

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ



**TATLISU AMFİPODU *Gammarus pulex* (L., 1758)'te CHLORPYRIFOS
TOKSİSİTESİNİN BELİRLENMESİ**

Seçil GÜNEŞ

**DOKTORA TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI**

**I. DANIŞMAN
Prof. Dr. Rahmi AYDIN**

**II. DANIŞMAN
Doç. Dr. Serpil MİŞE YONAR**

TUNCELİ – 2020

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

TATLISU AMFİPODU *Gammarus pulex* (L., 1758)'te CHLORPYRIFOS
TOKSİSİTESİNİN BELİRLENMESİ

Seçil GÜNEŞ
(142106107)

DOKTORA TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

I. DANIŞMAN
Prof. Dr. Rahmi AYDIN

II. DANIŞMAN
Doç. Dr. Serpil MİŞE YONAR

TUNCELİ- 2020

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**TATLISU AMFİPODU *Gammarus pulex* (L., 1758)'te CHLORPYRIFOS
TOKSİSİTESİNİN BELİRLENMESİ**

SEÇİL GÜNEŞ
DOKTORA TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

Bu tez 14/07/2020 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

İmza:.....



Prof. Dr. Rahmi AYDIN
(Munzur Üniversitesi)

İmza:.....



Prof. Dr. Kenan
KÖPRÜCÜ
(Fırat Üniversitesi)

İmza:.....



Prof. Dr. Mevlüt Şener
URAL (Fırat Üniversitesi)

DANIŞMAN

İmza:.....



Prof. Dr. Numan YILDIRIM
(Munzur Üniversitesi)

ÜYE

ÜYE

İmza:.....



Doç. Dr. Fahrettin YÜKSEL
(Munzur Üniversitesi)

ÜYE

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

Prof. Dr. Olcay KAPLAN İNCE
Enstitü Müdürü
İmza ve Mühür

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

Proje No: DRMUB018-01

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.

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi ve hiçbir şekilde “intihal içermediğini” beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Seçil GÜNEŞ

Prof. Dr. Rahmi AYDIN

TEŞEKKÜR

Doktora tez çalışmamın hazırlanmasında ve yürütülmesinde görüş ve önerileriyle çalıőmalarına katkı sağlayan çok değerli danışman hocam Sayın Prof. Dr. Rahmi AYDIN'a, ikinci danıőmanlıęımı üstlenen ve laboratuvar aşamasında yardımlarını esirgemeyen hocam Sayın Doç. Dr. Serpil MİŞE YONAR'a, laboratuvarlarından yararlandığım Munzur Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dekanlığı ve Fırat Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dekanlığına, çalıőmayı maddi yönden destekleyen Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yönetim Birimine teşekkür ederim.

Ayrıca doktora çalışmamın her aşamasında bana yol gösteren, bilgi ve tecrübesini, yönlendirmeleriyle yardımlarını hiçbir zaman esirgemeyen ve her türlü desteği veren değerli hocam Sayın Doç. Dr. Osman SERDAR'a, tüm hayatım boyunca her türlü fedakarlığı gösteren ve bugünlere gelmeme vesile tüm aile fertlerime sonsuz őükranlarımı sunarım.

Seçil GÜNEŞ
TUNCELİ-2020

İÇİNDEKİLER

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ	I
TEŞEKKÜR.....	II
İÇİNDEKİLER.....	III
ŞEKİLLER LİSTESİ	IV
TABLolar LİSTESİ	V
RESİMLER LİSTESİ	VI
KISALTMALAR LİSTESİ	VII
SEMBOLLER LİSTESİ	VIII
ÖZET	IX
ABSTRACT	X
1. GİRİŞ.....	1
2. MATERYAL VE METOT	12
2.1. Materyal.....	12
2.1.1. <i>G. pulex</i> (L., 1758) temini	12
2.1.1.1. Deney ortamı ve adaptasyon süreci	13
2.1.2. Çalışmada kullanılan kimyasal maddeler, araç ve gereçler.....	15
2.1.2.1. CPF.....	15
2.1.2.2. Biyokimyasal parametrelerin belirlenmesinde kullanılan kimyasallar	15
2.2. Metot.....	16
2.2.1. LC ₅₀ değerinin belirlenmesi.....	16
2.2.2. <i>G. pulex</i> 'in CPF pestisit ile muamele edilmesi	16
2.2.3. Biyokimyasal parametrelerin belirlenmesi	16
2.2.3.1. Homojenatların hazırlanması.....	16
2.2.3.2. Lipid peroksidasyonunun (MDA) ölçülmesi	17
2.2.3.3. Redükte glutatyon (GSH) düzeyinin saptanması	17
2.2.3.4. CAT aktivitesi tayini	17
2.2.3.5. Glutatyon peroksidaz (GSH-Px) aktivitesinin ölçülmesi	17
2.2.3.6. Glutatyon S-transferaz (GST) aktivitesinin ölçülmesi	18
2.2.3.7. Protein düzeyinin belirlenmesi	18
2.3. İstatistiksel Analizler	18
3. BULGULAR VE TARTIŞMA	19
3.1. LC ₅₀ Bulguları	19
3.2. Biyokimyasal Parametrelerdeki Değişimler	19
3.2.1. MDA düzeyindeki değişimler	19
3.2.2. GSH düzeyindeki değişimler	21
3.2.3. CAT aktivitesindeki değişimler	22
3.2.4. GSH-Px aktivitesindeki değişimler	23
3.2.5. GST aktivitesindeki değişimler	24
4. SONUÇ VE ÖNERİLER	25
5. KAYNAKLAR.....	33
ÖZGEÇMİŞ	

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 3.1. MDA düzeyindeki değişimler	20
Şekil 3.2. GSH düzeyindeki değişimler	21
Şekil 3.3. CAT aktivitesindeki değişimler	22
Şekil 3.4. GSH-Px aktivitesindeki değişimler.....	23
Şekil 3.5. GST aktivitesindeki değişimler.....	24



TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 2.1. Çalışmada kullanılan kimyasal maddeler	15
Tablo 2.2. Çalışmada kullanılan araç ve gereçler	15
Tablo 3.1. <i>G. pulex</i> 'e uygulanan CPF'un LC ₅₀ değerleri.....	19
Tablo 3.2. Kontrol grubuyla farklı konsantrasyonlarda CPF uygulanan gruplarda MDA ve GSH düzeyleri ile CAT, GSH-Px ve GST aktivitelerindeki değişimler	20



RESİMLER LİSTESİ

Resim 1.1. CPF'nin kimyasal formülü.....	4
Resim 1.2. <i>G. pulex</i> (orijinal).....	6
Resim 2.1. <i>G. pulex</i> örneklerinin toplandığı alan.....	12
Resim 2.2. Materyalin adaptasyonu için oluşturulan ortam (orijinal)	13



KISALTMALAR LİSTESİ

CAT	: Katalaz
CPF	: Chlorpyrifos
CYP1A1	: Sitokrom P450 1A1
DPT	: Devlet Planlama Teşkilatı
EC	: Elektrokoagülasyon
EDTA	: Etilen diamin tetra asetat
GPx	: Glutasyon peroksidaz
GSH	: Glutasyon
GST	: Glutasyon S-transferaz
LC₅₀	: Letal konsantrasyon
MDA	: Malondialdehit
OP	: Organofosfat
PON1	: Paraoksanoz
SOD	: Süperoksit dismutaz
SW	: Mezbaha atıksu
TBA	: Thiobarbitürik asit
TCA	: Trikloroasetik asit
USEPA	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı

SEMBOLLER LİSTESİ

C₉H₁₁Cl₁₃NO₃PS	: Chlorpyrifos
KCl	: Potasyum klorür
HNO₃	: Nitrik asit
Na₂CO₃	: Sodyum karbonat
H₂O₂	: Hidrojen peroksit
KH₂PO₄	: Potasyum dihidrojenfosfat
Na₂HPO₄	: Disodyum hidrojen fosfat
NaN₃	: Sodyum azide
NADPH	: Nikotinamid adenin dinükleotidfosfat
(NH₄)₂SO₄	: Amonyum sülfat



ÖZET

Bu çalışmada chlorpyrifos'un tatlısu amfipodu *Gammarus pulex* (L., 1758) üzerindeki toksik etkisinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışmanın canlı materyalini oluşturan *G. pulex* (L.,1758) örnekleri, Tunceli ili Munzur Akarsuyu'ndan elde edilmiştir.

Laboratuvara canlı olarak getirilen *G. pulex* örnekleri adaptasyon sürecinde doğal ortamına benzer şekilde hazırlanmış akvaryumlara yerleştirilmiştir. Akut toksisite testlerinden LC₅₀ değerlerini tayin etmek için 24, 48, 72 ve 96 saatlik zaman dilimlerinde belirlenen chlorpyrifos konsantrasyonu bulunan akvaryumlardaki *G. pulex*'ler gözlemlenerek ölü birey sayıları not edilmiştir. Chlorpyrifos'un *G. pulex* üzerindeki enzimatik ve enzimatik olmayan etkilerini belirleyebilmek amacıyla MDA ve GSH düzeyleri ile, CAT, GSH-Px ve GST enzim aktivitelerindeki değişimler belirlenmiştir. Yapılan analiz sonucunda LC₅₀ değerinin 0.140±0,016 µg/L olduğu, kontrol grubu ile chlorpyrifos uygulanmış araştırma gruplarındaki *G. pulex* bireylerinin MDA ve GSH düzeyleri ile CAT, GSH-Px ve GST enzim aktivitelerinde istatistiksel açıdan anlamlı değişimlerin olduğu belirlenmiştir (p<0,05).

Araştırma sonucunda chlorpyrifos'un bir tatlı su amphipodu olan *G. pulex* üzerinde toksik etki gösterdiği ve chlorpyrifos'un düşük konsantrasyonlarının *G. pulex*'lerin ölümüne neden olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Chlorpyrifos, *Gammarus pulex*, pestisit, akut toksisite

ABSTRACT

Determination of Chlorpyrifos Toxicity in the Freshwater Amphipod *Gammarus pulex* (L.,1758)

In this study, it was aimed to determine the toxic effect of chlorpyrifos on freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L., 1758). The samples of *G. pulex* (L., 1758), which constitute the living material of the study, were obtained from Munzur stream in Tunceli Province.

G. pulex samples brought live to the laboratory were placed in aquariums prepared similar to their natural environment during the adaptation process. In order to determine LC₅₀ values from acute toxicity tests, *G. pulex* in aquariums with chlorpyrifos concentration determined in 24, 48, 72 and 96 hours periods were observed and the number of dead individuals was noted. Changes in MDA and GSH levels, and CAT, GSH-Px and GST enzyme activities were determined in order to determine the enzymatic and non-enzymatic effects of chlorpyrifos on *G. pulex*. As a result of the analysis, it was determined that the LC₅₀ value was 0.140 ± 0.016 µg / L and that there were statistically significant (p<0.05) changes in the MDA and GSH levels and CAT, GSH-Px and GST activities of *G. pulex* individuals in the control group and chlorpyrifos applied research groups.

As a result of the research, it has been determined that chlorpyrifos has a toxic effect on *G. pulex*, which is a fresh water amphipod, and low concentrations of chlorpyrifos cause the death of *G. pulex*.

Key words: Chlorpyrifos, *Gammarus pulex*, pesticide, acute toxicity

1. GİRİŞ

İnsan nüfusunun hızla artışına paralel olarak, gıda ve besin maddesine olan ihtiyaçlar da artmış ve gıda taleplerini karşılayabilmek amacıyla tarımsal alanların en verimli şekilde kullanılma zorunluluğu ortaya çıkmıştır. Bu nedenle, tarımda yeni teknolojilerin kullanımının yanı sıra, verimi arttırmanın bir diğer yolu da tarımsal bitkilerin gelişmesini engelleyen zararlılara karşı zirai ilaçların kullanma oranlarının artmasıdır. Ancak kullanılan bu ilaçlar, kullanıldıktan sonra bitkide kalmayıp yer altı sularına, akarsu ve göllere dolayısı ile su ekosistemine karışarak burada yaşayan ve hedef olmayan canlılara da zarar vermektedirler. Toksik maddeler sucul organizmalar tarafından besin ve su yoluyla alınarak, ortamdaki konsantrasyonuna bağlı olarak türler arasında veya aynı türün farklı dokularında, farklı oranlarda birikim ve toksisite oluşturabilmektedir (Ülger, 2018).

Tarım alanlarında zararlılarla mücadelede kullanılan ilaçlar içinde pestisitler, ekonomik ve kolay kullanımlarından dolayı tarımsal ürünü, hastalık, yabancı ot, böcek ve diğer zararlıların olumsuz etkilerinden koruyarak, verimi arttırmada ve kaliteyi güvence altına almada sıklıkla tercih edilmektedir. Ancak günümüzde bağ, bahçe ve tarımsal üretim faaliyetleri gerçekleştirilen alanlarda tarımsal zararlılarla mücadelede pestisit kullanımı bilinçli ve bilinçsiz bir şekilde yaygın olarak kullanılmaktadır. Özellikle zirai ve endüstriyel kirliliğin nihai durağı olan sucul ortamlardaki organizmaları doğrudan ve dolaylı olarak etkilemektedir (Bulut ve ark., 2010). Bunun sonucu olarak besin zinciri vasıtasıyla ekolojik dengede olumsuzluklara sebebiyet vermektedir. Pestisitlerin lipofilik (maddenin yağda çözülme eğilimi) özellikleri sayesinde, hücre zarından geçişleri kolaydır. Dolayısıyla bu pestisitlerin balıklara girişi, karaciğer gibi hassas dokularda birikimi ve doku metabolizmasında bozukluklara neden olması da kolaylaşmaktadır (Tutuş, 2016). Pestisitler, büyük ekonomik öneme sahip olan balıkları da içine alan akuatik organizmaların büyümelerinde azalma, hastalıklara karşı duyarlı hale gelme ve strese yol açma gibi çok ciddi zararlara ve hatta ölümlere dahi sebep olmaktadır (Oruç ve Üner, 1999). Ayrıca pestisitler balık vücudunda birikerek bunları tüketen insanlara kadar ulaşabilmektedirler (Tiryaki, 2016).

Pestisitlere yönelik yapılan çalışmalarda genellikle pestisitlerin zararlı etkilerine, kalıntı oluşturmalarına, çevre ve gıdalar üzerindeki zararlı etkilerine değinilmiş, standartlar kapsamında ele alınarak değerlendirilmiş ve problemlere yönelik birtakım çözüm önerileri

geliştirilmiştir. Ülkemizde pestisitlere yönelik çalışmalar hem geç dönemlerde yapılmış hem de yeterlilik düzeyleri düşük kalmıştır. Bu nedenle ihraç edilen ürünlere tespit edilen pestisit kalıntılarının yüksek olması dış ticaret sorunları yaşanmasına ve dolayısıyla ekonomik zararlara neden olabilmektedir (Dağlı, 2008). Pestisitler etki alanlarına, kimyasal ve fiziksel yapılarına, madde içeriklerine, etki derecesine ve kullanım yöntemine bağlı olarak farklı şekillerde sınıflandırılmaktadır. Ancak pestisitler genellikle etki ettikleri zararlı türüne ve madde içeriklerine göre sınıflandırılmaktadırlar. İnsektisit, herbisit ve fungusitler pestisitlere yönelik yapılan en önemli üç gruba oluşturmaktadır (Özcan ve ark., 2019).

