HAVA KİRLENMESİ ARAŞTIRMALARI VE DENETİMİ TÜRK MİLLİ KOMİTESİ

ORTA DOĞU TEKNİK ÜNİVERSİTESİ

IV. ULUSAL HAVA KİRLİLİĞİ VE KONTROLÜ SEMPOZYUMU

BİLDİRİLER KİTABI

Editörler:

Sema YORULMAZ
Güray DOĞAN
Murat VAROL
D. Deniz Genç TOKGÖZ
Mihriban CİVAN
Aysel T. ATIMTAY
Gürdal TUNCEL

25-27 Ekim 2010, ANKARA

Hava Kirliliği ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu-2010 Bildiriler Kitabı
Editörler: A. T. Atımtay, G. Tuncel, G. Doğan, M. Varol, S. Yorulmaz, M. Civan, D.D.G. Tokgöz

Sempozyum kitabında sunulan bildirilerdeki her türlü düşünce ve bilimsel içeriğin sorumluluğu yazarlarına aittir. Kitap, yazarlar tarafından gönderilen orjinal metinler kullanılarak basıldığından, yazım ve çizim hataları yazarlarına aittir.

© Bütün hakları saklıdır.

Hava Kirlenmesi Araştırmaları ve Denetimi Türk Milli Komitesi
Dokuz Eylül Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü
Tınaztepe Yerleşkesi
35160 Buca/İZMİR

ONUR KURULU

Prof.Dr. Hasan Z. SARIKAYA
T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Müsteşar

Prof.Dr. Ahmet ACAR
Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Rektör

DÜZENLEME KURULU

Prof.Dr. Aysel ATIMTAY (ODTÜ)

Prof.Dr. Gürdal TUNCEL (ODTÜ)

Prof.Dr. Ayşen MÜEZZİNOĞLU (DEÜ)

Prof.Dr. Abdurrahman BAYRAM (DEÜ)

Ar.Gör. Dr. Mihriban Yılmaz CİVAN (KOÜ)

Ar.Gör. Güray DOĞAN (ODTÜ)

Ar.Gör. D. Deniz Genç TOKGÖZ (ODTÜ)

Ar.Gör. Murat VAROL (ODTÜ)

Ar.Gör. Sema Yurdakul YORULMAZ (ODTÜ)

SEMPOZYUM SEKRETERLERİ

Sema YORULMAZ
Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İnönü Bulvarı, 06531 Çankaya/ANKARA
Tel: 312 210 5856 Faks: 312 210 26 42
E-mail: ysema@metu.edu.tr

Murat VAROL
Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İnönü Bulvarı, 06531 Çankaya/ANKARA
Tel: 312 210 5862 Faks: 312 210 26 42
E-mail: mvarol@metu.edu.tr

BİLİM KURULU

Doç.Dr. Ömer Ağa (FÜ)

Prof.Dr. Kadir Alp (İTÜ)

Prof.Dr. Hüsnü Atakül (İTÜ)

Meteor. Müh. Hayrettin Bacanlı (DMİ)

Prof.Dr. Nüzhet Dalfez (İTÜ)

Prof.Dr. Tuncay Düğeroğlu (AÜ)

Prof.Dr. Ali Durmaz (GÜ)

Prof.Dr. Ekrem Ekinci (IŞ¤IKÜN)

Prof.Dr. Yücel Ercan (TOBB ETÜ)

Prof.Dr. Ferruh Ertürk (YTÜ)

Yrd.Doç.Dr. Eftade Gaga (AÜ)

Prof.Dr. Gülen Güllü (HÜ)

Çevre Müh. Emre Güngör (TÇMB-KÇK)

Prof.Dr. Selahattin İncecik (İTÜ)

Prof.Dr. Doğan Kantarcı (İÜ)

Yrd.Doç.Dr. Ferhat Karaca (FÜ)

Prof.Dr. Mehmet Karaca (İTÜ)

Doç.Dr. Duran Karakas (AİBÜ)

Doç.Dr. Serpil Karakas (AİBÜ)

Yrd.Doç.Dr. Tayfun Kindap (İTÜ)

Prof.Dr. Hüseyin Oğuz (LAÜ-KKTC)

Prof.Dr. Hasancan Okutan (İTÜ)

Doç.Dr. Hayati Olgun (MAM)

Prof.Dr. Şermin Örnektekin (MKÜ)

Doç.Dr. Türkan Özsoy (MÜ)

Doç.Dr. Aysun Sofuoğlu (İYTE)

Doç.Dr. Sait Sofuoğlu (İYTE)

Prof.Dr. Cem Sorusbay (İTÜ)

Dr. Mustafa Şahin (ÇOB)

Dr. Ahmet Şenyaz (ÇOB)

Prof.Dr. Yücel Taşdemir (UÜ)

Prof.Dr. Mete Tayanç (UKÜ-KKTC)

Doç.Dr. Lokman Hakan Tecer (BAÜ)

Çevre Müh. Ece Tok (ÇOB)

Yrd.Doç.Dr. Hüseyin Topal (GÜ)

Prof.Dr. Sema Topçu (İTÜ)

Prof.Dr. Semra Tuncel (ODTÜ)

Doç.Dr. Sezer Turalıoğlu (AÜ)

Yrd.Doç.Dr. Alper Ünal (İTÜ)

Doç.Dr. Yılmaz Yıldırım (ZKÜ)

SEMPOZYUMA DESTEKTE BULUNAN KURULUŞLAR

TÜRKİYE CUMHURİYETİ ÇEVRE VE ORMAN BAKANLIĞI

ORTA DOĞU TEKNİK ÜNİVERSİTESİ REKTÖRLÜĞÜ

TÜRKİYE BİLİMSEL VE TEKNOLOJİK ARAŞTIRMA KURUMU

TÜRKİYE ÇİMENTO MÜSTAHSİLLERİ BİRLİĞİ

T.C. ZİRAAT BANKASI A.Ş.

TÇMB KALİTE VE ÇEVRE KURULU

PETKİM PETROKİMYA HOLDİNG A.Ş.

SÜREKO ATIK YÖNETİMİ NAKLİYE LOJİSTİK SAN. VE TİC. A.Ş.

TERRALAB LABORATUVAR MALZEMELERİ SAN. VE TİC. A.Ş.

TESTO ELEKTRONİK VE TEST ÖLÇÜM CİHAZLARI DIŞ TİC. LTD. ŞTİ.

Sempozyuma katkıda bulunan tüm kurum ve kuruluşlara teşekkür ederiz.

ÖNSÖZ

Çevre sorunları her geçen gün artmakta ve insanların yaşamlarını olumsuz etkileyebilecek sonuçlara neden olmaktadır. Çevre sorunları arasında hava, su, toprak kirliliği ve katı atıkların bertarafı başta gelmektedir. Hava kirleticilerinin küresel boyutlara ulaşması ve iklim değişikliğine neden olması, günümüzün en önemli gündem maddelerinden birini oluşturmaktadır.

İnsan, yaşadığı ve çalıştığı yer itibariyle, nefes aldığı havayı seçebilme lüksüne sahip değildir. Bu yüzden, hava kirliliğinin olduğu bir ortamda insan da tüm canlı ve cansız varlıklar gibi bundan olumsuz yönde etkilenmektedir. Bu etki, normal insanlar dışında, solunum ve dolaşım sistemleri gelişmekte olan çocuklarda, solunum ve dolaşım sistemleri zayıflayan yaşlılar ve astım, kalp rahatsızlığı gibi hastalıklara sahip kişilerde daha fazla görülmektedir. Hava kirliliğinin insan sağlığı üzerindeki etkisi, kirleticilerin insanlar tarafından solunması ile doğrudan olabileceği gibi kirleticilerin besin zincirine karışarak dolaylı olarak insanlar tarafından alınması ile de olabilmektedir. Kirliliğin etkileri, maruz kalınan kirleticinin havadaki derişimine, maruz kalma süresine, ciğerlere çekilen hava miktarına göre değişmektedir. Hava kirliliğinin olumsuz etkileri, tüm diğer canlılar ve cansızlar üzerinde de görülmektedir.

Bu nedenlerle hava kirliliğinin kaynakları, kirliliğin azaltılması ve kontrol edilmesi konularında araştırmalar yapmak, araştırma sonuçlarını daha geniş kitlelere duyurmak ve bu konularda çalışan kişi, kurum ve kuruluşlar arasında işbirliğinin ve iletişimin sağlanması gerekmektedir. Bu sempozyumun amacı, hava kirliliğinin değişik boyutları ile ilgilenen bilim insanlarını, mühendisleri, öğrencileri, karar verme ve denetim alanlarında çalışan kişileri bir araya getirmek, hava kirliliği sorunlarını beraberce tartışarak en iyi çözüm yollarını bulmaktır. Bu kapsamda sempozyumda ülkemizin en önemli çevre sorunlarından biri olan hava kirliliğinin mevcut durumu, kirletici kaynaklarının tesbiti, kirliliğin azaltılması, modellenmesi ve alternatif enerji kaynaklarının değerlendirilmesi, vb. konularda yapılan çalışmalarla ilgili tebliğler sunulmuş ve sonuçları tartışılmıştır.

Bu sempozyum, ulusal düzeyde "Hava Kirliliği ve Kontrolü" konusunda düzenlenen sempozyumların dördüncüsüdür. Daha önce 1999, 2003 ve 2008 yıllarında düzenlenen ulusal sempozyumlar, bu sene de "Hava Kirlenmesi Araştırmaları ve Denetimi Türk Milli Komitesi" nin desteği ile Orta Doğu Teknik Üniversitesi tarafından düzenlenmiştir.

Sempozyumun düzenlenmesine katkı veren Hava Kirlenmesi Araştırmaları ve Denetimi Türk Milli Komitesine, Orta Doğu Teknik Üniversitesi Rektörlüğüne, sempozyumun gerçekleşmesinde önemli rol oynayan Bilim Kurulu üyelerine, araştırma sonuçlarını bizlerle paylaşan bildiri sahiplerine, sempozyuma maddi ve manevi destek veren kurum ve kuruluşlara, sempozyumun her aşamasında bizden yardımlarını esirgemeyen ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü akademik ve idari personeline en derin teşekkürlerimizi sunarız.

S. Yorulmaz, G.Doğan, M. Varol,
D. Tokgöz, M. Yılmaz, A. Atimtay, G. Tuncel

İÇİNDEKİLER

TRAFİK KAYNAKLI HAVA KİRLİLİĞİ VE OTOMOTİV SEKTÖRÜNDE ALINAN ÖNLEMLER
Cem SORUŞBAY……1

HAVA KİRLİLİĞİNİN ORMAN EKOSİSTEMLERİ ÜZERİNE ETKİLERİNİN İZLENMESİ PROGRAMI
Ahmet ŞENYAZ……7

İSTANBUL ATMOSFERİ ARDIŞIK YAĞIŞ NUMUNELERİ NÖTRALİZASYON MODELİ
Ömer AĞA, Ferhat KARACA, Ferruh ERTÜRK, İsmail ANIL……9

KAPALI ALANDA UÇUCU ORGANİK BİLESİKLERİN BELİRLENMESİ VE DEĞERLENDİRİLMESİ
Dilşad AKAL, Mihriban YILMAZ CİVAN, Sema YORULMAZ, Hülya Yavuz ERSAN……17

PASİF ÖRNEKLEME METODU KULLANARAK ENDÜSTRİ BÖLGELERİNDE KÜKÜRT DİOKSİT VE AZOT DİOKSİT ÖLÇÜMÜ
Andaç AKDEMİR, Bekir TUNCER, Nevzat BEYAZIT……27

KENTSEL VE YARI KENTSEL BÖLGELERDE YAŞ DEPOLANAN ATMOSFERİK METALLERİN ÇÖZÜNÜRLÜĞÜ
İsmail ANIL, Ferhat KARACA, Ömer AĞA……35

ARAÇ İÇİ PARTİKÜL MARUZİYETİ
Halil ARI……43

YENİLENEBİLİR ENERJİ KAYNAKLARININ CO_2 EMİSYONLARININ AZALTILMASINDAKİ ÖNEMİ
İzzet ARI, Merih AYDINALP KÖKSAL……48

KOCAELİ'DE FARKLI MİKROÇEVRELERDE KİŞİSEL MARUZİYET UÇUCU ORGANİK BİLEŞİK KONSANTRASYONLARI VE KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ
Demet ARSLANBAŞ, Hakan PEKEY, Beyhan PEKEY, Güray DOĞAN, Mihriban CİVAN, Öznur OĞUZ KUNTASAL, Gürdal TUNCEL……55

AKARYAKIT İSTASYONLARININ ORTAM HAVASINDAKİ UÇUCU AROMATİK HİDROKARBONLARIN KONSANTRASYONLARINA KATKISININ ARAŞTIRILMASI
Mehmet Emin AYDIN, Gülnihal KARA……65

BOLU İLİNDE BELİRLENEN OZON KONSANTRASYONUNUN METEOROLOJİK PARAMETRELERLE DEĞİŞİMİNİN İNCELENMESİ: HAVA KİRLİLİĞİ DAĞILIM POTANSİYELİ
Elif BAYINDIR, Serpil YENISOY-KARAKAŞ, Fatma ÖZTÜRK, Ömer AĞA……74

KAR YÜZEYLİ ÖRNEKLEYİCİ İLE PHENANTHRENE'NİN KURU ÇÖKELME AKISININ BELİRLENMESİ
Hanefi BAYRAKTAR, Cihan PALOLUOĞLU, F. Sezer TURALIOĞLU, E. Eftade GAGA *……..86*

POLİKLORLU BİFENİLLERİN (PCB'LERİN) TOPLAM ÇÖKELME AKILARININ SEVİYELERİ VE MEVSİMSEL DEĞİŞİMLERİ
Aşkın BİRGÜL, S. Sıddık CİNDORUK, Manolya GÜNİNDİ, Yücel TAŞDEMİR *……..95*

ORGANİZE SANAYİ BÖLGELERİNDE MARUZ KALINAN UÇUCU ORGANİK BİLEŞİK SEVİYELERİNİN ARAŞTIRILMASI
G. Dila BÜYÜKÇINAR, Gülen GÜLLÜ, Sibel MENTEŞE *……106*

ÇANAKKALE İLİ HAVA KALİTESİNİN KİRLİLİK TÜRLERİNE GÖRE İNCELENMESİ
Canan CAN, Sibel MENTEŞE *……114*

POLİKLORLU BİFENİLLER'İN (PCB'LERİN) SU YÜZEYİ ÖRNEKLEYİCİSİ (SYÖ) İLE KURU ÇÖKELME AKILARININ BELİRLENMESİ
S.Sıddık CİNDORUK, Aşkın BİRGÜL, Manolya GÜNİNDİ, Yücel TAŞDEMİR *……125*

PASİF ÖRNEKLEME TÜPLERİNDE TUTMA SABİTİNİN ÖNEMİ
Mihriban Yılmaz CİVAN, Sema YORULMAZ, Gürdal TUNCEL *……135*

TÜRKİYE'DE HAVA KALİTESİ İSTASYONLARINDA ÖLÇÜLEN PARTİKÜLER MADDE (PM10) KONSANTRASYONLARININ ZAMANSAL VE MEKÂNSAL DEĞİŞİMLERİ
Nilgün AKBULUT ÇOBAN, Gülen GÜLLÜ *……146*

BİTKİSEL VE HAYVANSAL ATIKLARDAN BİYOGAZ ÜRETİM PİLOT TESİSİ
Şahan DEDE, Arzu ULUTAŞ, Aksel CESUR, Durmuş KAYA, Muhammet SARAÇ *……157*

ESKİŞEHİR'DE YAŞAYAN İLKÖĞRETİM OKULU ÖĞRENCİLERİNİN BTEX BİLEŞİKLERİNE MARUZİYETLERİNDEN KAYNAKLANAN KANSER VE KANSER HARİCİ SAĞLIK RİSKLERİNİN BELİRLENMESİ
Gülçin DEMİREL, Eftade O.GAGA, Tuncay DÖĞEROĞLU *……163*

POZİTİF MATRİS FAKÖRİZASYONU İLE ONTARİO EYALETİ'NİN KIRSAL BÖLGELERİNDE ORTAM HAVASINDA ÖLÇÜLEN ÇOK HALKALI AROMATİK HİDROKARBONLARIN KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ
Güray DOĞAN, Deniz KARMAN *……171*

KAR YÜZEYLİ KURU ÇÖKELME ÖRNEKLEMESİNDE İNFİLTRASYON ETKİNLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI
Aliye DOLAR, F. Sezer TURALIOĞLU, Hanefi BAYRAKTAR, Remzi SEYFİOĞLU……181

İÇ ORTAM HAVA KALİTESİNİN İYİLEŞTİRİLMESİNDE GÜMÜŞ İYONLARI İÇEREN PVC MALZEMELERİN ANTİBAKTERİYEL ETKİSİNİN BELİRLENMESİ
Esra DOLAŞ, Gülen GÜLLÜ, Sibel MENTEŞE……188

UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN İZMİR ATMOSFERİNDE ZAMANSAL VE YERSEL DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ
Yetkin DUMANOĞLU, Abdurrahman BAYRAM……196

SOMA VE YATAĞAN LİNYİTLERİNİN BİRLİKTE YAKILMASI
Neslihan DEVECİ DURANAY, Melek YILGIN, Yakup CUCİ, Dursun PEHLİVAN……211

GELİŞTİRİLEN PASİF HAVA ÖRNEKLEYİCİSİ (PHÖ) İLE DÜZENLİ BİR ÇÖP DEPONİ SAHASININ ATMOSFERİNDE ÖLÇÜLEN POLİKLORLU BİFENİLLER'İN (PCB'LERİN) KONSANTRASYONLARI
Fatma ESEN, Yücel TAŞDEMİR……219

İSTANBUL ATMOSFERİNDE ATMOSFERİK PARÇACIKLAR
Nejdet FERSİZ, R. Gürcan ORALTAY……229

ESKİŞEHİR ATMOSFERİNDE PARTİKÜL MADDE VE ÇOK HALKALI AROMATİK HİDROKARBON (PAH) DERİŞİMLERİ
Eftade O. GAGA, Akif ARI, Tuncay DÖĞEROĞLU, Kees MELIEFESTE, Wim VAN DOORN……236

ATMOSFERİK ÇOK HALKALI AROMATİK HİDROKARBONLARIN ENDÜSTRİLEŞMİŞ BİR KENT ATMOSFERİNDEKİ DIŞ ORTAM DERİŞİMLERİ, MEVSİMSEL DEĞİŞİMLERİ VE KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ
Eftade O. GAGA, Akif ARI, Emel ÖZER, Nesrin OLTEN……245

TÜRKİYE'DE GÖNÜLLÜ KARBON EMİSYON TİCARETİ MEKANİZMALARI
Canan DERİNÖZ GENCEL, H. Emre GÜNGÖR……254

İSTANBUL E5-TEM OTOYOULU KAVŞAĞINDA KALICI ORGANİK KİRLETİCİLER AÇISINDAN TOPRAK KİRLİLİK DURUMU
Esra Deniz GÜNER, Gülen GÜLLÜ……259

DİOKSİN/FURAN KONTROLÜNDE UYGULANAN SORBENT ENJEKSİYON SİSTEMİ İLE KATALİTİK FİLTRE SİSTEMİNİN KARŞILAŞTIRILMASI
Gülten GÜNEŞ, Ferruh ERTÜRK, Arslan SARAL, S.Levent KUZU……269

BURSA ATMOSFERİNDEKİ POLİKLORLU BİFENİLLERİN ISLAK VE KURU ÇÖKELME AKILARININ MEVSİMSEL DEĞİŞİMİ
Manolya GÜNİNDİ, Aşkın BİRGÜL, S.Sıddık CİNDORUK, Yücel TAŞDEMİR *.....280*

EVLERDE, ENERJİ TÜKETİMİNİN İÇ ORTAM CO_2 KONSANTRASYONLARI ÜZERİNE ETKİLERİNİN İNCELENMESİ
Nadir İLTEN, Lokman H.TECER, A.Tülay SELİCİ *.....290*

ISINMA SÜRECİNDE KOCAELİ YARIMADASI'NDAKİ MONTERİ ÇAMI (Pinus radiata) VE SAHİL ÇAMI (Pinus pinaster) AĞAÇLARININ YILLIK HALKA GELİŞİMİ İLE İBRELERİNDEKİ KÜKÜRT MİKTARLARI ARASINDAKİ İLİŞKİ
M. Doğan KANTARCI *.....302*

KONYA İLİ HAVA KALİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ
Gülnihal KARA, Mehmet Emin AYDIN, İbrahim TEKİN *.....323*

ALİAĞA ENDÜSTRİ BÖLGESİNDE PM10 VE ÇÖKEN TOZLARIN MEKANSAL VE MEVSİMSEL DEĞİŞİMİ
Melik KARA, Hasan ALTIOK, Anıl HEPYÜCEL, Yetkin DUMANOĞLU, Abdurrahman BAYRAM, Tolga ELBİR, Mustafa ODABAŞI *.....333*

SAHRA TOZUNUN İSTANBUL'DA GÖZLENEN YAĞIŞ OLAYLARININ KİMYASAL YAPISINA ETKİLERİ
Ferhat KARACA, Ömer AĞA, Ferruh ERTÜRK, İsmail ANIL *.....345*

İKLİM DEĞİŞİKLİĞİNİN FIRAT ve DİCLE NEHİRLERİ ÜZERİNDEKİ ETKİSİ
Mehmet KARACA, Alper ÜNAL, Tayfun KINDAP, Ömer Lütfi ŞEN *.....356*

KENT HAVASINDA PAH ve PM KONSANTRASYONLARININ YEREL FARKLILAŞMASI
Deniz KARMAN, Angelos ANASTASSOPOULOS *.....363*

GAZ YAKIT YANMASININ VE NO_X OLUŞUMUNUN MODELLENMESİ
Berna KAVACIK, Bahattin TOPALOĞLU *.....374*

BİLİNMEYEN BİR NOx EMİSYON KAYNAĞININ NO2 UZAKTAN ALGILAMA YÖNTEMİ İLE BELİRLENMESİ: NOKTA KAYNAK ÖRNEĞİ
Burçak KAYNAK, Yongtao HU, Armistead G. RUSSELL, Randall V. MARTIN *.....385*

İSTANBUL TRAFİĞİ TOPLU TAŞIMA OTOBÜSLERİNDE İÇ ORTAM HAVASI PM KÜTLE KONSANTRASYONLARI
S. Sinan KESKİN, Elif DİLMAÇ *.....397*

ERZURUM ŞEHİR ATMOSFERİNDE OZON KONSANTRASYONUNUN ALANSAL DAĞILIMI
Özlem KOCAMAN, F.Sezer TURALIOĞLU, Hanefi BAYRAKTAR, Cihan PALOLUOĞLU……..*405*

TÜRKİYE'Yİ ETKİLEYEN SIKLONLAR: İKLİM DEĞİŞİMİ VE HAVA KALİTESİ
Tayfun KINDAP, Alper ÜNAL, Ufuk Utku TURUNÇOĞLU, Tuğba AĞAÇAYAK, Mehmet KARACA……*413*

KONYA MERKEZİNDE HAVA KİRLİLİĞİNE BAZI METEOROLOJİK FAKTÖRLERİN ETKİSİ
Fatma KUNT, Şükrü DURSUN……*423*

ANKARA ATMOSFERİNDE ORGANİK, BİYOAEROSOL VE İNCE PARTİKÜL MADDE KİRLETİCİLERİ ARASINDAKİ İLİŞKİ VE OLASI KAYNAKLARI
Sibel MENTEŞE, Abbas Yousefi RAD, Münevver ARISOY, Gülen GÜLLÜ……*434*

İÇ VE DIŞ ORTAM HAVASINDA UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLER VE İNCE PARTİKÜLER MADDE (PM2.5) SEVİYELERİNİN GÜN İÇİ DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ
Sibel MENTEŞE, Gülen GÜLLÜ……*441*

HAVA KİRLİLİĞİ VE BACKGROUND KİRLETİCİ KONSANTRASYONLARI
Sevda OCAK……*448*

İSTANBUL'DA OTOYOL KENARINDA PM10, PM2.5 VE PM1'IN TOPLAM VE SUDA ÇÖZÜNEN METAL İÇERİKLERİNİN BELİRLENMESİ
Burcu ONAT, Ülkü ALVER ŞAHİN, Ayça EROL, Mahmut BACACI, Vildan ŞAHİN……*456*

ESKİŞEHİR ATMOSFERİNDEKİ UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN (UOB) AKTİF ÖRNEKLEME YÖNTEMİ İLE BELİRLENMESİ
Özlem ÖZDEN, Ayşenur TUNCALI, Akif ARI, Eftade O. GAGA, Tuncay DÖĞEROĞLU……*466*

TIBBİ ATIK YAKMA TESİSİ'NDEN KAYNAKLANAN AĞIR METAL EMİSYONLARI
Halil İbrahim ÖZTÜRK, Kadir ALP, Asude HANEDAR, Edip AVŞAR……*475*

BİR ÜNİVERİSTE KAMPÜSÜ İÇİN İÇ ORTAM OZON KAYNAKLARININ ARAŞTIRILMASI
Zeynep ÖZTÜRK, Ramazan AYDEMİR, Ferhat KARACA, Kenan DURU….*486*

KİLİKYA BASENİNDE ATMOSFERDEN YAŞ ÇÖKELME YOLU İLE TAŞINAN ELEMENTLERİN EKOSİSTEMLERE OLASI KATKILARI
Türkan ÖZSOY, Sermin ÖRNEKTEKİN *……..496*

ADAPAZARI ŞEHİR İÇİ TRAFİK KARAKTERİSTİKLERİ VE ULAŞTIRMA KAYNAKLI EMİSYONLARIN SAATLİK İNCELENMESİ
Hülya SEMERCİOĞLU, Ayda BAL, Eyüp Fatih AY, Şeref SOYLU *…….507*

UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN İLKÖĞRETİM OKULLARI İÇİN SAĞLIK RİSKİ TABANLI SINIFLANDIRILMASI
Sait C. SOFUOĞLU, Güler ASLAN, Fikret İNAL, Aysun SOFUOĞLU *……519*

BİNEK ARAÇLARINDA SÜRÜŞ KOŞULLARININ KİRLETİCİ EGZOZ EMİSYONLARINA ETKİSİ
Cem SORUŞBAY, Metin ERGENEMAN, H.A. Taha ÖZTÜRK, Ender SEL *……527*

İSTANBUL ATMOSFERİNDEKİ PARTİKÜLER MADDENİN BOYUT DAĞILIMI VE METAL İÇERİĞİNİN MEVSİMSEL DEĞİŞİM
Ülkü ALVER ŞAHİN, Burcu ONAT, Anıl GÜNEY, Kristina SCHERBEKAVA, Gülfem POLAT *……535*

ODTÜ ATATÜRK ORMANINDAKİ KARAÇAM (Pinus nigra) VE SARIÇAM (Pinus silvestris) AĞAÇLARINDA GÖRÜLEN KURUMALARIN SEBEPLERİ
Özlem ŞAHİN, Akkın SEMERCİ, Orhan ÇELİK, Bahadır N. ŞANLI, G. Berna BALKIZ *……549*

ANKARA İKLİMİNDEKİ ISINMA / KURAKLAŞMA SÜRECİNDE ODTÜ- ATATÜRK ORMANINDAKİ AĞAÇLARIN İBRELERİNDE VE ÖKSE OTLARININ YAPRAKLARINDA KÜKÜRT MİKTARLARI İLE ENTOMOLOJİK ZARARLILAR VE AĞAÇLARIN SAĞLIK DURUMLARI/GELİŞMELERİ ARASINDA İLİŞKİLER
Özlem ŞAHİN, M. Doğan KANTARCI *……556*

İÇ ORTAM KİRLİLİK DAĞILIMININ GÖRSELLEŞTİRİLMESİNDE CBS TABANLI BİR YÖNTEM ÖNERİSİ
Esra TATLI, Ferhat KARACA, Ahmet KARABURUN, Ömer AĞA *……..570*

ISPARTADA HAVA KİRLİLİĞİ SORUNU VE SOLUNUM SİSTEMİ SAĞLIĞI ÜZERİNE ETKİLERİ
Şebnem TAYLAN, Fevzi ŞEVİK, Sevin LEVENT *……578*

TRABZON İLİNDE HAVA KİRLİLİĞİNİN NEDENLERİ VE HAVA KALİTESİNİN İZLENMESİ ÇALIŞMALARI
Fahrettin ULU, Derya HATİNOĞLU, İhsan GÜNAYDIN *……587*

TÜRKİYE HAVA KALİTESİ İÇİN EMİSYON HASSASİYET ANALİZİ: CMAQ-DDM YAKLAŞIMI
Alper ÜNAL, Tayfun KINDAP, Ulaş İM, Maudood KHAN, Mehmet KARACA……..*593*

İKLİM DEĞİŞİKLİKLERİNİN BİYOÇEŞİTLİLİĞE ETKİLERİ
Selen ÜNEDER……..*601*

ORMAN GÜLÜNÜN ORHANELİ (BURSA) KÖMÜRÜ İLE BİRLİKTE DOLAŞIMLI AKIŞKAN YATAKTA YAKILMASI
Murat VAROL, Mustafa Can ÇELEBİ, Hayati OLGUN, Aysel T. ATIMTAY, Hüsnü ATAKÜL, Alper ÜNLÜ, Berrin BAY, Ufuk KAYAHAN……..*606*

TRAFİK KAYNAKLI EMİSYON HESABINDA KARŞILAŞILAN GÜÇLÜKLER
Ekrem YAZICIOĞLU, Ferhat KARACA……..*619*

KATI ATIKLARIN YAKILARAK BERTARAFI VE İSTANBUL DEĞERLENDİRMESİ
Şenol YILDIZ, Vahit BALAHORLİ, Kadir SEZER……..*628*

MİNERAL MADDESİ GİDERİLMİŞ KANGAL LİNYİTİ ILE ODUN KARIŞIMLARININ BİRLİKTE YAKILMASI
Melek YILGIN, Dursun PEHLİVAN……..*636*

KENTSEL ATIKLARIN BİYOBOZUNUR KISMINDAN BİYOGAZ ELDESİ YOLUYLA ENERJİ ÜRETİMİ – İSTANBUL ÇALIŞMASI
Şenol YILDIZ, Vahit BALAHORLİ, Kadir SEZER……..*646*

LİNYİT KARIŞIMLARININ YANMASI SIRASINDA OLUŞAN NO_X VE SO_2 EMİSYONU
Melek YILGIN, Neslihan DEVECİ DURANAY, Yakup CUCİ, Dursun PEHLİVAN……..*655*

BURSA VE ANKARA ATMOSFERİNDE ÖLÇÜLEN UÇUCU ORGANİK BİLEŞİK KONSANTRASYONLARININ ZAMANSAL DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ
Sema YORULMAZ, Mihriban CİVAN, Gürdal TUNCEL……..*662*

ZONGULDAK İLİ ATMOSFERİNDEKİ BENZEN MARUZİYETİ SAĞLIK RİSK DEĞERLENDİRMESİ
Özgür ZEYDAN, Yılmaz YILDIRIM……..*669*

Trafik Kaynaklı Hava Kirliliği ve Otomotiv Sektöründe Alınan Önlemler

Cem SORUŞBAY(*)

İstanbul Teknik Üniversitesi, Makina Fakültesi, Otomotiv Laboratuvarı, Ayazağa Yerleşkesi, Maslak – 34469 İstanbul

ÖZET

Ulaştırma kaynaklı emisyonlar arasında yerel etkiye sahip olan yanmamış hidrokarbonlar, karbon monoksit, azot oksitler ve partikül madde emisyonları ile küresel etkiye sahip olan sera gazı emisyonları bulunmaktadır. Özellikle karayolu ulaşımından kaynaklanan bu emisyonların azaltılmasında motor ve taşıt teknolojisindeki gelişmeler önem taşımaktadır. Ancak yolcu-km başına emisyonların azaltımında en etkin yaklaşımlar arasında ulaştırma politikalarının düzenlenmesi ve toplu taşımacılık sistemlerinin yaygınlaştırılması yer almaktadır.

Anahtar Sözcükler: Ulaştırma kaynaklı hava kirliliği, Emisyonlar, Sera gazı emisyonları.

GİRİŞ

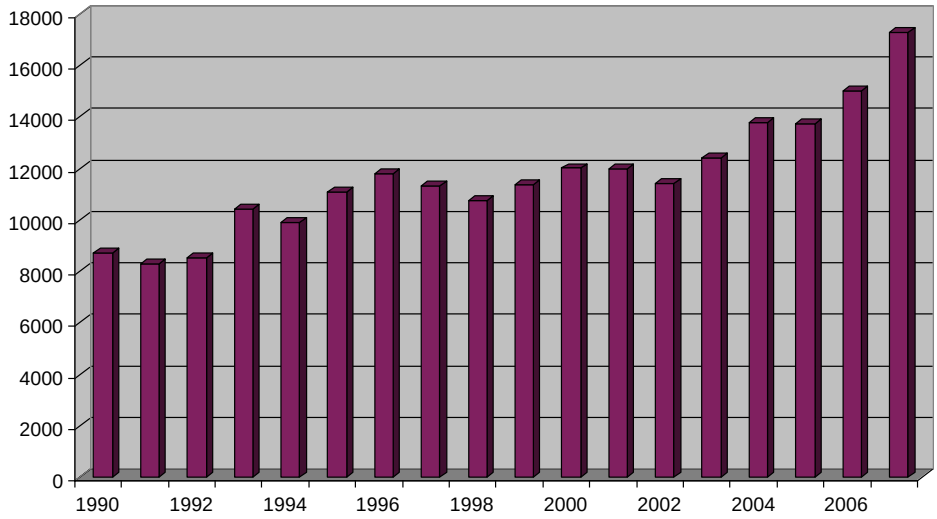
Sanayi devrimini izleyen yıllardan itibaren, kişilerin yaşam seviyesinin iyileşmesi ile birlikte kişi başına enerji tüketiminin de artışı sonucu çevre kirliliğine yönelik olumsuz etkiler artmaktadır. Dünya genelinde, son dönemlerde ulaştırma sektöründe enerji tüketimi yıllık bazda yaklaşık %1,5 artmıştır (Tablo 1.). Ülkemizde ise sektördeki enerji tüketimi, 1990 – 2007 döneminde iki katını aşan bir düzeye ulaşmıştır (Şekil 1.). Karayolu ulaşımının bu tüketim içerisindeki payı ise %85 seviyesindedir.

Tablo 1. Dünya Enerji Tüketimi (IEA, 2008), [Mt PE]

	1980	**2000**	**2006**	**2015**	**2030**	Yıllık Değişim (**)
Sanayi	1.779	1.879	2.181	2.735	3.322	1,8
K, T ve H(*)	2.006	2.635	2.937	3.310	3.918	1,2
Ulaştırma	**1.245**	**1.936**	**2.227**	**2.637**	**3.171**	**1,5**
Petrol	**1.187**	**1.844**	**2.105**	**2.450**	**2.915**	**1,4**
Bioyakıt	**2**	**10**	**24**	**74**	**118**	**6,8**
Diğer	**57**	**82**	**98**	**113**	**137**	**1,4**
TOPLAM	**5.378**	**7.048**	**8.086**	**9.560**	**11.405**	**1,4**

(*) Konut, Tarım ve Hizmet Sektörü , (**) 2006 – 2030 öngörülen yıllık değişim [%]

* sorusbay@itu.edu.tr



Şekil 1. Ulaştırma Sektöründe Enerji Tüketiminin Değişimi - Türkiye,[bin t PE] , (Enerji Bakanlığı, 2009)

Son yıllarda taşıt teknolojisindeki hızlı gelişmelere paralel olarak, birim araç başına yakıt tüketiminde ve atmosfere atılan kirletici bileşen miktarında önemli azalmalar sağlanmıştır. Ancak giderek artan araç sayısı ve enerji tüketim verilerinden de görüldüğü gibi artan araç kullanım miktarı nedeniyle ulaştırma sektöründen ve özellikle karayolu ulaşımından kaynaklanan emisyonlar artış göstermektedir.

Karayolu taşıtları tarafından yerel olarak etkin olan karbon monoksit (CO), yanmamış hidrokarbonlar (HC), azot oksitler (NOx) ve partikül madde (PM) gibi kirleticiler üretilmektedir. Son 40 yıl içerisinde karayolu taşıtlarından kaynaklanan kirletici emisyonlar, motor ve taşıt teknolojisindeki gelişmeler sonucunda önemli ölçüde azaltılmıştır. Bu emisyonların kaynağında kontrolu amacıyla motor tasarımı iyileştirilerek azaltım sağlanmıştır. Ancak günümüzdeki emisyon standardlarını, motor çıkış değerleri sağlayamamakta ve egzoz sisteminde katalitik dönüştürücü vb donanımların kullanıldığı ek önlemler alınmaktadır (Tablo 2.).

Tablo 2. Otomobillerden Kaynaklanan Kirletici Bileşenler , [g/km]

	Emisyon Kontrolu Öncesi	**Günümüzde**	
		Motor Çıkışında	**Egzoz Çıkışında (EURO V)**
HC	7	2	0,1
Nox	2,5	1,3	0,06
CO	50	10	1,0
PM			0,005

Yerel olarak etkin emisyonların dışında, taşıtlar tarafından üretilen ve küresel anlamda etkin olan sera gazları bulunmaktadır. Ulaştırma kaynaklı sera gazları içerisinde de karbon dioksit (CO2), metan (CH4) ve nitröz oksit (N2O) yer

almaktadır. Günümüzde otomobillerin CO2 emisyonları, yanma verimi ve yakıt tüketimi ile doğru orantılı olarak 140 – 150 g-CO2/km mertebesine düşürülebilmiştir. 2012 yılı hedefi filo ortalaması olarak 120 g-CO2/km olup bu değerin 2020 yılında hibrid elektrikli araçların kullanımı ile 95 g-CO2/km seviyesine düşürülmesi amaçlanmaktadır.

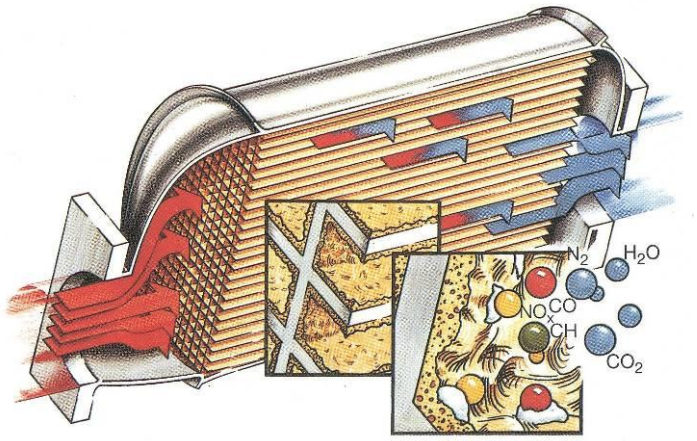
EGZOZ GAZI EMİSYONLARININ AZALTIMI

Motor Teknolojisindeki Gelişmeler

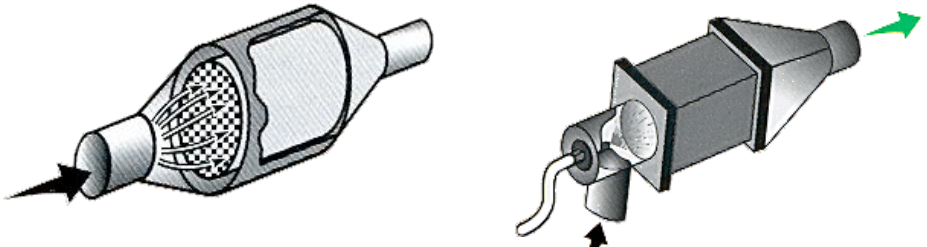
İçten yanmalı motor teknolojisi ile ilgili olarak 20. yüzyılın ilk yarısında güç yoğunluğu, vuruntu, tutuşma sorunları, motor ömrü konularında yoğunlaşan Ar-Ge çalışmaları, aynı yüzyılın ikinci yarısından itibaren önce yakıt ekonomisi ve devamında da yakıt tüketiminin azaltılması ile birlikte çevre kirliliği sorunları üzerinde yoğunlaşmıştır. Bu kapsamda egzoz gazları emisyonunun azaltımını sağlayacak yenilikçi teknolojiler uygulamaya konmuştur. Benzin motorlarında fakir karışımlı yanmanın gerçekleştirildiği direkt püskürtmeli motor tasarımı, kademeli dolgulu motorlar, son dönemlerde motor boyutlarının küçültülmesi ve küçük strok hacimli motorlarda güç kaybını önlemek amacıyla aşırı doldurma sistemlerinin uygulanması bu teknolojiler arasında yer almaktadır (Soruşbay ve diğ. 1995).

Kısmi yüklerde benzin motorlarının düşük verimi nedeniyle yakıt ekonomisi sağlayacak şekilde atlamalı ateşleme sistemleri, işletme koşullarına göre bazı silindirlerin devre dışı bırakılması vb uygulamalar, sürüklenme durumunda yakıt kesme uygulamaları da motorlarda kullanılmıştır.

Günümüzde içten yanmalı motorlarda emisyonlar, egzoz sistemine eklenen katalitik dönüştürücülerle kontrol edilmektedir (Şekil 2.). Ayrıca diesel motorlarında partikül tutucular, egzoz gazı resirkülasyonu (EGR) ve seçici katalitik dönüştürücüler (SCR) yer almaktadır (Şekil 3.).



Şekil 2. Benzin Motorlarında Kullanılan Katalitik Dönüştürücüler.



a) Partikül Tutucu b) Seçici Katalitik Dönüştürücü

Şekil 3. Diesel Motorlarında Kullanılan Emisyon Kontrol Donanımı.

Emisyonların azaltımına yönelik çalışmalar kapsamında mühendislerin uzun yıllardır üzerinde çalışmakta olduğu bir diğer konu da benzin ve diesel motorlarının üstün yönlerinin tek bir motorda birleştirilmesi sonucu motor performansının iyileştirilmesidir. Bu kapsamda geliştirilen teknolojiler arasında homojen-karışımlı ve ön-karışımlı sıkıştırmalı ateşlemeli motorlar (HCCI ve PCCI motorları) yer almaktadır. Genelde fakir karışımlarda çalıştırılan bu motorlar yakıt ekonomisinin yanısıra emisyonlara yönelik iyileşme de sağlamaktadır.

Son yıllarda diesel motor teknolojisindeki gelişmeler özellikle yakıt sisteminde sağlanan önemli teknolojik gelişmeye dayanmaktadır. Yüksek yakıt püskürtme basıncı ve hassas zamanlama kontrolu sağlayan ortak yakıt yollu sistemler (common-rail) yardımıyla gerçekleştirilen püskürtme stratejileri, diesel motorlarında karışım oluşumu ve yanmaya yönelik olarak yeni olanaklar ortaya koymuştur. Bunun sonucunda diesel motorlarının gürültü emisyonunda önemli azaltım sağlanmış, NOx ve PM emisyonları da amaçlanan sınırlara düşürülebilmiştir.

Taşıt Teknolojisindeki Gelişmeler

Son yıllarda taşıtlarda hedeflenen boyut küçültme stratejileri yakıt ekonomisinin iyileşmesi sonucu hem sera gazı emisyonlarının hem de yerel emisyonların azaltımını sağlamıştır.

Taşıt boyutunun küçültülmesinin yanısıra hafif malzeme kullanımı sonucu kütle azaltımı, aerodinamik yapının iyileştirilmesi sonucu rüzgar direncinin azaltımı ve lastik performansının iyileştirilmesi de yakıt ekonomisine olumlu katkı sağlamaktadır.

Ayrıca hibrid elektrikli taşıtların kullanımı özellikle trafik akımı ile uyumlu stratejiler uygulandığında, enerjinin geri kazanımı sonucu yakıt tüketiminde önemli azaltım gerçekleştirebilmektedir.

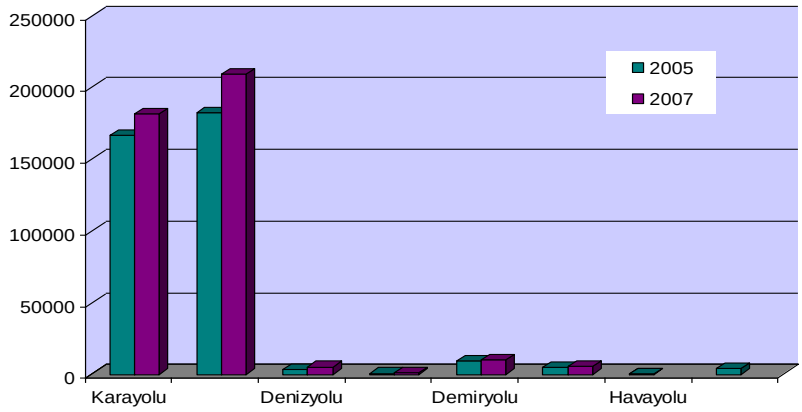
Yakıt Teknolojisindeki Gelişmeler

Uzun yıllardır kullanılmakta olan petrol kökenli benzin ve diesel yakıtı gibi konvansiyonel motor yakıtlarının giderek tükenmekte olması nedeniyle, kirletici emisyonlar bakımından da üstün olan alternatif yakıtların aranışı sürmektedir. Kısa dönemde değerlendirildiğinde sıvılaştırılmış petrol gazı (propan ve bütan), doğal gaz vb yakıtlar emisyon azaltımına yönelik olarak mevcut motorlarda kullanılabilmektedir.

Uzun dönemde ise hidrojenin içten yanmalı motorlarda kullanımı yerel emisyonlar ve sera gazları emisyonu açısından önem taşımaktadır. Ancak hidrojenin halen

mevcut olan taşıt üzerindeki depolama sorununun çözülmesi ve ekonomik açıdan da üretim maliyetinin düşürülmesi gerekmektedir.
Taşıt tahrikinde gelişen bir diğer teknoloji de hibrid ve elektrikli taşıt teknolojisidir.

Ulaştırma Politikalarının Düzenlenmesi
Taşıtlardan kaynaklanan emisyonların kontrolunda en etkin yöntemlerden biri de araçların motor performansı ve güç gereksinimlerinin değerlendirilmesi ve yakıt tüketimi açısından ideal trafik akımının sağlanmasıdır. Bu amaçla araçların boşta çalışma, ivmelenme ve hız kesme süreçlerinin en düşük düzeye indirileceği şekilde trafik sıkışıklıklarının giderilmesi gerekmektedir. Ayrıca maksimum taşıt hızlarının da sınırlandırılması emisyonlar ve yakıt ekonomisi üzerinde etkin olmaktadır.



Şekil 4. Yolcu ve Yük Taşımacılında Alt Sektörlerin Payı – Türkiye(TUİK, 2008)

Ülkemizde yolcu ve yük taşımacılığında en yüksek paya karayolu ulaşım sistemi sahiptir (Şekil 4.) Bu nedenle karayolu araçlarının birim mesafe başına emisyon değerlerinin azaltımı ile birlikte, yolcu-km başına kirletici emisyon değerleri daha düşük olan, demiryolu, denizyolu ve havayolu gibi alt sektörlere yönelinmesi önem taşımaktadır.

SONUÇLAR

Karayolu taşıtlarından kaynaklanan kirletici emisyonların kontrolunda en etkin yöntem motorlardaki yanma sonucu üretilen kirleticilerin kaynağında kontrol edilebilmesi için gerekli önlemlerin alınmasıdır. Ancak günümüzde yürürlükte olan emisyon standardlarının öngördüğü düşük sınırlar nedeniyle motorda alınan önlemlere ilave olarak egzoz sisteminde de bazı ek donanımların kullanımı gerekmektdir.

Ayrıca yolcu-km başına emisyonların ve enerji tüketiminin azaltılması amacıyla taşıtlarda boyut küçültülmesine gidilmesi, yakıt tüketimi bakımından uygun koşulların sağlanacağı trafik akımına yönelik düzenlemelerin yapılması ve toplu taşımacılık sistemlerinin kullanımı gerekmektedir.

KAYNAKLAR

International Energy Agency, World Energy Outlook, OECD/IEA, France, 2008.

Soruşbay, C., Safgönül, B., Ergeneman, M. ve Arslan, E., İçten Yanmalı Motorlar, Birsen Yayınevi, İstanbul, 1995.

T.C. Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığı, Enerji Denge Tabloları, Ankara, 2009.

TUİK, Ulaştırma İstatistikleri, Ankara, 2008.

HAVA KİRLİLİĞİNİN ORMAN EKOSİSTEMLERİ ÜZERİNE ETKİLERİNİN İZLENMESİ PROGRAMI

Ahmet ŞENYAZ(*)

Çevre ve Orman Bakanlığı Araştırma ve Geliştirme Dairesi Başkanlığı
Söğütözü Caddesi 14/E Kat:14 A Blok Beştepe/ ANKARA

1960' lı yıllarda endüstriyel emisyonların artması ile birlikte asit yağışları nedeniyle Avrupa ormanlarında ağaçlarda kurumalar ve ölümler meydana gelmiş, göllerdeki balık miktarı önemli derecede azalmıştır. Ortaya çıkan bu çevre felaketi karşısında Birleşmiş Milletler Avrupa Ekonomik Komisyonu (UNECE) önderliğinde, 1983 yılında Uzun Menzilli Sınırlar Ötesi Hava Kirliliği Sözleşmesi (CLRTAP) yürürlüğe girmiştir. Politika yapıcıları ve bilim insanlarını bir araya getiren bu sözleşme altında çeşitli işbirliği programları oluşturulmuştur. Bu işbirliği programlarından Hava Kirliliğinin Ormanlar Üzerindeki Etkilerinin İzlenmesi ve Değerlendirilmesi Uluslararası İşbirliği Programı (ICP Forests) 1985 yılında başlatılmıştır. Bugün 39 Avrupa ülkesi ile Kanada ve Amerika Birleşik Devletleri bu programa katılmaktadır.

ICP Forests programı ile Avrupa ormanlarında belirlenen gözlem alanları üzerinde iki seviyede izleme faaliyetleri gerçekleştirilmektedir. Birinci seviye faaliyetlerinde ormanların sağlık durumları, ikinci seviye faaliyetlerinde ise ormanlarda görülen olumsuz etkilerin neden sonuç ilişkileri ortaya konmaktadır. İkinci seviyede yapılan izleme çalışmalarını detaylı gözlem, inceleme, ölçme ve analiz çalışmaları oluşturmaktadır. Bu şekilde elde edilen bilgiler karar vericilere ulaştırılarak orman kaynaklarının sürdürülebilir yönetiminde rasyonel kararların alınması sağlanmaktadır.

Ülkemiz 1990' lı yılların başında ICP Forests programına katılım sağlamış olmakla birlikte bu çalışmaların tüm ülke düzeyinde uygulamaya aktarılması mümkün olmamıştır. Yapılan çalışmalar bölge düzeyinde birbirinden bağımsız araştırma projeleri ile sınırlı kalmıştır. İlk kez 2006 yılında bir dış kaynaklı proje desteğiyle ICP Forests faaliyetlerine etkin katılım sağlanmış, Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından başlatılan bu çalışmalar Avrupa ülkeleriyle uyumlu olan düzenli bir "Orman Ekosistemlerini İzleme Programı" na dönüşmüştür.

İki seviyede (Seviye I ve Seviye II) gerçekleştirilen faaliyetlerin birinci seviyesinde ağaçların tepe çatılarındaki ibre ve yaprak kaybı ile sararmalar ve orman toprağına ait çeşitli parametreler incelenirken; ikinci seviyede Seviye I'de yapılan faaliyetlere ilaveten yağmur-kar suyu, toprak, toprak suyu, ibre-yaprak ve döküntü analizleri, biyolojik çeşitlilik-vejetasyon, ozon zararı, fenolojik gözlemler ile hava kalitesi, meteoroloji ve artım-büyüme ölçümleri yapılmaktadır.

Yukarıda bahsedilen faaliyetleri gerçekleştirmek üzere bugüne kadar kurumsal yapılanma ve personel görevlendirmeleri tamamlanmış, çalışmaları yürütecek uzmanlar ve iş tanımları belirlenmiş, gerekli eğitim programları yapılmış, faaliyetlerin yapılacağı 12 adet Seviye II gözlem alanı kurulmuştur. Bu alanlarda

* asenyaz@cevreorman.gov.tr

gözlem ve ölçüm faaliyetlerine başlanmış, yağmur-kar suyu, toprak, toprak suyu, ibre-yaprak ve döküntü analizlerinin belirli standartlarda yapılabilmesi için İzmir'de Ege Ormancılık Araştırma Müdürlüğü bünyesinde bir laboratuvar tesis edilmiştir. Elde edilen verilerin yönetimini sağlamak ve raporlanmasını temin etmek üzere bir veri tabanı yönetim sistemi kurulmuştur.

Kurulan 12 adet Seviye II gözlem alanının 8 adedinde yukarıda bahsedilen ölçüm, gözlem ve analiz faaliyetlerinin tamamının gerçekleştirilmesi hedeflenmektedir. Bu gözlem alanlarında aynı zamanda meteoroloji istasyonları ile hava kalitesi pasif örnekleyicilerinin kurulum çalışmaları da başlatılmıştır. Bu sayede fenolojik çalışmalar ve meteorolojik veriler ilişkilendirilerek hava kirliliğinin etkilerinin yanı sıra iklim değişikliğinin etkilerinin izlenmesi de mümkün olacaktır. Kurulan gözlem alanları diğer envanter ve araştırma çalışmaları için de önemli veri sağlayacaktır. Bu gözlem alanlarında uluslararası taahhütlerimizden kaynaklanan yükümlülüklerimizin yerine getirilmesi için gerekli olan orman biyolojik çeşitliliğinin izlenmesi ve ormanlardaki karbon envanterinin hesaplanması faaliyetleri de yerine getirilmiş olacaktır.

İSTANBUL ATMOSFERİ ARDIŞIK YAĞIŞ NUMUNELERİ NÖTRALİZASYON MODELİ

Ömer AĞA [1(*)], Ferhat KARACA [1], Ferruh ERTÜRK[2], İsmail ANIL[1]

[1] Fatih Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Büyükçekmece, İstanbul, 34500
[2] Yıldız Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Davutpaşa, İstanbul, 34220

ÖZET

Bu çalışmanın amacı kentsel (İstanbul, Davutpaşa), yarı kentsel (İstanbul, Büyükçekmece) ve kırsal (Bolu, Abant) özellik gösteren bölgelerde gözlenen yağışların nötrleşme özeliklerinin araştırılması ve etkin faktörlerin belirlenmesidir. Bu kapsamda ardışık örnekleme yöntemi ile üç ayrı bölgede ardışık yağış numuneleri (270 örnek) toplanmıştır. Toplanan bu örneklerin kimyasal içeriği anyon (SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^-) ve katyon (NH_4^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Al^{3+}, Zn^{2+}, Na^+ ve K^+) tayinleri yapılmak sureti ile belirlenmiştir. Anyonların ölçümü İyon Kromatografisi (IC) ile katyonların ölçümü ise Atomik Absorpsiyon Spektrometresi (AAS) tekniği ile yapılmıştır. Ölçülen parametreler arasındaki nötralizasyon dengesi istatistiksel bir yöntem olan çok değişkenli regresyon modeli ile tanımlanmış ve üç ayrı bölge tipi için nötralizasyon modelleri oluşturulmuştur. Bu modeller kullanılarak bölge tipine göre yağışın asitlik özelliğini etkileyen iyonik yapı başarılı bir şekilde tanımlanmış ve yağış asitliğinin yerel (Wash-out) veya uzun taşınımdan (rain-out) ne ölçüde etkilendiği ardışık numuneler incelenerek belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Nötralizasyon, Modelleme, Asit yağmuru, Anyon, katyon, IC, AAS.

GİRİŞ

Hava kirliliği teknoloji ile birlikte gelen modern hayatın yan ürünlerinden biridir. Fabrikalar, motorlu araçlar, elektrik ve ısı enerjisi üretimi, bu kirliliğin önemli kaynaklarındandır. Hava kirliliğinin en önemli kaynaklarından biri yanmadır (Kaya ve Tuncel, 1997).

Literatürde, İstanbul ili hava kirliliğine bağlı olarak meydana gelen asit yağmurları için yapılmış yağmur suyu çalışmaları oldukça azdır. Bahçelievler, Florya ve Göztepe istasyonlarında toplanan yağmur suyu örneklerinde hidrojen, sülfat ve nitrat iyonlarının yanı sıra kalsiyum, bikarbonat ve amonyum gibi temel iyonlar incelenmiş olup sonbahar ve kış aylarında sülfat ve nitrat konsantrasyonlarının çok yüksek olduğu, bahar ve yaz aylarında ise bu türlerde ciddi bir azalmanın olduğu belirlenmiştir (Gülsoy vd.,1997; Gülsoy vd., 1999). Büyükçekmece Gölü havzasında 2001-2002 tarihleri arasında iki ayrı istasyonda toplanan yağmur örnekleri incelenmiş ve her bir örnekte 20 parametre ölçülmüştür (Başak ve Alagha, 2004). Büyükçekmece'de gözlenen insan kaynaklı kirleticilerin yoğunluklarının, Türkiye'deki diğer çalışmalarda ve Avrupa'da gözlenen değerlerden daha yüksek

[*] oalagha@fatih.edu.tr

olduğu görülmüştür. Yağmur suyunun asitliğinin Ca^{2+} ve NH_4^+ tarafından nötralize edildiği ve yağmur suyundaki elementlerin zamana bağlı değişimler gösterdiği, ve bu değişimlerin meteorolojik olaylar tarafından etkilendiği gözlenmiştir. Yapılan faktör analizi sonucunda, Büyükçekmece yağmur suyundaki element ve iyonların, birisi toprak, diğeri deniz ve kalan ikisi de insan kaynaklı olmak üzere dört ayrı bileşenden kaynaklandığı belirtilmiştir. Ayrıca yağmur suyundaki metallerin analizleri yapılmış ve kaynakları belirlenmeye çalışılmıştır.

YÖNTEM

Örnekleme sürecinde ardışık yağmur örneklerinin toplanabilmesi için Fatih Üniversitesi (FÜ) Ardışık Yağmur Örnekleyicileri kullanılmıştır (Şekil 1). FÜ kampus alanı içersinde 2007 yılı eylül ayında bir istasyon kurularak güvenliği ve alt yapısal yeterliliği sağlanmıştır (41,0916º N, 28,6185º E). İstasyon bulunduğu bölge ve alan itibarıyla, kırsal veya yarı kentsel bölge niteliği taşımaktadır.

Şekil 1. Fatih Üniversitesi Hava Kalitesi İzleme İstasyonu.

Ardışık yağmur örnekleyici ile toplanan örnekler 0,45 µm gözenekli selüloz asetat filtre kullanılarak süzülmüştür. Yağmur örneklerinin çözünen kısımlarındaki anyonların (Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}) ve NH_4^+ analizleri Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Enstrümental Analiz Laboratuarında bulunan ICS-3000 model Dionex İyon Kromotografi cihazı ile yapılmıştır.

Yağmur suyunun çözünmüş kısmındaki metaller (Ca, Mg, Al, Na ve K) Atomik Absorbsiyon Spektrofotometri (AAS) tekniği ile analiz edilmiştir. AAS gaz fazındaki atomların ışığı emme miktarlarını ölçme tekniğine dayalı bir sistemdir. Tayini yapılacak örnek sıvı veya katı olabilir, ancak analit atomları veya iyonları bir alev yardımı ile buharlaştırılmalıdırlar. Buharlaşan atomlar görünebilen ve

ultraviyole ışığı emer ve yüksek elektron enerji seviyelerine geçiş yaparlar. Analitin miktarı (konsantrasyonu) emme/ışıma (absorbsiyon/emisyon) miktarı ölçülerek tayin edilir. Tayini yapılacak elementin konsantrasyon değerleri cihazın konsantrasyon değerleri bilenen bir standart kullanarak kalibre edilmesinden sonra ölçüm eğrisinin çıkarılması sureti ile yapılabilmektedir. Kullanılan ışık kaynağı genellikle içi boş bir katot lambadır ve tayini yapılacak her bir element için genellikle ayrı ve özel bir katot lamba vardır. Bu çalışmada Varian® SpectrAA 240 FS model cihaz kullanılmıştır. Kalibrasyon işlemleri, standart çözeltiler ve seyreltme işlemlerinde %2'lik suprapur HNO_3 çözeltisi kullanılmıştır.

TARTIŞMA ve SONUÇLAR

İyon Dengesi

Çalışma süresince yağmur örneklerinde ölçülen anyon ve katyon türlerinin yeterliliği, toplam anyonların toplam katyonlara oranının (∑anyonlar/∑katyonlar) her bir örnek için karşılaştırılması ile kontrol edilmiştir. İyon türlerinin yeterliliği için kullanılan bu test türü her bir istasyon için sınanmıştır. İyon ölçümlerine bütün majör anyon ve katyonlar dâhil edilmişse toplam anyonların toplam katyonlara oranı birim değer olan bire (1) yaklaşmaktadır. Ölçülemeyen iyon türlerinin artması ile bu oran birden uzaklaşmaktadır (Al-Momani vd., 1995a; Al-Momani vd., 1997).

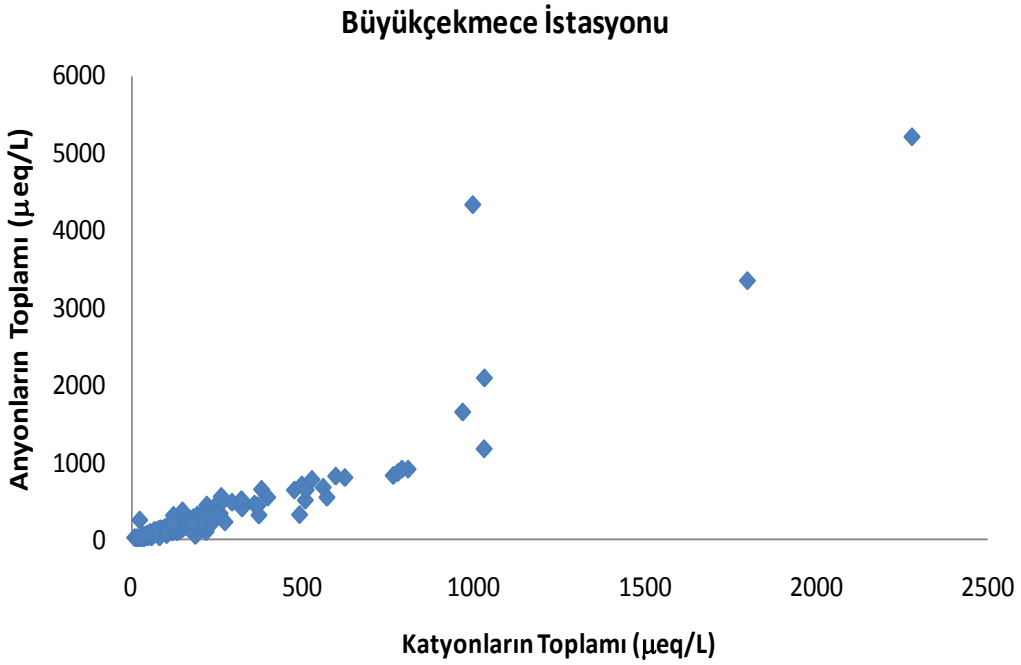
Çalışmada üç istasyonda toplanan her bir örnek için ölçülen anyonların (F^-, Cl^-, NO_2^-, NO_3^- ve SO_4^{2-}) toplam eşlenik değerlerine karşılık gelen katyonların (H^+, Al^{3+}, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{+2}, Zn^{2+} ve NH_4^+) toplam eşlenik değerleri grafik halinde gösterilmiştir (Şekil 2, 3 ve 4).

