

**ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ALPHA-CYPERMETHRİN'İN *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera,
Crustacea) ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI**

Yeşim ÇELİKEL

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

**ANKARA
2011**

Her hakkı saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ALPHA-CYPERMETHRİN'İN *Daphnia magna* (Straus, 1820) (Cladocera, Crustacea)
ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI

Yeşim ÇELİKEL

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Ahmet ALTINDAĞ

Bu çalışmada, alpha-cypermethrin insektisitinin *Daphnia magna* üzerine 24 saatlik ortalama öldürücü konsantrasyonu (LC₅₀) hesaplanmıştır.

Biyodeneney çalışmasında literatür araştırması sonuçlarına göre belirlenmiş, 5 farklı konsantrasyon (0,0001; 0,0004; 0,0007; 0,0010; 0,0013 mg/L) *Daphnia magna* üzerinde uygulanmıştır ve 3 seride, statik olarak yürütülmüştür. Deney süresi 24 saattir. LC₅₀ değeri probit analiz yöntemine göre hesaplanmıştır.

Sonuç olarak, alpha-cypermethrin'nin 24 saatte *Daphnia magna*'ların %50'sini öldüren konsantrasyon 0,224 µg/L (%95 güven aralığında = 0,012 µg/L - 0,358 µg/L) olarak saptanmıştır.

Mayıs 2011, 57 sayfa

Anahtar Kelimeler: *Daphnia*, insektisit, alpha-cypermethrin, probit analizi, LC₅₀

ABSTRACT

Master of Thesis

INVESTIGATION OF ACUTE TOXICITY OF ALPHA-CYPERMETHRİN TO
Daphnia magna (Straus, 1820) (Cladocera, Crustacea)

Yeşim ÇELİKEL

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

Supervisor: Prof. Dr. Ahmet ALTINDAĞ

In this study, median lethal concentrations (LC_{50}) of insecticide alpha-cypermethrin on *Daphnia magna* for 24 hours were determined.

Bioassay have been carried out with five different concentrations (0.0001; 0.0004; 0.0007; 0.0010; 0.0013 mg/L); which determined at the end of literatur research. Concentrations applied to *Daphnia magna* and experiment has been conducted with the method of static bioassay on three series. The period of experiment was 24 hours. As to the LC_{50} values have been calculated with the method of probit analysis.

Results showed that; the concentration of the alpha-cypermethrin which killed 50 % of *Daphnia magna* was 0.224 μ g/L (%95 confidence interval = 0.012 μ g/L - 0.358 μ g/L) for 24 hours.

May 2011, 57 pages

Key Words: *Daphnia*, insecticide, alpha-cypermethrin, probit analysis, LC_{50}

TEŞEKKÜR

Tez çalışmalarımın her aşamasında, mesleki bilgi ve önerilerini paylaşarak, yardımlarını esirgemeyen danışman hocam Sayın Prof. Dr. Ahmet ALTINDAĞ (Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Dekan Yardımcısı)'a, desteklerinden dolayı Hidrobiyoloji Bölümü hocalarıma; araştırmamın her aşamasında yardımcı olan, bilgi ve becerilerini benimle paylaşan sevgili arkadaşım Arş. Gör. Şeyda FİKİRDEŞİCİ (Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü)'ye; materyal temininde ve ön araştırmalarımnda destek veren Dr. Öner KOÇAK (Hacettepe Üniversitesi Teknoloji Uygulama Araştırma Merkez İnsektisit Test ve Üretim Birimi)'a; katkılarından dolayı laboratuardaki tüm arkadaşlarıma teşekkürü bir borç bilirim.

Aynı zamanda, maddi ve manevi olarak her zaman yanımda olan aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

Yeşim ÇELİKEL

Ankara, Mayıs 2011

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGELER DİZİNİ	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
1.1 Yapılan Çalışmanın Amacı ve Önemi	2
2. KURAMSAL TEMELLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	3
2.1 Pestisitler.....	3
2.1.1 Pestisitlerin tarihçesi ve kullanımı.....	3
2.1.2 Pestisitlerin sınıflandırılması	4
2.1.3 Pestisitlerin toksisitesi.....	5
2.1.4 Pestisitlerin hedef olmayan canlılar üzerine etkileri.....	6
2.1.5 Pestisitlerin insanlar üzerine etkileri.....	6
2.1.6 Pestisitlerin çevreye olan etkileri	7
2.1.7 Pestisit tüketimi	10
2.1.8 Pestisit kalıntılarına karşı alınabilecek önlemler	12
2.2 İnsektisitler	14
2.2.1 Piretroidlerin genel özellikleri	16
2.2.2 Piretroidlerin etki mekanizması	17
2.2.2.1 Piretroidlerin böceklerde daha etkin olmalarının nedenleri	18
2.2.3 Alpha-cypermethrinin genel özellikleri.....	18

2.3 Biyodeneyler ve Sınıflandırılmaları	19
2.4 Cladocera	20
2.4.1 <i>Daphnia magna</i> sistematığı (Ustaoglu 2004)	21
2.4.2 <i>Daphnia magna</i> (Straus 1820) (Cladocera,Crustacea) hakkında genel bilgi.	21
2.4.3 <i>Daphnia magna</i> 'nın biyodeneyler açısından önemi	24
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	31
3.1 Hazırlanan Kültür Koşulları.....	31
3.2 Deneyde Kullanılan Araçlar	31
3.3 Deneyde Kullanılan Toksik Madde	31
3.4 Deney Organizmasının Hazırlanması	32
3.5 Yöntem	32
3.5.1 Denemede kullanılacak toksik doz konsantrasyonlarının saptanması	32
3.5.2 Biyodeney	32
3.5.3 LC ₅₀ değerinin hesaplanması	33
4. BULGULAR.....	34
4.1 <i>Daphnia magna</i> 'larda 24 Saatlik Biyodeney Sonuçları.....	34
4.2 LC ₅₀ Değerinin Tesbiti ve Probit Analiz Metodu Sonuçları	36
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	37
KAYNAKLAR	40
EKLER.....	52
EK 1 Toksikolojik Tanımlar	53
EK 2 <i>Daphnia magna</i> 'ya alpha-cypermethrin uygulanmadan önceki görüntüleri	55
EK 3 <i>Daphnia magna</i> 'ya alpha-cypermethrin uygulandıktan sonraki görüntüsü	56
ÖZGEÇMİŞ.....	57

SİMGELER DİZİNİ

mm	Milimetre
cm	Santimetre
m	Metre
µm	Mikrometre
µ	Mikron
µg	Mikrogram
kg	Kilogram
mg	Miligram
g	Gram
L	Litre
%	Yüzde
ppm	Milyonda bir kısım
°C	Santigrat derece
C	Konsantrasyon
LC ₅₀	Ortalama öldürücü konsantrasyon
EC ₅₀	Ortalama etkili konsantrasyon
LD ₁₀₀	Deney canlısını öldüren doz
<i>et al</i>	Ve diğerleri
<i>vd</i>	Ve diğerleri

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 <i>Chrysanthemum cinerariaefolium</i>	17
Şekil 2.2 Alpha-cypermethrinin açık formülü	19
Şekil 2.3 Cladocera'ların genel vücut yapısı.....	22
Şekil 4.1 <i>Daphnia magna</i> bireylerinde alpha-cypermethrin insektisi için hesaplanan 24 saatlik probit değerleri ve regresyon grafiği	36

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Dünyada pestisit kullanımı	11
Çizelge 2.2 1979-2007 Yılları arasında etki ettikleri canlı gruplarına göre Türkiye’de pestisit tüketimi (Ton)	11
Çizelge 4.1 <i>Daphnia</i> ’larda 24 saatlik biyodeneye ilişkin sonuçları.....	34
Çizelge 4.2 Alpha-cypermethrinin <i>Daphnia magna</i> bireylerine etkisinin LC Değerleri.....	36

1. GİRİŞ

Tüm canlıların sağlığını olumsuz yönde etkileyen, cansız çevre öğeleri üzerinde yapısal zararlar meydana getiren ve niteliklerini bozan yabancı maddelerin; hava su ve toprağa yoğun bir şekilde karışması olayına çevre kirliliği denilmektedir.

Yirminci yüzyılın sonlarına doğru başlayan, sosyal, ekonomik, kültürel ve teknolojik alanlarda gerçekleşen birçok değişim insanların hayatına da etki etmiştir (McEven ve Stephenson 1979). Günümüzde devam etmekte olan bu değişim sonucunda hava ve toprak kirliliğiyle birlikte, su kirliliği problemleri de artmaktadır. Su kirliliğine neden olan faktörleri şöyle sıralayabiliriz; kanalizasyon atıkları, zirai maddeler, sanayi atıkları ve diğer kaynaklar. Akarsu kirliliğinin ise %50'sini tarımsal maddeler oluşturmaktadır (Cook vd. 1995, Alberdi vd. 1996).

Günümüzde tarımsal faaliyetlerin asıl hedefi, nüfus artışıyla dengeli olarak besin üretimini arttırmaktır. Bu hedefe ulaşabilmek için, tarım alanlarında önemli sorunlara neden olan zararlılarla mücadele etmek giderek önem kazanmaktadır. Bu amaçla, pestisit olarak adlandırılan organik ve inorganik yapıdaki kimyasal bileşikler kullanılmaktadır. Pestisitlerde olması istenen en önemli özellik, böceklerle ve zararlı hayvanlara karşı toksik, buna karşın, zararsız böceklerle, memeli hayvanlara ve insanlara karşı toksik olmayan ya da çok az toksik olmalarıdır. Fakat günümüzde kullanılan pestisitler hem hedef dışı organizmalar hem de insanlar ve çevre için aynı derecede zararlıdır.

Tarım ilaçları, ilaç endüstrisi atıkların akarsu ve durgun sulara boşaltılması, ilaçlanmış bitki ve toprakların yağmur suyu ile yıkanması, su içindeki veya dışındaki bitki ve böceklerin ilaçla direk temasıyla sucul ekosisteme taşınmaktadır. Su ekosistemine giren bir pestisit, sucul flora ve faunasını olumsuz yönde etkilemektedir (Amdur vd. 1991). Ayrıca doğrudan suya yapılan uygulamalar sonucunda (örneğin sivrisinek mücadelesinde) pestisitler dip çamuru ve su bitkileri arasında tutulurlar (Atamanalp ve Yanık 2001).

Pestisitlerin sucul organizmalara olan zehirlilik etkileri, suyun sertliği ve pH gibi suyun fiziko-kimyasal özelliklerine de bağlı olmaktadır. Pestisitlerin suda uzun süre boyunca parçalanmadan kaldığı dikkate alınacak olursa, suyun primer prodüktivitesinin neredeyse yok olabileceği sonucuna ulaşılabilmektedir. Aynı zamanda, meydana getirdikleri toksik etki ile besin zincirinin ilk halkasını oluşturan fitoplankton ve bunlarla beslenen zooplanktonlar üzerinde önemli etkileri vardır (Crosby 1973).

Su kirliliği ve problemlerinin günümüzde ortaya çıkması sonucunda, sucul ekosistemlerle ilgilenen ekotoksikolojik araştırmalara gerek duyulmaktadır (Peters ve Bernardi 1987). Zehirli kimyasallara karşı en hassas gruplardan biri olduğu ve lentik (durgun su) besin zincirinde merkezi konumda olduğu için zooplanktonlar, ekotoksikolojik testlerde sıklıkla kullanılmaktadır. Zooplanktonların toksisiteye verdiği tepkilerin, ekosistem üzerindeki göreceli etkilerle ilgili bilgi edinilmesinde yol gösterdiği düşünölmektedir (Hanazato 2000).

Daphnia sp. ile yapılan standart testler resmi olarak milletlerarası [(USEPA) Amerika Çevre Koruma Teşkilatı, (EEC) Avrupa Ekonomik Topluluğu ve (OECD) Ekonomik ve Gelişme Teşkilatı] kuruluşlar tarafından tatlı su omurgasızları için uygun bulunmuştur ve hemen hemen her ölkede düzenleyici testler için kullanılmaları önerilmektedir (Persoone ve Janssen 1993).

1.1 Yapılan Çalışmanın Amacı ve Önemi

Toksisite çalışmaların sürekliliği ve tekrarı, pestisit kirliliğinin sucul ekosistemlere etkilerinin, özellikle de besin zincirinin ilk halkalarından biri olan zooplanktonlar üzerindeki etkilerinin ortaya çıkartılması açısından önemlidir. Yapılan bu araştırmada ise, alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* üzerindeki akut toksisitesi incelenerek, sucul ekosistem için insektisitlerin toksisitelerinin belirlenmesinde mevcut literatürün genişletilmesine katkı sağlaması amaçlanmış ve bir takım pratik çözümler önerilmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1 Pestisitler

Pestisitlerin çoğu organik sentez maddeleridir. Pestisit kelimesi Latince kökenli olup “**zararlı**” anlamına gelmektedir. Pestisit terimi, insan hayatı için zararlı olan canlıları öldürmek amacı ile kullanılan bileşikler ya da maddeleri ifade eden genel bir terimdir (McEven ve Stephenson 1979).

Günümüzde 10.000’den fazla insektisit, 600 herbisit, 1500’den fazla fungusit ve 1500 çeşit nematosit bulunmaktadır (Amdur vd. 1991).

2.1.1 Pestisitlerin tarihçesi ve kullanımı

Pestisit kullanımı ile ilgili, M.Ö 1500’lere ait bir papirus üzerinde bit, pire ve eşek arılarına karşı mücadelede kullanılmış olan insektisitlerin hazırlanmasıyla ilgili kalıntılar bulunmuştur. Tarihte, eski Yunanistan ve Roma’da da pestisitlerin kullanıldığı bilinmektedir. 19. yüzyılın son dönemlerinde pestisit üretiminde organik kimyadan yararlanılmış, en iyi bilinen DDT, diğer herbisit ve insektisitler bulunmuştur. İkinci dünya savaşı sonrasında ise önemli gelişmeler kaydedilmiştir (Carlson 1994).

İlk kullanılan pestisitler inorganik yapıda olan fungusitlerden kükürt; arsenik, bakır ve demirin basit tuzlarıdır, organik yapıdaki pestisitlerden bitki ekstraktları olan derris, nikotin ve piretrumdur. Bunların birçoğu yüksek düzeyde toksiktir ve kullanımları tehlikelidir. 1940’lı yıllarda kullanılan pestisitlerin sayıları artmış olup, DDT ve HCH insektisitleri ile hormon karakterli olan herbisitlerden 2,4-D ve MCPA 1940’ların sonunda kullanılmaya başlanmıştır. 1950’li yıllarda ise, aldrin ve dieldrin gibi insektisitler bulunmuştur (Conway 1991). Bugün binden fazla aktif maddenin karışımı ile elde edilen 35.000 kadar preparat pestisitinin varlığı bilinmektedir.

