

**KARABOĞAZ GÖLÜNÜN (SAMSUN) BESİN ZİNCİRİNDE
PESTİSİT BİRİKİMİNİN TESPİTİ**

**DETERMINATION OF PESTICIDE BIOACCUMULATION IN
FOOD CHAIN IN THE KARABOGAZ LAKE (SAMSUN)**

ZEYNEP YURTKURAN

Hacettepe Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin

BİYOLOJİ (HİDROBİYOLOJİ) Anabilim Dalı İçin Öngördüğü

YÜKSEK LİSANS TEZİ

olarak hazırlanmıştır.

2012

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'ne,

Bu çalışma jürimiz tarafından **BİYOLOJİ ANABİLİM DALI** 'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Başkan :
Prof.Dr. Yıldız Demirkalp

Üye (Danışman) :
Doç.Dr.Yasemin Saygı

Üye :
Doç. Dr. Zafer Ayaş

Üye :
Yrd. Doç. Dr. Belda Erkmen

Üye :
Yrd. Doç. Dr. Sırma Çapar

ONAY

Bu tez Hacettepe Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliği'nin ilgili maddeleri uyarınca yukarıdaki jüri üyeleri tarafından/...../..... tarihinde uygun görülmüş ve Enstitü Yönetim Kurulunca/...../..... tarihinde kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Fatma Sevin Düz
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

Karaboğaz Gölünün (Samsun) Besin Zincirinde Pestisit Birikiminin Tespiti

Zeynep Yurtkuran

ÖZ

Tez çalışması Ağustos 2011 ile Haziran 2012 tarihleri arasında Kızılırmak Deltası'ndaki önemli sulak alanlardan biri olan Karaboğaz Gölü'nde gerçekleştirilmiştir. Tez kapsamında sucul sisteme giriş yapan pestisitlerin su, sediman, göldeki en baskın makrofit türlerinde (*Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*) ve sazan balığının (*Cyprinus carpio*) kas dokusundaki kalıntı düzeyleri araştırılmıştır. Tezde çoklu pestisit kalıntı analizlerinde QUECHERS ekstraksiyon metodu ve Gaz Kromatografisi – Kütle spektrofotometre cihazı kullanılmıştır.

Yapılan çalışmada su, sediman, 2 makrofit türü ve balık (*C. carpio*) örneklerinde 15 farklı pestisit türü, 1 pestisit metaboliti (Malathion-Okzon) ve 1 sinerjisit (PBO) tespit edilmiştir. Karaboğaz Gölü'nde tespit edilen pestisitlerden 12 tanesinin insektisit, 2 tanesinin herbisit, 1 tanesinin ise fungusit olduğu belirlenmiştir.

Tez çalışması kapsamında suda en yüksek konsantrasyonda Tebufenozid (ortalama 0.042 µg/L ve toplam 1.265 µg/L), sedimanda Etofenproks (ortalama 91.82 µg/kg ve toplam 2754.7 µg/kg), makrofit türlerinde *C. vulgaris*'te Jasmolin I (ortalama 530 µg/kg ve toplam 8474 µg/kg), *P. pectinatus*'ta Sinerin II (ortalama 410 µg/kg ve toplam 6556 µg/kg) ve *C. carpio*'da ise Jasmolin II (ortalama 322.6 µg/kg ve toplam 11972 µg/kg) saptanmıştır.

Yapılan araştırmada elde edilen sonuçlara göre, makrofit (*Chara vulgaris*, *Potamogeton pectinatus*) ve balık (*Cyprinus carpio*) örneklerinde biyolojik birikim faktörü hesaplanmıştır. En yüksek oranda biyolojik birikim gösteren pestisitler *C. vulgaris*'te Linuron, *P. pectinatus*'ta Jasmolin II ve *C. carpio*'da ise Jasmolin II olarak tespit edilmiştir. Ayrıca Jasmolin I, Tetrametrin II, Tebufenozid ve PBO'nun besin zincirinde biyomagnifikasyona uğradığı belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Kızılırmak Deltası, Karaboğaz Gölü, Çoklu Pestisit Analizi, Quechers, GC-MS, su, sediman, *Potamogeton pectinatus*, *Chara vulgaris*, *Cyprinus carpio*

Danışman: Doç.Dr.Yasemin Saygı, Hacettepe Üniversitesi, Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü.

Determination of Pesticide Bioaccumulation In Food Chain In The Karabogaz Lake (Samsun)

Zeynep Yurtkuran

ABSTRACT

The thesis study was carried out in Karaboğaz Lake, one of the important wetlands of the Kızılırmak Delta, between August 2011 and June 2012. Pesticides entering to the aquatic system were measured in water, sediment, most dominant macrophyta species (*Chara vulgaris*, *Potamogeton pectinatus*) and fish (*Cyprinus carpio*). Multiresidue pesticide analyses were done with QUECHERS extraction method and Gas Chromatography - Mass Spectrometry (GC-MS).

In the study on the Karaboğaz Lake, 15 different pesticide species, 1 pesticide metabolite (Malathion-oxon) and 1 synergist (PBO) were detected in water, sediment, 2 macrophyta species and *C. carpio* samples. From the pesticides detected in Karaboğaz Lake, 12 have insecticidal, 2 have herbicidal and 1 has fungicidal characteristic.

The maximum concentrations of pesticides in water is Tebufenozide (mean 0.042 µg/L and total 1.265 µg/L), in sediment is Ethofenprox (mean 91.82 µg/kg and total 2754.7 µg/kg), in macrophyta is *C. vulgaris* Jasmolin I (mean 530 µg/kg and total 8474 µg/kg), *P. pectinatus* Cinerin II (mean 410 µg/kg and total 6556 µg/kg) and in *C. carpio* is Jasmolin II (mean 322.6 µg/kg and total 11972 µg/kg).

According to the results, the bioaccumulation factor of pesticides were calculated in macrophyta species and fish. Pesticides with maximum bioaccumulation were shown to be Linuron in *C. vulgaris*, Jasmolin II in *P. pectinatus* and *C. carpio* Jasmolin II. Also, biomagnification of Jasmolin I, Tetramethrin II, Tebufenozide and PBO was observed in the food web.

Keywords: Kizilirmak Delta, Karabogaz Lake, Multiresidue Pesticide Analyses, Quechers, GC-MS, water, sediment, *Potamogeton pectinatus*, *Chara vulgaris*, *Cyprinus carpio*.

Advisor: Assoc.Prof. Dr. Yasemin Saygı, Hacettepe University, Science Faculty, Biology Department.

TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın oluşumundan sonuçlanmasına kadar her aşamasında, ilgi, destek ve bilgisini esirgemeyen, tez danışmanım ve değerli hocam sayın Doç. Dr. Yasemin Saygı' ya,

Tez çalımm boyunca bilgilerini, yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen Dr. Öner Koçak, Dr. Burcu Koçak, Prof.Dr.Yıldız Demirkalp, Ar.Gör.Seda Tunçer, Hacer Tanacı Kaptanoğlu, Ali Can Öztapak ve Adnan Hazar'a,

Tez çalışma sürecindeki arazi çalışmalarında destekleri için Prof. Dr. İbrahim Ayhan ÖZKUL, Prof. Dr. Figen Erkoç, Dr. Nur Saygı ve balıkçılarımız Alaadin Açıkgöz ve Mehmet Topal'a,

Çalışmam süresince gösterdikleri sabır ve destekleri için biricik annem Zehra Yurtkuran ve babam Çetin Yurtkuran'a, hayatımı anlamlı kılan Sıla Toksöz ve Gökhan Çeterez'e teşekkürü bir borç bilirim.

Çalışmaya mali destek sağlayan TÜBİTAK ÇAYDAG Grubuna (TÜBİTAK : 111Y158) ve Hacettepe Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Birimine (BAP:011.006.601.001) teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

Sayfa

ÖZ	i
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR	v
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xii
1. GİRİŞ VE ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	xiii
2. GENEL BİLGİLER	10
2.1. Acısuların Tanımı, Sınıflandırılması ve Bazı Hidrografik Özellikleri	10
2.2. Makrofitler Hakkında Genel Bilgi ve Sucul Sistemdeki İşlevleri	11
2.2.1. <i>Potamogeton pectinatus</i>	13
2.2.2. <i>Chara vulgaris</i>	14
2.3. <i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)'nin Sucul Sistemdeki Yeri ve Pestisit Biyolojik Birikimi	15
2.4. Karaboğaz Gölü'nde Tespit Edilen Pestisitlerin Tanımı, Fiziko-kimyasal Özellikleri ve Sınıflandırılması	17
2.4.1. Organik Fosforlu Pestisitler	21
2.4.2. Piretrinler	23
2.4.3. Sentetik Piretroidler	24
2.4.4. Karbamatlı Pestisitler	25
2.4.5. Tebufenozid	27
2.4.6. Linuron	28
2.4.7. Piperonil Butoksit (PBO)	28
3. ÇALIŞMA ALANININ TANIMI VE ÖZELLİKLERİ	29
3.1. Çalışma Alanının Genel Tanımı	29
3.2. İklim	32
4. GEREÇ VE YÖNTEMLER	34
4.1. Örneklemeye Noktalarının Seçimi	34
4.2. Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin Tespiti	34
4.3. Arazi Koşullarında Yapılmış Örneklemeye Çalışmaları	35
4.4. Laboratuvar Koşullarında Yapılmış Çalışmalar	36
4.4.1. Suda Pestisit Ekstraksiyonu	36
4.4.2. Sedimanda Pestisit Ekstraksiyonu	36
4.4.3. Makrofitlerde Pestisit Ekstraksiyonu	37
4.4.4. <i>Cyprinus carpio</i> 'da Pestisit Ekstraksiyonu	37
4.4.5. GC-MS Analiz Koşulları	39
4.4.6. Metot Validasyonu ve Kalibrasyon	39

4.4.7. İstatistiksel Analizler.....	40
5. BULGULAR.....	41
5.1. Fiziksel ve Kimyasal Bulgular.....	41
5.1.1. Derinlik ve Işık Geçirgenliği.....	41
5.1.2. Sıcaklık.....	42
5.1.3. Çözünmüş Oksijen ve Doygunluk.....	42
5.1.4. pH.....	45
5.1.5. Elektriksel İletkenlik (E.C.) ve Tuzluluk.....	45
5.2. Çoklu Pestisit Analizi Sonuçları.....	47
5.2.1. Suda Tespit Edilen Pestisitler.....	47
5.2.1.1. Suda Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler.....	47
5.2.1.2. Suda Tespit Edilen Piretrinler.....	49
5.2.1.3. Suda Tespit Edilen Sentetik Piretroidler.....	50
5.2.1.4. Suda Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler.....	51
5.2.1.5. Suda Tespit Edilen Diğer Pestisitler ve Sinerjistikler.....	53
5.2.2. Sedimanda Tespit Edilen Pestisitler.....	55
5.2.2.1. Sedimanda Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler.....	55
5.2.2.2. Sedimanda Tespit Edilen Piretrinler.....	55
5.2.2.3. Sedimanda Tespit Edilen Sentetik Piretroidler.....	56
5.2.2.4. Sedimanda Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler.....	58
5.2.2.5. Sedimanda Tespit Edilen Diğer Pestisitler ve Sinerjistikler.....	59
5.2.3. Makrofitlerde Tespit Edilen Pestisitler.....	61
5.2.3.1. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler.....	61
5.2.3.2. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Piretrinler.....	63
5.2.3.3. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Sentetik Piretroidler.....	66
5.2.3.4. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler.....	69
5.2.3.5. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Diğer Pestisitler ve Sinerjistikler.....	71
5.2.4. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen Pestisitler.....	73
5.2.4.1. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler.....	73
5.2.4.2. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen Piretrinler.....	74
5.2.4.3. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen Sentetik Piretroidler.....	75
5.2.4.4. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler.....	76
5.2.4.5. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen Diğer Pestisitler ve Sinerjistikler.....	77
5.2.5. Makrofitlerde ve <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Biyolojik Birikim Faktörü.....	79
6. TARTIŞMA VE SONUÇLAR.....	81
7. KAYNAKLAR.....	105
ÖZGEÇMİŞ	123

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 1.1. Karaboğaz Gölü ve Etrafındaki Drenaj Kanalları.....	3
Şekil 2.1. <i>Potamegon pectinatus</i>	14
Şekil 2.2. <i>Chara vulgaris</i>	15
Şekil 2.3. Biyolojik Birikim Faktörü Hesaplama Formülü.....	16
Şekil 2.4. Pestisitlerin Çevresel Hareketi.....	18
Şekil 3.1. Kızılırmak Deltası Haritası.....	31
Şekil 3.2. Karaboğaz Gölü Uydu Fotoğrafı Ve Gölün Denizle Bağlantı Kurduğu Boğaz.....	31
Şekil 3.3. Kızılırmak Deltası'nın 1926 Tarihli Topografya Haritası.....	32
Şekil 4.1. Çalışma Alanında Örnekleme Yapılan İstasyonlar.....	35
Şekil 4.2. Standart QUECHERS Yöntemi Genel Analitik Prosedür Şeması.....	38
Şekil 5.1. Suda Tespit Edilen Organik Fosforlu Bileşik Malathionun İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimi ($\mu\text{g/L}$).....	48
Şekil 5.2. Suda Tespit Edilen Piretrin İnsektisitlerden Jasmolin II' nin İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimi ($\mu\text{g/L}$).....	50
Şekil 5.3. Suda Tespit Edilen Sentetik Piretroid İnsektisitlerden Etofenproksun İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimi ($\mu\text{g/L}$).....	51
Şekil 5.4. Suda Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitlerin İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri ($\mu\text{g/L}$).....	53
Şekil 5.5. Suda Tespit Edilen Tebufenozid, Linuron Ve PBO'nun İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri ($\mu\text{g/L}$).....	54
Şekil 5.6. Sedimanda Tespit Edilen Piretrin İnsektisitlerin İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri ($\mu\text{g/kg}$).....	56
Şekil 5.7. Sedimanda Tespit Edilen Sentetik Piretroid İnsektisitlerden Etofenproksun İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimi ($\mu\text{g/kg}$).....	57
Şekil 5.8. Sedimanda Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitlerin İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri ($\mu\text{g/kg}$).....	59
Şekil 5.9. Sedimanda Tespit Edilen Tebufenozid, Linuron Ve PBO'nun İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri ($\mu\text{g/kg}$).....	60

Şekil 5.10. <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	62
Şekil 5.11. <i>Potamogeton pectinatus</i> 'ta Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	63
Şekil 5.12. <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Piretrin İnsektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	65
Şekil 5.13. <i>Potamogeton pectinatus</i> 'ta Tespit Edilen Piretrin İnsektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	66
Şekil 5.14. <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Sentetik Piretroid İnsektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	68
Şekil 5.15. <i>Potamogeton pectinatus</i> 'ta Tespit Edilen Sentetik Piretroid İnsektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	68
Şekil 5.16. <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Molinatın ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimi.....	70
Şekil 5.17. <i>Potamogeton pectinatus</i> 'ta Tespit Edilen Molinatın ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimi.....	70
Şekil 5.18. <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	72
Şekil 5.19. <i>Potamogeton pectinatus</i> 'ta Tespit Edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun ($\mu\text{g}/\text{kg}$) İstasyonlara Göre Mevsimsel Değişimleri.....	73
Şekil 5.20. <i>Cyprinus carpio</i> 'da Tespit Edilen Piretrin İnsektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) Mevsimsel Değişimleri.....	75
Şekil 5.21. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen Sentetik Piretroid İnsektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) Mevsimsel Değişimleri.....	76
Şekil 5.22. <i>Cyprinus carpio</i> 'da Tespit Edilen Propamokarb Hidroklorürün ($\mu\text{g}/\text{kg}$) Mevsimsel Değişimi.....	77
Şekil 5.23. <i>Cyprinus carpio</i> 'da Tespit Edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun ($\mu\text{g}/\text{kg}$) Mevsimsel Değişimleri.....	78
Şekil 6.1. Sucul Organizmalar İçin Biyolojik Birikim Modeli.....	104

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Venice Sistemine göre önerilen sınıflandırma sistemi.....	10
Çizelge 2.2. Proje kapsamında tespit edilen pestisitlerin kimyasal gruplarına ve fizikokimyasal özelliklerine göre sınıflandırılması.....	20
Çizelge 3.1. Samsun (Bafra) İline ait bazı iklimsel istatistiki veriler (1971-2012)...	33
Çizelge 3.2. Samsun (Bafra) ili Ağustos 2011 - Ağustos 2012 dönemi aylık iklimsel istatistiki verileri.....	33
Çizelge 4.1. GC-MS Analiz Koşulları.....	39
Çizelge 5.1. Karaboğaz Gölü'nde derinlik (cm) ve ışık geçirgenliğinde (cm) meydana gelen mevsimsel değişimler.....	42
Çizelge 5.2. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında sıcaklık (°C) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı.....	43
Çizelge 5.3. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında çözülmüş oksijen (mg/L) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı.....	44
Çizelge 5.4. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında doygunluk (%) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı.....	44
Çizelge 5.5. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında pH değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı.....	46
Çizelge 5.6. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında EC (µS/cm) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı.....	46
Çizelge 5.7. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında tuzluluk (%o) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı.....	47
Çizelge 5.8. Suda Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisit Malathionun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/L) değerleri.....	48
Çizelge 5.9. Suda Tespit Edilen Piretrin Pestisit Jasmolin II'nin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/L) değerleri.....	49

Çizelge 5.10. Suda Tespit Edilen Sentetik Piretroid Pestisit Etofenproksun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$) değerleri.....	51
Çizelge 5.11. Suda Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$) Değerleri.....	52
Çizelge 5.12. Suda Tespit Edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$) değerleri....	54
Çizelge 5.13. Sedimanda Tespit Edilen piretrin insektisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) değerleri.....	56
Çizelge 5.14. Sedimanda Tespit Edilen sentetik piretroid insektisitlerden Etofenproksun minimum, maksimum, toplamve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) değerleri.....	57
Çizelge 5.15. Sedimanda tespit edilen karbamatlı pestisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) ve değerleri.....	58
Çizelge 5.16. Sedimanda tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) ve değerleri.....	60
Çizelge 5.17. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitlerin minimum, maksimum, toplam konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) ve istatistiksel değerleri.....	62
Çizelge 5.18. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Piretrin Grubu İnektisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) değerleri.....	65
Çizelge 5.19. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Sentetik Piretroidlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) değerleri.....	67
Çizelge 5.20. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Molinatın minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) değerleri.....	69
Çizelge 5.21. <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Chara vulgaris</i> 'te Tespit Edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) değerleri.....	72
Çizelge 5.22. <i>Cyprinus carpio</i> 'da Tespit Edilen Piretrin İnektisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/kg}$) değerleri..	74

Çizelge 5.23. <i>Cyprinus Carpio</i> 'da Tespit Edilen sentetik piretroid insektisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri.....	76
Çizelge 5.24. <i>Cyprinus carpio</i> 'da Karbamatlı Pestisitlerden Propamokarb Hidroklorürün minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri.....	77
Çizelge 5.25. <i>Cyprinus carpio</i> 'da Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri....	78
Çizelge 5.26. Karaboğaz Gölü'nde su, sediman, <i>Chara vulgaris</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> ve <i>Cyprinus carpio</i> 'da kalıntısı bulunan pestisitlerin ortalama konsantrasyonları ve pestisitlerin Biyolojik Birikim Faktörleri (BBF).....	80
Çizelge 6.1. Karaboğaz Gölü'nde Tespit Edilen Pestisitlerin Su, Sediman, <i>C.vulgaris</i> , <i>P. pectinatus</i> ve <i>C.carpio</i> 'daki ortalama ve toplam konsantrasyonları.....	88

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AB	Avrupa Birliği
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
BBF	Biyolojik Birikim Faktörü
BM	Birleşmiş Milletler
DDD	Dikloro Difenil Dikloroetan
DDT	Dikloro Difenil Trikloroetan
DSİ	Devlet Su İşleri
EC	Elektiriksel İletkenlik
EbC	Efektif biyomas konsantrasyon testi
EC 50	Efektif konsantrasyon testi
ErK	Efektif oran konsantrasyon testi
EPA	Çevre Koruma Ajansı (Environmental Protection Agency)
EU	Avrupa Birliği (European Union)
FAO	Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (Food and Agriculture Organization of the United Nations)
GC	Gaz Kromatografi (Gas Chromatograph)
IUPAC	Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya Birliği
LC 50	Letal konsantrasyon testi
MS	Kütle Spektrometresi (Mass Spectrometry)
NOEC	Saptanan etki konsantrasyon sayısı (no observed effect concentration)
PBO	Piperonil Butoksit (Piperonyl Butoxide)
POP	Kalıcı Organik Kirletici Maddeler (Persistent Organic Pollutants)
ppm	mg/L , milyonda bir (parts per million)
TÜBİTAK	Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu

QUECHERS	Hızlı, Kolay, Ucuz, Efektif, Sağlam, Güvenilir analiz yöntemi (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, Safe)
TPP	Trifenil Fosfat (Triphenyl Phospate)
TSE	Türk Standartları Enstitüsü
WHO	Dünya Sağlık Örgütü (World Health Organization)

1. GİRİŞ VE ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Kıyusal sulak alanlar, deniz, tatlısu ve karasal habitatlardan büyük ölçüde etkilenen geçiş zonlarıdır. Bu türden ekosistemler üzerinde farklı habitatların etkileri bunların kendine özgü özelliklerinin ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Geçiş zonunda bulunan bu ekosistemler, dünyada üretim kapasitesi (prodüktivitesi) yüksek fakat koşulları çok değişken olan habitatlar arasında bulunmaktadır (Mitsch and Gosselink, 1993). Prodüktivitesi çok yüksek olan bu ekosistemlerde antropojenik etkenlere bağlı olarak ortaya çıkan su rejim değişimi, çökeltme, siltasyon, mineral, organik ve toksik madde birikimi sonucu ortaya çıkan kirlilik problemi sulak alanların biyotası üzerinde olumsuz etkilere neden olmaktadır (Puigserver et al., 2002). Kıyusal ekosistemlerde meydana gelen habitat bozulmaları üzerinde diğer en önemli etken ise bu habitatların litoral zonunda veya yakınında tarım ve yerleşime bağlı toprak kullanımlarıdır (Britton and Crivelli, 1993; Pearce and Crivelli, 1994, La Jeunesse et al., 2002; A'lvarez-Cobelas et al., 2005; Serrano et al.; 2006).

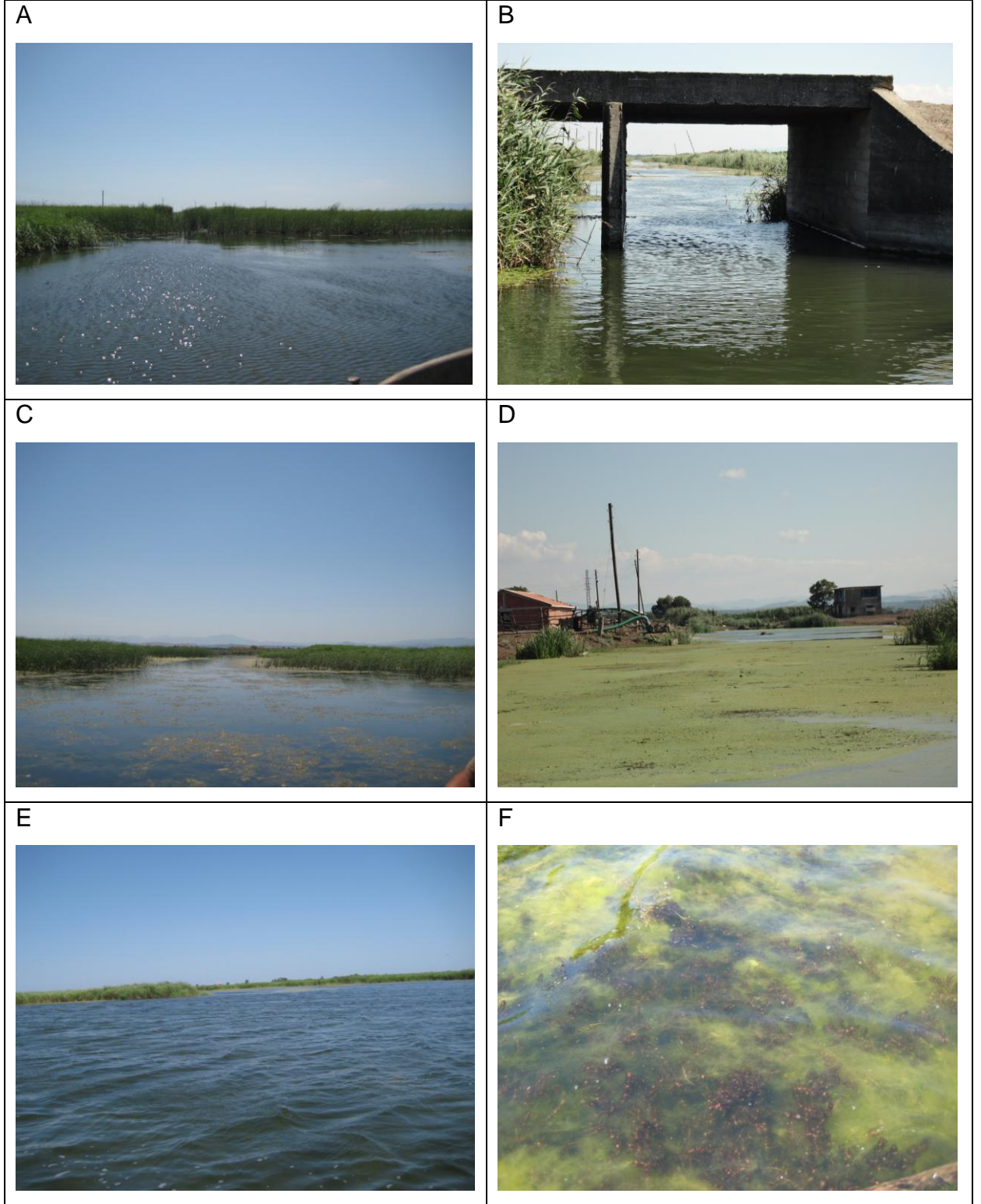
Ülkemizde birçok alan çevresel ve insan kaynaklı (antropojenik) nedenlerden dolayı hızla bozulmakta ve doğal yapı tahrip edilmektedir. Bu olumsuz koşullar ise biyolojik çeşitliliğin azalması ile yenilenemeyen doğal kaynaklardan olan su kaynaklarının kalitelerinin bozulmasına ve sucul ekosistemlerin hızla ortadan kalkmasına neden olmaktadır. Bu alanlar hızla azalmakta olan bitki ve hayvan türlerini barındırmalarının yanı sıra drenaj, toprak kazandırma, kirlilik nedeniyle ülkemizde en fazla tehdit altında bulunan bölgeler arasında bulunmaktadır.

Kızılırmak Deltası (metin içerisinde bundan sonra "Delta" olarak yazılacaktır) Samsun'un Bafra-Alaçam, Ondokuz Mayıs ve Yakakent ilçeleri sınırları içerisinde kalan 56.000 hektar alana sahip deniz, ırmak, göl, sazlık, bataklık, çayır, mera, orman, kumul ve tarım alanları gibi farklı ekosistemleri bir arada bulandıran, biyoçeşitlilik bakımından ülkemizin en önemli habitatları arasında yer almaktadır. Deltanın 6110 hektarı sulak alan olup, lagün göllerinin büyük çoğunluğu (Balık Gölü, Uzun Göl, Çernek Gölü, Liman Gölü, Tatlı ve Gıcı Gölü) deltanın doğusunda, tez çalışmasının gerçekleştirildiği Karaboğaz Gölü ise deltanın batısında bulunmaktadır. Kızılırmak Deltası, yaşama ortamlarının çeşitliliği, barındırdığı türlerin durumları ile çok sayıda uluslararası öneme sahip sulak alan

olarak 1998 yılında Bayındırlık Bakanlığı tarafından Ramsar Alanı olarak ilan edilmiştir (Balkaya ve Çekiloba, 2005).

Delta Kuaterner periyotta tektonik hareketler ve geniş bir drenaj alanı olan Kızılırmak Nehrinin taşıdığı alüvyonun birikimi ile oluşmaya başlamış, Delta ve içerisinde bulunan lagünlerin morfolojisi gerek doğal gerekse antropojenik nedenlerle yakın tarihe kadar sürekli bir değişime uğramıştır (Turoğlu, 2005). Kızılırmak Deltası'nda Kalkolitik dönemden bu yana insan yerleşiminin varlığı bilinmektedir. Ancak son yüz yıllık süreç içerisinde insanlar, bu alanın doğal özelliklerinden faydalanmayı gelişen teknolojik imkânlarla devam ettirdiğinden, doğal çevrede meydana gelen değişiklikler için tetikleyici olmuştur. Özellikle 1950'li yıllardan sonra Deltada yerleşimin artışı, arazinin tarım amaçlı yoğun kullanımı, Kızılırmak Nehri üzerinde DSİ tarafından kurulan baraj-diğer su yapıları ve Bafra Drenaj Kanalı Sulama Projesi ile birlikte Deltanın gelişiminde olumsuzluklar başlamıştır (DSİ, 1986; 1988; 1992; Bilgi, 2001). DSİ tarafından Deltada bulunan lagün göllerini kuşatan kanallar açılarak Deltada bulunan tarımsal araziden gelen sular bu kanallara alınmış ve denize ya da Deltadaki göllere verilmiştir. Drenaj kanallarının inşası Deltanın su rejimini tamamen değiştirmiş ve ekosistem üzerinde olumsuz etkilere neden olmuştur.

Tez çalışmasının gerçekleştirildiği Karaboğaz Gölü 41° 38' Kuzey enlemleri ve 35° 38' Doğu boylamları arasında Kızılırmak ağzının 10 km batısında bulunan, 1500 hektar yüzey alanına sahip deniz seviyesinde yer alan bir acısu lagün gölüdür (Bkz. Şekil 3.1.). Karaboğaz Gölü kuzey-batısında yer alan dar bir kumsal bariyeri üzerinden Karadeniz'le bağlantı kurmaktadır. Kuzeyden giren tuzlu su nedeniyle acı su karakterindedir. Tatlı su girdisi göle güneyden gelen küçük derelerle (Marda ve Berdaş Çayları) ve gölün güneyinde bulunan drenaj kanalları ile sağlanmaktadır (Bkz. Şekil 1.1.). Bu kanallardan göle taşınan tatlı su miktarı mevsimsel olarak değişim göstermektedir.



Şekil 1.1. Karaboğaz Gölü ve Etrafındaki Drenaj Kanalları. a. Çeltik tarlalarından gelen kanalın göle açıldığı kısım, b. Çeltik tarlalarının yanındaki drenaj kanalları c.Mısır tarlaları ile bağlantılı kanalın göle açılan kısmı, d. Mısır tarlalarının yanındaki drenaj kanalları, e. Karaboğaz Gölü ayna kısmı, f. Karaboğaz Gölü'nü kaplayan filamentöz algler

Karaboğaz Gölü'nün etrafında yerleşim bölgeleri ve tarımsal alanlar bulunmaktadır. Yerleşim bölgeleri gölün kuzeyindeki dar kumsal alanda ve kuzey batı kısımlarda dikkat çekici yoğunluktadır. Gölün güney, güney-batı ve güney-doğu kısımlarında ise yılın her döneminde tarım faaliyetlerinin yürütüldüğü alanlar bulunmaktadır. Karaboğaz Gölü'nün etrafı denizle bağlantıda olduğu kuzey-batı bölgesi dışında sazlık alan ile kaplı olup, bu bölgelerde *Phragmites australis* yaygın olarak bulunmaktadır. Ancak göl ile tarlalar arasında bariyer olan bu alan oldukça dardır. Yerleşim ve tarım alanları deltada bulunan diğer göllere kıyasla Karaboğaz'ın çok yakın çevresinde yer almaktadır. Bu özelliği bakımından Karaboğaz Gölü Deltada bulunan diğer göllerden oldukça farklılık göstermektedir. Tarım alanlarından kanallar aracılığıyla Deltadaki göllere taşınan tarımsal kirletici yüklü maddeler çok kısa mesafe kat ederek Karaboğaz Gölü'ne ulaşmaktadır. Bunun sonucu gölün neredeyse tamamını kaplayan su altı vejetasyonu gelişimi bulunmaktadır (Bkz. Şekil 1.1.), (Demirkalp ve ark., 2010 b).

Karaboğaz Gölü Kızılırmak Deltası'nın Bafra ilçesi sınırlarında bulunmaktadır. Bafra Ziraat Odası tarafından yayınlanan bilgilere göre Bafra ilçesinde 67787 hektar tarım alanının 29000 hektarında sulu tarım, 38787 hektarında ise kuru tarım yapılmaktadır ve yaklaşık 20 çeşit ürün yetiştirilmektedir. Bu ürünlerin başlıcaları arasında buğday, çeltik, mısır, lahana, ıspanak ve kırmızı biber bulunmaktadır. Özellikle sulu tarım alanlarının 20000 hektarında sadece çeltik yetiştirilmektedir (Yeniyurt ve ark., 2008). Kızılırmak Deltasındaki tarım uygulamaları beraberinde çok yoğun pestisit kullanımını getirmektedir. Bölgede yaygın olarak kullanılan pestisitler sebze üretiminde fungusit ve insektisitler, çeltik üretiminde herbisitler olarak karşımıza çıkmaktadır. Deltadaki tarımsal alanların etrafında bulunan kanallara boşaltılan pestisit ve azot-fosforca zengin gübre yüklü sular, kanalların boşaldığı lagün göllerinde su kalitesinin önemli ölçüde bozarak ekosistemi tehdit etmektedir (Demirkalp ve ark., 2010 b). Yılın her mevsiminde tarımsal faaliyetlerin devam ettiği Bafra Bölgesinde yabancı otlarla mücadele için kullanılan herbisitler bir ekim döneminde ortalama 2 kez, fungusitler 3-5 kez, insektisitler ise 2-3 kez kullanılmaktadır. Dolayısıyla her mevsimde tarım yapılan bu bölgede pestisitlerin sürekli kullanılması söz konusudur (Ayan ve Kurt, 2011).

Kalıcı organik kirleticiler (KOK) arasında çevre üzerinde doğrudan ya da dolaylı yollarla en çok etki yaratan gruplar olan pestisitlerin fizikokimyasal yapılarına göre hava ve sudaki hareket yeteneği, çevrede birikim, değişime uğrama ve canlılarda kalıntı bırakma gibi özellikleri yaban hayatı, insan sağlığı ve çevre açısından önemli bir risk oluşturmaktadır (Spacie and Hamelink, 1985). Sucul ekosistemde pestisitlerin kara-sediman, sediman-su, su-hava, ekosistem-canlılar arasında devamlı bir hareketi söz konusudur ve bu hareket pestisitlerin buhar basıncı, sudaki çözünürlüğü, oktanol - su katsayısı gibi çeşitli fizikokimyasal özelliklerine göre belirlenmektedir (Lydy et al., 1990; Colombo et al., 1990; Perez-Ruzafa et.al., 2000). Kalıcı organik kirleticiler terimi toksik, kalıcı ve doğada olağan dışı uzun mesafeler ve süreler boyunca bozunmadan taşınabilen ve biyolojik olarak birikime uğrayabilen kimyasallar için kullanılmaktadır (Buccini, 2001; Acara, 2006). Günümüzde 2001 yılında Türkiye'nin de imzalayarak taraf olduğu Stockholm Sözleşmesi hükümlerince 12 pestisit 2025 yılına kadar küresel boyutta üretiminin durdurulması, depolarda kalanların ise imha edilmesi söz konusudur. Bu grupta bulunan pestisitler arasında bulunan Aldrin, Dieldrin, Endrin, Klordan, DDT, Mireks, Heptaklor, Hekzaklorobenzen ve Toksafen zirai üretimde kullanılmış/kullanılan pestisitlerdir (EPA, 2002). Kalıcı organik kirleticiler için ülkeler bazında ilk yasaklanma ABD'de 1969 yılında DDT'nin kullanımının sınırlandırılmasıyla başlamıştır. Amerika Çevre Koruma Örgütü'nün (EPA) 1970'de kurulmasıyla resmi bildirimler yayınlanarak çok kalıcı ve insan sağlığına zararlı pestisitlerden Aldrin ve Dieldrin'in 1975'te, birçok civalı bileşiğin ise 1976'da kullanımı yasaklanmıştır. Küresel anlamda farkındalık ve yasaklamalar Birleşmiş Milletlerin 1979'dan beri sürdürdüğü çabalar sonucu en somut adımlardan biri olarak Türkiye'nin de taraf olduğu ve 2001 yılında imzalanan Stockholm Sözleşmesi ile atılmıştır (EPA, 2002; UNEP, 2011).

Türkiye'de Koruma Kontrol Genel Müdürlüğü kayıtlarına göre organik klorlu bileşiklerden Aldrin, Dieldrin, Chlordane ve Endrin 1979 yılına kadar, DDT, Fenil Civa Asetat ve Arsenikli bileşikler gibi tehlikeli pestisit grupları ise 1982 yılından itibaren yasaklanmıştır (Ağar ve ark., 1991; EPA, 2002; Acara, 2006). Stockholm Sözleşmesi ve Avrupa Birliğine (AB) uyum yasaları kapsamında Türkiye halen gerekli düzenlemeleri yapmaktadır. AB ülkelerinde yaklaşık 1000 pestisit 1993-2009 yılları arasında insan ve çevre sağlığı açısından yeniden

değerlendirilme sürecine alınmış ve ancak 250 pestisit yeniden ruhsat alabilmiştir. Bu gelişmelerden sonra, AB değerlendirmesini geçemeyen birçok organik fosforlu, karbamatlı ve sentetik piretroidinde aralarında bulunduğu pestisitleri içeren preparatların ruhsatları Türkiye’de tedrici olarak iptal edilmeye başlanmıştır. İlk olarak 75 maddenin imalatı ve ithalatı 01.01.2009 tarihi itibarıyla yasaklanmıştır. Daha sonra, 31.08.2009 tarihinde 49 pestisit daha piyasadan çekilmiştir (KKGM, 2009; Durmuşoğlu ve ark., 2010). AB’de kullanımdan kaldırılan, ancak Türkiye’de hala piyasada olan 165 etkili madde ise 2011 ve 2012 yılları içinde kullanımdan kaldırılmak üzere Gıda Kontrol Genel Müdürlüğü tarafından resmi listeler halinde açıklanmıştır (Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, 2012).

Tehlikeli kimyasalların yasaklanması halk sağlığı, yaban hayatı ve çevrenin korunması açısından önemli bir adım olmuştur. Ancak geçiş sürecinde bakanlık tarafından yasaklama kararından itibaren en az 2 senelik süre verilmekte ve depolardaki ürünlerin bitmesi sağlanmaktadır. Yeni nesil formülasyonlar ruhsatlandırılarak muadil ilaç olarak sunulmaktadır. Bu tez kapsamında tespit edilen 15 pestisit, 1 sinerjisit, 1 pestisit metabolitten 3 tanesinin kullanımı yasaklanmıştır. Diğerleri ise Kasım 2011 tarihinde yayınlanan bildirimde göre ruhsatlı bileşikler arasında bulunmaktadır (Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, 2012). Tez çalışması kapsamında Karaboğaz Gölü sucul sisteminde tespit edilen Okzamil, Bromofos-Etil ve PBO'nun 2011 yılı itibarı ile kullanımı yasaklanmış, Molinat, Malathion, Tebufenozid, Piretrin I, Piretrin II, Jasmolin I, Jasmolin II, Sinerin I ve Sinerin II, Linuron, Tetrametrin II, Etofenproks ve Propamokarb Hidroklorür aktif maddeleri ise kullanım izni verilen pestisitler listesindedir.

Karaboğaz Gölü’nde daha önceki dönemlerde bazı bilimsel araştırmalar yürütülmüştür. Demirkalp ve ark. (2010) tarafından yapılan TÜBİTAK 108Y058 projesinde Karaboğaz Gölü’nün biyoçeşitliliği ve ekolojik yapısı oldukça kapsamlı şekilde araştırılmıştır. Balık faunasını belirlemeye yönelik çalışmalarda ise Karaboğaz Gölü’nden *Carassius gibelio*, *Cyprinus carpio*, *Petroleuciscus borysthenticus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Mugil cephalus*, *Mugil soiu*, *Syngnathus abaster*, *S. acus*, *Neogobius fluviatilis*, *Proterorhinus marmoratus* kayıt olarak verilmiştir (Uğurlu et.al. 2008). Baytut ve ark. (2006) ise Karaboğaz Gölü’nde fitoplanktondan 68 takson teşhis etmişler, bunların divisiolara göre

dağılımı *Cyanobacteria* 19, *Bacillariophyta* 19, *Chlorophyta* 17, *Cryptophyta* 1, *Euglenophyta* 12, *Dinophyta* 3 şeklinde olmuştur. Bu çalışmada göl mesotrofik olarak tanımlanmıştır.

Kızılırmak Deltası'nda kirlilik belirlemeye yönelik çalışmaların sayısı ise çok sınırlıdır. Yapılan araştırmalardan bir tanesi organik klorlu pestisitler ve poliklorlu bifenil (PCB) kirleticilerin sediman ve biyoindikatör tür olan deniz midyesi *Mytilus galloprovincialis* üzerinde araştırılmasıdır (Bakan ve Özkoç, 2004; Özkoç et.al. 2007). Bir başka çalışmada Üstün Kurnaz ve Büyükgüngör (2007) Kızılırmak Deltası kıyı şeridinde Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) bileşiklerini su ve midyede araştırmışlar, midyelerdeki PAH bileşikleri birikiminin suya göre yaklaşık 10 kat kadar daha fazla olduğunu tespit etmişlerdir. Şimdiye kadar doğrudan Karaboğaz Gölü'nde pestisit kalıntı analizi ile ilgili bilimsel bir araştırma bulunmamaktadır.

Sucul sistemlerde pestisit kalıntılarının belirlenmesine yönelik çalışmalar incelendiğinde literatürde ağırlıklı olarak organik klorlu pestisitlerin kalıntılarının araştırıldığı görülmektedir. Sucul sistemlerdeki bu konuda yapılmış çalışmalar özetlenecek olursa suda pestisit analizleri (Ayaş et.al., 1997; Tuncer et al.1998; Aydın and Yurdun, 1999; Turgut, 2003; Zulin et.al.,2002; Yazgan and Tanık, 2004; Leong et al., 2007; Vryzas et al., 2009), su ve sedimanda pestisit analizleri (Barlas, 2002; Doong et al., 2002; Bakan, 2004; Galanopoulou et al., 2005; Kavuklu, 2005; Barlas et.al., 2006; Brondi et al., 2011), ekonomik önemi olan balıklarda pestisit analizleri (Barlas, 1999; Erkmen and Kolonkaya, 2006; Pazou et al., 2006; Essumang, 2009), besin zincirinde sucul omurgasızlar, planktonlar ve balıkları kapsayan pestisit kalıntı analizleri (Ayaş et al., 1997; Yerli and Çalışkan, 1997; Pérez-Ruzafa et al., 2000; Siriwong et al., 2009) şeklinde gruplandırılmak mümkündür.

Tez çalışması kapsamında belirlenen organik fosforlu, piretrin, sentetik piretroid, karbamatlı pestisitler konusunda literatürde özellikle sucul sistemlerde besin zinciri, su, sedimanda kalıntı analizlerine yönelik çalışmaların sayısının oldukça sınırlı olduğu görülmektedir. Bunun en önemli sebepleri arasında bu grupta yer alan pestisitlerin çevresel koşullarda organik klorlulara göre daha kısa sürede

parçalanması ve kalıcılıklarının az olması bulunmaktadır. Ancak son yıllarda bu grupta yer alan pestisitlerle ilgili çoklu pestisit kalıntı araştırma çalışmaları GC-MS ve LC-MS gibi çok hassas analitik cihazların geliştirilmesi ile hız kazanmıştır. Ayrıca son yıllarda su, sediman ve canlı organizmalardan QUECHERS metodu ile çoklu pestisit analizlerinin daha düşük maliyette ve çabuk olarak yapılabilir olması çalışmaların hız kazanmasında etkili olmuştur. QUECHERS metodu tüm bu ihtiyaçları karşılaması sayesinde hem gıda hem de çevresel örneklerden çoklu pestisit analizlerinde daha hızlı ve iyi sonuçlar alınabilmesini sağlayan bir methodur (Anastassiades and Lehotay, 2003).

