

**PESTİSİT SİNERJİSİNİN; GÖKKUŞAĞI
ALABALIKLARINDA (*Oncorhynchus mykiss*)
YÜZME PERFORMANSI, BİYOKİMYASAL
HEMATOLOJİK, HİSTOPATOLOJİK ve
GENOTOKSİK ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI**

Harun ARSLAN

**Doktora Tezi
Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı
Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP**

2015

Her hakkı saklıdır

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ

PESTİSİT SİNERJİSİNİN; GÖKKUŞAĞI ALABALIKLARINDA
(*Oncorhynchus mykiss*) YÜZME PERFORMANSI, BİYOKİMYASAL
HEMATOLOJİK, HİSTOPATOLOJİK ve GENOTOKSİK
ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Harun ARSLAN

SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ERZURUM
2015

Her hakkı saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

PESTİSİT SİNERJİSİNİN; GÖKKUŞAĞI ALABALIKLARINDA (*Oncorhynchus mykiss*) YÜZME PERFORMANSI, HİSTOPATOLOJİ, BİYOKİMYA, HEMATOLOJİK ve GENOTOKSİK ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP danışmanlığında, Harun ARSLAN tarafından hazırlanan bu çalışma 17/02/2015 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Su Ürünleri Anabilim Dalı'nda Doktora Tezi olarak **oybirliği/oy çokluğu (.../...)** ile kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP

İmza :

Üye : Prof. Dr. Ercüment GENÇ

İmza :

Üye : Prof. Dr. Abdulkadir ÇILTAŞ

İmza :

Üye : Doç. Dr. Hasan TÜRKEZ

İmza :

Üye : Doç. Dr. Saltuk Buğrahan CEYHUN

İmza :

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu. 05 / 03 / 2015 tarih ve 09 / 391 / ... nolu kararı ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Ertan YILDIRIM
Enstitü Müdürü

Bu çalışma BAP projeleri kapsamında desteklenmiştir.
Proje No: 2013/357

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Doktora Tezi

PESTİSİT SİNERJİSİNİN; GÖKKUŞAĞI ALABALIKLARINDA (*Oncorhynchus mykiss*) YÜZME PERFORMANSI, BİYOKİMYASAL, HEMATOLOJİK HİSTOPATOLOJİK VE GENOTOKSİK ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Harun ARSLAN

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP

Bu araştırmada, asetoklor ve glifosat pestisitlerinin sub-letal dozlarına yenilenen ortamlarda maruz bırakılan gökkuşağı alabalıklarında, yüzme performansı (kritik yüzme hızı), kan parametreleri (MCV, MCH, Fe, Cl, LDH), histopatoloji ve genotoksik etkiler incelenmiştir. Deneme, söz konusu pestisitler tekli ve ikili uygulanması şartıyla 6 muamele (asetoklor 0,225 mg/lt ve asetoklor 0,1125 mg/lt - glifosat 43 mg/lt ve glifosat 21,5 mg/lt - asetoklor+glifosat 21,613 mg/lt ve asetoklor+glifosat 10,801 mg/lt) ve kontrol grubundan oluşmuştur.

Deneme süresi sonunda pestisit uygulaması, kritik yüzme hızı, LDH, ALB, ortalama eritrosit hacmi ve trombosit sayısı üzerine önemli ($p<0,05$), mikroçekirdekli eritrosit sayısı ve Cl değerinde ise çok önemli etki göstermiştir ($p<0,01$). Karaciğer ve solungaç dokularının histopatolojik incelemelerinde ise pestisitlerin lamellerde erime, hiperemi, epitel nekrozlar, vakuol oluşumları ve hücre infiltrasyonlarında etkili olduğu görülmüştür.

2015, 100 sayfa

Anahtar Kelimeler: Pestisit, gökkuşağı alabalığı, yüzme performansı, histopatoloji, biyokimya, kan parametreleri, mikroçekirdek, toksisite.

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

INVESTIGATION OF THE SYNERGETIC EFFECTS OF PESTICIDE ON SWIMMING PERFORMANCE, BIOCHEMICAL, HAEMATOLOGICAL HISTOPATHOLOGICAL AND GENOTOXIC PARAMETERS IN RAINBOW TROUT (*Oncorhynchus mykiss*)

Harun ARSLAN

Atatürk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Aquaculture

Supervisor: Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP

In this research, the rainbow trout exposed to pesticide of acetochlor and glyphosate sub-lethal doses in refreshing environments. Swimming performance, blood parameters (MCV, MCH, Fe, Cl, LDH), histopathology and genotoxic effects were investigated. Pesticides were applied solely or together. Experimental desing was set to be 6 treatment groups (acetochlor 0.225 mg/lt and acetochlor 0.1125 mg/lt - glyphosate 43 mg/lt and glyphosate 21.5 mg/lt - acetochlor+glyphosate 21.613 mg/lt and acetochlor+glyphosate 10.801 mg/lt) and control group.

Pesticide application is important on the critical swimming performance, LDH, ALB, average erythrocyte volume and thrombocytes ($p<0.05$). Our results showed very significant influence on erythrocytes with micronukleus and the value of CL ($p<0.01$). In the histopathological examination of liver and gill tissue, pesticide showed melting in lamellae, hyperemia, epithelial necrosis. It was also be effective in vacuole formation and cell infiltration.

2015, 100 pages

Keywords: Pesticide, rainbow trout, swimming performance, blood parameters, histopathology micronucleus, toxicity.

TEŞEKKÜR

Doktora tezi olarak sunduğum bu araştırmanın her aşamasında yardımlarını esirgemeyen danışmanım Sayın Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP'e,

Laboratuvar analizlerimde yardım ve desteğini esirgemeyen Sayın Prof. Dr. Abdulkadir Çiltaş, Sayın Doç. Dr. Ertan ORUÇ, Sayın Prof. Dr. Hülya AKSOY, Sayın Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR, Sayın Arş. Gör. Serdar ALTUN ve istatistik analizlerdeki yardımlarından dolayı Sayın Prof. Dr. Nurinisa ESENBÜĞA'ya,

Çalışmalarım esnasında gerekli yardımı ve yakın ilgiyi esirgemeyen Su Ürünleri Fakültesi Dekanı Sayın Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP başta olmak üzere tüm hocalarım ve arkadaşlarıma,

Maddi manevi yardım ve desteklerinin yanısıra göstermiş oldukları sabır ve anlayıştan dolayı başta kıymetli babam Hamit ARSLAN olmak üzere ailemin tüm fertlerine sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Harun ARSLAN

Şubat, 2015

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	8
3. MATERYAL ve METOT	26
3.1. Materyal.....	26
3.1.1. Araştırma yeri.....	26
3.1.2. Su materyali.....	26
3.1.3. Suyun filtrasyon sistemi	27
3.1.4. Araştırma tankları.....	27
3.1.5. Yüzme performansı sistemi.....	28
3.1.6. Balık materyali	30
3.1.7. Kimyasal materyali.....	31
3.2. Metot	31
3.2.1. Su dağıtım düzeneği	31
3.2.2. Deney balıklarının bakım ve beslenmesi.....	31
3.2.3. Pestisitlerin uygulanma şekilleri	32
3.2.4. Yüzme performansının hesaplanması	32
3.2.5. Kan örneklerinin alınması	32
3.2.6. Kan parametreleri analizleri	33
3.2.6.a. Hemoglobin miktarının tayini	33
3.2.6.b. Hematokrit tayini.....	34
3.2.6.c. Eritrositlerin çökme hızı	34
3.2.6.d. Eritrosit sayısının tespiti.....	35
3.2.6.e. Lökosit sayısının tespiti	35

3.2.6.f. Trombosit sayısının tespiti	35
3.2.6.g. Elde edilen hematolojik analiz sonuçlarından diğer parametrelerin hesaplanması	35
3.2.7. Histopatoloji analizleri	36
3.2.8. Biyokimyasal kan analizleri	37
3.2.9. Kan mikroçekirdek testi	37
3.2.10. İstatistik analizler	38
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	39
4.1. Kritik yüzme hızı sonuçları	39
4.2. Histopatoloji sonuçları	40
4.3. Biyokimyasal parametreler.....	44
4.3.1. Glikoz değeri	44
4.3.2. Kreatin değeri.....	45
4.3.3. Alanin amino transferaz (ALT) düzeyi	46
4.3.4. Trigliserit (TG) düzeyi	47
4.3.5. Total protein (TP) miktarı	48
4.3.6. Serum laktat dehidrogenaz (LDH) düzeyi.....	49
4.3.7. Demir (Fe)	50
4.3.8. Fosfor (P).....	51
4.3.9. Potasyum (K).....	52
4.3.10. Aspartat aminotransferaz (AST)	53
4.3.11. Kolesterol (Chol).....	54
4.3.12. Albümin (ALB)	55
4.3.13. Kalsiyum (Ca)	56
4.3.14. Sodyum (Na)	57
4.3.15. Klor (Cl)	58
4.4. Hematolojik parametreler	59
4.4.1. Hemoglobın miktarı	59
4.4.2. Hematokrit değerleri.....	60
4.4.3. Eritrosit çökme hızı (Sedimentasyon)	61
4.4.4. Eritrosit sayısı (ES)	62
4.4.5. Lökosit sayısı (LS)	63

4.4.6. Trombosit sayısı (TS)	64
4.4.7. Ortalama eritrosit hacmi (OEH-MCV).....	65
4.4.8. Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı (OHM-MCH)	66
4.4.9. Eritrosit başına düşen ort. hemoglobin konsantrasyonu (EOHK-MCHC).....	67
4.5. Kan mikroçekirdek (MN).....	68
4.5.1. Mikroçekirdek frekansı (%'de Mn)	68
5. TARTIŞMA ve SONUÇ	70
5.1. Kritik yüzme hızı.....	70
5.2. Histopatoloji	72
5.3. Biyokimya	73
5.4. Hematoloji	78
5.5. MN.....	84
KAYNAKLAR	88
ÖZGEÇMİŞ	101

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

μ	Mikro
μl	Mikrolitre
bl	Balık boyu
EOH	Eritrositlerdeki ortalama hemoglobin
EOHK	Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu
Mn	Mikronükleus (mikroçekirdek)
ES	Eritrosit sayısı
Hb	Hemoglobin
Hct	Hematokrit değeri
LC50	Letal konsantrasyon
MCH	Kırmızı kan hücrelerinde bulunan ortalama hemoglobin
MCHC	Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu
MCV	Kırmızı kan hücrelerinin ortalama hacmi
mL	Mililitre
OHM	Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı
RBC	Eritrosit sayısı
TS	Trombosit sayısı
Ucrit	Kritik yüzme hızı
s	Saniye

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Deneme binası	28
Şekil 3.2. Araştırma tankları	28
Şekil 3.3. Yüzme performansı sistemi	29
Şekil 3.4. Yüzme performansının gerçekleştirildiği kabin	29
Şekil 3.5. Balıklardan kanın alındığı bölge.....	33
Şekil 3.6. Bloklanmış ve lamel arasına yapıştırılmış doku örnekleri	37
Şekil 4.1. Farklı dozlarda uygulanan pestisitlerin <i>O. mykiss</i> 'in kritik yüzme hızı üzerine etkisi	40
Şekil 4.2. Kontrol grubu. a. Solungaç dokusu b. Karaciğer dokusu HE	41
Şekil 4.3. A1 grubu a. Solungaç dokusu b-c. Karaciğer dokusu HE.	42
Şekil 4.4. A2 grubu a. Solungaç dokusu b. Karaciğer dokusu HE.....	42
Şekil 4.5. G1 grubu a. Solungaç dokusu b. Karaciğer dokusu HE	42
Şekil 4.6. G2 grubu a. Solungaç dokusu b-c. Karaciğer dokusu HE	43
Şekil 4.7. AG1 grubu. a. Solungaç dokusu b. Karaciğer dokusu HE	43
Şekil 4.8. AG2 grubu. a. Solungaç dokusu b. Karaciğer dokusu HE	43
Şekil 4.9. Deneme gruplarına ait kan glikoz düzeyleri	44
Şekil 4.10. Deneme gruplarına ait kan kreatin düzeyleri.....	45
Şekil 4.11. Deneme gruplarına ait kan alanin amino transferaz düzeyleri	46
Şekil 4.12. Deneme gruplarına ait kan trigliserit düzeyleri	47
Şekil 4.13. Deneme gruplarına ait kan total protein düzeyleri	48
Şekil 4.14. Deneme gruplarına ait kan laktat dehidrogenaz düzeyleri	49
Şekil 4.15. Deneme gruplarına ait kan demir düzeyleri.....	50
Şekil 4.16. Deneme gruplarına ait kan fosfor düzeyleri	51
Şekil 4.17. Deneme gruplarına ait kan potasyum düzeyleri	52
Şekil 4.18. Deneme gruplarına ait kan aspartat trans amilaz düzeyleri	53
Şekil 4.19. Deneme gruplarına ait kan kolesterol düzeyleri	54
Şekil 4.20. Deneme gruplarına ait kan albümin düzeyleri.....	55
Şekil 4.21. Deneme gruplarına ait kan kalsiyum düzeyleri	56
Şekil 4.22. Deneme gruplarına ait kan sodyum düzeyleri	57

Şekil 4.23. Deneme gruplarına ait kan klor düzeyleri	58
Şekil 4.24. Deneme gruplarına ait kan hemoglobin düzeyleri.....	59
Şekil 4.25. Deneme gruplarına ait kan hematokrit düzeyleri.....	60
Şekil 4.26. Deneme gruplarına ait kan sedimentasyon düzeyleri	61
Şekil 4.27. Deneme gruplarına ait kan eritrosit düzeyleri	62
Şekil 4.28. Deneme gruplarına ait kan lökosit düzeyleri	63
Şekil 4.29. Deneme gruplarına ait kan trombosit düzeyleri.....	64
Şekil 4.30. Deneme gruplarına ait kan ortalama eritrosit hacmi	65
Şekil 4.31. Deneme gruplarına ait kan OHM	66
Şekil 4.32. Deneme gruplarına ait kan EOHK.....	67
Şekil 4.33. Pestisit etkilerinin binde (‰) MN düzeyleri	68
Şekil 4.34. Normal ve mikroçekirdek oluşumlu eritrositler	69
Şekil 4.35. Normal ve mikroçekirdek oluşumlu eritrositlerin orijinal görüntüsü.....	69

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1. Gökkuşığı alabalığı (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)’nın sistematikteki yeri.....	3
Çizelge 3.1. Araştırmada kullanılan suyun kimyasal özellikleri	27
Çizelge 3.2. Yüzme performansı sisteminin yapısal özellikleri	30
Çizelge 3.3. Cyanmethemoglobin metoduyla hemoglobin tayini.....	34
Çizelge 4.1. Kritik yüzme hızı (bl/sn) değerine ait varyans analiz tablosu	39
Çizelge 4.2. Farklı dozlarda uygulanan pestisitlerin (bl/sn) gökkuşığı alabalığının (<i>O. mykiss</i>) kritik yüzme hızı üzerine etkisi	39
Çizelge 4.3. Glikoz değerine ait varyans analiz tablosu	44
Çizelge 4.4. Glikoz değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları.....	44
Çizelge 4.5. Kreatin değerine ait varyans analiz tablosu	45
Çizelge 4.6. Kreatin değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları.....	45
Çizelge 4.7. Alanin amino transferaz değerine ait varyans analiz tablosu	46
Çizelge 4.8. Alanin amino transferaz değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları ...	46
Çizelge 4.9. Trigliserit değerine ait varyans analiz tablosu	47
Çizelge 4.10. Trigliserit değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları.....	47
Çizelge 4.11. Total Protein değerine ait varyans analiz tablosu	48
Çizelge 4.12. Total Protein değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları.....	48
Çizelge 4.13. Laktat dehidrogenaz değerine ait varyans analiz tablosu	49
Çizelge 4.14. Laktat dehidrogenaz değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	49
Çizelge 4.15. Demir değerine ait varyans analiz tablosu.....	50
Çizelge 4.16. Demir değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	50
Çizelge 4.17. Fosfor değerine ait varyans analiz tablosu	51
Çizelge 4.18. Fosfor değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	51
Çizelge 4.19. Potasyum değerine ait varyans analiz tablosu	52
Çizelge 4.20. Potasyum değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları.....	52
Çizelge 4.21. Aspartat aminotransferaz değerine ait varyans analiz tablosu.....	53
Çizelge 4.22. Aspartat amino transferaza ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	53
Çizelge 4.23. Kolesterol değerine ait varyans analiz tablosu	54
Çizelge 4.24. Kolesterol değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	54

Çizelge 4.25. Albümin değerine ait varyans analiz tablosu.....	55
Çizelge 4.26. Albümin değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	55
Çizelge 4.27. Kalsiyum değerine ait varyans analiz tablosu	56
Çizelge 4.28. Kalsiyum değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	56
Çizelge 4.30. Sodyum değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	57
Çizelge 4.31. Klor değerine ait varyans analiz tablosu.....	58
Çizelge 4.32. Klor değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları	58
Çizelge 4.33. Hemoglobin değerine ait varyans analiz tablosu	59
Çizelge 4.34. Pestisitlerin hemoglobin miktarına etkisi	59
Çizelge 4.35. Hematokrit değerine ait varyans analiz tablosu.....	60
Çizelge 4.36. Pestisitlerin hematokrit miktarına etkisi	60
Çizelge 4.37. Sedimentasyon değerine ait varyans analiz tablosu.....	61
Çizelge 4.38. Pestisitlerin sedimentasyon çökme hızına etkisi.....	61
Çizelge 4.39. Eritrosit değerine ait varyans analiz tablosu	62
Çizelge 4.40. Pestisitlerin ortalama eritrosit sayısına etkisi	62
Çizelge 4.41. Lökosit değerine ait varyans analiz tablosu.....	63
Çizelge 4.42. Pestisitlerin ortalama lökosit sayısına etkisi	63
Çizelge 4.43. Trombosit değerine ait varyans analiz tablosu	64
Çizelge 4.44. Pestisitlerin trombosit sayısına etkisi.....	64
Çizelge 4.45. Ortalama eritrosit hacmi değerine ait varyans analiz tablosu.....	65
Çizelge 4.46. Pestisitlerin ortalama eritrosit hacmine etkisi.....	65
Çizelge 4.47. Ortalama hemoglobin miktarına ait varyans analiz tablosu	66
Çizelge 4.48. Pestisitlerin ortalama hemoglobin miktarına etkisi	66
Çizelge 4.49. Ortalama hemoglobin konsantrasyonuna ait varyans analiz tablosu	67
Çizelge 4.50. Pestisitlerin ortalama hemoglobin konsantrasyonuna etkisi.....	67
Çizelge 4.51. Mikroçekirdek değerlerine ait varyans analiz tablosu	68
Çizelge 4.52. Pestisitlerin mikroçekirdek frekansı üzerine etkisi.....	68

1. GİRİŞ

İnsanoğlu geçmişten günümüze çevreyi denetimi altına alma çabası içerisinde olmuştur. Ancak günümüzde ürün alma, yaşam standardı, yerleşme vb. açılardan inanılmaz olanaklara kavuşmuşken, çevre üzerindeki tesiri de geometrik olarak artmış ve kendi varlığını tehlikeye düşürecek boyuta gelmiştir (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Pestisitler; hastalık, zararlı ve yabancı otlar gibi bitkilere olumsuz etkileri olan canlıları önlemek için kullanılan kimyasal maddelerdir (Delen 1990).

Pestisitler bazen ortama sınırsız, amaçsız ve neredeyse kontrolsüz olarak da atılabilen birkaç toksik kimyasal gruptan biri olup hemen her türlü çevresel ögede bulunmaktadır. Pestisitler böcekler, hayvanlar, mikroorganizmalar, yabancı otlar ve diğer başka zararlıların ölmesini sağlayan biyolojik olarak aktif olan kimyasallardır (Last and Robert 1992).

Suda yaşayan canlılarda birikime neden olan, sağlık açısından tehlike oluşturan ve ekolojik dengeyi bozan ksenobiyotikler; pestisitler, bazı organik maddeler, endüstriyel atıklar, petrol ve türevleri, yapay tarımsal gübreler, radyoaktivite, deterjanlar, inorganik tuzlar, yapay organik kimyasal maddeler, ağır metaller ve atık gazlar yaygın olduğu bilinen maddelerdir (Hu 2000).

Pestisitler farklı özellikleri dikkate alınarak:

a) Aktif oldukları etkene göre:

1. İnsektisitler: Böcek öldürücüler (karıncalar, böcekler, tırtıllar, vb),
2. Herbisitler: Ot öldürücüler (yabani otlar, bitkiler, yosunlar),
3. Fungisitler: Mantar öldürücüler (bitkisel hastalık mantarları, vb),
4. Akarisitler: Akar öldürücüler (Keneler, halı böcekleri, toz böcekleri, vb),

5. Rodentisitler: Fare öldürücüler, kemirici öldürücüler,
6. Pisisitler: Balık öldürücüler,
7. Avisitler: Kuş Öldürücüler,
8. Mollusositler: Yumuşakça öldürücüler,
9. Nematositler: Nematodlar, topraktaki segmentsiz kurtları öldürenler olarak bilinirler.

b) Kimyasal tiplerine göre:

1. Organofosfatlar,
2. N-metil karbamatlar,
3. Klorlu hidrokarbonlar,
4. Bisditiyokarbamatlar,
5. Organotinler,
6. Botanik kökenli maddeler,
7. Arsenikler,
8. Fenoksialifatik asitler,
9. Piretrodiler,
10. Fenol türevleri,
11. Mikrobiyaller olarak gruplandırılırlar.

c) Kalıcılıklarına göre:

1. Kalıcı olmayanlar: Birkaç günden-12 haftaya kadar etkisini sürdürenler
2. Orta derecede kalıcı: 1-18 ay arasında dayanabilenler
3. Kalıcı olanlar (persistent): Birçok klorlu hidrokarbon bu gruba girmektedir
4. Sürekli kalıcılar (permanent): Civa, kurşun, arsenik

e) Etki ettikleri canlıların gelişim evrelerine göre:

1. Larvisit: Larvaları öldüren,
2. Ovisit: Yumurtalara zarar veren,

3. Adultisit: Erişkin böcekleri öldürenler olarak da ayrılmaktadır (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Pestisitler, ortama uygulama sırasında ya da sonrasında; yağmur suları, sulama suları, yüzey akışları ve drenaj sularından akarsulara erişirler ve buradaki ekosisteme zarar verebilirler (Tuncer 1987).

Salmonid türleri içerisinde yaygın yetiştiriciliği yapılan en önemli tür Salmonidae familyasına ait olan gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'dır (Çizelge 1.1). Alabalık ülkemizde hem karasal havuzlarda, hem baraj gölleri ve denizlerde kafeslerde yetiştiriciliği yapılan bir balık türüdür. Diğer ülkelerde olduğu gibi ülkemizde de gökkuşağı alabalığı, yetiştiriciliği en yaygın yapılan türdür (Geldiay ve Balık 1996, Uçar 2010).

Çizelge 1.1. Gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nın sistematikteki yeri

Filum	Chordata
Alt Filum	Vertabrata
Üst Sınıf	Osteichthyes
Sınıf	Actinopterygii
Takım	Salmoniformes
Alt Takım	Salmonoidei
Familya	Salmonidae
Alt Familya	Salmoninae
Cins	Oncorhynchus
Tür	<i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum, 1792

Amerika kökenli bir balık türü olan gökkuşağı alabalığında vücut, tıknaz ve az basık olup, sırt yüzgeci 10, anal yüzgeci ise 8-12 yumuşak ışına sahiptir. D IV, 10; A III, 10; V I, 8; P I, 12; C 19 ışınlıdır. Pulları, sikloit ve küçüktür. Yanal çizgi tam, az öne doğru 135 ile 150 adet pulla kaplanmıştır. Kafanın üst kısmı ve arkası çelik mavisi, mavi-yeşil, sarı-yeşil ve hemen hemen kahverengidir. Vücut kenarları gümüşü, beyaz veya

soluksarı-yeşilden griye eğilimli olan bir renktir. Karın kısmı gümüşü beyaz veya sarıdır. Anaçlarda yumurtlama zamanı renk çok koyu ve yanıl çizgi ise çok kırmızı renk alır. Çok sayıda küçük siyah beneklerinin olması ve yan çizginin gökkuşığı renginde oluşu ile diğer türlerden rahatlıkla ayırt edilirler (Çelikkale 1988).

Akuatik çevrenin koşullarını ve değişimini belirlemede biyoidikatör olarak kullanılan canlılardan birisi de balıklardır. Bundan dolayı ekosistemdeki değişimlere bağılı olarak balığın çeşitli seviyelerde bu değişimlere gösterdiği davranışsal tepkilerin derecelerinin ve şeklinin bilinmesi gerekmektedir. Kan, diğer omurgalılarda olduğu gibi sucul canlıların da biyolojik göstergesidir. Çevresel ve insan kaynaklı stres faktörlerinin etkilerini ve ekosistem duyarlılığını da gösterir (Luskova 1997).

Materyal olarak balıkların kullanıldığı çalışmalar histolojik, biyokimyasal, hematolojik, sistematik, biyolojik, fizyolojik ve parazitolojik yönlerden olabilmektedir. Hematoloji bilim dalı, balığın kanındaki kan hücrelerini ve bunlarla ilgili kan parametrelerini incelemekte ve değerlendirmektedir (Yılayaz ve Bitmiş 2002).

Ekolojik çevrede pek çok balık türünün hayatta kalabilmesini sağlayan önemli faktörlerden biri yüzme performansdır (Wolter and Arlinghaus 2003). Balıklar ve diğer akuatik canlılar için yüzme performansını ölçümdeki en yaygın yöntem kritik yüzme hızıdır. Kritik yüzme hızı balığın yüzme kabiliyetini belirlemek için standart bir ölçüdür (Plaut 2001). Bu metoda göre balık bir su tüneline yerleştirilir ve farklı hızlardaki su akışına karşı yüzme kabiliyeti değerlendirilir. Balıkların davranışsal tepkiden dolayı akıntıya karşı pozisyonlarını korumaları gereklidir. Uzatılmış yüzme hızının özel bir bölümü olan kritik yüzme hızı birçok çevresel ve fiziksel faktörlere bağılıdır. Bu faktörler, sıcaklık ve mevsim farkı, vücut boyu, beslenme, tuzluluk, kirlilik gibi çevresel koşulları içermektedir (Beamish 1978). Bu sistem balıkların yüzme performansına çevresel faktörler ve kirleticilerin etkisini belirlemekte yaygın olarak kullanılmaktadır (Hammer 1995; Plaut 2001; Özbilgin ve Başaran 2005).

Yüzme davranışı; balıklarda sürdürülebilir (3 saatten daha fazla), uzatılmış (15 saniye ile 3 saat arasında) ve atılım yüzme hızı (başarabildiği en yüksek yüzme hızı) olarak sınıflandırılmaktadır. Sürdürülebilir yüzme hızı balıklarda göç gibi kas yorgunluğu olmadan yapılan yavaş hareketleri, yem arama, seyir amaçlı yüzme gibi aktivitelerde kullandıkları hızı içerir. Uzatılmış yüzme hızı balığın 14 saniye ile 200 dakika arasında sürdürebildiği hızdır. Bu hız için gerekli olan enerji hem kırmızı kas liflerinden (oksijenli) hem de beyaz kas liflerinden (oksijensiz) sağlanmaktadır. Atılım yüzme hızı ise tüm hareket kaslarının katılımıyla oksijensiz olarak gerçekleşmektedir. Bu hız, beyaz kas liflerindeki glikojenler hızlı bir şekilde tükendiği için 15 saniyeden fazla sürdürülememektedir. Balıkların atılım yüzme hızını genellikle avlarını yakalamak, predatörlerden kaçmak, ani distürbans durumlarında veya güçlü akımlarda manevra yapabilmek için kullandıkları bildirilmektedir (Esenbuğa 2013).

Yüzme performansının ölçülmesinde balığın spesifik bir hızda yüzmesi gerekmektedir. Bunun için yüzme çemberleri geliştirilmiştir. Bu çemberlerde balıklar akıntıya karşı konumlarını yoruluncaya kadar korurlar. Balığın yorulduğu zaman ve akıntı hızı kullanılarak kritik yüzme hızı hesaplaması yapılabilmektedir (Özbilgin ve Başaran 2005).

Balıkların yüzme kabiliyetlerinin ölçülmesinde kritik yüzme hızı (Brett 1964), sürekli yüzme (Beamish 1978) ve gezme amaçlı yüzme (Drucker 1996) olmak üzere çeşitli yöntemler kullanılır.

Boy, balıklarda performans sınırlamaları üzerinede etkili önemli faktörlerden birisidir. Uzatılmış veya sürdürülebilir hızın balığın boyu ile orantılı olması gerektiği tartışılmıştır. Balığın boyuna ilaveten ağırlık ve kondisyon faktörünün de yüzme performansı üzerine etkili olduğu bildirilmiştir (Beamish 1978).

Hematoloji, balıkların fizyolojik durumlarının belirlenmesinin yanı sıra su ortamlarında hızla artan kimyasal kirlenmenin balıklar üzerindeki stres düzeyini belirlemede de yararlanılan bir bilim dalıdır. Hematolojik bilgiler sucul ortamdaki kirleticilerin

buradaki organizmalara verdikleri tahribatın belirlenmesinde de yardımcı olur. İkincil tepkiler bazı histolojik, histopatolojik, biyokimyasal ve hematolojik parametrelerdeki değişimlerle saptanabilmektedir (Kayhan vd 2009).

Kanın yapısı, organizmadaki değişiklikleri doğru bir şekilde yansıttığı gibi farklı yaş gruplarında ve farklı ekolojik ortamlarda yaşayan balıkların metabolizmaları hakkında da bilgi vermektedir. Balıkların kan yapısını yaş, eşey, mevsim, yakalama yöntemi, cinsi olgunluk, uzunluk, ağırlık, su sıcaklığı, pH, beslenme vb. faktörler etkilemektedir. Hematolojinin kültür balıkçılığında kullanım alanları oldukça yaygındır. Doğadaki balıkların hematolojik değerlerinin belirlenmesi, popülasyonların tanısında ve su ortamında kirleticiler ile ilgili bilgilerin saptanmasında yardımcı olmaktadır (Başusta 2005).

Hematoloji balık hastalıklarının tanısının yanısıra, beslenme ve çevresel etmenlerin etkilerini de belirleyen bir bilim dalıdır. Balıklarda, hastalıkların ve çevresel faktörlerin yaratacağı durumun belirlenmesinde normal hematolojik değerlere yer verilmesi kaçınılmazdır. Çevresel koşullarda ve normal koşullarda kan değerlerinin belirlenmesi, popülasyonlar arasındaki tanı ve su ortamındaki kirleticiler ile ilgili bilgilerin saptanmasını da sağlar (Atamanalp 2003).

Kan parametreleri stres ölçümünde de kullanılmaktadır. Eritrosit sayısındaki değişim stresin belirlenmesinde kullanılan önemli parametrelerden birisidir. Bunun yanında kanın pıhtılaşma süresi ve lökosit sayısı güvenilir stres seviyesi indikatörü olabilmektedir (Öğüt 2005).

Kan, organizmada meydana gelen fiziksel ve kimyasal değişiklikleri doğru ve tam olarak yansıtmaktadır (Kocabatmaz ve Ekingen 1984). Bu nedenle memeliler ve balıklarda kanın analizi; metabolik bozukluklar ve sepsisemik hastalıklarda geniş uygulama alanı bulmaktadır. Hematokrit düzeyi balık sağlığı için genel bir belirteçtir. Bu parametre, balık sağlığı hakkında ipuçları vermektedir (Anderson 1992).

Sanayi ile birlikte ortaya çıkan kirlilik, sucul canlıların birçok ksenobiyotiğe maruz kalmasına neden olmaktadır. Bu kireticilerden dolayı balık dokularında toksik madde birikimine bağlı olarak birçok patolojik değişimler şekillenebilmektedir. Bu akümülyasyon sonucu sucul ortamdaki balıklar ve hatta bu balıkları tüketen insanların yaşamı tehlikeye girebilir (Katalay vd 2007).

Patolojik çalışmalarda organlar ayrı ayrı incelenir ve en sonunda genel bilgi birikim ile bir kanıya varılır. Patolojik değişimlerin belirlenmesi için en önemli kriter; organ, doku ve hücrelerin normal yapılarının bilinmesi gerektiğidir (Uçar ve Atamanalp 2010).

Kullanımları artarak devam eden pestisitlerin, birincil hedef olmayan canlılar üzerinde de genotoksik etkilere yol açtığı bildirilmiştir (Tardiff 1988).

Ksenobiyotikler çeşitli şekillerde suya ulaştığında akuatik organizmalara zarar vermektedir. Akuatik ortamdaki genotoksisite araştırmalarında kimyasal belirteçlerin klastojen etkilerinin belirlenmesi amacı ile memeliler için hazırlanmış olan çeşitli testler farklı biçimlerde modifiye edilerek sucul organizmalardan başta balık olmak üzere midyeler ve diğer kabuklular gibi canlılar üzerinde kullanılmaktadır (Burgeot *et al.* 1995). Bu testlerden en yaygın olanı eritrosit mikroçekirdek testi olarak bilinen MN testidir. Mikroçekirdek testleri ucuz olması ve kolay yapılabilmesi bakımından diğer metodlara göre genotoksisite araştırmalarında sıkça kullanılan bir metottur (Minisi *et al.* 1996; Yılayaz 2008).