2.1.2 Pestisitlerin sınıflandırılması

- A. Formülasyon şekillerine göre
- B. Kullanıldıkları zararlı gruplarına göre
- C. Kullanma tekniğine göre
- D. İlacın fiziki haline göre
- E. Etki şekillerine göre
- F. Zararlıların biyolojik dönemlerine göre
- G. Kontrol ettiği zararlının bulunduğu yere ve konukçunun durumuna göre
- H. Bileşimindeki etkili madde grubuna göre

Sınıflandırma çeşitlerinden en çok kullanılanlar aşağıdaki gibi sıralanabilmektedir:

Kullanıldıkları zararlı grubuna göre sınıflandırma

- a. Böcekleri öldürenler (İnsektisit)
- b. Fungusları (mantarları) öldürenler (Fungusit)
- c. Fungusların faaliyetini durduranlar (Fungustatik)
- d. Yabancı otları öldürenler (Herbisit)
- e. Örümcekleri öldürenler (Akarisit)
- f. Bakterileri öldürenler (Bakterisit)
- g. Yaprak bitlerini öldürenler (Afisit)
- h. Kemirgenleri öldürenler (Rodentisit)
- i. Nematodları öldürenler (Nematosit)
- j. Salyangozları öldürenler (Mollussisit)
- k. Algleri öldürenler (Algisit)
- l. Kuşları öldüren veya kaçırınlar (Avisit)
- m. Kaçırıcılar (Repellent)
- n. Çekiciler (Atrakant) (Öncüler 1993)

Bileşimindeki etkili madde grubuna göre sınıflandırma

- a. Organik fosforlular (Paraon, malathion vb)
- b. Organik klorlular (DDT, BHC, Aldrin vb)

- c. Dithio-karbamatlar
- d. Karbamatlar
- e. Asit bileşikleri
- f. Organik civa bileşikleri
- g. Phenoksi asetik bileşikleri
- h. Dipyridilium bileşikleri
- i. Piretroidler olarak gruplandırmak mümkündür (Şenvar 1988).

Formulasyon şekillerine göre sınıflandırma

- a. Toz ilaçlar (Dust)
- b. Islanabilir toz ilaçlar (WP)
- c. Emülsiyon konsantre ilaçlar (EC veya EM)
- d. Solüsyon konsantre ilaçlar (SC)
- e. Suda çözünebilir toz ilaçlar (SP)
- f. Yazlık ve kışlık yağlar
- g. Granüller (G)
- h. Peletler
- i. Tabletler
- j. Toz tohum ilaçları
- k. Sıvı tohum ilaçları
- l. Aerosoller
- m. Zehirli yemler
- n. Kapsül şekli verilmiş formulasyonlar
- o. Akıcı konsantreler (FC)
- p. Kuru akışkanlar (Anonim 2005)

2.1.3 Pestisitlerin toksisitesi

Pestisitler, hedef organizmalar üzerinde farklı etkilere sebep olmaktadır. Hedef olan organizmadaki toksisitesi, biyokimyasal bir süreçten sonra ortaya çıkmaktadır. Kimyasal maddeler iki şekilde toksik etki oluşturmaktadır:

1. Akut toksisite: Tek dozda alındığında kısa süre içerisinde ortaya çıkan belirtileri ile tanımlanabilen etkidir. Akut toksisitenin belirlenmesi öncelikle mediyen letal doz (LC₅₀ veya LD₅₀) tayini ile yapılmaktadır.

2. Kronik toksisite: Uzun bir süre içerisinde öldürücü doz ile tekrarlı olarak ortaya çıkan toksisitedir (Vural 2005).

2.1.4 Pestisitlerin hedef olmayan canlılar üzerine etkileri

Çeşitli hastalıklar taşıyan parazitlerin, tarım ve bitki zararlısı böceklerin, insanların ve hayvanların çevrelerindeki bit, pire, sinek, hamam böcekleri gibi pestlerin kontrolünde vazgeçilemez kimyasal mücadele aracı olan pestisitlerin birçoğu asıl hedefleri olan haşerelere karşı seçkin etkinlik göstermediklerinden, insan ve hayvanlar üzerinde de zehirleyici etki yaratabilirler (Soyöz ve Özçelik 2003).

Pestisitlerin canlılar üzerindeki genel etkileri

1. Balık, kuş ve diğer organizmalarda üreme potansiyelinin azalması
2. Kuşlar, arılar, balıklar, mikroorganizmalar ve omurgasızlar gibi organizmalarda ölümler
3. Hedef olmayan canlılarda direnç oluşması sonucunda insanlara hastalık taşıyan böcek ve parazitlerin kontrol dışına çıkması
4. Ekosistem yapısının ve tür sayılarının değişmesi gibi uzun dönemli etkiler

2.1.5 Pestisitlerin insanlar üzerine etkileri

İnsanların pestisitlere maruz kalmaları, mesleki zehirlenmelerle veya kaza ile meydana gelebilmektedir. Zehirlenmenin ana nedenleri;

1. Uygun olmayan şartlarda depolama yapma
2. Kaza sonucu pestisitin saçılması ve gıdaların kontamine olması
3. Dezenfekte edilmemiş pestisit kaplarının kullanılması
4. Dikkatsiz yükleme ve taşıma yapılması

5. Genel bakım ve atık değerlendirme
6. Halkın yetersiz bilgiye sahip olması ve pestisitlerin toksisite potansiyelinin bilinmemesidir.

Kronik zehirlenmeler daha çok sinir sistemini etkileyip, karaciğere zarar vererek meydana gelmektedir. Pestisitlerin besinlerdeki kalıntılarının kronik toksisitesi iki şekilde incelenmektedir;

1. Kabul edilebilir günlük alım (mg/kg olarak ifade edilir)
2. Maksimum kalıntı değerleri (ppm olarak ifade edilir)

Pestisit kalıntıları insanlarda dermatit, gözlerde tahriş, solunum yollarında meydana gelen rahatsızlıklar, kasılma krizi vakaları, sperm gelişiminin etkilenmesi gibi sonuçlara yol açmaktadır. Kronik toksisiteleri haricinde bazılarının, insanlarda mutajenik, teratojenik ve kanserojen etkilerinin de olduğu son yıllarda yapılan çalışmalarla saptanmıştır (Kiely vd. 2004).

2.1.6 Pestisitlerin çevreye olan etkileri

Tarımsal alanlarda, bahçelere veya ormanlara uygulanan pestisitler havaya, suya ve toprağa oradan da bu ortamlarda yaşayan canlılara geçmekte ve dönüşüme uğramaktadırlar. Pestisitlerin hareketini, iklim ve tarımsal koşullar, pestisit kimyasal yapısı, formulasyon tipi, fiziksel özellikleri ve uygulama şekli etkilemektedir.

İlaç kalıntıları, askıdaki maddelere ve suya bağlanarak dip sedimanlarında toplanır ya da canlılar tarafından adsorblanır (Rand ve Petrocelli 1985). Sularda pestisitlerin ağır kontaminasyonları oksijen kıtlığına, dolayısıyla da zehirlenmelere öncülük eder ve en nihai olarak da balık ve diğer canlıların kitlesel ölümlerine yol açar.

Tarım ilacı kullanmadan üretim yapılması %65 oranında ürün kaybına sebep olmaktadır. Bu nedenle dünyada birim alandaki verim yüzdesini artırmak amacıyla tarımda pestisitlerin kullanımı zorunlu hale gelmiştir (Öztürk 1990). Tarımsal açıdan büyük fayda sağlamalarının yanı sıra, canlılar için toksik olan bu maddeler çevreye

yayılarak yüksek oranda çevre kirliliği problemi oluşturmakta ve çevre kirleticileri arasında sayılmaktadırlar (Yazgan 1997).

Toprağa ulaşan pestisitler, güneş ışığının etkisiyle fotokimyasal degradasyona uğramakta; toprak mikroorganizmaları, bitki ve diğer organizmaların etkisiyle de biyolojik degradasyona uğramakta; toprak katı maddeleri (organik madde ve kil) tarafından adsorbe ve desorbe olmakta veya kimyasal degradasyona uğramaktadır. (Anonim 2003) Toprak içerisine geçmiş pestisitler, kapiller su aracılığıyla toprak yüzeyine taşınabilmekte ve havaya karışabilmektedir. Toprakta pestisit tutulması ile biyolojik alımı engellenmekte ve çeşitli yollarla degradasyonuyla ya toksik özelliği kaybolmakta ya da toksik metabolitlere dönüşebilmektedir

Zooplanktonların, kalıcı lipofilik kimyasalları, özellikle organik klor içerikli pestisitleri, kendi çevrelerinde bulunandan daha fazla biriktirdikleri bilinmektedir. (Whittle ve Fitzsimons 1983). Birikimin, ya difüzyonla sudan direk alım vasıtasıyla (Johnson vd. 1971, Crosby ve Tucker 1971, Sanders vd. 1981), ya da kontamine olmuş organik maddenin yenmesi yoluyla (Canton vd. 1975, Hansen 1980, Harding 1986) oluştuğu bilinmektedir. Suda çözünürlülüğü düşük olan ve yüksek stabiliteye sahip olan pestisitlerin yağ dokusunda birikme eğiliminde oldukları belirtilmiştir (Esser 1986).

Pestisitlerin yeraltı sularına bulaşması

Pestisitler ya doğal yollarla ya yağmur suyu ya da sulama yolu ile havzalara ve su birikintilerine girebilmektedirler (Tardiff 1992, Hosokawa vd. 1995). Toprak ve bitki uygulamalarından sonra toprağın yüzeyinde kalan pestisitler, yağmur suları ile yüzey akışı şeklinde veya toprak içerisinde aşağı doğru yıkanmak kaydıyla, taban suyu ve diğer su kaynaklarına ulaşabilmektedirler. Bitki örtüsü, eğim, formülasyon ve yağış miktarı gibi faktörler pestisitlerin taşınmasını etkileyen faktörlerdir. Toprak tipine bağlı olarak taşınan pestisitler, sularda balık ve sucul omurgasızların ölmesine, bu organizmalardaki pestisit kalıntısının insanların besin zincirine girmesi ve kontamine olmuş suların içilmesi yoluyla da kronik toksisitenin oluşmasına neden olmaktadır.

Birçok toprak çeşidinde geniş deliklerin bulunması (çatlaklar ve yarıklar, solucan ve kurt delikleri, kök kanalları) yeraltı suyuna süzülen pestisit tehlikesini arttırmaktadır. Bu delikler yoluyla, su ve çözünen maddeler toprak matriksinin çoğunu atlayarak hızlıca alt toprağa ve yeraltı suyuna ulaşmaktadır (Beven ve Germann 1982).

Yüzeydeki suların süzülmesi, yeraltı sularının kontamine olmasına neden olmaktadır. Su kuvvetinde meydana gelen yükselme ve alçalmalar; yüzey suyunun yeraltı sularını doldurmasına veya yeraltı suyuyla birleşmesine neden olabilmektedir (Leonard 1990).

Suyun akışı, çözünmüş asılı parçacıklar ve sediment yüzeyinde toplanmış pestisit kalıntılarını içerebilir (Wauchope 1978). Beklenen oranda mevsimsel akış kaybı; ıslanabilir tozlar için %2 - %5'tir. Eğim ve hidrolojik tepkiye göre, kalan pestisitler için %1 veya daha az olduğu düşünülmektedir (Anonim 2011).

Hareketliliğin kombinasyonu ve kalıcılık bir bileşiğin yeraltı suyunun çevresinde bulunma süresinde parçalanıp parçalanamayacağını belirlemektedir (Jury vd. 1987, Gustafson 1989).

Pestisitlerin yüzey sularına bulaşması

Bir ilacın uygulanması sırasında ilacın yüzey sularına bulaşmasını engellemek için gerekli tedbirlerin alınması gerekmektedir. Kimyasal yüzey sularına iki şekilde ulaşabilmektedir;

1. Kısa süreli; sürüklenme (drift), yüzeyden akma, yüksek doz
2. Uzun süreli; ilaç ve ilacın kullanıldığı kapların akarsu ve kanalizasyonlara dökülmesi veya havada bulunan ilaç kalıntılarının yüzey sularına bulaşması yolu ile

Pestisitlerin yüzey sularına bulaşma riskleri coğrafi şartlara, iklime, ilaçlama tekniğine göre ve meteorolojik koşullara göre değişebilmektedir. Hollanda ve Almanya "Sürüklenme Modeli" olarak geliştirdikleri bir analiz modelini kullanmaktadırlar. Bu modelde analiz sonuçları doğrultusunda ilaçların, yüzey sularına bulaşma riski ihmal edilebilmekle birlikte; düşük, orta ve yüksek riskli olmak üzere sınıflandırılabilir (Anonymous 1993). Uygulama sonrasında yüzey sularına bulaşan kimyasal

konsantrasyonu “Predicted Environmental Concentration (PEC)” formülü ile hesaplanmaktadır:

$$PEC_{sw} (\mu g/l) = \frac{R \times f_d \times 0.01}{10^3 \times h \times 10000}$$

f_d : Sürüklenen miktar

R: Uygulanan miktar

h: Su derinliği (m)

PEC formülünden yararlanılarak ve sürüklenme yüzdeleri kullanılarak ilaç uygulama sırasında ve sonrasında sürüklenme sebebiyle yüzey sularına ulaşan pestisit miktarı ve sudaki konsantrasyonu hesaplanır. Bulunan sonuca göre, orada yaşayan canlılar açısından risk oluşturup oluşturmayacağı belirlenir (Anonymous 1993).

2.1.7 Pestisit tüketimi

Dünyada pestisit tüketimi, 1983-1993’de %3,4 olan artış oranı 1993-1995 yılları arasında %18,5’e yükselmiştir (Lorbeer vd. 2001). Dünya pestisit pazarının değeri yaklaşık 30 milyon euroluk bir pazardır (Çizelge 2.1). Herbisitler ve insektisitler en yaygın kullanılan pestisitlerdir. Global kullanımın %55’i Kuzey Amerika’da ve Batı Avrupa’da görülmektedir. Bununla birlikte Doğu Avrupa’da da önemli bir artış gözlenmektedir. Yıllık pestisit kullanımı iklim şartlarına bağlı olarak sürekli değişmektedir (Anonymous 2000).

Türkiye’de ise, oldukça heterojen yapıda pestisit tüketimi yapılmaktadır (Delen vd. 1995, 2005). Kullanılan pestisitlerin; %47’si insektisit, %24’ü herbisit, %16’sı fungusit ve %13’ü diğerleri olmak üzeredir. Türkiye’deki pestisit pazarı, Avrupa ülkelerine oranla son derece düşüktür. Yıllık tüketim miktarı hektar başına 400–700 gram civarındadır. Bu pazarın parasal değeri dünya pazarının yüzde birinden azdır; fakat Türkiye’de belli bölgelerde, hektar başına kullanılan pestisit miktarı, dünyanın en yoğun

ilaç kullanılan bölgeleri düzeyindedir. Bu bölgelerde, pestisit kaynaklı çevresel risk oldukça yüksektir.

Çizelge 2.2’de görüleceği gibi Türkiye’de yıllık pestisit tüketimi dalgalanmalar göstermesine rağmen, 1979-2007 yılları arasında %270 oranında artış göstermiştir (Delen 2008), yani yıllık %9,64 oranında artış olmuştur. Özellikle son yıllarda gözlenen artış oranı dikkat çekmektedir. 2002 yılında 12.199 ton olan pestisit tüketimi, 2006 yılında %50 artış oranıyla 18.258 ton ve 2007’de, %24,22 artış oranı ile 22.681 ton olmuştur.

