

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BAZI PESTİSİTLERİN *ARTHROSPIRA PLATENSİS* M2
ALGININ GELİŞİMİ VE ANTİOKSİDAN PARAMETRELER
ÜZERİNE ETKİSİ**

DOKTORA TEZİ

Hatice TUNCA

Enstitü Anabilim Dalı : **BİYOLOJİ**
Tez Danışmanı : **Doç. Dr. Tuğba ONGUN SEVİNDİK**
Ortak Danışman : **Prof. Dr. Feray KÖÇKAR**

Aralık 2017

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ


BAZI PESTİSİTLERİN *ARTHROSPİRA PLATENSİS* M2
ALGININ GELİŞİMİ VE ANTİOKSİDAN PARAMETRELERİ
ÜZERİNE ETKİSİ

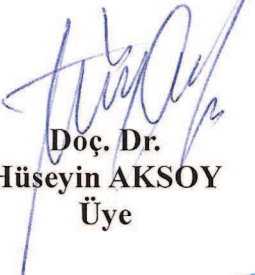
DOKTORA TEZİ


Hatice TUNCA

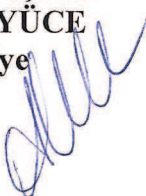
Enstitü Anabilim Dalı : BİYOLOJİ

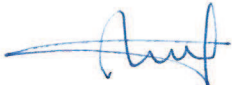
Bu tez 29/12/2017 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği ile kabul edilmiştir.


Doç. Dr.
Cüneyt Nadir SOLAK
Jüri Başkanı


Doç. Dr.
Hüseyin AKSOY
Üye

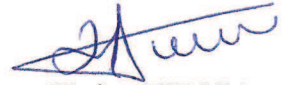

Doç. Dr.
Hüseyin ALTUNDAĞ
Üye

Yrd. Doç. Dr.
Arzu YÜCE
Üye



Doç. Dr.
Tuğba ONGUN SEVİNDİK
Üye

BEYAN

Tez içindeki tüm verilerin akademik kurallar çerçevesinde tarafımdan elde edildiğini, görsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uygun şekilde sunulduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapılmadığını, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunulduğunu, tezde yer alan verilerin bu üniversite veya başka bir üniversitede herhangi bir tez çalışmasında kullanılmadığını beyan ederim.



Hatice TUNCA

31.10.2017

TEŞEKKÜR

Lisansüstü eğitimim boyunca desteklerini hiç esirgemeyen, her sorunumda yanımda olan, beni bu çalışmayı yapmaya kanalize eden, beni çalışmaya teşvik eden, kendisinden pek çok şey öğrendiğim danışmanı hocam Sayın Doç. Dr. Tuğba ONGUN SEVİNDİK'e öncelikli teşekkürlerimi bir borç bilirim. Tezimin kilit noktalarında tecrübesini, bilgisini, emeğini ve ışığını hiçbir zaman esirgemeyen ortak tez danışmanı hocam Sayın Prof. Dr. Feray KÖÇKAR'a teşekkürlerimi sunarım. Tez deneylerinin yürütülmesinde ve tez sonuçlarının değerlendirilmesinde yardımcı olan Sayın Yrd. Doç. Dr. Ali DOĞRU'ya teşekkür ederim. Çalışmalarım esnasında beni motive eden ve her hangi bir sorun ile karşılaştığımda manevi destek olan değerli mesai arkadaşlarım ve sayın Arş. Gör. Tarık DİNÇ'e teşekkürlerimi sunarım.

Her sıkıntıda yanımda olan, maddi-manevi yardımlarını bir gün bile esirgememiş ve bu günlere gelmemde en çok emeği olan değerli ailem ve değerli ağabeyim Muhammet TUNCA'ya ve en son olarak da yaşama sevincim ve bu hayatta değer verdiğim en önemli kişi olan yeğenim Berrak Su TUNCA'ya teşekkür ederim.

Bu çalışma Sakarya Üniversitesi 2014-50-02-014 BAP projesi ile desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	i
İÇİNDEKİLER	ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ	vi
ŞEKİLLER LİSTESİ	ix
TABLolar LİSTESİ.....	xiv
ÖZET.....	xv
SUMMARY	xvi
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ	1
BÖLÜM 2.	
LİTERATÜR ÖZETİ.....	2
2.1. Pestisitler ve Tarihçesi	2
2.2. Pestisitlerin Genel Özellikleri	3
2.3. Pestisitlerin Sınıflandırılması	4
2.3.1. Formülasyon şekillerine göre pestisitlerin sınıflandırılması.....	4
2.3.1.1. Toz ilaçlar (Dust).....	4
2.3.1.2. Islanabilir toz ilaçlar (WP).....	5
2.3.1.3. Emülsiyon konsantre ilaçlar (EC veya EM).....	5
2.3.1.4. Suda çözünebilir toz ilaçlar (SP)	6
2.3.1.5. Yazlık ve kışlık yağlar	6
2.3.1.6. Granüller (G)	6
2.3.1.7. Peletler	7
2.3.1.8. Tabletler.....	7
2.3.1.9. Tohum ilaçları.....	7

2.3.1.10. Aerosoller	7
2.3.1.11. Zehirli yemler	8
2.3.1.12. Mikrokapsüller.....	8
2.3.1.13. Solüsyon konsantre ilaçlar (SC)	8
2.3.2. Kullanıldıkları zararlılara göre pestisitlerin sınıflandırılması ...	9
2.3.3. Etki şekillerine göre pestisitlerin sınıflandırılması	9
2.3.4. Bileşimindeki etkili madde grubuna göre sınıflandırması	9
2.3.4.1. Klorlandırılmış hidrokarbonlar:.....	9
2.3.4.2. Organik fosforlu pestisitler	10
2.3.4.3. Karbamatlı insektisitler.....	10
2.3.4.4. Pyrethroid (Piretroit) insektisitler	11
2.5. Pestisitlerin Kullanım Alanları	11
2.5.1 Tarımsal Kullanım.....	11
2.5.2. Tarımsal olmayan kullanım.....	12
2.5.3. Evsel kullanım.....	12
2.6. Pestisitlerin Sucul Ekosisteme Girişi ve Etkisi	13
2.7. Pestisitlerin Biyolojik Birikimi	13
2.8. Alglerin Pestisitleri Hücre İçine Alımı.....	15
2.9. Alglerde Pestisitlerin Degradasyonu	15
2.10. Çalışmada Kullanılan Pestisitler	16
2.10.1. Azadirachtin	16
2.10.2. Chlorpyrifos	17
2.10.3. Cypermethrin.....	18
2.10.4. Deltamethrin.....	19
2.10.5. Dimethoate	20
2.10.6. İmidakloprit.....	20
2.10.7. Thiakloprit.....	21
2.11. Serbest Radikaller	21
2.12. Reaktif Oksijen Türleri.....	22
2.13. Serbest Radikallerin Kaynakları.....	22
2.13.1. Endojen kaynaklar.....	23
2.13.2. Eksojen kaynaklar	24

2.14. Serbest Radikallerin Etki Mekanizmaları ve Zararları.....	24
2.15. Antioksidan Savunma Sistemleri	26
2.15.1. Süperoksit dismutaz (SOD).....	27
2.15.2. Askorbat peroksidaz (APOD)	28
2.15.3. Glutasyon redüktaz (GR).....	28
2.15.4. Prolin	29
2.16. <i>Arthrospira platensis</i>	29
2.17. Pestisitler ile Algler Üzerinde Yapılmış Çalışmalar	30
2.18. Çalışmanın Amacı	33

BÖLÜM 3.

MATERYAL VE METOD	35
3.1. Çalışma Materyali	35
3.2. Kullanılan Cihazlar	35
3.3. Yöntem	36
3.3.1. Hücre kültürünün hazırlanması	36
3.3.2. Uygulanan pestisitlerin derişimleri	37
3.3.3. Deney ortamı ve düzeneği.....	37
3.4. Ölçüm ve Analizler	38
3.4.1. Optik yoğunluğun (OD) ve büyüme oranının belirlenmesi	38
3.4.2. Fotosentetik pigment analizi (Klorofil- <i>a</i>)	38
3.4.3. Toplam protein analizi	38
3.3.4.Süperoksit dismutaz enzim analizi (SOD).....	39
3.3.5.Askorbat peroksidaz enzim analizi (APOD).....	39
3.3.6. Glutasyon redüktaz enzim analizi (GR)	40
3.3.7. Malondialdehit (MDA) analizi.....	40
3.3.8. H ₂ O ₂ analizi.....	41
3.3.9. Prolin analizi	41
3.3.10. İstatistiksel analizler	41

BÖLÜM 4.

BULGULAR.....	42
4.1. OD560 Absorbansı.....	42
4.2. Fotosentetik Pigment Analizi (Klorofil- <i>a</i> Miktarları).....	48
4.3. Toplam Süperoksit Dismutaz Aktivitesi.....	54
4.4. Toplam Askorbat Peroksidaz Aktivitesi.....	59
4.5. Toplam Glutasyon Redüktaz Aktivitesi.....	65
4.6. Malondialdehit (MDA) miktarı.....	70
4.7. Hidrojen peroksit (H ₂ O ₂) Miktarı.....	75
4.8. Serbest Prolin Miktarı.....	80

BÖLÜM 5.

TARTIŞMA VE SONUÇ.....	86
------------------------	----

KAYNAKLAR.....	102
----------------	-----

ÖZGEÇMİŞ.....	120
---------------	-----

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

%	: Yüzdellik ifadesi
°C	: Derece santigrad
µg	: Mikrogram
ADP	: Adenozin difosfat
AE	: Daneli Yem
APOD	: Askorbat peroksidaz
AsA	: Askorbat
ATP	: Adenozin trifosfat
AQ	: Sulu Formülasyon
BB	: Blok Yem
BR	: Briket
cm, m	: Santimetre, metre
CS	: Kapsül Süspansiyon
CO ₂	: Karbondioksit
CR	: Kristal
Cu	: Bakır
ÇSGB	: Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı
DDT	: Dikloro difenil trikloroethan
DNA	: Deoksiribo nükleik asit
DNOC	: Dinitro orto krezol
DAsaA	: Dehidroaskorbat
EC, EM:	: Emülsiyon konsantre ilaçlar
EDTA	: Etilendiamin tetraasetik asit
EO	: Yağda Sulu Emülsiyon
EW	: Suda Yağlı Emülsiyon
FAO	: Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü

Fe	: Demir
FU	: Fumigant
G	: Granüller
GB	: Granül yem
GPX	: Glutasyon peroksidaz
GR	: Glutasyon redüktaz
GSH	: Glutasyon
GST	: Glutasyon transferaz
H ₂ O ₂	: Hidrojen peroksit
KAT	: Katalaz
L	: Litre
LOEC	: En düşük etkili konsantrasyon
LOOH	: Lipid hidroperoksitleri
mg	: Miligram
mmol	: Milimol
MDA	: Malondialdehit
ME	: Mikro Emülsiyon
MG	: Mikrogranül
MEB	: Milli Eğitim Bakanlığı
Mn	: Mangan
NADP	: Nikotiamid adenine dinükleotit fosfat
Ni	: Nikel
NOEC	: Gözlemlenen ters etki konsantrasyonu
nM	: Nanomolar
PO ₄ ⁻³	: Fosfat
ppm	: Toplam madde miktarının milyonda birlik kısmı
PVP	: Polivinil pirolidon
RB	: Hazır yem
ROS	: Reaktif oksijen türleri
RNS	: Nitrojen içerikli reaktif nitrojen türleri
SC	: Solüsyon konsantre ilaçlar
SH	: Sülfidril grubu

SE	: Suspo emülsiyon
SL	: Suda çözünen konsantre
SP	: Suda çözünebilir ilaçlar
SOD	: Süperoksid dismutaz
TA	: Taze ağırlık
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü
WG	: Suda dağılabilen granül
WP	: Islanabilir toz ilaçlar
Uv	: Ultraviyole

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Pestisitlerin canlılarda biyoakümülyasyonu	14
Şekil 2.2. Azadirachtin'in kimyasal yapısı	17
Şekil 2.3. Chlorpyrifos'un kimyasal yapısı	18
Şekil 2.4. Cypermethrin'in kimyasal yapısı	18
Şekil 2.5. Deltamethrin'in kimyasal yapısı	19
Şekil 2.6. Dimethoate'in kimyasal yapısı	20
Şekil 2.7. İmidakloprit'in kimyasal yapısı.	21
Şekil 2.8. Thiakloprit'in kimyasal yapısı.	21
Şekil 2.9. SOD enziminin kataliz reaksiyonu	27
Şekil 2.10. APOD enziminin kataliz reaksiyonu.....	28
Şekil 2.11. GR enziminin kataliz reaksiyonu	29
Şekil 4.1. <i>A. platensis</i> 'in Azadirachtin konsantrasyonlarına bağlı OD560 Absorbansındaki günlük değişimi.....	42
Şekil 4.2. <i>A. platensis</i> 'in Chlorpyrifos konsantrasyonlarına bağlı OD560 Absorbansındaki günlük değişimi	43
Şekil 4.3. <i>A. platensis</i> 'in Cypermethrin konsantrasyonlarına bağlı OD560 Absorbansındaki gnlk değişimi.....	44
Şekil 4.4. <i>A. platensis</i> 'in Deltamethrin konsantrasyonlarına bağlı OD560 Absorbansındaki gnlk değişimi	45
Şekil 4.5. <i>A. platensis</i> 'in Dimethoate konsantrasyonlarına bağlı OD560 Absorbansındaki gnlk değişimi	46
Şekil 4.6. <i>A. platensis</i> 'in İmidakloprit konsantrasyonlarına bağlı OD560 Absorbansındaki gnlk değişimi	47
Şekil 4.7. <i>A. platensis</i> 'in Thiakloprit konsantrasyonlarına bağlı OD560 Absorbansındaki gnlk değişimi.....	48

Şekil 4.8. <i>A. platensis</i> 'in Azadirachtin konsantrasyonlarına bağlı Klorofil- <i>a</i> miktarındaki günlük değişimi	49
Şekil 4.9. <i>A. platensis</i> 'in Chlorpyrifos konsantrasyonlarına bağlı Klorofil- <i>a</i> miktarındaki günlük değişimi	50
Şekil 4.10. <i>A. platensis</i> 'in Cypermethrin konsantrasyonlarına bağlı Klorofil- <i>a</i> miktarındaki günlük değişimi	50
Şekil 4.11. <i>A. platensis</i> 'in Deltamethrin konsantrasyonlarına bağlı Klorofil- <i>a</i> miktarındaki günlük değişimi	51
Şekil 4.12. <i>A. platensis</i> 'in Dimethoate konsantrasyonlarına bağlı Klorofil- <i>a</i> miktarındaki günlük değişimi	52
Şekil 4.13. <i>A. platensis</i> 'in İmidakloprit konsantrasyonlarına bağlı Klorofil- <i>a</i> miktarındaki günlük değişimi	53
Şekil 4.14. <i>A. platensis</i> 'in Thiakloprit konsantrasyonlarına bağlı Klorofil- <i>a</i> miktarındaki günlük değişimi.....	53
Şekil 4.15. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	55
Şekil 4.16. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	56
Şekil 4.17. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	56
Şekil 4.18. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	57
Şekil 4.19. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	58
Şekil 4.20. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	58
Şekil 4.21. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	59
Şekil 4.22. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	60
Şekil 4.23. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	61

Şekil 4.24. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	61
Şekil 4.25. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	62
Şekil 4.26. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	63
Şekil 4.27. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	64
Şekil 4.28. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi.....	65
Şekil 4.29. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi.....	66
Şekil 4.30. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi.....	66
Şekil 4.31. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi.....	67
Şekil 4.32. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi.....	68
Şekil 4.33. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi	68
Şekil 4.34. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi.....	69
Şekil 4.35. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi	70
Şekil 4.36. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de MDA miktarı üzerindeki etkisi.....	71
Şekil 4.37. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de MDA miktarı üzerindeki etkisi.....	71
Şekil 4.38. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de MDA miktarı üzerindeki etkisi.....	72
Şekil 4.39. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de MDA miktarı üzerindeki etkisi.....	73

Şekil 4.40. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de MDA miktarı üzerindeki etkisi.....	74
Şekil 4.41. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de MDA miktarı üzerindeki etkisi.....	74
Şekil 4.42. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de MDA miktarı üzerindeki etkisi	75
Şekil 4.43. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de H ₂ O ₂ miktarı üzerindeki etkisi.....	76
Şekil 4.44. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de H ₂ O ₂ miktarı üzerindeki etkisi.....	77
Şekil 4.45. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de H ₂ O ₂ miktarı üzerindeki etkisi.....	77
Şekil 4.46. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de H ₂ O ₂ miktarı üzerindeki etkisi.....	78
Şekil 4.47. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de H ₂ O ₂ miktarı üzerindeki etkisi	79
Şekil 4.48. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de H ₂ O ₂ miktarı üzerindeki etkisi.....	79
Şekil 4.49. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de H ₂ O ₂ miktarı üzerindeki etkisi	80
Şekil 4.50. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi	81
Şekil 4.51. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi	82
Şekil 4.52. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi	82
Şekil 4.53. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi	83
Şekil 4.54. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi	84
Şekil 4.55. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının <i>A. platensis</i> 'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi	85

Şekil 4.56. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi..... 85

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1. Kullanıldıkları zararlılara göre pestisitler	9
Tablo 2.2. Mikroalglerin pestisitleri biyoakümülyasyonu ve biyotransformasyonu ..	16
Tablo 3.1. Kullanılan cihazlar	35
Tablo 3.2. Spirulina Medium İçeriği	36
Tablo 3.3. Mikrobelerin tuzlarının içeriği	36
Tablo 3.4. <i>Arthrospira platensis</i> 'e uygulanan pestisit derişimleri	37
Tablo 4.1. OD560 absorbansına göre pestisit uygulaması sonucunda elde edilen EC50 değerleri	48
Tablo 4.2. Klorofil- <i>a</i> değerlerine göre pestisit uygulaması sonucunda elde edilen EC50 değerleri	54

ÖZET

Anahtar Kelimeler: *Arthrospira platensis*, antioksidan, SOD, GR, APOD, MDA, H₂O₂, prolin

Pestisitler sadece hedef organizmaya değil aynı zamanda çevredeki diğer organizmalara da toksik olması bakımından dünya genelinde önemli bir sorundur. Pestisitlerin uygulandıkları alandan başka bölgelere taşınması pestisit kontaminasyonu ve istenmeyen çevresel sorunlara neden olur. Pestisitlerin sucul ekosistemlerdeki etkisinin belirlenmesi adına birincil üreticilerden olan fitoplanktonik canlıların pestisitlere verdiği yanıtları belirlemek son derece önemlidir.

Bu çalışmada *A. platensis* algi Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Delthamethrin, Dimethoate, İmidakloprit, Thiakloprit pestisitlerinin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılmıştır. Böylece pestisit türüne ve konsantrasyonuna bağlı olarak canlının OD560 absorbansındaki, klorofil-*a* miktarındaki ve antioksidan parametrelerindeki (SOD, APOD, GR, MDA, H₂O₂ ve prolin) değişimler belirlenmiştir. Pestisit konsantrasyonlarındaki artışa paralel olarak bütün pestisit uygulamalarında OD560 absorbansında ve klorofil-*a* miktarında azalma görülmüştür. Bu parametreler açısından uygulanan konsantrasyonlar kıyaslandığında en toksik Deltamethrin pestisiti olarak belirlenmiştir. SOD aktivitesinde konsantrasyonlar kıyaslandığında en fazla azalma Azadirachtin uygulamasında meydana gelmiştir. Thiakloprit uygulamasında ise SOD enzim aktivitesi konsantrasyon artıka artış göstermiştir. APOD aktivitesinde en fazla azalma İmidakloprit uygulamasında gözlemlenmiştir. GR enzim aktivitesinde en fazla azalmayı Cypermethrin uygulaması göstermiştir. MDA miktarında en fazla artış ise Dimethoate uygulamasında görülmüştür. H₂O₂ miktarındaki artış en fazla Azadirachtin uygulamasında meydana gelirken, en fazla prolin artışı Chlorpyrifos uygulamasında gerçekleşmiştir.

Sonuç olarak, uygulanan konsantrasyonlar kıyaslandığında Deltamethrin'in diğer pestisitlerden daha toksik olduğu ve enzim aktivitesinde değişiklik oluşturmamasına rağmen, MDA ve H₂O₂ miktarlarını artırdığı görülmektedir.

THE EFFECTS OF SOME PESTICIDES ON GROWTH AND ANTIOXIDANT PARAMETERS OF *ARTHROSPIRA PLATENSIS* M2

SUMMARY

Keywords: *Arthrospira platensis*, antioxidant, SOD, GR, APOD, MDA, H₂O₂, proline

Pesticides are important problems in world wide because they affect not only target organisms but also non-target organisms. The transport of pesticides from application areas to other areas results in pesticide contamination and unexpected environmental problems. The determining the responses of phytoplanktonic organisms to pesticides are important for understanding the effects of pesticides on aquatic ecosystems.

In this study, *A. platensis* was exposed to different concentrations of pesticides of Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Deltamethrin, Dimethoate, Imidaclopride, and Thioclopride. In this manner, changes in OD560, chlorophyll-*a* concentration and antioxidant parameters (SOD, APX, GR, MDA, H₂O₂ and proline) was determined. During the study, OD560 and chlorophyll-*a* contents of *A. platensis* decreased with the increasing pesticide levels.

Deltamethrin is the most toxic pesticide among the others. The Azadirachtin treatment caused to maximum decrease in SOD activity but the SOD activity increase according with the increase of pesticide levels in Thioclopride treatment. The maximum decrease of the APOD activity is observed in Imidaclopride treatment. The maximum decrease of the GR activity is observed in Cypermethrin treatment. The maximum increase of the MDA content is observed in Dimethoate treatment. While the maximum increase of the H₂O₂ content is observed in Azadirachtin treatment, the maximum increase of the proline is observed in Chlorpyrifos treatment.

In conclusion, Deltamethrin is more toxic than the other pesticides according to concentrations. The enzyme activities did not change, however MDA and H₂O₂ contents are increased with the treatment of Deltamethrin.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Modern endüstri ve tarım, insektisitlerin de içinde bulunduğu çeşitli kimyasalların çevreye aşırı miktarda kontamine olmasına yol açmaktadır (Burkiewicz ve ark., 2005). Pestisitlerin aşırı kullanımı sucul biota üzerinde negatif etkiler oluşturmaktadır (Tremolada ve ark., 2004). Pestisitlerin ekosistemdeki etkileri sadece hedef organizmaları değil hedef olmayan organizmaları da etkilemektedir. Bu organizmalar biyojeokimyasal döngü, üretim, ayrıştırma ve diğer organizmalarla etkileşim gibi biyolojik süreçlerde önemli rol oynadıklarından (Lal 1984; Adhikary 1989; Mandal ve Mohanty 1990; Netrawali ve Gandhi 1990), pestisitlerin bu canlılarda birikimi (biyoakümülyasyon) ve besin zincirinde üst basamaklara transferi sucul ekosistemlerin dengesinin bozulmasına neden olmaktadır (Burkiewicz ve ark., 2005).

Planktonik algler birincil üretici olarak su ekosisteminde temel bir rol oynamaktadırlar. Planktonik algler su içine salınan kimyasalların farklı etkilerinin test edilmesini sağlayan duyarlı indikatörlerdir (Burkiewicz ve ark., 2005). Tarımsal kimyasallar, tarımsal bölgelerdeki yüzey sularını kontamine ederek tatlı su alglerinin büyüme oranını, biyokütlesini ve pigment miktarını azaltırlar (Lal, 1984; Adhikary 1989; Mandal ve Mohanty 1990; Netrawali ve Gandhi 1990). Pestisitlerin oksidatif stres oluşturdukları da bilinmektedir (Banerjee ve ark. 2001). Oksidatif stres altındaki alglerde antioksidan savunma sisteminin aktivitesinde meydana gelen değişimler algin maruz kaldığı pestisite karşı tolerans ve duyarlılık derecesini yansıtmaktadır. Ancak değişen çevresel koşullarla algal antioksidan savunma sistemi arasındaki etkileşimler hakkındaki bilgiler oldukça sınırlı ve azdır (Mallick ve Mohn, 2000).

BÖLÜM 2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Pestisitler ve Tarihçesi

Pestisit, pest (zararlı), cide (öldürücü) kelimelerinden türetilmiş yabancı kaynaklı bir kelimedir (Cittan, 2013). Pestisit; ahşap ürünlerini, zirai ürünleri, gıdaları veya hayvan yemlerini, üretiminden pazarlanmasına kadar olan süreçte olumsuz etkileyen zararlıları kontrol altına almak, engellemek ya da zararlarını azaltmak amacıyla kullanılan preparatların ortak adıdır (Anonim, 1986; Meister, 1999; Anonim 2003). Biyolojik ajan olabilecek virüs ya da bakteriler, antimikrobiyal maddeler, dezenfektan ya da çeşitli kimyasallar pestisit olarak kullanılabilir. Pestisitlerin; hastalık yayan böcekler, kemirgen, yosun, bitki, bitki patojenleri, yumuşakçalar, solucanlar, kuşlar, balıklar, memeliler ve mikroorganizmalara karşı uygulamaları bulunmaktadır (Güner, 2014).

Bilinen ilk pestisit olan elemental kükürt tozu, Mezopotamya'da yaklaşık 4500 yıl önce antik Sümer'de kullanılmıştır (Uskun, 2015). Sülfür M.Ö. 1000 yıllarında Çinliler tarafından uygulandığı bilinen bir fumiginattır. Pestisitlerin bit, pire ve eşek arılarına karşı hazırlandığına ve kullanıldığına dair kayıtlar bulunmaktadır (Dağlıoğlu, 2004; Yıldız ve ark, 2005). 15. yüzyılda arsenik, cıva ve kurşun tarım ürünlerindeki zararlıları öldürmek amacıyla kullanılan kimyasallardır (Miller, 2002). 16. yüzyılda, Japonlar, balina yağı ve sirke karışımını pestisit olarak kullanırken; Çinliler arsenik içeren bileşikler üretmişlerdir (Dağlıoğlu, 2004; Yıldız ve ark., 2005). 17. yüzyılda nikotin sülfat, tütünden elde edilerek insektisit olarak kullanılmıştır. 19. yüzyılda bakır sülfat ve kireç gibi maddelerin pestisit olarak kullanıldığı bilinmektedir. Ayrıca aynı yıllarda krizantemden ekstrakte edilen pyrethrum (pire otu) ve tropikal bir bitkinin köklerinden elde edilen rotenon adlı iki doğal pestisit kullanılmaya başlanmıştır (Miller, 2002; Dağlıoğlu, 2004; Yıldız ve ark., 2005). Insektisit olarak kullanılan doğal bileşikler, kararsız ve pahalı olmaları

gibi dezavantajları nedeniyle, 1938’li yıllarda yerini yapay bileşiklere bırakmıştır. Bu yapay bileşikler etki sürelerinin kısa olması ve başka benzerlerinin olmaması nedeniyle giderek önem kazanmıştır. 1874’de ilk organoklorlu bir bileşik olan diklorodifeniltrikloroetan (DDT) sentezlenmiş ve 1939’da insektisit özelliği keşfedilmiştir. Bu buluş Paul Müller’e Nobel Bilim Ödülü’nü getirmiştir (Güler ve ark., 1997; Kuş, 2007). Almanya’da Schrader ve arkadaşları 1944 yılında, dayanıklı bir bileşik olan Paration ve oksijen analogu paraoksonu üretmişler ve daha sonra organik insektisitlerin önemli bir kısmını sentezlemişlerdir. II. Dünya Savaşında Naziler son derece toksik olması nedeniyle bu maddelerin bazılarını, kimyasal savaş silahı olarak kullanmışlardır. Sinir gazı olarak bilinen Tabun ve Sarinin nasıl sentezlendiği açıklanmamıştır. II. Dünya Savaşı’ndan sonra da organik yapıdaki pestisitlerin üretimi ve kullanımı yaygınlaşmaya devam etmiştir (Vural, 1996; Klassen, 2001; Dağlıoğlu 2004). 1950’lerde, tarımdaki gelişmelerle birlikte, ürün miktarını ve kaliteyi artırmak için herbisit kullanımı büyük ölçüde artmıştır. Bununla birlikte pestisitlerin sağladığı tarımsal faydalarının yanında, uzun süreli kullanılmasının, ekosistem ve sağlığa zarar verdiği de ortaya çıkmıştır. Bu sebeple kimyasalların tarım amaçlı kullanımlarına sınırlama getirilmiştir (Kaya ve ark. 2002).

2.2. Pestisitlerin Genel Özellikleri

Genellikle tarımsal amaçla geliştirilen aktif etken maddeler, bazı yardımcı maddeler ile birlikte hazırlanarak formülasyon adı verilen karışımlar oluşturulmaktadır. Böylece daha güvenilir, insan ve çevre sağlığı bakımından daha az zararlı ve daha az maliyetli preparatların hazırlanması sağlanmaktadır. İlaç formülasyonları; etken madde veya aktif madde, emülgatörler, yardımcı maddeler ve dolgu maddelerinden oluşmaktadır (MEB, 2012).

Moleküler ağırlık, buhar basıncı, pH, çözünürlük, toprak adsorbsiyon potansiyeli gibi özellikler pestisitlerin genel fiziksel özellikleridir. Moleküler ağırlık bir pestisit için diğer pestisitten ayrılmasına neden olan fiziksel bir özelliktir. Gaz fazında olan pestisitlerin moleküler ağırlıkları 10^3 ve 10^3 g mol⁻¹’den küçüktür. Çabuk buharlaşan ve buhar basıncı düşük pestisitler, fumigant olarak kullanılabilir fakat bu tür pestisitler atmosfer ile taşınabilmekte ve çevre kirliliğine sebep olabilmektedir. Isı,

pH, polarite, hidrojen bağları, moleküler büyüklüğü gibi faktörler pestisitlerin çözünürlüğüne etki etmektedir. Pestisitler toprak ya da sediment tarafından adsorbe edilmesi pestisitlerin degradasyon sürecini etkileyen önemli bir mekanizmadır. Polar olmayan ve hidrofobik olan pestisitler toprağa veya sedimente çökme eğilimindedir (Tano, 2011).

Toksik olduğu bilinen bir kimyasalın pestisit olarak nitelendirilebilmesi için biyolojik olarak aktif, düşük maliyetli, güvenilir, kolay uygulanabilen, istenilen süre zarfında kararlı kalabilen bir özelliğe sahip olması gerekir. Ayrıca kullanıcılar, tüketiciler ve besi hayvanları için toksik olmaması ve çevre için kabul edilebilir olması gerekmektedir. Pestisitlerin yanıcı, korozif, patlayıcı, boyayıcı olmaması ve yaban hayatına zarar vermemesi de önemlidir (MEB, 2012). Pestisitlerin hedef zararlıyı öldürmesi, bununla birlikte insanlarda ve faydalı organizmalarda tolere edilebilmesi gerekmektedir (Cook, 2008). Pestisitler toksik olmayan maddelere kolayca parçalanabilmelidir. Bir formülasyonda bulunması gereken özellikler Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından belirlenmiş ve bu özelliklerin değerlendirilebilmesi için standart metotlar geliştirilmiştir (MEB, 2012).

2.3. Pestisitlerin Sınıflandırılması

Pestisitler görünüşlerine, formülasyonlarına, etki şekillerine, hedef canlı türüne ve içerdikleri aktif maddeye göre farklı şekillerde gruplandırılmaktadır. Pestisitlerin sınıflandırılmasında formülasyonlarına ve hedef canlı grubuna göre olan sınıflandırma daha yaygın olarak kullanılmaktadır (MEB, 2012).

2.3.1. Formülasyon şekillerine göre pestisitlerin sınıflandırılması

2.3.1.1. Toz ilaçlar (Dust)

Aktif madde oranı % 1-10 arasında olan toz halinde kullanılan ilaçlardır (Yıldırım, 2012). Toz ilaçların partikül büyüklüğü farklıdır. Talk, tebeşir, kil, fındikkabuğu ve volkanik kül gibi maddeler dolgu maddeleridir (Carlson, 2012). Aktif madde katı

olduğundan öğütülerek sonradan karıştırılmaktadır. Aktif maddenin değirmene yapışması olasılığı varsa dolgu maddesi ile birlikte öğütülmektedir. Aktif madde sıvı olduğunda emme yeteneği yüksek olan dolgu maddesine emdirilerek bir ön karışım elde edildikten sonra tekrar dolgu maddesiyle karıştırılmakta ve öğütülerek aktif maddeyi istenilen oranda içeren preparat hazırlanmaktadır (Yıldırım, 2012). Toz ilaçlar her zaman kuru olarak kullanılmakta ve hedef olmayan bölgelerden kolayca taşınmaktadır. Az ekipman gereklidir. Ulaşılması zor olan bölgelerde etkilidir (Carlson, 2012).

2.3.1.2. Islanabilir toz ilaçlar (WP)

Aktif madde oranı içeriklerinin % 25-80'ini oluşturmaktadır (Yıldırım, 2012). Islanabilir toz ilaçlar, toz ilaçlar gibi görünüp, su ile karıştırılarak kullanılmaktadırlar (Carlson, 2012). Su ile seyreltildiği için aktif madde dışında ilaç parçacıklarının suda ıslanmasını, birbirinden ayrılmasını, su içinde çökmeden askıda kalmasını sağlayıcı maddeler de katılmaktadır (Yıldırım, 2012). Depo edilmesi ve taşınması kolaydır. Kolaylıkla tartılıp karıştırılabilmektedirler. Diğer sıvı formülasyonlara göre göz ve deri absorpsiyonu daha azdır. Maruz kalan bitkiler ve hayvanlar, petrol bazlı pestisitler ve sıvı formülasyon uygulamalarına kıyasla daha az zarar görmektedir. Karışım yapan kişinin formülasyonu soluması tehlikelidir (Carlson, 2012). Bu ilaçlarda, parçacık büyüklüğünün 550 mikron olması, yüksek yapışma yeteneği ve köpüklenmenin az olması, parçacıkların dibe çökmeyip askıda kalması istenilen özelliklerdir (Yıldırım, 2012).

2.3.1.3. Emülsiyon konsantre ilaçlar (EC veya EM)

Sıvı görünümünde olan ve aktif maddeyi % 20 ve % 50 arasında içeren ilaçlardır (Yıldırım, 2012). Uygulandıkları yerde çok az atık bırakılmaktadırlar. Çok az karıştırmak yeterlidir. Ancak hedef olmayan bitkileri öldürebilmektedirler. Hayvan ve insanların derileri tarafından absorbe edilebilmektedirler. Yanıcı özelliktedirler (Carlson, 2012). Bu grupta bulunan pestisitler suda çözünmediklerinden, aktif maddeye ek olarak aktif maddenin çözünmesi için gerekli organik çözücü ve emülgatör (emülsiyon edici madde) içermektedirler (Yıldırım, 2012).

2.3.1.4. Suda çözünebilir toz ilaçlar (SP)

Bu formülasyonlar % 50'den fazla aktif madde içermektedirler. Suda çözünen ve ince toz görünümünde ilaçlardır (Yıldırım, 2012). Bir kere karıştırıldıktan sonra yeniden karıştırılmaya gerek yoktur. Islanabilir toz ilaçların avantaj ve dezavantajlarına sahiptirler ancak solunum ile zehirlenme tehlikesi bulundurmazlar (Carlson, 2012). İlacın tarlada kullanılacağı en yüksek kullanma dozunun suda çözünmesi formülasyonun yapılması için gereklidir. Aktif maddenin suda çözünmesi gerekliliğinden dolayı, bu tip formülasyonlar için kullanılan aktif maddeler sınırlıdır (Yıldırım, 2012).

2.3.1.5. Yazlık ve kışık yağlar

Rafine edilmiş petrolden elde edilmektedirler. Yazlık yağlar nötr yağ (mineral yağ) olarak tanımlanırken, kışık yağlara ise DNOC (Dinitro orto krezol) veya fenol adı verilen maddeler de katılmaktadır. Bu madensel yağların içeriklerinde belirli miktarda doymuş ve doymamış hidrokarbonlar vardır. Kıvamları normal emülsiyon konsantre kıvamında olabilmektedir (Yıldırım, 2012).

2.3.1.6. Granüller (G)

Granüller, toz ilaçlara benzer fakat hem daha ağır hem de daha büyük partiküllere sahiptir (Carlson, 2012). Aktif madde oranı % 1 ve % 40 arasındadır. Taşıyıcılar aktif maddeyi iyi emme gücüne sahip olmalıdır. Mineral ve bitkisel kaynaklı olabilmektedirler. Kil cinsinden olan mineral kaynaklar daha çok tercih edilmektedir (Yıldırım, 2012). Islanmaya hazır toz ilaçlar ve emülsiyon konsantre ilaçlara göre daha az bozulmaktadırlar. Sürüklenme ihtimali düşüktür (Carlson, 2012). Son yıllarda granüller ilaçların kullanımı giderek artmaktadır. Entegre zararlı yönetiminde bu grup formülasyonlar diğer formülasyonlara göre faydalı faunaya olumsuz etkisinin daha az olması nedeniyle kullanılmaktadırlar (Yıldırım, 2012).

2.3.1.7. Peletler

Genellikle, toprak altı zararlılarına karşı kullanılan partikül büyüklüğü fazla olan ilaçlardır (Yıldırım 2012). Bütün parçacıklar aynı büyüklük ve ağırlıktadırlar (Carlson, 2012).

2.3.1.8. Tabletler

Kapalı yerlerde kullanılan, hava ile temasa geçince zehirli gaz veren ve tablet halinde üretilen ilaçlardır. Bu ilaçlardan bazıları dolgu maddesine yanıcı madde eklenerek üretilmişlerdir (Yıldırım, 2012).

2.3.1.9. Tohum ilaçları

Tohumluk danelerin ilaçlanmasında kullanılan bu maddeler toz ilaçlardan farklı olarak demir oksit ve vazelin gibi tozumayı önleyici ve yapışmayı sağlayıcı maddeler içermektedirler (Yıldırım, 2012).

2.3.1.10. Aerosoller

İnsanların yaşadığı kapalı alanlardaki zararlılara karşı kullanılan bu formülasyonlar özel kaplar içine aktif madde konulduktan sonra sıkıştırılıp subap vasıtasıyla karışım açığa çıkarılmaktadır. Ayrıca bu uygulama için elektrikli veya benzin ile çalışan aerosol jeneratörleri de kullanılabilir. Aktif madde sis veya duman halinde havada açığa çıkmaktadır (Carlson, 2012; Yıldırım, 2012). Karbondioksit, freon, bütan ve propan gibi gazlar itici ve dağıtıcı amacıyla kullanılmaktadırlar (Yıldırım, 2012). Portatiflerdir. Kolay depo edilmektedirler. Solunum yoluyla zehirlenme riski taşımaktadırlar. Hedef canlıyı veya bölgeyi sınırlamak zordur (Carlson, 2012).

2.3.1.11. Zehirli yemler

Zehirli yemler, zehirli bileşiklerin zararlıları kendine çeken maddelerle karıştırılması sonucu elde edilmektedirler. Böylece zararlılar kendi çevrelerinde etkisiz hale gelmektedirler. Zehirli yemlere tatlandırıcı ve yapıştırıcı maddeler de katılabilmektedir (Yıldırım, 2012).

2.3.1.12. Mikrokapsüller

Mikrokapsüller uçucu yağlar veya pestisitlerin istenilen oranda verilmesi için üretilmişlerdir. Sıvı maddelerin veya katı aktif madde partiküllerinin polivinil gibi plastik bir film tabakası ile kaplanması sonucunda elde edilebilmektedirler. Kimyasal maddenin açığa çıkması polimer filmin kalınlığına ve bağlanma derecesine bağlıdır. Bu polimer kılıf değişik oranlarda kırılarak ilacı yavaş yavaş bırakmaktadır. Böylece insektisit (pestisit) etki süresi çeşitlilik göstermektedir. Bu sebeple çok uçucu olan pestisitlerin aktif maddesinin ortamda belli bir süre kalıcılığı sağlanmış olmaktadır. Yani, aktif maddenin bir süre o ortamda bulunması sağlanmaktadır (Yıldırım, 2012). Bu ilaçlar arılar için tehlike taşımaktadır. Kapsülün bozulması sebebiyle pestisit salınması erişkin ve çocuklar için zararlıdır (Carlson, 2012).

2.3.1.13. Solüsyon konsantre ilaçlar (SC)

Su içinde hemen karışabilen çamur kıvamında veya daha akıcı olan maddelerdir.

Bu formülasyonların dışında Sulu Formülasyon (AQ), Yağda Sulu Emülsiyon (EO), Suda Yağlı Emülsiyon (EW), Blok Yem (BB), Briket (BR), Daneli Yem (AE), Kapsül Süspansiyon (CS), Kristal (CR), Mikro Emülsiyon (ME), Mikro Granül (MG), Hazır Yem (RB), Suda Çözünen Konsantre (SL), Fumigant (FU), Granül Yem (GB), Suda Dağılabilen Granül (WG), Yağda Dağılabilen (OD) ve Suspo Emülsiyon (SE) gibi diğer bazı formülasyonlar da bulunmaktadır (Yıldırım, 2012).

2.3.2. Kullanıldıkları zararlılara göre pestisitlerin sınıflandırılması

Kullanıldıkları zararlılara göre pestisitlerin sınıflandırılması Tablo 2.1.'de verilmiştir.

Tablo 2.1. Kullanıldıkları zararlılara göre pestisitler

PESTİSİT ÇEŞİTLERİ	KULLANILDIKLARI ZARARLI GRUBU
İnsektisit	Böcekler
Fungusit	Mantarlar
Fungustatik	Mantarların faaliyetini durduranlar
Herbisit	Yabancı otlar
Akarisit	Örümcekler
Bakterisit	Bakteriler
Afisit	Yaprak bitleri
Rodentisit	Kemirgenler
Nematosit	Nematodlar
Mollusisit	Salyangozlar
Algisit	Algler
Auensit	Kuşlar

2.3.3. Etki şekillerine göre pestisitlerin sınıflandırılması

Bu sistemde sınıflandırma pestisitinin zararlı organizmaya giriş şekline göre yapılmaktadır. Hayvanlarda mide zehirleri, temas zehirleri, solunum zehirleri; bitkilerde sistemikler, yarı sistemikler, sistemik olmayanlar olarak sınıflandırma yapılmıştır (MEB, 2012).

2.3.4. Bileşimindeki etkili madde grubuna göre sınıflandırması

2.3.4.1. Klorlandırılmış hidrokarbonlar

Klorlandırılmış hidrokarbonlar, karbon, klor ve hidrojenden oluşan bir grup kimyasaldır. Klorlandırılmış organikler, klorlandırılmış insektisitler ve klorlandırılmış sentetikler gibi çeşitli şekillerde isimlendirilebilmektedirler (Fishel, 2013a). Suda erimeyen bu bileşikler tarımsal mücadelede ilk kullanılan organik insektisit olmalarına rağmen günümüzde önemini kaybetmiştir (Yıldırım, 2012).

Klorlandırılmış insektisitler temas zehirleridirler ve böcek kutikulasından farklı oranlarda geçebilmektedirler. Farklı oranlarda bağırsak, akciğer ve deriden de absorpsiyonu olmaktadır (Fishel, 2013a). Kalıcılıkları fazladır ve bazıları biyobirikime neden olmaktadır (Yıldırım, 2012). Çevresel sorunlar nedeniyle çoğunun kullanımı yasaklanmıştır (MEB, 2012). Bu grup insektisitlerden en iyi bilineni olan DDT Türkiye dahil dünyanın bir çok yerinde kullanılmamaktadır. Benzene heksaklorit (BHC), Chlordane, Heptachlor, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Lindane, Toxaphene yasaklanmışken, Endosulfan'ın ülkemizde hala kullanımı devam etmektedir (Yıldırım, 2012).

2.3.4.2. Organik fosforlu pestisitler

Sentezlenmelerinin kolay olması sebebiyle organik fosforlu pestisitlerin çok sayıda çeşidi üretilmiştir. Organik fosforlu pestisitlerin dünya genelinde % 45'lik bir kullanım potansiyeli vardır. Farklı organik fosforlu pestisitlerin fizikokimyasal özellikleri de farklıdır. Bu nedenle her zararlı için uygun bir organik fosforlu etken madde bulunabilmektedir. Bu pestisitler solunum ve sindirim yoluyla absorblanmaktadır (Roberts ve Reigart, 2013). Temas zehiri, mide zehiri ve sistemik olanları da vardır (Yıldırım, 2012). Fosfor atomuna bağlanan kimyasal yapının özelliği, etki mekanizması ve kalıcılığı çeşitlendirmektedir (MEB, 2012).