Ülkemizde sucul sistemlerde yapılan çalışmalarda ağırlıklı olarak organik klorlu, sınırlı olarak ta organik fosforlu pestisitler araştırılmıştır. Tez çalışması kapsamında QUECHERS yöntemi kullanılarak ve GC-MS cihazı ile su, sediman, makrofit ve balık olmak üzere farklı basamaklarda farklı gruplardan pestisitlerin araştırıldığı bu çalışma ise ülkemizde ilk defa gerçekleştirilmiştir. Yurtdışında ise tarımsal kökenli kirleticilerin karıştığı sucul sistemlerde bu tez kapsamında gerçekleştirilmiş olan benzer çoklu pestisit kalıntı analizine yönelik bazı çalışmalar bulunmaktadır. İspanya Mar Menor lagününde su, sediman, bentik canlılar ve sucul vejetasyonda organik klorlu, organik fosforlu insektisitler ve triazin herbisitler araştırılmıştır. Bu araştırma kapsamında çoklu pestisit analizi QUECHERS yöntemi ile ve GC-ECD cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiş ve Mar Menor trofik bileşenlerindeki biyokonsantrasyon ilişkisi ortaya konmuştur (Perez-Ruzafa et.al., 2000). Sucul sistemde QUECHERS metodu kullanılarak yapılan bir diğer araştırma ise Japonya'da Biwa Gölü'nde gerçekleştirilmiştir. Gölün iki littoral alanından alınan su ve sediman örneklerinde 29 pestisit kalıntısı araştırılmış ve sedimanın pestisit birikim potansiyeli incelenmiştir. Ayrıca çalışma kapsamında sedimanın partikül büyüklüğü ile bulunan pestisitlerin konsantrasyon oranı arasındaki korelasyon incelenmiştir (Tsuda et.al., 2009a). Atrazin, fipronil ve endosulfan pestisitlerinin QUECHERS yöntemiyle su ve sediman örneklerinde pestisit kalıntısı belirlenmesindeki başarısının araştırıldığı bir başka çalışmada ise bu yöntem ile kalıntı tespit limiti olarak suda 0.003 mg/L ve sedimanda 0.02 mg/kg değerlerinin altına bile inilebildiği ve yöntemin kalıntı tespit edilmesi açısından oldukça hassas olduğu belirlenmiştir (Brondi et.al., 2011). Doğrudan sedimanda pestisit kalıntılarının tespiti için farklı ekstraksiyon yöntemlerinin karşılaştırıldığı bir

çalışmada ise QUECHERS ve Luke metodu karşılaştırılmış, QUECHERS metodunun daha iyi sonuç verdiği belirlenmiştir (Kvíčalová et.al, 2012). Fransa'da su, sediman ve balıkta LC-MS kullanılarak yapılan 13 farklı pestisit kalıntısının toplam pestisit konsantrasyonları araştırılmıştır (Lazartigues et.al., 2011). Biwa Gölü'nde 29 farklı pestisit kalıntısının biyolojik birikiminin ortaya konduğu bir araştırmada, balık türleri *Zacco platypus*, *Opsariichthys uncirostris uncirostris*, *Lepomis macrochirus* ve sucuk kabuklularından *Unio douglasiae nipponensis* ve *Sinotaia quadrata histrica*'da özellikle aralarında Molinat'ın da bulunduğu 9 herbisit birikim yaptığı görülmüştür. (Tsuda et.al., 2009b). Kanada'da yapılan bir diğer çalışmada ise doğal piretrinler ve sentetik piretroidlerden Sipermetrin ve Deltametrinin somon balığının kas dokusundaki birikimi QUECHERS yöntemi ile araştırılmıştır (Rawn et.al.,2010).

Karaboğaz Gölü çevresinde çok yakında yer alan tarlalarda yılın her mevsiminde yapılan tarım faaliyetlerinde kullanılan pestisitler ve gübreler gölün güneyinde yer alan kanallarla göle taşınmakta, özellikle mayıs-aoğustos dönemi arasında gölü büyük oranda kaplayan su altı vejetasyon gelişimine neden olmaktadır. Gölde daha önce yürütölen limnolojik araştırmalarda aşırı vejetasyon gelişiminin ekosistem için risk oluşturduğu bunun ise tarım faaliyetlerinden kaynaklandığı ortaya konmuştur (Demirkalp ve ark., 2010). Bu nedenle gölde ekosistemi tehdit eden en önemli faktörlerden biri olan pestisitler bu tez kapsamında araştırılmış, göle giren pestisit türleri ve su, sedimandaki miktarları ve gölde ekonomik önemi olan *Cyprinus carpio*'nun kas dokusunda, ayrıca gölde su altı vejetasyonunda baskın türler arasında bulunan iki makrofit türündeki (*Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*) kalıntı miktarları mevsimsel olarak araştırılmıştır. Karaboğaz Gölü'nde gerçekleştirilen bu tez çalışması kapsamında ölkemizde ilk defa su, sediman, makrofit ve balık örneklerinde QUECHERS ekstraksiyon yöntemi ve GC-MS cihazı kullanılarak çoklu pestisit analizi yapılmıştır. Ayrıca tez kapsamında 2 makrofit türünün pestisit birikimi bakımından biyoindikatör özellik taşıyıp taşımadığı ve pestisitlerin besin zincirinde biyolojik birikim ve biyomagnifikasyon durumları incelenmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Acısuların Tanımı, Sınıflandırılması ve Bazı Hidrografik Özellikleri

Acısular, tatlı su ve deniz suyunun karışması sonucu ortaya çıkan su kütlesi olarak tanımlanmaktadır. Ancak karasal ortamda bulunan orta dereceli tuzlu sucul sistemler de acısu olarak değerlendirilmektedir. Tuzlu kayaç yapısının tatlı su kaynağı ile aşındırılması sonucu ortaya çıkan tuzlu nehir ve göller de acısular içerisinde değerlendirilmektedir. Farklı araştırmacılar tarafından tatlı su, acısu ve deniz suyu değişik şekillerde sınıflandırılmış, ancak 1958 yılında 'Venice Sistemi' olarak önerilen sistem günümüzde yapılan sınıflandırmalar için büyük ölçüde kabul görmüştür. Bu sistemde ‰ 0.5 ve 30 arası Mixohaline olarak isimlendirilen acısu olarak kabul edilmiştir (Remane and Schlieper, 1971).

ZON	TUZLULUK (‰)
Hiperhaline	>40
Euryhaline	40-30
Mixohaline	30-0,5
Tatlı su	< 0,5
Mixohaline Zon	
Mixoeuhaline	> 30
Mixopolihaline	30-18
Mixomesohaline	18-5
Mixooligohaline	5-0,5

Çizelge 2.1. Venice Sistemine göre önerilen sınıflandırma sistemi

Acısular, yalnızca tuz konsantrasyonu bakımından değil bazı hidrografik özelliklerden dolayı da deniz suyu ve tatlı sulardan farklılık göstermektedir. Acısularda tipik olarak görülen tuzluluk tabakalaşması nedeniyle dip katmanlarda oksijen yetersizliği görülmektedir. Oksijen yetersizliğinin yanı sıra suda H₂S (hidrojen sülfür) birikimi acısuların tipik hidrografik özellikleri arasında bulunmaktadır (Remane and Schlieper, 1971). Acısu karakterindeki lagüner sistemler tatlı su ile deniz suyunun karıştığı sucul alanlar olup, suyun yer

değiştirmesi oldukça düzensizdir. Lagnn denizle bağlantı yaptığı bölgede gelgit koşullarına ya da atmosferik koşullara bağlı olarak içeriye veya dışarıya doğru su hareketi vardır. Denizin kabarması ve göle giren tatlı su miktarına bağlı olarak göle suyun girişi ve ıkışi sürekli değişebilmekte, tatlı su ile deniz suyu karışımına bağlı olarak tuzlulukta yatay ve dikey değişimler gösterebilmektedir. Ayrıca gl içindeki tuzluluk değişimlerinde mevsim koşulları da çok etkili olmaktadır. Kurak aylarda tuzluluk artarken, yağışlı dönemde tatlı su girişi arttığı için tuzluluk düşmektedir (Remane and Schlieper, 1971).

Karasal alanların deniz kıyısında olan bölgeleri acısu özelliği gösteren pek çok lagün gölü ve körfez tarafından işgal edilmiştir. Son buzul döneminde deniz seviyesinin 100 metre yükselmesi sonucu denizler karalar doğru girinti yapmış, düzensiz kıyı oluşumları ortaya çıkmıştır. Bu oluşumlar dalgaların neden olduğu aşınma sonucu düzelirken, körfezlerin n kısımlarına sediment ve kumulların birikimi sonucu zamanla bu bölgede denizden izole olarak hafif tuzlu acısu zonları ortaya çıkmıştır. Bu yolla ortaya çıkan lagüner sistemler ‘Tipik Lagün’ olarak isimlendirilmiştir. Tipik lagünler kıyısız orijinli oluşumlar olup en geniş yeri kıyı çizgisine paraleldir. Lagünlerin bir başka oluşum şekli ise denizlerin tatlı su karakterinde göllere doğru yaptığı girintilerle ortaya çıkmıştır. Bu tip oluşumlarda deniz ile geçici olarak birkaç defa bağlantı kurabilmekte ve bu tip lagünler ‘Atipik Lagün’ olarak tanımlanmaktadır. şekilleri oval olan bu lagünler kıyı hattına dik olarak konumlanmışlardır (Barnes, 1994).

2.2. Makrofitler Hakkında Genel Bilgi ve Sucul Sistemdeki İşlevleri

Sucul makrofitler mesotrofik ve ötrofik tatlısu göllerinde ve nehirlerde, acısularda olmak üzere çok farklı sistemlerde görülürler (Sandsten et.al., 2005). Göllerde genellikle kıyı bölgesindeki siğ alanlarda yetişirler. Makrofitler özellikle siğ göllerde sucul ekosistemin önemli bir parçasıdır (Petr, 2000). Makrofitler sucul sistemlerin biyomanipulasyonunda önemli rol oynarlar. Perifitik fauna ve birçok omurgasız canlıya yaşama ortamı oluşturan makrofitler, balıkların da besin kaynaklarını oluşturmaktadır. Besin zinciri içindeki önemli konumlarının yanı sıra besin döngüsünde rol oynamaları nedeniyle su kalitesini etkilemektedirler. Özellikle sudaki znmş oksijen miktarı, pH, ve amonyak miktarı makrofitlerden etkilenir. Birçok sazan (Cyprinid) ve levrek (Percid) türü balık için üreme, yumurtlama

ortamlarını oluştururlar. Bitki ile beslenen balıklar için doğrudan, diğer tip beslenen balıklar için, farklı canlılara yaşama ortamı oluşturması açısından dolaylı olarak beslenme imkanı sağlamaktadırlar. Sedimanda tutunarak özellikle sığ alanlardaki suyun akışını yönlendirirler. Suyun ışık geçirgenliği, sıcaklığı, akışı gibi sucul sistem için oldukça önemli olan fiziksel parametreler doğrudan makrofitler tarafından etkilenmektedir. Ayrıca ortamdaki türlerinin bolluğu ile orantılı olarak biyota üzerinde makrofitlerin önemli etkisi söz konusu olabilir (Barko et.al., 1986).

Makrofitler sucul sistemlerde fosfor ve azot döngüsü açısından önemlidir, sudaki çözülmüş inorganik fosfatı alarak besin zincirine girişini sağlar. Sucul sistemde bitki türlerinin kompozisyon, dağılımları, yüzde olarak ortamda kapladıkları alan balıkların üretimini doğrudan etkilemektedir (Schriver et.al., 1995; Olson et.al., 1998; Specziar et.al., 1998; Petr, 2000)

Sucul makrofitler içine dâhil olan bitki grupları incelendiğinde, büyük bir çoğunluğunu çiçekli bitkilerin (Anigospem), bazı tohumuz bitkilerin (Pteridophyta) ve makroskopik alglerin (ör; Chara, Cladophora) oluşturduğu görülmektedir. Sucul vejetasyonu incelerken sedimanda kökü olan ve serbestçe yüzenler olarak iki ana gruba ayırmak mümkündür (Petr, 2000).

1.Sedimanda kökü olan makrofitler:

a) Su Yüzeyine Çıkan Makrofitler: Genellikle angiosperm bitkilerdir. Tropik ve subtropik kuşak sularında yetişirler. *Typha*, *Phragmites*, *Carex* en bilinen cinslerdir. Kendi vejetatif organları ya da tohumlarıyla üreyebilirler. Üreme organları suyun üstünde kaldığı için diğer makrofitlere nazaran fotosentez yapma oranları fazladır. Bu grupta yer alan makrofitler su rejimini değiştirebilirler, örneğin; *Typha* uzun dönemde suyun seviyesinde değişimlere neden olabilir (Waters and Rivers Commision, 2000). Ayrıca yapılan çalışmalar bu grupta yer alan makrofitlerin atıksu arıtımı, organik kirleticilerin, pestisitlerin biyolojik olarak ortamdaki uzaklaştırılmasında etkili olduklarını göstermiştir (Moore et.al., 2000; 2002; 2006; 2007; Vymazal, 2008; Moore et.al., 2009; Vymazal, 2011).

b) Yaprığı Su Yüzeyine Çıkan Makrofitler: *Polygonium*, *Nymphaea*, *Hydrillia* v.b. en bilinen cinsleridir. Tropik ve subtropik bölge sularında kendiliğinden yetişir.

Genellikle boyları 50-120 cm arasındadır ve sucul sistemdeki biyolojik arıtma işlevini en iyi yapan makrofit grupları arasındadır. Organik kirleticileri doğrudan kendileri ve üzerlerinde yaşamaya uygun ortam yarattıkları mikroorganizmalar ile denitrifikasyona uğratabilirler (UNEP, 2003; Polomski et.al., 2009). Ağır metalleri absorbe etme yetenekleri üzerine çok sayıda çalışma ve uygulama bulunmaktadır (Maine et.al., 2001; Cruz et.al., 2010; Azizur Rahman and Hasagewa, 2011). Pestisitleri bünyelerine alma, fitoremediasyon özellikleri de mevcuttur (Cedergreen et.al., 2004; Bouldin et.al., 2006; Oletter et.al., 2008).

c) Su Altındaki Makrofitler: Kutuplardaki çok derin ve soğuk sular hariç, dünyanın hemen her yerinde yetişen makrofitlerdir. Genellikle sığ ve durgun sularda gelişirler. Birçok ülkede balık yemi olarak üretimleri yapılmakta ve kullanılmaktadır. *Chara*, *Nitella* cinsi bitkiler, ayrıca angiospermlerden *Potamogeton*, *Elodea* örnek verilebilir (Hasan and Chakrabati, 2009).

2. Serbestçe Yüzen Makrofitler:

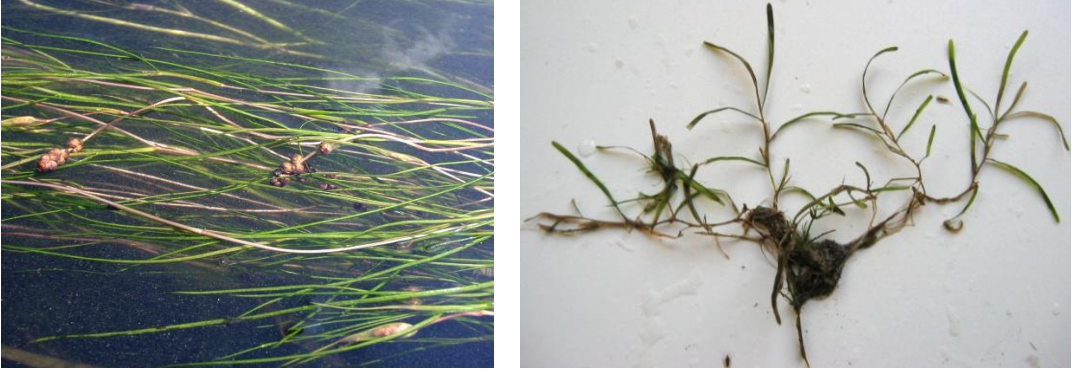
Tohumsuz bitkilerden *Azolla* ve *Salvinia*, Angiospermlerden *Lemna*, *Pistia*, *Ceratophyllum* v.b. makrofitler bu gruptadır. Özellikle balık yemi olarak akuakültürde önemleri büyüktür. Bazı türleri protein miktarının zengin olması nedeniyle, yiyeceklere katkı olarak ya da doğrudan insanlar tarafından da tüketilebilmektedir (Hasan and Chakrabati, 2009).

2.2.1. *Potamogeton pectinatus*

Potamogeton pectinatus Potamogetonaceae familyasına bağlıdır. *Potamogeton pectinatus* su altında kalan, kozmopolit yayılış gösteren makrofit türlerinden biridir. Bu bitkinin dünya çapında en önemli özelliği su kuşlarının besini olarak önem taşımasıdır. Ayrıca deşarj kanallarında ve rekreasyonel alanlarda yabancı ot olarak problem yaratmaktadır. *Potamogeton pectinatus*'un durgun suları sevdiği ancak belli seviyede dalgalanmaları tolere ettiği gözlenmiştir (Demirezen and Aksoy, 2004).

Potamogeton cinsi içerisinde sadece *Potamogeton pectinatus* türü yüksek tuzluluk, pH ve alkaliniteyi tolere edebilmektedir. Tür olarak ekstrem koşullara dayanıklılığı daha yüksek olmasına rağmen, besin açısından fakir ve asidik

karakterdeki sularda daha az gelişebilirler. *Potamogeton pectinatus* ötrofik sularda oldukça dayanıklıdır, hatta çok kirli sularda sualtı vejetasyonunda en baskın olarak görülen türler arasındadır. *Potamogeton pectinatus*'un düşük oksijen seviyelerinde büyümeye adaptasyon yetenekleri vardır. Ilıman iklimlerde, ilkbaharda büyümeye başlayan ilk sualtı bitkisidir. Kuzey yarım kürede mart sonundan haziran sonuna kadar hava derecesinin 10 °C'ye ulaştığı sıcaklıklarda büyümeye başlar. Mayıs'tan temmuz ortalarına kadar su yüzeyine ulaşırlar. 2 haftalık bir süreçten sonra su yüzeyini tamamen kaplamaya başlarlar. Kuzey yarım kürede çiçeklenme genellikle mayıs ortalarından haziran ortalarına kadar gerçekleşir, ama daha ılıman iklimlerde 5 aya kadar uzayan bir çiçeklenme evresi görülür (Demirezen and Aksoy, 2004).



Şekil 2.1. *Potamogeton pectinatus*

2.2.2. *Chara vulgaris*

Chara vulgaris, Chlorophyta divizyonunun Charales ordosuna ait bir alg türüdür. Genellikle gri-yeşil renklidirler. Rizoidleri ile su tabanındaki çamura tutunarak, su altında dik gelişen su altı algleridir. Boyları ortalama 30-40 cm uzunluğundadır. Bol miktarda kalsiyum tuzlarını hücre duvarlarında depolamaları karakteristik özelliklerindedir (Round, 1971; Saygıdeğer, 1998). *Chara* doğal olarak yayılım gösterdikleri ortamlarda bir çayır gibi su içini kaplamaktadırlar (Saygıdeğer, 1998). Çeşitli atıksuların karıştığı ortamlarda daha fazla gelişim göstererek biyolojik indikatör özelliği taşımaktadırlar. Bu bitkiler, sulama kanallarında da çoğalarak kanalların tıkanmasına neden olmaktadır (Saygıdeğer, 1998).

Chara türleri, kalsiyum karbonat ve bikarbonatlı bileşiklerin bulunduğu alkali ya da sert sularda çok iyi gelişirler. Ülkemizde sulama sistemlerinde sular genellikle sert

olduğundan bu bitkiler yaygın durumdadır. Doğal olarak sığ sularda gelişirlerse de 10 m. derinliğe kadar olan sularda da yaşayabilirler. Yoğun bir şekilde gelişerek göl, gölet ve kanalların tabanını halı gibi kaplarlar. Ortamlarında bulunan kalsiyum karbonattan dolayı gevrek ve kabuklu görünümündedirler. Sığ sularda kısa, püsküllü ve seyrek, derin sularda keçe ve yatak şeklinde suyun dip kısımlarını kaplarlar. Bu renk değişimi kalsiyum karbonat miktarına bağlıdır. *C. vulgaris* metabolizması gereği oldukça ağır bir koku olan hidrojen sülfür kokusu yayar (Round, 1971; Saygıdeğer, 1998).



Şekil 2.2. *Chara vulgaris*

2.3. *Cyprinus carpio* (L., 1758)'nin Sucul Sistemdeki Yeri ve Pestisit Biyolojik Birikimi

Cyprinidae familyasından olan *Cyprinus carpio* L., 1758'nun asıl dağılım alanı Güneydoğu Asya'dır. Besin değerinin bulunması ve balık yetiştiriciliğinde önemli yer tutması nedeniyle zamanla tüm dünyaya yayılmıştır (Jones and Stuart, 2007). *Cyprinus carpio* dünya genelinde tüm canlılar arasında en yaygın görülen 3. türdür (Saikia and Das 2009).

C. carpio'nin omnivor beslenme tarzlarından dolayı özellikle sığ sucul sistemlerde makrofitler ve bentik komüniteler üzerinde kuvvetli etkileri vardır (Matsuzaki et. al., 2009). *C. carpio* genellikle durgun ya da yavaş akan sularda, alüvyon tabanlı göllerde ve sulak alanlarda bulunur (Jones and Stuart 2007). Özellikle sucul vejetasyonun bol olarak bulunduğu, kıyı gölleri ve nehirlerin acısu birleşim noktaları da yayılım alanları arasında bulunmaktadır (FAO, 2004). *C. carpio*'nin yayılım gösterdiği habitatlarda pH 6.5 - 9.0, sıcaklık 3 - 32 °C arasında, enlem ise

60 °K - 40 °K arasındadır. Ayrıca 0.3 - 0.5 µg/L gibi çok düşük oksijen koşulunu %5 gibi yüksek tuzluluğu tolere edebilirler (Geldiay ve Balık, 1996; FAO, 2004; DeVaney et.al.,2009).

C. carpio her kıtada çeşitli tatlısu ve acısu habitatlarında başarılı bir şekilde yaygınlaşabilmekte ve bozulmuş habitatlarda da rahatlıkla yaşamını devam ettirebilmektedir (Koehn, 2004; Jones and Stuart 2007). Özellikle kanalizasyon sularının ve önemli miktarda tarımsal kökenli atığın giriş yaptığı sularda sayıca fazla olarak bulunabilirler (Koehn, 2004).

Balıkların sucul sistemdeki besin ağında önemli ekolojik nişleri vardır. Ayrıca sucul ekosistemlerde kirlilik nedeniyle kalite parametrelerindeki değişimlerin belirlenmesinde, özellikle farklı ortam koşullarına adaptasyon sağlayabilen balık türlerinin önemi vardır (Van der Oost et.al., 2003).

Çevresel risk analizlerinde, ekosistemdeki kirlenme düzeyinin saptanmasında kullanılan yöntemlerden biri biyolojik birikimi izleme çalışmalarıdır (Van der Oost et.al., 2003). Sucul sistemde biyolojik birikim faktörü belirlenirken, organizmada tespit edilen pestisit konsantrasyonunun, dış çevredeki pestisit konsantrasyonuna oranı hesaplanmaktadır (Walker et.al., 2006).

$$\text{BBF} = \frac{\text{Organizmadaki konsantrasyon}}{\text{Çevredeki konsantrasyon}}$$

Şekil 2.3. Biyolojik Birikim Faktörü Hesaplama Formülü

Biyolojik birikim izleme çalışmaları ile çevrede bulunan kirleticilerin besin zincirinde yer alan organizmalara hangi oranda alındığı saptanmaktadır (WHO, 1993; Van der Oost et.al., 2003).

2.4. Karaboğaz Gölü'nde Tespit Edilen Pestisitlerin Tanımı, Fiziko-kimyasal Özellikleri ve Sınıflandırılması

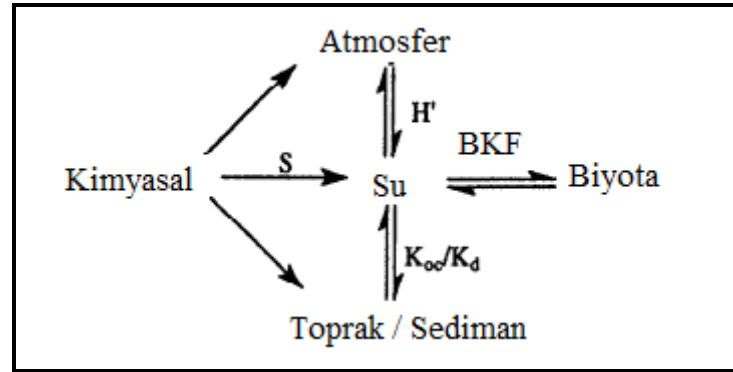
Pestisitler, günlük hayatımızda bize zarar veren böcek, kemirgen, bitki, mantar gibi çok çeşitli zararlılara karşı önleme, uzaklaştırma, yok etme ihtiyacını karşılayan maddelerin genel adıdır. Pestisit kavramı insektisit, herbisit ve fungusit maddelerin yanında dezenfektan ve büyüme düzenleyici kimyasalları da kapsamaktadır (Barr and Needham, 2002; WHO, 1990). Sentetik pestisitlerin tarımsal ve tarımsal olmayan alanlarda kullanımına son 50 yıl içinde başlanmış, hem gıda hem de vektörlerden kaynaklanan öldürücü hastalıkların yaygınlaşması ile kullanımları giderek artmıştır (Margariti et.al., 2007). Günümüzde Amerika Çevre Koruma Ajansı'na (EPA) kayıtlı 800 pestisitten üretilen 21.000 farklı ürün bulunmaktadır (Barr and Needham, 2002). Türkiye Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, Gıda ve Kontrol Genel Müdürlüğü 2011 verilerine göre ülkemizde kullanımı ruhsatlı 332 pestisit bulunmaktadır (GKGM, 2011).

Pestisitler özellikle yaygın bulaşıcı hastalıklarda insan sağlığını koruma ve artan dünya nüfusuna karşı zirai ürünlerin kalitesini iyileştirme açısından kullanılmaya başladığı ilk dönemlerde insanlara oldukça faydalı bulunmuştur (Margariti et.al., 2007). Sıtma salgınına karşı sivrisinek kontrolünün DDT ve Malathion gibi kalıcı pestisitlerle yapılması bunun en bilinen örnekleri arasında bulunmaktadır (EU, 2011; EPA, 2006a). Pestisitler başlangıçta yararlı gibi görülseler de hem çevreye hem de insanlara olan zararlı etkileri ilk kullanımından yaklaşık 20 yıl sonra ortaya çıkmıştır (Carson, 1962; Walker et.al., 2006; Tariq et.al., 2007).

Pestisitlerin sağlık üzerine etkileri akut ya da kronik olabilmektedir. Sinir, üreme, endokrin, solunum sistemi, böbrek, karaciğer başta olmak üzere birçok organda hastalık yapıcı etkileri vardır. En yaygın olarak kullanılan pestisitlerden organik klorlu, organik fosforlu, sentetik piretroid ve karbamatlı insektisitlerin asetilkolinesteraz inhibisyonu yoluyla sinir sisteminde sinapslardaki toksik etkileri sonucu kas kasılmaları, titreme, katılma, solunum ve dolaşım problemleri, koma, baş dönmesi ve depresyon gibi rahatsızlıklar ortaya çıkmaktadır (Walker et.al., 2006). Bu etkiler omurgasız canlılar, kuşlar, balıklar gibi birçok hedef dışı organizmada da görülebilmektedir. Günümüzde giderek artmaya başlayan kanser

vakalarının sebepleri arasında pestisitlerin olduğu bilinmektedir (WHO, 1990; Walker et.al., 2006; Tariq et.al., 2007).

Pestisitlerin çevredeki kalıcılığında, su ve toprak kirliliği oluşturmalarında fizikokimyasal özellikleri etkili olmaktadır (Bkz. Şekil 2.4.). Pestisitlerin çevrede karşılaştıkları fiziksel süreçler sedimentasyon, adsorpsiyon ve buharlaşmadır. Ayrıca pestisitler kimyasal ve biyolojik süreçlerle doğal koşullarda parçalanabilirler. Kimyasal süreçler genellikle suda ve atmosferde; indirgenme, yükseltgenme, hidroliz ve fotoliz şeklinde gerçekleşir. Toprakta ise bu süreçler biyolojik organizmalar tarafından yapılır. Pestisitlerin çevresel hareketlerini etkileyen faktörler arasında; sudaki çözünürlükleri, buhar basıncı, toprakta emilme katsayısı (K_{oc}), toprakta yarılanma süresi, polarite, asit ve baz iyonik yapısı bulunmaktadır. Pestisitlerin hidroliz ya da yarılanma süresi, sıcaklık ve pH'a bağlı olduğu kadar kimyasal yapısında bulunan atomların birbirine bağlanma şekliyle de ilişkilidir (Linde, 1994; Hornsby, et.al., 1996).



Şekil 2.4.Pestisitlerin çevresel hareketi (Linde,1994)

Bu özelliklerden sudaki çözünürlük kavramı bir kimyasalın oda sıcaklığı (20°C ya da 25°C) koşullarında 1 litre suda miligram oranında çözünme miktarıdır. Bu değer milyonda bir anlamında "ppm" olarak da ifade edilir (Linde, 1994; Hornsby, et.al., 1996). Sudaki çözünürlük polarite yani organik bileşiklerin molekül yapılarındaki oksijen ve nitrojen atomlarının yük dağılımlarıyla ilgilidir. Hidrofilik moleküller polar yani suda kolay çözünebilir, hidrofobik moleküller ise daha kalıcı olarak toprakta, sedimanda ve canlıların yağ dokularında birikebilme özelliğindedirler (Linde, 1994; Walker et.al., 2006). Bu nedenle suda çözünürlük kavramı kimyasalın yapısındaki hidrojen bağları, molekül büyüklüğü, pH, sıcaklık gibi birçok parametre tarafından

değiştirilebilmektedir (Linde, 1994; Hornsby et.al., 1996). Oktanol, hekzan, yağlar gibi polar olmayan sıvıların suyla ya da toprakla ayrışma katsayıları K değeri olarak hesaplanır. "Kow", oktanol-su ayrışma katsayısını simgelemektedir, genellikle logaritması alınarak hesaplanır (Walker et.al., 2006). Özellikle iyonik olmayan pestisitlerin toprakta organik karbon emilme katsayısı ise "Koc" olarak simgelenmektedir. Polar olmayan moleküller toprağa sınımsıkı bağlanırken, polar moleküller çok sıkı bağlanmazlar, hareketlidirler. Burada diğer önemli parametreler ortamdaki polarite, pH, tuzluluk ve organik madde miktarıdır (Linde, 1994; Hornsby et.al., 1996). Bir molekül polarsa Kow değeri düşüktür. Ama her zaman için Kow değeri ile molekülün sudaki çözünürlüğü doğru orantılı olmayabilir; molekül yapısı oldukça önemlidir (Linde, 1994).

Buhar basıncı, kimyasal maddenin 25 °C sıcaklıkta milimetre civa cinsinden değeri olarak tanımlanmaktadır. Buhar basıncı pestisitlerin özellikle katı ya da sıvı formdaki normal hallerinde buharlaşma özelliklerini göstermektedir. Çevrede toprakta, havada yer değiştirme açısından oldukça önemlidir (Hornsby et.al., 1996). Pestisitlerin yüksek buhar basıncına sahip olmaları çevresel problemleri beraberinde getirir, çünkü geniş alanlara buharlaşarak dağılırlar. Eğer buhar basıncı düşükse suda birikim gösterecek demektir. Suda çözünürlüğü düşükse sediman, toprak ya da biyota da birikim gösterecektir (Linde, 1994).

Pestisitleri EPA sınıflandırmasına göre etkili oldukları canlı gruplarına ve kimyasal yapılarına göre ayırabiliriz. Çizelge 2.2'de çalışmamızda tespit edilen pestisitlerin sınıflandırılması yapılmış ve bazı fizikokimyasal özellikleri verilmiştir.

Çizelge 2.2. Proje kapsamında tespit edilen pestisitlerin kimyasal gruplarına ve fizikokimyasal özelliklerine göre sınıflandırılması.

Aktif Madde	Pestisit Tipi ^a	Kimyasal Grubu	Sudaki Çözünürlük (mg/L)	Buhar Basıncı (mm Hg)	Log Kow	Log Koc	Henry Katsayısı ³ (atm/m ³ mol)	LC50* (mg/L)	Sudaki Yarılanma ömrü (gün)**
Malathion _b	İ	Organik Fosforlu	145	1.78x10 ⁻⁴	2.75	2.63	4.89x10 ⁻⁹	0.018	7
Bromofos-etil _c	İ	Organik Fosforlu	40	1.3X10 ⁻⁴	0.75	1.23	4.90 X 10 ⁻⁴	0.18	3-40
Piretrin I _d	İ	Piretrin	0.35	2.02x10 ⁻⁵	5.62	4.43	7.7 x 10 ⁻⁷	10	1
Piretrin II _d	İ	Piretrin	125.6	3.9 x10 ⁻⁷	3.56	3.31	7.4 x 10 ⁻¹⁰		
Jasmolin I _d	İ	Piretrin	0.60	4.8 x 10 ⁻⁷	5.43	4.33	1.3 x 10 ⁻⁶		
Jasmolin II _d	İ	Piretrin	214.8	1.9 x 10 ⁻⁷	3.37	3.21	1.2 x 10 ⁻⁹		
Sinerin I _d	İ	Piretrin	3.62	1.1 x 10 ⁻⁶	4.77	3.97	9.6 x 10 ⁻⁷		
Sinerin II _d	İ	Piretrin	1038	4.6 x 10 ⁻⁷	2.71	2.85	9.2 x 10 ⁻¹⁰		
Tetrametrin II _e	İ	Sentetik Piretroid	1.83	7.1 x 10 ⁻⁶	4.6	3.15	1.7x10 ⁻⁶		
Etofenproks _f	İ	Sentetik Piretroid	0.0225	2.4 x 10 ⁻⁴	7.05	6.0	1.36 x 10 ⁻²	0.013	10
Molinat _g	H	Thiokarbamat	880	5.6 x 10 ⁻³	3.21	2.28	4.1 x 10 ⁻⁶	0.32	21
Okzamil _h	İ	Karbamatlı	28.2	3.84 x10 ⁻⁷	-0.44	1.00	2.37 x 10 ⁻⁷	5.6	8
Propamokarb hidroklorür _i	F	N-Metil Karbamat	1005	6 x 10 ⁻⁶	0.84	0.98	1.5x10 ⁻⁴	275	30
Tebufenozid _j	İ	Diaçilhidrazin	0.83	2 x 10 ⁻⁸	4.25	2.97	4.62 x 10 ⁻⁷	3	67
Linuron _k	H	Fenil Üre	81	1.5x10 ⁻⁵	3	2.56	2.5 x 10 ⁻⁶	3.15	1460
PBO _m	S	Piretrin, Piretroid ve Karbamatlarda	14.34	1.59 x10 ⁻⁷	4.95	2.77	8.9 x 10 ⁻¹¹	1.9	14

a.İ: İnsektisit, H: Herbisit, F: Fungusit, S: Sinerjisit (Tomlin, 2000; Schäfer et al.,2008), b. Newhart, 2006; EPA, 2006a, c. WHO, 1994; PPDB, 2012, d. EPA, 2006b; Gunasekara, 2005, e. EPA, 2010, f. EU, 2007, g. WHO, 2003, h. FAO, 2002, i. Farm Chemicals Handbook, 1997., j. Kelly, 1992., k. EPA, 1995b., m. EPA, 2006b. * Balıklarda (*Lepomis macrochirus*) 96 saatlik LC50 değeridir. ** pH=7 değerleri verilmektedir. Maksimum değerler verilmektedir.

2.4.1. Organik Fosforlu İsektisitler

Organik fosforlu insektisitler II.Dünya Savaşı döneminde nörotoksin olarak geliştirilmiş olup, bunlar asetilkolinesteraz (AChE) enzimini inhibe edici özelliktedir. Bu bileşikler insektisit ve savaş amaçlı sinir gazları olarak kullanılmak üzere geliştirilmişlerdir (Ballantyne and Marrs, 1992; Maroni et.al., 2000; Gupta, 2006; Matthews, 2006).

Çoğu organik fosforlu insektisit lipofilik karakterde sıvı formundadırlar; katı formda olanları da vardır. Organik klorlu insektisitlere göre daha az kalıcı oldukları, kimyasal ve biyokimyasal ajanlarla kısa sürede parçalandıkları bilinmektedir (Eto, 1974; Fest and Schmidt, 1982). Çevrede organik klorlu bileşiklere nazaran çok daha kısa sürede yok olmalarına rağmen, etki mekanizması olarak kısa süreli akut toksisite yaratmaktadırlar. Organik fosforlu pestisitlerin çevrede izledikleri yol ve kalıcılıkları incelendiğinde toprak, yer altı suyu, yüzey suları (nehirler, göller, okyanuslar) ve atmosferde kalıcı oldukları görülmektedir (Ragnarsdottir, 2000). Birçok organik klorlu bileşiğe göre daha polar oldukları için suda çok daha iyi çözünebilirler. Bazı organik fosforlu bileşiklerin aktif formları sistemik etkilidir ve bitkilerin soymuk borularına ulaşarak, bitki üzerinden beslenen böceklerin zehirlenmesini sağlarlar (Walker et.al., 2006).

Organik fosforlu insektisitler ürünlere sprey, granül, tohum kaplama, kök diplerine olacak şekilde farklı formlarda uygulanmaktadır. Özellikle granül formları çok toksik olduğu için günümüzde suda çözünür formda kullanımı daha yaygındır (Matthews, 2006; Walker et.al., 2006; GKGM, 2011).

Organik fosforlu insektisitlerin büyük bir çoğunluğu ülkemizde 2009 yılından itibaren yasaklanmıştır. Sadece Malathion, Klorpirifos-Etil gibi bazı bileşiklerin kısıtlı miktarda kullanımlarına izin verilmektedir.

Malathion 1956 yılından beri kullanılan organik fosforlu insektisitlerden biridir. Geniş spektrumlu bir insektisit olup tarımda kullanımının yanında karasinek ve sivrisinek mücadelesi amacıyla da yoğun kullanımı vardır. Malathion özellikle ilk dönemlerde DDT yerine daha az zararlı bir pestisit olarak kullanımı açısından oldukça ilgi görmüştür. Ancak sonradan Malathionun kalıntı ürünü Malathion-

okzonun oldukça toksik olduğunun görülmesi ve sucul sisteme verdiği zararlar nedeniyle günümüzde kullanımına birçok gelişmiş ülkede kısıtlamalar getirilmiştir (EPA, 2006a; EU, 2011).

Malathionun etki mekanizması böceklerde ve sinir sistemine sahip diğer organizmalarda asetilkolinesteraz enziminin inhibisyonu şeklinde oluşmaktadır. Bu nedenle hedef dışı memeli, amfibi, balık, sürüngen ve kuşların ölümüne de sebep olmaktadır (EPA, 2006a).

Malathionun suda kimyasal parçalanması pH ve sıcaklıkla doğrudan ilişkilidir. Malathionun pH 4 te en hızlı parçalandığı, pH artışında parçalanma hızının azaldığı tespit edilmiştir. Sıcaklık artışı Malathionun parçalanmasını hızlandırmakta, sıcaklığın düşmesi ise yavaşlatmaktadır (Starner et.al.,1999). Malathionun topraktaki yarılanma ömrü 1-17 gün arasında değişmektedir, sudaki yarılanma ömrü ise ortalama 7 gündür (Getenga et.al.,2000). Malathionun abiyotik çevresel koşullarda metabolize olması sonucu oluşan primer metaboliti Malathion-okzondur. Bu bileşik Malathiondan 22 kat daha fazla toksik olup kısa - orta süreli akut etki gösterebilmektedir (EPA, 2006a).

Bromofos-Etil Samsun Bafra bölgesinde özellikle oldukça yoğun tarımı yapılan lahana yetiştiriciliğinde Lahana kelebeğine (*Pieris brassicae L.*) karşı geçmiş dönemlerde kullanılan pestisitler arasındadır. Bromofos-Etilin suda çözünürlüğü düşük, buharlaşma oranı yüksektir. Doğal sularda parçalanma süresi sıcaklığa ve akıntı hızına göre 3 - 40 gün arasında değişmektedir (Lyman et.al., 1990). Biyolojik birikim faktörü düşüktür ve sucul omurgasızlar üzerinde diğer organik fosforlu bileşikler gibi toksisitesi yüksektir (PPDB, 2012). Bromofos-Etil diğer organik fosforulara göre az tercih edilen bir madde olup, çevresel etkileri ile ilgili literatür bilgisi de oldukça sınırlıdır.

Tez çalışması kapsamında sadece makrofitlerde eser miktarda tespit edilen Bromofos-Etilin ülkemizde 2009 yılından sonra ithalat, üretim ve kullanım izni kaldırılmıştır (KKGM, 2009; Durmuşoğlu ve ark., 2010).

2.4.2. Piretrinler

Piretrinler *Chrysanthemum sp.* çiçeğinden elde edilen doğal olarak oluşmuş insektisit aktivitesi gösteren altı kimyasal ester bileşik grubunun adıdır. Ticari olarak elde edilen piretrinler özellikle *Chrysanthemum cinerariaefolium* ve *Chrysanthemum cineum* türlerinden elde edilmektedir (Mc Laughlin, 1973; FAO, 2000; Todd et al., 2003; Gunasekara, 2005). Piretrin grubu pestisitler arasında Piretrin I ve II, Sinerin I ve II, Jasmolin I ve II bulunmaktadır (FAO, 2000; Gunasekara, 2005) . Bu grupta yer alan pestisitler böcek öldürücü ve hareket engelleyici etki göstermektedir. Piretrin I ve II, Sinerin ve Jasmolinlere göre daha fazla etkilidir (Casida, 1980).

Piretrinler zararlı böceklere nörotoksin olarak etki ederler ve özellikle sivrisinek, yaprak arılarının larvası, tırtıl, yaprak zararlıları, afidler ve çeşitli böceklere karşı mücadelede kullanılırlar (Gunasekara, 2005). Piretrinler sıklıkla tarımsal faaliyetlerde hasat öncesi meyvelere, sebzelere, süs bitkilerine ve hayvanlık yem bitkilerine, toz, sprey ya da emülsifiye formda uygulanırlar. Piretrinler böcek öldürme özelliklerinin kuvvetlendirilmesi için ticari formülasyonlarında sinerjistik maddeler olan Piperonil Butoksit ve Piperonil Sulfoksit ile hazırlanırlar (Todd et al., 2003).

Piretrinler sucul canlılarda birikerek toksik etki yaratabilmektedirler. Örneğin EPA Pestisit Ekotoksikite Veritabanı (EPA PED) tarafından açıklanan verilere göre durgun sulardaki balıklar için LC₅₀ değeri 50 µg/L iken akışkan sularda 25 µg/L ve altında olduğu görülmektedir. Bu hassas değerler dikkate alınarak sucul sistem yakınlarında kullanıma dikkat edilmesi önemlidir (Gunasekara, 2005).

Piretrinlerin bir kısmının (Piretrin II, Jasmolin II, Sinerin II) suda çözünürlükleri yüksektir (Bkz. Çizelge 2.2.). Piretrinlerin topraktaki emilimleri topraktaki organik madde içeriğine göre artmaktadır. Topraktaki humik asit içeriğinin artması hareketlerini düşürmektedir (Gunasekara, 2005).

2.4.3. Sentetik Piretroidler

Sentetik Piretroidler DDT'nin toksikolojik olarak çok zararlı olduğunun anlaşılmasıyla, piretrinlerin sentetik üretimi sırasında yapılan çalışmalarda geliştirilmişlerdir. İlk olarak üretilen Sentetik Piretroidler arasında Permetrin ve Deltametrin bulunmaktadır (Maroni, 2000). Sentetik Piretroidlerde yarılanma süresi toprakta organik madde miktarına bağlı olarak 10-120 gün arasında değişmektedir (Laskowski, 2002; Todd et.al., 2003). Bu tez kapsamında tespit edilen pestisitlerden Tetrametrin ve Etofenproks bu grupta yer almaktadır.

Tetrametrin geniş spektrumlu ilk sentetik piretroid insektisit olup, ilk olarak 1968 yılında piyasaya çıkmıştır. Günümüzde 30'a yakın ticari formülasyonun içerisinde bulunmaktadır. Tetrametrinin 2007 den beri Amerika'da doğrudan zirai kullanım izni yoktur, sera uygulamaları için verilen izin de aynı yıl kaldırılmıştır. Günümüzde sadece açık alan ilaçlamaları, veterinerlik ilaçlamaları, kontrollü olarak da ev ilaçlamalarında izni bulunmaktadır (EPA, 2010). Karasinek, sivrisinek gibi uçan böceklerin yanı sıra, pire, hamam böceği, karınca gibi diğer böceklere karşı oldukça hızlı öldürücü etki göstermektedir. Özellikle ev ilaçlamalarında organik fosforlu insektisitlerin yerine tercih edilmektedir. Çekirgelere karşı da kullanımı bulunmaktadır (Sun et.al., 1985; EPA, 2010).

Fizikokimyasal özellikleri açısından çevredeki kalıcılığı değerlendirildiğinde sudaki çözünürlüğü düşüktür (EPA, 2010). Tetrametrinin tek başına çevrede kalıcılığı yoktur, ancak sinerjisi ya da büyüme inhibitörleri gibi diğer kalıcı aktif maddelerle beraber kullanıldığında çevresel kalıcılığı artmaktadır. Tetrametrinin fotoliz ve hidroliz yoluyla bozunumu hızlıdır. Ancak pH değerine bağlı olarak sudaki yarılanma ömrü 1 - 20 gün arasında değişmektedir (EPA, 2010).

Sucul sistemde balıklara ve sucul omurgasızlarada yüksek toksik etkisi vardır. EPA (2010)'ya göre Tetrametrinin böcekler dışında diğer organizmalara doğrudan etkisi bulunmamaktadır (EPA, 2010).

Bir diğer sentetik piretroid grubu insektisit Etofenproks olup etki mekanizması sinir hücrelerinin aksonlarına yöneliktir. Ancak kimyasal yapısında diğer piretroidlerdeki gibi ester grupları yerine ether grupları vardır (FAO, 2000; EPA, 2008a).

Etofenproks formülasyonu gereği sadece açık ortamlarda kullanıma uygundur, bu nedenle park, bahçe gibi halk sağlığı kullanımının yanında veterinerlik alanında kullanımı da olabilmektedir. Zirai ürünlerde sebze, meyve, soya, çay ve özellikle çeltikte kullanımı mevcuttur. Sucul sistemde toksik etkileri oldukça yüksektir, EPA verilerine göre tatlı su balıklarında LC₅₀ değeri 2,7 µg/L değerinde olup akut toksisite göstermektedir. (FAO, 2005a; EPA, 2007a; Vasquez et.al., 2010).

