 2012).

Döllenmiş yumurtadan çıkan larvalar yaklaşık 3-5 hafta serbestçe suda yüzer. Larvalar ergin bireylere dönüşene kadar üç aşamadan geçerler: Veliger larvası, veliger sonrası aşama ve yerleşik aşama. Larvaların ergin midyeye dönüşene kadar geçirdikleri bu aşamalar "planktonik dönem" olarak adlandırılır (Bobat ve diğerleri, 2001).

Larvalar yumurtadan çıktıklarında 80-100 mikron boyutundadır. Larvaların yayılışları genellikle akıntılar aracılığıyla edilgen olarak gerçekleşir. Bu süre sonunda larvalar, ayakları aracılığıyla tabanda sürünerek yerleşebileceği bir yer arar. Bu sırada boyutları 180-290 mikrona ulaşmıştır. Larvanın tabana yerleşmesinden sonra genç midye dönemi ya da yerleşik dönem başlar. Larvalar tutunma yerlerine ya da tabana, vücutlarında ayaklarının yakınında bulunan ve saçak şeklinde ve güçlü iplikçiklerden oluşan tutunma organı ile bağlanır. Genç midyeler tutunmak için sert ya da kayalık yüzeyler ile yaşadıkları sularda bulunan yerli midyeler ve kendi türlerinin erginlerini tercih etmekle birlikte bitki örtüsü üzerine de yerleşebilmektedir. Ergin döneme doğru midyelerin su hızlarının 2 m/s'nin üzerinde olduğu sularda tutunmaları güçleşir (Devlet Su İşleri [DSİ], 2012).

Zebra midyeler oldukça geniş yaşam toleransına sahiptirler. Uzun süreli açlığa, kuruluğa, çok yüksek ve çok düşük sıcaklıklara, oldukça farklı çözünmüş oksijen ve kalsiyum düzeylerine uyum gösterebilmektedirler (Bobat ve diğerleri, 2001).

Paleontolojik verilere göre, *D. polymorpha*'nın bulunuşu ile ilgili ilk kayıtlar 10-11 milyon yıl öncesine tarihlenmektedir. Türün o zamanlar bugünkü Afrika'yı Avrupa ve Asya'dan ayıran, Tetis Denizi'nin haliçlerinde (östarin sular) bulunduğu kaydedilmektedir. Türün doğal yayılış alanları, Kuzey Yarıkürede Karadeniz ve Hazar Denizi ile Aral Gölü havzaları ve bunlarla ilişkili haliçler, kıyısız sular, tatlı su gölleri, baraj gölleri ve ırmaklardır. Türkiye de doğal yayılış alanları içinde yer almaktadır. *D. polymorpha*'nın 17.

yüzyılın sonlarına kadar denizlerde yaşadığı, daha sonra tatlı sulara geçtiği ve Avrupa'ya yayılışının 18. yüzyıldan bu yana sürdüğü kaydedilmektedir. *D. polymorpha*, İngiltere'de 1824'te saptanmış daha sonra Danimarka, İsveç, Finlandiya, İrlanda, İtalya ve Avrupa'nın diğer ülkelerine yayılmıştır (Devlet Su İşleri [DSİ], 2005).

19. Yüzyılın başlarında Avrupa'da tespit edilen daha sonra ABD'ye yayılan Zebra Midye'nin (*D. polymorpha*) Türkiye'deki kayıtları 1897 yılına kadar uzanmaktadır. Zebra midye yurdumuzun pek çok tatlısu gölünde de doğal olarak bulunmaktadır. Geldiay ve Bilgin (1973) tarafından yapılan bir çalışmaya göre, zebra midyeye Göller Bölgesindeki Eğirdir, Kovada, Beyşehir ve Burdur Gölleri ile Marmara Bölgesindeki Sapanca Göl'ünde rastlandığı belirtilmiştir. Yine aynı kaynağa göre bu tür, genellikle çalkantılı ve akıntılı göl ve diğer su depolarında koloni halinde yaşamakta ve bazen su borularını ve kanalları tıkayacak kadar fazla çoğalmaktadır (Bobat ve diğerleri, 2001). 2001 yılında yapılan çalışmalarda Zebra midyenin Kızılırmak üzerindeki Kesikköprü, Hirfanlı (Ankara) ve Derbent Baraj Gölleri (Samsun) ile Kızılırmak'ın kollarından Osügülüç Çayı üzerindeki Gazibey Baraj Gölünde (Sivas) bulunduğu saptanmıştır. Midyenin Kesikköprü Barajının menbaındaki Kapulukaya Baraj Gölünde de bulunduğu bildirilmiştir (Devlet Su İşleri [DSİ], 2005).

*Dreissena* türlerinin yayılış alanlarının genişlemesinde en önemli etkenin, deniz ulaşımı ve teknelerin sintine sularını bulaşık olmayan alanlara boşaltmaları olduğu, kabul edilmektedir. Yayılışı sağlayan doğal ya da insan kaynaklı diğer etkenler: Teknelerle taşınan su bitkileri, su akıntıları, göçmen su kuşları ve kerevitler olarak kaydedilmektedir (Devlet Su İşleri [DSİ], 2005).

## **2.7. *Unio mancus eucirrus* Türünün Sistematik Pozisyonu ve Biyolojik Özellikleri**

Alem: Animalia

Şube: Mollusca

Sınıf: Bivalvia

Takım: Unionoida

Familya: Unionidae

Cins: *Unio* (Philipsson, 1788)

Tür: *Unio mancus eucirrus* (Bourguignat, 1860)

Tatlı su midyeleri arasında Unionidler en çok dikkat çeken gruptur. Yaygın dağılımları, süzerek beslenmeleri, sesil yaşam formları, yaşam süreleri ve su ortamında kirleticileri biriktirme yeteneklerinden dolayı biyobelirteç olarak kullanılırlar. *Unio* türleri, Avrupa'nın doğal alanlarında bulunur ve bazıları, metal birikimi ve siyanotoksin toksisitesi gibi su kalitesini değerlendirmek için de kullanılmıştır (Yurdakök-Dikmen ve diğerleri, 2018).

Unionidae (Fleming, 1828) üyesi tatlı su midyeleri suyu filtre ederek, fitoplankton miktarını önemli ölçüde düşürürler. Fosforu su kütlesinden uzaklaştırırlar. Bu sayede buldukları ortamdaki su kalitesinin iyileşmesinde etkili olurlar (Güler, Çoban ve Kırım, 2017).

Unionidae kozmopolit bir yayılım göstermekte ancak en büyük çeşitliliğine Kuzey Amerika'da, özellikle de güneydoğu ABD'de ulaşmaktadır. Dünya çapındaki toplam Unionoid türü sayısı belirsizliğini korumaktadır, şu anda 860 tanınmış geçerli tür ve bilimsel adlandırmada 4843 isim mevcuttur (Lydeard ve diğerleri, 2004).

*Unio* türlerine Türkiye'de pek çok tatlı su sistemlerinde rastlanmaktadır. Bunlardan bazıları Çizelge 2.1'de verilmiştir.

Çizelge 2.3. Türkiye'de bulunan *Unio* türleri

Tür adı	Bölge	Kaynak
<i>Unio terminalis</i>	Çine Çayı (Aydın)	Güler ve diğerleri, 2017
	Amik havzası Gölbaşı Gölü	Türkmen ve diğerleri, 2005
	Azaplı Gölü (Adıyaman)	Gürlek ve Kebapçı, 2014
<i>Unio crassus</i>	Sarma Çayı	Gürelli ve Özbek, 2012
	Çine Çayı (Aydın)	Yılmaz ve Barlas, 2016
<i>Unio mancus</i>	Dicle Nehri	Kaymak-Abay, 2017
	Atatürk Baraj Gölü	Alkan Uçkun, Yoloğlu ve Uçkun, 2017
<i>Unio elongatulus eucirrus</i>	Karakaya Baraj Gölü	Şahin, Sünbül ve Küçükyılmaz, 2016
<i>Unio elongatulus</i>	Dicle Nehri	Ekin, Başhan ve Şeşen, 2009
<i>Unio pictorum</i>	Aşağı Sakarya Nehri (Karasu)	Koşal Şahin, 2013
	Sapanca Gölü	Koşal Şahin, 2008
<i>Unio stevenianus</i>	Van Gölü	Yarsan ve Bilgili, 2000

Morfoloji: Unionidlerde kabuk morfolojisinde intraspesifik varyasyon oranı yüksektir. Kabuk fenotipi bir bivalvin farklı habitatlarda hayatta kalmasını etkilemektedir. Örneğin, kabuklar, yüksek su hızlarında dorsal kavis ve düşük obezite gösterebilir, böylece etkili bir gömülme sağlar ve nehirden aşağı düşme riskini en aza indirir. Kabuk şeklindeki bu çeşitlilik, balıkların solungaçlarına yaşamlarının zorunlu bir parçası olarak bağlanan, parazitik larvaları (glochidia; tekili: glochidium) olan bivalv türlerinde özellikle önemlidir.



Resim 2.2. *Unio mancus eucirrus* morfolojik yapısı

Büyüme: Bir midyenin maksimum büyüklüğü ve yaşam süresi, ömür boyu üreme başarısını etkiler. Ayrıca, yaşam boyu verimlilik erişkinlik yaşı ve büyüme oranlarından etkilenecektir. Midyelerde yaş üç şekilde belirlenebilir: boyut-frekans dağılımları; serbest bırakma-kurtarma deneyleri ve büyüme kesinti çizgileri.

Serbest bırakma-kurtarma deneyleri, uzun süreler gerektirir (bir yıldan fazla), bu nedenle bir bivalvin yaşı genellikle dış halkaları sayılarak belirlenir. Büyüme durduğunda kışın tek bir halkanın oluştuğu kabul edilir (Aldridge, 1999).

Üreme: Unionid midye larvaları balık solungaçlarında veya yüzgeçlerinde zorunlu parazitler olduğu karmaşık bir yaşam döngüsüne sahiptir. Yumurtlama sırasında, oositler suda süzülen sperm tarafından döllendikleri dişi bireyin solungaçlarına (marsupium/kese) yerleşir. Marsupium'da embriyolar olgunlaşmış glochidium olana kadar kuluçkaya yatırılır ve sifonlar vasıtasıyla suya bırakılır. Glochidium, uygun bir konakçı balık bulana kadar sadece birkaç gün hayatta kalabilir (Khalloufi ve diğerleri, 2019).



Glochidia, konak olarak bir balığın derisine veya solungaçlarına yerleşerek gelişimlerini sürdürürler. Belirli bir gelişim evresi sonrasında düşerek sedimente yerleşirler. Konak balıktan tekrar suya geçtiklerinde kendilerini kuma gömer burada juvenil olarak birkaç yıl (en fazla) geçirdikten sonra erişkin olarak uzun sayılabilecek (onlarca yıla kadar) yaşamlarına devam ederler. Bu tip özelleşmiş bir yaşam döngüsünün devamlılığı ortam koşulları gibi dış etmenlere yüksek oranda bağlıdır; ortam şartları, döngünün her bir safhasındaki midyelerin tolerans sınırları içerisinde olmalıdır.

Unionid tatlı su midyelerinin larvaları küçüktür (göreceli olarak) ve bu durum çok sayıda yavru üreten canlılar için olağandır; hali hazırda üreme safhalarındaki enerji döngüsü hem büyük hem de çok sayıda yumurta/larvaya izin vermez. Yine de genel olarak larva sayısı, anaç yaşı ve büyüklüğüne de bağlıdır buna ek olarak sıcaklık ve anacın beslenmesi de larva sayısı için belirleyicidir (Güler ve diğerleri, 2017).

## 2.8. Çinko Piritiyon'un Sucul Organizmalar Üzerindeki Etkileri

2010 yılında Onduka ve diğerleri tarafından yapılan çalışmada çinko piritiyonun dört tür deniz algi (*Dunaliella tertiolecta*, *Tetraselmis tetrathele*, *Chaetoceros calcitrans*, *Skeletonema costatum*, bir deniz krustase türü (*Tigriopus japonicus*) ve denizel bir balık türü (*Pagrus major*) üzerindeki akut toksisiteleri değerlendirilmiştir. Çinko piritiyona maruz bırakılan sucul türlerde 24 saatlik EC<sub>50</sub> değeri *T. japonicus* krustase türünde 280 µg/L; 72 saatlik EC<sub>50</sub> değerleri *C. calcitrans* alg türünde 4,5 µg/L; *D. tertiolecta* alg türünde 8 µg/L; *T. tetrathele* alg türünde 19 µg/L; *S. costatum* alg türünde 1,6 µg/L; 96 saatlik LC<sub>50</sub> değerini *P. major* balık türünde 98,2 µg/L olarak bulmuştur. Araştırmacılar çinko piritiyonun çalışılan türlere çok toksik olduğu sonucuna varmıştır.

Nogueira ve diğerlerinin 2018 yılında yaptığı çalışmada *Corbicula fluminea* istilacı midye türünde çinko piritiyonun akut toksisitesi değerlendirilmiş ve 96 saatlik LC<sub>50</sub> değeri 2,17 mg/L bulunmuştur. Çalışma sonucunda oksidatif stres biyobelirteçlerine önemli etkisi olduğunu bulmuşlardır.

2007 yılında Koutsaftis ve Aoyama tarafından yapılan çalışmada çinko piritiyon, bakır piritiyon, klorotalonil ve diuron'un tekli ve ikili karışımlarının toksisitesi tuzlu su karidesi olan *Artemia salina* kullanılarak değerlendirilmiştir. Dört bileşiğin 24 saatlik LC<sub>50</sub>

değerleri; Diuron için 12,01 (11,42–12,61) mg/L, ZnPT için 3,17 (2,45–3,88) mg/L, CuPT için 0,83 (0,58-1,07) mg/L ve klorotalonil için 1,00 (0,80-1,20) mg/L bulunmuştur. ZnPT-CuPT karışımları tüm oranlarda sinerjik etki göstermiştir. Klorotalonil-ZnPT (1:1, 4:1 oranları) ve Diuron-ZnPT (4:1 oranı) karışımları antagonist etki göstermiştir. Çalışılan maddeler arasında CuPT en toksik olarak belirtilmiştir.

