

T.C.  
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



MUNZUR  
ÜNİVERSİTESİ  
2008

REMAZOL BRİLLAND BLUE R'A MARUZ BIRAKILAN  
KEREVİT (*Astacus leptodactylus*)'İN SOLUNGAÇ DOKUSUNDA  
BİYOKİMYASAL YANITIN ARAŞTIRILMASI

YÜKSEK LİSANS TEZİ  
Tufan KARAKOÇ

Anabilim Dalı: Su Ürünleri

DANIŞMAN  
Dr. Öğr. Üyesi Önder AKSU

TUNCELİ – 2018

T.C.  
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

REMAZOL BRİLLAND BLUE R'A MARUZ BIRAKILAN  
KEREVİT (*Astacus leptodactylus*)'İN SOLUNGAÇ DOKUSUNDA  
BİYOKİMYASAL YANITIN ARAŞTIRILMASI

YÜKSEK LİSANS TEZİ  
Tufan KARAKOÇ  
(12876601)

Anabilim Dalı: Su Ürünleri

DANIŞMAN  
Dr. Öğr. Üyesi Önder AKSU

TUNCELİ – 2018

T.C.  
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

REMAZOL BRİLLAND BLUE R'A MARUZ BIRAKILAN KEREVİT (*Astacus leptodactylus*)'İN SOLUNGAÇ DOKUSUNDA BİYOKİMYASAL YANITIN  
ARAŞTIRILMASI

Tufan KARAKOÇ

YÜKSEK LİSANS TEZİ  
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

Bu tez 07/05/2018 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

İmza: 

Dr. Öğr Üyesi Önder AKSU  
(Munzur Üniversitesi)

DANIŞMAN

İmza: 

Doç. Dr. Durali DANABAŞ  
(Munzur Üniversitesi)

ÜYE

İmza: 

Doç. Dr. Mehmet  
KOCABAŞ  
(Karadeniz Teknik  
Üniversitesi)

ÜYE

Bu tez, Enstitümüz Su Ürünleri Anabilim Dalı'nda hazırlanmıştır.

Doç. Dr. Numan YILDIRIM  
Enstitü Müdürü  
İmza ve Mühür

Bu çalışma, Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.

**Proje No:** YLMÜB016-27

**NOT:** Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı "Fikir ve Sanat Eserleri Kanunu"ndaki hükümlere tabidir.

## ÖZET

Bu çalışmada, çeşitli konsantrasyonlarda tekstil boyar maddesi Remazol Brilland Blue R'a maruz bırakılan tatlısu istakozu (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823)'nda biyokimyasal yanıtın araştırılması amaçlanmıştır.

Çalışma grupları, kontrol grubu (0 mg/l<sup>-1</sup>) ve kerevitlerin Remazol Brilliant Blue R 3 subletal dozuna (0,5 mg/l<sup>-1</sup>, 1 mg/l<sup>-1</sup> ve 2 mg/l<sup>-1</sup>) maruz bırakıldığı deneme grupları şeklinde oluşturuldu. Her akvaryumda bulunan kerevitlerin 24 saat ve 48 saat sonunda akvaryumdan alınmıştır. Biyokimyasal yanıtın belirlenmesi için kerevitin solungaç dokusunda glutatyon (GSH), süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT) ve malondialdehyde (MDA) seviyeleri incelenmiştir.

SOD aktivitesi araştırılmış olup, 24 saat ile 48 saatlik örneklemeler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunamamıştır (p>0.05). 24 saatlik örneklemede uygulanan dozlar arasında istatistiksel olarak önemli bir fark tespit edilemezken (p>0.05), 48 saatlik örneklemede ise doz grupları arasında istatistiksel olarak anlamlı bir farkın olduğu tespit edilmiştir (p<0.05).

CAT aktivitesinde, 24 ve 48 saatlik örneklemeler arasında 1 mg/l<sup>-1</sup> dışında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuştur (p<0.05). 24 ve 48 saatlik deneme grupları kendi içerisinde karşılaştırıldığında, bütün dozlar kendi arasında anlamlı bir fark vermiştir (p<0.05).

GSH ve MDA sonuçları ise istatistiksel olarak anlamlı bir sonuç vermemiştir (p>0.05).

**Anahtar Kelimeler :** Remazol Brilland Blue R, *Astacus leptodactylus*, enzim aktivitesi, SOD, CAT, GSH, MDA.

## ABSTRACT

### **Investigation of Biochemical Response in Gill Tissue of Crayfish (*Astacus leptodactylus*) Exposed to Remazol Brilland Blue R textile dye**

In this study, it was aimed to investigate biochemical response of freshwater crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) when they were exposed to Remazol Brilland Blue R being textile stain at various concentrations.

The study groups were constituted as the control group (0 mg/l<sup>-1</sup>) and exposed groups to the sublethal dose of Remazol Brilliant Blue R 3 (0.5 mg / l<sup>-1</sup>, 1 mg / l<sup>-1</sup> and 2 mg / l<sup>-1</sup>). Crayfish in each aquarium were removed from the aquarium after 24 hours and 48 hours. Reduced glutathione (GSH), superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT) and malondialdehyde (MDA) levels in gills of crayfish were assessed for determination of biochemical response.

SOD activity was investigated and there was no statistically significant difference between 24 hour and 48 hour samples ( $p > 0.05$ ). It was determined that there was no statistically significant difference among the doses administered in the 24 hour sample ( $p > 0.05$ ) while there was the statistically significant difference among the dose groups in the 48 hour sample ( $p < 0.05$ ).

CAT activity showed statistically significant difference ( $p < 0.05$ ) both between 24 and 48 hour samples, except for 1 mg / l<sup>-1</sup>. All doses gave a significant difference between themselves when 24 and 48 hour experimental groups were compared within groups ( $p < 0.05$ ). GSH and MDA results were not statistically significant ( $p > 0.05$ ).

**Key Words:** Remazol Brilland Blue R, *Astacus leptodactylus*, enzyme activity, SOD, CAT, GSH, MDA.

## TEŐEKKÖRLER

Bu alıőma sűresince gerekli verilerin saėlanmasında kolaylık gűsteren Munzur Őniversitesi Su Őrűnleri Fakűltesi'nin deėerli űretim ũyelerine űzellikle kıymetli gűrűőlerinden yararlandıėım ve yakın ilgisini esirgemeyen, tezin biçimlenmesinde deėerli katkılarını aldıėım sayın Yrd. Doç. Dr. Őnder AKSU'ya ve sayın Doç. Dr. Fahrettin YŪKSEL'e teőekkűrű bir borç bilirim.

Tufan KARAKOÇ

Tunceli - 2018

## İÇİNDEKİLER

Sayfa No

<b>ÖZET</b> .....	<b>I</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>II</b>
<b>TEŞEKKÜRLER</b> .....	<b>III</b>
<b>İÇİNDEKİLER</b> .....	<b>IV</b>
<b>ŞEKİLLER LİSTESİ</b> .....	<b>VI</b>
<b>TABLolar LİSTESİ</b> .....	<b>VII</b>
<b>1. GİRİŞ</b> .....	<b>1</b>
<b>2. MATERYAL ve METOT</b> .....	<b>5</b>
2.1. Diseksiyon ve dokuların hazırlanması işlemleri.....	5
2.2. Süper Oksit Dismutaz (SOD) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi.....	8
2.3. Katalaz (CAT) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi.....	8
2.4. Glutasyon (GSH) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi.....	9
2.5. Malondialdehit (MDA) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi.....	9
<b>3. BULGULAR</b> .....	<b>10</b>
3.1. Süper Oksit Dismutaz (SOD) Düzeyleri.....	10
3.2. Katalaz (CAT) Düzeyleri.....	11
3.3. Glutasyon (GSH) Düzeyleri.....	13
3.4. Malondialdehit (MDA) Düzeyleri.....	14
<b>4. TARTIŞMA</b> .....	<b>16</b>
<b>5. SONUÇLAR</b> .....	<b>23</b>
<b>6. ÖNERİLER</b> .....	<b>24</b>
<b>KAYNAKLAR</b> .....	<b>25</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ</b> .....	<b>31</b>

## ŞEKİLLER LİSTESİ

## Sayfa No

Şekil 2.1.	Kerevitlerin ( <i>Astacus leptodactylus</i> ) bırakıldığı cam akvaryumlar.....	6
Şekil 2.2.	CAT Unidrive homojenizatör.....	6
Şekil 2.3.	Hettich Universal 320R santrifüj.....	7
Şekil 2.4.	-85 °C soğutma özelliğine sahip derin dondurucu.....	7
Şekil 2.5.	Mikroplaka okuyucu ölçüm aleti.....	8
Şekil 3.1.	Çalışmada elde edilen SOD değerleri grafiği.....	11
Şekil 3.2.	Çalışmada elde edilen CAT değerleri grafiği.....	12
Şekil 3.3.	Çalışmada elde edilen GSH değerleri grafiği.....	14
Şekil 3.4.	Çalışmada elde edilen MDA değerleri grafiği.....	15

## TABLULAR LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 3.1.	Tekstil Boyar Maddesine RBBR'ye maruz kalan <i>Astacus leptodactylus</i> (Kerevit) SOD (U/ml), CAT (nmol/dk/ml), GSH( $\mu$ M) ve MDA( $\mu$ M) düzeylerindeki değişiklikler.....	10
------------	---	----



## 1. GİRİŞ

Ekonomik gelişme ve sanayileşme beraberinde dramatik olarak çevre sorunları ve su kirliliğini de getirmektedir (Wang ve Yang, 2016). Kirleticilerin deşarj edilmesi nedeniyle yaygın olarak organik kirlilik, zehirli kirlilik ve ötrofikasyon gibi ciddi ekolojik yıkımlar ortaya çıkmakta ve su kirliliği ile eş zamanlı olarak sağlık riskleri de artmaktadır (Lu ve ark., 2015).

Tekstil, kâğıt, deri, kauçuk işleme, ilaç endüstrisinde, temizlik ürünlerinin imalatında boya ve metal eşya endüstrisi gibi çeşitli endüstri faaliyetlerinde oluşan atık sular yüksek miktarda ağır metal, sentetik boyalar ve fenol gibi kirleticileri içermektedir. Bu tip toksik kirleticileri içeren endüstriyel atık suların arıtım yapılmadan doğal kaynak sularına deşarj edilmesi ortamda bulunan canlılar üzerinde toksik etki oluşturmaktadır (Şener, 2008).

Su ortamında ağır metal kirliliği ciddi bir problemi temsil eder. Tarımsal, endüstriyel ve evsel birçok kaynaktan doğal su kaynaklarına karışırlar. Bu ağır metaller insanların da dahil olduğu bir çok canlının farklı dokularında birikim yaparak ciddi sorunlar oluşturur (Naghshbandi ve ark., 2007; Aksu ve ark., 2012; Can ve ark., 2012; Aksu ve ark., 2014). Kirlilik etkileri kerevit üzerinden beslenen yırtıcı canlılar (ör., balıkçılar, kaşıkçılar, leylekler, su samurları) vasıtasıyla potansiyel olarak bulunduğu ortamdan başka ortamlara taşınabilir (Alcorlo ve Baltanás, 2013).