Çizelge 2.1 Dünyada pestisit kullanımı (Anonymous 2000)

BÖLGELER	PAZAR PAYI	ÜRÜN	KULLANIM YÜZDESİ
KUZEY AMERİKA	29.4	HERBİSİT	49.6
DOĞU ASYA	25.3	İNSEKTİSİT	26.2
BATI AVRUPA	22.4	FUNGUSİT	19.5
LATİN AMERİKA	15.3	DİĞER	4.7
DOĞU AVRUPA	2.9		
DİĞER	4.7		

Çizelge 2.2 1979-2007 Yılları arasında etki ettikleri canlı gruplarına göre Türkiye’de pestisit tüketimi (Ton)

Pestisit çeşitleri	1979	1987	1994	1996	2002	2006	2007
Akarisit	203	240	192	223	297	219	315
Fumigat ve Nematist	316	322	531	1.077	1.559	2.650	3.031
Rodentisit ve Mollusisit	5,6	2,1	2,5	3,3	1,8	6,7	11,0
İnsektisit	2.288	3.303	2.065	3.027	2.251	3.406	7.304
Yağlar	1.595	2.147	2.147	2.871	2.428	2.144	2.447
Herbisit	2.452	3.495	3.903	3.644	3.697	5.400	4.638
TOPLAM	8.396	12.112	10.872	13.797	12.199	18.258	22.681

2.1.8 Pestisit kalıntılarına karşı alınabilecek önlemler

Biyolojik savaş, uzun zamandır üzerinde çalışılan ve birçok ülkede belirli alanlarda başarıyla uygulanan, kimyasal savaşın alternatifi olarak düşünülen bir yöntemdir. Biyolojik savaş yöntemleri, kimyasal savaşın her zaman alternatifi olarak üzerinde durulan bir uygulamadır. Böylelikle kimyasal ilaçların kullanımı ve dolayısıyla, zararları da azaltılabilmektedir. Kimyasalların etkilerini azaltmak adına aşağıda birtakım çözümler sıralanmıştır.

✓ İyi tarım uygulamaları

Bu uygulamalar çevresel kirliliği azaltıcı modern tarımsal sistemlerin önemli bir bileşenidir ve farklı düzeylerde ülkesel ve uluslararası düzenlemelerle desteklenmektedirler (Jordan 1993). 1991 yılında “Avrupa birliği Pestisit Ruhsatlandırma Direktifi” ilaçların etiketlerinde bu konuda önerilerin yer alması gerektiğini söylerken, mümkün olan her koşulda entegre savaşımın prensiplerinin, bu pratikler içinde yer almasını önermektedir (Beaumont 1992).

✓ Pestisitlerle çalışma

Uygulamalardaki tehlikelerin tanımlanması, pestisit kutularının taşınması, ilaçlama aletlerinin doldurulması ya da temizliği sırasındaki uyarılar, ilaçlamanın kalibre edilmesi gibi konular dikkate alınmalıdır. Bunlara ek olarak, bal arıları gibi hassas türlerin korunması, hedef dışı alanlara pestisit bulaşmalarının engellenmesi, ilaçlanacak alana yakın olan çevre ve insanların korunmasıyla ilişkili özel bir değerlendirme yapılmalıdır. Sınır alanların, sulak alanların ve yüzey drenaj alanlarının kesinlikle ilaçlanmaması gerekmektedir. Korunması gerekli olan alanlarda ve canlılarda ilaçlama sonrası bulaşmanın olup olmadığı mutlaka takip edilmelidir.

✓ Pestisit atıkları

İlaçlama sonrasında ortaya çıkan atıkların, ilaçlama tanklarının yıkanması, boş kutuların yok edilmesinde çok dikkatli olunması gerekmektedir.

✓ Kullanıcıların eğitimi

Birçok ülkede pestisit kullanıcılarının eğitimi yasal bir zorunluluktur. Bu eğitim ilaçlama aletlerinin doğru ve efektif kullanımı, güvenlik önlemleri, pestisitlerin hedef dışı organizmalara ve çevreye olumsuz etkileri gibi konuları içermektedir.

✓ Planlama ve hazırlık

Uygulamalarda öncelikle biyolojik savaş ya da entegre zararlı yöntemi gibi alternatifler göz önünde tutulmalı ve uygulamalar uzmanlar tarafından yapılmalıdır. Zararlının doğru olarak tanımlanmasına, problemle ilgili daha önceki deneyimlere, uygun pestisit seçimine, etkili olacak uygulama metodunun belirlenmesine gereksinim vardır. Pestisitler çok farklı yöntemlerle kullanılabilir. Her bir yöntemin kullanımından önce, o yöntemle ilişkili uyarıların gözden geçirilmesi gereklidir.

✓ Kimyasal olmayan zararlı savaşımı

Hastalık ve zararlılara karşı dayanıklı varyeteler ve varyete karışımlarının yetiştirilmesi bilinen kültürel savaşım yöntemlerindendir. Zaman zaman bu uygulamalarla birçok böceğin ve hastalığın zararlı etkilerinden kurtulmak mümkün olmaktadır.

✓ Yeni teknolojilerin uygulanması

İlaçlama sırasında kullanılan geleneksel aletlerin yerine, yeni teknoloji olan aletlerin kullanımı ilaçlamanın etkinliğini arttırmaktadır. Bu teknoloji değişikliği, hem ilaçlama sıvısı miktarını azaltmakta hem de kirlilik problemini yok etmektedir.

✓ Adjuvantların kullanılması

Bu maddeler, uygulanan ilacın fiziksel özelliklerine etki ederek, uygulamanın etkinliğinin ve çevresel güvenirliliğinin artmasına neden olurlar (Makepeace 1996).

✓ Yeni formülasyonların uygulanması

Pestisitlerin çevresel etkilerini azaltmanın bir başka yolu da, hedef zararlıya özgü olan ve kalıcılığı düşük güvenli pestisit formülasyonlarıdır. Örneğin, sistemik karbamatlı bir insektisit olan primicarb düşük memeli toksisitesi ve yaprak biti seçiciliğiyle formüle edilmiştir (Anonim 2011).

✓ Doğal pestisitlerin kullanımı

Doğal, bitkisel orijinli pestisitler, sentetik pestisitlere alternatif olarak kullanılabilir. Ancak bu doğal orijinli maddeler, birçok organizmada (örneğin balıklara) yüksek toksisiteye neden olabilmektedir (Worthing 1991). Bu nedenle uzman kişiler tarafından, kullanılacak bölge ve uygulanacak zararlı iyi tayin edilmeli ve riskleri göz ardı edilmemelidir.

✓ Mikrobiyal pestisitlerin kullanımı

Yüksek seçicilikleri ve minimum çevresel riskleriyle mikrobiyal pestisitler, sentetik pestisitlerin en önemli alternatifleridir. Mikrobiyal pestisitlerle ilgili ilk ve en başarılı örnek *Bacillus thuringiensis* bakterisidir. Bu bakteri 1901’de bulunmuş ve ticari olarak 1930’lu yıllarda Lepidoptera zararlılarına karşı kullanılmıştır. Daha sonraki zamanlarda aynı bakterinin farklı ırkları Diptera ve Coleoptera zararlılarına karşı kullanılmıştır (Anonim 2011).

✓ Kayıt tutulması

Pestisitlerin depolanması, uygulanması ve atıklar konusunda düzgün kayıt tutulmasında fayda vardır.

2.2 İnsektisitler

Zararlı böceklerin kontrolünde kullanılan pestisitlere **insektisit** adı verilmektedir. Kimyasal insektisitlerin tümü nörotoksikan olup, hedef organizmaların sinir sistemlerine etki etmektedir. Böceklerin merkezi sinir sistemleri (MMS) çok iyi gelişmiş olup, memelilerinkine benzemektedir. Bu nedenden dolayı, insektisitlerin etki mekanizmaları ve hedef aldıkları organlar tümünde aynıdır. Ancak bu etki dozla ilgilidir (Vural 2005). İnsektisitler, inorganik ve doğal insektisitler, bitkisel insektisitler ve sentetik organik insektisitler olmak üzere 3’e ayrılmaktadır.

A- İnorganik ve doğal insektisitlerin sınıflandırılması

- a. Arsenik bileşikleri
- b. Flor bileşikleri

- c. Kükürt
- d. Civa bileşikleri
- e. Fumigantlar
- f. Yağlar

B- Bitkisel insektisitlerin sınıflandırılması

- a. Nikotin
- b. Pyrethrum
- c. Rotenon ve Rotenoidler
- d. Quasia
- e. Anabasin
- f. Sabadilla
- g. Hellebore
- h. Ryania

C. Sentetik organik insektisitler

- a. Organik klor bileşikleri
 - i. DDT (dikloro difenol trikloroethan)
 - ii. BHC (benzen heksaklorür)
 - iii. Siklodienler
- b. Organik fosfor bileşikleri
 - i. Karbamatlar
 - ii. Sentetik piretroidler

Ayrıca, 1949'da alletrin, 1968'de tetrametrin; 1973'de permetrin bulunmuştur (Öztürk 1990).

İnsektisit kullanımının çevrede oluşturabileceği risklerle ilgili ilk endişeler ve araştırmalar sentetik pestisitlerin keşfiyle beraber 1940'lı yıllarda başlamıştır. Yapılan araştırmalar sonucunda fizikokimyasal özellikleri nedeniyle kalıcı özelliğe sahip olan sentetik ilaçların, çok sayıda kuş ve balık ölümlerine neden olduğu, besin zincirinin en sonunda bulunan insanlara daha da yoğunlaşmış bir şekilde ulaştığı belirlenmiştir. Sonraki yıllarda ise bazı ülkelerde kullanımlarına kısıtlamalar getirilmiş, bazı ülkelerde tamamen yasaklanmıştır.

2.2.1 Piretroidlerin genel özellikleri

Piretroidler; kimyasal olarak, yüzyıllardır insektisidal aktivitesi bilinen *Chrysanthemum*'un (Kasımpatı) çiçeklerinden elde edilen doğal piretrumda bulunan piretrinlere benzeyen insektisitlerdir (Anonymous 2005).

Aktif piretrin bileşiklerine yapısal ve insektisit etkileri bakımından benzeyen sentetik maddelere piretroidler denir. Piretroidler kimyasal yapılarına göre, alpha-cyano grubu taşıyanlar (alpha-cypermethrin, cypermethrin, deltamethrin ve fenvalerate vs.) ve alpha-cyano grubu taşımayanlar (permethrin, allethrin, tetramethrin vs.) olmak üzere iki gruba ayrılırlar. Ayrıca, piretroidler kimyasal stabilitelerinden dolayı pedikulosid ve skabisid olarak daha çok tercih edilirler (Balcıoğlu vd. 2004).

Piretroidler tarımsal ve ev araçları için yaygın olarak kullanılmaktadır. En önemli avantajları ise, böceklerle karşı oldukça toksik olmasına karşın, memelilerin hızlı metabolizmalarından dolayı düşük toksisiteye sahip olması ve toprakta birikmemesidir (Kakko 2004).

Piretrinler

Piretrum bitkisi, bitkisel insektisit özelliği gösteren, bir krizantem türüdür ve papatyaya benzemektedir (Şekil 2.2). Bu bitki, 1840 yıllarında Adriyatik Denizi'nin doğu kıyılarında İran'da kullanılmıştır. Dalmaçya ve civarı I. Dünya Savaşı'na kadar piretrumu en çok yetiştiren ve ihraç eden bölge olup, "Dalmaçya Böcek Tozu" veya "İran Böcek Tozu" olarak adlandırılmıştır. Sonradan Kenya, Brezilya, Ekvator ve Zaire'de ticari amaçla üretilmeye başlanmıştır. 1916 yıllarında piretrum çiçeklerinin (gaz yağındaki) ekstraktları, ev sineklerine ve sivrisineklere karşı yaygın olarak kullanılmıştır. Piretrum ekstraktını oluşturan maddelerin en önemlisi Piretrin I ve Piretrin II olup, ekstraktın %73'ünü oluştururlar. Piretrin I'in insektisit özelliği yüksektir, Piretrin II'nin ise, "knockdown" olarak adlandırılan böceği sersemletici bir etkisi vardır. Bunun yanı sıra ekstraktta %19 civarında Cinerin I ve Cinerin II; %8 civarında Jasmoline I ve II bulunmaktadır (Öztürk 1990).

Piretrinlerin yapı çalışmaları, piretroidlerin sentezi şeklinde devam etmiştir. Ancak, piretrinlerin, organik fosforlu gruplara göre molekülünde birçok asimetric merkez olması, her bir merkezin insektisit etkiye katkısının belirlenmesi, bunun yanı sıra stereoisomerizmde (aynı molekül ve yapıya sahip fakat dizilişleri farklı) olması nedeniyle benzerlerini sentezlemek oldukça zor olmuştur.



Şekil 2.1 *Chrysanthemum cinerariaefolium* (Anonymous 2011)

Sentetik piretroidler

Yapay piretroidler olarak da adlandırılmaktadırlar. Piretroidler, piretrinlerin sentetik analogu olarak, 1940’lardan beri üretilmektedir (Elliot 1980). Bugün sık kullanılan sentetik piretroidler; alpha-cypermethrin, beta-cypermethrin, cyfluthrin, bifenthrin, lambda-cyhalothrin, cypermethrin, deltamethrin’dir. Bu etken maddelerin insektisit etkisi çok yüksektir ve kalıntı etkileri 10 gün kadar devam etmektedir (Anonim 2005).

2.2.2 Piretroidlerin etki mekanizması

Piretroidlerin seçici toksisitesinde asıl mekanizma, böceklerin sinir sistemine ait sodyum kanallarının piretroidlere yüksek hassasiyet göstermesidir (Song ve Narahashi 1996). Zehirlenme belirtileri ve nörofizyolojik araştırmalar, bu grubun sinir sisteminde aksonlardaki iletme etki ettiğini göstermektedir. Sinir hücrelerinin membranlarında bulunan sodyum kanallarının açık kalmasına neden oldukları ve böylece böcekleri felç ederek öldürdükleri düşünülmektedir. Bazı piretroidlerin etkileri sıcaklıkla orantılı olarak artmasına rağmen, çoğunlukla düşük sıcaklıklarda etkinlikleri daha yüksektir.

Piretroidlerin insanlar üzerinde sistemik ve akut toksisiteleri düşüktür. Mesleki olarak piretroidlere maruz kalan insanlarda yapılan çalışmada, ürede ana bileşiğin değişmeden bulunduğu da bildirilmiştir (Zhang vd. 1991, Chen vd. 1991). Yani, piretroidler

insanlarda fazla metabolize olmadan hızlı bir şekilde vücut dışına atılmaktadır. Örnek verilecek olursa, bir defada ağız yoluyla verilen alpha-cypermethrinin yaklaşık %78'i ilk günde, %90'ı 4 gün içinde vücuttan atılır (Anonymous 1992). Piretroid grupları arasında karşılaştırma yapılacak olursa, alpha-cyano (örnek; alpha-cypermethrin) grubunu taşıyan piretroidlerin, cyano grubu olmayan piretroidlere göre vücuttan daha yavaş atıldığı bildirilmiştir (Kakko vd. 2004).

Piretroid zehirlenmelerinin belirtileri, organik fosforluların zehirlenmesi ile karıştırılabilmektedir ve tedavide antidot olarak atropin kullanılmasından kaynaklanan zehirlenme sonucu ölen kişilerin olduğu bilinmektedir. Bu nedenle, teşhis konulurken dikkat edilmesi gerekmektedir.