Çalışmamız, ülkemizde yaygın olarak kullanılan iki pestisit in çeşitli kaynaklardan sucul ortama ulaşması sonrasında balıklarda oluşturabileceği olası davranışsal, biyokimyasal, histolojik ve genetik etkilerinin belirlemesi amacıyla yapılmıştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Yaptıkları çalışmada klorprifosun sub-letal dozlarına maruz bırakılan Japon medaka balığının (*Oryzias latipes*) davranışsal ve biyokimyasal cevaplarına yönelik bir araştırmada, akut maruz kalma testinde balıklar 4 gün süresince farklı dozlarda (0,018, 0,055, 0,166 ve 0,500 mg/L) olan klorprifosa maruz bırakılmışlardır. Deneme sonunda 0,018, 0,055 ve 0,166 mg/L klorprifosa maruz kalan gruplar kontrol grubu ile karşılaştırıldığında bu grupların yüzme hızının sırasıyla; %55,6, %39 ve %27,3 olduğu ve bu gruplarda hipoaktivite meydana geldiği görülmüştür. Sub-letal toksisite testinde ise balıklar 8 gün süresince klorprifosun ($LC_{50}=10$) 0.012 mg/L olarak belirlenen dozuna maruz bırakılmışlardır. Yapılan çalışmanın 4. gününde deneme grubu kontrol grubu ile kıyaslandığında deneme grubunun davranışsal ve biyokimyasal bitiş noktalarında önemli derecede farklılık gözlenmediği belirtilmiştir. Denemenin 8. gününde ise sub-letal doza maruz kalmış olan balıklarda hiperaktivite olduğu ve yüzme hızlarının kontrol grubundan iki kat daha fazla arttığı tespit edilmiştir (Khalil *et al.* 2013).

Maynart *et al.* (2012) araştırmalarında organoklorin yapılı bir pestisit olan endosülfan ile zebra balıklarını (*Danio rerio*) 96 saat boyunca bu kimyasalın farklı dozlarına (0,6, 1,2, 2,4, 5,0, 10,0 ve 50 µg/L) maruz bırakılmışlardır. Deneme sonunda balıkların yüzme aktiviteleri incelenmiştir. Endosülfanın 2,4 µg/L dozuna maruz olan grupta kontrol grubuna kıyasla yüzme aktivitelerinde düşüş meydana geldiği bildirilmiştir.

Endosülfanın farklı konsantrasyonlarına (0, 2 ve 8 µg/L) maruz bırakılan dört farklı su böceğinin (*Cymatia coleoptrata*, *Sigara iactans*, *S. lateralis* ve *S. striata*) yüzme performanslarının araştırıldığı bir çalışmada, pestisit yüzme isteksizliğini önemli derecede etkilemediğini, yüzme hızının ise *S. striata*'da daha fazla, *C. coleoptrata*'da daha düşük olduğunu ve yüzme hızına endosülfan konsantrasyonlarının etki ettiği belirtilmiştir (Trekels *et al.* 2012).

Herna'ndez-Moreno *et al.* (2011) deniz levreklerinde (*Dicentrarchus labrax*) karbofuranın akut etkilerini inceledikleri bir çalışmada, juvenil deniz levrekleri 96 saat süresince karbofuranın dört farklı dozuna (31, 63, 125 ve 250 mg/L) maruz bırakılmışlardır. Deneme süresi sonunda karbofurana maruz kalan gruplarda yüzme hızının azaldığını tespit etmişlerdir.

Aynı balık türü ile yapılan bir başka çalışmada *D. labrax* 96 saat boyunca fenitrothionun sub-letal dozlarına maruz bırakılmış ve söz konusu insektisit yüzme hızını önemli derecede azaldığı ifade edilmiştir (Almeida *et al.* 2010).

Beggel *et al.* (2010) araştırmalarında Bifentrin, Fipronil ile bunların ticari formülasyonları olan iki farklı insektisit maddenin (Talstar® and Termidor®) sub-letal dozlarının, yassı kafalı golyan balığı larvalarında (*Pimephales promelas*) yüzme performansı üzerine etkileri incelenmiştir. Sonuçlarda, bifentrin ve fipronilin saf ve ticari formülasyonlarının sub-letal dozlarının kısa süreli (24 saat) olarak maruz kalınma durumunda larvaların yüzme performansları üzerine azaltıcı bir etki yaptığı tespit edilmiştir.

Kaynak alabalığı (*Salvelinus fontinalis*) ve kahverengi alabalık (*Salmo trutta*) ile yapılan bir araştırmada permetrin, sumitrin ile resmetrinin ticari formülasyonları ve sinerjistlerinin toksik etkileri incelenmiştir. Yapılan 24, 48 ve 96 saatlik testler sonucunda sinerjist permetrinin toksisitesinin önemli derecede yüksek olduğu belirlenmiştir. Sumitrinin ticari ve sinerjist formülasyonlarına maruz kalan gruplarda yüzme performansı üzerine bu maddelerin farklı etkilerde bulunmadığı tespit edilmiştir. Ayrıca kullanılmış olan üç farklı pyretiroid maddelerden en az toksik olanının sumitrin olduğu belirtilmiştir (Paul *et al.* 2005).

Hughes and Biro (1993) Pyretiroid yapılı bir pestisit olan S-deltametrinin sub-letal konsantrasyonlarına maruz bırakılan gökkuşağı alabalıklarının (*O. mykiss*) oksijen tüketimi ve yüzme performansı incelenmesine yönelik araştırmalarında, bu kimyasala

maruz kalan balıkların oksijen tüketimlerinin arttığını, yüzme hızlarının ise önemli derecede azaldığını rapor etmiştir.

İki farklı su kaynağı içerisinde karşılaştırılan sazan familyasına ait yassı kafalı golyan balıkları (*Pimephales promelas*) ile yapılan araştırmada, 90 ve 180 gün boyunca balıkların bulundukları ortamdaki çeşitli pestisit, organik ve inorganik kimyasallara maruz kalmaları neticesinde hayatta kalma, büyüme ve yüzme performansı parametrelerinde farklılıklar oluştuğu gözlenmiştir (Depeyster *et al.* 1993).

Heath *et al.* (1993) yaptıkları çalışmada Japon Medaka (*Oryzias latipes*) larvaları ile dört farklı grup oluşturularak çeşitli pestisit maddelere (Metil parathion, Molinat, Karbofuran ve Metil parathion+Molinat+ Karbofuran) maruz bırakılmışlardır. Deneme sonunda larvaların maksimum yüzme hızları tespit edilmiştir. Sadece yüksek konsantrasyondaki karbofuran grubunda bulunan larvaların yüzme performanslarında zayıflama oluştuğu gözlenmiştir.

Gökkuşuğu balığı (*Melanotaenia duboulayi*) ile yaptıkları araştırmada, iki farklı organofosfat bileşik (Temephos ve Pirimiphos-metil), iki farklı mikrobiyal larvisit (*Bacillus thuringiensis* ve *B. sphaericus*) ve böcek büyüme düzenleyici (s-methopiren) içeren larvisitlerin kritik yüzme hızına (U_{crit}) olan etkileri incelenmiştir. Araştırma sonunda kontrollü şartlar altında *Melanotaenia duboulayi*'nin kritik yüzme hızında önemli derecede azalma meydana geldiği belirtilmiştir (Hurst *et al.* 2007).

30 gün süreyle 0,75 ppm DOA (dioktil adipat) uygulamasına maruz bırakılan Sarı prenses (*Labidochromis caeruleus*) karaciğerlerindeki histopatolojik değişimler ışık mikroskobu altında incelenmiş, kontrol gruplarıyla kıyaslandığında, DOA'ya maruz kalan balıkların karaciğerinde steatoz (yağlanma), bazı fibröz oluşumlar ve genişleyen nekrotik alanların oluştuğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte hepatik doku sinüzoidlerde ve merkezi vende dilatasyon, poikilositoz ve kanama meydana geldiği de bildirilmiştir (İşisağ vd 2010).

İşisağ vd (2010) aynı kimyasal ve balık türü ile yaptıkları bir başka çalışmada 30 gün boyunca 0,75 ppm DOA uygulamasına maruz kalan grubun doku örneklerinde, kontrol balıkların ve 2,5 ppm aseton uygulanan guruba kıyasla; hipertofi, ciddi ölçüde hiperplazi, anevrizma, ödem ve çarpıcı füzyon olarak ayırt edilen histopatolojik değişimlerin meydana geldiğini belirtmişlerdir.

Sazan balığının (*Cyprinus carpio*) solungaç ve böbrek dokuları üzerine deltametrinin histopatolojik etkilerinin araştırıldığı bir çalışmada, balıklar kısa süreliğine deltametrinin farklı dozlarına (0,029 mg/L=96 saat LC₅₀ nin %50'si ve 0,041 mg/L=96 saat LC₅₀ nin %70'i) maruz bırakılmış ve deltametrinin tüm dozlarına maruz kalan gruplarda en sık görülen değişikliklerin solungaçlarda meydana gelen nekroz ve deskuamatasyon (dökülme) olduğu, ikincil katmanlarında anevrizma, ödem, epitelyal hiperplazi ve ikincil lamellerde kaynaşmaların gerçekleştiği, böbrek dokularında çeşitli lezyonların meydana geldiği ve lümende daralmanın görüldüğü bildirilmiştir (Cengiz 2006).

Marchand *et al.* (2009) çeşitli ağır metallerin tespit edildiği iki farklı barajdan yakalanan karabalıklar (*Clarias gariepinus*) karaciğerlerinde meydana gelen histopatolojik değişimleri incelediği bir çalışmada, karaciğer dokularında nekroz artışının meydana geldiği belirtilmiştir.

Maneb ve karbarilin gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss*) juvenillerinin üzerine olan akut toksisitesinin değerlendirildiği bir çalışmada, bu kimyasallara maruz kalan balıkların epitelyum hücrelerinde nekroz, ödem ve şişlik olduğu solungaçlarında ise hiperplazi meydana geldiğini bildirmişlerdir. Aynı zamanda pestisitlere maruz kalan balıkların karaciğer, böbrek ve dalaklarında odaksal şekilde nekroz ve iltihaplanmaların olduğu belirtilmiş, maneb ve karbarilin histopatolojik lezyonlarının benzer olduğu ve en çok etkilenen organların da solungaç, böbrek ve karaciğer olduğu ifade edilmiştir (Boran vd 2010).

Çapkın vd (2009) 3 farklı gübrenin sub-kronik toksisitesinin gökkuşığı alabalığı juvenillerinin (*O. mykiss*) deri, böbrek, karaciğer, pankreas ve solungaç dokularına olan etkilerini inceledikleri bir araştırmada, iki haftalık deneme süresi sonunda deri, solungaç, karaciğer ve böbrek yüzeyinde histolojik lezyonların gözlemlendiği, epidermis hücrelerinde dejenerasyon ve mukus hücrelerinde ödemlerin oluştuğunu bildirmiştir.

21 gün süreyle 2,5 ve 3,75 mg/L metiokarb ve 0,6 ve 1,3 µg/L endosülfan maddelerinin gökkuşığı alabalığının (*O. mykiss*) karaciğer, dalak, böbrek ve solungaçlarına olan histolojik etkilerinin belirlenmesine yönelik kimyasal uygulamasından sonra aynı balıklar 30 gün süresince tatlı su sisteminde bekletilmişlerdir. Deneme sonunda metiokarba maruz kalan balıkların karaciğer, böbrek ve dalaklarında belirgin lezyonların oluşmadığı fakat endosülfana maruz kalan balıklarda ise lezyonların meydana geldiği tespit edilmiştir (Altınok ve Çapkın 2007).

Wagner *et al.* (2003) gökkuşığı alabalığının (*O. mykiss*) kan biyokimyası üzerine karanfil yağı ve MS-222'nin etkilerini araştırmış, eşit konsantrasyonda anestezi maddeye maruz kalan balığın karanfil yağı ile anestezi sonrasında glikoz, laktat seviyelerinde ve plazma kortizol seviyesinde önemli derecede artışın kaydedildiğini, MS-222 anesteziğine maruz kalan balığın istatistiki açıdan daha yüksek kortizol seviyesine sahip olduğunu belirlemişlerdir. Elde edilen bulgularda karanfil yağının daha etkili ve alternatif bir balık anesteziği olduğu bildirilmiştir.

2-fenoksietanol anesteziğinin gökkuşığı alabalığı (*O. mykiss*) ve sazan balığının (*C. carpio*) hematolojik parametreleri üzerine etkilerinin araştırıldığı çalışmada fenoksietanol ile anestezi yapılarak, 10 dk. ve 24 saat sonrasında hematoloji profili belirlenmiştir. 10 dk. sonra sazan balığının hematokrit değerlerinde önemli artış kaydedilmişken aynı grubun 24 saat uygulamasında söz konusu değerin normale döndüğü bildirilmiştir. Gökkuşığı alabalığında ise fenoksietanol anesteziğinin hematolojik parametrelerde herhangi bir etki oluşturmadığı rapor edilmiştir (Velisek *et al.* 2007).

Shahi *et al.* (2013) yeşil yılanbaş balıklarında (*Channa punctatus*) sentetik ve bitkisel kökenli pestisitlerin (furan, rutin, taraxerol ve apigenin) hematolojik parametreler üzerine etkisine baktıkları araştırmada, 14 gün süresince farklı sub-letal dozlar kullanılmış, çalışma sonunda farklı sub-letal konsantrasyonlara maruz kalan balıkların hemoglobin, hematokrit ve kırmızı kan hücreleri sayısında azalma olduğunu kaydetmişlerdir.

LAS (alkylbenzene sulphonate)'ın subletal konsantrasyonlarının gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) hematolojik değişikliklerle ilgili yaptıkları çalışmada, pestisit uygulaması sonrasında eritrosit sayısının arttığını bildirmişlerdir (Türkmen vd 2004).

Tort *et al.* (2002) çipura (*Sparus aurata*) ve gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) 2-fenoksietanol ve karanfil yağının farklı dozları ile yaptıkları çalışmalarında, karanfil yağının çipuranın kan değerlerinde önemli bir değişiklik yapmadığını, fenoksietanolün 0,1 ml/L dozunun kırmızı kan hücreleri ve hemoglobin düzeyinde artışa sebep olduğunu, ancak her iki anesteziğin de (0,2 ml/L karanfil yağı dışında) plazma kortizol düzeyinde önemli bir fark oluşturmadığını bildirmişlerdir.

Gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) karanfil yağı ile yapılan çalışmada 96 saat LC₅₀ değeri 14,1 mg/L, LC_{99,9} değeri 16,2 mg/L, 10 dk. değerleri sırasıyla 81,1, 63,9, 100,1 mg/L olarak kaydedilmiştir. Kontrol, anestezi sonrası ve anesteziden 24 saat sonrası gruplarda kan parametrelerinde önemli farklılıklar gözlenmemiştir (Velisek *et al.* 2005a).

Velisek *et al.* (2005b) aynı balık türü ile yaptıkları bir başka çalışmada karanfil yağının hematolojik parametreler üzerine etkilerini inceleyerek söz konusu parametrelerde etki göstermediğini belirtmişlerdir. Anesteziden 10 dk. sonra glikoz ve amonyak konsantrasyonlarında önemli bir artış, Aspartat amino transferaz (AST) aktivitesinde bir azalma gözlenmesine rağmen parametrelerde önemli bir etki oluşturmadığı bildirilmiştir.

Bakır sülfat pentahidrat pestisitinin, gökkuşığı alabalığı (*O. mykiss*) üzerindeki fizyolojik etkilerinin araştırıldığı çalışmada balıklar 48 saat boyunca bu kimyasalın 200 ile 2000 µg/L'lik dozlarına maruz bırakılmıştır. Araştırma sonucunda, ilk 24 saat içerisinde 2000 µg/L bakırın, kan glikoz aktivitesinin, ALT ve AST seviyelerinin artmasına, 48 saatte ise kan glikoz aktivitesinin ve ALT ve AST'nin azalmasına sebep olduğu belirtilmiştir. Her bir bakır konsantrasyonunda ise özellikle asetilkolinesteraz enzimi aktivitesinde azalmaya sebep olduğu incelenmiştir. Bakır sülfatın 200 µg/L konsantrasyonunda ise ilk 24 saat içerisinde dokularda önemsiz zararlar ve biyokimyasal ve hematolojik parametrelerde yine önemsiz etkiler olduğu rapor edilmiştir (Nemcsok and Hughes 1988).

Dick and Dixon (1985) Mozambik tilapia (*Oreochromis mossambicus*) türünde aynı kimyasal uygulanan ve uygulanmayan bireyleri karşılaştırmış; toksik maddeye maruz kalan bireylerde hemadilasyon, düşük hemoglobin düzeyi, düşük hematokrit düzeyi ve şişkin eritrositler gözlemlemişlerdir.

Bir sentetik piretroit olan Cypermethrinin subletal dozları gökkuşığı alabalıklarında (*O. mykiss*) patolojik ve histopatolojik bulgular yanında eritrosit sayısı (RBC), trombosit sayısı, hemoglobin değeri ve eritrosit - sedimentasyon oranında artışa, toplam lökosit sayısı (WBC) ve hematokrit yüzdesinde ise azalışa sebep olmaktadır. Kan biyokimyasına bakıldığında ise alkalın fosfataz (ALP), aspartat aminotransferase (AST=GPT) ve laktat dehidrogenaz (LDH) enzimlerini yükseltirken, glutamik oksaloasetik transaminaz (GOT), kolesterol, kalsiyum ve fosfor düzeylerini ise düşürdüğü, bunun yanısıra glikoz, kreatin, toplam protein ve sodyum değerlerinde ise farklı dozlarda farklı tepkiler alındığı bildirilmiştir (Atamanalp 2000; Atamanalp vd 2002a; Atamanalp vd 2002b).

Çoğun vd (2013), Nil tilapia (*Oreochromis niloticus*) balıklarında Dimethoat'ın farklı konsantrasyonlarının (0,4, 4 ve 8 mg/L) 24, 48 ve 96 saat süre ile akut toksisitesinin kan ve karaciğer dokularında ALT ve AST düzeylerini araştırmışlar ve bu kimyasalın

kan ve karaciğer dokusunda AST ve ALT düzeylerini arttırma eğilimi gösterdiğini rapor etmişlerdir.

96 saat subletal fenitrothion konsantrasyonlarına (5, 50 ve 100 µg/L) maruz bırakılan Tilapia'nın (*O. niloticus*) hematokrit ve plazma glikoz ölçümlerinde 1 ve 96 saat süreyle fenitrothionun etkisinde kalan balıkların hematokrit değerleri kontrol grubuna göre azalmıştır. Plazma glikoz düzeyleri her iki örnekleme zamanında da kontrole göre artarken, 50 ve 100 µg/L fenitrothion konsantrasyonunda zamana ve doza bağlı değişim göstermiştir. Bu çalışmada değerlendirilen parametreler göz önüne alındığında tilapianın subletal fenitrothion konsantrasyonlarının etkisinde kalmasının strese neden olduğunu bildirmişlerdir (Karasu vd 2009).

Okomoda *et al.* (2013) yaptıkları çalışmada farklı konsantrasyonlarda (18,33, 20,93 ve 16,05) olan herbisit maddenin karabalıkların (*C. gariepinus*) hematolojik parametreleri üzerine olan etkilerini incelemişlerdir. Hemoglobın miktarı, eritrosit sayısı (RBC), trombosit sayısı (PLT) ve paket hücre hacmi (PCV) değerlerinin artan toksikant konsantrasyonuna bağlı olarak azaldığı tespit edilmiştir.

RDT (Roundup Transorb)'nin balıklardaki hematoloji, antioksidan savunma ve asetilkolinesteraz aktiviteleri üzerine olan etkisini araştırıldığı çalışmada *Prochilodus lineatus* juvenilleri 6, 24 ve 96 saat süresince 1mg/L RDT ve 5 mg/L RDT konsantrasyonlarına maruz bırakılmışlardır. Çalışma sonunda herbisitinin etkisinin yüksek konsantrasyonlarda kullanılan grupta ortaya çıktığı belirtilmiştir. Hematolojik değişimler 96 saat sonra belirlenmiştir. Balıkların hematokrit değerleri ile kırmızı ve beyaz kan hücrelerinin sayısında artış olduğunu bildirmişlerdir (Modesto and Martinez 2010).

Pereira *et al.* (2013) yaptıkları araştırmada *Prochilodus lineatus* balıklarını 96 saat boyunca üç farklı konsantrasyonlarda (1, 5 ve 10 mg/L) klamazon ile muamele etmişlerdir. Yapılan analizlere göre, hemoglobın, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobın (MCH) ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobın konsantrasyonu

(MCHC) değerleri 5 mg/L ve 10 mg/Lt konsantrasyonlu olan gruplarda azalırken, hematokrit değerleri 10 mg/L konsantrasyona maruz kalan grupta azalma göstermiştir. Kırmızı kan hücreleri sayısı ise 1 mg/Lt konsantrasyona maruz kalan grupta artmıştır.

Glifosatın sazanlarda (*C. carpio*) biyokimyasal ve hematolojik parametreleri üzerine olan etkileri 16 gün 4 farklı konsantrasyonlarda (3,5, 7 ve 14 ppm) araştırılmış, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarının (MCH) ve ortalama eritrosit hacminin (MCV) arttığı, hemoglobin (Hb), hematokrit (HCT) miktarı ile kırmızı (RBC) ve beyaz (WBC) kan hücreleri sayısının önemli derecede azaldığı gözlenmiştir. AST, ALT ve LDH aktiviteleri değerlerinin kontrol grubuna kıyasla yüksek olduğu belirtilmiş, ALP seviyesinde azalma meydana geldiği açıklanmıştır (Gholami-Seyedkolaei *et al.* 2013).

Velisek *et al.* (2013), sazanlarda (*C. carpio*) prometrin herbisitinin etkilerini belirlemek için yaptıkları çalışmada balıkları 14, 30 ve 60. günler için farklı konsantrasyonlarda (0,51, 8 ve 80 µg/L) prometrine maruz bırakarak, 60 gün 8 ve 80 µg/L prometrine maruz kalan balıkların dalak ağırlıkları ve laktat seviyeleri önemli derecede düşüş belirlemişlerdir. Hemoglobin (HGB), eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu (MCHC) ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin (MCH) düzeyleri ise kontrol grubuna göre daha yüksek tespit etmişlerdir. 30 ve 60 gün 0,51, 8 ve 80 µg/L prometrine maruz kalan balıklarda keratin konsantrasyonu, ALT aktivitesi kontrol grubuna göre daha yüksek bulunurken, AST aktivitesi, kalsiyum, magnezyum ve inorganik fosfat seviyelerinin düşük olduğunu bildirmişlerdir.

Karabalıkları (*C. gariepinus*) 15 gün süre ile klorprifosun iki konsantrasyonuna (86 µg/L ve 172 µg/L) maruz bırakılmışlardır. Çalışma sonunda 172 µg/L konsantrasyona maruz kalan balıkların eritrosit sayılarında ve hematokrit seviyelerinde azalma gözlenmiştir. Her iki konsantrasyona maruz kalan balıkların lökosit sayıları azalmış, hemoglobin seviyelerinde değişim gözlenmemiştir (Nwani *et al.* 2012).

Brum *et al.* (2014) klamazon ile kontamine olmuş gümüş kedi balıklarının (*Rhamdia quelen*) hematolojik parametrelerini araştırdıkları çalışmalarında kontamine olmuş

bölgedeki herbisit konsantrasyonu $3,40 \pm 1,70 \mu\text{g/L}$ olarak, diğer alandaki herbisit konsantrasyonu ise $1,1 \pm 0,33 \mu\text{g/L}$ olarak belirlemişlerdir. Her iki bölgeden avlanan balıkların hematokrit yüzdeleri, eritrosit sayıları, toplam trombosit sayıları, lökosit sayılarında herhangi bir fark bulunamadığını rapor etmişlerdir.

Octylphenol (OP)'ün sub-letal konsantrasyonlarını çiklit balıklarında (*Cichlasoma dimerus*) 60 gün süresince denemiş, ilk grup kontrol grubu (%0,005 etanol), ikinci grup ($150 \mu\text{g/L}$) ve son grup ($300 \mu\text{g/L}$) olacak şekilde gruplara ayırmışlardır. Çalışma sonunda OP'ye maruz kalan balıklarda eritroblast ve amitotik eritrosit değerlerinde önemli derecede artış gözlemlendiği belirtilmiştir (Vázquez *et al.* 2013).

Velisek *et al.* (2011) farklı konsantrasyonlardaki (0,02, 0,2 ve $2 \mu\text{g/L}$) terbüttrinün sazan balıklarının (*C. carpio*) hematolojik ve biyokimyasal parametreleri üzerine olan etkilerini araştırdıkları çalışmada, 0,2 ve $2 \mu\text{g/L}$ konsantrasyonlara maruz kalan balıkların eritrosit sayısı, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonunda artış, ortalama eritrosit hacmi ve lökosit sayısının azalış gösterdiğini bildirmişlerdir. Biyokimyasal incelemelerde ise, 0,2 ve $2 \mu\text{g/L}$ konsantrasyonlarına maruz kalan gruplarda keratin ve magnezyum seviyelerinde azalma gözlenirken, glikoz, laktat, ALT ve LDH seviyelerinde kontrol grubuna kıyasla artış tespit etmişlerdir.

Klofibrik asit (CA) ve diklofenak (DCF) (1, 10 ve $100 \mu\text{g/L}$) maddelerinin sazan balıkları (*C. carpio*) üzerine biyokimyasal ve hematolojik parametrelerin 96 saatlik etkilerinin incelendiği bir çalışmada, hemoglobin ve hematokrit seviyelerinin, eritrosit sayısının her iki maddeye maruz kalan balıklarda azaldığı ($100 \mu\text{g/L}$ CA olan grup hariç) belirtilmiştir. Lökosit sayısı ise CA ve DCF'nin tüm konsantrasyonlarında artmıştır. MCV ve MCH değerleri 10 ve $100 \mu\text{g/L}$ CA uygulanan gruplarda artarken, bu parametreler $1 \mu\text{g/L}$ CA'lı grupta azalmıştır. DCF kullanılan grupta MCV ve MCH değerleri $1 \mu\text{g/L}$ 'de artmış olmasına rağmen, 10 ve $100 \mu\text{g/L}$ 'de azalma göstermiştir. Biyokimyasal sonuçlarda ise, plazma sodyum, potasyum ve glutamat okzaloasetat transaminaz (GOT) seviyeleri her iki maddeye maruz kalan gruplarda azalma

göstermiştir. Plazma glikoz, protein, laktat dehidrogenaz (LDH) seviyelerinde ise artış meydana geldiği belirtilmiştir (Saravanan *et al.* 2011).

Petri *et al.* (2006) Atlantik salmonu (*Salmo salar*) balıkları ile yaptıkları çalışmada, 49 gün süresince Endosülfan'ın farklı dozlarına (5, 50 ve 500 µg/kg) maruz bıraktıkları balıklarda hematolojik ve biyokimyasal tepkileri araştırmışlar, 0, 14, 35 ve 49. günlerde kan örnekleri alınmışlardır. Yapılan analizler sonucunda 500 µg/kg doza maruz kalan balıklardan 35. günde alınan kan örneklerinin hematolojik değerlerinde (hemoglobin, hematokrit ve eritrosit başına düşen hemoglobin miktarı) artış olduğunu, 49. gün sonunda alınan örneklerin hematolojik değerlerinde düşüş meydana geldiğini rapor etmişlerdir.

Gökkuşığı alabalıklarının (*O. mykiss*) kullanıldığı başka bir çalışmada, balıklar kobalt klorit'in 180 µg/L'lik dozuna 8 saat aralıklı uygulamalarla 28 gün süre ile maruz bırakılmış, sonuçta balıkların hematolojik parametreleri üzerine anılan maddenin etkileri incelenmiştir. Kan örneklerinde eritrosit sayısı, lökosit sayısı, trombosit sayısı, hemoglobin düzeyi, eritrosit sedimentasyon oranı ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu değerlerinde artış, ortalama eritrosit hacmi ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı değerlerinde azalma olduğu bildirilmiştir (Atamanalp vd 2011).

Li *et al.* (2011) gökkuşığı alabalıklarını (*O. mykiss*) propikonazol'un farklı dozlarına (0,2, 50, 100 µg/L) maruz bırakılarak hematolojik ve biyokimyasal parametreleri araştırılmışlardır. Gruplar ile kontrol kıyaslandığında balıkların hematolojik parametrelerinde (Hb, RBC, PCV, MCH, MCHC) önemli derecede düşüş gözlemlendiğini rapor etmişlerdir. Biyokimyasal parametrelerde ise, 50 ve 100 µg/L doza maruz bırakılan gruplarda amonyak ve glikoz seviyeleri kontrol grubundan daha yüksek bulunmuştur. Propikonazole maruz kalan tüm gruplarda keratin kinaz seviyesi yüksek bulunurken, LDH aktivitesi 50 ve 100 µg/L doza maruz bırakılan gruplarda artış gösterdiğini, ALT ve AST aktivitelerinin ise 100 µg/L'lik dozda yüksek olduğunu tespit etmişlerdir.

Kimyasalların yayın balıklarının (*Siluris glanis*) hematolojik parametrelerine yapmış olduğu etkilerin araştırıldığı bir çalışmada, 4 gün boyunca balıkların bir kısmına 0,1 ve 0,3 mg/kg dozlarda deltametrin, bir kısmına ise lipopolisakkarit verilmiştir. Yapılan analizler sonunda, 0,3 mg/kg'lık (DM) doza maruz kalan grup ile lipopolisakkarit verilen grupta, kontrol grubu ile karşılaştırıldığında eritrosit sayılarında artış belirlenmiş, hemoglobin değeri 0,3 mg/kg (DM) verilen grupta yükselirken, lipopolisakkarit uygulanan grupta değişim olmadığı bildirilmiştir (Pimpão *et al.* 2007).

Prusty *et al.* (2011) kocabaş sazan balığı (*Labeo rohita*) ile yaptıkları çalışmada, fenvaleratın sub-letal konsantrasyonuna maruz bırakılan balıkların hematolojik ve biyokimyasal parametreleri incelemişlerdir. İnsektisit maddeye maruz kalan grupta ALT ve AST aktivitelerinin yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Kontrol grubu ile kıyasla RBC, Hb, MCHC ve kan glikoz seviyelerinde artış, WBC, MCV, Hct seviyelerinde ise düşüş gözlemlediklerini rapor etmişlerdir.

90 gün boyunca simazinin farklı dozlarına (0,06, 1, 2 ve 4 µg/L) maruz bırakılan sazan balıklarının (*C. carpio*) hematoloji ve biyokimyasal değerleri incelemiş, tüm grupların hematolojik değerlerinde (WBC, PCV, MCHC, MCH, MCV, Hb) düşüş, kontrol grubuna kıyasla ALT ve ALP aktivitelerinde ise 1 ve 2 µg/L simazine maruz kalan gruplarda artış olduğu, 4 µg/L simazine maruz kalan balıklarda ise TP, ALB, ALT ve ALP aktiviteleri kontrol grubundan yüksek olduğu tespit edilmiştir (Velisek *et al.* 2012).

Karabalıklara (*C. gariepinus*) 35 günlük deneme sonunda karbofuranın sub-letal dozlarının etkilerinin araştırıldığı çalışmada, bazı kan parametreleri incelenmiştir. Eritrosit sayıları, hemoglobin ve hematokrit konsantrasyonları, ortalama eritrosit başına düşen hemoglobin konsantrasyonu düşüş, ortalama eritrosit hacmi ve ortalama eritrosit başına düşen hemoglobin seviyeleri ve lökosit sayılarında artış, biyokimyasal parametrelerden ALT, AST ve ALP aktivitelerinde, toplam protein, albümin konsantrasyonu ve globulin seviyelerinde düşüş; plazma glikoz, toplam lipid ve keratin seviyelerinde ise artış bildirilmiştir (Harabawy *et al.* 2014).

Ramesh *et al.* (2009) atrazinin (ATR) sazanlarda (*C. carpio*) oluşturduğu toksik etkileri incelemek amacıyla yaptıkları çalışmada, balıkları ATR'nin 24 saatlik LC₅₀ dozu olan 18,5 ppm'e maruz bırakılmışlardır. Çalışma sonunda, eritrosit sayısı (%63,17), hemoglobin (%27,35), plazma glikoz (%6,78) ve plazma protein (%18,73) seviyelerinde dūřuř gözlenirken, lökosit sayısında (%3,73) artış belirlemişlerdir.

Karabalıklar (*C. gariepinus*) üzerine diazinonun etkilerinin araştırıldığı çalışmada, biri kontrol diğeri 162 mg /L'lik diazinon dozuna maruz kalan iki grup oluşturulmuştur. Deneme sonunda diazinona maruz kalan grupta eritrosit-lökosit sayılarında, hemoglobin-hematokrit değerlerinde dūřuř, nötrofilgranülositlerinde ise artış meydana geldiği bildirilmiştir (Adedeji *et al.* 2009).

Mekkawy *et al.* (2011) alışmalarında 4-nonylphenolün karabalıklar (*C. gariepinus*) üzerindeki etkilerini araştırmış, balıkları kimyasalın sub-letal konsantrasyonlarına (0, 0,005, 0,08 ve 0,1mg/L) maruz bırakmışlardır. Araştırma sonunda balıkların kontrol grubuna kıyasla; eritrosit sayısı, hemoglobin seviyesi, paket hücre hacmi, eritrosit başına dūřen ortalama hemoglobin konsantrasyonu, trombosit sayısı, lökosit sayısı, bazofil, lenfosit ve monosit sayılarında azalma gözlenirken, ortalama eritrosit hacmi, eritrosit başına dūřen ortalama hemoglobin miktarı, nötrofil ve eosinofil sayılarında artış meydana geldiğini rapor etmişlerdir.

