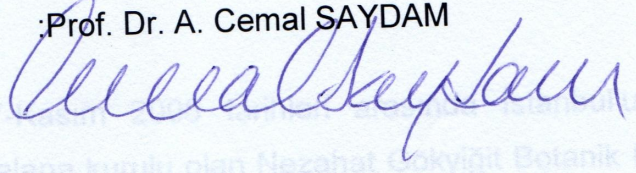


Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'ne,

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

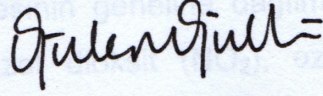
Başkan

:Prof. Dr. A. Cemal SAYDAM



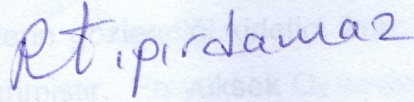
Üye (Danışman)

:Prof. Dr. Gülen GÜLLÜ



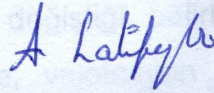
Üye

:Prof. Dr. Rukiye TIPIRDAMAZ



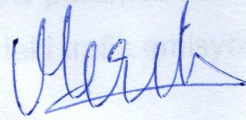
Üye

:Yrd Doç. Dr. Ayşegül LATİFOĞLU



Üye

:Dr. Merih Aydınalp KÖKSAL



ONAY

Bu tez/...../..... tarihinde Enstitü Yönetim Kurulunca kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Erdem YAZGAN

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

**KENTSEL HAVA KİRLİLİĞİ: NEZAHAT GÖKYİĞİT
BOTANİK BAHÇESİ**

**URBAN AIR POLLUTION: NEZAHAT GÖKYİĞİT
BOTANICAL GARDEN**

ESRA DENİZ GÜNER

Hacettepe Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetmeliğinin

ÇEVRE Mühendisliği Anabilim Dalı İçin Öngördüğü

YÜKSEK LİSANS TEZİ

olarak hazırlanmıştır.

2009

KENTSEL HAVA KİRLİLİĞİ: NEZAHAT GÖKYİĞİT BOTANİK BAHÇESİ

Esra Deniz GÜNER

ÖZ

Bu çalışma, Aralık 2007-Kasım 2008 tarihleri arasında İstanbul'un Anadolu yakasında 500.000 m²'lik alana kurulu olan Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesinde yürütülmüştür. Çalışma bölgesinin geneline dağılmış dört ölçüm istasyonunda aylık kükürt dioksit (SO₂), azot dioksit (NO₂), ozon (O₃) ve uçucu organik bileşiklerin (UOB) konsantrasyon değerleri pasif örnekleme tekniği kullanılarak belirlenmiştir. SO₂ konsantrasyonları diğer kirleticiler içerisinde botanik bahçesinde en düşük seviyelerin gözlemlendiği kirletici iken; bölge geneline NO₂'nin etkisinin önemli olduğu belirlenmiştir. En yüksek O₃ seviyelerine genel olarak yaz aylarında ve en düşük seviyelere de trafik emisyonlarının fazla olduğu bölgelerde rastlanmıştır. Aylara göre değiştiği belirlenen O₃ konsantrasyonlarının sınır değerleri aştığı gözlemlense de, vejetasyon üzerinde zararlı etki gösterebilecek seviyelere rastlanmamıştır. UOB parametrelerinin arasında yüksek korelasyonun olması, bu kirleticiler için bölgedeki trafik emisyonları gibi, tek bir kirlilik kaynağının olduğunu göstermektedir.

Çalışmada ayrıca hava kirliliği ile ilgili parametrelere paralel olarak hava kirliliğinin vejetasyon üzerindeki etkileri de dört aylık (Mayıs, Haziran, Ağustos, Eylül 2008) dönem süresince araştırılması için dört örnekleme bölgesinde de bulunan bir bitki olan Dişbudak (*Fraxinus angustifolia*) bitki materyali kaynağı olarak seçilmiştir. Bitkinin büyüme dönemi içinde alınan yaprak örneklerinde, örnekleme noktalarına göre farklılıklar tespit edilse de, hava kirliliğine karşı seçilen Dişbudak ağaç türünün dayanıklı olduğu görülmüştür.

Çalışmada son olarak trafik kaynaklı kirleticilerin toprak üzerindeki birikimini ve toprağın genel yapısını elde etmek için sekiz örnekleme istasyonunda da PAH, PCB, pestisit, ağır metal (Mg, Fe, Ni, Pb, Cu, Cd, Zn, Mn, Ca, Na ve K), pH and organik madde ölçümleri yapılmıştır. Bölgede nispeten orta ve düşük seviyede

PAH konsantrasyonları gözlenmiştir. Yapılan pestisit ölçümlerinde, organik fosforlu insektisit türü olan Klorprifos ve organik klorlu bir pestisit olan DDT tespit edilmiştir. Bölgede genel olarak farklı birçok PCB türünün görülmesi, topraklardaki PCB kaynağının belirgin olarak atmosferden taşınım sonucu oluştuğunu göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: Şehir kirliliği, SO₂, NO₂, O₃, PAHs, PCBs, Pesticit, iz elementler, bitkiler, botanik bahçesi

Danışman: Prof.Dr. Gülen GÜLLÜ, Hacettepe Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

URBAN AIR POLLUTION: NEZAHAT GÖKYİĞİT BOTANICAL GARDEN

Esra Deniz GÜNER

ABSTRACT

This study was conducted in Nezahat Gokyigit Botanic Garden with the area of 500 000 m², in which laid down in Anatolian side of Istanbul during December 2007 and November 2008. Monthly concentration values of sulphur dioxide (SO₂), nitrogen dioxide (NO₂), ozone (O₃), and volatila organic compounds (VOCs) were measured through passive sampling technique at four sampling stations, in which distributed over the whole study area. The lowest concentrations in the botanic garden were observed for SO₂ among the other pollutants, while the significant effect of NO₂ on the area was determined. The highest O₃ levels were, in general, observed in the summer and the lowest levels were encountered at the areas which have high traffic lemissions. Although, monthly varied O₃ concentrations were exceeded the limit values, levels which may cause harmful effects were not occurred. Correlation between the VOCs showed that single pollution source such as traffic emissions in the area, existed.

Moreover, in paralel with the air quality parameters, for assessing the effects of air quality on vegetation, *Fraxinus angustifolia* Vahl., was selected as a plant source, existing in all four stations and investigated during four months (May, June, August and September 2008) period. Although, variations over the sampling points were determined during the growing phase of the plant, *Fraxinus angustifolia* Vahl., plant specie, selected against the air pollution, was found resistant.

Finally, PAH, PCB, pesticide, heavy metal (Mg, Fe, Ni, Pb, Cu, Cd, Zn, Mn, Ca, Na and K), pH and organic matter measurements were done in eight sampling sites to find the accumulation of traffic-originated pollutants on solid and to asesse the general structure of solid. Relatively low and moderate PAH levels were observed in the area. According to pesticide measurements, Klorprifus, which is an organic

phosphorus insecticide type, and DDT, which is an organic chlorinated pesticide, were found. Since many different PCB species were, in general, observed in the area, this showed that PCB source in the solid was significantly produced through atmospheric transport.

Keywords: Urban air pollution, SO₂, NO₂, O₃, PAHs, PCBs, Pesticit, trace metals, plants, batonic garden

Advisor: Prof.Dr. Gülen GÜLLÜ, Hacettepe University, Department of Environmental Engineering, Environmental Engineering Section

TEŞEKKÜR

Deneyimleriyle çalışmalarımnda bilgi ve anlayışlarını benden esirgemeyen, bilimselliğine verdiği önemi kendime örnek alacağım danışman hocalarım, Sn. Prof. Dr. Gülen GÜLLÜ, Sn. Prof. Dr. Rukiye TIPIRDAMAZ, Sn. Prof. Dr. Cemal SAYDAM ve Hacettepe Çevre Mühendisliği Bölüm hocalarına,

Bu çalışmanın gerçekleşmesinde Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesi yönetim kurulu başkanı Sn. A. Nihat GÖKYİĞİT başta olmak üzere NG Botanik Bahçesi müdürü Sn. Adil GÜNER ile tüm NG Botanik Bahçesi çalışanlarına,

Tez çalışmalarımın her aşamasında yanımda olan, yardımı ve dostluğundan dolayı Araş. Gör. Sibel Menteşe ve bölümdeki diğer arkadaşlarıma,

Benden desteklerini ve sabırlarını esirgemeyen, destekleriyle bana güç veren canım ananem, kız kardeşim ve tüm aileme sonsuz minnet ve teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
ÖZ	XLii
ABSTRACT	XLiv
TEŞEKKÜRLER	XLvi
İÇİNDEKİLER DİZİNİ.....	XLvii
ŞEKİLLER DİZİNİ	XLix
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	Lii
KISALTMALAR DİZİNİ	Liv
1.GİRİŞ.....	1
1.1.ÇALIŞMANIN AMACI VE YÖNTEMİ.....	5
2. AZOT DİOKSİT'E (NO ₂), KÜKÜRT DİOKSİT'E (SO ₂), OZON (O ₃) VE UÇUCU ORGANİK MADDE'LERE (UOB) GENEL BAKIŞ	8
2.1. Azot Dioksit'e (NO ₂), Kükürt Dioksit'e (SO ₂), Ozon (O ₃) Ve Uçucu Organik Maddelerin (UOB) Özellikler, Kaynakları, Bitkiler ve Canlılar Üzerine Etkileri...	10
2.1.1. Kükürt Dioksit' in (SO ₂) kaynakları ve bitki-canlılar üzerine etkileri	10
2.1.2. Azot Dioksit (NO ₂) ve Ozon (O ₃) kaynakları ve bitki-canlılar üzerine etkileri	12
2.1.3. Uçucu organik maddelerin (UOB) kaynakları ve sağlık üzerine etkileri	20
2.2.TOPRAK KİRLİLİĞİ	22
2.2.1. Ağır metallerin kaynakları ve bitkiler-canlılar üzerine etkileri.....	22
2.2.2. Çok halkalı aromatik bileşikler (PAH).....	27
2.2.3. Klorlu bifeniller (PCB).....	29
2.3. ÇEVRESEL HAVA KALİTESİ STANDARTLARI	32
2.4. DİFÜZYON TÜP METODOLOJİSİ	33
3. MATERYAL VE METOD	35
İÇİNDEKİLER DİZİNİ (devam ediyor)	

	<u>Sayfa</u>
3.1. ÖRNEKLEME SİSTEMİ	35
3.2. ÖRNEKLEME ALANLARININ SEÇİMİ	36
3.2.1. Bölgedeki örnekleme alanlarının özellikleri	38
3.3. DENEYSEL ÇALIŞMALAR	41
3.3.1. Pasif NO ₂ , SO ₂ , O ₃ Ve UOB difüzyon tüplerinin örnekleme.....	41
3.3.2.Yöntem	42
3.3.3. Maruz bırakılmayan NO ₂ , SO ₂ , O ₃ Ve UOB difüzyon tüpleri (kör tüpler)	45
3.4. BİTKİ GÖZLEMLERİ	46
3.4.1. Fotosentez hızı ölçümleri	47
3.4.2. Ağaçlardaki fotosentez hızı ölçümü	48
3.4.3. Yaprak ve toprak örneklerinde ağır metal analizleri	52
3.4.4.Fotosentetik Pigment Miktarı Tayini	60
3.4.5.Yaprak dokularının yaş ve kuru ağırlıklarının tayini.....	60
3.4.6.Yaprak alanı ölçümleri	61
3.4.7.Toprak örneklerinde PAH ve PCB ölçümleri	61
4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA.....	63
4.1. ÖRNEKLEME ALANININ METEOROLOJİK VE İKLİMSEL ÖZELLİKLER.....	63
4.2. NGB BAHÇESİNDE GÖZLENEN HAVA KİRLİTİCİ DÜZEYLERİ.....	70
4.2.1. SO ₂ Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değişimleri.....	72
4.2.2. NO ₂ Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değişimleri.....	77
4.2.3. O ₃ Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değişimleri	84
4.2.4. UOB Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değişimleri.....	94
4.3. BÖLGE TOPRAKLARINDA GÖZLENEN pH, ORGANİK MADDE, ÇOK HALKALI AROMATİK BİLEŞİKLER (PAH), KLORLU BİFENİL (PCB) VE AĞIR METAL SONUÇLARI	104
4.3.1.Toprakta gözlenen pH ve Organik Madde'nin bölgesel dağılımı	104
4.3.2.Toprakta gözlenen Çok Halkalı Aromatik Bileşiklerin (PAH) bölgesel dağılımı	107
4.3.3.Toprakta ölçülen Klorlu Organik Bileşiklerin (PCB) ve Pestisit'lerin bölgesel dağılımı.....	115
4.3.4.Toprakta gözlenen Ağır Metal konsantrasyonlarının bölgesel dağılımı	128

İÇİNDEKİLER DİZİNİ (devam ediyor)

	<u>Sayfa</u>
4.4. BÖLGE AĞAÇLARINDAN ALINAN BİTKİ MATERYALİNE AİT SONUÇLAR.....	136
4.4.1. Fotosentetik pigment değişimi.....	139
4.4.2. Fotosentez hızı değişimleri	149
4.4.3.Yapraktaki Kuru –Yaş Ağırlık ve % Su Miktarı değişimi	151
4.4.4.Yaprakta Alan değişimi	153
4.4.5. Yaprakların kimyasal kompozisyonunun değişimi.....	156
5.GENEL SONUÇLAR VE ÖNERİLER	166
5.1. GELECEK ÇALIŞMALAR İÇİN ÖNERİLER.....	176
KAYNAKLAR.....	HATA! YER İŞARETİ TANIMLANMAMIŞ.

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil.3.1. Pasif örnekleme tüp koruyucusu.....	37
Şekil.3.2. Kullanılan pasif difüzyon tüp çeşitleri	38
Şekil.3.3. İstasyonlarda difüzyon tüplerinin yerleştirilmesi	39
Şekil.3.4. Pasif örnekleme istasyonlarının çalışma bölgesindeki dağılımları	40
Şekil.3.5. UOB standartlarına ait kromotogram	44
Şekil.3.6. Ümraniye İstasyonu ile NG Botanik Bahçesi'nin konumu	46
Şekil.3.7. Qubit Infrared Plant CO ₂ Analysis cihazının arazide kullanımı	48
Şekil.3.8. Qubit Infrared Plant CO ₂ Analysis cihazının çalışma düzeneği.....	51
Şekil.3.9. NG Botanik Bahçesi çevresinde toprak örnekleme istasyonlarının çalışma bölgesindeki dağılımı.....	54
Şekil.4.1. Örnekleme çalışmalarının örtüştüğü tarihlerdeki mevsimsel karışım yüksekliği değişimi	67
Şekil.4.2. Aralık 2007- Kasım 2008 dönemi rüzgâr gülleri.....	69
Şekil.4.3. NG Botanik Bahçesi'nde Örnekleme İstasyonları ile Ümraniye Hava Kalitesi İstasyonunda gözlenen yıllık SO ₂ konsantrasyonlarının değişimi	73
Şekil.4.4. Aylık Gözlenen SO ₂ konsantrasyonlarının dağılımı	75
Şekil.4.5. NG Botanik Bahçesi'nde Örnekleme İstasyonları ile Ümraniye Hava Kalitesi İstasyonunda gözlenen yıllık NO ₂ konsantrasyonlarının değişimi	77
Şekil.4.6. Aylık Gözlenen NO ₂ konsantrasyonlarının dağılımı	78
Şekil.4.7. İstasyon bazında yıllık NO ₂ değişimi.....	80
Şekil.4.8. Mevsimsel NO ₂ farklılığı.....	81
Şekil.4.9. NO ₂ konsantrasyonunu Rakımla değişimi.....	83
Şekil.4.10. NG Botanik Bahçesi'nde Örnekleme İstasyonları Hava Kalitesi İstasyonunda gözlenen yıllık O ₃ konsantrasyonlarının değişimi.....	84
Şekil.4.11. Aylık Gözlenen O ₃ konsantrasyon dağılımı.....	85
Şekil.4.12. Tüm tüplere ait Ozon konsantrasyonunun mevsimsel ortalamaları	86
Şekil.4.13. İstasyon bazında yıllık O ₃ değişimi	88

Şekil.4.14. NO ₂ - O ₃ derişim değerlerinin dağılım grafiği	89
Şekil.4.15. Hava kirleticileri ile karışım yüksekliği değişimi.....	93
Şekil.4.16. Çalışma bölgesinde ölçülen UOB'lerin dağılım grafikleri	95
Şekil.4.17. Çalışma bölgesinde gözlenen PAH kirlilik kaynakları paylarının (%) dağılımı.....	111
Şekil.4.18. PAH bileşiklerinin kümeleme analizi sonuçları.....	112
Şekil.4.19. Çalışma bölgesinde ölçülen 7-PAH toplam konsantrasyonlarının dağılım haritaları.....	113
Şekil.4.20. B[a]A/B[a]A + Chry ve Flt/Flt + Pyr arasındaki ilişki	114
Şekil.4.21. Örnekleme noktalarında gözlenen Σ PCB'nin bölgesel dağılımı.....	120
Şekil 4.22. PCB tekil bileşiklerinin kümüleme analizi sonuçları	124
Şekil.4.23. Örnekleme nokta gruplarının PCB içeriklerinin yüzde dağılımı	126
Şekil 4.24. Toprak Örneklerinde gözlenen elementlerin zenginleştirme faktörleri.....	131
Şekil.4.25. Mevsimsel toplam klorofil değişimi.....	140
Şekil 4.26. Bölgesel toplam klorofil değişimi.....	141
Şekil.4.27. Bölgedeki bitki örneklerinde ölçülen Toplam Klorofil konsantrasyonları ile aynı bölgede ölçülen NO ₂ konsantrasyonlarının değişimi.	144
Şekil.4.28. Klorofil-a değişimi.	145
Şekil.4.29. Klorofil-b değişimi.	145
Şekil.4.30. klorofil-a/klorofil-b oranı.	146
Şekil.4.31. Karotenoid değişimi.	148
Şekil.4.32. Karotenoid konsantrasyonları ile toplam klorofil seviyesi arasındaki ilişki.....	149
Şekil.4.33. Fotosentetik aktivite sonuçları.....	150
Şekil.4.34. Spesifik yaprak ağırlığı (mg cm ⁻²).....	152
Şekil.4.35. Yaprakta % Su Miktarı.....	153
Şekil.4.36. Ortalama yaprak alanı.	154
Şekil.4.37. Bir yaprak başına düşen ortalama yaprakçık sayısı.....	156
Şekil.4.38.Yaprak örneklerinde farklı bölgesel dağılım özelliği gösteren elementler; Mg, Mn, Pb, K, Na, Ca, Cd ve Zn.	159
Şekil.4.39. Yaprak Mg konsantrasyonlarının ozon konsantrasyonu ile değişimi..	160

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge.2.1. Geniş yapraklı bitkilerde O ₃ tarafından meydana getirilen yaprak hasarları (Krupa et al., 2000'den değiştirilerek).	19
Çizelge.2.2. Metallerin bitkiler üzerinde etkilerinin sınıflandırılması (Wood, 1974).....	23
Çizelge.2.3. Bazı toksik metallerin çiçekli bitkilerde meydana getirdikleri hasar semptomları (Prasad, 2004'ten değiştirilerek).	26
Çizelge.2.4. NO ₂ , SO ₂ , O ₃ , UOB, PAH ve PCB'lerin kaynakları ve etkileri (WHO, 2005; Fenger,1999).	31
Çizelge.2.5. SO ₂ , NO ₂ , O ₃ ve UOB'ler için ulusal ve uluslararası sınır değerler ...	32
Çizelge.3.1. NG Botanik Bahçesi'nde yürütülen örnekleme çalışmaları, örnekleme ve analiz metodu ile örnekleme periyotları.	35
Çizelge.3.2. Örnekleme istasyonlarının koordinatları	38
Çizelge.3.3. GC/FID ve Thermal Desorber sisteminin çalışma koşulları.	42
Çizelge.3.4. Örnekleme yapılan aromatik hidrokarbon türlerinin fiziksel özellikleri.....	44
Çizelge.3.5. Ağır metal ve PAH analizleri için seçilen noktaların kordinatları	54
Çizelge.3.6. Denemeler Sırasında CRM Değerleri	58
Çizelge.3.7. Element analizi için ölçülebilecek alt limit değerler	59
Çizelge.4.1. Örnek toplama dönemindeki meteorolojik veriler.....	64
Çizelge.4.2. Örnekleme yapıldığı zamanki karışım yüksekliği, ort. rüzgar hızı, hakim rüzgar yönü ortalama değerleri	65
Çizelge.4.3. Bölge genelinde ölçülen hava kirleticilerinin aylık, yıllık ortalamaları, standardt sapması, minimum, maksimum ve medyan değerleri ile örnekleme periyodu sırasındaki sıcaklık, nem, yağışlı gün sayısı.	71
Çizelge.4.4. NG Botanik Bahçesi'nde gözlenen SO ₂ konsantrasyonları ile literatür verileri ile karşılaştırılması.	76
Çizelge.4.5. Azot dioksit seviyesi için daha önce yapılan benzer çalışmalar.....	79
Çizelge.4.6. Ozon Seviyesi için daha önce yapılan benzer çalışmalar.....	86

Çizelge.4.7. NG Botanik Bahçesi'nde gözlenen BTEX konsantrasyonları ile literatürde yer alan diğer trafik kaynaklı kirlilik çalışmalarında gözlenen BTEX seviyeleri ($\mu\text{g m}^{-3}$).....	96
Çizelge.4.8. BTEX kirleticilerinin, NO_2 , O_3 ve meteorolojik parametrelerle olan korelasyonları.....	98
Çizelge.4.9. Mevsimsel BTEX konsantrasyonları ve kış/yaz oranları	100
Çizelge.4.10. Bölge geneli ve örnekleme noktalarında B/T, B/E, B/X, T/E, oranlarının mevsimsel ve genel değişimleri.....	100
Çizelge.4.11. BTEX bileşiklerinin hız sabiti ve atmosferdeki kalış süreleri Monod et al.,2001).	102
Çizelge.4.12. Benzen için değerlendirme ve sınır değerleri ($\mu\text{g m}^{-3}$).	103
Çizelge 4.13. pH değerlerine göre toprağın reaksiyon durumu.	105
Çizelge 4.14. Organik madde içeriklerine göre toprakların değerlendirilmesinde	106
Çizelge.4.15. Toprakların pH değerleri ve % Organik Madde miktarları.....	106
Çizelge.4.16. Çalışma bölgesinde ölçülen PAH konsantrasyonlarının istatistiksel analizi.....	109
Çizelge.4.17. Bölge topraklarında gözlenen Pestisit ve PCB'lerin istatistiksel analizi.....	116
Çizelge.4.18. NG Botanik Bahçesinde gözlenen PCB ve DDT seviyesinin literatürde yer alan şehir bölgeleri sonuçlarıyla karşılaştırılması	121
Çizelge.4.19. PCB bileşiklerinin korelasyon matrisi.....	123
Çizelge.4.20. Örnekleme noktalarının PCB içeriklerine göre Varimaks Dönüşümlü Faktör Analizi ile gruplandırılması	125
Çizelge.4.21. Bölge topraklarında gözlenen eser elementlerin ortalama konsantrasyonları, standart sapmaları, minimum ve maksimum değerleri (mg kg^{-1}).	128
Çizelge.4.22. Antropojenik elementler için kirlilik sınıflandırılması ($\mu\text{g g}^{-1}$) (Duce,1975).....	129
Çizelge.4.23. Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği'nde yer alan sınır değerler (mg g^{-1}).	130
Çizelge.4.24. Benzer diğer çalışmalar ile ölçümü yapılan metallerin kıyaslanması.	133
Çizelge.4.25. NG Botanik Bahçesinden toplanan <i>Fraxinus angustifolia</i>	

yaprak özellikleri ile bazı fizyolojik parametrelerin örnekleme bölgeleri ve bahçe genelinde gözlenen ortalamaları ve standart sapmaları..	137
Çizelge.4.26. Yaprak örneklerinde gözlenen fotosentetik aktivite ile ilgili değişkenlerin hava kalitesi verileri ile olan korelasyonları.	143
Çizelge.4.27. NG Botanik Bahçesinden toplanan <i>Fraxinus angustifolia</i> yaprak örneklerindeki makro ve mikro nutrientler ile bazı eser element içeriklerinin örnekleme bölgeleri ve bahçe genelinde gözlenen ortalamaları ve standart sapmaları.....	157

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

A.B	: Avrupa Topluluğu
ATP	: Adenozin trifosfat
DDT	: Dikloro difenol trikloroethan
EPA	: Environmental Protection Agency
HC	: Hidro karbon
HKDYY	: Hava Kontrolü Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği
IARC	: International Agency for Research on Cancer
KOK	: Kalıcı Organik Bileşikler
NO ₂	: Azot dioksit
O ₃	: Ozon
OKY	: Öğleden sonra karışım yüksekliği
PAH	: Polisiklik aromatik hidrokarbonlar
PCB	: Poliklorlu bifeniller
PM	: Partiküler Madde
ROS	: Reaktif oksijen türleri
SKY	: Sabah Karışım yüksekliği
SO ₂	: Kükürt dioksit
UOB	: Uçucu Organik Bileşikler
WHO	: World Health Organization

1.GİRİŞ

İnsan ve çevreye olan etkileri göz önüne alındığında çeşitli faaliyetlerin ekosistem üzerinde kirletici etkileri olmaktadır. Ekosisteme verdiği zarar ve insan üzerindeki sağlık etkileri göz önüne alındığında, önemli etkileri olan kirleticilerin başında hava kirleticileri gelmektedir. Özellikle büyük kentlerde önemli çevresel problemlerden birisi kent atmosferinde oluşan hava kirliliğidir.

Günümüzde dünyanın en önemli çevre sorunları arasında yer alan hava kirliliği hem sabit hem de hareketli kaynakların emisyonları ile sıkı sıkıya ilişkilidir. Büyük kentlerde konutlar ve sanayi tesisleri gibi sabit emisyon kaynaklarından ileri gelen hava kirliliğinin yanı sıra motorlu taşıtlardan kaynaklanan egzoz kirliliği de aynı derecede önemli bir sorundur.

Daha çok kış aylarında ısınma kaynaklı kirleticiler ile sık sık gündeme gelen bu problem aslında yıl boyunca karayolu trafiğinden kaynaklanan kirleticiler ile etkisini sürdürmektedir. Son yıllarda, otomotiv sanayisinin gelişmesi, nüfus artışı ve ülkemizin yaşam seviyesinin büyük gelişme göstermesi sonucunda, motorlu karayolu taşıtları sayısında büyük bir artış olmuştur.

Motorlu taşıtlar tarafından atmosfere salınan emisyonlar, özellikle şehir merkezlerinde ve ana caddelerde dönemsel olmayıp tüm yıl boyunca etkili olan hava kirleticileridir. Motorlu taşıtlardan kaynaklanan önemli kirleticiler, uçucu organik bileşikler (UOB), karbon monoksit (CO), azot oksitler (NO_x) ve partikül maddeler (PM)'dir. CO ve UOB'lar genellikle benzinli taşıtlardan kaynaklanmaktadır. NO_x emisyonları ise hem benzinli hem de dizel yakıtlı araçlardan atmosfere salınmaktadır. PM emisyonları ise genellikle dizel yakıt kullanımı ile ilişkilidir (Winther, 1998).

Benzin ve motorin kullanan motorlu taşıtların çıkardığı egzoz gazlarında bulunan zararlı maddelerin trafiğin yoğun olarak yaşandığı kent merkezlerinde çevreye ve insan sağlığına verdiği zararlar oldukça fazladır. Genellikle kent merkezlerindeki

karbonmonoksit (CO) emisyonlarının %43,9'undan, azotoksit (NO_x) emisyonlarının %41,0'inden, hidrokarbon (HC) emisyonlarının %26,2'sinden ve havada asılı partikül madde (PM₁₀) emisyonlarının %16,4'ünden motorlu karayolu taşıtları sorumludur (EEA, 2007).

Taşıt motorlarında kullanılan hidrokarbon kökenli yakıtların, ideal koşullarda hava ile tam yanması sonucu oluşan ürünlerin karbondioksit (CO₂), su buharı (H₂O) ve azot oksitler (NO_x) olması beklenir. Ancak uygulamada ideal koşulların sağlanamaması nedeniyle tam yanma gerçekleşmemekte ve kirletici bileşenler oluşmaktadır. Motorlu taşıtlardan kaynaklanan egzoz gazlarının bileşiminde; parafinler, olefinler ve aromatikler gibi yanmamış hidrokarbonlar; aldehitler, ketonlar, karboksilik asitler gibi kısmen yanmış hidrokarbonlar; karbonmonoksit (CO), azotoksitler NO_x, kükürtdioksit (SO₂), kurşun bileşikler ve partikül maddeler (PM) bulunmaktadır. Benzinli motorlarda CO ve yanmadan kalan hidrokarbonlar (HC); dizel motorlarda ise NO_x, SO₂ ve partikül madde gibi kirleticiler önemli olmaktadır (Alkaya vd., 2000).

Motorlu taşıtlardan kaynaklanan UOB, CO, NO_x ve PM gibi kirleticilerin insan sağlığı üzerinde doğrudan ya da dolaylı olumsuz etkileri bulunmaktadır. Bu kirletici gazların bir başka özelliği de güneş ışığı altında fotokimyasal tepkimeler vererek atmosferde ikincil kirletici olan troposferik ozon (yer seviyesi ozonu) oluşumuna yol açmalarıdır. Troposferik ozona maruz kalan insanlarda, gözlerde ve boğaz bölgesinde tahriş, baş ağrısı, göğüs ağrısı, öksürük, akciğer fonksiyonlarında azalma ve astım atakları görülmektedir. Troposferik ozon konsantrasyonundaki artış tarım ürünlerini ve ormanlık alanlardaki ağaçları da ciddi şekilde etkilemektedir. Hava kirliliğinin tarım ürünlerine verdiği zararın %90'ını tek başına ozon gerçekleştirir (Felzer, 2007). Ayrıca troposferik ozon kuvvetli bir sera gazıdır ve iklim değişikliği sürecinde önemli rol oynamaktadır. Ozon oluşumuna sebep oldukları için UOB, NO_x ve CO dolaylı sera gazları olarak adlandırılmaktadırlar (EPA, 2006).

Kentsel ve endüstriyel çevrelerde meydana gelen hava kirliliğinin bitki gelişimi üzerinde etkili çok önemli bir faktör olduğu pek çok çalışmada gösterilmiştir (Smith,

1990; Narayan et al., 1994; Pandey and Agrawal, 1994). Gelişmekte olan ülkelerde, sanayi ve şehirleşmenin hızla artması sonucu özellikle kimyasal maddelerin (tarımsal ilaçlar) bitki üzerinde meydana getirdiği zehir etkisi olarak bilinen fitotoksik etki ile hava kirleticisi konsantrasyonları bitki örtüsüne zarar vermektedir (Pandey and Pandey, 1994). Avrupa (Ulrich, 1989; Breeman, 1995) ve kuzeydoğu ABD’de (Smith, 1991) orman kayıpları atmosferik kirleticilerle ilişkilendirilmektedir. Benzer şekilde, doğrudan ve dolaylı antropogenik etkenlerin Avrupa vejetasyonunda gözlenen yıkıcı değişimlerden sorumlu olduğu ileri sürülmektedir (Gratani et al., 2000). Ayrıca İngiltere’de kentsel alanlarda yapılan ağaçlandırma çalışmalarında, dikimi takip eden birinci yıl içerisinde ölüm oranının %25 – 50 arasında seyrettiği belirlenmiştir (Johnston and Rushton, 1999).

Soluduğumuz hava, çeşitli kirleticilerin de içinde bulunduğu kompleks bir karışım olup, kirleticilere tekil olarak nadiren rastlanır. Bu koşullar altında bitki gelişimi, kirleticilerin farklı kombinasyonları tarafından etkilenmektedir. Farklı kirleticilerin bir arada bulunması, kirleticilere özgü semptomları tek başlarına saptamayı olanaksız kılmaktadır (Pandey and Pandey, 1994). Bu durum özellikle fitotoksik hava kirleticiler açısından geçici ve ani değişimler gösteren alanlarda önem kazanmaktadır (Pandey et al., 1992).

Çeşitli kirleticilerin bir arada oluşturdukları toplam kirlilik düzeyini, doğal habitatlarında yaşayan bitkilerde meydana gelen değişiklikler üzerinden belirlemek mümkündür. Böyle çalışmalar, kentsel ve endüstriyel hava kirliliğinin saptanmasında etkili olmaktadır (Chaphekar, 1990; Pandey and Agrawal, 1991; Agrawal, 1991). Bu amaçla, bitkinin morfolojik, fizyolojik ve biyokimyasal özellikleri incelenmektedir. Bir takım çelişkili sonuçlar rapor edilmiş olsa da, yapılan alan çalışmalarında bazı bitkisel parametreler hava kirliliğinin tespiti konusunda etkili bulunmuştur.

Yapraklar bitkinin sentez organları olduklarından, uzun süreli hava kirliliğinden ilk zarar görecektir organlardır. Ayrıca atmosferle yakın ilişkide oldukları düşünülürse, yapraklardaki gaz değişiminin pek çok açıdan hava kirleticiler tarafından değişime uğratılabileceği açıktır (Furukawa, 1991; Weber et al., 1994; Heber et al., 1995).

Yaprakta meydana gelen ölçülebilir hasarlar; stomatal iletkenlik (Winner, 1981), klorofil içeriği (Verma and Singh, 2006) ve fotosentetik aktivite (Mansfield, 1998; Gratani et al., 2000) gibi çeşitli parametreler, kirliliğin etkisinin belirlenmesinde kullanılmaktadır. Ancak çalışmalar genellikle tek yıllık, özellikle de tarımsal bitkiler üzerinde yoğunlaşmış olup, az sayıda çalışma ağaçlar üzerinde özelleşmiştir (Rashid and Popovic, 1990; Singh et al., 1991; Turner et al., 1991; Kossev, 1994; Antosiewicz, 1995; Mansfield, 1998; Rautio et al., 1998). Oysa ki, tek yıllıklarla karşılaştırıldıklarında çok yıllık bitkiler kirlilik stresine yıllarca maruz kalırlar ve belirgin yaprak hasarı olmaksızın verimde ciddi bir düşüş gösterebilirler (Weber et al., 1994).

Genel olarak hava kirliliğinin, bitki gelişimini kısıtladığı ve bu etkinin büyüklüğünün bitki türüne, kirleticinin konsantrasyon ve dağılımı ile bazı çevresel faktörlere bağlı olarak değiştiği söylenebilir (Smith, 1991; Pandey and Agrawal, 1994; Narayan et al., 1994). Kirlilik etkileri, ışık yoğunluğu, hava sıcaklığı ve su stresi gibi diğer faktörler ile bir arada seyreden karmaşık bir olgudur (Weber et al., 1994). Yüksek hava sıcaklığı kirlilik stresini arttırıcı etki gösterir (Perekrest et al., 1995). Ayrıca su stresi de stomatal iletkenliği düşürdüğünden, bitkinin hava kirliliğine verdiği yanıtı birincil olarak değiştirir (Weber et al., 1994). Küresel iklim değişimleri nedeniyle sıcaklık ve kuraklık artışı meydana geleceği ileri sürüldüğünden (Brinkman and Brammer, 1990), bu durumun diğer stres koşullarının etkisini arttıracağı ve sonuç olarak da gelecekte kirlilik stresinin bitki türleri arasında seçici bir güç teşkil edeceği öngörülmektedir (Gratani et al., 2000).

1.1.Çalışmanın Amacı Ve Yöntemi

İstanbul'un Anadolu yakasında, Küçükbakkalköy' de TEM Anadolu Otoyolu kavşağının ortasında, 500.000 m²'lik alana kurulu olan Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesinde bu çalışma yürütülmüştür.

Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesi (NGBB), TEMA Vakfı Yönetim Kurulu Başkanı A. Nihat Gökyiğit'in, yol yapımı sırasında bozulan çevreyi onarmak suretiyle, rahmetli eşi Nezahat Gökyiğit adına, zaman içerisinde botanik bahçesine dönüşecek bir hatıra parkı kurma arzusuyla başlamıştır. 1995'te hatıra parkı olarak başlayan park Ali Nihat Gökyiğit, Adil Güner ve Margareth Johnson gayretleriyle bir botanik bahçesine dönüştürülmüştür. 2002 yılından bu yana da botanik bahçesi olarak hizmet vermektedir.

Bu botanik bahçesinin temel amacı,

- Dünya bitkilerini araştırmak, açıklamak, korumak,
- Her yaş ve meslekten bireyleri bitki ve çevre konusunda bilgilendirme,
- Bitkilerdeki biyolojik ve genetik çeşitliliğin araştırılması,
- Nesli tehlikedeki türlerin incelenmesi ve korunması,
- Süs bitkilerinin üretim ve ıslahı,

Üniversiteler ile araştırma işbirliği, lisans ve lisansüstü eğitim programları ile

Etrafı hızla yapılaşan İstanbul'da insanlara mesire ve dinlenme yeri sağlamaktır.

Trafikten kaynaklanan kirleticilerin etkisi genellikle kent merkezlerinde ve trafiğin yoğun olarak aktığı ana arterlerde ortaya çıkmaktadır. Bu nedenle trafikten kaynaklanan hava kirliliğini belirleme çalışmaları kent merkezlerinde ve daha çok büyük cadde yakınlarında gerçekleştirilmektedir (Zhou and Levy, 2008; Mensink and Cosemans, 2008).

İstanbul, 10 milyonu aşan nüfusuyla Türkiye'nin en büyük metropolüdür. Toplu taşımacılığa gerekli önemin verilmemesinden dolayı, özellikle otomobil sayısında meydana gelen artış trafik kaynaklı çevre kirliliğinin artmasına neden olmaktadır.

Bu açıdan, İstanbul'da trafiğin en yoğun olduğu bölgelerden E-5 ve TEM karayollarının kesiştiği kavşağın ortasında bulunan, aynı zamanda da çok farklı yaşam koşulları gerektiren birçok hassas bitkinin bir arada bulunduğu, NG Botanik Bahçesi hava kalitesi değişimini hem mekânsal, hem de zamansal olarak tespit etmek ve trafik kaynaklı hava kirliliğinin bahçede bulunan bitki türleri üzerindeki etkilerinin araştırılması için oldukça iyi bir örnektir.

Ataşehir yerleşkesi yakınında yer alan NG Botanik Bahçesi, Boğaziçi Köprüsü-Ankara yönündeki otoyolun "O1-O2 Çamlıca Bağlantısı" ile Fatih Sultan Mehmet Köprüsü-Edirne yönündeki otoyolun "Kozyatağı-O2 Bağlantısı"nın kesişme noktasını düzenleyen yonca yaprağı üzerinde konumlanmıştır. T.C. Ulaştırma Bakanlığı Karayolları Genel Müdürlüğü'nden alınan 2008 verilerine göre NG Botanik Bahçesi yakınından geçen F.S.Mehmet Köprüsünden, Bogaziçi Köprüsü ile Çamlıca – Samandıra otoyollarından sırasıyla yıllık ortalama 95.405 Taşıt/gün hafif taşıt, 29.486 Taşıt/gün ağır taşıt; 178.554 405 Taşıt/gün hafif taşıt, 11.791 Taşıt/gün ağır taşıt ve 98.459 Taşıt/gün hafif taşıt, 29.887 Taşıt/gün ağır taşıt trafik dağılımı kaydedilmiştir. Bu otoyollarda araç sayısında mevsimsel bir farklılık olmadığı karayolları tarafından beyan edilmiştir. NG Botanik Bahçesi İstanbul'da her gün en yoğun trafiğin olduğu ana arter üzerinde olup, etrafında (özellikle E-5 ve TEM' e 10-15m uzaklıkta bulunan numune alma noktalarında) yoğun yerleşim alanları ve çok sayıda küçük ve orta ölçekli sanayi kuruluşları bulunmaktadır.

Park içindeki noktalardan pasif örnekleme metodu ile NO₂, SO₂, O₃ ve UOB'lerde mevsimsel dağılımlarının değişimi tespit edilmeye çalışılmıştır. Hava kirlleticilerin yüksek miktarları sadece insanlar için değil, bitkiler için de toksik özellik taşımaktadır. Bu yüzden, kirleticilerin karasal ekosistemler üzerine etkilerini anlamak, vejetasyonun kirliliğin ortadan kaldırılması ve hava kalitesinin artırılması amacıyla NG Botanik Bahçesi'nde yürütülen bu çalışmada, olası hava kirliliğinin derecesi, bitkiler üzerindeki etkileri de temel alınarak araştırılmıştır.

Hava kalitesi çalışmalarına paralel olarak kirlilik seviyesi ile orantılı fotosentez hızının ve yapraklarda biriken ağır metal seviyesinin değişip değişmediği

gözlemlenmiştir. Aynı zamanda spektrofotometrik olarak klorofil ve karotenoid miktarı da belirlenmeye çalışılmıştır.

Hava kirliliğinin bitkiler üzerine olan etkilerinin yanı sıra, trafikten yayılan hava kirletici emisyonların toprak kirliliğine etkisini araştırmak için botanik bahçesinin çeşitli noktalarından toprak örnekleri de alınarak ağır metal ve polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH)'ın analizleri de yapılmıştır.

Bölgede dış hava konsantrasyonlarının belirlenmesi için çalışmalar yapılması, söz konusu NG Botanik Bahçesi'nde yetiştirilen bitkilerin, bahçeyi gezmeye gelen ziyaretçilerin ve çalışan insanların karşı karşıya oldukları sağlık risklerinin değerlendirilmesine yardımcı olacaktır.

2. AZOT DİOKSİT'E (NO₂), KÜKÜRT DİOKSİT'E (SO₂), OZON (O₃) VE UÇUCU ORGANİK MADDE'LERE (UOB) GENEL BAKIŞ

Kent atmosferinde yer alan temel hava kirletici bileşenler arasında partikül madde (PM), kükürt dioksit (SO₂), azot oksitler (NO_x) ve uçucu organik bileşikler (UOB) gibi birincil hava kirleticiler ile fotokimyasal reaksiyonlar sonucu oluşan ve ikincil bir kirletici bileşen olan ozon (O₃) yer almaktadır. Söz konusu bileşenler başta insanlar olmak üzere hayvanlar, bitkiler ve cansız varlıklar üzerinde önemli olumsuz etkilere sahip olabilmektedir (Hecq et al., 1997; Löublod et al., 1997; Ad-Hoc, 1999).

Hava kirliliği önemli bir sağlık tehlikesi olarak kabul edilmektedir. Bir insanın günde ortalama 13.000 - 16.000 litre, hayatı boyunca ortalama 400 - 450 milyon litre hava soluduğu göz önüne alındığında havanın kalitesinin insan sağlığı için önemi daha iyi anlaşılmaktadır (Öztürk, 2005).

Solunan havanın kirliliği 3 ana kaynağın bileşiminden oluşmuştur. Bunlar; ulaşım araçlarının egzozları, evsel ısınma ve endüstriyel emisyonlardır. Bütün bu kaynaklar, fosil yakıtlarının tam yanmaması sonucu çok sayıda kimyasal bileşiğin karışım halinde çevreye yayılmasına neden olur. Ayrıca sigara dumanı, pişirme işlemleri gibi iç ortam kirlilik kaynaklarından da söz edilebilir (Lewtas, 2007).

Hava kirliliği dünyada her yıl yaklaşık 3 milyon insanın yaşamını yitirmesine neden olmaktadır. Dünyadaki toplam ölüm miktarının (yaklaşık 55 milyon) %5'i hava kirliliği nedeniyle gerçekleşmektedir. Bu ölümlerin %90'ı gelişmekte olan ülkelerde görülmektedir (Öztürk, 2005). Özellikle çocuklar hava kirliliğine karşı en hassas grubu oluşturmaktadır (Walinder et al., 1997; Godwin and Batterman, 2007). Londra'da 1952 yılında yaklaşık 4000 kişinin ölümü, tarihi süreç içerisinde hava kirliliği nedeniyle meydana gelen en büyük toplu ölüm olarak değerlendirilmektedir.

Gelişmiş kentlerde görülen hava kirliliğinin önemli kaynağı, sanayi tesislerinde ve konutlarda kullanılan fosil yakıtların kontrolsüz yakılması ve trafikten kaynaklanan

diğer kirleticilerin katkısıdır. Kirliliği önemli ölçüde evsel ve endüstriyel sektörler oluştursa da bazı kirletici türleri için en az onlar kadar ulaşım sektörünün de hava kalitesine olumsuz etkisi olduğu bilinmektedir. Özellikle karayollarında seyir halindeki motorlu taşıtların egzozlarından kent atmosferine verilen kirleticilerin bölgenin meteorolojik ve topoğrafik koşulları altında zaman zaman insan sağlığını tehdit edici boyutlara ulaştığı bilinen bir gerçektir. Hava kirliliğinin doğrudan insan sağlığına etkileri, kirliliğe maruz kalınan süre ve yoğunluk ile ilgilidir (Türk vd., 2008).

Özellikle plansız kentleşmenin neden olduğu yeşil alanların azalması, motorlu araç sayılarının artması, ısınma amaçlı kullanılan yakıtların kalitesiz olması gibi nedenler hava kirliliğinin oluşmasında önemli rol oynamaktadır.

Hava kirliliği ölüm, solunum hastalıkları, kardiyopulmoner hastalıklar ve kanser gibi birçok sağlık sorunu ile ilişkilendirilmekte ve risk faktörü olarak değerlendirilmektedir (Ayi Fanou et al, 2006; Lewtas, 2007; Vineis and Husgafvel-Pursiainen, 2005). Ayrıca Doğu Avrupa ve Kuzey Amerika'da, düşük doğum ağırlığı gibi üreme sistemi etkilerinden de söz edilmektedir (Lewtas, 2007). Üzerinde yüzlerce, binlerce kimyasalın adsorblandığı partiküller, CO₂, CO, NO_x, hidrokarbonlar, nitro-aromatikler, benzen, 1-3bütadien, SO₂, duman ve kurşun araç emisyonlarından kaynaklanan ana kirliliklerdir.

2.1. Azot Dioksit'e (NO₂), Kükürt Dioksit'e (SO₂), Ozon (O₃) Ve Uçucu Organik Maddelerin (UOB) Özellikler, Kaynakları, Bitkiler ve Canlılar Üzerine Etkileri

2.1.1. Kükürt Dioksit' in (SO₂) kaynakları ve bitki-canlılar üzerine etkileri

Atmosfere salınan anorganik gazların büyük bir kısmı insan kaynaklı olan; trafik, aydınlanma, evsel ısınma, endüstriyel çalışmalar vb. sebeplerden dolayı kirliliğe neden olmuştur.

Şehirlerin hava kalitesini belirleyen bir önemli hava kirleticisi, kalitesiz yakıt kullanımından kaynaklanan kükürt oksitlerdir. Petrol ve kömür gibi fosil yakıtlar yaklaşık %0,5 ila %6 arasında kükürt içerirler. Dolayısıyla bu yakıtların yanması sonucunda kükürt çoğunlukla SO₂ şeklinde atmosfere atılır. Hava kalitesi açısından yüksek öneme sahip birincil kirleticiler arasında yer almaktadır. SO₂ atmosferde SO₄-2 parçacıklarına ve asit yağış oluşumuna yol açmaktadır. (Hecq et al., 1997).

Özellikle kış aylarında dış ortam SO₂ derişimleri ısınmadan kaynaklı yanmaya bağılı olarak artmaktadır. Kükürt oksitler içlerinde en önemli bileşeni kükürt dioksit oluşturmaktadır. SO₂ yanmayan, renksiz bir gaz olup, 3 ppm'in üzerinde boğucu bir hisse yol açmaktadır. SO₂ atmosferde hızlı bir şekilde oksitlenerek SO₃' e dönüşmekte ve bu bileşik sülfürik asidin anhidriti olup, yağmur veya yoğunlaşmış nem damlacıklarıyla birleşerek havada sülfürik asidin oluşmasına yol açar. Kükürtlü gazların insan sağlığı ile ilişkisi birçok araştırmada incelenmiştir. Bu çalışmalarda havadaki SO₂ seviyeleri ile toplum sağlığının ilişkide olduğu bilinmektedir. SO₂ 'nin solunum yolu rahatsızlıkları yarattığı, özellikle akciğer yetmezliği ve solunum sistemi hastaları için öldürücü olabildiği düşünülmektedir (Arıncı, 2008).

Asit yağmurunun öncüsü olan SO₂ ve NO_x türleri atmosferde ikincil partiküllerin, azot türevlerinin oluşmasına neden olabilirler. Bu türler atmosferde hazır bulunan organik türlerle tepkimeye girerek ozon oluşumunu tetiklerler. Kükürtdioksit ve ozon gazları bitkilerde hasarların oluşmasına neden olurlar. Birçok malzeme ve

yüzeyin korozyona uğraması ve hava kirliliği nedeniyle bozulmasından atmosferik SO₂ sorumludur (Zhang, 2006; Menz and Seip, 2004; Kelly, 1989).

SO₂'nin bitki fizyolojisi üzerine etkileri pek çok çalışmada incelenmiştir. SO₂ kirliliği, yaprak sayısı, yaprak alanı, gövde ve kök uzunluğu, çiçek ve meyve sayısı gibi pek çok morfolojik özelliği etkileyerek (Wali et al., 2004), gelişim ve üretkenlikte düşüslere neden olmaktadır (Heber, 1995). Ortamdaki SO₂ fazlalığı nedeniyle bitki bünyesine ihtiyacın üzerinde SO₂ alınması, organik kükürtlü bileşiklerin haricinde fazladan kükürt birikimine neden olur (Cowling and Koziol, 1978). Atmosferik SO₂'nin yapraktaki kükürt miktarını arttırdığı gösterilmiştir (Pandey , 1994). Bu nedenle SO₂ kirliliğinin indikatörleri olarak çeşitli bitki türlerinin kullanılabileceğini gösteren çalışmalar mevcuttur (Örn. *Pinus pinea*, *Pyracantha coccinea* ve *Nerium oleander*, Hijano et al., 2005).

Düşük dozda SO₂ stomaların açılmasını uyarırken, yüksek dozda stomaların kapanmasına yol açmaktadır (Noland and Kozlowski, 1979). Yüksek dozda SO₂ sonucu stomaların kapanması, azalan fotosentez oranına bağlı olarak CO₂ birikimiyle sonuçlanabilir. SO₂'nin likenler üzerine etkilerinin araştırıldığı çalışmalarda, fotosentez ve klorofil içeriğinin olumsuz yönde etkilendiği gözlenmiştir (Christ and Türk, 1981). SO₂ sislemesinin (fumigation) klorofil floresansı üzerindeki etkisinin araştırılması sonucu (Nash ve Gries, 1995), klorofil floresansındaki ani düşüşün SO₂'nin fotosistem II üzerindeki inhibe edici etkisinden kaynaklandığı bulunmuştur. Fakat düşük konsantrasyonlarda SO₂, etkisini fotosentezi uyarak göstermektedir (Von Arb et al., 1990).

SO₂ klorofil miktarındaki düşüşte önemli rol oynamaktadır (Mandloi and Dubey, 1988; Rao and Dubey, 1985). Feofitin oluşumu ile klorofil miktarında SO₂ gibi asidik kirleticilerden kaynaklanan düşüşü klorofil asidifikasyonu ile açıklamaktadırlar. Rao ve Leblanc (1966)'a göre hücre özsuynun pH'sı 2 ve 3.5 arasında olduğunda, klorofilin yapısında bulunan Mg⁺, H⁺ ile yer değiştirerek, fotosentez için güneş enerjisini kullanabilme açısından aktif olmayan feofitin oluşumu meydana gelir. Bu olay ise H₂SO₃'ün SO₃⁻² ve H⁺'ya parçalanması sonucu gerçekleşir. Yu (1988)'ya göre ise, 3.5'un üzerindeki pH'larda SO₂

metabolizması sürecinde oluşan HSO_3^- , süper oksit radikali (O_2^-) oluşumuna neden olarak, karotenoidlerin ya da karotenoid yokluğunda klorofilin oksitlenmesi sonucu bitkinin fotosentetik kapasitesinin düşmesine neden olur.

2.1.2. Azot Dioksit (NO_2) ve Ozon (O_3) kaynakları ve bitki-canlılar üzerine etkileri

Dünyada bazı Asya ve Afrika ülkeleri dışında SO_2 konsantrasyon değişimlerinin trendi aşağıya doğru gitmektedir (Fenger, 1999; Streets et al., 2000; Baldasano et al., 2003). Fakat NO_2 konsantrasyonları WHO'nun önerdiği sınır değere çok yakındır. Kiev (Ukrayna), Pekin ve Guangzhou (Çin) gibi ülkelerde NO_2 konsantrasyonu sınır değerlerin 3 katı kadardır (Oduyemi and Davidson, 1998; Fenger, 1999; Baldasano et al., 2003; Han and Naeher, 2006).

Ülkemizde de büyük kentlerde SO_2 derişimlerinde doğal gazın yakma ve ısınma amaçlı kullanımı sonrasında atmosfere yayılan emisyon değerlerinin kömürle mukayese edildiğinde yok denecek seviyelerde olduğu bilinmektedir (Özsoy 2000; Okay, 2002). Temel emisyon kaynakları ısınma olmayan diğer kirletici türleri (ozon ve azot oksit türleri gibi) daha ön plana çıkmaya başlamıştır (Odabaşı, 2002; Karaca, vd., 2005; Seyfioğlu, 2006; Müezzinoğlu, 2006).

Hava kalitesini olumsuz etkileyen birincil kirleticilerin başında gelen azot dioksit (NO_2) gazı, özellikle yüksek sıcaklıklarda gerçekleşen yanma süreçlerinin ürünü olan NO gazının oksitlenmesi sonucunda oluşmaktadır. Motorlu taşıtlar ve yüksek sıcaklıklarda yanma süreçlerine sahip endüstriler bu kirleticinin en önemli dış ortam kaynakları arasındadır (Löublod et al., 1997).

Azot oksitleri kararlı ve kararsız oksitler olmak üzere iki şekildedir. Azot oksitler grubunda en önemli olanları azotmonoksit (NO) ve azotdioksittir (NO_2). Azot oksitler asit yağmurlarına neden olmaktadır. Ayrıca fotokimyasal sisin oluşumunda başlıca etkenlerden sayılmaktadır. NO tahriş etmeyen ve açık hava konsantrasyonlarında önemli bir sağlık tehdidine neden olan bir gaz değildir. Azotdioksidin insan sağlığına ve bitki örtüsüne zehir etkisi bulunmaktadır.

Azot dioksit ciğerlere derinine işleyebilir ve ciğer dokularının hassas yapılarına zarar verebilir. Solunum yolu hastalıklarının arttırır. Astım ve bronşit olan hastalarda hassasiyet daha fazladır (EPA 1996, American lung association).

Gaz formundaki NO_x bitkiye stomalar veya kütikuladan direkt olarak girmekte (Lendzian and Kerstiens, 1991) ve hızlıca nitrat ve nitrite dönüştürülerek (Welburn, 1990) özümlemektedir. Tek başına düşük konsantrasyonlardaki NO₂ gazının, topraktaki azot miktarının kısıtlı olduğu ortamlarda bir azot kaynağı olarak rol oynadığını söylemek mümkündür (Srivastava et al., 1994). Fakat yüksek konsantrasyonlardaki NO_x, sitoplazmanın asidikleşmesine, bu da iyonik dengenin bozulması ve ATP (Adenozin trifosfat) sentezinin engellenmesine neden olmaktadır (Wellburn, 1990).

SO₂ ve NO₂ gazları ile ayrı ayrı sisleme uygulanarak, kapalı alanda ve konsantrasyonları 0.03 ppm'i geçmeyecek koşullarda yapılmış bir çalışmada, bitkiler üzerinde belirgin bir değişim ya da hasar tespit edilememiştir (Agrawal, 1982). Fakat benzer konsantrasyonların gözleendiği, 24 saatlik yıllık konsantrasyonları ayrı ayrı 0.03 ppm'i nadiren geçmekte olan, en yüksek olarak da 0.05 ppm'e ulaştığı bir saha çalışmasında ise bitkiler üzerinde meydana getirdikleri etkiler dikkat çekicidir (Pandey and Pandey, 1994). Bu durum göstermektedir ki, saha çalışmalarında kirlenici gazların karışım halinde bulunmaları ve kirlenicilerin kısa süreli gözlenen en yüksek sınır konsantrasyonlarının dağılımı bitkiler üzerinde çok daha yıkıcı etkiler yaratabilmektedir. SO₂ ve NO₂'nin bir arada bulunması halinde, bu gazların her birinin tek başına neden olabileceğinden daha yüksek oranda gözle görülebilir hasar meydana gelebilmektedir (Welburn et al., 1981; Bennett et al., 1990).

Yapılan bir çalışmada yüksek SO₂ ve ağır metal kontaminasyonu sonucu *Betula pubescens*, *B. pendula*, *Picea abies* ve *P. sylvestris* olmak üzere 4 farklı ağaç türünün yapraklarında düşük azot konsantrasyonlarına rastlanmıştır (Balsberg and Pahlsson, 1989). Başka bir çalışmada da, kontrol bölgesine karşılık kirlenmiş bölgelerdeki bitkilerin yapraklarındaki azot konsantrasyonlarının, atmosferdeki yüksek NO₂ konsantrasyonlarına rağmen düşüş gösterdiği gözlenmiştir (Pandey

and Pandey, 1994). NO₂'nin yapraktan absorblanması ve burada asimile edilerek çeşitli organik azotlu bileşiklerin sentezlenmesi sonucu yapraktaki azot konsantrasyonlarının arttığı tespit edilmiştir (Welburn et al., 1980). NO₂ sislemesi sonucu fasulye fidelerinde nitrit redüktaz (Zeevart, 1974) ve domates bitkilerinde nitrat redüktaz (Welburn et al., 1980) miktarlarının artması sonucu azot metabolizmasının hızlandığı gözlenmiştir. Fakat Welburn (1981), SO₂ varlığında nitritin redüklenmesi engellenerek yapraklardaki NO₂ assimilasyonunun kısıtlandığını göstermiştir.

Yapılan bir çalışmada, trafik kirliliğine yakın bölgelerde yetişen *Ricinus communis* bitkilerinin kök, gövde ve yapraklarında daha yüksek su içeriğine rastlanmıştır (Kammerbauer and Dick, 2000). Benzer şekilde, Srivastava (1994) NO₂ uygulaması sonucu fasulye bitkisinin yapraklarında daha yüksek miktarda su tespit etmişlerdir. Bunun sebebi muhtemelen nitrit redüklenmesinin engellenmesi sonucu artan nitrat konsantrasyonuna karşın bitkinin osmotik düzenleme yoluna gitmesidir. Ayrıca Malhotra and Khan (1983) SO₂'nin protein sentezini kuvvetli bir şekilde olumsuz yönde etkilediğini tespit etmişlerdir ki bu durumu aktivitesi kısıtlanan azot metabolizmasına bağlamak mümkündür. Bu nedenle SO₂ ve NO₂ gazlarının bir arada gözleendiği saha çalışmalarında, bu iki gaz formu kirleticinin bitkiler üzerindeki etkilerini birbirlerinden ayrı olarak incelemek pek mümkün görünmemektedir.

Ozon anorganik kirleticilerden bir diğeridir. Kentsel alanlarda artan ozon miktarının en önemli nedenleri evsel ısınma ve artan trafik yükü gösterilebilir (Topçu ve İncecik, 2002). Ozon ve azot dioksit ikincil kirleticiler sınıfından olup diğer kirleticiler gibi çevre ve canlı yaşamına etkileri büyük bir öneme sahiptir. NO_x (NO + NO₂), ve UOB'ler ozon habercisi olarak bilinir (Sillman, 1999; Atkinson, 2000) ve ozon oluşum prosessinin anlaşılmasında büyük önemleri vardır. Bunun yanında O₃ ve NO₂'nin aralarındaki oluşum ve ortadan kaldırılma mekanizmaları bu iki kirleticiyi beraber incelemek gerektiğini ortaya koymuştur.

Ozon ikincil bir kirletici olduğundan hava kirliliğine etki eden diğer faktörler ve meteorolojik etkenlerle doğrudan ilişkilidir. Ozon eğer solunan hava içerisinde yer alıyorsa (troposfer tabakası) hava kirleticilerden sayılmaktadır. Yer seviyesindeki ozon ise (troposferik ozon) kirletici kaynaklardan atmosfere atılan bir kirletici olmayıp, atmosferde UOB ve NO_x gibi çeşitli kirleticilerin yan etkileriyle ve güneş ışığı gibi faktörlerin yardımıyla oluşur.



Kirlenmiş troposfer tabakasında NO₂ dalga boyu 295-430 mikron olan güneş ışığı absorpsiyonu ile reaktif, yer seviyesindeki oksijeni oluşturmak için O ve NO olarak ayrılır. Oksijen atomu hızlıca O₂ ile reaksiyona girerek O₃'ü oluşturur. Bu eşitlik (2.1), (2.2), (2.3) 'de verilmektedir (McKee et al. 1994).



Güneş ışında peroksi radikalleri (RO₂,HO₂) azotmonoksit azotdioksiti okside eder. Bu reaksiyonlar azotdioksitin ozonla oksitlenerek, azotdioksite çevrilmesi ile rekabet eder. Dolayısıyla NO₂ foto ayrışımı ve ozon oluşumu döngüsünü etkiler (Grennfelt., 1986).

Ozon, temas süresi ve konsantrasyon miktarına bağlı olarak tüm canlıları ve yapıları etkiler. Eğer dış ortamda çalışıyor yada hızlı tempolu egzersiz yapıyorsanız, 1-2 saat 0.12 ppm ozon konsantrasyonunda nefes darlığı çekip daha hızlı solunum yapmaya başlayıp nefes darlığına neden olur (American lung association, 1997). Öksürük, solunum yollarında tahriş ve akciğerde kalıcı hasara

sebepe olur. Bağırsıklık sistemine zarar verir, alerjiye karşı insanlar çok daha hassaslaşır.

Özellikle ozon konsantrasyon seviyesinin en yüksek olduğu yaz mevsiminde dış ortam da çalışanlar ile vücut ağırlıklarına oranla daha fazla nefes alan çocuklar yer seviyesindeki ozondan daha çok etkilenirler (EPA 1996, American lung association 1997).

Fotokimyasal reaksiyonlar sonucu meydana gelen ozon, tüm dünyada bitkiler için en toksik hava kirleticisi olarak görülmektedir. Kuzeydoğu Amerika ve güney Avrupa'da ozon, en önemli bölgesel hava kirleticisi olarak ormanların sağlık ve üretkenliğini ciddi şekilde tehdit etmektedir (US-EPA, 1996; McLaughlin et al., 1999; Matyssek et al., 1999). Bu bölgelerde ozondan kaynaklanan hava kirliliği her yaz gözlenmektedir (Millan et al., 2000).

Ozon pek çok tarım bitkisinde, geniş yapraklı ağaçlarda ve koniferlerde yaprak hasarlarına, gelişim ve verimde düşüşe neden olur (Krupa et al., 1998). Nüfusun artışı, şehirleşmenin ve endüstrinin gelişimiyle beraber son 25 yılda, hassas bitkilerde ozonun neden olduğu yaprak hasarları pek çok ülkede rapor edilmiştir. Bu ülkeler, Avustralya, Avusturya, Belçika, Kanada, Fransa, Almanya, Yunanistan, Hindistan, İsrail, İtalya, Japonya, Meksika, Hollanda, Pakistan, Çin, Polonya, Rusya, İspanya, İsveç, İsviçre, Tayvan, İngiltere ve Ukrayna'yı kapsamaktadır.

Elde edilen sonuçlara göre, Amerika'da O₃ etkisi nedeniyle her yıl tarımda 0.8 milyar dolarlık zarar meydana gelmektedir (U.S. Environmental Protection Agency, 1996). Son dönemde yapılan çalışmalarda vişne (*Prunus serotonia*, Ehrh.), beyaz dişbudak (*Fraxinus americana*, L.) ve lale ağacı (*Liriodendron tulipifera*, L.) gibi hassas orman ağacı türlerinde ozon kaynaklı yaprak hasarları belirlenmiştir (Orendovici et al., 2003). Ayrıca sıcak ve güneşli bir iklime sahip Akdeniz bölgesinde de ozonun sebep olduğu yaprak hasarları rapor edilmiştir (Ferretti and Pellegrini, 1998; Skelly et al., 1998; Sanz and Millan, 1998). 1994-1996 yılları arasında Antalya'da bulunan Çaltıcak orman bölgesinde gerçekleştirilen bir çalışmada, bölgedeki ozon seviyesinin UN-ECE standartlarına göre ormanlar için

kritik değer olarak belirlenmiş olan AOT40 (Accumulated Ozon Threshold) değerinin üzerinde olduğu gözlenerek, ozonun bu bölgedeki ormanları tehdit edici boyutta olabileceği vurgulanmıştır (Güllü ve ark., 2001a). Saha çalışmalarının yanı sıra, kapalı alanda kontrollü olarak gerçekleştirilen, ozonun etkilerinin araştırıldığı çalışmalarda da benzer sonuçlara ulaşılmaktadır (Orendovici et al., 2003).

Bitkiler ozona akut ve kronik olmak üzere iki şekilde maruz kalırlar. Atmosferde doğal kaynaklı olarak ortalama 20-30 ppb ozon bulunmaktadır. Akut maruz kalma, birkaç saatten birkaç güne varan bir zaman diliminde nispeten yüksek (örn. > 80ppb) O₃'ü ifade ederken, kronik maruz kalma bitkinin tüm yaşamı boyunca düşük (örn. < 40ppb) O₃'le karşı karşıya olması durumunu ifade eder. Hem akut hem de kronik maruz kalma, hassas türlerde yaprak hasarlarıyla sonuçlanabilir.

Bitkilerin O₃'a yanıtı cinsler, türler, çeşit ya da varyeteler ile genotipe bağlı olarak değişiklik gösterir. Fakat aralarında *Fraxinus pennsylvanica* ve *F. americana*'nın da bulunduğu bazı türler, O₃ hasarlanması semptomları göstermeleriyle karakterize olup, çeşitli coğrafik alanlarda O₃ kirliliğini belirlemek amacıyla biyoindikatör olarak kullanılırlar (Krupa et al., 2001). Akdeniz bölgesinde O₃ kirliliği ve ormanlara olan etkisinin incelenmesi için Türkiye' nin Batı Akdeniz bölgesinde 2003 yılında yapılan çalışma sonucu bölge genelinde incelenen 41 farklı doğal tür arasından 11 türün biyoindikatör olarak kullanılabileceğine karar verilmiştir (Akkoyunlu, 2004).

Ozon yaprağa stomalardan girer. Çevresel, biyolojik ve kültürel (örn. sulama) koşullar, stomaların açılmasını uyarak O₃'den zararlanma riskini arttırabilir. O₃ fotosentez, suyun etkin kullanımı, yaprak senesensi oranı, kuru madde üretimi, çiçeklenme, polen tübü uzaması gibi parametreleri etkileyerek verimde düşüşe neden olur (Krupa et al., 2000).

Büyüme ve gelişme için gerekli pek çok fizyolojik olay O₃ tarafından engellenmesine karşın, spesifik olarak hangi hücresel bölümlerin zarar gördüğü tam olarak bilinmemektedir. Örneğin fotosentez oranı, stomaların kapanması ve

CO₂ alımının kısıtlanması, fotosistemlerde enerji üretiminin kesilmesi veya CO₂ asimilasyonunun azalması ile düşmektedir. O₃'ün stomaların kapanmasına neden olduğu bilinse de, bu etki ancak ikincil olarak ortaya çıkar. Elektrofizyolojik çalışmalar, O₃ stomaları ancak dolaylı yoldan etkilediğini göstermiştir (Torsethaugen et al.,1999). O₃'ün, CO₂ kabul edici enzim olan RUBISCO aktivitesini düşürdüğü Enyedi (1992) tarafından bildirilmiştir. Bu etki enzimin ya direkt oksidasyonu ya da mRNA üretiminin baskılanması yoluyla olmaktadır (Pell et al., 1994; Reddy, 1993). Klorofil floresansı çalışmaları, O₃'ün kloroplasttaki ışık emici pek çok bileşene zarar verdiğini göstermiştir. O₃, hassas bitkilerde fotosentetik açıdan işlevsel merkezlerin sayısını azaltarak, bitkinin güneş ışığından yararlanma kapasitesini düşürür (Guidi et al., 2000). Benzer şekilde, yedi farklı liken türüyle yapılan bir çalışmada, ozon gazı uygulanmasının fotosistem II merkezi üzerinde baskılayıcı bir etki yaptığı, yedi türden beşinde belirgin şekilde gözlenmiştir (Scheidegger and Schroeter, 1995). Nispeten daha düşük O₃ konsantrasyonlarında ya da tolerant türlerde O₃, elektron taşınımı basamaklarını etkileyerek, CO₂ fıkse etmek için kullanılacak enerji miktarını düşürür (Guidi, 1997).