Etofenproks genel olarak çevrede kısa süreli kalıcılığı olan bir bileşik olarak bilinmesine rağmen çevresel koşulların değişimine göre kolay bozunmadığı anlaşılmıştır. Ayrıca biyolojik birikim potansiyeli bulunmaktadır (EU, 2007). Özellikle balık ve sucul omurgasızlara karşı toksik olup, alglere daha az toksik etki göstermektedir. Sudaki kalıcılığı pH ve ışık durumuna göre değişiklik göstermektedir. Yarılanma ömrünün pH değişkenliğine bağlı olarak toprakta 1 yıldan daha fazla olabildiği görülmüştür (FAO, 2005a). Etofenproksun topraktaki emilme ve salınımı da toprak tipine göre farklılık göstermektedir (FAO, 2005a).

2.4.4. Karbamatlı Pestisitler

Karbamatlı pestisitler organik klorlu ve organik fosforlu pestisitlerden daha sonra geliştirilmişlerdir. Organik fosforlular gibi asetilkolinesteraz inhibitörü olarak etki gösterirler. Genellikle kimyasal süreçler ve biyokimyasal ajanlarla parçalanabildikleri için çok uzun süreler kalıcılık göstermezler. Toksik etkileri genellikle kısa sürelidir. İnsektisit, herbisit ve fungusit gibi çeşitli tipleri vardır (Walker et.al., 2006).

Karbamatlılar tiplerine göre, kimyasal yapılarındaki değişken gruplar farklılık gösterdiği için fizikokimyasal özellikleri değişmektedir. Çözünürlüğü yüksek olan karbamatların sucul ortamdaki hareketliliği yüksektir. Sucul ortamda ışık absorplayabildikleri sürece kolaylıkla hidroliz ya da fotolizle bozunabilirler. Ancak sucul sistemlerde ışık girişi yeterli değilse bozulmaları yavaş olmakta ve kalıcılıkları artmaktadır. Ayrıca karbamatlı pestisitler mikroorganizmalar, bitkiler ve hayvanlar tarafından da biyokimyasal süreçlerde parçalanabilir. Ancak bazı balıklarda metabolizasyona uğramadıkları için toksik etki oluşturduğu da bilinmektedir (WHO, 1986).

Molinat dünya çapında özellikle çeltik tarımı başta olmak üzere geniş yapraklı ve çimensi bitkileri kontrol amaçlı olarak yoğun kullanılan tiyokarbamat grubu herbisitlerden biridir (Phyu et.al., 2005; Correia et.al., 2006). Etki mekanizmasını bitkilerdeki hücre bölünmesini durdurarak göstermektedir. Bu mekanizması nedeniyle birçok alg üzerinde yüksek derecede toksisite (LC₅₀, 21–359 mg/L) oluşturmaktadır (Sabater and Carrasco, 1998; Oros et.al., 2003; Phyu et.al., 2005). Molinatın sudaki çözünürlüğü 880 mg/L ve Log Kow değeri 2,9'dur (Tomlin, 2000). Balıklardaki LC₅₀ değerleri 43-39500 mg/L arasında, kabuklu omurgasız canlılarda ise 180-33200 mg/L arasındadır (Phyu et.al., 2005).

Çevresel koşullarda fotokimyasal ve biyolojik olarak kısmen parçalanabilirler, bunun sonucunda Molinat-Asit, Molinat-Alkol, Hidroksi-Molinat, Okzo-Molinat, Molinat-Sulfon ve Molinat-Sulfoksit ikincil ürünler olarak açığa çıkar (Soderquist et al., 1977; Imai and Kuwatsuka, 1986; Cochran et al., 1997; Konstantinou et al., 2001; Correia et.al., 2006).

Okzamil bir diğer karbamatlı insektisit olup ilk olarak 1974 yılında piyasaya sürülmüştür (EPA, 2007b). İlk kullanımları süs bitkileri, tütün, pamuk, sebze ve meyveler gibi oldukça geniş bir yelpazede olmuştur. Ancak 1991 yılından sonra Okzamil ve metabolitlerinin toksikolojik etkileri nedeniyle seralarda ve meyve ağaçlarına kullanımı kısıtlanmış ve uygulamalarda konsantrasyon limitleri düşürülmüştür (EPA, 2007b).

Ticari "Vydate" markasıyla ülkemizde biber, domates, salatalık ve soğan gibi sebzelerde kök ur nematodlarının mücadelesinde önerilen ilaçlardan biri olmasına karşın, haziran 2012 itibariyle Gıda Kontrol Genel Müdürlüğü tarafından kullanımı yasaklanmıştır. Samsun Bafra bölgesinde fasülye, salatalık, patlıcan ve domateste kök ur nematodu problemi nedeniyle önceki dönemlerde Okzamil kullanımı olmuştur (Katı, 2006).

Okzamil kalıcı olmayan pestisitlerden biri olarak bilinmektedir. Toprakta kimyasal ve mikrobiyolojik süreçlerde ayrışabilmektedir. Ancak Okzamilin toprakta ve yer altı sularında kontaminasyona neden olduğu da bilinmektedir. Okzamilin sudaki yarılanma süresi ortalama 8 gün olup topraktaki tutulumu ise organik madde

miktarı ile ilişkilidir (FAO, 2002). Organik madde miktarı ne kadar fazlaysa o kadar sıkı bağlanmasına neden olmaktadır (EPA, 2007b).

Propamokarb Hidroklorür ilk olarak Amerika'da 1984'te ruhsatlandırılmış n-metil karbamatlı bir fungusittir (EPA, 1995a). Ülkemizde patlıcan, salatalık, kabak gibi sebzeler ve bağlarda sıklıkla rastlanılan *Pythium* spp. ve *Phytophthora* spp etmenlerinin neden olduğu "mildiyö" hastalığına karşı önerilen pestisitlerden bir tanesidir (Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, 2012).

Çizelge 2.2. verilerinde Propamokarb Hidroklorürün fizikokimyasal özelliklerine göre toprakta hareket potansiyeli sınırlıdır ve sucul çözünürlüğü çok yüksektir. Buhar basıncı düşük olduğu için havada pek bulunmaz. Propamokarb Hidroklorürün topraktaki yarılanma süresi 35 gün (EPA, 1995a), sudaki yarılanma süresi 30 gün (Farm Chemical Handbook, 1997) sedimandaki yarılanma süresi ise 16-21 gün arasında (VKM, 2012) değişim göstermektedir.

2.4.5. Tebufenozid

Tebufenozid EPA tarafından ilk 1994 yılında ruhsatlanan bir insektisittir. Özellikle Lepidopter türlerini hedefleyen bir insektisit olarak orman, üzüm, böğürtlen ağaçları, kök sebzeleri (patates hariç), fındık ağaçları, lahana gibi yapraklı sebzeler, pamuk, nane ve süs bitkileri gibi çok çeşitli ürünlere uygulanabilmektedir (EPA, 2009).

Tebufenozid, böcek büyüme düzenleyici hormonlara (IGRs) benzerlik göstermektedir (Song, 1997). Bu bileşiğin sıçanlar üzerinde oral ve dermal seviyede toksisiteye neden olduğu bilinmektedir, Ayrıca kuşlarda ve balıklarda toksik etkileri bilinmemektedir (Wing and Aller, 1990).

Tebufenozidin bozulma mekanizması incelendiğinde sudaki yarılanma süresi 67 gün, topraktaki ise 98 gündür (FAO, 1996). EPA tarafından 1999-2004 yılları arasında yürütülen çalışmalarda Tebufenozidin çevrede hareketinin fizikokimyasal özellikleri nedeniyle yavaş olduğu ve hedef dışı organizmalar için uzun dönemli ekolojik risk oluşturduğu belirtilmektedir (EPA, 2009).

2.4.6. Linuron

Linuron fenil üre herbisit grubundan geniş spektrumlu bir pestisitdir. Kuşkonmaz, havuç, kereviz, mısır, pamuk tohumu, patates, soya fasülyesi gibi çeşitli bitkilerde kullanımına izin verilen bir aktif maddedir (EPA, 1995b; Caux et.al., 1998).

1984 yılında Linuronun kanserojen etkisi ve deriden geçişinin hızlı olması nedeniyle Linurona maruz kalınmasının tehlikeli olduğu bildirilmiştir (EPA, 1995b). Linuronun çevrede hareketsiz ve oldukça kalıcı olduğu bilinmektedir. Toprak yapısına ve özel çevre koşullarına göre çevresel hareketi artabilmektedir. Sudaki yarılanma süresi ortalama 1460 gün (EPA, 1995b), topraktaki yarılanma süresi ise 75 gün ile 230 gün arasında değişmektedir. Linuronun kalıcı özelliğe olması nedeniyle yeraltı sularındaki ve yüzey sularındaki kalıntısı su kalitesini etkilemektedir (EPA, 1995b; Caux et.al., 1998). Linuron sucul sistemlerde balıklar ve kabuklu canlılar için yüksek derecede toksiktir. Tatlı su balıklarından *Lepomis macrochirus* ve alabalık için LC₅₀ değerleri 40 mg/L ve 16 mg/L'dir. Bu nedenle kesinlikle sucul sisteme bulaşma olmayacak ortamlarda kullanılması önerilmektedir (EPA, 1995b).

2.4.7. Piperonil Butoksid (PBO)

Piperonil Butoksid (PBO) ilk olarak 1950'lerde kullanımına izin verilen sinerjisit özellikteki bir maddedir. Sinerjisitler pestisitlerin etkinliklerini arttıran katkı maddeleridir. PBO'nun sinerjisit özelliği, formülasyonlarda pestisitlerin bozulmasını azaltıp, formülasyonun etkinlik süresini arttırırken, kullanıldığı insektisitlerde böceklerin oksidaz sistem fonksiyonlarını da inhibe etmektedir (Eckel et.al., 2005). PBO özellikle piretrinler ve sentetik piretroid formülasyonlarına konulan sinerjisit maddedir. Günümüzde sadece piretrin ve sentetik piretroidler değil zirai, halk sağlığı, endüstriyel amaçlı kullanılan 1500 farklı pestisit formülasyonu içinde de yer almaktadır (EPA, 2006b). PBO'nun kullanıldığı ürünlerde oranı genellikle ağırlıkça 3:1 ile 20:1 arasında değişmektedir (Eckel et.al., 2005).

PBO'nun ortam koşulları elverişli olduğunda yarılanma süresi kısa olup, sudaki yarılanma süresi ortalama 14 gündür (EPA, 2006b). Parçalanma ürünleri PBO-Alkol, PBO-Aldehit ve PBO-Asittir (Eckel et.al., 2005).

3. ÇALIŞMA ALANININ TANIMI VE ÖZELLİKLERİ

3.1. Çalışma Alanının Genel Tanımı

Samsun-Sinop karayolunun ve Bafra İlçesinin kuzeyinde yer alan Kızılırmak Deltası, 1182 kilometrelik uzunluğu ve 78.000 km²'lik havzaya sahip olan Kızılırmak'ın döküldüğü yerde oluşmuş, Türkiye'nin Karadeniz kıyılarındaki doğal özelliklerini koruyabilmiş en büyük sulak alanlarından biri olup, RAMSAR alanı özelliği göstermektedir.

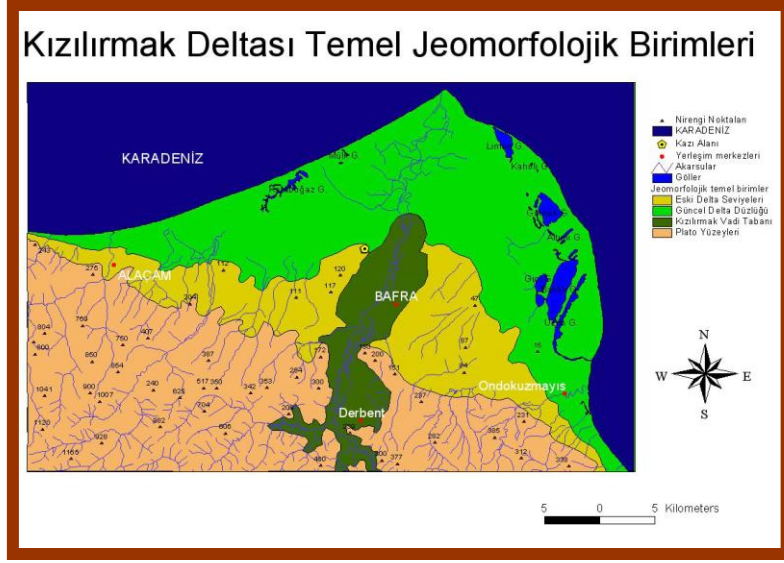
56.000 hektarlık deltanın günümüzde % 70'i yoğun insan kullanımına maruz kalmaktadır. Önemli Kuş Alanları (ÖKA) sınırları içinde yer alan 16.110 hektarlık doğal alan, altı adet gölün (Balık Gölü, Uzun, Çernek, Liman, Gıcı ve Tatlı) bulunduğu 13.400 hektarlık doğu bölümü ve Karaboğaz Gölü'nün de bulunduğu 2710 hektarlık batı bölümünden oluşmaktadır (Bkz. Şekil 3.1.).

Karaboğaz Gölü 41° 38' Kuzey enlemleri ve 35° 38' Doğu boylamları arasında Kızılırmak ağzının 10 km batısında bulunan, 1500 hektar yüzey alanına sahip deniz seviyesinde yer alan bir acısu lagün gölüdür. Karaboğaz Gölü Kızılırmak Deltası'nda denize en yakın göl olup, kuzey-batısında yer alan dar bir kumsal bariyeri üzerinden Karadeniz'le bağlantı kurmaktadır (Bkz. Şekil 3.2.). Gölü uzunluğu 6 km, genişliği ise yaklaşık 1 km dir. Karaboğaz Gölü deltada bulunan diğer lagünler gibi sığ yapıda olup en derin bölgesi yaklaşık 2.5 metredir. Kuzeyden giren tuzlu su nedeniyle acı su karakterindedir. Tatlı su girdisi göle güneyden gelen küçük derelerle sağlanmaktadır (Marda ve Berdaş Çayları). DSİ tarafından yapılmış ve gölün güneyinde bulunan drenaj kanalları ile göl çevresindeki tarımsal alanlardan dönen suyun fazlası direk olarak göle boşaltılmaktadır. Bu kanallardan göle taşınan tatlı su miktarı mevsimsel olarak değişim göstermektedir (Demirkalp ve ark., 2010).

Karaboğaz Gölü'nün etrafında yerleşim bölgeleri ve tarımsal alanlar bulunmaktadır. Yerleşim bölgeleri gölün kuzeyindeki dar kumsal alanda ve kuzey batı kısımlarda dikkat çekici yoğunluktadır. Gölün güney, güney-batı ve güney-doğu kısımlarında ise yılın her döneminde tarım faaliyetlerinin yürütüldüğü alanlar bulunmaktadır. Karaboğaz Gölü'nün denizle bağlantıda olduğu kuzey-batı bölgesi

dışında sazlık alan ile kaplı olup, bu bölgelerde *Phragmites australis* yaygın olarak bulunmaktadır. Ancak yerleşim birimi ve tarlalar arasında bariyer olacak bu alan oldukça dardır. Yerleşim ve tarım alanları deltada bulunan diğer göllere kıyasla Karaboğazın çok yakın çevresinde yer almaktadır. Bu özelliği bakımından Karaboğaz deltada bulunan diğer göllerden oldukça farklılık göstermektedir. Tarım alanlarından kanallar aracılığıyla deltadaki göllere taşınan tarımsal kirletici yüklü maddeler çok kısa mesafe kat ederek Karaboğaz Gölü'ne ulaşmaktadır. Bunun sonucu gölün neredeyse tamamını kaplayan su altı vejetasyonu gelişimi görülmüştür. Hatta yaz aylarında gölün su altı bitkileriyle kaplanma oranı gölün bazı kısımlarında motorsuz kayıkla bile ilerlemeyi güçleştirecek boyutlardadır. Geçmişte yoğun olarak yapılan balıkçılık faaliyetleri günümüzde gölde oluşan ötrofikasyon sonucunda azalmış (özellikle kefal balığında) ve ekonomik getirisi düşmüştür (Demirkalp ve ark., 2010). Karaboğaz Gölü'nün kuşların kuluçka ve kışlama alanı olarak büyük önemi bulunmaktadır. Bafra Balık Gölleri ve çevresinde bulunan kuş türlerinin büyük kısmına bu göl ve çevresinde rastlanılmaktadır (Türkiye Çevre Sorunları Vakfı, 1989).

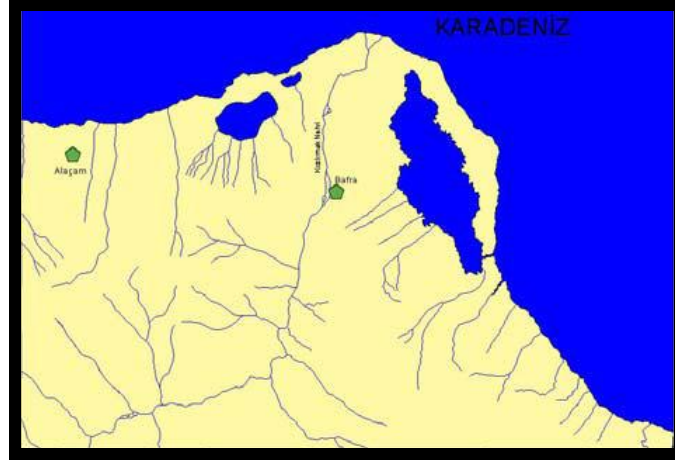
Kızılırmak Deltası'nda 1986 yılında taşkın kontrolünü sağlamak amacıyla Kızılırmak nehrine ait sulak alanları besleyen kolların kanallar içerisine alınmasıyla sulak alanı beslenme rejimi tamamen değişmiş, bu durum deltada bulunan lagünlerin küçülmesine ve bu göllerde ötrofikasyon problemini gündeme getirmiştir. Kızılırmak Deltası'nda bulunan lagünlerin geçmişteki durumunu gösteren ve Osmanlı arşivlerinden elde edilmiş 1926 yılına ait harita (Bkz. Şekil 3.3.) incelendiğinde deltanın doğu kısmı gibi deltanın batı kısmında bulunan Karaboğaz Gölü'nün de çok etkilendiği görülmektedir (Turoğlu, 2005).



Şekil 3.1. Kızılırmak Deltası Temel Jeomorfoloji Haritası (Turoğlu, 2005)



Şekil 3.2. Karaboğaz Gölü uydu fotoğrafı (a), gölün denizle bağlantı kurduğu boğaz (b-c)



Şekil 3.3. Kızılırmak Deltası'nın 1926 tarihli topografya haritası (Turoğlu, 2005)

3.2. İklim

Bafra'da Devlet Meteoroloji İşletmesine (DMİ) ait rasat istasyonunda son 1971-2012 yıllarına ait rasat verilerine dayanılarak hazırlanan Samsun (Bafra) İline ait bazı iklimsel istatistik veriler Çizelge 3.1.'de verilmiştir.

Çalışma alanı, Karadeniz kıyısında yer aldığından iklim kuşağı açısından genellikle ılıman bir iklime sahiptir ve deltayı Samsun İlinin iklimi içerisinde değerlendirmek gerekir. Samsun İlinin iklimi kıyı ve iç kesimlerde ayrı özellikler göstermektedir. Kıyı kısımlarında Karadeniz, iç kesimlerde ise Akdağ ve Canik Dağlarının etkisi görülür. Delta üzerindeki iklim, sıcaklık ve yağış açısından Doğu ve Batı Karadeniz'in iklimine kesinlikle benzemez. Yağış, Doğu Karadeniz Bölgesine göre az, sıcaklık ortalaması açısından ise yüksektir. Delta da kışlar ılık, ilkbahar sisli ve serin, yaz ise kuraktır. Bafra bölgesinde yıllık ortalama sıcaklık 5,7°C (ocak) ve 22,8 °C (ağustos) arasında, yıllık toplam yağış 29,6 mm (temmuz) ve 105,2 mm (aralık) arasında, ortalama karla örtülü gün sayısı 0,3 - 4,8 gün arasında kaydedilmiştir. En soğuk aylar ocak, şubat, en sıcak aylar ise temmuz, ağustos olarak tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 3.1.).

Çizelge 3.1. Samsun (Bafra) İline ait bazı iklimsel istatistiki veriler (1971-2012)

	O	Ş	M	N	M	H	T	A	E	E	K	A
Ortalama Sıcaklık (°C)	5,7	5,9	7,4	11,1	15,4	20,0	20,0	22,8	19,1	15,1	11,1	7,7
En Yüksek Sıcaklık (°C)	25,3	26,2	30,0	34,8	37,4	38,4	40,8	40,4	34,6	36,0	28,2	25,1
En Düşük Sıcaklık (°C)	-10,9	-7,9	-7,5	-2,0	3,0	2,0	9,4	1,0	6,8	3,0	-3,8	-4,3
Toplam Yağış (mm)	80,6	59,2	58,6	54,0	47,5	47,0	29,6	43,0	62,2	101,3	96,4	105,2
Kar Örtülü Gün Sayısı	4,8	4,6	1,6	0,2	0	0	0	0	0	0	0,3	2,0

Çizelge 3.2. Samsun (Bafra) ili Ağustos 2011 - Haziran 2012 çalışma dönemi aylık iklimsel istatistiki verileri

	A2011	E	E	K	A	O2012	Ş	M	N	M	H
Ortalama Sıcaklık (°C)	23,0	19,8	13,9	6,8	9,2	4,6	3,1	5,2	13,4	17,3	20,1
En Yüksek Sıcaklık (°C)	30,5	28,1	31,2	16,1	19,1	16,0	13,9	21,0	26,9	27,0	29,0
En Düşük Sıcaklık (°C)	16,8	11,5	7,5	-0,2	2,3	-3,7	-6,8	-1,5	1,0	11,2	13,4
Toplam Yağış (mm)	66,9	16,2	126,8	103,1	59,1	100,2	63,9	69,9	62,9	72,1	52,3
Kar Örtülü Gün Sayısı	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0

Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan Ağustos 2011 - Haziran 2012 tarihleri arasındaki aylarda Bafra bölgesinde yıllık ortalama sıcaklık 3,1°C (şubat) ve 23,0 °C (ağustos) arasında, yıllık toplam yağış 16,2 mm (eylül) ve 126,8 mm (ekim) arasında, ortalama karla örtülü gün sayısı 1 - 3 gün arasında kaydedilmiştir. En soğuk aylar ocak, şubat, en sıcak aylar ise haziran ve ağustos olarak tespit edilmiştir.

4. GEREÇ VE YÖNTEMLER

4.1. Örnekleme Noktalarının Seçimi

Tez çalışması kapsamında Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 - Haziran 2012 tarihleri arasında iki aylık aralıklarla toplam 6 kez arazi çalışması gerçekleştirilmiştir. Her arazi çalışmasında, araştırmanın yürütüldüğü tüm istasyonlarda belirlenmiş olan fiziksel ve kimyasal ölçümler yapılmış, ayrıca pestisit analizleri için su ve sediman örnekleri alınmıştır. Makrofit ve balık örneklerinde gerçekleştirilen pestisit analizleri için ise örnekler 3 ayda bir, mevsimsel olarak toplanmıştır.

Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda göl üzerinde 5 istasyon belirlenmiştir (Şekil 4.1). İstasyonların belirlenmesinde gölün etrafındaki yerleşim noktaları ve tarım arazilerinden gelen tatlısu girişi gibi kıstaslar dikkate alınmıştır. Buna göre 1-2-3-4. istasyonlar çevredeki tarım arazilerinden doğrudan tatlı su getiren kanalların göle açıldığı noktalarda ve kanalların tarım arazileri ile bağlantılı olduğu noktalarda yer almıştır. 1 ve 2. istasyonun yer aldığı kanal çeltik tarlaları ile, 3 ve 4. istasyonun bulunduğu kanal ise mısır tarlaları ile bağlantılı kanallardır. 5. istasyon ise gölün aynasında yer almıştır. Bu istasyonda, diğer istasyonlarda yapıldığı gibi fiziko-kimyasal ölçümler yapılmış, pestisit analizi için su ve sediman örnekleri alınmış olup, çalışma yapılan aylarda makrofit olmaması nedeniyle makrofit örneği alınamamıştır.

4.2. Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin Tespiti

Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda suyunun fiziksel ve kimyasal özelliklerinden su sıcaklığı, derinlik, ışık geçirgenliği çözünmüş oksijen, elektriksel iletkenlik, pH değerleri gölün sığ olmasından dolayı her istasyonda yüzey ve dipte tespit edilmiştir. Suda yapılan ölçümler için YSI 556 MPS ölçüm cihazı kullanılmıştır. Derinlik ve ışık geçirgenliği ise HYDROBIOS marka Sekki diski yardımıyla tespit edilmiştir. Bu çalışmaların tamamı gölde çalışmanın yapıldığı 5 istasyonda yürütülmüştür.



Şekil 4.1. Çalışma alanında örnekleme yapılan istasyonlar

4.3. Arazi Koşullarında Yapılmış Örnekleme Çalışmaları

Tez çalışması kapsamında arazi çalışmaları Ağustos 2011 - Haziran 2012 tarihleri arasında iki aylık aralıklarla gerçekleştirilmiş olup, göl üzerinde ve gölü besleyen kanallardan alınan su örnekleri koyu renk 1 L hacminde, ağzı vida kapaklı cam şişelere ve ekman dip kepçesi ile alınan sediman örnekleri ise polietilen ağzı kapanabilir poşetlere konularak, +4°C koşullarında çoklu pestisit analizleri için laboratuara ulaştırılmıştır. Mevsimsel olarak 1,2,3 ve 4 no'lu istasyonlardan alınan *Chara vulgaris* ve *Potamegaton pectinatus* türlerine ait makrofit örnekleri ise polietilen ağzı kapanabilir poşetlerde çoklu pestisit kalıntı analizleri için +4°C koşullarında laboratuara ulaştırılmıştır.

Fanyalı ağlar ile mevsimlik toplanan toplam 36 adet *Cyprinus carpio* örneği boy, ağırlık ve cinsiyet bilgileri kaydedilerek ve arazi koşullarında dissekte edilmiş ve pestisit analizleri için kas dokuları alınmıştır. Alınan örnekler -80°C sıvı azot ortamında laboratuara ulaştırılmıştır.

4.4. Laboratuvar Koşullarında Yapılmış Çalışmalar

4.4.1. Suda Pestisit Ekstraksiyonu

Araziden getirilen su örnekleri bekletilmeden laboratuvarda analiz edilmiştir. Pestisit ekstraksiyonları QUECHERS yöntemine göre iki aşamalı katı faz ekstraksiyon yöntemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu yöntemde 10 ml su örneği 4 g MgSO₄ ve 1 g NaCl içeren 50 ml vida kapaklı santrifüj tüplere konarak, üzerlerine 1:1 (v:v) oranında 10 ml asetonitril eklenerek 10 dakika boyunca vorteks ile karıştırılmış ve çalkalanmıştır. Ardından 3500 rpm de 5 dakika süresince santrifüj yapıp faz ayrıştırılması sağlanmıştır. Daha sonra ikinci katı faz ekstraksiyon aşamasına geçilerek tüpün üstünde kalan ekstrakt alınarak önceden 5 ml asetonitril ile aktive edilmiş 900 mg MgSO₄, 150 mg PSA ve 150 mg C18, içeren tüplere konulup üzerlerine ekstraktla eşit hacimde asetonitril eklenerek 10 dakika boyunca iyice çalkalanmış ve 3500 rpm de 5 dakika santrifüj edilmiştir. Buradan alınan örnek 0.45 µm Teflon şırınga filtreden geçirilip koyu renk, teflon septumlu viyallere konmuş ve ekstraktların çoklu pestisit kalıntı analizi ölçümleri için Shimadzu GCMS-QP2010 Ultra sistemine yüklenmiştir (EN15662, 2008; Pinto et.al., 2010; Brondi et.al,2011).

4.4.2. Sedimanda Pestisit Ekstraksiyonu

Araziden getirilen sediman örnekleri -20 °C derin dondurucuda analiz edilene kadar saklanmıştır. Sediman örnekleri kurutma kağıtları üzerine ince bir tabaka halinde serilerek 2-3 gün süresince oda sıcaklığı koşullarında kurutulmuştur. Ardından elekten geçirilerek 50 ml vida kapaklı santrifüj tüplere 10 g sediman örneği konarak üzerine 4 g MgSO₄ ve 1 g NaCl eklenmiş, üzerlerine 1:1 (v:v) oranında 10 ml asetonitril ve 50 µl 50 ppm'lik internal standart TPP eklenerek 10 dakika boyunca vorteks ile karıştırılmış ve çalkalanmıştır. Ardından 3500 rpm de 5 dakika süresince santrifüj yapıp faz ayrıştırılması sağlanmıştır. Daha sonra ikinci katı faz ekstraksiyon aşamasına geçilerek tüpün üstünde kalan ekstrakt alınarak önceden 5 ml asetonitril ile aktive edilmiş 900 mg MgSO₄, 150 mg PSA ve 150 mg C18, içeren tüplere konulup üzerlerine ekstraktla eşit hacimde asetonitril eklenerek 10 dakika boyunca çalkalanmış ve 3500 rpm de 5 dakika santrifüj edilmiştir. Buradan alınan örnek 0.45 µm Teflon şırınga filtreden geçirilip koyu renk, teflon septumlu viyallere konmuş ve ekstraktların çoklu pestisit kalıntı analizi ölçümleri

için Shimadzu GCMS-QP2010 Ultra sistemine yerleştirilmiştir (EN15662, 2008; Pinto et.al., 2010; Brondi et.al,2011).

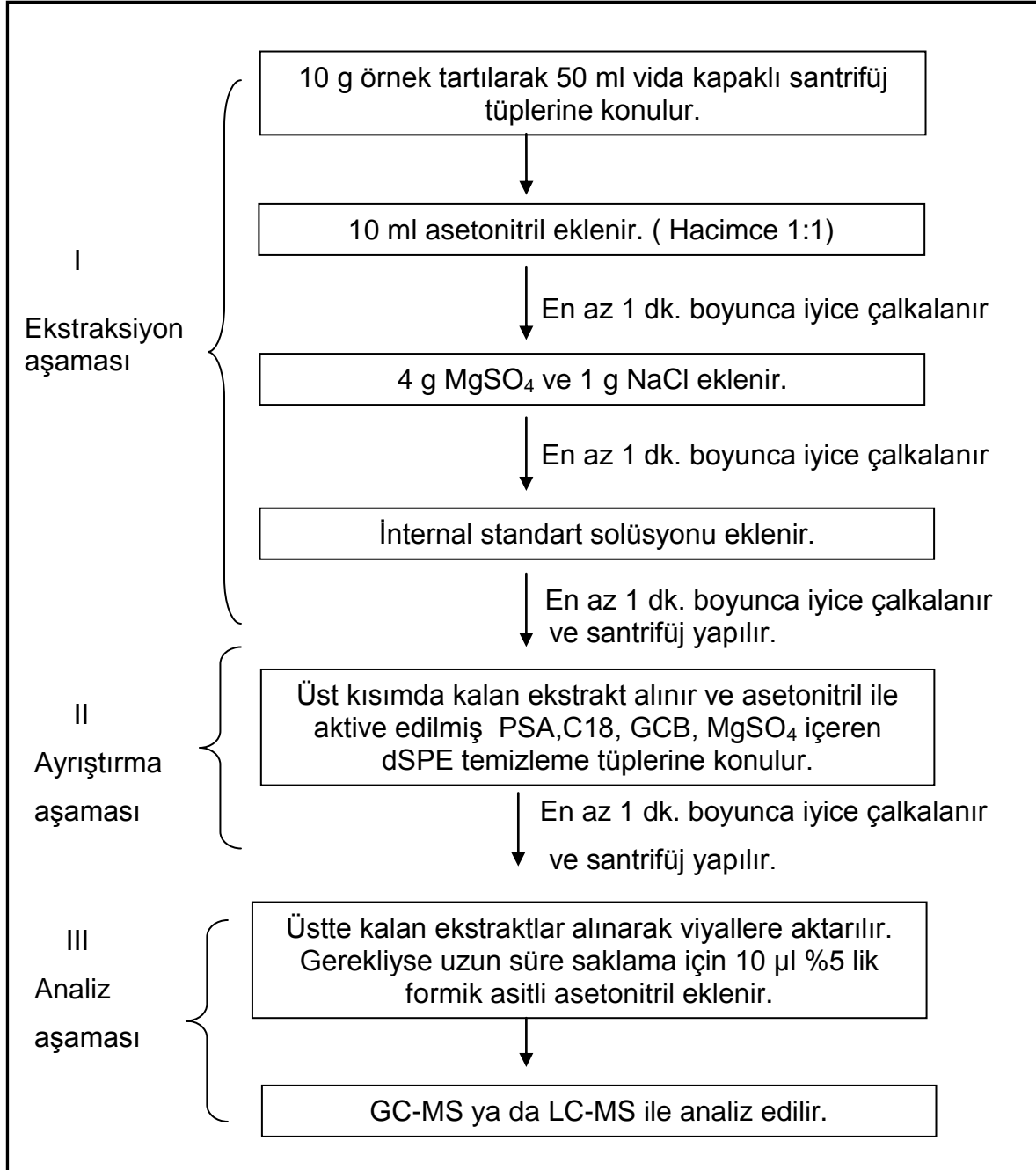
4.4.3. Makrofitlerde Pestisit Ekstraksiyonu

Araziden getirilen makrofit örnekleri (*Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*) üzerindeki epifitik organizmalar ve sedimandan temizlenmiş, -20 °C derin dondurucuda analiz edilene kadar saklanmıştır. Örnekler ekstraksiyon yapılmadan önce kurutma kağıtları üzerine serilerek kurutulmuştur. 10 g homojenizatörde öğütülmüş makrofit bulamacı santrifüj tüpüne aktarılıp üzerine 10 ml asetonitril, 4 g MgSO₄, 1 g NaCl, 0.5 g sodyum sitrat dibasik sekihidrat, 1 g sodyum sitrat tribasik dihidrat ve 50 µl 50 ppm'lik internal standart TPP eklenerek 10 dakika boyunca vorteks ile karıştırılmış ve çalkalanmıştır. Ardından 3000 rpm de 3 dakika boyunca santrifüj edilmiştir. Daha sonra üstte kalan ekstrakt alınarak 150 mg PSA, 5 ml asetonitril ile aktive edilmiş 150 mg GCB ve 900 mg MgSO₄ içeren katı faz ekstraksiyon (SPE) kolonuna aktarılıp, 10 dakika boyunca iyice çalkalanmış ve 3500 rpm de 3 dakika santrifüj edilmiştir. Burada alınan örnek 0.45 µm Teflon şırınga filtreden geçirilip koyu renk viyallere konmuş ve ekstraktların çoklu pestisit kalıntı analizi ölçümleri için Shimadzu GCMS-QP2010 Ultra sistemine konulmuştur (Anastassiades et.al., 2003; Stajnbaher and Zupancic - Kralj, 2003; EN15662, 2008; Brondi et.al., 2011).

4.4.4. *Cyprinus carpio*'da Pestisit Ekstraksiyonu

Araziden getirilen balık örnekleri -80 °C derin dondurucuda analiz edilene kadar saklanmıştır. Bu yöntem kapsamında 5 g dondurulmuş kas dokusu öğütülerek bulamaç haline getirilip santrifüj tüpüne aktarılmış, üzerine 5 ml %1 glasiyal asetik asit içeren asetonitril eklenerek 10 dakika ultrasonik su banyosunda tutulmuştur. Ardından üzerine 5 ml asetonitril ile aktive edilmiş 2 g MgSO₄, 0.5 g NaAsetat ve 50 µl 50 ppm'lik internal standart TPP eklenerek 10 dakika boyunca iyice çalkalanmış ve ardından 3000 rpm de 5 dakika boyunca santrifüj edilmiştir. Üstte kalan ekstrakt alınarak 5 ml asetonitril ile aktive edilmiş 150mg PSA, 150 mg C18 ve 900 mg MgSO₄ içeren katı faz ekstraksiyon (SPE) kolonuna aktarılarak, üzerine eşit hacimde asetonitril eklenerek 10 dakika boyunca iyice çalkalanmış ve 3500 rpm de 5 dakika santrifüj edilmiştir.

Buradan alınan örnek 0.45 µm Teflon şırınga filtreden geçirilip koyu renk viyalere konmuş ve ekstraktların çoklu pestisit kalıntı analizi ölçümleri için Shimadzu GCMS-QP2010 Ultra sistemine konulmuştur (Tsuda et.al.,2009a; Rawn, et.al., 2010; Lazartigues et al., 2011).



Şekil 4.2. Standart QUECHERS yöntemi genel analitik prosedür şeması (EN 15662,2008)

4.4.5. GC-MS Analiz Koşulları

Analizlerde kullanılan Shimadzu GCMS-QP2010 Ultra cihazında kullanılan kolon ve analiz detayları Çizelge 4.1.de sunulmuştur.

ANALİZ	PARAMETRELERİ
GC Kolon	TRB 5 MS kolon. 0,25µm kalınlık, 30,0m uzunluk, 0,25 mm çap.
Liner	Splitless glass liner
Mobil Faz	Helium
Enjeksiyon tipi	Splitless
Enjeksiyon Isısı	250 °C
Analiz ısı programı	70 (3 dk), 15°C /dk artarak 180°C, 5°C/dk artarak 280 °C (5 dk)
Enjeksiyon hacmi	1µL
MS İyon Kaynağı Sıcaklığı	200 °C
MS Dedektör Sıcaklığı	280 °C

Çizelge 4.1. GC-MS analiz koşulları

4.4.6. Metot Validasyonu ve Kalibrasyon

Kromatografik analizde, çok düşük konsantrasyondaki pestisitleri tespit edebilmek ve miktar tayini yapabilmek için Çizelge 2.2 de verilen pestisitlerin Dr. Ehrenstorfer firmasından temin edilen referans standartlarından asetonitrilde çözülerek 100 ppm stok çözeltileri oluşturulmuştur. Aktif maddelerin çıkış süreleri (retention time - R.T.), iyon doğrulaması ve konsantrasyon analizi için kalıntı analizi yapılması sebebiyle standart çözeltiler 0,0125 mg/L, 0,025 mg/L, 0,05 mg/L, 0,1 mg/L, 0,2 mg/L, 0,5 mg/L, 1 mg/L ve 2 mg/L olacak şekilde 8 farklı konsantrasyonda hazırlanarak kalibrasyon grafikleri oluşturulmuştur. QUECHERS çoklu pestisit kalıntı analiz metodu için önerilen internal standart olarak trifenil fosfat (TPP) kullanılmıştır. Internal standartlar özellikle GC-MS ile yapılan çoklu kalıntı analizlerinde, yöntem güvenilirliğinin araştırılması için geri kazanım değerlerinin hesaplanması ve ekstraksiyondan elde edilen analizi yapılacak örnekte bulunan pestisit miktarının kantitatif miktar hesaplanmasında kullanılmıştır (Huber, 2007; EN 15662, 2008).

4.4.7. İstatistiksel Analizler

Bu tez çalışması kapsamında su, sediman, makrofit ve balıklarda kalıntı olarak bulunan pestisit bulgularının istatistiksel açıdan değerlendirilmesinde t-testi, tek yönlü varyans ve parametrik olmayan Mann-Whitney testleri uygulanmıştır. Bilgisayarda yapılan hesaplamalar ve istatistikler için Microsoft Office 2007-Excel ve SPSS 15.0 programları kullanılmıştır.

5. BULGULAR

Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 - Haziran 2012 tarihleri arası iki aylık periyotlarla 6 arazi çalışması gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalar kapsamında belirlenen 5 istasyonda göl suyunun bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri (su sıcaklığı, derinlik, ışık geçirgenliği, çözülmüş oksijen, iletkenlik, tuzluluk ve pH) ölçülmüş ve çoklu pestisit kalıntı analizleri için (Malathion, Bromofos-Etil, Piretrin I-II, Jasmolin I-II, Sinerin I-II, Tetrametrin II, Etofenproks, Molinat, Okzamil, Propamokarb Hidroklorür, Tebufenozid, Linuron, PBO) su, sediman, *Cyprinus carpio* ve gölde en baskın olarak bulunan makrofit türleri *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris* üzerinde gerçekleştirilmiştir. Su ve sediman örnekleri tüm arazi çalışmalarında her istasyondan toplanmıştır. *C. carpio* örnekleri fanyalı ağlar ile mevsimsel olarak örneklenmiş, makrofit örnekleri ise göle tarımsal yüklü suları getiren en önemli iki kanalın tarım alanları ile bağlantı kurduğu ve kanalların göle açıldığı alanlarda belirlenen 4 istasyon noktasından mevsimsel olarak toplanmıştır.

5.1. Fiziksel ve Kimyasal Bulgular

5.1.1. Derinlik ve Işık Geçirgenliği

Ağustos 2011 - Haziran 2012 tarihleri arasında periyodik olarak iki ayda bir gerçekleştirilen 6 arazi çalışması sonucunda Karaboğaz Gölü'nde elde edilen, mevsimlere göre değişen derinlik ve ışık geçirgenliği değerleri Çizelge 5.1.'de verilmiştir. Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda, derinlik bakımından gölün sığ yapıda olduğu görülmüş, derinlik 83 - 200 cm arasında değişim göstermiştir. Karaboğaz Gölü'nde ışık geçirgenliği ise seki diski ile ölçülmüş, seki görünürlüğü 20 - 160 cm arasında bulunmuştur. Gölde aralık ayında seki derinliğindeki azalma göl havzasında bu ayda gerçekleşen aşırı yağışlar sonucu ortaya çıkmıştır.

Çizelge 5.1. Karaboğaz Gölü'nde derinlik (cm) ve ışık geçirgenliğinde (cm) meydana gelen mevsimsel değişimler

DERİNLİK	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	102	90	120	122	70	100
2. İstasyon	160	160	130	200	120	100
3. İstasyon	130	110	120	160	83	100
4. İstasyon	125	170	170	170	143	90
5. İstasyon	160	160	160	180	120	140
SEKİ GÖRÜNÜRLÜĞÜ	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	102	85	20	70	70	90
2. İstasyon	160	80	90	120	90	80
3. İstasyon	130	110	40	50	83	90
4. İstasyon	125	80	40	50	50	90
5. İstasyon	160	95	100	70	100	100

5.1.2. Sıcaklık

Karaboğaz Gölü'nde su sıcaklığında meydana gelen aylara ve istasyonlara bağlı değişimler Çizelge 5.2. de sunulmuştur. Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan dönemde en düşük su sıcaklığı şubat 2012 tarihinde 6.1 °C olarak 5.istasyonda, en yüksek su sıcaklığı ise ağustos 2011 tarihinde 26.7 °C olarak 5. istasyonda ölçülmüştür. Karaboğaz Gölü'nde su sıcaklığı yüzeyde 6.41 - 26.7 °C arasında, tabanda ise 6.1 - 26.4 °C arasında tespit edilmiştir. Yüzey ve taban arasında tespit edilen sıcaklık farkı en fazla ağustos ayında 3.6 °C olarak 3. istasyonda görülmüştür.

5.1.3. Çözünmüş Oksijen ve Doygunluk

Çözünmüş oksijen oksijenli solunum yapan canlıların metabolizması açısından oldukça önemli bir parametredir. Göl sularında oksijenin kaynağı atmosfer ve ekosistemde bulunan fotosentetik canlılardır (Canfield, 2005).

Karaboğaz Gölü'nde çalışma döneminde oksijenin su sütunundaki konsantrasyonu aylara, istasyonlara, derinliğe bağlı olarak değişimler göstermiştir. Gölde çalışma yapılan aylarda elde edilen bulgular Çizelge 5.3 ve 5.4'de sunulmuştur. Karaboğaz Gölü'nde çalışma döneminde çözünmüş oksijen ve doygunluk sırasıyla en düşük

ekim 2011 tarihinde 1.71 mg/L ve %16 olarak 4.istasyonda, en yüksek ise şubat 2012 tarihinde 15.20 mg/L ve %124 olarak 2. istasyonda ölçülmüştür.

Gölde tüm çalışma yapılan istasyonlarda yüzey ve taban arasında çözünmüş oksijen konsantrasyon farkı tespit edilmiştir. Yüzey-taban oksijen farkının en belirgin olduğu istasyonlar ve aylar ise 3. istasyon - ağustos, 4. istasyon - ekim, 4. istasyon - şubat olarak tespit edilmiştir. Karaboğaz Gölü'nde çözünmüş oksijen yüzeyde 3.18 - 15.20 mg/L tabanda ise 1.71 - 14.98 mg/L ölçülmüştür.

Çizelge 5.2. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında sıcaklık (°C) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı

YÜZEY	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	23.90	13.60	9.05	6.63	16.62	19.62
2. İstasyon	23.80	13.30	9.01	6.61	16.66	20.02
3. İstasyon	26.40	14.82	8.90	7.05	17.50	18.00
4. İstasyon	21.80	14.01	8.81	7.36	17.10	17.59
5. İstasyon	26.70	15.00	8.98	6.41	16.65	21.21
TABAN	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	23.83	13.60	9.05	6.59	16.66	19.53
2. İstasyon	23.80	13.30	9.02	6.62	15.96	20.04
3. İstasyon	22.80	14.10	8.82	6.53	16.73	18.05
4. İstasyon	21.67	13.24	9.10	7.15	15.75	17.58
5. İstasyon	26.40	14.08	8.99	6.10	15.55	21.05

Çizelge 5.3. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında çözülmüş oksijen (mg/L) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı

YÜZEY	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	8.81	6.69	8.83	12.40	9.26	5.60
2. İstasyon	8.77	6.76	10.16	15.20	9.86	8.41
3. İstasyon	9.18	5.65	11.43	13.50	9.71	8.87
4. İstasyon	4.80	3.18	13.10	13.41	9.22	10.01
5. İstasyon	6.24	8.71	9.86	13.88	8.60	9.91
TABAN	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	7.90	6.68	8.94	10.38	9.96	6.69
2. İstasyon	8.00	6.50	9.70	14.98	7.21	8.52
3. İstasyon	3.40	4.90	9.73	11.83	10.82	9.27
4. İstasyon	4.58	1.71	10.20	6.72	10.58	10.27
5. İstasyon	6.05	8.23	10.08	12.34	9.24	10.60

Çizelge 5.4. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında çözülmüş oksijen doygunluk (%) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı

YÜZEY	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	104	65	77	102	97	63
2. İstasyon	105	65	89	124	103	93
3. İstasyon	116	56	99	113	102.3	94
4. İstasyon	55	31	113	113	96	106
5. İstasyon	79	87	86	114	89	113
TABAN	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	95	65	78	86	104	73
2. İstasyon	96	63	85	124	75	95
3. İstasyon	39	49	85	97	113	98
4. İstasyon	52	16	90	57	107	109
5. İstasyon	76	81	88	101	94	120

5.1.4. pH

pH sudaki H⁺ iyonlarının aktivitesinin bir göstergesi olarak değerlendirilen çevresel bir değişkendir. Bu parametredeki küçük değişimler bile sucul organizmaların yaşam döngüsünü önemli ölçüde etkileyebilir (Wetzel, 2001).

Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda ölçülen pH değerleri Çizelge 5.5'de verilmiştir. Buna göre gölde ölçülen pH değeri en düşük ekim 2011 tarihinde 4.istasyonda tabanda 7.38 olarak, en yüksek ise haziran 2012 tarihinde 5. istasyonda tabanda 8.65 olarak tespit edilmiştir. pH değeri yüzeyde 7.46 - 8.59 arasında, tabanda ise 7.38-8.65 arasında değişim göstermiştir.

5.1.5. Elektriksel İletkenlik (E.C.) ve Tuzluluk

Elektriksel iletkenlik ve tuzluluk sucul ekosistemlerde çözünmüş madde konsantrasyonunun bir göstergesidir. Karaboğaz Gölü'nde çalışma döneminde tespit edilen elektriksel iletkenlik ve tuzluluk değerleri Çizelge 5.6 ve 5.7'de sunulmuştur.

Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda ve istasyonlarda tespit edilen EC değerleri en düşük ekim 2012 tarihinde 4.istasyonda 1567 µS/cm, en yüksek ise nisan 2012 tarihinde 2. istasyonda 5598 µS/cm olarak ölçülmüştür. Karaboğaz Gölü'nde EC yüzeyde 1567 - 5050 µS/cm arasında tabanda ise 1814-5598 µS/cm arasında değişim göstermiştir.

Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda tuzluluk ise en düşük ekim 2011 tarihinde 4. istasyonda ‰ 0.79, en yüksek ise nisan 2012 tarihinde 2. istasyonda ‰ 3.64 olarak ölçülmüştür. Karaboğaz Gölü'nde tuzluluk yüzeyde ‰ 0.79 - ‰ 3.28 arasında, tabanda ise ‰ 0.94 - ‰ 3.64 arasında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.5. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında pH değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı

YÜZEY	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	7.90	7.72	7.80	8.09	8.00	7.84
2. İstasyon	7.86	7.71	7.77	8.11	8.02	8.05
3. İstasyon	8.27	7.81	7.87	8.15	8.01	7.68
4. İstasyon	7.80	7.46	7.95	8.25	7.79	7.77
5. İstasyon	8.24	8.28	7.89	8.06	7.95	8.59
TABAN	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	7.80	7.72	7.83	8.10	8.05	7.86
2. İstasyon	7.79	7.71	7.76	7.98	7.88	8.05
3. İstasyon	7.75	7.69	7.88	8.00	8.09	7.73
4. İstasyon	7.68	7.38	7.89	7.55	7.84	7.79
5. İstasyon	8.25	8.23	7.91	7.99	7.96	8.65

Çizelge 5.6. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı

YÜZEY	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	2378	1947	1962	2422	5050	2909
2. İstasyon	2414	1956	2190	1944	5025	2968
3. İstasyon	2535	2162	2496	2132	3072	2051
4. İstasyon	1957	1567	2237	1848	2595	2056
5. İstasyon	2799	2321	2660	2187	2917	3900
TABAN	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	2375	1947	1949	2525	5052	2895
2. İstasyon	2403	1956	2305	2585	5598	2974
3. İstasyon	2100	2166	2472	2174	3126	2053
4. İstasyon	1961	1814	2349	2501	2660	2056
5. İstasyon	2765	2386	2650	2244	5154	3945

Çizelge 5.7. Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 ve Haziran 2012 tarihleri arasında tuzluluk (%) değerlerinin aylara ve istasyonlara göre dağılımı

YÜZEY	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	1.22	1.00	1.47	2.44	3.28	1.70
2. İstasyon	1.24	1.00	1.65	1.96	3.25	1.72
3. İstasyon	1.30	1.11	1.91	2.10	1.99	1.22
4. İstasyon	1.00	0.79	1.71	1.81	1.69	1.24
5. İstasyon	1.45	1.20	2.03	2.21	1.90	2.24
TABAN	Ağustos 2011	Ekim 2011	Aralık 2011	Şubat 2012	Nisan 2012	Haziran 2012
1. İstasyon	1.22	1.00	1.46	2.53	3.28	1.70
2. İstasyon	1.23	1.00	1.74	2.59	3.64	1.72
3. İstasyon	1.07	1.11	1.89	2.18	2.03	1.22
4. İstasyon	1.00	0.94	1.80	2.47	1.73	1.24
5. İstasyon	1.43	1.24	2.04	2.28	3.34	2.27

5.2. Çoklu Pestisit Analiz Sonuçları

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada su, sediman, *Cyprinus carpio* ve makrofit örneklerinde (*Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*) gerçekleştirilen çoklu pestisit analizlerinde Organik Fosforlu, Piretrin, Sentetik Piretroid ve Karbamatlı pestisitlerden 15 farklı aktif madde (Malathion, Bromofos-Etil, Piretrin I ve II, Jasmolin I ve II, Sinerin I ve II, Etofenproks, Tetrametrin II, Molinat, Okzamil, Propamokarb Hidroklorür, Tebufenozid, Linuron ve sinerjisit PBO) tespit edilmiştir.

5.2.1. Suda Tespit Edilen Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde suda yapılan pestisit analizlerinde Malathion, Jasmolin II, Etofenproks, Molinat, Okzamil ve Propamokarb Hidroklorür, Tebufenozid ve Linuron ile pestisit formülasyonunda kullanılan sinerjisit PBO tespit edilmiştir.

5.2.1.1. Suda Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler

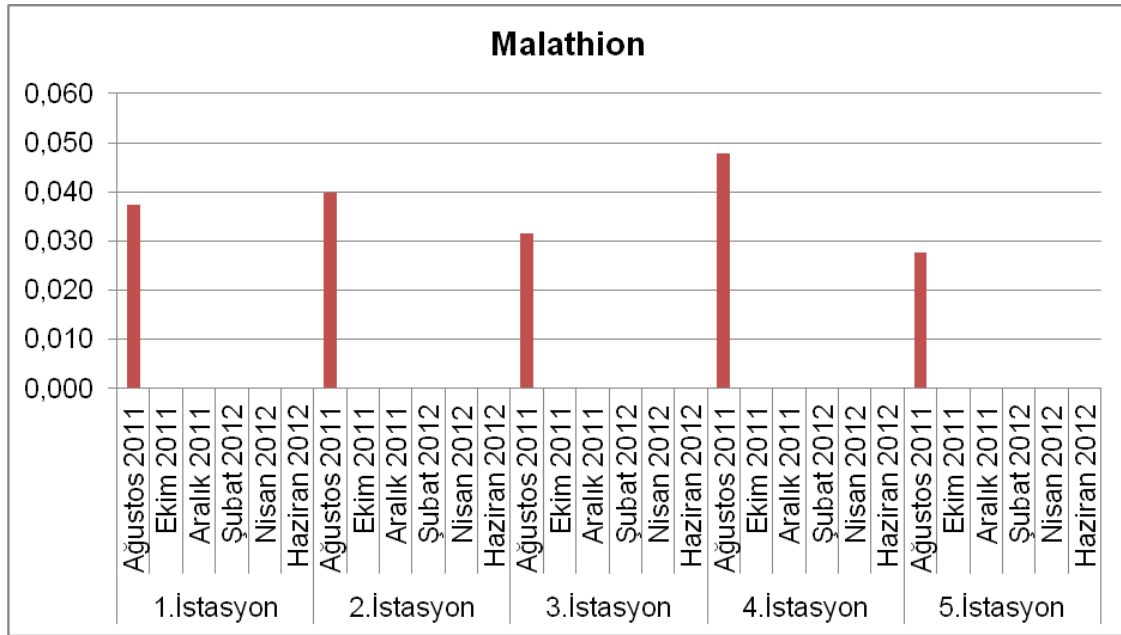
Karaboğaz Gölü'nde suda organik fosforlu insektisitlerden sadece Malathion tespit edilmiştir. Çizelge 5.8.'de suda Malathionun maksimum, minimum, toplam ve ortalama miktarları, Şekil 5.1. de ise istasyonlara göre mevsimsel değişimi verilmiştir. Buna göre organik fosforlu insektisitlerden Malathion sadece ağustos 2011 döneminde yapılan yaz arazisinde tespit edilmiş, diğer aylarda suda

saptanmamıştır. Malathion en düşük 0.028 µg/L ve en yüksek 0.048 µg/L olarak ölçülmüş, en az 5.istasyonda en fazla ise 4. istasyonda tespit edilmiştir.

Çizelge 5.8.'de verilmiş olan değerlere göre suda Malathion'un toplam konsantrasyon değeri 0.184 µg/L, ortalama değeri ise 0.006 µg/L olarak bulunmuştur. Malathion'un mevsimsel kalıntı değerleri incelendiğinde sadece ağustos 2011 döneminde tespit edilmiş olması nedeniyle, Karaboğaz Gölü çevresindeki tarım arazilerinde özellikle yaz dönemi olmak üzere zaman zaman kullanımı olduğu düşünülmektedir.

Çizelge 5.8. Suda tespit edilen organik fosforlu pestisit Malathionun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/L) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Malathion	0,028	0,048	0,184	0,006	0,014	30



Şekil 5.1. Suda tespit edilen organik fosforlu bileşik Malathionun istasyonlara göre mevsimsel değişimi (µg/L).

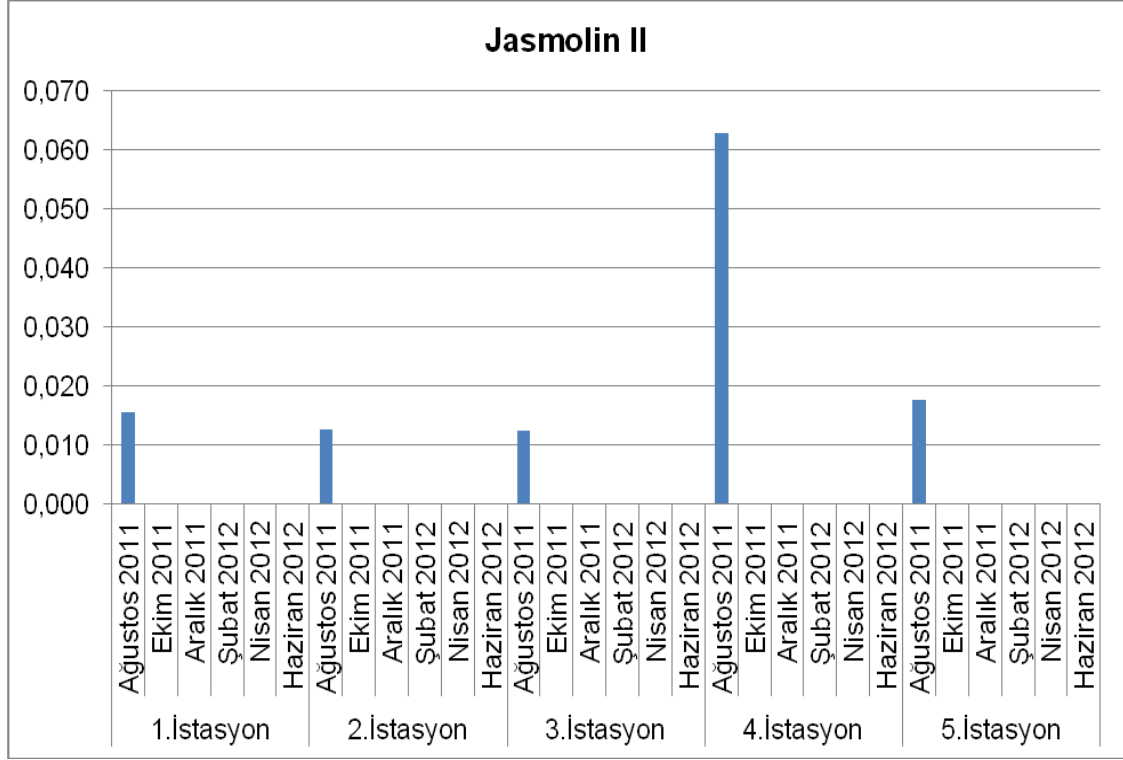
5.2.1.2. Suda Tespit Edilen Piretrinler

Karaboğaz Gölü'nde suda piretrin insektisitlerden sadece Jasmolin II tespit edilmiştir. Çizelge 5.9.'da suda kalıntısı bulunan Jasmolin II'nin maksimum, minimum, toplam ve ortalama miktarları, Şekil 5.2.' de ise istasyonlara göre mevsimsel değişimi verilmiştir. Buna göre Jasmolin II' de sadece ağustos 2011 döneminde yapılan yaz arazisinde tespit edilmiş, diğer aylarda suda saptanmamıştır. Jasmolin II en düşük 0.013 µg/L olarak 2.istasyonda ve en yüksek 0.063 µg/L olarak 4.istasyonda tespit edilmiştir. Şekil 5.2.'de de görüldüğü gibi 4.istasyonda suda Jasmolin II'nin en yüksek konsantrasyonda bulunması nedeniyle bu bölgeden göle karıştığı düşünülmektedir.

Çizelge 5.9.'da verilmiş olan değerlere göre Jasmolin II'nin suda toplam konsantrasyon değeri 0.121 µg/L, mevsimsel ortalama değeri ise 0.004 µg/L olarak bulunmuştur. Jasmolin II'nin Malathion gibi sadece ağustos 2011 tarihinde suda bulunmuş olması nedeniyle Karaboğaz Gölü'nde tarım arazilerinde yaz döneminde zaman zaman kullanıldığı düşünülmektedir.

Çizelge 5.9. Suda tespit edilen piretrin pestisit Jasmolin II'nin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/L) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Jasmolin II	0,013	0,063	0,121	0,004	0,012	30



Şekil 5.2. Suda tespit edilen piretrin insektisitlerden Jasmolin II'nin istasyonlara göre mevsimsel değişimi ($\mu\text{g/L}$)

5.2.1.3. Suda Tespit Edilen Sentetik Piretroidler

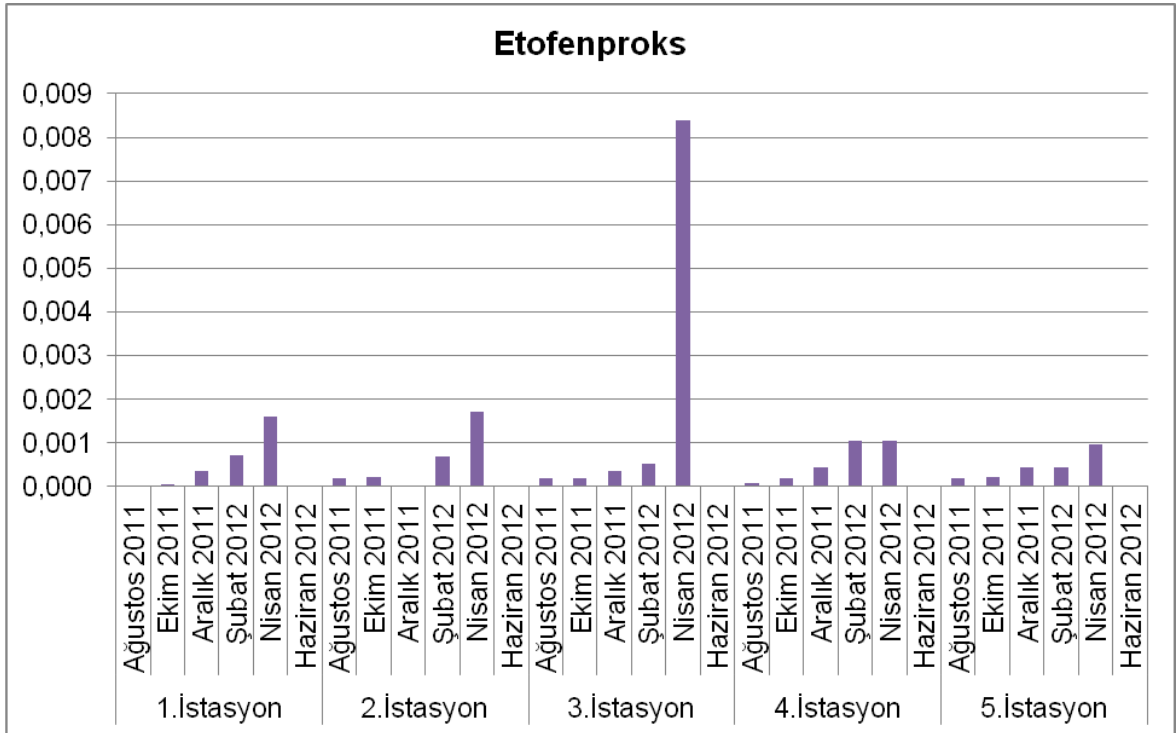
Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan dönemde suda sentetik piretroid grubu insektisitlerden sadece Etofenproks tespit edilmiştir. Çizelge 5.10. da suda kalıntısı tespit edilen Etofenproksun maksimum, minimum, toplam ve ortalama miktarları, Şekil 5.3.'de ise istasyonlara göre mevsimsel değişimleri verilmiştir. Çalışma döneminde Etofenproks haziran 2012 hariç tüm arazi çalışmalarında suda tespit edilmiştir. Etofenproks en düşük $0.0002 \mu\text{g/L}$ olarak 1. istasyonda ve en yüksek $0.0084 \mu\text{g/L}$ olarak 3. istasyonda tespit edilmiştir. Etofenproks suda en yüksek konsantrasyonda 3. istasyonda bulunmuştur. Ancak Etofenproks çalışma yapılan diğer istasyonlarda da yaygın olarak bulunduğu için bu bileşiğin her iki kanal aracılığıyla da göle taşındığı söylenebilir.

Çizelge 5.10.'da verilmiş olan değerlere göre Etofenproksun suda toplam konsantrasyon değeri $0.0201 \mu\text{g/L}$ olarak, mevsimsel ortalama değeri ise $0.001 \mu\text{g/L}$ olarak bulunmuştur. Etofenproksun mevsimsel kalıntı analiz sonuçlarına göre suda haziran 2012 dışındaki tüm aylarda tespit edildiği görülmektedir. Ayrıca suda

bahar dönemi kalıntılarının yüksek olması nedeniyle Karaboğaz Gölü çevresindeki tarım alanlarında bahar aylarında daha fazla kullanımının olduğu söylenebilir.

Çizelge 5.10. Suda tespit edilen sentetik piretroid pestisit Etofenproksun minimum, maksimum, toplam, ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Etofenproks	0.0002	0,0084	0,0201	0,001	0,002	30



Şekil 5.3. Suda tespit edilen sentetik piretroid insektisitlerden Etofenproksun istasyonlara göre mevsimsel değişimi ($\mu\text{g/L}$)

5.2.1.4. Suda Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışma kapsamında suda kalıntı olarak Karbamatlı Pestisitlerden Molinat, Okzamil ve Propamokarb hidroklorür tespit edilmiştir. Karaboğaz Gölü'nde suda Molinat tüm istasyonlarda ve yapılan örnekleme tamamlanırken, Okzamil ve Propamokarb hidroklorür istasyonların tamamında ağustos, ekim, aralık 2011 tarihlerinde tespit edilmiş, diğer aylarda bu bileşiklerin suda kalıntısı bulunamamıştır (Bkz. Şekil 5.4.). Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan su örneklerinde Molinat 0.001 - 0.084 $\mu\text{g/L}$, Okzamil 0.005 - 0.081 $\mu\text{g/L}$, Propamokarb hidroklorür 0.004 - 0.037 $\mu\text{g/L}$ arasında

ölçülmüştür (Bkz. Şekil 5.4.). Mevsimsel olarak göle giren bu gruba ait pestisitler incelendiğinde özellikle ilkbahar ve yaz arazilerinde daha yüksek oranda giriş olduğu görülmüştür (Bkz. Şekil 5.4.). Molinat tüm istasyonlarda, Propamokarb hidroklorür 1. istasyon, Okzamil ise 3. ve 5. istasyonlarda en yüksek oranlarda tespit edilmiştir.

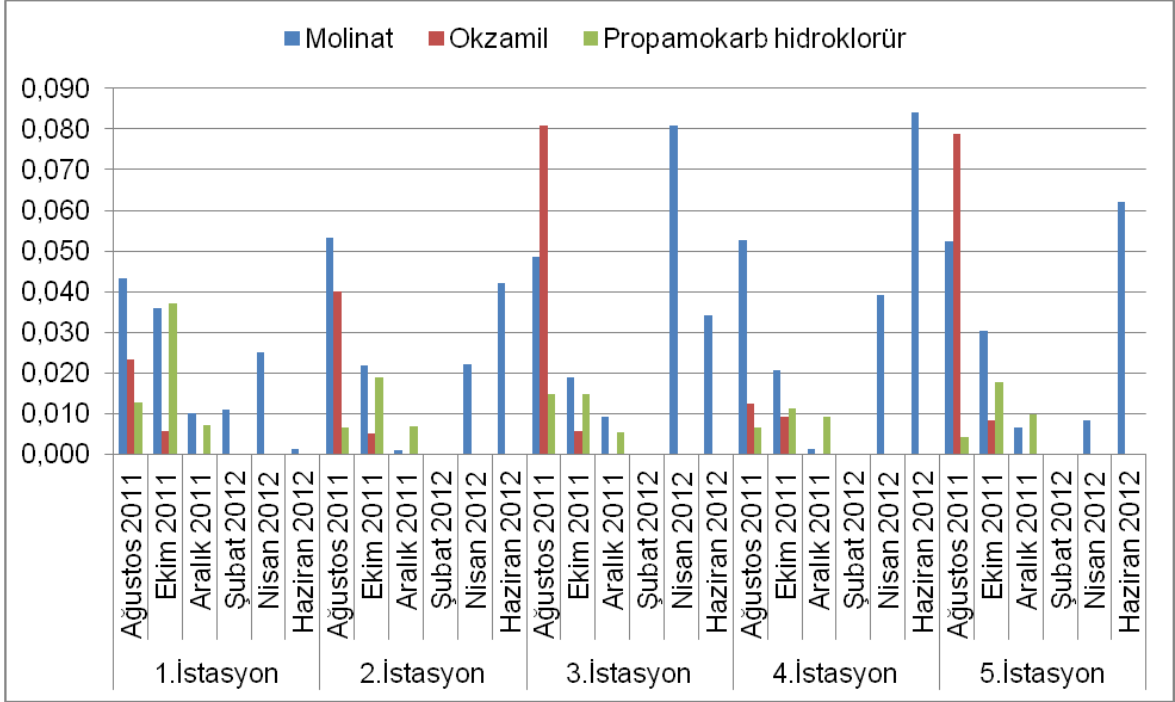
Molinat, Okzamil ve Propamokarb hidroklorür'ün sudaki kalıntıları arasındaki fark tek yönlü varyans analizi yapılarak incelenmiştir. Tek yönlü varyans analizi sonuçlarına göre suda kalıntısı bulunan karbamatlı bileşiklerden Molinat'ın kontaminasyon açısından diğer pestisitlerden istatistiksel olarak farklı olduğu bulunmuştur. ($p < 0.05$).

Çizelge 5.11.'de Karbamatlı pestisitler için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre suda Molinatın en fazla kalıntısının olduğu tespit edilmiştir. Suda Molinat toplam olarak 0.815 µg/L ve ortalama 0.027 µg/L olarak ölçülmüştür.

Çizelge 5.11. Suda tespit edilen karbamatlı pestisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/L) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.sapma	N
Molinat	0,001	0,084	0,815	0,027*	0,024	30
Okzamil	0,005	0,081	0,269	0,009	0,021	30
Propamokarb hidroklorür	0,004	0,037	0,182	0,006	0,008	30

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.4. Suda tespit edilen karbamatlı pestisitlerin istasyonlara göre mevsimsel değişimleri (µg/L)

5.2.1.5. Suda Tespit Edilen Diğer Pestisitler ve Sinerjisitler

Yapılan çalışma kapsamında suda Diaçilhidrazin grubu insektisit Tebufenozid, Fenil Üre grubu herbisit Linuron ve birçok formülasyonda sinerjisit olarak kullanılan PBO saptanmıştır. Bu grupta yer alan pestisitlerden Tebufenozid örnekleme yapılan tüm aylarda suda tespit edilirken, Linuron ağustos ve ekim 2011 tarihlerinde, PBO ise aralık 2011 örneklerinde tespit edilmiştir (Bkz.Şekil 5.5.).

Karaboğaz Gölü su örneklerinde Tebufenozid en düşük 0,0004 µg/L ve en yüksek 0,229 µg/L, Linuron en düşük 0,007 µg/L, en yüksek 0,070 µg/L ve sinerjisit PBO 0,0001 µg/L ve en yüksek ise 0,084 µg/L olarak saptanmıştır.

Suda kalıntısı tespit edilen pestisitlerin mevsimsel olarak değişimi incelendiğinde Tebufenozid özellikle ilkbahar döneminde, Linuron yaz döneminde ve PBO ise kış döneminde göl sularında daha yüksek oranla tespit edilmiştir.

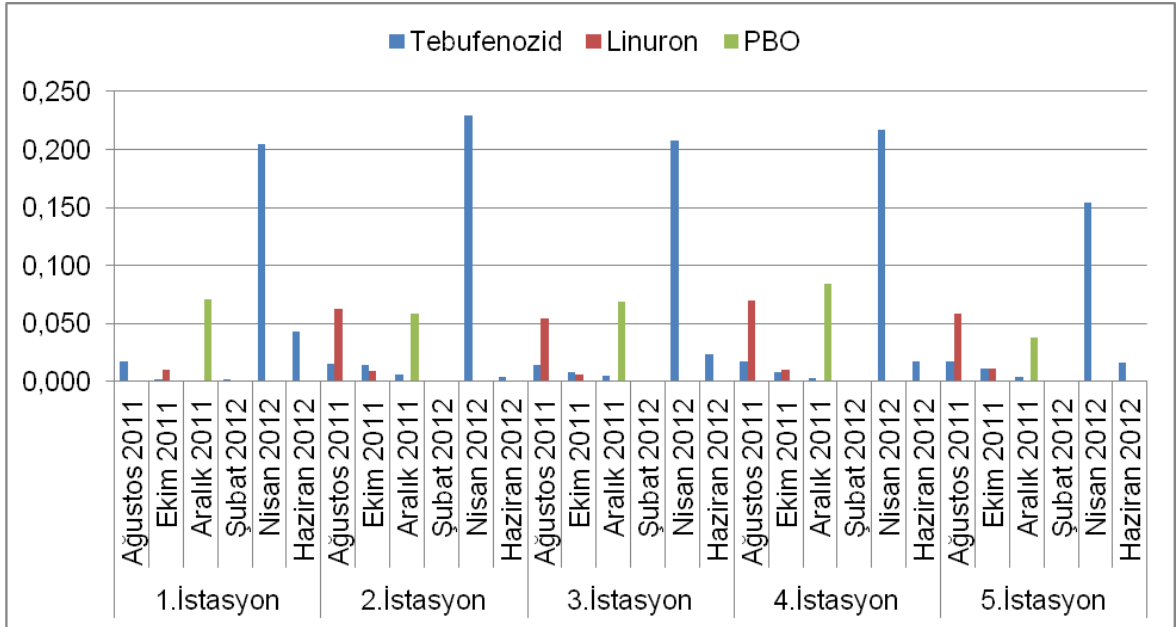
Karaboğaz Gölü'nde suda tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO konsantrasyonları arasındaki farklılık tek yönlü varyans analizi yardımıyla istatistiksel olarak incelenmiştir (Bkz. Çizelge 5.12.). Tebufenozidin Linuron ve PBO'dan sudaki kalıntı miktarları açısından farkı istatistiksel açıdan da anlamlı bulunmuştur ($p < 0.05$). Linuron ve PBO oranları arasındaki farklılık ise istatistiksel açıdan anlamlı çıkmamıştır ($p > 0.05$).

Çizelge 5.12.'de verilmiş olan pestisitlerin toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre suda en fazla Tebufenozidin kalıntısının olduğu tespit edilmiştir.

Çizelge 5.12. Suda tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g/L}$) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Tebufenozid	0,0004	0,229	1,265	0,042*	0,074	30
Linuron	0,007	0,070	0,292	0,010	0,021	30
PBO	0,0001	0,084	0,322	0,011	0,025	30

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p = 0.05$).



Şekil 5.5. Suda tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun istasyonlara göre mevsimsel değişimleri ($\mu\text{g/L}$)

5.2.2. Sedimanda Tespit Edilen Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde Jasmolin I ve II, Sinerin II ve Piretrin I ve II, Etofenproks, Molinat, Okzamil ve Propamokarb hidroklorür, Tebufenozid ve Linuron ile birçok formülasyonda kullanılan sinerjistik PBO sedimanda gerçekleştirilen çoklu pestisit kalıntı analizlerinde saptanmıştır.

5.2.2.1. Sedimanda Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak 5 istasyondan toplanan sediman örneklerinde suda ve makrofit türlerinde rastlanan organik fosforlu pestisitler tespit edilememiştir.

5.2.2.2. Sedimanda Tespit Edilen Piretrinler

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada sedimanda kalıntı olarak piretrin insektisitlerden Jasmolin I ve II, Sinerin II ve Piretrin II tespit edilmiştir. Çizelge 5.13.'de sedimanda piretrinlerin maksimum, minimum toplam ve ortalama miktarları, Şekil 5.6.' da ise istasyonlara göre mevsimsel değişimi verilmiştir.

Sedimanda bu gruba ait pestisitlerin kalıntı sonuçları incelendiğinde Jasmolin I tüm mevsimlerde ve tüm istasyonlarda değişen oranlarda, Sinerin II ağırlıklı olarak ilkbahar ve yaz döneminde, Jasmolin II ve Piretrin II ise daha çok kışın tespit edilmiştir (Bkz. Şekil 5.6.). Jasmolin I 1,62 - 174 µg/kg arasında, Jasmolin II 1,10 - 28,1 µg/kg arasında, Sinerin II 2,70 - 99 µg/kg arasında ve Piretrin II 1,82 - 7,72 µg/kg arasında tespit edilmiştir.

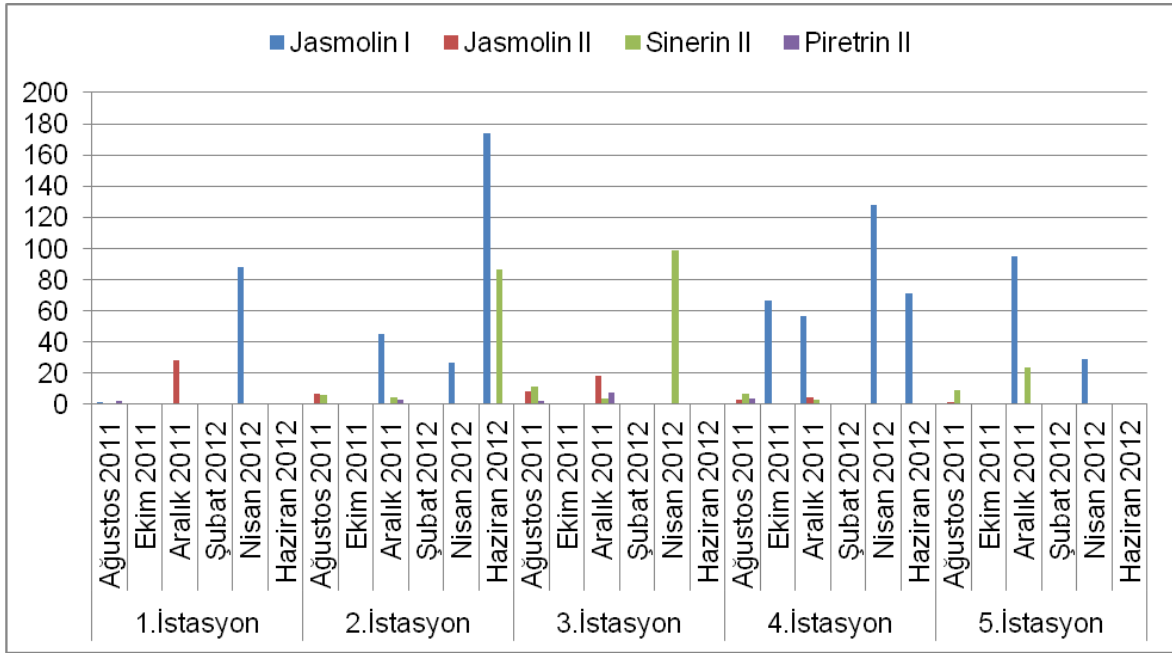
Çizelge 5.13.'te Piretrin grubu pestisitler için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre sedimanda en fazla Jasmolin I ve Sinerin II'nin daha fazla birikim yaptığı tespit edilmiştir.

Piretrinlerin sedimanda birikim durumu tek yönlü varyans analizi yapılarak istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Tek yönlü varyans analiz sonuçlarına göre sedimanda piretrin grubu pestisitlerin birikimi açısından Jasmolin I'in birikiminin istatistiksel olarak farklı olduğu belirlenmiştir ($p < 0.05$).

Çizelge 5.13. Sedimanda tespit edilen piretrin insektisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Jasmolin I	1,62	174	782*	26,1	45,23	30
Jasmolin II	1,10	28,1	69,4	6,14	6,14	30
Sinerin II	2,70	99	254	8,5	23,55	30
Piretrin II	1,82	7,72	18,4	0,61	1,64	30

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.6. Sedimanda tespit edilen piretrin insektisitlerin istasyonlara göre mevsimsel değişimleri ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

5.2.2.3. Sedimanda Tespit Edilen Sentetik Piretroidler

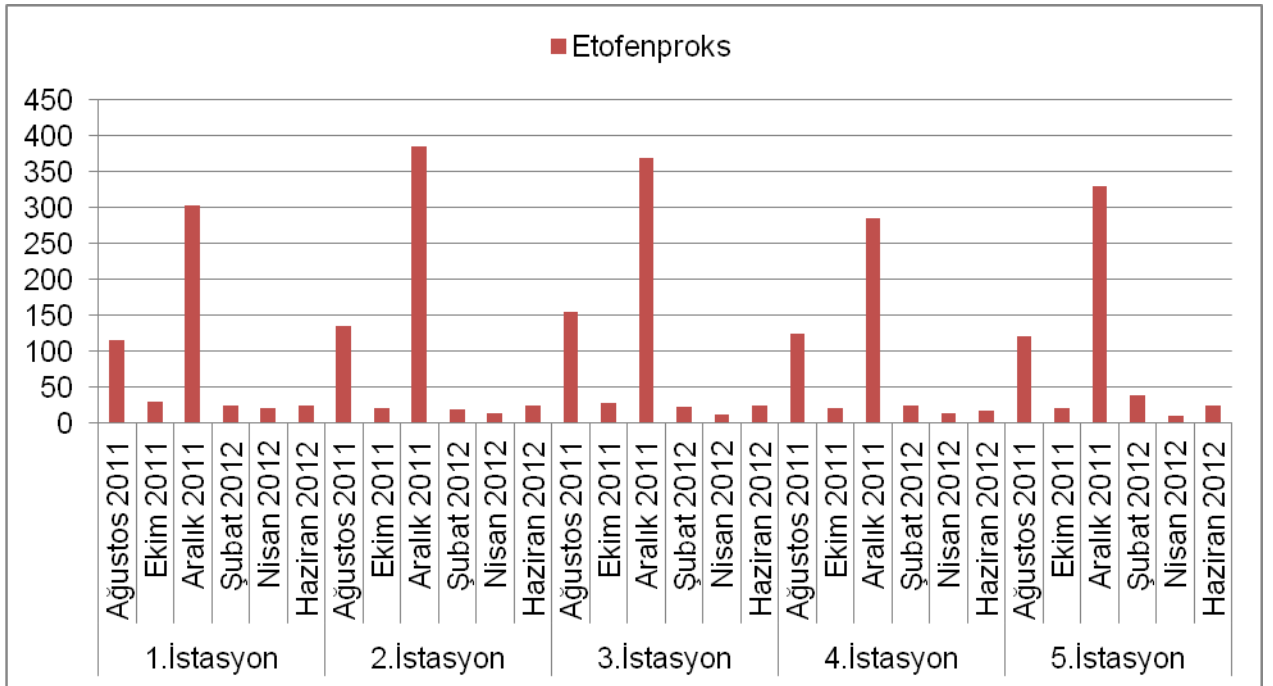
Karaboğaz Gölü'nde sedimandan alınan örneklerde sentetik piretroid grubu insektisitlerden suda olduğu gibi sadece Etofenproks tespit edilmiştir ve elde edilen sonuçlar Şekil 5.7. ve Çizelge 5.14.'de sunulmuştur. Sedimanda kalıntı olarak tespit edilen Etofenproks aralık ayında en fazla bulunmakla birlikte tüm arazi çalışmalarında her istasyonda değişen konsantrasyonlarda saptanmıştır. Etofenproks en düşük $9,50 \mu\text{g}/\text{kg}$ ve en yüksek ise $385 \mu\text{g}/\text{kg}$ olarak belirlenmiştir (Bkz. Çizelge 5.14). Etofenproks sedimanda en yüksek oranlarda ağustos ve aralık 2011 tarihlerinde tespit edilmiştir (Bkz. Şekil 5.7.).

Etopenproksun mevsimsel olarak kalıntıları değerlendirildiğinde sedimanda birikimi açısından özellikle yazın ve kışın arttığı, diğer dönemlerde daha az konsantrasyonlarda bulunduğu görülmüştür (Bkz.Şekil 5.7.).

Çizelge 5.14.'de verilmiş olan değerlere göre Etopenproks'un sedimanda toplam konsantrasyon değeri 2754,7 µg/kg olarak mevsimsel ortalama değeri ise 91,8 µg/kg olarak belirlenmiştir.

Çizelge 5.14. Sedimanda tespit edilen sentetik piretroid insektisitlerden Etopenproksun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/kg) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Etopenproks	9,50	385	2754,70	91,8	118,87	30



Şekil 5.7. Sedimanda tespit edilen sentetik piretroid insektisitlerden Etopenproksun istasyonlara göre mevsimsel değişimi (µg/kg)

5.2.2.4. Sedimanda Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde gerçekleştirilen bu çalışmada sedimanda Karbamatlı pestisitlerden suda olduğu gibi Molinat, Okzamil ve Propamokarb Hidroklorür tespit edilmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 5.8. ve Çizelge 5.15.'de sunulmuştur.

Bu grupta yer alan pestisitlerin sedimandaki kalıntısı incelendiğinde sedimanda en fazla birikim yapan pestisit Molinat olarak tespit edilmiştir. Molinat hemen hemen tüm mevsimlerde ve tüm istasyonlarda tespit edilmiştir (Bkz. Şekil. 5.8.).

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan sediman örneklerinde Molinat 3,9 - 292 µg/kg, Okzamil 8,24 - 54 µg/kg, Propamokarb Hidroklorür 5,4 - 97,4 µg/kg arasında tespit edilmiştir. Bu grupta yer alan pestisitlerden Molinat daha yüksek oranlarda Nisan-Mayıs 2012 tarihlerinde, Okzamil ve PBO ise Ağustos - Ekim 2011 tarihlerinde sedimanda tespit edilmiştir.

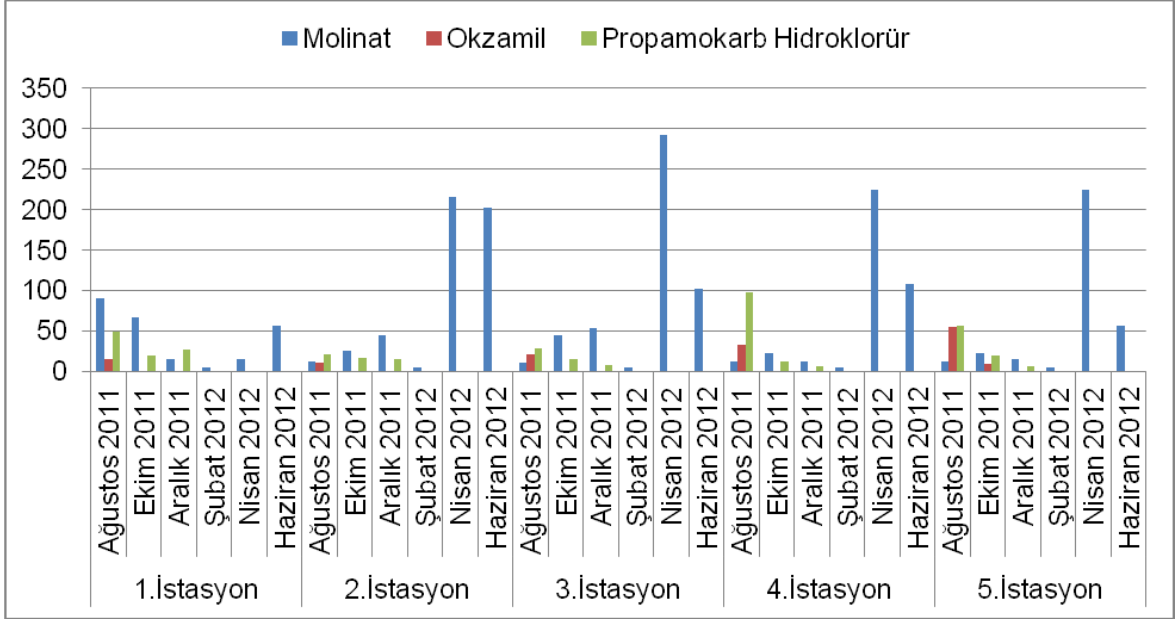
Molinat, Okzamil ve Propamokarb hidroklorürün sedimandaki birikim farkları tek yönlü varyans analizi yapılarak incelenmiştir. Molinatın sedimanda Okzamil ve Propamokarb hidroklorüre göre birikim farkı istatistiksel açıdan anlamlı bulunmuştur ($p < 0,05$).

Çizelge 5.15.'de karbamatlı pestisitler için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre sedimanda en fazla Molinatın birikim yaptığı tespit edilmiştir.

Çizelge 5.15. Sedimanda tespit edilen karbamatlı pestisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/kg) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Molinat	3,9	292	1972,3	65,7*	81,89	30
Okzamil	8,24	54	140,5	4,7	11,92	30
Propamokarb hidroklorür	5,4	97,4	391,4	13,05	21,56	30

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.8. Sedimanda tespit edilen karbamatlı pestisitlerin istasyonlara göre mevsimsel değişimleri (µg/kg)

5.2.2.5. Sedimanda Tespit Edilen Diğer Pestisitler ve Sinerjisitler

Yapılan çalışmada Karaboğaz Gölü'nde sedimanda da suda bulunduğu gibi diğer pestisit gruplarından Tebufenozid, Linuron ve sinerjisit PBO saptanmış, elde edilen sonuçlar Çizelge 5.16 ve Şekil 5.9.'da sunulmuştur. İstasyonlara göre ve mevsimsel olarak birikim oranları farklı olmak üzere bu grupta yer alan pestisit ve sinerjisit PBO'ya sedimanda sürekli olarak rastlanmıştır. Mevsimsel olarak sedimanda bulunan pestisit kalıntıları incelendiğinde Tebufenozid şubat ayı dışında saptanırken, Linuron ve PBO Ağustos - Ekim 2011 döneminde tespit edilmiştir.

Karaboğaz Gölü'nde Tebufenozid en düşük 4,71 µg/kg ve en yüksek 73 µg/kg, Linuron en düşük 7,56 µg/kg, en yüksek 54,7 µg/kg ve sinerjisit PBO 0,41 µg/kg ve en yüksek ise 49,4 µg/kg olarak saptanmıştır.

Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun sedimanda birikim farklılıkları tek yönlü varyans analizi yapılarak incelenmiştir. İstatistiksel hesaplama sonuçlarına göre Tebufenozidin sedimandaki birikim oranı Linuron ve PBO'dan farklı bulunmuştur

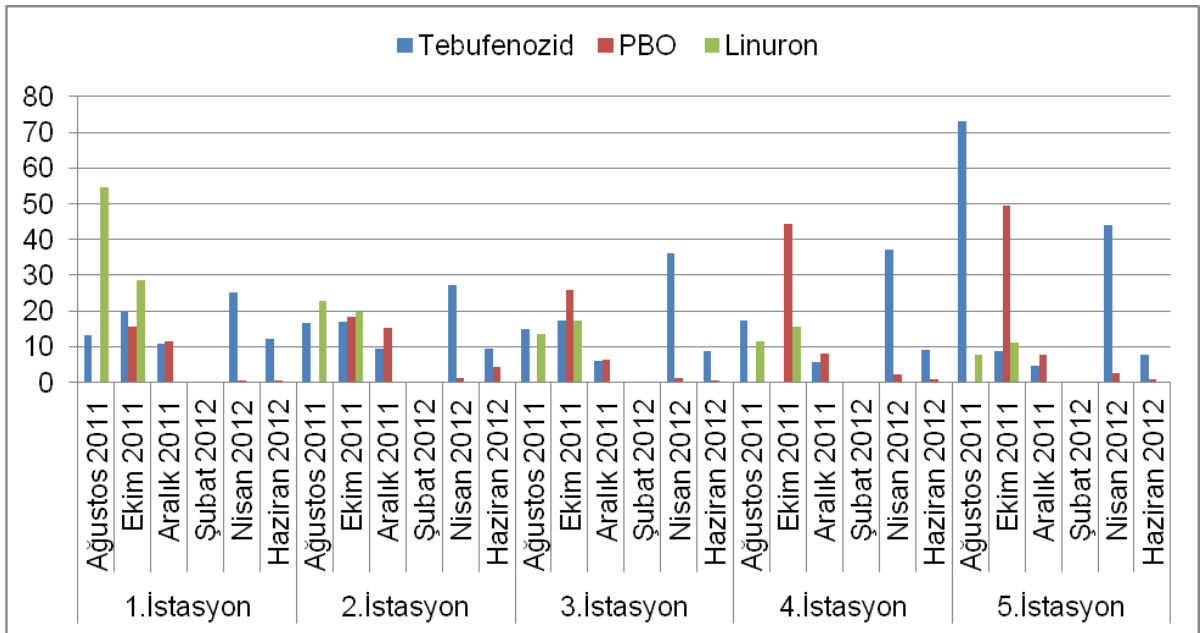
($p < 0,05$). Linuron ve PBO konsantrasyonlarının birbirine göre farklılığı ise anlamlı bulunmamıştır ($p > 0,05$).