Bao ve diğerleri tarafından 2008 yılında yapılan çalışmada, diatom *Thalassiosira pseudonana*, poliket larvası *Hydroid elegans* ve amfipod *Elasmopus rapax*'a karşı tek başına ZnPT ve Cu ile kombinasyon halinde toksisitelerini incelemiştir. Tek başına ZnPT'nin, *T. pseudonana* ve *H. elegans* larvalarına tek başına Cu'dan çok daha toksik olduğu bulunmuştur. ZnPT'nin *T. pseudonana*'da 96 saatlik EC<sub>50</sub> değeri 1,9 µg/L; *H. elegans*'da 48 saatlik LC<sub>50</sub> değeri 4,4 µg/L hesaplanmıştır. *T. pseudonana*, Cu'ya 970 µg Cu/L kadar yüksek 96 saat EC<sub>50</sub> değeri ile oldukça toleranslıdır. ZnPT ve Cu'nun 72 saat LC<sub>50</sub> değerleri *E. rapax* için anlamlı olarak farklı bulunmamıştır fakat ZnPT'nin 96 saat LC<sub>50</sub> değeri (29 µg/L), Cu'nun 96 saat LC<sub>50</sub> değerinden (78 µg/L) açıkça daha düşük ve ZnPT'nin Cu'dan amfipod için daha toksik olduğu tespit edilmiştir. Genel olarak ZnPT ve Cu, bütün test türlerine sinerjik etkiler göstermiştir. Ortalama 96 saatlik bir *T. pseudonana* büyüme hızı, sadece 2 µg/L ZnPT'ye maruz kaldığında kontrolün %47'si kadar olmuştur. Ancak 2 µg ZnPT/L ve 10 µg Cu/L'lik bir ikili karışım, kontrolün % 11'ine kadar ortalama büyüme oranını önemli ölçüde azaltmıştır; Cu seviyesi ne kadar yüksek olursa, ZnPT'nin *T. pseudonana*'ya sinerjistik toksisite etkisinin o kadar belirgin olduğu tespit edilmiştir. Diğer iki test türü için de benzer sonuçlar gözlemlenmiştir. *H. elegans* için 42 ve 84 µg/L Cu ilavesi, ZnPT'nin 48 saat LC<sub>50</sub> değerini sırasıyla 4,4 µg/L'den, 2,5 µg/L'ye ve 0,5 µg/L'ye düşürmüştür. Aynı şekilde, ZnPT ve Cu'nun ikili karışımları, tüm maruz kalma süreleri boyunca *E. rapax* üzerinde çok güçlü bir sinerjistik etki göstermiştir. 96 saatlik maruz kalma durumunda, ortalama 10 µg/L ZnPT ve 10 µg/L Cu karışımına maruz kalan *E. rapax* mortalitesi %50 olarak belirlenmiştir. Bu, yalnızca 10 µg/L ZnPT'ye maruz kalanların mortalitesinin neredeyse 12 katıdır. *E. rapax* için 10 ve 20 µg/L Cu ilavesi, ZnPT'nin 96 saat LC<sub>50</sub> değerini sırasıyla 29 µg/L'den, 11 µg/L'ye ve 6,4 µg/L'ye düşürmüştür.

Marcheselli ve diğerleri tarafından 2010 yılında yapılan çalışmada, ZnPT'nin hem bireysel hem de popülasyon düzeyinde poliket *Dinophilus gyrociliatus* üzerindeki etkilerini değerlendirmek için kısa süreli akut toksisite testleri ve yaşam tablosu yanıtı deneyleri

(LTRE'ler) uygulanmıştır. *D. gyrociliatus*'taki ZnPT için 96 saat LC<sub>50</sub> değerleri karanlıkta ve 12 saat aydınlık/12 saat karanlık koşullar altında sırasıyla 7,8 ve 11,5 nM olarak hesaplanmıştır. LTRE'lerde, laboratuvarında kültürlenmiş *D. gyrociliatus* toplulukları, ZnPT'nin subletal konsantrasyonlarına (0,5 ve 1 nM) maruz bırakılarak bir kontrol grubuyla karşılaştırılmışlardır. En yüksek konsantrasyona maruz kalan bireyler arasındaki hayatta kalma, kontrole nazaran yaşamın 2. haftasında azalmıştır. Biyositin verimlilik üzerindeki etkileri daha belirgin gözlemlenmiştir. ZnPT, maruz kalan her iki grupta da önemli bir azalmaya neden olduğu tespit edilmiştir. Net büyüme oranı (R0), ZnPT'ye en duyarlı demografik parametre olarak görünmüştür, çünkü biyosit maruziyeti, kontrol grubuna kıyasla hem 0,5 hem de 1 nM (sırasıyla %41 ve %63) gruplarında keskin bir R0 düşüşüyle ilişkilendirilmiştir.

Bellas ve diğerlerinin 2005 yılında yaptığı çalışmada, çinko piritiyonun denizkestanesinin (*Paracentrotus lividus*) ve midyenin (*Mytilus edulis*) embriyonik gelişimi üzerindeki etkileri laboratuvar toksisite testlerinde incelenmiştir. Medyan etkili konsantrasyonlar (EC<sub>50</sub>), denizkestanesi embriyoları için 7,7 nM ve midye embriyoları için 8 nM bulunmuştur. ZnPT'nin denizkestanesinin larva büyümesi üzerindeki toksik etkileri 0,5 nM'de tespit edilmiştir. 10 nM'nin üzerinde normal larva gözlemlenmemiştir. *M. edulis* ile yapılan embriyo-larval toksisite testinin sonuçları, ZnPT'nin düşük konsantrasyonlarda normal embriyonik gelişimi önemli ölçüde etkilediğini göstermiştir. Normal gelişimin 24 nM'de tamamen inhibe edildiği ve bu nedenle denizkestanesi ve midye için ZnPT'nin çok yüksek toksisiteye sahip olduğu belirlenmiştir. Araştırmacılar ZnPT'nin sucül canlıların erken gelişim evrelerine çok toksik olduğunu bildirmişlerdir.

Bao ve diğerleri 2012 yılında yaygın olarak kullanılan iki antifouling yükseltici biyositin, bakır piritiyonun ve çinko piritiyonun, akut ve subletal toksisitelerini deniz amfipod *Elasmopus rapax* türünde araştırmıştır. CuPT ve ZnPT için 96 saatlik LC<sub>50</sub> değerleri sırasıyla 11,5 ve 21,5 µg/L hesaplanmış ve *E. rapax* türü için çok toksik bulunmuştur.

2008 yılında Bellas tarafından yapılan çalışmada çinko piritiyon, klorotalonil ve Sea-Nine'nin denizkestanesinin (*Paracentrotus lividus*) erken gelişim evrelerine etkileri ayrı ayrı ve kombinasyon halinde incelenmiştir. ZnPT, klorotalonil ve Sea-Nine, pluteus larvalarının embriyonik gelişimini ve büyümelerini inhibe etmiştir. ZnPT ve klorotalonil, her iki yanıtta da benzer toksisite göstermiştir ancak Sea-Nine yaklaşık üç kat daha az

toksik bulunmuştur. ZnPT'nin embriyonik gelişim için hesaplanan 48 saatlik  $EC_{50}$  değeri 23,34 nM, LOEC ise 17 nM bulunmuştur. ZnPT için larva büyüme yanıtı  $EC_{50}$  değeri 22,33 nM, LOEC 25 nM bulunmuştur. Bu kimyasalların karışımının toksisitesinin ise tek tek maddelerin toksisitesinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Soroldoni ve diğerlerinin 2017 yılında yaptığı çalışmada epibentik kopepod *Nitokra sp.* kullanılarak sedimentte bulunan antifouling boya partiküllerinin toksisitesi değerlendirilmiş ve  $112,404 \pm 845 \mu\text{g/g}$  çinko seviyeleri bulunmuştur.

Soroldoni ve diğerlerinin 2018 yılında yaptığı çalışmada, *Acartia tonsa* kopepodu, farklı tuzluluk oranlarındaki sulara (tuzluluk 5, 15 ve 30) çinko ve bakır içeren antifouling boya partiküllerinin eklenmesiyle hazırlanan çözeltilerin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılmıştır. Antifouling boya partikülleri içeren çözeltiler *Acartia tonsa* için çok toksik bulunmuştur. %5 seyreltmeye kadar test edilen tüm tuzluluklar %100 ölümlerle sonuçlanmıştır.  $LC_{50}$  değerleri %5 ve %15 tuzlulukta %1, %30 tuzlulukta %2 hesaplanmıştır.



### 3. MATERYAL VE YÖNTEM

#### 3.1. Materyal

##### 3.1.1. Tatlı su midyelerinin temini

Çalışmada kullanılan midye türlerinden biri olan zebra midye (*D. polymorpha*) (Pallas, 1771), Kesikköprü Barajı'ndan Ekim ayında temin edilmiştir. Kesikköprü Barajı, Ankara ili Bala ilçesi, Kesikköprü beldesinde, Ankara'ya yaklaşık 110 km uzaklıkta, Kızılırmak üzerinde yer alır.  $39^{\circ} 23' 43,08''$  kuzey enlemi,  $33^{\circ} 25' 15,6''$  doğu boylamı arasındadır. Elektrik enerjisi üretimi ve sulama suyu sağlama amaçlı olarak 1966 yılında işletmeye açılmıştır. Toprak ve kaya gövde dolgu tipine sahiptir. Zebra midyeler Kesikköprü Barajı'ndaki hidroelektrik santralinde borularda kolonize olarak bulunur.

Çalışılan diğer midye türü *Unio mancus eucirrus* (Bourguignat, 1860) ise Ekim ayında Karasu Çayı'ndan, yüzeyde ulaşılabilen kısımlardan el ile daha sığ olan kısımlarda kepçe ile toplanmıştır. Işık almayan mavi termoslar içerisinde Gazi Eğitim Fakültesi Biyoloji Eğitimi Anabilim Dalı laboratuvarına getirilmiştir. Sinop'ta bulunan Karasu Çayı, Küre dağlarında Gündüzlü ormanlarından doğar. Uzunluğu 80 km olup Sinop'un 8 km batısından denize dökülür. Karasu Çayı'nı Kınık, Çakçak, Hasan, Ramlı ve Taşnaklar dereleri beslemektedir. Örneklerin toplandığı Karasu Çayı'nın koordinatları;  $41^{\circ} 57' 17,96''$  Kuzey enlemi,  $31^{\circ} 1' 11,24''$  Doğu boylamı; Karasu Çayı'nın örneklem alanındaki yükseltisi 21,3 m'dir.



Resim 3.1. Kesikköprü Barajı

### 3.1.2. Deney ortamı ve adaptasyon periyodu

Kesikköprü Barajı'ndan toplanan zebra midye (*D. polymorpha*) ve Karasu Çayı'ndan toplanan *U. mancus eucirrus* serin ve nemli ortamda laboratuvara getirilmiştir. 48 saat havalandırılarak dinlendirilmiş şebeke suyu içeren akvaryum ve cam kaplara konularak bir hafta adapte edilmişlerdir. Bu süreçte midyelerin tatlı su algleri ile beslenmeleri sağlanmıştır.

### 3.1.3. Deney düzeneği

#### Zebra midye (*D. polymorpha*)

Zebra midye deneyinde 3 L hacimli 7 adet cam kap kullanılmıştır. Cam kaplara şebeke suyu konularak 48 saat dinlendirilmiş ve gerekli havalandırma düzeneği kurulmuştur. Her 3 L'lik cam kaba 20 adet zebra midyesi konulmuştur. Deney öncesi cam kaplardaki su parametreleri; sıcaklık 21°C, iletkenlik 204,7 µS/cm, çözülmüş oksijen (DO) 4,25 mg/L olarak tespit edilmiştir.



Resim 3.2. Zebra midye (*D. polymorpha*) biyodeneý düzeneđi

### *U. mancus eucirrus*

*U. mancus eucirrus* deneyimizde 20 L'lik 3 adet akvaryum kullanılmıştır. Akvaryumlar içerisine 15 L su konularak merkezi havalandırma uygulanmış ve her bir akvaryuma 15 midye konulmuştur. Deney öncesi akvaryumdaki su parametreleri; sıcaklık  $19,1 \pm 0,16^{\circ}\text{C}$ , iletkenlik  $256,6 \mu\text{S/cm}$ , pH  $8,16 \pm 0,2$ , çözünmüş oksijen (DO)  $6,25 \text{ mg/L}$  olarak tespit edilmiştir.



Resim 3.3. *U. mancus eucirrus* biyodeneý düzeneđi

#### **3.1.4. Çinko piritiyon çözeltilerinin hazırlanması**

Zebra midye akut toksisitesi deneyinde stok çözelti, katı haldeki çinko piritiyon tartılarak volumetrik cam balon jodede belirli hacimde DMSO ile tamamlanarak hazırlanmıştır. *U. mancus eucirrus* türü ile yapılan subletal deneyde stok çözeltiler, katı haldeki çinko piritiyon tartılarak volumetrik cam balon jodede belirli hacimde DMSO ile çözülerek hazırlanmıştır. Hazırlanan çözeltiler kullanım öncesi belirli sıcaklıkta muhafaza edilmiş ve maddenin ışık ortamında yıkıma uğramaması için cam balon joje ışık almayacak şekilde alüminyum folyo ile sarılmıştır. Kullanılan cam kaplar ve akvaryumlarda dozlama otomatik mikropipetle yapılmıştır.