Ozon fitotoksitesinin mekanizması henüz tam olarak anlaşılamamış olmakla beraber, klorofil miktarını kayda değer miktarda düşürdüğü bilinmektedir (Schweizer and Arnolt, 1990; Volin et al., 1993; Shan et al., 1995). Bu duruma bağlı olarak net fotosentez oranında da düşüşe neden olduğu rapor edilmiştir (Reich, 1983; Dann and Pell, 1989)

Ozon'un hücreler arası boşluklarda serbest olarak bulunmadığı genel olarak kabul edilmektedir. O₃ daha çok, parçalanma ve hücre bileşenleriyle etkileşime girme sonucu meydana gelen radikaller ve reaktif oksijen türleri (ROS) şeklinde bulunmaktadır (Pell et al., 1997). Bu okside edici bileşikler, protein ve membranların yapısına zarar vererek hücreyi ölüme kadar götürürler. Hassas genotiplerde akut O₃'e maruz kalma, oluşan oksidatif stres sonucu yaprakta hasarların oluşmasına neden olur. O₃ tolerant genotipler, oksidatif stres oluşumunu baskılayarak ya da oluşan oksidatif hasarı belirli bir bölgede sınırlı tutarak yaprak lezyonunun oluşumunu kısıtlarlar (Krupa et al., 2000).

Çizelge.2.1. Geniş yapraklı bitkilerde O₃ tarafından meydana getirilen yaprak hasarları (Krupa et al., 2000'den değiştirilerek).

AKUT ZARAR	KRONİK ZARAR
BEYAZLAŞMA (Yaprağın tek ya da her iki tarafında): Küçük, pigmentsiz nekrotik noktalar veya genel olarak üst yüzeyin beyazlaşmasıdır. Palizad hücreleri ve hasar ilerledikçe üst epidermal hücreler yıkılır ve beyazlaşır. BENEKLENME: Palizad hücrelerinin ölümüne bağlı olarak küçük nekrotik alanlar oluşumudur. Kahverengiden kırmızı, gri ve beyaza doğru bir renk gözlenir. NOKTALANMA: Birkaç palizad hücresinin ölümü ya da yaralanması sonucu küçük noktacıklar oluşmasıdır. Beyaz, siyah, kırmızı, kırmızı-mor renk gözlenir. ÇİFT TARAFLI NEKROZLAR: Yaprak kalınlığı boyunca dokuda ölümlerin meydana gelmesi sonucu yaprağın her iki yüzünde ölü alanlar beyazdan koyu turuncu-kırmızıya doğru bir renk alır. İnce damarlar dokuyla beraber ölürken, daha kalın damarlar genellikle hayatta kalır.	PİGMENTLEŞME (BRONZLAŞMA): Fenolik pigmentlerin birikmesi sonucu yapraklar kırmızı – kahverengiden, kahverengi renge döner. KLOROZİS: Yeşil olmayan pigmentasyon ya da sadece klorofil bozunumu meydana gelir. ERKEN GELEN YAPRAK DÖKÜMÜ: Yaprakların çiçek ya da meyvelerin vaktinden erken dökülmesi gözlenir.

Bitkilerde ozona maruz kalma sonucu toplam biyokütlede düşüş gözlenmiştir. Bu durum yapraklarda gözle görünür bir hasara sebep olmaksızın ortaya çıkabilir ve bitki gelişimini belirgin bir şekilde düşürebilir (Pye, 1988). Ozon toprak üstü değil,

toprak altı organların biyokütlesinde düşüşe neden olmaktadır. O₃'un, köklere taşınan karbon miktarını düşürerek kök biyokütlesini azaltan bir etkiye sahip olduğu bilinmektedir (Shan et al., 1995). Fotosentez ürünleri köke taşınmaktan ziyade yapraklarda tutulmaktadır (Shan et al., 1995). Bazı çalışmalar ozonun yapraktaki asimilasyon ürünlerinin birikimini arttırdığını göstermiştir (McLaughlin et al., 1982). Köklerdeki solunum oranının ozon uygulanması ile düşmesi (Edwards et al., 1992) biyokütlenin artışı ile sonuçlanacağından , biyokütlenin köklerdeki düşüşü ancak yapraklardan fotosentez ürünlerinin köklere taşınmasının engellenmesiyle açıklanabilir (Shan et al., 1995). Bu durum kök gelişimini engelleyeceğinden, bitki gelişimi de birincil olarak etkilenir.

2.1.3. Uçucu organik maddelerin (UOB) kaynakları ve sağlık üzerine etkileri

Antropojenik ve doğal aktiviteler sonucu pek çok kirletici çeşitli ortamlara salınmaktadır. Uçucu organik bileşikler (UOB) dış ortamda bulunan en önemli hava kirleticilerinden biridir. Uçucu organik bileşikler, buhar basınçları 13–130 mPa değerinden büyük olan organik bileşikler olarak tanımlanır. UOB'in kaynama noktaları 50-260°C arasında değişmektedir (Maroni et al., 1995). UOB'lerin önemli bir diğer kaynağı ise yoğun trafiğe sahip dış mekânlardır. Trafiğin toplam UOB emisyonuna katkısı diğer kaynaklara oranla oldukça önemlidir. Toplam UOB emisyonunun yaklaşık %35'i egzoz emisyonu veya araçlardan buharlaşma sonucuyla yayılır (Tufekci, 2003).

UOB'lerden bazıları troposferik ozonun ve peroksiasetilnirrit gibi ikincil kirleticilerin oluşumu (Monod et al., 2001; Kleinman, 2005; Toro et al., 2006; Xie et al., 2008; Wang et al., 2008) ve küresel ısınmaya (Constable et al., 1999; Falabella and Teja, 2007) katkıları olduğu, bazılarının ise bitki ve insan sağlığı üzerinde doğrudan etkileri olduğu bildirilmektedir (Derwent, 1995; Kuran and Sojak, 1996; Dewulf and Van Langenhove, 1997; Warneck, 1998; Atkinson, 2000). Birçok UOB toksik ve kanserojen olarak sınıflandırılmıştır; bu yüzden, bu bileşiklerin büyük miktarlarına kısa süreliğine ya da küçük miktarlarına uzun süreliğine maruz kalmak güvenli değildir (Poli et al., 2005; Lee et al., 2006; Dodson et al., 2007).

UOB'lere fazla maruz kalındığında gözlenen bazı sağlık sorunları olarak baş dönmesi, baş ağrısı ve mide bulantısı sayılabilir. Alerjik deri reaksiyonları ve astımı şiddetlendirmesi gibi akut etkileri de belirtilmektedir. Ayrıca benzen gibi bazı UOB'lere uzun süre maruz kalınmasının kansere yol açtığı görülmüştür (Maroni et al., 1995; Duce et al, 1983; Mukund et al., 1996).

Bu çalışma kapsamında incelenen bileşiklerden benzenin dış ortamdaki en önemli kaynağı taşıt emisyonları ve endüstriyel aktivitelerdir (Wallace, 1996). Toluen de benzen gibi taşıtlardan ve gazyağının buharlaşmasından atmosfere salınmaktadır (Yamamoto et al., 2000). Öte yandan bu tür bileşiklerin en önemli kaynağı yoğun olarak endüstriyel amaçlı üretilmesi ve kullanılmasıdır. Özellikle petrolün katalitik reformasyonunda çokça üretilmektedir (Fishbein, 1988). Benzen ve formaldehit Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı (International Agency for Research on Cancer, IARC) tarafından kanser yapıcı bileşikler listesine alınmıştır (Ohura et al., 2006).

2.2.Toprak Kirliliği

Büyük kentlerin atmosfere yaydıkları kirleticiler sadece kentsel ortamlar için bir tehdit oluşturmaz, aynı zamanda rüzgar ve hava akımlarıyla yarı kentsel ve kırsal bölgelere de taşınarak yağ ve kuru çökeltme işlemleri sonrasında her türlü yüzeyde depolanabilirler (Lohse et al., 2008).

2.2.1. Ağır metallerin kaynakları ve bitkiler-canlılar üzerine etkileri

Ağır metal kirliliği çevrenin doğal yapısından kaynaklanabilmekte veya insan faaliyetleri sonucu da oluşabilmektedir. Trafik, endüstriyel tesisler, güç santralleri, atık yakma, inşaat faaliyetleri gibi ortam havasındaki ağır metal konsantrasyonlarını artıran çok sayıda insan faaliyetleri vardır. Cu ve Zn gibi bazı ağır metaller düşük konsantrasyonlarda zararlıdırlar ancak Pb, As ve Cd gibi metaller çok düşük konsantrasyonlarda bile zehirlidirler, kanser ve kalp-damar hastalıklarına sebep olabilir ya da var olan hastalığı şiddetlendirebilirler. Ağır metaller arasında en zehirli olanı Pb olup, ortam atmosferine yayılınca zamanla yeryüzü toprağı üzerine çökmektedir. Pb bileşikleri, endüstriyel ve yakma emisyonları gibi sanayi faaliyetleri haricinde, egzoz gazlarından atmosfere oradan da toprağı ve suya çökerek çevreyi kirletmektedir. Düşük seviyelerde kurşuna maruz kalmak insanda kan, enzim sistemi, böbrekler ve beyinde önemli hasarlara yol açmaktadır. Özellikle çocuklarda öğrenme zorluğu, davranış bozukluğu, fiziksel gelişimi engelleme ve IQ'da düşük değerlere sebep olmaktadır (Li et al., 2001; Sezgin et al., 2003; EPA, 2006).

Bitkilerin ağır metallere hem kronik hem de akut maruz kalmaları sonucu, bu metaller çeşitli hücrel bileşenlerle etkileşime girerek normal metabolik yolların işleyişini bozarlar. Bunun sonucunda ciddi hasarlar meydana gelir, hatta bu durum bitkinin ölümüyle sonuçlanabilir.

Bitki yapısında yer alan ağır metaller mutlak gerekli ve mutlak gerekli olmayanlar olarak ikiye ayrılır. Mutlak gerekliler Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Ni; mutlak gerekli olmayanlar ise Cd, Pb, Hg vb. olarak sınıflandırılabilir (Marschner, 1995). Wood

(1974) metalleri bitkiler üzerindeki etkilerine göre şu şekilde sınıflandırmıştır (Çizelge.2.2.):

Çizelge.2.2. Metallerin bitkiler üzerinde etkilerinin sınıflandırılması (Wood, 1974).

KRİTİK OLMAYAN	TOKSİK FAKAT AZ RASTLANAN	TOKSİK VE MİKTARI SINIRI GEÇEBİLEN
Na, K, Mg, Ca, Fe, Li, Sr, Al	Ti, Hf, Zr, W, Nb, Ta, Re, Ga, La, Os, Rh, Ir, Ru, Ba	Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, As, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Cd, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Sb, Bi

Mutlak gerekli elementler ile özellikle ağır metaller arasında rekabete dayanan bir ilişki vardır. Doğada kirletici olarak sıkça rastlanan ağır metaller bitki bünyesine kolayca alınıp, besin elementleriyle rekabete girebilirler. Ayrıca bir veya daha fazla elementin zararlı olabilecek konsantrasyonları bitkiye uygulandığında, bunların arasında çeşitli etkileşimler olabileceği bilinmektedir. Symeonidis ve Karataglis (1992), bitkinin, yetişme ortamında bulunan metallerin farklı kombinasyonlarına verdikleri yanıtı sınıflandırmışlarıdır:

1. Yardımcı etki: bitki gelişiminin çoklu metal stresi altındaki durumu, bu metallerin tek başlarına uygulandıkları koşullardaki durumuyla aynıdır.
2. Antagonistik etki: bitki gelişim parametreleri çoklu metal stresi altında, bu metallerin tek başlarına uygulandıkları koşullardakinden daha iyi durumdadır.
3. Sinerjistik etki: bitki gelişim parametreleri çoklu metal stresi altında, bu metallerin tek başlarına uygulandıkları koşullardakinden daha kötü durumdadır.

Ağır metaller bitki tarafından hem kökler yoluyla hem de yapraklardan absorblanarak alınabilir. Metal gaz formundaysa (örn. Hg) stomalardan, iyon formundaysa yaprak kütikulasından absorblanarak alınabilir (Marschner, 1995). Ağır metallerin bitki yaprağına girişi, ektodermis adı verilen kutikulanın nispeten incelendiğı bölgelerden olur (Prasad, 2004). Yaprak kütikulasında yer alan pektik ve kütin polimerlerin negatif yüke sahip olmalarına bağılı olarak, kütikula tabakası

katyon değişimi açısından zayıf bir yapı göstermektedir. Düşük yüke sahip yaprağın dış yüzeyinden, daha yüksek yüklü hücre duvarına doğru oluşan gradiyent sonucu, ktikuladan yaprak hücrelerine iyon girişi olur (Yamada et al., 1964).

Yüksek nemli koşullarda, ktikuladan metal iyonlarının alınımı hızlanır. Çünkü bu durumda kutikula en gevşek halindedir. Düşük nemli koşullarda ise, epiktikular yağ tabakası, suda cznebilir metallerin girişini engelleyecek şekilde daha sıkı bir yapı alır (Martin and Juniper, 1970).

Metal iyonları yapraktan alınabilirliklerine göre değişik özellikler gösterirler (Hemphill and Rule, 1978). rn. Cd, Zn ve Cu, Pb'ye oranla yapraktan daha kolay alınabilirler. Pb cğunlukla epikutikular yağlar tarafından tutulur. Ayrıca Co, Ni, Zn, Cu gibi divalent katyonlar bitki bünyesine, trivalent iyonlara oranla daha kolay alınırlar.

Yüksek bitkiler yalnızca atmosferdeki değil, topraktaki ağır metalleri de bünyelerinde biriktirebilirler. Atmosferik kökenli ağır metallerin toprakta tortu oluşturmaları sonucu, bu metaller bitkilere kök yoluyla girer diğer organlara taşınırlar (Shparyk and Parpan, 1990). Yaprak yüzeyinde partikül birikimi, partikülün büyüklük ve kütlesi, rüzgar hızı, yaprak yönü, büyüklüğü, su içeriği ve yüzey özellikleri gibi parametrelere bağlıdır (Bache et al., 1991). Tortu oluşturan partiküller yağmur ile yıkanıp toprağa karışarak yeniden bitkinin yapraklarına taşınıp biriktirebilirler. Bu birikim, hava koşulları, kirleticinin yapısı, bitki yaprağının yüzey karakteristikleri ve partikül büyüklüğü ile ilişkilidir (Harrison and Chirgawi, 1989). *Achillea millefolium* ve *Hordeum vulgare* (arpa) ile yapılan bir çalışmada Cd, Cu, Ni, Pb'nin bitki bünyesine alınımı araştırılmış, Cu ve Pb'nin topraktan değil atmosferden alındığı sonucuna varılmıştır. Buna karşılık Ni ve Cd'un ise topraktan alındığı gözlenmiştir (Pilegaard and Johnsen, 1984). Alfani (1996) yol kenarında yetişen bitkilerde metal birikiminin belirgin bir şekilde daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Aynı çalışmada ayrıca yaprak yüzeyinde tortu oluşumu ile yaprak dokusunda birikim arasında pozitif bir korelasyon olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Yüksek konsantrasyonlarda metal iyonlarına maruz kalma sonucunda hücre zarının seçiciliği kaybolmakta ve hücre içine pasif taşınım olmaktadır (Fernandes and Henriques, 1991; Meharg, 1993). Ağır metal toksisitesinin fizyolojik semptomları metale özgü olmaktan çok, ölçüm yapılan parametreye özgüdür. Bu açıdan değerlendirildiğinde, hücre zarı geçirgenliği, su ve iyon alınımları, transport ve translokasyon, transpirasyon, enzim aktiviteleri, azot metabolizması, fotosentetik işlemler (elektron transportu, floresans, fosforilasyon, CO₂ fiksasyonu), respirasyon, hücre bölünmesi ve genişlemesi, tüm sentez reaksiyonları ve hücre homeostasisi ağır metal toksisitesinden etkilenmektedir (Prasad and Strzalka, 2002).

Genel olarak ağır metal kaynaklı hasar semptomları görülebilir veya sadece ölçülebilir olarak ikiye ayrılır. Bitkinin morfolojik yapısına dayanılarak saptanabilen ve en az özelleşmiş semptomlardan biri, ağır metal stresi uygulanmamış gruba oranla uygulanmış grupta gelişimde meydana gelen inhibisyonudur. Pb'nin kök gelişimini engellediği (Golbold and Kettner, 1991), ayçiçeği bitkisinde yaprak alanı ve kuru ağırlığını düşürdüğü tespit edilmiştir (Kastari et al., 1998). Benzer şekilde Cd da kök gelişimini engellemektedir (Zhang et al., 2000).

Çizelge.2.3. Bazı toksik metallerin çiçekli bitkilerde meydana getirdikleri hasar semptomları (Prasad, 2004'ten değiştirilerek).

METAL	SEMPTOMLAR
Cd	Yaprak uçlarında kahverengileşme, klorozis, nekrozis, yaprak kıvrılması, kahverengileşmiş az gelişmiş kökler, kırmızımsı damar ve petiyoller, gelişmede yavaşlama, mor renk oluşumu
Pb	Koyu yeşil yapraklar, yaprak gelişiminde azalma, kök sayısında artış
Zn	Klorozis, kök uzamasının engellenmesi, büyümede yavaşlama
Cu	Klorozis, sararma, orta damarda mor renk oluşumu, daha az dallanmış kök, kök gelişiminin engellenmesi
Mn	Yaprakların dip kısımlarında klorozis ve nekrozis, yapraklarda kıvrılma, buruşma, nekrotik noktaların oluşumu
Fe	Koyu yeşil, köklerde kalınlaşma, yapraklarda kahverengi noktalar, yaprağın uç kısmından başlayarak kahverengiden mora dönen renk

Metallerin hücredeki ilk hedefleri enzim ve proteinler olmaktadır. Metallerin bu biyomoleküller üzerindeki genel toksisite mekanizmaları şu şekilde özetlenebilir:

1. Enzimlerin fonksiyonel bölgelerine bağlanarak bloke ederler.
2. Biyomoleküllerin aktif konformasyonlarının yapısını değiştirirler.
3. Biyomoleküllerdeki bazı esansiyel metal iyonlarıyla yer değiştirirler (Prasad, 2004).

Türkiye'de trafikten yayılan emisyonların yakın çevredeki toprak ve bitkiler üzerine yaptığı etkiler üzerine çalışmalar bulunmaktadır (Alp vd., 1999a,b; Sezgin vd., 2003). Çalışmalar genellikle Pb yasağından önce yapılmış olup ağır metal kirliliği

üzerine yoğunlaşmıştır. Sonuç olarak trafik emisyonlarının toprak ve bitkiler üzerinde önemli etkileri olduğu sonucuna varılmıştır.

2.2.2. Çok halkalı aromatik bileşikler (PAH)

Çok Halkalı Aromatik Bileşikler (PAH) iki veya daha fazla benzen halkası içeren yarı uçucu organik bileşiklerdir (Bjorseth and Becher 1985). Şehir atmosferinde ısınma ve trafikten kaynaklanan PAH bileşikleri, kanserojen ve toksik etkilerinden dolayı son yıllarda çok çalışılan konulardan biri olmaktadır. Su, hava, toprak ve sedimentlerinde yaygın olarak bulunmaktadır (Menzie et al., 1992; Shaw and Connell, 1994; Yu, 2002).

Doğal ve antropogenic kaynakların oluşturduğu 100'den fazla farklı yapıda PAH vardır. PAH'ların ana kaynakları sabit ve hareketli olmak üzere 2 kategoriye ayrılır. Sabit kaynakları, evsel ısınma, çöplerin yakılması, alüminyum üretimi, demir ve çelik, petrol prosesi, asfalt üretimi ve kullanımı, enerji ve ısı üretimi, orman ve tarımsal yangınlar oluşturmaktadır (Harrison and Smith, 1996, Simcik et al., 1997; Garban et al., 2002). Hareketli kaynakları ise motorlu taşıtların egzoz gazları oluşturmaktadır (Dickhut et al., 2000; Castellano et al., 2003). Bu kirleticiler kaynakların her birinden atmosfere verilen PAH'ların türleri ve miktarları farklıdır.

PAH kirleticilerin şehir atmosferinde kaldıkları süre içinde insan sağlığı açısından olumsuz etkileri olabileceği gibi, çökelindikleri ortamlarda da önemli çevresel sorunlara yol açabilmektedirler. PAH'lar yüksek kanserojenik, mutajenik ve alerjik etkileri sebebi ile çevre ve insan sağlığı açısından oldukça zararlı kimyasal bileşiklerdir (ATSDR, 1995; Hannigan et al., 1998; Du Four et al., 2005). Başta deri, akciğerler ve mesane olmak üzere vücudun çeşitli organlarına zarar verebilmektedirler. Hayvanlar üzerinde geçmişte yapılan araştırmalarda ise mutajenik ve kanserojenik etkilerinin yanında farklı zehirli özelliklerinin de olduğu görülmüştür. Aynı zamanda son yıllarda yapılan çalışmalarda PAH'ların DNA yapısını bozarak bazı genetik değişikliklere sebep oldukları da belirlenmiştir (Arı, 2007). Yüzlerce PAH bileşiği olmasına rağmen Amerika Ulusal Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından öncelikli kirleticiler olarak sınıflandırılan 16 PAH

bileşiminin örneklenmesi ve analizi son yıllarda dünyanın çeşitli bölgelerinde yoğun olarak çalışılmaktadır. Bu çalışmalarda örneklemeler, yalnızca atmosferik çevreden yapılmamakta, aynı zamanda atıksulardan, sedimentlerden ve topraktan da yapılmaktadır (Nielsen, 1996; Meyer et al., 1999; Hayakawa et al., 2002; Booij et al., 2003; Fernandez-Sanchez et al., 2004; Taşdemir ve Esen, 2007; Hien et al., 2007).

Diğer yandan çok geniş bir aralıkta gözlenen PAH'lardan Naphthalene gibi düşük molekül ağırlığına sahip PAH bileşikler haricindekiler düşük uçucu özellik göstermekte ve suda çok az çözünmektedirler. Atmosferik PAH bileşikler hem gaz fazında hem de atmosferik katı parçacıklar üzerine adsorblanmış şekilde partikül fazında bulunabilmektedir (Bidleman et al., 1986). Bu faz dağılımı, bileşimin buhar basıncına, atmosferik sıcaklığa, PAH konsantrasyonuna, bileşimin partikül madde üzerine adsorblanma eğilimine ve partiküllerin yapısına bağlıdır. Genelde iki veya üç halkaya sahip olan PAH bileşikler (naphthalene, acenaphthene, acenaphthylene, anthracene, fluorene, phenanthrene) atmosferde baskın olarak gaz fazında görülürken, dört halkalı PAH bileşikler (fluoranthene, pyrene, chrysene, Benzo[a]anthracene gaz ve partikül olmak üzere her iki fazda, beş veya daha fazla halkaya sahip olan PAH bileşikler ise (benzo[a]pyrene, benzo[g,h,i]perylene) çoğunlukla atmosferik çevrede partikül fazında bulunmaktadır (Arı, 2007).

Çevresel ortamlarda kirlenmeye neden olan ve ekosisteme girerek kalıcı tahribata yolaçan bu toksik maddeler, çeşitli yollardan insan sağlığını tehdit etmektedir (Bidleman, 1988). Uluslararası Kanseri Araştırma Merkezi (IARC), benzo[a]anthracene (B[a]A) ve benzo[a]pyrene (B[a]P)'ni muhtemel insan kanserojeni; benzo[b]fluoranthene (B[b]F), benzo[k]fluoranthene (B[k]F), ve indeno[1,2,3-cd]pyrene (IcdP) düşük olasılıklı kanserojen; chrysene (CHRY), fluoranthene (FLT), fluorene (FLU), phenanthrene (PHEN), ve pyrene (PYR) için ise insan kanserojeni olmayan şeklinde bir sınıflandırma yapmıştır (IARC, 1983).

EPA ise 7 tane PAH'ı; benzo[a]anthracene (B[a]A), benzo[a]pyrene (B[a]P), benzo[b]fluoranthene (B[b]F), benzo[k]fluoranthene (B[k]F), chrysene (CHRY),

dibenzo[a,h]anthracene (D(a,h)A), ve indeno[1,2,3-c,d]pyrene (IcdP) için muhtemel insan kanserojeni; acenaphthene (ACE), fluorene (FLU), anthracene (ANTH), benzo[g,h,i]perylene (BghiP) , fluoranthene (FLT), phenanthrene (PHEN), ve pyrene (PYR) nin ise insan kanserojeni olmadığını rapor etmiştir (US EPA, 2002).

Acenaphthene (ACT) IARC ve EPA tarafından kanserojen etki bakımından henüz sınıflandırılmamıştır (<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/crthall.php>, Nadal et al., 2004; Bryselbout et al., 2000).

2.2.3. Klorlu bifeniller (PCB)

Klorlu bifeniller (PCB) katı, sıvı, kokusuz, tatsız, berrak ile açık sarı arası renklidirler. Isı (Kaynama noktaları 280-415⁰C), ışık gibi çevre şartlarına son derece dayanıklıdır. Genel kimyasal formülleri C₁₂H_{10-n}Cl_n dir ve n sayısı 1 ile 10 arasında değişir. PCB'lerin 209 üyesi olmasına rağmen, bunların 130 tanesi ticari ürünlerde kullanılmıştır (Güvenç ve Aksoy, 2007).

PCB'lere benzer kimyasallar ilk olarak 1865 yılında kömür katranında bulunmuş, 1881 yılında ise ilk PCB'ler sentezlenmiştir. PCB'ler doğada ilk kez 1914 yılında bazı kuşların tüylerinde tespit edilmiştir (Güvenç ve Aksoy, 2007).

PAH'ın tersi PCB'ler daha çok endüstriyel kökenlidir. PCB'lerin doğal kaynağı bulunmamaktadır ve tamamı sentetik olarak elde edilmektedir. PCB'ler 1920'lerin sonuna doğru yaygın olarak elektriksel aletlerde kullanıldı. Transformatörler ve kondansatörler için soğutucu ve yalıtım sıvısı olarak, elektrik kablolarının ve elektronik ekipmanların esnek PVC kaplamalarında dengeleyici katkı maddesi olarak, pestisitlerin katkı maddesi, kesme yağlarında, alev geciktiricilerde, hidrolik sıvılarında, contalarda, yapıştırıcılarda, ağaç cilalarında, boyalarda, toz alma maddelerinde ve karbonsuz kopya kâğıtlarında kullanılır (Güvenç ve Aksoy, 2007; Bozlaker vb., 2008).

PCB'ler üretim veya kullanılmaları sırasında hava, toprak ve su sistemlerine girerler. Yaygın şekilde kullanımları ve fiziki, kimyasal ve biyolojik yıkımlanmaya son derece dayanıklı olmaları sebebiyle yaygın çevre ve besin kirlenmelerine yol açabilirler. Atmosfer havasında 10 gün süreyle kalabilirler (Güvenç ve Aksoy, 2007).

PCB'ler organizmalarda özellikle yağ içeren dokularında birikim yapma ve karasal ve sudaki besin zincirleri boyunca aktarılma eğilimine sahiptir. Kullanıldıkları bölgelerde kolayca buharlaşabilme ve atmosferde uzun mesafeler boyunca taşınabilme özelliğine sahiptir. Ayrıca atmosfer aracılığıyla sulara karışmakta, tatlı ve tuzlu suların hareketi ile (yer altı suları da dahil) taşınmaktadırlar. Sonuç olarak, dünya üzerinde hiç kullanılmadıkları, yerleşim bulunmayan ve insanlara çok uzak bölgeler dâhil oldukça yaygın bir dağılım göstermektedir. PCB'ler, hayvanlarda vücutta biriken, çevre kirliliğine yol açan, kalıcı organik kirletici madde olarak tanımlanabilir (Aichner et al.,2007).

Çizelge.2.4. NO₂, SO₂, O₃, UOB, PAH ve PCB'lerin kaynakları ve etkileri (WHO, 2005; Fenger,1999).

Kirleticiler	Ana Kaynakları	Başlıca Etkileri
Kükürt dioksit (SO ₂)	Kükürt içeren yakıtların yanması (kömür, fuel-oil vb.)	Solunum yolu rahatsızlıkları, asit yağmurları
Azot oksitler (NO ₂)	Taşıt emisyonları, yüksek sıcaklıkta yakma prosesleri	Göz ve solunum yolu rahatsızlıkları, UOB'ler ile Ozon üretimi ve asit yağmurları
Ozon (O ₃)	Trafikten kaynaklanan azot oksitler ve UOB'lerin güneş ışığı ile reaksiyonu	Solunum sistemi rahatsızlıkları, göz ve burunda iritasyon, astım, vücut direncinde azalma
Ağır Metaller (Kadmiyum, Nikel vb.)	Endüstriyel prosesler, enerji üretimi, taşıt emisyonları	Kanser, sindirim ve sinir sistemi rahatsızlıkları
PAH _s	Isınma, güç üretimiyle çöp yakma sırasında eksik yanmadan ve araç emisyonları	Yüksek kanserojenik, mutajenik ve alerjik olmak üzere vücudun çeşitli organlarına zarar verebilmektedirler
PCB _s	Endüstriyel kökenli	Hayvanlarda vücutta biriken, çevre kirliliğine yol açan, kalıcı organik kirletici madde olarak tanımlanabilir

2.3. Çevresel Hava Kalitesi Standartları

Her ne kadar, aylık SO₂, NO₂, O₃ ve UOB konsantrasyon değerleri, uzun dönem (yıllık ortalama) çevresel hava kalitesi değerleri hakkında bir fikir verebilir olsa da elde edilen aylık konsantrasyonların kıyaslamasını yapabilmek için buna karşı gelen herhangi bir standart değer mevcut değildir. Belli bir hata payı olacağından, aylık ölçüm sonuçlarının ortalamalarını alarak hesaplanan yıllık ortalama konsantrasyonları, karşı gelen standartlarla kıyaslama yaparken dikkat edilmesi gerekmektedir. SO₂, NO₂, O₃, UOB için ulusal ve uluslararası sınır değerler Çizelge.2.5.'de verilmiştir.

Çizelge.2.5. SO₂, NO₂, O₃ ve UOB'ler için ulusal ve uluslararası sınır değerler

Kirlenici Birim: µg/m ³	*HKDYY (Türkiye)		Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO)	Avrupa Topluluğu(A. B.)	A.B.D. EPA
	Günlük	Yıllık			
SO ₂	400	150	500(1 saatlik)	350 (1 saatlik)	1300(3 saatlik)
			125 (24 saatlik)	125 (24 saatlik)	365(24 saatlik)
			50 (yıllık)	20 ^d (yıllık)	80 (yıllık)
NO ₂	300	100	200 (1 saatlik)	200 (1 saatlik)	100 (yıllık)
			40 (yıllık)	30 ^d (yıllık)	30 ^d (yıllık)
O ₃	240(1saatlik)	-	150 (1 saatlik)	180 (1 saatlik)	235 (1 saatlik)
			120 (8 saatlik)	120 (8 saatlik)	157 (8 saatlik)
UOB (Benzen)	-	5	-	5 (yıllık)	5 (yıllık)

d: ekosistemi korumak için limit değer.

(EPA,2008; *HKDYY,2009 Resmi Gazete 27219; WHO,2005)

2.4. Difüzyon Tüp Metodolojisi

Son zamanlarda atmosferdeki gaz fazı kirleticilerinden olan NO₂, SO₂, O₃ ve UOB'lerin konsantrasyonlarının pasif örnekleyiciler kullanarak belirlenmesi büyük bir önem kazanmıştır. Pasif örnekleyicilerin kullanımı aktif örnekleyicilerle karşılaştırıldığı zaman elde edilen sonuçlar gösteriyor ki eski bir teknik olmasına rağmen pasif örnekleme sistemi en az aktif örnekleme sistemi kadar yüksek verimle çalışmaktadır (Santis et al., 1997; Tang et al., 1999; Cruz et al., 2004).

Bunun yanı sıra, aktif örnekleme yönteminin pahalı olması, tek bir noktada gerçekleştirilebilmesi ve nokta sayısının artırılmasıyla maliyetinin artması gibi dezavantajlarından kurtulabilmek için, son yıllarda pasif örnekleme teknikleri geliştirilmiştir. Pasif örnekleme dış havadaki organik ve inorganik kirleticilerin örneklenmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Greenwood et al., 2007).

Pasif sistemin maliyetinin ucuz olması, pratik oluşu, kullanımında teknik bir personele ihtiyaç duyulmaması, arazi çalışmalarında hiçbir güç kaynağı kullanılmaması bu yöntemi daha geniş sahalardaki bölgesel kirlilik dağılımlarının belirlenmesine olanak sağlamaktadır (Santis et al., 1997; Krupa and Legge, 2000; Helaleh, 2002; Varshney and Singh, 2003). Bununla birlikte pasif örnekleyicilerin iki temel dezavantajı bulunmaktadır: i) Pasif örnekleme tekniği ile kısa süreli ölçüm yapılamaması ve ii) her kirleticisi parametre için (örneğin partikül maddeler ve metaller gibi) pasif örneklemenin mümkün olmaması.

Coğrafi dağılım da önemli olduğundan, bu tür çalışmalarda pasif örnekleyicilerin kullanılması, bu amacı pratik ve ekonomik olarak gerçekleştirmede önemli bir araçtır (Klanova et al., 2006).

Pasif tüplerin çalışma prensibi gaz difüzyonuna bağlı olan hava hareketlerine dayanır (Brown, 1993; Ferm and Svanberg, 1998; Varshney and Singh, 2003; Cruz et al., 2004). Ölçümde kullanılan pasif örnekleme yöntemi, havadaki gaz veya buhar halindeki kirleticilerin fiziksel mekanizmalarla (difüzyon) toplanmasına dayalı bir yöntemdir (Santis et al., 2004).

Maruz bırakılan difüzyon tüplerinin örnekleme süresi bitiminde absorbe edilmiş olan kirletici miktarı belirlenerek ölçüm süresi boyunca ulaşılan çevresel havadaki ortalama kirletici konsantrasyonunu anlamak mümkündür.

|

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Örneklem Sistemi

Bu çalışmada NG Botanik Bahçesinin hava kalitesinin tespiti ve bahçenin bölgedeki trafik, evsel veya endüstriyel kirlilik kaynaklarından etkilenme düzeyini tespit etmeye yönelik olarak gerçekleştirilen çalışmalar, kullanılan örnekleme ve analiz yöntemleri ve örnekleme periyotları Çizelge.3.1.'de verilmektedir.

Çizelge.3.1.NG Botanik Bahçesi'nde yürütülen örnekleme çalışmaları, örnekleme ve analiz metodu ile örnekleme periyotları.

	Metod	TARİH 2007-2008	1. ay	2. ay	3. ay	4. ay	5. ay	6. ay	7. ay	8. ay	9. ay	10. ay	11. ay
Hava Örnekle meleri	Pasif Örnekle me	SO ₂	☆	☆	☆	☆	☆	☆		☆	☆	☆	☆
		NO ₂	☆	☆	☆	☆	☆	☆		☆	☆	☆	☆
		O ₃	☆	☆	☆	☆	☆	☆		☆	☆	☆	☆
		UOB	☆	☆	☆	☆	☆						☆
Vejetasy on Örnekle meleri	Plant CO ₂ Analysis Packag e	Fotosentez Hızı					☆	☆		☆	☆		
	Lichtenh aler (1987)'e göre	Pigment Tayini					☆	☆		☆	☆		
	Pandey ve Pandey (1994)'e göre	Yaprakta ağırlık değişimi					☆	☆		☆	☆		

	SHAPE Iwata and Ukai(20 02)	Yaprakta alan değişimi					☆	☆		☆	☆		
	Alevli Atomik Absorb.	Ağır Metal					☆	☆		☆	☆		
TOPRAK Örnekle meleri		pH											☆
		%Organik Madde											☆
		PAH											☆
		PCB ve DDT											☆
	Alevli Atomik Absorb.	Ağır Metal											☆

Çizelge.3.1.devam ediyor.

3.2. Örnekleme Alanlarının Seçimi

İstanbul'un Anadolu yakasında bulunan NG Botanik Bahçesi'nde yapılan çalışma 2007 Aralık ayında başlamış ve Kasım 2008'e kadar 12 aylık bir süre boyunca örnekleme yapılmıştır.

Örnekleme noktasının seçilmesi bu tip çalışmalarda en kritik kararlardan birisidir. Çünkü seçilecek noktanın bölgeyi iyi temsil edici nitelikte olması gereklidir. Bundan dolayı, ilk aşamada çalışma bölgesinin genelini yansıtmaları için sahaya ait haritalarda planlanan tüpler için muhtemel ve potansiyel gözlem sahaları hakkındaki tüm gerekli konular tartışılmıştır. Daha sonra, haritalar üzerinde önceden belirlenen tüm ölçüm noktaları, difüzyon tüp saha seçim kriterlerine uygunluğunu test etmek için sahada incelenmiştir. Açık uçlu tüpler için kısıtlanmamış hava hareketine olanak sağlayan pozisyonlara karar verildi. NO₂, SO₂, O₃ ve UOB konsantrasyonlarının lokal olarak gerçekteki değerlerinden daha az veya daha çok ölçmeye neden olabileceği şüphelenilen noktalardan uzak

duruldu. Yine benzer olarak, durgun hava karakterine sahip olan noktalarda kullanılmadı. Pasif örnekleme tüplerinin yerleştirildiği koruyucu kap içine konularak ağaçlara yerden 1,5-2 m yükseklikte yerleştirilmiştir. Ağaçlara yerleştirilen koruyucu kap resmi Şekil.3.1.'de ve kullanılan pasif difüzyon tüp çeşitleri Şekil.3.2.'de verilmiştir. Bu yüzden, difüzyon tüp gözlem ağı için yer seçiminde, saha seçim kriterleri titiz bir şekilde ve büyük bir dikkatle uygulanmıştır. Ayrıca, tüm sahalar aşağıda verilen özelliklere dikkat edilmiştir;

- Çalışma sahasında maksimum hava kalitesi etkilerinin olabileceği yerlerin seçimi,
 - Gözlem süreci boyunca güvenli olan ve rahatsız edilme ihtimalinin pek bulunmadığı yer olması,
 - İstasyonların arasında belli bir mesafe olmasına,
- dikkat edilmiştir.



Şekil.3.1. Pasif örnekleme tüp koruyucusu.



Pasif SO₂ difüzyon tüpü



Pasif NO₂ difüzyon tüpü



Pasif O₃ difüzyon tüpü



Pasif UOB difüzyon tüpü

Şekil.3.2. Kullanılan pasif difüzyon tüp çeşitleri.

Pasif difüzyon tüplerinin kapakları hangi kirletici için kullanıldığını ayırt etmeye olanak vermesi için genellikle renklidir.

3.2.1. Bölgedeki örnekleme alanlarının özellikleri

Her bir istasyonun koordinatları bir çeşit coğrafi pozisyon sistemi (GPS) yardımı ile belirlenmiştir. Örnekleme için belirlenen 4 istasyonun yerleri, koordinatları Çizelge.3.2.'de verilmektedir.

Çizelge.3.2. Örnekleme istasyonlarının koordinatları

İstasyon No	Enlem (m)	Boylam (m)	Yükseklik (m)	Trafikten Uzaklığı (m)
A noktası	40 ⁰ 59'50.34"	29 ⁰ 7'6.18"	72m	40m
B noktası	40 ⁰ 59'47.59"	29 ⁰ 7'1.71"	74m	19m
C noktası	40 ⁰ 59'47.75"	29 ⁰ 6'56.47"	71m	45,5m
D noktası	40 ⁰ 59'48.35"	29 ⁰ 7'7.95"	81m	80m
Ümraniye İst.	41 ⁰ 00'49"	29 ⁰ 09'44"	163m	-

NG Botanik Bahçesi'nin genel hava kalitesini belirlemek amacıyla bahçenin 4 farklı noktasından örnekler alınmıştır. Referans değer teşkil etmesi açısından botanik bahçesinin deniz seviyesinden en yüksek rakıma (81m) sahip noktası olarak D örnekleme istasyonu, bahçenin en düşük kota sahip (71m) noktası olarak

C istasyonu seçilmiştir. Bahçenin trafik yoğunluğuna en yakın noktası olarak B istasyonu, sahanın genellinin temsil edilmesi için de A istasyonu seçilmiştir. İstasyonlara ait resimler Şekil.3.3.'de verilmektedir. Çalışma alanında seçilen örnekleme istasyonlarının sahada dağılımı ise Şekil.3.4.'de gösterilmiştir.



A İstasyonu



B İstasyonu

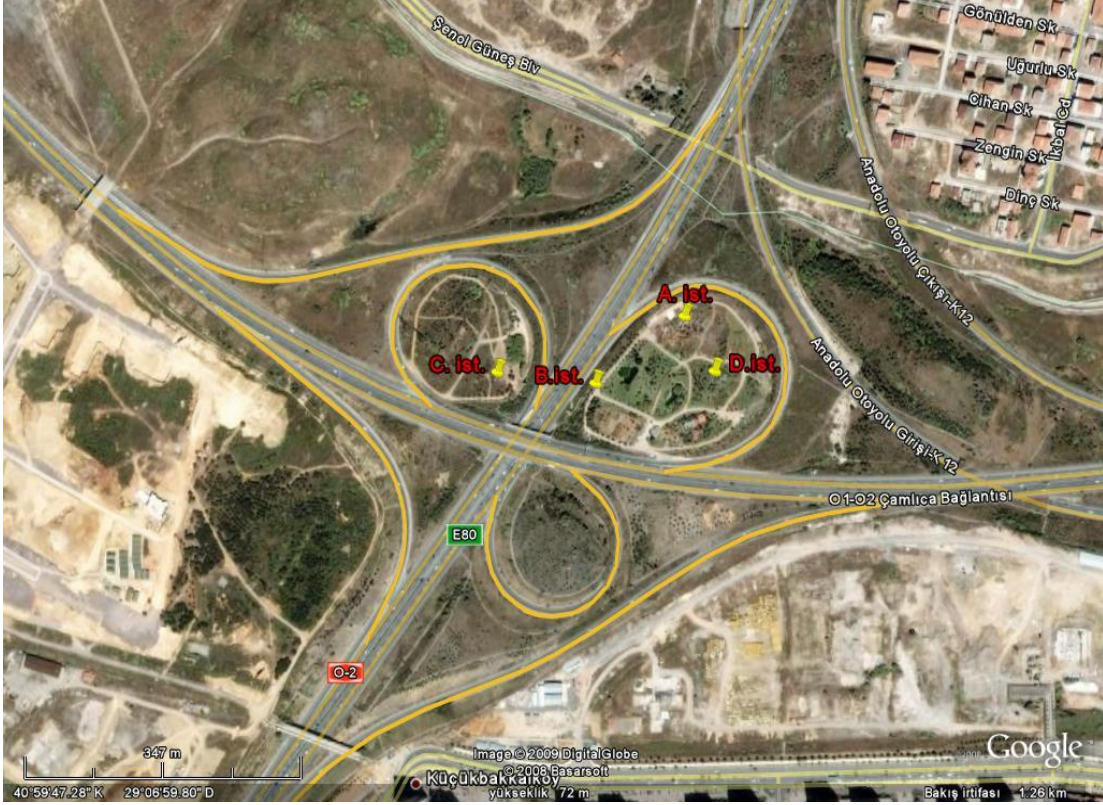


C İstasyonu



D İstasyonu

Şekil.3.3. İstasyonlarda difüzyon tüplerinin yerleştirilmesi.



Şekil.3.4. Pasif örnekleme istasyonlarının çalışma bölgesindeki dağılımları.

İstasyonlara her ay 1adet NO_2 , SO_2 , O_3 ve UOB pasif örnekleme tüpleri ile eş zamanlı başlatılan 1 adet NO_2 , SO_2 , O_3 ve UOB kör tüpleri ölçüm sonunda bütün tüplerle birlikte analiz için laboratuara götürülebilecek şekilde saha ziyareti boyunca maruz bırakılmadan saklandı. Yaklaşık 1 hafta örnekleme süresi sonunda tüm tüpler buz kabı içine konularak analiz için toplandı.

Tüm difüzyon tüpü yerleştirme ve örneklerin toplanması ile yeni örneklerin başlatılmasıyla ilgili tarih, saat, kim tarafından toplandığı ve yeni yerleştirilen tüpler hakkındaki tüm bilgilerin saklanması amacıyla EK-1'de verilen Difüzyon Tüp Formları her örnekleme periyodu için doldurulmuş ve örnekler yollanırken formlarda yollanmıştır.

3.3. Deneysel Çalışmalar

3.3.1. Pasif NO₂, SO₂, O₃ Ve UOB difüzyon tüplerinin örnekleme

Hava kirlleticilerinin konsantrasyonlarının belirlenmesinde, 11 mm çaplı ve 71 mm boyundaki difüzyon tüplerinin içinde NO₂ absorbe etmeye yarayan triethanolamine (TEA), SO₂ absorbe etmeye yarayan potasyum hidroksit (KOH), O₃ absorbe etmeye yarayan fluorinated ethylene ile kaplanmış ağ gözenekli disk bulunmaktadır. 8.89 cm uzunluğunda, 6.35 mm dış çapına sahip ve “Kromosorb 106” absorbenti ile doldurulmuş UOB’leri absorbe etmeye yarayan thermal desorber tüpleri kullanılmıştır.

Üretici firma tarafından etki süresinin 1-4 hafta arasında değiştiği rapor edilen örnekleme tüpleri daha kısa süre zarfında sahada örnekleme yapılması mümkün olmadığından Pasif örnekleme tüpleri 5-7 gün boyunca bir ucu ortam havası ile temas edecek şekilde açık bırakılmak suretiyle örnekleme istasyonlarına yerleştirilmiştir.

Pasif örnekleme tüpleri sahaya yerleştirilmeden önce ve sonra doğrudan güneş ışığına maruz bırakılmamış, karanlık ve soğuk ortamda muhafaza edilmiştir. Örnekleme öncesi ve sonrasında UOB örnekleyciler, herhangi bir kirliliğe maruz kalmamaları için, aktif karbon ve silika jel bulunan cam tüpler içinde, soğutucuda saklanmıştır. NO₂, SO₂ ve O₂ pasif örnekleme tüpleri ise, GRADKO firmasından (İngiltere) temin edilmiş ve örnekleme sonunda analiz edilmek üzere yine bu şirkete yollanmıştır. İnorganik örnekleyciler, plastik tüpler içinde saklanmıştır.

Tüpler daha önceden belirlenmiş olan istasyonlarda geçici olarak numaralandırılan ağaçlara yerleştirilmiştir. Bu örnekleme ile ilgili olarak tüplerin etki süresi (örneklemenin başladığı ve bittiği tarih ve saat) pasif örneklerin kodu ve hangi bölgeye ait oldukları ile ilgili bilgiler formlara işlenmiştir.

Örnekleme süresi sonrasında, toplanan örneklerin açık uçları kapatılarak, 0°C'deki saklama kapları kullanılarak laboratuara analiz edilmek üzere götürülmüştür. Pasif tüplerden NO₂, SO₂, O₃ pasif örnekleme tüpleri GRADKO firmasına analizler yapılmak üzere gönderilmiş, toplanan Uçucu Organik Bileşik örnekleri, Orta Doğu Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünde bulunan GC-TD sistemi kullanılarak analiz edilmiştir. Kullanılan analiz yöntemi aşağıda anlatılmıştır.

3.3.2.Yöntem

GRADKO firmasına analizi yapılmak üzere gönderilmiş olan NO₂, SO₂, O₃ pasif örnekleme tüplerinin sonuçlarını içeren aylık konsantrasyon rapor sonuçları GRADKO firmasının laboratuvarı tarafından gönderilmiştir.

Toplanan Uçucu Organik Bileşik örnekleri, Orta Doğu Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünde bulunan GC-TD sistemi kullanılarak analiz edilmiştir. GC-FID sisteminin ve termal desorber ünitesinin çalışma koşulları aşağıdaki Çizelge.3.3.'de özetlenmektedir.

UOB örneklerinin toplanmasında kullanılan Chromosorb106 (Gradko Ltd.) tüpleri örnekleme öncesinde termal olarak temizlenmiştir. Temizlenen tüpler daha sonra TD-GC/FID sisteminde analizlenerek temizleme verimi de incelenmiştir.

Çizelge.3.3. GC/FID ve Thermal Desorber sisteminin çalışma koşulları.

Thermal Desorber (Markes-Unity)	
Çalışma koşulları	Oven temperature: 250 °C Trap temperature: -15 °C Transfer line temperature: 120 °C HV temperature: 120 °C Carrier pressure: 5.0 bar
MVOC-VOC metodu	Dry purge time: 1min Prepurge time: 1 min Tube desorb time: 3 min Trap desorb time: 3 min

Tüp temizleme metodu	Prepurge time: 1 min Tube desorb time: 40 min Flow path temperature: 120 °C Desorb temperature: 250 °C Carrier pressure: 5 bar			
GC-FID (Agilent 6890)				
Çalışma koşulları:	Oven	°C/min	Next °C	Hold
	ramp			minute
	Initial	-	40	5
	Ramp 1	5	195	10
	FID detector			
	Heater: 300 °C			
	H ₂ flow: 30 ml/min			
	Air flow: 300 ml/min			
	Make up (N ₂): 2.0 ml/min			
	Inlet			
	Heater: 300 °C			
	Pressure: 44.32 psi			
	Total flow: 55.4 ml/min			
Kullanılan kolonlar:	1-Agilent VOC 200 °C max, DB-1 60*0.25 + Al 50*0.32 Capillary 79.0m*250um*1um 2- Agilent 19091P-S15 200 °C max, hp-plot al203 “S” deactivated Capillary 50m*320um*88um			

Çizelge.3.3. devam ediyor.

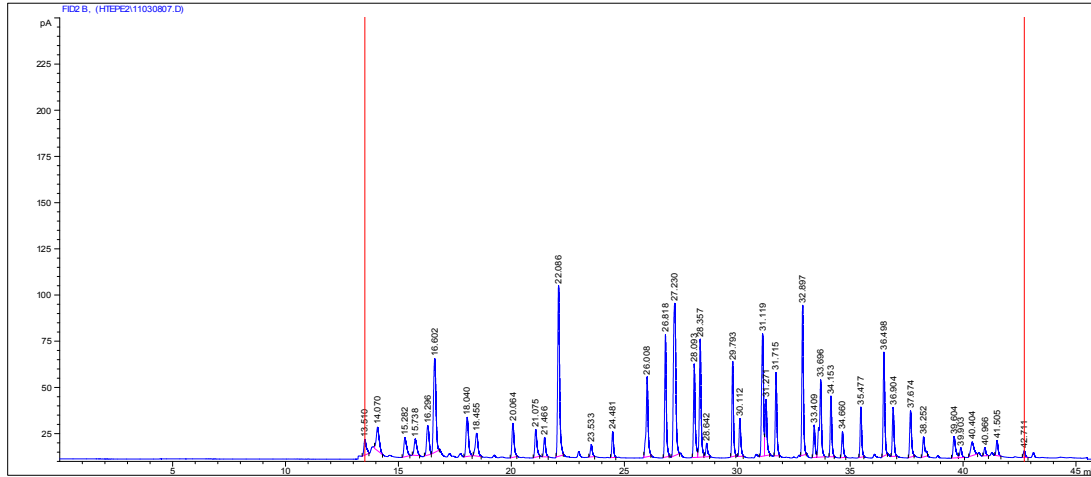
Uçucu Organik Bileşiklerin (UOB) tür ve miktar tayininde, DWM-550 ve DWM-588 standartları kullanılmıştır.

Çizelge.3.4. Örneklemesi yapılan aromatik hidrokarbon türlerinin fiziksel özellikleri.

MVOC Türü	CAS no	Kaynama noktası (°C)	Spesifik özkütle (g/cm ³)
Benzene	71-43-2	80.1	0.88
Toluen	108-88-3	110.6	0.87
Etilbenzen	100-41-4	136.2	0.9
Toplam Ksilen	1330-20-7	135-145	-

Gerekli görülen yerlerde, otomatik olarak hesaplanan pik alanları tekrar integre edilerek düzeltilmiştir. Şekil.3.5.'da UOB bileşiklerine ait bir GC kromatogramı verilmiştir.

Toplanan örnekler, analiz için örneklemenin hemen sonrasında mini buzluk içerisinde laboratuara getirilmiştir. Örnekler, genellikle toplandıktan sonraki 2-3 gün içinde analiz edilmiştir. Analiz edilen örnekler temiz (organik madde içermeyen) derin dondurucu içerisinde saklanmıştır (ISO 16017-1; US EPA TO17).



Şekil.3.5. UOB standartlarına ait kromatogram.

Uçucu organik bileşiklerden; benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen bileşiklerinin konsantrasyonları aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır (ISO 16017-2, 2003).

$$I = (m_a - m_b) / (q_v \cdot t) \cdot 10^6 \quad (3.1)$$

Burada:

Λ : Hedef bileşiğin havadaki konsantrasyonu ($\mu\text{g m}^{-3}$),

m_a : Hedef bileşiğin örnekteki miktarı (μg),

m_b : Hedef bileşiğin kör numunedeki miktarı (μg),

q_v : Tutma sabiti (ml dk^{-1}),

t : Maruziyet süresi (dk),

3.3.3. Maruz bırakılmayan NO₂, SO₂, O₃ Ve UOB difüzyon tüpleri (kör tüpler)

Her bir ölçüm periyodunda, birer adet aynı gerçek örnekleme tüpleri gibi hazırlanmış olan NO₂, SO₂, O₃ ve UOB difüzyon tüpleri (kör tüpler) sahada kapakları açılmadan saklanmış ve toplanan tüpler ile birlikte laboratuara analiz için yollanmıştır.

Analiz edildikten sonra, sonuçları rapor edilen kör tüp değerlerinin, gözlem programının başından sonuna kadar, pasif SO₂ difüzyon tüpleri için 6.53 mg' dan 3.01 mg'a kadar, çoğunlukla ise 1.38 mg civarında, pasif NO₂ difüzyon tüpleri için 0.29 mg'dan aşağıda veya bu değere eşit görülmüştür. Pasif O₃ difüzyon tüpü için 0.78 mg pasif UOB difüzyon tüpü için 0.081 mg görülmüştür. Her bir kör tüp seti için ortalama değer, her bir ölçüm noktasındaki ölçüm sonucundan kör tüp sonuçları çıkarılarak saha ölçüm değerleri elde edilmiştir.

Örnekleme yapılan botanik bahçesine en yakın konumda (yaklaşık olarak 3,5 km) bulunan İstanbul Büyükşehir Belediyesi tarafından işletilen Ümraniye Hava Kalitesi İzleme İstasyonundan da örnekleme periyodu süresince kükürt dioksit ve azot dioksit ölçüm sonuçları alınarak kıyaslama yapılmıştır. Şekil.3.6.'de NG Botanik Bahçesi ile Ümraniye istasyonunun konumlarını gösteren harita verilmiştir.



Şekil.3.6. Ümraniye İstasyonu ile NG Botanik Bahçesi'nin konumu.

3.4. Bitki Gözlemleri

NG Botanik Bahçesi'nde Aralık 2007- Aralık 2008 tarihleri arasında yapılan bu çalışmada, belirlenen dört farklı örnekleme bölgesi (A, B, C ve D bölgeleri)'nde dört aylık (Mayıs-Haziran-Ağustos-Eylül 2008) dönem süresince hava kirliliği ile ilgili parametrelere paralel olarak hava kirliliğinin vejetasyon üzerindeki etkileride araştırılması amaçlanmıştır. Karşılaştırma yapabilmek için hava örneklemesi için kurulan dört örnekleme bölgesinde de bulunan bir bitki olarak Dişbudak (*Fraxinus angustifolia*) bitki materyali kaynağı olarak seçilmiştir.

Olası hava kirliliği faktörünün bitki fizyolojisi üzerine etkilerinin gözlenebilmesi için, yapraklarda yaş ve kuru ağırlık tayinleri, fotosentetik pigment, ağır metal miktarları,

yaprak alanı ve Qubit Infrared Plant CO₂ Analysis cihazı ile fotosentez hızı ölçümleri yapılmıştır.

Fotosentez hızı ölçümleri, etiketlenen her daldan sağlıklı olmalarına dikkat edilerek seçilen yapraklarda gerçekleştirilmiştir. Yaş ve kuru ağırlık tayinleri, yaprak alanı ölçümleri, fotosentetik pigment ve ağır metal miktarlarının belirlenmesi ise toplanan yaprak örnekleri üzerinden yapılmıştır. Bunun için, toplanan yaprakların hepsinde yaprak alanı hesaplanırken, aynı yaprakların yaş ve kuru ağırlık ölçümleri yapılmış, bir kısmı ise fotosentetik pigmentlerin tayininde materyal olarak kullanılmıştır. Böylece tüm fizyolojik parametreleri birbirleriyle, örneğin alanı bilinen yaprakların, kuru madde miktarlarını yaprak alanına oranlamak ve anlamlı olacak şekilde karşılaştırmak mümkün olmuştur.

3.4.1. Fotosentez hızı ölçümleri

Dört gözlem istasyonunda da, mevcut bulunan Dişbudak (*Fraxinus angustifolia*) ağaçlarında fotosentez hız ölçümü için 2 şer dişbudak ağacı ve her ağaçta 3' er dal, değişik zamanlarda aynı dallardan örnekleme yapılabilmesi için geçici olarak etiketlenmiştir. Böylece analizler her ağaç için üç, her bölge için altı tekrarlı yapılmıştır. Seçim yapılırken, tamamen güneş altında gelişen, her bir örnekleme bölgesinde örneklenen ağaçların aynı yamaçtan olmasına da özen gösterilerek, yeşil genç yaprak dalları ve ağaç tacının alt seviyelerinden seçilmiştir. Böylece örneklemlerde çevresel faktörlerden kaynaklanabilecek farklar bertaraf edilmiştir. Ancak kullanılan fotosentez cihazının özelliğinden dolayı çok yüksekteki dallar seçilememiştir. Tüm veriler 2008 yılının Mayıs, Haziran, Temmuz ve Eylül dönemlerinde elde edilmiştir. Şekil.3.7.'de sahada yapılan ölçüm çalışması görülmektedir.



Şekil.3.7. Qubit Infrared Plant CO₂ Analysis cihazının arazide kullanımı.

3.4.2. Ağaçlardaki fotosentez hızı ölçümü

Qubit Infrared Plant CO₂ Analysis Package analizörü kullanılarak fotosentez hız ölçümleri tespiti yapılmıştır. Cihaz online veri aktarımı yapabilen bilgisayar bağlantılı bir cihazdır. Şekil.3.8.Qubit Plant CO₂ Analysis Package cihazın çalışma düzeneği verilmiştir.

Cihaz başlangıçta dış ortamdaki CO₂ miktarını ölçüp, daha sonra bu gazı debisi ayarlanabilen bir pompa yardımı ile yaprak bölmesine pompalamakta ve yaprak bölmesindeki CO₂ konsantrasyonunu ölçerek bilgisayar ortamına aktarmaktadır. Cihazın yaprak bölmesine yerleştirilen canlı yaprak örneği fotosentez sırasında CO₂ kullandığından, ilk olarak ölçülen dış ortamın CO₂ konsantrasyonu ile yaprak bölmesinde ölçülen son CO₂ değeri arasında oluşan fark, fotosentez oranını vermektedir.

Fotosentez aktivitesi ışığa bağımlı biyokimyasal bir süreç olduğundan, sahada fotosentez hızı ölçümleri sabah erken saatlerde (07:00-13:30 arasında) yapılmıştır. Işık kaynağı olarak güneş ışığından bağımsız ve ısı yaymayan LED ışık kaynağı ile birlikte fotosentez için optimum spektrumu elde etmek amacıyla yeşil renkli filtre kullanılmıştır. Böylece tüm ölçümler aynı dalga boyunda, eşit ışık şiddeti altında yapılmış ve bu sayede, bu parametrelerin herhangi birinden kaynaklanabilecek hataların önüne geçilmiştir.

Fotosentezi etkileyen faktörlerden diğerleri sıcaklık ve nem olduğundan, hem dış ortamın, hem de yaprak hücresinden çıkan gazın sıcaklık ve nem değerleri sensörler ile ölçülmüştür. Şekil.3.8.'da Qubit Plant CO₂ Analysis cihazının çalışma düzeneği verilmiştir.

Qubit Plant CO₂ Analysis cihazı ile fotosentez hızı ölçümleri sırasında izlenen yol şu şekilde olmuştur: Cihaz sabahın çok erken saatlerinde örneklem bölgesine yerleştirilerek yaklaşık bir saatlik süreç boyunca, okuduğu CO₂ değeri açısından stabilize olması beklenmiştir. Dış ortamdaki CO₂ konsantrasyonu stabil seyreden bir değer aldığı anda, cihazın 9cm² alana sahip yaprak bölmesine, tüm alanı dolduracak kadar canlı yaprak yerleştirilmiştir. Böylece tüm ölçümler eşit yaprak alanı üzerinden yapılmıştır. Ardından yaprak bölmesinin üzeri örtülerek, yaprağın ışık alması ve dolayısıyla da fotosentez yapması engellenmiştir. Bunun sonucunda yaprak bölmesi içerisinde, CO₂ konsantrasyonunda öncelikle kısa bir süre düşüş, daha sonra ise artış gözlenmiştir. Bunun sebebi yaprağın karanlık koşullarda kısa bir süre fotosenteze devam edip, ardından solunum sonucu ortama CO₂ vermeye başlamasıdır. Solunum sonucu ortamdaki O₂ miktarı hızla azaldığından, yavaşlayan solunum ile birlikte yapraktan salınan CO₂ miktarı da giderek yavaşlar. Sonunda cihazın yaprak bölmesi içerisinde ölçülen CO₂ konsantrasyonu sabit bir değer alır. İşte bu aşamada LED ışık kaynağı ve yeşil filtre kullanılarak, karanlık koşullardan aydınlık koşullara geçilmiştir. Bu şekilde bir yol izlenmesinin sebebi yapraktaki solunum oranını minimuma indirerek, yaprağın en yüksek kapasitedeki fotosentez hızını ölçmektir. Yaprak ışık kaynağı ile aydınlatıldıktan sonra, yaprak bölmesi içerisindeki CO₂ konsantrasyonu hızla

düşmeye başlar. Başlangıç ile bekleme sürecinin sonunda sabitlenmiş CO₂ konsantrasyonları arasındaki fark kullanılarak her bir yaprağın fotosentez hızı hesaplanmıştır.

Her bir örnekleme bölgesinden elde edilen verilerden fotosentez hızı aşağıdaki formülle hesaplanmıştır:

$$B = \Delta CO_2 / 22.415 [(T+C) / T] \quad (3.2)$$

$$FH = B \cdot f \cdot 1/a \quad (3.3)$$

Burada;

B : Karbondioksit ($\mu\text{molCO}_2 \text{ L}^{-1}$)

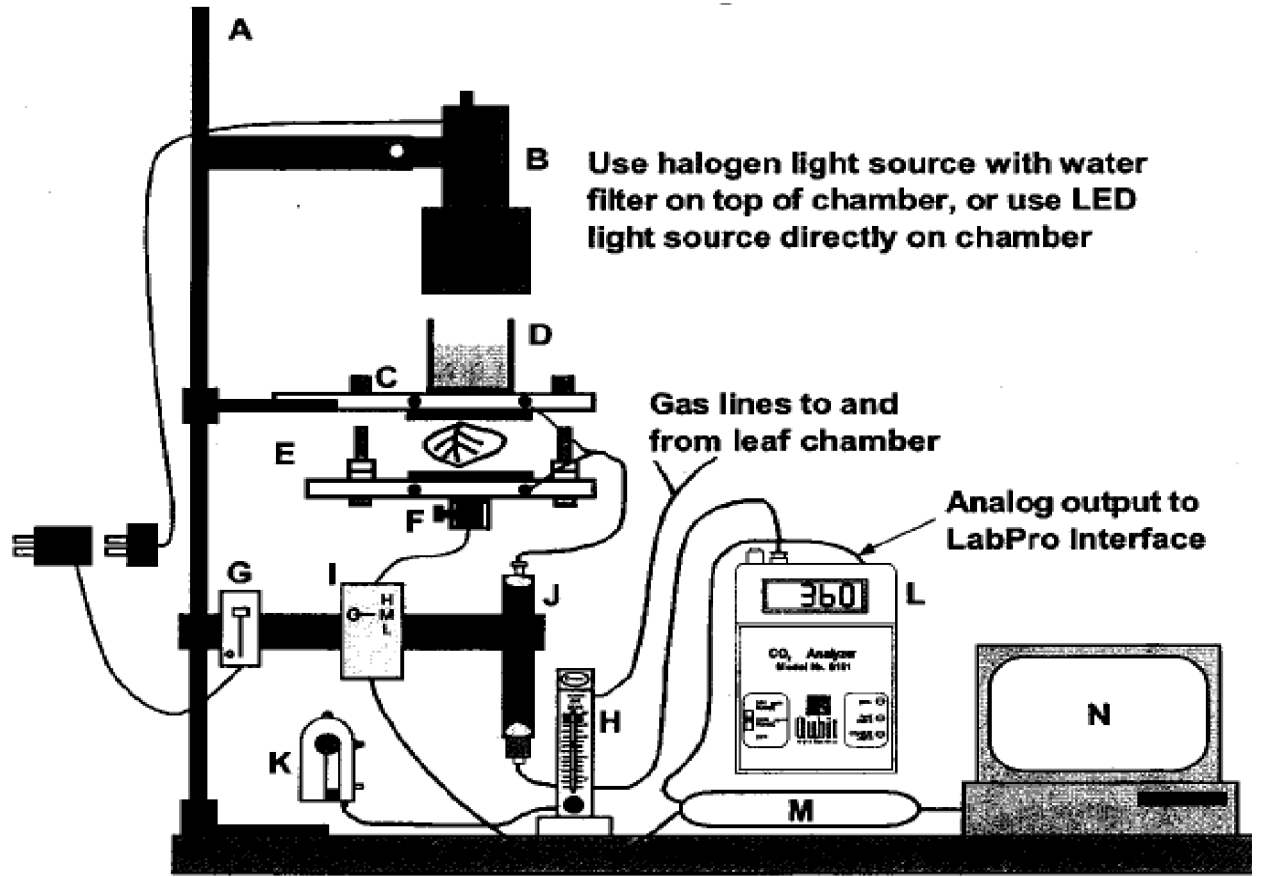
T : Sıcaklık (273K)

C : Sıcaklık (°C)

FH : Fotosentez Hızı ($\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

f : Debi (L s^{-1})

a : Yaprak yüzeyinin alanı (m^2)



- A Lab stand with mounting brackets
- B Light fitting with 50 W halogen source
- C Upper surface of leaf chamber
- D Water heat filter
- E Lower surface of leaf chamber
- F Light sensor in mounting cylinder
- G Power regulator control
- H Flow meter
- I Amplifier for light sensor
- J Drying column
- K Gas pump
- L Infrared CO₂ analyzer
- M LabPro Interface
- N Mac or PC computer (not supplied)

Şekil.3.8. Qubit Infrared Plant CO₂ Analysis cihazının çalışma düzeneği.

3.4.3. Yaprak ve toprak örneklerinde ağır metal analizleri

Daha önce 4 örnekleme istasyonunda da ortak bulunan ve fotosentez hızı ölçümü için etiketlenen 2 şer dişbudak ağacının 3 er dalından metal analizleri için örnek alındı. Kullanılan her daldan 3-4 er yaprak toplanarak analiz için laboratuara getirilene kadar ağzı kilitli naylon poşetlerde ve buzdolabında muhafaza edildi.

Metal analizi için de Fotosentez hız ölçümü yapılan örnekleme periyotları olan Mayıs, Haziran, Ağustos ve Eylül aylarında örnekler alındı.

Metal analizi için laboratuara getirilen yaş yaprak örnekleri numaralarını belirten cam beherlere konulmuştur. Etüvde (Wtb-Binder) yaklaşık 3 gün boyunca 105⁰C'de kurutulmuştur. Kurutma işlemi tamamlandıktan sonra her ağaca 3 daldaki yaprak örnekleri homojenliğe olmasına dikkat ederek karıştırılmış ve öğütme işlemine geçilmiştir. Porselen havan yardımıyla hafifçe ezilip ufalanmıştır. Toz haline getirilen örnekler her istasyonda 2 ağaçtan 1'er örnek olmak üzere tekrar etiketlenip, ağzı kilitli poşetlere konulmuştur.

Yaprak örneklerinde ağır metal analizleri için yaklaşık 0,11 - 0,2401 gr yaprak tartılıp, teflon kaplara konuldu. Asit ile parçalanma sırasında oluşacak asit buharına dayanıklı çeker ocak içerisine konuldu. Teflon kaplarda kapak ve hazneleri aynı olacak şekilde etiketlendi ve önceden kalmış olabilecek tüm metal kalıntıları önlemek için 2 gün boyunca nitrik asitle kaynatıldı. Örnekler içerisine önce 20-25 ml nitrik asit (HNO₃) eklendi ve kaynatmaksızın 95±5 ⁰C 'de 10-15 dk ağızları kapalı olarak ısıtıldı. Turuncu bir gaz olan dinitrojen oksit (N₂O) çıkışı görülene kadar ısıtılmaya ve nitrik asit ilavesine devam edildi. Örnekler jelimsi bir kıvam alınca bidistile su eklenip asit kokusu da kalmayana kadar bu işlemler 2-3 defa tekrarlanmıştır. Hazırlanan örnekler metal analizi için laminar flow olan çeker fırında bidistile su ile 50 ml' ye tamamlanmıştır.

