

**JURİ ÜYELERİ**

**Prof.Dr.Doğan ATAY**

**Prof.Dr.M.Sıtkı ARAS**

**Doç.Dr.Mete YANAR**

**Doç.Dr.Cemal GÜNDOĞDU**

**Yrd.Doç.Dr.E.Mahmut KOCAMAN**

*[Handwritten signatures of the jury members]*

09.06.2000 tarihinde 11/101 kararla kurulan jürimiz iş bu Doktora tezini tarihinde kabul etmiştir.

96402

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

BİR SENTETİK PİRETROİT İNSEKTİSİTİN (CYPERMETHRİN) SUBLETAL  
DOZLARININ GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI (*Oncorhynchus mykiss*)' NA  
MAKROSKOBİK, HİSTPATOLOJİK, HEMATOLOJİK  
VE BİYOKİMYASAL ETKİLERİ

Muhammed ATAMANALP

Yönetici: Prof. Dr. M. Sıtkı ARAS

TC YÜKSEKÖĞRETİM KURULU  
DOKÜMANTASYON MERKEZİ

Doktora Tezi

## ÖZET

Tarım arazilerinde gün geçtikçe daha geniş kullanım alanı bulan sentetik piretroitlerden Cypermethrin' in gökkuşağı alabalığında neden olduğu, makroskobik ve histopatolojik değişiklikler, hematotoksisitesi ve kan biyokimyasına etkisinin belirlenmesi amacıyla balıklar bu pestisit in letal dozunun ( $LC_{50}96h=0.0082$  mg/l) altındaki 3 farklı dozuna (1/2 letal doz, ¼ letal doz ve 1/8 letal doz) maruz bırakılmışlardır.

Makroskobik incelemede, pestisit uygulanan gruptaki balıklarda solungaçlarda anemik görünüm yanında hafif kanamalar, intestinal bölgede adipoz dokuda peteşiler, peritonda ve göz çevresinde hemoraji, dalak renginde koyulaşma, karaciğer renginde ise hafif solgunluk ve vücut renginde genel olarak bir koyulaşma belirlenmiştir.

Histopatolojik incelemeler sonucunda; Cypermethrin' in toksik etkisi ile, karaciğerde, hepatositlerde hidrofik dejenerasyon, vaküller dejenerasyon, yağlanma, hemoraji ve hücrel nekroz, böbreklerde vasküler dilatasyon, glomerüllerde hücrel proliferasyon ve nekroz gibi semptomlar tespit edilmiştir.

Hematolojik parametrelerden Eritrosit sayısı, Trombosit sayısı, Hemoglobün ve Eritrosit - Sedimentasyon oranı gibi değerlerde pestisite maruz kalan grupta kontrol ile karşılaştırıldığında artış görülürken, toplam lökosit sayısı ve hematokrit değerinde ise azalma belirlenmiştir.

Biyokimyasal parametrelere bakıldığında; ALP, GPT ve LDH yükselirken, GOT, Chol, Ca ve P düşmüştür. Glu, Cre, TP ve Na değerleri ise farklı dozlarda farklı tepkiler göstermiştir.

## SUMMARY

Fish were exposed to 3 different doses which were below lethal dose ( $LC_{50}96h=0.0082$  mg/l) in order to determine the effect of Cypermethrin from synthetic pyrethroids are being used increasingly in agricultural lands, on macroscopic and histopathological alterations and haematotoxicity and blood biochemistry.

In macroscopic evaluation they were determined that, fish in pesticide applied group had slightly hemorrhages in peritoneum and around eyes, darkening in the color of spleen, slightly paleness in the color of liver, and darkening on the color of whole body.

As results of histopathological examination, symptoms such as hydropic and vacuolar deterioration in hepatocits, hemorrhage, cellular necrosis in hepatocyte and liver, fatty liver, vascular dilatation, cellular proliferation in glomerules and necrosis in kidney.

They were determined that trombocyte count (Plt), erythrocyte count (RBC), haemoglobin content and erythrocyte – sedimentation rate (ESR) increased when compored control with group exposed to pesticide, however, total leukocyte count and haematocrit values decreased.

Once looking at biochemical parameters, when ALP, GPT and LDH increased, GOT, Chol, Ca and P decreased. Glu, Cre, TP and Na values had demonstrated different responses in various doses.

**TEŞEKKÜR**

Tezim yöneticim, saygıdeğer hocam Prof. Dr. M. Sıtkı ARAS' a, tez izleme komitesindeki hocalarım Doç. Dr. Mete YANAR, Yrd. Doç. Dr. E. Mahmut KOCAMAN' a ve kilometrelerce öteden bilgi ve önerileriyle katkıda bulunan Prof. Dr. Doğan ATAY hocamıza şükranlarımı sunarım.

Tezimin her aşamasında yardımlarını gördüğüm Su Ürünleri Bölümü araştırma görevlilerinden Abdülkadir ÇİLTAŞ ve H. İbrahim HALİLOĞLU' na, Zootekni Bölümü' nden Arş. Gör. Nurinnisa ESENBUĞA, A.Ü. Süleyman Demirel Tıp Merkezi Aziziye Araştırma Hastanesi Genel Cerrahi A.B.D. Başkanı Prof. Dr. S. Selçuk ATAMANALP, A.Ü. Tıp Fakültesi Patoloji A.B.D. öğretim üyelerinden Doç.Dr. Cemal GÜNDOĞDU, Biyokimya Anabilim Dalından Yrd. Doç. Dr. M. Sait KELEŞ, Erzurum Hıfzısıhha Bölge Müdür Yardımcısı Gülden ESEN ve Kimya Bölüm Şefi Gonca AKTÜRK YILMAZ'a teşekkür ederim.

## İÇİNDEKİLER

<b>ÖZET .....</b>	<b>I</b>
<b>SUMMARY .....</b>	<b>II</b>
<b>TEŞEKKÜR .....</b>	<b>III</b>
<b>İÇİNDEKİLER .....</b>	<b>IV</b>
<b>KISALTMALAR .....</b>	<b>VIII</b>
<b>1. GİRİŞ .....</b>	<b>1</b>
<b>2. MATERYAL VE METOT .....</b>	<b>28</b>
2.1. Materyal.....	28
2.1.1. Deneme Süresi .....	28
2.1.2. Araştırma Yeri.....	28
2.1.3. Su Materyali.....	30
2.1.4. Araştırma Kapları.....	29
2.1.5. Balık materyali.....	30
2.1.6. Pestisit materyali .....	30
2.1.7. Kullanılan Laboratuar Alet ve Ekipmanları .....	32
2.1.7.1. Cerrahi Aletler .....	32
2.1.7.2. Kan Analizlerinde Kullanılan Alet, Ekipman ve Kimyasal Maddeler.....	32
2.1.7.2.1. Hematolojik Numunelerde Kullanılan Alet, Ekipman ve Kimyasal Maddeler.....	32
2.1.7.2.1.1. Sahli Cihazı.....	32
2.1.7.2.1.2. Hematokrit Santrifluj.....	32
2.1.7.2.1.3. Mikrohematokrit Tüpleri.....	33
2.1.7.2.1.4. Sedimentasyon Sehpası ve Pipetleri.....	33
2.1.7.2.1.5. Kan Tüpleri.....	33
2.1.7.2.1.6. Enjektörler .....	33
2.1.7.2.1.7. Thoma Lamı.....	34
2.1.7.2.1.8. Eritrosit Pipetleri.....	34
2.1.7.2.1.9. Hematolojide Kullanılan Boya ve Solüsyonlar .....	34
2.1.7.2.1.9.1. Dacie's solüsyonu .....	36
2.1.7.2.1.9.2. Fosfat Tamponu .....	35
2.1.7.2.2. Biyokimyasal Kan Analizlerinde Kullanılan Alet ve Ekipmanlar .....	35
2.1.7.2.2.1 Jelli Kan Tüpleri .....	35
2.1.7.2.2.2. Santrifluj .....	35
2.1.7.2.2.3. Otoanalizör.....	35
2.1.7.2.3. Histopatolojik Örneklerin Hazırlanmasında Kullanılan Kimyasal Madde ve Cihazlar .....	36
2.1.7.2.3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler .....	36
2.1.7.2.3.2. Doku Takip Cihazı.....	36

2.1.7.2.3.3. Mikrotom .....	36
2.1.7.2.4. Elektronik Terazi .....	36
2.1.7.2.5. Yardımcı Alet ve Ekipmanlar.....	37
2.1.7.2.6. Yem Materyali .....	37
2.1.7.2.7. Işık Mikroskopları.....	37
2.1.7.2.8. Fotoğraf Makinesi .....	38
2.2. Metot.....	39
2.2.1. Suyun Filtrasyon Sistemi.....	39
2.2.2. Su Dağıtım Düzenegi .....	39
2.2.3. Deney Balıklarının Seçilmesi ve Yerleştirilmesi .....	40
2.2.4. Deney Balıklarının Bakım ve Beslenmesi .....	40
2.2.5. Su İle İlgili Ayarlamalar .....	41
2.2.5.1. Su Sıcaklıklarının Ölçülmesi.....	41
2.2.5.2. Su Miktarının Ölçülmesi .....	41
2.2.5.3. Tanklarda Stoklanan Su Miktarının Ölçülmesi .....	41
2.2.6. Pestisit doz ayarlaması ve uygulaması .....	41
2.2.7. Kan Örneklerinin Alınması.....	42
2.2.8. Hematolojik Tahliller.....	42
2.2.8.1. Hemoglobin Miktarının Tayini .....	42
2.2.8.2. Hematokrit Tayini .....	43
2.2.8.3. Eritrosit - Sedimentasyon Oranı .....	43
2.2.8.4. Eritrosit Sayısını Tespiti.....	44
2.2.8.5. Total Lökosit Sayısını Tespiti .....	44
2.2.8.6. Trombosit Sayısının Tespiti .....	44
2.2.8.7. Elde Edilen Tahlil Sonuçlarından Diğer Parametrelerin Hesaplanması .....	45
2.2.8.7.1. Ortalama Eritrosit Hacmi (MCV) Formülü.....	45
2.2.8.7.2. Eritrosit Başına Üşen Ortalama Hemoglobin Miktarı (MCH) Formülü.....	45
2.2.8.7.3. Eritrosit Başına Üşen Ortalama Hemoglobin Konsantrasyonu (MCHC) Formülü.....	45
2.2.9. Biyokimyasal Kan Analizleri.....	45
2.2.10. Biyokimyasal Parametrelerin Okunması ve Hesaplanması .....	46
2.2.10.1. Alkalin Fosfatez .....	46
2.2.10.2. Aspartat Aminotransferaze.....	46
2.2.10.3. Laktat Dehidrojenaz .....	46
2.2.10.4. Kolesterol.....	47
2.2.10.5. Glikoz.....	47
2.2.10.6. Kreatin .....	48
2.2.10.7. Kalsiyum .....	48
2.2.10.8. Fosfor .....	48
2.2.10.9. Serum Toplam Proteini .....	48
2.2.11. Muamele Grubu Balıklara Uygulanan Otopsi Protokolü .....	49
2.2.12. Balıklarda Histopatolojik İncelemeler.....	50
2.2.13. İstatistik Analizler .....	51
2.2.14. Biyokimyasal Kan Analizleri.....	51
2.2.15. Muamele Grubu Balıkların İmhası .....	51

<b>3. SONUÇLAR</b> .....	<b>52</b>
<i>3.1. Makroskopik Bulgular</i> .....	<i>52</i>
3.1.1. Kontrol grubu.....	52
3.1.2. I. Grup.....	52
3.1.3. II. Grup .....	53
3.1.4. III. Grup.....	53
<i>3.2. Histopatolojik Bulgular</i> .....	<i>53</i>
3.2.1. Kontrol Grubu.....	53
3.2.2. Muamele Grupları.....	53
<i>3.3. Hematolojik Parametreler</i> .....	<i>59</i>
3.3.1. Eritrosit Sayısı (RBC) .....	59
3.3.2. Toplam Lökosit Sayısı (WBC).....	60
3.3.3. Trombosit Sayısı (Plt) .....	60
3.3.4. Hemoglobin.....	62
3.3.5. Hematokrit .....	63
3.3.6. Ortalama Eritrosit Hacmi (MCV) .....	64
3.3.7. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobin Miktarı (MCH).....	66
3.3.8. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobin Konsantrasyonu (MCHC) .....	67
3.3.9. Eritrosit Sedimentasyon Oranı .....	68
<i>3.4. Biyokimyasal Parametreler</i> .....	<i>70</i>
3.4.1. Alkalın Fosfatez (ALP).....	70
3.4.2. Glutamik Oksaloasetik Transaminaz (GOT).....	71
3.4.3. Aspartat aminotransferase (GPT).....	72
3.4.4. Serum Laktat Dehidragenez (LDH) .....	73
3.4.5. Kolesterol (Chol) .....	75
3.4.6. Glikoz (Glu).....	76
3.4.7. Kreatin (Crea) .....	77
3.4.8. Kalsiyum (Ca).....	78
3.4.9. Fosfor (P).....	79
3.4.10. Serum Toplam Protein (TP).....	80
3.4.11. Sodyum (Na).....	81
<b>4. TARTIŞMA</b> .....	<b>82</b>
<i>4.1. Makroskopik Bulgular</i> .....	<i>82</i>
<i>4.2. Histopatolojik Bulgular</i> .....	<i>83</i>
<i>4.3. Kan Parametreleri İle İlgili Sonuçlar</i> .....	<i>84</i>
<i>4.3.1. Hematolojik Parametreler</i> .....	<i>84</i>
4.3.1.1. Eritrosit Sayısı (RBC) .....	84
4.3.1.2. Toplam Lökosit Sayısı (WBC).....	86
4.3.1.3. Trombosit Sayısı (Plt) .....	87
4.3.1.4. Hemoglobin.....	87
4.3.1.4. Hematokrit .....	89
4.3.1.5. MCV .....	90
4.3.1.6. MCH .....	91
4.3.1.7. MCHC.....	92
4.3.1.8. Eritrosit Sedimentasyon Oranı .....	92
<i>4.3.2. Biyokimyasal Parametreler</i> .....	<i>94</i>
4.3.2.1. Alkalın Fosfatez (ALP).....	94
4.3.2.2. Glutamik Oksaloasetik Transaminaz (GOT).....	94
4.3.2.3. Aspartat aminotransferase (GPT).....	95



4.3.2.4. Serum Laktat Dehidragenez (LDH) .....	95
4.3.2.5. Kolesterol.....	96
4.3.2.6. Glikoz.....	97
4.3.2.7. Cre.....	98
4.3.2.8. Kalsiyum .....	98
4.3.2.9. Fosfor.....	99
4.3.2.10. Serum Toplam Protein (TP).....	99
4.3.2.11. Sodyum .....	101
<b>5. GENEL SONUÇ VE ÖNERİLER .....</b>	<b>102</b>
<b>KAYNAKLAR .....</b>	<b>104</b>



**KISALTMALAR**

ALB: Albumin

ALP: Alkaline Phosphatase

ALT: Alenin aminotransferase

AST: Aspartat aminotransferase

BCF: Biyokonsantrasyon Faktörü

BUN: Blood Urea Nitrogen

CHOL: Kolesterol

COHb: Kan karboksihemoglobin

Cre: Creatinine

DCP: Diklorofenol

EDB: Etilendibromid

ESR: (Erythrocyte Sedimentation Rate) Eritrosit - Sedimentasyon Oranı

FAA: Free amino acids

GIDH: Glutameta dehidrogenaz

GLU: Glucose

GOT: Glutamic oxaloacetic transaminase

GPT: Bkz. AST

Hb: Hemoglobin

HCE: Hekzakloroethan

Ht: Hematokrit

KO: Kareler Ortalaması

KT: Kareler Toplamı

LC: Letal Konsantrasyon

LD: Letal Doz

LDH: Lactate Dehydrogenase

MCH: Mean Corpuscular Hemoglobin

MCHC: Mean Corpuscular Hemoglobin Concentration

MCV: Mean Cell Volume

MO: Monooksigenaze

OC: Organochlorine

PCB: Poliklorinate bifenil

PCE: Pentakloroetan

RBC: Red Blood Cell (Eritrosit)

SD: Serbestlik Derecesi

T<sub>amm</sub>: Toplam Amonyum Konsantrasyonu

TCE: Tetrakloroethan

TG: Trigliserit

TLC: (Total Leucocyte Count) Toplam Lökosit Sayısı

TP: Total Protein

WBC: White Blood Cell



## 1. GİRİŞ

İnsanoğlunun temel ihtiyaçlarından birisi, belki de en önemlisi olan beslenme ihtiyacının önümüzdeki yüzyılda da dünyamızın karşı karşıya kalacağı 10 büyük problemden birisi olacağı bilinmektedir. Bu problem geri kalmış ya da gelişmekte olan ülkelerde gıda yetersizliği, gelişmiş ülkelerde ise dengesiz beslenme olarak ortaya çıkmaktadır.

Yerküremizde gıda ihtiyacının karşılanmasında iki ana kaynak karalar ve sular olmasına karşın, bu ikisi içinde sular yani su ürünlerinin önemi gün geçtikçe karalara nazaran daha da artmaktadır. Bu artışa insan nüfusunun çoğalması, bilinçli beslenmenin güncel hale gelmesi, kara hayvanları üretimini arttırmanın sınırlı olması, su ürünlerinin biyolojik değeri ve protein muhtevalarının yüksek olması gibi faktörlerde önemli ölçülerde etki etmekte ve bu artışa ivme kazandırmaktadır.

Bu nedenledir ki, ülkemiz ekonomisinde sanayi karşısında tarımın payının küçültülmesinin amaçlanmasına rağmen, tarım içerisindeki Su Ürünlerinin oranının arttırılması düşünülmüş ve uygulamaya konulmuştur. 1978`de Su Ürünlerinin tüm tarım kolları içerisindeki payı % 0.7 iken, 1989`da bu oran % 0.17`ye çıkarılmıştır (Aras vd., 1995).

Su varlığı bakımından dünyanın en şanslı ülkeleri arasında, üç tarafı denizlerle çevrili, 8.333 km sahil şeridine, 150.000 km uzunluğunda akarsu şebekesine ve 1.086.118 ha tabii göl ve baraj sathına sahip ülkemizin, su ürünleri üretimi yönünden de dünyanın sayılı ülkeleri arasına girmesinin ancak kültür balıkçılığının gelişmesiyle olabileceği vurgulanmaktadır (Aras, 1988).

Türkiye bir deniz ülkesidir. Denizler dışında zengin içsu kaynaklarına da sahiptir. Fakat çeşitli nedenlerle beklenen su ürünleri üretim hedeflerine ulaşamamıştır. Dünya üretim

sıralamasında yıllara göre 25 – 30. sıralar arasında yer alan ülkemizin ilk 20 ülke içinde yer alması hedeflenmektedir (Çelikkale vd., 1999).

Alpbaz ve Hoşsucu (1988), su ürünleri yetiştiriciliğinin ülkemiz için yeni bir konu olduğunu ve üzerinde araştırmalar yapılması gerektiğini bildirmişlerdir.

Doğal su kaynaklarının ekonomik şekilde kullanılmasının yanında kirletilmeden kullanılması da çevre sağlığı ve su ürünleri potansiyeli yönünden oldukça önemlidir. Bir zamanların “akarsu pislik tutmaz” gibi özlü sözlerinin günümüzde pek geçerli olmadığı, çevremizdeki akarsuların gün geçtikçe hızlı bir şekilde kirlenmesiyle açıkça görülmektedir. Buna rağmen gerek yerleşim yeri gerekse endüstriyel üretime bağlı sıvı atıklar hiçbir ön arıtıma tabii tutulmadan su kaynakları içerisine boşaltılmaktadır. Hatta bazı akarsulara yerleşim yerlerinin katı atıklarının da dökülmekte olduğu görülmektedir. Ayrıca, toprak erozyonu sonucu su kaynakları içerisine taşınan toprak tanelerine bağlı kimyasal bitki besin maddeleri ve pestisitler su kaynakları içerisindeki canlıları doğrudan ve dolaylı yollarla etkileyerek, bu kaynaklardaki ekolojik dengenin bozulmasına neden olmaktadır (Kırımhan vd., 1984).

Akuatik ve karasal ekosistemlerde antropojenik stresin etkileri insanlığa zararlarının daha belirgin hale gelmesiyle birlikte dünyanın ilgisini 1980’ li yıllarda daha fazla çekmeye başlamıştır. Çevre problemlerinin uluslararası tasdiki Birleşmiş Milletler’ in 1987’de yayımladığı “Our Common Future” adlı raporu ile gerçekleşmiştir (Williams ve Feltmate, 1992).

Günümüzde içme, kullanma, endüstri ve su canlıları için uygun, yeterli ve kaliteli su temini büyük bir önem kazanmıştır. Amaca uygun su kaynakları bulmakta zorluk çekilirken, bir yandan da mevcut kaynaklar sürekli kirletilmektedir. Sulardaki zararlı maddeler, endüstri artıklarına bağlı olarak miktar ve cins yönünden giderek artmakta ve canlılar için önemli tehlikeler meydana getirmektedir. Özellikle toksik organik artıkların metallerle birleşerek veya başka bileşiklerine dönüşerek daha da toksik hale geçmeleri önemli sorunlar yaratmaktadır (Gündüz ve Çukur, 1984).

Yaramaz (1992)'a göre, hızla artan dünya nüfusu, sağlıksız kentleşme, plansız ve bilinçsiz endüstrileşme, belirli süreçlerle ortaya çıkan ya da kasıtlı olarak çıkartılan savaşlar ve ulusların bunlara hazırlık amacıyla yaptığı askeri tatbikatlar, nükleer denemeler, birim alana düşen verimi arttırmak amacıyla kullanılan tarım ilaçları, yapay gübreler ve deterjan gibi kolay ve rahat yaşamı sağlayan kimyasal maddeler giderek çevreyi kirletmeye başlamış, bunun sonucu olarak da büyük oranda kirlenen hava, su ve toprak canlılar için zararlı boyutlara ulaşmış; yaşamı etkileyen ve çeşitli hastalıklara neden olan belli başlı tehlike kaynakları durumuna gelmiştir.

Su kaynakları içerisine atılan organik artıkların mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılması esnasında su içerisindeki çözülmüş oksijen kullanılarak azaltılmakta veya tamamen tüketilmektedir. Bu nedenle yaşamını su içerisindeki oksijenden yararlanarak sürdürmekte olan bitkisel ve hayvansal yaşam etkilenmektedir. Oksijenin tamamen tüketilmesi halinde, mikrobiyolojik ayrışma devam etmekte, organik maddenin ayrışması sonucu meydana gelen toksik kimyasal maddeler su içerisine yayılmakta, çevreye önemli miktarda kokulu gaz yaymaktadırlar. Belirtilen bu istenmeyen durumların yanında, sürekli olarak kendi kendini yenileme kapasitesinin üzerinde kirletilen su kaynakları estetik görünümünü kaybetmekte ve rekreasyon amacı ile kullanılamamaktadır. Kirlenme nedeniyle doğal ekolojik yapısını kaybeden su kaynaklarına aynı özelliği sonradan kazandırmak, yok olan türleri geri getirmek ya çok zor ve pahalı olmakta veya hiç mümkün olmamaktadır (Kırımhan vd., 1984).

Organizmalar kirliliğe akut ve kronik olarak iki yolla cevap verirler. Akut etkiler, organizmanın kirleticinin yüksek konsantrasyonuna maruz kaldıktan kısa süre sonra ciddi zararlanmalar yada ölüm şeklinde ortaya çıkar. Kronik etkiler kirleticinin düşük konsantrasyonlarıyla karşılaştıktan bir müddet sonra ciddi hastalıklar (kanser vb.) olarak belirgin hale gelir (Williams ve Feltmate, 1992).

Bernet, et al. (1999), su kirliliğinin balıklarda histopatolojik değişikliklere yol açtığını, ve bu değişikliklerin kirlenmenin derecesini belirlemede bir indikatör olarak kullanılabileceğinin bildirmiştir.

Kargin (1998), etrafında endüstriyel ve tarımsal faaliyetlerin yoğun olduğu ve büyük miktarlarda kimyasal ve evsel atıkların boşaltıldığı Seyhan nehrinde yaşayan *Capoeta barroisi* dokularında metal konsantrasyonlarını mevsimlere göre incelemiş ve demir, çinko, bakır, kurşun ve kadmiyumun yaz aylarında maksimum değerler verdiğini rapor etmiştir.

Machala, et al. (1997), polisiklik ve polyhalojenat aromatik hidrokarbon kirliliğinin biyokimyasal işareti olarak sazanlarda monooksigenaze aktivitesini belirlemek amacıyla poliklorinate bifenil ve polisiklik aromatik hidrokarbonla kirletilmiş havuzlardan alınan sazanların sitokrom P450 monooksigenaze aktiviteleri (7-ethoxyresorufin, 7-pentoxyresorufin ve 7-ethoxycoumarin O-dealkylases ve aminoprin N-demethylase) hepatopankreatik mikrozomlarından ölçmüşlerdir. 7-ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) seviyesinde artış olduğu, özellikle monooksigenaze aktivitesi sitokrom P4501A (CYP1A) izoenzimleri tarafından yönlendirilmektedir ki bu PAC'ye maruz kalmanın ve çevre kirliliğinin en hassas biyokimyasal belirteci olduğunu bildirmişlerdir.

Knoph ve Olsen (1994)' e göre, amonyumun Atlantik salmone subakut toksisitesi sonucunda; plazma kortizolünü, 2 haftada belirgin olarak yükselmekte, fakat kortizol seviyeleri düşük olmakta ve artan amonyum seviyeleri ile birlikte artış göstermemektedir. 5 haftalık uygulamadan sonra ise düşük ve orta amonyum seviyeleri bulunan tanklarda plazma kortizol seviyeleri belirgin olarak artmakta, kas dokusu su muhtevası yada plazma  $Na^+$  yada  $Mg^{+2}$  seviyelerinde ise hiçbir etkisi bulunmamaktadır.

Julshamn, et al. (1988), Gökkuşuğu alabalığında bakır ve çinkonun hücre içi dağılımı ve karaciğer muhtevasına, diyet katılan bakırın etkisinin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmada; diyetteki bakır miktarı arttıkça balık vücudundaki bakır miktarının da arttığı, karaciğerdeki çinko miktarı üzerine ise etki etmediği, karaciğerdeki bakır ve çinkonun mitokondri ve lizozom gibi hücre parçacıklarına bölündüğünü, ve diyetteki bakır miktarının artmasının çinkonun hücre içi dağılımına etkisinin olmadığını bildirmişlerdir.

Laguna Gölü (Filipinler)'nden alınan sediment örneklerinde 26,7-117 ppb, su örneklerinde 0,567 ve daha aşağısı, balıklarda ise 0,05 ppm' den düşük miktarlarda cıva bulunmakta; sediment ve su, su ve balık, sediment ve balık örnekleri arasında direk bir korelasyon görülmemektedir (Cuvin-Aralar, 1990).

Ariyoshi (1990)'e göre, kırmızı sazanda hepatopankreas ve böbrekteki metal bağlayan proteinleri ve heme oxygenease aktivitesini  $CdCl_2$  ve  $Pb(CH_3COO)_2$  ağır metali yükseltmekte, Diazinon ve BPMC pestisitleri ise düşürmektedir. Emulgen 913 ile LAS surfactantları ise hepatopankreastaki metal bağlayan proteinleri ve heme oksijenaze aktivitesini artırırken, böbrekteki metal bağlayan proteinleri azaltmaktadır.

Sinop kıyılarında yayılım gösteren alglerde ağır metallere Zn, Cu, Cd, Ni, Mn, Pb ve Fe birikimi bulunmaktadır (Öztürk, vd., 1996).

Köck et al. (1996)'a göre, Alpin gölünde (Avusturya) yaşayan Arctic char (*Salvelinus alpinus*)'da Cd ve Pb konsantrasyonları suda, karların eriyip pH'nın düşük olduğu dönemde az bulunurken, karaciğer ve böbrekte kışın sonunda en düşük olmakta ve yaz süresince yükselmektedir. Bunun yanında balığın gıdasını oluşturan besinlerde Cd ve Pb kışın yazdan daha fazla bulunmaktadır. Balıktaki metal birikiminin artışı, yaz müddetince metabolik olayların artışına bağlanmıştır. Dolayısıyla, oligotrofik bir gölden alınan balıkta metal birikimini idare eden güç su sıcaklığıdır. Cd ve Pb'nin karaciğer ve böbrekteki konsantrasyonları ile yaş arasında pozitif bir korelasyon bulunmaktadır.

Oral ve Uysal (1996)' a göre, hayvanlar için iz miktarda metabolik bir ihtiyaç olan Selenyum, 0.1  $\mu g/l$ ' yi geçtiğinde toksik olmakta, embriyolarda gelişim bozuklukları, spermlerde infertilizasyona yol açmakta ve döl kalitesini olumsuz yönde etkilemektedir.

Çevresinde yeralan çok sayıdaki endüstri kuruluşları nedeniyle yüksek düzeyde sanayi kirliliği ve buna bağlı olarak ta metal kirliliğinin etkisinde bulunan İzmir Körfezi' nde yaşayan Lipsoz (*Scorpaena porcus* L.) balığında bazı ağır metallere (Cd, Pb, Cu, Zn) değişik doku ve organlardaki birikim düzeyleri mevsimsel olarak değişiklik



göstermektedir. Körfezden yakalanan balıkların çeşitli organ ve dokularındaki ağır metal birikim düzeyleri yaş ağırlık olarak; solungaçlarda 0.02-0.09 µg Cd/g, 0.11-0.38 µg Pb/g, 6.04-14.31 µg Zn/g, 0.04-0.25 µg Cd/g; karaciğerlerde 0.04-0.201 µg Cd/g, 0.22-1.28 µg Pb/g, 10.09-30.75 µg Zn/g, 0.10-0.51 µg Cu/g; et dokularında 0.005-0.04 µg Cd/g, 0.01-0.08 µg Pb/g, 0.92-2.23 µg Zn/g, 0.03-0.09 µg Cu/g arasında değişmektedir (Sunlu ve Egemen, 1997).

Klavins, et al. (1998), Letonya' da çalıştıkları 16 gölün bir çoğunun suyunda, sedimentinde, ve buralardan örnekledikleri levrek ve turna balıklarında; metallere Pb, Cu, Co, Ni, Cd, Mn, Zn ve Hg, organoklorinlerden ise PCB, DDT ve α-HCH' yi tespit ettiklerini bildirmişlerdir.

Gökkuşluğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nda maden artıkları konsantrasyonu arttıkça yaşama gücünü düşürmekte, vücut renginde koyulaşmaya sebep olmakta, aktiviteyi azaltmakta ve solunumu ise arttırmaktadır (Gerhardt, 1998).

Hollis, et al., (1999)'a göre, 10 µg/l konsantrasyonundaki Cd Gökkuşluğu alabalığı juvenillerinde ölüme neden olmaktadır. Daha düşük dozlarda kronik maruz bırakılma ise büyüme oranı, yüzme performansı ve rutin O<sub>2</sub> tüketimi üzerine belirgin bir etkisi bulunmamaktadır.

Son yıllarda hızlanan nüfus artışı ve buna karşın azalan tarım toprakları nedeniyle birim alandan alınacak ürün miktarının artırılması amacıyla gübreleme, ilaçlama ve sulama gibi kültürel önlemler uygulanmaktadır. Ancak bu kültürel önlemler bilinçli ve kontrollü bir şekilde uygulanmadığı durumda önemli ölçüde su kirliliğine yol açabilmektedir. Tarımsal ilaçlar (pestisitler) çok fazla miktarlarda kullanıldıklarında içme sularına karışarak insan vücuduna ulaşmakta, kimi hastalık ve ölümlere yol açabilmektedir (Özgüven ve Katkat, 1997).

Tarımsal alanlardaki topraklara bağlı olarak su kaynakları içerisine taşınan azot, fosfor ve potasyum gibi gübre elementleri, su içerisinde bulunan alglerin çok hızlı bir şekilde

gelişmesine neden olmaktadır. Aynı yolla, su kaynakları içerisindeki diğer bitkisel varlıklar da hızlı bir şekilde çoğalmaktadır. Solunumu için gerekli olan oksijeni su içerisindeki çözülmüş oksijenden sağlayan su bitkileri, kısa bir süre sonra balık ve diğer su ürünlerinin ihtiyacı olan oksijeni azaltarak hayvansal yaşamı güç durumda bırakmaktadır. Diğer taraftan, gerek tarımsal alanlarda kullanılan pestisitler ve gerekse yerleşim alanları sıvı atıkları ve endüstriyel atıklar içerisinde bulunan toksik kimyasal maddeler su kaynakları içerisinde balık vücut dokusunda birikmekte ve zararlı olmakta veya gıda zinciri ile insan sağlığını olumsuz etkilemektedir (Kırımhan vd.,1984).

Pestisitlerin kullanımı, tarımsal üretimde, hayvan beslemede, hasat sonrası teknolojiye, toplum sağlığında ve insanlığın refahındaki faydaları anlaşıldıkça daha yaygın hale gelmektedir. Pestisitler sınırlı alanlarda kullanılsalar dahi, yağmurlar ve seller yardımıyla yıkayıp taşınarak havuz, göl ya da nehirler gibi daha büyük su kitlelerine ulaşırlar ve burada suyun fiziko-kimyasal özelliklerini değiştirirler (Richardson, 1988).

Pestisitlerin balıklara etkileri değişik şekillerde görülür. Direkt olarak öldürme sözü konusu olabileceği gibi yumurta koymayı ve üremeyi durdurmak suretiyle de balık popülasyonu üzerinde etkili olabilmektedirler. Dokularda meydana getirdikleri zararlanma ile balıklarda duyarlılık görülür ve mevsimlik ısı değişimlerinden, geçici açlıktan daha çok etkilenirler. Yavru balıklar ise hassas oldukları için bu durumdan zarar görürler (Toros vd., 1991).