2.3.4.3. Karbamatlı insektisitler

1947 yılında Carbaryl adında ilk karbamatlı insektisit geliştirilmiş ve 1957 yılında kullanılmaya başlanmıştır (Yıldırım, 2012). Karbamik asitten türevlenmiştir (Fishel, 2013b). Calabar fasulyesinden elde edilen etken madde N,N-dimetil karbamattır ve neostigmine olarak da isimlendirilmektedirler. Bu tip insektisitler organik fosforlu pestisitler gibi asetilkolinesteraz enzimine bağlanmaktadır (MEB, 2012). Sinir impuls iletimini engellemektedirler (Fishel, 2013b). Karbamat grubu bileşikler hem deriye temas yoluyla, hem de mide zehiri şeklinde etkili olabilmektedirler (MEB, 2012; Yıldırım, 2012). Bazı karbamatlar bitki organları arasında uzun mesafeli taşınarak sistemik etkiye neden olabilmektedirler (Fishel 2013b).

2.3.4.4. Pyrethroit (Piretroit) insektisitler

Piretroit insektisitler en eski ve en çok kullanılan bitki kökenli bileşiklerdir. *Chrysanthemum* cinsine ait belirli türlerden elde edilen bu grup kimyasallar giderek önem kazanmaktadır. Piretrin ve piretroitlerin oldukça lipofilik olmaları, doğadaki yarı ömürlerinin kısa oluşu, karasal omurgalılara düşük toksisite göstermesi avantajlarından (Schleier ve Peterson, 2011). Fakat üretimleri pahalı ve zordur (ÇSGB, 2005; MEB, 2012). Bazı piretroitlerin etkileri sıcaklığa bağlı olarak değişmektedir. Işığa dayanıklı ve kalıntı etkisi yüksek sentetik piretroitlerin de tarımda geniş kullanım alanları vardır. Sistemik ve akut toksisiteleri insanlar üzerinde daha azdır ve zehirlenme belirtileri organik fosforlu bileşik zehirlenmelerine benzer olduğundan karıştırılabilmektedir (MEB, 2012).

2.5. Pestisitlerin Kullanım Alanları

Pestisitlerin kullanım alanı oldukça geniştir. Tarımsal üretim, balık yetiştiriciliği, ormancılık, peyzaj alanları (parklar, bahçeler, oyun alanları), tütsüleme ve kereste korumacılığı, hayvancılık, endüstriyel böcek kontrolü, inşaat sektörü (duvar kağıdı yapıştırıcıları, boyalar, sıvacılık vb.), denizel ve sucul böcek kontrolü, gıdaların saklanması, toplum temizliği beşeri ilaç ve evsel kullanım bunlar arasında sayılabilmektedir (ÇSGB, 2005; MEB, 2012).

2.5.1 Tarımsal Kullanım

Günümüzde tarımın tamamlayıcı bir bileşeni olan pestisitler, dünya genelinde bulunan agro ekosistemlerde üretim esnasında kullanılmaktadır ve 1940'lı yıllardan beri tarımsal üretimi arttıran en önemli faktörlerden biridir. Ürün miktarına göre değişmekle beraber yılda 10-15 defa pestisit kullanımı olabilmektedir. Hastalık veya zararlı ve yabancı otları yok etmek için üretilmiş aktif maddeler, birçok uygulamada tekrarlanarak kullanılabilir (Yıldız ve ark., 2005).

Pestisitlerin % 75'i tarımsal olarak kullanılmaktadır. Günümüzde DDT, Aldrin, Chlordane, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Hexachlorobenzen, Lindane ve Toxaphene

gibi klorlandırılmış hidrokarbonların ABD’de kullanımı yasal değildir. Metoksiklor ve Endosulfan gibi dayanıklı olmayan klorlandırılmış hidrokarbonlar gıda ürünlerinde kullanılmaktadır (MEB, 2012).

2.5.2. Tarımsal olmayan kullanım

Pestisitler, demiryolu traverslerinde, inşaat kerestelerinde, ağaç hamuru ve selüloz endüstrisinde kullanım alanı bulmaktadırlar. Büro, okul, büyük mağazalar, hastane, restoranlar, oteller, yiyecek depoları, tiyatrolar, süper marketler gibi alanlarda ortaya çıkan haşerat için kullanılmaktadırlar. Golf ve halı sahası gibi alanlarda, çim bakımında kullanılmaktadırlar. Belediyeler ve resmi kurumlar tarafından enerji iletim hatlarının çevresinde bitki büyümesinin durdurulması ve özellikle yollarda istenmeyen bitki üremesinin durdurulmasında ve yol sınırının belirlenmesi amacıyla tüketilmektedir. Ayrıca sinek ve sivrisinek kontrolü için de kullanılmaktadır. Zamkların, boyaların, macunların, tenis sahalarının ve ağlarının zarar görmemesi için pestisit uygulamaları yapılmaktadır. Sabun ve şampuan gibi kozmetik ürünleri, ev dezenfektanları, karton ve diğer yiyecek paketleri ve birçok kağıt ürününde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bunun yanında kanallar, hendekler, kanaletler, havuzcuklardaki kullanım nedeni, su akışını engelleyecek yosunların üremesini ve bitki büyümesini önlemektir. Dünyada halk sağlığını korumak için sıtma kontrolü sağlamak amacıyla kullanılmaktadır. Filaryazis, onikoserkozis, şistozomiyazis, tripanomiyazis gibi nedenlerle de kullanım alanı bulabilmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1997; MEB, 2012).

2.5.3. Evsel kullanım

Pestisitlerin evsel kullanımı esnasında kapalı ortam kirliliği oluşabilmekte ve buna bağlı zehiremler de meydana gelebilmektedir. Birçok toplumda pestisitlerin saklanması, kullanılması ve kalıntılarının ortadan kaldırılması hakkında yeterli bilinç bulunmamaktadır. Pestisitlerin çocukların ulaşabileceği yerlerde saklanması ve oynadıkları alanların kontaminasyona uğraması, özellikle ev çiçeklerinin bakımı esnasında kullanılırken gerekli tedbirlerin alınmaması sorunlara neden olabilmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1997; MEB 2012).

2.6. Pestisitlerin Sucul Ekosisteme Giriş ve Etkisi

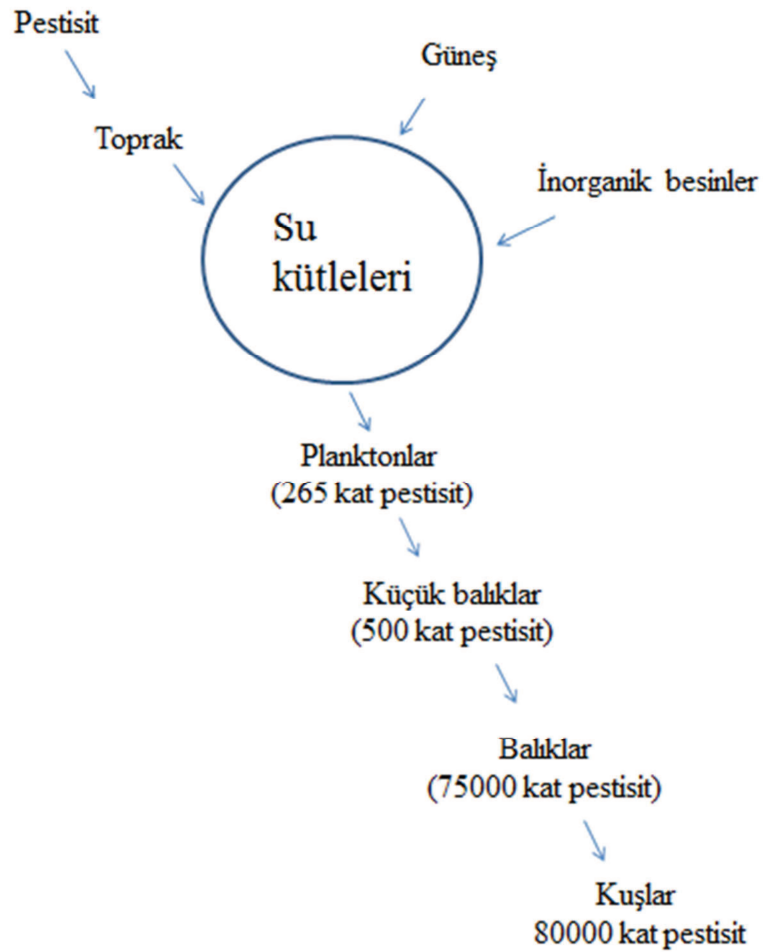
Pestisitler çevremizde yoğun, bilinçsiz ve kontrolsüz olarak kullanılan zenobiyotiklerdendir. Bu maddeler tarım alanlarında kullanımı sırasında toprak yüzeyinden yağmur suları veya sulama suları ile daha alt tabakalara süzülerek taban suyuna karışabilmektedir. Ayrıca hava, su, toprak, yağmur, kar, buz, yüzeysel sular ve sis gibi hemen her türlü öge de pestisitlerin kendisi ya da dönüşüm ürünleri ile kontamine olmakta ve aynı şekilde yıkanarak yer altı sularına sızabilmektedir. Benzer kontaminasyonlar evlerden veya bitkilerden olabilmektedir (Cici, 2007). Bu sebeplerle pestisitlerin kontrollü bir şekilde kullanılması ve su denetiminin düzenli yapılması önemlidir. Su yosunlarının kontrolünde pestisitler kullanılırken; yüzeysel su kütleleri ve göller dikkatle değerlendirilmelidir. Eğer bunlar dikkate alınmayacak olursa pestisitler yarardan çok zarar meydana getirebilmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1997; Cici, 2007). Pestisitlerin taşınım hızı; eğim, bitki örtüsü, toprak tipi ve yağış miktarına göre değişmektedir (Cici, 2007).

Akuatik ekosistemlerdeki pestisit kirliliği halkın ve bilim adamlarının ilgisini çekmektedir. Yapılan birçok çalışma bu kirleticilerin sucul ekosistemlerde yaşayan canlılara zararlarını belirlemeyi amaçlamaktadır (Kasai ve ark., 1993; Wong, 2000; Ma, 2005). Çoğu pestisit kontamine oldukları alanlarda sucul canlıların ölmesine neden olabilmektedir (Cici, 2007). Pestisit stresinin bir sonucu olarak sucul komünitenin tür kompozisyonunun değişmesi, akuatik ekosistemin yapısını ve fonksiyonunu etkilemektedir (Real ve ark., 2003; Ma ve ark., 2006).

2.7. Pestisitlerin Biyolojik Birikimi

Pestisitlerin canlı dokulardaki konsantrasyonlarının artmasına biyolojik birikim (bioconcentration, biomagnification) denir. Pestisitler besin zincirine dahil olduktan sonra her aşamada daha yüksek bir konsantrasyona ulaşmaktadır. Bunlara örnek olarak parçalanmayan, organoklorlu insektisitlerden DDT, Dieldrin ve Aldrin verilebilir. Bu maddelerin yağda çözünmesi dokulara nüfuz edebilmelerini kolaylaştırmaktadır. Şekil 2.1.'de görüldüğü gibi pestisit konsantrasyonu, besin zincirinin son halkasına ulaştığında 80 bin kat artış gösterebilmektedir (Güler ve

Çobanoğlu, 1997). Ayrıca bu organizmalardaki pestisit kalıntıları, insanların besin zincirine girerek ve suların kontaminasyonuna yol açarak kronik toksisitenin oluşmasına neden olmaktadır (Cici, 2007). Dieldrin'in İngiltere'de yılanbalığı yiyen kişilerde çok yüksek konsantrasyonlarda birikim gösterdiği bilinmektedir. Aynı şekilde Permetrin'in de silialı bir protozoada biyoakümülyasyon hızının giderek artması nedeniyle yüksek trofik beslenme seviyelerinde çok tehlikeli bir pestisittir (Güler ve Çobanoğlu, 1997).



Şekil 2.1. Pestisitlerin canlılarda biyolojik birikimi (Güler ve Çobanoğlu, 1997).

2.8. Alglerin Pestisitleri Hücre İçine Alımı

Algal hücrelerin boyutu ve morfolojisi; besin alımı, fotosentez, solunum ve atık ürünlerin uzaklaştırılması gibi olayların regülasyonunda büyük rol oynamaktadır. Bir insektisit olan fenitrothiona karşı algal duyarlılığın, yüzey alanının hacme oranı ile belirlendiği gözlemlenmiştir (Kent ve Currie, 1995). Genel olarak yeşil alglerin biyohacmi ve yüzey alanı diyatomlardan daha küçüktür. Bu sebeple pestisitlere duyarlılıkları daha fazladır (Tang ve ark. 1998). Mikroorganizmalar tarafından organik bileşiklerin sorpsiyonu hücrenin hidrofobik kütle içeriği ile yakından ilişkilidir ve pasif bir süreçtir. (Amy ve ark., 1988). Sorpsiyon için gerekli zaman birkaç dakikadan birkaç saate kadar alg türüne göre değişmektedir (Harding ve Philips, 1978; Matter-Muller ve ark., 1980; Baughman ve Paris, 1981). Yağda çözünür maddeler hücre duvarından hücre içine çok kolay bir şekilde geçebilmektedirler (Levin, 1962). Algler tarafından absorbe edilen bu pestisitler daha sonra alg gelişiminde ve algin protein içeriğinin artışında kullanılabilir besleyici bir madde niteliği kazanabilmektedirler (Shen ve ark. 1999).

2.9. Alglerde Pestisitlerin Degradasyonu

Pestisit transformasyonu veya degradasyonu, uygulamadan sonra birçok pestisit için kaybolma sürecidir. Pestisit degradasyonu çevrede bulunan pestisitlerin yıkılmasıdır. Bir pestisit fotokimyasal, kimyasal veya mikrobiyal olarak ayrışabilmektedir (Gavrilescu, 2005).

Yapılan çalışmalar farklı mikroalg türlerinin pestisitlere duyarlılıklarının da farklı olduğunu açıkça göstermiştir (Solomon, 1996). Pestisitlere verilen cevaplar test edilen alg türüne göre ve muamele müddetince kullanılan konsantrasyonlara bağlı olarak değişmektedir. Pestisitlerin biyodegradasyonunda iki grup faktör etkilidir. Bunlardan ilk grup, mikrobiyal konsorsiyum ve hayatta kalmak için optimum koşullardır. Uygun mikroorganizma sayısı, mikroorganizmalar arası etkileşim, substrat (pestisit) miktarı pH, tuzluluk, besin miktarı, ışık kalitesi ve yoğunluğu, oksijen basıncı, redoks potansiyeli, yüzey bağlanma kapasitesi, alternatif karbon

kaynaklarının varlığı ve alternatif elektron akseptörü varlığı biyodegradasyonu etkileyen bu faktörlere örnek olarak gösterilebilir. Kimyasal yapıyı içeren ikincil faktörler ise uygulanan pestisitlerin moleküler ağırlığı fonksiyonel grupların sudaki çözünürlüğü, toksisitesi ve konsantrasyonudur (Priyadarshani ve Rath, 2012). Tablo 2.2.'de bazı pestisitler ve algler arasındaki etkileşim gösterilmiştir.

Tablo 2.2. Mikroalglerde pestisitlerin biyobirikimi ve biyodegradasyonu Kobayashi ve Rittman (1982)

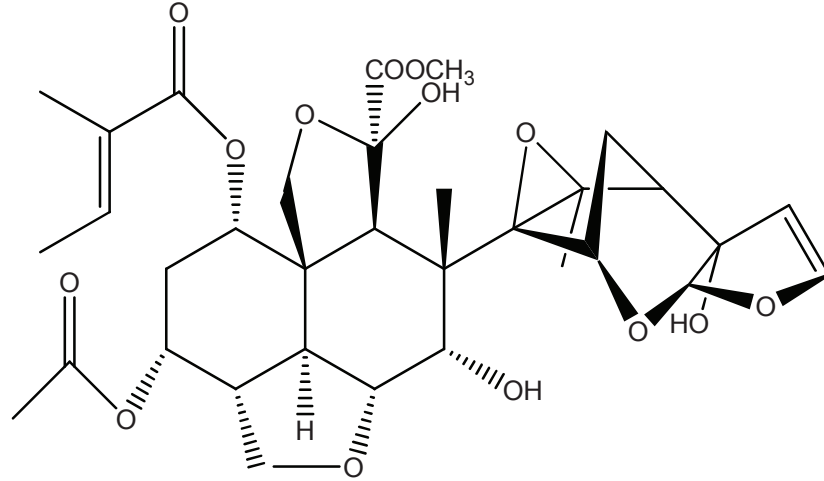
Mikroalg	Biyobirikime uğrayan pestisitler	Biyodegradasyona uğrayan pestisitler
<i>Chlamydomonas sp.</i>	Mirex	Lindane, naphthalene, phenol
<i>Chlorella sp.</i>	Toxaphene, methoxychlor	Lindane, chlordimeform
<i>Chlorococcum sp.</i>	Mirex	
<i>Cylindrotheca sp.</i>	DDT	
<i>Dunaliella sp.</i>	Mirex	DDT, naphthalene
<i>Euglena gracilis</i>	DDT, parathion	Phenol
<i>Scenedesmus obliquus</i>	DDT, parathion	Naphthalene, sülfonik asit
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Benzen, Toluen, Klorobenzen, 1,2 diklorobenzen, Nitrobenzen, Naphthalene, 2,6 dinitrotoluen , Piren	Benzopiren

2.10. Çalışmada Kullanılan Pestisitler

2.10.1. Azadirachtin

Azadirachtin *Azadirachta indica* (Rutales: Meliaceae), *A. excelsa*, ve *A. siamensis* gibi çok yıllık bitkilerde bulunan, kimyasal formülü $C_{35}H_{44}O_{16}$ ve moleküler ağırlığı 720 g mol^{-1} olan limonid sınıfından bir triterpenoiddir (Şekil 2.2.) (Morgan, 2009). Azadirachtin karbonlar arası bağları, ester bağları ve epoksit halkaları içeren kompleks bir moleküldür (Tomlin, 1994). Biyolojik olarak da bazı böcek türlerinin bitkiyi yemesini ve büyümesini engellediği için önemlidir (Morgan, 2009). Ayrıca morfolojik şekil bozukluklarına, ecdysis (deri-kitin değişimi) inhibisyonuna ve böceklerde ölüme neden olmaktadır (Ley ve ark., 1993). Omurgalılar için toksik değildir (Morgan, 2009). Sudaki Azadirachtin konsantrasyonu zamana bağlı olarak

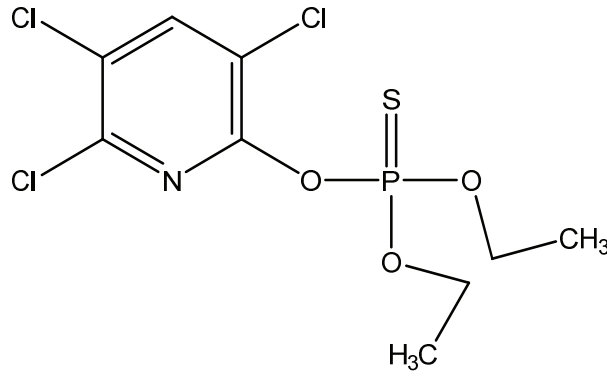
azalır. Hidroliz, oksidasyon, mikrobiyal aktivite ve buharlaşma Azadirachtin degradasyonunu sağlayan mekanizmalardır (Stokes ve Redfern 1982; Barnby ve ark. 1989; Sundaram ve ark, 1995). Hidrofobik bir pestisit olduğundan su içinde sedimente çökmektedir (Sundaram, 1997).



Şekil 2.2. Azadirachtin'in kimyasal yapısı (Morgan, 2009)

2.10.2. Chlorpyrifos

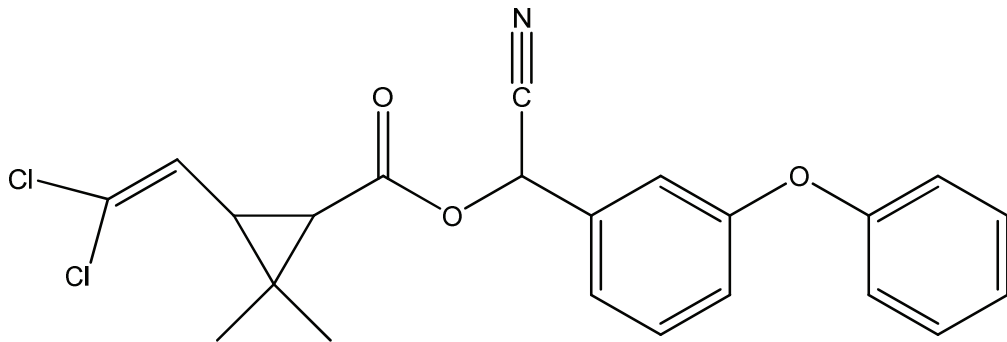
Chlorpyrifos, kimyasal yapısı $C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$ ve moleküler ağırlığı $350,62 \text{ g mol}^{-1}$ olan organofosfor veya organofosfat sınıfına ait bir insektisittir (Şekil 2.3.) (Racke, 1993). Tarım alanlarında ve evlerde kullanımı yaygındır. Pamuk, fındık, meyve ve sebze tarlalarında ve bahçelerde kullanıldığı gibi tohumlarda veya koyun ve hindi gibi hayvanlarda kullanımı görülmektedir (Armenta ve ark., 2005). Apolar bir moleküler yapıya sahiptir ve suda hızlı bir şekilde organik faza geçer. Bu yüzden insanların maruz kalma olasılığı yüksektir (Farag ve ark., 2003).



Şekil 2.3. Chlorpyrifos'un kimyasal yapısı (<http://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/sial/45395?lang=en®ion=TR>)

2.10.3. Cypermethrin

Cypermethrin kimyasal yapısı $C_{22}H_{19}O_3NCl_2$ ve moleküler ağırlığı $416,3 \text{ g mol}^{-1}$ olan bir piretroit insektisittir (Şekil 2.4.) Işık ve havadaki stabilesi kararlıdır (Kaufman ve ark., 1981; U.S.D.A., 1995). Pamuk, meyve ve sebze ürünlerinde Lepidopterlerin kontrolünü sağlayan emülsiyon konsantre ilaç veya ıslanabilir toz formunda ilaçlardır. Ürünler direk olarak suya veya yüzey suyu bulunan alanlara uygulanmamalıdır. Omurgalı ve omurgasızlarda Cypermethrin sinir sistemine etki etmektedir. Hem mide zehiri, hem de temas zehirdir (Jin ve Webster, 1998). Hücrede sodyum kanallarının normalden daha uzun süre açık kalmasına neden olmaktadır (Vijverberg ve Van den Bercken, 1990). Suda çözünürlüğü düşüktür (Kollman ve Segawa, 1995). Sulu solüsyonları askıda partiküllere dönüşmektedir (Fitzpatrick, 1982). Toprak ve sedimentler çevresel Cypermethrin kaynaklarıdır (Bacci ve ark., 1987).

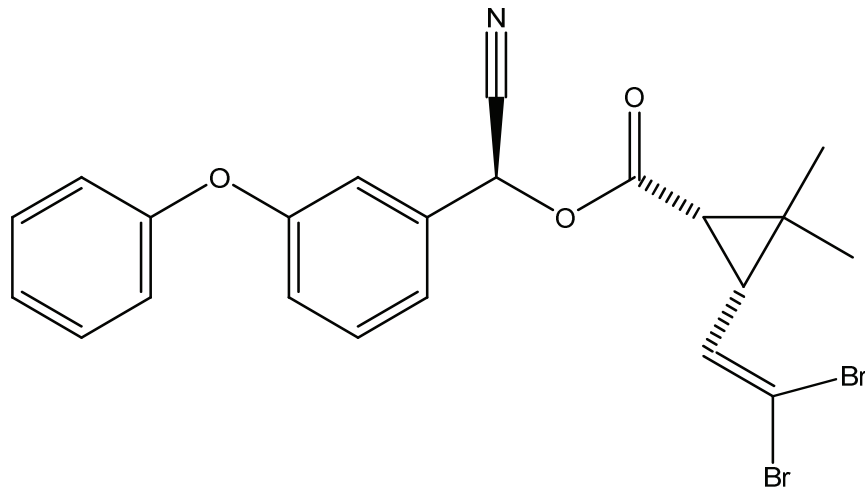


Şekil 2.4. Cypermethrin'in kimyasal yapısı (<https://www.chemservice.com/cypermethrin-n-11545-100mg.html>)

2.10.4. Deltamethrin

Deltamethrin kimyasal formülü $C_{22}H_{19}Br_2NO_3$ ve moleküler ağırlığı $505,206 \text{ g mol}^{-1}$ olan piretroit bir insektisittir (Şekil 2.5.). Temas yoluyla veya sindirim yoluyla böcekleri öldürmektedir. Elma veya armut kurtları, lahanagiller üzerindeki tırtıllar, bezelye güveleri, kış güveleri gibi zararlıların kontrolünde kullanılmaktadırlar. Seralardaki salatalık, domates, biber veya saksı ve süs bitkileri gibi bitkilere zararlı olan afit, büyük böcek veya beyaz böceklere karşı kullanılabilirler. Emülsiyon konsantre ilaç, ıslanabilir toz veya granül şeklinde formülasyonları mevcuttur. Diğer insektisit ve fungusitler ile etkileşimleri bilinmemektedir (Thomson, 1989; Thomson, 1992).

Laboratuvar koşullarında balıklar için oldukça toksik oldukları görülmüştür. Deltamethrin akuatik otçul böceklere etki etmektedir ve bu etki ortamda alglerin çoğalmasına neden olmaktadır. Deltamethrin'in balıklarda biyolojik birikim göstermesine rağmen arazi koşullarında balıkları öldürmediği gözlenmiştir (Haug ve Hoffman, 1990; AgrEvo, 1995).

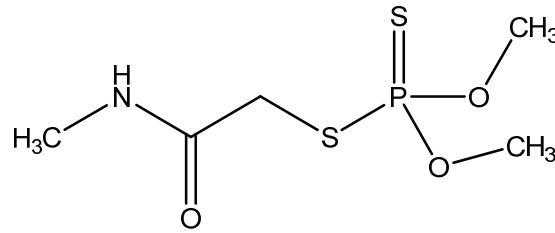


Şekil 2.5. Deltamethrin'in kimyasal yapısı (<https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Deltamethrin-2D-skeletal.png>)

2.10.5. Dimethoate

Dimethoate kimyasal yapısı $C_5H_{12}NO_3PS_2$ ve moleküler ağırlığı $229,249 \text{ g mol}^{-1}$ olan organofosfat sınıfından bir insektisittir (Şekil 2.6.). Böcekleri sistemik olarak veya temas yoluyla öldürmektedir. Çeşitli meyve ve sebzelerde bulunan afit, fidan biti ve beyaz sinek gibi canlı türlerine karşı etkilidir. Dimethoate'ın aerosol sprey, toz ve emülsiyon konsantre ilaç gibi çeşitli formülasyonları vardır (Hayes ve Laws, 1990; Meister, 1992).

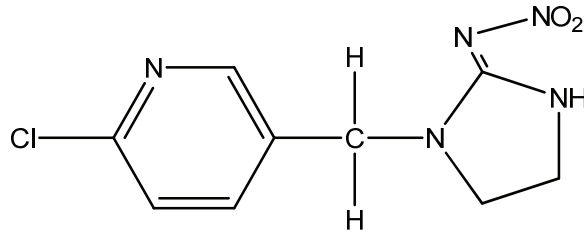
Suda Dimethoate'ın sediment tarafından absorblanması veya askıda kalması beklenmemektedir. Alkali ortamlarda önemli derecede hidroliz olmaktadır. Fotoliz olmamakta veya buharlaşmamaktadır. Dimethoate'ın nehir suyunda mikrobiyal aktivite veya kimyasal degradasyonu nedeniyle yarı ömrü 8 gündür (Howard, 1989).



Şekil 2.6. Dimethoate'ın kimyasal yapısı (http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC33349)

2.10.6. İmidakloprit

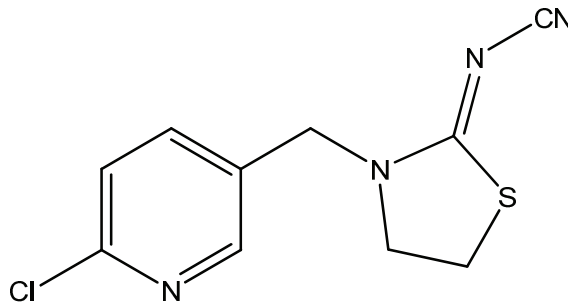
İmidakloprit kimyasal formülü $C_9H_{10}ClN_5O_2$ olan ve moleküler ağırlığı $255,661 \text{ g mol}^{-1}$ olan sistemik klor-nikotil insektisitidir (Şekil 2.7.). Pirinç zararlılarının, afitlerin, thriplerin, beyaz böceklerin, termitlerin, çim ve toprak böceklerinin kontrolünde kullanılmaktadır. Tahıllar, patates, sebzeler, şeker pancarı, meyveler, pamuk ve çimler için tohum ve toprak uygulamaları yapılmaktadır. Böcekler ve sıcakkanlı hayvanlarda nörotoksik etkileri mevcuttur. Temas veya mide zehiridir (Kids ve James, 1994). İmidakloprit'in; toz ilaçlar, granüller, çözünebilir konsantreler ve ıslanabilir toz ilaçlar olarak farklı formülasyonları vardır. Ticari talimatlara göre kullanılmadığında fitotoksik olabilmektedir (Meister, 1995). Akuatik omurgalı ve omurgasızlar için toksik olabilmektedir (Kids ve James, 1994).



Şekil 2.7. İmidakloprit'in kimyasal yapısı (<http://www.wikiwand.com/fr/Imidaclopride>)

2.10.7. Thiakloprit

Thiakloprit, kimyasal formülü $C_{10}H_9ClN_4S$ olan ve moleküler ağırlığı $252,73 \text{ g mol}^{-1}$ olan sistemik klor-nikotil insektisitidir (Şekil 2.8.). Afitlerin, polen böceklerinin, çiçek zararlılarının ve güvelerin kontrolünde kullanılmaktadır (Schuld ve Schmuck, 2000). Temas ve mide zehiridir (Elbert ve ark., 2000).



Şekil 2.8. Thiaklopritin kimyasal yapısı (https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Thiacloprid_structure.svg)

2.11. Serbest Radikaller

Son yörüngesinde bir ya da daha fazla ortaklaşmamış elektron içeren atom, atom grubu veya moleküller serbest radikal olarak tanımlanmaktadır. Elektron kaybederek veya ek bir elektron ilavesiyle serbest radikaller oluşabileceği gibi, homolitik bağ yıkılması esnasında kovalent bağın simetrik ayrılmasıyla da oluşabilmektedirler. Kararsız yapıda olan bu moleküller kararlı duruma geçmek için reaksiyona girmeye yatkındırlar. Oksidant özellikte olan oksijen içerikli moleküller reaktif oksijen türleri (ROS) ve oksidant özellikte olan nitrojen içerikli moleküller reaktif nitrojen türleri (RNS) olarak adlandırılmaktadırlar. Merkezlerinde sülfür, karbon veya hidrojen

içeren radikaller de olabilmektedir (Delibaş ve Özçakaya, 1995; Altınışık, 2000; Karabulut ve Gülay, 2016; Gill ve Tuteja, 2010).

2.12. Reaktif Oksijen Türleri

Oksijenin (O_2) bir elektron alarak indirgenmesiyle oluşan süperoksit radikali ($O_2^{\cdot-}$) bütün oksijenli solunum yapan canlılarda oluşmaktadır. Aynı zamanda indirgenmiş geçiş metallere kendilerini yükseltmesi sonucu süperoksit radikali oluşturabilmektedir (Altınışık, 2000). Süperoksit radikali hücre hasarına direkt yol açmamaktadır. Haber-Weiss ve Fenton reaksiyonlarına katılarak önce H_2O_2 oluşumuna sonra ise yüksek derecede reaktif hidroksil radikali oluşumuna neden olmaktadır (McCord ve Day, 1978; Halliwell, 1978; Gill ve Tuteja, 2010). Süperoksit radikali hem yükseltgeyici hem indirgeyici özelliğe sahiptir (Altınışık, 2000).

Hidrojen peroksit (H_2O_2) bir serbest radikal olmamasına rağmen, Fe^{+2} ile reaksiyona girerek serbest radikal oluşturmakta ve çözünebilir olması sebebiyle hücre zarlarından geçerek hücreye girebilmektedir (Akkuş, 1995; Collen, 2007; Gill ve Tuteja, 2010). Ayrıca bitki dokularında difüzyonla mesafe katedebilmektedir (Vranova ve ark. 2003). İki protonun (H^+) birleşmesi sonucunda bu radikal oluşmaktadır. Biyolojik sistemlerde meydana gelmesi ise süperoksidin dismutasyonu ile gerçekleşmektedir (Onat, 2006; Altınışık, 2000; Gill ve Tuteja, 2010).

Hidroksil radikali (OH^{\cdot}), Fenton ve Haber-Weiss reaksiyonları ile hidrojen peroksitten oluşmaktadır. Ayrıca yüksek enerjili iyonize edici radyasyon ile suyun parçalanması bu molekülün oluşmasına neden olmaktadır. Hidroksil radikali yarılanma ömrü çok kısa olan son derece reaktif bir oksidandır (Altınışık, 2000; Gill ve Tuteja, 2010).

2.13. Serbest Radikallerin Kaynakları

Sürekli olarak üretilen serbest radikallerin kaynakları hem endojen hem de eksojen olabilmektedir.

2.13.1. Endojen kaynaklar

Prokaryotlarda mitokondri bulunmamasına rağmen, elektron taşıma sistemi (ETS) elemanları plazma zarında bulunmaktadır. Koenzim Q ve kompleks III, süperoksit anyonunun ortaya çıkmasına neden olan ETS elemanlarının en önemli bileşenleridir (Demin ve ark., 1998). Plazma zarı nikotiamid adenine dinükleotit fosfat (NADPH) bağımlı oksidazları O_2 'yi O_2^- radikaline indirgeyen elektron transport sisteminde bulunan flavositokromları içermektedir. Buna ek olarak hücre duvarında bulunan pH bağımlı peroksidazlar, okzalit oksidazlar ve amin oksidazlar apoplastlarda reaktif oksijen türlerinin oluşumuna sebep olmaktadır (Hu ve ark., 2003; Walters, 2003)

Sitokrom p450 tarafından katalizlenen detoksifiye reaksiyonlarında NADPH molekülleri elektron vericisi olarak rol oynamakta ve bu reaksiyon sonucunda O_2^- radikali oluşmaktadır (Ahmad ve ark., 2008).

Geçiş metalleri oksidoredüksiyon olaylarında görev almakta ve bu esnada tiyollerden tiyil sentezini, H_2O_2 ve O_2^- den $OH\cdot$ sentezini katalizlemektedir. Süperoksit radikalinin Mn^{+2} yi oksitlemesiyle Mn^{+3} veya Mn^- Oksijen kompleksi oluşur. Bu moleküllerin süperoksit radikalinden daha fazla oksitleme gücü bulmaktadır (Altınışık, 2000).

Hücrelerdeki zar fosfolipitlerinin yükseltgenerek peroksit türevlerine dönüşmesi ile lipid radikalleri, lipid peroksi ve lipid hidroperoksi radikalleri oluşmaktadır. Lipid hidroperoksitlerinin (LOOH) parçalanmaları olayı zincir şeklinde devam etmektedir. Böylece daha az zararlı olan radikaller daha zararlı hale gelmektedirler (Altınışık, 2000; Yarsan, 1998; Gill ve Tuteja, 2010).

Bitki hücrelerinde en çok reaktif oksijen türlerinin (ROT) oluşumu, fotosentezin meydana geldiği bölgelerde gerçekleşmektedir. Fotosentez esnasında fotosistem (PS) I ve II tarafından absorblanan ışık enerjisi, $NADP^+$ molekülüne aktarılmakta ve karbon fiksasyonunda kullanılan NADPH molekülünün oluşumunu sağlanmaktadır. Karbon fiksasyon reaksiyonlarını kısıtlayan çeşitli stres koşullarında $NADP^+$ oluşumu azalmaktadır. Bu nedenle ferrodoksin reaksiyonda taşınan elektronları

oksijene vermekte böylelikle süperoksit radikalının oluşumuna yol açmaktadır (Malkin ve Niyogi, 2000). Ayrıca uyarılmış klorofil molekülünün temel duruma dönmesi esnasında oksijen molekülün elektronlarının spinin değişmesine ve singlet oksijenin oluşmasına neden olmaktadır (Niyogi, 1999).

Oksijenin süperoksit radikallerine ışık yoluyla indirgenmesi fotosistem (PS) I ile alakalı indirgenmiş elektron transport sistemi ile oluşmaktadır ve peroksizomlardaki fotorespirasyon döngüsü ile alakalıdır. Ribuloz 5 fosfat karboksilaz/oksijenaz enzimi substrat olarak hem CO₂'i hem de O₂'ni kullanan iki farklı enzimatik reaksiyonu katalizlemektedir. Çeşitli stres koşullarında yapraklardaki CO₂ miktarının sınırlı olması Ribuloz 5 fosfat karboksilaz/oksijenaz enziminin CO₂ yerine oksijeni tercih etmesine yol açmakta ve glikolat üretiminin olmasına neden olmaktadır. Peroksizomlara transfer edilen glikolat burada glikolat oksidaz enzimi ile gliksilik asit üretimine katılmaktadır ve bu esnada hidrojen peroksit (H₂O₂) oluşmaktadır (Tripathy ve Oelmüller, 2012). Bitkiler, hayvanlar ve aerobik bakterilerde peroksizomlarda ürat oksidaz, D-amino asit oksidaz, L-hidroksil asit oksidaz ve yağ asidi açıl-CoA oksidaz gibi oksidazlar içerdiğinden çok önemli hücre içi H₂O₂ kaynağıdır (Altınışik, 2000; Ekici ve Sağdıç, 2008).

2.13.2. Eksojen kaynaklar

Asbest, karbonmonoksit, benzen, ozon, toluen ve formaldehit gibi hava kirleticiler; temizlik ürünleri, tutkal, boya, tiner, parfümler gibi kimyasallar; kloroform ve diğer trihalometanlar gibi su kirletici maddeler; UV ışınları, X ışınları, gamma ışınları, mikrodalga ışınları, orman yangınları, volkanik faaliyetler, egzoz dumanı, eksojen olarak serbest radikal üretimine katkıda bulunabilmektedir (Karabulut ve Gülay, 2016). Pestisitlerin siyanobakterilerde reaktif oksijen türlerini oluşturduğu bilinmektedir (Habib ve ark., 2011).

2.14. Serbest Radikallerin Etki Mekanizmaları ve Zararları

Belirli bir toksinin etkisi sonucu serbest radikaller dört şekilde etkili olabilmektedir. Bunlardan ilki toksinin kendisi bir serbest radikal olabilmektedir. İkincisi toksinin

serbest bir radikale metabolize olmasıdır. Üçüncü olarak toksin metabolizması sonucu serbest oksijen radikali meydana gelebilmektedir ve son olarak toksin antioksidan aktiviteyi azaltabilmektedir (Altınışik, 2000).

Membranların yapılarında bulunan lipitler, serbest radikallerin etkilerine karşı en hassas olan biyolojik moleküllerdir, çünkü kolesterol ve yağ asitlerinin içerdiği doymamış bağlar bu moleküllerle reaksiyona girmekte ve yüksek derecede zararlı peroksidasyon ürünleri oluşturmaktadır. Serbest radikallerin sebep olduğu bu olaya "enzimatik olmayan lipid peroksidasyonu" denilmektedir. (Devasagayam ve ark., 2003; Altınışik, 2000; Gill ve Tuteja, 2010). Bu olay esnasında toksik birçok yan ürün meydana gelmektedir. Bu yan ürünler olduğu yerlerden daha uzak bölgelerde ikinci haberciler gibi hareket etmektedir (Devasagayam ve ark., 2003). Lipit peroksidasyonu hücre zarının akışkanlığını ve geçirgenliğini bozarak bu yapının bozulmasına neden olabilmektedir (Devasagayam ve ark., 2003; Devasagayam ve ark., 2004; Fang ve ark., 2002; Sarma ve ark., 2010; Valko ve ark. 2007). Malondialdehit, üç veya daha fazla çift bağ içeren yağ asitlerinin peroksidasyonuyla meydana gelmektedir. Aldehitler hücre içinde metabolize edilebilmelerinin yanında, oluştukları bölgeden başka bölgelere taşınıp hücre hasarını artırmaktadırlar (Altınışik, 2000).

Serbest radikallere yağ asitlerinden daha az hassas olan proteinlerin, serbest radikallerin zararlarından etkilenme seviyelerini aminoasit içeriği belirlemektedir. Triptofan, tirozin, fenil alanin, histidin, metionin ve sistein gibi aminoasitler içeren proteinler; serbest radikallerle daha kolay reaksiyona girmektedirler çünkü içeriklerinde doymamış bağ ve sülfür bulundurlar (Devasagayam ve ark., 2003; Gill ve Tuteja, 2010). Bunun sonucunda sülfür radikalleri ve karbon merkezli organik radikaller meydana gelmektedir (Devasagayam ve ark., 2003; Altınışik, 2000; Gill ve Tuteja, 2010). Prolin ve lizin, reaktif oksijen türlerinin (ROT) olduğu reaksiyonlar sonucunda enzimatik olmayan hidroksilasyona uğrayabilmektedir (Altınışik, 2000). Yükseltgenmiş proteinler fonksiyonel olarak etkisiz oldukları gibi hızlı bir şekilde bozulmaya meyillidirler (Devasagayam ve ark., 2004; Sarma ve ark., 2010).

DNA yapısı reaktif oksijen türleri tarafından bozulabilmektedir (Devasagayam ve ark., 2004; Fang ve ark., 2002; Kuraoka ve ark., 2001; Sarma ve ark., 2010). Hidroksil radikali (OH) deoksiriboz ve bazlara kolayca saldırabilmektedir (Altınışık, 2000). Serbest radikaller şeker parçasındaki hidrojen atomlarının ilavesi veya kaybına yol açabilecekleri gibi, pirimidinlere ve pürinlere zarar verebilmektedir. Pirimidinlerin yıkımıyla timin glikol, üre kalıntısı, urasil glikol, 5-hidroksideoksiüridin, hidantoin ve 5-hidroksideoksisitidin gibi moleküller oluşurken pürinlerin yıkımıyla, 8-hidroksi deoksiadenozin formamidopirimidin ve 8-hidroksi deoksiguanozin gibi moleküller oluşmaktadır. Poli sentetaz enziminin (ADP-riboz) aktivasyonunun gerçekleşmesi apoptoza ve DNA'nın kırılmasına yol açmaktadır. Ayrıca elektron taşıma zincir fonksiyonlarını bozulması NAD^+ seviyelerinin azalmasına yol açmaktadır (Devasagayam ve ark., 2004; Fang ve ark., 2002; Kuraoka ve ark., 2001; Sarma ve ark., 2010; Gill ve Tuteja, 2010).

Hidroksil gibi serbest radikallerin karbonhidratlara saldırımları sonucunda karbon merkezli radikaller meydana gelir (Devasagayam ve ark., 2004; Karabulut ve Gülay, 2016)

2.15. Antioksidan Savunma Sistemleri

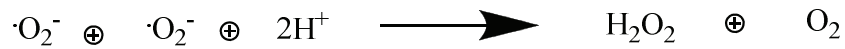
Antioksidan maddeler, serbest oksijen oluşumunu engelleyen veya oluşan serbest oksijen radikallerini tutan, böylelikle oksidasyonun teşvik etmiş olduğu zararları azaltan bileşiklerdir (Baublis ve ark., 2000; Sivritepe, 2000). Antioksidan maddeler, direkt veya dolaylı olarak zenobiyotiklerin toksik radikal reaksiyonların zararlı etkilerine karşı hücreleri korumaktadırlar (Mercan, 2004). Bunu dört ayrı etki mekanizması ile başarmaktadırlar: i) Süpürücü etki (daha az zararlı moleküle dönüştürme), ii) Söndürücü etki (hidrojen aktarma yöntemiyle inaktive etme), iii) Zincir reaksiyonlarını kırıcı etki, iv) Onarıcı etki (Gökpınar ve ark., 2006).

Antioksidanlar, birincil antioksidanlar ve ikincil antioksidanlar olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Süperoksit dismutaz (SOD), Katalaz (KAT) ve Glutasyon peroksidaz (GPX) ROT'u ara ürünlere dönüştürerek inaktive eden birincil antioksidan enzimlerdir (Vendemiale ve ark., 1999). Glutasyon redüktaz, Glutasyon S transferaz

ve ubikinon gibi ikincil antioksidan enzimler ise ROT miktarını peroksit seviyelerini azaltarak detoksifiye etmektedirler ve birincil antioksidan enzimlerin fonksiyonlarını sürdürebilmesi için Glutatyon ve NADPH sağlamaktadırlar. Bakır, demir, manganez, çinko ve selenyum antioksidan enzim aktivitelerini arttırmaktadır (Gale ve ark., 2001;Vertuani ve ark. 2004).