Kimyasal yapılarına göre sınıflandırmada pestisitler fosforlu, organik klorlu, karbamatlı, doğal ve sentetik piretroidler olarak farklı gruplara ayrılmıştır (Tiryaki, 2016). Etki ettikleri zararlı türlerine göre yapılan sınıflandırmada ise pestisitler aşağıdaki şekilde gruplandırılmıştır (DPT, 2008):

1. İnsektisitler (Böceklerle Mücadele): Bakteriler, klorlanmış hidrokarbonlar, karbamatlar, organik fosforlar vd.
2. Akarasitler (Böcek, Uyuz ve Parazitlerle Mücadele): Dinitrofenol ve esterleri, kükürtlüleri, halojen ve oksijenler, organik kalaylılar, amin ve hidrozin türevleri vd.
3. Fungusitler (Mantarla Mücadele): Koruyucu fungusitleri (kükürtlüleri, bakırlılar, kalaylılar, nitro bileşikleri, dithiokarbonatlar, phtalimidler vd.), sistematik fungusitler (morpholinler, benzimidazoller, pyrimidler, anilidler, triazoller, piperazinler vd.)
4. Herbisitler (Yabani Otlarla Mücadele): Pikolinik asitler, benzimidazol, anilidler, karbamatlar, phenoxy bileşikleri, dinitroamin analin, triazinler, urasiller, üre bileşikleri, nitrofenoller ve türevleri

Pestisitler içinde organofosfat (OP) bileşikleri, zararlıları ve böcekleri öldüren en yaygın kimyasal maddelerdir. Son zamanlarda, 100'den fazla farklı OP bileşiği sentezlenmiş olup, tarım, bahçe, veterinerlik uygulamaları, ilaç endüstrisi ve evlerde dünya çapında yaygın olarak kullanılmaktadır (Kwong, 2002). OP bileşiklerinin aşırı kullanımı toksisiteleri nedeniyle dikkat edilmesi gereken pestisitler olarak ön görülmesine sebep olmaktadır (Sharbidre ve ark., 2011).

Tarımsal mücadelede ve çevre sağlığı alanında önemli bir konumda bulunan insektisitlerin bilinçsiz kullanımı, üretim ve paketleme aşamasında özensiz davranılması gibi durumlar canlı zehirlenmelerine ve kayıplarına sebebiyet verebilmektedir.

İnsektisitlerin bilinçsiz kullanılması sonucunda ortaya çıkan can kayıpları ve zehirlenmelere tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de sıklıkla karşılaşılmaktadır.

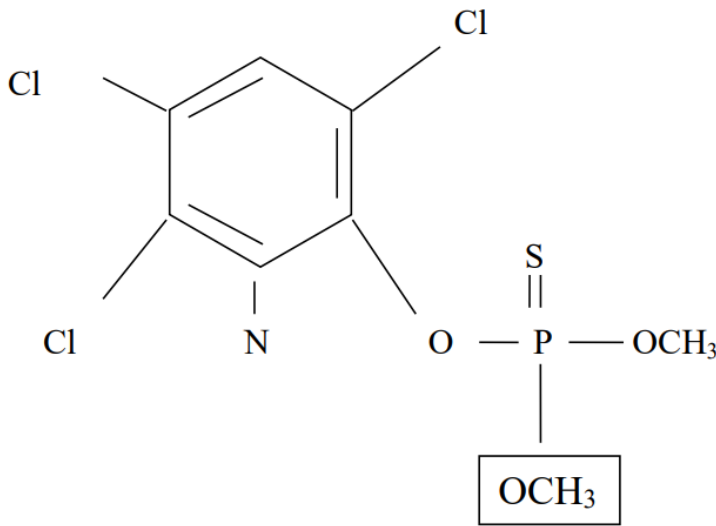
Tarımsal zararlılarla ve böceklerle mücadele amacıyla yaygın olarak kullanılan dört temel insektisit grubu bulunmaktadır (Alak ve ark., 2011).

1. Organik fosforlular
2. Karbamatlar
3. Piretroidler
4. Organik klorlular

Tarımsal faaliyetler ile birey ve toplum sağlığı açısından önem arz eden bileşiklerden olan insektisitlerin satış oranlarının %34'ünü organofosforlu bileşikler oluşturmaktadır. Organik klorlu intektisitlere oranla daha kısa süre doğada kalabilmelerine rağmen, organik klorlu bileşiklere oranla daha yüksek akut ve kronik toksisite düzeylerine sahiptir (Simon ve ark., 1998). Amerika Birleşik Devletleri'nde tarım arazilerinde her yıl yaklaşık 40 bin ton organik fosforlu birleşik kullanımasına rağmen, bu bileşiklerin toksisik etkileri günümüzde hâlâ birçok tartışmanın konusunu oluşturmaktadır. İnsanlarda birçok kas ve sinir hastalıklarının ortaya çıkmasına neden olan organik fosforlu birleşiklerin memeliler üzerinde toksik etkileri olduğu tespit edilmiştir (Ali ve ark., 2009). Literatürde yer alan çalışmalarda organik fosforlu bileşiklerin balıklar ve diğer su ortamında yaşayan canlıların yağ dokusunda biriktiği ve dolayısıyla besin zinciri vasıtasıyla insan ve diğer memelilere geçerek toksik etki oluşturduğu belirlenmiştir (Karakaya ve Boyraz, 1992; Ali ve ark., 2009; Mrema ve ark., 2013).

Doğada uzun süre parçalanmadan kalan Chlorpyrifos (CPF), ülkemizde tarım ürünleri başta olmak üzere yaygın olarak birçok alanda kullanılan bir pestisit türüdür. Geleneksel yöntemlerle kurutulan üzüm örneklerinin kullanıldığı bir çalışmada, üzüm numunelerinde maksimum düzeyden daha fazla CPF kalıntısı bulunduğu belirlenmiştir (Turgut ve ark., 2010). Zirai alanda fındık, meyve, sebze ve ayçiçeği başta olmak üzere birçok ürün yetiştiriciliğinde sıklıkla kullanılan CPF, bitki ve hayvanların yanı sıra dolaylı yollardan insan sağlığı üzerinde de olumsuz etkilerin ortaya çıkmasına neden olabilmektedir. İnsanlarda immünolojik bozukluklar, nörokimyasal ve nörodavranışsal değişiklikler, teratojenite, hepatik anormalliklerin ortaya çıkmasına neden olan CPF aynı zamanda üreme ve büyüme bozukluklarına da sebep olabilmektedir (Sanchez-Galan ve ark., 1998).

Dolaylı ya da doğrudan akuatik ortamlara ulaşan pestisitler, bu ortamda yaşayan canlılara zarar veren bir tehdit unsuruna dönüşmüştür. Suda yaşayan canlıların yanı sıra besin zinciriyle insan vücuduna geçen pestisitler dokularda birikerek insan sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir. CPF [O,O-diethyl-O-(3,5,6-trichloro-2-pyridyl) phosphorothionate], tarımsal alanlar ve hayvan çiftliklerindeki çeşitli zararlıları kontrol etmek için dünyada geniş bir kullanım alanına sahip olan etkili OP'lı bir pestisittir (Narra ve ark., 2015). OP'lar içerisinde en sık kullanılan insektisitlerden biri olan CPF, organoklorlu pestisitlere göre nispeten balıklara daha fazla toksik olabilmektedir (Tilak ve ark., 2001). Su ortamlarına giren CPF sucul ekosistemlerde kirliliğe ve buna bağlı olarak da suda yaşayan canlıların sağlıklarında olumsuzluklara neden olmaktadır (USEPA, 2000).



Resim 1.1. CPF'nin kimyasal formülü (Eaton ve ark., 2008)

CPF'un bir bileşiği olan CPF-okson zehir etkisinin ortaya çıkmasında etkili olan temel unsur olup, sitokrom p-450 ile dönüştürülmektedir. CPF-oksona bileşiği butirilkinesteraz ve karboksilesterazla benzer şekilde asetilkolinesterazı inhibe ederek ve bu bileşiğe bağlanarak zehir etkisi oluşturmaktadır. Karboksilesteraz, paraoksonaz (PON1) ve asetilkolinesteraz gibi enzimler, OP'lu insektisitlerin detoksifikasyonunu gerçekleştirmektedir. CPF, diazinon ve parathion gibi insektisitlerin zehir etkisini ortaya çıkaran okson metabolitlerini parçalayabilen PON1 enzimi, aynı zamanda sinir ajanları olan sarin, soman ve tarini de parçalayabilmektedir (Timchalk, 2008; Deveci ve ark., 2015). Pestisit ve insektisitlerin toksik etkileri birtakım oksidan ve anitoksidan enzim

parametrelerindeki değişikliklere bağlı olarak belirlenebilmektedir. Lipid peroksidasyonunun son ürünü olan MDA düzeyi, artan pestisit ve insektisit konsantrasyonlarına bağlı olarak artmaktadır. MDA düzeyi, biyolojik çalışmalarda lipid peroksidasyonunun belirlenmesi amacıyla sıklıkla kullanılmaktadır (Doğan ve ark., 2011). Hücresel faaliyetlerin düzenlenmesinde ve korunmasında önemli rol oynayan GSH, toksik maddelerin hücreden uzaklaştırılmasını sağlamaktadır. GSH düzeyi, biyolojik çalışmalarda lipid peroksidasyonunun ve dolayısıyla oksidatif stresin bir göstergesi olarak kabul edilmektedir (Kaymak ve ark., 2014). Hidroperoksitleri indirgeyen enzim olan GSH-Px, oksidatif stres durumlarında etkili rol oynayan savunma enzimlerindedir. Toksik maddelerin bulunduğu ortamlarda baskılanan GSH-Px enzim aktivitesi, yüksek pestisit ve insektisit konsantrasyonlarında azalmaktadır (Akbulut ve ark., 2013). Savunma mekanizmalarında rol oynayan enzimlerden biri olan CAT enzimi, H₂O₂'yi su ve oksijene dönüştüren peroksidazlardandır. Toksik madde varlığında baskılanan CAT enzim aktivitesi düzeyi, artan pestisit ve insektisit konsantrasyonlarına bağlı olarak azalmaktadır (Şişman ve Geyikoğlu, 2010). Oksidatif stres sonucunda açığa çıkan maddeler ya da toksik maddelerin vücuttaki makromoleküller ile birleşmesini engelleyerek hücre savunmasında etkili rol oynayan önemli enzimlerden olan GST, indirgenme özelliği sayesinde membran bileşenlerini lipid peroksidasyonundan korumaktadır. Toksik maddelerin etkisiyle üretilen serbest radikallerin temizlenmesinde etkili olan GST düzeyindeki azalmalar oksidatif stresin bir göstergesidir (Kaymak ve ark., 2014).

Hayvansal protein bakımından önemli kaynaklardan biri olan su ürünleri, protein kalitesi ve besin değerleri açısından insan beslenmesinde önem arz etmektedir. Bu nedenle su ortamlarındaki kirlilik önemli bir sorun olarak nitelendirilmektedir (Lewis ve Esteban, 2002). Sucul organizmalar, su kirliliğinden doğrudan etkilenirler. Hem ekonomik hem de akuatik indikatör özelliğine sahip olan Gammarus'lar (Demirsoy, 1998), derelerde, taşların altında, su bitkileri üzerinde ve tatlı su birikintilerinde yaşayan ve Amphipoda ordosunda bulunan en ilkel üyelerini de içerisinde barındıran büyük bir gruptur. Genellikle tatlı sularda yaşayan Gammarus'ların dünya genelinde yaklaşık 210 cinsi ve 1350'den fazla türü bulunmaktadır (Barnard ve Barnard, 1983). Yer altı suları hariç yalnızca yüzey sularında yaşayan en fazla tür sayısına sahip olan Gammaridae familyası, 7 cins ve 48 farklı sınıftan oluşmaktadır (Özbek ve Ustaoglu, 2006).

G. pulex türünün sistematikteki yeri,

Alem : Animalia
Şube : Arthropoda
Altşube : Crustacea
Sınıf : Malacostraca
Takım : Amphipoda
Aile : Gammaridae
Cins : Gammarus
Tür : *Gammarus pulex* (Resim 1.2)



Resim 1.2. *G. pulex* (orijinal)

Gammarus, tatlısu amphipodları içinde toksikolojik çalışmalarda kullanılan en popüler canlı gruplarından birisidir. Dünyanın birçok bölgesinde yaygın olarak bulunması, elde edilebilme ve toplama kolaylığı, laboratuvar koşullarında yaşatılabilmesi konusunda büyük sorunlar çıkmayışı gibi avantajlarının yanı sıra birçok toksik maddeye karşı da duyarlı bir organizmadır (Poyraz, 2001). Bu nedenle bu cinsin toksikolojik çalışmalardaki kullanımı giderek artmaktadır.

Literatürde pestisitlerin suda yaşayan canlılar üzerindeki etkilerini incelemeye yönelik gerçekleştirilen birçok çalışma bulunmaktadır. Gammarus türünün pestisitlerden doğrudan etkilenmeleri, toksisite çalışmalarında bu türün yaygın bir biçimde kullanılmasında etkili olmuştur. Pestisitlerin Gammarus türleri üzerindeki etkilerini inceleyen çalışmalardan bazıları aşağıda verilmiştir:

Güven ve ark. (1999), Kabaklı Göleti (Diyarbakır) civarındaki kirlenmemiş küçük bir su kaynağından alınarak laboratuvara getirilen *Gammarus pulex* (L.) örnekleri üzerinde yaptıkları çalışmada, *G. pulex*'deki Cu^{++} birikiminin artan konsantrasyona bağlı olarak artış gösterdiğini ifade etmişlerdir.

Cold ve Forbes (2004), pyrethroide maruz kalan *G. pulex*'in yaşama ve üremelerindeki değişimleri incelemeyi amaçladıkları çalışmalarında, *G. pulex*'lerin kullanımı yaygın olan esfenvalerate pestisitinin tüm dozlarından etkilendiklerini ve bu pestisitlerin *G. pulex*'in yaşam ve üremelerini önemli düzeyde etkilediğini tespit etmişlerdir.

Felten ve ark. (2007), Kadmiyumun, *G. pulex* türünün davranışsal ve fizyolojik tepkileri üzerindeki etkilerini araştırdıkları çalışmalarında, kadmiyuma maruz kalan canlıların solunum aktiviteleri, beslenme oranları ve lokomotor aktiviteleri gibi davranışsal tepkilerini önemli düzeyde azalttığı sonucuna ulaşmışlardır.

Arnold ve ark. (2009), Fenoxcarbl'in *Homarus gammarus* (Avrupa Istakozu)'un fizyolojik ve gelişimsel sürecine etkisini belirlemeyi amaçladıkları çalışmalarında Fenoxcarbl'in *H. gammarus*'ların endokrin sistemlerinde bozulmaların ortaya çıkmasına neden olduğunu, ticari ve ekolojik yönden önemli etkiye sahip olan bir bulgu elde ettiklerini tespit etmişlerdir.

Serdar (2017), tatlı su amfipodu *G. pulex* (L., 1758)'te kadmiyum toksisitesi üzerine sıcaklığın etkisini belirlemiştir. *G. pulex*'e 10, 14 ve 18 °C'de 96 saat süreyle farklı kadmiyum konsantrasyonlarını uygulayarak LC₅₀ değerlerinde malondialdehit (MDA) düzeyi ile katalaz (CAT) ve glutatyon peroksidaz (GPx) enzim aktivitelerindeki değişimleri belirlemiştir. Sıcaklığın, kadmiyumun *G. pulex*'te oluşturduğu oksidatif stresi daha da arttırdığını tespit etmiştir.

Serdar ve ark. (2018), *G. pulex*'te antioksidan biyobelirteçler kullanılarak, elektrokoagülasyon işleminin atık depolama suyu sızıntısı için etkili olup olmadığını değerlendirmeyi amaçladıkları çalışmalarında çöp sızıntı suyuna 24 ve 96 saat boyunca maruz kalan *G. pulex*'te MDA ve GSH seviyeleri test edilmiştir. Araştırma sonucunda çöp sızıntı suyunun *G. pulex*'teki oksidatif stresi uyarma yetenekleri kanıtlanmış ve antioksidan parametrelerinin, elektrokoagülasyon işleminin arıtma etkinliğini belirlemek için yararlı biyobelirteçler olduğunu tespit etmişlerdir.

Aydın (2018), çalışmasında cyfluthrin ve dimethoate insektisitlerinin *G. pulex* (L., 1758) üzerine letal konsantrasyonlarını (LC₅₀) belirlemiştir. Çalışmada sonuç olarak cyfluthrin insektisiti başta olmak üzere kullanılan insektisitlerin ikisinin de *G. pulex* üzerinde etkili olduğunu, insektisitlerin en düşük konsantrasyonlarda bile %10 oranında ölüme sebebiyet verdiğini, ayrıca dimethoate insektisiti için ortalama LC₅₀ değerinin

170,51±8,15 µg/L, cyfluthrin için ortalama LC₅₀ değerinin 0,800±0,12 µg/L olduğunu tespit etmiştir.