21 gün boyunca farklı dozlarda (100, 200 ve 400 mg/kg) verilen sülfamerazinin gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) hematolojik ve biyokimyasal parametrelere olan etkisi araştırmıştır. Analizler sonucunda balıkların ortalama eritrosit hacmi, fagosit oranı ve fagosit indeksinde artış gözlenmiştir. Hematokrit, lökokrit değerlerinde, eritrosit ve lökosit sayılarında, hemoglobin, eritrosit başına dūřen ortalama hemoglobin ve eritrosit başına dūřen ortalama hemoglobin konsantrasyonu değerleri ile toplam plazma protein ve toplam globulin seviyelerinde azalma meydana geldiği bildirmiştir (Saėlam ve Yonar 2009).

Far *et al.* (2012) gökkuşığı alabalığı (*O. mykiss*) yavrularının diazinonun üç farklı konsantrasyonuna ($LC_{50}=1,65$ mg/L'nin %25, %50 ve %75'lik konsantrasyonları) maruz bırakılmasıyla yavrularda meydana gelen etkileri incelemişlerdir. Çalışma sonunda, farklı dozlara maruz kalan balıkların lökosit ve eritrosit sayıları, hematokrit ve hemoglobin seviyelerinde düşüş belirlenirken, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı ile eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu %50'lik olan dozda artıp daha sonra azaldığını bildirmişlerdir. %50'lik doza maruz kalan grupta lenfosit sayısı azalış gösterirken, %75'lik doza maruz kalan grupta arttığı, nötrofil sayısı %50'lik doza maruz kalan balıklarda artmasına rağmen %75'lik doza maruz bırakılanlarda azalış gösterdiğini ifade etmişlerdir.

Metil parathionun (MP) sazanlarda (*C. carpio*) hematolojik ve biyokimyasal parametrelerine olan etkileri araştırılmıştır. Çalışmada MP'nin 96 saatlik LC_{50} seviyesi 0,09 ppm olarak bulunmuştur. Balıklar 35 gün boyunca MP'nin sub-letal konsantrasyonuna maruz bırakılmışlardır. Hematolojik parametrelerinden Hb, Hct, RBC ve plazma protein değerlerinde azalma meydana geldiği gözlenmiştir. Ancak, lökosit sayısı 21. güne kadar kademeli olarak artış göstermiş daha sonra azalmaya başlamıştır. MCV ve MCH indeksleri çalışma periyodu süresince artış göstermesine rağmen MCHC değerinde kontrol grubuna kıyasla azalış meydana geldiği belirtilmiştir. Plazma glikoz seviyesinin ise 28. güne kadar arttığı (%13,37) daha sonra azaldığı tespit edilmiştir (Abhijith *et al.* 2012).

Saravanan *et al.* (2011) lindane ile yaptıkları çalışmada, sazan balıklarını (*C. carpio*) 24 saat süresince lindanenin 0,38 ppm'lik dozuna maruz bırakmışlardır. Kontrol grubuna kıyasla pestisite maruz kalan balıkların MCV, MCH, MCHC, hemoglobin, hematokrit ve eritrosit değerlerinde düşüş, lökosit sayılarında ise artışın meydana geldiğini belirtmişlerdir.

Farklı konsantrasyonlarda (0,02, 4, 20 ve 40 μ g/L) olan terbütrinin sazanlarda (*Cyprinus carpio* L.) meydana getirdiği sub-kronik etkileri üzerine yapılan bir çalışmada balıklar 28 gün boyunca terbütrine maruz bırakılmışlardır. Deneme sonunda balıkların

hematolojik ve biyokimyasal parametreleri incelenmiştir. 0,02 µg/L terbütrine maruz kalan grupta etki görülmemiş, 4, 20 ve 40 µg/L terbütrine maruz kalan grupların eritrosit sayılarında, amonyak seviyelerinde, AST, LDH, keratin kinaz ve laktat aktivitelerinde artış gözlenmiştir. Kreatin, ortalama eritrosit hacmi ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin seviyelerinde ise düşüşün meydana geldiği ifade edilmiştir (Velisek *et al.* 2010).

Atamanalp vd (2008) gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss*) ile yaptıkları çalışmada balıkları 28 gün boyunca DDVP (dichlor-vos)'nin sub-letal dozuna (1,6 mg/Lt) maruz bıraktıktan sonra hematolojik parametreler üzerine olan etkileri araştırmışlardır. Çalışma sonunda DDVP'nin, hemoglobin, eritrosit-lökosit sayılarında, eritrosit sedimentasyon oranında, ortalama eritrosit hacminde, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonunda artış, trombosit sayısı, hematokrit ve ortalama eritrosit hacmi değerlerinde ise düşüş meydana geldiğini ifade etmişlerdir.

Nil tilapyası (*Oreochromis niloticus*) ile yapılan çalışmada balıklar malathionun farklı dozlarına (0, 0,5, 1,0, 1,50 ve 2 mg/L) maruz bırakılıp balıkların hematolojik ve biyokimyasal parametrelerine olan etkileri incelenmiştir. Yapılan analizler sonunda malathiona maruz kalan gruplarda kontrol grubuna kıyasla, eritrosit sayısı, hematokrit değeri ve hemoglobin içeriğinin düşüş gösterdiği tespit edilmiştir (Al-Ghanim 2012).

Maduenho and Martinez (2008) diflubenzuron (DFB)'un etkilerini araştırdıkları çalışmada, deney balıklarını (*Prochilodus lineatus*) DFB'nin 25 mg/L dozuna 6, 24 ve 96 saatlik sürelerce maruz bırakmış daha sonra balıkların hematolojik parametreleri incelemişlerdir. Sonuç olarak DFB'ye 96 saat süresince maruz kalan balıkların eritrosit sayısında ve hemoglobin seviyesinde azalma olduğunu belirtmişlerdir.

Kedi balıklarından *Clarias batrachus*'un hematolojik indeksleri üzerine malathionun etkilerinin araştırıldığı çalışmada, balıklar 96 saat süresince malathionun farklı sub-letal dozlarına (0,05, 0,25, 0,5 ppm) maruz bırakılmışlardır. Çalışma sonunda artan doz miktarına bağlı olarak, balıkların eritrosit, hemoglobin, hematokrit ve ortalama eritrosit

hacmi değerlerinde düşüş, lökosit, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin değerlerinde artış olduğu rapor edilmiştir (Venkataraman and Sandhya-Rani 2013).

Grisolia (2002) fare ve tilapiya (*T. rendalli*) arasındaki eritrosit mikroçekirdek (MN) karşılaştırmasında sislofosfamid, mitomiyosin C ve çeşitli pestisitler (alliet, brestanid, deltametrin, dikofol, glifosat, imazapir ve thiram) kullanarak meydana gelebilecek etkileri araştırmıştır. Sislofosfamid ve mitomisin C'nin her iki test sisteminde de MN'yi uyardığını rapor etmiştir. Deltametrin ile yapılan testte MN sıklıklarını artırdığı fakat farelerde MN indüksiyonunun oluşmadığını bildirmiştir. Dikofolün balıkta önemli derecede MN sıklığını uyardığı fakat farelerde böyle bir etkiyi oluşturmadığını, alliet ve brestanidin sadece balıkta MN'yi uyardığını belirtmiştir. Thiramin ise her iki denemede negatif bir etki gösterdiğini, imazapirin balıkta sadece tolere edilebilen maksimum dozda MN'yi uyardığını, glifosatın ise üç farklı doz seviyesinde MN'yi uyarabildiğini ifade etmiştir.

Gökkuşağı alabalığının (*O. mykiss*) böbrek eritrositlerindeki mikronukleus indüksiyonun ve diğer çekirdek anomalilerin belirlenmesine yönelik yapılan çalışmada, alabalık peritonuna kolisin, mitomisin-C, siklofosfamid, akrilamid, metil-metansülfonat ve N-etil-N-nitrosour enjekte etmişlerdir. Araştırma sonunda, siklofosfamidin mikronukleus formasyonunu ve aynı zamanda çekirdek anormalileri uyardığını; N-etil-N-nitrosour, akrilamid ve kolisinin sadece mikroçekirdekte uyardığını; mitomisin-c'nin ise sadece çekirdek anormalileri uyardığını; metil-metansülfonatın ise alabalıklarda çekirdek anormalilerini indüklemediği rapor edilmiştir (Ayllon and Vazquez 2001).

Sanchez *et al.* (1999) kahverengi alabalık (*Salmo trutta fario*) ve golyan balığını (*Phoxinus phoxinus*) kullandıkları çalışmalarında, balıkları farklı ağır metallere (1,7 mg/kg) maruz bırakmış, 24 saatlik deneme sonrasında böbrek eritrositlerindeki mikroçekirdek değerlerine bakmışlardır. Kadmiyum kloridin her iki türde de önemli derecede mikroçekirdekte uyardığı, civa nitratın sadece kahverengi alabalıkta mikroçekirdek artışını uyardığını belirtmişlerdir.

Tatlı su balıklarında genotoksik etkiler ile birlikte antioksidan enzim aktivitelerinin kısa süreli cevaplarının incelendiği bir araştırmada, mücevher çiklit balıkları (*Australoheros facetus*) 24 saat süresince farklı konsantrasyonlarda (0,02, 0,5, 5 ve 10 mg/L) endosülfana maruz bırakılmışlardır. Genotoksik etkiler incelendiğinde, 0,02 mg/L doza maruz kalan grupta çekirdeksel anormalilerin arttığı, 5 mg/L doza maruz kalan grupta ise mikroçekirdek sıklığının arttığı tespit edilmiştir (Crupkin *et al.* 2013).

García-Medina *et al.* (2013) alüminyumun balıklar üzerindeki sitotoksik ve genotoksik etkilerinin belirlenmesi amacıyla yaptıkları çalışmada, sazan balıklarını (*C. carpio*) farklı konsantrasyonlarda (0,05, 120 ve 239 mg/L) Al'ye maruz bırakmışlardır. 12, 24, 48, 72 ve 96 saat aralıklarla kan örnekleri almış, eritrositleri ayrılmış ve MN frekansını incelenerek Al'nin MN sıklığına sebep olduğunu rapor etmişlerdir.

Avrupa golyan balığı (*Phoxinus phoxinus*) ve velifera (*Poecilia latipinna*) balıklarının böbrek eritrositlerinde mikronukleus ve diğer çekirdeksel anormalilerin belirlenmesine yönelik yapılan bir çalışmada, balıkların periton bölgesine 24 saat süreyle kolisin (10 mg/kg), siklofosfamid (40 mg/kg) ve mitomisin-C (20 mg/kg) enjekte edilmiştir. Çalışma sonunda *Phoxinus phoxinus*'un eritrositlerinde farklı çekirdeksel anormalilere sebep olduğu belirtilmiştir (Ayllon and Vazquez 2000).

Campana *et al.* (1999) lambda-siyalotrinin Uruguay tetra balığı (*Cheirodon interruptus*) eritrositlerinde mikroçekirdek frekansına etkilerini araştırmışlardır. Üç farklı konsantrasyona (0,05-0,01-0,001ug/l) 24, 48, 72, 96 saat ve 8, 12, 15, 19 ve 23 gün maruz kalan balıklardan 9 farklı örnekleme yapmışlardır. Kontrol grubu olarak belirlenen balıkları 5 mg/L siklofosfamide maruz bırakmışlardır. Çalışma sonunda lambda-siyalotrinin genotoksik etkiler gösterdiğini bildirmişlerdir.

Alabalık (*Salmo trutta*), yılan balığı (*Anguilla anguilla*) ve golyan (*P. phoxinus*) balık türlerinin böbrek eritrositlerinde mikroçekirdek testi yardımı ile kirlilik biyobelirteçlerin kullanımı olarak değerlendirilen bir araştırmada, balıklar farklı konsantrasyonlarda olan siklofosfamid, kolisin ve kadmiyum maddelerine maruz bırakılmışlardır. Çalışma

sonunda *Salmo trutta*'nın kadmiyuma karşı daha duyarlı olduğu; kirli bölgelerde bulunan *Anguilla anguilla* ve *P. phoxinus*'un mikronukleus ortalamalarının temiz nehir sistemlerinde bulunanlar ile aynı düzeyde olduğu oysa kirli sistemlerde bulunan *Salmo trutta*'nın mikroçekirdeklerinin uyarıldığı tespit edilmiştir. Sonuç olarak, tatlı su ekosistemlerinin biyo izlenebilirliğinde mikroçekirdek testi kullanılarak laboratuvar testleri için en uygun türün alabalık (*Salmo trutta*) olduğu rapor edilmiştir (Rodriguez-Cea *et al.* 2003).

Porto *et al.* (2005) yakaladıkları Amazon nehir sistemindeki balık türleri (*Prochilodus nigricans*, *Mylossoma duriventris*, *Hoplias malabaricus*) üzerine civanın genotoksik etkilerini inceledikleri bir çalışmada, değişik bölgelerden yakalanan balık örneklerinde farklı MN sıklığı gözlemlemişlerdir. Ortalama MN sıklığının nehrin kirlenmiş bölgeden alınan örneklerde, kirlenmemiş bölgeden alınan balık örneklerine (kontrol grubuna) kıyasla daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir.

Golyan balıklarına (*Pimephales promelas*) petrokimyasal kontaminasyonunun araştırıldığı çalışmada, 11 ay süresince nehrin dört farklı noktasından örnekleme yapmış, genotoksik bulguları değerlendirmek için 7, 14 ve 21 gün süre ile bileşenlere maruz kalan balıklardan gruplar oluşturmuşlardır. 14 gün maruz kalma süresinin genotoksisite bulgularının belirlenmesinde daha etkili olduğunu ifade edilmiştir (Torres *et al.* 2007).

Arslan vd (2011) sodyum hipoklorit ve bulaşık deterjanının lepistes (*Poecillia reticulata*) balıkları üzerindeki genotoksik etkisini araştırdıkları çalışmalarında, 15 µl/L kimyasallara 96 saat maruz kalan balıkların mikroçekirdek ve morfolojik nükleus düzensizlik değerini, kontrol grubuna göre daha fazla bulduklarını rapor etmişlerdir.

3. MATERYAL ve METOT

3.1. Materyal

3.1.1. Araştırma yeri

Araştırma, Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Akvaryum Balıkları Uygulama ve Araştırma Merkezinde bulunan Toksikoloji Deneme Ünitesi'nde ve Su Ürünleri Fakültesi Laboratuvarlarında yapılmıştır.



Şekil 3.1. Deneme binası

3.1.2. Su materyali

Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Akvaryum Balıkları Üretim ve Araştırma Merkezindeki mevcut şehir şebekesinden gelen su, içme suyu boruları yardımı ile büyük bir tanka alınıp hava motoru ve hava taşı yardımı ile oksijen seviyesi artırılmış, içerisindeki zararlı uçucu gazlar giderilmiştir (Atamanalp 2000).

Filtre sisteminden geçirilen su, kg balığa 0,5 l/dk.'dan az olmamak şartıyla tanklara dağıtılmıştır (Çelikkale 1994). Araştırma boyunca su sıcaklığı $11,5 \pm 2,5^{\circ}\text{C}$ olarak ölçülmüştür. Kullanılan suyun kimyasal analizi Çizelge 3.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.1. Araştırmada kullanılan suyun kimyasal özellikleri

Oksijen (O_2)	10,13 mg/L
Nitrat (NO_3)	1,54 mg/L
Nitrit (NO_2)	< 0,002 mg/L
pH	7,43
NH_3	0,07 mg/L

3.1.3. Suyun filtrasyon sistemi

Klorun giderilmesi için su, ana borudan tanka aktarılmıştır. İçerisine hava taşı konularak oksijen düzeyinin artırılması sağlanmıştır. Su içerisinde bulunabilecek muhtemel kirliliklerin tankın dip kısmına çökmesi sağlanmış ve tankın üst kısmından araştırma kaplarına tahliye edilmiştir (Esenbuğa 2013).

3.1.4. Araştırma tankları

Araştırmada 1 m çap ve derinliği olan, su tahliyesi eğik boru sistemiyle yapılan fiberglas tanklar kullanılmıştır. Suyun tahliyesi tankların tabanında bulunan plastik süzgeçler vasıtasıyla ve tanklar üzerinde bulunan eğik borular yardımı ile günde iki kere olmak üzere yapılmıştır (Atamanalp 2000; Çiltaş 2000).



Şekil 3.2. Araştırma tankları

3.1.5. Yüzme performansı sistemi

Kritik yüzme hızı, balıkların yüzme hızının ölçümünde en yüksek sürdürülebilir hızın tahmini değeri olarak kabul edilmektedir. Bu sistem; balığın, hızı kontrol edilebilen su tüneline konularak su hızı kademeli periyotlarla artırılması ve balıkların akıntıya karşı yüzme performansının ölçülmesi esasına dayanmaktadır (Şekil 3.3). Kritik yüzme hızının hesaplanmasında balığın yorulduğu zaman ve akıntı hızı kullanılmaktadır (Esenbuğa 2013).



Şekil 3.3. Yüzme performansı sistemi



Şekil 3.4. Yüzme performansının gerçekleştirildiği kabin

Çizelge 3.2. Yüzme performansı sisteminin yapısal özellikleri

Devir	Genişlik	Derinlik	Hız	Alan	Debi	O ₂
	cm	cm	m/sn	m ²	m ³ /sn	mg/Lt
0	44	36	0	0,14	0	10,65
1	44	36	0,49	0,14	0,069	13,65
2	44	36	0,68	0,14	0,095	13,67
3	44	36	1	0,14	0,140	13,55
4	44	36	1,19	0,14	0,167	13,58
5	44	36	1,25	0,14	0,175	13,52
6	44	36	1,33	0,14	0,186	13,55
7	44	36	1,33	0,14	0,186	13,50
8	44	36	1,26	0,14	0,176	13,52
9	44	36	1,27	0,14	0,178	13,54

Kritik yüzme hızı aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır (Esenbuğa 2013).

$$U_{crit} = U_i + (T_i / T_{ii})U_{ii}$$

U_{crit} =Kritik yüzme hızı (cm/sn veya bl/sn)

U_i = Belirlenen zaman aralığının tamamında sürdürülebilir hız (cm/sn)

U_{ii} =Balığın yorgun düştüğü hız (cm/sn)

T_i =Balığın yorgun düştüğü hızda yüzebildiği süre (sn)

T_{ii} =Kritik yüzme hızı için belirlenen süre (30 dk)

3.1.6. Balık materyali

Denemede 155±25 g ağırlığında 56 adet iki yaşlı gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) kullanılmıştır. Tanklardan biri kontrol diğer altı tank ise muamele grupları olarak belirlenmiştir. Her tanka 8 balık gelecek şekilde 7 adet tanka yerleştirilmiştir.

Araştırmada yaş faktörünü elemine etmek için olgun balıklar üzerinde çalışılmıştır (Kocabatmaz ve Ekingen 1984; Atamanalp 2000).

3.1.7. Kimyasal materyali

Çalışmada kullanılan pestisitler ticari firmalardan temin edilmiştir.

Asetoklor: (Hektaş) Cengaver 840 EC (aktif madde: 840 gr/lt asetoklor) (2-chloro-N-(ethoxylate)-N-(2-ethyl-6-methylphenyl) acetamite). Glifosat: (Safa tarım) Knockdown 48 SL (aktif madde: 480 gr/lt glifosat isopropilamin tuzu) (N-phosphonomethyl) glycine isopropylamine salt) pestisitleri kullanılmıştır.

3.2. Metot

3.2.1. Su dağıtım düzeneği

Normal içme suyu şebekesinden alınarak filtrasyona tabi tutulan su, içerisinde bulunabilecek muhtemel gazları uçurabilmek için kanalda bulunan engellerden geçirilerek plastik su tankına aktarılıp dinlendirilmesi sağlanmıştır. Tanklara dağılan su miktarlarını sabitlemek için su çıkış noktalarına küçük musluklar yerleştirilmiştir.

3.2.2. Deney balıklarının bakım ve beslenmesi

Denemeye alınan balıklar 28 gün aklımasyona tabi tutulmuş ve %45 proteinli, ticari (Sibal AŞ.) yemle, günlük olarak canlı ağırlığın %2'si oranında günde iki kere sabah-akşam yemleme yapılmıştır (Bricknell *et al.* 1999). Tanklar günde iki kere tahliye borusu yardımıyla sifonlanarak yem ve dışkı artıklarının ortamdan uzaklaştırılması sağlanmıştır. Denemede 7 grupta toplam 56 balık kullanılmıştır.

3.2.3. Pestisitlerin uygulanma şekilleri

Balıklar 21 gün boyunca pestisitlerin 6 farklı subletal dozuna tekli ve ikili kombinasyonlu olarak maruz bırakılmıştır. Tanklara "ortamı yenilenen deneyler" prosedürüne göre (Esenbuğa 2013) 12 saatte bir bu dozu oluşturacak konsantrasyonlar şeklinde verilmiştir. Gerek ortamın yenilenmesi süresince gerekse yemleme, sifon, gibi işlemler esnasında deneklerin strese girmemesine ve zarar görmemesine özen gösterilmiştir (Atamanalp 2003). Kullanılan kimyasallar ve uygulamaları aşağıdaki gibidir.

Grup		Dozlar mg/lt	Grup		Dozlar mg/lt
A1	Asetoklor yüksek doz	0,225	G2	Gliphosate düşük doz	21,5
A2	Asetoklor düşük doz	0,1125	AG1	Yüksek dozlar toplamının yarısı	21,613
G1	Gliphosate yüksek doz	43	AG2	Düşük dozlar toplamının yarısı	10,801

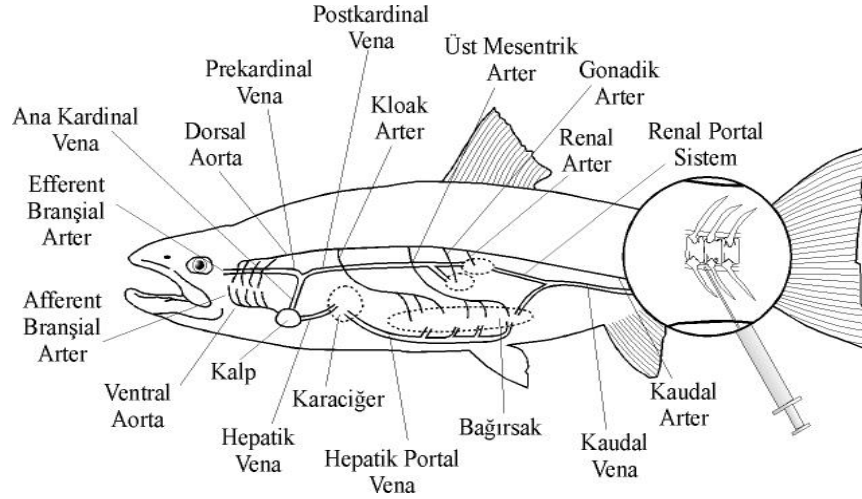
3.2.4. Yüzme performansının hesaplanması

Pestisitlerin altı farklı dozuna 21 gün süre ile maruz bırakılan balıklar, uygulama süresi sonunda bulundukları ortam ile aynı su kalitesine sahip olan yüzme performansı ünitesinde kritik yüzme hızlarının ölçümü için yüzdürme tüneline alınmıştır. Yüzme performansı ölçüm sistemi, çevre uzunluğu 14,65 cm olan kenarları yuvarlatılmış tank sistemi ile içerisinde bulunan 1 m boy ve 40 cm çapında tünelden ibarettir. Su sıcaklığı sistem tarafından doğrudan, debi ölçümleri ise muline cihazı (pemsantaş 9001-54) ile ölçülmüş ve her kademedeki oksijen miktarı ile ilgili sonuçlar Çizelge 3.2’de verilmiştir.

3.2.5. Kan örneklerinin alınması

Balıkların kaudal venasından girilerek 4 ml kan örneği alınmış (Greene and Selivonchick 1990; Peutz *et al.* 1996; Knoph and Thorud 1996; Val *et al.* 1998;

Atamanalp 2000; Çiltaş 2000; Girgin 2003) analizler için heparin içeren kan tüplerine aktarılmıştır. Balıklardan kanın alındığı bölge Şekil 3.5’de gösterilmiştir.



Şekil 3.5. Balıklardan kanın alındığı bölge (Çiltaş 2000)

3.2.6. Kan parametreleri analizleri

3.2.6.a. Hemoglobinin miktarının tayini

Çalışmada Cyanmethemoglobin metodu kullanılmıştır. Buna göre 0,02 ml kan örneği 5 ml drabkin solüsyonuyla karıştırılarak yavaş hareketlerle alt üst edilmiş ve homojen bir karışım sağlanmıştır. Hemoglobinin Cyanmethemoglobine tam olarak dönüşmesi için 10 dk. beklenmiş, daha sonra dipteki çökelti bir kürdanla çıkarılarak atılmıştır. Spektrofotometrede 540 nm’de transmittans (%T) değeri ölçülerek elde edilen değere karşılık gelen hemoglobin miktarı standart tablodan bakılarak tespit edilmiş ve g/100 cm³ olarak yazılmıştır (Çizelge 3.3) (White *et al.* 1976; Çiltaş 2000; Girgin 2003).

Çizelge 3.3. Cyanmethemoglobin metoduyla hemoglobin tayini

%T	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
20									20,5	20,2
30	19,4	18,9	18,4	17,9	17,5	16,9	16,6	16,0	15,6	15,2
40	14,8	14,3	13,9	13,6	13,2	12,9	12,5	12,1	11,9	11,5
50	11,2	10,8	10,5	10,2	9,9	9,7	9,3	9,1	8,8	8,6
60	8,2	8,0	7,7	7,5	7,2	6,9	6,7	6,5	6,2	6,0
70	5,8	5,6	5,3	5,0	4,9	4,7	4,5	4,1	4,0	3,8
80	3,6	3,4	3,2	3,0	2,8	2,6	2,4	2,2	2,0	1,9
90	1,7									

3.2.6.b. Hematokrit tayini

Hematokrit tayininde mikrohmatokrit metodu uygulanmıştır. Kan örnekleri 1,1 mm çaplı, 7 mm uzunluğundaki mikrohmatokrit tüplerine alındıktan sonra tüpün bir ucu cam macunıyla kapatılarak hematokrit santrifüjde 10500 rpm devirde 5 dk. santrifüj sonrasında bulunan değer skaladan okunmuş ve toplam kanın %'si olarak kaydedilmiştir (Blaxhall and Daisley 1973; Jones and Pearson 1976; Atamanalp vd 2002; Girgin 2003).

3.2.6.c. Eritrositlerin çökme hızı

Eritrosit çökme oranının tespitinde antikoagülanlı kan örnekleri 1,1-1,2 mm çapında ve 7 cm uzunluğundaki hematokrit tüplerine alınarak 1 saat süreyle dik pozisyonda (90°) bekletilmiş sonrasında ayrıışan serum kısmı cetvel yardımıyla ölçülmüştür. Sonuçlar mm/saat cinsinden belirlenmiştir (Uçar 2010).

3.2.6.d. Eritrosit sayısının tespiti

Kan örneği eritrosit pipetinin 0,5 çizgisine kadar çekilmiş, üzeri 101 çizgisine kadar Dacie's solüsyonuyla tamamlanarak 1/200 oranında sulandırılmıştır. İyiçe çalkalanan karışım, 1-2 dakika boyanmaya bırakılmıştır. Homojenize olmamış ilk 4-5 damla pipetten boşa akıtıldıktan sonra thoma laminin kamerasına doldurulmuştur. Thoma lamı üzerinden mikroskopta $1/5 \text{ mm}^2$ sayılarak çıkan değer $10^6/\text{mm}^3$ cinsinden hesaplanmıştır (Blaxhall and Daisley 1973; Uçar 2010).

3.2.6.e. Lökosit sayısının tespiti

Alınan kan örnekleri lökositler için 4 mm^2 , sayının yetersiz bulunduğu durumlarda ise 9 mm^3 sayılmıştır. Bulunan sonuç $10^3/\text{mm}^3$ cinsinden hesaplanmıştır (Blaxhall and Daisley 1973; Uçar 2010).

3.2.6.f. Trombosit sayısının tespiti

Eritrosit sayısının tespiti ile aynı metot kullanılarak tüm kareler sayılmıştır. Bulunan sonuç $10^3/\text{mm}^3$ cinsinden hesaplanmıştır (Mawdesley-Thomas 1972; Satake *et al.* 1986; Reddy and Bashamohideen 1989; Uçar 2010).

3.2.6.g. Elde edilen hematolojik analiz sonuçlarından diğer parametrelerin hesaplanması

Kırmızı kan hücrelerinin ortalama hacmi (MCV)

$$\text{MCV} = \frac{\text{Hct}}{\text{RBC}}$$

MCV: Eritrositlerin ortalama hacmi (μm^3)

Hct: Hematokrit değeri (%)

RBC: Eritrosit sayısı ($10^6/\text{mm}^3$)

Kırmızı kan hücrelerinde bulunan
ortalama hemoglobin (MCH)

$$MCH = \frac{Hb}{RBC}$$

MCH: Eritrositlerde bulunan ortalama hemoglobin ($\mu\text{g}/\text{hücre}$)

Hb: Hemoglobin miktarı ($\text{g}/100 \text{ ml}$)

RBC: Eritrosit sayısı ($10^6/\text{mm}^3$)

Eritrosit başına düşen ortalama

$$MCHC = \frac{Hb}{Hct}$$

hemoglobin konsantrasyonu(MCHC)

MCHC: Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu ($\text{g}/100 \text{ ml}$)

Hb: Hemoglobin miktarı ($\text{g}/100 \text{ ml}$)

Hct: Hematokrit değeri (%)

(Mawdesley-Thomas 1972; Kocabatmaz ve Ekingen 1977, 1984; Satake *et al.* 1986; Reddy and Bashamohideen 1989; Girgin 2003; Uçar 2010).

3.2.7. Histopatoloji analizleri

Çalışma sonrası nekropsileri yapılan balıkların doku örnekleri %10'luk formalin içerisinde muhafaza edilmiştir. Dokuların histopatolojik muayenesi amacıyla balıklardan solungaç ve karaciğer doku örnekleri %10'luk tamponlu formalin solüsyonunda tespit edilerek trimleme işlemini takiben 0,5 cm kalınlığında parçalar alındıktan sonra otomatik takip cihazı ile (SHANDON Citadel 1000) dehidrasyon (Sırasıyla %70, %80, %96 ve %100'lük alkolde ikişer saat bekletilerek), şeffaflandırma (ksilol I, ksilol II'de birer saat) ve parafinizasyon (56°C de likid parafinde 2 saat) işlemlerinden geçirilerek parafin bloklar hazırlanmıştır. Parafin blokları hazırlanan dokular mikrotomla (Reichert-Rotary) 5 mikron kalınlığında kesilerek Hemotoxilen-Eosin ile boyanmıştır (Presnell 1997). Hazırlanan preparatlar Olympus BX51(DP72 kamera ataçmanlı) marka ışık mikroskobu ile incelenerek önemli mikroskobik bulgu gösterenlerden resimler çekilmiştir.

Kesitlerin hematoksilen-eozin ile boyanması:

Örnekler ksilol I'de (15 dakika) bekletilmiş, sonrasında sırasıyla %100, 96, 80, 70 ve %60 lık alkolle 3'er dakika fiksasyon sağlanmış ve sırasıyla distile suda 5, hemotoksilen boya solüsyonunda 6 dakika çeşme suyunda yıkama, asit alkol solüsyonuna 3 kere daldırılıp çıkarma, çeşme suyunda 15, eozin boyada 3 dakika bekletme ve sırasıyla %60, 70, 80, 96 ve %100 alkollerde 3'er dakika bekletme, xylol'de 15 dakika bekletme ve entallen yapıştırıcı kullanılarak lamelle kapatma işlemleri yapılmıştır.



Şekil 3.6. Bloklanmış ve lamel arasına yapıştırılmış doku örnekleri

3.2.8. Biyokimyasal kan analizleri

Alınan kan örnekleri EDTA'lı tüplere aktarılarak 4100 rpm de 11 dakika santrifüj edilerek serum kısmı ayrılmıştır. Elde edilen serumlar Atatürk Üniversitesi Tıp Fakültesi Biyokimya Laboratuvarına götürülerek Roche P 800 autoanalyzer cihazında okutulmuştur.

3.2.9. Kan mikroçekirdek testi

Deneme sonunda eritrosit incelemeleri için, muamele ve kontrol gruplarındaki 5'er balıktan alınan kan lam üzerine damlatılarak lamel kapatma işlemi yapılmış iyice kuruması sağlanmıştır. Bu şekilde her bir balıktan 3'er adet yayma kan preparatı hazırlanmıştır. Preparatlar, fiksasyon için 20 dakika saf etanole maruz bırakılmış ve

ardından kurutulmuştur. Daha sonra %5'lik giemsa solüsyonu ile 30 dakika muamele edilmiş ardından yeniden kurutularak mikroskop altında incelenmiştir (Kocabatmaz ve Ekingen 1984; Yılayaz 2008).

Her bir preparatta 1000 adet eritrosit sayılarak, bunların ana nükleusları yanında meydana gelen küçük mikroçekirdekler kaydedilmiştir. Sayım esnasında yalnızca ana nükleus ile aynı kırınımı gösteren yapılar mikroçekirdek olarak kaydedilmiştir (Al-Sabti 1991).