2.15.1. Süperoksit dismutaz (SOD)

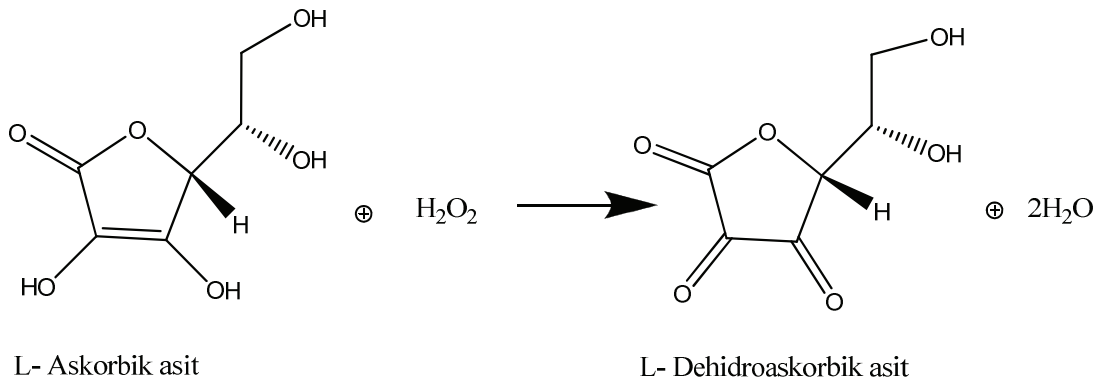
Süperoksitdismutaz (SOD: EC 1.15.1.1), süperoksiti moleküler oksijen ve H₂O₂'ye katalizleyen bir metaloenzimdir (Şekil 2.9.) (Valentine ve ark., 1998). Ökaryotik fotosentetik organizmalarda SOD'un 3 izoformu vardır. Bakır-çinko süperoksitdismutaz (CuZnSOD); yüksek bitkilerin, belirli dinoflagellatların ve Charophyceae sınıfı yeşil alglerin tilakoid zarlarında ve sitozolde bulunmaktadır. Mangan süperoksitdismutaz (MnSOD); mitokondride ve demir süperoksitdismutaz (FeSOD) kloroplastın stromasında bulunmaktadır. FeSOD kloroplasttaki, MnSOD mitokondrideki en önemli süperoksit anyonu temizleyicisi olarak kabul edilmektedir (Asada, 1999). Prokaryotik organizmalar olan mavi yeşil alglerde SOD'un 4 izoformu vardır. Nikel süperoksitdismutaz (NiSOD) az gelişmiş türlerde bulunurken, FeSOD ve MnSOD daha ileri formlarda bulunmaktadır. NiSOD ya algde tek başına bulunmakta ya da NiSOD ve FeSOD ikisi bir arada bulunmakta ya da FeSOD ve MnSOD ikisi bir arada olacak şekilde bulunmaktadır. Mavi yeşil alglerde CuZnSOD ise nadir olarak bulunmaktadır (Priya ve ark., 2007).



Şekil 2.9. SOD enziminin kataliz reaksiyonu (<http://www.plantstress.com/articles/oxidative%20stress.html>)

2.15.2. Askorbat peroksidaz (APOD)

Askorbat peroksidaz (EC: 1.11.1.11), askorbatı elektron donörü olarak kullanarak hidrojen peroksitin suya indirgenmesini katalizlemektedir (Şekil 2.10.). Sonuç olarak APOD, katalaza benzer rol oynar fakat iki enzim farklı özellikler sergilemektedir. APOD aktivitesine paralel olarak monodehidroaskorbat (MDHA) ve tek değerli oksidan askorbat üretilmektedir. MDHA kendiliğinden askorbik asit (AsA) ve dehidroaskorbata (DHA) dönüşmektedir. DHA redüktaz glutatyonu elektron donörü olarak kullanarak okside dehidroaskorbikasitten (DAsaA) yeniden AsA üretmektedir Böylece fotosentetik organizmalarda H_2O_2 'nin toksik seviyelerinin birikimi önlenmiş olmaktadır (Noctor ve Fayer 1998, Chew ve ark. 2003).



Şekil 2.10. APOD enziminin kataliz reaksiyonu (https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Ascorbate_peroxidase_reaction.PNG)

2.15.3. Glutatyon redüktaz (GR)

Glutatyon redüktaz, GSR ve GR (EC 1.8.1.7) olarak bilinen ve hem prokaryotik hem de ökaryotik hücrelerde bulunan NADPH bağımlı oksidoredüktaz ailesinden bir enzimdir. GR, NADPH oksidasyonu ile birlikte yükseltgenmiş glutatyonun (GSSG) indirgenmiş glutatyon (GSH) indirgenmesini sağlayan reaksiyonu katalizlemektedir (Şekil 2.11.) ve indirgenmiş GSH havuzunu oluşturarak, reaktif oksijen metabolitlerine karşı hücre savunmasında merkezi bir rol oynamaktadır (Contour-Ansel, 2006; Anjum, 2010).



Şekil 2.11. GR enziminin kataliz reaksiyonu (<http://slideplayer.biz.tr/slide/2874795/>)

2.15.4. Prolin

Serbest prolinin kuraklık, tuzluluk, yüksek ısı, düşük ısı, patojen enfeksiyonu, ağır metal toksisitesi, besin tuzu kıtlığı, hava kirliliği, UV maruziyeti gibi çevresel stres faktörlerinin etkisi ile miktarının arttığı bilinmektedir (Draper, 1972; Godzik ve Linskans, 1974; Labanauskar ve ark., 1974; Chu ve ark. 1978; Göring ve Thien 1979; Bassi ve Sharma, 1993; Delauney ve Verma, 1993; Pardha ve ark., 1995) Prolin birikimi enzimleri, zarlari ve poliribozomları korumaktadır (Schobert ve Tschesche, 1978; Arakawa ve Timasheff, 1983; Arakawa ve Timasheff, 1985; Kandpal ve Rao, 1985; Rudolf ve ark., 1986).

2.16. *Arthrospira platensis*

Arthrospira platensis yüksek karbonat, bikarbonat ve yüksek pH içerikli sularla karakterize tropikal ve subtropikal su kütlelerinde yaşayan planktonik bir mikroalgdir (Busson, 1971; Iltis, 1970, 1971, 1980; Rich 1931, 1933; Leonard ve Compere, 1967; Marty ve Busson, 1970; Clement 1971, 1975; Durand - Chastel, 1980; Guerin - Dumartrait ve Moyse 1976). Mavi-yeşil algler olarak tanınan Cyanobacteria filumuna aittir. Morfolojik olarak silindirik hücrelerden oluşan ipliksi bir yapıya sahiptir ve gaz vakuelleri içermektedir (Richmond, 1986). Bu alg genel olarak Afrika, Güney Amerika ve Asya'da geniş dağılım gösteren bir türdür (Busson, 1971; Clement, 1975; Durand-Chastel, 1980; Guerin - Dumartrait ve Moyse, 1976). Ayrıca *Arthrospira* türleri Türkiye florasında da bulunmaktadır (Aysel, 2005). Türkiye, iklim koşulları bakımından *Arthrospira* sp. kültürü için elverişlidir (Conk-Dalay, 1997). Kozmopolit oluşu model organizma olarak bu çalışmada seçilmesinin nedenlerinden birini oluşturmaktadır. *Arthrospira platensis*'in laboratuvar şartlarında yetiştirilmesi ile ilgili pek çok çalışma vardır ve kültürü diğer pek çok algden daha kolay ve daha az maliyetlidir (Sandeep ve ark, 2015; Castro ve ark. 2015). Bu algin

zenobiyotiklerin neden olduğu strese verdiği cevaplar deneysel olarak ölçülebilir niteliktedir (Choudhary, 2007).

2.17. Pestisitler ile Algler Üzerinde Yapılmış Çalışmalar

Sundaram (1996), Azadirachtin ve Tebufenozide pestisitlerini algler üzerinde denemişlerdir. 20 gün boyunca alglerin klorofil ve protein içeriğini izlemişlerdir. 3,0 ve 4,5 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Azadirachtin konsantrasyonları algin klorofil ve protein içeriğini azaltırken, 1,5 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyon klorofil içeriğini uyarmıştır.

Prasad ve ark. (2007), *Nostoc muscorum* algi üzerinde % 1, 2, 4 ve 8 oranlarında *Azadirachta indica* bitkisinin sulu ekstraktlarını denemişler ve bu konsantrasyondaki ekstraktların algin büyümesini ve fotosentetik pigment miktarını artırdığını bulmuşlardır. Chia ve ark. (2016) *Azadirachta indica* bitkisinin sulu ham ekstraktının *Scenedesmus quadricauda* büyümesi üzerine etkisini çalışmışlardır. Ekstraktın konsantrasyonu artıkça klorofil-*a* konsantrasyonu, kuru ağırlık ve mikroalgin hücre yoğunluğu azalmıştır. Uygulamanın üçüncü gününde 1000 mg L^{-1} ekstrakt konsantrasyonu büyüme inhibisyonu ve hücre parçalanmasına neden olmuştur. Katalaz ve peroksidaz aktiviteleri artan ekstrat konsantrasyonlarıyla birlikte artmıştır.

Lal ve ark. (1987), *Anabaena* ve *Aulosira fertilissima* algleri üzerinde Chlorpyrifos pestisitini denemişler ve bu pestisit her iki algde de birikim gösterdiğini rapor etmişlerdir. Van donk ve ark. (1992), yaptıkları bir çalışmada *Cyclotella* sp., *Selenastrum capricornutum* ve *Synechococcus leopoliensis* algleri üzerinde Chlorpyrifos pestisitinin direkt etkisini çalışmışlardır. Bunun için normal koşullarda ve fosfor sınırlı koşullarda serbest hücreler ve immobilize (sabitlenmiş) hücreler üzerinde denemeler yapmışlardır. Normal koşullarda yetiştirilen alglerde belirgin bir değişimin olmadığını, fosfor eksikliği koşullarında yetiştirilen alglerde ise anlamlı değişimlerin olduğunu rapor etmişlerdir. DeLorenzo ve Serrano (2003), *Dunaliella tertiolecta* algi üzerinde Chlorpyrifos'un etkisini incelemişler ve EC50 değerini 769 $\mu\text{g L}^{-1}$ olarak hesaplamışlardır. Thengodkar ve Sivakami (2010), *Spirulina platensis* siyanobakterisinde Chlorpyrifos pestisitinin alkalın fosfataz enzimi ile biyodegrade

olduğunu bulmuşlardır. Singh ve ark. (2011) *Synechocystis* sp. PUPCCC 64 algi tarafından Chlorpyrifos pestisitinin degradasyonunu incelemişler ve 15 mg L⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyona kadar algin pestisiti degrade edebildiğini ve 3,5,6-trichloro-2-pyridinol gibi ürünlere dönüştürüldüğünü bulmuşlardır. Shoaib ve ark. (2012), *Synechocystis aquatilis*, *Komvophoron minutum*, *Gloeocapsa crepidinum* ve *Gloeocapsa sanguinea* algleri için Chlorpyrifos pestisitinin EC50 değerini sırasıyla 0,074, 0,013, 0,08 ve 0,3 ppm olarak bulmuşlardır. Kumar ve ark. (2014), Chlorpyrifos pestisitinin *Chroococcus turgidus* NTMS12 siyanobakterisinde klorofil-*a*, prolin, süperoksit dismutaz, katalaz ve yağ asidi kompozisyonunda meydana getirdiği değişimleri analiz etmişlerdir. 6, 9 ve 12 mg L⁻¹ konsantrasyonlarda algin klorofil-*a* miktarı yönünden pestisiti tolere edebildiğini ve SOD aktivitesi, KAT aktivitesi ve prolin miktarında uygulanan konsantrasyonlarda artış olduğunu bulmuşlardır. Asselborn ve ark. (2015), *Ankistrodesmus gracilis* alginde Chlorpyrifos'un algin büyümesi üzerine etkilerini incelemişler; 96 saat için EC50 değerini 22,44 mg L⁻¹ olarak bulmuşlardır.

Megharaj ve ark. (1987), *Scenedesmus bijugatus*, *Synechococcus elongatus*, *Nostoc linckia*, ve *Phormidium tenue* algleri üzerinde Cypermethrin'in toksisitesi ve alglerin büyümeleri üzerine etkilerini çalışmışlardır. Cypermethrinin, 10 ile 50 µ mL⁻¹ konsantrasyonlarda, *S. bijugatus* alginin büyümesini inhibe ettiğini, *S. elongatus* alginde ise ya çok az inhibisyona uğrattığını ya da büyümeyi artırıcı etkisi olduğunu bulmuşlardır. Li ve ark. (2005), 50, 100, 150, 200 ve 250 mg L⁻¹ konsantrasyonlarda Cypermethrin'in *Scenedesmus obliquus* alginde büyüme, pigment miktarı ve süperoksit dismutaz aktivitesi üzerine etkilerini araştırmışlar ve 250 mg L⁻¹ algin büyümesi ve metabolik aktivitesini engellediğini ve *S. obliquus* algi için EC50 değerinin 112±9 mg L⁻¹ olduğunu bulmuşlardır. Xiong ve ark. (2002), *Scenedesmus obliquus* Kütz algi üzerinde Cypermethrin'in 96 saat süreyle toksisitesini, pigment içeriğini ve SOD enzim aktivitesi üzerine etkisini çalışmışlar ve 96 saat uygulamada aseton ile hazırlanmış çözeltilinin EC değerini 112,45 mg L⁻¹, etil asetat içinde hazırlanmış çözeltilinin 112,81 mg L⁻¹ olarak bulmuşlardır. Saenz ve ark. (2012), Cypermethrin'in *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* ve *Pseudokirchneriella subcapitata* algleri üzerinde KAT ve GR aktivitelerini

incelemişlerdir. *P. subcapitata* algi üzerinde Cypermethrin pestisitinin bu enzimleri inhibe ettiğini ve oksidatif hasar oluşturduğunu rapor etmişlerdir. Wang ve ark. (2011), *Skeletonema costatum*, *Scrippsiella trochoidea* ve *Chattonella marina* algleri üzerinde Cypermethrin'in büyümesi, SOD aktivitesi ve MDA miktarı üzerine etkilerini araştırmışlardır. 72 saat uygulama sonunda EC50 değeri $2,37 \text{ mg L}^{-1}$ olarak bulmuşlardır. SOD aktivitesi düşük konsantrasyonlarda artıp yüksek konsantrasyonlarda inhibe olurken, lipid peroksidasyonu artan konsantrasyonlarla beraber artmıştır.

Yadav ve Sharma (2013), Chlorpyrifos, Dimethoate, Cypermethrin, Lambda-cyhalothrin ve Benzenehexa-chloride pestisitlerinin *Spirulina platensis* alginin büyüme oranı üzerine etkisini incelemişlerdir. Chlorpyrifos ve Dimethoate için NOEC (Gözlemlenen ters etki konsantrasyonu) değeri 0,5 ppm iken, LOEC (En düşük etkili konsantrasyon) 1 ppm olarak hesaplanmıştır. Benzenehexa-chloride ve lambda-cyhalothrin ise uygulanan konsantrasyonlarda anlamlı bir değer vermemiştir.

Burkiewicz ve ark. (2005), Deltamethrin ile yaptıkları bir çalışmada *Scenedesmus subspicatus* alginde 72 saat süreyle $2,5-10 \text{ mg L}^{-1}$ konsantrasyonlar arasında büyüme oranını anlamlı olarak azalttığını rapor etmişlerdir. Lutnicka ve ark. (2014), Deltamethrin pestisitinin *Chlorella vulgaris* algi üzerinde büyümeyi inhibe edici özelliği olduğunu gözlemlemişlerdir.

Kumar ve ark. (1988), Dieldrin, Dimethoate ve Permethrin pestisitlerinin *Anabaena sp.* ve *Aulosira fertilissima* algleri tarafından biyolojik birikime uğradığını bildirmişlerdir. Wong ve Chan (1988), *Chlamydomonas reinhardtii* algi üzerinde büyüme ve klorofil-*a* miktarının Dimethoate uygulamasıyla yüksek konsantrasyonlarda inhibe olduğunu bulmuşlardır. Perona ve ark. (1991), azot fikse edebilen *Anabaena* PCC 7119 suşuna Dimethoate uyguladıklarında büyümenin engellendiğini, fotosentetik pigment kayıplarının yaşandığını ve nitrojen fiksasyonunun etkilendiğini gözlemlemişlerdir. Mohapatra ve Mohanty (1992a), *Chlorella vulgaris* ve *Anabaena doliolum* algleri üzerinde Dimethoate ve Endosulfan'ın büyüme üzerine etkilerini çalışmışlardır. 10 mg L^{-1}

konsantrasyonlarda her iki pestisit için büyümenin engellendiği ve Endosulfan'ın Dimethoate pestisitinden daha toksik olduğunu rapor etmişlerdir. Mohapatra ve Mohanty (1992b), *Anabaena doliolum* siyanobakterisi üzerinde Dimethoate pestisitinin NO_4^- , PO_3^- , SO_4^{2-} içerikli farklı besin tuzu ortamlarındaki etkisini incelemişler; 40 mgL^{-1} konsantrasyonu algistatik ve 50 mg L^{-1} konsantrasyonu algistik olarak belirlemişlerdir. Shizhong ve ark. (1997), Dimethoate pestisitinin *Chlorella vulgaris* alginde hücre yoğunluğunu, klorofil pigmentini ve alkalın fosfotaz aktivitesini artırıcı etkileri olduğunu bulmuşlar ve düşük konsantrasyonların büyümeyi olumlu yönde etkilediğini rapor etmişlerdir. Mei ve Zan (1998), *Chlorella vulgaris* algi üzerinde Dimethoate'ın hücre yoğunluğunu, protein içeriğini, klorofil pigment miktarını ve alkalın fosfataz aktivitelerini arttırdığını, büyümenin ise düşük konsantrasyonlarda hızlandığını rapor etmişlerdir. Yadav (2015) yaptığı bir çalışmada Dimethoate'ın *Spirulina platensis* alginde klorofil-*a* ve büyüme oranını azalttığını saptamıştır.

Tisler ve ark. (2009), *Desmodesmus subspicatus* algi üzerinde İmidakloprit'in EC50 değerini 72 saat için 389 mg L^{-1} olarak hesaplamışlardır. Malev ve ark. (2012), *Desmodesmus subspicatus* algi üzerinde İmidakloprit pestisitinin büyüme ve antioksidan parametreler üzerine etkisini araştırmışlardır. İmidakloprit $102,2 \mu\text{g L}^{-1}$ konsantrasyonda lipid peroksidasyonuna neden olmuştur.

Thiakloprit'in algler ve siyanobakteriler üzerine etkilerini inceleyen çalışmalar literatürde bulunmamaktadır.

2.18. Çalışmanın Amacı

Bu veriler doğrultusunda çalışmamızın amacı, Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Deltamethrin, Dimethoate, İmidakloprit ve Thiakloprit pestisitlerine maruz bırakılan *Arthrospira platensis* siyanobakterisinin gelişiminde ve metabolizmasında meydana gelen değişimleri incelemektir. Bu amaçla *Arthrospira platensis* siyanobakterisi adı geçen pestisitlere maruz bırakılarak biyokütle, klorofil-*a*, süperoksit dismutaz (SOD), askorbat peroksidaz (APOD), glutatyon redüktaz

(GR), malondialdehit (MDA), hidrojen peroksit (H_2O_2) ve prolin miktarlarındaki değişim incelenmiştir. Sucul ekosistemlerde birincil üretici olan fotoototrofların pestisitlere verdiği cevaplar ve bu cevapların değerlendirilmesi, sucul kcommunitylerin pestisitlerden nasıl etkilendiği konusunda fikir sahibi olmamızı sağlayacaktır. Ayrıca bu çalışma, pestisit ve zenobiyotiklerin sulardan alg veya siyanobakteriler vasıtasıyla temizlenmesini sağlayan biyoremediasyon çalışmalarına ön bir basamak oluşturacaktır.

BÖLÜM 3. MATERYAL VE METOD

3.1. Çalışma Materyali

Soley Microalg Enstitüsü'nden (California, USA) temin edilen *Arthrospira platensis* M2 (SLSP01) suşu akselik koşullar altında Sakarya Üniversitesi Biyoloji Bölümü Bitki Fizyolojisi ve Alg Ekolojisi laboratuvarında kültüre alınmıştır.

3.2. Kullanılan Cihazlar

Çalışma için gerekli olan ve kullanılan cihazlar Tablo 3.1.'de gösterilmiştir.

Tablo 3.1. Kullanılan cihazlar

Cihaz	İşlev	Marka
Buzdolabı	Numune ve çözeltilerin saklanması	Beko
Etüv	Kurutma ve sterilizasyon	Nüve
Hassas Terazı	Tartım	Schimadzu SLB 320
Isıtıcılı Manyetik Karıştırıcı	Çözelti hazırlanması	Dragon met M 10068
İklimlendirme kabini	Alg kültürü	Dev/Pet
Soğutuculu Mikrosantifürüj	Süpernatant eldesi	Centrion scientific K3
Soğutuculu Santifürüj	Pelet eldesi	Nüve
Mikropipet	Enzim analizleri	Nichipet (100- 1000µL)
Mikropipet	Enzim analizleri	Eppendorf (10-100µL)
Mikropipet	Solüsyon hazırlanması ve enzim analizleri	Eppendorf (1-10 mL)
Otoklav	Sterilizasyon	Alp
pH metre	pH ölçümleri	Metler Toledo

3.3. Yöntem

3.3.1. Hücre kültürünün hazırlanması

Arthrospira platensis M2 (SLYSP01) suşu aksenik koşullarda hazırlanan Spirulina Medium (Aiba ve Ogawa, 1977) ortamında kültüre alınmıştır (Tablo 3.2. ve Tablo 3.3.). 180 mL kültür besiyerine, 20 mL alg kültürü ekim yapılarak 250 ml'lik erlenlerde on gün beklemeye bırakılmıştır. Kültür koşulları full spektrum lambalar ile aydınlatılan iklimlendirme kabini içinde 5000 lux ışık şiddeti (12 saat aydınlık, 12 saat karanlık) ve 30°C sıcaklıktır.

Tablo 3.2. Spirulina Medium İçeriği (Aiba ve Ogawa, 1977)

Solüsyon (SL)	Hacim (mL)	Bileşik	SL Konsantrasyon
SL- A	500 mL	NaHCO ₃	13,61 g
		NaCO ₃	4,03 g
		K ₂ HPO ₄	0,50 g
		NaNO ₃	2,50 g
SL-B	500 mL	K ₂ SO ₄	1,00 g
		NaCl	1,00 g
		MgSO ₄ .7H ₂ O	0,20 g
		FeSO ₄ .7H ₂ O	0,01 g
		EDTA	0,08 g
		Mikrobesin tuzu	5,0 mL

Tablo 3.3. Mikrobesin tuzlarının içeriği

Solüsyon (SL)	Bileşik	Miktar
SL-1	Distile su	881 mL
	ZnSO ₄ .7H ₂ O	1 mL
	MNSO ₄ .4H ₂ O	2 mL
	H ₃ BO ₃	5 mL
	CO(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	5 mL
	Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	5 mL
	Cu So ₄ .5H ₂ O	1 mL
	EDTA	0,4 g
SL-2	FE SO ₄ .7H ₂ O	0,7 g
	EDTA	0,4 g
	Distile su	100 mL

3.3.2. Uygulanan pestisitlerin derişimleri

Çalışmada bire on seyreltilen ticari çözeltilerden belirli derişimlerde kullanılmıştır. Bu konsantrasyonlar yapılan ön denemeler sonucunda belirlenen EC50 değerin altında olacak şekilde ayarlanmış olup Tablo 3.4.'de verilmiştir.

Tablo 3.4. *Arthrospira platensis*'e uygulanan pestisit derişimleri

Azadirachtin ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Chlorpyrifos ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Cypermethrin ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Deltamethrin ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Dimethoate ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	İmidakloprit ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Thiakloprit ($\mu\text{g mL}^{-1}$)
4	25	1	0,125	25	25	15
8	50	5	0,25	50	50	25
12	75	10	0,50	100	100	35
16	100	20	1	200	200	45
20	125	30	1,5	250		75
	150	40	2			
		50				

3.3.3. Deney ortamı ve düzeneği

Pestisit çözeltileri ile muamele edilmeden önce aktifleştirme için 200 mL *A. platensis* kültürü on gün süre boyunca iklimlendirme dolabında daha önce belirtilen koşullarda geliştirilmiştir. Bu sürenin sonunda 50 mL kültür hazırlamak için klorofil-*a* miktarı 1 $\mu\text{g mL}^{-1}$ olacak şekilde yenilenmiştir.

Belirtilen derişimlerde pestisit çözeltileri hazırlanmış ve aktifleşmiş kültürlere uygulanmıştır. Ortamın pH'sı 9 olarak ayarlanmıştır. Deneyler üç tekrarlı yapılmıştır. Bu süre zarfında *A. platensis* M2'nin optik yoğunluk (OD) ve fotosentetik pigment (klorofil-*a*) miktarlarındaki değişim 24 saatte bir ölçülerek kayıt edilmiştir. 7. gün sonunda kültürler homojenizasyon işlemine tabii tutulmuş ve bu homojenatlar -20 °C'de Süperoksit Dismütaz (SOD), Glutasyon Redüktaz (GR), Askorbat Peroksidaz (APOD) enzim deneyleri ve MDA, H₂O₂, prolin analizleri için saklanmıştır.

3.4. Ölçüm ve Analizler

3.4.1. Optik yoğunluğun (OD) ve büyüme oranının belirlenmesi

Algin optik yoğunluğu 1/10 oranında besiyeri (100 µL kültür, 900 µL Spirulina Medium besiyeri) ile seyreltme yapılarak spektrofotometrede 560 nm absorbansda ölçülmüştür. Bu esnada kör çözeltisi olarak Spirulina Medium besiyeri kullanılmıştır. Her ölçüm 24 saatte bir olacak şekilde 7 gün boyunca OD değerindeki değişim izlenmiştir. Böylelikle büyüme oranı hesaplanmıştır.

3.4.2. Fotosentetik pigment analizi (Klorofil-*a*)

Klorofil-*a* ölçümü için 1/10 oranında saf metanol ile ekstraksiyon yapılmıştır (100 µL kültür, 900 µL saf metanol). Bunun için 1 dakika vortekslenen örnekler 2 dakika 13800 rpm ve +4 °C'de mikrosantrifüj ile santifrüjlenmiştir. Daha sonra spektrofotometrede 665 nm dalga boyunda okutulmuştur. Kör çözeltisi olarak saf metanol kullanılmıştır (Mackinney, 1941). Klorofil-*a* miktarı Denklem 2.1'e göre hesaplanmıştır:.

$$\text{Klorofil-}a \text{ mL}^{-1} = A_{665} \times 13.43 \times 10 \quad (2.1)$$

3.4.3. Toplam protein analizi

Toplam protein aktivitesinin belirlenmesi için Bradford (1976) yöntemi kullanılmıştır. Alınan 2 mL'lik kültürler 15000 rpm'de +4 °C'de 20 dakika santifrüjlendikten sonra SOD ve GR analizleri için yaklaşık 0,2 g olan pellet elde edilmiştir. Bu pellet homejenizasyon için kullanılmış, gerekli olan ekstraksiyon solüsyonu 100 mM Potasyun-Fosfat (pH = 7.0), % 2'lik polivinilpirolidon (PVP) ve 1 mM Sodyum EDTA (Na₂EDTA) ile hazırlanmıştır. APOD analizi için ise 50 mM Tris-HCl (pH = 7,2), % 2'lik PVP, 1 mM Na₂EDTA ve 2 mM askorbat ile hazırlanmıştır. Son hacmi 5,5 mL olan reaksiyon solüsyonu için sırasıyla 100 µg

protein içeren enzim karışımı, 0,031 M Sitrat-Fosfat tamponu (pH = 5,5) ve %0,01'lik Coomassie Brilliant Blue G-250 kullanılmıştır. Örnekler 10-15 saniye süre ile vorteksleme işlemine tabii tutulduktan sonra, 30 dakika karanlıkta bekletilmiştir. Spektrofotometrede 595 nm'de yapılan ölçümlerden elde edilen sonuçlar ile protein miktarlarındaki değişim daha önce hazırlanmış olan standart grafikten faydalanarak bulunmuştur.

3.3.4. Süperoksit dismütaz enzim analizi (SOD)

Toplam SOD aktivitesi için Beyer ve Fridovich (1987) metodu kullanılmıştır. 2 mL hacimde alınan kültürlerden 15000 rpm ve +4°C'de 20 dakika santrifüjlendikten sonra elde edilen pellet 100 mM Potasyun-Fosfat (pH = 7,0), % 2'lik PVP (polivinilpirolidon) ve 1 mM Sodyum EDTA (Na₂EDTA) içeren çözelti ile ekstrakte edilmiştir. 14000 rpm ve +4 °C'de 20 dakika santrifüjden sonra süpernatantlar alınmıştır. 100 mM Potasyun-Fosfat tamponu (pH = 7,8), 9,9 x 10⁻³ M metionin, 5,7x10⁻⁵ M NBT, (nitroblue tetrazolyum), % 1'lik triton X53 100 ile hazırlanan reaksiyon çözeltisine son hacim 1030 µL olacak şekilde ilave edilmiştir. Reaksiyonun başlaması için 0,9 µM riboflavin eklenmesi yapılmıştır. Tüpler 15 dakika boyunca 375 µmol m⁻²s⁻¹ şiddetinde ışığa maruz bırakılmıştır. Bu sürenin sonunda 560 nm'de spektrofotometrede absorbans değerleri okunmuştur. Toplam SOD aktivitesi daha önce hazırlanmış olan standart grafik kullanılarak bulunmuştur (U/mg protein).

3.3.5. Askorbat peroksidaz enzim analizi (APOD)

Toplam APOD aktivitesi için Wang ve ark. (1991) metodu kullanılmıştır. Alınan 2 mL'lik kültürler 15000 rpm ve +4°C'de 20 dakika santrifüjlendikten sonra elde edilen pellet 50 mM Tris-HCl (pH = 7,2), % 2'lik PVP, 1 mM sodyum EDTA (Na₂EDTA) ve 2 mM askorbat içeren çözelti ile ekstrakte edilmiştir. 14000 rpm ve +4 °C'de 20 dakikalık santrifüjden sonra süpernatantlar alınmıştır. 100 µg protein içeren enzim karışımı, 50 mM potasyum-fosfat tamponu (pH = 6,6), 2,5 mM askorbattan oluşan reaksiyon çözeltisine ilave edilmiştir. Reaksiyon, son hacim 1000

μL olacak şekilde 10 mM hidrojen peroksit (H_2O_2) ilavesiyle başlatılmıştır. Absorbans değerleri spektrofotometrede 290 nm'de bir dakika boyunca alınmıştır. Enzim aktivitesi, askorbatın ekstinksiyon katsayısı (2,8 mM/cm.290 nm) ile reaksiyonun başlangıç hızından hesaplanmıştır (nmol askorbat dk^{-1} mg protein $^{-1}$).

3.3.6. Glutatyon redüktaz enzim analizi (GR)

Toplam GR aktivitesi için Sgherri ve ark. (1994) metodu uygulanmıştır. Alınan 2 mL'lik kültürler 15000 rpm ve $+4^\circ\text{C}$ 'de 20 dakika santrifüjlendikten sonra elde edilen pellet, 100 mM potasyum-fosfat (pH = 7,0), % 2'lik PVP (polivinilpirolidon) ve 1 mM sodyum EDTA (Na_2EDTA) içeren çözelti ile ekstrakte edilmiştir. 14000 rpm ve $+4^\circ\text{C}$ 'de 20 dakikalık santrifüjden sonra süpernatantlar alınmıştır. 100 μg protein içeren süpernatant, 100 mM potasyum-fosfat tamponu (pH = 7,8), 2 mM sodyum EDTA (Na_2EDTA), 0,5 mM okside glutatyon (GSSG) içerisine eklenmiştir. Reaksiyon, son hacim 1000 μL olacak şekilde, 0,2 mM nikotinamid adenin dinükleotit fosfat (NADPH) ilavesiyle başlatılmıştır. Absorbans değerleri spektrofotometrede 320 nm'de bir dakika boyunca alınmıştır. Düzeltme, NADPH yokluğunda GSSG yükseltgenmesi ile yapılmıştır. Enzim aktivitesi, NADPH'nin ekstinksiyon katsayısı (6,2 mM/cm. 340 nm) ile reaksiyonun başlangıç hızından hesaplanmıştır (nmol NADPH/dakika/mg protein).

3.3.7. Malondialdehit (MDA) analizi

Malondialdehit miktarının belirlenmesi Heath ve Packer (1968)'e göre yapılmıştır. 15 mL kültür ortamı 4000 rpm ve $+4^\circ\text{C}$ 'de 15 dk santrifüjlendikten sonra pellet elde edilmiştir. Elde edilen bu pellet 5 mL % 0,1 TCA (4°C) ile homojenize edilmiş, sonra 4100 rpm'de 10 dakika santrifüj edilmiştir. 0,5 mL süpernatant, 0,5 mL 0,1 M Tris-HCl (pH 7,6) ve 1 ml TCA-TBA çözeltisi (15% w/v) (Trikloroasetik asit-0,375% w/v tiyobarbitürikasit) ile karıştırılmıştır ve 30 dakika sıcak su banyosunda (95°C) bekletilmiştir. Reaksiyon karışımlarının absorbansları 532 ve 600 nm dalga boyunda ölçülmüş ve malondialdehit miktarı ekstinksiyon katsayısı kullanılarak hesaplanmıştır.

3.3.8. H₂O₂ analizi

H₂O₂ miktarının belirlenmesi Heath ve Packer (1968)'e göre yapılmıştır. 15 mL hacimde alınan kültürlerden 4000 rpm ve +4°C'de 15 dk santrifüjlendikten sonra yaklaşık 0,2 g olan pellet elde edilmiştir. Elde edilen bu pellet 5 mL % 0,1 TCA (4°C) ile homojen edilmiş sonra 4100 rpm'de 10 dk santrifüj edilmiştir. 0,5 mL süpernatanta, 0,5 mL 0.1 M Tris-HCl (pH = 7,6) ve 1 mL 1 M KI (potasyum iyodür) eklenmiş ve 390 nm dalga boyundaki absorbans değerleri belirlenmiştir. H₂O₂ miktarı daha önce hazırlanmış olan standart grafik yardımıyla hesaplanmıştır.

3.3.9. Prolin analizi

Prolin miktarının belirlenmesi için Weimberg (1987)'in metodu modifiye edilmiştir. 15 mL hacimde alınan kültürlerden 4000 rpm ve +4°C'de 15 dk santrifüjlendikten sonra yaklaşık 0,2 g olan pellet elde edilmiştir. Elde edilen bu pellet 10 mL distile su ile homojenize edildikten sonra tüpler sıcak su banyosunda (95 °C) 30 dk bekletilmiştir. Bu sürenin sonunda örnek soğutulduktan sonra 10 dk 4100 rpm'de santrifüj edilmiştir. Elde edilen süpernatanttan prolin miktarı ($\mu\text{mol g}^{-1}$ kuru ağırlık) asit-ninhidrin yöntemine göre 520 nm dalga boyunda yapılan okumalara göre spektrofotometrik olarak bulunmuştur (Bates ve ark., 1973).

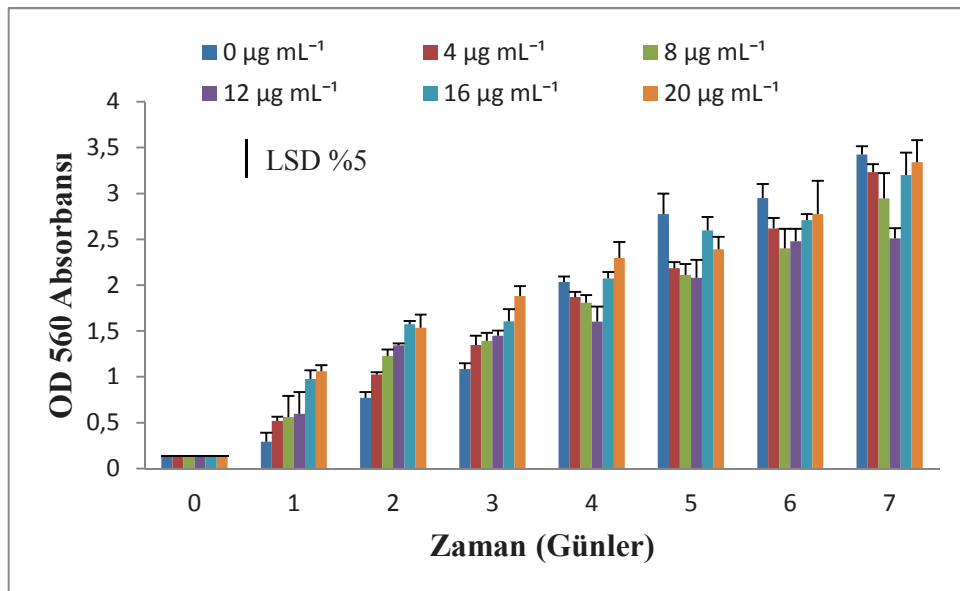
3.3.10. İstatistiksel analizler

İstatistikler için, verilere SPSS 20.0 paket programında yer alan tek yönlü varyans analizi (ANOVA) yapılmış ve değişkenler arasındaki farklılığın belirlenmesi için LSD testi uygulanmıştır. Anlamlı Önemli Fark (AÖF) olan her bir bağımsız değişken için uygulama ve çeşitler arasındaki farkın önem kontrolü % 5 düzeyinde hesaplanmıştır. EC50 ve IC50 değerleri Origin Pro 8.5 programı ile hesaplanmıştır.

BÖLÜM 4. BULGULAR

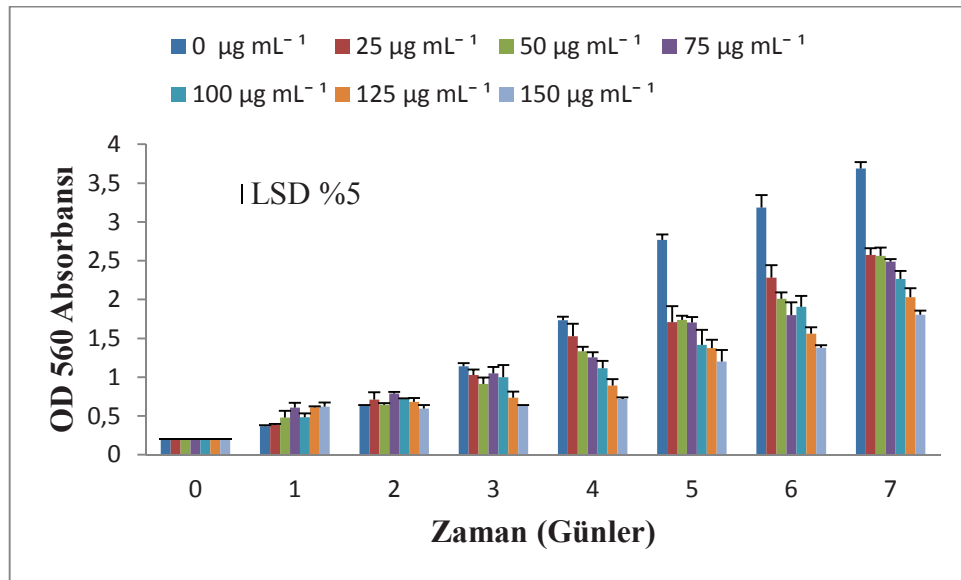
4.1. OD560 Absorbansı

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 1. günde 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda; 2. günde 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda; 3. günde 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda kontrole göre OD560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir artış olmuştur ($p<0,05$). 4. günde 12 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda; 5. günde 4, 8 ve 12 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda; 6. günde 8 ve 12 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda; 7. günde ise 8 ve 12 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda kontrole göre OD560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p<0,05$) *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin OD560 absorbansı üzerine etkisi Şekil 4.1.'de verilmiştir.



Şekil 4.1. *A. platensis*'in Azadirachtin konsantrasyonlarına bağlı OD560 absorbansındaki günlük değişimi

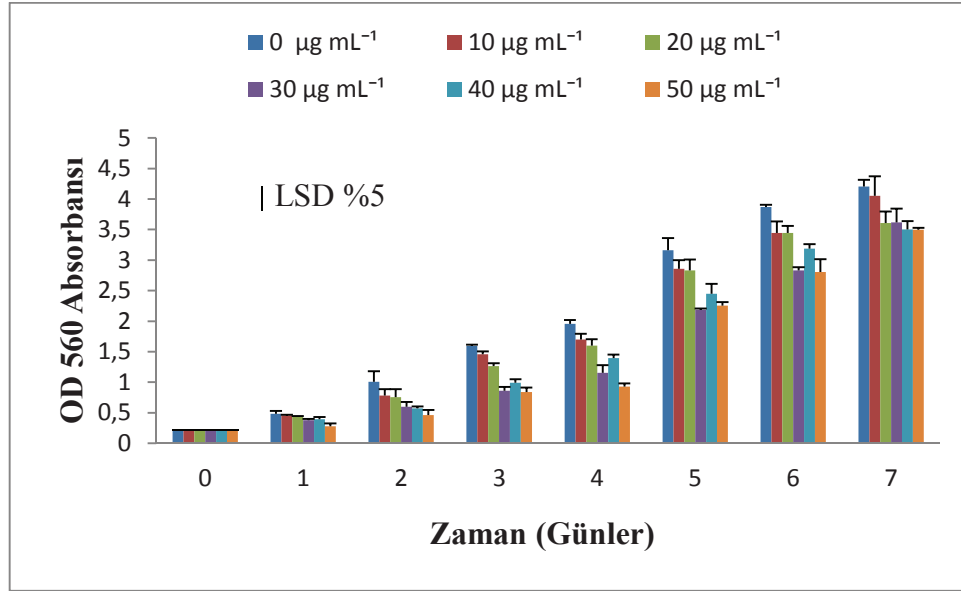
Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde OD560 absorbansında 1. ve 2. günlerde kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim yoktur ($p>0,05$). 3. günde 125 ve 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda ve 4. günde 50, 75, 100, 125 ve 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda istatistiksel olarak anlamlı bir azalma vardır ($p<0,05$). 5., 6. ve 7. günlerde ise bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 75, 100, 125, 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$) kontrole göre OD560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma vardır ($p<0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin OD560 absorbansı üzerine etkisi Şekil 4.2.'de verilmiştir.



Şekil 4.2. *A. platensis*'in Chlorpyrifos konsantrasyonlarına bağlı OD560 absorbansındaki günlük değişimi

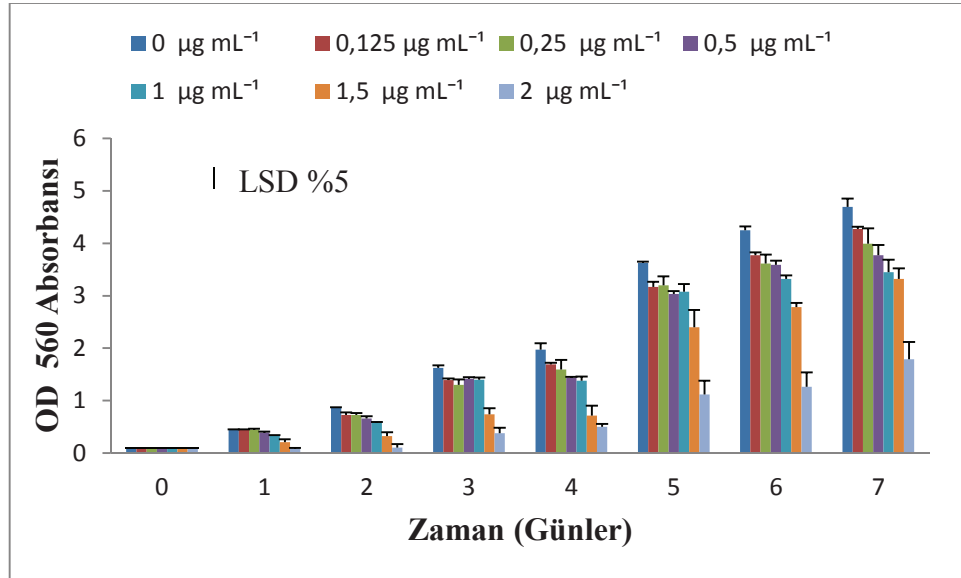
Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 1. günde kontrole göre OD560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir değişim olmamıştır ($p>0,05$). 2. günde 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda; 3. ve 4. günde 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında; 5 ve 6. günde bütün konsantrasyonlarda (10, 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$), 7. günde 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında; kontrole göre OD560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p<0,05$). 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ üzerindeki konsantrasyonlarda toksik etki görüldüğünden bu konsantrasyonun üzerine çıkılamamıştır. *A. platensis*'e uygulanan farklı

konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin OD560 absorbanısı üzerine etkisi Şekil 4.3.'de verilmiştir.