## 3.2. Yöntem

### 3.2.1. Deney yöntemi

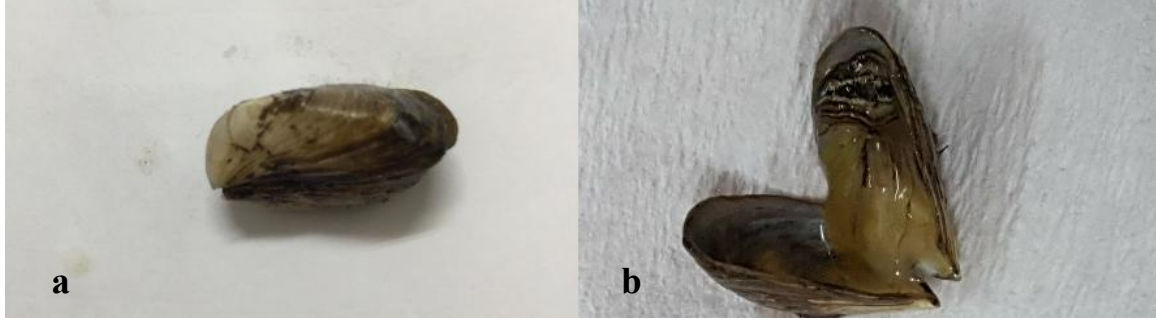
Akut toksisite deneyinde zebra midye bireyleri, Kesikköprü Barajı'ndan laboratuvara soğuk ve nemli ortamda getirilerek bir hafta adapte edilmişlerdir. Dinlendirilmiş ve havalandırılmış şebeke suyu bulunan 2 L'lik cam kaplara 20'şer midye konulmuştur. Midyelerin ortalama boyları 20,01 mm ( $\pm 3,02$ )'dir. ZnPT ile hazırlanan stok çözelti ile 1, 4, 10, 20 ve 80  $\mu\text{g/L}$  konsantrasyonlarda karanlık ortamda dozlama yapılmış ve deneyler 3 kere tekrarlanmıştır. Deneylerde hiçbir kimyasalın katılmadığı ve çözücü olarak kullanılan DMSO'nun katıldığı iki kontrol grubu kullanılmıştır.

*U. mancus eucirrus* türünün kullanıldığı subletal deneyde DMSO'da çözülerek hazırlanan ZnPT çözeltisinin doz aralığına ön deney sonucu karar verilmiştir. İçerisinde dinlendirilmiş şebeke suyu bulunan 20 L'lik akvaryumlara 15'er adet tatlı su midyesi konulmuş ve 5  $\mu\text{g/L}$  ZnPT dozlanmıştır. Deneyde DMSO ve yalnızca şebeke suyu bulunan iki adet kontrol grubu oluşturulmuştur. Deney, 96 saat süresince sürdürülmüştür.

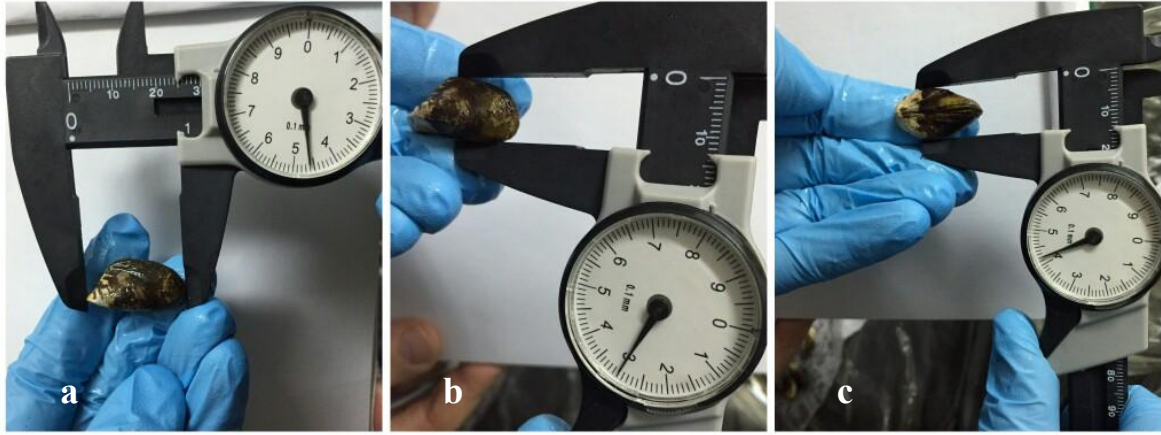
Biyodeneý sistemi OECD (1993) ve ulusal mevzuatta verilen (Resmi Gazete, 1991) standart metotlara göre yapılmıştır. Deney sonuçları Finney'in probit analiz yöntemine göre EPA tarafından geliştirilen paket program (EPA Probit Analysis Program Version 1.5, A.B.D.) ile  $LC_{50}$  ve % 95 güven aralığı hesaplanmıştır.

### 3.2.2. Deney sonrası uygulanan işlemler

Deney boyunca zebra midyelerin her gün kabukları el yardımıyla açılmaya çalışılmış ve canlılıkları tespit edilmiştir. Kabuklar açılmaya çalışıldığında tekrar kapanıyorsa canlı, kabuklar açılıyor ve kapanmıyorsa ölü olarak kabul edilmiştir. Yapılan canlılık tayininden sonra ölü bireyler kaydedilerek ağırlık, uzunluk, yükseklik ve kalınlık ölçümleri not edilmiştir.



Resim 3.4. Canlı (a) ve ölü (b) zebra midyesi



Resim 3.5. *Dreissena polymorpha* ölçümleri a) uzunluk b) yükseklik c) kalınlık

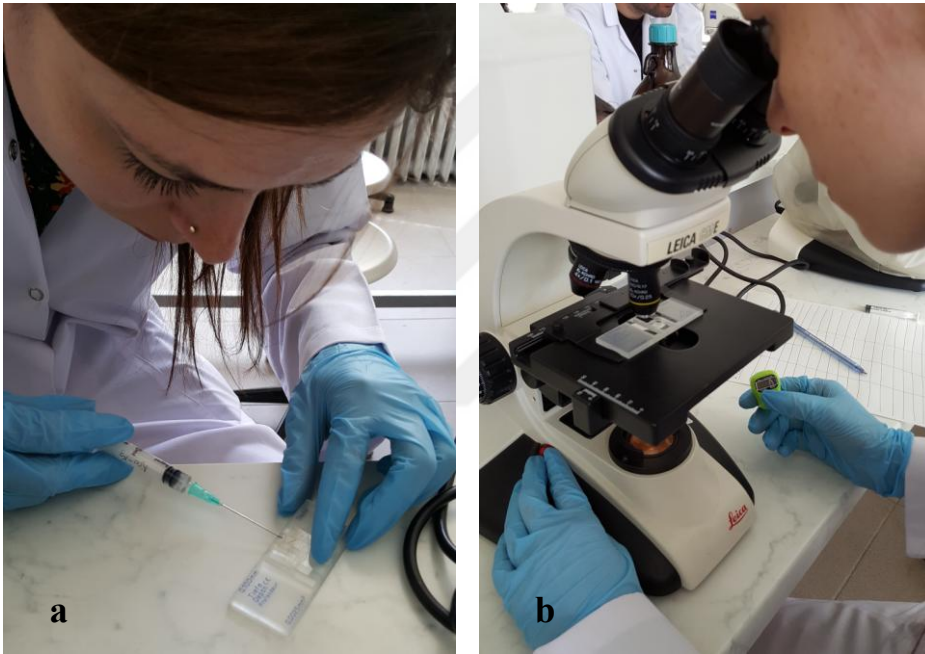
*U. mancus eucirrus* türü subletal deney sonunda (96. saat sonunda) her midyenin önce kağıt havlu ile kurulularak fazla suları uzaklaştırılmış, ağırlık (Sartorius, TE313S terazi) yükseklik, uzunluk ve kalınlık parametreleri kumpas aleti kullanılarak ölçülmüştür.

### 3.2.3. Tatlı su midyesinden (*U. mancus eucirrus*) hemolenf alınması ve toplam hemosit sayısının belirlenmesi

Tatlı su midyelerinin ilk olarak umbo kısmına yakın bölgesinden 2,5 ml'lik enjektör kullanılarak hemolenf sıvısı alınmış, 1:1 oranında %4'lük formaldehitte sulandırılmıştır (%4'lük formaldehit; 96ml distile suya 4 ml formaldehit). Hemolenfde THS/ml hemosit sayımı hemositometrede tüm hücreler sayıldıktan sonra Sepici-Dinçel ve diğerleri, 2013'te belirtilen metodun modifikasyonu ile hesaplanmıştır.



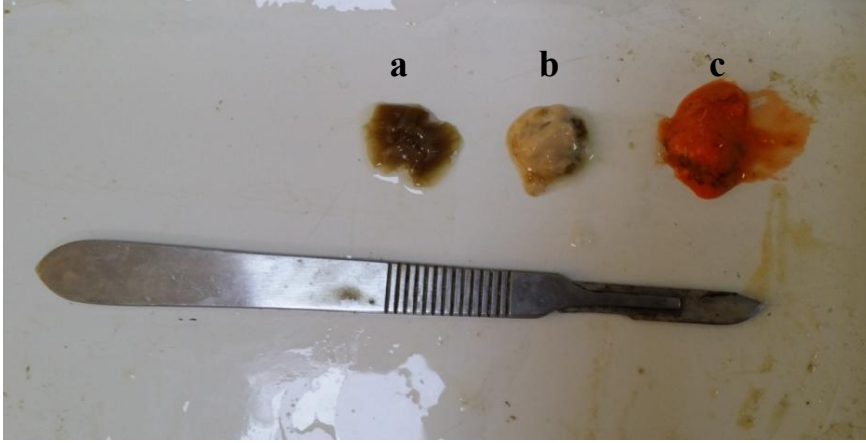
Resim 3.6. *U. mancus eucirrus* hemolenf alınması



Resim 3.7. Hemositometre preparat hazırlanması (a) ve hemosit sayımı (b)

#### 3.2.4. Tatlı su midyelerinde (*U. mancus eucirrus*) dokuların diseksiyonu

Hemolenfleri alınan midyelerin diseksiyon işlemine geçilmiştir. Biyokimya analizleri için ayrılan 10 örneğin her birinin sindirim bezi ve solungaç dokuları biyobelirteçleri tespit etmek amacıyla alınarak alüminyum folyoya sarılmış ve sıvı azota atılarak şoklanmıştır. Parametre ölçümlerinin yapılacağı zamana kadar  $-80^{\circ}\text{C}$ 'de derin dondurucuda muhafaza edilmiştir.



Resim 3.8. *U. mancus eucirrus* dokuları (a) solungaç, (b) sindirim bezi, (c) ayak

### 3.2.5. Doku analizleri

#### Kullanılan aletler

- Homojenizatör MICCRA D-1 Mikro
- Hassas terazi SARTORIUS
- Santrifüj HETTICH Micro 200 R Soğutmalı
- Spektrofotometre BIOKIT EL X 800 Bioelisa Reader
- Spektrofotometre BIOCHROM Libra S22 UV/VIS
- Molecular Devices VERSAmax tunable microplate reader
- Vortex HEIDOLPH
- Benmari Isıtıcı Su Banyosu
- Derin dondurucu DAIHAN
- pH-metre JENWAY
- Magnetik karıştırıcı Isıtıcı HEIDOLPH
- Kar makinesi ELECTROLUX
- Otomatik pipet

#### Kullanılan kimyasal maddeler

Trikloraasetik asit (TCA), etil alkol **Merck** firmasından sağlandı. 5,5' ditiyobis 2-nitrobenzoik asit (DTNB), tiyobarbitürik asit (TBA), bütül hidroksitoluen (BHT),  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , sodyum sitrat **Sigma** firmasından sağlandı.

### 3.2.6. Doku analiz yöntemlerinin uygulanması

#### Solungaç ve sindirim bezi TBARS düzeyinin ölçülmesi

Solungaç ve sindirim bezi dokusunda lipid peroksidasyon düzeyi tiyobarbütirik asit (TBA) reaktif madde oluşumu yöntemi ile çalışıldı (Casini, 1986; Kurtel, 1992). Doku örnekleri homojenizatör ile soğuk trikloroasetik asit (TCA) (100 mg doku + 900 µL %10'luk TCA) içinde buzlu ortamda homojenize edildi. Daha sonra 15 dakika süreyle 4 000 rpm'de santrifüj edildi ve süpernatant alınarak 4 000 rpm'de 8 dakika tekrar santrifüj edildi. Örnekten 250 µL alınarak üzerine 10 µL %1'lik bütil hidroksitoluen (BHT) ve 250 µL %0,67'lik tiobarbitrik asit (TBA) eklendi. Daha sonra örnekler 100°C'da kaynayan su banyosunda 15 dakika bekletildi. Daha sonra soğutularak 4 000 rpm'de santrifüj edildi. Süpernatant alınarak her bir örneğin absorbansı 532 nm'de tayin edildi. Solungaç ve sindirim bezi dokusu lipid peroksidasyon düzeyi  $1,56 \times 10^5$  M/cm ekstinksiyon katsayısı kullanılarak malondialdehit (MDA) eşdeğeri olarak ifade edildi.



Resim 3.9. Dokuların homojenizasyonu



### Solungaç ve sindirim bezi glutatyon düzeyinin ölçülmesi

Solungaç ve sindirim bezi dokusunda glutatyon (GSH) tayini için modifiye Ellman yöntemi kullanıldı (Aykaç, 1985; Ellman, 1959). Lipid peroksidasyonunda anlatıldığı şekilde solungaç ve sindirim bezi dokuları homojenize edilip santrifüj edildikten sonra, 100 µL süpernatant, 400 µL 0,3 M Na<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O ve 50 µL ditiyobisnitrobenzoat (DTNB) (0,4 mg/ml %1'lik sodyum sitrat) çözeltisi ile karıştırıldı. Örnekler oda ısısında 5-10 dakika inkübasyona bırakıldı. Daha sonra spektrofotometrede 412 nm dalga boyunda absorbansı ölçüldü ve glutatyon düzeyleri 13,600 M/cm ekstinksiyon katsayısı kullanılarak hesaplandı.



Resim 3.10. Santrifüj edilen doku örneği

### Solungaç ve sindirim bezi total protein düzeyinin ölçülmesi

Solungaç ve sindirim bezi dokusunda total protein tayini için Bradford yöntemi kullanıldı (Bradford, 1976). Solungaç ve sindirim bezi dokuları 100 mg tartılarak ependorfların içine konuldu. Üzerine tampon eklenerek homojenize edildi ve santrifüj yapıldı. Santrifüj sonrasında ependorfun üst kısmında kalan süpernatant ayrı bir tüpe konuldu. 96 kuyucuklu plakelere bu süpernatantlardan 10 µL alındı ve üzerine 90 µL distile su ve 250 µL Bradford reaktifi eklendi. Oda sıcaklığında 15 dk inkübe edildi. 96 kuyucuklu okuyucuda 595 nm dalga boyunda okundu.