3.2.10. İstatistik analizler

Verilerin değerlendirilmesinde SPSS 20.0 istatistik paket programından yararlanılmıştır. Çalışma sonunda gruplara ait elde edilen veriler ANOVA testine tabi tutulmuştur. Farklı bulunan ortalama gruplarının kontrolünde DUNCAN çoklu karşılaştırma testi kullanılmıştır (Yıldız ve Bircan 1991).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1. Kritik yüzme hızı sonuçları

Kritik yüzme hızına ait varyans analiz tablosu ve ortalama değerler standart sapmaları ile birlikte Çizelge 4.1 ve 4.2’de, KYH değerleri Şekil 4.1’de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Kritik Yüzme Hızı (bl/sn) değerine ait varyans analiz tablosu

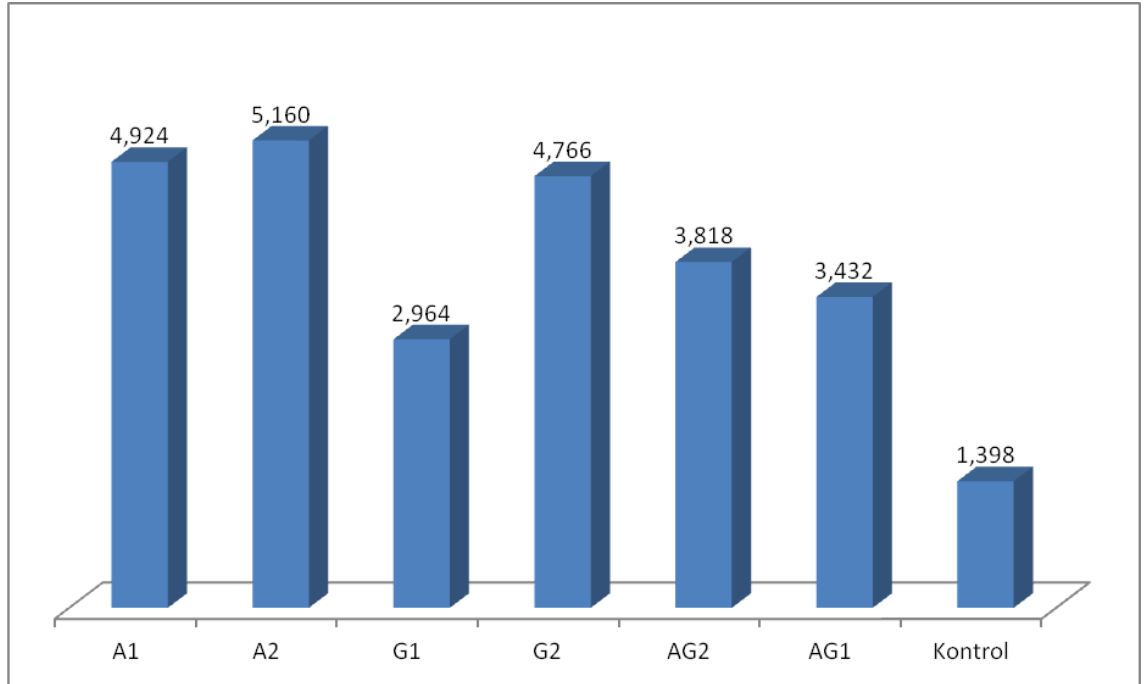
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	8,87	16,18	0,00**
Hata	28	0,54		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$)

Çizelge 4.2. Farklı dozlarda uygulanan pestisitlerin (bl/sn) gökkuşağı alabalığının (*O. Mykiss*) kritik yüzme hızı üzerine etkisi

Grup	n	Ucrit (bl/sn)
Kontrol	5	1,40±1,00 ^d
A1	5	4,92±0,44 ^a
A2	5	5,16±0,44 ^a
G1	5	2,96±0,10 ^c
G2	5	4,77±0,05 ^{ab}
AG2	5	3,82±0,10 ^{bc}
AG1	5	3,43±0,10 ^c

*a, b, c,d: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur.



Şekil 4.1. Farklı dozlarda uygulanan pestisitlerin *O. mykiss*'in kritik yüzme hızı (bl/sn) üzerine etkisi (bl/sn)

A1: Asetoklor 0,225 mg/lt

A2: Asetoklor 0,1125 mg/lt

G1: Glyphosate 43 mg/lt

G2: Glyphosate 21,5 mg/lt

AG2: Asetoklor ve Glyphosatın düşük dozlarının birlikte verildiği grup 10,801 mg/lt

AG1: Asetoklor ve Glyphosatın yüksek dozlarının birlikte verildiği grup 21,613 mg/lt

4.2. Histopatoloji sonuçları

Kontrol grubu: Kontrol grubuna ait solungaç ve karaciğer kesitleri normal bulundu (Şekil 4.2).

A1 grubu: Primer lamellerde kısalma, sekonder lamellerde kayıp ve hücre infiltrasyonları ile karaciğerde sentral vena ve sinüzoidlerde şiddetli hiperemi görülmüştür (Şekil 4.3).

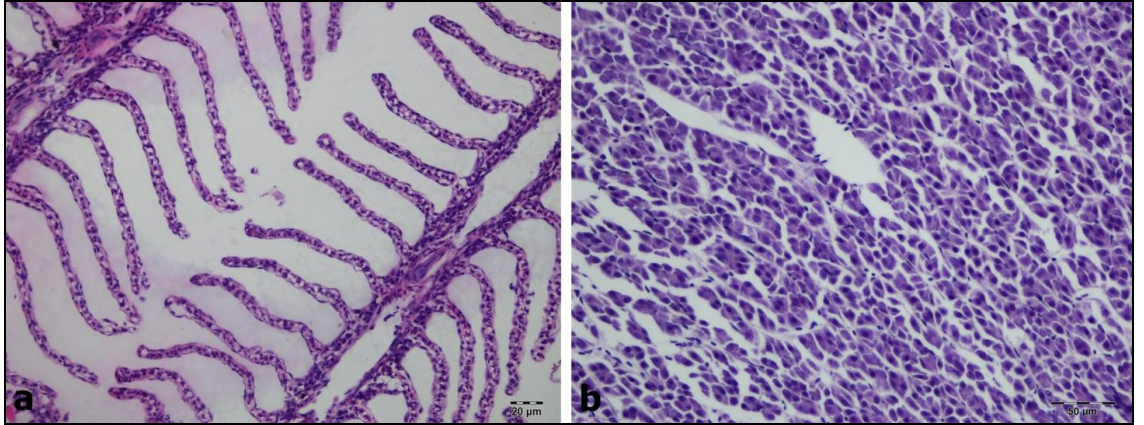
A2 grubu: Primer lamellerde kısılma, sekonder lamellerde kayıp ve hücre infiltrasyonları görülmüştür. Karaciğerde hepatositlerde orta şiddette vakuol oluşumları belirlenmiştir (Şekil 4.4).

G1 grubu: Sekonder lamellerde kalınlaşma ve hücre infiltrasyonları ile karaciğerde sentral venalarda şiddetli hiperemi görülmüştür (Şekil 4.5).

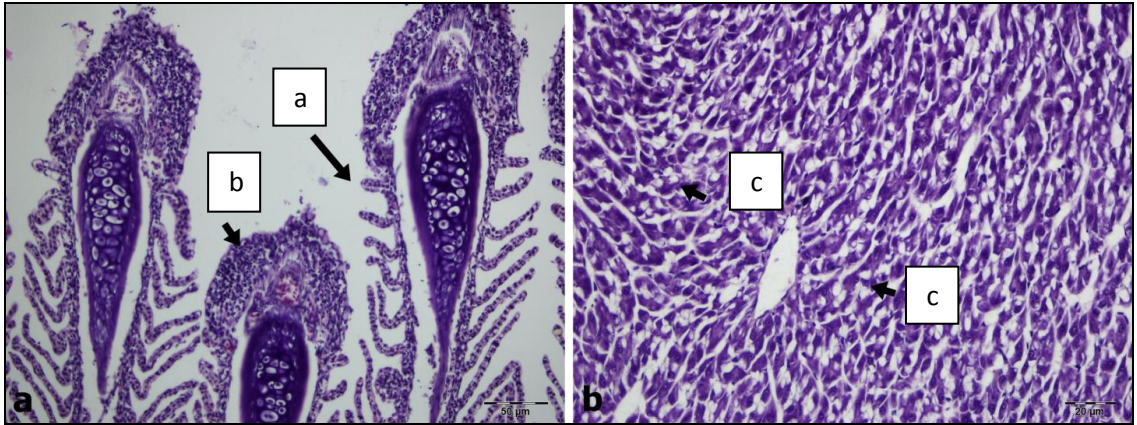
G2 grubu: Sekonder lamellerde epitel dökülmeleri ve vakuoller ile karaciğerde sentral vena ve sinüzoidlerde hiperemi tespit edilmiştir (Şekil 4.6).

AG1 grubu: Sekonder lamellerde kayıp, epitellerde nekroz ve deskuomasyon, karaciğer sentral venada şiddetli hiperemi görülmüştür (Şekil 4.7).

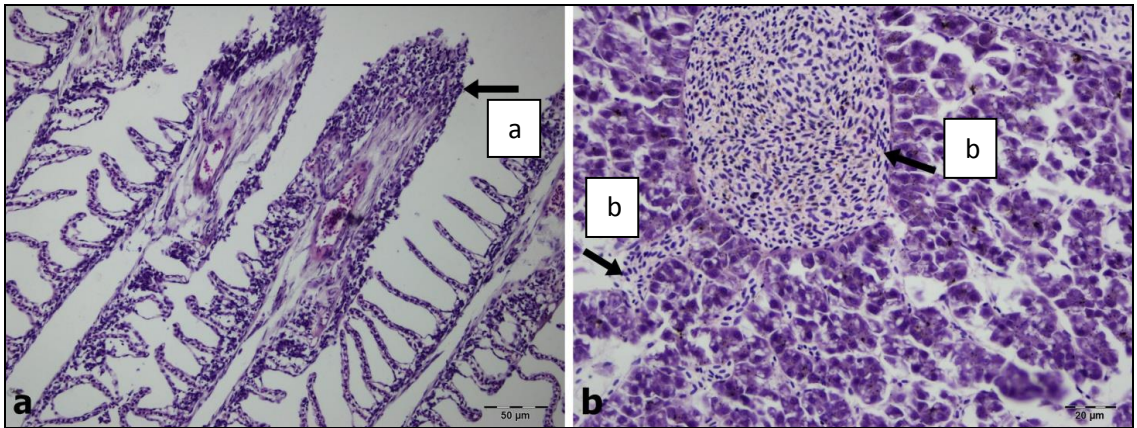
AG2 grubu: Sekonder lamellerde şiddetli kayıp ve hiperemi ve karaciğer dokusunda hepatosit dejenerasyonu ve kupffer hücre artışı belirlenmiştir (Şekil 4.8).



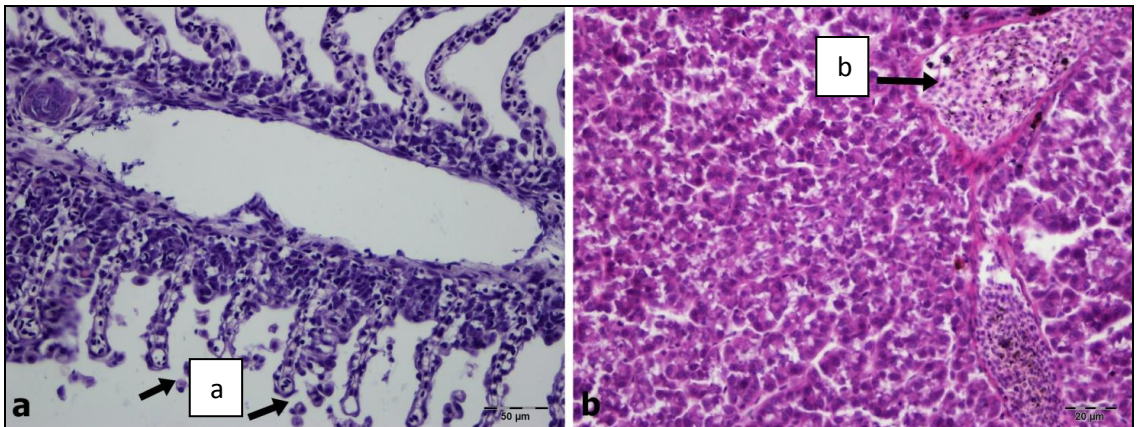
Şekil 4.2. Kontrol grubu. Solungaç dokusunda düzgün lamellasyon (sol) ve çekirdekli hepatositler (sağ). HE



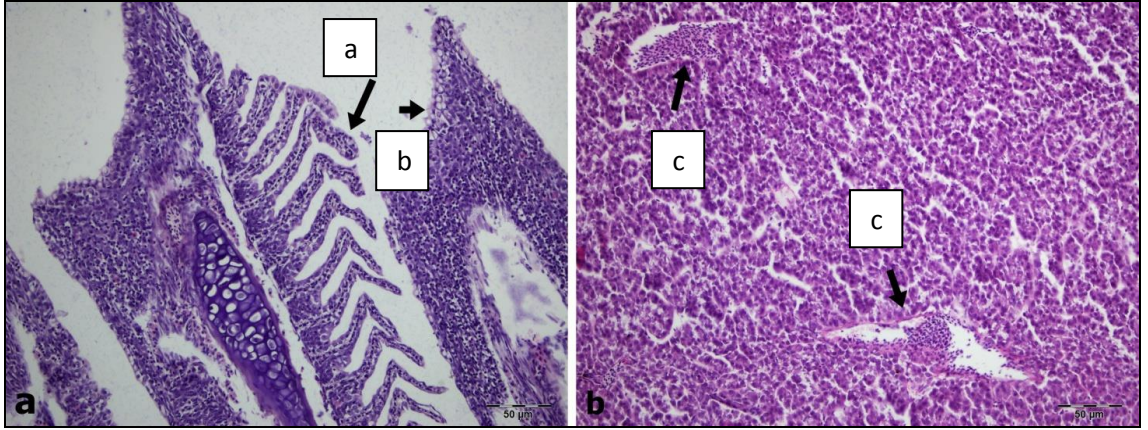
Şekil 4.3. A1 grubu Sekonder lamellerde kayıp (a) ve hücre infiltrasyonları (b), Hepatositlerde yer yer vakuol oluşumları (c). HE.



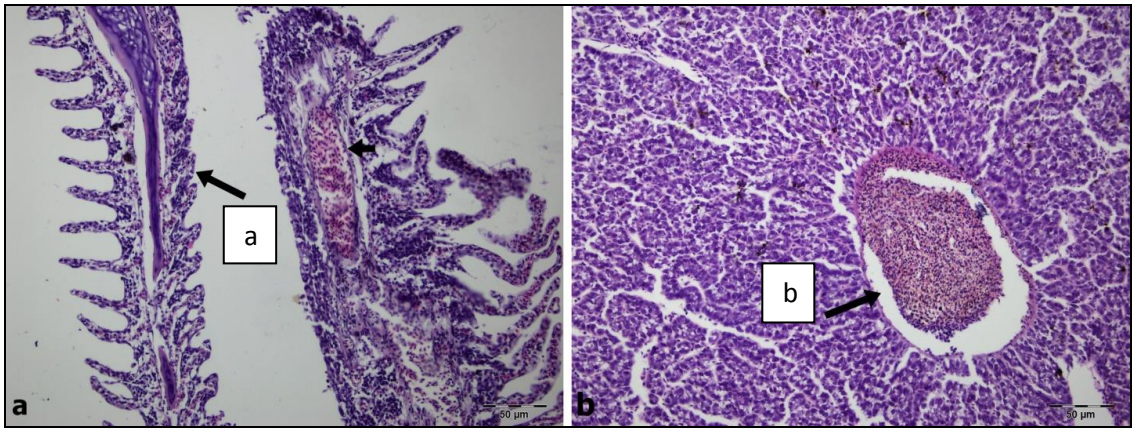
Şekil 4.4. A2 grubu Sekonder lamellerde kayıp ve hücre infiltrasyonları(a), Sentral vena ve sinüzoidlerde hiperemi (b). HE.



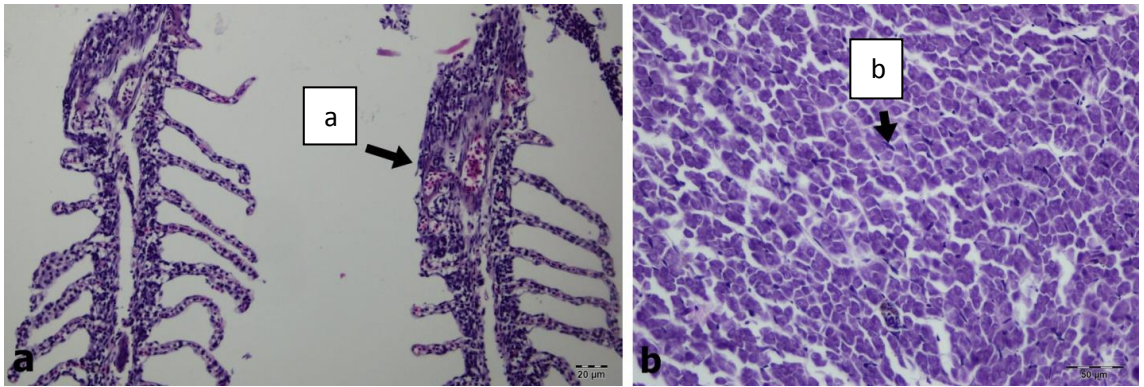
Şekil 4.5. G1 grubu Sekonder lamellerde epitel dökülmeleri ve vakuoller (a), Sentral vena ve sinüzoidlerde hiperemi (b). HE



Şekil 4.6. G2 grubu Sekonder lamellerde kalınlaşma (a) ve hücre infiltrasyonları (b), Sentral vena ve sinüzoidlerde hiperemi (c). HE



Şekil 4.7. AG1 grubu. Sekonder lamellerde kayıp (a), epitellerde nekroz ve deskuamasyon. Sentral venada hiperemi (b). HE



Şekil 4.8. AG2 grubu. Sekonder lamellerde kayıp (a) ve hiperemi, Karaciğer dokusunda kupffer hücre artışı (b). HE

4.3. Biyokimyasal parametreler

4.3.1. Glikoz değeri

Kan glikoz seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.3 ve 4.4’de, kan glikoz düzeyleri ise Şekil 4.9’da verilmiştir.

Çizelge 4.3. Glikoz değerine ait varyans analiz tablosu

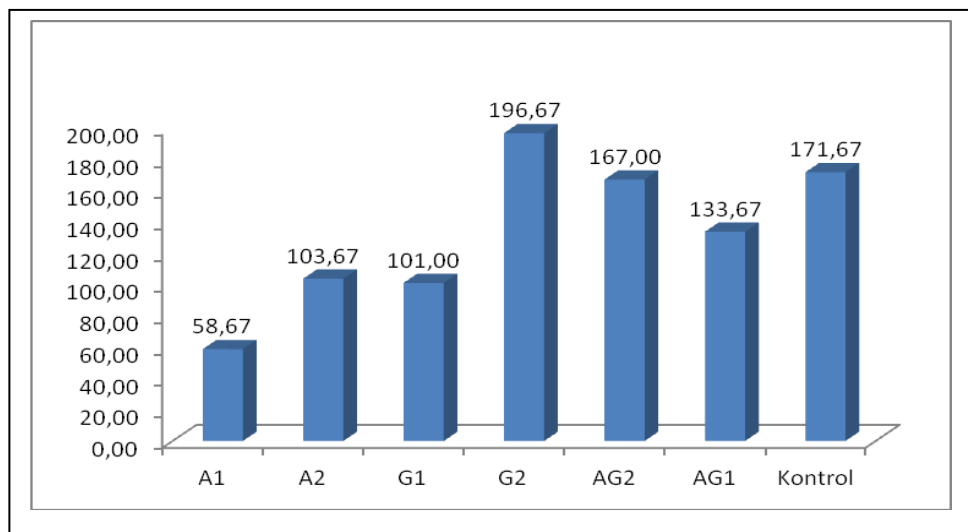
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	6857,28	1,87	0,162 ^{ÖD}
Hata	13	3663,80		

* Önemli (p<0,05), ** Çok önemli (p<0,01), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.4. Glikoz değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	Glikoz (mg/dl)
A1	3	58,66±44,66 ^a
A2	3	103,66±53,33 ^a
G1	3	101±29 ^a
G2	3	196,67±73,33 ^a
AG2	2	167±102 ^a
AG1	3	133,66±36,33 ^a
Kontrol	3	171,66±28,33 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.9. Deneme gruplarına ait kan glikoz düzeyleri (mg/dl)

4.3.2. Kreatin değeri

Kan kreatin seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.5 ve 4.6'da, kreatin düzeyleri ise Şekil 4.10'da verilmiştir.

Çizelge 4.5. Kreatin değerine ait varyans analiz tablosu

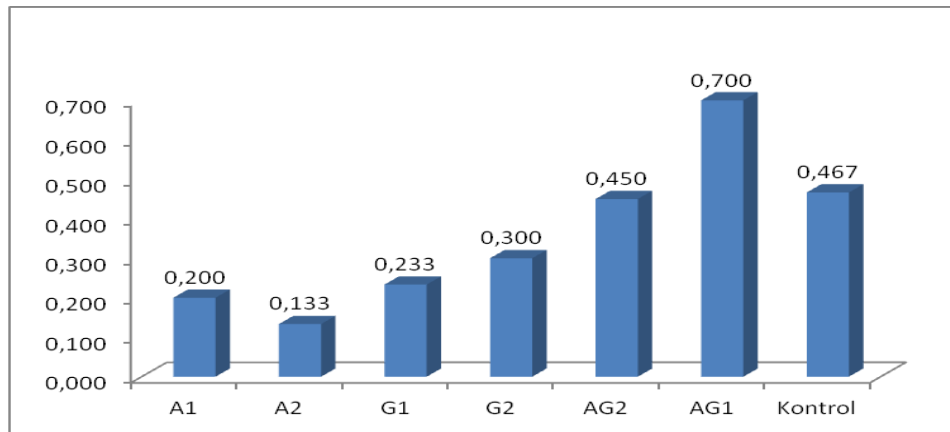
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	0,11	2,23	0,106 ^{ÖD}
Hata	13	0,05		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.6. Kreatin değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	Kreatin (mg/dl)
A1	3	0,20±0,10 ^a
A2	3	0,10±0,01 ^a
G1	3	0,23±0,06 ^a
G2	3	0,30±0,20 ^a
AG2	2	0,45±0,35 ^a
AG1	3	0,70±0,30 ^a
Kontrol	3	0,46±0,33 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.10. Deneme gruplarına ait kan kreatin düzeyleri (mg/dl)

4.3.3. Alanin amino transferaz (ALT) düzeyi

Kan ALT seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.7 ve 4.8’de, ALT düzeyleri ise Şekil 4.11’de verilmiştir.

Çizelge 4.7. ALT değerine ait varyans analiz tablosu

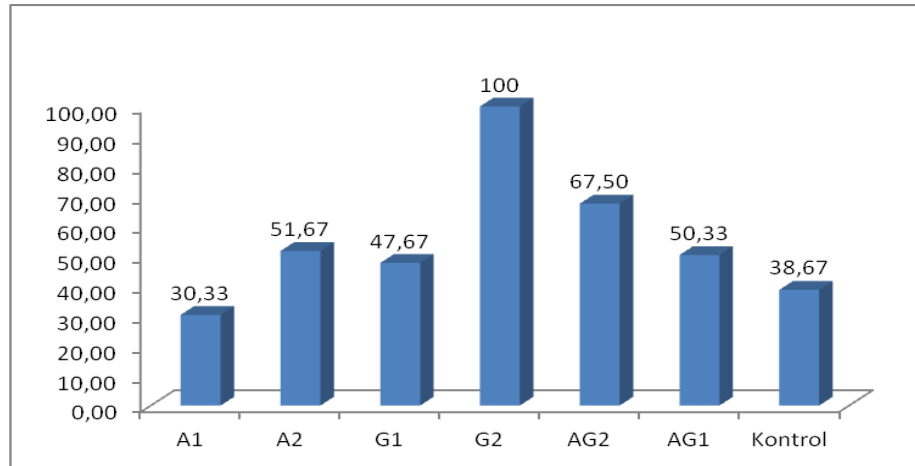
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	1543,12	0,83	0,568 ^{ÖD}
Hata	13	1861,37		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.8. ALT değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	ALT (u/l)
A1	3	30,33±29,67 ^a
A2	3	52,33±19,66 ^a
G1	3	47,66±27,66 ^a
G2	3	10,0±69,0 ^a
AG2	2	67,5±67,50 ^a
AG1	3	50,33±33,66 ^a
Kontrol	3	38,66±34,33 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.11. Deneme gruplarına ait kan ALT düzeyleri (u/l)

4.3.4. Trigliserit (TG) düzeyi

Kan TG seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.9 ve 4.10'da, TG düzeyleri ise Şekil 4.12'de verilmiştir.

Çizelge 4.9. TG değerine ait varyans analiz tablosu

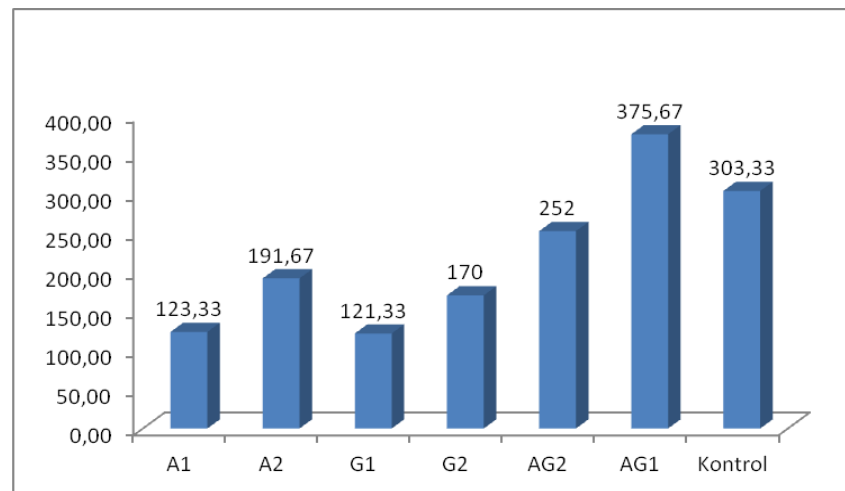
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	27107,44	67,40	0,15 ^{ÖD}
Hata	13	14025,33		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.10. TG değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	TG (mg/dl)
A1	3	123,33±51,33 ^a
A2	3	191,66±158,66 ^a
G1	3	121,33±41,33 ^a
G2	3	170,0±150,0 ^a
AG2	2	252,0±152,0 ^a
AG1	3	375,66±146,33 ^a
Kontrol	3	303,33±24,33 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.12. Deneme gruplarına ait kan TG düzeyleri (mg/dl)

4.3.5. Total protein (TP) miktarı

Kan total protein seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.11 ve 4.12’de, TP düzeyleri ise Şekil 4.13’de verilmiştir.

Çizelge 4.11. Total Protein değerine ait varyans analiz tablosu

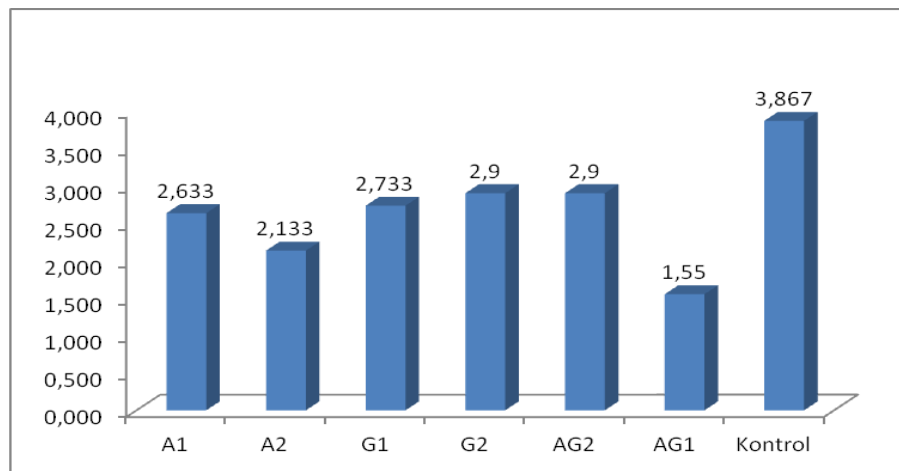
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	1,62	1,37	0,229 ^{ÖD}
Hata	13	1,18		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.12. Total Protein değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	TP (mg/dl)
A1	3	2,63±0,86 ^a
A2	3	2,43±1,46 ^a
G1	3	2,70±0,50 ^a
G2	3	2,90±1,10 ^a
AG2	2	4,35±0,45 ^a
AG1	3	2,13±1,16 ^a
Kontrol	3	3,86±0,26 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.13. Deneme gruplarına ait kan TP düzeyleri (mg/dl)

4.3.6. Serum laktat dehidrogenaz (LDH) düzeyi

Kan serum laktat dehidrogenaz seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.13 ve 4.14’de, LDH düzeyleri ise Şekil 4.14’de verilmiştir.

Çizelge 4.13. LDH değerine ait varyans analiz tablosu

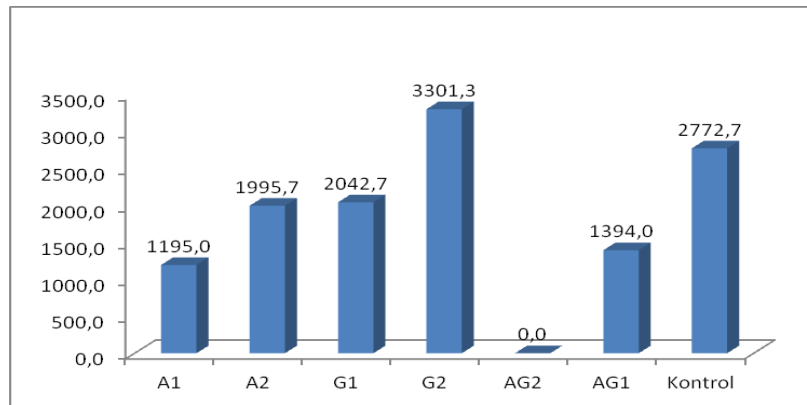
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	3286469,28	3,05	0,043*
Hata	13	1077926,10		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$)

Çizelge 4.14. LDH değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	LDH (u/l)
A1	3	1195±49 ^{bc}
A2	3	1995,67±1600,33 ^{bc}
G1	3	2042,67±1045,67 ^{abc}
G2	3	3301,33±1334,33 ^a
AG2	2	00,00±00,00 ^c
AG1	3	2788±929,33 ^{bc}
Kontrol	3	2772,67±1462,33 ^{ab}

*a, b, c: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.14. Deneme gruplarına ait kan LDH düzeyleri (u/l)

4.3.7. Demir (Fe)

Kan Fe seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.15 ve 4.16'da, Fe düzeyleri ise Şekil 4.15'de verilmiştir.

Çizelge 4.15. Fe değerine ait varyans analiz tablosu

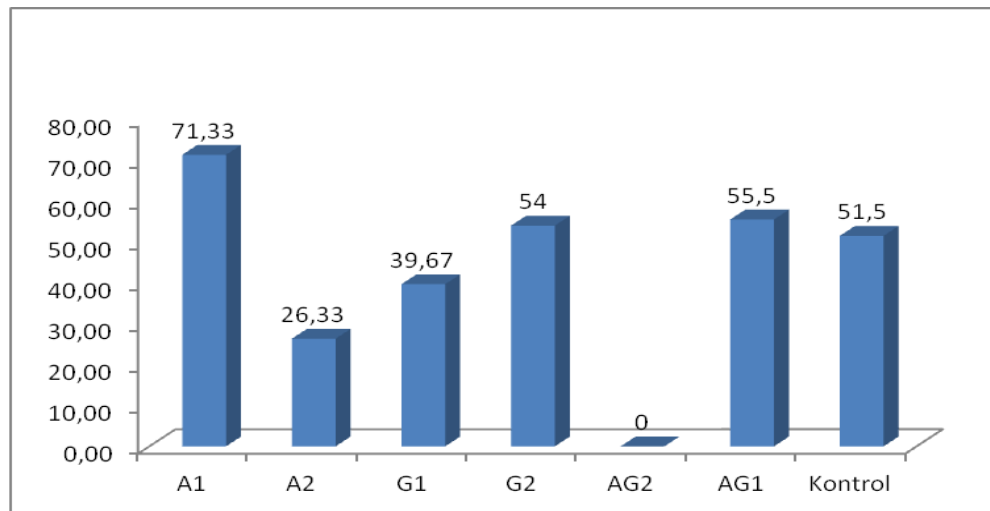
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	1057,54	1,07	0,431 ^{ÖD}
Hata	13	933,03		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.16. Fe değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	Fe (mmol/l)
A1	3	71,33±38,33 ^a
A2	3	38,33±30,66 ^a
G1	3	39,66±25,66 ^a
G2	3	36,00±23,00 ^a
AG2	2	0,00±0,00 ^a
AG1	3	37,66±27,33 ^a
Kontrol	3	34,33±20,66 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.15. Deneme gruplarına ait kan Fe düzeyleri (mmol/l)

4.3.8. Fosfor (P)

Fosfor seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.17 ve 4.18’de, P düzeyleri ise Şekil 4.16’da verilmiştir.