Çizelge 5.16.'da Tebufenozid, Linuron, PBO için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre sedimanda Tebufenozid'in en fazla kalıntı bıraktığı tespit edilmiştir.

Çizelge 5.16. Sedimanda tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Tebufenozid	4,71	73	450,1	15*	15,87	30
Linuron	7,56	54,7	201,9	6,73	12,3	30
PBO	0,41	49,4	216,8	7,23	12,67	30

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p = 0.05$).



Şekil 5.9. Sedimanda tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun istasyonlara göre mevsimsel değişimleri ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

5.2.3. Makrofitlerde Tespit Edilen Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde en baskın makrofit türleri arasında bulunan *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris* örneklerinde çoklu pestisit kalıntı analizi yapılmıştır. Çalışmada bu türlerde kalıntı olarak Malathionun metabolit ürünü Malathion-okzon, Bromofos-Etil, Piretrin I, Jasmolin I ve II, Sinerin I ve II, Tetrametrin II ve Etofenproks, Molinat, Tebufenozid, Linuron ve sinerjisit PBO tespit edilmiştir.

5.2.3.1. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'de Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada makrofitlerde iki farklı organik fosforlu pestisit kalıntısına rastlanmıştır. Bunlardan biri Malathion metaboliti olan Malathion-Okzon, diğeri ise Bromofos-Etil olarak tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada makrofitlerde elde edilen organik fosforlu pestisit sonuçları Şekil 5.10, Şekil 5.11. ve Çizelge 5.17.'de sunulmuştur.

Buna göre Malathion-Okzon ve Bromofos-Etil *Chara vulgaris*'te ağustos döneminde tüm istasyonlardan toplanan örneklerde, Malathion-Okzon ekim ayında ise sadece 3. istasyondan toplanan örneklerde kalıntı olarak bulunmuştur. Ekim ayında 3. istasyon dışındaki örneklerde, aralık ve mayıs aylarında ise toplanan tüm makrofit örneklerinde bu gruplara ait pestisit kalıntısı bulunamamıştır (Bkz. Şekil 5.16.). Yapılan çalışmada *Chara vulgaris*'te Malathion-Okzon 680-1320 µg/kg arasında, Bromofos-Etil ise 150-430 µg/kg arasında tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.17.).

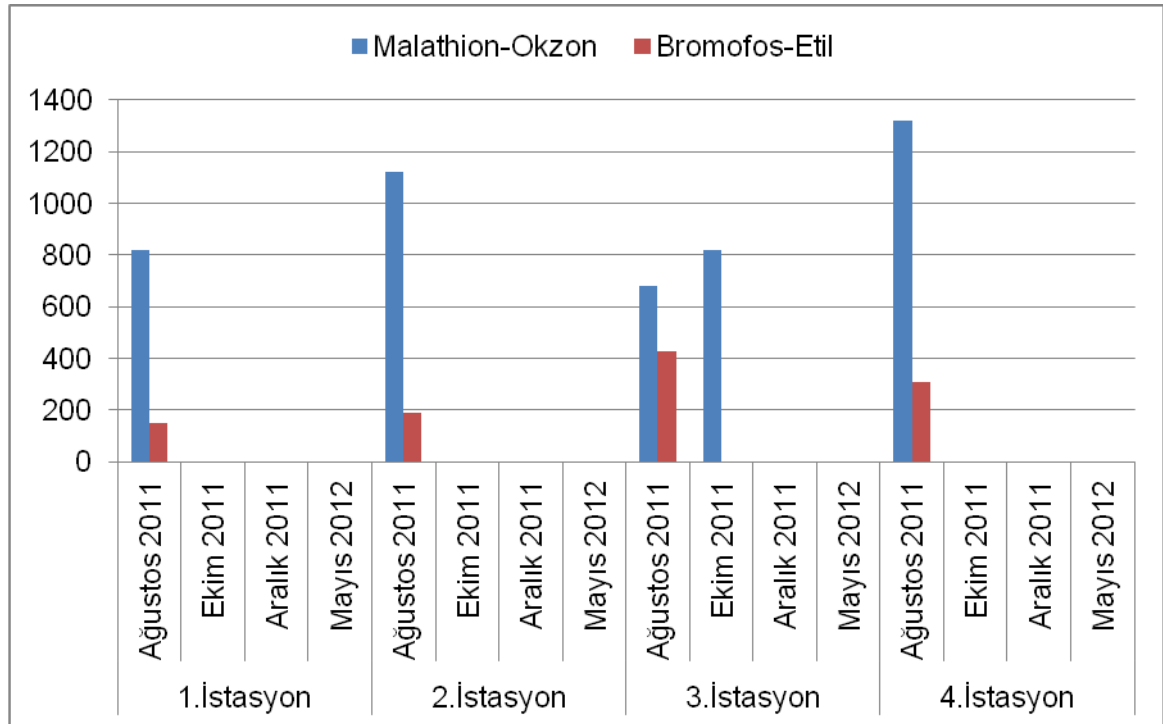
Potamogeton pectinatus'ta ise Malathion-Okzon ve Bromofos-Etil ağustos ayında tüm istasyonlardan toplanan örneklerde, Malathion-Okzon ekim ayında ise 2. ve 3. istasyonlardan toplanan örneklerde kalıntı olarak bulunmuştur. Ekim ayında diğeri istasyonlardan, aralık ve mayıs aylarında ise tüm istasyonlarda toplanan *Potamogeton pectinatus* örneklerinde organik fosforlu pestisit kalıntısı bulunamamıştır (Bkz. Şekil 5.11.). *Potamogeton pectinatus*'ta Malathion-Okzon 110-850 µg/kg arasında, Bromofos-Etil ise 130-430 µg/kg arasında tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.17.).

Organik fosforlu pestisitlerin *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te bulunan kalıntı miktarları arasındaki farklılık t-testi yapılarak istatistiksel olarak incelenmiştir. T-testi analizi sonuçlarına göre Malathion-Oxon açısından iki türün birikimi oranları arasındaki farkın önemli olduğu bulunmuştur ($p < 0.05$). Bromofos-Etil için ise iki türün birikim oranları arasındaki fark anlamlı bulunmamıştır ($p > 0.05$). Ayrıca Çizelge 5.17'de verilmiş olan ortalama ve toplam konsantrasyon sonuçlarına göre her iki makrofit türünde organik fosforlu pestisitler içerisinde Malathion-Oxon'un daha fazla birikim yaptığı belirlenmiştir.

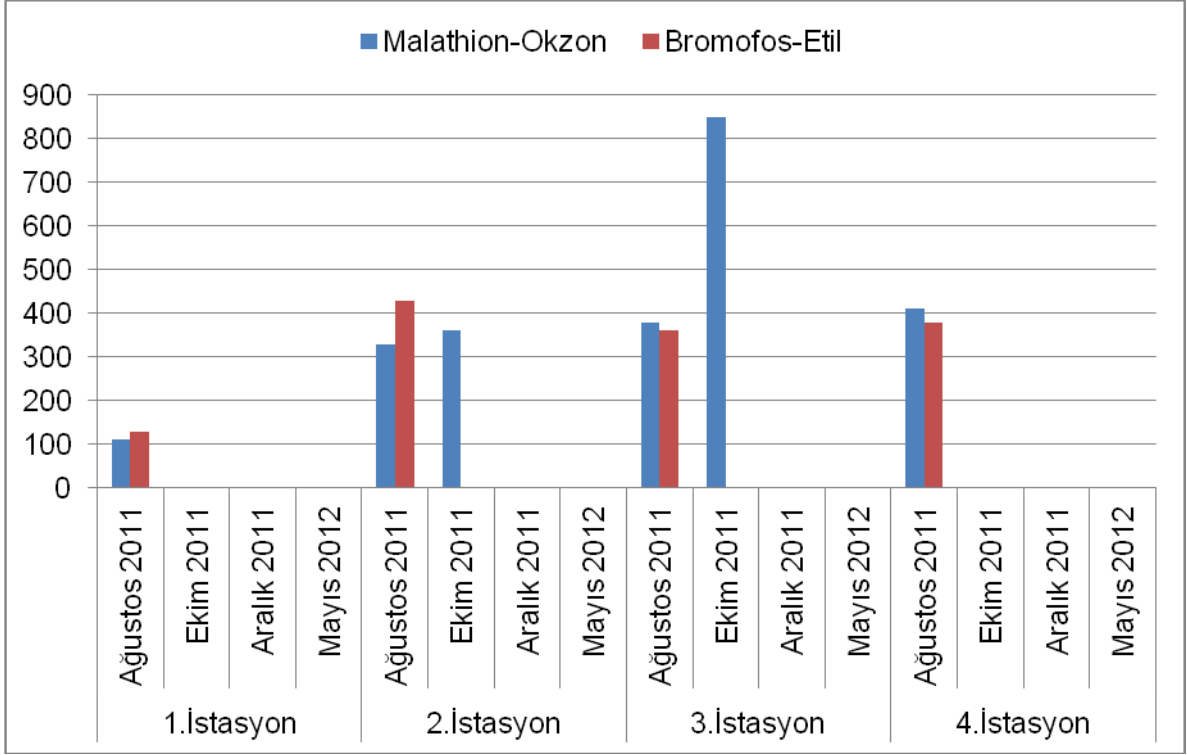
Çizelge 5.17. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te tespit edilen organik fosforlu pestisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	MAKROFİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Malathion-Okzon	<i>C. vulgaris</i>	680	1320	4760	366,2*	52	16
	<i>P. pectinatus</i>	110	850	2440	188	27	
Bromofos -Etil	<i>C. vulgaris</i>	150	430	1080	83,1	15	16
	<i>P. pectinatus</i>	130	430	1300	100	18	

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.10. *Chara vulgaris*'te tespit edilen organik fosforlu pestisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) istasyonlara göre mevsimsel değişimleri



Şekil 5.11. *Potamogeton pectinatus*'ta tespit edilen organik fosforlu pestisitlerin (µg/kg) istasyonlara göre mevsimsel değişimleri

5.2.3.2. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'de Tespit Edilen Piretrinler

Yapılan çalışma kapsamında *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*'ta kalıntı olarak piretrinlerden Piretrin I, Jasmolin I-II ve Sinerin I-II bulunmuştur, elde edilen sonuçlar Şekil 5.12, Şekil 5.13. ve Çizelge 5.18.'de sunulmuştur.

Piretrin grubu pestisitlerin *C. vulgaris*'deki kalıntı durumu incelendiğinde Piretrin I, her mevsimde istasyonlara göre değişen oranlarda (maksimum 2. istasyonda-mayıs ayında), Sinerin I ağırlıklı olarak tüm istasyonlarda Mayıs ayında, Sinerin II 1. istasyon dışında, diğer istasyonlarda Ekim-Mayıs aylarında, Jasmolin I tüm istasyonlarda mevsimsel olarak değişmekle birlikte en fazla Ağustos ayında Jasmolin II ise tüm istasyonlarda mevsimsel olarak değişen oranlarda (en fazla Mayıs ayında) tespit edilmiştir (Bkz.Şekil 5.12.)

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan *C. vulgaris* örneklerinde Jasmolin I 97,7-1720 µg/kg, Sinerin I 77-621 µg/kg, Jasmolin II 40-840 µg/kg, Sinerin II 540-730 µg/kg, Piretrin I 13-902 µg/kg arasında tespit edilmiştir.

Çizelge 5.18.'de piretrin grubu için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *C.vulgaris*'te Jasmolin I diğerlerine göre daha fazla birikim yapmıştır.

Piretrin grubu pestisitlerin *P.pectinatus*'taki kalıntı durumu incelendiğinde Sinerin II ve Jasmolin II aralık ayı dışında tüm mevsimlerde en fazla 2. istasyonda, Sinerin II aralık ayı dışında diğer mevsimlerde (Ağustos-Mayıs aylarında daha yüksek oranlarda), Piretrin I mayıs ayında, Jasmolin I ise istasyonlara göre değişen oranlarda olmak üzere ağustos ve mayıs örneklerinde daha yüksek oranlarda bulunmuştur (Bkz. Şekil 5.13.).

Potamogeton pectinatus örneklerinde ise Jasmolin I 44-1520 µg/kg, Sinerin I 20-943 µg/kg, Jasmolin II 110-790 µg/kg, Sinerin II 75-2840 µg/kg, Piretrin I 50-1368 µg/kg arasında tespit edilmiştir.

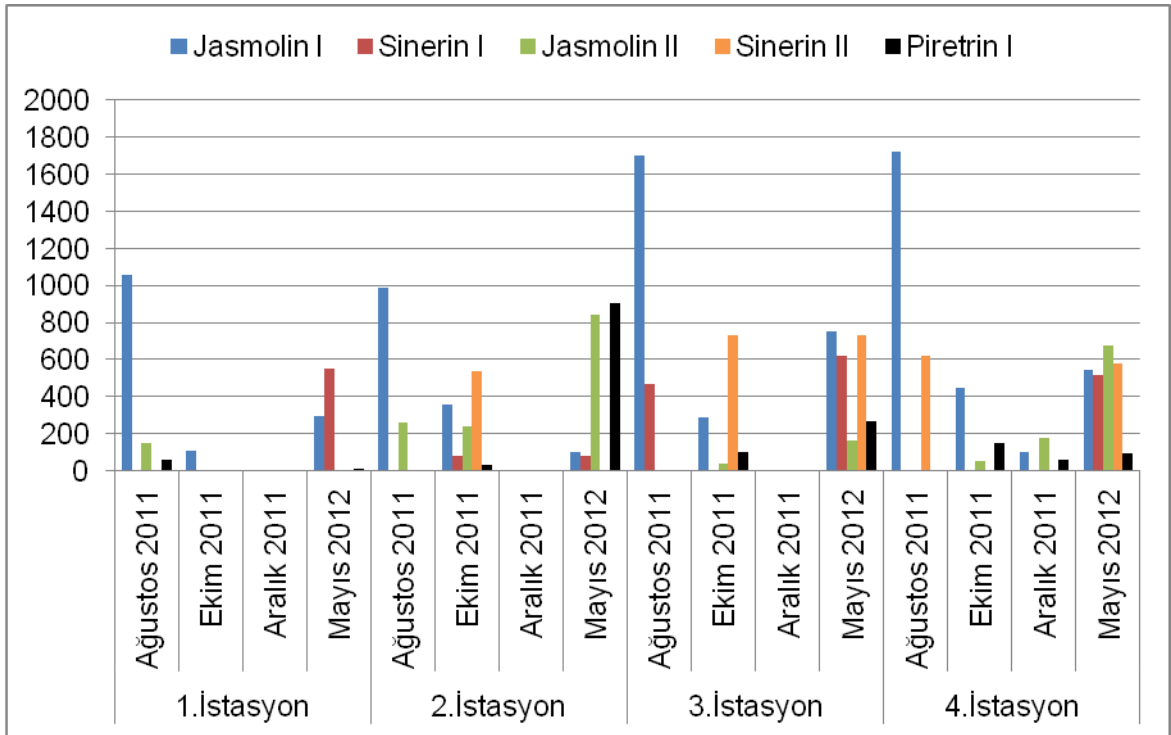
Çizelge 5.18.'de piretrin grubu için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre Sinerin II ve Jasmolin I daha fazla birikim yapmıştır.

Piretrin grubu pestisitlerin *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te bulunan kalıntı miktarları arasındaki farklılık t-testi yapılarak istatistiksel olarak incelenmiştir. T-testi analizi sonuçlarına göre iki makrofit türü arasında piretrin grubu pestisitlerin birikimi açısından istatistiksel olarak farklılık bulunduğu tespit edilmiştir ($p<0.05$). Piretrin I, Sinerin I ve II, Jasmolin II *Potamogeton pectinatus*'ta, Jasmolin I ise *Chara vulgaris*'te daha yüksek oranlarda birikim göstermiştir.

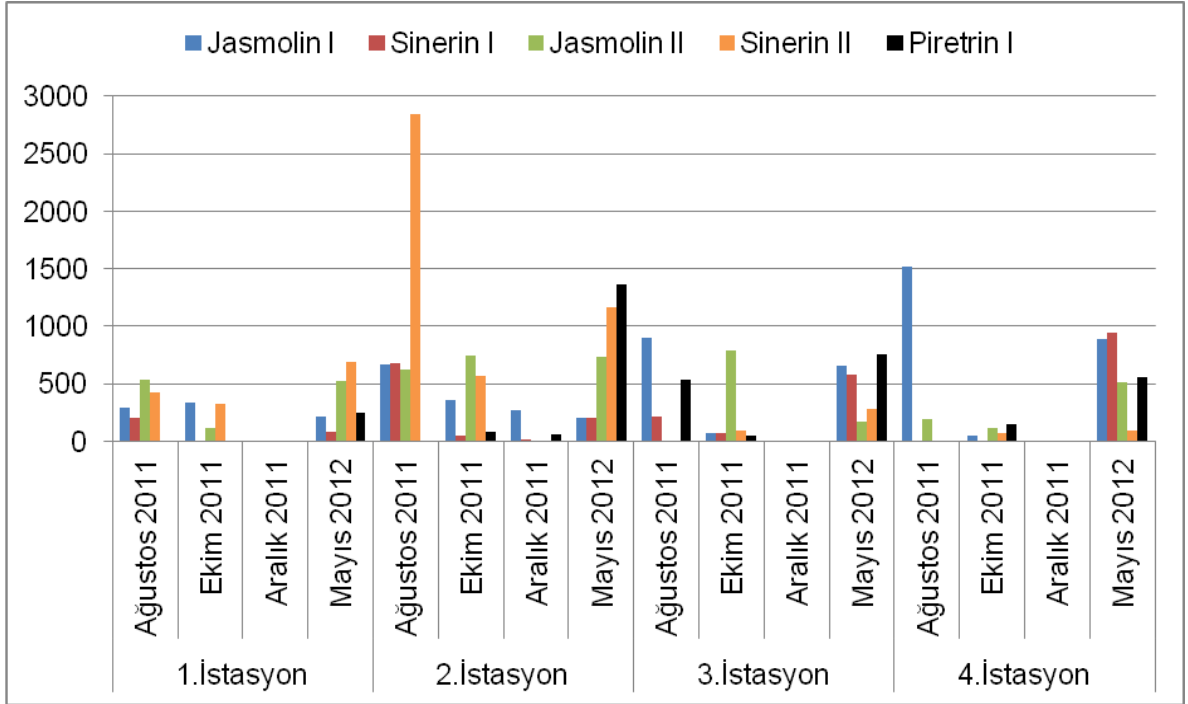
Çizelge 5.18. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te tespit edilen piretrin grubu pestisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	MAKROFİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ort.	Std.Sapma	n
Piretrin I	<i>C. vulgaris</i>	13	902	1672	104,5	225	16
	<i>P.pectinatus</i>	50	1368	3807	238*	386	
Jasmolin I	<i>C. vulgaris</i>	97,7	1720	8474	529,6*	570	16
	<i>P.pectinatus</i>	44	1520	6430	402	424	
Sinerin I	<i>C. vulgaris</i>	77	621	2322	145	239	16
	<i>P.pectinatus</i>	20	943	3038	190*	289	
Jasmolin II	<i>C. vulgaris</i>	40	840	2600	163	252	16
	<i>P.pectinatus</i>	110	790	5054	316*	309	
Sinerin II	<i>C. vulgaris</i>	540	730	3202	200	310	16
	<i>P.pectinatus</i>	75	2840	6556	410*	727	

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.12. *Chara vulgaris*'te tespit edilen piretrin insektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) istasyonlara göre mevsimsel değişimleri



Şekil 5.13. *Potamogeton pectinatus*'ta tespit edilen piretrin insektisitlerin (µg/kg), istasyonlara göre mevsimsel değişimleri

5.2.3.3. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'de Tespit Edilen Sentetik Piretroidler

Yapılan çalışma kapsamında *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*'ta kalıntı olarak sentetik piretroidlerden Etofenproks ve Tetrametrin II bulunmuş, elde edilen sonuçlar Şekil 5.14, Şekil 5.15 ve Çizelge 5.19.'da sunulmuştur.

C.vulgaris'te sentetik piretroid grubu pestisitlerin istasyonlara ve mevsimlere göre kalıntı miktarları incelendiğinde 1. ve 2. istasyonlarda aralık ayı dışında Tetrametrin II ve Etofenproks tüm mevsimlerde ve istasyonlarda değişen oranlarda tespit edilmiştir. Tetrametrin II en fazla 2. istasyonda ekim ayında, Etofenproks ise 4. istasyonda aralık ayı örneklerinde kalıntı olarak bulunmuştur.

P.pectinatus'ta ise Etofenproks istasyonlara göre değişen oranlarda ekim ve mayıs ayı örneklerinde (maksimum 2.istasyon - ekim), Tetrametrin II ise 1. ve 3. istasyonda ağustos, 2. istasyonda ise Ekim-Aralık ayı örneklerinde tespit edilmiştir.

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan *Chara vulgaris* örneklerinde Tetrametrin II 2.4-76 µg/kg, Etofenproks 10,6-210 µg/kg arasında, *Potamogeton pectinatus* örneklerinde ise Tetrametrin II 0.4-52 µg/kg, Etofenproks 0.4-39 µg/kg arasında tespit edilmiştir.

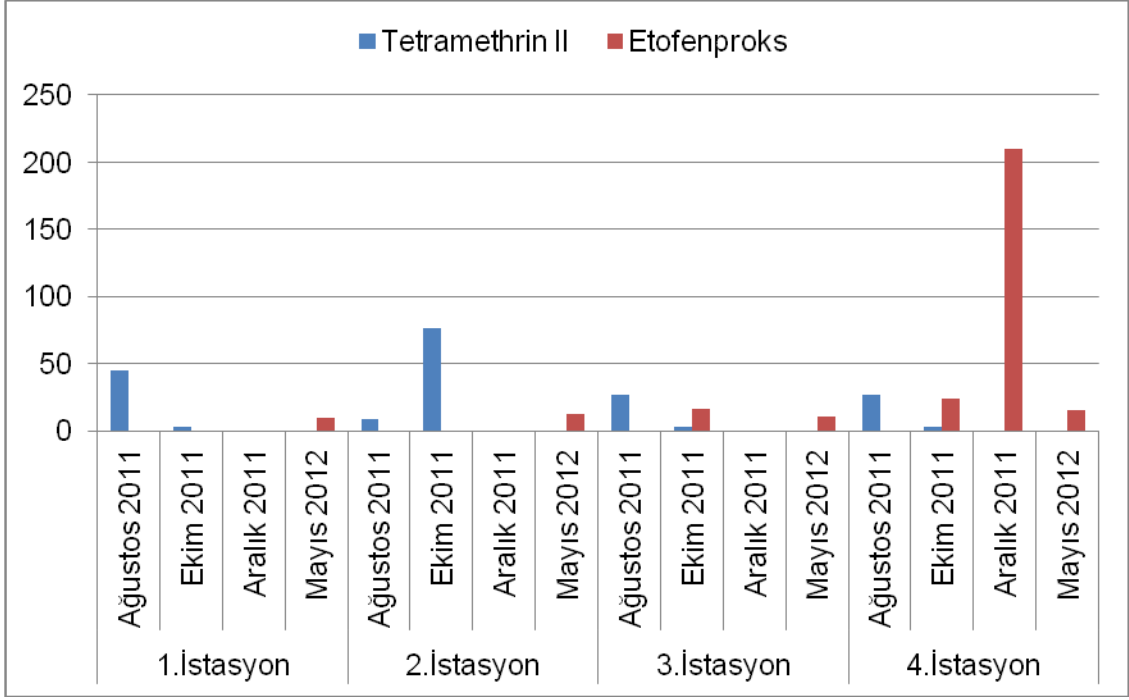
Sentetik piretroid grubu pestisitlerin *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te bulunan kalıntı miktarları arasındaki farklılık t-testi yapılarak istatistiksel olarak incelenmiştir. T-testi analizi sonuçlarına göre sentetik piretroid grubu pestisitlerin iki makrofit türü arasında birikimi açısından istatistiksel olarak farklılık bulunduğu tespit edilmiştir (p<0.05).

Çizelge 5.19'da sentetik piretroid grubu pestisitler için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *P. pectinatus* ve *C. vulgaris*'te Etofenproksun daha fazla birikim yaptığı tespit edilmiştir.

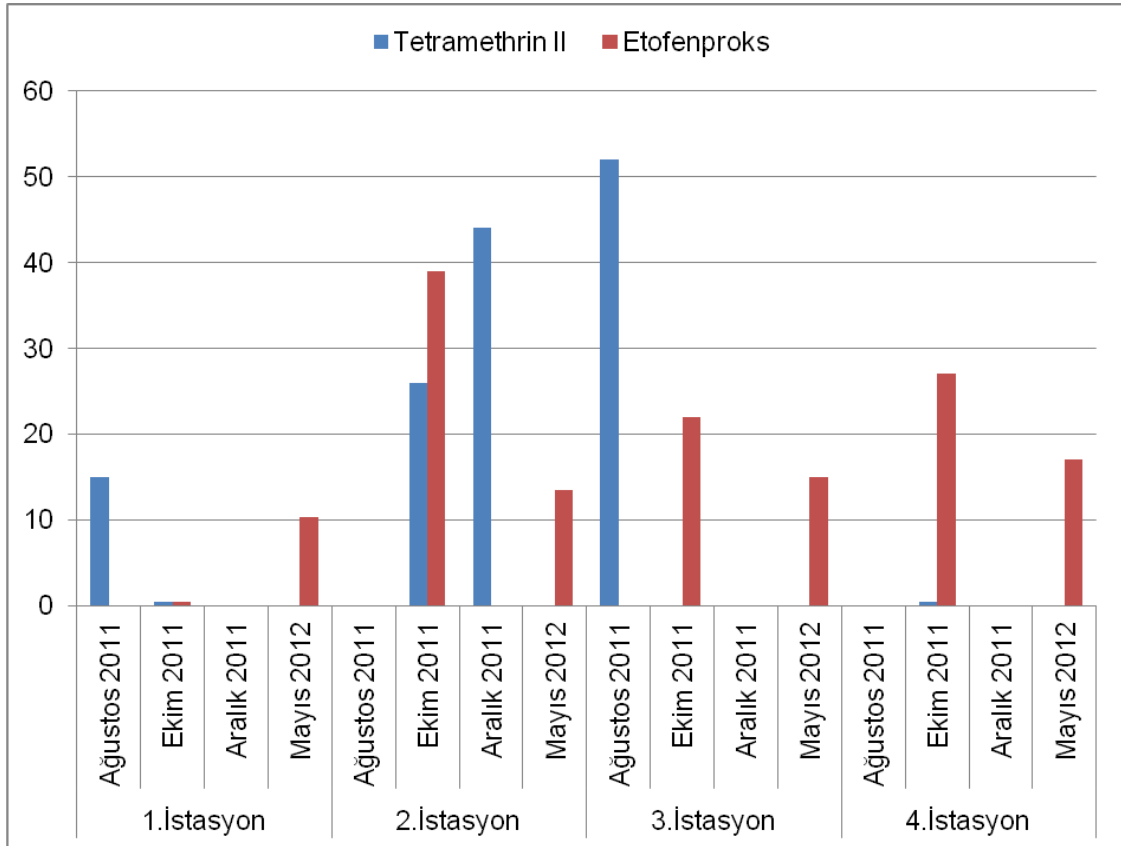
Çizelge 5.19. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te tespit edilen sentetik piretroidlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/kg) değerleri

PESTİSİTLER	MAKROFİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.sapma	n
Tetrametrin II	<i>C. vulgaris</i>	2,4	76	192,4*	12	22	16
	<i>P. pectinatus</i>	0,4	52	138	8,6	17	
Etofenproks	<i>C. vulgaris</i>	10,6	210	298*	18,6	52	16
	<i>P. pectinatus</i>	0,4	39	144,2	9	12	

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır (p=0.05).



Şekil 5.14. *Chara vulgaris*'te tespit edilen sentetik piretroid insektisitlerin (µg/kg) istasyonlara göre mevsimsel değişimleri



Şekil 5.15. *Potamogeton pectinatus*'ta tespit edilen sentetik piretroid insektisitlerin (µg/kg) istasyonlara göre mevsimsel değişimleri

5.2.3.4. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'de Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler

Yapılan çalışma kapsamında çoklu pestisit kalıntı analizlerinde *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*'ta karbamatlı pestisitlerden Molinat tespit edilmiştir ve elde edilen sonuçlar Şekil 5.16, Şekil 5.17 ve Çizelge 5.20'de sunulmuştur. Buna göre Molinat *C. vulgaris*'te aralık ayı dışında (maksimum mayıs-4.istasyon) tüm istasyonlarda aralık ayı dışında ve *P. pectinatus*'ta 4. istasyonda ekim ve tüm istasyonlarda aralık ayı dışında toplanan örneklerde saptanmıştır. Molinat *P. pectinatus*'ta en fazla 2. istasyonda ağustos ayında tespit edilmiştir.

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan *C. vulgaris* örneklerinde Molinat 80-595 µg/kg, *P. pectinatus* örneklerinde Molinat 125-910 µg/kg arasında tespit edilmiştir.

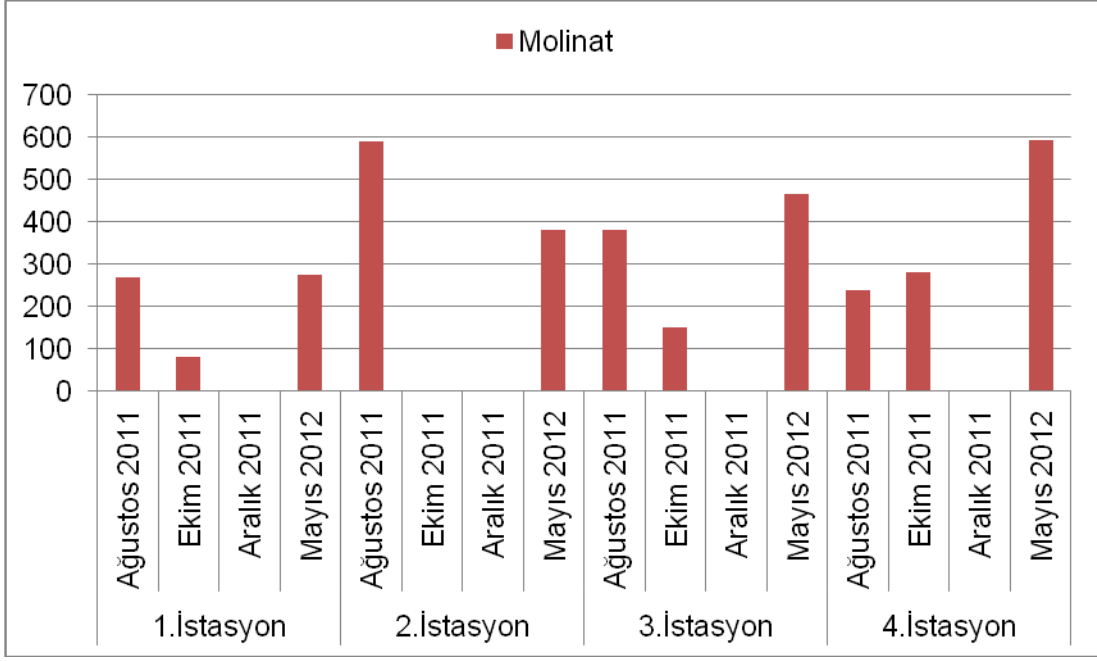
Molinat'ın *P. pectinatus* ve *C. vulgaris*'te bulunan kalıntı miktarları arasındaki farklılık t-testi yardımıyla istatistiksel olarak incelenmiştir (Bkz. Çizelge 5.20.). Molinatın iki makrofit türündeki birikim oranları arasında istatistiksel açıdan farklılık olmadığı belirlenmiştir ($p>0.05$).

Çizelge 5.20'de Molinat için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *P. pectinatus*'ta daha fazla birikim yaptığı görülmüştür.

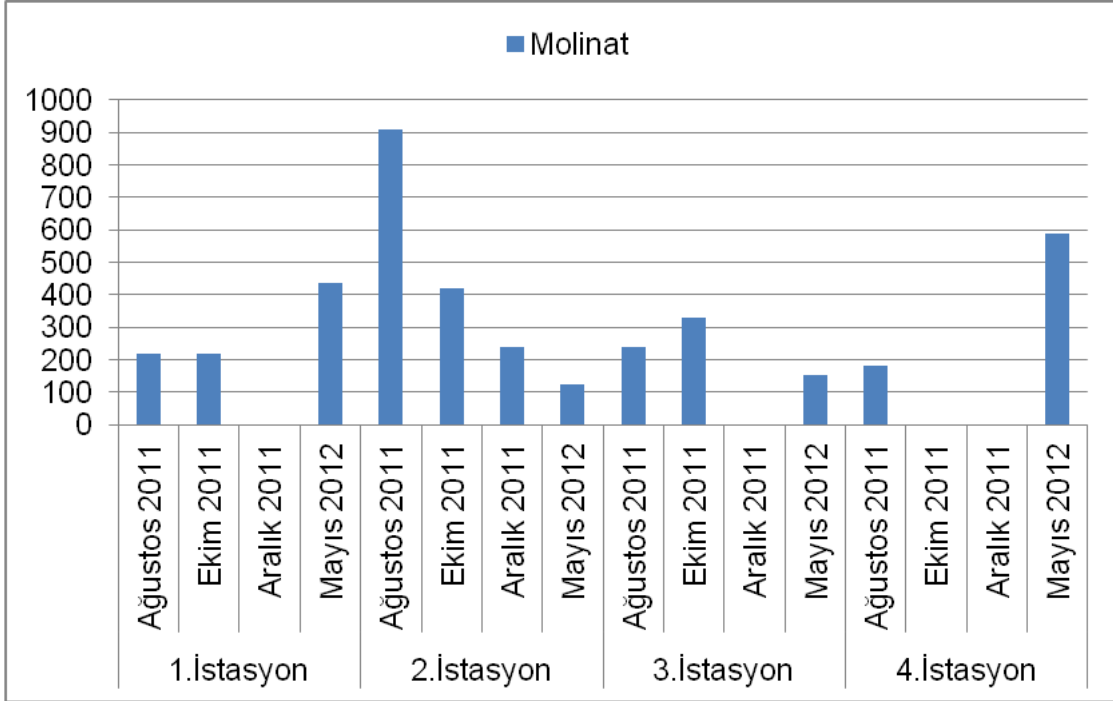
Çizelge 5.20. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te tespit edilen Molinatın minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/kg) değerleri

PESTİSİTLER	MAKROFİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Molinat	<i>C.vulgaris</i>	80	595	3706	231,6	210,3	16
	<i>P.pectinatus</i>	125	910	4063	254*	245,04	16

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.16. *Chara vulgaris*'te tespit edilen Molinate'nin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) istasyonlara göre mevsimsel değişimi



Şekil 5.17. *Potamogeton pectinatus*'ta tespit edilen Molinate'nin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) istasyonlara göre mevsimsel değişimi

5.2.3.5. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'de Tespit Edilen Diğer Pestisit ve Sinerjistikler

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*'ta suda ve sedimanda tespit edilmiş olan Tebufenozid, Linuron ve sinerjistik PBO saptanmıştır. Bu grupta yer alan pestisitlerden Linuron *C. vulgaris*'te tüm mevsimlerde istasyonlara göre değişen oranlarda (en fazla ağustos ayında 4.istasyonda), Tebufenozid en fazla 4. istasyonda Mayıs ayında, PBO ise 4. istasyon dışında genelde ağustos ayında toplanan örneklerde tespit edilmiştir. *P.pectinatus*'ta ise kalıntısı belirlenen pestisitlerden Linuron en fazla 3. istasyonda ağustos ayı örneklerinde, Tebufenozid 3. istasyonda Mayıs ayı örneklerinde tespit edilmiş, PBO ise ağırlıklı olarak yaz ve bahar örneklerinde saptanmıştır.

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan *C. vulgaris* örneklerinde Linuron 32-740 µg/kg, Tebufenozid 2-427 µg/kg, PBO 2,8-24 µg/kg arasında, *P. pectinatus* örneklerinde ise Linuron 77-680 µg/kg, Tebufenozid 3-582 µg/kg, PBO 1-34,8 µg/kg arasında tespit edilmiştir.

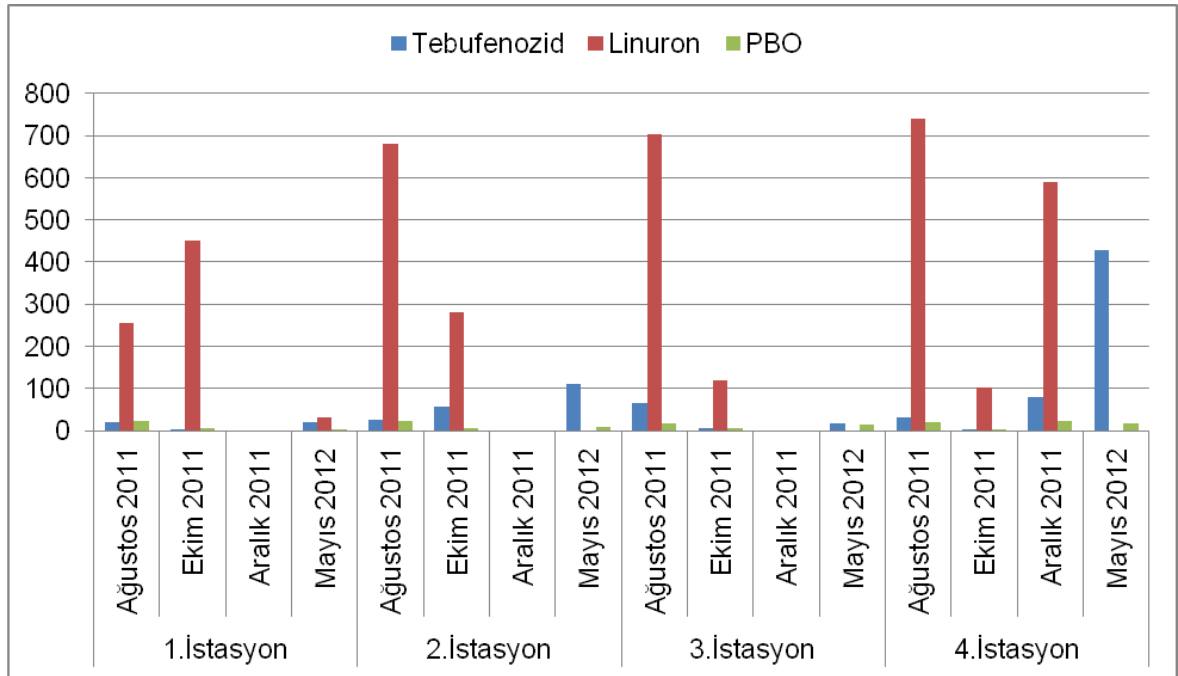
Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun *P. pectinatus* ve *C. vulgaris*'te bulunan kalıntı miktarları arasındaki farklılık t-testi yardımıyla istatistiksel olarak incelenmiştir (Bkz. Çizelge 5.21.). Bu grupta yer alan pestisitlerin iki makrofit türündeki birikim oranları arasında istatistiksel açıdan farklılık olmadığı belirlenmiştir ($p>0.05$).

Çizelge 5.21'de Tebufenozid, Linuron ve PBO için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus* türlerinde Linuron'un en fazla birikim yaptığı görülmüştür.

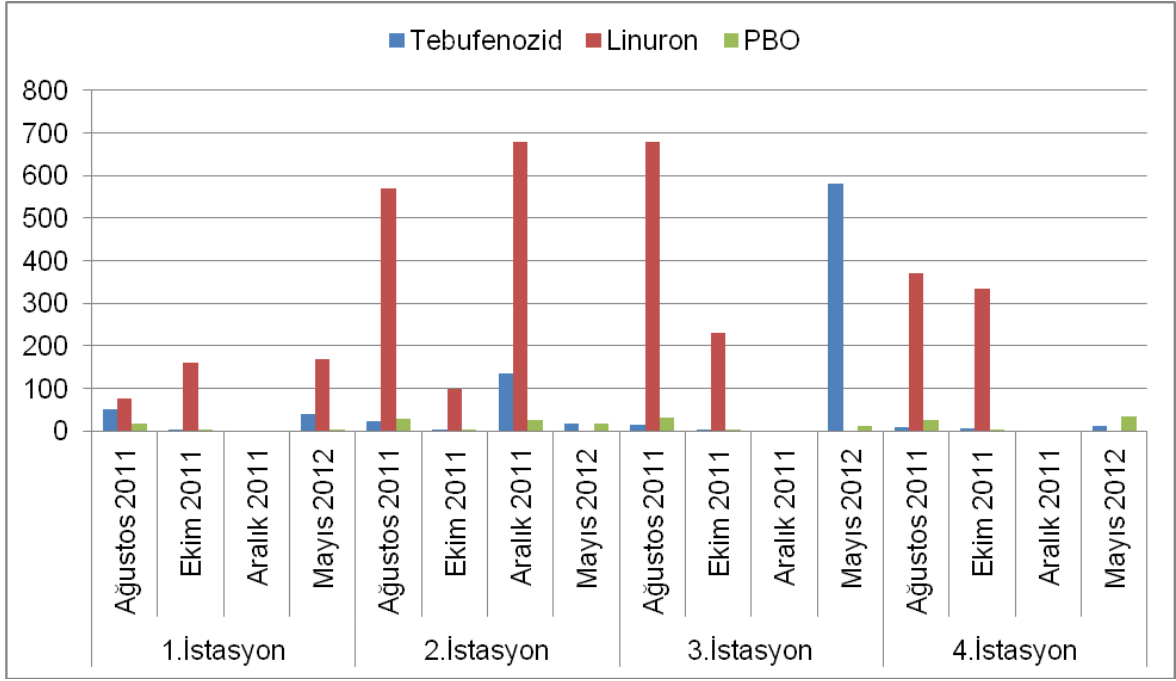
Çizelge 5.21. *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*'te tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	MAKROFİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ort.	Std.Sapma	n
Tebufenozid	<i>C. vulgaris</i>	2	427	862	54	105	16
	<i>P.pectinatus</i>	3	582	898	56	144	
Linuron	<i>C. vulgaris</i>	32	740	3953	247	288	16
	<i>P.pectinatus</i>	77	680	3372	211	247	
PBO	<i>C. vulgaris</i>	2,8	24	172	10,8	9	16
	<i>P.pectinatus</i>	1	34,8	201	12,6	13	

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.18. *Chara vulgaris*'te tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun ($\mu\text{g}/\text{kg}$) istasyonlara göre mevsimsel değişimleri



Şekil 5.19. *Potamogeton pectinatus*'ta tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun (µg/kg) istasyonlara göre mevsimsel değişimleri

5.2.4. *Cyprinus carpio*'da Tespit Edilen Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak örneklenen *Cyprinus carpio*'nun kas dokularında yapılan çoklu pestisit analizlerinde Jasmolin I ve II, Piretrin II ve Sinerin I, Tetrametrin II, Etofenproks, Propamokarb Hidroklorür, Tebufenozid, Linuron ile pestisit formülasyonlarında kullanılan sinerjisit PBO tespit edilmiştir.

Karaboğaz Gölü'nde balık örneklerini toplamak için mevsimsel olarak gerçekleştirilen arazi çalışmalarında 36 *C. carpio* örneğinin canlı olarak kas dokusu alınmış, çatal boy ve ağırlık değerleri ayrıca cinsiyeti arazi koşullarında kaydedilmiştir. Örneklerin 14 adedinin erkek, 12 adedinin dişi olduğu, örneklerin çatal boylarının 280-305 mm, ağırlıklarının ise 370-425 gram arasında değiştiği saptanmıştır.

5.2.4.1. *Cyprinus carpio*'da Tespit Edilen Organik Fosforlu Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan *Cyprinus carpio* örneklerinin kas dokularında yapılan çoklu pestisit analizlerinde göl suyunda ve makrofit örneklerinde bulunan organik fosforlu pestisitler bulunamamıştır.

5.2.4.2. *Cyprinus carpio*'da Tespit Edilen Piretrinler

Karaboğaz Gölü'nden toplanan *Cyprinus carpio*'nun kas dokusunda kalıntı olarak piretrinlerden Jasmolin I ve II, Sinerin I, Piretrin II'nin birikim yaptığı saptanmıştır. *C.carpio*'nun kas dokusunda bu grupta yer alan pestisitlerin tamamının yaz örneklerinde birikim yaptığı Jasmolin II ve Piretrin II'nin ise farklı oranlarda olmak üzere diğer mevsimlerde de kas dokuda birikim yaptığı belirlenmiştir. *C.carpio*'nun kas dokusunda Jasmolin II sonbaharda, Piretrin II ise bahar döneminde en fazla birikim yapmıştır (Bkz. Şekil 5.20.).

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan *C.carpio* örneklerinin kas dokusunda Jasmolin I 191-820 µg/kg, Jasmolin II 22-1760 µg/kg, Sinerin I 420-780 µg/kg, Piretrin II 83-942 µg/kg arasında tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.22.).

