

**FENPİROKSİMAT AKARİSİTİNİN LEPİSTES
BALIKLARI (*Poecilia reticulata* PETERS, 1859)
ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİLERİ**

Nesli DOĞAN

Yüksek Lisans Tezi

Biyoloji Anabilim Dalı

Yrd. Doç. Dr. Turgay ŞİŞMAN

2011

Her Hakkı Saklıdır

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**FENPİROKSİMAT AKARİSİTİNİN LEPİSTES BALIKLARI
(*Poecilia reticulata* PETERS, 1859) ÜZERİNE AKUT TOKSİK
ETKİLERİ**

Nesli DOĞAN

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

ERZURUM

2011

Her Hakkı Saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

**FENPİROKSİMAT AKARİSİTİNİN LEPİSTES BALIKLARI (*Poecilia reticulata*
PETERS, 1859) ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİLERİ**

Yrd. Doç. Dr. **Turgay ŞİŞMAN** danışmanlığında, Nesli **DOĞAN** tarafından hazırlanan bu çalışma 11/07/2011 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından. Biyoloji Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

Başkan : Yrd. Doç. Dr. Hasan TÜRKEZ

İmza :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Turgay ŞİŞMAN

İmza :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Mesut TAŞKIN

İmza :

İmza

Yukarıdaki sonucu onaylıyorum

Prof. Dr. Ömer AKBULUT

Enstitü Müdürü

Bu çalışma BAP projeleri kapsamında desteklenmiştir.

Proje No: 2009/239

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

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

FENPİROKSİMAT AKARİSİTİNİN LEPİSTES BALIKLARI (*Poecilia reticulata* PETERS, 1859) ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİLERİ

Nesli DOĞAN

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Turgay ŞİŞMAN

Fenpiroksimat (FP) meyve bahçelerinde akarlar karşı sıklıkla kullanılan bir akarısittir. Bu çalışmada FP'nin farklı konsantrasyonlarının akut toksik etkileri ergin lepestes balıkları (*Poecilia reticulata* PETERS, 1859) kullanılarak araştırılmıştır. Ergin lepestes balıkları 48 saat süreyle FP'nin farklı dozlarına (25, 50, 75, 100, 125 ve 150 μgl^{-1}) maruz bırakıldı (n:10). Deneylerde akut toksisite tayini için statik yöntem kullanıldı. FP'nin 26°C'deki 48 saatlik LC₅₀ değerleri probit analizine göre 72.821 μgl^{-1} , Behrens Karber metoduna göre ise 73.75 μgl^{-1} olarak tespit edildi. Subletal maruziyetler ise 48 saatlik LC₅₀ değerine uygun olarak gerçekleştirildi. Buna göre lepestes balıkları farklı konsantrasyonlarda (15, 25 ve 50 μgl^{-1}) FP'ye 48 saat süreyle maruz bırakıldı. Canlı ve ölen bireylerde, felç belirtileri ve davranış anormallikleri 12 saat arayla gözlemlendi. FP'nin düşük konsantrasyonlarda bile düzensiz yüzme, denge kaybı ve uyuşukluk gibi anormalliklere yol açtığı tespit edildi. Karaciğer histolojisinde ise kanlanma, piknotik çekirdek, sinuzoidal dilatasyon, melanomakrofajik birikimler ve endotel dejenerasyonu gibi çeşitli patolojik hasarlar gözlemlendi. Histopatolojik gözlemlere ilaveten FP'nin oksidatif etkilerini belirlemek için karaciğer dokusunda biyokimyasal parametreler (Toplam Antioksidan Kapasite [TAK] ve Toplam Oksidatif Durum [TOD]) değerlendirildi. Uygulanan subletal FP dozları antioksidan aktivitede herhangi bir değişikliğe yol açmadı. Diğer taraftan, 25 ve 50 μgl^{-1} FP'nin oksidatif strese neden olduğu tespit edildi. Sonuç olarak, bu çalışmada FP'nin lepestes balıklarındaki balığın davranışı, karaciğer histolojisi ve biyokimyası üzerine olan olumsuz etkileri ile LC₅₀ değerleri tespit edildi.

2011, 72 sayfa

Anahtar Kelimeler: Lepistes, fenpiroksimat, LC₅₀, histopatoloji, antioksidan aktivite, oksidatif stres

ABSTRACT

MS Thesis

ACUTE TOXIC EFFECTS OF FENPYROXIMATE ACARICIDE ON GUPPIES (*Poecilia reticulata* PETERS, 1859)

Nesli DOĞAN

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

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN

Fenpyroximate (FP), an acaricide, is widely used in the prevention of acarids (mites) in fruit plant gardens. In this study, the acute toxic effects of different concentrations of FP were investigated using adult guppy (*Poecilia reticulata* PETERS, 1859). Guppy adults were exposed to a range of FP concentrations (25, 50, 75, 100, 125 ve 150 μgl^{-1}) during 48 hours (n:10). Static method which is one of the acute toxicity experiments has been used in this study. The 48-h LC_{50} values of FP at 26°C were found as 72.821 μgl^{-1} and 73.75 μgl^{-1} according to probit anlysis and Behrens Karber method, respectively. Sublethal exposures were predetermined based on 48-h LC_{50} value. Fish were exposed to three concentrations (15, 25 and 50 μgl^{-1}) of FP for 48-h consecutive hours. Signs of paralysis, and behavior deformations were monitored every 12-h in numbers of live and dead adults. Low concentrations of FP were also responsible for erratic swimming, loss of equilibrium and lethargic. Liver histology revealed several pathological damages including congestion, picnotic nucleus, sinusoidal dilatation, melanomacrophagic centers and endotel degeneration. In addition to histopathological observations, biochemical parameters (Total Antioxidant Capacity [TAC] and Total Oxidative Status [TOS]) were examined to determine the oxidative effects of FP in liver tissue. Sublethal FP doses did not cause any change in antioxidant activity. On the other hand, FP caused oxidative stress at 25 and 50 μgl^{-1} doses. Finally, it was observed that LC_{50} values and adverse effects of FP on behavioral, liver histology and biochemistry of guppy in the current study.

2011, 72 pages

Keywords: Guppy, fenpyroximate, LC_{50} , histopathology, antioxidant activity, oxidative stress

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans Tezi olarak sunduğum bu çalışma Atatürk Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü'nde yapılmıştır ve Atatürk Üniversitesi Fon Saymanlığı tarafından desteklenen BAP 2009/239 nolu “Akarisit Toksisitesinin Belirlenmesinde Lepistes Balığının (*Poecilia reticulata*) Larva ve Ergin Bireylerinin Kullanılması” adlı projenin tamamını oluşturmaktadır.

Çalışmalarım süresince bilgi ve deneyimleri ile bana yol gösteren değerli hocam, tez danışmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. Turgay ŞİŞMAN’a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarım esnasında deneylerde gerekli ölçüm cihazlarını sağlayan ve ölçümlerin yapılmasında yardımcı olan Sayın Yrd. Doç. Dr. Hasan TÜRKEZ’e ve Sayın Yrd. Doç. Dr. Serkan ERDAL’a çok teşekkür ederim. Laboratuvar çalışmalarım sırasında yardımlarını esirgemeyen Sayın Doç. Dr. Fatime GEYİKOĞLU’na ve değerli arkadaşlarım Tülay BAKIR’a, Gülşah YILDIZ DENİZ’e ve Zehra YAZICI’ya teşekkürü bir borç bilirim.

Ayrıca hayatım boyunca maddi manevi desteklerini esirgemeyen ve bana her zaman inanan çok kıymetli babam Yaşar DOĞAN’a annem Şehriban DOĞAN’a ve kardeşlerim Hümmet DOĞAN ve Zeynep DOĞAN’a gösterdikleri özveriden dolayı yürekten teşekkürlerimi sunarım.

Nesli DOĞAN

Temmuz 2011

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
1.1. Pestisitler	2
1.1.1. Pestisitlerin tarihçesi	2
1.1.2. Pestisitlerin özellikleri	4
1.1.3. Pestisitlerin sınıflandırılması	5
1.1.4. Pestisitlerin kullanım alanları	7
1.1.5. Pestisitlerin çevresel yayılımı	8
1.1.6. Pestisitlere karşı duyarlılık azalışı	10
1.1.7. Pestisitlerin toksik etkisi	11
1.1.8. Pestisitlerin doğal çevreye ve canlılara olan zararlı etkileri	13
1.1.9. Pestisitlerin Dünyada ve Türkiye’de kullanımı	22
1.1.10. Fenpiroksimat	27
1.2. Lepistes Balıkları (<i>Poecilia reticulata</i>).....	28
1.2.1. Lepistes balığının taksonomisi.....	28
1.2.2. Lepistes balığının morfolojik özellikleri.....	29
1.2.3. Lepistes balığının ekolojik özellikleri ve beslenmesi	31
1.2.4. Lepistes balığında üreme	32
2. KAYNAK ÖZETLERİ.....	35
3. MATERYAL ve YÖNTEMLER	41
3.1. Materyal	41
3.1.1. Deney hayvanları	41
3.1.2. Akarisit materyali.....	41
3.1.3. Kullanılan aletler ve cihazlar	41

3.2. Yöntemler	42
3.2.1. Denemenin yapıldığı ortam.....	42
3.2.2. Akarisit konsantrasyonu.....	43
3.2.3. Deney yöntemi	44
3.2.4. LC ₅₀ yöntemi.....	44
3.2.5. Histopatolojik yöntem.....	45
3.2.5.a. Parafine gömme	46
3.2.5.b. Hematoksilen & Eosin boyama	47
3.2.6. Biyokimyasal yöntem	49
3.2.6.a. Toplam antioksidan kapasite (TAK).....	50
3.2.6.b. Toplam oksidan durum (TOD)	50
3.2.7. İstatistik.....	51
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	52
4.1. LC ₅₀ Değeri ve Davranış Anormallikleri	52
4.2. Histopatolojik Bulgular.....	53
4.3. Biyokimyasal Bulgular	58
5. TARTIŞMA	59
KAYNAKLAR	65
ÖZGEÇMİŞ.....	73

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

%	Yüzde konsantrasyon
€	Euro
°C	Santigrat derece
µg	Mikrogram
µl	Mikrolitre
µm	Mikrometre
cm	Santimetre
g	Gram
kg	Kilogram
L	Litre
mg	Miligram
nm	Nanometre

Kısaltmalar

AB	Avrupa Birliği
ATP	Adenozin trifosfat
DDT	Dikloro Difenil Trikloroetan
DPT	Devlet Planlama Teşkilatı
EEC	European Economic Community
EPA	Environmental Protection Agency
EPPO	European and Mediterranean Plant Protection Organization
FAO	Food and Agriculture Organization
FP	Fenpiroksimat
LC ₅₀	Canlıların yarısını öldüren konsantrasyon
LC ₁₀₀	Canlıların tamamını öldüren konsantrasyon
MET	Mitokondrial Elektron Taşınımı
MMB	Melanomakrofojik Bölgeler
PAN	Pesticide Action Network
TAK	Toplam Antioksidan Kapasite

TEPP	Tetraethylpyrophosphate
TMMOB	Türk Mühendis ve Mimar Odaları Birliği
TOD	Toplam Oksidatif Durum
WHO	Dünya Sağlık Örgütü (World Health Organization)
ZSF	Zehirlilik Seyreltme Faktörü
2,4-D	2,4-Diklorofenoksiasetik asit
2,4,5-T	2,4,5-Triklorofenoksiasetik asit

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. Pestisitlerin biyolojik birikim	13
Şekil 1.2. Fenpiroksimat'ın kimyasal yapısı.....	28
Şekil 1.3. Lepistes balığı a) Erkek birey b) Dişi birey	30
Şekil 3.1. Laboratuvarında kullanılan mikrotom cihazı.....	45
Şekil 3.2. Parafine gömülme işlemi	46
Şekil 3.3. Hematoksilen & Eosin boyama seti.....	49
Şekil 4.1. Kontrol grubu. a) Karaciğer parankimasında merkezi ven (mv), toplayıcı kanal (*), normal endotel (siyah ok) ve hepatopankreas (beyaz oklar) yapısı. H&E boyama X100 b) Çokgen şekilli ve granüler sitoplazmalı hepatositler ve belirgin çekirdekleri. H&E boyama X400	54
Şekil 4.2. 15 µgl ⁻¹ deney grubu. a) Hepatositlerde eozinofilik birikimler (uzun siyah okların işaret ettiği eflatun bölge), kanlanma (*) ve sinuzoidal dilatasyonlar (kısa siyah oklar). H&E boyama X100 b) Yoğun kanlanma (*), sinuzoidal dilatasyonlar (beyaz oklar), melanomakrofaj birikimi (kare içinde), endotelde dejenerasyon (siyah oklar). H&E boyama X400	56
Şekil 4.3. 25 µgl ⁻¹ deney grubu. Piknotik çekirdekler (siyah oklar), melanomakrofaj birikimleri (kare içindeki bölgeler), hepatositlerde eozinofilik hafif boyanma (daire içindeki bölgeler) ve kanlanma (*). H&E boyama X400.....	57
Şekil 4.4. 50 µgl ⁻¹ deney grubu. Genel hepatosit parankimasında aşırı dejenerasyon, hepatosit çekirdeklerinde kaybolma ve hepatopankreas bozulması (Kare içindeki bölgeler). H&E boyama X100.....	57

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1. Pestisitlere karşı direncin yıllara göre dağılımı	11
Çizelge 1.2. Pestisitlerin toksisite derecelerine göre sınıflandırılması	12
Çizelge 1.3. Sucul ortamda canlılar üzerindeki LC ₅₀ 'ye göre akut toksisite	15
Çizelge 1.4. 1993-1995 yılları arasında Avrupa Birliği ülkelerinin tüketimlerine göre hektara düşen pestisit miktarları	24
Çizelge 1.5. Türkiye'de 1993-1998 yılları arasında bölgelere göre tarım ilacı kullanımı	25
Çizelge 3.1. Araştırmalar esnasında kullanılan aletler ve cihazlar	42
Çizelge 4.1. Behrens Karber yöntemine göre LC ₅₀ hesaplama sonuçları.....	52
Çizelge 4.2. Farklı dozlarda FP'ye 48 saat maruz kalmış lepistes balıklarındaki davranış değişiklikleri.....	53
Çizelge 4.3. FP'ye maruz kalmış lepistes bireylerinde doza ve maruz kalma süresine bağlı olarak oluşan hasar düzeyleri (48 saatlik).....	58
Çizelge 4.4. 48 saatlik subletal FP dozlarının lepistes balıklarının karaciğer dokusundaki biyokimyasal etkileri	58

1. GİRİŞ

Son yıllarda insanoğlunun çevre için duyduğu kaygı giderek artmaktadır. Çünkü kendi eli ile düşünmeden kirlettiği dünyası artık onun ihtiyaçlarına cevap veremez hale gelmiştir. Kaldı ki dünyanın kaynakları da sınırsız değildir. İnsanoğlunun kendi aktiviteleri sonucu çevrelerini değiştirdiği bilinen bir gerçektir. Hem kendisi değişmiş hem de ihtiyaçlarını karşılamak için çevrelerini de değiştirmişlerdir. Çevredeki değişim sürekli çevrenin dolayısıyla insanın aleyhine olmuştur. Günümüzde insan nüfusunun 7 milyar civarında olduğu düşünüldüğünde çevredeki olumsuz değişimin boyutu daha net anlaşılmaktadır.

Endüstri devrimi yani 1800'lü yıllar çevre kirliliğinin başlangıcı olarak kabul edilmektedir. Fabrikaların su yollarına kurulmasıyla endüstriyel kirliliğin kilometrelerce uzağa taşınması fauna ve florada geriye dönüşümsüz sonuçların görülmesine neden olmuştur. İnsanlık yaklaşık 150 yıldır ciddi bir kirlilik problemi ile karşı karşıyadır. II. Dünya Savaşı'ndan hemen sonra çok miktarda toksik kimyasalın çevreye atıldığı bilinmektedir. Çevreye bilerek ya da çeşitli kazalar yoluyla bir kaynaktan bırakılan kimyasallar toksisitesine, fizikokimyasal özelliklerine, kalıcılığına ve hareketliliğine bağlı olarak ekosistemlere ulaşmaktadır (Parlak vd 2009).

Günümüzde dünyanın en önemli problemlerinden biri şüphesiz açlıktır. Özellikle gelişmemiş ülkelere açlık hala ölüm sebepleri arasında yer almaktadır. Hızla artan insan nüfusunu besleyecek yeni tarım alanlarına duyulan ihtiyaç her geçen gün artmakta, ancak erozyon, yeni yerleşim yerlerinin açılması, yeni fabrikaların kurulması, yeni yolların açılması gibi nedenlerle tarıma elverişli sahalar giderek azalmaktadır. Tek çözüm birim alanda elde edilen ürünün miktarının arttırılmasıdır. Bu amaçla tarımsal ürünleri zararlılara karşı korumak için kimyasal bileşikler kullanılmaktadır. Bitki, hayvan ve mantarları kontrol etmek için kullanılan bu kimyasallara pestisit veya biyosit adı verilmiştir. Bu kimyasallar hedef organizmaya bağlı olarak insektisitler, herbisitler ve fungusitler gibi gruplara ayrılmışlardır (Buchel 1977). Ekosistemin su, hava, toprak

ve canlılar gibi bütün ögeleri birbiriyle ilişkili olduğundan; tarımda kullanılan zirai ilaçlar su ve toprak başta olmak üzere bütün abiyotik ortamı kirletirler (Polat 1999). Bu kimyasalların özellikle pestisitlerin kullanılması sonucu ortaya çıkan en önemli sorun, çevre kirliliğinin yanında bu maddelerin besin zincirine girmesi ve her basamakta yoğunlaşarak insana kadar ulaşmasıdır (Şanlı 2002). Kısaca pestisitler, ekosistemin dengesinin bozulmasına neden olurlar. Bu nedenle, günümüzde çevre kirliliğinin birincil nedenlerinden biri haline gelen pestisitlerin, sentez ve üretiminden etkin ve güvenli kullanımına kadar her aşamada “etkinlik – insan sağlığına etki - çevresel etki” üçlüsünün birbirinden ayrılmaz bir bütün olarak ele alınması zorunluluğu vardır (Çeliker 1992).

1.1. Pestisitler

1.1.1. Pestisitlerin tarihçesi

Kimyasal mücadelede zararlı ve hastalık yapıcı hayvan, bitki ve mantarları yok etmek amacıyla kullanılan madde veya maddelere pestisit denir. İnsanların pestisitleri tanımları yüzyıllar öncesine dayanmaktadır. Tarımın M.Ö. 8000 yılında başladığı kabul edilmektedir. İlk pestisit uygulamasının ise Sümerler tarafından M.Ö. 2500 yılında böcekleri ve özellikle keneleri kontrol altına almak için sülfür bileşiklerinin kullanmaya başlanması ile kayıt altına alınmıştır (Anonymous 2005). Bazı tuzların herbisit olarak M.Ö. 1200 yılında, kükürdün insektisit ve fungusit olarak M.Ö. 1000 yılında ve *Helleborus niger*, *Helleborus orientalis* ve *Veratrum album* bitkilerinden elde edilen hellebora'nın rodentisit ve insektisit olarak M.Ö. 100 yılında kullanıldığı bilinmektedir (Ağar vd 1991). Arsenik 900 yıllarında Çinliler tarafından böceklere karşı, mineral yağ 1300'lerde develerdeki uyuz hastalığına karşı kullanılmıştır. Tütün ekstrelerinin 1690'da kontak insektisit, dumanının ise 1773 yılında fumigant olarak kullanıldığı literatürde yer almaktadır (Ware 1983).

Pestisit olarak kullanılan ilk maddeler arsenik ve kükürttür. Daha sonra botanik kökenli maddeler kullanılmaya başlanmıştır. Nikotin 16. yy.'da, daha sonra krizantemden elde edilen piretrum ise 19. yy.'da kullanılmaya başlanmıştır (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Pestisitlerin kullanımı Roma ve Eski Yunan'dan beri süregelenmektedir. Fakat 19. yy. son dönemlerinde yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır. Pestisitlerin sayısı ve kompleksliği 1940'lı yıllarda hızla artmıştır (Yıldız vd 2005).

Tabi kaynaklı organik ve inorganik maddelerin bitki koruma alanında çeşitli zararlılara karşı kullanılmasına II. Dünya Savaşının öncesine kadar devam edilmiştir. Sentetik pestisitlerin devreye girişi ile yoğun olarak bu maddelerin kullanımına geçilmiştir. Kısa süre de etkili olan ve alternatifleri de bulunmayan bu sentetik pestisitlerden, ilk organik fosfatlı insektisit olan TEPP Bernard Shrader tarafından 1938'de, ilk organik klorlu insektisit olan DDT 1874'de sentezlenmiş ve Paul Müller tarafından 1939'da insektisit özelliği keşfedilmiştir (Worthing 1987). 1942 yılında piyasaya çıkan DDT hızla yaygın kullanıma girmiştir. II. Dünya Savaşında yeni bir sinir gazı üzerinde çalışan Alman bilim adamları organofosforlu bir insektisiti parationu bulmuşlardır. Yine fenoksi herbisitlerin 2, 4-D, ve 2, 4, 5-T herbisitlerin kullanımı 1940'lı yılların başlangıcında devreye girmiştir.

Pestisitlerin kullanımının çevrede oluşturabileceği risklerle ilgili ilk endişeler ve araştırmalar sentetik pestisitlerin keşfiyle beraber başlamıştır. Örneğin, Cottam ve Higgins 1946 yılında DDT'nin balıklara ve yaban hayatına olan doğrudan ve dolaylı etkisini çalışmıştır. Ancak, pestisit kullanımının çevrede oluşturduğu riskleri ilk kez 1962 yılında yayınlanan "Sessiz Bahar (Silent Spring)" adlı yapıtında ele alan Amerikalı yazar Rachel Carson kamuoyunda geniş bir ilgi uyandırmıştır. Carson kitabında DDT ve klorlu hidrokarbonların çevredeki dayanıklılığını, insan ve hayvanların yağ dokularında birikimini, hedef olmayan veya olmaması gereken türler üzerindeki toksik etkisiyle, ekolojik ve insan sağlığıyla ilgili yıkıcı etkilerini dile getirmiştir (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Pestisitler toksikoloji biliminin temelini oluşturur. Bu kimyasalların ister doğal ister sentetik olsun, hem insan hem de diğer organizmalarda toksik etkiye sahip olduğu bilinmektedir. Uzun süre çevrede kalabilen pestisitler, mutajen, teratojen ve daha önemlisi karsinojen olabilirler. Kullanım alanlarının çok geniş olması pestisitlerin çevreye ve canlılara zararlarının artmasına sebep olmaktadır. Pestisitler diğer toksik materyallerden kimyasal ve sosyal olarak ayrı bir sınıfta tutulur. Çünkü onların toksik etkisi doğrudan belirli bir organizmayı etkilememektedir (Güven 2005; Siemering *et al.* 2005). Nitekim yapılan araştırmalar sonucunda fizikokimyasal özellikleri nedeniyle kalıcı özelliğe sahip bu grup ilaçlar çok sayıda kuş ve balık ölümlerine neden olmuş, besin zincirinin en sonunda bulunan insanoğluna daha da yoğunlaşmış olarak ulaşmıştır. Sonraki yıllarda bazı ülkelerde kullanımlarına kısıtlamalar getirilmiş, bazı ülkelerde ise tamamen yasaklanmıştır (Yıldız vd 2005).

1.1.2. Pestisitlerin özellikleri

Pestisitler tabiatı gereği zehirli maddeler oldukları için zararlılara karşı daha emniyetli, daha ekonomik, insan ve çevre sağlığı açısından daha az zararlı olacak şekilde bazı yardımcı maddeler ile karıştırılarak kullanılırlar. İşte bu fiziksel karışıma formülasyon (ilaç), içinde belirli yüzde de bulunan pestisite de etkin madde veya aktif madde adı verilir.