2.2.2.1 Piretroidlerin böceklerde daha etkin olmalarının nedenleri

1. Memelilerde zehir etkilerinin düşük olmasının nedeni, memelilerin midelerinin asidik olmasıdır. Piretroidler ise asidik ortamda inaktif hale geçmektedir. Böceklerin mideleri bazik olduğundan, burada piretroidler hızlı bir şekilde aktif hale geçerler. Bu nedenle, piretroidlerin böceklerde etkinlikleri oldukça yüksektir.

2. İnsektisitler, böceklerdeki 15-20°C'deki vücut sıcaklığında, 37°C vücut sıcaklığı olan insanlardan daha etkilidir (Casida vd. 1983, Quistad 1998, 2004). Bu durum böceklerin vücut ısısının kısmen daha düşük olması ve kısmen daha yavaş enzimatik detoksifikasyon olmasından kaynaklanmaktadır. Bu durum piretroid insektisitlerin kullanımı açısından avantaj sağlamaktadır.

3. Böceklerin küçük vücuda sahip olmaları, insektisit hedef bölgeye ulaşmadan önce daha kısa sürede detoksife edilmesini sağlamaktadır.

2.2.3 Alpha-cypermethrinin genel özellikleri

Alpha-cypermethrin sentetik piretroid pestisitler grubuna dahil olan bir insektisittir (Anonymous 2005). 1983 yılının sonlarından itibaren zararlı böceklerle karşı

kullanılmaya başlanmıştır. Alpha-cypermethrin, cypermethrinden 3-4 kat daha toksik bir etkiye sahiptir (Anonymous 1992).

Ticari Adı: Fastac, concord, fendona, renegade, bestox, zeplin, alpac, kortac, super taki methrin.

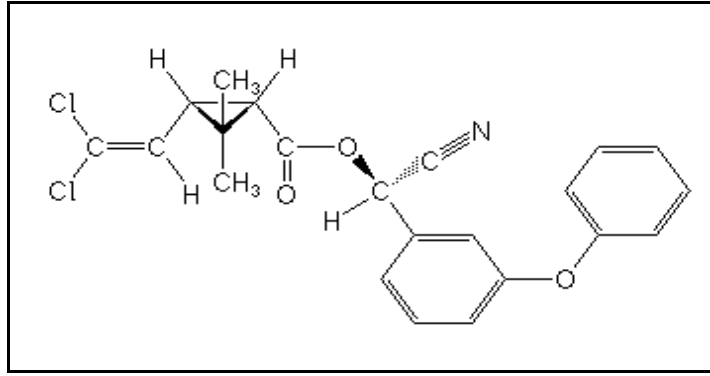
Kimyasal Adı: (RS)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (1R,S)-cis-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate

Kapalı Formülü: $C_{22}H_{19}Cl_2NO_3$

Molekül Ağırlığı: 416,35 g/mol

Erime Noktası: 79°C

Açık Formülü:



Şekil 2.2 Alpha-cypermethrinin açık formülü

2.3 Biyodeneyler ve Sınıflandırılmaları

Bir ya da birden çok kirleticilerin belirli şartlar altında bir ya da daha fazla organizma üzerinde meydana getirdiği etkilerin konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla yapılan deneylere **biyodeney** denilmektedir (Ünsal 1996).

Toksosite için yapılan biyodeneyler için evrensel, standart bir metod bulunmamaktadır. Deneylerde cevaplanması istenen sorular; toksik maddenin organizmayı öldürüp öldürmediği, öldürüyor ise hangi konsantrasyonda öldürdüğü, toksik olan fakat subletal etkilerin neler olduğu, hangi çevresel şartlarda daha fazla toksik olduğu, atık veya kimyasal maddelerin ortama girdiğinde toksisiteyi etkileyip etkilemediği, atıkların veya bileşiğinin standartlara uygun olup olmadığı, alıcı sistemlerin bu durumdan ne kadar

etkileneceği, kısa süreli etkilerin neler olacağı, şeklinde sıralanabilmektedir (Buikema vd. 1982).

Biyodeneyle

Deney çöztisinin ortama ilave şekline göre; durgun su (statik), yenilemeli (yarı statik) ve akar sistem olmak üzere üç grupta toplanmaktadır (Anonymous 1995).

Deneyle amaçlarına göre; su kalitesini belirleme deneyle, koruma deneyle, atıkları izleme deneyle, atıkların boşaltıldığı alanı izleme deneyle, besin kalitesini izlemek amacıyla yapılan deneyle, besin zincirinin üst basamağını korumak için yapılan deneyle, kirleticilerin biyolojik birikimi ve artışını belirlemek amacıyla yapılan deneyle, kirleticilerin etkilerini araştırmak için yapılan deneyle şeklinde sıralanabilmektedir (Ünsal 1996).

Yapılacak deneylede kullanılacak organizmanın seçilmesi, deneyden alınacak sonuç açısından oldukça önemlidir. Deneyde kullanılacak organizmayı seçerken; kullanılacak tür hakkında bilgi edinilmesi, yapılan deneyin o tür için uygun olması, kimyasal maddelere karşı hassasiyetinin olması, çevresel ve ekonomik öneminin bilinmesi ve laboratuvar koşullarında kültürünün kolay yapılmasına dikkat edilmesi gerekmektedir (DeWitt vd. 1989, Smith ve Logan 1993, Louma ve Ho 1993, Ingersoll 1995). Ayrıca, sürelerine göre deneyle; uzun süreli (kronik) ve kısa süreli (akut) olmak üzere ikiye ayrılmaktadır (Abel ve Axiak 1991).

2.4 Cladocera

Genel olarak mikroskobik olan bir gruptur. Cladocera türlerinin çoğu tatlı sulara yayılmışlardır. Yaklaşık 400 türü bulunmaktadır. Tatlı sularda yaşayan türleri, göllerin limnetik bölgelerinde yaşarlar. Göllerin dışında, küçük su birikintileri, akarsuların durgun bölgeleri, tuzlu ve acı göllerde ve gölcüklerde bulunmaktadırlar. Makrofit sucul vejetasyon arasında yaşayan türleri de bulunmaktadır (Goldman ve Horne 1983, Demirsoy 1992, Tanyolaç 2000).

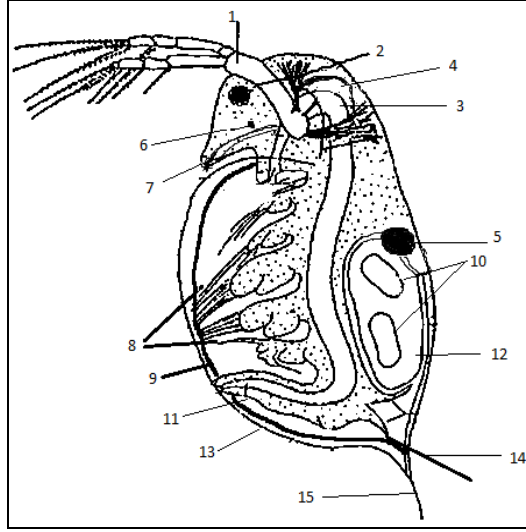
2.4.1 *Daphnia magna* sistematiki (Ustaoglu 2004)

Phylum	:	Arthropoda Latreille, 1829
Subphylum	:	Crustacea Brunnich, 1772
Classis	:	Branchiopoda Latreille, 1817
Subclassis	:	Phyllopoda Preuss, 1951
Ordo	:	Diplostraca Gerstaecker, 1866
Subordo	:	Cladocera Latreille, 1829
Familia	:	Daphniidae Sars, 1865
Genus	:	<i>Daphnia</i> O.F.Müller, 1785
Species	:	<i>Daphnia magna</i> (Straus 1820)

2.4.2 *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera,Crustacea) hakkında genel bilgi

Daphnia sp. tatlı su kabuklusu, suda yaşayan, zıplayarak hareket eden omurgasız hayvandır. Zıplama hareketinden dolayı halk arasında su piresi denilmektedir.

Daphnia'lar yüksek oranda protein ve yağ asiti içerirler. Kuru ağırlığının yaklaşık %50'sini protein oluşturmaktadır. A ve B vitamini bakımından zengindirler. Besin değerleri türe ve yaş durumlarına göre farklılık göstermektedir. Dolayısıyla balıklar için hem kaliteli, hem de besleyici bir yem özelliği taşımaktadırlar (Akyıldız 1992, Cirik ve Gökpınar 1993). Akvaryum balıklarının beslenmesinde ve balık yetiştiricileri tarafından canlı besin kaynağı olarak kullanılmaktadırlar (Cirik ve Gökpınar 1993).



Şekil 2.3 Cladocera'ların genel vücut yapısı

1-Anten, 2-Birleşik göz, 3-Özafagus, 4-Enzim bezi 5-Kalp, 6-Nauplius gözü, 7-Antenül, 8-Yüzme bacakları, 9-Ovaryum, 10-Yumurtalar, 11-Postabdomen, 12-Kuluçka odacığı, 13-Karapaks, 14-Postabdominal seta, 15-Spin

Türlerinin büyüklükleri yaklaşık 0,2-3 mm arasında değişmektedir. Genel olarak dişiler erkeklerden büyüktür (Demirsoy 2001). Belirgin bir başa sahiptirler. Vücut, kutikular bir çift karapaks içerisinde yer almakla birlikte, toraks (göğüs), ve abdomen (karın) olmak üzere iki bölümden oluşmaktadır. Cladocera'larda vücut ventralinde her iki kabuğun uzantısından meydana gelen bir tane diken bulunmaktadır (Edmondson 1959, Erençin ve Köksal 1981).

Başta 5 çift uzantı bulunmaktadır. Baş her zaman karın tarafına doğru eğilmiş ve sivridir, buna rostrum adı verilmektedir (Edmondson 1959, Demirsoy 1998, 2001).

Gözler orta çizgiyle birleşerek tek büyük göz haline gelmiş olup, duyu organları içerisinde en önemli olanıdır. Nauplius göz körelmiştir. Gözler, sürekli olarak titreme hareketi yapmaktadır.

Kanları renksizdir. İyi beslenmiş olanlarda kırmızı renklidir ve bu nedenle vücutları kırmızı görünmektedir. Bunların dışında, kahverengi ve siyah olanlarına da rastlanabilmektedir.

Ayak ve karapaksın iç duvarı gaz değişiminde rol oynamaktadır. Boşaltım ve osmoregülasyon görevini ise maksillar (kabuk bezi) üstlenmektedir (Edmondson 1959). Sindirimleri ağızla başlayıp, anüsle sonlanan basit bir sistemdir (Demirsoy 1998). Besinlerini filtre ederek ve seçmeden alırlar. Alg, bakteri, protozoa, detrius gibi besinlerle beslenirler (Boersma ve Vijverberg 1996, Lurling ve Donk 1996).

Üremeleri eşeyli ve eşeysiz olarak gerçekleşmektedir. Optimum şartlar altında, Cladocera'ların 2,5-3 günde bir yeni yumurtlama dönemine girdikleri tespit edilmiştir (Cirik ve Gökpınar 1993). Yılın büyük bölümünde partenogenetik üreme gösterirler. Partenogenetik üreme seksüel üreme başlayıncaya kadar devam etmektedir (Wetzel 1975).

Cladocera'larda büyüme ve gelişme birbirini takip eden olaylar şeklinde gelişmektedir. Öncelikle kuluçka kesesinde yumurtalar oluşur. Oluşan yumurtalar olgunlaşarak dışarı atıldıktan sonra kabuk değişimi gözlenmektedir. Kabuk değişimini takiben, büyüme gerçekleşmektedir (Edmondson 1959). Bununla birlikte, büyüme gelişmeleri besin tipine, niteliğine, niceliğine, predatör baskısına, sıcaklığa, rekabete, suyun kimyasal özelliğine bağlı olarak değişiklik göstermektedir (Cowgill vd. 1986, Gliwicz vd. 1992, Glazier 1992, Klüttgen vd. 1996). Toksikolojik çalışmaların indikatör canlısı olan *Daphnia* türlerinin hızlı büyüme özelliği, kısa yaşam döngüsü ve yüksek üreme potansiyeli ile toksikoloji literatüründe önemli bir yeri vardır. (Adema 1978, Harmon vd. 2003, Cooman vd. 2005, Altındağ vd. 2008).

Ömür uzunlukları, türlere ve çevre koşullarına bağlı olarak değişmektedir. 22-24°C su sıcaklığında optimum gelişme gösterirler (Alpbaz vd. 1989). Ömür uzunluğu ve kabuk değiştirme arasında geçen zaman, sıcaklık ile ters orantılıdır. Örneğin, *Daphnia magna*'da ortalama ömür uzunluğu 8°C'de 108, 10°C'de 88, 18°C'de 42 gün olarak tespit edilmiştir.

Daphnia'larda 4 farklı yaşam döngüsü periyodu bulunmaktadır. Bunlar; yumurta dönemi, gençlik dönemi, gençlikle yetişkinlik arası dönem ve yetişkinlik dönemidir. Yumurtadan çıkan yavrular metamorfoz geçirmezler, annenin minyatürü şeklindedirler (Anonymous 1995).

Yayılış alanları geniş olup, organik maddelerin dekompozisasyona uğradığı sularda, su birikintilerinde, havuzlarda, göletlerde ve bataklık olan bölgelerde yüksek oranda bulunabilmektedirler.

2.4.3 *Daphnia magna*'nın biyodeneyleler açısından önemi

Daphnia'lar sucul ekosistemlerde besin zincirinin ikincil halkasını oluştururlar. Alglerle beslenmeleri sebebiyle, suyun berraklığının sağlanmasında ve balıkların besin kaynağı olmaları açısından önemlidirler (Dodson ve Hanazato 1995).

Sucul ortama taşınan kimyasallara en duyarlı organizmalar olarak bildirilen *Daphnia*'lar, kimyasalların canlılar üzerindeki toksisitesinin belirlenmesinde yapılan çalışmalar açısından önem taşımaktadırlar.

Deneylelerde sıkça kullanılmalarının nedenleri;

- ✓ Test süresinin kısa sürmesi
- ✓ Test maliyetinin düşük olması
- ✓ Tanımlı ortamlarda yetiştirilmesi
- ✓ Yetiştirilme kolaylığının olması
- ✓ Partenogenez ile üremesinin sağladığı kolaylık olarak sıralanabilmektedir.

Gliwicz ve Sieniawska (1986), laboratuvarında cladoceranlarla yaptıkları bir çalışmada, vücut büyüklüğüyle lindana karşı duyarlılık arasında paralel bir ilişki olduğunu tespit etmişlerdir. Bunun nedeninin, cladoceranların kabuk değıştirme dönemi sonrasında, kimyasallara karşı en çok hassasiyet gösteren canlılar olmaları ve büyük vücutlu olanların, üreme dönemi öncesinde küçük vücutlu olanlardan daha sık kabuk değıştirmeleri olarak düşünülmüştür.

Smith ve Stratton (1986) cis-cypermethrini bazı balıklar üzerinde test etmişlerdir. Bu çalışmaların sonuçlarına göre bazı canlılar için hesaplanan LC₅₀ değeri şöyledir; *Salmo salar*; 96 saatlik LC₅₀ değeri=2,0 µg/L, *Oncorhynchus mykiss*; 96 saatlik LC₅₀ değeri =6,0 µg/L, *Gambusia affinis*; 96 saatlik LC₅₀ değeri=9,0 µg/L, 48 saatlik LC₅₀

değeri=6,0 µg/L, *Cyprinodon macularius*; 24 saatlik LC₅₀ değeri=10,0 µg/L, 48 saatlik LC₅₀ değeri=6,0 µg/L.