Pestisitlerin balıklara etkileri konusunda fazlaca durulur ve bu konuda pestisit etiketinde bilgi bulunması zorunludur. Bu arada pestisitler balıklara zehirlilik bakımından sınıflandırılmışlardır. Buna göre pestisitler balıklara olan zehirlilikleri bakımından 7 gruba ayrılabilirler. Bunların bazıları aşağıda verilmiştir (Öncüer, 1991).

a) Çok zehirli olanlar: Acrolein, Benquinox, Crabophenothion, Fonofos, Phorate, Pyrethrine, TDE, Toxaphen, Triflurain

b) Zehirli olanlar: Azinphos ethyl, Bromophos, Carbaryl, Carbofuran, Chlorpyrifos, DNOC, Diazinon, Dimethoate, Endosulfan, Fenitrothion, Malathion,

Methomyl, Methoxychlor, Phosmet, Parathion ethyl, Parathion methyl, Tetrachlorvinphos

c) Orta derecede zehirli olanlar: Chlorfenson, Demeton, Demeton methyl, Fenthion, Mevinphos, Phenthoate

d) Tehlikeli olanlar: Aldicarb, Dinocap

e) Az zehirli olanlar: Dichlorvos, Dioxacarb, Formothion, Monocrotophos, Naled, Prothoate, Trichlorphon

f) Çok az zehirli olanlar: Asulan, Diphenamid

g) Zehirsiz olanlar: Acephate, Bentazon, Carbendazim

Pamuk, mısır, şeker kamışı, yağ bitkileri ve baklagiller gibi mahsullerde zararlı olan böceklerin kontrolünde kullanılan pestisitler, aquatik ekosistemlerin yakınıdaysa buralara karışmaktadır (Murty, 1986).

Pestisitler su birikintilerine ulaşırlarsa su içerisindeki balık ve diğer canlılara ya da su ürünlerine zarar verirler. Pestisitler su ortamına, uygulama sırasında bulaşmakta yada tarım, orman sahalarından yağmur suları ile taşınmaları sonucu geçmekte, suya geçtikten sonra da uzak mesafelere taşınabilmektedirler. Bunların su içerisinde hareketliliği kısmen suda eriyebilirlik ve formulasyonuna bağlıdır. Suda eriyebilen yada suda eriyebilecek şekilde formüle edilen pestisitler su içerisinde kısa sürede dağılırlar. Bunun yanında toz veya granül halde formüle edilenler ise su içerisinde askıda kalarak uzun süre aktif maddelerinin yayılmasına neden olurlar. Balıklar solungaçları vasıtasıyla su ortamından bunları absorbe ederek yada bulaşık materyalleri besin olarak tüketimi sonucu pestisitle bulaşabilir yada zehirlenebilir (Toros vd., 1991).

Pestisitler suya çeşitli yollarla karışabilirler. Suda yaşayan canlılara veya su kanallarında yaşayan bitkilere karşı yapılan ilaçlamalarla, yerleşim bölgelerinde kanalizasyon ve lağım sularına pestisitlerin karışması ile pestisit imalat artıklarından suya geçebilirler. Pestisitler aynı zamanda yağmur suları, drenaj suları, yüzey akışları ve sulama sularına karışarak bu suları kirletirler. Ayrıca doğrudan suya yapılan uygulamalarda (örn;

sivrisinek mücadelesinde) pestisitler su bitkileri veya dip çamurları tarafından tutulurlar (Tuncer, 1987).

Pestisitler gerek topraktan yeraltı sularıyla gerek yağmurla yıkanmaları sonucunda ve gerekse pestisit kalıntılarının veya fabrika atıklarının akarsularla taşınması sonucu balıklara da zehirli etkiye sahiptir. Bunun sonucu balıklar ve suda yaşayan diğer canlıların kitle halinde ölümleri yanında onların yaşama yerlerini değiştirmelerine neden olurlar (Öncüer, 1991).

Tarım ürünlerini hastalık, zararlı ve yabancı otlara karşı koruyarak birim alandan daha fazla ve kaliteli ürün elde etmek için birçok yöntem kullanılmaktadır. Bu yöntemler içerisinde tarım ilaçları (pestisitler), uygulama kolaylığı, yüksek derecede etkili olmaları, güvenilir olmaları, değişik agronomik ve ekolojik koşullara uyabilmeleri ve ekonomik olmaları nedeniyle son 40 yıl içerisinde tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de giderek artan bir öneme sahip olmuştur. Hatta ülkemizde olduğu gibi tarımsal savaş denince akla yalnızca kimyasal savaş gelmektedir. Tarımın entansifleşmesine paralel olarak, tarım ilacı tüketimi de artış göstermektedir. Tarım ve Köyişleri Bakanlığı verilerine göre; ülkemizde 1992 yılında 1982'ye oranla etkili madde kullanımında % 17.74'lük bir artış olmuştur. Buna karşın, 1988 tüketimine oranla 1992 tüketiminde ise % 9.68'lik bir azalma söz konusudur. Özellikle ülkemizde ve gelişmekte olan ülkelerde tarım ilaçlarının bilinçsiz ve fazla kullanılması, bir yandan tarım ürünlerini hastalık, zararlı ve yabancı otlara karşı korurken bir yandan da çevre kirliliği sorunu yaratarak insanlar başta olmak üzere tüm canlıların yaşamını tehdit etmekte, gerek üretici ve gerekse ülke ekonomisi açısından olumsuz etkilere neden olmaktadır (Özgüven,1997).

Tarım ve Köyişleri Bakanlığı verilerine göre; 1992 yılında (10.856.624 kg-l) 1982' (8.930.952 kg-l)' ye oranla pestisit kullanımında % 17.74'lük bir artış ortaya çıkar. Buna karşın, 1988 tüketimine (12.018.012 kg-l) oranla 1992 tüketiminde ise % 9.68'lik bir azalma söz konusudur (Özgüven ve Katkat, 1997).

DDT gibi dayanıklı organoklorin pestisitler lipofilik bileşiklerdir ve çevrede farklı yapılarda birikme eğilimindedirler, özellikle besin zinciri boyunca aquatik biyotada. DDT'nin yaygın olarak kullanımının Amerika'da ve diğer birçok ülkelerde 1972'den beri yasaklanmasına rağmen, hala daha dünyanın birçok farklı bölgesinden toplanan birçok aquatik örnekte DDT'nin kalıntıları ve onun metabolitleri belirlenmektedir (Eisenberg ve Topping 1985; Teran ve Sierra 1986; Ober, et al., 1987).

Sentetik piretroitler ne tam metabolize olurlar ne de çabucak zehirliliklerini kaybederler. Bu nedenle kalıntı ve birikimleri ciddi problemlere sebep olur. Sularda pestisitlerin ağır kontaminasyonları oksijen kıtlığına dolayısıyla da zehirlenmelere öncülük eder ve en nihai olarak ta balıkların kitlesel ölümlerine yol açarlar. Son zamanlarda bulunan çok yönlü faydaları olan sentetik piretroitler çiftçileri zararlıların kontrolünde bunları kullanmaları yönünde cezbetmektedir. Fakat bu bileşikler balıklar için son derece toksiktirler (Bradbury ve ark.,1985; David ve Somasundram, 1985; Ghosh ve Chatterji, 1987; Agnihothrudu, 1988).

Cypermethrin sentetik piretroitlerdendir. Sentetik piretroitler kontakt ve mide zehiri etkilidirler. İnsektisit etkileri yüksek, sıcak kanlılara etkileri ise düşüktür. İlk sentetik piretroit; İkinci Dünya Savaşı'ndan sonra doğal bitkisel insektisitlerden olan pyrethrinin sentetik olarak üretilmesiyle elde edilmiştir. Ancak bunlar ışıқта bozulduklarından önceleri sadece ev zararlılarına karşı kullanılmışlar, tarımda faydalanılma imkanları olmamıştır. Nihayet 1973 yılında ışığa dayanıklı sentetik piretroitler sentezlenmiştir. 1975 yılından sonra böceklere karşı hızla kullanılmaya başlanmıştır. Cypermethrinin etkili maddesi sarımsı kahverengi renkte ve sıvı haldedir. Kontakt ve mide zehiri etkilidir. Yurdumuzda üretilen etkili maddelerdendir. Balıklara zehirli, kuşlara ise zehirsizdir. Zehirlilik sınıfı 3 olup LD<sub>50</sub> (=ortalama öldürücü doz, tatbik edildiği organizmaların yarısını öldüren doz (Atamanalp ve ark., 1999)) ağızdan 25 mg/kg, deriden 1600 mg/kg' dır. Günlük alınabilir zararsız miktarı (ADI) 0.05 mg/kg' dır. Bekleme süresi 7 gündür (Öncüer, 1991).

EPA, Cypermethrini insanlarda kansere yol açabilecek maddeler sınıfına koymuştur. 229 mg/kg/gün Cypermethrin uygulanan farelerde akciğer tümörleri yaptığı belirlenmiştir Cypermethrin canlılarda doku toksisteleri de yapmaktadır. Şöyle ki; 37,5 mg/kg doz verilen farelerde sinir sisteminde koordinasyon bozukluğuna yol açtığı, karaciğer, akciğer, böbrek dokularında ve deride olumsuz etki yaptığı gözlenmiştir. Cypermethrin ihtiva eden çoğu ürünler, Cypermethrinin balıklara olan toksisitesi nedeniyle A.B.D.'de EPA tarafından sınırlı kullanılan pestisitler sınıfına konulmuştur. Bu grup pestisitlerin satışı ve kullanımı yalnızca sertifikalı uzmanlar tarafından yapılabilmektedir. Cypermethrinin kimyasal sınıfı piretroid, zehirlilik sınıfı ise II (orta zehirli)'dir. Cypermethrin ihtiva eden bazı ürünler ise , zehirlilik sınıfı ise III (az zehirli)'te sıralanmıştır. Cypermethrin içeren pestisitlerin ambalaj etiketlerinde "Dikkat" ibaresi bulunmalıdır (Anonymus, 1996).

Günümüzde önemli sentetik piretroidler; Cypermethrin, Deltamethrin, Fenvalarate, Permethrin, Fenprothrin, Flucythrinate ve Alfoxylate' dir. Zirai mücadele alanında etkili olan sentetik piretroidler iyi bir kalıntıya sahiptirler. Oldukça yüksek insektisit özelliği ve bunun yanında sıcak kanlılara düşük toksisite gösteren bu bileşikler, kontakt ve mide zehiri etkilidirler (Toros ve Maden, 1991).

Cypermethrin balıklara ve akuatik omurgasızlara yüksek derecede toksiktir. LC<sub>50</sub> (96 saat) değeri Gökkuşuğu alabalığında 0,0082 mg/l, bluegill sunfishde 0,0018 mg/l, küçük bir tatlı su krustaseanı olan *Daphnia magna*'da ise 0,0002 mg/l'dir. Balıklarda Cypermethrinin metabolizması ve atılması, memeli ve kuşlarla mukayese edildiğinde çok daha yavaş olmaktadır. Bu durum bu bileşiğin diğer organizmalara nazaran balıklara daha fazla toksik olduğunu açıklamaktadır. Çeşitli piretroidlerin vücuttan atılmaları kuşlarda ve memelilerde 6-12 saat arasında iken alabalıklarda bu süre 48 saattir. Cypermethrinin Gökkuşuğu alabalığında biyokonsantrasyon faktörü balığın içinde bulunduğu suyun konsantrasyonundan 1200 kat fazla olması akuatik organizmalarda birikme potansiyeli olduğunu göstermektedir (Anonymus, 1996).

Cypermethrin bir sentetik piretroit insektisit olup pamuk meyve ve sebze zararlılarını da içeren birçok zararlının kontrolünde kullanılmaktadır. Bunun yanında mağaza, depo, endüstriyel bina, ev, apartman, sera, laboratuvar, gemi, nakliye kamyonları ve uçaklarda da ilaçlama da kullanılmaktadır. Ayrıca; okul, hastane, lokanta ve otellerde gıda ile temas etmeyecek şekilde ve haralarda böceklere repellent etkisinden faydalanılarak kullanılmaktadır (Anonymus, 1996).

İnsektisit, herbisit ve pestisit üretiminden oluşan kimyasal atıklar en problemlili atıklardandır. 2.4 diklorofenoksiasetik asit (2.4-D) üretiminden oluşan en önemli atık DCP (Diklorofenol) olmaktadır (Şengül, 1991).

Arazi surveylerinden elde edilen veriler, tabii ortamda balıklara pestisit kontaminasyonunun laboratuvar ortamlarında yapılan çalışmalarla yaklaşık olarak tahmin edilebilmektedir (Kanazawa, 1981; Tsuda, et al., 1988; 1989; 1992).

Bush, et al. (1986), bir hidroelektrik baraj gölünden 4 yıl boyunca örnekledikleri çeşitli balıklarda (sazan *Cyprinus carpio*, sucker *Catostomus* spp., *Moxostoma* spp., *Erimyzon* spp., *Minytrema* spp., levrek *Micropterus* spp., kanal kedi balığı *Ictalurus punctatus*, spotted gar *Lepisosteus* spp., ve bluegill sunfish *Lepomis macrochirus*), karbofuran, fenvalarate ve azinphosmethyl insektisitlerini araştırmışlar, balık örneklerinin % 7'den az kısmında karbofuran kalıntısı bulunurken, azinfosmetil ya da fenvalarate kalıntıları belirlenemediğini, dieldrin, lindane, DDT ve toksafonu içeren dayanıklı tarımsal insektisitler ise örneklenen balıklarda sırasıyla % 32, 36, 58 ve 83 oranında bulunduğunu bildirmişlerdir.

Neubert (1986), Triclorfonun akuatik organizmalara akut toksisitesini belirlemek üzere yaptığı araştırmada, test objesi olarak kullandığı *Salmo gairdneri* ve balık yemi olan organizmalardan *Cyclops*, *Diaptomus* ve *Chironomus*' a Triclorfonun iki farklı formülasyonunu vermiş, *Salmo gairdneri*' de  $LD_{50, 96h}$  0.70, kopepotlarda  $LD_{50, 48h}$  33  $\mu\text{g/l}$  ve *Chironomid* larvalarında ise  $LD_{50, 48h}$  52  $\mu\text{g/l}$  olarak belirlemişlerdir.

Yapılan çalışmalarda Kaliforniya'da 512 su kaynağında 53 farklı pestisit belirlenmiştir. İçme suyunda bulunan bu pestisitlerin çoğu DBCP, etilendibromid (EDB) ve 1,2-dikloropropan (1,2-D)'dir (Berteau ve Spath, 1986) .

Cossarini, et al., (1987)'e göre, yaygın olarak kullanılan insektisitlerden biri olan Lindane'nin sazanda (*Cyprinus carpio*) karaciğer, böbrek, dalak ve tüm vücuttaki dağılımı organın yağ muhtevasına bağlıdır.

Demael, et al., (1987)' e göre,  $\gamma$  - Hexachlorocyclohexane (Lindane) kronik zehirlenmesi sazan (*Cyprinus carpio*)' da hypoglycemia (kan şekerinin düşüklüğü)' ya ve hyponatremia (kanda sodyum düşüklüğü)' ya ve kas plazmik membran-kemik enzimlerinde (özellikle kolinesterase, EC 3.1.1.7) farklılıklara sebep olmaktadır.

1983 - 1986 yılları arasında İspanya'nın güney - batısında yeralan Donana Ulusal Parkında 4 merkezden 6 akuatik türden örneklenen organizmalarda organoklorin pestisitlerin (PCBs) ve ağır metal birikimi bulunduğunu belirlenmiştir (Rico, et al., 1987).

Muir, et al., (1988) poliklorinate bifenil grubu (S-PCB) ve DDT, heksaklorocycloheksan, toksafon ve klorobenzene gibi bileşikleri; Arktik morina (*Boreogadus saida*)'da kas dokusunda, kutup ayısı (*Ursus maritimus*) yağında ve fok balığının (*Phoca hispida*) karaciğerinde araştırmışlardır. S-PCB konsantrasyonları morina kasında 0.0037 mg/kg (yaş ağırlık) erkek fok balığının yağında 0.68 mg/kg ve ayı yağında ise 4.50 mg / kg civarlarında ve pentakloro / heksakloro ve heksakloro / heptakloro üyeleri sırasıyla fok'ta ve kutup ayısında predominant iken, Tri ve tetrakloro PCB homologlarının ise balıkta dominant olduğunu tespit etmişlerdir. Fok'ta belirlenen Klordane bileşikleri oksiklordane, cis ve trans-nonachlor ve cis-chlordane, Toksafon ve HCH izomerlerinin ise morina balığının kas dokusunda sırasıyla 0.018 - 0.010 mg / kg ortalama konsantrasyonlar ile en büyük organoklorinler olduğunu ve S-CHLOR / S - PCB oranlarının balık dokusu ve ayı yağında 0.6 iken, fok yağında 0.7 - 0.9 olduğunu rapor etmişlerdir.



Sazanda dişi gamet olgunlaşmasını malathion ve endosülfan olumsuz yönde etkilemektedir (Haider ve Inbaraj, 1988).

Hale (1989), DCDEP ve MCDEP monoklronate organofosforlu pestisitlerinin Atlantik istiridyesi (*Crassostrea gigas*) ve koyun dişli golyan balığı (*Cyprinodon variegatus*)'nı bulaşık dip çamurunda 28 gün tuttuktan sonra, suda MCDEP'nin, DCDEP'den daha yüksek konsantrasyonlarda olduğunu, istiridyenin DCDEP'yi daha yüksek miktarda biriktirirken, balıkların MCDEP ve DCDEP'yi benzer miktarlarda bulundurduğunu belirlemişlerdir. Her iki bileşikte yağca zengin dokularda daha fazla oranda bulunduğunu, oksidize transformasyon ürünleri; kaynak bileşiklere bağlı olarak, suda ve balıkta, sediment ya da istiridyeden daha yüksek oranlarda bulunduğunu belirlemişlerdir.

Siwicki (1990), sazan (*Cyprinus carpio*)'ın immün sistemine, yaygın olarak kullanılan organofosforlu pestisitlerden Triklorfon'un etkisini belirlemek amacıyla, 10.000 ppm'lik Triklorfon ile birlikte balığa *Pseudomonas alcaligenes* ve *Aeromonas punctata* enfekte ederek incelenmiştir. Zehirlenmeden sonra balıkta lekopenia yanında, nötopolisin fagositik yetenekte ve fagositik indekste düşüş görülmüş, aynı zamanda serumdaki lizosim seviyesinin de, kontrol grubu ile karşılaştırıldığında azaldığı, zehirlenmiş balıkta, plazmadaki seruloplazmin aktivitesi artarken, NBT - pozitif PMN hücreleri oranının ise düştüğünü bildirmişdir.

Sazan doku ve iç organlarında Diazinon, IBP, Malathion ve Fenitrothion pestisitleri konsantrasyonlarının, en yüksek değerleri 12 - 48 saat maruz bırakılma durumunda bulunmakta, Diazinon için ortalama biokonsantrasyon değerleri (BCF); kasta 20.9, karaciğerde 60, böbrekte 111.1 ve safra kesesinde 32.2, IBP için, 4.3 - 26.7, malathion için 2.7 - 17.3 ve fenitrothion için 36.0 - 157.1 olmaktadır. Malathionon ifrazat oran sabitleri (saat<sup>-1</sup>) doku için 0.13, karaciğer için 0.12, böbrek için 0.08, safra kesesi için 0.06 olarak bulunmuştur. Diazinon, IBP ve fenitrothion da ise bu değerlerin sırasıyla; (g.ng<sup>-1</sup>.hr<sup>-1</sup>), doku için 0.002 - 0.024, karaciğer için 0.001 - 0.020, böbrek için 0.0004 - 0.004 ve safra kesesi için ise 0.002 - 0.023 arasında çıkmıştır (Tsuda, et al., 1990).

Dunier, et al. (1990), sazan (*Cyprinus carpio*)'ın immun sistemine bir organofosforlu pestisit olan Triklorfon'un etkisini çalışmışlar, organlardaki rezidü seviyelerine bağlı olarak, kontaminasyonun antibodi üretimine etkisini belirlemek üzere Triklorfon'un orta (10 ve 20 ppm) ve yüksek konsantrasyonlarını (20.000 ppm) uygulamışlardır. Humoral sistem ya da hematokrit üzerine istatistiki öneme sahip bir etki ortaya çıkmazken, 20.000 ppm'de yalnızca karaciğer ve beyinde yüksek derecede kontaminenin olduğunu, dalak ve lenfositlerin ise belirgin derecede kontamine olmadığını ve 20 ppm'de organlarda hiç kalıntı bulunmadığını rapor etmişlerdir.

Danube nehri deltasında yapılan ekotoksikolojik çalışmalarda, suda, dip sedimentinde, makro omurgasızlarda, balık ve kuşlarda önemli toksikantların (ağır metaller, petrol ve petrol türevleri, sürfactantlar, fenoller, organoklorin pestisitler) varlığını, suda organoklorin pestisitlerin hem solüsyon hem de süspanse halde, dip sedimenti ve daha büyük organizmalarda pestisit kalıntıları ve ağır metallerin önemli ölçüde bulunduğu belirlenmiştir. DDT için birikim katsayıları, besin zincirinin daha yüksek bağlantılarında (Örn. predatör balık, balık yiyen kuş)  $10^5$  ile  $10^6$  arasında olduğu ve sonuç olarak Danube nehrinin hem akut hem de kronik yönden toksik bulunduğu yapılan planktonik krustacea'ların biyotesti ile daha da güçlendirmiştir (Bragins, et al., 1990).

Ford ve Hill (1991), Missisipi Havzasındaki sucul hayvanlar ve toprak sedimentinde organoklorin pestisitlerin kalıntılarını belirlemek amacıyla akuatik hayvanların 8 türünden doku örnekleri ile iki derinlikten alınan toprak sedimentlerini analiz etmişlerdir. Hayvan türlerinin çoğunda 12 organoklorin pestisit kalıntıları, toprak sedimentlerinde ise 5 bileşiğin 0.0-4.6 mg/kg miktarları belirlenmiştir.

Kawatsu, et al. (1991), adi sazan (Common carp)'da kan koagülasyonuna oral yoldan  $K_3$  vitamin kaynaklı ve  $K_3$  vitamin kaynaksız verilen Warfarin'in etkisini araştırmışlar;  $K_3$  vitamin kaynağı, Warfarin'in 1.0 mg dozunda, prothrombin zamanı (PT)'nin uzatmasını önlemede etkiliyken, 2.0 mg'da etkili olmadığını, bunun yanında  $K_3$  vitamin kaynağı kullanılan herhangi bir Warfarin dozunda aktivasyon tromboplastin zamanı (APTT)'nin

uzamasını önleyemediğini, bunun da K<sub>3</sub> vitamininin Warfarin'e karşı antagonistik etkisinin PT ile sınırlı olduğuna işaret ettiğini rapor etmişlerdir.

*Cyprinus carpio*'da malathion, 7 ve 15 günlük dönemlerde total, yapısal ve çözülebilir proteinlerde düşüşe, serbest amino asitlerde ve proteaz aktivite seviyelerinde ise artışa neden olmaktadır (Reddy ve Philip, 1991).

Tsuda, et al. (1992), pestisitlerin sazanlar (*Cyprinus carpio*) ve *Gnathopogon caerulescens*'de birikimi ve atılmasını araştırmışlar ve şu sonuçları elde etmişlerdir; 1. *Gnathopogon caerulescens*'de tüm vücutta ortalama biyokonsantrasyon faktörü (BCF) simazin için 3.9, chlorothalonil için 18 ve captan için ise 350 çıkmıştır. 2.Sazan (*Cyprinus carpio*)'da tüm vücutta ortalama biyokonsantrasyon faktörü (BCF); tolclofos-methyl için 220, chlorpyrifos için 460, flutolanil için 20, izoprothiplane için 27, chlorothalonil için 25, captan için 100, isoxathion için 440 ve iprodione için ise 360 olarak bulunmuştur. 3. Pestisitler için *Gnathopogon caerulescens*'de ve sazanda, n-octanol-su oran katsayısı ( $P_{ow}$ ) ile BCF arasındaki korelasyon araştırılmış ve Captan hariç korelasyon faktörleri ( $r$ ) Willow shiner için 0.9391 ( $N=10$ ) ve her iki balık için 0.7747 ( $N=15$ ) olarak rapor edilmiştir. 4.İfrazat oran sabitleri ( $k$ ) ; *Gnathopogon caerulescens*'in tüm vücudunda simazin için 0.77 saat<sup>-1</sup>, chlorothalonil için 0.04 saat<sup>-1</sup> ve captan için 0.02 saat<sup>-1</sup> olarak bulunmuştur. 5.Sazanda tüm vücut için  $k$  değerleri; tolclofos-methyl için 0.04 saat<sup>-1</sup>, chlorpyrifos için 0.02 saat<sup>-1</sup>, flutolanil için 0.12 saat<sup>-1</sup>, isoprothiolane için 0.19 saat<sup>-1</sup>, captan için 0.01 saat<sup>-1</sup> ve isoxathion için 0.03 saat<sup>-1</sup> olarak belirlenmiştir.

Rotenonun adi sazana oral toksisitesinin denenmesi sonucunda letal dozun 8,1 mg/kg balık olduğu belirlenmiştir (Fajt ve Grizzle, 1993).

Bir sentetik pyretroid olan Fenvalarate'nin subletal dozlarına kısa dönem maruz bırakmanın, Çin ot sazani (*Ctenopharyngodon idella*)'nda hemoglobun muhtevasında, kırmızı kan hücreleri sayısında, packed cell volume, hepatik asit fosfat ve lactate dehidrogenaz (LDH) aktivitelerinde artışa sebep olurken, beyaz kan hücrelerinde etkisi

olmadığı, hepatik glikoz (% 83 – 112), free amino asit (FAA % 19 - 71) ve hepatik glutamate oxatoactate transaminaseyi (% 53) yükselttiği tespit edilmiştir (Mughal, et al., 1993).

Kaur ve Dhawan (1993), *Cyprinus carpio* yumurta, larva ve frylarının pestisitlerin Carbaryl, Carbofuran, Malathion ve Phosphamidon pestisitlerinin farklı dozlarına hassasiyetini araştırmışlar, bu ilaçların sırasıyla 0.05, 0.01, 0.1 ve 100 mg/l dozlarının yumurtalarda bir probleme sebep olmazken, daha yüksek seviyelerinin (3, 2, 25, 300 mg/l) yumurtalarda gelişmeyi engellediğini ve büyük oranda ölüme sebep olduğunu belirlemişlerdir. Phosphamidon'un 10 mg/l'lik dozunun larvaların canlılığı üzerine bir etkisi olmamışken, Carbofuran ve Malathion'un 0.1 mg/l ve Carbaryl'in 1.0 mg/l'lik seviyesi etkili olmuştur. Sonuçta sazanın üç hayat evresinin Carbaryl ve Carbofuran'a hassasiyet sıralaması yumurta > larva > fry, Malathion ve Phosphamidon'un ise larva > fry > yumurta şeklinde ortaya çıkmıştır.

Kannan, et al. (1995), Kuzey ve Güney Asya ve Okyanusya'dan birkaç bölgeden toplanan balıklarda, dayanıklı organoklorin konsantrasyonlarının kalıntılarını ve tropikal gelişmiş ülkelerde bunların dağılımını belirlemek amacıyla yaptıkları araştırmada DDT ve onun türevlerini (DDTs) çoğu bölgede predominant olarak tanımlamışlardır. Genelde, tropikal balıklarda organoklorinlerin konsantrasyonları, ılıman bölgelerde olanlardan daha düşük olduğu, balıktaki kalıntı seviyelerinin tropikal sedimentlerde rapor edilenlerden daha az varyasyon gösterdiğini belirtmişlerdir.

Permethrinle kirletilmiş sedimentte artan konsantrasyonla birlikte kabukluların yaşama gücü azalmaktadır (Bat ve Raffaelli, 1996).

Paul ve Simonin (1996)'e göre, Naled ve Resmethrin insektisitleri genç alabalıklarda yüzme performansını olumsuz yönde etkilemektedir.

Killifish (*Oryzias latipes*)'de balığın tüm vücudunda biyokonsantrasyon faktörleri (BCF) fenthion için en düşük konsantrasyonla 154, en yüksek konsantrasyonla ise 170

olarak bulunmuştur. n-octanol ile su arasındaki oran katsayıları ( $K_{ow}$ ), Log  $K_{ow}$  fenthion için 4.04, fenthion sülfoksit için 1.98 ve fenthion sülfan için 2.02 olarak hesaplanmıştır. Killifish bünyesinde fenthionun kısmen fenthion sülfoksite oksitlendiği, ifrazat oran katsayılarının (k) balığın tüm vücudunda fenthion için  $0.20 \text{ saat}^{-1}$ , fenthion sülfoksit için  $0.24 \text{ saat}^{-1}$  ve fenthion sülfan için  $0.16 \text{ saat}^{-1}$  olduğu bulunmuştur. Çevrede balığın ve diğer sucul organizmaların bu oksidasyon ürünleri ile kontaminasyonun, bulunan deneysel sonuçlardan daha düşük olacağı tahmin edilmektedir (Tsuda, et al., 1996).

Dhawan ve Kaur (1996)'a göre, sentetik piretroitlerden Cypermethrinin  $40 \text{ mg/l}$ , Deltamethrin ve Fenvalaratenin  $20 \text{ mg/l}$  konsantrasyonlarında *Cyprinus carpio* yumurtaların tamamen canlılığını kaybetmektedir. Daha düşük dozlarında ortaya inaktif ve anormal larvalar çıkmakta ve 1-2 gün içerisinde ölmektedirler.

*Tilapia nilotica*'da Malathion maruz bırakma süresi arttıkça balıkta kalıntı miktarı artmakta ve dokulardaki birikim sıralaması kas > karaciğer > bağırsak > solungaç şeklinde ortaya çıkmaktadır (El-dib, et al., 1996).

Wang ve Simpson (1996)'a göre, DDT ile kontamine olmuş *Artemia nauplii* ile beslenen dere alabalığında, bu pestisidin canlı yem ile balığa geçmekte ve balık tarafından da biriktirilmektedir.

Cypermethrinin sazan (*Cyprinus carpio*) dokularında toplam ve çözünebilir proteinlerde artışa, free amino asitler ve proteaz aktivitesinde ise düşüşe neden olmaktadır. Bunun yanı sıra transaminases, aspartat aminotransferase, alanin aminotransferase ve glutamit dehidrogenaz aktivite seviyelerinde yükselme, azotta ise azalma görülmektedir. Üre seviyesinin 5 günlük maruz bırakma periyodunda düşerken 10 günde toksik amonyumun üreye dönüşümü sonucunda yükselmektedir. Glutamin muhtevasında da toksikanta maruz kalmaya bağlı olarak artış görülmektedir (Philip ve Rajasree, 1996).

Sahagun, et al., (1997) dört farklı çiftlikten aldığı 120 Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) numunesinde yaptığı çalışmada; yalnızca 3 balıkta pestisit kalıntısına rastlanmadığını, diğer örneklerde en yüksek miktarda bulunan pestisit

heptaklor epoksid (beyinde % 80, böbrekte % 95 ve karaciğerde % 90) olduğunu, beyinde (% 65) ve böbrekte ( % 77.5) en sık rastlanan pestisit ise DDT olduğunu bildirmişlerdir.

Tsuda, et al., (1996, 1998)' e göre, Japonya' da akarsu ve balıklara kontamine olmuş 13 pestisit, 3 fungusit ve 6 herbisit belirlenmiştir.

Doğu Karadeniz Bölgesi'nde fındık yetiştirilen alanlarda verim artışı sağlamak amacı ile yaygın olarak kullanılan Karbarilin, çevredeki su kaynaklarına bulaştığı, derelerde ve deniz suyunda bu ilacın sırasıyla 3.85 – 98.60 ppm ve 4.44 - 100.46 ppm kalıntısı bulunduğu belirlenmiştir (Özdemir ve Demirbaş, 1997).

Kurbağaların pestisitlere karşı *Tilapia (O. mossambicus)*' lardan daha hassastırlar ve su kaynaklarında pestisit kontaminasyonunun biyolojik indikatörü olarak kullanılabilirler (Calumpang, et al., 1997).

Ali, et al. (1997), Greenland Denizinde 7 önemli türde yaptıkları araştırmada, PCB konsantrasyonlarının bulunduğunu belirlemişlerdir.

Japonya'da farklı kolonilerden alınan Adi karabatak kuşları (*Phalacrocorax carbo*)'nın karaciğerinde dayanıklı organoklorin (PCBs, DDTs, klordane (CHLs), HCHs ve HCB) birikimi belirlenmiş, fakat mevcut OC konsantrasyon seviyelerinin, bu kuşların üremelerine tehdit oluşturacak bir seviyede bulunmamıştır (Guruge, et al., 1997).

Tsuda, et al., (1997)' a göre Killifish (*Oryzias latipes*)' de; 48 saat LC<sub>50</sub> değeri diazinon için 4.4 mg l<sup>-1</sup>, malathion için 1.8 mg l<sup>-1</sup>, fenitrothion için 3.5 mg l<sup>-1</sup>, EPN için 0.58 mg l<sup>-1</sup>, diazinon oxon için 0.22 mg l<sup>-1</sup>, malaaxon için 0.28 mg l<sup>-1</sup>, fenitrothion oxon için 6.8 mg l<sup>-1</sup> ve fenitrothion oxon için 1.8 mg l<sup>-1</sup>'dir. Biyokonsantrasyon faktörleri (BCF); diazinon oxon için 0.5, malaaxon için 1.1, fenitrothion oxon için 2.3 ve EPN oxon için 11, diazinon için 49, malathion için 11, fenitrothion için 122 ve EPN için ise 1124 olarak bulunmuştur. Balığın tüm vücudundan salgı oran sabitleri (k) ; diazinon için

0.12 saat<sup>1</sup>, malathion için 0.27 saat<sup>1</sup>, fenitrothion için 0.11 saat<sup>1</sup>, EPN için 0.0.2 saat<sup>1</sup>, fenitrothion oxon için 0.30 saat<sup>1</sup> ve EPN oxon için 0.59 saat<sup>1</sup> olarak hesaplanmıştır.