Çizelge 4.17. P değerine ait varyans analiz tablosu

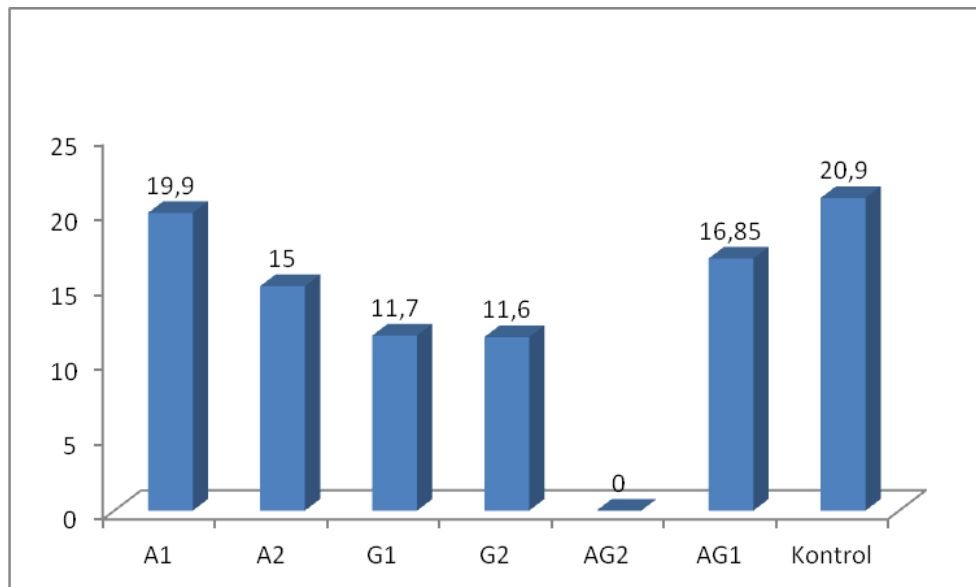
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	85,14	1,69	0,201 ^{ÖD}
Hata	13	50,35		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.18. P değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	P (mmol/l)
A1	3	19,90±5,10 ^a
A2	3	15,00±6,40 ^a
G1	3	11,70±0,70 ^a
G2	3	11,60±3,00 ^a
AG2	2	0,00±0,00 ^a
AG1	3	6,93±13,86 ^a
Kontrol	3	20,90±3,00 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.16. Deneme gruplarına ait kan P düzeyleri (mmol/l)

4.3.9. Potasyum (K)

Potasyum seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.19 ve 4.20’de, K düzeyleri ise Şekil 4.17’de verilmiştir.

Çizelge 4.19. Potasyum değerine ait varyans analiz tablosu

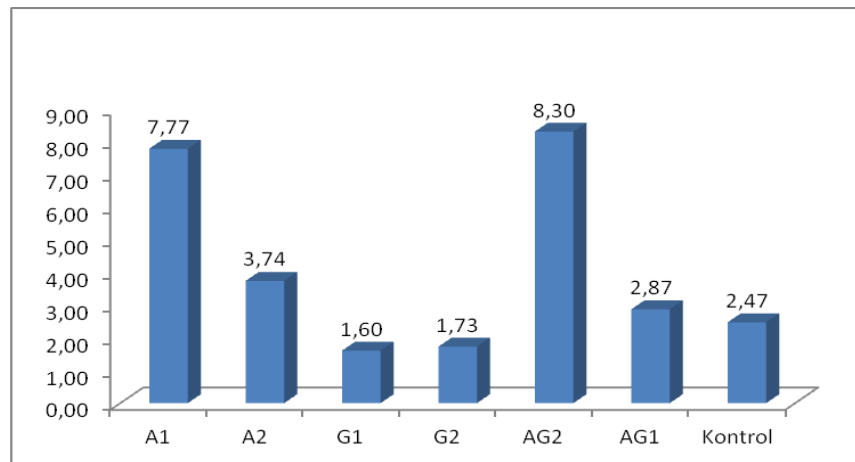
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	20,50	2,55	0,074 ^{ÖD}
Hata	13	8,04		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.20. Potasyum değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	K (mmol/l)
A1	3	7,77±3,06 ^a
A2	3	3,74±4,51 ^a
G1	3	1,60±0,30 ^a
G2	3	1,73±1,20 ^a
AG2	2	8,30±4,09 ^a
AG1	3	2,86±3,13 ^a
Kontrol	3	2,47±1,49 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.17. Deneme gruplarına ait kan K düzeyleri (mmol/l)

4.3.10. Aspartat aminotransferaz (AST)

AST seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.21 ve 4.22’de, AST düzeyleri ise Şekil 4.18’de verilmiştir.

Çizelge 4.21. AST değerine ait varyans analiz tablosu

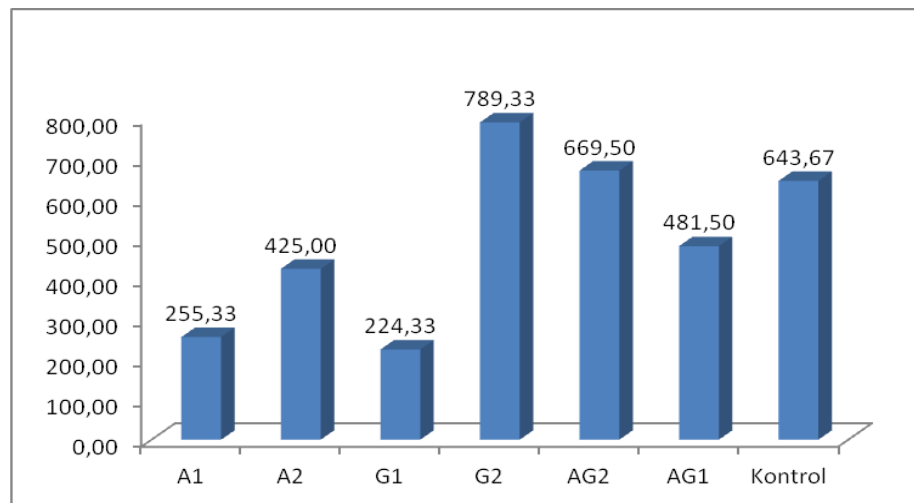
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	144603,43	1,12	0,402 ^{ÖD}
Hata	13	128834,24		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.22. AST değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	AST (u/l)
A1	3	255,33±108,67 ^a
A2	3	425,00±416,00 ^a
G1	3	224,30±69,66 ^a
G2	3	795,33±425,33 ^a
AG2	2	669,5±669,50 ^a
AG1	3	321,00±227,00 ^a
Kontrol	3	643,67±188,67 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.18. Deneme gruplarına ait kan AST düzeyleri (u/l)

4.3.11. Kolesterol (Chol)

Kolesterol seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.23 ve 4.24’de, Chol düzeyleri ise Şekil 4.19’da verilmiştir.

Çizelge 4.23. Chol değerine ait varyans analiz tablosu

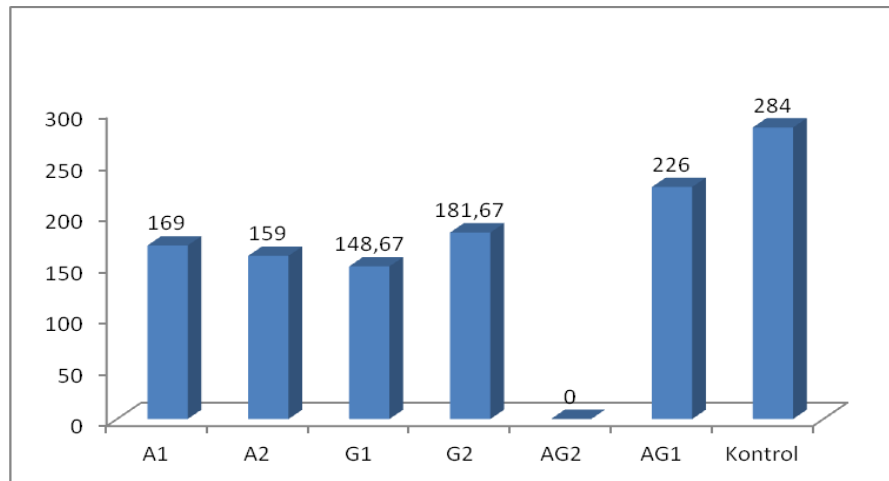
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	8996,85	0,79	0,594 ^{ÖD}
Hata	13	11342,05		

* Önemli (p<0,05), ** Çok önemli (p<0,01) , ÖD: önemli değil

Çizelge 4.24. Kolesterol değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	Kolesterol (u/l)
A1	3	169,00±62,00 ^a
A2	3	159,00±129,00 ^a
G1	3	148,67±74,66 ^a
G2	3	181,67±83,33 ^a
AG2	2	0,00±0,00 ^a
AG1	3	150,67±85,33 ^a
Kontrol	3	189,33±111,67 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.19. Deneme gruplarına ait kan kolesterol düzeyleri (u/l)

4.3.12. Albümin (ALB)

Albümin seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.25 ve 4.26'da, ALB düzeyleri ise Şekil 4.20'de verilmiştir.

Çizelge 4.25. ALB değerine ait varyans analiz tablosu

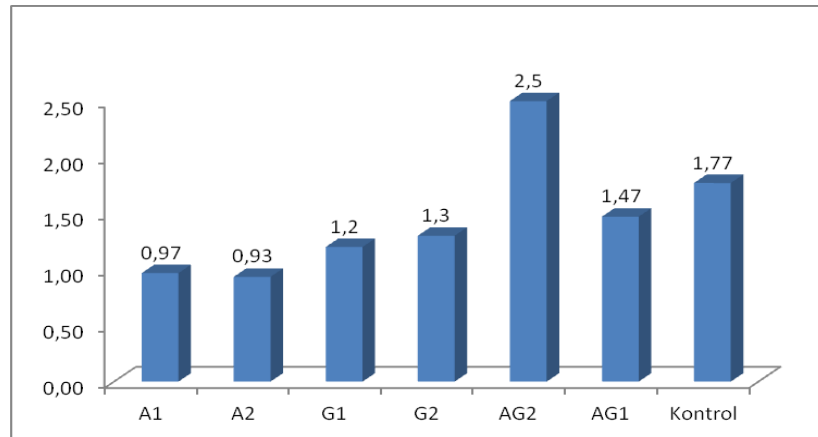
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	0,70	3,07	0,043*
Hata	13	0,23		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$)

Çizelge 4.26. ALB değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	ALB (u/l)
A1	3	$0,96 \pm 0,43^b$
A2	3	$0,93 \pm 0,73^b$
G1	3	$1,20 \pm 0,20^b$
G2	3	$1,30 \pm 0,50^b$
AG2	2	$2,50 \pm 0,70^a$
AG1	3	$1,46 \pm 0,33^b$
Kontrol	3	$1,76 \pm 0,16^{ab}$

*a, b: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.20. Deneme gruplarına ait kan ALB düzeyleri (u/l)

4.3.13. Kalsiyum (Ca)

Kalsiyum seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.27 ve 4.28’de, Ca düzeyleri ise Şekil 4.21’de verilmiştir.

Çizelge 4.27. Ca değerine ait varyans analiz tablosu

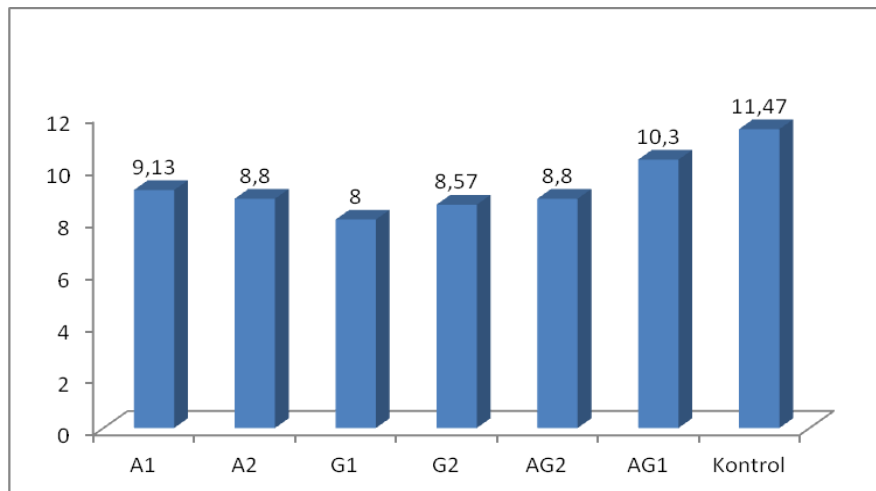
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	4,18	1,75	0,186 ^{ÖD}
Hata	13	2,38		

* Önemli (p<0,05), ** Çok önemli (p<0,01) , ÖD: önemli değil

Çizelge 4.28. Ca değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	Ca (mg/dl)
A1	3	9,13±0,86 ^a
A2	3	8,80±2,30 ^a
G1	3	8,00±0,30 ^a
G2	3	8,56±2,16 ^a
AG2	2	8,80±2,10 ^a
AG1	3	10,30±1,30 ^a
Kontrol	3	11,46±0,56 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.21. Deneme gruplarına ait kan Ca düzeyleri (mg/dl)

4.3.14. Sodyum (Na)

Sodyum seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.29 ve 4.30'da, Na düzeyleri ise Şekil 4.22'de verilmiştir.

Çizelge 4.29. Na değerine ait varyans analiz tablosu

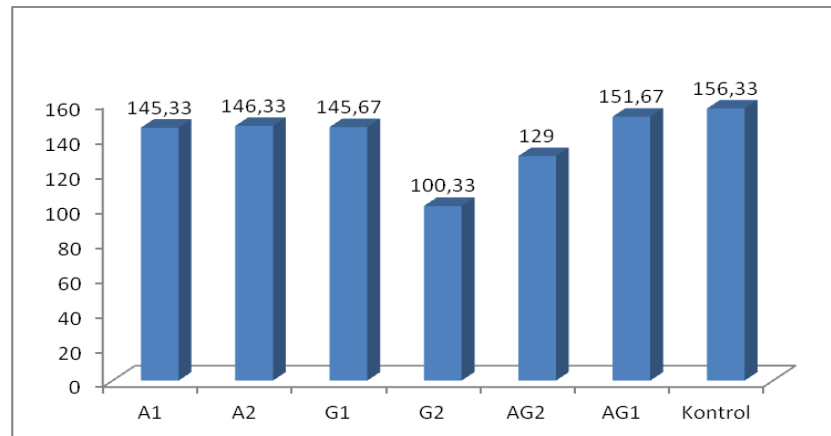
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	1078,63	1,21	0,36 ^{ÖD}
Hata	13	889,54		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.30. Na değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	Na (mg/dl)
A1	3	145,33±3,66 ^a
A2	3	146,33±4,33 ^a
G1	3	145,67±2,33 ^a
G2	3	100,33±87,33 ^a
AG2	2	129,00±0,001 ^a
AG1	3	151,66±3,66 ^a
Kontrol	3	156,33±4,33 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.22. Deneme gruplarına ait kan Na düzeyleri (mg/dl)

4.3.15. Klor (Cl)

Klor seviyelerine ait varyans analiz tablosu ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.31 ve 4.32’de, Kan Cl düzeyleri ise Şekil 4.23’de verilmiştir.

Çizelge 4.31. Cl değerine ait varyans analiz tablosu

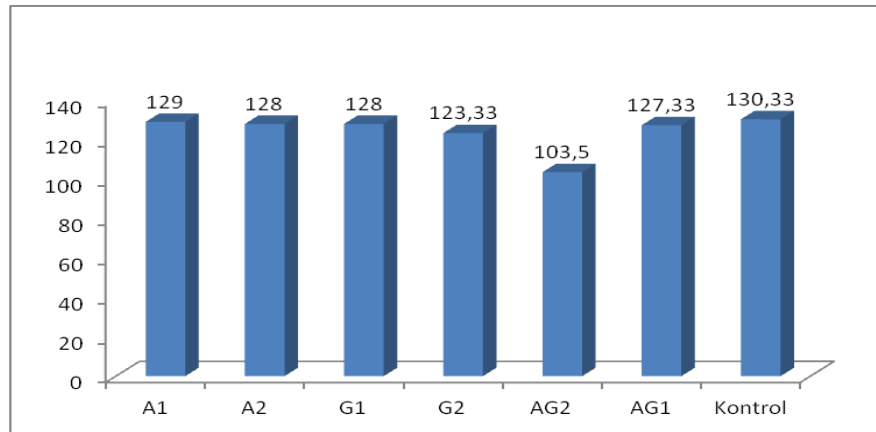
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	189,21	6,36	0,003**
Hata	13	29,73		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$)

Çizelge 4.32. Cl değerine ait çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Grup	n	Cl (mg/dl)
A1	3	129,0 $\pm$ 3,00 ^a
A2	3	128,0 $\pm$ 3,00 ^a
G1	3	128,0 $\pm$ 2,00 ^a
G2	3	123,33 $\pm$ 0,33 ^a
AG2	2	103,50 $\pm$ 12,50 ^b
AG1	3	127,33 $\pm$ 1,66 ^a
Kontrol	3	130,33 $\pm$ 4,33 ^a

*a, b: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.23. Deneme gruplarına ait kan Cl düzeyleri (mg/dl)

4.4. Hematolojik parametreler

4.4.1. Hemoglobin miktarı

Pestisit etkilerinin hemoglobin değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.33’de, hemoglobin miktarına etkisi Çizelge 4.34’de ve hemoglonin düzeyleri Şekil 4.24’de verilmiştir.

Çizelge 4.33. Hemoglobin değerine ait varyans analiz tablosu

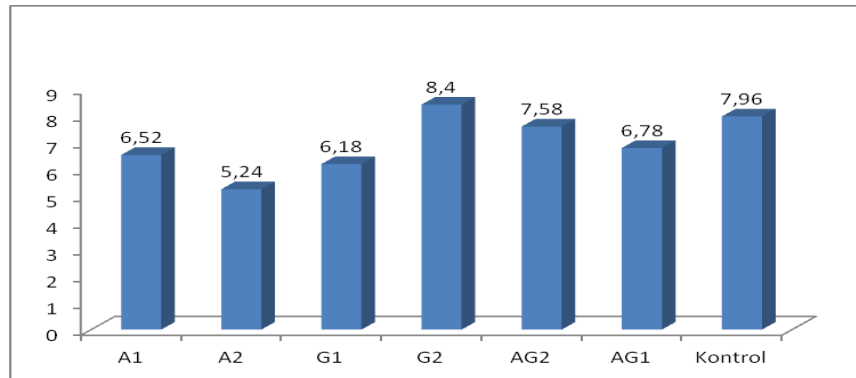
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	6,04	1,81	0,133 ^{ÖD}
Hata	28	3,33		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$) , ÖD: önemli değil

Çizelge 4.34. Pestisitlerin hemoglobin miktarına etkisi

Grup	n	Hb (g/100 ml)
A1	10	6,52±2,72 ^a
A2	10	5,24±0,74 ^a
G1	10	6,18±2,38 ^a
G2	10	8,40±2,80 ^a
AG2	10	7,58±1,72 ^a
AG1	10	6,78±6,12 ^a
Kontrol	10	7,96±0,84 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.24. Deneme gruplarına ait kan hemoglobin düzeyleri (g/100ml)

4.4.2. Hematokrit değerleri

Pestisit etkilerinin hematokrit değerine ait varyans analiz tablosu, izelge 4.35’de, hematokrit miktarına etkisi izelge 4.36’da ve hematokrit düzeyleri ekil 4.25’de verilmiştir.

Çizelge 4.35. Hematokrit değerine ait varyans analiz tablosu

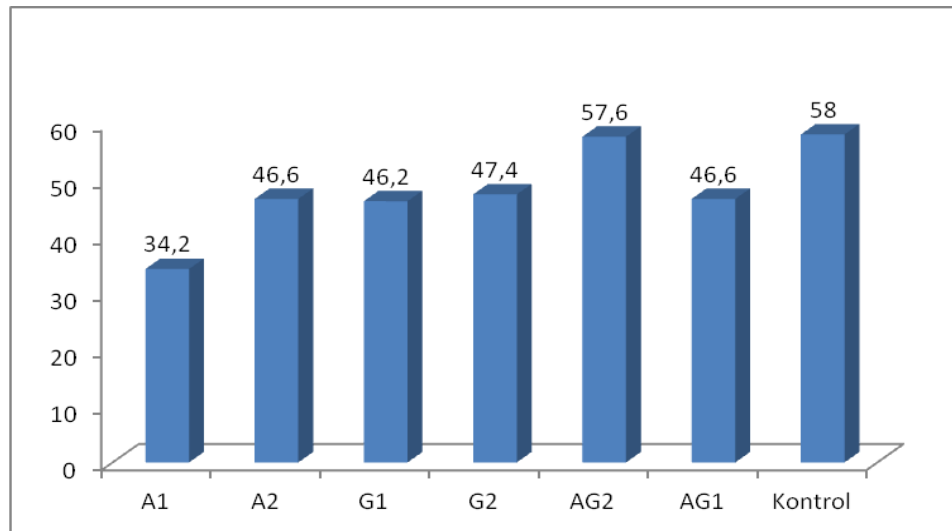
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	nem Seviyesi
Muamele	6	754,02	1,55	0,176 ^{OD}
Hata	63	486,20		

* nemli ($p < 0,05$), ** ok önemli ($p < 0,01$), D: nemli değil

Çizelge 4.36. Pestisitlerin hematokrit miktarına etkisi

Grup	n	Hematokrit (%)
A1	10	34,2 $\pm$ 9,8 ^a
A2	10	46,6 $\pm$ 26,6 ^a
G1	10	46,2 $\pm$ 26,2 ^a
G2	10	47,4 $\pm$ 4,6 ^a
AG2	10	57,6 $\pm$ 15,4 ^a
AG1	10	46,6 $\pm$ 27,4 ^a
Kontrol	10	58,0 $\pm$ 31,0 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur.



Şekil 4.25. Deneme gruplarına ait kan hematokrit düzeyleri (%)

4.4.3. Eritrosit çökme hızı (Sedimentasyon)

Pestisit etkilerinin sediment değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.37’de, sedimentasyon çökme hızına etkisi Çizelge 4.38’de ve sediment düzeyleri Şekil 4.26’da verilmiştir.

Çizelge 4.37. Sedimentasyon değerine ait varyans analiz tablosu

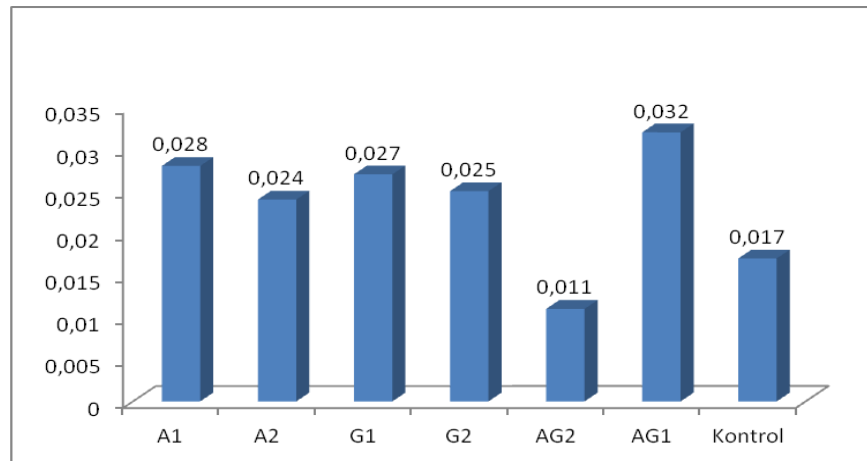
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	0,001	1,75	0,124 ^{ÖD}
Hata	28	0,00		

* Önemli (p<0,05), ** Çok önemli (p<0,01) , ÖD: önemli değil

Çizelge 4.38. Pestisitlerin sedimentasyon çökme hızına etkisi

Grup	n	Sedimentasyon (mm/saat)
A1	10	0,03±0,022 ^a
A2	10	0,02±0,014 ^a
G1	10	0,03±0,048 ^a
G2	10	0,03±0,020 ^a
AG2	10	0,01±0,004 ^a
AG1	10	0,03±0,028 ^a
Kontrol	10	0,02±0,028 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.26. Deneme gruplarına ait kan sedimentasyon düzeyleri (mm/saat)

4.4.4. Eritrosit sayısı (ES)

Pestisit etkilerinin eritrosit değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.39’da, ortalama eritrosit sayısına etkisi Çizelge 4.40’da ve eritrosit düzeyleri Şekil 4.27’de verilmiştir.

Çizelge 4.39. Eritrosit değerine ait varyans analiz tablosu

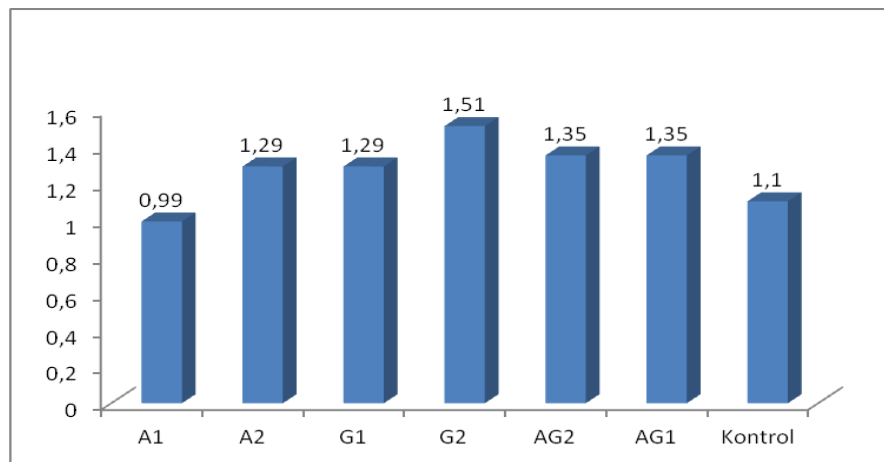
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	0,14	1,51	0,211 ^{ÖD}
Hata	28	0,09		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.40. Pestisitlerin ortalama eritrosit sayısına etkisi

Grup	n	Ort. Eritrosit sayısı ($10^6/\text{mm}^3$)
A1	5	0,99±0,32 ^a
A2	5	1,29±0,20 ^a
G1	5	1,29±0,50 ^a
G2	5	1,51±0,39 ^a
AG2	5	1,35±0,15 ^a
AG1	5	1,35±0,51 ^a
Kontrol	5	1,10±0,78 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.27. Deneme gruplarına ait kan eritrosit düzeyleri ($10^6/\text{mm}^3$)

4.4.5. Lökosit sayısı (LS)

Pestisit etkilerinin lökosit değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.41’de, lökosit sayısına etkisi Çizelge 4.42’de ve lökosit düzeyleri Şekil 4.28’de verilmiştir.

Çizelge 4.41. Lökosit değerine ait varyans analiz tablosu

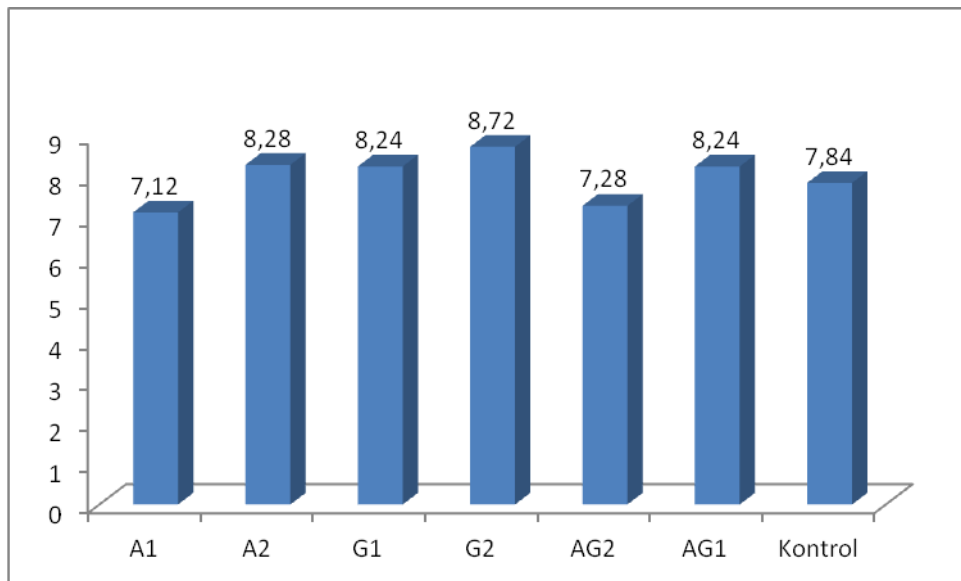
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	1,68	0,19	0,978 ^{ÖD}
Hata	28	9,03		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.42. Pestisitlerin ortalama lökosit sayısına etkisi

Grup	n	Ort. Lökosit sayısı ($10^4/\text{mm}^3$)
A1	5	7,12±2,48 ^a
A2	5	8,28±3,72 ^a
G1	5	8,24±4,56 ^a
G2	5	8,72±3,08 ^a
AG2	5	7,28±3,72 ^a
AG1	5	8,24±3,76 ^a
Kontrol	5	7,84±5,84 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.28. Deneme gruplarına ait kan lökosit düzeyleri ($10^4/\text{mm}^3$)

4.4.6. Trombosit sayısı (TS)

Pestisit etkilerinin trombosit değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.43’de, trombosit sayısına etkisi Çizelge 4.44’de, trombosit düzeyleri Şekil 4.29’da verilmiştir.

Çizelge 4.43. Trombosit değerine ait varyans analiz tablosu

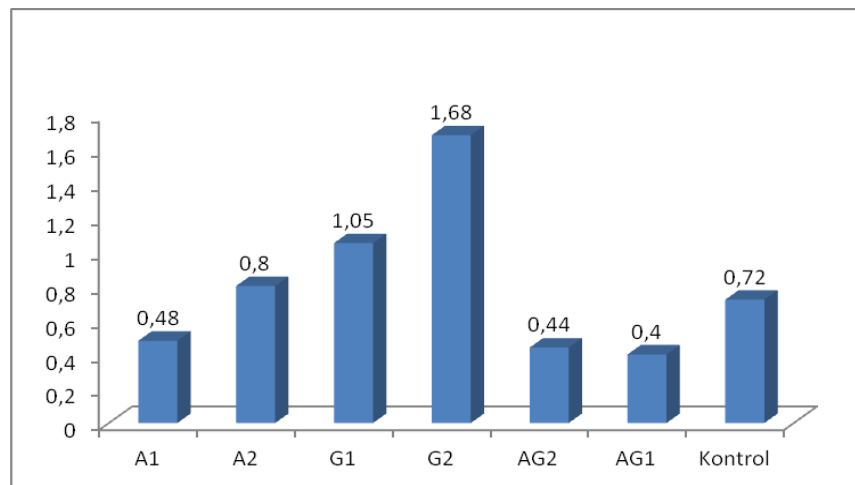
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	1,09	3,34	0,013*
Hata	28	0,33		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$)

Çizelge 4.44. Pestisitlerin trombosit sayısına etkisi

Grup	n	Trombosit sayısı ($10^4/\text{mm}^3$)
A1	5	$0,48 \pm 0,52^b$
A2	5	$0,80 \pm 0,40^b$
G1	5	$1,05 \pm 1,35^b$
G2	5	$1,68 \pm 1,32^a$
AG2	5	$0,44 \pm 0,22^b$
AG1	5	$0,40 \pm 0,20^b$
Kontrol	5	$0,72 \pm 0,48^b$

*a, b: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.29. Deneme gruplarına ait kan trombosit düzeyleri ($10^3/\text{mm}^3$)

4.4.7. Ortalama eritrosit hacmi (OEH-MCV)

Pestisit etkilerinin OEH değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.45’de, OEH etkisi Çizelge 4.46’da ve OEH düzeyleri Şekil 4.30’da verilmiştir.

Çizelge 4.45. Ortalama eritrosit hacmi değerine ait varyans analiz tablosu

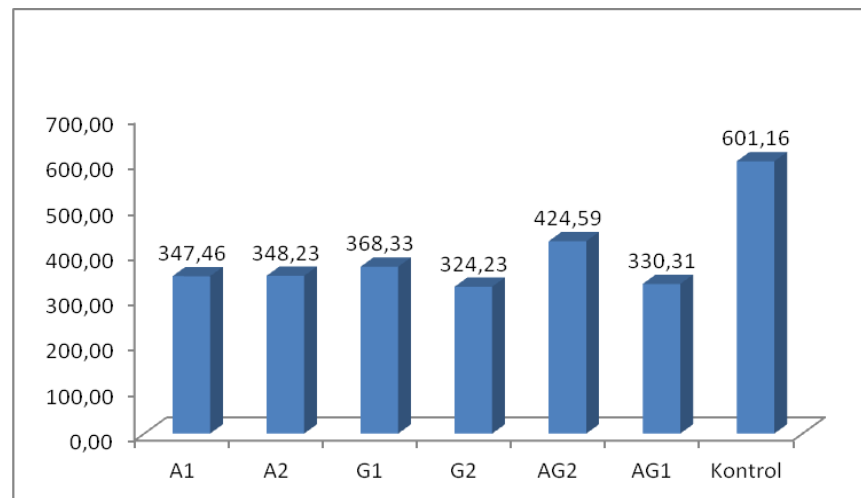
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	48057,57	2,89	0,026*
Hata	28	16647,63		

* Önemli ($p<0,05$), ** Çok önemli ($p<0,01$)

Çizelge 4.46. Pestisitlerin ortalama eritrosit hacmine etkisi

Grup	n	OEH (μm^3)
A1	5	347,46 $\pm$ 74,73 ^b
A2	5	348,23 $\pm$ 177,29 ^b
G1	5	368,33 $\pm$ 201,29 ^b
G2	5	324,33 $\pm$ 77,56 ^b
AG2	5	424,59 $\pm$ 75,41 ^b
AG1	5	330,31 $\pm$ 126,48 ^b
Kontrol	5	601,16 $\pm$ 272,69 ^a

*a, b: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.30. Deneme gruplarına ait kan OEH düzeyleri (μm^3)

4.4.8. Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı (OHM-MCH)

Pestisit etkilerinin OHM değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.47’de, OHM etkisi Çizelge 4.48’de ve OHM düzeyleri ise Şekil 4.31’de verilmiştir.