Büyükçekmece ve Davutpaşa istasyonlarında toplanan örneklerdeki iyon ölçümlerinin eksikliği ölçülemeyen katyon türlerinden ya da NO_3^- ve SO_4^{2-} gibi antropojenik kaynaklı türlerin atmosferdeki yüksek derişimlerinden kaynaklanmaktadır. Ölçülen katyon türlerinin yeterli sayıda olduğu ve Büyükçekmece ve Davutpaşa istasyonlarının kent merkezine yakın lokasyonlarda oldukları düşünülürse, atmosferdeki endüstriyel ve trafik kaynaklı azot oksitler ve kükürt dioksitin yaş giderim yoluyla yağmur örneklerine geçmesi bu iki istasyonun iyon dengesinde anyonların yönünde bir artışa neden olmaktadır.

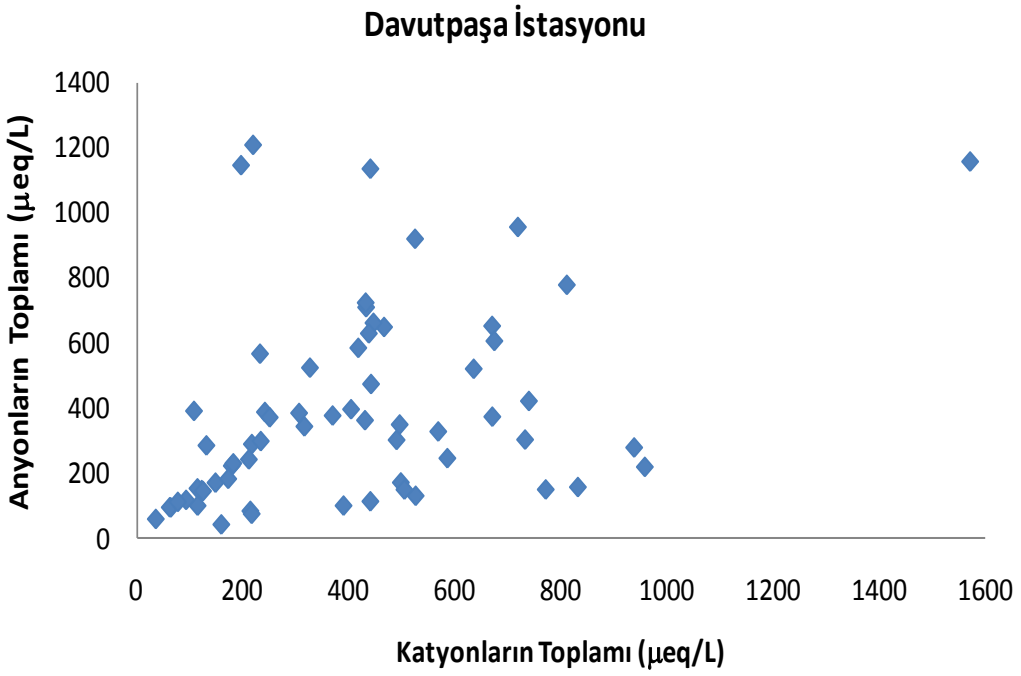
Abant istasyonunda toplanan örneklerdeki iyon ölçümlerinin eksikliğinin ise ölçülemeyen anyon türlerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Bu türlerin de bikarbonat ve organik asitlerin olduğu tahmin edilmektedir (Al-Momani vd., 1995b). Numunelerin pH değerinin 5'ten büyük olduğu durumlarda bikarbonat iyonunun iyon dengesi üzerindeki etkisinin arttığı bilinmektedir (Başak ve Alagha, 2004). Abant istasyonunda toplanan örneklerin ortalama pH değerinin 7,32 olduğu düşünülürse, buradaki iyon ölçümlerindeki temel eksiklik bikarbonat iyonudur.

Nötralizasyon Modeli

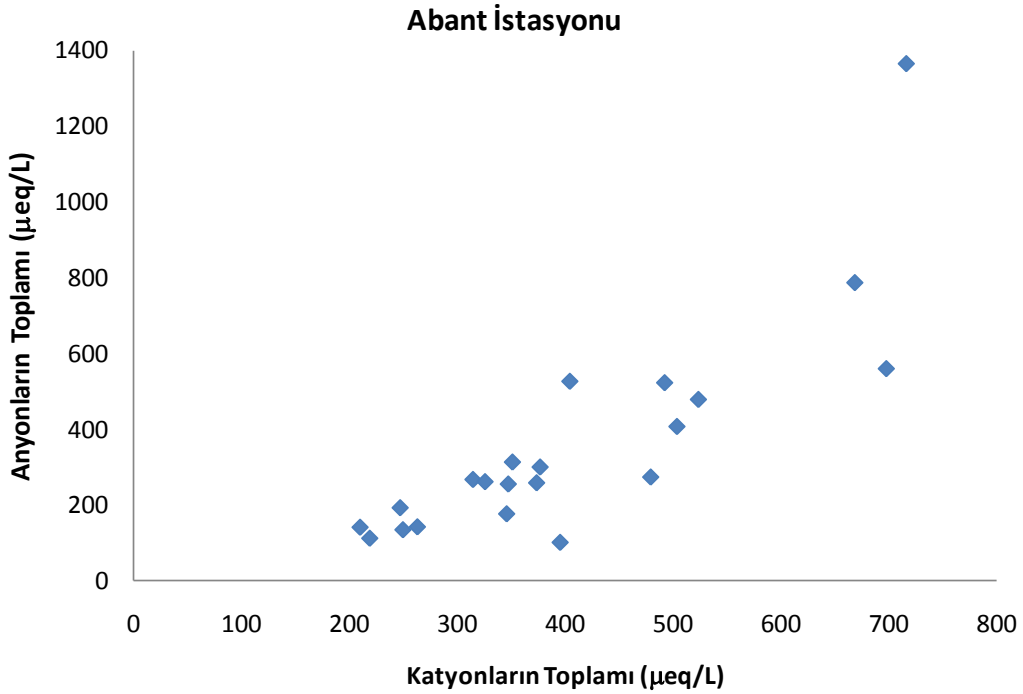
Yağmur suyunda meydana gelen nötralizasyon işlemi genellikle karmaşık bir yapıdadır. Genellikle HNO_3 ve H_2SO_4'ten oluşan asidik nötralizasyon yağmur suyunda bulunan NH_4^+ ve Ca^{2+} gibi çözünmüş iyonlara bağlanır. Havadaki toprak



Şekil 2. Büyükçekmece istasyonu yağmur örneklerindeki majör bileşenlerin iyon dengesi



Şekil 3. Davutpaşa istasyonu yağmur örneklerindeki majör bileşenlerin iyon dengesi



Şekil 4. Abant istasyonu yağmur örneklerindeki majör bileşenlerin iyon dengesi

partikülü genellikle yaz aylarında ve üstünde bitki örtüsü bulunmayan açık topraktan atmosfere yüklenmesini ve yağmur suyunda çözülen kısımda bulunması önemli bir nötrleşme iyonlarıdır.

Çoklu regresyon analizi, bu çalışmadaki örnekleme noktalarında toplanmış yağmur örneklerindeki nötrleşme kaynaklarının belirlenebilmesi için uygulanmıştır. Çoklu regresyon analizi uygulamasında bağımlı değişkenler olarak asit formundaki SO_4^{2-} ve NO_3^- türleri seçilmiştir. Nötralizasyonu etkileyebilen H^+, Ca^{2+}, NH_4^+, Cl^- , Mg^{2+}, K^+ ve Na^+ gibi yedi bağımsız değişken seçilmiştir. Modelin basitleştirilebilmesi için, bağımsız değişkenlerden p-değerleri 0,05'den küçük olanlar seçilmiştir. Eğer değişkenin p-değeri 0,05'den yüksek bulunursa, bu değişken modelden çıkartılır. Bu işlem tüm bağımsız değişkenler istatistiksel olarak anlamlı olana kadar tekrarlanır.

İlk model sülfatın nötralizasyon mekanizmasını tahmin etmek için uygulanmıştır. Model sonuçları Tablo 1'de verilmiştir. İlk modelin sonuçlarında göre, Büyükçekmece istasyonunda asitliği etkileyecek temel türler 2,69 ve 2,62 katsayıları ile Mg ve K'dır. Yağmur suyundaki sülfatın, Mg ve K ile nötrleşerek $MgSO_4$ veya K_2SO_4 bileşiklerini oluşturduğu modeldeki Mg ve K katsayılarının yüksekliğinden anlaşılabilmektedir. Modeldeki NH_4^+ ve Ca^{2+} katsayılarına bakıldığında bu değerlerin düşük olması bu türlerin nötrleşmede etkin bir rol alamadığı düşüncesini güçlendirmektedir. Aynı eğilim, ortalama değeri 6,3'den daha düşük veya daha yüksek olan pH değerleri için de görülebilmektedir.

Davutpaşa istasyonunda toplanan örneklerdeki asit nötralizasyonunda NH_4^+ ve Cl^- iyonları önemli rol oynamıştır. Tüm veri seti için NH_4^+ ve Cl^-'un model

Tablo 1. Sülfat için nötralizasyon modeli

İstasyon	R^2 (%)	$[SO_4^{2-}] = \beta0 + \beta1[H^+] + \beta2[Na^+] + \beta3[K^+] + \beta4[Ca^{2+}] + \beta5[Mg^{2+}] + \beta6[NH_4^+] + \beta7[Cl^-]$							
Büyükçekmece İstasyonu	Tüm Veri Seti	β0	β1	β2	β3	β4	β5	β6	β7
	(0,931)	-13.08	-0.54	-0.42	2.62	0.34	2.69	0.33	0.40
	pH<6,03								
	(0,967)	9.40	1.21	-1.12	2.03	0.49	4.99	0.52	0.18
	pH>6,03								
	(0,958)	-0.35	-32.65	-1.36	1.45	0.19	3.15	-0.07	1.12
Davutpaşa İstasyonu	Tüm Veri Seti	β0	β1	β2	β3	β4	β5	β6	β7
	(0,587)	6.16	5.19	-0.55	-1.35	0.07	-0.17	0.92	0.95
	pH<6,40								
	(0,667)	22.92	2.75	-0.52	-2.90	0.13	-0.68	1.13	0.97
	pH>6,40								
	(0,569)	-39.10	237.38	-0.39	4.06	0.25	-2.98	0.71	0.91
Abant İstasyonu	Tüm Veri Seti	β0	β1	β2	β3	β4	β5	β6	β7
	(0,936)	-169.12	922.04	-2.05	24.19	0.57	-5.61	0.73	2.92
	pH<7,32								
	(0,991)	-83.88	95.46	-4.46	17.72	0.41	0.86	0.55	3.55
	pH>7,32								
	(0,928)	-191.19	-6723.36	-9.20	72.12	0.34			

katsayıları sırasıyla 0,92 ve 0,95'tir. Bu katsayılar pH değerinin 6,4'ten küçük olduğunda sırasıyla 1,13 ve 0,97 olurken pH değerinin 6,4'ü geçmesi durumunda 0,71 ve 0,91'dir. pH'ın ortalama değerden küçük olduğunda nötrleştirici tür olan $NH4^+$'ın model katsayısının arttığı ve pH'ın ortalama değerden büyük olduğunda da model katsayısının azaldığı göze çarpmaktadır. Yani düşük pH değerlerinde $NH4^+$'ın SO_4^{2-} iyonunu nötrleştirme kapasitesi daha fazladır.

İkinci model, nitrat konsantrasyonuna bağlı olarak değişen nötralizasyon mekanizmalarını tahmin etmek için uygulanmıştır. Model sonuçları Tablo 2'de verilmiştir. Büyükçekmece istasyonunda toplanan yağmur örneklerindeki asitliliğin nötralizasyonundan sorumlu olan türler K^+, Mg^{2+} ve NH_4^+ olarak sıralanabilmektedir. Bu türlerin model katsayıları ise sırasıyla 1,90, 1,67 ve 0,52'dir. Ortalama pH deri olan 6,03'den düşük pH değeri için K^+ ve Mg^{2+} türleri nötralizasyon mekanizmasında oldukça baskındır. Ortalama pH değerinden büyük pH değerleri içinse Mg^{2+} iyonu en baskın türdür. Diğer iki istasyon için oluşturulan NH_4^+ nötralizasyon modelleri incelendiğinde ise, Mg^{2+} iyonu yağmur

suyundaki NH_4^+'ın nötralizasyonundan sorumlu en temel tür olarak öne çıkmaktadır. Bu durum yağmur suyundaki NH_4^+'ün $Mg(NO_3)_2$ formunda olduğu görüşünü desteklemektedir.

Tablo 2. Nitrat için nötralizasyon modeli

İstasyon	R^2 (%)	$[NO_3^-] = \beta0 + \beta1[H^+] + \beta2[Na^+] + \beta3[K^+] + \beta4[Ca^{2+}] + \beta5[Mg^{2+}] + \beta6[NH_4^+] + \beta7[Cl^-]$							
Büyükçekmece İstasyonu	Tüm Veri Seti	β0	β1	β2	β3	β4	β5	β6	β7
	(0,886)	-6.10	-0.26	-0.13	1.90	0.07	1.67	0.52	0.05
	pH<6,03								
	(0,936)	2.23	0.54	-0.36	1.30	0.34	1.89	0.38	-0.01
	pH>6,03								
	(0,916)	-17.57	21.77	-0.90	0.45	-0.02	2.50	0.56	0.54
Davutpaşa İstasyonu	Tüm Veri Seti	β0	β1	β2	β3	β4	β5	β6	β7
	(0,239)	27.92	-0.69	-0.37	-1.99	-0.05	1.02	0.17	0.39
	pH<6,40								
	(0,399)	6.88	0.64	-0.26	0.64	-0.06	-0.21	0.63	0.33
	pH>6,40								
	(0,316)	112.41	-38.51	-1.31	-0.59	-0.30	4.63	-0.37	0.43
Abant İstasyonu	Tüm Veri Seti	β0	β1	β2	β3	β4	β5	β6	β7
	(0,890)	-47.01	-22.86	-0.45	1.78	0.08	5.65	0.20	-0.17
	pH<7,32								
	(0,867)	-0.83	-386.83	-3.75	-3.97	0.43	1.00	0.21	2.52
	pH>7,32								
	(0,989)	-32.20	-2911.07	1.92	16.39	0.08			

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma TÜBİTAK tarafından 108Y062 proje numarası ile desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

Al-Momani IF, Ataman OY, Anwari MA, Tuncel S, Kose C, Tuncel G., Chemical-composition of precipitation near an industrial-area at Izmir, Turkey. Atmospheric Environment, 29 (10), 1131-1143, 1995a.

Al-Momani IF, Tuncel S, Eler U, Ortel E, Sirin G, Tuncel G., Major ion composition of wet and dry deposition in the eastern Mediterranean basin. Science of the Total Environment, 164 (1), 75-85, 1995b.

Basak B, Alagha O., The chemical composition of rainwater over Buyukcekmece Lake. Istanbul. Atmospheric Research, 71(4), 275-288, 2004.

Bayraktar H, Turalioglu FS., Composition of wet and bulk deposition in Erzurum, Turkey. Chemosphere, 59 (11), 1537-1546, 2005.

Gülsoy G, Tayanç M, Erturk F., Chemical analyses of the major ions in the precipitation of Istanbul, Turkey .Environmental Pollution, 105 (2), 273-280, 1999.

Gülsoy, G., Tayanç, M., Ertürk, F., Karaca, M., Neutralization of Acid Precipitation in Istanbul Turkey, Air Quality Manegement at Urban, Regional&Global Scales,. 627-634, Trans Tech Publications Ltd., Switzerland, 1997.

Kaya G, Tuncel G., Trace element and major ion composition of wet and dry deposition in Ankara, Turkey, Atmospheric Environment,31 (23), 3985-3998, 1997.

KAPALI ALANDA UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN BELİRLENMESİ ve DEĞERLENDİRİLMESİ

Dilşad AKAL[1(*)], Mihriban Yılmaz CİVAN[2], Sema Yurdakul YORULMAZ[2], Hülya YAVUZ ERSAN[1]

[1] Kimya Mühendisliği Bölümü, Hacettepe Üniversitesi,06800 Ankara, Türkiye
[2]Çevre Mühendisliği Bölümü, Ortadoğu Teknik Üniversitesi,06531 Ankara,Türkiye

ÖZET

Uçucu Organik Bileşik; genel olarak, 293.15 K (20°C) sıcaklıkta 0.01 kPa ya da daha fazla buhar basıncında ya da belirli koşullarda sabit uçuculuğa sahip organik bileşikler şeklinde tanımlanmıştır (EC Directive 1999/13/EC). Bu çalışmada Uçucu Organik Bileşiklerin hedef olarak seçilmesinin nedeni kapalı alanlarda gerek mevcut malzemelerden sürekli salınmaları, gerekse çeşitli insan aktiviteleri sonucunda ortaya çıkmaları ve maruziyetinde sağlık açısından risk taşımalarıdır. Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği Bölümü de bünyesinde bulundurduğu ofis, sınıf ortamları ve araştırma laboratuarlarında kullanılan değişken kimyasallardan emisyonların olması nedeniyle çalışmada örnekleme mekanı olarak tercih edilmiştir. Çalışma kapsamında 2010 Haziran ayında 5 gün süreyle bölüm içinde belirlenen 39 nokta ve dış alanda risk oluşturabilecek 3 noktada gerçekleştirilmiştir. Hedef alınan kimyasallar; BTEK (benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen) dir. Örnekleme işlemi pasif yöntemle paslanmaz çelik tüplerle (Gradko Enviromental Ltd.) gerçekleştirilmiştir. Analizler Ortadoğu Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde bulunan GK-MS/FID cihazıyla gerçekleştirilmiştir. Elde edilen konsantrasyon değerleri literatürde yer alan benzer çalışmalar ile ulusal ve uluslar arası mevzuatta belirtilmiş sınır değerlerle karşılaştırılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Uçucu Organik Bileşik, BTEK, Kapalı Alan, Pasif Örnekleme,GC-FID

GİRİŞ

Kapalı ortam havası, konutlar, endüstriyel olmayan işyerleri, resmi binalar (okul, hastane vb) içindeki hava olarak kabul edilmektedir (Brabant vd.,1998). Kapalı ortam hava kirliliği ise; iç ortam havasında insan sağlığını olumsuz yönde etkileyen çeşitli kimyasal bileşik, mikroorganizma ve alerjenler gibi zararlı etkenlerin görülmesi olarak tanımlanmaktadır. İç ortam havasındaki bu kirleticilerin görülme oranı; yapının özelliklerine, yapımında kullanılan malzemeye, ısıtma sistemine, havalandırma durumuna, içinde yapılan işe (konut, işyeri, fabrika vb. olması), içinde yaşayan kişilerin davranış biçimlerine bağlıdır.

Hava kirliliği geçmiş yıllarda sadece dış ortam havasına atfedilirken 1970 Enerji Krizinden sonra enerji tasarrufu amacıyla binalarda havalandırma sistemlerinin yarı kapasite çalıştırılmasıyla kapalı ortam havasına bağlı olarak sağlık sorunlarının ortaya çıkması sonucunda hava kirliliği araştırmaları iç ortam havasını da kapsamıştır. Kapalı alanların sağlık açısından tehlikeleri; 1990 yılından sonra bina

* dakal@csgb.gov.tr

inşa malzemelerinde sentetik malzemelerin kullanılması ve bilgisayarların yaygınlaşmasıyla daha da artmıştır (McKenzie ve Kotechi,2002).

Ülkemizde kapalı alan kirliliğinin sağlık açısından değerlendirilmesi çalışmaları oldukça kısıtlıdır. Yapılan çalışmalar da genelde ev, okul ve ofis ortamlarında gerçekleştirilmiştir (Soysal,2007). Bu çalışmada; mevcut eksikliği gidermek amacıyla gerek ofis ve sınıf ortamları, gerekse sıradan bir işyeri dışında çeşitli ve değişen kimyasalların kullanıldığı bilimsel araştırma laboratuarlarına sahip olması açısından Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği Bölümü çalışma mekanı olarak tercih edilmiştir.

YÖNTEM

Bu çalışma; numune alınacak noktaların belirlenmesi, örnekleme, analiz ve sonuçların değerlendirilmesi olarak üç bölümden oluşmaktadır.

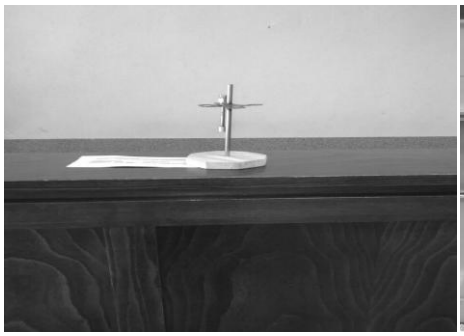
Numune Alma Noktalarının Belirlenmesi

Bölüm içerisindeki emisyon zincirinin kaynak, taşıyıcı ve alıcı şeklinde olduğu düşünülerek numune alma noktaları stratejik önemlerine göre belirlenmiştir.

Kaynak noktalar olarak, emisyonların büyük çoğunluğundan sorumlu olduğu düşünülen araştırma laboratuarlarının tümünden numune alınmıştır. Veri sağlaması açısından da bu laboratuarlarda kullanılan tüm kimyasalların güncelleştirilmiş listeleri toplanmıştır.

Kaynaklardan diğer yaşam alanlarına dağılımın ve buralardaki birikimin izlenebilmesi amacıyla birkaç ofis ve sınıf da örnekleme noktası olarak belirlenmiştir. Buna ilaveten taşıyıcının bölüm içindeki hava sirkülasyonu ve alıcının da bölümde zaman geçiren herkes olduğuna bakılarak kalan tüpler de uygun görülen boş alanlara yerleştirilmiştir.

Kapalı alanın açık alandan nasıl etkilendiğini belirlemek amacıyla bölüm içerisine yerleştirilen 39 noktaya ek olarak bölüm dışındaki üç noktaya da örnekleme tüpleri yerleştirilmiştir. İç ve dış ortama yerleştirilen tüplerin görüntüsü Şekil 1'deki gibidir.



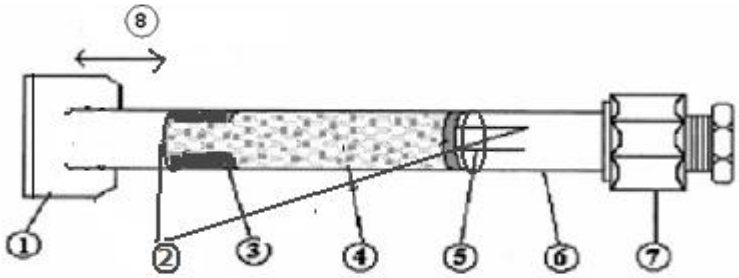
Şekil 1. İç ortam havası örneklemesi **Şekil 2.** Dış ortam havası örneklemesi

Dış ortam ölçümleri için gereken kafesler alüminyumdan yapılmış olup örnekleme süresince tüpleri dikey şekilde tutabilecek özelliktedir. İç ortam ölçümleri de taban kısmı tahta ayak desteğinden yapılmış olup yine tüplerin dikey durmasını sağlayabilen yuvalara sahiptir.

Örnekleme

Örnekleme yöntemi olarak; pompa, elektrik ve nitelikli personel gerektirmemesi, maliyetinin düşük, boyutunun küçük olması ve uzun süreli örneklemeye uygun olması nedeniyle pasif yöntem tercih edilmiştir (Kume vd.,2008). Bu yöntemin ve uzun süreli örneklemenin tercih edilmesindeki diğer bir sebep de örnekleme yapılan ortamda kısa süreli ve değişken kimyasal madde kullanımının söz konusu olmasıdır.

Hava örneklemesi için kullanılan pasif yöntemde numuneler, içerisinde sorbent madde içeren paslanmaz çelik tüplere difüzlenerek hapsolur. Örneklemesi yapılacak bileşiğin özelliğine göre sorbent madde değişkenlik gösterir. Tüpün geometrisi de difüzlenme hızını etkileyen bir diğer değişkendir (skc ınc). Kullanılan pasif tüpler; 8,89 cm uzunluğunda, dış çapı 6,35 mm,iç çapı 4.8 mm,yüzey alanı 0.18 cm^2 özelliğindeki (Gradko Ltd.) tüplerdir. Tüplere doldurulan sorbent ise yaklaşık 350 ^0C sıcaklık dayanımına ve 35 m^2/g spesifik yüzey alanına sahip, uçuculuğu düşük 2.6-difeniloksit (Tenax TA) (Supelco) sorbentidir. Kullanılan paslanmaz çelik pasif örnekleyici tüpünün şematik görünümü Şekil 3'deki gibidir.



Şekil 3. Pasif Örnekleme Tüpünün Şematik Gösterimi (Roche vd.,1999)

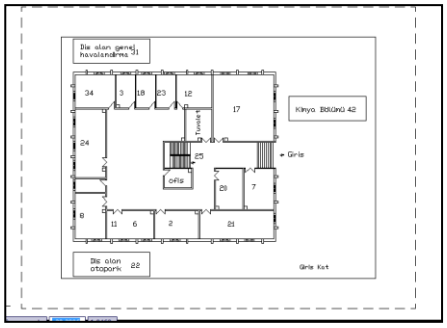
1-difüzyon başlığı
2-paslanmaz çelik ekranı
3-ekran göstergesi
4-adsorbent
5-arka ekran göstergesi
6-örnek tüpü
7-elek tutucu
8-difüzyon uzunluğu

Örneklemeye başlamadan önce tüpler; olası herhangi bir organik kirlilikten arınmaları amacıyla içlerinden dakikada 50 ml akış hızıyla saf azot geçirilerek ve Tenax TA nın maksimum dayanabileceği sıcaklık olan 350 ^0C ye kadar şartlandırma fırınında ısıtılarak 4-5 saat şartlandırılmıştır. Daha sonra rastgele seçilen 10 adet tüpün temizlik kontrolü GK/FID cihazında analizle gerçekleştirilmiştir. Çalışmaya başlamadan önce tüplerin temizlenmesi önemlidir çünkü pasif örnekleme yönteminde en önemli kabul, adsorbentin çok iyi bir alıcı olduğudur (Roche vd.,1999). Örnekleme sırasında 13528 Avrupa Standardı (EN) (2002) referans alınmıştır. Çalışmanın örnekleme dönemi ise 14-18.06.2010 tarih aralığıdır.

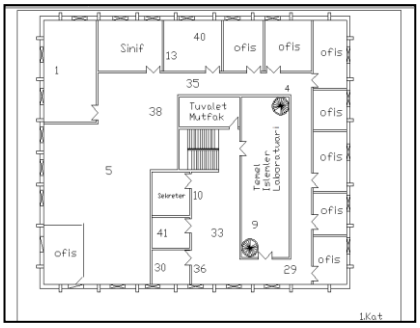
Örnekleme Yapılan Binanın Tanıtımı

Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği Bölümü yaklaşık olarak 2000 m^2 kapalı alanda zemin, giriş, birinci kat ve asma katlardan oluşmaktadır.
Dış alanın üç cephesi yol ve otopark tarafına bakarken bir cephesi Kimya Bölümü ile komşudur.

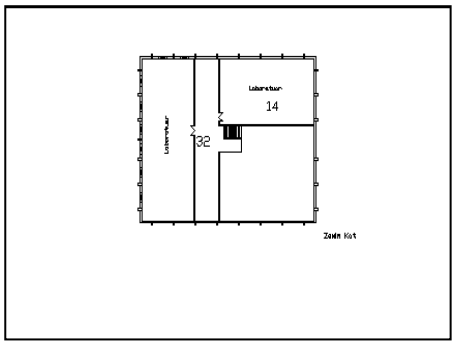
Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği Bölümü kat planları ve ölçüm noktaları Şekil 4-7 de görüldüğü gibidir.



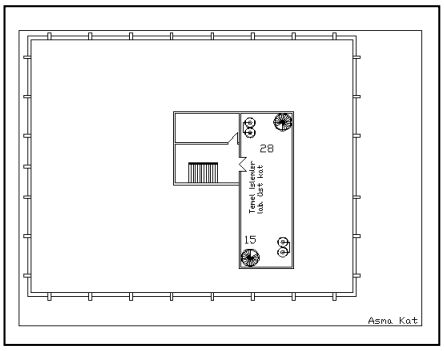
Şekil 4. Giriş Kat Planı



Şekil 5. Birinci Kat Planı



Şekil 6. Asma Kat Planı



Şekil 7. Zemin Kat Planı

Analiz

Örnekleme işlemi tamamlandıktan ve tüpler toplandıktan sonra analiz kısmı Orta Doğu Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuarında bulunan Gaz Kromatografi (GK) FID dedektörü ve GK'ye bağlı Unity model ısıl desorpsiyon cihazıyla gerçekleştirilmiştir. Isısal desorpsiyon cihazı iki aşamalı çözülme ile örneği Gaz Kromotografi cihazına göndermektedir. İlk aşamada adsorbent üzerinde toplanan kirleticiler 3 dakika boyunca 200 ^{0}C de çözülerek -15 ^{0}C de soğuk kapanda toplanmaktadır. Daha sonra soğuk kapan kısa bir sürede 350 ^{0}C ye çıkarılıp kirleticilerin Gaz Krmomotgrafi cihazı kolonuna gitmesi sağlanmaktadır. Gaz Krmotografi cihazında çok sayıda hidrokarbonları tek bir numunede analiz edebilmesi için iki kolon ve iki FID dedektörü mevcuttur. Gaz Kromotografi cihazı kolonların özellikleri ve fırınının sıcaklık programı Tablo 1'de verilmiştir:

Tablo 1.Gaz Kromatografi Kolon Özellikleri

Kolon1: DB-1, 60m χ 0.25 mm χ 1µm film kalınlığı **Kolon 2:** HP Al/S, 50m χ 0.32 mm χ 8µm film kalınlığı **Fırın başlangıç sıcaklığı :** -40 ^{0}C 5 dakika bekleme 5^{0}C/dakika artış **Fırın son sıcaklığı:** 195 ^{0}C ve 10 dakika bekleme

TARTIŞMA

Sıcaklık ve Bağıl Nem Değerleri

Ölçümlerin yapıldığı 14-18 Haziran 2010 tarih aralığında iç ortam için günlük ölçülen, dış ortam içinse Devlet Meteoroloji Genel Müdürlüğü verilerinden sağlanan sıcaklık ve bağıl nem değerleri Tablo 2'deki gibidir (meteoroloji.gov.tr).

Tablo 2.Örnekleme Dönemine Ait Sıcaklık ve Nem Değerleri

Örnekleme Tarihi	Sıcaklık (^{0}C)		Bağıl Nem (%)	
	İç Ortam	Dış Ortam	İç Ortam	Dış Ortam
14 Haziran 2010	24	26	40	38,8
15 Haziran 2010	25	26,7	39,95	39,80
16Haziran 2010	26,5	27	37	38
17 Haziran 2010	26,5	27	39	40
18 Haziran 2010	26	25,8	39	42,3

Örnekleme dönemi yaz aylarına denk geldiğinden ve binanın havlandırması doğal yollarla gerçekleştirildiğinden, dış ortam sıcaklıkları, iç ortam sıcaklıklarından 1-2 ^{0}C yüksek seyretmiştir.

BTEK Konsantrasyonları

İç ortamda belirlenen örnekleme noktalarının her birinin karakterizasyonu farklı olduğundan sonuçların ortalamasını almak yerine teker teker değerlendirmenin daha doğru olacağı düşünülmüştür. BTEK konsantrasyon değerlerinden en yüksek olanına 1339.21 µg/m^3 toluen değeriyle Şekil 7'de belirtilen 14.noktada rastlanılmıştır. Kaynak noktası olduğu düşünülen zemin kattaki laboratuardan koridor ve boşluk alanları geçildikten sonra merdivenden çıkılarak ulaşılan giriş katın hemen başlangıcında yer alan Şekil 4 deki 25.noktada toluen konsantrasyonunun, başka bir toluen kaynağı tespit edilemeyen giriş katta 211 µg/m^3 seviyesinde olması zemin katta yer alan kaynakta yeterince havalandırma yapılamamasının bir sonucu olarak üst katlara ulaşabildiği şeklinde yorumlanabilir. Literatürde yapılan benzer çalışmalara bakıldığında; bir ilkokulda; 10 µg/m^3 (Güllü ve Menteşe), bir mutfakta; 58.6 µg/m^3 bir oturma odasında ise 52.1 µg/m^3 lük toluen değerine rastlanmıştır (Shun Cheng Lee vd ,2001).

Örnekleme zaman aralığı boyunca bölüm içindeki birinci kattaki bir odada bir gün süreli badana işlemi gerçekleştirilmiştir. Şekil 5 de 1 ve 41.noktalarda toluen seviyesi sırasıyla 176.07 µg/m^3 ve 154.34 µg/m^3 iken odanın tam karşısında koridor açık alanında bulunan 5.noktadaki toluen seviyesi 17.94 µg/m^3 şeklinde gözlenmiştir. 1 ve 41.noktaların sınıf olması, örnekleme dönemi boyunca kapılarının tamamen kapalı olması, havalandırmanın olmaması bu noktalardaki konsantrasyon seviyesi yüksekliğinin birikimden kaynaklanabileceğini düşündürmektedir. Öte yandan badana yapılan odanın tam karşısında koridor açık alanındaki 5.noktada seyrelmenin gözlenmesi bölüm içindeki hava sirkülasyonuna atfedilebilir.

Ayrıca 41.noktadaki BTE değerleri genel olarak dikkati çekecek şekilde yüksek bulunmuştur (Benzen: 64 µg/m^3, Toluen: 154.34 µg/m^3 ve Etilbenzen: 48.61 µg/m^3). Dudson vd. (1999) tarafından bir sınıfda ölçülen 1.6 µg/m^3 ,11 µg/m^3 ,1.3 µg/m^3 BTE değerlerinin yanında bu değerler oldukça yüksektir. Bu durumun bir diğer nedeni ise sınıfın pencerelerinin bölümün genel havalandırma çıkışlarının hemen üstünde yer alması ya da dış ortamda komşu olduğu mekanlar şeklinde düşünülebilir.

Benzen 139.07 µg/m^3 lük değerle Şekil 4'de 21.nokta dışında diğer noktalarda oldukça düşük saptanmıştır. Daha önce bu kaynaktan edinilmiş, kullanılan kimyasalların güncel listesi içinde direkt olarak benzen kullanılmadığı gözönüne alındığında bulunan benzenin ikincil kirletici olarak kullanılan diğer kimyasallardan kaynaklanabileceği yorumu yapılmıştır. Gaz ocaklarının kullanıldığı Japon mutfaklarında yapılan ölçümlerde benzen seviyesi 0.53 µg/m^3 lük değeriyle 21.noktadaki değerden oldukça düşüktür (H.Guo vd.,2003).

Şekil 4 deki 24.noktada toluen, etilbenzen ve m,p-ksilen değerleri sırasıyla 104.68 µg/m^3 , 60.25 µg/m^3 ,159.23 µg/m^3 şeklinde genel ortalamanın üzerinde bulunmuştur. Kaynak noktası olduğundan bu durum doğal karşılanmış, m,p ksilenin ortalama üstündeki değeri de toluen değerindeki yükseklikle alakalandırılmıştır. Aynı durum 23.noktadaki 227.98 µg/m^3 toluen ve 33.61 µg/m^3 lük m,p-ksilen değerleri için de geçerlidir. Kaynak noktası olarak değerlendirildiğinde; bir LCD fabrikasında bulunan BTEK değerleri sırasıyla; 6.39 µg/m^3, 7.54 µg/m^3, 7.69 µg/m^3, 5.60 µg/m^3 olarak bu çalışmada elde edilenlerle karşılaştırıldığında oldukça düşük seyretmiştir.

Bilgisayar laboratuarında BTEK lerden hiçbirinin konsantrasyon değeri kayda değer bir yükseklik göstermemiştir. Bir fotokopi merkezinde yapılan ölçümde; BTEK değerleri sırasıyla; 124.6 µg/m^3 ,289.8 µg/m^3 ,30.3 µg/m^3 ve 81.5 µg/m^3 (Chia-Wei Leea vd., 2001) olarak bulunmuş ve bu değerler; bu çalışmada bulunan 1.692 µg/m^3, 2.348 µg/m^3 ,6.092 µg/m^3 ve 0.4418 µg/m^3 lük BTEK değerlerinin yanında oldukça yüksek seyretmiştir. Dönemin ders dönemi dışı olması ve laboratuar içindeki bilgisayarların kullanılmaması bu durumun nedeni olabilir.

Dış ortamda otopark tarafında ölçülen benzen seviyeleri başka bir üniversitede yine otopark civarında aynı koşullarda yapılan örnekleme ve ölçüm metoduyla bulunan değerlerle paralellik göstermektedir. Toluen değerleri yine iki bölümde de benzen değerlerinin yaklaşık 10 katı olarak bulunmuştur. Bunun nedeni otomobil yakıtlarından kaynaklanan emisyonun çoğunluğunun toluenden oluşmasıdır.

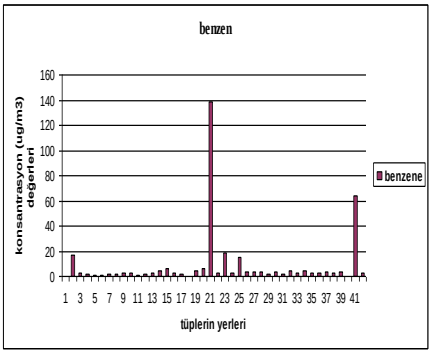
Sonuç olarak yaz dönemi olmasından ve havalandırmanın doğal yollardan sağlanmasından dolayı iç ortam konsantrasyonları bahsedilen birkaç istisna dışında dış ortamda bulunan değerlere çok uzak değildir.

SONUÇLAR

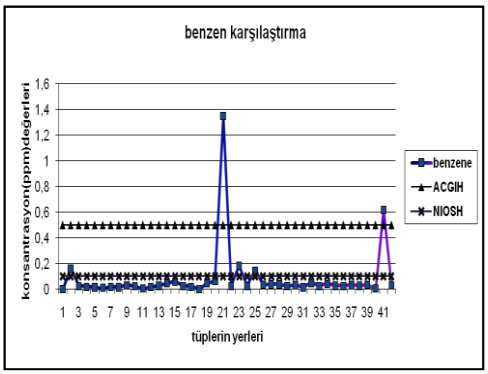
Elde edilen konsantrasyon değerleri 5 günlük ortalama değerlerdir ve µg/m^3 cinsindendir. Bulunan değerler literatür çalışmalarında elde edilmiş değerler ve ulusal - uluslar arası mevzuat değerleriyle karşılaştırıldığında sonuçların tehlikeli boyutlarda olmadığı kanaatine varılmıştır. Bulunan ortam konsantrasyon değerleri kişisel maruziyet karşılaştırılması yapmak amacıyla (Update Arizona Ambient Air Quality Guidelines AAAQGs,1999);

C_{24} (ug/m^3) = 8 HR TWA(ug/m^3)/126 (1)

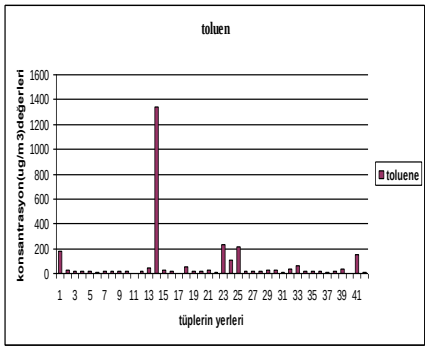
formülüne göre 8 saatlik değerlere dönüştürülmüş ve sonuçlar; NIOSH (National Instutue for Occupational Safety and Health), OSHA (Occupational Safety and Health Adminstration), ACGIH (American Conferance of Governmental Industrial Hygienists) ve Kimyasal Maddelerde Çalışmada Sağlık ve Güvenlik Önlemleri Hakkında yönetmelik verileriyle karşılaştırılmış ve sonuçlar Şekil 8-17'de verilmiştir.



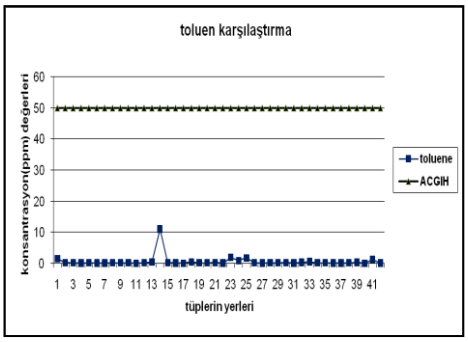
Şekil 8. Benzen Değerleri



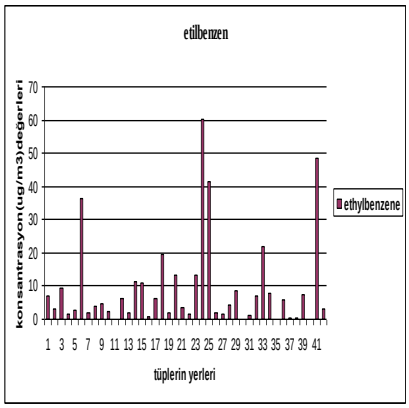
Şekil 9. Benzen Karşılaştırmalı Değerleri



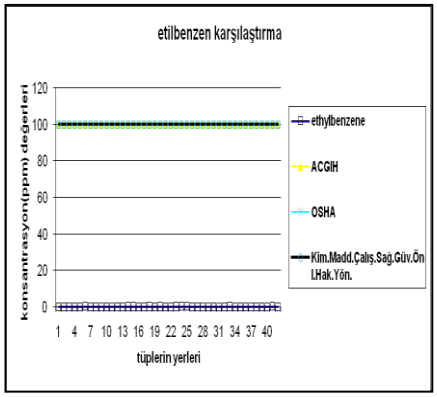
Şekil 10. Toluen Değerleri



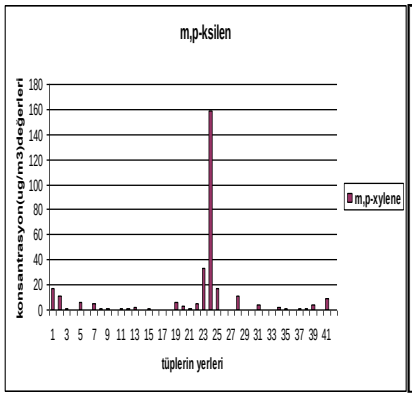
Şekil 11. Toluen Karşılaştırmalı Değerleri



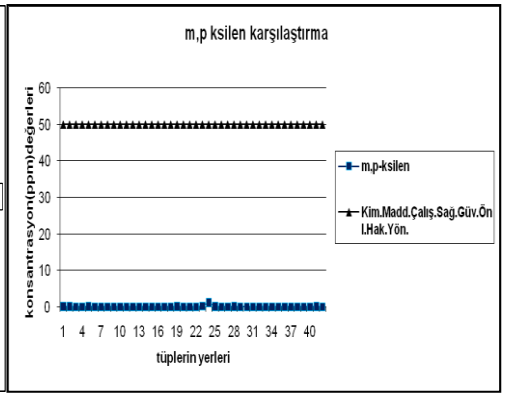
Şekil 12. Etilbenzen Değerleri



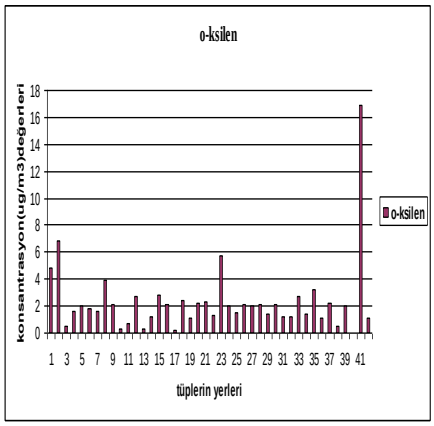
Şekil 13. Etilbenzen Karşılaştırmalı Değerleri



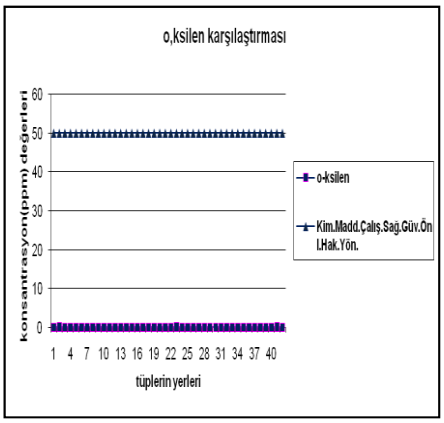
Şekil 14. m,p Ksilen Değerleri



Şekil 15. m,p Ksilen Karşılaştırmalı Değerleri



Şekil 16. o-Ksilen Değerleri



Şekil 17. o-Ksilen Karşılaştırmalı Değerleri

Bu çalışmada ölçülen konsantrasyonlar µg/m^3 cinsinden verilirken karşılaştırma yapılan standartların ppm cinsinden verildiği not edilmelidir. Sonuçlardan benzen ve toluen değerleri; sırasıyla 0,5 ppm ve 50 ppm olan referans ACGIH (American Conferance of Governmental Industrial Hygienists), etilbenzen 100ppm referans değere sahip ACGIH (American Conferance of Governmental Industrial Hygienists) ve OSHA (Occupational Safety and Health Adminstration), m,p,o-ksilen değerleri de 50 ppm olan Kimyasal Maddelerde Çalışmada Sağlık ve Güvenlik Önlemleri Hakkında yönetmelikte geçen standart veriyle kıyaslanmıştır. Görüldüğü üzere 21 ve 41. noktaların benzen konsantrasyonu dışında referans değerlerin üzerinde konsantrasyon değeri bulunmamaktadır. Yüksek benzen konsantrasyonu tespit edilen noktalar incelendiğinde 21.noktanın laboratuar olması, görünür benzen

kaynağının bulunamamış olması araştırılmayı gerektirirken 41.noktanın sınıf olması ve örnekleme dönemi boyunca havalandırılmasının gerçekleştirilmeden yakınında badana yapılması birikimden kaynaklandığı sonucunu desteklemektedir.

ÖNERİLER

Bu çalışma, kapsam bakımından Hacettepe Üniversitesi Kimya Mühendisliği Bölümünde bir ilk olarak gerçekleştirilmiştir. Bu nedenle başlangıç çerçevesi dar tutulmuş ve çeşitli kimyasal emisyonlarının olduğu tahmin edilen ortamda sadece BTEK ölçümü yapılmıştır. Bundan sonra yapılması planlanan çalışmalar kapsamında örnekleme noktaları yeniden değerlendirilecek, analizi yapılan bileşik sayısı arttırılacak ve ölçümler bir yaz bir de kış döneminde olacak şekilde yılda iki kez tekrarlanacaktır. Sadece yaz döneminde gerçekleştirilen bu çalışma sonucunda kapalı ortam konsantrasyon değerleri dış ortam konsantrasyon değerlerine yakın bulunmuştur. Bölümün mevcut havalandırma sisteminde iyileştirme önerilmesi ya da emisyonları azaltıcı önlemlerin alınmasında kritik nokta ileri tarihteki kış ölçümleri olacaktır.

TEŞEKKÜR

Çalışmanın özellikle başlangıç aşamalarındaki yönlendirmeleri ve değerli katkılarından dolayı Çevre Yüksek Mühendisi Bora Arpacıoğlu'na; numunelerin alınması ve ölçümlerin yapılması konusunda büyük kolaylık sağlayan Prof. Dr. Gürdal Tuncel'e; bölüm kat planlarının çizilmesinde yardımlarını esirgemeyen Makine Mühendisi Fatih Dağlı ve Makine Mühendisi Cemal Akkoçoğlu'na içten teşekkürlerimizi sunarız.

KAYNAKLAR

Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü,meteoroloji.gov.tr.

EC Directive 1999/13/EC (Solvent Emissions Directive).

Gülen Güllü, Sibel Menteşe,Organik Bileşiklerin Farklı İç Ortamlardaki Seviyeleri, IX.Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi

Guo H., Lee S.C., Chan L.Y, Lii W.M. Risk assessment of exposure to volatile organic compounds in different indoor environments, 2003.

Kume, K., Ohura, T., Amagai, T., Fusaya, M. Field monitoring of volatile organic compounds using passive air samplers in an industrial city in Japan. Environmental Pollution, 153 649-657,2008.

Leea C.W., Daib Y.T., Chienc C.H., Hsu D.J. Characteristics and health impacts of volatile organic compounds in photocopy centers,2001.

McKenzie J.F., Pinger R.R., Kotecki J.E. An Introduction to Community Health. 4th edition. Jones and Barlett Publishers. Sudbury, Massachusetts; 442–511, 2002.

Roche, A., Thevenet, T., Jacob, V., Kaluzny, P., Ferrari, C., Baussand, P., Foster, P. Performance of a thermally desorbable type-tube diffusive sampler for very low air concentrations monitoring, Atmospheric Environment, 33 1905-1912, 1999.

Ahmet S.,Yücel D.,TSK Koruyucu Hekimlik Bülteni,2007.

Lee S.C., Li W.M., Ao C.H., Investigation of indoor air qualityat residential homes in Hong KongFcase study, 2001.

Stellman J.M., McCann M., Warshaw L., Brabant C., Finklea J., Messite J. vd. Encyclopaedia of Occupational Health and Safety, 4th edition, International Labour Office, Geneva, 44 (1-30) 1-25,1998.

Skc Inc Passive Sampling Guide, www.skcinc.com.

The Arizona Department of Environmental Quality Air Programs Division May 11, 1999.

PASİF ÖRNEKLEME METODU KULLANARAK ENDÜSTRİ BÖLGELERİNDE KÜKÜRT DİOKSİT VE AZOT DİOKSİT ÖLÇÜMÜ

Andaç AKDEMİR[1(*)], Bekir TUNCER[2], Nevzat BEYAZIT[2]

[1] Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü, Samsun, 55139
[2] Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü, Samsun, 55139

ÖZET

Samsun Organize Sanayi Bölgesi' nin kapsayan Tekkeköy Selyeri Mevki' sinde başlayan projenin ilk 6 aylık sonuçlarına göre; bölgedeki azot dioksit (NO_2) ve kükürt dioksit (SO_2) ölçümleri pasif örnekleme metodu ile gerçekleştirilmiştir. Örneklemeler 14 günlük maruz kalma sürelerine bölgenin tüm kirlilik düzeyini gösterecek şekilde yerleştirilen 10 farklı örnekleme noktasında sürmektedir. 6 aylık örnekleme sonuçlarına göre; NO_2 ve SO_2 için günlük ölçüm değerlerine göre ulusal ve uluslar arası mevzuatları aşan bir durum rastlanmamıştır. Azot dioksit için en yüksek ölçüm 42,83 $\mu g.m^{-3}$, kükürt dioksit için en yüksek ölçüm 44,19 $\mu g.m^{-3}$ olarak ölçülmüştür. Bölgedeki hava kirliliğinin daha yoğun olduğu bölgeler 1., 2., 3., 5. ve 10. nolu ölçüm noktalarıdır. Bölgede mevcut olan sabit ölçüm istasyonu verileri ile karşılaştırmada, azot dioksit için % 65.7'lik bir korelasyon sağlanırken, kükürt dioksit için analamlı bir ilişki kurulamamıştır.

Anahtar Sözcükler: Pasif Örnekleyici, Kükürt Dioksit, Azot Dioksit, Samsun, Hava Kalitesi,

GİRİŞ

Pasif örnekleyiciler ilk olarak Amerika' da Palmes ve arkadaşları tarafından geliştirilmiş olup; fiziksel bir proses tarafından atmosferdeki gaz veya buharın moleküler difüzyon ile taşınarak membran içinde tutulmasını sağlar. Burada etkili güç, absorbsiyon yüzeyi ile etrafını çevreleyen hava arasındaki konsantrasyon değişimidir ve oluşan difüzyon miktarı 1.Fick yasası ile (1) denkleminde verilmiştir (Palmes vd. 1976; Delgado ve Cano, 2006).

$$F=-D.dC/dL \quad (1)$$

Burada;

F:Molar akı ($\mu g.cm^{-2}.dak^{-1}$)
D :Difüzyon katsayısı (cm^2/dak)
C:Konsantrasyon($\mu g.cm^{-3}$)
L:Difüzyon yolu(cm)

Pasif örnekleyicide tutulan kirletici konsantrasyonu, atmosferde maruz kalma periyoduna, pasif örnekleyici tüpte toplanan toplam gaz transferi miktarına, tüpün geometrik yapısına ve difüzyon katsayısına bağlıdır. Buna göre atmosferdeki ortalama gaz konsantrasyonu (2) denkleminde verilmiştir (Delgado ve Cano, 2006).

$$C=(Q.L)/(D.A.T) \quad (2)$$

* aakdemir@omu.edu.tr

Burada;

C: C:Konsantrasyon ($\mu g.cm^{-3}$)
Q:Toplam gaz miktarı (μg)
L:Difüzyon yolu(cm)
D:Difüzyon katsayısı(cm^2/dak)
A:Kesit alan (cm^2)
T:Maruz kalma süresi(dak)

Pasif örnekleyicinin analizinde numune ile birlikte bir blank numune kullanılarak kirletici konsantrasyonu (3) denklemindeki şekilde hesaplanır (Buzica ve Gerboles, 2008).

$$C=(m-m_b)/(U.T) \quad (3)$$

Burada;

C : Kirletici konsantrasyonu , ppb
U : Numune miktarı, $ng.ppb^{-1}.dak^{-1}$
m : Kirletici kütlesi, ng
m_b : Blank numune kütlesi, ng
T : Maruz kalma zamanı, dak

Pasif örnekleyiciler elektrik enerjisi gereksinimi olmaması, yatırım maliyetinin düşük olması, analiz prosedürünün basitliği ve kalibrasyon gereksinimi olmamasından dolayı tercih edilen bir yöntemdir (Cape, 2009).

Samsun Endüstri Bölgesinde yıllardır faaliyet gösteren sanayi kuruluşları, açılıp daha sonra kapatılan mobil santrallerin faaliyetleri ve yeniden faaliyete geçirilmesi planlanan doğal gaz çevrim santrali bölgenin hava kirliliği açısından dikkatli şekilde incelenmesini zorunlu kılmıştır. Akdemir, 2007 tarafından yapılan doktora çalışması esnasında tek bir noktada aktif ölçerlerle yapılan ölçüm sonuçlarında dönemsel olarak azot dioksit açısıdan Avrupa Birliği sınır değerlerin aşıldığı gözlenmiş, ancak kükürt dioksit açısından ulusal ve uluslar arası mevzuatları aşan dönemlere rastlanmamıştır. 1995 yılında bölgede üç farklı örnekleme noktasında sürekli sistem ölçümler gerçekleştirilmiştir. Ölçüm sonuçlarına 10 km lik bir hat üzerinde kükürt dioksit konsatrasyonlarının mevzuattaki sınır değerlerin üzerine çıktığı ve bunun bölgede o dönemde faaliyet gösteren büyük ölçekli sanayi tesislerinden kaynaklandığı belirtilmiştir (Beyazıt ve Ergun, 1996).

YÖNTEM

Ölçüm alanı Samsun Tekkeköy İlçesi, Selyeri Mevkisinde bulunan endüstri bölgesidir (Şekil.1). Ondokuz Mayıs Üniversitesi araştırma projesi olarak yapılan çalışmalarda ölçümler 18.10.2009 tarihinde başlamış olup, 19.09.2010 tarihinde tamamlanacaktır. Bu makalede 18.10.2009-17.05.2010 tarihleri arasındaki ölçüm sonuçları dikkate alınmıştır. Ölçümler 2 haftalık(14 günlük) periyotlarda toplam 10 ölçüm istasyonunda gerçekleştirilmiştir. Ölçüm noktalarına ait bilgiler Tablo.1' de verilmiştir.

Pasif örnekleyiciler 10 farklı ölçüm istasyonunda zeminden yaklaşık 2 metre yüksekliğe monte edilmiştir. Ölçümlerde kullanılan pasif örnekleyicilerin yer seçiminde; gölgedeki endüstriyel kirlenmeyi tam olarak belirlemek, hakim rüzgar yönü dikkate alınarak etki alanlarını hesaba katmak, önemli noktasal kirleticilerin

etkilerini hesaba katmak, kentsel yerleşime kirleticilerin etkisini belirlemek, taşıtlardan kaynaklanan kirliliğin sonuçları etkilemesini önlemek, yeşil alanların ve rüzgarın girişimini en aza indirmek, sürekli ölçüm sistemi sonuçları ile karşılaştırma yapabilmek ve pasif numune alıcıların yerleştirilmesinin kolay ve güvenliğinin sağlanması unsurları dikkate alınmıştır.

Ölçümlerde kullanılan pasif örnekleyiciler İngiliz Menşeili Gradko firmasına ait olup, teknik özellikleri Tablo 2' de detaylı olarak verilmiştir.

Şekil 1. Samsun endüstri bölgesi ve ölçüm noktaları (Google earth, 2009).

Tablo 1. Ölçüm noktaları ve koordinatları

İstasyon No	Konum	N	E
1	Kosgeb Binası	41°14'22.05"	36°26'2.44"
2	Milangaz Tes.	41°13'46"	36°26'43.7"
3	Çev. Orm. Bak.İst.	41°13'24.5"	36°27'18.2"
4	Tekkeköy Bld. Bakım İst.	41°12'51.4"	36°28'7.7"
5	Yeşilyurt Lim.İşl.	41°14'40.49"	36°26'40.52"
6	Şahıs Arazisi-1	41°15'2.2"	36°29'31.1"
7	Ulusoy Denzicilik Lisesi	41°13'50.9"	36°28'51.9"
8	Krd. Tar. Arş.Ens.	41°13'57"	36°29'57.1"
9	Şahıs Arazisi-2	41°13'4.8"	36°28'58.9"
10	Samgaz Binası	41°14'13.8"	36°27'46.3"

Tablo.2. Ölçümde Kullanılan Pasif Örnekleyici Özellikleri

	Azot Dioksit, NO_2	**Kükürt Dioksit, SO_2**
Model No	DIF 100 RTU	DIF 600 RTU
Absorbent Madde	% 20 Trietanolamin/Deiyonize Su	Potasyum Hidroksit
Analiz Yöntemi	UV/VIS Spektrofotometrik	İyon Kromatoğrafisi
Tüp Boyutu	71 mm boy, 11 mm iç çap	71 mm boy, 11 mm iç çap
Maruz Kalma Süresi	14 gün	14 gün
Hava Çekiş Miktarı	72 $cm^3.sa^{-1}$	0.95 $cm^3.sa^{-1}$
Ortalama Ölçüm Hassasiyeti	+/- % 3.69	+/- % 12,38
Ölçülebilir En Düşük Konsantrasyon	0.34 ppb	0.5 ppb
Standart Metot	TS EN 13528/1-3	TS EN 13528/1-3

Azot dioksit pasif örnekleyicilerin analizi, Gradko firmasının İngiltere' deki laboratuarlarında gerçekleştirilmiştir. % 20 lik trietanolamin ile impenge edilen paslanmaz çelikten imal edilmiş ızgara ekstrakte edildikten sonra Salmzna reaktifi ile nitrit olarak kolorimetrik olarak Camspec M550 Spektrofotometre ile ölçülmüştür. Aynı şekilde kükürt dioksit analizinde, potasyum hidroksit ile impenge edilen paslanmaz çelikten imal edilen ızgara ekstrakte edildikten sonra Dionex IC 3000 iyon kromatoğrafisi ile ölçülmüştür.

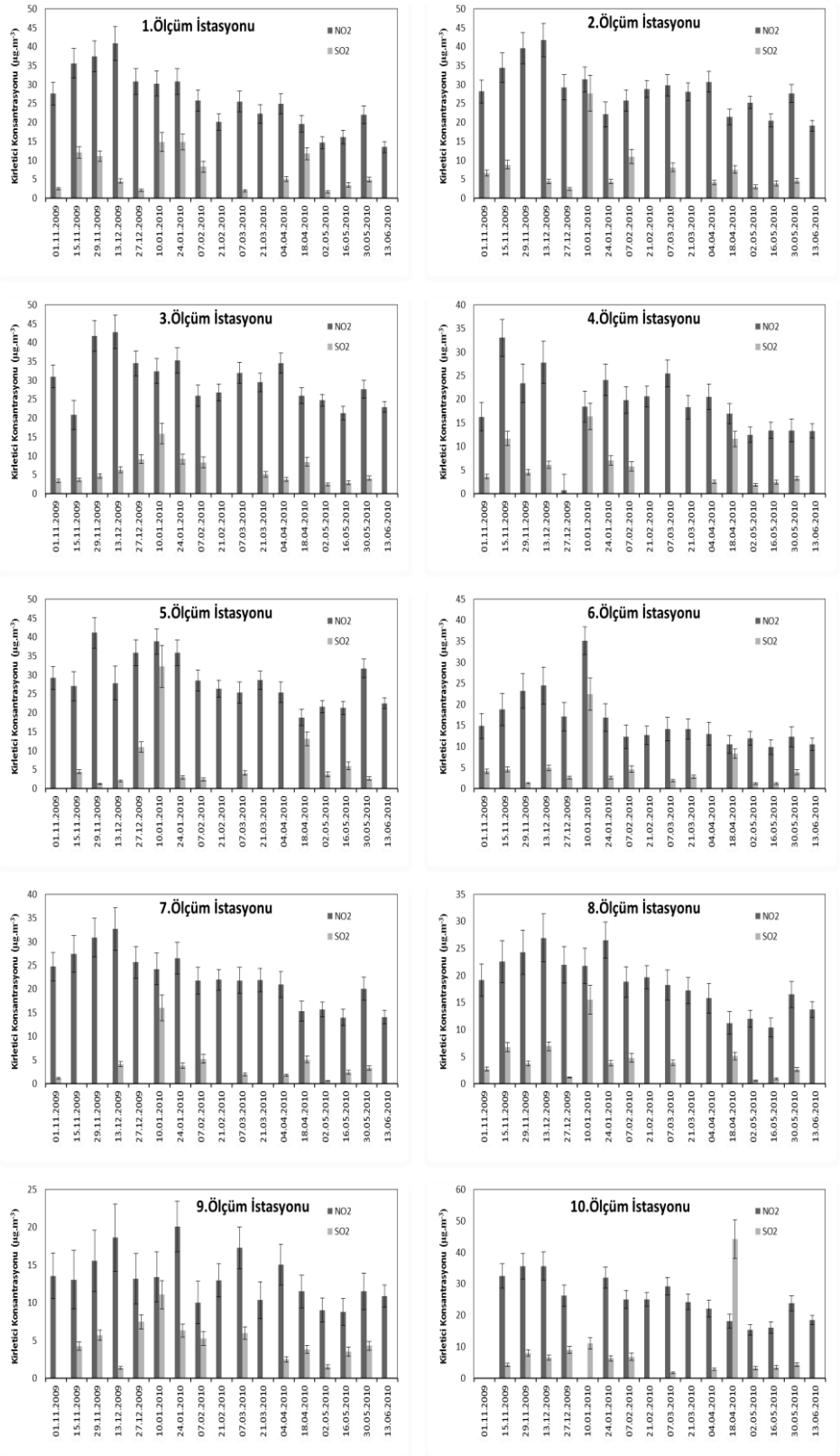
Pasif örnekleyicileri kimyasal ışıma yöntemi ile çalışan sürekli sistem ölçüm yöntemi sonuçları ile karşılaştırmak için, Çevre ve Orman Bakanlığı' na ait ölçüm istasyonu verileri kullanılmıştır. Çevre ve Orman Bakanlığı' na ait sabit ölçüm istasyonu azot dioksit ölçüm cihazı Amerika menşeli Teledyne API 200EH modeli olup, minimum ölçüm miktarı 0.4 ppb dir. Kükürt dioksit ölçüm cihazı UV Flüoresans metoduyla çalışan Amerika menşeli Teledyne API 100EH modelidir. Cihaz minimum 1 ppb konsantrasyona kadar ölçüm yapabilmektedir. Sabit ölçüm istasyonu verileri Çevre ve Orman Bakanlığı' nın Hava Kalitesi İzleme Ağı veri tabanından alınmıştır. Veriler 14 günlük ortalama veriler olarak derlenmiş ve pasif örnekleyici sonuçları ile kıyaslanmıştır.