Bu formülasyonun içerisinde:

1. Belirli yüzdede etkin madde
2. Yardımcı maddeler
3. Emülgatörler
4. Dolgu maddeleri

bulunmaktadır. Bu maddeler katı ve sıvı ilaç formülasyonları için ayrı özelliktedirler (DPT 2001).

Bu yardımcı maddeler; eritkenler, sıvı ve katı taşıyıcılar, güvenlik arttırıcılar ve etkinlik arttırıcı maddelerdir. Pestisitler genellikle sıvı ya da katı halde kullanılmaktadır. Sulu çözeltiler, emulsiye olabilen çözeltiler, süspansiyon olabilen çözeltiler, ıslanabilir tozlar, suda eriyebilen tozlar ve granüller en yaygın olarak kullanılan formülasyonlardır. Aktif maddeler kimyasal isimleriyle bilinirken, genellikle çok yaygın kullanılan ticari isimleriyle de anılmaktadırlar.

Her zehirli madde pestisit olarak kullanılmaz ve adlandırılmaz. Zehirli özellik gösteren bir maddenin pestisit olabilmesi için aşağıdaki özellikleri taşıması gerekir (Yıldız vd 2005):

1. Biyolojik olarak aktif olmalı
2. Etkili olmalı
3. Güvenilir olmalı
4. Yeteri kadar kararlı olmalı
5. Tüketiciler açısından güvenilir olmalı
6. Çiftlik hayvanları açısından güvenilir olmalı
7. Yabani hayata zarar vermemeli
8. Faydalı organizmalara zarar vermemeli
9. Çevre için kabul edilebilir olmalı
10. Ticarete probleme sebep olmamalı.

1.1.3. Pestisitlerin sınıflandırılması

Pestisitler; görünüş, fiziksel yapı ve formülasyon şekillerine, etkiledikleri zararlı canlı ve hastalık grubu ile bunların biyolojik dönemine, içerdikleri aktif maddenin cins ve grubuna, zehirlilik derecesine ve kullanım tekniğine göre çok değişik şekillerde sınıflandırılırlar. Bunlardan en çok kullanılan sınıflandırma şekilleri ise kullanıldıkları zararlı gruplarına ve yapısındaki aktif madde grubuna göre yapılan sınıflandırmalardır. Kullanıldıkları zararlı gruplarına ya da hedef alınan organizmaya göre yapılan

sınıflandırmada; en önemli üç büyük pestisit grubu; insektisit, fungusit ve herbisitlerdir (Öncüler 1995; Toros vd 2001).

Pestisitler kullanıldıkları zararlılar grubuna göre şöyle sınıflandırılır (DPT 2001):

1. Böcekleri öldürenler (İnsektisit)
2. Fungusları öldürenler (Fungusit)
3. Fungusların faaliyetini durduranlar (Fungustatik)
4. Yabancı otları öldürenler (Herbisit)
5. Akarları öldürenler (Akarisit)
6. Bakterileri öldürenler (Bakterisit)
7. Yaprak bitlerini öldürenler (Afisit)
8. Kemirgenleri öldürenler (Rodentisit)
9. Nematodları öldürenler (Nematisit)
10. Salyangozları öldürenler (Mollusisit)
11. Algleri öldürenler (Algisit)
12. Kuşları öldüren veya kaçırılanlar (Avisit)
13. Kaçırıcılar (Repellentler)
14. Çekiciler (Atrakant)

Pestisitler etkili maddelerinin kökenlerine (kimyasal yapılarına) göre şöyle sınıflandırılır (Yücel 2007):

1. İnorganik maddeler
2. Doğal maddeler
 - a) Bitkisel maddeler
 - b) Petrol yağları vb.
3. Sentetik organik maddeler
 - a) Klorlu hidrokarbonlar

- b) Organik fosforlar
- c) Diğer sentetik organik maddeler (azotlu bileşikler, piretroidler).

1.1.4. Pestisitlerin kullanım alanları

Pestisitler, modern tarımın tamamlayıcı bir bileşeni halindedir ve dünyanın tüm tarım ekosistemlerinde üretim süreci bir veya daha fazla pestisit uygulamasına gereksinim duymaktadır. Pestisit kullanımı 1945 ile 1985 yılları arasında her 10 yılda bir iki katına çıkmıştır (WHO 1989). Pestisitler sadece profesyonel kullanıcılara değil küçük paketler halinde normal toplum bireylerinin kullanımına da sunulmaktadır (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Pestisitlerin başlıca kullanım alanları şunlardır:

1. Tarımsal üretim
2. Bahçecilik
3. Balık yetiştiriciliği
4. Ormancılık
5. Süs amaçlı bölgelerde (parklar, bahçeler, oyun alanları)
6. Tütsüleme ve kereste korumacılığı
7. Endüstriyel böcek kontrolü
8. İnşaat (duvar kağıdı yapıştırıcıları, boyalar, sıvacılık vb.)
9. Ev ve bahçeler
10. Deniz böceklerinin kontrolü
11. Gıdaların saklanması
12. Hayvancılık
13. Toplum hijyeni
14. Beşeri ilaç olarak
15. Sulak alanlarda yabancı ot kontrolü

1.1.5. Pestisitlerin çevresel yayılımı

Pestisitlerin çevresel etkileri onların uygulanma şekillerine, formülasyonlarına ve uygulanma zamanlarına bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Ekosistemde ürün kaybına neden olan zararlı, hastalık ve yabancı otlara karşı yapılan ilaçlamalarda atılan ilacın %0,015-6'sı hedef alınan canlı üzerine ulaşmakta ve yeterli etki alınmakta, geri kalan %94-99,9'luk kısım ise tarımsal alanda hedef olmayan organizmalara ve toprağa ulaşmakta ya da çevredeki doğal ekosistemlere sürüklenme ve akıntı nedeniyle kimyasal kirleticiler olarak karışmaktadır (Yıldız vd 2005).

İdeal bir pestisit yalnızca hedef organizmayı etkileyen, kalıcı olmayan ve çevresel etkileri zararlı olmayan kimyasal madde olarak tanımlanabilir (Conway and Pretty 1991). Birçok pestisit hedef dışı organizmalarda doğrudan toksik etkilere sahip olmamakla birlikte, ekosisteme yayılmakta ve ekosistemde zararlı olabilmektedir (Yıldız vd 2005). Pestisitler şu yollarla yayılırlar;

Hava yoluyla yayılımı: Pestisitler, sis-duman makineleri ve basınçlı kutulardan püskürtme yolu ile uygulandığında havaya yayılmaktadır. Havaya karışan pestisitler, parçacıkların büyüklüğüne, dağılan hacme, hava akımının hızına, havanın sıcaklığına, diğer bazı faktörlere bağlı olarak belirli bir alanda kalabilir veya istenmeyen bölgelere kayabilirler. Pestisitlerin hava yoluyla uygulanmalarında çok dikkatli olunmalıdır. Pestisitler solunum, deriden emilim, yiyecek ve sularla alıma bağlı olarak insanlar üzerinde etkili olabilir. Hava yolu bütün bu etkilenim yollarının devreye girmesine sebep olabilmektedir.

Toprak yoluyla yayılımı: Toprakta bulunan pestisitler havaya buharlaşabilecekleri gibi yeraltı sularına sızarak da tehlike oluşturabilirler. Toprak kirliliğine bağlı olarak insanlar ve hayvanlar pestisitleri doğrudan alabilirler. Ayrıca pestisitler toprak aracılığıyla bitkilere geçebilir ve kimi kültür bitkilerinde söz konusu kimyasallar zehir etkisi gösterecek düzeyde birikebilir.

Pestisitlerin topraktaki varlığını sürdürmesi, toprağa nasıl taşındığına bağlı bir durumdur. Sızma, erozyon, bitkilerce alınma gibi yollarla toprağa yayılabilmektedir. Kimyasal aktiviteye bağlı olarak bazı pestisitler parçalanırken, diğerlerinin kalıcılıklarının ve dayanıklılıklarının artması mümkündür.

Su yoluyla yayılımı: Pestisitler topraktan yayılarak su sistemlerine girebilir. Pestisitlerin suya geçişi, evlerden, bitkilerden ve tarımsal bölgelerden bulaşma ile veya kimyasalların doğrudan suya aktarılması ile olabilmektedir. Bazı pestisitler yeraltı sularına da sızabildiklerinden, pestisit kullanımı mutlaka denetim altında olmalı, su kütlelerinin denetimi düzenli olarak yapılmalıdır.

Yiyecekler aracılığıyla yayılımı: Pestisitlerin ve uygulamalarda kullanılan kapların yiyeceklerle birlikte taşınması veya depolanması çok tehlikelidir. Dünyanın birçok ülkesinde pestisitlerin yiyeceklerle birlikte depolanmasını ve taşınmasını engelleyen sıkı yasalar bulunmaktadır. Yiyeceklerde kullanılan pestisitler genellikle böceklerle etkili olabilecek ve insanlara zarar vermeyecek miktardadır. Ancak kitlesel mal saklanması ve "daha çok etken maddenin, saklanan materyali daha iyi koruyacağı" düşüncesi kişisel müdahalelere neden olabilmektedir. Yiyeceklerin işlenmesiyle ilgili uygulamalarda yeterli bilgiye sahip olunmaması sulandırmayla ilgili hatalar, düzenli pestisit denetiminin yapılmaması çok büyük risklere yol açabilmektedir.

Evde kullanımı ile yayılımı: Pestisitlerin evde kullanılması, yakın çevre ve kapalı alan kirliliği oluşturarak kazalara bağlı zehirlenme riskini arttırmaktadır. Birçok kişi pestisit saklanması, kullanılması ve kalıntılarının ortadan kaldırılmasıyla ilgili yeterli bilgiye sahip değildir. Çocukların oyun alanlarının pestisitle kirlenmesi, evde yetersiz koşullarda çocukların ulaşabileceği yerlerde saklanması, özellikle evlerde çiçeklerin bakımıyla ilgili olarak kullanılırken gerekli önlemlerin alınmaması önemli risklerin nedeni olabilmektedir (Güler ve Çobanoğlu 1997).

1.1.6. Pestisitlere karşı duyarlılık azalışı

Pestisitlerin piyasa ömrünü, insan sağlığını ve çevreye etkililiğini en fazla etkileyen olayların başında pestisitlere organizmaların duyarlılık azalışı gelmektedir. Bir pestisite organizmaların duyarlılığı azaldıkça, o pestisit etkililiği de azalmaktadır. Uygulayıcı ise, eski etkililiği elde edebilmek için devamlı doz yükseltmesine gitmektedir. Böylece artan dozlara paralel olarak çevrede pestisit kalıntıları daha fazla yoğunlaşmaya başlamaktadır (Delen ve Tosun 1996).

Organizmalarda oluşan çeşitli tipteki dayanıklılıklar sonucunda pestisit etkinliğindeki azalmayı aşmak için daha yüksek dozlarda uygulama gerekmekte, bu da hem maliyetin artmasına ve fitotoksiteye neden olmakta, ürün veriminde azalmalara yol açmakta, hem de üründe ve çevrede kalıntı miktarının ve kirliliğin artmasına neden olmaktadır (Durmuşoğlu vd 2010).

Pestisitlere duyarlılık azalışı iki yolla olur:

1. Adaptasyon
2. Dayanıklılık

Adaptasyon, bir organizmanın genetik yapısında değişiklik olmaksızın, bir kimyasal maddeye uyum göstermesi sonucu duyarlılığın azalmasıdır. Ancak dayanıklılıkta, organizmanın duyarlılığı genetik yapısındaki bir değişiklik sonucu azalmaktadır. Buna göre, dayanıklılık bir mutasyondur ve genelde geri dönüşümü yoktur. Adaptasyonda ise, söz konusu pestisit kullanımının durdurulmasıyla organizma yavaş yavaş tekrar eski duyarlılığını kazanabilir. Türkiye gibi, pestisitlerin bir ölçüde bilinçsiz ve kontrolsüz kullanıldığı ülkelerde dayanıklılık kadar adaptasyon da ekonomik açıdan önem taşımaktadır. Dayanıklılığın ortaya çıkışına en fazla etki eden faktörlerin başında, pestisit dayanıklılık açısından riski ile pestisitlerin kullanım biçimi gelmektedir. Bilinçsiz ve kontrolsüz kullanım, duyarlılık azalışının daha hızlı ortaya çıkmasına yol açmaktadır (Delen ve Tosun 1996).

Pestisitlere karşı ilk duyarlılık azalışı 1946 yılında İsveç'te *Musca domestica*'da gözlemlenmiştir (Ağar vd 1991). Pestisitlere karşı direnç giderek artmaktadır. Bununla ilgili olarak Dünyada, tüm türleri kapsayan bir araştırma yapılmış ve yıllara göre direnç artışı karşılaştırılmıştır (Çizelge 1.1). Bu çalışmada aslında sınırlı sayıda böcek türü incelemeye alınmış olsa da ne kadar büyük boyutta bir direnç geliştiği açıkça görülmektedir. Ülkelerin özel koşulları da bu sürecin hızlanmasına sebep olabilir.

Çizelge 1.1. Pestisitlere karşı direncin yıllara göre dağılımı (Metcalf 1988)

YILLAR	DİRENÇLİ TÜR SAYISI
1938	7
1948	14
1956	69
1970	224
1976	364
1980	428
1984	447

1.1.7. Pestisitlerin toksik etkisi

Pestisitler hedef organizmalarda farklı şekillerde etkinlik göstermektedir. Bu mekanizma çok karmaşık olmakla birlikte, hedef organizmadaki toksisite de belirli bir biyokimyasal süreç sonucunda ortaya çıkmaktadır. Kimyasal maddeler iki tipte toksik etki gösterirler:

1. Akut zehirlilik; tek bir dozda alındığında kısa sürede ortaya çıkan ve belirtileriyle tanımlanabilen zehirliliktir.
2. Kronik zehirlilik; uzun süreçte, öldürücü doz altındaki tekrarlı alımlarda ortaya çıkan zehirliliktir.

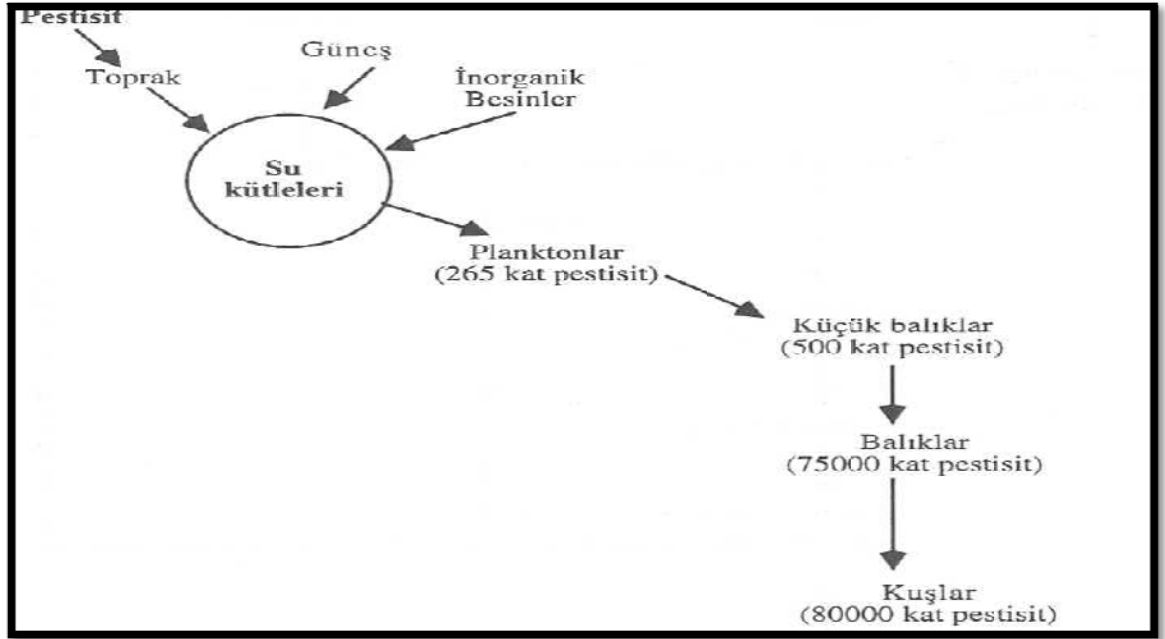
Akut toksisitenin ölçüsü LD₅₀ değeridir. LD₅₀ ağız ve deri yolu ile deney hayvanlarına uygulandığı zaman, bunların %50'sini öldüren dozdur. Düşük LD₅₀ değeri o bileşiğin zehirliliğinin yüksek olduğunu göstermektedir (Yıldız vd 2005). Pestisitlerin toksisite derecelerine göre de sınıflandırılması yapılmaktadır. Çizelge 1.2'de pestisitlerin toksisite derecelerine göre sınıflandırılması görülmektedir.

Çizelge 1.2. Pestisitlerin toksisite derecelerine göre sınıflandırılması (Sıçanda LD₅₀ mg/kg) (Siemering *et al.* 2005)

SINIF	TANIM	Ağız		Deri	
		Katı	Sıvı	Katı	Sıvı
I a	Çok zehirli	<5	<20	<10	<40
I b	Zehirli	5-50	20-200	10-100	40-400
II	Orta derecede zehirli	50-500	200-2 000	100-1 000	400-4 000
III	Az zehirli	>500	>2 000	>1 000	>4 000

Birçok pestisit yüksek düzeyde kalıcıdır ve çevrede parçalanmadan uzun süre kalabilmektedir. Besin zinciri yolu ile hayvan ve insan tarafından alınarak dokularda biriktirilebilmekte, biyolojik birikimle canlıların vücudunda yoğunlaşabilmektedir. Besin zincirinin üst kademelerine gidildikçe birikim seviyesi artış gösterebilmekte ve bunun sonucunda canlılarda artan zararlı etkiler görülebilmektedir (Şekil 1.1). Bu birikimin en güzel örneklerini DDT, dieldrin ve aldrin oluşmaktadır. Bunlar yağda çözünmeleri nedeniyle kolayca dokulara nüfuz edip birikebilmektedir. İngiltere'de yılan balığında dieldrinin biriktiği, bu nedenle normalin üzerinde yılan balığı yeme eğilimi olan kişilerde, dieldrinin etkili olduğu saptanmıştır (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Hiç pestisit uygulaması yapılmayan kutuplardaki penguenlerde, ayı balığı ve Eskimolarda DDT'nin varlığının saptanması, bazı pestisitlerin dünyadaki sirkülasyonunun ne kadar güçlü olduğunu göstermesi bakımından çarpıcı bir örnektir (Tarakçı ve Türel 2009).



Şekil 1.1. Pestisitlerin biyolojik birikimi

Pestisitlerin doğal çevredeki biyolojik, kimyasal ve fiziksel süreçlerle parçalanıp yok olmaları çok yavaş olmaktadır. Pestisitler sahip olduğu özellikler sayesinde parçalanmaya karşı bir direnç göstermektedirler. Genel olarak doğal orijinli pestisitler örneğin pyrethrum güneş ışığında hızla parçalanmaktadır. Bazı pestisitler ise parçalandıklarında ana bileşikten çok daha tehlikeli ürünlere dönüşebilmektedirler (Güler ve Çobanoğlu 1997; Yıldız vd 2005).

1.1.8. Pestisitlerin doğal çevreye ve canlılara olan zararlı etkileri

Tarımsal alanlara, orman veya bahçelere uygulanan pestisitler havaya, su ve toprağa, oradan da bu ortamlarda yaşayan diğer canlılara geçmekte ve dönüşüme uğramaktadır. Bir pestisitinin çevredeki hareketlerini onun kimyasal yapısı, fiziksel özellikleri, formülasyon tipi, uygulama şekli, iklim ve tarımsal koşullar gibi faktörler etkilemektedir (Delen vd 2005). Pestisitlerin püskürtülerek uygulanması sırasında bir kısmı buharlaşma ve dağılma nedeniyle kaybolurken, diğer kısmı bitki üzerinde ve toprak yüzeyinde kalmaktadır. Toprak içine geçmiş pestisitler kapiller su vasıtasıyla toprak yüzeyine taşınmakta ve buradan havaya karışabilmektedir. Toprağın yapısı, kil

tipi ve miktarı, organik madde içeriği, demir ve alüminyum oksit içeriği, pH'sı ve toprakta var olan baskın mikroorganizma türleri tüm bu olayları etkileyen faktörlerdir. Toprakta pestisitlerin tutulması hareketi ve biyolojik alımı engellenmekte ve çeşitli şekillerde degradasyonu ile ya toksik özelliğini kaybetmekte ya da daha toksik metabolitlerine dönüşebilmektedir (Yücel 2007).

Pestisitler kullanımı sırasında direk toprağa uygulanmasına rağmen atmosfere partikül ve buhar halinde karışık yağışlarla akarsu, çay, göl ve toprakta birikirler. Ayrıca pestisitler atmosferdeki gaz ve diğer partiküllerle tutunmak suretiyle de toprak yüzeyinde birikir ve buradan yeraltı ve yerüstü sularına ulaşırlar. Günümüzde atmosferin pestisitlerin taşınmasında önemli rol oynaması ilaçlanan bölgelerden çok uzaklara taşınmasına ve oralarda birikmesine sebep olur (Führ 1991).

Pestisitlerin en önemli taşınım yolu sürüklenmesi, buharlaşması ve sızması ile olur. Böylece pestisitler hedef alanın dışında kontamine etmiş olurlar. Taşınmada ikinci etkiyi meydana getirenler, yağış miktarı ve sulamanın şiddetidir. Yağış ve sulamalarla pestisitlerin bulaşımı sadece toprakla kalmaz. Topraktan yayılım ile su kütlelerine de bulaşabilir. Yayılma toprak yüzeyinden akıntılarla veya tarımsal bölgelerden yıkanmalarla olabilir. Toprak pestisitlerin uygulandığı yüzeyde filtre görevi yapar. Toprak yoluyla yeraltı suyuna ya da drenajla kaçan pestisitler, toprak içindeki su akım yoluyla taşınırlar. Topraktaki suyun hareketi, pestisitlerin bileşim ve hareket halinde bulunması için oldukça önemlidir. Pestisitler yağmur suları, drenaj suları, yüzey akışları ve sulama sularına da karışarak suları kirletebilirler (Tucker and Crabtree 1979; Öztürk 1990; Yıldız 2005).

Sucul ekosistemlerde pestisit birikim hızı karasal ekosistemlere göre daha yüksektir (Edwards 1973). Çizelge 1.3'de sucul ortamda yaşayan canlılar üzerindeki akut toksisite dereceleri görülmektedir. Sucul bir ekosistemde, temel besin kaynağını oluşturan ve oldukça yüksek biyokütle miktarına sahip olan planktonik organizmaların pestisit kalıntılarına maruz kalmalarına bağlı olarak toplu ölümleri ortaya çıkmaktadır. Planktonik organizmaların biyokütlelerinde meydana gelen bu ani çöküşler, sucul

ekosistemin üst seviyedeki verimliliğini de etkilemektedir (Mane *et al.*1986). Sucul ortamlardaki fitoplankton ve zooplanktonlar ekosistemdeki besin zincirinin temelini oluştururlar. Fitoplanktonlar göl, nehir ve okyanuslarda, güneş ışığı, karbondioksit, besin ve su ile habitata oksijen sağlarken, sucul organizmalar için ise besin kaynağıdır. Zooplanktonlar küçük omurgasız canlılardır. Zooplanktonlarda sularda organik materyal olarak larval balıkların, diğer sucul canlıların ve sucul böceklerin besinlerini oluştururlar. Dolayısıyla bu küçük canlılar, balık ve diğer sucul canlıların popülasyonunun devamlılığı için önemlidir. Sucul ekosistemlerin pestisitler tarafından kirlenmesiyle başta balıklar olmak üzere birçok su canlısı olumsuz yönde etkilenmektedir (PAN 1999).