Yukarıda kullanılan kuru yakma yöntemi için TSE 3030.E. Nitrik Asit Digesion yöntemi kullanılmıştır.

Şartlandırma, taşıma ve tartım işlemlerinden kaynaklanabilecek hataların değerlendirilmesi ve düzeltme yapmak üzere 4 adet boş numune diğer örneklerle aynı işlemlere tabi tutulmuştur. Rapor edilen derişimler, bu şahitlerin analizlerine göre düzeltilmiş değerlerdir.

Dört adet şahit numune, düzeltme amacıyla kullanılan boş teflon kaplarda hazırlanmış ve analizlenmiştir. Bu analizlerin sonuçlarına bakılarak örneklerde bulunan değerler düzeltilmiş ve sonuçlar bu şekilde rapor edilmiştir.

Toprak örneklerinin alınması ve analize hazırlanması:

Örnek alınacak noktaların yerleri, sahaya ait haritalarda incelendi. Trafik kaynaklı kirleticilerin toprak üzerindeki birikimini ve toprağın genel yapısını elde etmek için uygun 8 örnekleme istasyonu seçildi. Örnekleme istasyonlarının koordinatları GPS yardımı ile belirlendi. Örnekleme için belirlenen istasyon yerleri, koordinatları Çizelge.3.5.'da verilmektedir. Seçilen istasyonların saha içinde dağılımı ise Şekil.3.9.'da verilmektedir.

Çizelge.3.5.Ağır metal, PAH ve PCB analizleri için seçilen noktaların kordinatları.

İstasyon No	Enlem (m)	Boylam (m)	Yükseklik (m)	Trafikten Uzaklığı (m)
1.nokta	40°59'48.6"	29°07'22.6"	90	61.5
2. nokta	40°59'46.7"	29°07'17.1"	74	28
3. nokta	40°59'43.7"	29°07'0.9"	71	33
4.nokta	40°59'37.11"	29°06'54.37"	75	40.5
5.nokta	40°59'44.43"	29°06'53.11"	74	36
6.nokta	40°59'48.0"	29°06'53.6"	70	24.2
7.nokta	40°59'49.8"	29°06'46.9"	58	28.6
8.nokta	40°59'53.3"	29°06'58.1"	28	6.5



Şekil.3.9. NG Botanik Bahçesi çevresinde toprak örnekleme istasyonlarının çalışma bölgesindeki dağılımı.

1.istasyon örneği otobandaki Anadolu Otoyolu Çıkışı K-12 ve İstanbul Çevre Yolu Karayolunun kesiştiği kavşaktaki noktadan örneklenmiştir. 2.istasyon örneği otobandaki O1-O2 Çamlıca bağlantısı ile Anadolu Otoyolu Girişi K-12 yanındaki noktadan örneklenmiştir. 3.istasyon örneği ise botanik bahçesinin sınırları içindeki O1-O2 Çamlıca bağlantısı karayolu üzerindeki yol güzergâhında bulunan adacıktaki noktadan örneklenmiştir.

4.örneği otobandaki Kozyatağı O2 Bağlantı noktasından örneklenmiştir. 5.örneği ise yine botanik bahçesi sınırları içindeki otoban üzerinde olan diğer adacıktan örneklenmiştir.

6.İstasyon örneği ise Ertuğrul adası olarak adlandırılan yine İstanbul Çevre Yolunda bulunan noktasından örneklenmiştir. 7. ve 8.istasyon örnekleri ise E-80 ve O1-O2 Çamlıca Bağlantısı Karayolu kavşağının yanındaki yol güzergâhındaki noktadan örneklenmiştir.

Toprak örneklerinin alınması:

Toprak analizleri için örnek alınırken öncelikle toprakta (V) harfi şeklinde 20 cm derinliğinde çukur açılmış, tahta kürekle toprak dilimi çıkarılarak plastik kovaya konulmuştur. Toprak örneği karıştırılarak, karışımdan yaklaşık 1 kg civarında örnek ağzı kilitli naylon torbalara konulmuştur. Etiket üzerine toprağın alındığı yerin koordinatları, tarih ve örnek numarası yazılmıştır.

Bu yöntem ile toprak örneğinin alınması sırasında;

- Örnekleme noktalarında kürek ile belli bir derinlikte ve tek düze alınması önemlidir.
- Toprak örneklerinin toplanıp karıştırılması ve saklama kapına konması sırasında metal araçların kullanılmaması önemlidir. Metal araçlardan toprağa Zn ve Cu olmak üzere mikro elementlerin bulaşma olasılığı güçlüdür.
- Laboratuara gönderilinceye değin toprak örnekleri olabildiğince serin yerde saklanmıştır.

Laboratuara getirilen toprak örneklerinden yaklaşık 500 gr alınarak kurutma kâğıtlarının üzerine yayılmıştır. Üzerine örnek numaralarını belirten notlar konulmuştur. Etüvde (Wtb-Binder) yaklaşık 3 gün boyunca 105⁰C'de kurutulmuştur.

Kurutma işlemi tamamlandıktan sonra toprak örneklerini öğütme işlemine geçilmiştir. Örneklerde gözle görülebilen taş parçaları ve büyük organik materyaller ayrıştırılmıştır. Hacettepe Üniversitesi, Maden Bölümünü cevher hazırlama laboratuvarında öğütme havanı kullanılarak örnekler 2 mm'lik kasnaklarda ezilip ufalanmıştır.

Öğütme işlemine tabi tutulan toprak örnekleri, homojenlik sağlaması için 2 mm (10 mesh)'lik elekten geçirildi. Eleğin altında kalan toprak numaralandırılmış kilitli poşetlerde muhafaza edildi.

Organik Madde Tayini:

Toprakta organik madde miktarı yakma yöntemine göre, fırında (Nüve MF 120) 105°C sıcaklıkta 2 saat süre ile kurutulmuştur daha sonra 360 °C'de yakılma sonunda, toprak örneğinde belirlenen ağırlık kaybını dikkate alarak belirlenmiştir. Soğuyan örnekler 0,1 g hassasiyetle tartılıp bulunan değer aşağıdaki formüle göre hesap edilmiştir (Recommended Chemical Soil Test Procedures,1998).

$$\%Organik\ madde = \frac{(105^{\circ}C'deki\ kuru\ ağırlık) - (360^{\circ}C'deki\ kuru\ ağırlık) \times 100}{105^{\circ}C'deki\ kuru\ ağırlık} \quad (3.4)$$

pH Tayini:

Toprak-Su (1:1)'lik karışımda pH belirlenmesi yöntemine göre, kullanılan süspansiyonda toprak:su oranı 1:1 alınarak WTW pH 330/set-1 pH Meter aletinde ± 0.01 duyarlılıkla pH tayin edilmiştir (Peech et al., 1947).

Kuru Yakma Metodu:

Hazırlanan kuru toprak örneklerinden yaklaşık 0.9-1.2 gr toprak hassas tartı ile tartılıp not edildi. Tartılan toprak bu amaç için imal edilmiş teflon kaplara konuldu. Asit ile parçalanma sırasında oluşacak asit buharına dayanıklı çeker ocak içerisine konuldu. Örnekler içerisine önce 10 ml nitrik asit (HNO_3) eklendi ve kaynatmaksızın $95\pm 5^\circ\text{C}$ 'de 10-15 dk ısıtıldı. Örnekler soğuduktan sonra 5 ml daha HNO_3 eklendi ve tekrar kaynatmaksızın $95\pm 5^\circ\text{C}$ 'de 30 dk ısıtıldı. Kahverengi duman çıkışı bitene kadar HNO_3 eklendi örnek miktarı 5ml kalana kadar ısıtılmaya devam edildi. Soğutulan örneğe 2 ml deiyonize su ve 3 ml %30 H_2O_2 hidrojen peroksit ilave edildi. Bu işlem esnasında köpürme dolayı miktar kaybı olmamasına itina gösterildi. Köpürme bitene kadar 1 ml %30 H_2O_2 ilave edildi. 2 saat örnekler kaynadıktan sonra 10 ml HCl hidroklorik asit eklendi. Elde edilen numuneler vakumlu süzme düzeneğinden Whatman No:41 filtre kağıdın dan süzülerek saf su ile 100 ml' ye tamamlandı.

Yukarıda kullanılan kuru yakma metodu için Enviromental Pollution Agency (EPA)'nın Metod 3050B yöntemi izlendi.

Şartlandırma, taşıma ve tartım işlemlerinden kaynaklanabilecek hataların değerlendirilmesi ve düzeltme yapmak üzere 1 adet boş numuneyede diğer örneklerle aynı işlemler uygulanmıştır. Rapor edilen derişimler, bu şahitlerin analizlerine göre düzeltilmiş değerlerdir.

Metal analizleri için kullanılan yaprak eritme metodunun doğruluğu Certified Reference Material (CRM) kullanılarak denenmiştir. CRM eklenen boş numune, düzeltme amacıyla kullanılan boş teflon kapta hazırlanmış ve analizleri yapılmıştır. Yapılan element analizlerinin sertifikalı değerleri ile elde edilen sonuçlar

Çizelge.3.6.'de verilmiştir. Buna göre deneysel hata sınırları içerisinde elde edilen metal değerleri sonuçların sağlıklı bir değerlendirme için yeterli güvenilirlik sınırları içerisinde dir.

Çizelge.3.6.Denemeler Sırasında CRM Değerleri.

Metaller	CRM ($\mu\text{g gr}^{-1}$)	Deneysel($\mu\text{g gr}^{-1}$)
Pb	47 $\pm$ 2	45
Cu	6.6 $\pm$ 0.4	7.3
Zn	55	58.2
Cd	0.38	0.36
Mn	61 $\pm$ 3	61.96
Ni	1.7 $\pm$ 0.2	2
Fe/100	10.70 $\pm$ 0.4	10.69
Mg	0.48 $\pm$ 0.03	0.47
Ca	1.68 $\pm$ 0.06	1.65

Atomik absorpsiyon analizleri:

Metal tayini yönteminin esas ı örnekteki organik maddenin kuru, yaş yakma ya da kapalı sistem yaş yakma yöntemi kullanılarak parçalanmasını takiben elde edilen berrak ve renksiz çözeltideki metal içeriğinin konsantrasyonu belli standartlara karşı Alevli-AAS yöntemi ile ölçülmesi prensibine dayanır.

Metal analizleri Perkin Elmer AA800 model cihaz ile alevli yöntemle gerçekleştirilmiştir. Her element için üretici firma tarafından bu alet için tavsiye edilen sınır değerler içerisinde analizler yapılmıştır. Kalibrasyon eğrileri 1000 ppm Certified Standart solüsyon kullanılarak hazırlanmıştır. Hazırlanan 100 ppm'lik çalışma stokları her elementin gereksinim duyduğu limitler dahilinde kalibrasyon çözeltileri hazırlanmıştır. Kalibrasyon eğrisi limitleri dışında kalan numuneler programın da uyarısı ile gerektiği kadar seyreltilerek ölçülmüştür.

Günlük olarak 5 standart çözelti ile kalibre edilmiştir. Oluşan eğrilerin korelasyon katsayısı (r^2) 0.99'dan büyükse analize geçilmiştir. Kalibrasyon, eğrilerin oluşturulmasından hemen sonra ve her 15 örnekte kontrol edilmiştir. Sapmanın %10'dan fazla olması durumunda kalibrasyon yenilenmiştir.

Bu cihazla derişimi belirlenebilen elementlerden, Fe, Cu, Zn, Mn, Mg, Cd, Ni, Pb, Ca analizleri yapıldı. Kalibrasyon eğrisi limitleri dışında kalan yüksek konsantrasyonlu numuneler programında uyarısı ile gerektiği kadar seyreltilerek ölçülmüştür. Nispeten düşük oranlar, trafikten kaynaklanan element emisyonlarının düşüklüğünden kaynaklanmaktadır. Her element için ölçülebilecek alt limit Çizelge.3.7.'de verilmiştir.

Çizelge.3.7. Element analizi için ölçülebilecek alt limit değerler.

Element	Fe	Cu	Zn	Mn	Mg	Cd	Ni	Pb	Ca
Min.Okuma Limiti(mg l^{-1})	0.11	0.077	0.018	0.052	0.0078	0.028	0.15	0.45	0.092
Max.Okuma Limiti(mg l^{-1})	6	5	1	2	0,5	2	2	20	5

Ancak hem toprak hem de yaprak örneklerinde Na^+ ve K^+ miktar tayini için, Hacettepe Üniversitesi Biyoloji Bölümünde bitki fizyolojisi laboratuvarı kullanılmıştır. Toz halindeki her örnekten 0.1 g tartılarak kaynatma tüplerine alınmış ve üzerlerine 10 ml HNO_3 eklenerek, 95°C 'deki sıcak su banyosunda 1 saat bekletilmiştir. Elde edilen ekstrakt Whatman No.2 filtre kâğıdından süzölmüş ve tüpte kalan örneğe 10 ml HNO_3 eklenerek aynı işlem tekrarlanmıştır. Sonuç olarak, süzülen ekstraktlar 30 ml' ye tamamlanmış ve alev fotometrisi Eppendorf Flame Photometer ile Na^+ ve K^+ miktarları tespit edilmiştir (Taleisnik et al., 1997).

3.4.4. Fotosentetik Pigment Miktarı Tayini

Seçilen istasyonlardaki ağaçlardan toplanan yaprak örneklerinin bir kısmı kurutulup ilerde yapılacak olan elemental analiz için saklanırken diğerk bir kısmı ise pigment (klorofil a., klorofil b., toplam klorofil ve karotenoid pigmentleri) tayinleri için kullanılmıştır.

Yaprak dokularındaki klorofil ve karotenoid miktarı Lichtenhaler (1987)'e göre belirlenmiştir. 0.1 g yaş yaprak dokusu örnekleri 1 ml %100'lk aseton içerisinde bir hafta bekletilmiştir. Supernatantın absorbansı 661.6 , 644.8 ve 470 nm'de, her bir örnek için dört tekrarlı olacak şekilde okunmuştur. Klorofil a, klorofil b, toplam klorofil ve karotenoid miktarı aşığıdaki eşıtliğı göre hesaplanmıştır ($\mu\text{g ml}^{-1}$).

$$Kl\ a = (11.23 \times A_{661.6}) - (2.04 \times A_{644.8}) \quad (3.5)$$

$$Kl\ b = (20.13 \times A_{644.8}) - (4.19 \times A_{661.6}) \quad (3.6)$$

$$\text{Toplam klorofil} = (7.05 \times A_{661.6}) + (18.09 \times A_{644.8}) \quad (3.7)$$

$$\text{Karotenoid} = [(1000 \times A_{470}) - (1.9 \times k_{la}) - (63.14 \times k_{lb})]/214 \quad (3.8)$$

Bu eşıtlikten elde edilen sonuçlar ile mg/g yaş doku cinsinden fotosentetik pigment miktarları belirlenmiştir.

3.4.5. Yaprak dokularının yaş ve kuru ağırlıklarının tayini

Yaprak dokularının yaş ve kuru ağırlık tayinleri için, seçilen istasyonlardaki ağaçlardan toplanan yaprak örnekleri toplandıktan hemen sonra hassas terazide tartılmış ve veriler kaydedilmiştir. Ardından laboratuara getirilen yaş yaprak örnekleri numaralarını belirten cam beherlere konulmuş ve Etüvde (Wtb-Binder) yaklaşık 3 gün boyunca 105⁰C'de kurutularak, kuru ağırlıkları ölçülmüştür.

Buna göre, yaprak dokusundaki % su miktarı aşığıdaki formüle göre belirlenmiştir:

$$\% \text{ su miktarı} = [(\text{Yaş Ağırlık} - \text{Kuru Ağırlık}) / \text{Yaş Ağırlık}] \times 100 \quad (3.9)$$

Spesifik yaprak ağırlığı (1cm² yaprak alanı başına düşen kuru madde miktarı) (Pandey and Pandey, 1994), alanları yukarıda belirtildiği şekilde hesaplanmış yaprakların kuru madde miktarları, yaprak alanlarına oranlanarak hesaplanmıştır.

3.4.6. Yaprak alanı ölçümleri

Yaprak alanı ölçümleri için, toplanan yaprakların fotokopileri çekilmiş ve bunlar scanner yardımı ile bilgisayar ortamına aktarılmıştır. Görüntülerin zemin ile oluşturdukları kontrast üzerinden hesaplama yapan bir bilgisayar programı olan SHAPE (Iwata and Ukai, 2002) ile yaprakların ışık absorblayan alanlarının hesaplanması mümkün olmuştur. Bunun için programa 1 cm²'lik ölçek tanıtılmış ve hesaplamaların cm² üzerinden yapılması sağlanmıştır.

3.4.7. Toprak örneklerinde PAH ve PCB ölçümleri

PAH ve PCB analizleri için hazırlanan toprak örnekleri Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'ne yollanmıştır. Toprak örneklerinde kalıcı organik bileşiklerin (PAH, PCB ve DDT) analizleri için kullanılan metod kısaca şu şekilde özetlenebilir;

Toprak örnekleri, içerisindeki taş, bitki parçaları ve diğer yabancı maddeleri ayırmak amacıyla 0.5 mm elekten geçirilmiştir. Tüm örneklere analize hazırlama işlemleri başlangıcında bilinen miktarlarda internal standartlar ilave edilmiştir. Kalıcı organik kirletici'lerin analizi için 5 g toprak örneği, 50 ml aseton:hekzan (1:1) karışımı içerisinde bir gece bekletildikten sonra, 30 dakika süreyle ultrasonik ekstraksiyona tabi tutulmuştur. Ekstraksiyon sonrasında örnekler döner buharlaştırıcıda yoğunlaştırma ve solvent değiştirme işlemine tabi tutulmuştur. Bu işlemlerden sonra temizleme kolonundan geçirilen örnekler 35 mL petrol eteri (PE) ve 25 mL DCM kullanılarak iki fraksiyona ayrılmıştır (Fraksiyon 1-PBDE, klorlu naftalinler-PCN'ler ve PCB'ler, Fraksiyon 2-PAH'lar ve klorlu pestisitleri içermektedir). Örnekler daha sonra yoğunlaştırma (1 mL) ve solvent değiştirme

(son faz hekzan olmak üzere) işlemlerine tabi tutularak analize hazır hale getirilmiştir.

Toprak örneklerindeki PAH ve PCB'ler elektron etkisiyle İyonlaştırma yöntemi kullanılarak analizlenmişlerdir. PAH ve PCB analizinde Agilent 6950 N marka GS Agilent kullanılan kapiler kromatografi kolonu ise HP5-ms'dir (30 m, 0.25 mm, 0.25 µm). Taşıyıcı gaz olarak yüksek saflıkta helyum, iyonizasyon gazı olarak da metan kullanılmıştır.

Analitik metodun geri kazanım verimini izlemek için ekstraksiyon işlemi öncesinde tüm örneklerle PAH ve PCB internal standartları eklenmiştir. Internal standartların ortalama geri kazanım verimleri %60±11 (acenaphthene), %62±10 (phenanthrene), %65±12 (chrysene), %65±10'dür (perylene), %91±15 (PCB-14), %80±11 (PCB-65), %74±10 (PCB-166). Enstrümantel saptama limitleri, kalibrasyon eğrileri ve sinyal/gürültü oranı 3 olan piklerin alanları kullanılarak belirlenmiştir. 1 µl'lik enjeksiyonda ölçülebilir PAH miktarı 0.15 ve PCB miktarı 0.1 pg'dır. Örneklem ve analize hazırlama aşamasında oluşabilecek kontaminasyonları belirlemek için şahit örnekler (blank) analizlenmiştir. Metodun saptama limiti (LOD), ortalama blank değerine standart sapmasının 3 katı eklenerek hesaplanmıştır.

Blank'lerde bulunan miktarların örneklerde bulunan miktarlara oranı PAH ve PCB'ler için <%10'dur. Analizlenen maddelerin örneklerdeki miktarları blanklerde bulunan değerler çıkartılarak hesaplanmıştır.

Analize hazırlama işlemlerinin ve enstrümantel analiz yöntemlerin detayları daha önce yayınlanan çalışmalarda (Bozlaker, 2002; 2008) yer almaktadır.

4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

4.1. Örnekleme Alanının Meteorolojik Ve İklimsel Özellikler

Meteorolojik parametrelerin tam ve doğru izlenmesi atmosfer kalitesinin anlaşılması için başlıca gereksinimlerden biridir. Kirleticilerin kimyasal reaksiyonları hava şartlarından (kısa dalga boylu radyasyon, hava sıcaklığı, rüzgar hızı, rüzgar yönü, ve relative nem) etkilenmektedir (Elminir, 2005). Kentlerdeki hava kalitesinin çeşitli meteorolojik faktörlerin kombinasyonu ile ilişkili olduğu bilinmektedir. Hava kalitesi sadece kirleticilerden değil meteorolojik faktörlerden de etkilenmektedir (Gupta et al., 2007).

İstanbul genelinde, yaz ayları genellikle sıcak geçer, kış ayları bölgeyi etkisi altına alan sistemlere bağlı olarak fazla soğuk geçmeyen İstanbul, Akdeniz ikliminin özelliklerini taşıyor görünse de, Marmara Denizi ve İstanbul Boğazı'nın etkisiyle farklı özellikler taşır. Kış aylarında Karadeniz'den gelen soğuk-kuru hava kütlesi ile Balkanlar'dan gelen soğuk-yağışlı hava kütlelerinin özellikle Akdeniz'den gelen ılık ve yağışlı güneyli hava kütlelerinin etkisi altındadır.

Bütün ilde Karadeniz'in soğukça yağışlı (poyrazlı) havasıyla Akdeniz'in ılık (Iodoslu) havası birbirini izler. İlde yaz-kış, gece-gündüz arasında büyük ısı farkları görülmez.

Bu çalışmanın yapıldığı 12 aylık bir süre boyunca örnekleme yapılan tarihlerde İstanbul Kartal-Cevizli Meteoroloji istasyonuna ait meteorolojik veriler, Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü'nden temin edilerek her bir örnekleme periyodu için hesaplanmıştır.

İstanbul içinde bulunduğu coğrafi konum nedeniyle gerek sıcak ve gerekse soğuk dönemde Türkiye'yi etkileyen hava kütlelerinin tamamının etkisi altındadır. İstanbul Kartal-Cevizli istasyon verilerine göre yıllık ortalama nem oranı %70 dir. Bu oran yaz aylarında düşme göstermektedir.

Yıllık sıcaklık ortalaması 15,5°C'dir. Örnekleme genelinde en sıcak aylar Haziran ve Ağustos, en soğuk aylar ise Aralık ve Ocak aylarıdır.

Çizelge.4.1. Örnek toplama dönemindeki meteorolojik veriler.

Aylar	Ort. Sıcaklık (°C)	Ort. Nem (%)	Yağış Durumu (Gün sayısı/Türü)
Aralık2007	9.72	78.39	4/Yağmur sağanağı
Ocak2008	5.22	71.02	5/Yağmur-Kar
Şubat2008	10.59	68.31	4/Yağmur sağanağı
Mart2008	11.76	65.52	3/Yağmur sağanağı
Nisan2008	15.52	68.82	-
Mayıs2008	18.82	53.85	-
Haziran2008	24.75	60.04	-
Ağustos2008	25.14	61.09	-
Eylül2008	18.52	73.26	-
Ekim2008	16.18	73.43	-
Kasım2008	13.57	76.00	-

Örnekleme tarihleri meteorolojik koşullardan etkilenmenin en aza indirilmesi için meteorolojik tahminlerden yararlanılarak yağışsız dönemler seçilmeye çalışılmıştır. Ancak örnekleme periyodunda İstanbul'da Aralık, Ocak, Şubat ve Mart aylarında yağmur ve kar yağışı görülmektedir. Genellikle yağmur yağışı yoğunluk kazanmaktadır. Ortalama kar yağışlı günler sayısı 4 gündür.

Rüzgâr yönü, hızı ve karışım yüksekliğinin (sabah ve öğleden sonra) belirlenmesi için, Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü İstanbul Kartal-Cevizli gözlem ve meteoroloji istasyonundan verileri temin edilmiştir. Bu verileri doğrultusunda örnekleme periyotları süresince hava özellikleri tespit edilmiştir. Çizelge.4.2.'de

çalışmanın yapıldığı günlere ait sabah karışım yüksekliği (sky) ve öğleden sonraki karışım yükseklikleri (oky) ile ölçüm yapılan günler süresince hesaplanan ortalama karışım yükseklikleri ile hakim rüzgar yönü ve hızları da verilmiştir.

Çizelge.4.2. Örnekleme yapıldığı zamanki karışım yüksekliği, ort. rüzgar hızı, hakim rüzgar yönü ortalama değerleri.

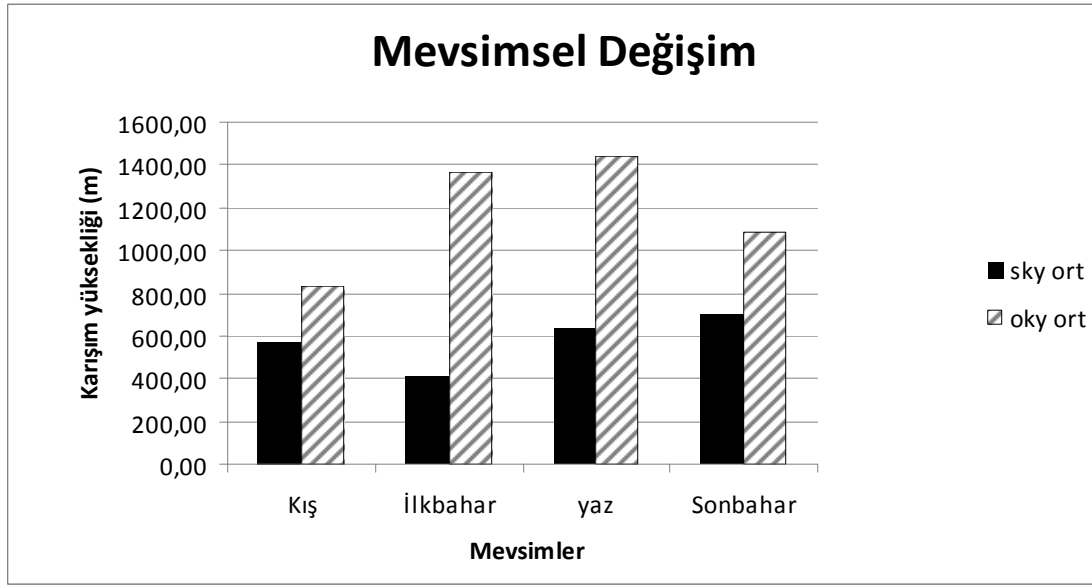
Örnekleme Tarihleri	Karışım Yüksekliği		Ort. Rüzgâr Hızı(m/sn)	Hakim Rüzgar Yönü
	Sabah Karışım Yüksekliği (sky)	Öğleden sonra Karışım Yüksekliği (oky)		
08.12.2007-15.12.2007	720.14	919.29	2.3	NE
19.01.2008-31.01.2008	879.69	867.77	2.3	NE
22.02.2008-03.03.2008	122.18	723.91	1.6	WNW/NE
22.03.2008-05.04.2008	566.50	1459.93	2.0	NE/N
21.04.2008-28.04.2008	495.13	938.00	2.0	NE
13.05.2008-20.05.2008	169.00	1701.63	1.6	NE
14.06.2008-21.06.2008	460.13	1567.38	1.9	NE
02.08.2008-10.08.2008	819.78	1305.78	2.7	NE
17.09.2008-24.09.2008	971.38	1358.88	2.04	NE
29.10.2008-08.11.2008	448.00	710.78	2.35	NE-ENE
08.11.2008-16.11.2008	684.25	1191.75	1.65	NE-ENE

Sabah karışım yüksekliğinin en düşük olduğu tarihler 122 m ile 22.02.08-03.03.08 tarihleri arasında Şubat periyodu ölçümlerin yapıldığı günlerde izlenmiştir. Öğleden sonra karışım yüksekliğinin en düşük olduğu tarih 29.10.08-08.11.2008 tarihinde 710 m ile Ekim ayı periyodu ölçümlerinin yapıldığı günlerde izlenmiştir.

Sabah karışım yüksekliğinin en yüksek olduğu tarih olan 971 m ile 17.09.08-24.09.08 tarihinde eylül ayı periyodu ölçümlerin yapıldığı tarihte; öğleden sonra karışım yüksekliğini en yüksek olduğu zaman 1701 m ile 13.05.08-20.05.08 tarihinde Mayıs ayı ölçümleri yapıldığı tarihe denk gelmektedir.

Sabah karışım yüksekliğinin en düşük olduğu ilkbahar (566, 495, 169 m ile sırasıyla Mart, Nisan, Mayıs) örnekleme tarihlerinde gözlenmiştir. İlkbahar dönemi ölçümlerinin gerçekleştirildiği dönemde gözlenen ortalama sabah karışım yüksekliği 410 m ile diğer dönemlere göre düşük değerlerde olduğu dikkat çekmektedir. Ortalama 701 m ile sonbahar döneminde en yüksek sabah karışım yüksekliği ölçülmüştür.

Öğleden sonra karışım yüksekliğinin en düşük olduğu dönem ortalama 837 m ile kış ölçümlerinin yapıldığı dönemdir. Yaz periyodunda öğleden sonraki karışım yüksekliği ortalama 1437 m ile en yüksek öğleden sonra karışım yüksekliği ölçülmüştür.

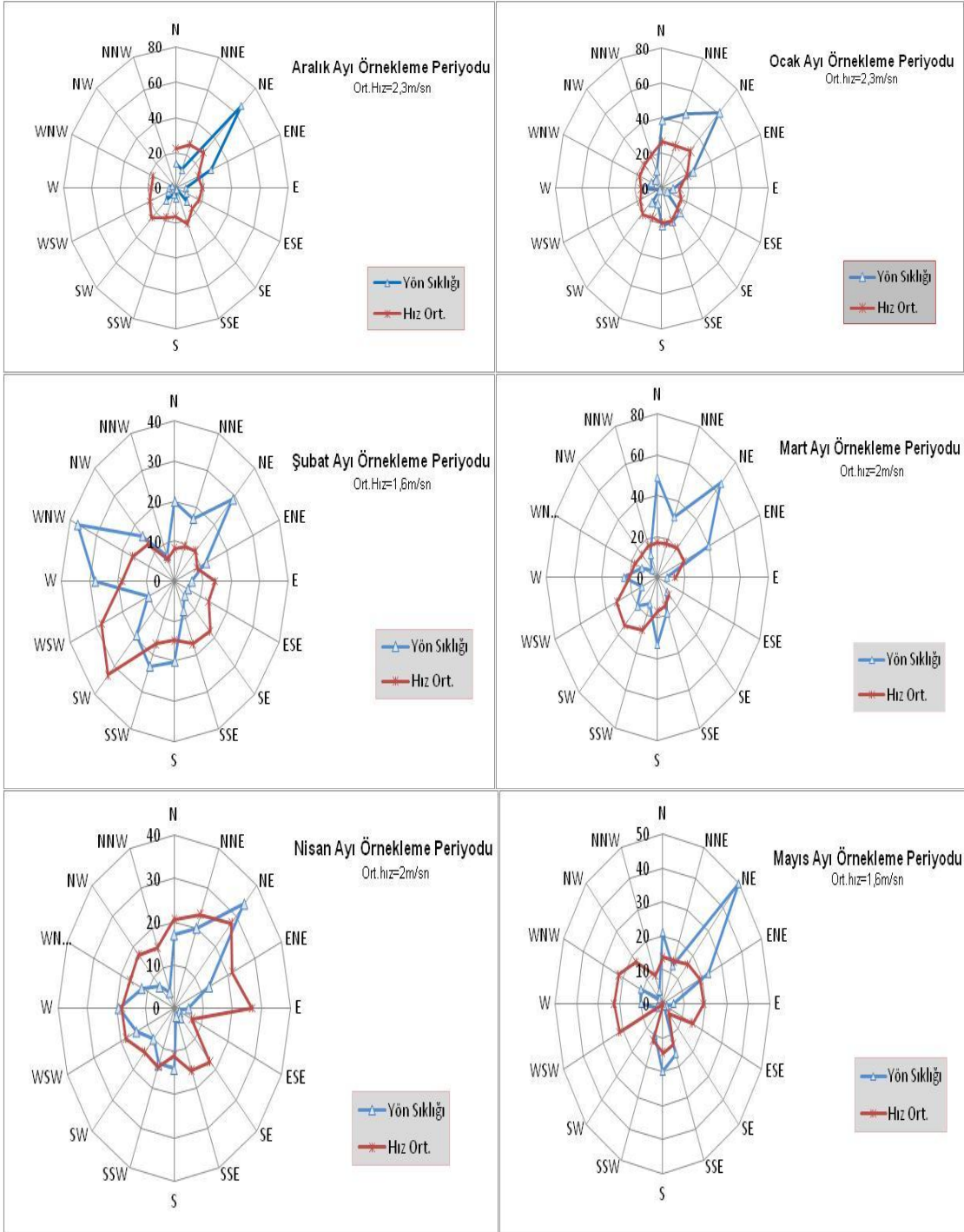


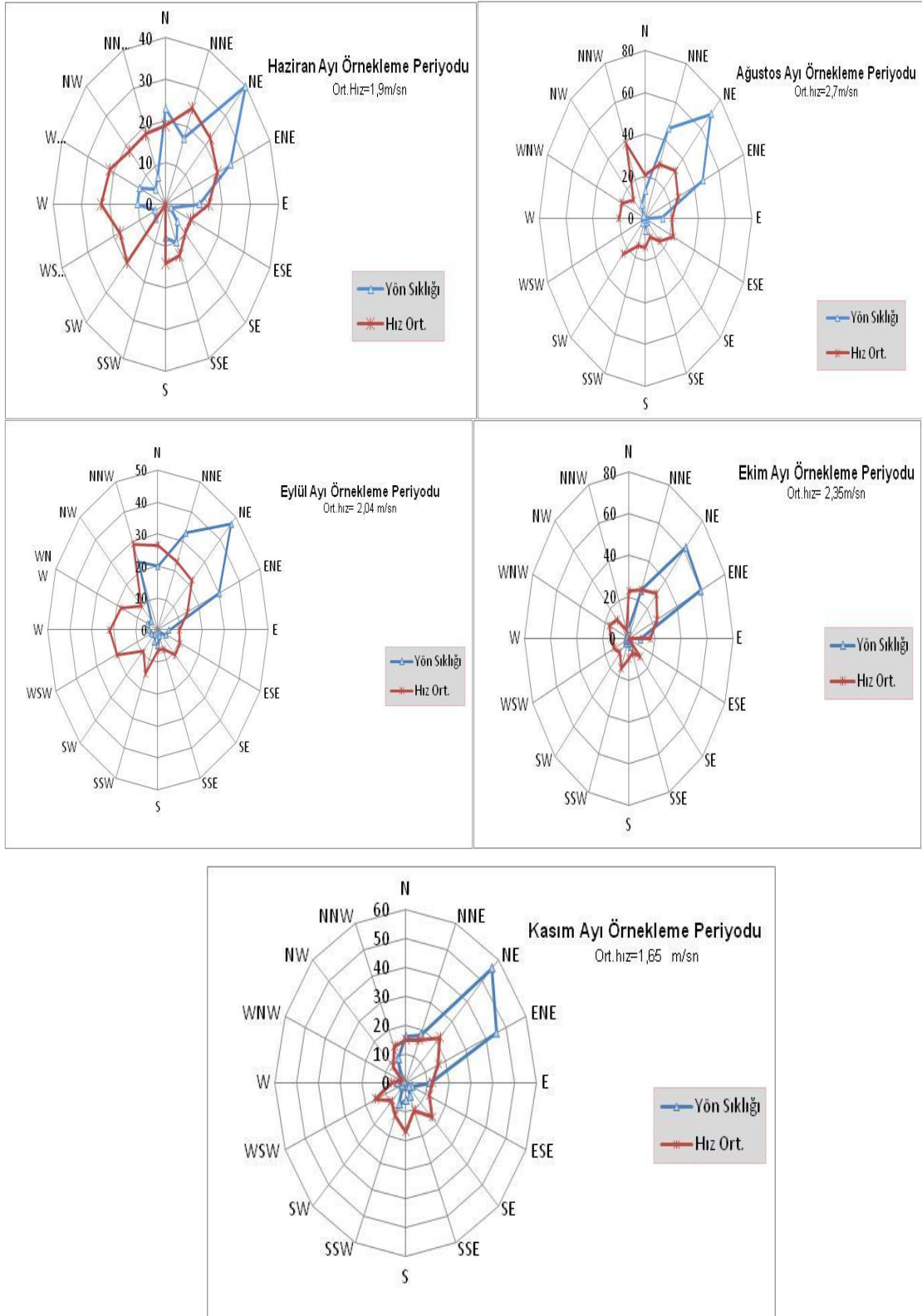
Şekil.4.1. Örnekleme çalışmalarının örtüştüğü tarihlerdeki mevsimsel karışım yüksekliği değişimi .

Örnekleme tarihine bağlı değişmekle beraber genel olarak İstanbul için sabah ve öğlen saatlerinde karışım yüksekliği, kış aylarında daha düşük olarak gözlenmektedir. Yaz dönemi örnekleme tarihine bağlı olarak 888 - 894 m civarında olduğu görülmektedir.

Rüzgâr yatay hava hareketi olup, kirleticilerin taşınması, dağılımı ve seyrelmesinde önemli rol oynar. Rüzgâr hızı arttıkça kirlilik konsantrasyonu azalır. Kirleticiler rüzgârın estiği yönde hareket edip yayıldığı için rüzgâr yönü de önemlidir.

Şekil.4.2'de örnekleme tarihlerinde gözlenen ortalama rüzgar yönleri ve ortalama rüzgar hızları ile dönem boyunca gözlenen rüzgar yönünden bağımsız ortalama rüzgar hızları il bazında verilmiştir.





Şekil.4.2. Aralık 2007- Kasım 2008 dönemi rüzgâr gülleri.

Aralık 2007 - Kasım2008 dönemleri arasında çalışmanın yapıldığı tarihlerde genel olarak hakim rüzgar yönü KD (Kuzeydoğu) yönünden esmiştir. Ortalama rüzgâr hızı ise 1.6 m/sn ile 2.7 m/sn arasında değişmiştir.

Buna göre, yaz dönemi (Nisan - Eylül) örneklemelerinde rüzgârın sıklıkla NE yönünden, kış dönemi (Ekim - Mart) için ise KD ve GB (Güney - Batı) yönlerinden de rüzgâr estiği görülmektedir.

4.2. NGB Bahçesinde Gözlenen Hava Kirleticisi Düzeyleri

NG Botanik Bahçesi'nde Aralık 2007 - Kasım 2008 tarihleri arasında gözlenen hava kirleticilerinin yıllık ortalama, standart sapma, medyan minimum ve maksimum değerleri ölçüm periyodunda gözlenen nem, sıcaklık ve yağışlı gün sayısı Çizlege.4.3.'de verilmektedir. Çalışma kapsamında gözlenen inorganik gaz fazı hava kirleticilerinden SO₂, bölge genelinde en düşük düzeyde gözlenen kirleticisi olmuştur. Bölge genelinde gözlenen NO₂ ise diğer gaz fazı inorganik hava kirleticileri içinde en yüksek düzeyde gözlenen kirleticisi olmuştur. Bölgede gözlenen uçucu organik bileşikler içinde en yüksek konsantrasyona sahip olan bileşik toluen, en düşük düzeyde gözlenen ise etilen olmuştur. Örnekleme periyotları arasındaki hava sıcaklığı ortalaması 15.5⁰C, nem ortalaması ise %68 olmuştur. Bölge genel olarak ılıman ve nemli bir iklim özelliğine sahip bir yerdir.

Çalışmanın sonraki kısımlarında her bir ölçülen kirleticinin aylık, mevsimlik ve bölgesel dağılımı ve kirleticilerin birbirleriyle olan ilişkileri verilmektedir.

Çizelge.4.3.Bölge genelinde ölçülen hava kirleticilerinin aylık, yıllık ortalamaları, standart sapması, minimum, maksimum ve medyan değerleri ile örnekleme periyodu sırasındaki sıcaklık, nem, yağışlı gün sayısı.

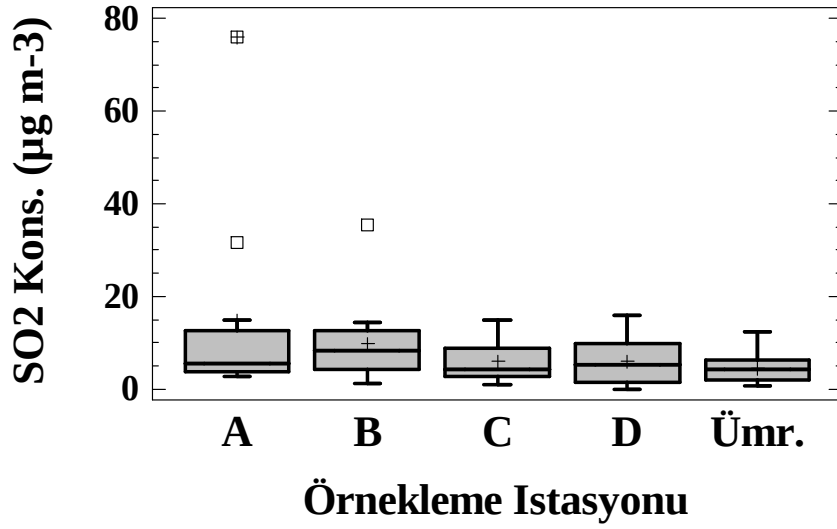
	SO ₂ (µg m ⁻³)	NO ₂ (µg m ⁻³)	O ₃ (µg m ⁻³)	UOB (µg m ⁻³)				Nem (%)	Sıcaklık (°C)	Yağışlı Gün Sayısı
				Etilen	Ksilen	Benzen	Toluen			
Aralık	4.3	62.3	14.8	1.5	2.7	3.28	8.17	78.4	9.7	4
Ocak	24.3	64.4	17.8	1.3	7.3	6.0	20.8	71	5	3
Şubat	12.8	76.3	19.1	8.2	18.2	10.8	76.3	68	10.5	2
Mart	11.2	79.1	43.2	2.5	4.2	4.7	22.3	65	12	6
Nisan	15	67.3	39.6	0.6	1.9	1.6	10.8	69	15.5	4
Mayıs	2.92	65.93	32.48	0	1.04	0.6	16	54	19	2
Haziran	13.5	63.6	58.01	-	-	-	-	60	25	-
Ağustos	3.6	47.78	88.9	-	-	-	-	61.1	25.14	-
Eylül	7.28	47.21	20.44	-	-	-	-	73.3	18.5	-
Ekim	5.1	59.15	14.46	-	-	-	-	73.5	16.2	-
Kasım	1.23	59.86	14.11	-	-	-	-	76	13.6	-
Yıllık Ort.±SS	9.1±12.5	63±18.7	33±24.2	2.4±3	5.9±6.2	4.6±3.8	25.7±24.4	68±7.5	15.5±6.2	-
Max	76	114.5	108.6	11	22	13	91.5	-	-	-
Min	0	29	4.8	0.15	0.3	0.37	0.68	-	-	-
Medyan	5.56	61.2	22	1.56	3.5	3.9	19.3	-	-	-
Örnek Sayısı (n)	44	44	44	24	24	24	24	-	-	-

4.2.1. SO₂ Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değişimleri

NG Botanik Bahçesi'nde belirlenmiş olan dört örnekleme noktasında ölçülen aylık, yıllık ortalama SO₂ konsantrasyonları ile mevsimsel ortalamaları Çizelge.4.3.'de verilmektedir. Ölçüm yapılan dönemde bölge genelinde ortalama kükürt dioksit değeri $9.2 \pm 12.5 \mu\text{g m}^{-3}$ (ortalama $\pm$ SS)'dür. En yüksek değer Ocak ayında A noktasında ($76.04 \mu\text{g m}^{-3}$), en düşük değer ise Ağustos ve Kasım aylarında D noktasında ($< \text{LOD} \mu\text{g m}^{-3}$) ölçülmüştür.

Dış ortamda gözlenen SO₂ kirleticisinin ana kaynağı fosil yakıtların yakılması, metal ergitilmesi ve dizel motorlu araç emisyonlarıdır (Fenger, 1999; Brains, 1996; 2008; Ebel, 2001; Moldan and Hak, 2007). SO₂ konsantrasyonları ölçümü gerçekleştirilen diğer kirleticiler içerisinde botanik bahçesinde ölçülenlerin arasında en düşük seviyelerdeki kirletici olmuştur. SO₂ konsantrasyonlarının NG Botanik Bahçesi'nde ölçüm yapılan örnekleme istasyonları ile İstanbul Büyükşehir Belediyesince işletilen, ölçüm bölgesine en yakın hava kalitesi istasyonu olan Ümraniye'de aynı periyotlarda yapılan ölçümlerin ortalaması Şekil.4.3.'de verilmektedir. Şekil.4.3.'de görülebileceği gibi, istasyonlar arasında SO₂ açısından yıllık ortalamalar bakımından herhangi bir farklılık tespit edilmemiştir ($p > 0.05$). İstanbul Büyükşehir Belediyesince işletilen Ümraniye istasyonunda otomatik SO₂ analizörü ile elde edilen sonuçlar ile bölgede ölçülen değerlerle uyumlu olarak tespit edilmiştir ($4.52 \pm 3.3 \mu\text{g m}^{-3}$ (ortalama $\pm$ SS)). Bahçe genelinde tüm yıl boyunca gözlenen düşük seviyedeki SO₂ konsantrasyonları bölgede SO₂ kirliliğine sebep olacak herhangi bir kaynağın var olmadığını göstermektedir. Gözlenen SO₂ seviyesi Dünya Sağlık Örgütü'nce (WHO, 2005) kırsal alanlar için belirlediği temel SO₂ konsantrasyonu olan $5 \mu\text{g m}^{-3}$ biraz üstünde olup, herhangi bir etki yaratması söz konusu değildir.

Gözlemlenen SO₂ difüzyon tüp sonuçları, ilgili ulusal standartlar (HKDYY) ile karşılaştırıldığında da kriter olan $150 \mu\text{g m}^{-3}$ 'den oldukça düşük olduğu görülmektedir. Bu durumda genel olarak çalışma bölgesindeki bütün sahalar için SO₂ konsantrasyonlarının, hem ulusal hem de uluslararası standartları sağladığı söylenebilir (Bkz. Çizelge 2.5).



Şekil.4.3. NG Botanik Bahçesi'nde Örnekleme İstasyonları ile Ümraniye Hava Kalitesi İstasyonunda gözlenen yıllık SO₂ konsantrasyonlarının değişimi.

Burada, kutunun alt çizgisi verinin %25'ine denk gelen konsantrasyonu ve üst çizgi %75'lik kısmı içermekte, dolayısıyla değerlerin %50'si bu kutu içinde yer almaktadır. Kutu içerisindeki yatay çizgi medyanı ve kutu uzunluğu da orta parça (inter-quartile) mesafesini göstermektedir. Bu mesafe ise %75 ile %25'in arası kadardır. Kutunun dışında bulunan üstündeki ve altındaki çizgiler merkezden uzak olmayan en büyük ve en küçük değerler dizisini belirtmektedir.

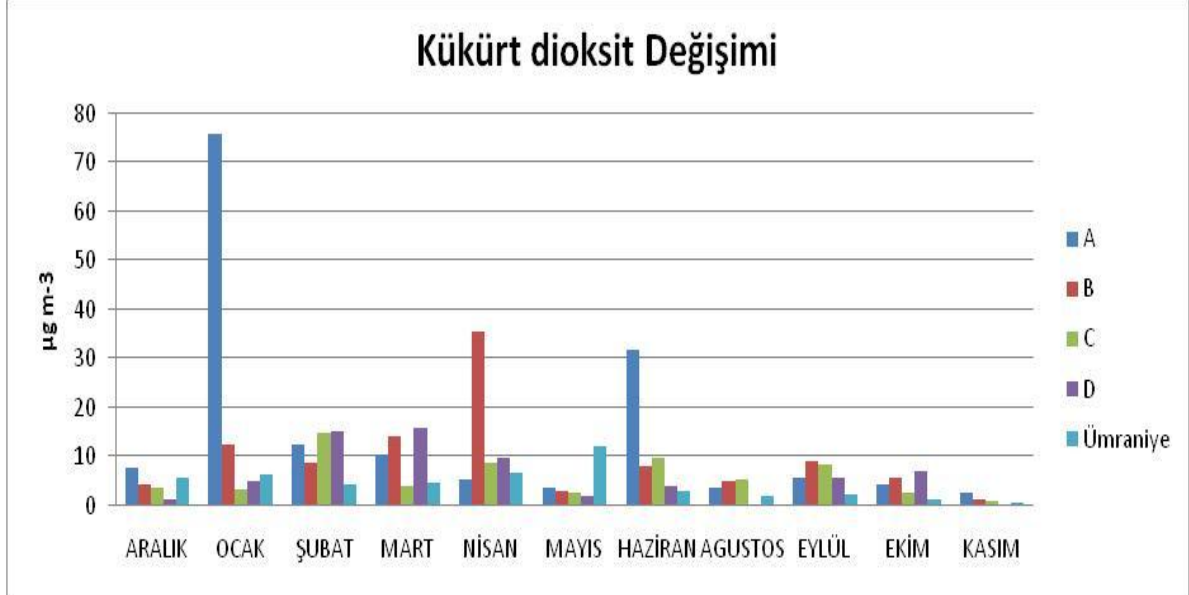
Avrupa'da 1960'lardan, ülkemizde ise 1990'lı yılların başından bu yana, kentsel hava kirliliği probleminin çözümü için yüksek kükürt içerikli kömür kullanımından vazgeçilerek, doğalgaz gibi alternatif ısınma kaynaklarının kullanımıyla SO₂ seviyelerinde önemli iyileştirmeler sağlanmıştır (WHO, 2005). Yapılan bir çok çalışmada Avrupa ve Kuzey Amerika ülkelerindeki (Baldasano, 2003; Fenger, 1999; Jimenez, 2003; Kimmel, 2002) SO₂ düşüşü izlenmiştir. Jimenez (2002)'in İspanya'nın Madrid şehrinde yaptığı bir çalışmada evsel ısınma amaçlı kullanılan yakıtın 1980'lerden itibaren kömürden, doğalgaz, güneş enerjisi ve elektrik gibi alternatif yakıt türlerine geçişi ile gözlenen 120-160 µg m⁻³ SO₂ konsantrasyonları 1990'ların başından itibaren kış döneminde 50 yaz döneminde ise 10 µg m⁻³'e kadar düşüşler izlenmiştir. Brains (2008)'in Prag'ta yaptığı çalışma da 1990

yılında 25000 ton/yıl SO₂ emisyonu ölçülürken kullanılan yakıt türünün değişmesiyle 2005 yılında bu miktar yaklaşık 2500 ton/yıl miktarına kadar düşmüştür.

Devlet İstatistik Enstitüsünün verilerine göre, İstanbul ilinde doğalgaz kullanımından önce gözlenen SO₂ konsantrasyonları kış döneminde 250 µg m⁻³ civarında gözlenirken, doğal gaz kullanımının yıllar içinde artması sonucu hızla azalarak 2002 sonu itibariyle 19 µg m⁻³'e, 2007 yılı sonu itibariyle ortalama 13 µg m⁻³'e kadar düşmüştür. 2008 yılı içinde gözlediğimiz ortalama 9.2 µg m⁻³ İstanbul ilinde SO₂ kirleticisi açısından iyileşmenin devam ettiğini göstermektedir. Benzer durum doğalgaz kullanımının yaygınlaştırıldığı veya düşük kükürt içerikli kömür kullanımının sağlandığı bir çok ilimiz içinde geçerlidir (Özsoy 2000; Akkoyunlu, 2002; Okay, 2002). 2003-2004 yıllarında Kütahya, Çorum, Bingöl, Bursa, Kayseri, G.antepp kentlerinde ısınma amaçlı kullanılan yakıtlar doğalgaz veya düşük kükürt içerikli kömür kullanımına başlanmıştır. Son 6 yıl boyunca gözlenen ortalama değerlere bakılarak, SO₂ emisyon konsantrasyonlarının ortalamalarında belirgin ölçüde azalmalar sağlandığı söylenebilir (sırasıyla 2003 yıllı SO₂ konsantrasyonları 128, 96, 110, 84, 70, 84 µg m⁻³; sırasıyla 2008 yıllı SO₂ konsantrasyonları 49, 26, 26, 10, 21, 25 µg m⁻³) (TÜİK, 2009).

Çizelge.4.3. ve Şekil 4.4.'den görülebileceği gibi örnekleme istasyonlarında ölçülen aylık SO₂ konsantrasyonlarının değişimi Ocak, Nisan ve Haziran aylarında gözlenen değerler dışında genel olarak 15 µg m⁻³'ün altında gözlenmiştir. Ocak ve Haziran aylarında A noktasında gözlenen 70 ve 30 µg m⁻³ SO₂ konsantrasyonları ile B istasyonunda Nisan ayında gözlenen 35 µg m⁻³'lük değerler bölge genelini etkilemeyen lokal etkilerden ötürü gözlenmiş olabilir. A ve B noktasında zaman zaman yüksek seviyelere ulaşabilen SO₂'nin kaynağı A örnekleme noktasının hemen yakınında bulunan bal arıcılığı çalışmaları olabilir. Arıcılıkta, bal hasadı yapıldıktan sonra, petek güvesine karşı, kimyasal (aluminyum, phosphide, methyl bromide, naftalin, kükürt) uygulamalar yapılmaktadır. Ülkemizde en yaygın uygulama kükürt ile yapılmaktadır; petekler askıya dizilerek içinde korlanmış mangal kömürü bulunan mangallarda veya elektrik ocaklarında toz kükürt yakılarak dumanlama yapılır. Ancak bu uygulamada peteklerde bulunan güve

yumurtaları ölmediğinden uygulama 2-3 haftalık aralıklarla bir kaç kez tekrarlanır (Akyol.,2009). NG Botanik Bahçesi'nde A bölgesi yakınında yürütölmekte olan bal arıcılığında da bu uygulamanın sıklıkla yapıldığı bilinmektedir. Zaman zaman A ve B noktalarında gözlenen yüksek SO₂ konsantrasyonlarının, bu amaçla yapılan kükört uygulamasından kaynakladığı düşünölmektedir.



Şekil.4.4. Aylık Gözlenen SO₂ konsantrasyonlarının dağılımı.

Kirleticilerin mevsimsel değişimlerini tespit etmek için, kış ve yaz dönemi olmak üzere iki mevsim incelenmiştir. Kış dönemi olarak ısınma periyodu olan Ekim-Mart ayları yılın geri kalan zamanı ise yaz dönemi olarak seçilmiştir. Hem bölge genelinde hem de örnekleme noktalarında yaz ve kış aylarında gözlenen SO₂ konsantrasyonları arasında istatistiksel olarak bir farklılık tespit edilmemiştir ($p>0.05$). Bölge genelinde mevsimsel olarak benzer ve oldukça düşük seviyede SO₂ konsantrasyonlarının ölçölmesi, NG Botanik Bahçesi'ni etkileyebilecek ısınma kaynaklı kükört emisyonlarının etkisinin bulunmadığının göstergesidir.

Çizelge.4.4.NG Botanik Bahçesi'nde gözlenen SO₂ konsantrasyonları ile literatür verileri ile karşılaştırılması.

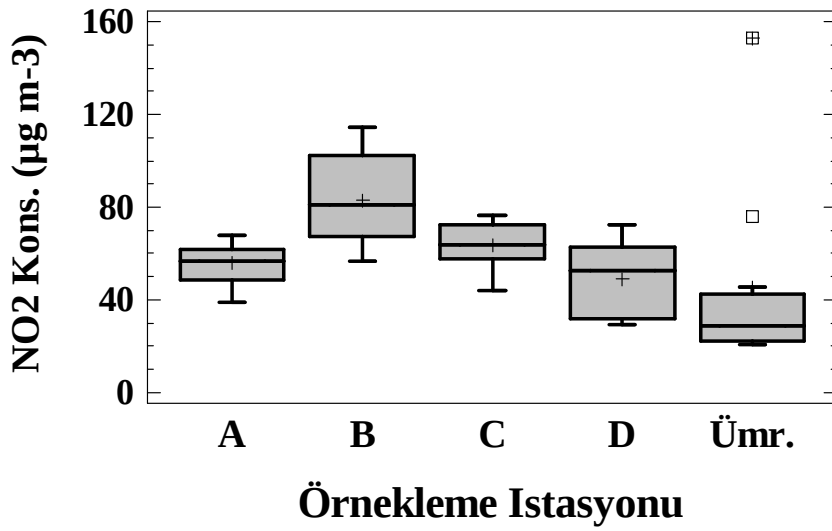
Örnekleme Noktası	SO ₂ Kons. Seviyesi (µg m ⁻³)(yıllık)	Referans
NG Botanik Bahçesi (Türkiye/İst.)	9.2	Bu çalışma
İzmir,(Türkiye)	38	DRSCH, 2005
Eskişehir,(Türkiye)	47.17	Özden, 2008
Ankara,(Türkiye)	30	DRSCH, 2005
Hindistan, Şehir merkezi	12.3	Gupta, 2008
Hindistan, Endüstriyel alan	21.3	
İspanya, (Madrid)	10-12	Jimenez, 2002
Çamkoru, (Türkiye/İst.)	1.54	Carmichael, 2003
Linan, Shang dian Zhi, Cape D'Aequier, (Çin)	35-10.25	
Oki, (Japonya)	0.85	
Petit Saut, (Fransa)	0.37	
Arembepe, (Brazilya)	0.18	
IslaRedonda, Ushuaia, (Arjantin)	<0.07	
Chiang Mai, Nakhon Sri Thammarat, (Tayland)	0.37-0.18	
Berhampur, Agra, Bhubeneswar, (Hindistan)	12-4.8	

Bu çalışma kapsamında elde edilen SO₂ konsantrasyonlarını literatürde yer alan diğer kentsel alanlarda pasif ölçüm metodu ile yapılan ölçümlerle kıyasladığımızda, NG Botanik Bahçesi en düşük konsantrasyona sahiptir. Bunu nedeni farklı iklim, topografik yapısının yanı sıra bu durum, SO₂'nin en önemli dış ortam kirletici kaynağının kömür tüketimi olduğunu doğrulamaktadır. Örnekleme

noktalarının çoğunda ısınma amaçlı olarak doğal gaz kullanıldığından ve yerleşim noktalarından uzakta olması SO₂ derişimi düşüklüğüne neden olabilir.

4.2.2. NO₂ Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değışimleri

NG Botanik Bahçesi'nde belirlenmiş olan dört örnekleme noktasında ölçülen aylık, yıllık ortalama NO₂ konsantrasyonları ile mevsimsel ortalamaları Çizelge.4.3.'de verilmektedir. Bölge genelinde gözlenen azot dioksit konsantrasyonu ortalama olarak 63±19 µg m⁻³ (ortalama±SS) düzeyindedir. En yüksek azot dioksit konsantrasyonu Mart ayında trafiğe en yakın olan B noktasında (114.54 µg m⁻³) gözlenirken, en düşük değeri Ağustos ayında bahçenin en yüksek kotuna sahip olan D noktasında (29.07 µg m⁻³) gözlenmiştir.

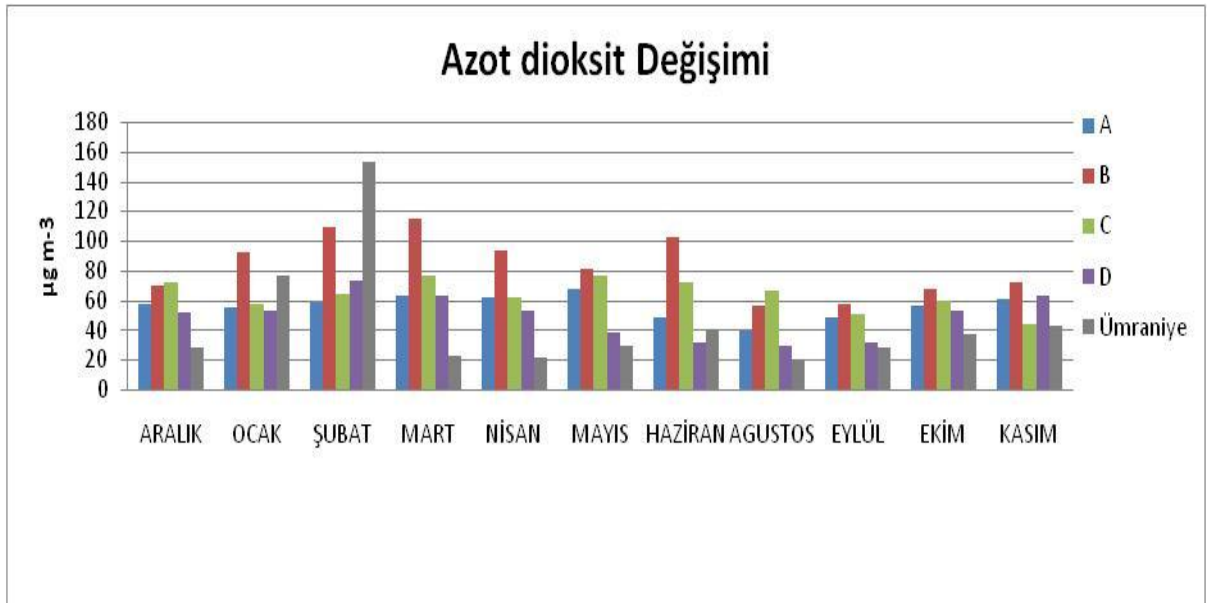


Şekil.4.5. NG Botanik Bahçesi'nde Örnekleme İstasyonları ile Ümraniye Hava Kalitesi İstasyonunda gözlenen yıllık NO₂ konsantrasyonlarının değışimi.

Dış ortamda gözlenen NO₂ kirleticisinin en büyük kaynağı trafiktir (WHO, 2005). Dünya Sağlık Örgütüncü (WHO, 2005) yapılan bir çalışmada ortalama olarak birçok büyük şehir merkezinde NO₂ kirleticisi yıllık ortalama 40 µg m⁻³'den fazla iken kırsal alanlarda bu oran 15-30 µg m⁻³ arasında değışmektedir. Parra (2009), İspanya'da ana yollara ve park alanlarına yakın yapılan 40 izleme noktalı

çalışmasında ana yollara yakın izleme noktalarının parklara yakın istasyonlara göre ortalama 10 kattan fazla NO₂ derişimi tespit edilmiştir.

Şekil.4.5.'den de görülebileceği gibi, istasyonlar arasında NO₂ açısından yıllık ortalamalar bakımından B istasyonu diğer istasyonlardan farklıdır (p<0.05). Bölge genelinde gözlenen en yüksek azot dioksit konsantrasyonu trafik emisyonlarına en yakın konumda bulunan B istasyonunda ölçülmüştür. NO₂ konsantrasyonlarının yol kenarlarına daha yakın olan B istasyonunda yüksek olduğu, yollardan uzaklaştıkça azaldığı görülmektedir. Böyle bir dağılım, trafik emisyonlarının bölgede ölçülen NO₂ seviyelerine önemli bir katkısının olduğunu göstermektedir. Ancak aynı bölgede farklı noktalarda ölçülen NO₂ konsantrasyonlarının, çevre yollardaki trafik emisyonlarından kaynaklandığını söylemek çok yanlış olmayacaktır.



Şekil.4.6. Aylık Gözlenen NO₂ konsantrasyonlarının dağılımı.

Yoğun trafiğe sahip caddelerde yapılan uluslar arası çalışmalarda da ölçülen NO₂ derişimlerine yakın değerler bulunmuştur. 2008 yılında Avusturya'da (Schnitzhofer et al.) ve 2009 yılında İngiltere'de yoğun trafik yüküne sahip caddelerde yapılan çalışma ile İspanya'da (Parra., 2009) ana yollara yakın yapılan 40 izleme noktalı çalışmada da ortalama 39-26 ppb NO₂ derişim bulunmuştur. Türkiye'deki çalışmalardan ise Topçu (2003)'nun tespit ettiği konsantrasyondan daha küçük bir

değer ölçülmüştür. Ancak Ankara ve Eskişehir'e kıyasla daha yüksek bir konsantrasyon ölçülmüştür. Bunun nedeni bu şehirlerdeki daha çok toplu taşıma ile daha az trafik yüküne, daha az nüfusa ve endüstriyel faaliyetlere sahip olmalarına bağlanabilir.

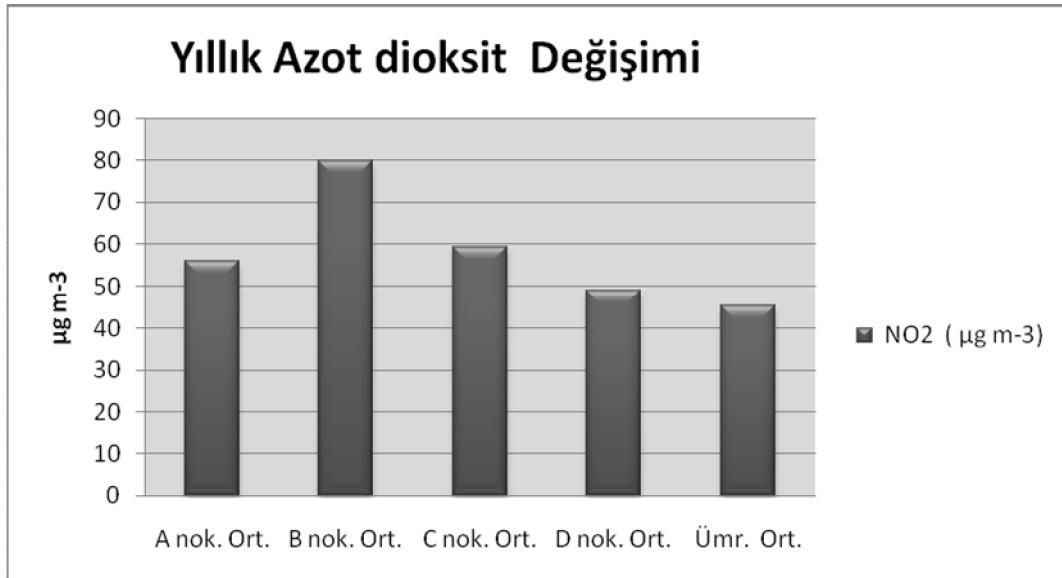
Çizelge.4.5. Azot dioksit seviyesi için daha önce yapılan benzer çalışmalar.

Örnekleme noktası	İzleme süresi	NO ₂ Seviye (ppb)	Referans
NG Botanik Bahçesi. (Türkiye/İst.)	Yoğun cadde (Yıllık)	33	Bu çalışma
İstanbul	Yoğun cadde (Yıllık)	60	Topçu, 2003
Ankara	Yoğun cadde (Yıllık)	40	MPAP, 2004
Eskişehir	Yoğun cadde (Yıllık)	22.57	Özden, 2008
Bangkok, (Thailand)	Yoğun cadde (1 h)	30.2	Leong, 2001
Seoul, (Korea)	Yoğun cadde (8h)	58.1	Bae, 2004
SaõoPaulo, (Brazil)	Cadde(24 h)	50.3	Lin, 2004
BuenosAires, (Argentina)	Cadde (18– 26 gün)	5–36	Fagundez, 2001
Birmingham (İngiltere)	Kırsal Alan (Yıllık) Yoğun cadde (Yıllık) Yoğun cadde (Yıllık)	17 25.35 25.27	Vardoulakis, 2009
Pamplona, (İspanya)	Yoğun cadde (Yıllık)	39.6 - 26.3	Parra, 2009

Tirol, (Avusturya)	Yoğun cadde(Yıllık)	38	Schnitzhofer, 2008
Kolkata, (Hindistan)	Şehir merkezi (Yıllık)	66	Gupta, 2008
	Endüstri alanı (Yıllık)	100	

Çizelge.4.5. devam ediyor.

Aynı zamanda Çevre ve Orman Bakanlığının Ümraniye’de bulunan Hava Kalitesi İzleme istasyonunda da gözlenen değerlerden farklı seviyededir. İstanbul Büyükşehir Belediyesince işletilen Ümraniye istasyonunda otomatik NO₂ analizörü ile elde edilen sonuçlar ile bölgede ölçülen değerlere göre daha düşük değerler tespit edilmiştir ($45.34 \pm 39 \mu\text{g m}^{-3}$ (ortalama $\pm$ SS)) (Bkz. Şekil.4.6.). Bunun nedeni ise Ümraniye istasyonunun trafik emisyonlarından oldukça uzakta bir park içinde bulunması olabilir.