Boyalar renk vermek için yüzeylere veya kumaşlara kendilerini bağlayabilen kimyasal bileşiklerdir. Temelde boyalar karmaşık organik moleküllerdir ve gibi sentetik deterjanlar gibi birçok şeye karşı dayanıklı olmaları gerekmektedir. Sentetik boyalar ileri teknolojinin birçok alanında uzun bir süredir yaygın olarak kullanılmaktadır (Mustafa ve ark., 2014, Vakili ve ark., 2016). Kullanım alanlarına örnek verecek olursak; çeşitli tekstil ürünlerinde (Sokolowska, 1996), kâğıt (Ivanov, 1996), deri tabaklama (Kabdaşlı ve ark., 1996), gıda işleme, plastik, kozmetik, kauçuk, baskı ve boya imalat sanayileridir (Wróbel ve ark., 2001; Bensalah ve ark., 2009; Dawood ve ark., 2014). Sentetik boyalar aynı zamanda tayin için yeraltı sularının işaretlenmesinde (Field ve ark., 1995), aktif çamurun

yüzey alanının (He ve Tebo, 1998), kanalizasyonun (Morgan ve ark., 1997) özelliklerinin belirlenmesinde ve atık kirli su uygulamalarında (Hsu ve Chiang, 1997), kullanılır.

Boyalar genellikle sentetik orjinli ve onları daha stabil yapan ve biyolojik olarak indirgenmesi daha zor kompleks aromatik yapılara sahiptirler (Seshadri ve ark., 1994; Robinson ve ark., 2001).

Boyalar aşağıdaki gibi sınıflandırılabilir (Mishra ve Tripathy, 1993) :

- Anyonik: direkt, asit ve reaktif boyalar
- Katyonik: Temel boyalar
- İyonik olmayan: dispers boyalar.

Boyalarda biyolojik olarak düşük bozunabilirliği nedeniyle, geleneksel biyolojik atıksu arıtma işlemi bir boya atık suyunun arıtılmasında çok etkili değildir. Genellikle fiziksel veya kimyasal arıtma işlemleriyle uygulama yapılır (Banat ve ark., 1996).

Aktif karbon üzerinde adsorpsiyon tekniğinin boya atık suyundan arındırma için etkili bir işlem olduğu bulunmakla beraber bu yöntem çok pahalıya gelmektedir. Aktif olarak değiştirilmek üzere geliştirilmiş düşük maliyetli emiciler genellikle düşük adsorpsiyon kapasitelerine sahiptir. Yeni, ekonomik, kolay erişilebilir ve son derece etkili adsorbanlara hala ihtiyaç bulunmaktadır (Fu ve Viraraghavan, 2002).

İçlerinde bakterilerin de olduğu çok çeşitli mikroorganizmalar, mantar ve algler yüksek verim ile geniş bir boya yelpazesinde renk açabilir. Bu mikroorganizmalar arasında mantar biyokütlesi nispeten basit fermantasyon teknikleri kullanarak ve ucuz büyüme ortamı ile ucuza üretilebilir (Kapoor ve Viraraghavan, 1995).

Tekstil endüstrileri toksik ve reaktif olarak karakterize edilen çeşitli sentetik boyalardan oluşan, yüksek oranda kirlenmiş büyük miktarlarda atık madde üretimden sorumludur. Tekstil atık suları kendi bileşimindeki çeşitlilik ve yüksek deşarj hacmi nedeniyle en zararlı kirleticiler arasında yer almaktadır. Bu boya atıklarının kanserojen ve mutajenik özellikte olmalarından dolayı özellikle insan sağlığına yönelik çevresel riskleri vardır (Guaratini ve Zaroni, 2000). Özellikle tekstil atıksularının yüksek oranda sentetik boya içermelerinden dolayı, bu boya atıklarının ışık geçirimini azaltması sonucu sucul yaşamdaki fotosentetik aktivite de olumsuz yönde etkilemekte, bu durum canlı topluluklarına oldukça toksik etki yapmaktadır (Aksu ve Dönmez, 2005).

Reaktif boyalar, uygulanan kumaşta üstün solmazlıkları, yüksek fotolitik stabilitesi, yüksek çözünürlük ve mikrobiyal saldırıya direnç göstermeleri nedeniyle tekstil boyama endüstrisinde kullanılır (Xie ve ark., 2011). Önemli bir toksik ve rekalsititif organik kirleticiler sınıfını temsil eden, Remazol Brilliant Blue R (RBBR), polimerik boyaların üretiminde sıklıkla bir başlangıç malzemesi olarak kullanılan reaktif bir boyadır (Mechichi ve ark., 2006; Erkurt ve ark., 2009). RBBR atık sularının akarsulara deşarj edilmesi hem sucul yaşama ve hem de insan yaşamına zarar verir (Baskaralingam ve ark., 2007). Bu nedenle arıtılmış sıvı su kütlelerinin akarsulara güvenli bir şekilde boşaltılmasını sağlamak için boyaları atık sudan etkili bir şekilde çıkarmak son derece önemlidir (Vakili ve ark., 2016).

Su ortamındaki endüstriyel atıklardan kaynaklanan kirliliğın tespit edilebilmesi için çeşitli çalışmalarda suda yaşayan canlılar biyoindikatör olarak kullanılarak oksidatif enzim çalışmaları yapılmaktadır (Özmen ve ark., 2006; Grinevicius ve ark., 2009; Kaur ve Kaur, 2015; Rane ve ark., 2015; Aksu ve ark., 2015; Ayadi ve ark., 2015; Aksu ve ark., 2016; Aksu ve ark., 2017).

Son yörüngesinde bir ya da daha fazla eşlenmemiş elektron bulunduran atom veya moleküller serbest radikaller olarak adlandırılmaktadır. Serbest radikaller eşlenmemiş elektron bulundurduklarından dolayı kararsız yapıdadır ve diğeri maddelerle reaksiyona girerek kararlı duruma geçme eğilimindedirler. Serbest radikaller oksijen ve nitrojen kaynaklı olabilir. Bunlardan reaktif oksijen türleri arasında süperoksit, hidroksil, peroksil, lipid peroksil ve alkoksil radikalleri sayılabilir. Serbest radikaller endojen ve eksojen kaynaklar tarafından meydana getirilir. Endojen olarak en önemli üretim yeri mitokondridir. Eksojen kaynaklar ise UV ışınlar ve çeşitli kimyasal maddelerdir. Canlıda serbest radikallerin yoğunlukları artığı durumlarda lipitler, proteinler ve nükleik asitler üzerinde yapısal bozukluklara neden olarak zararlı etkilere yol açabilirken düşük düzeylerde bulunmaları halinde yararlı etkilerinden de söz etmek mümkündür (Karabulut ve Günay, 2016). Serbest radikallerin aktif oksijen türevlerine de oksidanlar denir. Oksidanlar çeşitli enzim faaliyetlerini değiştirerek hücrede hasarlar meydana getirirler. Bunlar organizmalarda süperoksit dismutaz (SOD), glutatyon peroksidaz (GPx) ve katalaz (CAT) şeklindeki antioksidan enzimler ve indirgenmiş glutatyon (GSH) gibi antioksidanlar tarafından yıkılırlar (Valko ve ark., 2007). SOD ve CAT antioksidan enzimler, ROS'a karşı ana savunma sistemini oluştururlar (Sies, 1993).

Reaktif tekstil boyalarından olan RBBR ve Congo Red in *A. leptodactylus* hepatopankreası üstündeki etkileri daha önceki çalışmalarda Glutathione S-Transferase (GST), cytochrome P450 (CYP1A1) ve Lactate dehydrogenase (LDH) enzim aktivitelerine bakılarak araştırılmıştır (Aksu ve ark., 2017). Güngördü ve ark. (2013) *Xenopus laevis* türü kurbağa üzerinde altı farklı tekstil boyasının biyokimyasal etkisini araştırmışlardır. Aksu ve Dönmez (2005), reaktif boyaların *Candida tropicalis* türü mantarın büyümesine olan etkisini ve birikimini incelemişlerdir. Özmen ve ark. (2006) su kirliliğinin durumunu belirlemek için çalışmalarında biyoindikatör canlı olarak *Cyprinus carpio* kullanmışlardır. Yine De la Torre ve ark. (2000). *Cyprinus carpio*'u biyoindikatör canlı olarak kullanıp kadmiyumun etkilerine bakmışlardır.

Kerevitler, iç suların en büyük ve en değerli omurgasız canlılarıdır. Detrius, bentik hayvansal organizmalar ve su bitkileri ile beslenirler. Omnivor olan kerevitler tüm iç sularda (göller, nehirler vb.) besin zincirinde önemli bir rol oynamakta ve tatlısu ekosistemlerinin düzenlenmesinde katkıda bulunmaktadır. *Astacus*, *Orconectes* ve *Cambarus* gibi türler tatlı su balıklarına göre nispeten daha pasif hareket eden canlılar olduklarından (Güner, 2010) temiz suların biyolojik göstergeleri olarak tanımlanan canlılardır (Güner, 2010; Soliman ve ark., 2017).

*Astacus leptodactylus* (Esch., 1823) kerevit yada tatlısu ıstakozu olarak adlandırılmaktadır. Türkiye'nin de dahil olduğu bir çok ülkede göllerde ve göletlerde geniş bir yayılım alanına sahiptir (Harlıoğlu, 2004). Kerevitler bentik canlılardır ve *A. leptodactylus* barınak oluşturmayıp, su ortamında bulunduğu nesnelere (Ağaç, taş, vb.) içine gizlenen veya taban çamuru içerisinde saklanan bir kerevit türüdür (Harlıoğlu ve Aksu, 2002; Aksu ve Harlıoğlu, 2003; Aksu ve Harlıoğlu, 2016).

Bu çalışmada; çeşitli konsantrasyonlarda tekstil boyar "Remazol Brilland Blue R" maddesine maruz bırakılan *Astacus leptodactylus* (Esch., 1823)'de biyokimyasal yanıtın araştırılması amaçlanmış ve yüksek lisans tez projesi olarak yürütülmüştür.

## 2. MATERYAL METOD

Çalışmada canlı materyal olarak kullanılan kerevitler (*Astacus leptodactylus*) Keban Baraj Gölü Elazığ İçme Bölgesi'ndeki balıkçılardan satın alınarak temin edildi. Her çalışma grubunda 10 adet kerevit 90 l'lik 4 adet akvaryuma bırakıldı (Şekil 2.1.) ve toplam 48 adet kullanıldı. Yeteri kadar dişi birey bulunamadığı için ortalama  $64.97 \pm 2.69$  mm karapaks uzunluğunda ve ortalama  $74.77 \pm 11.54$  g ağırlığında erkek kerevitler kullanıldı. Akvaryumlar deney başlangıcından 2 gün öncesinde iklimlendirildi ve su sıcaklığı  $18 \pm 0.5$  °C olarak ölçüldü. Fotoperiyot 12:12 saat aydınlık-karanlık döngüsü olacak şekilde ayarlandı. Kerevitler deney sırasında prandial etkilerden kaçınmak için ortama kalmadan önce 24 saat aç bırakıldı ve deney süresince beslenilmedi.