Ayas, et al., (1997) Göksu Delta'sında çeşitli çevre (su, sediment ve toprak) ve organizmalar (mavi yengeç (*Callinectes sapidus*); balık, gri kefal (*Mugil cephalus*), sazan (*Cyprinus carpio*) ve su kuşları [su tavuğu (*Fulica atra*), yaban ördeği (*Anas platyrhynchos*) ve küçük balıkçıl (*Egretta garzetta*)]' da organoklorin pestisitleri araştırmışlardır. Bu deltadaki farklı çevre ve organizmaların 13 farklı pestisit ve bunların kalıntıları ile kontamine olduğunu, tarımsal alanlardaki topraklardaki konsantrasyonların, su ve sedimenttekilerden daha yüksek miktarlarda bulunduğunu, OC pestisitler ve bunların kalıntılarının genellikle sazanda ( DDT 4.217 ppm ortalama) ve su kuşlarında yağ dokusunda (beta-BHC;2.417 ppm su tavuğunda, heptaklor epoksit, 2.744 ppm yaban ördeğinde) karaciğerden daha fazla birikim yaptığını ve OC kalıntılarının su kuşlarının yumurtalarında, özellikle de küçük balıkçıl yumurtalarında yüksek miktarlarda bulunduğunu bildirmişlerdir.

Arap Denizinde, Muson döneminde, toplam DDT (DDT + DDE + DDD) aldrin konsantrasyonlarının, muson döneminden önceyle karşılaştırıldığında zooplanktonlarda sırasıyla 4 ve 5 kat, balıklarda ise 3- 40 kat daha yüksek bulunmuştur. Balık tarafından pestisitlerin biriktirilmesinin beslenme alışkanlıkları ile doğrudan ilgilidir. Muson rüzgarları dönemi öncesinde, pelajik varyetelerin, demersal olanlardan daha fazla rezidü biriktirdiği, bu durumun Muson rüzgarları döneminde tam tersine döndüğü belirlenmiştir. İncelenen tüm örneklerde DDD en önemli DDT metaboliti olarak bulunmuştur (Shailaja ve Nair, 1997).

Kaliforniya' da dere ve gökkuşağı alabalığında 4.8–8.1 ppb aralığında PCB konsantrasyonları bulunduğu belirlenmiştir (Datta, et al., 1998).

Schulz ve Liess,1999, yaptıkları araştırmada pestisitle kirlenmiş bir akarsuda yaygın 11 türden 8'inin yok olduğunu, 3 türün ise populasyon yoğunluğunun düştüğünü belirlemişlerdir.

Balıklarda kanın hacmi, diğer omurgalılarınkinden daha az olup, 2 ile 17 ml/100 g arasında değişir. Bu hacim *Cyclostomata*'da 8.5 – 17 ml/ 100 g'dan, *Elasmobranchii*'de 6-8 ml/100 g' a, *Osteichthyes*' in çoğundaysa 2-4 ml/100 g' a kadar iner (Demir, 1996).

Ezzat et al., (1974), *Tilapia zilli*' de eritrosit sayısının  $1.8 \times 10^6$ , toplam lökosit sayısının  $7.6 \times 10^3$ , lökosit tiplerinin oranlarının ise (%); agranülosit 68.75, granülosit 31.25, monosit 7.75, nötrofil 24.50, euzonofil 6.25, bazofilin 0.5 olarak bulunduğunu kaydetmişlerdir.

Balıkların kan hücreleri, eritrosit ve lökositler olmak üzere başlıca iki tiptir. Eritrositler, genellikle nükleuslu ve yassılaştırmış oval biçimde olup, ender olarak örneğin *Petromyzon*'da olduğu gibi, küresele yakın biçimde olurlar; büyüklükleri gruplara hatta türlere göre değişiklik gösterir. *Petromyzon*'un küresel eritrositlerinin çapı 9  $\mu$  dolayındadır. *Elasmobranchii*' de büyük çapları 20-27  $\mu$ , küçük çapları 14-20  $\mu$  arasında değişen büyük eritrositler bulunur. *Osteichthyes*' in çoğunda eritrositlerin büyük çapları 12-24  $\mu$ , küçük çapları 8.5-9.5 $\mu$  arasında değişir; fakat *Dipnoi*'de büyük çapları yaklaşık 36  $\mu$ 'dur. Genellikle eritrositlerin büyüklüğü ile sayısı arasında ters bir orantı vardır. Örneğin *Elasmobranchii*'de 1mm<sup>3</sup> kanda yarım milyondan daha az eritrosit bulunmasına karşılık, *Osteichthyes*' in çoğunda  $1-3 \times 10^6/\text{mm}^3$  eritrosit vardır; fakat kimi etkin deniz balıklarında bu sayı,  $4-6 \times 10^6/\text{mm}^3$ , kadar erişir. Eritrositlerin karakteristik kırmızı rengi, renksiz bir protein olan globin ve demir içeren sarı-kırmızı renkli bir pigment olan hemden oluşan hemoglobinden ileri gelir (Demir, 1996).

*Salmo gairdnerii*'de eritrosit sayısı  $1.437 \times 10^6/\text{mm}^3$ , hemoglobinin 9.7 g/100 ml, hematokrit % 38.3, toplam lökosit sayısı  $32.15 \times 10^3/\text{mm}^3$ , lenfosit % 87.3, monosit % 3, euzonofil % 9.7, *Salmo trutta abanticus*' ta ise eritrosit sayısı  $1.096 \times 10^6/\text{mm}^3$ , hemoglobin 7.9 g/100 ml, hematokrit % 30.6, lökosit sayısı  $40.3 \times 10^3/\text{mm}^3$ , lenfosit % 75.3, monosit % 4.3, euzonofil % 19.7, Bazofil ise % 0.3 oranında bulunmaktadır (Kocabatmaz ve Ekingen, 1977).



Lökositlerin 1 mm kandaki sayıları 20.000-150.000 arasında değişir. Balıklarda lökositlerin yaklaşık yarısını oluşturan trombositler, az çok iğ biçiminde hücreler olup, kanın pıhtılaşmasında rol oynarlar (Demir, 1996).

Sağlıklı *Oreochromis niloticus* (L.) bireylerinde, eritrosit miktarı  $2.16-4.005.10^6/mm^3$ , lökosit miktarı  $25.6-77.5.10^3/mm^3$ , hematokrit değeri % 25-44 ve hemoglobin miktarı ise 3-6 dL/g' dır. Total serum proteini 2.6-4.4 dL/g, kan glikoz miktarı ise 114-235 dL/mg aralığındadır (Azizoğlu ve Cengizler, 1996).

Bridges et al., (1976) pisi balığı (*Pseudopleuronectes americanus*)'nda Hb, Hct ve RBC' nin kış sonu bahar başında en düşük seviyelerinde bulunduğunu bildirmişlerdir.

Vuren ve Hattingh (1978), sazan balığı (*Cyprinus carpio*)' nda yaz-sonbahar-kış-ilkbahar sıralamasına göre Hc'nin 29.5, 21.42, 43.29, 24.28; Hb'nin 7.02, 5.50, 8.59, 6.93; eritrosit sayılarının ( $\times 10^4/mm^3$ ) 136, 122, 142, 178; lökosit sayılarının ( $\times 10^3/mm^3$ )10.4, 5.9, 3.3, 6.7; MCV'nin 229.49, 175.84, 309.23, 141.05; MCHC' nin ise 23.96, 26.02, 25.21, 31.92 değerlerini aldığını rapor etmişlerdir.

Büyük ağızlı levrek (*Micropterus salmoides*)'te fiziksel şartlar ile hemoglobinin değişirken, LDH etkilenmemektedir (Farlinger ve Beamish, 1978).

Lie, et al., (1989), morina (*Gadus morhua*)' da eritrosit sayısı, hematokrit ve hemoglobin değerlerinin 16 °C' de, 8 ve 12 °C'dekinden daha yüksek olduğunu, MCV ve MCH'nin bu sıcaklıkta düştüğünü, MCHC' nin ise su sıcaklığından etkilenmediğini belirlemişlerdir.

Dijk, et al., (1993), tedrici su asitliliğinin ( pH 7.6 dan 4.0'a 4 saat), sazanda plazma hormon seviyelerine ve asit/baz statüsüne etkisini araştırmışlar, ölçülen kan parametrelerinde karışıklık olmadığı, iyonoregülatör dağılım ve hyperglycemia görülmediği, plazma laktatında artış, hypoxemia, kırmızı kan hücrelerinde ise şişmeye

rastlandığını, pH 4.0'a maruz bırakılmanın ise şiddetli kan elektrolit dağılımına sebep olduğunu rapor etmişlerdir.

Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) embriyo, juvenil ve erginlerde hemoglobin değerleri ontogenetik bir varyasyon göstermekte, hemoglobin yüzdesi balık büyüklüğü arttıkça düşmektedir (Fyhn ve Withler, 1991).

Sakthivel (1988), *Cyprinus carpio*'nun kan parametreleri üzerine besin protein seviyelerinin etkilerini belirlemek üzere yaptığı çalışmada; düşük (% 14) ve yüksek (% 58) seviyede ki proteinle beslenen balıklarda, optimum protein seviyesi (% 38) ile karşılaştırıldığında; kırmızı kan hücreleri, hemoglobin muhtevası, hematokrit, ortalama korpuskular hemoglobin konsantrasyonu, toplam lökosit sayımı (TLC), farklı lökosit hesabı (DLC) ve koagülasyon zamanı gibi değerlerde düşmeler olduğunu, diğer taraftan; immature kırmızı kan hücreleri, eritrosit sedimentasyon oranı (ESR) ve ortalama korpuskular hacim değerleri, düşük (% 14) ve yüksek (% 58) protein seviyeleri ile beslenen balıklarda, optimum protein seviyesi (% 38) ile beslenen balıklardan daha yüksek bulunduğunu bildirmiştir.

Martinez, et al., (1994) Gökkuşığı Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nda ağırlık, sıcaklık, yoğunluk ve suyun O<sub>2</sub> konsantrasyonunun, hematokrit (Ht), hemoglobin(Hb), kırmızı kan hücreleri (RBC), ortalama hücre, ortalama hücre hemoglobin muhtevası ve ortalama hücre hemoglobin konsantrasyonu gibi çeşitli kan parametreleri üzerine aynı anda etkilerini araştırmışlardır. Çoklu korelasyon ve regresyon analizleri adı geçen faktörlerle Ht, Hb ve RBC arasında güçlü bir ilgi olduğunu, en etkili faktörün ise sıcaklık olarak bulunduğunu rapor etmişlerdir.

Jeon, et al. (1995), kaya balığı (*Sebastes schiegeli*), İsrail sazani (*Cyprinus carpio*) ve Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'ndan alınan kanların farklı depolama koşullarında (oda sıcaklığı, 4 °C buzdolabı ve - 20 °C derin dondurucu) saklanması balık kanlarındaki toplam protein (TP), albumin (ALB), trigliserit (TG), kolesterol (CHOL), glikoz (GLC), fosfor (P) ve sodyum (Na) ile alenin aminotransferase (ALT) ve

aspartat aminotransferase (AST) enzim aktiviteleri üzerine etkilerini araştırmışlardır. Türler arasında küçük farklılıklar olmakla beraber, serumdaki TP, ALB, GLC, P, Na tüm saklama sıcaklıklarında stabil, TG, CHOL, ALT ve AST'nin ise normal sıcaklıkta değişken bulunduğu ve genel olarak, serum bileşiklerinin buzdolabı ve derin dondurucu şartlarında, oda sıcaklığı şartlarından daha stabil oldukları bildirilmiştir.

Waiwood (1980), Gökkuşağı alabalığı'nda hematokritin, bakır yokluğunda su sertliği ve pH ile belirgin değişmediğini, pH 6'da hematokritin artan bakır ile birlikte arttığını, pH 7,9'da ise bakırın yalnızca 30 mg/l su sertliğinde etkili olduğunu ve RBC sayısının sudaki değişiklikten etkilendiğini rapor etmiştir.

Shakoori, et al., (1991)'e göre, cıva kloridin subletal dozlarına maruz bırakılan Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda hemoglobin, eritrosit sayısı ve PCV' nin 6 saatte yükselmekte, lökosit sayısı, MCV ise 24 saat sonra artmakta, hepatik transaminase, fosfates aktiviteleri, glikojen konsantrasyone ve kolesterol düşmekte, LDH aktivitesi, glikoz ve FAA konsantrasyonu ise artmaktadır.

Asidite gökkuşağı alabalığının plazma kortizol seviyesinde geçici bir artışa neden olmaktadır (Goss ve Wood, 1988).

Wu, et al (1993), kromatografı ve diğer tekniklerle LDH-A, LDH-B ve LDH-C' yi ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*) beyaz iskelet kası, kalp ve karaciğer dokularından saflaştırmışlar ve bunların diğer balık türlerinde LDH kompozisyonlarının tanımlanmasında kullanılabileceklerini belirtmişlerdir.

Reddy ve Bashamoiden (1989), *Cyprinus carpio*'da fenvalarate ve cypermethrinin subletal dozlarının kırmızı kan hücreleri (RBC) sayısında, hemoglobin konsantrasyonunda (Hb), PCV ve ortalama hemoglobin konsantrasyonu (MCHC)'nda azalmaya, MCV ve MCH' de ise artışa neden olduğunu gözlemişler, fenvalaratenin etkisinin cypermethrinden daha fazla olduğunu rapor etmişlerdir.

Bakır sülfat ( $\text{CuSO}_4$ ), paraquat (PQ) ve methidathion (MD) pestisitlerinin sazan (*Cyprinus carpio*)' in laktate dehidrojenaz (LDH), glutamic oxaloacetic transaminase (GOT) ve glutamata dehidrojenaz (GIDH) enzim aktivitelerini ve kan şekeri seviyesi gibi biyokimyasal parametrelerini yükseltmekte, sazanda strese ve dokularda zarara sebep olmakta, bakır sülfatın doku zararlandırmada ve stres etkilerinde PQ ve MD ile birlikte sinerjistik etki yapmakta ve  $\text{CuSO}_4$  - MD kombinasyonu karaciğer dokusunda odaksal hücre ölümlerine sebep olmaktadır (Asztalos, et al., 1990).

Aziz, et al., (1993) kadmium kloride 2 gün maruz bırakılan *Tilapia mosambica*'da, Hb, WBC sayısı, RBC sayısı, PCV ve MCV'de artış, MCHC, serum proteinleri ve asetilkolinesterase (AChE) aktivitesinde ise düşüş görüldüğü, bu sürenin 7 güne uzatıldığında Hb, WBC sayısı, RBC sayısı, MCH, MCHC, serum proteinleri ve AChE aktivitesinde artış PCV ve MCV' de ise düşüş olduğunu bildirmişlerdir.

Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nın inorganik cıvaya maruz bırakıldıktan 2 hafta sonra hemoglobin ve RBC' si düşmüş, MCV ise 4 hafta sonra yükselmiş, karaciğer glutamit oksaloasetat transaminase, alkalik ve asit fosfat aktiviteleri, glikojen konsantrasyonları, kolesterol, RNA ve toplam proteinler azalmış, glutamit piruvat transaminase aktivitesi ve çözülebilir proteinlerin ise artmıştır. Cıva uygulamasından sonra LDH aktivitesi, glikoz ve ve FAA muhtevalarının ısrarla yükselmiş, dokuda LDH, kreatin fosfokinase aktivitesi, FAA, toplam protein, çözülebilir proteinler ve RNA' nın ise düşmüştür (Shakoori, et al., 1994).

Sharma ve Gupta (1994), üreye maruz bırakılmanın *Puntius sophore*' de neden olduğu bazı morfolojik ve hematolojik parametrelerdeki değişiklikleri belirlemek amacıyla yaptıkları çalışmada; ürenin sublethal konsantrasyonuna (100 mg/l) maruz bırakılmanın *Puntius sophore*' un hemoglobin, RBC sayısı ve pıhtılaşma zamanında yükselmeye, WBC sayısında ise düşüşe neden olduğunu, bunun yanında derinin ağarması, mukus salgısında artış, balıkta aşırı heyecan, solungaç havalanmasında artış gibi morfolojik değişiklikler gözlemlendiğini, aynı zamanda araştırma süresince balıklarda zayıflama görüldüğünü rapor etmişlerdir.

Çin ot sazani (*Ctenopharyngodon idella*)' nda bir sentetik piretroit olan Danitol (Fenprothrin)'un 4 haftalık uygulamadan sonra hemoglobin muhtevasını ( % 28), PCV'yi (% 114) düşürmüş, WBC ve RBC' yi ise arttırmıştır. Hepatik asit fosfotaz (% 83), glutamit oksaloasetat transaminase (% 26) ve LDH (% 75) engellenmiş, glutamit piruvat transaminase aktivitesi ilk iki haftada yükselip 4 hafta sonunda ise % 50 düşmüştür. Hepatik glikojen (% 80), FAA (% 159) artarken, toplam protein (% 45), glikoz (% 17) ve nükleik asitlerin (% 60-62) azalmıştır (Ahmad, et al., 1995).

Knoph ve Thorud (1996)' ya göre, 14 gün süresince 22 µg/l (NH<sub>3</sub>-N) amonyağa maruz bırakılmanın balıklarda Hct, RBC, ve MCV'yi etkilememektedir.

Rotenonun letal konsantrasyonuna maruz bırakılmanın, adi sazanda kan oksijen kısmi basıncını 21 dakika sonra 10 kat arttırmakta, kan pH'sını düşürmekte, kanın oksijen muhtevasını ise yükseltmektedir (Fajt ve Grizzle, 1998).

Everall, et al. (1991), bir kağıt fabrikası ile bir kanalizasyon şebekesinin boşaldığı nehir havzasından tutulan ergin Atlantik salmon (*Salmo salar*)' larının kan hemoglobinde, plazma kolesterolünde ve bilirubinde belirgin değişikliklerin olduğunu ve bu balıklarda belirgin patolojilerin çıktığını bildirmişlerdir.

Aaltonen, et al. (2000), kağıt endüstrisinde beyazlatıcı olarak kullanılan ECF (elemental chlorine free) ve TCF (totally chlorine free)' nin kızılkanat (*Rutilus rutilus*) balığının hematokrit seviyelerini ve lenfosit sayılarını düşürdüğünü, IgM seviyesini ise arttırdığını rapor etmişlerdir.

Toksik maddeye maruz kalma sonucu oluşan karaciğer hasarlarında serum ALP değeri düşerken, serum LDH ve GPT (AST) seviyesinde artış görülmektedir. Böbreklerde deformasyon olduğunda ise Cre seviyesi artmaktadır (Casillas, et al., 1983; Awad, et al., 1984). Eritrosit – sedimentasyon oranı balık sağlığında bir indikatör olarak kullanılmaktadır (Blaxhall and Diesley, 1973). Dolayısıyla bu parametrelerdeki

değişimler, bir başka ifadeyle standartlardan farklı bulunan değerler bize o balığın toksik maddelere maruz kaldığı sonucunu elde etmemize yardımcı olacaktır.

Kullanımı hızlı bir şekilde artan ve artık tarımsal mücadele denince ilk akla gelen pestisitlerin çevreye ve canlılara olumsuz etkilerinin belirlenmesi amacıyla yerli ve yabancı araştırmacılar tarafından yapılan çok sayıdaki yayını inceledikten sonra, mevcut çalışmanın amacını şu şekilde özetleyebiliriz:

Pestisitler içinde de önemli bir grubu oluşturan sentetik piretroitlerden, özellikle yöremizde yaygın olarak kullanılan Cypermethrin'in subletal dozlarının yöremiz ve ülkemiz için büyük çapta ekonomik öneme sahip olan Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nda sebep olduğu histopatolojik değişimlerin gözlenmesi, Gökkuşığı alabalığı hematolojisinde ve biyokimyasal parametrelerde sebep olduğu değişikliklerin belirlenmesidir.

Bu değişimler ortaya konulduktan sonra, balık ölümleri görüldüğünde sebebin pestisitler olup olmadığı hususunda karar verilirken bu parametrelerden yararlanma imkanı elde edilecektir.

## **2. MATERYAL VE METOT**

### **2.1. Materyal**

#### **2.1.1. Deneme Süresi**

Denemede kullanılacak pestisit, tank, su taşıma sistemi, filtre sistemi ve balık materyalinin temini 10.07.1999 – 14.08.1999 tarihleri arasında yapılmıştır. 14.08.1999 - 14.09.1999 tarihleri arasında 30 gün adaptasyon için beklenilmiştir. 15.09.1999-06.10.1999 tarihleri arasında ön deneme, 08.10.1999-05.11.1999 arasında deneme yapılmıştır. Araştırma sonucunda patolojik analizler ve kan analizleri ise 05.10.1999-14.12.1999 tarihleri arasında gerçekleşmiştir. Böylece, deneme başlangıcı ile analizlerin bitimine kadar ki toplam süre 154 gün olmuştur.

#### **2.1.2. Araştırma Yeri**

Araştırma, Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Bölümü Akvaryum Balığı Yetiştirme ve Araştırma Ünitesi'nde yapılmıştır.

#### **2.1.3. Su Materyali**

Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Bölümü Akvaryum Balıkları Yetiştirme ve Araştırma Merkezindeki mevcut şehir şebekesinden gelen su, aktif karbonlu filtre sistemiyle kloru giderildikten sonra kullanılmıştır (Martinez, et.al., 1994; Schmidtke ve Carson, 1999).

Filtre sisteminden geçirilen su, kg. balığa 0.5 l/dak'dan az olmamak şartıyla tanklara dağıtılmıştır (Laird, 1987; Stickney, 1991; Çelikkale,1994). Araştırma boyunca su

sıcaklığı  $11,5 \pm 2,5$  °C olarak ölçülmüştür. Araştırmada kullanılan suyun kimyasal analizi Tablo 2.1'de gösterilmiştir.

Tablo 2.1. Araştırmada Kullanılan Suyun Kimyasal özellikleri.

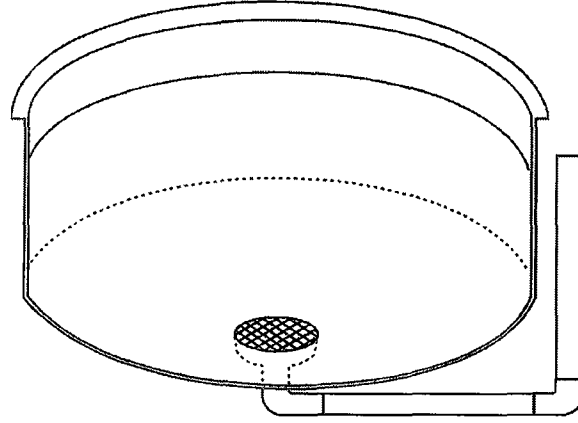
Renk ve Görünüş	Normal Tabii Berrak
Tortu	Menfi
Sertlik (Fr)	10
Toplam Organik Madde (mg/lit)	0,64
Amonyak (NH <sub>3</sub> )	Menfi
Nitrit (NO <sub>2</sub> )	Menfi
Nitrat (NO <sub>3</sub> ) mg/lit	7,74
Klorür (Cl) mg/lit	17,75
pH	8,01

#### 2.1.4. Araştırma Kapları

Araştırmada 1 m. çap ve 1 m. derinliği olan, su tahliyesi eğik boru sistemiyle yapılan fiberglas tanklar kullanılmıştır (Pickering et al., 1987; Knoph ve Thorud, 1996; Bricknell, et al., 1999). Balıkların sıçramasını önlemek için tankların üzeri ağlarla kapatılmıştır. Araştırmada kullanılan tankların kesiti Şekil 2.2'de verilmiştir.

Araştırmada biri kontrol, 3' ü de muamele grupları balıkların stoklandığı 4 tank kullanılmıştır.





Şekil 2.2. Araştırmada kullanılan tankların kesiti (orjinal).

### 2.1.5. Balık materyali

Anonymus (1985)'e göre, seçilecek test türleri; laboratuvar şartlarında sağlıklı koşullarda (aktivitesi, yemlemesi, adaptasyonu normal olmalı) en azından 1 ay tutulabilen ve testler için yeterli sayıda ferdi bulunabilen bir tür olmalıdır.

Denemede  $180 \pm 30$  g. ağırlığında iki yaşlı gökkuşağı alabalıkları (*Oncorhynchus mykiss*) kullanılmıştır. Anonymus (1985)'e göre toksisite testlerinde kullanılacak tatlı su balıklarının listesinde Gökkuşağı alabalığı yer almaktadır. Araştırmada tek düzeyli bir sonuca varmak ve yaş faktörünü elimine etmek için olgun balıklar üzerinde çalışılmıştır (Kocabatmaz ve Ekingen, 1984).

Ön deneme, deneme ve kontrol grubunda toplam 50 adet balık kullanılmıştır.

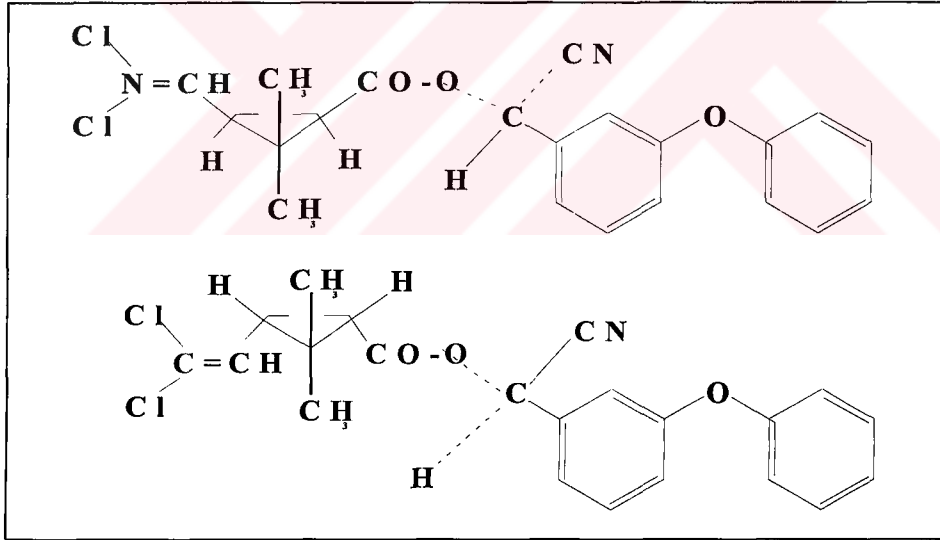
### 2.1.6. Pestisit Materyali

Araştırmada pestisit materyali olarak, bir sentetik piretroit olan Cypermethrin kullanılmıştır.

(RS)-cyano-3-phenoxybenzyl (IRS)-cis, trans-3-(2, 2, dichlorovinyl)-2, 2 dimethyl-cyclopropanecarboxylate kimyasal adı ile bilinen cypermethrin, Cymbush, Imperator, Kafil Super ve CCN 52 ticari isimleri ile piyasaya tanıtılmıştır (Şekil 2.3.). Teknik madde visko sarımsı kahverengidir. Asit ortamda, alkali ortamdan daha stabildir. Ülkemizde sıvı formülasyon olarak Intrarin, Nurelle 200 EC, Ripcord 200 G/L EC, Arrivo 25 EC, Imperator, Sherpa, Polytrin 200 EC, Nova 20 EC, Tarpethrin 25 EC, Cobra 25 EC, Kimetrin 25 EC preparatları bulunmaktadır (Toros ve Maden, 1991).

Cypermethrin, her biri kendine özgü kimyasal ve biyolojik özelliklere sahip olan 8 farklı izomerin karışımından oluşmaktadır ve hafif stabildir (Anonymus, 1996).

Cypermethrinin molekül ağırlığı 416.30; suda çözünürlüğü 0.01 mg/l (20 °C'de); erime noktası 60-80 °C; buhar basıncı  $5,1 \times 10^{-7}$  nPa; ayrışma katsayısı 6.6020 ve adsorbsiyon katsayısı ise 100,000' dür (Anonymus, 1996).



Şekil 2.3. Cypermethrinin kimyasal yapısı (Öncüler, 1991).

## **2.1.7. Kullanılan Laboratuvar Alet ve Ekipmanları**

### **2.1.7.1. Cerrahi Aletler**

Otopside doku ve organlardaki değişimleri görmek ve bunlardan örnek almak amacıyla; steril edilmiş 12 cm'lik cerrahi makaslar, 10 cm'lik pensetler, 15 cm'lik pensler, cerrahi testere, 10 cm'lik bisturi sapı ve çeşitli büyüklüklerde disposable bistüri uçları kullanılmıştır.

### **2.1.7.2. Kan Analizlerinde Kullanılan Alet, Ekipman ve Kimyasal Maddeler**

#### **2.1.7.2.1. Hematolojik Numunelerde Kullanılan Alet, Ekipman ve Kimyasal Maddeler**

##### **2.1.7.2.1.1. Sahli Cihazı**

Hemoglobin miktarının tayini için asit hematin metodunu esas alan sahli cihazı kullanılmıştır (Kocabatmaz ve Ekingen, 1984, 1977; Satake, et al., 1986; Malla Reddy ve Bashamohideen, 1989;)

##### **2.1.7.2.1.2. Hematokrit Santrifüj**

Hematokrit tayini için 10500 sabit devirli, 24 örnek kapasiteli ve zaman ayarlı hematokrit santrifüj kullanılmıştır (Blaxhall ve Daisley,1973; Jones ve Pearson, 1976).

#### **2.1.7.2.1.3. Mikrohematokrit Tüpleri**

Hematokrit tayininde 1.1 mm çaplı 75 mm uzunlukta mikrohematokrit tüpleri kullanılmıştır (Snieszko, 1960; Mawdsley-Thomas, 1972 Blaxhall ve Daisley,1973; Schreck ve Moyle, 1990;).

#### **2.1.7.2.1.4. Sedimentasyon Sehpaı ve Pipetleri**

Sediment tayini için Westergren tipi sediment pipetleri ve 10 pipetlik sediment sehpaı kullanılmıştır (Blaxhall ve Daisley,1973; Kocabatmaz ve Ekingen, 1984)

#### **2.1.7.2.1.5. Kan Tüpleri**

Hematolojik incelemelerde kullanılan kan örneklerini muhafaza etmek için, vakumlu ve heparinli tüpler kullanılmıştır (Pottinger ve Carrick, 1999; Azizoglu ve Cengizler, 1995; Bridges, et al., 1976; Blaxhall ve Daisley,1973; Mawdesley-Thomas, 1972.)

#### **2.1.7.2.1.6. Enjektörler**

Kan örneklerinin alınmasında 10 ml. kapasiteli ve 21 numara iğneli plastik enjektörler kullanılmıştır. (Mawdesley-Thomas, 1972; Blaxhall ve Daisley,1973; Bridges, et al., 1976; Clarence ve Hickey, 1982; Satake, et al., 1986; Hughes, et al., 1991).

#### **2.1.7.2.1.7. Thoma Lamı**

Eritrosit ve lökosit sayımları için Neubeuer tipi Thoma lamı kullanılmıştır (Neumann, et al., 1975; Kocabatmaz ve Ekingen, 1984, Schreck ve Moyle, 1990; Sharma ve Gupta, 1994; Azizoglu ve Cengizer, 1995)

#### **2.1.7.2.1.8. Eritrosit Pipetleri**

Eritrosit ve total lökosit sayısının tespitinde dilisyon işlemlerinde eritrosit pipetleri kullanılmıştır (Conroy, 1972; Kocabatmaz ve Ekingen, 1977; Waiwood, 1980; Schreck ve Moyle, 1990).

#### **2.1.7.2.1.9. Hematolojide Kullanılan Boya ve Solüsyonlar**

Hematolojik incelemelerde kullanılan boya ve solusyonların içerikleri aşağıda verilmiştir.

##### **2.1.7.2.1.9.1. Dacie's solüsyonu**

% 40 formaldehit	10 cm <sup>3</sup>
Trisodyum sitrat	31,3 g.
Brillant cresyl blue	1 g.
Saf su	1 l. (Blaxhall ve Daisley, 1973).

#### **2.1.7.2.1.9.2.Fosfat Tamponu**

I. Solüsyon;  $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  31,2 g. alınarak saf su ile 1000 ml.'ye tamamlanır.

II.Solüsyon;  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  28,39 g. alınarak saf su ile 1000 ml.'ye tamamlanır (Bilgehan, 1995).

Ayrıca fiksatif olarak metanol kullanılmıştır (Blaxhall ve Daisley, 1973; Bridges, et al., 1976; Christensen, et al., 1978; Pickering, et al., 1987; Bilgehan, 1995; Knoph ve Thorud, 1996; Rodger ve Richards, 1998).

#### **2.1.7.2.2. Biyokimyasal Kan Analizlerinde Kullanılan Alet ve Ekipmanlar**

##### **2.1.7.2.2.1 Jelli Kan Tüpleri**

Biyokimyasal analizlerde kullanılan kanların serumunun ayrılmasında jel ilaveli kan tüpleri (Vacutaineer) kullanılmıştır.

##### **2.1.7.2.2.2. Santrifüj**

Kan örneklerinden serumu ayırmada zaman ve devir ayarlı standart santrifüjler kullanılmıştır.

##### **2.1.7.2.2.3. Otoanalizör**

Araştırmamızda kullandığımız biyokimyasal parametreler (ALP, GOT, GPT, LDH, Chol, Glu, Crea, Ca, P, TP ve Na) Merck – Mega / Toshiba – Japan cihazında okutulmuştur.