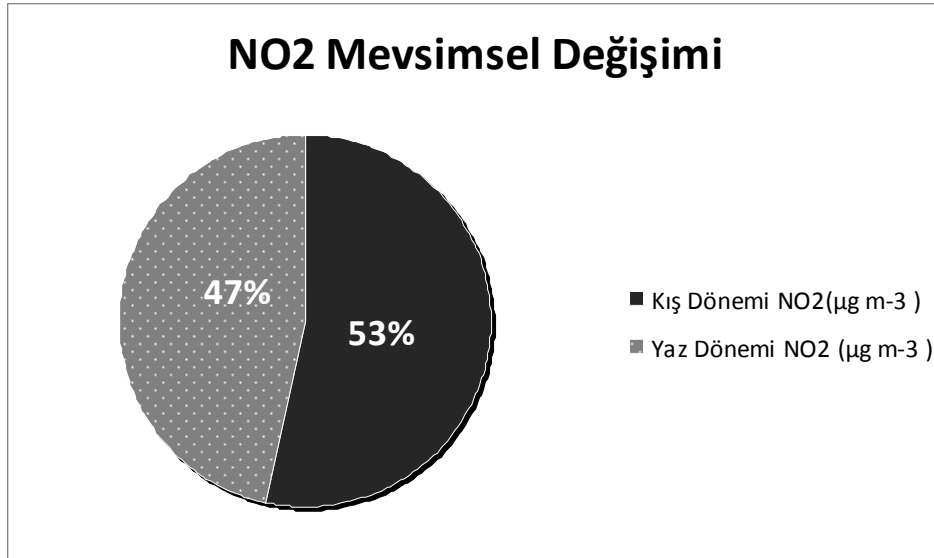
Şekil.4.7. İstasyon bazında yıllık NO₂ değişimi.

NO₂ derişimlerinin mevsimsel olarak fark göstermesi beklenir. Kış aylarında yüksek yaz aylarında daha düşük değerler izlenmiştir (Mandal et al., 2000; Kourtidis, 2002; Ta et al., 2004; Parra., 2009; Vardoulakis., 2009). Ancak, bölgede ana kaynağı trafik emisyonu olan azot dioksit konsantrasyonları mevsimsel bir değişim göstermemektedir. Şekil.4.8.’de NO₂’nin mevsimsel dağılımı verilmiştir.

NO₂' nin mevsimsel dağılımına bakıldığında, yaz mevsiminde yapılan pasif ölçümlerinde elde edilen konsantrasyonların, kış mevsiminde yapılan diğer örneklemelerde elde edilen konsantrasyonlardan çok farklı olmadığı görülmektedir.

NO₂ mevsimsel olarak konsantrasyon değişimi çok fazla gözlenmemesinin sebebi, trafik kaynaklı bir kirletici bileşen olduğundan dolayı, trafik yoğunluğunun hem Türkiye hem de İstanbul için önemli otoyollardan olan TEM ve E5 otoyollarında değişmemesidir. Bu otoyollarda mevsimsel olarak önemli yoğunluk azalmaları olmamaktadır. Bu her dönem yaşanan TEM ve E5 otoyollarındaki trafik yoğunluğu parka belirli bir azot dioksit derişim düzeyi oluşturmuştur. Ortalama olarak 63 µg m⁻³ düzeyindedir.

Eğer herhangi bir kirletici için emisyonlar yaz ve kış mevsimlerinde değişmiyorsa, söz konusu parametre için kış mevsimi konsantrasyonlarının daha yüksek olması beklenir (Gupta, 2007). Bunun nedeni, kış mevsiminde karışım yüksekliğinin daha düşük olması sonucu, kirleticilerin yeterince seyrelememeleridir. Kış dönemi olarak Ekim-Mart ayları yılın geri kalan zamanı ise yaz dönemi olarak seçilmiştir. Şekil.4.8.'de görüldüğü gibi kış mevsimi (Kış Dönemi NO₂ = 66.85 µg m⁻³, Yaz Dönemi NO₂ = 58.4 µg m⁻³) nispeten daha yüksek mevsimsel farka sahiptir.

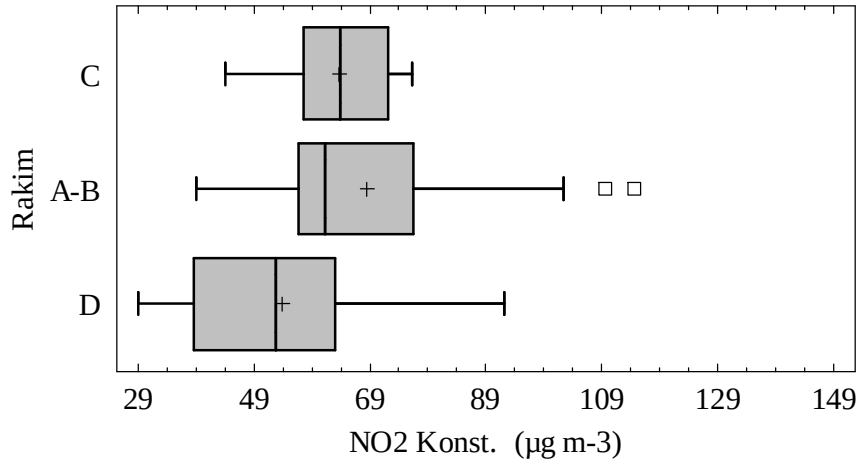


Şekil.4.8. Mevsimsel NO₂ farklılığı.

Dış hava kalitesi ölçümü yapılan NG Botanik Bahçesi örnekleme istasyonlarında yüksek konsantrasyonlarda kirlilik görülmüştür. WHO kriteri olan yıllık $40 \mu\text{g m}^{-3}$ 'ün çok üstünde ($62.99 \mu\text{g m}^{-3}$) konsantrasyonlar ölçülmüştür. Ülkemizde 5 Mayıs 2009 tarihinde yürürlüğe giren Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği'nde yer alan sınır değerlere de (yıllık $100 \mu\text{g m}^{-3}$) çok yakındır. Sözü edilen yönetmelikte sınır değerler aşamalı olarak verilmiştir. 2 Kasım 1986 tarihli "Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği"nde verilen sınır değerler bugün için geçerliliğini korurken 2014'e kadar kademeli olarak azaltılmaktadır. 1 Ocak 2014 tarihinden sonra geçerli olacak hava kalitesi sınır değerleri oldukça düşük değerler olup şu anda örnekleme istasyonlarında ölçülmüş değerlerin çok altında olacaktır (Bkz. Çizelge.2.5.).

Sahada ölçülen NO_2 konsantrasyonunun her bir istasyonun trafik emisyonlarına yakınlığı ile artış gösterdiği tespit edilmiştir. NG Botanik Bahçesi'nde örnekleme istasyon seçiminde dikkat edilen rakım parametresi ile de benzer özellik ve davranışlara sahip olup-olmadığı araştırıldı. Yüksekliğin artmasıyla kirlетici emisyonlarının seyrelerek ters ilişide bulunmasından dolayı arasında muhtemel bir korelasyon ortaya çıkabileceği düşünülmüştür.

Ölçüm verilerine ait istatistiksel analizler incelendiği zaman, NO_2 kirlетicisi ile yükseklik arasında pozitif bir ilişki tespit edilmiştir ($p < 0,01$ güven aralığında $r = 0.17$ gibi yüksek korelasyon gözlenmiştir). Dört istasyonda ölçülen NO_2 konsantrasyonlarının rakımla değişim görsel olarak Şekil.4.9.'te boxplot şeklinde gösterilmiştir.

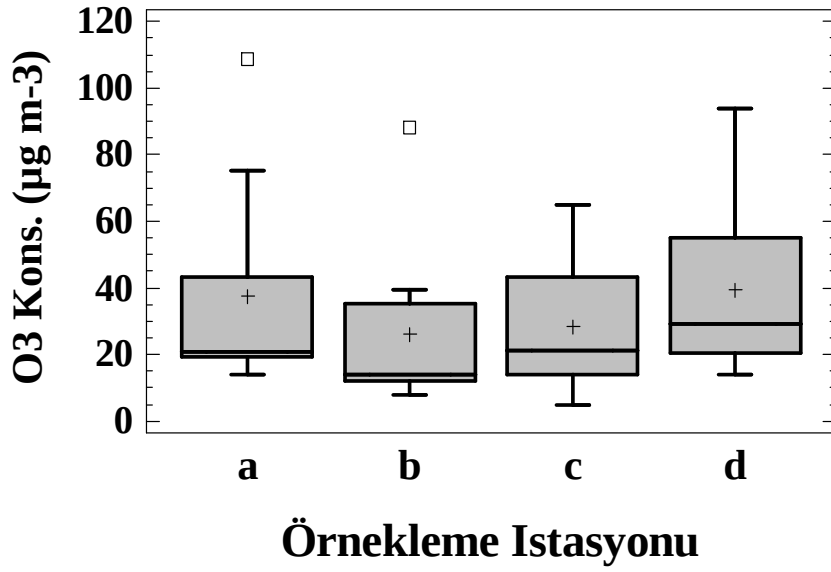


Şekil.4.9. NO₂ konsantrasyonunu Rakımla değişimi.

Şekil.4.9.'te NO₂ ölçümlerinin istasyonların yüksekliği ile ilişkisine bakıldığında zaman, NO₂'in rakımı nispeten daha yüksek ve trafikten daha uzak olan D istasyonunda ölçülen konsantrasyonları, daha düşük kota sahip olan A, B ve C istasyonlarında ölçülen konsantrasyonlara oranla düşük olduğu dikkat çekmektedir. Bunun nedenleri, trafikten kaynaklanan NO₂ emisyonlarının yol kenarına yakın olan A, B ve C örnekleme noktalarında artışı ile yoldan uzaklaştıkça azaldığıdır. Bir diğer sebep ise, daha yüksek kota sahip D istasyonunun atmosferdeki karışım yükseklığının artmasına bağlı kirleticilerin daha derin bir atmosfer katmanında karışması sonucu seyrelmelerine bağlı olabilir.

4.2.3. O₃ Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değişimleri

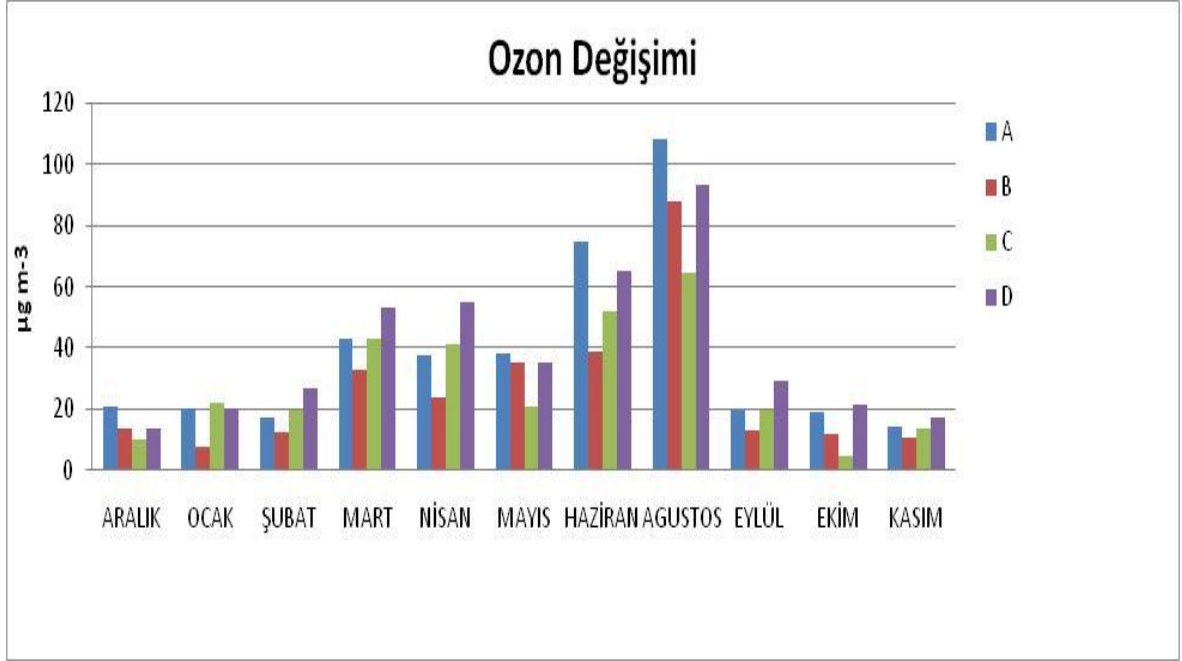
Bölge genelinde gözlenen ortalama ozon konsantrasyonu $33 \pm 24 \mu\text{g m}^{-3}$ (ortalama $\pm$ SS) olarak ölçülmüştür. Gözlenen en yüksek ozon konsantrasyonu, Ağustos ayında A noktasında ($108.66 \mu\text{g m}^{-3}$), en düşük ise Ekim ayında C noktasında ($4.82 \mu\text{g m}^{-3}$) ölçülmüştür (Bkz. Şekil.4.11.).



Şekil.4.10. NG Botanik Bahçesi'nde Örneklem İstasyonları Hava Kalitesi İstasyonunda gözlenen yıllık O₃ konsantrasyonlarının değişimi.

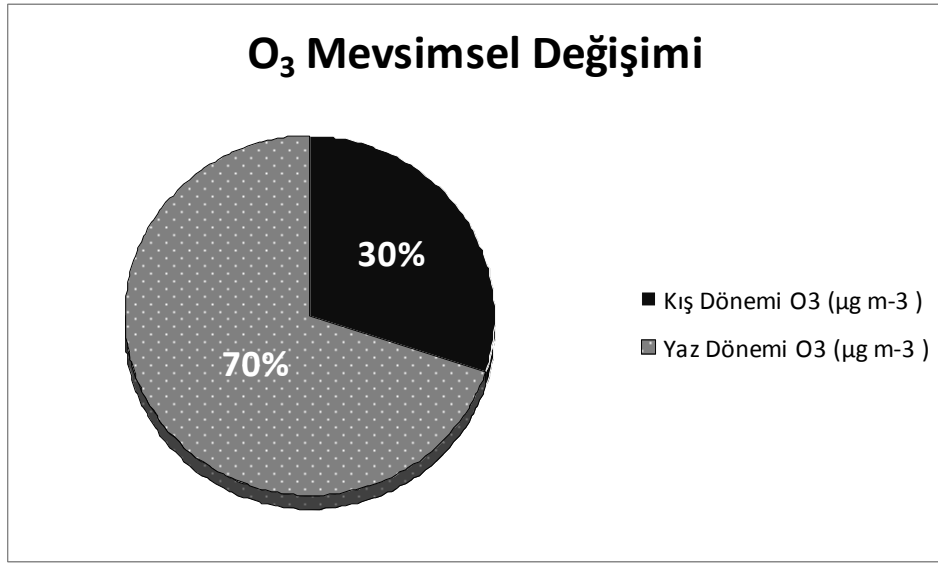
Şekil.4.10.'den de görülebileceği gibi, istasyonlar arasında O₃ açısından yıllık ortalamalar bakımından herhangi bir farklılık tespit edilmemiştir ($p > 0.05$). Ozon diğer kirleticiler gibi direkt olarak herhangi bir kaynaktan salgılanmaz. Hava kirleticileri olan NO₂ ve UOB'ler gibi bileşiklerin fotokimyasal reaksiyonları sonucu oluşur. Ozon üretiminde en temel parametre güneş radyasyonudur ve bundan dolayı ozon seviyeleri, mevsimsel olarak farklılık göstermektedir. Bu sebeple, Nisan - Eylül ayları arası "ozon mevsimi" olarak adlandırılmaktadır (WHO.,2005; EPA,2006). Dolayısıyla, sıcaklıkların ve güneşlenme durumunun artmasına bağlı olarak yaz mevsiminde ölçülecek ozon seviyelerinin daha yüksek olması beklenmektedir. Kış ayları ozon seviyelerinin en düşük olduğu aylardır. Kış

dönemi olmasından dolayı kapalı, bulutlu ve zaman zaman karlı gözlenen hava koşulları, özellikle düşük ozon seviyelerinin elde edilmesinde etkili olmuştur.



Şekil.4.11. Aylık Gözlenen O₃ konsantrasyon dağılımı.

Bu yüzden her dört istasyon için de mevsimsel ozon seviyeleri hesaplanmıştır. Ozon konsantrasyonunun mevsimsel değişimlerini tespit etmek için, kış ve yaz dönemi olmak üzere iki mevsim incelenmiştir. Kış dönemi olarak fotokimyasal aktivitenin daha düşük olduğu Ekim-Mart ayları yılın geri kalan zamanı ise yaz dönemi olarak seçilmiştir. Hem bölge genelinde hem de örnekleme noktalarında yaz ve kış aylarında gözlenen O₃ konsantrasyonları arasında istatistiksel olarak bir farklılık tespit edilmiştir ($p < 0.05$). Bölge genelinde mevsimsel dağılım olarak Şekil.4.12.'da görüldüğü gibi en düşük seviyeler kış aylarında $20.55 \mu\text{g m}^{-3}$ ölçülürken en yüksek seviyeler ise yaz aylarında $47.88 \mu\text{g m}^{-3}$ ölçülmüştür. Yaz süresince bölgedeki yüksek fotokimyasal aktivite, $108.66 \mu\text{g m}^{-3}$ düzeyine varan O₃ üretimine neden olmaktadır.



Şekil.4.12.Tüm tüplere ait Ozon konsantrasyonunun mevsimsel ortalamaları.

Türkiye’de trafiğe yakın noktalarda yapılan diğer çalışmalar ile kıyaslandığında NG Botanik Bahçesi ozon konsantrasyonu açısından düşük bir değere sahiptir (Çizelge.4.6).

Çizelge.4.6. Ozon Seviyesi için daha önce yapılan benzer çalışmalar.

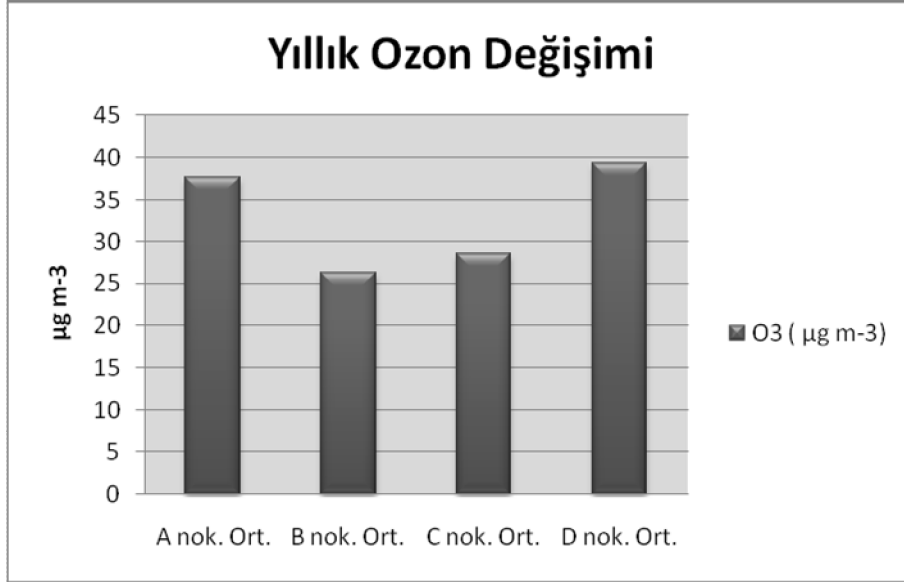
Örnekleme noktası	O ₃ Seviye (µg m ⁻³)	Referans
NG Botanik Bahçesi. İst. Ataşehir (Türkiye)(Yıllık)	33	Bu Çalışma
İst. Kadıköy(Yıllık)	73	İm, 2006
İst.Saraçhane(Yıllık)	76	İm, 2006
Eskişehir (Yıllık)	46	Özden, 2008
Ankara (Kış)	20	MPAP, 2004

Kırsal Alan (Yıllık)	47	Vardoulakis, 2009
Yoğun cadde (Yıllık)	32	
Yoğun cadde (Yıllık), (İngiltere)	35	
Hong Kong ve Taipei (1 Saatlik Ort.)	150	WHO, 2005
Çamkoru (Türkiye/İst.)(Yıllık)	70.6	Carmichael, 2003
Linan, Shang dian Zhi, Cape D'Aequier (Çin)(Yıllık)	76- 70	
Oki (Japonya)(Yıllık)	80.6	
Petit Saut (Fransa)(Yıllık)	17	
Arembepe (Brazilya)(Yıllık)	38.3	
IslaRedonda, Ushuaia (Arjantin)(Yıllık)	32	
Chiang Mai, Nakhon Sri Thammarat(Tayland)(Yıllık)	27-18	
Berhampur, Agra, Bhubeneswar (Hindistan)(Yıllık)	62.5-47.3	

Çizelge.4.6 devam ediyor.

Ozon dağılımı, diğer bütün kirleticilerden daha farklıdır. Ölçüm yapılan on bir aylık dönem boyunca bahçenin yoğun trafik emisyonlarına en yakın konumda bulunan istasyonu olan B noktasının ortalama Ozon konsantrasyonu $26.33 \mu\text{g m}^{-3}$ ile diğer örnekleme istasyonlarına göre genellikle hep daha düşüktür. Benzer sonuçlara literatürde de rastlamak mümkündür (Topçu, 2003; Özden, 2008).

Burada dikkat edilmesi gereken bir nokta, pasif örnekleme ile elde edilen O₃ konsantrasyonlarının en yüksek değerlerinin trafiğe en yakın bölgede değil, emisyonlardan nispeten uzak, A ve D örnekleme istasyonlarında ölçülmüştür (Bkz. Şekil.4.13.). Böyle bir dağılım, pek çok yerde görülen ve “ozon destilasyonu” olarak bilinen reaksiyon sonucudur (Parrish et al., 1999).



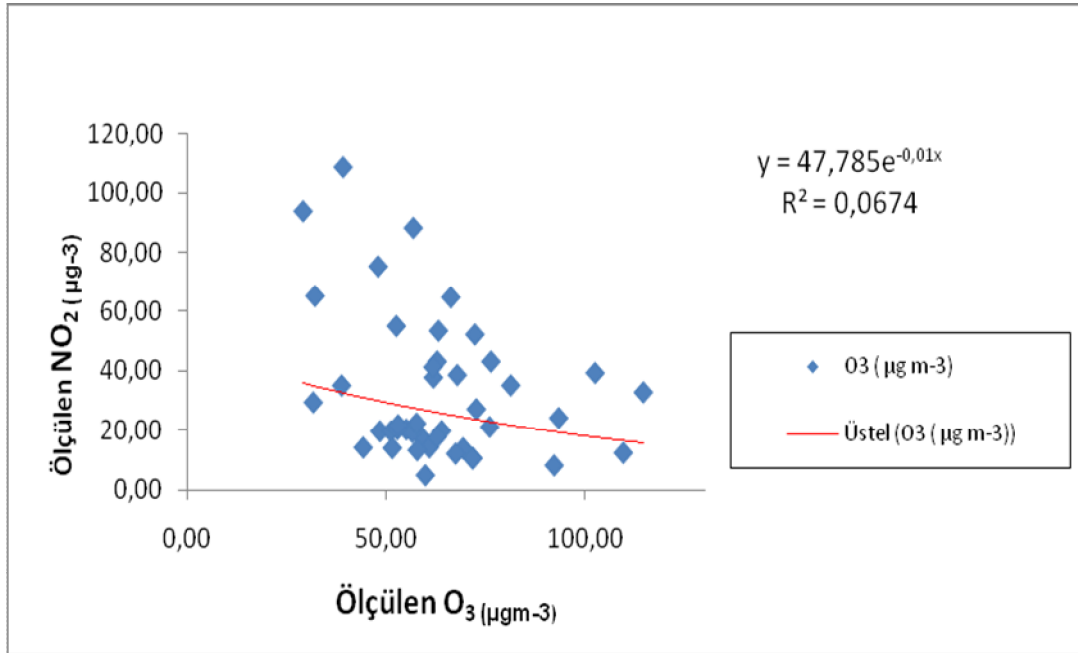
Şekil.4.13. İstasyon bazında yıllık O₃ değişimi.

Yüksek trafik akışı olan sıcak ve güneşli yerler ozon ve diğer öncü fotokimyasal oksidantların oluşumuna iyi bir ortam hazırlar (Bernard, 1999). Ancak, atmosferdeki fotokimyasal reaksiyonlar sırasında havadaki ozonun oksitleyici madde olarak kullanılması nedeni ile; ortamdaki azot dioksit konsantrasyonu artarken ozon konsantrasyonunun azalması sonucunda, ozonun bir miktarı ortamdan uzaklaşmaktadır (Danalatos and Glavas, 1996).

Ayrıca, atmosferde troposferik ozon oluşumu için belli bir süre gerektiğinden, özellikle trafik v.b kaynaklardan ortaya çıkan öncül bileşenlerin şehrin dış bölgelerine taşınımı esnasında ozon oluşumu gerçekleşmekte ve bu durum trafikten uzak noktalarda daha yüksek ozon seviyelerinin gözlenmesine neden olmaktadır (Ad-Hoc, 1999).

Bu sonuçlar, ozon kimyası düşünüldüğünde tutarlı olmakla beraber, tek başlarına ozon üretimi ve tüketimini açıklayamamaktadır. Ozon oluşumu için gerekli süreç, basitçe, NO₂ moleküllerinin, UV radyasyonu ile NO moleküllerine ve oksijen atomuna ayrışması, oluşan oksijen atomunun da ortamda bulunan oksijen molekülü ile reaksiyona girmesidir. Bundan dolayı, bozunan her azot molekülü sonucunda bir adet ozon molekülü oluşmakta, bu ters orantı ise negatif korelasyonlara sebep olmaktadır (Sillman, 1999; WHO, 2005; EPA, 2006).

Bu çalışmada da yıl boyunca ölçülen NO₂ konsantrasyonları ile O₃ konsantrasyonları arasındaki ilişki incelenmiştir. NO₂'ye karşılık O₃ kirleticisinin dağılımı Şekil.4.14.'de verilmiştir.



Şekil.4.14. NO₂ - O₃ derişim değerlerinin dağılım grafiğı.

NG Botanik Bahçesi'nde yürütölen bu çalışmada literatüre de uygun olarak NO₂ - O₃ arasında ters bir ilişki bulunmuştur. Bu iki kirletici arasındaki ilişkide korelasyon (R^2) 0.067 hesaplanmıştır. NO₂ trafik kaynaklı bir kirletici olduğundan trafiğıe yakın noktalarda daha yüksek değerler belirlenmiştir. Ozon destilasyonu ile ortamdaki azot dioksit konsantrasyonu artarken ozon konsantrasyonunda bir azalma meydana gelmektedir. Bu dağılım İstanbul'un farklı bölgelerinde yapılmış çalışmalarda paralellik göstermektedir (Topçu,2003; Özden, 2008).

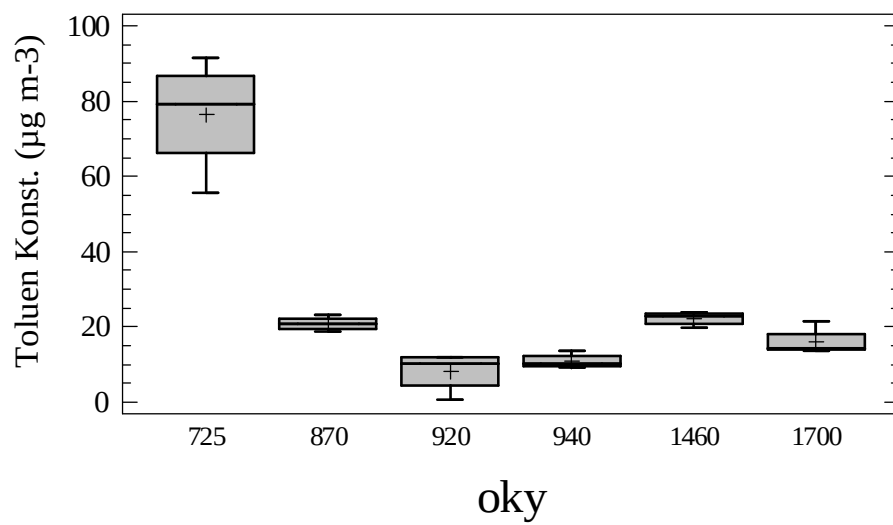
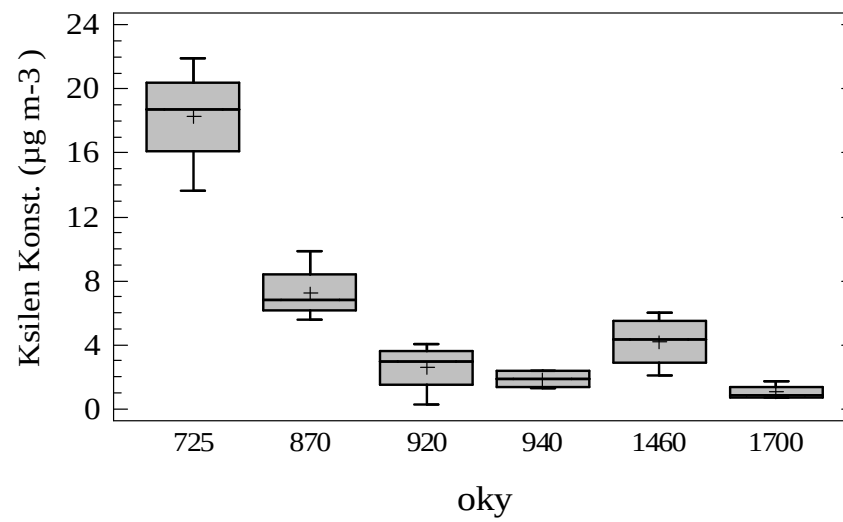
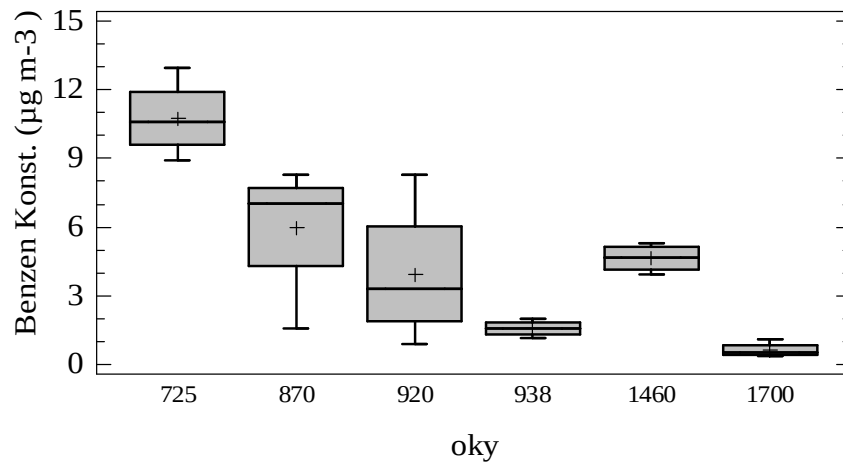
Dış hava kalitesi ölçümü yapılan NG Botanik Bahçesi örnekleme istasyonlarında düşük O₃ konsantrasyon değerleri görülmüştür. O₃ difüzyon tüp sonuçları, ilgili ulusal ve uluslar arası standartlar ile karşılaştırıldığında bütün sonuçların HKDYY ve WHO kriteri olan sırasıyla 240 (1 saatlik) ve 120 µg m⁻³ (8 saatlik)'den düşük olduğu görülmektedir. Bu durumda bütün sahalardaki ve genel olarak çalışma bölgesi için O₃ konsantrasyonlarının, hem ulusal hem de uluslar arası standartları sağladığı söylenebilir (Bkz. Çizelge.2.5.).

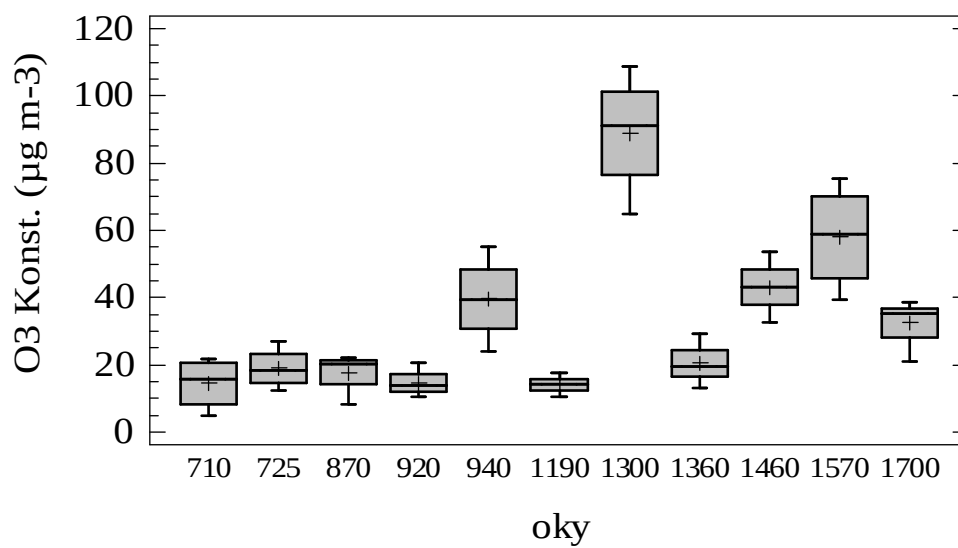
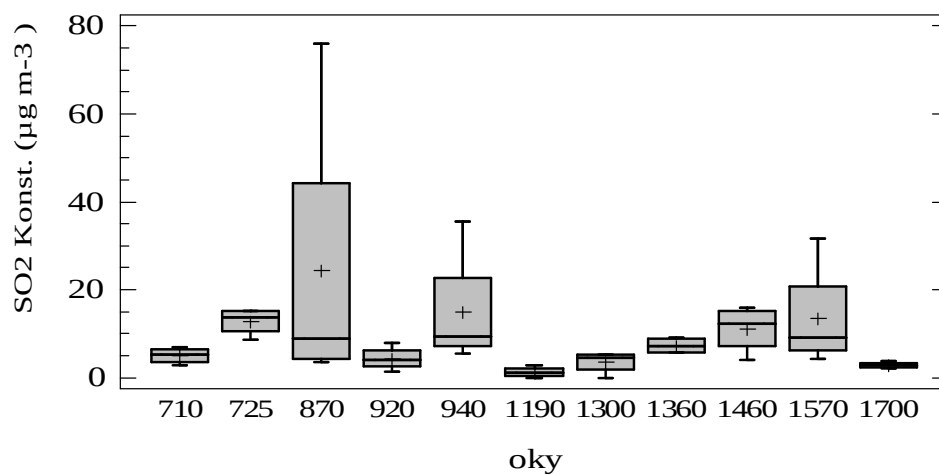
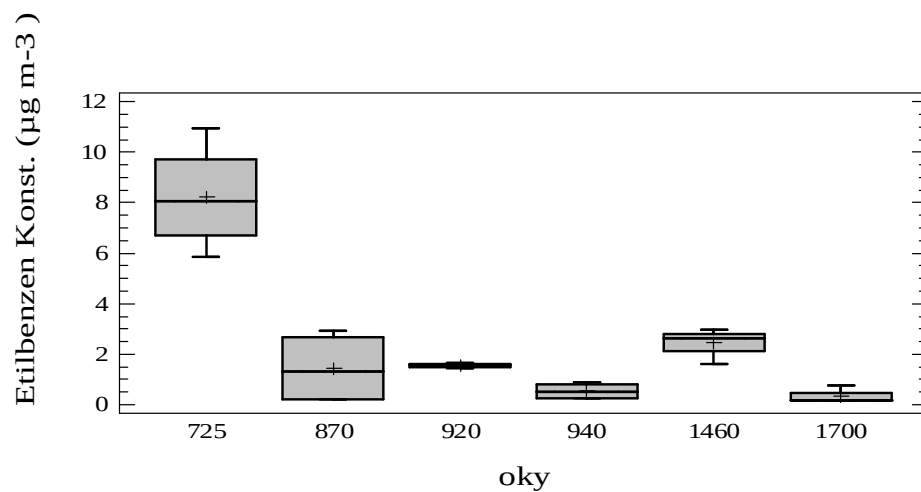
NG Botanik Bahçesi'nde bu çalışmada yıl boyunca O₃ oldukça önemli değişiklik göstermektedir. Ozon oluşumunda mevsimlerin pozitif bir etkisi bulunmaktadır. Ozon destilasyonu olarak adlandırılan kışın azalan, yazın artan O₃ konsantrasyonları eğilimi bu çalışmada da tespit edilmiştir.

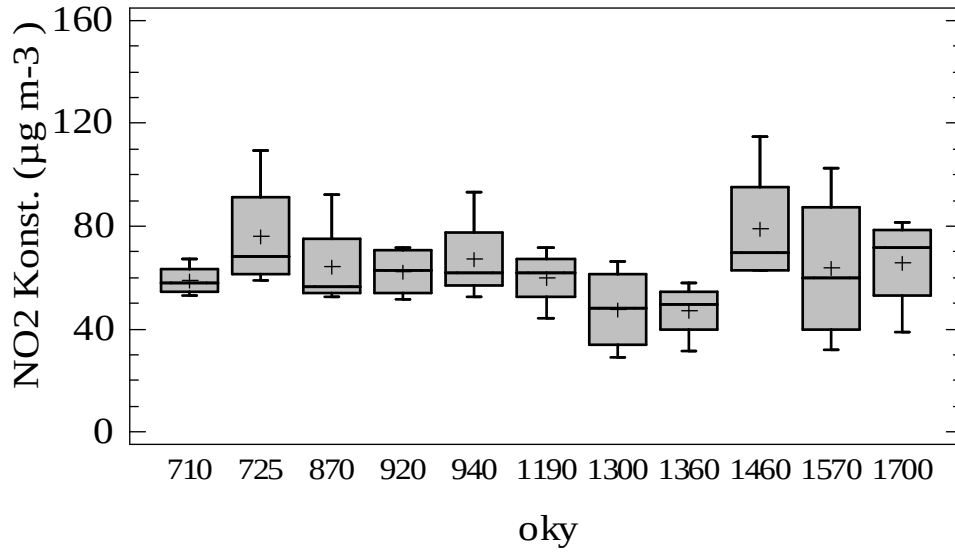
Dış ortam hava kalitesi ölçümlerinde meteorolojik koşullarda önemli bir rol oynamaktadır. Ozon konsantrasyonun mevsimsel olarak değişiminin yanı sıra örnekleme periyotları süresince çalışmasının yapıldığı günlere ait İstanbul Kartal-Cevizli gözlem ve meteoroloji istasyonu verileri doğrultusunda karışım yükseklikleri arasında herhangi bir ilişki olup olmadığı araştırıldı.

Karışım hızı hariç diğer meteoroloji parametreleri arasında yetersiz bir ilişki hesaplanmıştır. Ancak karışım yüksekliği kirletici konsantrasyonlarının eğilimi üzerinde etkin bir parametredir. Karışım yüksekliği ile kirletici konsantrasyonları arasında ters bir ilişki vardır. Karışım yüksekliğinin azalması ile atmosferin alt tabakasında daha az karışımın olmasından dolayı kirleticiler daha az dağılıma uğrarlar. Böylece ölçülen kirletici konsantrasyonlarında artışlar meydana gelir.

Kirleticiler ile karışım yüksekliği arasındaki ilişki incelendiğinde, karışım yüksekliğinin ozon hariç diğer kirleticilerle ters yönlü ancak düşük bir korelasyon ($R^2=0.1-0.3$) bulunduğu tespit edilmiştir. Ölçüm verilerine ait istatistiksel analizler boxplot grafiklerinde görsel olarak görülebilir.







Şekil.4.15. Hava kirleticileri ile karışım yüksekliği değişimi.

Boxplot grafiksel olarak NO_2 , SO_2 , O_3 ve UOB konsantrasyonları ile karışım yüksekliği ilişkisini istatistiklerini özetlemektedir. Ozon hariç diğer kirletici bileşiklerinde de görülen karışım yüksekliğinin artması ile konsantrasyon azalması, yaz mevsiminde karışım yüksekliğinin artmasına ve atılan kirleticilerin daha derin bir atmosfer katmanında karışması sonucu seyrelmelerine bağlı olabilir. Meteorolojik verilere göre karışım yüksekliği yazın artış göstermektedir (Bkz. Çizelge.4.2.).

Kış aylarında karışım yüksekliğinin azalması kirleticilerin taşınımını azaltmakta ve salınan kirleticilerin atmosferde birikmesine neden olmaktadır. Kış aylarında 705 m'ye kadar düşen karışım yüksekliği, yaz aylarında 1400 m'yi geçmektedir. Karışım yüksekliğinin saatlik verilerine bakıldığında, kış mevsiminde 122 m'ye kadar düştüğü, yaz mevsimine ise 1500 m'ye çıktığı görülmektedir ($p < 0.05$ güven aralığında $R^2 = 0.6$ gibi yüksek korelasyon gözlenmiştir).

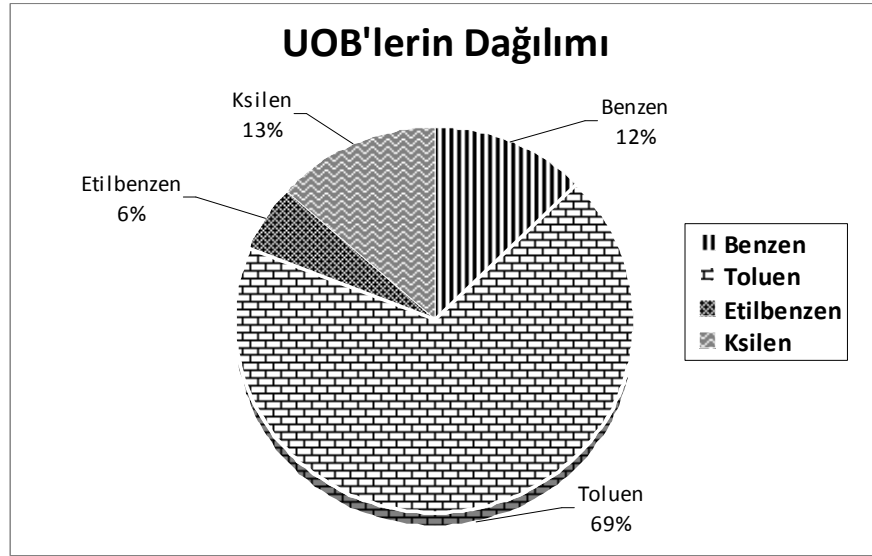
Fakat karışım yüksekliğinin yazın artmasına rağmen aynı zamanda sıcaklık ve güneşlenme süresi de artmaktadır. Yüksek fotokimyasal aktivitenin artmasıyla Ozon seviyelerinde artışlar beklenmektedir. Benzer sonuçlar Duenas.,2002’de görülmektedir.

4.2.4. UOB Sonuçlarının bölgesel, aylık ve mevsimsel değişimleri

Aralık 2007 - Mayıs 2008 döneminde NG Botanik Bahçesi’ne yerleştirilmiş olan olan pasif örnekleme tüplerinden elde edilmiş olan aylık UOB’lerin sonuçları Çizelge.4.3.’de verilmektedir. Gaz Kromatografisi cihazının bozulması nedeniyle, tüm çalışma boyunca UOB’lerin örnekleme ve analizi 6 ay sürdürülebilmiş, 4 örnekleme noktasından toplam 24 örnek toplanarak bölgenin trafik emisyonlarının etkisi altında olup olmadığı incelenmeye çalışılmıştır. Şehir bölgelerinde gözlenen uçucu organik bileşiklerin ana kaynağı, genellikle, petrol depolarından (araç yakıt depolarından, depolama tanklarından vb.), petrol ürünlerinin nakliyesinden ve dağıtımından (benzin istasyonlarında), enerji üretimi sırasındaki yanmadan (motorlu taşıtlar da dahil) ve evsel ısınmadan kaynaklanmaktadır (Kim et al., 2002; Cetin et al., 2003; Tsai et al., 2006; Correa and Arbilla, 2007). Motorlu taşıtlardan kaynaklanan benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen (BTEX) bileşikleri, tüm UOB’lerin yaklaşık %60’ının oluşturmakta olduğundan (Lee et al., 2002), literatürde çok sayıda sonuç bulmak mümkündür. Bu çalışmada BTEX bileşiklerinin miktarları tayin edilmiş, ölçülen değerler benzer özellikteki yerlerde yapılan çalışma sonuçları ile kıyaslanmış, korelasyonları ve bileşiklerin birbirlerine olan oranları incelenerek kaynaklarının tespitine çalışılmıştır. Çizelge 4.3.’de gösterildiği üzere, uçucu organik maddeler arasında gözlenen en yüksek değer $91.5 \mu\text{g m}^{-3}$ konsantrasyonu ile Şubat ayında B istasyonunda ölçülen toluene, en düşük değer ise Mayıs ayında $0.16 \mu\text{g m}^{-3}$ konsantrasyonu ile aynı istasyonda ölçülen etilbenzene aittir.

Örnekleme noktalarında tüm çalışma boyunca gözlenen BTEX konsantrasyonlarının değişimi Şekil.4.16.’de verilmektedir. Kohder (2007), tam yol kenarında bulunan hava kalitesi istasyonlarında kirleticilerin kimyasal reaksiyona uğraması için yeterli vakitlerinin olmaması sonucu, yakın bölgelerde mekana bağlı değişimlerinin olası olmadığını söylemiştir. Bu çalışmada, istasyonlar arasında BTEX açısından yıllık ortalamalar bakımından herhangi bir farklılık tespit

edilmemiştir ($p>0.05$). Bölge genelinde gözlenen ortalama BTEX düzeyleri sırasıyla, 4.7 ± 3.8 , 26.8 ± 24.4 , 2.4 ± 2.9 , 5.9 ± 6.2 $\mu\text{g m}^{-3}$ düzeyindedir. NG Botanik Bahçesi'nde ölçülen BTEX bileşikleri içinde en büyük orana sahip olan kirletici toluen olarak bulunmuştur (yaklaşık % 69). Tolueni, benzen (%12), m,p,o-ksilen (%13) ve etilbenzen (%6) takip etmiştir (Şekil.4.16.). BTEX konsantrasyonlarındaki bu sıralama trafiğe yakın yerlerde yapılan diğer çalışmalar ile uygundur (Guo et al., 2004; Ras.R.M, 2006; Khoder, 2006; Parra.,2009). Atmosferde gözlenebilecek bir çok UOB'in araç emisyonları, solvent kullanımı, benzin buharlaşması, endüstriler, petrol rafineriler, atıkların biyolojik parçalanması ve bitkilerin emisyonları gibi hem doğal hem de antropojenik kaynakları bulunsa da, örnekleme sahamızda olduğu gibi, yoğun trafik olduğu bölgelerde baskın kaynak araç emisyonlarıdır (Na et al., 2004, 2005; Baek and Jenkins, 2004; Khoder.,2006).



Şekil.4.16. Çalışma bölgesinde ölçülen UOB'lerin dağılım grafikleri.

Örnekleme noktasındaki baskın kirletici kaynağı TEM ve E-5 otobanlarından kaynaklanan trafik emisyonları olduğundan, ülkemizde ve başka ülkelerde trafik kirliliği kaynağı yanında gerçekleştirilen çalışmalar ile sonuçlarımız kıyaslanmıştır (Bkz. Çizelge.4.7.). Bu çizelge'den de görülebileceği gibi, NG Botanik Bahçesi'nde gözlenen BTEX konsantrasyonları, Atina, Detroit gibi şehirlere benzer, Bangkok, Rio, Cairo, İzmir gibi şehirlere göre ise daha temiz, Antwerp, Hamburg, Pamplona gibi şehirlere göre ise daha kirli durumdadır. Avrupa'da 2002/69/EC Direktifinin

uygulanmaya başlamasıyla ülkeler başta benzen olmak üzere diğer BTEX'leri de rutin izleme programları ile izlemektedirler (Larsen, 2004). 2000'li yılların başından bu yana Avrupa'daki araçlara 3 yollu katalizör uygulamasının yaygınlaşması, yakıtların içindeki benzen miktarının azaltılması ve araç filosunun yenilenmesinden ötürü, şehirlerde gözlenen BTEX seviyesinde çok hızlı bir azalma tespit edilmiştir (Dollard et al., 2007). NG Botanik Bahçesi genelinde tespit edilen BTEX seviyelerinin, İstanbul'daki araç sayısı ve özellikleri göz önüne alındığında Avrupa'nın gelişmiş ülkelerindeki BTEX seviyesinden yüksek olması beklenen bir sonuçtur.

Çizelge.4.7. NG Botanik Bahçesi'nde gözlenen BTEX konsantrasyonları ile literatürde yer alan diğer trafik kaynaklı kirlilik çalışmalarında gözlenen BTEX seviyeleri ($\mu\text{g m}^{-3}$).

Örnekleme Noktası	Benzen	Toluen	Etilbenzen	Ksilen	Referans
NGBB İstanbul,Türkiye	4.7±3.8	26.8±24.4	2.4±2.9	5.9±6.2	Bu Çalışma
Kocaeli Türkiye	9.25	25.07	5.69	27.12	Pekey, 2008
Ankara Türkiye	7.24	14.73	2.94	18.07	Oguz, 2005
İzmir Türkiye	10.4	13.5	1.6	5.15	Elbir, 2007
Atina, Yunanistan	5	14.3	2.7	7.4	Moschnoas, 1996
Rio Brezilya	14.5	22.8	9.19	29.8	Correa, 2007
Antwerp Belçika	2.5	9.5	1.6	4.7	Buczynska., 2009
Bangkok, Tayland	12.7	72.8	6.0	39.3	Laowagul., 2009

Hamburg Almanya	1.13	4.46	-	1.2	Schneider., 2001
Londra İngiltere	1.23-6.23	2.3-13.8	0.71-3.84	2.56-11.8	Derwent., 2000
Pamplona, İspanya	2.84	13.26	2.15	6.01	Parra, 2009
Nanjing Çin	6.4	19.8	2.9	5.5	Wang, 2008
Ottawa, Kanada	2.61	7.22	1.33	4.58	Oğuz,2005
Cairo (Mısır)	87.2	213.8	43.3	73.8	Khoder, 2007
Detroit Amerika	4.5	10.2	2	9	Batterman, 2002

Çizelge.4.7.devam ediyor.

Aralarında yüksek korelasyon bulunan kirleticilerin aynı kaynaktan geldiklerini düşünebiliriz. BTEX grubu kirleticilerin birbirleriyle olan korelasyonları incelendiğinde yüksek korelasyon değerleri elde edilmiştir (Bkz. Çizelge.4.8.). Tüm BTEX parametreleri arasında yüksek korelasyon olması bu kirleticiler için bölgedeki trafik emisyonları gibi, tek bir kirlilik kaynağı olduğunu göstermektedir. BTEX'ler ile diğer gaz kirleticileri (SO₂, NO₂) arasında önemli bir istatistiksel ilişkinin bulunmaması, bölgede yanma kaynaklı kirlilik etkisinin trafiğe göre daha sınırlı olduğunu göstermektedir. Belirgin olarak ksilen ve O₃ arasında gözlenen negatif korelasyon ($r=-0.43$, $p<0.05$), en reaktif BTEX bileşeni olan ksilen'in tüketilerek ikincil bir kirletici olan ozon'un oluşumunu göstermektedir. BTEX'ler ile meteorolojik parametreler arasında da anlamlı korelasyon bulunması, bu kirleticilerin meteorolojik faktörlerle de değiştiğini ortaya koyması açısından önemlidir. Bu çalışmada gözlenen karışım yüksekliği ile BTEX parametreleri arasındaki negatif korelasyon (-0.44 - 0.58), karışım yüksekliği arttıkça, BTEX konsantrasyonlarının azaldığını göstermektedir. Kışın azalan karışım yüksekliğine bağlı olarak kirleticilerin atmosferin alt tabakasında birikerek konsantrasyonlarının

arttığı bilinmektedir. Benzer şekilde, rüzgâr hızının azalmasına paralel olarak, fiziksel adveksiyon ve difüzyon'un azalması sonucu bölgedeki toluen ve etilbenzen konsantrasyonlarının biriktiği, bölgedeki benzen ve ksilen konsantrasyonlarının ise sıcaklık ile ters orantılı olarak azaldığı görülmektedir. Kaynağından atmosfere atılan BTEX konsantrasyonları, OH radikali ile girdiği kimyasal reaksiyonlarla tüketildiğinden, konsantrasyon düzeyleri havada bulunan OH miktarı ile orantılıdır (Yuval and Broday, 2008). BTEX konsantrasyonlarının en düşük olduğu dönem, OH radikallerinin en yüksek düzeye çıktığı, su buharının olması durumunda güneş enerjisinin O_3 'u parçalayarak, OH radikallerini oluşturduğu sıcak yaz ayları olmaktadır (Atkinson, 2000; Ho et al., 2004; Filella and Peñuelas, 2006). Kış aylarında hem OH radikallerinin atmosferdeki miktarı azalmakta, sonuç olarak BTEX bileşenlerinin OH ile girdiği kimyasal reaksiyonlarla azalmaları söz konusu olamamakta hem de azalan karışım yüksekliği nedeniyle, BTEX konsantrasyonları artmaktadır. Yaz döneminde artan karışım yüksekliği, güneşlenme şiddetinin artışı ve fotokimyasal reaksiyonların hızlanmasıyla, BTEX konsantrasyonları azalmaktadır. Benzer iklim özellikleri gösteren başka bölgelerde de, benzer sonuçlar elde edilmiştir (Batterman et al., 2002; Kourtidis et al., 2002; Pankow et al., 2003 ;Parra et al.,2009; Iovino et al., 2009).

Çizelge.4.8. BTEX kirleticilerinin, NO_2 , O_3 ve meteorolojik parametrelerle olan korelasyonları.

Kirletici	Benzen	Toluen	Etilbenzen	Ksilen
Benzen		0.80	0.85	0.84
Toluen	0.80		0.95	0.96
Etilbenzen	0.85	0.95		0,91
SO_2				
NO_2				
O_3				-0.43
Karışım Yüksekliği (sabah)		-0.54	-0.44	
Karışım Yüksekliği (öğlen)	-0.58	-0.45	-0.46	-0.56

Ortalama Rüzgar Hızı		-0.56	-0.45	
Nem				
Sıcaklık	-0.58			-0.42

Çizelge.4.8. devam ediyor.

Bölge genelinde 6 ay boyunca tespit edilen BTEX konsantrasyonlarının mevsimsel değişimini incelemek için 6 aylık veri yağışlı dönem olan Aralık, Ocak, Şubat ve Mart aylarını kapsayan kış dönemi, Nisan ve Mayıs ayları ise yaz dönemi olmak üzere ikiye bölünmüş ve ölçülen parametrelerin mevsime bağlı olarak değişip değişmediği tek faktör varyans analizi ile incelenmiştir. Çizelge.4.9.'de BTEX konsantrasyonlarının mevsimsel ortalamaları, kış/yaz oranları verilmektedir. Bölgede ölçülen BTEX konsantrasyonlarının istatistiksel olarak mevsime bağlı olarak değişim gösterdiği ($p < 0.5$) ve genel olarak kış döneminde gözlenen konsantrasyonların benzen için 6 , toluen için 2.6, etilbenzen için 8.5 ve ksilen için 5.8 kat daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Kirleticilerin konsantrasyonlarındaki mevsimsel değişimler, yukarıda açıklandığı üzere, mevsimlere özgü meteorolojik koşullara, fotokimyasal reaksiyon hız değişimlerine, buharlaşma miktarına ya da kirleticiler kaynağına aktivitelerine (örneğin; kış mevsiminde evsel ısınmadan gelen emisyonlar) bağlı olabilir. NG Botanik Bahçesi'nde UOB'lerde gözlenen mevsimsel değişimin, meteorolojik faktörlerin yani sıra kirleticiler kaynaklarına bağlı olup olmadığının incelenmesi için BTEX konsantrasyonlarının oranlarından yola çıkılarak belirlenebilen farklı türdeki kirleticiler kaynağı bilgisi gereklidir. Endüstriyel emisyonlar, solvent kullanımı, asfalt malzemesi, binalara yakınlık, bölgede kullanılan benzin ve motorin katkı maddelerinin farklılık göstermesi, iklim, topografya gibi nedenlerden ötürü hem ülkeler hem de ülke içindeki farklı bölgeler arasında BTEX profili oldukça değişkenlik gösterdiğinden, hesaplanan oranların literatürde verilen oranlarla benzerliklerine bakarak kaynaklarının tespitine yönelik çalışmalar önemini yitirmiştir (Lee, et al., 2002). Bunun yerine farklı mevsimlerde ve örnekleme noktalarında elde edilen BTEX sonuçlarının oranları kendi içinde değerlendirilerek, kirlilik kaynağının çeşitliliği ve kaynağın uzaklığı tespit edilmeye çalışılmaktadır (Monod, et al., 2001; Elbir, 2007).

Çizelge.4.9. Mevsimsel BTEX konsantrasyonları ve kış/yaz oranları.

	BTEX Konsan. ($\mu\text{g m}^{-3}$)		Kış/yaz oranı
	Kış	Yaz	
Benzen	6.6±3.4	1.1±0.6	6
Toluen	34.0±27.7	13.3±3.9	2.6
Etilbenzen	3.4±3.1	0.4±0.3	8.5
Ksilen	8.1±6.6	1.4±0.7	5.8

Bu çalışmada bölge genelinde ve örnekleme noktalarında hesaplanan BTEX konsantrasyonlarının oranları Çizelge.4.10.'de verilmektedir. Örnekleme yerlerinin trafiğe olan uzaklıkları benzer olduğundan hiçbir istasyonda BTEX oranlarının istatistiksel olarak farklı olmadığı ($p>0.05$), ancak B/E ve B/X dışındaki oranlarda ısınma dönemi ve yaz dönemi olarak adlandırılan dönemlerde istatistiksel olarak anlamlı bir fark görülmüştür ($p>0.05$).

Çizelge.4.10. Bölge geneli ve örnekleme noktalarında B/T, B/E, B/X, T/E, oranlarının mevsimsel ve genel değişimleri.

	B/T	T/B	B/E	B/X	T/E	T/X	E/X
Bölge Genel Ort.	0.17	9.8	2.6	0.9	11.0	6.7	0.4
Isınma Dönemi	0.2*	5.6*	2.5	0.9	8.5*	4.2*	0.5*
Yaz Dönemi	0.1*	17.7*	2.9	0.8	22.0*	11.2*	0.3*

* Mevsimsel farklılık anlamlı olduğu oranları göstermektedir.

BTEX'lerin oranlarından yola çıkılarak kirletici kaynağın yakın veya uzak olması ile ilgili karar bileşiklerin fotokimyasal aktivitelerine bağlı olarak verilmektedir. BTEX'lerin Çizelge.4.11.'de gösterildiği gibi OH radikalleri ile BTEX'ler arasındaki reaksiyon hızı ve buna bağlı olarak atmosferdeki kalış süreleri farklılık göstermektedir. En hızlı tükenen ksilen isomerleri olurken, BTEX'ler arasında benzen atmosferde en uzun süre kalabilen kirletici olmaktadır. Benzen, etilbenzen ve ksilen için bölgedeki en önemli kaynak motorlu taşıtların emisyonları olduğu durumda, motorlu taşıtlardan birlikte atıldıkları anda uğrayacakları fiziksel

adveksiyon ve difüzyon prosesleri aynı olacaktır. Kaynakları aynı, ancak reaktiviteleri farklı olduğundan ötürü Etilbenzen/Ksilen oranlarının, bölgesel ve mevsimsel değişimi fotokimyasal aktivitenin etkinliğini diğer bir değişle kirletici kaynağının yakınlığının dolaylı bir ölçüsü gibi değerlendirilebilir. Fotokimyasal reaksiyon sonucu ksilenin hızla tükenmesi nedeniyle kaynaktan uzaklaştıkça Etil benzen/Ksilen oranlarında büyüme gözlenmektedir (Monod et al., 2001; Martins, et al., 2008). Bu çalışmada ortalama 0.4 olarak gözlenen Etil benzen/Ksilen oranı, kirletici kaynağın yakınında yapılan çalışmalara benzer şekilde tespit edilmiştir. Bu oran fotokimyasal aktivitenin daha yoğun olduğu yaz döneminde ksilen'in daha hızlı tükenmesine bağlı olarak daha da düşerek 0.3'e inmekte, kış döneminde de 0.5 olarak tespit edilmiştir.

Örnekleme noktalarına bağlı olarak değişmeyen ancak mevsimsel olarak anlamlı ($p < 0.05$) farklılık gözlenen oranlar, Toluen/Benzen, Toluen/Etilbenzen ve Toluen/Ksilen olarak gözlenmiştir. Genel olarak araç egzozunda ölçülebilen BTEX konsantrasyonlarının oranları sadece yakıt kompozisyonuna değil, aracın teknolojisi, hızı, katalizörü olup olmaması ve sürüş özelliklerine de bağlıdır (Murena, 2007). Literatürde Toluen/Benzen oranlarının oldukça geniş bir aralıkta değiştiği görülmektedir: 1.7-9.3 (Lee et al., 2002); 3-12 (Yamamoto et al., 2000); 0.7-3.8 (Pilidis et al., 2005); 12.6-12.8 (Murena, 2007). Gözlenen en düşük oran yaz döneminde kırsal alandan yapılan ölçümlerde gözlenmiş, trafik aktivitesinin yükseldiği, durgun hava koşullarının bulunduğu şehir içi çalışmalarında oranın yükseldiği gözlemlenmektedir. Bu çalışmada gözlenen Toluen/Benzen oranı Asya ülkelerinin (Hong Kong, Beijing vs.) endüstrileşmiş şehirlerinde ki değerlerine yakın olarak gözlenen yüksek oranlardan biridir.

Çizelge.4.10.'den görülebileceği gibi toluen, benzen'e göre daha reaktif iken etilbenzen ve ksilen'e göre reaktivitesi daha yavaştır. Çizelge.4.10.'den görülebileceği gibi, bölgedeki Toluen/Benzen, Toluen/Etilbenzen ve Toluen/Ksilen oranlarının, fotokimyasal reaktivitenin önemli olduğu yaz döneminde kış dönemine göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir ($p < 0.05$). Yaz döneminde gözlenen Toluen/Benzen oranı 17.7 iken, kış döneminde bu oran 5.6'ya inmektedir. Toluenin, benzene göre daha hızlı OH ile reaksiyona girdiğinden, her iki mevsimde

de kirletici kaynağının değişmemesi durumunda, yaz döneminde toluen'in benzen'e oranla fotokimyasal reaksiyonlar sonucu daha hızlı tükenmesine bağlı olarak oranın küçülmesi beklenirdi. Beklenilenin aksine artan oran, yaz döneminde araçların yakıt tanklarından, petrol istasyonlarının pompalarından kaynaklanan yanmamış petrol ürünlerinin buharlaşması, artan trafik aktivitesi, bölgedeki endüstri gibi diğer aktivitelere bağlı olarak artan toluen miktarına bağlı olarak görülebilir. Ülkemizde benzin fiyatlarının artışına bağlı olarak yakıtlara toluen, hekzan gibi ucuz katkı maddeleri katarak maliyeti düşürme çabaları nedeniyle, akaryakıtların toluen/benzen oranlarının sabit olmadığı bilinmektedir (ODTÜ-PAL, 2009), Fazladan toluen katılmış olan benzin'de yüksek T/B oranının bir sebebi olabilir.

Benzer şekilde, yaz döneminde artan Toluen/Etilbenzen ve Toluen/Ksilen oranlarının sebebi, bu dönemde artan toluene bağlı olabileceği gibi, toluen'e göre daha reaktif olan Etilbenzen ve ksilen'in yaz döneminde toluen'den daha hızla tükenmesi sonucu oranların büyümesi şeklinde açıklanabilir.

Çizelge.4.11. BTEX bileşiklerinin hız sabiti ve atmosferdeki kalış süreleri (Monod et al.,2001).

Bileşik	$k_{OH} (x10^{12})$ ($cm^3 \text{ molekül}^{-1} s^{-1}$)	Atmosferde kalış süresi ^a
m-Ksilen	23.6	11.8 s
p-Ksilen	14.3	19.4 s
Etilbenzen	7.1	1.6 gün
Toluen	6.05	1.9 gün
Benzen	1.21	9.4 gün

^a [OH] konsantrasyonunun $10^6 \text{ molekül } cm^{-3}$ olduğu kabul edildiği durumda

Dış hava kalitesi ölçümü yapılan NG Botanik bahçesi örnekleme istasyonlarında özellikle kış aylarında yüksek konsantrasyonlarda UOB kirliliği görülmüştür. Bölge genelinde gözlenen BTEX konsantrasyonlarının fotokimyasal aktiviteye, meteorolojik koşullara ve kirletici kaynak yoğunluğuna bağlı olarak değişim gösterdiği gözlenmiştir. BTEX bileşikleri içinde kanserojen olduğu kesin olarak

belirlenmiş olan benzen için A.B kriteri (Çizelge.2.5.) olan yıllık $5 \mu\text{g m}^{-3}$ 'e çok yakın ($4.58 \mu\text{g m}^{-3}$) konsantrasyonlar ölçülmüştür. Ülkemizde 6 Haziran 2008 tarihinde yürürlüğe giren Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği'nde yer alan sınır değerde yıllık $5 \mu\text{g m}^{-3}$ 'dür. Özellikle kış aylarında gözlenen benzen konsantrasyonlarının bu kriterleri aştığı gözlenmiştir. Sözü edilen yönetmelikte sınır değerler aşamalı olarak verilmiştir. 2 Kasım 1986 tarihli "Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği"nde verilen sınır değerler bugün için geçerliliğini korurken 2014'e kadar kademeli olarak azaltılmaktadır. 1 Ocak 2014 tarihinden sonra geçerli olacak hava kalitesi sınır değerleri oldukça düşük değerler olup şu anda örnekleme istasyonlarında ölçülmüş değerlerin çok altında olacaktır.

Çizelge.4.12. Benzen için değerlendirme ve sınır değerleri ($\mu\text{g m}^{-3}$).

Ortalama Süresi	AB ¹					Türk	
	SD	ÜDE	ADE	Amaç	Aşma Sıklığı ³	SD	Hedef ⁴
Yıllık	5.0	3.5	2.0	H ²	-	5.0	3.5

¹SD: Sınır Değer, ÜDE: Üst Değerlendirme Eşiği, ADE: Alt Değerlendirme Eşiği. ²H: Sağlığın korunması. ³ İzin verilen en fazla aşılacak değer sayısı ⁴Hedef: Bir bölgede SD sağlandığı takdirde.

4.3. Bölge Topraklarında Gözlenen pH, Organik Madde, Çok Halkalı Aromatik Bileşikler (PAH), Klorlu Bifenil (PCB) ve Ağır Metal Sonuçları

Bu çalışmada NG Botanik Bahçesi'nin etrafında, trafik, sanayi ve evsel ısınma gibi farklı türdeki hava kirliliği kaynaklarından atılan emisyonların, bölgedeki dağılımlarının belirlenmesi için çalışma alanı genelinden alınan toprak örneklerinde ağır metal, PAH ve PCB konsantrasyonları incelenmiştir. Ağır metaller, çok halkalı aromatik hidrokarbonlar (PAH), klorlu bifeniller (PCB) başta eksik yanma ürünü olarak farklı türdeki kaynaklardan atmosfere atılabilmektedir. Bu kirleticilerin büyük bir kısmının toksik ve kanserojen etkiye yol açtıkları, ekosistemde geri dönüşü zor çevresel etkilere neden olduğu bilmektedir (IPPC, 2001). Dış havada çok sayıda noktada örnekleme yapmanın yüksek maliyeti, fiziksel ve teknik sınırlamaları göz önüne alındığında, hava kirliliğinin yerel dağılımını incelemek için toprak örnekleme yapılması çekici bir alternatif olarak görülmektedir. Aşağıdaki bölümlerde toprakta ölçülen pH, organik madde, PAH, PCB ve ağır metal konsantrasyonlarının bölgedeki dağılımı ve düzeyleri tartışılmıştır.

4.3.1. Toprakta gözlenen pH ve Organik Madde'nin bölgesel dağılımı

Toprakta asitliğinin bir göstergesi olan H iyonları ya toprak çözeltisinde çözünmüş, ya da toprak kompleksleri üzerinde adsorbe edilmiş şekilde bulunurlar. Toprakta bulunan H iyonlarının göstergesi olan pH, toprağın en önemli kimyasal özelliklerinden biridir. Bitkilerin gelişmeleri için gerekli olan elementlerin yarayışlılıkları, gelişme ortamını pH'sı ya da hidrojen iyonlarının aktiviteleriyle yakından ilgilidir. Toprakta birçok kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar, topraktaki partiküllerin yüzeyi ile toprak solüsyonunun pH'ı arasındaki denge ile kontrol edilmektedir (Hendershot et al., 1993). Ölçülen pH değerleri Çizelge 4.13'de gösterildiği gibi sınıflandırılmıştır.

Çizelge 4.13. pH değerlerine göre toprağın reaksiyon durumu.

pH	Reaksiyon
5.0 – 5.9	Orta derecede asit
6.0 – 6.9	Hafif asit
7.0	Nötr
7.0 – 7.9	Hafif alkali
8.0 – 8.9	Kuvvetli alkali

Çalışma bölgesi genelinde elde edilen pH seviyesi 6.7 ile 8.6 arasındadır. Ortalama pH seviyesi 7.74 ± 0.67 olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.13). Örnekleme bölgesinin hafif alkali pH yapısına sahip olduğu söylenebilir.