Kazıcı Akar (2018), kurşunun *G. pulex* (L., 1758) üzerindeki akut toksisitesini belirlemiştir. Sonuç olarak kurşun nitrat formunda uygulanan kurşunun en düşük konsantrasyonlarda bile *G. pulex*' i etkilediğini ve hareketlerini yavaşlattığını gözlemlemiş ayrıca ortalama LC₅₀ değerinin 152±13 µg/L olduğunu bulmuştur.

Şahinkuşu (2018), malathion insektisitinin *G. pulex* (L., 1758) üzerine akut toksisitesini belirlemiştir. Sonuç olarak uygulanan malathion insektisitinin 0.25 mg/L'lık düşük konsantrasyonlarında bile *G. pulex*'i etkilediğini ve %10'luk oranda ölüme sebebiyet verdiğini gözlemlemiş ayrıca LC₅₀ değerinin 1,58±0,56 µg/L olduğunu bulmuştur.

Tatar ve ark. (2018), çalışmalarında Tunceli Belediyesi'nin atık su arıtma tesislerinde arıtılan suların *G. pulex* üzerindeki etkisini belirlemişlerdir. Çalışmada sonuç olarak *G. pulex*'lerin atıksuya maruz kalma sürelerinin artmasına bağlı olarak etkilenme düzeylerinin arttığı, 96 saat süreyle arıtılmış suya maruz kalan *G. pulex*'lerin MDA, GSH ve GSH-Px düzeylerinin arttığı tespit edilmiştir.

Yıldırım ve ark. (2018), çalışmalarında sentetik çözeltilerden olan malaşit yeşilinin (MG) *G. pulex* üzerindeki etkisini belirlemişlerdir. Çalışmada sonuç olarak 24 ve 96 saat süreyle renklendirilmiş ve renklendirilmemiş malaşit yeşili çözeltilerine maruz bırakılan *G. pulex*'lerin GSH ve MDA düzeyleri ile GPx, CAT, SOD, GST, sitokrom P450 1A1 (CYP1A1) aktivitelerinde artış gözlemlendiği tespit edilmiştir.

Serdar (2019) tarafından yapılan bir çalışmada, dimethoate pestisitinin *G. pulex* üzerinde toksik etki gösterdiği ve oksidatif strese neden olduğu belirlenmiştir. Yine bu çalışmada elde edilen sonuçlar MDA ve GSH düzeyleri ile SOD, CAT, GPx ve GST aktivitelerinin ölçülmesinin *G. pulex* için etkili bir biyobelirteç olarak kullanılabileceğini göstermiştir.

Serdar ve ark. (2019), çalışmalarında kurşunun *G. pulex* üzerindeki toksik etkisini belirlemişlerdir. Araştırma sonucunda kurşunun *G. pulex* üzerinde toksik etki gösterdiği belirlenmiştir. Araştırmada ayrıca SOD, CAT ve GPx enzim aktivitelerinin ölçülmesinin *G. pulex* için etkili bir biyobelirteç olarak kullanılabileceği sonucuna ulaşılmıştır.

Tatar ve ark. (2019) yaptıkları çalışmada Kongo kırmızısının *G. pulex* üzerindeki etkisini belirlemişlerdir. Araştırma sonucunda Kongo kırmızısının *G. pulex* üzerinde toksik

etki gösterdiği, 96 saat süreyle Kongo kırmızısı çözeltisine maruz kalan *G. pulex*'lerin enzim aktivitelerinde artış gözlemlendiği belirlenmiştir.

CPF'un su canlıları üzerindeki etkileri birçok araştırmacı tarafından incelenmiştir. Bu çalışmaların bazılarının isimleri ve bulguları kısaca aşağıda verilmiştir.

Levin ve ark. (2003), CPF'nin gelişmekte olan zebra balıkları üzerindeki toksisitesini araştırdıkları çalışmalarında düşük ve yüksek konsantrasyonlarda (10-100 ng/mL) CPF uygulanan zebra balıklarının antioksidan enzim aktiviteleri ve ölüm oranı üzerindeki etkilerini belirlemişlerdir. Araştırma sonucunda CPF'nin antioksidan enzim aktivitelerini azalttığı ve ölüm oranı hızını arttırdığı tespit edilmiştir.

Gül (2005), çalışmasında CPF'nin *Oreochromis niloticus* L. larvaları üzerindeki toksik etkilerini incelemiş ve 96 saat süreyle farklı konsantrasyonlarda (0.92-2.68 mg/L) CPF uygulanan lepisteslerin LC₅₀ değerlerini belirlemiştir. Araştırma sonucunda CPF uygulanan lepisteslerin LC₅₀ değerlerinin artan CPF konsantrasyonuna bağlı olarak 0.92-2.68 mg/L aralığında değiştiği belirlenmiştir. Araştırma sonucunda farklı konsantrasyonlarda CPF uygulanan *O. niloticus*'ların LC₅₀ değerlerinin arttığını ve antioksidan enzim aktivitelerini azaltarak oksidatif strese yol açtığını belirlemiştir.

Okechukwu ve ark. (2007), CPF-ethyl'in Afrika yayın balığı (*Clarias gariepinus*) üzerindeki etkilerini inceledikleri çalışmalarında 0,64, 0,80, 0,96, 1,12 ve 1,28 mg/L konsantrasyonlarında CPF-ethyl'e maruz bırakılan *C. gariepinus*'ların hematolojik parametrelerine etkisini belirlemişlerdir. 96 saat süren çalışmada sonuç olarak CPF-ethyl'in *C. gariepinus*'lar üzerinde toksik etki gösterdiği, balıkların kan hücrelerinde önemli düzeyde azalma, akyuvar sayılarında ise önemli düzeyde bir artışın olduğu belirlenmiştir.

Yılayaz (2008), CPF-ethyl'in *Barbus rajanorum mystaseus* (Heckel, 1843) üzerindeki genotoksik etkilerini belirlemeyi amaçladığı çalışmasında 125, 150, 175, 200 ve 225 ppm dozlarında *Barbus rajanorum mystaseus*'ları 96 saat süreyle CPF ethyl'e maruz bırakmış ve alyuvarlarında mikronükleus oluşum frekanslarını belirlemiştir. Araştırma sonucunda 225 ppm dozunda CPF ethyl'e maruz kalan *Barbus rajanorum mystaseus*'ların alyuvar artışlarının en yüksek düzeyde olduğu ve doz artışına paralel olarak eritrosit sayısında artış gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Ali ve ark. (2009), CPF' un *Channa punctatus* balıkları üzerindeki etkilerini belirlemek amacıyla mikronükleus testi kullanmışlardır. Araştırma sonucunda 14. günde mikronükleus indüksiyonunun subletal konsantrasyonu en yüksek 203,0 µg/L olarak

belirlenmiştir. Çalışmada ayrıca öldürücü düzeyde olmayan 68,0 µg/L CPF konsantrasyonunda bile balıklarda genotoksik ve mutajenik etkilerinin olduğu tespit edilmiştir.

Ghedira ve ark. (2009), CPF'un *Carcinus maenas* (Akdeniz yengeci) üzerindeki etkilerini belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda iki gün süre ile CPF'ye maruz bırakılan *C. maennas*'ların üzerinde toksik etki gösterdiği ve düşük konsantrasyonlarında bile canlı ölümlerine yol açtığı belirlenmiştir. Çalışmada ayrıca *C. maennas*'ların solungaçlarında ve karaciğerlerinde 3,12 µg/L ve 7,82 µg/L konsantrasyonlarında asetilkolinesteraz, 7,82 µg/L konsantrasyonunda bütirilkolinesteraz inhibasyonu gözlenmiştir.

Halappa ve David (2009), çalışmalarında CPF'nin sazan balıkları üzerindeki toksik etkisini belirlemişlerdir. Araştırma sonucunda CPF'nin sazan balıkları üzerinde toksik etki gösterdiği, balıklarda denge kaybı, suda asılı kalma, yüzme bozuklukları ve huzursuzluk gibi davranış bozukluklarına yol açtığı belirlenmiştir.

Özcan Oruç (2010), çalışmasında CPF'nin *Oreochromis niloticus* balıklarının asetilkolinesteraz ve steroid hormon konsantrasyonları üzerindeki etkisini belirlemiştir. Araştırma sonucunda CPF'nin *O. niloticus*'lar üzerinde toksik etki gösterdiği ve oksidatif stresin artmasına neden olduğu tespit edilmiştir. Araştırmada ayrıca CPF ile etkileşime giren *O. niloticus*'ların testosteron ve östrojen düzeylerinde azalma olduğu, endokrin sistem ve steroid hormon düzeyi üzerinde olumsuz etkilere yol açtığı tespit edilmiştir.

Xing ve ark. (2010), çalışmalarında CPF-ethyl'in sazan balıkları üzerindeki toksik etkisini belirlemişlerdir. Araştırma sonucunda farklı dozlarda CPF'ye maruz kalan sazan balıklarının kas ve beyin dokularında asetilkolinesteraz aktivitesi düzeyinin azaldığı ve CFC-ethyl'in sazan balıklarının enzimatik aktivitelerini azalttığı tespit edilmiştir.

Sharbidre ve ark. (2011), çalışmalarında metil paration ve CPF'nin lepistes (*P. reticula*) balıkları üzerindeki toksisitesini belirleyebilmek amacıyla antioksidan enzim aktivitelerindeki değişimleri incelemişlerdir. Araştırma sonucunda pestisitlerin antioksidan enzim aktivitelerini önemli düzeyde azalttığı ve pestisit konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak balıkların beyin dokularındaki hasarın boyutunun arttığı belirlenmiştir.

Yonar ve ark. (2012), *C. carpio*'larda CPF toksisitesine karşı propolisin iyileştirici etkisini belirlemeyi amaçladıkları çalışmalarında, subletal konsantrasyonlarda CPF'ye (0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) maruz bırakılan *C. carpio*'ların kan, karaciğer, böbrek ve solungaçlarındaki MDA seviyeleri, SOD ve CAT gibi oksidan-antioksidan durumları ve GSH-Px aktivitesini incelemişlerdir. Araştırma sonucunda CPF'nin balığın hematolojik

parametreleri ve antioksidan enzim aktiviteleri üzerinde olumsuz bir etkisi olduğu ve propolisin CPF'nin toksik etkisini nötralize ettiği belirlenmiştir.

Yonar (2018), alışmasında CPF toksisitesine karşı curcuminin iyileştirici etkisini belirlemeyi amaçladığı çalışmasında subletal konsantrasyonlarda (0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) CPF'ye maruz bırakılan *C. carpio*'ların kan, karaciğer, böbrek ve solungaçlarındaki MDA seviyeleri, SOD ve CAT gibi oksidan-antioksidan durumları ve GSH-Px aktivitesini incelemiştir. Araştırma sonucunda CPF'nin balığın hematolojik değerleri ve oksidan / antioksidan durumu üzerinde olumsuz bir etkisi olduğu ve aynı anda curcumin uygulamasının CPF'nin neden olduğu toksisiteyi nötralize ettiği belirlenmiştir.

Gammarus türüne ait amfipodlar tatlı sular için risk değerlendirmesi yapılırken yaygın olarak kullanılmaktadır. Toksikite testlerinde *Gammarus* gibi indikatör bir türün kullanılması, akuatik sistemlerin korunması açısından önemlidir (Rinderhagen ve ark., 2000). Bu nedenlerle *Gammarus* türleri olası bir çevresel kirleticiden en çok etkilenecek canlılardan biri olduğu söylenebilir. Bu çalışmada da tatlısu amfipodu *G. pulex* (L., 1758)'te chlorpyrifos toksisitesinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2. MATERYAL VE METOT

2.1. Materyal

2.1.1. *G. pulex* (L., 1758) temini

Çalışmanın canlı materyalini oluşturan *G. pulex* (L.,1758) örnekleri, Tunceli İli Munzur Akarsuyu yan kollarının uzandığı Ovacık İlçesi Yeşilyazı Köyü mevki'nden (39° 20' 15.5" N, 39° 05' 04.7" E) temin edilmiştir (Resim 2.1).

G. pulex'ler Ağustos 2018–Ekim 2018 tarihlerinde dip kepçesi yardımıyla toplanarak, hava takviye edilmiş tanklarla canlı olarak Munzur Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Araştırma Laboratuvarına getirilmiştir.



Resim 2.1. *G. pulex* örneklerinin toplandığı alan (URL-1, 2019)

2.1.1.1. Deney ortamı ve adaptasyon süreci

Laboratuvara canlı olarak getirilen *G. pulex* örnekleri adaptasyon sürecinde doğal ortamına benzer şekilde hazırlanmış akvaryumlara yerleştirilmiştir. Bu amaçla *G. pulex*'in doğal ortamından getirilen sediment (çakıl, kum) materyali saf su ile yıkanarak 80x40x25 cm ebatlarındaki stok akvaryumlarına ilave edilmiştir. Materyalin yaşamını sürdürdüğü doğal ortamlardan damacana bidonlarla alınan su akvaryum ünitesine konulmuştur. *G. pulex*'lerin laboratuvar ortamına adaptasyonları için ortam sıcaklığı termostatlı klima sayesinde hem adaptasyon hem de test aşamalarında $18\pm 1^{\circ}\text{C}$ 'ye ayarlanarak sabit tutulmuştur. *G. pulex*'lerin beslenmeleri için yine doğal yaşam ortamlarından toplanan salkım söğüt yaprakları distile suda yıkanarak, cam bir kaptan en az iki hafta suyun içinde çürümeye bırakılmıştır (Cold ve Forbes, 2004).

G. pulex'lerin oksijen ihtiyacını karşılamak için hava motoru, su sirkülasyonu için harici filtre kullanılmıştır (Resim 2.2). *G. pulex*'lerin adaptasyon süresince hareketleri ve beslenmeleri gözlemlenmiştir.



Resim 2.2. Materyalin adaptasyonu için oluşturulan ortam (orijinal)

Çalışmada yapılan tüm deneyler için üreme olgunluğuna erişmiş *G. pulex* örneklerinin sağlıklı (hareketlerinde anomali gözükmeyen) bireyleri seçilmiştir. Kontrol grubu dahil tüm konsantrasyon grupları ve tekerrürleri için 20'şer canlı birey kullanılmıştır.



2.1.2. Çalışmada kullanılan kimyasal maddeler, araç ve gereçler

2.1.2.1. CPF

Çalışmada pestisit materyali olarak CPF kullanılmıştır. Araştırma kapsamında kullanılan 480mg/L etken maddeye sahip CPF insektisiti ticari olarak zirai ilaçlar satılan bir firmadan temin edilmiştir.

2.1.2.2. Biyokimyasal parametrelerin belirlenmesinde kullanılan kimyasallar

Araştırmada kullanılan kimyasal maddeler Tablo 2.1’ de kullanılan araç ve gereçler ise Tablo 2.2’de verilmiştir.

Tablo 2.1.Çalışmada kullanılan kimyasal maddeler

Kimyasal Madde
2-Thiobarbituric acid (TBA)
Trikloroasetik asit (TCA)
Potasyum klorür (KCl)
Perklorik asit
Serum fizyolojik tuzlu su % 0,9
Bakır-2-sülfat
Folin ciocalteu phenol
Nitrik asit (HNO ₃)
Potasyum tartarat
Sodyum karbonat (Na ₂ CO ₃)
Hidrojen peroksit (H ₂ O ₂)
Potasyum dihidrojenfosfat (KH ₂ PO ₄)
Disodyum hidrojen fosfat (Na ₂ HPO ₄)
Etilen diamin tetra asetat (EDTA)
Redükte glutatyon (GSH)
Sodyum Azide (NaN ₃)
Nikotinamid adenin dinükleotidfosfat (NADPH)
Amonyum Sülfat (NH ₄) ₂ SO ₄
GSH redüktaz

Tablo 2.2. Çalışmada kullanılan araç ve gereçler

Kullanılan Araç ve Gereçler	Marka – Model
Hassas terazi (±0,0001)	BEL M214Ai
Çalkalamalı su banyosu	Mikrotest MCS-20
Saf su cihazı	Nüve
Homojenizatör	IKA Ultra-Turrax T-10
Otomatik pipetler	Brand
Soğutmalı santrifüj	Nüve 12000R
UV-Visible spektrofotometre	Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis
Vortex	Benchmark
Manyetik karıştırıcı	WiseStir

2.2. Metot

2.2.1. LC₅₀ değerinin belirlenmesi

CPF' nin *G. pulex* üzerindeki LC₅₀ değerini belirlemek için statik test uygulanmıştır (APHA, 1998). LC₅₀ değerini belirlemek için 1 litrelik cam akvaryumlar kullanılmıştır. Akvaryumlar, hava motorları ile havalandırılmıştır.