Deneme grupları temiz su ile 1. grup kontrol, akvaryum suyuna 0.5 mg RBBR karıştırılmış 1. Doz grubu, 1.0 mg RBBR karıştırılmış 2. Doz grubu ve 2.0 mg RBBR karıştırılmış 3. Doz grubu şeklinde oluşturuldu. Her akvaryumda bulunan kerevitlerin yarısı 24 saat sonunda ve kalan diğer yarısı 48 saat sonunda akvaryumlardan alınarak -85 °C'lik derin dondurucularda, plastik numune poşetleri içerisinde 24 saat tutulduktan sonra diseksiyon işlemine geçildi.

Aynı saat dilimi içerisinde doz değişim gruplarındaki farkları belirlemek için Duncan ve 24 ile 48 saat sonunda elde edilen verilerin karşılaştırılmasında T-testi kullanıldı.

### 2.1. Diseksiyon ve dokuların hazırlanması işlemleri

Diseksiyon ve dokuların hazırlanması işlemleri Munzur Üniversitesi Merkezi ARGE Laboratuvarında gerçekleştirildi. Kerevitlerdeki enzim aktivitelerinin belirlenmesi amacıyla -85 °C'lik derin dondurucuda 24 saat bekletilen kerevitler çıkarılarak 5 saat süreyle çözünmeleri için bekletildi. Daha sonra karapakslarının yan kısımları kesilerek solungaçlara ulaşıldı ve buradan solungaç dokuları alınarak kabinli hassas terazide tartıldı. Daha sonra 1/5 w/v oranında 7,4 PH değerine sahip fosfatla tamponlanmış tuz solüsyonu eklenip, homojenizasyon aşamasında fazla ısınmaması için buz içerisine bırakılmış ependorf tüpte CAT Unidrive homojenizatör (Şekil 2.2) kullanılarak homojenize edildi.

Homojenizasyon aşamasından sonra örnekler soğutmalı Hettich Universal 320R (Şekil 2.3) santrifüj vasıtasıyla 17000 rpm devirde, 15 dakika süre ile santrifüj yapılarak süpernatantlar oluşturuldu. Süpernatantlar -85 °C'lik derin dondurucuda (Şekil 2.4) ölçüm işlemleri yapılmaya kadar beklemeye bırakıldı.



Şekil 2.1. Kerevitlerin (*Astacus leptodactylus*) bırakıldığı cam akvaryumlar.



Şekil 2.2. CAT Unidrive homojenizatör



Şekil 2.3. Hettich Universal 320R santrifüj



Şekil 2.4. -85 °C soğutma özelliğine sahip derin dondurucu.

## 2.2. Süper Oksit Dismutaz (SOD) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi

Yöntemin temeli, ortamda oluşturulan süperoksitin, süperoksit dismutaz (SOD) enzimi ile ortadan kaldırılması ve kalan miktarın boyanarak renklenmesine dayanan ksantin, ksantin oksidaz (XO) ile O<sub>2</sub> oluşturması ve bunun da NBT ile renkli bir bileşik oluşturarak bu renk şiddetinin mikrolaka ölçüm aleti (Şekil 2.5) ile ölçülmesidir (Benli ve ark., 2012). Doku enzim miktarı, Cayman SOD assay 706002 kiti kullanılarak tayin edildi ve sonuçlar U/ml protein olarak verildi



Şekil 2.5. Mikrolaka okuyucu ölçüm aleti

## 2.3. Katalaz (CAT) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi

Yöntem hidrojen peroksitin yıkımı esasına dayanmaktadır (Benli ve ark., 2012). Doku enzim miktarı, Cayman KAT assay 707002 kiti kullanılarak mikrolaka okuyucuda tayin edildi ve sonuçlar nmol/dk/ml olarak verildi.

## **2.4. Glutasyon (GSH) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi**

Glutasyon (GSH);  $\gamma$ -L-glutamil-L-sisteinil-glisin olarak bilinen bir tripeptittir (Kasap, 2010). Mikroskobik canlılardan insanlara, pek çok canlı hücrelerinde sentezlenen, hücre içi konsantrasyonda bulunma oranı çok fazla, molekül ağırlığı düşük, non-protein tiyol yapısına sahip önemli bir antioksidandır (Meister ve Anderson, 1983).

Doku enzim miktarı, Cayman GSH assay 703002 kiti kullanılarak mikroplaka okuyucuda tayin edildi ve sonuçlar  $\mu$ M olarak verildi..

## **2.5. Malondialdehit (MDA) Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi**

MDA lipid peroksidasyonunun sekonder bir ürünü olup lipidlere ait peroksidasyonun belirlenmesinde kullanılan önemli bir parametredir (Kurt, 2008).

Doku enzim miktarı, Cayman MDA assay 10009055 kiti kullanılarak mikroplaka okuyucuda tayin edildi ve sonuçlar  $\mu$ M olarak verildi..

### 3. BULGULAR

Bu çalışmada tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılan Remazol Brilliant Blue R' nin farklı dozlarına maruz kalan *Astacus leptodactylus* (Kerevit) solungaç dokusunda Super Oksit Dismutaz (SOD), Katalaz (CAT), Glutasyon (GSH), ve Melondialdehid (MDA) enzim aktivitesindeki değişimler araştırılmış olup, elde edilen sonuçlar Tablo 3.1.' de gösterilmiştir.

**Tablo 3.1.** Tekstil Boyar Maddesine RBBR'ye maruz kalan *Astacus leptodactylus* (Kerevit) SOD((U/ml), CAT ((nmol/dk/ml), GSH( $\mu$ M) ve MDA( $\mu$ M) düzeylerindeki değişiklikler

Antioksidan parametreler	Deneme Grupları	24. SAAT	48. SAAT
SOD (U/ml)	Kontrol	0,044 $\pm$ 0,002 <sup>a</sup>	0,032 $\pm$ 0,0004 <sup>b</sup>
	RBBR 1.DOZ	0,033 $\pm$ 0,004 <sup>a</sup>	0,045 $\pm$ 0,001 <sup>a</sup>
	RBBR 2.DOZ	0,029 $\pm$ 0,006 <sup>a</sup>	0,037 $\pm$ 0,003 <sup>b</sup>
	RBBR 3.DOZ	0,031 $\pm$ 0,015 <sup>a</sup>	0,033 $\pm$ 0,002 <sup>b</sup>
CAT (nmol/dk/ml)	Kontrol	9,60 $\pm$ 1,05 <sup>bc*</sup>	15,58 $\pm$ 0,29 <sup>a*</sup>
	RBBR 1.DOZ	5,02 $\pm$ 0,92 <sup>c*</sup>	11,50 $\pm$ 0,82 <sup>b*</sup>
	RBBR 2.DOZ	26,75 $\pm$ 6,68 <sup>a</sup>	13,88 $\pm$ 1,13 <sup>ab</sup>
	RBBR 3.DOZ	21,26 $\pm$ 2,26 <sup>ab*</sup>	4,10 $\pm$ 0,89 <sup>c*</sup>
GSH ( $\mu$ M)	Kontrol	2,08 $\pm$ 0,75 <sup>a</sup>	2,22 $\pm$ 0,69 <sup>a</sup>
	RBBR 1.DOZ	1,61 $\pm$ 0,26 <sup>a</sup>	1,49 $\pm$ 0,35 <sup>a</sup>
	RBBR 2.DOZ	0,73 $\pm$ 0,33 <sup>a</sup>	1,34 $\pm$ 0,06 <sup>a</sup>
	RBBR 3.DOZ	1,03 $\pm$ 0,19 <sup>a</sup>	0,40 $\pm$ 0,1 <sup>a</sup>
MDA ( $\mu$ M)	Kontrol	1,56 $\pm$ 0,03 <sup>a</sup>	1,82 $\pm$ 0,66 <sup>a</sup>
	RBBR 1.DOZ	2,35 $\pm$ 0,99 <sup>a</sup>	2,80 $\pm$ 0,99 <sup>a</sup>
	RBBR 2.DOZ	1,08 $\pm$ 0,27 <sup>a</sup>	2,35 $\pm$ 0,40 <sup>a</sup>
	RBBR 3.DOZ	2,10 $\pm$ 0,30 <sup>a</sup>	1,29 $\pm$ 0,40 <sup>a</sup>

Üst simgedeki a, b ve c harfleri aynı saatteki farklı gruplar arasındaki ve alt simgedeki \* ise aynı grubun farklı saatleri (24. ve 48. saatler) arasındaki istatistiksel farkları göstermektedir

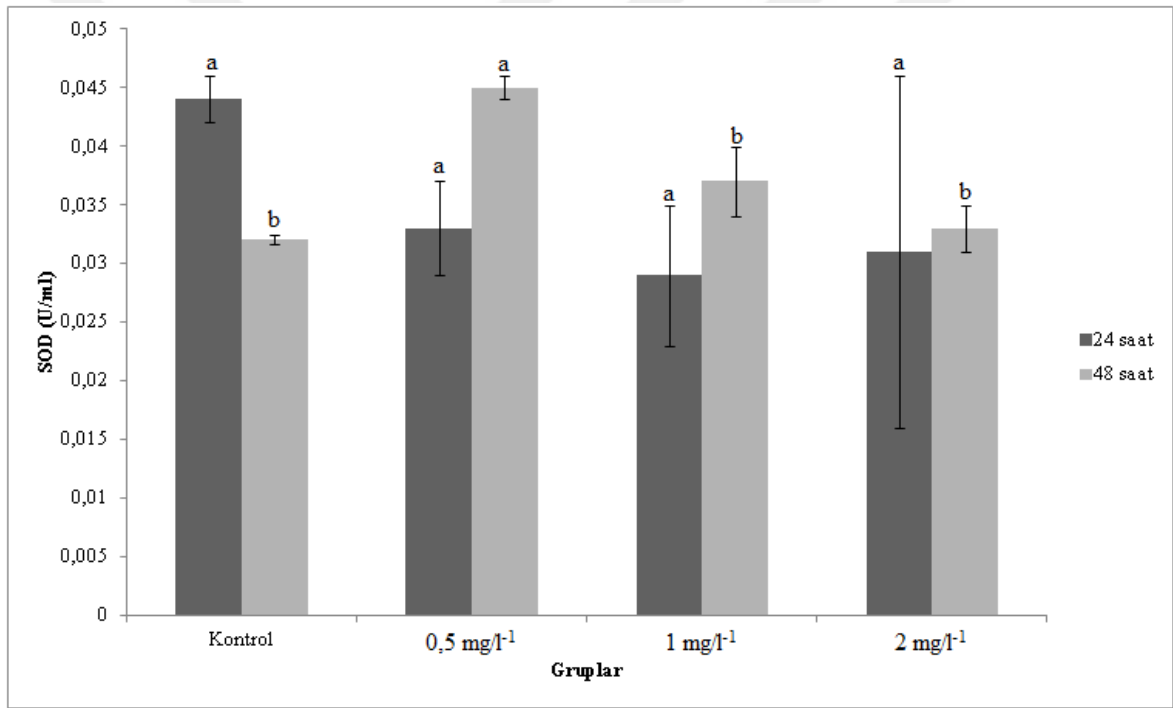
#### 3.1. Süper Oksit Dismutaz (SOD) Düzeyleri

Farklı konsantrasyonlarda RBBR tekstil boyar maddesine maruz kalan *Astacus leptodactylus* solungaç dokusunda SOD aktivitesi araştırılmış olup sonuçlar Tablo 3.1.'de verilmiştir. Çalışmada kontrol grubundan itibaren 24 saat ile 48 saat arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunamamıştır ( $p>0.05$ ).