TARTIŞMA

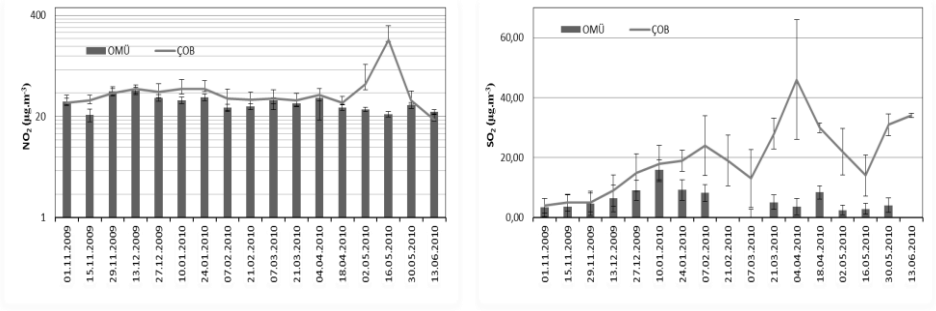
Kasım 2009 ile Mayıs 2010 tarihleri arasında yapılan ve halen devam eden analiz sonuçlarının bir kısmı Şekil.2' de gösterilmiştir. Toplam 10 örnekleme noktasında pasif örnekleyiciler ile yapılan sonuçlar incelendiğinde; gerek azot dioksit(NO_2) gerekse kükürt dioksit(SO_2) için tüm ölçüm sonuçları ulusal ve uluslar arası mevzuatların sınır değerlerinin altında bulunmuştur.

1.örnekleme noktasında azot dioksit için 17 adet ölçüm sonuçlarının ortalaması 25,75 $\mu g.m^{-3}$ hesaplanmıştır. Aynı şekilde 2.,3.,4.,5.,6.,7.,8.,9. ve 10.örnekleme noktalarını için ortalama azot dioksit değerleri sırasıyla; 28.4, 30.0, 18.7, 28.6, 16.0, 22.3, 18.6, 13.2 ve 25.3 $\mu g.m^{-3}$ hesaplanmıştır.1.örnekleme noktasında kükürt dioksit için 15 adet ölçüm sonuçlarının ortalaması 6.61$\mu g.m^{-3}$ hesaplanmıştır. Aynı şekilde 2.,3.,4.,5.,6.,7.,8.,9. ve 10.örnekleme noktalarını için ortalama kükürt dioksit değerleri sırasıyla; 6.9, 5.4, 5.1, 5.7, 4.4, 3.0, 3.9, 4.2 ve 8.0 $\mu g.m^{-3}$ hesaplanmıştır.

Sabit ölçüm istasyonun bulunduğu noktaya ait ölçümler ve bu noktada yerleştirilen 3.örnekleme noktası sonuçları Şekil.3.a.b' de verilmiştir. Şekil' den görüldüğü gibi azot dioksit ölçüm sonuçları Kasım ayından Mayıs ayına kadar her iki metot için birbirine yakın değerler ölçülmüştür. Toplam 17 adet azot dioksit ölçümü için iki ölçüm metodu karşılaştırıldığında (Şekil.4), % 65,7 lik anlamlılıkla bir ilişki gözlenmiştir. 15 adet örnekleme sayısına göre, kükürt dioksit için iki ölçüm metodu karşılaştırıldığında ise(Şekil.3.b), anlamlı bir ilişki gözlenmemiş ve güçlü bir korelasyon tespit edilememiştir.

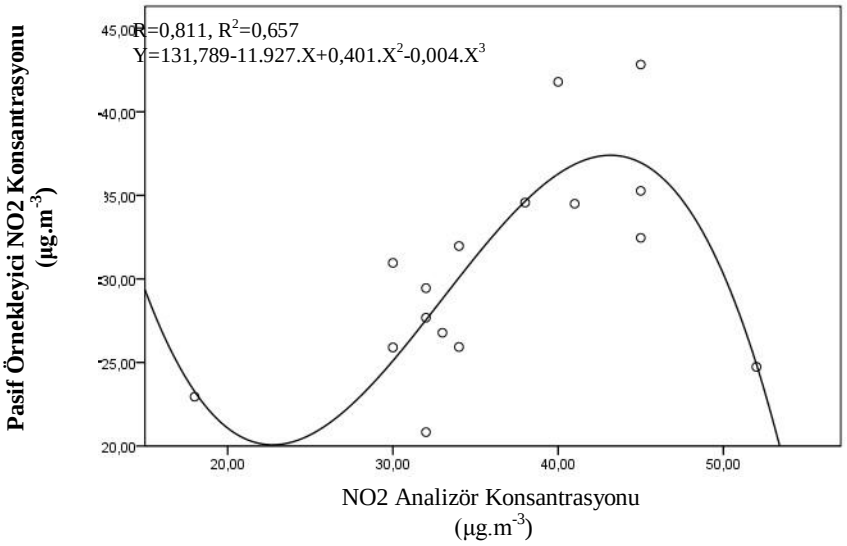


Şekil 2. Ölçüm İstasyonlarındaki NO_2 ve SO_2 Ölçüm Sonuçları



(a) (b)

Şekil 3. Ölçüm İstasyonunda NO_2 ve SO_2 için Sürekli Sistem ve Pasif Örnekleyici Ölçümleri Karşılaştırması (OMÜ: Pasif Örnekleyici Ölçümleri, ÇOB:Sürekli Sistem Ölçümleri)



Şekil 4. NO_2 Pasif Örnekleyici İle NO_2 Analizör Sonuçları Arası Korelasyon İlişkisi

SONUÇLAR

Yapılan çalışma devam eden bir araştırma projesinin bir parçası olup, bölgede örnekleme noktası sayısı açısından yapılmış en geniş kapsamlı çalışmadır. Çalışmada kullanılan pasif örnekleyici metodu ile 15 günlük maruz kalma sürelerine göre elde edilen sonuçlar aşağıda sırlanmıştır;

- Kükürt dioksit ölçüm sonuçları en yüksek 44.19 µg.m^{-3} ile Nisan ayında Eti Bakır A.Ş tesisleri içinde bulunan ölçüm noktasında gerçekleşmiş olup bu değer Sanayi Kaynaklı Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği' nin 2010 için 340 µg.m^{-3} değerini aşmadığı gibi, Avrupa Birliği' nin ve Dünya Sağlık Örgütü' nün günlük limiti olan 125 µg.m^{-3} de aşmamaktadır. Toplam 10 ölçüm noktasında kükürt dioksit açısından kirlilik incelemesi yapıldığında 14 günlük ortalama günlük değerlerin ulusal ve uluslar arası mevzuatları hiç bir zaman aşmadığı görülmüştür. En fazla kirliliğin olduğu bölgenin 1., 2., 3. ve 5. ölçüm noktalarında gerçekleştiği bunun en önemli sebeplerinden birinin, daha önce tarafımızdan yapılan bölgedeki rüzgar yönü araştırmaları esas alındığında, mevsimsel olarak hakim rüzgar yönünün güney batı olması ile açıklanabildiği görüşüne varılmıştır.

- Kükürt dioksit için pasif örnekleyici ile aktif örnekleyici ölçümleri arasında anlamlı bir korelasyon bulunamamıştır. Maruz kalma süresinin 1 haftadan daha fazla olmasının ve havadaki askıda maddelerin varlığının ölçüm sonuçlarına etki etki ettiği düşünülmektedir.
- Azot dioksit ölçüm sonuçları incelendiğinde en yüksek değer 42.83 $\mu g.m^{-3}$ ile 3. Nolu Çevre ve Orman Bakanlığı Sabit Ölçüm İstasyonunda gerçekleşmiştir. 14 günlük ölçüm sonuçları günlük ortalama olarak dikkate alındığında Sanayi Kaynaklı Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği' nin 300 $\mu g.m^{-3}$ değerini aşmadığı gibi, Dünya Sağlık Örgütü' nün günlük limiti olan 150 $\mu g.m^{-3}$ de aşmamaktadır. Azot dioksit açısından en fazla kirliliğin olduğu ölçüm noktaları 1., 2., 3. ve 5. nolu noktalardır.
- Bölgede azot dioksit kirliliğinin nispeten kükürt dioksit kirliliğine göre daha fazla olduğu, ancak bu değerin bile sınır değerleri aşmadığı görülmüştür. Çevre ve Orman Bakanlığı' nın sabit ölçüm istasyonu yerinin bölgedeki kirliliği en optimum şekilde belirlemek açısından uygun yere konumlandırıldığı bu araştırma sonuçlarıyla teyit edilmiştir.
- Azot dioksit için pasif örnekleyici ile aktif örnekleyici ölçümleri arasında % 65,7 lik korelasyon bulunmaktadır. Literatür araştırmalarında belirtildiği gibi (Palmes, vd. 1976, Plaisance, H. vd., 2004; Cape,2009), özellikle rüzgar hızının büyük etkisi olmakla birlikte ölçümlerde ortam sıcaklığı ve nisbi nemin ölçüm sonuçlarına etki ettiği düşünülmektedir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma Ondokuz Mayıs Üniversitesi' nin PYO.MUH.1901.09.001 nolu araştırma projesi tarafından desteklenmiştir. Yazarlar ölçüm istasyonlarının kurulmasına yardımcı olan, Samsun İl Çevre ve Orman Müdürlüğü, Eti Bakır A.Ş, SAMGAZ, Karadeniz Tarım Araştırma Enstitüsü, Milangaz, Kosgeb, Ulusoy Denizcilik Lisesi, Tekkeköy Belediyesi, Yeşilyurt A.Ş. ve diğer ilgili kişilere de teşekkür eder.

KAYNAKLAR

Akdemir, A, Samsun Organize Sanayi Bölgesinde Hava Kalitesi Parametrelerinin İzlenmesi ve Meteorolojik Parametrelerle İlişkilerinin İncelenmesi, OMÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, 2007.

Beyazıt, N., Ergun,O.N., Samsun-Tekkeköy Yöresinde Hava Kirliliğinin Meteorolojik Parametrelerle İlişkisinin İncelenmesi, Tr.J.of Environmental Sciences, 20,300-305, 1996

Cape,J.N., The Use of Passive Diffusion Tubes for Measuring Concentration of Nitrogen Dioxide in Air. Critical Reviews in Analytical Chemistry, 29, 289-310, 2009.

Griffin, R. D., Principles of Air quality Management, CRC Taylor & Francis Group, 2007.

Palmes,E.D., Gunnison, A.F., Di Mattio, J. And Tomczyk,C., Personal Sampler for Nitrogen Dioxide, American Industrial Hygiene Association Journal, 37, 570-577, 1976.

Plaisance, H., Minguy, P.M., Fouque, S.G., Galloo, J.C., Influence of Meteorological Factors on the NO_2 Measurements by Passive Diffusion Tube, Atmospheric Environment, 38, 573-580,2004.

Ukpebor, E.E., Ahonkhal,S.I., Heydtmann, H., NO_2 Measurement with A Passive Sampler:Assessment of The Sensitivity of Two Types of Palmes Diffusion Tubes for NO_2. Intern. J.Environ. Studies. 61,(1),67-71,2004.

Varshney, C.K., Singh, A.P., Passive Samplers for NOx Monitoring:A Critical Review, The Environmentalist, 23, 127-136, 2003.

KENTSEL VE YARI KENTSEL BÖLGELERDE YAŞ DEPOLANAN ATMOSFERİK METALLERİN ÇÖZÜNÜRLÜĞÜ

İsmail ANIL(*), Ferhat KARACA, Ömer AĞA

Fatih Üniversitesi, Büyükçekmece Yerleşkesi, İSTANBUL, 34500

ÖZET

Bu çalışmada, İstanbul Yıldız Teknik Üniversitesi Davutpaşa yerleşkesinde (kentsel) 03.03.2009 – 10.01.2010 tarihleri arasında 49 set yağmur örneği ve İstanbul Fatih Üniversitesi Büyükçekmece yerleşkesinde (yarı kentsel) 12.10.2008 – 13.01.2010 tarihleri arasında 93 set yağmur örneği toplanmıştır. Örnekler, Fatih Üniversitesi Hava Kirliliği Araştırma Grubu tarafından geliştirilen tam otomatik yağmur örnekleyicileri ile toplanmıştır. Yağmur örneklerinin çözünmüş ve çözünmemiş kısımlarına Ca, Mg, Al, Na, K, Cu, Zn, Co, Ni, Pb, Cd, Cr, V, As, Sb ve Se gibi metal ve ağır metal tayinleri yapılmıştır. Elementlerinin yağmur örneklerindeki çözünürlük değerleri her iki bölge için günlük yağış olayları örnekler açısından ayrı ayrı incelenmiştir. İstatistiksel yöntemler kullanılarak elementlerin istasyon bazında çözünürlükleri arasında ilgileşim analizi yapılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Yaş depolanma, Çözünürlük, Korelasyon istatistiği, Yerel hava kalitesi.

GİRİŞ

Metal ve ağır metaller atmosfer, hidrosfer ve toprak gibi farklı ortamlarla etkileşmekte ve dolayısıyla bilimsel açıdan sürekli önem arz etmektedir (Morselli vd., 2000). Bu metaller toprak, deniz, volkan ve dünyanın yer kabuğu gibi doğal kaynakların yanı sıra endüstri ve enerji santrallerinden kaynaklanan emisyonlar, ısınma, trafik ve atık yakma gibi insan kaynaklı faaliyetler sonucunda da atmosfere salınabilirler (Davis vd., 2001). Atmosfere bırakılan metaller genellikle atmosferde partikül formunda oluşum gösteriler veya mikron altı partiküllerle birleşerek akümülasyon yoluyla zenginleşirler (Espinosa vd., 2001).

Atmosferik partiküller, kuru depolanma (dry deposition) ve yaş depolanma (wet deposition) olmak üzere iki temel mekanizma ile yeryüzünde depolanırlar. Atmosferde askıda bulunan partiküllerin yağış yoluyla giderilmesi (wet deposition) atmosferik partiküllerin kaynakları ve depolandıkları ortamlar arasındaki denge açısından en önemli mekanizmalardan birisidir. Yağmur ile atmosferik partiküllerin giderilmesi temelde iki mekanizma altında toplanabilir, bunlar; i) partiküllerin, yoğunlaşmaya neden olan tanecikler şeklinde, bulut içersindeki su tarafından yakalanarak atmosferden gidermesi (rainout) ve ii) yağmur tanelerinin düşmeleri esnasında bulutların altında kalan tanecikleri yakalayarak atmosferden gidermesidir (washout) (Seinfeld ve Pandis, 2006).
Başak ve Alagha (2009) İstanbul'un yarı kentsel bölgesinde gerçekleştirdikleri çalışmada 2001 ve 2002 yılları arasında Büyükçekme Gölü yakınında iki farklı

* ianil@fatih.edu.tr

noktada 79 adet bulk yağmur örneği toplayarak örneklerin çözünmüş ve çözünmemiş kısımlarındaki toksik metallerin derişimlerini incelemişler ve bu metallerin çözünürlüklerini sırasıyla Cd > Cu > V > Zn > Ni > Pb> Cr şeklinde bulmuşlardır. Numune pH değerinin 5,5'in altında olduğu durumlarda en çok çözünürlüğe sahip olan elementi %55'lik değerle Cd olarak rapor etmişlerdir.
Çizmecioğlu ve Müezzinoğlu (2008) İzmir Dokuz Eylül Üniversitesi Kaynaklar yerleşkesinde yaptıkları çalışmada 2003 ve 2004 yılları arasında 12 kuru çökelme örneği ve 13 yağmur örneği toplamışlardır. Örneklerde Cr, Cd, Pb, Cu, Zn ve Ni analizleri yaparak bu elementlerin çözünürlüklerini hesaplamışlardır. Yağmur örneklerindeki Cd ve Pb elementleri için çözünen ve toplam kısımları arasında istatistiksel olarak yüksek ilgileşim bulmuşlardır. Çalışmanın ilgi çeken sonucu ise yağmur örneklerindeki metallerin toksik özelliklerinin kuru çökelme örneklerindekilerden daha etkili olmasıdır.

Kaya ve Tuncel (1997) Ankara ODTÜ yerleşkesinde 1992-1994 yılları arasında yaptıkları çalışmada 76 adet günlük yağmur örneği ve 55 adet haftalık kuru çökelme örneği toplamışlardır. Yağmur örneklerine SO_4^{2-} , NO_3^-, CI^-, NH_4^+, H^+, Ca, Mg, K, Na, Al, Cu, Cd, Cr, Zn, V ve Ni analizleri yapılırken kuru çökelme örneklerine temel iyon analizleri yapılmıştır. Yaş çökelme akıları literatürle karşılaştırıldığında nispeten düşük değerler bulunmuştur. Elementlerin yağmur örnekleri içinde çözünürlükleri incelendiğinde Al ve Fe'in %20'den az, K, Ca, Na, Cd, Zn ve Ni'in %70'den fazla ve Mg, Cu, Cr, Pb ve V'un %20-%70 arasında çözünürlüğe sahip olduğu sonucuna varılmıştır. İnsan kaynaklı elementlerin çözünürlüklerinde pH değerinin etkisi göze çarpmaktadır.

Bu çalışmada ise 2009 ile 2010 yılları arasında İstanbul'un kentsel ve yarı kentsel bölgelerinde yağmur örnekleri otomatik olarak toplanmıştır. Ca, Mg, Al, Na, K, Cu, Zn, Co, Ni, Pb, Cd, Cr, V, As, Sb ve Se elementlerinin yağmur örneklerindeki çözünürlük değerleri her iki bölge için günlük yağış örnekleri açısından ayrı ayrı incelenmiştir. İstatistiksel yöntemler kullanılarak elementlerin istasyon bazında çözünürlükleri arasında ilgileşim analizi yapılmıştır.

YÖNTEM

Örnekleme Bölgeleri

Atmosferdeki partiküllerin ve yağmur suyu içerisindeki kirleticilerin konsantrasyonları örneklerin toplandıkları yere ve zamana bağlı olarak değişim gösterebilir. Bu değişiklikler en fazla emisyon kaynaklarına yakın noktalarda görülmektedir. Zira yağış esnasında atmosferik yıkanma (wash out) mekanizması yoluyla örnekler alıcı yerel bölgenin atmosfer yapısından doğrudan etkilenmektedirler. Atmosferden yağış yoluyla toz giderim veriminin kentsel ve yarı kentsel bölgelerdeki karakteristiğini ortaya koymak amacıyla kentsel bölge olarak Yıldız Teknik Üniversitesi Davutpaşa yerleşkesi, yarı kentsel bölge olarak ise Fatih Üniversitesi Büyükçekmece yerleşkesi örnekleme alanları olarak belirlenmiştir. Örnekleme alanları Şekil 1'de gösterilmiştir.

Şekil 1. Kentsel ve yarı kentsel örnekleme istasyonlarının konumları *(maps.google.com adresindeki uygulama ile oluşturulmuştur)*

Yağmur Örnekleyici ve Örnekleme Süresi

Örnekleyici "wet/dry rain sampler" ilkesine göre yaş ve kuru depolanma örneklerini toplamakta, toplanan yaş numuneleri de elektronik kontrollü bir valf sistemiyle ayrı ayrı şişelere hacimsel olarak ayırmaktadır. Örnekleyicide kullanılan yağmur algılayıcısı araştırma grubumuz tarafından dış ortam şartlarına dayanıklılık, yağmur algılama hassasiyeti, yağış sonrası bekleme hassasiyeti, vs gibi teknik özellikler doğrultusunda özel olarak dizayn edilmiş, gerekli testleri yapılmış ve uygulamaya konmuştur.

Yağmur örnekleri yağış esasına göre ve her bir yağışın ilk başladığı an itibariyle toplanmıştır. Örnekler tam otomatik olarak toplanmıştır. Kentsel istasyonda 03.03.2009 – 10.01.2010 tarihleri arasında 49 set yağmur örneği toplanırken yarı kentsel istasyonda 12.10.2008 – 13.01.2010 tarihleri arasında 93 set yağmur örneği toplanmıştır.

Kimyasal Tayinler

Yağmur örneklerindeki çözünmüş ve çözünmemiş kısımların oluşturulması için örnekler öncelikle 0,45 µm gözenekli Millipore Sartorious® Selüloz Asetat filtre kullanılarak süzülmüştür. Süzülen örnekler (çözünmüş kısım) HDPE Nalgene® marka şişelerde ve buzdolabında 4 °C'de kimyasal analizlerin yapılması için saklanmıştır. Süzme işleminin ardından, yağmur örneklerinin filtre üzerinde kalan çözünmemiş kısımları mikrodalga çözünürleştirmeye tabi tutulmuştur. Çözünürleştirme işlemlerinde CEM MARS XPress Corporation, Matthews, NC, USA model mikrodalga fırın kullanılmıştır. Partikül örneklerinin çözünürleştirilmesi için literatürde önerilen (Dong-Mei vd., 2003; Karl vd., 2002) asit kombinasyonları çeşitli matrisler halinde kullanılmış, optimum olan asit karışımı ve fırın programı belirlenmiştir.

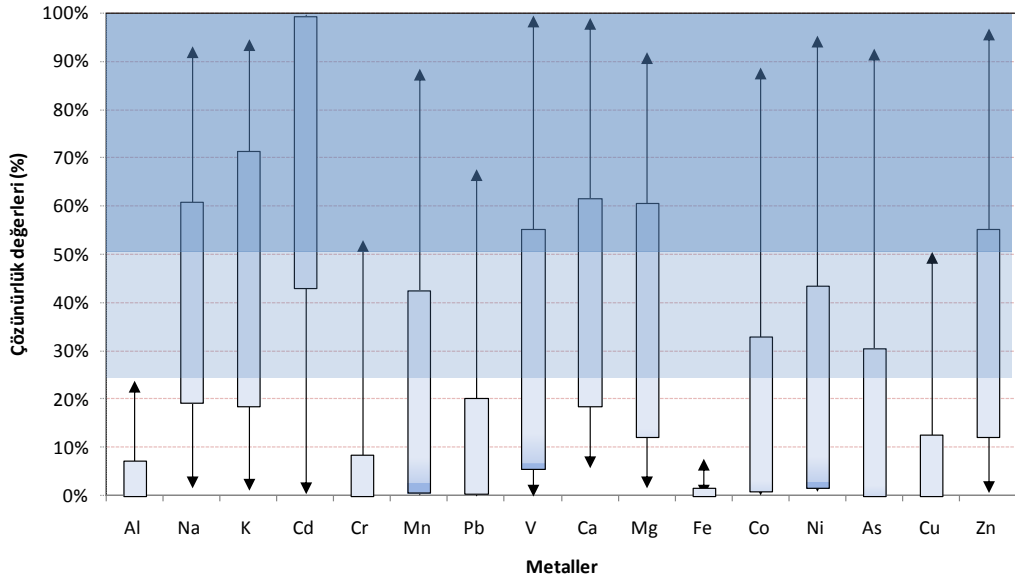
Yağmur örneklerinin çözünmüş ve çözünmemiş kısımlarına Ca, Mg, Al, Na, K, Cu, Zn, Co, Ni, Pb, Cd, Cr, V, As, Sb ve Se gibi metal ve ağır metal tayinleri yapılmıştır.

Metal ve ağır metal tayinleri, Fatih Üniversitesi Hava Kirliliği Araştırma Laboratuarında bulunan Varian marka AAS ile GFAAS, FAAD, FEAS ve Hidrür Sistem (VGA) teknikleri kullanılarak yapılmıştır. Yapılan analizlerin kalite kontrolü için Nist CFA (Coal Fly Ash, 1633b) referans maddesi kullanılmıştır. Bu referans maddeden 2 mg ve 20 mg'lık üçer adet örnek alınarak çalışma için belirlenen mikrodalga örnek çözünürleştirme protokolü kullanılmış ve referans maddeler metal tayinleri için hazır hale getirilmiştir. Hazırlanan altı kontrol numunesi (referans madde) her bir metal analizinde örneklerle birlikte okutulmuştur. Elde edilen sonuçlara göre referans maddenin element tayin verimleri %82,5 ila %142,9 aralığında değişim göstermiştir.

SONUÇLAR ve TARTIŞMA

Atmosferde bulunan tozların yağış içersinde çözünerek yağış kimyasını etkilediği bu çalışma kapsamında detayları ile ele alınan bir husustur. Bu kapsamda önemli bir konu yağmur ile atmosferden giderilen partiküllerin metal içeriğinin hangi oranda çözünerek yağmur kimyasını etkilediği konusudur. Yağmur içersinde çözünmüş olan metallerin çevreye olan etkileri çözünmemiş partikül yapısında ki metallerden daha farklı bir davranış göstereceği aşikardır.
Bu çalışmada metallerin çözünürlükleri ile ilgili araştırma kapsamında ilk olarak toplanan tüm yağış numuneleri için bir ayrım gözetmeksizin çözünürlük yüzdeleri hesaplanmıştır. Çözünürlük yüzdelerinin yanı sıra her bir metal için standart sapma, en büyük ve en küçük değerler de hesaplanarak Büyükçekmece istasyonu için Şekil 2'de bir grafik içersinde gösterilmiştir. Yapılan bu analize göre çözünürlüğü en yüksek metal Cd elementidir. Kadmiyumun toplanan yağmur sularındaki çözünürlülüğü ortalama %71 seviyesindedir. Bu yönüyle değerlendirildiğinde kadmiyum tüm elementler arasında dikkat çekmektedir.
Diğer grup metaller ise kadmiyum gibi yüksek oranda çözünürlülük özelliğine sahiptir. Bu grup elementler ise grafik üzerinde orta seviye koyu alan ile belirtilmiş ve çözünürlülükleri %25~%50 arasında değişen elementlerdir. Bu grup içerisinde Na, K, V, Ca, Mg, Zn elementleri bulunmaktadır. Bunların arasında Na, K, ve Ca %40 ortalama çözünürlülük değerinin üzerindedir. Çözünürlülükleri %25'in altında kalan metaller ise Al, Cr, Mn,Pb, Fe, Co, Ni, As ve Cu elementleridir. Tüm elementler arasında çözünürlülüğü en düşük olan demir elementidir. Demir'e ilave olarak Al, Cr ve Cu elementleri tüm numunelerdeki çözünürlülük seviyesi %10 seviyesinin altında kalan elementlerdir.

Şekil 2 incelendiğinde karşımıza çıkan bir diğer ilginç durum ise Al ve Fe için en yüksek çözünürlülük değerinin yaklaşık %10 ve %20 civarında gözlenmesidir. Bazı numunelerde diğer elementler için daha yüksek, hatta bazen %90 üzeri değerlere ulaşabilen çözünürlülük değerleri ölçülmüştür. Bakır ve krom elementleri de benzer şekilde en yüksek çözünürlülük seviyesi %50'nin üzerine çıkmayan diğer iki metaldir. Bu değerlendirmeler metallerin yayıldığı kaynağa göre (mesela; antropojenik vs. doğal, ya da, trafik vs. deniz kökenli olanlar) çözünürlükleri hakkında bir fikir vermemektedir. Bu konuda daha sağlıklı değerlendirmelerin yapılabilmesi için yağış sistemlerinin analizi ve yağış sürecinin de ayrı ayrı analizi gerekmektedir. Takip eden çalışma, bildiri ve makalelerde bu konular detayı ile tartışılacaktır.



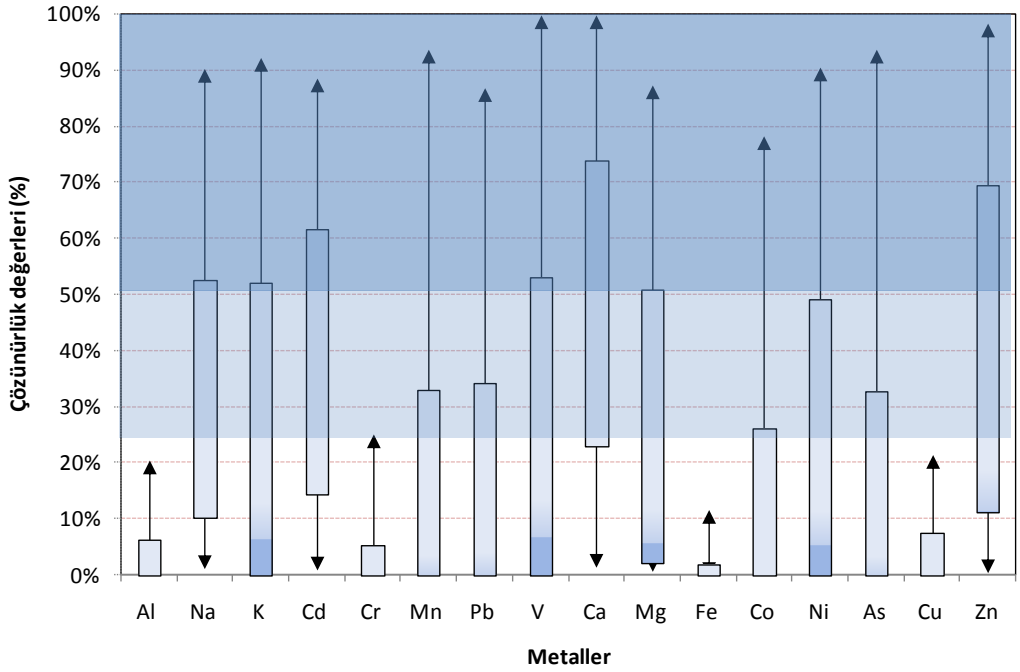
Şekil 2. Büyükçekmece İstasyonunda toplanan tüm numunelerin çözünürlük değerleri *(grafikte kutucukların tam orta noktası; ortalama değeri, uçları; ± standart sapma değerlerini, ok uçları ise; en büyük ve en küçük değerleri ifade etmektedir)*

Davutpaşa İstasyonu bu çalışmanın İstanbul'un kentsel karakterini yansıtabileceğini düşündüğümüz istasyondur. Büyükçekmece istasyonu ise yarı kentsel yapıyı yansıtmaktadır. Davutpaşa İstasyonunda örneklenen tüm yağmur numunelerinin metal çözünürlülük değerleri Şekil 3'te hesaplanarak gösterilmiştir. Kentsel bölgeye ait değerlerin istatistiksel ölçütleri ile yarı kentsel numuneler arasında (tüm numuneler bir arada değerlendirildiğinde) önemli anlamlı fark sadece kadmiyum ve kalsiyum değerlerinde gözlenmiştir.

Yarı kentsel istasyon olan Büyükçekmece istasyonuna ait örneklerde en yüksek çözünürlük değeri gözlenen kadmiyum kentsel bölgede yaklaşık %40 seviyesine gerilerken, kalsiyum yaklaşık %40 seviyesinden %50 seviyesine yükselmiştir. Kentsel bölgede en dikkat çekici çözünürlülük değeri kalsiyum elementinde gözlenmiştir. Diğer elementlerin çözünürlükleri ile ilgili değerlendirme amaçlı kullanılan istatistiksel ölçütler (ortalama, minimum, maksimum ve standart sapma değerleri) önemli ve anlamlı bir değişim göstermemiştir.

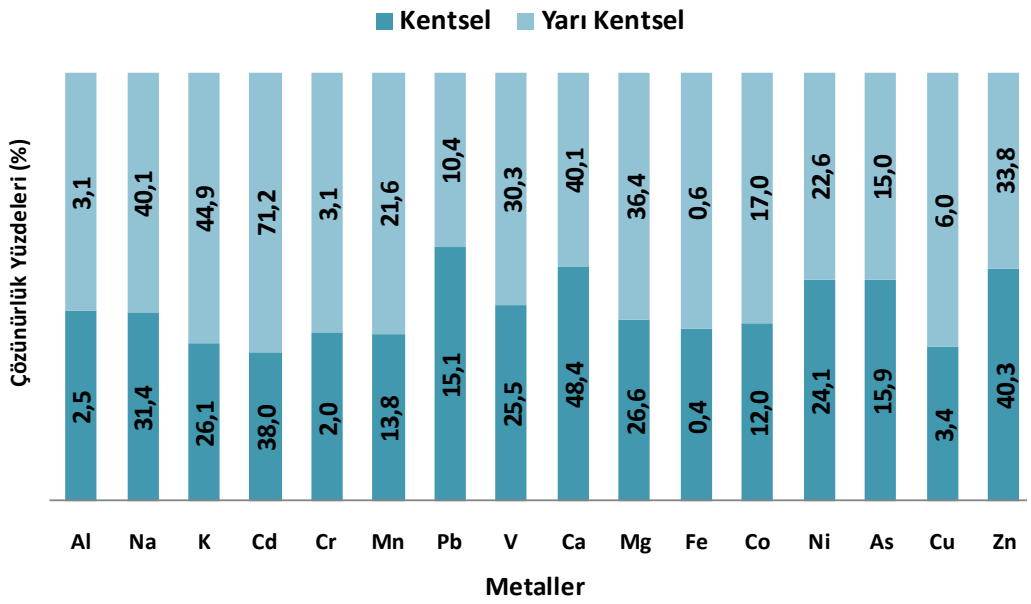
Tüm elementlerin istasyon özelliğine bağlı olarak çözünürlülüklerinin değişimini değerlendirmek amacıyla Şekil 4 çizilmiştir. Buna göre çoğu elementin çözünürlük değerleri kentsel bölgeden yarı kentsel bölgeye doğru artış göstermiş bir kısmı da azalma göstermiştir. Yarı kentsel alandan kentsel alana doğru çözünürlülüğü artış gösteren elementler (yarı kentsel az kentsel fazla) Pb, Ca, Ni, As ve Zn elementleridir. Diğer elementlerin çözünürlük yüzdeleri ise kentsel alandan yarı kentsel alana doğru artış göstermiştir.

Bilindiği üzere toprak kaynaklı metallerin kimyasal yapıları, bileşen ve bileşik yapıları itibarıyla çözünürlükleri düşük olan türlerdir. Demek ki Pb, Ca, Ni, As ve Zn elementleri kentsel alanlarda antropojenik kaynaklardan daha fazla yayılmakta ve örneklerde zenginleşerek daha yüksek çözünürlük seviyelerinin gözlenmesine neden olmaktadır.



Şekil 3. Davutpaşa İstasyonunda toplanan tüm numunelerin çözünürlük değerleri *(grafikte kutucukların tam orta noktası; ortalama değeri, uçları; ± standart sapma değerlerini, ok uçları ise; en büyük ve en küçük değerleri ifade etmektedir)*

Ölçülen diğer tüm elementler ise tam tersi bir sonuç vermektedir. Bunun nedenin anlaşılabilmesi bu elementlerin istasyon tipine bağlı olarak toplam (çözünmüş ve çözünmemiş) derişim değerleri Tablo 1'de verilmiştir. Buna göre bu elementlerin toplam değerleri çözünürlüklerinin tam tersine kentsel alanlara gidildikçe daha da artmaktadır. Görülmektedir ki antropojenik olarak zenginleşen bu elementler daha az çözünmektedirler.



Şekil 4. İstasyon tipine göre tüm numunelerin çözünürlük değerlerinin yüzdesel değişimi

Tablo 1. Çözünürlüğü yarı kentsel bölgeye gidildikçe artan elementlerin toplam derişim değerleri

Element	Kentsel	Yarı Kentsel
Al (mg/L)	13,3	3,08
Na (mg/L)	13,0	3,85
K (mg/L)	4,81	1,34
Cd (µg/L)	0,974	1,36
Cr (µg/L)	71,8	33,1
Mn (µg/L)	274	60,3
V (µg/L)	39,8	9,47
Mg (mg/L)	3,10	0,927
Fe (mg/L)	7,64	1,78
Co (µg/L)	4,80	2,90
Se (µg/L)	31,9	16,2
Sb (µg/L)	29,4	13,4
Cu (µg/L)	103	38,7

TEŞEKKÜRLER
Bu çalışma TÜBİTAK tarafından 108Y062 proje numarası ile desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

Başak, B. ve Alagha, O. Trace metals solubility in rainwater: evaluation of rainwater quality at a watershed area, Istanbul, Environmental Monitoring and Assessment, 167 (1-4) 493-503, 2009.

Çizmecioglu, S.C. ve Müezzinoglu, A. Solubility of deposited airborne heavy metals, Atmospheric Research, 89 396–404, 2008.
Davis, A.P., Shokouhian, M. ve Ni, S. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources, Chemosphere, 44 997–1009, 2001.

Dong-Mei, L., Zhang, L., Wang, X. ve Long-Bo, L. Ashing and microwave digestion of aerosol samples with a polypropylene fibrous filter matrix, Analytica Chimica Acta, 482 (1) 129-135, 2003.

Espinosa, A.J.F., Rodríguez, M.T., Barragán, F.J. ve Sánchez, J.C.J. Size distribution of metals in urban aerosols in Seville (Spain), Atmospheric Environment, 35 2595–2601, 2001.

Karl, X., Yang, K.S. ve Liaquat, H. Determination of trace metals in atmospheric aerosols with a heavy matrix of cellulose by microwave digestion-inductively coupled plasma mass spectroscopy, Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy, 57 (1) 73-84, 2002.

Kaya, G. ve Tuncel, G. Trace element and major ion composition of wet and dry depositon in ankara, Turkey, Atmospheric Environment, 31 (23) 3985-3998, 1997.

Morselli, L., Passarini, F., Zamagni, E. ve Brusori, B. 2000. Methodological approach for an integrated environmental monitoring system relative to heavy metals from an incineration plant, Annali di Chimica – Rome, 90 723–732, 2000.

Seinfeld, J.H. ve Pandis, S.N. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, Wiley-Interscience, A.B.D., 2006.

ARAÇ İÇİ PARTİKÜL MARUZİYETİ

Halil ARI[(*)]

Harran Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Şanlıurfa, 63000

ÖZET

İnsanlar zamanlarının %90'ını iç hava ortamında bulundukları için burada bulunduklarında karşılaştıkları kirlilik maruziyeti çok önemli olmaktadır. Araç halindeki kişilerin karşılaştıkları partikül madde maruziyeti de bu kapsamda bilinmesi gerekir. Sabit partikül madde ölçüm cihazları ile ölçüm yapmak çoğu zaman araç içi kirliliğin boyut ve büyüklüğünü tespit etmek zor olmaktadır. Bu çalışmada Şanlıurfa merkezinden 25 km uzaklıkta bulunan Harran Üniversitesi'nin Osmanbey Kampüsü'ne gidip gelen bir aracın içerisindeki kişilerin karşılaştıkları partikül madde konsantrasyonları mevsimsel olarak bulunmuş ve şehir merkezinde bulunan sabit partikül madde ölçüm cihazı sonuçları ile karşılaştırılmıştır. Sabit istasyon ve araç içi PM10 ölçümleri arasındaki ilişki bulunmuştur (R^2=0,7734). Beklenilenin aksine araç içi konsantrasyonları sabit istasyon verilerine göre genellikle düşük çıkmıştır.

Anahtar Sözcükler: İç hava kirliliği, Partikül madde kirliliği, Maruziyet, PM10, PM2,5

GİRİŞ

Taşıt sürücüleri ve taşıt içerisinde seyahat eden kişiler trafikden ve dış hava kirleticilerinden kaynaklanan hava kirleticilerine maruz kalmaktadır. Kişiler genelde günde 1-1,5 saat trafikde seyahat ederler ama trafikden kaynaklanan hava kirliliği seviyesi çok yüksek olduğu için bu maruziyet insan sağlığına zarar verebilmektedir (Peters vd., 2004; Riediker vd., 2004; McCreanor, vd., 2007). Avrupa ülkelerinde yapılan çalışmalarda trafikde geçirilen zamanda karşılaşılan PM10 (partikül çapı 10 µm'ye eşit ya da küçük çaplı partikül maddeler) ve PM2.5 (partikül çapı 2,5 µm'ye eşit ya da küçük çaplı partikül maddeler) maruziyeti bir günde karşılaşılan maruziyetin önemli bir kısmını teşkil etmektedir (Wichmann, vd., 2005; Van Roosbroeck, vd., 2008). Sağlık zararları yüzünden bazı çalışmalar kütle göstergeleri üzerine çok çeşitli yöntemler kullanılarak yapılmıştır (Bevan vd., 1991; Fromme vd., 1991; Kingham vd., 1998; Gee ve Raper, 1999; Alm vd., 1999; Pfeifer vd., 1999; Praml and Schierl, 2000; Rank vd., 2000; Zagoury vd., 2000; Adams vd., 2001, 2002; Rank vd., 2001; Chan and Chung, 2003; Chan vd., 2002; Gulliver and Briggs, 2004; Gomez-Perales vd.,2004; Briggs vd., 2008). Trafikden kaynaklanan hava kirliliği, sabit hava kirliliği ölçüm sonuçlarına göre genellikle zayıf ilişkilendirilirler ve daha yüksek değerlerdedir (Kaur vd., 2007). Bu yüzden trafikde seyahat eden kişilerin hava kirliliğine olan maruziyetinin karekterize edilmesi sabit ölçüm verilerine göre yanlış sonuçlara gidilebilir.

* ari@harran.edu.tr

YÖNTEM

PM10 Ölçümleri

PM10 ölçümleri, Şanlıurfa-Harran Üniversitesi, Osmanbey Kampüsü arasında (yaklaşık 25 km) seyahat eden bir otomobil ile Aerocet 531 (Met One Instruments) marka cihazla 2010 yılının Ocak - Nisan ayları arasında yapıldı (N=77). Ölçümde aracın camları kapalı, havalandırması dış havaya açık ve orta seviyede (10 hız seviyesi üzerinden 5. seviyede) ayarlanarak yapıldı.

Şanlıurfa Çevre ve Orman Müdürlüğü'ne ait olan sabit hava kirliliği ölçüm istasyonunda partikül ölçümü için sadece PM10 ölçümü yapıldığı için araç içerisinde daha fazla partikül çaplarına göre ölçüm yapılmasına rağmen bu çalışmada sadece PM10 ölçümleri karşılaştırma için kullanıldı.

Araç içi ölçümünde 2 dakika aralıklarla ölçüm yapıldı. Aracın bir gidişini yaklaşık 30 dk da tamamlamaktadır. Sabit hava kirliliği ölçüm istasyonu PM10 ölçümleri bir saat aralıklarla ölçüm yapıldığı için araç içi yapıldığı saatdeki değer dikkate alındı. Araç içi ve sabit hava kirliliği ölçüm istasyonu PM10 ölçümlerinin ortalamalarının özeti Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1. Araç içi ve sabit hava kirliliği ölçüm istasyonu PM10 ölçümleri özeti

Parametre	**Sabit istasyon, µg/m³**	**Araç İçi, µg/m³**
n	77	77
Ortalama	102,91	58,12
Standart Sapma	127,78	56,34
Minimum	11	6,17
Maksimum	651	349,92

PM10 Ölçümlerinin İlişkilendirilmesi

Araç içinde seyahat eden kişinin maruz kaldığı PM10 konsantrasyonu ile sabit hava kirliliği istasyon PM10 ölçüm konsantrasyonları arasında regresyon analizi için aşağıdaki model kullanılmıştır:

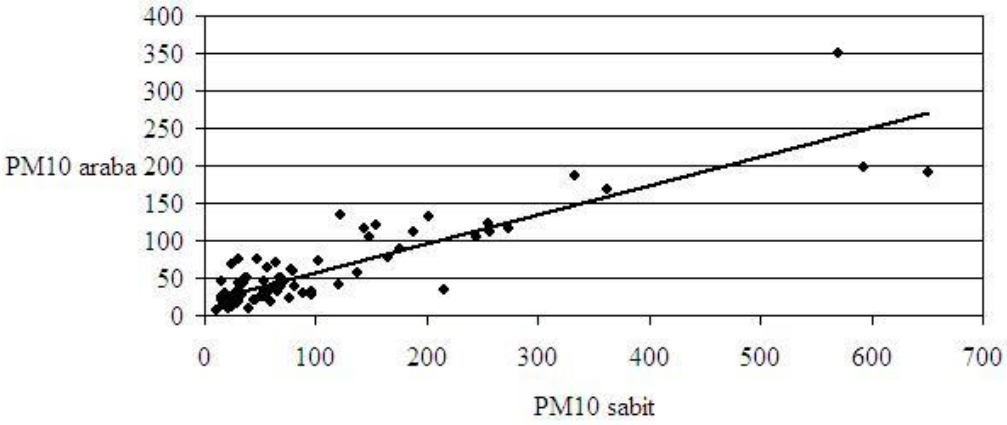
$$PM10araba = a * PM10sabit + b \quad (1)$$

Çalışma boyunca her aya ve tüm ölçümlere ait analiz sonuçları Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. PM10 ölçümleri regresyon analizi sonuçları

Ölçüm Tarihi	**n**	**R**	**R^2**	**a**	**b**
Ocak	7	0,8371	0,7007	0,3403	35.354
Şubat	33	0,9189	0,8444	0,5599	6.377
Mart	28	0,9207	0,8477	0,3097	23.886
Nisan	9	0,9830	0,9663	0,4277	1.890
Tamamı	77	0,8794	0,7734	0,3878	18.214

Şekil 1'de tüm yapılan ölçümlerin karşılaştırılması yapılmıştır.



Şekil 1. PM10 ölçümlerinin karşılaştırılması

SONUÇLAR

Araç içi ve sabit istasyon PM10 ölçümleri karşılaştırılması mevsimsel olarak incelemesi yapılmıştır. PM10 araba içi konsantrasyonlarının sabit istasyon değerlerine göre düşük çıkması aracın havalandırmasında bir filtreleme mekanizmasının olduğu sonucuna varılmıştır.

KAYNAKLAR

Adams, H.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R.N., McMullen, M.A.S., Khandelwal, P.,. Fine particle (PM2.5) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. The Science of the Total Environment, 279, 29–44, 2001

Adams, H.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R.N., Older, M.J., Kendall, M., Assessment of road users' elemental carbon personal exposure levels, London, UK. Atmospheric Environment, 36, 5335–5342, 2002.

Alm S, Jantunen MJ, Vartiainen M. Urban commuter exposure to particle matter and carbon monoxide inside an automobile. J Expo Anal Environ Epidemiol, 9:237–44, 1999.

Bevan MAJ, Proctor CJ, Baker-Rogers J, Warren ND. Exposure to carbon monoxide, respirable suspended particulates and volatile compounds while commuting by bicycle. Environ Sci Technol, 25:788–91, 1991.

Briggs, D.J., de Hoogh, K., Morris, C., Gulliver, J., Effects of travel mode on exposures to particulate air pollution. Environment International, 34, 12–22, 2008.

Chan AT, Chung MW. Indoor-outdoor air quality relationships in vehicle: effect of driving environment and ventilation modes. Atmos Environ, 37: 3795–808, 2003.

Chan LY, Lau WL, Zou SC, Cao ZX, Lai SC. Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China. Atmos Environ, 36:5831–40, 2002.

Fromme H, Oddoy A, Piloty M, Krause M, Lahrz T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and subway train. Sci Total Environ, 217:165–73, 1991.

Gee, I.L., Raper, D.W., Commuter exposure to respiratory particles inside buses and by bicycle. The Science of the Total Environment, 235, 403–405, 1999.

Gomez-Perales JE, Colvile RN, Nieuwenhuijsen MJ, Fernandez-Bremauntz A, Gutierrez-Avedoy VJ, Paramo-Figueroa VH, et al. Commuters' exposure to PM2.5, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. Atmos Environ, 38:1219–29, 2004.

Gulliver, J., Briggs, D.J., Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. Atmospheric Environment, 38, 1–8, 2004..

Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R.N., Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. Atmospheric Environment, 41, 4781–4810, 2007.

Kingham, S., Meaton, J., Sheard, A., Lawrenson, O., Assessment of exposure to traffic-related fumes during the journey to work. Transportation Research D 3: Transport and Environment, 3, 271–274, 1998.

McCreanor, J., Cullinan, P., Nieuwenhuijsen, M.J., Stewart-Evans, J., Malliarou, E., Jarup, L., Harrington, R., Svartengren, M., Han, I.K., Ohman-Strickland, P., Chung, K.F., Zhang, J., Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. New England Journal of Medicine, 357, 2348–2358, 2007.

Peters, A., von Klot, S., Heier, M., Trentinaglia, I., Hormann, A., Wichmann, H.E., Lowel, H., Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. New England Journal of Medicine, 351, 1721–1730, 2004.

Pfeifer GD, Harrison MD, Lynam DR. Personal exposures to airborne metals in London taxi drivers and office workers in 1995 and 1996. Sci Total Environ, 235:253–60, 1999.

Praml G, Schierl R. Dust exposure in Munich public transportation: a comprehensive 4-year survey in buses and trams. Int Arch Occup Environ Health, 73(3):209–14, 2000.

Rank J, Folke J, Jespersen PH. Differences in cyclists and car drivers exposure to air pollution from traffic in the city of Copenhagen. Sci Total Environ, 279(1–3):131–6, 2000.

Rank, J., Folke, J., Jespersen, P.H., Differences in cyclists and car drivers exposure to air pollution from traffic in the city of Copenhagen. The Science of the Total Environment, 279, 131–136, 2001.

Riediker, M., Cascio, W.E., Griggs, T.R., Herbst, M.C., Bromberg, P.A., Neas, L., Williams, R.W., Devlin, R.B., Particulate matter exposure in cars is associated with

cardiovascular effects in healthy young men. American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine, 169, 934–940, 2004.

Van Roosbroeck, S., Hoek, G., Meliefste, K., Janssen, N.A., Brunekreef, B., Validity of residential traffic intensity as an estimate of long-term personal exposure to traffic-related air pollution among adults. Environmental Science & Technology, 42, 1337–1344, 2008.

Wichmann, J., Janssen, N.A.H., van der Zee, S.C., Brunekreef, B., Traffic-related differences in indoor and personal absorption coefficient measurements in Amsterdam, The Netherlands. Atmospheric Environment, 39, 7384–7392, 2005.

Zagoury E, Le Moullec Y, Momas I. Exposure of Paris taxi drivers to automobile air pollutants within their vehicles. Occup Environ Med, 57(6):406–10, 2000.

YENİLENEBİLİR ENERJİ KAYNAKLARININ CO_2 EMİSYONLARININ AZALTILMASINDAKİ ÖNEMİ

İzzet ARI[1(*)], Merih AYDINALP KÖKSAL[2]

[1] Devlet Planlama Teşkilatı, Necatibey Cad. No: 108, 06100, Yücetepe, Çankaya, Ankara, Türkiye
[2] Hacettepe Üniversitesi Çevre Mühendisliği, 06800 Beytepe, Ankara, Türkiye

ÖZET

Türkiye için en önemli birincil enerji kaynakları fosil yakıtlardır. Bu yakıtların yanması sonucu açığa çıkan ve bir sera gazı olan CO_2 emisyonları iklim değişikliğine neden olmaktadır. Elektrik üretiminden kaynaklana CO_2 emisyonları toplam sera gazı emisyonları içinde önemli bir pay oluşturmaktadır. Türkiye 2009 yılında Kyoto Protokolüne taraf olmuştur. Türkiye Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesindeki (BMİDÇS) yeri nedeni ile sera gazı emisyon azaltım taahhüdü bulunmak zorunda kalabilecektir. Yenilenebilir enerji kaynaklarının kullanımı hem ulusal ölçekte enerji arz güvenliğinin sağlanmasında hem de iklim değişikliği ile mücadelede elektrik üretimi sektöründen kaynaklanan CO_2 emisyonlarının azaltılmasında önem arz etmektedir. Bu çalışmada, elektrik üretiminden kaynaklanan CO_2 emisyonlarının hidro, jeotermal, rüzgar ve biyokütle gibi yenilenebilir enerji kaynaklarının ekonomik kısımlarını kullanarak 2009 - 2019 yılları arasında Türkiye'nin elektrik enerjisi talebinin iklim değişikliği ile mücadele kapsamında karşılanması amaçlanmaktadır.

Anahtar Sözcükler: CO_2, İklim değişikliği, Yenilenebilir enerji

GİRİŞ

Türkiye'de artan nüfus ve büyüyen ekonomi beraberinde enerjiye özellikle elektrik enerjisine olan talebi artırmaktadır. Artan elektrik talebini karşılamaya yönelik daha fazla birincil enerji kaynağının kullanılması gerekmektedir. Türkiye için en önemli birincil enerji kaynakları fosil yakıtlardır. Fosil yakıtların kullanımı sonucu pek çok çevresel problemler açığa çıkmaktadır. Bunlardan en önemlisi bu yakıtların yanması sonucu açığa çıkan ve bir sera gazı olan CO_2 emisyonlarının neden olduğu iklim değişikliğidir. İklim, otuz yıllık bir dönem içerisinde istatistikî veriler ışığında ortalama hava durumu olarak tanımlanmaktadır (IPCC, 2008). İklimde görülen değişimleri karşılaştırılabilir bir zaman periyodunda gözlenen doğal iklim değişikliğinin yanı sıra doğrudan ya da dolaylı olarak küresel atmosferin bileşimini bozan insan etkinlikleri sonucunda iklimde oluşan bir değişiklik olarak tanımlamaktadır (UNFCCC, 2009a).

Türkiye tarafından her yıl düzenli olarak BMİDÇS Sekretaryasına sunulan Ulusal Sera Gazı Envanterine göre 1990 yılında 170 milyon ton CO_2 eşd. sera gazı emisyonun (CO_2, CH_4, N_2O, HFC, PFC, SF_6) 2007 yılında % 119 artış ile 372 milyon ton CO_2 eşdeğere yükselmiştir. CO_2 emisyonları ise aynı dönemde 140'dan 304 milyon ton CO_2 eşd. Olmuştur (UNFCCC, 2009b).

* iari@dpt.gov.tr

Bu artışta elektrik üretiminden kaynaklanan emisyonlar da aynı dönem zarfında % 233 artış ile 30'dan 100 milyon ton CO_2 eşd. olmuştur. Bu artılın nedeni 1990 yılında 57.543 GWh olan elektrik üretimi 2007 yılında 197.839 GWh'a yükselmesidir (UNFCCC, 2009b).

YÖNTEM

Türkiye'nin elektrik talebi Türkiye Elektrik iletim Anonim Şirketinin (TEİAŞ) Ağustos 2009'da yayınlanan "Türkiye Elektrik Enerjisi 10 Yıllık Üretim Kapasite Projeksiyonu (2009 -2018)" raporuna dayanmaktadır (TEİAŞ, 2009). Söz konusu talebin karşılanması için 2008 yılına ait elektrik üretim değerinin üzerine, Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) tarafından Ocak2009'da yayınlan elektrik üretimi için lisans almış inşaat ve plan aşamasındaki enerji santrallerine ait üretim bilgilerinin yer aldığı "İlerleme Raporu" kullanılmıştır (EPDK, 2009). Elektrik üretimindeki arz – talep dengesini sağlamak üzere ekonomik olarak kullanılabilir yenilenebilir enerji potansiyeli (rüzgâr, hidro, biyo kütle ve jeotermal enerji) kullanılmıştır.

Elektrik talebi bu şekilde arz edilmesinden sonra 2009 – 2019'yılları açığa çıkan CO_2 emisyonlarının hesaplanmasında Türkiye için tespit edilmiş yakıt spesifik emisyon faktörleri kullanılmıştır. Faktörler Mega Watt saat başına kg CO_2 emisyon salınımını ifade etmektedir.

TARTIŞMA

Türk Elektrik Sektörü ve CO_2 Emisyonları

Türkiye'nin Elektrik Arz Talep Dengesi. Türkiye'de hızla artan nüfus ve büyüyen ekonomi elektrik enerjisine olan talebinde artmasına neden olmaktadır. Bu talep TEİAŞ tarafından 2009 yılında hazırlanan raporda yer almaktadır (TEİAŞ, 2009). TEİAŞ tarafından hazırlanan raporda 2018 yılı son yıllar olarak belirtilmiş, literatürden elde edilen bilgiler ışığında 2019 yılına kadar elektrik talep projeksiyonları elde edilmiştir (Ari, 2010). Tablo 1'den de görüleceği üzere, 2009 – 2019 yılları arasında elektrik talebi sürekli olarak artmaktadır. 2009 yılında 194.000 GWh olan elektrik talebinin, 2019 yılında 383.635 GWh'e ulaşması tahmin edilmektedir (Ari, 2010).

Bu talebin karşılanması için 2008 yılına ait elektrik arzına ilave olarak EPDK'nin Ocak 2009'da yayımladığı İlerleme Raporundaki lisans almış elektrik üretim miktarı ilave edilerek Tablo 2'de yer alan elektrik arzı elde edilmiştir. Tablo 3'den de görüleceği üzere, mevcut ve lisans almış ve gelecekte faaliyete geçecek olan santrallerin elektrik talebini 2011 yılından sonra karşılamayacağı görülmektedir.

Arz sorununu açmak ve iklim değişikliği ile mücadele etmek için CO_2 emisyonlarını azaltmaya yönelik yenilenebilir enerji kaynaklarının ekonomik olarak kullanılabilir kısmının da devre alınması gerekmektedir. Tablo 3'te, yenilenebilir enerji kaynaklarından hidro, jeotermal, rüzgar ve biyo kütle'nin ekonomik olarak kullanılabilir potansiyelleri yer almaktadır.

Tablo 1. Türkiye'nin 2009 – 2019 Elektrik Talebi (Ari, 2010; EPDK, 2009)

Yıl	Elektrik Talebi	
	GWh	Artış Hızı (%)
2009	194.000	-
2010	202.730	4,5
2011	215.907	6,5
2012	232.101	7,5
2013	249.508	7,5
2014	268.221	7,5
2015	288.338	7,5
2016	309.675	7,4
2017	332.591	7,4
2018	357.202	7,4
2019	383.635	7,4

Tablo 2. Elektrik Arz Talep Dengesi (GWh), 2009-2019 (Ari, 2010)

Yıl	Talep	Arz	Fark
2009	194.000	200.082	**-6.082**
2010	202.730	203.080	**-350**
2011	215.907	204.158	**11.749**
2012	232.101	206.365	**25.736**
2013	249.508	212.529	**36.979**
2014	268.221	220.314	**47.907**
2015	288.338	230.815	**57.523**
2016	309.675	247.539	**62.136**
2017	332.591	263.716	**68.875**
2018	357.202	324.494	**32.708**
2019	383.635	358.043	**25.592**

Tablo 3. Yenilenebilir enerji kaynaklarının ekonomik potansiyeli (MNR, 2005; SHW, 2008; Ari, 2010)

Yenilenebilir Enerji	Potansiyel (GWh)	Kaynakça
Hidro	127.381	Ari, 2010
Jeotermal	16.000	MNR, 2005
Rüzgar	26.000	MNR, 2005
Biyo Kütle	11.575	SHW, 2008

Türkiye'nin Elektrik Üretimine Bağlı CO_2 Emisyonları. Gelecekte Türkiye'nin elektrik talebinin karşılanması açığa çıkacak olan CO_2 emisyonlarının

hesaplanmasında, Türkiye için geliştirilmiş ve kullanılan her bir yakıt cinsine ait hesaplanmış spesifik emisyon faktörleri Tablo 4'te yer almaktadır. Bu emisyon faktörleri kullanılarak, elektrik talebinin karşılanması sırasında kullanılacak farklı yakıt tiplerine göre açığa çıkacak CO_2 emisyonları hesaplanabilmektedir.

Tablo 4. Türkiye için Yakıt Spesifik CO_2 Emisyon faktörleri, kg CO_2 / MWh (Ari, 2010)

	Çöp Gazı	Doğal Gaz	Fuel Oil	Linyit	LPG	Motorin	Nafta	Taş Kömürü
Spesifik Emisyon Faktörü	373	374	755	1.080	413	805	461	1.018

Elektrik Arzına Yönelik Senaryolar. Türkiye'nin elektrik talebinin, mevcut ve planlanmış santraller ile karşılanamadığı Tablo 2'de yer almaktadır. Arz sorununu çözmek için iki farklı senaryo geliştirilmiştir. Bu senaryoları Referans Senaryo (Busines As Usual) ve Yenilenebilir Enerji Senaryosudur. Referans Senaryo, mevcut politikaların 2019 yılına kadar uygulanması soncusu açığa çıkan CO_2 emisyonlarını azaltmaya yönelik bir tedbir almaksızın bir baz teşkil etmektedir. Yenilebilir Enerji Senaryosu ise CO_2 emisyonlarını azaltmayı hedeflemektedir.

Referans Senaryo

Referans Senaryonun ana varsayımları şöyledir:

- Türkiye'deki tüm elektrik santralleri 2019 yılına kadar işletmede kalacak,
- EPDK'nin vermiş olduğu elektrik üretim lisansları devam edecek,
- 2019 yılına kadar elektrik arzında, 2008 yılındaki birincil enerji arzı dağılımı (yüzdesel olarak) korunacak,
- Elektrik üretimine bağlı CO_2 hesaplamaları için elektrik üretim miktarı Spesifik CO_2 emisyon faktörleri kullanılarak hesaplanacak.

Yenilenebilir Enerji senaryosu

Yenilenebilir Enerji Senaryonun ana varsayımları şöyledir:

- Türkiye'deki tüm elektrik santralleri 2019 yılına kadar işletmede kalacak,
- EPDK'nin vermiş olduğu elektrik üretim lisansları devam edecek,
- 2019 yılına kadar elektrik arzında, yenilenebilir enerji kaynaklarının ekonomik olarak kullanılabilir potansiyelleri kullanılacak,
- Yenilenebilir enerji kaynaklarının işletmeye alınmasında ilk yatırım maliyeti en düşük olan kaynaktan başlanacak,
- Yenilenebilir enerji kaynaklarının emisyon faktörleri sıfır olarak alınacak ve diğer fosil yakıtlar için daha önce hesaplanmış spesifik emisyon faktörleri kullanılacak.

SONUÇLAR

Türkiye'nin 2009 – 2019 yılındaki elektrik talebi, 2008 elektrik üretimi ve lisans almış elektrik üretimi; Referans Senaryo ve Yenilenebilir Enerji Senaryosunun devre alınması ile karşılanabilecektir. Buna göre Tablo 5'de bu iki senaryonun elektrik arzındaki fosil yakıt ve yenilenebilir oranları yer almaktadır. 2008 yılında fosil yakıtların elektrik üretimindeki payı % 82,7 iken lisans almış şirketlerin ve senaryoların varsayımlarına göre 2009 – 2019 yılları arasında yenilenebilir enerji

kaynaklarının toplam üretimdeki payının arttığı görülmektedir. Bu artışın yenilenebilir enerji senaryosunda çok daha yüksek olduğu görülmektedir. Referans senaryoda da ortaya çıkan yenilebilir oranındaki artış, lisans almış santraller arasında hidro ve rüzgarın önemli bir paya sahip olmasından kaynaklanmaktadır.