LC₅₀ değerlerini belirlemeden önce farklı konsantrasyonlardaki CPF *G. pulex*'e uygulanarak aralık belirleme deneyleri yapılmıştır. Aralık belirleme deneylerinden sonra LC₅₀ değerlerini belirlemek için 0,00 µg/L (control), 0,05µg/L, 0,1µg/L, 0,2µg/L, 0,4µg/L ve 0,8µg/L olmak üzere 6 adet CPF konsantrasyon grubu oluşturulmuştur.

Hazırlanan konsantrasyonlarda *G. pulex* bireyleri 96 saat CPF etkisinde bırakılmıştır. Akut toksisite testlerinden LC₅₀ değerlerini tayin etmek için 24, 48, 72 ve 96 saatlik zaman dilimlerinde belirlenen CPF konsantrasyonu bulunan akvaryumlardaki *G. pulex*'ler gözlemlenerek ölü birey sayıları not edilmiştir. Hareketsizlik ve vücut sertliği ölüm kriteri olarak kabul edilmiştir. Bu süre içerisinde besleme yapılmamıştır.

2.2.2. *G. pulex*'in CPF pestisit ile muamele edilmesi

LC₅₀ değerleri belirlenen CPF için subletal konsantrasyonlar belirlenmiştir. Bunun için 96 saatlik LC₅₀ değerinin 1/100, 1/200 ve 1/400'lük konsantrasyonları (0,014µg/L; 0,007µg/L ve 0,0035µg/L CPF) 14 gün süreyle uygulanmıştır. CPF ile muamele edilen organizmalar biyokimyasal analizleri yapılana kadar -86 °C sıcaklıkta muhafaza edilmiştir.

2.2.3. Biyokimyasal parametrelerin belirlenmesi

2.2.3.1. Homojenatların hazırlanması

Homojenatların hazırlanması için uygulama yapılan *G. pulex* örnekleri distile sudan geçirilmiştir. Kurutma kağıdı ile suyu alındıktan sonra 0,5 g tartılıp % 1,15'lik KCl içinde 1/10 oranında sulandırılarak homojenize edilmiştir. Elde edilen homojenatlar cam tüplerde soğutmalı santrifüjde 3200 rpm'de +4 °C'de 15 dakika kadar santrifüj edildikten sonra süpernatantları alınmıştır (Yonar, 2018).

2.2.3.2. Lipid peroksidasyonunun (MDA) ölçülmesi

G. pulex örneklerinde malondialdehid (MDA) düzeylerinde meydana gelen değişimler Placer ve ark. (1966)'den modifiye edilen yöntemle göre spektrofotometrik olarak ölçülmüştür. Üç veya daha fazla çift bağ ihtiva eden yağ asitlerinin peroksidasyonunda tiobarbitürik asit (TBA) ile ölçülebilen MDA meydana gelmektedir. Yağ asidi peroksidasyonunun son ürünü olan MDA, TBA ile reaksiyona girerek pembe renkli bir kompleks oluşturur. Oluşan bu pembe renk 532 nm'de okunur. Buna göre, plazma ve doku homojenatlarından 0,25 ml alınarak üzerine 2.25 ml renk ayırıcı (TBA ve % 10'luk triklorasetik asit) ilave edilmiştir. Karışım 3000 rpm'de 5 dakika santrifüj edilerek 20 dakika kaynar su banyosunda bekletilmiş ve 532 nm'de spektrofotometrede köre karşı okunmuştur.

2.2.3.3. Redükte glutatyon (GSH) düzeyinin saptanması

GSH tayini Elman (1959) tarafından bildirilen metotla tayin edilmiştir. Metodun GSH ölçüm prensibi, analiz tüpünde bulunan glutatyonun (GSH) 5,5'-Ditiyo-bis (2-Nitrobenzoik Asit) (DTNB) ile reaksiyona girerek oluşturduğu sarı renkli kompleksin, 412 nm dalga boyunda spektrofotometrede okunarak redükte glutatyon miktarının tayin edilmesi şeklindedir.

2.2.3.4. CAT aktivitesi tayini

G. pulex örneklerinde CAT aktivitesi Aebi (1984)' e göre tayin edilmiştir. Bunun için *G. pulex* süpernatantından 2 ml alınıp, üzerine 1 ml hidrojen peroksit solüsyonu ilave edilerek spektrofotometrede 240 nm' de 0. ve 30. saniyedeki absorbans farkı ölçülmüştür.

2.2.3.5. Glutatyon peroksidaz (GSH-Px) aktivitesinin ölçülmesi

G. pulex örneklerindeki GSH-Px aktivitelerinin tayini Beutler (1975) tarafından tarif edilen metoda göre yapılmıştır. Glutatyon peroksidaz, redükte glutatyonu kullanarak H_2O_2 'nin suya dönüşümünü katalizleyen bir enzimdir. Glutatyon peroksidaz, H_2O_2 varlığında GSH'yi okside glutatyon (GSSG)'a dönüşmesini katalize eder. H_2O_2 'nin

bulunduğu ortamda GSH-Px'in oluşturduğu GSSG, glutatyon redüktaz ve NADPH yardımıyla tekrar GSH'a dönüştürülür. GSH-Px aktivitesi, deney ortamındaki NADPH'ın NADP⁺'ya çevrilmesi ile optik dansitede meydana gelen 0. ve 3. dakikalardaki absorbans farkının 340 nm'de spektrofotometrik olarak ölçülmesi ile hesaplanmıştır.

2.2.3.6. Glutatyon S-transferaz (GST) aktivitesinin ölçülmesi

Glutatyon S-transferaz, elektrofilik bileşiklerin GSH'ın -SH grubu ile reaksiyonunu katalizliyerek bu bileşiklerin detoksifikasyonunu sağlar. GST aktivitesi, 1-kloro-2,4-dinitrobenzenin (CDNB), GSH ile konjugasyonu sırasındaki 0. ve 2. dakikalardaki absorbans farkının 340 nm dalga boyunda okunması ile ölçülmüştür (Habig ve ark.,1974).

2.2.3.7. Protein düzeyinin belirlenmesi

Doku protein miktarları GST spesifik enzim aktivitesi ile MDA ve GSH düzeylerini hesaplamak amacıyla belirlenmiştir.

Süpernatantlardaki protein miktarı tayini Lowry ve ark. (1951) tarafından tarif edilen yöntemle göre ölçülmüştür.

2.3. İstatistiksel Analizler

İstatistiksel analizler için SPSS 24.0 paket programından faydalanılmıştır. LC₅₀ değerlerinin hesaplanmasında Probit analizi kullanılmıştır. Kontrol ve deneysel grupların incelenen parametrelerinde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi için p<0,05 düzeyinde tek yönlü varyans analizi (ONEWAY – ANOVA) uygulanmıştır. Gruplar arasındaki farklılıklar ise Least Significant Difference (LSD) ile test edilmiştir. Sonuçlar ortalama ± standart hata olarak gösterilmiştir.

Biyokimyasal analizleri sonucu oksidatif enzim aktivite parametrelerinde meydana gelen değişimler ise iki yönlü varyans analizi (Twoway – Manova) ile belirlenmiştir (Sümbüloğlu, 1998; Kocaçalışkan ve Bingöl, 2008; Kalaycı, 2010).

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Çalışmanın bu bölümünde LC₅₀ değerleri belirlenen CPF için subletal konsantrasyonlar belirlenmiş ve hazırlanan homojenatlardan elde edilen süpernatantlarda lipit peroksidasyonun bir göstergesi olarak MDA düzeyi, GSH düzeyi, CAT aktivitesi, GST aktivitesi ile GSH-Px aktivitesi tespit edilmiştir.

3.1. LC₅₀ Bulguları

Aralık belirleme testlerinden sonra *G. pulex* bireyleri için LC₅₀ değerleri belirlenmiştir (Tablo 3.1).

Tablo 3.1. *G. pulex*'e uygulanan CPF'un LC₅₀ değerleri

LC50 Değeri (µg/L)	Alt Sınır (µg/L)	Üst Sınır (µg/L)
0,153	0,114	0,199
0,144	0,106	0,190
0,161	0,122	0,209
Ort. 0,140±0,016	0,114±0,08	0,199±0,010

CPF' nin akut toksisitesi incelendiğinde, LC₅₀ değerinin 0.140±0,016 µg/L, alt sınır değerinin 0,114±0,08 µg/L ve üst sınır değerinin 0,199±0,010 µg/L olduğu bulunmuştur.

3.2. Biyokimyasal Parametrelerdeki Değişimler

Kontrol grubu ile CPF uygulanmış araştırma gruplarındaki *G. pulex* bireylerinin MDA ve GSH düzeyleri ile CAT, GSH-Px ve GST aktivitelerinde istatistiksel açıdan p<0,05 düzeyinde anlamlı değişimlerin olduğu belirlenmiştir (Tablo 3.2).

3.2.1. MDA düzeyindeki değişimler

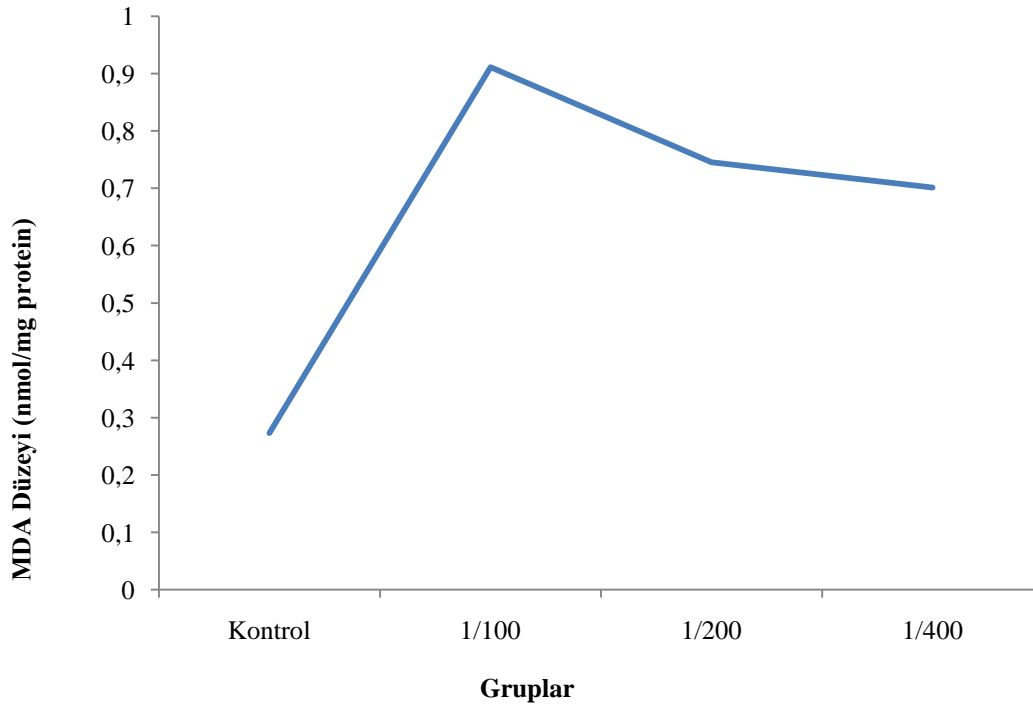
MDA düzeyindeki değişimler Tablo 3.2 ve Şekil 3.1'de verilmiştir. CPF uygulanan her üç deneme grubunda da MDA düzeylerinin kontrol grubuna göre istatistiksel olarak önemli düzeyde arttığı görülmüştür (p<0,05). CPF uygulanan gruplar kendi içerisinde

kıyaslandığında her üç grubun MDA düzeylerinin istatistiksel anlamda birbirinden farklı olduğu belirlenmiştir ($p < 0,05$). CPF uygulanan gruplarda en yüksek MDA düzeyi 1/100 grubunda en düşük ise 1/400 grubunda saptanmıştır.

Tablo 3.2. Kontrol grubuyla farklı konsantrasyonlarda CPF uygulanan gruplarda MDA ve GSH düzeyleri ile CAT, GSH-Px ve GST aktivitelerindeki değişimler

Parametreler	Gruplar			
	K	1/100	1/200	1/400
MDA (nmol/mg protein)	0,273 ± 0,011 ^a	0,911 ± 0,020 ^d	0,745 ± 0,021 ^c	0,701 ± 0,020 ^b
GSH (µmol/g protein)	6,575 ± 0,121 ^d	4,455 ± 0,090 ^a	5,050 ± 0,101 ^b	5,357 ± 0,113 ^c
CAT (k/mg protein)	58,742 ± 3,410 ^d	30,523 ± 2,798 ^a	36,746 ± 2,410 ^b	43,129 ± 3,007 ^c
GSH-Px (U/mg protein)	18,320 ± 0,640 ^d	14,114 ± 0,432 ^a	16,061 ± 0,337 ^b	17,950 ± 0,262 ^c
GST (µmol/dakika/mg protein)	9,536 ± 0,112 ^c	7,209 ± 0,205 ^a	7,487 ± 0,311 ^a	8,588 ± 0,253 ^b

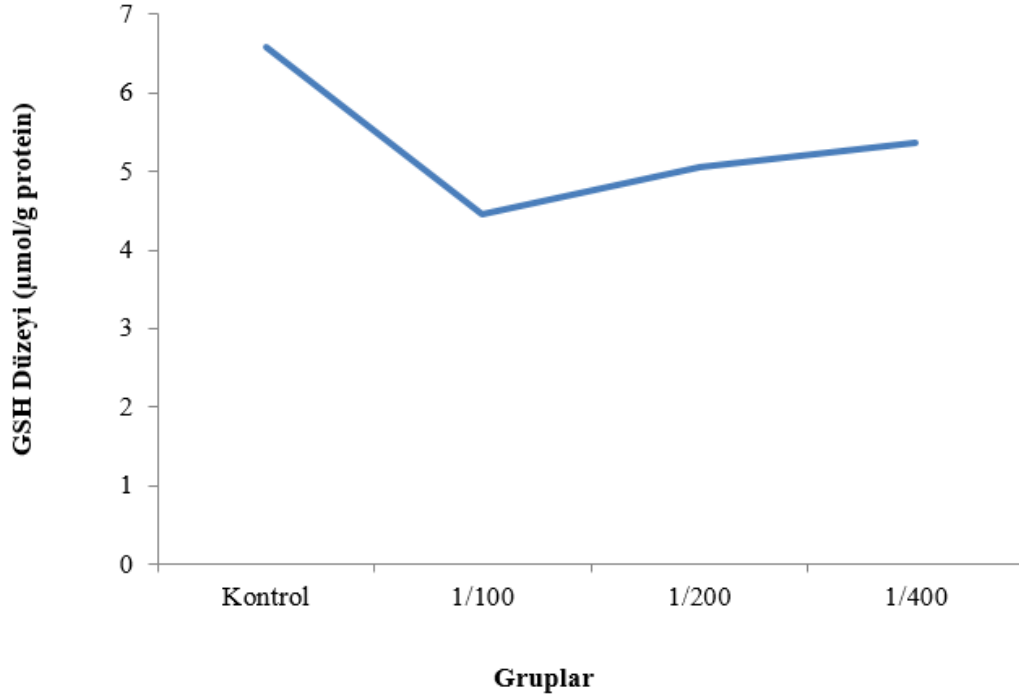
Aritmetik Ortalama ± Standart Hata; n = 20