### **2.1.7.2.3. Histopatolojik Örneklerin Hazırlanmasında Kullanılan Kimyasal Madde ve Cihazlar**

#### **2.1.7.2.3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler**

Histopatolojik incelemeler için doku örneklerinin hazırlanmasında; formaldehit, etil alkol, parafin, xilol, hematoxylen ve eosin kullanılmıştır (Mawdesley-Thomas, 1972; Schreck ve Moyle, 1990; Brown, 1993; Bruno ve Poppe, 1996).

#### **2.1.7.2.3.2. Doku Takip Cihazı**

Histopatolojik preparatlar hazırlandıktan sonra dehidratasyon işlemlerinin tüm aşamaları Shandon Citadel 2000 marka tam otomatik doku takip cihazında yapılmıştır (Humanson, 1962; Schreck ve Moyle, 1990; Bruno ve Poppe, 1996).

#### **2.1.7.2.3.3. Mikrotom**

Preparatların kesim işlemleri 5 µm kalınlığında kesim yapabilen Reichart marka mikrotom cihazında yapılmıştır (Humanson, 1962; Schreck ve Moyle, 1990; Bruno ve Poppe, 1996).

#### **2.1.7.2.4. Elektronik Terazi**

Örneklerin ve kimyasal maddelerin tartımında mg. hassasiyetli elektronik, dijital terazi kullanılmıştır.

### 2.1.7.2.5.Yardımcı Alet ve Ekipmanlar

Laboratuarda değişik amaçlarla ölçü silindiri, cam balon ve erlenmayer gibi muhtelif özellik ve ölçülere sahip çeşitli malzemeler kullanılmıştır.

### 2.1.7.2.6.Yem Materyali

Balıkların beslenmesinde %45 proteinli, 6 numara ticari pelet yem kullanılmıştır. Kullanılan yemin içeriği Tablo 2.2.'de verilmiştir.

Tablo 2.2. Balıkların Beslenmesinde Kullanılan Yemin Bileşenleri.

Madde	Miktar (%)
Kuru Madde	88,0
Ham Protein	45,0
Ham Selüloz	3,0
Ham Kül	14,0
Kalsiyum	2,0
Fosfor	1,3
Ham Yağ	7,0

### 2.1.7.2.7. Işık Mikroskopları

Hematolojik ve histopatolojik örneklerin incelenmesinde Olympus BX-50 model binoküler mikroskop kullanılmıştır.



### 2.1.7.2.8. Fotoğraf Makinesi

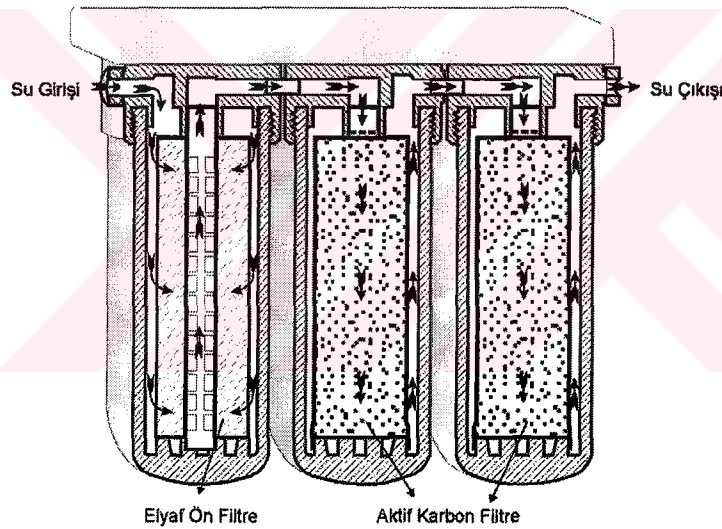
Bulguların resimlerinin çekilmesinde Olympus PM-20 marka fotoğraf makinesinden faydalanılmıştır.



## 2.2. Metot

### 2.2.1. Suyun Filtrasyon Sistemi

Araştırmada kullanılan suyun klorunu gidermek için su dağıtım sistemine aktif karbon filtrasyonu uygulanmıştır (Martinez, et.al., 1994). 1 lt./dk. kapasiteli üç kartuşlu, aktif karbonlu 4 adet filtre kullanılmıştır. Filtrelerin ticari şekli olan elyaf + reçine + aktif karbon kartuşlu düzeneği modifiye edilmiş ve sudaki mineral kaybını önlemek için reçine kartuşu aktif karbon kartuşuyla değiştirilmiştir. Böylece kullanılan su iki kez aktif karbon filtrasyonuna tabi tutularak klorun giderilmesi garantilenmiştir. Kullanılan filtrelerin kesiti Şekil 2.1'de gösterilmiştir.



Şekil 2.4. Araştırmada Kullanılan Suyun Klorunu gidermekte kullanılan Filtrenin Kesiti

### 2.2.2. Su Dağıtım Düzeneği

Tesiste kullanılacak su normal içme suyu şebekesinden alındıktan sonra filtrasyona tabi tutulmuş daha sonra suda bulunabilecek muhtemel gazları (Çolak, 1982) uçurabilmek için 24 metrelik kanalda bulunan engellerden geçirilerek plastik içme suyu borularına (Anonymus,1985) aktarılmıştır. Bu aşamadan sonra sudaki çözülmüş oksijen miktarını

artırmak için yuvarlak şekilli şelale sisteminden akıtılarak tanklara verilmiştir. Filtre sistemine giren ve tanklara dağılan su miktarlarını sabitlemek için suyun ilk girişine ve su çıkış noktalarına ½” lik küresel vanalar yerleştirilmiştir.

### 2.2.3. Deney Balıklarının Seçilmesi ve Yerleştirilmesi

Araştırmada Su Ürünleri Bölümü Alabalık Yavru Üretim ve Araştırma Merkezi tesislerindeki daha önce hiçbir enfeksiyon geçirmemiş ve herhangi bir toksik maddeye maruz kalmamış olan sağlıklı görünümlü  $180 \pm 25$  gr ağırlığındaki iki yaşlı gökkuşuğu alabalıklarından (*Oncorhynchus mykiss*) adaptasyon süresindeki kayıplarda gözönüne alınarak 50 adet seçilmiştir. Bu balıkların alındığı sürüden rastgele seçilmiş 3 tanesine deneme öncesinde otopsi yapılarak değişik doku ve kan örnekleri alınmıştır. Alınan örnekler çeşitli enfeksiyonlar ve toksikolojik şüpheler yönünden incelenerek balıkların sağlık durumları test edilmiştir (Bruno ve Poppe, 1996; Brown, 1993). Test için seçilen alabalıklar pankreatik nekroz, frunkulosis, böbrek hastalıkları ve dönme hastalığına yakalanmamış olmalıdır (Anonymus, 1985).

Balıklar, oksijen kıtlığına, metabolik atık birikimine ve kalabalık stresine yol açmayacak sayıda (9 balık/tank şeklinde) yerleştirilmişlerdir (Anonymus, 1985).

### 2.2.4. Deney Balıklarının Bakım ve Beslenmesi

Denemeye alınan balıklara % 45 proteinli, ticari alabalık yeminden günlük olarak canlı ağırlığın % 2' si oranında verilmiştir (Bricknell, et al., 1999). Balıkların getirildikleri tesiste de tükettikleri, alışıktı oldukları ticari yem tercih edilmiştir (Anonymus, 1985). Yemleme günde 2 öğünde (sabah-akşam) eşit bölünerek yapılmıştır. Tanklar her gün tahliye borusu yardımıyla muntazaman sifonlanarak yem artığı, dışkı vs'nin tankta

birikerek probleme yol açmasına mani olunmuştur. Balıkların bakımları düzenli olarak günlük yapılmıştır.

Adaptasyon süresince balıklar dikkatlice izlenmiş; hastalık, stres, fiziksel zarar ve ölüm görülen fertler deneme dışı bırakılmıştır (Anonymus, 1985).

## **2.2.5. Su İle İlgili Ayarlamalar**

### **2.2.5.1. Su Sıcaklıklarının Ölçülmesi**

Su sıcaklıkları günde 3 kez (8, 14, 20 saatlerinde) 0,1 °C' ye hassas manuel termometre ile ölçülerek kaydedilmiş ve günlük ortalamaları hesaplanmıştır.

### **2.2.5.2. Su Miktarının Ölçülmesi**

Tanklara giren suyun dakikada doldurduğu miktarı beherle hesaplanmış ve her tanka eşit su dağılması sağlanmıştır.

### **2.2.5.3. Tanklarda Stoklanan Su Miktarının Ölçülmesi**

Her tankta bulunan su yüksekliği ölçülmüş silindirin hacmi formülünden ( $\pi r^2 h$ ) tanklara göre ayrı ayrı stoklanan su miktarı hesaplanmıştır..

## **2.2.6. Pestisit doz ayarlaması ve uygulaması**

Cypermethrinin Gökkuşuğu alabalığındaki letal dozu değeri ( $LC_{50} = 8.2 \times 10^{-3}$  mg/l) dikkate alınarak 3 farklı muamelede letal dozun  $\frac{1}{2}$ 'si ( $4.1 \times 10^{-3}$  mg/l),  $\frac{1}{4}$ 'ü ( $2.05 \times 10^{-3}$  mg/l) ve  $\frac{1}{8}$ 'i ( $1.025 \times 10^{-3}$ ) kullanılmıştır. Her tanktaki su miktarı hesaplandıktan sonra

bu su miktarında istenen konsantrasyonu sağlayacak pestisit miktarı tartılmış ve her tanka 24 saatte bir kere olmak üzere tanklara şelale sistemiyle gelen suya ilave edilmiştir.

### **2.2.7. Kan Örneklerinin Alınması**

Balıkların kan örnekleri, anüs yüzgecinin hemen arka kısmı, kana mukoza karışmaması için, iyice kurulanıp, temizlendikten sonra 10 ml'lik 21 numara iğneli plastik enjektörle kaudal venadan girilerek yaklaşık 4 ml. civarında alınmıştır (Val, et al., 1998; Knoph ve Thorud, 1996; Peutz, et al., 1996; Greene ve Selivonchick, 1990). Bu esnada trombositlerin cama yapışma afinitesi yüksek olup, kanın pıhtılaşmasını hızlandırdığından cam enjektör tercih edilmemiştir (Blaxhall ve Daisley, 1973). Alınan örnekler hematolojik tahliller için heparin içeren, biyokimya analizleri için ise jelli vakumlu kan tüplerine alınmıştır. Her iki tip kan örnekleri de hiç bekletilmeden 24 saat içerisinde incelenmiştir. Balıklardan kanın alındığı bölge Şekil 2.3'de gösterilmiştir.

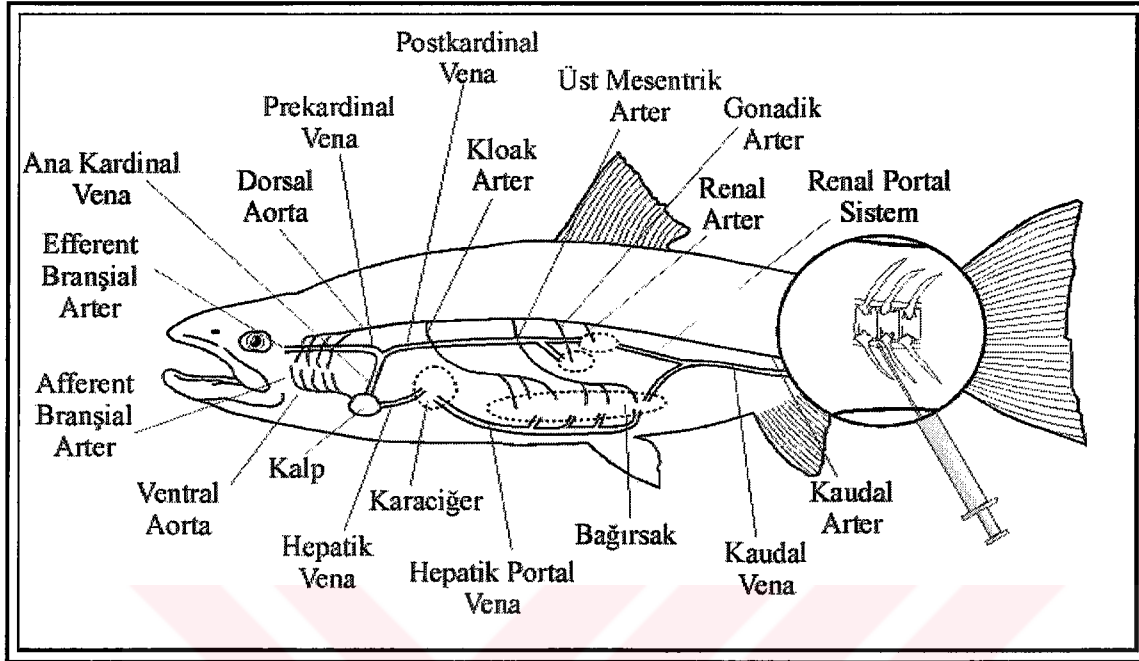
Her gruptaki balıkların tümünden kan örnekleri alınmış ve çalışılmıştır. Kanlar, deneme sonunda alındığı için kanı alınan balık ölüme terk edilmiştir.

### **2.2.8. Hematolojik Tahliller**

#### **2.2.8.1. Hemoglobın Miktarının Tayini**

Sahli tüpünün 2 çizgisine kadar % 5'lik HCl solüsyonu koyulmuştur. Sahli pipetinin 0,02 ml çizgisine kadar alınan kan örneği bu solüsyon içerisine eklenerek sahlinin cam karıştırma çubuğuyla homojenize edilmiş, sahli düzeneğindeki kontrol renkleri ile karşılaştırılmıştır. Kan örneğinden yapılan bileşik kontrol rengini tutturuncaya kadar yavaş yavaş saf su eklenmiştir. Rengin tuttuğuna kanaat getirilince bulunan değer tüp üzerindeki ölçekten okunarak g /100 ml. cinsinden kaydedilmiştir (Reddy ve

Bashamohideen, 1989; Satake, et al., 1986; Kocabatmaz ve Ekingen, 1984, 1977; Mawdesley-Thomas, 1972).



Şekil 2.4. Balıklardan kanın alındığı bölge (Schreck ve Moyle, 1990; Brown, 1993' den modifiye edilmiştir.)

### 2.2.8.2. Hematokrit Tayini

Hematokrit tayininde mikrohematokrit metodu uygulanmıştır. Kan örnekleri 1.1 mm. çaplı, 7 mm. uzunluğundaki mikrohematokrit tüplerine alındıktan sonra tüpün bir ucu cam macunıyla kapatılmıştır. Hematokrit santrifüjünde 10500 devirde 5 dk. çevrildikten sonra bulunan değer skaladan okunmuş ve toplam kanın %'si olarak kaydedilmiştir (Blaxhall ve Daisley, 1973; Jones ve Pearson, 1976).

### 2.2.8.3. Eritrosit - Sedimentasyon Oranı

Eritrosit-sedimentasyon oranının tespitinde Westergren metodu uygulanmıştır. Westergren pipetlerine çekilen antikoagülanlı (heparin) kan örnekleri, sediment

sehpalarına yerleştirilerek bir saat süreyle bekletilmiştir. Süre sonunda ayrışan serum miktarı pipet üzerindeki skaladan okunmuştur. Bulunan değer mm/saat cinsinden kaydedilmiştir (Blaxhall ve Daisley, 1973; Kocabatmaz ve Ekingen, 1984).

#### **2.2.8.4. Eritrosit Sayısını Tespiti**

Eritrosit pipetiyle 0.5 çizgisine kadar çekilen taze kan, 101 çizgisine kadar Dacie's solüsyonuyla tamamlanarak 1/200 oranında sulandırılmıştır. İyice çalkalanan karışım, 1-2 dk. boyanmaya bırakılmıştır. Homojenize olmamış ilk 4-5 damla pipetten boşa akıtıldıktan sonra Neubauer tipi Thoma laminin kamarasına doldurulmuştur. Thoma lamı üzerinden mikroskopta 1/5 mm<sup>2</sup> sayılarak çıkan değer 10<sup>6</sup>/mm<sup>3</sup> cinsinden hesaplanmıştır (Blaxhall ve Daisley, 1972, 1973)

#### **2.2.8.5. Total Lökosit Sayısını Tespiti**

Total eritrosit sayısının tespitindeki metodun aynısı uygulandıktan sonra lökositler için 4 mm<sup>2</sup> sayılmış, sayının yetersiz bulunduğu durumlarda ise 9 mm<sup>2</sup> sayılmıştır. Bulunan sonuç 10<sup>3</sup>/mm<sup>3</sup> cinsinden hesaplanmıştır (Blaxhall ve Daisley, 1973).

#### **2.2.8.6. Trombosit Sayısının Tespiti**

Total eritrosit sayısının tespitindeki metodun aynısı uygulandıktan sonra tüm kareler sayılmış ve bulunan sonuç 10<sup>3</sup>/mm<sup>3</sup> cinsinden hesaplanmıştır (Reddy ve Bashamohideen, 1989; Satake, et al., 1986; Kocabatmaz ve Ekingen, 1984, 1977; Mawdesley-Thomas, 1972).

### 2.2.8.7. Elde Edilen Tahlil Sonuçlarından Diğer Parametrelerin Hesaplanması

(Mawdesley-Thomas, 1972; Kocabatmaz ve Ekingen, 1977; 1984; Satake, et al., 1986; Reddy ve Bashamohideen, 1989)

#### 2.2.8.7.1. Ortalama Eritrosit Hacmi (MCV) Formülü

$$\text{MCV } (\mu\text{m}^3) = \frac{\text{Hct } (\%) \times 10}{\text{RBC } (10^6/\text{mm}^3)}$$

#### 2.2.8.7.2. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobın Miktarı (MCH) Formülü

$$\text{MCH} (\mu\text{g} / \text{hücre}) = \frac{\text{Hb} (\text{g}/100 \text{ ml}) \times 10}{\text{RBC} (10^6/\text{mm}^3)}$$

#### 2.2.8.7.3. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobın Konsantrasyonu (MCHC) Formülü

$$\text{MCHC} (\text{g} / 100 \text{ ml}) = \frac{\text{Hb} (\text{g} / 100 \text{ ml}) \times 100}{\text{Hct } (\%)}$$

### 2.2.9. Biyokimyasal Kan Analizleri

Biyokimyasal kan analizleri için alınan kanlar 4000 rpm devirde 10 dk. santrifüj edilip kan serumu ayrıldıktan sonra (Bricknell, et al., 1999) çıkartılan serumlar Atatürk Üniversitesi Tıp Fakültesi Biyokimya Laboratuvarına götürülerek analizler yaptırılmıştır.



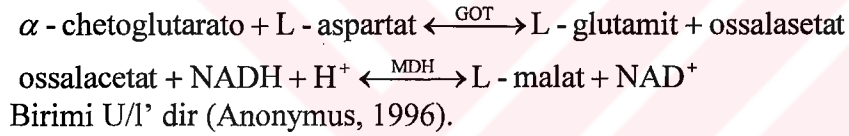
## 2.2.10. Biyokimyasal Parametrelerin Okunması ve Hesaplanması

### 2.2.10.1. Alkalın Fosfatez (ALP)

ALP, optimize standart metoduyla çalışılmıştır. Bu metodun esası, *p*-nitrofenilfosfat' ın su ile birleşip fosfat + *p*-nitrofenol oluştururken AP' nin açığa çıkmasıdır. 5 µl hacminde örnek alınmış, önce R1 sonra R2 starter reaktifi (*p*-nitrofenilfosfat) ile muamele edilmiş ve cihazda okutulmuştur. Birimi U/l' dir (Anonymus, 1995).

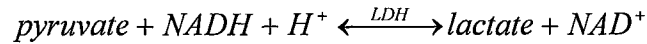
### 2.2.10.2. Aspartat aminotransferaze (GOT)

AST ya da ASAT olarak ta bilinen GOT, I.F.C.C. metodu ile çalışılmıştır. Bu metodun esası şu şekildedir;



### 2.2.10.3. Laktat dehidrogenez (LDH)

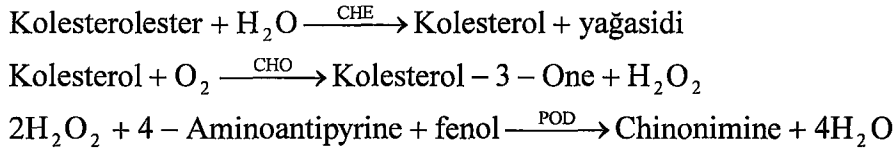
LDH (Laktat Dehidrogenaze) optimize standart metoduyla çalışılmıştır. Bu metodun prensibini oluşturan reaksiyon şu şekildedir:



Alınan numune önce pyruvate ( $\geq 0,73$  mmol/l, pH:7,5) sonra NADH bufferi ( $\geq 1,1$  mmol) ile muamele edilmiş ve cihazda okutulmuştur. Birimi U/l' dir (Anonymus, 1994a).

#### 2.2.10.4. Kolesterol (Chol)

Kolesterol seviyesinin belirlenmesinde enzimatik kolorimetrik test metodu uygulanmıştır. Bu metodun esası:



şeklinde. Bu testte kullanılan maddeler;

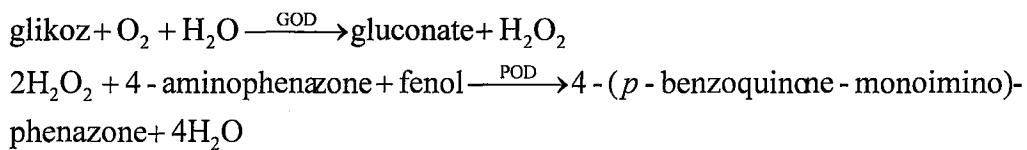
Good's buffer (pH 6,7)	50 mmol/l
Fenol	5 mmol/l
4-Aminoantipyrine	0,3 mmol/l
Kolesterol esterase	>200 U/l
Kolesterol oksidase	>100 U/l
Peroksidaz	>3 KU/l
Standart	200 mg/dl.

Elde edilen bileşik 546 nm dalga boyunda okunur. Buradan kolesterol şu şekilde hesaplanır (Anonymus 1994b):

$$\text{Kolesterol (mg/dl)} = \frac{\Delta A \text{ Sample}}{\Delta A \text{ Standart}} \times 100$$

#### 2.2.10.5. Glikoz (Glu)

Glikoz, enzimatik kolorimetrik test ile çalışılmıştır. Bu testin reaksiyonu şu şekildedir (Anonymus, 1993);



#### **2.2.10.6. Kreatin (Crea)**

Serum kreatin seviyeleri Bartel metodunun modifiye edilmiş şekli olan Jaffé metodu ile belirlenmiştir. Bu metot, kreatinin alkalın solüsyon içerisinde picrate ile renkli bir kompleks oluşturması esasına dayanır. Bu komplekse dönüşüm oranı hesaplanarak kreatin değeri bulunur. Alınan örnek önce sodyum hidroksit sonra pikrik asit ile muamele edilip cihazda okunmuştur. Birimi mg/dl' dir (Anonymus 1994b).

#### **2.2.10.7. Kalsiyum (Ca)**

$Ca^{+2}$ 'nin alkalın solüsyonda o-cresolphthalein ile kompleks oluşturarak mor menekşe rengi bir form aması esasına dayanan o-cresolphthalein kompleks metodu ile elde edilmiştir. numune önce R1 sonra R2 (starter reaktif/kromojen) ile muamele edilmiş sonra cihazda okunmuştur. Birimi mg/dl' dir (Anonymus 1997).

#### **2.2.10.8. Fosfor**

Fosfor tayini Molybdat reaksiyonu metoduyla yapılmıştır. Bu metodun prensibi inorganik fosfatın sülfürik asit içerisinde amonyum molybdat ile reaksiyona girmesi ve amonyum fosfomolibdat kompleksi formunu almasıdır. Birimi mg/l' dir (Anonymus 1994d).

#### **2.2.10.9. Serum Toplam Proteini (TP)**

Toplam protein, Biuret metodu ile çalışılmıştır. bu metodun ana prensibi; trtarat içeren alkalın bkır sülfat solüsyonu (Biuret reaktif) ile birlikte proteinler açık mavi renk oluştururlar. bu renk 540 nm dalga boyunda absorbans verir. Dolayısıyla MERCK Mega otoanalizerinde 540 nm'de serum mevcut reaktif ile muamele edilince serumdaki

proteinler renk değişimine neden olur. Bu renk değişiminin ölçüsü bize toplam protein miktarını verir. Birimi g/dl' dir (Anonymus 1998).

### **2.2.11. Muamele Grubu Balıklara Uygulanan Otopsi Protokolü**

Balık sudan çıkarıldıktan hemen sonra operkulum kaldırılarak solungaçlar anemi, mukus artışı, kan pıhtısı ve parazitik enfeksiyon yönünden incelendi. Tüm solungaç yayı ayrılarak mikroskopi için fikse edildi.

Gözlerde yapılan incelemelerde korneadaki opak görünüm, katarakt yada exophthalmus gibi durumlar olup olmadığı araştırıldı. Göz çevresindeki deri kesildi ve göz kaslarıyla optik sinirlerin görünebilmesi ve rahat kesilebilmesi için göz öne doğru çıkartıldı. Göz çıkartılarak göz yuvarında kanama ve eksudat olup olmadığı araştırıldı, daha sonra mikroskopi için fiksatifte koyuldu. Ağız açılarak ağız boşluğundaki peteşi ve anormallikler araştırıldı. Beyni açığa çıkarmak için kafa tası yarıldı ve daha sonra sinir bağlantıları kesildi. Serebrospinal sıvıda yada beyinde kanlı görünüm ve renk bozuklukları kontrol edildi. Beyin dokusu hızla otoliz olduğundan, mümkün olduğunca çabuk fiksatifte alındı.

Balıklar hep aynı taraftan yanal çizgi boyunca dikkatlice keserek ve bağırsakları kesmemeye özen göstererek vücut boşluğu açıldı. Karın duvarı yukarı kaldırılarak iç organlar açığa çıkartıldı. Kesim işlemi sırasında balıkların yeterli miktardaki organ parçaları alınarak fikse edildi.

Bulbus arteriosusun kranial kenarı kaldırılarak ventral aortayla bağlantısı kesildi. Kalbin çıkartılması için sinüs venosus kesilip, kalp parazit, karditis yada miyokardiyum ve kan damarlarıyla ilgili diğer lezyonlar yönünden incelendi.

Özofagus kesilerek iç organlar çıkarıldı ve bağırsak bir pensle tutulup kaldırılarak anüse yakın kısmı dipten kesildi. Bu şekilde karaciğer, dalak, pankreas ve intestinal bölge tamamen balıktan çıkarıldı. Karaciğer ve safra kesesi incelenerek herhangi bir yağ

dejenerasyonu ve safranin görünümünde anormal renk olup olmadığı not edildi. safranin karaciğerle temas ederek dejenerasyona sebep olmaması için safra kesesinin patlamamasına özen gösterildi. Aynı hassasiyet plorik sekalara ve gastro-intestinal sisteme de gösterildi. Bağırsak lümeni açılarak mukozada herhangi bir anormallik olup olmadığı not edildi. hava kesesinde herhangi bir anormallik olup olmadığı kontrol edildi.

Böbreğin hem kranial hem de kaudal bölgesinden mikroskopik çalışma için örnek alındı ve anormal renklerle birlikte ödem tarzı bulguların olup olmadığı not edildi (Bruno ve Poppe, 1996; Brown, 1993; .

### **2.2.12.Balıklarda Histopatolojik İncelemeler**

Balıklardan alınan organlar tamponlanmış formale konarak tespit için 3 gün bekletilmiştir.

Karaciğerde uzun eksene dik 5 mm kalınlığında kesitler alınmıştır. Böbreklerde ise arka böbrekten orta hatta uyar pozisyonda uzun eksene dik 5 mm kalınlığında örnekler alınmıştır. Alınan bu doku örnekleri kasetlere konulmuştur. Shandon Citadel 2000 ototeknikon doku takip cihazında % 70, 80, 85, 96 ve 100' lük alkollerden geçirilerek dehidrate edilmiştir.

Daha sonra ksilolden geçirilerek şeffaflaştırılmış, son olarak ta 45 °C' de ısıtılmış kaplarda doku sıvısı içerisine parafin geçirilmiştir. Otomatik doku takip cihazından çıkarılan doku örnekleri parafin bloklar içerisine gömülerek derin dondurucuda dondurulmuştur.

Bu örnekler Reichart marka mikrotomda 5 µ kalınlığında kesilmiştir. Bunlar önce 60 °C'lik etüvde bekletilerek kısmen, sonra ksilole konularak tam deparafinize edilmiştir.

Bir sonraki aşamada Hematoksilen Eozin boyasıyla boyanmış, Olympus BX 50 marka ışık mikroskopuyla birbirinden bağımsız 2 patolog tarafından histopatolojik

değerlendirme yapılmıştır (Caballero, et al., 1999; Salhi, et al., 1999; Bruno ve Poppe, 1996; Schreck ve Moyle, 1990; Bullock, 1989; Humanson, 1962).

### **2.2.13. İstatistik Analizler**

SAS (1996) paket programının GLM prosedürü ile varyans analizi yapılarak muamele grupları arası farklar istatistiksel olarak test edilmiştir. Ayrıca gruplara ait ortalamalar Duncan çoklu karşılaştırma testi ile analiz edilmiştir (Yıldız ve Bircan, 1991).

Biyokimyasal ve hematolojik analizler sırasında birkaç balığın bazı değerleri elde edilemediği için muamele gruplarına ait gözlem sayıları farklılık arz etmiştir.

### **2.2.14. Muamele Grubu Balıkların İmhası**

Deneme sonucunda pestisitle zehirlenmiş balıkların çevrede kalarak diğer canlılar için tehdit oluşturmaması için yakılarak imha edilmiştir.

### **3. SONUÇLAR**

#### **3.1. Makroskobik Bulgular**

Kontrol ve 3 muamele grubundan 3' er balık alınarak toplam 12 balığa otopsi uygulanmıştır. Elde edilen gözlem sonuçları şu şekildedir.

##### **3.1.1. Kontrol grubu**

Solungaçlar; anemi, mukus artışı, kan pıhtısı ve parazitik enfeksiyon yönünden incelendi ve anomali görülmedi.

Gözlerde yapılan incelemelerde korneadaki görünümün opak olduğuna, katarakt yada exophthalmus gibi durumlar olmadığına kanaat getirildi. İntestinal bölgede hemorajiye rastlanılmadı. Dalak, böbrek ve karaciğer normal renginde ve görünümündeydi. Vücut rengi balığın özelliklerini yansıtacak şekilde normal olarak bulunmuştur.

##### **3.1.2. I. Grup**

Bu grupta letal dozun  $\frac{1}{2}$ ' sinin uygulandığı balıklar yer almaktadır. Solungaçlarda anemik görünüm yanında hafif hemoraji ve erime, lamellar ödem, mukus miktarında artış, abdomende ve intestinal bölgede ödemler belirlenmiştir. Gözler opak görüntüsünü korumakla beraber çevrelerinde hemoraji, dalak renginde koyulaşma, barsak çevresindeki adipoz dokuda peteşiler, peritonda kısmi hemoraji, karaciğer renginde koyulaşma, böbrek normal görüntüsünde ve vücut renginde genel olarak koyulaşma belirlenmiştir.

### **3.1.3. II. Grup**

Kuyruk ve abdomende renk koyulaşması, göz altında kanama, solungaç rengi yer yer hafif solgun, genelde hiperemik, yüzgeçlerde çok hafif kanama, barsak çevresinde kanama, testislerde hafif kanama, dalak renginde koyulaşma, karaciğerde orta kısımda yoğun hemoraji, kenarlarda ise peteşiler, safra kesesi dolgun, böbrekler normal görüntüsünde ortaya çıkmıştır.

### **3.1.4. III. Grup**

Solungaçlarda çok hafif ödem ve çok hafif solgunluk, adipoz dokuda hafif hemoraji, karaciğer rengi normal, dalak renginde çok hafif koyulaşma, intestinal bölgede az miktarda hemoraji, böbrek normal görüntüsünde belirlenmiştir.

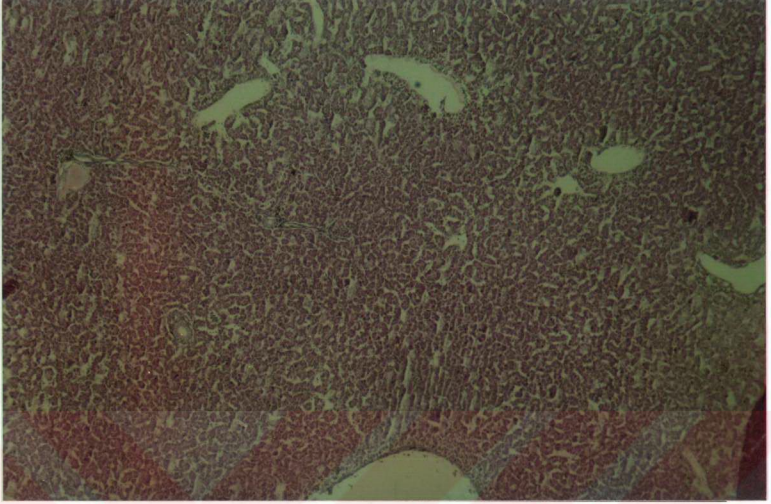
## **3.2. Histopatolojik Bulgular**

### **3.2.1. Kontrol Grubu**

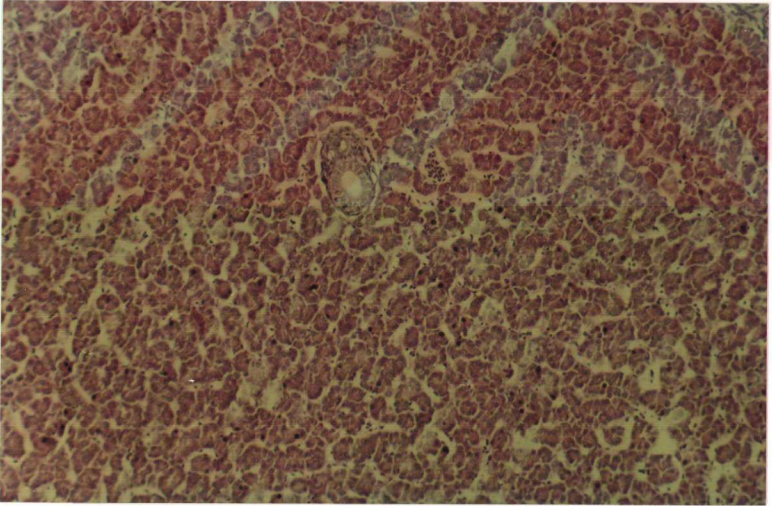
Kontrol grubu balıklarından alınan doku örneklerinde yapılan histopatolojik çalışma sonucunda karaciğerlerde dejenerasyon, yağlanma, hemoraji ve hücresel nekroza rastlanmamıştır (Şekil 3.1. ve Şekil 3.2.).