Reddy vd. (1991), cypermethrinin 0,004 ppm konsantrasyonda, *Tilapia mossambica*'nın beyin yağ metabolizmasında meydana getirdiği değişimleri ve karaciğer dokularında oluşturduğu harabiyeti incelemiştir. Bu çalışmanın sonucunda;

- ✓ Toplam yağ oranında artış
- ✓ Lipaz ve serbest yağ asitlerinde artış
- ✓ Gliserol oranında azalma
- ✓ Cypermethrine maruz kaldıktan sonra lipogenezis ve lipoliz oranlarında azalma
- ✓ Fosfolipit seviyesinde azalma, kolesterolde artış gözlemlenmiştir.

Dodson ve Hanazoto (1995), *Daphnia magna*'nın carbaryl'e karşı tepkisini gösteren 3 farklı davranış şekli tespit etmiştir. Birinci davranış olarak; stresli titreme hareketi, ikinci davranış olarak; etrafında dönerek yün eğirme hareketi, üçüncü davranış olarak; hareketsiz durup sinme hareketi şeklinde belirtilmiştir.

Bat ve Raffaelli (1996), permethrin insektisitiyle kirletilen sedimentte artan konsantrasyonla birlikte, kabukluların yaşama oranlarının azaldığını belirtmiştir.

Versteeg vd. (1996) *Ceriodaphnia* sp. ve diğer Cladoceran türlerinin (*Daphnia magna*, *Daphnia pulex*) çeşitli bileşiklere karşı olan toleranslarını irdelemişlerdir. Daphniidae familyası bireylerinin (*Daphnia magna*-*Daphnia cucullata*-*Daphnia pulex*) birbirine benzer hassasiyetlerinin olduğu belirtilmiştir. Akut toksisite testleri sonucunda ise *Ceriodaphnia*'ların *Daphnia magna*'lardan daha duyarlı olduğunu bildirmişlerdir.

Özdemir ve Demirbaş (1997), Doğu Karadeniz'de fındık yetiştiriciliği yapılan alanlarda verim artışını sağlamak amacıyla kullanılan carbaryl'in, çevrede bulunan su rezervlerine bulaştığını, dere ve deniz suyunda carbaryl kalıntısının sırası ile; 3,85 ppm - 98,60 ppm ve 4,44 ppm - 100,46 ppm olduğunu belirlemişlerdir.

Pantani vd. (1997) *Gammarus italicus* ve *Echinogammarus tibaldii* (Crustacea: Amphipoda) üzerinde çeşitli pestisitlerin akut etkilerini araştırmıştır. Kullandığı pestisitlerin LC₅₀ değerlerini azinpos metil (organofosforlu insektisit) için 1 µg/L ve dimetoat (organofosforlu insektisit) için 1 mg/L'den az olarak belirtmişlerdir. Her iki organizmanın da bu pestisitlere karşı hassasiyetlerinin yüksek olduğunu bildirmişlerdir.

Kikuchi vd. (1999), 11 değişik organofosfatlı insektisiti *Daphnia magna* üzerinde çalışmışlardır. 48 saatlik EC₅₀ değerlerinin; 0,19 – 2,6 µg/L arasında değişmekte olduğu belirtilmiştir.

Antunes-Kenyon ve Kennedy (2001) tarafından yapılan araştırmada, thiamethoxamın su piresi (*D. magna*) için EC₅₀ değerinin 106 mg/L'den yüksek olduğu tayin edilmiştir. Aynı araştırmacılar gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) için thiamethoxamın 96 saatlik LC₅₀ değerinin 100 mg/L'den büyük, *Lepomis macrochirus* (güneş balığı) için 114 mg/L'den büyük olduğunu rapor etmişlerdir.

Rassoulzadegen ve Akyurtlaklı (2001), *Daphnia magna* yavrularında (≤ 24 saatlik) teknik düzeydeki (%95) malathion ve ticari (%25) malathionun toksik etkilerini araştırmıştır. Denemeleri statik ve akut (24 ve 48 saatlik) olarak yapmıştır. EC₅₀ değerleri, istatistiksel olarak probit metodu ile 24/48 saat sırasıyla, teknik malathion için 0,8 ppm ve 0,028 ppm, ticari malathion için 0,11 ppm ve 0,003 ppm bulunmuştur.

Stark ve Banks (2001), thiamethoxam içerikli ticari insektisit actaranın, *Daphnia pulex* için 48 saatlik LC₅₀ değerinin 41 mg/L olduğunu bildirmiştir.

Kimyasalların davranışsal değişimleri, vücut morfolojilerindeki değişimleri ve populasyon dinamikleriyle olan etkileriyle ilgili olarak Hanazoto (2000) tarafından yapılan bir çalışmada carbarylın *Daphnia magna*'nın vücut morfolojisindeki değişimleri ve etkileri araştırılmıştır. Besin, predator, oksijen konsantrasyonu gibi doğal stres faktörlerinin toksisite etkileşimlerinin değerlendirilmesinde önemli olduğu belirtilmiştir.

Atamanalp ve Cengiz (2002), cypermethrinin *Oncorhynchus mykiss* (Gökkuşığı alabalığı)'deki biyokonsantrasyonunun, balığın içinde bulunduğu suyun konsantrasyonundan 1200 kat daha fazla olduğunu tespit edip, sucul omurgasızlarda birikme potansiyelinin olduğu sonucuna ulaşmışlardır. Piretroid insektisit olan cypermethrinin farklı canlılar üzerindeki 96 saatlik LC₅₀ değerleri hakkında bilgi vermişlerdir:

- ✓ *Oncorhynchus mykiss* (Gökkuşığı alabalığı) = 0,0082 mg/L
- ✓ *Lepomis macrochirus* (Güneş balığı) = 0,0002 mg/L
- ✓ *Daphnia magna* = 0,0002 mg/L

Sonuçlara göre cypermethrinin belirtilen canlılara 96 saatte oluşturduğu toksisite *Daphnia magna* = *Lepomis macrochirus* > *Oncorhynchus mykiss* şeklindedir.

Stark ve Vargas (2002), spinosad ile diazinon insektisitlerini karşılaştırdıklarında, spinosadın toksisitesinin, diazinonunkine göre daha düşük olduğu sonucuna ulaşmışlardır. Araştırma *Daphnia pulex* ile yürütülmüştür.

Gül (2004) organofosforlu insektisit olan chloryprifos-methyl insektisitinin sucul ekosistem açısından, potansiyel kirletici olduğunu tespit etmiştir. Çalışmada *Nile tilapia* larvaları kullanılmıştır. 96 saat; 25°C'de ; LC₅₀ = 1,57 µg/L olarak bulunmuştur. Deney sonuçları %98 güven aralığında probit analiz yöntemiyle hesaplanmıştır. Chloryprifos-methylin erginlere göre larvalarda daha az toksik olduğu gözlenmiştir. Ayrıca, canlılar üzerindeki toksisitesinin çok yüksek olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Hetrick vd. (2005), indoxacarb insektisitinin teknik formülasyonunun, *Oncorhynchus mykiss* (gökkuşığı alabalığı) için LC₅₀ değerini 0,65 mg/L, *Ictalurus punctatus* (yayın balığı) için 0,29 mg/L ve *Cyprinus carpio* (sazan) için 1,02 mg/L olarak bildirmişlerdir. Aynı araştırmacılar *Daphnia magna* için indoxacarbın LC₅₀ değerini 0,0640 mg/L olarak belirtmişlerdir. Araştırmada belirtilen değerlere göre bu çalışma için, indoxacarb insektisitinin toksik etkisi *Daphnia magna* > *Ictalurus punctatus* > *Oncorhynchus mykiss* > *Cyprinus carpio* olarak söylenebilir.

Stark ve Vargas (2005), fipronil insektisitinin *Daphnia pulex* bireylerine olan etkisini araştırmışlardır. 48 saatlik LC₅₀ değeri 0,0156 (0,0088 – 0,083) mg/L olarak belirtilmiştir.

Zalizniak ve Nugedoda (2005), *Daphnia carinata* türünde chlorpyrifosun (CPF) etkisini araştırmıştır. Araştırma 2 nesil üzerinden yürütülmüş olup 0,005 µg/L (0,01 LC₅₀) – 0,500 µg/L (1 LC₅₀), konsantrasyonları uygulanmıştır. CPF'nin, bireylerin üremelerine ve meydana getirdikleri yavru sayısına etkisinin olduğunu belirtmişlerdir.

Cáceres vd. (2006) fenamiphos ve metabolitleri olan fenamiphos sulfoxide, fenamiphos sulfone, fenamiphos phenol, fenamiphos sulfone phenol'un *Daphnia carinata* üzerinde akut toksik etkisini incelemişlerdir. Toksisiteleri; fenamiphos > f. Sulfone > f. sulfoxide olarak belirtilmiştir. Organofosfatlı pestisitlerin sucul omurgasızlar açısından oldukça toksik olduğunu ve ekosistemi olumsuz etkilediklerini belirtmişlerdir. Fenamiphosun *Daphnia carinata* için 24 saatlik LC₅₀ değeri; 2,78 µg/L, 48 saatlik LC₅₀ değeri; 2,19 µg/L, *Daphnia magna* için 48 saatlik LC₅₀ değeri 2,1 µg/L olarak verilmiştir.

Cáceres vd. (2007) chlorpyrifosun toksisitesinin, metaboliti olan TCP'ninkinden daha düşük olduğunu bildirmişlerdir. Chlorpyrifosun *Daphnia carinata* için 48 saatlik LC₅₀ değeri = 0,24 µg/L, TCP için = 0,20 µg/L olarak verilmiştir. Yani metaboliti olan TCP *Daphnia* üzerinde daha toksik etki yaratmıştır.

Damsio vd. (2007) yaptıkları çalışmada, Elbiro Deltası'ndan alınan *Daphnia magna* örnekleri kullanılmış olup fenitrothion organofosforlu insektisitinin *Daphnia*'lar üzerindeki toksisitesine ve enzim aktivitelerinde meydana gelen değişimlere bakılmıştır.

Jemec vd. (2007) imidacloprid neonikotinoid insektisit ve diazinon organofosforlu insektisitinin *Daphnia magna*'nın biyokimyasal, üreme ve yaşama parametreleri üzerine kronik etkilerini incelemiş ve bu pestisitlerin canlılarda bazı enzimlerin aktivitelerini düşürdüğünü rapor etmişlerdir.

Cerbin vd. (2010) carbaryl insektisitinin, *Daphnia pulicaria* bireylerinde morfolojik değişikliklere neden olduğunu bildirmişlerdir.

Feo vd. (2010), çeşitli piretroid insektisitlerinin farklı canlılar üzerindeki toksisitesini incelemiş olup, LC₅₀ değerlerini hesaplamıştır. Piretroid insektisitlerin, canlılar üzerinde yüksek toksisite oluşturdıkları, sucul ekosistem üzerinde olumsuzluklara yol açtıkları, insanlarda ise, kanserojen etkiye sahip oldukları belirtilmiştir.

Anonymous 2011, alpha-cypermethrinin yeşil alg *Chlorella vulgaris* için 72 saatlik EC₅₀ değerini 15,26 µg/L/ml olarak belirtmiştir.

Yapılacak çalışmalarda kullanılacak canlının vücut büyüklüğü, yaş, cinsiyet gibi biyolojik faktörlerinin etkili olduğu bir gerçektir. Toksik etkinin vücut büyüklüğüyle ilişkisini gösteren çalışmalarla ilgili olarak; Pieters ve Liess (2005) tarafından bir çalışma yapılmıştır. Fenvalerate piretroid insektisitinin *Daphnia* populasyonları üzerindeki toksisitesini incelemişlerdir. *Daphnia* yavrularının küçük vücutlu olanlarının toleranslarının daha yüksek olduğu belirtilmiştir. Benzer bir sonuç, Pieters vd. (2006) tarafından *Daphnia magna* üzerinde yapılan çalışmada da teyit edilmiştir. Pestisite maruz bırakıldıktan sonra canlıya verilen besin miktarının, FV (fenvalerate) toksisite aktivitesi açısından önemli olduğunu ve vücut büyüklüğünün kimyasal tutma kapasitesinde etkili olduğunu bildirilmişlerdir. Vücut büyüklükleri farklı olan türlerle yapılan bir diğer çalışma da Hanazoto (1991) tarafından gerçekleştirilmiştir. Karbamat içerikli bir insektisit olan carbaryl *Daphnia magna* üzerinde uygulamış ve vücudu büyük olan *Daphnia*'nın kimyasala karşı en çok hassasiyet gösteren canlı olduğu sonucuna ulaşmışlardır. *Daphnia*'dan sonra sırasıyla en duyarlı olanlar ise; orta büyüklükte vücuda sahip olan *Moina* ve *Diaphanosoma*, küçük vücuda sahip olan *Bosmina* ve en az hassasiyet gösterenler rotiferler olarak belirlenmiştir. Vücut büyüklüğü daha fazla olan türlerin carbaryle karşı toleranslarının daha az olması şeklinde çıkan sonuç, ABD'de Ohio'da olan bir gölde yapılan çalışmada da tespit edilmiştir. (Havens 1994). Aynı sonuç, Japonya'da organik fosfor içerikli pestisit olan fenthiona karşı da gözlemlenmiştir (Hanazoto ve Kasai 1995). *Daphnia longicephala* bireylerinde oluşan morfolojik ve yaşamsal değişimleri inceleyen Barry (1998), vücut

büyükliğünün, yaşı, boy ve olgunluğa eriştiği andaki vücut boyutunun carbaryl konsantrasyonuyla paralel ilişkisinin olduğunu belirtmiştir. Pereira ve Gonçalves (2007) tarafından da, methomylin *Daphnia magna* ve *Daphnia longispina* üzerine akut ve kronik etkileşimleri incelendiğinde her iki tür için de, methomylin çok dūřuk konsantrasyonlarda yüksek toksik etkisinin olduğu, vücutu kúuk olan *Daphnia longispina*'nın toksikanta daha fazla tolerans gústerdiđi sonucuna ulaşılmıştır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu çalışma Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Anabilim Dalı Algoloji Laboratuvarı'nda gerçekleştirilmiştir.

3.1 Hazırlanan Kültür Koşulları

Deneyde kullanılan *Daphnia magna* kültür şartları ISO-6341 prosedürüne göre hazırlanmıştır (Anonim 1999). Kültürde kullanılan deney hayvanı *Daphnia magna* türü, Antalya Kepez Araştırma Enstitüsü'nden temin edilmiş olup, 30 L akvaryumlara adapte edilmiştir. Millipore Milli-Q ultra saf (Milli-Di,France) su sistemi kullanılarak daphnidler için saf su ortamı hazırlanmıştır.

pH ölçümü için WTW (Wissenschaftlich-Technische Werkstater) 340-A/SET 1 marka pH metre; sudaki çözünmüş oksijen ve sıcaklık değerleri için YSI 51 B tip oksijenmetre; konduktivite için WTW LF 92 cihazı kullanılmıştır.