24 saatlik örneklemede kontrol grubunda SOD düzeyi sayısal olarak en yüksek seviyede, deneme gruplarında azalmış ve bu üç grup arasında sayısal olarak fazla bir farka rastlanılmamıştır. Kontrol grubu ile deneme grupları arasındaki sayısal fark istatistiksel olarak önemli değildir ( $p>0.05$ ).

48 saatlik örneklemede elde edilen değerlere bakıldığında, kontrol grubu ile 1 mg/l<sup>-1</sup> ve 2 mg/l<sup>-1</sup> doz grupları rakamsal olarak birbirine yakın 0,5 mg/l<sup>-1</sup> doz grubunun ise oldukça yüksek ve istatistiksel olarak farklı olduğu tespit edilmiştir ( $p<0.05$ ).

SOD değerlerine ait grafik gösterimi Şekil 3.1'de verilmiştir.



Şekil 3.1. Çalışmada elde edilen SOD değerleri grafiği

### 3.2. Katalaz (CAT) Düzeyleri

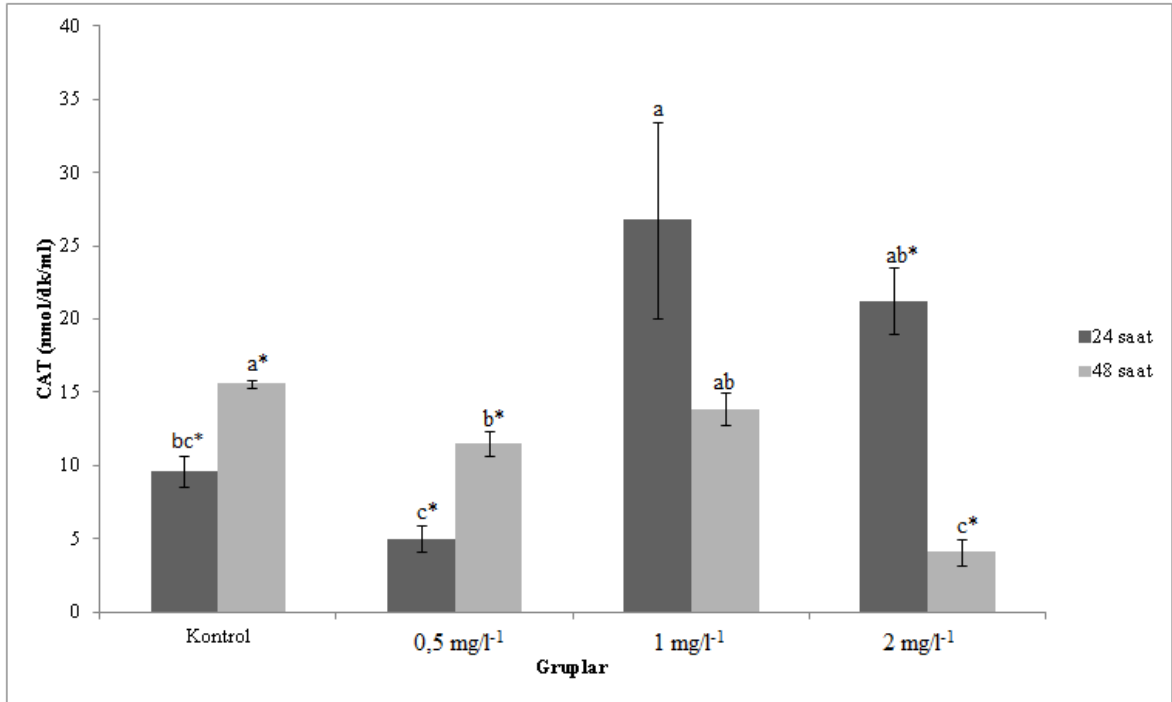
Farklı konsantrasyonlarda RBBR tekstil boyar maddesine maruz kalan *Astacus leptodactylus* solungaç dokusunda CAT aktivitesi araştırılmış olup sonuçlar Tablo 3.1.'de verilmiştir. 24 ve 48 saatlik örnekleme arasında 1 mg/l<sup>-1</sup> doz dışında hem rakamsal olarak ve hem de istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuştur ( $p<0.05$ ). Her ne kadar

istatistiksel olarak anlamlı bir fark çıkmasa da 2 mg/l<sup>-1</sup> doz grubunda 24 ve 48 saatler arasında rakamsal olarak büyük bir fark görülmüştür.

24 saatlik örnekleme kendi içerisinde rakamsal olarak değerlendirildiği zaman kontrol ile 0,5 mg/l<sup>-1</sup> doz grubunun 1 mg/l<sup>-1</sup> ile 3. dozlara oranla daha düşük olduğu ve 1 mg/l<sup>-1</sup> ile 2 mg/l<sup>-1</sup> doz gruplarının birbirine daha yakın değerlerde olduğu görülmüştür. İstatistiksel duruma bakıldığı zaman bütün deneme gruplarının istatistiksel olarak anlamlı olacak şekilde birbirinden farklı olduğu tespit edilmiştir (p<0.05).

48 saatlik örnekleme grubuna kendi içerisinde baktığımızda ise sayısal olarak kontrol, 0,5 mg/l<sup>-1</sup> ve 1 mg/l<sup>-1</sup> dozların birbirine çok yakın değerlerde, 2 mg/l<sup>-1</sup> dozun ise çok düşük olduğu görülmüştür. İstatistik analize bakıldığında ise kontrol dahil olmak üzere bütün grupların birbirinden anlamlı bir şekilde farklı olduğu belirlenmiştir (p<0.05).

CAT değerlerine ait grafik gösterimi Şekil 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.2. Çalışmada elde edilen CAT değerleri grafiği.

### 3.3. Glutatyon (GSH) Düzeyleri

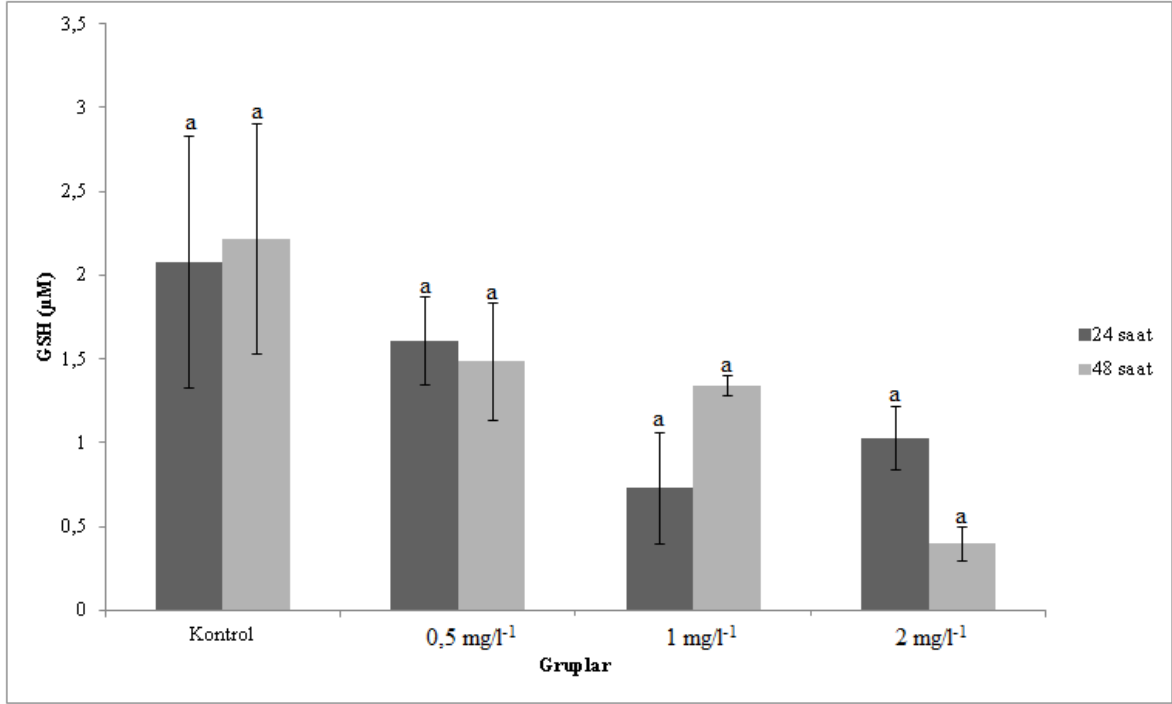
Farklı konsantrasyonlarda RBBR tekstil boyar maddesine maruz kalan *Astacus leptodactylus* solungaç dokusunda GSH aktivitesi araştırılmış olup sonuçlar Tablo 3.1.'de verilmiştir.

24 ve 48 saatlik örneklemeler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir farka rastlanılamamıştır ( $p>0.05$ ). Kontrol ve  $0,5 \text{ mg/l}^{-1}$  doz gruplarında elde edilen değerler birbirine yakın iken,  $1 \text{ mg/l}^{-1}$  doz için 24 saatlik denemede elde edilen değer 48 saatlik denemenin hemen hemen yarısı kadar bir sonuç vermiştir.  $2 \text{ mg/l}^{-1}$  dozda ise tam tersine 48 saatlik değer 24 saatlik değerinin yarısı kadar olmuştur.

24 saatlik deneme kendi içinde incelendiğinde kontrol grubu değerinin sayısal olarak en yüksek olduğu,  $1 \text{ mg/l}^{-1}$  dozda en düşük seviyeye ulaştığı ve  $2 \text{ mg/l}^{-1}$  dozda ise tekrar bir yükselmenin olduğu görülmekle beraber, grup içinde hiç bir dozda istatistiksel olarak anlam ifade eden bir fark ortaya çıkmamıştır ( $p>0.05$ ).

48 saatlik deneme kendi içerisinde incelendiğinde ise, sayısal olarak en yüksek değer 24 saatlik denemede olduğu gibi kontrol grubunda olduğu görülmüştür. Daha sonra bu değer diğer dozlarda yavaş yavaş azalmaya başladığı ve  $2 \text{ mg/l}^{-1}$  dozda ise aniden alçalarak en düşük seviyeye indiği belirlenmiş olmakla beraber, grup içindeki bütün değerler için istatistiksel olarak anlam ifade eden bir farka rastlanılamamıştır ( $p>0.05$ ).

GSH değerlerine ait grafik gösterimi Şekil 3.3'de verilmiştir.