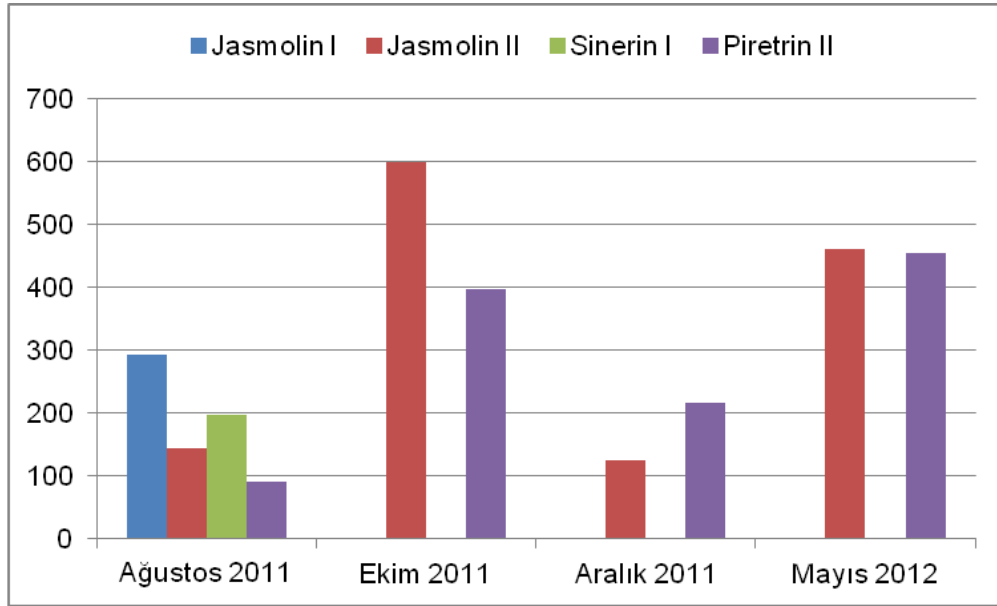
Piretrin grubu pestisitlerin *C.carpio* kas dokusunda bulunan kalıntı miktarları arasındaki farklılık tek yönlü varyans analizi yapılarak istatistiksel olarak incelenmiştir. Tek yönlü varyans analizi sonuçlarına göre *C.carpio*'nun kas dokusunda Jasmolin II ve Piretrin II birikimi açısından istatistiksel olarak farklılık bulunduğu tespit edilmiştir ($p < 0,05$).

Çizelge 5.22.'de piretrin grubu pestisitler için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *C.carpio*'nun kas dokusunda en fazla Jasmolin II'nin birikim yaptığı belirlenmiştir.

Çizelge 5.22. *Cyprinus carpio*'da tespit edilen piretrin insektisitlerin minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon (µg/kg) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Jasmolin I	191	820	2639	73,3	200,6	36
Jasmolin II	22	1760	11972	332,6*	414,6	36
Sinerin I	420	780	1777	49,4	171,6	36
Piretrin II	83	942	10440	290*	253,07	36

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.20. *Cyprinus carpio*'da tespit edilen piretrin insektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) mevsimsel değişimleri

5.2.4.3. *Cyprinus carpio*'da Tespit Edilen Sentetik Piretroidler

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada *Cyprinus carpio*'nun kas dokusunda kalıntı olarak sentetik piretroid insektisitlerden Etofenproks ve Tetrametrin II bulunmuştur. Bu grupta yer alan pestisitlerden Tetrametrin II'nin *C.carpio*'da sadece yaz örneklerinde birikim yaptığı Etofenproks'un ise en fazla yaz örneklerinde kalıntısı tespit edilmekle birlikte her mevsimde örneklenen balıkların kas dokusunda bulunduğu tespit edilmiştir (Bkz. Şekil 5.21.).

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak örneklenen *C.carpio*'nun kas dokusunda Etofenproks 1,15 - 225 $\mu\text{g}/\text{kg}$ arasında, Tetrametrin II ise 35,6 - 388 $\mu\text{g}/\text{kg}$ arasında bulunmuştur (Bkz. Çizelge 5.23.).

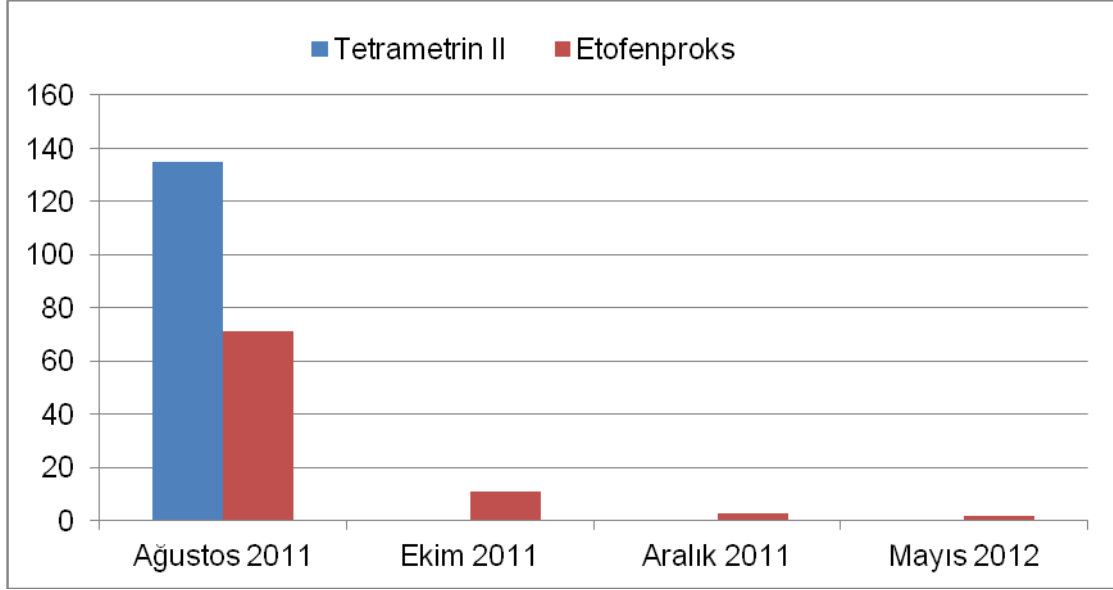
Sentetik piretroid grubu insektisitlerin *C.carpio*'nun kas dokusunda bulunan kalıntı miktarları arasındaki farklılık t-testi yapılarak incelenmiştir. Yapılan analizlerde bu gruptaki her iki pestisitinin kas dokudaki birikim oranları arasındaki fark istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır ($p>0.05$).

Çizelge 5.23.'de sentetik piretroid grubu pestisitler için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *C.carpio*'nun kas dokusunda Tetrametrin II'nin daha fazla birikim yaptığı belirlenmiştir.

Çizelge 5.23. *Cyprinus Carpio*'da tespit edilen sentetik piretroid insektisitlerin minimum, maksimum, toplam, ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.sapma	n
Etofenproks	1,15	225	774,1	21,5	45,6	36
Tetrametrin II	35,6	388	1213,9	33,7	84,67	36

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.21. *Cyprinus carpio*'da tespit edilen sentetik piretroid insektisitlerin ($\mu\text{g}/\text{kg}$) mevsimsel değişimleri

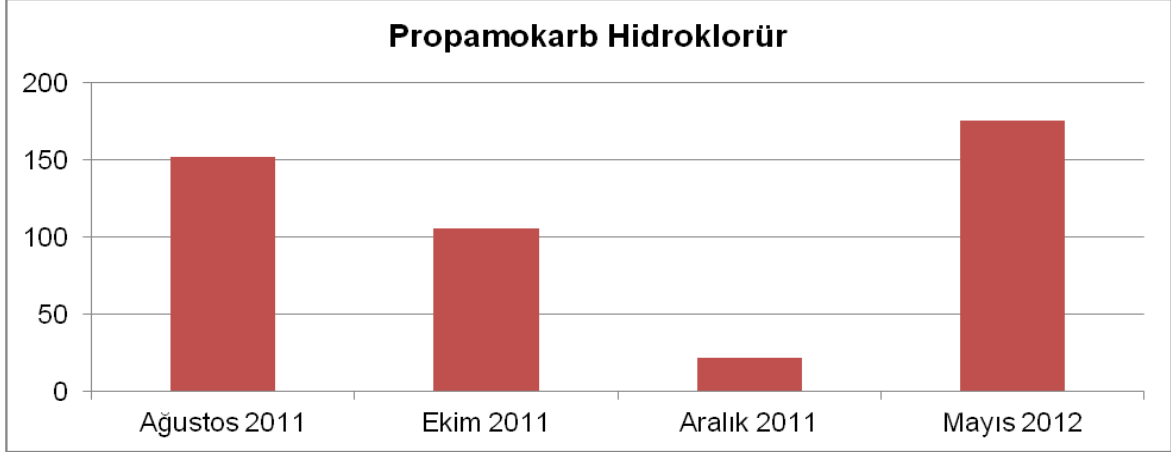
5.2.4.4. *Cyprinus carpio*'da Tespit Edilen Karbamatlı Pestisitler

Karaboğaz Gölü'nde gerçekleştirilen çalışmada *Cyprinus carpio*'nun kas dokusunda karbamatlı pestisitlerden sadece Propamokarb Hidroklorürün birikim yaptığı belirlenmiştir. Propamokarb Hidroklorür balıkların kas dokusunda her mevsim tespit edilmiş, en fazla birikim oranı bahar örneklerinde saptanmıştır (Bkz. Şekil 5.22.).

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak örneklenen *C. carpio*'nun kas dokusunda Propamokarb Hidroklorür en az $6,20 \mu\text{g}/\text{kg}$ olarak, en fazla ise $421 \mu\text{g}/\text{kg}$ olarak tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.24.). Çizelge 5.22.'de Karbamatlı pestisit Propamokarb Hidroklorür için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *C. carpio*'nun kas dokusunda bu bileşik ortalama $126,6 \mu\text{g}/\text{kg}$ olarak, toplam konsantrasyon değeri ise $4557,20 \mu\text{g}/\text{kg}$ olarak bulunmuştur.

Çizelge 5.24. *Cyprinus carpio*'da Karbamatlı pestisitlerden Propamokarb Hidroklorür'ün minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Propamokarb Hidroklorür	6,20	421	4101,5	126,6	99,45	36



Şekil 5.22. *Cyprinus carpio*'da tespit edilen Propamokarb Hidroklorürün ($\mu\text{g}/\text{kg}$) mevsimsel değişimi

5.2.4.5. *Cyprinus carpio*'da Tespit Edilen Diğer Pestisit ve Sinerjistikler

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışma kapsamında çoklu pestisit analizlerinde *Cyprinus carpio*'nun kas dokusunda, gölde su, sediman ve makrofit türlerinde de tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve pestisit formülasyonlarında kullanılan sinerjistik madde PBO saptanmıştır. Tebufenozid ve PBO her mevsim alınan örneklerin kas dokularında bulunurken, Linuron'a yaz, sonbahar ve kış örneklerinin kas dokularında rastlanmıştır. Tebufenozid en fazla yaz örneklerinde, Linuron kış örneklerinde PBO ise bahar örneklerinde birikim yapmıştır (Bkz. Şekil 5.23.).

Karaboğaz Gölü'nde mevsimsel olarak toplanan *C. carpio*'nun kas dokusunda Tebufenozid 1,6-344 $\mu\text{g}/\text{kg}$ arasında, Linuron 4,2-189 $\mu\text{g}/\text{kg}$ arasında, PBO ise 9,2-266 $\mu\text{g}/\text{kg}$ arasında tespit edilmiştir (Bkz.Çizelge 5.25.).

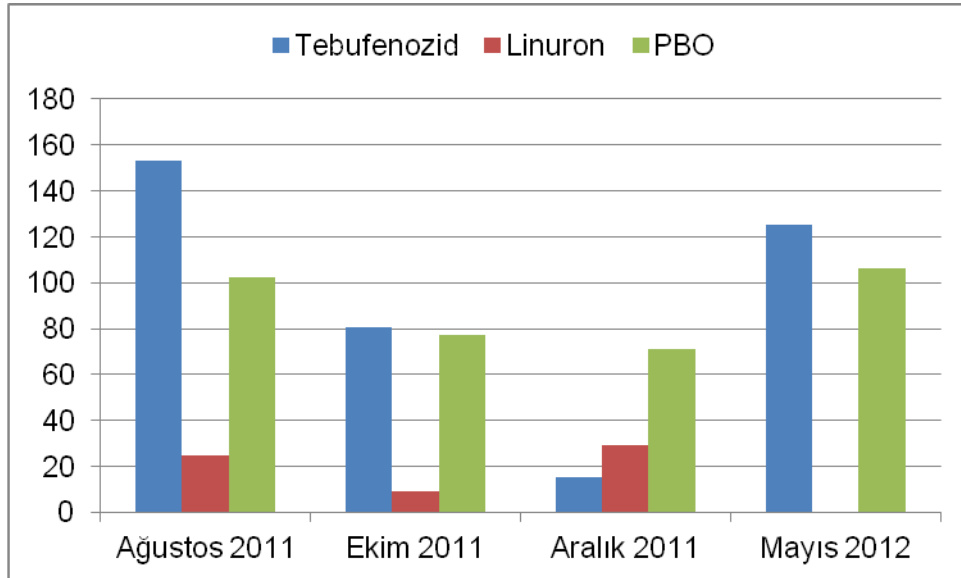
Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun *C. carpio*'da birikim değerleri arasındaki farklılık istatistiksel olarak tek yönlü varyans analizi yapılarak incelenmiştir. Bu grupta yer alan pestisitlerden Linuronun balık dokusundaki birikim oranının istatistiksel olarak farklı olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,05$).

Çizelge 5.25.'de Tebufenozid, Linuron ve PBO için verilmiş olan toplam konsantrasyon ve ortalama sonuçlarına göre *C. carpio*'nun kas dokusunda en fazla Tebufenozid'in birikim yaptığı görülmüştür.

Çizelge 5.25. *Cyprinus carpio*'da Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun minimum, maksimum, toplam ve ortalama konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) değerleri

PESTİSİTLER	Min.	Maks.	Toplam	Ortalama	Std.Sapma	n
Tebufenozid	1,6	344	3361,3	93,4	80,12	36
Linuron	4,2	189	837,4	23,3*	36,61	36
PBO	9,2	266	3208,5	89,13	66,63	36

* İstatistiksel olarak % 95 güven aralığında fark vardır ($p=0.05$).



Şekil 5.23. *Cyprinus carpio*'da tespit edilen Tebufenozid, Linuron ve PBO'nun ($\mu\text{g}/\text{kg}$) mevsimsel değişimleri

5.2.5. Makrofitlerde ve *Cyprinus Carpio*'da Biyolojik Birikim Faktörü

Biyotadaki kirlilik seviyelerinin ölçülmesi ya da kritik dozun belirlenmesinde birikim faktörünün belirlenmesi önemlidir. Çevresel risk analizlerinde, ekosistemdeki kirliliğe maruziyetin saptanmasında, özellikle sucul organizmalara olan etkisini görebilmek için biyolojik birikim faktör değerleri hesaplanarak indikatör türler üzerinden izleme çalışmaları yapılabilmektedir (Van der Oost et.al., 2003). Organizma bünyesinde biriktiği tespit edilen pestisit konsantrasyonunun, dış çevredeki pestisit konsantrasyonuna oranıyla biyolojik birikim faktörü hesaplanmaktadır (Bkz. Şekil 2.3.; Walker et.al., 2006).

Biyolojik birikim faktörü hesaplanırken balıklarda çevre ortalama konsantrasyon olarak suda tespit edilen pestisit değerleri kullanılmıştır. Makrofit türlerinde yapılan hesaplamalarda ise, bunların kökleriyle sedimandaki maddeleri doğrudan bünyelerine almaları nedeniyle (Hasan and Chakrabati, 2009) çevre ortalama konsantrasyon olarak sedimanda tespit edilen pestisit değerleri kullanılmıştır.

Karaboğaz Gölü'nde *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*'taki biyolojik birikim faktör değerleri Çizelge 5.26 da verilmiştir. Buna göre *Chara vulgaris*'te Jasmolin I 20, Jasmolin II 27, Sinerin II 24, Etofenproks 0.20, Molinat 3.52, Tebufenozid 3.6, Linuron 37, PBO için 1.49 kat birikim göstermiştir. *Potamogeton pectinatus*' da ise Jasmolin I 15, Jasmolin II 51, Sinerin II 49, Etofenproks 0.1, Molinat 3.86, Tebufenozid 3.74, Linuron 31, PBO ise 1.74 kat birikim göstermiştir.

Cyprinus carpio'da biyolojik birikim faktörü Jasmolin II için 8317, Etofenproks için 21500, Propamokarb hidroklorür için 15825, Tebufenozid için 2223, Linuron için 2326, PBO için ise 8103 olarak bulunmuştur.

Çizelge 5.26.'da verilen biyolojik birikim faktörü sonuçlarına göre Karaboğaz Gölü'nde *C.vulgaris*'te Linuron'un, *P.pectinatus*'ta Jasmolin II'nin, *C.carpio*'da ise Jasmolin II'nin en fazla birikim yaptığı tespit edilmiştir. Ayrıca tabloda verilen pestisitlerin makrofit ve balık kas dokusundaki kalıntı değerlerine bakıldığında Jasmolin II, Tetrametrin II, Tebufenozid ve PBO'nun besin zincirinde biyomagnifikasyona uğradığı tespit edilmiştir.

Çizelge 5.26. Karaboğaz Gölü'nde su, sediman, *Chara vulgaris*, *Potamogeton pectinatus* ve *Cyprinus carpio*'da kalıntısı bulunan pestisitlerin ortalama konsantrasyonları ve pestisitlerin Biyolojik Birikim Faktörleri (BBF).

Aktif Madde	Ortalama sudaki konsantrasyon (µg/L)	Ortalama sedimandaki konsantrasyon (µg/kg)	Ortalama <i>C.vulgaris</i> 'teki konsantrasyon (µg/kg)	Ortalama <i>P.pectinatus</i> 'teki konsantrasyon (µg/kg)	Ortalama <i>C.carpio</i> 'daki konsantrasyon (µg/kg)	BBF* <i>C.vulgaris</i>	BBF* <i>P.pectinatus</i>	BBF** <i>C.carpio</i>
Malathion	0.006	-	-	-	-	-	-	-
Malathion-okzon	-	-	366.2	188	-	-	-	-
Bromofos-etil	-	-	83.1	100	-	-	-	-
Piretrin I	-	-	104.5	238	-	-	-	-
Piretrin II	-	0.61	-	-	290	-	-	-
Jasmolin I	-	26.1	529.6	402	73.3	20	15	-
Jasmolin II	0.004	6.14	163	316	332.6	27	51*	83138*
Sinerin I	-	-	145	190	49.4	-	-	-
Sinerin II	-	8.5	200	410	-	24	49	-
Tetrametrin II	-	-	12	8.6	33.7	-	-	-
Etofenproks	0.001	91.8	18.6	9	21.5	0.20	0.1	21500
Molinat	0.027	65.7	231.6	254	-	4	4	-
Okzamil	0.009	4.7	-	-	-	-	-	-
Propamokarb hidroklorür	0.006	13.05	-	-	126.6	-	-	15825
Tebufenozid	0.042	15	54	56	93.4	4	4	2223
Linuron	0.010	6.73	247	211	23.3	37*	31	2326
PBO	0.011	7.23	10.8	12.6	89.13	2	2	8103

* Biyolojik Birikim Faktörleri (BBF) sedimandan hesaplanmıştır. ** Biyolojik Birikim Faktörleri (BBF) sudan hesaplanmıştır.

6. TARTIŞMA VE SONUÇLAR

Kızılırmak Deltası ülkemizde deniz, ırmak, göl, sazlık, bataklık, çayır, mera, orman, kumul ve tarım alanları gibi farklı ekosistemleri bir arada bulunduran zengin biyoçeşitliliğe sahip dotalardan biridir. Delta nesli tehlike altında olan türlerde dahil olmak üzere tüm yıl boyunca 20.000 ve daha fazla su kuşu barındırması nedeniyle 1998 yılında Çevre Bakanlığı tarafından Ramsar Alanı ilan edilmiştir. Ayrıca delta Avrupa'da önemli kuş alanları arasında bulunmaktadır (WWF, 2008; Yeniyurt ve ark., 2008) .

Kızılırmak Deltasının batı yakasında bulunan Karaboğaz Gölü, kuzey-batısından dar bir boğazla Karadenizle bağlantılıdır ve bu bağlantı dışında göl ile Karadeniz arasında geniş kumul seddesi bulunmaktadır. Gölün uzunluğu yaklaşık 6 km, en geniş yeri ise yaklaşık 1 km'dir. Yüzey alanı çevresindeki bataklık ve sazlıklarla birlikte 1400-1500 hektar arasında olan gölün, deltada bulunan diğer lagün gölleri ile hiçbir coğrafik bağlantısı bulunmamaktadır. Karaboğaz Gölü, tipik acı su özelliğinde ve sığ yapıda bir lagün gölüdür. Güneyden Marda ve Bedaş çayları ile beslenen göl, deniz ile olan bağlantısı nedeniyle, tuzluluk sınıflandırmasında miksooligohalin yapıdadır ve üzerindeki deniz etkisi deltadaki diğer göllere kıyasla daha fazladır (Demirkalp ve ark., 2010).

Karaboğaz Gölü'nde daha önceki dönemlerde yapılmış çalışmalarından elde edilen bilgilere göre, gölün yakın çevresinde bulunan tarım ve mera arazilerinin gölde ekosistem üzerinde çok olumsuz etki yaptığı ve bu alanların göle çok yakın konumda oldukları belirtilmiştir. Ayrıca gölün yakın çevresindeki tarımsal alanlarda yılın her mevsiminde tarım yapıldığı, bu faaliyetler sırasında yoğun gübre ve tarımsal pestisit kullanıldığı bilinmektedir (WWF, 2008; Yeniyurt ve ark., 2008; Bakan et.al., 2010; Demirkalp ve ark., 2010).

Kızılırmak Deltası'nın en önemli çevresel problemlerinden biri de DSİ tarafından 1991 yılında başlatılan ve günümüzde halen devam eden taşkın ve sel kontrolüne yönelik gerçekleştirilen drenaj kanalı çalışmalarıdır. Bu proje kapsamında deltada bulunan lagün göllerini kuşatan kanalların açılması ve deltada bulunan tarımsal araziden

gelen suların bu kanallara alınarak, deltadaki göllere ve denize yönlendirilmesi söz konusudur. Karaboğaz Gölü etrafında da bulunan drenaj kanallarından gelen tarımsal ve evsel atıksular hiçbir arıtmaya tabi tutulmadan göle doğrudan giriş yapmakta ve ötrofikasyonu arttırmaktadır (DSİ, 1986; DSİ, 1992; Demirkalp ve ark., 2010; DSİ, 2012). Bu kanallar ile gölün ilişkisi kesilse bile tarım alanları ve mera göle o denli yakındır ki, yağışlı dönemde yüzey drenajı ile bu kirleticilerin kolaylıkla göle ulaşması mümkündür (Demirkalp ve ark., 2010).

Karaboğaz Gölü'nde önceki dönemlerde yapılan araştırmalarda belirlenen diğer bir önemli sorun ise, su içi vejetasyondaki aşırı artış ve yaz aylarında vejetasyonun üzerini halı gibi kaplayan filamentöz yeşil alg gelişimidir. Ayrıca bu çalışmada gölde bulunan sucul makrofitler arasında *Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris* türlerinin baskın olduğu belirlenmiş, aşırı vejetasyon gelişimi tetikleyen etkenler arasında ise tarımsal alanlardan pestisit ve besin tuzu yüklü bileşiklerin, yerleşim birimlerinden ise kanalizasyon sularının denetimsiz biçimde göle karışması gösterilmiştir (Demirkalp ve ark., 2010).

Karaboğaz Gölü'nü güneyden besleyen çok sayıda kanal bulunmasına karşın tarım arazilerinden gelen suları taşıyan 2 önemli kanal bu tezde gerçekleştirilen arazi çalışmaları sırasında tespit edilmiştir (Bkz. Şekil 4.1.). Tez kapsamında su, sediman ve makrofit örneklerinin alındığı bu kanallardan 2. istasyonun yer aldığı kanal çeltik üretimi yapan tarlalarla, Dördüncü istasyonun yer aldığı kanal ise mısır ve çeltik tarımının yapıldığı alanlarla bağlantılı olup, tarımsal faaliyetler sırasında kullanılan pestisitlerin doğrudan bu kanallardan göle ulaştığı belirlenmiştir. 1. ve 3. istasyon kanallarının göl ile bağlantıda oldukları bölgelerin yaklaşık 50 metre açığında yer almıştır. 5. istasyon ise göl aynasında olup burada çalışma yapılan aylarda makrofit bulunmaması nedeniyle sadece fiziksel-kimyasal ölçümler yapılmıştır.

Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 - Haziran 2012 tarihleri arasında yürütülen arazi çalışmalarında göldeki derinlik, inceleme yapılan istasyonlarda 83 - 200 cm arasında değişim göstermiştir (Bkz. Çizelge 5.1.). Derinlik bakımından gölün sığ yapıda olduğu, bu yapısı nedeniyle deltanın doğu kısmında kalan Çernek (derinlik:70-195cm) ve Liman Gölü'ne (derinlik:100-375 cm) benzer olduğu anlaşılmıştır

(Demirkalp ve ark., 2001; Demirkalp et.al., 2004; Demirkalp ve ark., 2006; Demirkalp et.al.,2010). Ayrıca derinliğin mevsimsel değişiminde aylara göre derinlik ortalamalarındaki farklılıkların 10-80 cm arasında olduğu bulunmuştur. Derinlikteki maksimum artış şubat ayında bölgesel aşırı yağışın akabinde tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.1.).

Karaboğaz Gölü'nde arazi çalışmalarının yürütüldüğü dönemde ışık geçirgenliği mevsimsel ve istasyonlara bağlı değişimler göstermiştir (Bkz. Çizelge 5.1.). Çalışma yapılan istasyonlarda ışık geçirgenliğinin değişiminde göldeki fiziki koşulların, planktonik organizmaların sayısal yoğunluklarının, su altı vejetasyonun kaplanma oranının, kanallar ve yüzey drenajı ile taşınan partiküllerin oranının etkili olabileceğini söylemek mümkündür. Yapılan çalışmalarda sekki görünürlüğünün aralık ayında çok önemli düşüş gösterdiği belirlenmiş, bunun ise bu ayda gerçekleşen aşırı yağış nedeniyle olduğu anlaşılmıştır. Aralık ayındaki aşırı yağış göle yüzeyden ve kanallardan önemli oranda partikül girişine neden olmuş ve ışık geçirgenliği 20 cm'ye kadar düşmüştür (Bkz. Çizelge 5.1.).

Su sıcaklığı, sucul ekosistemlerde iletkenlik, çözünmüş oksijen ve pH gibi fiziksel koşullar üzerinde rol oynadığı gibi ekosistemde yaşayan canlıların dağılımı ve gelişimi üzerinde etkisi olan bir faktördür. Subtropikal kuşakta yer alan göllerde hava sıcaklığı su sıcaklığını etkileyen en önemli faktör olup, bu türden göllerde su sıcaklığında belirgin mevsimsel farklılıklar bulunmaktadır (Wetzel, 2001). Aynı zamanda su sıcaklığı, sucul sisteme giriş yapan pestisitlerin bozunma hızlarını doğrudan pestisitlerin fizikokimyasal özelliklerini etkileyerek ve sucul sistemdeki mikroorganizma aktivitesini değiştirerek göstermektedir (Rand et.al., 1995; Walker et.al., 2006). Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda su sütununda yapılan sıcaklık ölçümleri hava sıcaklığındaki değişimlere paralel olarak aylık değişimlerin olduğunu, yüzey ve taban arasında ise sıcaklık farkının önemli olmadığını göstermiştir (Bkz. Çizelge 3.2. ve Çizelge 5.2.). Çalışma yapılan aylarda su sıcaklığı maksimum olarak hava sıcaklığının yüksek olduğu ağustos ayında, minimum olarak da hava sıcaklıklarının en düşük olduğu şubat ayında tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.2.). Kızılırmak Deltası'nın doğu kısımda bulunan sığ yapıda olan Çernek ve Liman Göllerinde de yapılan çalışmalarda hava sıcaklığına bağlı olarak mevsimsel

değişimlerin belirgin olduğu ve bu göllerde sıcaklık tabakalaşmasının görülmediği daha önceki çalışmalarda ortaya çıkarılmıştır (Demirkalp ve ark., 2001; Demirkalp et.al., 2004; Demirkalp ve ark., 2006; Demirkalp et.al., 2010). Bu bakımdan Karaboğaz Gölü'nde belirlenen sıcaklık profili Kızılırmak Deltası'nda bulunan diğer lagünlere benzerlik göstermiştir. Karaboğaz Gölü'nde bazı istasyonlarda ve bazı aylarda yüzey-taban arasında küçük farklar olmakla birlikte bunun sıcaklık tabakalaşmasını ortaya çıkarabilecek bir etken olmadığı görülmüştür.

Oksijen sucul sistemlerde su sütununda bulunan tüm oksijenli solunum yapan canlılar için bulunması gereken en önemli gaz olup, su da aşırı azalması balıklar açısından son derece sınırlayıcı olabilecek bir çevresel faktördür. Suda bulunan çözülmüş oksijen ekosistemin fiziki, kimyasal ve biyolojik yapısı ile ilişkilidir. Atmosferden difüzyonla oksijen girişi, rüzgâr kuvveti, göldeki akıntılar ve göle karışan su kaynakları, su altı bitki vejetasyonun yoğunluğu, fitoplankton yoğunluğu, sediman miktarı ve sediman çeşidi sudaki oksijen konsantrasyonunu etkileyen en önemli faktörler arasında bulunmaktadır (Wetzel, 2001). Su sıcaklığında meydana gelen artışlar suda çözülmüş oksijen konsantrasyonunun düşmesine neden olmaktadır. Ayrıca sıcaklık artışına bağlı olarak organik ve inorganik maddelerin redüksiyon oranları artarken su sütununda oksijen azalmaktadır (Wetzel, 2001). Karaboğaz Gölü'nde çalışma döneminde su sütununda çözülmüş oksijen ağustos-ekim aylarında 3 ve 4. istasyonda, haziran ayında ise 1. istasyonda diğer istasyonlara göre çok düşük bulunmuş ve bu istasyonlarda taban oksijenin yüzeye göre çok daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.3). 4. istasyon göle açılan kanallardan ikincisinin sonunda olup, bu istasyonun hemen arkasında mısır tarlası bulunmaktadır. Bu bölgeden pestisit, tarımsal gübre yüklü tatlı su girişinin bu istasyonda su sütununda oksijenin aşırı düşmesine neden olduğu düşünülmektedir. Birinci kanalda yer alan 1. ve 2. istasyon ise çeltik tarlaları bağlantılıdır. Ancak bu kanal 2.istasyonda sonlanmayıp, bu hat boyunca birkaç km devam etmektedir. Bu kanalda yer alan kapaklar sürekli olarak açılıp kapatılarak buradan göle giren su miktarı değişmekte ve bu nedenle sürekli bir su sirkülasyonu bulunmaktadır. Ancak bu kanalın göle açıldığı bölgede yer alan 1.istasyon çevresinde yoğun vejetasyon gelişimi durgun olan aylarda su sirkülasyonunu etkilediği için 1.istasyonda haziran ayında diğer istasyonlara göre daha düşük oranda oksijen değerlerinin bulunuyor olması

mümkündür. Çözünmüş oksijenin aylık değişimlerinde, hava sıcaklığı, denizden tuzlu suyun giriş oranı, göldeki su sirkülasyonu, su altı vejetasyonun kaplanma derecesi ve yaz aylarında gölü tamamen kaplayan ipliksi yeşil alglerin önemli etkisinin olduğu düşünülmektedir.

pH su sütununda hidrojen iyonu aktivitesinin bir göstergesi olup su sütununda bulunan karbonat ve bikarbonat iyon konsantrasyonu ile yakından ilişkilidir. Organik madde bakımından zengin sularda pH aside doğru kayarken, nötral-alkali pH'lı sularda bikarbonat ve karbonat artış göstermektedir (Wetzel, 2001). Karaboğaz Gölü'nde çalışma yapılan aylarda pH 7.38 - 8.65 arasında bulunmuş bu bakımdan gölün alkali yapıda olduğu anlaşılmıştır (Bkz. Çizelge 5.5). Ayrıca gölde aylık pH değişimlerinin yanı sıra, yüzey ve taban arasında ağustos-ekim aylarında küçükte olsa fark olduğu görülmüştür. Gölde pH değerleri fotosentetik aktivitenin daha yoğun olduğu aylarda tabanda azalma göstermiştir. Bu durumun sıcaklık artışı ile birlikte sedimanda mikrobiyal aktivitenin artması sonucu inorganik maddelerin okside edilerek parçalanmasına bağlı olarak ortaya çıktığı düşünülmektedir. Nitekim pH'nın dipte düşük olduğu bu aylarda oksijenin de daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Elektriksel iletkenlik suyun elektrik akımına gösterdiği direncin ölçüsüdür. Suyun iletkenliği sudaki iyonların toplam ve bağlı konsantrasyonlarına, hareketliliğine, değerliklerine ve ölçüm sıcaklığına bağlıdır. Bu nedenle elektriksel iletkenlik sudaki iyon konsantrasyonundaki değişimlerin de göstergesidir. Tuzluluk ise 1 litre suda çözünmüş olan anyon ve katyonların toplam miktarıdır. Sucul sistemlerde yazın buharlaşma ile sudaki iyon konsantrasyonunun artması ve sisteme deniz suyu ya da tuzlu su karışımları sudaki tuzluluğun ve iletkenliğin artmasına neden olmaktadır (Wetzel, 2001). Deniz suyu ile tatlı suyun karıştığı özel ekosistemler ise acı su olarak sınıflandırılmaktadır. Bu sınıflandırma içerisinde nehir ağız bölgeleri, lagünler, fiyord, deniz kıyısındaki tuzlu bataklıklar gibi özel ekosistemler girmektedir (Remane and Schliper, 1971). Acı sular birçok araştırmacı tarafından tuzluluk bakımından farklı şekillerde sınıflandırılmakla birlikte günümüzde en çok kabul gören sistem "Venice" sistemidir. Buna göre tuzluluğu ‰ 0.5 ile 30 arasında değişen tatlısu ve deniz suyunun karıştığı sistemler acı su özelliğinde olan miksohalin sistemler olup, bu grubun sınıflandırılması kendi içerisinde miksooligohalin (‰ 0.5-5), miksohalin

(%o 5-18), mikropolihalın (%o 18-30) şeklinde yapılmıştır (Remane and Schliper, 1971). Bu tanımlamalara göre Kızılırmak Deltası'nda bulunan diğer lagün gölleri (Bafra Balık Gölleri, Liman, Çernek) gibi Karaboğaz Gölü tipik miksooligohalın acı su özelliği göstermiştir (Demirkalp ve ark., 2001; Demirkalp et.al., 2004; Demirkalp ve ark., 2006; Demirkalp et.al., 2010a). Karaboğaz Gölü'nde Ağustos 2011 - Haziran 2012 tarihleri arasında yapılan arazi çalışmalarında elektriksel iletkenlik değerleri (1567-5598 $\mu\text{S}/\text{cm}$) acı sularda ölçülen sınır değerleri arasında kalmıştır (Lucena et.al., 2002). Tuzluluk değerleri ise %o 0.79 - %o 3.64 olarak ölçülmüştür (Bkz. Çizelge 5.7.). Taban-yüzey ölçüm değerleri arasındaki farklılıklar en çok 5. istasyonda nisan ayında ve 4. istasyonda şubat ayında belirlenmiş, ancak tuz tabakalaşması olmamıştır (Bkz. Çizelge 5.6.). Kalıcı bir tabakalaşmanın ortaya çıkmasını engelleyen en önemli etken ise gölün hidrolojik rejimidir.

Karaboğaz Gölü, Kızılırmak Deltası'nın Bafra ilçesi sınırlarında bulunmaktadır. Bafra Ziraat Odası tarafından yayınlanan bilgilere göre Bafra ilçesinde 67.787 hektar tarım alanının 29.000 hektar alanında sulu tarım, 38.787 hektar alanında ise kuru tarım yapılmaktadır ve yaklaşık 20 çeşit ürün yetiştirilmektedir. Buğday, çeltik, mısır, lahana, ıspanak, salçalık biber, karpuz ve kavun en çok yetiştirilen ürünlerdir. Özellikle sulu tarım alanlarının 20.000 hektarlık kısmında sadece çeltik yetiştirilmektedir. Kızılırmak Deltası'ndaki tarım uygulamaları beraberinde çok yoğun pestisit kullanımını getirmektedir. Bölgede yaygın olarak kullanılan pestisitler sebze üretiminde fungusit ve insektisitler, çeltik üretiminde ise herbisitler olarak karşımıza çıkmaktadır. Kızılırmak Deltası'nda tarımsal alanlardan tarlaların etrafındaki kanallara boşaltılan pestisit ve azotlu-fosforlu gübre yüklü kirli sular göllerdeki su kalitesini önemli ölçüde bozarak ekosistemleri tehdit etmektedir. Yılın her mevsimi tarımsal faaliyetlerin devam ettiği Bafra bölgesinde yabancı ot ilaçları (herbisitler) bir zirai dönemde ortalama 2 kez, fungusitler 3-5 kez, insektisitler 2-3 kez kullanılmaktadır. Dolayısıyla her mevsimde tarım faaliyetleri devam ettiğinden bu gruptaki pestisitlerin bölgede sürekli kullanılması söz konusudur (Ayan ve Kurt, 2011; WWF, 2008).

Tarım ilaçları için üretim ve kullanım izni verilirken sucul sistem ve canlılar üzerindeki denemelerinde gerçek alan testlerinin yüksek maliyetler gerektirmesi sebebiyle kısıtlı

olarak belli sucul örnekler üzerinde denemeler yapıp piyasaya sürülmektedir. Gerçek sucul sistemde biyolojik, kimyasal, fiziksel çok sayıda etkenin birlikte aynı anda etkili olması, laboratuvar testlerinin gerçeği yansıtamaması çevresel etkilerinin çok farklı şekilde oluşmasının temel sebeplerindendir (Cairns, 1983; Kimball and Levin, 1985; Touart, 1988, Fairchild et.al., 1994).

Karaboğaz Gölü etrafında tarım yapılması sebebiyle çeşitli insektisit, herbisit, fungusit ve gübreler eş zamanlı olarak sucul sisteme giriş yapmaktadır. Sucul sistemde pestisitlerin karışım olarak giriş yapması kimyasalların tek başlarına gösterdikleri çevresel etkilerin dışında sinerjistik ve antagonistik etkiler oluşturabilmektedir (Marking, 1985). Herbisitler çok yüksek konsantrasyonlarda sucul sistemlerde makrofitlerin büyümesini inhibe ederken, insektisitlerin etkisi sucul omurgasız ve omurgalı canlılar üzerinde olmaktadır (Fairchild et.al., 1994).

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada su, sediman, 2 makrofit türü (*Potamogeton pectinatus* ve *Chara vulgaris*) ile *Cyprinus carpio* örneklerinde çoklu pestisit analizleri sonucu 15 farklı pestisit, 1 pestisit metaboliti ve 1 sinerjisit tespit edilmiş, elde edilen ortalama ve toplam konsantrasyon sonuçları Çizelge 6.1.'de sunulmuştur. Yapılan çalışmada tespit edilen pestisitlerden 12 tanesinin insektisit, 2 tanesinin herbisit, 1 tanesinin ise fungusit olduğu anlaşılmıştır. Karaboğaz Gölü'nde tespit edilen pestisitlerden Jasmolin II, Etofenproks, Tebufenozid, Linuron ve PBO su, sediman, makrofit ve balık örneklerinin tamamında tespit edilirken, Malathion sadece su örneklerinde bulunmuş, metaboliti olan Malathion-Okzon ise makrofit türlerinde tespit edilmiştir. Bromofos-Etil ve Piretrin I su ve sedimanda bulunmayıp makrofit türlerinde tespit edilmiştir. Piretrin II ise sadece sediman ve balık örneklerinde bulunmuştur. Sinerin I ve Tetrametrin II su ve sedimanda olmayıp makrofit ve balık örneklerinde bulunmuştur. Su ve sedimanda bulunan Okzamil ise besin zincirinde kalıntı bırakmamıştır.

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada en yüksek konsantrasyon suda Tebufenozid ve Molinat, sedimanda Etofenproks ve Molinat, *C.vulgaris* ve *P.pectinatus*'ta suda ve sedimanda daha düşük oranlarda bulunan Jasmolin II, *C.carpio*'da Piretrin II ve Jasmolin II tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 6.1.).

Çizelge 6.1. Karaboğaz Gölü'nde tespit edilen pestisitlerin su, sediman, *C.vulgaris*, *P. pectinatus* ve *C.carpio*'daki ortalama ve toplam konsantrasyonları.

Aktif Madde	Sudaki konsantrasyon (µg/L)		Sedimandaki konsantrasyon (µg/kg)		<i>C.vulgaris</i> 'teki konsantrasyon (µg/kg)		<i>P.pectinatus</i> 'taki konsantrasyon (µg/kg)		<i>C.carpio</i> 'daki konsantrasyon (µg/kg)	
	Ortalama	Toplam	Ortalama	Toplam	Ortalama	Toplam	Ortalama	Toplam	Ortalama	Toplam
Malathion	0.006	0.184	-	-	-	-	-	-	-	-
Malathion-Okzon	-	-	-	-	366.2	4760	188	2440	-	-
Bromofos-Etil	-	-	-	-	83.1	1080	100	1300	-	-
Piretrin I	-	-	-	-	104.5	1672	238	3807	-	-
Piretrin II	-	-	0.6	18.4	-	-	-	-	290	10440
Jasmolin I	-	-	26.1	782	529.6	8474	402	6430	73.3	2639
Jasmolin II	0.004	0.121	6.1	69.4	163	2600	316	5054	332.6	11972
Sinerin I	-	-	-	-	145	2322	190	3038	49.4	1777
Sinerin II	-	-	8.5	254	200	3202	410	6556	-	-
Tetrametrin II	-	-	-	-	12	192.4	8.6	138	33.7	1213.9
Etofenproks	0.001	0.0201	91.8	2754.7	18.6	298	9	144.2	21.5	774.1
Molinat	0.027	0.815	65.7	1972.3	231.6	3706	254	4063	-	-
Okzamil	0.009	0.269	4.7	140.5	-	-	-	-	-	-
Propamokarb Hidroklorür	0.006	0.182	13.1	391.4	-	-	-	-	126.6	4101.5
Tebufenozid	0.042	1.265	15	450.1	54	862	56	898	93.4	3361.3
Linuron	0.010	0.292	6.7	201.9	247	3953	211	3372	23.3	837.4
PBO	0.011	0.322	7.2	216.8	10.8	172	12.6	201	89	3208.5

Karaboğaz Gölü'nde yapılan bu çalışmada organik fosforlu bir insektisit olan Malathion'un sadece gölden alınan su örneklerinde tespit edilmiş olması fizikokimyasal özelliklerinden kaynaklanmış olabilir (Bkz. Çizelge 2.2.). Malathion Koc değerlerine göre sedimana düşük oranda bağlanmakta ve mikrobiyal aktiviteyle kısa sürede parçalanabilmektedir (Bondarenko and Gan, 2004; EPA, 2006a). Malathionun etki mekanizması böceklerde ve sinir sistemine sahip diğer organizmalarda asetilkolinesteraz enziminin inhibisyonu şeklinde oluşmaktadır. Bu nedenle hedef dışı canlılardan biri olan balıklarda birikim yapmak yerine biyokimyasal değişiklikler yaratabilmektedir (EPA, 2006a). Malathion Karaboğaz göl sularında 0.028-0.048 µg/L arasında tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.8.). Malathion için sulara bulunabilecek maksimum kalıntı limiti 0.5 µg/L olarak belirtilmektedir (EPA, 2006a). Dünya Sağlık Örgütü değerlerine göre de içme sularında tek bir pestisit için limit oranı 0.1 µg/L olarak önerilmektedir (WHO, 2006). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada tespit edilen Malathion konsantrasyonu bu değerlerin altında kalmıştır. Ayrıca Malathion sadece Ağustos 2011 döneminde alınan su örneklerinde saptanmıştır (Bkz. Şekil 5.1.). Bu verilerden yola çıkarak Malathionun Karaboğaz Gölü çevresindeki tarım arazilerinde yaz döneminde kullanıldığı, diğer dönemlerde uygulanmadığı ve kısa sürede metabolize olduğu yorumu yapılabilir. Benzer çalışmalar incelendiğinde Filipinlerde Pagsanjan-Lumban lagün gölünde 2007-2009 yılları arası yapılan örneklemelerde suda 0.005 - 3.3 µg/L arası değişen oranlarda Malathion konsantrasyonu saptanmış ve tarım arazilerinin yakın olduğu sulak alanlarda drenaj kanalları ile doğrudan taşınma sonucu kontaminasyon oranının arttığı kaydedilmiştir (Varca, 2012). Hindistanda 2002 yılında çoklu pestisit kalıntılarının yağmur sularında araştırıldığı bir başka çalışmada ise, içlerinde Malathionunda bulunduğu organik fosforlu pestisitlerin oranı 0.05-4000 µg/L aralığında değişim göstermiş ve su kalite limitlerinin oldukça üstünde çıkmıştır (Kumari et.al., 2007).