Tablo 5. İki Senaryonun Fosil / Yenilenebilir Oranı (Arı, 2010)

	Referans Senaryo		**Yenilenebilir Enerji Senaryosu**	
	Fosil Yakıt	**Yenilenebilir**	**Fosil Yakıt**	**Yenilenebilir**
2008	82,70%	17,30%	82,70%	17,30%
2009	82,20%	17,80%	82,2%	17,8%
2010	81,80%	18,20%	81,8%	18,2%
2011	81,40%	18,60%	76,9%	23,1%
2012	81,10%	18,90%	71,9%	28,1%
2013	81,10%	18,90%	68,9%	31,1%
2014	81,20%	18,80%	66,4%	33,6%
2015	81,40%	18,60%	64,9%	35,1%
2016	81,00%	19,00%	64,4%	35,6%
2017	80,50%	19,50%	63,4%	36,6%
2018	76,00%	24,00%	68,5%	31,5%
2019	75,90%	24,10%	70,4%	29,6%

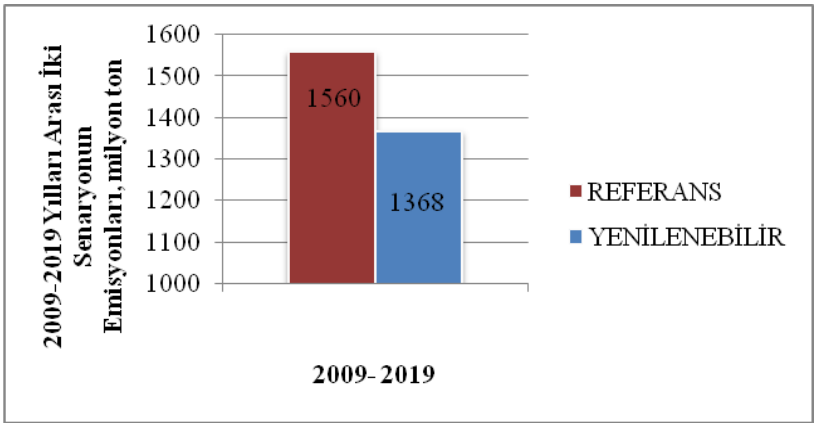
Tablo 6. İki Senaryonun CO_2 emisyonlarının karşılaştırılması, milyon ton (Arı, 2010)

CO_2	**Referans**		**Yenilenebilir**	
2008	106,60		106,60	
2009	100,79	-6%	100,79	-6%
2010	105,05	4%	105,05	4%
2011	111,37	6%	105,23	0%
2012	119,02	6%	105,58	0%
2013	128,59	7%	109,28	3%
2014	136,65	6%	111,64	2%
2015	145,04	6%	114,99	3%
2016	160,00	9%	127,55	10%
2017	170,52	6%	134,55	5%
2018	185,15	8%	168,07	20%
2019	198,30	7%	184,94	9%
% 09-19		**86%**		**73%**

Referans ve Yenilenebilir enerji senaryolarının elektrik üretimdeki farklılaşmaları CO_2 emisyonlarının da farklı olmasına neden olmaktadır. Buna göre, Tablo 7'de yer alan 2008 yılındaki 106,60 milyon ton CO_2 emisyonlarının ekonomik krize bağlı olarak 2009 ve 2010 yılında düştüğü ancak 2011 yılından itibaren yükseldiği

görülmektedir. Referans senaryoya göre 2019 yılında elektrik üretimine bağlı olarak CO_2 emisyonlarının 198,30 milyon olacağı ve 2009 yılına göre % 86 oranında bir artış yaşanacağı öngörülmektedir. Yenilenebilir enerji senaryosuna göre ise 2019 yılında CO_2 emisyonlarının 184,94 milyon ton olacağı ve 2009 yılına göre % 73 oranında bir artış gerçekleşebileceği tahmin edilmektedir.

Bu iki senaryonun 2009 – 2019 yılları arasında toplam CO_2 emisyon miktarları da Şekil 2de yer almaktadır. Buna göre referans senaryo bu yıllar arasında 1.560 milyon ton CO_2 emisyonuna neden olacağı, yenilenebilir enerji senaryosunun da 1.368 milyon ton CO_2 emisyonuna neden olacağı tahmin edilmektedir. yenilenebilir enerji senaryosu ile 192 milyon ton CO_2 emisyon azaltılabileceği tahmin edilmektedir.



Şekil 1. Senaryoların CO_2 Emisyonlarına Göre Karşılaştırılması (Ari, 2010)

KAYNAKLAR

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Glossary, http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ipcc-glossary.pdf, 2008.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), Resources, http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf, 2009a.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), National Inventory Report of Turkey (çevrimiçi), http://unfccc.int/files/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/application/zip/tur_2009_nir_31jul.zip, 2009b.

Türkiye Elektrik İletim A.Ş. (TEİAŞ), Türkiye Elektrik Enerjisi 10 Yıllık Üretim Kapasite Projeksiyonu, Turkish Electrical Energy 10-Year Generation Capacity Projection, http://www.teias.gov.tr/projeksiyon/kapasiteprojeksiyonu2009.pdf, 2009.

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK), http://www.epdk.gov.tr/lisans/elektrik/ilerleme_proje.htm, 2009.

Arı, İ. Türk Elektrik Sektörünün CO_2 Emisyonunun ve Azaltm Potansiyelinin Araştırılması, ODTÜ, Ankara, 2010.

SHW (State Hydraulic Works), Energy Item, http://www.dsi.gov.tr/english/service/enerjie.htm, 2008.

MENR (Ministry of Energy and Natural Resources), Working Group Report on Mitigation of GHG Emission in Energy Sector, 2005.

KOCAELİ'DE FARKLI MİKROÇEVRELERDE KİŞİSEL MARUZİYET UÇUCU ORGANİK BİLEŞİK KONSANTRASYONLARI VE KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ

Demet ARSLANBAŞ [1(*)], Hakan PEKEY[2], Beyhan PEKEY[1], Güray DOĞAN[3], Mihriban CİVAN[3], Öznur OĞUZ KUNTASAL[3], Gürdal TUNCEL[3]

[1] Kocaeli Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü,Umuttepe,41380, Kocaeli
[2] Kocaeli Üniversitesi, Çevre Koruma ve Kontrol Programı, 41285, Kocaeli
[3] Ortadoğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 06531, Ankara

ÖZET

Bu çalışmada, Kocaeli'de farklı mikroçevrelerden (ev, ofis, okul) seçilen 28 kişi üzerinde pasif örnekleme tekniği kullanılarak 14 uçucu organik bileşik (benzen, toluen, m/p-ksilen, o-ksilen, etilbenzen, stiren, siklohekzan, 1,2,4-trimetilbenzen, heptan, hekzan, dekan, nonan, oktan ve andekan) için kişisel maruziyet düzeyleri yaz ve kış mevsimlerinde belirlenmiştir. Kişisel maruziyet kirlilik düzeylerine etki eden kirletici kaynakların belirlenmesi amacıyla çok değişkenli Faktör Analizi (FA) reseptör modelleme tekniği kullanılmıştır. FA modellemesi, mikroçevre karakteristikleri, anketler ve zaman aktivite çizelgeleri incelenen kirleticilerin en önemli kaynaklarının iç ortam kaynakları, endüstri, trafik ve sigara kullanımı olduğunu göstermektedir. Sigara kullanımı ile UOB'lerin kişisel maruziyet düzeyleri arasındaki ilişkiler incelendiğinde Sigara içen/içmeyen oranlarının 2-3 dolayında olması sigara kullanımının incelenen UOB'lerin gözlenen düzeylerinde önemli bir değişime neden olduğuna işaret etmektedir. Veri setine parametrik olmayan Friedman testi uygulandığında özellikle benzen, stiren, siklohekzan, hekzan ve andekan bileşiklerinin sigara kullanan kişilerde gözlenen kişisel maruziyet düzeyleri üzerinde istatistiksel olarak anlamlı bir etkiye sahip olduklarını göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Kocaeli, Kişisel maruziyet, Uçucu organik bileşikler, Reseptör modellemesi, Sigara kullanımı

GİRİŞ

İnsanlar zamanlarının büyük bölümünü iç ortamlarda geçirdiklerinden bu ortamlarda bulunan farklı birçok kirleticiden etkilenmektedirler. Sanayi tesisleri, trafik ve evsel kaynaklardan atmosfere yayılan birçok hava kirletici insan sağlığı üzerinde potansiyel bir risk oluşturmaktadır. Bu kirleticilerin bazıları çevre ve insan sağlığını tehdit edecek özelliklere sahiptir. Bu kirleticiler arasında özellikle uçucu organik bileşikler (UOB'ler) toksik vekanserojenik etkileri nedeniyle ayrı bir öneme sahiptir. İnsanların kirleticilere maruz kalması solunum, deri teması ve gıdaların tüketimi yoluyla olmaktadır.

* demetars@kocaeli.edu.tr

Zamanlarının % 87'sinden fazlasını iç ortamlarda, yaklaşık % 7'sini araçlarda ve % 6 civarını dış ortamlarda (Wallace, 1996) geçiren insanların sağlık riski belirlemesi açısından yapılan pek çok çalışma iç ortam hava kirliliği üzerinde yürütülmektedir. Yapılan birçok çalışmanın literatürden elde edilen sonuçlarına göre, iç ortamdaki hava kirleticilerinin konsantrasyonları dış ortamdakinden daha yüksektir (Wallace,1996; Lee vd, 2002; Lii vd, 2001;USEPA;1991). Bu durumda hem iç ortamlarda maruz kalınan kirletici konsantrasyonları hem de dış ortam maruziyet değerlerinin belirlenmesi oldukça önem kazanmıştır. Hava kirleticilerine solunum yoluyla olan maruziyet diğer maruziyet yolları ile karşılaştırıldığında daha baskın bir yoldur. Maruz kalınan kirleticilerin kişi bazında saptanması sağlık riskinin belirlenmesi açısından önem taşımaktadır. Bu nedenle kişisel örnekleme yöntemi kullanılarak kişilerin tüm ortamlarda maruz kaldığı kirliliğin belirlenmesi çalışmaları bir zorunluluk halini almıştır.

Önemli hava kirleticilerinden olan uçucu organik bileşikler (UOB'ler) iç ortam havasında kolayca açığa çıkabilmektedir. Hareket kabiliyetlerinin yüksek olması UOB'lerin açığa çıktıklarında kaynaklarından uzun mesafelere taşınabilmelerine olanak verir. Bu tür bir taşınım da büyük bir populasyonun maruziyeti ile sonuçlanabilir (Byrne, 2000). İç ortamda UOB'lerin boya ve boya ile ilişkili malzemeler, yapıştırıcılar, solventler mobilyalar, yapı malzemeleri, yanma cihazları ve tertibatlar, pişirme ekipmanları, ofis ekipmanları gibi çok çeşitli kaynakları vardır (Guo vd, 2000; Vega vd., 2000; Chan vd., 2002; Ho vd., 2002; Guo vd., 2003). Yapılan bir çalışmada sigara içilmeyen evlerde sigara içilenlere göre daha az benzen maruziyeti tespit edilmiştir (Edwards vd.,2001).

Uçucu organik bileşiklere maruziyet sonucunda tanımlanan sağlık riskleri arasında kanser, davranışsal ve nörotoksik etkiler, hepatoksik etkiler ve göz ve boğazda iritasyon sayılabilir (Byrne, 2000; Hodgson vd, 1991).

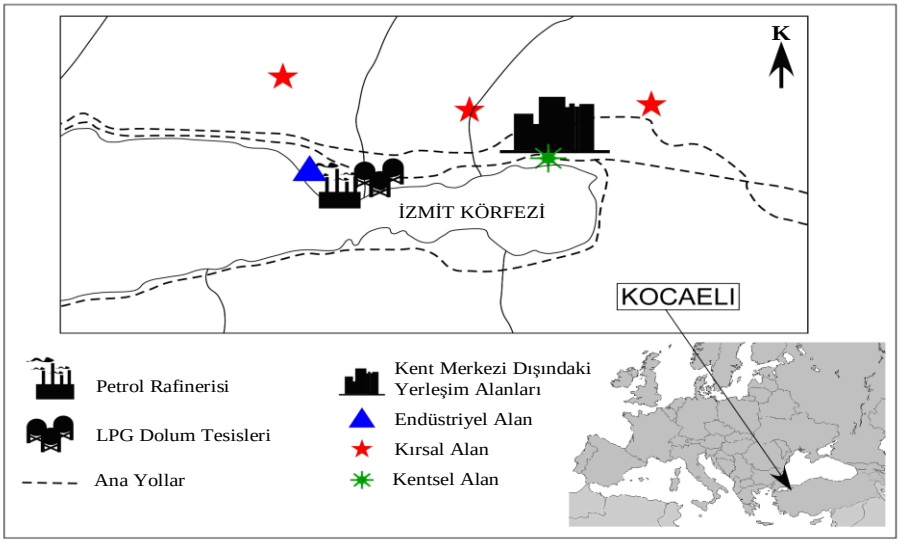
Difüzif örnekleme olarak da bilinen pasif örnekleme sadece difüzyon yoluyla havadaki kimyasal bileşiklerin sorbent üzerinde toplanıldığı bir tekniktir. Pasif örnekleyiciler organik bileşikler için iç ortam hava kalitesinin belirlenmesi (iç ortam, dış ortam ve kişisel maruziyet) amacıyla pek çok çalışmada kullanılmıştır (Edwards vd,2001; Schlink vd., 2004; Schneider vd., 2001; Son vd., 2003).

Bu çalışmanın amacı Türkiye'nin en önemli endüstriyel bölgelerinden biri olan Kocaeli'nde farklı özellik gösteren bölgelerde belirlenen mikroçevrelerde seçilen 28 kişi üzerinde pasif örnekleme tekniği kullanılarak yaz ve kış olmak üzere 2 ayrı mevsimde UOB'ler için kişisel maruziyet düzeylerini belirlemektir. Ayrıca kişisel maruziyet kirlilik düzeylerine etki eden kirletici kaynakların belirlenmesi amacıyla çok değişkenli Faktör Analizi (FA) reseptör modelleme tekniği kullanılmıştır.

YÖNTEM

Çalışmanın gerçekleştirildiği Kocaeli ili coğrafi olarak kritik bir bölgede yer alan bir endüstri kentidir. Bu özelliğine bağlı olarak yoğun nüfus ve trafiğin iç içe olduğu bir ildir. Özellikle son 30 yılda görülen hızlı endüstriyel gelişimi nedeniyle Kocaeli, burada yaşayan insanların kirleticilere maruziyetinin belirlenmesi için yapılacak çalışmalarda öncelikli bölge konumundadır.

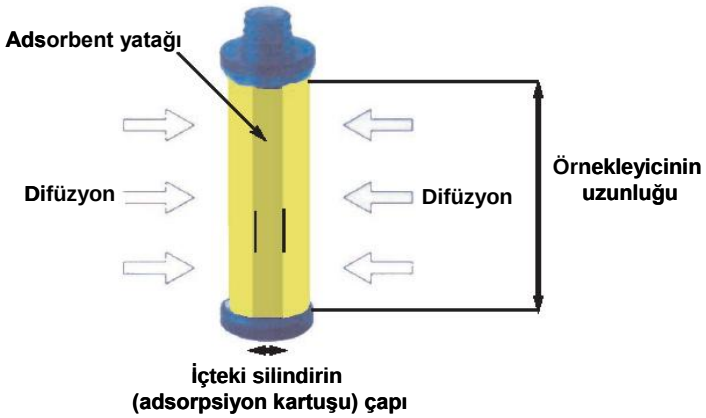
Çalışma sonunda kirleticilerin kaynak bölgelerini belirleyebilmek ve karşılaştırma yapabilmek amacıyla, örneklemelerin yapılacağı konut, ofis ve okullar, endüstriyel bölgelerde, kent merkezinde ve kent merkezi dışında bulunan yerleşim bölgelerinde olacak şekilde seçilmiştir. Bu faktörle dikkate alınarak seçilen örnekleme noktalarının bulunduğu bölgeler Şekil 1'de gösterilmiştir.



Şekil 1. Kocaeli Kenti'nde Örnek Alma Noktalarının Seçildiği Bölgeler

Ayrıca seçilen bölgelerde bulunan mikro-çevrelerin konumu (trafiğin yoğun olduğu cadde üzerinde ve uzağında), ev ve iş yerlerinde sigara kullanımı, örneklemenin yapılacağı yerlerde ısıtma amaçlı kullanılan yakıt türü (doğalgaz, fuel-oil, kömür), personel örnekleyiciyi kullanacak kişinin yaşı (10-50 yaşları arasında olması), örneklemenin yapılacağı okulların tam gün eğitim vermesi, ofislerde kullanılan malzemelerin benzer türlerde (fotokopi makinası, yazıcı v.b.) olmasına dikkat edilmiştir.

Çalışma, örnekleme noktası olarak seçilen 15 ev, 10 ofis ve 3 okuldan seçilen 28 kişi üzerinde pasif örnekleme tekniği kullanılarak yapılmıştır. Bunun için Radiello firmasından temin edilen difüzif tüpler kullanılmıştır. Radiello difüzif örnekleme sistemi, içinde adsorbent madde olan silindirik adsorplama kartuşu ve bu kartuşun yerleştirildiği eş eksenli silindirik bir difüzif gövdeden oluşmaktadır (Şekil 2).



Şekil 2. Silindirik difüzif örnekleyici

Pasif örnekleme tekniği ile çalışma kapsamında seçilen kirleticilerin konsantrasyonlarının sağlıklı bir şekilde belirlenebilmesi için örnekleyicilerin kirleticilere maruziyet sürelerinin belirlenmesi önemli aşamalardan birini oluşturmaktadır. Bu örnekleyicilerde difüzyon yoluyla toplanan kirletici konsantrasyonlarının, bu kirleticilerin analizinde kullanılan cihazların belirleme limitlerinin üzerinde olabilmesi için yeterli maruziyet süreleri yapılan ön çalışmalarla belirlenmiştir. Yapılan analiz sonuçları, her bir kirleticinin konsantrasyonlarının belirleme sınırlarının üzerinde olduğunu gösterdiğinden örnekleme çalışmalarında 24 saatlik maruziyet süresi seçilmiştir.

24 saat sonunda toplanarak uygun şartlarda saklanan pasif örnekleyiciler ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuarlarında analiz edilmiştir. Analizlerde Termal desorber ünitesinde tüplerin desorpsiyonu gerçekleştirilmiş ve FID dedektörlü gaz kromotografi cihazında analizleri yapılmıştır.

Çalışma kapsamında örnekleme yapılacak mikroçevreler ve orada yaşayan denekler hakkında bilgi almak amacıyla anket çalışmaları yapılmıştır. Örneklenecek mikroçevrelerin özellikleri ile örnekleme yapılacak kişinin günlük aktivitelerine yönelik sorular hazırlanarak, kaynak belirleme aşamasında bu anketlerden çıkan sonuçlar değerlendirmeye alınmıştır.

Kişisel maruziyet kirlilik düzeylerine etki eden kirletici kaynakların belirlenmesi amacıyla çok değişkenli Faktör Analizi (FA) reseptör modelleme tekniği kullanılmıştır.

SONUÇLAR

Yaz mevsiminde evlerde ofislerde ve okullarda belirlenen kişiler üzerinde yapılan kişisel maruziyet örneklemelerine yönelik analiz sonuçları Tablo 1'de görülmektedir.

Tablo 1. Yaz mevsiminde evlerde ofislerde ve okullarda UOB'lerin kişisel maruziyet düzeylerinin ortalama ve standart sapma değerleri ($\mu g/m^3$)

	Ev (n:15)		**Ofis (n:10)**		**Okul (n:3)**	
Bileşenler	**Ort.**	**SS**	**Ort.**	**SS**	**Ort.**	**SS**
Benzen	10.06	6.77	9.75	5.10	6.80	3.09
Toluen	55.28	71.61	62.27	38.60	45.09	28.16
m,p-ksilen	14.78	12.93	15.13	7.50	9.55	2.82
o-ksilen	7.13	6.44	9.95	6.45	7.11	3.62
Etilbenzen	14.82	16.39	15.46	9.72	9.45	4.43
Stiren	9.51	12.13	7.97	5.13	6.94	3.32
Siklohegzan	7.82	4.08	6.55	5.23	3.81	2.02
1,2,4-trimetilbenzen	2.51	2.36	8.07	10.74	9.81	12.56
Heptan	6.35	5.05	9.87	5.77	7.34	2.87
Hegzan	9.73	6.19	11.95	9.71	14.89	15.11
Dekan	5.25	4.23	6.09	3.51	5.28	3.29
Nonan	10.99	8.83	10.16	6.15	6.02	3.16
Oktan	4.80	4.32	7.61	6.53	3.10	1.78
Andekan	4.74	3.39	7.07	4.69	2.39	0.98

Tablodan görülebileceği üzere kişilerin maruz kaldığı UOB ler içinde en fazla toluenin katkı sağladığı, en yüksek toluen düzeyine ise ofislerde çalışan kişilerin maruz kaldığı görülmektedir (62.27 μg/m^3). Bunu evlerde yaşayan (55.28 μg/m^3) ve okullarda çalışan (45.09 μg/m^3) kişiler takip etmektedir. Toluenin ardından UOB konsantrasyonlarına katkı sağlayan bileşikler evler için etilbenzen (14.82 μg/m^3), m,p-ksilen (14.78 μg/m^3), nonan (10.99 μg/m^3), benzen (10.06 μg/m^3), ve stiren (9.51 μg/m^3) olarak sıralanmakta iken ofislerde etilbenzen (15.46 μg/m^3), m,p ksilen (15.13 μg/m^3), hegzan (11.95 μg/m^3) ve nonan (10.16 μg/m^3), okullarda ise hegzan (14.89 μg/m^3), 1,2,4-trimetilbenzen (9.81μg/m^3) ve m,p-ksilen şeklinde sıralandığı görülmektedir.

Kış mevsiminde evlerde ofislerde ve okullarda belirlenen kişiler üzerinde yapılan kişisel maruziyet örneklemelerine yönelik analiz sonuçları Tablo 2'de görülmektedir.

Kış örneklemelerinde Toluen yaz mevsiminde olduğu gibi tüm mikroçevrelerde UOB'lere en fazla katkıda bulunan bileşik olmuştur. En yüksek Toluen konsantrasyonu 122.43 μg/m^3 ile ofislerde belirlenirken evlerde 81.62 μg/m^3 ve okullarda 74.79 μg/m^3 olduğu tespit edilmiştir. Evlerde 28.34 μg/m^3 ile m,p-ksilen, 17.69 μg/m^3 ile o-ksilen, 17.11 μg/m^3 ile etilbenzen ve 15,56 μg/m^3 ile nonan, toluenden sonra en yüksek konsantrasyonlarda belirlenen bileşiklerdir. Ofislerde m,p-ksilen 40.42 μg/m^3, o-ksilen 23.97 μg/m^3, etilbenzen 17.88 μg/m^3 ve heptan 17.82 μg/m^3 sırasıyla UOB lere rastlanırken okullarda ise benzen 31.25 μg/m^3, hegzan 30.44 μg/m^3, m,p-ksilen 24.31 μg/m^3 ve heptan 16.46 μg/m^3 ile en yüksek konsantrasyonlara sahip bileşikler olarak saptanmıştır.

Tablo 2. Kış mevsiminde evlerde, ofislerde ve okullarda UOB'lerin kişisel maruziyet düzeylerinin ortalama ve standart sapma değerleri (μg/m^3)

	Ev (n:15)		**Ofis (n:10)**		**Okul (n:3)**	
Bileşikler	**Ort.**	**SS**	**Ort.**	**SS**	**Ort.**	**SS**
Benzen	12.07	7.65	13.98	11.48	31.25	43.11
Toluen	81.62	96.66	122.43	109.61	74.79	35.97
m,p-ksilen	28.34	13.59	40.42	21.23	24.31	15.88
o-ksilen	17.69	8.18	23.97	11.65	10.91	6.96
Etilbenzen	17.11	10.18	17.88	10.16	12.97	8.22
Stiren	12.93	5.88	15.47	6.71	8.11	7.24
Siklohegzan	10.02	5.63	10.08	5.31	13.08	9.10
1,2,4-trimetilbenzen	5.22	6.37	4.95	5.19	1.34	0.95
Heptan	8.75	4.89	17.82	11.78	16.46	14.47
Hegzan	11.58	8.10	13.86	11.52	30.44	41.52
Dekan	6.15	3.94	5.91	3.43	2.79	2.04
Nonan	15.56	10.28	19.49	17.94	10.48	8.61
Oktan	5.94	3.47	9.70	3.34	5.35	2.29
Andekan	6.26	5.47	5.47	5.40	1.87	1.26

Sonuçlar incelendiğinde kış mevsimi konsantrasyonlarının hemen hemen tüm bileşikler için yaz mevsimi konsantrasyonlarından daha yüksek olduğu görülmektedir. Kış aylarında havalandırma işleminin daha az yapılmasının yanı sıra ısınma faaliyetleri gereği kullanılan kalorifer ve soba gibi yaz aylarında faal olmayan kaynakların katkısı bu farklılığın nedenleri olarak ortaya konulabilmektedir.

Örnekleme çalışması yaptığımız 28 deneğin anketleri neticesinde 10 deneğin sigara kullanmadığı, 18 deneğin ise sigara kullandığı tespit edilmiştir. Örnekleme sonuçları sigara içenler ve içmeyenler için değerlendirdirildiğinde elde edilen sonuçlar Tablo 3'de görülmektedir.

Tablo 3. Kişisel maruziyet UOB düzeylerine ($\mu g/m^3$) sigara kullanımının etkisi

Bileşikler	**Sigara Kullananlar n=18**		**Sigara Kullanmayanlar n=10**		**S/N kor[a] *p* değeri[b]**
	Ortalama	**Standart Sapma**	**Ortalama**	**Standart Sapma**	
Benzen	15.30	13.48	5.66	2.43	0.005
Toluen	92.26	91.63	41.91	34.21	0.637
m,p-ksilen	28.10	17.98	13.11	7.47	0.637
o-ksilen	16.22	10.48	8.28	6.11	0.637
Etilbenzen	18.82	12.31	9.13	6.16	0.346
Stiren	13.31	8.78	6.12	4.08	0.050
Siklohegzan	10.21	5.78	5.37	1.92	0.050
1,2,4-trimetilbenzen	6.13	7.83	2.58	2.62	0.637
Heptan	11.26	7.47	8.17	9.30	0.637
Hegzan	15.98	13.70	5.91	4.55	0.005
Dekan	6.60	3.91	3.58	2.05	0.157
Nonan	15.85	12.15	7.89	5.75	0.157
Oktan	7.45	4.25	4.25	4.45	0.059
Andekan	6.05	5.00	3.53	2.59	0.018

[a]Sigara içen/sigara içmeyen korelasyonu
[b]Friedman test değeri

Tablo 3 incelendiğinde hemen hemen tüm UOB ler için sigara kullananların maruz kaldığı UOB düzeylerinin sigara kullanmayanların yaklaşık 2 katı olduğu görülmektedir. Sonuçlara parametrik olmayan Friedman testi uygulandığında sigara kullanan ve kullanmayan denekler arasında benzen, stiren, siklohegzan, hegzan ve andekan konsantrasyonlarında istatistiksel olarak (p<0.05) farklılıklar bulunduğu tespit edilmiştir. Toluen, m,p-ksilen, o-ksilen, stiren ve etilbenzen bileşiklerinin sigara dumanında saptanan organik kirleticiler olduğu belirlenmiştir (Wallace vd. 1987).

Kişisel maruziyet kirlilik düzeylerine etki eden kirletici kaynakların belirlenmesi amacıyla çok değişkenli Faktör Analizi (FA) reseptör modelleme tekniği kullanılmıştır. Ofis ve Okul deneklerinden elde edilen sonuçlar birleştirilmek

suretiyle modelleme çalışması Evler ve ofisler için ayrı ayrı uygulanmış olup sonuçları Tablo 4 ve 5'de görülmektedir.

Tablo 4. Evlerde UOB kişisel maruziyet faktör analizi sonuçları

Bileşik	**F1**	**F2**	**F3**	**F4**	**Komünalite**
Hegzan			0.914		0.836
Benzen			0.892		0.851
Siklohegzan		0.511	0.618		0.667
Heptan		0.698			0.539
Toluen		0.812			0.674
Oktan	0.437	0.697			0.810
Etilbenzen	0.479	0.790			0.895
m,p-ksilen	0.753	0.477			0.848
Stiren			0.402	0.721	0.774
o-ksilen	0.800	0.427			0.851
Nonan	0.641	0.431		0.433	0.799
Dekan	0.555			0.733	0.871
1,2,4-TMB	0.900				0.840
Andekan			0.398	0.683	0.699
Özdeğer	6.47	1.93	1.32	1.24	
Varyans (%)	46.20	13.78	9.42	8.84	
Kümülatif varyans (%)	46.20	59.98	69.40	78.24	
Olası kaynak türü	İçortam Kaynakları	Motorlu Araçlar	Sigara	Endüstri	

Tablo 5. Ofislerde UOB kişisel maruziyet faktör analizi sonuçları

Bileşik	**F1**	**F2**	**F3**	**F4**	**Komünalite**
Hegzan				0.903	0.841
Benzen		0.499	0.509	0.351	0.673
Siklohegzan	0.682				0.598
Heptan			0.887		0.832
Toluen	0.847				0.834
Oktan	0.300	0.605	0.514		0.881
Etilbenzen		0.688	0.599		0.894
m,p-ksilen	0.924				0.897
Stiren			0.527	0.721	0.839
o-ksilen	0.744	0.315	0.454		0.860
Nonan	0.586	0.547	0.354		0.818
Dekan		0.850	0.336		0.905
1,2,4-TMB		0.914			0.846
Andekan		0.784			0.625
Özdeğer	6.43	2.44	1.34	1.13	
Varyans (%)	45.94	17.45	9.54	8.10	
Kümülatif varyans (%)	45.94	63.39	72.93	81.03	
Olası kaynak türü	İç ortam kaynakları	Motorlu araçlar	Endüstri	Sigara	

Evlerde kişisel maruziyet veri setine uygulanan faktör analizi çalışmasında 4 faktör elde edildi. Kaynaklardan ilki (F1) %46,20 lık oranıyla oktan, etilbenzen, m,p-ksilen, o-ksilen, nonan, dekan, 1,2,4-trimetilbenzen ve andekan bileşiklerinin bir araya gelmesiyle iç ortam kaynakları olarak belirlendi. F2 siklohegzan, heptan, toluen, oktanetilbenzen, m.p-ksilen, o-ksilen ve nonan grubunun oluşumuyla motorlu araçlar (%13,78), F3 hegzan, benzen, siklohegzan stiren gibi tablo 3'de de belirlenen sigaranın iz elementlerini içermesi sebebiyle sigara kullanımı (%9,42) ve F4'de stiren, nonan, dekan ve andekan bileşikleri sonucu endüstri kaynakları (%8,84) olarak tanımlanmıştır.

Tablo 5 de ofislerde çalışan kişilerin maruziyet konsantrasyonlarına uygulanan faktör analizi sonuçları görülmektedir. Evlerde olduğu gibi ofislerde de 4 faktör elde edilmiştir. Siklohegzan, toluen, oktan, m,p-ksilen, o-ksilen ve nona bileşiklerinin yeraldığı F1 (varyans %45,94) ofis malzemelerinden oluşan bir kaynak olarak belirlenmiştir. Bu nedenle içortam kaynağı olarak tanımlanmıştır. F2 (%17,45) benzen, oktan, etilbenzen, o-ksilen, nonan, dekan, 1,2,4-trimetilbenzen ve andekan bileşikleri nedeniyle motorlu araçlar olarak belirlenmiştir. F3 (%9.54) benzen, heptan, oktan, etilbenzen, stiren, o ksilen, nonan ve dekan bileşikler grubundan oluşması sebebiyle endüstriyel kaynakları işaret etmektedir. Son faktör olan F4 (%8.10) evlerde olduğu gibi ofislerde de hegzan, benzen ve stiren bileşiklerinin katkısıyla sigara kullanımı olarak tanımlanmıştır.

FA modellemesi, mikroçevre karakteristikleri, anketler ve zaman aktivite çizelgeleri incelenen kirleticilerin en önemli kaynaklarının iç ortam kaynakları, endüstri, trafik ve sigara kullanımı olduğunu göstermektedir. Sigara kullanımı ile UOB'lerin kişisel maruziyet düzeyleri arasındaki ilişkiler incelendiğinde Sigara içen/içmeyen oranlarının 2-3 dolayında olması sigara kullanımının incelenen UOB'lerin gözlenen düzeylerinde önemli bir değişime neden olduğuna işaret etmektedir. Veri setine parametrik olmayan Friedman testi uygulandığında özellikle benzen, stiren, siklohekzan, hekzan ve andekan bileşiklerinin sigara kullanan kişilerde gözlenen kişisel maruziyet düzeyleri üzerinde istatistiksel olarak anlamlı bir etkiye sahip olduklarını göstermiştir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma 104Y275 no'lu TÜBİTAK projesi kapsamında gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın geniş hali *Water, Air, Soil Pollution* dergisinde Mart 2008 tarihinde 191. sayıda (Sayfa:113-129) yayımlanmıştır.

KAYNAKLAR

Bouhamra, W.S., BuHamra, S.S., Thomson, M.S., Determination of volatile organic compounds in indoor and ambient air of residences in Kuwait Environment International, 23, 197–204, 1997.

Byrne, C.A., Air sampling of volatile organic compounds in a community near an industrial corridor. MSc Thesis. pp.181, University of Alberta, Canada, 2000.

Chan, C. Y., Chan, L. Y., Wang, X. M., Liu, Y. M., Lee, S. C., Zou, S. C., vd., Volatile organic compounds in roadside microenvironments of metropolitan Hong Kong. Atmospheric Environment, 36, 2039–2047, 2002.

Edwards, R.D., Jurvelin, J., Saarela, K., Jantunen, M., VOC concentrations measured in personal samples and residential indoor, outdoor and workplace microenvironments in EXPOLIS-Helsinki, Finland. Atmospheric Environment, 35 (27), 4531–4543, 2001.

Guo, H., Murray, F., Wilkinson, S., Evaluation of total volatile organic compound emissions from adhesives based on chamber tests. Journal of the Air & Waste Management Association, 50, 199–206, 2000.

Guo, H., Lee, S. C., Li, W. M., & Cao, J. J., Source characterization of BTEX in indoor microenvironments in Hong Kong. Atmospheric Environment, 37, 73–82, 2003.

Ho, K. F., Lee, S. C., Chiu, G. M. Y., Characterization of selected volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and carbonyl compounds at a roadside monitoring station. Atmospheric Environment, 36, 57–65. 2002.

Hodgson, M.J., Frohlinger, J., Permar, E., Tidwell, C., Traven, N.D., Olenchock, S.A., Karpf, M.,. Symptoms and micro-environmental measures in non-problem buildings. Journal of Occupational and Environmental Medicine, 33, 527–533, 1991.

Lee, S.C., Li, W.M., Ao, C.H., Investigation of indoor air quality at residential homes in Hong Kong-case study. Atmospheric Environment, 36, 225–237, 2002.

Li, W.M., Lee, S.C., Chan, L.Y. Indoor air quality at nine shopping malls in Hong Kong. The Science of the Total Environment, 273, 27–40, 2001.

Risto, K., Volatile organic compounds in the indoor air of normal and sick houses. Atmospheric Environment, 29, 693–702, 1995.

Schlink, U., Rehwagen, M., Damm, M., Richter, M., Borte, M., Herbarth, O., Seasonal cycle of indoor-VOCs: comparison of apartments and cities. Atmospheric Environment, 38, 1181–1190, 2004.

Schneider, P., Gebefugi, I., Richter, K., Wolke, G., Schnelle, J., Wichmann, H.E., Heinrich, J., Indoor and outdoor BTX levels in German cities. The Science of the Total Environment, 267 (1-3), 41–51. 2001.

Son, B., Breysse, P., Yang, W., Volatile organic compounds concentrations in residential indoor and outdoor and its personal exposure in Korea. Environment International, 29, 79–85, 2003.

USEPA, Indoor air quality: sick building syndrome (EPA/402-F-94-004). Indoor Air Group, Research Triangle Park, North Carolina, 1991.

Vega, E., Mugica, V., Carmona, R., & Valencia, E., Hydrocarbon source apportionment in Mexico City using the chemical mass balance receptor model. Atmospheric Environment, 34, 4121–4129, 2000.

Wallace, L. Indoor particles: a review. Journal of the Air & Waste Management Association, 46 (2), 98–126. 1996.

AKARYAKIT İSTASYONLARININ ORTAM HAVASINDAKİ UÇUCU AROMATİK HİDROKARBONLARIN KONSANTRASYONLARINA KATKISININ ARAŞTIRILMASI

Mehmet Emin Aydın, Gülnihal Kara(*)

Selçuk Üniversitesi Müh.-Mim. Fakültesi Çevre Mühendisliği Böl., Kampus-Konya

ÖZET

Özellikle sıcak aylarda, akaryakıt istasyonlarında benzin ve LPG depolarının dolum işlemlerinde ortam havasında uçucu aromatik hidrokarbonların seviyeleri artabilmektedir. Özellikle şehir içindeki akaryakıt istasyonları uçucu aromatik hidrokarbonların önemli kaynakları arasındadır. 2001 yılı verilerine göre, İstanbul'da akaryakıt istasyonları depolarından atmosfere atılan benzin buharı miktarı 2.036.670 kg/yıldır.

Bu çalışma da Konya'da şehir içinde bulunan bir akaryakıt istasyonunda ve şehir merkezinde uçucu aromatik hidrokarbonların konsantrasyon seviyeleri 1 yıl süresiyle izlenmiştir. Bir yıl süreyle gerçekleştirilmiş ölçümlerle bu bileşiklerin mevsimsel değişimleri belirlenmiş ve meteorolojik parametrelerle ilişkileri incelenmiştir. Konya kent havasında gaz fazdaki ortalama toplam uçucu aromatik hidrokarbon konsantrasyonu 142,93 µg m^{-3}, akaryakıt istasyonunda ise 456,87 µg m^{-3} olarak tespit edilmiştir. Konya kent havasında maksimum konsantrasyon değeri 397.5 µg m^{-3} ile ağustos ayında tespit edilirken, akaryakıt istasyonunda maksimum konsantrasyon değeri 1658 µg m^{-3} ile ocak ayında tespit edilmiştir. Akaryakıt istasyonundaki uçucu aromatik hidrokarbon konsantrasyonu ortam havasında tespit edilenden 3.5-5 kat daha yüksek belirlenmiştir. Hem akaryakıt istasyonunda hem de ortam havasında, m/p xylen en baskın bileşik olarak tespit edilmiştir. Ortalama X/E (m/p xylen/EtBenz oranları akaryakıt istasyonunda ve ortam havasında yaklaşık 1.5 olarak tespit edilmiştir. Bu oranın yakın bir kaynaktan kısa zamanda kirleticilerin dağıldığını gösterdiği kabul edilmektedir. Bu çalışma da uçucu aromatik hidrokarbonların ozon oluşturma potansiyelleri de tahmin edilmiştir. Uçucu aromatik hidrokarbonların ozon oluşturma potansiyeli akaryakıt istasyonunda 1083 µg m^{-3} (yıllık ortalama), ortam havasında 836 µg m^{-3} (yıllık ortalama) olarak tahmin edilmiştir.

Anahtar Sözcükler: Uçucu aromatik hidrokarbonlar, UAH, Hava, Akaryakıt istasyonu, GC/MS.

GİRİŞ

Son yıllarda yakıt ve motor teknolojisindeki önemli gelişmelere rağmen kentsel çevreler hala yüksek seviyelerde trafik emisyonlarından etkilenmektedir Colvile vd., 2001). Trafik ile ilişkili önemli kirleticiler, CO, NO_x, hidrokarbonlar ve partiküllerdir. Hidrokarbonlar arasında aromatikler en baskın gruptur. Kentsel alanlarda aromatik bileşiklerin ana kaynağı trafiktir. Diğer kaynakları ise akaryakıt

* gkara@selcuk.edu.tr

istasyonları; kuru temizleyiciler ve ayakkabı imalat ve tamir, kitap basım ve fotokopi sanayi gibi küçük ölçekli endüstri tesisleridir. Benzin; parafinik, olefinik ve aromatik, karbon sayıları 3-11 aralığında değişen, düşük molekül ağırlıklı bileşiklerin karışımı bir kompleks karışımdır. Benzinin içerisindeki aromatik bileşiklerin önemli kısmını benzen, toluen ve xylen'ler oluşturmaktadır. VOCs'in emisyonlarının kontrolü Geneva Protokolü ile 1991 de başlamıştır. EMEP/CC 1990 EMEP programına göre havada bakılması gerekli ve bakılması istenen bileşikler belirlenmiştir. Etilbenzen, m,p-xylen, oxylen, trimethilbenzenler bakılması gerekli styren ise bakılması istenen bileşikler grubundadır. Benzen ve styren Uluslararası Kanser Araştırma Örgütü (IARC) tarafından insanlar için sırasıyla kanserojen ve muhtemel kanserojen olarak sınıflandırılmaktadır (IARC, 2004). Benzin buharına soluma yolu ile kronik olarak maruz kalındığında insan sağlığını olumsuz etkileyebilir. Bu etkiler Tablo 1'de görülmektedir.

Tablo 1. Benzin buharına uzun süreli (kronik) maruz kalındığında oluşan etkiler (ATSDR 1995)

Etki	Tanımlama
Hematolojik	Anemi, trombositopeni
Nerolojik	Çarpıntı, başağrısı, yorgunluk, hafıza kaybı, uyku problemleri, genel halsizlik

Bu aromatik hidrokarbonların konsantrasyonları, zaman, çalışma bölgesi özellikle de kaldırım, trafik yoğunluğunun fazla olduğu caddeler, araçların içerisi, araç park alanları ve akaryakıt istasyonları gibi spesifik mikroçevrelerde büyük değişkenlik göstermektedir. Akaryakıt istasyonlarında dolum işlemi süresince yüksek konsantrasyon seviyelerinde benzin buharlarına kısa bir zaman diliminde maruz kalınmaktadır. Satılan benzin miktarı ve içeriği, ortam sıcaklığı, benzin buhar kapanı gibi emisyon kontrol teknolojisinin varlığı, akaryakıt istasyonlarındaki benzin buharlarının seviyelerinin artmasına neden olmaktadır. Çok sayıda çalışma çevresel ortamlardaki aromatik hidrokarbonların seviyelerini benzin dolum işleminin ve benzin kaçaklarının yükselttiğini göstermiştir. Srivastava (2004) Mumbai-Hindistan'da benzin dolumu ile oluşan UOB (uçucu organik bileşik) konsantrasyonlarını değerlendirmiştir. Srivastava vd., (2005) Delhi-Hindistan'da akaryakıt istasyonlarında oluşan toksik hava kirleticilerini değerlendirmişlerdir. Srivastava (2006), Mumbai-Hindistan'da 15 bölgede gerçekleştirdiği çalışma da UOB kaynakları içerisine akaryakıt istasyonlarını da dahil etmiştir. Gonzales- Flesca vd., (2002) akaryakıt istasyonlarına yakın kentsel alanlarda karma izleme ve dispersiyon modelleme metotlarını kullanmıştır. Harrison vd., (1999), İngiltere'de ana yol ve akaryakıt istasyonlarına yakın alanlarda yaşayan çocukların kansere yatkınlığını değerlendirmiştir. Kentsel çevrelerde aromatik hidrokarbonların en önemli kaynaklarından biri olarak kabul edilen akaryakıt istasyonlarında yapılan çalışmalar mevcutken akaryakıt istasyonlarının kentsel çevrelerdeki aromatik hidrokarbon seviyelerine katkısı ile ilgili az sayıda çalışma bulunmaktadır.

Bu çalışma da, akaryakıt istasyonlarının kent çevre ortam havasına katkısı uçucu organik bileşiklerin kentsel çevrede ve akaryakıt istasyonunda seviyelerinin deneysel yöntemlerle tespit edilmesi ile değerlendirilmiştir. Bu değerlendirme farklı ortam sıcaklıklarının gözlendiği sabah ve akşam periyotlarında 5 ay, sadece tek peryot ile 6 ay gerçekleştirilmiştir.

YÖNTEM

Çalışma, Konya'da şehir merkezinde bulunan bir benzin istasyonunda ve şehir merkezinde Ağustos 2007-Haziran 2008 periyodunda gerçekleştirilmiştir. Hava örnekleri aylık olarak düşük akışlı SKC 224-PCTX8KV hava örnekleyicisi ile sertifikalı SKC aktif karbon tüpü (coconut shell charcoal, 100mg/50 mg) kullanılarak NIOSH tarafından geliştirilen Metot 1501'e göre alınmıştır. Hava örnekleri yer seviyesinden yaklaşık 1.5 m yukardan 100-120 ml/dak akış hızı ile Ağustos, Eylül, Ekim, Kasım, Aralık aylarında 2 peryot (08.00-10.00 ve (16.00-18.00), Ocak, Şubat, Mart, Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında tek peryot (16-18:00) olarak alınmıştır. Örnekler rüzgâr hızının düşük olduğu günlerde alınmıştır. 2 saatlik kısa numuneleme peryodu breakthrough'dan sakınmak için tercih edilmiştir. Hava örnekleyicinin akış hızı, her numuneleme'den önce ve sonra SKC akış ölçer ile kontrol edilmiş ve akış hızındaki varyasyon %5'den düşük olarak tespit edilmiştir. Numuneleme işleminden sonra tüpler özel plastik kapaklarla kapatılmış ve plastik çanta içinde soğutucu kaplarla laboratuara getirilmiştir. Analize kadar -101^{o}C'de derin dondurucuda korunmuştur. Numuneleme süresince konsantrasyon değişimleri 5 blank tüp ile kontrol edilmiştir. Desorbsiyon işleminden önce aktif karbon tüplerine 1,4-Diklorobenzen ve p-bromoflorobenzen mix surrogate standart karışımı spike yapılmış ve geri kazanım etkinliği belirlenmiştir. Aktif karbon tüplerinin ön ve arka bölümleri içinde 1 mL distile karbondisülfid bulunan 2 farklı viale aktarılmıştır. Tüpler 40 dakika mekanik karıştırıcıda karıştırılmış ve 1 saat desorbsiyon işleminin tamamlanması için bekletilmiştir. Örnekler, desorbsiyon işleminden sonra 30 dakika ultrasonik banyoda ekstrakte edilmiştir. İnternal standart olarak mix halde 1-chlorooctadecane ve 1- chlorooctan 1ml'lik faza spike yapılmıştır. 1 mL'lik solvent faz Chromafil O-45/25 şırınga filtreden geçirilerek 5973 seri MS dedektör ve DB-5 kolon ile donatılmış Agilent 6890 N gaz kromatografisine enjekte edilmiştir. Çalışma da araştırılan bileşikler Hedef bileşikler internal standart kalibrasyon tekniğine göre kantifiye edilmiştir. Çalışma da UOB'ler için GC-MS sistemi ile elde edilen lineer aralık, lineerlik, tekrarlanabilirlik değerleri LOD (Dedeksiyon limiti), LOQ (Kantifikasyon limiti), RSD (Relatif standart sapma), PSN (Doğruluk (%) değerleri Tablo 2'de verilmiştir.

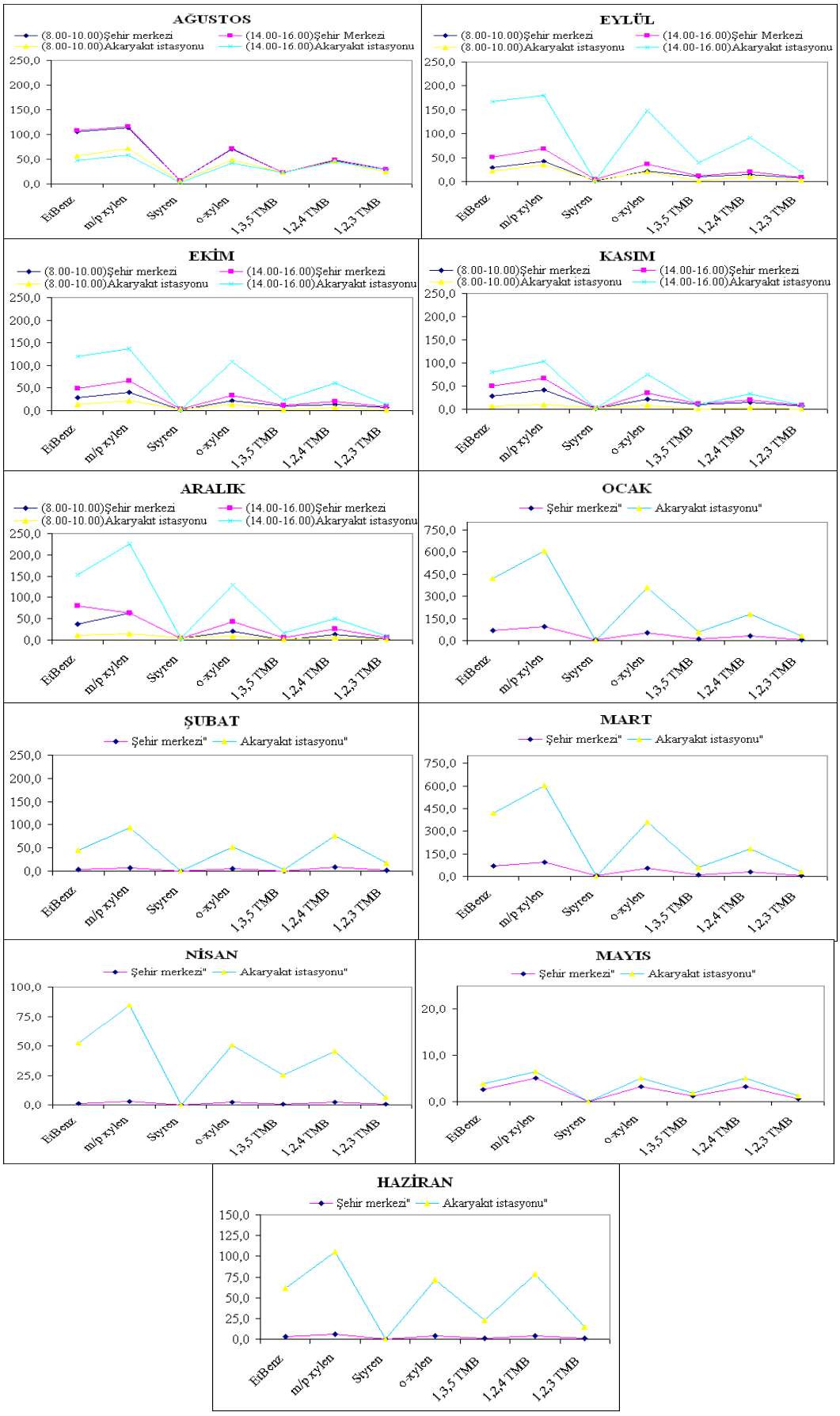
Metot dedeksiyon limiti 0.1-1.3 mg m^{-3}, relatif standart sapma değerleri ise % 0.2-7.4 aralığında belirlenmiştir. Bilinen miktarda VOCs standardı aktif karbon tüplerine spike yapılmış ve metot geri kazanım değerleri %75-%98 aralığında belirlenmiştir. PSN (% doğruluk değerleri) 96-100 aralığında belirlenmiştir. Hedef bileşiklerin ozon oluşumuna katkıları Carter (1994) tarafından oluşturulmuş UOB'lerin UOB-OH reaksiyon hız sabit değerleri olarak tanımlanan MIR değerleri kullanılarak hesaplanmıştır.

Tablo 2. UOB'ler için GC-MS sistemi ile elde edilen lineer aralık, lineerlik, tekrarlanabilirlik değerleri LOD (Dedeksiyon limiti), LOQ (Kantifikasyon limiti), RSD (Relatif standart sapma), PSN (Doğruluk (%)

Bileşikler	GC-MS					
	LOD	LOQ	Lineer Aralık	PSN	R^2	RSD
	ng m^{-3}		ng μL^{-1}			
Etilbenzen (EtBenz)	1.462	4.875	0.001-5	98	0.990	1.299
m/p xylen	1.106	3.687	0.001-10	99	0.996	2.605
Styren	16.632	55.440	1-10	100	0.999	7.415
o-xylen	2.235	7.451	0.001-10	96	0.997	4.792
1,3,5 Trimetilbenzen (1,3,5 TMB)	11.648	38.827	0.1-10	96	1.000	0.177
1,2,4 Trimetilbenzen	8.423	28.076	0.1-10	100	0.998	5.181
1,2,3 Trimetilbenzen	10.525	35.085	0.001-10	99	1.000	3.447
S1-p-Bromoflorobenzen	15.870	52.899	0.1-10	100	0.999	4.030
S2-1,4 Diklorobenzen	245.09	816.99	0.1-10	100	1.000	17.36
İnternal-1 1-chlorooctan	2.844	9.479	-	100	-	3.190
İnternal-2 1-chlorooctadecan	1.048	3.495	-	100	-	3.450

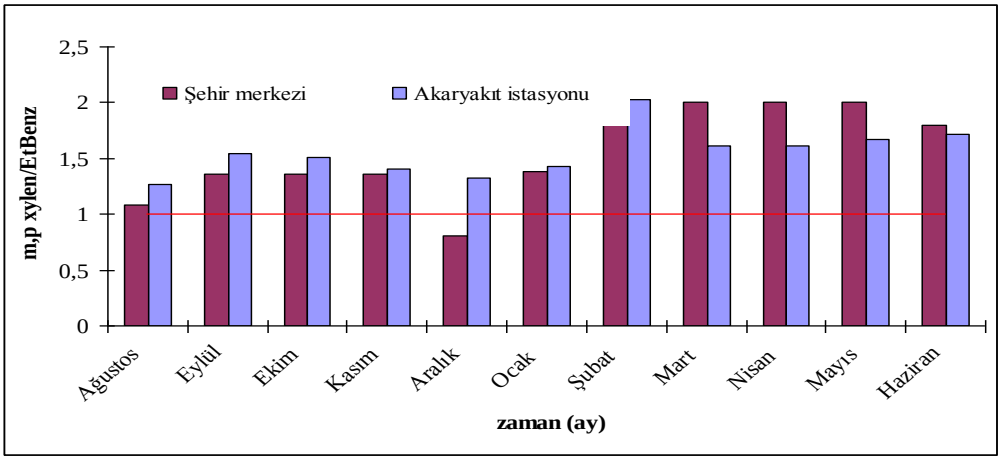
SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Çalışma da elde edilen UOB konsantrasyonları Şekil 1'de verilmiştir. Şekil 1 incelendiğinde şehir merkezinde örnekleme yapılan 2 peryot arasında önemli farklılığın olmadığı ancak akaryakıt istasyonunda sabah peryodunda akşam peryoduna göre önemli ölçüde düşük konsantrasyon değerleri belirlendiği görülmektedir. Hem şehir merkezinde hem de akaryakıt istasyonunda en yüksek konsantrasyon değerleri m/p xylen bileşiği için elde edilmiştir. Çalışma da soğuk dönemlerde her iki örnekleme noktasında da konsantrasyon değerlerinin arttığı tespit edilmiştir. Xylen seviyeleri EtBenz seviyelerinden yüksek belirlenmiştir. Bunun nedeninin xylenlerin benzin katkı maddesi olarak kullanılması olabilir (ATSDR, 2004). Bu durum şehir merkezinin de trafik emisyonlarının etkisinde olduğunu göstermektedir. Akaryakıt istasyonunda elde edilen UOB'lerin konsantrasyon değerleri şehir merkezinden oldukça yüksek seviyelerdedir. Şehir merkezinde sıcak dönemlerde özellikle ağustos ayında UOB konsantrasyonlarının akaryakıt istasyonunda elde edilen seviyelerden yüksek olduğu gözlenmiştir. Bu durum sıcak peryotlarda taşıtlardaki benzinin buharlaşmasıyla ortam havasında UOB'lerin konsantrasyonlarının arttığını göstermektedir. Khoder'in, (2007) yapmış olduğu çalışma, yüksek sıcaklıklar daha fazla benzinin buharlaşmasına neden olur görüşünü doğrulamaktadır. Şehir merkezindeki UOB'lerin konsantrasyonları literatürdeki çalışmalarla kıyaslandığında Tarragona-İspanya (Mollarqui vd., (2007), Tahran-İran (Bahrami, 2001), İzmir-Türkiye (Müezzinoğlu vd., (2001)'de benzer sonuçların elde edildiği belirlenmiştir. Benzinin buharlaşması nedeniyle UOB konsantrasyonlarının sıcak dönemlerde soğuk dönemlerden yüksek olması beklenir. Şekil 1'de de görüldüğü gibi soğuk dönemlerde yüksek konsantrasyon değerleri tespit edilmiştir. Güneş ışığının yoğunluğunun maksimum olduğu saatlerde en yüksek ozon konsantrasyonlarının oluştuğu bilinmektedir. Çalışma da elde edilen bulgular dolaylı da olsa fotokimyasal reaksiyonların ortamdaki UOB'leri azalttığını göstermektedir. Ayrıca soğuk dönemlerde yanma faaliyetleri ve olumsuz hava şartları (Rüzgar hızının düşük olması, inversiyon) kirleticilerin dispersiyonunu engellediği ve gözlenen konsantrasyon değerlerini yükselttiği düşünülebilir.



Şekil 1. UOB'lerin konsantrasyon değerleri

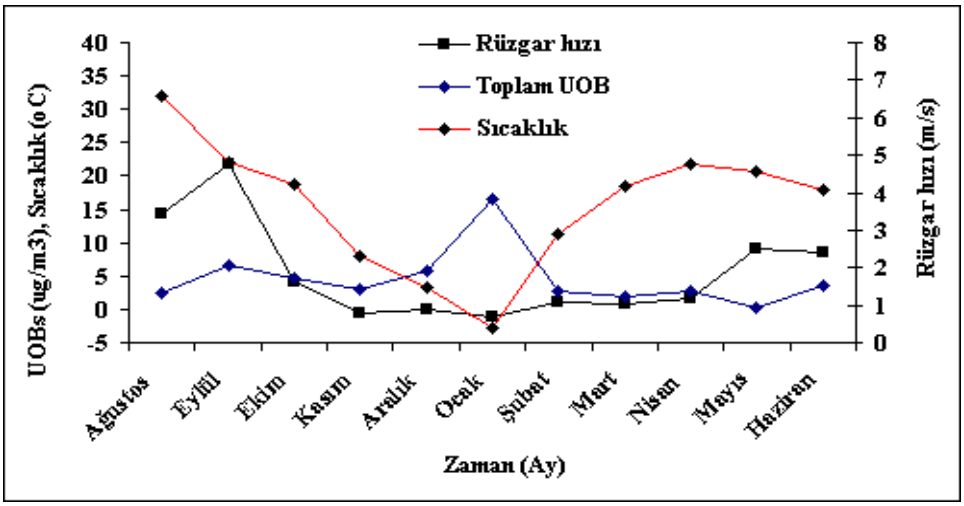
UOB'lerin türleri arasındaki belirli oranlar kirletici kaynağın mesafesini ve ortamdaki hava parselinin yaşını tahmin etmede kullanılmaktadır. EtBenz, alkil benzenler arasında en az reaksiyon veren bileşiktir ve kentsel cadde kanyonlarında otomobil emisyonlarının göstergesidir. Düşük Xylen/EtBenz oranı ortamdaki hava parselinin taze olmadığını göstermektedir (Zhao et al. 2004). Şekil 2'de şehir merkezi ve akaryakıt istasyonu için hesaplanan Xylen/EtBenz oranlarının mevsimsel değişimi görülmektedir.



Şekil 2. m,p xylen/EtBenz oranının mevsimsel değişimi

EtBenz ve m/p xylen arasındaki oran değerlerinin mevsimsel değişimi incelendiğinde hem şehir merkezinde hem de akaryakıt istasyonunda oran değerlerinin genelde birden büyük olduğu UOB'lerin kaynağının otomobil emisyonları olduğunu ve yakın kaynaktan dağıldığını göstermektedir.

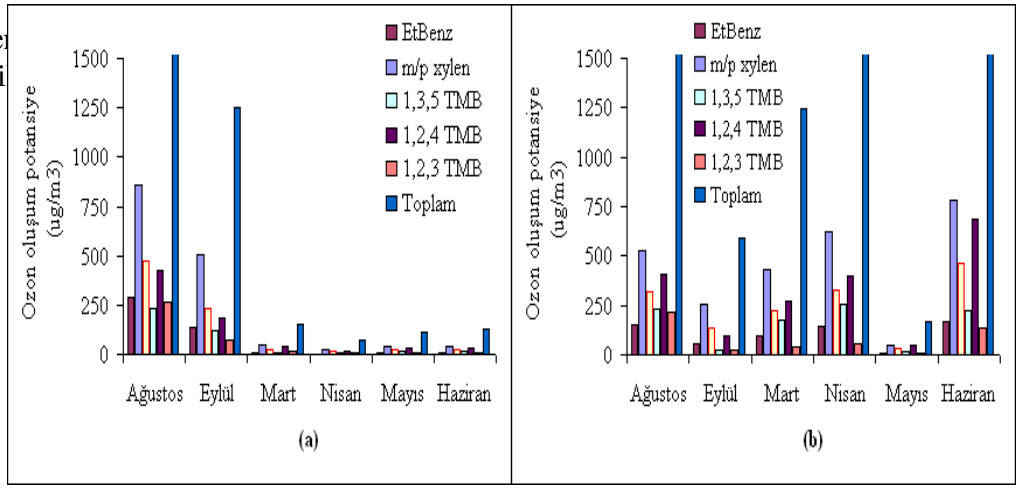
Meterolojik şartlarla UOB'lerin mevsimsel değişimi Şekil 3'de görülmektedir. Aynı ölçekte UOB ve sıcaklık değerlerini göstermek amacıyla Şekil 3'deki UOB konsantrasyonları gerçek konsantrasyon değerlerinin 100'e bölünmesiyle elde edilmiştir.



Şekil 3. Akaryakıt istasyonunda toplam UOB'lerin sıcaklık ve rüzgar hızı ile değişimi

Ağustos, Eylül, Mayıs ve Haziran aylarında rüzgâr hızının diğer aylardan oldukça yüksek olduğu Şekil 3'de görülmektedir. Kısmen de olsa rüzgâr hızının UOB konsantrasyonunu azalttığı düşünülebilir. Çalışma da meteorolojik faktörlerle toplam UOB konsantrasyon arasında lineer regresyon analizleri yapılmıştır. Toplam UOB konsantrasyonu şehir merkezinde bağıl nem ve atmosferik basınçla pozitif korelasyon (R=0.28 ve 0.653 sırasıyla) gösterirken rüzgar hızı ve ortam sıcaklığı ile negatif korelasyon (R=0.101 ve 0.08) göstermiştir. Akaryakıt istasyonunda da bağıl nem ve atmosferik basınçla pozitif korelasyon (R=0.55 ve 0.70 sırasıyla), rüzgar hızı ve ortam sıcaklığı ile negatif korelasyon (R=0.173 ve 0.66) göstermiştir.

Yer
edi



Şekil 4. Yer seviyesinde ozon oluşturma potansiyeli tahmin değerleri (a-şehir merkezi, b-akaryakıt istasyonu)

Şekil 4 incelendiğinde yer seviyesinde ozon oluşturma potansiyeline akaryakıt istasyonlarının özellikle ozon oluşumunun en yüksek tahmin edildiği Nisan, Mayıs, Haziran aylarında katkılarının ne kadar yüksek olduğu görülmektedir. Ozon oluşumuna en fazla katkıyı sırasıyla m,p-Xylen, o- Xylen, 1,2,4-Trimetilbenzen, Etilbenzen, 1,3,5 Trimetilbenzen ve 1,2,3 Trimetilbenzen sağlamıştır. Şekil 4 incelendiğinde bileşiklerin ozon oluşturma potansiyelleri şehir merkezinde Ağustos ve Eylül aylarında, akaryakıt istasyonunda ise ozon sezonunun tamamında 120 µg m^{-3} değerini çok aştığı görülmektedir.