Daphnia'ların bulunduğu akvaryumlar 12 saat karanlık, 12 saat aydınlık kalacak şekilde ayarlanmış, sıcaklık ise $20,2 \pm 1,3^{\circ}\text{C}$ 'de sabitlenmiştir. Çözünmüş oksijen seviyesi 6 mg/L, elektriksel iletkenliği ise 250 $\mu\text{S/cm}$ olarak sabit tutulmuştur.

3.2 Deneyde Kullanılan Araçlar

Deneyde, deney çözeltisi ile kimyasal reaksiyona girmeyen malzemedan yapılmış, orta büyüklükte, geniş ağızlı, 150 ml'lik cam kavanozlar, pipetler, mikroskop ve diğer laboratuvar gereçlerinden yararlanılmıştır.

3.3 Deneyde Kullanılan Toksik Madde

Deneyde piretroid grubu olan alpha-cypermethrin insektisiti kullanılmıştır.

3.4 Deney Organizmasının Hazırlanması

Deneye başlamadan önce, belirli koşullarda partenogenez ile elde edilmiş en az üçüncü nesil, toleransı daha yüksek olan küçük bireylerin maksimum toksik konsantrasyonun belirlenmesinde etkili olduğu düşünülerek 24 saatten küçük *Daphnia*'lar kullanılmıştır.

Yumurtlamaya hazır bireyler, taze seyreltme suyu ile kaplara alınmış, 24 saat içinde yeni çıkan bireyler alınmıştır. Deney süresince hayvanlar beslenmemiştir (Anonim 1999).

3.5 Yöntem

Deneme statik biyodeney yöntemiyle yürütülmüştür. Deney süreci; denemede kullanılacak toksik doz konsantrasyonlarının saptanması, biyodeney ve LC₅₀'nin hesaplanması olmak üzere 3 aşamada gerçekleştirilmiştir.

3.5.1 Denemede kullanılacak toksik doz konsantrasyonlarının saptanması

Biyodeneye başlamadan önce literatür taraması yapılarak, alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* için ortalama LC₅₀ değerleri çıkartılıp, toksik doz konsantrasyonları belirlenmiştir.

3.5.2 Biyodeney

Biyodeneyde, belirlenen 5 farklı konsantrasyon ile bir kontrol grubu kullanılmıştır. %95'lik güven sınırının belirlenmesi için her konsantrasyon üç seride yürütülmüştür. Her deney kabında gerekli toksik madde konsantrasyonunu içeren 100 ml deney ortamı hazırlanmış olup, her deney kabı için 10 adet *Daphnia magna* kullanılmıştır. Elde edilen bulgulara göre LC₅₀ değeri hesaplanmıştır.

3.5.3 LC₅₀ değerinin hesaplanması

Deneyde, *Daphnia magna* bireyleri üzerinde alpha-cypermethrinin 24 saatlik LC₅₀ değeri probit analiz metodu ile hesaplanmıştır.

4. BULGULAR

4.1 *Daphnia magna*'nın 24 Saatlik Biyodeney Sonuçları

Biyodeney sonuçları çizelge 4.1'de özetlenmiştir.

Çizelge 4.1 *Daphnia magna*'larda 24 saatlik biyodeneye ilişkin sonuçlar

Konsantrasyon (mg/L)	Denemede Kullanılan <i>Daphnia</i> Sayısı	24 Saat İçinde Ölen <i>Daphnia</i> Sayısı	% Ölüm
I. Seri			
0.0001	10	4	40
0.0004	10	6	60
0.0007	10	8	80
0.0010	10	9	90
0.0013	10	10	100
Kontrol	10	-	0
II. Seri			
0.0001	10	3	30
0.0004	10	7	70
0.0007	10	8	80
0.0010	10	9	90
0.0013	10	10	100
Kontrol	10	-	-

Çizelge 4.1 *Daphnia magna*'larda 24 saatlik biyodeneye ilişkin sonuçların devamı

Konsantrasyon (mg/L)	Denemede Kullanılan <i>Daphnia</i> Sayısı	24 Saat İçinde Ölen <i>Daphnia</i> Sayısı	% Ölüm
III. Seri			
0.0001	10	4	40
0.0004	10	8	80
0.0007	10	9	90
0.0010	10	9	90
0.0013	10	10	100
Kontrol	10	-	-

Çizelge 4.1 incelendiğinde görüleceği üzere, 1. seride 24 saat içerisinde alpha-cypermethrinin 0,0001 mg/L konsantrasyonda %40; 0,0004 mg/L'de %60; 0,0007 mg/L'de %80; 0,0010 mg/L'de %90; 0,0013 mg/L'de ise %100 ölüm gözlenmiştir.

2. seride; 0,0001 mg/L konsantrasyonda %30; 0,0004 mg/L'de %70; 0,0007 mg/L'de %80; 0,0010 mg/L'de %90; 0,0013 mg/L'de ise %100 ölüm gözlenmiştir.

3. seride; 0,0001 mg/L konsantrasyonda %40; 0,0004 mg/L'de %80; 0,0007 mg/L'de %90; 0,0010 mg/L'de %90; 0,0013 mg/L'de ise %100 ölüm gözlenmiştir.

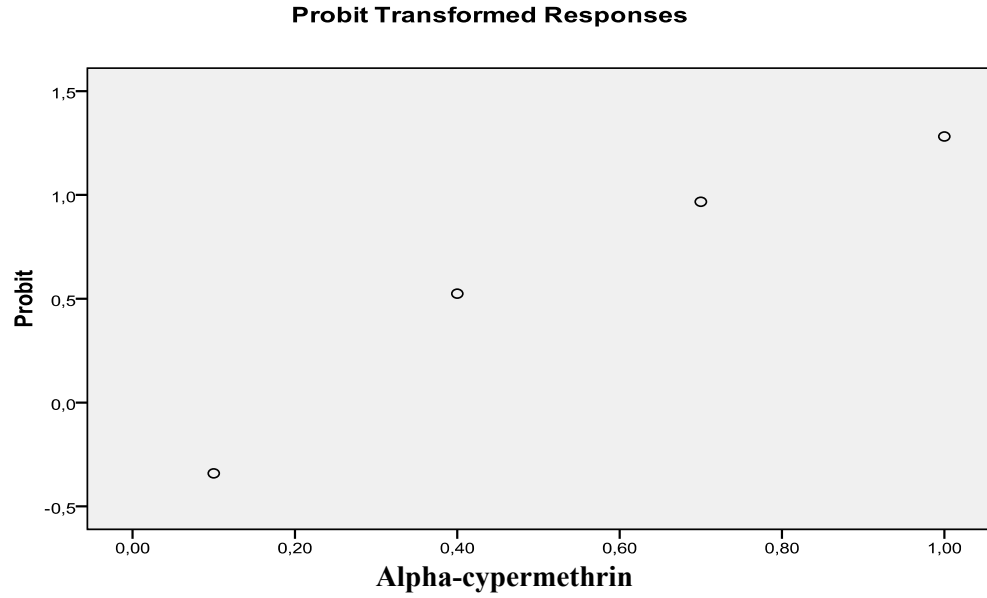
Bu verilerden yararlanılarak probit analizi ile 24 saatlik regresyon grafiği (konsantrasyon-ölüm eğrisi) (Şekil 4.1) ve LC değerleri (Çizelge 4.2) hesaplanmıştır.

Kontrol gruplarında herhangi bir davranış bozukluğu ya da ölüm meydana gelmemiştir.

4.2 LC₅₀ Değerinin Tesbiti ve Probit Analiz Metodu Sonuçları

Çizelge 4.2 Alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* bireylerine etkisinin LC değerleri

%95 Alpha-cypermethrin için güven aralığı (µg/L)			
Nokta	LC Değerleri	Alt sınır	Üst sınır
LC 1,00	-0,929	-0,1736	-0,539
LC 5,00	-0,591	-0,1215	-0,286
LC 10,00	-0,411	-0,938	-0,149
LC 25,00	-0,110	-0,480	0,083
LC 40,00	0,099	-0,169	0,251
LC 50,00	0,224	0,012	0,358
LC 60,00	0,350	0,183	0,475
LC 70,00	0,484	0,350	0,616
LC 80,00	0,642	0,517	0,810
LC 90,00	0,860	0,713	0,1114



Şekil 4.1 *Daphnia magna* bireylerinde alpha-cypermethrin insektisiti için hesaplanan 24 saatlik probit değerleri ve regresyon grafiği⁴

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Yapılan bu çalışmada alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* üzerine 24 saatlik akut toksisitesi araştırılmıştır. Yürütülen deney sonucunda 24 saatlik LC₅₀ değeri 0,224 µg/L (%95 güven aralığında = 0,012 µg/L – 0,358 µg/L) olarak saptanmıştır. Hesaplanan LC₅₀ değerine göre alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* üzerindeki toksisitesinin yüksek olduğu söylenebilmektedir. Elde edilen veriler, Tomlin (2002) tarafından alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* için belirttiği LC₅₀ değeri ile benzerlik göstermektedir. Alpha-cypermethrine maruz kalan *Daphnia magna*'larda ölüm oranlarının yüksek olduğu, bulundukları kabın dibine çöktükleri gözlenmiştir. Mikroskop incelemelerinde, vücutlarında önemli deformasyonlar tespit edilmiştir. Yüksek konsantrasyonlara maruz kalanların ise, karapakslarında parçalanmaların olduğu ve ani ölümlerin meydana geldiği sonucuna ulaşılmıştır.

Alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* üzerindeki toksik etkisinin araştırılmasıyla ilgili kaynaklar sınırlı olmakla birlikte, literatür araştırmasında tespit edilen değerler ve bu çalışmadan elde edilen veriler arasında paralellik olduğu gözlenmiştir. Alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* ve diğer bazı sucul canlılara olan toksisitesi ile ilgili çalışmaların araştırılması, bu kimyasalın canlılar üzerindeki etkisinin kavranması ve karşılaştırma yapılması açısından faydalı olacaktır. Bu konuyla ilgili elde edilen örnekler aşağıda verilmiştir.

Stephenson (1982) *Daphnia magna* için 24 saatlik LC₅₀ değerini 1,1 µg/L, 48 saatlik LC₅₀ değerini ise 0,3 µg/L olarak belirtmiştir. Anonymous (2008)'de biyoindikatör özelliği olan *Gammarus pulex* (tatlı su karidesi) üzerinde uygulanan alpha-cypermethrinin 24 saatlik LC₅₀ değeri 0,05 µg/L olarak bildirilmiştir. Yordonova vd. (2009) FASTAC ticari alpha-cypermethrinin *Gammarus pulex* için 24 saatlik LC₅₀ değerini 0,3 µg/L, *Daphnia magna* için 48 saatlik EC₅₀ değerini 0,8 µg/L olarak tespit etmiştir. LC değeri azaldıkça toksisitenin arttığı göz önünde tutularak, yukarıdaki veriler değerlendirildiğinde, *Gammarus pulex*'in alpha-cypermethrine *Daphnia magna*'dan daha fazla hassasiyet gösterdiği sonucuna ulaşılabilmektedir.

Anonymous (1999) tarafından alpha-cypermethrinin *Daphnia magna* için EC₅₀ değeri 0,3 µg/L, Anonymous 2000 tarafından 1,1 - 0,3 µg/L; Anonymous (2008) tarafından da *Daphnia magna* için 48 saatlik EC₅₀ değeri 0,3 µg/L, 24 saatlik EC₅₀ değeri de 1,0 µg/L, olarak bildirilmiştir.

Anonymous (2011), tarafından düzenlenen akut immobilizasyon testlerinin sonuçları, “48 saatlik EC₅₀ değeri 0,57 µg/L (0,50 - 0,64 µg/L), 24 saatlik EC₅₀ değeri ise 0,14 µg/L (0,1 - 0,18 µg/L)” şeklinde bildirilmiştir. 48 saatlik yarı-statik yenilemeli sistemde EC₅₀ değeri 0,3 µg/L; kronik toksisite testlerinde belirlenen NOEC (etkinin gözlenmediği konsantrasyon) değeri ise 0,03 µg/L olarak hesaplanmıştır. Aynı kaynak tarafından, tek seferde ve tekrarlı olarak yapılan toksikoloji testleri sonucunda sucül ekosistemde alg ve makroomurgasız zooplanktonlar için kabul edilebilir konsantrasyon (EAC) 0,015 µg alpha-cypermethrin/L olarak bildirilmiştir.

Besin zincirindeki etkileşimin önemini göz önünde tutarak, alpha-cypermethrinin balıklar üzerine olan toksisitesi ile ilgili çalışmaların incelenmesinde de fayda vardır. Grayson vd. (1990) *Barbus choloensis* (Silver barb) için alpha-cypermethrinin 24 saatlik LC₅₀ değerini 20,0 µg/L olarak bildirmişlerdir. Anonymous (1999) tarafından alpha-cypermethrinin *Oncorhynchus mykiss* (gökkuşaağı alabalığı) için 96 saatlik LC₅₀ değeri 2,8 µg/L verilmektedir. Alpha-cypermethrine maruz bırakılan *Poecilia reticulata* (Lepistes) balıklarında meydana gelen davranış değişiklikleri ve alpha-cypermethrinin bu balıklara olan akut toksisitesi Yılmaz vd. (2004) tarafından araştırılmıştır. Alpha-cypermethrinin *Poecilia reticulata* (Lepistes) için 96 saatlik LC₅₀ değeri 9,43 µg/L olarak hesaplanmıştır. Sarıkaya (2009) tarafından *Oreochromis niloticus* (Nile Tilapia) üzerinde uygulanan alpha-cypermethrinin 96 saatlik LC₅₀ değeri ise 5.99 µg/L olarak hesaplanmıştır. Bu bilgiler doğrultusunda, alpha-cypermethrinin 96 saatlik *Oncorhynchus mykiss*, *Oreochromis niloticus* ve *Poecilia reticulata*’ya olan toksik etkisi karşılaştırılırsa; *Oncorhynchus mykiss* > *Oreochromis niloticus* > *Poecilia reticulata* olarak sıralanabilir. Balıklar için genel olarak ise, Anonymous (2008)’de bildirildiği üzere alpha-cypermethrinin balıklar için LC₅₀ değeri 0,7 - 350 µg/L arasında değişmektedir.

Aynı maddenin yine aynı canlı üzerindeki ya da farklı canlılar üzerindeki akut toksisitesinin farklılık göstermesi pH, sıcaklık gibi çevresel faktörlerden ve tür, genetik yapı, diyet, yaş, cinsiyet, patolojik durum, populasyon farkı gibi biyolojik faktörlerden kaynaklanmaktadır.

Bu çalışmanın sonucuna paralel olarak Anonymous (2000)'in de bildirdiği üzere alfa-cypermethrin, sentetik piretroid olan bazı insektisitlere göre yüksek toksisiteye sahiptir. Uygun olması durumunda, toksisitesi daha düşük olan cypermethrin veya deltamethrin gibi aynı grup sentetik piretroid insektisitlerin kullanılması canlılar ve çevre için daha az risk taşımaktadır. Bu sebeple toksik etkisi daha düşük olan insektisitlerin kullanılması önerilebilir.