Malathionun çevresel koşullarda metabolize olması sonucu oluşan primer metaboliti Malathion-Okzondur. Malathion-Okzonun Malathiondan daha toksik olması ve sucul sisteme verdiği zararlar nedeniyle günümüzde kullanımına birçok gelişmiş ülkede kısıtlamalar getirilmesine rağmen, özellikle sivrisinekle

mücadelede halen yaygın olarak kullanılmaktadır (KKGM, 2009; Durmuşoğlu, 2010). Karaboğaz Gölü'nde baskın makrofit türleri olan *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus*'ta Malathion-Okzon kalıntısına rastlanmıştır. *Chara vulgaris*'teki ortalama konsantrasyon 366.2 µg/kg iken *Potamogeton pectinatus*'ta 187.7 µg/kg olarak tespit edilmiştir. Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada sedimanda tespit edilemediği için biyolojik birikim faktörü hesaplanamamıştır. Literatürdeki bilgiler incelendiğinde, Malathionun *Myriophyllum aquaticum*, *Spirodela oligorrhiza* L., *Elodea canadensis* gibi sucül bitkiler tarafından alındığı ve biyolojik birikim faktörünün 1.2-23 arasında değiştiği belirtilmektedir (Gao et.al., 2000).

Karaboğaz Gölü'nde sadece makrofit türlerinde tespit edilen Bromofos-Etil Bafra bölgesinde lahana yetiştiriciliğinde lahana kelebeğine (*Pieris brassicae* L.) karşı geçmiş dönemde kullanılan pestisitler arasındadır. Ancak ülkemizde 2009 yılından sonra ithalat, üretim ve kullanım izni kaldırılmıştır (KKGM, 2009; Durmuşoğlu, 2010). Bromofos-Etilin suda çözünürlüğü düşük, buharlaşma oranı yüksek olup toprakta kalıcılığı yoktur. Ayrıca biyolojik birikim oranının düşük olduğu bilinmekle birlikte (PPDB, 2010), çevresel etkileri konusundaki literatür bilgisi oldukça sınırlıdır. Karaboğaz Gölü'nde Bromofos-Etilin su ve sedimanda tespit edilmemiş olması, kalıcılığının olmamasına bağlı olabilir. Yunanistan'da yapılan bir araştırmada Bromofos-Etil yer altı, nehir ve bazı göllerin sularında kalıntı olarak bulunmuş ancak konsantrasyonlarının tespit edilecek limitlerin altında görülmüştür (Lambropoulou and Albanis, 2001). Literatürde Bromofos-Etilin canlı organizmalardaki birikimi üzerine doğrudan bir çalışma bulunmamakla birlikte, bu pestisit balda ve pekmezde kalıntı olarak tespit edildiği çalışmalar mevcuttur (Erdoğan, 2007; 2008). Özellikle pekmezde bu bileşiğin bulunmuş olması, bitki dokularında da birikim yapabileceğini göstermesi açısından önemli olabilir. Bromofos-Etil günümüzde ülkemizde yasaklanmış bir pestisit olmakla birlikte, Karaboğaz Gölü'nde belli oranlarda makrofit türlerinde kalıntısının tespit edilmiş olması bölgede kaçak kullanım olduğunu göstermektedir. Makrofit gelişimi Mayıs ayında başlayıp yaz boyunca devam ettiğinden makrofit örneklerinde sadece yaz örneklerinde bulunmuş olmasından dolayı Bromofos-Etilin bahar-yaz döneminde sebzelere uygulandığı söylenebilir.

Piretrinler bitkisel kökenli insektisitler olup, piretrin ekstraktlarının kimyasal içeriği 73% Piretrin I ve II, %19 Sinerin I ve II, %8 Jasmolin I ve II içermektedir (FAO, 2000; Gunasekara, 2005; Schleier and Peterson, 2011). Piretrinler özellikle sivrisinek, yaprak arılarının larvası, tırtıl, yaprak zararlıları, afidler ve çeşitli böceklerle karşı mücadelede kullanılırlar. Piretrinler sıklıkla tarımsal faaliyetlerde hasat öncesi meyvelere, sebzelere, süs bitkilerine ve hayvanlık yem bitkilerine, toz, sprey ya da emülsifiye formda uygulanırlar. Piretrinler böcek öldürme özelliklerinin kuvvetlendirilmesi için ticari formülasyonlarında sinerjistik maddeler olan PBO ile hazırlanırlar (Todd et al., 2003). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada piretrinler tüm örneklerde değişen oranlarda saptanmıştır.

Karaboğaz Gölü'nde gerçekleştirilen bu çalışma kapsamında piretrin grubu insektisitlerden suda Jasmolin II, sedimanda ise Piretrin II, Jasmolin I ve II, Sinerin II kalıntı olarak bulunmuştur (Bkz. Çizelge 6.1.). Bu grupta yer alan pestisitlerin sedimanda daha kalıcı olduğu söylenebilir.

Karaboğaz Gölü'nde suda bulunan tek piretrin insektisit Jasmolin II sadece Ağustos 2011 tarihinde belirlenmiş diğer örneklemelerde piretrin grubu bileşiklere rastlanmamıştır. Literatürde bu gruba ait pestisitlerle ilgili çok az sayıda çalışma bulunmaktadır. Woudneh ve Oros (2006a) tarafından yapılan bir araştırmada San Fransisco Körfezi nehir sisteminden alınan su örneklerinde Piretrin I, Sinerin I ve Jasmolin I suda mikrogram/litrenin binde biri oranında (ng/L) seviyesinde çok düşük oranlarda tespit edilebilmiştir. Ancak bu nehir sisteminden farklı bölgelerden alınan sediman örneklerinde piretrin grubu (Jasmolin I, Piretrin I ve Sinerin I) 5,71-160 µg/kg arasında saptanmıştır (Woudneh and Oros, 2006b).

Piretrinler her ne kadar geçmiş dönemde kolay parçalanabilen bileşikler olarak bilinsede QUECHERS metodu ve GC-MS, LC-MS gibi analitik cihazların geliştirilmesi ile çevresel örneklerde kalıntılarının tespitine yönelik çalışmalar artış göstermiştir. Piretrinlerin su ve topraktaki kalıntılarının araştırıldığı bir çalışmada Piretrin II, Sinerin II ve Jasmolin II'nin diğer piretrinlere göre kalıcılığının toprakta 100 kat, yüzey sularında ise 9.6 kat fazla olduğu görülmüştür (Antonious et.al., 1997). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada da benzer şekilde Jasmolin II,

Sinerin II, Piretrin II sedimanda bulunmuş ancak bu çalışmada bulunan sonuçların aksine, Karaboğaz Gölü'nde sedimanda Jasmolin I sedimanda önemli oranda tespit edilmiştir. Piretrin grubu insektisitlerin sedimandaki mevsimsel değişimlerine bakıldığında Jasmolin I ve Sinerin II'nin daha fazla bahar ve yaz döneminde sedimanda kalıntı bıraktığı, ancak bu grupta yer alan tüm pestisitlerin daha düşük oranlarda kış döneminde de sedimanda bulunduğu görülmüştür (Bkz. Şekil 5.6.). Bu sonuçlara göre Karaboğaz Gölü çevresinde piretrin grubu insektisitlerin bahar - yaz döneminde çevrede kullanıldığı söylenebilir. Kış döneminde ise piretrin grubu insektisitlerin makrofitlerin bozunması yoluyla ya da toprakta bağlanmış olanların ise yüzey drenajı ile göle taşınmasıyla sedimanda kalıntı bıraktığı düşünülmektedir. Karaboğaz Gölü'nde Piretrin I ve Sinerin II'nin su ve sedimanda tespit edilmemesine rağmen her iki makrofit türünde de kalıntı bıraktığı görülmüştür (Bkz. Çizelge 6.1.). Bu nedenle *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus* ortamda tespit edilemeyen pestisitler için indikatör belirleyici organizma özelliği gösterebilir. Bu grupta yer alan pestisitlerin tamamı (Piretrin II dışında) iki makrofit türünde birikim yapmıştır. *P.pectinatus*'ta Piretrin I, Jasmolin II, Sinerin I ve II daha yüksek oranlarda birikim yaptığı görülmüştür. Bu grupta yer alan pestisitlerin *P.pectinatus*'ta daha fazla oranda kalıntı bırakması bu türün Karaboğaz Gölü'nde daha baskın olması ile ilişkili olabilir.

Karaboğaz Gölü'nde piretrin grubu pestisitlerden su ve sedimanda bulunmayan Piretrin I *Cyprinus carpio*'nun kas dokusunda tespit edilmezken, Sinerin I *C.carpio*'nun kas dokusunda kalıntı olarak tespit edilmiştir. Sinerin I su ve sedimanda bulunmama ile birlikte makrofit örneklerinde de tespit edilmiş olması nedeniyle muhtemelen beslenme yoluyla balıklarda birikime neden olmuştur. Mevsimsel olarak yapılan çalışmalarda da Sinerin I'in balıkların kas dokusunda sadece makrofit gelişiminin maksimum olduğu dönem olan yaz aylarında kalıntısı tespit edilmiştir (Bkz.Şekil 5.20.). Yine suda tespit edilmemiş olan Jasmolin I yaz dönemindeki balık örneklerinde kalıntı olarak bulunmuştur. Piretrin grubu pestisitlerden Jasmolin II ve Piretrin II'nin ise sonbahar ve bahar aylarında toplanan örneklerde yüksek oranlarda kalıntısı tespit edilmiştir. Bu iki bileşiğin makrofit türlerinde de yüksek oranda birikim yapması, ayrıca makrofit kaplanma oranının çok düşük olduğu kış aylarında balık kas dokusunda birikim oranlarının da düşük olması nedeniyle beslenme yoluyla balıklarda birikim yaptığı söylenebilir.

Ayrıca Karaboğaz Gölü'nde biyolojik birikim faktörü Jasmolin II için oldukça yüksek bulunmuştur (Bkz.Çizelge 5.26.). Literatürde benzer şekilde piretrin grubu pestisitlerin somon balığındaki kalıntı oranları QUECHERS tekniği ile araştırılmış, bu grupta yer alan pestisitlerin araştırılmasında tekniğin çok başarılı sonuçlar verdiği ve balıkların kas dokusunda kalıntı bıraktığı tespit edilmiştir (Rawn et.al., 2010).

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada sentetik piretroid grubu insektisitlerden Tetrametrin II ve Etofenproks kalıntı olarak tespit edilmiştir. Tetrametrin karasinek, sivrisinek gibi uçan böceklerin yanı sıra, pire, hamam böceği, karınca gibi diğer böceklere karşı da oldukça hızlı, öldürücü etki gösteren geniş spektrumlu sentetik piretroid formülasyonlardan biridir. Tarımsal amaçlı sera uygulamaları için verilen izin 2007 den beri Amerika'da kaldırılmıştır. Şu an sadece açık alan ilaçlamaları, veterinerlik ilaçlamaları, kontrollü olarak da ev ilaçlamalarında izinlidir. Sucul bitkilerde toksik etkisi görülmemiştir ancak balıklar ve su böcekleri için yüksek toksisite göstermektedir (EPA, 2010). Ülkemizde ise kullanımı devam etmektedir ve çekirgelere karşı kullanılmaktadır (Sun et.al., 1985; EPA, 2010). Tetrametrin II'nin sudaki çözünürlüğü düşüktür ve buhar basıncı yüksek olduğu için uçucudur. Tetrametrin Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada su ve sedimanda tespit edilememiş, sazan ve makrofit örneklerinde saptanmıştır. Fizikokimyasal özellikleri açısından Tetrametrinin çevredeki kalıcılığı düşük olmakla birlikte, sinerjistik maddelerin etkisiyle arttığı bilinmektedir (EPA, 2010).

Tetrametrin II ile ilgili literatürde yapılan araştırmalarda genellikle çalışmaların toksisite ile ilgili olduğu görülmektedir, doğal çevrede kalıntısı bulunduğu dair bir çalışma bulunmamaktadır. Tetrametrin II Karaboğaz Gölü'nde su ve sedimanda bulunmamakla birlikte çalışılan iki makrofit türü ile balık kas doku örneklerinde düşük oranlarda tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 6.1.). Tetrametrin II makrofit örneklerinde ağustos ve ekim aylarında, balık örneklerinde ise ağustos ayında tespit edildiğinden Karaboğaz Gölü'nde yaz döneminde kullanıldığı düşünülmektedir. Sentetik piretroid bir bileşik olan Tetrametrin II yüksek lipofilik özellikte olması nedeniyle sudaki partiküller tarafından hızla tutunur (Hill, 1989). Karaboğaz Gölü'nde suda tespit edilememiş olması sudaki çözünürlüğünün düşük olmasına ve lipofilik özelliğine bağlanabilir. Sedimanda ise makrofitler tarafından

hızla absorbe edildiği için bulunmadığı, bu bileşiğin beslenme ile balıklarda da kalıntı bıraktığı düşünülmektedir.

Sentetik piretroid grubunda yer alan Etofenproks formülasyonu gereği sadece açık ortamlarda ilaçlamaya uygundur ve park, bahçe gibi halk sağlığı kullanımının yanında veterinerlik alanında kullanımı da olabilmektedir. Zirai ürünlerde, özellikle çeltikte kullanımı yaygındır ve sucul sistemde toksik etkileri oldukça yüksektir (EPA, 2007a). Kaliforniya'da Etofenproksun çeltik tarlalarına uygulandıktan sonra toprakta kalıntısının araştırıldığı bir çalışmada, uygulamadan 126 gün sonra bile tespit edilmesi, çevresel koşullarda kalıcılığının yüksek olduğunun göstergesidir (Vasquez et.al., 2010). Suda çözünürlüğü çok düşük, toprakta tutunma değeri olan Log Koc 6-6.4 ise oldukça yüksektir (Bkz. Çizelge 2.2.). Toprakta aerobik koşullarda mikroorganizma faaliyeti sonucu parçalanabildiği de bilinmektedir (Vasquez et.al., 2010). Pirinç üzerinde yapılan denemelerde, pirinç tarafından alınıp metabolize olduğu tespit edilmiştir (FAO, 2005a). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada su, sediman, makrofitler ve balıkların kas dokusunda Etofenproks kalıntısına rastlanmıştır. Suda ortalama 0.001 µg/L, sedimanda 91.82 µg/kg, *Chara vulgaris*'te 18.6 µg/kg, *Potamogeton pectinatus*'ta 9 µg/kg ve *Cyprinus carpio*'da 21.5 µg/kg olarak tespit edilmiş, sistem içinde biyolojik birikime uğradığı da saptanmıştır (Bkz. Çizelge 5.26.). Mevsimsel dağılımı incelendiğinde su ve sedimanda hemen her mevsim değişen konsantrasyonlarda, makrofitlerde özellikle ilkbahar ve sonbahar dönemlerinde, balıkta ise en fazla yaz örneklerinde rastlanmıştır. Etofenproksun Karaboğaz Gölü'nün etrafındaki tarlalarda özellikle bahar-yaz aylarında kullanıldığı düşünülmektedir. Topraktaki kalıcılığı nedeniyle yüzey drenajı ile sonbahar ve kış dönemlerinde göle topraktan taşındığı söylenebilir.

Piretrin ve sentetik piretroid pestisitlerin mevsimsel olarak kalıntıları değerlendirildiğinde, Karaboğaz Gölü sucul sisteminde çalışma yapılan tüm aylarda bulunduğu tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.9. ve Çizelge 6.1.). Bu verilerden yola çıkarak Karaboğaz Gölü çevresindeki tarım arazilerinde yaz ve sonbahar döneminde piretrin başta olmak üzere, sentetik piretroid pestisitlerin yoğun kullanımı olduğu, muhtemelen topraktaki kalıntılar nedeniyle kış döneminde dahi az oranda da olsa tespit edilebildiği ve makrofitler tarafından iyi derecede

absorbe edildiği ortaya çıkarılmıştır. Sentetik piretroid ve piretrin bileşikleri hazırlanırken etkisini arttırmak için kimyasal formülasyonlarında PBO kullanılmaktadır (Todd et al., 2003). Karaboğaz Gölü'nde su, sediman, makrofit türleri ve balık örneklerinde PBO sinerjisi maddesinin de tespit edilmiş olması, göl çevresinde piretrin ve sentetik piretroidlerin kullanıldığını desteklemektedir.

Yapılan bu çalışmada Karaboğaz sucul sisteminde her mevsim tespit ettiğimiz Molinat özellikle çeltik tarımında yabancı ot olarak geniş yapraklı bitkilerin (*Echinochloa spp.*) kontrolü amacıyla yaygın olarak kullanılan tiyokarbamat herbisitlerden biridir (Phyu et.al, 2005). Molinatın mikroorganizmalarla ve bitkilerdeki metabolik faaliyetlerle bozunabildiği bilinse de, farklı ülkelerden araştırmacıların sızma yoluyla yüzey ve yer altı sularına karıştığını gösteren ve sularda kalıntılarının tespit edildiği birçok çalışma bulunmaktadır. Molinatın özellikle çeltik tarlalarında kullanılan bir herbisit olması nedeniyle sucul sisteme doğrudan karıştığı ve sucul trofik zinciri etkilediği kaydedilmiştir (Castro et.al., 2005). Yunanistan'da yapılan bir diğer çalışmada özellikle Türkiye sınırlarına yakın olan güney Evros bölgesinden alınan nehir sularında aşırı yüksek konsantrasyonlarda Molinat olduğu tespit edilmiştir (Vryzas et.al., 2009; 2011). Avrupa Birliği standartlarına göre Molinatın sularda toplam konsantrasyonunun 0.5 µg/L aşmaması gerekmektedir (EU, 1998). Karaboğaz Gölü'nde yapılan bu çalışmada Molinat suda ortalama 0.030 µg/L (0.001-0.084 µg/L), tüm mevsimlerde toplam ise 0.815 µg/L olarak tespit edilmiştir (Bkz.Çizelge 5.11.). Bu değerlere göre Molinatın Karaboğaz Gölü'ne yıl boyunca sürekli giriş yaptığı ve sucul sistem açısından akut risk oluşturmasa da yoğun kullanımı olduğunu göstermektedir.

Molinatın sıcaklığın 21-27 °C arasında olduğu doğal ortamlarda sedimandaki yarılanma süresi yaklaşık 3 hafta olarak belirlenmiştir (HSDB; 2002). Şili'de Molinatın çeltik tarımı yapılan bir alanda suda ve sedimanda yarılanma ömrünün araştırıldığı bir başka çalışmada ise uygulandıktan 8 gün sonra bile maksimum konsantrasyonların korunduğu yarılanma ömrünün ise 15 - 30 gün arasında değiştiği kaydedilmiştir (Kogan et.al., 2012). Tsuda et.al. (2009a) Biwa Gölü'nde sedimanda Molinatı 1-7 µg/kg arasında bulmuşlardır. Molinatın toprakta bulunabileceği maksimum konsantrasyon oranı 100 µg/kg olarak belirlenmiştir (EPA, 2008b). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada sedimanda Molinat

(3,9-292 µg/kg) arasında tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.15.). Sedimanda Molinatın mevsimsel değişimlerine bakıldığında özellikle Nisan-Haziran 2012 tarihlerinde toplanan sediman örneklerinde birikim oranının 100 µg/kg'ın üzerinde olduğu görülmüştür (Bkz. Şekil 5.8.). Sedimanda özellikle bahar - yaz döneminde Molinatın önemli oranda birikim yaptığı ve EPA (2008b) tarafından belirlenen maksimum konsantrasyon limitini bu dönemde aştığı belirlenmiştir. Bu nedenle Molinat Karaboğaz Gölü'nde birikim potansiyeli bulunan pestisitler arasındadır.

İspanya'da Albufera Gölü'nden izole edilen tatlı su algleri *Scenedesmus acutus* ve *Chlorella saccharophila*, *Scenedesmus subspicatus*, *Pseudanabaena galeata* ve *Chlorella vulgaris* üzerinde yapılan bir araştırmada 96 saat boyunca 220-90.500 µg/L aralığındaki konsantrasyonların uygulandığı test sonucunda Molinat'ın 50% inhibisyona neden olduğu EC₅₀ değerleri *Chlorella vulgaris* için 50200 µg/L, *Pseudanabaena galeata* için 47100 µg/L ve *Chlorella saccharophila* için 44600 µg/L olarak bulunmuştur. *Scenedesmus subspicatus* 2200 µg/L de tamamen inhibe olarak yapılan çalışmada en hassas tür olarak belirlenmiştir (Sabater and Carrasco, 1998). Bu çalışmanın sonuçları türler arası farklılığın oldukça önemli olduğunu göstermiştir. Amerika'da mısır ve soya fasülyesi tarımı yapılan alanlardan sucül sisteme karışan pestisitlerin çoğul etkisinin araştırıldığı bir başka çalışmada, Molinat ve pek çok pestisit karışımı bir arada iken, Molinatın *Pseudokirchneriella subcapitata* yeşil alginde 96 saatlik EC₅₀ değeri 220 µg/L, *Lemna gibba* su mercimeğinin 14 günlük EC₅₀ test değeri 3300 µg/L olarak bulunmuştur (Belden et.al.,2007).

Yunanistan'da drenaj kanallarından nehirlere geçen pestisitlerin yol açtığı risk değerlendirmesi çalışmasında alglerde Molinat için hiç bir etki görülmeyen konsantrasyon değeri 380 µg/L, EC₅₀ değeri ise 500 µg/L olarak bulunmuştur (Vryzas et.al., 2011). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada Molinat'ın *Chara vulgaris*'teki tespit edilen değeri 80-595 µg/kg arasında, *Potamogeton pectinatus*'ta tespit edilen değeri 125-910 µg/kg arasında bulunmuştur. Karaboğaz Gölü'nde sucül makrofitlerde Molinatın bulunması, çeltik tarımı sonucu su sütununa Molinatın karıştığı ve makrofitlerde birikime uğradığının bir göstergesidir. Aynı zamanda Karaboğaz Gölü'nde su altı makrofitlerinin en yoğun gelişimi özellikle çeltik tarımında faaliyetlerin arttığı yaz aylarına denk gelmektedir. Bu aylarda

gözlenen yoğun makrofit gelişimi nedeniyle Karaboğaz Gölü'nde su ve sedimanda bulunan Molinat kontrasyonunun su altı bitki gelişimini inhibe edecek konsantrasyonlarda olmadığını söylemek mümkündür.

Biwa Gölü ve Yonamure nehirlerinde (Japonya) yapılan çalışmalarda sucul sistemde bulunan Molinatın balık ve kabuklu türlerinde birikim yapabileceği ortaya çıkarılmıştır (Tsuda et.al., 2009b). Bu çalışmanın aksine Karaboğaz Gölü'nden alınan balık örneklerinde Molinat kalıntısına rastlanmamıştır. Bunun sebepleri arasında Molinatın herbisit özelliğinden dolayı balıklarda birikim yapmadığı ve metabolizasyona uğradığı söylenebilir. Molinat için genellikle balıklarda toksisite testleri yapılmıştır. Yapılan testlerde suda 210 µg/L ve üstü değerlerin balıklarda öldürücü etki yarattığı saptanmıştır (Johnson et.al., 1980). Karaboğaz Gölü suda saptanan Molinat değerleri balıklarda toksik etki oluşturmayacak düzeydedir.

Karaboğaz Gölü'nde tespit edilen karbamatlı pestisitlerden bir diğeri olan Okzamil sadece su ve sedimanda saptanmıştır. Okzamil Samsun Bafra bölgesinde fasulye, salatalık, patlıcan ve domateste kök ur nematodu problemi nedeniyle önceki dönemlerde kullanılmış ancak yeni düzenlemeler kapsamında Haziran 2012'den itibaren ülkemizdeki kullanımı yasaklanmıştır (Katı, 2006). Okzamilin çevresel ortamdaki kalıntılara yönelik araştırma sayısı oldukça sınırlıdır. 1999 yılında Fransa Capot Nehri'ne giriş yapan tarımsal sularda, su kalitesini etkileyecek düzeyde okzamil saptanmıştır (CIRAD/IRD, 2001).

Okzamil toprakta kimyasal ve mikrobiyolojik süreçlerde ayrışabilse de değişen çevresel koşullara bağlı olarak toprakta ve yer altı sularında kalıntılarıyla kontaminasyona neden olduğu da bilinmektedir. Okzamilin sudaki yarılanma süresi ortalama 8 gün olup topraktaki tutulumu ise organik madde miktarı ile ilişkilidir (FAO, 2002). Organik madde miktarı ne kadar fazlaysa o kadar sıkı bağlanmasına neden olmaktadır (EPA, 2004). Okzamil için önerilen sularda maksimum kalıntı limiti 0.7 µg/L, toprakta ise 50 µg/kg olarak belirtilmektedir (EPA, 2004). Karaboğaz Gölü'nde yapılan bu çalışmada Okzamil değerleri belirtilen limit değerlerin ortalama altında tespit edilmiştir (Bkz. Şekil 5.4. ve 5.8.). Ancak sedimandaki toplam konsantrasyon değeri önerilen değer üstündedir (Bkz.Çizelge 6.1.). Bu açıdan değerlendirildiğinde okzamilin farklı pestisitlerin

girişinin olduğu bu ortamda sedimanda hızlı bozuluma uğramadığı ancak makrofit ve balık örneklerinde saptanmadığı için ciddi bir risk faktörü oluşturmadığı söylenebilir.

Propamokarb Hidroklorür sucul çözünürlüğü yüksek, toprakta hareketi ise sınırlı bir pestisit (Bkz. Çizelge 2.2.). Ülkemizde patlıcan, salatalık, kabak gibi sebzeler ve bağlarda sıklıkla rastlanılan *Pythium spp.* ve *Phytophthora spp.* etmenlerinin neden olduğu "mildiyö" hastalığına karşı önerilen pestisitlerden bir tanesidir (Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, 2012). Propamokarb Hidroklorürün topraktaki yarılanma ömrü 35 gün (EPA, 1995a), sudaki yarılanma ömrü 30 gün (Farm Chemical Handbook, 1997) sedimandaki yarılanma ömrü ise 16-21 gün arasında (VKM, 2012) değişim göstermektedir. Çevresel kalıcılığına yönelik çalışmalar oldukça sınırlı sayıdadır. Karbamatlı pestisit grubundan olduğu için asetilkolinesteraz inhibisyonuna neden olarak sucul omurgalı ve omurgasız canlıları etkilemektedir (Vleck and Pohanka, 2012). Propamokarb Hidroklorür için sudaki limit değer 1,0 µg/L ve toprakta 50 µg/kg dir (EU, 1998; EPA, 2005; EPA, 2008b). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada Propamokarb Hidroklorürün su ve sedimanda tespit edilen ortalama konsantrasyonları limit değerlerin altında seyretmesine karşın (Bkz. Çizelge 6.1.), *Cyprinus carpio*'da yüksek konsantrasyonda saptanması ve biyolojik birikime uğraması açısından dikkat çekicidir. Propamokarb hidroklorürün alınan örneklerde çeşitli mevsimlerde rastlanması Karaboğaz Gölü çevresindeki tarım arazilerinde yoğun kullanıldığını göstermektedir.

Tebufenozid özellikle lepidopter türlerini hedefleyen ve Bafra'da yetiştirilen başta çeltik ve lahanalar gibi yapraklı sebzeler olmak üzere çok çeşitli ürünlere uygulanabilen bir insektisittir (Gomez de Barreda Ferraz et al., 2004; EPA, 2009). Bu bileşiklerin sıçanlar üzerinde oral ve dermal 5000 mg/kg LD₅₀ değeri ile minimum seviyede memelilerde de toksisiteye neden olduğu belirtilmektedir, ancak kuşlara ve balıklarda toksik değildir (Wing and Aller, 1990; Song, 1997; Gomez de Barreda Ferraz et al., 2004). Bu spesifik etki mekanizmasından dolayı sentetik piretroid bileşiklerin yerini almakta ve kullanımı yaygınlaşmaktadır (Hahn et al., 2002; Comoretto et al., 2007).

EPA'nın Tebufenozid için sularda maksimum kalıntı limit değerleri 1 µg/L iken toprak ve sedimandaki 100 µg/kg'dır (EPA, 2008b; EPA, 2007c). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada Tebufenozidin su ve sediman için önerilen limit değerleri aşmadığı (Bkz. Şekil 5.5. ve Şekil 5.9.) ancak makrofit türleri ve balıkta saptandığı için biyolojik birikimle sistemde kaldığı tespit edilmiştir.

Tebufenozidin sulardaki kalıntıları üzerine Fransa'da yapılan bir araştırmada, Rhone Nehri sularında maksimum 0.12 µg/L konsantrasyonda saptandığı belirtilmiştir (Comoretto et.al., 2007). Sucul omurgasızlar üstünde yapılan bir başka araştırmada Tebufenozidin sucul arthropodların erginleşmesi aşamasında geçirdikleri evrelerde mortaliteye neden olduğu saptanmıştır (Song, et.al., 1997). Tebufenozidin göl alabalığı (*Salvelinus namaycush*) üzerindeki bağışıklık sistemi etkisinin araştırıldığı bir başka araştırmada ise, tarım ve orman alanlarında kullanımına bağlı olarak sularda kalıcılığının artması sonucu balıkları etkileyebileceği ortaya konmuştur (Hamoutene et.al., 2008).

Sucul makrofit türlerinde Tebufenozid birikimi konusunda hiçbir araştırma bulunmamaktadır. Ancak bazı alg türlerinde EC₅₀ değerleri ile ilgili çalışmalar mevcuttur. İspanya'da Albufera Gölü'nden izole edilen alg türleri *Scenedesmus acutus* ve *Chlorella saccharophila* üzerinde Tebufenozidin yol açtığı fitotoksik EC₅₀ değeri araştırılmıştır. 72 saatlik testlerde *Scenedesmus acutus* ve *Chlorella saccharophila* için Tebufenozid EC₅₀ değerleri sırasıyla 120 µg/L ve 150 µg/L olarak tespit edilmiştir. Tebufenozid fiziksel özellikleri ve sudaki çözünürlüğünün düşük olması nedeniyle buldukları ortamlarda uzun süre kalıcı olabilmektedir (Sundaram, 1997). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışma sonucunda Tebufenozid *Chara vulgaris*'de 2-79 µg/kg, *Potamogeton pectinatus*'da 3-135 µg/kg olarak saptanmış olması yakınında çeltik tarımı yapılan bu sisteme Tebufenozidin girdiğini göstermektedir. Tebufenozid mevsimsel olarak ağustos, ekim aylarında özellikle 1. kanaldaki 1. ve 2. istasyonlardaki makrofit türlerinde daha yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Bu kanalın önce çeltik sonra da lahanagiller grubundan bitkilerin üretildiği tarlalarla bağlantısı bulunmaktadır. Bu sebepten toprakta kalıcı olan Tebufenozidin 2. kanala oranla buradan sisteme daha fazla taşındığı düşünülmektedir. Ancak 4. istasyonda *Potamogeton pectinatus*'ta aralık

ayında Tebufenozidin kalıntı olarak bulunması, bu ayda aşırı yağışların sonucu topraktan yüzey drenajı ile Tebufenozide'nin göle taşındığını düşündürmektedir.

Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada Çizelge 5.10, Şekil 5.5 ve 5.6'daki değerlere göre her mevsim tespit edilen bir diğer herbisit Linuron'dur. Linuron fenil üre grubu bir herbisittir ve etki mekanizması bitkilerde fotosistem II'de fotosentetik elektron akışını inhibe ederek fotosentez inhibisyonu oluşturmak şeklindedir, bu nedenle çok geniş spektrumda yabancı ot mücadelesinde kullanılmaktadır (EPA, 1995b; Caux et.al, 1998; Backhaus et.al., 2004). Linuron başta mısır, soya fasülyesi, havuç, patates olmak üzere tarla ve bahçe bitkilerinde uygulanmaktadır (Caux et.al, 1998).

EPA'nın Linuron için önerdiği maksimum kalıntı limiti suda 1 µg/L (EU, 1998), toprak ve sedimandaki maksimum kalıntı limit değerleri 50 µg/kg'dır (EPA, 2007c; EPA, 2008b). Karaboğaz Gölü'nde suda ve sedimanda elde edilen değerler ile karşılaştırıldığında, Linuron birikim değerleri (Ağustos 2011-1. istasyon sediman örneği dışında) limit değerlerin altında bulunmuştur ve ciddi bir risk oluşturmadığı düşünülmektedir. Normalde Linuronun oldukça kalıcı olduğu bilinmektedir ancak bu durum çevresel koşullara göre değişkenlik gösterdiği için Karaboğaz Gölü açısından bir yıllık yapılan araştırma sonuçlarına göre sedimanda ve suda parçalanması nedeniyle ciddi bir risk unsuru olmadığını düşündürmektedir.

Linuronun sucul bitkilerde inhibisyon etkisi *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *Ranunculus circinatus* ve *Chara globularis* üzerinde araştırılmıştır. Yapılan çalışmada %90 oranında inhibisyona neden olan EC₉₀ değerleri incelendiğinde *Elodea nuttallii* 90 µg/L ile en hassas, *Myriophyllum spicatum* 194 (µg/L) ile en dayanıklı tür olarak tespit edilmiştir. Çalışmada *Potamogeton crispus* 173 (µg/L), *Chara globularis* ise 152 µg/L orta derecede dayanıklılık göstermiştir. EC₅₀ değerlerinde ise *Elodea nuttallii* 9-13.4 µg/L aralığında, *Myriophyllum spicatum* 11.8 µg/L, *Potamogeton crispus* 12.9 (µg/L), *Chara globularis* ise 12.1 µg/L olarak birbirlerine çok yakın değerlerde saptanmıştır (Snel et.al., 1998). EPA verilerine göre, sucul damarlı bitkilerden *Lemna gibba* için EC₅₀ 27.3 µg/L olarak belirtilmiştir (EPA, 1995b; 2008 c). *Potamogeton perfoliatus* üzerine yapılan bir çalışmada ise 50 ve 500 µg/L konsantrasyonlarında Linuron

uygulamasının, *P.perfoliatus*'ta sırasıyla 40% ve 80% kuru ağırlık kaybına neden olduğu saptanmıştır (Kemp et.al., 1985; Coyner et al.,2001). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada Linuron *Chara vulgaris*'de 103-740 µg/kg ve *Potamogeton pectinatus*'da 77-680 µg/kg olarak saptanmış ve birikim yaptığı görülmüştür. Karaboğaz Gölü'nde Linuronun *C. vulgaris*'de ve *P. pectinatus*'da inhibisyona neden olmadan birikim yaptığının tespit edilmesi, gölde su ve sedimanda Linuronun yukarıda verilmiş çalışmalarda farklı makrofit türleri için inhibisyona neden olan EC₅₀ ve EC₉₀ konsantrasyon değerlerinden daha düşük oranlarda bulunabileceği şeklinde yorumlanabilir.

Linuronun sucul sistemde balıklar ve kabuklu canlılara toksisitesi vardır. Referans değerlerden örnek verecek olursak tatlı su balıklarından *Lepomis macrochirus* ve alabalık için LC₅₀ değerleri 40000 µg /L ve 16000 µg /L'dir. Bu nedenle sucul sisteme bulaşma olmayacak ortamlarda kullanılması önerilmektedir (EPA, 1995b). Karaboğaz Gölü'nde Linuron *Cyprinus carpio*'da da birikim göstermiştir ancak sudaki konsantrasyonları balıklarda toksik etki yaratacak seviyede değildir.

PBO pestisitlerin etkinliklerini ve kalıcılıklarını arttıran sinerjistik özelliği nedeniyle birçok pestisit formülasyonlarında kullanılmaktadır (Eckel et.al., 2005; EPA, 2006b). EPA'nın PBO için suda maksimum kalıntı limit değerleri 1 µg/L (EU, 1998), toprak ve sedimandaki 20 µg/kg değerindedir (EPA 2007c; EPA 2008b). Karaboğaz Gölü'nde yapılan çalışmada PBO suda 0.0001-0.084 µg/L arasında sedimanda ise 0.41-49.4 µg/kg arasında tespit edilmiştir (Bkz. Çizelge 5.16.). Ancak tüm mevsimlerde sisteme giren toplam ortalama konsantrasyon değerleri özellikle sediman limit değerini aşmaktadır (Bkz.Çizelge 6.1.). Karaboğaz Gölü'nde suda bulunan PBO maksimum kalıntı limiti altında tespit edilirken sedimanda ekim ayında 3-4-5. istasyonda elde edilen değerler maksimum kalıntı limitinin üzerinde bulunmuştur. Tespit edilen değerler doğrultusunda PBO'nun Karaboğaz Göl sisteminde sedimanda birikim gösterdiği ve beraberinde biyolojik birikime uğradığı görülmektedir.

Sucul organizmalardaki toksik etkisi incelendiğinde akut olarak kısmen toksik olduğu görülmektedir. Farklı balık türlerine göre ortalama 3000-7000 µg/L arası konsantrasyonların öldürücü etki yarattığı saptanmıştır. PBO'nun balıklar

üstündeki diğer bir etkisi sucul ortamda düşük konsantrasyonlarda bulunsa bile üreme oranlarını azaltmasıdır (Cox, 2002; Eckel et.al., 2005). 1000 µg/L ve daha az oranlardaki PBO yumurtaların açılmasını ve larval büyümeyi azaltıcı etki yapmaktadır (Osimitz and Hobson, 1998; Cox, 2002). PBO'nun balıklar üstündeki diğer bir olumsuz etkisi ise diğer kimyasalların balıklarda daha fazla toksik etki yaratmasına neden olmasıdır (Eckel et.al., 2005). Özetle balıkların hormon ve üreme sistemlerini olumsuz etkilemektedir (Sijm et.al., 1993; Cox, 2002). Karaboğaz Gölü *Cyprinus carpio*'da saptanan PBO'nun toksik etki derecesinin altında olduğu için akut etki göstermediği düşünülmektedir (Bkz. Çizelge 6.1.). Ancak PBO'nun sistemde su ve sedimanda olması balıklar için uzun dönemde özellikle üreme üzerinde olumsuz etki yaratabilir.

PBO'nun Karaboğaz Göl sisteminde bulunması sonucu göle giriş yapan diğer pestisitlerin sucul sistemde daha uzun sürede kalıcı olmasına neden olduğu düşünülmektedir.

Karaboğaz Gölü'nde suda tespit edilen bütün pestisitlerin yıl boyu giriş yapan ortalama konsantrasyonları toplamı 0.116 µg/L ve pestisit konsantrasyonlarının toplamı ise 3.47 µg/L olarak tespit edilmiştir. Kıtaçi Su Kaynaklarının Sınıflandırılması kriterlerine göre, suda olması gereken toplam en fazla pestisit konsantrasyonu I.sınıf sular için 1 µg/L, II.sınıf sular için 10 µg/L, III.sınıf sular için 100 µg/L ve IV.sınıf sular için 100 µg/L üstündeki değerlerdedir (ÇOB, 2004). Bu değerlere göre Karaboğaz Gölü sularının pestisit konsantrasyon değeri açısından II. sınıf su kalitesine sahip olduğu söylenebilir.

Kirletici maddelerin, su ve biyotadaki birikimleri fizikokimyasal özelliklerine bağlı olarak gerçekleşmektedir. Pestisitlerin hidrofobik karakteristikte olanlarında lipid ve organik karbon içeren ortamlardaki kalıcılığı daha fazla olmakta ve ekolojik sistemdeki hareketleri de yine bu hidrofobik değişkenler arasında gerçekleşmektedir. (ECETOC, 1993; Meador et al., 1995; Van der Oost et.al., 2003; Walker et.al., 2006). Kirleticilerin sucul besin ağında farklı trofik seviyelerdeki dağılımı sucul kominüteler arasındaki dağılımı hakkında bilgi edinilmesini sağlamaktadır (Russell et al., 1999).

Biyolojik birikim ve biyoremediasyon özelliği açısından önemli olan makrofit örneklerinin verileri değerlendirildiğinde (Bkz. Çizelge 5.26). Karaboğaz Gölü için *Potamogeton pectinatus*'un *Chara vulgaris*'e nazaran daha verimli olduğu söylenebilir. İstatistiksel olarak Mann -Whitney U testi ile incelendiğinde de *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus* arasındaki fark anlamlı bulunmuştur ($p < 0.005$).

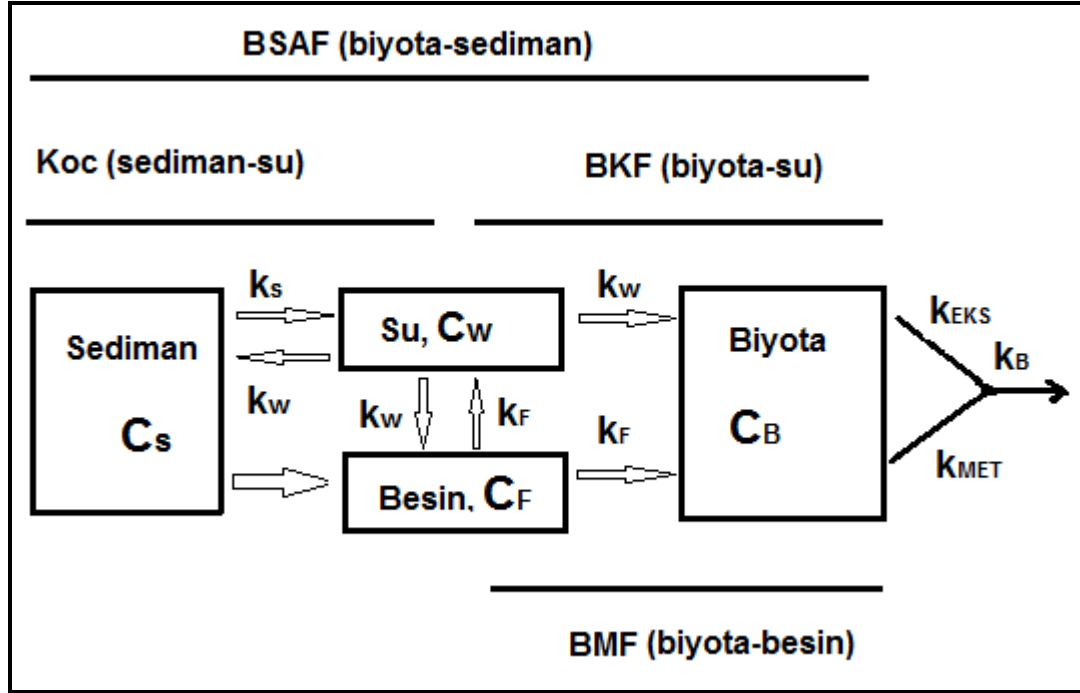
Balıkların sucul sistemdeki besin ağında kirlilik nedeniyle kalite parametrelerindeki değişimlerin belirlenmesinde önemi vardır (Van der Oost et.al., 2003). Çevresel risk analizlerinde, ekosistemdeki kirliliğe maruziyetin saptanmasında, özellikle *Cyprinus carpio* gibi habitat toleransı yüksek sucul organizmalara olan etkisini görebilmek için biyolojik birikim faktör değerleri hesaplanmaktadır (Van der Oost et.al., 2003; FAO, 2004; DeVaney et.al.,2009).

Biyolojik birikim faktörü organizmadaki konsantrasyonun çevredeki ortalama konsantrasyona oranıyla hesaplanmaktadır (Bkz.Şekil 2.3.). *Cyprinus carpio*'nun omnivor beslenme tarzlarından dolayı biyokonsantrasyon faktörü hesaplamasında çevre ortalama konsantrasyonu olarak su değerleri alınmıştır (Bkz.Çizelge 5.26) (Shin-ichiro et. al., 2009).

Karaboğaz Gölü'nde su ve sedimanda bulunan pestisitler içerisinde *Chara vulgaris*'te Linuronun, *Potamogeton pectinatus*'ta Jasmolin II'nin, *Cyprinus carpio* da ise Jasmolin II'nin daha fazla birikim yaptığı, ayrıca Jasmolin II, Tetrametrin II, Tebufenozid ve PBO'nun besin zincirinde biyomagnifikasyona uğradığı belirlenmiştir (Bkz. Çizelge 5.26.).

Karaboğaz Gölü'nde gerçekleştirilen bu çalışma sonucu ülkemizde ilk defa tarımsal suların etkisinin sucul sistem üzerinde yarattığı etkiler çoklu pestisit kalıntı analizi yapılarak ortaya konmuştur. Çalışmamızda elde edilen sonuçları değerlendirerek elde edilen verilere göre su ve sedimanda çabuk bozunduğu bilinen birçok pestisit biyolojik birikime uğrayarak canlı dokuların bünyesine girmekte ve besin zincirinde yer almakta, sucul ekosistemi etkilemektedir. Karaboğaz Gölü'nden toplanan makrofit örnekleri olarak *Chara vulgaris* ve *Potamogeton pectinatus* pestisitleri bünyelerinde biriktirmekte ve su, sedimandaki

konsantrasyonlarını azaltmaktadır. Biyoremediasyon potansiyeli açısından bu tespit oldukça önemlidir. Ancak aynı zamanda üzerinden beslenen *Cyprinus carpio* örneklerinde de birikim oluşmasında etki gösterdiği tespit edilmiştir.



Şekil 6.1. Sucul Organizmalar İçin Biyolojik Birikim Modeli (Van der Oost et.al., 2003)
Koc: emilme katsayısı; BKF: biyokonsantrasyon faktörü; BSAF: biyota - sediman birikim faktörü; BMF: biyomagnifikasyon faktörü; C: konsantrasyon; k: oran sabiti; S: sediman; w: su; F: besin; B: biyota; EKS: dışarıya salım; MET: metabolizma

Çevresel çoklu pestisit kalıntı analizleri özellikle çevre kirliliği etki değerlendirmeleri açısından önemli olup yoğun tarım yapılan alanlarda düzenli şekilde gerçekleştirilmelidir. Bu tez çalışması kapsamında uygulanan QUECHERS metodu ve GC-MS sistemi sayesinde çok farklı özellikteki örneklerden iyi ekstraksiyon yaparak pestisit analizi gerçekleştiriminin mümkün olduğu da belirlenmiştir.

7. KAYNAKLAR

Acara, A., 2006, Türkiye'nin Kalıcı Organik Kirlenici Maddelere (Pop'ler) İlişkin Stockholm Sözleşmesi İçin Taslak Ulusal Uygulama Planı, UNIDO-POP Proje No: GF/TUR/03/008.