ÖNERİLER

UOB'lerin ortam havasında tespiti ve kronik sağlık etkileri ile ilgili literatürde çok fazla sayıda çalışma mevcuttur. Akaryakıt istasyonlarının ortam havasına etkileri ile ilgili ölçüm sonuçlarını içeren çalışma mevcut değildir. Bu çalışma da elde edilen sonuçlar açıkça göstermiştir ki akaryakıt istasyonları ortam hava kalitesini olumsuz etkilemektedir. Akaryakıt istasyonları sadece ortam havasını değil çok yakınındaki mesken bölgelerini, istasyondaki çalışanları ve benzin dolumu yapan kişileri ciddi ölçüde etkilemektedir. Ülkemizdeki akaryakıt istasyonlarında benzin buharını yakalayan kapan sistemleri mevcut değildir, yasal olarak da zorunluluk yoktur. Örnekleme aşamasındaki gözlemlerde çalışanların herhangi bir koruyucu maske kullanmadıkları tespit edilmiştir. Akaryakıt istasyonlarında kısa sürede yoğun benzin buharına kişiler maruz kalabilmektedir. Özellikle UOB'lerin solunum yolu

semptomlarına neden olduğu bilgisi akaryakıt istasyonlarında geniş kapsamlı bilimsel araştırmalarla risk seviyelerinin sınırlı sayıda bileşik için değil daha fazla sayıda bileşik için yapılması zorunluluğunu göstermektedir. Sadece gazlar için değil araçlardan kaynaklanan solunabilir partikül maddenin de araştırılması gereklidir. Yapılacak çalışmaların kısa peryotlarla değil, yıllık varyasyonu gösterecek şekilde uzun peryotta yapılması gereklidir. Bu çalışma sınırlı sayıda hava kirleticisi için kısa süreli izleme şeklinde yapılmıştır. Günlük UOB varyasyonlarınında tespit edilmesi risk altındaki kişilerin maruz kaldıkları maksimum kirletici seviyelerini daha iyi gösterecektir. Bu çalışma da da görülmüştür ki, sabah peryodundaki kirletici seviyesi akşam peryodundan oldukça düşüktür. Gerçek maruziyet seviyeleri ancak gün içinde daha fazla örneklemenin yapılması ile gerçekleştirilebilir. UOB'ler atmosfer kimyasında da ozon oluşumuna katkıları, fotokimyasal oksidant olmaları, smog epizotlarına yol açmaları nedeniyle önemli kirletici grubudur. Bölgede ve ülkemizde daha kapsamlı izleme çalışmalarına gereksinim duyulmaktadır.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma Selçuk Üniversitesi, Bilimsel araştırma Projeleri (BAP) koordinatörlüğü tarafından desteklenen 06101036 nolu proje kapsamında gerçekleştirilmiştir.

KAYNAKLAR

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), http://www. atsdr.cdc.gov/ 2004.

ATSDR, Toxicology Profile for Xylene. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995.

Bahrami, A.R. Distribution Of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Of Tehran. Archives of Environmental Health. 56 (4) 380. Health & Medical Complete. 2001.

Colvile, R.N., Hutchinson, E.J., Mindell, J.S., Warren, R.F. The transport sector as a source of air pollution, Atmospheric Environment, 35, 1537–1565, 2001.

Gonzales-Flesca, N., Vardoulakis, S., Cicolella, A. BTEX concentrations near a stage II implemented petrol station, Environmental Science and Pollution Research, 9, 169–174, 2002.

Harrison, R.M., Leung, P.L., Somervaille, L., Smith, R., Gilman, E. Analysis of incidence of childhood cancer in the west Midlands of the United Kingdom in relation to proximity to main roads and petrol stations, Occupational and Environmental Medicine, 56,. 774–780, 1999.

IARC, Overall evaluations of carcinogenicity to humans as evaluated in IARC Monographs Volumes 1–82 (a total of 885 agents, mixtures and exposures), International Agency for Research on Cancer, 2004.

Khoder, M.I., Ambient Levels of Volatile Organic Compounds In The Atmosphere Of Greater Cairo, Atmospheric Environment, 41, 554–566, 2007.

Mallorqui, M.R., Recasens, R., Ballarin, F.B., Determination of volatile organic compounds in urban and industrial air from Tarragona by thermal desorption and gas chromatography–mass spectrometry, Talanta, 1-10. 2007.

Müezzinoğlu, A., Odabaşi, M., Onat, L. Volatile organic compounds in the air of Izmir, Turkey, Atmospheric Environment, 35, 753–760, 2001.

Srivastava, Source apportionment of ambient VOCs in Mumbai city, Atmospheric Environment, 6829–6843, 2004.

Srivastava, A., Joseph, A., Devotta, S. Volatile organic compounds in ambient air of Mumbai–India, Atmospheric Environment, 40, 892–903, 2006.

Srivastava, A., Joseph, A., Patil, S., More, A., Dixit, R., Prakash, M. Air toxics in ambient air of Delhi, Atmospheric Environment, 39, 59–71, 2005.

Zhao, L., Wang, X.M., He, Q., Wang, H., Sheng, G.Y., Chan, L.Y., Fu, J.M., Blake, D.R. Exposure to hazardous volatile organic compounds, PM_{10}, and CO while walking along streets in urban Guangzhou, China, Atmospheric Environment, 38, 6177–6184, 2004.

BOLU İLİNDE BELİRLENNEN OZON KONSANTRASYONUNUN METEOROLOJİK PARAMETRELERLE DEĞİŞİMİNİN İNCELENMESİ: HAVA KİRLİLİĞİ DAĞILIM POTANSİYELİ

Elif BAYINDIR[1(*)], Serpil YENISOY-KARAKAŞ[1], Fatma ÖZTÜRK[2], Ömer AĞA[3]

[1] Abant İzzet Baysal Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Bolu, 14280
[2] Abant İzzet Baysal Üniversitesi, Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bolu, 14280
[3]Fatih Üniversitesi, Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 34500

ÖZET

Mart 2009-Aralık 2009 arasında Bolu'da kurulan hava kalitesi izleme istasyonunda ozon konsantrasyonları belirlenmiş ve bu ve veriler istatistiksel analizler kullanılarak meteoroloji parametreleri ile ilişkilendirilmiştir. Ozon konsantrasyonlarının meteorolojik parametrelerle ilişkilendirilmesi çoklu lineer regresyon ve faktör analiz yöntemi kullanılarak yapılmıştır. Çoklu lineer regresyon sonucunda elde edilen eşitliğe göre % 95 güven aralığında yağmurun ozon konsantrasyonuna etki etmediği ($p = 0,225$) görülmüştür. Faktör analizinde saatlik ozon konsantrasyonları ve meteorolojik parametreler kullanılmıştır. Eigen değeri 1'den büyük olan iki faktör toplam varyasyonun yaklaşık olarak % 67'sini açıklamaktadır. Rüzgâr hızı, sıcaklık, güneş radyasyonu ve ozonun 1.faktör'de baskın olduğu ve ozonun rüzgar hızı, sıcaklık ve güneş radyasyonuyla pozitif korelasyon gösterdiği görülmüştür. 1. Faktör toplam varyansın % 50'sini açıklamıştır. 2. Faktör'de ise kısmi nem yer almakta ve geri kalan % 17'lik kısmı açıklayabilmektedir. Ozon ile kısmı nem arasında ise 1. Faktörde yer alan parametrelerin aksine negatif bir korelasyon gözlenmiştir. Çoklu lineer regresyon analizinde de görüldüğü gibi yağmurun ozon konsantrasyonuna etki etmediği faktör analizi ile de kanıtlanmıştır. Bu çalışmada ayrıca ölçülen ozon konsantrasyonlarının karışım yüksekliği ve ventilasyon sabiti ile değişimi de incelenmiştir. Karışım yüksekliği ve ventilasyon sabitinin öğle saatlerinde ve yaz aylarında en yüksek değerlere ulaştığı buna karşın öğleden önce ve sonra sıcaklığın azalmasına bağlı olarak azaldığı gözlenmiştir. ABD Çevre Koruma Ajansı'nın hava kalitesini belirlemede kullandığı ve ventilasyon katsayısına bağlı olarak belirlenen atmosferin taşıma kapasitesi standartına göre örnekleme döneminin yaklaşık % 80'ninde Bolu ilinde atmosferik koşulların "çok kötü" olarak sınıflandırıldığı ve bunun insan ve çevre sağlığı açısından çok ciddi sorunlara yol açabileceği bulunmuştur.

Anahtar Sözcükler: Ozon, Meteoroloji, Çoklu lineer regresyon, Faktör analiz, Karışım yüksekliği, Ventilasyon katsayısı, Bolu

GİRİŞ

Ozonun troposferde başlıca iki kaynağı bulunmaktadır. Bunlardan birincisi atmosferin 15 ile 20. km arasında maksimum değere ulaşan ve stratosfer katmanı

* elifbayindir@gmail.com.

olarak bilinen bölgede bulunan ozon tabakasından troposfere olan difüzyondur. Diğer bir kaynak ise, fotokimyasal dumanın önemli bir bileşeni olan ozonun azot oksit (NO_x) ve uçucu organik bileşiklerin güneş ışığı varlığında kompleks birtakım tepkimelere girmeleri sonucu oluşmasıdır. Diğer yandan, troposferik hava parselinde bulunan ozon konsantrasyonunun zamana bağlı olarak gözlenen değişimi fotokimyasal üretim, yüzeylere olan çökelme, aerosoller üzerinde meydana gelen heterojen reaksiyonlara katılım, dikey taşınım ve yatay dağılım gibi bir çok dinamik ve kimyasal proses tarafından belirlenmektedir (Gerasopoulos vd., 2006; Trainer vd., 2000; Monks, 2000).

Sağlık üzerine olan olumsuz etkilerinin belirlenmesine bağlı olarak yer seviyesinde ozon konsantrasyonlarının ölçülmesine yönelik yapılan çalışmaların sayısında geçtiğimiz son on yılda büyük bir artış olmuştur (Weisel vd., 1995; Bell vd., 2004). Araştırmalar yüksek seviyede ölçülen ozon konsantrasyonlarının insan gözünde meydana gelen tahrişden ciddi solunum bozukluklarına kadar varan tahrip edici sağlık sorunlarına neden olduğunu ve ayrıca orman ve tahıl gibi vejetasyonda da kayıplara sebebiyet verdiğini çok açık bir biçimde göstermiştir (Lippmann, 1993; Mauzerall ve Wang, 2001).

Stratosferde doğal olarak yüksek konsantrasyonlarda bulunan ozon, yeryüzündeki yaşamı güneşin zararlı ışınlarından koruyan çok önemli bir maddedir. Fakat, özellikle trafikten kaynaklanan emisyonlara bağlı olarak yer seviyesinde oluştuğunda sağlık üzerindeki olumsuz etkilerinden dolayı önemli bir hava kirleticisi olarak kabul edilmektedir. Bu nedenle ozon konsantrasyonlarını kontrol altında tutan bazı sınır değerlere ihitiyaç vardır. Büyük şehirlerde yaz mevsiminde öğleden önce saatlerinde ozon konsantrasyonları 250-300 ppb arasında değişmektedir. Dünya Sağlık Örgütü 1 saatlik ozon ortalamasının 150-200 ve 8 saatlik ortalamanın da 100-120 $\mu g\ m^{-3}$'e ulaştığı durumları tedbir almayı gerektiren ciddi dönemler olarak belirlemiştir (Müezzinoğlu, 2009). Türk Hava Kalite Kontrol Yönetmeliği (THKKY)'nde azami saatlik ozon konsantrasyonu 240 $\mu g\ m^{-3}$. Avrupa Birliği Yönetmeliği'nde 180 ve USEPA Yönetmeliği'nde ise 235 $\mu g\ m^{-3}$ olarak verilmiştir (EU Council Directive 2002/3/EC; USEPA NAAQS. 2006; THKKY).

Meteorolojik parametrelerin troposferik ozon konsantrasyonu üzerinde önemli etkileri olduğu daha önce yapılan çalışmalar tarafından da ortaya konulmuştur. Örneğin, Brönnimann ve Neu (1997) İsviçre'de kırsal ve merkezi alanlarda yüksek güneş radyasyonu, yüksek sıcaklık ve düşük rüzgar hızı gibi uygun meteorolojik koşulların ozon üretimini artırdığı ve bunlara ek olarak haftalık ozon döngülerinin bile meteorolojik parametreler tarafından belirlendiğini yaptıkları çalışma ile göstermiştir. Kovac-Andric ve arkadaşları da (2009) Girit'in doğu bölümünde yaptıkları ozon ölçümleri sonucunda sıcaklık ve güneşlenme süresinin artışıyla ozon konsantrasyon değerlerinin arttığını ortaya koymuştur. Ozon konsantrasyonunun sıcaklığa bağlı olarak değişmesi peroksi asetil nitrat (PAN) oluşumu da dahil olmak üzere atmosferde gerçekleşen birçok tepkimenin sıcaklıkla ilişkili olmasından kaynaklanmaktadır.

Bu çalışma kapsamında Bolu ilinde belirlenen ozon konsantrasyonunun meteorolojik parametreler ile ilişkisi incelenecektir.

YÖNTEM

Mart 2009 – Mart 2010 tarihleri arasında yapılan ozon ölçümleri Thermo Scientific Model 49i UV Fotometrik Ozon Örnekleyicisi ile yapılmıştır. Ozon konsantrasyonları 5'er dakikalık veriler olarak elde edilmiştir. Cihaz Abant İzzet Baysal Üniversitesi Rektörlük binası çatısında bulunan kabin içerisine yerleştirilmiştir. Örnekleme noktasının yüksekliği yerden yaklaşık olarak 14 m' dir. Rakım 874 m'dir ve örnekleme noktasının koordinatları 40^{o} 42.864' kuzey paraleli ile 31^{o} 31.035' doğu meridyenidir. Kabin içerisindeki cihazın çalışma koşulları gereği klima sistemi ve veri aktarımı içinde bilgisayar donanımı mevcuttur.

Şekil 1. Örnekleme noktası

Ozon örnekleyicisi; filtre, ozon gazı temizleyicisi (scrubber), 2-yollu-vana, UV absorpsiyon hücresi, UV kaynak lambası, akış ölçer, pompa, detektör ve monitorden oluşmaktadır. Pompa yardımıyla çekilen hava aynı anda iki farklı yolla cihaza ulaşmaktadır. Bir kısmı direk UV absorpsiyon hücresine ulaşırken bir kısmı da scrubber'dan geçerek diğer bir UV absorpsiyon hücresine ulaşarak referans gazını oluşturmaktadır. Örnek ve referans gazları vanalar yardımıyla her 10 saniyede bir yer değiştirerek cihaz kendi içinde de kalibrasyonunu yinelemektedir. Bu değişim süresi birkaç saniyeyi geçmediği için bu sırada ölçülen UV ışığının yoğunluğu ihmal edilebilir.

Cihazın çalışma prensibi 254 nm dalga boyundaki ultra violet (UV) ışığın ozon tarafından absorplanmasına dayanmaktadır. Absorplanan UV ışığı aşağıda belirtilen Beer-Lambert yasasında kullanılarak doğrudan O_3 derişimi hesaplanır.

TARTIŞMA

Bu çalışmadaki Mart 2009-Mart 2010 tarihleri arasında 14 saatlik ölçüm verileri literatürle karşılaştırılmış ve Tablo 1'de verilmiştir. Örneğin Bytnerowicz ve arkadaşlarının 2002 yılında Avrupa'daki Carpathian Dağları'nda bahar ve yaz döneminde yaptıkları çalışmada günlük ozon konsantrasyonu 45 ppb düzeyinde bulunmuş, Gerosa ve arkadaşlarının 2009 yılında İtalya'nın kıyı şeridinde Haziran-Aralık ayında yürüttüğü çalışmada ise 35 ppb düzeyinde günlük ozon değerleri gözlemlenmiştir. Bu çalışmada ise şehir merkezinden 15 km uzaklıktaki ölçüm

noktası olan kırsal alanda daha düşük ozon konsantrasyon değerlerine (27 ppb) ulaşılmıştır. Değerlerin Carpathian Dağları'ndaki ölçümlerden çok düşük olmasının sebebi örnekleme noktasının yükselti farkından da ileri gelmektedir. Ölçüm aldığımız Abant İzzet Baysal Üniversitesi Kampüsü deniz seviyesinden yaklaşık olarak 760 m yükseklikte; Carpathian Dağları ise deniz seviyesinden 450-1320 m yüksekliktedir. Güneş ışınlarının yüksek rakımlarda etkin olduğu ve bu yüzden ozon konsantrasyonun da nispeten fazla görüldüğü bilinmektedir. Dört aylık veriler doğrultusunda hesaplanan ozon konsantrasyonunun literatürden farklı olmasının bir diğer sebebi de örnekleme periyodunun çok kısa olmasıdır. Halen yürütülen çalışmada ölçümler alınmaya devam etmektedir. Yaz ayı ölçümleriyle birlikte daha yüksek sonuçlar elde edilecektir.

Tablo 1. Farklı örnekleme sürelerindeki ozon konsantrasyonlarının literatürle karşılaştırılması

Kaynak	Örnekleme yeri	Örnekleme süresi (saat)	Ozon konsantrasyonu (ppb)
Paoletti 2006 (İtalya)*	Venezia Guilida[a]	14	26
	Aosta Valley[b]	14	33
	Veneto[b]	14	24
	Lombardy[b]	14	26
	Piedmont[b]	14	40
	Emilia Romagna[b]	14	28
	Liguria[b]	14	29
	Tuscany[b]	14	30
	Marche[b]	14	22
	Umbria[a]	14	27
	Abruzzo[a]	14	23
	Latium[b]	14	34
	Campania[a]	14	24
	Sicily[a]	14	40
Bu çalışma 2009 (Türkiye)	Bolu[b]	14	27
Gerosa ve ark 2009 (İtalya)	Castalparziano Estate[c]	24	35
Bytnerowicz ve ark 2002 (Avrupa)	Carpathian Dağları[b]	24	45
Bu çalışma 2009 (Türkiye)	Bolu[b]	24	23

* ozon konsantrasyonları günlük ortalamalar alınarak hesaplanan yıllık verilerdir
[a] şehir etrafı, [b] kırsal, [c] kıyı şeridi

Meteoroloji parametrelerinin ve O_3 ölçümlerinin istatistiksel verileri Tablo 2'de sunulmuştur. Tabloda belirtildiği gibi en yüksek ortalama sıcaklığın (18,2 ^oC) ve rüzgar hızının (2,5 m s^{-1}) gözlendiği Temmuz ayında ozon konsantrasyonu en yüksek (37,5 ppb) değere sahiptir. Diğer parametrelerin ozon konsantrasyonuna ne derece etki ettiği istatistiksel hesaplamalarda daha iyi açıklanabilmektedir.

Ozon konsantrasyonu ve meteorolojik koşullar arasındaki korelasyonun belirlenmesinde kullanılan en yaygın istatistiksel yöntemler çoklu lineer regresyon (MLR) ve faktör analizi (FA)'dir.

Tablo 2. Meteorolojik Parametreler ve Ozon konsantrasyonu

		Sıcaklık ^{o}C	Rüzgar Hızı $m\ s^{-1}$	Güneş Radyasyonu $W\ m^{-2}$	Nem %	O_3 ppb
Mart 2009	avg	3,0	2,0	124,0	79,8	15,7
	sd	4,9	1,4	198,5	17,2	9,9
	mak	18,4	8,5	864	100,0	53,9
	min	-5,3	0	0	33,0	0,04
Nisan 2009	avg	7,6	2,4	201,6	72,7	28,4
	sd	4,8	1,7	287,4	19,8	14,0
	mak	20,1	6,7	952	96	63,4
	min	-1,8	0	0	19	0,1
Mayıs 2009	ort	12,0	2,2	244,5	74,7	20,1
	sd	5,4	1,5	315,8	18,2	13,5
	mak	29,3	7,2	1011	98	67,6
	min	1,1	0	0	20	0,03
Haziran 2009	ort	17,1	2,2	298,2	71,7	25,6
	sd	5,1	1,7	344,6	17,9	15,3
	mak	31,3	6,7	1018	97	94,1
	min	5,3	0	0	25	0,04
Temmuz 2009	ort	18,2	2,5	270,0	78,9	37,5
	sd	4,0	1,7	334,8	14,2	21,3
	mak	27,8	6,7	1002	98	124,5
	min	9,5	0	0	31	2,3
Ağustos 2009	ort	17,0	2,3	269,2	77,9	37,4
	sd	4,3	1,9	326,9	13,9	22,2
	mak	30,3	7,2	957	96,0	114,2
	min	7,3	0	0	27,0	1,1
Eylül 2009	ort	13,9	1,8	177,9	81,6	23,7
	sd	4,2	1,5	256,3	15,6	14,8
	mak	26,6	6,7	853	100,0	86,6
	min	3,1	0	0	29,0	0,2
Ekim 2009	ort	13,2	1,7	135,6	75,6	19,7
	sd	4,8	1,4	211,0	18,9	11,6
	mak	25,7	7,6	740	99,0	52,2
	min	5,1	0	0	23,0	0,4
Kasım 2009	ort	6,5	1,3	82,2	78,0	19,3
	sd	4,5	1,0	149,2	16,0	9,7
	mak	21,2	6,3	587	97,0	44,9
	min	-1,4	0	0	26,0	2,4
Aralık 2009	ort	4,9	1,5		78,9	17,4
	sd	4,3	1,3		16,3	10,4
	mak	15,8	7,2		97,0	39,7
	min	-4,2	0,0		22,0	0,6

Örnekleme süresince saat 06:00-18:00 saatleri arasındaki saatlik ortalama O_3 konsantrasyonları verileri kullanılarak yapılan MLR sonucunda elde edilen eşitlik aşağıda belirtildiği şekildedir.

$$O_3 = -6.67 + 1.31 \times S + 1.63 \times RH + 0.0206 \times GR + 0.127 \times N \quad (1)$$

MLR sonucunda hangi verilerin model eşitliğine katılıp katılmayacağı % 95 güvenilirlik seviyesinde istatistiksel olarak test edilmektedir. Bu model eşitliği için elde edilen veriler de Tablo 3'de verilmektedir.

Tablo 3: MLR sonuçları (% 95 güvenilirlik seviyesi)

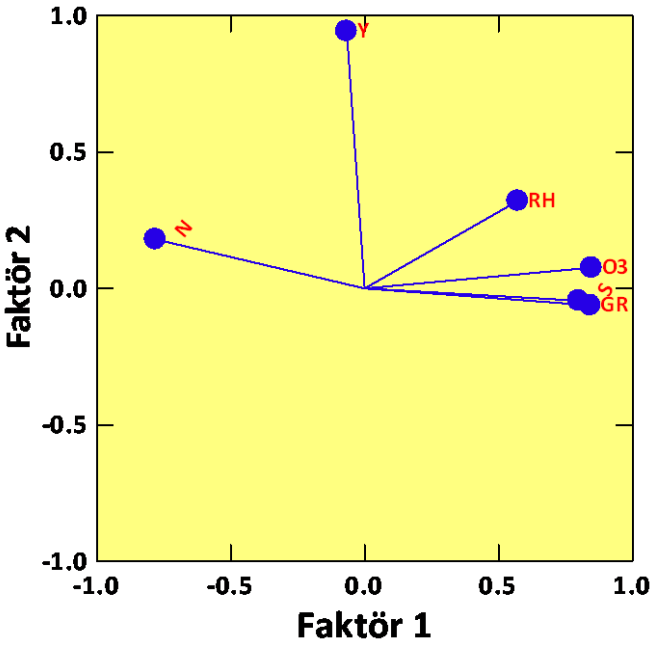
Değişken	MLR Katsayısı	Standart Hata Katsayısı	t	P
Sabit	-6,671	1,898	-3,52	0,000
Sıcaklık (S)	1,30988	0,05754	22,76	0,000
Rüzgar Hızı (RH)	1,6307	0,1431	11,39	0,000
Yağmur (Y)	1,0660	0,8785	1,21	0,225
Güneş Radyasyonu (GR)	0,020617	0,001033	19,96	0,000
Nem (N)	0,12749	0,01822	7,00	0,000

Yağmur da bir meteorolojik parametre olarak MLR'da kullanılmasına rağmen Tablo 3'de görüldüğü gibi % 95 güvenilirlik seviyesinde bu parametrenin ozon konsantrasyonu üzerindeki etkisi istatistiksel açıdan anlamlı olmadığından model eşitliğinde kullanılmamıştır.

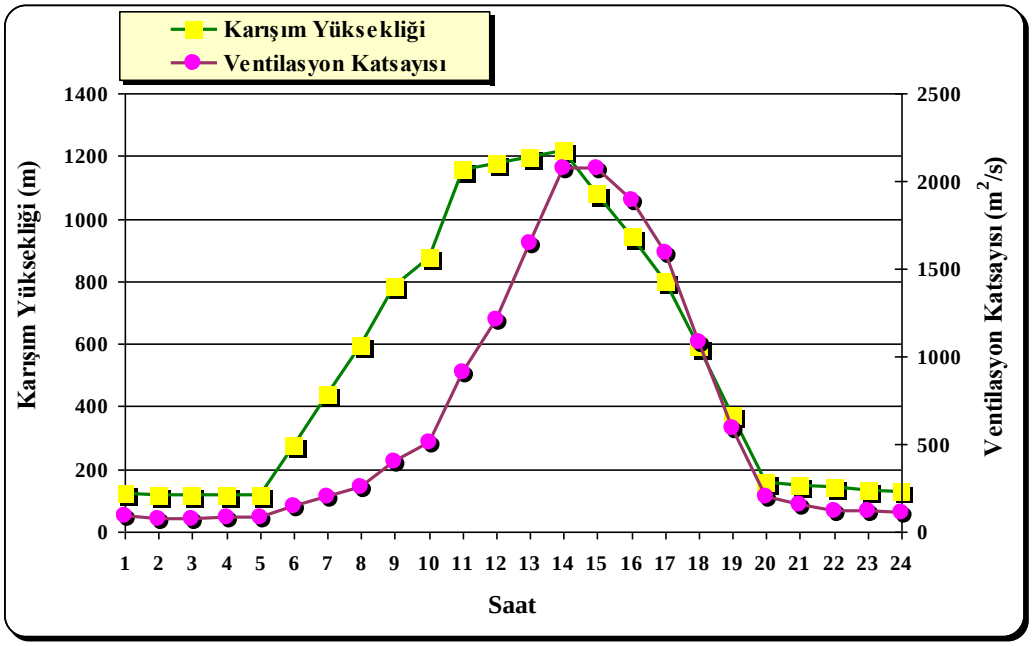
Faktör analizi, kirletici parametrelerinin aralarında gözlenen korelasyona bağlı olarak gruplandırılmasına dayanan istatistiksel bir araçtır. Analizde girdi olarak ozon ve meteorolojik parametrelerin (Yağmur:Y, Sıcaklık:S, Güneş Radyasyonu:GR, Rüzgar Hızı:RH ve Nem:N) saatlik ortalaması verilmiştir. Eigen değeri 1'den büyük olan iki faktör toplam varyasyonun yaklaşık olarak % 67'sini açıklamaktadır. Faktör analizi sonuçları Şekil 2'de verilmiştir.

Karışım yüksekliği yerküre ve atmosfer arasında atmosfere çeşitli kaynaklardan salınan kirleticilerin atmosferik türbülans yolu ile seyreltildiği yükseklik olarak adlandırılmaktadır (Goyal ve Rao, 2007). Bu çalışmada karışım yüksekliği HYSPLIT adı verilen bir program kullanılarak hesaplanmıştır (http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php). Karışım yüksekliği kullanılarak hesaplanan ventilasyon katsayısı da bu çalışmada ozon konsantrasyonunun meteorolojiye bağlı değişimini incelemede kullanılan bir diğer parametredir. Ventilasyon katsayısı hava kirleticilerinin atmosferik dağılımında rol oynayan önemli bir parametre olup karışım yüksekliği ve karışım yüksekliğinde ölçülen ortalama rüzgar hızının aritmetik olarak çarpılmasıyla elde edilmektedir (Goyal ve Rao, 2007; Devera ve Raj, 1993). Bu çalışmada Mart-Aralık 2009 tarihleri arasında hesaplanan karışım yüksekliği ve ventilasyon katsayısı değerlerinin tüm örnekleme dönemindeki saatlik değişimi ve aylara bağlı değişimi sırasıyla Şekil 3 ve 4' de gösterilmiştir. Karışım yüksekliğinin saatlere bağlı değişimi incelendiğinde öğle saatlerinde (13:00-14:00) karışım yüksekliği ve ventilasyon katsayı değerlerinin en yüksek değerlere ulaştığı, sıcaklığın azaldığı saatlerde ise bu iki değerin azaldığı açıkça görülmektedir.

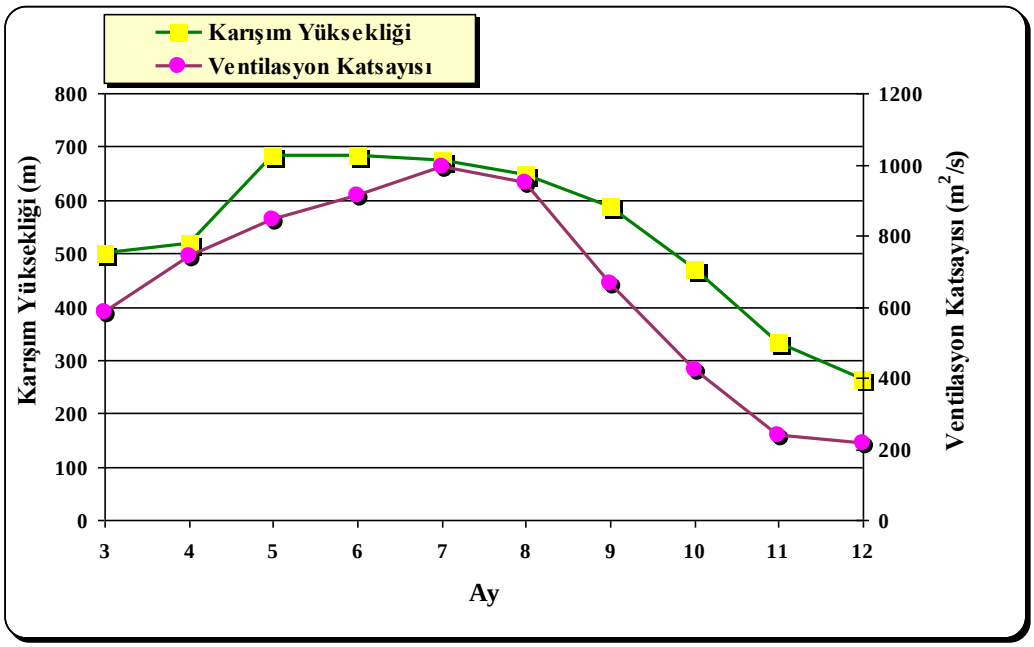
Benzer bir sonuca her iki parametrenin aylara bağlı değişiminin verildiği Şekil 4 incelendiğinde ulaşılabilir. Sıcaklığın arttığı yaz aylarında (Haziran, Temmuz, Ağustos) karışım yüksekliği ve dolayısıyla ventilasyon katsayısının arttığını, fakat sıcaklığın düşmesiyle bu iki parametrenin kış aylarında düşük olduğu Şekil 4'den açıkça görülmektedir.



Şekil 2. Faktör analiz sonuçları



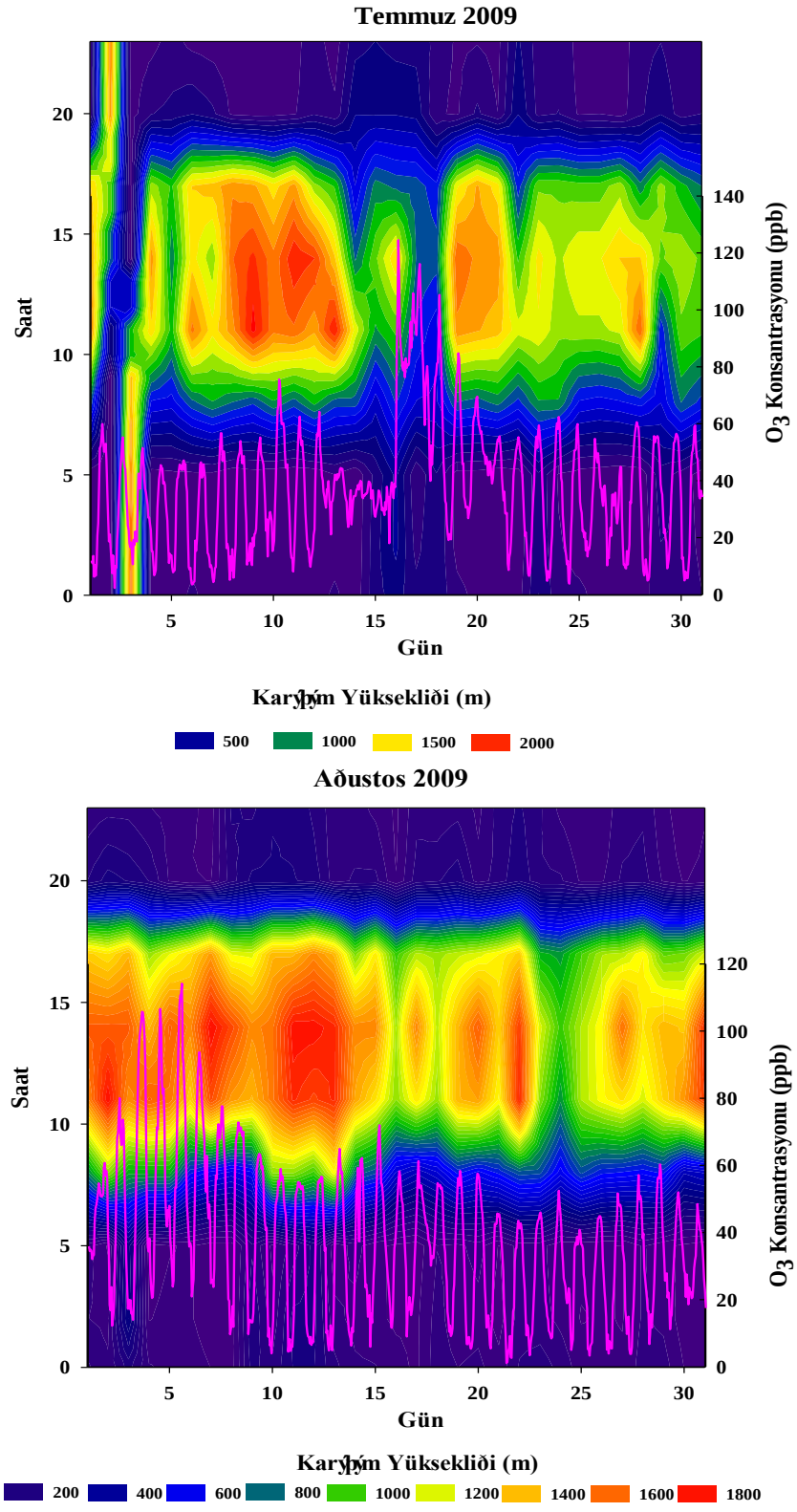
Şekil 3. Karışım yüksekliği ve ventilasyon sabitinin saatlere bağlı değişimi



Şekil 4. Karışım yüksekliği ve ventilasyon sabitinin aylara bağlı değişimi

Eagleman (1991) tarafından ventilasyon sabiti için belirlenen kriter değerler kullanılarak Bolu il genelinde atmosferik dağılıma bağlı olarak hava kirliliği hakkında bir sonuca ulaşılmaya çalışılmıştır. Buna göre ventilasyon sabitinin 0-2000 m^2 s^{-1} arasında olması atmosferin taşıma kapasitesinin çok kötü olduğunu göstermektedir. Karışım yüksekliği ve ventilasyon sabitinin saatlik olarak hesaplandığı Mart-Aralık 2009 döneminde Eagleman (1991) kriterlerine göre toplam zamanın % 79'inde atmosferin taşıma kapasitesinin çok kötü olduğu, % 10'unda kötü (2001-4000 m^2 s^{-1}) , % 6'sında iyi (4001-6000 m^2 s^{-1}) ve sadece % 5'lik bir dönemde ise çok iyi (>6001 m^2 s^{-1}) olduğu söylenebilir. Bu bulguyu göz önüne alarak Bolu ilinde zamanın büyük bir çoğunluğunda ozonun da içinde bulunduğu birçok kirleticinin atmosferde biriktiğini ve insan ve çevre sağlığı üzerinde büyük bir risk oluşturduğunu söylemek hiç de yanlış olmayacaktır.

Bu çalışma döneminde saatlik O_3 konsantrasyonlarının USEPA, THKKY ve Avrupa Birliği tarafından belirlenen standartların üzerinde belirlendiği günler olmuştur. Temmuz ve Ağustos aylarında gözlemlenen bu episodların karışım yüksekliği olan ilişkisi incelenmiş ve sonuçlar Şekil 5'de verilmiştir. 16 Temmuz'da en yüksek ortalama saatlik O_3 konsantrasyonu yaklaşık olarak 125 ppb değerine yükselmiştir. Normal şartlarda bu değer birim havada kütle olarak ifade edildiğinde 289 µg m^{-3}'e karşılık gelmekte olup üç yönetmelikçe belirlenen azami saatlik değerin çok üzerindedir. Saat 13:00'de gözlenen bu en yüksek değer aynı zamanda karışım yüksekliğinin de Temmuz ayı karışım yüksekliğinin yaklaşık olarak iki katına (temmuz ayı ortalama karışım yüksekliği 673 m olarak belirlenmiştir) çıktığı saate karşılık gelmektedir .



Şekil 5. Temmuz ve Ağustos ayında gözlenen maksimum O_3 konsantrasyonlarının karışım yüksekliğine bağlı değişimi

17 Temmuz'da saat 15:00'de bugün için ölçülen en yüksek O_3 konsantrasyon değeri 116 ppb olarak belirlenmiş olup bu değerin gözlendiği karışım yüksekliği yaklaşık olarak 900 m'dir.

Yönetmeliklerde verilen standart değerlerinin aşıldığı bir diğer ay ise Ağustos ayı olmuştur. Ağustos ayında örnekleme noktasında belirlenen ozon konsantrasyonun karışım yüksekliği ile değişimi Şekil 5'de gösterilmiştir. Bu şekilden de görülebileceği gibi 5 Ağustos tarihinde ölçülen saatlik O_3 konsantrasyonu 16:30'da 118 ppb (252 μg m^{-3}) seviyesine yükselerek yukarıda bahsedilen üç yönetmelikte verilen saatlik sınır değeri aşmıştır. 3 ve 4 Ağustos'ta ise azami saatlik O_3 konsantrasyonları yaklaşık olarak 110 ppb (237 μg m^{-3}) olarak ölçülmüş olup,. bu değer THKKY'nde verilen sınır değere çok yakın ve EU ve USEPA limitlerinin de üzerinde bulunmuştur. Ağustos ayı için belirlenen en yüksek karışım yüksekliği yaklaşık olarak 2400 ve ortalama karışım yüksekliği ise 461 m'dir. Maksimum O_3 değerlerinin belirlendiği (yaklaşık olarak 110 ppb) bu üç günde karışım yüksekliğinin de 1600 m civarında değiştiği saptanmıştır. Gerek karışım yüksekliğinin ve gerekse ventilasyon katsayısının yüksek olduğu bu günlerde O_3 miktarında gözlemlenen yüksek değerleri atmosferde O_3 oluşumuna sebep olan kirletici konsantrasyonlarının ve fotokimyasal aktivitenin bu günlerde yüksek olmasına bağlayabiliriz.

SONUÇLAR

Bolu'da Mart 2009-Aralık 2009 tarihleri arasında belirlenen ozon konsantrasyonlarını meteorolojik verilerle ilişkilendirmek için yaygın olarak kullanılan istatistiksel yöntemlerden çoklu lineer analiz ve faktör analiz kullanılmıştır. Her iki analiz içinde saatlik ozon ve meteoroloji parametreleri (sıcaklık, yağmur, kısmi nem, rüzgar hızı ve güneş radyasyonu) kullanılmıştır. Çoklu lineer analiz sonucunda elde edilen eşitliğe göre % 95 güven aralığında yağmur miktarının ozon konsantrasyonuna etki etmediği görülmüş ve aynı sonuç yapılan faktör analizde de gözlenmiştir. Faktör analizinde ayrıca toplam varyansın % 67'sini açıklayabilen iki faktör bulunmuştur. Bunlardan birincisi ozon konsantrasyonu ile pozitif korelasyon gösteren sıcak, rüzgar hızı ve güneşlenme radyasyonu parametrelerini kapsarken diğer faktörde ise ozon konsantrasyonu ile negatif korelasyon gösteren kısmi nem yer almaktadır. ABD Çevre Koruma Ajansı'nın hava kalitesini belirlemede kullandığı ve ventilasyon katsayısına bağlı olarak belirlenen atmosferin taşıma kapasitesi standartına göre örnekleme döneminin yaklaşık % 80'ninde Bolu İli'nde atmosferik koşulların "çok kötü" olarak sınıflandırıldığı ve bunun insan ve çevre sağlığı açısından çok ciddi sorunlara yol açabileceği bulunmuştur. Gerek karışım yüksekliğinin ve gerekse ventilasyon katsayısının yüksek olduğu saatlerde O_3 miktarında gözlemlenen yüksek değerleri atmosferde O_3 oluşumuna sebep olan kirletici konsantrasyonlarının ve fotokimyasal aktivitenin bu günlerde yüksek olması ile açıklayabiliriz.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma TÜBİTAK ÇAYDAG 108Y089 no'lu proje tarfından desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

Bell, M.L., McDermott, A., Zeger, S.L., ve diğ. Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987-2000. JAMA 292, 2372-2378, 2004.

Brönnimann, S., ve Neu, U. Weekend-weekday differences on near-surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions, Atmospheric Environment 31(8), 1127-1135, 1997.

Devera, PCS., Raj, PE. Lidar measurements of aerosols in the tropical atmosphere. Advanced Atmospheric Science 10, 365-378, 1993.

Eagleman, J. R. Air pollution meteorology. Kansas:Trimedia, 1993.

EU (European Union) Council Directive 2002/3/EC relating to ozone in ambient air. Of.J. Eur. Communities 9.3.2002; L 67:14-30, 2002.

Gerasopoulos, E., Kouvarakis, G., Vrekoussis, M., Donoussis, Mihalopoulos, N., Kanakidou, M. Photochemical ozone production in Eastern Mediterranean, Atmospheric Environment 40, 3057-3069, 2006.

Goyal, S.K., Rao, C.V.Chalapati, Assessment of atmospheric assimilation potential for industrial development in an urban environment: Kochi (India), Science of the Total Environment 376, 27-39, 2007.

HYSPLIT (Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model), http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php, Son erişim tarihi 09/07/2010

Kovac-Andric, E.. Brana, J. Gvozdic, V. Impact of meteorologic factors on ozone concentrations modelled by time series analysis and multivariate statistical methods, Ecological Informatics 4. 117-122, 2009.

Lippmann, M. Health effects of tropospheric ozone: review of recent research findings and their implications to ambient air quality standards, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 3 (1), 103-129, 1993.

Mauzerall, D.L. ve Wang, X. Protecting agricultural crops from the effects of tropospheric ozone exposure: reconciling science and standard setting in the United States, Europe and Asia, Annual Review of Energy and the Environment 26,237-268, 2001.

Monks, P.S. A review of the observations and origins of the spring ozone maximum, Atmospheric Environment 34, 3545-3561, 2000.

Müezzinoğlu, A. Atmosfer Kimyası, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları No:305, 2.Baskı, İzmir, 2009.

Trainer, M., Parrish, D.D., Goldan, P.D., Roberts, J., Fehsenfeld, F.C. Review of observation-based analysis of the regional factors influencing ozone concentrations, Atmospheric Environment 34, 2045-2061, 2000.

Türk Hava Kalitesinin Kontrolü Yönetmeliği. 02.11.1986 tarih ve19269 sayılı Resmi Gazetede yayımlanmış

USEPA (U.S.Environmental Protection Agency) National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) 2006.

Weisel, C.P., Cody, R.P., Lioy, P.J. Relationship between summertime ambient ozone levels and emergency department visits for asthma in Central New Jersey, Environmental Health Perspectives 103 (Suppl. 2), 1995.

KAR YÜZEYLİ ÖRNEKLEYİCİ İLE PHENANTHRENE'NİN KURU ÇÖKELME AKISININ BELİRLENMESİ

Hanefi BAYRAKTAR[1(*)], Cihan PALOLUOĞLU[1], F. Sezer TURALIOĞLU[1], E. Eftade GAGA[2]

[1]Atatürk Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü 25240, Erzurum, Türkiye
[2]Anadolu Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü 26470, Eskişehir, Türkiye

ÖZET

Günümüzde önemli çevre problemleri yaşanmakta ve bu problemlerin etkileri ciddi şekilde hissedilmektedir. Hava kirliliği de lokal, bölgesel ve küresel etkileri olan önemli çevre problemlerindendir. Çeşitli aktiviteler sonucu atmosfere salınan hava kirleticiler nihai olarak kuru ve yaş çökelme mekanizmaları ile atmosferden uzaklaşmaktadır. Atmosferde kaldığı süre boyunca ve /veya çökeldiği ortamlarda verdiği zararlardan dolayı son yıllarda yoğun olarak çeşitli hava kirleticilerin atmosferik konsantrasyonları, kuru ve yaş çökelme akıları hesaplanmakta ve çevresel etkileri bu çalışmalar ışığında değerlendirilmektedir.

PAH'lar genelde oksijenin yetersiz olduğu koşullardaki yanma reaksiyonları sonucunda oluşurlar. Bilinen önemli antropojenik PAH kaynakları fosil yakıt tüketimi, petrol rafineri işlemleri, kok ve katran üretimi, endüstriyel proseslerden kaynaklanan emisyonlardır. Atmosferde yaygın olarak gözlenen birçok PAH bileşiğinin kanıtlanmış mutajenik ve/veya kanserojenik etkileri bulunmaktadır. Atmosferde gaz ve partikül fazlarında bulunabilen PAH'lar gerek deri yolu ile, gerekse solunum sistemi ile canlı bünyesine girebilmektedir. Diğer yandan çökelmiş PAH bileşenleri ise yüzeysel ve yeraltı suları ile besin zincirine geçebilmekte ve bu şekilde canlı yaşamını olumsuz etkileyebilmektedir.

Bu çalışmada 3 benzen halkası içeren çoğunlukla kentsel alanlarda trafik kaynaklı olarak gözlenen toksik bir bileşen olan Phenanthrene'nin (Phe) kar yüzeyli örnekleyicide çözünmüş ve katı faz konsantrasyonları ve kuru çökelme akısı belirlenmiştir. Çalışma, kar yüzeyli örnekleme sistemi kullanılarak, Erzurum kent merkezinde 49 noktada kurak periyotta ilk ve son kar örneklemesi ile yapılmıştır. Toplanan kar örnekleri ekstraksiyon işleminin ardından GC-MS ile analizlenmiştir. Ortalama % 78±12 geri kazanımla elde edilen bulgularda Erzurum kent merkezinde Phe için ortalama çözünmüş faz akısı 36,45 $ngm^{-2}\times$gün iken PM fazı akı değeri ise 223,33 $ngm^{-2}\times$gün olarak hesaplanmıştır.

Anahtar Sözcükler: Hava Kirliliği, PAH, Phenanthrene, Erzurum

GİRİŞ

Canlı yaşamının temel ihtiyaçlarından biri olan atmosfer, ekolojik dengenin devamı için korunması gerekmektedir. Bu sebeple 20. yüzyıldan itibaren atmosferin davranışını, fiziksel ve kimyasal kompozisyonunu anlamaya yönelik çalışmalar

* hanefib@atauni.edu.tr

yanında son yıllarda yoğun şekilde hava kirliliği kontrol çalışmalarına da önem verilmekte ve bu konuda çeşitli bilimsel çalışmalar yapılmaktadır.

Atmosfer çeşitli gaz ve partikül maddelerin giriş yaptığı, değişime maruz kaldığı ve ayrıldığı dinamik bir sistemdir. Bu sistem, kendi doğal bileşenleri (N_2, O_2, Ar, CO_2, Ne vb.) yanında, yer yüzeyinden salınan doğal ve/veya antropojenik kaynaklı hava kirleticiler denilen çeşitli kimyasallarla da (gaz ve/veya partiküler halde) yüklenmektedir. Çeşitli kaynaklardan salınan hava kirleticiler, meteorolojik koşullara bağlı olarak ya dağılarak seyrelmekte veya kimyasal reaksiyonlara maruz kalarak farklı kirletici oluşumuna sebep olmaktadır. Atmosferde farklı kalış sürelerine sahip olan kirleticiler, nihai olarak kuru ve ıslak çökelme diye adlandırılan mekanizmalarla atmosferden ayrılmaktadırlar.

Atmosferik gaz ve partiküler fazda bulunan kirleticiler, aktif örnekleyiciler, pasif örnekleyiciler, otomatik online analizörler, uzaktan algılayıcılar ve biyoindikatörler gibi çeşitli örnekleme ve analiz yöntemleri ile kentsel ve kırsal alanlarda dünyada yapılan çalışmalarla izlenmektedir. Ayrıca doğal bir temizlenme mekanizması olarak atmosferik kuru ve yaş çökelme de, çeşitli örnekleme yüzeyleri (kaplamalı su ve yağlı yüzeyli ve kaplamasız frizbi ve petri kutuları vb örnekleme yüzeyleri) kullanılarak dünyanın birçok bölgesinde yapılan çalışmalarla tayin edilmektedir (Bayraktar ve Turalıoğlu, 2004).

Hava kirletici olarak PAH'lar, çok düşük miktarlarda bile kanserojen olduğu için dünyada son yıllarda en çok çalışılan konulardan biridir. Bunların atmosferdeki etkilerinin yanında, çökeldikleri ortamda da zararları büyük olduğundan, çökelme akıları, hızları ve atmosferik konsantrasyonlarla ilişkileri detaylı olarak araştırılmaktadır. PAH'lar atmosferde partikül ve gaz formunda olmakta ve partikül formundaki PAH'ların kuru çökelmesi oldukça önem arz etmektedir. PAH'ların kuru çökelmesini araştırmak amacıyla son yıllarda çeşitli çalışmalar yapılmaktadır. Bazı çalışmalarda PAH'ların kuru çökelme akıları atmosfer konsantrasyonları kullanılarak tahmin edilirken (Poor *vd.* 2004), çok sayıda çalışmada ise kuru çökelme toplayan çeşitli örnekleyiciler kullanılarak ölçülmüştür. Literatürde kuru çökelmeyi toplayabilmek için çeşitli toplayıcılar kullanılmıştır. Aynı sistemde kuru ve yaş çökelmeyi iki ayrı kapta toplayan sensörlü toplayıcılar yaygın bir şekilde kullanılırken, bazı çalışmalarda bu sistemde kuru çökelme boş kaplarda toplanmış (Terzi ve Samara 2005), bazılarında ise örnekleme yüzeyi olarak su kullanılmıştır (Golomb *vd.*, 2001; Pekey *vd.*, 2007). Bazı çalışmalarda ise toplam çökelmeyi toplayan atmosfere açık su yüzeyli kaplar kullanılmış, burada yaş çökelme ihmal edildiği için toplam çökelme kuru çökelme kabul edilmiştir (Zhang *vd.*, 2008). Bununla birlikte literatürde kuru çökelmeyi daha iyi toplayabilmek için özel dizayn edilmiş toplayıcıların kullanımı da oldukça yaygındır (Lee 2004; Taşdemir ve Esen 2007). Filtre ve adsorbent malzemelerle modifiye edilmiş su yüzeyli örnekleyici kullanırlarken, Bozlaker ve arkadaşları (2008) ise üzeri GFF ile örtülmüş farklı çökelme şeritleri kullanmıştır.

Bu çalışmada literatürde ilk kez doğal kar yüzeyleri kullanılarak Erzurum kent merkezinde 49 noktada atmosferik PAH bileşenlerinden Phenanthrene'nin (Phe) kuru çökelmesi araştırılmıştır. Çalışma örnekleme prosedürü açısından literatürde ilk yapılmış çalışma olup aynı zamanda Erzurum açısından da ilk olan bir çalışmadır.

YÖNTEM

Örnekleme

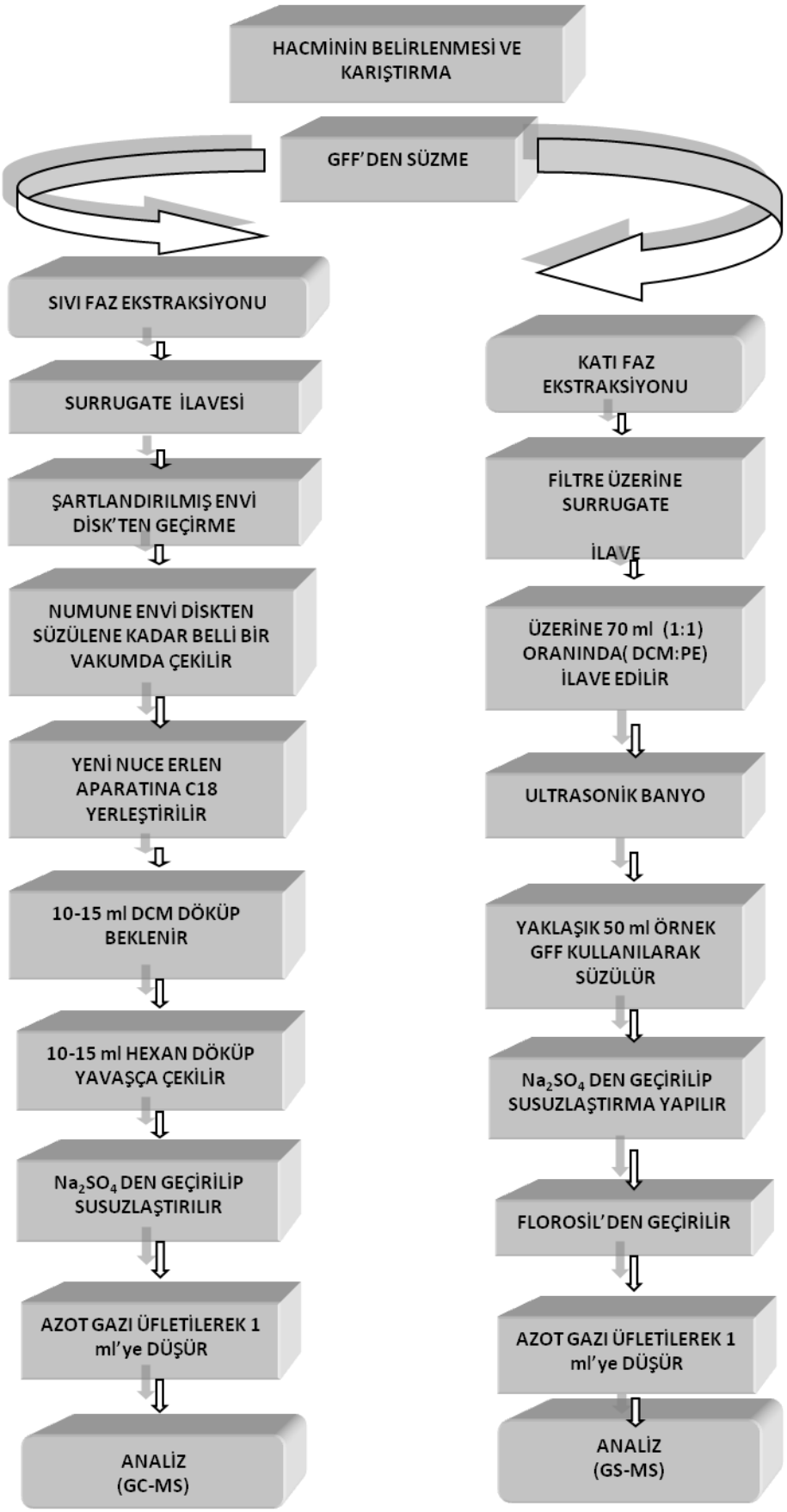
31 Ocak – 7 Şubat 2008 tarihleri arasında Erzurum kent merkezinde ortalama sıcaklığın -20 ^{o}C olduğu dönemde yapılan pasif örnekleme neticesinde 49 noktadan kar örneği toplanmıştır. Bu örnekleme noktaları kentsel, yarı kentsel ve kırsal olmak üzere tüm Erzurum kent merkezi ve civarını temsil edecek şekilde belirlenmiştir. Her bir noktada yoğun kar yağışını müteakip bozulmamış kar yüzeyinden kar örnekleme aparatı kullanılarak 2 kez kar örneklemesi yapılmıştır. Birinci örneklemede alınan kar örnekleri başlangıç konsantrasyonunun belirlenmesi amacı ile 5 Lt'lik cam kavanozlara konularak Fakültemiz bahçesinde bulunan yalıtımlı konteynır içerisinde güneş ve ısıdan yalıtılmış şekilde extraksiyon ve analize kadar saklanmıştır. İkinci alınan kar örneği ise her bir örnekleme noktası için 45x60 cm boyutlarında alüminyum tepsilere konularak kuru çökelme tayini için kar yüzeyi oluşturulmasında kullanılmış ve bu tepsiler kuru çökelme periyodu boyunca bu noktalarda atmosfere maruz bırakılmıştır.

Ekstraksiyon ve analiz

Erzurum kent merkezinde seçilen 49 noktadan toplanan ilk ve son kar örnekleri hacim belirlemesi yapıldıktan sonra (ortalama 1,2 L) katı faz (partiküler formda) ve sıvı faz (çözünmüş formda) ekstraksiyonuna tabi tutulmuştur. Ekstraksiyon adımları Tablo 1'de şematik olarak verilmiştir. Analize hazır hale getirilen örnekler, konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla Tübitak proje desteği ile alınmış Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde bulunan 7890A GC ve 5975 MS cihazında analiz edilmiştir.

Diğer yandan kalite kontrolü amacı ile hem katı faz hemde sıvı faz ekstraksiyon başlangıcında Phe d-10 surrugate standartı kullanılmış olup ortalama % 78±12 geri kazanımla tüm sonuçlar elde edilmiştir.

Tablo 1. Ekstraksiyon adımları



TARTIŞMA

Erzurum şehir merkezi ve civarında bulunan 49 noktadan kar yüzeyli örnekleyici kullanılarak 8 günlük kurak periyotta ilk ve son Phenanthrene (Phe) örneklemesi yapılmıştır. Toplanan kar örnekleri sıvı faz ve katı faz ekstraksiyonuna tabi tutulmuş ve analiz neticesinde elde edilen bulgular Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. 49 noktadan alınan kar örneklerinde gözlenen Phenanthrene (Phe) konsantrasyonları (μgL^{-})

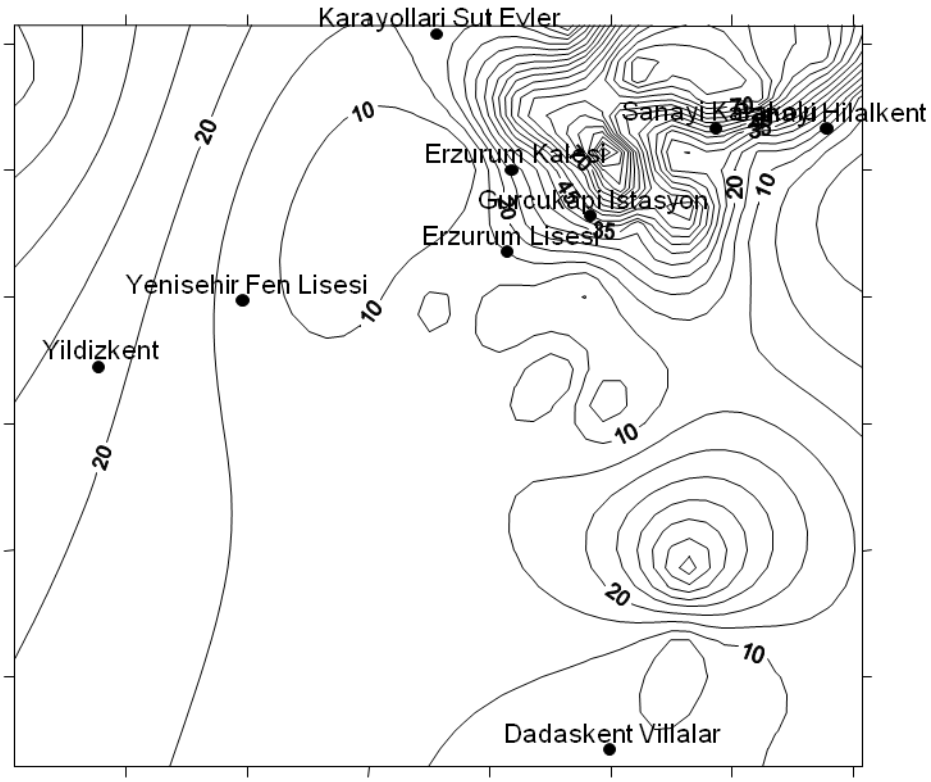
Örnekleme	Veri Sayısı	Ortalama	Standart Sapma	Geri kazanım (%)
Sıvı Faz İlk	21	0,0407118	0,0370388	68,90
Katı Faz İlk	45	0,1428536	0,1038230	78,00
Sıvı Faz Son	48	0,6347350	0,5069790	77,64
Katı Faz Son	49	3,0290910	2,4967510	86,00

İlk örnekleme yoğun kar yağışını (yaklaşık 40 cm) müteakip yapılan örnekleme olup kuru çökelme içermemektedir. Son örnekleme ise 8 günlük kurak periyotta kar yüzeyinde biriken PAH bileşenlerinin kuru çökelme miktarını göstermektedir. Tablo 2'den görüldüğü üzere sıvı fazda gözlenen PAH konsantrasyon artışı (0,635-0,0407) katı fazda gözlenen artışa göre oldukça düşük (3,0291-0,1429) görülmektedir. Örnekleme döneminin meteorolojik koşulları (-20 ^{o}C), Phenanthrene'nin düşük çözünürlüğü ve örnekleme döneminde atmosferde gözlenen bu bileşenin (Phe) mevcut faz koşulları (Gaz veya PM) bu konsantrasyon farklılaşmasında etken olarak gözlenmektedir.

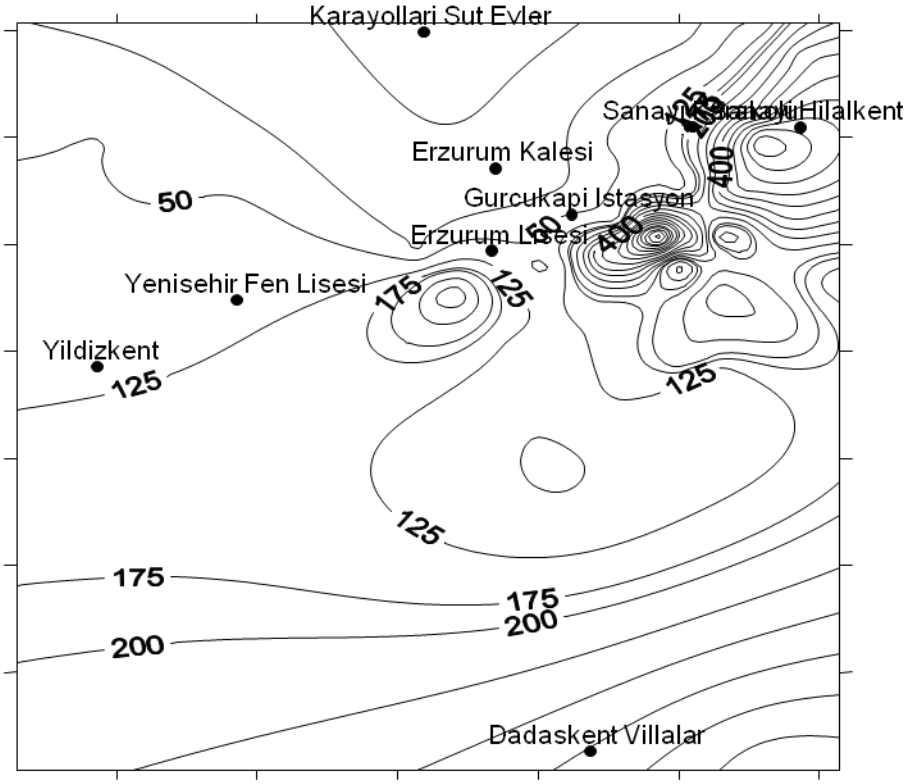
Konsantrasyonu belirlenen PAH bileşeninin çökelme akısı; örnekleme periyodu ve örnekleme aparatının boyutları dikkate alınarak hesaplanmaktadır. 49 noktada konsantrasyonu tayin edilmiş Phenanthrene (Phe)'nin hem sıvı faz hem de katı fazda hesaplanmış kuru çökelme akıları ve bu akılara ait istatistiki bulgular Tablo 3'de sunulmaktadır. Diğer yandan her bir örnekleme noktası için hesaplanmış kuru çökelme akılarının alansal dağılımı hem katı faz hem de sıvı faz için ayrı ayrı çizilmiş ve Şekil 1 ve 2'de verilmiştir.