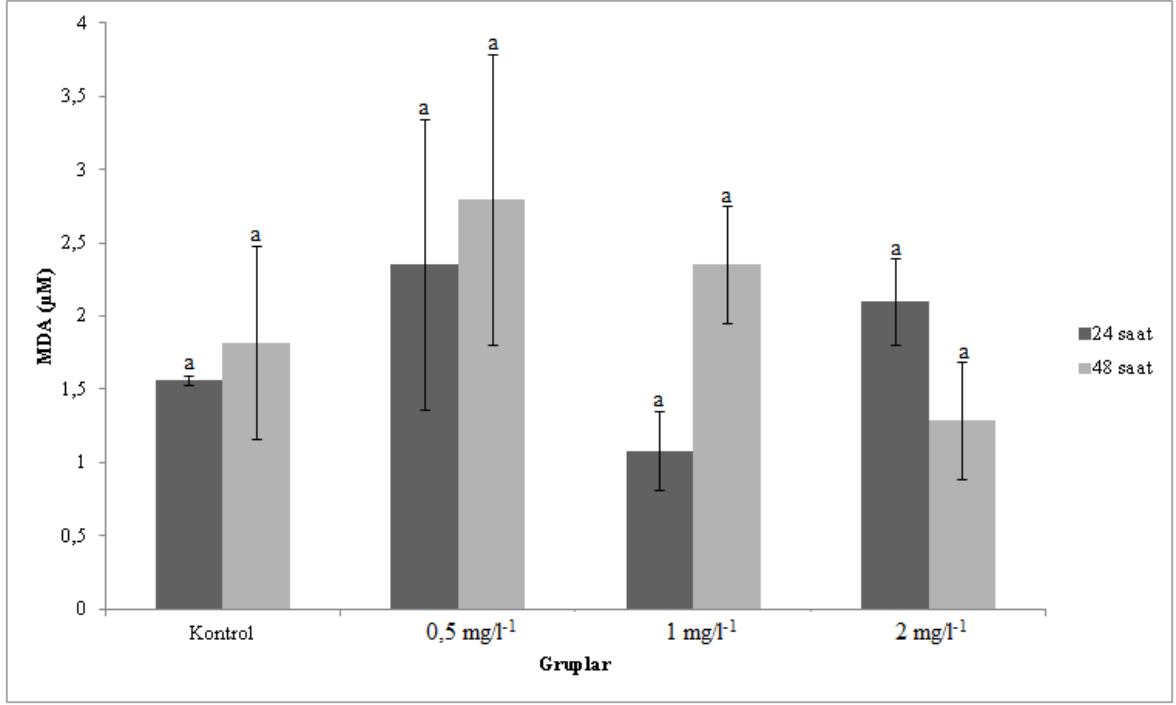
Şekil 3.3. Çalışmada elde edilen GSH değerleri grafiği.

### 3.4. Malondialdehit (MDA) Düzeyleri

Farklı konsantrasyonlarda RBBR tekstil boyar maddesine maruz kalan *Astacus leptodactylus* solungaç dokusunda MDA aktivitesi araştırılmış olup sonuçlar Tablo 3.1.'de verilmiştir. 24 ve 48 saatlik örneklemeler arasında sayısal olarak çok yüksek farklar görülmemiştir. Kontrol ve 0,5 mg/l<sup>-1</sup> doz değerleri iki grupta birbirine yakın iken, GSH değerlerinde olduğu gibi 1 mg/l<sup>-1</sup> dozda 48 saatlik değer 24 saatlik değer iki katına yakın olduğu ve 2 mg/l<sup>-1</sup> dozda tam tersine 24 saatlik değer 48 saatlik değer iki katına yakın olduğu tespit edilmekle beraber, bu farklılıklar istatistiksel olarak bir anlam ifade etmemektedirler (p>0.05).

24 saatlik deneme grubu kendi içerisinde incelendiğinde, 0,5 mg/l<sup>-1</sup> ve 2 mg/l<sup>-1</sup> dozda olduğu, inişli ve çıkışlı bir grafik çizdiği görülmüş olup, tüm deneme içerisinde istatistiksel bir fark bulunamamıştır (p>0.05).

48 saatlik deneme grubu kendi içerisinde incelendiğinde ise, en yüksek değerlerin 0,5 mg/l<sup>-1</sup> ile 1 mg/l<sup>-1</sup> dozlarda olduğu ve yükselip tekrar alçalan bir grafik çizdiği görülmüştür. Tüm grup içerisinde istatistiksel bir farka ise rastlanılamamıştır (p>0.05).



Şekil 3.4. Çalışmada elde edilen MDA değerleri grafiği.

#### 4. TARTIŞMA

Temiz sular, çok çeşitli ve hassas ekosistemlerdir. Dünya çapında kirlenme (örneğin ağır metaller), aşırı kullanım ve fiziksel dönüşüm gibi insan kökenli baskılar ile etkilenmiştir (Dudgeon ve ark., 2006). Kerevitler sucul ortamlarda, su kalitesine ve kirliliğe toleransları ile en başarılı istilacı türlerden biridir (Crooks ve ark., 2011).

Boyalar insan kaynaklı sucul ortam kirleticilerin en başında gelen atıklardan birisidir (Sharma ve ark., 2009). Temel boyalar, yüksek renk yoğunluğuna sahiptir ve hatta çok az konsantrasyonda bile büyük ölçüde görünür. Kompleks boyalar genellikle kanserojen olan krom bazlıdır (Clarke ve Anliker, 1980; Banat ve ark., 1996). Boyalar sucul yaşamda ışığın daha alt kısımlara nüfuzunu engelleyerek fotosentetik aktiviteyi etkileyebilir ve içerisinde bulunan metaller, aromatikler vb. nedeniyle bazı sucul yaşam için zehirli etki yapabilir (Gupta, ve ark., 1990; Mittal ve Gupta, 1996).

Areobik hücrelerde metabolizma normal iken, özellikle mitokondriyal membranlarda oksidatif metabolizmanın bir sonucu olarak süperoksit anyonları ( $O_2^{\cdot-}$ ) gibi reaktif oksijen türleri (ROS), hidrojen peroksit ( $H_2O_2$ ) ve hidrosil radikalleri ( $HO^{\cdot}$ ) üretilir. Bu nedenle, bu reaktif türlerin neden olduğu oksidasyonun hasarını önlemek ve zararlarına karşı koymak için organizmalar için çok sayıda savunma mekanizmasını geliştirdiler.

Önceki çalışmalar, toksik çevresel kirleticilerin balık ve amfibilerde doku proteinlerine muhtemel oksidatif hasarlarına dair kanıtlar sağlamakla birlikte, kabuklularda bağışıklık tepkisi üzerindeki etkileri hakkında elde çok az bilgi bulunmaktadır. Yapılan çalışmalarda oksidatif stres etkileri genellikle hepatopankreas üzerinde araştırılmış, dış ortama en ilk temas eden organ olan solungaçlar üzerinde pek çalışma yapılmamıştır.

Zielinski ve Pörtner (2000), *Sepia officinalis* ve *Lolliguncula brevis* türü mürekkep balıkları üzerinde metabolik hız veya yaşın etkisiyle ortaya çıkan oksidatif stres ve antioksidan savunma mekanizmasını araştırmışlardır. Antioksidatif enzimlerin süperoksit dismutaz ve katalaz aktiviteleri belirlenmiştir. En yüksek enzim aktivitesi, solungaç dokusu içinde her iki türün manto kaslarına göre daha yüksek bulunmuştur.

Bu çalışmada çalışılan canlılar farklı olmakla beraber, iki çalışmada da solungaçlardaki oksidatif enzim aktivitelerine bakılmıştır. Mürekkebalıklarında yapılan çalışmada hem süperoksit dismutaz ve hem de katalaz aktivitelerinde anlamlı farklar bulunurken, bu çalışmada katalaz verileri istatistiksel anlam olarak daha farklı bulunmuştur.

Javed ve ark., (2017), ağır metal yüklü (Fe > Mn > Zn > Co > Ni > Cu = Cr) atık sularında yaşayan *Channa punctatus*'un sağlık durumunu araştırmak için deneyler yapmışlardır. En yüksek metal yükü solungaçlarda, ardından karaciğer ve daha sonra böbrekte tespit edilmiştir. Tüm dokularda, süperoksit dismutaz (SOD) ve katalaz (CAT) gibi oksidatif stres belirleyicileri anlamlı derecede yüksek bulunurken, azaltılmış glutatyon (GSH) düzeyleri nispeten düşük bulunmuştur.

Boyar maddeler gibi sucul ortamları aşırı derecede kirleten ve canlılar zarar veren ağır metaller ilgili yapılan yukarıdaki çalışmada, bu çalışmadaki sonuçlara benzer şekilde süperoksit dismutaz (SOD) ve katalaz (CAT) gibi oksidatif stres belirleyicilerinde istatistiksel fark anlamlı derecede yüksek bulunmuştur. SOD değerleri ve glutatyon (GSH) değerlerinden daha düşük olmakla beraber, gruplar arasında GSH değerlerinde istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmamıştır.

Öz ve Yılmaz (2009), kabuk değiştirme dönemindeki tatlı su istakozu (*Astacus leptodactylus*)'nun rasyona ilave edilen antioksidanların (vitamin E (VE), C (VC), astaksantin (AX),  $\beta$ -karoten ( $\beta$ K)) hepatopankreas, gonad, kas ve solungaç dokusundaki antioksidan savunma elemanları (süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT), redükte glutatyon (GSH) ve oksidatif stres (lipid peroksidasyon (MDA olarak) üzerine etkilerini araştırmışlardır. Çalışma sonucunda kabuk değiştirme döneminde *A. leptodactylus*'un rasyonuna VE, VC, AX ve  $\beta$ K ilave edilmesinin hepatopankreas ( $p < 0,001$ ), gonad ( $p < 0,001$ ) ve kas ( $p < 0,01$ ) dokularındaki MDA seviyesinin istatistiksel açıdan önemli derecede azalttığı belirlenmiştir. Rasyona ilave edilen antioksidanların kerevit dokularındaki SOD aktivitesi üzerine etkileri incelendiğinde gonad ve kas dokusunda istatistiksel açıdan önemli bir farklılık saptanmamıştır. Hepatopankreasta kontrole göre VE grubunda (%118,32) bu aktivitenin yükseldiği ( $p < 0,01$ ), solungaç dokusunda ise AX grubunda (%39,49) düşüşün olduğu belirlenmiştir ( $p < 0,01$ ). Ayrıca bu çalışmada CAT aktivitesi gonad ve solungaçta kontrole göre değişmezken, hepatopankreas ve kasda tespit edilememiştir. Ayrıca SOD, CAT ve GSH düzeylerinin doku özelliğine göre değiştiği tespit edilmiştir.

Bu çalışmada üstteki çalışmada yapıldığı gibi stres oluşturuvcu faktörü azaltmaya yönelik herhangi bir katkı maddesi ortama veya canlıya verilmemiş olmakla beraber, bu çalışmada olduğu gibi MDA seviyeleri daha düşük bulunmuştur. SOD ve CAT seviyelerindeki değişim ise yukarıdaki çalışmanın aksine daha farklı ve yüksek bulunmuştur. Farklı dokularda enzim seviyelerinin farklı bulunmasının sebebi yukarıdaki çalışmada belirtmiş oldukları gibi bu düzeylerin doku özelliğine göre değişmesinden dolayı olabilir. Çalışmanın yapıldığı dönemde sonuçlar üzerinde etkili olabilmektedir. Ayrıca farklı etken maddelerinde farklı canlı ve dokular üzerinde farklı etkileri olabilmektedir.