Şekil 3.1. MDA düzeyindeki değişimler

3.2.2. GSH düzeyindeki değişimler

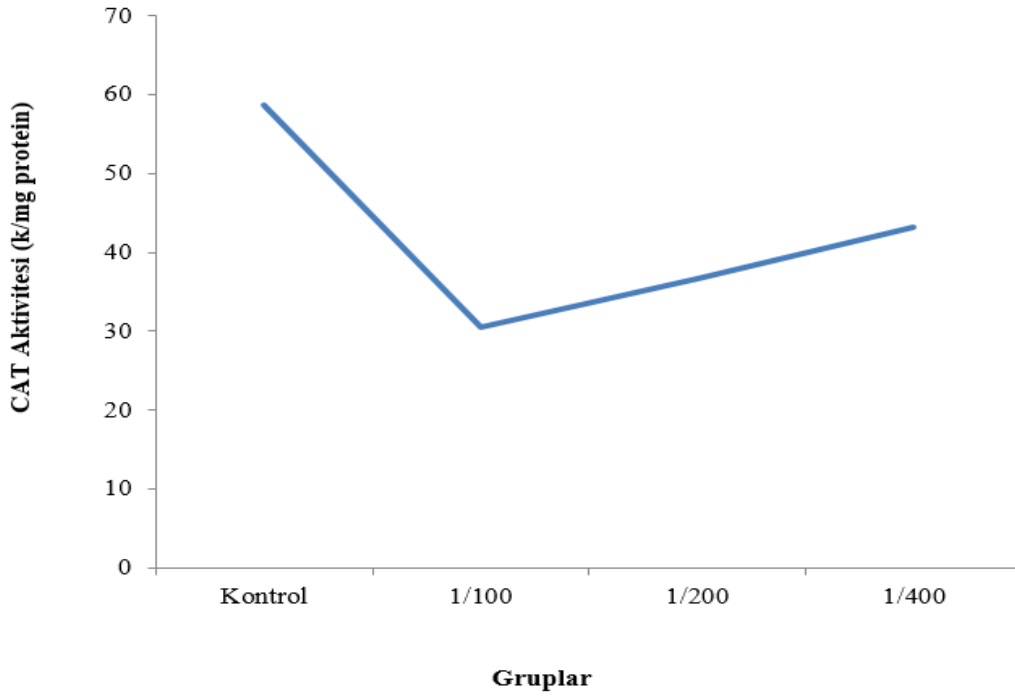
GSH düzeyindeki değişimler Tablo 3.2 ve Şekil 3.2’de sunulmuştur. Kontrol grubuyla karşılaştırıldığında, farklı konsantrasyonlarda CPF uygulanan her üç deneme grubunda da GSH düzeylerinin istatistiksel açıdan önemli düzeyde azaldığı saptanmıştır ($p < 0,05$). CPF uygulanan gruplar kendi içinde kıyaslandığında ise her üç grubun da GSH düzeylerinin istatistiksel anlamda birbirinden farklı olduğu belirlenmiştir ($p < 0,05$). Bununla birlikte yalnız CPF uygulanan gruplar incelendiğinde en yüksek GSH düzeyi 1/400 grubunda görülürken en düşük düzey ise 1/100 grubunda saptanmıştır.



Şekil 3.2. GSH düzeyindeki değişimler

3.2.3. CAT aktivitesindeki değişimler

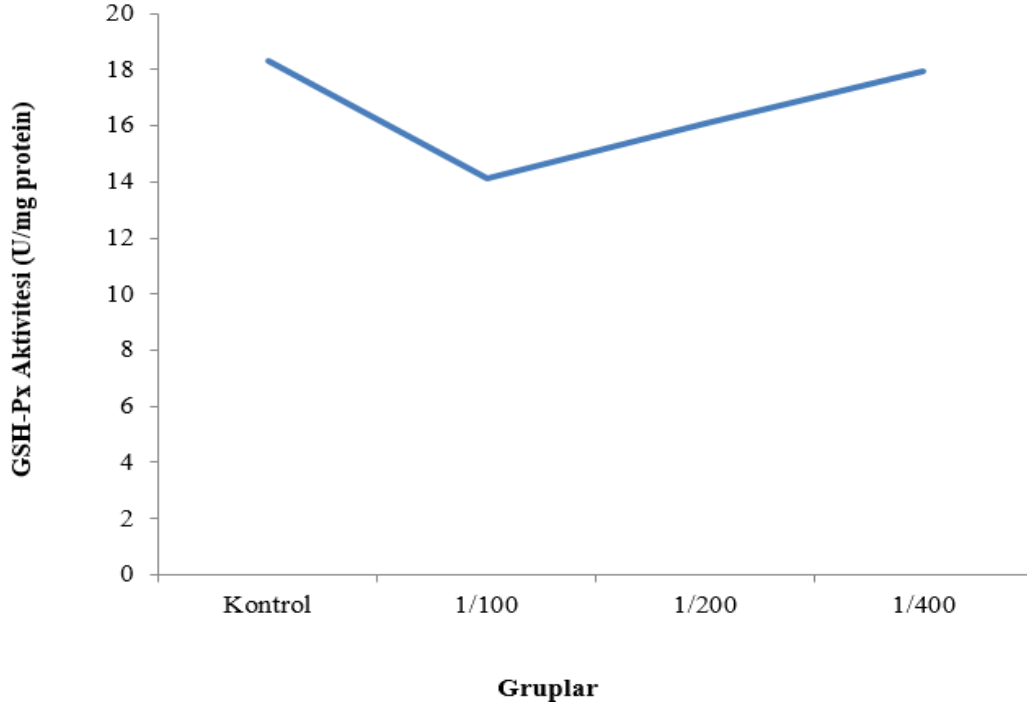
CAT aktivitesindeki değişimler Tablo 3.2 ve Şekil 3.3’de gösterilmiştir. Kontrol grubuna göre CPF uygulanan her üç deneme grubunda da CAT aktivitelerinin istatistiksel anlamda önemli düzeyde azaldığı belirlenmiştir ($p < 0,05$). CPF uygulanan gruplar kendi içerisinde karşılaştırıldığında CAT aktivitelerinin her üç grupta da istatistiksel olarak birbirinden farklı olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,05$). Farklı oranlarda CPF uygulanan gruplarda en yüksek CAT aktivitesi 1/400 grubunda belirlenirken en düşük aktivite ise 1/100 grubunda görülmüştür.



Şekil 3.3. CAT aktivitesindeki değişimler

3.2.4. GSH-Px aktivitesindeki değişimler

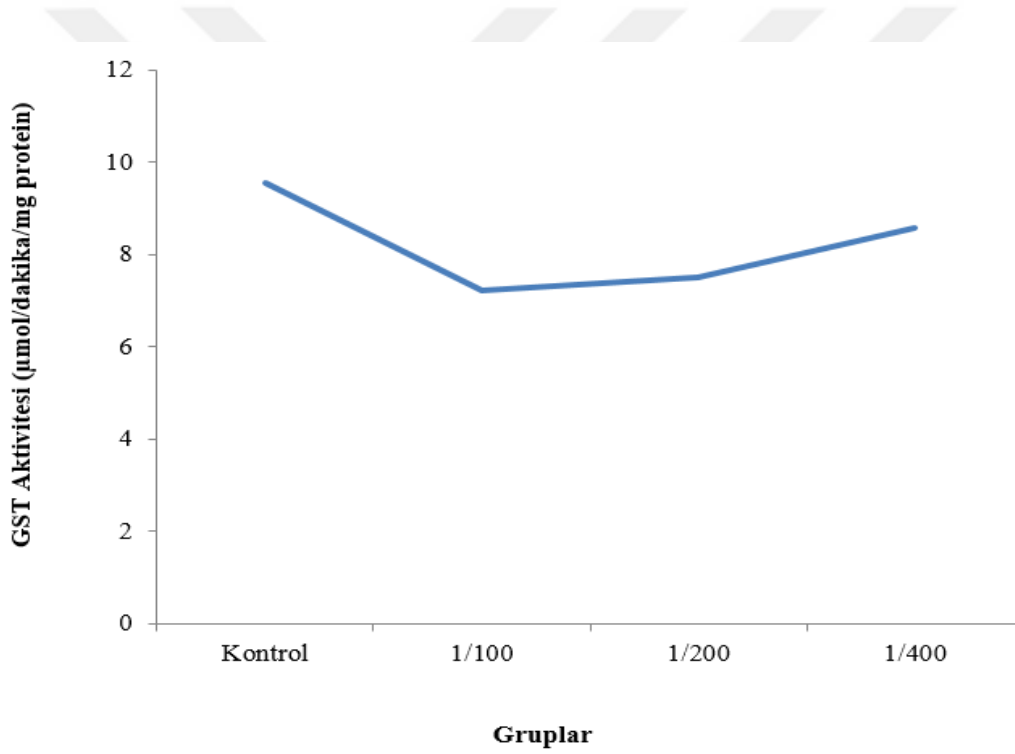
GSH-Px aktivitesindeki değişimler Tablo 3.2 ve Şekil 3.4' de verilmiştir. CPF uygulanan her üç deneme grubundaki GSH-Px aktivitelerinin kontrol grubuyla karşılaştırıldığında istatistiksel olarak önemli düzeyde azaldığı görülmüştür ($p<0,05$). CPF uygulanan gruplar kendi içerisinde kıyaslandığında her üç grubun GSH-Px aktivitelerinin istatistiksel anlamda birbirinden farklı olduğu saptanmıştır ($p<0,05$). CPF uygulanan gruplarda en yüksek GSH-Px aktivitesi 1/400 grubunda, en düşük ise 1/100 grubunda saptanmıştır.



Şekil 3.4. GSH-Px aktivitesindeki değişimler

3.2.5. GST aktivitesindeki değişimler

GST aktivitesindeki değişimler Tablo 3.2 ve Şekil 3.5’de gösterilmiştir. Kontrol grubuyla karşılaştırıldığında CPF uygulanan her üç deneme grubunun GST aktivitelerinin istatistiksel olarak önemli düzeyde azaldığı tespit edilmiştir ($p < 0,05$). CPF uygulanan gruplar kendi içerisinde kıyaslandığında ise 1/100 ve 1/200 gruplarının GST aktivitelerinin 1/400 grubundan istatistiksel anlamda farklılık gösterdiği belirlenmiştir ($p < 0,05$). Bununla birlikte 1/100 ve 1/200 gruplarının GST aktivitelerinin herhangi bir farklılık göstermediği gözlemlendi. CPF uygulanan gruplarda en yüksek GST aktivitesi 1/400 grubunda saptanırken en düşük aktivite ise 1/100 grubunda görülmüştür.



Şekil 3.5. GST aktivitesindeki değişimler

4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Tarımsal zararlıların neden olduğu olumsuz etkileri kontrol altına alabilmek amacıyla küresel boyutta yaygın bir kullanıma sahip olan pestisitlerin bilinçsiz bir şekilde kullanılmaları, ekosistemlerde yayılmalarına ve çevreye zarar vermelerine neden olabilmektedir. Pestisitlerin toksik etkilerini belirlemeye yönelik literatürde yer alan çalışmalarda pestisitlerin ekosistemlere karışarak, ekosistemdeki canlılar üzerinde olumsuz etkilere neden olduğu ifade edilmektedir (Aniladevi Kunjamma ve ark., 2008). Tarımsal zararlılarla mücadelede zirai ilaç kullanımına bağlı olarak pestisitler akuatik ortamlara karışabilmekte ve su canlılarının ölümüne neden olabilmektedir. Pestisitlerin ölümcül etkileri sucul canlıların maruz kalma süresine, pestisit derişimine ve deneysel unsurlara bağlı olarak değişiklik gösterebildiği gibi aynı zamanda su canlısının türüne, pestisit hassasiyetine, cinsine ve büyüklüğüne göre de farklılık gösterebilmektedir (Singh ve ark., 2009). Tarımsal zararlılarla mücadelede kullanılan pestisitlerin hedef olmayan akuatik canlılar üzerindeki etkilerini belirlemeye yönelik birçok çalışma bulunmaktadır. Bu çalışmada farklı konsantrasyonlarda (0,014, 0,007 ve 0,0035 µg/L) CPF uygulanan *G. pulex*'lerde ortaya çıkan toksik etkiler değerlendirilmiştir.

Yapılan bu çalışmada farklı konsantrasyonlarda CPF uygulanan *G. pulex* canlılarının LC₅₀ değerleri araştırılmıştır. CPF'nin farklı sucul organizmalar için toksik etkilerinin belirlendiği çalışmalarda; *Procambarus clarkii* için 0,021 µg/L (Cebrian ve ark.,1992), *Gambusia affinis* türü balıklar için 0,3 µg/L (Venkateswara ve ark., 2005) ve 297 µg/L (Kavitha ve Venkateswara, 2008), *Desmodesmus communis* için 0,38±0,01 (Öztürk, 2018), *Oreochromis niloticus* için 1,023 µg/L (Giron Perez ve ark., 2006) *Ictalurus punctatus* türü balıklar için 2,077 µg/L (Dalvi ve Davis, 1998), *Cyprinus carpio* için 2,08 µg/L (Ramesh ve Saravan, 2008) ve 16 µg/L (Çakıroğulları, 2011), *Astacus leptodactylus Esch. 1823* için 2,29 µg/L (Ülger, 2018) ve *Cambarellus montezumae* için 6,59 µg/L (Arceo ve ark., 2015) sonuçları elde edilmiştir. Bu çalışmada ise *G. pulex* için LC₅₀ değeri 0.140±0,016 µg/L olarak bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar literatürde tespit edilen bulgular aralığındadır. Bu nedenle bu çalışmadaki verilerin literatürdeki verilerle genel olarak uyumlu olduğu ancak bazı çalışmalarda (Arceo ve ark., 2015; Kavitha ve Venkateswara, 2008; Çakıroğulları, 2011) ulaşılan bulgulara oranla daha düşük olduğu söylenebilir. Literatürdeki çalışmalarla bu çalışmadaki veriler arasındaki fark ise tür,

büyüklik, organizmaların bireysel dirençleri, buldukları ortamın fizikokimyasal özellikleri (sıcaklık, pH vb) ve laboratuvar şartlarındaki farklılıklardan kaynaklı olabilir.

CPF'nin *G. pulex*'te ortaya çıkan enzimatik ve enzimatik olmayan etkilerini belirleyebilmek amacıyla MDA ve GSH düzeyleri ile CAT, GSH-Px ve GST aktivitelerindeki değişimler belirlenmiştir.

Yapılan bu çalışmada farklı konsantrasyonlarda uygulanan CPF için MDA düzeyindeki değişimler belirlenmiştir. MDA, lipid peroksidasyonunda meydana gelen değişimin bir göstergesi olup, MDA düzeyindeki artış CPF'nin oksidatif stresin ortaya çıkmasında etkili olduğunu göstermektedir. Peroksidasyon reaksiyonlarına yönelik hücre savunma sistemini zayıflatan veya serbest radikallerin oluşumuna neden olan ksenobiyotikler, MDA miktarının artmasına neden olabilmektedirler (Lackner, 1998). Bu çalışmada da MDA düzeyleri kontrol grubuyla karşılaştırıldığında, CPF uygulanan her üç deneme grubunda da MDA düzeylerinin istatistiksel açıdan önemli düzeyde arttığı bununla birlikte CPF uygulanan deney grupları incelendiğinde en yüksek MDA düzeyi 1/100 grubunda görülürken en düşük düzeyin ise 1/400 grubunda olduğu belirlenmiştir. Gündüz (2012), çalışmasında CPF'nin *Cyprinus carpio* (L., 1758)'nin karaciğer antioksidan enzimleri üzerine etkisini araştırmış ve CPF'nin SOD, CAT ve GSH-Px aktivitesi ile MDA düzeyindeki değişimlerini tespit etmiştir. Araştırmacı çalışmanın ilk gününde MDA düzeyinde kontrol grubu ile deney grupları arasında istatistiksel olarak farklılık gözlenmediğini, sonraki günlerde MDA düzeyinde artış ve azalışların meydana geldiğini ve çalışmanın 4. gününde CPF konsantrasyonunun yüksek olduğu (0,26 mg/L ve 0,52 mg/ml) gruplarda MDA düzeyinde önemli oranda artışların gerçekleştiğini tespit etmiştir. CPF'nin *Cyprinus carpio* (L., 1758) üzerindeki toksik etkisinin incelendiği başka bir çalışmada CPF uygulanan *C. carpio*'ların TSA (sialik asit), MDA ve NO (nitrik oksit) düzeylerinde meydana gelen değişimler incelenmiştir. Araştırma sonucunda onuncu günde MDA düzeylerinin CPF konsantrasyonuna (kontrol, 0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) bağlı olarak artış gösterdiği ($9,25 \pm 0,52 \mu\text{mol/L}$, $14,30 \pm 1,15 \mu\text{mol/L}$ ve $15,10 \pm 1,25 \mu\text{mol/L}$) belirlenmiştir (Deveci ve ark., 2017). Ural (2013), CPF toksisitesine karşı likopenin iyileştirici etkisini belirlemeyi amaçladığı çalışmasında farklı konsantrasyonlarda (0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) CPF'ye maruz bırakılan sazan balıklarının karaciğer ($3,03 \pm 0,37 \mu\text{mol/L}$ ve $3,17 \pm 0,34 \mu\text{mol/L}$), böbrek ($3,87 \pm 0,95 \mu\text{mol/L}$ ve $4,19 \pm 1,18 \mu\text{mol/L}$) ve solungaçlarındaki ($2,82 \pm 0,87 \mu\text{mol/L}$ ve $3,11 \pm 0,74 \mu\text{mol/L}$) MDA düzeylerinin anlamlı düzeyde artış gösterdiğini belirlemiştir. Yonar (2018), çalışmasında CPF toksisitesine karşı

curcuminin iyileştirici etkisini belirlemeyi amaçladığı çalışmada farklı konsantrasyonlarda (0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) CPF'ye maruz bırakılan *C. carpio*'ların MDA düzeylerinin (2.66 ± 0.52 $\mu\text{mol/L}$ ve 3.10 ± 0.41 $\mu\text{mol/L}$) anlamlı düzeyde artış gösterdiğini belirlemiştir. Pestisitlerin tatlı su amfipodu olan *G. pulex* üzerindeki toksik etkisinin incelendiği bir başka çalışmada da sıcaklık ve kadmiyum konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak *G. pulex*'in MDA düzeyinin, sıcaklık artışı ve kadmiyum konsantrasyonuna bağlı olarak artış gösterdiği belirlenmiştir (Serdar, 2017). Bu çalışmada ulaşılan bulgular literatürde ulaşılan bulgularla benzerlik göstermektedir.