Ağar, S., Aydınöğlü, H., Temel, O., 1991, İkizünal, K., Ece, H., Pestisit Kullanımı Tarihçesi, Bugünü ve Geleceği, Türk. entomol. derg., 15(4), 247-256.

A'lvarez-Cobelas, M., Rojo, C., Angeler, D.G., 2005, Mediterranean limnology: current status, gaps and the future, Journal of Limnology, 64, 13–29.

Anastassiades, M., Lehotay, S.J., Stajnbaher, D., Schenck, F.J., 2003, Fast and Easy Multiresidue Method Employing Acetonitrile Extraction/Partitioning and "Dispersive Solid-Phase Extraction" for the Determination of Pesticide Residues in Produce, Journal Of Association of Analytical Communities (AOAC) International, 86 (2), 412-431.

Antonious, G.F., Byers, M.E., Kerst, W.C., 1997, Residue levels of pyrethrins and piperonyl butoxide in soil and run off water, Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food contaminants, and Agricultural wastes, 32 (5), 621-644.

Ayan, A.K., Kurt, D., 2011, Samsun'da Organik Tarım ve Geleceği, [http://www.samsunsempozyumu.org/Makaleler/842475668_10_Do%C3%A7.D.r.Ali%20Kemal%20Ayan%20\(1\).pdf](http://www.samsunsempozyumu.org/Makaleler/842475668_10_Do%C3%A7.D.r.Ali%20Kemal%20Ayan%20(1).pdf), 10p.

Ayaş, Z., Barlas, N.E., Kolankaya, D., 1997, Determination of organochlorine pesticide residues in various environments and organisms in Göksu Delta, Turkey, Aquatic Toxicology, 39 (2), 171-181.

Aydın, A., Yurdun, T., (1999), Residues of Organochlorine Pesticides in Water Sources of Istanbul, Water, Air & Soil Pollution, 111, 385-398.

Azizur Rahman M., Hasagewa H., 2011, Aquatic arsenic: Phytoremediation Using Floating Macrophytes, Chemosphere, 83, 633–646.

Backhaus, T., Faust, M., Scholze, M., Gramatica, P., Vighi, M., Grimme, L.H., 2004, Joint Algal Toxicity Of Phenylurea Herbicides Is Equally Predictable By Concentration Addition And Independent Action, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 23, No. 2, pp. 258–264.

Bakan, G. ve Özkoç, H.B., 2004, Karadeniz Samsun Kıyı Şeridinde Yüzey Sediman, Biyoindikatör Organizma (Midye) ve Deniz Suyunda Organik Kirlenitçilerin Araştırılması, TÜBİTAK, YDABAG-100Y110., 1-58.

Bakan, G., Özkoç, H.B., Tülek, S., Cüce, H., 2010, Integrated Environmental Quality Assessment of Kızılırmak River and its Coastal Environment, Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 10, 453-462.

Balkaya, N. ve Çelikoba, İ., 2005, Sulakalanlar ve Kızılırmak Deltası, II. Mühendislik Bilimleri ve Genç Araştırmacılar Kongresi, MBGAK, 17-19 Kasım, İstanbul, 568-577.

Ballantyne, B. and Marrs, T.C., 1992, Clinical Experimental Toxicology of Organophosphates and Carbamates, Butterworth-Heinemann, Oxford, 641 p.

Barlas, N.E., 1999, Determination of Organochlorine Pesticide Residues in Aquatic Systems and Organisms in Upper Sakarya Basin, Türkiye, Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology, 62(3), 278-285.

Barlas, N.E., 2002, The Contamination Levels of Organochlorine Pesticides in Water and Sediment Samples in Uluabat Lake, Turkey, Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology, 69(2), 236-242.

Barlas, N.E., Çok, İ., Akbulut, N., 2006, The Contamination Levels of Organochlorine Pesticides in Water and Sediment Samples in Uluabat Lake, Turkey, Environmental Monitoring And Assessment, 118, 383-391.

Barko, J.W., Adams, M.S., Clesceri, N.L., 1986, Environmental Factors and Their Consideration in the Management of Submersed Aquatic Vegetation: A Review, J.Aquat. Plant Manage., 24, 1-10.

Barnes, R. S. K., 1994, The Brackish Water Fauna of Northwestern Europe, Cambridge University of Press, Cambridge, 287 p.

Barr, D.B., Needham, L.L., 2002, Analytical Methods for Biological Monitoring of Exposure to Pesticides: a Review, Journal of Chromatography B, 778, 5–29.

Baytut, O., Gönüloğlu, A., Arslan, N., Ersanlı, E., 2006, The Phytoplankton of Karabogaz Lake in Samsun, Turkey, Journal of Freshwater Ecology , 21(2), 359-361.

Belden, J.B., Gilliom, R.J., Martin, J.D., Lydy, M.J., 2007, Relative Toxicity and Occurrence Patterns of Pesticide Mixtures in Streams Draining Agricultural Watersheds Dominated by Corn and Soybean Production, Integrated Environmental Assessment and Management , 3, 90–100.

Bilgi, Ö, 2001, Protohistorik Çağ'da Orta Karadeniz Bölgesi Madencileri, TASK Vakfı Yayınları: 4, Monografi Serisi: 1, ISBN 975-6637-04-8, İstanbul, 114 p.

Bondarenko, S.; Gan, J., 2004, Degradation and sorption of selected organophosphate and carbamate insecticides in urban stream sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 23 (8), 1809-1814.

Bouldin J.L., Farris J.L., Moore M.T., Smith Jr S., Cooper C.M., 2006, Hydroponic Uptake of Atrazine and Lambda-Cyhalothrin in *Juncus Effusus* and *Ludwigia Peplodes*, Chemosphere, 65, 1049–1057.

Britton, R.H., Crivelli, A.J., 1993, Wetlands of Southern Europe and North Africa: Mediterranean Wetlands in: Wetlands of the World I: Inventory, ed: Whigham, D., Dykyjova, D., Hejny, S., Ecology and Management, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 129–131.

Brondi, S.H.G., de Macedo, A.N., Vicente, G.H.L., Nogueira, A.R.A., 2011, Evaluation of the QuEChERS Method and Gas Chromatography– Mass Spectrometry for the Analysis Pesticide Residues in Water and Sediment, Bulletin Environmental Contamination Toxicology, 86, 18–22.

Buccini J., 2001, Implementing Global Action on POPs under the Stockholm Convention: Issues and Opportunities, Abstract Eco Information 2001, Environmental Risks and Global Community, Strategies and, Meeting the Challenges, Argonne Ulusal Laboratuari, 14-18 Mayıs.

Cairns, J. Jr., 1983, Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard, Hydrobiologia, 100, 47-57.

Canfield, D.E., 2005, The Early History of Atmospheric Oxygen: Homage to Robert M. Garrels, Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 33, 1-36.

Carpenter, S.R., Lodge, D.M., 1986, Effects of Submerged Macrophytes on Ecosystem Processes, Aquatic Botany, 26, 341–370.

Carson, R.L., 1962, Silent Spring, Riverside Press, Cambridge MA, USA, 378p.

Casida, J.E., 1980, Pyrethrum Flowers and Pyrethroid Insecticides, Environmental Health Perspectives, 34,189-202.

Castro, M., Silva-Ferreira, A.C., Manaia, C.M., Nunes, O.C., 2005, A case study of molinate application in a Portuguese rice field: herbicide dissipation and proposal of a clean-up methodology, Chemosphere, 59, 1059–1065.

Caux, P.Y., Kent, R.A., Fan, G.T., Grande, C., 1998, Canadian Water Quality Guidelines for Linuron, Environmental Toxicology and Water Quality, 13,1-41.

Cedergreen N., Streibig J.C., Spliid N.H., 2004, Sensitivity of Aquatic Plants to the Herbicide Metsulfuron-Methyl, Ecotoxicology and Environmental Safety, 57, 153- 161.

CIRAD/IRD, 2001. Etude du transfert de molécules nématocidesinsecticides a` l_e`chelle de la parcelle. CIRAD. Fort-de-France. Martinique Island, France, 10p.

Cochran, R.C., Formoli, T.A., Pfeifer, K.F., Aldous, C.N., 1997, Characterization of Risks Associated with the Use of Molinate, Regulatory Toxicology and Pharmacology, 25, 146–157.

Colombo, J. C., Khalil, M. F., Arnac, M., Horth, A.C., Catoggio, J. A., 1990, Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated biphenyls in biotic and abiotic compartments of the rio de la plata, Argentina. *Environmental Science and Technology*, 24(4), 498-505.

Comoretto, L., Arfib, B., Chiron, S., 2007, Pesticides in the Rhône river delta (France): Basic data for a field-based exposure assessment, *Science of the Total Environment*, 380, 124–132.

Correia, P., Boaventura, R.A.R., Reis, M.A.M, Nunes, O.C., 2006, Effect of Operating Parameters on Molinate Biodegradation, *Water Research*, 40, 331-340.

Cox, C., 2002, Insecticide Synergist Factsheet Piperonyl Butoxide, *Journal Of Pesticide Reform*, 22 (2), 12-20.

Coyner, A., Gupta, G., Jones, T., 2001, Effect of Chlorsulfuron on Growth of Submerged Aquatic Macrophyte *Potamogeton Pectinatus* (Sago Pondweed), *Environmental Pollution*, 111, 453-455.

Cruz M.B., Aguiar R., Vargas de Mello J.W., 2010, Phytoremediation of Acid Mine Drainage by Aquatic Floating Macrophytes, *INCT-ACQUA Annual Report*.

ÇOB, 2004, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Kıta İçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri, Resmi Gazete, Sayı: 25687, s.20.

Demirezen, D., Aksoy A., 2004, Accumulation of Heavy Metals in *Typha Angustifolia* (L.) and *Potamogeton Pectinatus* (L.) Living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey), *Chemosphere*, 56, 685–696.

Demirkalp, F.Y. ve Saygı Y., 2001, Yeniçağa Gölü'nde Yaşayan Ekonomik Öneme Sahip Balık Türlerinin Büyüme ve Beslenme Özellikleri. Hacettepe Üniversitesi Araştırma Fonu.

Demirkalp, F.Y., Çağlar, S.S., Saygı, Y., Gündüz, E., Kaynaş, S., Kılınc, S., 2004, Preliminary Limnological Assesment on the Shallow Lagoon Lake Çerneke (Samsun, Turkey): Plankton Composition and in Relation to Physical and Chemical Variables, *Fresenius Environmental Bulletin*, 13 (6), 508-518.

Demirkalp, F.Y., Gündüz E., Çağlar, S.S., Saygı, Y. ve Bayarı, S., 2006, Liman Gölü (Samsun-Bafra) Limnolojisi ve Ekonomik Öneme Sahip Balık Populasyonları Üzerine Araştırmalar, TÜBİTAK, TBAG–2196.

Demirkalp, F.Y., Saygı, Y., Çağlar, S.S., Gündüz, E. and Kılınc, S., 2010 a, Limnological Assesment on The Brakish Shallow Liman Lake From Kızılırmak Delta (Turkey), *Journal of Animal and Veterinary Advances*, basımda, 9 (16), 2132-2139.

Demirkalp, F.Y., Gündüz E., Çağlar, S.S., Saygı, Y., Yiğit, S., Kılınç, S., 2010 b, Kızılırmak Deltasında Bulunan Karaboğaz Gölü'nün Limnolojik Ve Ekolojik Yönden Araştırılması, TÜBİTAK, 108Y058.

DeVaney, S., McNyset, K.M., Williams, J., Peterson, A.T., Wiley, E.O, 2009, A Tale of Four "Carp": Invasion Potential and Ecological Niche Modeling,4 (5), 5451, 1-10.

Doong, R., Peng, C., Sun, Y., Liao, P., 2002, Composition and distribution of organochlorine pesticides residues in surface sediments from the Wu-Shi River estuary, Taiwan, Marine Pollution Bulletin, 45, 246-253.

DSİ, 1986, Bafra Projesi Planlama Revizyon Raporu, Devlet Su İşleri (DSİ) Raporu, Samsun, 255 p.

DSİ, 1988, Bafra Ovası Hidrojeolojik Etüd Raporu. DSİ Raporu, Samsun, 44 p.

DSİ, 1992, Kızılırmak Deltası Bafra Ovası Sulama Proje Özeti. DSİ Raporu, Samsun, 255 p.

DSİ, 2012, Bafra Ovası Sulama Projesi Bafra Ovası Sulaması I. Kısım İnşaatı Hakkında Genel Bilgiler, <http://www2.dsi.gov.tr/bolge/dsi7/samsun.htm>.

Durmuşoğlu, E., Tiryaki, O., Canhilal, R., 2010, Türkiye'de Pestisit Kullanımı, Kalıntı Ve Dayanıklılık Sorunları, TMMOB Ziraat Mühendisleri Odası, Ziraat Mühendisliği 7. Teknik Kongresi Bildiri Kitapçığı.

ECETOC, 1993, Environmental hazard assessment of substances. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals: Technical Report No. 51. Brussels, Belgium.

Eckel, W.P., Davy, M., Lee, R., 2005, Piperonyl Butoxide Environmental Risk Assesment, EPA SRRD.

EN 15662, 2008, Foods of Plant Origin—Determination of Pesticide Residues Using GC-MS and/or LC-MS/MS Following Acetonitrile Extraction/Partitioning and Clean-up by Dispersive SPE—QuEChERS method.

EPA, 1995a, Reregistration Eligibility Decision (RED) for Propamocarb Hydrochloride.

EPA, 1995 b, Reregistration Eligibility Decision (RED) for Linuron.

EPA, 2002, Persistent Organic Pollutants, Office of International Affairs, April.

EPA, 2004, Drinking Water Health Advisory for Oxamyl, Health and Ecological Criteria Division Office of Science and Technology Office of Water Washington D.C.

EPA, 2005, Method 527 Determination Of Selected Pesticides And Flame Retardants In Drinking Water By Solid Phase Extraction And Capillary Column Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS).

EPA, 2006a, Reregistration Eligibility Decision (RED) Document for Malathion.

EPA, 2006b, Reregistration Eligibility Decision (RED) Document for Piperonyl Butoxide.

EPA, 2007a, Etofenprox (also Ethofenprox) Summary Document Registration Review: Initial Docket.

EPA, 2007b, Reregistration Eligibility Decision (RED) Document for Oxamil.

EPA, 2007 c, Method 632, The Determination of Carbamate and Urea Pesticides in Municipal and Industrial Wastewaters. <http://www.emalab.com/EPA632S.html>

EPA, 2008a, Etofenprox: Occupational and Residential Exposure / Risk Assessment for Proposed Section 3 Uses on Rice and as ULV Mosquito Adulticide.

EPA, 2008 b, METHOD 8081 Organochlorine Pesticides b Gas Chromatography, <http://www.emalab.com/EPA8081S.html>.

EPA, 2008c, Environmental Fate and Effects Division Office of Pesticide Programs, Pesticide Effects Determination, Risks of Linuron Use to Federally Threatened California Red-legged Frog (*Rana aurora draytonii*), Washington D.C.

EPA, 2009, Tebufenozide Final Work Plan (FWP), For Registration Review.

EPA, 2010, Reregistration Eligibility Decision (RED) for Tetramethrin.

Erdoğrul, O., 2007, Levels of selected pesticides in honey samples from Kahramanmaraş, Turkey, Food Control, 18: 866-871,

Erdoğrul, O., 2008, Pesticide residues in liquid pekmez (grape molasses), Environ Monit Assess. , 144, 323-328.

Erkmen, B., Kolonkaya, D., 2006, Determination of organochlorine pesticide residues in water, sediment, and fish samples from the Meriç Delta, Turkey, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 86, 161-169

Essumang, D.K., Togoh, G.K., Chokky, L., 2009, Pesticide Residues In The Water And Fish (Lagoon Tilapia) Samples From Lagoons In Ghana, Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia, 23(1), 19-27.

Eto, M., 1974, Organophosphorous Insecticides: Organic and Biological Chemistry, OH: CRC Press, Cleveland.

EU, 1998, Directive 98/83/EC Drinking Water Standards.

EU, 2007, Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market, Assessment Report, Etofenprox (Wood Preservatives).

EU, 2011, Commission Regulation No 186/2011 amending Annex 1 to Regulation (EC) No 689/2008 of the European Parliament and of the Council Concerning the Export and Import of Dangerous Chemicals, Official Journal Of The European Union.

Fairchild, J.F., La Point, T.W., Schwartz, T.R., 1994, Effects of an Herbicide and Insecticide Mixture in Aquatic Mesocosms, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 27, 527-533.

FAO, 1996, Pesticide Residues in Food 1996, JMPR Report and Evaluations of Pesticide residue in food.

FAO, 2000, Pesticide Residues in Food 2000, JMPR Report and Evaluations of Pesticide residue in food.

FAO, 2002, Pesticide Residues in Food 2002, Oxamyl.

FAO, 2004, Cultured Aquatic Species Information Programme. *Cyprinus carpio*. Cultured Aquatic Species Information Programme. Text by Peteri, A. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department (Online). Rome. <http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinuscarpio/en>.

FAO, 2005a, Etofenprox Toxicology.

FAO, 2005 b, Pesticide Residues in Food 2005, Propamocarb.

Farm Chemicals Handbook., 1997. Meister Publishing Co. Willoughby, OH 44094, 54 p.

Fest, C. and Schmidt K.J., 1982, Chemistry of Organophosphorous Pesticides, Vol:2, Springer - Verlag, Berlin, 360 p.,

Galanopoulou S., Vgenopoulos, A., Conispoliatis, N., 2005, DDTs and other chlorinated organic pesticides and polychlorinated biphenyls pollution in the surface sediments of Keratsini harbour, Saronikos gulf, Greece, Marine Pollution Bulletin, 50(5), 520-525.

Gao, J., Garrison, A.W., Hoehamer, C., Mazur, C.S., Wolfe, N.L., 2000, Uptake and phytotransformation of organophosphorus pesticides by axenically cultivated aquatic plants, *Journal of Agricultural Food and Chemistry*, 48, (12), 6114-20.

Geldiay, R., Balık, S., 1996., Türkiye Tatlısu Balıkları, II. Baskı. Ege Üniversitesi Basımevi, Bornova-İzmir, s.533,353-356,224-225.

Getenga, Z. M., Jondiko, J. I. O., Wandiga, S. O., Beck, E., 2000, Dissipation behavior of malathion and dimethoate residues from the soil and their uptake by the garden pea (*Pisum sativum*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64, 359-367.

Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, 2012, Bitki Koruma Ürünleri Daire Başkanlığı Kayıtları, TC Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, Gıda ve Kontrol GenelMüdürlüğü,http://www.gkgm.gov.tr/birim/bitki_koruma_ur_alet/bitki_koruma_urun_alet_main.html

GKGM, 2011, Kasım 2011 Tarihi İtibariyle Zirai Mücadelede Ruhsatlı Teknik Madde Listesi, Bitki Koruma Ürünleri Daire Başkanlığı, http://www.gkgm.gov.tr/birim/bitki_koruma_ur_alet/bitki_koruma_urun_alet_main.html

Gomez de Barreda Ferraz, D., Sabater, C., Carrasco, J.M., 2004, Effects of propanil, tebufenozide and mefenacet on growth of four freshwater species of phytoplankton: a microplate bioassay, *Chemosphere*, 56, 315–320.

Gupta,R.C., 2006, Toxicology of Organophosphate and Carbamate Compounds, Elsevier Academic Press, p. 253-259.

Gunasekara, A.S., 2005, Environmental Fate of Pyrethrins, California Department of Pesticide Regulation, 19 p.

Hahn T, Schlenk K, Schulz R., 2002, Environmental chemicals with known endocrine potential affect yolk protein content in the aquatic insect *Chironomus riparius*, *Environmental Pollution*, 120, 525–8.

Hamoutene, D., Payne, J.F., Volkoff, H., 2008, Effects of tebufenozide on some aspects of lake trout (*Salvelinus namaycush*) immune response, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69, 173–179.

Hasan M.R. and Chakrabarti R., 2009, Use of Algae and Aquatic Macrophytes as Feed in Small-scale Aquaculture, FAO Fisheries And Aquaculture Technical Paper, 531 p.

Hill, I.R. (1989) Aquatic organisms and pyrethroids. *Pestic. Sci.* 27: 429-465.

Hornsby, A.G., Wauchope, R.D., Herner, A.E., 1996, Pesticides Properties in the Environment, Springer-Verlag, New York Inc.

HSDB, 2002, Molinate (CASRN 2212-67-1). Hazardous Substances Databank, a database of the National Library of Medicine's TOXNET system. Last revised 01/14/2002.

Huber, L., 2007, Validation and Qualification in Analytical Laboratories, Interpharm, Informa Healthcare, New York, USA.

Imai, Y., Kuwatsuka, S., 1986, Metabolic Pathways Of The Herbicide Molinate In Four Strains of Isolated Soil Microorganisms, Journal of Pesticide Science, 11, 245–251.

Jones, M.J., Stuart, I.G., 2007, Movements and habitat use of common carp (*Cyprinus carpio*) and Murray cod (*Maccullochella peelii peelii*) in a large lowland Australian river, Ecology of Freshwater Fish, 16, 210-220.

Johnson, W.W., Finley, M.T., 1980, Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Resource Publication 137. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC, p.p. 4-17

Katı, T., 2006, Samsun İli Bafra Ve Çarşamba İlçeleri Seralarındaki Kök-Ur Nematodları (Nematoda: Meloidogynidae: *Meloidogyne* Spp.) Tür Ve Irklarının Tespiti İle Yayılış Ve Bulaşıklık Oranları Üzerinde Araştırmalar, On Dokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Samsun, 71s.

Kavuklu Ö., 2005, "Düzce ve Sakaryadaki Çevresel Örneklerde Çeşitli Pestisit ve Pestisit Kalıntılarının GC/GC-MS Teknikleri ile İncelenmesi, Doktora Tezi , Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Organik Kimya Anabilim Dalı, 149s.

Kelly, M. J. 1992. Product Chemistry Series 63. Supplemental Information on Physical and Chemical Characterization Studies of RH-5992 Pure Active Ingredient. Rohm and Haas Report No. APR/SH-92- 279. Unpublished.

Kemp, M.W., Boynton, W.R., Cunningham, J.J., Stevenson, J.C., Jones, T.W., Means, J.C., 1985, Effects of atrazine and linuron on photo-synthesis and growth of macrophytes, *Potamogeton perfoliatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. Marine Environmental Resources, 16, 255-280.

Kimball, K.D., Levin, S.A., 1985, Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem-level testing, *BioScience*, 35,(3), 165-171.

Koehn, J. D., 2004, Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshwater Biology*. 49(7), 882-894.

Kogan, M., Araya, M., Alister, C., 2012, Water and Sediment dynamics of penoxsulam and molinate in paddy fields: field and lysimeter studies, *Pest Management Science*, 68(3), 399-403.

Konstantinou, I.K., Zarkadis, A.K., Albanis, T.A., 2001, Photodegradation of Selected Herbicides in Various Natural Waters and Soils Under Environmental Conditions, *Journal of Environment Quality*, 30, 121–130.

KKGM, Bitki Koruma Ürünleri 2009. Tarım ve Köyişleri Bakanlığı Koruma ve Kontrol Genel Müdürlüğü, Ankara.

Kumari, B., Madan, V.K., Kathpal, T.S., 2007, Pesticide Residues in rain water from Hisar, India, *Environmental Monitoring and Assessment*, 133, 467-471.

Kvíčalová, M., Doubravová, P., Jobánek, R., Jokešová, M., Očenášková, V., Süssenbeková, H., Svobodová, A., 2012, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89 (1), 21-26.

La Jeunesse, I., Deslous-Paoli, J.M., Xime'ne`s, M.C., Cheylan, J.P., Mende, C., Borrero, C., Scheyer, L., 2002, Changes in Point and Non-point Sources Phosphorus Loads in the Thau Catchment Over 25 Years (Mediterranean Sea – France). *Hydrobiologia*, (475/476), 403–41.

Lambropoulou, D.A., Albanis, T.A., 2001, Optimization of headspace solid-phase microextraction conditions for the determination of organophosphorus insecticides in natural waters, *Journal of Chromatography A*, 922, 243–255.

Laskowski, D.A., 2002, Physical and Chemical Properties of Pyrethroids, *Reviews Environmental Contaminant Toxicology*, 174, 49-170.

Lazartigues, A., Fratta C., Baudot, R., Wiest, L., Feidt, C., Thomas, M., Cren-Olivé, C., 2011, Multiresidue method for the determination of 13 pesticides in three environmental matrices: water, sediments and fish muscle, *Talanta*, 85(3),1500-1507.

Leong, K.H., Benjamin Tan, L.L. and Mustafa, A.M., 2007, “Contamination levels of selected organochlorine and organophosphate pesticides in the Selangor River, Malaysia between 2002 and 2003”, *Chemosphere* 66 , pp. 1153–1159.

Linde, C.D., 1994, Physico-Chemical Properties and Environmental Fate of Pesticides, Environmental Hazards Assesment Program, State of California Environmental Protection Agency.

Lydy, M. J., Lohner, T. W., Fisher, S. W. , 1990, Influence of pH, temperature and sediment type on the toxicity, accumulation and degradation of parathion in aquatic systems. *Aquatic Toxicology* 17, 27-44.

Lyman WJ et al, 1990, Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Washington, DC: Amer Chem Soc pp. 4-9, 15-1 to 15-29.

Lucena, J.R., Hurtado, J., Comin, F.A., 2002, Nutrients related to the hydrologic regime in the coastal lagoons of Viladecans (NE Spain), *Hydrobiologia*, 475 (1), 413-422.

Magnin, G. ve Yarar, M., 1997, Türkiye'nin Önemli Kuş Alanları, DHKD Yayınları, İstanbul, 313 p.

Margariti, M.G., Tsakalof, A.K., Tsatsakis, A.M., 2007, Analytical Methods of Biological Monitoring for Exposure to Pesticides: Recent Update, Therapeutic Drug Monitoring, 29 (2), 150-163.

Marking, L.L., 1985, Toxicity of chemical mixtures, Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and applications, ed: In Rand G.M., Petrocelli S.R., Hemisphere Publishing Co, New York, 164-176 p.

Maroni, M., Colosio, C., Ferioli, A., Fait, A., 2000, Biological Monitoring of Pesticide Exposure: a review, Toxicology, 143 (1), 1-118.

Matsuzaki, S.S., Mabuchi, K., Takamura, N., Nishida, M., Washitani, I., 2009, Behavioral and morphological differences between feral and domesticated strains of common carp *Cyprinus carpio*, Journal of Fish Biology, 75, 1206-1220.

Mc Laughlin, G. A., 1973, History of Pyrethrum, In "Pyrethrum; The Natural Insecticide". ed: Casida, J. E., Academic Press, New York, 3 p.

Matthews, G.A., 2006, Pesticides: Health, Safety and the Environment, Blackwell Publishing, 248 p.

Maine, M.A., Duarte M., Sune N.L., 2001, Cadmium Uptake By Floating Macrophytes, Water Research Vol. 35, 11, 2629-2634.

Meador, J.P., Stein, J.E., Reichert, W.L., Varanasi, U., 1995, Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 143, 79-165.

Mitsch, J.W. and Gosselink, J.G., 1993, Wetlands, Second Edition, Van Nostrand Reinhold, New York, 772 p.

Moore, M.T., Rodgers, J.H., JR., Cooper, C.M., Smith Jr, S., 2000, Constructed Wetland for Mitigation of Atrazine-associated Agricultural Runoff, Environmental Pollution, 110, 393-399.

Moore, M.T., Schultz R., Cooper C.M., Smith Jr., S., Rodgers Jr J.H., 2002, Mitigation of Chlorpyrifos Runoff Using Constructed Wetlands, Chemosphere, 46, 827-835.

Moore, M.T., Bennett, E.R., Cooper, C.M., Smith Jr., S., Farris, J.L. Drouillard, K.G., Schulz, R., 2006, Influence of Vegetation in Mitigation of Methyl Parathion Runoff, Environmental Pollution, 142 288-294.

Moore, M.T., Cooper, C.M., Smith Jr., S., Cullum, R.F., Knight S.M., Locke M.A., Bennett E.R., 2007, Diazinon Mitigation in Constructed Wetlands: Influence of Vegetation, Water, Air, and Soil Pollution, 184, 313-321.

Moore, M.T., Cooper, C.M., Smith, Jr., S., Cullum, R.F., Knight, S.S., Locke, M.A., Bennett, E.R., 2009, Mitigation of Two Pyrethroid Insecticides in a Mississippi Delta Constructed Wetland, *Environmental Pollution*, 157, 250-256.

Newhart, K.L., 2006, Environmental Fate of Malathion, California Environmental Protection Agency Department of Pesticide Regulation Environmental Monitoring Branch Report.

Oletter R., Couderchet M., Biagianti S., Eullaffroy P., 2008, Toxicity and Removal of Pesticides by Selected Aquatic Plants, *Chemosphere*, 70, 1414–1421.

Olson, M.H., Carpenter, S.R., Cunningham, P., Gafny, S., Herwig B.R., Nibbelink, N.P., Pellet, T., Storlie, C., Trebitz, A.S., Wilson, K.A., 1998, Managing Macrophytes to Improve Fish Growth: A Multi-lake Experiment, *Fisheries*, 23 (2), 6-12.

Oros, D.R., Jarman, W.M., Lowe, T., David N., Lowe, S., Davis, J.A., 2003, Surveillance for Previously Unmonitored Organic Contaminants in the San Francisco Estuary, *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1102–1110.

Osimitz, T.G. and J.F. Hobson. 1998. An ecological risk assessment of piperonyl butoxide. In D.G. Jones, ed. *Piperonyl butoxide: The insecticide synergist*. San Diego: Academic Press., pp. 122-135.

Özkoç, H.B., Bakan, G., Ariman S., 2007, Distribution and Bioaccumulation of Organochlorine Pesticides Along the Black Sea Coast, *Environmental Geochemistry and Health*, 29, 59–68.

Pazou, E.Y., Laleye, P., Boko, M., Gestel, C.A.M., Ahissou, H., Akpona S., Hattum, B., Swart, K., Straalen, N.M., 2006, Contamination of fish by organochlorine pesticide residues in the Ouémé River catchment in the Republic of Bénin, *Environment International*, 32, 594-599.

Pearce, F., Crivelli, A.J., 1994, Characteristics of Mediterranean Wetlands, *Conservation of Mediterranean Wetlands*, MedWet Publications, No.1. Tour de Valat, Arles, France, pp. 88.

Perez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Camara, M.A., Salas, F., Gutierrez, J.M., 2000, Presence of Pesticides throughout Trophic Compartments of the Food Web in the Mar Menor Lagoon (SE Spain), *Marine Pollution Bulletin*, 40, (2), 140-151.

Petr, T. 2000, Interactions Between Fish and Aquatic Macrophytes in Inland Waters: A review, *FAO Fisheries Technical Paper*, No. 396. FAO, Rome, 185p.

Phyu, Y.L., Warne, M.St.J., Lim, R.P., 2005, Effect of River Water, Sediment and Time on the Toxicity and Bioavailability of Molinate to the Marine Bacterium *Vibrio fischeri* (Microtox), *Water Research*, 39, 2738–2746.

Pinto, C.G., Laespada M.E.F., Martin, S.H., Ferreira, A.M.C., Pavon, J.L.P., Cordero, B.M., 2010, Simplified QUECHERS approach for the extraction of chlorinated compounds from soil samples, *Talanta*, 81, 385-391.

Polomski, R. F., D. G. Bielenberg, T. Whitwell, M. D. Taylor, W. C. Bridges, and S. J. Klaine., 2009, Nitrogen and Phosphorus Remediation by Three Floating Aquatic Macrophytes in Greenhouse-based Laboratory-scale Subsurface Constructed Wetlands, *Water, Air, & Soil Pollution*, 197, 223-232.

PPDB. 2012., *The Pesticide Properties Database*, Agriculture and Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, UK. Also available at <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/93.htm>.

Puigserver, M., Ramon, G., Moyà, G. and Martínez-Taberner, A., 2002, Planktonic Chlorophyll a and Eutrophication in Two Mediterranean Littoral Systems (Mallorca Islands, Spain), *Hydrobiologia*, 475/476, 493-504.

Ragnarsdottir, K.V., 2000, Environmental Fate and Toxicology of Organophosphate Pesticides, *Journal of Geological Society*, Vol 157, 859-876.

Rand, G.M., Wells, P.G., McCarty, L.S., 1995, Introduction to Aquatic Toxicology. *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*. Rand, G.M., (eds.), CRC Press. pp.3-66.

Rawn, D.F.K., Judge J., Roscoe V., 2010, Application of the Quechers method for the analysis of pyrethrins and pyrethroids in fish tissues, *Anal. Bioanal. Chem.*, 397, 2525-2531.

Remane, A. and Shlieper, C., 1971, *Biology of Brackish Water*, Band XXW. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 372 p.

Round, F.E., 1971, The taxonomy of the Chlorophyta. II, , *British Phycological Journal*, 6:2, 235-264.

Russell, R.W., Gobas, F.A.P.C., Haffner, G.D., 1999, Role of chemical and ecological factors in trophic transfer of organic chemicals in aquatic food webs. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 1250-1257.

Sabater C., and Carrasco, J.M., 1998, Effects on Molinate on Growth Five Freshwater Species of Phytoplankton., *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61, 4, 534 - 540.

Saikia, S. K. and Das, D. N. 2009., Feeding ecology of common carp (*Cyprinus carpio* L.) in a rice-fish culture system of the Apatani plateau (Arunachal Pradesh, India). *Aquatic Ecology*. 43(2), 559-568.

Sanders, J.S., 2006, Brief Comparison Of Pyrethrin And Synthetic Pyrethroid Fate Characteristics, California Department of Pesticide Regulation, 6 p.

Sandsten H., Beklioglu M., Ince O., 2005, Effects of Waterfowl, Large Fish and Periphyton on the Spring Growth of *Potamogeton Pectinatus* L. in Lake Mogan, Turkey *Hydrobiologia*, 537, 239–248.

Saygıdeğer, S., 1998, *Chara vulgaris* L. ve *Nitella opaca* C.A. Agardh (CHARACEAE)'nin Morfolojik, Ekolojik Ve Fizyolojik Özellikleri, *Ekoloji*, 7(26), 13-17.

Schäfer RB, Paschke A, Vrana B, Mueller R, Liess M., 2008, Performance of the Chemcatcher passive sampler when used to monitor 10 polar and semi-polar pesticides in 16 Central European streams, and comparison with two other sampling methods., *Water research*. 42: 2707-2717.

Schriver, P., Bogestrand, J., Jeppesen, E., 1995, Sondergaard, M., Impact of Submerged Macrophytes on Fish-zooplanktonphytoplankton Interactions: Large-scale Enclosure Experiments in a Shallow Eutrophic Lake, *Freshwater Biology*, 33, 255-270.

Schleier, J.J., Peterson, R.K.D., 2011, Green Trends in Insect Control, Pyrethrins and Pyrethroid Insecticides, ed: López, O., Fernández-Bolaños, J.G., RSC Publishing, pp 94-131.

UNEP, 2011, Major Achievements in 10 Years, United Nations Environment Programme, Secretariat of the Stockholm Convention, www.pops.int.

Serrano, L., Reina, M., Martí'n, G., Reyes, I., Arechederra, A., Leo'n, D., Toja, J., 2006, The Aquatic Systems of Donana (SW Spain): Watersheds and Frontiers, *Limnetica*, 25, 11–32.

Shin-ichiro M. S., Usio, N., Takamura, N., Washitani, I., 2009, Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. *Oecologia* (Berlin). 158 (4), 673-686.

Sijm, D.T.H.M., Schaap, G., and Opperhuizen. A., 1993, The effect of the biotransformation inhibitor piperonyl butoxide on the bioconcentration of 2,8-dichlorodibenzo-p-dioxin and pentachlorobenzene in goldfish. *Aquat. Toxicol.* 27, 345-360.

Siriwong, W., Thirakhuptc, K., Sitticharoenchai, D., Rohitrattana, J., Thongkongowm, P., Borjan, M., Robson, M., 2009, DDT and derivatives in indicator species of the aquatic food web of Rangsit agricultural area, Central Thailand, *Ecological Indicators*, 9(5), 878-882.

Snel, J.F.H., Vos, J.H., Gylstra, R., Brock, T.C.M., 1998, Inhibition of photosystem II (PSII) electron transport as a convenient endpoint to assess stress of the herbicide linuron on freshwater plants, *Aquatic Ecology*, 32, 113–123.

- Soderquist C.J., Bowers, J.B., Crosby, D.G., 1977, Dissipation of Molinate in a Rice Field, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 25, 940–945.
- Song, M.Y., Strak, J.D., and Brown, J.J., 1997, Comparative Toxicity Of Four Insecticides, Including Imidacloprid And Tebufenozide, To Four Aquatic Arthropods, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(12), 2494–2500.
- Spacie, A., Hamelink, J. L., 1985, Bioaccumulation. In *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, eds G. M. Rand and S. R. Petrocelli, Hemisphere Publishing, Washington DC., 495-525.
- Specziar, A., Biro, P., Tölg, L., 1998, Feeding And Competition Of Five Cyprinid Fishes In Different Habitats Of The Lake Balaton Littoral Zone, Hungary, *Italian Journal of Zoology*, 65:S1, 331-336.
- Stajnbaher, D., Zupancic - Kralj, L., 2003, Multiresidue Method for Determination of 90 Pesticides in Fresh Fruits and Vegetables Using Solid-phase Extraction and Gas Chromatography-mass Spectrometry, *Journal of Chromatography A*, 1015, 185–198.
- Starner, K., Kuivila, K.M., Jennings, B., Moon, G.E., 1999, Degradation Rates of Six Pesticides in Water from the Sacramento River, California, .S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4018 B, 9 p.
- Sun, C., Dai, S., Chung, T., 1985, Synthetic Pyrethroid Resistance in the Brown Planthopper, *Proceedings of ROC- Japan Seminar on the Ecology and Control of the Brown Planthopper*, National Science Council Taipei Symposium Series No 8, China, 125-131 p.
- Sundaram, K.M.S., 1997, Persistence of tebufenozide in aquatic ecosystems under laboratory and field conditions, *Pesticide Science*, 51(1), 7-20.
- Tarım ve Köyisleri Bakanlığı, 2009., İlaç-Alet Hizmetleri Dairesi Başkanlığı Kayıtları,. TC Tarım ve Köyişleri Bakanlığı, Koruma Kontrol Genel Müdürlüğü.
- Tariq, M.I., Afzal, S., 2007, Hussain, I.,Sultana, N., Pesticides Exposure in Pakistan: A Review, *Environment International*, 33, 1107–1122.
- Todd, G. D., Wohlers, D., and Citra, M., 2003, Toxicology Profile for Pyrethrins and Pyrethroids. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA, 287 p.
- Tomlin, C, D, S., 2000, *The Pesticide Manual*. 12th Ed. British Crop Protection Council. Surrey, England, pp: 178-179.
- Touart , L.W., 1988, Aquatic mesocosm tests to support pesticide registrations, EPA 540/09-28-0. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

Tsuda, T., Nakamura, T., Inoue A., Tanaka, K., 2009a, Pesticides in Water and Sediment from Littoral Area of Lake Biwa, Bull Environ Contam Toxicol, 82, 683 - 689.

Tsuda, T., Nakamura, T., Inoue A., Tanaka, K., 2009b, Pesticides in Water, Fish and Shellfish from Littoral Area of Lake Biwa, Bull Environ Contam Toxicol, 82, 716–721.

Tuncer, G., Karakas, T., Balkas, T.I., Gokcay, C.F., Aygnn, S., Yurteri, C., Tuncel, G., (1998), Land-based sources of pollution along the Black Sea coast of Turkey: concentration and annual loads to the Black Sea. Mar. Pollut. Bull. 36, 409–423.

Turgut, C., 2003, The contamination with organochlorine pesticides and heavy metals in surface water in Küçük Menderes River in Turkey, 2000–2002, Environment International, 29, 29-32.

Turoğlu, H., 2005., Kızılırmak Deltası ve Yakın Çevresinin Jeomorfolojik Özellikleri ve İnsan Yaşamındaki Etkileri, İstanbul Üniversitesi İktisat Fakültesi İktisat Araştırmaları Dergisi 30. Yılı Sempozyumu, Eylül, Samsun, 10 p.

Türkiye Çevre Sorunları Vakfı, 1989, Türkiye'nin sulak alanları, s 45-52.

Uğurlu, S., Polat, N., Kandemir, Ş., 2008, Kızılırmak ve Yeşilirmak Deltalarındaki (Samsun) Lagün Göllerinin Balık Faunası, Journal of Fisheries Sciences, 2 (3), 475-484.

UNEP, 2003, Phytotechnologies, Freshwater Management Series No: 7.

Üstün Kurnaz, S., Büyükgüngör, H., 2007, Kızılırmak Deltası Kıyı Şeridinde Su ve Midye Örneklerinde PAH Kirliliğinin Araştırılması, İTÜ Dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü, 17(2), 15-22.

Varca, L.M., 2012, Pesticide residues in surface waters of Pagsanjan-Lumban catchment of Laguna de Bay, Philippines, Agricultural Water Management, 106, 35-41.

Vasquez, M.E., Gunasekara, A.S., Cahill, T.M., Tjeerdema, R.S., 2010, Partitioning of etofenprox under simulated California rice-growing conditions, Pest Management Science, 66, (1), 28-34.

Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P.E., 2003, Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review, Environmental Toxicology and Pharmacology 13, 57-149.

VKM (Vitenskapskomitten for mattrygghet - Norwegian Scientific Committee for Food Safety), 2012, Risk assessment of the fungicide Infinito with the active substances fluopicolide and propamocarb- HCL, Opinion of the Panel on plant protection products of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety, June 2012.

Vleck, V., Pohanka, M., 2012, Carbamate Insecticides In The Czech Republic: Health And Environmental Impacts, Mil. Med. Sci. Lett. (Voj. Zdrav. Listy), 81(1), 2-8.

Vryzas, Z., Vassiliou, G., Alexoudis, C., Galanis, K., Papadopoulou-Mourkidou, E., 2009, Spatial and temporal distribution of pesticide residues in surface waters in northeastern Greece, Water Research, 43, 1-10.

Vryzas, Z., Alexoudis, C., Vassiliou, G., Galanis, K., Papadopoulou-Mourkidou, E., 2011, Determination and aquatic risk assessment of pesticide residues in riparian drainage canals in northeastern Greece, Ecotoxicology and Environmental Safety, 74, 174–181.

Vymazal, J., 2008, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review, Proceedings for Taal 2007: The 12 th World Lake Conference, pp. 965-980.

Vymazal, J., 2011, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience, Environmental Science and Technology, 45 (1), pp:61-69.

Walker, C.H., Hopkin, S.P., Sibly, R.M., Peakall, D.B., 2006, Principles of Ecotoxicology, Third Edition, Taylor&Francis Group, 386 p.

Waters And Rivers Commission, 2000, Water Notes, Government of Western Australia.

Wetzel, R.G., 2001, Limnology Lake and River Ecosystem, Third Edition, Academic Pres, 1006 p.

WHO, 1986, Environmental Health Criteria 64, Carbamate Pesticides: A General Introduction, International Programme On Chemical Safety, Geneva, 138 p.

WHO, 1990, Public Health Impact of Pesticides Used in Agriculture, World Health Organization.

WHO, 1993, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Environmental Health Criteria 155, World Health Organization, Geneva.

WHO, 1994, Data Sheets On Pesticides No. 76, Bromophos.

WHO, 2003, Molinate in Drinking-Water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.

WHO, 2006, Water Sanitation and Health, Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd Edition, http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html.

Wing, K.D. and Aller, H.E., 1990, Ecdysteroid Agonists as Novel Insect Growth Regulators. In J. E. Casida, eds., *Pesticides and Alternatives*, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, pp: 251–25.

Woudneh, M.B., Oros, D.B., 2006a, Quantitative Determination of Pyrethroids, Pyrethrins, and Piperonyl Butoxide in Surface Water by High-Resolution Gas Chromatography/High-Resolution Mass Spectrometry, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54, 6957-6962.

Woudneh, M.B., Oros, D.B., 2006b, Pyrethroids, pyrethrins, and piperonyl butoxide in sediments by high-resolution gas chromatography/high-resolution mass spectrometry, *Journal Chromatography A*, 1135, 71-77.

WWF-Türkiye (Doğal Hayatı Koruma Vakfı), 2008, Türkiye'deki Ramsar Alanları Değerlendirme Raporu, 129 p.

Yazgan, M., Tanık, A., 2004, Transportation pathways of pesticides in two major watersheds of Istanbul, Turkey, *Water Sci. Technol.*, 49(3), 165-172.

Yerli, S., Çalışkan, M., 1997, The brief evaluation of the pesticide residues for aquatic environment in Koeycegiz Lagoon System, *Fresenius Environmental Bulletin*, 6, 91-96.

Yeniyurt, C., Çağırankaya, S., Lise, Y., Ceran, Y., 2008, Kızılırmak Deltası Sulak Alan Yönetim Planı 2008-2012, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara, 167 s.

Zulin, Z., Huasheng, H., Xinhong, W., Jianqing, L., Weiqi, C., Li, X., 2002, Determination and load of organophosphorus and organochlorine pesticides at water from Jiulong River Estuary, China, *Marin Pollution Bulletin*, 45, 397-402.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Zeynep Yurtkuran

Doğum Yeri : Ankara

Doğum Yılı : 1986

Uyruğu : T. C.

Medeni Hali : Bekar

Eğitim ve Akademik Durum:

Lise : 2001 – 2004 Tınaztepe Yabancı Dil Ağırlıklı Lisesi, Ankara

Lisans : 2004 – 2009 Hacettepe Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü

Y. lisans : 2009 – 2012 Hacettepe Üniversitesi Fen Bil. Enst. Biyoloji A.B.D.

Yabancı Dil : İngilizce

İş Tecrübesi:

2009 – BİYONESİL Biyolojik Ürünler Ar-Ge Dan. Tic.Ltd.Şti. / Proje Yürütücüsü