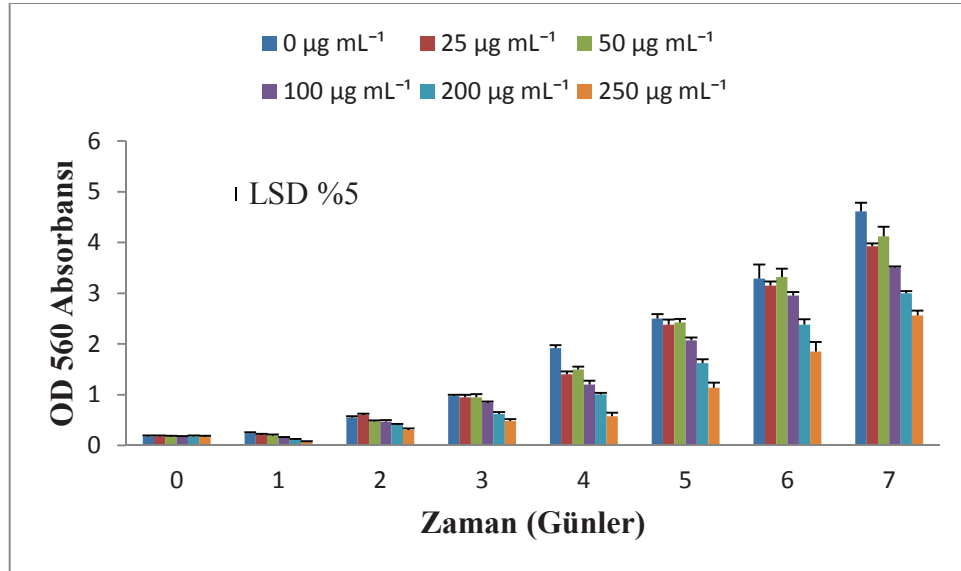
Şekil 4.3. *A. platensis*'in Cypermethrin konsantrasyonlarına bağlı OD560 absorbanısındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 1. günde 2 µg mL⁻¹ konsantrasyonunda, 2. ve 3. günde 1,5 ve 2 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında, 4. günde 0,5, 1, 1,5 ve 2 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında kontrole göre OD560 absorbanısında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p < 0,05$). 5. 6. ve 7.günde bütün konsantrasyonlarda (0,125, 0,25, 0,5, 1, 1,5, 2 µg mL⁻¹) kontrole göre OD560 absorbanısında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p < 0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin OD560 absorbanısı üzerine etkisi Şekil 4.4.'de verilmiştir.



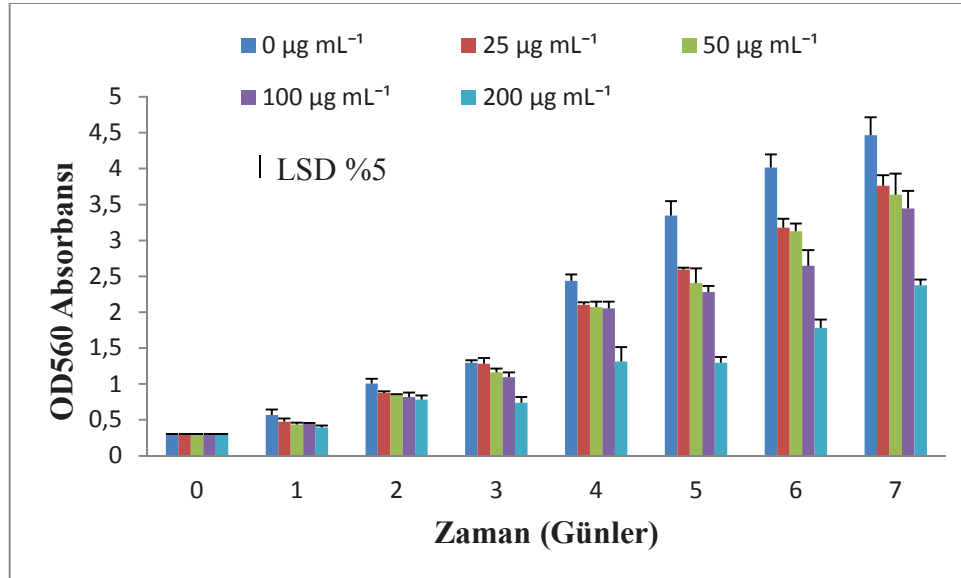
Şekil 4.4. *A. platensis*'in Deltamethrin konsantrasyonlarına bağlı OD560 absorbansındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 1. günde hiç bir konsantrasyonda kontrole göre anlamlı bir değişim gözlenmemiştir. ($p>0,05$). Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 2. günde 250 µg mL⁻¹ konsantrasyonda, 3. günde 200 ve 250 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda, 4. günde bütün konsantrasyonlarda, 5. ve 6. günde 100, 200 ve 250 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında, 7. günde bütün konsantrasyonlarda kontrole göre OD560 miktarında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p<0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin OD560 absorbansı üzerine etkisi Şekil 4.5.'de verilmiştir.



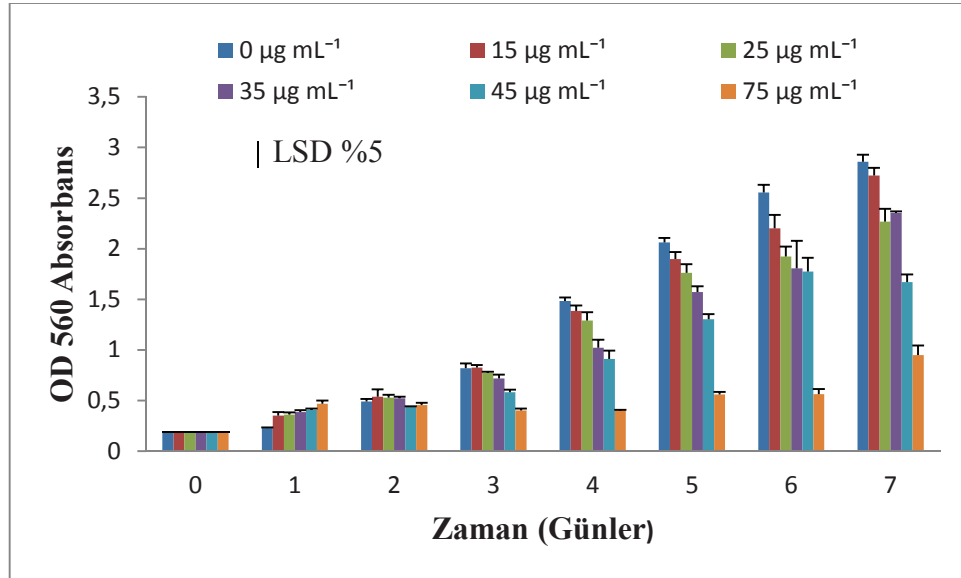
Şekil 4.5. *A. platensis*'in Dimethoate konsantrasyonlarına bağlı OD560 absorbansındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 1. ve 2. günlerde kontrole göre OD 560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir değişim olmamıştır ($p > 0,05$). İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 3. günde 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonda, 4. gün 50, 100 ve 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında; 5, 6. ve 7. günde bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 100 ve 200 µg mL⁻¹) kontrole göre OD560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p < 0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidakloprit pestisitinin OD560 absorbansı üzerine etkisi Şekil 4.6.'da verilmiştir.



Şekil 4.6. *A. platensis*'in İmidakloprit konsantrasyonlarına bağlı OD560 absorbansındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 1. günde 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonda kontrole göre OD560 absorbansında istatistiksel olarak anlamlı bir artış olmuştur ($p < 0,05$). OD560 absorbansında, 2. günde anlamlı değişme olmazken; 3. günde 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonunda; 4. günde 35, 45, 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda; 5. günde 25, 35, 45 ve 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda; 6. günde ise bütün konsantrasyonlarda (15, 25, 35, 45 ve 75 µg mL⁻¹), 7. günde 25, 35, 45 ve 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p < 0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin OD560 absorbansı üzerine etkisi Şekil 4.7.'de verilmiştir.



Şekil 4.7. *A. platensis*'in Thiakloprit konsantrasyonlarına bağlı OD560 absorbanısındaki günlük değişimi

A. platensis'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Dimethoate, Deltamethrin, İmidakloprit, Thiakloprit pestisitlerinin OD 560 absorbanısında meydana getirdiği değişime bağlı olarak ölçülen günlük EC 50 (etkili konsantrasyon 50) değerleri Tablo 4.1.'de verilmiştir.

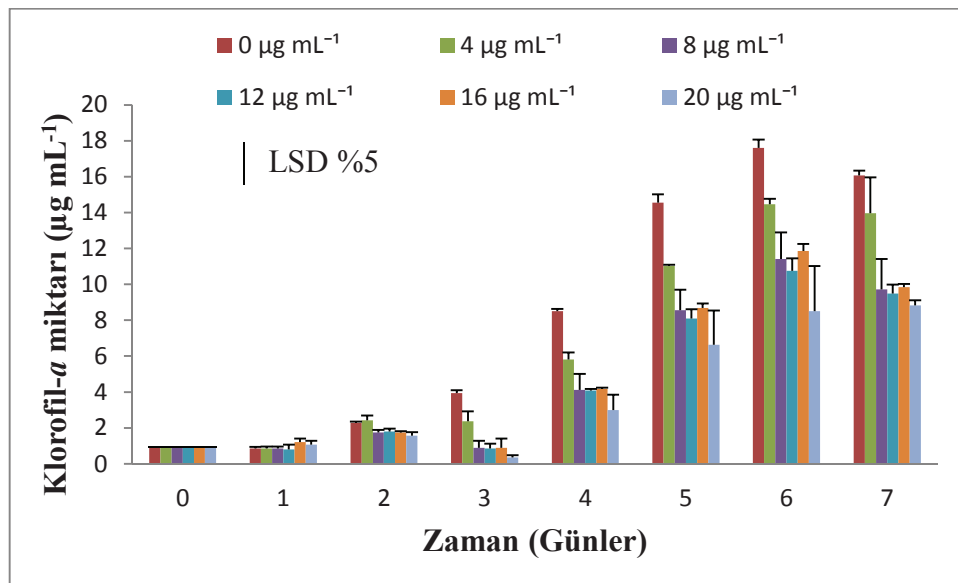
Tablo 4.1. OD560 absorbanısına göre pestisit uygulaması sonucunda elde edilen EC50 değerleri

EC50 ±SH	1.Gün	2.Gün	3.Gün	4.Gün	5.Gün	6.Gün	7.Gün
Azadirachtin	-	-	-	-	-	-	21,87±5,74
Chlorpyrifos	-	-	191,77±22,52	133,45±4,42	129,41±41,12	121,03±26,13	178,87±6,96
Cypermethrin	-	-	50,93±2,91	55,42±7,64	47,47±2,28	48,57±3,59	53,12±1,16
Deltamethrin	-	-	1,51±0,01	1,44±0,11	1,72±0,12	1,73±0,08	1,76±0,07
Dimethoate	-	-	255,52±13,63	155,40±6,49	249,42±9,47	307,62±27,97	300,25±13,61
İmidakloprit	-	-	210,52±10,60	213,64±29,86	153,92±32,68	177,96±10,40	224,82±4,61
Thiakloprit	-	-	72,09±5,19	51,73±2,74	53,20±2,36	48,47±4,19	55,63±2,26

4.2. Fotosentetik Pigment Analizi (Klorofil-*a* Miktarları)

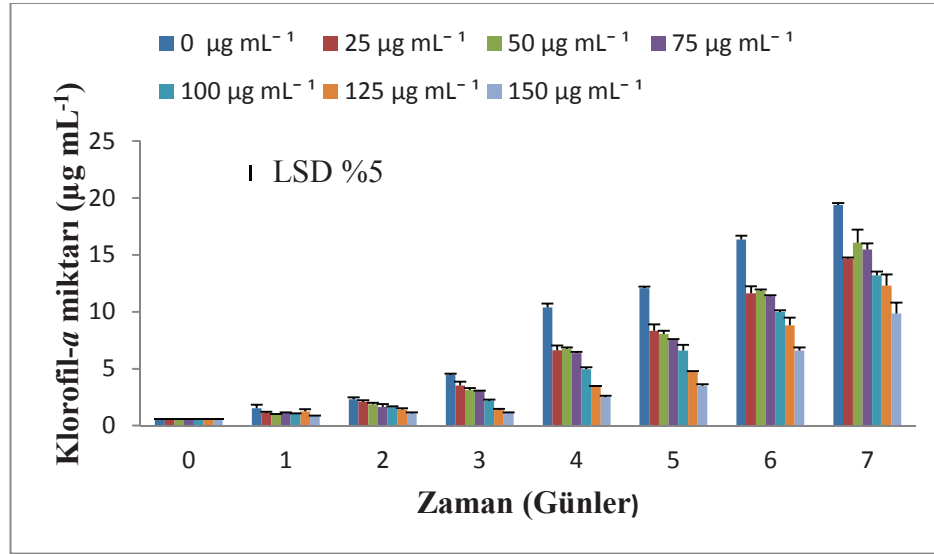
Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde 1. ve 2. günde konsantrasyonlar kontrole göre kıyaslandığında klorofil-*a* miktarında herhangi bir değişim yoktur ($p > 0,05$). 3. günde konsantrasyonlar kontrole göre kıyaslandığında

klorofil-*a* miktarında 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda; 4., 5. ve 6. günde konsantrasyonlar kontrole göre kıyaslandığında klorofil-*a* miktarında bütün konsantrasyonlarda (4, 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$) ve 7. günde konsantrasyonlar kontrole göre kıyaslandığında klorofil-*a* miktarında 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ anlamlı bir azalma vardır ($p<0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin klorofil-*a* üzerine etkisi Şekil 4.8.'de verilmiştir.



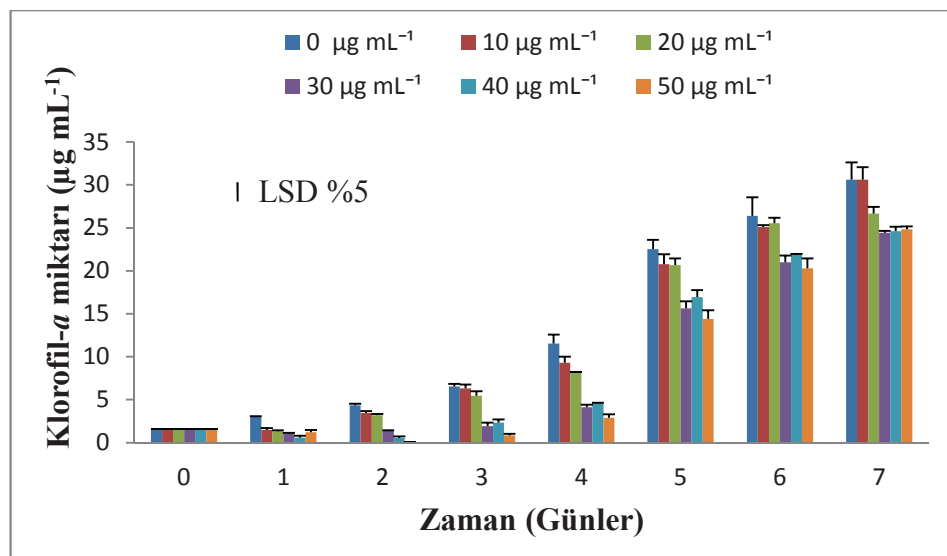
Şekil 4.8. *A. platensis*'in Azadirachtin konsantrasyonlarına bağlı Klorofil-*a* miktarındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde klorofil-*a* miktarında 2. günde 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda, 3. günde 50, 75, 100, 125 ve 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda, 4., 5., 6., ve 7. günlerde bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 75, 100, 125 ve 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$) istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p<0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin klorofil-*a* üzerine etkisi Şekil 4.9.'da verilmiştir.



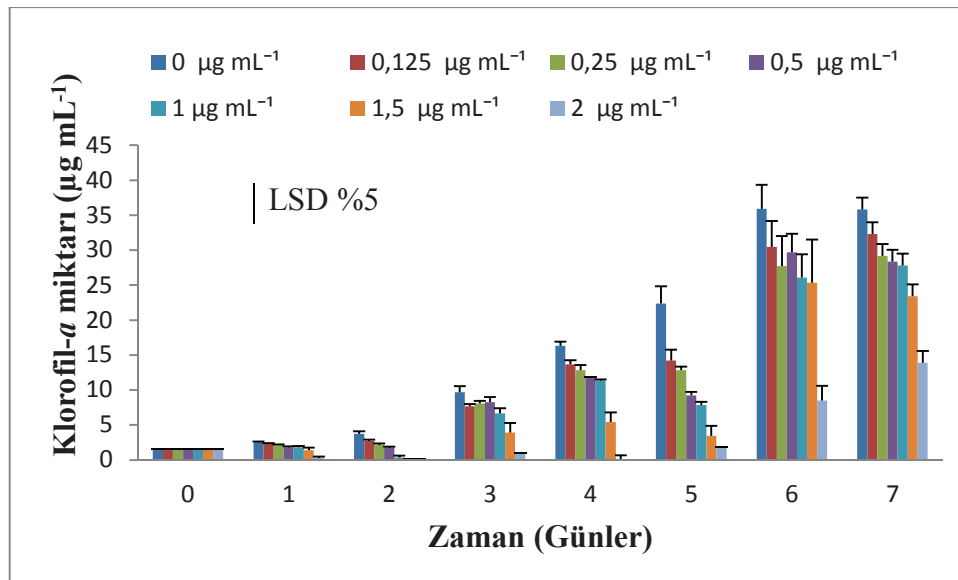
Şekil 4.9. *A. platensis*'in Chlorpyrifos konsantrasyonlarına bağlı Klorofil-*a* miktarındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde klorofil-*a* miktarında 1. günde $40 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda, 2., 3. günlerde 30, 40 ve $50 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda, 4. günde bütün konsantrasyonlarda ($10, 20, 30, 40$ ve $50 \mu\text{g mL}^{-1}$), 5. ve 6. günlerde 30, 40 ve $50 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda, 7. günde 20, 30, 40, ve $50 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda kontrole göre anlamlı bir azalma vardır ($p < 0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin klorofil-*a* üzerine etkisi Şekil 4.10.'da verilmiştir.



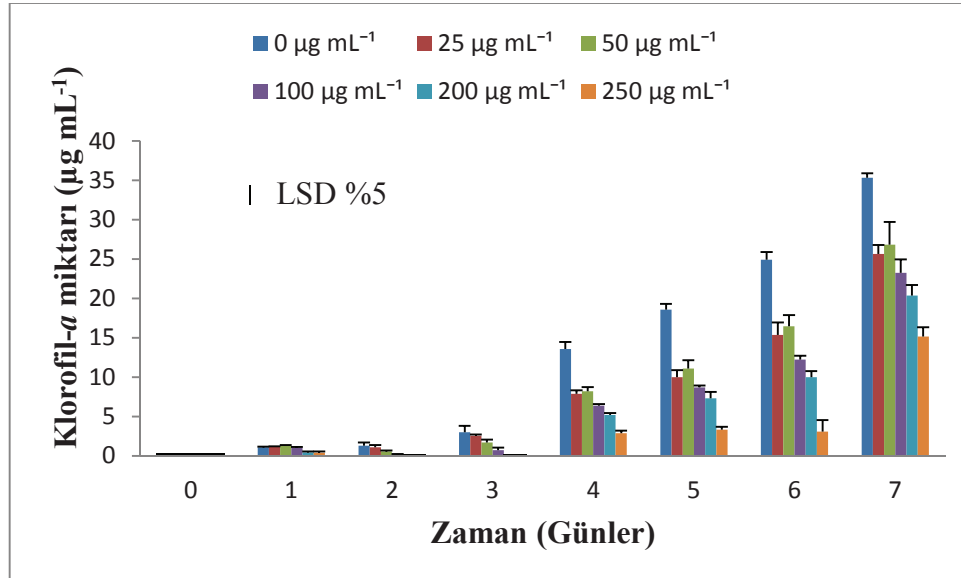
Şekil 4.10. *A. platensis*'in Cypermethrin konsantrasyonlarına bağlı Klorofil-*a* miktarındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde klorofil-*a* miktarında 1. ve 2. günlerde klorofil-*a* miktarında herhangi bir değişim olmamıştır ($p>0,05$). 3. günde 1,5 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda, 4. günde 1, 1,5 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda klorofil-*a* miktarında kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p<0,05$). 5., 6., ve 7. günlerde ise bütün konsantrasyonlarda klorofil-*a* miktarında kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı azalmalar olmuştur ($p<0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin klorofil-*a* üzerine etkisi Şekil 4.11.'de verilmiştir.



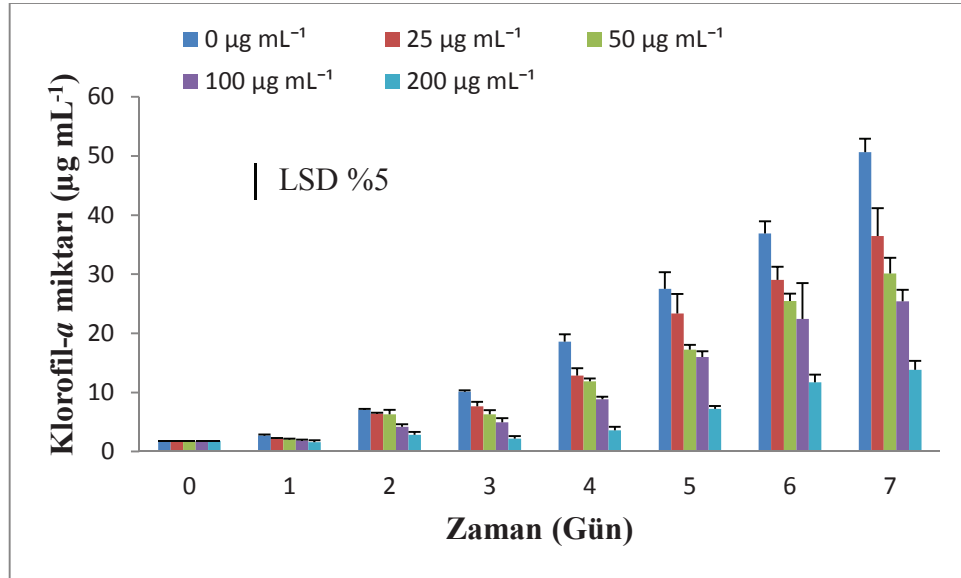
Şekil 4.11. *A. platensis*'in Deltamethrin konsantrasyonlarına bağlı Klorofil-*a* miktarındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde klorofil-*a* miktarında 1 ve 2. günlerde istatistiksel olarak anlamlı herhangi bir değişim olmamıştır ($p>0,05$). Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde klorofil-*a* miktarında 3. günde 200 ve 250 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda 4, 5., 6., ve 7. günlerde bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 100, 200, ve 250 $\mu\text{g mL}^{-1}$) kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p<0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin klorofil-*a* üzerine etkisi Şekil 4.12.'de verilmiştir.



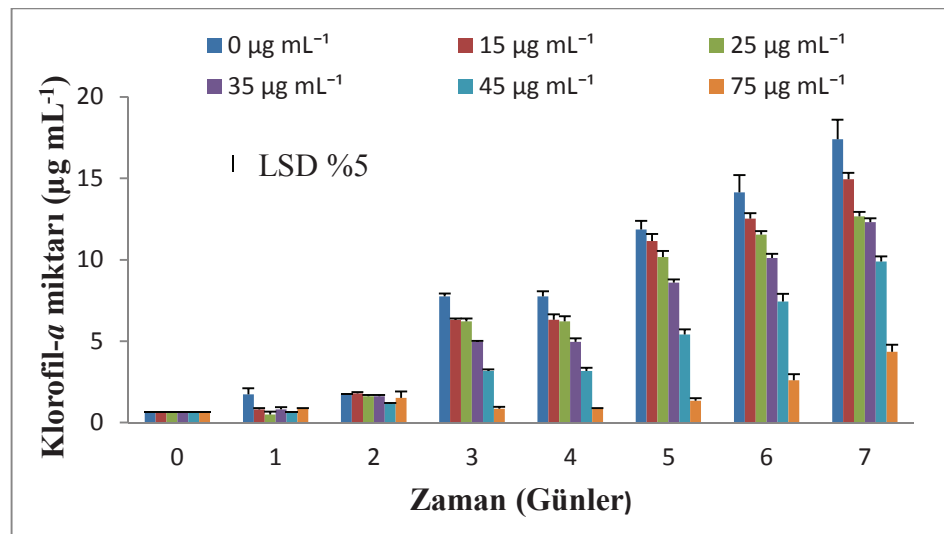
Şekil 4.12. *A. platensis*'in Dimethoate konsantrasyonlarına bağlı Klorofil-*a* miktarındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde klorofil-*a* miktarında 1 ve 2. günlerde kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim olmamıştır ($p > 0,05$). 3. günde ise klorofil-*a* miktarında 100 ve 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda, 4. günde bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 100 ve 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$), 5. günde ise 50, 100 ve 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda, 6. ve 7. günlerde bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 100 ve 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$), klorofil-*a* miktarında kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p < 0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidakloprit pestisitinin klorofil-*a* üzerine etkisi Şekil 4.13.'de verilmiştir.



Şekil 4.13. *A. platensis*'in İmidakloprit konsantrasyonlarına bağlı Klorofil-*a* miktarındaki günlük değişimi

Birinci günden yedinci güne kadar günler kendi aralarında kıyaslandığında, Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde klorofil-*a* miktarında 1. günde 25 ve 45 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda, 3. ve 4. günlerde bütün konsantrasyonlarda (15, 25, 35, 45 ve 75 µg mL⁻¹), 5. günde 25, 35, 45 ve 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda, 6. ve 7. günlerde bütün konsantrasyonlarda (15, 25, 35, 45 ve 75 µg mL⁻¹) klorofil-*a* miktarında istatistiksel olarak anlamlı bir azalma olmuştur ($p < 0,05$). *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin klorofil-*a* üzerine etkisi Şekil 4.14.'de verilmiştir.



Şekil 4.14. *A. platensis*'in Thiakloprit konsantrasyonlarına bağlı Klorofil-*a* miktarındaki günlük değişimi

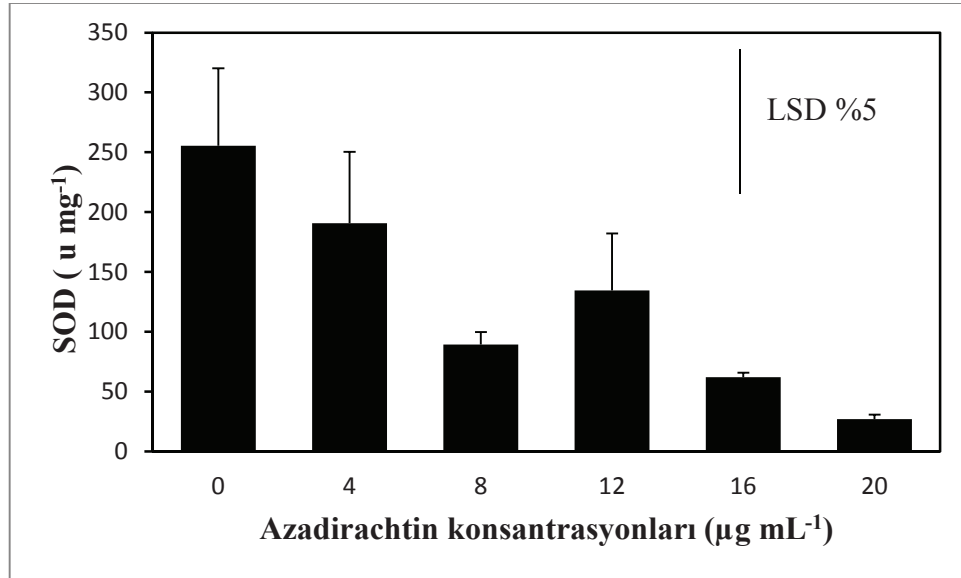
A. platensis'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Dimethoate, Deltamethrin, İmidakloprit, Thiakloprit pestisitlerinin klorofil-*a* miktarında meydana getirdiği değişime bağlı olarak ölçülen günlük EC 50 değerleri Tablo 4.2.'de verilmiştir.

Tablo 4. 2. Klorofil-*a* değerlerine göre pestisit uygulaması sonucunda elde edilen EC50 değerleri

EC50 ±SH	1.Gün	2.Gün	3.Gün	4.Gün	5.Gün	6.Gün	7.Gün
Azadirachtin	-	-	5,19±0,84	11,73±2,37	20,75±5,95	26,13±6,37	22,88±1,66
Chlorpyrifos	-	-	88,77±5,26	75,63±2,17	90,47±6,49	141,65±10,55	161,47±11,99
Cypermethrin	-	-	27,9±0,80	27,43±2,80	63,90±1,25	50,97±1,23	49,78±2,31
Deltamethrin	-	-	1,53±0,19	1,31±0,03	0,42±0,15	1,79±0,16	2,02±0,42
Dimethoate	-	-	73,88±30,10	74,15±17,49	64,32±10,98	77,42±6,44	236,85±23,42
İmidakloprit	-	-	79,36±17,79	76,19±8,83	111,63±28,07	124,26±30,68	78,19±8,13
Thiakloprit	-	-	48,73±2,31	39,72±1,57	43,31±1,03	45,80±3,22	48,15±3,85

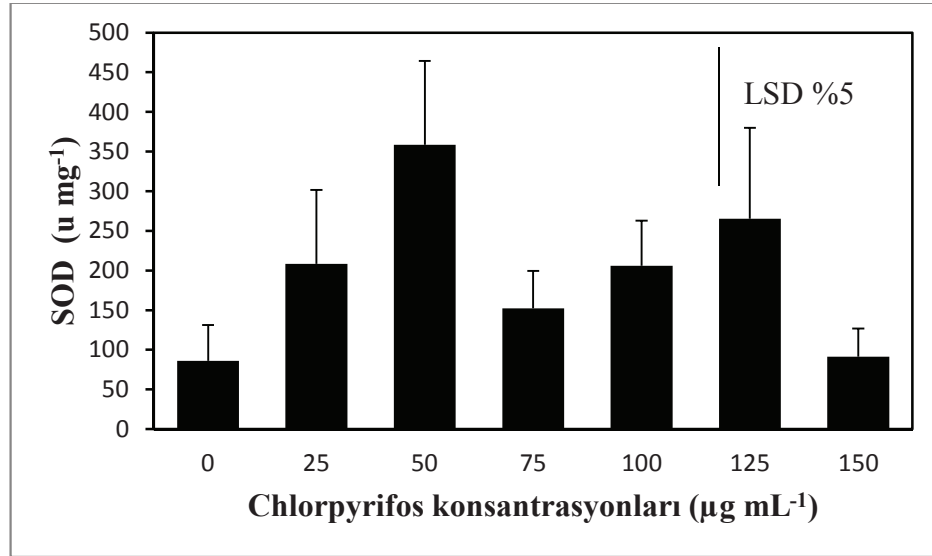
4.3. Toplam Süperoksit Dismutaz Aktivitesi

4, 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi kontrole göre azalma göstermiştir fakat sadece 8, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda bu azalma istatistiksel olarak anlamlıdır ($p < 0,05$). Toplam SOD aktivitesinin en yüksek (190,72 U protein $^{-1}$) ve en düşük (26,96 U protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 4 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Azadirachtin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. IC50 (inhibe edici konsantrasyon 50) değeri $7,91 \pm 2,5 \mu\text{g mL}^{-1}$ 'dir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin toplam süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.15.'de verilmiştir.



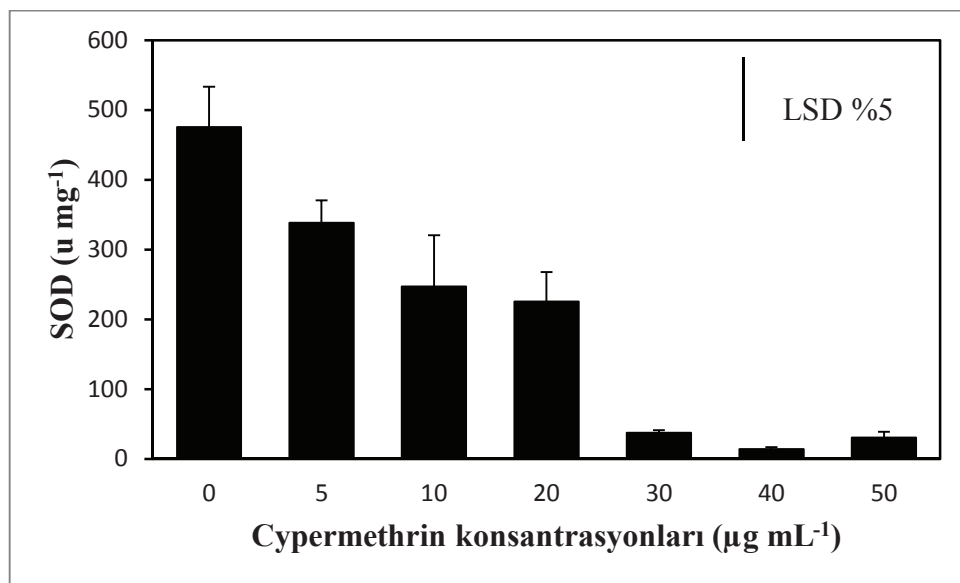
Şekil 4.15. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi

25, 75, 100, 125 ve 150 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p > 0,05$). 50 µg mL⁻¹ konsantrasyonda ise Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir artış göstermiştir ($p < 0,05$). Toplam SOD aktivitesinin en yüksek (358,35 U protein⁻¹) ve en düşük (58,84 U protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 50 ve 150 µg mL⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin toplam süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.16.'da verilmiştir.



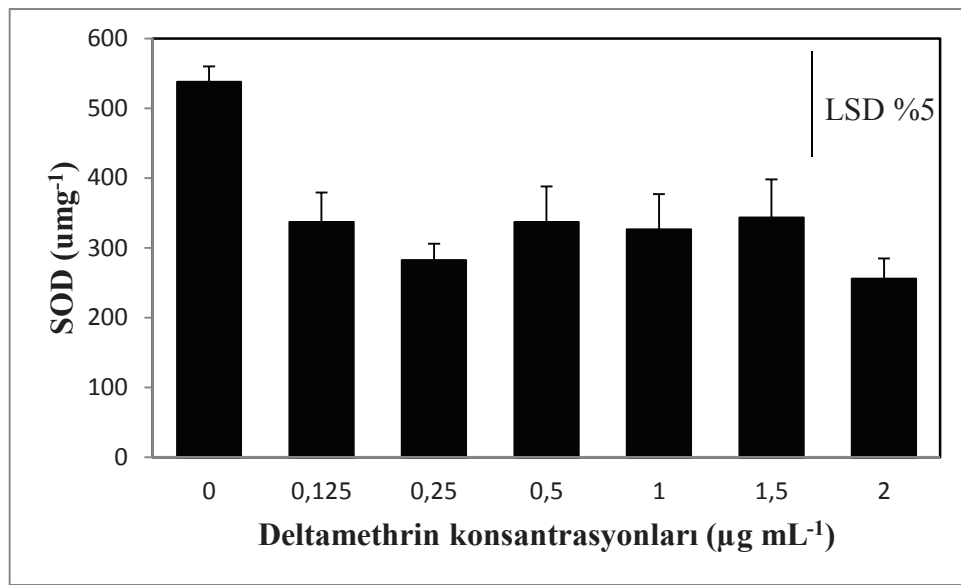
Şekil 4.16. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının *A. platensis*'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi

Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi bütün konsantrasyonlarda (5,10, 20, 30, 40 ve 50 µg mL⁻¹) kontrole göre azalma göstermiştir ve bu konsantrasyonlar için belirtilen azalmalar istatistiksel olarak anlamlıdır ($p < 0,05$). SOD aktivitesinin en yüksek (338,30 U protein⁻¹) ve en düşük (14,31 U protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 5 ve 50 µg mL⁻¹ Cypermethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. IC50 değeri $11,11 \pm 1,12$ µg mL⁻¹'dir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin toplam süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.17.'de verilmiştir.



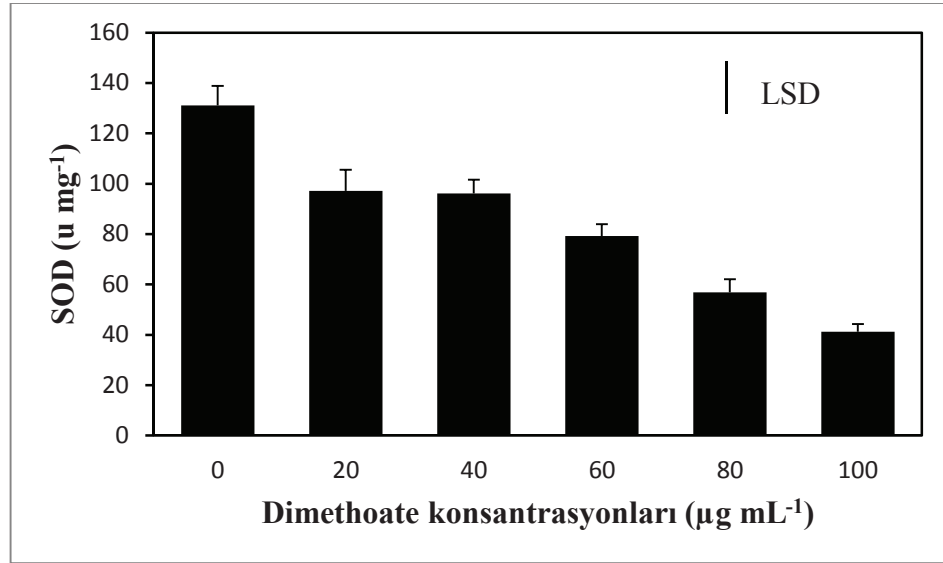
Şekil 4.17. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi

Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin bütün konsantrasyonlarında (0,125, 0,25, 0,5, 1, 1,5 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$) toplam SOD aktivitesi kontrole göre azalma göstermiştir ve bütün konsantrasyonlar için belirtilen bu azalma istatistiksel olarak anlamlıdır ($p < 0,05$). SOD aktivitesinin en yüksek (423,71 U protein $^{-1}$) ve en düşük (256,13 U protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 0,5 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin toplam süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.18.'de verilmiştir.



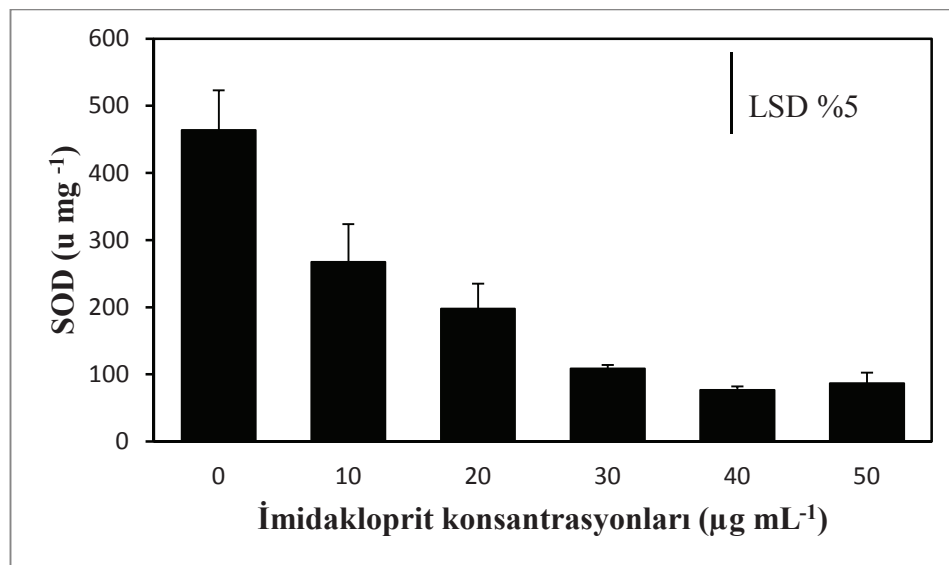
Şekil 4.18. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi

20, 40, 60, 80 ve 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi kontrole göre azalma göstermiştir ve bütün konsantrasyonlar için belirtilen bu azalma istatistiksel olarak anlamlıdır ($p < 0,05$). Toplam SOD aktivitesinin en yüksek (97,11 U protein $^{-1}$) ve en düşük (41,26 U protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 20 ve 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Dimethoate konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. IC50 değeri $67,07 \pm 6,80 \mu\text{g mL}^{-1}$ 'dir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin toplam süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.19.'da verilmiştir.



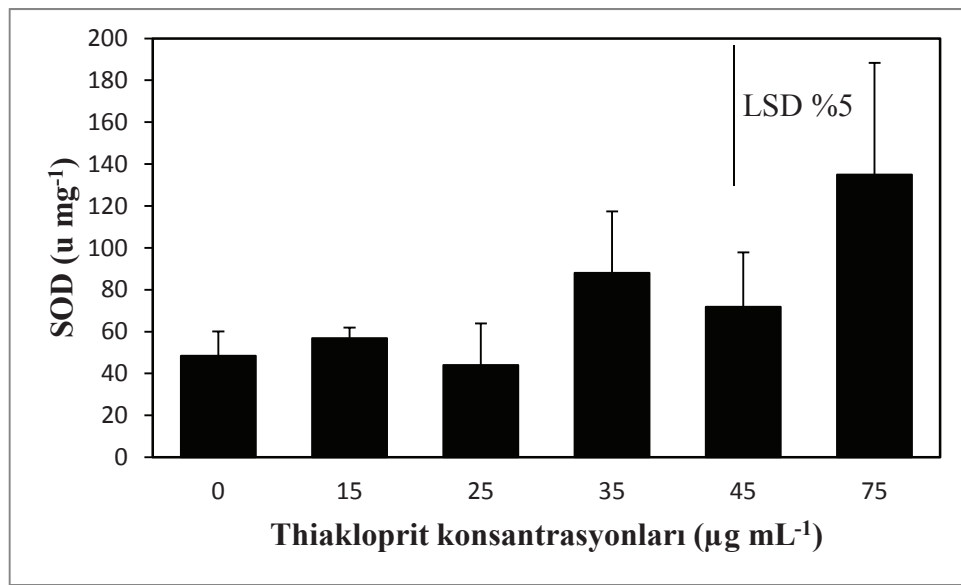
Şekil 4.19. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının *A. platensis*'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi

10, 20, 30, 40 ve 50 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında İmidaklopritin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi kontrole göre azalma göstermiştir ve bütün konsantrasyonlar için belirtilen bu azalma istatistiksel olarak anlamlıdır ($p < 0,05$). SOD aktivitesinin en yüksek (267,44 U protein⁻¹) ve en düşük (76,71 U protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 10 ve 40 µg mL⁻¹ İmidaklopritin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. IC50 değeri $15,28 \pm 6,03$ µg mL⁻¹'dir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidaklopritin pestisitinin toplam süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.20.'de verilmiştir.



Şekil 4.20. Farklı İmidakloprid konsantrasyonlarının *A. platensis*'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi

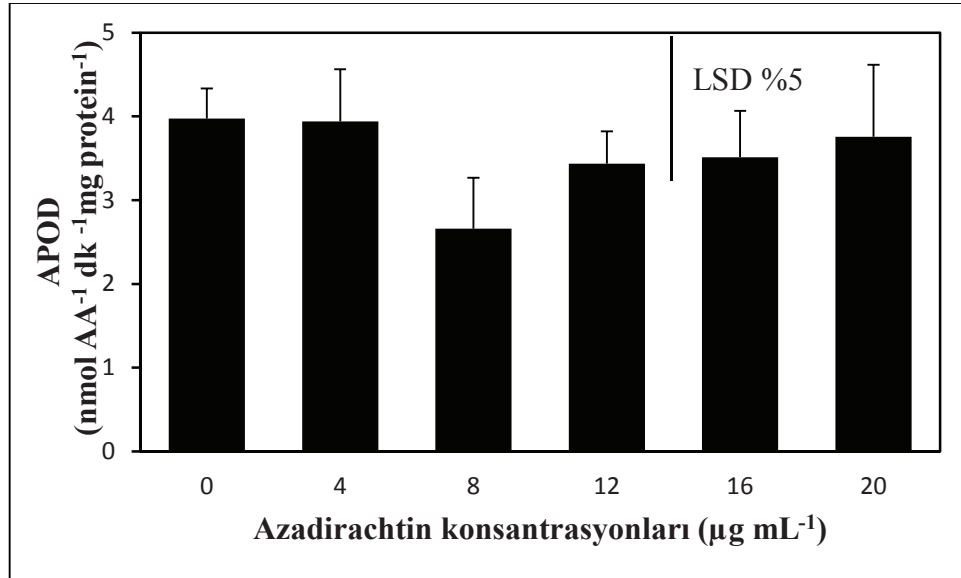
15, 25, 35 ve 45 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Thiaklopritin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p>0,05$). 75 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda ise SOD aktivitesi istatistiksel olarak anlamlı artış göstermiştir ($p<0,05$). SOD aktivitesinin en yüksek (134,97 U protein⁻¹) ve en düşük (44,11 U protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 25 ve 75 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Thiakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin toplam süperoksit dismutaz (SOD) enzim aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.21.'de verilmiştir.