Yapılan bu çalışmada farklı konsantrasyonlarda uygulanan CPF için GSH düzeyindeki değişimler belirlenmiştir. GSH, hücrel faaliyetlerin düzenlenmesinde ve korunmasında önemli role sahip olup, GSH düzeyinde meydana gelen değişimler, oksidatif stresin artmasına bağlı olarak gelişen adaptasyonların göstergesi olarak düşünülmektedir (Serbes, 2011). Yapılan bu çalışmada GSH düzeyleri kontrol grubuyla karşılaştırıldığında, CPF uygulanan her üç deneme grubunda da GSH düzeylerinin istatistiksel açıdan önemli düzeyde azaldığı bununla birlikte yalnız CPF uygulanan gruplar incelendiğinde en yüksek GSH düzeyi 1/400 grubunda görülürken en düşük düzeyin ise 1/100 grubunda görüldüğü belirlenmiştir. Tutuş (2016), CPF'nin, emamectin benzoate ve abamectin türü pestisitlerin *Oreochromis niloticus*'un karaciğer dokusunda lipit peroksidasyonu ve CAT, SOD, GR, GSH ve MDA düzeylerine etkisini incelediği çalışmada CPF uygulanan deney grubunun GSH düzeyinin 48 saat sonunda arttığını ve 96 saat sonunda ise azaldığını belirlemiştir. Ayata (2017), farklı konsantrasyonlarda (0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) CPF'ye maruz bırakılan *C. carpio*'ların total oksidan ve total antioksidan parametrelerindeki değişimi belirlediği çalışmada, total antioksidan seviyesinin (TAS) anlamlı düzeyde azaldığını ve CPF'nin reaktif oksijen türlerini artırmasına bağlı olarak oksidatif stresi artırma yönünde etki gösterdiğini belirlemiştir. Öztürk (2019), CPF'nin zebra balıkları (*Danio rerio*) üzerindeki etkisini araştırdığı çalışmada CPF'nin zebra balıklarında doku hasarlarına yol açtığını ve oksidatif stresi artırdığını belirlemiştir. Nobonita ve Suchismita (2013), CPF'nin lepistes (*Poecilia reticulata*) üzerindeki toksisitesini araştırdıkları çalışmalarında CPF'ye maruz kalan lepistes balıklarının GSH enzimi düzeyini azalttığını belirlemişler ve buna bağlı olarak CPF'nin lepisteslerde oksidatif strese yol açtığı sonucuna ulaşmışlardır. Sharbidre ve ark. (2011), çalışmalarında metil paration ve CPF'nin lepistes (*P. reticulata*) üzerindeki toksisitesini araştırmış ve 96 saat süre sonunda MP ve CPF uygulanan lepistes balıklarının LC₅₀, MDA, GSH, CAT, GST, SOD ve GPx değerlerini

belirlemişlerdir. Araştırma sonucunda MP ve CPF uygulanan lepistes balıklarının GSH düzeyini azalttığı ve bu azalmanın istatistiksel olarak anlamlı düzeyde olduğunu tespit etmişlerdir.

Yapılan bu çalışmada farklı konsantrasyonlarda uygulanan CPF için CAT aktivitesindeki değişimler belirlenmiştir. CAT enzimi canlılarda oksijen toksisitesine yönelik geliştirilen ilk savunma enzimlerinden (Zagal ve Mazmancı, 2011). CAT enzimleri H₂O₂'yi hücrelere zararlı olmayan ve toksik olmayan su ve oksijene (H₂O, O₂) indirgemektedir (Duman ve Kar, 2015). CAT enzimi aktivitesinde meydana gelen değişimler, oksidatif stresin ortaya çıkmasına neden olan ksenobiyotiklere maruz kalmanın erken göstergesi olarak nitelendirilebilir (Li ve ark., 2012). Bu çalışmada da CAT aktivitelerinin CPF uygulanan her üç deneme grubunda kontrol grubuyla karşılaştırıldığında istatistiksel olarak önemli düzeyde azaldığı, CPF uygulanan gruplarda en yüksek CAT aktivitesinin 1/400 grubunda, en düşük ise 1/100 grubunda olduğu belirlenmiştir. Ural (2013), çalışmasında farklı konsantrasyonlarda (0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) CPF'ye maruz bırakılan *C. carpio*'ların CAT aktivitelerinin önemli düzeyde azaldığını (2.27±0.42 µmol/L ve 2.19±0.60 µmol/L) belirlemiştir. Yonar ve ark. (2012), *C. carpio*'larda CPF toksisitesine karşı propolisin iyileştirici etkisini belirlemeyi amaçladıkları çalışmalarında, farklı konsantrasyonlarda CPF'ye (0,04 mg/L ve 0,08 mg/L) maruz bırakılan *C. carpio*'ların CAT aktivitelerinin (2.76±0.75 µmol/L ve 2.68±0.63 µmol/L) önemli düzeyde azaldığını belirlemişlerdir. CPF toksisitesine karşı curcuminin iyileştirici etkisinin incelendiği başka bir çalışmada da 0,04 mg/L ve 0,08 mg/L olmak üzere iki farklı konsantrasyonda CPF'ye maruz bırakılan *C. carpio*'ların CAT aktivitelerinin önemli düzeyde azaldığı belirlenmiştir (Yonar, 2018). Tripathi ve Shasmal (2010), çalışmalarında CPF'nin *Heteropneustes fossilis* balık türü üzerindeki antioksidan etkisini araştırmışlardır. Araştırma sonucunda farklı konsantrasyonlarda CPF uygulamasının *H. fossilis*'in karaciğer, beyin, solungaç ve kas dokularındaki CAT aktivitelerini azalttığı ve bu değişimin istatistiksel olarak anlamlı düzeyde olduğu tespit edilmiştir. Nobonita ve Suchismita (2013), CPF'ye maruz kalan lepisteslerin CAT enzimi aktivitelerinin istatistiksel olarak anlamlı düzeyde azaldığını belirlemiştir. Paracampo ve ark. (2014), CPF'nin *Cnesterodon decemmaculatus* üzerindeki akut toksisitesini belirlemeyi amaçladıkları çalışmalarında, CPF'ye maruz kalan *C. decemmaculatus*'larda doku hasarlarının gözlemlendiğini ve antioksidan enzim aktivitelerini anlamlı düzeyde azalttığını tespit etmişlerdir. Majumder ve Kaviraj (2018), çalışmalarında CPF'nin tatlı su

balıklarından olan *Oreochromis niloticus* üzerindeki toksisitesini araştırmış ve çalışma sonucunda CPF'nin *O. niloticus*'ların CAT aktivitelerini azalttığını ve balık ölümlerine yol açtığını belirlemişlerdir. Sharbidre ve ark. (2011), çalışmalarında metil paration ve CPF'nin lepistes (*P. reticula*) balıkları üzerindeki toksisitesini belirleyebilmek amacıyla antioksidan enzim aktivitelerindeki değişimleri incelemiş ve araştırma sonucunda CPF ve MP'nin CAT enzim aktivitesini anlamlı düzeyde azalttığını belirlemişlerdir. Bu çalışmada da CPF uygulanan gruplarda CAT enzim aktivitesinde meydana gelen azalmalar araştırmacının bulgularıyla uyumludur. Gündüz (2012), CPF'nin *C. carpio*'lar üzerindeki toksik etkisini incelediği çalışmasında, CPF konsantrasyonu ve maruz kalma süresindeki artışa bağlı olarak *C. carpio*'ların CAT aktivitelerinin önemli düzeyde arttığını belirlemiştir. Serdar (2017), çalışmasında sıcaklık artışına ve kadmiyum konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak *G. pulex*'in CAT enzim aktivitelerinin arttığını belirlemiştir. Araştırmada elde edilen bu bulgu bu çalışmada elde edilen bulguyla farklılık göstermektedir. Sonuçlardan elde edilen bu farklılıkların nedeni konsantrasyon farklılıkları ve sıcaklık olabilir.

Yapılan bu çalışmada farklı konsantrasyonlarda uygulanan CPF için GSH-Px enzim aktivitesindeki değişimler belirlenmiştir. Redükte glutasyonu (GSH) hidrojen peroksitin bulunduğu ortamlarda okside glutatyona (GSSG) yükseltgeyen GSH-Px aktivitelerinin CPF uygulanan her üç deneme grubunda kontrol grubuyla karşılaştırıldığında istatistiksel olarak önemli düzeyde azaldığı, CPF uygulanan gruplarda en yüksek GSH-Px aktivitesinin 1/400 grubunda, en düşük ise 1/100 grubunda olduğu belirlenmiştir. GSH düzeyinde görülen azalmalar *G. pulex*'lerin stres nedeniyle GSH sentezini baskıladığını gösterdiği söylenebilir. CPF'nin GSH-Px aktivitesini önemli düzeyde azalttığına ilişkin çalışmada elde edilen bu bulgu literatürde yer alan çalışmaların bulgularıyla benzerlik göstermektedir. Öztürk (2019), CPF'ye maruz kalan zebra balıklarının GSH-Px aktivitesinin azaldığını ve bu azalmanın istatistiksel olarak anlamlı düzeyde olduğunu tespit etmiştir. Ural (2013), çalışmasında CPF'nin sazan balıklarında GSH-Px aktivitesini önemli düzeyde azalttığını belirlemiştir. Yonar ve ark., (2012) çalışmalarında CPF uygulanan sazanların GSH-Px aktivitelerinde istatistiksel olarak anlamlı düzeyde azalmanın ortaya çıktığını belirlemişlerdir. Yonar (2018), CPF toksisitesine karşı curcuminin etkisini araştırdığı çalışmasında farklı konsantrasyonlarda CPF uygulanan *C. carpio*'ların GSH-Px aktivitelerinde anlamlı düzeyde azalmanın ortaya çıktığını belirlemiştir. Nobonita ve Suchismita (2013), çalışmalarında CPF uygulanan lepistes

balıklarının GSH-Px düzeyinde dalgalanmalar gözlemlendiğini ancak bu değişimlerin istatistiksel olarak anlamlı düzeyde olmadığını belirlemişlerdir. Sharbidre ve ark. (2011), çalışmalarında MP ve CPF'nin lepistes (*P. reticula*) balıklarının GPx aktivitesini anlamlı düzeyde azalttığını belirlemişlerdir. Gül (2005), çalışmasında CPF'nin *Oreochromis niloticus* L. larvaları üzerindeki toksik etkilerini incelemiş ve araştırma sonucunda farklı konsantrasyonlarda CPF uygulanan *O. niloticus*'ların LC₅₀ değerlerinin arttığını ve antioksidan enzim aktivitelerini azaltarak oksidatif strese yol açtığını belirlemiştir. Ancak Gündüz (2012), çalışmasında kontrol grubuna oranla tüm CPF konsantrasyonlarına maruz kalan *G. pulex*'lerin GSH-Px düzeylerinde önemli artışların gözlemlendiğini ve araştırmanın dördüncü gününe gelindiğinde en önemli artışın meydana geldiğini belirlemiştir. Bu farklılığın laboratuvar koşullarındaki farklılıklardan kaynaklandığı düşünülmektedir.

Yapılan bu çalışmada farklı konsantrasyonlarda uygulanan CPF için GST enzim aktivitesindeki değişimler belirlenmiştir. GST, toksik maddelerin ya da oksidasyon sonucunda açığa çıkan ürünlerin vücuttaki makromoleküllerle birleşmesini engelleyerek hücresel yapıya zarar vermeden dışarı atılmasını sağlar. Toksik karakterli bileşikler olan pestisitler, serbest radikallerin ortaya çıkmasına neden olarak oksidatif strese yol açar. GST, pestisitlerin ortaya çıkardığı serbest radikallerin yok edilmesinde GSH'ı kullanır. Bu durum artan pestisit konsantrasyonlarına karşı GST ve GSH düzeylerinin azalmasına neden olur. GST aktivitelerinin CPF uygulanan her üç deneme grubunda kontrol grubuyla karşılaştırıldığında istatistiksel olarak önemli düzeyde azaldığı, CPF'nin uygulandığı gruplar kendi içerisinde kıyaslandığında ise 1/100 ve 1/200 gruplarının GST aktivitelerinin 1/400 grubundan istatistiksel anlamda farklılık gösterdiği, bununla birlikte 1/100 ve 1/200 gruplarının herhangi bir farklılık göstermediği ve CPF uygulanan gruplarda en yüksek GST aktivitesinin 1/400 grubunda, en düşük ise 1/100 grubunda olduğu belirlenmiştir. Levin ve ark. (2003), CPF'nin gelişmekte olan zebra balıkları üzerindeki toksisitesini araştırdıkları çalışmalarında, CPF'nin antioksidan enzim aktivitelerini azalttığını ve ölüm oranı hızını arttırdığını tespit etmişlerdir. Özcan Oruç (2010), farklı konsantrasyonlarda (5 ppb, 10 ppb, 15 ppb) CPF'ye maruz kalan *Oreochromis niloticus*'larda oksidatif stres, steroid hormon konsantrasyonları ve asetilkolinesteraz aktivitesindeki değişimleri incelediği araştırmasında, CPF'nin *O. niloticus*'larda GST aktivitesini önemli düzeyde azalttığını ve oksidatif stresin ortaya çıkmasında etkili olduğunu belirlemiştir. Kabasakal (2013), çalışmasında pestisit uygulanan *C. carpio carpio*'ların GST düzeylerinin, tüm pestisit gruplarında artan konsantrasyonlara bağlı olarak azaldığını belirlemiştir. Selvi ve

ark. (2005), CPF'nin *P. reticulata* üzerindeki toksik etkisini araştırdıkları çalışmalarında 96 saat süreyle CPF'ye maruz bırakılan *P. reticulata*'ların antioksidan enzim aktivitelerinin azaldığını ve CPF'nin *P. reticulata*'larda doku hasarına ve lme yol açtığını belirlemişlerdir. Araştırmada elde edilen bu bulgu bu çalışmada elde edilen bulguyla benzerlik göstermektedir. Yonar (2018), çalışmasında farklı konsantrasyonlarda CPF'ye maruz kalan *C. carpio*'ların GST aktivitelerinin arttığını belirlemiştir. Nobonita ve Suchismita (2013), çalışmalarında 96 saat boyunca CPF uygulanan *P. reticulate*'lerin GST düzeylerinin istatistiksel olarak anlamlı düzeyde artış gösterdiğini belirlemişlerdir. Sharbidre ve ark. (2011), MP ve CPF'nin lepistes balıklarının GST aktivitesinde dalgalanmalara yol açtığını belirlemiştir. Araştırmada elde edilen bu bulgu bu çalışmada elde edilen bulguyla farklılık göstermektedir. Sonuçlardan elde edilen bu farklılıkların nedeni tür farklılığı, konsantrasyon farklılıkları ve laboratuvar şartlarındaki farklılıklar olabilir.