Zhang ve ark. (2015), 24, 48, 72 ve 96 saatlik akut amonyak maruziyetinin juvenil *Macrobrachium nipponense* (DeHaan, 1849) üzerindeki etkilerini değerlendirmişlerdir. İki yönlü ANOVA, tüm vücut enzim aktivitelerinde SOD ve MDA'da amonyak ve maruz kalma süresinin belirgin etkilerinin olduğunu göstermiştir. Bununla birlikte, sadece maruziyet süresi, CAT'nin tüm vücut aktivitesi üzerinde belirgin bir etki göstermiştir. Tüm vücut enzim aktivitelerinde (SOD, CAT) ve MDA düzeylerinde de maruz kalma süresi ile TAN konsantrasyonu arasındaki istatistiksel olarak anlamlı etkileşimler gözlemlenmiştir (P <0.05). Bu sonuçlar, genç karideslerin tüm vücut bağışıklık parametrelerindeki değişikliklerin, genel karides sağlığı ve çevre koşullarını karakterize etmede etkili olduğunu göstermektedir.

Bu çalışmada elde edilen SOD ve CAT sonuçları bizim çalışmamız ile benzerlik göstermektedir. Diğer taraftan MDA ve GSH'a bakıldığında bizim çalışmamız ile farklı sonuçlar vermiştir. Ayrıca süre ile ilgili sonuçlara bakıldığında yine CAT tamamen benzer sonuçlar vermiş, diğer sonuçlar ise aynı grup içindeki farklı sürelerde anlamlı sonuçlar vermemiştir. MDA ve GSH ile ilgili elde edilen veriler bu çalışmada kullanılan konsantrasyonların bağışıklık yanıtını indüklediği anlamına da gelebilir.

Kandemir ve ark. (2011), kültür şartlarındaki *Astacus leptodactylus*'un malondialdehit (MDA) düzeyleri ve glutatyon peroksidaz (GSH-Px) aktivitelerini araştırmışlardır. Çalışma hepatopankreas, gonad ve kas dokularında yapılmıştır. Hepatopankreasta, gonad ve kas dokusu MDA düzeyi erkeklere göre dişilerde daha yüksek bulunmuştur (P <0.001). Bununla birlikte, bu dokulardaki GSH-Px aktivitelerinin erkeklerde daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (P <0.001).

Yukarıdaki çalışmada kültür koşullarında tatlısu istakozu dokularında (*Astacus leptodactylus*), hem doku türü ve hem de cinsiyet elde edilen sonuçları değiştirmiştir. Bu çalışmada ise üreme dönemine yaklaşılacak bir zamanda kerevitler elde edildiği ve yeteri kadar dişi birey bulunamadığı için, sadece erkek bireyler kullanılmış, erkek ve dişi bireyler arasında oluşabilecek farklılıklar araştırılmamıştır. Ayrıca burada ortaya çıkan sonuç farklı çalışmalarda farklı değerlerin elde edilmesini de açıklamaktadır.

Benli ve ark., (2012), insektisit olan karbarilin *A. leptodactylus*'un solungaç dokusu üzerindeki oksidatif etkilerine bakmışlardır. Karbaril uygulamasını takip eden 48. saat ve 7. günde solungaç süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitelerinin istatistiksel olarak anlamlı arttığı ( $p < 0.05$ ); katalaz (CAT) enzim seviyesinde bir farklılığın olmadığı görülmüştür. Hepatopankreas süperoksit dismutaz değeri 48. saatte kontrole göre azalırken, katalaz istatistiksel olarak anlamlı bir artış göstermiştir ( $p < 0.05$ ). Yedinci günde ise süperoksit dismutaz ve katalaz verileri kontrol değerleri seviyesine inmiştir.

Bu çalışmada elde edilen verilerde benzer ve de farklı sonuçlar vardır. SOD aktivitesi 24 saatte pek değişmemiş, 48 saatte 2. doz seviyesinde ise istatistiksel olarak artmış ve daha sonra yukarıdaki çalışmada olduğu gibi kontrol değerlerine düşmüştür. CAT değerleri ise hem dozlar arasında ve hem de 24 ile 48 saatler arasında istatistiksel olarak anlamlı olacak şekilde farklılar bulunmuştur. 24 saatte 3. ve 4. dozlarda büyük bir artış olmuş, 48 saate ise kontrol grubuna göre dozlarda düşüş olmuş ve son dozda en düşük seviyeye inmiştir. Burada iki çalışma arasında tam zıt sonuçların elde edilmesinin nedeni farklı kimyasal maddelerin farklı dokular üzerinde farklı sonuçlar vermesinden kaynaklanabilir. Ayrıca doza maruz kalma süresi arttıkça maddeye karşı bir adaptasyon olabilir ve verilen oksidatif yanıt azalacağı için, verilerde bir düşüş görülebilir.

Aksu ve ark. (2017), *A. leptodactylus* üzerine yaptıkları çalışmada, kerevitler bu çalışmada olduğu gibi, 24 ve 48 saat boyunca 0.5, 1.0 ve 2.0 mg/l RBBR maruz bırakılmışlar ve RBBR'nin etkilerini hepatopankreas dokusunda belirlemişlerdir. Kaydedilen GST aktivitesinin kontrol grubuna kıyasla 24 veya 48 saat maruz kaldıktan sonra belirgin olarak arttığı görülmüş ( $p < 0.05$ ), bununla beraber zaman ve doza bağlı olarak GST aktivitesindeki değişiklikler istatistiksel olarak anlamlı çıkmamıştır ( $p > 0.05$ ). CYP1A1 aktivitesinin genellikle azaldığı, ancak LDH aktivitesi arttığı belirlenmiştir.

Bu çalışma ile yukarıdaki çalışmada kullanılan boyar madde ve canlı aynı olmakla beraber, incelenen doku ve kimyasal aktiviteler farklılık göstermektedir. Yukarıdaki çalışmada da bu çalışmada olduğu gibi bazı parametreler istatistiksel olarak anlamlı sonuçlar verirken, bazı parametrelerde anlamlı sonuçların elde edilmediği veya değerlerde azalmaların olduğu görülmüştür. Bunun nedeni uygulanan maddenin, incelenen organın yapısından dolayı üzerinde önemli bir etkiye sahip olmamasından yada uygulanan dozun veya uygulama süresinin yetersiz kalmasından kaynaklanabilir.

Borković ve ark. (2011) tarafından tatlısu midyesi (*Unio pictorum*)'nin sindirim bezleri ve solungaçlarındaki, SOD ve CAT aktivitesi üzerine yapılan çalışmada, SOD ve CAT aktiviteleri sindirim bezinde solungaçlardakilere göre anlamlı olarak daha yüksek bulunmuştur ( $p < 0.05$ ).

Yukarıdaki çalışmada midyeye herhangi bir dış etken verilmeden normal SOD ve CAT aktivitelerine bakılmıştır. Normal şartlarda solungaçların dış etkenlere ve kirleticilere ilk maruz kalan organ olduğu düşünülmektedir. Bununla beraber birikim ve etki mekanizmaları farklı organlarda farklı derecelerde olabilmektedir. Bu çalışmada GSH ve MDA aktivitelerinin düşük ve istatistiksel olarak bir anlama sahip olmayıp, başka çalışmalarda aynı canlının farklı organlarında anlamlı sonuçlar vermesinin nedeni bu durumdan kaynaklanıyor olabilir.

Beytut ve ark. (2009), DL- $\alpha$  Tocopheryl acetat katkılı yemlerle besledikleri *A. leptodactylus*'ta çeşitli antioksidan mekanizmaları incelemişlerdir. Çalışma sonucunda SOD aktivitesinin kas ve solungaçlarda önemli derecede azaldığı, hepatopankreasta ise ancak yüksek dozlarda azalma olduğu görülmüştür. CAT aktivitesinde solungaç ve kas dokusunda azaldığı, hepatopankreasta ise azalmadığı belirlenmiştir. Vitamin E katkılı yemlerle beslenen kerevitlerin solungaç, kas ve hepatopankreas dokularındaki GSH içeriğinin yükseldiği tespit edilmiştir.

Yukarıdaki çalışma hepatopankreas dokusunun oksidatif stress durumlarına karşı daha hassa olduğunu ve enzim seviyelerinin daha yüksek olduğunu göstermektedir. Bu çalışmada elde edilen düşük SOD, GSH ve MDA değerleri bu çalışmada benzer bir sonuç vermiş olabilir. Diğer taraftan bu çalışmada CAT değerleri daha yüksek çıkmıştır.

Jiang ve ark. (2012), amonyağın juvenil *Cherax quadricarinatus*'a olan akut toksisitesini değerlendirmişlerdir. Hepatopankreas katalaz (CAT) ve süperoksit dismutaz

(SOD) aktivitesinin, zaman ve NH<sub>3</sub> konsantrasyonu ile dalgalandığı ve 24 ve 48 saatlerde benzer bir eğilim gösterdiği tespit edilmiştir. Her ikisi de 24 saat maruz kaldıktan sonra bir zirve sergilemiş ve 48 saatte önemli ölçüde değişmemiştir. 96 saatte ise, SOD aktivitesi, artan NH<sub>3</sub> konsantrasyonu ile önemli ölçüde azalmış CAT aktivitesi değişmemiştir. Malondialdehid (MDA) seviyesi hepatopankreasın hiç bir grubunda 24 saatte değişmemiş ve 48 ve 96 saatte NH<sub>3</sub> konsantrasyonu arttıkça artmıştır. Bununla beraber istatistiksel fark bulunamamıştır.

Bu çalışmada SOD aktivitesi yukarıdaki çalışma ile verilerin dalgalanması anlamında i 48 saatte benzer, 24 saatte benzerlik göstermemektedir. CAT aktivitesi ise tamamen farklı olarak bu çalışmada değişmiştir. MDA aktivitesi de yukarıdaki çalışmadan farklı çıkmış ve konsantrasyona bağlı olarak bir artış göstermemiştir. İstatistiksel duruma bakıldığında yukarıdaki çalışmada herhangi bir anlam bulunamazken, bu çalışmada sadece MDA ve GSH aktiviteleri için bu durum söz konusudur. Çünkü bu çalışmada SOD için 48 saat ve CAT için hem 24 ve hem de 48 saatte istatistiksel farklar bulunmuştur. Bu farklılıkların sebebi, her ne kadar iki çalışmada kerevitler üzerinde yürütülmüş olsa bile, türlerin ve maruz kalınan maddenin, incelenen organların ve kerevitlerin yaş gruplarının farklı oluşundan, analiz ve istatistik yöntemlerinin farklılığından olabilir.