Böbreklerde de benzer semptomlar aranmış fakat normal doku görüntüsünün dışında bir semptom kaydedilmemiştir (Şekil 3.3.).

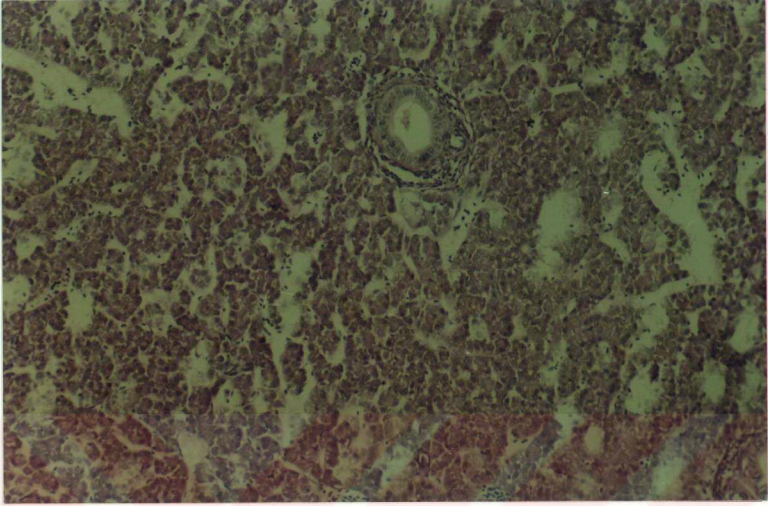




Şekil 3.1. Kontrol grubu balıkların normal karaciğer dokusu (Hematoksilen & Eozin x 40)



Şekil 3.2. Kontrol grubu balıkların normal karaciğer dokusu (H&E x 100)

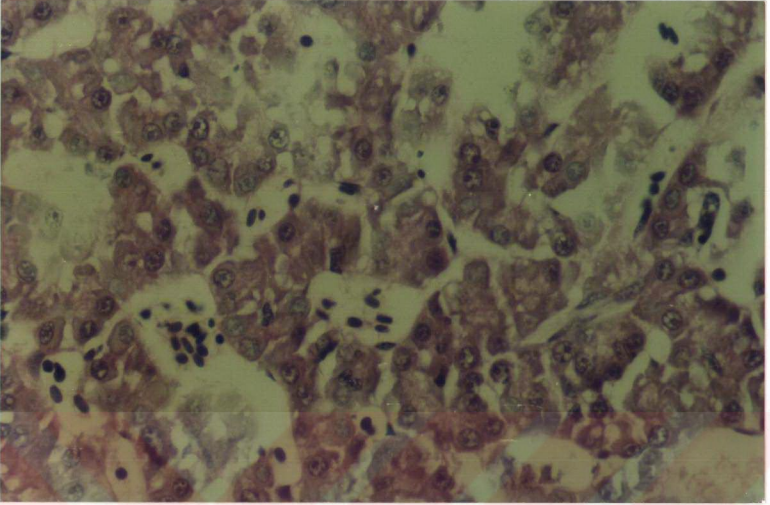


Şekil 3.3. Kontrol grubu balıkların normal böbrek dokusu (H&E x 100)

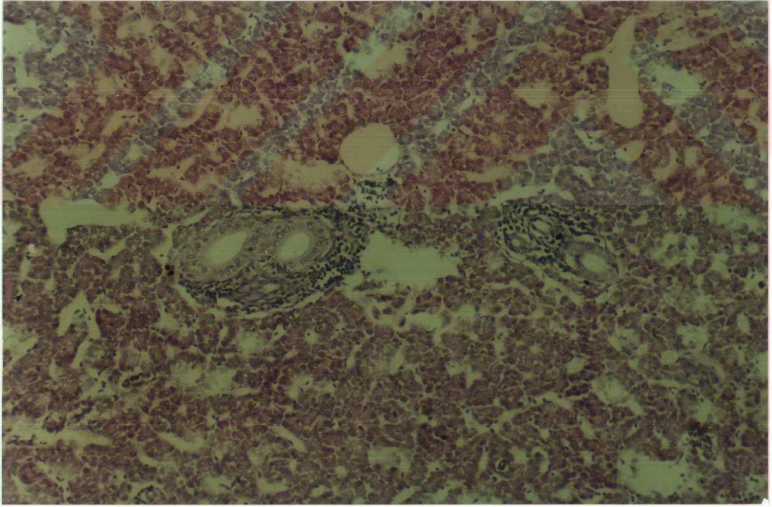
### 3.2.2. Muamele Grupları

Cypermethrine maruz bırakılan gruplardaki balıkların karaciğerlerinde hepatositlerde hidrofik dejenerasyon, vaküller dejenerasyon, yağlanma, hemoraji, hücresel nekroz (Şekil 3.4. ve Şekil 3.5.), intersitisiyel dokusunda iltihabi hücre infiltrasyonu (Şekil 3.6.) ve fibroblastik proliferasyon belirlenmiştir.

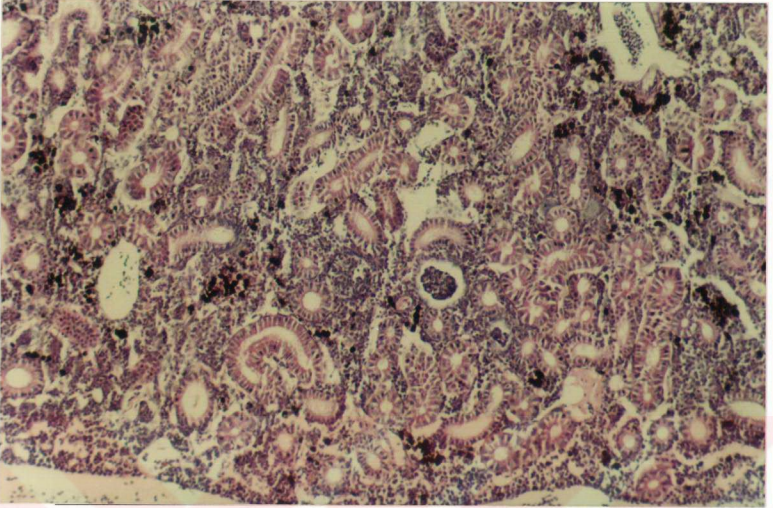
Yine bu gruplardaki balıkların böbrek dokularında vasküler dilatasyon, glomerüllerde hücresel proliferasyon, nekroz, fibrin, kanama (Şekil 3.7.), iltihabi hücre infiltrasyonları (Şekil 3.8.) görülmüş ve fotoğraflarla belirlenmiştir.



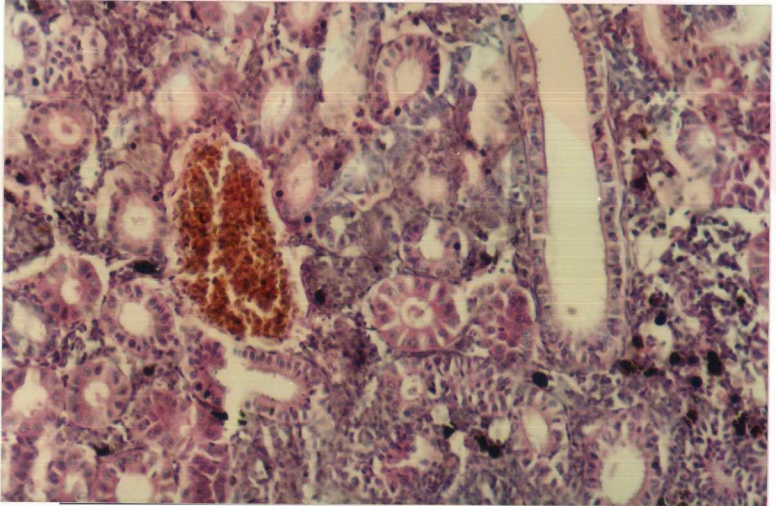
Şekil 3.4. Cypermethrine maruz bırakılan balıkların karaciğerinde hepatositlerde dejenerasyon ve nekroz (H&E x 100)



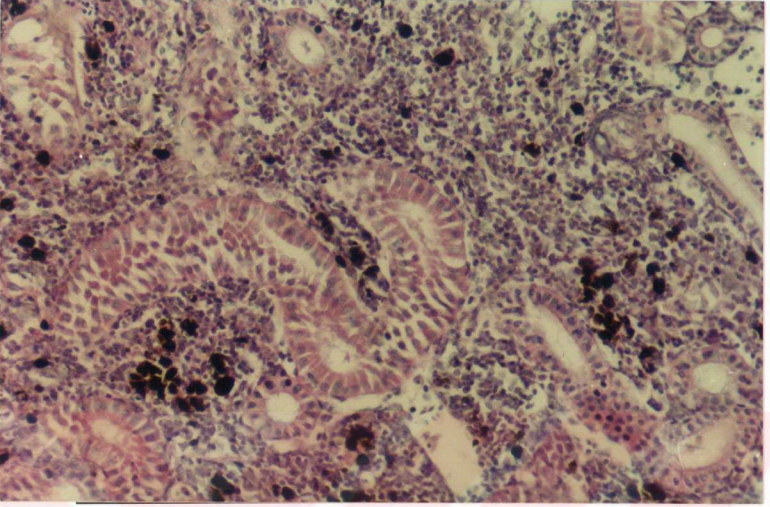
Şekil 3.5. Cypermethrine maruz bırakılan balıkların karaciğerinde hepatositlerde dejenerasyon ve nekroz (H&E x 400)



Şekil 3.6. Cypermethrine maruz bırakılan balıkların karaciğerinde perikanaliküler iltihabi hücre infiltrasyonu (H&E x 100)



Şekil 3.7. Cypermethrine maruz bırakılan balıkların böbreğinde kanama (H&E x 200)



Şekil 3.8. Cypermethrine maruz bırakılan balıkların böbreğinde intersitisiyel dokuda iltihabi hücre infiltrasyonu (H&E x 200)

### 3.3. Hematolojik Parametreler

Bu çalışmada kan hematolojisi parametrelerinden RBC (Eritrosit sayısı), WBC (Toplam lökosit sayısı), Plt (Trombosit sayısı), Hemogloblin, Hematokrit ve Eritrosit - sedimentasyon oranı çalışılmıştır.

#### 3.3.1. Eritrosit sayısı (RBC)

Çalışma sonunda elde edilen RBC ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.1' de, ortalama RBC değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.2' de sunulmuştur.

Tablo 3.1. RBC Değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
RBC	3	0,0721	0,0240	0,77	0,5248	Ö.S.
Hata	23	0,7221	0,0313			
Genel	26	0,7942				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.2. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama RBC sayıları ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Ortalama RBC Sayısı ( $10^6/\text{mm}^3$ )
I	8	$0,738 \pm 0,062^a$
II	8	$0,661 \pm 0,062^a$
III	8	$0,618 \pm 0,062^a$
Kontrol	3	$0,603 \pm 0,102^a$

### 3.3.2. Toplam Lökosit sayısı (WBC)

Çalışma sonunda elde edilen WBC ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.3' de, ortalama WBC değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.4' de verilmiştir.

Tablo 3.3. WBC Değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
WBC	3	3,717	1,239	0,30	0,8252	Ö.S.
Hata	24	99,190	4,132			
Genel	27	102,908				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.4. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama WBC sayıları ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Ortalama WBC Sayısı ( $10^4/\text{mm}^3$ )
I	9	$5,612 \pm 0,718^a$
II	8	$6,150 \pm 0,677^a$
III	8	$6,477 \pm 0,718^a$
Kontrol	3	$6,533 \pm 1,173^a$

### 3.3.3. Trombosit sayısı (Plt)

Çalışma sonunda elde edilen Plt ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.5' de, ortalama Plt değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.6' da sunulmuştur.

Tablo 3.5. Plt Değerine ait varyans analiz tablosu

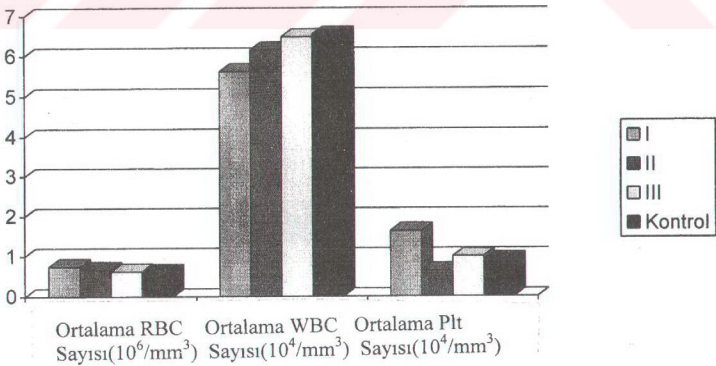
	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Plt	3	4,305	1,435	4,72	0,01	**
Hata	24	7,303	0,304			
Genel	27	11,609				

\*\* p<0.01 çok önemli

Tablo 3.6. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Plt sayıları ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Plt ( $10^4/\text{mm}^3$ )
I	9	$1,625 \pm 0,195^a$
II	8	$0,633 \pm 0,183^{a,b}$
III	8	$0,987 \pm 0,195^b$
Kontrol	3	$0,900 \pm 0,318^b$

Kontrol ve muamele gruplarına göre RBC, WBC ve Plt ortalama sayıları aynı grafik üzerinde Şekil 3.9' da gösterilmiştir.



Şekil 3.9. Gruplara göre ortalama RBC, WBC ve Plt değerleri



### 3.3.4. Hemogloblin

Bu çalışmada elde edilen Hemogloblin ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.7'de, ortalama Hemogloblin değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.8'de verilmiştir.

Tablo 3.7. Hemogloblin değerine ait varyans analiz tablosu

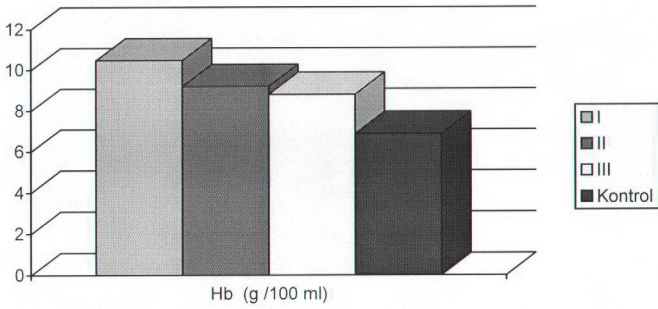
	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Hemogloblin	3	30,618	10,206	4,21	0,0158	*
Hata	24	58,181	2,424			
Genel	27	88,800				

\*p<0.05 önemli

Tablo 3.8. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Hemogloblin değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Hb (g /100 ml)
I	8	10,475 ± 0,550 <sup>a</sup>
II	9	9,200 ± 0,518 <sup>a</sup>
III	8	8,800 ± 0,550 <sup>a b</sup>
Kontrol	3	6,866 ± 0,898 <sup>b</sup>

Hemogloblin seviyelerinin kontrol ve muamele gruplarında aldığı değerler Şekil 3.10'da grafik olarak sunulmuştur.



Şekil 3.10. Gruplara göre hemoglobinin ortalama değerleri

### 3.3.5. Hematokrit

Çalışma sonucunda elde edilen Hematokrit ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.9'da, ortalama Hematokrit değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.10'da sunulmuştur.

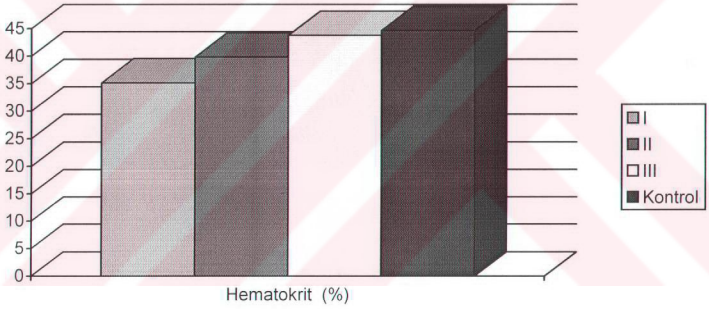
Tablo 3.9. Hematokrit değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Hematokrit	3	30,618	10,206	4,21	0,0158	*
Hata	24	58,181	2,424			
Genel	27	88,800				

\*p<0.05 önemli

Tablo 3.10. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Hematokrit değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Hematokrit (%)
I	8	35,125 ± 2,122 <sup>a</sup>
II	9	39,777 ± 2,000 <sup>a</sup>
III	8	43,750 ± 2,122 <sup>a b</sup>
Kontrol	3	44,666 ± 3,465 <sup>b</sup>



Şekil 3.11. Gruplara göre ortalama Hematokrit değerleri

### 3.3.6. Ortalama Eritrosit Hacmi (MCV)

MCV, hematokritin eritrosit sayısına bölünmesiyle elde edilen değerdir. Bu hesaplamalardan elde edilen MCV değeri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.11'de, ortalama MCV değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.12'de sunulmuştur.

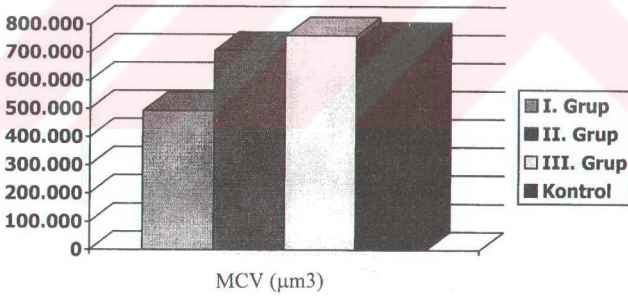
Tablo 3.11. MCV değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
MCV	3	342978.00	114326.00	2.15	0,1211	Ö.S.
Hata	23	1221238.86	53097.34			
Genel	26	1564216.86				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.12. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama MCV değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	MCV ( $\mu\text{m}^3$ )
I. Grup	8	493.492 $\pm$ 81.46 <sup>a</sup>
II. Grup	8	708.106 $\pm$ 81.46 <sup>a</sup>
III. Grup	8	761.522 $\pm$ 81.46 <sup>a</sup>
Kontrol	3	743.050 $\pm$ 133.03 <sup>a</sup>



Şekil 3.12. Gruplara göre hesaplanmış MCV değerleri

### 3.3.7. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobin Miktarı (MCH)

MCH, Hemoglobin değerinin eritrosit sayısına bölünmesiyle elde edilen değerdir. Bu hesaplamalardan elde edilen MCH değeri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.13’de, ortalama MCV değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.14’de sunulmuştur.

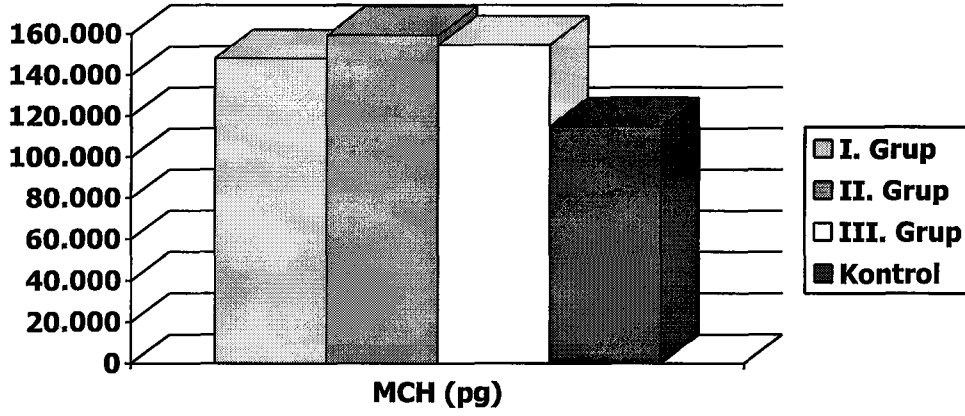
Tablo 3.13. MCH değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
MCH	3	4581.28	1527.09	0.54	0,6627	Ö.S.
Hata	23	65599.70	2852.16			
Genel	26	70180.99				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.14. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama MCH değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	MCH (pg)
I. Grup	8	148.196 ± 18.88 <sup>a</sup>
II. Grup	8	159.312 ± 18.88 <sup>a</sup>
III. Grup	8	154.695 ± 18.88 <sup>a</sup>
Kontrol	3	114.942 ± 30.83 <sup>a</sup>



Şekil 3.13. Gruplara göre hesaplanmış MCH değerleri

### 3.3.8. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobin Konsantrasyonu (MCHC)

MCHC, hemoglobinin hematokrite bölünmesi ile elde edilen değer 100 ile çarpılmasından bulunan değerlerdir. Bu hesaplamalardan elde edilen MCHC değeri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.15’de, ortalama MCHC değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.16’da sunulmuştur.

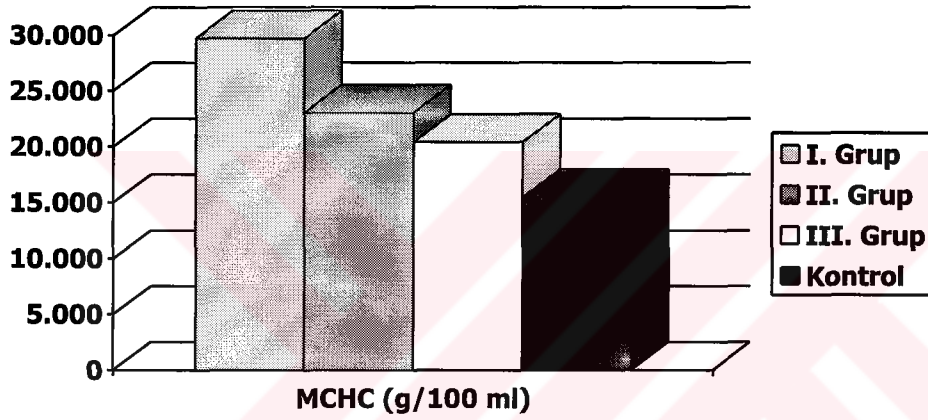
Tablo 3.15. MCHC değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
MCHC	3	579.935	193.311	20.68	0,0001	**
Hata	23	214.948	9.34			
Genel	26	794.884				

\*\* p<0.01 çok önemli

Tablo 3.16. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama MCHC değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	MCHC (g/100 ml)
I. Grup	8	29.703 ± 1.08 <sup>a</sup>
II. Grup	8	23.004 ± 1.08 <sup>b</sup>
III. Grup	8	20.404 ± 1.08 <sup>b</sup>
Kontrol	3	15.462 ± 1.76 <sup>c</sup>



Şekil 3.14. Gruplara göre hesaplanmış MCHC değerleri

### 3.3.9. Eritrosit - Sedimentasyon Oranı

Kontrol ve muamele gruplarında ölçülen Eritrosit - sedimentasyon oranı ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.17'de, ortalamala Eritrosit - sedimentasyon oranı değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.18' de verilmiştir.

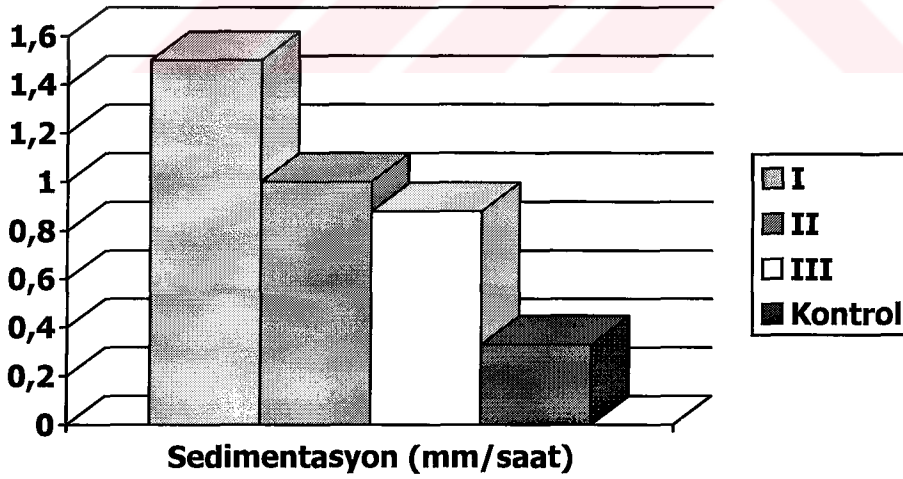
Tablo 3.17. Eritrosit - Sedimentasyon oranı değerlerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Sedimentasyon	3	3,409	1,136	7,988	0,0007	**
Hata	25	3,555	0,142			
Genel	28	6,965				

\*\* p< 0.05 çok önemli

Tablo 3.18. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Eritrosit - Sedimentasyon oranı değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Sedimentasyon (mm/saat)
I	8	1,50 ± 0,133 <sup>a</sup>
II	9	1,00 ± 0,125 <sup>b</sup>
III	9	0,88 ± 0,125 <sup>b</sup>
Kontrol	3	0,33 ± 0,217 <sup>c</sup>



Şekil 3.15. Gruplara göre ortalama sedimentasyon değerleri



### 3.4. Biyokimyasal Parametreler

#### 3.4.1. Alkalın fosfataz (ALP)

Çalışma sonunda elde edilen Alkalın fosfataz değerleri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.19' da, ortalamala Alkalın fosfataz değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.20' de sunulmuştur.

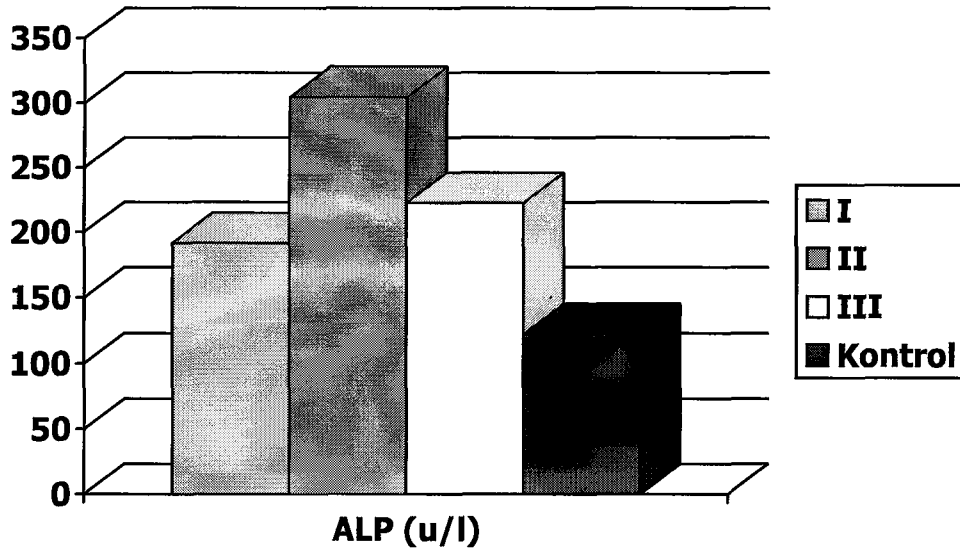
Tablo 3.19. ALP değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
ALP	3	96994.41	32331.47	3.68	0.0260	*
Hata	24	210750.26	8781.26			
Genel	27	307744.67				

\*  $p < 0.05$  önemli

Tablo 3.20. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama ALP değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	ALP (u/l)
I	9	191.625 ± 33.13 <sup>a</sup>
II	8	304.555 ± 31.23 <sup>a b</sup>
III	8	222.750 ± 33.13 <sup>a b</sup>
Kontrol	3	122.333 ± 54.10 <sup>b</sup>



Şekil 3.16. Gruplara göre ALP değeri

### 3.4.2. Glutamik Oksaloasetik Transaminaz (GOT)

Çalışma sonucunda ortaya çıkan ortalama GOT değerleri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.21' de, ortalama GOT değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.22' de sunulmuştur.

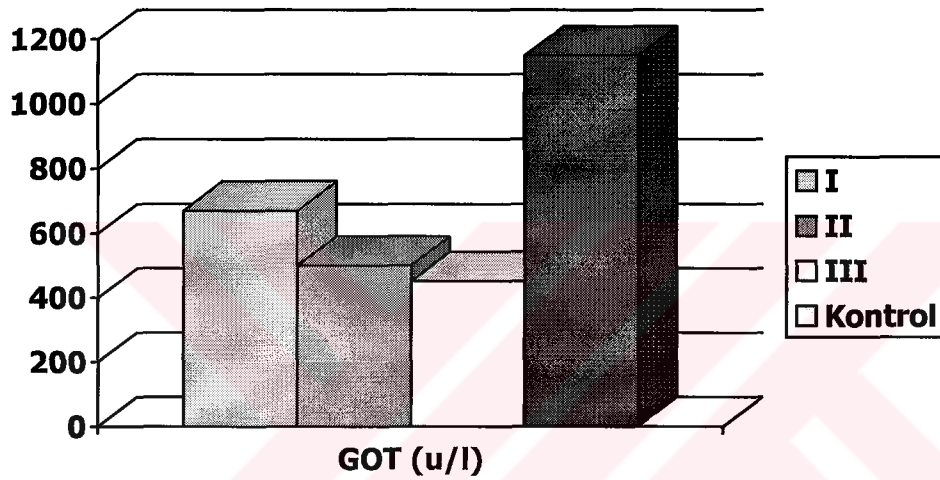
Tablo 3.21. GOT değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
GOT	3	1212544.8	404181.6	4.30	0.014	*
Hata	24	2254374.4	93932.2			
Genel	27	3466919.2				

\*  $p < 0.05$  önemli

Tablo 3.22. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama GOT değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	GOT (u/l)
I	8	670.125 ± 108.358 <sup>a</sup>
II	9	500.000 ± 102.161 <sup>b</sup>
III	8	451.125 ± 108.358 <sup>b</sup>
Kontrol	3	1149.666 ± 176.948 <sup>b</sup>



Şekil 3.17. Gruplara göre GOT değeri

### 3.4.3. Aspartat aminotransferase (GPT = AST)

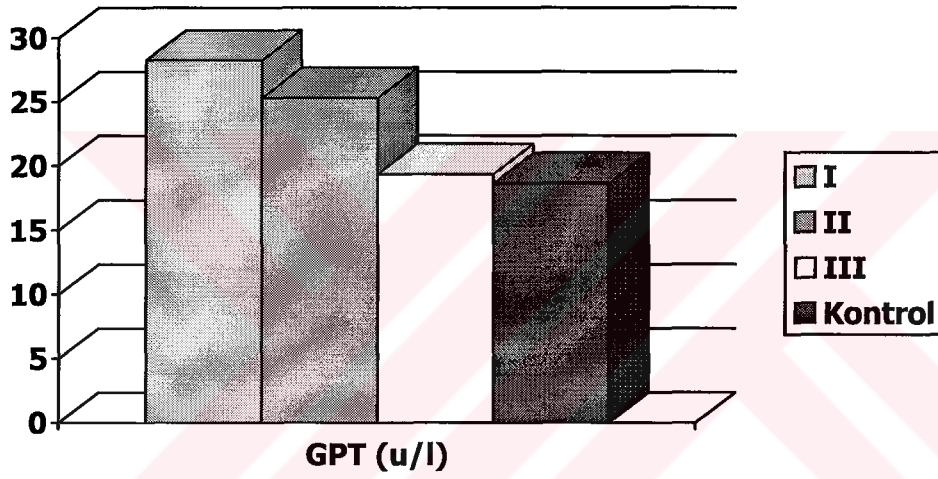
Çalışma sonucunda ortaya çıkan ortalama GPT değerleri ve bunların birbirleriyle karşılaştırma sonuçları Tablo 3.23' de, varyans analizi tablosu ise Tablo 3.24' de sunulmuştur.

Tablo 3.23. GPT değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
GPT	3	415.208	138.402	2.34	0.0985	Ö.S.
Hata	24	1418.041	59.085			
Genel	27	1833.250				

Tablo 3.24. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama GPT değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	GPT (u/l)
I	8	28.250 ± 2.71 <sup>a</sup>
II	9	25.333 ± 2.56 <sup>a</sup>
III	8	19.375 ± 2.71 <sup>a</sup>
Kontrol	3	18.666 ± 4.43 <sup>a</sup>



Şekil 3.18. Gruplara göre GPT değeri

#### 3.4.4. Serum Laktat Dehidrogenaz (LDH)

Bu çalışmada ortaya çıkan LDH değerlerine ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.25' de, ortalama LDH değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.26' da verilmiştir.