Çizelge 1.3. Sucul ortamda canlılar üzerindeki LC₅₀'ye göre akut toksisite (Kamrin 1997)

Toksik etkisi	LC₅₀ (µg/L)
Çok yüksek toksik	<100
Yüksek toksik	100-1 000
Orta derecede toksik	1 000-10 000
Az toksik	10 000-100 000
Akut toksik değil	>100 000

Pestisitlerin balıklara etkileri değişik şekillerde görülür. Direkt olarak öldürme söz konusu olabileceği gibi yumurta koymayı ve üremeyi durdurmak suretiyle de balık popülasyonu üzerinde etkili olabilmektedirler. Dokularda meydana getirdikleri zararlar ile balıklarda duyarlılık artar ve mevsimlik ısı değişimlerinden, geçici açlıktan daha çok etkilenirler. Yavru balıklar ise hassas oldukları için bu durumdan daha fazla zarar görürler. Pestisitlerin su içerisinde hareketliliği kısmen suda eriyebilirlik ve formulasyonuna bağlıdır. Suda eriyebilen ya da 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 ya da bulaşık materyalleri besin olarak tüketimi sonucu pestisitlerden zehirlenebilir (Toros ve Maden 1991).

Balıklar kirlilik artışı gibi çevresel değişikliklere karşı çok hassas olduklarından dolayı tüm akuatik ekosistemin genel durumunun belirlenmesinde balık sağlığı güvenilir bir göstergedir. Kirleticilerin ilk belirgin etkileri canlıların davranış ya da dış görünümde ortaya çıkmadan önce doku ya da hücre seviyesinde görülür. Histolojik analizler çok duyarlı parametreler olarak bilinir ve hedef organlarda hücresel değişimlerin belirlenmesi için gereklidir. Dolayısıyla balık populasyonlarının sucul ekosistemin sağlık durumunu ortaya koymak amacıyla histolojik araştırmalarının yapılması oldukça önemlidir. İnsan beslenmesinde önemli yeri olan balıklar kirleticilere maruz kaldıklarında insan sağlığını da tehdit eder duruma gelirler (Dutta 1996). Su ürünlerinde yapılan çalışmalar önceleri büyüme parametreleri gibi basit parametreleri kapsarken son yıllarda patolojik düzeye kadar çıkan kompleks değerlendirmeler üzerinde yoğunlaşmaktadır (Uçar ve Atamanalp 2009).

Bilinçsiz yapılan ve tekniğine uygun olmayan pestisit uygulamaları sonucunda insan ve çeşitli canlı grupları da bu durumdan etkilenmekte, sağlığı tehdit edilmekte ve doğal hayatın öldürülmesiyle doğal denge bozulmaktadır.

Toprak florasını oluşturan organizmalardan biri olan toprak solucanları toprağın fiziksel özelliklerini düzeltir, toprakta organik madde ayrışmasına ve humus teşekkülüne hizmet ederler. Kısaca, toprak verimliliğine olumlu yönde etkileri vardır. Bilindiği gibi bitki korumada kullanılan bazı ilaçlar doğrudan toprağa uygulanmakta ilacın yaklaşık %50'si toprağa ulaşmaktadır. Sonuçta toprak solucanlarının doğrudan ya da dolaylı da olsa ilaç uygulamalarından etkilenmektedir. Toprak solucanlarının ilaç uygulamalarına maruz kalması esas olarak toprak gözeneklerinde bulunan ilaçla bulaşık su vasıtasıyla olmaktadır. Uygulama sonrası yağışın fazla olduğu durumlarda etkilenme çok daha yüksek olmaktadır (Yıldız vd 2005).

Gerek ülkemizde ve gerekse dünyada bal arıları pestisitlerden etkilenen en önemli böcek türlerini oluşturmakta, pestisitlerin aşırı ve bilinçsiz kullanımları sonucunda her yıl binlerce kovan zarara uğramaktadır.

Bal arılarının pestisitlere maruz kalma olasılıklarını şöyle özetleyebiliriz:

- Bitkilerin çiçeklenme döneminde yapılan ilaçlamalar sırasında ilaçla doğrudan temas ederek,
- İlaç damlacıklarının hedef alınmayan kültür bitkilerine (çiçeklenme döneminde) ya da su kaynaklarına sürüklenmesiyle,
- Bitki katmanlarında ve çiçekteki ilaç kalıntılarına temas ederek,
- İlaçla bulaşık nektar ve polenin kovana taşınmasıyla

Bal arılarında zehirlenmenin en tipik belirtisi kovan önünde görülen ölü arılardır (Yıldız vd 2005). Pestisit gereksiz yere uygulanması, bitkinin veriminde önemsiz bir artışa neden olurken, döllemeye yardımcı olan arıların ölmesiyle diğer bitkilerin veriminde çok büyük bir azalmaya sebep olur. Bitki arılar için çekici olan çiçeklenme dönemindeyse bu seçime daha çok özen gösterilmelidir. İlaçlamaya arıların pestisit ile en çok karşılaşacağı zamanda değil de, örneğin çiçeklenmeden önce ya da geceleyin yapılmalıdır. İlaçlamadan önce çevredeki arıcılar haberdar edilmelidir. Kovanlar ilaçlanma olasılığı olan bitkilerden uzakta güvenli bir yer seçilmelidir. İlaç tehlikesi olduğunda gerekli görülürse arılar kovanda tutulmalıdır.

Ayrıca ürünlere zarar veren böcekleri değişik yollarla yok eden yararlı böceklerde pestisitlere gerçek zararlıdan daha hassas oldukları için çoğunlukla yok olurlar. Bu durum hem pestisitlerin yararlı böceklerle doğrudan etkisiyle hem de bunların besinini oluşturan zararlıların ortadan kalkmasıyla dolaylı yoldan olabilir. Bu asalak ve avcı böceklerin pestisitlere karşı dayanıklı oldukları dönemde ilaçlama yapılması ve pestisitlerin düşük dozda kullanılması, gerek zararlının gerekse doğal düşmanların uygun yoğunlukta bulunması sağlanarak hem şiddetli böcek zararı hem de yararlı böceklerin tümüyle yok olması engellenebilir.

Pestisitler ilaçlama yapılan yerlerde gezinen kuşlar içinde zararlıdır. Zarar ilaçla doğrudan temas şeklinde veya artığı bulunan bitkisel ve hayvansal zehrin yenmesi şeklinde olabilir. Toprakta beslenen kuşlar ilacın bulaştığı toprak kurtlarını, yumuşakçaları ve diğer böcekleri yemek suretiyle pestisit kalıntılarını bünyelerine alırlar. Bazı kuş türleri de tohumla beslendiklerinden tohum ilaçlamasının bu kuşlara büyük zararı olabilir. Pestisitler kuşlara akut ve kronik zehirlenme yapar. Bir araştırmaya göre gıdasına 12 ppm endrin katılan civcivlerin 12 hafta sonra %95'i ölmüştür. Kronik etki büyüme ve çoğalma evresinde, değişik organlar ile yumurtada olumsuz sonuçlara neden olur. Japon bildiricileri üzerinde yapılan bir araştırmada 300 ppm'e kadar DDT alımı yumurta adedine etki etmezken, 700 ppm ile beslenenlerde yumurta elde edilememiş, 500 ppm ile beslenenlerde civciv çıkarma oranı düşmüştür. Ülkemizde de pestisit uygulamalarına bağlı kuş ölümleri meydana gelmiştir. 1963'te heksaklorbenzen içeren kepekli yemleri tüketerek ölen danaburnu zararlısını yiyen pek çok saksaganın öldüğü bilinmektedir (Erik 2007).

Ayrıca pestisitler çiftlik hayvanları ile evcil hayvanların et, süt ve yumurtalarını ve dolayısı ile tüketicileri de etkilemektedir. Bu nedenle ilaçlama yapılan yerlerdeki çiftlik hayvanları bu sahadan uzaklaştırılmalı ve belirlenen zamandan önce alana yaklaştırılmamalıdır. Gıdalardaki pestisit kalıntıları çeşitli yollarla hayvanların bağırsaklarında emilir. Bazı pestisitler dışkı ve idrarla vücuttan atılırlar. Bu pestisitlerin kalıntıları hayvanın sütünde, yumurtasında ve etinde çıkabilir. Ankara'da 1994 yılında 3.000 adetlik bir piliç kümesinde karma yeme ilave edilen buğdayda 2.5 ppm düzeyinde aldikarb pestisiti yedi günlük civcivlerin 2.500 adedinin iki gün içinde ölümüne sebep olmuştur (Erik 2007).

Pestisit kalıntılarının çevre üzerinde etkileri, balık kuş ve diğer canlılar için hayati önemi olmakla birlikte insanlar içinde istenmeyen ciddi durumlar oluşturabilir. Pestisitlerin insanlarda toksik olmaları nedeniyle mücadelede çalışan herkesin bunların kullanımı sırasında meydana gelebilecek potansiyel zarardan sakınmaları gerekir. İnsanların pestisitlere maruziyeti mesleki zehirlenmeler veya kaza ile meydana gelmektedir.

Her iki tür zehirlenmenin ana nedenleri:

- 1) Halkın bu konuda yetersiz eğitime sahip olması ve pestisitlerin toksisite potansiyellerinin bilinmemesi
- 2) Uygun olmayan koşullarda depolama
- 3) Kaza ile saçılma sonucu gıdalara bulaşması
- 4) Dikkatsiz yükleme ve taşıma
- 5) Yıkanmamış pestisit kaplarının kullanımı
- 6) Genel bakım ve atık değerlendirme işlemleri olarak sayılabilir (Yıldız vd 2005).

En büyük oranda etkilenim pestisit formülasyonu hazırlamakla görevli kişilerde olmaktadır. Çiftçiler, tarım ve diğer işçiler, yapısal böcek kontrol teknisyenleri (eksterminatörler), çim ve bahçe bakım görevlileridir. Pestisit imalatında çalışan işçilerde etkilenim en azdır çünkü pestisit imalatıyla ilgili süreçte radikal önlemler alınması zorunludur. Hemen hemen uygulamada doğrudan temas olmayacak biçimde kapalı sistem üretim süreçleri geliştirilmiştir. Eğer sistem yeterli değilse oldukça geniş akut ve kronik durumlar meydana gelebilir. Hasat işlerinde ve bakım işlerinde çalışanlarda yapraklarda ve yüzeyde kalan pestisitlerden etkilenebilmektedir. Ağaç ve asmaların altındaki çürümüş yapraklar vb. bulaşma nedenleri arasındadır. Bu işçilerin havadan püskürtme, yerden püskürtme uygulamaları nedeniyle de büyük miktarda etki altında kalmaları mümkündür (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Tarım ilaçlarının üretimi veya kullanılması sırasında meydana gelen iş kazaları, ilaçların insan sağlığına karşı olumsuz etkilerini derhal göstermektedir. Endüstri kazası sonucunda oluşan pestisit zehirlenmeleri, sadece işleri nedeni ile maruz kalanları değil, ayrıca çevrede yaşayanları da etkilemektedir. Örneğin 1984 yılında Bhopal'de (Hindistan) Union Carbide firmasına ait karbamat grubu pestisit üreten bir fabrikada, metil izosiyanatın depolandığı tanktan kaza sonucu sızması, o bölgede oldukça toksik etkili bu maddeye maruz kalan 2.500 kişinin ölümüne neden olmuştur (Vural 2005).

Kazalar ve yanlış ilaç kullanımı hariç tutulursa, tarım ilaçları ile insanların teması; ilaç üretimi, taşıma, depolama, kullanma ve ilaç kalıntısı içeren ürünlerin tüketimi sonunda olmaktadır. Bu etkileşim sonunda tarım ilaçları insan vücuduna ağız, deri veya solunum yoluyla girmektedir. Tarım ilaçlarının insanlar üzerindeki etkileri fetal yaşamdan itibaren başlamaktadır. Bu ilaçlar plasentadan fetüse geçmekte, bunun sonucunda düşükler, sorunlu çocuk doğumları görülmektedir. Yapılan hayvan deneylerinde ise radyoaktif işaretli ilaç verilmesinden beş saat sonra ilacın plasentaya geçtiği, fetüsün göz, sinir sistemi ve karaciğerinde yerleştiği gözlenmiştir. Tarım ilaçlarının bir bölümü de etkilerini doğrudan doğruya periferik ve merkezi sinir sistemi üzerinde göstererek organizmanın yaşamını tehdit etmektedir (Ami and Haim 1992).

Pestisitlerin insanlara etkisi kendi kimyasal yapısından veya “metabolit” adı verilen parçalanma ürünlerinden ileri gelebilir. Bu maddelerin bir kısmı birikime uğradığı, bir kısmı da birikmediği halde sinir hücrelerinde tahribat yaptığı için çok tehlikeli sonuçlar doğurabilmektedir. Pestisitler insanları değişik yollarla etkiler. Bunlar;

Doğrudan etkiler: Pestisitlerin doğrudan etkisi, insan vücuduna ilacın solunum, deri ve ağız yolu ile doğrudan girmesi sonucu olmaktadır. Ancak intiharlar hariç bu safhada ölüm az olmakta, alınan pestisitlerin zehirlilik derecesi ve dozuna bağlı olarak zehirlenme belirtileri kısa bir süre sonra başlamaktadır. Bu gruptaki zehirlenmeler akut zehirlenmedir. Akut zehirlenme pestisitlerin bir defada alınan tek bir dozunun absorbe edilmesinden sonra ilacın ani zehirlenme yapma potansiyelidir (Erik 2007).

1963'de Bursa'da Folidol E ile ilaçlanan şeftaliyi yiyen 32 kişiden 7'sinin ölümü ve Ağustos 1979'da Ödemiş'te Folidolla ilaçlanmış karpuzu yiyen yedi kişinin zehirlenmesi örnek verilebilir. Ayrıca 1973'de ülkemizde Kars'ın Damal köyünde Folidol 3-605'i saç ve elbise temizliğinde kullanan 37 kişi ölmüştür. Benzer şekilde İran'da da vücut bitine karşı paration kullanarak zehirlenen 17 kişiden 15'i ölmüştür (Vural 2005).

Pestisitlerin akut etkileri irritasyondan, dermatite, sistemik emilişe bağlı olarak ölüme kadar değişmektedir. WHO'nun hesaplarına göre akut istenilmeksizin zehirlenmeler

dünyada 3.5-5 milyon vaka arasındadır ve bunlardan üç milyonunun ileri derecede şiddetli olduğu, 20 bin ölüme neden olduğu belirtilmektedir. Amaçlı zehirlenmeler ise iki milyondur ve bunun 200 bin ölüme sonuçlandığı tahmin edilmektedir. Milyonlarca kronik etki söz konusudur (WHO 1989). Pestisit kullanımının %25'i gelişmekte olan ülkelere aittir ancak akut zehirlenmelerin %50'si ve ölümlerin %75'i gelişmekte olan ülkelere aittir.

İkincil zehirli etkiler: Pestisit kalıntılarını içeren bitkisel ve hayvansal besin maddelerini yemek suretiyle meydana gelen zehirlenmeler sekonder toksik etkiler olarak bilinmektedir. Bunlara genelde kronik zehirlenme adı da verilmektedir. Kronik zehirlenme belirli bir sürede düşük dozdaki ilacın devamlı olarak alınması ile ortaya çıkar. Pestisit bulaşmış veya bekleme süresi bitmeden pestisit kalıntısı içeren besinlerin yenmesi ile de kronik zehirlenme meydana gelebilmektedir (Erik 2007).

Pestisit kalıntısı içeren besinlerin yenmesi ile oluşan kronik zehirlenmelere Türkiye'de 1950'li yıllarda Güney Doğu Anadolu Bölgesinde raslanan ve bütün dünyanın ilgisini çeken epidemik olay örnek verilebilir. 1956'da Diyarbakır ve yöresinde bir fungusit olan heksaklorobenzen (HCB) ile ilaçlanmış tohumluk buğdayı yiyen halkta epidemik zehirlenme görülmüştür. 1955-1958 yılları arasında, bu bölgede (Diyarbakır, Mardin, Urfa) yaşayan 3.000'nin üstünde kişiye "porfiriya kutan tarda" tanısı konmuştur. "Karayara hastalığı" adı verilen bu epidemide deride koyulaşma, idrar renginin koyu kahverengiden siyaha kadar değişmesi dikkati çeken başlıca belirtilerdir (Vural 2005).

Pestisit maruziyeti sonrasında insanlarda gözlenen başlıca kronik etkiler:

1. Kanser
2. Doğum defektleri
3. Nörotoksikite, nörodavranışsal bozukluklar ve nörofizyolojik değişiklikler
4. Üreme fonksiyonları üzerindeki istenilmeyen etkiler olarak sıralanabilir (Güler ve Çobanoğlu 1997).

Sonuç olarak; pestisitlerin kullanılmaları ile ortaya çıkan sorunlar, bir taraftan doğrudan insanlar üzerindeki sistemik ve özel toksisiteleri; diğer taraftan çevredeki etkileşmeler sonucu diğer canlılara ve insanlara olan zararları; ve ayrıca ekolojik denge üzerindeki etkileri açısından toksikologları ilgilendirmektedir (Vural 2005).

1.1.9. Pestisitlerin Dünyada ve Türkiye’de kullanımı

Dünyadaki toplam pestisit üretimi yıllık 3 milyon ton civarında olup, parasal değeri ise yaklaşık 30 milyar €’dur (Delen 2008). Kullanılan pestisitlerin %60’dan fazlası sebzeler ve hububat ekiliş alanlarında kullanılmaktadır (Yıldız vd 2005). Herbisitler tarım ilaçları içinde %47’lik bir payla birinci sırayı almaktadır. Bunu %29 ile insektisitler izlemekte, fungusitlerin ise %19’luk bir payı bulunmaktadır. Herbisitler ve insektisitler, kullanımın %70’den fazla bir bölümünü kapsamaktadır. Diğer pestisit grupları ise %5’lik bir paya sahiptir. Parasal olarak değerlendirildiğinde tüketimin %31’ini insektisitler, %26’sını herbisitler, %20’sini de fungusitler oluşturmaktadır (Dağ vd 2000).

Dünyada modern tarımsal mücadelede, pestisitlerin çevreye zarar vermeyecek düzeyde ve gerçekten gerekli olduğunda kullanılması benimsenmiştir. Bunun bir sonucu olarak, başta Amerika Birleşik Devletleri (ABD) olmak üzere, gelişmiş ülkelerde “düşük risk” ya da “doğa dostu” pestisitler adı altında toplanmışlardır (Gullino and Kuijpers 1994).

Özellikle gelişmiş ülkelerde pestisitler daha bilinçli ve kontrollü kullanılmaktadır. Bunu sağlayabilmek için, örneğin Avrupa Birliği (AB) ülkelerinde ve Amerika Birleşik Devletleri (ABD)’nde birçok yasa çıkarılmış, resmi örgütler kadar, sivil toplum örgütleri de bu yönde söz sahibi duruma gelmişlerdir (Gullino and Kuijpers 1994; Ragsdale and Sisler 1994). Diğer yandan, pestisit kullanılmadan modern anlamda bitkisel ürün yetiştirmenin olanaksızlığı gelişmiş ülkelerce bilinmesinin yanında, pestisit kullanımını sürekli arttırarak verimin de sürekli arttırılamayacağı anlaşılmıştır. Bu nedenle, maliyetleri yükseltmemek için gereksiz ilaçlamalardan kaçınılmaya başlanmıştır (Gullino and Kuijpers 1994).

Sentetik kimyasalların yoğun bir şekilde bitki sağığı alanında kullanılmaya başlanması nedeni ile bunların insan, çevre ve hayvan sağığı açısından risklerinin de arttığı gözlenmiştir. Ülkeler düzeyinde pestisit kullanımını kontrol altına alabilmek için uluslararası düzeyde faaliyet gösteren kuruluşlar da bu alana yönelmişlerdir. EPPO, FAO, WHO, EEC, EPA gibi birçok kuruluş pestisitlerin emniyetli kullanılması konusunda azami gayret göstermektedirler (Ağar vd 1991).

Örneğin ABD Çevre Koruma Örgütü (EPA), pestisitlerin hem ruhsatlandırılmasını kolaylaştırmış hem de kullanılmalarını teşvik etmeye başlamıştır (EPA 1999a). Herhangi bir pestisit ürününün dağıtımı ya da satışı yapılmadan önce EPA'dan ruhsat alması gerekmektedir. EPA yeni bir ürünü ya da mevcut bir ürünün yeni bir kullanım alanını ruhsatlamadan önce, bu ürünün etiket talimatlarına göre kullanıldığı durumlarda insanlara ve çevreye zarar vermeyeceğini ve hedef organizmalar üzerinde etkin olacağını tespit etmek için çalışmalar yapmaktadır. Bu tespitleri yapabilmek amacıyla EPA, ruhsat başvurusu yapan kurumdan yaklaşık 100 adet civarında bilimsel çalışma ve test sonucu istemektedir (Anonymous 2006).

Türkiye'de ise pestisit pazarı Avrupa ülkelerine oranla son derece küçüktür (Yıldız vd 2005). Tarım ilaçları kullanımına II. Dünya savaşından sonra başlanmıştır. Tarım ilaçları sanayisi de bu kullanıma bağlı olarak bir gelişme göstermiştir (DPT 2001). Ülkemizde, pestisitlerin en önemli uygulama alanı "tarım savaş ilaçları" olarak kullanımıdır (Vural 2005). Türkiye'de yaklaşık 400'ün üzerindeki zararlıya karşı 491 etkili madde içeren yaklaşık 3.000 adet pestisit kullanılmaktadır (TMMOB 2006). Tarım ilacı tüketimi ortalama 33.000 tondur. Bu miktarın %47'sini insektisitler, %24'ünü herbisitler, %16'sını fungusitler, %13'ünü de diğer gruplar oluşturmaktadır. Bu pestisitlerin yıllık satış tutarı da yaklaşık 230-250 milyon dolardır (Turabi 2007). Dünya pestisit piyasasındaki payın %80'i gelişmiş ülkelerin iken Türkiye'nin payı %0.6'dır (Öztürk 1997; Kantarcı 2007; Özmen 2007). Türkiye'de tüketilen pestisitlerin yıllık satış tutarları 1990-2000 yılları arasında yaklaşık 200-300 milyon dolar arasında değişmektedir (Dağ vd 2000).

Türkiye’de pestisit tüketimi 1979-2002 yılları arasında %45.29’luk bir artış göstermiştir (Delen vd 2005). Yıllık tüketim miktarı hektara 400–700 gram civarındadır. Turabi (2004)’ye göre hektara düşen etkili madde miktarı 1990’larda 400-500 g civarındadır. 2006 yılında bu miktar 705 g’a ulaşmıştır (Delen 2008). Bu artışa karşın ülkemizdeki ilaç tüketimini gelişmiş ülkelerle kıyasladığımızda genel toplamın diğer ülkelere oranla oldukça düşük olduğu görülmektedir (Çizelge 1.4). Hollanda ve Yunanistan AB’nin en yoğun, Belçika ve Finlandiya ise en az pestisit tüketen ülkeleridir.