Topraktaki organik madde (TOM) toprağın kalitesinin belirlenmesinde kullanılan en önemli göstergelerden biridir. Toprak organik maddesi; “taze ya da değişik düzeylerde çürümüş bitki, hayvan, mikrobiyal kalıntı ve atıklar ile göreceli olarak dayanıklı toprak humusunu içeren toprak organik fraksiyonu” şeklinde tanımlanmaktadır (Anonymus, 1982). Toprak organik madde miktarına, toprağın kullanım amacı, toprağın yapısı, topoğrafyası, ana toprak materyali, vejetasyon çeşidi ve iklim etki etmektedir (Fu et al., 1999, 2001; Wu et al., 2003; Thomson et al., 2006). Türkiye’nin farklı bölgelerinde yapılan analizler sonucu topraklarımızın %19.2’sinde çok az, %49.8’inde az, %22.4’ünde orta, %5.6’sında iyi ve %3’ünde yüksek organik madde olduğu belirlenmiştir (Ülgen vd., 1988). Türkiye genelinde en fazla organik madde içeriği Karadeniz bölgesinde saptanmıştır. Samsun bölgesinden alınan toprak örneklerinde yapılan bir çalışmada örneklerin %66’sının yüksek, %25’inin iyi ve %8.3’ünü ise orta seviyede organik maddeye sahip olduğu belirtilmiştir (Apaydın, 2005). Antalya’nın ormanlık bölgesinde yapılan bir çalışmada ise toprağın üst tabakasında %9’luk organik madde miktarı ile yüksek sınıfa girerken yüzeyden derine doğru inildikçe hızla azalan bir eğilim olduğu belirtilmiştir (Türkoğlu, 2002).

Topraklar organik madde içeriklerine göre Çizelge 4.14’de belirtilen sınır değerlerine göre sınıflandırılarak, değerlendirilmiştir.

Çizelge 4.14. Organik madde içeriklerine göre toprakların değerlendirilmesinde kullanılan sınır değerleri (Walkey and Black, 1934).

Organik madde,%	Değerlendirme
< 1.0	Çok az
1.0 – 2.0	Az
2.0 – 3.0	Orta
3.0 – 4.0	İyi
> 4.0	Yüksek

NG Botanik Bahçesi'nin etrafında çeşitli noktalardan alınan topraklar organik madde içeriklerine göre sınıflandırılmış ve sonuçlar Çizelge 4.15'te sunulmuştur. İlgili çizelgede sunulan değerlere göre, toprakların %25'si az, %37.5'si orta, %37.5'si iyi düzeylerde organik madde içermektedir.

Çizelge.4.15. Toprakların pH değerleri ve % Organik Madde miktarları.

Örnekleme Noktası	pH	%Organik Madde
1.nokta	8.42	1.60
2.nokta	6.7	2.13
3.nokta	8.3	1.86
4.nokta	7.26	1.43
5.nokta	8.6	3.15
6.nokta	7.93	3.35
7.nokta	7.34	1.45
8.nokta	7.38	2.51

4.3.2.Toprakta gözlenen Çok Halkalı Aromatik Bileşiklerin (PAH) bölgesel dağılımı

PAH, organik maddenin eksik yanmasından kaynaklanan ve aynı anda hem su, hava, hem de toprak'ta bulunabilen, toksik ve kanserojen olma özelliği sebebiyle önemli çevresel kirleticilerden biridir (Xue and Warshawsky, 2004; Ravindra et al.,2008). PAH'ların orman yangınları, volkanik aktiviteler gibi doğal kaynaklarının yanı sıra, trafik emisyonları, kömür, fuel oil ile çalışan termik güç santralleri, sanayi ve kanalizasyonlar gibi antropojenik kaynakları da bulunmaktadır (Yunker et al., 2002). Birçok PAH bileşiği vardır ancak bunlar arasından seçilmiş 16 PAH türü ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA) tarafından öncelikli kirletici olarak tanımlanmıştır (Zhang et al., 2006; Ravindra et al.,2008). Öncelikli 16 PAH bileşiğinin toplamı ($\Sigma_{16}\text{PAH}$) toplam PAH konsantrasyonu olarak tanımlanmıştır.

NG Botanik Bahçesi etrafından alınan toprak örneklerinde gözlenen öncelikli 16 PAH kirleticisinin toplamalarının bölgesel ortalama konsantrasyonları Çizelge.4.16'da, PAH türlerinin toplam PAH seviyesine olan katkıları ise Şekil 4.17.'de verilmektedir. Toprak örneklerindeki ortalama $\Sigma_{16}\text{PAH}$ konsantrasyonu $147.06 \pm 16.81(\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dry wt})$ (ortalama $\pm$ SS) bulunmuştur (Çizelge.4.16.). Alınan örnekler içinde gözlenen en düşük toplam PAH konsantrasyonu $50 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dry wt}$, ile botanik bahçesinin sınırları içindeki O1-O2 Çamlıca bağlantısı karayolu üzerindeki yol güzergâhında bulunan adacıktaki 3 numaralı örnekte, en yüksek toplam PAH konsantrasyonu ise $540 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dry wt}$ ile E80 karayolunun hemen altında yer alan 5 numaralı örnekte elde edilmiştir. Bölgede ölçülen tüm toplam PAH konsantrasyonları, Hollanda hükümetinin kirlenmemiş topraklar için tanımladığı aralıktan ($20\text{-}50 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dry wt}$) (Van Brummelen, 1996) ve genel olarak (3 ve 4 numaralı örnekler hariç), kırsal bölge için tanımlanan aralıktan ($7\text{-}70 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dry wt}$) büyük olarak gözlenmiştir. Şehir bölgelerinin topraklarında ise gözlenen toplam PAH konsantrasyonları, bizim sonuçlarımıza benzer şekilde çoğunlukla $100 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dry wt}$ 'den büyük olarak tespit edilmektedir (Zhang et al., 2006). Topraklarda gözlenen PAH seviyeleri, yoğun trafik aktivitesinin bulunduğu bölgelerde çok daha yüksek seviyelerde tespit edildiği de gözlenmiştir ($>4000 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dry wt}$) (Agarwal et al., 2008). Özellikle toplam organik karbon seviyesi

yüksek olan topraklarda, organik madde miktarına bağlı olarak çok daha yüksek toplam PAH konsantrasyonları rapor edilmektedir (Wilcke, 2000; Wilcke and Amelung, 2000; Tam et al., 2001; Ribes et al., 2003; Pucarevic and Sekulic, 2004). Kirlenici kaynaklarından emit edilen PAH'lar toprak ile temasa geçtiğinde, toprağın özelliklerine (TOC içeriği gibi) bağlı olarak fotoliz, buharlaşma, adsorpsiyon, biyodegradasyon gibi, karşı karşıya kaldığı fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesler sonucu, hem konsantrasyonlarında hem de bileşenlerinin dağılımında değişimler meydana gelmektedir (Richnow et al., 1998). Özellikle, organik madde içeriği yüksek olan topraklarda PAH bileşiklerinin organik maddeye tutunma eğilimi yüksek olduğundan, PAH kaynağının yakınında bulunan organik madde içeriği yüksek topraklarda oldukça yüksek seviyede konsantrasyonlar rapor edilmektedir (Richnow et al., 1998). Bu çalışmada, örnekleme yapılan bölgede gözlenen yüksek trafik aktivitesine rağmen topraklarda nispeten orta ve düşük seviyede gözlenen PAH konsantrasyonları, kömür yerine doğal gazın ısınmada kullanılmasıyla bölgedeki PAH kaynaklarının azalması yanısıra toprak örneklerinin organik madde içeriğinin zayıf olmasına da bağlı olabilir. Şehir alanlarındaki topraklarda üst verimli toprağın sıyrılması, sıkışması, iyi drene olmaması gibi nedenlerle yüksek pH, düşük organik madde içeriği sıklıkla gözlenen bir durumdur (Bretzel and Calderisi, 2006; Craul, 1992). İstanbul'un Anadolu yakasındaki otoyolların kenarlarında toprak ağır metal dağılımlarının incelendiği bir çalışmada, bizim toprak örnekleme bölgemize çok yakın alanda yapılmış olan toprak organik madde analiz sonuçları, genel olarak bölgedeki organik madde azlığını göstermektedir (Güney, 2006). Benzer bir sonuç, Marmara bölgesi geneli için genel toprak özelliklerinin verildiği bir rapor'da da görülmüştür (ÇOB, 2007). Marmara bölgesinin topraklarının %65'inin % organik madde içeriğinin 1'den az olduğu ve pH değerlerinin 7-7.9 arasında değiştiği rapor edilmiştir.

Bu çalışmada elde edilen sonuçlara göre, NG Botanik Bahçesi'nin etrafında çeşitli noktalardan alınan topraklarda organik madde içeriklerine göre %1.43 ile %3.35, örneklerin pH değerleri ise 6.7 – 8.42 arasında değişmektedir (Ayrıca Bkz. Çizelge.4.15).

Çizelge.4.16. Çalışma bölgesinde ölçülen PAH konsantrasyonlarının istatistiksel analizi.

PAH	Kısaltma	Ortalama±SS	Min	Max	Toplam katkı (%)	Örnek sayısı
Naphthalene	NAP	nd	-	-	-	8
Acenaphthylene	ACY	3.72±4.62	1.59	15.12	3	8
Acenaphthene	ACE	3.53±5.67	1.15	17.56	2	8
Fluorene	FLU	8.16±16.21	1.73	48.27	6	8
Phenanthrene	PHEN	38.57±41.75	19.79	141.61	26	8
Anthracene	ANTH	1,33±1,16	0.37	3.99	1	8
Carbazole	CARB	1.08±1.74	0.17	5.33	1	8
Fluoranthene	FLT	11.74±5.42	5.27	22.06	8	8
Pyrene	PYR	10.59±6.22	4.37	24.06	7	8
Benz(a)anthracene	B(a)A	4.48±4.53	0.86	15.12	3	8
Chrysene	CHR	11.63±11.27	2.03	37.03	8	8
Benzo(b)fluoranthene	B(b)F	8.78±5.55	1.96	15.67	6	8
Benzo(k)fluoranthene	B(k)F	7.17±6.97	1.32	22.98	5	8
Benzo(a)pyrene	B(a)P	3.78±3.18	0.62	10.48	3	8
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	lcdP	6.79±6.49	1.31	20.97	5	8
Dibenz(a,h)anthracene	D(a,h)A	6.37±12.28	0.50	36.63	4	8
Benzo(g,h,i)perylene	B(g,h,i)P	19.33±33.96	2.84	102.81	13	8
Σ2-3 PAH		55,32±69.32	25.11	226.56	37	
Σ4-6PAH		76.03±72.90	21.08	307.8	62	
Σ7PAH		49.0±48.29	8.6	158.8	5	
Σ16PAH		147.06±161.81	50.69	539.69	100	

Birim:($\mu\text{g kg}^{-1}$ dry wt)

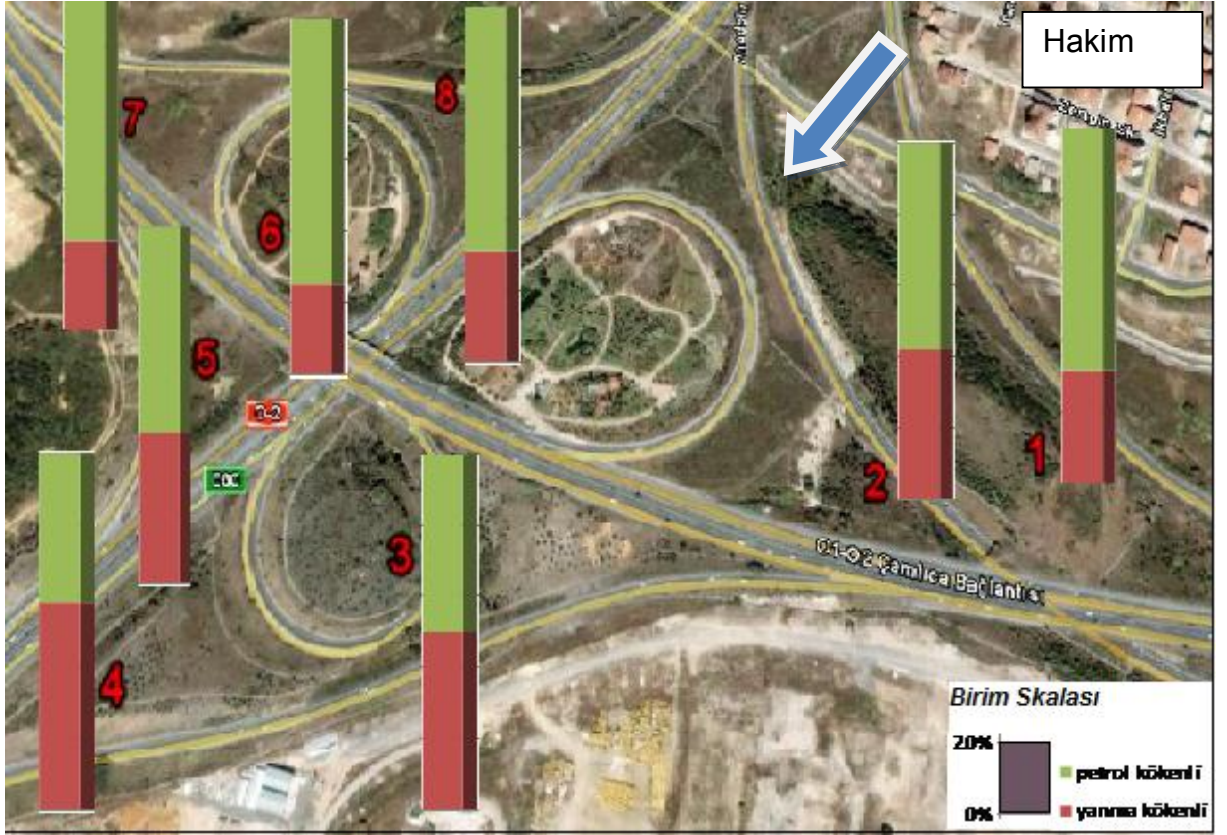
nd: saptanamadı

Atmosferik PAH bileşikleri hem gaz fazında hem de atmosferik katı parçacıklar üzerine adsorblanmış şekilde partikül fazında bulunabilmektedir (Bidleman vd., 1986). Bu faz dağılımı, bileşiğin buhar basıncına, atmosferik sıcaklığa, PAH konsantrasyonuna, bileşiğin partikül madde üzerine adsorblanma eğilimine ve partiküllerin yapısına bağlıdır. Genel olarak, ham petrol veya rafine edilmiş ürünlerinin buharlaşmasından oluşmuş PAH bileşikleri düşük molekül ağırlığına sahip olan 2-3 halkalı bileşiklerden oluşmaktayken, fosil yakıt veya egzoz emisyonları gibi eksik yanma kökenli PAH bileşikleri daha ağır molekül ağırlığına sahip olan 4-6 halkalı PAH'lardan oluşmaktadır (Fernandes et al., 1997).

Genelde iki veya üç halkaya sahip olan PAH bileşikleri (naphthalene, acenaphthene, acenaphthylene, anthracene, fluorene, phenanthrene) atmosferde baskın olarak gaz fazında görüldükleri için taşınımından dolayı kaynaktan uzak mesafelere rahatlıkla taşınırken, dört – altı halkalı PAH bileşikleri (Chrysene, Fluoranthene, Pyrene, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene) gaz ve partikül fazında bulunduklarından, kaynağa daha yakın mesafelerde gözlenmektedir (Arı, 2007). Bu çalışmada, örnekleme noktalarına bağlı olarak değişmekle birlikte genel olarak bölgedeki petrol kökenli PAH'ların toplam içindeki oranı %37 civarında gözlenmektedir. Bölgedeki 2-3 halkalı PAH bileşikleri 25.11 ile 226.56 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{dry wt}$ arasında gözlenirken, ortalama seviyesi ise $55.32 \pm 69.32 \mu\text{g kg}^{-1}\text{dry wt}$ olarak tespit edilmiştir. Düşük molekül ağırlığına sahip Naphthalene yüksek uçuculuk özelliğinden dolayı (Lee et al., 2001) toprak örneklerinde ölçüm sınırının altında kaldığından saptanamamıştır.

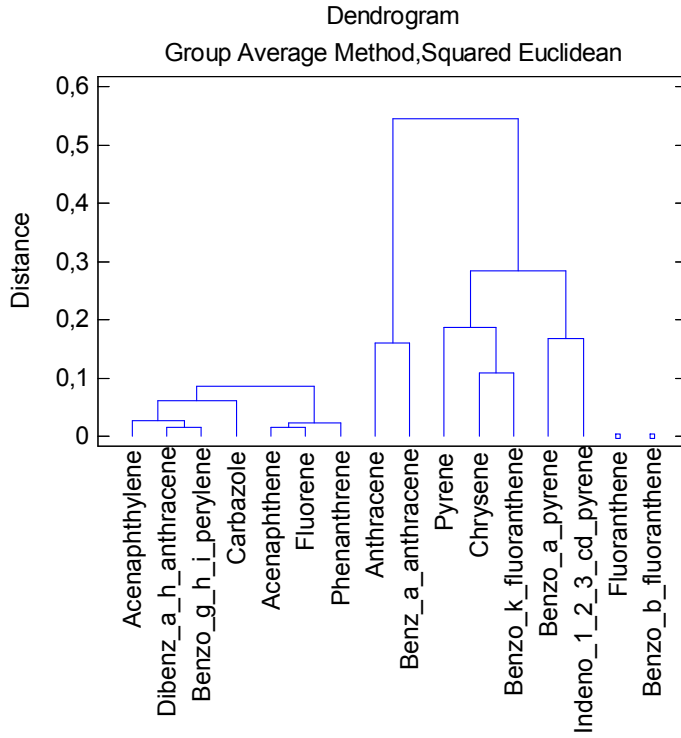
Daha önce kentsel alanlarda yapılmış çalışmalara (Zhang et al., 2006; Agarwal et al., 2008; Choi et al., 2009) benzer şekilde bu çalışmada da, eksik yanma ürünü olan 4-6 halkalı PAH bileşiklerinin bölgedeki topraklardaki toplam PAH içindeki oranı daha yüksek olarak (ortalama %62) bulunmuştur. Örnekleme yapılan yerler içinde gözlenen en düşük 4-6 halkalı PAH bileşiklerinin toplamı $21.08 \mu\text{g kg}^{-1}\text{dry wt}$, en yüksek değer ise $307.8 \mu\text{g kg}^{-1}\text{dry wt}$ dir. Şekil.4.17 'de görülebileceği gibi, örnekleme istasyonlarında, toprakların kirlenmesine sebep olan kaynağın hem

uzaktan taşınan petrol kökenli kirlilik kaynakları hem de yakın civardaki yanma kaynakları olduğunu söyleyebiliriz.



Şekil.4.17. Çalışma bölgesinde gözlenen PAH kirlilik kaynakları paylarının (%) dağılımı.

Bölge genelinde ölçülmüş olan tüm PAH bileşiklerinin birbirleriyle yüksek oranda korelasyona sahip oldukları gözlenmiştir ($r>0.85$, $p<0.05$). Farklı emisyon kaynaklarına sahip olan PAH türlerinin, bölge topraklarındaki dağılımlarının benzerliğine göre gruplandırılması için kümüleme (cluster) analizi uygulanmıştır. Kümüleme analizi sonucunda benzer dağılım özelliği gösteren 4 ayrı PAH grubu tespit edilmiştir (Şekil.4.18.). Buna göre, 2-3 halkalı PAH bileşikleri 1. Grubu, 4-6 halkalı PAH bileşikleri 2. Grubu, Fluoranthene ve Benzo(b)fluoranthene tek başlarına 3. ve 4. Grubu oluşturduğu tespit edilmiştir.



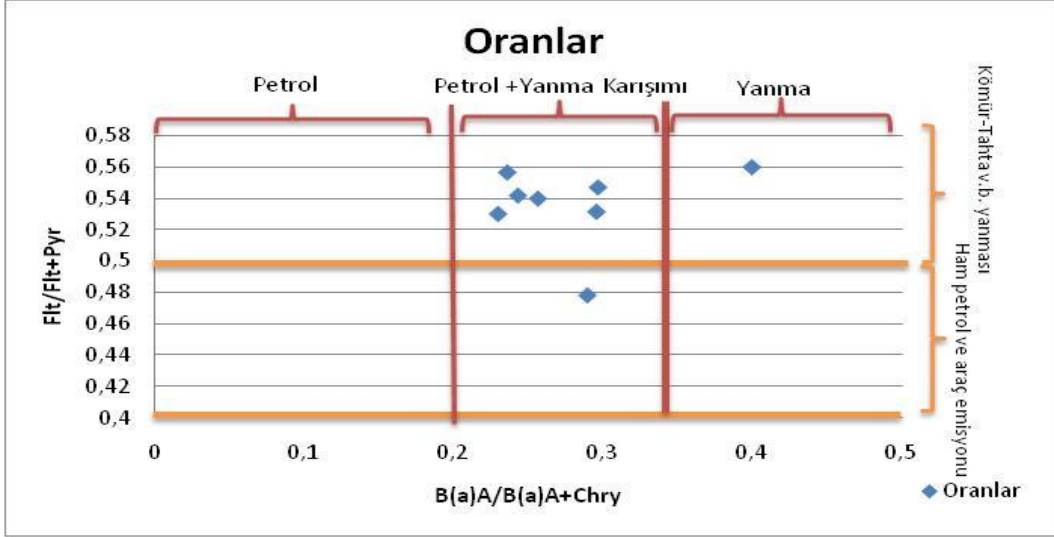
Şekil.4.18. PAH bileşiklerinin kümeleme analizi sonuçları.

EPA'nın öngördüğü insanlar için muhtemel kansorejen 7 PAH'ın – B[a]A, Chry, B[b]F, B[k]F, B[a]P, DB[ah]A and IcdP bölgedeki ortalama konsantrasyonları Çizelge.4.16'da verilmiştir. Genel olarak örnekleme noktalarına bağlı olarak değişmekle birlikte bölgedeki kanserojen PAH'ların toplam içindeki oranı en düşük %2.4, en yüksek %6.4, ortalama olarak da %5 civarında gözlenmektedir. İnsanlar için muhtemel kansorejen 7 PAH'ın NG Botanik Bahçesi'nde etrafındaki dağılımı Şekil.4.19.'te gösterilmiştir. Şekil.4.19.'dan de görülebileceği gibi kanserojen PAH'ların toplam konsantrasyonlarının en yüksek olduğu bölge, hakim rüzgar yönünü doğrultusunda otoyolu hemen altında gözlenmiştir.



Şekil.4.19. Çalışma bölgesinde ölçülen 7-PAH toplam konsantrasyonlarının dağılım haritaları.

PAH isomer eş oranları da olası PAH kaynaklarını açıklamada oldukça yaygın olarak kullanılmaktadır (Budzinski et al., 1997; Soclo et al., 2000; Yunker et al., 2002; Agarwal et al., 2008). Kullanılan oranlar; fluoranthene'in fluoranthene artı pyrene (Flt/Flt + Pyr) ve benz[a]anthracene'nin benz[a]anthracene artı chrysene (B[a]A/B[a]A + Chry) dir (Xing-hong et al., 2006; Agarwal et al., 2008). Çalışma bölgesindeki topraklardan elde edilen sonuçlar kullanılarak hesaplanan B[a]A/B[a]A + Chry oranına karşı Flt/Flt + Pyr oranının değişimi Şekil.4.20.'de gösterilmiştir.



Şekil.4.20. B[a]A/B[a]A + Chry ve Flt/Flt + Pyr arasındaki ilişki.

Bu çalışmada gözlenen B[a]A/B[a]A + Chry oranı 0.23 ile 0.39 arasındadır. Yunker et al, bu değer <0.2 olması petrol, <0.2 ve >0.35 petrol ve yanma karışım, >0.35 ise yanma kaynaklı olduğu işaret edilmiştir (Budzinski et al., 1997; Soclo et al., 2000; Yunker et al., 2002; Agarwal et al., 2008). Diğer yandan petrol veya diğer yanma kaynaklı olup olmadığını anlamak için kullanılan oran, Flt/Flt+Pyr oranıdır. Yunker göstermiştir ki, bu oran <0.4 ise petrol, 0.4 ve 0.5 arasında ise, sıvı fosil yakıtlar (araç ve ham yağ) yanması ve >0.5 çim, tahta ya da kömür yanmasını işaret eder (Agarwal et al., 2008). Bu çalışmada, bu oran 0.47-0.56 arasındadır. NG Botanik Bahçesi etrafındaki topraktaki PAH'lar genel olarak petrol ve yanma kaynaklıdır. Farklı olarak, 2 numaralı toprak örneğinin alındığı bölgede kömür ve tahta yanma kaynaklı, 5 numaralı örnekte ise ham petrol ve egzoz emisyonu kaynaklı PAH gözlenmiştir.

NG Botanik Bahçesi'nde ortalama olarak gözlenen $147 \mu\text{g kg}^{-1}$ dry wt PAH seviyesi şehir bölgelerinde beklenen normal sınırlar içindedir. Bölgedeki trafik aktivitesi ve yanma kaynakları nedeniyle gözlenen bu seviyedeki PAH kirliliğinin, insan sağlığı veya bitki üstünde herhangi bir olumsuz etkise sebep olması beklenmemektedir.

4.3.3.Toprakta ölçülen Klorlu Organik Bileşiklerin (PCB) ve Pestisit'lerin bölgesel dağılımı

Poliklorlu bifeniller (PCB) ve klorlu pestisitler gibi klorlu organik bileşikler, doğada kendiliğinden bulunmayan sentetik kimyasallardır, doğada fiziksel, kimyasal ve biyolojik parçalanabilirliği düşük olan bu kimyasallar uzun süre ekosistemde kaldıklarından, PAH'lar ve bazı ağır metaller ile birlikte "Kalıcı Organik Kirleticiler" olarak adlandırılmaktadır. PCB'ler, 1929'lu yıllardan beri, yalıtkan ve kıvamlaştırıcı özelliklerinden dolayı özellikle yalıtım, elektronik ve hidrolik yağları üretiminde sıkça kullanılan sentetik bir kimyasaldır (Park, 2000). PCB'ler üretim, kullanım veya atıklarının depolanması veya yakılması sırasında hava, toprak ve su sistemlerine girerler. Kalıcı organik kirleticilerden oldukları belirlendiğinden beri, kullanımları alınan tedbirlerle 1980'lerden beri azaltılmakta olsa da geçmiş kullanımları nedeniyle çevresel etkileri halen devam etmektedir. Atmosfer'e ulaştığında yarılanması 8 ay, toprakta biriktiğinde ise 57 yıl sürmektedir (Erickson, 1997).

Pestisitlerde, PCB ve PAH'lar gibi doğada kalıcı etki yaratan kirleticilerdir. Pestisit deyimi, insektisit (böcek öldürücü), herbisit (yabani ot öldürücü), fungusit (küf öldürücü), rodentisit (kemirgen öldürücü) vb. Şeklinde sınıflandırılan kimyasal maddelerin tümünü kapsamaktadır. Pestisitler, etkili maddelerinin kökenlerine göre de gruplara ayrılabilir: organik klorlu, organik fosforlu pestisitler v.b.

Bu çalışma kapsamında eser element ve PAH analizlerinin yapıldığı toprak örneklerinde PCB ve pestisit analizleri de yapılmış, elde edilen ortalamalar, minimum ve maksimum ölçülen değerler Çizelge.4.16'da verilmiştir.

Çizelge.4.17. Bölge topraklarında gözlenen Pestisit ve PCB'lerin istatistiksel analizi.

	Min.	Max.	Ortalama	Standart sapma	Tespit edilebilen örnek sayısı
Pestisitler (ng kg ⁻¹)					
Klorprifos	102	185	151	35	5
p-p'-DDE	410	820	491	206	8
p-p'-DDD	27	82	48	20	6
p-p'-DDT	689	9752	3104	3100	7
ΣDDT	360	10660	3243	3220	8
PCB'ler* (ng kg ⁻¹)					
PCB-17	57	270	137	79	8
PCB-18	114	302	209	70	8
PCB-28	145	330	224	64	8
PCB-31	32	203	121	53	8
PCB-33	104	170	134	23	8
PCB-49	6	124	63	39	8
PCB-52	36	302	163	85	8
PCB-70	74	170	118	40	4
PCB-87	61	258	131	78	5
PCB-95	38	96	65	18	8
PCB-99	65	153	89	30	7
PCB-101	63	220	126	60	8
PCB-110	29	117	64	31	7
PCB-118	11	166	86	47	8
PCB-138	130	512	261	122	7
PCB-149	20	195	104	55	8
PCB-151	47	80	63	23	2
PCB-153	122	510	268	143	7
PCB-180	44	266	121	72	8

PCB-187	54	129	73	37	4
Σ 7PCB**	832	2056	1184	444	8
Toplam PCB***	4161	10282	5918	2222	

*IUPAC PCB tür kodu kullanılmıştır.

** Σ 7PCB= PCB-28+ PCB-52+ PCB-101+ PCB-118+PCB-138+PCB-153+PCB-180

*** Toplam PCB için Σ 7PCBx5 alınmıştır (PCB-Richtlinie, 1995).

Çizelge.4.17.devam ediyor.

Çizelge.4.17'den görülebileceği gibi, örnekleme yapılan bölgede tayin sınırının üstünde tespit edilen yalnızca 2 tür pestisit ölçülebilmektedir. Dünyada oldukça sık kullanılan geniş spektruma sahip organik fosforlu insektisit türü olan Klorprifos ve çevresel etkileri nedeniyle dünyada 1980'lerden, bizim ülkemizde de 1985 yılından bu yana kullanılmayan organik klorlu bir pestisit olan dikloro difenol trikloroethan (DDT) türevleri ölçülmüştür. HCH, aldrin, dieldrin, endrin, endosulfan gibi başka bölgelerde sıklıkla gözlenen pestisitler de incelenmiş ancak diğer tüm grupların tayin sınırı altında kaldığı görülmüştür. Klorprifos, EPA tarafından muhtemel kanserojen listesinde yer alan evlerde ve tarımda böcek öldürücü olarak yoğun kullanımı olan bir insektisittir (EPA, 1991). Örneklerin %65'inde tayin sınırının üstünde tespit edilen klorprifos düzeyi, 100 ile 185 ng kg⁻¹dry wt aralığında, ortalama olarak 150 ng kg⁻¹dry wt civarında tespit edilmiştir. Bu düzey daha önce şehir içinden alınan toprak örneği için rapor edilen 204 ng kg⁻¹dry wt değerine (Pang et al., 2002) oldukça yakın olup, zirai uygulama yapılmayan bir bölgedeki temel konsantrasyon sınırlarındadır.

Yapılan toprak analizlerinde, Klorprifos ile Cd elementi arasında anlamlı pozitif bir ilişki tespit edilmiştir (r=0.99, p<0.05). Bilindiği gibi, fosforlu pestisitler çevrede ağır metal kaynağı olabilmektedirler (Chiroma et al.,2007, Kabata-Pendias and Pendias, 1992; Shi, 1992). Bu nedenle, bölgede gözlenen Klorprifos – Cd ilişkisi, Cd'un ana kaynağının trafik dışında atmosferden taşınan zirai mücadele ilaçları olduğunu göstermektedir.

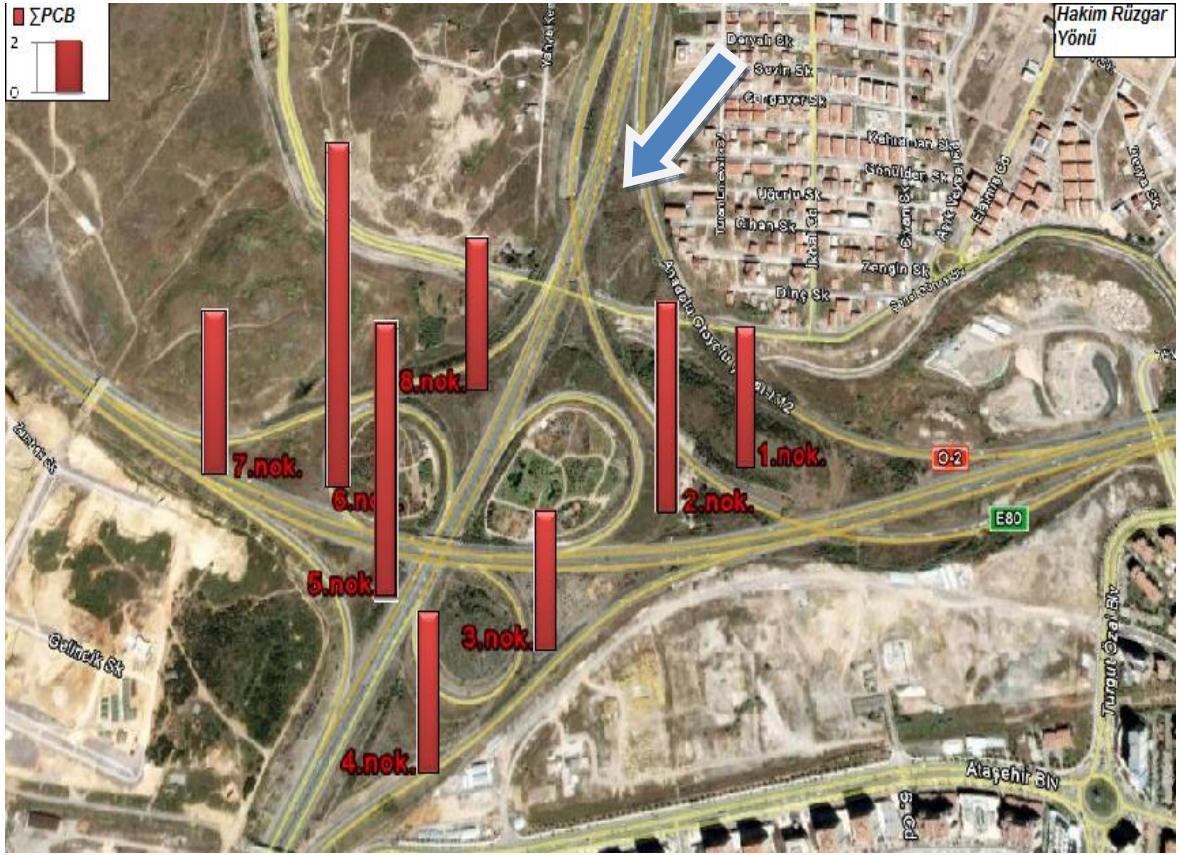
Hemen hemen tüm toprak örneklerinde tayin sınırının üstünde gözlenen DDT ve türevlerinin toplamı, bölgede 0.36 ile 10.66 µg kg⁻¹dry wt aralığında (ort. 3.24 µg

kg⁻¹dry wt) gözlenmiştir. Bölgede ölçülen toplam DDT seviyesi Çizelge.4.17'den görülebileceği gibi, Özbekistan ve Makedonya'da yapılan çalışmalarda rastlanılan yüksek DDT seviyelerine göre oldukça düşük, ancak genel olarak diğer bölgelerde ölçülen değerler aralığında olduğu görülmektedir. Hollanda tarafından toprakta bulunmasına müsaade edilen toplam DDT seviyesinin hedef değeri 2.5 µg kg⁻¹ olarak belirlenmiştir (UNEP, 2002). Bu değer, NG Botanik Bahçesi etrafındaki bölgede örneklenen 8 noktanın 4'ünde aşılmış, en yüksek DDT değeri ise E-80 otoyolunun kuzeyinde yer alan Ertuğrul adası içindeki 6 numaralı örneklem noktasında (10.7 µg/kg) tespit edilmiştir. Geçmiş yıllarda yapılan ölçümlerin çok daha yüksek sonuçlara sahip olduğu, bazı ülkelerde DDT konsantrasyonlarının kullanımın sınırlandırılmasına bağlı olarak hızla azaldığı görülmekteyse de, ülkemizde farklı türdeki çevresel ortamlarda gerçekleştirilen çalışmalarda DDT türevlerinde belirgin bir azalma gözlenmediği birçok çalışmada belirtilmektedir (Barlas 2002; Turgut 2003; Cok et al. 2005; Barlas et al. 2006; Kolankaya 2006, Turgut 2007). Bölgedeki topraklarda gözlenen DDT türevlerinin oranları; 70:1:10 (p-p'-DDT: p-p-DDD: p-p-DDE) şeklinde gözlenmiştir. UV-radyasyonu sonucu parçalanmış p-p'-DDT, parçalanma son ürünü olarak p-p-DDE'yi oluşturmaktadır. Bu nedenle p-p'-DDT/p-p-DDE oranı, DDT uygulamasının zamanı hakkında fikir verebilmektedir (Tavares, et al., 1999; Bidleman, et al., 2005; Tao, et al., 2005). Oran 1'den küçük olduğunda, tespit edilen DDT kalıntılarının eski uygulamalar sonucu olduğu, bizim çalışmamızda olduğu gibi >1'den büyük olduğu durumda ise henüz parçalanma ürünleri oluşturmamış olduğundan DDT uygulamasının yeni olduğu düşünülmektedir. Benzer şekilde, Karadeniz bölgemizde denize dökülen nehirlerin sedimanların da yapılan organoklorlu bileşiklerin analizi sonucu benzer şekilde DDT/DDE oranı büyük çıkmış, ve sonuç olarak bölgedeki DDT uygulamasının yeni dönemde yapıldığı sonucuna varılmıştır (Özkoç, et al., 2007). UNEP (2002)'ye göre, Akdeniz bölgesinde Cezayir ve Fas'ın halen DDT'yi tarımda kullanmakta, aynı zamanda yapısal olarak DDT'ye benzer bir pestisit olan dicofol'un bölgede yoğun olarak halen kullanımı mevcuttur. Dicofol üretimi sırasında DDT ara ürün olarak ortaya çıkmaktadır, ülkemizde en çok tüketilen 5 pestisit'ten biri olduğu toplam tüketilen miktarın 2004 yılında 56 tonu sebze, 191 tonu narenciye, 33 tonu pamuk ve 623 tonu meyveler için olmak kaydıyla toplam 903 ton olduğu TUIK (2007) istatistiklerinde yer almaktadır. Dicofol kullanımının yoğun olduğu

ülkelerde, ekosistemde yeni DDT uygulaması olduğunu gösteren kanıtlar, yapısındaki DDT'nin oranının azaltılması (%10'dan %0.1'e indirilmesi) veya yakın bir zamanda yasaklanmasıyla ilgili tartışmaları gündeme getirmektedir (Van der Gon et al., 2007). Bu çalışmada, toprakta gözlenen düşük seviyedeki DDT seviyesi ile birlikte yüksek DDT/DDE oranı nedeniyle, bölgede DDT uygulamasının yeni olduğunun görülmesi, gözlenen DDT'nin ülkemizdeki dicofol kullanımı veya bölge dışındaki DDT uygulaması sonucu atmosferle taşınmasından kaynaklandığını düşündürmektedir.

Kirlilik seviyesinin belirlenmesinde PCB'lerin tekil bileşiklerinin seviyelerine değil PCB gruplarının toplamlarına bakılmaktadır. Bölge topraklarında ölçülen toplam PCB seviyesi için, Avrupa Birliği tarafından kontaminasyon belirleyicisi olarak tanımlanmış olan 7 PCB türünün (28, 52, 101, 118, 138, 153 ve 180) toplamının 5 katı alınması önerilmektedir (PCB-Richtlinie (1995), ARGE BAU, Mitteilungen des Deutschen Instituts für Bautechnik 2/1995, Berlin, Germany). Çizelge.4.17'ye göre, bölgedeki toplam PCB seviyesi en düşük $4.2 \mu\text{g kg}^{-1}\text{dry wt}$ ile 3 numaralı noktada, en yüksek $10.2 \mu\text{g kg}^{-1}\text{dry wt}$ ile 6 numaralı noktada, bölge ortalaması ise $5.9 \mu\text{g/kg dry wt}$ olarak tespit edilmiştir. Gözlenen değerler, Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği'nde topraktaki PCB seviyeleri için tanımlanmış olan sınır değer olan $500 \mu\text{g/kg}$ (TKKY, 2005) ve Hollanda'da toprak kirliliğiyle ilgili sınır değer olan $\Sigma 7\text{-PCB}$, $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ 'dan daha düşük olarak gözlenmiştir.

Örnekleme noktalarında gözlenen ΣPCB 'nin bölgesel dağılımı Şekil.4.21.'de verilmektedir. Görülebileceği gibi en yüksek PCB konsantrasyonlarının görüldüğü bölge, O-2 Otoyolunun batısıyla, O-4 otoyolunun güneyinde ve kuzeyinde yer alan Ertuğrul adası bölgesinde yer alan 6 numaralı örnekleme noktasında görülmektedir.



Şekil.4.21. Örnekleme noktalarında gözlenen ΣPCB 'nin bölgesel dağılımı.

Farklı bölgelerde yapılan çalışmalar, üretim, kullanımının yasaklanmasına paralel olarak geçtiğimiz son 10 yıl içinde PCB seviyesinin atmosferde, toprak ve yüzey sularında azaldığını, ancak canlılarda arttığını göstermektedir (UNEP, 2002; Miniore et al., 2005). NG Botanik Bahçesinde gözlenen seviyelerin, dünyanın benzer şehir bölgelerindeki topraklarda gözlenen değerle karşılaştırması Çizelge.4.18'de verilmektedir. Bu çizelgeden de görülebileceği gibi, çalışma alanında gözlenen toplam PCB seviyesi, Hong Kong, Brezilya ve Bursa'da gözlenen değerlerden biraz yüksek, İngiltere, Estonya ve Avrupa'nın genel kırsal bölgelerinde gözlenen değerler düzeyindedir. Avrupa genelinde kırsal bölgelerde yapılan bir çalışma sonucunda, toplam PCB düzeylerinin oldukça geniş bir aralıkta değişim gösterdiği ($0.330\text{-}335 \mu\text{g kg}^{-1}\text{dry wt}$), 40° enlemin yukarısında yer alan ve özellikle toprakta organik madde içeriği yüksek olan bölgelerde $200\text{-}335 \mu\text{g kg}^{-1}$ mertebelerinde değerler gözlenmiştir (Meijer et al., 2003). Kuzey enlem bölgelerinde yüksek PCB değerlerinin, orta enlem bölgelerinde sıcaklıktan ötürü buharlaşan PCB bileşiklerinin bu bölgelerde yoğunlaşarak toprakta birikmesi sonucu

görüldüğü açıklanmıştır (Meijer et al., 2003). Bizim çalışma bölgemizde gördüğümüz değerlerin Avrupa'nın bizim bulunduğumuz enlem kuşağında gözlenen kırsal değerlere yakın olduğu görülmektedir.

Çizelge.4.18. NG Botanik Bahçesinde gözlenen PCB ve DDT seviyesinin literatürde yer alan şehir bölgeleri sonuçlarıyla karşılaştırılması

Ölçüm Yeri	Ölçüm Periyodu	DDT ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Toplam PCB ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Kaynak
NGBB , İstanbul	2008	3.25	4.2-10.2 5.9 (ort)	Bu çalışma
Hong Kong	2000-2004	0.52	0.10	EPD, 2005
Özbekistan	1996	275.1 (2.8–1715.0)	27.8 (0.1-432.5)	Galiulin et al., 1996
Cambridgeshire, İngiltere	2004	-	5.03 (0.27-80.5)	Heywood et al., 2006
Sao Paulo, Brezilya	2005	0.12-11.01	0.03-0.35	Rissato, et al., 2006
Bursa	2008	-	0.9-2.7	Taşdemir, et al.,2009
Estonya	2006	0.1-11.9	0.6-12	Roots et al., 2009
Novi Sad, Makedonya	2001	53.69	-	Pucarevic and Sekulic, 2004
Avrupa Kırsal	1998	-	5.4	Meijer et al., 2003

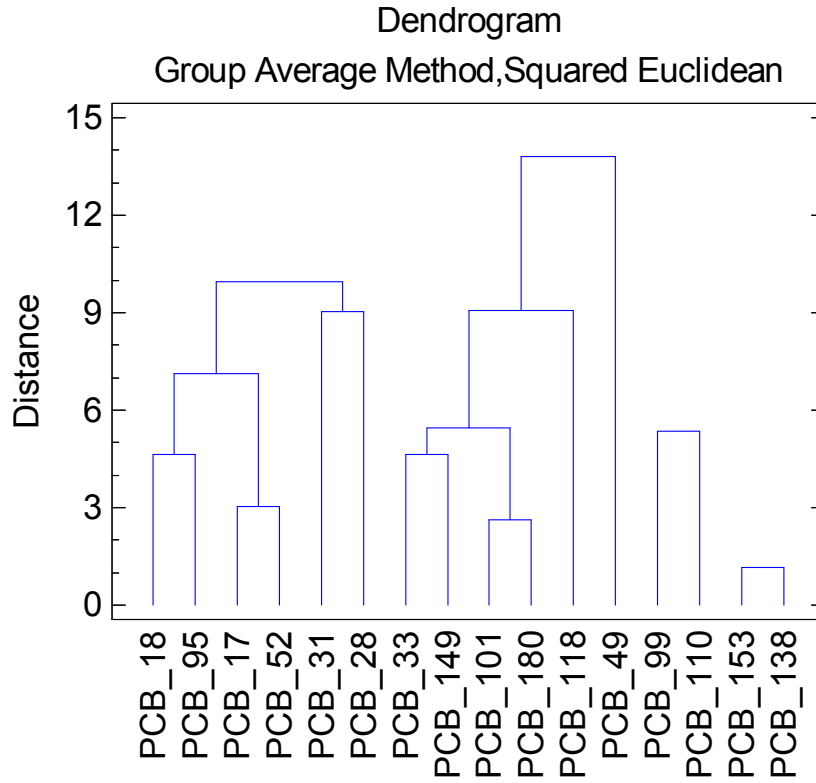
NG Botanik Bahçesi etrafındaki yüzey toprak örneklerinde ölçülen PCB tekil bileşiklerinin ağırlıkları incelendiğinde örneklerin hem yüksek klor içerikli hem de düşük klor içerikli bileşikler içerdiği görülmektedir. Çizelge.4.19.'de görülebileceği gibi PCB tekil bileşikleri arasında düşük klor içerikliler ve yüksek klor içerikliler arasında oldukça yüksek korelasyon bulunmaktadır. PCB bireylerinin, bölge topraklarındaki dağılımlarının benzerliğine göre gruplandırılması için kümüleme (cluster) analizi uygulanmıştır. Kümüleme analizi sonucunda benzer dağılım

özelliği gösteren 4 ayrı grup tespit edilmitşir (şekil 4.22). İlk grup olarak gözlenen (PCB-18, PCB-95, PCB-17, PCB-52, PCB-31, PCB-21) düşük klor içerikli bileşikler ticari olarak satılan Aroclor 1016-1242 bileşimine, ikinci grupta gözlenen yüksek klorlu PCB-101, PCB-118, PCB-149, ve PCB-180 nedeniyle Aroclor 1254 ve 1260 karışımına işaret etmektedir. Aralarında yüksek korelasyon bulunan kalıcı PCB'lerden olan PCB-99, PCB-110, PCB-153 ve PCB-138'de benzer kaynaklara sahip olduklarının göstermektedir. Bölgede genel olarak farklı birçok PCB kaynağının bulunduğunun görölmesi, topraklardaki PCB kaynağının belirgin olarak atmosferden taşınım sonucu olduğuğunu göstermektedir.

Çizelge.4.19. PCB bileşiklerinin korelasyon matrisi.

PCB-18	PCB-18									
PCB-17		PCB-17								
PCB-33			PCB-33							
PCB-52	0.76	0.84								
PCB-95	0.75									
PCB-101				PCB-101						
PCB-99					PCB-99					
PCB-110				0.97		PCB-110				
PCB-118							PCB-149			
PCB-153				0.93	0.87	0.93	0.76	PCB-153		
PCB-138				0.90	0.95	0.88	0.80	0.91	PCB-138	
PCB-180			0.73	0.83	0.83	0.87		0.93	0.91	

P<0.05 olan r değerleri gösterilmiştir.



Şekil 4.22. PCB tekil bileşiklerinin kümüleme analizi sonuçları.

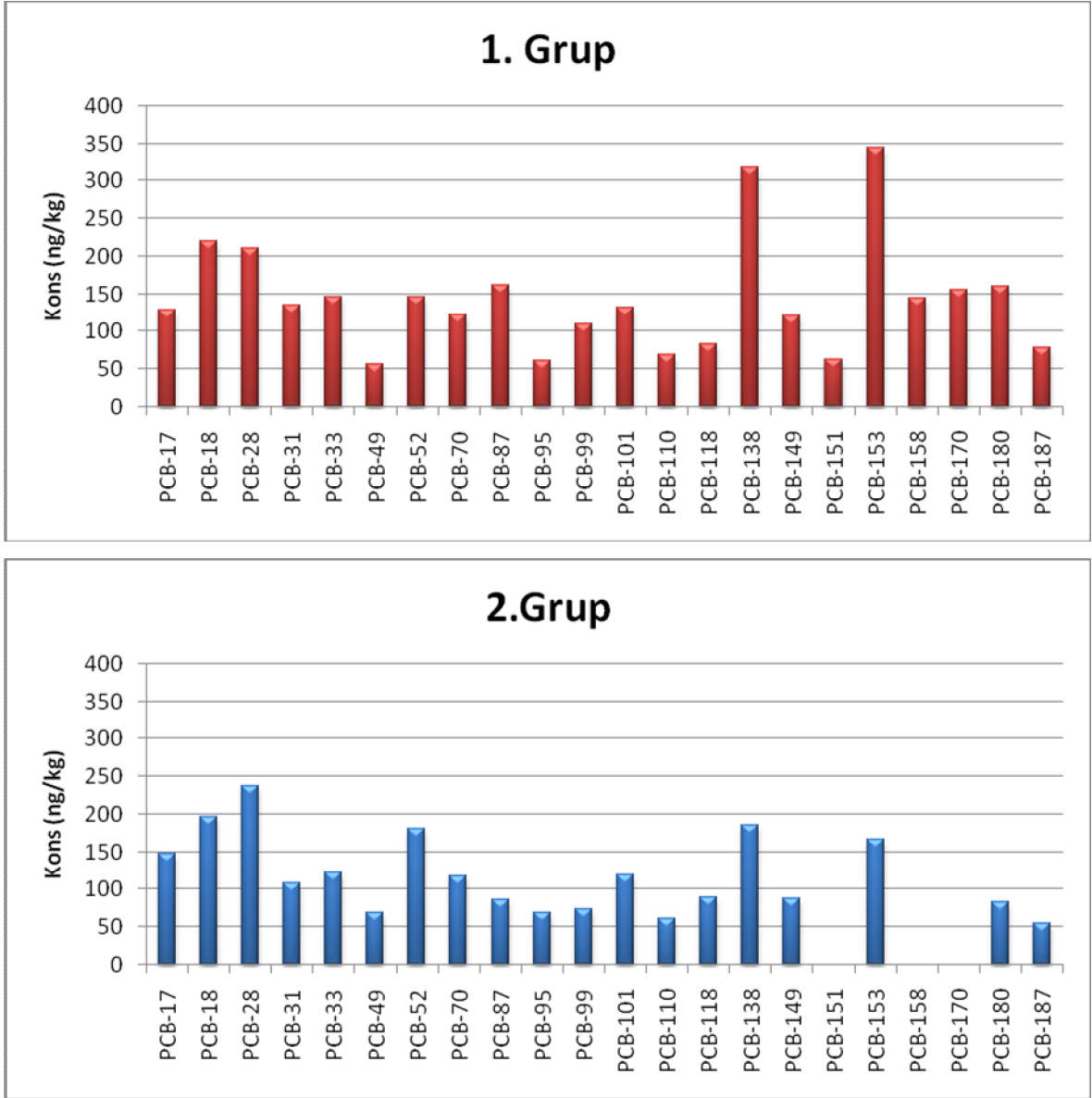
Bölge genelinde en baskın PCB türlerin heksaklorobifenil (PCB-153;%25, PCB-138;%24) ile triklorobifenil (PCB-28;%22, PCB-18;%21, ve PCB-52;%16) homolog türleri olduğu görülmektedir. Bölgede örnekleme yapılan 8 noktanın PCB profillerinin benzer olup olmadığını belirlemek üzere, tüm örneklerde tayin sınırı üstünde gözlenen PCB bileşikleri kullanılarak Varimax dönüşümlü Faktör Analizi tekniği uygulanmış ve sonuç olarak bölgedeki örneklerin 2 grupta toplanabileceği tespit edilmiştir (Çizelge.4.20). 2. Grup'daki örnekler, toplam PCB düzeylerinin daha düşük olduğu (ort. 5300 ng kg⁻¹dry wt), baskın PCB türlerinin ise toksik etki potansiyeli az olan triklorobifenillerden oluşan 1,2,3 ve 4 numaralı örnek alma noktaları olarak tespit edilmiştir. 1. Grup'da ise hem toplam PCB düzeylerinin yüksek olduğu (ort. 6970 ng kg⁻¹dry wt), hem de toksik potansiyeli yüksek olan heksaklorobifenil grubu kirleticilerin baskın olduğu, 5,6,7 ve 8 numaralı örnekler toplanmıştır. Her iki grup örnek noktasında gözlenen PCB türlerinin ortalama konsantrasyonları Şekil.4.23.'de gösterilmektedir.

Toprakda diğer PCB'lere göre belirgin bir şekilde yüksek PCB-153, PCB-138 seviyesinin gözlemlendiği çalışmalarda, kontaminasyonun kaynağının kuşlar başta olmak üzere diğer hayvanların dışkıları veya ölü vücutların nedeniyle olabileceği açıklanmaktadır (Creaser et.al. 1989; Boumphrey et.al, 1993 ve Meijer et.al., 2003). PCB'ler, yağ içinde yüksek çözünürlük göstermeleri nedeniyle, canlıların yağ hücrelerinde birirmektedir. Özellikle avcı kuşlar, memeliler ve insanların organlarında, soluma, yeme veya deri ile temas sonucu zaman içinde oldukça yüksek seviyelerde PCB birikmesi söz konusu olabilmektedir. Organlarda biriken PCB, plasenta yolu ile fetusa kadar taşınabilmekte, dışkılama ile de topraklarda PCB kontaminasyonuna sebep olabilmektedir (Negota et.al., 2003). Bu nedenle örnekleme yapılan yerlerdeki local 6 klorlubifenil konsantrasyonlarının fazlalığı bu bölgede konaklayan kuşlar veya diğer hayvanlar sebebiyle olabilir.

Çizelge.4.20. Örnekleme noktalarının PCB içeriklerine göre Varimaks Dönüşümlü Faktör Analizi ile gruplandırılması

	Grup 1	Grup 2
T1	-0.01	0.61
T2	0.47	0.76
T3	0.19	0.83
T4	0.36	0.74
T5	0.76	0.55
T6	0.96	0.08
T7	0.92	0.20
T8	0.80	0.36

Yapılan çalışmada, topraktaki organik madde miktarı (TOP) ile PCB ve $\Sigma 7$ PCB arasında istatistiksel olarak anlamlı pozitif bir ilişki tespit edilmiştir ($r=0.85$, $p=0.0071$). Bu durum, PCB'nin topraktaki organik madde miktarı ile yakın bir ilişkisi olduğunu göstermektedir.



Şekil.4.23. Örnekleme nokta gruplarının PCB içeriklerinin yüzde dağılımı

2. Grup örneklerde ölçülen düşük seviyedeki toplam PCB'nin, yüksek klorlu PCB-138 veya PCB-153 içeriğinin düşük, triklorobifenil (PCB-20 ve PCB-28) içeriklerinin ise daha baskın olduğu gözlenmektedir. Dünya genelinde PCB'lerin %70 3-4-5 Cl'lu bifeniller oluşturmaktadır, triklorobifeniller genel olarak en baskın türdür (Breivik et al., 2002). Düşük klorlu PCB'lerin ortam içinde baskın olması, bölgedeki ana PCB kaynağının atmosferik taşınım sonucu geldiğini yani yakında bir yerde PCB kaynağının olmadığını veya örnekleme noktasında mikrobiyal aktivitenin güçlü olduğunu göstermektedir. Toprakta bulunan bazı mikroorganizmalar, sıcak bölgelerde yüksek klorlu PCB'leri oksijensiz ortamda

bozundurarak klorlarının azalmasına sebep olup geriye uçuculuk özellikleri azalmış, düşük klorlu PCB'ler bırakmaktadırlar (Abraham et al, 2002). Bu tip düşük klorlubifeniller, örnekleme bölgemizin içinde bulunduğu enlemde, mobiliteleri azaldığı için toprakta temel konsantrasyon seviyelerinde kararlı bir şekilde kalabilmektedirler (Krauss and Wilcke, 2003; Schmid et al., 2005; Schuhmacher et al., 2004; Zhang et al., 2004; Borghini et al., 2005).

Sonuç olarak, bölgedeki toprak örneklerinde gözlenen PCB seviyesi, benzer iklim özelliği gösteren yerlerde tespit edilebilecek şehir bölgesi değerlerindedir. Bazı toprak örneklerinde gözlenen yüksek klorlu PCB'lerin, bölgedeki canlılarda PCB seviyesinin yüksek olmasından kaynaklanabileceği düşünüldüğünden, kuş göç yolları üzerinde bulunan ülkemiz için bu yönde bir araştırma yapılması ekosistemimiz açısından faydalı olabilecektir. Bölgede yeni kullanımdan ötürü DDT kalıntılarına rastlanıyor olduğunun görülmesi, her ne kadar DDT seviyelerinin düşüklüğü nedeniyle bugün için önemli sonuçlar doğurmasa da, bu tip kirleticilerin ekosistemdeki kalıcılık süreleri çok uzun olduğundan gelecekteki etkilerinden ötürü endişe duymamızı gerektiren bir durumdur.

4.3.4.Toprakta gözlenen Ağır Metal konsantrasyonlarının bölgesel dağılımı

NG Botanik Bahçesi etrafından alınan toprak örneklerinde trafik emisyonlarında da kaynaklandığı bilinen toplam altı ağır metal (Cu, Cd, Pb, Ni, Zn, Mn) ve beş iz elementi'nin (Mg, Fe, Ca, Na ve K) konsantrasyonları ölçülmüştür, gözlenen kirleticilerin bölgesel ortalama konsantrasyonları, standart sapması, gözlenen en düşük ve en yüksek değer Çizelge 4.21'de verilmektedir. NG Botanik Bahçesi etrafındaki işlenmemiş toprak örneklerinde gözlenen elementel konsantrasyonların sıralaması $Fe > Ca > K^+ > Mg > Na^+ > Mn > Cu > Pb > Zn > Cd > Ni > Cd$ olarak tespit edilmiştir.

Çizelge.4.21. Bölge topraklarında gözlenen eser elementlerin ortalama konsantrasyonları, standart sapmaları, minimum ve maksimum değerleri ($mg\ kg^{-1}$).

	Ortalama	Standart Sapma	Minimum	Maksimum
Fe	62960	21460	48887	114325
Ca	35021	28200	10455	79995
K ⁺	20834	22409	5875	65218
Mg	5750	3210	2842	11550
Na ⁺	3950	501	3288	4588
Mn	282	220	53	724
Cu	206	9	195	217
Pb	90	22	58	125
Zn	52	16	35	86
Ni	12,31	5,11	3,09	19,05
Cd	1,43	0,01	1,41	1,44

Gözlenen en yüksek değer, yer kabuğunda en fazla bulunan element olan Fe için gözlenmiştir. Gözlenen en düşük değer ise antropojenik bir element olan Cd'a aittir.

Elde edilen sonuçları, bölgedeki toprak kirliliği yönünden değerlendirmek için, toprak kirliliği sınıfları kullanılabilmektedir. Duce (1975)'nin kullandığı toprak kirlilik sınıflandırmasına (Çizelge 4.22) göre, NG Botanik Bahçesinde ölçülen Cu (206

$\mu\text{g/g}$) oldukça kirli toprak sınıfını, Pb, ölçülen ortalama $90 \mu\text{g g}^{-1}$ konsantrasyonu düzeyi ile orta ölçüde kirli toprak sınıfını, Cd, $1,43 \mu\text{g g}^{-1}$ ile toprak biraz kirli sınıfını, Ni ($12,3 \mu\text{g g}^{-1}$) ve Zn ($52 \mu\text{g g}^{-1}$) ise ölçülen değerler nedeni ile temiz toprak sınıfını göstermektedir. Bölgedeki toprakların Cu, Pb ve Cd açısından kirlenmiş olduğu söylenebilir.

Çizelge.4.22. Antropojenik elementler için kirlilik sınıflandırılması ($\mu\text{g g}^{-1}$) (Duce,1975).

Antropojenik elementler için kirlilik sınıflandırılması ($\mu\text{g g}^{-1}$)						
Element	Kirlilik Sınıfları					
	Temiz	Biraz Kirli	Orta Ölçüde Kirli	Oldukça Kirli	Aşırı Kirli	Fazlasıyla Kirli
Cd	0,3	1	2	3	5	>5
Cu	15	30	50	80	300	>300
Ni	10	30	100	200	400	>400
Pb	30	70	100	500	2500	>2500
Zn	50	100	300	700	3000	>3000

Ülkemizde 31 Mayıs 2005 tarihinde yürürlüğe giren Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği'ne göre de (Tablo 4.13), bölge topraklarında gözlenen elementlerden sadece Cu konsantrasyonlarının yönetmelikte verilen sınır değer olan 140 mg/kg 'dan yüksek olduğu, diğer elementler açısından toprakta kirlenmenin olmadığı söylenebilir.

Çizelge.4.23. Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği'nde yer alan sınır değerler (mg g⁻¹).

Ağır Metal (Toplam)	PH 5- 6 mg kg⁻¹ Fırın Kuru Toprak	pH>6 mg kg⁻¹ Fırın Kuru Toprak
Kurşun	50 **	300 **
Kadmiyum	1 **	3 **
Krom	100 **	100 **
Bakır*	50 **	140 **
Nikel*	30 **	75 **
Çinko *	150 **	300 **
Civa	1 **	1,5 **

Ölçülen kirleticilerin mekânsal dağılımı, toprak kompozisyonundaki değişimlerini gösterse de, dağılımın toprak kompozisyonunun doğal sonucu mu, yoksa başka bir kirleticili kaynağının varlığı mı olduğunu tam olarak açıklayamamaktadır. Zenginleşme faktörleri (EF) ilk kez Zoller ve arkadaşları (1974) tarafından atmosfer çalışmalarında kullanılan bir çift normalizasyon tekniğidir. Zenginleşme faktörü hesaplamasında kullanılan formül;

$$(ZF)_{\text{Toprak}} = (C_X \setminus C_{Fe})_{\text{ÖRNEK}} \setminus (C_X \setminus C_{Fe})_{\text{YER KABUĞU}} \quad (4.1)$$

Burada;

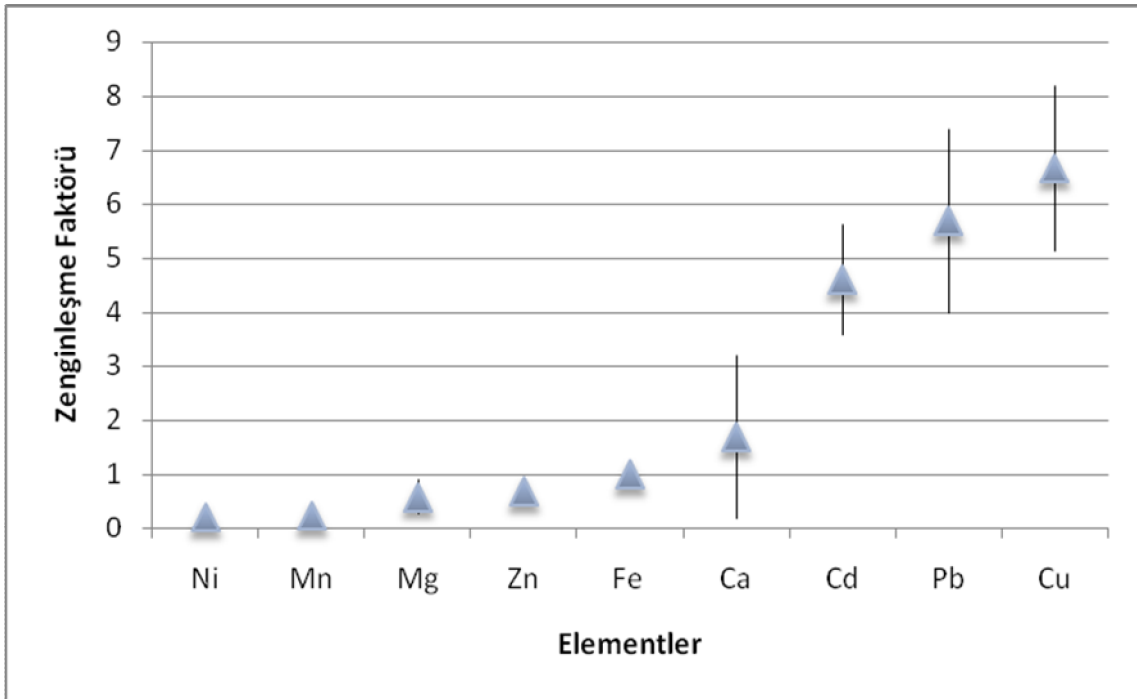
$(ZF)_{\text{Toprak}}$: X elementi için zenginleştirme faktörü,

$(C_X \setminus C_{Fe})_{\text{ÖRNEK}}$: Örnek içindeki X metali derişiminin, aynı örnekte gözlenen Fe metali derişimine oranı,

$(C_X \setminus C_{Fe})_{\text{YER KABUĞU}}$: Yer kabuğunda X metali derişiminin, yer kabuğundaki Fe metali derişimine oranıdır.

Hesaplamalarda kullanılan yer kabuğu elementlerinin ve Fe metalinin derişimi Vinogradov (1956) verilerinden alınmıştır.

Elementlerin toprak örneğinde bulunan konsantrasyonlarının referans alınan elemente oranının, tipik toprak kompozisyonu için belirlenen orana bölünmesiyle çift normalizasyon yapılmaktadır. Bir elementin toprak ortamında zenginleşmeye uğradığını söyleyebilmek için bulunması gereken en küçük EF değeri 2'dir. Negatif ZF değeri, o elementin toprakda yoksun olduğu, 0-2 arası, normal toprak özelliğı gösterdiği, 2-4 arası ortalama düzeyde zenginleştiğı, 4'den büyük olduğu durumda ise yüksek oranda zenginleşme olduğu söylenebilir. Toprak için referans element olarak sadece topraktan kaynaklanan Al, Fe, Sc kullanılabilir. Çalışmamızda toprak kaynaklı element olan Fe, referans element olarak seçilmiştir.



Şekil 4.24. Toprak Örneklerinde gözlenen elementlerin zenginleştirme faktörleri .

Şekil 4.24'te göre, Fe referans element olarak seçildiğı durumda, bölgede ki toprakların Mg, Mn ve Ni'in içeriklerinin düşük olduğu, Cd, Pb ve Cu'nun ise yüksek oranda zenginleştiğı görülmektedir. Ca için hesaplanan düşük ZF, bu elementin toprak kökenli olduğunu göstermektedir. Mg, Mn, Ni ve Zn, bitki için gerekli olan

elementlerdir. Bu elementlerin toprak içinde azalması, toprağın pH'sına, toprağın organik madde miktarına ve diğer elementlere bağlı olarak gözlenebilir. Bu çalışmada, bölge topraklarında gözlenen düşük Mg, Mn ve Ni derişimi, toprağın hafif alkali özelliğinden ötürü oluşmuş olabilir, toprağın bitki büyümesi için elverişli olmadığına da bir göstergesi olarak kullanılabilir.

Cd, Pb ve Cu'nun hesaplanan ZF'leri, bu elementlerin toprakda yanma, trafik, endüstriyel aktiviteler gibi nedenlerle birikimlerini göstermektedir. Toprak kirliliği sınıflandırmasına göre de, bölgenin bu elementler açısından kirli toprak özelliği gösterdiği tespit edilmiştir. Bu elementler, daha önceki çalışmalarda, şehir bölgelerinde trafik emisyonlarına bağlı olarak oldukça yüksek derişimlere ulaştığı sıklıkla gözlenen elementlerdir (Manta et al., 2002, Pagotto et al., 2000, Garcia et al., 1998).

Başta şehirler olmak üzere, değişik yerleşim alanlarında trafikten kaynaklanan gaz ve toz yapıdaki kirleticiler, birçok araştırmacı tarafından çalışılmıştır. Özellikle, trafikten kaynaklanan ağır metal kirliliği ile ilgili birçok çalışma yapılmıştır. Yapılan bu çalışmalar genel olarak değerlendirildiğinde, otoban, karayolu, trafiğin yoğun olduğu il merkezlerinde, yollara belli mesafelerde numune noktaları belirlenmiş ve farklı ağır metaller için meteorolojik parametrelerden rüzgârın ve yağmurun, belirlenen noktalardaki ağır metal kirliliğine etkisi ile ilgili, farklı ağır metaller için çalışmalar yapılmıştır. Bu ağır metaller içerisinde Pb, Zn, Ni ve Cd en fazla çalışılanlar arasındadır.

Bu çalışmalar ülkemizin Güney Doğu Anadolu (Bakırdere et al., 2008; Yılmaz et al., 2004), Akdeniz (Özsoy, 2008), Marmara (Sezgin vd., 2003), Ege (Güvenç vd., 2003; Çelik vd., 2005), Trakya (Çoşkun, 2006) ve İç Anadolu Bölgeleri'nde (Yay vd. 2008) toprak, hava ve bitki örneklerinde araştırılmıştır. Dünya genelinde birçok araştırmalarda ise değişik kıtalarda ağır metal çalışmaları bulunmaktadır. Bu çalışmalardan bazıları arasında Orta Asya (Chen et al., 1997; Shi et al., 2007), Avrupa (De Miguel et al., 1998; Yesilonis et al., 2008; Zang, 2006; Madrid et al., 2002; Birke and Rauch, 2000; 6), Balkanlar (Romic et al., 2003) ve Amerika (Pouyat and McDonnell, 1991) kıtalarında yapılan çalışmalar bulunmaktadır.