Tablo 3. Phenanthrene (Phe)'nin sıvı ve katı fazda hesaplanmış kuru çökelme akılarının istatistiki özellikleri ($ngm^{-2}\times$gün)

	Sıvı Faz	Katı Faz
Ortalama	36,45	223,33
Stand. Sapma	30,52	221,55
Max	120,19	966,96
Geo. Ort.	0,00	0,00
Min	0,00	0,00
Medyan	27,92	125,27
Çarpıklık	0,78	1,27



Şekil 1. PM fazı Phe'nin Erzurum kent merkezinde gözlenen alansal dağılımı



Şekil 2. Süzüntü fazı Phe'nin Erzurum kent merkezinde gözlenen alansal dağılımı

Şekil 1 ve 2'den görüldüğü üzere Phenanthrene, hem PM fazı hemde süzüntü fazı dikkate alındığında yoğun trafik ve evsel ısınmanın gözlendiği (daha çok kömür, odun vb. bileşenler) şehir merkezi ve kuzeyinde (Sanayi, Hilalkent) oldukça yüksek seyretmektedir. Diğer yandan trafik ve şehirleşmenin daha az yoğun gözlendiği ve evsel ısınmada yaygın olarak doğal gazın kullanıldığı Yıldızkent, Yenişehir ve Dadaşkent bölgelerinde ise Phenanthrene daha düşük konsantrasyonlar da görülmektedir. Bu dağılımda hem meteorolojik faktörlerin (rüzgar yönü, rüzgar hızı) hem de topografik koşulların etkin olduğu düşünülmektedir. Zira Erzurum kent merkezi için hakim rüzgar yönü WNW-ESE olup bu rüzgarlarla kirleticilerin kuzeyden (Yıldızkent, Yenişehir) şehrin güneyine taşınımını akla getirmektedir. Ayrıca kent merkezinde gözlenen kot farkı (Güney: 1900 m; Kuzey: 1830 m) rüzgârlarla olan taşınımın daha da artmasına sebebiyet verdiğini düşündürmektedir.

Diğer yandan çalışma sonucunda elde edilen PM fazı kuru çökelme bulguları literatür değerleri ile karşılaştırılmış ve sonuçlar Tablo 4'de verilmiştir. Süzüntü fazı ile ilgili karşılaştırma ise literatür verileri olmadığından yapılamamıştır.

Tablo 4. PM fazı bazı PAH türlerinin kuru çökelme akılarının karşılaştırılması ($\mu gm^{-2} \times gün$)

Yer	Phe'nin kuru çökelme akısı	Referans
Erzurum, Türkiye	0,223	Bu çalışma
Chicago, ABD	47,1	Odabaşı et al., 1999
Chicago, ABD	1,56	Franz et al., 1998
Michigan ABD	0,06	Franz et al., 1998
Tampa, ABD	0,04	Poor et al., 2004
Massachus, ABD	0,21	Golomb et al., 1997
Taiwan	2,8	Sheu et al., 1996
Bursa, Türkiye	0,71	Taşdemir et al., 2006

Tablo 4'den görüldüğü üzere Erzurum kent merkezi için hesaplanan Phe'nin kuru çökelme akısı, Amerika'nın Michigan ve Tampa bölgelerinde yapılan çalışmalara göre yüksek bulunurken, yoğun sanayi ve trafiğin gözlendiği Amerika'nın Chicago, Taiwan ve Türkiye'nin Bursa ilinde elde edilen bulgulara göre ise oldukça düşük gözlenmektedir. Diğer yandan literatürde verilen bulgular sınırlı sayıda noktada yapılmış örnekleme sonuçları olup bu çalışma bulguları Erzurum şehrinin hem kırsal, hem yarı kentsel, hem de kentsel bölgelerindeki noktaların ortalamasını yansıtmaktadır.

SONUÇLAR

Atmosferik kuru ve yaş çökelme, çeşitli kaynaklardan salınan (endüstri, evsel ısınma, trafik vb.) çeşitli hava kirleticilerinin nihai olarak yeryüzüne ulaşmasında etkin mekanizmalardandır. Çökelen türlerin yanında (organik bileşikler, metal ve ağır metal bileşikleri, sülfatlar, nitratlar vb.) çökeldiği ortamında (tatlı su kaynakları, tarihi yapılar, tarım arazileri, metalik yüzeyler vb.) çevresel problemler açısından önemli olduğu bu süreçte en etkin mekanizma, Erzurum gibi ortalama yağış miktarının ve yağışlı gün sayısının az olduğu yerlerde kuru çökelmedir.

Bu çalışmada kar yüzeyli örnekleyici kullanılarak Erzurum kent merkezinde 49 noktada atmosferik Phenanthrene (Phe) bileşiğinin kuru çökelme akısı araştırılmıştır. Ortalama 0,223 μg/m^2×gün akı değeri ile Erzurum kent merkezinde gözlenen Phe, pozitif çarpıklık göstermiş ve büyük standart sapma değeri sergilemiştir.

Diğer yandan Erzurum şehir merkezinin kuzey bölgeleri (Sanayi, Şehir merkezi, Dadaşkent vb.) PM ve süzüntü fazında Phe açısından oldukça kirli gözlenirken, şehrin güney bölgeleri (Yıldızkent, Yenişehir, Karayolları vb.) kuzey bölgelerine nazaran daha temiz olarak bulunmuştur. Şehrin güney kısmında kalan Yenişehir, Yıldızkent ve Dadaşkent gibi semtler, şehirleşme açısından kentin diğer bölgelerine göre oldukça düzgün olup doğal gaz kullanımının yaygınlığı açısından da oldukça iyi durumda olması Phe kirliliği açısından daha temiz olmasında önemli faktör olarak gözlendi. Ayrıca topografik yapınında atmosferik çökelmede önemli etken olduğu bu çalışma sonuçları ile teyid edildi. Zira daha az kirliliğin gözlendiği şehrin güney bölgelerinde ortalama kot yaklaşık 1900 m iken yoğun kirliliğin gözlendiği kuzey bölgelerinde ortalama kot yaklaşık 1830 m civarlarındadır.

Sonuç olarak Erzurum şehir merkezinin kuzeyinde doğal gaz kullanımının yaygınlaştırılmasına ağırlık verilmesinin yanında sanayi bölgesinde çeşitli katı ve sıvı atıkların yakımının önüne geçilmesininde çevresel açıdan önemli olacağı görülmektedir. Ayrıca atmosferik PAH' larda önemli bir kaynak olarak gözlenen motorlu araçların da oluşacak çevresel riskte önemli payı olacağından toplu taşımacılığın teşviğinin gerekliliği de çeşitli çalışmalarla vurgulanması maruz kalınacak kirlilikte olumlu olacaktır.

TEŞEKKÜR

107Y021 nolu Tübitak projesi kapsamında alınan destekle bu çalışma yapılmış olup destekleyen kurum olan TÜBİTAK'a teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Bayraktar, H. ve Turalıoğlu, F.S. Atmosferik Çökelme Tayin Yöntemleri, Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi 10 (1) 9-17, 2004.

Bozlaker, A., Müezzinoğlu, A., Odabaşı, M. Atmospheric concentrations, dry deposition and air-soil exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an industrial region in Turkey, Journal of Hazardous Material 153 1093-1102 2008.

Franz, T., Eisenreich, S.J., Holsen, T.M. Dry deposition of particulate polychlornated bipheyls and polycyclic aromatic hydrocarbons to Lake Michigan, Environmental Science and Technology 32 3681–3688, 1998.

Golomb, D., Ryan, D., Eby, N., Underhill J., Zemba, S. Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts Bay-I. Metals, Atmospheric Environment 31 1349–1359, 1997.

Golomb, D., Barry, E., Fisher, P., Varanusupakul P., Koleda, M., Rooney, T. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons near New England coastal waters, Atmospheric Environment 35 6245-6258, 2001.

Lee, B.K., Lee, C.B. Development of an improved dry and wet deposition collector and the atmospheric deposition of PAHs onto Ulsan Bay, Korea, Atmospheric Environment 38 863-871, 2004.

Odabaşı, M., Sofuoğlu, A., Vardar, N., Taşdemir, Y. and Holsen, T. M. 1999. Measurement of dry deposition and air-water exchange of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) with the Water Surface Sampler, Environmental Science & Technology 33 426-434, 1999.

Pekey, B., Karakaş, D., Ayberk, S. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to Izmit Bay, Turkey, Chemosphere 67 537-547, 2007.

Poor, N., Tremblay, R., Kay, H., Bhethanabotla, V., Swartz, E., Luther, M., Campell, S. Atmospheric concentrations and dry deposition rates of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for Tempa Bay, Florida, USA, Atmospheric Environment 38 6005-6015, 2004.

Sheu, H.L., Lee, W.J., Su , C.-C., Chao, H-R., Fan, Y-C. Dry deposition of polycyclic aromatic hydrocarbýns in ambient air, Journal of Environmental Engineering 122 1101–1109, 1996.

Tasdemir and H. Günez. Ambient concentration, dry deposition flux and overall deposition velocities of particulate sulfate measured at two sites, Atmospheric Research 81. 250–264, 2006.

Taşdemir, Y. ve Esen, F. Dry deposition fluxes and deposition velocities of PAHs at an urban site in Turkey, Atmospheric Environment 41 1288-1301, 2007.

Terzi E. ve Samara C. Dry deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and rural sites of Western Greece, Atmospheric Environment 39 6261-6270, 2005.

Zhang, S., Zhang, W., Shen, Y., Wang, K., Hu, L., Wang, X. Dry deposition of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the southeast suburb of Beijing, China, Atmospheric Research 89 138-148, 2008.

POLİKLORLU BİFENİLLERİN (PCB'LERİN) TOPLAM ÇÖKELME AKILARININ SEVİYELERİ VE MEVSİMSEL DEĞİŞİMLERİ

Aşkın BİRGÜL[1(*)], S. Sıddık CİNDORUK[1], Manolya GÜNİNDİ[1], Yücel TAŞDEMİR[2]

[1] Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Görükle BURSA, 16059
[2] Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Esenler İSTANBUL, 34220

ÖZET

Atmosferik konsantrasyon örnekleri ile toplam çökelme örnekleri Haziran 2008-Haziran 2009 tarihleri arasında bir yüksek hacimli hava örnekleyicisi ile toplanmıştır. Toplanan örneklerde 83 adet PCB türünün analizlenmesi hedeflenmiştir. Ortalama gaz ve partikül PCB konsantrasyonları sırasıyla 393±278 pg m^{-3} ve 70±102 pg m^{-3} olup, atmosferik PCB konsantrasyonunun %85'i gaz formdadır. Öte yandan, toplam çökelme örnekleri çelik bir örnekleyici ile toplanmıştır. PCB'lerin ortalama toplam çökelme akı değeri 6020±4350 pg m^{-2} $gün^{-1}$ olarak belirlenmiştir. Toplam çökelme akıları mevsimsel olarak birbirinden farklı bulunmamış ancak yaz mevsimi akı değerinin daha yüksek olduğu hesaplanmıştır. Yağışa bağlı olarak akı değerlerinde farklılıklar görülmüştür. Yağışlı periyottaki ortalama akı değeri 7480±4080 pg m^{-2} $gün^{-1}$ iken kuru periyottaki akı değeri 5550±4420 pg m^{-2} $gün^{-1}$ olarak bulunmuştur. Elde edilen değerler kentsel ve endüstriyel bölgeler için verilen değerlerden düşük, uzak ve temiz bölge değerlerine daha yakındır. Ölçülen akı değerleri kullanılan cihaz türüne göre farklılık göstermektedir. Toplam çökelme örneklerinde elde edilen kuru çökelme ve toplam çökelme hız değerleri sırasıyla 0,23±0,21 cm s^{-1} ile 0,13±0,13 cm s^{-1}'dir.

Anahtar Sözcükler: Toplam çökelme, Konsantrasyon, Çökelme akısı, Çökelme hızı, PCB'ler

GİRİŞ

Atmosferik çökelme toksik maddelerin yüzeysel sulara ve diğer alıcı ortamlara ulaşmasında oldukça önemli bir kaynak rolü üstlenmektedir. İnsan sağlığına olumsuz etkileri ve çevresel açıdan risk oluşturmasından dolayı toksik maddelerin atmosferik çökelmelerinin öncelikli olarak incelenmesi gerekmektedir (Landis ve Keler, 2002; Rolfhus vd., 2003). Yarı uçucu organik bileşikler (YUOB'lar) atmosferde hem partikül hem de gaz formda bulunabilmekte ve uzak mesafelere taşınabilmektedirler. Global ölçekli bu taşınma mekanizması sonucu YUOB'lar kaynaktan oldukça uzak olan bölgelerde çökelerek suyun, biyotanın ve sedimentin kirlenmesine yol açmaktadır (Simcik vd., 1997). PCB türlerini de içerisine alan YUOB'ların atmosferik giderim mekanizmaları arasında fotolitik ve oksidatif reaksiyonlarla birlikte ıslak ve kuru çökelme mekanizmaları yer almaktadır (Garban

* abirgul@uludag.edu.tr

vd., 2002; Fang vd., 2004). Atmosferik çökelme ıslak ve kuru çökelme olarak iki şekilde meydana gelmektedir (Irwin vd., 2002; Sakata vd., 2006). YUOB'ların atmosferik çökelme mekanizmalarından bir diğeri de bulk çökelmedir. Temelde bulk çökelme ıslak ve kuru çökelmenin aynı anda toplandığı, sürekli olarak atmosfere açık bir örnekleyici ile gerçekleştirilen örneklemeye verilen bir addır. Atmosferik bulk çökelme örneklerinin toplanmasında paslanmaz çelikten imal edilmiş kapların yanı sıra borosilikat yada koyu renkli camdan yapılmış şişeler gibi çeşitli örnekleyiciler kullanılmaktadır (Gocht vd., 2007; Motelay-Massei vd., 2007). YUOB'ların ıslak ve kuru çökelme miktarlarının ve akılarının belirlenmesi amacıyla literatürde farklı ölçüm teknikleri kullanılmaktadır. Akı değerlerinin belirlenmesi hava kirleticilerin global ve bölgesel ölçekli model simülasyonlarının oluşturulmasında oldukça yararlı olmaktadır. Her geçen gün geliştirilen yeni yöntemlerle daha hassas, daha kolay ve daha güvenilir ölçümlerinin yapılması sağlanmaktadır (Giogia vd., 2005; Aas ve ark., 2007). Bu çalışmanın amacı i) PCB'lerin ölçüm yapılan yarı kırsal bölgedeki atmosferik konsantrasyonları ile bulk çökelme akılarının belirlenmesi ii) zamana bağlı olarak bulk çökelme akılarının değişiminin incelenmesi iii) PCB türlerinin toplam çökelme hızlarının deneysel olarak belirlenmesidir.

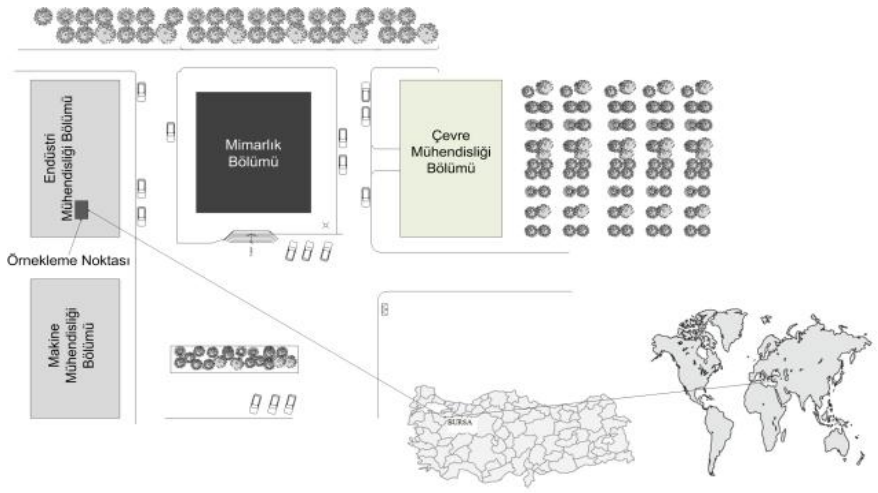
MATERYAL METOT

Örnekleme programı

PCB'lerin konsantrasyonlarının ve bulk çökelme akılarının belirlenmesi amacıyla 70 adet dış ortam hava örneği ile 25 adet bulk çökelme örneği Haziran 2008 ile Haziran 2009 tarihleri arasında yarı kırsal bir bölge olarak nitelendirilen Uludağ Üniversitesi Kampüsü'nde (UÜK) kurulu bulunan örnekleme noktasından (40°13'40.66"K - 28°52'35.11"D) toplanmıştır. Örnekleme noktasının kent merkezine yaklaşık 25 km, Bursa-İzmir otoyoluna ise 1,5 km mesafededir (Taşdemir ve Günez, 2006). Çalışma kapsamında kullanılan örnekler, UÜK örnekleme noktasında kurulu bulunan yüksek hacimli hava örnekleyicisi (YHHÖ) (Thermo Andesen GPS 11 Model, ABD) ve toplam çökelme örnekleyicisi (TÇÖ) ile toplanmıştır. Örnekleyiciler kampüs içerisinde yer alan Endüstri Mühendisliğine ait 4 katlı bir binanın çatısında yaklaşık 1 m yüksekliğinde bir platform üzerine yerleştirilmiştir. Meteorolojik parametreleri (sıcaklık, rüzgâr hızı, rüzgâr yönü, nem basınç, yağış miktarı) kaydetmek amacıyla örnekleme noktasında meteoroloji istasyonu (Davis Vantage Pro 2 Model, ABD) yer almaktadır. Örnekleme noktası Şekil 1'de gösterilmektedir.

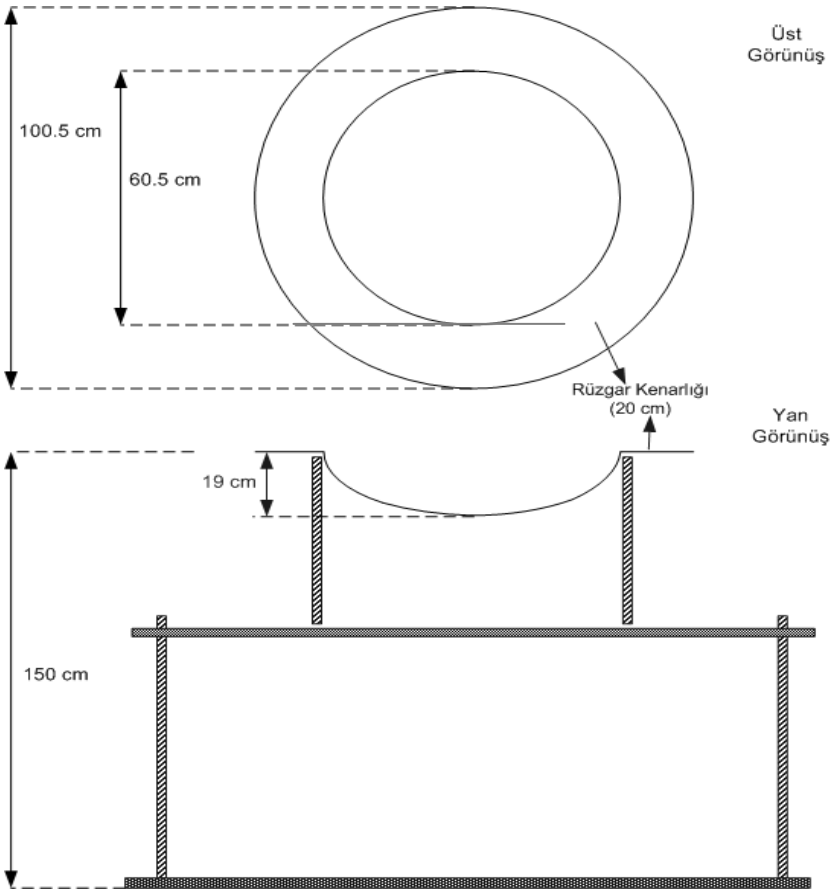
Örnek toplama

Yağışın olmadığı zamanlarda YHHÖ örnekleme noktasında çalıştırılarak, dış ortam örnekleri PCB analizleri için alınmıştır. YHHÖ'de partikül ve gaz fazların örneklenmesini sağlamak üzere 10,2 cm çapında cam elyaf filtre (GFF) ve iki adet 5 cm uzunluğunda ve 5,5 cm çapında Polyurethane Foam (PUF) kullanılmıştır. Örnekleme periyodu boyunca toplanan hava hacmi ortalama 165,78±62,08 m^3'tür. TÇÖ ortalama 15 gün süre ile boş halde atmosfere maruz bırakılmış ve bulk çökelme örnekleri toplanmıştır. Eğer var ise, örnekleyicide biriken yağmur suyu teflon kapaklı cam şişelere alınmış ve laboratuarda



Şekil 1. Uludağ Üniversitesi Kampüsü (UÜK) örnekleme noktası

içerisinde 5 gr XAD-2 reçine (Amberlite, SUPELCO) bulunan cam kolondan süzülmüştür. Bulk çökelme örnekleri 60,5 cm çapında 19 cm derinliğinde paslanmaz çelikten imal edilmiş toplam çökelme örnekleyicisi (TÇÖ) ile toplanmıştır. TÇÖ'nin etrafında türbülans etkisinin yaratacağı olumsuzlukları önlemek için 20 cm genişliğinde bir rüzgâr kenarlığı bulunmaktadır (Cindoruk vd., 2008). TÇÖ'nün şematik görünümü Şekil 2'de gösterilmektedir.



Şekil 2. Toplam çökelme örnekleyicisinin (TÇÖ) şematik gösterimi

Analitik prosedür

Laboratuar işlemlerinde kullanılan tüm cam malzeme ve ekipmanlar sırasıyla sıcak musluk suyu, saf su, methanol (MeOH) ve acetone (ACE) ile temizlenip kurutulmuştur (Cindoruk vd., 2008). YHHÖ'de kullanılan cam elyaf filtreler muhtemel organik kalıntıların tamamen giderilmesi için gevşekçe alüminyum folyoya sarılıp 450^{o}C'de kül fırınında 1 gece bekletilmiş ve kullanılıncaya kadar kilitli buzdolabı poşetine koyularak derin dondurucuda saklanmıştır. YHHÖ'de kullanılan PUF'lar ilk kullanımdan önce sırasıyla saf su, methanol (MeOH), aseton/hekzan (ACE/HEX 1:1) ve diklorometan (DCM) ile soxhlet ekstraktörde 24 saat süre ile ekstrakte edilmiş ve sonrasında 60 ^{o}C'de kurutulmuştur. Filtre ve kartuşlar oda sıcaklığına geldikten sonra cam elyaf filtreler alüminyum folyo içinde, PUF kartuşları ise teflon kapaklı cam kavanozlarda kullanılıncaya kadar saklanmışlardır (Cindoruk ve Taşdemir, 2007). YHHÖ'de kullanılan PUF kartuşları örnek alındıktan sonra soxhlet ekstraktörde 1:4 (v:v) oranında DCM/PE karışımı ile 24 saat süresince ekstrakte edilmiştir (Esen vd., 2006). YHHÖ filtreleri ise 25 mL DCM/PE (1:4) karışımı ile ultrasonik banyoda (Elmasonic, S 80 H Model, Almanya) 30 dakika süre ekstrakte edilmiştir. Bu işlem bir kez daha tekrar edilmiştir. Daha sonra örneğin bulunduğu şişe 5 mL aynı solvent karışımı ile çalkalanmış ve diğer solvent karışımının üzerine eklenmiştir. TÇÖ örnekleri, yağışa bağlı olarak örnekleyici üzerinde su varsa bu su XAD-2 reçineden süzülmüş ve sonrasında reçine 100 mL ACE/HEX (1:1) karışımı ile ultrasonik banyoda 2 kez 30 dakika süre ile ekstrakte edilmiştir. Yağışlı periyotlarda toplanan toplam çökelme örnekleri, numunelerde olası suyun giderilmesi amacıyla ekstraksiyondan sonra sodyum sülfattan (Na_2SO_4) süzülmüştür. Yağışın olmadığı periyotlardaki örnekler ve suyu süzülen örnekler için ise TÇÖ yüzeyi 1:1 oranında ACE/HEX karışımı ile durulanarak TÇÖ'nin yüzeyindeki kirleticilerin çözgen içine alınması sağlanmıştır. Bu işlem birkaç kez tekrarlanarak bu solventler teflon kapaklı kavanoz içinde muhafaza edilmiştir. Son olarak, TÇÖ yüzeyi kâğıt havlu ile silinerek yüzeydeki bütün kirleticiler alınmaya çalışılmış ve kullanılan kâğıt havlular da analizlenmek üzere örnek şişesine konulmuştur. YHHÖ ve TÇÖ'den elde edilen numuneler ekstrakte edildikten sonra döner buharlaştırıcı (Heidolp, Laborota 4001 Model, Almanya) vasıtasıyla 5 mL'ye konsantre edilmiştir. Bu örneğin üzerine 15 mL HEX ilave edilerek, örnek tekrar 5 mL'ye düşürülmüş ve daha sonra saf azot gazı akımı ile 2 mL'ye indirilerek solvent değişimi sağlanmıştır. Saf azot gazı ile 2 mL'ye indirilen örnek içerisinde PAH kirleticisi de olduğu için 2 mL'lik örnekler 3 g silisik asit, 2 g alümina ve 2 g Na_2SO_4 içeren kolondan geçirilerek PAH ve PCB'ler fraksiyonlarına ayrılmıştır (Esen vd., 2006; Cindoruk vd., 2007). Sırasıyla 20 mL DCM ve 20 mL PE geçirilerek kolon temizlenmiş, ardından 2 mL'lik örnek ve 25 mL PE eklenmiş ve PCB fraksiyonları toplanmıştır (Taşdemir vd., 2004; Taşdemir vd., 2005). Toplanan PCB fraksiyonunun hacmi saf azot gazı ile önce 5 mL indirilmiş daha sonra örneğin üzerine 15 mL HEX ilave edilerek örnek tekrar 2 mL'ye düşürülmüştür. Saf azot gazı ile hacmi 2 mL'ye indirilmiş ve PCB içeren örnekler kromatografik okuma öncesi olası kirliliklerin giderilmesi amacıyla asit yıkama işlemine tabi tutulmuştur. Azot gazı ile 2 mL'ye indirilen PCB numuneleri teflon kapaklı cam santrifüj şişelerine alınarak üzerine 1 mL sülfürik asit (%98 saflıkta Merck, Almanya) ilave edilmiş ve santrifüj vasıtasıyla (Sigma, 1-15P Model, Almanya) santrifüjlenmiştir. Santrifüjleme işlemini takiben PCB içeren örneğin hacmi saf azot gazı ile 1 mL'ye indirilmiştir (Cindoruk vd., 2008). Ekstraksiyon, hacim azaltma ve fraksiyonlarına ayırma işlemlerinin sonunda kromatografik analize hazır hale gelen örnekler 2 mL'lik viallere konulup -

20^{o}C'deki derin dondurucuda analize kadar saklanmıştır. Gaz kromatograf (GC) analizleri HP 7890A µECD (Mikro-Electron Capture Detector) (Hewlett-Packard, ABD) ile gerçekleştirilmiştir. Analizlerde 83 adet PCB türü hedeflenmiş olup, bu 83 PCB türünü içeren ve konsantrasyonları 0,05-25 (0,05, 0,5, 1, 5, 25) ng mL^{-1} arasında değişen 5 farklı seviyedeki standart ile kalibrasyon işlemi yapılmıştır. PCB tür tayini çıkış süreleri baz alınarak yapılmıştır. Cihaz belirleme limiti (Instrument detection limit, IDL) 1 µL'lik enjeksiyon için 0,1 pg olarak belirlenmiştir.

Kalite kontrol (KK) / Kalite güvenirlik (KG)

Toplanan örneklerin ekstraksiyon ve analizleri sırasında meydana gelen kayıpları belirlemek amacıyla geri kazanım (verim) standardı kullanılmıştır. Bu standart 4 ng mL^{-1} konsantrasyonunda olup PCB#14, PCB#65 ve PCB#166 türlerini içermektedir. Hacim düzeltme standardı olarak da 2 ng mL^{-1} konsantrasyonunda PCB#30 ve PCB#204 kullanılmıştır. Ede edilen tüm veriler verim ve hacim düzeltmesi yapıldıktan sonra rapor edilmiştir. YHHÖ ve TÇÖ örnekleri için PCB#14, PCB#65 ve PCB#166 türlerinde elde edilen geri kazanım verimleri Tablo 1'de gösterilmektedir.

Tablo 1. YHHÖ ve TÇÖ örneklerinin geri kazanım verimleri

PCB Türü	YHHÖ		TÇÖ
	Filtre	PUF	
PCB#14	53,93	61,36	53,58
PCB#65	61,12	67,27	64,08
PCB#166	74,54	72,47	69,92

Örneklerin toplanması, ekstraksiyonu ve analizi sırasında meydana gelen olası kirlilikleri tespit etmek amacıyla toplam örnek sayısının %15'i kadar şahit örneği alınmıştır. Şahitlerde tespit edilen toplam PCB kütlesinin, örneklerdeki toplam PCB kütlesine oranı cam elyaf filtre ve PUF kartuşu için sırasıyla %11,8±72,8 ve %2,5±3,5 olarak belirlenmiştir. Aynı değer TÇÖ için %1,74±1,55 olarak bulunmuştur. Her bir PCB türü için tayin edilme değerleri (TED) (Limit of Detection, LOD) hesaplanırken şahit değerlerinin ortalamasına standart sapmanın 3 katı ilave edilerek hesaplar yapılmıştır (TED= Ort+3xSS) (Biterna ve Voutsa, 2005; Kim ve Masunaga, 2005). TED değerlerinden küçük olan değerler hesaplamalarda kullanılmamıştır. Ayrıca her bir örnek ve PCB türü şahit düzeltmesi işlemine tabi tutulmuştur. Her bir PCB türü için TED değerleri YHHÖ cam elyaf filtresi için 0-1,5 ng, PUF kartuşu için 0-1,4 ng arasında iken TÇÖ için TED değeri 0-1,6 ng arasında değişmektedir.

BULGULAR VE TARTIŞMA

Dış ortam havası konsantrasyonları

Atmosferik PCB konsantrasyon örnekleri YHHÖ kullanılarak toplanmıştır. Ortalama partikül ve gaz faz PCB konsantrasyonları sırasıyla 70±102 pg m^{-3} ve 393±278 pg m^{-3} olup, toplam (gaz+partikül) PCB konsantrasyonunun %15'nin partikül, %85'inin ise gaz formda olduğu tespit edilmiştir. PCB türlerinin dağılımı irdelendiğinde düşük moleküler ağırlığa (MA) sahip türlerin baskın olduğu görülmektedir. Ölçülen gaz ve partikül faz konsantrasyonları kırsal bölge değerlerinden yüksek olup kentsel bölgeler için verilen değerlerden daha düşüktür

(Mandalakis vd., 2002, Taşdemir vd., 2004). PCB'lerin atmosferik konsantrasyonları üzerine yapılmış bazı çalışma sonuçları Tablo 2'de gösterilmiştir.

Tablo 2. PCB'lerin atmosferik konsantrasyonları ile ilgili yapılmış literatür çalışmaları

Örnekleme Bölgesi	Periyod	n*	Konsantrasyon (pg m^{-3})	Kaynak
Chicago, ABD (Kentsel)	Haziran 1995 Ekim 1995	50	1820 (gaz) 90 (partikül)	Taşdemir vd., 2004
Eordea, Yunanistan (Endüstriyel)	Ocak 2001 Haziran 2001	8	0,04-103 (partikül)	Biterna ve Voutsa 2005
Yokohama, Japonya (Kentsel)	Mart 2002 Şubat 2003	12	62-250 (gaz+partikül)	Kim ve Masunaga 2005
Atlantik Okyanusu (Okyanus hava numunesi)	Kasım 1995	11	52,6-985 (gaz+partikül)	Montone vd., 2005
Uludağ Üniversitesi Kampüsü (Yarı Kırsal)	Temmuz 2004 Mayıs 2005	24	328±284 (gaz) 86±128 (partikül)	Cindoruk ve Taşdemir, 2007
Uludağ Üniversitesi Kampüsü (Yarı Kırsal)	Haziran 2008 Temmuz 2009	83	393±278 (gaz) 70±102 (partikül)	Bu çalışma

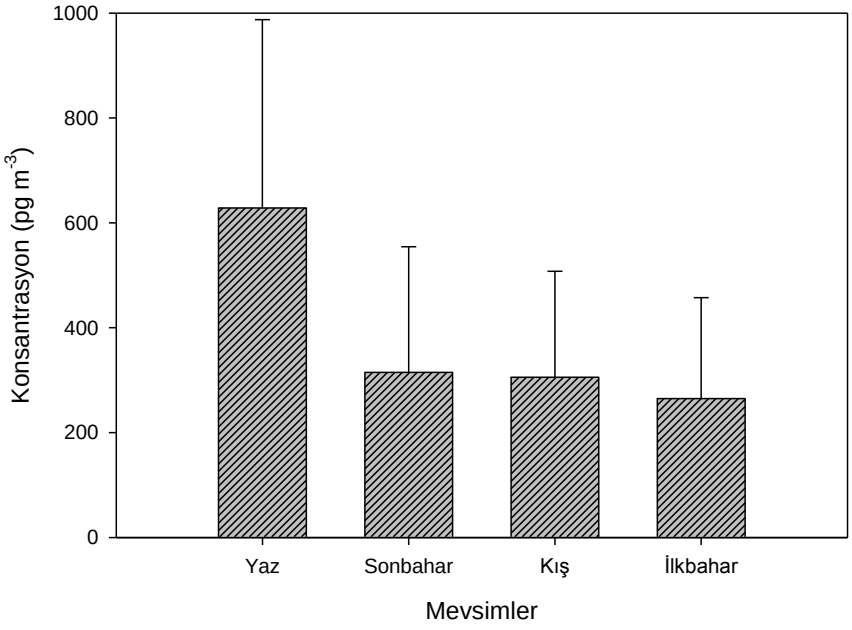
*n: PCB tür sayısı

Aynı bölgede daha önceki yıllarda ölçülen ortalama partikül ve gaz faz PCB konsantrasyonları sırasıyla 86±128 pg m^{-3} ve 328±284 pg m^{-3}'tür (Cindoruk ve Taşdemir, 2007). Ancak ölçülen PCB tür sayısı 41 adet olup bizim bu çalışmada hedeflediğimiz tür sayısı olan 83'ten oldukça azdır. PCB konsantrasyonlarının mevsimsel değişimleri incelendiğinde en yüksek PCB konsantrasyonlarının yaz mevsiminde oluştuğu tespit edilmiştir. Bunun başlıca sebebinin yaz mevsiminde çeşitli yüzeylerden (toprak, su ve bitki yüzeyi gibi) buharlaşmanın daha fazla olmasıdır (Biterna ve Voutsa, 2005, Taşdemir ve ark., 2005). Diğer mevsimler arasında istatistiksel bir fark bulunamamıştır. Toplam PCB konsantrasyonunun mevsimsel değişimi Şekil 3'te gösterilmektedir.

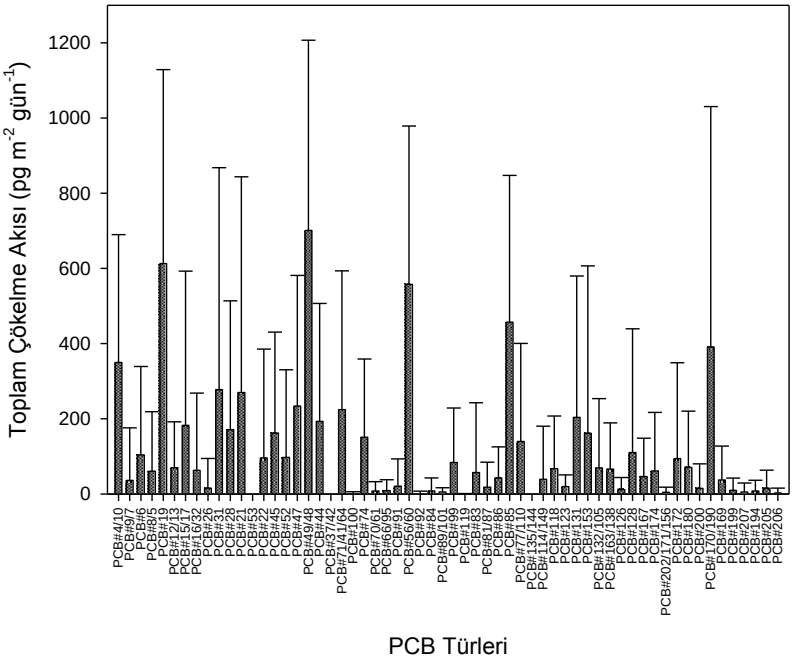
Toplam çökelme akıları

Bu çalışma kapsamında direkt ölçüm metodu kullanılarak TÇÖ vasıtası ile PCB'lerin toplam çökelme akıları belirlenmeye çalışılmıştır. PCB'lerin ortalama toplam çökelme akı değeri 6020±4348 pg m^{-2} $gün^{-1}$ olup 1342 ile 20362 pg m^{-2} $gün^{-1}$ arasında değiştiği belirlenmiştir. PCB türlerinin toplam çökelme akı değerleri Şekil 4'te gösterilmektedir.

Literatürde farklı bölgeler için elde edilen toplam çökelme akı değerleri Tablo 3'te özet olarak verilmiştir. Akı değerleri arasında büyük salınımların olduğu görülmektedir. Meydana gelen bu farklı sonuçlar bölge karakteristiklerine bağlı olarak değişen atmosferik konsantrasyonlar, örnekleyici tür ve meteorolojik



Şekil 3. Toplam PCB konsantrasyonunun mevsimsel değişimi



Şekil 4. PCB türlerinin toplam çökelme akı değerleri

şartların değişkenliğinden kaynaklanmaktadır. Tablo 4'ten de görüleceği üzere örnekleyici olarak paslanmaz çelik kapların yanı sıra pyrex malzemeden yapılan örnekleyicilerde kullanılmaktadır.

Tablo 3. Farklı bölgelerde yapılan ölçümler sonucu elde edilen toplam çökelme akı değerleri

Örnekleme Bölgesi	Periyod	n*	Akı (ng m^{-2} $gün^{-1}$)	Örnekleyici	Kaynak
P.Marghera, İtalya (Endüstriyel)	1998-1999	-	7,3	Pyrex örnekleyici	Rossini vd., 2005
Valle Figeri, İtalya (Uzak-Temiz)	1998-1999	-	1,5	Pyrex örnekleyici	Rossini vd., 2005
BOSB, Bursa, TR (Kentsel/Endüstriyel)	Temmuz 2004 Mayıs 2005	41	15,4±14,3	Paslanmaz çelik örnekleyici	Cindoruk vd., 2008
Gülbahçe, Bursa, TR (Kentsel)	Temmuz 2004 Mayıs 2005	41	36,1±21,3	Paslanmaz çelik örnekleyici	Cindoruk, 2007
UÜK, TR (Yarı Kırsal)	Haziran 2008 Temmuz 2009	83	6,02±4,3	Paslanmaz çelik örnekleyici	Bu çalışma

*n= PCB tür sayısı

İncelenen tür sayısı göz önünde bulundurulduğunda grubumuz tarafından Temmuz 2004-Mayıs 2005 tarihleri arasında yapılan çalışmada 41 PCB türünün incelenmişken, bu çalışmada incelenen PCB tür sayısı 83'e çıkarılmıştır. İncelenen tür sayısının 83'e çıkarılmasına rağmen, bu çalışmada bulunan akı değeri daha düşüktür. Bununda başlıca sebebi önceki çalışmada incelene bölgelerin daha kirli olmalarından dolayıdır. Örneğin 2004-2005 yılları arasında Bursa ilinde yürütülen bir çalışmada sanayi tesislerinin yoğun olarak bulunduğu bir bölge olan Bursa Organize Sanayi Bölgesi'nde (BOSB) toplam çökelme akısı 15,4±14,3 ng m^{-2} $gün^{-1}$ olarak bulunurken, evsel yerleşimin yoğunlukta olduğu plastik ve diğer atıkların ısınma amacıyla yakıldığı Gülbahçe bölgesinde toplam çökelme akısı 36,2±21,4 ng m^{-2} $gün^{-1}$ olarak bulunmuştur (Cindoruk, 2007). Bu çalışmada yarı kırsal bir bölge özelliği gösteren UÜK'deki toplam çökelme akısı, literatürde verilen endüstriyel ve kentsel bölge değerlerinden düşük olup uzak ve temiz bölgeler için verilen değerlere daha yakındır. Çalışma kapsamında sadece kuru havalarda meydana gelen çökelme akısının (5,55±4,42 ng m^{-2} $gün^{-1}$), yağışın olduğu dönemlerdeki akıya (7,48±4,08 ng m^{-2} $gün^{-1}$) göre daha düşük olduğu belirlenmiştir. Bu farklılıkta yağmurla taşınımın yanında, yağış sonucu TÇÖ'nde biriken yağmur suyunun da etkisi vardır. Örneğin, partiküllere sorplanmış PCB'ler su yüzeyine çarpınca tekrar havalanıp ortamdan uzaklaşamaz (Taşdemir vd., 2005). Ayrıca, biriken yağmur suyu havadaki gaz faz PCB'lerle dengeye gelmeye çalışacağından atmosferden bu yüzeye bir miktar taşınım söz konusu olacaktır. PCB'lerin toplam çökelme akılarının mevsimsel değişimi irdelendiğinde mevsimler arasında istatistiksel olarak bir farkın olmadığı ancak yaz ve kış periyodunda nispeten daha yüksek çökelme akılarının elde edildiği görülmektedir. Yaz döneminde atmosferik konsantrasyonların yüksek olması, kış döneminde kuru ve ıslak çökelmenin bir arada meydana gelmesi akı değerlerinin göreceli olarak yüksek olmasına sebep olmaktadır. PCB'lerin toplam çökelme akı değerleri ile dış ortam hava sıcaklığı ve rüzgâr hızı değerleri arasındaki ilişki araştırılmış ancak bu değişkenler arasında kayda değer bir ilişki bulunamamıştır (sıcaklık-akı için $r^2<0,01$, $p>0,05$ ve rüzgâr hızı-akı için $r^2=0,10$, $p>0,05$'tir).

Toplam çökelme hızı

Örnekleme periyodu boyunca YHHÖ ile atmosferik örnekler toplanmış ve PCB'lerin konsantrasyon değerleri hesaplanmıştır. Toplam çökelme örneklerinden belirlenen akı değerlerinin konsantrasyon değerlerine bölünmesi ile çökelme hız

değerleri hesaplanmıştır. Bazı akı örneklerinde sadece kuru çökelme gözlenmiştir. Bu durumda akı değeri (Fp) partikül faz konsantrasyonuna (Cp) bölünerek çökelme hız değeri hesaplanmıştır. Öte yandan, bazı örneklerde ıslak+kuru çökelme aynı anda görülmüştür. Bu çökelme örneklerinde toplam çökelme hızı hesaplanırken akı değeri toplam konsantrasyona (gaz+partikül) bölünmüştür. Konsantrasyon ve akı değerleri kullanılarak hesaplanan toplam çökelme hız değerleri kuru periyot örneklerinde ortalama 0,23±0,21 cm s^{-1} iken, yağışlı periyot örneklerinde 0,13±0,13 cm s^{-1}'dir. Yağışlı periyotta, çökelme olayında partiküllerin yanı sıra gaz fazında etkili olması dolayısıyla daha düşük çökelme hızları hesaplanmıştır. Yağışlı periyot örneklerinde 2 ve 3 klorlu bifenillerin (2-CBs ve 3-CBs) daha yüksek çökelme hızına sahip olduğu belirlenmiştir. Bu hızlar 2-CBs ve 3-CBs için sırasıyla 0,31 cm s^{-1} ve 0,11 cm s^{-1}'dir. Bu olay küçük MA'ya sahip PCB türlerinin yağışlarla çözünerek çökeldiğine işaret etmektedir. Sadece kuru çökelmenin meydana geldiği kuru periyot örneklerinde ise 4 ve 6 klorlu bifenillerin (4-CBs ve 6-CBs) daha büyük çökelme hızlarına sahip olduğu görülmektedir. Bölge karakteristikleri, atmosferik partikül madde konsantrasyonları ve meteorolojik parametrelere bağlı olarak değerler değişim göstermektedir.

SONUÇLAR

PCB'lerin toplam çökelme akıları ve konsantrasyonları Haziran 2008-Haziran 2009 döneminde ölçülmüştür. Ölçülen gaz ve partikül faz konsantrasyonları kırsal bölge değerlerinden yüksek ancak kentsel bölgeler için verilen değerlerden daha düşüktür. Yağışlı periyotlarda toplanan örneklerin akı değerlerinin kuru periyotta toplanan örneklerin akı değerlerinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Yaz mevsiminde nispeten daha yüksek çökelme akılarının elde edildiği belirlenmiştir. Yağışlı periyot örneklerinin çökelme hız değerleri, kuru periyot örneklerinin çökelme hız değerlerinden daha düşük bulunmuştur. Toplam çökelme hızında PCB'lerin homolog dağılımları incelendiğinde yağışlı periyot numunelerinde 2 ve 3 klorlu bifenillerin (2-CBs ve 3-CBs), kuru periyot numunelerinde ise 4 ve 6 klorlu bifenillerin (4-CBs ve 6-CBs) daha baskın karakterde olduğu görülmektedir. Bölge karakteristiği, atmosferik konsantrasyonlar ve meteorolojik parametreler birlikte göz önünde bulundurulduklarında her biri PCB'lerin çökelme mekanizmaları üzerine etki etmektedir.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK) tarafından 107Y165'nolu proje kapsamında mali olarak desteklenmektedir.

KAYNAKLAR

Aas, W., Shao, M., Jin, L., Larssen, T., Zhao, D., Xiang, R., Zhang, J., Xiao, J., Duan, L., Air concentrations and wet deposition of major inorganic ions at five non-urban sites in China 2001–2003, Atmospheric Environment, 41, 1706–1716, 2007.

Biterna, M., Voutsa, D., Polychlorinated biphenyls in ambient air of NW Greece and particulate emissions, Environment International, 31, 671-677, 2005.

Cindoruk, S.S., Determination of the Concentrations, Dry deposition and Air-Water Interface Fluxes of PCBs, Doktora Tezi, Bilim Enstitüsü, Uludağ Üniversitesi, Bursa, 2007.

Cindoruk, S.S., Taşdemir, Y., Deposition of atmospheric particulate PCBs in suburban site of Turkey, Atmospheric Research, 85, 300-309, 2007.

Cindoruk S.S., Esen, F., Taşdemir Y., Concentration and gas/particle partitioning of polychlorinated biphenyls (PCBs) at an industrial site at Bursa, Turkey, Atmospheric Research, 85, 338–350, 2007.

Cindoruk S.S., Esen, F., Vardar, N., Taşdemir Y., Measurement of atmospheric deposition of polychlorinated biphenyls and their dry deposition velocities in an urban/industrial site in Turkey, Journal of Environmental Science and Health Part A, 43, 1252-1260, 2008.

Esen F., Cindoruk S.S. Taşdemir Y., Ambient concentrations and gas/particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urban site in Turkey, Environmental Forensics, 7, 1-10, 2006.

Fang, G.C., Chang, K.F., Lu, C., Bai, H., Estimation of PAHs dry deposition and BaP toxic equivalency factors (TEFs) study at urban, industry Park and rural sampling sites in Central Taiwan, Taichung, Chemosphere, 55, 787-796, 2004.

Garban, B., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Chevreuil, M., Ollivon, D., Atmospheric bulk deposition of PAH's onto France: Trends from urban to remote sites, Atmospheric Environment, 36, 5395-5403, 2002.

Gioia, R., Offenberg, J.H., Gigliotti, C.L., Totten, L.A., Du, S., Eisenreich, S.J., Atmospheric concentrations and deposition of organochlorine pesticides in the US Mid-Atlantic region, Atmospheric Environment, 39, 2309–2322, 2005.

Gocht, T., Klemm, O., Grathwohl, P., Long-term atmospheric bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rural areas of Southern Germany, Atmospheric Environment, 41, 1315-1327, 2007.
Irwin, J.G., Campbell, G., Vincent, K,. Trends in sulphate and nitrate wet deposition over the United Kingdom: 1986-1999, Atmospheric Environment, 36, 2867-2879, 2002.

Kim, K.S., Masunaga, S., Behavior and source characteristic of PCBs in urban ambient air of Yokohama, Japan. Environmental Pollution 138, 290-298, 2005.

Landis, M.S., Keeler, G.J., Atmospheric mercury deposition to Lake Michigan during the Lake Michigan mass balance Study, Environmental Science and Technology, 36, 4518-4524, 2002.

Mandalakis, M., Staphanou, G.E., Study of Atmospheric PCB Concentrations over the eastern Mediterranean Sea. Journal of Geophysical Research, 107 (D23): Art. No. 4716 DEC 13, 2002.

Montone, R.C., Taniguchi, S., Boian, C., Weber, R.R., PCBs and chlorinated pesticides (DDTs, HCHs and HCB) in the atmosphere of the southwest Atlantic and Antarctic oceans, Marine Pollution Bulletin, Baseline 50, 778-786, 2005.

Motelay-Massei, A., Ollivon, D., Garban, B., Tiphange-Larcher, K., Zimmerlin, I., Chevreuil, M., PAHs in the atmospheric bulk deposition of the Seine river basin: Source identification and apportionment by ratios, multivariate statistical techniques and scanning electron microscopy, Chemosphere, 67, 312-321, 2007.

Rolfhus, K.R., Sakamoto, H.E., Cleckner, L.B., Stor, R.W., Baiarz, C.L., Back, R.C., Manolopoulos, H., Hurley, J.P., Distribution and fluxes of total and methyl mercury in Lake Superior, Environmental Science and Technology, 37, 865-872, 2003.

Rossini, P., Guerzoni, S., Molinaroli, E., Rampazzo, G., De Lazzari, A., Zancanaro, A., Atmospheric bulk deposition to the lagoon of Venice Part I. fluxes of metals, nutrients and organic contaminants, Environment International, 31, 959-974, 2005.

Sakata, M., Marumoto, K., Narukawa, M., Asakura, K., Regional variations in wet and dry deposition fluxes of trace elements in Japan, Atmospheric Environment, 40 521-531, 2006.

Simcik, M.F., Zhang, H., Eisenreich, S.J., Franz, T.P., Urban contamination of the Chicago Coastal Lake Michigan atmosphere by PCBs and PAHs during AEOLOS, Environmental Science and Technology, 31, 2141-2147, 1997.

Taşdemir, Y., Vardar, N., Odabaşı, M., Holsen, T.M., Concentrations and gas/particle partitioning of PCBs in Chicago, Environmental Pollution, 131, 35-44, 2004.

Taşdemir, Y., Odabaşı, M., Holsen, T.M., Measurement of the vapor phase deposition of polychlorinated bipheyls (PCBs) using a water surface sampler, Atmospheric Environment, 39, 885–897, 2005.

Taşdemir, Y., Günez, Y., Dry deposition of sulfur containing species to the water surface sampler at two sites, Water, Air, & Soil Pollution, 105 (1–4), 223-240, 2006.

ORGANİZE SANAYİ BÖLGELERİNDE MARUZ KALINAN UÇUCU ORGANİK BİLEŞİK SEVİYELERİNİN ARAŞTIRILMASI

G. Dila BÜYÜKÇINAR[1], Gülen GÜLLÜ[1(*)], Sibel MENTEŞE[2]

[1] Hacettepe Üniversitesi, Ankara, 06800
[2] Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Çanakkale, 17020

ÖZET

Uçucu Organik Bileşiklerin (UOB) çeşitli ortamlardaki seviyeleri son zamanlarda en çok araştırılan konulardan biri olmasına karşın, farklı türde pek çok imalathanenin birarada aynı yerleşkede bulunduğu Organize Sanayi Bölgelerinde (OSB) yapılmış herhangi bir çalışma bulunmamaktadır. Bu çalışmada Ankara ilindeki OSB'lerde maruz kalınan UOB seviyeleri araştırılmıştır. OSB'lerde çalışan insanlar, ürettikleri ürüne göre farklı işlem yöntemleri ve farklı ham maddeler kullanarak, diğer pek çok iş sektörüne göre daha yüksek UOB seviyelerine maruz kalabiliyorlar. Farklı türdeki imalathanelerin hem iç ortam, hem de dış ortam havasından UOB örnekleri Tenax TA sorbenti ile doldurulmuş tüplere aktif olarak toplanmıştır. UOB örnekleri Termal Desorber-Gaz Kromatografi/Kütle Seçici Dedektör (TD-GC/MS) vasıtasıyla SIM modunda analiz edilmiştir. UOB örneklemesi yapılırken, eş-zamanlı olarak sıcaklık ve bağıl nem değerleri de kaydedilmiştir. Ayrıca örnekleme yapılan ortamlarda anket çalışması da uygulanmıştır. Elde edilen sonuçlara göre; mobilyacı, mobilya boya atölyesi ve sünger deposu iç ortamlarında tespit edilen toplam organik madde miktarları dış ortamda tespit edilen miktarlardan fazladır.

Anahtar Sözcükler: Dış ortam hava kalitesi, iç ortam hava kalitesi, Organize Sanayi Bölgesi, Uçucu Organik Bileşikler.

GİRİŞ

Günümüzde insanlar, her gün sağlıklarını riske atacak birçok etkenle karşı karşıya kalmaktadırlar. Maruz kalınan sağlık riski; ev, işyeri gibi iç ortamlarda ve kentsel dış ortamlarda artabilmekte; bazı meslek gruplarında ise kullanılan materyaller ve proseslere bağlı olarak çeşitli mesleki hastalıklara yol açabilmektedir. Örneğin, iç ortam hava kalitesini kötü yönde etkileyen etmenlerin bilinmesi ve iyileştirici önlemlerin alınması, bulunulan ortamda geçirilen zamanın kalitesini büyük ölçüde arttırmaktadır.

Son birkaç yıldır, sayısı giderek artan bilimsel çalışmalar sonucunda; iç ortam havasının dış ortam havasına göre kirletici düzeyinin daha yüksek olduğu (Lee vd., 1999; Menteşe ve Güllü, 2009) ve özellikle büyük şehirlerde insanların zamanlarının %90'ını iç ortamlarda geçirmeleri sonucunda hava kirliliğine maruz kalmaktadırlar.

Olumsuz sağlık etkilerinden dolayı, iç ortam havasında organik kirleticilerin düzeylerinin belirlenmesi çalışmaları son yıllarda daha da hız kazanmıştır. Kapalı ortam hava kirliliği sonucu ortaya çıkan sağlık sorunları artmaktadır. Bu sebeple

[*] ggullu@hacettepe.edu.tr

kapalı ortamlarda, kişilerin maruz kaldığı, özellikle toksik ve kansorojen bileşiklerin türlerinin ve düzeylerinin belirlenmesi konusu, araştırılması gereken önemli başlıklar arasında yerini almıştır.

Uçucu organik bileşikler (UOB); alifatik veya aromatik yapıdaki, kaynama sıcaklığı 50-260 ºC arasında değişen hidrokarbonlardır (EU, 2004) ve düşük kaynama noktaları nedeniyle, genellikle iç ortam havasında buhar halinde bulunurlar. Monoaromatik hidrokarbonlardan olan benzen, toluen, etilbenzen, ksilen (BTEX), trimetilbenzen ve stiren önemli kirleticilerden olmakla beraber; benzen, toluen, ksilen ve trimetilbenzenin kansorojen etkilerinin yanı sıra merkezi sinir sistemine de olumsuz etkileri bilinmektedir (Li vd., 2009). Uluslar Arası Kanser Araştırma Ajansı'na (IARC) göre; benzen insanlarda kanser yapıcı olarak tanımlanmış ve Grup 1'e dahil edilmiş, stiren, etilbenzen ve naftalin gibi uçucu organik bileşikleri ise insanlarda kanser yapıcı etkisi mümkün olarak tanımlanmış ve Grup 2B'ye dahil edilmiştir.

Bu çalışmada, seçilen iç ortamlardan toplanacak olan hava örneklerindeki UOB türlerini ve miktarlarını tespit etmektir. Bu güne kadar, Ankara İli'nde Organize Sanayi Bölgesi (OSB) veya mobilya atölyesi, sünger deposu, matbaa ve ahşap boya atölyesi gibi bu çalışmada seçilen imalathanelerin iç ve dış ortamlarındaki UOB seviyeleri belirlenmiştir. Elde edilecek sonuçlar sayesinde, insanların zamanlarının büyük bölümünü geçirdikleri iç ortamlardan olan çeşitli imalathanelerde, hangi tür kanserojenik/olası kanserojenik bileşiklere hangi seviyelerde maruz kalındığı belirlenecektir.

YÖNTEM

Uçucu organik bileşikler, Tenax TA sorbenti ile doldurulmuş paslanmaz çelik thermal desorber tüpleri içerisine aktif örnekleme metodu ile toplanmıştır. Tüpler, örnekleme öncesinde içlerinden 50 ila 75 ml/dk debide azot gazı geçirilmek suretiyle, tüp temizleme fırınında 275 °C'de 5 saat şartlandırılarak temizlenmiştir. Fırında temizlenen örnekleme tüpleri örnekleme sahasına götürülmeden önce de ilave olarak, thermal desorber'da hazırlanan bir program ile şartlandırılmış ve tüplerin temizlendiklerinden emin olmak için Gaz Kromatografi-Kütle Seçici Dedektör (GC-MS) ile analizleri US EPA Method-TO17'ye göre yapılmıştır.

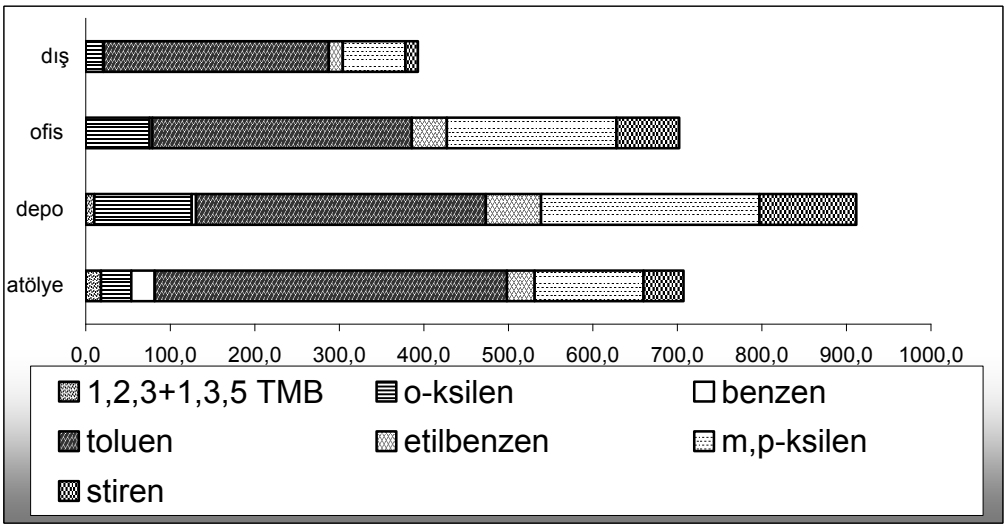
İç ve dış ortam hava örnekleri, 75ml/dk sabit debi ile 1 saat süre ile pompa (SKC-Delux) vasıtasıyla Tenax TA sorbenti ile doldurulmuş paslanmaz çelik thermal desorber örnekleme tüpleri içerisine toplanmıştır. Pompalar iç ortamda; herhangi bir emisyon kaynağına yakın olmayan, kullanılan ortamın havasını en iyi temsil edecek şekilde yerden yaklaşık 1.5m yüksekliğe; dış ortamda ise yine doğrudan bir emisyon kaynağına yakın olmayacak şekilde yerden yaklaşık 1.5m yüksekliğe yerleştirilmiştir. Her bir örnekleme periyodu öncesinde kullanılan pompanın debisi rotametre ile kontrol edilmiştir. Toplanan bütün hava örnekleri aynı gün içerisinde analiz edilmiştir. Tüpler öncelikle Thermal Desorber cihazında hazırlanan program ile konsantre hale getirilmiş, sonrasında ise konsantre hale gelen uçucu organik bileşiklerin miktar ve tür tayini Gaz Kromatografi-Kütle Seçici Dedektör (GC-MS)'ün SIM modunda çalıştırılarak yapılmıştır. Çalışmada miktar tayininin yapılması hedeflenen uçucu organik bileşikler DWM-550 standartında (Ultra scentific) bulunan 15 aromatik bileşikten (naftalin, BTEX, stiren gibi) oluşmaktadır.

Örnekleme istasyonlarının özellikleri Tablo 1'de verilmiştir. Bu çalışmada Siteler ve Ulus semtlerinde bulunan mobilyacı, sünger deposu, mobilya boya atölyesi ve matbaa ortamlarından hava örnekleri alınmıştır.

TARTIŞMA

Hedef organik bileşiklerin mobilyacı, sünger deposu, mobilya boyacısı ve matbaada tespit edilen toplam değerleri Şekil 1-4 arasında gösterilmiştir.

Figür 1'e göre, ahşap malzemelerin montajının ve stoklamasının yapıldığı depo kısmında toplam organik bileşik düzeyi 900 µg/m^3 civarındadır. Aynı katta bulunan ofis ve atölye bölümlerinde tespit edilen organik madde miktarı ise birbirine çok yakındır (700 µg/m^3) ve atölyede ölçülen organik madde miktarından düşüktür. Organik madde düzeyinin en düşük çıktığı yer, dış ortamdır (yaklaşık 400 µg/m^3). Her bölümde en yüksek derişime sahip organik madde toluen ve daha sonra *m,p*-ksilen olarak gözlenmiştir. En yüksek toluen seviyesi atölye bölümünde görülürken, en yüksek *m,p*-ksilen seviyesi depo bölümünde görülmüştür. 1,2,4+1,3,5-TMB (trimetilbenzen) bileşikleri aynı katta bulunan ofis ve depo bölümlerinde görülmektedir. Benzen ise, en yüksek atölye kısmında görülmekte (27.6 µg/m^3); depo ofis ve dış ortamlarında ise sırasıyla 5.1 µg/m^3, 3.3 µg/m^3 ve 0.7 µg/m^3 konsantrasyonlarında gözlenmiştir.