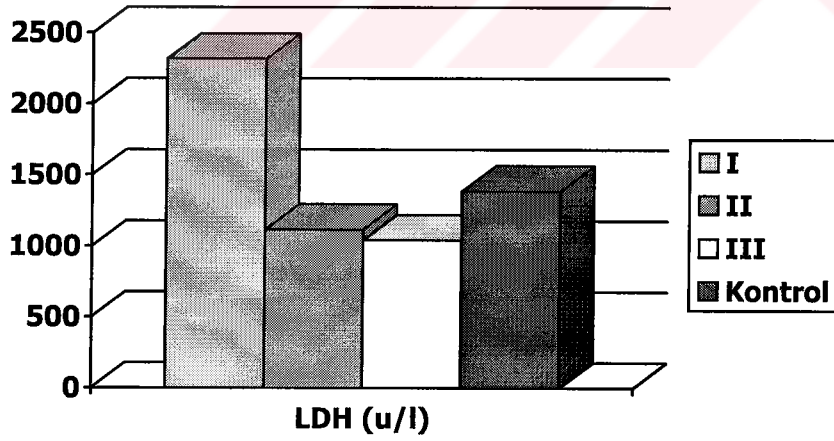
Tablo 3.25. LDH değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
LDH	3	8329803.88	2776601.29	3.88	0.0216	*
Hata	24	17184750.97	716031.29			
Genel	27	25514554.85				

\*p<0.05 önemli

Tablo 3.26. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama LDH değerleri ve çoklu karşılaştırılma testi sonuçları

Gruplar	n	LDH (u/l)
I	8	2315.375 ± 299.172 <sup>a</sup>
II	9	1116.222 ± 282.062 <sup>a,b</sup>
III	8	1042.125 ± 299.172 <sup>b</sup>
Kontrol	3	1384.666 ± 488.545 <sup>b</sup>



Şekil 3.19. Gruplara göre LDH değeri

### 3.4.5. Kolesterol (Chol)

Kan kolesterol seviyeleri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.27' de ve ortalama değerler ile bunların öoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.28' de sunulmuştur.

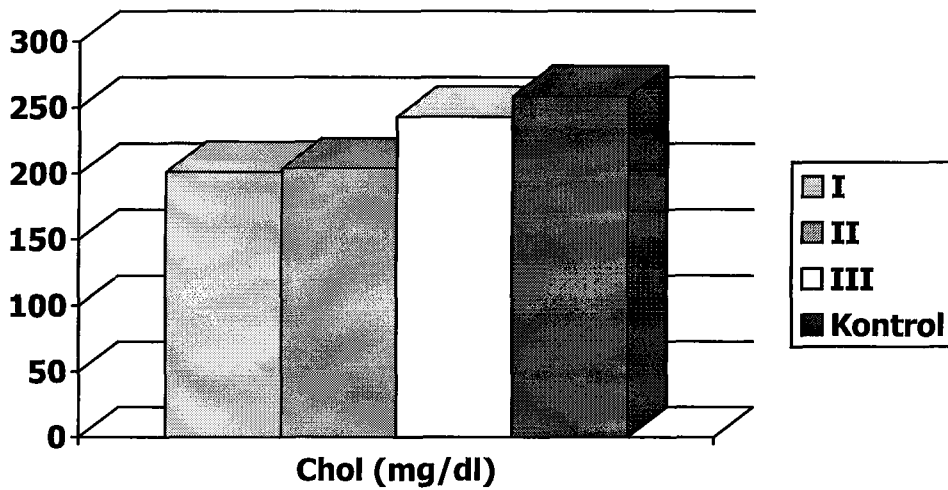
Tablo 3.27. Kolesterol değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Chol	3	13845.783	4615.261	1.27	0.3069	Ö.S.
Hata	24	87177.930	3632.413			
Genel	27	101023.714				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.28. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Kolesterol değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Chol (mg/dl)
I	8	201.250 ± 21.308 <sup>a</sup>
II	9	204.111 ± 20.089 <sup>a</sup>
III	8	243.125 ± 21.308 <sup>a</sup>
Kontrol	3	258.666 ± 34.796 <sup>a</sup>



Şekil 3.20. Gruplara göre kan kolesterol seviyeleri

### 3.4.6. Glikoz

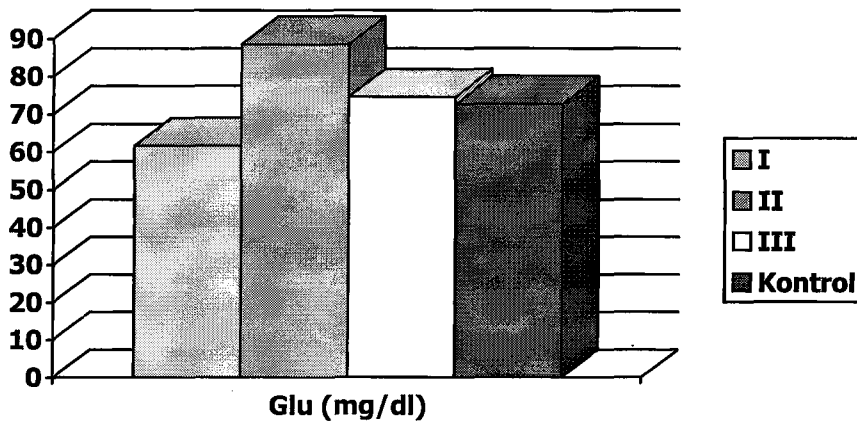
Çalışmamız sonucunda ortaya çıkan kan glikoz seviyeleri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.29' da, ortalama glikoz değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.30' da verilmiştir.

Tablo 3.29. Glikoz değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Glikoz	3	3075.914	1025.304	3.55	0.0293	*
Hata	24	6922.763	288.448			
Genel	27	9998.678				

Tablo 3.30. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Glikoz değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Glu (mg/dl)
I	9	61.625 ± 6.004 <sup>a</sup>
II	8	88.444 ± 5.661 <sup>a b</sup>
III	8	74.500 ± 6.004 <sup>a b</sup>
Kontrol	3	72.666 ± 9.805 <sup>b</sup>



Şekil 3.21. Gruplara göre kan glikoz düzeyleri

### 3.4.7. Serum Kreatin Seviyesi

Kontrol ve muamele gruplarında ortaya çıkan kan kreatin seviyelerinin ortalamalarına ait varyans analizi tablosu Tablo 3.31'de, ortalama kreatin değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.32'de sunulmuştur.

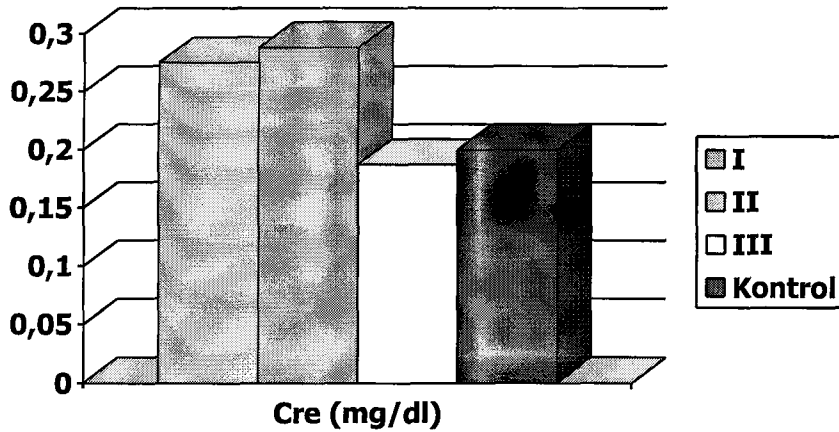
Tablo 3.31. Kreatin değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Kreatin	3	0.057	0.019	1.29	0.299	Ö.S.
Hata	24	0.352	0.014			
Genel	27	0.409				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.32. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Kreatin değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Cre (mg/dl)
I	9	0.275 ± 0.042 <sup>a</sup>
II	8	0.288 ± 0.040 <sup>a</sup>
III	8	0.187 ± 0.042 <sup>a</sup>
Kontrol	3	0.200 ± 0.069 <sup>a</sup>



Şekil 3.22. Gruplara göre kreatin değeri



### 3.4.8. Kalsiyum

Çalışma sonucunda bulunan kan kalsiyum muhtevaları ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Tablo 3.33' de, ortalama kalsiyum değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.34' de sunulmuştur.

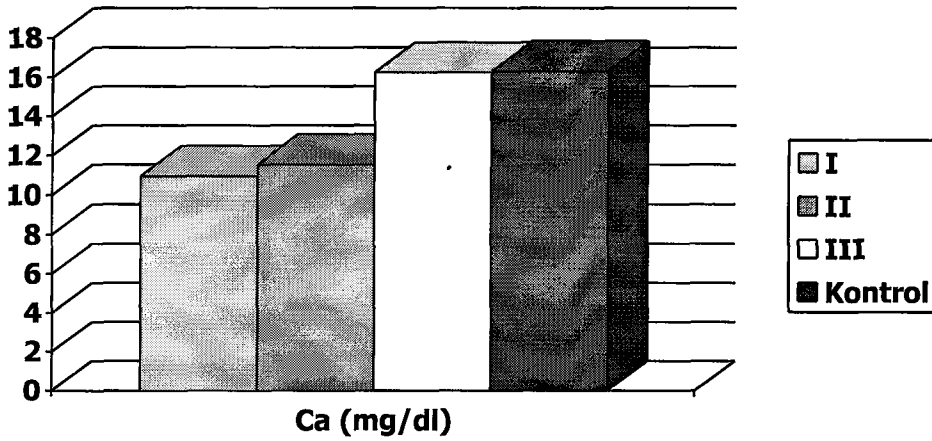
Tablo 3.33. Kalsiyum değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Kalsiyum	3	169.160	56.386	2.25	0.108	Ö.S.
Hata	24	600.946	25.039			
Genel	27	770.106				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.34. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Kalsiyum değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Ca (mg/dl)
I	8	10.962 ± 1.769 <sup>a</sup>
II	9	11.544 ± 1.667 <sup>a</sup>
III	8	16.262 ± 1.769 <sup>a</sup>
Kontrol	3	16.333 ± 2.889 <sup>a</sup>



Şekil 3.23. Gruplara göre kan kalsiyum muhtevaları

### 3.4.9. Fosfor

Kontrol ve tarımsal ilaca maruz bırakılan gruplarda ortaya çıkan Fosfor değerleri ortalamalarına ait varyans analizi tablosu Tablo 3.35’de, ortalama Fosfor değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Tablo 3.36’ da verilmiştir.

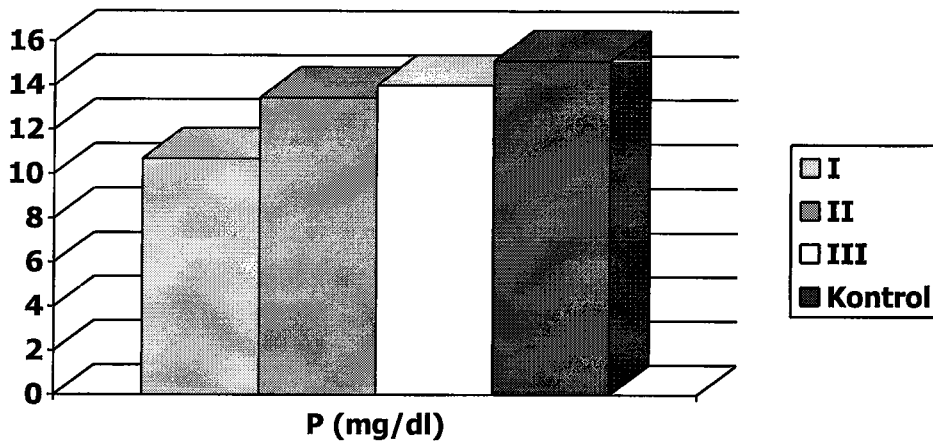
Tablo 3.35. Fosfor değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Fosfor	3	66.413	22.137	2.84	0.0590	Ö.S.
Hata	24	186.846	7.785			
Genel	27	253.260				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.36. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Fosfor değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	P (mg/dl)
I	8	10.687 ± 0.986 <sup>a</sup>
II	9	13.444 ± 0.930 <sup>a b</sup>
III	8	14.012 ± 0.986 <sup>a b</sup>
Kontrol	3	15.133 ± 1.610 <sup>b</sup>



Şekil 3.24. Gruplara göre kan fosfor seviyeleri

### 3.4.10. Serum Toplam Protein (TP)

Araştırmamız sonucunda ölçülen Toplam Protein değerleri ortalamalarının varyans analizi tablosu Tablo 3.37' de, toplam protein ortalamaları ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları ise Tablo 3.38' de ortaya konulmuştur.

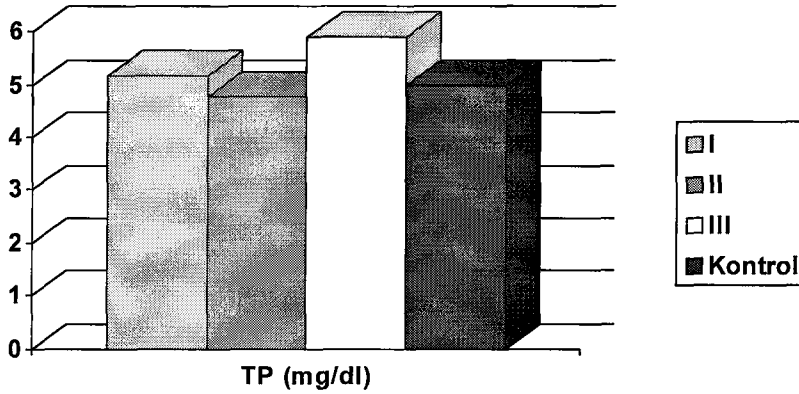
Tablo 3.37. Toplam Protein değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Toplam Protein	3	5.853	1.951	0.94	0.4383	Ö.S.
Hata	24	49.987	2.082			
Genel	27	55.841				

Ö.S: Önemsiz

Tablo 3.38. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Toplam Protein değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	TP (mg/dl)
I	8	5.162 ± 0.510 <sup>a</sup>
II	8	4.766 ± 0.481 <sup>a</sup>
III	9	5.912 ± 0.510 <sup>a</sup>
Kontrol	3	5.000 ± 0.831 <sup>a</sup>



Şekil 3.25. Gruplara göre toplam protein seviyeleri

### 3.4.11.Sodyum

Kan sodyum seviyeleri ortalamalarının varyans analizi tablosu, Tablo 3.39'da, ortalama sodyum değerleri ile çoklu karşılaştırmatesti sonuçları Tablo 3.40' da sunulmuştur.

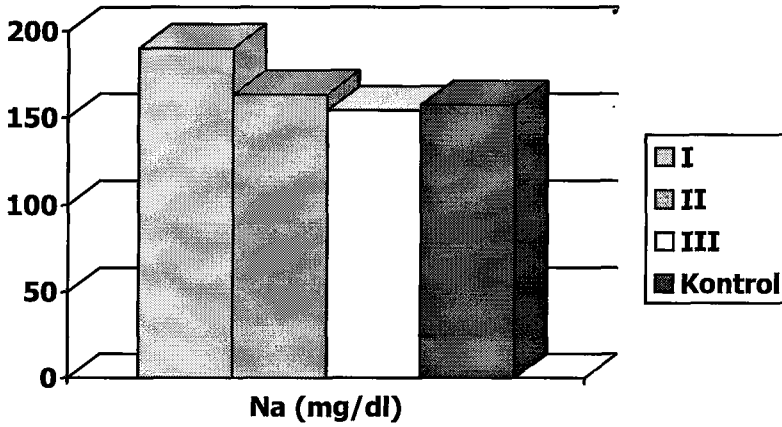
Tablo 3.39. Sodyum değerine ait varyans analiz tablosu

	S.D.	K.T.	K.O.	f	p	Önem Seviyesi
Sodyum	3	5991.539	1997.179	23.20	0.0001	**
Hata	24	2065.888	86.078			
Genel	27	8057.428				

\*\* p<0.01 çok önemli

Tablo 3.40. Uygulanan pestisit dozlarına göre ortalama Sodyum değerleri ve çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Gruplar	n	Na (mg/dl)
I	8	190.250 ± 3.280 <sup>a</sup>
II	9	163.555 ± 3.092 <sup>b</sup>
III	8	154.250 ± 3.280 <sup>b</sup>
Kontrol	3	157.333 ± 5.356 <sup>b</sup>



Şekil 3.26. Gruplara göre sodyum seviyeleri

## 4. TARTIŞMA

Araştırmamız kontrol, I. Grup (1/2 Letal Doz Cypermethrin), II. Grup (1/4 Letal Doz Cypermethrin) ve III. Grup (1/8 Letal Doz Cypermethrin) olmak üzere dört gruptan oluşmaktadır. Uygulanan 3 farklı dozun balıklarda neden olduğu yapısal ve organsal değişimler otopsi gözlemleriyle, histopatolojik değişimler patolojik çalışmayla, ilacın hematotoksitesisi ve kan biyokimyasına etkileri analizlerle belirlenmeye çalışılmıştır. Elde edilen değerler toplu olarak sonuçlar kısmında sunulmuştur. Bu bölümde araştırma sonunda elde edilen değerlerin mevcut literatürlerle olan uygunluk yada farklılıkları ortaya konulmaya çalışılacaktır.

### 4.1. Makroskobik Bulgular

Cypermethrine maruz bırakılan balıkların solungaçlarda anemik görünüm yanında hafif hemoraji ve erime, lamellar ödem, mukus miktarında artış abdomende ve intestinal bölgede ödemler belirlenmiştir. Andrews, et al. (1966) Heptaklor' un *Lepomis macrochorus*' da, Eller (1969) ise Hydrothol' un güneş balığında solungaçlarda ödem yaptığını bildirmişlerdir. Valin, et al. (1968) katil alabalıkta (Cutthroat trout) Mirex' in solungaçta erime, ödem ve anevrizmaya yol açtığını, Lowe (1964) ise Toksafon' un subletal konsantrasyonlarının *Leiostomos xanthurus*' da lamellar epitelyumu kalınlaştırdığını rapor etmişlerdir.

Bu çalışmada karaciğer renginde koyulaşma ve ödemler belirlenmiştir. Mathur (1962); Lowe (1964) ve Andrews, et al. (1966) çeşitli pestisitlerin farklı tür balıkların karaciğerlerinde dejenerasyona yol açtığını bildirmişlerdir. Christie (1963), 3-triflurometil-4-nitrofenol'ün alabalık karaciğerinde kızarma yaptığını, Eller (1971) ise Endrine maruz bırakılmanın katil alabalığın karaciğerinde kızarıklığa ve çeşitli morfolojik değişikliklere neden olduğunu, rapor etmiştir.

Bu çalışmada böbrek normal bulunmasına karşın, King (1962) ve Buhler (1969) DDT' nin salmonların böbreklerinde dejenerasyona neden olduğunu rapor etmişlerdir.

Pestisit uygulanan balıklarda vücut rengi genel olarak koyulaşmıştır. Bu sonuç Atrazin' e maruz bırakılan göl alabalıklarında rapor edilen durum ile benzerlik göstermektedir (Ribelin ve Migaki, 1975).

Bu semptomların çoğu balıklarda tipik zehirlenme belirtileri olarak bilinmektedir. Elde edilen bu bulgular literatürlerle uygunluk içerisinde (Mathur, 1962; Christie, 1963, Andrews, 1966).

#### **4.2. Histopatolojik Bulgular**

Kontrol grubu balıkların karaciğer dokuları normal görüntü sergilerken (Şekil 3.1. ve Şekil 3.2.), Cypermethrin' in subletal dozlarına maruz kalan balıkların karaciğerlerinden alınan kesitlerde; hepatositlerde hidrofik dejenerasyon (Şekil 3.4.) , vakilla dejenerasyon, yağlanma, hemoraji, hücresel nekroz (Şekil 3.5.), intersitisiyel dokusunda iltihabi hücre infiltrasyonu (Şekil 3.6.), fibroblastik proliferasyon belirlenmiştir.

King (1962), kahverengi alabalıkta DDT' nin hepatik hücrelerde vakuollere yol açtığını, Eller (1971) Klordane'nin göl alabalığı karaciğerinde odaksal alanlarda hücresel vakülasyon ve hepatositlerde hidrofik dejenerasyon yaptığını bildirmişlerdir. Cope (1966) Metoksiklor' un Gökkuşuğu alabalığı karaciğerinde spesifik olmayan dejenerasyonlar yaptığını, Matton ve LaHam (1969), yine aynı balığın Dyloks' a 16 saat maruz bırakılmasının karaciğer hücrelerinde vakülasyona ve yağlanmaya yol açtığını rapor etmişlerdir.

Kontrol grubu balıkların böbrek dokusunda herhangi bir semptom elde edilmemiş normal görüntülerinde olduğu belirlenmişken (Şekil 3.3.); Cypermethrin' in subletal dozlarına maruz kalan balıkların böbreklerinden alınan kesitlerde vasküler dilatasyon, glomerüllerde hücresel proliferasyon, nekroz, fibrin, kanama (Şekil 3.7.), intersitisiyel

dokuda kanama, iltihabi hücre infiltrasyonu (Şekil 3.8.) bulunduğu ortaya konulmuştur. King (1962) ve Buhler, et al. (1969) DDT' nin salmonların böbreklerinde benzer dejenerasyonlara yol açtığını bildirmişlerdir.

### 4.3. Kan Parametreleri İle İlgili Sonuçlar

#### 4.3.1. Hematolojik Parametreler.

##### 4.3.1.1. Eritrosit Sayısı (RBC)

Bu çalışmada elde edilen ortalama eritrosit sayıları Tablo 3.2'de toplu olarak verilmiştir. Tablo 3.1'de görüldüğü gibi; kontrol grubu ile muamele grupları arasındaki farklar ve muamele gruplarının kendi arasındaki farklar istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır (Tablo 3.3.).

Kontrol grubundaki balıklardan alınan kan örneklerinde ortalama eritrosit sayısı  $0,603 \times 10^6/\text{mm}^3$  olarak belirlenmiştir. Bu değer, Kocabatmaz ve Ekingen (1984)'in sağlıklı Gökkuşuğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) için bildirdiği değerle uygunluk göstermektedir (min  $0.538 \times 10^6/\text{mm}^3$ , max  $1.185 \times 10^6/\text{mm}^3$ , ort  $0,782 \times 10^6/\text{mm}^3$ ). Ezzat, et al. (1974) bu değer *Tilapia zilli*' de  $1.8 \times 10^6/\text{mm}^3$ , Satake, et al., (1986) zırhlı kedi balığı (*Hypostomus paulinus*)'nda  $0,66 - 2,01 \times 10^6/\text{mm}^3$  aralığında olduğunu, Favaretto, et al. (1978), kültüre alınmış *Hypostomus regani*' de  $0,69 \times 10^6/\text{mm}^3$ , Satake, et al. (1985) yabancı *Hypostomus regani*' de  $1,04 \times 10^6/\text{mm}^3$ , Torres, et al. (1986), *Hypostomus punctatus*'da  $1,00 \times 10^6/\text{mm}^3$ , Santhakumar, et al. (1999), *Anabas testudineus*'da  $4,09 \times 10^6/\text{mm}^3$  olduğunu rapor etmişlerdir.

En düşük dozun uygulandığı gruptaki balıkların ortalama eritrosit sayıları  $0,618 \pm 0,062 \times 10^6/\text{mm}^3$ , II. Grubun  $0,661 \pm 0,062 \times 10^6/\text{mm}^3$ , ve en yüksek dozun uygulandığı grubun (III: Grup) ise  $0,738 \pm 0,062 \times 10^6/\text{mm}^3$  olarak bulunmuştur (Tablo 3.1). Bu

değerlerden anlaşılacağı üzere; uygulanan doz arttıkça eritrosit sayılarında da artma görülmektedir. Bu durum; *Tilapia mossambica*' da kadmiyum kloridi deneyen Aziz, et al. (1993), üreye maruz bırakmanın *Puntius sophore*'de etkilerini inceleyen Sharma ve Gupta (1994), Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda Fenvalerate'nin subletal dozlarını uygulayan Shakoori, et al. (1996) ve tatlı su kedi balığı (*Heteropneustes fossilis*)'nda Deltamethrinin toksik etkisini inceleyen Kumar, et al. (1999)'la paralellik gösterirken; *Cyprinus carpio*' da Fenvalerate ve Cypermethrini deneyen Malla Reddy ve Bashamohideen (1989); Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda cıva kloridin subletal dozlarını uygulayan Shakoori, et al. (1991) ve *Anabas testudienus*'da monocrotophosun subletal dozlarını deneyen Santhakumar, et al. (1999) ile çalışmaktadır.

Malla Reddy ve Bashamohideen (1989)' e göre *Cyprinus carpio*'da Fenvalerate ve Cypermethrin eritrosit sayısını  $2.70 \pm 0.13 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'den  $1.02 \pm 0.15 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'e; Shakoori, et al (1991)'a göre Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nın cıva kloridin subletal dozlarına 48 saat maruz bırakılması balık kanlarındaki eritrosit sayısını  $1.28 \pm 0.08 \times 10^6/\text{mm}^3$ ' den  $0.99 \pm 0.02 \times 10^6/\text{mm}^3$ ' ye; Santhakumar, et al. (1999)' a göre ise monocrotophosun subletal dozları *Anabas testudienus*'da eritrosit sayısını  $4.09 \pm 0.13 \times 10^6/\text{mm}^3$ ' den  $3.53 \pm 0.17 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'ye düşürmüştür.

Aziz, et al. (1993)' e göre, *Tilapia mossambica*'da kadmiyum klorid eritrosit sayısını  $1.2 \pm 0.014 \times 10^6/\text{mm}^3$ ' den  $1.28 \pm 0.01 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'ye; Sharma ve Gupta (1994)'e göre üreye maruz bırakılan *Puntius sophore*'de  $1.16 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'den,  $1.84 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'ye; Shakoori, et al.(1996)' e göre, Fenvalerate'nin subletal dozlarına maruz bırakılan Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nın eritrosit sayısının sayısını  $1.16 \pm 0.08 \times 10^6/\text{mm}^3$ ' den  $1.48 \pm 0.05 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'ye; Kumar, et al.(1999)' a göre ise, tatlı su kedi balığına Deltamethrin verilmesinin eritrosit sayısını  $4.6 \pm 1.2 \times 10^6/\text{mm}^3$ ' den  $6.5 \pm 1.5 \times 10^6/\text{mm}^3$ 'ye yükseltmektedir.



Bu çalışmada bulunan değerler ile literatürler arasında ve bu literatürlerin kendi aralarındaki farklılıklar denemeye alınan balık türlerinin ve kullanılan toksikantların farklı olmasından kaynaklanmaktadır.

#### 4.3.1.2. Lökosit Sayısı (WBC)

Çalışmamızda elde ettiğimiz değerler Tablo 3.1'de toplu olarak verilmiştir. Kontrol grubundaki balıklardan alınan kan örneklerinde ortalama lökosit sayısı  $6,533 \pm 1,173 \times 10^4/\text{mm}^3$  olarak belirlenmiştir. Bu değer, Kocabatmaz ve Ekingen (1984)'in sağlıklı Gökkuşluğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) için bildirdiği değerle uygunluk göstermektedir (min  $3,0 \times 10^4$ , max  $6.5 \times 10^4$  ve ort  $4.6 \times 10^4$ ). Ezzat, et al. (1974) bu değer için *Tilapia zilli*'de  $0.7 \times 10^4/\text{mm}^3$ , Santhakumar, et al. (1999), *Anabas testudineus*'da  $4,71 \times 10^4/\text{mm}^3$  olduğunu rapor etmişlerdir.

Araştırmamızda farklı dozlara göre WBC değişimi şu şekilde olmuştur, I: Grup,  $5,612 \pm 0,718 \times 10^4/\text{mm}^3$ , II. Grup,  $6,150 \pm 0,677 \times 10^4/\text{mm}^3$  ve III. Grup,  $6,477 \pm 0,718 \times 10^4/\text{mm}^3$ . Görüldüğü gibi en yüksek değer ( $6,533 \pm 1,173 \times 10^4/\text{mm}^3$ ) kontrol grubunda çıkarken sırasıyla doz arttıkça lökosit sayısı da azalmıştır (Tablo 3.2.). Bu sonuç, Shakoori, et al. (1996) ile paralellik göstermektedir.

Farklı tür balık ve kimyasalları kullanan Shakoori, et al. (1991); Aziz, et al.(1993); Kumar, et al. (1999); Shakoori, et al. (1996) ve Santhakumar, et al. (1999) ise lökosit miktarlarının arttığını belirtmişlerdir.

Araştırma sonucunda elde edilen ortalama değerlerden, kontrol ile gruplar arasında ve grupların kendi arasındaki farklılığın istatistiksel olarak önem taşımadığı belirlenmiştir (Tablo 3.5.).

#### 4.3.1.3. Trombosit Sayısı (Plt)

Kontrol grubunda belirlenen ortalama trombosit sayısı ( $0,90 \pm 0,318 \times 10^4/\text{mm}^3$ ), Kocabatmaz ve Ekingen, (1984) ile ( $\text{min } 0.4 \times 10^4/\text{mm}^3$ ,  $\text{max } 2.41 \times 10^4/\text{mm}^3$  ve ort  $0.94 \times 10^4/\text{mm}^3$ ) uygunluk göstermektedir. Trombosit değerinin stresten çok fazla etkilenen bir değer olduğu, Gökkuşacağı alabalıklarında stresten önce  $2.1 \times 10^4/\text{mm}^3$  iken stresten sonra  $4.3 \times 10^4/\text{mm}^3$ 'ye yükseldiği yine aynı araştırmacılar tarafından bildirilmiştir. Satake, et al. (1986), bu değer zırlı kedi balığı (*Hypostomus pulinus*)'nda  $1.657 \pm 0,341 \times 10^4/\text{mm}^3$  olduğunu bildirmektedir.

Kontrol grubundan diğer gruplara gidildikçe bir artış görülmektedir ki bu da, uygulanan pestisit dozu arttıkça trombosit sayısının arttığını göstermektedir (Tablo 3.1.). III. Grupta  $0.987 \pm 0.195 \times 10^4/\text{mm}^3$ , II. Grupta  $0.633 \pm 0,183 \times 10^4/\text{mm}^3$  ve en yüksek değer I. Grupta  $1.625 \pm 0.195 \times 10^4/\text{mm}^3$  olarak bulunmuştur. I. grup ile III. Grup ve I. Grup ile kontrol arasındaki farklar istatistiki olarak çok önemli bulunmuştur ( $p < 0.01$ )(Tablo 3.7.). Mevcut literatürlerde bu parametre kullanılmadığından diğer çalışmalarla karşılaştırma imkanı bulunamamıştır.

#### 4.3.1.4. Hemoglobin

Kontrol grubu ortalama hemoglobin değeri  $6.86 \pm 0.89$  g/100 ml olarak bulunmuştur. Çalışma sonuçları çoklu karşılaştırma testine tabi tutulunca, grupların kendi aralarındaki farkların istatistiki olarak önemli bulunmazken, gruplar ile kontrol arasındaki farkın ( $p < 0.05$ ) seviyesinde önemli olarak ortaya çıkmıştır (Tablo 3.7.). Bu değer Kocabatmaz ve Ekingen (1984)'in sağlıklı Gökkuşacağı alabalığı için bildirdiği aralıkta yer almaktadır (min 4.3, max 10.9 ve ort.6.5).

Favaretto, et al. (1978), kültüre alınmış *Hypostomus regani*'de 8.6 g/100 ml; Satake, et al. (1985) yabani *Hypostomus regani*'de 8,5 g/100 ml ; Satake, et al., (1986) zırlı kedi

balığı (*Hypostomus paulinus*)'nda  $6.87 \pm 0.46$  g/100 ml; Torres, et al. (1986), *Hypostomus punctatus*'da  $7.6$  g/100 ml; Malla Reddy ve Bashamohideen (1989), *Cyprinus carpio*'da  $8.07 \pm 0.86$  g/100 ml; Santhakumar, et al. (1999), *Anabas testudineus*'da  $14.53$  g/100 ml; Aziz, et al. (1993), *Tilapia mossambica*'da,  $9,80 \pm 1.17$  g/100 ml, Kumar, et al. (1999), Tatlı su kedi balığı (*Heteropneustes fossilis*)'nda  $14.5 \pm 2.5$  g/100 ml; Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda ise Shakoori, et al. (1991),  $4.38 \pm 2.5$  g/100 ml, Shakoori, et al. (1996) ise  $4.33 \pm 0.18$  g/100 ml olduğunu rapor etmişlerdir.

Bu çalışmada en düşük değeri kontrol grubu ( $6,866 \pm 0,898$  g/100 ml) verirken, küçükten büyüğe sıralama III.(  $8,800 \pm 0,550$  g/100 ml), II.(  $9,200 \pm 0,518$  g/100 ml), ve I. Grup( $10,475 \pm 0,550$  g/100 ml) şeklinde gerçekleşmiştir (Tablo 3.8.). Buradan da anlaşılacağı üzere uygulanan Cypermethrin miktarı arttıkça Hemoglobin miktarı da artmaktadır. Bu durum; Shakoori, et al. (1991); Aziz, et al. (1993) ve Shakoori, et al. (1996) ile benzerlik göstermektedir.

Shakoori, et al. (1991), Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda civa kloridin subletal dozlarının hemoglobin miktarını  $4.38 \pm 0.21$  g/100 ml' den  $4.56 \pm 0,898$  g/100 ml'ye, Aziz, et al. (1993), *Tilapia mossambica*'da kadmiyum kloridin  $9.80 \pm 1.17$  g/100 ml' den,  $10.32 \pm 0.07$  g/100 ml' ye ve Shakoori, et al. (1996), Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda Fenvalarate'nin  $4.33 \pm 0.18$  g/100 ml' den,  $5.0 \pm 0.15$  g/100 ml' ye yükselttiğini bildirmişlerdir.

Malla Reddy ve Bashamohideen (1989), *Cyprinus carpio*'da Fenvalarate'nin hemoglobini  $8.07 \pm 0.86$  g/100 ml' den,  $3.70 \pm 0.46$  g/100 ml' ye ve Cypermethrin'in  $8.37 \pm 0.82$  g/100 ml' den,  $4.04 \pm 0.51$  g/100 ml' ye, Ahmad, et al. (1995), Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda Danitol (Fenpropathrin)'in hemoglobin miktarını % 28 düşürdüğünü, Kumar, et al. (1999) ise Tatlı su kedi balığı (*Heteropneustes fossilis*)'nda Deltamethrin'in  $14.5 \pm 2.5$  g/100 ml' den  $13.5 \pm 2.8$  g/100 ml' ye düşürdüğünü bildirmişlerdir. Dolayısıyla çalışma sonuçlarımız bu grup literatürle paralellik göstermemektedir.