Çeşitli araştırmacılar ise, Zn, Mn, Cu, Fe ve Cr'ı trafikten yayılan türler arasında saymışlardır (Sternbeck et al., 2002; Abu-Allaban et al., 2003; Harrison et al., 2003; Adachi and Tainosho, 2004; Chellam et al., 2005). Diğer taraftan Na ve K yer tozlarından sayılabilir. Bu durumda, bu türler arasındaki ilişki hem egzoz hem de yol tozu emisyonlarını ifade ediyor olabilir.

Dünya genelinde büyük şehirlerin topraklarında yapılan ağır metal çalışmalarındaki ortalama konsantrasyonlarının bu çalışma sonuçları ile kıyaslaması Çizelge 4.24'te verilmiştir.

Çizelge.4.24. Benzer diğer çalışmalar ile ölçümü yapılan metallerin kıyaslanması.

Şehir / Element mg kg ⁻¹	Pb	Cu	Cd	Ni	Zn	Mn	Fe	Mg	pH	Referans
N.G.B.B. (Türkiye/İst anbul)	90	206	1,43	12	52	282	62970	5950	7.74	Bu çalışma
Kavala (Yunanista n)	571. 3	48.1	0.2	77.4	175	-	-	-	-	Christofori dis., 2009
Baltimore (ABD)	231	45	1.06	27	141	472	23495	-	-	Yesilonis., 2008
Shanghai (Çin)	71	59	0,52	31,14	301, 4	-	-	-	-	Shi et al., 2008
China	35.7	33.9	0.3	38.5	98.1	-	-	-	7.6 – 8.2	Huang., 2007
Ankara (Türkiye)	189	98	2,15	81	181	1100	85800	1500 0	7.51	Yay vd., 2008
Galway (İrlanda)	58	27	-	22	85	53	2200	-	-	Zhang, 2006

Palermo (Italy)	202	63	0.68	17.8	138	519	-	-	7.2- 8.3	Mantaa., 2002
Seville (İspanya)	137	68	-	22	145	471	20100	-	-	Madrid et al., 2004
France (Paris Otoyol)	93	14	0.3	14	57	277	15000	-	7.1	Pagotto et al.,2000
Berlin (Almanya)	79	39	-	-	151	-	-	-	-	Birke and Rauch, 2000
Madrid (İspanya)	161	72	-	14	210	437	23078	7726	-	De Miguel et al., 1998
New York (ABD)	115	34	-	24	69	323	-	-	-	Pouyat and McDonnell , 1991

Çizelge.4.24 devam ediyor.

Çizelge.4.24'te, ana kirlilik kaynağı trafik olan farklı kentsel alanlardaki üst toprak (0-5 cm) örneklerinde ağır metal ölçüm sonuçlarını özetlenmiştir. Fransa'da Paris yakınında 2 otobanın 5m yakınındaki üst toprak örneklerinde ağır metallerin dağılımı ve örnekleme sonuçları incelenmiştir. Paris'teki bu çalışma değerleri ile NG Botanik Bahçesindeki yürütülen bu çalışmadaki değerler paralellik göstermektedir. Paris'teki Pb, Zn ve Cu değerleri açısından bu çalışmadaki gibi yüksek bulunurken, trafikten gelen Cd kirliliği bu çalışmanın aksine düşük bulunmuştur. Trafikle ilişkili bir diğer ağır metal olan Ni ise bu çalışmada da ölçüldüğü gibi yol kenarındaki topraklarda yüksek konsantrasyonlarda değildir. Bu sonuçlarda kirliliğin yolla yakın yüzey topraklarda daha yüksek olduğu, trafikten uzaklık mesafesi ve örnek alma derinliğiyle ilişkili olduğu da belirtilmiştir (Pagotto.et al., 2000).

İtalya'nın Palermo şehrinde yapılan toprak kirliliği çalışmasında metallerin dağılımının incelenmesi, doğal veya insan kaynaklı etkilerin ayırt edilmesi ve muhtemel kirlilik kaynaklarının tesbit edilmesi amaçlanmıştır. Şehir içindeki yeşil

alanlardan ve parklardan 0-10cm derinlikten 70 adet toprak örneği toplanmış ve Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn konsantrasyonları ölçülmüştür. Pb, Ni, Zn ve Mn konsantrasyonları bu çalışmadan yüksek değerler bulunurken, Cu ve Cd değerleri NG Botanik Bahçesindeki çalışma sonuçlarından daha düşüktür. Palermo şehrindeki yüksek Pb, Ni, Zn ve Mn konsantrasyonları yoğun traffic kirliliğine bağlanmıştır (Manta et al., 2002).

İspanya-Seville’de yapılan başka bir çalışmada halka açık yeşil alanlar ve parklardaki kirlilik, ağır metallerin dağılımı ve örnekleme sonuçları incelenmiştir. Toprak örnekleri 0-10 cm ve 10-20 cm olmak üzere iki farklı derinlikten 31 örnekte Cu, Pb ve Zn ağır metallerin ölçümü yapılmıştır. Seville’de ki çalışmada Cu, Pb ve Zn değerleri açısından önemli metal kirliliği gözlenmiştir. Örnekleme noktalarının endüstri alanına yakın olmadığından artan kirliliğin kaynağının endüstriden kaynaklanmadığını metallerin asıl kaynağının trafik olduğu belirtilmiştir (Madrid et al., 2002).

Türkiye’nin başkenti Ankara’da toprak kirliliği çalışması yapılmıştır. 0-5 cm’den alınan 120 toprak örneğinde, Al, Ca, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Zn, Na, K, Pb, Ni and Cd metallerinin analizi yapılmıştır. Ankarada’ki bu çalışmada Cd, Zn, Cu ve Pb’un yıllar boyunca süren antropogenik bir birikimden kaynaklandığı belirtilmiştir. Endüstriyel faaliyetler ve nüfus yoğunluğuda metal konsantrasyon sonuçlarında etkili olmuştur. Yüksek kurşun konsantrasyonunda asıl kaynağının örnekleme alanlarındaki trafiğin olduğu belirtilmiştir (Yay vd., 2006).

4.4. Bölge Ağaçlarından Alınan Bitki Materyaline Ait Sonuçlar

Çalışma bölgesinde hava kalitesinin belirlenmesine yönelik olarak seçilen dört istasyonda, gözlenen hava kalitesinin NG Botanik Bahçesinde bulunan bitkiler üzerindeki olası etkilerini belirlemeye yönelik olarak bahçe geneline yayılı olan Dişbudak (*Fraxinus angustifolia*) ağaçları seçilmiş, işaretlendikten sonra tüm büyüme dönemi boyunca bazı fizyolojik parametreleri incelenmiştir. Mayıs, Haziran, Ağustos ve Eylül 2008 örnekleme dönemlerinde bitki materyalinden alınan örneklerde klorofil-a, klorofil-b, toplam klorofil, karotenoid, fotosentez hızı, yüzde su miktarı, spesifik yaprak ağırlığı, yaprakçık başına düşen alan, yaprakçık sayısı, tüm yaprak alanı ve yaprak içeriğindeki makro ve mikro besin içerikleri ile bazı iz element değişimleri izlenmiştir. Yaprak materyali ile ilgili ölçümü yapılan tüm parametrelerin çalışma boyunca örnekleme noktalarına bağlı olarak elde edilen değerlerinin ortalaması ve standart sapma değerlerini içeren veri seti Çizelge 4.25’de gösterilmektedir.

NG Botanik Bahçesinde bitki materyal kaynağı olarak seçilen Dişbudak (*Fraxinus angustifolia*) ağacı, Avrupa, Asya ve Kuzey Amerika’nın ormanlık bölgelerinde sıklıkla rastlanan *Fraxinus* cinsi’nin 65 civarında yaprak döken ve nadiren de her dem yeşil olan türlerinden biridir. Çeşitli *Fraxinus* türleri kentsel ağaçlandırma çalışmalarında estetik özelliklerinden, kentsel koşullara dayanıklı olmasından dolayı sıkça kullanılır (Schoon, 1993, Annon, 1997). Yol kenarlarının ağaçlandırılmasında en sık kullanılan ağaç türleri üzerinde yapılmış bir çalışmada, *Fraxinus angustifolia* kentsel koşullara tolerant olduğu belirtilmiştir (Ripka et al., 1991).

Çizelge.4.25’ten görülebileceği gibi, çalışma alanı genelinde *F. angustifolia* yapraklarında tespit edilen fotosentetik aktivite ile ilgili parametreler arasında Klorofil a, fotosentez hızı ve yaprakçık sayısı’nın örnekleme noktalarına bağlı olarak değişmediği gözlenmiştir. *F. angustifolia* fiziksel gelişimi ile ilgili diğer parametrelerde ise hem bölgeler arasında, hem de örnekleme zamanına bağlı olarak değişim gözlenmiştir.

Çizelge.4.25. NG Botanik Bahçesinden toplanan *Fraxinus angustifolia* yaprak özellikleri ile bazı fizyolojik parametrelerin örnekleme bölgeleri ve bahçe genelinde gözlenen ortalamaları ve standart sapmaları.

Ort±SS	A BÖLGESİ	B BÖLGESİ	C BÖLGESİ	D BÖLGESİ	GENEL
KLOROFİL A ($\mu\text{g g}^{-1}$)	34.18±1.55	34.71±1.92	35.51±2.32	34.78±1.32	34.79±1.79
KLOROFİL B ($\mu\text{g g}^{-1}$)	45.42±0.47*	57.81±3.32	55.99±6.01	51.91±10.70	52.79±8.95
T. KLOROFİL ($\mu\text{g g}^{-1}$)	79.05±10.32*	92.56±5.07	91.51±6.59	86.69±10.93	87.45±9.79
KAROTENOİ D ($\mu\text{g g}^{-1}$)	3.57±2.68*	0.58±0.38**	1.29±1.75**	2.13±2.90*	1.84±2.32
KLOROFİL A/B	0.78±0.18**	0.60±0,02***	0.64±0.10*	0.71±0.22*	0.68±0.16
FOT. HIZI ($\mu\text{mol CO}_2$ $\text{m}^{-2} \text{sn}^{-1}$)	3.35±0.21	4.62±1.35	3.34±0.57	2.83±0.81	3.58±1.01
% SU MİKTARI	60.88±2.40	67.47±6.16*	63.20±0.95	61.01±2.11	63.14±4.17
SPE. YAPRAK AĞIRLIĞI (mg cm^{-2})	8.30±0.95*	7.89±1.07*	9.08±0.53**	9.38±0.88**	8.66±0.99
BİRİM YAPRAKÇIK ALANI (cm^2 yaprak $^{-1}$)	8.79±0.93*	8.03±0.94**	7.61±1.55**	6.82±0.88***	7.81±1.23
YAPRAKÇIK SAYISI	7.96±0.75	6.25±0.32*	8.71±0.75	8.75±1.14	7.92±1.26
TÜM YAPRAK ALANI (cm^2)	69.14±7.88**	49.98±4.99 ***	67.27±18.67*	58.57±8.68*	61.24±12.82

*p<0.05, düzeyinde diğer örnekleme noktalarından farklı olan grupları belirtir. Benzer özellikler gösteren gruplar *, **, *** ile ifade edilmiştir.

Bölgede hava kalitesi değişimi:

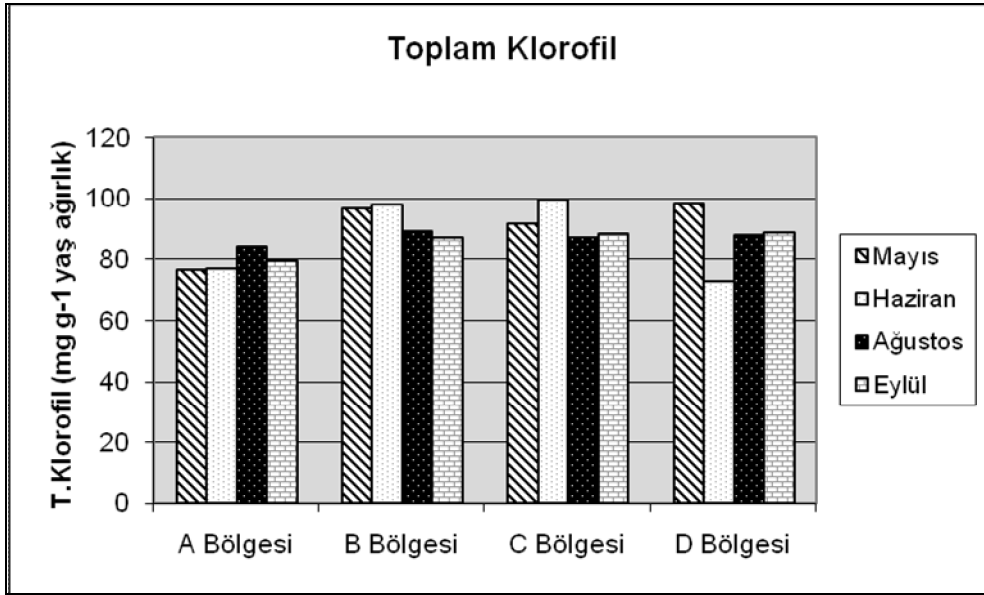
Önceki bölümlerde tespit edilmiş olan bölgenin genel hava kirliliği karakteristiği aşağıda özetlenmiştir:

- Bölgede yapılan hava örneklemeleri sonucu SO₂'nin vejetasyon üzerinde zararlı etki gösterebilecek konsantrasyonlarına rastlanmamıştır. En yüksek SO₂ konsantrasyonuna A bölgesinde, 31.74 µg m⁻³ değeri ile Haziran ayında, rastlanmış olsa da bu değer vejetasyon için zararlı olabilecek üst sınırın oldukça altındadır.
- Bitkisel analizlerin yapıldığı 5 aylık periyod içerisinde kaydedilen ortalama SO₂ konsantrasyonu A, B, C ve D istasyonları için sırasıyla, 11.26 µg/m³, 6.40 µg m⁻³, 6.64 µg m⁻³ ve 3.00 µg m⁻³ değeri ile bölgedeki vejetasyon için herhangi bir tehlike teşkil etmediği gibi, aylar arasında da sınır değerleri aşan herhangi bir değere rastlanmamıştır.
- Bölgede Ozon konsantrasyonları, aylara göre değişiklik göstermekle beraber sınır değerleri aştıkları gözlenmiştir. O₃ konsantrasyonlarının Mayıs ile Ağustos ayları arasında belirgin bir artış gösterdiği tespit edilmiştir. Mayıs ayında sınır değerlerin altında olan O₃, Haziran ve Ağustos aylarında sınır değerlerin üzerine çıkmış ve Eylül ayında tekrar bitkiler için kabul edilebilir düzeylere inmiştir.
- A istasyonu, Haziran ve Ağustos aylarında sırasıyla 75.28 µg m⁻³ ve 108.66 µg m⁻³ ile 4 aylık ortalama 60.54 µg m⁻³ konsantrasyona sahip O₃, belirtilen limit değerler açısından sınırdadır. B istasyonu, Ağustosta en yüksek 88.28 µg m⁻³ ile, 4 aylık ortalama 43.98 µg m⁻³ konsantrasyona sahip O₃, belirtilen limit değerinin altında seyretmektedir. C istasyonu, Ağustosta en yüksek 64.8 µg m⁻³ ile, 4 aylık ortalama 39.41 µg m⁻³ konsantrasyona sahip O₃, belirtilen limit değerinin oldukça altında seyretmektedir. D istasyonu ise, Haziran ve Ağustos aylarında sırasıyla 65.24 µg m⁻³ ve 93.85 µg m⁻³ değerleri ile 4 aylık ortalama 55.89 µg m⁻³ konsantrasyona sahip O₃, belirtilen limit değerlere oldukça yakındır.

- Örnekleme bölgesindeki A, B, C ve D istasyonlarında NO_2 konsantrasyonlarının 4 aylık ortalama değerleri sırasıyla $50.79 \mu\text{g m}^{-3}$, $74.55 \mu\text{g m}^{-3}$, $66.36 \mu\text{g m}^{-3}$ ve $32.87 \mu\text{g m}^{-3}$ ölçülmüştür. NO_2 kirliliği en yoğun B ve C istasyonlarında izlenirken D istasyonu en düşük düzeydedir. Azot dioksit konsantrasyonları, aylara göre değişiklik göstermekle beraber, vejetasyon üzerinde hasara sebep olması beklenen sınır değerlere çok yakın ya da bu değerleri aşmakta oldukları tespit edilmiştir.

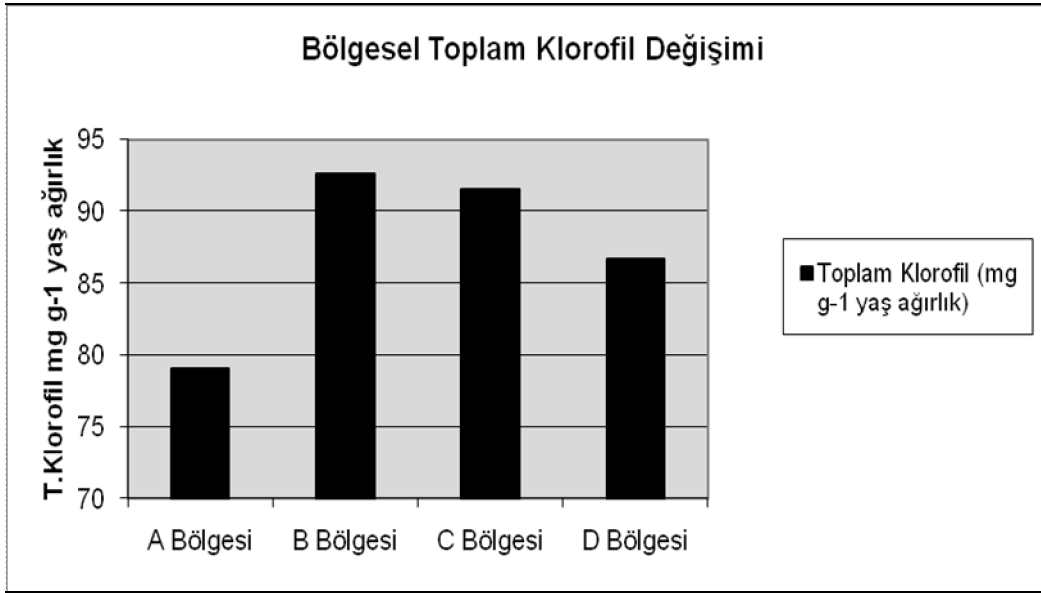
4.4.1. Fotosentetik pigment değişimi

Bitkinin büyüme dönemi içinde alınan yaprak örneklerinde, örnekleme noktalarına göre farklılık gösteren parametrelerden biri klorofil miktarıdır. Klorofil miktarı, bitkinin üretkenliğini belirleyen temel unsurlardan biridir. Bu yüzden, klorofil konsantrasyonunda herhangi bir değişim, bitkinin morfolojik, fizyolojik ve biyokimyasal davranışını da değiştirir. Fotosentetik pigmentler bitkinin çevre ve trafik kirliliğinden en çok etkilenen biyokimyasal bileşenleridir (Verma and Singh, 2006). Hava kirliliği kaynaklı fotosentetik pigment parçalanması pek çok araştırmacı tarafından tespit edilmiştir (Verma and Singh, 2006; Joshi and Swami; 2007). Bazı araştırmacılar bitkinin klorofil içeriğinin, hava kirliliğinin yoğunluk ve etkilerini göstermesi bakımından iyi bir indikatör olduğunu belirtmektedirler (Darall and Jager, 1984; Nandi et al., 1986). Otomobil egzozunun yol kenarındaki vejetasyon üzerinde en sık gözlenen etkilerden biri olan klorofil miktarındaki düşüş, beraberinde yaprak sararması (klorozis) ve fotosentetik kapasitede düşüşü getirmektedir (Woolhouse, 1986). Net fotosentez hızı ile toplam klorofil içeriği arasındaki ilişki Gratani ve ark. (2000) tarafından gösterilmiştir. Bell ve Mudd (1976) hassas bitkilerin hava kirliliğinin etkisiyle daha yüksek derecede klorofil kayıplarına uğradıklarını göstermişlerdir. Pandey ve Pandey (1994), SO_2 , NO_2 ve O_3 emisyonlarına bağlı olarak toplam klorofil miktarında düşüş tespit etmişlerdir. Benzer şekilde, SO_2 ve O_3 'ün etkisi sonucu klorofil miktarındaki düşüş pek çok tarım bitkisinde tespit edilmiştir (Agrawal, 1985). SO_2 , NO_2 ve O_3 ' un oksiradikaller oluşturarak bitki hücrelerinin ve organellerinin zarlarına zarar verdikleri ileri sürülmektedir (Wolfenden et al., 1992). Klorofil miktarındaki düşüş, klorofilaz enziminin aktivitesindeki artışa bağlanabilir (Mandal and Mukherji, 2000).



Şekil.4.25. Mevsimsel toplam klorofil değişimi.

Bu çalışmada elde edilen Toplam Klorofil sonuçların örnekleme istasyonlarına göre dağılım grafikleri Şekil.4.25'te gösterilmiştir. Bölge genelinde gözlenen toplam klorofil miktarı ortalama olarak $87.45 \pm 9.79 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık (ortalama $\pm$ SS) düzeyindedir. En yüksek klorofil konsantrasyonu Haziran ayında çalışma alanının en düşük kotuna sahip olan C noktasında ($99,28 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık) gözlenirken, en düşük değer yine Haziran ayında bahçenin en yüksek kotuna sahip olan D noktasında ($72,45 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık) gözlenmiştir. NG Botanik Bahçesi içinde belirlenmiş olan örnekleme noktalarında ölçülen toplam klorofil miktarlarının örnekleme zamanına bağlı olarak bir fark belirlenmemiştir ($p > 0.05$). Örnekleme periyodu içinde A noktasında gözlenen Toplam klorofil konsantrasyonları, diğer istasyonlara göre %95 güven aralığında daha düşük olarak tespit edilmiştir ($p < 0.05$).



Şekil 4.26. Bölgesel toplam klorofil değişimi.

Seçilen örnekleme istasyonlarına bağlı olarak toplam klorofil miktarları en yüksek, trafiğe en yakın olan B noktasında (92.6 mg g^{-1} yaş ağırlık) ve bahçenin en düşük kotuna sahip olan C noktasında (91.5 mg g^{-1} yaş ağırlık) gözlenmiştir (Şekil 4.26).

Bu bulgulara uygun olarak artan hava kirliliğiyle birlikte klorofil miktarında artışın tespit edildiği çalışmalar da mevcuttur. Saarinen (1993) ile Carreras ve ark. (1996)'nın yaptıkları çalışmalarda, kirlenmiş bölgelerdeki ağaçlarda, bitkinin yaprak düzeyinde geliştirdiği bir direnç mekanizması olarak, klorofil miktarında artış gözlenmiştir. Benzer şekilde, Kammerbauer ve Dick (2000)'in yaptıkları çalışmada egzoz emisyonları sonucu kirlenmiş alanlardaki *Ricinus communis* L. bitkilerinin, kontrol bitkilerine oranla fotosentetik pigment konsantrasyonlarında %15'lik bir artış gözlenmiştir. Bu bulgular, laboratuvar koşullarında NO_2 uygulaması altında yetiştirilen *Pisum sativum* L. bitkilerinden elde edilen sonuçlarla uyum içerisindedir (Horsman ve Wellburn, 1975). Bu çalışmada da B ve C istasyonlarında klorofil miktarındaki bu artışlar, kloroplast biyogenezinde azotlu öncül bileşikler yer aldığından, artan NO_2 emisyonu sonucu hızlanan azot asimilasyonuna bağlanabilir. Havadaki NO_2 seviyesi ile toplam klorofil miktarı arasında ilişkiyi belirleyebilmek için, korelasyonlarına bakılmıştır. Çizelge.4.26'da, bitki örneklerinde gözlenen fotosentetik aktivite ile ilgili parametrelerin, bölgedeki hava kirliliği ölçüm sonuçları ve bitkilerin elemental kompozisyonu ile olan korelasyonları

verilmektedir. Görülebileceği gibi, NO₂ seviyesi ile K_{la}, K_{lb} ve Toplam Klorofil miktarı arasında istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon bulunmaktadır ($p < 0.10$). Şekil 4.27'den de görülebileceği gibi havada artan NO₂ konsantrasyonlarına paralel olarak, bitki içeriğindeki Toplam Klorofil miktarında artışlar söz konusudur.

Toplam klorofil ile korelasyonu bulunan diğer parametreler, karotenoid, K_{la}, K_{lb}, K_{la}/K_{lb} oranı, toluen, etilbenzen, ksilen ve NO₂'dir (Çizelge.4.26). Bu parametreler arasında toluen ve etil benzen için, yalnızca Mayıs ölçüm sonuçları hesaplamada kullanıldığı için güvenilir olduğu düşünülmemektedir. Karotenoid ile ilgili ilişkisine ileride değinilecektir.

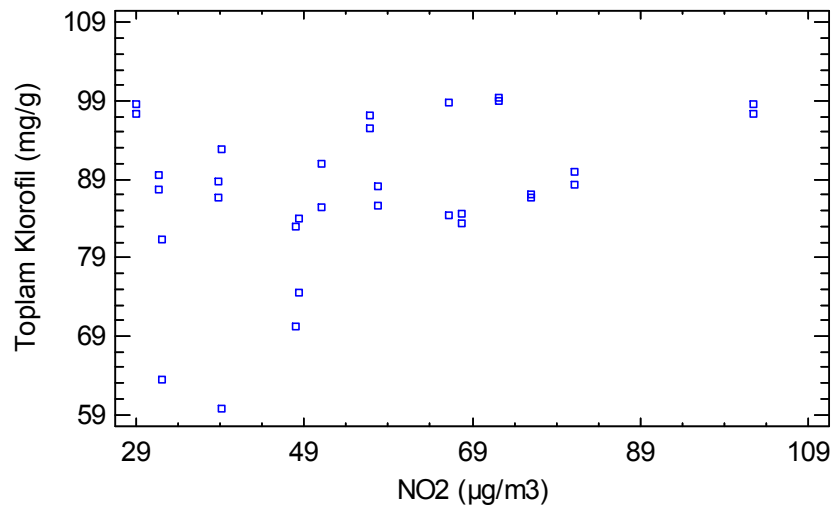
Çizelge.4.26. Yaprak örneklerinde gözlenen fotosentetik aktivite ile ilgili değişkenlerin hava kalitesi verileri ile olan korelasyonları.

	Foto. Hızı	KI-a	KI-b	Karo tenoid	T. Klorofil	KIa/ KIb Oran	Spesifik Yaprak Ağırlığı	cm ² Düşen Kuru Madde	NO ₂	SO ₂	O ₃
Top. Klorofil		0.45 **	0.98	-0.78							
Karo- tenoid			-0.83		-0.78						
KIa/KIb			-0.92	0.82	-0.82						
%Su Mikarı	0.66						-0.71	-0.71	0.52		
Yaprakçık Sayısı	-0.51										
Yaprak Mg		0.43 **					-0.64	-0.64	0.7	0.54	
Yaprak Cd						0.5					0.53
Yaprak Cu		0.5									
Yaprak Ca		0.77									
Yaprak K:Na				0.67							
Yaprak Mn						-0.44 **					0.48 **
Yaprak Na						0.44 **			-0.54		
Yaprak Zn									-0.54		
Yaprak Fe											0.8

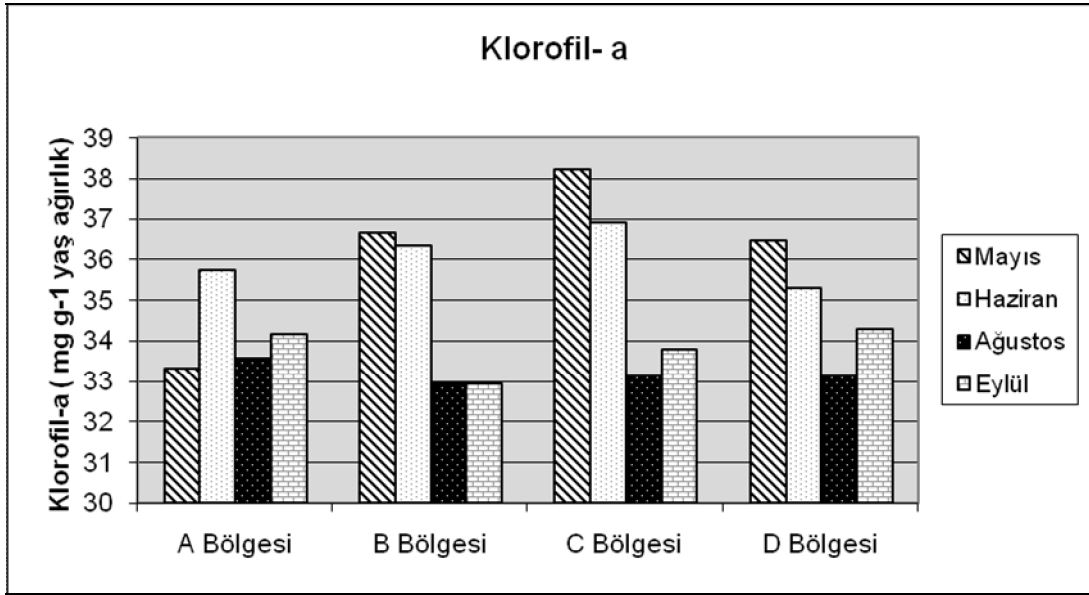
NO ₂	0.61	0.42 **	0.42 **		0.47 **		-0.44 **				
Benzen		- 0.98									
Toluen				0.95	-0.94 **						
Etilbenzen				0.97	0.96						
Ksilen					-0.93						

*Aralarında istatistiksel olarak anlamlı korelasyon ($p<0.05$) bulunan grupların Pearson korelasyon katsayıları gösterilmiştir.**Aralarında istatistiksel olarak anlamlı korelasyon ($p<0.1$) bulunan grupların korelasyon katsayıları gösterilmiştir.

Çizelge.4.26. devam ediyor.

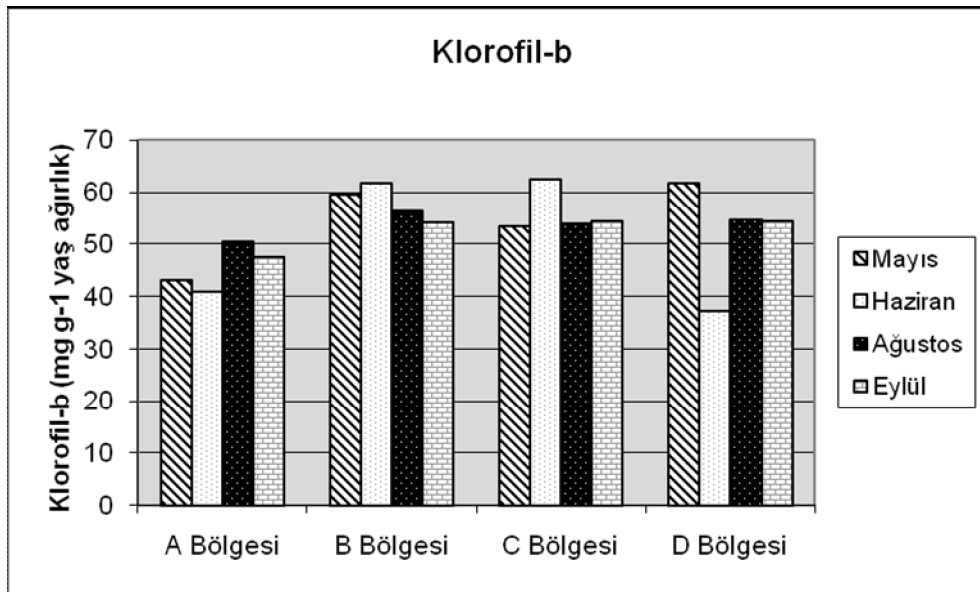


Şekil.4.27. Bölgedeki bitki örneklerinde ölçülen Toplam Klorofil konsantrasyonları ile aynı bölgede ölçülen NO₂ konsantrasyonlarının değişimi.



Şekil.4.28. Klorofil-a değişimi.

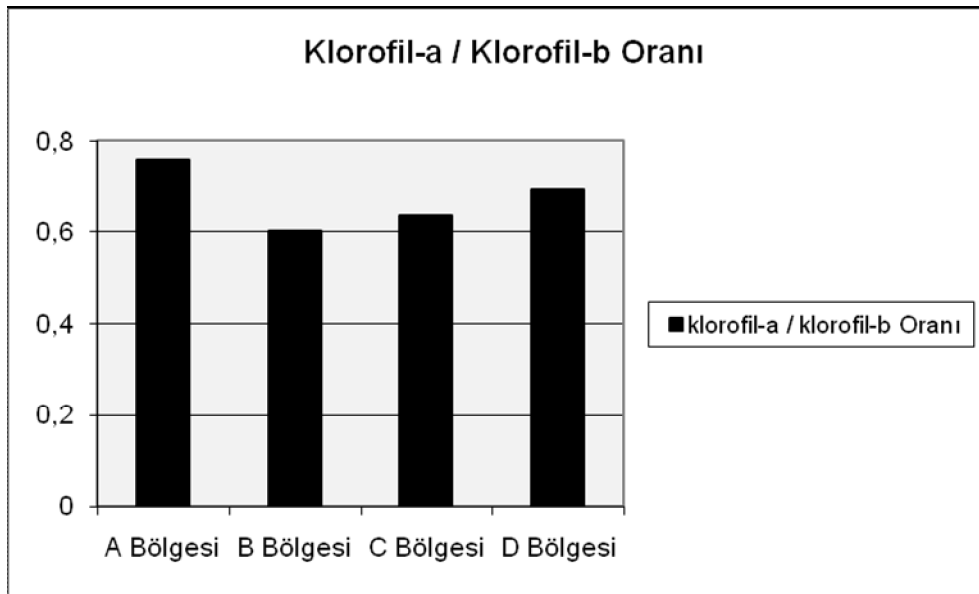
Yapılan klorofil a ölçüm sonuçlarının örnekleme istasyonlarına göre dağılım grafikleri Şekil 4.28’de gösterilmiştir. Bölge genelinde gözlenen klorofil a miktarı ortalama olarak $34.80 \pm 1.79 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık (ortalama $\pm$ SS) düzeyindedir. En yüksek klorofil a konsantrasyonu Mayıs ayında çalışma alanının en düşük kotuna sahip olan C noktasında ($38,2 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık) gözlenirken, en düşük değer Eylül ayında B noktasında ($32,94 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık) gözlenmiştir.



Şekil.4.29. Klorofil-b değişimi.

Yapılan klorofil b ölçüm sonuçların örnekleme istasyonlarına göre dağılım grafikleri Şekil 4.29'da gösterilmiştir. Bölge genelinde gözlenen klorofil b miktarı ortalama olarak $52,8 \pm 8.9 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık (ortalama $\pm$ SS) düzeyindedir. En yüksek klorofil konsantrasyonu Haziran ayında en düşük kotuna sahip olan C noktasında (62.4 mg g^{-1} yaş ağırlık) gözlenirken, en düşük değer yine Haziran ayında bahçenin en yüksek kotuna sahip olan D noktasında (37.2 mg g^{-1} yaş ağırlık) gözlenmiştir.

Genellikle yüksek yapılı bitkiler klorofil a'yı klorofil b'ye oranla daha çok üretirler. Stres koşullarında klorofil a kaybı, klorofil b kaybından daha yüksektir. Yüksek kl a / kl b oranı hava kirliliğine yüksek toleransı ifade etmekte ve bu oran ağaçlarda strese tolerans göstergesi olarak kullanılmaktadır (Kondo ve ark., 1980). Genel olarak yüksek bitkiler için beklenen oran 3 civarındadır (Lichtenthaler et al., 1981). Bu çalışmada tüm bölgeler için gözlenen kl a/ kl b oranı oldukça düşüktür (Şekil 4.30). Düşük oran, bitkinin az ışık aldığı veya metal kirliliği ile stres altında olduğu ile ilgili olduğu düşünülmektedir (Stobart et al., 1985; Yang et al., 1995; Minotta et al., 1996; Zengin et al., 2005)



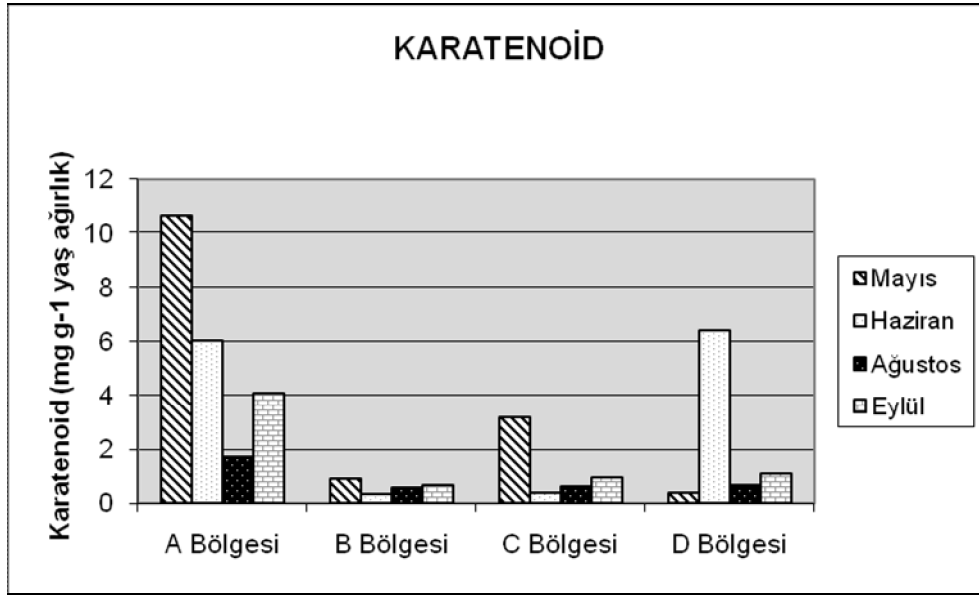
Şekil.4.30. klorofil-a/klorofil-b oranı.

Bu çalışmada kl a / kl b oranı değişimi en yüksek A (0.75) ve D istasyonlarında (0.7) görülürken, bahçenin trafiğe en yakın B (0,6) ve bahçenin en düşük kotuna

sahip C (0.64) örnekleme istasyonlarında izlenmiştir (Şekil.4.30). Ancak, istasyonlar arasında gözlenen kl a/ kl b oranının istatistiksel olarak anlamlı olmadığı, tek faktör Varyans analizi sonucu tespit edilmiştir ($p>0.05$).

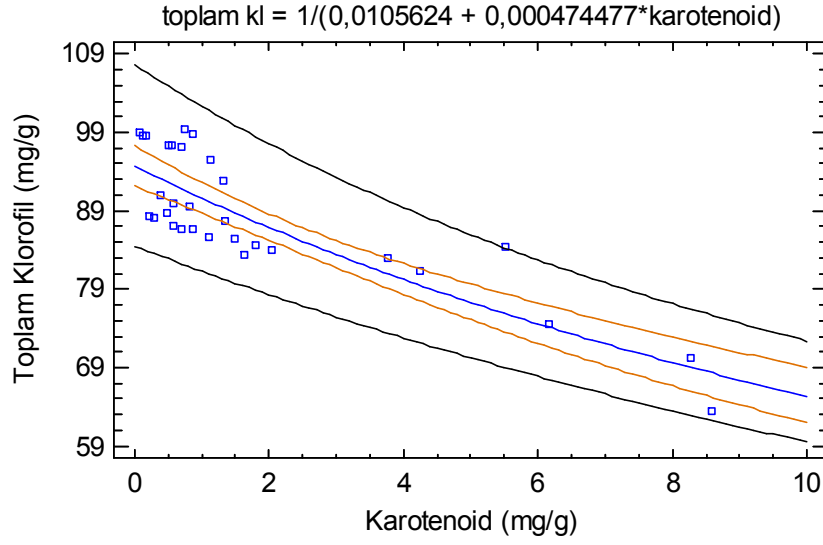
Klorofil a miktarı bölgeler arasında değişim göstermezken, klorofil b miktarı en düşük A Bölgesi'nde gözlenmiştir. Bu nedenle, A bölgesinde diğer bölgelere göre daha yüksek Kl a/Kl b oranın gözlenmesinin sebebi bu bölgede stres nedeniyle azalan klorofil a'nın, klorofil b ile takviye edildiğini, sonucunda da klorofil b'nin en çok bu bölgede tüketildiği söylenebilir. Benzer nedenle, toplam klorofil miktarı da bu bölgede en düşük seviyededir. Buna karşılık en yüksek karotenoid miktarı, A Bölgesi'nde tespit edilmiştir.

Karotenoidler antioksidant işlevi görerek klorofil moleküllerini fotooksidasyondan korurlar. Karotenoid miktarı, diğer fotosentetik pigmentlerde olduğu gibi artan hava kirliliği ile birlikte düşüş gösterebildiği gibi (Verma and Singh, 2006), hava kirliliğinin yoğun olduğu yerlerde hücre içinde oluşan toksik oksijen ara ürünlerinin parçalanması için miktarları artabilir (Keser, Çukurova Doktora tezi 2005). Kloroplastlarda yer alan karotenoidler özellikle fito-koruyucu olarak önemli rollere sahiptirler. Fakat stres koşulları altında karotenoidlerin koruyuculuğu, meydana gelen fazla yüklenme nedeniyle işlevini yitirir ve bu yüzden pigment parçalanmasının da dahil olduğu hücre yıkımı süreci başlar (Senser et al., 1990). Karotenoidlerin oksidasyonu, ışık tarafından katalize edilen, epoksit oluşumu ile sonuçlanan reaksiyon dizileri ile meydana gelir. Epoksit ise daha sonra karanlıkta bir enzim aracılığıyla indirgenir (Calvin, 1955). Krinsky (1966) ise, epoksit döngüsünü ve karotenoidlerin foto-oksidasyon etkisinden klorofillerin korunmasındaki rolünü doğrulamıştır.



Şekil.4.31. Karotenoid değişimi.

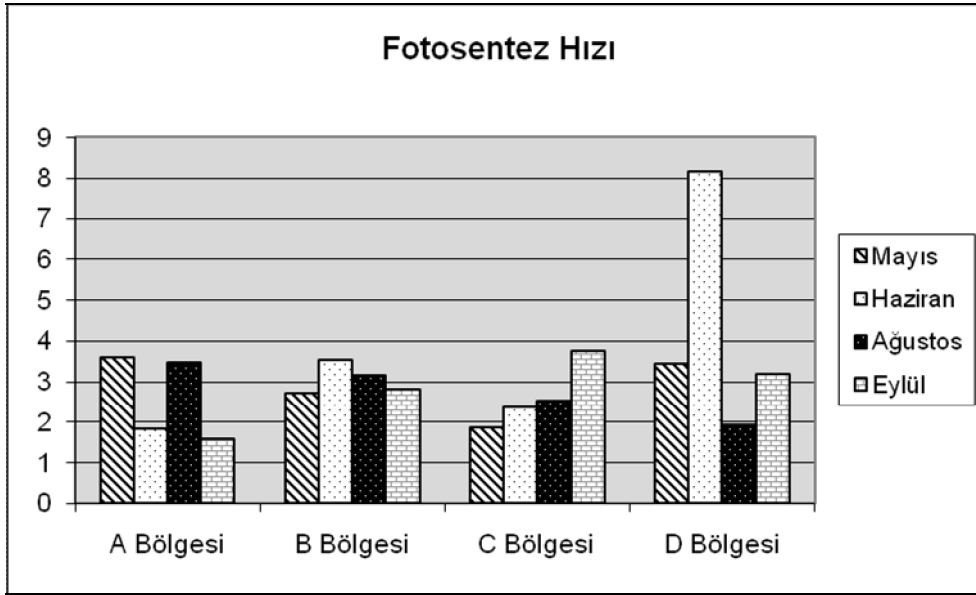
NG Botanik Bahçesinde ölçümü yapılan dört örnekleme istasyonunda en yüksek karotenoid Mayıs ayında A istasyonunda (10.65 mg g^{-1} yaş ağırlık) olarak bulunmuştur. En düşük değer ise Haziran ayında B istasyonunda ($0,31 \text{ mg g}^{-1}$ yaş ağırlık) ölçülmüştür. Bölge genelinde en yüksek karotenoid konsantrasyonu $3.57 \pm 2.68 \text{ mg g}^{-1}$ konsantrasyon ile A noktasında, en düşük düzey ise $0.57 \pm 0.38 \text{ mg g}^{-1}$ ile B noktasında gözlenmiştir. En yüksek NO_2 ve BTEX konsantrasyonlarının gözleendiği B noktasında, yapraklardaki karotenoid seviyesinin azalması hava kirliliği ile mücadele sonucudur. Hava kirliliği açısından B örneklem noktasına benzer özellikler gösteren C noktasında da karotenoid seviyesi oldukça düşük olarak tespit edilmiştir. Yaprakların karotenoid seviyesi ile toplam klorofil seviyesi arasında gözlenen ilişki Şekil.4.32.'de verilmektedir ($r=0.78$, $p<0.05$). Bu şekilden toplam klorofil düzeyinin düşük olduğu yapraklarda, oksidant etkisinin azaltılması için karotenoid seviyesinin artırıldığı görülmektedir.



Şekil.4.32. Karotenoid konsantrasyonları ile toplam klorofil seviyesi arasındaki ilişki.

4.4.2. Fotosentez hızı değişimleri

Fotosentetik aktivite (Mansfield, 1998; Gratani et al., 2000) ile çeşitli parametreler, kirliliğin etkisinin belirlenmesinde kullanılmaktadır. Bu çalışmada da bitkilerde Qubit Infrared Plant CO₂ Analysis Package analizörü kullanılarak, dört gözlem istasyonunda, mevcut bulunan 2 şer dişbudak (*Fraxinus angustifolia*) ağcının 3' er dalında fotosentez hız ölçümü yapılmıştır. Tespit edilen fotosentetik aktivite sonuçları Şekil.4.33.'de kıyaslanmıştır.



Şekil.4.33. Fotosentetik aktivite sonuçları.

Bitkilerin büyüme dönemi olan Mayıs, Haziran, Ağustos ve Eylül ayları boyunca yapılan ortalama fotosentetik aktivite A, B, C, D istasyonlarında sırasıyla 3.35, 4.62, 3.34, 2.83 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sn}$ bulunmuştur. Bölgede gözlenen en yüksek fotosentez hızı Mayıs ayında B noktasında 22.94 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sn}$, en düşük hız ise D noktasında Ağustos ayında 2.70 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sn}$ gibi oldukça geniş bir aralıktadır. Elde edilen sonuçlar açısından, hem örnekleme bölgelerine göre hem de örnekleme zamanına bağlı olarak farklılık gözlenen grup tespit edilememiştir. Çizelge.4.26'dan da görülebileceği gibi, ölçülen fotosentez hızı aktivitesi ile bölgede ölçülen NO_2 kirliliği arasında istatistiksel olarak anlamlı pozitif bir ilişki tespit edilmiştir ($r=0.61$, $p<0.05$). NO_2 'nin artışına bağlı olarak, yaprakların fotosentez hızlarının arttığı tespit edilmiştir. Fotosentez tepkimelerinde güneş ışığı, karbondioksit ve su kullanıldığı için, tepkime hızı da öncelikle bu koşullardaki değişikliklerden etkilenir. Güneş ışığının hem şiddeti hem de dalga boyu fotosentez hızı üzerinde etkilidir. Enzimlerin iş gördüğü her tepkimede olduğu gibi, fotosentez hızı da sıcaklıktan da etkilenir. Bunların yanı sıra, solunum hızı ya da ortamdaki oksijen miktarı, bitkinin nutrient dengesi gibi dolaylı olarak fotosentez hızını etkileyen başka etkenler de bulunmaktadır. Son olarak, bitkinin klorofil miktarı, yapraktaki stomaların büyüklüğü, yapısı ve dağılışı, kütikula kalınlığı, hücreler arası boşlukların büyüklüğü, yaprağın damarlanma sistemi, sitoplazmada bulunan su miktarı ve fotosentez tepkimelerinin son ürünlerin birikimi de fotosentez

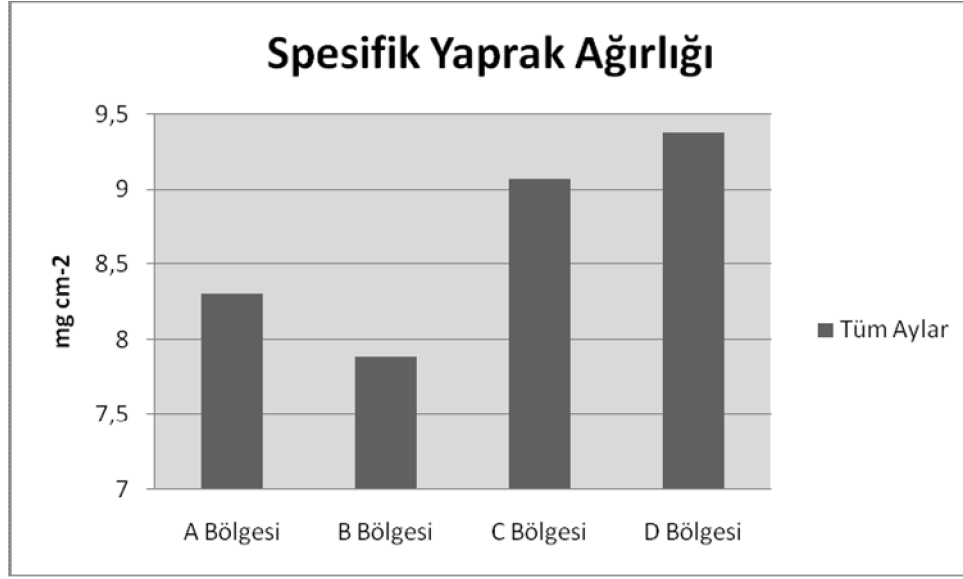
hızı üzerinde etkilidir. Görülebileceği gibi fotosentez hızının değişimine sebep olan çok sayıda etmen bulunmaktadır, bu nedenle ölçümlerin yapıldığı farklı günlerde ve gün içi güneş şiddeti, sıcaklık, nem v.b. koşulların farklılık göstermesi sonucu elde edilen sonuçların yorumlanması kolay değildir. Literatürde, *F. angustifolia*'nın fotosentez hızının ölçüldüğü bir çalışmada 30 metrelik ağacın üst dallarında tespit edilen hızın $16 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}$, olduğu, alt dalların kullanılması durumunda hızın azaldığı tespit edilmiştir (Kazda et al., 1999). Bizim sonuçlarımıza paralel olarak, Gratani'nin (2000) yılında trafiğin *Quercus ilex* ağacına olan etkilerini araştırdığı çalışmada yoğun trafik etkisine maruz kalan bölgede fotosentetik aktivitenin 7 ± 2.9 $15 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sn}$, trafik etkisinin daha az olduğu yere oranla ($6,7 \pm 2.4$ $15 \mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sn}$) daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. B noktasında gözlenen fotosentetik aktivitenin artışı, bu noktadaki NO_2 fazlalığının neden olduğu toplam klorofil artışına bağlanabilir.

4.4.3.Yapraktaki Kuru –Yaş Ağırlık ve % Su Miktarı değişimi

Spesifik yaprak ağırlığı (kuru ağırlık/yaprak alanı), her ünite yaprak alanı başına biriktirilen kuru madde miktarını ifade ettiğinden, yüksek kirliliğin fotosentez oranı ve dolayısıyla biriktirilen fotosentat (fotosentez ürünü) miktarına etkisini gösterir.

Olumsuz etkilenen fizyolojik ve metabolik işlevler sonucu, bir ünite yaprak alanı başına düşen kuru madde miktarı azalabilir (Pandey and Pandey, 1994). Rao ve Dubey (1988), SO_2 ile kontamine olmuş alanlarda bitkilerin yaprak kuru ağırlıklarında düşüş tespit etmişlerdir. Gratani ve ark. (2000) ise hava kirliliğine yanıt olarak bitkilerde spesifik yaprak alanında (Reich et al., 1992) artış meydana geldiğini göstermişlerdir. Spesifik yaprak alanındaki bu artış, kirlilik stresine karşın asimilasyon oranını arttırmak amacıyla geliştirilmiş bir yanıt olabilir (Wolfenden and Mansfield, 1991; Carreras et al., 1996). Spesifik yaprak ağırlığı ve spesifik yaprak alanındaki bu değişimler, kirlilik stresi sonucu bitkinin yaprak alanını genişletmesi ya da fotosentetik aktivitedeki düşüş sonucu kuru madde birikiminin azalmasına bağlanabilir.

Bu çalışmada spesifik yaprak ağırlığı bakımından en düşük değer A ve B örnekleme bölgelerinde belirlenmiştir. Yapılan dört aylık örnekleme periyodu süresince, 1cm² başına düşen kuru madde miktarı sırasıyla A, B, C ve D noktalarında 8.3, 7.9, 9.08, 9.38 mg cm⁻² ölçülmüştür. Ölçümlerin yapıldığı 5 aylık süre içinde, zamana bağlı bir ağırlık artışı tespit edilememiştir (p>0.05). Yapılan ölçümlerde spesifik yaprak alanı ile fotosentez hızı, %su miktarı, NO₂ yaprakda ilişkili olduğu bulunan parametrelerdir.

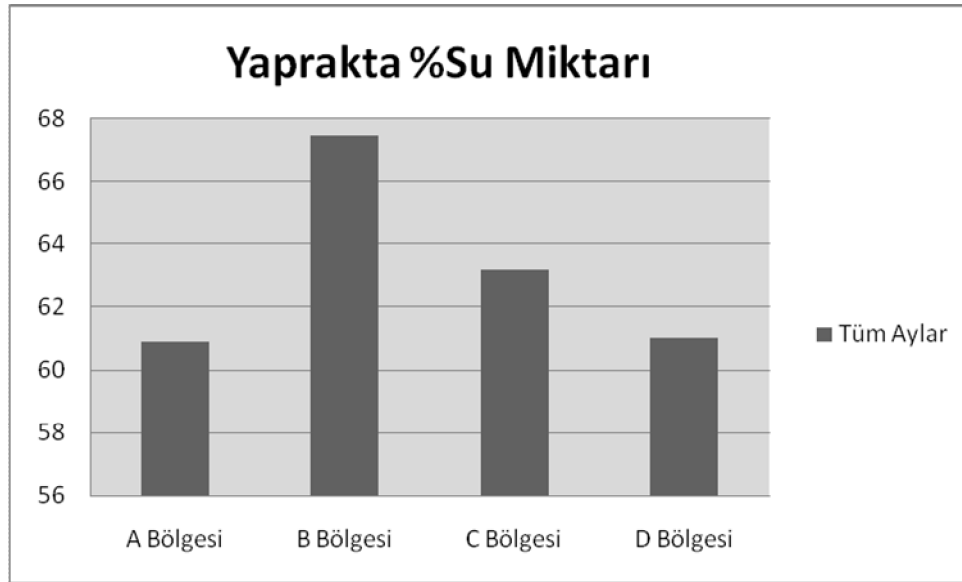


Şekil.4.34. Spesifik yaprak ağırlığı (mg cm⁻²).

Bölgede NO₂'nin ve fotosentez hızının artışına bağlı olarak spesifik yaprak ağırlığında azalmalar görülmüştür (Spesifik yaprak ağırlığı – Fotosentez Hızı; r= -0.48, p<0.1) (NO₂ – Spesifik yaprak ağırlığı; r= -0.44, p<0.1). NO₂'nin yüksek olarak gözlemlendiği B noktasında, NO₂'ye bağlı olarak artan fotosentetik aktivite hızı ve sonucunda gözlenen toplam klorofillin artışı, spesifik yaprak ağırlığında azalmaya değil artışa sebep olmuştur. Ancak, farklı ölçüm noktalarında tespit edilen spesifik yaprak ağırlığı istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır.

Yapılan dört aylık örnekleme periyodu süresince, %su miktarı ölçüm noktalarına bağlı olarak A, B, C ve D'de %60.9, %67.47, %63.2, %61.01 ölçülmüştür. Kammerbauer ve Dick (2000) tarafından yapılan bir çalışmada, trafik kirliliğine yakın bölgelerde yetişen *Ricinus communis* bitkilerinin kök, gövde ve

yapraklarında daha yüksek su içeriğine rastlanmıştır. Benzer şekilde, Srivastava ve ark. (1994) NO₂ uygulaması sonucu fasulye bitkisinin yapraklarında daha yüksek miktarda su tespit etmişlerdir. Yapılan bu çalışmada da trafiğe yakınlık ve yüksek NO₂ konsantrasyonlarına bağlı olarak, B Bölgesi'nde yapraktaki % su miktarı yüksek bulunmuştur ($p<0.0001$). Yaprakların % su miktarı ile bölgedeki NO₂ konsantrasyonlarının korelasyonu pozitif ilişkili ($r=0.52$, $p<0.05$) olarak bulunmuştur. NO₂'nin artışına bağlı olarak artan %su miktarı spesifik yaprak ağırlığında azalmaya sebep olmuştur ($r=-0.71$, $p<0.05$). Bunun sebebi muhtemelen nitrit redüklenmesinin engellenmesi sonucu artan nitrat konsantrasyonuna karşın bitkinin osmotik düzenleme yoluna gitmesidir. Dolayısıyla bu durumun, bitkinin yüksek NO₂ konsantrasyonlarına karşı geliştirdiği bir tolerans mekanizması olduğunu söylemek mümkündür.



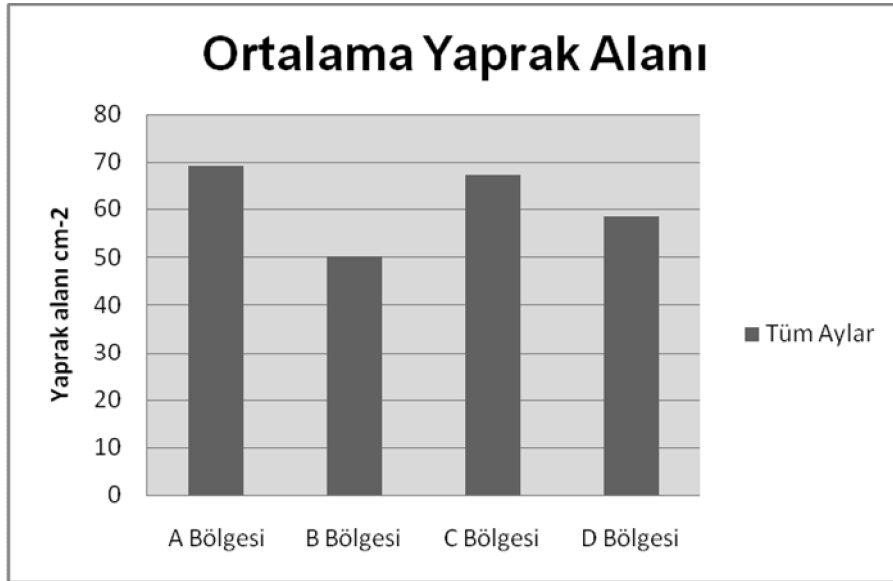
Şekil.4.35.Yaprakta % Su Miktarı.

4.4.4.Yaprakta Alan değişimi

Verma ve Singh (2006) yaptıkları çalışmada trafik kaynaklı hava kirliliği sonucu, *Ficus religiosa* bitkilerinin yaprak alanında kontrol bölgesine oranla kirlenmiş bölgelerde %40'a varan düşüş tespit etmişlerdir. Bu bulgular, Agarwal ve ark. (1991) ve Salgare ve Thorat (1995)'in çalışmalarıyla da uyum göstermektedir.

Ayrıca *Phaseolus vulgaris* ile yapılmış bir çalışmada da (Lima et al., 2000) hava kirliliğine bağlı olarak yaprak alanında düşüş tespit edilmiştir. Yaprak alanındaki bu düşüşün, bitkinin fizyolojik koruma mekanizmalarını devreye sokamamasından kaynaklandığı ileri sürülmektedir. Fotosentez ve hücre bölünmesine nazaran hücre uzaması stres koşullarına karşı daha hassastır (Horst and Nelson, 1979). Bu yüzden hücre uzamasının engellenmesi sonucu yaprak alanında bir azalma olduğu söylenebilir.

Yaprak alanı değişimi gözlemlerinin yapıldığı beş aylık periyod boyunca yaprak alanındaki ortalama değerler sırasıyla A noktasında 69 cm², B noktasında 50 cm², C noktasında 67 cm² ve D noktasında 58 cm² bulunmuştur (Çizelge 4.25). B noktasında gözlenen düşük yaprak alanı ortalaması, diğer bölgelere göre istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (p<0.001).



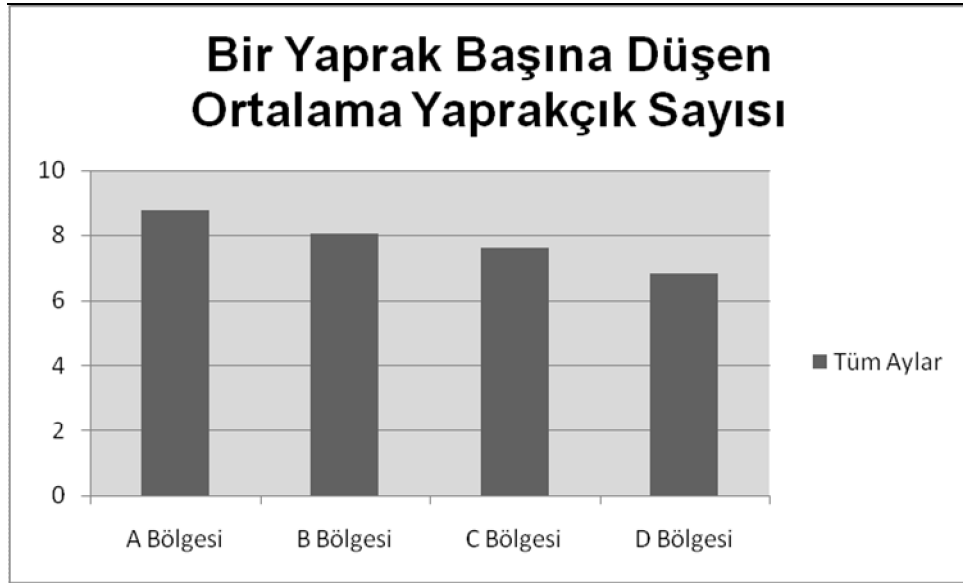
Şekil.4.36. Ortalama yaprak alanı.

Sharma ve ark. (1980), kirliliğe maruz kalan bitkilerin yaprak alanındaki düşüşün, sadece yavaşlamış büyümenin bir göstergesi değil, muhtemelen kirliliğe karşı bir adaptasyon olduğunu belirtmişlerdir. Çünkü daha küçük yaprak alanı, zararlı gazların daha az absorblanması anlamına gelmektedir.

Bazı bitki türleri yüksek düzeydeki kirliliği absorblama, detoksifiye ve tolere edebilmeleriyle karakterizedirler. Fakat bitkiler, bu özellikleri nedeniyle pek çok açıdan zarar görürler ya da zararlanmayı en düşük seviyelerde tutabilmek için metabolizmalarında bazı değişiklikler yapma yoluna giderler (Verma and Singh, 2006).

B Bölgesinde NO₂'nin bir diğer etkisi yaprakçık başına düşen alanı azaltmak yönünde olmuştur. Verma ve Singh (2006) yaptıkları çalışmada trafik kaynaklı hava kirliliği sonucu, *Ficus religiosa* bitkilerinin yaprak alanında kontrol bölgesine oranla kirlenmiş bölgelerde %40'a varan düşüş tespit etmişlerdir. Ayrıca *Phaseolus vulgaris* ile yapılmış bir çalışmada da (Lima et al, 2000) hava kirliliğine bağlı olarak yaprak alanında düşüş tespit edilmiştir. Yaprak alanındaki bu düşüşün, bitkinin fizyolojik koruma mekanizmalarını devreye sokamamasından kaynaklandığı ileri sürülmektedir. Fotosentez ve hücre bölünmesine nazaran hücre uzaması stres koşullarına karşı daha hassastır (Horst and Nelson, 1979). Bu yüzden hücre uzamasının engellenmesi sonucu yaprak alanında bir azalma olduğu söylenebilir.

Gözle görünür yaprak hasarları, çift taraflı gelişen klorozis ve nekrozis olarak ortaya çıkmaktadır. Nekrotik semptomlar, yaprak ucundan dibine doğru ilerleyerek yayılmaktadır. Bu durum, yaprak üzerinde biriken toz ya da çeşitli gaz formlu kirleticilerin absorblanması ile meydana gelir (Pandey and Pandey, 1994). Joshi ve Swami (2007) tarafından yapılan bir çalışmada, trafiğe yakın alanlarda hava kirliliğine maruz kalmış ağaçlarda klorozis ve nekrozis tespit edilmiştir. Bu çalışmada nekrozis, mezofil hücrelerinin yıkımı sonucu meydana gelen gri-yeşil renkli noktacıklar olarak ortaya çıkmıştır. Yaprak hasarlanmasına bağlı olarak yaprak alanındaki düşüşün, bitkilerin fotosentetik kapasitesini düşürdüğü bilinmektedir (Beyres ve ark.,1992).



Şekil.4.37. Bir yaprak başına düşen ortalama yaprakçık sayısı.

Bir yaprakçık başına düşen ortalama yaprakçık sayısı ise en yüksekten düşüğe doğru sırasıyla D (8.75) ,C (8.71), A(7.96) ve B (6.3) istasyonlarında tespit edilmiştir. B noktasında diğer bölgelere göre istatistiksel olarak anlamlı bulunan düşük yaprakçık sayısı, bölgede ölçülen yüksek NO₂ konsantrasyonları ile uyumludur ($r=-0.55$, $p<0.001$).