Sucul ortamlar hem beşeri faaliyetler hem de doğal unsurlar yoluyla yoğun olarak kirletilen alanlar olup, ekosistemler açısından hayati önem taşımaktadırlar. evresi ile yoğun bir etkileşim içerisinde olan sucul canlılar kimyasal ve fiziksel değişimlerden doğrudan etkilenmektedirler. Su canlılarının bir bölümü insanların besin kaynaklarını oluşturması açısından su kirliliğinin önlenmesi ayrıca önem arz etmektedir.

Sonuç olarak tarımsal zararlılarla mücadelede yaygın olarak kullanılan CPF'nin bir tatlı su amfipodu olan *G. pulex* üzerinde toksik etkiye neden olduğu ve CPF kullanımının su ekosistemleri açısından risk oluşturduğu söylenebilir.

Tarımsal verimliliği artırmak ve tarımsal zararlıların etkilerini en az düzeye indirgeyebilmek amacıyla yaygın olarak kullanılan pestisitler su ekosistemleri başta olmak üzere tüm ekosistemleri doğrudan ya da dolaylı olarak olumsuz yönde etkileyebilmektedir. Pestisitler su kaynaklarına karışarak canlıların temel yaşam kaynaklarından biri olan suyun kirletilmesinin yanı sıra aynı zamanda su canlılarını da olumsuz yönde etkilemektedir. Su canlılarının vücutlarında biriken pestisitler, bu canlıları tüketen insan ve diğer canlıların vücutlarına geçerek canlı sağlığının bozulmasına neden olabilmektedir.

Pestisitlerin yol açtığı bu olumsuzlukların önlenmesi için tarımsal faaliyetlerde kullanılan pestisitlerin kontrollü kullanımının sağlanması, pestisitlerin zararlarının asgari düzeye indirilmesinde etkili olabilir. Pestisit kullanımına ilişkin çiftçilere yönelik eğitimlerin düzenlenmesi, pestisit kullanımına ilişkin bilgilerinin artmasını sağlayabilir ve kullanımının sınırlandırılmasını sağlayabilir. Toksik etkileri daha düşük olan pestisitlerin

tercih edilmesi ve ilaçlama faaliyetlerinde gerekli tedbirlerin alınarak su kaynaklarına ulaşabilmesinin engellenmesi pestisitlerin su ortamlarına verdiği zararları asgari düzeye indirmede etkili olabilmektedir. Yine pestisitlerin içerisinde bulunduğu kapların ve ilaçlama yapılan aletlerin su kaynaklarında yıkanmaması, pestisit kalıntılarının çevreye atılmaması ve imha edilmesi pestisitlerin ekosisteme yayılmasını engelleyebilir. Su kaynaklarından belli periyotlarla örnekler alınarak analiz edilmesi pestisitlerin ekosistemdeki diğer canlılara yayılmasını önlemede etkili olabilir.

Pestisitlerin su canlıları ve ekosistem üzerindeki olumsuz etkilerini belirlemeye yönelik çalışmaların yapılması ve temel yaşam kaynağı olan suyun canlılar için önemini göz önünde bulundurarak pestisitlerin su kaynaklarına yönelik zararlarını belirten araştırmaların artırılması ve sonuçlarının kamuoyuyla paylaşılması pestisit kullanımının asgari düzeye indirilmesinde etkili olabilir.

Pestisitlerin zararlarını asgari düzeye indirebilecek yöntemlerin araştırılması, pestisitlerin neden olduğu olumsuz durumların ortadan kaldırılabilmesine ve tarımsal şartları göz önünde bulundurarak pestisitlere olan ihtiyaı ortadan kaldırmaya yönelik çalışmaların gerçekleştirilmesi pestisitlerin neden olduğu zararların minimum düzeye indirilmesinde etkili olabilir.

5. KAYNAKLAR

- Aebi, H.**, 1984. Catalase in vitro. *Methods in enzymology*, 105:121-126.
- Akbulut, C., Kızıl, Ç., Yön, N.D.**, 2013. Effects of low doses of bisphenol a on primordial germ cells in zebrafish (*Danio rerio*) embryos and larvae. *Kafkas Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 19:647-653.
- Alak, G., Sönmez, A.Y., Hisar, O.**, 2011. Bazı pestisitlerin balıkların antioksidan enzim aktiviteleri üzerine etkileri. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 42:91-93.
- Ali, D., Nagpure, N.S., Kumar, S., Kumar, R., Kushwaha, B., Lakra, W.S.**, 2009. Assessment of genotoxic and mutagenic effects of chlorpyrifos in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch) using micronucleus assay and alkaline single-cell gel electrophoresis. *Food and Chemical Toxicology*, 47:650-656.
- Aniladevi Kunjamma, K.P., Philip, B., Smitha, V., Bhanu, S.V., Jose, J.**, 2008. Histopathological effects on *Oreochromis mossambicus* (Tilapia) exposed to chlorpyrifos. *Journal of Environmental Research and Development*, 2:553-559.
- APHA**, 1998. Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, 874 pp.
- Arceo, S.D.B., Martínez-Tabche, L., Alvarez-Gonzales, I., Lopez, E., Madrigal-Bujaidar, E.**, 2015. Toxicity induced by dieldrin and chlorpyrifos in the fresh water crayfish *Cambarellus montezumae* (Cambaridae). *Revista De Biologia Tropical*, 63:83-96.
- Arnold, K.E., Wells, C., Spicer, J.I.**, 2009. Effect of an insect juvenile hormone analogue, Fenoxycarb® on development and oxygen uptake by larval lobsters *Homarus gammarus* (L.). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 149:393-396.
- Ayata, E.**, 2017. Klorprifos-etil'in *Cyprinus carpio* (L.1758)'da total oksidan/total antioksidan seviyelerine etkisinin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*. Gaziantep Üniversitesi, Gaziantep, 65s.
- Aydın, A.N.**, 2018. Cyflutrin, dimethoate insektisitlerinin *Gammarus pulex* (L., 1758) üzerine letal konsantrasyonlarının (LC) belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Munzur Üniversitesi, Tunceli, 19s.
- Barnard, J.L., Barnard, C.M.**, 1983. Freshwater amphipoda of the world I. evolutionary patterns, p. 1-358; II. Handbook and Bibliography. 359-830, Hayfield Associates, Mt. Vernon, Virginia.

- Beutler, E.**, 1975. Red cell metabolism, a manual of biochemical methods. *Grune Strottan*, New York.
- Bulut, S., Erdoğmuş, S.F., Konuk, M., Cemek, M.**, 2010. Afyonkarahisar içme sularındaki organoklorlu pestisit kalıntıları. *Çevkor*, 19:24-31.
- Cebrian, C., Andreu-Moliner, E.S., Fernandez-Casalderrey, A., Ferrando, M.D.**, 1992. Acute toxicity and oxygen consumption in the gills of *Procambarus clarkii* in relation to chlorpyrifos exposure. *Environmental Contamination and Toxicology*, 49:145-149.
- Cold, A., Forbes V.E.**, 2004. Consequences of a short pulse of pesticide exposure for survival and reproduction of *Gammarus pulex*. *Aquatic Toxicology*, 67:287-299.
- Çakıroğulları, G.Ç.**, 2011. Chlorpyrifos-ethyl'in subletal dozunun sazan balıkları (*Cyprinus carpio* L., 1758) histolojisi ve genotoksitesisi üzerine etkilerinin belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Gazi Üniversitesi, Ankara, 101s.
- Dağlı, Z.**, 2008. Konya bölgesindeki buğdaylarda organik klorlu pestisit seviyelerinin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Selçuk Üniversitesi, Konya, 37s.
- Dalvi, R.R., Davis, S.W.**, 1998. Role of β -naphthoflavone in the acute toxicity of chlorpyrifos in channel catfish. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 60:335-339.
- Demirsoy, A.**, 1998. Yaşamın temel kuralları, omurgasızlar invertebrate (böcekler dışında). Meteksan A.Ş., Ankara, 960s.
- Deveci, H., Karapehlivan, M., Kaya, İ., Kükürt, A., Alpay, M.**, 2015. Protective role of caffeic acid phenethyl ester against to chlorpyrifos-ethyl acute poisoning. *Ankara Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 62:255-260.
- Deveci, H.A., Kükürt, A., Nur, G., Kaya, İ.**, 2017. *Cyprinus carpio* (L., 1758)'da klorprifos-etil uygulamasının sialik asit, malondialdehit ve nitrik oksit düzeylerine etkisi. *Gaziantep Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 9:46-51.
- Devlet Planlama Teşkilatı**, 2008. Gübre ve tarım ilaçları; DPT 2711. 9. Beş Yıllık Kalkınma Planı. *Kimya Sanayi Özel İhtisas Komisyonu Raporu*, Ankara, 20-23.
- Doğan, N., Yazıcı, Z., Şişman, T.**, 2011. Lepistes balığının karaciğeri üzerine fenpiroksimat akarisitinin biyokimyasal etkileri. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 13:1-8.
- Duman, F., Kar, M.**, 2015. Evaluation of effects of exposure conditions on the biological responses of *Gammarus pulex* exposed to cadmium. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 12:437-444.

- Eaton, D.L., Daroff, R.B., Autrup, H., Bridges, J., Buffler, P., Costa, L.G., Coyle, J., McKhann, G., Mobley, W.C., Nadel, L., Neubert, D., Schulte-Hermann, R., Spencer, P.S.,** 2008. Review of the toxicology of chlorpyrifos with an emphasis on human exposure and neurodevelopment. *Critical Reviews in Toxicology*, 2:1-125.
- Elman, G.L.,** 1959. Tissue sulfhydryl groups. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 82:70-77.
- Felten, V., Charmantier, G., Mons, R., Geffard, A., Rousselle, P., Coquery, M., Geffard, O.,** 2007. Physiological and behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda) exposed to cadmium. *Aquatic Toxicology*, 86:413-425.
- Ghedira, J., Jebali, J., Bouraoui, Z., Banni, M., Chouba, I., Boussetta, H.,** 2009. Acute effects of chlorpyrifos-ethyl and secondary treated effluents on acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in *Carcinus maenas*. *Journal of Environmental Sciences*, 21:1467-1472.
- Giron-Perez, M.I., Barcelos-Garcia, R., Vidal-Chavez, Z.G., Romero-Banuelos, C.A., Robledo-Marengo, M.L.,** 2006. Effect of chlorpyrifos on the hematology and phagocytic activity of Nile tilapia cells (*Oreochromis niloticus*). *Toxicology Mechanisms and Methods*, 16:495-499.
- Gül, A.,** 2005. Investigation of acute toxicity of chlorpyrifos-methyl on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) larvae. *Chemosphere*, 59:163-166.
- Gündüz, S.G.,** 2012. *Cyprinus carpio* (L., 1758)'nun karaciğer antioksidan enzim seviyeleri üzerine chlorpyrifos'un etkileri. *Doktora Tezi*, Mersin Üniversitesi, Mersin, 89s.
- Güven, K., Özbay, C., Ünlü, E., Satar, A.,** 1999. Acute lethal toxicity and accumulation of copper in *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda). *The Journal of Biological*, 23:513-521.
- Habig, W.H., Pabst, M.J., Jakoby, W.B.,** 1974. Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *The Journal of Biological Chemistry*, 249:30-7139.
- Halappa, R., David, M.,** 2009. Behavioural responses of the freshwater fish, *Cyprinus carpio* (Linnaeus) following sublethal exposure to chlorpyrifos. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 9:233-238.
- Kabasakal, Ö.F.,** 2013. Tarımda kullanılan bazı pestisitlerin *Cyprinus carpio*'daki antioksidan enzimlere etkisinin değerlendirilmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Balıkesir Üniversitesi, Balıkesir, 104s.

- Kalaycı, Ş.**, 2010. SPSS uygulamalı çok değişkenli istatistik teknikleri. Asil Yayınları, Ankara, 426s.
- Karakaya, M., Boyraz, N.**, 1992. Gıda kirlenmesinde pestisitler ve korunma yolları. *Ekoloji Çevre Dergisi*, 4:11-15.
- Kavitha, P., Venkateswara, R.J.**, 2008. Oxidative stress and locomotor behaviour response as biomarkers for assessing recovery status of mosquito fish, *Gambusia affinis* after lethal effect of an organophosphate pesticide, monocrotophos. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 87:182-188.
- Kaymak, G., Akbulut, C., Esmer, H.E., Kayhan, F.E., Yön, N.D.**, 2014. Sucul organizmalarda çevresel şartlara karşı geliştirilen oksidatif stres mekanizmaları ve adaptif yanıtlar. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, 4:137-151.
- Kazıcı Akar, B.**, 2018. Kurşun nitrat ($Pb(NO_3)_2$) ağır metalinin *Gammarus pulex* (L., 1758) üzerindeki akut toksisitesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Munzur Üniversitesi, Tunceli, 19s.
- Kocaçalışkan, İ., Bingöl, N.A.**, 2008. Biyoistatistik. Nobel Yayınları, Yayın No: 1305, Ankara, 184s.
- Kwong, T.C.**, 2002. Organophosphate pesticides: biochemistry and clinical toxicology. *Ther Drug Monit*, 2:144-149.
- Lackner, R.**, 1998. Oxidative stress in fish by environmental pollutants. *Fish Ecotoxicology*, 1:203-224.
- Levin, E.D., Chrysanthis, E., Yacisin, K., Linney, E.**, 2003. Chlorpyrifos exposure of developing zebrafish: effects on survival and long-term effects on response latency and spatial discrimination. *Neurotoxicology and Teratology*, 25:51-57.
- Lewis, A., Esteban, N.**, 2002. Impact and amelioration of sediment and agro-chemical pollution in caribbean coastal waters: environmental survey of agro-chemicals in the land-water interface of st. lucia. DFID NRSP Project, 7668.
- Li, Z., Thiel, K., Thul, P.J., Beller, M., Kuhnlein, R.P., Welte, M.A.**, 2012. Supplemental information. *Current Biology*, 22:20-31.
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L., Randall, R.J.**, 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, 193:265-275
- Majumder, R., Kaviraj, A.**, 2018. Acute and sublethal effects of organophosphate insecticide chlorpyrifos on freshwater fish *Oreochromis niloticus*. *Drug and Chemical Toxicology*, 1:1-9.

- Mrema, E.J., Rubino, F.M., Brambilla, G., Moretto, A., Tsatsakis, A.M., Colosio C.,** 2013. Persistent organochlorinated pesticides and mechanisms of their toxicity. *Toxicology*, 307:74-88.
- Narra, M.R., Rajender, K., Reddy, R.R., Rao, J.V., Begum, G.,** 2015. The role of vitamin C as antioxidant in protection of biochemical and haematological stress induced by chlorpyrifos in freshwater fish *Clarias batrachus*. *Chemospher*, 132:172-178.
- Nobonita, D., Suchismita, D.,** 2013. Chlorpyrifos toxicity in fish: a review. *Current World Environment*. 8:77-84.
- Okechukwu, E.O., Auta, J., Balogun, K.K.,** 2007. Effects of acute nominal doses of chlorpyrifos-ethyl on some haematological indices of African catfish *Clarias gariepinus-teugels*. *Journal of Fisheries International*, 2:190-194.
- Oruç, E.Ö., Üner, N.,** 1999. Effects of 2,4-diamin on some parameters of protein and carbohydrate metabolisms in the serum, muscle and liver of *Cyprinus carpio*. *Environmental Pollution*, 105:267-272.
- Özbek, M., Ustaoglu, M.R.,** 2006. Check-list of *Malacostraca (Crustacea)* species of Turkish inland waters. *Erciyes Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 23:229-234.
- Özcan Oruç, E.,** 2010. Oxidative stress, steroid hormone concentrations and acetylcholinesterase activity in *Oreochromis niloticus* exposed to chlorpyrifos. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 96:160-166.
- Özcan, Z., Tongur, S., Yıldız, S.,** 2019. Pestisitlerin toksisitelerinin çevre ve insan sağlığı açısından değerlendirilmesi. *International Symposium for Environmental Science and Engineering Research (ISESER)*, Abstract Book, Konya.
- Öztürk, B.,** 2018. *Desmodesmus communis* (E.Hegewald) E.Hegewald'e chlorpyrifos-etil ve pendimethalin'nin etkisinin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*. Atatürk Üniversitesi, Erzurum, 57s.
- Öztürk, Ü.,** 2019. Klorpirifos'un zebra balıklarında (*Danio rerio*) vitellogenin ve histopatolojik etkilerin belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*. Gazi Üniversitesi, Ankara, 62s.
- Paracampo, A., Solis, M., Bonetto, C., Mugni, H.,** 2014. Acute toxicity of chlorpyrifos to the non-target organism *Cnesterodon decemmaculatus*. *International Journal of Environmental Health Research*, 3:47-41.
- Placer, Z.A., Cushman, L., Johnson, B.C.,** 1966. Estimation of products of lipid peroxidation (malonyl dialdehyde) in biological fluids. *Analytical Biochemistry*, 16:359-364.