Sonuç olarak bir ekosistemde yaşayan tüm canlılar arasında denge vardır. Herhangi bir düzeyde meydana gelen değişme, farklı kademelerde dalgalanmalar oluşturarak var olan dengenin bozulmasına neden olur. Bu da, besin zincirinde kopmaların yaşanmasına sebebiyet verir; unutulmamalıdır ki yeryüzündeki her canlı gereklidir. Av-avcı dengesinin bozulması bir ekosistem için sonun başlangıcıdır. Tüm ekosistemdeki dengenin korunması için öncelikli olarak kültürel, mekanik ve biyolojik yöntemler kullanılmalıdır, ilaçlı mücadele en son başvurulması gereken yöntemlerden birisidir. Zorunlu olan durumlarda ilaç kullanımı; insan, çevre ve doğal dengeye olumsuz etkileri en aza indirecek şekilde, teknik talimatlara, gereken dozlara ve bitki fenolojisine uygun olarak, pestisit üretimi ve kullanımı kontrol ve kayıt altına alınarak, daha az zararı olan doğada daha çabuk ve kolay ayrışma uğrayan aktif maddeleri tercih ederek ya da uygulanan alan dışındaki toprak, su ve havaya verdiği zararı azaltacak bazı özel maddeler tercih ederek, arıtım teknolojilerini kullanarak ve etkili bir eğitim-bilinçlendirme programı uygulayarak yapılmalıdır. Bunlara ek olarak yerel idareler tarafından alınacak tedbirlerle de risk faktörünü en aza indirebilmek mümkün olacaktır. Yanlış bir uygulamanın insanlara, hayvanlara bitkilere ve çevreye telafi edilemez zararlar verebileceği unutulmamalıdır.

KAYNAKLAR

- Abel, P.D. and Axiak, V. 1991. Ecotoxicology and the marine environment, Ellis Horwood Ltd. West Sussex, UK, pp.269.
- Adema, D. 1978. *Daphnia magna* a test animal in acute and chronic toxicity test. Hydrobiologia 59, pp.125-134.
- Akyıldız, A.R. 1992. Balık Yemleri Teknolojisi. Ankara Üniv. Ziraat Fak. Yayınları: 1280, Ders kitabı: s.366, Ankara.
- Alberdi, J.L., Saenz, M.E., Di Marzio, W.D. and Tortorelli, M.C. 1996. Comparative acute toxicity of two herbicides, paraquat and glyphosate, to *Daphnia magna* and *D.spinulata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57: pp.229-235.
- Alpbaz, A.G., Temelli, B. ve Korkut, A.Y. 1989. Su piresi (*Daphnia magna* Straus) yetiştiriciliği üzerine bir araştırma. E. Ü. Su Ürünleri Yüksekokulu. Su Ürünleri Dergisi, 6 (21), İzmir.
- Altındağ, A., Ergonul, M.B., Yiğit, S. and Baykan, O. 2008. The acute toxicity of nitrate on *Daphnia magna* Straus. African Journal of Biotechnology 7 (23), s.4298-4300.
- Amdur, M.O., Doull, J. and Klassen C.D. 1991. Casarett and Doull's Toxicology: The basic science of poisons. Pergamon Press, New York 1033; pp.565-623.
- Anonim. 1999. TS 6050 EN ISO 6341. Su kalitesi. *Daphnia magna* Straus'un (*Cladocera, Crustacea*) hareketliliğinin engellenmesinin (inhibisyonu) tayini, akut zehirlilik deneyi.
- Anonim. 2003. Web Sitesi. <http://www.dogainsanisbirligidernegi.org.tr>. Erişim tarihi: 22.11.2010.
- Anonim. 2005. TC Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı İş Teftiş Kurulu Başkanlığı Ziraî Mücadele İlaçları Üretimi Yapılan İşyerlerinde İş Sağlığı ve Güvenliği Proje Denetimi Değerlendirme Raporu, İş Teftiş Kurulu Yayın No; 4.

Anonim.2011.Web Sitesi.http://www.zmo.org.tr/resimler/ekler/dd7a04804967197_ek.pdf?tipi=14&sube=. Erişim Tarihi: 16.04.2011.

Anonymous. 1992. International Programme on Chemical Safety. Alpha-cypermethrin. Environmental Health Criteria, p.142. Geneva, World Health Organization.

Anonymous. 1993. Decision-making scheme for the environmental risk assesment of plant protection products. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 23,1 (1993).

Anonymous. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition, Washington.

Anonymous. 1999. European Commission Peer Review Programme. Alpha-cypermethrin Monograph, Rapporteur Member State: Belgium.

Anonymous. 2000. Crop protection association handbook. Crop Protection Association, Peterborough.

Anonymous. 2000. Pesticide Aquatic Risk Indicators-an examination of the OECD indicators REXTOX, ADSCOR and the Danish indicators FA and LI based on Danish sales data from 1992-2000. pp.73.

Anonymous. 2005. World Health Organization (WHO). Safety of Pyrethroids for Public Health Use. World Health Organization (WHO/CDS/WHOPES/GCDPP/2005.10) (WHO/PCS/RA/2005.1).

Anonymous.2008.Web Sitesi.<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v38je07.htm>. Erişim tarihi: 31.03.2011.

Anonymous.2011.Web Sitesi.
http://companionplants.com/catalog/product_info.php?products_id=122. Erişim Tarihi: 03.01.2011.

Anonymous. 2011. Web Sitesi <http://www.who.int/whopes/quality/en/>. World Health Organization (WHO). Erişim tarihi: 15.01.2011.

Antunes, K.S.E. and Kennedy, G. 2001. Tiemethoxam: a new ingredient review for the Massachusetts Pesticied Board Subcommittee, Massachusetts Pesticide Bureau,Department of food and agriculture, Massachusetts, USA.

- Atamanalp, M. ve Yanık, T. 2001. Pestisitlerin Cyprinidae'lere toksik etkileri. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi, 18, (3-4); s.555-563.
- Balcıoğlu, İ.C., Kurt, Ö. ve Özbilgin, A. 2004. Anti paraziter ilaçlar. ANKEM. 18(4); s.240.
- Barry, M.J. 1998. The effects of a pesticide on inducible phenotypic plasticity in *Daphnia*. Environmental Pollution, 104 (1999); pp.217-224.
- Bat, L. and Raffaelli, D. 1996. The *Corophium volutator* (Pallas) sediment toxicity test: An inter-laboratory comparison. Ege Üniv. Su Ürünleri Derg. 13 (3-4); pp.433-440.
- Beaumont, P. 1992. Pesticides, Europe and the environment: a review. Pesticide News 16; pp.12-15.
- Beven, K. and Germann, P. 1982. Macropores and water flow in soils. Water Resour. Res., 18; pp.1311-1325.
- Boersma, M. and Vijverberg, J. 1996. Food effects on life history traits and seasonal dynamics of *Ceriodaphnia pulchella*. Freshwater Biology, 35; pp.25-34.
- Buikema, A.L.Jr., Niederlehner, B.R. and Cairns J.Jr. 1982. Biological Monitoring Part IV- Toxicity testing. Water Res., 16; pp.239-262.
- Canton, J. H., Greve, P. A., Slooff, W. and Van Esch, G. J. 1975. Toxicity accumulation and elimination studies of hexachlorocyclohexane (α - BHC) in a laboratory freshwater food chain. Environ. Pollut (Ser. A), 221; pp.97-108.
- Carlson, R. 1994. Silent Spring. Houghton Mifflin Company. Boston, pp.368.
- Cáceres, T., Megharaj, M. and Naidu, R. 2006. Toxicity of fenamiphos and its metabolites to the cladoceran *Daphnia carinata*: The influence of microbial degradation in natural waters. Chemosphere, 66 (2007); pp.1264–1269.
- Casida, J. E., Gammon, D. E., Glickman, A. H. and Lawrence, L. J. 1983. Mechanisms of Selective Action of Pyrethroid Insecticides. Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol. 23: pp.413-438.

- Cáceres, T., He, W., Naidu, R. and Megharaj, M. 2007. Toxicity of chlorpyrifos and TCP alone and in combination to *Daphnia carinata*: The influence of microbial degradation in natural water. *Water Research*, 41 (2007); pp.4497–4503.
- Cerbin, S., Kraak, M.H.S., Voogt, P. de., Visser, P.M. and Van Donk, E. 2010. Combined and single effects carbaryl and toxic *Microcystis aeruginosa* on the life history of *Daphnia pulicaria*. *Hydrobiologia*, 643; pp.129-138.
- Chen, S., Zhang, Z., He, F., Yao, P., Wu, Y., Sun, J., Liu, L. and Li, Q. 1991. An epidemiological study on occupational acute pyrethroid poisoning in cotton farmers. *Br. J. Ind. Med.*, 48; pp.77-81.
- Cirik, S. and Gökpınar, S. 1993. Plankton Bilgisi ve Kültürü (Ders Kitabı), Ege Üniv. Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, No: 47, Ders Kitabı Dizini No: 19, İzmir.
- Conway, G.R. and Pretty, J.N. 1991. *Unwelcome Harvest: Agriculture and Pollution*, Earthscan, London.
- Cook, J.L., Baumann, P., Jackman, J.A. and Stevenson, D. 1995. Pesticide Characteristics that affect water quality. *Farm Chemicals Handbook'95*. Meister Publishing Co., Willoughby, OH. pp.429.
- Cooman, K., Debels, P., Gajardo, M., Urrutia, R. and Barra, R. 2005. Use of *Daphnia* spp. for the ecotoxicological assesment of water quality in an agricultural watershed in South-Central Chile. *Achives of Environmental Contamination and Toxicology* 48, pp.191-200.
- Cowgill, U.M., Emmel, H.W., Hopkins, D.L., Appelegath, S.L. and Takahash, I.T. 1986. The influence of water on reproductive success and chemical composition of laboratory reared populations of *Daphnia magna*. *Water Research*, Vol:20, No:3, pp.317-323.
- Crosby, D.G. and Tucker, R.K. 1971. Accumulation of DDT by *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Technol.*, 5; pp.714-716.
- Crosby, D.G. 1973. The Fate of pesticides in the environment. *Ann. R ev. Plant Physiol.* 24; pp.467-492.

- Damsio, J., Guilhermino, L., Soares, A.M.V.M., Riva, M.C. and Barata, C. 2007. Biochemical mechanisms of resistance in *Daphnia magna* exposed to the insecticide fenitrothion. *Chemosphere*, 70 (2007); pp.74-82.
- Delen, N., Tosun, N., Toros, S., Öztürk, S., Yücel, A. ve Çalı, S. 1995. Tarım ilaçları kullanımı ve üretimi. Türkiye Ziraat Mühendisliği IV. Teknik Kongresi. T.C. Ziraat Bankası Kültür Yayınları No: 26; s.1015-1028.
- Delen, N., Durmusoglu, E., Güncan, A., Güngör, N., Turgut, C. ve BurçaK, A. 2005. Türkiye'de pestisit kullanımı, kalıntı ve duyarlılık azalışı sorunları Türkiye Ziraat Mühendisliği 6 ıncı Teknik Kongresi, 3–7 Ocak 2005, s.629-648.
- Delen. N. 2008. Fungisitler. Nobel Yayınevi, İzmir.
- Demirsoy, A. 1992. Genel Türkiye Zoocoğrafyası. Meteksan A.Ş. s.603., Ankara.
- Demirsoy, A. 1998. Yaşamın Temel Kuralları, Omurgasızlar = invertebrata böcekler dışında Cilt-II / Kısım-I, ikinci baskı s.818-830, Ankara.
- Demirsoy, A. 2001. Yaşamın Temel Kuralları, omurgasızlar = invertebrata böcekler dışında Cilt-II / Kısım-I, dördüncü baskı, s.799-817, Ankara.
- De Witt, T.H., Swartz, R.C. and Lamberson, J.O. 1989. Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. *Environ. Toxicol. and Chem.*,8; pp.1035-1048.
- Dodson, S.I. and Hanazato, T. 1995. Commentary on effects of anthropogenic and natural organic chemicals on development, swimming behavior and reproduction of *Daphnia*, a key member of aquatic ecosystems. *Environmental Health Perspectives*, pp.103; 7-11.
- Edmondson, W.T. 1959. *Freshwater Biology*. 2nd Edition John Wiley and Sons Inc. Press., pp.1-1248, New York.
- Elliot, T. 1980. Established Pyrethroid Insecticides. *Pestic. Sci.*, 11; pp.119-128.
- Erençin, Z. ve Köksal, G. 1981. İç Sular Temel Bilimleri. A.Ü. Veterinerlik Fak. Yayınları. Yayın No:375, s.1-159. Ankara.

- Esser, H.O. 1986. A review of the correlation between physicochemical properties and bioaccumulation. *Pestic. Sci.*, 17; pp.265-276.
- Feo, M.L., Eljarrat, E. and Barceló, D. 2010. Determination of pyrethroid insecticides in environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 29, No. 7, pp.692-705.
- Glazier, D.S. 1992. Effects of food genotype, and maternal size and age on off spring in investment in *Daphnia magna*. *Ecology*, 73(3); pp.910-926.
- Gliwicz, M.Z. and Sieniawska, A. 1986. Filtering activity of *Daphnia* in low concentrations of a pesticide. *Limnology and Oceanography*, 31; pp.1132-1137.
- Gliwicz, M.Z. and Guisande, C. 1992. Family planning in *Daphnia*: resistance to starvation in offspring born to mothers grown at different food levels. *Oecologia*, 91; pp.463-467.
- Goldman, C.R. and Horne, A.J. 1993. *Limnology*. Mc Hill Int., Book Comp. pp.464 New York.
- Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8; pp.339-357.
- Gül, A. 2004. Investigation of acute toxicity of chlorpyrifos-methyl on *Nile tilapia* (*Oreochromis niloticus* L.) larvae. *Chemosphere*, 59(2005); pp.163-166.
- Grayson, B.T., Green, M.B. and Copping, L.G. 1990. *Pest Management in Rice* Conference, U.K.; pp.455- 464, London.
- Hanazato, T. 1991. Effects of repeated application of carbaryl on zooplankton communities in experimental ponds with or without the predator *Chaoborus*. *Environmental Pollution*, 74; pp.309-324.
- Hanazato, T. and Kasai, F. 1995. Effects of the organophosphorus insecticide fenthion on phyto- and zooplankton communities in experimental ponds. *Environmental Pollution*, 88; pp.293-298.
- Hanazato, T. 2000. Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution*, 112 (1); pp. 1-10.