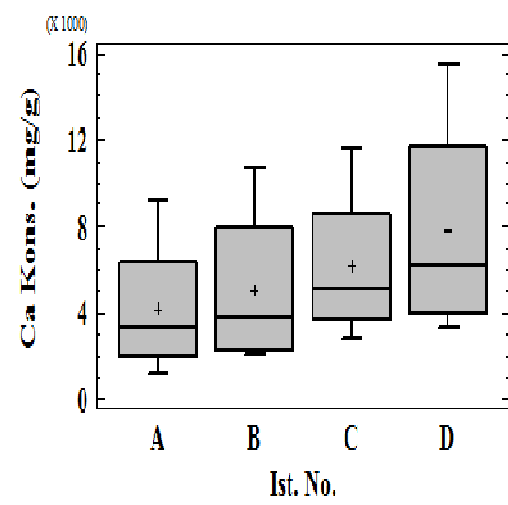
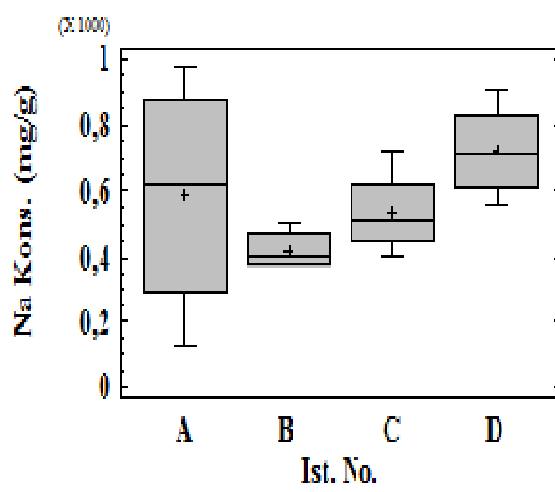
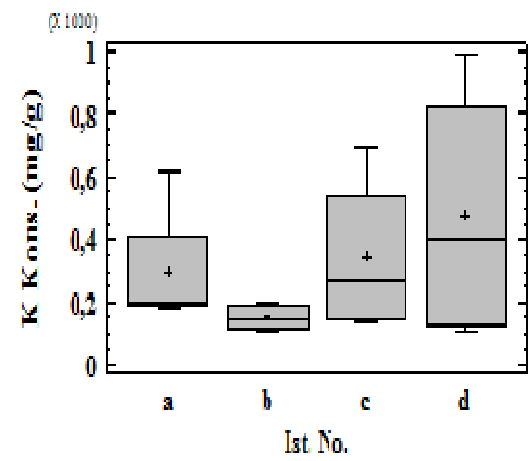
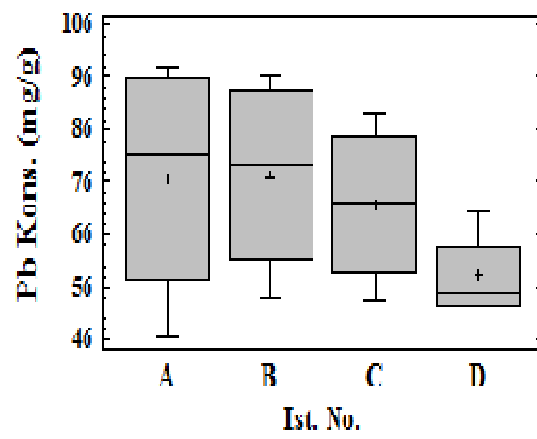
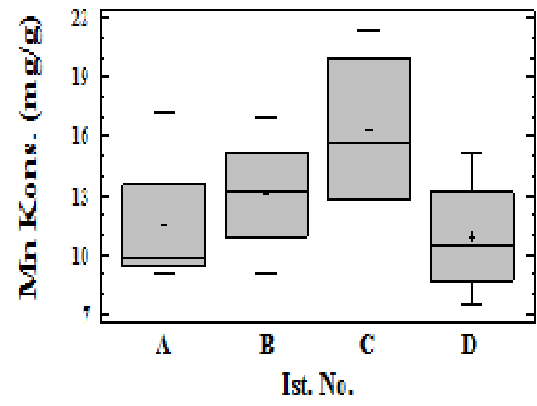
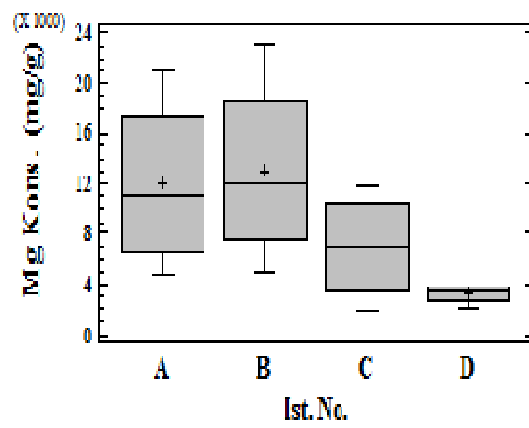
4.4.5. Yaprakların kimyasal kompozisyonunun değişimi

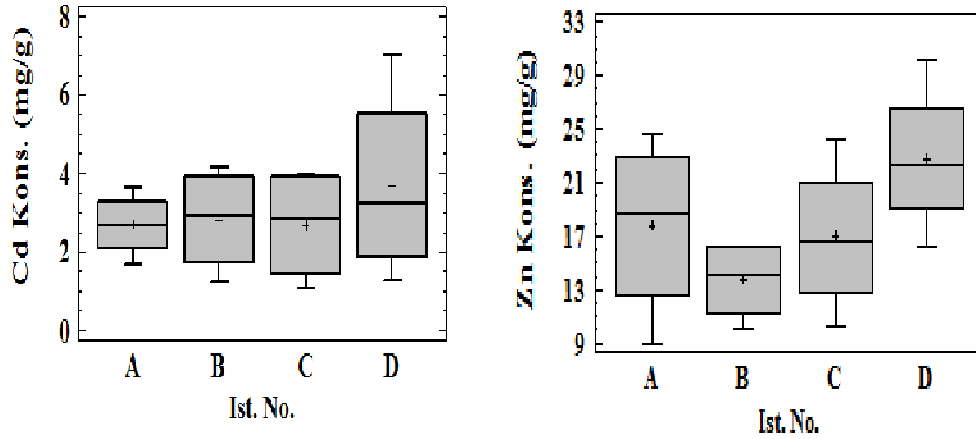
NG Botanik Bahçesinde bulunan *Fraxinus angustifolia* yaprak örneklerinde gözlenen makro elementlerin konsantrasyonlarına göre sıralaması $Mg>Ca>Na^+>K^+>Fe$ ve mikro elementlerin sıralaması ise $Pb>Zn>Mn>Cu>Cd$ olarak tespit edilmiştir. Çizelge.4.27.'den görülebileceği gibi, çalışma alanı genelinde *F. angustifolia* yapraklarında gözlenen elemental kompozisyonun örnekleme noktalarına bağlı olarak %95 güven aralığında değişim gösterdiği gözlenen elementler, Mg, ve, Zn olmuştur. Bahçenin trafik etkisinden en az etkilenmesi beklenen D örnekleme noktasında, Mg'un diğer bölgelere göre önemli ölçüde düşük olduğu tespit edilmiştir. Zn'ya benzer şekilde, D noktasında ölçülen Cd, Ca, K^+ ve Na^+ diğer bölgelere göre daha yüksek olarak tespit edilmiştir, ancak farklılık istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır ($p>0.05$).

Çizelge.4.27. NG Botanik Bahçesinden toplanan *Fraxinus angustifolia* yaprak örneklerindeki makro ve mikro nutrientler ile bazı eser element içeriklerinin örnekleme bölgeleri ve bahçe genelinde gözlenen ortalamaları ve standart sapmaları.

Ort±SS	A BÖLGESİ	B BÖLGESİ	C BÖLGESİ	D BÖLGESİ	GENEL
Mg (mg/g)	11.99±7.09*	13.04±7.64*	6.95±4.38**	3.22±1.8**	8.80±7.24
Fe (mg/g)	69.66±89.01	58.93±50.01	48.11±24.44	48.43±38.39	56.28±50.88
Pb (µg/g)	76.64±23.96	77.21±19.65	71.77±16.04	58.35±8.44*	70.05±17.87
Cu (µg/g)	10.18±2.62	9.37±2.12	11.21±2.53	10.03±1.58	10.20±2.13
Cd (µg/g)	2.68±0.82	2.81±1.34	2.67±1.45	3.69±2.48	2.96±1.53
Zn (µg/g)	17.76±6.79*	13.72±2.94**	16.95±5.79*	22.77±5.71***	17.80±5.95
Mn (µg/g)	11.49±3.83	13.05±3.27	16.35±4.29	10.91±3.23	12.95±3.95
Ca (mg/g)	4.21±3.41	5.09±3.96	6.16±3.8	7.80±5.54	5.81±4.01
Na⁺ (mg/g)	0.586±0.372	0.421±0.06	0.534±0.13	0.72±0.15	0.57±0.22
K⁺ (mg/g)	0.29±0.21	0.15±0.43*	0.34±0.26	0.47±0.43	0.32±0.27

*p<0.05, düzeyinde diğer örnekleme noktalarından farklı olan grupları belirtir. Benzer özellikler gösteren gruplar *, **, *** ile ifade edilmiştir.



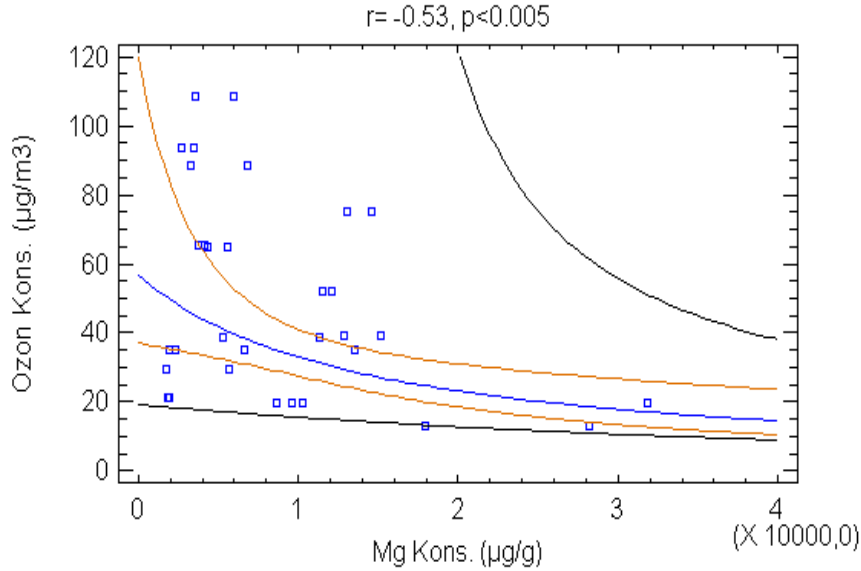


Şekil.4.38.Yaprak örneklerinde farklı bölgesel dağılım özelliği gösteren elementler; Mg, Mn, Pb, K, Na, Ca, Cd ve Zn.

Bahçe genelinde, gözlenen Mg seviyesi $8.80 \pm 7.24 \text{ mg g}^{-1}$ iken, ölçülen en düşük konsantrasyon $3.22 \pm 1.80 \text{ mg g}^{-1}$ ile D noktasında, en yüksek ise $13.04 \pm 7.64 \text{ mg g}^{-1}$ ile B noktasında gözlenmiştir. D bölgesinde bitki materyalinde gözlenen düşük Mg içeriği, yüksek K^+ (0.47 mg g^{-1}) ve yüksek Ca (7.80 mg g^{-1}) ile birlikte değerlendirilmelidir. Her üç element de bitkinin ihtiyaç duyduğu besinlerdir. Kalsiyum, dikine büyümesini sağlar, hücre duvarını sağlamlaştırır. Kalsiyum noksanlığında bitkinin büyümesi mümkün olmaz. Magnezyum, bitkilerde klorofil yapımı ve bitki hücreleri için zorunlu bir maddedir. Ayrıca karbonhidrat, yağ ve proteinler sentezinde rol oynar. Ancak bu üç besin arasında belli bir oranın bulunması gereklidir. Yarayışlı magnezyumun eksik olması durumunda bizim de gözlediğimiz gibi, bitkinin potasyum ve kalsiyum içeriği artmaktadır (Portela et al., 2007). D bölgesinde gözlenen yüksek K^+ ve Ca konsantrasyonlarının sebebi, yapraktaki Mg'un azalmasına bağlı olarak artan K^+ ve Ca'dur.

D bölgesi yaprak örneklerinde gözlenen Mg eksikliği, Rehfuess (1987) ve Prinz (1985) tarafından ortaya konan hipoteze göre, havada bulunan fotooksidant seviyesine bağlı olarak açıklanabilir. D bölgesinde gözlenen yüksek ozon konsantrasyonuna bağlı olarak yaprakların zarar görmesi durumunda, yaprağın

içerdiği Mg toprağa sızmakta, toprakta bitkiye yarayışlı Mg'un sınırlı olması durumunda ise yaprağın Mg konsantrasyonu gittikçe azalarak, kritik değerlere kadar inebilmektedir. Bölüm 4.3.4'de anlatıldığı gibi, bölge topraklarında ölçülen ortalama Mg düzeyi genel topraklara göre yapılan değerlendirme sonucuna göre düşük düzeyde olduğu bulunmuştur. Mg eksikliğinin bulunduğu durumda, yaprağın klorofil içeriği azalmakta, fiziksel büyümenin yavaşladığı görülmektedir. Şekil.4.39.'de gösterildiği gibi, bölge genelinde ozon konsantrasyonları ile Mg seviyesi arasında negatif yönlü bir ilişki bulunmaktadır ($r=-0.53$, $p<0.05$). Ancak, D bölgesi bitki materyali sonuçlarına göre fizyolojik bozulma ile ilgili herhangi bir sonuç tespit edilmemiştir. Gerçekte, Mg'un 550 mg/g'ın altına düşmesi durumunda bitkilerin kronik stres belirtileri göstereceği bilindiğinden (Portela et al., 2007), D bölgesinde gözlenen seviyede herhangi bir fizyolojik bozulma olmaması beklenen bir durumdur. Ancak, ozon seviyesinin artmasına paralel olarak azalan Mg düzeyi, limit değerinin altına indiği durumda fizyolojik olarak bozulma söz konusu olabilecektir.



Şekil.4.39.Yaprak Mg konsantrasyonlarının ozon konsantrasyonu ile değişimi.

Bitkinin gelişim için belirli bir seviyede faydalı olduğu bilinen K, Fe, Zn, Cu, ancak yüksek konsantrasyonlara ulaştığında toksik etki yaparken, Pb ve Cd'un bilinen hiçbir faydası olmadığından her düzeyi toksik olabilmektedir (Hussain et al., 2006).

Araç emisyonları içinde en önemli kirleticilerin Pb, Cd, Zn ve Cu olduğu bilinmektedir (Pearson et al., 2000; Kummer et al., 2009). Pb'nun ana kaynağı, içine Tetra metil ve tetra etil Pb katılmış benzin iken, araba lastikleri Cd, Zn, fren balataları ve motor alaşımlarındaki Cu, Ni, Cd, Cr, aşınma ve paslanmalardan da atmosfere ağır metaller verilmektedir (Freedman & Hutchinson, 1981; Kummer et al., 2009). Zn, Cu, Cr ve Cd'un maden izabe tesisleri, yüksek sıcaklık gerektiren ağır sanayi gibi başkaca kirleticiler kaynaqları bulunmasına rağmen, Pb'nun ana kaynağı araç emisyonlarıdır. Bu çalışmada, bitki materyali örneklerinde ölçülen Pb ve Cu konsantrasyonları arasında oldukça yüksek düzeyde ($r=0.70$, $p<0.0001$) bir ilişki tespit edildiğinden bölgede bakırın ana kaynağının da trafik emisyonları ve yol tozlarının havalanması olduğunu söyleyebiliriz.

İnsan sağlığına zararlı etkileri bilindiğinden, Amerika'da 1996, Avrupa Birliği'nde 2000, ülkemizde 2006 yılından bu yana kurşunsuz benzin kullanımına geçilmiştir, ancak kurşunsuz benzinin içeriğinde 0.5 mg/l düzeyini geçmeyecek şekilde Pb bulunabilmektedir (EEA, 2004). Bazı ülkeler tarafından halen kullanılmakta olan kurşunlu benzin emisyonları, geçmiş kullanımdan ötürü özellikle yol kenarlarında oldukça yüksek seviyede birikmiş olan Pb, ve mevcut araç emisyonlarının Pb içerikleri nedeniyle, halen trafik emisyonu belirtici olarak Pb kullanılmaktadır (Cuny et al., 2001; Pearson et al., 2000; Kummer et al., 2009). Bitki materyali örneklerinde gözlenen Pb seviyesinin örnekleme bölgelerine göre değişim göstermektedir. Trafiğe yakınlıkları nispeten benzer olan A, B ve C noktalarındaki Pb düzeyi ($71.8 - 77.2 \mu\text{g g}^{-1}$) örnekleme bölgesi açısından farklılık göstermezken, trafiğe en uzak konumda bulunan D noktasında en düşük ($58.35 \mu\text{g g}^{-1}$) Pb konsantrasyonları tespit edilmiştir. Öztürk ve Turkan (1993) bitki yapraklarındaki Pb konsantrasyonlarının trafikten uzaklaştıkça yaklaşık %45 – 48 oranında azalmalar tespit etmişlerdir. Ölçülen Pb düzeyi, literatürde saatte 5000 araç trafiğine sahip bir bölge için gözlenen $47.1 \mu\text{g/g}$ değerinin üstünde gözlenmiştir (Rodriguez-Flores et al., 1982). Bitki yapraklarında normal koşullarda bulunma aralığı $1-13 \mu\text{g g}^{-1}$ (Prasad, 2004), seviye $30-300 \mu\text{g g}^{-1}$ 'a ulaştığında toksik olarak kabul edilmektedir (Kabata-Pendias and Piotrowska, 1984). Sınır $300 \mu\text{g g}^{-1}$ olarak belirlense de, daha yüksek değerler literatürde mevcuttur, ancak kurşun zehirlenmesine bağlı ağaç kayıpları ile ilgili çok az sonuç bulunmaktadır (Koeppe,

1981). Kurşun'un kadmiyuma göre daha az toksik olmasının sebebi kurşunun mobilitesi ile alakalıdır. Kurşun toprakda ve bitkide hızlı hareket etmediği için bitkinin bünyesinde veya toprakta kalmaktadır. Bizim gözlediğimiz düzeyde Pb içeren bazı çam ağaçlarının fotosentez kapasitelerinin %11 ile %17 arasında azaldığı ile ilgili sonuçlar literatürde yer almaktadır. Bu düzey bitkilerin fizyolojisinde etkilenmelere sebep olabileceği gibi, asıl önemlisi, yağmur suları ile yıkanarak yüzeysularına geçmesi, yiyeceklerin üstüne birikmesi gibi yollarla bölgedeki insan sağlığı açısından daha büyük tehlike oluşturmaktadır.

Cu, bitkinin büyüme ve gelişimi için gereksinim duyduğu enzimatik bir elementtir, yapraklarda seviyesi 1-5 $\mu\text{g g}^{-1}$ aralığında gözlenirken, 20 $\mu\text{g g}^{-1}$ 'dan fazlası fitotoksik limit olarak tanımlanmıştır (Jones and Belling, 1967). Kayseri ilinde yol kenarında bulunan *Fraxinus excelsior* yıkanmamış yaprağında gözlenen en yüksek Cu konsantrasyonu 16.21 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğu, yıkama ile bu düzeyin %30 oranında azaldığı tespit edilmiştir (Aksoy and Demirezen, 2006). Ordu'da yapılan karayolu kenarındaki ağaçlarda yapılan bir çalışmada gözlenen en yüksek konsantrasyon 33.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Hüseyinova et al., 2009), Batı Anadolu'da otoyol kenarında bulunan *Pinus Brutia* ağacında ölçülen değer 5.36 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Başlar et al., 2003) olarak tespit edilmiştir. Bu çalışmada yaprak örneklerinde gözlenen Cu konsantrasyon aralığı 9.37-11.21 $\mu\text{g g}^{-1}$ olup, diğer çalışmalarda elde edilen sonuçlar ile uyumludur. Bu düzeydeki bir bakır konsantrasyonunun, bitkide toksik bir etki göstermesi olası görülmemektedir.

Çinko elementi de bitkinin büyümesi ve enzimlerin biyosentezi için önemli rolü olan bir elementtir. Bitkilerde normal Zn aralığı 15 – 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde gözlenirken, 15 $\mu\text{g/g}$ değerinin altında, bitkide Zn eksikliğine bağlı belirtiler gözlenmektedir (Allen, 1989). Bu çalışmada, yaprak örneklerinde gözlenen Zn seviyesi 13.72 – 22.77 $\mu\text{g g}^{-1}$ aralığında, ortalama olarak 17.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ olarak gözlenmiştir. Bizim çalışmamızda gözlediğimiz konsantrasyonların, trafik emisyonlarının ağaçlar üstüne etkilerinin incelendiği diğer çalışmalardaki ölçülen değerlerden daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Libya Tripoli'de, yol kenarındaki ağaçların yıkanmamış yaprak örneklerindeki Zn seviyesi, 20 – 48.56 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Almathnani et al., 2009), Kayseri'de yol kenarı *F.excelisior* yaprağında 29.41 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Aksoy and Demirezen,

2006), Ordu'da $703.6 \mu\text{g g}^{-1}$ (Hüseyinova et al., 2009). Bu çalışmada, kritik sınır olarak tanımlanmış olan $15 \mu\text{g/g}$ değerinin altında çinko seviyesine sahip örnek miktarı yaklaşık %50 civarındadır. Bölge genelinde en düşük Zn konsantrasyonlarına B örnek noktasındaki *F. angustifolia* örneklerinde rastlanmıştır. Bitkilerde çinko eksikliği, toprağın alkali hale geldiği, verimli üst toprağın sıyrıldığı, organik madde miktarı azalan, iyi drene olmayan, sıkıştırılmış topraklarda oldukça sıklıkla rastlanılan bir durumdur (Mc Grath and Robson, 1984). Çinko eksikliğinin bulunduğu bitkilerde klorofil içerikleri ve tüm antioksidan enzim aktivitelerinin azaldığı gösterilmiştir (Candan and Tarhan, 2003). Yapraklarda Zn ile ilişkili olduğu gözlenen parametreler; NO_2 ($r=-0.54$, $p<0.05$), Na^+ ($r=0.48$, $p<0.1$), Mg ($r=-0.47$, $p<0.05$) ve Cd ($r=0.65$, $p<0.01$)'dur.

NO_2 konsantrasyonları en yüksek olarak gözleendiği B noktasının yapraklarındaki Zn düzeyi düşüktür. Benzer şekilde, NO_2 'ye bağlı olarak artan Mg düzeyi sonucu Mg ile Zn arasında da aynı ters negatif ilişki gözlenmiştir ($r=-0.47$ $p<0.5$). Mg'a bağlı olarak artan klorofil içeriği nedeniyle gözlenen Mg artışı, D bölgesinde, NO_2 'nin O_3 'a dönüşmesi sonucu azalan NO_2 konsantrasyonu nedeniyle Mg oluşmamakta, artan O_3 'a bağlı olarakda Mg'daki azalma yaprakların K, Ca ve Na miktarını arttırmaktadır.

Bölgedeki bitkilerde gözlenen kadmiyum seviyesi örnekleme noktalarına bağlı olarak değişim göstermemekte, çalışma boyunca gözlenen en düşük seviye B noktasında, $1.08 \mu\text{g g}^{-1}$, en yüksek seviye ise D noktasında, $7.0 \mu\text{g g}^{-1}$, ölçülmüştür. Bölge genelinde Cd ortalaması da $2.96 \mu\text{g g}^{-1}$ olarak gözlenmiştir. Bu seviye bitkilerde gözlenebilecek yüksek düzey aralığındadır. Daha önceki çalışmalarda gözlenen şehir bölgelerinde yol kenarındaki ağaçlarda tespit edilen seviye çok daha düşük düzeydedir, Aksoy ve Demirezen (2006) tarafından Kayseri'de yol kenarındaki *F. Excelsior* ağacının yıkanmamış yaprağında ölçülen değer $0.39 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyindedir, İstanbul'da Taksim, Çağlayan, Macka ve Beşiktaş kapsayan başka bir çalışmada kullanılan *Fraxinus Angustifolia* bitki materyalinde ortalama Cd değeri $0.45 \mu\text{g/g}$ ölçülmüştür (Baycu, 2006). McGee et al., (2007) genel olarak orman ağaçlarının Cd içeriğinin $0.1-1.97 \mu\text{g/g}$ düzeyinde olduğunu rapor etmiştir. İtalya'da bir doğal parkta bulunan *F. Angustifolia* bitkilerinde Cu ve Cd'a

karşı dayanıklılığının incelendiği bir çalışmada, hem Cu hem de Cd için ağacın dayanıklılığının oldukça düşük olduğu sonucuna varılmıştır (Arduini et al., 1996).

Korelasyon analizi sonucunda yapraklardaki Na⁺ içeriği ile yapraklardaki, kl a/kl b oranı arasında anlamlı bir ilişki tespit edilmiştir ($r= 0.44$, $p<0.1$). Bölgedeki yapraklarda gözlenen en yüksek Na⁺ değerlerine A ve D istasyonlarında rastlanmıştır. En düşük toplam klorofil içeriği, en yüksek kl a / kl b oranı ise A noktasında gözlenmiştir.

Na⁺ ve Cl⁻un artmasına bağlı olarak, K⁺ ve Mg gibi klorofilin yapısında bulunan iki önemli kimyasalın bitkice alınamamasından ötürü bitkilerde klorofil içeriğinin azalması oldukça sık tespit edilen bir durumdur (Iqbal et al., 2006; Ashraf et al., 2005). A noktası yakınında bulunan tuz bahçesinden kaynaklanan Na⁺ ve Cl parçacıklarının yakındaki ağaç yaprakları ve toprak üstünde birikmesi sonucu, A noktasında klorofil içeriğinin azalmasına ve karotenoid'lerin artmasına neden olmuş olabilir.

Yüksek pH ' ya sahip tuzlu, alkali topraklarda önemli bazı makro ve mikro besin elementlerinin (fosfor, demir, çinko, mangan, bakır, bor) yarayışlılığı azalmaktadır (Watkins, 1998). A noktasından alınan yaprak örneklerinde gözlenen düşük Zn içeriği, bu bölgedeki toprakların tuzlanması ile alakalı olabilir. Zn eksikliği durumunda da klorofil miktarında azalma, karotenoid miktarında ise artış gözlenmektedir (Kumar et al., 1975). A bölgesinde gözlenen karotenoidlerin artışının, bu bölgede tuzlanma ile alakalı olduğu düşünülmektedir.

Korelasyon analizi sonucunda ozon ve Fe konsantrasyonları arasında oldukça yüksek pozitif bir ilişki gözlenmiştir ($r= 0.80$, $p<0.05$). Bitkilerin ozon'a maruz kaldığı durumda, ortaya çıkan oksidatif stres nedeniyle yaprağın Fe homeostasis mekanizmasındaki etkileşim sonucu, yaprakta Fe birikimine neden olduğu yapılan çalışmalar ile belirlenmiştir (Alcantara et al., 2006).

Bahçe genelinde hava kirleticiler ile bitkisel parametreler arasındaki ilişki incelenecek olursa, NO₂'nin fotosentetik aktivite ve yaprakçık alanı üzerindeki

etkisi bölgelere göre değişiklik göstermektedir. Örneklem bölgesi B ve C hava kirleticilerin en yoğun olarak gözlemlendiği bölgeler olduklarından, bu bölgelerde hava kirleticilerin meydana getirdikleri etkiler daha belirgin olarak gözlenmiştir. Ancak, yaprakların % su içeriği üzerindeki etkisi ise tüm bahçe açısından anlamlı olmaktadır. Bu da *F. angustifolia*'nın yaklaşık olarak $60 \mu\text{g m}^{-3}$ NO_2 konsantrasyonuna tolerans gösterebildiği anlamına gelmektedir.

Bitki örneklerinin fiziksel ve kimyasal analizleri sonuçlarına göre, en çok etkilenmenin görüldüğü B bölgesinde gözlenen klorofil içeriğinde artma, yaprak gelişiminin az olması, bölgedeki yüksek NO_2 konsantrasyon seviyesine, topraktaki yarıyışlı Zn seviyesinin azlığına ve Cd seviyesinin fazlalığına bağlı olabileceği gibi, tüm etkilerin bir arada görülmesi nedeniyle de oluşmuş olabilir.

Bölgede SO_2 seviyesi oldukça düşük olduğu için, buna bağlı bir etkilenme tespit edilmemiştir. Özellikle yaz aylarında zarar verebilecek düzeye ulaşan O_3 konsantrasyonlarına bağlı gözlenen tek etkileşim, D bölgesindeki *F. angustifolia* yapraklarının Mg içeriğinin azalmasına sebep olduğu çıkarımıdır.

5.GENEL SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesi'nde yürütülen bu çalışmada, hava kalitesi değişimini hem mekânsal, hem de zamansal olarak değişimi ve trafik kaynaklı hava kirliliğinin bahçede bulunan bitki türleri üzerindeki etkileri araştırılmıştır.

Aralık 2007'den başlayarak Kasım 2008 sonuna kadar bir yıl boyunca NGB Bahçesi genelinde seçilen 4 örnekleme istasyonunda haftalık pasif kükürt dioksit, azot dioksit, ozon ve uçucu organik bileşik örnekleme yapılmıştır. Aralık 2007 tarihinde başlayan ve 12 ay boyunca 4 örnekleme noktasından toplanan pasif tüpler ile yapılan ölçümler sonucunda, ortalama aylık, mevsimlik ve yıllık SO₂, NO₂, O₃ ve UOB konsantrasyonları elde edilmiştir. Bu sonuçlar bölgenin mevsimsel değişimini ve bölgesel temel konsantrasyon düzeylerini ortaya çıkarmıştır.

Örnekleme alanında SO₂, NO₂, O₃ ve UOB konsantrasyonları zamana, bölgelere, mevsimlere, sıcaklığa, denizden yüksekliğe ve yola yakınlığına bağlı değişimlerin olup olmadığını araştırmak için çeşitli istatistiksel analizler yapılmıştır. Sonuçlar her bir etmen için ayrı ayrı incelenmiştir.

Bölgede ki SO₂ konsantrasyonları ortalama yıllık $9,2 \pm 12,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (ortalama $\pm$ SS) olduğu ölçülmüştür. En yüksek değer Ocak ayında A noktasında, en düşük değer ise Ağustos ve Kasım aylarında D noktasında ölçülmüştür. Bahçede ölçümleri yapılan hava kirlleticileri arasında en düşük seviyelerdeki kirleticisi olmuştur. İstanbul Büyükşehir Belediyesince işletilen Ümraniye istasyonunda otomatik SO₂ analizörü ile elde edilen sonuçlar ile bölgede ölçülen değerlerle uyumlu olarak tespit edilmiştir (p>0.05). Bahçe genelinde tüm yıl boyunca gözlenen düşük seviyedeki SO₂ konsantrasyonları bölgede SO₂ kirliliğine sebep olacak herhangi bir kaynağın var olmadığı söylenebilir. 1994 yılından itibaren, İstanbul ilinde doğalgaz kullanımının yıllar içinde artması sonucu SO₂ kirliliğinin düşük değerlere ulaştığının da bir göstergesidir.

NO₂ konsantrasyonu ortalama yıllık $63 \pm 19 \mu\text{g m}^3$ (ortalama $\pm$ SS) olduğu ölçülmüştür. En yüksek azot dioksit konsantrasyonu Mart ayında trafiğe en yakın olan B noktasında gözlenirken, en düşük değeri Ağustos ayında bahçenin en yüksek kotuna sahip olan D noktasında gözlenmiştir.

Bu temel konsantrasyonlar, bölgenin baskın NO₂ kaynağı olan trafik emisyonlarına yakın olmasından dolayı meydana gelmiştir. Bölge genelinde gözlenen en yüksek azot dioksit konsantrasyonu trafik emisyonlarına en yakın konumda bulunan B istasyonunda ölçülmüştür. NO₂ konsantrasyonlarının yol kenarlarına daha yakın olan B istasyonunda yüksek olduğu, yollardan uzaklaştıkça azaldığı görülmektedir. Ayrıca bölgede yapılan istatistiksel analizler NO₂ ölçümlerinin istasyonların yüksekliği ile ilişkisine bakıldığında zaman pozitif bir ilişki tespit edilmiştir ($p < 0,01$ güven aralığında $r = 0,17$ gibi yüksek korelasyon gözlenmiştir). Trafikten kaynaklanan NO₂ emisyonlarının rakımı nispeten daha yüksek ve trafikten daha uzak olan D istasyonunda ölçülen konsantrasyonları, daha düşük kota sahip olan A, B ve C örnekleme noktalarında yoldan uzaklaştıkça azaldı tespit edilmiştir.

NGBB’de bulunan O₃ konsantrasyonu ortalama yıllık $33 \pm 24 \mu\text{gm}^3$ olduğu ölçülmüştür. Ozon konsantrasyonunun özellikle kış dönemi olarak fotokimyasal aktivitenin daha düşük olduğu Ekim, Kasım, Aralık, Ocak, Şubat, Mart aylarında $20,55 \mu\text{g m}^3$ ölçülürken en yüksek seviyeler ise yaz aylarında $47,88 \mu\text{gm}^3$ ölçülmüştür. Yaz boyunca artan ozon konsantrasyonlarında gözlenen bu artış, bu dönemde fotokimyasal ozon oluşumuna bağlanabilir.

Ölçülen ozon konsantrasyonlarının her bir örnekleme noktasında mekana bağlı değişimlerinin belirlenebilmesi için ozon konsantrasyonları istasyonlara bağlı olarak da incelenmiştir. Genel olarak en düşük ozon konsantrasyonlarına ölçüm yapılan on bir aylık dönem boyunca bahçenin yoğun trafik emisyonlarına en yakın konumda bulunan B noktasında ortalama $26,33 \mu\text{g m}^{-3}$ tespit edilmiştir. Yola yakın istasyonda düşük ozon görülmesinin nedeni azot oksitinin ozon ile reaksiyona girmesi ile ozon seviyesinde azalma olduğu şeklinde açıklanabilir (Ozon destilasyonu).

Ozon destilasyonu ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$) ile ortamdaki azot dioksit konsantrasyonu artarken ozon konsantrasyonunda bir azalma meydana gelmektedir. Bu ilişkiyi incelemek için NG Botanik Bahçesinde yürütülen bu çalışmada literatüre de uygun olarak NO_2 - O_3 arasında ters bir ilişki bulunmuştur. Bu iki kirlenici arasındaki ilişkide korelasyon (R^2) 0,067 hesaplanmıştır.

UOB ölçümleri, gaz kromatografisi cihazının bozulması nedeniyle, tüm çalışma boyunca 6 ay sürdürülebilmektedir. UOB konsantrasyonlarından BTEX düzeyleri sırasıyla, $4,7 \pm 3,8$, $26,8 \pm 24,4$, $2,4 \pm 2,9$, $5,9 \pm 6,2$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ düzeyinde ölçülmüştür. Uçucu organik maddeler arasında gözlenen en yüksek değer Şubat ayında B istasyonunda ölçülen toluene, en düşük değer ise Mayıs ayında aynı istasyonda ölçülen etilbenzene aittir. NG Botanik Bahçesinde ölçülen BTEX bileşikler trafiğe yakın yapılan çalışmalarda gözlemlendiği gibi en büyük orana sahip olan kirlenici toluen olarak bulunmuştur (yaklaşık % 69). Tolueni, benzen (%12), m,p,o-ksilen (%13) ve etilbenzen (%6) takip etmiştir. BTEX'ler ile diğer gaz kirlenicileri (SO_2 , NO_2) arasında önemli bir istatistiksel ilişki bulunmamıştır. Bu da bölgede yanma kaynaklı kirlilik etkisinin trafiğe göre daha sınırlı olduğunu göstermektedir. Belirgin olarak ksilen ve O_3 arasında gözlenen negatif korelasyon ($r = -0.43$, $p < 0.05$), en reaktif BTEX bileşeni olan ksilen'in tüketilerek ikincil bir kirlenici olan ozon'un oluşumunu göstermektedir. NG Botanik Bahçesi genelinde tespit edilen BTEX seviyelerinin, İstanbul'daki araç sayısı ve özellikleri göz önüne alındığında Avrupa'nın gelişmiş ülkelerindeki BTEX seviyesinden daha yüksek bulunmuştur. BTEX bileşikler içinde kanserojen olduğu kesin olarak belirlenmiş olan benzen için A.B kriteri olan yıllık $5 \mu\text{g m}^{-3}$ 'e çok yakın ($4,58 \mu\text{g m}^{-3}$) konsantrasyonlar ölçülmüştür.

Meteorolojik parametreler ile hava kirlenicileri arasında ilişki regresyon analizi ile incelenmiştir. Karşım hızı hariç diğer meteoroloji parametreleri arasında yetersiz bir ilişki hesaplanmıştır. Hava kirlenicileri ile karşım yüksekliği arasındaki korelasyon katsayısı (r^2) ozon hariç diğer kirlenicilerle ters yönlü bir korelasyon ($R^2 = 0,1-0,3$) bulunduğu tespit edilmiştir. Meteorolojik parametreler ile hava kirlenicileri arasında anlamlı korelasyon bulunması, bu kirlenicilerin meteorolojik faktörlerle de değiştiğini ortaya koyması açısından önemlidir. Ozon hariç diğer

kirletici bileşiklerinde de görülen karışım yüksekliğinin artması ile konsantrasyon azalması, yaz mevsiminde karışım yüksekliğinin artmasına ve atılan kirleticilerin daha derin bir atmosfer katmanında karışması sonucu seyrelmelerine bağlı olabilir.

Bölgedeki dağılımlarının belirlenmesi için çalışma alanı genelinden alınan toprak örneklerinde bir defaya mahsus pH, organik madde, ağır metal, PAH, PCB ve pestisit konsantrasyonları incelenmiştir.

Çalışma bölgesi genelinde toplanan 8 toprak örneğinin ortalama pH seviyesi 7.74 ± 0.67 olarak hafif alkali bir yapıda olduğu ayrıca toprakların %25'si az, %37.5'si orta, %37.5'si iyi düzeylerde organik madde içerdiği tespit edilmiştir.

Toprak örneklerindeki ortalama $\Sigma 16$ PAH konsantrasyonu $147,06 \pm 161,81$ ($\mu\text{g/kg dry wt}$) (ortalama $\pm$ SS) bulunmuştur. Alınan örnekler içinde gözlenen en düşük toplam PAH konsantrasyonu $50 \mu\text{g/kg dry wt}$, ile botanik bahçesinin sınırları içindeki O1-O2 Çamlıca bağlantısı karayolu üzerindeki yol güzergâhında bulunan adacıktaki 3 numaralı örnekte, en yüksek toplam PAH konsantrasyonu ise $540 \mu\text{g/kg dry wt}$ ile E80 karayolunun hemen altında yer alan 5 numaralı örnekte elde edilmiştir. Şehir bölgelerinin topraklarında gözlenen toplam PAH konsantrasyonları, bizim sonuçlarımıza benzer şekilde çoğunlukla $100 \mu\text{g/kg dry wt}$ 'den büyük olarak tespit edilmektedir (Zhang et al., 2006). Örnekleme noktalarına bağlı olarak değişmekle birlikte genel olarak bölgedeki petrol kökenli PAH'ların toplam içindeki oranı %37 civarında gözlenmektedir. Bölgedeki 2-3 halkalı PAH bileşikleri 25.11 ile $226.56 \mu\text{g/kg dry wt}$ arasında gözlenirken, ortalama seviyesi ise $55.32 \pm 69.32 \mu\text{g/kg dry wt}$ olarak tespit edilmiştir. Eksik yanma ürünü olan 4-6 halkalı PAH bileşikleri ise bölgedeki topraklardaki toplam PAH içindeki oranı daha yüksek olarak (ortalama %62) bulunmuştur. Örnekleme yapılan yerler içinde gözlenen en düşük 4-6 halkalı PAH bileşiklerinin toplamı $21.08 \mu\text{g/kg dry wt}$, en yüksek değer ise $307.8 \mu\text{g/kg dry wt}$ dir. Bu temel konsantrasyonlar, hem insan eseri, hem de uzak mesafelerden taşınan alansal kaynakların bir sonucu olarak meydana geldiği söylenebilir.

Örnekleme yapılan bölgede tayin sınırının üstünde tespit edilen yalnızca 2 tür pestisit ölçülebilmektedir. EPA tarafından muhtemel kanserojen listesinde yer alan evlerde ve tarımda böcek öldürücü olarak yoğun kullanımı olan bir organik fosforlu insektisit türü olan Klorprifos ve çevresel etkileri nedeniyle dünyada 1980'lerden, bizim ülkemizde de 1985 yılından bu yana kullanılmayan organik klorlu bir pestisit olan DDT türevleri ölçülmüştür. HCH, aldrin, dieldrin, endrin, endosulfan gibi başka pestisitler de incelenmiş ancak diğer tüm grupların tayin sınırı altında kaldığı görülmüştür. Örneklerin %65'inde tayin sınırının üstünde tespit edilen klorprifos düzeyi, 100 ile 185 ng/kg dry wt aralığında, ortalama olarak 150 ng/kg dry wt civarında tespit edilmiştir. Hemen hemen tüm toprak örneklerinde tayin sınırının üstünde gözlenen DDT ve türevlerinin toplamı, bölgede 0.36 ile 10.66 µg/kg dry wt aralığında (ort. 3.24 µg/kg dry wt) gözlenmiştir. Hollanda tarafından toprakta bulunmasına müsaade edilen toplam DDT seviyesinin, NG Botanik Bahçesi etrafındaki bölgede örneklenen 8 noktanın 4'ünde aşılmıştır.

DDT uygulamasının zamanı hakkında bilgi veren DDT/DDE oranı bizim çalışmamızda $>>1$ 'den büyük olduğu durumda henüz parçalanma ürünleri oluşturmamış olduğundan DDT uygulamasının yeni olduğu düşünülmektedir. Yapısal olarak DDT'ye benzer bir pestisit olan dicofol'un bölgede yoğun olarak halen kullanımı mevcuttur. Dicofol üretimi sırasında DDT ara ürün olarak ortaya çıkmaktadır, ülkemizde en çok tüketilen 5 pestisit'ten biri olduğu için DDT'nin ülkemizdeki dicofol kullanımı veya bölge dışındaki DDT uygulaması sonucu atmosferle taşınmasından kaynaklandığını düşündürmektedir.

NG Botanik Bahçesinde PCB 4.2-10.2 µg/kg; ortalama ise 5.9 µg/kg dry wt gözlenmiştir. Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliğın de topraktaki PCB seviyeleri için tanımlanmış olan sınır değeri olan 500 µg/kg (TKKY, 2005) ve Hollanda'da toprak kirliliğiyle ilgili sınır değeri olan $\Sigma 7$ -PCB, 20 µg/kg'dan daha düşük olarak gözlenmiştir. Bizim çalışma bölgemizde gördüğümüz değerlerin Avrupa'nın bizim bulunduğumuz enlem kuşağında gözlenen kırsal değerlere yakın olduğu görülmektedir. Kuzey enlem bölgelerinde yüksek PCB değerleri, orta enlem bölgelerinde sıcaklıktan ötürü buharlaşan PCB bileşiklerinin bu bölgelerde

yoğuşarak toprakta birikmesinden dolayı görüldüğü açıklanmıştır (Meijer et al., 2003).

PCB tekil bileşikleri arasında düşük klor içerikliler ve yüksek klor içerikliler arasında oldukça yüksek korelasyon bulunmaktadır. Aralarında yüksek korelasyon bulunan kalıcı PCB'lerden olan PCB-99, PCB-110, PCB-153 ve PCB-138'de benzer kaynaklara sahip olduklarının göstermektedir. Bölgede genel olarak farklı birçok PCB kaynağının bulunduğu görülmüştür, topraklardaki PCB kaynağının belirgin olarak atmosferden taşınım sonucu oluştuğunu göstermektedir. Organlarda biriken PCB, plesanta yolu ile fetusa kadar taşınabilmekte, dışkılama ile de topraklarda PCB kontaminasyonuna sebep olabilmektedir (Negoita, et al., 2003). Bu nedenle örnekleme yapılan yerlerdeki local 6 klorlubifenil konsantrasyonlarının fazlalığı bu bölgede konaklayan kuşlar veya diğer hayvanlar sebebiyle olabilir.

Alınan toprak örneklerinde ağır metal miktarları değerlendirildiğinde, gözlenen elementel konsantrasyonların sıralaması $Fe > Ca > K^+ > Mg > Na^+ > Mn > Cu > Pb > Zn > Cd > Ni > Cd$ olarak tespit edilmiştir. Gözlenen en yüksek değer, yer kabuğunda en fazla bulunan element olan Fe için gözlenmiştir. Gözlenen en düşük değer ise antropojenik bir element olan Cd'a aittir. Toprak kirliliği yönetmeliğine göre ise, sadece Cu konsantrasyonlarının yönetmelikte verilen sınır değer olan 140 mg/kg'dan yüksek olduğu, diğer elementler açısından toprakta kirlenmenin olmadığı söylenebilir. Özellikle ağır metal elementlerin konsantrasyonları bakımından Cu, Pb ve Cd kritik değerde bulunmuştur.

Bölgedeki kirlilik kaynağının tespit edilmesi amacıyla zenginleştirme faktörü (EF) hesaplanmıştır. EF değerinin 2'den büyük olduğu durumda, ölçülen elementin toprakta zenginleştiği kabul edilmiştir. Mg, Mn ve Ni'in içeriklerinin düşük olduğu, Cd, Pb ve Cu'ın ise yüksek oranda zenginleştiği görülmektedir. Ca için hesaplanan düşük ZF, bu elementin toprak kökenli olduğunu göstermektedir. Cd, Pb ve Cu'ın hesaplanan ZF'leri, bu elementlerin toprakda yanma, trafik, endüstriyel aktiviteler gibi nedenlerle birikimlerini göstermektedir.

Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesi'nde yürütülen bu çalışmada, belirlenen tüm örneklem bölgelerinden dört ay boyunca elde edilen analiz sonuçları ile bitkilerin fizyolojik durumunu bahçenin genelinde tespit etmek mümkün olmuştur. Elde edilen sonuçlar, genel olarak bahçenin yer aldığı bölgede, kentsel koşulların bitkiler üzerindeki etkisini göstermektedir.

Kentsel ve endüstriyel çevrelerde meydana gelen hava kirliliğinin bitki gelişimi üzerinde etkili çok önemli bir faktör olduğu bilinmektedir (Pandey ve Agrawal, 1994). Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesi'nde yürütülen bu çalışmada da, kentsel koşulların *Fraxinus angustifolia* üzerindeki etkileri araştırılmış ve bu türün kentsel koşullara oldukça toleranslı olduğu tespit edilmiştir.

Bölge genelinde gözlenen toplam klorofil miktarı ortalama olarak 87.45 ± 9.79 mg/g yaş ağırlık (ortalama $\pm$ SS) düzeyindedir. NG Botanik Bahçesi içinde belirlenmiş olan örneklem noktalarında ölçülen toplam klorofil miktarlarının örneklem zamanına bağlı olarak bir fark belirlenmemiştir ($p > 0.05$). Seçilen örneklem istasyonlarına bağlı olarak toplam klorofil miktarları en yüksek, trafiğe en yakın olan B noktasında ve bahçenin en düşük kotuna sahip olan C noktasında gözlenmiştir. Daha fazla klorofil görülen NGBB'de kısmen daha yüksek hava kirlleticilerinin ölçüldüğü B ve C noktalarına paralel olarak, kirlenmiş bölgelerdeki ağaçlarda, bitkinin yaprak düzeyinde geliştirdiği bir direnç mekanizması olarak, klorofil miktarında artış gözlenmiştir (Saarinen, 1993; Carreras et al., 1996). Bu çalışmada, NO₂ seviyesi ile Toplam Klorofil miktarı arasında istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon bulunmaktadır. Havada artan NO₂ konsantrasyonlarına paralel olarak, bitki içeriğindeki Toplam Klorofil miktarında artışlar söz konusudur. Bitki örneklerinin fiziksel ve kimyasal analizleri sonuçlarına göre, en çok etkilenmenin görüldüğü B bölgesinde gözlenen klorofil içeriğinde artma, yaprak gelişiminin az olması, bölgedeki yüksek NO₂ konsantrasyon seviyesine, topraktaki yarıyışlı Zn seviyesinin azlığına ve Cd seviyesinin fazlalığına bağlı olabileceği gibi, tüm etkilerin bir arada görülmesi nedeniyle de oluşmuş olabilir.

Klorofil a miktarı bölgeler arasında değişim göstermezken, klorofil b miktarı en düşük A Bölgesi'nde gözlenmiştir. Toplam klorofil miktarı da bu bölgede en düşük seviyededir. Buna karşılık en yüksek karotenoid miktarı, A Bölgesi'nde tespit edilmiştir. Bu durum, A bölgesinin hava kirliliğine karşı en dayanıklı olan yer olduğunu göstermektedir. En yüksek NO₂ ve BTEX konsantrasyonlarının gözlemlendiği B noktasında, yapraklardaki karotenoid seviyesinin azalması hava kirliliği ile mücadele sonucudur. Hava kirliliği açısından B örneklem noktasına benzer özellikler gösteren C noktasında da karotenoid seviyesi oldukça düşük olarak tespit edilmiştir.

Bitkilerin büyüme dönemi olan Mayıs, Haziran, Ağustos ve Eylül ayları boyunca yapılan ortalama fotosentetik aktivite A, B, C, D istasyonlarında sırasıyla 3.35, 4.62, 3.34, 2.83 $\mu\text{molCO}_2\text{ m}^{-2}\text{ sn}$ bulunmuştur.

Örnekleme bölgesi B ve C hava kirlleticilerin en yoğun olarak gözlemlendikleri bölgeler olduklarından, bu bölgelerde hava kirlleticilerin meydana getirdikleri etkiler daha belirgin olarak gözlenmiştir. Ancak, yaprakların % su içeriği üzerindeki etkisi ise tüm bahçe açısından anlamlı olmaktadır. Yapılan dört aylık örnekleme periyodu süresince, % su miktarı B>C>D>A olarak ölçülmüştür. Yapılan bu çalışmada da trafiğe yakınlık ve yüksek NO₂ konsantrasyonlarına bağlı olarak, B Bölgesi'nde yapraktaki % su miktarı yüksek bulunmuştur. Bitkinin yüksek NO₂ konsantrasyonlarına karşı geliştirdiği bir tolerans mekanizması olduğunu söylemek mümkündür. Muhtemelen nitrit redüklenmesinin engellenmesi sonucu artan nitrat konsantrasyonuna karşın bitkinin osmotik düzenleme yoluna gitmiştir. Ancak, NO₂'nin yaprakların % su içeriği üzerindeki etkisi ise tüm bahçe açısından anlamlı olmaktadır. Bu da *F. angustifolia*'nın yaklaşık olarak 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO₂ konsantrasyonuna tolerans gösterebildiği anlamına gelmektedir.

Yaprak alanı değişimi gözlemlerinin yapıldığı beş aylık periyod boyunca yaprak alanındaki ortalama değerler sırasıyla A noktasında 69 cm², B noktasında 50 cm², C noktasında 67 cm² ve D noktasında 58 cm² bulunmuştur. B noktasında gözlenen düşük yaprak alanı ortalaması, diğer bölgelere göre istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (p<0.001). Kirliliğe maruz kalan bitkilerin yaprak alanındaki

düşüşün, sadece yavaşlamış büyümenin bir göstergesi değil, muhtemelen kirliliğe karşı bir adaptasyon olduğunu belirtmişlerdir (Sharma et al., 1980). B Bölgesinde NO₂'nin bir diğer etkisi yaprakçık başına düşen alanı azaltmak yönünde olmuştur. Bir yaprakçık başına düşen ortalama yaprakçık sayısı ise en yüksekten düşüğe doğru sırasıyla D (8,75) ,C (8,71), A(7,96) ve B (6,3) istasyonlarında tespit edilmiştir. B noktasında diğer bölgelere göre istatistiksel olarak anlamlı bulunan düşük yaprakçık sayısı, bölgede ölçülen yüksek NO₂ konsantrasyonları ile uyumludur ($r=-0.55$, $p<0.001$).

NG Botanik Bahçesinde bulunan *Fraxinus angustifolia* yaprak örneklerinde gözlenen makro elementlerin konsantrasyonlarına göre sıralaması $Mg>Ca>Na^+>K^+>Fe$ ve mikro elementlerin sıralaması ise $Pb>Zn>Mn>Cu>Cd$ olarak tespit edilmiştir. Bahçenin trafik etkisinden en az etkilenmesi beklenen D örnekleme noktasında, Mg'un diğer bölgelere göre önemli ölçüde düşük olduğu, Zn, Cd, Ca, K⁺ ve Na⁺ diğer bölgelere göre daha yüksek olarak bulunmuştur.

Bahçedeki örnekleme istasyonlarındaki, D bölgesinde bitki materyalinde gözlenen düşük Mg içeriği, yüksek K ve Ca ile birlikte değerlendirilmelidir. Bu üç besin arasında belli bir oranın bulunması gereklidir. Yarayışlı magnezyumun eksik olması durumunda gözlediğimiz gibi, bitkinin potasyum ve kalsiyum içeriği artmaktadır. D bölgesi bitki materyali sonuçlarına göre fizyolojik bozulma ile ilgili herhangi bir sonuç tespit edilmemiştir. Gerçekte, Mg'un 550 mg/g'ın altına düşmesi durumunda bitkilerin kronik stres belirtileri göstereceği bilindiğinden (Portela et al., 2007), D bölgesinde gözlenen seviyede herhangi bir fizyolojik bozulma olmaması beklenen bir durumdur. Ancak, ozon seviyesinin artmasına paralel olarak azalan Mg düzeyi, limit değerinin altına indiği durumda fizyolojik olarak bozulma söz konusu olabilecektir.

NO₂ konsantrasyonları en yüksek olarak gözleendiği B noktasının yapraklarındaki Zn düzeyi düşüktür. Benzer şekilde, NO₂'ye bağlı olarak artan Mg düzeyi sonucu Mg ile Zn arasında da aynı ters negatif ilişki gözlenmiştir ($r=-0.47$ $p<0.5$). Mg'a bağlı olarak artan klorofil içeriği nedeyle gözlenen Mg artışı, D bölgesinde, NO₂'nin O₃'a dönüşmesi sonucu azalan NO₂ konsantrasyonu nedeniyle Mg

oluşmamakta, artan O₃'a bağlı olarakda Mg'daki azalma yaprakların K, Ca ve Na miktarını arttırmaktadır.

Bitki materyali örneklerinde gözlenen Pb seviyesinin örnekleme bölgelerine göre değişim göstermektedir. Trafiğe yakınlıkları nispeten benzer olan A, B ve C noktalarındaki Pb düzeyi örnekleme bölgesi açısından farklılık göstermezken, trafiğe en uzak konumda bulunan D noktasında en Pb konsantrasyonları tespit edilmiştir. Bitki yapraklarındaki Pb konsantrasyonlarının trafikten uzaklaştıkça yaklaşık %45 – 48 oranında azalmalar tespit etmişlerdir (Öztürk ve Turkan, 1993).

Bu çalışmada yaprak örneklerinde gözlenen Cu konsantrasyon aralığı 3,43 – 16,53 µg g⁻¹ olup, bu düzeydeki bir bakır konsantrasyonunun, bitkide toksik bir etki göstermesi olası görülmemektedir.

Bu çalışmada, yaprak örneklerinde gözlenen Zn seviyesi ortalama olarak 17,8 µg g⁻¹ olarak gözlenmiştir. En düşük değer A örnekleme noktasında ölçülmüştür. Bizim çalışmamızda gözlediğimiz konsantrasyonların, trafik emisyonlarının ağaçlar üstüne etkilerinin incelendiği diğer çalışmalardaki ölçülen değerlerden daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Almathnani et al., 2009; Aksoy and Demirezen, 2006; Hüseyinova et al., 2009). A noktası yakınında bulunan tuz bahçesinden kaynaklanan Na⁺ ve Cl parçacıklarının yakındaki ağaç yaprakları ve toprak üstünde birikmesi sonucu, A noktasında klorofil içeriğinin azalmasına ve karotenoid'lerin artmasına neden olmuş olabilir. A noktasından alınan yaprak örneklerinde gözlenen düşük Zn içeriği, bu bölgedeki toprakların tuzlanması ile alakalı olabilir. Zn eksikliği durumunda da klorofil miktarında azalma, karotenoid miktarında ise artış gözlenmektedir (Kumar et al., 1975)

Bölgedeki bitkilerde gözlenen kadmiyum seviyesi örnekleme noktalarına bağlı olarak değişim göstermemekte, bölge genelinde Cd ortalaması da 2.96 µg g⁻¹ olarak gözlenmiştir. Bu seviye bitkilerde gözlenebilecek yüksek düzey aralığındadır. Daha önceki çalışmalarda gözlenen şehir bölgelerinde yol kenarındaki ağaçlarda tespit edilen seviye çok daha düşük düzeydedir (Aksoy, Demirezen, 2006).

Bölgede SO₂ seviyesi oldukça düşük olduğu için, ölçümü yapılan bitki parametreleri bir etkilenme tespit edilmemiştir. Özellikle yaz aylarında zarar verebilecek düzeye ulaşan O₃ konsantrasyonlarına bağlı gözlenen tek etkileşim, D bölgesindeki *F. angustifolia* yapraklarının Mg içeriğinin azalmasına sebep olduğu çıkarımıdır.

5.1. Gelecek Çalışmalar İçin Öneriler

- Bu çalışma kapsamında gerçekleştirilen ölçümlerin periyodik olarak tekrarlanması bölgesel değişimi ve sorunların anlaşılması, tartışılması ve çözüm yolları aranmasına yardımcı olabilir.
- Hava kirleticilerinin bitkiler üzerindeki etkilerini belirlemek amacıyla özellikle hava kirliliğine hassasiyeti daha düşük olduğu bilinen türler seçilerek bu çalışmanın tekrarlanması bahçenin geneline baskın olan yoğun trafik emisyonlarının bitki fizyolojik parametrelerine olan etkisinin daha belirgin olarak ortaya konmasını sağlayabilir.
- Aralık 2007 - Mayıs 2008 döneminde NG Botanik Bahçesi'nde yürütülen bu çalışmada, Gaz Kromatografisi cihazının bozulması nedeniyle UOB'lerin örnekleme ve analizi yaz döneminde sürdürülememiştir. UOB'lerin yaz döneminde de ölçülmesi yıllık ve mevsimsel değişimleri, kaynakları ve etkileri hakkında daha ayrıntılı ve doğru bilgi sağlayabilir.
- Toprak örnekleri alınırken 0-5 cm derinlik seçildi. Derinliğe bağlı olarak değişiminin incelenmesi için farklı derinliklerden örnek alınarak değişen toprak parametrelerinin ve eser elementler incelenebilir.
- Araç emisyonları eksik yanma ürünü olan gaz kirleticileri yanında önemli miktarda partiküler madde (PM) içerirler. Trafikten kaynaklanan PM emisyonlarının boyut ve konsantrasyon değişimlerinin ölçülmesi fayda sağlayabilir.

- Trafikten kaynaklanan kirliliğin daha iyi anlaşılabilmesi için yol kenarındaki tozlardan ağır metal ve diğer kirlетici parameterelerin ölçülmesi değerlendirmede aсısından kolaylık ve doğruluk sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- Abraham, W.R., Nogales B., Golyshin P.N., Pieper D.H., Timmis K.N., 2002, Polychlorinated biphenyl-degrading microbial communities in soils and sediments, *Current Opinion in Microbiology*, 5- 3, 246-253.
- Abu-Allaban M., Gillies J.A., Gertler A.W., Clayton R., and Proffitt D., 2003. Tailpipe, Resuspended Road Dust, and Brake-Wear Emission Factors from On-Road Vehicles, *Atmospheric Environment*, 37, 5283-5293.
- Adachi, K. and Tainosho, Y., 2004, Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust, *Environment International*, 30, 1009– 1017.
- Ad-Hoc Working Group on Ozone Directive and Reduction Strategy Development, 1999, Ozone Position Paper, European Communities.
- Agarwal, T., Khillare, P.S., Shridhar, V., Ray, S., 2008, Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India, *Journal of Hazardous Materials*, 8624, 7.
- Agrawal, M., 1982, 'A Study of Phytotoxicity of Ozone and Sulphur Dioxide Pollutants', Ph.D. Thesis, Banaras Hindu University, Varanasi, India.
- Agrawal, M., 1985, Plant factors as indicator of SO₂ and O₃ pollutants. Proc. International symposium on Biological Monitoring of the State Environment (Bio- indicator). (pp. 225–231). New Delhi: Indian National Science Academy.
- Agrawal, M., Singh, S. K., Singh, J. and Rao, D. N., 1991, 'Biomonitoring of air pollution around industrial sites', *J. Environ. Biol.* 211–222.
- Agrawal, M., Singh, S.K., Singh, J. and Rao, D.N., 1991, 'Biomonitoring of Air Pollution Around Urban and Industrial Sites', *J. Environ. Biol.* 1, 211-222.
- Aichner, B., Glaser, B., Zech, W., 2007, Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in urban soils from Kathmandu, Nepal., *Organic Geochemistry*, 38, 700-715.
- Akkoyunlu A., Erturk F., 2002, Evaluation of air pollution trends in Istanbul, *International Journal of Environment and Pollution*, 18, 388 – 398.
- Akkoyunlu,E., 2004, Akdeniz bölgesinde Ozon kirliliği ve ormanlara olan etkisinin incelenmesi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Y.Lisans Tezi, Ankara,108s.
- Aksoy, A. and Demirezen, D., 2006, *Fraxinus excelsior* as a Biomonitor of Heavy Metal Pollution, *Polish Journal of Environmental Studies*, 15, 27-33.

- Akyol, E., Yeninar, H. , Şahinler, N., Ceylan, A., 2009, "Büyük balmumu güvesi *Galleria mellonella* K  n (Lepidoptera: Pyralidae) kontrolünde karbondioksit (CO2) kullanımı", *Uludağ Arıcılık Dergisi*, 9(1):26-31.
- Alc ntara, E., De la Guardia, M., Montilla, I. and Romera F.J., 2006, Interaction between Ozone exposure and Iron nutrition in two Tobacco Cultivars, *Journal of Plant Nutrition*, 29. 2245 2255.
- Alfani A, Bartoli G, Rutigliano FA, Maisto, G., Virzo De Santo A., 1996, Trace metal biomonitoring in the soil and the leaves of *Quercus ilex* in the urban area of Naples, *Biological Trace Element Research*, 51, 117-131.
- Alkaya, B. ve Yıldırım, M., 2000,Taşıt Kaynaklı K rleticilerin Azaltılma Y ntemleri, * EV-KOR, Ekoloji  evre Dergisi*, 9 (34), 15   20.
- Allen, S.E., 1989, *Analysis of Ecological Materials*, 2nd. ed., Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Almathnani, A.M., Alshergawi, Elssaidi, M.I., Kahled, M.A., Inamul Haq, B.Y., 2009, Heavy metals deposition In topsoil, road side dust and application of *doedonea viscose* as biomonitor In Tripoli Area, Libya.
- Alp, K., Başıarı, A.,  itil, E. ve Akyüz, T., 1999a, Yoğun taşıt trafiğine sahip bölgelerde hava kalitesinin izlenmesi: İstanbul Zincirlikuyu Caddesi  rneği. Hava K rlenmesi ve Kontrolu Ulusal Sempozyumu, ed. Tolga Elbir ve Abdurrahman Bayram, 23-30, İzmir.
- Alp, K.,  itil, E., Eldem, N. ve Bayhan, H., 1999b, İstanbul Sütlüce'deki Beyoğlu Adliye Saratı üzerinde trafik kaynaklı k rlenmenin incelenmesi, Hava K rlenmesi ve Kontrolu Ulusal Sempozyumu, ed. Tolga Elbir ve Abdurrahman Bayram, 31-38, İzmir.
- American lung association, 2007, http://lungaction.org/reports/sota07_heffects.html
- Anonymous, 1982, *Methods of soil analysis* Ed.: A.L. Page. Number 9. Part II., Madison, Wisconsin. USA, 1159.
- Antosiewicz, D.M., 1995, The relationships between constitutional and inducible Pb-tolerance and tolerance to mineral de citys in *Biscutella laevigata* and *Silene inflata*. *Environmental and Experimental Botany* 35, 55-69.
- Arduini, I., Godbold D.L., Antonino O., 1996, Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings, *An Int. Jour.for Plant Biology*, 97, 111-117.
- Arı, A., 2007, Eskişehir Atmosferindeki Polisiklik Aromatik Hidrokarbonların (PAH'ların) Derişimlerinin ve Kaynaklarının Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir.

- Arıncı V.Y., Kemahlı, E., Üstün, G., Aksoy, A., 2008, Temiz Kampüs; Merkezi Isıtma Sistemlerinden Yayılan Emisyonların Hava Kalitesine Etkisi, Hava Kirliliği ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu, 22-25 Ekim 2008, Hatay, 64.
- Ashraf, M. Y., Akhtar, K., Sarwar G., and Ashraf, M., 2005, Role of rooting system in salt tolerance potential of different guar accessions. *Agronomy for Sustainable Development*, 25: 243-249
- Atkinson, R., 2000, Atmospheric Chemistry of VOCs and NOx., *Atmospheric Environment*, 34, 2063–2101.
- ATSDR., 1995, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA. Available from: <http://www.atdsr.cdc.gov/toxprofiles/phs69.html>
- Ayi Fanou, L., Mobio, TA., Creppy, EE., Fayomi, B., Fustoni, S., Møller, P., Kyrtopoulos, S., Georgiades, P., Loft, S., Sanni, A., Skov, H., Ovrebø, S. and Autrup, H., 2006, Survey of air pollution in Cotonou, Benin--air monitoring and biomarkers, *Sci Total Environ*, 358(1-3), 85-96.
- Bae, H., Yang, W., Chung, M., 2004, Indoor and outdoor concentrations of RSP, NO₂ and selected volatile organic compounds at 32 shoe stalls located near busy roadways in Seoul, Korea., *Sci Total Environ.*, 323,99–105.
- Baek, S.O., Jenkins, R.A., 2004, Characterization of trace organic compounds associated with aged and diluted sidestream tobacco smoke in a controlled atmosphere-volatile Organic compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons, *Atmos. Environ*, 38, 6583–6599.
- Bakirdere, S. and Yaman M., 2008, Determination of lead, cadmium and copper in roadside soil and plants in Elazığ, Turkey, *Environ Monit Assess*, 136, 401-410.
- Baldasano, J.,M., Valera, E., Jimenez, P., 2003, Air quality data from large cities, *Sci Total Environ*, 307,141–65.
- Balsberg-Pahlsson, A.M., 1989, 'Effects of Heavy Metal and SO₂ Pollution on the Concentrations of Carbohydrates and Nitrogen in Tree Leaves', *Can. J. Bot.*, 67, 2106-2113.
- Barlas, N.E. , 2002, Determination of organochlorine pesticide residues in water and sediment samples in inner Anatolia in Turkey, *Bull Environ Contam Toxicol*, 69,236–242.
- Barlas, N.E., Cok, I., Akbulut, N., 2006, The contamination levels of organochlorine pesticides in water and sediment samples in Uluabat Lake, Turkey, *Environ Monit Assess*, 118,383–391.

- Baslar, S., Dogan, Y., Bag, H., Elci, A., 2003, Trace element biomonitoring by needles of *Pinus brutia* Ten. from western Anatolia, Turkey, *Fresenius Environ. Bull.*, 12, 450-453.
- Batterman, S.A., Peng, C.Y., Braun, J., 2002. Levels and composition of volatile organic compounds on commuting routes in Detroit, Michigan, *Atmos. Environ.*, 36, 6015–6030.
- Baycu, G., Tolunay, D., Özden, H., Günebakan, S., 2006, Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous in İstanbul, *Environmental Pollution*, 143, 545-554.
- Bell, J.N.B. and Mudd, C.H., 1976, 'Sulphur Dioxide Resistance in Plants: A case Study of *Lolium perenne*', in T.A. Mansfield (Ed.), *Effects of Air Pollutants on Plants*, Cambridge University Press, pp. 87-103.
- Bennett, J.H., Lee, E.H. and Heggestad, H.E., 1990, 'Inhibition of Photosynthesis and Leaf Conductance Interactions Induced by SO₂, NO₂ and SO₂ + NO₂', *Atm. Environ.*, 24, 557-562.
- Bernard, N., Gerber, M., Astre, C., Saintot, J., 1999, Ozone measurements with passive samplers validation and use for ozone pollution assesment in Montpellier, *France Environmental Science Technology*, 33 217-222.
- Beyers, J.L., Riechers, G.H. and Temple, P.J., 1992. Effects of long-term ozone exposure and drought on the photosynthetic capacity of ponderosa pine (*Pinus ponderosa* Laws.). *New Phytol.* 122, pp. 81–90.
- Bidleman, T.F., 1988, Atmospheric Processes: Wet and Dry Deposition of Organic Compounds are Controlled by their Vapor-Particle Partitioning, *Environmental Science and Technology*, 22, 361-367.
- Bidleman, T.F., Billings, W.N., Foreman, W.T., 1986, Vapor-Particle Partitioning of Semivolatile Organic Compounds: *Estimates from Field Collections*, *Environmental Science and Technology*, 20, 1038-1043.
- Bidleman, T.F., Olney, C.E., 2005, High-volume collection of atmospheric polychlorinated biphenyls, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 11, 442-450.
- Birke M. and U. Rauch, 2000, Urban geochemistry: investigations in the Berlin metropolitan area, *Environmental Geochemistry and Health*, 233–248.
- Bjorseth, A., Becher, G., 1986, Biological monitoring of PAH exposure. In: *PAH in Work Atmospheres: Occurrence and Determination*, Boca Raton, FL: CRC Press.
- Booij, K., Hoedemaker, J.R. and Baker, J.F., 2003, Dissolved PCBs, PAHs, and HCB in pore waters and overlying waters of contaminated harbor sediments, *Environ. Sci. Technol.*, 37, 4213- 4220.

- Borghini, F., Grimalt, J.O., Sanchez-Hernandez, J.C., Bargagli, R., 2005, Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica), *Chemosphere*, 58 (3), 271–278.
- Boumphrey, R. S., Harrad, S. J., Jones, K. C., Osborn, D., Polychlorinated Biphenyl Congener Patterns in Tissues From a Selection of British Birds., *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 25, 346-352.
- Bozlaker, A., Odabasi, M., Muezzinoglu, A., 2008, Dry deposition and soil–air gas exchange of polychlorinated biphenyls (PCBs) in an industrial area, *Environmental Pollution*, 156, 784–793.
- Brains, M., 2008, Long term trends in concentration of major pollutants (SO₂, CO, NO, NO₂, O₃ and PM₁₀) in Prague – Czech Republic (Analysis of Data Between 1992 and 2005), *Water Air Soil Pollut: Focus* 8,49–60.
- Breemen, N., 1985, Acidification and decline of central european forests', *Nature* 315, 16.
- Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J., Jones, K., 2002, Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach 1. Global production and consumption, *The Science of the Total Environment* , 290, 181–198.
- Bretzel, F., Calderisi, M., 2006, Metal contamination in urban soils of coastal Tuscany (Italy), *Environmental Monitoring and Assessment*, 118, 319–335.
- Brinkman, R., Brammer, H., 1990, The influence of a changing climate on soil properties. *Transactions of the 14th International Congress of Soil Science*, Kyoto 5, 283±288.
- Brown, R.H., 1993, The use of diffusive samplers for monitoring of ambient air, *Pure&Applied Chemistry*, 65(8), 1859-1874.
- Bryselbout, C., Henner, P., Carsignol J. and Lichtfouse E., 2000, Polycyclic aromatic hydrocarbons in highway plants and soils. Evidence for a local distillation effect, *Evidence for a local distillation effect* 28, 290-293.
- Buczynska, A.J., Krata, A., Stranger, M., Godoi, A.F.L., Kontozova-Deutsch, V., Bencs, L., Naveau, I., Roekens E., Van Grieken, R., 2009, Atmospheric BTEX-concentrations in an area with intensive street traffic, *Atmos. Environ*, 43, 311-318.
- Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Pierard, C., Garrigues, P., 1997, Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Mar., Chem.*, 58, 85-97.
- Calvin, M., 1955, Function of carotenoids in photosynthesis, *Nature*, 176, 1211.