Şekil 1. Mobilyacıda tespit edilen UOB konsantrasyonları (µg/m^3)

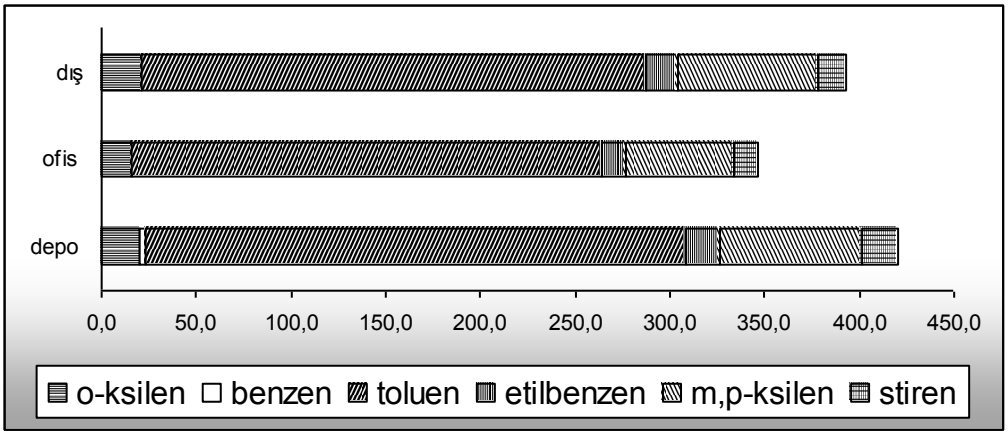
Sünger deposundan alınan hava örneklerindeki UOB seviyeleri Şekil 2'de verilmiştir. En yüksek UOB seviyelerinin sırasıyla depo, dış ve ofis ortamında 420 µg/m^3, 390 µg/m^3 ve 350 µg/m^3 civarında gözlendiği tespit edilmiştir. En yüksek seviyelerde gözlenen UOB türleri sırasıyla toluen, *m,p*- ksilen ve *o*-ksilen olmuştur. Benzen derişiminin, depo bölümünde 2.7 µg/m^3; dış ortamda 0.7 µg/m^3 ve ofis bölümünde 0.4 µg/m^3 olduğu gözlenmiştir.

Tablo 1. Örnekleme istasyonlarının özellikleri

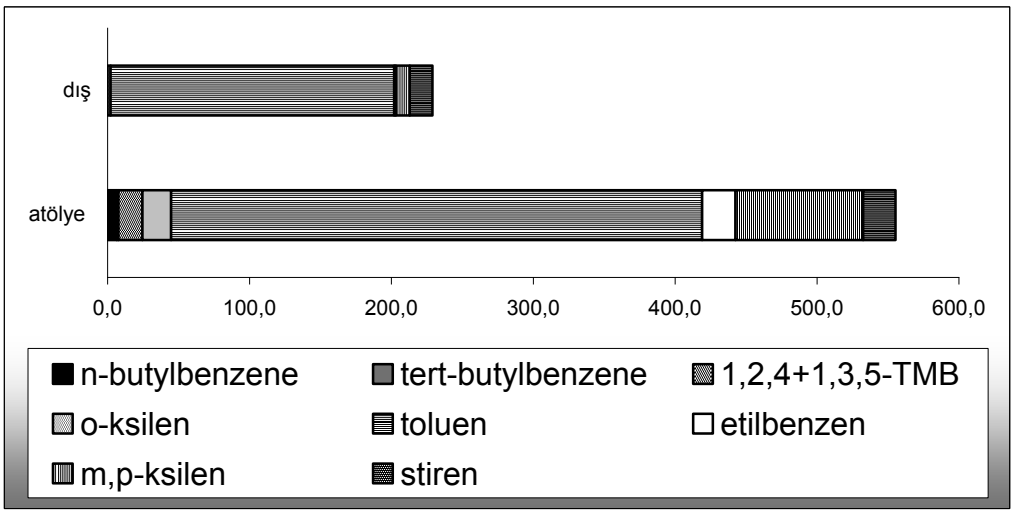
Özellik	Örnekleme İstasyonu											
	Mobilyacı			Sünger Deposu			Mobilya Boya Atölyesi			Matbaa		
Lokasyon	Siteler/Ankara			Siteler/Ankara			Siteler/Ankara			Ulus/Ankara		
Türü	Atölye	Depo	Ofis	Depo	Ofis		Atölye			Atölye	Ofis	
Alınan Örnek Sayısı	1	1	1	1	1		1			1	1	
Bulunduğu Kat	Bodrum	Zemin	Zemin	Zemin	Zemin		3. kat			Zemin	Zemin	
Trafiğe Yakınlığı	Orta	Orta	Orta	Çok	Çok		Az			Orta	Orta	
Bina Yaşı	30 yıl	30 yıl	30 yıl	20 yıl	20 yıl		33 yıl			150-200 yıl	150-200 yıl	
Alanı												
Cepheı	Zemin altı	Sokak	Sokak	Karanlık Oda	Sokak		Sokak			Karanlık oda	Sokak	
Isıtma Sistemi	Varil soba	Kalalitnik Soba	Elektrik sobası	Yok	Elektrik sobası		Soba			Soba	Elektrik sobası	
Havalandırma Sistemi	D.H.	D.H.	D.H.	D.H.	D.H.		D.H. ve aspiratör			Aspiratör	D.H.	
Pencere Sayısı	3	1	3 pencere, 1 kapı	Yok	1 kapı		4			Yok	1 kapı	
Yer Kaplama Türü	Beton	Beton	Halıfleks	Beton	Sunta üzerine muşamba		Beton			Beton	Seramik	
Yer Kaplama Yaşı	30 yıl	30 yıl	10 yıl	20 yıl	20 yıl		33 yıl			Hiç yenilenmemiş	1 yıl	
Halı Kaplama Yoğunluğu	Yok	Yok	Çok	Yok	Yok		Yok			Yok	Yok	
Ahşap Eşya Yoğunluğu	Çok	Çok	Orta	Az	Orta		Çok			Orta	Orta	
Duvar Kaplama Türü	Sıva	Sıva	Sarpme boya	Kireç Boya	Kireç boya		Sıva			Alçıpan	Yağlı boya	
Duvar Boyama Zamanı	30 yıl	30 yıl	20 yıl	2 yıl	2 yıl		33 yıl			2 yıl	1 yıl	
Çalışan Kişi Sayısı	2	2	1	2	2		1			1	1	
Sigara İçen Kişi Sayısı	1	-	1	-	-		1			1	1	
Toplam Sigara Sayısı/Gün	15/gün	-	30/gün	-	-		-			4/gün	4/gün	
Deney Yapılırken Sigara İçiliyor muydu?	Hayır	Hayır	Hayır	Hayır	Hayır		Hayır			Deneyin ilk 2 dakikası içildi	Hayır	

D.H.: Doğal Havalandırma

Mobilya boya atölyesinden alınan örneklerdeki organik bileşiklerin seviyeleri Şekil 3'de verilmiştir. Atölye ve dış ortamda tespit edilen en yüksek derişime sahip UOB türü toluendir. Atölyede tespit edilen diğer UOBler sırasıyla *m,p*-ksilen (89.9 µg/m^3), etilbenzen (23.5 µg/m^3), stiren (22.7 µg/m^3), *o*-ksilen (20.2 µg/m^3), 1,2,4+1,3,5-TMB (16.9 µg/m^3), n-butylbenzen (6.6 µg/m^3), benzen (2 µg/m^3) ve diğer n-propilbenzen (1,8 µg/m^3), tert-butilbenzen (1.1 µg/m^3), sec-butilbenzen (0.4µg/m^3) bileşikleridir. Dış ortamda ise, toluen'in yanı sıra stiren (16 µg/m^3), *m,p*-ksilen (9.8 µg/m^3), *o*-ksilen (2.2 µg/m^3) ve etilbenzen (1.2 µg/m^3) gözlenmiştir.

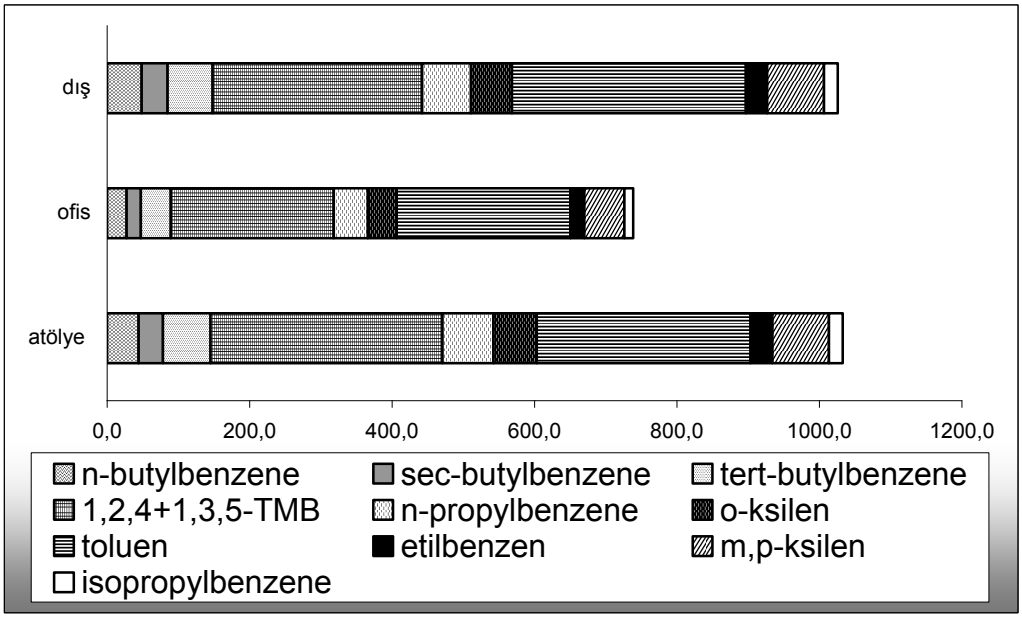


Şekil 2. Sünger deposunda tespit edilen UOB konsantrasyonları (µg/m^3)



Şekil 3. Mobilya boyacısında tespit edilen UOB konsantrasyonları (µg/m^3)

Matbaada yapılan örnekleme sonuçları Şekil 4'de verilmiştir. Örnekleme boyunca, matbaada herhangi bir baskı işlemi gerçekleşmemiştir. Atölye bölümünde ve dış ortamda toplam organik madde seviyelerinin birbirlerine çok yakın olduğu ve her ikisinde de en yüksek derişimlere toluen (yaklaşık 310 µg/m^3) ve 1,2,4+1,3,5-TMB (yaklaşık 308 µg/m^3) bileşiklerinin sahip olduğu görülmüştür. Dış ortamda tespit edilen organik madde düzeylerinin beklenenden yüksek çıkması, örnekleme alanındaki yol yapım çalışmalarından dolayı örnekleme noktası yakınından geçen iş makinelerinin UOB seviyelerinde yükselmeye neden olmasına bağlanabilir.



Şekil 4. Matbaada tespit edilen UOB konsantrasyonları (µg/m^3)

SONUÇLAR

Avrupa ve Kuzey Amerika'da yapılan birçok çalışmada tek bir uçucu organik bileşik seviyesi çoğunlukla 10 µg/m^3'ün altında tespit edilmiştir (Wolkoff ve Nielsen, 2001). Daha önce yapılmış olan bir çalışmada temizleyici ürünlerin, çeşitli kokuların, sunta malzemelerin ve diğer tüketici ürünlerinin, iç ortamda tespit edilen uçucu organik bileşiklerin yaklaşık olarak %18'ini oluşturduğu ve özellikle stirenin halı, plastik eşyalar ve yapıştırıcı malzemeler ile ilişkili olduğu belirtilmiştir (Edwards vd., 2001). Aynı zamanda sunta malzemesinin uçucu organik bileşik emisyonları, elyaf levha ve kontraplak malzemeye göre daha fazla olduğu tespit edilmiştir (Guo vd., 2002). Ortamda sigara içilmesinin, UOB derişimlerinin artmasında önemli rol oynadığı literatürde yer almaktadır (Jo ve Yu, 2001). Mobilya boyama sektöründen meydana gelen benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen bileşiklerinin emisyonlarının; ölçülen toplam organik madde emisyonunun %98'inden fazla olduğu belirtilmiştir (Yuan vd., 2010). Brown (1999) gerçekleştirdiği çalışmada, kuru prosesli bir fotokopi makinesi çalışmadığı zaman ortamda ölçüm yapılmıştır. Tespit edilen uçucu organik madde derişimleri, ıslak prosesli bir makinenin bulunduğu ve makine kapalıyken ölçüm yapılan matbaa örnekleme istasyonunda tespit edilen uçucu organik madde derişimlerinden azdır. Toluen, *o*-ksilen, *m,p*-ksilen, TMB ve benzen derişimleri doğrudan otomobil emisyonları ile ilişkilendirilmiştir (Chan vd., 1991; Lawryk vd., 1995).

İnsanların zamanlarının çoğunu geçirdiği farklı türdeki işyerlerinin iç ve dış ortamlarında yapılan UOB ölçümüne ait sonuçlar yukarıda sunulmuştur. Buna göre, en yüksek toplam organik madde miktarları sırasıyla matbaa, mobilyacı, mobilya boya atölyesi ve sünger deposunda tespit edilmiştir. Daha önce yapılan farklı çalışmalarda, matbaaların iç ortam hava kalitesini kötü etkilediği

görülmüştür (Brown, 1999; Lee vd., 2006). Mobilyacı, mobilya boya atölyesi ve sünger deposu iç ortamlarında tespit edilen toplam organik madde miktarları dış ortamda tespit edilen miktarlardan fazladır. Ancak, matbaa örnekleme istasyonu dış ortamında örnekleme esnasında yol yapım çalışmalarının devam etmesi, örnekleme noktasının emisyon kaynağına yakın olmasına sebep olmuş ve dış ortamda tespit edilen toplam organik madde miktarı, iç ortamda tespit edilen organik madde miktarına çok yakın olarak bulunmuştur.

Yapılan bu çalışma 2010 yaz döneminde başlamış olup, henüz tamamlanmamıştır. Bundan sonraki süreçte, örnekleme istasyonu özellikleri farklı ortamlar seçilerek çalışma çeşitlendirilecektir. Ayrıca, önemli emisyon kaynağı olduğu düşünülen sektörlerde örnekleme sayıları arttırılacak, böylece istatistiksel yorum yapılabilmesi için veri sayısı arttırılacaktır.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma Hacettepe Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Birimince desteklenmektedir. Proje no: 09 T01 604 002.

KAYNAKLAR

Brown, S.K. Assessment of pollutant emissions from dry-process photocopiers. Indoor Air, 9 (4) 259-267, 1999.

Chan, C.C., Ozkaynak, H., Spengler, J.D., Sheldon, L. Driver exposure to volatile organic compounds, CO, ozone, and NO_2 under different driving conditions, Environmental Science Technolog. 25, 964-972, 1991.

Edward, R.D., Jurvelin, J., Koistinen, K., Saarela, K., Jantunen, M. VOC source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace microenvironment samples in EXPOLIS-Helsinki, Finland. Atmospheric Environment, 35 (28) 4829-4841, 2001.

EU, 2004/42/EC of the European Parliament and Council on the Limitation of Emissions of Volatile Organic Compounds Due to the Use of Organic Solvents in Certain Paints and Varnishes and Vehicle Refinishing Products and Amending Directive 1999/13/EC 30.04.2004, L 143/87.

Guo, H., Murray, F., Lee, S.C. Emissions of total volatile organic compounds from pressed wood products in an environmental chamber, Building and Environment, 37 (11) 1117-1126, 2002.

International Agency for Research on Cancer (IARC). Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans, 2006.

Jo, W.K., Yu, C.H. Public bus and taxicab drivers' exposure to aromatic work-time volatile organic compounds, Environmental Research Section, 86 (1) 66-72, 2001.

Lawryk, J.L., Lioy, P.J., Weisel, C.P. Exposure to volatile organic compounds in the passenger compartment of automobiles during periods of normal and

malfunctioning operation, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 5 (4) 511–531, 1995.

Lee, C.W., Dai, Y.T., Chien, C.H., Hsu, D.J. Characteristics and health impacts of volatile organic compounds in photocopy centers, Environmental Research, 100 139-149, 2006.

Lee, S.C., Chang, M., Chun, K.Y. Indoor and outdoor air quality investigation at six residential buildings in Hong Kong, Environment International, 25 (4) 489-496, 1999.

Li, S., Chen, S., Zhu, L., Chen, X., Yao, C., Shen, X. Concentrations and risk assessment of selected monoaromatic hydrocarbons in buses and bus stations of Hangzhou, China, Science of the Total Environment. 407 (6) 2004-2011, 2009.

Menteşe S., Güllü G. Organik bileşiklerin farklı iç ortamlardaki seviyeleri. IX. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, Bildiriler Kitabı, sf.673-679.

US EPA, 1999. Compendium Method for the Determination of Organic Compounds in Ambient Air TO-17, EPA/625/R-96010b.

Wolkoff, P., Nielsen, G.D. Organic compounds in indoor air-their relevance for perceived indoor air quality? Atmospheric Environment. 35 (26) 4407-4417, 2001.

Yuan, B., Shao, M., Lu, S., Wang, B. Source profiles of volatile organic compounds associated with solvent use in Beijing, China. Atmospheric Environment, 44 (15) 1919-1926, 2010.

ÇANAKKALE İLİ HAVA KALİTESİNİN KİRLİLİK TÜRLERİNE GÖRE İNCELENMESİ

Canan CAN, Sibel MENTEŞE(*)

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Çanakkale, 17020

ÖZET

Son 20 yıllık Çanakkale İli'ne ait PM_{10} ve SO_2 kirletici konsantrasyonları yönetmelik değerleri ile kıyaslandığında, özellikle kış aylarında yüksek olduğu görülmektedir. Ancak, şimdiye kadar herhangi bir hava kalitesi ölçüm çalışması yapılmamış bir il olan Çanakkale'de özellikle katı yakıt kullanımı nedeni ile kış aylarında sisli ve rahatsız edici hava koşulları sıklıkla gözlenmektedir. Şiddetli kuzeyli rüzgarların etkisinde (50 m'de ortalama hız ≥ 7 m/s) ve ortalama rüzgarlı gün sayısı 180 gün olan Çanakkale'deki meteorolojik koşullar da hava kirleticilerin taşınmasına yol açmaktadır. Şehir merkezinde ve rüzgar yönünde endüstri tesisleri bulunmamaktadır, ancak boğazdan geçen çok sayıdaki gemi rüzgar ile hava kalitesini etkileyebilmektedir. Son üç yılda konutlarda doğalgaz abonelik oranı %30'a ulaşmasına rağmen, kullanım oranı daha düşük olmakla beraber, SO_2 seviyelerinde kış dönemi ortalaması olarak 40 µg/m^3'lere düşmüştür. Buna karşılık, PM_{10} seviyeleri muhtemelen trafikteki araç sayısındaki artış nedeni ile 2-3 kat artmıştır. Bu çalışmada, Çanakkale hava kalitesinin; ısınma, trafik ve meteorolojik koşullara bağlı olarak değişimi bütüncül olarak incelenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Çanakkale hava kalitesi, PM_{10}, SO_2, trafik, ısınma, meteoroloji.

GİRİŞ

Hava kirliliğinin temel üç kaynağı olan ısınma kaynaklı hava kirliliği, trafik kaynaklı hava kirliliği ile meteorolojik hadiselerin yol açtığı olumsuz hava koşulları bir şehrin hava kalitesini belirlerken dikkate alınması gereken hususlardır. Isınma kaynaklı hava kirliliğinde en çok payı içeriği tam olarak bilinmeyen yakıtlardan özellikle katı olanları kış mevsiminde etkili olabilmektedir. Çanakkale'de özellikle katı yakıt kullanımı nedeni ile kış aylarında sisli ve rahatsız edici hava koşulları sıklıkla gözlenmektedir. Üç yıl önce doğalgaz kullanımının başladığı ilde SO_2 konsantrasyonlarında düşüş gözlenmektedir. Ancak PM_{10} seviyesinde düşüş yerine artış eğilimi dikkati çekmektedir. Bu nedenle partikül seviyesinde artışa neden olabilecek diğer faktörleri incelemek gerekir. Trafikteki motorlu kara taşıtların il nüfusuyla eşit olması, trafiğin partikül kaynağı olup olmadığının araştırılması gereğini ortaya koymaktadır. Ayrıca, Çanakkale boğazından yılda ortalama 50 000 geminin geçişi söz konusudur (T.C. Başbakanlık Denizcilik Müsteşarlığı, 2010). Boğazdan geçen gemilerin kullandığı yakıtların içeriği bilinmemektedir. Çanakkale'deki meteorolojik koşulların da toz taşınımı gibi partikül

* sibelmentese@gmail.com

konsantrasyonunu kısa süreli anlık artışlara neden olabileceği bilinmektedir. Şiddetli kuzeyli rüzgarların etkisinde (50 m'de ortalama hız ≥ 7 m/s) ve ortalama rüzgarlı gün sayısı 180 gün olması hava kalitesi açısından önemlidir (EİE, 2010). Bu çalışmada, Çanakkale hava kalitesinin; ısınma, trafik ve meteorolojik koşullara bağlı olarak değişimi bütüncül olarak incelenmiştir. Bu amaçla Çanakkale ilinin hava kalitesine etkisi olabilecek ısınma kaynaklı hava kirliliği, trafik kaynaklı hava kirliliği ile meteorolojik parametreler araştırılarak mevcut durum tespiti ile yönetmelikler baz alınarak karşılaştırılmıştır.

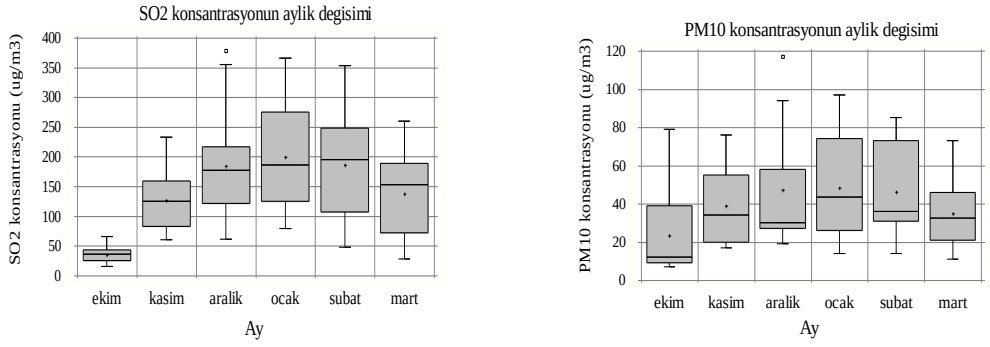
YÖNTEM

Çanakkale'nin hava kalitesine etkisi olablecek parametrelere ait veriler temin edilerek aralarındaki ilişkiler istatistiksel güven seviyesinde (p<0.05) tespit edilmeye çalışılmıştır. Çanakkale iline ait hava kalitesi verilerinden PM_{10} ve SO_2 konsantrasyonları Çevre ve Orman Bakanlığı'ndan; rüzgar hız ve yönleri, meteorolojik parametreler, ortalama basınç, bulutluluk ve yağış verileri Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü'nden; doğalgaz verileri Çanakkalegaz şirketinden; toz taşınımı ve troposferik ozon verileri ise uydu görüntüleri kullanılarak NASA'dan temin edilmiştir.

TARTIŞMA

Mevcut durum tespiti

Çanakkale ilinde 1991 yılından itibaren hava kirliliği parametreleri olarak SO_2 ve PM_{10} ölçümleri, kent merkezinde bulunan İl Sağlık Müdürlüğü Halk Sağlığı Laboratuvarında volumetrik metotla; 25.07.2006'dan itibaren Çevre ve Orman Bakanlığı Hava Kalitesi izleme istasyonundan alınmaktadır. Çanakkale İli'nde 1991 yılından bu yana ölçülen SO_2 ve PM10 konsantrasyonları ısınma dönemi öncesi ve sonrasını temsil edecek şekilde Figür 1'de verilmiştir (T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, 2010). Şekil 1'e göre, ısınma döneminin ilk ayı olarak kabul edilen Ekim ayında her iki kirletici için diğer aylar ile karşılaştırıldığında asgari seviyeler gözlenmiş; Kasım ayından itibaren kirletici konsantrasyonları artmış; Aralık, Ocak ve Şubat aylarında benzer seviyelerde gözlenmiş ve Mart ayında konsantrasyonlar düşüşe geçmiştir.

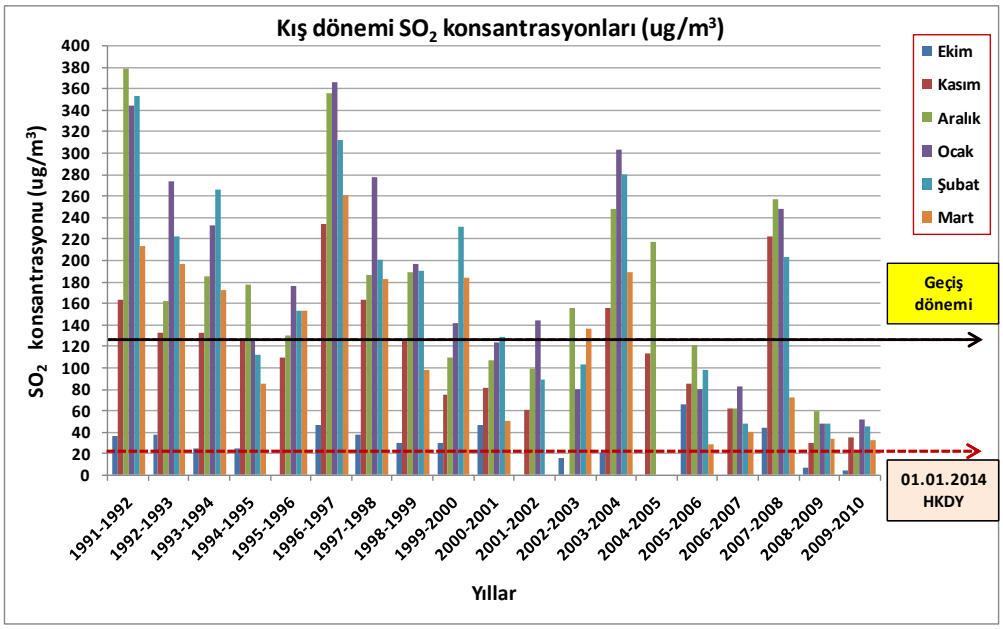


Şekil 1. (a) Çanakkale'de 1991 yılından beri ölçülen SO_2 ve **(b)** PM_{10} kirleticilerin aylara göre ortalama konsantrasyonlarının box grafikleri ile gösterimi (µg/m^3)

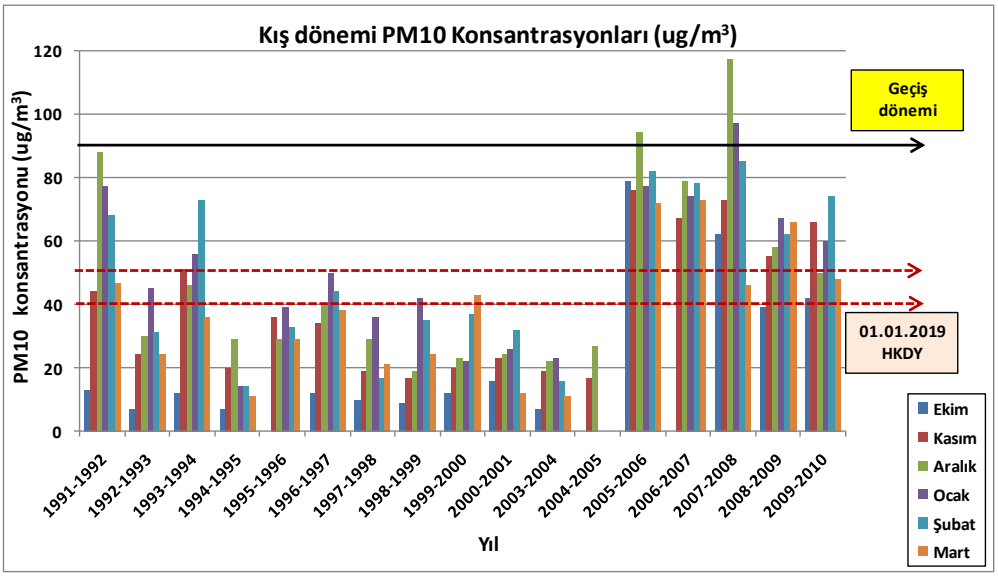
Şekil 2'ye göre Kasım-Mart dönemi boyunca Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği'nde (HKDYY) belirtilen SO_2 kış dönemi ortalama

hedef sınır değeri olan 120 µg/m^3 değeri aşılmıştır. Çanakkale İli'ne ait ölçülen hava kirletici parametrelerin ısınma dönemindeki seviyeleri 1997-1998 kış dönemimden itibaren düşüşe geçmiş gibi (SO_2: 174 µg/m^3, PM_{10}: 22 µg/m^3) görünse de bazı yıllarda özellikle SO_2 açısından yüksek ortalama konsantrasyonlara (Ör: 2003-2004 kış döneminde ortalama 194 µg/m^3 ve 2007-2008 kış döneminde 169 µg/m^3 SO_2 konsantrasyonları) rastlanmıştır. 1991 yılından beri kaydedilen veriler dikkate alındığında ilginç bir sonuç ortaya çıkmaktadır: SO_2 seviyesinde zaman zaman azalmalar ve salınımlar gözlenirken (Figür 2); PM_{10} seviyesinde artış eğilimi 2005-2006 kış döneminden itibaren mütemadiyen gözlenmiştir (Şekil 3) ve HKDYY'de önümüzdeki yıllarda uyulmaya başlanacak olan Avrupa Birliği limit değeri olan 50 ug/m^3'ün üstüne çıktığı görülmektedir.

Uysal (2002), 1991-2001 yılları arasında Çanakkale hava kalitesi verilerini kullanarak yaptığı değerlendirmede kış döneminde gözlenen yüksek PM_{10} ve SO_2 hava kirleticilerine dikkat çekmektedir. Çanakkale, 1991-1992 kış döneminde Türkiye'nin en kirli kent merkezi (382 µg/m^3), 1992-1993 kış döneminde 9. kirli kent merkezi (228 µg/m^3), 1996-1997 kış döneminde 8. kirli kent merkezi ve 1997-1998 kış döneminde 6. kirli kent merkezi olduğu görülmüştür. 1993, 1994, 1995 yıllarında Devlet istatistik Enstitüsünce Türkiye'de havası en kirli 15 il dışında kalmıştır (Dündar, 1995).

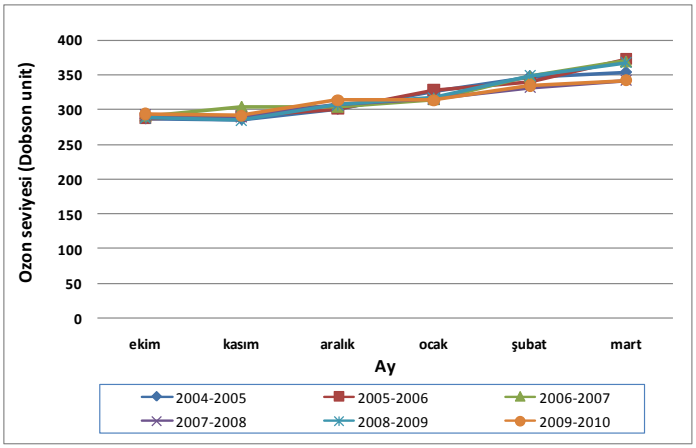


Şekil 2. 1991-2010 yılları arasında SO_2 konsantrasyonun Ekim-Mart aylarında Çanakkale'deki değişimi (µg/m^3)



Şekil 3. 1991-2010 yılları arasında PM_{10} konsantrasyonun Ekim-Mart aylarında Çanakkale'deki değişimi ($\mu g/m^3$)

Çanakkale ili'nde troposferik ozon ölçümüne yönelik herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Bu nedenle TOMS veri tabanı kullanılarak Çanakkale ili için 2004-2010 yılları arasındaki konsantrasyonların ısınma dönemlerindeki değişimi Şekil 4'te verilmiştir. Buna göre, ozon seviyesi Ekim ayından itibaren Mart ayına kadar yıllık olarak benzer artış trendini göstermektedir. Ayrıca NASA'nın OMI/MLS veri tabanına göre troposferik ozon konsantrasyonu Nisan ayından itibaren belirgin bir hızla Eylül ayına kadar artmakta; troposferik ozon karışım oranı 40 ppbv'den 80 ppbv seviyelerine çıkmaktadır (NASA, 2010).



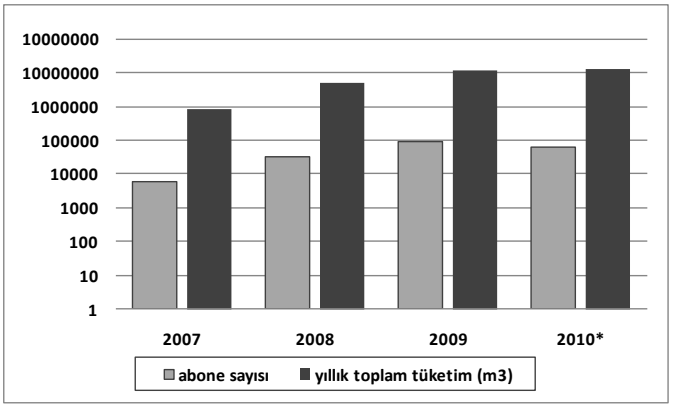
Şekil 4. Troposferik ozon seviyesinin (Dobson unit) Ekim-Mart aylarındaki değişimi

Isınmadan Kaynaklı Hava Kirliliği

Ölçülen SO_2 ve PM_{10} seviyelerinin ısınma kaynaklı hava kirliliği ile yakından ilişkisi olduğu düşünülmektedir. 2007 yılına kadar genellikle katı yakıt veya kalorifer yakıtının merkezi sistem ile ısınma amaçlı kullanıldığı ilde 2007

yılından itibaren doğalgaz kullanımına başlanmıştır. Bu nedenle 2007 yılından önce ölçülen hava kirletici seviyelerinin değişimi yakıt kullanımı ile ilişkisini ortaya koyma imkanı verecektir.

2007 yılı Şubat ayından itibaren kullanılmaya başlanan doğalgazın yıllık toplam tüketimi (m^3) ve abone sayısı Şekil 5'de verilmiştir (Çanakkalegaz, 2010). Doğalgaz aboneliği öncelikli olarak konut (kombi, soba, merkezi ve mutfak), ticari işletme (ısınma), mal ve hizmet amaçlı kurumlar tarafından kullanılmaya başlanırken; 2008 yılından itibaren eğitim kurumları, resmi daireler, ibadethaneler ve vakıflarda da kullanımı yaygınlaşmıştır. Şekil 2-3'de verilen hava kirletici konsantrasyonlarının 2007 yılı sonrasındaki değişimine bakacak olursak; doğalgaz kullanımının başladığı 2007 yılından sonraki dönemde SO_2 seviyelerinin belirgin olarak düştüğü ve yapılan lineer regresyon analizine göre 2007-2008 yılı Kasım-Mart dönemi aylık doğalgaz tüketim miktarları ile gözlenen SO_2 konsantrasyonları arasında negatif yönde iyi korelasyonların olduğu saptanmıştır (r^2= 0.53-0.92). Bu nedenle doğalgaz kullanımının başlaması ile SO_2 seviyelerinde belirgin düşüşlerin meydana gelmiş olabileceği söylenebilir. Bursa'da SO_2'den kaynaklanan hava kirliliğinin değerlendirildiği bir çalışmada da; doğalgaz kullanımının yaygınlaşması ile SO_2 kirliliğinde azalma gözlendiği belirtilmektedir (Taşdemir, 2002). Eskişehir için yapılan bir çalışmada doğalgaz kullanımının sanayi amaçlı kullanımının başladığı yıldan itibaren SO_2 konsantrasyonunun düşmeye başladığı, evsel kullanımın da başladığı sonraki yıllarda SO_2 seviyelerinin azalarak 50 $\mu g/m^3$ yıllık ortalama seviyeler civarında devam ettiği gözlenmiştir. Eskişehirde yapılan bu çalışmada ayrıca PM_{10} seviyelerinde belirgin bir değişimin doğalgaz kullanımı ile olmadığı da gözlenmiştir (Özden vd., 2008). Çanakkale ilinde toz kömür kullanımın SO_2 ve PM_{10} kirleticileri ile bağlantısının irdelendiği bir çalışmada (Uysal, 2002), toz kömür kullanımının yasaklandığı dönemlerde SO_2 seviyelerinde düşüş gözlendiği, ancak PM_{10} seviyesinde belirgin bir değişime neden olmadığı belirtilmektedir.

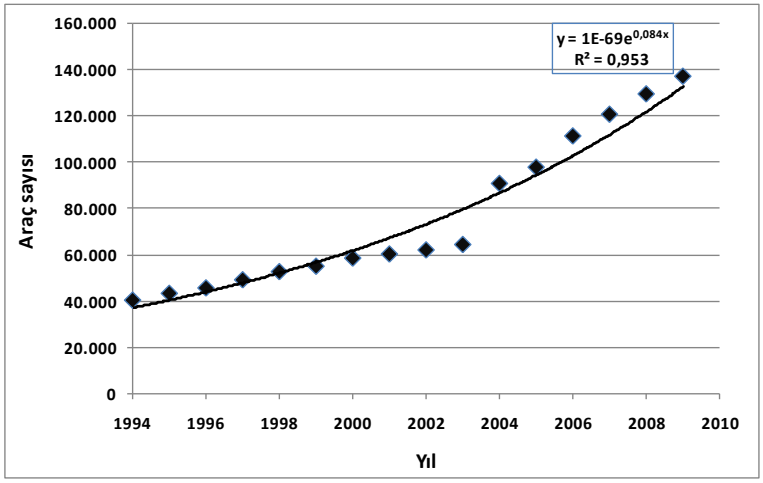


Şekil 5. 2007-2010 yılları arasında Çanakkale iline ait abone sayısı ve yıllık toplam tüketilen doğalgaz miktarı (m^3)

*2010 yılına ait doğalgaz verilerinin Ocak-Mayıs ayları arasındaki kısmını temsil etmektedir.

Trafikten Kaynaklanan Hava Kirliliği

Çanakkale İli'nde trafikteki araç sayısı TÜİK'in 2010 Ocak ayı verilerine göre 137932'dir; yani neredeyse Çanakkale ili'nde her 3-4 kişiye 1 araba düşmektedir. Bu nedenle son yıllarda gözlenen PM_{10} seviyesindeki artışın araç emisyonlarından kaynaklanıp kaynaklanmadığının saptanması gerekmektedir. PM_{10} seviyesinin trafiğin yoğun olduğu yerlerde, trafikten uzak bölgelere göre 2.5 kata kadar artabildiği kaydedilmiştir (Querol vd., 2004). 1994 yılından 2009 yılına kadar il genelindeki araç sayısı exponansiyel olarak artmıştır (Şekil 6) (TÜİK, 2010). 1994-2009 yılları arasında %239 artan araç sayısının 2003-2004 yılları arasında en büyük yıllık artışının gerçekleştiği (%29) ve 1994-2004 yılları arasında ise %124'lük bir artışın olduğu görülmektedir. Araç sayısının en çok arttığı yıl olan 2004'ten sonra; önceki yıllara göre daha hızlı bir artış trendinin olduğu dikkati çekmektedir. Şekil 3'e göre PM_{10} seviyesinde 2004 yılından sonra belirgin bir atışın başladığı görülmektedir. Bu artışta motorlu kara taşıtlarından kaynaklanan hava kirliliğinin etkili olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 6. Çanakkale İli'ndeki toplam araç sayısının yıllık değişimi

Tüm yıl boyunca yoğun gemi geçişlerinin olduğu Çanakkale boğazının da ilin hava kalitesi açısından önemi vardır. Tablo 1'de Çanakkale boğazından 1996-2009 yılları arasında geçen gemi ve tankerlerin sayısal verileri verilmektedir (T.C. Başbakanlık Denizcilik Müsteşarlığı, 2010). 2009 yılı itibariyle Çanakkale boğazından yılda yaklaşık 50 000 geminin geçtiği ve gemilerin %19'unun tanker olduğu dikkati çekmektedir. Çanakkale boğazından geçen toplam gemi sayısında en büyük artışın 2004 yılında olduğu görülmektedir.

Boğazlar ile ilgili yapılan bir çalışmada, bir günde en fazla 237 geminin geçiş yapabileceği, ancak bunlardan sadece 11 adedinin tanker olabileceği belirtilmiştir (Dinç, 1996). T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı'nın düzenlediği "Boğazlarda Çevresel Risklerin Önlenmesi" toplantısında boğazlardan geçen gemi sayısının azaltılması ve ileri teknolojiyle donatılmış gemilerin geçişlerine izin verilmesi yönünde görüş belirtilmesi, bu açıdan olumlu bir gelişmedir. Son yıllarda yapılan çalışmalarda; dünya geneline yayılan NO_x emisyonunun %15'inin ve SO_x emisyonunun % 5-8'inin gemilerden kaynaklandığı tahmin edilmektedir. (Aksu, 1998; Raaymekers, 2003) Ayrıca, meydana gelebilecek

deniz kazalarının sonucunda hava kirliliği ciddi oranda etkilenebilir. Gemilerden kaynaklanan hava kirliliğini kontrol edebilmek için, Uluslararası Denizcilik Organizasyonu (IMO) Deniz Çevre Koruma Komitesi tarafından Marpol Sözleşmesi ve ilişkili ekleri geliştirilmiştir. 2005'de gündeme alınan Marpol Ek VI:Gemilerden kaynaklanan hava kirliliğinin önlenmesi, 1997 Marpol konferansında kabul edilen 1997 Marpol Protokolüne lave edilmiştir (MARPOL, 2005). Sözkonusu Ek, 19 Mayıs 2005'te yürürlüğe girmiştir ve bu tarihten sonra inşa edilen 400 GRT üzerindeki gemileri kapsamaktadır.

Tablo 1. Çanakkale boğazından 1996-2009 yılları arasında geçen gemilere ait sayısal veriler

Yıl	Toplam gemi sayısı	% Toplam gemi sayısında artış	500 GT'dan büyük olanlar	Tanker sayısı	% Tanker sayısı
1996	36.198	-	34.789	5.658	16
1997	36.543	0.95	35.426	6.043	17
1998	38.777	6.11	37.295	6.546	17
1999	40.582	4.65	39.090	7.266	18
2000	41.561	2.41	40.163	7.529	18
2001	39.249	-5.56	38.316	7.064	18
2002	42.669	8.71	41.980	7.637	18
2003	42.648	-0.05	41.971	8.114	19
2004	**48.421**	**13.54**	47.094	9.016	19
2005	49.077	1.35	47.866	8.813	18
2006	48.915	-0.33	47.511	9.567	20
2007	49.913	2.04	48.040	9.271	19
2008	48.978	-1.87	48.134	8.758	18
2009	49.453	0.97	48.838	9.567	19

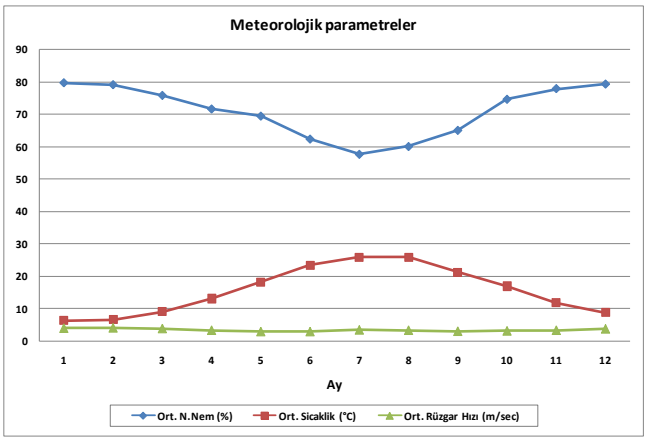
Meteorolojik Koşullar

Meteorolojik koşulların hava kalitesi üzerine etkisi vardır. Ankara'da yapılan bir çalışmada (Menteşe vd., 2009), dış havadaki toplam bakteri seviyesinin %90 oranında değişimi; sıcaklık, nem, rüzgar hızı, güneş radyasyon şiddeti ve basınç ile açıklanabilmektedir ve rüzgar hızı arttıkça havadaki biyoaerosol seviyesinin arttığı gözlenmiştir. Sıcaklık ve nem ise, bakteri seviyesi için önemli bir parametre olarak bulunmuştur. Başka çalışmalarda da bakteriler için benzer sonuçlar elde edilmiştir (Mouli vd., 2005; Paya-Vicent ve Suarez-Fernandez, 1984).

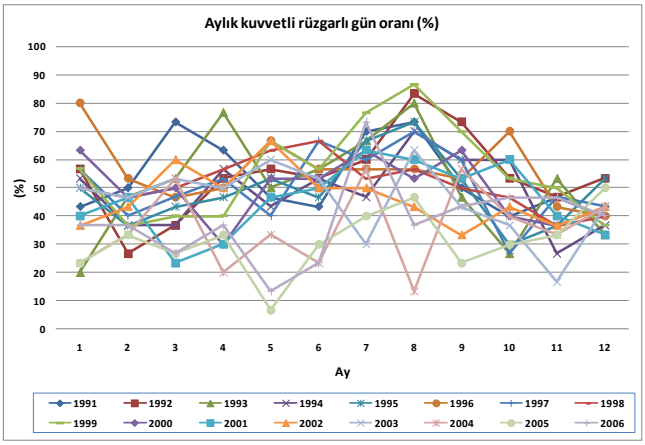
Çanakkale'de rüzgar hızı genellikle yüksektir (50 m'de genellikle ≥ 7 m/sn) (EİE, 2010) ve yılın büyük bir bölümü kuzeyli rüzgarların etkisindedir. Bu nedenle, ölçüm yapıldığı sürece rüzgar hızının da ölçülmesi gerekmektedir. Çanakkale'ye ait nisbi nem, sıcaklık ve rüzgar hızının uzun yıllar ortalamaları Şekil 7'de verilmiştir. Buna göre, nemin tüm yıl boyunca %60'ın üzerinde olduğu; sıcaklığın yıl boyu >0-30 arasında değiştiği; ortalama rüzgar hızının (10 metrede) da 5 m/sn civarında olduğu görülmektedir (DMİ, 2010). Çanakkale ili ülkemizin en yüksek rüzgar hızı ve rüzgarlı gün sayısının gözlendiği yeridir. Bu nedenle rüzgarın neden olabileceği kirletici taşınımı ve

diğer meteorolojik koşulların da hava kalitesini etkileyebileceği düşünülmektedir. Şekil 8'den de görülebileceği gibi, aylık kuvvetli rüzgarlı (>17.2 m/s) gün oranının %10-%90 arasında ve yoğunlukla %50 civarında olduğu görülmektedir. Şekil 9'da son üç yıllık aylık hakim rüzgar yönleri verilmektedir (DMİ, 2010). Buna göre, yıl genelinde Kuzeydoğu yönünden esen rüzgarın birincil hakim rüzgar yönü olduğu görülmektedir.

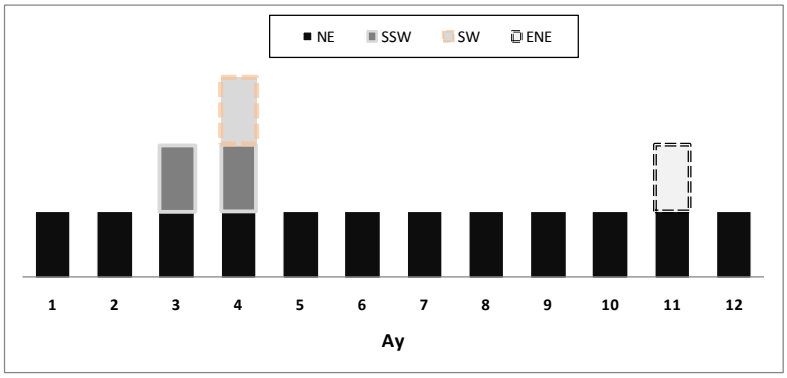
Uydudan alınan günlük aerosol taşınımı verilerine göre özellikle 2007-2008 yıllarında ısınma döneminde toz taşınımının olduğu gün sayısı 30'un üzerinde ve en sık olarak Aralık ayında gözlenmiştir (NASA, 2010). Şekil 2-3'den görüleceği üzere PM_{10} ve SO_2 seviyelerinde 2007-2008 döneminde önceki yıllara göre belirgin bir pulse artışın olduğu gözlenmişti. Bu durum, 2007-2008 yıllarında ısınma dönemindeki özellikle PM_{10} seviyesindeki yükselme, toz taşınımının katkısının olabileceğine işaret etmektedir.



Şekil 7. Uzun yıllar aylık ortalama meteorolojik parametreler



Şekil 8. 1991-2006 yılları arasında aylık kuvvetli rüzgarlı gün oranı (%)



Şekil 9. 2007-2010 yılları arasında aylık hakim rüzgar yönleri

Aylık ortalama bulutluluk ve aylık ortalama bulutlu gün oranları incelendiği zaman, genel olarak Haziran-Eylül ayları haricinde diğer aylarda bulutlu günler (bulutluluk>2) ayın %30 ila %80'ininde gözlenmiştir (DMİ, 2010).

Hava Kirleticiler ile Meteorolojik Parametreler Arasındaki İlişki

Yapılan Spearman rank analizine göre meteorolojik parametreler ile SO_2, PM_{10} ve ozon seviyeleri arasında istatistiksel güven seviyesinde ilişkilerin olduğu bulunmuştur. Tablo 2'de verilen rank korelasyonuna göre; ozon ve SO_2 konsantrasyonlarının Ekim ayından itibaren pozitif yönde arttığı; ozon seviyesi ile rüzgar hızının da ilişkili olduğu; SO_2'nin beklendiği üzere bulutluluk ve yağış miktarı ile bağlantılı olduğu; ve PM_{10} ve SO_2 arasında ilişki olduğu saptanmıştır.

Tablo 2. Aylık meteorolojik parametreler (bulutluluk, rüzgar hızı, toplam yağış) ile PM_{10} ($\mu g/m^3$), SO_2 ($\mu g/m^3$) ve Ozon (Dobson unit) seviyeleri arasındaki Spearman rank korelasyonu

Parametre	**Ozon**	**Bulutluluk (0-10)**	**PM_{10}**	**Rüzgar hızı (m/sn)**	**SO_2**	**Toplam yagış (mm)**	**Ay (Ekim-Mart)**
Ozon	1						
Bulutluluk	-	1					
PM10	-		1				
Rüzgar hızı	0.577^{q}	0.456^{c}	-	1			
SO_2	-	0.337^{c}	0.483^{c}	0.258^{a}	1		
Toplam yagış	-	0.433^{c}	-	0.312^{b}	-	1	
Ay (Ekim-Mart)	0.936^{c}	-	0.211^{c}	0.276^{b}	0.377^{b}	-	1

^{a} $p<0.05$, ^{b} $p<0.01$, ^{c} $p<0.001$

SONUÇLAR

Bu çalışmada Çanakkale ilinde hava kalitesini etkileyebileceği düşünülen trafik, ısınma ve meteorolojik koşulların hepsinin birden hava kalitesi üzerinde etkisi olduğu tespit edilmiştir. Doğalgaz kullanımına geçilmesinin üzerinden henüz 3 yıl geçmesine rağmen, ısınma kaynaklı hava kirliliğinin azalması yönünde etkili olduğu söylenebilir. İl genelinde yapılacak diğer hava kirleticilerin ölçümünü içeren bir hava kalitesi tespiti çalışması ile kirleticilerin mekansal değişiminin incelenmesi faydalı olacaktır.

KAYNAKLAR

Aksu M., Denizlerin Petrol ile Kirlenmesi ve Temizleme Yöntemleri, Mersin Deniz Ticareti Dergisi, 771 23, 1998.

Çanakkalegaz. Çanakkkale Merkez ve ilçeleri için 2007-2010 yılları arasında doğalgaz abone ve tüketim verileri, 2010.

Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü (DMİ). Çanakkale ili için 1991-2010 yıllarına ait meteorolojik parametreler, 2010.

Dinç, Ö., İstanbul Boğazı ve Marmara Bölgesi Deniz Trafik Düzeni Hakkındaki Tüzüğe göre İstanbul Boğazı Deniz Trafiğinin Optimizasyonu, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 1996.

Dündar, Y. Ülkemizde Hava Kirliliğinin Son Beş Yılı, Çevre ve İnsan, Çevre Bakanlığı Yay., 23 16-20, Ankara, 1995.

Elektrik İşleri Etüt İdaresi (EİE), Evaluating wind poer projects in Turkey, The European Wind Energy Association Policy Workshop: Integrating power in Turkey, 2010.

MARPOL, Revised MARPOL Annex VI, Regulations for the Prevention of Air Pollutants from ships, 2005.

Menteşe, S, Yousefi Rad, A., Arısoy, M., Güllü, G. Ankara Şehir Atmosferinde Biyoaerosol Seviyelerinin Mekansal Değişimi. Ekoloji, 19 21-28, 2009.

Mouli, P.C., Mohan, S.V., Reddy, S.J. 2005, Assessment of microbial (bacteria) concentrations of ambient air at semi-arid urban region: influence of meteorological factors. Applied Ecology and Environmental Research 3(2): 139-149.

NASA. TOMS ozone and aerosol databeses. http://toms.gsfc.nasa.gov, 2010.

Özden Ö, Dögeroglu T, Kara S. Assessment of ambient air quality in Eskisehir, Turkey. Environment international 34 678-687, 2008.

Paya-Vicent, M., Suarez-Fernandez, G. A contribution towards the study of Madrid air microflora II. Genus cladosporium. Allergol Immunopathol Madr. 12 397-402, 1984.

Querol X, Alastuey A, Ruiz C, Artinano B, Hansson H, Harrison R, vd. Speciation and origin of PM10 and PM2. 5 in selected European cities. Atmospheric Environment, 38 6547-6555, 2004.

Raaymekers, S., Maritime Transport & High Seas Governance Regulation, Risks and the IMO Regime, Marine Environment Division, International Maritime Organization, International Worksop on Governance of High Seas Biodiversity Conversation, 17-20 June 2003, Cairns, Australia.

T.C. Başbakanlık Denizcilik Müşteşarlığı, 1996-2007 Yılları İstanbul ve Çanakkale Boğazları Gemi Geçiş Analizleri ve 2008-2009 Yılı Türk Boğazları Gemi Geçiş İstatistikleri, 2010 http://www.denizcilik.gov.tr/

T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Hava kalitesi izleme istasyonları web sayfası. www.havaizleme.gov.tr

Taşdemir Y. Bursa'da Kükürtdioksitten Kaynaklanan Hava Kirliligi. Ekoloji Çevre Dergisi, 11 12-15, 2002.

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK), Ulaştırma İstatistikleri, İllere göre motorlu kara taşıtları istatistikleri, 2010.

Uysal, İ. Çanakkale'de 1991-2001 Yılları Arasında Hava Kirliliği Sorunu. Ekoloji, 11 18-23, 2002.

POLİKLORLU BİFENİLLER'İN (PCB'LERİN) SU YÜZEYİ ÖRNEKLEYİCİSİ (SYÖ) İLE KURU ÇÖKELME AKILARININ BELİRLENMESİ

S.Sıddık CİNDORUK[1], Aşkın BİRGÜL[1], Manolya GÜNİNDİ[1], Yücel TAŞDEMİR[2(*)]

[1] Çevre Mühendisliği Bölümü, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Uludağ Üniversitesi, Görükle, Bursa, 16059
[2] Çevre Mühendisliği Bölümü, İnşaat Mühendisliği Fakültesi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Esenler, İstanbul, 34220

ÖZET

Haziran 2008 ile Haziran 2009 tarihleri arasında Bursa'da kıyı bölgesindeki poliklorlu bifenil (PCB) kuru çökelme akılarının tespit edilmesi amacıyla Su Yüzeyi Örnekleyicisi (SYÖ) kullanılarak örnek toplanmıştır. Aynı zamanda atmosferik konsantrasyonların belirlenebilmesi için yüksek hacimli hava örnekleyicisi (YHHÖ) kullanılarak gaz ve partikül fazdaki PCB'lerin konsantrasyonları tespit edilmiştir. Bu periyotta en fazla 33 adet kuru çökelme ve hava örneği alınmıştır. Alınan akı ve konsantrasyon örnekleri literatürde verilen ekstraksiyon işlemlerine tabi tutulmuş olup kalite kontrol/güvenilirlik çerçevesi içinde analizler gerçekleştirilip sonuçlar değerlendirilmiştir. Alınan örneklere analizden önce geri kazanım standardı ve hacim düzeltme standartları ilave edilmiştir. Mudanya'da ölçülen toplam (Gaz+partikül) PCB'lerin ortalama değeri 570 pg m^{-3} olarak tespit edilirken gaz ve partikül faz kuru çökelme akı değerleri ise sırasıyla 128 ve 130 ng $m^{-2}gün^{-1}$ olarak belirlenmiştir. Ayrıca elde edilen atmosferik konsantrasyon ve akı değerleri kullanılarak çökelme hızı ve kütle transfer katsayısı değerleri 1,8 cms^{-1} ve 0,7 cms^{-1} olarak hesaplanmıştır.

Anahtar Kelimeler: Kalıcı organik kirletici, Çökelme, Bursa, Hava-su arakesit

GİRİŞ

Kalıcı organik kirleticilerin (KOK) önemli bir türü olan PCB'ler (çokklorlu bifeniller) antropojenik faaliyetler sonucu çevreye salınmış olup toksik etkilerinin fark edilmesi sonucu 1970'lerde Amerika Birleşik Devletleri (ABD) ve bazı Avrupa ülkelerinde üretimleri yasaklanmıştır. PCB'ler düşük çözünürlüğe, düşük buhar basıncına ve yüksek yarılanma ömürlerine sahip oldukları için kolayca besin zincirine katılarak canlılar için toksik etki meydana getirebilirler (Bozlaker vd., 2008; Yeo vd., 2004). Ayrıca atmosferde hem gaz hem de partikül formlarında bulunarak uzak ve temiz bölge atmosferlerinin de kirlenmesine sebep olurlar. Ayrıca o bölgelerdeki temiz su ortamlarına, bitki

* tasdemir@yildiz.edu.tr

örtüsüne ve toprağa çökelerek alıcı ortamların da kontamine olmasına yol açarlar.
Üretimleri uzun yıllardır yasaklanmış olmasına rağmen son yıllarda çevresel ortamlarda yapılan ölçümlerde halen kayda değer miktarlarda ölçülebilmektedirler. Bunlara kaynak olarak yüzeysel sulardan, çamur susuzlaştırma yataklarından, çöp depolama sahalarından, transformatör veya kapasitörlerdeki sıvılardan buharlaşma, kirlenmiş toprak ve materyallerden buharlaşma ve PCB içeren maddelerin yakılarak bertaraf edilmesi gösterilebilir (Biterna ve Voutsa, 2005).

PCB'lerin atmosferdeki konsantrasyonları sıcaklığa, rüzgar hızı ve yönüne, yağışlara ve gaz/partikül faz dağılımına bağlı olarak değişiklik göstermektedir (Harrad ve Mao, 2004). PCB'lerin gaz ve partikül fazda bulunabilmeleri bu bileşiklerin atmosferdeki taşınım, davranış, kalış süresi ve giderim proseslerini doğrudan etkilemektedir (Falconer ve Harner, 2000; Simcik vd., 1998). Kuru çökelme, ıslak çökelme, kimyasal bozunma (özellikle OH iyonuyla parçalanma) ve hava hareketleri ile taşınım prosesleri PCB'lerin atmosferden giderimlerini sağlayan önemli süreçlerdir.

Bu çalışmada PCB'lerin kuru çökelme miktarlarının araştırılması amaçlanmıştır. Daha önce ilk defa Taşdemir ve arkadaşları (2004) tarafından kullanılan su yüzeyi örnekleyicisi (SYÖ), bu çalışmada biraz daha geliştirilerek kullanılmıştır. Yağış olmayan zamanlarda PCB'lerin ne düzeyde su ortamlarına çökeldiği tespit edilmeye çalışılmıştır. Örnekleme Bursa'nın kıyı kenti olan Mudanya ilçesinde gerçekleştirilmiş olup yaklaşık 1 yıl süre ile örnek toplanmıştır. Yapılan çalışma ile PCB'lerin kuru çökelme akılarının yanı sıra kütle transfer katsayıları ve kuru çökelme hızları tespit edilmiştir.

MATERYAL VE YÖNTEM

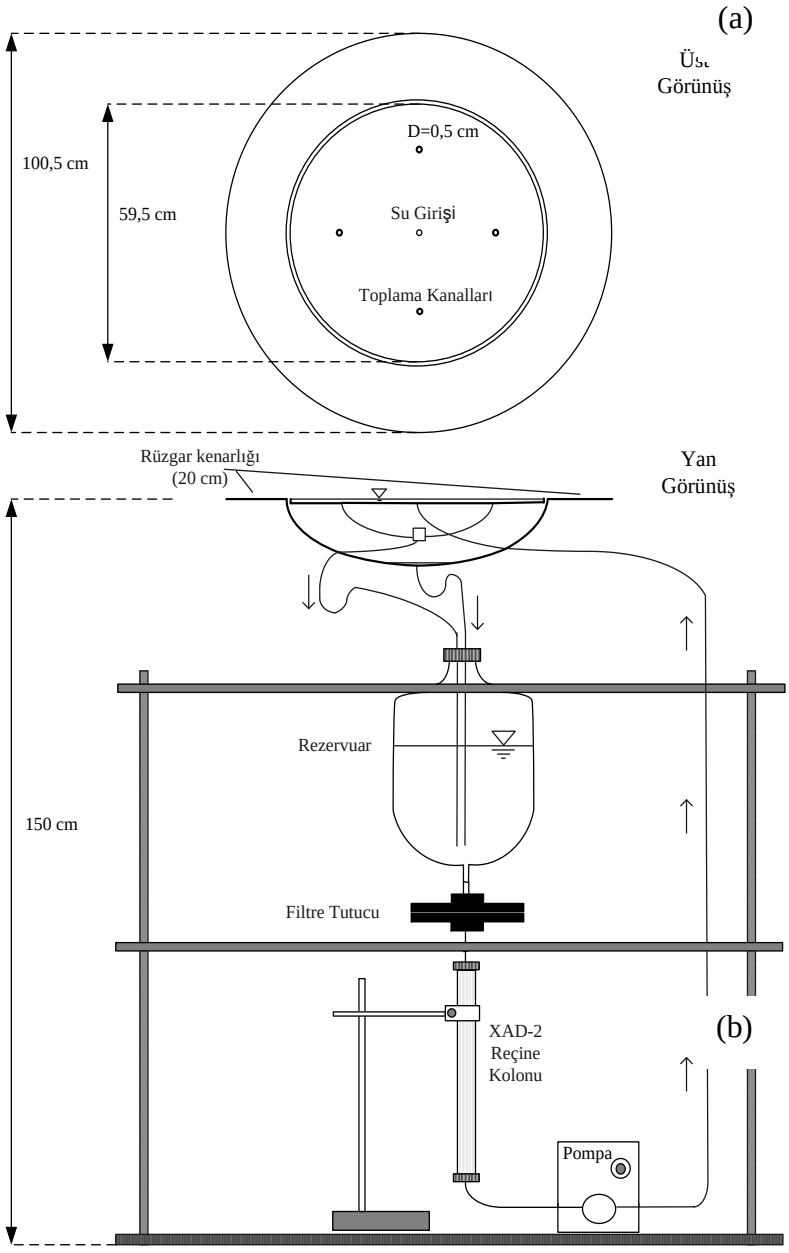
Örnekleme

Haziran-2008 ile Haziran-2009 tarihleri arasında Bursa'nın Mudanya ilçesinde (40^o 22' 24,62'' K – 28^o 52' 43,04'' E) 3 katlı bir binanın teras katına yerleştirilen SYÖ ve yüksek hacimli hava örnekleyicisi (YHHÖ) ile örnekleme yapılmıştır (Şekil 1). Bir kıyı kenti olan Mudanya'nın nüfusu yaklaşık olarak 47.000 ve yüzölçümü 643 km^2'dir.