### Deney sonuçlarının değerlendirilmesi

MDA, GSH ve total protein tayini sonuçları gruplar arası farkın tespiti için önce normal dağılım ve varyansların homojenliği testlerinden geçirildi, bu şartları sağlayanlar parametrik t-testi ve tek yönlü ANOVA ile; sağlamayanlar bunların non-parametrik muadilleri olan Mann-Whitney U ve Kruskal Wallis H testleri ile analiz edildi. Anlamlılık düzeyi 0,05 olarak alınmıştır.



## 4. BULGULAR

### 4.1. Çinko Piritiyon'un Tatlı Su Zebra Midyesi (*Dreissena polymorpha*) Üzerine Akut Toksik Etkisi

Bu çalışmada antifouling bileşik olan çinko piritiyon'un(ZnPT) zebra midye (*D. polymorpha*) üzerine akut toksik etkileri (LC<sub>50</sub>) 24, 48 ve 72 saat maruziyetten sonra statik biyodeneyle belirlenmiştir. Asıl deneylerden önce ön deneyler yapılarak çinko piritiyon için maruziyet konsantrasyon aralığı belirlenmiştir. Toksikite deneyleri boyunca kontrol gruplarında ölüm saptanmamıştır. Deney grubunda ise ölen tatlı su midyeleri kabuklarının el yardımıyla uyarılması ve tekrar kapanmadıkları tespit edildikten sonra (ölüm gerçekleştiği için kapak kasları görevini yerine getiremez ve açık kalır) ölü (mortalite) olarak değerlendirilmiştir. Kullanılan statik biyodeneyle sisteminde 24 saat LC<sub>50</sub> değeri 30,30 (%95 güven aralığı=23.99-39.52) µg/L, 48 saat LC<sub>50</sub> değeri 23.63 (%95 güven aralığı=18.90-29.29) µg/L ve 72 saatlik LC<sub>50</sub> değeri ve 11,46 (%95 güven aralığı hesaplanamadı) µg/L olarak hesaplanmıştır. Biyobelirteç tür midyelere ZnPT'nin çok toksik olduğu tespit edilmiştir.

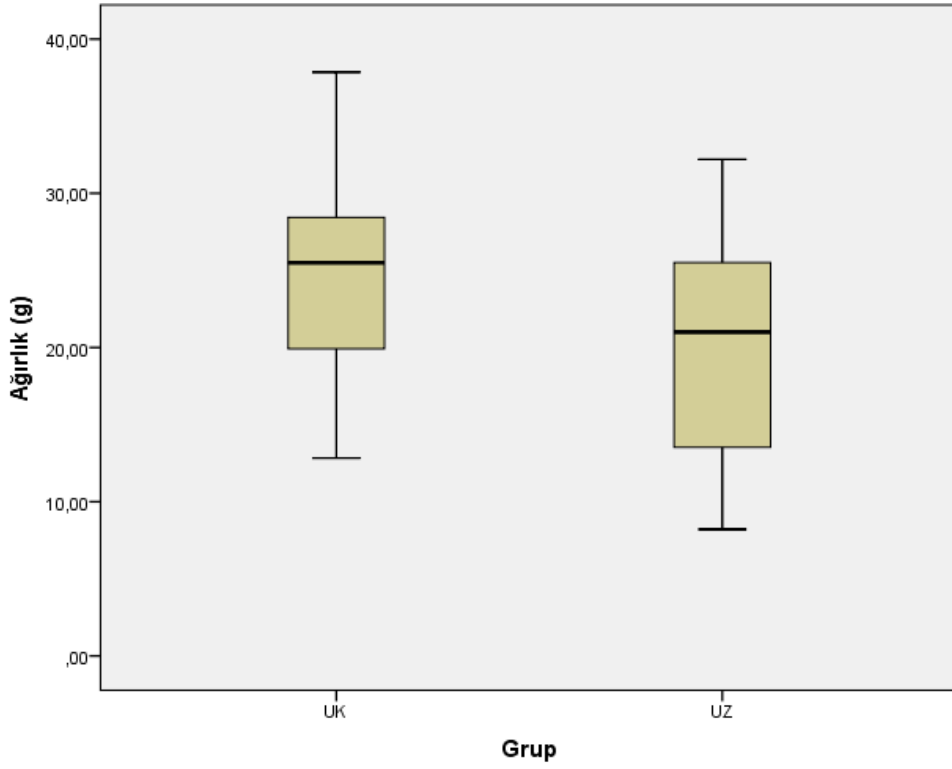
### 4.2. Çinko Piritiyon'un Tatlı Su Midyesi *Unio mancus eucirrus* Üzerine Subletal Toksik Etkileri

Bu çalışmada antifouling bileşik olan çinko piritiyonun tatlı su midyesi *U. mancus eucirrus* üzerine subletal toksik etkisi incelenmiştir. 96 saat süresince 5 µg/L subletal maruziyet konsantrasyonu uygulanmıştır.

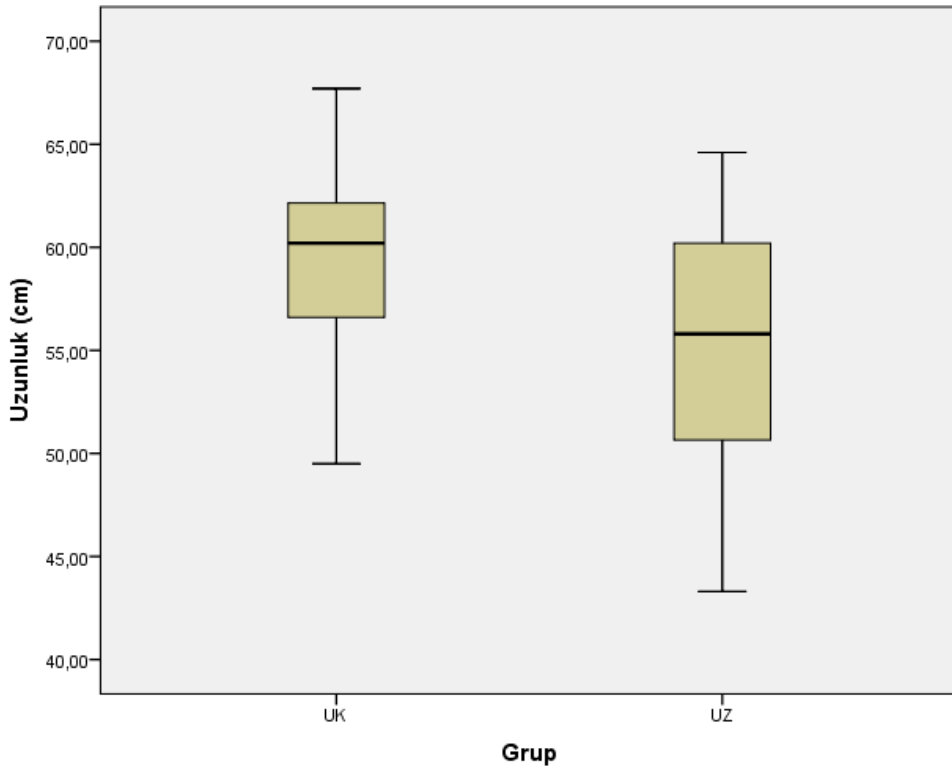
#### 4.2.1. Toplam ağırlık-uzunluk-yükseklik-kalınlık değerlerine ilişkin bulgular

Subletal çinko piritiyon'a 96 saat boyunca maruz kalan tatlı su midyesi *U. Mancus eucirrus*'un kontrol ve deney grubunda ortalama toplam ağırlık-uzunluk-yükseklik-kalınlık ölçümleri verilmiştir (Şekil 4.1, 4.2, 4.3, 4.4). Kontrol ve deney grubu ortalama ağırlık-uzunluk-yükseklik-kalınlık sayıları arasında istatistik olarak önemli fark yoktur ( $p > 0,05$ ).

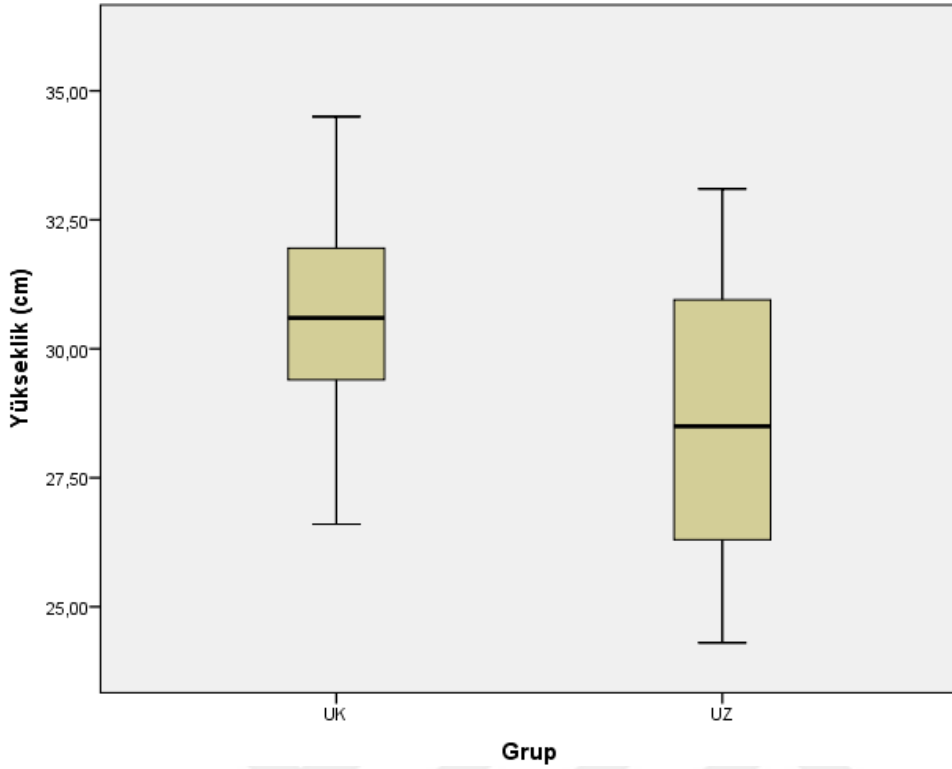




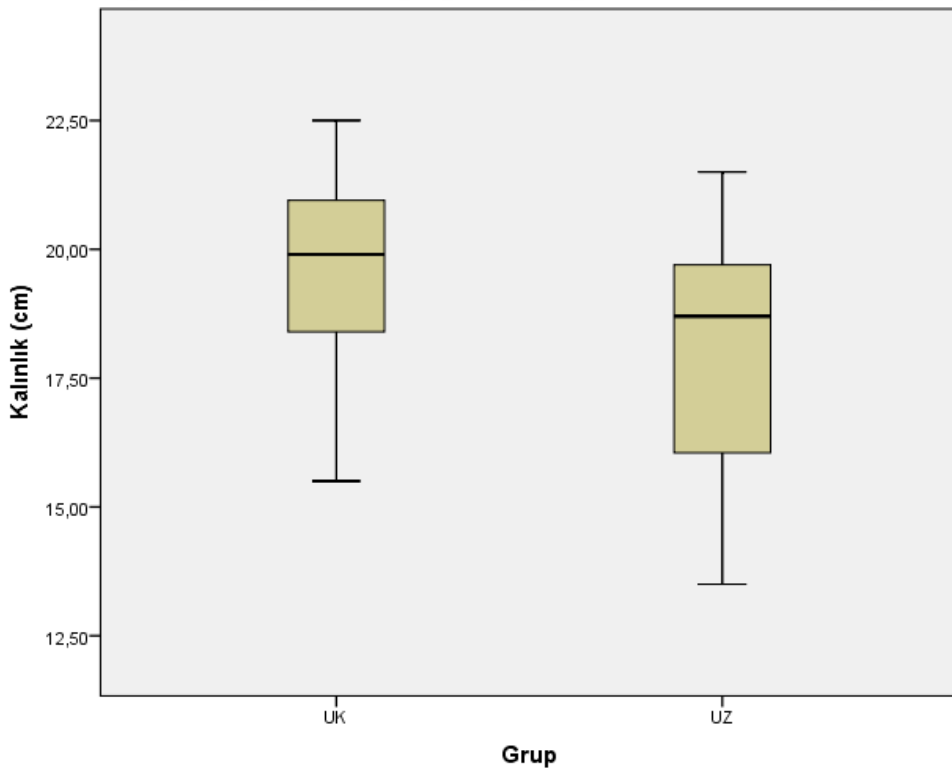
Şekil 4.1. Kontrol ve deney grubu toplam ağırlığın boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“UZ”: Deney grubu, “UK”: Kontrol grubu)



Şekil 4.2. Kontrol ve deney grubu toplam uzunlukların boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“UZ”: Deney grubu, “UK”: Kontrol grubu)