Çizelge 1.4. 1993-1995 yılları arasında Avrupa Birliği ülkelerinin tüketimlerine göre hektara düşen pestisit miktarları (Oskam *et al.* 1997)

Ülkeler	Pestisit tüketimi (kg/ha)
Almanya	2,6
Avusturya	4,0
Belçika	1,2
Danimarka	1,7
Finlandiya	1,2
Fransa	5,6
Hollanda	13,8
İngiltere	6,4
İrlanda	8,0
İspanya	2,3
İsveç	4,4
İtalya	9,3
Lüksemburg	4,4
Portekiz	6,0
Yunanistan	13,5

Ancak Türkiye’de belirli bölgelerde, hektara kullanılan pestisit miktarı dünyanın en yoğun ilaç kullanılan bölgeleri düzeyindedir. Örneğin, Türkiye’nin entansif tarım yapılan bölgelerinden olan Ege ve Akdeniz Bölgeleri ile Doğu Anadolu ve Güney Doğu Anadolu Bölgeleri’nin 1993-1998 yıllarında ülke pestisit tüketimindeki preparat olarak

payları kıyaslandığında zaman bu heterojen yapı açıkça görülmektedir (Çizelge 1.5). Ege ve Akdeniz Bölgelerinin tüketimleri toplamı, genel olarak ülke tüketiminin %34'den fazlasını, hatta bazı yıllar %50'sine yakınıni oluşturmaktadır. Doğu Anadolu ve Güney Doğu Anadolu Bölgelerindeki kullanım ise, ülke tüketiminin ancak %10'u kadardır (Turabi 2004).

Çizelge 1.5. Türkiye'de 1993-1998 yılları arasında bölgelere göre tarım ilacı kullanımı (DPT 2001)

Bölgeler	Yıllar ve bölgelerin payları (%)					
	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Ege	19	19	15	19	17	17
İç Anadolu	20	22	23	22	19	16
Marmara	16	12	19	20	19	18
Karadeniz	12	11	7	13	12	12
Akdeniz	21	26	26	16	22	25
Doğu Anadolu	3	3	4	4	4	5
Güneydoğu Anadolu	9	7	7	7	7	7

Türkiye'de yıllık pestisit tüketiminin %40'ı Adana, İçel ve Antalya olmak üzere üç ilde yoğunlaşmaktadır. İzmir yöresi de ilave edildiğinde bu değer %65'i aşmaktadır. Adana'da pestisit kullanım oranı %10.39, İçel'de ise %15.69 olup, bu iki ilde toplam %26.08 oranında pestisit kullanılmaktadır. Resmi tavsiyede görülen bu rakamlar, ilaç bayilerinin ve konuda uzman olmayan kişilerin teşviki ile %35-40'a ulaşmaktadır (Zeren ve Erem 2000). Türkiye'de genel olarak az pestisit tüketilmesine karşın, oldukça yoğun olarak tüketilen pestisitler çevre ve sağlık açısından önemli riskler taşımaktadır (Delen vd 2005).

Özellikle Çukurova Bölgesi gibi tarımın yoğunlaştığı bölgelerde pestisit kullanımının çok daha fazla olduğu bilinmektedir (Yurdakul vd 1994). Çukurova bölgesinde tarımsal ilaçların toplam değişen masraflar içindeki payı pamukta %38.2, buğdayda %5.78, I. ürün mısırdaki %12.3, II. ürün mısırdaki %27.96, I. ürün soyada %2.32, II. ürün soyada

%9.97, turunçgillerde %53.78 ve sebzelerde %12.11 olduğu ortaya konmuştur. Görüldüğü gibi özellikle turunçgil ve pamuk gibi bölgede yoğun olarak üretimi yapılan ürünlerde ilaçlama masrafları toplam masraflar içinde önemli bir yer almaktadır. Pestisit kalıntıları açısından yapılan çalışmalar, gelişmiş ülkelere oranla Türkiye’de oldukça azdır. Elde edilen sonuçlara göre, bitkisel ürünlerimizde tolerans üstü pestisit kalıntısı içerenlerin sayısının az olmasına karşın, AB ülkelerine giden ürünlerimizin uygun bulunmayan partilerinde pestisit kalıntısı önemli bir sorun olarak görülmektedir (Delen vd 2005).

Gittikçe artan orandaki pestisit tüketimi pek çok sorunu da beraberinde getirmektedir. Bitki koruma problemleriyle mücadelede pestisitler her ne kadar hızlı ve yüksek oranda etkili olmaları nedeniyle yaygın ve yoğun bir şekilde kullanılmalarını anlaşılır kılsa da, zararlı organizmalarda görülen dayanıklılık, insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkiler pestisit uygulamalarının amacına uygun ve riskleri minimize edecek şekilde gerçekleştirilmesi zorunluluğunu da beraberinde getirmektedir. İşte bu ikilem nedeniyle gelişmiş ülkelerde, pestisit tüketimi kontrollü ve bilinçli bir şekilde gerçekleştirilmekte, riskli pestisitlerin kullanımı ciddi şekilde kısıtlanmakta, insan ve çevre sağlığı açısından uygun alternatiflere teşvik edilmektedir.

Ülkemiz çok önemli miktarda tarımsal üretime sahiptir. Özellikle taze sebze, meyve ve kurutulmuş bazı ürünleri ihraç ederek önemli döviz geliri elde etmekteyiz. Başta ihraç ürünlerimiz olmak üzere tarımsal üretimimizde bilinçli ve denetimli pestisit kullanımı özellikle kalıntı sorununun önüne geçebilmek için son derece önemlidir (Durmuşoğlu vd 2010).

Türkiye’de halk sağlığı alanında kullanılan pestisit ve pestisit benzeri maddelerin denetim, ithalat ve üretim izni işlemleri T.C. Sağlık Bakanlığı Temel Sağlık Hizmetleri Genel Müdürlüğü tarafından yürütülmektedir. Ancak ülkemize ithalat yolu ile giren ve ülkemizde üretilen bu kimyasal formülasyonların kullanımıyla ilgili denetim ve kayıtlar bugüne kadar istenilen düzeye ulaşamamıştır (Tarakçı ve Türel 2009). Günümüzde gelişmiş ülkelerde, pestisit kaynaklı zararların en aza indirgenmesi hususunda koruyucu

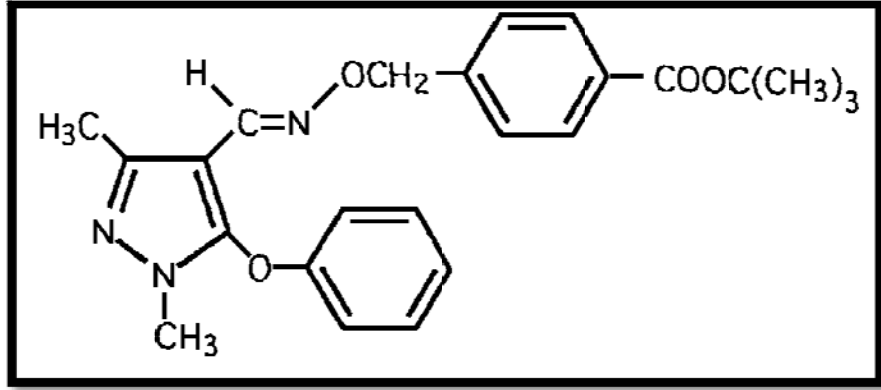
tedbirler alınmasına rağmen ülkemizde bu konuya gereken önemin verilmediği yapılan araştırmalarla ortaya konmaktadır (Çömelekoğlu vd 1998).

Türkiye, kalkınmakta olan ve tarım geliri yüksek olan bir ülkedir. Ayrıca AB'ye üye olma yolunda sürekli bir ivme içerisinde. Ürettiği tarım ürünlerini başta AB ülkeleri olmak üzere ABD ve diğer gelişmiş ya da gelişmekte olan ülkelere satmaktadır. Bunun için, başta ziraat olmak üzere çevre sağlığı ürünü olarak pestisit kullanımında bilinçli programlar yürütülmelidir. Ancak bu programın yürütülmesinde Türkiye'de yaşayan insanların sağlığı, çevreleri ve gelecekleri esas gaye olmalıdır (Tarakçı ve Türel 2009).

1.1.10. Fenpiroksimat

Tert-butyl (E)- α -(1,3-dimethyl-5-phenoxy-pyrazol-4-yl)methyleneamino-oxy)-p-toluat (IUPAC) ve 1,1-dimethylethyl 4-[[[(E)-[(1,3-dimethyl-5-phenoxy-1H-pyrazol-4-yl)methylene]amino]oxy]methyl]benzoate kimyasal isimleriyle bilinen bir akarisitir. Ülkemizde 1992 yılında 134098-61-6 kodu ile ruhsat almıştır. Kapalı formülü $C_{24}H_{27}N_3O_4$ olup beyaz kristal tozu halindedir (Şekil 1.2). Çözünürlüğü 25°C'de metanolde 15, asetonda 150 ve kloroformda 1197 g/l'dir. Asit ve alkali ortamda stabildir. Ülkemizde ilk defa Zeneca şirketi tarafından Meteor ismi ile ruhsatlandırılmıştır (Öztürk 1997; Toros vd 2001).

Hem kontak hem mide etkili akarisitir. Bağlarda, turuncgil, sebze ve pamuk yetiştirilen alanlarda zarar veren kırmızı örümceklere (*Tetranychus urticae*) karşı önerilmesinin yanı sıra beyazsinek, thrips, lepidopter larvaları, yaprak bitleri, yaprak psillidi, pas böceği ve patates böceğine karşı kullanılmaktadır. Oksidatif fosforilasyonu inhibe ederek, adenozin trifosfat (ATP)'nin sentezlenmesini engeller (Ünal ve Gürkan 2001). MET akarisit olarak tanımlanan fenpiroksimat mitokondrial elektron taşınımını engelleyerek etkili olur (Motoba *et al.* 2000; Dekeyser 2005).



Şekil 1.2. Fenpiroksimat'ın kimyasal yapısı (Nishizawa *et al.* 1993)

1.2. Lepistes Balıkları (*Poecilia reticulata*)

1.2.1. Lepistes balığının taksonomisi

Lepistes balığının taksonomisi şu şekildedir:

Regnum	: Animale
Subregnum	: Metazoa
Phylum	: Chordata
Subpylum	: Vertebrata
Classis	: Actinopterygii
Ordo	: Cyprinodontiformes
Subordo	: Cyprinodontoidea
Superfamily	: Poecilioidea
Family	: Poeciliidae
Subfamily	: Poeciliinae
Genus	: <i>Poecilia</i>
Species	: <i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859), (Tamaru <i>et al.</i> 2001).

Lepistes balıkları (*Poecilia reticulata*), akvaryum balıkları içerisinde en çok tanınan türlerden biridir. İlk olarak 1859'da Venezuela-Caracas'da lepestesi tespit eden

İhtiyolog Wilhelm Peters isimli bilim adamı, bu balığa *Poecilia reticulata* ismini vererek Poeciliidae familyasına dahil etmiştir (Axelrod *et al.*1986). Bu tür Avrupa'ya bir akvaryum balığı olarak ilk kez 1908 yılında getirilmiştir. Akvaryum dünyasına 80-90 yıl önce girmiş olmalarına rağmen, çabuk üretilbilme özelliklerinden dolayı 200'e yakın varyetesi geliştirilmiştir (Alpbaz 2000).

Lepistes balıkları batı ülkelerinde “guppy” veya “milyon balığı” olarak tanınır. Guppy olarak anılması, akvaryumlara ilk kez Guppy isimli bir akvaryumcu tarafından alındığı içindir. Ayrıca bir dişi ve bir erkek lepistes ile bunlardan üreyen yavrulardan da yavru sağlanacağı kabul edilirse, bir yılda 300.000 adet lepistes elde edilmesi teorik olarak mümkündür. Milyon balığı diye adlandırılması bu özelliğinden kaynaklanmaktadır (Geldiay 1985; Alpbaz 1993; Dawes 1995).

1.2.2. Lepistes balığının morfolojik özellikleri

Lepistes balıkları, ağızlarındaki dişleri nedeniyle dişli sazancıklar olarak da bilinen Cyprinodontoidae alt takımına dahildir. Ağızları üst ya da terminal (ön) konumlu olup, baş genellikle kütleşmiştir. Çoğu türü, gerek renk, gerekse yüzgeç ve büyüklük bakımından eşey ayrımı gösterirler ve canlı doğum yaparlar. Sırt ve anal yüzgeçlerinde sert ışın yoktur. Sırt yüzgeçlerindeki yumuşak ışın sayısı 7-8 adet, anal yüzgeçlerindeki yumuşak ışın sayısı ise 8-9 adettir. Erkekler biraz uzunca ve narin, dişiler hafif tombuldur. Erkeklerde vücut yanlardan hafifçe basık olup dişilerde vücutun ön kısmı yuvarlaktır (Şekil 1.3a ve 1.3b). Gonopodium kısadır. Boy erkeklerde maksimum 2.5-3 cm olup dişilerde 5-6 cm kadar olabilir. Erkekler doğada da çok değişik ve güzel renklidir. Buna karşılık dişiler sarımsı-yeşilimsi renkte olurlar (Geldiay 1985).



a)



b)

Şekil 1.3. Lepistes balığı a) Erkek birey b) Dişi birey

Erkek lepistesler kuyruklarının şekli ve gözalııcı renkleri bakımından akvaryum dünyasının en güzel ve en renkli canlılarını teşkil eder. Dişinin rengi sade olup erkeğinki gibi çeşitli ve çekici değildir. Yavaş ama iyi gelişirler. Bu nedenle pek çok işletmeci tüm populasyonu erkek olarak üretmenin daha avantajlı olduğunu düşünür (Kavumpurath and Pandian 1993).

Lepisteslerin ülkemizde en ünlü olan varyetesi Alman lepistesleridir. Bunlarda kuyruk mor-kırmızı, beden ise koyu renklidir. Hollanda, kral lepistes, lir kuyruk, yelpaze

kuyruk, altın guppy ve leopar gibi varyeteleri ülkemizde bilinmektedir. Kuyruk yapısı bakımından ise top, kılıç, lir, yelpaze, delta, bayrak, üçgen ve çember kuyruk gibi çeşitli kuyruk yapılarına sahip varyeteleri bulunmaktadır (Alpbaz 1993; Hekimoğlu 1997; Alpbaz 2000; Turan 2001).

Akvaryum merakına yeni başlayanlar genel olarak ilk kez bu balıktan satın alırlar. Bu kadar yaygın ve ünlü olmalarının birçok nedeni vardır. Öncelikle, bakımının ve üretiminin kolaylığı ile fiyatının uygun olması bakımından çok ilgi gören bir akvaryum balığıdır (Alpbaz 1993).

1.2.3. Lepistes balığının ekolojik özellikleri ve beslenmesi

Lepistesler, Amerika orjinlidirler. Güney Amerika'da Lesser Antilles Adası, Orta ve Güney Amerika'da Hawaii Adaları, Güney Asya ile tropikal ve subtropikal bölgelerde ise doğal olarak bulunurlar (Dawes 1995).

Lepistes balıkları tatlı ve acı sularda rahatlıkla yaşayabilen bento-pelajik bir balık türüdür (Rodríguez 1997). Yetiştiricilik ve akvaryum koşullarında ortalama 21-25°C'de rahatlıkla yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilirler. Ancak üretim sırasında su sıcaklığının 24-26°C arasında olması tercih edilmektedir. Akvaryum sıcaklığı arttıkça gebelik süresi kısalmır. Yılın soğuk aylarında üreme ve gelişmede yavaşlama görülebilir. Başarılı bir yetiştiricilik yapmak için suyun sıcaklığının $26 \pm 1^\circ\text{C}$, pH'nın (7-8), ve sertliğinin orta derecede (10 dH) ayrıca su sirkülasyonunun sürekli sağlanması gerekir (Dawes 1991; Dzikowski *et al.* 2001). Doğada bulunan türleri az miktarda tuzluluğa tolerans gösterebilirler (Rodríguez 1997).

Lepistes balıkları sivrisinek mücadelesi amacıyla dünyanın çeşitli yerlerine götürülmüşlerdir. Böylece çok geniş bir alana yayılmışlar ve yüzlerce varyetesi oluşmuştur. Çoğu yavaş akan sularda yaşarlar. Omnivor balıklardan olan lepistesler, su yosunları ve çeşitli bitkisel besinler ile birlikte sivrisinek larvaları gibi canlı yemleri de

severek tüketirler. Dişli olmalarına karşın çoğu diğer balıklar ile iyi geçinirler (Hekimoğlu 1997; Şahin 1999).

Lepistes balığının zaman zaman farklı isimlerle tanındığı bildirilmiştir (Lake 1995). Bunlar;

Libestes poecilioides-de Filippi, 1861

Girardinus guppi-Gunther, 1866

Girardinus reticulatus-Gunther, 1866

Lepistes poecilioides-Gunther, 1866

Poecilioides reticulatus-Jordan ant Gilbert, 1883

Ancanthophaelus reticulatus-Eigenmann, 1907

Ancanthophaelus reticulatus-Guppy-Eigenmann, 1907

Girardinus poecilioides-Boulanger, 1912

Poecilia poecilioides-Langer, 1913

Glaridichthys reticulatus-Milewski, 1920

Poecilia reticulata-Peters, 1860

1.2.4. Lepistes balığında üreme

Lepistes balıkları canlı doğuranlar grubunun en doğurgan türüdür. Bu türde, yalancı doğum olayı gözlenmektedir. Yumurta yumurtlama sırasında çatlar ve balık doğurmuş gibi gözlenir (Alpbaz 1993). Doğurma olayının memelilerdeki ile hiçbir ilgisi yoktur. Memelilerde ana karnındaki yavru ile anne arasında plesenta denilen bir göbek bağıyla ilişki kurulur. Anne karnındaki yavru, plesenta üzerindeki kan damarlarından yararlanarak annesinin aldığı besin ve oksijenden faydalanır. Oysa canlı doğuran balıklarda ovovivipar üreme gerçekleşmektedir. Ovovivipar; yumurtaların henüz diş balığın karın boşluğunda iken erkek balık tarafından döllenmesi ve gelişiminin yumurta kanalı içinde olması demektir. Gelişen embriyo yumurtadan çıkıncaya kadar yumurta sarısından ihtiyacını karşılar ve gelişimini sürdürür. Embriyonik gelişme evresi boyunca yavrunun anne ile hiçbir bağlantısı yoktur. Burada diş karnı sadece yumurtaları

koruyucu bir ortam sağlamış olur. Yavru balığın dışarı çıkabilmesi için anne vücudunu terk etmeden önce vitellus kesesini absorbe etmiş, yüzmeye hazır duruma gelmiş olması gerekir. Ana karnında bu duruma gelen yavrular kısa bir süre sonra dışarı atıldıklarında küçük birkaç deneme sonucu yüzmeye başlamaktadırlar (Geldiay 1985; Pandian and Sheela 1995). Bu üreme şeklinde yavrular için en büyük tehlike ebeveynler dahil diğer balıklar tarafından yenmektir. Bu nedenle üreme zamanı birtakım önlemler alınmaktadır (Alpbaz 1993).

Erkek ve dişi balıklarda cinsiyet tespiti genç yaşta morfolojik özelliklere bakarak yapmak mümkündür. Erkekler renklerinin dikkat çekiciliği ve gonopodium denilen üreme organı ile dişilerden rahatlıkla ayırt edilebilir. Gonopodium bir çeşit çiftleşme organıdır ve erkek bireylerde anal yüzgecin farklılaşarak geriye doğru uzaması ve ince uzun bir hortum şeklini alması ile oluşmuştur. Bu organ sayesinde erkek dişiye rahatlıkla döllemektedir (Alpbaz 2000).

Erkek lepistesler üç ayrı çiftleşme taktiği kullanırlar. Bunlardan birincisi; genellikle, gözülcü renklere sahip, gösterişli kuyruk yüzgeçleri aracılığı ile dişilere kur davranışı yapmalarıdır ve bu çok ilginç kur davranışı sonucu eşleşirler. Bu davranış, eşlerini etkileyebilmek için sigmoid benzeri oyunlar şeklinde sergilenir. Erkek dişinin önüne geçer ve bu pozisyondan dişiye kur yapma davranışını başlatır. Erkeğin vücudu titreyerek yüzerken “S” veya “C” şeklinde kıvrılır. Erkek lepistes cinsel çekiciliğini göstermek için kendi ekseni etrafında, dişinin önünde aşağı ve yukarı doğru bu şekilde yüzerken vücudunun yan tarafında turuncu sarı renkler belirginleşir. Erkek bu esnada çiftleşmeyi dener. Genellikle dişiler geniş vücutlu, renkli ve yüksek kur yapma oranlarına sahip erkeklerle ilgi gösterirler. İkincisi ise, erkeğin gonopodial itme hareketi uygulamasıdır. Dişinin arkasında yüzen ve gonopodial itme hareketi yaparak dişiye yaklaşan erkek, gonopodiumu dişinin yardımını olmadan ileri doğru hareket ettirir ve dişinin genital açıklığından içeri iter. Üçüncüsü de erkeğin diğer erkeklerle müdahaleci davranış sergilemesidir. Bu davranış, saldırgan özellik taşımaz. Çok kısa süren ve zararsız olan bir davranıştır (Liley 1966; Houde 1988, 1997; Evans *et al.* 2002).

Kuluçka süresi ortalama 28 gün sürer. Dişi balıklar bir ay aralıklar ile remeye devam edebilir. Gerekirse 3-4 ay bir defada aldığı spermleri kullanarak üremeyi sürdürebilirler. Uygun koşullarda ilk yavrusunu veren balık 10-15 adet doğurur. İyi bir bakımla yavru sayısı düzenli olarak artış gösterebilir. Yaşlanma ile birlikte yavru verimi azalmaya başlar. Yavru sayısı arttıkça doğan yavrunun büyüklüğü küçülür. Yavru boyu; bir batındaki yavru sayısı ve dişinin yaşı gibi nedenlerle farklılık gösterebilir (Sakurai *et al.* 1992; Alpbaz 1993; Houde 1997; Alpbaz 2000).

Lepistes balıklarında çok ender olarak cinsiyet değiştirme gözlenebilir. Olgunluk döneminde dişi bireyin anal yüzgeci gonopodiuma dönüşür ve erkeğe has renklenme ile dönüşüm süreci tamamlanır. Bu şekilde oluşan erkek bireyler normal erkeklere oranla daha iri vücutludur. Fakat fonksiyonel cinsiyet özelliklerinde eksiklik olduğu görülmüştür. Olgun erkek bireylerde dişi dönüşümüne rastlanmaz çünkü testislerdeki aktivitede herhangi bir sınırlandırma olmamaktadır (Gratzek 1992).

Pestisit kullanımının giderek arttığı günümüzde bu kimyasalların hedef dışı canlıları ve çevreyi olumsuz etkilerinin tespiti çok önemlidir. Oldukça geniş bir kullanıma sahip olan Fenpiroksimat'ın özellikle sucul ekosistem üzerine etkilerini araştırıldığı çalışmalar neredeyse yok gibidir. Bu nedenle bu çalışmada FP'nin sucul sistemlerdeki muhtemel toksik etkisi lepistes balıkları kullanılarak belirlenmeye çalışılmıştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

McKim *et al.* (1970), *Salvelinus fontinalis*; çay alabalığı türünü, bakır sülfat pentahidrat pestisitine maruz bırakmış ve deney sonucunda PGOT enzimi ve total protein içeriğinde artış olduğunu, plazma kloritinde ve osmolaritesinde ise azalma olduğunu belirlemişlerdir.

Ansari ve Kumar (1983), *Brachydanio rerio* (Zebra balığı) üzerine malathion toksisitesini inceledikleri araştırmada organofosforlu bir insektisit olan malathion maruz bırakılan balıkların beyin-sinir dokularında asetilkolinesteraz inhibisyonunun gerçekleştiği gözlemlemişlerdir. Maruz kalma doza ve zamana bağlı tutulmuştur. Malathion baskısı balıklar üzerinden kaldırıldığında ise asetilkolinesteraz aktivitesinde önemli bir iyileşme gözlenmiştir.