Çizelge 4.47. OHM değerine ait varyans analiz tablosu

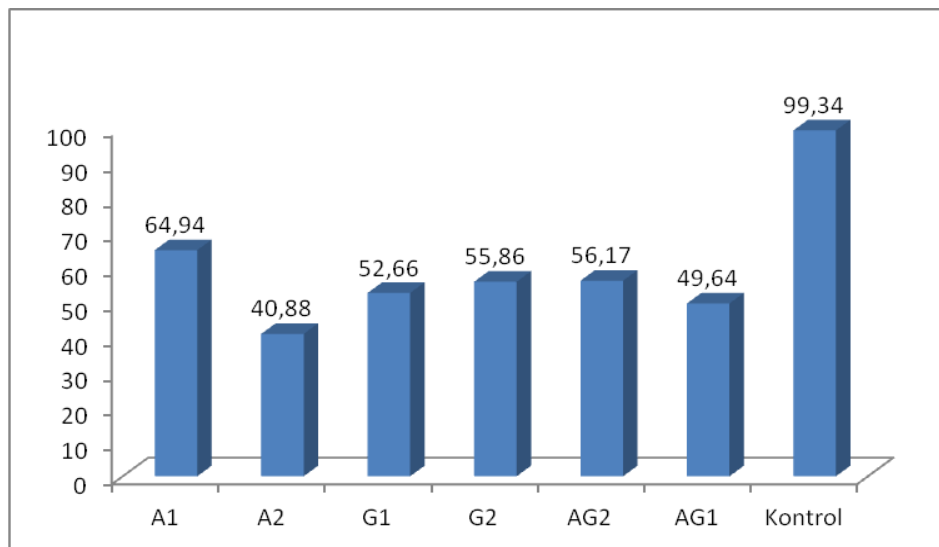
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	1775,81	1,69	0,161 ^{ÖD}
Hata	28	1051,79		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$), ÖD: önemli değil

Çizelge 4.48. Pestisitlerin OHM etkisi

Grup	n	OEH (pg)
A1	5	64,94±13,90 ^a
A2	5	40,88±4,82 ^a
G1	5	52,66±51,14 ^a
G2	5	55,86±5,68 ^a
AG2	5	56,17±13,75 ^a
AG1	5	49,64±32,52 ^a
Kontrol	5	99,34±135,03 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.31. Deneme gruplarına ait kan OHM düzeyleri (pg)

4.4.9. Eritrosit başına düşen ort. hemoglobin konsantrasyonu (EOHK-MCHC)

Pestisit etkilerinin EOHK değerine ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.49'da, EOHK etkisi Çizelge 4.50'de ve EOHK düzeyleri ise Şekil 4.32'de verilmiştir.

Çizelge 4.49. EOHK değerine ait varyans analiz tablosu

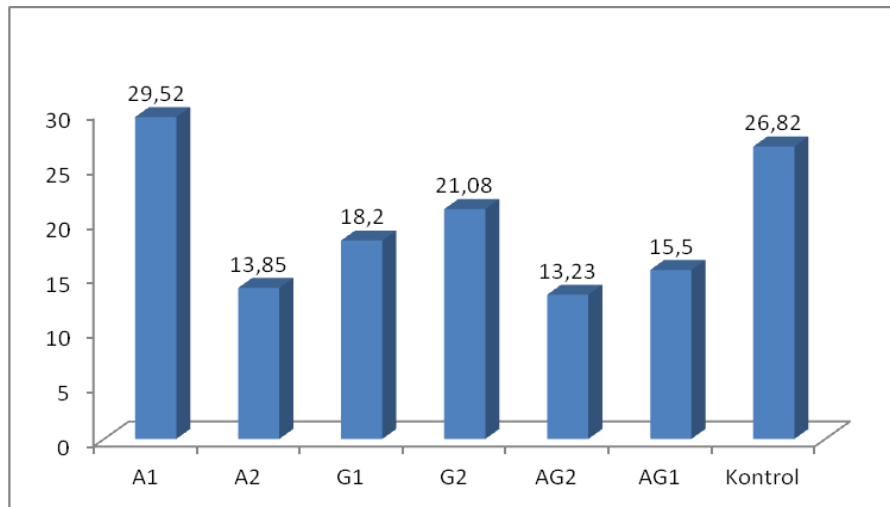
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	199,38	1,46	0,229 ^{ÖD}
Hata	28	136,82		

* Önemli (p<0,05), ** Çok önemli (p<0,01) , ÖD: önemli değil

Çizelge 4.50. Pestisitlerin EOHK etkisi

Grup	n	EOHK (g/100ml)
A1	5	29,25±25,41 ^a
A2	5	13,85±8,65 ^a
G1	5	18,19±16,30 ^a
G2	5	21,08±14,12 ^a
AG2	5	13,28±3,48 ^a
AG1	5	15,50±7,17 ^a
Kontrol	5	26,82±28,73 ^a

*a: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.32. Deneme gruplarına ait kan EOHK düzeyleri (g/ml)

4.5. Kan mikroçekirdek (MN)

4.5.1. Mikroçekirdek frekansı (%'de Mn)

Deneme gruplarının MN frekansına ait varyans analiz tablosu, Çizelge 4.51'de, MN frekansı üzerine etkisi Çizelge 4.52'de verilmiştir. Pestisit etkilerinin binde (‰) MN düzeyleri Şekil 4.33'de ve mikronüklüslü eritrositler ise Şekil 4.34'deki gibidir.

Çizelge 4.51. MN değerlerine ait varyans analiz tablosu

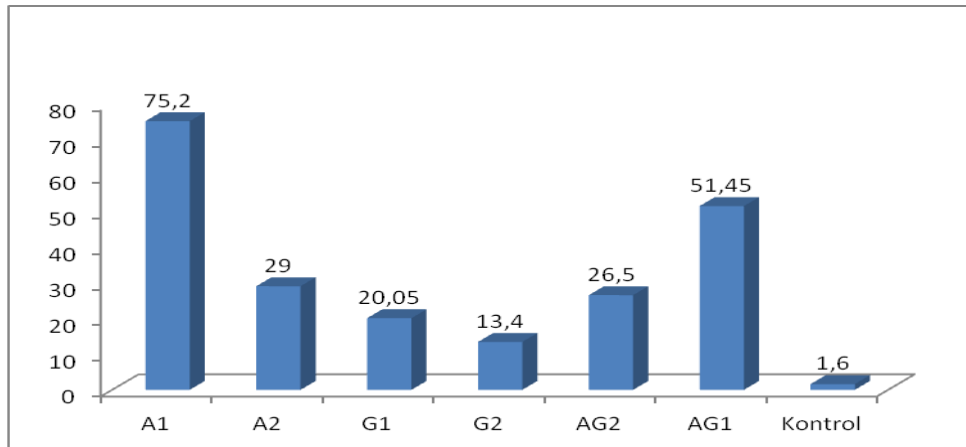
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	6	12300,36	436,75	0,00**
Hata	133	28,16		

* Önemli ($p < 0,05$), ** Çok önemli ($p < 0,01$)

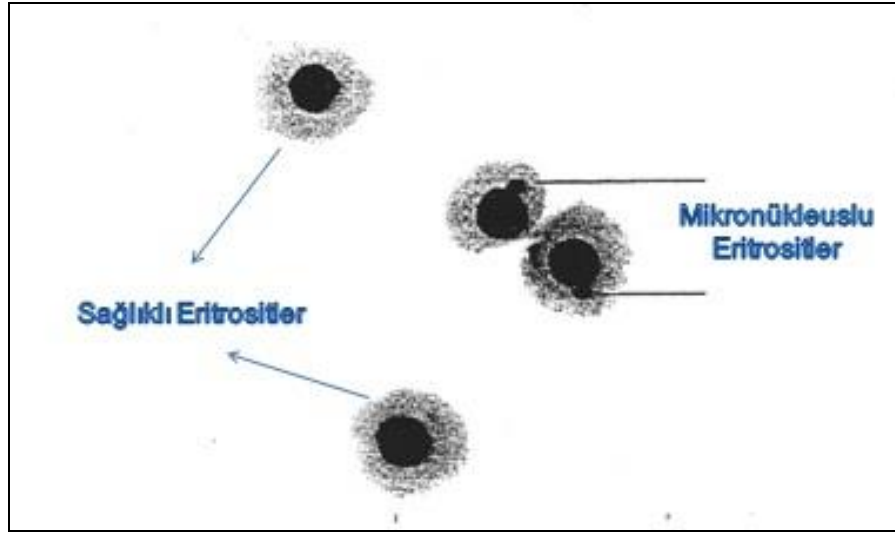
Çizelge 4.52. Pestisitlerin Mn frekansı üzerine etkisi

Grup	n	MN (‰)
A1	20	75,20±13,70 ^a
A2	20	29,00±10,50 ^c
G1	20	20,05±3,55 ^d
G2	20	13,40±6,60 ^e
AG2	20	26,50±4,50 ^c
AG1	20	51,45±6,95 ^b
Kontrol	20	1,60±1,40 ^f

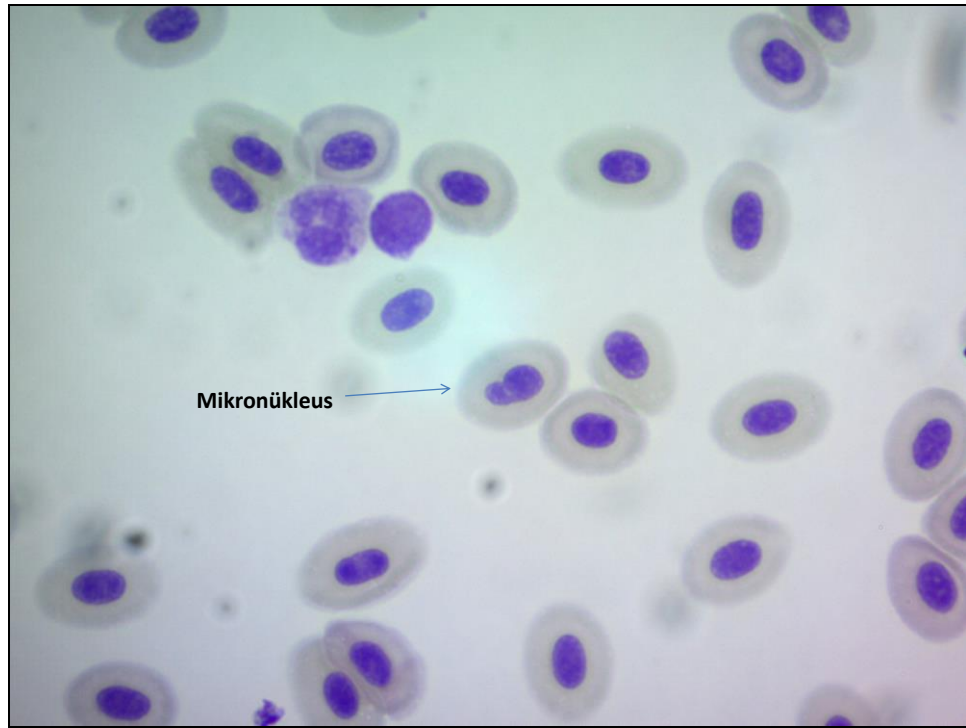
*a, b, c: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında istatistiki olarak fark yoktur



Şekil 4.33. Pestisit etkilerinin binde (‰) MN düzeyleri (‰)



Şekil 4.34. Normal ve mikroçekirdek oluşumlu eritrositler (Yılayaz 2005)



Şekil 4.35. Normal ve mikroçekirdek oluşumlu eritrositlerin orijinal görüntüsü

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

5.1. Kritik yüzme hızı

Yüzme performansında önemli parametrelerden biri olan kritik yüzme hızı için tespit edilen değerler toksikolojik araştırmalarda LD₅₀ değerleri ile karşılaştırılabildiğinden mevcut çalışmada bu parametre ele alınmıştır (Esenbuğa 2013).

Asetoklor ve glyphosate pestisitlerinin farklı sub-letal dozlarının, tekli ve kombinasyonlu uygulandığı gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) kritik yüzme hızı değerleri bakımından gruplar arasında meydana gelen farklar istatistiki açıdan çok önemli bulunmuştur ($p<0,01$).

Kritik yüzme hızı ile ilgili ortalama değerler: A1 grubu için $4,92\pm0,44$ bl/sn, A2 grubu için $5,16\pm0,44$ bl/sn, G1 grubu için $2,96\pm0,1$ bl/sn, G2 grubu için $4,78\pm0,05$ bl/sn, AG2 grubu için $3,818\pm0,01$ bl/sn, AG1 grubu için $3,43\pm0,1$ bl/sn ve kontrol grubu için $1,4\pm1$ bl/sn olarak tespit edilmiştir.

Kimyasala maruz kalan balıkların ortalama yüzme sürelerinin, kontrol grubuna nazaran balıklarına göre daha uzun olduğu gözlemlenmiştir. Muamele grupları içerisinde Asetoklora maruz kalan balıklarda ortalama yüzme süresi en fazla bulunmuştur.

Kritik yüzme hızı; sıcaklık, mevsim farkı, balık boyu, ışık, beslenme, balık anatomisi, tuzluluk, kirlilik gibi birçok çevresel ve fiziksel faktörden etkilenmektedir (Özbilgin ve Başaran 2005).

Suyun fiziksel ve çevresel değerlerindeki değişimlerde balıkların yüzme performansında etkili olabilmektedir (Özbilgin 2004).

Aquatik ortama ulaşan pestisitler, su ile tepkimeye girerek istenmeyen kimyasal değişimlere neden olmaktadır. Bu değişimler balıkların yüzme performansında ani hareketlere neden olmakta, solunum frekanslarını artırmakta ve su yüzeyine çıkarak su yutma hareketlerine neden olmaktadır (Ural 2009).

Yapılan çalışmalarda, pestisitlerin etkisine bağlı olarak balıklarda yüzme performansının önemli ölçüde değişim gösterdiği bu değişimde; vücut şekli, yüzgeç biçimi, balık büyüklüğü ve kas fonksiyonu, farklı ortamlara alışma, yetersiz beslenme, üreme dönemleri, popülasyon yoğunluğu gibi kriterlerin etkisi olduğunu ve pestisite maruz bırakılan balıkların yüzme performansı parametrelerinde farklılıkların oluştuğunu Depeyster *et al.* 1993 tarafından rapor etmişlerdir.

Beamish (1978), yaptığı çalışmalarda inorganik ve organik kirleticilerin sub-letal konsantrasyonlarına maruz kalan balıklarda yüzme performansının olumsuz etkilendiğini belirtmişlerdir. Benzer şekilde on gün prenefos pestisitine maruz bırakılan gökkuşağı balıklarında (*Melanotaenia duboulayi*) yüzme aktivitelerinin arttığı rapor edilmiştir (Kumar and Chapman 1998). Koltés (1985) ise bakıra maruz kalan Atlantik balıklarının (*Menidia menidia*) bakır oranındaki artışa bağlı olarak hiperaktivite gösterdiğini rapor etmiştir.

Sonuçlarımıza benzer olarak yapılan başka bir çalışmada klorprifosun sub-letal dozuna maruz kalan Japon medaka balıklarında (*Oryzias latipes*) hiperaktivite oluştuğu ve yüzme hızının kontrol grubundan iki kat fazla arttığı tespit edilmiştir. Bunun nedenlerinden biri olarak AChE (Asetil kolin esteraz enzimi) gösterilmiş, pestisitlerin AChE enzim aktivitesini inhibe ettiği ve bu nedenden dolayı merkezi sinir sisteminin sürekli olarak kasları ve hormon bezlerini uyardığı için hiperaktivitenin oluştuğu bildirilmiştir (Khalil *et al.* 2013).

5.2. Histopatoloji

Akuatik çevreden gelen kirleticiler ile ilk muhatap olan organ solungaçlardır. Bu organ solunum, ozmoregülasyon ve gaz alış verişinden sorumlu olan kritik bir yapıya sahiptir. Solunum problemi de dış ortamdan gelecek tehditlere karşı görülebilecek erken belirtilerdendir (McDonald 1983). Bu sebepten dolayı balık dokularındaki tahribatın boyutlarını belirlemek için histopatolojik çalışmalar yaygın olarak kullanılmaktadır (Altınok ve Çapkın 2007).

Akaishi (2004), araştırmasında pestisit etkisine maruz kalmış tropik tatlı su balığının (*Astyanax sp.*) solungaçlarında lamel şekillerinde bozulma, epitellerde hipertrofi, hiperplazi, dejenerasyon ve nekroz, damarlarda dilatasyon görüldüğünü belirtmiştir. Yapılan başka bir çalışmada ise deltametrine maruz bırakılan sazanların (*C. carpio*) solungaç histopatolojisi incelenmiş; solungaç dokularında deskuomasyon, lamellerde bozulma, nekroz, ödem, epitellerde dejenerasyon olduğu bildirilmiştir (Cengiz 2006).

Pestisitlerin, karaciğer dokusu üzerinde bozulmalara neden olduğu, detoksifikasyon süreçlerinin ve metabolik faaliyetlerin temel organı olarak karaciğerin değerlendirildiği, metabolizmadaki her türlü değişimden ve toksik maddelerle etkileşmelerinden en çok etkilenen organlardan biri olduğu belirtilmiştir (Dutta *et al.* 1993; Çömelekoğlu 1998; Doğan 2011). Birçok toksik madde karaciğerde biyolojik olarak daha az zehirli maddelere dönüştürülüp, safra kesesi yardımıyla dışarı atılsa da bunlardan bazıları toksik madde olarak depolanmakta ve hatta daha da zehirli kimyasal haline dönüşebilmektedir (Buhler 1988; Parlak 2009).

Farklı balık türleri ve çeşitli kimyasalların incelendiği birçok çalışma araştırma bulgularımızda benzerlik göstermektedir (Altınok 2007; Ayoola 2008; Köprücü 2009; Velmurugan 2009).

5.3. Biyokimya

Balıkta kan plazması ya da serum parametreleri, kirleticilerin etkiledikleri hedef dokuların belirlenmesinde, organizmaların genel sağlık durumları hakkında bilgi eldesinde ve stresteki organizmalarda potansiyel hasar değişikliklerinin saptanmasında erken uyarıcı sistemler olarak sıklıkla kullanılmaktadır (Jain 1986; Allen 1988; Folmar 1993; Duncan *et al.* 1994; Bergdahl *et al.* 1997; Jacobson-Kram and Keller 2001; Adhikari *et al.* 2004; Fırat 2007). Serum bileşenlerinin düzeyleri, iç metabolizmanın doğrudan sonucu olduğundan organizmaların fizyolojik durumlarının belirteçleri olarak kullanılmaktadır (Sanchez-Guzman *et al.* 2004; Çelik ve Çakıcı 2005).

Glikoz, omurgalı hayvanlarda başlıca yüksek enerjili bileşik olup, kas ve karaciğer dokularında glukojen formunda depo edilir. Bu nedenle kirleticilerin etkisinde sucul organizmalarda metabolik ve fizyolojik olaylarda özellikle hematolojik parametrelerde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi ortamdaki kirlilik düzeyini yansıtmaları bakımından oldukça önem taşımaktadır (Uçar 2010).

Yapılan bu çalışmada kontrol grubuna göre en yüksek glikoz değeri G2 grubunda en düşük değer ise A1 grubunda tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde her iki pestisitinde düşük olarak uygulanan dozlarında glikoz seviyesinde artışlar belirlenmiştir. Sinerjik etki oluşturulan uygulamalarda da benzer bir durum ortaya çıkmıştır. Gruplar arasında glikoz seviyesi önemli değişiklikler göstermesine rağmen bu farklar istatistikî olarak önemli bulunmamıştır ($p>0,05$). Çalışmamıza zıt olarak Kaminska *et al.* (1988) Lindane'nin (γ -Hexaklorocycloheksan) sazan (*C. Carpio*) türünde glikoz seviyesini düşürdüğünü bildirmiştir. Buna karşılık yapılan başka çalışmalar bıyıklı balık (*Barbus plebejus escherichi*) ortalama kan glikoz değeri $174,74 \pm 9,04$ mg/dl olarak belirlenirken, sazan balığında (*Cyprinus carpio*) ise $64,73 \pm 2,44$ mg/dl olarak rapor edilmiştir. Elde ettiğimiz değerler yapılan çalışmalardaki değerlerden yüksek bulunmuştur. Bu durumun stres etkisi ile oluştuğu düşünülmektedir (Biron and Benfey 1994). Çünkü stres faktörleri kas aktivitesinin dolayısı ile glikoz miktarlarının artışına neden olur ve fiziksel/kimyasal stres durumlarına bağlı olarak

karbonhidrat metabolizmasındaki bozulmaları tetikler. Glikoz seviyesindeki artışın akut ve subletal olarak uygulanan kirleticilere karşı balığın verdiği genel bir tepki olduğu çeşitli araştırmalar ile desteklenmiştir (Wedemeyer and McLeay 1981). Farklı balık türleriyle yapılan çeşitli araştırmalarda elde edilen glikoz değerleri değişkenlik göstermiştir. Bu durum, kan glikoz düzeyinin türlere göre varyasyon göstermesine bağlanmıştır. Nitekim Şahan ve Cengizler (2002) siraz balıklarında (*Capoeta barroisi*) bu değeri $79,73 \pm 8,07 - 336,71 \pm 15,35$ olarak belirtirken Atamanalp (2000) Gökkuşağı alabalıklarında (*O. mykiss*) $72,666 \pm 9,805$ olarak kaydetmiştir.

Sinerjik etkili çalışmalarda, iki veya daha fazla toksik maddenin birlikte kullanımının etkisi, ayrı ayrı kullanımlarından daha büyük bir etki oluşturduğu kaydedilmiştir. Uygulama sonrasında kreatin seviyesi kontrol grubuna göre sinerjist etkisi oluşturulan grupta yükselmesine karşılık pestisitlerin tek uygulandığı gruplarda düşüş belirlenmiştir. En düşük seviye A2 grubunda tespit edilmiştir. Gruplar arasında kreatin seviyesi değişiklikler göstermesine rağmen bu farklar istatistik açıdan önemsiz bulunmuştur.

Kreatin, kas dokularındaki yüksek enerjili kreatin fosfat bileşiklerinin harcanmasındaki ADP'nin fosforilizasyonunun bir atık ürünüdür. Artan konsantrasyonları yapısal zararlardan dolayı böbreklerin işlevini etkileyebilir. Yükselmiş kreatin düzeyleri, azalmış olan glomerular filtrasyonları, yaralanma ve renallerin görevini yapamamasıyla ilişkilidir. Balıklarda kreatin artışına, endüstri işletmelerinin atıklarının yanında oksijen eksikliği de neden olur. Enfeksiyonlarda kreatin artışı, dokulardaki protein yıkımının göstergelerindendir. Böbrek hastalıkları sonucunda kreatin düzeyinde bir artış görülür. Kan kreatin değerinin $0,60 \pm 0,527$ mg/dl olarak belirlendiği bir çalışmada kreatin değerleri gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) (0,1-0,7 mg/dl) (Çakıcı 1999), en yüksek kreatin değeri ise kanal kedi balığında (*Ictalurus punctatus*) (2,50 mg/dl) (Smith *et al.* 1977) bulunmuştur. Bu değer aralığı çalışmamız ile uyum göstermektedir. Ayrıca yapılan araştırmalarda kan kreatin düzeyine; rakımın, toksik maddelerin, kirlilik ve evsel atıkların, sanayi atıklarının, su sıcaklığının, zamanın, mevsimlerin, cinsiyetin ve üremenin de etkili olduğu bildirilmiştir.

Karaciğerdeki hücrelerin önemli bir kısmını teşkil eden hepatositler, enzim açısından zengin hücreler olduklarından organizmanın en aktif ve çeşitlilik gösteren enzimatik aktivitesine sahiptirler. Karaciğere spesifik başlıca enzimler (ALT), (AST) ve (LDH)'dır. Uygulama sonrasında kontrol grubuna göre en yüksek ALT, AST ve LDH değeri G2 grubunda en düşük değer ise ALT ve LDH için A1, AST için G1 grubunda tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde her iki pestisitinde düşük olarak uygulanan dozlarında yüksek uygulama dozlarına göre ALT, AST ve LDH seviyesinde artışlar belirlenmiştir. Sinerjik etki oluşturulan uygulamalarda da paralel bir durum ortaya çıkmıştır. Gruplar arasında ALT ve AST seviyesinde önemli değişiklikler gözlenmesine rağmen bu farklar istatistik açıdan önemli bulunmazken LDH değerindeki değişimler önemli olarak değerlendirilmiştir ($p<0,05$). Plazmadaki ALT ve AST aktivitelerindeki artışların başta karaciğer olmak üzere diğer organların (böbrek ve/ve de solungaç) zarar görmesi sonucu olduğu belirtilmektedir. Karaciğerin ALT ve AST enzimleri bakımından zengin olduğu ve karaciğer hasarlarında bu enzimlerin büyük bir miktarının kana geçtiği bildirilmiştir. ALT ve AST aktivitesindeki artışların büyük bir olasılıkla pestisit etkisinde karaciğerin hasar görmesi sonucunda olduğu düşünülmektedir. Serumda artan ALT ve AST aktivitesinin metallerin neden olduğu stresle mücadele etmek için gereksinim duyulan fazla enerjinin karşılanması sonucunda da artmış olabileceği düşünülmektedir. Plazma LDH aktivitesinin, karaciğerdeki hücre ölümlerinin sonucunda enzimin kana geçmesiyle arttığı belirtilmektedir (Wang and Zhai 1988).

Trigliseritlerin öncelikli işlevinin depolama ve hücresel enerjiyi sağlamak olduğu ve beslenme durumunun bir belirteci olarak kullanıldığı ifade edilmektedir (Yang and Chen 2003). Çalışmamızda kontrol grubuna göre en yüksek trigliserit değeri AG1 grubunda en düşük değer ise G1 grubunda tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde her iki pestisitinde düşük olarak uygulanan dozlarında trigliserid seviyesinde artışlar belirlenmiştir. Sinerjik etki oluşturulan uygulamalarda ise yüksek doz uygulanan grupta yükselme ortaya çıkmıştır. Gruplar arasında trigliserid seviyesinde belirlenen değişimler istatistik açıdan çok önemli bulunmuştur ($p<0,01$). Kirleticilerin etkisinde değişen trigliserit düzeyinin hücrelerin enerji gereksinimlerinin

karşılanması veya kirleticilerin trigliserid sentez mekanizması üzerine toksik etkilerinin sonucunda oluştuğu düşünülmektedir. Belirlediğimiz TG değeri (72-522) Çakıcı (1999)'un gökkuşağı alabalıkları (*O. mykiss*) için bildirdiği referans aralığındadır.

Dokuların protein düzeyleri akuatik organizmalarda kimyasalların neden olduğu stres belirteçleri olarak ifade edilmektedir (Singh and Sharma 1998). Serum total proteini, serumda bulunan başta serum albümin ve globulinler olmak üzere tüm proteinlerin toplamıdır. Total serum proteinleri karaciğerde sentezlenen esas serum proteinleri olup karaciğer fonksiyonlarının bir belirteci olarak ifade edilmektedir (Mert 1996; Yang and Chen 2003). Serum albümin, protein deposu, enerji kaynağı ve çoğu metabolitlerin taşıyıcısı olarak serumda en fazla miktarda bulunan proteindir (Carballal *et al.* 2003). Araştırmamızda en yüksek total protein ve albümin değeri AG2 grubunda, en düşük ise total protein AG1 albümin ise A2 grubunda belirlenmiştir. Gruplar arasında değişimler belirlenmesine rağmen istatistik açıdan anlamlı bulunmamıştır. Çalışmamıza zıt olarak Atamanalp vd (2002) sağlıklı gökkuşağı alabalıkları için bu değer (5±0,831 mg/dl) düşük olduğunu kaydetmişlerdir. Serum proteinleri enzimatik transport ve hormonal işleve sahip olduklarından kirleticilerden çok çabuk etkilenmektedirler. Özellikle toksik maddeler plazmaya albümin molekülleri tarafından bağlandığı için açıkta kalan maddeler ise zehir etkisini göstermektedir. Bu değer çeşitli araştırmacılar tarafından gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss*) için Çakıcı (1999) 1,8-5,2 olarak, Atamanalp (2000) 5±0,831 ve Shimma *et al.* (1984) 3,3-4,8 g dL⁻¹ şeklinde rapor edilmiş ve çalışmamızla uyum göstermiştir.

Kolesterol; gelişme, eşeysel olgunluğa ulaşma ve üreme için temel olup safra asitleriyle antrojen ve östrojen gibi birçok hormonun steroid ön maddesidir. Bu kolesterolün büyük bir bölümü kan dolaşımındaki kolesterol içeren düşük yoğunluklu lipoproteinlerden (LDL) sağlanır. Az bir kısmı ise korteks hücrelerinde bulunan ve steroidlerin oluşumunda temel başlangıç madde olan asetattan oluşan kolesterolden karşılanır. Bu araştırmada, denenen pestisitlerin farklı ortam derişimlerinin etkisinde gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) serum kolesterol düzeylerinin kontrol grubuna göre düştüğü belirlenmiştir. Çakıcı (1999)'a göre kolesterol referans aralığı gökkuşağı

alabalıkları (*O. mykiss*) için $12-597 \text{ mgdL}^{-1}$ olarak rapor edilmiş ve bu referans aralığı çalışma bulgularımızla benzerlik göstermektedir.

Na, Mg, Ca, P ve Cl gibi elektrolitler, iyon homeostasisi ve plazmanın ozmotik basıncının korunması için gereklidirler. Plazma elektrolitlerinin ölçülmesi kirleticilerin etkisinde ozmoregülasyonda meydana gelen değişiklikleri değerlendirmede önemlidir. Stres faktörlerinin etkisinde balıklardaki ozmoregülasyon değişiklikleri genellikle kan plazmasındaki Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Fe, P ve Cl^- iyonlarının ölçülmesiyle saptanmaktadır. Plazma Na ve Cl düzeyleri kirleticilerden benzer düzeylerde etkilenmektedir. Yapılan bu çalışmada, Na^+ , K^+ , Ca^{+2} ve Cl^- iyonlarında kontrol grubuna göre düşüşler belirlenirken, Fe iyonunda yükselme olduğu tespit edilmiştir. Bu değişimler istatistik olarak K değerinde önemli ($p<0,05$); Cl değerinde ise çok önemli ($p<0,01$) olarak bulunmuş, elde ettiğimiz değerler Çelik ve Çakıcı'nın (2005) sonuçları ile benzerdir.

İyon düzeylerinde gözlenen bu değişiklikler büyük bir olasılıkla metallerin etkisinde iyon alınıp ve atılmasında görev yapan dokuların hasar (solungaç, böbrek gibi) görmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Kirleticiler etkisinde balıklardaki iyon regülasyonun bozulduğu ve bu durumun su ile balık arasında iyonların değişimini yapan solungaç, böbrek ve bağırsaklar gibi dokular üzerinde oluşan patolojik durumlardan kaynaklandığı, metal etkisinde balıklarda iyon dengesinin bozulmasını N-K-ATPaz gibi ozmoregülasyonda görevli enzimlerin inhibisyonu ile ilişkili olduğu bildirilmiştir (Heath 1995).

Çelik (2006), ekstraselüler sıvının temel inorganik anyonu olan Cl^- 'nin, asit-baz dengesinin devamlılığında önemli olduğunu Cl ve Na'nın vücut sıvısının osmolaritesini dengelediğini bildirmiştir. Önemli bir katyon olan Na'nın, vücut sıvısının dağılımı, kanın asit-baz dengesi ve sinir ve kas fonksiyonları ve kan pH'sının korunmasında da önemli görevi olduğunu, alabalıklar için Na serum değerlerinin ise $138,7-158,3 \text{ mmol/l}$ aralığında değiştiğini tespit etmiştir.

5.4. Hematoloji

Balıklarda toksik etkili kimyasallar solungaç ve gastrointestinal sistem aracılığı ile vücuda alındıktan sonra kan aracılığı ile doku ve organlara taşındığından öncelikli olarak kan hücreleri ve eritropoietik dokularda yapısal ve işlevsel bozukluklara neden olduğu bildirilmiştir (Witeska and Baka 2002; Duran 2011).

Gökkuşığı alabalığında (*O. mykiss*) iki farklı pestisit farklı doz ve sinerjik etki belirlenmesine yönelik yapılan bu çalışmada eritrosit sedimentasyon oranı, hemoglobin %'si, hematokrit, eritrosit, lökosit, trombosit, ortalama eritrosit hacmi, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu gibi hematolojik indeksler belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde incelenen parametrelerde pestisit dozu ve sinerjik etki uygulamalarında önemli değişimler tespit edilmiş; trombosit ve MCV değerlerinde ortaya çıkan farklılıklar istatistik açıdan önemli ($p<0,05$) olarak bulunmuştur.

Çalışmamızda kontrol grubuna göre en yüksek sedimentasyon AG1 grubunda en düşük değer ise AG2 grubunda tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde en yüksek ve en düşük doz her iki pestisit sinerjik etki oluşturulan uygulamalarında belirlenirken; tekli uygulamalarda (A1, A2, G1 ve G2) kontrol grubuna göre artış olduğu belirlenmiştir. Gruplar arasında sedimentasyon seviyesi önemli değişiklikler göstermesine rağmen bu farklar istatistik açıdan önemli bulunmamıştır. Farklı tür balıklarda yapılan çalışmalarda (Kocabatmaz ve Ekingen 1984) sedimentasyon değerinin pullu sazanda (*C. carpio*) 0,8–2,3 mm/saat, aynalı sazanda 1,8–2,5 mm/saat olarak belirlenirken yayın balığında (*S. glanis*) 2,5–5,6 mm/saat ve tatlı su kefalinde (*L. cephalus*) 2,0–3,3 mm/saat; Kumar *et al.* (1999) ise tatlı su kedi balığında (*Heteropneustes fossilis*) $6,0\pm 2,0$ mm/saat olduğunu bildirmişlerdir. Yapılan çalışmada elde edilen değerler literatürde bildirilen değerlerden düşük olarak belirlenmiştir. Bu farklılığın uygulanan pestisit doz ve süresine bağlı olduğu düşünülmektedir.