Şekil 4.21. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de SOD aktivitesi üzerindeki etkisi

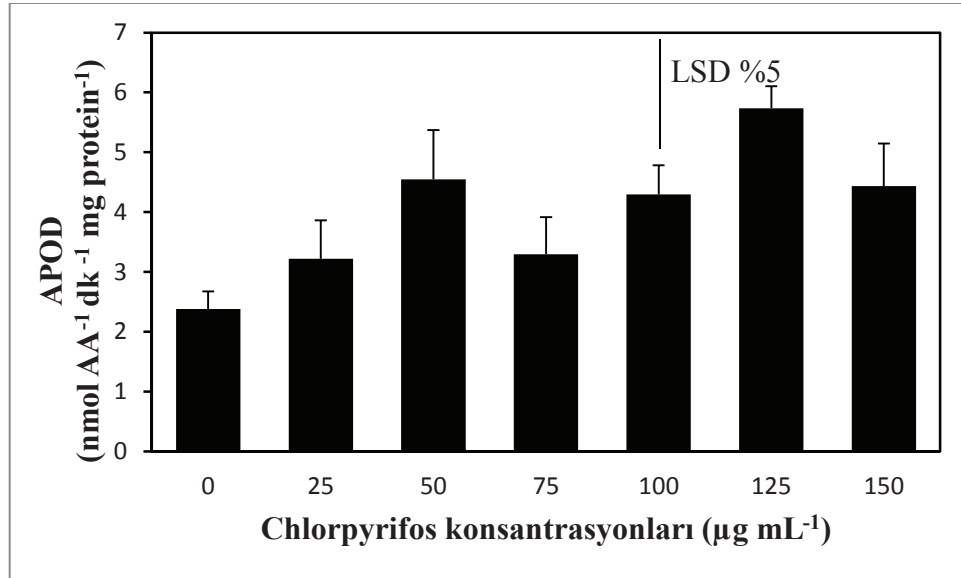
4.4. Toplam Askorbat Peroksidaz Aktivitesi

4, 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p>0,05$). APOD aktivitesinin en yüksek (3,94 nmol askorbat dk^{-1} mg protein⁻¹) ve en düşük (2,66 nmol askorbat dk^{-1} mg protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 4 ve 8 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Azadirachtin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin toplam askorbat peroksidaz (APOD) enzimi üzerine etkisi Şekil 4.22.'de verilmiştir.



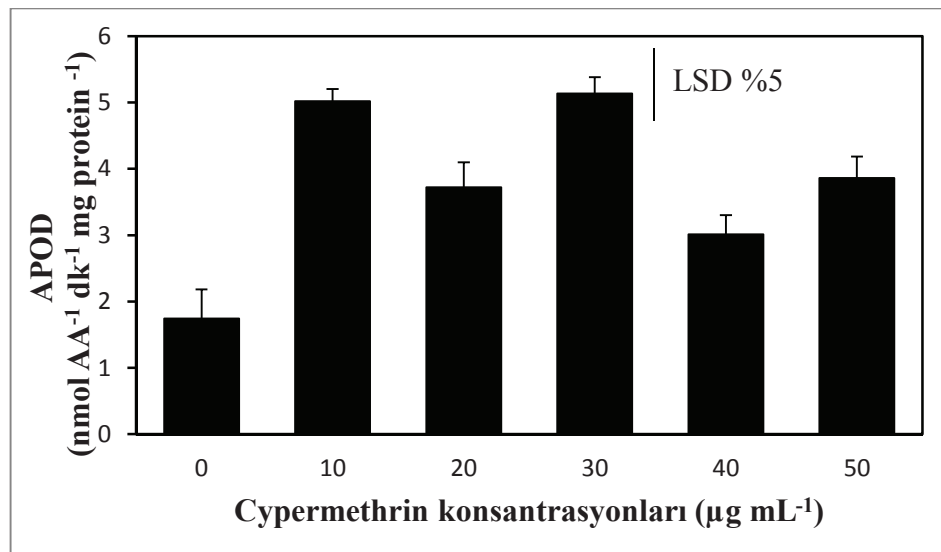
Şekil 4.22. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi

25 ve 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p>0,05$). 50, 100, 125 ve 150 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir artma göstermiştir ($p<0,05$). APOD aktivitesinin en yüksek (5,74 nmol askorbat dk⁻¹ mg protein⁻¹) ve en düşük (3,22 nmol askorbat dk⁻¹ mg protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 125 ve 25 µg mL⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin toplam askorbat peroksidaz (APOD) enzimi üzerine etkisi Şekil 4.23.'de verilmiştir.



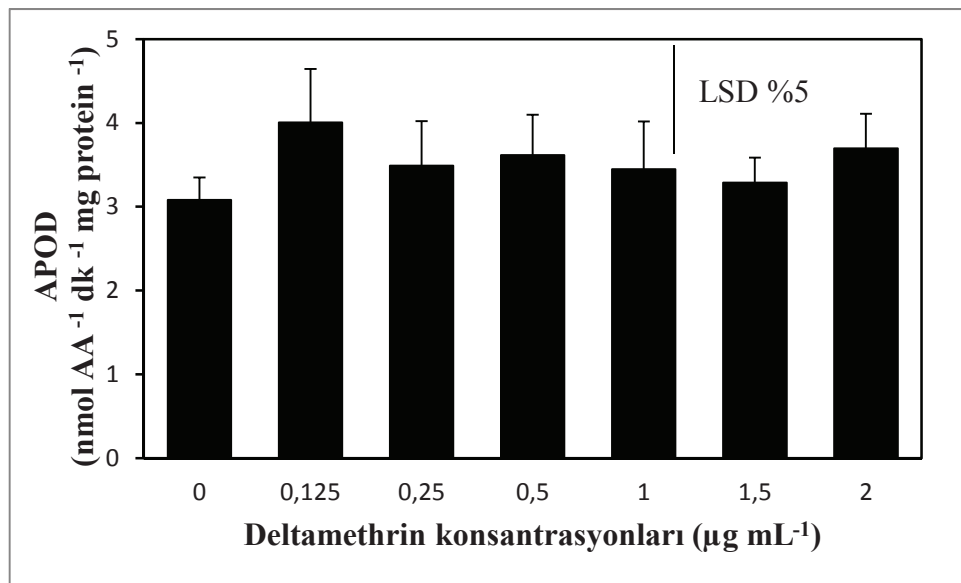
Şekil 4.23. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının *A. platensis*'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi

10, 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı artış göstermiştir ($p < 0,05$). APOD aktivitesinin en yüksek (5,14 nmol askorbat $\text{dk}^{-1} \text{mg protein}^{-1}$) ve en düşük (3,01 nmol askorbat $\text{dk}^{-1} \text{mg protein}^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 30 ve 40 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Cypermethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin toplam askorbat peroksidaz (APOD) enzimi üzerine etkisi Şekil 4.24.'de verilmiştir.



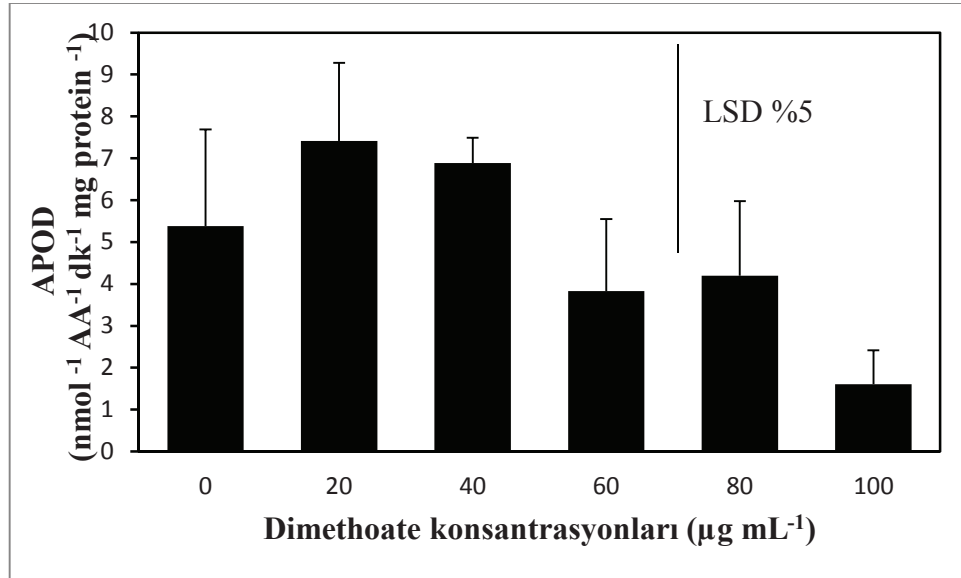
Şekil 4.24. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi

0,125, 0,25, 0,5, 1, 1,5 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p>0,05$). APOD aktivitesinin en yüksek (4,01 nmol askorbat dk^{-1} mg protein $^{-1}$) ve en düşük (3,29 nmol askorbat dk^{-1} mg protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 0,125 ve 1,5 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin toplam askorbat peroksidaz (APOD) enzimi üzerine etkisi Şekil 4.25.'de verilmiştir.



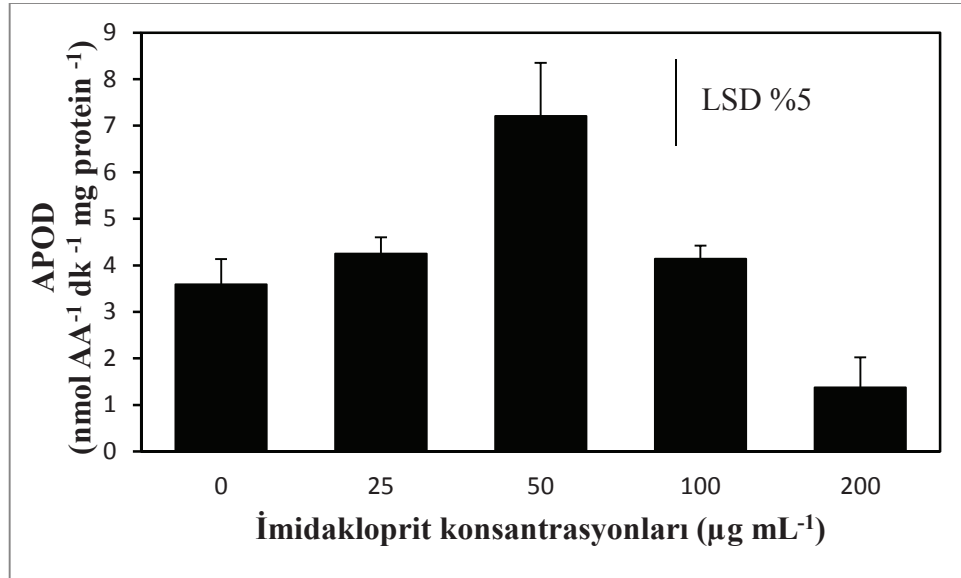
Şekil 4.25. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi

20, 40, 60, 80 ve 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p>0,05$). APOD aktivitesinin en yüksek (7,41 nmol askorbat dk^{-1} mg protein $^{-1}$) ve en düşük (1,61 nmol askorbat dk^{-1} mg protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 20 ve 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Dimethoate konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin toplam askorbat peroksidaz (APOD) enzimi üzerine etkisi Şekil 4.26.'da verilmiştir.



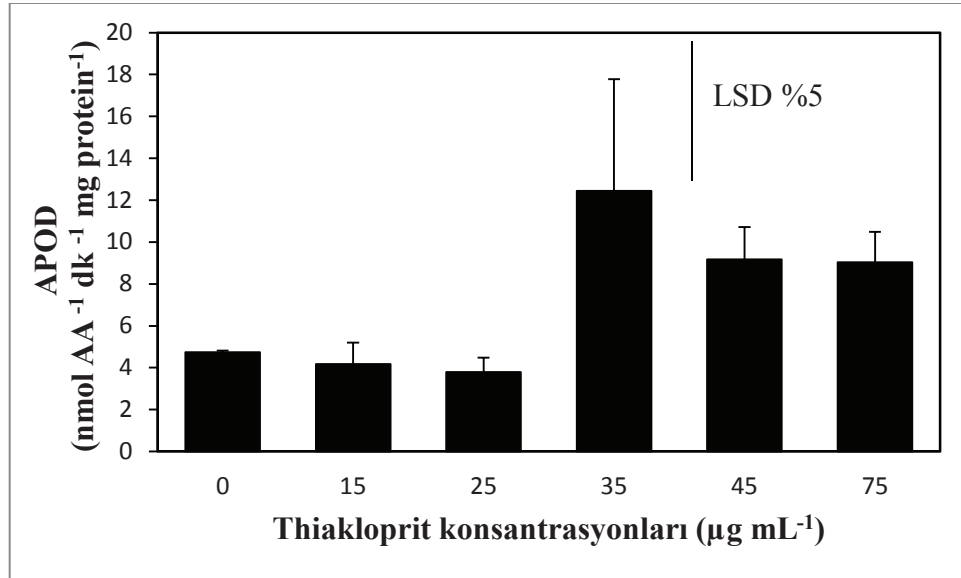
Şekil 4.26. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının *A. platensis*'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi

25 ve 100 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermezken ($p > 0,05$), 50 µg mL⁻¹ konsantrasyondaki toplam APOD aktivitesi istatistiksel olarak anlamlı artış göstermiştir ($p < 0,05$). 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonda ise toplam APOD aktivitesi istatistiksel olarak azalma göstermiştir ($p < 0,05$). APOD aktivitesinin en yüksek (7,21 nmol askorbat dk⁻¹ mg protein⁻¹) ve en düşük (1,38 nmol askorbat dk⁻¹ mg protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 50 ve 200 µg mL⁻¹ İmidakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidakloprit pestisitinin toplam askorbat peroksidaz (APOD) enzimi üzerine etkisi Şekil 4.27.'de verilmiştir.



Şekil 4.27. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi

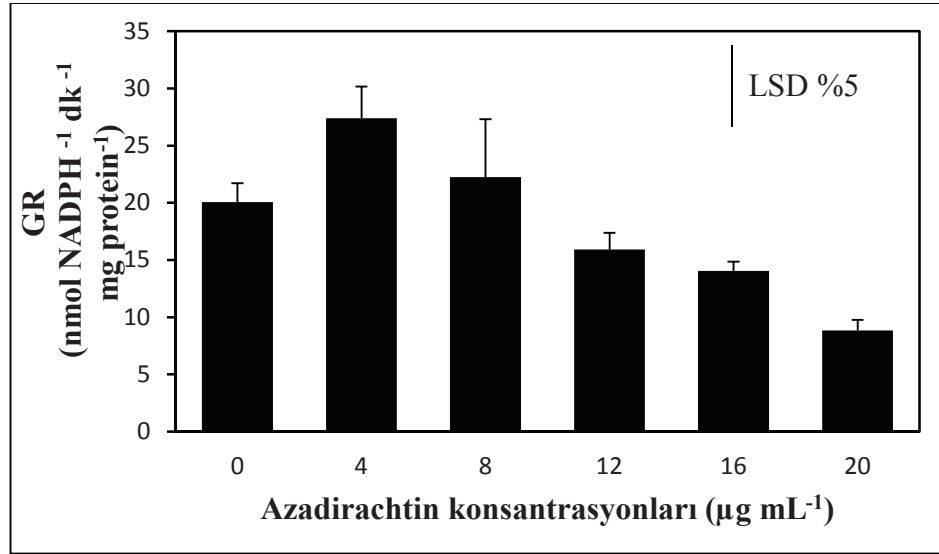
15, 25, 45 ve 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin toplam APOD aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p > 0,05$). 35 µg mL⁻¹ Thiakloprit konsantrasyonunda ise APOD aktivitesi istatistiksel olarak anlamlı artış göstermiştir ($p < 0,05$). APOD aktivitesinin en yüksek (12,44 nmol askorbat dk⁻¹ mg protein⁻¹) ve en düşük (3,80 nmol askorbat dk⁻¹ mg protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 35 ve 25 µg mL⁻¹ Thiakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin toplam askorbat peroksidaz (APOD) enzimi üzerine etkisi Şekil 4.28.'de verilmiştir.



Şekil 4.28. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de APOD aktivitesi üzerindeki etkisi

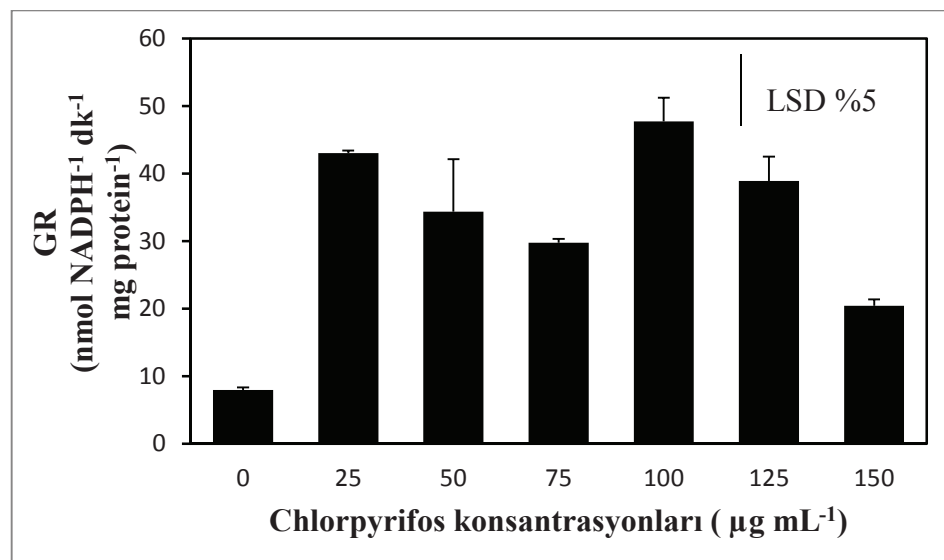
4.5. Toplam Glutasyon Redüktaz Aktivitesi

4, 8, 12 ve 16 µg mL⁻¹ Azadirachtin konsantrasyonlarına maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde GR enzim aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemiştir ($p > 0,05$). 20 µg mL⁻¹ Azadirachtin konsantrasyonuna maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde GR enzim aktivitesi kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı azalma göstermiştir. GR aktivitesinin en yüksek (27,39 nmol NADPH dk⁻¹ mg protein⁻¹) ve en düşük (8,84 nmol NADPH dk⁻¹ mg protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 4 ve 20 µg mL⁻¹ Azadirachtin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin toplam glutasyon redüktaz enzim aktivitesi (GR) üzerine etkisi Şekil 4.29.'da verilmiştir.



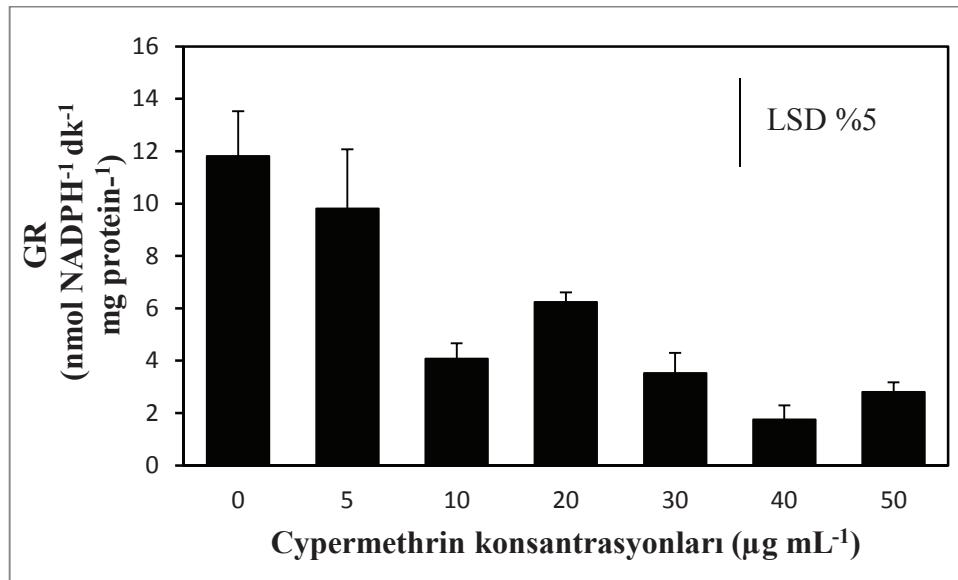
Şekil 4.29. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi

25, 50, 75, 100, 125 ve 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin GR enzim aktivitesi istatistiksel olarak kontrole göre artma göstermiştir ($p < 0,05$). GR enzim aktivitesinin en yüksek (47,73 nmol NADPH dk^{-1} mg protein⁻¹) ve en düşük (20,43 nmol NADPH dk^{-1} mg protein⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 100 ve 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Chlorpyrifos konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin toplam glutatyon redüktaz enzim aktivitesi (GR) üzerine etkisi Şekil 4.30.'da verilmiştir.



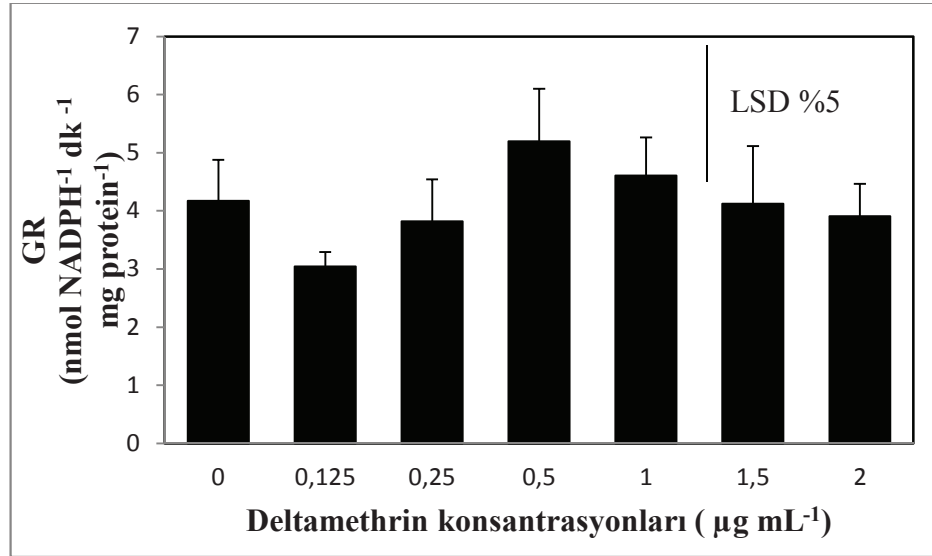
Şekil 4. 30. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının *A. platensis*'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi

5 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin GR enzim aktivitesi istatistiksel olarak kontrole göre bir değişim göstermemiştir ($p>0,05$). 10, 20, 30, 40, 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin GR enzim aktivitesi istatistiksel olarak kontrole göre azalma göstermiştir ($p<0,05$). GR aktivitesinin en yüksek (9,81 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) ve en düşük (1,76 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 5 ve 40 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Cypermethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. IC50 değeri $14,00\pm 2,33$ $\mu\text{g mL}^{-1}$ 'dir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin toplam glutatyon redüktaz enzim aktivitesi (GR) üzerine etkisi Şekil 4.31.'de verilmiştir.



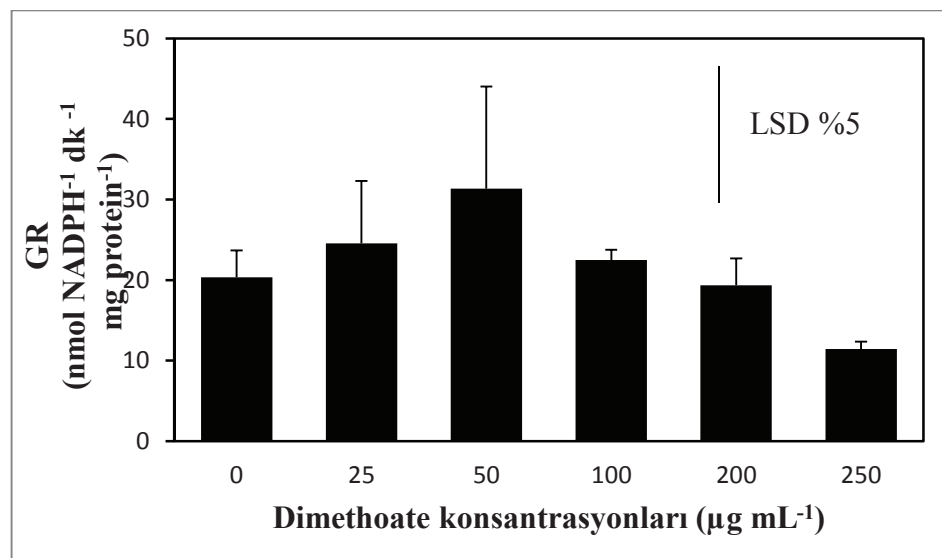
Şekil 4. 31. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi

0,125, 0,25, 0,5, 1, 1,5, 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin GR enzim aktivitesi istatistiksel olarak kontrole göre değişim göstermemiştir ($p>0,05$). GR enzim aktivitesinin en yüksek (5,20 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) ve en düşük (3,04 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 0,5 ve 0,125 $\mu\text{g mL}^{-1}$ deltamethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin toplam glutatyon redüktaz enzim aktivitesi (GR) üzerine etkisi Şekil 4.32.'de verilmiştir.



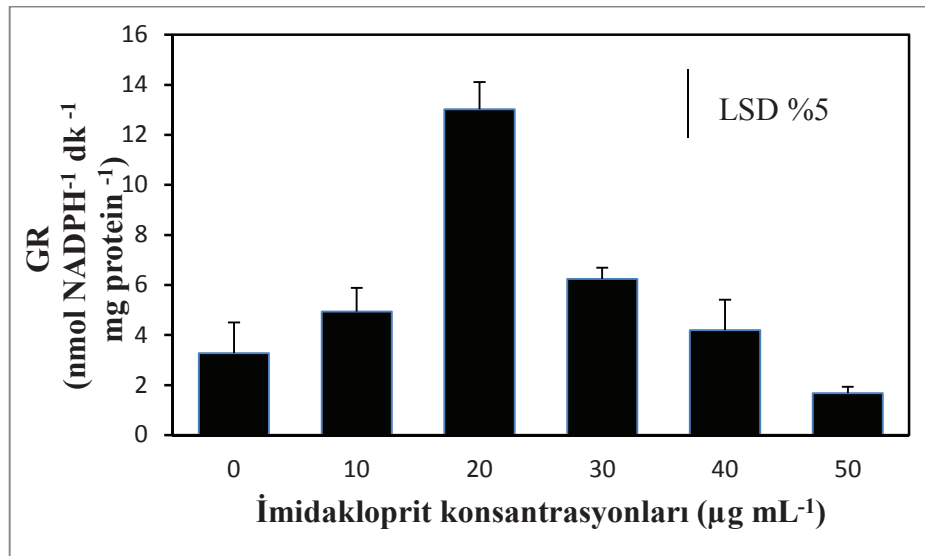
Şekil 4.32. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi

25, 50, 100, 200 ve 250 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin GR enzim aktivitesinde istatistiksel olarak kontrole göre değişim görülmemiştir ($p>0,05$). GR aktivitesinin en yüksek (31,34 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) ve en düşük (11,42 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 50 ve 250 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Dimethoate konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin toplam glutatyon redüktaz enzim aktivitesi (GR) üzerine etkisi Şekil 4.33.'de verilmiştir.



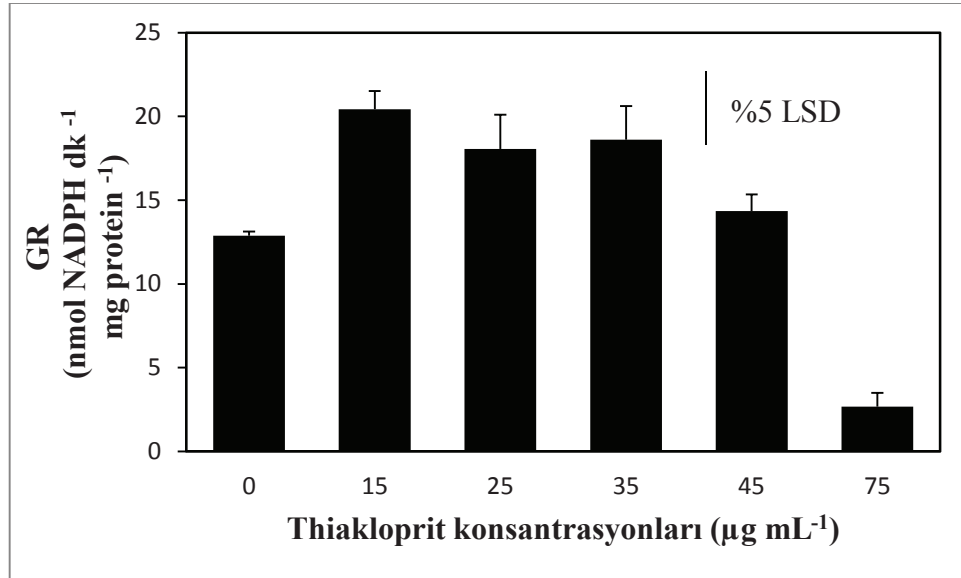
Şekil 4.33. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının *A. platensis*'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi

10, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürünün GR enzim aktivitesinde kontrole göre istatistiksel olarak bir değişim görülmezken ($p>0,05$), 20 ve 30 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında istatistiksel olarak kontrole göre artma görülmüştür ($p<0,05$). GR aktivitesinin en yüksek (13,03 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) ve en düşük (1,68 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 20 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ İmidakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidakloprit pestisitinin toplam glutatyon redüktaz enzim aktivitesi (GR) üzerine etkisi Şekil 4.34.'de verilmiştir.



Şekil 4.34. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi

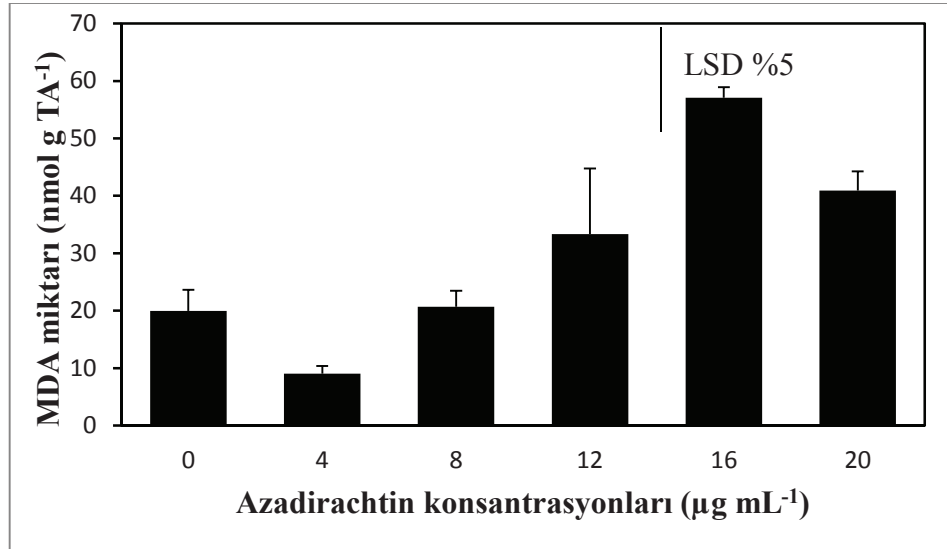
15, 25 ve 35 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürünün GR enzim aktivitesinde istatistiksel olarak kontrole göre artma görülmüştür ($p<0,05$). 45 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürünün GR enzim aktivitesinde istatistiksel olarak kontrole göre bir değişim gözlenmemiştir ($p>0,05$). 75 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda ise kontrole göre bir azalma olmuştur ($p <0,05$). GR enzim aktivitesinin en yüksek (20,42 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) ve en düşük (2,69 nmol NADPH dk^{-1} mg protein $^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 15 ve 75 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Thiakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin toplam glutatyon redüktaz enzim aktivitesi (GR) üzerine etkisi Şekil 4.35.'de verilmiştir.



Şekil 4.35. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de GR aktivitesi üzerindeki etkisi

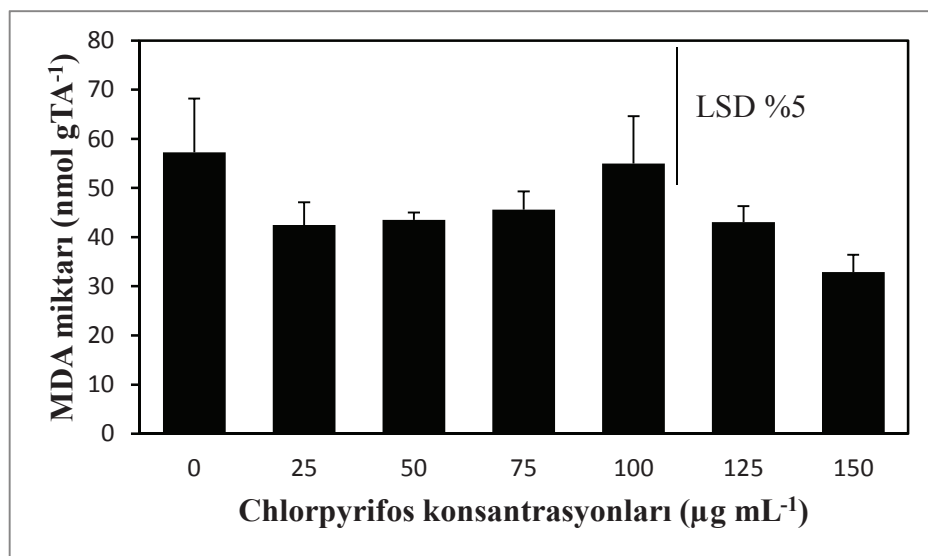
4.6. Malondialdehit (MDA) miktarı

4, 8 ve 12 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı değişim göstermezken ($p > 0,05$); 16 ve 20 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı artma göstermiştir ($p < 0,05$). MDA miktarının en yüksek (57,08 nmol g TA⁻¹) ve en düşük (9,02 nmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 16 ve 4 µg mL⁻¹ Azadirachtin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin malondialdehit (MDA) miktarı üzerine etkisi Şekil 4.36.'da verilmiştir.



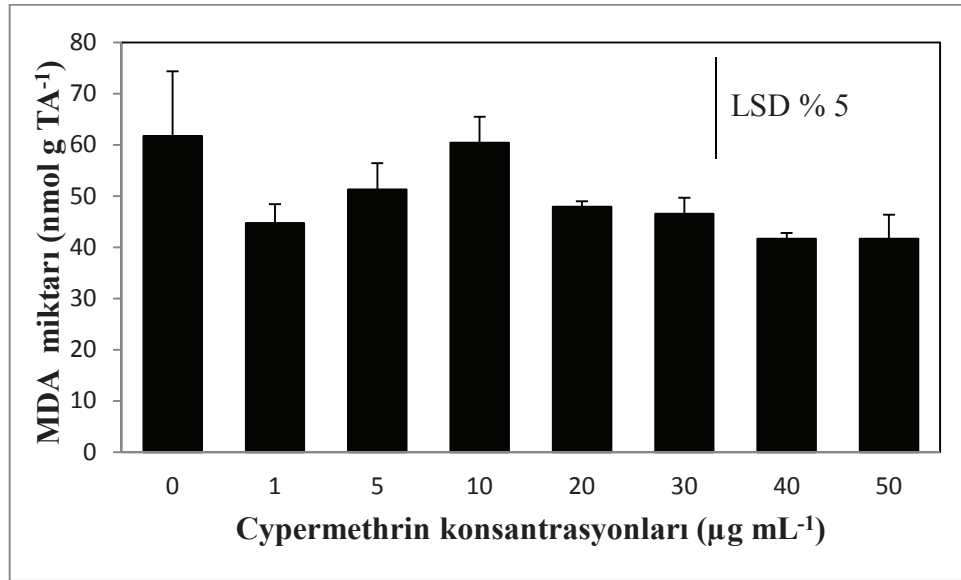
Şekil 4.36. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de MDA miktarı üzerindeki etkisi

25, 50, 75, 100 ve 125 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı değişim göstermezken ($p > 0,05$); 150 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı azalma göstermiştir ($p < 0,05$). MDA miktarının en yüksek (54,99 nmol g TA⁻¹) ve en düşük (32,90 nmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 100 ve 150 µg mL⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin malondialdehit (MDA) miktarı üzerine etkisi Şekil 4.37.'de verilmiştir.



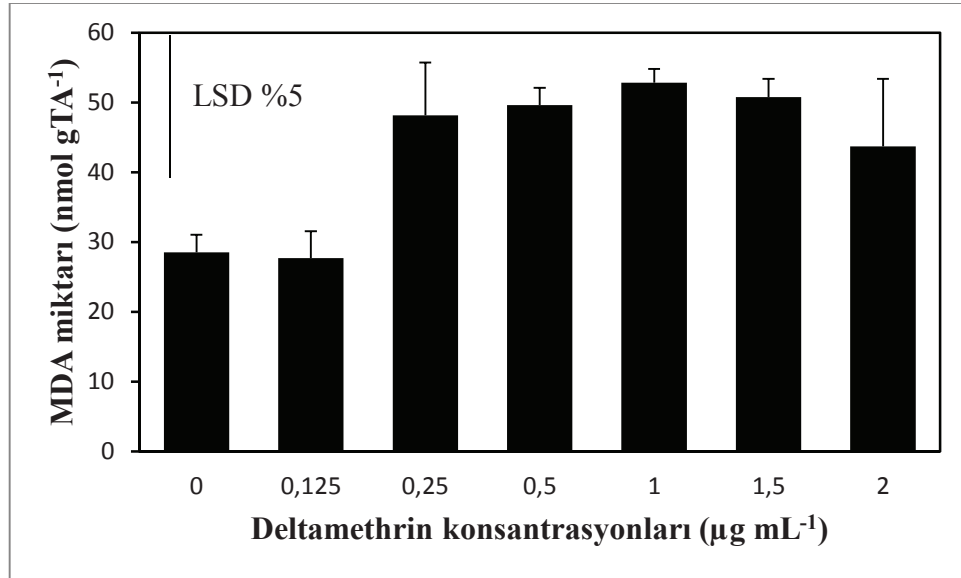
Şekil 4.37. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının *A. platensis*'de MDA miktarı üzerindeki etkisi

1, 5, 10, 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı değişim göstermemiştir ($p>0,05$). MDA miktarının en yüksek (60,40 nmol g TA^{-1}) ve en düşük (41,66 nmol g TA^{-1}) olduğu değerler sırasıyla 10 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Cypermethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin malondialdehit (MDA) miktarı üzerine etkisi Şekil 4.38.'de verilmiştir.



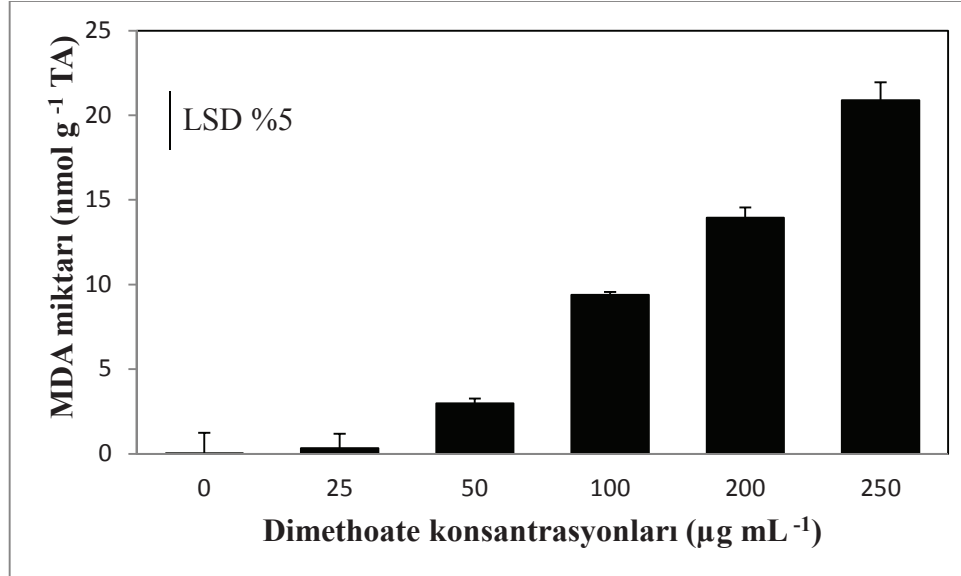
Şekil 4.38. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de MDA miktarı üzerindeki etkisi

0,125, 0,25 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı değişim göstermemiştir ($p>0,05$). 0,5, 1 ve 1,5 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarında ise kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı artma gözlenmiştir ($p<0,05$). MDA miktarının en yüksek (52,82 nmol g TA^{-1}) ve en düşük (27,71 nmol g TA^{-1}) olduğu değerler sırasıyla 1 ve 0,125 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin malondialdehit (MDA) miktarı üzerine etkisi Şekil 4.39.'da verilmiştir.



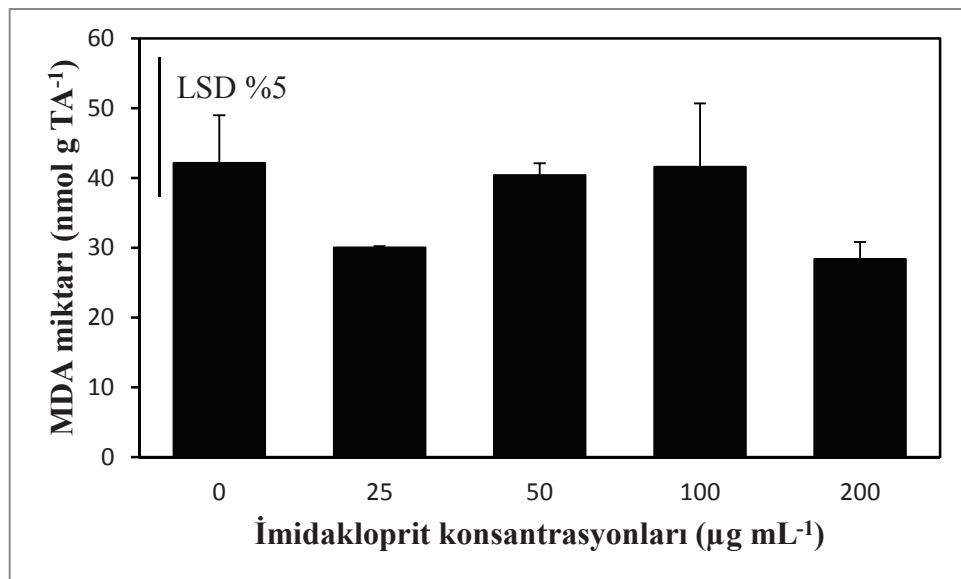
Şekil 4.39. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de MDA miktarı üzerindeki etkisi

25 ve 50 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı değişim göstermezken ($p > 0,05$); 100, 200 ve 250 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı artış göstermiştir ($p < 0,05$). MDA miktarının en yüksek (20,88 nmol g TA⁻¹) ve en düşük (0,33 nmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 250 ve 25 µg mL⁻¹ Dimethoate konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin malondialdehit (MDA) miktarı üzerine etkisi Şekil 4.40'da verilmiştir.