Asztalos *et al.* (1990), bakır sülfat pentahidrat pestisitinin adi sazanlar *Cyprinus carpio* L., üzerindeki biyokimyasal parametrelerini incelemişlerdir. Bu pestisit balıklarda, doku zararları ve strese yol açarak, laktat dehidrojenaz (LDH), glutamik oksaloasetik transaminaz (GOT) ve glutamik dehidrojenaz enzim aktiviteleri ile kan şekeri düzeyini yükselttiğini gözlemlemişlerdir. Bu çalışmada, 5 mg/L bakır sülfat pentahidrat *C. carpio* L. türü bireylerine verilmiştir. Uygulamada; 1. günün sonunda canlılık %100 iken, 4. günün sonunda %61; 6. günün sonunda ise %44 olduğu belirlenmiştir.

Beaman *et al.* (1999), malathion pestisitinin *Oryzias latipes* bireyleri üzerine davranış değişiklikleri ve immün sisteme etkilerini inceledikleri çalışmalarında 0.8 mg/L yüksek malathion yoğunlaşmasına maruz kalan *O. latipes* bireylerinde dengesiz yüzmeler, engellerden sakınmama, irkilmeler ve sıçramalar, nörolojik rahatsızlıklar ve yiyecek tüketiminde azalma gibi anormal davranışlar gözlenmiş, buna karşın 0.2 mg/L düşük malathion yoğunlaşmasına maruz bırakılan *O. latipes* bireylerinde bu tür anormal davranışlar gözlenmemiştir. Balıkların 0.2±0.05 mg/L malathion içeren sulara maruz bırakılmaları hayatta kalmalarında önemli bir etki göstermez iken, dört kat daha yüksek

yani 0.8 ± 0.18 mg/L malathiona maruziyetleri 96 saatte hayatta kalmalarını yaklaşık %20 azalttığını belirlemişlerdir. Ayrıca hematokrit düzeyinde ve toplam böbrek hücreleri sayısında az da olsa bir azalma tespit etmişlerdir.

Gomez *et al.* (1999), böbrekler ile ilgili yaptıkları bir çalışmada 2,4-D herbisitinin 96 saatlik akut dozu baz alınarak *Tinca tinca* bireylerinde oluşturduğu patolojik süreci araştırmışlardır. 1-2-5-8-12 günlük zehirlenme periyotlarından sonra balıkları incelemişler ve böbrek dokusunda küçülme ve bozulmalar, boşaltım sistemini meydana getiren hücrelerde değişimler oluştuğunu belirlemişlerdir.

Atamanalp ve Cengiz (2002), bir sentetik piretroit insektisit Cypermethrin'in sublethal dozlarının *Capoeta capoeta capoeta* (Göldenstaedt, 1772)'da hemoglobin, hematokrit ve sediment seviyeleri üzerine etkilerinin belirlenmesi için balıkları üç farklı sublethal doza maruz bırakmışlardır. Sonuç olarak Cypermethrin'in hemoglobin ve hematokrit düzeylerinde azalmaya, sediment değerinde ise yükselmeye neden olduğunu tespit etmişlerdir.

Atamanalp vd (2002), Cypermethrin'in Gökkuşluğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nin bazı biyokimyasal parametreleri (alkalin fosfotaz, kolesterol, glikoz ve keratin) üzerine etkisini belirlemek amacıyla yaptıkları çalışmalarında balıkları pestisit üç farklı subletal dozuna maruz bırakmışlardır. 15 günlük uygulamadan sonra alkalin fosfataz yükselip, kolesterol düşerken, glikoz ve kreatin'in pestisit dozlarına bağlı olarak farklı değerler sergilediğini belirlemişlerdir.

Başer vd (2003), sucul ekosisteme toksik kirletici olarak bulaşan sentetik piretroit permethrin pestisitinin Lepistes balıkları üzerindeki akut toksisitesini araştırmışlar ve 48 saatlik LD₅₀ değerini 245.7 µg/ L olarak tespit etmişlerdir.

Çalışkan vd (2003), zeta cypermethrin insektisine maruz bıraktıkları Lepistes balıklarının solungaçlarındaki etkileri çalışmışlardır. Çeşitli subletal dozlara maruz

bırakılan balıkların solungaç dokularını ışık mikroskobu altında incelemişler ve bunun sonucunda hipoksiya ve solunum problemleri oluştuğunu gözlemlemişlerdir.

Viran vd (2003), yaptıkları çalışmada sentetik piretroit deltamethrin pestisitinin *Lepistes* balıkları (*Poecilia reticulata*) üzerindeki akut toksisitesini araştırmışlardır. 48 saatlik LC₅₀ değerini 5.13 µg/ L olarak belirlemişlerdir.

Yılmaz ve Sarıkaya (2003), 2,4-D (2,4-Diklorofenoksiasetik asit) herbisitinin, sazan balığı; *Cyprinus carpio* L. türü üzerinde akut toksik etkileri ile davranış değişimlerini incelemiştir. 2,4-D balık biyodenemelerinden elde edilen bulgular Finney's Probit Analiz Yöntemi ile bilgisayar ortamında değerlendirilmiş ve *C. carpio* L. türü bireylerinde 96 saatlik LC₅₀ değerini 63.24 mg/L olarak hesaplamışlardır. Ayrıca deney süresince; 2,4-D herbisitinin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan balıklarda denge kaybı, anormal yüzme, mukus salgısı artışı, vücut renklerinin açılması gibi değişimler tespit edilmiştir.

Selvi vd (2004), farklı konsantrasyonlarda temefos insektisine maruz bıraktıkları *Lepistes* (*Poecilia reticulata*) bireylerindeki akut davranış değişimlerini belirlemişlerdir. Gözlenen davranış değişimlerinin, kontrol grubuna göre daha az hareketlilik, denge kaybı, düzensiz yüzme ve belirli bir alanda genellikle suyun orta seviyesinde uzun süreli hareketsiz kalma gibi tipik nörotoksin zehirliliği özelliğinde olduğu saptanmıştır.

Yılmaz vd (2004), alfa-cypermethrin pestisitinin, *Lepistes* balıkları üzerindeki akut toksik etkisini incelemişlerdir. Yapılan çalışmalar sonucunda alfa-cypermethrin pestisitinin 96 saatlik LC₅₀ değeri Finney's Probit Analiz yöntemi ile 9.43 µg/ L olarak Behrens-Karber yöntemine göre ise 9.9 µg/L olarak belirlemişlerdir. Deney sonucunda denge kaybı, solunum güçlüğü, hareketsizlik, karın bölgesinde renk değişimi, gözlerde büyüme gibi değişimler tespit etmişlerdir.

De Silva and Samayawardhena (2005), chlorpyrifos insektisitinin *Lepistes* balıklarında üreme performansı üzerindeki etkilerini araştırmışlar ve 96 saatlik LC_{50} değerini 7.17 $\mu\text{g/L}$ olarak hesaplamışlardır.

Gül (2005), chlorpyrifos-methyl pestisitinin, Nil tilapia balığı; *Oreochromis niloticus* L., türünün larvalarına olan akut toksik etkilerini incelemiştir. Çalışmasında chlorpyrifos-methyl insektisitinin LC_{50} değerini Finney's Probit Analiz yöntemine göre 1.57 mg/L olarak hesaplamıştır.

Selvi vd (2005), sucul ekosisteme toksik kirletici olarak bulaşan organofosforlu chlorpyrifos-methyl insektisitinin Guppy (*Poecilia reticulata*)'de akut toksisitesini araştırmışlardır. Yaptıkları çalışmada chlorpyrifos-methyl insektisitinin 96 saatlik LC_{50} değerini Finney's Probit Analiz metoduna göre 1.79 mg/L olarak tespit etmişlerdir. Ayrıca farklı konsantrasyonlara maruz bırakılan balıklarda kontrol grubuna göre aktivite kaybı, denge kaybı, değişken yüzme, belirli bir bölgede hareketsiz kalma gibi durumlar belirlenmiştir.

Yılmaz (2005), alfa-cypermethrin pestisitinin farklı konsantrasyonlarını, tilapia; *Oreochromis niloticus* L. türünün larva balıkları üzerindeki akut toksik etkilerini incelemiştir. Alfa-cypermethrin pestisitinin 96 saatlik LC_{50} değerini 3.42 $\mu\text{g/L}$ olarak tespit etmiştir.

Öz (2006), sucul ekosisteme toksik kirletici olarak bulaşan bakır sülfat pentahidrat pestisitinin, *Lepistes* balığı (*Poecilia reticulata*), üzerinde 96 saatlik LC_{50} değerini saptamıştır. Deneyler üç seri halinde yapılmış ve toplam 200'den fazla *lepestes* bireyi kullanılmıştır. Yapılan çalışmalar sonucunda elde edilen bulgular Probit Analiz Yöntemi ile bilgisayar ortamında değerlendirilmiş ve *lepestes* bireylerinde 96 saatlik LC_{50} değeri 2872.918 $\mu\text{g/L}$ olarak hesaplanmıştır. Ayrıca bakır sülfat pentahidrat denemelerinden elde edilen bulgular Behrens Karber ve Trimmed Spearman Karber metoduna göre de hesaplanmıştır. LC_{50} değeri Behrens Karber metoduna göre 2900 $\mu\text{g/L}$, Trimmed Spearman Karber metoduna göre ise 2863.35 $\mu\text{g/L}$ olarak

bulunmuştur. Ayrıca deney süresince; bakır sülfatın farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan balıklarda; su yüzeyinde ve akvaryumun köşelerinde toplanma, önce hareketlerde artma daha sonra yavaş hareket etme, hareketsizlik, suda dengesizce yüzme ve yan yatar pozisyonlarda durma, yutkunma hareketinde artma, balıkların ölüme yakın zamanlarda ise solungaç hareketlerinde azalmalar ve solunum güçlüğü çektikleri, vücut renklerinin açıldığı, erkek balıkların dişi balıklardan daha hareketsiz olduğu ve ilk ölen balıkların çoğunlukla erkek bireylerden olduğunu gözlemlemiştir.

Yalçinkaya (2006), yabancı otlarla mücadele için yaygın olarak kullanılan 2,4-D (2,4-Diklorofenoksiasetik asit) herbisitinin akuatik ekosisteme toksik olarak karışması sonucu Lepistes balıklarında medulla spinalis üzerindeki etkilerini çalışmıştır. Herbisit konsantrasyonundaki artışa paralel olarak omurilikte nöronal kayıplar, hücre içi ödem, Nissl granüllerinde doz artışına bağlı olarak bozulmalara ayrıca, yer yer piknotik hücrelere rastlamıştır.

Benli ve Güven (2009), organik fosforlu pestisitlerden fenitrothionun subletal konsantrasyonlarının, Tilapia (*Oreochromis niloticus*) üzerinde sekonder stres yanıtını araştırmışlardır. Subletal fenitrothion konsantrasyonlarının (5, 50 ve 100 µg/L) etkisinde kalan Tilapia'nın (*Oreochromis niloticus*) sekonder stres yanıtı hematokrit ve plazma glukoz ölçümleri ile değerlendirilmiştir. Yapılan çalışmada değerlendirilen parametreler göz önüne alındığında tilapianın subletal fenitrothion konsantrasyonlarının etkisinde kalmasının strese neden olduğu belirlenmiştir.

Park and Heo (2009), bakır sülfat pentahidrat pestisitinin Lepistes balığındaki (*Poecilia reticulata*) akut ve subakut toksisitesini araştırmışlardır. Yaptıkları çalışmada 24 saatlik LC₅₀ değerini 1.17 ppm olarak belirlemişlerdir. Ayrıca farklı konsantrasyonlarına maruz bıraktıkları balıklarda kontrol grubuna göre değişken yüzme, denge kaybı, uyuşukluk gibi anormal davranışlar gözlemlemiştir.

Bakal (2010), sucul ekosisteme toksik kirletici olarak ulaşan malathion insektisinin *Poecilia reticulata* (Peters, 1859) üzerindeki 96 saatlik LC₅₀ değerini ve bu insektisinin

farklı konsantrasyonlarının *P. reticulata* bireylerindeki davranış değişikliklerini tespit etmiştir. *P. reticulata* bireylerinde malathionun LC₅₀ değeri Probit Analiz Yöntemine göre 19.459 ppm, Trimmed-Spearman Karber metoduna göre 20.91 ppm ve Behrens-Karber yöntemine göre ise 22.125 ppm olarak belirlemiştir. Ayrıca deney süresince malathionun farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan balıklarda kasılma, irkilme, hızlı soluk alıp verme, bir tarafa doğru yüzerken kuyruğunu hızla 5-6 kez sallayıp birden ters tarafa doğru yüzme hareketi, vücudunu “U” şekline yani balık baş aşağı doğru yüzerken kuyruğunu kafasıyla birleştirmesi, kendi etrafında dönerek yüzme, yan pozisyonda spiral şeklinde yüzme, dipte birikmeler gibi davranış değişimleri gözlenmiştir.

3. MATERYAL ve YÖNTEMLER

3.1. Materyal

3.1.1. Deney hayvanları

Bu çalışmada *Poecilia reticulata* türüne ait balıklar, standart test balığı olması nedeniyle tercih edilmiştir (Greenberg *et al.* 1985; Resmi Gazete 1991). Kısa süreli akut toksisite testleri için OECD (Organization Europaen Council Directory) tarafından tavsiye edilen balık türleri arasında lepistes balıkları da yer almaktadır (OECD 1992). Ayrıca kimyasal karsinogen araştırmalarında omurgalı hayvan modellerinin ucuz olması ve boyutlarının küçük olması istenir. Bu hayvanlar daha hassas oldukları ve birden fazla kimyasalla çalışılmasına imkan sağladığı için çok tercih edilirler (Kissling *et al.* 2006). Çalışmada ortalama boyları 3.5-4 cm uzunluktaki, sağlıklı, hastalık belirtisi ve davranışı göstermeyen lepistes balıkları kullanılmıştır.

3.1.2. Akarisit materyali

Fenpiroksimat Pyrazol grubu bir insektisittir. Kimyasal adı 1,1-dimethylethyl (*E*)-4-[(1,3-dimethyl-5-phenoxy-1*H*-pyrazol-4-yl) methylene]amino] oxy] methyl] benzoate'tır. Denemelerde Fenpiroksimat (Sigma-Aldrich®, CAS No:111 812-58-9) kullanılmıştır.

3.1.3. Kullanılan aletler ve cihazlar

Araştırmalar esnasında kullanılan aletler ve cihazlarla ilgili bilgiler Çizelge 3.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.1. Araştırmalar esnasında kullanılan aletler ve cihazlar

Aletler ve Cihazlar	Temin Edildikleri Firmalar
Saf su cihazı	Easypure RF compact ultarpure ws, USA
Etüv	Heraeus FB 420, Germany
Hassas terazi	Sartorius AG, Germany
Mikroskop	Prior T-100 mA, England
Otomatik pipet	Finpipette Labsystems, Finland
pH metre	Handylab - 2BNC
Santrifüj	Heraeus 4600, Germany
Spektrofotometre	Beckman DU 500, USA
Mikrotom	Leica EG 1160
Parafin blok dökücü	Leica RM 2265
Dijital kamera destekli mikroskop	Nikon SMZ 1000

3.2. Yöntemler

3.2.1. Denemenin yapıldığı ortam

Denemeler Atatürk Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü, Hayvan Fizyolojisi ve Histolojisi Laboratuvarı ile Doku Kültürü ve Toksikoloji Laboratuvarı'nda yürütülmüştür. Çalışmada kullanılan balık örnekleri Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Akvaryum Balığı Üretim ve Araştırma Merkezi ile yerel akvaryumculardan temin edilmiştir.

Deneylerde kullanılan akvaryumlar Zehirlilik Seyreltme Faktörü (ZSF) Tayini metodunda verildiği gibi h: 22 cm, a: 18 cm, b: 49 cm'lik cam akvaryumlardır (Anonymous 1971). Hacim yaklaşık 20 litredir. Akvaryumlarda merkezi havalandırma uygulanmıştır. Deney suyu olarak en az 48 saat dinlendirilerek ve havalandırılarak kloru giderilmiş şehir suyu kullanılmıştır. Canlı doğuran balık türlerinin üremesi için optimum şartlar sağlanarak akvaryum suyunun sıcaklığı 24-26°C, pH'sı 7-8 ve oksijen seviyesi 4 mg/l'den düşük olmayacak şekilde tutulmuştur (Dawes 1991; Dzikowski *et al.* 2001). Deneyde kullanılan balıklar biyodeneye başlamadan önce havalandırılmış,

dinlendirilmiş ve kloru giderilmiş şehir suyu bulunan akvaryumlara konulmuştur. 15 gün süreyle bir alışma dönemine tabi tutulmuştur. Bu dönemde balıklar günde en az bir defa Tetra-Min® yem ile yemlenmiştir. Biyodeneyin başlama tarihinden 48 saat önce yemlemeye son verilmiştir. Deneye başlama tarihinden önceki dört gün içinde balıkların hastalanma ya da ölüm oranının %5'ten fazla olmamasına dikkat edilmiştir (Moriarity 1988).

3.2.2. Akarisit konsantrasyonu

Biyodeney süresince her akvaryuma balık stoklanması yapılmış ve akvaryumlardaki balıkların toplam canlı ağırlığı üzerinden gerekli su hacmi belirlenmiştir. Biyodeneyle, her akvaryuma stoklanacak balık ağırlıklarının literatürlere göre 1 g balık / 1 litre yi en fazla 2 g balık / litre yi aşmayacak şekilde stoklama yapılması tavsiye edilmektedir. Balık stoklanması hesaplandıktan sonra her bir akvaryuma eklenecek toksik maddenin miktarı tespit edilmiştir. Bunun için en küçük değerden başlayarak aritmetik artışa dikkat edilmek suretiyle konsantrasyonlar belirlenmiştir.

Fenpiroksimat akarisitinden bir litrelik stok çözelti hazırlanmıştır. Stok çözelti, beyaz kristal toz haldeki akarisit, hassas terazide tartılarak, bir litrelik %10'luk aseton çözeltisi ile volümetrik balon jode çözülerek hazırlanmıştır. Stok çözelti +4°C'de muhafaza edilmiştir. Saklama kabı lastik tıpa ve parafilm ile korunmuştur. Daha önceki yapılan çalışmalara göre en yüksek doz belirlenmiştir (FP'nin pisi balığındaki 48 saatlik LC₅₀ değeri 50 µg l⁻¹ [Na *et al.* 2009]). Hazırlanan stok çözeltiden, toksisite sınır tespit deneylerinde ön deney olarak 10'ar balık konulan akvaryumlara 6 doz seviyesi (25, 50, 75, 100, 125 ve 150 µg l⁻¹) geometrik seri olarak uygulanmış ve hiç ölüm olmayan ve % 100 ölüm olan akarisit dozları tespit edilmiştir. 48 saatlik LC₅₀ tespitinden sonra histopatolojik ve biyokimyasal araştırmalar, subletal dozlarda gerçekleştirilmiştir. Kontrol grubunda ise balıklar deney suyu içerisinde tutulmuş herhangi bir toksik madde ilave edilmemiştir. Ayrıca bir de çözücü kontrol grubu oluşturulmuştur (aseton grubu). Bu grupta ise aseton çözeltisi deney suyuna ilave edilmiştir. Biyodeney süresince 1. ve 2. kontrol balıklarının ölüm oranlarının %10'u geçmemesine ve %90'ının sıhhatli

görünümde olmasına özen gösterilmiştir (Anonymous 1971). Bütün deneyler 48 saat sürmüş ve üç kez tekrar edilmiştir. Her deneyde belirli periyotlarda ölü balıklar sayılarak tespit edilmiştir. Ortamda atık madde birikimini önlemek amacıyla deneyden bir gün önce ve deney süresince balıklara yem verilmemiştir. Deneye başladıktan sonra ilk on beş ve otuzuncu dakikada, 1, 2, 3, 4'üncü saatlerin sonunda ve daha sonra ise 12., 24., 36. ve 48. saatlerde gözlemler yapılmıştır.

3.2.3. Deney yöntemi

Denemelerde statik akut deney yöntemi kullanılmıştır. Her deney üç defa tekrarlanmıştır. Statik akut deneyde deney çözeltisi ve deney balıkları uygun bir deney kabına konur ve deney süresince bekletilir. Statik deneyin kolay ve ucuz olması, farklı kimyasal maddelerin ve organizmaların karşılaştırılmasının hızlı olması, literatürünün bol olması bu deneyin avantajları arasında sayılırken uzun süreli deneylerde oksijen miktarının azalması, metabolik artıkların önemli bir problem oluşturması, buharlaşmayla su kaybı deneyin dezavantajları arasında sayılabilir. Bu dezavantajlar nedeniyle statik akut deneyler genelde 48 saat veya daha kısa süreli deneylerdir (Anonymous 1983).

3.2.4. LC₅₀ yöntemi

Bu çalışmada Fenpiroksimat akarisitinin, *Poecilia reticulata* üzerindeki 48 saatlik LC₅₀ değerini tespit etmek için Probit Analiz Metodu (EPA 1999b) ve Behrens Karber Metodu (Klaassen 1990) kullanılmıştır. Probit Analizi SPSS 15.0 bilgisayar programıyla, Behrens Karber yöntemi ise aşağıdaki formülle yapılmıştır:

$$LC_{50} = LC_{100} - \frac{ab + \dots + ab}{n}$$

LC₁₀₀: Balıkların tamamını öldüren konsantrasyon

LC₅₀: Balıkların yarısını öldüren konsantrasyon

- a : Birbirini izleyen iki konsantrasyon arasındaki fark
- b : Birbirini izleyen iki konsantrasyondan ileri gelen ölümlerin aritmetik ortalaması
- n : Her gruptaki hayvan sayısı

3.2.5. Histopatolojik yöntem

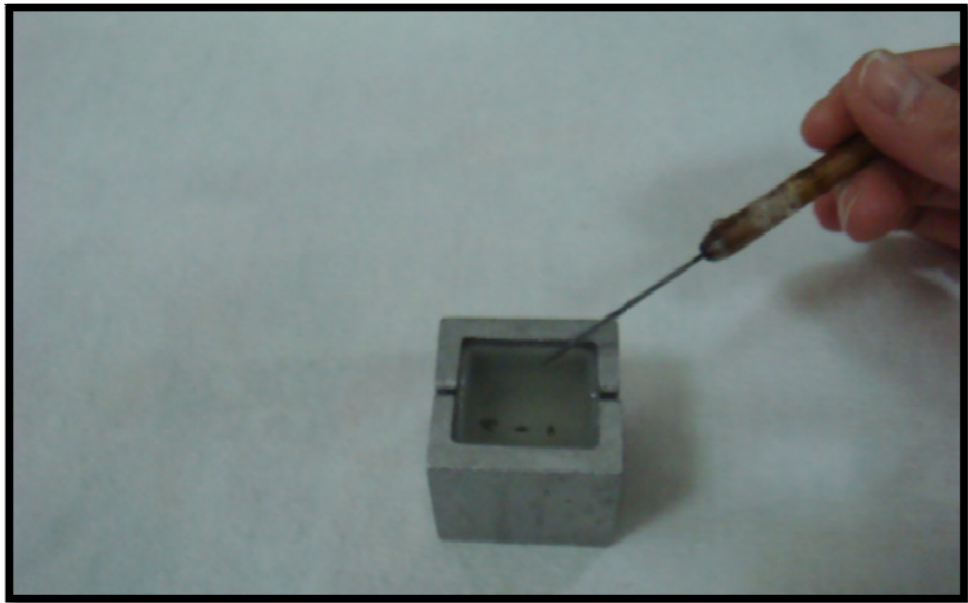
Biyodeneyin bitişini takiben her gruptan bir dişi bir erkek balık alınarak ve içinde buzlu su bulunan beherlere yerleştirilerek hareketsiz kalmaları sağlandı. Daha sonra solungaçların altından anüse kadar karın yarılarak iç organlar dışarı alındı ve karaciğer ayrılarak 24 saat süreyle Bouin solüsyonunda fikse edildi. Fiksasyondan sonra da 12 saat Buffer tamponunda bekletildi. Dehidrasyon ve şeffaflaştırmayı takiben karaciğerler parafine gömüldü. Mikrotomda 5 µm kalınlığında kesitler alındı (Şekil 3.1). Kesitler Hematoksilen&Eosin ile boyandıktan sonra ışık mikroskopunda incelenerek fotoğrafları çekildi.