- Hansen, P. 1980. Uptake and transfer of the chlorinated hydrocarbon lindane (γ -BHC) in a laboratory freshwater food chain. *Environ. Pollut (Ser. A)*, 21; pp.97-108.
- Harding, G. C. 1986. Organochlorine dynamics between zooplankton and their environment, a reassessment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 33; pp.167-191.
- Harmon, S.M., Spect, W.L. and Chandler, G.T. 2003. A comparison of the daphnids *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia ambigua* for their utilization in routine toxicity testing in the southeastern United States. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45, pp.79-85.
- Havens, K.E. 1994. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. *Environmental Pollution*, 84; pp.245-251.
- Hetrick, J.W. Evans, and S. Abel. 2005. Environmental Fate and Effects Division risk assessment for proposed new uses of indoxacarb on grapes, fire ants, mole crickets, alfalfa, peanut, soybeans, Brassica leafy vegetables (Group 5), and turnip greens. PC Code 067710. U.S. EPA, Washington.
- Hosokawa, M., Endo, G. and Kuroda, K. 1995. Acute toxic effect of river yodo water (Japan) on *Daphnia magna*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 55; pp.419-425.
- Ingersoll, C.G. 1995. Sediment tests In: Editor: G.M. Rand, *Fundamentals of aquatic toxicology*. Second edition. Effects environmental fate and risk assessment. Taylor and Francis publ.;pp.231-255.
- Jemec, A., Drobne, D., Tisler, T., Trebse, P., Ros, M. and Sepcic, K. 2007. The applicability of acetylcholinesterase and glutathione S-transferase in *Daphnia magna* toxicity test, *Comp. Biochem. Physiol.*, 144 C; pp.303–309.
- Johnson, B.T., Saunders, C.R., Saunders, H.D. and Campbell, R.S. 1971. Biological magnification and degradation of DDT and aldrin by freshwater invertebrates.
- Jordan, V.W.L. 1993. Scientific basis for codes of good agricultural practice. Report No.EUR 14957, Commission of the European Communities, Luxembourg.

- Jury, W.A., Focht, D.D. and Farmer, W.J. 1987. Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standards indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environ. Qual.*, 16; pp.422-428.
- Kakko, I. 2004. Toxic mechanisms of pyrethroids studied in vitro. Academic Dissertation. Finland. *Acta Universitatis Tampereensis* 1018.
- Kiely, T., Donaldson D. and Grube, A. 2004. Pesticides industry sales and usage 2000 and 2001 Market Estimates. U.S. Environmental Protection Agency, pp.48.
- Kikuchi, M., Sasaki, Y. and Wakabayashi, M. 1999. Screening of organophosphate insecticide pollution in water by using *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47 (2000); pp.239-245.
- Klüttgen, B., Kuntz, N. and Ratte, T.H. 1996. Combined effects of 3,4-Dichloroaniline and food concentration on life-table data of two related Cladocerans, *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia quadrangula*, (1996). *Chemosphere*, Vol: 32, No. 10; pp.2015-2028.
- Leonard, R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters. In: *Pesticides in the soil environment*. Book series No:2, Soil Science Society of America, Madison, WI 103-349.
- Lorbeer, J.W., N. Delen, and Tosun, N. 2001. Chemical control. In: Maloy, O.C. and Murray, T.D., eds., *Encyclopedia of Plant Pathology*, Vol. 2. pp.199-203. John Wiley and Sons, Inc.
- Louma, S.N. and Ho, K.T. 1993. Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. In: Editor: P. Calow, *handbook of ecotoxicology*. Oxford Blackwell Sci. Publ., London, Vol:1, Ch:11; pp.193-226.
- Lurling, M. and Donk, E.V. 1996. Zooplankton-induced unicel-colony transformation in *Scenedesmus acutus* and its effect on growth of herbivore *Daphnia*. *Oecologia*, 108; pp.432-437.
- Mc Even F.L. and Stephenson, G.L., 1979. The use and significance of pesticides in the environment, John Wiley & Sons Pub., New York, pp.538.
- Makepeace, R. 1996. Sticking up for adjuvant, *Farming and Conservation*. April issue, pp.26-27.

Öncüler, C.1993. Tarımsal Zararlılarla Savaş Yöntemleri ve İlaçları, s.80-213.

Özdemir, M., ve Demirbaş, A. 1997. Karbaril pestisitinin Karadeniz sularına etkileri. Su kaynaklarının korunması ve İşletilmesi Sempozyumu, 2-3 Haziran 1997, İSKİ, İstanbul.

Öztürk, S. 1990. Tarım İlaçları. Hasad Yayıncılık, s.523, İstanbul.

Pantani, C., Pannunzio G., Cristofaro M., Novelli, A.A. and Salvatori, M. 1997. Comparative Acute Toxicity of Some Pesticides, Metals, and Surfactants to *Gammarus italicus* Goedm. and *Echinogammarus tibaldii* Pink. and Stock (Crustacea: Amphipoda), Bull. Environ. Contam. Toxicol., 59; pp.963-967.

Pereira, J.L. and Gonçalves, F. 2007. Effects of food availability on the acute and chronic toxicity of the insecticide methomyl to *Daphnia* spp. Science of the Total Environment, 386 (2007); pp.9-20.

Persoone, G. and Janssen, C.R. 1993. Fresh water invertebrate toxicity tests. In: Handbook of ecotoxicology. Ed. by P. Calow. Blackwell Sci. Pub. Newyork, 1; pp.51-53.

Peters, R.H. and De Bernardi, R. 1987. *Daphnia*. Mem. Del. Ist. Ital. Idrobiol. 45, Verbania pallanza.

Pieters, B.J. and Liess, M. 2005. Maternal nutritional state determines the sensitivity of *Daphnia magna* offspring to short-term Fenvalerate exposure. Aquatic Toxicology 76 (2006); pp.268–277.

Pieters, B.J., Jagger, T., Kraak, M.H.S. and Admiraal, W. 2006. Modelling responses of *Daphnia magna* to pesticide pulse exposure under varying food conditions: intrinsic versus apparent sensitivity. Ecotoxicology, 15; pp.601-608.

Quistad, G. B. 1998. Golden Age of Insecticide research: past, present, or future? Annu. Rev. Entomol., 43; pp.1-16.

Quistad, G. B. 2004. Why insecticides are more toxic to insect than people: The unique toxicology of insects. J. Pestic. Sci., 29; pp.81-86.

- Rand, G.M. and Petrocelli, S.R. 1985. Fundamentals of aquatic toxicology, methods and applications, hemisphere publishing cooperation, Washington, pp.666.
- Rassoulzadegan, M. and Akyurtlaklı, N. 2001. An Investigation on the Toxic Effects of Malathion (Organophosphate Insecticide) on the *Daphnia magna* (Straus, 1820) (Crustacea, Cladocera). TÜBİTAK, pp.349-355.
- Reddy, A.T.V. and Yellamma, K., 1991. Perturbations in carbohydrate metabolism during cypermethrin toxicity in fish, *Tilapia mossambica*. Biochem. Int. 23 (4); pp.633-638.
- Sanders, H.O., Huckins, J., Johnson, B. T. and Skaar, D. 1981. Biological effects of kepone and mirex in freshwater invertebrates. Arch. Environ. Contam. & Toxicol., 10; pp.531-539.
- Sarikaya, R. 2009. Investigation of Acute Toxicity of alpha-cypermethrin on Adult Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 9; pp.85-89, Ankara.
- Smith, T.M. and Stratton, G.W. 1986. Effects of synthetic pyrethroid insecticides on nontarget organisms. Res. Rev. 97; pp.93-119.
- Smith, E.H., and Logan, D.T. 1993. Invertebrate behavior as an indicator of contaminated water and sediments. In: Editör: J.W.Gorsuch, F.J. Dwyer, C.G.
- Song, J.H. and Narahashi, T. 1996. Modulation of sodium channels of rat cerebellar pyramidal neurons by the pyrethroid tetramethrin. J. Pharmacol. Exp. Ther., 227; pp.445-453.
- Song, M.Y, Stark J.D. and Brown, J.J. 1997. Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide to four aquatic arthropods. Environ Toxicol Chem, 16; pp.2494–2500.
- Soyöz, M. ve Özçelik, N. 2003. Zirai mücadelede kullanılan pestisitlerin sitogenetik etkileri. Süleyman Demirel Üniversitesi Tıp Fakültesi Dergisi, 10(1); s.6-9.
- Stark, J.D. and Banks, J.E. 2001. “Selective Pesticides”: Are they less hazardous to the environment. BioScience, 51; pp.980–982.

- Stark, J.D. and Vargas, R.I. 2002. Demographic changes in *Daphnia pulex* (leydig) after exposure to the insecticides spinosad and diazinon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56 (2003); pp.334–338.
- Stark, J.D. and Vargas, R.I. 2005. Toxicity and hazard assessment of fipronil to *Daphnia pulex*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62 (2005); pp.11–16.
- Stephenson, R.R. 1982. *Aquat. Toxicol.*, 2, pp.175-185.
- Şenvar, C. 1988. Pestisit Kalıntıları, Çevre 88, Dördüncü Bilimsel ve Teknik Çevre Kongresi, 5-9/06/1988.
- Tardiff, R.G. 1992. *Methods to assess adverse effects of pesticides*. Published by John Wiley and sons lth. England.
- Tomlin, CDS. 2002. *The e-pesticide manual*. British Crop Protection Council, Surrey.
- Tanyolaç, J. 2000. *Limnoloji*. Hatipoğlu Yayınevi, s.263, Ankara..
- Ustaoglu, M.R. 2004. A Check-list for Zooplankton of Turkish Inland Waters. *E.Ü Su Ürünleri Dergisi Cilt/Volume 21, Sayı/Issue (3-4)*; s.191-199.
- Ünsal, M. 1996. Kirlilik Deneyleri- Yöntemler ve Sonuçların Değerlendirilmesi. *ODTÜ Deniz Bilimleri Ens.* 77-79; s.120-142. Erdemli/Mersin.
- Versteeg, D.J., Stalmans, M., Dyer, S.D. and Janssen, C. 1996. *Ceriodaphnia* and *Daphnia*: a comparison of their sensitivity to xenobiotics and utility as a test species. *Chemosphere*, 34 (4); pp.869-892.
- Vural, N. 2005. *Toksikoloji*. Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Yayını, No: 73. s.659, Ankara.
- Wauchope, R.D. 1978. The pesticide content of surface water drainage from agricultural fields: A review. *J. Environ. Qual.*, 7; pp.459-472.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Company. p 419, Philadelphia.

Whittle, D.M. and Fitzsimons, J.D. 1983. The influence of the Niagara River on contaminants burdens of Lake Ontario biota. J. Great Lakes.,9; pp.295-302.

Worthing, C.R. 1991. The Pesticide Manuel 9th Edition. The British Crop Protection Council, Unwin Brothers, London.

Yazgan, M.S. 1997. Türkiye’de pestisit kirliliği, Türkiye’de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu II, Gebze, 22-23 Mayıs 1997, s.571-577.

Yılmaz, M., Gül, A. and Erbaşlı, K. 2004. Acute toxicity of alpha-cypermethrin to guppy (*Poecilia reticulata*, Pallas, 1859). Chemosphere, 56 (2004); s.381-385.

Yordanova, V, Stoyanova, T., Traykov, I. and Boyanovsky, B. 2009. Toxicological effects of FASTAC insecticide (alpha-cypermethrin) to *Daphnia magna* and *Gammarus pulex*. Biotechnol. & Biotechnol. EQ, 23/2009/SE. pp.393-395.

Zalizniak, L. and Nugegoda, D. 2005. Effect of sublethal concentrations of chlorpyrifos on three successive generations of *Daphnia carinata*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 64 (2006); pp.207–214.

Zhang, Z., Sun, J., Chen, S., Wu, Y. and He, F. 1991. Levels of exposure and biological monitoring of pyrethroids in spraymen. Br. J. Ind. Med., pp.48; 82-6.

EKLER

EK 1 Toksikoloji ile İlgili Genel Tanımlar

EK 2 *Daphnia magna*'ya alpha-cypermethrin uygulanmadan önceki görüntüleri

EK 3 *Daphnia magna*'ya alpha-cypermethrin uygulandıktan sonraki görüntüsü

EK 1 Toksikolojik Tanımlar

Toksikoloji: Kimyasal maddelerin biyolojik dokulara kantitatif etkilerin mekanizmalarıyla birlikte araştırılmasını inceleyen ve elde edilen bilgilerden insan popülasyonuna ve çevreye zararları ve etkileri hakkında tahmin eden bir bilim dalıdır (Anonim 1998).

Zehir: Organizmada şekillenen veya dışarıdan organizmaya giren, kimyasal yapıları dolayısıyla canlının doku veya organlarını etkiyebilen, canlının sağlığında geçici veya sürekli olarak olumsuz etki yapan maddelerdir (Anonim 1998).

Zehirlilik Etkisi: Sularda tabii dengeyi bozan, organizmaların yaşam sürecini kısaltan ve/veya şartlarını bozan her türlü yabancı etkidir (Anonim 1998).

Zehirlilik Deneyleri: Zehirli maddeye belirli bir maruz kalma süresinden sonra ölüm, hareketsizlik, üremenin engellenmesi gibi zehir etkilerini belirleyen konsantrasyonu tespit edilmiştir (Anonim 1998).

Akut zehirlilik: Tek dozda 24 saat içinde görülen zehirliliktir (Vural 1996).

Akut Zehirlilik Deneyleri: Deney organizmalarında kısa sürede olumsuz değişikliğe sebep olan deney konsantrasyonlarını belirleme işlemidir (Anonim 1998).

Zehirlilik Dozu (Toksik Doz): Ölüm meydana getirmemekle beraber, zehirlenme belirtilerine sebep olan dozdur (Anonim 1998).

Kronik zehirlilik: Sıçanlarda 3 doz düzeyinde 1 yıllık süreli; köpeklerde 3 doz düzeyinde 6 ay süreli; üçüncü bir türde 6 ay süreli ortaya çıkan zehirliliktir (Vural 1996).

Subkronik Zehirlilik: Sıçanlarda 3 doz düzeyinde 16–13 hafta süreli, köpeklerde 3 doz düzeyinde 4–13 hafta süreli ortaya çıkan zehirliliktir (Vural 1996).

Ortalama Etkili Konsantrasyon (EC₅₀) : Deney organizmalarının %50'sinde denge kaybı, felç, anormallikler veya vücut bozuklukları gibi etki meydana getiren konsantrasyondur (Anonim 1998).

Eşik Konsantrasyonu: Kontrollü koşullarda basit deney hayvanında seçici bazı cevapları almak için gerekli olan minimum zehir konsantrasyonu veya aynı koşullar altında canlıların hayatta kalmasına izin veren maksimum zehir konsantrasyonudur (Anonymous 1983).

Ortalama Öldürücü Konsantrasyon (LC₅₀): Tatbik edildiği organizmaların yarısını öldüren konsantrasyondur (Anonim 1998).

Ortalama Tolerans Limiti (TL₅₀): Su organizmalarının zehirli ortamda yarısının canlı kaldığı sınır zehirlilik değeridir (Anonim 1998).

En Düşük Öldürücü Doz: Ölüm meydana getiren dozların en küçüğüdür (Anonim 1998).

En Yüksek Tolerans Dozu: Ölüm meydana getirmeyen en yüksek dozdur (Anonim 1998).

Doz-Cevap ilişkisi: Kimyasal maddelere maruz kalma özellikleri ile meydana gelen çeşitli ve geniş spektrumlu tesirler arası ilişkilere denir (Anonim 1998)

EK 2 *Daphnia magna* 'ya alpha-cypermethrin uygulanmadan önceki görüntüleri



EK 3 *Daphnia magna* 'ya alpha-cypermethrin uygulandıktan sonraki görüntüsü



ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Yeşim ÇELİKEL
Doğum Yeri : Adana
Doğum Tarihi : 06.08.1985
Medeni Hali : Bekar
Yabancı Dil : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Etimesgut Anadolu Lisesi
Lisans : Kırıkkale Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü (2009)
Yüksek Lisans : Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı (Eylül 2009 – Mayıs 2011)

Çalıştığı Kurum

Dogan Medikal (Tüp Bebek, Bilimsel Araştırmalar ve Deney Hayvanları)