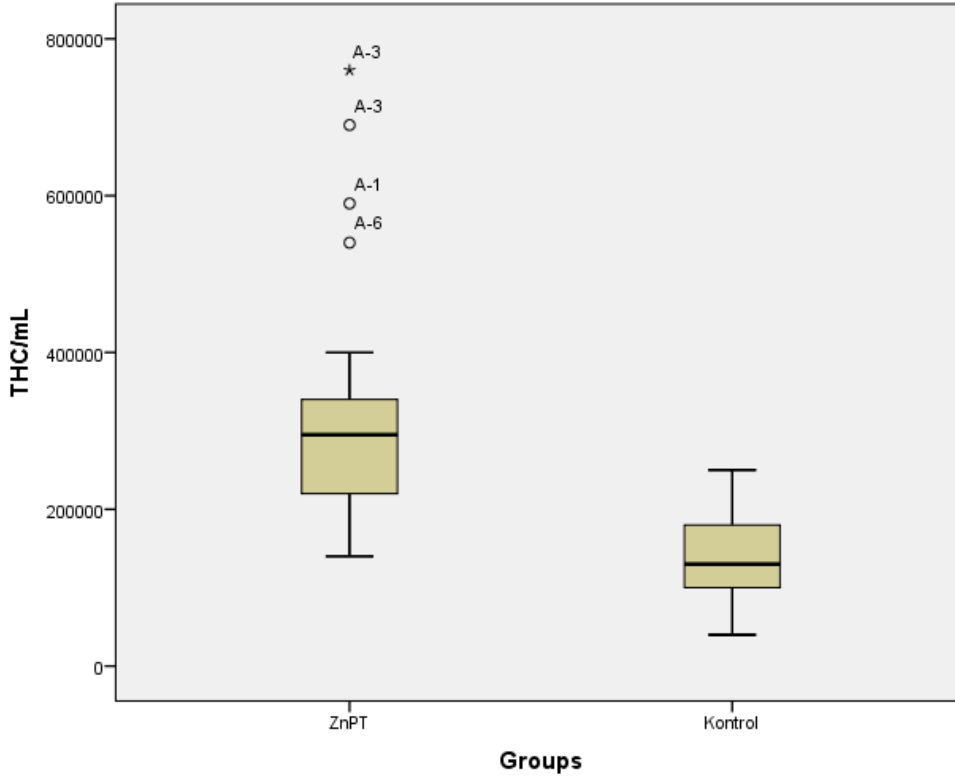
Şekil 4.3. Kontrol ve deney grubu toplam yüksekliklerin boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“UZ”: Deney grubu, “UK”: Kontrol grubu)



Şekil 4.4. Kontrol ve deney grubu toplam kalınlıkların boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“UZ”: Deney grubu, “UK”: Kontrol grubu)

#### 4.2.2. Çinko Piritiyon'un tatlı su midyesi *Unio mancus eucirrus*'un toplam hemosit sayısına ilişkin bulgular:

Bu çalışmada 5µg/L çinko piritiyona (ZnPT) 96 saat süresince maruz bırakılan tatlı su midyesi *Unio mancus eucirrus*'da çinko piritiyonun subletal ekotoksikolojik etkiler araştırılmıştır. Çinko piritiyon *U. mancus eucirrus* hemosit sayılarına anlamlı olumsuz etki göstermiş ve çinko piritiyona maruz kalan tatlı su midyelerinin toplam hemosit sayıları istatistiksel olarak önemli düzeyde (2,27 kat) artmıştır. Bu artış organizmanın kimyasal maddeye verdiği stres yanıtı ve savunma olarak düşünülmektedir ( $p < 0,001$ ) (Şekil 4.5).



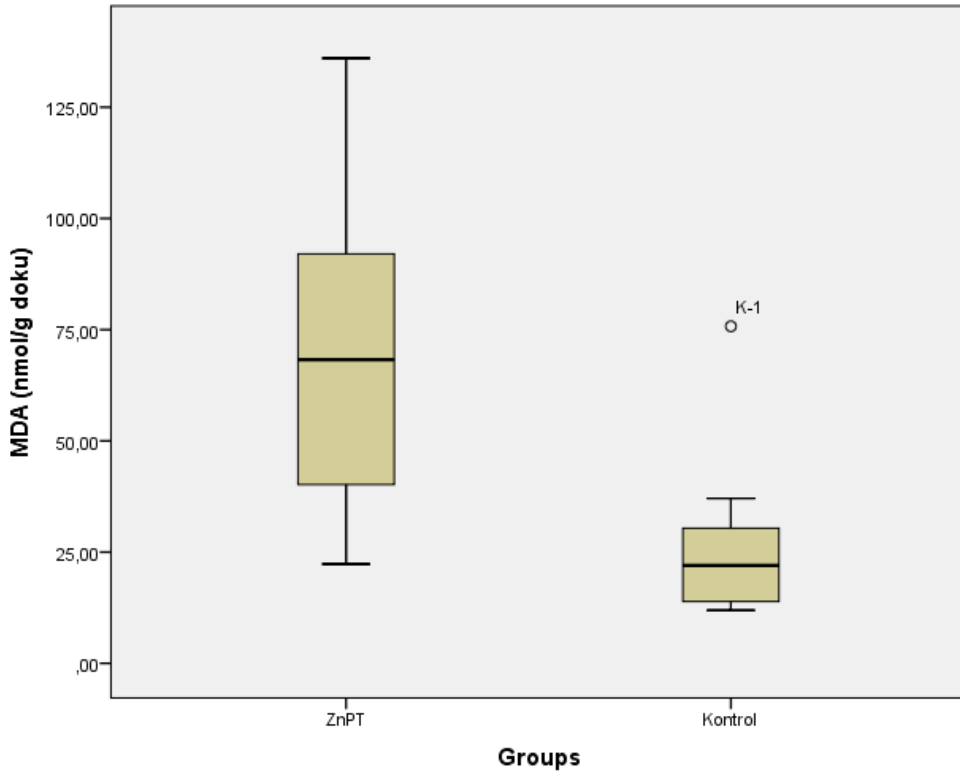
Şekil 4.5. Kontrol ve deney grubu hemosit sayılarının boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“ZnPT”: Deney grubu, “Kontrol”: Kontrol grubu)

#### 4.3. Biyokimyasal Biyobelirteçler ile ZnPT'nin *Unio mancus eucirrus*'a Etkilerine Ait Bulgular

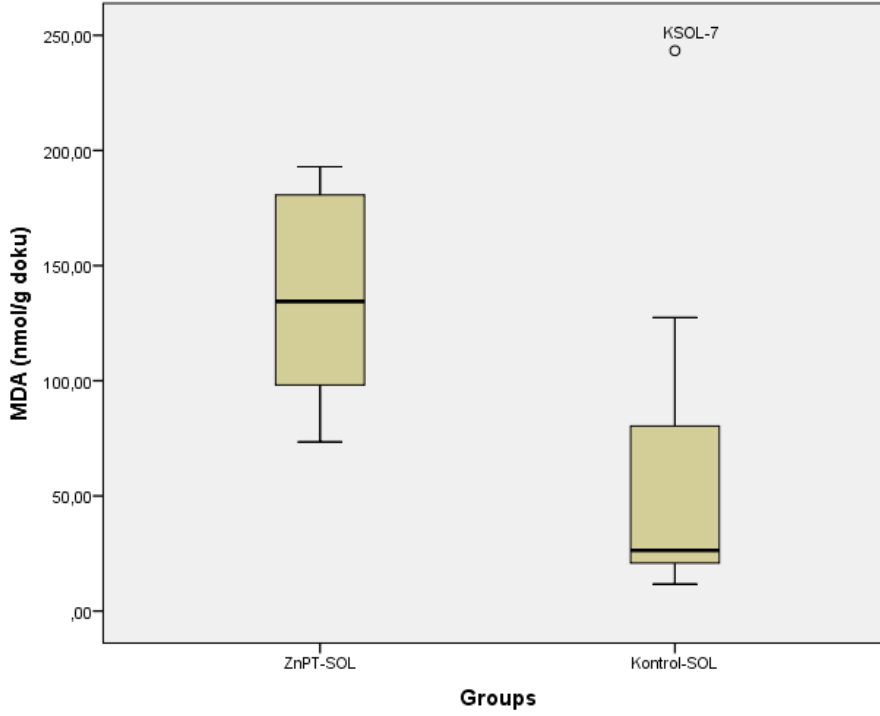
Subletal konsantrasyonda ZnPT'ye maruz kalan *U. mancus eucirrus* sindirim bezi ve solungaç dokularında GSH, MDA ve total protein düzeyleri deney ve kontrol grupları arasında karşılaştırılmıştır.

### 4.3.1. Dokuların analizinden elde edilen MDA bulguları

ZnPT'ye 96 saat süresince maruz kalan *U. mancus eucirrus*'un sindirim bezi ve solungaç dokularında MDA düzeyleri kontrol grubuna göre önemli düzeyde artmıştır ( $p < 0,05$ ) (Şekil 4.6, 4.7). Bu artış, membran lipidlerinde oksidatif stres sonucu lipid peroksidasyonu hasarının oluştuğunu göstermektedir.



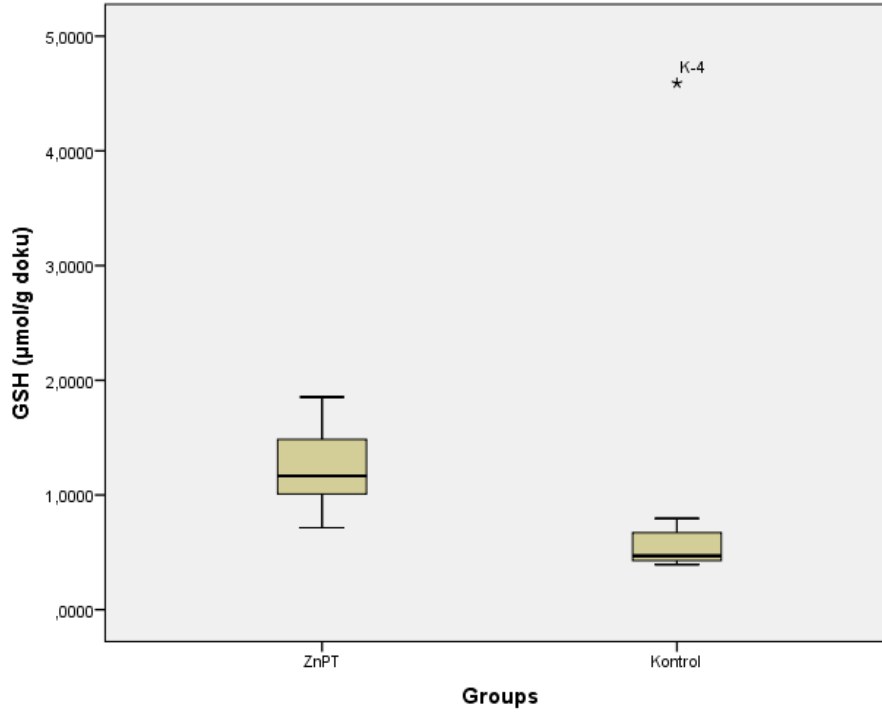
Şekil 4.6. Kontrol ve deney grubunun sindirim bezinde toplam MDA düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“ZnPT”: Deney grubu, “Kontrol”: Kontrol grubu)



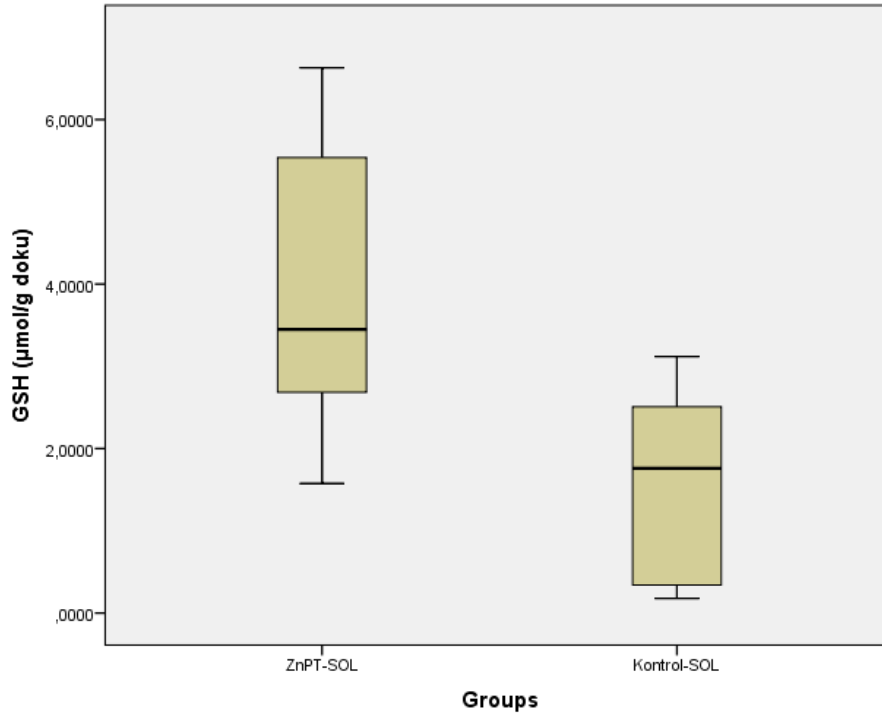
Şekil 4.7. Kontrol ve deney grubunun solungaç dokularında toplam MDA düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“ZnPT-SOL”: Deney grubu, “Kontrol-SOL”: Kontrol grubu)

#### 4.3.2. Dokuların analizinden elde edilen GSH bulguları

Doksan altı saat süresince subletal çinko piritiyon’a maruz kalan tatlı su midyesi *U. mancus eucirrus*’un sindirim bezi ve solungaç dokularındaki glutatyon (GSH) düzeyleri belirlenmiştir. Çinko piritiyona maruz kalan tatlı su midyelerinin sindirim bezi glutatyon (GSH) düzeyleri kontrol grubuna göre önemli düzeyde artmıştır ( $p < 0,05$ ) (Şekil 4.8). Solungaç dokularındaki glutatyon (GSH) düzeyleri kontrol grubuna göre önemli düzeyde artmıştır ( $p < 0,01$ ) (Şekil 4.9). Hücrede başlıca oksidatif stres, antioksidan, savunma mekanizması olan redükte glutatyon düzeylerindeki artış ZnPT’nin hücrel antioksidan savunma mekanizmalarına olumsuz etkisini göstermektedir.