*Procambarus clarkii* türü kerevit üzerinde kirliliğin (bakır ve beta-cypermethrin) etkisinin araştırıldığı bir çalışmada, hepatopankreasta SOD aktivitesi önce artmış ve zaman uzatımı ve artan dozajla azalmıştır (P <0.05). 24 saat 48 saatte 6.0, 25 U/mg protein ve 6.0 mg/l Cu<sup>2+</sup> da 143.74 U/mg protein ve 0.04 µg/l beta-sipermetrin tedavisinde en yüksek değerlere ulaşmıştır. Kontrolle kıyaslandığında, SOD aktivitesi, Cu uygulamalarında % 10.06, %20.1, %23.47 ve %26.61 oranında, beta-sipermetrin gruplarında sırasıyla %3.73, %16.74, % 22.82 ve % 26.82 oranında azalmıştır. Ancak maruz kalma süresi uzadıkça CAT aktivitesi için belirgin bir doza bağımlı azalma olmuştur (P <0.05).

Tüm deneysel kerevitlerin hepatopankreasındaki MDA düzeyleri kontrol grubuna kıyasla anlamlı olarak artmıştır (P <0.05). Protein karbonilinin arka planı, kontrol kerevitlerinde 1.05-1.07 nmol/mg protein olarak belirlenmiştir.

Bu veriler, hepatopankreastaki protein karbonil düzeyindeki değişimin, deneysel koşullar altında su bazlı kirlenici maddelere karşı çok hassas olduğunu ve biyolojik

makromoleküller üzerindeki eşzamanlı oksidatif hasarın hücrel optimal ve normal işlevi ciddi şekilde tehlikeye atabileceğini göstermiştir (Wei ve Yang, 2015).

Bu çalışmada yukarıdaki çalışmada olduğu gibi CAT verilerinde doza ve zamana bağlı olarak bir azalma görülmüştür. SOD ve MDA aktivitesi verileri ise bu çalışma ile uyuşmamaktadır. Bunun nedeni hepatopankreas dokusu ile solungaç dokusunun kirleticilere farklı şekilde cevap vermesinden ve kullanılan etken maddelerin farklı olmasından kaynaklanabilir.

Antioksidan enzimlerdeki değişim, boya konsantrasyonuna ve maruz kalma süresine bağlı olarak meydana gelebilir, çünkü antioksidan savunma düşük oksidatif strese sahip koşullar tarafından indüklenebilir. Bununla birlikte, şiddetli oksidatif stres bu enzimlerin aktivitesini baskılamaktadır. Şiddetli oksidatif stres, enzimlerin adaptif mekanizmalarının kaybı nedeniyle bastırılabilir. Enzimler indüklendiğinde, radikaller hala enzimlerin eleme kapasitesindedir (Demirci ve Hamamcı, 2013).

*A. leptodactylus* üzerinde yapılan diğer çalışmalar Hepatopankreasta MDA düzeyi ve GSH-Px aktivitesinin diğer birçok sucul türlerden düşük olduğunu göstermiştir (Kolaylı ve ark., 1997; Yılmaz ve ark., 2006). Bunun nedeni türler arası farklılıkların, canlının durumu, dönemler veya analiz teknikleri arasında farklılıklardan kaynaklanabilir (Kandemir ve ark., 2011).

## 5. SONUÇLAR

Yapılan bu çalışmadan elde edilen sonuçlara göre; tekstil endüstrisinde kullanılan RBBR boyar maddesinin *Astacus leptodactylus* üzerine toksik etkiye sahip olduğu ve bu boyar maddesinin çevresel açıdan önemli risk faktörleri olarak değerlendirilebileceği düşünülmektedir.

Diğer taraftan farklı etken maddelerin çeşitli türlerde ve organlarda farklı oranlarda etkilerinin olduğu, etkilerin doza ve maruziyet süresine göre değişebildiği, uygulanan kimyasal ve istatistiksel analiz yöntemlerinin araştırma sonuçlarının sunumunda önemli olduğu görülmüştür.

Tekstil endüstrisinde kullanılan RBBR boyar maddesine maruz kalan *Astacus leptodactylus*'un solungaç dokusunda biyokimyasal yanıtın araştırılması açısından SOD ve CAT'in yararlı birer biyobelirteç olduğu, GSH ve MDA'nın ise önemli sonuç vermediği kanaatine varılmıştır. İleriki çalışmalarda solungaç dokusu için farklı parametrelerin veya GSH ve MDA'nın farklı organlardaki aktivitesinin araştırılması da bilime katkı sağlayabilecektir.

## 6. ÖNERİLER

Sucul ekosistemele kontrolsüz olarak bırakılan boya maddeleri fotosentezi engellemekte ve sucul organizmalarda birikim ve zehirlenmelere neden olmaktadır. Bu organizmalar besin zinciri yolu ile insan hayatını da tehdit etmektedir. Bu nedenle boya maddelerinin doğal ortamlara kontrolsüz olarak salınımının önüne geçilmelidir.

Kirliliğin belirteci olan kerevit gibi canlılar üzerinde daha farklı çalışmalar yapılarak etkileri daha açık bir şekilde ortaya konulmalıdır.



## KAYNAKLAR

- Aksu, Ö., Harhoğlu, M.M.,** 2003. Tatlı Su Istakozu (*Astacus leptodactylus*)’nun Barınak Kullanımı. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 15(2): 127-134.
- Aksu, Z., Dönmez, G.,** 2005. Combined effects of molasses sucrose and reactive dye on the growth and dye bioaccumulation properties of *Candida tropicalis*. *Process Biochemistry*, 40: 1437-1444.
- Aksu, Ö., Yabanlı, M., , Can, E., Kutluyer, F., Kehayias, G., Can, S.S., Kocabaş, M., Demir, V.,** 2012. Comparison Of Heavy Metals Bioaccumulation By *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) and *Unio elongatulus eucirrus* (Bourguignat, 1860) From Keban Dam Lake, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 21(7a): 1942-1947.
- Aksu, O., Adiguzel, R., Demir, V., Yildirim, N., Danabas, D., Seker, S., Can, S.S., Ates., M.,** 2014. Temporal Changes in Concentrations of Some Trace Elements in Muscle Tissue of Crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823), from Keban Dam Lake. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 2014: 1-4.
- Aksu, Ö., Yildırım, N.C., Yildırım, N., Danabaş, D., Danabaş, S.,** 2015. Biochemical response of crayfish *Astacus leptodactylus* exposed to textile wastewater treated by indigenous white rot fungus *Coriolus versicolor*. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4): 2987-2993.
- Aksu, Ö., Harhoğlu, M.M.,** 2016. *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823)’un Doğal Ortamına Barınak Yerleřtirmenin Hasada Etkisi. *NWSA Ecological Life Sciences*, 11(2): 1-10.
- Aksu, Ö., Kutluyer, F., Can, E., Eriřir, M., Benzer, F.,** 2016. Influence of stock density on digestive enzyme activity (trypsin), heat shock protein 70 (HSP70), and oxidative stress biomarkers of narrow clawed crayfish, *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana*, 89(10): 1193–1202.
- Aksu, Ö., Yildırım, N.C., Danabaş, D., Yildırım, N.,** 2017. Biochemical impacts of the textile dyes Remazol Brilliant Blue R and Congo Red on the crayfish *Astacus leptodactylus* (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana*, 90: 1563-1574.
- Alcorlo, P., Baltanás, A.,** 2013. The trophic ecology of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in Mediterranean aquatic ecosystems: a stable isotope study. *Limnetica*, 32 (1): 121-138.
- Ayadi, I., Monteiro, S.M., Regaya, I., Coimbra, A., Fernandes, F., Oliveira, M.M., Peixotod, F., Mnif, W.,** 2015. Biochemical and histological changes in the liver and gills of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* exposed to Red 195 dye. *Royal Society of Chemistry Advances*, 5: 87168-87178.

- Banat, I.M., Nigam, P., Singh, D., Marchant, R.,** 1996. Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: a review. *Bioresource Technology*, 58: 217-227.
- Baskaralingam, P., Pulikesi, M., Ramamurthi, V., Sivanesan, S.,** 2007. Modified hectorites and adsorption studies of a reactive dye-technical note. *Applied Clay Science*, 37: 207-214.
- Benli, A.Ç.K., Şahin, D., Memmi, B.K., Dinçel, A.S.,** 2012. Karbarile maruz kalan tatlı su istakozlarında (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) antioksidan enzim düzeyleri. *Türk Biyokimya Dergisi*, 37 (2): 162–166.
- Bensalah, N, Alfaro, M, Martínez-Huitle C.** 2009. Electrochemical treatment of synthetic wastewaters containing Alphazurine A dye. *Chemical Engineering Journal*, 149(1): 348–52.
- Borković, S.S., Kovačević, T.B., Perendija, B.R., Despotović, S.G., Gavrić, J.P., Pavlović, S.Z., Saičić, Z.S.,** 2011. Superoxide dismutase and catalase activities in the digestive gland and gills of the freshwater bivalve *Unio pictorum* from the Sava River. *Archives of Biological Sciences*, 63(1): 185-192.
- Can, E, Yabanlı, M., Kehayias, G., Aksu, Ö., Kocabaş, M., Demir, V., Kayım, M., Kutluyer, F., Şeker, S.,** 2012. Determination of bioaccumulation of heavy metals and selenium in tissues of Brown Trout *Salmo trutta macrostigma* (Dumeril, 1858) from Munzur Stream Tunceli Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89:1186–1189.
- Clarke, E, Anliker, R.** 1980. Organic dyes and pigments. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 3: 181–215.
- Crooks, J.A., Chang, A.L, Ruiz, G.M.,** 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, 13: 165–176
- Dawood, S, Sen, T.K., Phan, C.,** 2014. Synthesis and characterisation of novel-activated carbon from waste biomass pine cone and its application in the removal of Congo red dye from aqueous solution by adsorption. *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(1):1–16.
- Demirci, Ö., Hamamcı, D.A.,** 2013. Antioxidant responses in *Phanerochaete chrysosporium* exposed to Astrazone Red FBL textile dye. *Cell Biochemistry Function*, 31:8 6–90.
- De La Torre, F.R., Salibian, A., Ferrari, L.,** 2000. Biomarkers assessment in juvenile *Cyprinus carpio* exposed to waterborne cadmium. *Environmental Pollution*, 109(2): 227-278.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.,** 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews Cambridge Philosophical Society*, 81: 163–182.