- Candan, N. and Tarhan, L., 2003, Changes in Chlorophyll-Carotenoid Contents, Antioxidant Enzyme Activities and Lipid Peroxidation Levels in Zn-Stressed *Mentha pulegium*, Turk J Chem, 27, 21-30.
- Carmichael, G.R., Ferm, M., Thongboonchoo, N., Woo, H., Chan, L.Y., Murano, K., Viet P.H., Mossberg C., Bala, R., Boonjawat, J., Upatum, P., Mohan, M., Adhikary, P., Shrestha, A.B., Pienaar, J.J., Brunke, B.E., Chen, T., Jie, T., Guoan, D., Peng, C.L., Dhiarto, S., Harjanto, H., Jose, M.A., Kimani, W., Kirouane, A., Lacaux, J.P., Richard, S., Barturen O., Cerda, J.C., Athayde, A., Tavares, T., Cotrina, J.S., Bilici, E., 2003, Measurements of sulfur dioxide, ozone and ammonia concentrations in Asia, Africa, and South America using passive samplers, Atmospheric Environment 37, 1293–1308.
- Carreras, H.A., Cañas, M.S. and Pignata, M.L., 1996, Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum lucidum* Ait. and *Ligustrum lucidum* Ait. f. *tricolor* (Rehd.) Rehd., Environmental Pollution, 93, 211-218.
- Castellano, A.V., Cancio, J.L., Aleman, P.S., Rodriguez, J.S., 2003, Polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air particle in the city of Las Palmas de Gran Canaria, Environment International, 29, 475-480.
- Celik, A., Kartal, A., Akdogan, A. and Kaska, Y., 2005, Determination of heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinio Pseudo-acacia L, Environmental International 31, 105–112.
- Cetin, E., Odabasi, M., Seyfioglu, R., 2003. Ambient volatile organic compound (VOC) concentrations around a petrochemical complex and a petroleum refinery. Sci. Total Environ. 312, 103–112.
- Chaphekar, S.B., 1990, Biological Indicator: Role in Conservation of Nature, Biol. Indicators, 1, 3-7.
- Chellam, P Kulkarni and Fraser, M.P., 2005, Emissions of organic compounds and trace metals in fine particulate matter from motor vehicles: a tunnel study in Houston, Texas, J Air Waste Manag Assoc, 55, 60–72.
- Chen, T. B., Wong, J. W. C., Zhou, H. Y. and Wong, M. H., 1997, Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong, Environmental Pollution, 1, 61 68.
- Chiroma, T.M., Abdulkarim, B.I. and Kefas H.M., 2007, The Impact of Pesticide Application on Heavy Metal (Cd, Pb and Cu) Levels in Spinach, Leonardo Electronic Journal of Practices and Technologies, 11, 117-122.
- Choi, S.D., Shunthirasingham, C., Daly, G.L., Xiao, H., Lei, Y.D., Wania F., 2009, Levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in Canadian mountain air and soil are controlled by proximity to roads, Environmental Pollution , 1–8.

- Christ R., Türk R., 1981, Die Indikation von Luftverunreinigung durch CO₂-Gaswechsel. Messungen an Flechtentransplantaten, Mitt. Der Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 137, 145-150.
- Christoforidis, A., Stamatis, N., 2009, Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece, *Geoderma* 151, 257–263.
- Cok, I., Toprak, D., Durmaz, T.A., Demirkaya, E., Kabukcu, G., 2005, Determination of organochlorine contaminants in human milk collected at Afyon, Turkey., *Fresenius Environ Bull*, 14, 503–508.
- Constable, J.V.H., Guenther, A.B., Schimel, D.S. and Monson R.K., 1999, Modelling changes in VOC emission in response to climate change in the continental United States, *Global Change Biology* 5, 791-806.
- Corrêa, S.M., and Graciela Arbillaba J.Braz., 2007, A Two-year Monitoring Program of Aromatic Hydrocarbons in Rio de Janeiro Downtown Area, *Chem. Soc.*, 18, 539-543.
- Coşkun, M., Steinnes, E., Frontasyeva, M.V., Sjobakk, T.E. And Demkina, S., 2006, Heavy Metal Pollution Of Surface Soil In The Thrace Region, Turkey, *Environmental Monitoring And Assessment*, 545-556.
- Cowling, D.W. and Koziol, M.J., 1978, 'Growth of Rye-grass (*Lolium perenne* L.) Exposed to SO₂', *J. Exp. Bot.*, 29, 1029-1036.
- Craul, P. J., 1992, Urban soil in landscape design. John Wiley & Sons, Inc., New York: Wiley.
- Creaser, C. S., Fernandes, A. R., Harrad, S. J., Hurst, T., Cox, E. A., 1989, Background levels of polychlorinated-biphenyls in British soils - II., *Chemosphere*, 19, 1457-1466.
- Cruz, L.P.S., Campos, V.P., Silva, A.M.C., Tavares, T.M., 2004, A field evaluation of SO₂ passive sampler in tropical industrial and urban air, *Atmospheric Environment*, 38, 6425-6429.
- Cuny, D., Haluwyn, C.V., Pesch, R., 2001, Biomonitoring of Trace Elements in Air and Soil Compartments Along the Major Motorway in, *Water, Air, & Soil Pollution*, 125, 273-290.
- ÇOB, 2006, Türkiye Çevre Durum Raporu, 2007.
- Danalatos, D., Glavas, S., 1996, Diurnal and seasonal variations of surface ozone in a Mediterranean coastal site, Patras, Greece, *The Science of the total Environment*, 177, 291-301.

- Dann, M.S., Pell, E.J., 1989, Decline of activity and quantity of ribulose biphosphate carboxylase/oxygenase and net photosynthesis in ozone-treated potato foliage, *Plant Physiology*, 91, 427-432.
- Darrall, N.M.: 1989, 'The Effect of Air Pollutants on Physiological Processes in Plants', *Plant Cell Environ.* 12, 1-30.
- De Miguel E., Jmenez de Grado M., Llamas J.F., Martin-Dorado A., Mazadiego L.F., 1998, The overlooked contribution of compost application to the trace element load in the urban soil of Madrid (Spain), *Sci Total Environ*, 215:113–122.
- Derwent, R.G., 1995, Volatile organic compounds in atmosphere Issues, *Environmental Science and Technology*, 4, 1–15.
- Derwent, R.G., Davies, T.J., Delaney, M., Dollard, G.J., Field, R.A., Dumitrean, P., Nason, P.D., Jones, B.M.R., Pepler, S.A., 2000, Analysis and interpretation of the continuous hourly monitoring data for 26 C2 }C8 hydrocarbons at 12 United Kingdom sites during 1996, *Atmos. Environ*, 34, 297-312.
- Dewulf, J., Van Langenhove, H., 1997, Analytical techniques for determination of measurement data of 7 chlorinated C1 and C2 hydrocarbons and 6 monocyclic aromatic hydrocarbons in remote air masses, *Atmospheric Environment*, 31, 3291–3307.
- Dickhut, R.M., Canuel, E.A., Gustafson, K.E., Liu, K., Arzayus, K.M., Walker, S.E., Edgecombe, G., Gaylor, M.O., Macdonald, E.H., 2000, Automotive sources of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particulate matter in the Chesapeake Bay Region, *Environ. Sci. Technol*, 34, 4635-4640.
- Dodson, R.E., Houseman, E.A., Levy J.I., Spengler, J.D., Shine, J.P. ve Bennett, D.H., 2007, Measured and modeled personal exposures to and risks from volatile organic compounds, *Environmental Science & Technology*, 41(24), 8498-8505.
- Dollard, G.J., Dumitrean, P., Telling, S., Dixon, J., Derwent, R.G., 2007, Observed trends in ambient concentrations of C2eC8 hydrocarbons in the United Kingdom over the period from 1993 to 2004, *Atmos. Environ*, 41, 2559-2569.
- DRSCH, Refik Saydam Center of Hygiene)., 2006, Research Directorate of Environmental Health. Data downloaded in January; website: www.rshm.saglik.gov.tr.
- Du Four, V.A., Janssen, C.E., Brits, E., Van Larebeke, N., 2005, Genotoxic and mutagenic activity of environmental air samples from different rural, urban and industrial sites in Flanders, Belgium. *Mutat Res-Gen Tox. En.*, 588, 106-117.

- Duce, R.A., Mohnen, V.A., Zimmerman, P.R., Grosjean, D., Cautreels, W.J., Chatfield, R., Jaenicke, R., Ogren, J.A., Pellizzari, E.D., Wallace, G.T., 1983, Organic material in global troposphere. *Reviews of Geophysical Space Physics* 21, 921–952.
- Duenas, C., Fernández, M. C., Cañete, S., Carretero, J. and Liger, E., 2002, Assessment of ozone variations and meteorological effects in an urban area in the Mediterranean Coast, *The Science of The Total Environment*, 299, 97-113.
- Edwards, N. T., Edwards, G.L., Kelly, J.M. and Taylor, Jr., G.E., 1992, *Wc~e~, Air, cmdSoil Pollution*, 63, 105-118.
- EEA (European Environment Agency), EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook- 2006, 2007.
- Elbir E., Çetin B., Çetin Eylem., et al., 2007, Characterization of volatile organic compounds (VOCs) and their sources in the air of İzmir, Turkey, *Environmental Monitoring and Assessment*, 133 149-160.
- Elminir, H.K., 2005, Dependence of urban air pollutants on meteorology, *Science of The Total Environment*, 350, 225-237.
- Enyedi, A. J., Eckardt, N. A., and Pell, E. J., 1992, Activity of ribulose biphosphate carboxylase/oxygenase from potato cultivars with differential response to ozone stress, *New Phytol*, 122:493-500.
- EPA, European Environmental Agency, 1995, Soil pollution by heavy metals, *Europe's environment, the Dobris assessment*, Office des Publications, Luxembourg, 676.
- EPA, European Environmental Agency, 2006, <http://www.epa.gov/opptintr/index.htm>.
- Erickson, M.D., 1997, Analytical Chemistry of PCB's. (second ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, 667.
- Fagundez, L.A., Fernandez, V., Marino, L., Martin, T.H., Persano, I., Rivarola, Y., Benitez, D.A., 2001, Preliminary air pollution monitoring in San Miguel, Buenos Aires, *Environ Monit Assess*, 71, 61–70.
- Falabella, J.B. and Teja, A.S., 2007, Air-water partitioning of greenhouse gases and volatile organic compounds, *Fluid Phase Equilibra*, 261(1-2), 390-395.
- Felzer, B.S., Cronin, T., Reilly, J.M., Melillo, J.M., Wang, X., 2007, External Geophysics, Climate and Environment (Climate) Impacts of ozone on trees and crops, *C. R. Geoscience*, 339,784–798
- Fenger, J., 1999, Urban air quality, *Atmos. Environ*, 33,4877–900.

- Ferm, M., Svanberg, P.A., 1998, Cost-Efficient Techniques for urban and background measurements of SO₂ and NO₂, *Atmospheric Environment*, 32(8), 1377-1381.
- Fernandes, J. C., and Henriques, F. S. (1991). Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. *The Botanical Review* 57, 246-273.
- Fernandes, M.B., Sicre, M.A., Boireau, A., Tronczynski, J., 1997, Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its Estuary, *Mar. Pollut. Bull.*, 34 (11), 857-867.
- Fernandez-Sanchez, J.F., Carretero, A.S., Cruces-Blanco, C., Fernandez-Gutierrez, 2004, A. Highly sensitive and selective fluorescence optosensor to detect and quantify benzo(a)pyrene in water samples, *Anal. Chim. Acta*, 506, 1-7.
- Ferretti, M., Pellegrini, M., 1998, Vegetali come bioindicatori di inquinamento atmosferica in città italiane; Risultati, problemi, prospettive. Pubblicato congiuntamente da Comune di Bologna, META spa Modena, Provincia di Firenze, p. 111.
- Fishbein, L., 1988, Toluene: uses, occurrence and exposure. In *Environmental Carcinogens Methods of Analysis and Exposure Measurement* (Fishbein L and O'Neill IK, eds), Benzene and alkylated benzenes, IARC Sci Lyon, IARC, 10,85.
- Frame, G. M., Cochrane, J. W., Boewadt, S. S., 1996, Complete congener distribution for 17 Aroclor mixtures determined by 3 HRGC systems optimized for comprehensive, congener-specific analysis, *J. High Resolut. Chromatogr.*, 19, 657-668.
- Freedman, B., Hutchinson, T.C., 1981, Sources of metal and elemental contamination of terrestrial environments. In: *Effect of heavy metal pollution on plants* (eds. N.W. Lepp). Applied Science Publishers, London 35-94.
- Fu, B.J., Guo, X.D., Chen, L.D., Ma, K.M., Chen, L.D., Ma, K.M., Li, J.R., 2001, Soil nutrient changes due to land use changes in northern China — a case study in Zunhua County, Hebei Province. *Soil Use and Management* 17, 294–296.
- Fu, B.J., Ma, K.M., Zhou, H.F., Chen, L.D., 1999, The effect of land use on the distribution of soil nutrients in the hilly area of the Loess Plateau, China. *Chinese Science Bulletin* 44, 732–736.
- Furukawa, A., 1991, Inhibition of photosynthesis of *Populus euramericana* and *Helianthus annuus* by SO₂, NO₂ and O₃, *Ecological Research*, 6, 79-86.

- Galiulin, R.V., Bashkin, V.N., 1996, Organochlorinated compounds (PCBs and insecticides) in irrigated agrolandscapes of Russia and Uzbekistan, Water, Air, & Soil Pollution, 89, 247-266.
- Garban, B., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Chevreuil, M., Ollivon, D., 2002, Atmospheric bulk deposition of PAH's onto France: Trends from urban to remote sites, *Atmos. Environ*, 36, 5395-5403.
- Garcia, R. and MillBn, E., 1998, Assessment Of Cd, Pb And Zn Contamination In Roadside Soils and Grasses From Gipuzkoa (Spain), *Chemosphere*, 37, 8,1615-1625.
- Godbold, D.L. and Kettner, C., 1991, Use of root elongation studies to determine aluminium and lead toxicity in *Picea abies* seedlings, *Journal of Plant Physiology*, 138, 231–235.
- Godwin, C. ve Batterman, S., 2007, Indoor air quality in Michigan schools, *Indoor Air*, 17, 109-121.
- Gratani, L., Cresente, M.F., Petruzzi, M., 2000, Relationship between leaf-life span and photosynthetic activity of *Quercus ilex* in polluted urban areas (Rome), *Environmental Pollution*, 110, 19-28.
- Gratani, L., Pesoli, P., Crescente, M.F., Aichner, K., Larcher, W., 2000, Photosynthesis as a temperature indicator in *Quercus ilex* L., *Global and Planetary Change*, 24, 153-163.
- Greenwood, R., Mills, G., and Vrana, B. 2007, Passive Sampling Techniques in Environmental Monitoring, Barcelo, D., (eds.), Elsevier, 57-119.
- Grennfelt, P., Hultberg, H., 1986, Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems, *Water, Air, & Soil Pollution*, 30, 945-963.
- Guidi, L., Di Cagno, R., and Soldatini, G. F., 2000, Screening of bean cultivars for their response to ozone as evaluated by visible symptoms and leaf chlorophyll fluorescence, *Environ. Pollut*, 107, 349-355.
- Guidi, L., Nali, C., Ciompi, S., Lorenzini, G., and Soldatini, G. F., 1997, The use of chlorophyll fluorescence and leaf gas exchange as methods for studying the different responses to ozone of two bean cultivars, *J. Exp. Bot.*, 48, 173-179.
- Gupta, A.K., Karar, K.A., John, K., 2008, Spatio-temporal characteristics of gaseous and particulate pollutants in an urban region of Kolkata, India., *Atmospheric Research*, 87, 103–115.
- Guvenç, N., Alagha O. and Tuncel, G., 2003, Investigation of soil multi-element composition in Antalya, Turkey, *Environment International*, 5, 631-640.

- Güllü, G., Şirin, G., Örtel, E., Tuncel, G., 2001, Trends and Variations of Tropospheric ozon and their effects on the forest of southern Turkey, 2nd International Symposium on Air Quality Management at Urban, Regional and Grobal Scales, September, 25-28, Istanbul-Turkey.
- Güney, M., 2006, Heavy metal determination in roadside soils and highway dust from the major highways of İstanbul, Boğaziçi Üniv. Çevre bilimleri enstitüsü, Y. Lisans tezi.
- Güvenç D., Aksoy A., 2007, Poliklorlu Bifenillerin Toksikolojisi , *Veteriner Hekimler Derneği Dergisi*, Cilt: 78, sayı:2, 17-25.
- Han, X. and Naeher, L.P., 2006, A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world, *Environment International*, 32, 106-120.
- Hannigan, M.P., Cass, G.R., Penman, B.W., Crespi, C.L., Lafleur, A.L., Busby, Jr W.F., 1998, Bioassay-directed chemical analysis of Los Angeles airborne particulate matter using a human cell mutagenicity assay. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 3502-3514.
- Harrison R.M., Tilling, R., Callen Romero, M.S., Harrad, S., Jarvis, K., 2003, A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment. *Atmos Environ* 37, 2391–2402.
- Harrison, R.M. and Chirgawi, M.B., 1989, The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I. Use of a filtered air growth cabinet., *Sci. Total Environ.*, 83(1-2), 13-34.
- Harrison, R.M., Smith, D.J.T., Luhana, L., 1996, Source Apportionment Of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Collected From An Urban Location In Birmingham, U.K., *Environ. Sci. Technol.*, 30 (3), 825–832.
- Hayakawa, K., Tang, N., Akutsu, K., Murahashi, T., Kakimoto, H., Kizu, R., 2002, Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and nitropolycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particulates collected in downtown and suburban Kanazawa, Japan. *Atmospheric Environment* 36, 5535–5541.
- Heber, U., Kaiser, W., Luwe, M., Kindermann, G., Veljovic-Javonovic, S., Yin, Z., Pfanz, H., Slovik, S., 1995, Air pollution, photosynthesis and forest decline: interactions and consequences. In: Schulze, E.D., Caldwell, M.M. (eds.), *Ecophysiology of Photosynthesis*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 279-296.
- Hecq, P., Van Aalst, R., Barnes, R., Bauman, R., Edwards, L., van den Hout, D., Hauer, A., de Freitas, C.C.L., van Leeuwen, R., Rea, J., Rudolf, W., De Saeger, E., 1997, SO₂ position paper.

- Helaleh M. I. H., Ngudiwaluyo S., Korenaga T., Tanaka K., 2002, Development of passive sampler technique for ozone monitoring. Estimation of indoor and outdoor ozone concentration, *Talanta*, 58, 649-659.
- Hemphill, D.D. and Rule, J., 1978, Foliar uptake and translocation of ^{210}Pb and ^{109}Cd , Int Conf Heavy Metals Environ., Symp. Proc. II (1), Toronto, 1975, 77-86.
- Hendershot, W.H., Lalande, H., Duquette, M., 1993, Soil reaction and exchangeable acidity. In: Carter, M.R. (Ed.), Soil Sampling and Methods of Analysis for Canadian Society of Soil Science. Lewis, Boca Raton, FL, pp. 141-145.
- Heywood E., Wright, J., Wienburg, C.L., Black, H.I.J., Long, S.M., Osborn D. and Spurgeon, D.J., 2006, Factors influencing the national distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in British soils, *Environ. Sci. Technol.*, 40, 7629-7635.
- Hijano, C.F, Dominguez, M. D. P, Gimenez, R.G., Sanchez, P. H., Garcia, I. S., 2005, Higher Plants As Bioindicators Of Sulphur Dioxide Emissions In Urban Environments, *Environmental Monitoring and Assessment*, 111, 75-88.
- Hien, T.T., Nam, P.P., Yasuhiro, S., Takayuki, K., Norimichi, T., Hiroshi, B., 2005-2006, Comparison of particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons and their variability causes in the ambient air in Ho Chi Minh City, Vietnam and in Osaka, Japan, *Science of the Total Environment*, 382, 70-81.
- HKDY, 2009, Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği, 05/05/2009 tarihli 27219 Resmi Gazete, Çevre ve Orman Bakanlığı, <http://www.cevreorman.gov.tr/yasa/yonetmelik.asp>
- Ho, K.F., Lee, S.C., 2004, Seasonal and diurnal variations of volatile organic compounds (VOCs) in the atmosphere of Hong Kong, *Science of the Total Environment*, 322 155-166.
- Horsman DC, Wellburn AR (1975) Synergistic effects of SO_2 and NO_2 -polluted air upon enzyme activity in pea seedlings. *Environ Pollut* 8:123-133.
- Horst, G.L. and Nelson, C.J.: 1979, 'Compensatory Growth of Tall Fescue Following Drought', *Agron. J.*, 71, 559-563.
- Huang, S.S., Liao, Q.L., Hua, M., Wu, X.M., Bi, K.S., Yan, C.Y., Chen, B., Zhang, X.Y., 2007, Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China, *Chemosphere*, 67, 2148-2155.
- Hüseyinova, R., Kutbay, H.G., Bilgin, A., Kılıç, D., Horuz, A., Kirmanodlu, C., 2009, Sulphur and Some Heavy Metal Contents in Foliage of *Corylus*

avellana and Some Roadside Native Plants in Ordu Province, Turkey, *Ekoloji*, 18(70), 10-16.

International Agency for Research on Cancer. IARC., 1983. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1: Chemical, Environmental and Experimental Data, vol. 32. International Agency for Research of Cancer, Lyon, France. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/crthall.php>.

International Agency for Research on Cancer. IARC., 2002 Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, IARC monographs may be located at <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/crthall.php>.

Iovino, P., Polverino, R., Salvestrini, S. and Capasso, S., 2009, Temporal and spatial distribution of BTEX pollutants in the atmosphere of metropolitan areas and neighbouring towns, *Environmental Monitoring and Assessment*, 150, 437-444.

Iqbal, N., Ashraf, M. Y. , Farrukh Javed, Vicente Martinez and Kafeel Ahmad, 2006, Nitrate reduction and nutrient accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in soil salinization with four different salts. *Journal Plant Nutrition*, 29: 409-421.

Iwata, H., Ukai, Y., 2002, A Computer Program Package for Quantitative Evaluation of Biological Shapes Based on Elliptic Fourier Descriptors., *The Journal Of Heredity*, 93(5), 384-385.

İm , U., Tayanc, M., Yenigu, O., 2006, Analysis of major photochemical pollutants with meteorological factors for high ozone days in Istanbul, TURKEY, *Water Air and Soil Pollution*, 175, 335–359.

Johnston, M., Rushton, B.S., 1999, A Survey of Urban Forestry in Britain. Publishers University of Ulster, Coleraine.

Jones, G. B., Belling, G.B., 1967, The movement of copper, molybdenum and selenium in soils as indicated by radioactive isotopes., *Australian J. of Agr. Res.*, 18, 733.

Joshi P.C., Swami A., 2007, Physiological responses of some tree species under roadside automobile pollution stress around city of Haridwar, India, *Environmentalist*, 27, 365–374.

Kabata-Pendias, A. and Piotrowska, M., 1984, Zanieczyszczenie Gleb i Roslin Uprawnych Pierwiastkami Sladowymi, CBR-opracowanie Problemowe, Warszawa, Poland.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1992, Trace Elements in Soils and Plants. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.

- Kammerbauer J., Dick T., 2000, Monitoring of Urban Traffic Emissions Using Some Physiological Indicators in *Ricinus communis* L. Plants, Arch. Environ. Contam. Toxicol, 39, 161–166.
- Karaca, F., Alagha, O., Ertürk, F., 2005, Statistical characterization of atmospheric PM10 and PM2.5 concentrations at a non- impacted suburban site of Istanbul, Turkey, *Chemosphere*, 59 (8), 1183-1190.
- Kazda, M., Salzer, J. and Reiter, I., 1999, Photosynthetic capacity in relation to nitrogen in the canopy of a *Quercus robur*, *Fraxinus angustifolia* and *Tilia cordata* flood plain forest, *Tree Physiology* 20, 1029–1037.
- Keene, W.C., Galloway, J.N., Holden, J.D., 1983, Measurement of Weak Acidity in Precipitation from Remote Areas of the World, *Journal of Geophysical Research*, 88, 5122–5130.
- Kelly, T.J., McLaren, S.E., Kadlecsek, J.A., 1989, Seasonal Variations in Atmospheric SOX and NOY Species in the Adirondacks, *Atmospheric Environment*, 23, 1315–1332.
- Keser, G., 2005, *Nasturtium officinale* R.BR.'de kurşunun strese bağlı enzimlerin aktivitelerine, gelişmeye, mineral ve klorofil içeriğine etkileri, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Y.Lisans Tezi, Adana,107s.
- Khoder, M.I., 2007, Ambient levels of volatile organic compounds in the atmosphere of Greater Cairo, *Atmos. Environ*, 41, 554–566.
- Kim, K.-H., Kim, M.-Y., 2002, The distributions of BTEX compounds in the ambient atmosphere of the Nan-Ji-Do abandoned landfill site in Seoul, *Atmospheric Environment*, 36, 2433–2446.
- Kleinman, L.I., 2005, The dependence of tropospheric ozone production rate on ozone precursors, *Atmospheric Environment*, 39(3), 575-586.
- Kolankaya, D., 2006, Organochlorine pesticide residues and their toxic effects on the environment and organisms in Turkey. , *Int J Environ Anal Chem*, 86, 147–160.
- Kondo, N., Abiyama, Y., Fujiwara, M. and Sugahara, K., 1980, 'Sulfite-Oxidizing Activities in Plants', in *Studies on the Effects of Air Pollutants on Plants and Mechanism of Phytotoxicity*,. Res. Rep. Nat. Inst. Environ. Stud., 11, 137-150.
- Kossev, K., 1994, Anatomic changes of the photosynthetic apparatus of Yew (*Taxus baccata* L.) under the conditions of atmospheric pollution in the city of Rousse (Bulgaria). *Annuaire del'UniversiteÂ de Sofia ``St. Kliment Ohridski"*, Faculte de Biologie, 85, 147-153.
- Kourtidis, K.A., Ziomas, I., Zerefos, C., Kosmidis, E., Symeonidis, P., Christophilopoulos, E., Karathanassis, S. and Mploutsos, A., 2002,

- Benzene, toluene, ozone, NO₂ and SO₂ measurements in an urban street canyon in Thessaloniki, Greece, *Atmospheric Environment*, 36, 5355-5364.
- Krauss, M. and Wilcke, W., 2003, Polychlorinated naphthalenes in urban soils: analysis, concentrations, and relation to other persistent organic pollutants, *Environmental Pollution*, 122, 75-89.
- Krinsky, N. I., 1966, 'The role of carotenoid pigments as protective agents against photosensitized oxidation in chloroplast', in: T.W. Goodwin (ed), *Biochemistry of Chloroplasts*, Vol. 1, Academic Press, New York.
- Krupa, S. V., Tonneijck, A. E. G., and Manning, W. J., 1998, Ozone. Pages 2-1 to 2-28 in: *Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation: A Pictorial Atlas*. R. B. Flagler, ed. Air & Waste Management Association, Pittsburgh, PA.
- Krupa, S.V., Legge, A.H., 2000, Passive sampling of ambient, gaseous air pollutants: an assessment from ecological perspective, *Environmental Pollution*, 107, 31-45.
- Kummer, U., Pacyna, E., Friedrich, R., 2009, Assessment of heavy metal releases from the use phase of road transport in Europe, *Atmospheric Environment*, 43, 640-647
- Kuran, P., Sojak, L., 1996, Environmental analysis of volatile organic compounds in water and sediment by gas chromatography, *Journal of Chromatography*, 733, 119-141.
- Laowagul, W., Yoshizumi, K., Mutchimwong, A., Thavipoke, P., Hooper, M., Garivait, H., Limpaseni, W., 2009, Characterisation of ambient benzene, toluene, ethylbenzene and m-, p- and o-xylene in an urban traffic area in Bangkok, Thailand, *International Journal of Environment and Pollution*, 36, 241 - 254.
- Larsen, B.R., 2004, Measurements of Ozone Precursor Volatile Organic Compounds. Proceedings of the International Expert Meeting, Casa Don Guanella, Ispra, Italy.
- Lee, C.W., Dai, Y.T., Chien, C.H., Hsu, D.J., 2006, Characteristics and health impacts of volatile organic compounds in photocopy centers, *Environmental Research*, 100(2), 139-149.
- Lee, S.C., Chiu, M.Y., Ho, K.F., 2002, Volatile organic compounds (VOCs) in urban atmosphere of Hong Kong, *Chemosphere*, 48, 375-382.
- Lee, S.C., Ho, K.F., Chan, L.Y., Zielinska, B., Chow, J.C., 2001, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and carbonyl compounds in urban atmosphere of Hong Kong, *Atmos. Environ.*, 35, 5949-5960.
- Lendzian KJ, Kerstiens, G., 1991, Sorption and transport of gases and vapors in plant cuticles, *Rev Environ Contam Toxicol*, 121, 65-128.

- Leong ST, Muttamara S, Laortanakul P., 2001, Evaluation of air pollution burden from contribution of motorcycle emission in Bangkok. *Water Air Soil Pollut*, 131,41– 60.
- Lewtas, J., 2007, Air pollution combustion emissions: characterization of causative agents and mechanisms associated with cancer, reproductive, and cardiovascular effects, *Mutat Res*, 636 (1-3)95-133.
- Lichtenthaler, H.K., 1987, Chlorophylls and carotenoids pigments of photosynthetic biomembranes, *Methods Enzymol*, 148, 350-382.
- Lichtenthaler, H.K., Buschmann, C., Döhl, M., Fietz, H.J., Bach, T., Kozel, U., Meir, D., Rahmsdorf, U., 1981, Photosynthetic activity chloroplasts ultrastructure and leaf characteristics of high-light and low-light plants and of sun and shade leaves. *Photosynth. Res.* 2, 115–141.
- Lima, J. S., Fernandes, E. B. and Fawcett, W. N., 2000, '*Mangifera Indica* and *Phaseolus vulgaris* in the bioindication of air pollution in Bahia, Brazil', *Ecotoxicol. Environ. Safety* 46, 275–278.
- Lin, C.A., Pereira, L.A.A., Nishioka, D.C., Conceição, G.M.S., Braga, A.L.F., Saldiva, P.H.N., 2004, Air pollution and neonatal deaths in São Paulo, Brazil, *Braz J Med Biol Res*, 37, 765– 70.
- Lohse K. A., Hope, D., Sponseller, R., Allen J. O., Grimm N. B., 2008, Atmospheric Deposition of Carbon and Nutrients Across an Arid Metropolitan Area, *Science of the Total Environment*, 402, 95-105.
- Löublod, G., Palmgren, F., Aalst, R., Allegrini, I., Bauman, R., Derauone, A., Edwards, L., Fiala, I., Hauer, A., Hawkins, M., Lahtinen, T., Leeuwen, R., Nilsson, M., Pohjola, V., Saeger, E. ve De Santis, 1997, F. Position Paper on Air Quality. Nitrogen Dioxide, European Commission Directorate.
- Madrid, L., Barrientos, E.D. and Madrid, F., 2002, Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville, *Chemosphere*, 49, 1301–1308.
- Madrid, L., Diaz-Barrientos, E., Reinoso, R. and Madrid, F., 2004, Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents, *European Journal of Soil Science*, 2, 209.
- Malhotra S S, Khan A A, 1983, Sensitivity to SO₂ of various metabolic processes in an epiphytic lichen, *Evernia mesomorpha*, *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 178, 121 – 130.
- Mandal, M., & Mukherji, S., 2000, Changes in chlorophyll content, chlorophyllase activity, Hill reaction, photosynthetic CO₂ uptake, sugar and starch content in five dicotyledonous plants exposed to automobile exhaust pollution, *Journal of Environmental Biology*, 21(1), 37–41.

- Mandloi, B. L., & Dubey, P. S., 1988, The industrial emission and plant response at Pithanpur (M.P), *International Journal of Ecological and Environmental Science*, 14, 75–99.
- Mansfield, T.A., 1998, Stomata and plant water relations: does air pollution create problems, *Environmental Pollution*, 101, 1-11.
- Mantaa, S.D., Angelone, M., Bellanca, A., Neria, R., Sprovieri, M., 2002, Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy, *The Science of the Total Environment* 300,229–243.
- Maroni, M., Seifert, B., Lindvall, T., 1995, Indoor Air Quality, A Comprehensive Reference, Book, *Elsevier Science*, 29,87.
- Marschner, H., 1995, Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, San Diego.
- Martin, J.T. and Juniper, B.E., 1970, Cuticles of plants, E. Arnold. (eds), London. Pp. 30-328.
- Martins, L.D., Andrade, M.F., Ynoue R.Y., Albuquerque, E.L., Tomaz, E., Vasconcellos, P.C., 2008, Ambiental volatile organic compounds in the megacity of São Paulo, *Quím. Nova* 31,8.
- Matyssek, R. and Innes, J.L., 1999, Ozone—a risk factor for trees and forests in Europe?, *Water, Air, and Soil Pollution* 116, 199–226.
- McGee C.J., Fernandez, I.J., Norton, S.A., Stubbs C.S., 2007, Cd, Ni, Pb, and Zn Concentrations in Forest Vegetation and Soils in Maine, *Water Air Soil Pollut*, 180,141–153.
- McGrath, J.F. and A.D. Robson, 1984, The distribution of Zn and diagnosis of Zn deficiency in seedlings of *Pinus radiata*, *Avustralian Forest Research* 14 (3): 175-184.
- McKee, David J., (eds.), 1994, Tropospheric Ozone: Human Health and Agricultural Impacts. Lewis Pub., Boca Raton. 333.
- McLaughlin, S. , Percy, K., 1999, Forest health in North America: some perspectives on actual and potential roles of climate and air pollution, *Water, Air, and Soil Pollution* 116, 151–197.
- McLaughlin, S.B., 1985, Effects of air pollution on forests, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 35, 512-534.
- Meharg, A.A., 1993, The role of the plasmalemma in metal tolerance in angiosperms, *Physiologia Plantarum* 88, 191–198.

- Meijer, S. N., Ockenden, W.A., Sweetman, A., Breivik, K., Grimalt, J. O., Jones, K. C., 2003, Global distribution and budget of PCBs and HCB in background surface soils: Implications for sources and environmental processes., *Environ. Sci. Technol.*, 37, 667- 672.
- Mensink, C., Cosemans, G., 2008, From traffic flow simulations to pollutant concentrations street canyons and backyards, *Environmental Modeling & Software*, 23, 288-295.
- Menz, F.C., Seip, H. M., 2004, Acid Rain in Europe and the United States: an Update, *Environ. Sci. Policy*, 7, 253–265.
- Menzie, C.A., Potocki, B.B., Santodonato, J., 1992, Exposure to carcinogenic PAHs in the environment, *Environmental Science and Technology* 26, 1278-1284.
- Meyer, S., Cartellieri, S., Steinhart, H., 1999, Simultaneous determination of PAHs, hetero-PAHs (N, S, O), and their degradation products in creosote-contaminated soils. Method development, validation, and application to hazardous waste sites. *Anal. Chem.*, 71, 4023- 4029.
- Millan, M.M., Mantilla, E., Salvador, R., Carratala, A., Sanz, M.J., 2000, Ozone cycles in the Western Mediterranean basin: interpretation of monitoring data in complex coastal terrain. *Journal of Applied Meteorology* 39, 487–508.
- Minotta, G. and Pinzauti, S., 1996, Effects of light and soil fertility on growth, leaf chlorophyll content and nutrient use efficiency of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings, *Forest Ecology and Management*, 86- 1-3, 61-71.
- Moldan, B. and Hak, T., 2007, Environment in the Czech Republic: A Positive and rapid Change, *Environ. Sci. Technol.*, 41 (2), 359–362.
- Monod, A.; Sive, B. C.; Avino, P.; Chen, T.; Blake, D. R.; Rowland, F.S., 2001, Monoaromatic compounds in ambient air of various cities: a focus on correlations between the xylenes and ethylbenzene, *Atmos. Environ*, 35, 135.
- Moschnos, N., Glavas, S., 1996, C3–C10 hydrocarbons in the atmosphere of Athens, Greece., *Atmos. Environ*, 30, 2769–2772, 2004.
- Muezzinoglu, A., Cizmecioglu, S.C., 2006, Deposition of Heavy Metals in a Mediterranean Climate Area, *Atmospheric Research*, 81, 1-16.
- Mukund, R., Kelly, T.J., Spicer, C.W., 1996, Source attribution of ambient air toxics and other VOCs in Columbus Ohio, *Atmos. Environ*, 30 (20), 3457–3470.
- Murena, F., 2007, Air quality nearby road traffic tunnel portals: BTEX monitoring, *Journal of Environmental Sciences*, 19, 578–583.

- Na, K., Kim, Y.P., Moon, I., Moon, K.C., 2004, Chemical composition of VOC major emission sources in the Seoul atmosphere, *Chemosphere* 55, 585–594.
- Na, K., Moon K.C., Kim, Y.P., 2005, Source contribution to aromatic VOC concentration and ozone formation potential in the atmosphere of Seoul, *Atmospheric Environment*, 39, 5517–5524.
- Nadal M., Schuhmacher M., Domingo J.L., 2004, Levels of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona County, Spain, *Environmental Pollution* 132, 1-11.
- Nandi, P.K., Agrawal, M. and Rao, D.N., 1986, Effects of Fumigating Rice Plants with Sulphur Dioxide on Photosynthetic Pigments and Non-structural Carbohydrates, *Agric. Ecosystem Environ.* 18, 53–62.
- Narayan, D., Agrawal, M., Pandey, J. and Singh, J., 1994, 'Changes in Vegetation Characteristics Downwind of an Aluminium Factory in India', *Ann. Bot.*, 73, 557-569.
- Nash, T.H. III, and C. Gries., 1995, The response of lichens to atmospheric deposition with an emphasis on the Arctic., *Sci. Total Environ.*, 160-161, 737–747.
- Negoita, T.G., Covaci, A., Gheorghe A. and P. Schepens, 2003, Distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in soils from the East Antarctic coast, *J. Environ. Monit.*, 5, 281 – 286.
- Nielsen, T., 1996, Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city, *Atmospheric Environment* 30, 3481–3490.
- Noland, T. L. and Kozlowski, T. T., 1979, 'Effect of SO₂ on stomatal aperture and sulfur uptake of wood angiosperm seedlings', *Can. J. Forest Res*, 9, 57–62.
- North Central Regional Research Publication No. 221 (Revised) Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region, 75p., Revised January 1998, J. R. Brown, Editor.
- Odabasi, M., Bagiroz H. O., 2002, Sulfate Dry Deposition Fluxes and Overall Deposition Velocities Measured with a Surrogate Surface, *The Science of the Total Environment*, 297, 193-201.
- ODTÜ-PAL, 2009, Orta Doğu Teknik Üniversitesi PİGM Petrol Araştırma Merkezi, <http://ia.metu.edu.tr/tr/as/000m0100odtupigmpetrolarastirmamerkezipal.htm>
- Oduyemi, K., Davidson, B., 1998, The impacts of road traffic management on urban air quality, *Sci Total Environ* , 218:59–66.

- Oguz, Ö.K., 2005, temporal variations and sources of organic pollutant in two urban atmosferes Ankara and Ottawa, Yüksek Mühendislik Tezi, Ortadoğu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 200s.
- Ohura, T., Amagai, T. , Senga Y. and Fusaya, M., 2006, Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: levels, sources and risks, *The Science of the Total Environment* 366, 485–499.
- Okay, C., Akkoyunlu, B. O., Tayanc M., 2002, Composition of Wet Deposition in Kaynarca, Turkey, *Environmental Pollution*, 118, 401-410.
- Orendovici T., Skelly J.M., Ferdinand J.A., Savage J.E., Sanz M.J., Smith G.C., 2003, Response of native plants of northeastern United States and southern Spain to ozone exposures; determining exposure/response relationships, *Environmental Pollution*, 125: 31–40
- Öncel, M. S., Zedef, V., Mert, S., 2006, Lead contamination of roadside soils and plants in the highways between Istanbul and Sakarya, NW Turkey, *Fresenius Environmental Bulletin*.
- Özden, Ö., Döğeroğlu, T., Kara, S., 2008, Assessment of ambient air quality in Eskişehir, Turkey., *Environment International*, 34: 678–687.
- Özkoç, B.H., Bakan, G., Ariman, S., 2007, Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides along the Black Sea coast, *Environmental Geochemistry and Health*, 29, 59-68.
- Özsoy, T. Ve Örnektekin, S.,Kuzeydoğu Akdeniz - Mersin Yağmurlarında Eser Elementler, Hava Kirliliği Ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu□2008, 22□25 Ekim 2008, Hatay
- Öztürk, M. A. and Turkan. I., 1993, 'Heavy Metal Accumulation by Plants Growing alongside the Motor Roads: A Case Study from Turkey' in B. Markert (ed.), *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*, VCH, Weinheim, pp. 515–522.
- Öztürk, M. A. and Turkam, Y., 1993, Heavy Metal Accumulation by Plants Growing Alongside the Motor Roads: A Case Study from Turkey, in E.Markert (ed.), *Plants as Biomonitors: Indicators for Heavy Metals in Terrestrial Environments*, VCH, Weinheim, 515–522.
- Pagotto, C., Remy, N., Legret, M., Le Cloirec P., 2000, Heavy metal pollution of dust and roadside soil near a major rural highway, *Environmental Technology*, 22, 307-319.
- Pandey, J. and Agrawal, M., 1991, 'Phytomonitoring of Air Pollution in an Urban Environment, Emerging Issues in Asia', *Proceedings of the 2nd IUAPPA Regional Conference on Air Pollution*, Seoul, Korea 1, 317-320.

- Pandey, J. and Agrawal, M., 1992, 'Ozone Concentration Variabilities in a Seasonally Dry Tropical Climate', *Environ. Int.*, 18, 515-520.
- Pandey, J. and Agrawal, M., 1994, 'Evaluation of Air Pollution Phytotoxicity in a Seasonally Dry Tropical Urban Environment Using Three Woody Perennials', *New Phytol.*, 126, 53-61.
- Pandey, J., Pandey, U., 1994, Evaluation of air pollution phytotoxicity in a seasonally dry tropical urban environment, *Environmental Monitoring and Assessment*, 33, 195-213.
- Pang, Y., MacIntosh, D. L., Camann, D. E., Ryan, P. B., 2002, Analysis of aggregate exposure to chlorpyrifos in the NHEXAS-Maryland investigation, *Environmental Health Perspectives*, 110(3), 235–240.
- Pankow, F.J., Wentai, L., Bender A.D., Isabelle L.M., Hollingsworth J.S., Chen C., Asher W.E. and Zogorski, J.S., 2003, Concentrations and co-occurrence correlations of 88 volatile organic compounds (VOCs) in the ambient air of 13 semi-rural to urban locations in the United States, *Atmospheric Environment*, 37, 5023-5046.
- Parra, M.A., Elustondo, D., Bermejo, R., Santamaría, J.M., Parrish et al., 1999, Ambient air levels of volatile organic compounds (VOC) and nitrogen dioxide (NO₂) in a medium size city in Northern Spain, *Science of the Total Environment*, 407, 999-1009.
- PCB-Richtlinie (1995), ARGE BAU, Mitteilungen des Deutschen Instituts für Bautechnik 2/1995, Berlin, Germany.
- Pearson, J., Wells, D. M., Seller, K. J., Bennett, A., Soares, A., Woodall, J. and Ingrouille, M. J., 2000, Traffic exposure increases natural N-15 and heavy metal, concentrations in mosses., *New Phytologist*, 147, 317-326.
- Peech, M., Alexander, L.T., Dean, L.A., Reed, J.F., 1947, Methods of soil analysis for soil-fertility investigations, U.s. Dept. Agriculture Circ., 757,25.
- Pekey, H., Arslanbaş, D., 2008, The Relationship Between Indoor, Outdoor and Personal VOC Concentrations in Homes, Offices and Schools in the Metropolitan Region of Kocaeli, Turkey, *Water Air Soil Pollut*, 191,113–129.
- Pell, E. J., Eckardt, N., and Glick, R. E., 1994, Biochemical and molecular basis for the impairment of photosynthetic potential, *Photosyn. Res*, 39, 453-462.
- Pell, E. J., Schlaghnhauser, C. D., and Arteca, R. N., 1997, Ozone induced oxidant stress: Mechanisms of action and reaction. *Physiol. Plant.* 100:264-273.
- Perekrest, V.T., Khachaturova, T.V., Beresneva, I.B., Mitrofanova, N.M., Kustle, E., Wagner, E., Fukshansky, L., 1995, Nonlinear regression-typological analysis of ecophysiological states of vegetation: a pilot study with small data sets, *Tree Physiology*, 15, 765-774.

- Pilegaard, K., Johnsen, I., 1984, Heavy metal uptake from air and soil by transplanted seed plants of *Achillea millefolium* and *Hordeum vulgare*, *Ecological Bulletins*, 36, 97-102.
- Pilidis G A, Karakitsios S P, Kassomenos P A, 2005. BTX measurements in a medium-sized European city, *Atmos. Environ.*, 39, 6051–6065.
- Poli, D., Carbognani, P., Corradi, M., Goldoni, M., Acampa, O., Balbi, B., Bianchi, B., Rusca, M., Mutti, A., 2005, Exhaled volatile organic compounds in patients with non-small cell lung cancer: cross sectional and nested short-term follow-up study, *Respiratory Research*, 6(1), 71.
- Pouyat, R.V., and McDonnell, M.J., 1991, Heavy metal accumulations in forest soils along an urban- rural gradient in Southeastern New York, USA, *Water, Air, & Soil Pollution*, 57, 797- 807.
- Prasad, M.N. 2004, Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems., M.N.V. Prasad (eds), Springer, pp. 462.
- Prasad, M.N.V. and Strzalka, K., 2002, Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad (eds), Springer, pp.
- Prinz, B., 1985, Prepared discussion, *Environmental Science and technology*, 35, 913-915.
- Pucarevic, M.M. and Sekulic, P.Dj., 2004, Polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides in soil of Vojvodina [Serbia (Serbia and Montenegro)], Institute of Field and Vegetable Crops Novi Sad, Maksima Gorkog 30, Serbia and Montenegro, 107, 93-100.
- Pye, J.M., 1988, Impact of Ozone on the Growth and Yield of Trees: A Review, *J. Environ. Qual.* 17,347-360.
- Rao, D. N., Leblance, F., 1966, Effect of sulphur dioxide on lichen alga with special reference to chloroplast, *The Bryologist*, 69, 69–72.
- Rao, M. V., Dubey, P. S., 1985, Plant response against SO₂ in field conditions, *Asian Environment*, 10,1–9.
- Rao, M.V. and Dubey P.S., 1988, Plant response against sulphur dioxide in field conditions, *Asian Environment* , 10, 3-10.
- Ras.R.M, Marcé R.M. and Borrull F., 2006, Volatile organic compounds in air at urban and industrial areas in the Tarragona region by thermal desorption and gas chromatography–mass spectrometry, *Environmental Monitoring and Assessment*, DOI: 10.1007/s10661-009-0755-6.
- Rashid, A., Popovic, R., 1990, Protective role of CaCl₂ against Pb²⁺ inhibition in photosystem II. *FEBS Lett.* 271, 181-184.

- Rautio, P., Huttunen, S., Kukkola, E., Peura, R., Lamppu, J., 1998, Deposited particles, element concentrations and needle injuries on Scots pines along an industrial pollution transect in northern Europe, *Environmental Pollution*, 103, 81-90.
- Ravindra, K., Sokhia, R., Van Grieken, R., 2008, Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation, *Atmos. Environ.*, 42, 2895–2921.
- Reddy, G. N., Aeteca, R. N., Dai, Y. R., Flores, H. E., Negram, F. B., and Pell, E. J., 1993, Changes in ethylene and polyamines in relation to mRNA levels of the large and small subunits of ribulose biphosphate/oxygenase in ozone-stressed potato foliage, *Plant Cell Environ.*, 120, 819-826.
- Rehfuss, K.E., 1987, Perceptions on Forest Disease in Central Europe, *Forestry*, 60(1), 1-11.
- Reich, P.B., 1983, Effects of low concentrations of ozone on net photosynthesis, dark respiration and chlorophyll contents in spring hybrid poplar leaves, *Plant Physiology*, 3, 63-91.
- Reich, P.B., Kloeppel, B.D., Ellsworth, D.S., Walters, M.B., 1995, Different photosynthesis±nitrogen relations in deciduous hardwood and evergreen coniferous tree species., *Oecologia*, 104, 24-30.
- Ribes, A., Grimalt, J.O., Garcia, C.J.T. and Cuevas, E., 2003, Polycyclic aromatic hydrocarbons in mountain soils of the subtropical Atlantic, *J. Environ. Qual.* 32, 977–987.
- Richnow, H.H., Eschenbach, A., Seifert, R., Wehrung P., Albrecht, P., Michaelis, W., 1998, ¹³C-labelled polycyclic aromatic hydrocarbons for the analysis of their transformation in soil, *Chemosphere*, 36, 2211-2224.
- Ripka, G., Reiderne Saly, K., 1991, Recent data on the urban tolerance of the tree species most frequently used to line streets, *Novenyvedelem (Hungary)*, 27, 32-36.
- Rodriguez-Flores, M. and Rodriguez-Castellón, E., 1982, *Environmental Pollution*, 4, 281.
- Romic M., Romic, D., 2003, Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area, *Environmental Geology*, 43, 795–805.
- Roots, O., Roose, A., Kull, A., Holoubek, I., Cupr, P. and Klanova, J., 2009, Distribution pattern of PCBs, HCB and PeCB using passive air and soil sampling in Estonia, *Environmental Science and Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-009-0147.

- Saarinen, T., 1993, Chlorophyll fluorescence, and nitrogen and pigment content of Scots pine (*Pinus sylvestris*) needles in polluted urban habitats., *Annales Botanici Fennici*, 30, 1-7.
- Salgare, S. A. and Thorat, V. B.: 1995, 'Effect of autoexhaust pollution on Andheri (West) on the growth performance of some trees (monsoonal collection)', *J. Recent Adv. Appl. Sci.*, 10(1-2), 71-77.
- Santis, F.D., Allegrini, I., Fazio, M.C., Pasella, D., Piredda, R., 1997, Development of passive sampling technique for the determination of nitrogen dioxide and sulphur dioxide in ambient air, *Analytica Chimica Acta*, 346, 127-134.
- Santis, F.D., Fino, A., Menichelli, S., Vazzana, C., 2004, Monitoring the air quality around oil refinery through the use of diffusive sampling, *Anal Bional Chem*, 378, 782-788.
- Sanz, M.J., Millan, M., 1998, The dynamics of aged air masses and ozone in the Western Mediterranean: relevance to forest ecosystems, *Chemosphere*, 36, 1089-1094.
- Scheidegger, C., and Schroeter, B., 1995, Effects of ozone fumigation Leisner, J.M.R., T.G.A. Green, and O.L. Lange. 1997. Photobiont on epiphytic macrolichens: Ultrastructure, CO₂ gas exchange and activity of a temperate crustose lichen: Long-term chlorophyll fluo- chlorophyll fluorescence, *Environ. Pollut.*, 88,345-354.
- Schmid, P., Gujer, E., Zennegg, M., Bucheli, T.D., Desaulles, A., 2005, Correlation of PCDD/F and PCB concentrations in soil samples from the Swiss soil monitoring network (NABO) to specific parameters of the observation sites, *Chemosphere*, 58 (3), 227-234.
- Schnitzhofer, R., Beauchamp, J., Dunkl, J., Wisthaler, A., Weber, A., Hansel, A., 2008, Long-term measurements of CO, NO, NO₂, benzene, toluene and PM₁₀ at a motorway location in an Austrian valley, *Atmospheric Environment*, 42, 1012-1024.
- SCHOON, K.J.,1993, THE MIDWEST URBAN TREE INDEX, *JOURNAL OF ARBORICULTURE*, 19 (4), 230-237.
- Schuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J.L., 2004, Levels Of Pcd/f/s, Pcb/s, And Pcn/s In Soils And Vegetation In An Area With Chemical And Petrochemical Industries, *Environ. Sci. Technol.*, 38 (7),1960-1969.
- Schweizer, B. and Arnolt, V., 1990, *Environmental Pollution*, 68, 275-292.
- Senser, M., Kloos, M. and Lutz, C., 1990, 'Influence of soil substrate and ozone plus acid mist on the pigment content and composition of needles from young spruce trees', *Environ. Pollut.*, 64, 295.

- Seyfioglu, R., Odabasi, M., Cetin, E., 2006, Wet and Dry Deposition of Formaldehyde in Izmir, Turkey, *Science of the Total Environment*, 366, 809-818.
- Sezgin, N., Ozcan, H.K., Demir, G., Nemlioglu S. and Bayat, C., 2003, Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway, *Environment International*, 29, 979–985.
- Sezgin, N., Özcan, H.K., Demir, G., Nemlioğlu, S., Bayat, C., 2003, Determination of Heavy Metal Concentrations in Street Dusts in İstanbul E-5 Highway, *Environment International*, 29, 979-985.
- Shan, Y., Feng, Z., Izuta, T., Aoki, M., and Totsuka, T., 1995, The individual and combined effects of ozone and simulated acid rain on chlorophyll contents, carbon allocation and biomass accumulation of armand pine seedlings, *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1399-1404.
- Sharma, G.K., Chandler, C., Salemi, L., 1980, Environmental pollution and leaf cuticular variation in Kudzu (*Pueraria labata* Wild). *Ann. Bot.*, 45, 77-80.
- Shaw, G.R., Connell, D.W., 1994, Prediction and monitoring of the carcinogenicity of polycyclic aromatic compounds (PACs), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 135, 1-62.
- Shi, G., Chen, Z., Xu, S., Zhang, J., Wang, I., Bi, C. and Teng, J., 2008, Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China, *Environmental Pollution*, 2, 251-260.
- Shi, Y.Z., 1992, Heavy metal contents in phosphate fertilizer made from phosphorite and their influence on environment in China, *Phosphate Compd Fertilizer* 7, 79–81.
- Shparyk, Y. S. and Parpan, V. I., 1990, 'Heavy metal pollution and forest health in Ukrainian Carpathians, *Environ. Pollut.*, 130, 55–63.
- Sillman S., 1999, The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and polluted environments, *Atmos Environ*, 33, 1821–45.
- Simcik, M.F., Zhang, H., Eisenreich, S.J., Franz, T.P., 1997, Urban contamination of the Chicago/Lake Michigan atmosphere by PCBs and PAHs during AEOLUS, *Environmental Science and Technology*, 31, 2141–2147.
- Singh, S.K., Rao, D.N., Agrawal, M., Pandey, J., Narayan, D., 1991, Air pollution tolerance index of plants, *Journal Environmental Management*, 32, 45-55.
- Skelly, J.M., Innes, J.L., Snyder, K.R., Savage, J.E., Hug, C., 1998, Investigations of ozone induced injury in forests of southern Switzerland: field surveys and open-top chambers, *Chemosphere*, 36 (4–5), 995–1000.

- Smith, W.H., 1990, Air pollution and forests, New York, NY (USA); Springer-Verlag New York Inc., ISBN: 0-387-97084-3.
- Smith, W.H., 1991, Air pollution and forest damage, Chem. Eng. News, 11, 30-43.
- Soclo, H.H., Garrigues, Ph., Ewald, M., 2000, Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas, Marine Pollution Bulletin, 40, 387-396.
- Srivastava HS, Ormrod DP, 1994, Effects of nitrogen dioxide and nitrate nutrition on growth and nitrate assimilation in bean leaves, Plant Physiol, 76,418–423.
- Sternbeck, J., Sjödin, Å. and Andréasson, K., 2002, Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. *Atmos. Environ.* **36**, 4735–4744.
- Stobart, A.R., Griffiths, W.T., Ameen-Bukhari, J. and Shewood, R.P., 1985. The effect of Cd^{2+} on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiol. Plant.* **63**, pp. 293–298.
- Streets, D.G., Tsai, N.Y., Akimoto, H., Oka, K., 2000, Sulfur dioxide emissions in Asia in the period 1985–1997, *Atmos. Environ.* **34**,4413–24.
- Symeonidis, L., Karataglis, S., 1992, Interactive effects of cadmium, lead and zinc on root growth of two metal tolerant genotypes of *Holcus lanatus* L., *BioMetals*, 5, 173-178.
- Ta, W., Wang, T., Xiao, H., Zhu, X., Xiao, Z., 2004, Gaseous and particulate air pollution in the Lanzhou Valley, China, *Sci Total Environ*, 320:163– 76.
- Taleisnik, E., Peyrano, G., Arias, C., 1997, Response of *Chloris guyana* cultivars to salinity, 1. Germination and early vegetative growth., *Trop Grassl*, 31,232-240.
- Tam, N.F.Y., Ke, L., Wang X.H. and Wong, Y.S., 2001, Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps, *Environ. Pollut.*, 114, 255–263.
- Tang H., Lau T., Brassard B., 1999, Cool W. A New All-Season Passive Sampling System for Monitoring NO₂ in Air, *Field Analytical Chemistry and Technology*, 3,6, 338-345.
- Tao, S., Xu, F.L., Wang, X.J., Liu, W.X., Gong, Z.M., Fang, J.Y., Zhu, L.Z. and Luo, Y.M., 2005, Organochlorine Pesticides in Agricultural Soil and Vegetables from Tianjin, China, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 2494-2499.
- Taşdemir, Y., Esen, F., 2007, Urban air PAHs: Concentrations, temporal changes and gas/particle partitioning at a traffic site in Turkey. *Atmospheric Research*, 84, 1-12.

- Tavares, T.M., Beretta, M., Costa C.M., 1999, Ratio of ddt/dde in the all saints bay, brazil and its use in environmental management, *Chemosphere*, 38, 1445-1452.
- Thomson, A.M., Izaurralde, R.C., Rosenberg, N.J., He, X.X., 2006, Climate change impacts on agriculture and soil carbon sequestration potential in the Huang-Hai Plain of China. *Agr. Ecosyst. Environ.* 114, 195–209.
- TKKY, 2005, Toprak Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği, 31/05/2005 tarihli 25862 Resmi Gazete, Çevre ve Orman Bakanlığı, <http://www.cevreorman.gov.tr/yasa/yonetmelik.asp>
- Topcu, S. and Incecik, S., 2002, 'Surface ozone measurements and meteorological influences in the urban atmosphere of Istanbul', *Int. J. Environ. Pollut.*, 17, 390–404.
- Topçu ,S., Anteplioglu, U., Incecik, S., 2003, Surface ozone concentrations and its relation to wind field in Istanbul, *Water Air and Soil Pollution*, 3, 53–64.
- Toro, M.V., Cremades, L.V. and Calbo, J., 2006, Relationship between VOC and NOx emissions and chemical production of tropospheric ozone in the Aburrá Valley (Colombia), *Chemosphere*, 65(5), 881-888.
- Torsethaugen, G., Pell, E. J., and Assmann, S. M., 1999, Ozone inhibits guard cell K⁺ channels implicated in stomatal opening, *Proc. Natl. Acad. Sci, USA* 96,13577-13582.
- Tsai, W.Y., Chan, L.Y, Blake, D.R. and Chu, K.W., 2006, Vehicular fuel composition and atmospheric emissions in South China: Hong Kong, Macau, Guangzhou, and Zhuhai, *Atmos. Chem.*, 6, 3281–3288.
- Tufekci, E.T., 2003, Ucucu Organik Bilesiklerin Adsorbent Tup Yontemi ile Orneklenmesi ve Termal desorpsiyon-Gaz Kromatografi Yontemi ile Analizi, Yuksek Lisans Tezi, Uludag Universitesi, 139871.
- TUIK, 2007; Tarım İstatistikleri, 1986-2005.
- TUIK, 2009, Çevre ve Enerji İstatistikleri, Hava Kalitesi, 1999-2008, http://www.tuik.gov.tr/PreTablo.do?tb_id=10&ust_id=3
- Turgut, C., 2007, Organochlorine insecticide residues in Turkish mineral waters, *Fresenius Environ Bull*, 16,252–255.
- Turgut, C., 2003, The contamination with organochlorine pesticides and heavy metals in surface water in Kucuk Menderes River in Turkey, 2000–2002., *Environ Int*, 29, 29–32.
- Turkoglu, O., Saracoglu, S., & Soylak, M. (2003). Trace metal levels in soil samples from cross roads in Kayseri–Ankara motorway, Trace Element and Electrolytes, 20, 225–229.

- Turner, A.P., Dickinson, N.M., Lepp, N.W., 1991, Indices of metal tolerance in trees. *Water, Air and Soil Pollution*, 57-58, 617-625.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2002, Polycyclic Organic Matter. US Environmental Protection Agency. Available from: <http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/polycycl.html>.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1996, Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants, Vol II. Office of Research and Development, Washington, DC.
- Ulgen and Yurtsever, 1988 Ulgen, N., Yurtsever, N., 1988. Turkey fertilizer and fertilizing guide, General No. 151, T-59. Regional Village Affair, Soil and Fertilizer Research Institute, Ankara, 82 pp. (in Turkish).
- Ulrich, B.: 1989, International Congress on Forest Decline Research: State of Knowledge and Perspectives, Vols. I, II. Kernforschungszentrums Karlsruhe G BBH, Karlsruhe, FRG.
- UNEP, 2002, UNEP Economics and Trade Programme, www.unep.org/pdf/annualreport/UNEP_Annual_Report_2002.pdf
- Vardoulakis, S., Lumberras, J. and Solazzo, E., 2009, Comparative evaluation of nitrogen oxides and ozone passive diffusion tubes for exposure studies, *Atmospheric Environment*, 43, 2509-2517.
- Varshney, C. K., Singh, A.P., 2003, Passive samplers for NO_x monitoring : A critical Review, *The Environmentalist*, 23, 127-136.
- Verma A. and Singh, S.N., 2006, Biochemical and Ultrastructural Changes in Plant Foliage Exposed to Auto-Pollution, *Environmental Monitoring and Assessment*, 120, 585-602.
- Vineis, P., Husgafvel-Pursiainen, K., 2005, Air pollution and cancer: biomarker studies in human populations, *Carcinogenesis*, 26(11) 1846-55.
- Volin, J.C., Tjoelker, M.G., Oleksyn, J. And Reieh, P.B., 1993, *NewPhytol*, 124, 634-646.
- Von Arb, C., Mueller, C., Ammann, K., Brunold, C., 1990, Lichen Physiology and Air Pollution. II. Statistical Analysis of the Correlation between SO₂, NO₂, NO and O₃, and Chlorophyll Content, Net Photosynthesis, Sulphate Uptake and Protein Synthesis of *Parmelia sulcata* Taylor, *New Phytologist*, Vol. 115, 3: 431-437.
- Wali, B., Mahmooduzzafar and Iqbal, M., 2004, Plant growth, stomatal response, pigments and photosynthesis of *Althea officinalis* as affected by SO₂ stress, *Indian Journal of Plant Physiology*, 9(3), 224-233.

- Walinder, R., Norback, D., Wieslander, G., Smedje, G. Erwall, C., 1997, Nasal Mucosal Swelling in Relation to Low Air Exchange Rate in Schools, *Indoor Air*, 7, 198-205.
- Walkley, A., Black, C.A., 1934, An examination of the Degtiareff method for the determination of organic matter in soils and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29 – 39.
- Wallace, L., 1996, Environmental Exposure To Benzene: An Update, *Environ Health Perspect*, 104, 1129-1136.
- Wang, P., Zhao, W., 2008, Assessment of ambient volatile organic compounds (VOCs) near major roads in urban Nanjing, China *Atmospheric Research* 89, 289–297.
- Warneck, P., 1998, Chemistry of the Natural Atmosphere-International Geophysics Series No: 41. Academic Pres, San Diego, New York, Boston.
- Watkins, J.R., 1998, Fertilization and Woody Plant Nutrition in the Context of the Urban Forest, M.S. Thesis, Professional Paper submitted to the Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Weber, J.A, Tingey, D.T., Andersen, C.P., 1994, Plant response to air pollution. In: Wilkinson, R.E. (eds.), *Plant-Environment Interactions*. Marcel Dekker Inc, New York., 357-389.
- Wellburn A.R., 1990, Why are atmospheric oxides of nitrogen usually phytotoxic and not alternative fertilizers?, *New Phytol*, 115, 395–429.
- Wellburn, A.R., Higginson, C., Robinson, D. and Walmsley, C., 1981, 'Biochemical Explanations of More Than Additive Inhibitory Effects of Low Atmospheric Levels of SO₂ and NO₂ upon Plants', *New Phytol.* 88, 223-237.
- Wellburn, A.R., Wilson, J. and Aldridge, P.H., 1980, 'Biochemical Responses of Plants to Nitric Oxide Polluted Atmosphere', *Environ. Pollut*, 22, 219-228.
- WHO, 2006, Air Quality Guidelines, Global Update 2005.
- Wilcke, W., Amelung, W., 2000, Persistent organic pollutants in native grassland soils along a climosequence in North America, *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 64, 2140-2148.
- Williams, A. J. and Banerjee, S. K., 1995, 'Effect of thermal power plant emission on the metabolic activities of *Mangifera indica* and *Shorea robusta*', *Environ. Ecol.* 13, 914–919.
- Winther, H., 1998, Petrol passenger car emissions calculated with different emission models, *The Science of the Total Environment*, 224 ,149–160.
- Wolfenden, J., Mansfield, T.A., 1991, Physiological disturbances in plants caused by air pollutants., *Proc. R. Soc., Edinburgh*, 97B, 117-138.

- Wolfenden, J., Wookey, P.A., Lucas, P.W. and Mansfield, T.A., 1992, 'Action of Pollutants Individually and in Combination', in J.R. Barker and D.T. Tingey (Eds.), *Air Pollution Effects on Biodiversity*, Van Nostrand Reinhold, New York, pp. 72-91.
- Woolhouse, H., 1986, Process and control of plant senescence. In: Y. Y. Leshem, A. W. Halvey, C. Frankel (Eds.), (pp. 3–20). Netherlands: Elsevier Science Publisher.
- Wu, H., Guo, Z., Peng, C., 2003, Land use induced changes of organic carbon storage in soils of China. *Global Change Biology* 9, 305–315.
- Xie, X., Shao, M., Liu, Y., Lu, S., Chang, C.C. ve Chen, Z.M., 2008, Estimate of initial isoprene contribution to ozone formation potential in Beijing, China, *Atmospheric Environment*, 42(24), 6000-6010.
- Xue, W.L. and Warshawsky, D., 2004, Metabolic activation of polycyclic and heterocyclic aromatic hydrocarbons and DNA damage: a review, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 206-1, 73–93.
- Yamamoto N, Okayasu H, Murayama S *et al.*, 2000. Measurement of volatile organic compounds in the urban atmosphere of Yokohama, Japan, by an automated gas chromatographic system[J]. *Atmospheric Environment*, 34: 4441–4446.
- Yang, C.M., Hsu, J.C., Chen, Y.R., 1995, Light sensitivity of chlorophyll formation in the leaves of *Ficus Microcarpa* cv. Golden leaves, *Bot. Bull. Acad. Sin.*, 36, 215-221.
- Yay, O.D., Alagha, O. and Tuncel, G., 2008, Multivariate statistics to investigate metal contamination in surface soil, *Journal of Environmental Management*, 4, 581-594.
- Yesilonis, I.D., Pouyat, R.V. and Neerchal, N.K., 2008, Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: Role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines, *Environmental Pollution*, 3, 723-731.
- Yilmaz S. and Zengin, M., 2004, Monitoring environmental pollution in Erzurum by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles, *Environ. Int.*, 29, 1041–1047.
- Young, A. J., Britton, G. and Senser, M.: 1988, 'Carotenoid composition of needles of *Picea abies* L. showing signs of photodamage', *Zeitschrift für Naturforschung* 45, 1111.
- Yu, H., 2002, Environmental Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Photochemistry And Phototoxicity, *Journal Of Environmental Science And Health*, 20, 149-183.

- Yu, S. W., 1988, 'Plant resistance to sulfur dioxide injury' in *Perspectives in Environmental Botany*, vol. 2. Today and Tomorrow's Printers and Publishers, New Delhi, pp. 251–282.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002, PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition, *Org. Geochem*, 33, 489-515.
- Yuval, A.Z. and Broday, D.M., 2008, Revealing source signatures in ambient BTEX concentrations, *Environmental Pollution*, 156, 553-562.
- Zeevaart, A.J., 1974, 'Induction of Nitrate Reductase by NO₂', *Acta Botanica Neerlandica*, 23, 345-346.
- Zengin, F.K., Munzuroglu, O., 2005, Effect of some heavy metals on content of chlorophyll, proline and some antioxidant chemicals in bean seedlings, *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*, 47/2: 157–164.
- Zhang, H.B., Luo, Y.M., Wong, M.H., Zhao, Q.G., Zhang, G.L., 2006, Distributions and Concentrations of PAHs in Hong Kong Soils, *Environmental Pollution* 141, 107-114.
- Zhang, Z., Huang, J., Yu, G., Hong, H., 2004, Occurrence of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides in the Tonghui River of Beijing, China, *Environ. Pollut.* 130 (2), 249–261.
- Zhou, Y., Levy, J.I., 2008, The Impact of urban street canyons on pollution exposure to traffic-related primary pollutants, *Atmospheric Environment*, 42, 3087-3098.