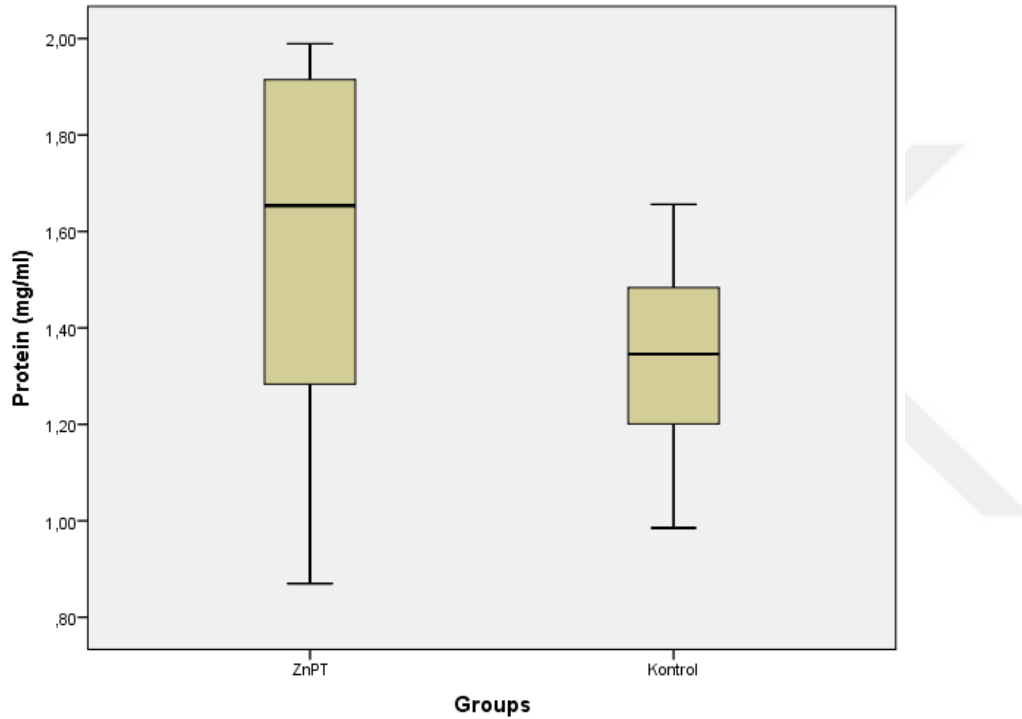
Şekil 4.8. Kontrol ve deney grubunun sindirim bezinde toplam GSH düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“ZnPT”: Deney grubu, “Kontrol”: Kontrol grubu)



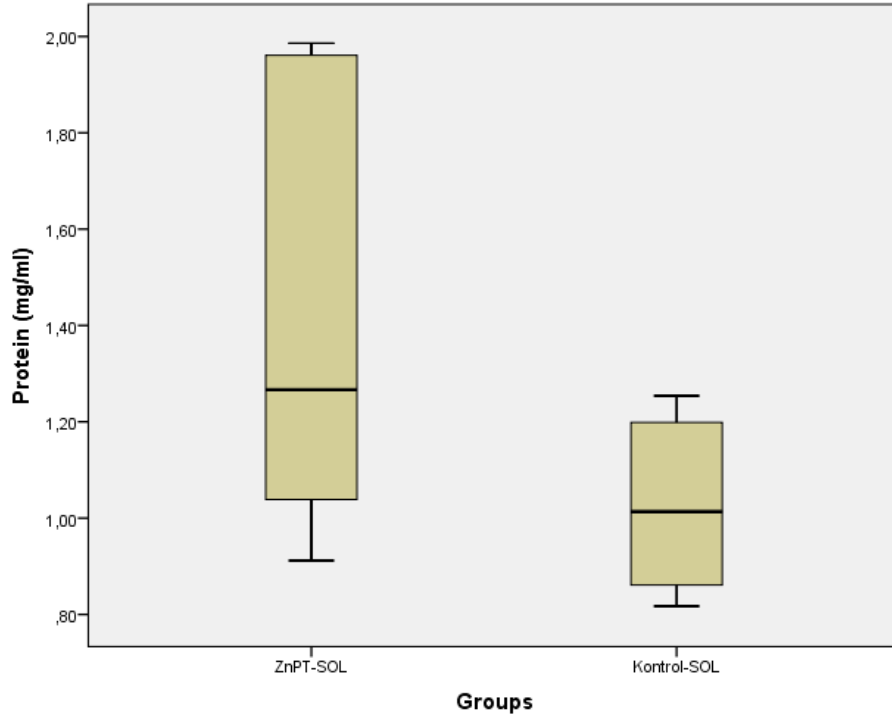
Şekil 4.9. Kontrol ve deney grubunun solungaç dokularında toplam GSH düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“ZnPT-SOL”: Deney grubu, “Kontrol-SOL”: Kontrol grubu)

### 4.3.3. Dokuların analizinden elde edilen total protein bulguları

96 saat süresince çinko piritiyona maruz kalan *U. mancus eucirrus*'un sindirim bezi ve solungaç dokularında total protein düzeyleri kontrol grubuna göre önemli düzeyde artmıştır ( $p > 0,05$ ) (Şekil 4.10, 4.11). Organizmada savunma sistemleri başlıca proteinler üzerinden ve yeniden sentezlerle sağlandığından ZnPT protein düzeylerini olumsuz etkilemektedir.



Şekil 4.10. Kontrol ve deney grubunun sindirim bezinde total protein düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“ZnPT”: Deney grubu, “Kontrol”: Kontrol grubu)



Şekil 4.11. Kontrol ve deney grubunun solungaç dokularında total protein düzeyi farkları boxplot grafiğinde karşılaştırılması (“ZnPT-SOL”: Deney grubu, “Kontrol-SOL”: Kontrol grubu)





## 5. TARTIŞMA

Su, sediment veya toprak ortamında yaşayan organizmaların çeşitli kimyasal maddelere maruz kalması sonucunda büyüme, üreme, davranışsal ve fizyolojik özelliklerinde meydana gelen değişimler ile hayatta kalma oranlarının incelenmesi gibi durumlar toksikolojik testler kullanılarak araştırılmaktadır. Bu testler letal ve/veya subletal etkiler şeklinde ölçülebilir. Akut testler kısa dönemli olup kronik testler uzun dönemli toksikolojik testlerdir. Akut toksik testler bir popülasyonda meydana gelen ölüm olaylarının oranı şeklinde yapılırken kronik testler popülasyon bireylerinde meydana gelen değişimlerin çeşitli parametreler ile araştırılması olarak yapılmaktadır (EPA, 1994). Bir popülasyonun kimyasal bir maddeye maruz kalması sonucu popülasyonun %50'sinde meydana gelen ölüm oranına bağlı olarak bulunan kimyasal konsantrasyonu ortalama letal konsantrasyon (LC<sub>50</sub>) olarak tanımlanır (Amara ve diğerleri, 2018).

Tatlı su midyelerinin yaşam sürelerinin uzun, hareket yeteneklerinin sınırlı olması ve süzerek beslenmelerinden dolayı, sucul ekosistemlerdeki kirliliğinin incelendiği toksikolojik çalışmalarda biyobelirteç canlı olarak yaygın ve güvenilir bir şekilde kullanılmaktadırlar. Aynı zamanda tatlı su midyelerinin ağır metal toksisitesine karşı son derece duyarlı oldukları bilinmektedir (Ay, Korkmaz ve Ak, 2014). *Dreissena polymorpha* (Zebra midyesi) istilacı bir tür olarak tanınmasına rağmen model ve biyolojik izleme organizması olarak da uygun bir canlı türü olup, antropojenik stres faktörlerini araştırmak için sucul ekosistemlerde kullanılır (Yıldırım ve diğerleri, 2015).

Bu çalışma kapsamında Zebra midye türü çinko piritiyona 24, 48 ve 72 saat boyunca maruz bırakılmıştır. Yapılan çalışmada 24 saat LC<sub>50</sub> değeri 30,30 ( 23,99-39,52) µg/L; 48 saat LC<sub>50</sub> değeri 23.63 (18,90-29,29) µg/L ve 72 saatlik LC<sub>50</sub> değeri ve 11,46 µg/L (%95 güven aralığı hesaplanamadı) bulunmuş ve çinko piritiyonun zebra midyesi için çok toksik olduğu saptanmıştır. Elde edilen bu sonuçlara göre, canlının ZnPT'ye maruz kalma süresi arttıkça gerçekleşen ölüm olayları da artmıştır. Bu da canlının ilk saatlerde antioksidan sistemleri ile savunmaya geçtiği ancak zamanla bu sistemlerin zarar görmesi ile daha düşük seviyede toksikan miktarı ile yüksek oranda ölüm gözlenmesine sebep olmuştur.

Literatürde sucul türler için çinko piritiyonun akut toksisitesi ile ilgili çalışmalar son derece sınırlıdır. Bazı taksonlarda 96 saatlik LC<sub>50</sub> değerleri bildirilmiştir: krustase *Mysidopsis*

*bahia*, 6,3 µg/L; mollusk *Crassostrea virginica*, 22 µg/L ve balık türleri *Pimephales promelas*, 2,6 µg/L, *Onchorhynchus mykiss*, 3,2 µg/L ve *Salvelinus fontinalis* için 8 µg/L'dir. *Corbicula fluminea* (midye) için 96 saatlik LC<sub>50</sub> değeri ise 2170 µg/L bulunmuştur (Nogueira, 2018). *Dreissena polymorpha* için hesaplanan LC<sub>50</sub> değerleri diğer su türleri için hesaplanan değerlerle karşılaştırıldığında daha düşüktür. Bu bulgu *D. polymorpha*'nın bu bileşiğe karşı daha düşük toleransı olduğunu, maddenin ise çok toksik olduğunu gösterir.

İstilacı midye türü olan *Mytilus galloprovincialis* için 48, 96 saatlik ve 7 günlük LC<sub>50</sub> değerleri sırasıyla; 45,9 µM, 15,1 µM ve 8,27 µM bulunmuştur (Marcheselli, Rustichelli ve Mauri, 2010b).

Midyeler süzerek beslenen canlılar olduğundan maruz kaldığı ksenobiyotik maddeleri dokularında yüksek seviyelerde tolere edebilir ve biriktirebilirler. Bu nedenle ekotoksikoloji alanında sucul ekosistemlerin izleme çalışmalarında belirteç olarak kullanılan türlerden biridir. Bu etkileri fizyolojik, davranışsal, hücresel, biyokimyasal ve moleküler değişimler şeklinde dokularında (solungaç, sindirim bezi gibi) veya vücut sıvılarında (hemosit) gözlemlenebilir (Faggio, Tsarpali, Dailanis, 2018).

Tüm biyolojik sistemler kendi aerobik metabolizmaları ve mitokondrilerin enerji üretimleri sırasında endojen reaktif oksijen (ROS) ve diğer oksidanları oluşturmaktadır. Özellikle deniz ortamlarındaki kirliliğin olduğu bölgelerde yaşayan türlerde ROS miktarı çok artabilmektedir. Antioksidan sistemler ROS'u detoksifiye ederek oksidatif strese karşı savunabilmektedir. Antioksidan sistem enzimleri farklı çevresel kirleticiler tarafından uyarılmakta olan enzimlerdir. Bu enzimler; süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT), glutatyonperoksidaz (GPx), glutatyon redüktaz ve glutatyon S-transferaz (GST)'dir (Dönmez ve Yılmaz, 2015).

Lipid peroksidasyonu, kirliliğe maruz kalan sucul organizmalarda ortaya çıkan oksidatif hasarı gösteren bir biyobelirteç parametresidir. Metaller, bir hidrojeni bağlayarak membran lipidlerinden hidroksil radikalleri üretirler. Bunun sonucunda karbon merkezli yüksek reaktif özelliğe sahip lipid radikalleri (lipid hidroksiperoksitler) ortaya çıkar. Lipid radikalleri, lipidperoksil radikallerine oksijen eklenmesi ile şekillenmiştir. Peroksil

radikalleri DNA ve bazı proteinlerden hidrojen atomlarını bağlama ve hücre bütünlüğünü bozma yeteneğindedir (Dönmez ve Yılmaz, 2015).

Bu çalışmada *U. mancus euriccus* midye türünün 96 saatlik ZnPT maddesine subletal maruz bırakılması sonucunda solungaç ve sindirim bezlerinde meydana gelen değişimler oksidatif stres parametrelerinden MDA ve GSH ile incelenmiştir. Ayrıca midyenin primer savunma mekanizmalarından biri olan hemosit sayılarında meydana gelen değişim total hemosit sayılarının incelenmesi ile değerlendirilmiştir. Kontrol ve deney grubunun hemosit sayılarının karşılaştırılmasında ZnPT'ye maruz kalan tatlı su midyelerinin toplam hemosit sayıları istatistik olarak önemli düzeyde (2,27 kat) artmıştır ( $p<0,05$ ). Bu artış organizmanın kimyasal maddeye verdiği stres yanıtı olarak düşünülmektedir.

Hüresel metabolizma organizma içinde hücreler arası ve sistemik sinyaller aracılığı ile düzenlenen bir olay olup homeostazın bir parçası durumundadır. Çevresel faktörlerin etkisi sonucunda meydana gelen bu homeostaz durumunun değişmesi sonucunda hücrede çeşitli moleküller sentezlenerek metabolik olaylarda patolojik değişimlere ve hastalık gelişimlerine yol açar. Bu durumlar kısa süreli sinyal molekülleri gibi davranan ve lipid peroksidasyon ürünleri gibi ek ürünlerin salgılanmasını sağlayan reaktif oksijen türlerinin hücrede sentezlenmesi gibi durumların ortaya çıkması ile ilişkilidir (Gegotek ve Skrzydlewska, 2019). Hücre zarında bulunan lipid molekülleri, reaktif oksijen türlerinin zarar verdiği en önemli organik moleküllerden biridir (Teimouri ve diğerleri, 2019). Zarar gören lipidler, hücrede lipid peroksidasyon oluşumlarına (LPO) neden olur ve malondialdehit (MDA) gibi enzimatik değişimlerin ölçülmesi ile incelenebilir (Gegotek ve Skrzydlewska, 2019).

Solungaçta MDA düzeyleri deney grubunda kontrol grubuna göre yüksek bulunmuştur (2,14 katı). Bunun sebebi su ortamından alınan ZnPT'nin ilk maruziyet yerinin solungaç olması sonucunda solungaç hücrelerinde lipid peroksidasyonuna yol açması olabilir.

Sindirim bezinde MDA düzeyleri deney grubunda kontrol grubuna göre yüksek bulunmuştur (2,54 katı). Sindirim sistemleri vücuda alınan ksenobiyotik maddelerin detoksifikasyonundan sorumlu olduğundan hücrelerin bu maddeye maruz kalması sindirim bezi hücrelerinde lipid peroksidasyonunun gerçekleştiğini göstermiştir.