- Poyraz, İ.**, 2001. Çeşitli çevresel kirleticilerin *Gammarus pulex* glutatyon redüktaz enzimi üzerindeki biyokimyasal özellikleri. *Doktora Tezi*, Anadolu Üniversitesi, Eskişehir, 71s.
- Ramesh, M., Saravanan, M.**, 2008. Haematological and biochemical responses in a freshwater fish *Cyprinus carpio* exposed to chlorpyrifos. *International Journal of Integrative Biology*, 3:1-80.
- Rinderhagen, M., Ritterhoff, J., Zauke, G.P.**, 2000. Crustaceans as bioindicators. In: biomonitoring of polluted water-reviews on actual topics. Trans tech publications-scitech publications. *Environmental Research Forum*, 9:161–194.
- Sanchez-Galan, S., Linde, A.R., Izquierdo, J.I., Garcia, V.E.**, 1998. Micronuclei and fluctuating asymmetry in brown trout (*Salmo trutta*): complementary methods of biomonitor freshwater ecosystems. *Mutation Research*, 412:219-225.
- Selvi, M., Sarıkaya, R., Erkoç, F., Koçak, O.**, 2005. Investigation of acute toxicity of chlorpyrifos-methyl on guppy *Poecilia reticulata*. *Chemosphere* 60:93–96.
- Serbes, D.**, 2011. Cyfluthrin, imidacloprid ve karışım uygulamalarının *Cyprinus carpio*'da beyin ve karaciğer dokularında glutatyon, malondialdehit ve protein karbonil düzeylerine etkileri. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Adana, 90s.
- Serdar, O.**, 2017. Tatlı su amfipodu *Gammarus pulex* (L., 1758)'te kadmiyum toksisitesi üzerine sıcaklığın etkisinin belirlenmesi. *Doktora Tezi*, Munzur Üniversitesi, Tunceli, 62s.
- Serdar, O.**, 2019. The effect of dimethoate pesticide on some biochemical biomarkers in *Gammarus pulex*. *Environmental Science and Pollution Research*, 26:21905-21914.
- Serdar, O., Yıldırım, C.N., Tatar, Ş., Yıldırım, N.**, 2019. Kurşuna maruz bırakılan *Gammarus pulex*'de antioksidan enzim yanıtları. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences (Anadolu Çevre ve Hayvancılık Bilimleri Dergisi)*, 4:216-220.
- Serdar, O., Yıldırım, C.N., Tatar, Ş., Yıldırım, N., Ogeday, A.**, 2018. Antioxidant biomarkers in *Gammarus pulex* to evaluate the efficiency of electrocoagulation process in landfill leachate treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 25:12538-12544.
- Sharbidre, A.A., Metkari, V., Patode, P.**, 2011. Effect of methyl parathion and chlorpyrifos on certain biomarkers in various tissues of guppy fish, *Poecilia reticulata*. *Pesti. Biochem. Physio.*, 101:132–141.

- Simon, D., Helliwell, S., Robards, K.,** 1998. Analytical chemistry of chlorpyrifos and diuron in aquatic ecosystems. *Analytica Chimica Acta*, 360:1-16.
- Singh, R.N., Pandey, R.K., Singh, N.N., Das, V.K.,** 2009. Acute toxicity and behavioral responses of common carp *Cyprinus carpio* (Linn.) to an organophosphate (dimethoate), *World Journal of Zoology*, 4:70-75.
- Sümbüloğlu, K.,** 1998. Biyoistatistik. Hatipoğlu Yayınevi, Yayın No: 53, Ankara, 302s.
- Şahinkuşu, F.,** 2018. Malathion insektisitinin *Gammarus pulex* (L., 1758) üzerine akut toksisitesinin belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Munzur Üniversitesi, Tunceli, 23s.
- Şişman, T., Geyikoğlu, F.,** 2010. PCB 126'ya maruz kalmış zebra balığı (*Danio rerio*) larvalarındaki sensorimotor hasarlar. *TUBAV Bilim Dergisi*, 3:61-66.
- Tatar, Ş., Serdar, O., Yıldırım, C.N.,** 2019. Kongo kırmızısına maruz bırakılan tatlı su amphipodu *Gammarus pulex*'in antioksidan ve detoksifikasyon sistemindeki değişiklikler. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences (Anadolu Çevre ve Hayvancılık Bilimleri Dergisi)*, 4:76-81.
- Tatar, Ş., Yıldırım, C.N., Serdar, O., Yıldırım, N.,** 2018. The using of *Gammarus pulex* as a biomonitor in ecological risk assessment of secondary effluent from municipal wastewater treatment plant in Tunceli, Turkey. *Human and Ecological Risk Assessment*, 24:819-829.
- Tilak, K.S., Veeraiah, K., Ramanakumari, G.V.,** 2001. Toxicity and effect of chlorpyrifos to the freshwater fish *Labeo rohita* (Hamilton). *Neurology Research*, 20:438-445.
- Timchalk, C., Kousba, A., Poet, T.S.,** 2008. Monte Carlo analysis of the human chlorpyrifos oxonase (PON1) polymorphism using a physiologically based pharmacokinetic and pharmacodynamic (PBPK/PD) model. *Toxicology Letters*, 135:51-59.
- Tiryaki, O.,** 2016. Türkiye'de yapılan pestisit kalıntı analiz ve çalışmaları. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 32(1):72-82.
- Tripathi, G., Shasmal, J.,** 2010. Concentration related responses of chlorpyrifos in antioxidant, anaerobic and protein synthesizing machinery of the freshwater fish, *Heteropneustes fossilis*, *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 99:215-220.
- Turgut, C., Örnek, H., Teresa, J.C.,** 2010. Pesticide residues in dried table grapes from the Aegean region of Turkey. *Environ Monit Assess*, 167:143-149.

- Tutuş, R.**, 2016. *Oreochromis niloticus*'un karaciğer dokusundaki antioksidan sistemler ve lipid peroksidasyonu üzerine chlorpyrifos, emamectin benzoate ve abamectin türü pestisitlerin etkileri. *Yüksek Lisans Tezi*, Adıyaman Üniversitesi, Adıyaman, 100s.
- Ural, M.Ş.**, 2013. Chlorpyrifos-induced changes in oxidant/antioxidant status and haematological parameters of *Cyprinus carpio carpio*: Ameliorative effect of lycopene, *Chemosphre*, 90:2059–2064.
- URL-1**, 2019. <https://www.google.com.tr/maps/@39.1729324,39.0224096,9.87z?hl=tr>. 3 Aralık 2019.
- USEPA**, 2000. Reregistration eligibility science chapter for chlorpyrifos. Fate& environmental risk assessment chapter.
- Ülger, A.**, 2018. Tatlı su istakozlarında (*Astacus leptodactylus* Esch. 1823) chlorpyrifos-ethyl'in toksik etkilerinin belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Gazi Üniversitesi, Ankara, 67s.
- Venkateswara, R.J., Ghouseia, B., Pallela, R., Umsan, P.K., Nageswara Rao, R.**, 2005. Changes in behaviour and brain acetylcholinesterase activity in mosquito fish, *Gambusia affinis* in response to the sub-lethal exposure to chlorpyrifos. *Internatuional Journal of Environmental Research and Public Health*, 2:478-483.
- Xing, H., Wang, J., Li, J., Fan, Z., Wang, M., Xu, S.**, 2010. Effects of atrazine and chlorpyrifos on acetylcholinesterase and carboxylesterase in brain and muscle of *Common carp*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 30:26-30.
- Yılayaz, Ö.**, 2008. Chlorpyrifos ethyl (pestisit;insektisit)'in *Barbus rajanorum mystaseus* (Heckel,1843) üzerindeki genotoksik etkilerinin eritrosit mikronukleus testi ile belirlenmesi. *Doğu Anadolu Bölgesi Araştırmaları*, 1:113-117.
- Yıldırım, C.N., Tanyol, M., Yıldırım, N., Serdar, O., Tatar, Ş.**, 2018. Biochemical responses of *Gammarus pulex* to malachite green solutions decolorized by *Coriolus versicolor* as a biosorbent under batch adsorption conditions optimized with response surface methodology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156:41-47.
- Yonar, M.E.**, 2018. Chlorpyrifos-induced biochemical changes in *Cyprinus carpio*: Ameliorative effect of curcumin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 151:49-54.
- Yonar, M.E., Mişe Yonar, S., Ural, M.Ş., Silici, S., Düşükcan, M.**, 2012. Protective role of propolis in chlorpyrifos-induced changes in the haematological parameters and the oxidative/antioxidative status of *Cyprinus carpio carpio*. *Food and Chemical Toxicology*. 50:2703-2708.

Zagal, A., Mazmanci, B., 2011. Oxidative stress response in *Nile tilapia* (*Oreochromis niloticus*) exposed to textile mill effluent, *Toxicology and Industrial Health*, 27:81-85.



ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Seçil GÜNEŞ

Yabancı Dil: İngilizce (YDS 65 puan)

Doğum Yeri ve Yılı: Elazığ/10.10.1966

e-posta: secil.gunes@tarimorman.gov.tr

Eğitim ve Mesleki Geçmişi:

1984, Fırat Üniversitesi Su Ürünleri Yüksek Okulu

1993, Erzincan Açıköğretim Fakültesi Büro Yöneticiliği

2001, Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı, Bolu İl Tarım Müdürlüğü Su Ürünleri Mühendisi

2002, Elazığ Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü

2014, Tunceli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans

Bilimsel Çalışmalar (Makaleler ve Bildiriler):

Makaleler:

1. Birici, N., Şeker, T., Balcı, M., Çelik, B., Kılıç, A., Güneş S. 2014. Elazığ İlinde Su Ürünleri Yetiştiricilik İşletmelerinde Mekanizasyonun Kullanımı. Yunus Araştırma Bülteni (3): 51-58
2. Sönmez, F., Güneş, S., Özbey, N., Şeker, T., Arısoy, G., (2017). The Seasonal Variations of Phytoplankton of Nazik Lake (Bitlis, Turkey). Journal of Aquaculture Engineering and Fisheries Research, 3(4),219-235.
3. Balcı M., N. Birici, T. Şeker, M. Küçükylmaz, A.T. San, S. Güneş, 2018. Malatya İli Su Ürünleri Sektörünün Mevcut Durumu, Uluslararası Tarım ve Doğa Bilimleri Dergisi, 1 (2), 102-107.
4. Saler, S., Bulut, H., Güneş, S., Alpaslan, K., Karakaya, G., (2018). Seasonal Variations of Zooplankton in Nazik Lake, Van-Turkey. PCFM 2018, (), 20-.
5. Saler, S., Bulut, H., Güneş, S., Alpaslan, K., Karakaya, G., (2019). Seasonal Variation of Zooplankton in Nazik Lake (Turkey). Turkish Journal of Science and Tecnology, 14(2),79-84.

Bildiriler:

1. Yüce, S., Aydın, R., Çoban, M.Z., Çelik, B., Örnekçi, G.N., Güneş, S., Özbay, Ö., 2013. Atatürk Baraj Gölü'nde yaşayan *Carasobarbus luteus*(Heckel,1843)'un Büyüme Özellikleri FABA, Özet Kitapçığı, Erzurum.
2. Birici, N., Şeker, T., Balcı, M., Çelik, B., Güneş, S., Kılıç, A. 2014. Elazığ İli Su Ürünleri Yetiştiricilik İşletmelerinde Mekanizasyonun Kullanımı. Doğu Anadolu Bölgesi 5. Su Ürünleri Sempozyumu, Elazığ, 368-369.
3. Yıldırım, T., Çalta, M., Beri, A., Güneş, S., Demir, T., Demirel, F., Canpolat, İ., Gündüz, F., Fish Fauna of Karakaya Dam Lake. International Symposium on Fisheries and Aquatic Science (FABA 2014), September 25-27, 2014. Trabzon, Turkey, 431.
4. Yüce, S., Gündüz, F., Demirel, F., Çoban, M.Z., Alpaslan, K., Tepe, R., Özbay, N., Güneş, S., Şen, D., Karakaya Baraj Gölü'nde Yaşayan *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)'un Üreme Biyolojisi. II. Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu Özet Kitapçığı, 20-22 Mayıs 2015, Eğirdir, 179.

5. İlhan, S., Sayğı, H., Bayhan, B. ve Güneş, S. Doğu Anadolu Bölgesi Su Ürünleri Üretim Miktarının Zaman Serileri ile Değerlendirilmesi. II. Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu, 20-22. Mayıs 2015 / Eğirdir, s. 103-104.
6. Güneş, S., Birici, N., Şeker, T., Özbey, N., Küçükylmaz, M., 2017. Evaluation of Nazik Lake's Water Quality By Surface Water Quality Regulation, Uluslararası Ekoloji Sempozyumu, 11-13 Mayıs 2017, Kayseri
7. Dartay, M., Bilici, R., Çalta, M., İmert Aydoğdu, S., Güneş, S., 2019. The Characteristics of Growth for Capoeta umbla (Heckel, 1843) inhabiting Devegeçidi Dam Lake, Turkey 2nd International Symposium on Limnology and Freshwater Fisheries, 3-5 September 2019, Elazığ, s.66.
8. Memişoğlu, E., Canpolat, İ., Gürçay, S., Sesli, A., Tepe, R., Küçükylmaz, M., Yıldırım, T., Akgün, H., Beri, A., Güneş, S., 2019. Fish Fauna of Birecik Dam Lake (Şanlıurfa), 2nd International Symposium on Limnology and Freshwater Fisheries, 3-5 September 2019, Elazığ, s.125

Yürüttüğü Projeler:

Proje Lideri Olarak Yürüttüğüm Çalışmalar:

1. Nazik Baraj Gölü Su Kalitesinin İzlenmesi (RUTİN)

Proje Yürütücüsü Olarak Yürüttüğüm Çalışmalar:

1. Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgelerinde Karada Su Ürünleri Yetiştiriciliğine Uygun Alanların Tespiti Projesi (TÜGEM)
2. GAP Bölgesi Su Ürünleri Üretim ve Tüketiminin Artırılması Etüt Projesi (TAGEM-GAP İdaresi)
3. Karakaya Baraj Gölü Balık Faunasının Tespiti (TAGEM)
4. Keban, Karakaya ve Atatürk Baraj Göllerinde Ekonomik Balıkların Bazı Populasyon Parametrelerinin Araştırılması Projesi (TAGEM)
5. Devegeçidi Baraj Gölü Balık Faunasının Tespiti, Stok Tahmini ve Popülasyon Yapısının İrdelenmesi (TAGEM)

Yayınlar:

1. Yıldırım, T., Çalta, M., Demirel, F., Gündüz, F., Beri, A., Güneş, S., Demir, T. ve Canpolat, İ., 2015. Karakaya Baraj Gölü Balık Faunası El Kitabı, Elazığ Su Ürünleri Araştırma İstasyonu Müdürlüğü Yayınları, Elazığ, 2015.
2. Nazik Gölü Su Kalitesinin Belirlenmesi (Yüksek Lisans Tezi-2016)

Ödüller:

Teşekkür Belgesi	Tarım ve Köyişleri Bakanlığı	2002
Teşekkür Belgesi	Elazığ Valiliği	2016