- Erkurt, E.A., Unyayar, A., Kumbur, H., Erkurt, H.A.,** 2009. Decolorization of Reamzol Brilliant Blue Royal and Drimaren Blue CL-BR by white rot fungi. *New Biotechnology*, 25: 53-54.
- Field, M.S., Wilhelm, R.G., Quinlan, J.F., Aley, T.J.,** 1995. An assessment of the potential adverse properties of fluorescent tracer dyes used for groundwater tracing. *Environmental Monitoring and Assessment*, 38(1):75–96.
- Fu, Y., Viraraghavan, T.,** 2002. Removal of Congo Red from an aqueous solution by fungus *Aspergillus niger*. *Advances in Environmental Research*, 7: 239-247.
- Grinevicius, V.M.A.S., Geremias, R., Laus, R., Bettega, K.F., Laranjeiras, M.C.M., Fávere, V.T., Filho, D.W., Pedrosa, R.C.,** 2009. Textile Effluents Induce Biomarkers of Acute Toxicity, Oxidative Stress, and Genotoxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57(2): 307-314.
- Guaratini, C.C., Zanoni, M.V.B.,** 2000. Corantes Texteis (“Textile Dyes”). *Quimica Nova*, 23: 71-78.
- Gupta, G., Prasad, G., Singh, V.,** 1990. Removal of chrome dye from aqueous solutions by mixed adsorbents: fly ash and coal. *Water Research*, 24(1): 45–50.
- Güner, U.,** 2010. Pollution Science, Technology and Abatement, Impact. *Monitoring and Management of Environmental Pollution*, pp. El Nemr, A., National Inst. of Oceanography and Fisheries, Alexandria, Egypt.
- Güngördü, A., Birhanlı, A., Özmen, M.,** 2013. Biochemical response to exposure to six textile dye in early developmental stages of *Xenopus laevis*. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(1): 452-60.
- Harhoğlu, M.M., Aksu, Ö.,** 2002. *Astacus leptodactylus*'un barınak kullanımında eşeyin, birey büyüklüğünün ve barınak büyüklüğünün önemi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 19(3-4): 311-317.
- Harhoğlu, M.M.,** 2004. The present situation of freshwater crayfish, *A. leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) in Turkey. *Aquaculture*, 230: 181-187
- He, L.M., Tebo, B.M.,** 1998. Surface charge properties of and Cu (II) adsorption by spores of the marine *Bacillus* sp. strain SG-1. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(3):1123–9.
- Hsu, T.C., Chiang, C.S.,** 1997. Activated sludge treatment of dispersed dye factory wastewater. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 32(7): 1921–32.
- Ivanov, K., Gruber, E., Schempp, W., Kirov, D.,** 1996. Possibilities of using zeolite as filler and carrier for dyestuffs in paper. *Das Papier*, 50: 56-60.
- Javed, M., Ahmad, M.I., Usmani, N., Ahmad, M.,** 2017. Multiple biomarker responses (serum biochemistry, oxidative stress, genotoxicity and histopathology) in *Channa punctatus* exposed to heavy metal loaded waste water. *Scientific Reports*, 7: 1675.

- Jiang, Q., Lv, L., Jiang, G., Minter, E., Wang, Q., Huang, W., Dong, S., Yang., J.,** 2012. Acute effects of ammonia on antioxidative response and gill Na<sup>+</sup>/K<sup>+</sup> ATPase activity of juvenile Australian red claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*). *Journal of Freshwater Ecology*, 27(4): 551-560.
- Kabdaşlı, I, Tünay, O, Orhon, D.,** 1996. Wastewater control and management in a leather tanning district. *Water Science and Technology*, 40(1):261–267.
- Kandemir, F.M., Benzer, F., Erisir, M., Yildirim, N.C.,** 2011. Malondialdehyde Levels and Glutathione Peroxidase Activities in the Tissues of Freshwater Crayfish (*Astacus leptodactylus* Esch. 1823) in Culture Condition. *The Journal of Animal and Plant Sciences*, 21(2): 146-150.
- Kapoor, A., Viraraghavan, T.,** 1995. Fungal biosorption an alternative treatment option for heavy metal bearing wastewater: a review. *Bioresource Technology*, 53: 195-206.
- Karabulut, H., Günay, M.Ş.,** 2016. Serbest Radikaller. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 4(1): 50-59.
- Kasap, Y.,** 2010. Glutatyon (GSH) Düzeyinin Plasentada Araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 105s.
- Kaur, S., Kaur, A.,** 2015. Variability in antioxidant/detoxification enzymes of *Labeo rohita* exposed to an azo dye, acid black (AB). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C Toxicology and Pharmacology*, 167: 108-116.
- Kolaylı, S., Arikan, M., Uzunosmanoğlu, D., Vanizor, B., Kiran, E., Sagban, R.,** 1997. Comparative studies on antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in different fish species. *Turkish Journal of Zoology*, 21:171-173.
- Kurt, N.,** 2008. Yaşa Bağlı Olarak Antioksidan Enzimlerinin Süperoksit Dismutaz (SOD), Katalaz (CAT) Aktivitelerinin ve Malondialdehit (MDA) Seviyesinin İncelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana, 42 s.
- Lu, Y.L., Song, S., Wang, R.S., Liu, Z.Y., Meng, J., Sweetman, A.J., Jenkins, A., Ferrier, R.C., Li, H., Luo, W., Wang, T.Y.,** 2015. Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment International*, 77: 5-15
- Mechichi, T., Mhiri, N., Sayadi, S.,** 2006. Remazol Brilliant Blue R decolourization by the laccase from *Trametes troglia*. *Chemosphere*, 64: 998-1005.
- Meister, A., Anderson, M.E.,** 1983. Glutathione. *Annual Review of Biochemistry*, 52: 711–760
- Mishra, G., Tripathy, M.,** 1993. A critical review of the treatment for decolorization of textile effluent. *Colourage*, 40, 35-38.
- Mittal, A.K, Gupta, S.,** 1996. Biosorption of cationic dyes by dead macro fungus *Fomitopsis carnea*: batch studies. *Water Science and Technology*, 34(10): 81–7.

- Morgan-Sagastume, J, Jimenez, B, Noyola, A.,** 1997. Tracer studies in a laboratory and pilot scale UASB reactor. *Environmental Technology*, 18(8): 817–25.
- Mustafa, T.Y., Tushar, K.S., Sharmeen, A., Ang, H.M.,** 2014. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 209: 172–184.
- Naghshbandi, N., Zare, S., Heidari R., Razzaghzadeh, S.,** 2007. Concentration of heavy metals in different tissues of *Astacus leptodactylus* from Aras Dam of Iran. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 10(21): 3956-3959.
- Ozmen, M., Gungordu, A., Kucukbay, F.Z., Guler, R.E.,** 2006. Monitoring the effects of water pollution on *Cyprinus carpio* in Karakaya Dam Lake, Turkey. *Ecotoxicology*, 15: 157–169.
- Öz, Ö.B., Yılmaz, S.,** 2009. Kabuk Değişirme Dönemindeki Tatlı Su İstakozu (*Astacus leptodactylus* Esch. 1823)'na Ait Bazı Dokularda Oluşan Oksidatif Stresi Üzerine Vitamin E,C, Astaksantin ve B-Karotenin Etkisinin Belirlenmesi. *e-Journal of New World Sciences Academy*, 4(3): 39-46.
- Rane, N.R., Chandanshive, V.V., Watharkar, A.D., Khandare, R.V., Patil, T.S., Pawar, P.K., Govindwar, S.P.,** 2015. Phytoremediation of sulfonated Remazol Red dye and textile effluents by *Alternanthera philoxeroides*: An anatomical, enzymatic and pilot scale study. *Water Research*, 83: 271-281.
- Robinson, T., Chandran, B. and Nigam, P.,** 2001. Studies on the Production of Enzymes by White-Rot Fungi for the Decolourisation of Textile Dyes. *Enzyme and Microbial Technology*, 29: 575–579.
- Seshadri, S., Bishop, P.L., Agha, A.M.,** 1994. Anaerobic aerobic treatment of selected azo dyes in wastewater. *Waste Management*, 15: 127-137.
- Sharma, S., Sharma, S., Singh, P., Swami, R., Sharma, K.,** 2009. Exploring fish bioassay of textile dye wastewaters and their selected constituents in terms of mortality and erythrocyte disorders. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83:29–34.
- Sies, H.,** 1993. Strategies of antioxidant defense. *European Journal of Biochemistry*, 215: 213-219.
- Sokolowska-Gajda, J., Freeman, H.S., Reife, A.,** 1996. Synthetic dyes based on environmental considerations. *Dyes and Pigment*, 30(1):1–20.
- Soliman, W.S., Abbas, W.T, Ibrahim, T.B., Kenawy, A.M., Elgendy, M.Y.,** 2017. Biomonitoring Studies of Environmental Pollution in Egypt Using Crayfish and Mosquito-fish with Emphasis on Bacteriological, Parasitological and Heavy Metal Assay. *15<sup>th</sup> International Conference on Environmental Science and Technology*, Rhodes, Greece, 31August - 2 September.
- Şener, S.,** 2008. Use of solid wastes of the soda ash plant as an adsorbent for the removal

of anionic dyes: Equilibrium and kinetic studies. *Chemical Engineering Journal*, 138: 207-214.

- Vakili, M., Rafatullah, M., Ibrahim, M.H., Abdullah, A.Z., Salamatini, B., Gholamid, Z.,** 2016. Chitosan hydrogel beads impregnated with hexadecylamine for improved reactive blue 4 adsorption. *Carbohydrate Polymers*, 137: 139–146.
- Valko, M., Leibfritz, D., Moncol, J., Cronin, M.T., Mazur, M., Telser, J.,** 2007. Free radicals and antioxidants in normal physiological functions and human disease. *The International Journal of Biochemistry and Cell Biology*, 39(1); 44-84.
- Wang, Q., Yang, Z.,** 2016. Industrial water pollution, water environment treatment, and health risks in China. *Environmental Pollution*, 218: 358-365.
- Wei, K., Yang, J.,** 2015. Oxidative damage of hepatopancreas induced by pollution depresses humoral immunity response in the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. *Fish and Shellfish Immunology*, 43(2): 510-519
- Wróbel, D., Boguta, A, Ion, R.M.,** 2001. Mixtures of synthetic organic dyes in a photoelectrochemical cell. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 138(1): 7–22.
- Xie, K., Cheng, F., Zhao, W., Xu, L.,** 2011. Micelle dyeing with low liquor ratio for reactive dyes using dialkyl maleic acid ester surfactants, *Journal of Cleaner Production*, 19: 332-336.
- Yilmaz, H.R., Turkoz, Y., Yuksel, E., Orun, I.,** 2006. An investigation of antioxidant enzymes activities in Liver of *Cyprinus carpio* taken from different stations in the Karakaya Dam Lake. *International Journal of Science and Technology*, 1(1): 1-6.
- Zhang, W., Jiang, Q., Liu, X., Pan, D., Yang, Y., Yan, J.,** 2015. The Effects of Acute Ammonia Exposure on the Immune Response of Juvenile Freshwater Prawn, *Macrobrachium nipponense*. *Journal of Crustacean Biology*, 35(1): 76-80.
- Zielinski, S., Pörtner, H.O.,** 2000. Oxidative stress and antioxidative defense in cephalopods: a function of metabolic rate or age? *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 125: 147–160

## ÖZGEÇMİŞ

1982'de Diyarbakır Ergani'de doğdum. İlk, orta ve lise eğitimimi Ergani'de tamamladım. 2010 yılında lisans eğitimine Tunceli Üniversitesi Tunceli Meslek Yüksek Okulu'nda Su Ürünleri Programı'na girdim ve 2012'de bitirdim. Aynı yıl Tunceli Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Su Ürünleri Mühendisliği bölümüne başlayıp 2014'te lisans eğitimini tamamladım. 2014 yılında Tunceli Üniversitesi Su Ürünleri Anabilim Dalında yüksek lisans eğitimine başladım.