Glutasyon S Transferaz, karşı hücre tarafından oluşturulan hücresel, mitokondriyel ve sitoplazmik olarak endojenik ve ksenobiyotik maddelere bir antioksidan mekanizmasıdır.

Solungaçta GSH düzeylerideney grubunda kontrol grubuna göre yüksek bulunmuştur (2,53 katı). ZnPT'nin ilk etki yer olan solungaçta doku antioksidan sistemlerinin hızlı bir etkinlik göstermesi nedeniyle deney gruplarında çok anlamlı bir fark bulunmuştur ( $p < 0,01$ ).

Sindirim bezinde GSH düzeyleri deney grubunda kontrol grubuna göre yüksek bulunmuştur (1,23 katı). Vücuda alınan ksenobiyotik maddenin sindirim bezine gelene kadarki aşamada çeşitli antioksidan mekanizmalarına maruz kalmasına rağmen düşük miktarda da olsa sindirim bezi doku antioksidanı olan GSH düzeylerinin değişimine de neden olmuştur.

GSH değerleri doku antioksidanı olarak mücadele sırasında düşmesi beklenirken 96 saatte hafif yükselme göstermiştir. Bunun sebebi süreye bağlı olabilir.

Poliket *Hediste diversicolor* üzerinde çinko piritiyonun akut potansiyel toksisitesinin oksidatif stres parametreleri açısından belirlendiği çalışmada elde edilen sonuçlar GST aktivitesinin, ZnPT'nin 40 ve 160  $\mu\text{g/L}$  konsantrasyonlarına maruz kalan organizmalar için önemli ölçüde arttığı gösterilmiştir (Nunes ve Costa, 2019). Bu sonuçlar *U. manicus euriccus* türüyle yaptığımız çalışmayla uyumludur.

*Corbicula fluminea* istilacı midye türünde ZnPT'nin etki ettiği biyokimyasal parametreler (katalaz, GST'ler ve asetilkolinesteraz aktiviteleri) araştırılmıştır ve ZnPT'ye maruz kalmanın ardından yalnızca test edilen en yüksek konsantrasyonda (700  $\mu\text{g/L}$ ) katalaz ve kolinesteraz aktivitesinde önemli bir artış meydana gelmiştir. Bu bulgu, özellikle bu antioksidan mekanizmaların artışına işaret etmektedir. GST aktivitesinde anlamlı farklılıklar bulunmamış olsa da, GST'lerin organizmalarda aktivitesinde hafif bir azalma olmuştur (Nogueira ve diğerleri, 2018).

Çinko piritiyonun ekotoksikolojik etkileri ile ilgili veriler azdır ve ekotoksikolojik çalışmalarda biyobelirteç yaklaşımları durumunda mevcut değildir. Çinko piritiyon aktivitesini açıklayan farmakolojik mekanizmalar bile tamamen açıklığa kavuşturulamamıştır. Bununla birlikte, oksidatif stres işlemlerine çinko piritiyonun etkisi

bilinmektedir. Çinko piritiyonun, deneysel organizmalarda hidrojen peroksitin neden olduğu süperoksit anyonunun miktarını artırarak oksidatif stresin etkilerini arttırdığı gösterilmiştir. Benzer bir bileşik olan bakır piritiyon, balık türlerinin (*S. fontinalis*; Borg ve Trombetta 2010) solungaçlarında LPO'da önemli artışlarla oksidatif etkilere sebep olduğu gösterilmiştir. Aslında, test edilen oksidatif stres biyobelirteçlerinin hiçbiri (antioksidan savunma: katalaz ve GST'ler; peroksidatif hasar - TBARS) çinko piritiyonunun varlığına cevap vermemiştir. Dolayısıyla, maruz kalma koşullarının (yani, süre ve maruz kalma seviyelerinin) oksidatif bir tepki elde etmek için yeterli olamayabileceği sonucuna varmak mümkündür. Bununla birlikte, çinko piritiyonun potansiyel ekolojik etkilerini değerlendirirken göz önünde bulundurulması gereken ana husus diğer bileşiklerin, yani bakırın bir arada bulunma olasılığıdır. Bao ve arkadaşları (2008), çinko piritiyonunun ve su ortamındaki metal bakırın eşzamanlı varlığının, üç ayrı deniz organizmasında (diatom *Thalassiosira pseudonana*, poliket larvası *Hydroides elegans* ve amfipod *Elasmopus rapax*) güçlü sinerjistik etkilere yol açabileceğini bildirmiştir (Nunes ve diğerleri, 2015).

Çinko piritiyona akut (96 saat) maruz kalmadan sonra *Gamberia holbrooki* tatlı su balıklarında ZnPT'nin neden olduğu organizma seviyesinde toksisite, oksidatif stres, katalaz ve glutatyon-S-transferazlar gibi antioksidan savunma sisteminden spesifik enzimlerin aktivitelerinin ölçülmesiyle değerlendirilmiştir. Karaciğer ve solungaçlardaki histolojik değişiklikleri tanımlanmış ve çinko piritiyon, hem karaciğerde hem de solungaçlarda spesifik olmayan ve geri dönüşümlü doku değişikliklerine neden olmuştur. Ancak histopatolojik indeksler kontrol grubundan anlamlı olarak farklı bulunmamıştır. Oksidatif stres biyobelirteçleri açısından test edilen biyobelirteçlerin hiçbiri pro-oksidatif etkilerin ortaya çıkmadığını göstererek oksidatif yolun, çinko piritiyona maruz kalmanın ana toksikolojik sonucu olmadığını göstermektedir. Çinko piritiyona maruz kalma GST'lerin aktivitesini veya katalaz aktivitesini değiştirememiştir. *G. holbrooki*'nin kas dokularında lipid peroksidasyonunu tetiklememiştir (Nunes ve diğerleri, 2015).

Sucul ortamlarda (deniz ve tatlı su) ZnPT'nin diğer kirleticilerle birlikte bulunması olası sinerjistik veya antagonistik etkiler ortaya çıkarabileceğinden ZnPT, diğer kirleticilerle birlikte de çalışmalıdır.

ZnPT, gündelik hayatta ticari ve ekonomik olarak kullanıldığından daha çeşitli araştırmalara ve diğer canlı türleri ile çalışmalara gerek duyulmaktadır.



## 6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Ekosistemlerde meydana gelen kirlenmeye karşı canlı organizmalar davranışsal veya fizyolojik gibi çeşitli şekillerde akut veya kronik tepki gösterirler. Özellikle sucul sistemlerde meydana gelen kirlenme sedimente bağımlı yaşayan sesil dip organizmaları üzerinde ve kötü ortamlarda yaşayan kaçma yeteneği sınırlı olan veya hiç olmayan organizmalarda belirgin bir şekilde etki göstermektedir.

Sucul ekosisteme herhangi bir kimyasal madde girişiyle su ve sedimentte meydana gelen değişikliklerin sucul canlılar üzerindeki etkisinin araştırılması oldukça önemlidir. Bu maddelerin canlı organizmalarda moleküler düzeyden başlayarak biyotada oluşturduğu değişimler (popülasyon birey sayısının azalması, popülasyonun yok olması gibi) araştırılması gereken konular başında gelmektedir.

Sucul ekosistemde bentik bölgede yaşayan çift kabuklu yumuşakçalar (midyeler), sesil olmaları, suyu süzerek beslenmeleri, uzun ömürlü olmaları, kolay tanımlanabilmeleri ve rahat ulaşılabilirlikleri nedeniyle iyi birer biyobelirteç özellik göstermektedirler. Bu organizmalar yapay yüzeyler (gemi gövdeleri gibi) üzerine tutunarak biyofouling olayını gerçekleştirir. Biyofouling olayının önlenmesi biyosit içeren antifouling bileşiklerle sağlanır. Biyosidal ürün; bir veya birden fazla aktif madde içeren, kullanıma hazır halde satışa sunulmuş, kimyasal ve biyolojik açıdan herhangi bir zararlı organizma üzerinde kontrol edici etki gösteren veya hareketini kısıtlayan, uzaklaştıran, zararsız kılan, yok eden aktif maddeleri ve müstahzarları (kullanıma hazır hale getirilmiş) olarak tanımlanır (Türkiye Halk Sağlığı Kurumu Biyosidal Ürün Yönetmeliği [THSK], 2009).

Biyositlerin hedef olmayan organizmalara etkileri, ortamda kalma sürelerinin uzunluğu, besin ağındaki etkileri sucul ekosistemdeki kirliliğin sonuçlarındandır. Deniz ya da tatlı su ortamlarındaki kirlilik ekosistemin bozulmasına sebep olur. Çevresel kirleticiler özellikle hedef olmayan canlılarda süreye bağlı olarak endokrin bozucu etki göstermektedir. Bu biyosidal ürünlerden biri olan çinko piritiyonun (Sağlık Bakanlığı listesinde Ürün Tipi 21), algisit, bakterisit ve fungusit etkisi vardır.

Literatürde genellikle antifouling bileşiklerin canlılar üzerinde tek başına etkileri incelenmekte ancak bu bileşiklerin birlikte meydana getirdiği etkileri inceleyen çalışmalara



yeterince rastlanmamaktadır. Ancak bu maddeler doğal ortamlarda karışım halinde bulunurlar. Bunların karışım toksisitelerinin değerlendirilmesi için daha çok çalışmaya ihtiyaç duyulmaktadır. Yaptığımız çalışmada elde ettiğimiz sonuçlar bu kimyasallar birlikte test edildiklerinde değişiklik gösterebilir. Bu nedenle, çinko piritiyonun çeşitli kimyasal maddelerle birlikte karışım halinde uygulanması ile de test edilebilmeli laboratuvar ortamında doğal bir ortam sisteminin oluşturularak gözlemlenen etkiler uzun vadede değerlendirilmelidir.



## KAYNAKLAR

- Akkaya, C., Efeoğlu, A., ve Yeşil, N. (2006), *Avrupa Birliği Su Çerçeve Direktifi ve Türkiye’de Uygulanabilirliği*, TMMOB Su Politikaları Kongresi, 21-23 Mart, sf: 195-204, Ankara
- Aksu, S., Yıldız, D. (2017). Dünyada ve Türkiye’de HES’lerde ve Su İletim Sistemlerindeki Zebra Midye Sorunu. *World Water Diplomacy & Science News*, 10002. TRISSN : 12017-10002, ([www.hidropolitikakademi.org](http://www.hidropolitikakademi.org)).
- Aldridge, D.C. (1999). The Morphology, Growth and Reproduction of Unionidae (Bivalvia) in a Fenland Waterway. *Journal Molluscan Studies*, 65, 47–60.
- Alkan Uçkun, A., Yoloğlu, E., ve Uçkun, M. (2017). Atatürk Baraj Gölü (Fırat Nehri) Su, Sediment ve Midyelerinde (*Unio mancus*) Metallerin Mevsimsel İzlenmesi. *Van Veterinary Journal*, 28 (2), 75-83.
- Amara, I., Miled, W., Slama, R. B., and Ladhari, N. (2018). Antifouling processes and toxicity effects of antifouling paints on marine environment. A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 57, 115–130.
- Ay, Ö., Korkmaz, C., ve Ak, M. H. (2014). Tatlısu Midyesi *Unio Terminalis*’te Bakırın 96 Saatlik LC50 Değeri ile Birikim Düzeylerinin Belirlenmesi. *Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 10(2): 29-34.
- Aykaç, G., Uysal, M., Yalçın, A. S., Koçak-Toker, N., Sivas, A., ve Öz, H. (1985). The effect of chronic ethanol ingestion on hepatic lipid peroxide, glutathione, glutathione peroxidase, and glutathione transferase in rats. *Toxicology*, 36(2), 71-76.
- Babin, M., Roesler, C. S., and Cullen, J. J. (2008). *Real-time Coastal Observing Systems for Marine Ecosystem Dynamics and Harmful Algal Blooms: Theory, Instrumentation and Modelling*, Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 464.
- Bao, V. W. W., Leung, K. M. Y., Kwok, K. W. H., Zhang, A. Q., and Lui, G. C. S. (2008). Synergistic toxic effects of zinc pyrithione and copper to three marine species: Implications on setting appropriate water quality criteria. *Marine Pollution Bulletin*, 57, 616–623.
- Bao, V. W., Leung, K. M., Qiu, J. W., Lam, M. H. (2011). Acute toxicities of five commonly used antifouling booster biocides to selected subtropical and cosmopolitan marine species. *Marine Pollution Bulletin*, 62(5):1147-51. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.02.041.
- Bao, V. W. W., Yeung, J. W. Y., and Leung, K. M. Y. (2012). Acute and Sub-lethal Toxicities of Two Common Pyrithione Antifouling Biocides to the Marine Amphipod *Elasmopus rapax*. *Toxicology and Environmental Health Sciences*. 4(3), 194-202.

- Bellas, J., Granmo, A., and Beiras, R. (2005). Embryotoxicity of the antifouling biocide zinc pyrithione to sea urchin (*Paracentrotus lividus*) and mussel (*Mytilus edulis*). *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1382–1385.
- Bellas, J. (2008). Prediction and assessment of mixture toxicity of compounds in antifouling paints using the sea-urchin embryo-larval bioassay. *Aquatic Toxicology*, 88(4):308-15.
- Bobat, A., Hengirmen, O. M., and Zaplethal, W. (2001). Tatlısu Ekosisteminde Teknik, Ekonomik ve Ekolojik bir Zararlı: Zebra Midye. *Kırsal Çevre Yıllığı*, 112-127.
- Bradford, M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of proteins, utilizing the principle of protein dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72: 248-254.
- Bülbül, Z., Filik, N. (2019). Gemi Yapımında Kullanılan Ahşap Malzemelerde Oluşan Biyofilm ve Fouling. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi*, 7(1), 1 – 6.
- Casini, A. F., Ferrali, M., Pompella, A., Maellaro, E., and Comborti, M. (1986). Lipid peroxidation and cellular damage in extrahepatic tissues of bromobenzene intoxicated mice. *Am J Pathol*, 123(3), 520-531.
- Dafforn, K. A., Lewis, J. A., and Johnston, E. L. (2011). Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 453–465.
- Doose, C. A., Ranke, J., Stock, F., Bottin-Weber, U., and Jastorff, B. (2004). Structure–activity relationships of pyrithiones – IPC-81 toxicity tests with the antifouling biocide zinc pyrithione and structural analogs. *Green Chemistry*, 6, 259–266.
- Dönmez, A. E., Yılmaz, D. (2015). Sucul Ortamlarda Biyoindikatör ve Biyobeliteçler. *Yunus Araştırma Bülteni*, (3): 53-64.
- Ekin, A., Başhan, M., ve Şeşen, R. (2009). Dicle Nehri’nden Toplanan Tatlısu Midyesi (*Unio elongatulus* Bourguignat, 1860)’nin Nötral Lipit, Fosfolipit ve Toplam Lipit Yağ Asidi Kompozisyonu. *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 02, 77-84.
- Ellman, G.L. (1959). Tissue sulfhydryl groups. *Arch Biochemical Biophys*, 82, 70-77.
- Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığı Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü. (2005). Hidroelektrik Santrallarda Sorun Yaratılan Zebra Midye Araştırmaları, (DSİ). Ankara, 7-9.
- EPA. 1994. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume II: Environmental Evaluation Manual (EPA/540-1-89/001). *Intermittent Bulletin*, 2(1) 1-12.
- Faggio, C., Tsarpali, V., and Dailanis, S. (2018). Mussel Digestive Gland as a Model Tissue For Assessing Xenobiotics: An Overview. *Science of The Total Environment*, 636, 220-22.