Şekil 3.1. Laboratuvarda kullanılan mikrotom cihazı

3.2.5.a. Parafine gömme

1. Parçalar 24-48 saat fiksatiflerde bekletildi.
2. 12 saat Buffer tamponunda tutuldu.
3. Dokular çeşme suyu altında 4 saat boyunca yıkandı.
4. Dehidrasyon işlemi için 4 saat %70'lik alkolde
5. 1 gece %80'lik alkolde
6. 1 saat %96'lık alkol I'de
7. 1 saat %96'lık alkol II'de
8. 1 saat %96'lık alkol III'de
9. 1 saat %96'lık alkol IV'de bekletildi.
10. Şeffaflaştırma işlemi için 15 dakika ksilol I'de
11. 15 dakika ksilol II'de
12. 15 dakika ksilol III'de bekletildi.
13. Daha sonra 58°C'lik etüvde erimiş parafin I içerisine alınan parçalar 1 saat
14. Parafin II'de 1 saat
15. Parafin III'de 1 saat bekletildi.
16. Daha sonra etüvden çıkarılan parçalar parafine gömülerek bloklandı (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Parafine gömülme işlemi

3.2.5.b. Hematoksilen & Eosin boyama

Solüsyonlar;

Hematoksilen'in Hazırlanışı:

Hematoksilen, kristal : 5 gr
 Etil alkol : 50 ml
 Potasyum amonyum sülfat (şap): 100 gr
 Distile su : 1000 cc
 Civa oksit : 2.5 gr
 Asetik asit : 50 cc

5 gr Hematoksilen 50 ml etil alkolde çözülmüştür. Daha sonra 100 gr Potasyum amonyum sülfat(şap) alınarak 1 lt distile su ilave edilerek saç ayak üzerinde kaynatılmıştır. Diğer taraftanda Hematoksilen manyetik ısıtıcıda en son sıcaklık derecesinde kaynatılmıştır. Üzerine kaynamış olan potasyum amonyun sülfat çözeltisi yavaş yavaş sızdırma şeklinde ilave edilerek manyetik ısıtıcıda hem karıştırıp hemde kaynatarak işleme devam edilmiştir. Daha sonra 2.5 gr civa oksit ilave edilmiştir. Civa oksit katıldıktan sonra tortu tabakası oluşmuştur. Bu tabaka yok oluncaya kadar kaynatma işlemine devam edilmiştir. Süzgeç kağıdı ile boyanın rengi kontrol edilip, koyu mor bir renk alıncaya kadar işlem sürdürülmüştür. Renk oluştuktan sonra kaynatma işlemine son verilmiş ve soğuk su içerisinde boyanın soğuması beklenildikten sonra üzerine 50 cc asetik asit ilave edilip karıştırılmıştır. Bu işlem tamamlandıktan sonra sargı bezi ile boya süzölmüştür.

Asit Alkol'ün Hazırlanışı:

Etil alkol : 300 cc
 HCl : 10 cc
 Distile su : 700 cc

Eozin'in Hazırlanışı:

Eozin : 4-5 gr

Distile su : 50 cc

Asetik asit : 4-5 cc

Etil alkol : 500 cc

Eozin suda çözülmüş ve karıştırıcıya yerleştirildikten sonra üzerine 500 cc etil alkol ilave edilmiştir. Karıştırmaya 10-15 dk tortu oluşmayıncaya kadar devam edilmiş, bu işlem bittikten sonra 4-5 cc asetik asit ilave edilmiştir.

Boyama Tekniği;

1. Ksilol I'de 15 dk
2. Ksilol II'de 15 dk
3. Ksilol III'de 15 dk bekletildi.
4. Daha sonra %70'lik alkolde 10 dk
5. %80'lik alkolde 10 dk
6. %96'lik alkolde 10 dk bekletildi.
7. Çeşme suyunda 15 dk yıkandı.
8. Hematoksilen'de 30 dk bekletildi.
9. Preparatlar üç defa Asit alkole batırılıp çıkarıldı.
10. Eozin'de 1 dk bekletildi.
11. Saf suda 1 dk bekletildi.
12. %96'lik alkolde 10 dk
13. %80'lik alkolde 10 dk
14. %70'lik alkolde 10 dk bekletildi.
15. Ksilol I'de 15 dk
16. Ksilol II'de 15 dk
17. Ksilol III'de 15 dk bekletildi.
18. İşlemler tamamlandıktan sonra preparatlar kanada balzamu ile kapatıldı.

Hematoksilen & Eozin rutin bir boyama işlemidir. Sonuç olarak hücrelerin çekirdekleri mavi-siyah, diğer kısımlar ise eozin (pembe) boyanacaktır (Bancroft and Stevens 1982). Şekil 3.3’de Hematoksilen & Eosin boyama seti gösterilmiştir.



Şekil 3.3. Hematoksilen & Eosin boyama seti

3.2.6. Biyokimyasal yöntem

Fenpiroksimata 48 saat subletal dozlarda maruz kalan lepistes balıklarından biyokimyasal ölçümler için karaciğer dokusu alınmıştır. Diseksiyonla dışarı alınan karaciğer homojenize edilmek üzere önce %0.9'luk NaCl (izotonik) çözeltisinde iyice yıkanmıştır. Porselen havana alınan doku parçaları sıvı azot ile birlikte iyice ezilmiş ve hamur haline gelen doku örneğinin üzerine, doku örneğinin üç katı kadar KH_2PO_4 (pH 6.8) tampon çözeltisi eklenmiştir. Örnekler santrifüj tüpüne alınarak 13000 rpm’de 2 saat 4°C’de santrifüjlenmiştir. Alınan 1 ml’lik süpernatant oksidatif düzeyi gösteren önemli ve kapsamlı iki farklı parametre olan Toplam Antioksidan Kapasite ve Toplam Oksidatif Düzey spektrofometrik yöntemle araştırılmıştır.

3.2.6.a. Toplam antioksidan kapasite (TAK)

TAK düzeyi tespitinde, ilk olarak Tomasch *et al.* (2001) tarafından uygulanan fotomerik yöntem kullanılmıştır. Bu yöntem 2-2'-azinobis (3-ethylbenzothiazoline 6-sülfonat = ABTS⁺) radikal katyonunun oluşumunu inhibe edecek antioksidan kapasitenin tespitini temel almaktadır. Tespit işleminde Rel Assay Diagnostics® firması tarafından üretilen TAS (Total Antioxidant Status) ticari kitleri tercih edilmiştir (Erel 2004).

Kit Bileşenleri

- Reaktif 1 Solüsyonu: 50 ml
- Reaktif 2 Solüsyonu: 10 ml
- Standard 1 Solüsyonu: 10 ml
- Standard 2 Solüsyonu: 10 ml

30 µl doku örneğinin bulunduğu kuvartz küvete 500 µl Reaktif 1 solüsyonundan ilave edilerek 660 nm'de ilk absorbansı okunmuştur. Daha sonra aynı küvete 75 µl Reaktif 2 solüsyonundan eklenerek oda sıcaklığında 10 dk bekletilmiş ve bekleme sonunda 660 nm'de ikinci kez absorbansı okunmuştur. Elde edilen absorbans değerleri ve aşağıdaki formül kullanılarak TAK düzeyleri mmol Trolox Equiv./L cinsinden tespit edilmiştir.

$$\text{TAK (mmol Trolox Equiv./L)} = \frac{[(\Delta \text{Standart 1'in değeri}) - (\Delta \text{Örneğin değeri})]}{[(\Delta \text{Standart 1'in değeri}) - (\Delta \text{Standart 2'nin absorbansı})]} \times 20$$

3.2.6.b. Toplam oksidan durum (TOD)

TOD (Total Oksidan Durum), tam otomatik kolorimetrik bir yöntemdir. İncelenen numunede bulunan oksidanlar ferroz iyon-*o*-dianisidin yapısını ferik iyonla oksitlerler. Bu reaksiyonu ortamda bulunan gliserol yaklaşık üç kat hızlandırmaktadır. Asidik ortamda ferrik iyonlar “xylenol orange” ile renkli bir kompleks meydana getirirler.

Numunede bulunan oksidanların miktarıyla ilişkili olan rengin yoğunluğu spektrofotometrik olarak ölçülerek değerlendirme yapılır. Araştırmamızda Rel Assay Diagnostics® firması tarafından üretilen TOS (Total Oxidant Status) ticari kitleri kullanılmıştır.

Kit Bileşenleri

- Reaktif 1 Solüsyonu: 50 ml
- Reaktif 2 Solüsyonu: 10 ml
- Standard 1 Solüsyonu: 10 ml
- Standard 2 Solüsyonu: 10 ml

75 µl doku örneğinin bulunduğu kuvartz küvete 500 µl Reaktif 1 solüsyonundan ilave edilerek 530 nm’de ilk absorbansı okunmuştur. Daha sonra aynı küvete 25 µl Reaktif 2 solüsyonundan eklenerek oda sıcaklığında 10 dk bekletilerek bekleme sonunda 530 nm’de ikinci kez absorbansı okunmuştur. Elde edilen absorbans değerleri ve aşağıdaki formül kullanılarak mmol TOD düzeyleri Trolox Equiv./L cinsinden tespit edilmiştir.

$$\text{TOD } (\mu\text{mol H}_2\text{O}_2 \text{ Equiv./L}) = (\Delta\text{Örneğin değeri}/\Delta\text{Standart 2'nin değeri}) \times (\text{Standart 2 değeri})$$

3.2.7. İstatistik

Araştırma sonuçlarının değerlendirilmesi SPSS 15.0 programı kullanılarak yapılmıştır. LC₅₀ tespitinde Probit Analizi, TAK ve TOD düzeylerinin kontrol ve deney grupları arasında değişiklik gösterip göstermediği de varyans analizi kullanılarak belirlenmiştir (EPA 1999b; Bukowska and Kowalska 2004). Elde edilen veriler p<0.05 anlam seviyesi göz önünde bulundurularak yorumlanmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1. LC₅₀ Değeri ve Davranış Anormallikleri

Bu araştırmada 6 farklı dozda (25, 50, 75, 100, 125 ve 150 µgl⁻¹) Fenpiroksimata (FP) maruz kalan, ortalama ağırlıkları 0.60 gr ve ortalama total boyları 3.75 cm olan *Poecilia reticulata* bireylerinde FP'nin 48 saatlik LC₅₀ değeri Probit Analizi'ne göre 72.821 µgl⁻¹, Behrens Karber metoduna göre ise 73.75 µgl⁻¹ olarak bulunmuştur (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.1. Behrens Karber yöntemine göre LC₅₀ hesaplama sonuçları

Grup	Hayvan sayısı	Dozlar µgl ⁻¹	Ölüm sayısı	a	B	Ab
1	10	25	1			
				25	1.5	37.5
2	10	50	2			
				25	4	100
3	10	75	6			
				25	6.5	162.5
4	10	100	7			
				25	8.5	212.5
5	10	125	10			

Not: Balıkların tamamı ikinci yüksek dozda da öldüğünden dolayı 150 µgl⁻¹ sonuçları hesaplamaya katılmamıştır.

$$LC_{50} = 125 - \frac{37.5 + 100 + 162.5 + 212.5}{10}$$

$$LC_{50} = 125 - 51.25$$

$$LC_{50} = 73.75 \mu\text{gl}^{-1}$$

Ayrıca $100 \mu\text{g l}^{-1}$ ve üzeri dozlarda Fenpiroksimata maruz bırakılan balıklarda ölüm oranının çok yüksek olduğu, tüm dozlarda canlı kalan balıklarda da düzensiz yüzme, denge kaybı ve uyuşukluk başta olmak üzere irkilme, kendi etrafında dönerek yüzme, yan pozisyonda spiral şeklinde yüzme, dipte birikmeler gibi davranış değişimleri gözlenmiştir (Çizelge 4.2).

Çizelge 4.2. Farklı dozlarda FP'ye 48 saat maruz kalmış lepistes balıklarındaki davranış değişiklikleri

	25	50	75	100	125	150*
Davranış anormallikleri						
Düzensiz yüzme	+	+	+	+	+	-
Denge kaybı	-	+	+	+	+	-
Uyuşukluk	-	-	+	+	+	-
Dipte birikme	+	+	+	+	+	-
Paralizi (felç) belirtileri	-	-	+	+	+	-

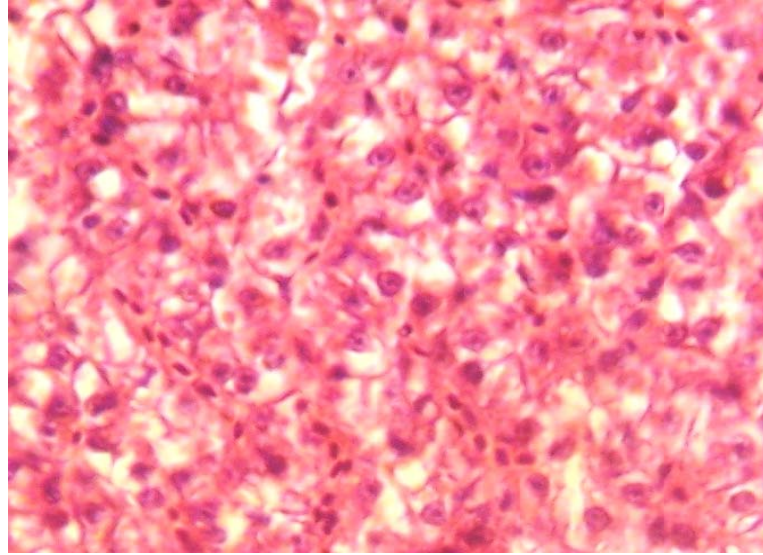
(+) davranış anormalliğinin gözlemlendiğini, (-) davranış anormalliğinin gözlenmediğini gösterir. * Bu dozda balıkların tamamı 12. saatte öldüğü için davranış anormalliği değerlendirilememiştir.

4.2. Histopatolojik Bulgular

Kontrol grubundan hazırlanan balık karaciğeri preparatlarında hepatositlerin çokgen şekilli, bazılarının çift çekirdekli ve birbirlerinden sinuzoidlerle belirgin şekilde ayrılmış oldukları gözlenmiştir. Kan damarları ve hepatopankreas net bir şekilde ayırt edilmiş toplayıcı kanallar etrafındaki sinuzoidlerin belirgin olmadığı saptanmıştır (Şekil 4.1a). Hepatosit sitoplazmaları granüler yapıdadır. Çekirdekler belirgin olup çoğunda merkezi yerleşimli, koyu renkteki çekirdekçikler rahatça ayırt edilebilir (Şekil 4.1b).



(a)



(b)

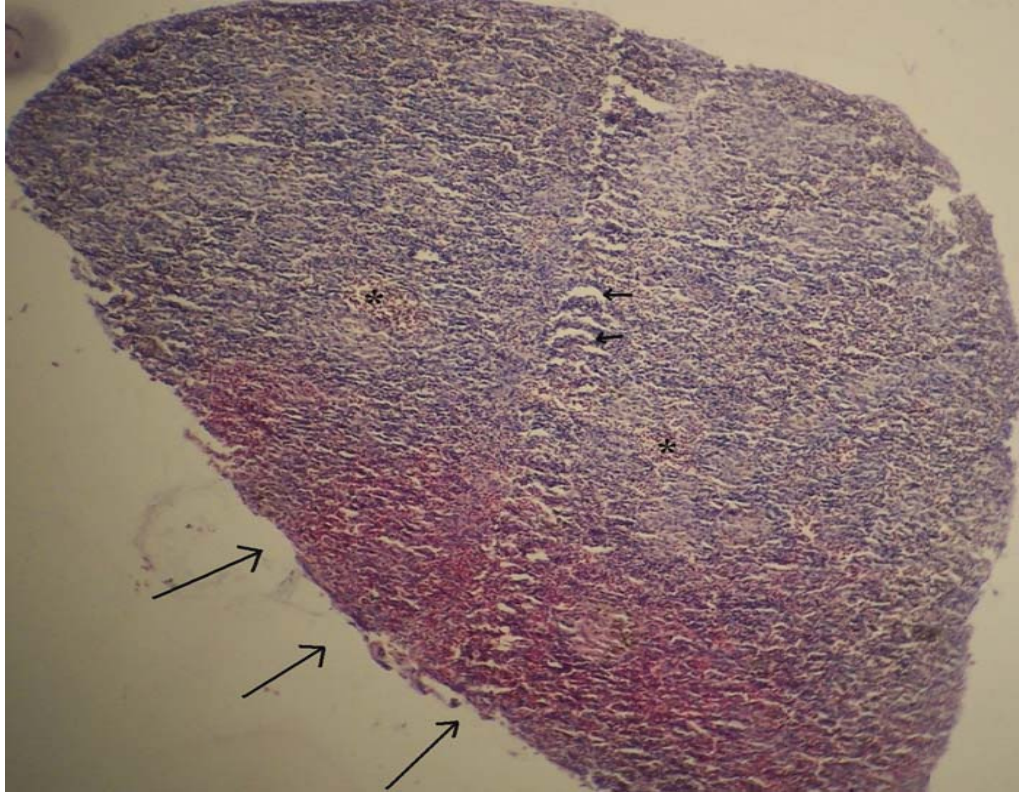
Şekil 4.1. Kontrol grubu. a) Karaciğer parankimasında merkezi ven (mv), toplayıcı kanal (*), normal endotel (siyah ok) ve hepatopankreas (beyaz oklar) yapısı. H&E boyama X100 b) Çokgen şekilli ve granüler sitoplazmalı hepatositler ve belirgin çekirdekleri. H&E boyama X400

Subletal dozlar olan 15, 25 ve 50 μgl^{-1} FP'ye maruz kalmış lepistes balıklarından hazırlanan karaciğer preparatlarında ise bu normal yapının bozulduğu ve çeşitli patolojik anormalliklerin olduğu belirlenmiştir. Dozlara göre bu anormallikler şöyledir:

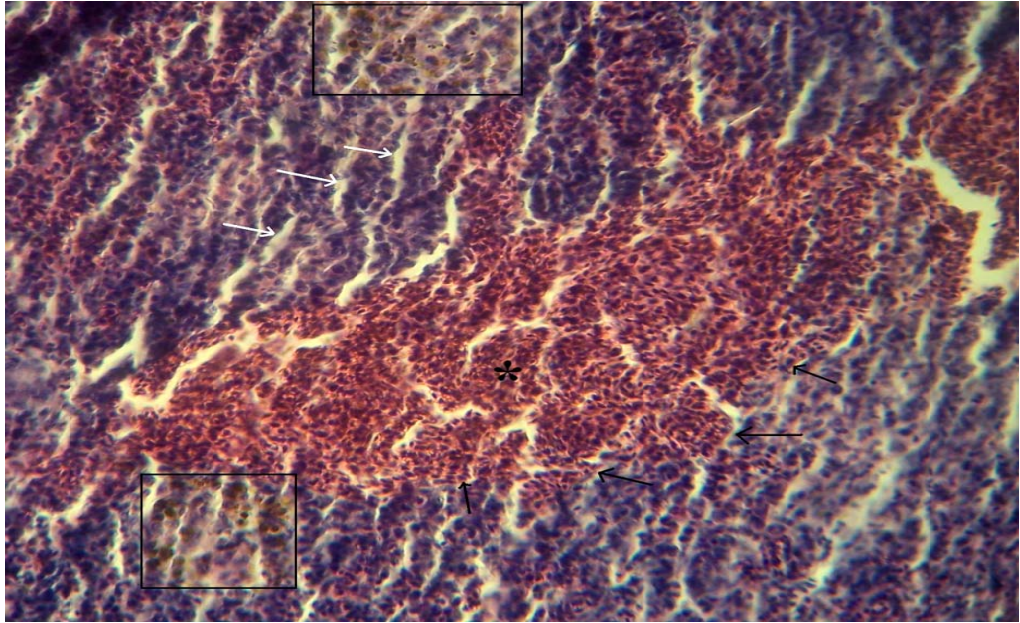
15 μgl^{-1} : Bu grupta göze çarpan ilk anormallik hepatositlerde eozinofilik birikimler, kanlanma ve sinuzoidlerde genişleme (sinuzoidal dilatasyon) durumudur (Şekil 4.2a). Ayrıca melanomakrofajik birikimlerde artma ve damar endotelindeki dejenerasyon tespit edilen patolojik durumlardandır (Şekil 4.2b).

25 μgl^{-1} : Bu grupta doku genelinde büyük oranda kanlanma mevcuttur ve kanama odakları izlenmektedir. Melanomakrofaj bölgeleri bu grupta da çok sayıdadır. Hepatositlerde eozinofilik hafif boyanma bu grupta ortaya çıkmıştır. Nuklear bozulma önceki gruplara oranla belirgin olarak fazla olup piknotik çekirdekler gözlenmektedir (Şekil 4.3).

50 μgl^{-1} : Hücrelerde artık sitoplazma sınırları belirgin değildir. Hepatositlerde dejenerasyon artmış yer yer çekirdekler kaybolmuştur. Ayrıca hepatopankreasın dokusal organizasyonu da kaybolmuştur (Şekil 4.4).