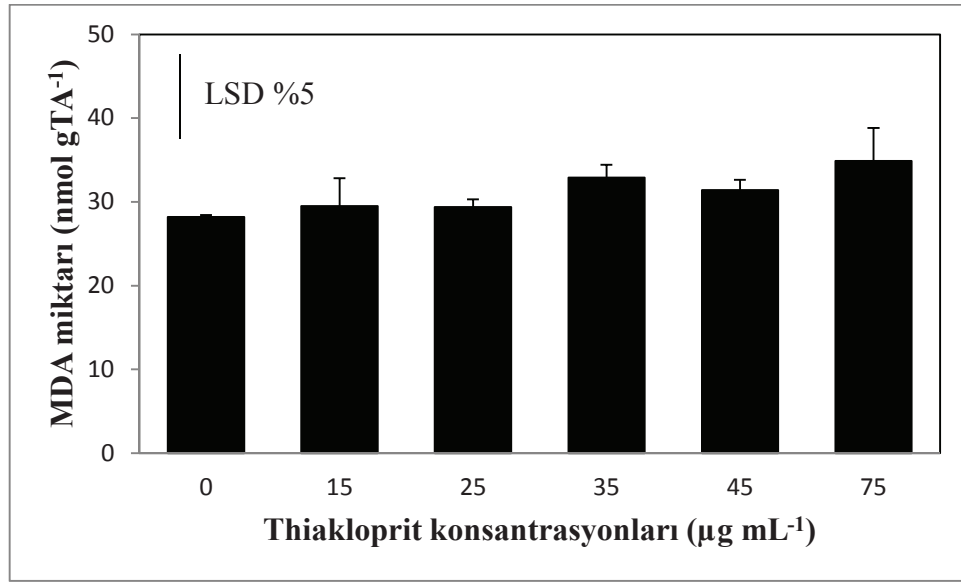
Şekil 4.40. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının *A. platensis*'de MDA miktarı üzerindeki etkisi

25, 50, 100 ve 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı değişim göstermemiştir ($p > 0,05$). MDA miktarının en yüksek (41,61 nmol g TA⁻¹) ve en düşük (28,38 nmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 100 ve 200 µg mL⁻¹ İmidakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidakloprit pestisitinin malondialdehit (MDA) miktarı üzerine etkisi Şekil 4.41.'de verilmiştir.



Şekil 4.41. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de MDA miktarı üzerindeki etkisi

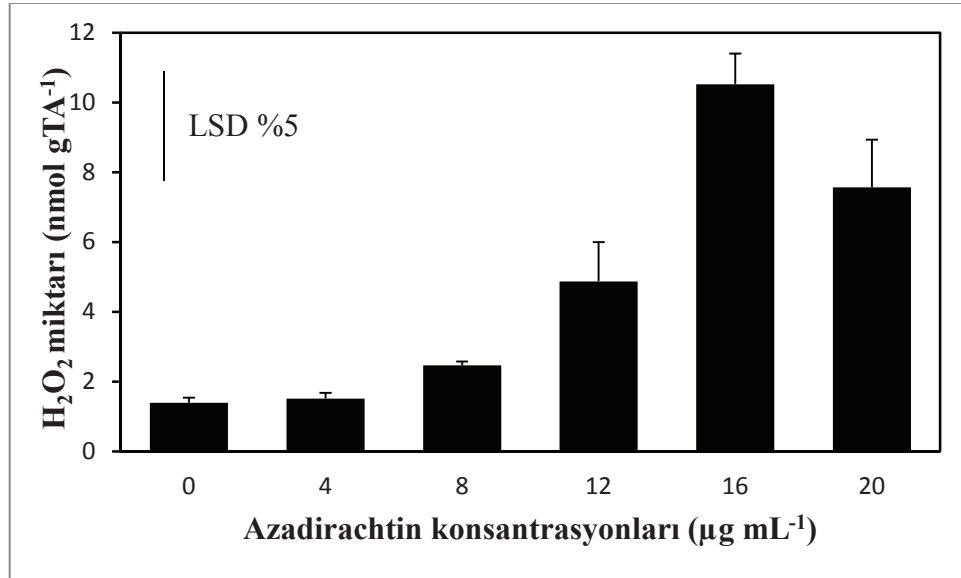
15, 25, 35, 45 ve 75 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in MDA miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı değişim göstermemiştir ($p>0,05$). MDA miktarının en yüksek ($34,89 \text{ nmol g TA}^{-1}$) ve en düşük ($29,37 \text{ nmol g TA}^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 75 ve 25 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Thiakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin malondialdehit (MDA) miktarı üzerine etkisi Şekil 4.42.'de verilmiştir.



Şekil 4.42. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de MDA miktarı üzerindeki etkisi

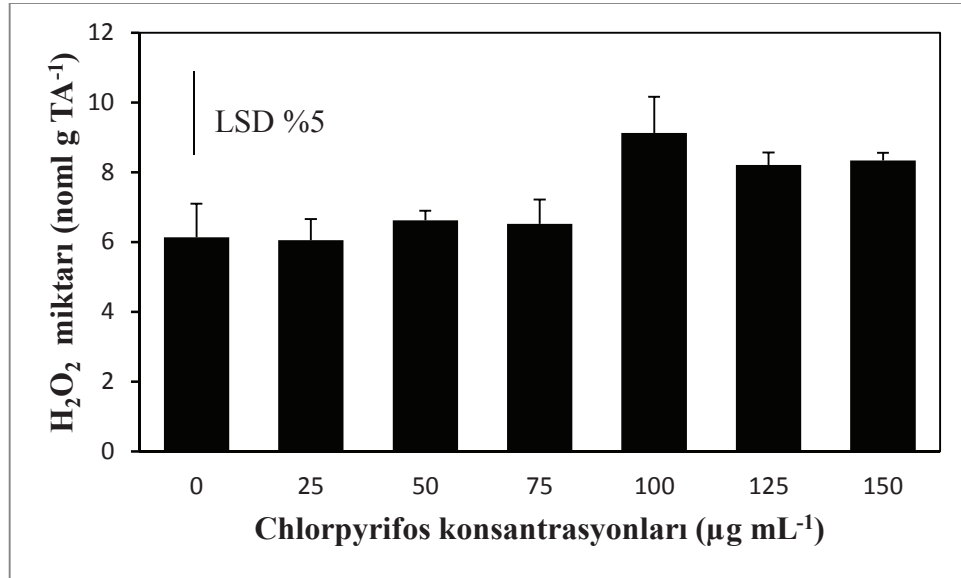
4.7. Hidrojen peroksit (H_2O_2) Miktarı

4 ve 8 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin H_2O_2 miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişim göstermemiştir ($p>0,05$). 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Azadirachtin konsantrasyonlarında ise H_2O_2 miktarı istatistiksel olarak anlamlı artmıştır ($p<0,05$). H_2O_2 miktarının en yüksek ($10,52 \text{ nmol g TA}^{-1}$) ve en düşük ($1,52 \text{ nmol g TA}^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 16 ve 4 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Azadirachtin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin H_2O_2 miktarı üzerine etkisi Şekil 4.43.'de verilmiştir.



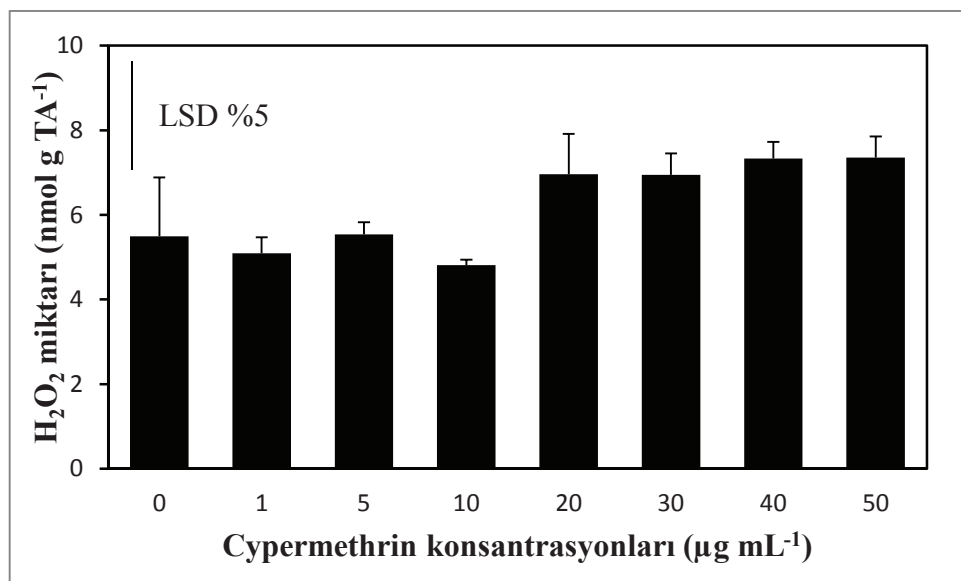
Şekil 4.43. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de H₂O₂ miktarı üzerindeki etkisi

25, 50, 75, 125 ve 150 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin H₂O₂ miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişim göstermemiştir (p>0,05), ancak 100 µg mL⁻¹ konsantrasyonda Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde H₂O₂ miktarı anlamlı olarak artma göstermiştir (p<0,05). H₂O₂ miktarının en yüksek (9,12 nmol g TA⁻¹) ve en düşük (6,05 nmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 100 ve 25 µg mL⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin H₂O₂ miktarı üzerine etkisi Şekil 4.44.'de verilmiştir.



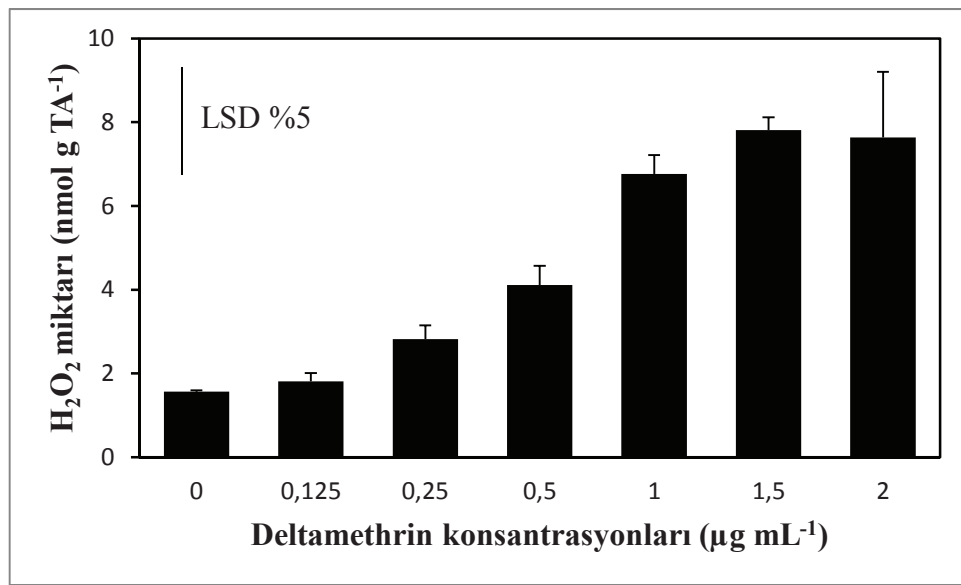
Şekil 4.44. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının *A. platensis*'de H₂O₂ miktarı üzerindeki etkisi

1, 5, 10, 20, 30, 40 ve 50 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin H₂O₂ miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişim göstermemiştir ($p > 0,05$). H₂O₂ miktarının en yüksek (7,36 nmol g TA⁻¹) ve en düşük (4,81 nmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 10 ve 50 µg mL⁻¹ Cypermethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin H₂O₂ miktarı üzerine etkisi Şekil 4.45.'de verilmiştir.



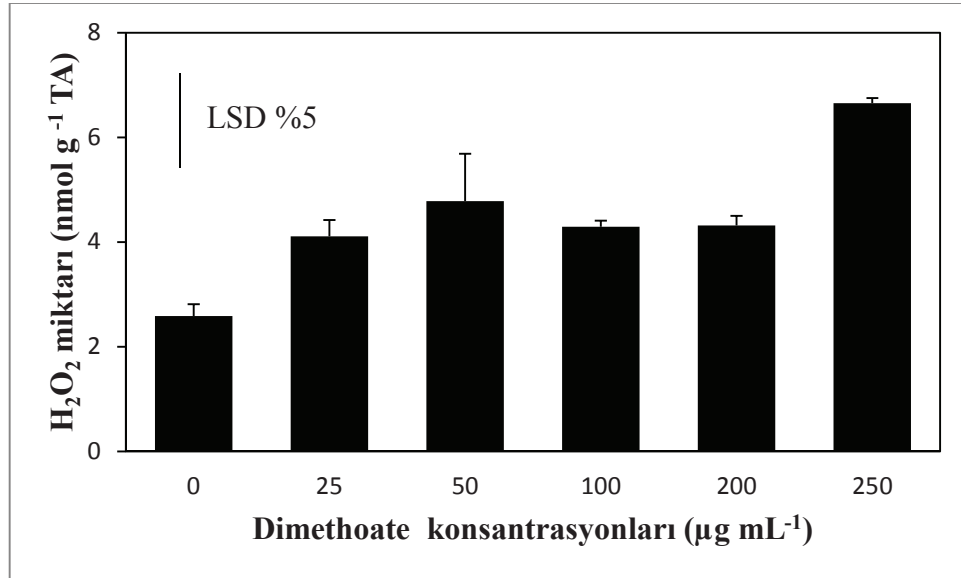
Şekil 4.45. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de H₂O₂ miktarı üzerindeki etkisi

0,125, 0,25 ve 0,5 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in H_2O_2 miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişim göstermemiştir ($p>0,05$). 1, 1,5 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonlarında ise H_2O_2 miktarı istatistiksel olarak anlamlı artma göstermiştir ($p<0,05$). H_2O_2 miktarının en yüksek (7,81 nmol g TA^{-1}) ve en düşük (1,81 nmol g TA^{-1}) olduğu değerler sırasıyla 1,5 ve 0,125 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin H_2O_2 miktarı üzerine etkisi Şekil 4.46.'da verilmiştir.



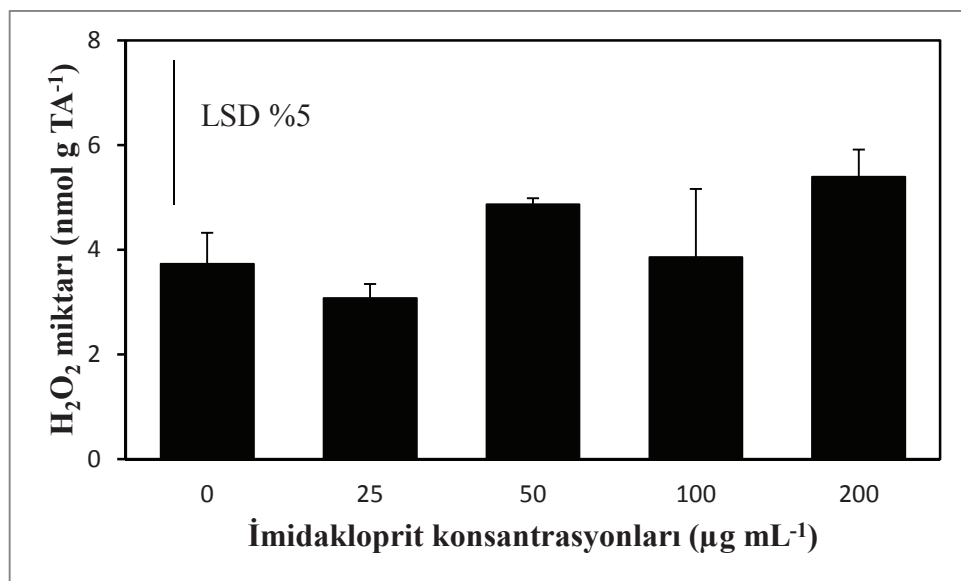
Şekil 4.46. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de H_2O_2 miktarı üzerindeki etkisi

25 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis*'in H_2O_2 miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişim göstermemiştir ($p>0,05$). 50, 100, 200 ve 250 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Dimethoate konsantrasyonlarında ise H_2O_2 miktarı istatistiksel olarak anlamlı artma göstermiştir ($p<0,05$). H_2O_2 miktarının en yüksek (6,65 nmol g TA^{-1}) ve en düşük (4,11 nmol g TA^{-1}) olduğu değerler sırasıyla 250 ve 25 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Dimethoate konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin H_2O_2 miktarı üzerine etkisi Şekil 4.47.'de verilmiştir.



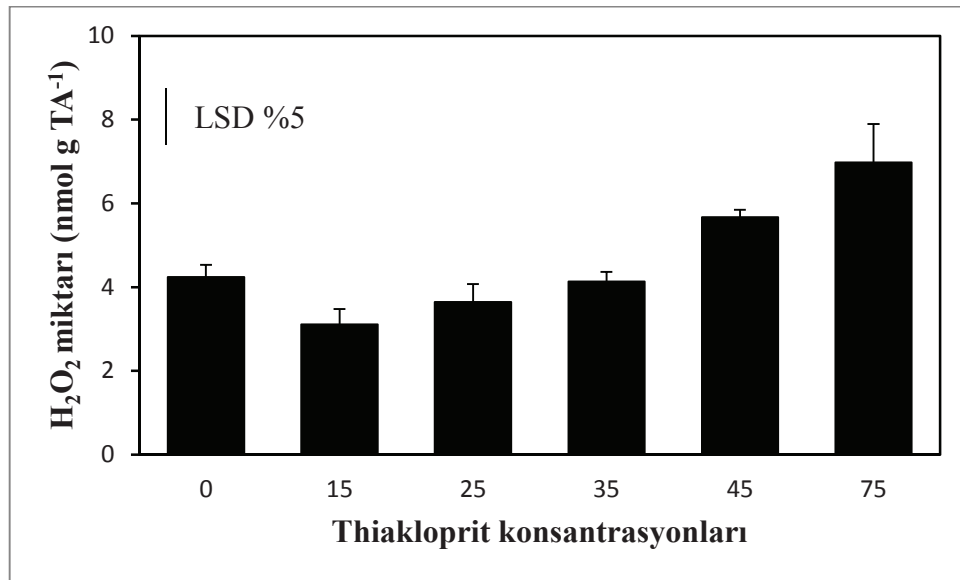
Şekil 4. 47. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının *A. platensis*'de H₂O₂ miktarı üzerindeki etkisi

25, 50, 100, 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin H₂O₂ miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişim göstermemiştir ($p > 0,05$). H₂O₂ miktarının en yüksek (5,40 nmol g TA⁻¹) ve en düşük (3,08 nmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 200 ve 25 µg mL⁻¹ İmidakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidakloprit pestisitinin H₂O₂ miktarı üzerine etkisi Şekil 4.48.'de verilmiştir.



Şekil 4.48. Farklı imidakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de H₂O₂ miktarı üzerindeki etkisi

15 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde H_2O_2 miktarı kontrole göre istatistiksel olarak azalma göstermiştir ($p < 0,05$). 25 ve 35 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinde ise H_2O_2 miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişmemiştir ($p > 0,05$). 45 ve 75 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Thiakloprit konsantrasyonlarında ise H_2O_2 miktarı istatistiksel olarak anlamlı artma göstermiştir ($p < 0,05$). H_2O_2 miktarının en yüksek (6,98 nmol g TA^{-1}) ve en düşük (3,11 nmol g TA^{-1}) olduğu değerler sırasıyla 75 ve 15 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Thiakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin H_2O_2 miktarı üzerine etkisi Şekil 4.49.'da verilmiştir.

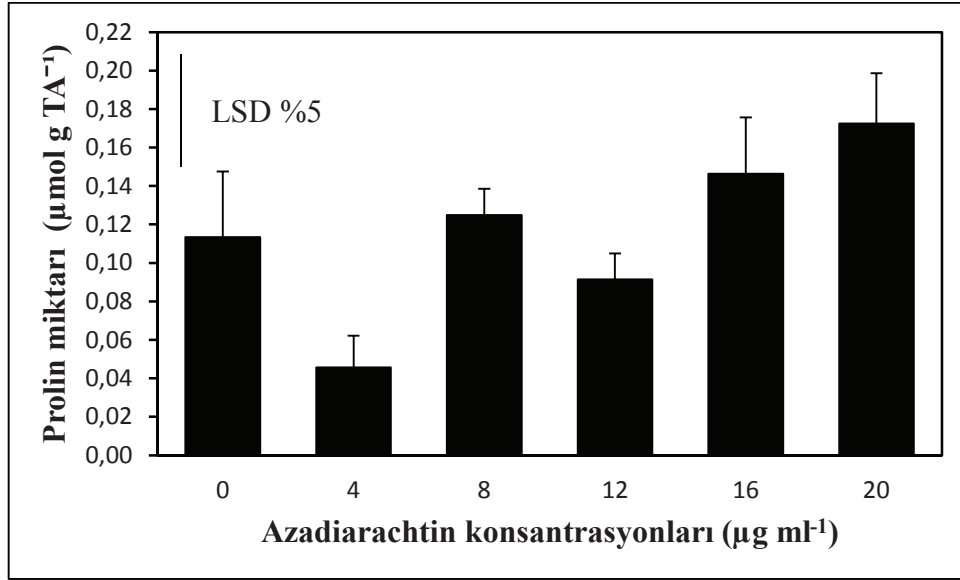


Şekil 4.49. Farklı thiakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de H_2O_2 miktarı üzerindeki etkisi

4.8. Serbest Prolin Miktarı

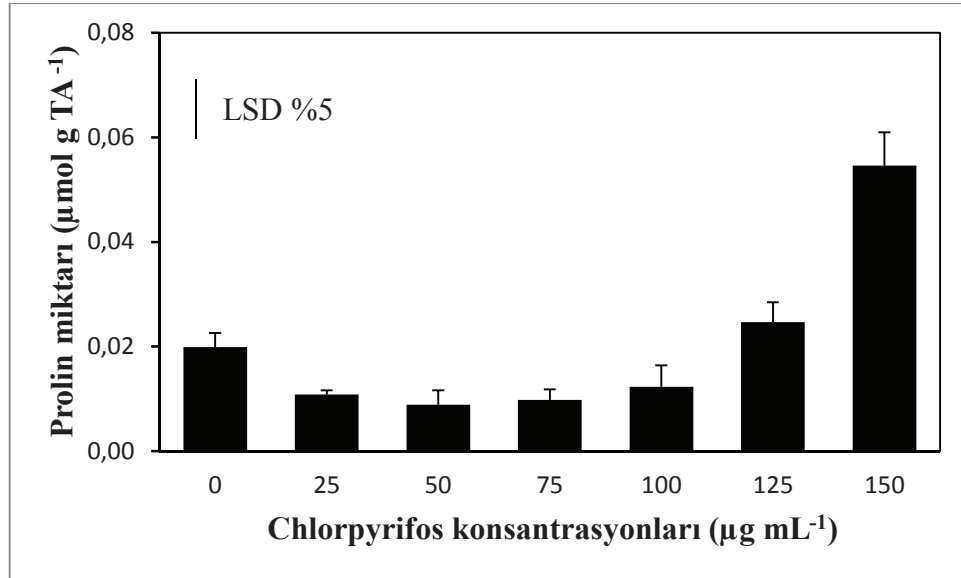
4 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda Azadirachtin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı kontrole göre istatistiksel olarak azalma göstermiştir ($p < 0,05$). 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Azadirachtin konsantrasyonlarında ise serbest prolin miktarı istatistiksel olarak değişmemiştir ($p > 0,05$). Serbest prolin miktarının en yüksek (0,17 $\mu\text{mol g TA}^{-1}$) ve en düşük (0,05 $\mu\text{mol g TA}^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 20 ve 4 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Azadirachtin konsantrasyonlarında tespit

edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin pestisitinin serbest prolin miktarı üzerine etkisi Şekil 4.50.'de verilmiştir.



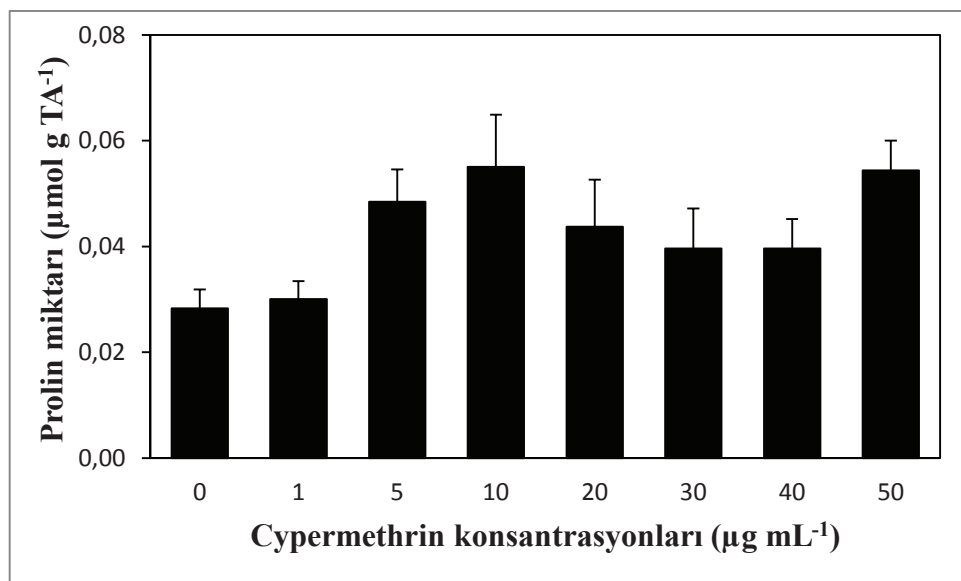
Şekil 4.50. Farklı Azadirachtin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi

25, 100 ve 125 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda Chlorpyrifos etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişmemiştir ($p > 0,05$). 50 ve 75 µg mL⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonunda serbest prolin miktarı istatistiksel olarak anlamlı azalma gösterirken ($p < 0,05$), 150 µg mL⁻¹ Azadirachtin konsantrasyonlarında anlamlı olarak artma göstermiştir ($p < 0,05$). Serbest prolin miktarının en yüksek (0,05 µmol g TA⁻¹) ve en düşük (0,008 µmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 150 ve 50 µg mL⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Chlorpyrifos pestisitinin serbest prolin miktarı üzerine etkisi Şekil 4.51.'de verilmiştir.



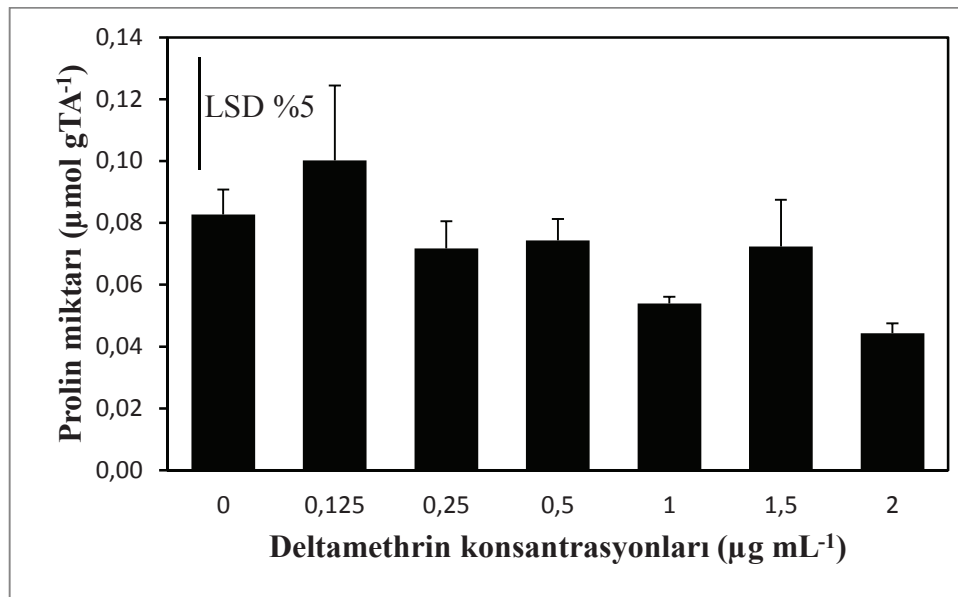
Şekil 4.51. Farklı Chlorpyrifos konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi

1, 5, 10, 20, 30, 40, 50, µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda Cypermethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı artma göstermiştir ($p < 0,05$). Serbest prolin miktarının en yüksek (0,06 µmol g TA⁻¹) ve en düşük (0,03 µmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 1 ve 10 µg mL⁻¹ Cypermethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Cypermethrin pestisitinin serbest prolin miktarı üzerine etkisi Şekil 4.52.'de verilmiştir.



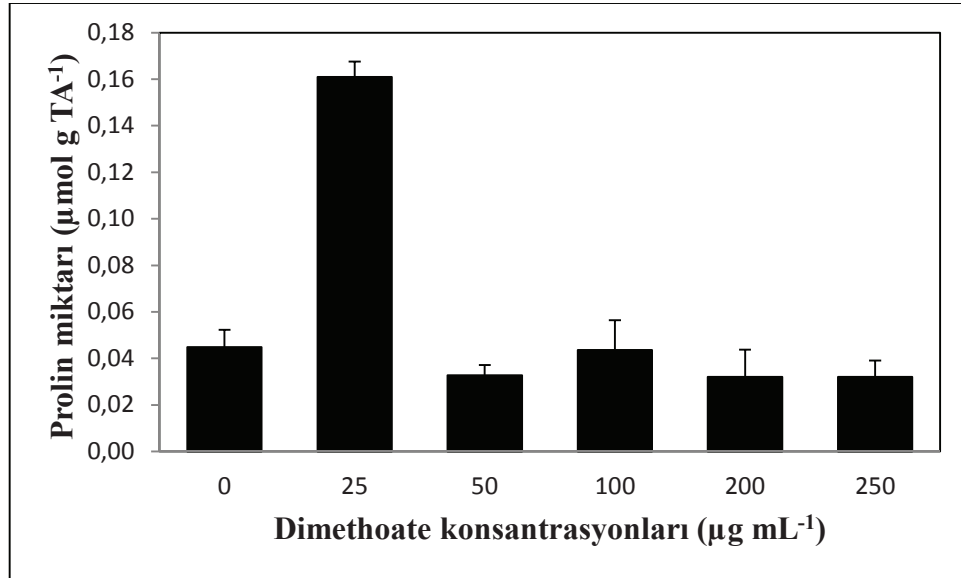
Şekil 4.52. Farklı Cypermethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi

0,125, 0,25, 0,5, 1, 1,5 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonlarında ise serbest prolin miktarı istatistiksel olarak değişim göstermezken ($p>0,05$), 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonunda anlamlı olarak azalma göstermiştir ($p<0,05$). Serbest prolin miktarının en yüksek (0,1 $\mu\text{mol g TA}^{-1}$) ve en düşük (0,04 $\mu\text{mol g TA}^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 0,125 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Deltamethrin pestisitinin serbest prolin miktarı üzerine etkisi Şekil 4.53.'de verilmiştir.



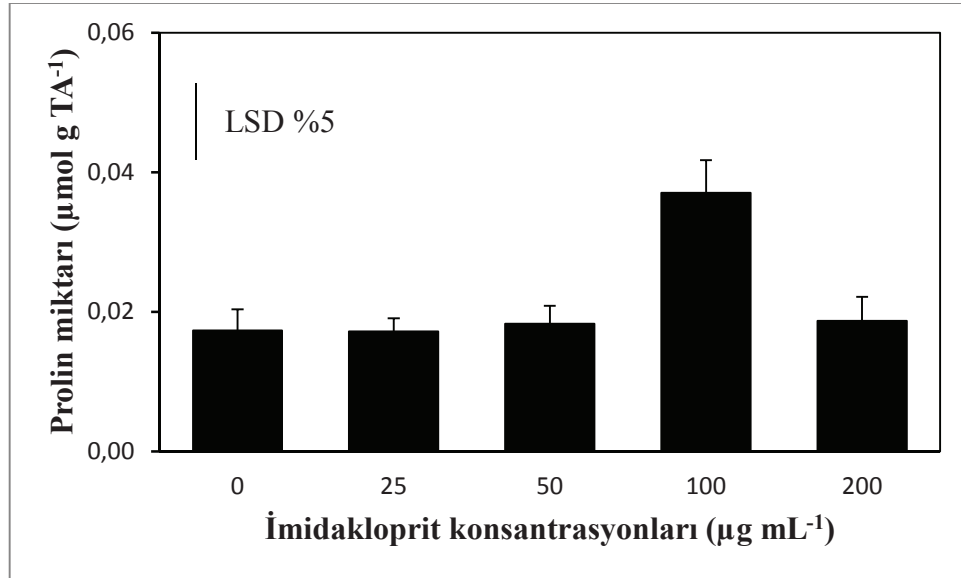
Şekil 4.53. Farklı Deltamethrin konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi

25 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda Dimethoate etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı kontrole göre istatistiksel olarak artma göstermiştir ($p<0,05$). 50, 100, 200 ve 300 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Dimethoate konsantrasyonlarında ise serbest prolin miktarı istatistiksel olarak anlamlı azalma göstermiştir ($p<0,05$). Serbest prolin miktarının en yüksek (0,16 $\mu\text{mol g TA}^{-1}$) ve en düşük (0,032 $\mu\text{mol g TA}^{-1}$) olduğu değerler sırasıyla 25 ve 200-250 $\mu\text{g mL}^{-1}$ Dimethoate konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Dimethoate pestisitinin serbest prolin miktarı üzerine etkisi Şekil 4.54.'de verilmiştir.



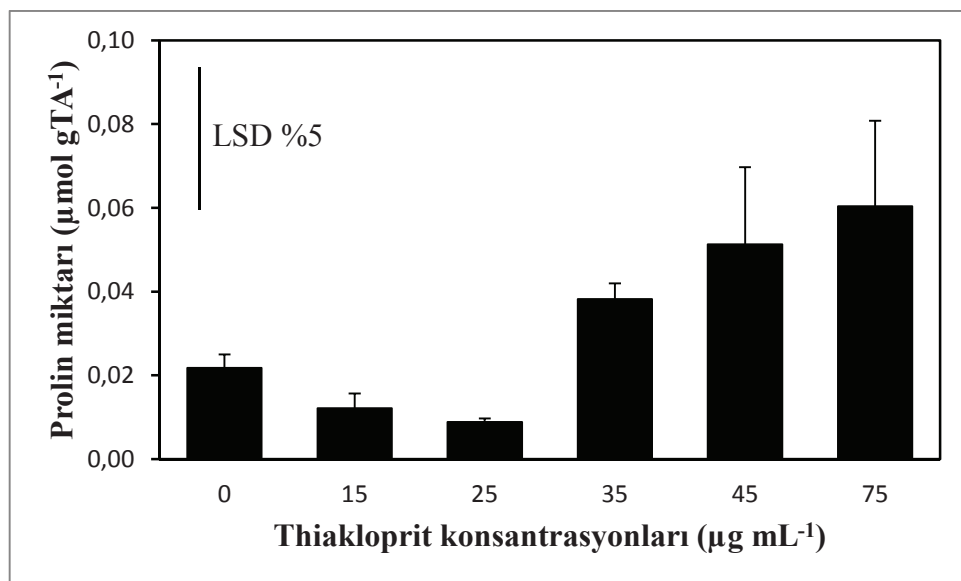
Şekil 4.54. Farklı Dimethoate konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi

25, 50, 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı istatistiksel olarak değişim göstermezken ($p > 0,05$), 100 µg mL⁻¹ konsantrasyonunda İmidakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı kontrole göre istatistiksel olarak artma göstermiştir ($p < 0,05$). Serbest prolin miktarının en yüksek (0,04 µmol g TA⁻¹) ve en düşük (0,02 µmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 100 ve 25 µg mL⁻¹ İmidakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki İmidakloprit pestisitinin serbest prolin miktarı üzerine etkisi Şekil 4.55.'de verilmiştir.



Şekil 4.55. Farklı İmidakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi

15, 25, 35 ve 45 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarında Thiakloprit etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı kontrole göre istatistiksel olarak değişmemiştir ($p > 0,05$). 75 µg mL⁻¹ Thiakloprit konsantrasyonunda ise serbest prolin miktarı istatistiksel olarak anlamlı artma göstermiştir ($p < 0,05$). Serbest prolin miktarının en yüksek (0,06 µmol g TA⁻¹) ve en düşük (0,01 µmol g TA⁻¹) olduğu değerler sırasıyla 75 ve 25 µg mL⁻¹ Thiakloprit konsantrasyonlarında tespit edilmiştir. *A. platensis*'e uygulanan farklı konsantrasyonlardaki Thiakloprit pestisitinin serbest prolin miktarı üzerine etkisi Şekil 4.56.'da verilmiştir.



Şekil 4.56. Farklı Thiakloprit konsantrasyonlarının *A. platensis*'de serbest prolin miktarı üzerindeki etkisi

BÖLÜM 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada farklı konsantrasyonlardaki Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Deltamethrin, Dimethoate, İmidakloprit ve Thiakloprit pestisitlerinin *A. platensis*'deki OD560, klorofil-*a* miktarı, bazı antioksidant enzimlerin aktiviteleri (süperoksit dismutaz, askorbat peroksidaz ve glutatyon redüktaz) ile H₂O₂, malondialdehit ve prolin miktarı üzerindeki etkileri araştırılmıştır.

Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Deltamethrin, Dimethoate ve İmidakloprit pestisitleri, OD560 değeri ile klorofil-*a* miktarını 7 gün boyunca konsantrasyon artışına bağlı olarak kontrole göre önemli derecede azalmıştır.

Sundaram (1997) yaptığı bir çalışmada Azadirachtinin tatlı su algleri üzerine etkilerini 20 gün boyunca izlemiştir. Buna göre 3 ve 4,5 µg mL⁻¹'lik Azadirachtin konsantrasyonlarının klorofil-*a* ve protein miktarını azalttığı, 1,5 µg mL⁻¹'lik Azadirachtin uygulamasının ise stimule ettiği belirlenmiştir ve klorofil içeriğinin azalmasının pestisitlerin büyümeyi engelleyici niteliğinden kaynaklanabileceğini belirtmişlerdir. Prasad ve ark. (2007) *Azadirachta indica* bitkisinin sulu ekstraktlarını *Nostoc muscorum* siyanobakterisi üzerinde uygulamışlardır. Düşük ekstrap konsantrasyonlarının (%1 ve %2) algin büyümesi üzerine olumlu etki yaptığı ve fotosentetik pigment miktarını arttırdığını fakat yüksek konsantrasyonlarda (% 4 ve % 8) siyanobakterinin biyomasının azaldığını bulmuşlardır. Chia ve ark. (2016) yaptıkları bir çalışmada *Azadirachta indica* bitkisinden elde ettikleri ekstraktın *Scenedesmus quadricauda* alginde yüksek dozlarda büyümeyi inhibe ettiğini, ham ekstraktın konsantrasyona bağlı olarak klorofil-*a* konsantrasyonunu, kuru ağırlığı ve mikroalgin hücre yoğunluğunu azalttığını bulmuşlardır. Aynı çalışmada 1000 mg L⁻¹'lik ekstrakt uygulamasının üçüncü günün sonunda alg büyümesini tamamen durdurduğu ve hücrelerin parçalanmasına neden olduğu gözlenmiştir. Bunun

nedenini ise klorofil-*a* miktarındaki azalmanın fotosentezi azalttığı ve CO₂ asimilasyonunu engellediği için hücre bölünmesini olumsuz etkilediği şeklinde açıklamışlardır. Çalışmamızda da yüksek Azadirachtin konsantrasyonlarının *A. platensis* siyanobakterisinde hem büyüme hızını hem de klorofil-*a* miktarını azalttığı belirlenmiştir. İlk günlerdeki Azadirachtin pestisitinin büyüme hızını artırıcı etkisi daha önce yapılmış olan çalışmalarda düşük konsantrasyonlarda büyüme ve klorofil-*a*'yı artırıcı etkiyle paraleldir. Literatürdeki çalışmalar bu pestisitinin toksik etkilerini ortaya koyarak yaptığımız çalışmayı desteklemektedir.

Hurlbert ve ark. (1972) 7,2 ile 72 mg L⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonlarının tatlı su göllerindeki fitoplankton bolluğunu arttırdığını rapor etmişlerdir. Bu konsantrasyonlarda ortamda siyanobakteri (*Anabaena*, *Anabaenopsis*) patlaması meydana gelmiş ve 10 mg L⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonunda 30. ve 50. gün sonunda klorofil-*a* artışı oluşmuştur. Van den Brick (1995) *Anabaena* sp. siyanobakterisi üzerinde 0,1 mg L⁻¹ Chlorpyrifos ve 5 mg L⁻¹ Atrazine kullanarak mikrokosm deneyi yapmıştır ve Chlorpyrifos pestisitinin fitoplankton üzerinde etkisi olmadığını belirlemiştir. Bu çalışmalar bizim çalışmamızda gözlenen Chlorpyrifos pestisitinin *A. platensis* siyanobakterisi üzerinde yapmış olduğu etkileri desteklememektedir ancak Chlorpyrifos'un büyüme hızını inhibe edici etkisini destekleyen çalışmalar da literatürde mevcuttur. De Lorenzo ve ark. (1999) yaptıkları bir çalışmada Chlorpyrifos'un 10 mg L⁻¹ konsantrasyonda bir estuarin besin ağında bulunan klorofil-*a* miktarını azalttığını bulmuşlardır. DeLorenzo ve Serrano (2003) *Dunaliella tertiolecta* algi üzerinde Chlorpyrifos'un etkisini 96 saat boyunca izlemişler ve EC50 değerini 769 µg L⁻¹ olarak hesaplamışlardır. Kumar ve ark. (2014) 6, 9 ve 12 mg L⁻¹ Chlorpyrifos konsantrasyonlarında *Chroococcus turgidus* NTMS12 suşu üzerinde klorofil-*a* içeriğinin azaldığını ve 6 mg L⁻¹ konsantrasyonunun tolere edilebilir konsantrasyon olduğunu bulmuşlardır. Büyüme oranındaki azalmanın pigment sentezinin inhibisyonuyla alakalı olabileceği belirtilmiştir. Asselborn ve ark. (2015) *Ankistrodesmus gracilis* algi üzerinde Chlorpyrifos'un büyüme hızını etkisini 9,37, 18,75, 37,5, 75 ve 150 mg L⁻¹ konsantrasyonlarında araştırmışlardır. 24 ve 48 saat sonunda 75 ve 150 mg L⁻¹ konsantrasyonları büyüme hızını inhibe ederken, 72 ve 96 saat sonunda 9,37 mg L⁻¹

konsantrasyon haricindeki bütün konsantasyonlarda algin büyümesi kontrole göre anlamlı olarak azalmıştır. Aynı çalışmada 96 saat sonunda *Ankistrodesmus gracilis* için EC50 değeri $22,44 \text{ mg L}^{-1}$ olarak belirlenmiştir Asselborn ve ark.'nın (2015) kullandığı konsantrasyonlar bu çalışmada kullanılan konsantrasyonlara yakındır.

Megharaj ve ark. (1987) Cypermethrin'in *Scenedesmus bijugatus*, *Nostoc linckia*, *Synechococcus elongatus* ve *Phormidium tenue* algleri üzerinde etkilerini araştırmışlar ve 10 ve $50 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlar arasında *S. bijugatus* alginin büyümesinin durduğunu *S. elongatus* alginin ise büyümesinin çok az inhibe olduğunu bulmuşlardır. Bu konsantrasyonlarda *N. linckia* alginin büyümesi artarken, *P. tenue* algi anlamlı olarak etkilenmiştir. Xiong ve ark. (2002) Cypermethrin pestisitini *Scenedesmus obliquus* algi üzerinde 96 saat süreyle uygulamışlar ve EC50 değerini $112,45 \text{ mg L}^{-1}$ olarak bulmuşlardır. Li ve ark. (2005) yaptıkları bir çalışmada Cypermethrin'in *Scenedesmus obliquus* alginin büyümesini 50, 100, 150, 200 ve 250 mg L^{-1} konsantrasyonlarda 96 saat sonunda inhibe ettiğini bulmuşlardır. Bu konsantrasyonlarda Cypermethrin pestisiti *Scenedesmus obliquus* alginin klorofil-*a* ve karotenoid miktarını da azaltmıştır. *S. obliquus* alginde Cypermethrin'in 96 saat sonundaki EC50 değerini $112 \pm 9 \text{ mg L}^{-1}$ olarak hesaplamışlardır. Wang ve ark. (2011) *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae), *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae) ve *Chattonella marina* (Raphidophyceae) algleri üzerinde Cypermethrin kullanarak 96 saatlik büyüme testi yapmışlar ve sırasıyla IC50 değerlerini 71,4, 205 ve $191 \mu\text{g L}^{-1}$ olarak bulmuşlardır. Bu çalışmada 50 ve $100 \mu\text{g L}^{-1}$ Cypermethrin konsantrasyonlarında bu alglerin klorofil-*a* miktarlarının azaldığını bulmuşlardır. Saenz ve ark. (2012) *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* ve *Pseudokirchneriella subcapitata* algleri üzerinde Cypermethrinin toksik olduğunu bulmuşlardır. Sırasıyla *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* ve *Pseudokirchneriella subcapitata* için büyümeyi engelleyici konsantrasyonların $0,3-5 \text{ mg L}^{-1}$, $0,6 \text{ mg L}^{-1}$, $0,15-2,5 \text{ mg L}^{-1}$, $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ olduğunu belirlemişlerdir. Wang ve ark. (2012) yaptıkları başka bir çalışmada Cypermethrinin *Scenedesmus obliquus* algi için EC50 değerini $2,37 \text{ mg L}^{-1}$ olarak hesaplamışlardır. Literatürdeki bu çalışmalar çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçları desteklemekte ve Cypermethrin'in büyüme ve klorofil-*a* üzerinde inhibe

edici etkisi bulunduğunu göstermektedir. Megharaj ve ark.'nın (1987) yaptığı çalışmada *S. bijugatus* üzerinde elde ettiği veriler bizim çalışmamızda elde edilen verilere en yakın çalışmadır.