Bu farklılıkların temel sebebinin denemeye alınan balık türü ve kimyasalların farklı olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

#### 4.3.1.5. Hematokrit

Araştırmamızın kontrol grubu balıklarının hematokrit yüzdeleri ortalaması  $44.66 \pm 3.46$  olarak ölçülmüştür. Bu değer Kocabatmaz ve Ekingen (1984)'ün sağlıklı alabalık için bildirdikleri değerden (min 19.0, max 41.3 ve ort 28.0) daha yüksek olarak bulunurken; Aydın, vd., (1995)' in rapor ettiği % 28 – 57 aralığıyla uyum içerisinde dir.

Diğer balıklar için hematokrit değeri (%); Favaretto, et al.(1978; 1981), kültürü yapılan *Hypostamus regani* için 29.6; Kavamoto, et al. (1983), *Hypostamus albopunctatus* için 27.8; Sawaya ve Vieira (1983), *Hypostamus punctatus* için 33.8; Torres, et al.(1986) aynı balık için 32.7; Satake, et al. (1985), yabani *Hypostamus regani* için 26.4; Satake, et al. (1986), *Hypostamus paulinus* için  $25.42 \pm 2.59$ ; Malla Reddy ve Bashamohideen (1989) *Cyprinus carpio* için  $25.44 \pm 1.67$ ; Shakoori, et al. (1991), Çin ot sazani (*Ctenopharyngodon idella*) için  $16.79 \pm 0.64$ ; Aziz, et al. (1993), *Tilapia mossambica* için  $46.55 \pm 7.25$ ; Shakoori, et al. (1996) *Ctenopharyngodon idella* için  $17.6 \pm 0.4$  ve Kumar, et al. (1999), *Heteropneustes fossilis* için  $34.8 \pm 3.5$  olduğunu rapor etmişlerdir.

Pestisite maruz bırakılan gruptaki durum Hemoglobinde ortaya çıkan durumun tam aksi olarak gözlenmiştir. Şöyle ki; kontrol grubu en yüksek hematokrit değerini ( $44,666 \pm 3,465$ ) verirken, 2. sırada I. Grup ( $43,750 \pm 2,122$ ), 3. sırada II. Grup ( $39,777 \pm 2,000$ ) ve sonuncu sırada da en düşük değerle III. Grup ( $35,125 \pm 2,122$ ) yer almıştır (Tablo 3.10.). Dolayısıyla Cypermethrinin dozu arttıkça hematokrit değeri azalma göstermiştir.

Bu durum; Malla Reddy and Bashamohideen (1989); Ahmad, et al. (1995); Shakoori, et al. (1996) ve Kumar, et al. (1999) literatürleri ile paralellik göstermiştir. Şöyle ki; Malla Reddy and Bashamohideen (1989), Fenvalarate'nin *Cyprinus carpio*'da hematokriti %  $25.44 \pm 1.67$ ' den %  $16.57 \pm 1.48$ 'e; Ahmad, et al. (1995), bir sentetik piretroit olan

Danitol (Fenprothrin)'un Çin ot sazani (*Ctenopharyngodon idella*)'nda hematokriti önemli ölçüde düşürdüğünü; Shakoori, et al. (1996), bir başka sentetik piretroitin (Fenvalerate) Çin ot sazani (*Ctenopharyngodon idella*)'nda  $17.6 \pm 0.4$ 'den  $15.7 \pm 3.9$ ' a düşürdüğünü belirlemişlerdir.

Shakoori, et al. (1991) ve Aziz, et al. (1993) ise bu duruma ters sonuçlar vermişlerdir. Şöyle ki; Shakoori, et al. (1991), Çin ot sazani (*Ctenopharyngodon idella*)'nda cıva kloridin subletal dozlarının hematokriti  $16.79 \pm 0.64$ 'den,  $16.98$ 'e ve Aziz, et al. (1993), *Tilapia mossambica*' da ise  $46.55 \pm 7.25$ 'den  $54.13 \pm 5.86$ 'ya yükselttiğini rapor etmişlerdir.

Görüldüğü üzere bu iki çalışmada kullanılan kimyasal cıva türevleri olup sentetik piretroitlerden farklı sonuçlara sebep olması zaten beklenen bir durumdur.

Kontrol grubu ile I. ve II. Gruplar arasındaki farklar istatistiksel öneme sahip, Kontrol grubu ile III. Grup arasındaki fark ise önemsiz olarak belirlenmiştir (Tablo 3.10)

#### 4.3.1.6. Ortalama Eritrosit Hacmi (MCV)

Ortalama MCV değeri kontrol grubunda  $743 \pm 133.03 \mu\text{m}^3$  olarak bulunmuştur. Yapılan istatistiksel analiz sonucunda gerek gruplar ile kontrol, gerekse grupların kendi aralarındaki farklar istatistiksel olarak önemsiz olarak bulunmuştur (Tablo 3.11.). Bu değer Kocabatmaz ve Ekingen (1984)'ün sağlıklı gökkuşuğu alabalığı için bildirdiği değere ( $325.0 - 517.9 \mu\text{m}^3$ ) göre biraz yüksek olarak ortaya çıkmıştır.

Farklı dozlardaki pestisit denendiği gruplar, kontrol grubuna göre daha düşük değerler vermiştir ve bu durum doz artışı ile ters orantılı olarak ortaya çıkmıştır. I. Grup ortalaması  $493.492 \pm 81.46$ , II. Grup ortalaması  $708.106 \pm 81.46$  ve III. Grup ise  $761.522 \pm 81.46$  olarak bulunmuştur (Tablo 3.12.). Bu durum Shakoori, et al. (1999) ile

paralellik göstermektedir. Şöyleki bu araştırmacılar *Ctenopharyngodon idella*'da bir senetik piretroit olan Fenvalarate'nin subletal dozlarının MCV' yi % 50 oranında düşürdüğünü ortaya koymuşlardır.

#### 4.3.1.7. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobin Miktarı (MCH)

MCH değeri yapılan hesaplamalar ile kontrol grubunda ortalama olarak  $114.942 \pm 30.83$  pg olarak tespit edilmiştir. Gerek gruplarla kontrol arasında ve gerekse grupların kendi aralarındaki farklar arasında istatistiksel olarak önemli farklar belirlenememiştir (Tablo 3.13.). Kocabatmaz ve Ekingen (1984)'in rapor ettiği değerlere (67.3 – 102.6) yaklaşık bir değer olarak ortaya çıkmıştır.

En yüksek değer II. Grup' ta ( $159.312 \pm 18.88$  pg), sonra III. Grupta ( $154.695 \pm 18.88$  pg), 3. sırada I. Grupta ( $148.196 \pm 18.88$  pg) ve en düşük kontrol grubunda hesaplanmıştır (Tablo 3.14.).

Uygulama gruplarının kontrol grubuna göre daha yüksek değer vermesi şu literatürlerle uygunluk göstermektedir; Malla Reddy ve Bashamohideen (1989), *Cyprinus carpio*'da Fenvalarate ve Cypermethrin'in MCH'yi  $29.88 \pm 3.38$  pg' den,  $37.07 \pm 2.30$  pg'ye; Shakoori, et al. (1991) Çin ot sazını (*Ctenopharyngodon idella*)'nda  $34.76 \pm 1.88$  fl'den  $45.91 \pm 2.01$  fl'ye ve Aziz, et al (1993) *Tilapia mossambica*' da kadmiyum kloridin MCH' yi  $58.0 \pm 3.82$  pg' den,  $109.0 \pm 24.5$  pg' ye yükselttiğini bildirmişlerdir.

Shakoori, et al (1996), *Ctenopharyngodon idella*'da bir sentetik piretroit olan Fenvalarate' nin subletal dozlarının MCH' yi  $38.1 \pm 0.7$  pg'den  $28.5 \pm 0.2$  pg' ye ve Kumar, et al.(1999) Deltamethrin' in *Heteropneustes fossilis*'de MCH' yi  $31.1 \pm 3.2$  pg'den  $24.5 \pm 2.0$  pg' ye düşürdüğünü bildirmişlerdir .Bu durum gerek bizim çalışma sonuçlarımızla gerekse yukarıda sıralanan literatürle çelişkiye neden olmaktadır. Yalnız burada deneme materyali olarak kullanılan balık türlerinin birbirinden çok farklı olması göz önünde bulundurulmalıdır.

#### 4.3.1.8. Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobin Konsantrasyonu (MCHC)

Bu çalışmada elde edilen değerlerden hesaplanan kontrol grubu MCHC değerleri ortalaması  $15.462 \pm 1.76$ 'dır. Yapılan istatistiki analiz sonucunda; I. Grubun, II., III. ve kontrol grubundan istatistiki yönden çok önemli farka sahip olduğu, II. ve III. grup arasındaki farkın ise istatistiksel açıdan önem taşımadığı belirlenmiştir (Tablo 3.15.). Bu değer Kocabatmaz ve Ekingen (1984)'ün sağlıklı alabalıklar için bildirdiği değere (20.5 – 28.4) yakınlık arz etmektedir.

Kontrol grubunda elde edilen bu değer çalışma sonuçları içerisinde en düşük değeri oluştururken diğer değerler III. Grup ( $20.404 \pm 1.08$ ), II. Grup ( $23.004 \pm 1.08$ ) ve I. Grup ( $29,70 \pm 1.08$ ) şeklinde sıralanmıştır (Tablo 3.16.). Görüldüğü üzere uygulanan ilaç dozu arttıkça MCHC değeri doğru orantılı olarak artış göstermiştir. Bu durum Shakoori, et al. (1991) ve Shakoori, et al. (1999) literatürleri ile uygunluk göstermektedirler.

Malla Reddy ve Bashamohideen (1989), Aziz, et al. (1993) ve Santhakumar, et al. (1999) ise uyguladıkları kimyasalların çalıştıkları balık grubunun MCHC değerlerini düşürdüğünü rapor etmişlerdir.

#### 4.3.1.9. Eritrosit Sedimentasyon Oranı

Kontrol grubunda ölçülen sedimentasyon değeri  $0.33 \pm 0.21$  mm/saat'tır. Bu değer McCarty, et al. 1973'ün sağlıklı alabalıklar için bildirdiği değerle (0.0 – 8.0 mm/saat) uyum içerisinde. Kocabatmaz ve Ekingen (1984) ise bu değeri 1.8 – 6.0 mm/saat olarak ölçmüşlerdir.

Kocabatmaz ve Ekingen (1984), sedimentasyon değerinin pullu sazanda 0.8 - 2.3 mm/saat, aynalı sazanda 1.8 – 2.5 mm/saat, yayın balığında 2.5 – 5.6 mm/saat, tatlı su

kefalinde ise 2.0 – 3.3 mm/saat; Kumar, et al. (1999), Tatlı su kedi balığı (*Heteropneustes fossilis*)'nda  $6.0 \pm 2.0$  mm/saat olduğunu bildirmişlerdir.

Gruplar arasında sıralama, I. Grup ( $1.50 \pm 0.13$  mm/saat), II. Grup ( $1.00 \pm 0.12$  mm/saat), III. Grup ( $0.88 \pm 0.12$  mm/saat) ve kontrol ( $0.33 \pm 0.21$  mm/saat) şeklinde gerçekleşmiştir (Tablo 3.19.). Bu sıralamadan da anlaşılacağı gibi; uygulanan Cypermethrin dozu arttıkça sedimentasyon miktarı da artmaktadır. Akut enfeksiyonlar, ağır metal zehirlenmeleri ve böbrek deformasyonları gibi durumlarda eritrosit sedimentasyon oranı yükselme göstermektedir (Blaxhall ve Deisley, 1973). Balıklarda enfeksiyon varlığı ile sedimentasyon hızı artmaktadır (Kocabatmaz ve Ekingen, 1984).

Kumar, et al. (1999), Tatlı su kedi balığı (*Heteropneustes fossilis*)'nda Deltamethrin'in eritrosit sedimentasyon hızını  $6.0 \pm 2.0$  mm/saat'ten  $8.5 \pm 1.8$  mm/saat' e çıkardığını bildirmektedir.

İstatistiki analizler sonucunda I. Grup ile II, III ve kontrol grubu arasındaki fark çok önemli ( $p < 0.0.1$ ), II ve III. gruplar arasındaki farkın ise önemsiz olduğu belirlenmiştir (Tablo 3.19.).

Sonuç olarak tüm bu değerlerin literatürlerden gösterdikleri farklılıklar, denemeye alınan balıkların türlerinin farklı olmasına, kullanılan balıkların cinsiyetine ve yaşına, cinsi olgunluğa gelip gelmeme durumuna göre, çalışmaların değişik koşullarda yapılmasına bağlanabilmektedir (Kocabatmaz ve Ekingen, 1984).



### **4.3.2. Biyokimyasal Parametreler**

#### **4.3.2.1. Alkalın fosfatez (ALP)**

ALP deęerleri;  $122.333 \pm 54.10$  IU/l deęeriyle en dūřuk kontrol grubunda çıkmıřtır. Dięer gruplara bakıldıęında; I. Grup  $191.625 \pm 33.13$  IU/l, II. Grup  $304.555 \pm 31.23$  IU/l ve III. Grup ortalaması ise  $222.750 \pm 33.13$  IU/l olarak çıkmıřtır (Tablo 3.21.). Pestisitle zehirlenen balıkların ALP deęerinin yūkselmesi Ahmad, et al.(1995) literatūri ile aynı doęrultudadır.

Gruplar arasındaki farkların istatistiki analizine gelince; yalnızca I. Grup ile kontrol grubu arasındaki fark önemli diğerleri ise önemsiz olarak bulunmuştur (Tablo 3.21.).

#### **4.3.2.2. Glutamik Oksaloasetik Transaminase (GOT)**

En yūksək GOT deęeri ( $1149.66 \pm 176.94$  IU/l) kontrol grubunda bulunmuřtur. I. Grupta  $670.125 \pm 108.35$  IU/l, II. Grupta  $500.000 \pm 102,16$  IU/l ve III. Grupta ise  $451.125 \pm 108.358$  IU/l ortalama deęerleri hesaplanmıřtır (Tablo 3.23.). Bu rakamlar incelendięinde anlařılacaęı ūzere; pestisite maruz bırakılan balıęın kanındaki GOT seviyesi dūřmektedir. Bu durum; Shakoori, et al. (1991); Mughal, et al. (1993); Shakoori, et al. (1994); Jeney, et al. (1996) ve Shakoori, et al. (1996) literatūrleri ile uygunluk ięerisindedir.

I. grup ile diğer gruplar arasındaki farklar ve yine I. Grup ile kontrol arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunurken II. Grup, III. Grup ve kontrol grubunun arasındaki farklar önemsiz bulunmuştur (Tablo 3.23.).

#### 4.3.2.3. Aspartat Aminotransferase (GPT)

GPT değeri araştırmamızda en yüksek değerini  $28.250 \pm 2.71$  U/l ile I. Grupta alırken, II. Grup  $25.333 \pm 2.56$  U/l ve III. Grup ise  $19.375 \pm 2.71$  U/l olarak bulunmuştur. En düşük değer ise ( $18.666 \pm 4.43$  U/l) kontrol grubumuzda çıkmıştır (Tablo 3.25.). Görüldüğü üzere; uygulanan sentetik piretroitin dozu arttıka GPT değerinde de doz artışı ile orantılı olarak yükselme görülmüştür. Bu durum Mughal, et al. (1993) ile uygunluk gösterse de; Shakoori, et al. (1991); Shakoori, et al. (1994); Ahmad, et al. (1995); Shakoori, et al. (1996) ve Jeney, et al. (1996) gibi araştırmacılar uygulanan farklı kimyasalların çalıştıkları balık türünde GPT değerini düşürdüğünü rapor etmişlerdir.

Karaciğer hasarlanmalarında serum GPT seviyesinin arttığı bildirilmektedir (Astzalos, et al., 1990).

Buradaki farklılığın bizce sebebi maruz bırakma süresinden kaynaklanmaktadır. Çalışmalar içerisinde, uygulama süresi 48 saat, 1 hafta gibi olanlar mevcuttur. Bu değerin önce akut olarak düşüp sonra yükseldiği yorumu getirilebilir.

Yapılan istatistiki analizler neticesinde gerek gruplar arasında, gerekse gruplarla kontrol arasında istatistiki öneme sahip farklılık belirlenememiştir (Tablo 3.25.).

#### 4.3.2.4. Serum Laktat Dehidrogenaz (LDH)

LDH; en yüksek değerini I. ( $2315.37 \pm 299.17$  U/l), en düşük değerini ise III. Grupta ( $1042.125 \pm 299.17$  U/l) almıştır. Kontrol grubu ile mukayese edildiğinde dozun en yüksek olduğu grupta LDH miktarında önemli ölçüde artış ortaya çıkmıştır (Tablo 3.27.). Bu sonuç; Astzalos, et al. (1990); Shakoori, et al. (1991); Shakoori, et al. (1994) ve Bury, et al. (1997) ile uygunluk göstermektedir. Bu araştırmacılar da yaptıkları

çalışmalarda farklı kimyasallara maruz bırakmanın farklı tür balıklarda LDH değerinin yükselmesine sebep olduğunu rapor etmişlerdir.

LDH seviyesinin yükselmesi histopatolojik bulgularla uyumluluk arz etmektedir.

Mughal, et al. (1993) Çin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*)'nda Fenvalarate'nin subletal dozunun ve Shakoori, et al. (1996) aynı pestisitini yine aynı balıkta LDH miktarını düşürdüğünü bildirerek karşıt görüş oluşturmuşlardır. Bu iki araştırıcının kullandığı balık türü ve kimyasalın aynı olması ve benzer sonuçlar ortaya çıkması bu balığın diğerlerinden farklı tepki verdiği şeklinde yorumlanabilir.

I. Grup ile II. Grup ve kontrol arasındaki farklar istatistiki olarak önemli bulunmuşken, I. ile II ve II., III. ile kontrol arasındaki farklar ise önemsiz olarak ortaya çıkmıştır (Tablo 3.27.).

#### 4.3.2.5. Kolesterol

Bu çalışmada kontrol grubu en yüksek kolesterol değeri ( $258.666 \pm 34.79$  mg/dl) verirken doz artışı ile birlikte muamele gruplarındaki değerler düşmektedir (Tablo 3.29.). Üstelik bu azalma doz artışı ile ters orantılı olarak sıralı bir şekilde ortaya çıkmıştır.

I. Grup  $201.250 \pm 21.30$  mg/dl, II. Grup  $204.111 \pm 20.08$  mg/dl ve III. Grup  $243.125 \pm 21.30$  mg/dl ortalama değerlerini vermiştir.

Pestisite maruz bırakılan grupların balık kanlarındaki kolesterol değerinin düşmesi bu konuda bir araya getirilen tüm literatürlerle paralellik göstermiştir. Shakoori, et al. (1991), *Ctenopharyngodon idella*'nın 48 saat cıva kloride maruz bırakılmasının  $10.19 \pm 0.49$  mg/g'dan,  $6.69 \pm 0.49$  mg/g'a düşürdüğünü ; Mughal, et al. (1993), aynı tür balıkta

aynı kimyasalın 48 saat uygulanmasının  $10.55 \pm 0.47$  mg/g' dan,  $8.33 \pm 0.68$  mg/a'a azalttığını; Shakoori, et al. (1994), yine *Ctenopharyngodon idella*' da inorganik cıvanın kolesterolü 4 haftada  $8.29 \pm 0.38$  m/g'dan,  $5.40 \pm 0.06$  mg/g'a indirdiğini; Ahmad, et al. (1995), Fenprothrin'in *Ctenopharyngodon idella*' da kolesterol seviyesinin düşürdüğünü ve son olarak Shakoori, et al. (1996), bir sentetik piretroit olan Fenvalarate' nin *Ctenopharyngodon idella*' da kolesterolü  $8.13 \pm 0.54$ ' den  $4.24 \pm 0.74$ 'e düşürdüğünü bildirmişlerdir. Dolayısıyla, bizim sonuçlarımız tüm bu çalışmaların sonuçlarını destekler niteliktedir.

Gerek grupların kendi aralarında ve gerekse gruplarla kontrol değerleri arasındaki farklar istatistiki olarak önem taşımamaktadır (Tablo 3.29.).

#### 4.3.2.6. Glikoz

Kandaki glikoz seviyeleri en düşük ve orta dozların verildiği gruplarda (I. ve II. Grup) kontrol grubuna göre bir artış görülürken en yüksek dozun uygulandığı I. Grup kontrol grubundan daha düşük değer vermiştir. Yani verilen sentetik piretroitin belli bir dozuna kadar glikoz seviyesinde artış görülmüş letal dozun yarısı uygulandığında ise düşmüştür. Bunu rakamlara dökerek olursak; I. Grup  $61.625 \pm 6.00$  mg/dl, II. Grup  $88.444 \pm 5.66$  mg/dl, III. Grup  $74.500 \pm 6.00$  mg/dl ve kontrol  $72.666 \pm 9.80$  mg/dl olarak ortaya çıkmıştır (Tablo 3.31.).

Astzalos, et al. (1990); Ahmad, et al. (1995) ve Jeney, et al. (1996) literatürleri çeşitli kimyasalların farklı balık türlerinde glikoz seviyesini düşürdüğü yönündedir. Dolayısıyla bu sonuçlarımız bu yayınları desteklemektedir. Bunun yanında farklı kimyasallar ve farklı dozları ile yapılan çalışmalarda glikoz seviyesinin yükseldiği yönünde de literatürler vardır.

I. Grup ile kontrol arasındaki fark istatistiki öneme sahipken, II. ve III. Grupların kendi arasındaki fark ile bunların kontrol grubu ile olan farkları ise istatistiki açıdan önemsiz olarak bulunmuştur (Tablo 3.31.).

#### 4.3.2.7. Kreatin

I.Grupta  $0.275 \pm 0.04$  mg/dl, II. Grupta  $0.288 \pm 0.04$  mg/dl, III. Grupta  $0.187 \pm 0.06$  m/dl ve kontrol grubunda ise  $0.200 \pm 0.06$  mg/dl değerlerini almıştır (Tablo 3.33.). Bu rakamlardan da anlaşılacağı gibi en düşük doza (1/8 letal doz) maruz kalan III. Grupta kontrol grubuna göre düşüş görülürken, daha yüksek dozlarda (1/4 letal doz ve ½ letal doz) ise kontrol grubuna göre artış ortaya çıkmıştır.

Böbreklerde deformasyon olduğunda serumda Kreatin seviyesi artmaktadır (Casillas, et al., 1983; Awad, et al., 1984). Dolayısıyla I. Grupta ortaya çıkan serum kreatin seviyesindeki artış bu literatürlerle paralellik göstermektedir.

Yapılan istatistiki analizde gruplar arasındaki ve gruplarla kontrol arasındaki farkların önemsiz olduğu sonucuna varılmıştır (Tablo 3.33.).

#### 4.3.2.8. Kalsiyum

Kontrol grubunda  $16.333 \pm 2.88$  mg/dl olarak çıkan kanın kalsiyum muhteiyatı, III. Grupta  $16.262 \pm 1.769$  mg/dl, II. Grupta  $11.544 \pm 1.66$  mg/dl ve I. Grupta  $10.962 \pm 1.76$  mg/dl değeri olarak, doz artışıyla ters orantılı olarak giderek azalmıştır (Tablo 3.35.). Bu sonuç, Jeney, et al. (1996) ile benzer durum sergilemektedir.

Rakamların karşılaştırılmasından da anlaşılacağı üzere; doz arttıkça ortaya çıkan düşüş giderek artmaktadır. Şöyle ki; II. Grup (1/4 letal doz) ile III. Grup arasındaki fark, III. Grup (1/8 letal doz) ile kontrol arasındaki farktan çok fazladır.

Yapılan istatistiki analizde gruplar arasındaki ve gruplarla kontrol arasındaki farkların önemsiz olduğu sonucuna varılmıştır (Tablo 3.35.).

#### 4.3.2.9. Fosfor

Kalsiyum değerlerinde karşımıza çıkan durum burada da görülmüştür. Yani doz artışı ile ters orantılı olarak fosfor miktarlarında düşüş görülmüştür. Bu durumu rakamlarla ifade edecek olursak; I. Grup  $10.687 \pm 0.98$  mg/dl, II. Grup  $13.444 \pm 0.93$  mg/dl,  $14.012 \pm 0.98$  ve kontrol grubu ise  $15.133 \pm 1.61$  mg/dl ortalama değerlerini vermiştir (Tablo 3.37.).

Kimyasal uygulanan grupların kontrol grubundan daha düşük kalsiyum değeri vermesi, Jeney, et al. (1996) tarafından yapılan çalışmanın sonuçlarını desteklemektedir.

I. Grup ile kontrol grubu arasındaki fark istatistiki olarak önemli çıkarken, diğer farklar önemli olarak değerlendirilmemiştir (Tablo 3.37.).

#### 4.3.2.10. Serum Toplam Protein

Toplam protein değerleri kontrol grubunda  $5.00 \pm 0.83$  g/dl çıkmıştır. Cypermethrin'in letal dozunun 1/8'inin uygulandığı III. Grupta, kontrol değerine göre % 18.2'lik bir artış görülmüştür ( $5.91 \pm 0.51$ g/dl). ¼ doz verilen II. Grupta ise kontrol grubuna göre % 4.8'lik düşüş ( $4.76 \pm 0.48$  g/dl) ve 1/2 doza maruz bırakılan I. Grupta ise % 3.2 ile yine artış ( $5.16 \pm 0.51$  g/dl) ortaya çıkmıştır (Tablo 3.39.).

Bu değerlerle ilgili literatürlere gelince; Malla Reddy ve Bashamohideen (1991)'e göre, kontrol grubunda  $135.85 \pm 2.76$  değeri veren *Cyprinus carpio* Malathion' a 7 gün maruz bırakılınca  $104.27 \pm 1.94$ ' e ve 15 günde  $76.31 \pm 1.98$ ' e düşmüş, uygulama süresi 30 güne çıkınca tekrar  $105.27 \pm 233$ 'e çıkmıştır.

Shakoori, et al. (1991)' e göre, cıva kloride maruz bırakılan *Ctenopharyngodon idella*' da kontrol değeri  $201.14 \pm 16.65$  mg/g olan toplam protein, 6 saat sonra  $227.00 \pm 12.90$ mg/g' a yükselmiş, 12 saat sonra  $216.62 \pm 7.36$  mg/g' a, 24 saat sonra  $97.64 \pm 3.69$  mg/g ve 48 saat sonra  $97.45 \pm 3.60$  mg/g' a düşmüştür. Buna benzer olarak Mughal, et al. (1993)' de aynı balıkta Fenvalarate sentetik piretroitinin uygulanmasından 6, 12, 24 ve 48 saatlik değerlerini incelemiş ve kontrol grubunda  $211.32 \pm 22.31$  mg/g olan toplam protein değerinin düzenli bir şekilde düşerek 48 saat sonunda  $92.54 \pm 8.03$  mg/g' a düştüğünü bildirmiştir. Shakoori, et al. (1994)' de *Ctenopharyngodon idella*' da inorganik cıvanın etkisini incelemiş ve toplam proteinin önce yükselip sonra ise düştüğünü bildirmiştir.

Shakoori, et al. (1996)' a göre; Fenvalarate' nişn subletal dozları *Ctenopharyngodon idella*' da kontrol değeri  $217 \pm 16$  mg olan toplam proteini, 1 haftada  $184 \pm 13$  mg' a, 2 haftada  $164 \pm 7$  mg'a, 3 haftada  $159 \pm 9$  mg' a ve 4 haftada ise  $138 \pm 28$  mg' a düşürdüğünü rapor etmiştir. Bunun yanında, Ahmad, et al. (1995), Danitol (Fenpropathrin)' un aynı balıkta toplam protein değerini % 45 oranında azalttığını yaptığı çalışma ile ortaya koymuştur.

Jeney, et al. (1996), bir kağıt fabrikasının endüstriyel atıklarına 72 saat maruz bıraktıkları *Rutilus rutilus*' un toplam protein düzeyinin önce düşüp sonra artıp en sonunda yine düştüğünü bildirmiştir.

Bu literatürlerden de görüldüğü gibi toplam protein konusunda yapılan çalışmalarda bulunan rakamlar çok farklılık arz etmektedir. Aynı araştırmacının farklı yıllarda yaptığı çalışmalar farklı sonuçlar ortaya koymuştur.

Bu çalışmada elde edilen değerlerin istatistiki analizi sonucunda gerek grupların kendi arasında gerekse gruplarla kontrol arasında istatistiki yönden önemli farklılıklar görülmemiştir (Tablo 3.39.).

#### 4.3.2.11. Sodyum

I. Grup  $190.250 \pm 3.28$  mg/dl, II. Grup  $163.555 \pm 3.09$  mg/dl, III. Grup  $154.250 \pm 3.28$  mg/dl ve kontrol grubu  $157.333 \pm 5.35$  mg/dl ortalama değerleri ölçülmüştür (Tablo 3.41.).

Bu rakamların tetkik edilmesiyle de anlaşılacağı üzere, en düşük doza muhatap olan III. Grupta kontrol grubuna kıyasla % 1.95' lik bir azalma görülürken daha yüksek doz uygulanan II. Grupta kontrol grubuna göre % 3.95'lik bir artış ve son olarak en yüksek dozun verildiği I. Grupta kontrol ile karşılaştırıldığında % 20.9' luk artış ortaya çıkmıştır.

Mevcut literatürlerde bu değerle ilgili yapılmış toksikolojik çalışmalar olmadığından karşılaştırma yapma imkanı olmaması yanında düşük dozlarda kandaki sodyum miktarında düşme, belli bir dozdan sonra ise yükselme görüldüğü anlaşılmaktadır.

İstatistiki analiz sonucunda; I. Grubun diğer gruplarla ve kontrol ile olan farkı istatistiki olarak çok önemli ( $p < 0.01$ ), diğer farklar ise önemsiz olarak bulunmuştur (Tablo 3.41.).



## GENEL SONUÇ VE ÖNERİLER

Cypermethrine maruz bırakılan Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) solungaçlarında bazen anemik bazen hemorajik görünüm, abdomende ve intestinal bölgede ödemler, göz çevresinde hemoraji, dalak renginde koyulaşma, peritonda kısmi hemoraji, karaciğer renginde ise hafif solgunluk gibi makroskobik bulgular ortaya çıkmıştır.

Aynı şekilde balıkların hepatositlerinde hidrofik ve vaküller dejenerasyon, yağlanma ve hemoraji, hücresel nekroz, intersitisiyel dokuda iltihabi hücre infiltrasyonu ve fibroplastik proliferasyon belirlenmiştir.

Pestisit dozu arttıkça eritrosit sayısı ve eritrosit – sedimentasyon oranı artarken, toplam lökosit sayısında düşme görülmüştür. Trombosit sayısında, II. Grup (1/4 letal doz) hariç diğer gruplarda, kontrol grubuna göre artış belirlenmiştir.

Pestisite maruz bırakılma balıklarda hemogloblin değerini yükseltirken, hematokrit yüzdelerini düşürmüştür.

Biyokimyasal parametrelerden ALP, GPT ve LDH yükselirken, GOT, Chol, Ca ve P düşmüştür. Glu, Cre, TP ve Na ise farklı dozlarda farklı tepkiler göstermiştir.

Kısacası; Cypermethrinin subletal dozları, Gökkuşığı Alabalığı' nda önemli ölçüde makroskobik ve histopatolojik, kanda ise hematolojik ve biyokimyasal değişimlere yol açmıştır. Bu değişimlerden bazıları istatistiki açıdan önemli çıkarken bazıları ise önemsiz bulunmuştur.

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

Laboratuar alışmaları 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 canlıların pestisitlerden etkileşimlerinin ortaya konulması dşnlmelidir.

Tarımla uğraşanların, zararlılarla mücadele ederken önce kültürel ve biyolojik metotlardan faydalanmalı en son are 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**

- Aaltonen, T. M., Jokinen, E. I., Salo, H. M., Markkula, S. E., and Lammi, R., 2000, Modulation of immune parameters of roach, *Rutilus rutilus*, exposed to untreated ECF and TCF bleached pulp effluents. *Aquatic toxicology*. 47: 277-289.
- Agnihothrudu, V., 1988, Pyrethroids: their future and toxicity. In: PK Gupta and V. Ragivarkash (eds). *Advances in toxicology and environmental health. Proc. of the VI Annual Conf. of the society of toxicology*, Guwahati, 65-69.
- Ahmad, F., Ali, S. S., and Shakoori, A., R., 1995. Sublethal effects of Danitol (Fenpropathrin), a synthetic pyrethroid, on freshwater Chinese grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *Folia. Biol. (Krakow)* 43: 151-159.
- Akyurt, I., 1986, Erzurum ovasındaki bir artezyen suyunun Gökkuşığı Alabalıklarından (*Salmo gairdnerii* R.) elde edilen yumurtaların kuluçka süresi, tohumluk oranı, çıkış gücü ve kuluçka randımanına etkisi. *Et ve Balık Endüst. Derg.*, 8 (44), 15-21.
- Ali, I. B., Joiris, C. R., and Holsbeek, L., 1997, Polychlorinated biphenyls in Barents and Greenland Seas fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 885-892.
- Alpbaz, A., ve Hoşsucu, H., 1988, İç Su Balıkları Yetiştiriciliği. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Yüksek Okulu Yayınları, No:12, İzmir, s 1.
- Andrews, A. K., Van Valin, C. C. and Stebbings, B. E., 1966, Some effects of heptachlor on bluegills (*Lepomis macrochirus*). *Trans. Amer. Fish. Soc.* 95: 297-309.
- Anonymus, 1985, Standart Methods for the Examination Water and Waste Water, 16. Edition, APHA, Washington.
- Anonymus, 1993, Glucose kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.
- Anonymus, 1994a, Lactate Dehydrogenase kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.
- Anonymus, 1994b, Cholesterol kit prospektüsü, DiaSys, Diagnostic Systems.
- Anonymus, 1994c, HiCo Creatinine kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.
- Anonymus, 1994d, Inorganic Phosphate kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.