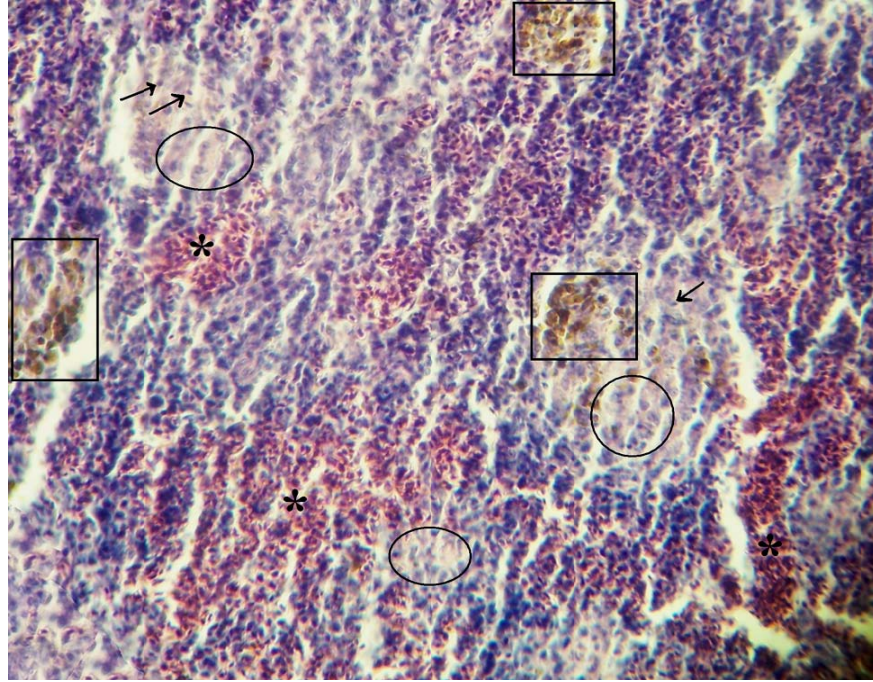


(a)

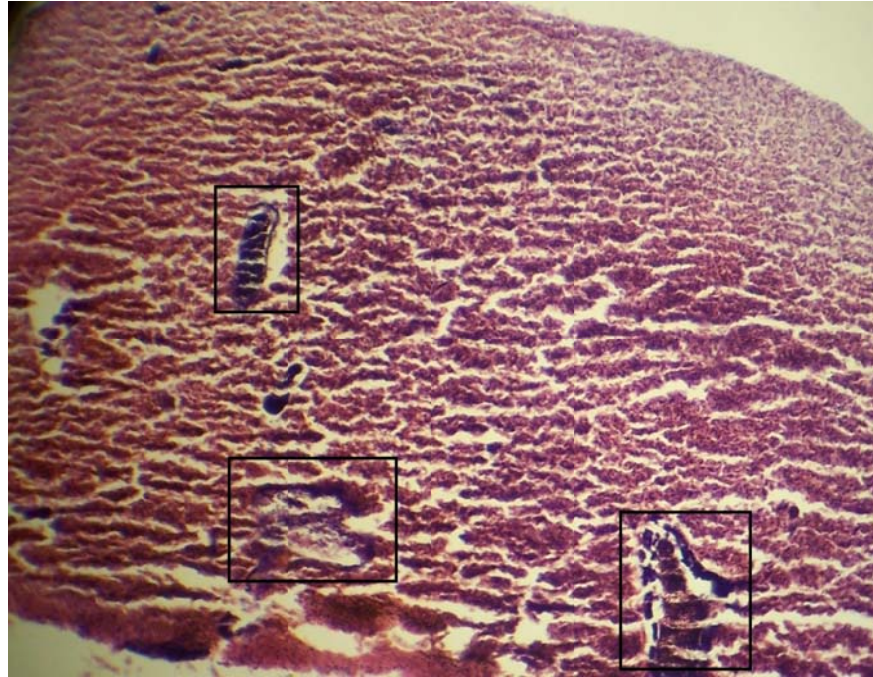


(b)

Şekil 4.2. $15 \mu\text{g l}^{-1}$ deney grubu. a) Hepatositlerde eozinofilik birikimler (uzun siyah okların işaret ettiği eflatun bölge), kanlanma (*) ve sinuzoidal dilatasyonlar (kısa siyah oklar). H&E boyama X100 b) Yoğun kanlanma (*), sinuzoidal dilatasyonlar (beyaz oklar), melanomakrofaj birikimi (kare içinde), endotelde dejenerasyon (siyah oklar). H&E boyama X400



Şekil 4.3. 25 $\mu\text{g l}^{-1}$ deney grubu. Piknotik çekirdekler (siyah oklar), melanomakrofaj birikimleri (kare içindeki bölgeler), hepatositlerde eozinofilik hafif boyanma (daire içindeki bölgeler) ve kanlanma (*).H&E boyama X400



Şekil 4.4. 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ deney grubu. Genel hepatosit parankimasında aşırı dejenerasyon, hepatosit çekirdeklerinde kaybolma ve hepatopankreas bozulması (Kare içindeki bölgeler). H&E boyama X100

Oluşan patolojik hasarlar FP'nin doz aşımına bağlı olarak artmıştır (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.3. FP'ye maruz kalmış lepistes bireylerinde doza ve maruz kalma süresine bağlı olarak oluşan hasar düzeyleri (48 saatlik)

Dozlar μgl^{-1}	Kontrol	Aseton	15 μgl^{-1}	25 μgl^{-1}	50 μgl^{-1}
Histopatolojik bulgular					
Sinuzoidal dilatasyon	-	-	+	+	+++
Kanlanma	-	-	+	++	+++
Piknotik çekirdek	-	-	-	+	++
MMB	-	-	+	+	+++
Endotel dejenerasyonu	-	-	+	+	+++
Hepatopankreas dejenerasyonu					+++

(-) anormallik yok, (+) anormallik var, (++) anormallik orta derecede var, (+++) anormallik aşırı derecede var. MMB; melanomakrofajik bölgeler.

4.3. Biyokimyasal Bulgular

Subletal dozlarda FP'ye maruz kalmış lepistes balıklarının karaciğerleri kullanılarak elde edilen biyokimyasal sonuçlar Çizelge 4.4'de gösterilmiştir. TAK düzeyi kontrol grubuna kıyasla deney gruplarında değişmeden kalmıştır. Ayrıca kontrol gruplarında ve 15 μgl^{-1} FP grubunda TOD düzeyi de değişmemiştir. Ancak 25 ve 50 μgl^{-1} FP gruplarında TOD düzeyi istatistiksel açıdan ($p < 0.05$) önemli derecede artmıştır.

Çizelge 4.4. 48 saatlik subletal FP dozlarının lepistes balıklarının karaciğer dokusundaki biyokimyasal etkileri

Gruplar	TAK (mmol Trolox Equiv./L)	TOD ($\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$ Equiv./L)
Kontrol	3.36 ± 0.62^a	5.58 ± 0.64^c
Kontrol ⁺	5.71 ± 0.94^b	5.25 ± 2.63^d
Aseton	3.22 ± 0.56^a	5.54 ± 0.83^c
15 μgl^{-1}	3.29 ± 0.61^a	5.63 ± 1.05^c
25 μgl^{-1}	3.31 ± 0.49^a	8.09 ± 0.75^b
50 μgl^{-1}	3.49 ± 0.54^a	8.93 ± 0.18^b

*Değerler ortalama $\pm$ standart sapma olarak sunulmuştur (n=3). Aynı sütundaki farklı harfler $P < 0.05$ düzeyinde istatistiksel farklılığı ifade etmektedir. TAK için kontrol⁺ = Askorbik asit (10 μM); TOD için kontrol⁺ = hidrojen peroksit (25 μM).

5. TARTIŞMA

Bir çeşit akarisit olan Fenpiroksimat'ın (FP) ergin lepistes balıkları üzerine akut toksik etkisini belirlemek amacıyla yaptığımız bu çalışmada FP'nin toksik etkisinin oldukça yüksek olduğu bulunmuştur. 48 saatlik uygulamadan sonra LC₅₀ değerinin 73 µgl⁻¹ civarında çıkması (yaklaşık olarak 0.07 ppm ya da 0.073 mg/L), düşük dozlarda bile canlı kalan balıklarda düzensiz yüzme, denge kaybı ve uyuşukluk gibi anormalliklere yol açması, balık karaciğerinde kanlanma, piknotik çekirdek, sinuzoidal dilatasyon, melanomakrofajik birikimler ve endotel dejenerasyonu gibi çeşitli patolojik anormalliklere neden olması ve yine karaciğer dokusunda oksidatif stresi teşvik etmesi, üstelik tüm bunları 48 saatte yapması kuşkusuz yüksek toksisitenin en önemli belirtileridir.

FP'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan *Poecilla reticulata* bireyleri için 48 saatlik LC₅₀ değeri saptanmış ve her bir konsantrasyondaki davranış değişiklikleri gözlemlenmiştir. Deneyde elde edilen bulgular EPA Probit Analiz programı ile bilgisayar ortamında değerlendirilerek lepistes bireylerinde 48 saatlik LC₅₀ değeri 72.821 µgl⁻¹ olarak saptanmıştır. Deneyde elde edilen bulgular ikinci olarak Behrens Karber yöntemine göre değerlendirilmiş ve 48 saatlik LC₅₀ değeri 73.75 µgl⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Her iki yöntem sonucu bulunan değerlerin birbirine yakın olduğu tespit edilmiştir. LC₅₀ sonuçlarımız daha önce yapılan çalışmalarla paralellik göstermektedir. FP'nin pisi balığı (*Paralichthys olivaceus*) ergin bireyleri üzerine olan 48 saatlik LC₅₀ değeri 1 ppm bile değildir. Tespit edilen değer 0.443 ppm'dir (Na *et al.* 2009). Bu sonuç FP'nin pisi balığı için oldukça toksik olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte FP'nin Gökkuşaağı alabalığında (*Oncorhynchus mykiss*) 96 saatlik LC₅₀ değeri de 0.001 mg/l⁻¹'dir. Galyon balığında (*Pimephales promelas*) da bu değer 0.0002 mg/L olarak bulunmuştur. Balıklardan başka akuatik omurgasızlardan *Daphnia magna*'da FP'nin 48 saatlik LC₅₀ değeri 0.0032 mg/L olarak tespit edilmiştir (EFSA 2008). Fenpiroksimat'ın memeliler üzerine toksisitesinin orta derecede olduğu, dişi bireylerin daha hassas olduğu bildirilmektedir (Fujimori 1995). Oral LD₅₀ değerleri ratlar ve farelerde 245-480 mg/kg va (vücut ağırlığı) olarak bulunmuştur. Köpeklerde 50 mg/kg va FP beş hafta

uygulanınca ölümler görülmüş, aynı şekilde 2.5 mg/kg va FP'nin iki haftalık maruziyeti sonucunda Yeni Zelanda Beyaz tavşanlarında ölümleri arttırdığı tespit edilmiştir (EFSA 2008). FP'nin balık veya başka bir canlının davranışı üzerine etkileri henüz rapor edilmemiştir. Bu bakımdan da araştırmamız önem arz etmektedir.

Uzun ve kapsamlı yapılan araştırmalar neticesinde toprakta tespit edilen FP miktarı 0.21 mg/L olarak tespit edilmiştir (Römbke 1992). Tespit edilen akuatik LC₅₀ değerlerinin hepsinin bu değerden düşük olması bu akarisit in akuatik sistemi ciddi derecede tehdit etmesi anlamına gelmektedir. FP'nin yarı ömrünün ise toprakta 159 gün (Römbke and Brodesser 1992), pH 7 olan bir su içinde ise 226 gün olması akarisit in risk süresinin de uzun olduğuna işaret etmektedir (Saxena and McCann 1992).

Metabolik faaliyetlerin ve detoksifikasyon süreçlerinin temel organı olarak karaciğer, metabolizmadaki her türlü değişimden ve toksik maddelere maruziyetten en çok etkilenen organlardan biridir. Omurgalıların en alt grubunu oluşturan teleostlarda bu organ sadece sucul ekosistem kirliliğinin duyarlı bir göstergesi değil, karmaşık metabolik işlevleri uzantısında beslenme değişimlerinin de belirtecidir. Çevre kirliliği bağlamında birçok toksik madde ve toksin karaciğerde biyolojik olarak daha az zehirli maddelere dönüştürülür ve safra kesesi yardımıyla dışarı atılır. Bazı toksik maddeler ise depolanır, hatta daha da zehirli kimyasallar haline getirilebilir (Buhler and Williams 1988). Yaptığımız subletal konsantrasyon maruziyeti neticesinde FP'nin lepestes karaciğerinde kanlanma, piknotik çekirdek, sinuzoidal dilatasyon, melanomakrofajik birikimler ve endotel dejenerasyonu gibi ağır patolojik durumlara kısa sürede yol açtığı tespit edilmiştir.

Genel olarak bakıldığında teleost karaciğer yapısının memelilerden oldukça farklı olduğu söylenebilir. Lobüler yapıdaki memeli karaciğerinde hepatositler düzgün sıralar halinde yerleşmiştir. Teleostlarda ise düzgün diziliimli hücreler ve belirgin merkezi venler gözlenememektedir. Ayrıca teleostların karaciğerinde Kupfer hücrelerinin bulunmadığı (Sato and Yamamoto 1983) ve bu hücrelerin yerini bağışıklık sistemi elemanları olarak melanomakrofajik bölgeler almış gibi görülmektedir. Sarı-kahverengi

hücre yığınları olarak izlenen bu makrofaj kümelerinin kendilerine özgü renkleri hemoglobinin metabolik bir ürünü olan hemosiderin içeriklerinden kaynaklanır (Christiansen *et al.* 2007). Bu bağışıklık sistemi elemanları elbette ki sucul ekosistemlerdeki kimyasal madde etkilerinin bir göstergesi olarak kabul edilirler (Wolke *et al.* 1985). *P. reticulata* melanomakrofajlarına ilişkin gözlemlerimiz bu değerlendirmeyi destekler niteliktedir.

FP'nin diğer balıklarla yapılmış histolojik çalışmalarından elde edilen sonuçlar bu akarisit hedef organlarının başta solungaçlar ve karaciğer olduğunu göstermektedir. 48 saat 0.002 ppm FP'ye maruz bırakılmış Pisi balığı (*Paralichthys olivaceus*) solungaçlarında kanlanma ve epitel hücrelerinde kopma ya da ayrılma şeklinde lezyonlar tespit edilmiştir. Karaciğerinde ise özellikle safra kanalı epitelinde ödem ve dağılmalara yol açan FP karaciğer hücrelerinde herhangi bir bozulmaya neden olmamıştır (Na *et al.* 2009). FP'nin balık ve balık karaciğeri üzerine yapılan çalışmaları oldukça sınırlıdır. Pestisitlerin balık karaciğeri üzerine etkileri ile ilgili yapılmış diğer çalışmalar da bulgularımızı destekler niteliktedir. Karbamatlı bir pestisit olan Carbofuran'ın teleost balıklardan *Channa punctatus*'a altı ay süreyle maruziyeti gerçekleştirilmiş ve sonuçta balık karaciğerinde hepatositlerde parçalanma ve sayısında azalma, nuklear piknosis ve nekroz gibi histopatolojik durumlar gözlenmiştir (Ram and Singh 1988). Yapılan başka bir çalışmada ise organofosforlu bir pestisit olan Dimethoate 500'ün, zebra balığında 0.025µl/l 24 saatlik maruziyet sonucunda karaciğerde nekroz, hepatosit şeklinde bozulma, piknoz gibi anormalliklere neden olduğu tespit edilmiştir (Rodrigues and Fanta 1998). Organofosforlu başka bir insektisit olan Trichlorfon'a (0.2 µl/l) 24-48 saat maruz kalan ergin *Prochilodus lineatus* karaciğerinde de piknoz ve nekroz başta olmak üzere hepatosit çekirdeğinde ve çapında değişimlerin olduğu bulunmuştur (Rodrigues *et al.* 2001). Cypermethrine maruz kalan gökkuşaağı alabalığı karaciğerinde hepatositlerde hidropik dejenerasyon, vakuoler dejenerasyon, yağlanma, hemoraji, iltihabi hücre infiltrasyonu ve fibroblastik proliferasyon belirlenmiştir (Atamanalp 2000). Deltametrin sivrisinek balığı karaciğerinde hipertrofi, kupfer hücrelerinde belirgin artış, nekrozlar ve yağ dejenerasyonları ortaya çıkarmıştır (Cengiz ve Unlu 2005). Gökkuşaağı alabalığında

denenen pestisitlerden Parathion karaciğerde dejenerasyona, malathion geçici lezyonlara, Toxaphon hepatositlerde nekroza, heptaklor ağır safra pigmenti depolanmasına, levrek balıklarında hepatositlerde glikojen ve lipid kaybı ile küçülmeye sebep olurken, endrin, lepisteslerde yağlı iltihaplanmaya, sazanlarda vakuoler dejenerasyonlara sebep olur. 2,4-D ve 2,4-D krom levrekte hepatositlerde büzülme ve glikojen kaybı, farklı biçimlerde hepatositler, sodyum arsenit yine aynı balığın karaciğerinde yağlı iltihaplanmalar ve noktasal nekrozlar oluşturmuştur (Walsh and William 1972).

Oksidatif stres, basit bir şekilde vücudun antioksidan savunması ile hücrelerin lipid tabakasının peroksidasyonuna neden olan serbest radikal üretimi arasındaki dengesizlik olarak tanımlanmaktadır. Deneysel çalışmalarla serbest radikaller, lipid peroksidasyonu ve peroksidasyon ürünleri ile kanser gelişimi arasında pozitif bir ilişkinin olduğu ortaya konmuştur. Pekçok kimyasal madde hücrede oksidatif stresi artırarak, kansere sebep olmaktadır. Fiziksel ajanlardan radyasyon da serbest radikal ve lipid peroksidasyon üretimini artırarak kansere sebep olmaktadır. Serbest radikaller, kanserin başlangıç, ilerleme ve gelişme dönemlerinde etkili olmakla beraber bu etki ilerleme döneminde daha belirgin, diğer dönemlerde ise nispeten azdır. Serbest radikallerin etkisi sonucu DNA ve kromozomlarda kırılma ve onkojenlerde aktivasyonda artış meydana gelir (Özdem ve Şadan 1994; Akkuş 1995). FP'nin 15, 25 ve 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ dozlarına 48 saat maruz kalan lepistes balıklarının karaciğerlerinden alınan örneklerde, bu akaristin etkinliğinin bir göstergesi olarak toplam antioksidan ve toplam oksidan seviyeler ölçülmüş, FP'nin antioksidan seviyede herhangi bir değişikliğe yol açmadığı, ancak oksidan seviyede önemli artışlara neden olduğu gözlenmiştir. Bu da FP'nin oksidatif strese yol açtığı yani serbest oksijen radikallerinin oluşumunu teşvik ettiği, antioksidan seviyenin değişmeden kalması ise yeterli sürenin geçmediği şeklinde yorumlanmıştır.

Özellikle karaciğerde gözlenen histopatolojik değişimlere bağlı olarak balığın antioksidan ve oksidan enzim seviyesinde değişikliklere yol açtığı yaptığımız çalışmada tespit edilmiştir. Benzer bir çalışmada 48 saat 0.002 ppm FP'ye maruz bırakılmış Pisi balığının (*Paralichthys olivaceus*) karaciğerindeki detoksifikasyon enzimleri olan GST

(Glutasyon-s-transferaz) ve EROD (etoksiresorufin-o-deetilaz) aktivitelerinde önemli artışlar gözlenmiştir. Ayrıca SOD (süperoksit dismutaz), CAT (katalaz) ve GPX (glutasyon peroksidaz) enzim aktivitelerinde de önemli artışlar görülmüş ve bu iki durum oksidatif stres varlığının bir işareti olarak kabul edilmiştir (Na *et al.* 2009). FP'den başka diğer bazı pestisitlerin de çeşitli balık türlerinde aynı etkiyi yaptığı daha önceki araştırmalarda bildirilmiştir. 20.87 µg l⁻¹ Bispiribak sodyum herbisitine 7 gün maruz kalan *Cyprinus carpio*'da CAT ve GST aktiviteleri önemli derecede değişiklikler olmuştur (Toni *et al.* 2010). Azinfos metil pestisidi *Cyprinus carpio*'da SOD, CAT ve GPX aktivitelerinde artışa (Oruç vd 2004), Diazinon pestisidi *Oncorhynchus mykiss*'de SOD, GST ve GPX aktivitelerinde artışa (Işık ve Çelik 2008), Atrazin pestisidi de *Lepomis macrochirus*'da karaciğer GSH, GST, SOD ve GPX seviyelerinde önemli artışlara (Elia *et al.* 2002) yol açmıştır. Bu ve bunlara benzer çok sayıda çalışma mevcuttur ve hepsinin ortak noktası pestisitlerin çoğunun balıklarda oksidatif strese yol açtığı sonucudur (Paskova *et al.* 2011).

FP'nin balık ve diğer canlılarda meydana getirdiği olumsuz sonuçların mekanizması ise tek bir şekilde izah edilmiştir. Bu akarisit mitokondrial NADH-ubikinon oksidoredüktaz (Kompleks I) aktivitesini engeller ve böylece elektron taşıma sistemine ket vurur. Sonuçta ATP üretimini durdurmuş olur. Hücresel faaliyetler için gerekli olan enerji üretilemez ve hücrenin fizyolojisi bozulur (Motoba *et al.* 1992).

Sonuç olarak FP lepestes balıkları için oldukça toksiktir ve subletal dozlarda ergin balıkların karaciğer histolojisi ve biyokimyası üzerine oldukça etkilidir. Kuvvetli toksik olduğunu gözlemlediğimiz FP'nin toprak ve sucul sistemlerdeki kalıntı miktarları da göz önünde tutularak daha kontrollü ve bilinçli kullanılması, şayet alternatif varsa hiç kullanılmaması doğal dengenin bozulmaması ve gelecek nesillerde sağlık sorunlarının yaşanmaması açısından çok önemlidir. Bu akarisit iki gün gibi kısa bir sürede lepestes balığının karaciğeri üzerinde düşük dozlarda bile hücresel boyutta yaptığı hasarlar ve biyokimyasal değişiklikler aynı sonuçların sucul ekosistemdeki diğer canlıların da bu akaristiden olumsuz etkileneceğinin bir göstergesidir. FP lepestes balıklarında akut olarak toksisiteye neden olmuştur ve bu etkiler geriye dönüşümsüzdür. Buradan

hareketle, FP'nin insanlar ve diğ er birçok canlı üzerine olan toksik etkileri hakkında yapılmış çalışmaların azlığı da düşünüldüğünde Fenpiroksimat akarisitinin başta insanlar olmak üzere diğ er omurgalı canlılar üzerindeki etkilerinin araştırılmasının oldukça faydalı olacağı kanaatindeyiz.

KAYNAKLAR

- Ağar, S., Aydınoglu H., Temel O., İkizunal K. ve Ece H., 1991. Pestisit kullanımının tarihi, bugünü ve geleceği. Türkiye Entomoloji Dergisi, 15 (4), 247-256.
- Akkuş, İ., 1995. Serbest radikaller ve fizyopatolojik etkileri 1. baskı. Mimoza yayınları, 157 s, Konya.
- Alpbaz, A., 1993. Akvaryum tekniği ve balıkları. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, 403 s, İzmir.
- Alpbaz, A., 2000. Akvaryum balıkları ansiklopedisi. Alp Yayıncılık, 215 s, İzmir.
- Ami, B.H. and Haim S.A., 1992. Direct effect of phosphamidon isolated working rat heart electrical and mechanical function. Toxicology Apply Pharmacology, 110 (3), 429-432.
- Anonymous, 1971. Standart methods for the examination of water and wastewater. APHA, AWWA, WPCF, Washington.
- Anonymous, 1983. Revised report on fish toxicity testing procedures. EIFAC, Technical Paper, 24.
- Anonymous, 2005. Integrated pest Management for Developing Countries. www.pestmanagement.co.uk/culture/history.html (15.12.2009).
- Anonymous, 2006. Data Requirements for Pesticide Registration. www.epa.gov/pesticides/regulating/data_requirements.html (12.06.2006).
- Ansari, B. and Kumar K., 1983. Malathion toxicity : in vivo inhibition of acetylcholinesterase in the fish *Brachydanio rerio* (Cyprinidae). Toxicology Letters, 283-287.
- Asztalos, B., Nemcsok J., Benedeczy I., Gabriel R., Szabo A. and Refaie O.J., 1990. The effect of pesticides on some biochemical parameters of carp (*Cyprinus carpio* L.). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 19, 275-282.
- Atamanalp, M., 2000. Bir sentetik piretroit insektisitinin subletal dozlarının Gökkuşluğu Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss* W., 1792)'na makroskopik, histopatolojik, hematolojik ve biyokimyasal etkileri. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Atamanalp, M. ve Cengiz M., 2002. Bir sentetik piretroit insektisit (Cypermethrin)'in subletal dozlarının *Capoeta capoeta capoeta* (Güldenstaedt, 1772)'da hemoglobin hematokrit ve sediment seviyeleri üzerine etkilerinin belirlenmesi. E.Ü. Su Ürünleri Dergisi, 19 (1-2), 169-175.
- Atamanalp, M., Keleş M.S. ve Aras M.S., 2002. Cypermethrin (Sentetik piretroit)'in Gökkuşluğu balığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nın alkalın fosfataz, kolesterol, glikoz ve kreatin aktivitesine etkisi. Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 33 (4), 425-428.
- Axelrod, H.R., Burgess W.E., Pronek N. and Walss J.G., 1986. Dr. Axelrod's atlas of freshwater aquarium fishes. T.F.H. Publication, 736 p, USA.
- Bakal, N.H., 2010. Malathion insektisitinin *Poecilia reticulata* (Peters, 1859) üzerindeki akut toksik etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.