Burkiewicz ve ark. (2005) yaptıkları bir çalışmada *Scenedesmus subspicatus* alginde 2,5, 5 ve 10 mg L⁻¹ Deltamethrin konsantrasyonlarında 24 saate; 1,25 mg L⁻¹ konsantrasyonun ise 72 saatte hücre yoğunluğunda azalttığını bulmuşlardır. Lutnicka ve ark. (2014) Deltametrin pestisitinin 14 gün sonunda *Chlorella vulgaris* alginde büyümeyi % 13 oranında inhibe ettiğini gözlemlemişlerdir. Literatürde yer alan Burkiewicz ve ark.'nın (2005) kullandığı konsantrasyonlar bu çalışmada kullanılan konsantrasyonlara benzerdir.

Wong ve Chan (1988) *Chlamydomonas reinhardtii* algi üzerinde büyüme ve klorofil-*a* miktarının yüksek konsantrasyonlarda Dimethoate uygulamalarıyla (10, 20 ve 40 µg mL⁻¹) inhibe olduğunu bulmuşlardır. Perona ve ark. (1991) *Anabaena* PCC 7119 suşuna Dimethoate uyguladıklarında 300 mg L⁻¹ konsantrasyonda büyümenin engellendiğini ve fotosentetik pigment kayıplarının yol açtığını gözlemlemişlerdir. Mohapatra ve Mahonty (1992) *Chlorella vulgaris* ve *Anabaena doliolum* algleri üzerinde Dimethoate pestisitinin büyüme oranına etkisini incelemişler ve *Chlorella vulgaris* için LC50 değerini 51,0±0,79 mg L⁻¹, *Anabaena doliolum* için LC50 değerini 28,50±0,61 mgL⁻¹ olarak bulmuşlardır. Shizhong ve ark. (1997) *Chlorella vulgaris* alginin Dimethoate'ın düşük konsantrasyonlarında (0,4 mg L⁻¹ – 1,6 mg L⁻¹) büyümesinin arttığını gözlemlemişlerdir. Mohapatra ve Mohanty (1992) *Anabaena doliolum* siyanobakterisi üzerinde Dimethoate pestisitinin farklı besin tuzu oranlarında etkisini incelemişler ve 40 mg L⁻¹ konsantrasyonun algistatik ve bu konsantrasyondan daha yüksek konsantrasyonların algistik olduğunu rapor etmişlerdir. Mei ve Zan (1998) *Chlorella vulgaris* algi üzerinde Dimethoate'ın hücre yoğunluğu ve klorofil pigment miktarını arttırdığını, büyümenin ise düşük konsantrasyonlarda hızlandığını rapor etmişlerdir. Yadav ve Sharma (2015) *Spirulina platensis* üzerinde Dimethoate pestisitini denediklerinde NOEC (Gözlemlenen ters etki konsantrasyonu) değerini 0,5 µg mL⁻¹ LOEC (En düşük etkili konsantrasyon) değerini 1 µg mL⁻¹ ve MATC değerini 0,707 µg mL⁻¹ (Maksimum kabul edilen

toksik konsantrasyon) olarak bulmuşlardır. Yadav (2015) yaptığı bir çalışmada 0,5, 1, 5, 10 ve 15 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Dimethoate'ın *Spirulina platensis*'de klorofil-*a* miktarını ve büyüme oranını azalttığını saptamışlardır. Dimethoate'ın algler ve siyanobakteriler üzerinde büyümeyi durdurucu ve klorofil-*a* miktarını azaltıcı etki yaptığını gösteren bu çalışmalar bizim sonuçlarımızı desteklemektedir. Perona ve ark. 'nın (1991) *Anabaena* PCC 7119 suşuna uyguladıkları Dimethoate konsantrasyonlar bu çalışmada uygulanan konsantrasyonlara en yakınıdır.

Malev ve ark. (2012) *Desmodesmus subspicatus* üzerinde İmidaklopritin toksisitesini değerlendirmişler ve hedef olmayan mikroorganizmalar üzerinde İmidakloprit'in zararlı etkileri bulunduğunu belirtmişlerdir. Algal inhibisyonun 127,8 ve 255,6 mg L^{-1} konsantrasyonlarda kontrole göre anlamlı olduğunu bildirmişlerdir. Malev ve ark.'nın (2012) elde ettikleri veriler, İmidaklopritin çalışmamızda kullandığımız *A. platensis* üzerindeki etkilerine benzerdir.

Thiaklopritin alglerin toksisitesi üzerine literatürde yapılan çalışmalar kısıtlıdır. Bu sebeple yaptığımız çalışma önemli bir boşluğu dolduracaktır.

SOD stres koşulları altında hücrelerde üretilen süperoksit radikallerini detoksifiye etmekten sorumlu antioksidant bir enzimdir (Eltner ve ark, 1988). Kong ve Sang (1999) alg hücrelerinde SOD enziminin aktif oksijeni elimine eden anahtar bir enzim olduğunu göstermişlerdir. Ortamdaki kirlilik derecesi arttığında hücresel detoksifikasyon sistemi uyarılır ve SOD sentez hızı ve/veya aktivitesi de artar. Bu değişimler hücrelerde moleküler seviyelerde meydana geldiğinden büyüme ve üremeden daha hızlı gerçekleşir (Rabinowich ve Fridovich, 1985). Bu sebeple hücrelerde SOD aktivitesinde meydana gelen değişimler çevre kirliliği için duyarlı bir biyomarkırdır (Li ve ark. 2005).

Azadirachtin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi 8, 12, 16 ve 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında kontrole göre azalma göstermiştir. Cypermethrin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi ise 10, 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında kontrole göre anlamlı azalma göstermiştir.

Deltamethrin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin bütün konsantrasyonlarında (0,125, 0,25, 0,5, 1, 1,5 ve 2 $\mu\text{g mL}^{-1}$) toplam SOD aktivitesi kontrole göre azalma göstermiştir. Dimethoate uygulanan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi 20, 40, 60, 80 ve 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında kontrole göre azalma göstermiştir. İmidaklopritin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi 10, 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında kontrole göre azalma göstermiştir. Lee ve Shin (2003) *Nannochloropsis oculata* algii üzerinde yaptıkları bir çalışmada kadmiyum uygulamalarının SOD enziminin aktivitesinin azalttığını bulmuşlardır. Bu azalmanın da farklı kompartımanlarda üretilen H_2O_2 'nin enzimi inaktive etmesinden kaynaklandığını bildirmişlerdir (Vitoria ve ark. 2001). Bu sebeple aşırı H_2O_2 birikiminin enzimi inaktif hale getirmesi muhtemeldir. Cao ve ark. (2011) manganez eksikliğinin *Amphidinium sp.* alginin SOD enzim aktivitesine etkilerini incelemişler ve manganez eksikliğinin SOD enzim aktivitesini azalttığını, bunun sebebinin de aktif oksijen üretimindeki azalma, fotosentez fonksiyonlarının ve oksijen salınımının kaybı gibi nedenler olabileceğini ileri sürmüşlerdir. Hollnagel ve ark. (1996) *Gonyaulax polyedra* algii üzerinde ışığın etkisini çalışmışlar ve gece fazında fotosenteze paralel olarak SOD aktivitesinin 2-3 kat azaldığını gözlemlemişlerdir. Azadirachtin, Cypermethrin, Deltamethrin, Dimethoate, İmidaklopriti pestisitlerinin artan konsantrasyonlarında klorofil-*a* miktarında anlamlı azalmalara neden oldukları görülmüştür. Fotosentetik metabolizmanın kaybı SOD enzim aktivitesinde anlamlı azalmalara neden olmuş veya SOD enzim aktivitesinde azalma meydana gelmesinden kaynaklanan süperoksit miktarının artması klorofil-*a* miktarını azaltmış olabilir. Wang ve ark. (2011) *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae), *Scripsiella trochoidea* (Dinophyceae) ve *Chattonella marina* (Raphidophyceae) algleri üzerinde Cypermethrin pestisitinin SOD aktivitesinin yüksek konsantrasyonlarda ($>50 \mu\text{g L}^{-1}$) inhibe ettiğini rapor etmişler ve SOD aktivitesinin inaktivasyonun Cypermethrin tarafından kaynaklandığını ve böylece algal büyümenin engellenmiş olabileceğini ileri sürmüşlerdir.

Chlorpyrifos uygulanan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı bir artış göstermiş daha yüksek konsantrasyonlarda ise kontrole göre değişmemiştir. Wang ve ark. (2012)

Scenedesmus obliquus algine Cypermethrin uygulamışlar ve bu pestisitinin düşük konsantrasyonlarda SOD aktivitesini artırdığını, yüksek konsantrasyonlarda ise inhibe ettiğini belirlemişlerdir. Rai ve ark. (2013) *Chlorella vulgaris* algi üzerinde yaptığı bir çalışmada kromun belli bir konsantrasyona kadar SOD aktivitesini artırdığını fakat yüksek konsantrasyonlarda azalttığını bulmuşlardır. Bunun sebebini de Cr metalinin ya direkt olarak SOD genine etki etmesine ya da dolaylı olarak O_2^- seviyesini artırmaya bağlamışlardır. Bu çalışmaların sonuçları bizim Chlorpyrifos uygulamasından elde ettiğimiz sonuçlara benzemektedir.

Thiaklopritin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin toplam SOD aktivitesi en yüksek konsantrasyonda ($75 \mu\text{g mL}^{-1}$) anlamlı şekilde artmıştır. Çeşitli stres faktörlerinin etkisi ile SOD aktivitesinde meydana gelen değişimler birçok canlıda incelenmiştir (Rijstenbil ve ark., 1994; Okamoto ve ark., 2001).

Prasad ve ark. (2005) *Plectonema boryanum* siyanobakterisine Endosulfan uygulamışlar ve SOD aktivitesinin uygulanan konsantrasyonlarda arttığını rapor etmişlerdir. Kumar ve ark. (2008) *Aulosira fertilissima*, *Anabaena variabilis* ve *Nostoc muscorum* algleri üzerinde Endosulfan pestisitinin etkilerini araştırmışlar ve SOD enzim aktivitesini artırdığını bulmuşlardır. Galhano ve ark. (2010) bentazone adlı pestisiti uyguladıkları *Anabaena cylindrica* siyanobakterisinde SOD aktivitesinin doza bağlı olarak arttığını gözlemlemişlerdir. Qian ve ark. (2008) Glufosinate pestisitinin *Chlorella vulgaris* alginde SOD aktivitesini artırdığını rapor etmişlerdir. Qian ve ark. (2009) Paraquat pestisitini *Chlorella vulgaris* algi üzerinde denemişler ve SOD enzim aktivitesinin arttığını rapor etmişlerdir. Salman ve ark. (2016) *Oscillatoria limnetica* siyanobakterisi üzerinde yapmış oldukları bir çalışmada Glufosinate'ın SOD aktivitesini artırdığını belirtmişlerdir. Li ve ark. (2005) Cypermethrin pestisitinin *Scenedesmus obliquus* algi üzerinde SOD aktivitesini artırdığını bulmuşlardır. Kumar ve ark. (2014) *Chroococcus turgidus* NTMS12 suşu üzerinde SOD enzim aktivitesinin Chlorpyrifos uygulamasıyla 6 mg L^{-1} konsantrasyonda arttığını bulmuşlardır. Bu çalışmalarda SOD aktivitesinin, uygulanan pestisitinin O_2^- ve diğer serbest radikallerin üretimini artırması sonucu arttığı bildirilmiştir.

GR enziminin farklı bitki, hayvan ve mikroorganizmalarda bulunan bir enzimdir (Flohe ve Gunzler, 1976). Glutasyon redüktaz ve glutasyon, Haliwell-Asada yolağındaki fonksiyonlardan dolayı H_2O_2 'in bitki hücrelerinde etkisizleştirilmesinde etkilidir (Bray ve ark., 2000). Glutasyon redüktaz askorbat-glutasyon yolağının son basamağını kataliz etmektedir

Chlorpyrifos uygulamasında GR enzim aktivitesi bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 75, 100, 125, 150 $\mu\text{g mL}^{-1}$) anlamlı olarak artmıştır. İmidakloprit uygulamasında GR enzim aktivitesi 20 ve 30 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda anlamlı olarak artmıştır. Thiakloprit uygulamasında GR enzim aktivitesi 15, 25 ve 35 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda anlamlı olarak artmıştır. Glutasyon redüktaz aktivitesindeki artışlar oksidatif stres ürünlerini etkisiz hale getirmek için meydana gelmiş olabilir (Gamble ve Burke, 1994; Gillham ve Dodge, 1987; Bowler ve ark. 1992). Foster ve Hess (1980) glutasyon redüktaz enzimin aktivitesinin yüksek oksijen konsantrasyonlarına cevap olarak oksidatif hasara karşı hücrelerin savunmasında önemli bir rolü olduğunu belirtmişlerdir. Çevresel stres faktörlerinin etkisiyle pek çok çalışmada glutasyon redüktaz aktivitesinde artış meydana geldiği rapor edilmiştir (Gamble ve Burke, 1984; Giliham ve Dodge 1987; Dhindsa, 1991). Xia ve ark. (2009) Chlorpyrifos uygulaması sonucu *Cucumis sativus* bitkisinin artan konsantrasyonlarla birlikte GR aktivitesindeki artışın, pestisit detoksifikasyonunda rol oynamasına ek olarak, oksidatif stresteki temel rolünden kaynaklandığını ileri sürmüşlerdir. *Scenedesmus obliquus* alginin bakır sülfat ile muamelesi sonucunda artan konsantrasyonlarla birlikte GR aktivitesinde artış gözlemlenmiştir (Dewez ve ark. 2005) *Chlorella vulgaris* algi üzerinde bakır, kurşun ve kadmiyum ağır metallerinin uygulanmasıyla GR enzim aktivitesinde doza bağlı olarak artış olduğu görülmüştür (Bajguz, 2010).

Azadirachtin uygulamasında GR enzim aktivitesi 20 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda Cypermethrin uygulamasında 10, 20, 30, 40 ve 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda Thiakloprit uygulamasında 75 $\mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonda anlamlı azalmıştır. Lee ve Shin (2003) *Nannochloropsis oculata* alginde Cd^{+2} uygulamalarının ve GR

aktivitesinin azaldığını rapor etmişlerdir. Saenz ve ark. (2012) algisitik etkilere neden olan Cypermethrin konsantrasyonlarının *P. subcapitata* algi üzerinde oksidatif stres zararları oluşturduğu için GR aktivitesini inhibe edici etkisi olduğunu bulmuşlardır. Bailly ve ark. (1996) ayçiçeğinin tohumlarına nem ve sıcaklık uyguladıklarında GR aktivitesindeki azalmayı tohum canlılığının yitirilmesine bağlamıştır. Schickler ve Caspi (1999) *Alyssum* bitkisindeki yüksek konsantrasyonlarda Cd^{+2} uygulaması sonucu meydana gelen GR enzim aktivitesindeki azalmayı glutasyon halkasına müdahale eden sülfidril grupları ile metallerin direk reaksiyonu sonucunda olabileceğini belirtmişlerdir. Bu sonuçlara göre çalışmamızda GR aktivitesinde meydana gelen azalmaların, hücrelerin canlılığını yitirmesinden, enzimin yapısının bozulmasından veya enzimin katıldığı reaksiyonlara etki etmiş olmasından kaynaklandığı söylenebilir.

Dimethoate ve Deltamethrin uygulamaları sonucu GR aktivitesinde bir değişim meydana gelmemiştir. Sandalio ve ark. (2001) kadmiyum uygulamalarının *Pisum sativum* bitkisinde GR enzim aktivitesinde her hangi bir değişim olmadığını belirtmiştir. *Scenedesmus obliquus* algi üzerine yapılmış başka bir çalışmada bir fungusit olan fludioxonil uygulanmış ve GR aktivitesinin anlamlı olarak etkilenmediği ortaya çıkmıştır. Bunun sebebini de okside glutasyon havuzunun diğer enzimler tarafından kullanılmış olabilmesi olarak belirtmişlerdir (Dewez, 2005).

Askorbat peroksidaz zararlı H_2O_2 'i elimine etmek için askorbik asidi elektron vericisi olarak kullanmaktadır (Verma ve Dubey 2003). Cypermethrin uygulamasında APOD enzim aktivitesi bütün konsantrasyonlarda (25, 50, 75, 100, 125, 150 $\mu g mL^{-1}$) istatistiksel olarak anlamlı artmıştır. Bitkiler üzerinde yapılmış bazı çalışmalarda APOD aktivitesinin su stresi (Baisak ve ark., 1994), soğuk (Fadzillah, 1996), kuraklık (Mittler ve Zilinskas, 1994), ozon toksisitesi (Kubo ve ark., 1995), Cu (Weckx ve Clijsters, 1996) ve Pb toksisitesi (Verma ve ark., 2003) ve UV-B (Hideg ve ark., 1996) radyasyonu gibi stres koşullarında arttığı gösterilmiştir. Askorbat peroksidaz aktivitesi ortamdaki H_2O_2 ve askorbat miktarıyla ilintilidir. GR, askorbatın yeniden üretilmesi için gereklidir (Broadbent ve ark. 1995). Azadirachtin, Dimethoate ve Deltamethrin uygulamaları sonucunda GR aktivitesinde değişim

olmaması, bu pestisit uygulamalarında benzer konsantrasyonlarda APOD enziminin miktarında değişim olmamasını desteklemektedir. Çünkü askorbat havuzu GR tarafından dengelenir. GR aktivitesinin APOD aktivitesi ile ilişkili olduğu daha önceki çalışmalarda rapor edilmiştir (Teisseire ve Vernet, 2001; Maliick ve Rai, 1998). Benzer şekilde Chlorpyrifos uygulamasındaki APOD aktivitesinin artması askorbatı yeniden indirgeyen GR aktivitesindeki artış ile açıklanabilir. Ayrıca 50 µg mL⁻¹ konsantrasyonda anlamlı artış var iken 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonda kontrole göre değişimin olmaması durumu, 50 µg mL⁻¹ ve 75 µg mL⁻¹ konsantrasyonlardaki SOD enzim aktivitesindeki değişimler ile uyumludur. Çünkü SOD enzimi ortama H₂O₂ sağlar.

İmidakloprit uygulaması sonucu APOD aktivitesi 50 µg mL⁻¹ konsantrasyondaki istatistiksel olarak anlamlı şekilde artmış ama 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonda istatistiksel olarak azalmıştır. Oksidatif stresin artması sonucu APOD aktivitesinin indüklendiği daha önceki çalışmalarda rapor edilmiştir (Weckx ve Clijsters, 1996). Örneğin salisilik asitin ve 2,6 dikloroizonicotik asitin yüksek konsantrasyonlarında APOD aktivitesini inhibe ettiği bildirilmiştir. (Durner ve Klessig, 1995). Bu çalışmalardaki sonuçlardan yola çıkarak İmidakloprit pestisitinin düşük konsantrasyonlarda oksidatif stresi arttırdığı için APOD enzim aktivitesinin arttığı, daha yüksek konsantrasyonlarda ise APOD enzimini inhibe ettiği söylenebilir.

Thiakloprit uygulamasında 35 µg mL⁻¹ konsantrasyonunda APOD aktivitesi istatistiksel olarak anlamlı şekilde artarken, diğer konsantrasyonlarda (15, 25, 45 ve 75 µg mL⁻¹) değişmemiştir. 35 µg mL⁻¹ konsantrasyonu için APOD enzim aktivitesinin artması yine GR enzim aktivitesinin de benzer konsantrasyonda artmasıyla açıklanabilir.

Azadirachtin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin MDA miktarı 16 ve 20 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda anlamlı artmıştır. Dimethoate uygulanan *A. platensis* kültürlerinin MDA miktarı 100, 150 ve 200 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda anlamlı artmıştır. Deltamethrin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin MDA miktarı 0,5, 1 ve 1,5 µg mL⁻¹ konsantrasyonlarda anlamlı artmıştır. Azadirachtin, Dimethoate ve

Deltamethrin pestisitleri için MDA miktarındaki değişimler H_2O_2 miktarındaki değişimler ile paralellik göstermektedir. H_2O_2 miktarının artması Haber-Weis reaksiyonu ile $\cdot OH$ radikalinin oluşumuna ve dolayısıyla lipit peroksidasyonunda artmaya neden olmaktadır (Bowler ve ark., 1992; Goel ve Sheoran, 2003). Ayrıca her üç pestisit uygulamasında da bahsi geçen konsantrasyonlarda süperoksit dismutazın fonksiyonel olmaması ortamda O_2^- miktarının birikmesine neden olmuştur. Lipit peroksidasyonu ile ortamdaki O_2^- miktarı ile bağlantılı olduğu bilinmektedir (Choudary ve ark., 2006). Lipit peroksidasyonun bir göstergesi olan MDA miktarının Endosulfan adlı pestisit konsantrasyonunun artışına bağlı olarak arttığı rapor edilmiştir (Kumar ve ark., 2008). Wang ve ark. (2011) *Skeletonema costatum*, *Scrippsiella trochoidea* ve *Chattonella marina* algleri üzerinde Cypermethrin'in MDA miktarını artırıcı etkileri bulunduğunu belirtmişlerdir.

Chlorpyrifos pestisiti için MDA miktarı $150 \mu g mL^{-1}$ konsantrasyon uygulamasında azalmıştır. Bu konsantrasyonda H_2O_2 miktarı kontrole göre değişmemiştir çünkü ortamdaki H_2O_2 miktarını azaltan Halliwell-Asada yolağındaki GR ve APOD gibi enzimler aktif olarak etkindir. Bu sayede lipit peroksidasyonu azaltılmış olabilir. Zhang ve ark. (2007) *Kandelia candel* ve *Bruguiera gymnorrhiza* bitkilerinde ağır metal stresi üzerine yaptıkları bir çalışmada MDA konsantrasyonundaki azalmanın, artan antioksidan enzim aktivitelerinden kaynaklandığını ve böylece membran hasarını önlemiş olabileceği belirtmişlerdir.

Cypermethrin ve İmidakloprit pestisit uygulamalarında denenen konsantrasyonlarda MDA miktarında anlamlı bir değişim gözlenmemiştir ve her iki pestisit için bu durum H_2O_2 miktarında değişim olmamasıyla paralellik göstermiştir. Lin ve Kao (2000) tuz stresi uyguladıkları *Oryza sativa* bitkisinde hem H_2O_2 miktarında hem de MDA miktarında değişim olmamasını diğer antioksidan enzimlerin aktivitesindeki değişimlere bağlamışlardır. Ayrıca prolin hücre zar hasarını ve MDA miktarını önlemiş olabilir. Siripornadulsil ve ark. (2002) prolini aşırı üreten transgenik *Chlamydomonas reinhardtii* alginde kadmiyum uygulamasının MDA miktarında değişim oluşturmamasını, prolinin antioksidan olarak davranması nedeniyle serbest radikal zararını önlediği şeklinde yorumlamışlardır.

Uygulanan Thiakloprit pestisit uygulamasında MDA miktarında anlamlı bir değişim gözlenmemiştir. Süperoksit radikalının ortamdaki azalmasına karşın H_2O_2 miktarının ortamda artmasıyla lipid peroksidasyonu değişmemiş olabilir. Jimenez ve ark. (1998) *Pisum sativum* bitkisinde senesens boyunca MDA miktarının değişmediğini ancak H_2O_2 miktarının arttığını rapor etmişlerdir. Bu durumu MDA'nın mitokondride hızlı bir şekilde metabolize edilmesine bağlamışlardır. Benzer şekilde bizim çalışmamızda MDA hücre içi yapılarında metabolize olmuş olabilir. Cypermethrin ve İmidakloprit uygulamalarına benzer olarak yine prolin miktarının artması MDA miktarının değişmemesine katkıda bulunmuş olabilir.

Azadirachtin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin H_2O_2 miktarı 12, 16 ve 20 $\mu g mL^{-1}$ konsantrasyonlarda anlamlı artmıştır. Deltamethrin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin H_2O_2 miktarı 1, 1,5 ve 2 $\mu g mL^{-1}$ konsantrasyonlarda anlamlı artmıştır. Dimethoate uygulanan *A. platensis* kültürlerinin H_2O_2 miktarı 50, 100, 150 ve 200 $\mu g mL^{-1}$ konsantrasyonlarda anlamlı artmıştır. Azadirachtin, Deltamethrin, Dimethoate pestisitlerinin uygulanması sonucunda SOD aktivitesinin azalmış ancak H_2O_2 miktarında artış görülmüştür. Fakat muhtemel olarak bitkilerde bulunan glikolat oksidaz, glikoz oksidaz, aminoasit oksidaz ve sülfid oksidaz gibi oksidazların aktivitesinin artması nedeniyle H_2O_2 miktarı artmış olabilir (Asada ve Takahashi, 1987; Asada, 1999). Ayrıca ortamdaki H_2O_2 'i detoksifiye eden APOD enzim aktivitesinin azalması veya değişmemesi ortamda bu molekülün birikmesine neden olmaktadır (Morita ve ark., 1999). Bizim çalışmamızda uygulanan Azadirachtin ve Deltamethrin konsantrasyonlarında APOD aktivitesi değişmezken, Dimethoate uygulamasında azalmıştır.

Chlorpyrifos uygulanan *A. platensis* kültürlerinin H_2O_2 miktarı 100 $\mu g mL^{-1}$ konsantrasyonda artmış daha düşük ve daha yüksek konsantrasyonlarda ise kontrole göre değişmemiştir. Yüksek konsantrasyonların (125 ve 150 $\mu g mL^{-1}$) H_2O_2 miktarının etkilenmemesi APOD aktivitesinin bu konsantrasyonlarda anlamlı şekilde artış göstermesinden kaynaklanmış olabilir. Cypermethrin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin bütün konsantrasyonlarında (10, 20, 30 40 ve 50 $\mu g mL^{-1}$) H_2O_2 miktarı

APOD enzim aktivitesinin artması nedeniyle değişmemiştir. H_2O_2 miktarında değişim olmaması muhtemel olarak APOD enzimi gibi H_2O_2 içeriğini tüketen enzimlerin artışından ileri gelmektedir (Mallick ve Mohn, 2000).

İmidakloprit uygulanan *A. platensis* kültürlerinin H_2O_2 miktarında anlamlı bir değişim olmamıştır. Bu durum İmidakloprit uygulamasıyla H_2O_2 miktarının, SOD ve APOD enzimlerinin aktivitelerinin azalması sonucunda değişmemesi şeklinde yorumlanabilir. SOD enzim aktivitesindeki azalma düşük H_2O_2 miktarına neden olurken (Agarwal ve ark. 2005), APOD miktarındaki azalma H_2O_2 birikimine sebep olmaktadır (Morita ve ark. 1999).

Thiakloprit uygulanan *A. platensis* kültürlerinin H_2O_2 miktarında $15 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda anlamlı bir azalma olurken, 45 ve $75 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında anlamlı artışlar görülmüştür. Bu durumda bu konsantrasyonlarda H_2O_2 miktarının ve APOD aktivitesi arasında ters orantıdan bahsedilebilir. APOD enziminin aktivitesinin kontrole göre arttığı konsantrasyonda ($35 \mu\text{g mL}^{-1}$) H_2O_2 miktarı azalmış iken, APOD enzim aktivitesinin değişmediği konsantrasyonlarda (45 ve $75 \mu\text{g mL}^{-1}$) anlamlı artışlar olmuştur. APOD enzimi antioksidan savunma sisteminde kilit bir enzimdir ve hücrelerdeki H_2O_2 miktarını direkt olarak belirler (Asada, 1992).

Chlorpyrifos uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı $150 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında anlamlı olarak artmıştır. Cypermethrin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı $1, 5, 10, 20, 30, 40, 50, \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı artmıştır. Thiakloprit uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı $75 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda kontrole göre istatistiksel olarak anlamlı artmıştır. İmidakloprit uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı $100 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda kontrole göre istatistiksel olarak artmıştır. Dimethoate uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı $25 \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda kontrole göre istatistiksel olarak artmıştır. Ağır metal stresine maruz kalan bitkilerde prolin birikimi rapor edilmiştir (Alia ve Pardha Saradhi, 1991; Bassi ve Sharma,

1993). Bunun NADH^+ ve H^+ birikimine yol açan elektron transport sisteminin aktivitesinin azalmasından kaynaklı olduğu düşünülmektedir (Venekemp, 1989; Sawhney ve ark., 1990; Alia ve Mohanty, 1993). Prolinin birikimi, prolinin glutamik asitten sentezlenmesi esnasında NADH ve H^+ kullanıldığı için NADH ve asitliği azaltmaktadır. Bu durumda prolin birikimi bu olayın gerçekleşmesini sağlayan adaptif bir mekanizma olabilir (Venekemp ve ark., 1987). *Spirulina* ve *Anabaena* siyanobakterileri üzerinde yapılmış çalışmalar metal iyon konsantrasyonunun artması ile protein içeriğinin arttığını bunun ise metal şelatlama özelliği bulunan prolin aminoasitinin artışından kaynaklanabileceğini ileri sürmüşlerdir (Sultan ve Fatma, 1999; Jetley ve ark., 2004; Kumar ve ark., 2004; Choudhary ve ark., 2007). Prolin ayrıca enzimlerin korunmasında (Nikolopoulos, 1991; Laliberte ve Hellebust, 1989; Paleg ve ark., 1984), protein katlanmasının stabilizasyonunda (Low, 1985), protein sentezinde (Kadpal ve Rao, 1985) ve en önemlisi serbest radikallerin yakalanmasında (Smirnoff ve Cumbes, 1989; Hare ve Cress, 1997; Jain ve ark., 2001) rol oynamaktadır. Etkili bir singlet oksijen tutucusudur (Alia ve ark., 2001) ve hücrel redoks potansiyelini düzenlemektedir (Saradhi ve Saradhi, 1991). Prolin osmotik düzenleyici (Kavir ve ark., 2005) ve OH^{\cdot} radikalinin yakalayıcısı olarak (Saradhi ve Saradhi, 1991; Kavir ve ark., 2005) DNA, protein ve zarlar gibi hücrel makromoleküller ile etkileşime girmekte ve bu moleküllerin fonksiyon ve yapılarını stabilize etmektedir (Kavir ve ark., 2005). Prolin miktarındaki artışın stres koşulları altında meydana gelen lipid peroksidasyonuna uyumsal bir cevap olabileceği bildirilmiştir (Fatma ve ark. 2007; Kumar ve ark. 2014). Prolin stres koşullarında serbest radikal üretimini azaltır (Alia ve Saradhi, 1993). Prolinin *in vitro* olarak ısı ve NaCl stresi kaynaklı enzim denatürasyonlarını azalttığı gösterilmiştir (Hamilton ve Heckathorn, 2001). Fatma ve ark. (2007) *Westiellopsis prolifica* siyanobakterisi üzerinde çevre kirliliğinin prolin üzerindeki etkilerini çalışmışlar ve uyguladıkları Alphametrin pestisitinin ve ağır metallerin prolin birikimini arttırdığını bulmuşlardır. Duval ve ark. (1999) yaptıkları çalışmada *Chlamydomonas nivalis* algi üzerinde Uv-A ve Uv-C ışınlarının prolin metabolizmasına etkilerini incelemişler ve prolin miktarının Uv-A maruziyeti ile değişmediğini fakat Uv-C maruziyetinin prolin miktarını artırdığını bulmuşlardır. *Nostoc muscorum* siyanobakterisinin hücre içindeki prolin birikimi hidroksil ve serbest oksijeni etkisizleştirme fonksiyonundan

dolayı stres tolerans kapasitesinin önemli bir göstergedir (Galhano ve ark., 2011). Prolinin, Endosulfan uygulanmış azot fikse eden *Nostoc muscorum*, *Anabaena variabilis* ve *Aulosira fertilissima* alglerinde kontrole göre arttığı gözlemlenmiştir (Kumar ve ark. 2008). Ağır metal stresi yine *Spirulina platensis*-S5 siyanobakterisinde prolin seviyesini arttırmıştır (Choudhary ve ark. 2007). Hücresel prolin birikimi su, tuzluluk, kuraklık ve ağır metal gibi pek çok stres koşulları altındaki yüksek bitki türlerinde daha yüksektir (Bates ve ark. 1973; Kumar ve ark. 2008). *Chroococcus turgidus* NTMS12 siyanobakterisi üzerinde Chlorpyrifos pestisitini 6 mg L^{-1} konsantrasyonda prolin miktarını artırıcı etki yapmıştır (Kumar ve ark. 2014). Bu çalışmalar prolinin stres koşullarında arttığını desteklemektedir.

Azadirachtin uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı $4 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonunda kontrole göre istatistiksel olarak azalmıştır. Chlorpyrifos uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı 50 ve $75 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarında istatistiksel olarak anlamlı azalmıştır. Dimethoate uygulanan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı 50, 100, 200 ve $300 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$ konsantrasyonlarda istatistiksel olarak anlamlı azalmıştır. Deltamethrin etkisine maruz bırakılan *A. platensis* kültürlerinin serbest prolin miktarı $2 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$ Deltamethrin konsantrasyonunda anlamlı olarak azalmıştır. Literatürde bulunan çalışmaların çoğu stres koşulları arttıkça prolin miktarının arttığı yönündedir. Buna rağmen prolinin stres koşullarında azaldığını gösteren çalışmalar da mevcuttur. Ewald ve Shclee (1983) *Trebouxia* algi üzerinde yaptıkları çalışmada sülfitin prolin sentezini inhibe ettiği için serbest prolin miktarını azalttığını bulmuşlardır. Buna benzer olarak bizim çalışmamızda Dimethoate ve Deltamethrin pestisitleri prolin sentezini engellemiş veya prolinin yapısını bozmuş olabilirler. Ayrıca Azadirachtin ve Chlorpyrifos pestisitlerinin ara konsantrasyonlarda azalmış olması serbest prolinin serbest radikaller tarafından kullanılmış olmasından kaynaklanmış olabilir.

Sonuç olarak bu çalışmada biyokütle ve klorofil-*a* miktarında görülen azalmanın artan Azadirachtin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Deltamethrin, Dimethoate, İmidakloprit ve Thiakloprit konsantrasyonlarına bağlı olduğu bulunmuştur. Bu pestisitler *A. platensis*'in üzerindeki toksisite derecelerine göre büyükten küçüğe

Deltamethrin, Azadirachtin, Cypermethrin, Thaikloprit, Chlorpyrifos, İmidakloprit ve Dimethoate şeklinde sıralanabilir. Antioksidan enzim aktiviteleri ve diğer parametrelerde meydana gelen değişimler kullanılan pestisit çeşidi ve konsantrasyona göre farklılık göstermiştir. Bu farklılık uygulanan pestisit farklı oranlarda ROT üretme kabiliyetinden ileri gelmektedir. Pestisitlerin kullanımı esnasında bu çalışmada kullanılan konsantrasyonların baz alınması, pestisit kirliliğini önleyici bir adım olabilir

KAYNAKLAR

- Adams, A.J. Lindars, J.L. 1995. A review of the efficacy and uses of deltamethrin for wood preservation. Review by AgrEvo., <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=SE9711048> Erişim tarihi: 25.10.2017.
- Adhikary S.P. 1989. Effect of pesticides on the growth, photosynthetic oxygen evolution and nitrogen fixation of *Westiellopsis prolifica*. J. Gen. Appl. Microbiol., 35: 319-325.
- Agarwal S., Sharma S., Agrawal V., Roy N. 2005. Caloric restriction augments ROS defense in *S. cerevisiae*, by a Sir2p independent mechanism. Free Radic. Res., 39(1):55-62.
- Aiba S., Ogawa, T. 1977. Assessment of growth yield of a blue-green alga: *Spirulina platensis* in axenic and continuous culture. J. Gen. Microbiol., 102: 179 - 182.
- Akkuş İ. 1995. Serbest Radikaller ve Fizyo-patolojik Etkileri. Mimoza Yayınları, Konya.
- Alia S.P.P., Mohanty P., Matysik J. 2001. Effect of proline on the production of singlet oxygen. Amino Acid, 21: 195-200.
- Alia SPP, Mohanty P (1993). Proline in relation to free radical production in seedlings of *Brassica juncea* raised under sodium chloride stress. Plant Soil., 155/156: 497-500.
- Alia, Pardha Saradhi, P., Mohanty, P. 1991. Proline enhances primary photochemical activities in isolated thylakoid membranes of *Brassica juncea* by arresting photoinhibitory damage. Biochem. Biophys. Res. Commun., 181: 1238–1244.
- Alia, Saradhi P.P. 1993. Suppression in mitochondrial electron transport is the prime cause behind stress induced proline accumulation. Biochem. Biophys. Res. Commun., 193: 54–58.
- Altınışik M. 2000. Serbest oksijen radikalleri ve antioksidanlar. Aydın: Tıp Fak. Biyokimya Ders Notları.
- Ahmad P., Sarwat M., Sharma S. 2008. Reactive Oxygen Species, Antioxidants and Signaling in Plants., J. Plant. Biol. 51 (3): 167-173.
- Amy G.L., Bryant C.W., Alleman B.C., Barkley W.A. 1988. Biosorption of organic halide in a Kraft mill generated lagoon. J. Water Pollut. Control, 60: 1445–1457.
- Anjum, N. A., Umar, S., Chan, M.T. 2010. Ascorbate-Glutathione Pathway and Stress Tolerance in Plants, Springer science- Bussiness Media, 91-113.

- Anonim. 1986. Guide to Codex Recommendations Concerning Pesticide Residues Part 1: General Notes and Guidelines. Ann. Ny. Acad. SCI, Roma.
- Anonim. 2003. Monitoring of Pesticide Residues in Products of Plant Origin in The E.C., Report 2001. Annex to SANCO, Final.
- Arakawa T., Timasheff S.N. 1983. Preferential interactions of proteins with solvent components in aqueous amino acid solutions. Arch. Biochem. Biophys. 244: 169–177.
- Arakawa T and Timasheff S.N. 1985. The stabilisation of proteins by osmolytes. Biophys. J 47: 411–414.
- Armenta, S., Quintas, G., Grrigues, S. and de la Guadia, M. 2005. A Validated and Fast Procedure for FTIR Determination of Cypermethrin and Chlorpyrifos. Talanta, 67: 634-639.
- Asada K. 1999. The water-water cycle in chloroplasts: scavenging of active oxygens and dissipation of excess photons. Annu. Rev. Plant. Physiol. Plant. Mol. Biol. 50: 601–639.
- Asada K., Takahashi M. 1987. Production and scavenging of active oxygen in chloroplasts. İçinde: Photoinhibition. Elsevier, Amsterdam, 227–287.
- Asada K., 1999. The water-water cycle in chloroplasts: scavenging of active oxygens and dissipation of excess photons. Annu. Rev. Plant. Physiol. Plant Mol. Biol., 50: 601–639.
- Asada K. 1992. Ascorbate peroxidase—hydrogen peroxide-scavenging enzyme in plants. Physiol. Plant, 85: 235-241.
- Asselborn V, Fernández C, Zalocar Y, Parodi ER. 2015. Effects of chlorpyrifos on the growth and ultrastructure of green algae, *Ankistrodesmus gracilis*. Ecotoxicol. Environ. Saf., 120:334-41.
- Aysel V., 2005. Check-List of the Freshwater Algae of Turkey, Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment, 11, 1-124.
- Benzer F., Ozan S.T., (2003). Fasciola hepaticaiile Enfekte Koyunlarda Lipid Peroksidasyonu, Antioksidant Enzimler ve Nitrik Oksit Düzeyleri, Turk J Vet Anim Sci, 27: 657-661.
- Bacci, E., D. Calamari, C. Gaggi and M. Vighi. 1987. An approach for the prediction of environmental distribution and fate of cypermethrin. Chemosphere. 16(7):1373-1380.
- Bailly C, Benamar A., Corbineau F., Come D. 1996. Changes in malondialdehyde content and in superoxide dismutase, catalase and glutathione reductase activities in sunflower seeds as related to deterioration during accelerated aging. Physiol. plantarum, 97: 104-110.
- Baisak R., Rana D., Acharya P.B.B., Kar M. 1994. Alterations in the activities of active oxygen scavenging enzymes of wheat leaves subjected to water stress. Plant Cell Physiol., 35: 489-495.

- Bajguz A., 2010. An enhancing effect of exogenous brassinolide on the growth and antioxidant activity in *Chlorella vulgaris* cultures under heavy metals stress. *Environ. Exp. Bot.*, 68 (2):175-179.
- Banerjee BD, Seth V, Ahmed RS. 2001. Pesticide-Induced Oxidative Stress : Perspective and Trends. *Rev. Environ. Health.* 16(1): 1-40.
- Barnby M.A., Klocke J.A., Darlington M.V., Yamasaki R.B. 1989. Uptake, metabolism and excretion of injected tritiated 22,23- dihydroazadirachtin in the last instar larvae of *Heliothis virescens*. *Entomol. Exp. Appl.*, 52 :1-6.
- Bassi, R., Sharma, S.S. 1993. Proline accumulation in wheat seedlings exposed to zinc and copper. *Phytochemistry*, 33: 1339–1342.
- Bates L.S., Waldren P., Tare I.D. 1973. Rapid determination of free proline for water stress studies. *Plant Soil*, 103: 875-883.
- Baublis A.J., Clydesdale, F.M., Decker, E.A. 2000. Antioxidants in Wheat- Based Breakfast Cereals. *Cereals Foods World.*, 45, 71-74.
- Baughman G.L., Paris D.F. 1981. Microbial bioconcentration of organic pollutants from aquatic systems—A critical review. *CRC Crit. Rev. Microbiol.*, 8: 205–227.
- Beyer W. F., Fridovich I. 1987. Assaying for superoxide dismutase activity: some large consequences of minor changes in conditions. *Anal. Biochem.*, 161: 559–566.
- Bowler C., Montagu M.V., Inze D. 1992 Superoxide dismutase and stress tolerance. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 43: 83-116.
- Bradford M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72. 248–254.
- Bray E.A., Bailey-Serres J., Weretilnyk E. 2000. Responses to abiotic stress *Biochemistry and Molecular Biology of Plants*, American Society of Plant Biologists, Waldorf, 1158-1203.
- Broadbent P., Creissen G.P., Kular B., Wellburn A.R., Mullineaux P.M. 1995. Oxidative stress responses in transgenic tobacco containing altered levels of glutathione reductase activity. *Plant. J.*, 8:247-255.
- Burkiewicz K., Synak R, Tukaj Z.. 2005. Toxicity of Three Insecticides in a Standard Algal Growth Inhibition Test with *Scenedesmus subspicatus*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 74:1192–1198.
- Busson, F. 1971. *Spirulina platensis* (Gom.) Geitler et *Spirulina geitleri* J. de Toni, Cyanophycées, Alimentaires, Service de Santé, Marseille.
- Cao C., Sun S., Wang X., Liu W., Liang Y. 2011. Effects of manganese on the growth, photosystem II and SOD activity of the dinoflagellate *Amphidinium sp.* *J. Appl. Phycol.*, 2011, 23 (6): 1039–1043.
- Carlson K. 2012. Private pesticide applicator safety education manual. 19th edition, University of Minnesota, 85-107.