- Gegotek, A., Skrzydlewska, E. (2019). Biological Effect of Protein Modifications by Lipid Peroxidation Products. *Chemistry and Physics of Lipids*, 221, 46-52.
- Guthery, E., Seal, L. A., and Anderson, E. L. (2005). Zinc pyrithione in alcohol-based products for skin antiseptics: Persistence of antimicrobial effects. *American Journal of Infection Control*, 33(1):15-22.
- Güler, M., Çoban, D., Kırım, B. (2017). *Unio terminalis* (Bivalvia: Unionidae)' in üreme biyolojisi üzerine gözlemler. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(3): 303-309. doi:10.12714/egejfas.2017.34.3.09.
- Gürelli, G., Özbek, M. (2012). İzmir'in (Türkiye) tatlı su mollusca türlerinin dağılımı. *Su Ürünleri Dergisi*, 29(3): 109-113. DOI: 10.12714/egejfas.2012.29.3.5000156443
- Gürlek, M. E., Kara, C., ve Kebapçı, Ü. (2014). Adıyaman Azaplı Gölü'nde Yaşayan *Unio terminalis* (Bourguignat, 1852)'in Bazı Konkolojik Özellikleri. *Yunus Araştırma Bülteni*, (3): 23-28.
- Howell, D. J., Evans, S. M. (2010). Antifouling Materials. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. 203-210. Doi: 10.1016/B978-012374473-9.00764-5
- Huber, M. (2010). Compendium of Bivalves. A Full-color Guide to 3,300 of the World's Marine Bivalves. A Status on Bivalvia after 250 Years of Research. ConchBooks. p. 23. ISBN 978-3-939767-28-2.
- İnternet: URL:<http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Anti-foulingSystems/Documents/FOULING2003.pdf>. <http://www.webcitation.org/query?url=http%3A%2F%2Fwww.imo.org%2Fen%2FOurWork%2FEnvironment%2FAnti-foulingSystems%2FDocuments%2FFOULING2003.pdf&date=2019-05-21>. Son Erişim Tarihi: 22.05.2019.
- İnternet: URL:<https://www.fda.gov/media/101859/download>.<http://www.webcitation.org/query?url=https%3A%2F%2Fwww.fda.gov%2Fmedia%2F101859%2Fdownload&date=2019-05-21>. Son Erişim Tarihi: 22.05.2019.
- İnternet: URL:<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/39037/9241571551-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. <http://www.webcitation.org/query?url=https%3A%2F%2Fapps.who.int%2Firis%2Fbitstream%2Fhandle%2F10665%2F39037%2F9241571551-eng.pdf%3Fsequence%3D1%26isAllowed%3Dy&date=2019-05-21>. Son Erişim Tarihi: 22.05.2019.
- İnternet: URL:<http://www.sinop.gov.tr/cografya>. <http://www.webcitation.org/query?url=http%3A%2F%2Fwww.sinop.gov.tr%2Fcografya&date=2019-05-21>. Son Erişim Tarihi: 22.05.2019.
- İnternet: URL:<http://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2009/12/20091231M4-11.htm>. <http://www.webcitation.org/query?url=http%3A%2F%2Fwww.resmigazete.gov.tr%2Feskiler%2F2009%2F12%2F20091231M4-11.htm&date=2019-05-21>. Son Erişim Tarihi: 22.05.2019.

- Kaymak Abay, Ç. (2018). Dicle Nehri'nden Toplanan *Unio mancus* ve *Anodonta anatina* Türlerinde Ağır Metal Birikiminin Araştırılması. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 8(1): 53-60.
- Khalloufi, N., Bejaoui, M., and Aissaoui, C. (2019). Growth, reproductive traits and habitat patterns of *Unio ravoisieri* (Mollusca: Bivalvia) from Ichkeul Lake tributaries (Northern Tunisia). *Biologia*. <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00213-2>
- Koşal Şahin, S. (2008). Sapanca Gölü Bentik Omurgasızları., H. Okgerman, G. Altuğ. (Editörler). Sapanca Gölü'ne Bilimsel Açından Bakış. İstanbul. Türk Deniz Araştırmaları Vakfı Yayınları, No: 28, s. 81-155.
- Koşal Şahin, S. (2013). Aşağı Sakarya Nehri (Karasu) Mollusca Türleri ve Onları Etkileyen Bazı Fizikokimyasallar. *Yunus Araştırma Bülteni*, (2): 11-19.
- Koutsaftis, A., Aoyama, I. (2007). Toxicity of four antifouling biocides and their mixtures on the brine shrimp *Artemia salina*. *Science of the Total Environment*, 387, 166–174.
- Kurtel, H., Granger, D. N., Tso, P., Grisham, M.B. (1992). Vulnerability of intestinal interstitial fluid to oxidant stress, *Am J Physiol*, 263: G573-G578.
- Lydeard, C., Cowie, R. H., Ponder, W. F., Bogan, A. E., Bouchet, P., Clark, S. A., Cummings, K. S., Frest, T. J., Gargominy, O., Herbert, D. G., Hershler, R., Perez, K. E., Roth, B., Seddon, M., Strong, E. E. and Thompson, F. G. (2004). The Global Decline of Nonmarine Mollusks. *Bioscience*, 54(4), 321–330.
- Maraldo, K., Dahllöf, I. (2004). Indirect estimation of degradation time for zinc pyrithione and copper pyrithione in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 894–901.
- Marcheselli, M., Conzo, F., Mauri, M., and Simonini, R. (2010a). Novel antifouling agent—Zinc pyrithione: Short- and long-term effects on survival and reproduction of the marine polychaete *Dinophilus gyrociliatus*. *Aquatic Toxicology*, 98, 204–210.
- Marcheselli, M., Rustichelli, C., and Mauri, M. (2010b). Novel Antifouling Agent Zinc Pyrithione: Determination, Acute Toxicity, and Bioaccumulation in Marine Mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, (29) 11, 2583–2592.
- Naimo, T. J. (1995). A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicology* 4, 341-362, doi: 10.1007/BF00118870.
- Nogueira, A. F., Pereira, J. L., Antunes, S. C., Gonçalves, F. J. M., and Nunes, B. (2018). Effects of zinc pyrithione on biochemical parameters of the freshwater Asian clam *Corbicula fluminea*. *Aquatic Toxicology*, 204, 100–106.
- Nunes, B., Braga, M. R., Campos, J. C., Gomes, R., Ramos, A.S., Antunes, S. C., and Correia, A. T. (2015). Ecotoxicological effect of zinc pyrithione in the freshwater fish *Gambusia holbrooki*. *Ecotoxicology*, 24:1896–1905.
- Nunes, B., Costa, M. (2019). Study of The Effects of Zinc Pyrithione in Biochemical Parameters of The Polychaeta *Hediste diversicolor*: Evidences of Neurotoxicity at

- Ecologically Relevant Concentrations. *Environmental Science and Pollution Research*, 26:13551–13559.
- Okay, O. S. (2004, 24-25 Aralık). *Antifouling içeren gemi boyalarının uluslararası kurallar çerçevesinde kirletici etkilerinin incelenmesi*. Gemi Mühendisliği ve Sanayimiz Sempozyumu, İstanbul.
- Onduka, T., Mocdiha, K., Harino, H., Ito, K., Kakuno, A., and Fujii, K. (2010). Toxicity of Metal Pyrithione Photodegradation Products to Marine Organisms with Indirect Evidence for Their Presence in Seawater. *Arch Environ Contam Toxicol*, 58, 991–997.
- Orman ve Su İşleri Bakanlığı Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü. (2012). *Zebra midye ile mücadelede filtrasyon ve boya denemeleri sonuç raporu*, (DSİ). AR-GE Proje No: 2011/1, 1-3.
- Polat, N., Zengin, M., ve Gümüş, A. (2011). İstilacı Balık Türleri ve Hayat Stratejileri. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 1(4), 63-86.
- SCCS (Scientific Committee on Consumer Safety), Opinion on Zinc pyrithione, 18 June 2013, SCCS/1512/13, revision of 18 June 2014.
- Soroldoni, S., Abreu, F., Castro, Í. B., Duarte, F. A., and Pinho, G. L. L. (2017). Are antifouling paint particles a continuous source of toxic chemicals to the marine environment? *Journal of Hazardous Materials*, 330, 76–82.
- Soroldoni, S., Martins, S. E., Castro, I. B., and Pinho, G. L. L. (2018). Potential ecotoxicity of metals leached from antifouling paint particles under different salinities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 447–452.
- Şahin, A. G., Sünbül, M. R., ve Küçükıılmaz, M. (2016). Karakaya Baraj Gölü'ndeki Tatlı Su Midyesi (*Unio elongatulus eucirrus* Bourguignat 1860)'nin Ağır Metal Düzeylerinin Belirlenmesi. *Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 28(1), 13-19.
- Teimouri, M., Yeganeh, S., Mianji, G., Najafi, M., and Mahjoub, S. (2019). The Effect of Spirulina Platensis Meal on Antioxidant Gene Expression, Total Antioxidant Capacity, and Lipid Peroxidation of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Fish Physiology and Biochemistry*, 1-10.
- Terlizzi, A., Frascetti, S., Gianguzza, P., Faimali, M., and Boero, F. (2001). Environmental impact of antifouling technologies: state of the art and perspectives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 311–317.
- Türkmen, M., Tepe, Y., Çalışkan, E., Ciminli, C. (2005). Amik Havzası, Gölbaşı Gölü'nden İki Farklı Midye Türünün (*Unio terminalis* ve *Potamida littoralis*) Dokularında Ağır Metal Birikimi. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*, 3(4), 16-18.
- Yarsan, E., Bilgili, A. (2000). Van Gölü'nden toplanan midye (*Unio stevenianus* Krynicki) Örneklerindeki Ağır Metal Düzeyleri. *Turkish Journal of Veterinary Animal Sciences*, 24, 93–96.

- Yebra, D. M., Kiil, S., and Dam-Johansen, K. (2004). Antifouling technology—past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. *Progress in Organic Coatings*, 50, 75–104.
- Yıldırım, F., Karasu Benli, Ç., Gümüş, B. A., Erkmen, B., Gül, G., Batmaz, G., Paçal, E., ve Erkoç, F. (2015). *Biyosidal Aktiviteli ZincPyrithione'un İstilacı Tür Dreissena polymorpha (Zebra midyesi) 'ya Akut Toksisitesi*, 2. Ulusal Biyosidal Kongresi, 9-13 Kasım, sf: 231.
- Yılmaz, Ö., Barlas, M. (2016). Dipsiz-Çine Çayı (Aydın)'nda Yaşayan Tatlısu Midyesi *Unio crassus* (Philipsson, 1788) Populasyonunun Morfometrik Özellikleri. *Türk Tarım Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 4(10): 887-881.
- Yurdakök-Dikmen, B., Arslan, P., Kuzukıran, Ö., Filazi, A. and Erkoç, F. (2018). *Unio sp.* Primary cell culture potential in ecotoxicology research. *Toxin Reviews*, 37:1, 75-81. <https://doi.org/10.1080/15569543.2017.1331360>

## ÖZGEÇMİŞ

### Kişisel Bilgiler

Adı Soyadı : Gülsüm BATMAZ  
 Uyuşu : T.C.  
 Doğum Yeri : Mersin  
 Doğum tarihi : 17/04/1991  
 Medeni hali : Bekar  
 e-mail : gulsumbatmaz@gmail.com



### Eğitim Durumu

Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet Tarihi
Yüksek lisans	Gazi Üniversitesi/Biyoloji ABD	Devam ediyor
Lisans	Gazi Üniversitesi / Biyoloji Öğretmenliği	2014
Lise	MTSO Anadolu Lisesi	2009

### Yabancı Dil

İngilizce

### Yayınlar

Yıldırım, F., Karasu Benli, A. Ç., Gümüş, B. A., Erkmen, B., Gül, G., Batmaz, G., Paçal, E., ve Erkoç, F. (2015). *Biyosidal aktiviteli zinc pyrithione'un istilacı tür Dreissena polymorpha (Zebra midyesi)'ya akut toksisitesi*, 2. Ulusal Biyosidal Kongresi, 9-13 Kasım 2015, Çeşme, İzmir, PS-065, s. 231.

Gümüş, B. A., Paçal, E., Karasu Benli, A. Ç., Erkmen, B., Yıldırım, F., Gül, G., Batmaz, G., ve Erkoç, F. (2015). *Copper pyrithione'un Dreissena polymorpha (Zebra Midyesi) üzerindeki akut toksisitesinin araştırılması*, 2. Ulusal Biyosidal Kongresi, 9-13 Kasım 2015, Çeşme, İzmir, PS-064, s. 230.

### Hobiler

Kitap okumak, bulmaca çözmek, seyahat etmek, yürüyüş yapmak, yüzmek.





*GAZİ GELECEKTİR..*