Kimyasal uygulamamız sonrasında kontrol grubuna göre en yüksek hemoglobin değeri G2 grubunda en düşük değer ise A2 grubunda tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde en yüksek ve en düşük doz her iki pestisit düşük dozlarında belirlenirken; tekli uygulama yapılan yüksek dozlarda (A1 ve G1) kontrol grubuna göre düşüş olduğu belirlenmiştir. Gruplar arasında hemoglobin değeri önemli değişiklikler göstermesine rağmen bu farklar istatistik açıdan önemli bulunmamıştır. Belirlenen değerler Kocabatmaz ve Ekingen (1984) ve Atamanalp (2000)'in sağlıklı alabalık için bildirdiği aralıkta (4,3-10,9) yer almaktadır. Sunulan çalışmada *O. mykiss*'de uygulanan pestisit dozunun artmasıyla pestisit etkisinde gözlenen hemoglobin düzeyindeki yükselme, eritrosit sayısı ya da hemoglobin sentez mekanizmalarının bozulmasıyla ilişkili olabileceği düşünülmektedir. McCarthy *et al.* (1973), sağlıklı gökkuşağı alabalıklarında hemoglobin değerini ortalama 5,2-12,9 aralığında olduğunu rapor etmiş, kirleticilerin tek başlarına ve karışım halindeyken balıklardaki hematolojik parametreler üzerine etkilerinin farklılık gösterdiği ve ortam derişimleri ile kirleticilerin etki sürelerine bağlı olarak hematolojik parametrelerde dönüşümlü ya da dönüşümsüz olarak değişikliklere neden olduğunu bildirmişlerdir.

Hematokrit düzeyi, kanın oksijen taşıma kapasitesini yansıtmanın yanı sıra eritropoietik dokuların işlevini yansıtmaları bakımından da önem taşıyan bir parametredir. Uygulamamız sonrasında en yüksek hematokrit değeri kontrol grubunda tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde en yüksek ve en düşük doz (AG1 ve AG2) uygulanan balıklarda belirlenirken; tek kimyasalın uygulandığı gruplarda (A1, A2, G1 ve G2) yükselme olduğu bulunmuştur. Gruplar arasında sedimentasyon seviyesi önemli değişiklikler göstermesine rağmen bu farklar istatistik açıdan önemli bulunmamıştır. Hematokrit yüzdesi, eritrosit sayısı ve hemoglobin düzeyinin yanı sıra eritrosit indeksinin de bir parametresi olup, kanda bulunan eritrosit hacminin yüzdesi olarak ifade edilir. Dehidratasyon, beslenme, eritrosit sentezi ve membran permeabilitesindeki değişimler, hematokrit düzeyinde değişikliklere neden olur. Hemodilasyon (kandaki su oranının artması), dolaşım sistemlerinde yabancı maddelerin derişimini azaltan bir mekanizma olarak tanımlanmaktadır. *O. niloticus*'ta hematokrit düzeyinin azalması kan dokusundaki su hacminin artmasının bir sonucu olabileceği

rapor edilmiştir, kirletici etkisinde hematokrit düzeyindeki azalmanın ozmoregülasyondaki bozukluğa bağlı hemodilüsyondan, eritrositlerin ozmotik hemolizinden ya da demir metabolizmasını etkileyerek hemoglobin sentezindeki bozukluktan kaynaklanabileceği bildirilmiştir (Witeska 2005; Duran 2011).

Rehulka (2002) sağlıklı alabalıklarda (*O. mykiss*) hematokrit yüzdesinin %29,4-%41,1 aralığında olduğunu bildirmiştir. Benzer şekilde McCarthy *et al.* (1973), sağlıklı gökkuşağı alabalıklarında (*O. mykiss*) hematokrit değerinin %30-49 arasında değiştiğini rapor etmişlerdir. Reddy and Bashamohideen (1989); Ahmad (1995); Shakoori *et al.* (1996); Atamanalp ve Yanık (2003) farklı balıklar üzerine yaptıkları kimyasal uygulamalarında bu maddelere maruz kalmanın hematokriti düşürdüğünü rapor etmişlerdir. Çalışmamızdan elde ettiğimiz bulgular bu literatürlerle uyum içerisindedir.

Balıklarda eritrositler, dokulara oksijen taşınmasında işlev gören hemoglobin içerikli kan hücreleridir. Balık eritrositleri hacimsel olarak büyük olması sebebiyle insan eritrositlerinden farklılık gösterir (Uçar 2010). Pestisit uygulamamız sonrasında kontrol grubuna göre en yüksek eritrosit sayısı AG2 grubunda en düşük değer ise A1 grubunda tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde en yüksek doz her iki pestisit sinerjik etki oluşturulan uygulama grubunda belirlenirken; tekli uygulama yapılan gruplarda (A2, G1 ve G2) kontrol grubuna göre yükselme olduğu belirlenmiştir. Gruplar arasında eritrosit sayısı önemli değişiklikler göstermesine rağmen bu farklar istatistik açıdan önemli bulunmamıştır. Eritrositlerin ani artışı, stres sonucu katesolamin indüklemesi ile dalağın kasılması ve dolaşıma yeni eritrositlerin bırakılması ile açıklanabilir. Hipoksi durumunda kana çok yüksek oranda asit salınımı gerçekleştiğinden, düşen kan pH'sı ile birlikte hemoglobinin oksijen bağlama kapasitesi de azalmaktadır, bu düşüşle birlikte dokularda oksijen dağılımının azalacağı düşünülebilir. Çalışmamızla benzer olarak Carthy and Stevenson (1971), 227-225 gr ağırlığındaki sağlıklı gökkuşağı alabalıklarında (*O. mykiss*) eritrosit sayısını $1,07 \times 10^6$ olarak belirlemişlerdir. Suyun pH'sının asidik yöne kaymasının balıklarda hematokrit, hemoglobin düzeyleri ile eritrosit sayısını artırdığı Heath (1993) tarafından bildirilmiştir. Söz konusu değişimler hemokonsantrasyon ile plazma elektrolitlerinin

regülasyonundaki bozulma sonucundan kaynaklanmış olabilir. Haley and Weiser (1985), gökkuşağı alabalığı üzerinde yaptıkları incelemede, ortalama eritrosit sayısını $1,5 \pm 0,16 \cdot 10^6/\text{mm}^3$ olduğunu rapor etmişlerdir.

Çeşitli araştırmacılar, eritrosit sayısındaki azalmaları; kirleticilerin etkisinde demir alınınının engellenmesine ve demir metabolizmasının hasar görmesine, aynı zamanda metabolik sentezini katalizleyen enzim aktivitelerinin azalmasına ve hücre ile dış ortam arasındaki iyon değişimini bozarak hücrelerin hemolizini artırmasına bağlı olarak gerçekleştiğini belirtmişlerdir (Akahori *et al.* 1999; Liu *et al.* 1999; Chowdhury *et al.* 2004; Riberio *et al.* 2006). Farklı balık türleri ile yapılan araştırmalarda, eritrosit sayısının türe, kirleticiye, ortam derişimine ve etkide kalma süresine bağlı olarak değişim gösterdiği saptanmıştır. McCarthy *et al.* (1973), sağlıklı gökkuşağı alabalıklarında eritrosit sayısının 0,71-1,73 aralığında olduğunu rapor etmişlerdir. Bu sonuçlar çalışmamızdan elde edilen bulgular ile benzerlik göstermektedir.

Pestisitler, içerdiği bileşiğe ve dozuna göre immun sistem üzerine baskılayıcı ya da uyarıcı etkiye sahiptir. Uyarıcı etkileri otoimmun ve alerjik hastalıkların gelişmesine neden olabilmektedir (Ascherio *et al.* 2006). Artan serbest radikallerin lökositlerin birikmesine ve dolaylı yoldan nötrofil aktivasyonuna neden olduğu rapor edilmiştir.

Uygulamamız sonrasında kontrol grubuna göre lökosit miktarı AG2 ve A1 grubunda düşüş diğer gruplarda ise yükselme tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde tekli uygulama yapılan gruplarda (A2, G1 ve G2) kontrol grubuna göre yükselme olduğu belirlenmiştir. Gruplar arasında lökosit seviyesi değişiklikler göstermesine rağmen bu farklar istatistik açıdan önemli bulunmamıştır.

Balıklarda lökosit sayısının gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss*)’nda min 3×10^4 , max $6,5 \times 10^4$ ve ort $4,6 \times 10^4$ (Kocabatmaz ve Ekingen 1984); Tilapyada (*Tilapia zilli*) $0,7 \times 10^4/\text{mm}^3$, (Ezzat *et al.* 1974) Tırnaşık balıkta (*Anabas testudineus*) $4,71 \times 10^4/\text{mm}^3$ (Kumar *et al.* 1999) olduğu rapor edilmiştir (Atamanalp 2002).

Trombosit sayısında ise kontrol grubuna kıyasla G1, G2 ve A2 gruplarında artış olduğu tespit edilmiştir. Muamele grupları değerlendirildiğinde en düşük değer AG1 ve AG2’de belirlenirken A1 grubunda kontrol grubuna göre düşüş olduğu belirlenmiştir. Gruplar arasında trombosit seviyesindeki farklar istatistik açıdan önemlidir ($p<0,05$).

Atamanalp (2000), trombosit değerinin stresten önemli derecede etkilendiği ve gökkuşağı alabalıklarında (*O. mykiss*) stresten önce $2,1 \times 10^4/\text{mm}^3$ olarak tespit edilen bu değer stresten sonra $4,3 \times 10^4/\text{mm}^3$ ’e yükseldiğini bildirmiştir. Kontrol grubunda gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss*) için tespit edilen $1,550 \pm 0,309 \times 10^4/\text{mm}^3$ olan trombosit değeri Kocabatmaz ve Ekingen (1984) ve Atamanalp (2000)’in bildirdiği ortalama değerler ile ($0,4 \times 10^4/\text{mm}^3$ - $2,41 \times 10^4/\text{mm}^3$) uygunluk göstermektedir. Trombosit sayısını, Lester and Budd (1983) coho salmonlarında $26 \times 10^3 \text{ mm}^3$, Casillas and Smith (1977) gökkuşağı alabalıklarında stresten önce $21 \times 10^3 \text{ mm}^3$, stresten sonra $43 \times 10^3 \text{ mm}^3$ olarak tespit etmişlerdir. McCarthy *et al.* (1973), sağlıklı gökkuşağı alabalıklarında (*O. mykiss*) trombosit değerinin 1-6 aralığında olduğunu rapor etmişlerdir.

Kanın şekilli elemanlarından olan trombositler kanamanın durdurulması ve tromboz oluşumunda görev alırlar. Bu değer yayın balığında (*S. glanis*) $1,20 \times 10^4/\text{mm}^3$ ve tatlı su kefalinde (*L. cephalus*) $1,05 \times 10^4/\text{mm}^3$, pullu sazanda (*C. carpio*) $0,25 \times 10^4/\text{mm}^3$ ve aynalı sazanda (*C. Carpio mirror*) $0,18 \times 10^4/\text{mm}^3$ olarak bildirilmiştir. Cassillas and Smith (1977), gökkuşağı alabalığında (*O. mykiss*) trombosit sayısını stresten önce mm^3 kanda 21.000, stresten sonra 43.000 olarak bildirmişlerdir. Bu araştırmacılar (Casillas and Smith 1977; Kocabatmaz ve Ekingen 1984) stresin trombosit sayısı üzerine etkili olduğunu bildirmişlerdir.

Kan parametrelerinde, stres diğer çevresel faktörlere bağlı olarak değişimler gözlenebilir, balığın kanında belirlenen ortalama eritrosit hacmi ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonundaki değişikliklerin balık dokularındaki patolojik arazlara yol açan kimyasal stresinin etkisinde olduğu da bilinen bir gerçektir.

Uygulama sonrasında kontrol grubuna göre MCV ve MCH indekslerinde tüm muamele gruplarında düşüş belirlenmiş ve benzer şekilde MCHC değerinde ise A1 grubu hariç azalma tespit edilmiştir. Gruplar arasında MCV indeksinde tespit edilen değişimler istatistik açıdan çok önemli bulunmuştur ($p<0,01$). Muamele grupları tekli olarak değerlendirildiğinde MCV değerinde en yüksek ve en düşük doz her iki pestisitinin sinerjik etki oluşturulan uygulamalarında belirlenirken; tekli uygulama yapılan gruplarda (A1, A2, G1 ve G2) kontrol grubuna göre önemli derecede azalmalar olduğu belirlenmiştir. MCH indeksi değerlendirildiğinde en yüksek değer A1 grubunda en düşük değer ise aynı pestisitinin düşük dozunda belirlenmiştir. Sinerjik etki oluşturulan gruplarda ise düşük doz uygulanan grupta MCV indeksinin yükseldiği tespit edilmiştir. Muamele grupları arasında ortaya çıkan değerler kontrol grubuna göre oldukça düşük olmasına rağmen gruplar arasında benzer sonuçlar elde edilmiştir. Elde edilen MCH indeks değerleri istatistik açıdan önemsiz olarak değerlendirilmiştir. MCHC indeksi değerlendirildiğinde uygulama yapılan gruplarda kontrol grubuna göre A1 grubunda yükselme belirlenirken; diğer gruplarda düşüş tespit edilmiştir. Muamele gruplarında A grubu ve sinerjik etki oluşturulan gruplarda doza bağlı olarak azalmalar belirlenirken; G grubu pestisitinin düşük doz uygulamasında MCHC değerinde yükselme ortaya çıkmıştır.

Atamanalp ve Yanık (2003), yaptıkları çalışmada mancozebin sub-letal dozuna ($1/2 LC_{50}=1,1 \text{ mg/L}$) bırakılmış gökkuşağı alabalıklarının hematolojik parametreleri üzerinde bazı etkilere sahip olduğunu göstermişlerdir. Pestisit kullanımının eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu ve ortalama eritrosit hacminde düşüşe neden olduğu tespit etmişlerdir.

Çelik (2006), kan indekslerinin farklı çevresel faktörlere ve kimyasallara karşı farklı hassasiyet gösterdiğini, hematokrit oranında ve eritrosit sayısındaki azalmanın ilerleyen anemi ve organizmanın kötüye gitmesinin bir sonucu olduğunu bildirmiştir.

Gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss*) eritrosit indeksinin incelendiği bir çalışmada; eritrosit sayısının $0,87-1,34 \times 10^6/\text{mm}^3$, hematokrit değerini 0.36-0.554, hemoglobin değerini $64-107 \text{ g.L}^{-1}$, MCV değerini 347-501, MCH değerini 60-92 pg ve MCHC değerinin ise 0,15-

0,21 aralığında olduğunu bildirmişlerdir (Rehulka and Adamec 2004). Sağlıklı gökkuşağı alabalıklarındaki (*O. mykiss*) eritrosit sayısının $1,04 \times 10^6/\text{mm}^3$ - $1,40 \times 10^6/\text{mm}^3$ aralığında değiştiğini, lökosit sayısının (16-38 bin adet/ml), hematokrit yüzdesinin %29.4-%41.1 aralığında olduğunu bildirmişlerdir (Demirdöğen 1997; Rehulka 2002). McCarthy *et al.* (1973), sağlıklı gökkuşağı alabalıklarında MCV, MCH ve MCHC değerlerini sırasıyla 246-595, 45-98pg ve 11,9-28mg/Lt aralığında olduğunu tespit etmişlerdir.

Atamanalp vd (2011), lambda-cyhalothrin'in dere alabalığı (*Salmo trutta fario*)'nın hematolojik parametreleri üzerine etkisinin belirlenmesi amacıyla yaptıkları çalışmada eritrosit sayısı, hematokrit, eritrositlerin ortalama hacmi ve eritrositlerde bulunan ortalama hemoglobin gibi değerlerde pestisite maruz kalan gruplarda düşüş görülürken, toplam lökosit sayısı, trombosit sayısı, eritrosit sedimentasyon oranı ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu değerlerinde ise artış belirlenmiştir. Belirtilen değerler çalışma bulgularımız ile benzerlik göstermektedir.

5.5. MN

Son yıllarda birçok araştırmacı çeşitli kimyasal maddelerin eser miktarlarının bile genotoksik, karsinojenik veya mutajenik olabileceğini gösteren çalışmalar yapmışlardır. (Şekeroğlu ve Atlı-Şekeroğlu 2011).

Su ortamlarındaki genotoksisitenin belirlenmesinde indikatör canlı olarak balıklardan faydalanılmaktadır. Bununla birlikte bazı genotoksik ajanların insanlar üzerindeki olası etkilerinin tahmininde detoksifikasyon mekanizmalarındaki benzerliklerden dolayı test organizması olarak balıklar kullanılabilir. (Stegeman and Lech 1991). Balıklar insanların alternatif besin kaynaklarının önemli bir bölümünü oluşturduklarından meydana gelebilecek toksik etkilerle özellikle ilgilenilmektedir (Al-Sabti 1992).

Birçok kimyasal ya da fiziksel etmenlerin su ortamlarındaki genotoksik etkilerinin belirlenmesinde eritrosit mikroçekirdek (MN) testinden yararlanılmıştır. Sergene *et al.*

(1999), yapmış oldukları araştırmada methamidophos'un kara balık (*Clarias lazera*) üzerine olan genotoksik etkilerini MN testi ile belirlemiş ve buna göre kontrol grubundaki balıklarda mikroçekirdekli eritrosit frekansını %0,18, 100 ppm'lik doza maruz bırakılan balıklarda %1,92 ve 200 ppm'lik doza maruz bırakılan balıklarda ise %3,26 olarak bulmuşlar ve doz artışı ile birlikte mikroçekirdekli eritrosit sayısında bir artış ilişkisinin olduğunu tespit etmişlerdir.

Mücevher çiklit balıklarının (*Australoheros facetus*) farklı konsantrasyonlarda (0,02, 0,5, 5 ve 10 mg/L) uygulanan endosülfanın eritrositlerde çekirdeksel anormalitelerin arttığını, 5 mg/L doza maruz kalan grupta ise MN sıklığının yükseldiğini bildirilmiştir (Crupkin *et al.* 2013).

Parathion methyl'in bıyıklı balık (*Barbus rajanorum mystaseus*) üzerine olan genotoksik etkisini MN testi ile belirlediği çalışmada kontrol grubundaki balıklarda mikroçekirdekli eritrosit frekansını %0,09 olduğunu, 125ppm'lik doza maruz bırakılan balıklarda %1,35 ve 225 ppm'lik doza maruz bırakılan balıklarda ise %2,65 olarak bulmuş ve doz artışı ile mikroçekirdekli eritrosit sayısı arasında artan bir ilişkinin olduğunu rapor etmiştir (Yılayaz 2005).

Yılayaz (2008), organofosforlu bir insektisit olan chlorpyrifos ethyl'e maruz bırakılan bıyıklı balıklarda (*Barbus rajanorum mystaseus*) mikroçekirdekli eritrositleri incelemiş ve MN'li eritrosit frekansı kontrol grubunda %0,05 iken 125 ppm'lik doza maruz bırakılan balıklarda %1,24 ve 225 ppm'lik doza maruz bırakılan balıklarda ise %2,47 olarak tespit ettiğini rapor etmiştir. Doz artışına paralel olarak mikroçekirdekli eritrosit frekansında bir artışın olduğu gözlenmiştir. Çalışmalardaki sonuçlar, uygulanan pestisitın bıyıklı balıklar (*Barbus rajanorum mystaseus*) üzerinde bir genotoksik etki meydana getirdiğini göstermiştir. Elde edilen sonuçların, aynı balık türünde Yılayaz (2005)'ın yapmış olduğu çalışmada uyguladığı parathion methyl'in genotoksik etki sonuçları arasında bir korelasyonun olduğu rapor edilmiştir.

Kontrol grubu ile kıyaslandığı zaman en yüksek MN frekansı A1 grubunda, en düşük frekans ise G2 grubunda tespit edilmiştir, kimyasalların dozunun azalması ile frekansın da azaldığı görülmüştür. Yüksek dozlu kimyasalların birlikte kullanıldığı AG1 grubunda ise değer G1, G2 ve A2 grubundan daha yüksek çıkmıştır. Çalışma bulgularımız literatürler ile benzerlik göstermiştir.

Genel Sonuç ve Öneriler

Çevre kirliliği etkilerinin gün geçtikçe daha yoğun hissedilmesi çevre bilincinin artmasına olumlu etki etmektedir. Kirleticilerin sucul organizmalara etkilerini konu alan akuatik toksikoloji, yıllardır kullanılan test metotlarına yenilerini ekleyerek sonuçların hassasiyetini ve güvenilirliğini daha iyi düzeye getirmektedir. Özellikle biyobelirteçlerin akuatik toksikoloji alanındaki gelişimleri yapılan araştırmaların sınırlarını genişletmiştir (Alak vd 2007). Bu belirteçlerin çevresel kirleticilerin biyolojik sistemler üzerindeki toksik etkilerini aydınlatmada duyarlılıkları özellikle son zamanlarda yapılan çalışmaların sayısını arttırmaktadır. Sucul ortamlar doğal ve sentetik kirleticilerin sonlanma noktaları olduğundan bu ortamlardaki pestisit birikimi biyolojik yaşamı tehdit etmektedir. Aquatik organizmalar özellikle balıklar fizyolojik ve kimyasal değişikliklere oldukça duyarlıdırlar. Bu nedenle stres faktörlerinin balıklar üzerine olan olumsuz etkilerini belirlemek ekosistemin geleceği ve besin zincirinin her halkasındaki canlılar için oldukça önemlidir (Fırat 2007; Alak vd 2012). Bu araştırmada, asetoklor ve glyphosatın sub-lethal dozlarına maruz bırakılan gökkuşağı alabalıklarında yüzme performansı, kan parametreleri (hematoloji ve biyokimya), histopatoloji ve genotoksik etkiler incelenerek pestisit uygulamasının, kritik yüzme hızı, LDH, ALB, ortalama eritrosit hacmi ve trombosit sayısı üzerinde önemli, mikroçekirdekli eritrosit sayısı ve Cl değerinde ise çok önemli etki gösterdiği belirlenmiştir. Histopatolojik bulgularda ise karaciğer ve solungaç dokularında söz konusu pestisitlerin lamellerde erime, hiperemi, epitel nekrozlar, vakuol oluşumları ve hücre infiltrasyonlarında etkili olduğu görülmüştür.

Sonuç olarak *O. mykiss* yüzme performansı, kan parametreleri, histopatolojik ve genotoksik reaksiyonlarının pestisitlere karşı duyarlı ve kirleticilere verilen tepkilerin belirlenmesinde yararlı biyomarkırlar olabileceği belirlenmiş, başka çalışmalarla da desteklenilmesi gerektiği belirlenmiştir.

Benzer çalışmalar her grup pestisit (özellikle son yıllarda daha yaygın kullanılan) ve ekonomik öneme sahip diğer balık türleri için de yapılmalıdır.

Laboratuar çalışmaları arazi ortamına bir model oluştursa da benzer çalışmaların tabii ortamda yapılması yolunun araştırılması, bu şekilde tarımsal arazi yakınlarındaki su kaynaklarında yaşamını sürdüren balık başta olmak üzere tüm su canlılarının pestisitlerden etkileşimlerinin ortaya konulması düşünülmektedir.

Tarımla uğraşanlar, zararlılarla mücadele ederken önce kültürel ve biyolojik metotlardan faydalanmalı en son çare olarak kimyasal mücadeleyi düşünmelidirler.

Tarımsal uygulamalarda bu tip kimyasalları kullanan çiftçiler, su kaynakları yakınındaki arazilerde ilaçlama yaparken rüzgar, yağmur vs. gibi etkenleri dikkate alarak ilaçlama yapmalı, ilaçlama tankları vb. ekipmanlarını su kaynaklarında yıkamamalı ve boş ilaç ambalajlarını su kaynaklarına atmamaları hususunda gerekli özeni göstermeleri gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- Abhijith, B. D., Ramesh, M. and Poopal, R. K., 2012. Sublethal toxicological evaluation of methyl parathion on some haematological and biochemical parameters in an Indian major carp (*Catla catla*) Comparative Clinical Pathology, 21 (1), 55-61.
- About Eisha, A., Creus, A. and Marcos, R., 1999. Genotoxic evaluation of the antimicrobial drug, trimethoprim, in cultured human lymphocytes. Mutation Research, 440, 157-162.
- Adedeji, O. B., Adeyemo, O. K. and Agbede, S. A., 2009. Effects of diazinon on blood parameters in the african catfish (*Clarias gariepinus*). African Journal of Biotechnology, 8 (16), 3940-3946.
- Adhikari, S., Sarkar, B., Chatterjee, A., Mahapatra, C. T. and Ayyappan, S., 2004. Effects of cypermethrin and carbofuran on certain hematological parameters and prediction of their recovery in a freshwater teleost, *Labeo rohita* (Hamilton). Ecotoxicol. Environ. Saf., 58, 220-226.
- Ahmad, S., 1995. Antioxidant mechanisms of enzymes and proteins. In: Ahmad, S. (Ed.), Oxidative Stress and Antioxidant Defenses in Biology. Chapman and Hall, New York, 238-272.
- Akahori, A., Jozviak, Z., Gabryelak, T. and Gondko, R., 1999. Effect of zinc on carp (*Cyprinus carpio* L.) erythrocytes. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology, 123 (3), 209-215.
- Akaishi, F. M., Silva, A. H. C., Jakobi, S. C. G., Eiras, S. D. R., St-Jean, S. D., Courtenay, S. C., Lima, E. F., Wagener, A. L. R., Scofield, A. L. and Oliveira, R. C. A., 2004. Morphological and neurotoxicological findings in tropical freshwater fish (*Astyanax* sp.) after waterborne and acute exposure to water soluble fraction (wsf) of crude oil. Arch. Environ. Contamin. Toxicol., 46, 244-253.
- Al Ghanim, K. A., 2012. Malathion toxicity in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* a haematological and biochemical study . African Journal of Agricultural Research, 7 (4), 561-567.
- Al Sabti, K. 1992. Monitoring the genotoxicity of radiocontaminants in swedish lakes by fish micronuclei. Cytobios, 70, 101-106.
- Al Sabti, K., 1991. Handbook of genotoxic effects and fish chromosomes. Kristoff Ljubljana, 221 p, Slovenia.
- Alak, G., Atamanalp, M., Ucar, A., Arslan, H., Şensurat, T., Parlak, V., Kocaman, E. M. 2013., "Kahverengi Alabalıklarda (*Salmo trutta fario*) Kadmiyum Toksisitesine Karşı Humik Asit Etkisinin Hematolojik Parametrelerle Araştırılması.", Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences (EgeJFAS), 29(4): 181-185.
- Alak, G., Özdemir, N., Atamanalp, M. 2007. "Akutik Toksikolojide Stres Proteinleri". Türk Sucul Yaşam Dergisi, 3 (5-8): 545-552.
- Allen, J. L., 1988. An Overview of avian serum chemical profiles. In: Jacobson, E. R., Kollias, G. V. (Eds), exotic animals. Churchill Livingstone. New York, 143-159.
- Almeida, J. R., Oliveira, C., Gravato, C. and Guilhermino, L., 2010. Linking behavioural alterations with biomarkers responses in the european sea bass

- Dicentrarchus labrax* L. exposed to the organophosphate pesticide fenitrothion. *Ecotoxicology*, 19, 1369-1381.
- Altınok, İ. and Çapkın, E., 2007. Histopathology of rainbow trout exposed to sublethal concentrations of methiocarb or endosulfan. *Toxicologic Pathology*, 35, 405-410.
- Anderson, D. P., 1992. Immunostimulants, adjuvants and vaccine carriers in fish: applications to aquaculture. *Aquaculture Research*, 34, 1139-1146.
- Arslan, P., Dalgıç M. A., Sarıçakmak, S., Sarıgil, N., Ülker, Ş., Koçak Memmi, B., 2011. Çamaşır suyu ve bulaşık deterjanının lepistes balıkları üzerindeki genotoksik etkilerinin mikroçekirdek testi kullanılarak araştırılması. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 4, 29-37.
- Ascherio, A., Chen, H., Weisskopf, M. G., O'Reilly, E., McCullough, M. L., Calle, E. E., Schwarzschild, M. A. and Thun, M. J., 2006. Pesticide exposure and risk for Parkinson's disease. *Annals of Neurology*, 60 (2), 197-203.
- Atamanalp, M., 2000. The effects of sublethal doses of cypermethrin on haematological and biochemical parameters of rainbow trout (*O. mykiss*). *Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum*.
- Atamanalp, M., 2003. Farklı yetiştirme sistemlerinin (havuz ve kafes) gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss* Walbaum, 1792) hemoglobin, hematokrit ve sediment seviyeleri üzerine etkileri. *E. Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 20 (1-2), 81-86.
- Atamanalp, M., Aksakal, E., Kocaman, E. M., Uçar, A., Şişman, T. ve Türkez, H., 2011. Kobalt klorite maruz kalan gökkuşağı (*O. mykiss*)'nın kan parametrelerindeki değişimler. *Kafkas Univ. Vet. Fak. Derg.*, 17, 573-576.
- Atamanalp, M., and Yanık, T., 2003. Alterations in hematological parameters of rainbow trout (*O. mykiss*) exposed to mancozeb. *Turk J. Vet. Anim. Sci.*, 27, 1213-1217.
- Atamanalp, M., Angiş, S., Oğuzhan, P. and Aksakal, E., 2008. Alterations in hematological parameters of rainbow trout (*O. mykiss*) exposed to DDVP. *Israeli Journal of Aquaculture*, 60 (1), 9-12.
- Atamanalp, M., Keleş, M. S., Haliloğlu, H. İ. and Aras, M. S., 2002. The effects of cypermethrin (a synthetic pyrethroid) on some biochemical parameters (Ca, P, Na and TP) of rainbow trout (*O. mykiss*). *Turkish J. of Veterinary and Animal Sciences*, 26, 1157-1160.
- Atamanalp, M., Yanık, T., Haliloğlu, H. İ. and Aras, M. S., 2002 b. Alterations in the hematological parameters of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, exposed to cypermethrin. *The Israeli J. of Aquaculture* Bamidgeh, 54 (2), 99-103.
- Atlı Şekeroğlu, Z. ve Şekeroğlu, V., 2011. Genetik toksisite testleri. *Tübav Bilim Dergisi*, 4 (3), 221-229.
- Ayllon, F. and Garcia Vazquez, E., 2000. Induction of micronuclei and other nuclear abnormalities in european minnow *Phoxinus phoxinus* and mollie *Poecilia latipinna*: An assessment of the fish micronucleus test. *Mutation Research*, 467, 177-186.
- Ayllon, F. and Garcia Vazquez, E., 2001. Micronuclei and other nuclear lesions as genotoxicity indicators in rainbow trout (*O. mykiss*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49, 221-225.

- Ayoola, S. O., 2008. Histopathological effects of glifosat on juvenile african catfish (*Clarias gariepinus*). American Eurasian J. Agric. & Environ. Sci., 4 (3), 362-367,
- Başusta, A. G., 2005. Balık Hematolojisi ve Hematolojik Metotlar. Balık Biyolojisinde Araştırma Yöntemleri Editör: Karataş, M., Nobel Yayın No: 772, 275-300.
- Beamish, F. W. H., 1978. Swimming Capacity. In Fish Physiology, vol. 7 (ed. W. S. Hoar and D. J. Randall), New York, 101-187.
- Beggel, S., Werner, I., Connon, R. E. and Geist, J. P., 2010. Sublethal toxicity of commercial insecticide formulations and their active ingredients to larval fathead minnow (*Pimephales promelas*). Science of the Total Environment, 408, 3169-3175.
- Bergdahl, I. A., Schütz, A., Gerhardson, I., Jensen, A. and Skerfving, S., 1997. Lead Concentrations in Human Plasma, Urine and Whole Blood. Scand. J. Work. Environ. Health, 23, 359-363.
- Biron, M. and Benfay, T. J., 1994. Cortisol, glucose and hematocrit changes during acute stress, cohort sampling, and the diel cycle in diploid and triploid brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchill) Fish Physiology and Biochemistry, 13 (2), 153-160.
- Blaxhall, P. C. and Daisley, K. W., 1973. Routine haematological methods for use fish with blood. J. Fish Biol., 5, 771-781.
- Boran, H., Altınok, İ. and Çapkin, E., 2010. Histopathological changes induced by maneb and carbaryl on some tissues of rainbow trout (*O. mykiss*). Tissue and Cell, 42, 158-164.
- Brett, J. R., 1964. The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye salmon. J. Fish. Res. Bd. Can., 21, 1183-1226.
- Bricknell, I. R., Bowden, T. J., Bruno, D. W., MacLachlan, P., Johnstone, R. and Ellis, A. E., 1999. Susceptibility of atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus* (L) to infection with typical and a typical *Aeromonas salmonicida*. Aquaculture, 175, 1-13.
- Brum, A., Dotta, G., Roumbedakis, K., Gonçalves, E. L. T., Garcia, L. P., Garcia, P., Scussel, V. M. and Martins, M. L., 2014. Hematological and histopathological changes in silver catfish (Siluriformes) *Rhamdia quelen* exposed to clomazone herbicide in the Madre River, Santa Catarina State, Southern Brazil. Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes, 49 (3), 169-178.
- Buhler, D. R. and Williams, D. E., 1988. The role of biotransformation in the toxicity of chemical. Aquatic Toxicology, 11, 19-28.
- Burgeot, T., His, E. and Galgani, F., 1995. The Micronucleus assay in *Crassostera gigas* for the detection of seawater genotoxicity. Mutat. Res., 342, 125-140.
- Campana, M. A., Panzeri, A. M., Moreno, V. J. and Dulout, F. N., 1999. Genotoxic evaluation of the pyrethroid lambda cyhalothrin using the micronucleus test in erythrocytes of the fish *Cheirodon interruptus interruptus*. Mutation Research, 438, 155-161.
- Carballal, M. J., Villalba, A., Iglesias, D. and Hine, P. M., 2003. Virus like particles associated with large foci of heavy hemocytic infiltration in cockles *Cerastoderma edule* from galicia (NW Spain). J. Invertebr. Pathol., 84, 234-237.