- Anonymus, 1995, Phosphatase alkaline optimise kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.
- Anonymus, 1996a, Exttoxnet, Extension Toxicology Network, Pesticide Information Profiles.
- Anonymus, 1996b, Aspartat-aminotransferase kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.
- Anonymus, 1997, Calcium kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.
- Anonymus, 1998, Total Protein kit prospektüsü, Boehringer, Mannheim.
- Aras, M.S.,1988, Balık Üretimi Esasları ve Genel Bilgiler. Atatürk Üniv. Zir. Fak. Zootekni Bölümü, Erzurum, s 220.
- Aras, M.S., Bircan, R., Aras N. M. , 1995, Genel Su Ürünleri ve Balık Üretimi Esasları, Atatürk Üniv.Zir.Fak.Ders Yay.No.:17
- Ariyoshi, T., Shiiba, S., Hasegawa, H., and Arizono, K., 1990, Profile of metal-binding proteins and heme oxygenase in Red Carp treated with heavy metals, pesticides and surfactants. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 44: 643 – 649.
- Asztalos, B., Nemesok, J., Benedeczky, I., Gabriel, R., Szabo, A., and Refaie, O. J., 1990, The effects of pesticides on some biochemical parameters of carp (*Cyprinus carpio*). Arch.Environ.Toxicol. 19, 275-282.
- Atamanalp, M., Haliloğlu, H.İ., Ayık, Ö., 1999, Su Ürünleri Terimleri Sözlüğü. Aktif Yayınları, İstanbul.
- Awad, E. L., El Bavomy, A. M., and Abdel-Salam, S. A., 1984, Effect of aminoglycoside antibiotic (Gentamicin) on glomerular filtration in *Clarias lazera* with special reference to tissues distribution. Bull. of. the Zool. Soc. of Egypt. 34, 51-57.
- Ayas, Z., Barlas, N., and Kolankaya, D., 1997, Determination of organochlorine pesticide residues in various environments and organisms in Göksu Delta, Turkey. Aquatic Toxicology, 39:171-181.
- Aydın, F., Polatsü, S. Ve Yıldız, H., 1995, Gökkuşluğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) kan yapıcı organ ağırlıkları ile hematokrit ve lökokrit ilişkisi. Ege Üni. Su Ürünleri Fak. Derg.

- Aziz, F., Amin, M., and Shakoori A.R., 1993, Toxic effects of cadmium chloride on the haematology of fish, *Tilapia mossambica*. Proc.Pakistan Congr. Zool., vol.13,141-154.
- Azizoğlu, A., ve Cengizler, İ., 1996, Sağlıklı *Oreochromis niloticus* (L.) bireylerinde bazı hematolojik parametrelerin saptanması üzerine bir araştırma. Tr. J. of Veterinary and Animal Sciences. 20:425-431.
- Bat, L., and Raffaelli, D., 1996, The *Corophium volutator* (Pallas) sediment toxicity test: An inter-laboratory comparison. Ege Üniv. Su Ürünleri Derg. 13 (3-4): 433-440.
- Berkarda, B., ve Eyüboğlu, H., 1983, Hematoloji Laboratuar Yöntemleri, Ar Basım Yayım, s.347, İstanbul.
- Bernet, D., Schmidt, H., Meler, W., Holm, P. B., and Wahli, T., 1999, Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. J. of Fish Diseases, 22: 25-34.
- Berteau, P.E. ve Spath, D.P., 1986, Toxicological ve epidemiological effects of pesticide contamination in California groundwater. ACS yposium on evaluation of pesticides in groundwater. Abstr. No.75 18th Nath Meeting, Am.Chem.Soc., Div.Pestic.Chem. Miami Beach.
- Bilgehan, H., 1995, Klinik Mikrobiyolojik Tanı, 2. Baskı. Barış Yayınları, Fakülteler Kitabevi, Bornova- İzmir, s 688.
- Blaxhall, P.C., 1972, The haematological assesment of the health of freshwater fish, a rewiev of selected literature. J. Fish Biol., 4, 593-604.
- Blaxhall, P.C. and Daisley, K.W., 1973, Routine haematological methods for use fish with blood. J. Fish Biol. 5, p 771-781.
- Bradbury, S., Goel, P., Coasts, R., and McKim, I. M., 1985, Differential toxicity and uptake of 2 fenvalerate for mutation in fathead minnows (*Pimephales promelas*). Environ. Toxicol. Chem. 4: 533-542.
- Bragins, L.P, Komarovskiy, F. Y., Linnik, P. N., Maslova, O. V., and Shcherban, E. P., 1990, Ecotoxicological studies on the Kilian Branch and delta of the river Danube. Wat. Sci. Tech.,Vol.22, No.5, 35-38.

- Bregnballe, F., 1969, Souches Precoces et Tardives de Truites Arcenci el.Extrait de La Pisciculture, 18, 2.
- 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 atypical *Aeromonas salmonicida*. \_ . Aquaculture, 175, p 1–13.
- Bridges, D. W., Cech, J. J., and Pedro, D. N., 1976, Seasonal hematological changes in winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. Trans. Am. Fish. Soc. 5: 596-600.
- Bridges, D.W., Cech, J.J., and Pedro, D.N., 1976, Seasonal hematological changes in winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. Trans. Am. Fish. Soc. No. 5, p.596-599.
- Brown, L., 1993, Aquaculture for Veterinarians, Fish Husbandry and Medicine, Pergamon Press, Oxford-New York-Seoul-Tokyo, p 72.
- Bruno, D.W. and Poppe, T.T., 1996, A Color Atlas of Salmonid Diseases, Academic Press, London, p 11.
- Bullock, A. M., 1989, Laboratory Methods. In Fish Pathology.R. J. Roberts, (ed) Baillire Tindoll, London, p 374.
- Buhler, D. R., Rasmusson, M. E., and Shanks, W. E., 1969, Chronic oral DDT toxicity in juvenile coho and chinook salmon. Toxicol. Appl. Pharmacol. 14: 535-555.
- Bush, P. B., Neary, D. G., and Taylor J. W., 1986, Effects of insecticide use in a pine seed orchard on pesticide levels in fish. Water Res. Bull. Vol, 22 No 5, 817-827.
- Caballero, M.J., Lopez-Calero, G., Socorro, J., Roo, F.J., Izquierdo, M.S., Fernandez, A.J., 1999, Combined effect of lipid level and fish meal quality on liver histology of gilthead seabream *Sparus aurata*. Aquaculture, 179, p 277–290.
- Calumpang, S. M. F., Medina, J. B., Tejada, A. W., and Medina, J. R., (1997), Toxicity of Chlorpyrifos, Fenubucarb, Monocrotophos, and Methyl Parathion to fish and frogs after a simulated overflow of paddy water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58: 909-914.

- Casillas, E., Myers, M., and Ames, W. E., 1983, Relationship of serum chemistry values to liver and kidney histopathology in English sole (*Parophrys vetulus*). Pharmacol. Exp. Therapeutic. 193, 264-273.
- Christensen, G.M., Fiandt, J.T. and Poeschl, B.A., 1978, Cells, proteins, and certain physical-chemical properties of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) blood. J. Fish Biol. 12, p 51-60.
- Christie, R. M., and Battle, H. I., 1963, Histological effects of 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM) on larval lamprey and trout. Can. J. Zool. 41: 51-61.
- Clarence, R. and Hickey, JR., 1982, Comparative hematology of wild and captive cunners. The American Fisheries Society, 111, p 242-249.
- Conroy, D.A., 1972, Studies on the haematology of the atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Symp. Zool. Soc. Lond. 30, p 101-127.
- Cope, O. B., 1966, Contamination of the freshwater ecosystems by pesticides. J. Appl. Ecol. 3: 33-44.
- Cossarini, M., Monod, G., Demael, A., and Lepot D., 1987, Effect of  $\gamma$ -hexahlorocyclohexane (Lindane) on carp (*Cyprinus carpio*), I. Effect of chronic intoxication on humoral immunity in relation to tissue pollutant levels. Ecotoxicology and environmental safety, 13, 339-345.
- Cuvin-Aralar, M. A., 1990, Mercury levels in the sediment, water, and selected Finfishes of Laguna Lake, The Philippines. Aquaculture, 81: 277-288.
- Çelikkale, M. S., Düzgüneş, E., Okumuş, İ., 1999, Türkiye Su Ürünleri Sektörü. İstanbul Ticaret Odası, Yayın No:1999-2, İstanbul.
- Çelikkale, M.S., 1984, Alabalık üretim tekniği. İçsularda balık yetiştiriciliği ve sorunları semineri, M.İ.Ü. Yay.No:303.
- Çelikkale, M.S., 1994, İç Su Balıkları ve Yetiştiriciliği, KTÜ Sürmene Deniz Bilimleri Fak. Genel Yayın No: 124, Fak. Yayın No: 2, Cilt 1, 2. Baskı, Trabzon, s,37.
- Çolak, A., 1982, Balık Hastalıkları El Kitabı. Cumhuriyet Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Yayınları No:1, Sivas, s 103.
- Datta, S., Hansen, L., McConnell, L., Baker, J., LeNoir, J., and Seiber, J. N., 1998, Pesticides and PCB contaminants in fish and Tadpoles from the Kaweah river basin, California. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60: 829-836.

- David, B. V., and Somasundaram, L., 1985, Synthetic pyrethroids – an evaluation of their potential effects on non-target organisms. *Pesticides*, 19 : 9-12.
- Demael, A., Lepot D., Cossarini, M., and Monod, G., 1987, Effect of  $\gamma$ -hexahlorocyclohexane (Lindane) on carp (*Cyprinus carpio*), II. Effects of chronic intoxication on blood, liver enzymes and muscle plasmic membrane. *Ecotoxicology and enviromental safety*. 13, 346–351.
- Demir, N., 1996, İhtiyoloji, İstanbul Üniv. Fen Fak. No: 236, 394 s, İstanbul.
- Demirkan, T., 1990, Alabalıkların Sistemattteki Yeri ve Biyolojileri. Lisan semineri, Akdeniz Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Yüksekokulu, Eğirdir. (Basılmamış)
- Dhawan, A., and Kaur, K., 1996, Toxic effects of synthetic pyrethroids on *Cyprinus carpio* Linn. eggs. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57 : 999–1002.
- Dijk, P. L. M. V, Thillart, G. E. E. J. M., Balm, P., and Bonga, S. W., 1993, The influence of gradual water acidification on the acid/base status and plasma hormone levels in carp. *J. of Fish Biol.* 42, 661-671.
- Dunier, M. C., Demael, A., and Siwicki, A. K., (1990), In vivo effect of the organophosphorus trichlorphon on the immune response of carp (*Cyprinus carpio*) I. Effect of contamination on antibody production in relation to residue level in organs. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 19 , 93–98.
- Eisenberg, M., and Topping, J. J., 1985, Organochlorine residues in finfish from Maryland Waters 1976-1980. *J. Environ. Sci. Health.*, 20:729-742.
- Ekiz, İ., Özdemir, H., Özer, D., ve Çağlar, M. A., 1984, Keban baraj gölü yüzey sularının kirlenmesi. Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgelerinin Su Kaynakları ve Sorunları Simpozyumu, Erzurum.
- El-dib, M. A., El-Elaimy, I. A., Kotb, A., and Elowa, S. H., (1996), Activation of In vivo metabolism of malathion in male *Tilapia nilotica*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57: 667-674.
- Eller, L. L., 1969, Pathology in redear sunfish exposed to Hydrothol 191. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 98: 52-59.
- Eller, L. L., 1971, Histopathologic lesions in cutthroat trout (*Salmo clarki*) exposed chronically to the insecticide endrin. *Amer. J. Pathol.* 64: 321-336.



- Everall, N. C., Mitchell, C. G., and Groman D. B., 1991, Tracing of haematotoxic agents in water with the aid of captive fish: a study with captive adult Atlantic salmon *Salmo salar* in the River Don, Aberdeenshire, Scotland. Diseases of aquatic organisms, Vol. 10:75 – 85.
- Ezzat, A. A., Sharana, M. B., and Farghaly, A. M., 1974, Studies on the blood characteristics of *Tilapia zilli* I. Blood cells. J. Fish. Biol.,6: 1-12.
- Fajt, J., and Grizzle, J. M., 1998, Blood respiratory changes in common carp exposed to a lethal concentrations of rotenone. Transactions of the American Fisheries Society 127: 512-516.
- Fajt, R. J., and Grizzle, J. M., 1993, Oral toxicity of Rotenone for common carp. Transactions of American Fisheries Society, 122 : 302 –304.
- Farlinger, S., ve Beamish, F. W. H., 1978, Changes in blood chemistry and critical swimming speed of Largemouth bass (*Micropterus salmoides*), wity physical conditioning. Trans. Am. Fish. Soc. 107): 523-527.
- Williams, D. D., and Feltmare, B. W., 1992, Aquatic Insects, C.A.B. International, Redwood Press, Melksham, s 358.
- Ford, W. M., and Hill, E. P., 1991, Organochlorine pesticides in soil sediments and aquatic animals in the Upper Steele Bayou Watershed of Mississippi. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20,161-167.
- Fyhn, U. E. H., and Withler, R. E., 1991, Ontogeny of hemoglobins in Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Comp. Biochem. Physiol. Vol. 98 B, No,2/3, 201-208.
- Gerhardt, A., 1998, Whole effluent toxicity testing with *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792): survival and behavioral responses to a dilution series of a mining effluent in South Africa. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 35: 309-316.
- Ghosh, T. K., and Chatterjee, S. K., 1987, Toxic effects of fenvelerate on *Anabus testudineus* biochemical study. Adv. Bios., 7 : 203–208.
- Goss, G. G., and Wood, C. M., 1988, The effects of acid and acid/aluminum exposure on circulating plasma cortisol levels and other blood parameters in the rainbow trout, *Salmo gairderi*. J. Fish. Biol. 32: 63-76.

- 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 (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 89, p 165-182.
- Guruge, K. S., Tanabe, S., Fukuda, M., Yamagishi, S., and Tatsukawa, R., 1997, Accumulation patterns of persistent organochlorine residues in Common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 34, No.3, 186-193.
- Gündüz, T., ve Çukur, A., 1984, Hazar Gölü ağır metal kirlenmesi. Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgelerinin Su Kaynakları ve Sorunları Simpozyumu, Erzurum.
- Haider, S., and Inbaraj, M., 1988, In vitro effect of malathion and endosulfan on the LH-induced oocyte maturation in the common carp, *Cyprinus carpio*(L.). *Water, Air and Soil pollution*, 39: 27-31.
- Hale, R. C., 1989, Accumulation and biotransformation of an organophosphorus pesticide in fish and bivalves. *Marine Environmental Research*, 28; 67-71.
- Hollis, L., McGeer, J. C., McDonald, D. G., and Wood, C. M., 1999, Cadmium accumulation, gill Cd binding, acclimation, and physiological effects during long term sublethal Cd exposure in rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, 46: 101-119.
- Hughes, J.B. and Hebert, A.T., 1991, Erythrocyte Micronuclei in winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*); Result of field surveys during 1980-1988 from Virginia to Nova Scotia and in Long Island Sound. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20, p 474-479.
- Humanson, G.L., 1962, *Animal Tissue Techniques*. W.H. Freeman and Company, USA, p 42.
- Jeon, J. K., Kim, P. K., and Huh H. T., 1995, Storage stability of blood constituents in fish. *J. Korean Fish. Soc.* 28 (2), 131-136.
- Julshamn, K., Andersen, K. J., Ringdal, O., and Brenna, J., 1988, Effect of dietary copper on the hepatic concentration and subcellular distribution of copper and zinc in the Rainbow trout (*Salmo gairdnerii*). *Aquaculture*, 73: 143-155.

- Kakuta, I., Ishii, K., and Murachi, S., 1994, Effects of diluted sewage on biochemical parameters of carp, (*Cyprinus carpio*). *Comp. Biochem. Physiol.* 107 C, No.2,289-294.
- Kanazawa, J., 1981, Measurement of the bioconcentration factors by pesticides by freshwater fish and their correlation with physicochemical properties or acute toxicities. *Pestic. Sci.* 12: 417-424.
- Kannan, K., Tanabe, S., and Tatsukawa, R., 1995, Geographical distribution and accumulation of organochlorine residues in fish in Tropical Asia and Oceania. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2673-2683.
- Karaca, N., 1987, Alabalık yetiştiriciliği. *Hasad*, 3 (26), 22.
- Kargin, F., 1998, Metal concentrations in tissues of the freshwater fish *Capoeta barroisi* from the Seyhan river (Turkey). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 822-828.
- Kaur, K., and Dhawan, A., 1993, Variable sensitivity of *Cyprinus carpio* eggs, larvae and fry to pesticides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50 : 593-599.
- Kawatsu, H., Kubono, K., and Wakabayashi, T., 1991, Effect of oral administration of Warfarin on blood coagulation in the common carp. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 57(4), 619-622.
- Kırımhan, S., Boyabat, N., ve Keskinler, B., 1984, Karasu (Kaynak-Aşkale arası) kirlilik araştırmaları. *Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgelerinin Su Kaynakları ve Sorunları Simpozyumu*, Erzurum.
- King, S. F., 1962, Some effects of DDT on the guppy and the brown trout. *U. S. Fish Wildlife Serv., Spec. Sci. Rep., Fish.* 399: 1-22.
- Klavins, M., Rodinov, V., and Vereskuns, G., 1998, Metals and organochlorine compounds in fish from Latvian Lakes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 538-545.
- 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.* Vol 113 A, No.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) s 28-40.
- Kocabatmaz, M. ve Ekingen, G., 1984, Değişik tür balıklarda kan örneği alınması ve hematolojik metotların standardizasyonu. Doğa Bilim Dergisi, D1, 8, 2, s 149-159.
- Köck, G., Triendl, M., and Hofer, R., 1996, seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 : 730-786.
- Kumar, S., Lata., and Gopal, K., 1999, Deltamethrin induced physiological changes in freshwater Cat fish *Heteropneustes fossilis*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 62: 254-258.
- Laird, L.M., and Needham, T., 1987, Salmon and Trout Farming. Ellis Horwood Limited, Halsted Press: a division of John Wiley & Sons, New York-Chichester-Brisbane-Toronto, p78.
- Lie, O, Lied E, and Lambertsen, G., 1989, Haematological values and fatty acid composition of erythrocyte phospholipids in cod (*Gadus morhua*) fed at different water temperatures. Aquaculture, 79: 137-144.
- Lowe, J. I., 1964, Chronic exposure of spot, *Leiostomus xanthurus*, to sublethal concentrations of toxaphene in seawater. Trans. amer. fish. Soc. 93: 396-399.
- Machala, M., Nezveda, K., Petrivalsky, M., Jarosova, A., Piacka, V., and Svobodova, Z., 1997, Monooxygenase activities in carp as biochemical markers of pollution by polycyclic and polyhalogenated aromatic hydrocarbons: choice of substrates and effects of temperature, gender and capture stress. Aquatic Toxicology 37: 113-123.
- Malla Reddy, P., and Bashamohideen, M., 1989, Fenvalarate and cypermethrin induced changes in the haematological parameters of *Cyprinus carpio*. Acta. Hydrochim. Hydrobiol. 17, 1: 101-107.
- Martinez, F. J., Garcia-Riera, M. P., Canteras, M., De Costa, J., and Zamora, S., 1994, Blood parameters in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Simultaneous

- influence of various factors. *Comp. Biochem. Physiol.* Vol. 107 A, No.1, 95-100.
- Mathur, D. S., 1962, Studies on the histopathological changes induced by DDT in liver, kidney and intestine of certain fishes. *Experientia*, 18: 506-509.
- Matton., P., and LaHam, Q. N., 1969, Effect of the organophosphate Dylox in rainbow trout larvae. *J. Fish. Res. Board. Can.* 26: 2193.
- Mawdsley-Thomas, L.E., 1972, (ed.) *Diseases of Fish*, Symposia of the Zoological Society of London, Number 30, Academic Press, p 104.
- Meske, Ch., 1978, *Die Vorlesung von aquakultur Institut für Tierzucht und Haustier Genetik*, Göttingen Universität, GDR.
- Mughal, A.L., Iqbal, M.J., and Shakoori, A. R., 1993, Toxicity of short term exposure of sublethal doses of a synthetic pyrethroid, fenvalerate, on the Chinese grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *Proc. Sem. Aqua. Dev. Pak.* 49 – 74.
- Muir, D. C. G., Norström, R. J., and Simon, M., 1988, Organochlorine contaminants in Arctic Marine food chains: Accumulation of specific polychlorinated biphenyls and chlordane-related compounds. *Environ. Sci. Technol.* 22, 1071-1079.
- Murty, A. S., 1986, *Toxicity of Pesticides to Fish*. Vol. 1 and 2. CRC Press, Boca Raton, Florida (USA).
- Neubert, J., 1986, Zur akuten Toxizität von Trichlorfon gegenüber ausgewählten Wasserorganismen. *Acta. hydrochim. hydrobiol.* 14: 6, 643-651.
- Neumann, D.A., O'Connor, J.M., Sherk, J.A. and Wood, K.V., 1975, *Trans. Am. Fish. Soc.* 4, p 775-781.
- Ober, A., Valdivia, M., and Santa Maria, I., 1987, Organochlorine pesticide residues in Chilean fish and shellfish species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 38: 528-533.
- Oral, R., and Uysal, H., 1996, Toxic effects of selenium on embryonic development of Sea Urchin *Arbacia lixula*. *Ege Üniv. Su Ürünleri Derg.* 13 (3-4): 273-283.
- Öncüer, C., 1991, *Tarımsal Zararlılarla Savaş Yöntemleri ve İlaçları*. Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi, İzmir.

- Özdemir, M., ve Demirbaş, A., 1997, Karbaril pestisitinin karadeniz sularına etkileri. Su kaynaklarının korunması ve İşlertilmesi Sempozyumu, 2-3 Haziran 1997, İSKİ, İstanbul.
- Özdemir, N., 1977, Gökkuşığı (*Salmo gairdnerii* R.) ve dere alabalıklarının (*Salvelinus fontinalis*) bazı verim özellikleri üzerine araştırmalar. Doçentlik Tezi, Ankara, s 47. (Yayınlanmamış).
- Özgüven, N. Ç., ve Katkat, A. V., 1997, Tarımsal Uygulamaların Su Kirliliği Üzerine Etkileri. Uludağ Üniv. Zir. Fak. Derg., 13: 165-177.
- Öztürk, M., and Bat, L., 1996, Karadeniz'in Sinop kıyılarında yayılım gösteren iki alg türünün, yıkanmış ve yıkanmamış örneklerindeki bazı ağır metal birikim düzeylerinin karşılaştırılması. Ege Üniv. Su Ürünleri Derg. 13 (3-4): 409-423.
- Paul, E. A., and Simonin, H. A., 1996, Effects of Naled, synergized and non-synergized Resmethrin on the swimming performance of young trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57: 495-502.
- 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, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), health in Netherlands, Aquaculture Research, 27, p 437-445.
- Pfeffer, E., 1979, Die Vorlesung von Fischernahrung. Institut für Tierernahrung,
- Philip, G. H., and Rajasree, B.H., 1996, Action of cypermethrin on tissue transamination during nitrogenmetabolism in *Cyprinus carpio*. Ecotoxicology and environmental safety, 34, 174–179.
- Pickering, A.D., Griffiths, R. And Pottinger, T.G., 1987, A comparison of the effect of overhead cover on the growth, survival and haematology of juvenile atlantic salmon, *Salmo salar* L., and rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. Aquaculture, vol 66, p 109-124.
- Pottinger, T.G. and Carrick, T.R., 1999, A comparison of plasma glucose and plasma cortisol as selection markers for high and low stress-responsiveness in female rainbow trout. 175, p 351–363.
- Reddy, P. M., and Philip, G.H., 1991, Hepato toxicity of malathion on the protein metabolism of *Cyprinus carpio*. Acta. hydrochim. hydrobiol. 19, 1, 127-130.

- Reddy, P.M., Bashamoiden, M. D., 1989, Fenvalarate and Cypermethrin induced changes in the haematological parameters of *Cyprinus carpio*. Acta. hydrochim. hydrobiol. 17 : 1, 101-107.
- Ribelin, W. E., and Migaki, G., 1975, The Pathology of Fishes, The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin 53701.
- Richardson, M. L., 1988, Risk Assessment of Chemicals in the Environment. UK RSC Publications.
- Rico, M. C., Hernandez, L. M., Gonzalez M. J., Fernandez, M. A., and Montero, M. C., 1987, Organochlorine and metal pollution in aquatic organisms sampled in the Donana National park during the period 1983-1986. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39: 1076-1083.
- Rodger, H.D., and Richards, R.H., 1998, Observational study of erythrocytic inclusion bodies in farmed atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the British Isles, Journal of Fish Diseases 21, p 101-111.
- Sahagun, A. M., Teran, M. T., Garcia, J. J., Sierra, M., Fernandez, N., and Diez, M. J., 1997, Organochlorine pesticide residues Rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, taken from four fish farms in Leon, Spain. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58: 779-786.
- Sakthivel, M., 1988, Effects of varying dietary protein level on the blood parameters of *Cyprinus carpio*. Proc. Indian Acad. Sci. (Anim.Sci), Vol. 97, No.4, 363-366.
- Salhi, M., Hernandez-Cruz, C.M., Bessonart, M., Izquierdo, M.S., Fernandez-Palacios H., 1990, Effect of different dietary polar lipid levels and different *n*-3 HUFA content in polar lipids on gut and liver histological structure of gilthead seabream *Sparus aurata* larvae, 179, p 253-263.
- Santhakumar, M., Balaji, M., and Ramudu, K., 1999, Effect of sublethal concentrations of monocrotophos on erythropoietic activity and certain hematological parameters of fish *Anabas testudineus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 63: 379-384.
- SAS, 1996, System on Microsoft for Windows, Release 6.11, TS 020, SAS Institute, Inc.

- Satake, T., Nuti-Sobrinho, A., Paula-Lopes, O.V., Lopes, R.A., 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, 2 (2), Jaboticabal-SP-Brasil, p 179-183.
- Schmidtke, L.M. and Carson, J., 1999, Induction, characterisation and pathogenicity in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) of *Lactococcus garvieae* L-forms *Veterinary Microbiology*, 69 p 287-300.
- Schparclaus, W., 1967, *Zehrbuch der Teichwirtschaft*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, p 45.
- Schreck, C.B. and Moyle, P.B., 1990, (ed.) *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, p 285-334.
- Schulz, R., and Liess, M., 1999, A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, 46: 155-176.
- Shailaja, M. S., and Nair, M., 1997, Seasonal differences in organochlorine pesticide concentrations of zooplankton and fish in Arabian Sea. *Marine Environmental Research*, Vol.44. No.3, 263-274.
- Shakoori, A. R., Iqbal, M. J., Mughal, A. L., and Ali, S. S., 1991, Drastic biochemical changes following 48 hours of exposure of Chinese grass carp *Ctenopharyngodon idella*, to sublethal doses of mercuric chloride. *Proc 1. Symp. Fish & Fisheries, Pakistan*.81-98.
- Shakoori, A. R., Iqbal, M. J., Mughal, A. L., and Ali, S. S., 1994, Biochemical changes induced by inorganic mercury on the blood, liver and muscles of freshwater Chinese grass carp (*Ctenopharyngodon idella*). *J. Ecotoxicol. Environ. Monit.* 4 (2); 81-92.
- Shakoori, A. R., Mughal, A. L., and Iqbal, M. J., 1996, Effects of sublethal doses of fenvalerate (a synthetic pyrethroid) administered continuously for four weeks on the blood, liver and muscles of a freshwater fish, *Ctenopharyngodon idella*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57: 487-494.



- Sharma, J. P., and Gupta, V. K., 1994, Morphological and haematological alterations in urea exposed fish, *Puntius sophore*. Curr. Agric. Vol. 18, No. 1 - 2, 45-48.
- Siwicki, A. K., Dunier, M. C., Studnicka, M., and Demael, A., (1990), In vivo effect of the organophosphorus insecticide Triclorphon on immune response of carp (*Cyprinus carpio*). Ecotoxicology and Environmental Safety 19 , 99-105.
- Smith, G. R. and Stearly, R.F., 1989, The classification and scientific names of rainbow trout, *Salmo gairdnerii* . Aquaculture, 78, 153-161.7
- Snieszko, S.F., 1960, Microhaematocrit as a tool in fishery research and management Spec. Scient. Rep. U.S. Fish Wildl. Serv., No:341.
- Sterba, G. and Hobil, N.R., 1967, Freshwater Fishes of the World. Studio Vista Ltd., London.
- Stickney, R.R., 1991, Culture of Salmonid fishes, School of Fisheries, University of Washington, Seattle, Washington, p 52.
- Sunlu, U., ve Egemen, Ö., 1997, İzmir Körfezi'nde dağılım gösteren Lipsoz (*Scorpaena porcus* L.) Balığında bazı ağır metal düzeylerinin araştırılması. Akdeniz Balıkçılık Kongresi, 9-11 Nisan, İzmir.
- Şengül, F., 1991, Endüstriyel Atıksuların Özellikleri ve Arıtılması. D.E.Ü. Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Yayınları No.172, İzmir.
- Teran, M. T., and Sierra, M., 1986, Organochlorine insecticides in trout, *Salmo trutta fario* L., taken from four rivers in Leon, Spain. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 38: 247-253.
- Toros, S. ve Maden, S., 1991, Tarımsal Savaşım Yöntem ve İlaçları. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yay. No: 1222, Ders Kitabı No: 352, Ankara.
- Tsuda, T., Aoki, S., Kojima, M., and Fujita, M., 1992, Accumulation and excretion of organophosphorus pesticides by willow shiner. Chemosphere, 25: 1945-1951.
- Tsuda, T., Aoki, S., Kojima, M., and Fujita, T., 1992, Accumulation and excretion of pesticides used in golf courses by carp (*Cyprinus carpio*) and willow shiner (*Gnathopogon caerulescens*). Comp. Biochem. Physiol. Vol. 101 C, No.1, 63-66.

- Tsuda, T., Aoki, S., Kojima, M., and Harada, H., 1988, Bioconcentration and excretion of benthocarb and simetryne by willow shiner. *Toxicol. Environ. Chem.* 18: 31-36.
- Tsuda, T., Aoki, S., Kojima, M., and Harada, H., 1989, Bioconcentration and excretion of diazinon, IBP, malathion and fenitrothion by willow shiner. *Toxicol. Environ. Chem.* 24: 185-190.
- Tsuda, T., Aoki, S., Kojima, M., and Harada, H., 1990, Bioconcentration and excretion of Diazinon, IBP, Malathion and Fenitrothion by carp. *Comp. Biochem. Physiol.* Vol:96C, No:1, 23-26.
- Tsuda, T., Inoue, T., Kojima, M., and Aoki, S., 1996, Pesticides in water and fish from rivers flowing into Lake Biwa. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57: 442-449.
- Tsuda, T., Kojima, M., Harada, H., Nakajima, A., and Aoki, S., 1996, Accumulation and excretion of fenthion sulfoxide and fenthion sulfone by Killifish (*Oryzias latipes*). *Comp. Biochem. Physiol.* Vol. 113C, No.1, 45-49.
- Tsuda, T., Kojima, W., Harada, H., Nakajima, A., and Aoki, S., 1997, Acute toxicity, accumulation and excretion of organophosphorus insecticides and their oxidation products in Killifish. *Chemosphere*, Vol.35, No.5, 939-949.
- Tsuda, T., Kojima, M., Harada, H., Nakajima, A., and Aoki, S., 1998, Pesticides and their oxidation products in water and fish from rivers flowing into Lake Biwa. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 151-158.
- Tuncer, E., 1987, Tarımsal ilaçların çevre kirliliği üzerine etkileri ve alınması gereken önlemler. T.C. Tarım Bakanlığı Zirai Mücadele ve Karantina Genel Müd. Basılmamış seminer notları, Sivas, 5s.
- 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, p 83-93.
- Van Valin, C. C., Andrews, A. K., and Eller, L. L., 1968, Some effects of mirex on two warm-water fishes. *Trans. Amer. fish. Soc.* 97: 185-196.
- Vuren, J. H. J., and Hattingh, 1978, A seasonal study of the haematology of wild freshwater fish. *J. Fish. Biol.* 13: 305-313.

- Waiwood, K. G., 1980, Changes in hematocrit of rainbow trout exposed to various combinations of water hardness, pH and copper. Transactions of the American Fisheries Society. 109: 461-463.
- Waiwood, K.G., 1980, Changes in hematocrit of rainbow trout exposed to various combinations of water hardness, pH, and copper. Trans. Am. Fish. Soc., 109, p 461-463.
- Wang, J. S., and Simpson, K. L., 1996, Accumulation and depuration of DDT's in the food chain from Artemia to brook trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56: 888-895.
- Wu, T., Xia, D., and Wang, H., 1993, Purification and immunochemical analysis of lactate dehydrogenase (LDH) isozymes of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*). Aquaculture, 110: 41-50.
- Yaramaz, Ö., 1992, Çevre ve Su Kirliliği, Ege Üniversitesi Basımevi, Bornova, İzmir, s 91.
- Yıldız, N. ve Bircan, H., 1991, Araştırma ve Deneme Metotları. Atatürk Üni. Yayınları No: 697, Ziraat Fak. No: 30, Ders Kitapları Serisi No: 57, Erzurum.
- Zeiss, E., Resulto, S. and Astudillo, V., 1972, Considerations of some aspects of spawning and artificial incubation of trout of the genus salmo Chile. Biol. Peg., 6, (77), 100.