- Bancroft, J.D. and Stevens A., 1982. Theory and practice of histological techniques. Churchill livingstone, 662 p, Edinburg.
- Başer, S., Erkoç F., Selvi M. and Koçak Ö., 2003. Investigation of acute toxicity of permethrin on guppies *Poecilia reticulata*. Chemosphere, 51, 469-474.
- Beaman, J.R., Finch R., Gardnur H., Hoffman F., Rosencrance A. and Zelikoff J.T., 1999. Mammalian immunoassays for predicting the toxicology of malathion in a laboratory fish model. Journal of Toxicology and Environmental Health, 56 (8), 523-542.
- Benli Karasu, A.Ç. ve Gülen Z., 2009. Fenitrothion'un etkisinde bırakılan *Tilapia*'da (*Oreochromis niloticus* L.) sekonder stres indikatörleri hematokrit ve plazma glukoz seviyesinin değişimi. Yüzüncü Yıl Üniversitesi Tar Bil Dergisi, 19 (1), 19-22.
- Buchel, K.H., 1977. Pflanzenschutz und schädlingbekämpfung. Thleme, Stuttgart.
- Buhler, D.R. and Williams D.E., 1988. The role of biotransformation in the toxicity of chemical. Aquatic Toxicology, 11, 19-28.
- Bukowska, B. and Kowalska S., 2004. Phenol and catechol induce prehemolytic and hemolytic changes in human erythrocytes. Toxicology Letters, 152 (1), 73-84.
- Cengiz, E.İ. and Unlu E., 2005. Sublethal effect of commercial deltamethrin on the structure of the gill, liver and gut tissues of mosquitofish, *Gambusia affinis*: a microscopic study. Environmental Toxicology and Pharmacology, 21, 246-253.
- Christiansen, J.L., Grzybowski J.M. and Kodama R.M., 2007. Melanomacrophage aggregations and their age relationships in the yellow mud turtle, *kinosternon flavescens* (kinosternidae). Pigment Cell Research, 9 (4), 185-190.
- Conway, G.R. and Pretty J.N., 1991. Unwelcome harvest. Agriculture and Pollution. Earthscan Publications Ltd., 672 pp, London.
- Çalışkan, M., Erkmen B. and Yerli S., 2003. The effects of zeta cypermethrin on the gills of common guppy. Lebistes, Department of Biology Hacettepe University, SAL 06532.
- Çeliker, A., 1992. Ülkemizde kullanılan pestisitlere ilişkin bir veri tabanı (pestox) geliştirilmesi üzerine bir çalışma. Bilim Uzmanlığı Tezi, Hacettepe Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Çömelekoğlu, U., Arpacı A. ve Mazmancı B., 1998. Pestisitlerle kronik olarak karşılaşan tarım işçilerinin pestisitlerden korunma konusundaki tutumları. 3. İşçi Sağlığı Kongresi, Ankara.
- Dağ, S.S., Aykaç V.T., Gündüz A., Kantarcı M. ve Şişman N., 2000. Türkiye'de Tarım İlaçları Endüstrisi ve Geleceği. Türkiye Ziraat Mühendisliği V. Teknik Kongresi, Ankara.
- Dawes, J.A., 1991. Livebearing fishes. A Guide to Their Aquarium Care, Biology and Classification, 240 pp, Blandford, London, England.
- Dawes, J.A., 1995. Livebearing fishes. A Guide to Their Aquarium Care, Biology and Classification, 240 pp, Cassell Plc, UK.
- De Silva, P.M.C.S. and Samayawardhena L.A., 2005. Effects of chlorpyrifos on reproductive performances of guppy. Chemosphere, 58, 1293-1299.
- Dekeyser, M.A., 2005. Review Acaricide mode of action. Pest Manag. Sciences, 61, 103-110.
- Delen, N. ve Tosun N., 1996. Fungusitlere dayanıklılığı önleyici stratejiler. II. Ulusal Zirai Mücadele İlaçları Sempozyumu. Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı, Ankara.

- Delen, N., Durmuşoğlu E., Güngör N., Güncan A., Turgut C. ve Burçak A., 2005. Türkiye’de pestisit kullanımı, kalıntı ve organizmalarda duyarlılık azalışı sorunları. TMMOB Ziraat Mühendisleri 6. Teknik Kongresi, Ankara.
- Delen, N., 2008. Fungusitler. Nobel Yayınları, 318 s, Ankara.
- DPT (Devlet Planlama Teşkilatı), 2001. 8. Beş Yıllık Kalkınma Planı Kimya Sanayi Özel İhtisas Komisyonu Raporu: Tarım İlaçları. DPT, Ankara.
- Durmuşoğlu, E., Tiryaki O. ve Canhilal R., 2010. Türkiye’de Pestisit Kullanımı, Kalıntı ve Dayanıklılık Sorunlar. VII. Türkiye Ziraat Mühendisliği Teknik Kongresi, TMMOB Ziraat Mühendisleri Odası, Ankara.
- Dutta, H. M., 1996. A composite approach for evaluation of the effects of pesticides on fish In: Fish Morphology. Science Publishers, 249 p, USA.
- Dzikowski, R., Hulata G., Karplus L. and Harpaz S., 2001. Effects of temperature and dietary L-carnite supplementation on reproductive performance of female guppy (*Poecilia reticulata*). Aquaculture, 199, 323-332.
- Edwards, C.A., 1973. Environmental pollution by pesticides. Plenum Press, 542 pp, London and Newyork.
- EFSA (Europaen Food Safety Authority), 2008. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance fenpyroximate. EFSA Scientific Report, 197, 1-104.
- Elia, A.C., Waller W.T. and Norton S.J., 2002. Biochemical responses of Bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*, Rafinesque) to atrazine induced oxidative stress. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 68, 809–816.
- EPA, 1999a. Summary of OPP reduced- risk pesticides initavite. EPA, 2 pp, US.
- EPA, 1999b. LC₅₀ software program version 1.00. Center fo Exposure Assesment Modeling (CEAM) Distribution Center, US.
- Erel, O., 2004. A novel automated method to measure total antioxidant response against potent free radical reactions. Clinical Biochemistry (Toronto), 37 (2), 112-119.
- Erik, E.Z., 2007. Tifensülfüron-Metil herbisitinin diferansiyel puls polarografisiyle tayini. Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Evans, J.P., Pitcher T.E. and Magurran A.E., 2002. The ontogeny of courtship, colour and sperm production in male guppies. Journal of Fish Biology, 60, 495-498.
- Fujimori, K., 1995. Fenpyroximate. Pesticide residues in food: 1995 evaluations Part II Toxicological & Environmental, IPCS (International Programme on Chemical Safety) <http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v95pr06.htm> (12.04.2010).
- Führ, F., 1991. Radiotracers in pesticide studies- Advantages and limitations. Cience e Cultura, (43-3), 211-216.
- Geldiay, R., 1985. *Xiphophorus helleri* (Kılıçkuyruk) canlı doğuran dişli sazan familyası Poecilidae akvaryum. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Yayınları, Bilgehan Basımevi, 46 s, Bornova.
- Gomez, L., Soler S., Martinez A., Gazquez E. and Duran V., 1999. 2,4-D Treatment tench (*Tinca tinca* L.): pathological processes on the excretory kidney. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 62, 600-607.
- Gratzek, J.B., 1992. Aquariology. The Science of Fish Health Management, Tetra Press, USA.
- Greenberg, A.E., Trussell R.R. and Clesceri L.S., 1985. Standart methods for the examination of water. 16. edition APHA-AWWA-WPCF, 1269, Washington.

- Gullino, M.L. and Kuijpers L.A.M., 1994. Social and political implication of managing plant diseases with restricted fungicides in Europe. *Annual Review Phytopathology*, 32, 559-579.
- Gül, A., 2005. Investigation of acute toxicity of chlorpyrifos-methylon Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) larvae. *Chemosphere*, 59, 163-166.
- Güler, Ç. ve Çobanoğlu Z., 1997. Pestisitler. Çevre sağlığı kaynak dizisi no:52. T.C. Sağlık Bakanlığı, İlköz Matbaası, 173 s, Ankara.
- Güven, K.C., 2005. Deniz kirliliği. Türk Deniz Araştırma Vakfı, İstanbul.
- Hekimoğlu, A.M., 1997. Türkiye’de pazarlanan *Lepistes* varyeteleri üzerine araştırmalar. Doktora Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı, İzmir.
- Houde, A.E., 1988. The effect of female choice and male –male competition on the mating success of male guppies. *Animal Behavior*, 36 pp, 888-896.
- Houde, A.E., 1997. Sex, color and mate choice in guppies. Princeton University Press, 210 pp, New Jersey.
- Işık, I. and Çelik I., 2008. Acute effects of methyl parathion and diazinon as inducers for oxidative stress on certain biomarkers in various tissues of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Pestic. Biochem Phys.*, 92 (1), 38–42.
- Kamrin, M.A., 1997. Pesticide profiles, toxicity environmental impact and fate. CRC-Lewis Publishers, 421-578, Florida.
- Kantarcı, M., 2007. TMMOB Kimya ve Ziraat Mühendisleri Odaları Bildiri Kitabı 13-23. Global BKÜ Pazarı ve Ar-ge Tarım İlaçları Kongre ve Sergisi, Ankara.
- Kavumpurath, S. and Pandian T.J., 1993. Masculinization of *Poecilia reticulata* by dietary administration of synthetic or natural androgen to Gravid females. *Aquaculture*, 116, 83-89.
- Kissling, G.E., Bernheim N.J., Hawkins W.E., Wolfe M.J., Jokinen M.P., Smith C.S., Herbert R.A. and Boorman G.A., 2006. The utility of the guppy (*Poecilia reticulata*) and medaka (*Oryzias latipes*) in evaluation of chemicals for carcinogenicity. *Toxicological Sciences*, 91, 143–1.
- Klaassen, C.D., 1990. Principles of toxicology. Goodman and Gilman’s the pharmacological basis of therapeutics, Eds: Gilman A.G., Rall T.W., Nies A.S. and Taylor P. Third ed. Pergamon Press, Newyork, 49-61.
- Lake, L., 1995. Guppy hatchery. Vitual Guppy Library, [http www. Science. Nus. /sbs/fish/guppy/html](http://www.Science.Nus.sbs/fish/guppy/html) (15.02.2009).
- Liley, N.R., 1966. Ethological isolating mechanisms in four sympatric species of poeciliid fishes. *Behavior (Suppl. XIII)*, 13, 1-197.
- Mane, U.H., Akarte S.R. and Kulkarni D.A., 1986. Acute toxicity of fenthion to fresh water Lamellibranch Mollusca, *Indonaiia caeruleus* (Prashad, 1918), from Bodavari river at Pathana biochemical approach. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 622-628.
- McKim, J.M., Christensen G.M. and Hunt E.F., 1970. Changes in the blood of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) after short-term and long-term exposure to copper. *J. Fish. Res. Board Can.*, 27, 1883-1889.
- Metcalf, R.L., 1988. Insect resistance to insecticides. *Pesticide Science*, 26, 333-358.
- Moriarity, F., 1988. The study of pollutants in ecosystems, *Ecotoxicolgy*. Academic Pres, 289 pp, London.

- Motoba, K., Suzuki T. and Uchida M. 1992. Effect of a new acaricide, fenpyroximate, on energy metabolism and mitochondrial morphology in adult female *Tetranychus urticae* (two-spotted spider mite). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 43, 37-44.
- Motoba, K., Nishizawa H., Suzuki T., Hamaguchi H., Uchida M. and Funayama S., 2000. Species-specific detoxification metabolism of fenpyroximate, a potent acaricide. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 67, 73-84.
- Na, N., Guo H., Zhang S., Li Z. and Yin L., 2009. In vitro and in vivo acute toxicity of fenpyroximate to flounder *Paralichthys olivaceus* and its gill cell line FG. *Aquatic Toxicology*, 92, 76-85.
- Nishizawa, H., Motoba K., Suzuki T., Ohshima T., Hamaguchi H. and Uchida M., 1993. Metabolism of Fenpyroximate in Rats. *J. Pesticide Science*, 18, 59-66.
- OECD, 1992. Acute Toxicity for Fish. Dir92/69/EEC (O.J.L383 A).
- Oruç, E.Ö., Sevgiler Y. and Uner N., 2004. Tissue-specific oxidative stress responses in fish exposed to 2,4-D and azinphosmethyl. *Comp. Biochem. Phys.*, 137 (1), 43-51.
- Oskam, A.J., Vijftines R.N.A and Graveland C., 1997. Additinal E.U. Policy instrumensfor plant protection. Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands.
- Öncüler, C., 1995. Tarımsal zararlılarla savaş yöntemleri ve ilaçları. Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, 260 s, İzmir.
- Öz, A., 2006. Bakır sülfat pentahidrat pestisitinin *Lepistes* balıkları (*Poecilia reticulata*) üzerindeki akut toksit etkisinin araştırılması ve davranış değişimlerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Özdem, S. ve Şadan G., 1994. Serbest oksijen radikallerinin oluşum ve klinik açıdan önemi. *Ankara Üniversitesi Tıp Fakültesi Dergisi*, 11 (1), 63-71.
- Özmen, Y., 2007. AB Müktesabatına göre hazırlanan bitki koruma ürünlerinin piyasaya arzı ile ilgili yönetmeliğin genel bir değerlendirilmesi, TMMOB Kimya ve Ziraat Mühendisleri Odaları Bildiri Kitabı, 1-12. Tarım İlaçları Kongre ve Sergisi, Ankara.
- Öztürk, S., 1990. Tarım İlaçları. Hasad Yayıncılık, 523 s, Ankara.
- Öztürk, S., 1997. Tarım İlaçları. Ak Basımevi, 552 s, İstanbul.
- PAN (Pesticide Action Network), 1999. Disrupting the balance ecological impacts of pesticides in California. PAN CPR Report 1, California, 3, 43-45, 81.
- Pandian, T.S. and Sheela S.G., 1995. Hormonal induction of sex reversal in fish. *Aquaculture*, 138, 1-22.
- Park, K. and Heo G.J., 2009. Acute and subacute toxicity of copper sulfate pentahydrate in the guppy (*Poecilia reticulata*). *J. Vet. Med. Science*, 71 (3), 333-336.
- Parlak, H., Arslan Ö.Ç., Boyacıoğlu M. ve Karaaslan M.A., 2009. Ekotoksikoloji. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları No:79, 390 s, İzmir.
- Pašková, V., Hilscherová K. and Bláh L., 2011. Teratogenicity and embryotoxicity in aquatic organisms after pesticide exposure and the role of oxidative stress. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Ed. D.M. Whitacre. © Springer Science+Business Media, LLC, 25-61 pp.
- Polat, H., 1999. Beta-Cyphemethrin pestisitinin balıklara ani toksik etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.

- Ragsdale, N.N. and Sisler H.D., 1994. Social and political implication of maninging plant disease in the United States. *Annu. Rev. Phytopath.*, 32, 545-557.
- Ram, R.N. and Singh S.K., 1988. Carbofuran-induced histopathological and biochemical changes in liver of the teleost fish, *Channa punctatus* (bloch). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 16, 194-201.
- Resmi Gazete, 1991. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği numune alma ve analiz metodları tebliği. 7.1.1991 tarihli Resmi Gazete, Sayı 20748, Ankara.
- Rodrigues, E.L. and Fanta E., 1998. Liver histopathology of the fish *Brachydanio rerio* Hamilton-Buchman after acute exposure to sublethal levels of the organophosphate Dimethoate 500. *Revista Brasileira Zoologia*, 15 (2), 441- 450.
- Rodrigues, E.L., Ranzani-Paiva M.J.T., Pacheco F.J. and Veiga M.L., 2001. Histopathologic lesions in the liver of *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae) exposed to a sublethal concentration of the organophosphate insecticide Dipterex 500 ®(Trichlorfon). *Acta Scientiarum Maringá*, 23, 503-505.
- Rodriuez, C.M., 1997. Phylogenetic analysis of the tribe Poeciliini (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Copei* (4): 663-679, 673 p, New York.
- Römbke, J., 1992. Determination of soil column leaching of fenpyroximate (normal study). Batelle, Rep. No. BE-ME-107-90-01-LEAS, Germany.
- Römbke, J. and Brodesser J., 1992. Determination of the degradation in soil of fenpyroximate. Batelle, Rep. No. BE-EM-107-90-01-SAB1.1, Germany.
- Sakurai, A., Sakamoto Y. and Mori F., 1992. *Aquarium Fish of the World*. Chronicle Books, 288 pp, San Francisco, USA.
- Sato, H. and Yamamoto T., 1983. Fine structure of the sinusoidal wall in the liver of fresh-water catfish (*Parasilurus asotus*), with special reference to the smooth muscle cells. *Arch. Histol. Jap.*, 46 (1), 125-130.
- Saxena, A. and McCann D., 1992. Hydrolysis of pyrazole-¹⁴C-fenpyroximate in buffered aqueous solutions. Batelle, Rep. No.SC900192, USA.
- Selvi, M., Sarıkaya R. and Erkoç F., 2004. Acute behavioral changes in the guppy (*Poecilia reticulata*) exposed to temephos. *Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 17 (4), 15-19.
- Selvi, M., Sarıkaya R., Erkoç F. and Koçak Ö., 2005. Investigation of acute toxicity of Chlorpyrifos- methyl on guppy *Poecilia reticulata*. *Chemosphere*, 60, 93-96.
- Siemering, G., David N., Hay worth J. and Franz A., 2005. Aquatic pesticides monitoring program literature review. San Francisco Estuary Institute, California, 10-20, 35-45.
- Şahin, Y., 1999. A'dan Z'ye Akvaryum. İnkılap Kitabevi, 320 s, İstanbul.
- Şanlı, Y., 2002. Veteriner Klinik Toksikoloji. Güngör Matbaacılık, 808 s, Ankara.
- Tamaru, C.S., Cole B., Bailey R., Brown C. and Ako H., 2001. A manual for commercial production of the swordtail, *Xiphophorus helleri*. CSTA Publication number 128,36 pp.
- Tarakçı, Ü. ve Türel İ., 2009. Halk Sağlığı Amaçlı Kullanılan Pestisitlerin (Biyosidal) Güvenilirlik Standartlarının Karşılaştırılması. *Y.Y.U Veteriner Fakültesi Dergisi*, 20 (1), 11-18.
- TMMOB (Türk Mühendis ve Mimarlar Odaları Birliği), 2006. 2004-2006 Çalışma Raporu. Ziraat Mühendisleri Odası, Ankara, 141.

- Tomasch, R., Wagner K.H. and Elmadfa I., 2001. Antioxidative power of plant oils in humans: the influence of alpha and gamma-tocopherol. *Annals of Nutrition and Metabolism* 45 pp. 110–115.
- Toni, C., Menezes C.C., Loro V.L., Clasen B., Cattaneo R., Santi A., Pretto A., Zsanellab R. and Leitemperger J., 2010. Oxidative stress biomarkers in *Cyprinus carpio* exposed to commercial herbicide bispyribac-sodium. *Journal of Applied Toxicology*, 30, 590–595.
- Toros, S. ve Maden S., 1991. Tarımsal savaşım yöntem ve ilaçları. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, No: 1222, Ders Kitabı No: 352, Ankara.
- Toros, S., Maden S. ve Sözeri S., 2001. Tarımsal savaşım yöntem ve ilaçları. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi, No: 1520, 417 s, Ankara.
- Tucker, R.K. and Crabtree D.G., 1979. Toxicity of pesticides to wildlife effect of pesticides on wildlife. Chapter 10, 436-487.
- Turabi, M. S., 2004. Türkiye Cumhuriyeti'nde tarımsal ilaç, teşkil ve ruhsat sistemi. Tarımsal İlaçlar ve Organik Tarım Konferansı, TMMOB Ziraat Mühendisleri Odası, Lefkoşa, KKTC.
- Turabi, M.S., 2007. Bitki Koruma Ürünlerinin Ruhsatlandırılması. Tarım İlaçları Kongre ve Sergisi, TMMOB Zir. Müh Odası ve TMMOB Kimya Müh Odası, Bildiriler Kitabı, s:50-61, Ankara.
- Turan, F., 2001. Farklı düzeylerde suya ve yeme katılan androjen hormonunun (17 α -Methyltestosterone) *Lepistes* balıklarında (*Poecilia reticulata*) cinsiyet dönüşümü ve büyüme üzerine etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Mustafa Kemal Üniversitesi Fen Enstitüsü, Antakya.
- Uçar, A. ve Atamanalp M., 2009. Balıklarda toksikopatolojik lezyonlar II. Atatürk Üniv. Ziraat Fak. Dergisi, 40 (1), 95-101.
- Ünal, G. ve Gürkan M.O., 2001. İnsektisitler kimyasal yapıları, toksikolojileri ve ekotoksikolojileri. 1. Baskı, 159 s, Ankara.
- Viran, R., Ünlü Erkoç F., Polat H. and Koçak Ö., 2003. Investigation of acute toxicity of deltamethrin on guppies (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicology and Enviromental Safety*, 55, 82-85.
- Vural, N., 2005. Toksikoloji. Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Yayınları No:73, 677 s, Ankara.
- Walsh, A. H. and William E.R., 1972. The pathology of pesticide poisoning. The Pathology of Fishes, Edt. By W. E. Ribelin, G. Migaki. The University of Wisconsin press, Wisconsin, 515- 538.
- Ware, G.W., 1983. Pesticides Theory and Application. Ed. Freeman, W.H., 308 pp, San Francisco, USA.
- WHO, 1989. Public health impact of pesticides used in agriculture". WHO/UNEP Working Group, 86-92, Geneva.
- Wolke, R.E., George C.J. and Blazer V.S., 1985. Pigmented macrophage accumulations (mmc; pmb): possible monitors of fish health. Parasitology and pathology of marine organisms of the Word Ocean, Ed: William J. Hargis. NOAA Tech. Rep. NMFS 25, 93-97.
- Worthing, C.R., 1987. The pesticide manual. A world compentium, 1077 pp, Great Britain.

- Yalçınkaya, M., 2006. Bir herbisit olan 2,4-D (2,4-Diklorofenoksiasetik asit)'nin *Poecilia reticulata* P., 1859'da medulla spinalis üzerine etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir.
- Yıldız, M., Gürkan O., Turgut C., Kaya Ü. ve Ünal G., 2005. Tarımsal savaşımında kullanılan pestisitlerin yol açtığı çevre sorunları. VI. Türkiye Ziraat Mühendisliği Teknik Kongresi, TMMOB Ziraat Mühendisleri Odası, Ankara.
- Yılmaz, M. and Sarıkaya R., 2003. Investigation of acute toxicity and the effect of 2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid) herbicide on the behavior of the common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758; Pisces, Cyprinidae). Chemosphere, 52, 195–201.
- Yılmaz, M., Gül A. and Erbaşlı K., 2004. Acute toxicity of alpha-cypermethrin to guppy (*Poecilia reticulata*, Pallas, 1859). Chemosphere, 56, 381–385.
- Yılmaz, M., 2005. Acute toxicity of Alpha-Cypermethrin on Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) larvae. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 74, 880–885.
- Yurdakul, O., Özgür A.F. ve Akbay C., 1994. Çukurovada tarımsal ilaç kullanımının ekonomik analizi. TOAG-922 nolu proje kesin raporu, Adana.
- Yücel, Ü., 2007. Pestisitlerin insan ve çevre üzerine etkileri. Erişim:<http://www.dogainsanisbirligidernegi.org.tr/makaleler/pestisitler.doc>. (15 03.2011).
- Zeren, O. ve Erem G., 2000. Adana ve İçel illerindeki tarım ilaçları kullanım düzeyi. Çevre Bilim ve Teknoloji Dergisi, 1 (1), 29-33.

ÖZGEÇMİŞ

29.11.1984 yılında Samsun’da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Amasya’da tamamladı. 2004 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü’nden 2008 yılında mezun oldu. Aynı yıl Yüksek Lisans yapma hakkını kazanarak Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü’nde öğrenimine başladı. 2011 yılında Genel Biyoloji Bilim Dalı’nda Yüksek Lisansını tamamladı.