- Carthy, D. H., Stevenson, J. P. and Roberts, M. S., 1971. Some blood parameters of the rainbow of the trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish Biol., 5, 1-8.
- Casillas, E. and Smith, L. S., 1977. Effect of stress on blood coagulation and haematology in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish Biol., 10, 481-491.
- Cengiz, E. İ., 2006. Gill and kidney histopathology in the freshwater fish *Cyprinus carpio* after acute exposure to deltamethrin. Environmental Toxicology and Pharmacology 22, 200-204.
- Chowdhury, P., Saayman, A. G., Paulus, U., Findlay, G. P. and Collins, P. W., 2004. Efficacy of standard dose and 30 ml/kg fresh frozen plasma in correcting laboratory parameters of haemostasis in critically ill patients. British Journal of Haematology, 125 (1), 69-73.
- Crupkin, A. C., Carriquiriborde, P., Mendieta, J., Panzeri, A. M., Ballesteros, M. L., Miglioranza, K. S. B. and Menone, M. L., 2013. Oxidative stress and genotoxicity in the South American cichlid, *Australoheros facetus*, after short term sublethal exposure to endosulfan. Pesticide Biochemistry and Physiology, 105, 102-110.
- Çakıcı, H., 1999. Farklı işletmelerde yetiştirilen gökkuşağı alabalığının (*O. mykiss* Walbaum) kan özelliklerinin karşılaştırılması olarak araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çanakkale.
- Çapkin, E., Birincioğlu, S. and Altınok, İ., 2009. Histopathological changes in rainbow trout (*O. mykiss*) after exposure to sublethal composite nitrogen fertilizers. Ecotoxicology and Environmental Safety, 72, 1999-2004.
- Çelik, E. Ş. ve Çakıcı, H., 2005. Çanakkale boğazındaki iskorpit balığı (*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758)'nın bazı biyokimyasal kan parametrelerinin belirlenmesi. O. M. Ü. Ziraat Fakültesi Dergisi, 20 (2), 15-23.
- Çelik, E. Ş., 2006. Bazı balık türleri için kan elektrolitlerinin standardizasyonu. Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 22 (1-2), 245-255.
- Çelikkale, M. S., 1988. İç Su Balıkları ve Yetiştiriciliği. Cilt 1, K. T. Ü. Yayın No:124, 419 s, Trabzon.
- Çelikkale, M. S., 1994. İç Su Balıkları ve Yetiştiriciliği, K. T. Ü. Sürmene Deniz Bilimleri Fak. Genel Yayın No: 124, 37 s, Trabzon.
- Çiltaş, A. K., 2000. *Stenotrophomonas maltophilia*, *Brevibacillus agri*, *Micrococcus lylae* suşlarının patojenitesi ile gökkuşağı alabalığı üzerinde oluşturulan enfeksiyonların laboratuvar ve klinik yönden araştırılması. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Çoğun, H. Y., Çapar, S. Ö., Çağlar, R., Taşyürek, K., Tanrıver, B., Özdemir, S., Er, C. E., Çimrin, İ. ve Sarıçicek, E., 2013. *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)'da dimethoatın bazı enzim sistemlerine toksik etkileri. Anadolu Doğa Bilimleri Dergisi, 4 (2), 33-36.
- Çömelekoğlu, Ü., Arpacı, A. ve Mazmancı, B., 1998. Pestisidlerle kronik olarak karşılaşan tarım işçilerinin pestisidlerden korunma konusundaki tutumları, 3. İşçi Sağlığı Kongresi, Ankara.
- Delen, N., 1990. Ege Üniversitesi Tarımsal Uygulama ve Araştırma Merkezi Teknik Bülten 3.
- Demirdöğen, N., 1997. Deneysel olarak *Aeoromonas salmonicida* ile infekte edilen gökkuşağı alabalıklarında (*O. mykiss*) bazı hematolojik Parametreler. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

- Depeyster, A., Donohoe, R., Slymen, D. J., Froines, J. R., Olivieri, A. W. and Eisenberg, D. M., 1993. Aquatic biomonitoring of reclaimed water for potable use the san diego health effects study. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 39 (1), 121-142.
- Dick, P. T. and Dixon, D. G., 1985. Changes in circulating blood cell levels of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, following acute and chronic exposure to copper. *J. Fish. Biol.*, 26, 475-481.
- Doğan, N., Yazıcı, Z. ve Şişman, T., 2011. Lepistes balığının (*Poecilia reticulata*) karaciğeri üzerine fenpiroksimat akarisitinin biyokimyasal etkileri. *B. A. Ü. Fen Bil. Enst. Dergisi*, 13 (1), 1-8.
- Drucker, E. G., 1996. The use of gait transition speed in comparative studies of fish locomotion. *Am. Zool.*, 36, 555-566.
- Duncan, L., 1994. Cortisol, glucose and hematocrit changes during acute stress, cohort sampling, and the diel cycle in diploid and triploid brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchell). *Fish Physiology and Biochemistry*, 13 (2), 153-160.
- Duran, S., 2011. Bakır (Cu), çinko (Zn), kadmiyum (Cd) ve karışımlarının (*Oreochromis niloticus*)'ta bazı hematolojik parametreler üzerine etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Dutta, H. M., Adhikari, N. K., Singh, P. K. and Munshi, J. S., 1993. Histopathological changes induced by malathion in the liver of a freshwater catfish, (*Heteropneustes fossilis*) (Bloch). *B. Environ. Contam. Tox.*, 51, 895-900.
- Esenbuğa, H., 2013. Sds (Sodium dodecyl sulphate)'nin farklı dozlarının gökkuşağı alabalığının (*O. mykiss*) yüzme performansı, hematoloji parametreleri ve bazı antioksidan enzim aktiviteleri üzerine etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Far, M. S., Roodsari, H. V., Zamini, A., Mirrasooli, E. and Kazemi, R., 2012. The effects of diazinon on behavior and some hematological parameters of fry rainbow trout (*O. mykiss*). *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 4 (4), 369-375.
- Fırat, Ö., 2007. *Oreochromis niloticus*'ta metal (Zn, Cd) ve metal karışımının (Zn+Cd) kan dokusunda fizyolojik ve biyokimyasal parametreler üzerine etkisi. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Folmar, L. C., 1993. Effects of chemical contaminants on blood chemistry of teleostean fish: a bibliography and synopsis of selected effects. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12, 337-375.
- García Medina, S., Núñez Betancourt, J. A., García Medina, A. L., Galar Martínez, M., Neri Cruz, N., Islas Flores, H. and Gómez Oliván, L. M., 2013. The relationship of cytotoxic and genotoxic damage with blood aluminum levels and oxidative stress induced by this metal in common carp (*Cyprinus carpio*) erythrocytes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96, 191-197.
- Geldiay, R. ve Balık, S., 1996. Türkiye Tatlusu Balıkları Ders Kitabı. E. Ü. Su Ür. Fak., No: 46, Ders Kitabı No: 16, İzmir.
- Gholami Seyedkolaei, S. J., Mirvaghefi, A., Farahmand, H. and Kosari, A. A., 2013. Effect of a glyphosate based herbicide in *Cyprinus carpio*: Assessment of acetylcholinesterase activity, hematological responses and serum biochemical parameters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98 (1), 135-141.

- Girgin, A. ve Şen, D., 2003. Keban baraj gölündeki *Chalcalburnus mossulensis* (Heckel, 1843)'in hematolojik parametrelerinin incelenmesi. G. Ü Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi, 23 (1), 11-21.
- Greene, D. H. S. and Selivonchick, D. P., 1990. Effects of dietary vegetable, animal and marine lipids on muscle lipid and hematology of rainbow trout (*O. mykiss*). Aquaculture, 89, 165-182.
- Grisolia, C. K., 2002. A comparison between mouse and fish micronucleus test using cyclophosphamide, mitomycin C and various pesticides. Mutation Research, 518, 145-150.
- Güler, Ç. ve Çobanoğlu, Z., 1997. Çevre Sağlığı ve Boyutlarıyla Habitata ve Kent Çevresi, Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi, 42.
- Haley, P. J. and Weiser, M. G., 1985. Erythrocyte volume distribution in rainbow trout. American Journal of Veterinary Research, 46 (10), 2210-2212.
- Hammer, C., 1995. Fatigue and exercise tests with fish. Comp. Biochem. Physiol. A., 112, 1-20.
- Harabawy, A. S. A., Ahmed T. H. and Ibrahim, A., 2014. Sublethal toxicity of carbofuran pesticide on the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822): Hematological, biochemical and cytogenetic response. Ecotoxicology and Environmental Safety, 103, 61-67.
- Heath, A. G., Cech, J. J., Zinkl, J. G. and Steele, M. D., 1993. Sublethal effects of 3 pesticides on japanese medaka. Environmental Sciences, Toxicology, 25 (4), 485-491.
- Heath, A.G., 1995. Water Pollution and Fish Physiology. 2. ed., CRC Press Inc., 339 p, Florida.
- Heath, I. B., 1975. Colchicine and colcemid binding components of the fungus (*Saprolegnia ferax*). Protoplasma, 85 (2-4), 177-192.
- Hernandez Moreno, D., Perez Lopez, M., Soler, F., Gravato, C. and Guilhermino, L., 2011. Effects of carbofuran on the sea bass (*D. labrax* L.): Study of biomarker sand behaviour alterations. Ecotoxicology and Environmental Safety, 74, 1905–1912.
- Hu, H., 2000. Exposure to metals. Occupational and Environmental Medicine, 27, 983-996.
- Hughes, G. M. and Biro, P., 1993. Swimming performance of rainbow trout following exposure and recovery from the pyrethroid S-deltamethrin. Acta. Biol. Hung., 44 (2-3), 231–241.
- Hurst, T. P., Kay, B. H., Ryan, P. A. and Brown, M. D., 2007. Sublethal effects of mosquito larvicides on swimming performance of larvivorous fish *Melanotaenia duboulayi* (Atheriniformes: *Melanotaeniidae*). Journal of Economic Entomology, 100 (1), 61-65.
- İşisağ Üçüncü, S., Ergen, G., Önen, Ö., Kolbaşı Tekkan, B., Üreten, M., Boz, E., Seferoğlu, K. ve Gökçe, B., 2010. Dioktil adipatın (DOA) *Labidochromis caeruleus* Fryer, 1956 (cichlidae, teleostei) karaciğer histolojisi üzerindeki etkileri. Kafkas Univ. Vet. Fak. Derg., 16 (B), 197-203.
- Jacobson Kram, D. and Keller, K. A., 2001. Toxicology Testing Hand Book. Markel Dekker, 209 p. New York.
- Jain, N. C., 1986. Schalm's Veterinary Hematology, 4th Edition. Lea and Febiger, Philadelphia, PA, 20-87.

- Jones, B. J. and Pearson, W. D., 1976. Variations in haematocrit values of successive blood samples from bluegill. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 2, 291–293.
- Kaminska, D. S., Loos, U., Maier, V., Didschuneit, H. H. and Pfeiffer, E. F., 1988. Seasonal variations of glucose and triiodothyronine concentrations in serum of carp (*Cyprinus carpio*). *Horm. Metabol. Res.*, 20, 727-729.
- Karasu Benli, A. Ç. ve Gülen, Z., 2009. Fenitrothionun etkisinde bırakılan tilapiada (*Oreochromis niloticus* L.) sekonder stres indikatörleri hematokrit ve plazma glikoz seviyesinin değişimi. *Yyü. Tar. Bil. Derg.*, 19 (1), 19-22.
- Katalay, S., Tuğlu, İ. and Minareci, E., 2007. Pollution and histopathological alterations in (black goby) *G. niger* gill from the Izmir bay of Turkey. The 6 th European Conference on Ecological Modelling ECEM'07 Trieste, Italy, 254-255.
- Kayhan, F. E., Muşlu, M. N. ve Koç, N. D., 2009. Bazı ağır metallerin sucul organizmalar üzerinde yarattığı stres ve biyolojik yanıtlar. *Journal of Fisheries Sciences*, 3 (2), 153-162.
- Khalil, F., Kang, I. J., Undap, S., Tasmin, R., Qiu, X., Shimasaki, Y. and Oshima, Y., 2013. Alterations in social behavior of japanese medaka (*Oryzias latipes*) in response to sublethal chlorpyrifos exposure. *Chemosphere*, 92, 125–130.
- Knoph, M. B. and Thorud, K., 1996. Toxicity of ammonia to atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in seawater effects on plasma osmolality, ion, ammonia, urea and glucose levels and hematological parameters. *Comp. Biochem. Physiol.*, 113 (4), 375–381.
- Kocabatmaz, M., ve Ekingen G., 1977. Preliminary investigation on some haematological norms in five freshwater fish species. *Fırat Üniv. Vet. Fak. Derg.*, 4 (1-2), 28-40.
- Kocabatmaz, M., ve Ekingen G., 1984. Değişik tür balıklarda kan örneği alınması ve hematolojik metotların standardizasyonu. *Doğa Bilim Dergisi*, D1, 8, 2, 149–159.
- Koltes, K., 1985. Effects of sublethal copper concentrations on the structure and activity of Atlantic silverside schools. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 114, 413–422.
- Köprücü, S., Sarıeyyüpoğlu, M. ve Gençer Tarakçı, B., 2009. *Aeromonas hydrophila* ile enfekte edilen gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nın gastroenteropankreatik sisteminin immuno histokimyasal olarak incelenmesi . *Fırat Üniv. Fen Bilimleri Dergisi*, 21 (2), 89-94.
- Kumar, A. and Chapman, J. C., 1998. Profenofos toxicity to the eastern rainbow fish (*Melanotaenia duboulayi*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, 1799–1806.
- Kumar, S., Lata, M. and Gopal, K., 1999. Deltamethrin induced physiplogical changes in freshwater cat fish *Heteropneustes fossilis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62, 254-258.
- Last, J. M. and Robert, B., 1992. Wallace. Moses, Marine, Pesticides, in, Maxcy Rosenau Last Public Health and Preventive Medicine. 13. th ed. Prentice Hall mt Co. NewYork.
- Lester, R. J. G., and Budd, J., 1983. Some changes in the blood cells of diseased coho salmon. *Can. J. Zool.*, 57, 1458-1464.
- Li, Z. H., Velisek, J., Grabic, R., Li, P., Kolarova, J. and Randak, T., 2011. Use of hematological and plasma biochemical parameters to assess the chronic effects of a fungicide propiconazole on a freshwater teleost. *Chemosphere*, 83, 572-578.

- Liu, C., Fan, Y. Y., Liu, M., Cong, H. T., Cheng, H. M. and Dresselhaus, M. S., 1999. Hydrogen storage in single walled carbon nanotubes at room temperature. *Science Magazine*, 286 (5442), 1127-1129.
- Lusková, V., 1997. Annual cycles and normal values of hematological parameters in fishes. *Acta. Sci. Nat. Brno.*, 31(5), 70.
- Maduenho, L. P. and Martinez, C. B. R., 2008. Acute effects of diflubenzuron on the freshwater fish *Prochilodus lineatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part: C, Toxicology & Pharmacology*, 148 (3), 265-272.
- Marchand, M. J., Van Dyk, J. C., Pieterse, G. M., Barnhoorn, I. E. J. and Bornman, M. S., 2009. Histopathological alterations in the liver of the sharptooth catfish *Clarias gariepinus* from polluted aquatic systems in South Africa. *Environ. Toxicol.*, 24, 133-147.
- Mawdsley Thomas, L. E., 1972. *Diseases of Fish*, Symposia of the Zoological Society of London, Number 30, Academic Press, 104 p.
- Maynart Pereira, V., Woutheres Bortolotto, J., Wilges Kist, L., De Azevedo, M. B., Seemann Fritsch, R., Da Luz Oliveira, R., Brandaõ Pereira, T. C., Bonan, C. D., Ryff Vianna, M. and Reis Bogo, M., 2012. Endosulfan exposure inhibits brain AChE activity and impairs swimming performance in adult zebrafish (*Danio rerio*). *Neuro Toxicology*, 33, 469-475.
- McCarthy, D. H., Stevenson, D. P., Roberts, M. S., 1973. Some blood parameters of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) (richardson). I. The Kamloops variety. *Journal of Fish Biology*, 5, 1-8.
- McDonald, D. G., 1983. The interaction of calcium and low pH on the physiology of the rainbow trout, *Salmo gairdneri* I. branchial and renal net ion and H⁺ fluxes. *J. exp. Biol.*, 102, 123-140.
- Mekkawy, İ. A., Mahmoud, U. M. and Sayed, A. E. H., 2011. Effects of 4-nonylphenol on blood cells of the african catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Tissue and Cell*, 43 (4), 223-229.
- Mert, N. 1996. *Veteriner Klinik Biyokimya*. Uludağ Üniversitesi Güçlendirme Vakfı. Ceylan Matbaacılık, Bursa.
- Minisi, S., Ciccotti, E. and Rizzoni, M., 1996. Micronucleus test in erythrocytes of *Barbus plebejus* (Teleostei, Pisces) from two natural environments: A bioassay for the in-situ dedection of mutagenesis in freshwater. *Mutat. Res.*, 367, 245-251.
- Modesto, K. A. and Martinez, C. B. R., 2010. Effect of roundup transorb on fish: Hematology, antioksidant defenses and acetylcholinesterase activity. *Chemosphere*, 81 (6), 781-787.
- Nemcsok, J. G. and Hughes, G. M., 1988. The effect of copper sulphate on some biochemical parameters of rainbow trout. *Environ. Pollut.*, 49, 77-85.
- Nwani, C. D., Ugwu, D. O., Okeke, O. C., Onyishi, G. C., Ekeh, F. N., Atama, C. and Eneje, L. O., 2013. Toxicity of the chlorpyrifos based pesticide termifos®: effects on behaviour and biochemical and haematological parameters of african catfish *Clarias gariepinus*. *African Journal of Aquatic Science*, 38 (3), 255-262.
- Okomoda, V. T., Ataguba, G. A. and Ayuba, V. O., 2013. Hematological response of *Clarias gariepinus* fingerlings exposed to acute concentrations of sunsate®. *Journal of Stress Physiology & Biochemistry*, 9 (2), 271-278.

- Oliveira Ribeiro, C. A., Filipak Neto, F., Mela, M., Silva, P. H., Randi, M. A. F., Rabitto, I. S., Alves Costa, J. R. M. and Pelletier, E., 2006. Hematological findings in neotropical fish (*Hoplias malabaricus*) exposed to subchronic and dietary doses of methylmercury, inorganic lead, and tributyltin chloride. *Environ. Res.*, 101, 74.
- Öğüt, H., 2005. Balıklarda Stres, Balık Biyolojisi Araştırma Yöntemleri, (Editör: M., Karataş), Nobel Yayıncılık, 498 s.
- Özbilgin, H., Tuncay Kınacıgil, H. ve Doğanyılmaz Özbilgin, Y., 2004. Balıklarda yüzme davranışı ve trol operasyonu açısından önemi. *E. Ü. Su Ürünleri Dergisi*. 21 (3-4), 355-359.
- Özbilgin, Y. ve Başaran, F., 2005. Su sıcaklığı ve balık boyunun isparozun (*Diplopus annularis* L., 1758) yüzme performansı üzerine etkileri. *E. Ü. Su Ürünleri Dergisi*. 22 (3-4), 407-411.
- Parlak, H., Arslan Çakal. Ö., Boyacıoğlu, M., Karaarslan Muhammet Ali. 2009. Ekotoksikoloji Ders Kitabı. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları. No: 79. Dizin No: 39.
- Paul, E. A., Simonin, H. A. and Tomajer, T. M., 2005. A Comparison of the toxicity of synergized and technical formulations of permethrin, sumithrin, and resmethrin to trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 48, 251-259.
- Pereira, L., Fernandes, M. N. and Martinez, C. B. R., 2013. Hematological and biochemical alterations in the fish *Prochilodus lineatus* caused by the herbicide clomazone. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 36 (1), 1-8.
- Petri, D., Glover, C. N., Ylving, S., Kolas, K., Fremmersvik, G., Waagbø, R. and Berntsen, M. H. G., 2006. Sensitivity of atlantic salmon (*Salmo salar*) to dietary endosulfan as assessed by haematology, blood biochemistry, and growth parameters. *Aquatic Toxicology*, 80, 207-216.
- Peutz, I. L. J. A., Oorschot, R. W. A., Johnson, G. R., Horney, B. S. and Boon, H. J., 1996. The lucogram as an indicator of marine cultured rainbow trout, *O. mykiss* (Walbaum), health in Netherlands. *Aquaculture Research*. 27, 437-445.
- Pimpão, C. T., Zampronio, A. R. and Silva de Assis, H. C., 2007. Effects of deltamethrin on hematological parameters and enzymatic activity in *Ancistrus multispinis* (Pisces, Teleostei). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 88, 122-127.
- Plaut, I., 2001. Critical swimming speed: its ecological relevance. *Comp. Biochem. Physiol.* 131 (A), 41-50.
- Porto, J. I. R., Araujo, C. S. O. and Feldberga, E., 2005. Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environmental Research*, 97, 287-292.
- Presnell, J. and Schreibman, M. P., 1997. *Animal Tissue Techniques*. The Johns Hopkins University Press Ltd. 5th ed., London, 269-271.
- Prusty, A. K., Kohli, M. P. S., Sahu, N. P., Pal, A. K., Saharan, N., Mohapatra, S. and Gupta, S. K., 2011. Effect of short term exposure of fenvalerate on biochemical and haematological responses in *Labeo rohita* (Hamilton) fingerlings. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 100, 124-129.
- Ramesh, M., Srinivasan, R. and Saravanan, M., 2009. Effect of atrazine (herbicide) on blood parameters of common carp *Cyprinus carpio*. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 3 (12), 453-458.

- Reddy, P. M. and Bashamoiden, M. D., 1989. Fenvalarate and cypermethrin induced changes in the haematological parameters of *Cyprinus carpio*. Acta. Hydrochim. Hydrobiol., 17 (1), 101–107.
- Rehulka J. and Adamec, V., 2004. Red blood cell indice for rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) reared in cage and raceway culture. Acta Veterinaria Brno., 73, 105-114.
- Rehulka, J., 2002. Aeromonas causes severe skin lesions in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): clinical pathology, haematology and biochemistry. Acta Vet. Brno., 71, 351-360.
- Rey Vasquez, G. and Lo Nostro, F., 2014. Changes in hematological parameters of *Cichlasoma dimerus* (Teleostei, Perciformes) exposed to sublethal concentrations of 4-tert-octylphenol. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 66 (1), 141-154.
- Rodriguez Cea, A., Ayllon, F. and Garcia Vazquez, E., 2003. Micronucleus test in freshwater fish species: an evaluation of its sensitivity for application in field surveys. Ecotoxicology and Environmental Safety, 56, 442–448.
- Sağlam, N. and Yonar, M. E., 2009. Effects of sulfamerazine on selected haematological and immunological parameters in rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*, Walbaum, 1792). Aquaculture Research, 40 (4), 395-404.
- Sanchez Galan, S., Linde, A. R. and Garcia Vazquez, E., 1999. Brown trout and european minnow as target species for genotoxicity tests: Differential sensitivity to heavy metals. Ecotoxicology and Environmental Safety, 43, 301-304.
- Sanchez Guzman, J. M., Villegas, A., Corbacho, C., Moran, R., Marzal, A. and Real, R., 2004. Response of the haematocrit to body condition changes in northern bald ibis *G. eremita*. Comparative Biochemistry and Physiology, 139 (A), 41-47.
- Saravanan, M., Prabhu Kumar, K. and Ramesh, M., 2011. Haematological and biochemical responses of freshwater teleost fish *Cyprinus carpio* (Actinopterygii: Cypriniformes) during acute and chronic sublethal exposure to lindane. Pesticide Biochemistry and Physiology, 100 (3), 206-211.
- Satake, T., Nuti Sobrinho, A., Paula Lopes, O. V., Lopes, R. A. and Leme Dos Santos, H. S., 1986. Haematological study of brazilian fish. III. blood parameters in armored catfish *Hypostomus paulinus* Ihering 1905 (Pisces, Loricariidae). Ars Veterinaria, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Campus de Jaboticabal Unesp Jaboticabal-SP-Brasil, 2 (2), 179-183.
- Sergene, S., Çavaş, T., Karahan, A. ve Portakal, E., 1999. Methamidophos'un *Clarias lazera* (Valeciennes, 1840) üzerindeki genotoksik etkilerinin eritrosit mikronukleus testi ile belirlenmesi. G. Ü. Eğt. Fak. Der., 19 (1), 27-34.
- Shahi, J., Chauhan, S. and Singh, A., 2013. Comparative study on the haematological effect of synthetic and plant origin pesticides on fish *Channa punctatus*. Indian Journal of Natural Products and Resources, 4 (1), 48-53.
- Shakoori, A. R., Mughal, A. L., Iqbal, M. J., 1996. Effects of sublethal doses of fenvalarate (a synthetic pyrethroid) administered continuously for four weeks on the blood, liver and muscles of a freshwater fish, *Ctenopharyngodon idella*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 57, 487-494.
- Shimma, S., Shikano, T., Kitamura, T., Masuda, Y., Tsukumo, T., Kanba, S. and Asai, M., 1984. Depression and ventricular enlargement. Acta Psychiatrica Scandinavica, 70 (3), 275-277.

- Singh, R. K. and Sharma, B., 1998. Carbufuran induced biochemical changes in *Clarias batrachus*. Pestic. Sci., 53, 285-290.
- Smith, G. L. and Hattingh, J., 1977. Haematological assessment of generally used freshwater fish blood anticoagulants. J. Fish Biol., 7, 337-341.
- Stegeman, J. J. and Lech, J. J., 1991. Cytochrome P-450 monooxygenase systems in aquatic species carcinogen metabolism and biomarkers for carcinogen and pollutant exposure. Environ. Healt Persp., 90, 101-109.
- Stickney, R. R., 1991. Culture of salmonid fishes, school of fisheries, university of Washington, Seattle, 52 p, Washington,
- Şahan, A. and Cengizler, İ., 2002. Determination of some heamatological parameters in spotted barb (*Capoeta barroisi*, 1894) and roach (*Rutilus rutilus*, 1758) living in seyhan river (Adana city region), Turkish Journal of Veterinary Animal Science, 26, 849-858.
- Tardiff, R. G., 1988. Methods to Assess adverse effects of pesticides on non-target organism. Sobe 49. IPCS joint Symposia 16 SGOMSEC. John Wiley and His Sons LTD., 270 p, England.
- Torres De Lemos, C., Milan Rodol, P., Regina Terra, N., D'Avila De Oliveira, N. C. and Erdtmann, B., 2007. River water genotoxicity evaluation using micronucleus assay in fish erythrocytes. Ecotoxicology and Environmental Safety, 66, 391-401.
- Tort, L., Puigcever M., Crespo S. and Padros, F., 2002. Cortisol and haematological response in sea bream and trout subjected to the anaesthetics clove oil and 2-phenoxyethanol. Aquaculture Research, 33, 907-910.
- Trekels, H., Van De Meutter, F. and Stoks, R., 2012. Species specific patterns of swimming escape performance and cholinesterase activity in a guild of aquatic insects exposed to endosulfan. Environmental Pollution, 163, 127-133.
- Tuncer, E. 1987. Tarımsal İlaçların Çevre Kirliliği Üzerine Etkileri ve Alınması Gereken Önlemler. T. C. Tarım Bakanlığı Zir. Müc. ve Kar. Gen. Müd. Basılmamış Seminer Notları, 5 s, Sivas.
- Türkmen, G., Keleş, O., Aslan, M., Bakirel, T. and Arun, S., 2004. Biochemical and haematological changes in fish exposed to sublethal concentrations of linear alkylbenzene sulphonate (LAS). Medicine Veterinary Journal, 60 (2), 143-146.
- Türkmen, Z., Çavuşoğlu, K., Yalçın, E., Yapar, K. ve Çiçek, F., 2012. *Verbascum sinuatum* L. (*Scrophulariaceae*) (sığırkuyruğu) türü biyolojik bir indikatör olarak kullanılarak ağır metaller tarafından sebep olunan genotoksitenin araştırılması. Fırat Üniv. Fen Bilimleri Dergisi, 24 (2), 85-93.
- Uçar, A. ve Atamanalp, M., 2010. Kıyisal kirlenmenin balıklar üzerine etkileri. Türkiye Kıyı Sempozyumu, Trabzon, 489-469.
- Ünsal, M., 1998. Kirlilik deneyleri, yöntemler ve sonuçların değerlendirilmesi. Tarım ve Köyişleri Bakanlığı Bodrum Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Yay. No: 11, 10-12.
- Ural, M., Yüksel, H., Sarıeyyüpoğlu, M. ve Ulucan, A., 2009. Düşük pH'lı suların aynalı sazanlar (*Cyprinus Carpio* L. 1758) üzerindeki klinik ve patolojik etkileri. Kocatepe Vet. J., 2 (1), 19-22.
- Val, A. L., De Menezes, G. C. and Wood, C. M., 1998. Red blood cell adrenergic responses in amazonian teleost. Journal of Fish Biology. 52, 83-93.

- Velisek, J., Stara, A., Kolarova, J. and Svobodova, Z., 2011. Biochemical, physiological and morfological responses in common carp (*Cyprinus carpio* L.) after long term exposure to terbutryn in real environmental concentration. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 100, 305-313.
- Velisek, J., Stara, A., Machova, J. and Svobodova, Z. 2012. Effects of long term exposure to simazine in real concentrations on common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76, 79-86
- Velisek, J., Stara, A., Zuskova, E. and Svobodova, Z., 2013. Use of biometric, hematologic, and plasma biochemical variables, and histopathology to assess the chronic effects of the herbicide prometryn on Common Carp. *Veterinary Clinical Pathology*, 42 (4), 508-515.
- Velisek, J., Sudova, E., Machova, J. and Svobodova, Z., 2010. Effects of sub-chronic exposure to terbutryn in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73 (3), 384-390.
- Velisek, J., Svobodova Z. and Piackova, V., 2007. Effects of 2-phenoxyethanol anaesthesia effects of 2-phenoxyethanol anaesthesia on haematological profile on common carp (*Cyprinus carpio*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Journal of the University of Veterinary and Pharmaceutical Sciences in Brno, Czech Republic*, 76, 487.
- Velisek, J., Svobodova, Z. and Piackova, V., 2005. Effects of clove oil anesthesia on (*Oncorhynchus mykiss*). *Acta Vet. Brno.*, 74, 139-146.
- Velmurugan, B., Selvanayagam, M., Cengiz, E. İ. and Ünlü, E., 2009. Histopathological changes in the gill and liver tissues of freshwater fish, (*Cirrhinus mrigala*) exposed to dichlorvos. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52 (5), 1291-1296.
- Venkataraman, G. V. and Sandhya Rani, P. N., 2013. Acute toxicity and blood profile of freshwater fish, *Clarias batrachus* (Linn.) exposed to malathion. *Journal of Academia and Industrial Research*, 2 (3), 200-204.
- Wagner, G. N., Singer, T. D. and McKinley, S. R., 2003. The ability of clove oil and MS-222 to minimize handling stress in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum). *Aquaculture Research*, 34, 1139-1146.
- Wang, X. and Zhai, W., 1988. Cellular and Biochemical Factors in Bronchoalveolar Lavage Fluids of Rats Exposed to Fenvalerate. *Zhongguo Yaolixue Yu Dulixue Zoghi.*, 2, 271-276.
- Wedemeyer, G. A. and McLeay, D. J., 1981. Metods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. In *stress and fishes*. (Edited by pickering, a. d.), Academic Press, London, 247–275.
- White, W. L., Ericson, N. M. and Stevens, S. C., 1976. *Chemistry for the Clinical Laboratory* (4th Ed.), CV Mosby, St Louis, 122 p.
- Witeska, M. and Baka, I., 2002. The effect of long term cadmium exposure on common carp blood. *Fresenius Environm. Bulletin*, 11 (12A), 1059-1065.
- Witeska, M., 2005. Stress in fish hematological and immunological effects of heavy metals. *Electronic Journal of Ichthyology*, 1, 35-41.
- Wolter, C. and Arlinghaus, R., 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13, 63–89.

- Yang, J. L. and Chen, H. C., 2003. Effects of gallium on common carp (*Cyprinus carpio*): acute test, serum biochemistry, and erythrocyte morphology. *Chemosphere*, 53, 877-882.
- Yılayaz, Ö. ve Bitmiş, K., 2002. Keban baraj gölünde yaşayan barbus (*Rajanorum mystaceus* Heckel, 1843)'da kan parametrelerinin incelenmesi. *G. Ü. Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 22 (2), 11-21.
- Yılayaz, Ö., 2008. Chlorpyrifos ethyl (pestisit/insektisit) barbus (*Rajanorum mystaseus*) (Heckel, 1843) üzerindeki genotoksik etkilerinin eritrosit mikroçekirdek testi ile belirlenmesi. *Doğu Anadolu Bölgesi Araştırmaları Dergisi*, 6 (2), 70-74.
- Yıldız, N. ve Bircan, H., 1991. Araştırma ve Deneme Metodları. Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları. No:305.

ÖZGEÇMİŞ

1985 yılında Erzurum’da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Erzurum’da tamamladı. 2002 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Bölümü’nü 2006 yılında tamamladı. Aynı yıl Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Mühendisliği Bölümün’de yüksek lisans öğrenimine, 2010 yılında doktora eğitimine başladı. 2009 yılından beri Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi’nde araştırma görevlisi olarak çalışmaktadır.