- Castro G.F.P.S., Rizzo R.F. Passos T.S., Santos B. N. C., Dias D.S., Domingues J.R., Araújo K.G.L. 2015. Biomass production by *Arthrospira platensis* under different culture conditions. *Food Sci. Technol (Campinas)*, 35:18-24.
- Chen T.F., Zheng W.J., Wong Y.J. Yang F. 2008. Selenium-induced Changes in Activities of Antioxidant Enzymes and Content of Photosynthetic Pigments in *Spirulina platensis*. *J. Integr. Plant Biol.*, 50 (1): 40–48.
- Chew O, Whelan J, Millar AH. 2003. Molecular definition of the ascorbate-glutathione cycle in *Arabidopsis* mitochondria reveals dual targeting of antioxidant defenses in plants. *J. Biol. Chem.*, 278: 46869–46877.
- Chia M.A., Akinsanmi J.T., Tanimu Y., Ladan Z. 2016. Algicidal effects of aqueous leaf extracts of neem (*Azadirachta indica*) on *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) de Brébisson. *Acta Bot. Bras.* 30 (1):1-8.
- Choudhary M., Kumar U., Mohammed J., Khan A., Zutshi S., Fatma T. 2007. Effect of heavy metal stress on proline, malondialdehyde, and superoxide dismutase activity in the cyanobacterium *Spirulina platensis*-S5. *Ecotox. Environ. Safe.* 66 (2): 204-209.
- Chu T.M., Jusaitis M., Aspinall D., Paleg L.G. 1978. Accumulation of free proline at low temperatures. *Physiol Plant.* 43: 254–260.
- Clement, G. 1971. Une nouvelle algue alimentaire: la Spirulina, *Rev. Inst. Pasteur*, 4, 103.
- Clement, G. (1975) Production et constituants caractéristiques des algues *Spirulina platensis* et *maxima*, *Ann. Nutr. Alim.*, 29: 477.
- Cici D. 2007. İnsan eritositlerinden glukoz 6 fosfat dehidrojenaz enziminin saflaştırılması ve bazı pestisitlerin enzim etkisi üzerindeki etkilerinin araştırılması, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi.
- Colleen S, Marks A.D., Lieberman M. Marks' Çeviri Editörleri İnal M. E. , Atik U , Aksoy N., Haşimi A., Temel Tıbbi Biyokimyası “Klinik Yaklaşım”. 2. Baskı, Ankara: Güneş Tıp Yayınları, 2007.
- Conk-Dalay M. 1997. İzole edilmiş *Arthrospira* sp. 'nin Kültür Ortamlarında yetiştirilmesi ve Besin Kalitesi Değişimleri Üzerine Bir Araştırma (Doktora Tezi). E.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Yetiştiriciliği Bölümü, İzmir.
- Contour- Ansel D., Torres-Franklin M. L., De Carvalho M. H. C., D'Arey A., Zuily-Fodil Y. .2006. Glutathione reductase in leaves of cow pea; cloning of two cDNAs, expression and enzymatic activity under progressive drought stress, desiccation and abscisic acid treatment. *Ann Bot.* 98: 1279-1287.
- Cook J.L., Baumann M, Jackman JA, Stevenson D. 2008. Pesticide Characteristics that Affect Water Quality. College Station, TX:Texas Agricultural Extension Service, Texas A & M University. Available: http://insects.tamu.edu/extension/bulletins/water/water_01.html Erişim Tarihi: 24.10.2017.

- Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı İş Teftiş Kurulu Başkanlığı. 2005. Ziraai mücadele ilaçları üretimi yapılan işyerlerinde iş sağlığı ve güvenliği proje denetimi değerlendirme raporu, http://www3.csgb.gov.tr/csgbPortal/ShowProperty/WLP%20Repository/itkb/dosyalar/yayinlar/yayinlar2013/2005_04, Erişim Tarihi: 24.10.2017.
- Dağlıoğlu, N., 2004. Akut organofosfatlı pestisit entoksikasyonlarının sıçanlarda deneysel olarak gösterilmesi. Çukurova Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Delauney, A. J., Verma, D.P.S. 1993. Proline biosynthesis and osmoregulation in plants. *Plant J.* 4: 215–223.
- Delibaş N., Özcankaya R. 1995. Serbest radikaller. *SDÜ Tıp Fakültesi Dergisi*, 2 (3): 11-17.
- DeLorenzo M. E., Scott G.I., Ross P.E. 1999. Effects of the agricultural pesticides atrazine, deethylatrazine, endosulfan, and chlorpyrifos on an estuarine microbial food web. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18(12): 2824–2835.
- DeLorenzo M. E., Serrano L. 2003. Individual and mixture toxicity of three pesticides; atrazine, chlorpyrifos, and chlorothalonil to the marine phytoplankton species *Dunaliella tertiolecta*. *J. Environ. Sci. Health B.* 38(5):529-38.
- Demin, O.V., Kholodenko, B.N., Skulachev, V. P., 1998. A model of O₂•-generation in the complex III of the electron transport chain. *Mol. Cell. Biochem.*, 184: 21–33.
- Devasagayam T. P. A., Tilak J. C., Bloor K. K. Sane K. S., Ghaskadbi S. S., Lele R.D. 2004. Free radicals and antioxidants in human health: current status and future prospects. *J Assoc. Physicians India.* 52: 794-804.
- Devasagayam TPA, Bloor KK, Ramsarma T. 2003. Methods for estimating lipid peroxidation: Analysis of merits and demerits (minireview). *Indian J. Biochem. Biophys.*, 40(5): 300-308.
- Dewez D., Geoffroy L. Vernet G., Popovic R. 2005. Determination of photosynthetic and enzymatic biomarkers sensitivity used to evaluate toxic effects of copper and fludioxonil in alga *Scenedesmus obliquus*. *Aquat. Toxicol.*, 74 (2):150-159.
- Dhindsa, R. S. 1991. Drought stress, enzymes of glutathione metabolism, oxidation injury, and protein synthesis in *Tortula ruralis*. *Plant Physiol.* 95: 648–651.
- Draper S.R. 1972. Amino acid changes associated with low temperature treatment of *Lolium perenne*. *Phytochem.* 11: 639–641.
- Durand-Chastel , H. 1980. Production and use of *Spirulina* in Mexico. In Shelef, G. ve Soeder, C.J. (Eds), *Algae Biomass*, p. 39, Amsterdam: Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Durner J., Klessig D.F. 1995. Inhibition of ascorbate peroxidase by salicylic acid and 2,6-dichloroisonicotinic acid, two inducers of plant defense responses. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 92 (24): 11312–11316.

- Duval B., Shetty K., Thomas W.H. 1999. Phenolic compounds and antioxidant properties in the snow alga *Chlamydomonas nivalis* after exposure to UV light. *Journal of Appl. Phycol.* 11: 559-565.
- Ekici L., Sağdıç O. 2008. Serbest radikaller ve antioksidan gıdalarla inhibisyonu. *Gıda*, 33 (5): 251-260.
- Elbert A, Erdelen C, Kühnhold J, Nauen R, Schmidt HW. 2000. Thiacloprid, a novel neonicotinoid insecticide for foliar application. *Proc. Brighton. Crop. Protection Conf. Pests.*, 2:21–26.
- Ewald D., Schlee D. 1983. Biochemical effects of sulphur dioxide on proline metabolism in the alga *Trebouxia* sp. *New Phytol.*, 94 (2): 235–240.
- Fadzillah N.M., Gill V., Finch R.P., Burdon R.H. 1996. Chilling, oxidative stress and antioxidant responses in shoot cultures of rice. *Planta*, 199 (4): 552–556.
- Fang Y.Z., Yang S., Wu G. 2002. Free radicals, antioxidants, and nutrition. *Nutrition*, 18(10): 872-879.
- Farag A. T., El Okazy A. M., El-Aswed A. F. 2003. Developmental toxicity study of chlorpyrifos in rats. *Reprod. Toxicol.* 17: 203–08
- Fatma T. Khan A., Choudhary M. 2007. Impact of environmental pollution on cyanobacterial proline content. *J Appl. Phycol.*, 19 (6): 625–629.
- Fishel M.F. 2013a. Pesticide Toxicity Profile: Chlorinated Hydrocarbon Pesticides1, <http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/PI/PI09000.pdf>, 24.10.2017.
- Fishel M.F. 2013b. Pesticide Toxicity Profile: Carbamate Pesticides <http://edis.ifas.ufl.edu/pi088>, 24.10.2017.
- Fitzpatrick, R.D. 1982. A gas-liquid chromatographic method for the determination of cypermethrin (PP383) in crops, soils, and water. ICI Americas, Agriculture Chemicals Division, Research and Development Department.
- Flohe L., Gunzler W.A. 1976. *Glutathione Metabolism and function*. Raven, New York. 17-34.
- Gale C.R. 2001. Dietary antioxidants and dementia. *Int. Psychogeriatr*, 13: 259- 262.
- Galhano V., Laranjo J. G., Peixoto F. 2011. Exposure of the cyanobacterium *Nostoc muscorum* from Portuguese rice fields to Molinate (Ordram®): Effects on the antioxidant system and fatty acid profile. *Aquatic Toxicol.*, 101 (2): 367-376.
- Galhano V., Peixoto F., Gomes J. 2010. Bentazon triggers the promotion of oxidative damage in the Portuguese ricefield cyanobacterium *Anabaena cylindrica*: Response of the antioxidant system. *Environ. Toxicol.* 25 (5): 517–526.
- Gamble, P. E., Burke J. J. 1984. Effect of water stress on the chloroplast antioxidant system. I. Alterations in glutathione reductase activity. *Plant Physiol.* 76: 615–621.
- Gavrilescu M. 2005. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation - *Engineering in Life Sciences*, 5: 497-526.
- Gill S. S., Tuteja N. 2010. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol. Biochem.*, 48, 12: 909-930.

- Gillham, D. J., Dodge A. D. 1987: Chloroplast superoxide and hydrogen peroxide scavenging systems from pea leaves: Seasonal variations. *Plant Sci.* 50: 105–109.
- Godzik S. ve Linskens H.F. 1974. Concentration changes of free amino acids in primary bean leaves after continuous and interrupted SO₂ fumigation and recovery. *Environ. Pollu.* 7: 25–38.
- Goel. A., Sheoran I. S. 2003. Lipid Peroxidation and Peroxide-Scavenging Enzymes in Cotton Seeds Under Natural Ageing. *Biol. Plantarum*, 46 (3): 429–434.
- Gökpinar, S., Koray, T., Akcicek, E., Göksan, T., Durmaz, Y. 2006. Algal antioksidanlar. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi* 23: 85-89.
- Göring H., Thien B.H. 1979. Influence of nutrient deficiency on proline accumulation in the cytoplasm of *Zea mays* L. seedlings. *Biochem Physiol Pflanzen* 174: 9–16.
- Guerin -Dumartrait E., Moyse A. 1976. Caractéristiques biologiques des Spirulines, *Ann. Nutr. Alim.*, 30: 489.
- Güler Ç., Çobanoğlu Z. 1997. Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No: 52 Pestisitler, 1-173.
- Güler, Ç., Çobanoğlu, Z. 1997. Pestisitler. T.C. Sağlık Bakanlığı, Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi, No:52, Ankara, 9-43.
- Güner, U. 2014. Toksikoloji, Derleme. Trakya Üniversitesi Fen Fakültesi, 183-185.
- Habib K., Kumar S., Manikar N., Zutshi S., Fatma T. 2011. Biochemical effect of carbaryl on oxidative stress, antioxidant enzymes and osmolytes of cyanobacterium *Calothrix brevisissima*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 87:615-620.
- Halliwell B. 1978. Superoxide-dependent formation of hydroxyl radicals in the presence of iron chelates: is it a mechanism for hydroxyl radical production in biochemical systems? *FEBS Lett.* 15;92(2):321-6.
- Hamilton E.W., Heckathorn S.A. 2001. Mitochondrial Adaptations to NaCl. Complex I Is Protected by Anti-Oxidants and Small Heat Shock Proteins, Whereas Complex II Is Protected by Proline and Betaine. *Environmental stress and adaptation. Plant Physiol.* 126: 1266-1274.
- Harding L.W., Philips J.M. Jr. 1978. Polychlorinated biphenyl (PCB) uptake by marine phytoplankton. *Mar Biol.*, 49: 103–111.
- Hare P.D., Cress W.A. 1997. Metabolic implications of stress induced proline accumulation in plants. *Plant Growth Regul.*, 21: 79-102.
- Haug, G. and H. Hoffman (eds). 1990. *Chemistry of Plant Protection 4: Synthetic Pyrethroid Insecticides: Structures and Properties.* Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.
- Hayes, W.J. ve E.R. Laws (ed.). 1990. *Handbook of Pesticide Toxicology, Vol. 3, Classes of Pesticides.* Academic Press, Inc., NY.

- Heath R.L., Packer L. 1968. Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. *Arch. Biochem. Biophys.* 125: 189-198.
- Hideg E., Vass I. 1996. UV-B induced free radical production in plant leaves and isolated thylakoid membranes. *Plant Science* 115(2): 251-260.
- Hollnagel H.C., Di Mascio P., Asano C.S., Okamoto O.K., Stringher C.G., Oliveira M.C., Colepicolo P. 1996. The effect of light on the biosynthesis of beta-carotene and superoxide dismutase activity in the photosynthetic alga *Gonyaulax polyedra*. *Braz. J. Med. Biol. Res.* 29(1):105-110.
- Howard, P.H. (ed.). 1989. *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals, Vol. III: Pesticides*. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- <http://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/sial/45395?lang=en®ion=TR>
01.11.2017.
- <https://www.chemservice.com/cypermethrin-n-11545-100mg.html>, Erişim Tarihi: 01.11.2017.
- http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC33349, Erişim Tarihi: 01.11.2017.
- <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Deltamethrin-2D-skeletal.png>, Erişim Tarihi: 01.11.2017.
- <http://www.wikiwand.com/fr/Imidaclopride>, Erişim Tarihi: 01.11.2017
- https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Thiacloprid_structure.svg, Erişim Tarihi: 01.11.2017.
- https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Ascorbate_peroxidase_reaction.PNG, Erişim Tarihi: 01.11.2017.
- <http://www.plantstress.com/articles/oxidative%20stress.htm>, Erişim Tarihi: 01.11.2017.
- <http://slideplayer.biz.tr/slide/2874795/>, Erişim Tarihi: 01.11.2017.
- Hu X., Bidney D.L., Yalpani N., Duvick J.P., Crasta O., Folkerts O. 2003. Overexpression of a gene encoding hydrogen peroxide-generating oxalate oxidase evokes defense responses in sunflower. *Plant Physiol.*, 133:170–81.
- Hurlbert, S.H., M.S. Mulla, H.R. Willson. 1972. Effects of an organophosphorus insecticide on the phytoplankton, zooplankton, and insect populations of freshwater ponds. *Ecol. Monogr.* 42:269-299.
- Jain M., Mathur G., Koul S., Sarin N.B. 2001. Ameliorative effects of proline on salt stress-induced lipid peroxidation in cell lines of groundnut (*Arachis hypogea* L.). *Plant Cell Rep.*, 20: 463-468.
- Jetley U.K., Choudhary M., Fatma T. 2004. Evaluation of biochemical productivity cyanobacterium *Spirulina platensis*-S5. Under heavy metal stress, *Asian J. Chem.* 16 1524-1528.

- Jiménez A., Hernández J.A., Pastori G.M., Del Río L.A., Sevilla F. 1998. The role of the ascorbate–glutathione cycle of mitochondria and peroxisomes in the senescence of pea leaves. *Plant Physiol.*, 118: 1327-1335.
- Jin, H., and G.R.B. Webster. 1998. Persistence, penetration, and surface availability of cypermethrin and its major degradation products in elm bark. *J. Agric. Food Chem.*, 46: 2851-2857.
- Kadpal R.P., Rao N. A. 1985. Alteration in the biosynthesis of proteins and nucleic acid in finger millet (*Eleusine coracana*) seedling during water stress and the effect of proline on protein biosynthesis. *Plant Sci.*, 40: 73-79.
- Karabulut H , Gülay M.Ş. 2016. Serbest Radikaller MAKÜ Sag. Bil. Enst. Derg. 4(1): 50-59.
- Kasai, F., Takamura, N. and Hatakeyama, S. 1993. Effect of simetryn on growth of various freshwater algal taxa. *Environ. Pollut.*, 79: 77-83.
- Kaufman, D.D., B.A. Russell, C.S. Helling and A.J. Kayser. 1981. Movement of cypermethrin, decamethrin, permethrin, and their degradation products in soil. *J. of Agriculture and Food Chem. American Chemical Society. Washington D.C.*, 239-245.
- Kavir K.P.B., Sangam S., Amrutha R.N., Laxmi P.S., N.K.R. 2005. Regulation of proline biosynthesis, degradation, uptake and transport in higher plants: Its implications in plant growth and abiotic stress tolerance. *Current sci.*, 88(3): 424-438.
- Kaya, S., Pirinçci, İ., Bilgili, A. 2002. Veteriner Hekimliğinde Toksikoloji. 2. baskı, MedisanYayın, 385-402.
- Kent RA, Currie D. 1995. Predicting algal sensitivity to a pesticide stress. *Environ. Toxicol Chem.*, 14: 983–991.
- Kidd, H. and D. James (eds.). 1994. *Agrochemicals Handbook*. Third Edition. Royal Society of Chemistry. Cambridge, England.
- Klassen CD, Amdur MO, Doull J. 2001. Casarett and Doull's Toxicology: Basic Science of Poisons, 6th Edition. McGraw-Hill International Editions, 763-784.
- Kobayashi H, Rittman B.E. 1982. Microbial removal of hazardous organic compounds. *Environ. Sci . Technol.*, 16: 170A-183A.
- Kollman,W., R. Segawa. 1995. Interim Report of the Pesticide Chemistry Database. Environmental Hazards Assessment Program. Department of Pesticide Regulation, 1-45.
- Kubo A., Saji H., Tanaka K., Kondo N. 1995. Expression of arabidopsis cytosolic ascorbate peroxidase gene in response to ozone or sulfur dioxide. *Plant Mol. Biol.*, 29 (3):479–489.
- Kumar S., Habib K., Fatma T. 2008. Endosulfan induced biochemical changes in nitrogen-fixing cyanobacteria. *Sci. of The Total Environ.*, 403 (1–3): 130-138.
- Kumar S., Jetley U.K., Fatma T. 2004. Tolerance of *Spirulina platensis*- S5 and *Anabaena* sp., to endosulfan an organochlorine pesticide, *Ann. Plant. Physiol.* 18(2):103-107.

- Kumar S., Lal R., Bhatnagar P. 1988. Uptake of dieldrin, dimethoate and permethrin by cyanobacteria, *Anabaena* sp. and *Aulosira fertilissima*. *Environ. Pollut.*, 54 (1): 55-61.
- Kumar S., Praveenkumar R, Jeon B. H., Thajuddin N. 2014. Chlorpyrifos-induced changes in the antioxidants and fatty acid compositions of *Chroococcus turgidus* NTMS12. *Lett. Appl. Microbiol.*, 59 (5): 535–541.
- Kuraoka I., Robins P., Masutani C., Hanaoka F., Gasparutto D., Cadet J., Wood R.D., Lindahl T. 2001. Oxygen free radical damage to DNA. Translesion synthesis by human DNA polymerase eta and resistance to exonuclease action at cyclopurine deoxynucleoside residues. *J. Biol. Chem.*, 276(52): 49283-49288.
- Kuş, S.F. 2007. Afyonkarahisar ili içme suları ile Eber ve Karamık gölü sularındaki organoklorlu pestisit kalıntılarının belirlenmesi. Afyon Kocatepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Iltis, A. 1970. Phytoplankton des eaux natronées du Kanem (Tchad). IV. Note sur les espèces du genre *Oscillatoria*, sous-genre *Spirulina* (Cyanophyta), *Cah. O.R.S.T.O.M.*, sér. Hydrobiol., 4, 129.
- Iltis, A. 1971. Note sur *Oscillatoria* (sous-genre *Spirulina*) *platensis* (Nordst.) Bourrelly (Cyanophyta) au Tchad, *Cah. O.R.S.T.O.M.*, sér. Hydrobiol., 5, 53.
- Iltis, A. 1980. Ecologie de *Spirulina platensis* dans les milieux natronés d'Afrique sahélienne. In Materassi, R. (Ed.) *Prospettive della Coltura di Spirulina in Italia*, p. 41, Roma: CNR.
- Labanauskas C.K., Stolzy L.H., Handy M.F. 1974. Soil oxygen and *Phytophthora* spp. root infestation effects on protein and free amino acids in lemon and orange leaves. *J Am Soc Hort Sci.* 99: 497–500.
- Lal S, 1984. Microbial accumulation of insecticides. *Insecticide Microbiol*, Springer-Verlag, Berlin, 61- 85.
- Lal S., Lal R., Saxena D.M. 1987. Bioconcentration and metabolism of DDT, fenitrothion and chlorpyrifos by the blue-green algae *Anabaena* sp. and *Aulosira fertilissima*. *Environ. Pollut.*, 46(3): 187-196.
- Laliberte G, Hellebust J. A. 1989. Regulation of proline content of *Chlorella autopica* in response to change in salinity. *Can. J. Bot.*, 67: 1959-1965.
- Lee M.Y., Shin H.Y. 2003. Cadmium-induced changes in antioxidant enzymes from the marine alga *Nannochloropsis oculata*. *J. Appl. Phycol.*, 15 (1):13–19.
- Leonard, J., Compere, P. 1967. *Spirulina platensis* (Gom.) Geitler, algue bleue de grande valeur alimentaire par sa richesse en protéines, *Bull. Jard. bot. Nat. Belg.*, 37: 1.
- Lewin RA. 1962. *Physiology and Biochemistry of Algae*. Academic, New York, NY, USA, 357–368.
- Ley S.V., Denholm A.A., Wood A. 1993. The chemistry of azadirachtin. *Nat. Prod. Rep.*, 10:109.

- Li X., Ping X., Xiumei S., Zhenbin W., Liqiang X. 2005. Toxicity of cypermethrin on growth, pigments, and superoxide dismutase of *Scenedesmus obliquus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 60(2):188-92.
- Lin C.C., Kao C.H. 2000. Effect of NaCl stress on H₂O₂ metabolism in rice leaves. *Plant Growth Regul.*, 30(2):151–155.
- Low PS (1985). Molecular basis of the biological compatibility of nature's osmolytes. In Gilles R and Gilles-Baillien M [Eds.] *Transport Processes, Iono- and Osmoregulation*. Springer-Verlag, Berlin, 469-477.
- Lutnicka, H. , Fochtman P., Bojarski B., Ludwikowska A. Formicki, G. 2014. The Influence of Low Concentration of Cypermethrin and Deltamethrin on Phyto- and Zooplankton of Surface Waters. *Folia Biol. Prague*, 62 (3): 251-257(7).
- Ma, J. 2005. Differential sensitivity of three cyanobacterial and five green algal species to organotins and pyrethroids pesticides. *Sci. Total Environ.*, 341: 109-117.
- Mackinney Q. 1941. Absorption of light by chlorophyll solutions. *J. Biol. Chem.*, 140: 315-322.
- Malev O., Klobučar R.S., Fabbretti E., Trebše P. 2012. Comparative toxicity of imidacloprid and its transformation product 6-chloronicotinic acid to non-target aquatic organisms: Microalgae *Desmodesmus subspicatus* and amphipod *Gammarus fossarum*. *Pestic. Biochem. Physiol.*, 104 (3): 178-186.
- Malkin, R., Niyogi, K. 2000. Photosynthesis, in *Biochemistry and Molecular Biology of Plants*, Buchanan, B. B., Gruissem, W. and Jones, R. L. (eds.), American Society of Plant Physiologists, Rockville, Maryland, 568.
- Mallick N, Rai L.C. 1999. Response of the Antioxidant Systems of the Nitrogen Fixing Cyanobacterium *Anabaena doliolum* to Copper. *J. Plant Physiol.*, 155 (1): 146-149.
- Mallick N, Mohn FH, 2000. Reactive oxygen species: response of algal cells. *J. Plant Physiol.* 157: 183-193.
- Mandal J., Mohanty R.C. 1990. Effect of mancozeb on growth, carbohydrate, protein and chlorophyll contents of the green alga *Chlorella vulgaris* Beijerinck. *Pollut. Res.*, 8: 159-162.
- Marty, F., Busson, F. 1970. Données cytologiques et systématiques sur *Spirulina platensis* (Gom.) Geitl. et *Spirulina Geitleri* J.De Toni (Cyanophyceae-Oscillatoriaceae), *C.R.Acad. Sc. Paris*, 270, 786.
- Matter-Muller C., Gujer W., Giger W., Stumm W. 1980. Nonbiological elimination mechanisms in a biological sewage treatment plant. *Prog. Water Technol.*, 12: 299–314.
- McCord J.M., Day E.D., Jr.1978. Superoxide-dependent production of hydroxyl radical catalyzed by iron-EDTA complex. *FEBS* 86(1):139–142.
- MEB. 2012. Milli Eğitim Bakanlığı, Çevre Sağlığı “Pestisitler”. 850ck0054 Ankara, 2012 http://megep.meb.gov.tr/mte_program_modul/moduller_pdf/pestisitler.pdf.(Erişim Tarihi:24.10.2017.

- Megharaj M., Venkateswarlu K., Rao A.S. 1987. Influence of cypermethrin and fenvalerate on a green alga and three cyanobacteria isolated from soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 14(2):142-6.
- Mei L.ve Zan L. 1998. Studies of Positive Growth Response to Low Concentration Organophosphorus Pesticide Dimethoate. *Journal of Jiaozuo institute of technology*, 05: http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTOTAL-JGXB805.020.htm. 28.10.2017.
- Meister R.T. 1999. *Farm chemicals handbook 99*. Meister Publishing Company, Willoughby, ABD, 1-990.
- Meister, R.T. (ed.). 1992. *Farm Chemicals Handbook '92*. Meister Publishing Company, Willoughby, OH.
- Meister, R.T. (ed.). 1995. *Farm Chemicals Handbook '95*. Meister Publishing Company. Willoughby, OH.
- Mercan U. 2004. Toksikolojide Serbest Radikallerin Önemi. *YYU ve Fak Derg.* 15 (1-2):91-96.
- Miller, G. T. 2002. *Living in the Environment (12th Ed.)*. Belmont: Wadsworth/Thomson Learning.
- Mittler R., Zilinskas A. 1994. Regulation of pea cytosolic ascorbate peroxidase and other antioxidant enzymes during the progression of drought stress and following recovery from drought. *Plant J.*, 5 (3): 397–405.
- Mohapatra P.K., Mohanty R.C. 1992a. Growth pattern changes of *Chlorella vulgaris* and *Anabaena doliolum* due to toxicity of dimethoate and endosulfan. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49 (4): 576–58.
- Mohapatra P.K., Mohanty R.C. 1992b. Differential effect of dimethoate toxicity to *Anabaena doliolum* with change in nutrient status. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 48 (2): 223–229.
- Morgan ED. 2009. Azadirachtin, a scientific gold mine. *Bioorg. Med. Chem.*, (12):4096-105.
- Morita S, Kaminaka H, Masumura T, Tanaka K. 1999. Induction of rice cytosolic ascorbate peroxidase mRNA by oxidative stress; involvement of hydrogen peroxide in oxidative stress signalling. *Plant Cell Physiol.*, 40: 417–422.
- Nagalakshmi N., Prasad M.N.V. 2001. Responses of glutathione cycle enzymes and glutathione metabolism to copper stress in *Scenedesmus bijugatus*. *Plant Sci.* 160:291-299.
- Netrawali M.S., Gandhi S.R. 1990. Mechanism of cell destructive action of organophosphorus insecticide phosalone in *Chlamydomonas reinhardtii* algal cells. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 44: 819-825.
- Nikolopoulos D. 1991. Compatible solutes and in vitro stability of *Salsola soda* enzyme: proline incompatibility. *Phytochem.*, 30: 411-413.
- Niyogi, K. K., 1999, Photoprotection revisited: genetic and molecular approaches, *Annu Rev Plant Biol.*, 50, 333-359.

- Noctor G., Foyer C.H. 1998. Ascorbate and glutathione: Keeping active oxygen under control. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 49:249–279.
- Okamoto OK, Robertson DL, Fagan TF, Hastings JW, Colepicolo P. 2001. Different regulatory mechanisms modulate the expression of a dinoflagellate iron-superoxide dismutase. *J. Biol. Chem.* 276: 19989–19993.
- Onat T, Emerk K, Sözmen EY. 2006. İnsan biyokimyası . II. Baskı, Palme Yayıncılık, Ankara.
- Paleg L.G., Steward G.R., Bradbeer J.W. 1984. Proline and glycine betaine influence proline salvation. *Plant Physiol.*, 75: 974-978.
- Pardha Saradhi P., Alia Arora S. Prasad K.V.S.K. 1995. Proline accumulates in plants exposed to UV radiation and protects them against UV induced peroxidation. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 209: 1–5.
- Perona E., Marco E., Orus M. I. 1991. Effects of dimethoate on N₂-fixing cyanobacterium *Anabaena* PCC 7119. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 47 (5): 758–763.
- Prasad S.M., Dwivedi R., Singh R., M.P.V.V.B., Singh D. 2007. Neem Leaf Aqueous Extract Induced Growth, Pigments and Photosynthesis Responses of Cyanobacterium *Nostoc muscorum*. *Philipp Journal of Sci.*, 136 (1): 75-81.
- Prasad S.M., Kumar D., Zeeshan M. 2005. Growth, photosynthesis, active oxygen species and antioxidants responses of paddy field cyanobacterium *Plectonema boryanum* to endosulfan stress. *J Gen. Appl. Microbiol.*, 51(2):115-23.
- Priya B, Premanandh J, Dhanalakshmi TR, Uma L, Prabakaran D, Subramanian G. 2007. Comparative analysis of cyanobacterial superoxide dismutases to discriminate canonical forms. *BMC Genomics.*, 8:435–444.
- Priyadarshani I., Rath B. 2012. Commercial and industrial applications of micro algae – A review. *J. Algal Biomass Utiln.* 3: 89–100.
- Rich, F. 1931. Notes on *Arthrospira platensis*, *Rev. Algol.*, 6, 75.
- Rich, F. 1933. Scientific results of the Cambridge expedition to the East African Lakes (1930–1–7): the algae, *J. Limnol. Soc. Zool.*, 38, 249.
- Richmond , A., Grobbelaar, J. U. 1986. Factors affecting the output rate of *Spirulina platensis* with reference to mass cultivation. *Biomass*, 10: 253-264.
- Qian H., Chen W., Sheng G.D., Sun L. Jin Y., Liu W., Fu Z., Inhibitory effects of paraquat on photosynthesis and the response to oxidative stress in *Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicol.*, 18 (5): 537–543.
- Qian H., Chen W., Sheng G.D., Xu X., Liu W., Fu Z. 2008. Effects of glufosinate on antioxidant enzymes, subcellular structure, and gene expression in the unicellular green alga *Chlorella vulgaris*. *Aquatic Toxicol.*, 88 (4): 301-307.
- Racke K.D. 1993. Environmental Fate of Chlorpyrifos. *Rev Environ Contam. T.*, 131:1-150.

- Rai U.N. , Singh N.K., Upadhyay A.K., Verma S. 2013. Chromate tolerance and accumulation in *Chlorella vulgaris* L.: Role of antioxidant enzymes and biochemical changes in detoxification of metals. *Bioresour Technol.*, 136: 604-609.
- Real, M., Munoz, I., Guasch, H., Navarro, E. and Sabater, S. 2003. The effect of copper exposure on a simple aquatic food chain. *Aquatic Toxicol.*, 63: 283-291.
- Rijstenbil JW, Derksen JWM, Gerringa LJA, Poortvliet TCW, Sandee A, et al. 1994. Oxidative stress induced by copper: Defense and damage in the marine planktonic diatom *Dictyllum brightwellii* grown in continuous cultures with high and low zinc levels. *Mar. Biol.* 119:583–590.
- Roberts J.R., Reigart J. R. Recognition and Management of Pesticide Poisonings, 6. Baski. Office of Pesticide Programs,U.S. Environmental Protection Agency, 43-56.
- Rudolph A.S., Crowe J. H., Crowe L. M. 1986. Effects of three stabilising agents – proline, betaine and trehalose – on membrane phospholipids. *Arch. Biochem. Biophys.*, 245: 134– 143.
- Sáenz M. E., Marzio W. D. D., Alberdi J. L. 2012. Effects of a Commercial Formulation of Cypermethrin used in Biotech Soybean Crops on Growth and Antioxidant Enzymes of Freshwater Algae. *J. Environ. Prot.*, 2(1):15-22.
- Salman J.M. , Abdul-Adel E. ,AlKaim A.F.A. 2016. Effect of pesticide Glyphosate on some biochemical features in cyanophyta algae *Oscillatoria limnetica*. *Int. J. PharmTech Res.*, 9, (8):355-365.
- Sandalio L.M. , Dalurzo H.C. , Gómez M.M.C., Romero-Puertas R. , del Río. 2001. L.A. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *J. Exp. Bot.*, 52, (364): 2115–2126.
- Sandeep K.P., Shukla S.P., Vennila A.,Purushothaman C.S., Manjulekshmi N. 2015. Cultivation of *Spirulina* (*Arthrospira*) *platensis* in low cost seawater based medium for extraction of value added pigments, *Indian J. Geomarine Sci.*, 44:384-393.
- Saradhi A., Saradhi P.P. 1991. Proline accumulation under heavy metalstress. *J. Plant Physiol.*, 138: 554-558.
- Sarma AD, Mallick AR, Ghosh AK. 2010. Free radicals and their role in different clinical conditions: an overview. *Int. J. Pharm. Sci. Res.*, 1(3): 185-192.
- Sawhney V., Shearan I.S., Singh R. 1990. Nitrogen fixation photosynthesis and enzymes of ammonia assimilation and ureide biogenesis in nodules of mungbean (*Vigna radiata*) grown in presence of cadmium. *Indian J. Exp. Biol.*, 28: 883-886.
- Schickler H., Caspi H. 1999. Response of antioxidative enzymes to nickel and cadmium stress in hyperaccumulator plants of the genus *Alyssum*. 105 (1): 39–44.

- Schleier JJ, Peterson R. K. D. 2011. Pyrethrins and Pyrethroid Insecticides, Department of Land Resources and Environmental Sciences, Montana State University, 94-131.
- Schobert B. Tschesche H. 1978. Unusual solution properties of proline and its interactions with proteins. *Biochem. Biophys. Acta.*, 541: 270–277.
- Schuld, M. and Schmuck, R. 1997. Auswirkungen des Chloronicotinyl-Insektizids Imidacloprid auf die Parasitoidenfauna in Obstanlagen. *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.*, 11: 265-70.
- Sgherri CLM, Loggini B, Puliga S, Navari-Izzo F. 1994. Antioxidant system in *Sporobolus stapfianus*: changes in response to desiccation and rehydration. *Phytochemistry*. 35: 561–565.
- Shen G. X., Yan G. A., Peng J. L., Yan X. 1999. Study on ecotoxicology for pesticides to algae II: toxic mechanism and accumulation, degradation. *Ch. J. Adv. Environ. Sci.* 7(6): 31–139.
- Shizhong T. Zan L. Jianhua W. Yongyuan Z. 1997. Growth of *Chlorella vulgaris* in cultures with low concentration dimethoate as source of phosphorus. *Chemosphere*, 35 (11): 2713-2718.
- Shoaib N., Siddiqui P.J.A., Khalid H. 2012. Toxicity of chlorpyrifos on some marine cyanobacteria species. *Pak. J.Bot.*, 44(3):1131-1133.
- Singh D.P., Khattar J.I., Nadda J., Singh Y., Garg A., Kaur N., Gulati A. 2011. Chlorpyrifos degradation by the cyanobacterium *Synechocystis* sp. strain PUPCCC 64. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 18(8):1351-9.
- Siripornadulsil S., Traina S, Verma D.P.S., Sayre R.T. 2002 Molecular Mechanisms of Proline-Mediated Tolerance to Toxic Heavy Metals in Transgenic Microalgae. *Plant Cell*. 14(11): 2837–2847.
- Sivritepe N. 2000. Asma, Üzüm ve Şaraptaki Antioksidantlar. *Gıda. Dünya Yayınları*. 12: 73-78.
- Smirnoff N., Cumbes Q. J. 1989. Hydroxyl radical scavenging activity of compatible solute. *Phytochemistry*, 28: 1057-1060.
- Solomon KR., Baker D.V., Richards R.P., Dixon, K.R., Klaine S.J., La Point T.W., Kendall R.J., Weisskopf C.P., Giddings J.M., Giesy J.P., Hall Jr L.W., Williams W.M. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in North America surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15: 31–76.
- Stokes J. B., Redfern R .E. 1982. Effect of sunlight on azadirachtin: antifeeding potency; *J. Environ. Sci. Health Part A Environ. Sci. Eng.*, 17: 57-66.
- Sultan S., Fatma T. 1999. Phytotoxicity of heavy metals on *Spirulina platensis*. *Phykos.*, 38 (1-2) 87- 92.
- Sundaram K.M.S. 1997. Uptake, elimination and biochemical effects of azadirachtin and tebufenozide in algae. *J. Environ. Sci. Health B*, 32: 295-312.
- Sundaram, K. M. S., Sloane, L., Curry, J. 1995. Kinetics of azadirachtin hydrolysis in model aquatic systems by highperformance liquid chromatography. *J. L iq. Chromatogr.*, 18:34.

- Tang J., Hoagland K.D., Siegfried B.D. 1998. Uptake and bioconcentration of atrazine by selected freshwater algae. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17(6):1085–1090.
- Teisseire, H., G. Vernet. 2001. Effects of the fungicide folpet on the activities of antioxidative enzymes in duckweed (*Lemna minor*). *Pesticide Biochem. Physiol.* 69: 112-117.
- Thengodkar R.R., Sivakami S. 2010. Degradation of Chlorpyrifos by an alkaline phosphatase from the cyanobacterium *Spirulina platensis*. *Biodegradation.* 21(4):637-44.
- Thomson, W. T. 1989. *Agricultural Chemicals. Book I: Insecticides.* Thomson Publications, Fresno, CA.
- Tišler T., Jemec A., Mozetič B., Trebšeb P. Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment. *Chemosphere*, 76 (7): 907-914.
- Tremolada P., Finizio A., Villa S., Gaggi C., Vighi M. 2004. Quantitative inter-specific chemical activity relationships of pesticides in the aquatic environment, *Aquatic Toxicol.*, 67 (1): 87-103.
- Tripathy B.C., Oelmüller R. 2012. Reactive oxygen species generation and signaling in plants. *Plant Signal Behav.*, 7(12): 1621–1633.
- U.S.D.A. 1995. Agricultural Research Service. ARS Pesticide Properties: Internet address: wizard.arsusda.gov/rsml/textfiles/cypermethrin.
- Uskun E. 2015. Tarım çalışanlarının bitki koruma ürünleri konusunda bilgi ve davranışları *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 72(3): 241 – 254.
- Valentine W.M., Amarnath V., Amarnath K., Erve J.C.L., Graham D.G., Morgan D.L., Sills R.C. 1998. Covalent modification of hemoglobin by carbon disulfide: a potential biomarker of effect. *Neurotoxicology.*, 19:99–108.
- Valko M., Izakovic M., Mazur M., Rhodes C.J., Telser J. 2004. Role of oxygen radicals in DNA damage and cancer incidence. *Mol. Cell. Biochem.* 266(1-2): 37-56.
- Van den Brink P.J., Donk E., Gylstra R., S.J.H., Brock T.C.M. Effects of chronic low concentrations of the pesticides chlorpyrifos and atrazine in indoor freshwater microcosms. *Chemosphere*, 31(5): 3181-3200
- Van Donk E., Abdel-Hamid M.I., Faafeng B.A., Källqvist T. 1992. Effects of Dursban® 4E and its carrier on three algal species during exponential and P-limited growth. *Aquatic Toxicol.*, 23 (3–4):181-191.
- Vendemiale G., Grattagliano I., Altomare E. 1999. An update on the role of free radicals and antioxidant defense in human disease. *Int. J. Clin. Lab. Res.*, 29: 49-55.
- Venekemp JH (1989). Regulation of cytosolic acidity in plants under condition of drought. *Plant Physiol.*, 76: 112-117.
- Venekemp JH, Lampe JE, Kout TM (1987). Organic acid as a source of drought-induced proline synthesis in field bean plant *Vicia faba*, L. *J. Plant Physiol.*, 133: 654-659.

- Verma S., Dubey R. S. 2003. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Sci.* 164: 645–65.
- Vertuani S., Angusti A., Manfredini S. 2004. The antioxidants and proantioxidants network: an overview. *Curr. Pharm. Des.*, 10: 1677-1694.
- Vijverberg, H.P.M., van den Bercken J. 1990. Neurotoxicological effects and the mode of action of pyrethroid insecticides. *Crit. Rev. Toxicol.* 21(2):105-126.
- Vitoria A.P., Lea P.J. and Azevedo R.A. 2001. Antioxidant enzyme responses to cadmium in radish tissues. *Phytochemistry*, 57: 701–710.
- Vranova, E., Van Breusegem, F., Dat, J., Belles-Boix, E. and Inze, D. 2003. The role of active oxygen species in plant signal transduction, in *Plant Signal Transduction*, Scheel, D. and Waternack, C. (eds.), Oxford University Press, Oxford, 45-73.
- Vural N. 1996. Toksikoloji. Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Yayınları, 73: 342-373.
- Walters D.R. 2003. Polyamines and plant disease. *Phytochem.*, 64:97–107.
- Wang Z.H., Nie X.P., Yue W.J. 2011. Toxicological effects of cypermethrin to marine phytoplankton in a co-culture system under laboratory conditions. *Ecotoxicology*, 20 (6):1258–1267.
- Wang Z.H., Xie J., Jiang S., Shi J-J., Liu Y-b., Gong W. 2012. Effects of commercial cypermethrin on the growth of *Scenedesmus obliquus* and its physiochemical responses. *China Environ. Sci.* 4.
- Wang, S. Y., Jiao, H., Faust, M. 1991. Changes in ascorbate, glutathione and related enzyme activity during thidiazuron-induced bud break of apple. *Plant Physiol.*, 82: 231-236.
- Weckx J.E.J, Clijsters M. M. 1996. Oxidative damage and defense mechanisms in primary leaves of *Phaseolus vulgaris* as a result of root assimilation of toxic amounts of copper. *Physiol. plantarum.* 96 (3): 506–512.
- Weimberg, R. 1987. Solute adjustment in leaves of species of wheat at two different stages of growth in response to salinity, *Physiol. Plantarum*, 70: 381-388.
- Wong P.K., Chang L. 1988. The effects of 2,4-D herbicide and organophosphorus insecticides on growth, photosynthesis, and chlorophyll a synthesis of *Chlamydomonas reinhardtii* (mt +). *Environ. Pollut.*, 55 (3): 179-189.
- Wong, P. K. 2000. Effects of 2, 4-D, glyphosate and paraquat on growth, photosynthesis and chlorophylla synthesis of *Scenedesmus quadricauda* Berb614. *Chemosphere*, 41: 177-182.
- Xiong L., Wu Z. , Kuang Q., Xia Y., He F. 2002. Studies on the toxicity of cypermethrin to *Scenedesmus obliquus*. *Acta Hydrobiol. Sin.*, 26(1):66-73.
- Yadav N.R, Sharma S. 2013. Toxic Effect of Organophosphate, Pyrethroids and Organochlorine Pesticides on *Spirulina platensis* Growth Rate. *Int. J. Sci. Res.*, 2(6):286-287.

- Yadav N.R. 2015. Toxic Effect of Chlorpyrifos and Dimethoate on Protein and Chlorophyll-a Content of *Spirulina Platensis*. Intl. J. Engg. Sci. Adv. Research, 1(1):24-26.
- Yarsan E., 1998. Lipid Peroksidasyon Olayı ve Önlenmesine Yönelik Uygulamalar. Y. Y. U Vet. Fak. Derg., 9 (1-2): 89-95.
- Yıldırım E. 2012. Tarımsal zararlılarla mücadele yöntemleri ve ilaçlar kitabı. 3. Baskı, Atatürk Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Bitki Koruma Bölümü, 91-99.
- Yıldız, M., Gürkan, M.O., Turgut, C., Kaya, Ü., Ünal, G. 2005. Tarımsal Savaşımında Kullanılan Pestisitlerin Yol Açtığı Çevre Sorunları. VI. Türkiye Ziraat Mühendisliği Teknik Kongresi, Ankara.
- Zacharia, J. T. 2011. Identity, Physical and Chemical Properties of Pesticides. Pesticides in the Modern World – Trends in Pesticides Analysis. In Tech, 1-18.
- Zhang F.Q., Wang Y.S., Lou Z.P., DeDong J. Effect of heavy metal stress on antioxidative enzymes and lipid peroxidation in leaves and roots of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*). Chemosphere, 67 (1): 44-50. 2007.

ÖZGEÇMİŞ

Hatice TUNCA, 01.09.1985 tarihinde Ankara'da doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini Keçiören'de tamamladı. 2003 yılında Ankara Fethiye Kemal Mumcu Anadolu Lisesi'nden mezun oldu ve aynı yıl içerisinde Balıkesir Üniversitesi Necatibey Eğitim Fakültesi Biyoloji Eğitimi bölümünü kazandı. 2008 yılında bu bölümü ikincilik derecesiyle bitirdi. 2011 yılında Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji EABD alanında yüksek lisans eğitimini tamamladı. 2010 yılında göreve başladığı Sakarya Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi'nde halen araştırma görevlisi olarak çalışmaktadır.