SYÖ partikül ve gaz fazdaki PCB'lerin kuru çökelme akılarını tespit etmek üzere kullanılmıştır. Bu örnekleyici daha önce PCB ve poliaromatik hidrokarbonlar (PAH) gibi yarı uçucu organik bileşiklerin (YUOB'lerin) ve inorganik bileşiklerin kuru çökelme akılarının tespitinde başarıyla kullanılmıştır (Taşdemir ve Holsen, 2005; Cindoruk ve Taşdemir, 2007a-b). Bu çalışmada kullanılan SYÖ daha öncekinin geliştirilmiş bir modelidir. Bu örnekleyicide havaya yaklaşık 2,5-3 dakika maruz bırakılan su filtreden ve içinde XAD-2 reçine bulunan adsorplayıcı kolondan geçirilerek sistemde sürekli olarak döndürülmektedir.

Atmosferik PCB konsantrasyon örnekleri ise YHHÖ (Thermo Andersen, GPS11 model) ile SYÖ örnekleri ile paralel olarak toplanmıştır. YHHÖ, partikül ve gaz faz PCB'leri aynı anda tutabilecek filtre ve PUF (poliüretan

köpük) ünitelerini içermektedir. YHHÖ'nden geçen hava debisi örnekler için ortalama 0,16±0,006 m^3dak^{-1} seviyelerindedir.



Şekil 1. Mudanya örnekleme noktası (a), SYÖ şematik gösterimi (b)

Analiz

Bütün örneklere geri kazanım (surrogate) standartları (PCB 14, 65, 166) eklendikten sonra ekstraksiyon işlemi yapılmıştır. 1/1 oranındaki ACE/HEX karışımı ile SYÖ ile alınan filtre ve reçineler ultrasonik banyo ile 30 dak. ekstrakte edilmiştir (Odabasi vd., 2008; Sun vd., 2006). YHHÖ ile alınan filtre örnekleri ultrasonik banyo ile 2 kere 30 dak, PUF örnekleri ise sokslet ekstraktörde 24 saat süre ile 1/4 oranında karıştırılmış diklorometan/petrol eter (DCM/PE) ile ekstrakte edilmiştir. Ekstrakte edilmiş olan örnekler, döner buharlaştırıcı ve azot gazı ile hacmi 2 mL'ye indirilmiş ve içerisinde sırasıyla 1 cm sodyum sülfat (Na_2SO_4), 2 g alüminyum oksit (2 g alüminyum oksite 120 µL saf su) ve 3 g silisik asit (3 g silisik asite 100 µL saf su) bulunan temizleme kolonundan geçirilerek 25 mL PE ile temizlenmiştir. PE içerisinde bulunan örnek azot gazı ile 5 mL hacme indirilmiş ve 15 ml HEX eklenerek çözgen değişimi gerçekleştirilmiştir. Bu işlem 2 kez tekrarlanmıştır. Son olarak 2 mL hacme indirilen örnekler asitle yıkanarak viallere alınmıştır. Analiz öncesi örneklere hacim düzeltme standardı eklenmiştir (PCB 30, 204). Örneklerin analizlenmesi HP 7890A GC-µECD (Hewlett-Packard, ABD) ile yapılmıştır. PCB okumalarında kullanılan sıcaklık programı: fırın sıcaklık programı 70 ^oC (2 dak), 25 ^oC/dak ile 150 ^oC'ye, 3 ^oC/dak ile 200 ^oC'ye, 8 ^oC/dak ile 280 ^oC'ye çıkış ve 8 dak 280 ^oC'de bekletme, 10 ^oC/dak ile 300 ^oC'ye çıkış ve 2 dak bekletme şeklinde olup toplam 41,87 dakikadır. İnlet sıcaklığı 250 ^oC'de dedektör sıcaklığı ise 320 ^oC'de tutulmuştur. Taşıyıcı gaz (Helyum), make-up gazı olarak azot gazı (N_2) kullanılmıştır. Capillary column olarak HP5-MS, 30 m x 0,32 mm x 0.25 µm (Agilent 19091J-413) kullanılmıştır. GC-ECD kalibrasyonu için HEX içindeki 5 farklı konsantrasyondaki (0,05 - 0,5 - 1,0 - 5,0 - 25 ng mL^{-1}) standartlar kullanılmıştır. Bu standartlarla elde edilen doğruların r^2 değerleri 0,99457 – 0,99996 arasında değişim göstermiştir. Her 25 örnek okunmasından sonra orta seviyedeki (1 ng L^{-1}) standart okutulmuştur. Bekleme sürelerinde kayma veya kütledeki farklılaşma görüldüğünde yeniden kalibrasyon yapılmıştır.

Kalite güvenilirlik/Kalite kontrol

Örneklerde 82 PCB türü (PCB #4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 17, 19, 21, 22, 26, 28, 31, 32, 37, 41, 42, 45, 47, 48, 49, 52, 53, 56, 60, 61, 64, 66, 70, 71, 74, 77, 81, 83, 84, 86, 87, 89, 92, 95, 99, 100, 101, 105, 110, 114, 118, 119, 123, 126, 128, 131, 132, 135, 138, 144, 149, 153, 156, 163, 167, 169, 170, 171, 172, 174, 180, 190, 194, 199, 200, 202, 205, 207) araştırılmıştır. Örnekleme sırasında toplam örnek sayısının en az %10'u kadar şahit alınmıştır. Şahitlerde ölçülen PCB miktarının ortalamasına standart sapmalarının 3 ile çarpılıp eklenmesi (ortalama+3SS) ile belirleme sınır değerleri (limit of detection,LOD) bulunmuştur (Yeo vd., 2003; Gambaro vd., 2004; Biterna ve Voutsa, 2005; Kim ve Masunaga, 2005). LOD değerleri örneklerdeki her PCB türü için belirlenmiş ve LOD değerinden düşük olanlar hesaplamalar dâhil edilmemiştir. Bütün örnek sonuçları şahit düzeltmesi yapılarak rapor edilmiştir.

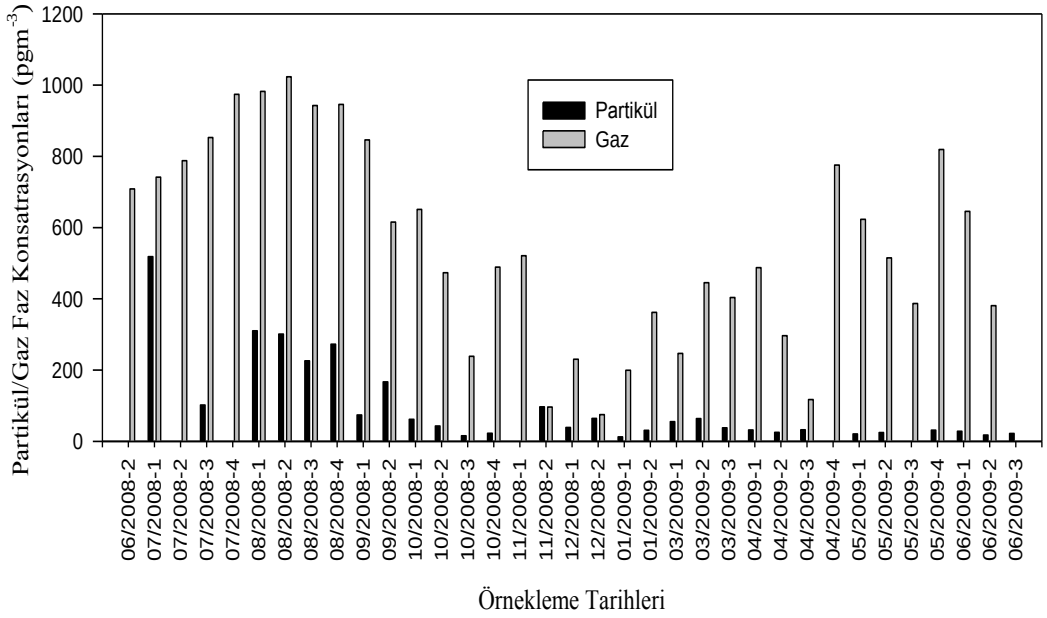
Örneklere ekstraksiyon öncesinde katılan geri kazanım standardı sonuçları PCB 14, PCB 65 ve PCB 166 için YHHÖ filtre ve PUF'da sırasıyla (Ortalama±SS) %50±19, %60±21, %70±23 ve %50±23, %60±21, %74±25, SYÖ filtre ve reçinesinde %52±18, %64±19, %73±22 ve %45±20, %58±20, %71±23 şeklinde elde edilmiştir. Ayrıca GC analizi öncesinde hacim düzeltme

standardı (Internal Standard) olarak içerisinde PCB#30 ve PCB#204 bulunan standartlar eklenmiştir.

TARTIŞMA

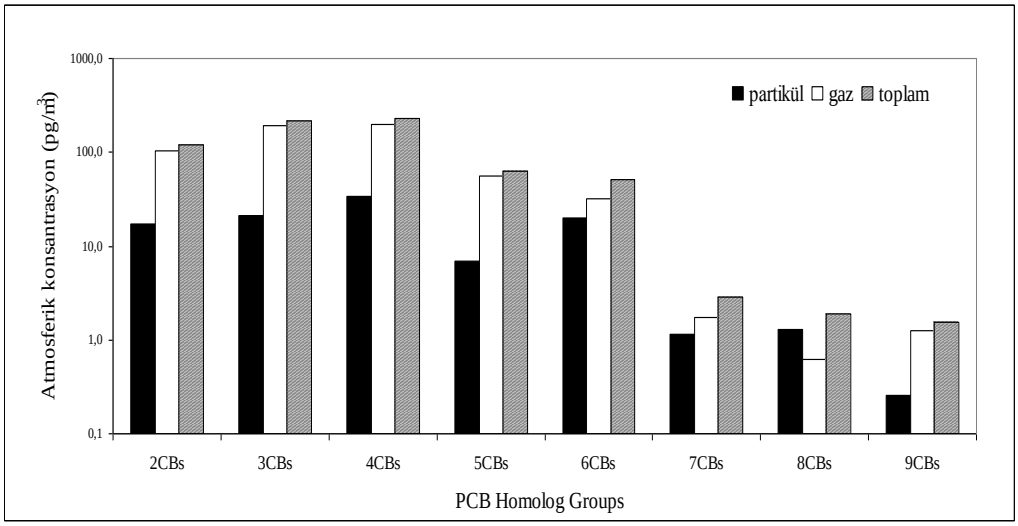
Atmosferik konsantrasyonlar

Mudanya örnekleme noktasında YHHÖ ile toplanan 24 saatlik dış ortam hava örneklerinin (n=34) PCB konsantrasyon değerleri gaz faz için 530±290 pg m^{-3}, partikül faz için ise 92±115 pg m^{-3} seviyelerinde bulunmuştur. Bu sonuçlar daha önce kıyı kentlerden (Mandalakis ve Stephanou, 2002; Gevao vd., 1998) ve Bursa'da yarı kırsal alandan (Cindoruk ve Tasdemir, 2007a-b) elde edilen ölçüm sonuçlarından daha yüksektir. ∑PCB'lerin partikül ve gaz faz konsantrasyon değerleri Şekil 2'de örnekleme tarihlerine göre verilmiştir. Görüldüğü gibi gaz faz konsantrasyonlar sıcaklıkla paralel olarak yaz aylarında artış gösterirken kış aylarında düşüş göstermektedir. ∑PCB'lerin gaz/partikül faz yüzdeleri sırasıyla %85 ve %15 şeklinde gerçekleşmiştir.



Şekil 2. Gaz/partikül faz PCB'lerin atmosferik konsantrasyonları

Atmosferik PCB konsantrasyonlarının homolog dağılımları ise Şekil 3'de verilmiştir. Görüldüğü gibi hem partikül hem de gaz fazlar için 3 ve 4 klorobifeniller (CBs) diğer homolog gruplara göre en yüksek değerlere sahiptirler. Bu sonuç literatürdeki diğer araştırma sonuçları ile de örtüşmektedir (Manodori vd., 2006; Gouin vd., 2005). Atmosferik konsantrasyon seviyeleri atmosferik sıcaklıkla kayda değer ilişki göstermiştir. Bu durum atmosferdeki PCB'lerin muhtemel kaynakları arasında kirlenmiş ortamlardan meydana gelen buharlaşma olabileceği düşünülmektedir. Mudanya bilindiği gibi Marmara Denizi gibi yoğun bir trafiğe sahip bir iç denizin kıyısında bulunmakta olup denizden meydana gelen buharlaşmanın ölçülen PCB konsantrasyonlarında önemli bir etkisinin bulunduğu düşünülmektedir.



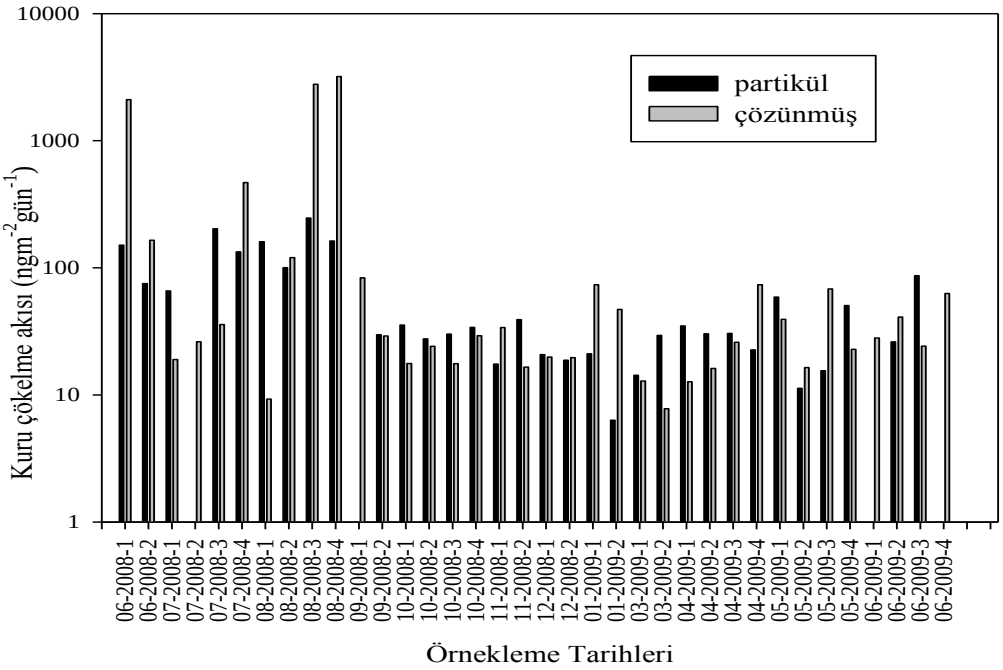
Şekil 3. PCB homolog gruplarının gaz/partikül faz ve toplam konsantrasyon dağılımları

Kuru çökelme akıları

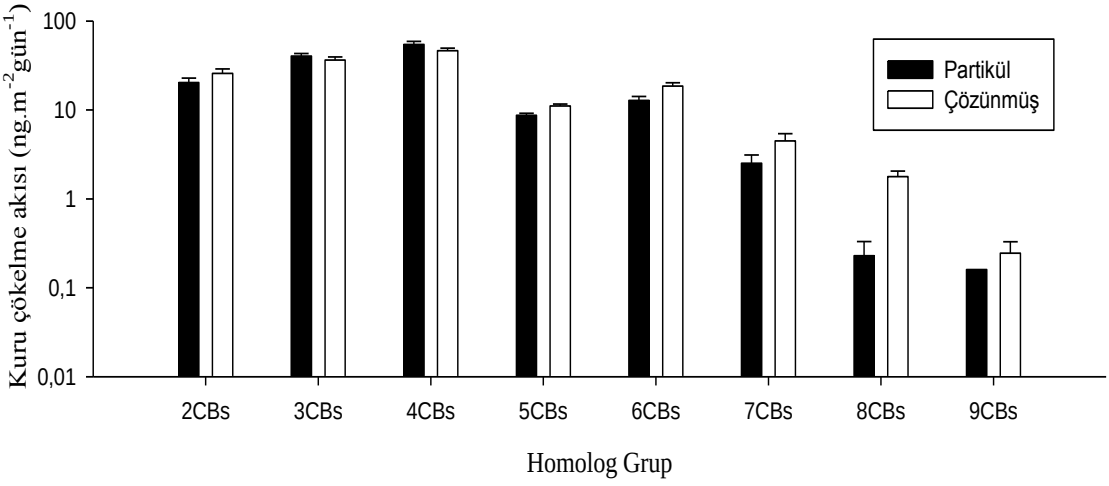
Kuru çökelme örneklemesi için şu ana kadar literatürde birçok farklı yöntem (petri kutuları, boş kaplar, gresli yüzeyler, filtre kağıtları, su yüzeyleri) kullanılmış olup üzerinde uzlaşılan sabit bir yöntem yoktur. SYÖ bahsedildiği üzere daha önceki çalışmalarda başarıyla kullanılmış ve literatürde kabul görmüştür. Çalışma prensibi gereği su yüzeyine çökelen PCB'lerin havaya tekrar karışmasına fırsat vermeden tutulmaları sağlandığı için çökelme akısı bakımından genellikle literatürdeki değerlerden daha yüksek sonuçlar elde edilmektedir. Şekil 4'de partikül ve suda çözünmüş PCB'lerin kuru çökelme akılarının örnekleme tarihlerine göre salınımları görülmektedir. ∑PCB'lerin partikül faz ortalama kuru çökelme akısı 130±165 $ng.m^{-2}gün^{-1}$ (5-565 $ng.m^{-2}gün^{-1}$) ve çözünmüş faz için 128±90 $ng.m^{-2}gün^{-1}$ (30-465 $ng.m^{-2}gün^{-1}$) olarak tespit edilmiştir. Daha önce yarı kırsal bir bölge olan Uludağ Üniversitesi kampüsünde SYÖ ile yapılan kuru çökelme akı ölçümlerinde çözünmüş fazın partikül fazdan daha yüksek çıktığı belirtilmiştir (Cindoruk ve Tasdemir, 2007 a-b). Ancak bu çalışmada denizden meydana gelen aerosollerin partikül faz akı değerini yükselttiği düşünülmektedir. Ayrıca Şekil 5'de PCB homolog gruplarının partikül ve çözünmüş faz akı değerleri verilmiştir. Her 2 fazda da, konsantrasyon değerlerinde olduğu gibi, 2-4 klorlu türler baskınlık göstermiş ve 5-9 klorlu türlerde molekül ağırlıkları arttıkça çökelme akıları azalmıştır. Partikül faz konsantrasyon ile partikül faz kuru çökelme akısı ve gaz faz konsantrasyon ile çözünmüş faz kuru çökelme akıları arasında önemli bir istatistiksel ilişki bulunamamıştır.

Kuru çökelme hızı ve kütle transfer katsayısı

Özellikle YUOB'ler hem partikül hem de gaz fazda bulunabildiklerinden bu bileşikler için çökelme eğilimleri partiküller için çökelme hızı ile gazlar için ise kütle transfer katsayıları ile belirlenirler. Şekil 6'da bu çalışmada elde edilen partikül ve çözünmüş fazlar için kuru çökelme hızları ve kütle transfer katsayıları verilmiştir. Partikül faz kuru çökelme hız değeri 38 PCB türü için 0,08-8,45 cm/s arasında değişim göstermiş olup ortalaması 1,8±2,5 cm/s olup literatürdeki seviyelerdedir. 70 PCB türü ile belirlenen kütle transfer katsayısı

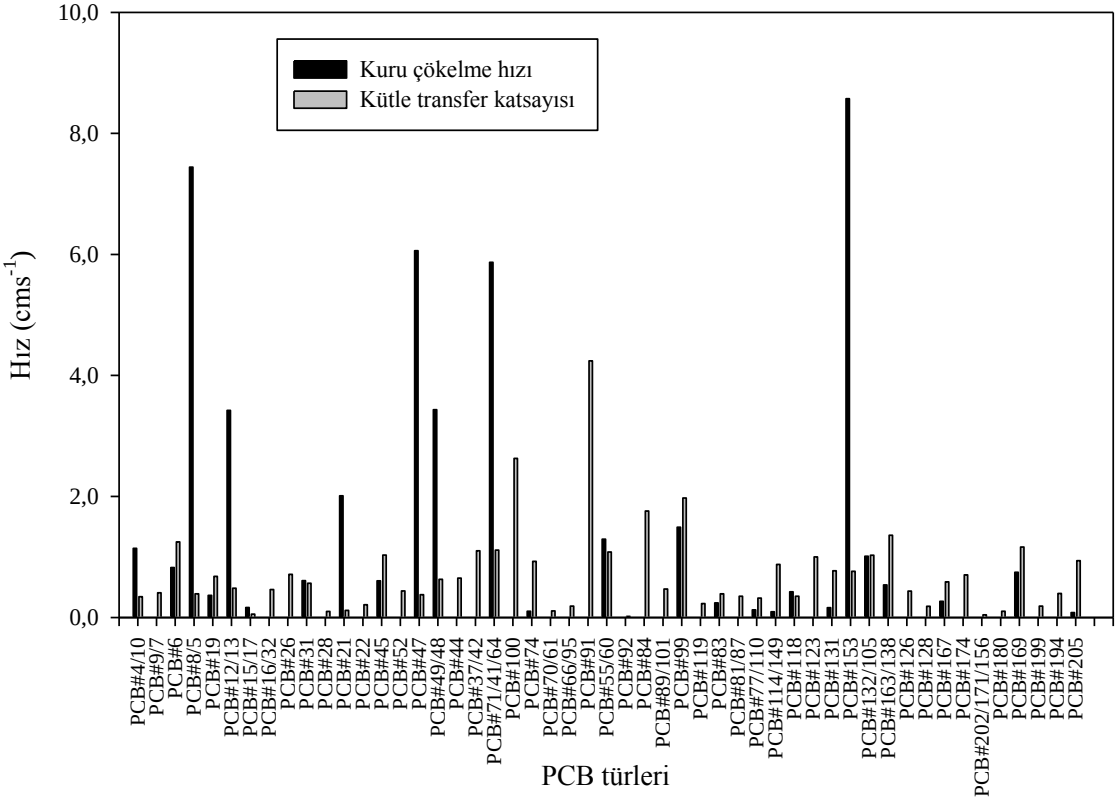


Şekil 4. ΣPCB'lerin partikül ve çözünmüş faz kuru çökelme akı değişimleri



Şekil 5. PCB homolog gruplarının partikül ve çözünmüş faz kuru çökelme akıları

değerleri ise 0,01-4,24 cm s^{-1} aralığında olup ortalaması 0,72±0,72 cm s^{-1}'dir. Daha önce yarı kırsal bölgede yapılan çalışmada bu değerler sırasıyla 1,26 cms^{-1} ve 0,74 cm s^{-1} olarak bulunmuştur (Cindoruk ve Tasdemir, 2007a-b). Bu sonuçlar literatürde verilen geniş değer aralıklarına girmekte olup farklılıklar meteorolojik şartlara, PCB tür sayısına, bölgedeki atmosferik partikül karakteristiklerine, örnekleyici tipine göre değişmektedir.



Şekil 6. PCB türlerinin kuru çökelme hızları ve kütle transfer katsayıları

TARTIŞMA

Bu çalışma daha önce kullanılmış olup bu çalışmada bazı geliştirmeler yapılan SYÖ ile yağışın olmadığı zamanlarda toplanan çökelme örneklerinin PCB sonuçlarını içermektedir. Örnekleme yapılan Mudanya Marmara Denizi kıyısında bulunması sebebiyle PCB konsantrasyon ve akı değerleri tahmin edilenden ve daha önce kentsel bölge atmosferlerinde yapılan ölçümlerden yüksek çıkmıştır. Bunda ölçülen PCB tür sayısı, meteorolojik şartlar ve bölge karakteristikleri önem taşımaktadır. PCB homolog dağılımları da konsantrasyon ve akı örneklerinde paralellik göstermiş olup 2-4 klorlu bifeniller en sık rastlanan türler olmuştur. Ayrıca partikül faz konsantrasyon ve akı değerleri literatürdeki değerlerden daha yüksek çıkmıştır. Yaz aylarında buharlaşmanın etkisiyle konsantrasyon ve akı değerlerinde artış gözlenmiş olup istatistiksel olarak kayda değer bir fark elde dilmemiştir. Bu çalışmadan da anlaşılmaktadır ki, bölge karakteristiklerinin yanı sıra atmosferik taşınım, yağışlar ve önceden kirlenmiş ortamlardan meydana gelen buharlaşmalar atmosferik PCB konsantrasyon ve çökelme akılarına doğrudan etki etmektedir.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma 107Y165 No'lu TÜBİTAK ve BAP 2007-28 No'lu Uludağ Üniversitesi projeleri ile desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

Bozlaker A., Odabasi M., Muezzinoglu A., Dry Deposition and Soil-Air Gas Exchange of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in an Industrial Area, Environmental Pollution (156) 784–793, 2008.

Biterna M., Voutsa D., Polychlorinated Biphenyls in Ambient Air of NW Greece and Particulate Emissions, Environment International, 31, 671-677, 2005.

Cindoruk S. S., Tasdemir Y., The Determination of Gas Phase Dry Deposition Fluxes and Mass Transfer Coefficients (MTCs) of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Using a Modified Water Surface Sampler (WSS), Science of the Total Environment, 381, 212–221, 2007a.

Cindoruk S. S., Tasdemir Y., Deposition of atmospheric particulate PCBs in suburban site of Turkey, Atmospheric Research, 85, 300–309, 2007b.

Falconer, R.L. and Harner, T. Comparison of the octanol-air partition coefficient and liquidphase vapor presure as descriptors for particle/gas partitioning using laboratory and field data for PCBs and PCNs. Atmospheric Environment, 34, 4043-4046, 2000.

Gambaro A., Manodori L., Moret I., Capodaglio G., Cescon P., Determination of Polychlorobiphenyls and Polycyclic Hydrocarbos in the Atmospheric Aerosol of the Venice Lagoon, Analytical and Bioanalytical Chemistry, 378, 1806-1814, 2004.

Gevao B., Hamilton-Taylor J., Jones K.C., Polychlorinated Biphenyl and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Deposition to and Exchange at the Air-Water Interface of Esthwaite Water, A Small Lake in Cumbria, UK, Environmental Pollution, 102, 63-75, 1998.

Gouin T., Harner T., Daly G.L., Wania F., Mackay D., Jones K.C., Variability of Concentrations of Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorinated Biphenyls in Air: Implications for Monitoring, Modeling and Control. Atmospheric Environment, 39, 151-166, 2005.

Manodori L., Gambaro A., Moret I., Capodaglio G., Cairns W.R.L., Cescon P., Seasonal Evolution of Gas-phase PCB Concentrations in the Venice Lagoon Area, Chemosphere, 62, 449-458, 2006.

Harrad, S. ve Mao, H. Atmospheric PCBs and organochlorine pesticides in Birmingham, UK: concentrations, sources, temporal and seasonaltrends. Atmospheric Environment, 38, 1437–1445, 2004.

Kim K.S., Masunaga S., Behavior and source characteristic of PCBs in urban ambient air of Yokohama, Japan. Environmental Pollution, 138, 290-298, 2005.

Mandalakis M. and Stephanou E. G., Wet Deposition of Polychlorinated Biphenyls in the Eastern Mediterranean, Environmental Science and Technology, 38, 3011-3018 2004.

Odabasi M., Cetin B., Demircioglu E., Sofuoglu A., Air–Water Exchange of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Organochlorine Pesticides (OCPs) at a Coastal Site in Izmir Bay, Turkey, Marine Chemistry, 109, 115–129, 2008.

Simcik M.F., Franz T.P., Zhang H., Eisenreich S.J., Gas/particle partitioning of PCBs and PAHs in the Chicago urban and adjacent coastal atmosphere: states of equilibrium. Environmental Science and Technology, 32, 251-257, 1998.

Sun P., Basu I., And Hites R. A., Temporal Trends of Polychlorinated Biphenyls In Precipitation And Air At Chicago, Environmental Science and Technology, 40, 1178-1183, 2006.

Tasdemir Y., Holsen T. M., Measurement of particle phase dry deposition fluxes of polychlorinated biphenyls (PCBs) with a Water Surface Sampler, Atmospheric Environment, 39, 1845–1854, 2005.

Taşdemir, Y., Odabaşı, M., Vardar, N., Sofuoğlu, S., Murphy, T.J., Holsen T.M. Dry deposition fluxes and velocities of polychlorinated biphenyls (PCBs) associated with particles. Atmospheric Environment, 38, 2447- 2456, 2004.

Yeo, H.G., Choi, M., Chun, M.Y., Kim, T.W., Cho, K.C., Sunwoo, Y. Concentration characteristics of atmospheric PCBs for urban and rural area, Korea. Science of the Total Environment, 324, 261-270, 2004.

Yeo H.G., Choi M., Chun M.Y., Sunwoo Y., Gas/particle concentrations and partitioning of PCBs in the atmosphere of Korea. Atmospheric Environment, 37, 3561-3570, 2003.

PASİF ÖRNEKLEME TÜPLERİNDE TUTMA SABİTİNİN ÖNEMİ

Mihriban Yılmaz CİVAN[1,2(*)], Sema YORULMAZ[2], Gürdal TUNCEL[2]

[1] Çevre Mühendisliği Bölümü Kocaeli Üniversitesi, İzmit/Kocaeli
[2] Çevre Mühendisliği Bölümü Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Ankara

ÖZET

Endüstrinin gelişmesi ve nüfusun artışı ile özellikle kentsel bölgelerde hava kirliği yoğunluğu artmaya başlamıştır. Günümüze kadar sadece SO_2, NO_2 ve O_3 gibi konvansiyonel gaz fazı kirleticiler için ölçüm ağı oluşturulurken, teknolojinin ve ölçüm tekniklerinin gelişmesi ile havada ppb seviyesinde olan uçucu organik bileşikler (UOB) de ölçülmeye başlanmıştır. UOBlerin sağlık üzerine olumsuz etkileri ve troposferde ozon oluşumuna sebep olmaları nedeniyle hava kalitesi açısından belirlenmeleri ayrı bir öneme sahiptir.

UOB lerin ölçülmesinde en yaygın olarak kullanılan yöntemlerden biri pasif (difüzyon) örneklemedir. Uluslararsı standartlarla güvenilirliği kanıtlanmış bu yöntem, ekonomik olması, elektrik kullanılmaması, uzun süreli ölçümlere imkân vermesi ve kullanımının kolay olmasından dolayı hem kişisel örnekleme hem de kentsel ve kırsal hava kalitesi ölçümleri için son derece uygundur. Ancak pasif örnekleme yönteminde pompa kullanılmadığından dolayı kirleticinin atmosferdeki konsantrasyonunu belirlerken Fiksin birinci kanunundaki eşitlik kullanılmaktadır. Bu eşitlikte, kullanılmasına karar verilen en önemli parametre tutma sabitidir. Tutma sabiti, tüpün geometrisine ve kullanılan adsorbente bağlı olduğundan dolayı standart ve literatürde sabit bir tutma sabiti değeri yoktur. Ayrıca literatürde sadece BTEX dediğimiz kirleticiler için tutma sabitleri değerlendirilmiş olup diğer UOBler için tutma sabiti hesaplanmamıştır.

Bu çalışmada farklı şehirlerde aynı anda yapılan pasif ve aktif örnekleme sonucunda elde edilen deneysel tutma sabitleri karşılaştırılmıştır. Yapılan çalışma sonucunda tutma sabitinin meteorolojiye bağlı olarak değiştiği ve sabit bir tutma sabiti kullanmanın hata getireceği sonucu bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: Tutma sabiti, Meteorolojik parametreler, UOB ve Gerçek atmosferik koşullar

GİRİŞ:

Endüstriyel gelişme ve hızlı nüfus artışı son yıllarda özellikle kentlerde sağlık problemlerine neden olmakta ve kentin hava kalitesini bozmaktadır. Bu sebeple son yıllarda hava kirliliğini önlemeye yönelik önlemler alınması ve çalışmalar yapılması son derece önem kazanmıştır. Verimli hava kirliliği önleme planlarının oluşturulması ve kirlilik seviyelirinin düşürülmesi mevcut hava

* mihriban.civan@kocaeli.edu.tr

kirliği göz önüne alınarak yapılmalıdır. Bunun için hava kirliliğine sebep olan kirleticilerin düzenli olarak ve bütün kenti temsil edecek şekilde ölçülmesi gerekmektedir. Bu gereklilikten yola çıkarak son zamanlarda inorganic kirleticiler için kentlerde ölçüm ağları oluşturulmuştur. Ölçüm ağları, genelde kentin hava kalitesini bir veya bir kaç noktada yapılan sürekli ölçümlerle tespit etmektedir. Ancak kentlerde farklı bölgelerde farklı kirletici kaynakları olduğundan kentin hava kirliliğinin mekansal dağılımını da tespit etmek oldukça önemlidir. Mekansal dağılımın belirlenmesi için pasif örnekleme yöntemi en yaygın olarak kullanılan tekniktir..

Pasif örnekleme yöntemi ekonomik olması, kullanımın kolay olması, arazide kullanımı sırasında uzman personel gerektirmemesi ve güvenilir olmasından dolayı son zamanlarda tercih edilen yöntemlerden biri olmuştur. Pasif örnekleme yöntemi tekniği literatürde oldukça iyi tanımlanmıştır (Tolnai ve diğ., 2000, Brown ve diğ., 1981). Bu yöntemin çok fazla avantajı olmasına rağmen, uygulamalarda en büyük belirsizlik, kullanılan tutma sabitinden kaynaklanmaktadır (Tolnai ve diğ., 2000). Tutma sabiti teorik olarak, kontrollü maruz kalma çemberlerinde veya gerçek atmosferik koşullar altında hesaplanabilir. Teorik tutma sabiti, aşağıdaki eşitlikteki gibi, kullanılan pasif tüplerin geometrisinden ve kirleticinin difüzyon katsayısı kullanılarak hesaplanır.

$$T.S..= D^* (A/L) \quad [1]$$

D: Difüzyon katsayısı (cm^2 dak^{-1})
A: Tüpün yüzey alanı (cm^2)
L: difüzyon bölgesinin uzunluğue (cm).

Deneysel tutma sabitini tanımlamak için (L min^{-1}) Fiksin birinci kanunundan türetilen aşağıdaki eşitlik kullanılmaktadır.

$$U.R= (m_d - m_b)/ c^*t \quad [2]$$

m_d: Örnekleme süresi boyunca (t) (dak) adsorbent üzerinde adsorblanan kirleticinin kütlesi (µg)
m_b: Şahit tüpte analiz edilen kirleticinin kütlesi (µg)
C kirletinin atmosferdeki konsantrasyonu (µg L^{-1})

Deneysel tutma sabiti kirletici/sorbent etkileşimine ve meteorolojik koşullara bağlıdır. Literatürde yapılan çalışmalarda deneysel tutma sabitinin teorik tutma sabitinden farklı olduğu hesaplanmıştır (Tolnai ve diğ., 2001 and Brown ve diğ., 1981), Örneğin benzene için literatürde hesaplanan tutma sabitleri arasındaki deviasyon 300% lere ulaşmaktadır (Tolnai ve diğ., 2001; Cao ve diğ., 1993; Gelencser ve diğ., 1994; Tolnai ve diğ., 1999, Brown, 1999, Patil and Lonkar, 1994). Literatürde tespit edilen bu farklılık labaratuvar koşullarından veya methotlardan kaynaklanabilmektedir. Ayrıca gerçek atmosferik koşullar özellikle meteorolojik koşulların ve konsatrasyon seviyelerinin değişkenliği konsunda labaratuvar ortamında yapılan kontorollü ortamlardan oldukça farklıdır. (Tolnai ve diğ., 2001).

Literatürde tutma sabiti ile yapılan çalışmalar genelde kontrollü ortamlarda (maruziyet çemberi) gerçekleşitirlmiştir (Martin ve diğ., 2010; Gonzalez-Flesca ve diğ., 2005; Cardinal ve diğ., 2004; Roche ve diğ., 1999). Bu çalışma tutma sabitini gerçek atmosferik koşullar altında değerlendirmektedir. Gerçek atmosferik koşullarda yapılan bu tarz çalışmaların bazı avantajları vardır. En önemli avantajı örnekleme, gerçek koşullar altında her türlü olası meteorolojik parametrenin ve kirletici konsatrasyonlarının doğal kombinasyonları ile yapılmaktadır. Yapay olarak gerçekleştirilmiş meteorolojik koşullar kullanılmamıştır. Diğer avantajı maruziyet çemberi ve hava koşullarını sağlamak için yapay bir atmosfer oluşturmaya gerek olmadığı için maliyetin daha düşük olmasıdır. Ancak gerçek atmosferik koşullarda yapılan bu tarz çalışmaların dezavantajalarıda vardır. Örneğin bir parameterenin tutma sabitine etkisi diğer parametreler sabit tutularak tek başına incelenemez. Ayrıca aşırı meteorolojik koşullar ölçüm sırasında oluşmamışsa bu gibi durumların değerlendirimesi yapılamaz. Yinede tutma sabitinin gerçek koşullar altında belirlenmesi oldukça önemlidir. Çünkü pasif örnekleme tüplerinin arazide kullanımı sırasında hiç bir zaman laminar bir rüzgar hızı ya da sadece bir parametre değişken diğer parametreler sabit olmaz.

Bu çalışmada gerçek koşullar altında farklı zamanlarda yapılan deneylerle tutma sabiti değerleri incelenmiştir. Elde edilen tutma sabitlerinin, meteorolojik koşullarla ilişkisi istatistiksel olarak değerlendirilmiştir.

YÖNTEM

Analitik yöntem:

Çalışma için, yüzey alanı 0.18 cm^2, difüzyon derinliği 1.5 cm ve iç çapı 4.8 mm olan paslanmaz çelikten yapılmış tüpler Gradko firmasından temin edilmiştir. Pasif örnekleme tüpleri, Supelco firmasından temin edilen Kromosorb 106 adsorbenti ile doldurulmuştur. Üretici firmanın tavsiyesi doğrultusunda 250 ^oC 'de ve 2 saat boyunca tüpler 100 ml dak^{-1} akışta yüksek saflıkta helyum gazı geçirilerek temizlenmiştir.

Pasif ve aktif tüpler arazide örnekleme süreleri dışında, teflonla sabitlenmiş pirinç kapaklar ile kapatılmıştır. Örnekleme süresi dışında tüpler, içinde aktif karbon olan cam tüplerde -15 ^oC sıcaklıkta muhafaza edilmiştir. Pasif örnekleme tüpleri kötü hava koşullarından etkilenmemeleri için koruma kafesleri içerisinde arazide bırakılmıştır. Aktif örneklemede pompa ile adsorbent üzerine numune toplanmıştır. Aktif örnekleme pompası ise özel olarak alüminyumdan yapılmış kabin içinde muhafaza edilmiş ve aktif örnekleme tüpleri bu kabinden dışarı sarkıtılmıştır. Pasif tüplerin örneklemeye hazırlanması ve örnekleme süresince EN13528-2 standart yöntemi, aktif örnekleme için EPA TO-14 yöntemi takip edilmiştir. Bu yöntemlere göre tüplerin tekrarlanabilirliği, en düşük ölçme değeri, saklama verimi, tutma verimi ve analiz verimi gibi parametrelere bakılmış ve her bir kirletici için kabul değerleri içinde sonuçlar bulunmuştur.

Pasif ve aktif örnekleme tüpleri aynı yöntem kullanılarak Gaz Kromotografi ve Unity Isısal Desorpsiyon cihazında analiz edilmiştir. Isısal desorpsiyon cihazı iki aşamalı çözülme ile örneği Gaz Kromotografi cihazına

göndermektedir. İlk aşamada adsorbent üzerinde toplanan kirleticiler 3 dakika boyunca 200 ^{o}C de çözülerek -15 ^{o}C de soğuk kapanda toplanmaktadır. Daha sonra soğuk kapan kısa bir sürede 350 ^{o}C ye çıkarılıp kirleticilerin Gaz Kromotografi cihazının kolonuna gitmesi sağlanmaktadır. GK cihazında çok sayıda hidrokarbonun tek bir numunede analiz edebilmesi için iki kolon ve iki FID detektörü mevcuttur. GK fırınının sıcaklık programı aşağıda verilmiştir:

Fırın başlangıç sıcaklığı : 40 ^{o}C 5 dakika bekleme
5 ^{o}C/dakika artış
Fırın son sıcaklığı: 195 ^{o}C'de 10 dakika bekleme

Gaz Kromotografi cihazı içinde karbon sayısı iki ile on iki arasında değişen alkan, alken, aromatik ve halojenli hidrokarbon gruplarından oluşan 148 adet gaz karışımı ile rutin olarak kalibrasyonu yapılmıştır.

TARTIŞMA VE SONUÇLAR

Örnekleme Programı ve Meteorolojik Koşullar. Tutma sabitlerinin hesaplanması için çalışma süresince eş zamanlı olarak aktif ve pasif örnekleme yapılmıştır. Burada en önemli nokta, pasif tüplerinin arazide UOBlere maruz kaldığı süre boyunca aktif örneklemenin gerçekleştirilmiş olmasıdır. Böylece aktif ve pasif örnekleme süresince elde edilen verilerin birbiriyle birebir örtüşmesi sağlanmıştır. Aktif örneklemede adsorbent tüpler sabah ve akşam olmak üzere günde iki defa değiştirilmiştir.. Aktif örnekleme sonucunda elde edilen konsantrasyonlar, pasif örneklemenin yapıldığı döneme denk gelen süre için ortalama olarak alınmış, böylece pasif örneklemenin gerçekleştirildiği süre boyunca elimizde havanın ortalama konsantrasyonunu gösteren aktif örnekleme verileri elde edilmiştir. Pasif örnekleme analizi sonucu GK'den elde edilen ng olarak kütle değeri ve aktif örnekleme sonucu elde edilen ortalama konsantrasyon değerleri Fick'in birinci kanununa göre daha önce verilmiş olan 2. eşitlikte yerine konulmuş böylece eşitlikte bilinmeyen tek parametre olan tutma sabiti "mL dak^{-1}" cinsinden hesaplanmıştır.

Pasif örnekleme çalışması genelde birer haftalık olmak üzere 26 pasif örnekleme periyodundan oluşmaktadır. Çalışmada hedef tutma sabitlerinin atmosferik koşullarda hesaplanması olduğundan, değişik meteorolojik koşulları içerecek, yaz ve kış mevsiminin en az birer bölümünü kapsayan bir periyot örnekleme dönemi olarak seçilmiştir. Pasif örneklerin toplandığı altı ay süresince sıcaklığın -2 derece ile 22 derece arasında, bağıl nemin %52 ile %86 arasında, rüzgar hızının ise 0.92 m sn^{-1} ile 3.0 m sn^{-1} arasında değiştiği gözlenmiştir. Bu değerler Ankara'daki tipik sıcaklık, nem ve rüzgar değerleridir.

Hesaplanan tutma sabitleri. Bu çalışmada gözlenebilen UOB ler için hesaplanan tutma sabitlerinin ortalama değerleri Tablo 1'de verilmiştir. Tablodan da görülebileceği gibi, UOB lerin tutma sabitleri 0.33 ± 0.16 (metilsiklopentan + 2,4-dimetil pentan) ile 0.70 ± 0.76 (t+c-1,3-dimetilsiklohekzan) arasında değişmektedir. Her UOB için belirlenen tutma sabitinin büyük veya küçük olması, o organik bileşiğin adsorbente gösterdiği afiniteye bağlı olarak değişmektedir.

Tabloda dikkati çeken diğer bir nokta da, ortalama tutma sabiti değerlerine ait standart sapma değerlerinin %100 lere kadar çıkabilmesidir. Bu derece yüksek değişkenliğin nedeni, tutma sabitlerinin çok sayıda parametreye bağlı olmasıdır. İleriki bölümlerde tartışılacağı gibi, tutma sabitleri meteorolojik parametreler, örnekleme süresi gibi bir dizi parametreye bağlı olarak değişebilmektedir. Bu çalışmada ölçümlerin yürütüldüğü altı ay boyunca yukarıda kısaca belirtilen parametreler çok farklı değerler aldığından, bunlara bağlı olarak değişim gösteren tutma sabitlerinin değerleri de farklılıklar göstermiş, bu da tabloya yüksek standart sapma değerleri olarak yansımıştır.

Ayrıca aynı anda paralel olarak yürütülen pasif örneklemelerden elde edilen sonuçların kullanılmasıyla yapılan tutma sabiti hesaplarında her bir UOB için

Tablo 1. Çalışma sonucunda hesaplanan ortalama "Tutma Sabitleri"

UOB	Ortalama T.S. (ml/dak)
Metilsiklopentan+2,4-Dimetilpentan	0,33 ± 0,16
Benzen	0,39 ± 0,15
Siklolohekzan+Siklohekzen	0,41 ± 0,18
2-Metilhekzan	0,45 ± 0,15
2,2,3-Trimetilbutan+2,3-Dimetilpentan	0,51 ± 0,22
3-M-Hekzan	0,41 ± 0,23
1-Hepten	0,44 ± 0,25
2,2,4-Tri-M-Pentan	0,41 ± 0,25
n-Heptan+cis-3-Hepten	0,45 ± 0,20
Metilsiklohekzan	0,44 ± 0,20
Toluen	0,44 ± 0,13
2-M-Heptan	0,46 ± 0,20
m+p-Klorotoluen	0,49 ± 0,19
4+3-M-Heptan	0,37 ± 0,16
t+c-1,3-Di-M-Siklohekzan	0,70 ± 0,76
Oktan	0,45 ± 0,28
2,2,5-Tri-M-Hekzan+1,2,4-Tri-M-Siklohekzan	0,53 ± 0,32
Etilbenzen	0,39 ± 0,15
m+p-Xylen	0,40 ± 0,12
Stiren	0,37 ± 0,31
1-Nonen	0,37 ± 0,24
o-xylen	0,35 ± 0,11
n-Nonan	0,39 ± 0,19
Isopropilbenzen	0,61 ± 0,04
n-Propilbenzen	0,40 ± 0,19
3-Etiltoluen	0,36 ± 0,13
4-Etiltoluen	0,38 ± 0,16
1,3,5-Tri-M-Benzen	0,36 ± 0,09
2-Etiltoluen	0,35 ± 0,13
1,2,4-Tri-M-benzen	0,41 ± 0,14
n-Dekan	0,34 ± 0,17

elde edilmiş olan tutma sabitleri bir birine çok yakındır. Ancak farklı zamanlarda ve farklı meteorolojik ve fiziksel koşullarda yapılan ölçümlerden elde edilen tutma sabitleri arasındaki fark ise nispeten yüksek olmaktadır.

Yapılan çalışmanın temel hedefi, bu tutma sabitlerinin meteorolojik ve fiziksel koşullarla ne şekilde değiştiği olduğundan, tutma sabitlerini tek bir ortalama değer ile ifade etmek çok doğru olmayabilir. Ancak, literatürde BTX bileşiklerinin dışında kalan UOB lere ait tutma sabitleriyle ilgili olarak çok sınırlı sonuç olduğu göz önüne alınırsa, otuz dört adet bileşik için ortalama da olsa tutma sabiti değerlerinin verilmiş olması bu tabloyu önemli hale getirmektedir.

BTX bileşikleri için değişik çalışmalarda hesaplanan tutma sabitleri Tablo 2'de verilmiştir. Tablonun BTX bileşikleri ile sınırlı kalmasının nedeni, daha önce çeşitli defalar ifade edildiği gibi, literatürde BTX bileşikleri dışında kalan UOB ler için hesaplanmış tutma sabitlerinin olmamasıdır.

Tablo incelendiğinde, benzen için literatürde verilen değerlerin 0.27 mL min^{-1} ile 0.68 mL min^{-1} arasında değiştiği, bu çalışmada ölçülen tutma sabitini ise 0.39 mL min^{-1} olduğu görülmektedir. Literatür değerleri genellikle 0.4 mL min^{-1} ile 0.5 mL min^{-1} arasında değişmektedir. Bu çalışmada elde edilen 0.39 mL min^{-1} değeri de aynı aralıkta bulunmaktadır.

Toluen için literatürde verilen tutma sabitleri 0.32 mL min^{-1} ile 0.68 mL min^{-1} arasında değişmekte ve verilerin büyük bir bölümünün 0.4 mL min^{-1} ile 0.5 mL min^{-1} arasında toplandığı görülmektedir. Bu çalışmada toluen için hesaplanan tutma sabiti 0.44 mL min^{-1} dir. Bu değer literatürde verilen değerlerle uyum göstermektedir.

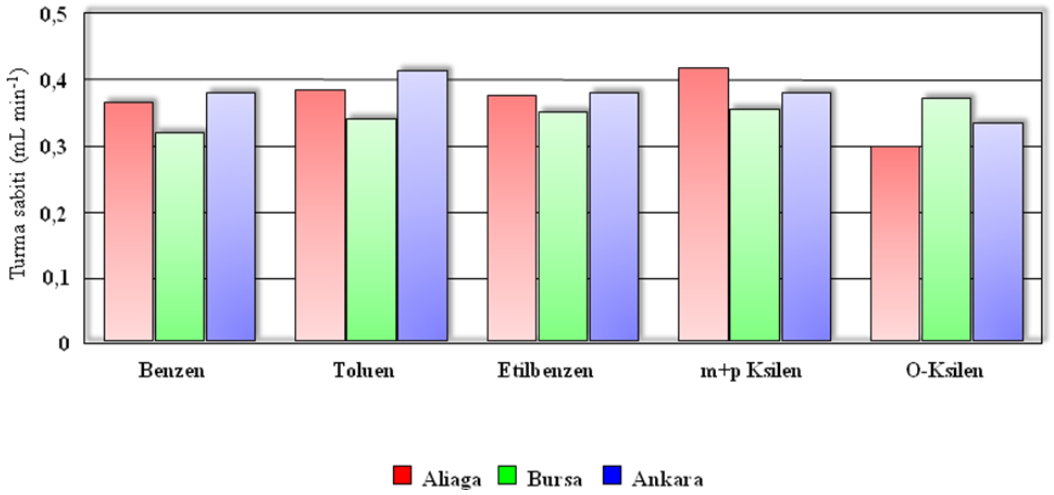
Etilbenzen için literatürde verilen değerler 0.44 mL min^{-1} ile 0.55 mL min^{-1} arasında değişmektedir. Bu çalışmada etilbenzen için elde edilen tutma sabiti ise 0.39 mL min^{-1} olmuştur. Bizim bulduğumuz değer literatürde toluen için verilen tutma sabitlerinden çok uzak değilse de alt sınırda yer almaktadır. Bunun nedeni literatürde etilbenzen için verilen tutma sabiti verisinin sayıca diğer BTX bileşiklerinden daha az olması olabilir. m+p-ksilen ve o-ksilen için bu çalışmada hesaplanan ortalama tutma sabiti değerleri ile literatürde verilen değerler arasındaki benzerlik yukarıda benzen, toluen ve etilbenzen için belirtilen benzerliklerle aşağı, yukarı aynıdır.

Bu çalışmadan önce deneysel tutma sabitini belirlemek için iki pasif örnekleme çalışması daha yapılmıştır. Bunlardan birincisi Bursa'da ve diğeri İzmir/Aliağa'da yapılan çalışmadır. Her iki çalışmada da, pasif örnekleyicilerin alanda kaldığı süre zarfında aktif örnekleme yapılarak tutma sabitleri belirlenmiştir. BTX bileşikleri için bu çalışmada elde edilen tutma sabitleri, Aliağa ve Bursa'da hesaplanan tutma sabitleri ile Şekil 1'de karşılaştırılmıştır. Diğer UOB ler için de bu çalışmada elde edilen tutma sabitleri ile daha önceki çalışmalarda elde edilen tutma sabitleri arasındaki farklar Şekil 1 de görülenlerden farklı değildir.

Tablo 2. Çalışma sonucu BTX ler için bulunan tutma sabitlerinin literatür ile karşılaştırılması

		Mowrer	Nicholas	Roche	Hellen	ISO/DIS	Sokhi	Oury	Tolnai
Benzene	0.39	0.41	0.46	0.57	0.68	0.63	0.45-0.46	0.27-0.40	0.57-0.61
Toluen	0.44	0.45	0.52	0.51	0.62	0.56	0.43-0.55	0.30-0.45	0.42-0.49
Etilbenzen	0.39	0.55	-	0.45	0.55	0.5	-	-	0.51-0.54
M+p Ksilen	0.40	0.55	-	0.43	0.53	0.47	0.47-0.50	0.37-0.45	0.41-0.58
o-Ksilen	0.35	-	0.48	0.43	0.54	0.47	-	-	0.41-0.48

Mowrer vd., 1996, Nicholas vd., 2003 , Roche vd., 1999 , Hellen vd., 2002, ISO/DIS, 1998, Sokhi 1996, Oury vd., 2006, Tolnai vd., 2001



Şekil 1: BTX bileşikleri için bu çalışmada elde edilen ortalama tutma sabitlerinin, daha önceden Bursa ve Aliağa'da yapılan çalışmalrda hesaplanan tutma sabitleri ile karşılaştırılması

Şekil 1 incelendiğinde, o-ksilen dışında kalan bütün BTX bileklerin için bu çalışmada elde edilen tutma sabitlerinin Bursa çalışmasında elde edilen tutma sabitlerinin bir birine çok yakın olduğu, Aliağa çalışmasında elde edilen tutma sabitlerini ise bu değerlerden biraz daha düşüktür. Bunun tek istisnası o-ksilende görülmüştür. Bu bileşik için Aliağa çalışmasında elde edilen tutma sabiti, gerek Bursa'da yapılan çalışmadaki tutma sabitlerinden ve gerekse bu çalışmada elde edilen tutma sabitlerinden daha yüksektir.

Genellikle Aliağa'da elde edilen tutma sabitlerinin daha düşük olmasının nedeninin bu bölgedeki yüksek sıcaklıktan kaynaklandığı düşünülmektedir. İleriki bölümlerde daha geniş olarak tartışılacağı gibi, sıcaklıkla tutma sabiti arasında ters bir ilişki mevcuttur. Aliağa'da sıcaklığın gerek Bursa ve gerekse Ankara'dan yüksek olması tutma sabitlerinin düşük olması sonucunu doğurmuştur. Dolayısı ile, bu gözlem, bir bölgede veya bir tür meteorolojik koşul altında belirlenen tutma sabitlerinin başka meteorolojik koşullularda uygulanması halinde olabilecek farklılıkları göstermesi açısından önemlidir.

Tutma Sabitinin Meteorololojik Koşullarla İlişkisi. Çalışmada meteorolojik parametreler olarak sıcaklık, rüzgar hızı ve bağıl nem incelenmiştir. Bunlar literatürde de en çok üzerinde durulan meteorolojik parametrelerdir (Namiesnik ve diğ., 2005; Kumar ve Viden, 2007; Ballach ve diğ., 1999; Mowrer ve diğ., 1996). Bu çalışmada 34 farklı UOB için deneysel tutma sabiti sıcaklık, nem ve rüzgar hızına gör değişkenliği istatistiksel olarak değerlendirilmiştir.

Hem pasif hem de aktif tayin sınırlarının üzerinde görülebilen 34 UOB den 32 tanesinin sıcaklık ile ters bir ilişki gösterdiği görülmektedir. Yalnız bunlar arasında dört UOB'ye ait tutma sabitlerinin (2,2,3-trimetilbütan+2,3-dimetilpentan, n-heptan+cis-3-hepten, 2-m-heptan ve isopropilbenzen) sıcaklıla gösterdiği ilişkinin 0.90 güvenirlik sınırında, beş tanesinin (siklohekzan+siklohekzen, m+p-klorotoluen, n-nonan, n-propilbenzen ve n-dekan) 0.95 güvenirlik sınırında geri kalan 14 tanesinin de 0.99 güvenirlik sınırında istatistik olarak anlamlı olduğu görülmektedir. Burada çıkan sonuç ölçülen 34 UOB'den 23 tanesinin sıcaklıkla istatistik olarak anlamlı negatif bir ilişki gösterdiğidir.

Bağıl nem ile UOB'lerin tutma sabitleri arasındaki ilişki. sıcaklıkta olduğu gibi çok kuvvetli bir ilişki değildir. Ama yine de ölçülen 34 UOB'nin 19 tanesi için hesaplanan tutma sabitleri bağıl nem ile istatistik olarak anlamlı bir korelasyon göstermiştir. Sıcaklıkta gözlenenin aksine, bütün UOB'ler için tutma sabitleri nem arttıkça artmaktadır. Bu tamamen UOB molekülleri ile adsorbent arasındaki mekanizmanın nem ile değişmesinden kaynaklanmaktadır. 34 UOB'in 10 tanesi için tutma sabitleri ile nem arasındaki ilişki 0.99 istatistik güvenirlik sınırı içersinde anlamladır. Beş UOB 0.95 güvenirlik sınırında, iki UOB de 0.90 güvenirlik sınırında, bağıl nem ile anlamlı bir korelasyon göstermiştir.

Rüzgar hızı ile tutma sabitleri arasındaki ilişki, bağıl nemde olduğu gibi, çok güçlü değildir. 15 UOB'e ait tutma sabitlerinin rüzgar hızı ile istatistik olarak anlamlı bir korelasyon göstermektedir. Bağıl nemin tutma sabitlerine etkisinde olduğu gibi, rüzgar hızında da, tutma sabitleri, rüzgar hızı arttıkça artmaktadır.

Ancak Ankara'nın genellikle rüzgarsız bir şehirdir. Çalışma süresince ortalama rüzgar hızı genellikle 1.5 ile 2.5 m s^{-1} arasında değişmiştir. Saatlik rüzgar verilerine bakıldığında verilerin %57'sinin 1.0 m s^{-1} den düşük olduğu görülmektedir. Meteorolojik anlamda <1.0 m s^{-1} rüzgar hızları "durağan" anlamına gelmektedir. Dolayısı ile Ankara'da zamanın büyük bir bölümünde havanın durağan olduğunu söylemek çok yanlış olmayacaktır. Ankara'da durağan veriler dahil edilmeden yapılan uzun yıllar ortalama rüzgar hızı yaklaşık olarak 2 m s^{-1} dolayındadır. Bu çalışmada aynı şekilde yapılan hesaplarda, çalışma süresi boyunca ortalama rüzgar hızı 2.13 m s^{-1} olarak bulunmuştur (durağan durumları da göz önüne aldığımızda ortalama rüzgar hızı 1.3 m s^{-1} dolayına inmektedir). Dolayısı ile bu çalışmada rüzgar hızının etkisini istediğimiz düzeyde değerlendirmek mümkün olmamıştır. Ancak rüzgar hızı çalışma süresince çok büyük değişiklikler göstermese de, UOB'lerin tutma sabitleri ile arasında istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyonun olduğu gözlenebilmiştir.

Bu çalışmada UOB'lerin tutma sabitleri ile sıcaklık, nem ve rüzgar hızı arasında istatistik olarak anlamlı bir ilişki olduğu göstermektedir. Tutma sabitleri sıcaklıkla azalmakta ve nem ve rüzgar hızı ile artmaktadır. Bu gözlem literatür ile de uyumludur (Strandberg ve diğ., 2005, Ballach ve diğ. 1999; Cardinal ve diğ., 2005). Ancak UOB'lerin hepsinin meteorolojik parametrelerle aynı kuvvette korelasyon göstermemektedir. UOB'ler farklı kimyasal ve fiziksel özelikleri olan moleküller olduğu için meteorolojik parametrelerle değişimlerinin de farklı olması beklenmelidir.

Sonuç olarak, tutma sabiti meteorolojik koşullara bağlı olduğundan pasif örnekeleme tüpleri ile yapılan çalışmalarda güvenilir veriler elde etmek için meteorolojik parametreler göz önüne alınmalıdır. Meteorolojik parametrelere bağlı tutma sabitlerinin kullanılması meteorolojik değişkenliklerden kaynaklanan belirsizlikleri giderecektir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK) tarafından 108Y223 No'lu proje kapsamında mali olarak desteklenmiştir. Yazarlar TÜBİTAK'a maddi desteğinden dolayı teşekkür ederler.

REFERANSLAR

Ballach, J., Greuter, B., Schultz, E., Jaeschke, W., Variations of uptake rates in benzene diffusive sampling as a function of ambient conditions. The Science of the Total Environment, 243/244, 203-217, 1999

Brown, R.H., Charlton, J., Saunders, K.J., The development of an improved diffusive sampler. American Industrial Hygiene Association Journal 42 (12), 865–869, 1981

Brown, R.H., Environmental use of diffusive samplers: evaluation of reliable diffusive uptake rates for benzene, toluene and xylene." Journal of Environmental Monitoring **1**,. 115–116, 1999

Cao, X.L. and Hewitt, C.N., Evaluation of Tenax-GR Adsorbent for the Passive Sampling of Volatile Organic Compounds at Low Concentrations, Atmospheric Environment Vol:27-A/12, 1865-1872, 1993

Gallooa, J.C., Performances of the Radiellos diffusive sampler for BTEX measurements: Influence of environmental conditions and determintion of modelled sampling rates, Atmospheric Environment, 39, 2535-2544, 2005

Gelencser, A., Kiss, G., Hlavay, J., Hafkenscheid, T.L., Peters, R.J.B and De Leer, E.W.B., The evaluation of a tenax GR diffusive sampler for the determination of benzene and other volatile aromatics in outdoor air., Talanta, 41/7, 1095-1100, 1994

Gonzalez-Flesca, G. and Frezier, A, A new laboratory test chamber for the determination of diffusive sampler uptake rates, Atmospheric Environment, 39, 4049–4056, 2005

Hellen, H., Hakola, H., Laurila, T., Hiltunen, V., Koskentalo, T., Aromatic HYDrocarbon and methyl tert-butyl ether measurements in ambient air of Helsinki (Finland) using diffusive samplers. The science of the Total Environment, 298, 55-64, 2002

Martin, N.A.,Leming, E.J., Henderson, M.H., Lipscombe, R.P., Black, J.K. ve Jarvis, S.D., Verification of diffusive and pumped samplers for volatile organic compounds using a controlled atmosphere test facility, Atmospheric Environment 44, 3378-3385, 2010

Mowrer, J., Svanberg, P.A., Potter, A., Lindskog, A., Diffusive monitoring of C6-C9 hydrocarbons in urban air in Sweeden. The Analyst, 121, 1295-1300, 1996

Oury B., Lhuillier F., Protois J.C., Morele Y, Behavior of the GABIE, 3M 3500, PerkinElmer Tenax TA, and RADIELLO 145 Diffusive Samplers Exposed Over a Long Time to a Low Concentration of VOCs, Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 3: 547–557, 2006

Patil, S.F ve Lonkar, S.T, Determination of Benzene, Aniline and Nitrobenzene in Workplace Air:A Comparison of Active and Passive Sampling, Journal of Chromotograhy A Vol:688, 189-199, 1994

Roche, A., Thevenet, R., Jacob, V., Kaluzny, P., Ferrari, C., Baussand, P., Foster, P., Performance of a Thermally Desorbable Type-Tube Diffusive Sampler for Very Low Air Concentrations Monitoring. Atmospheric Environment, 33, 1905-1912, 1999

Strandberg B., Sunesson A.L., Olsson K., Levin J.O. Ljungqvist G., Sundgren M., Sallsten G. ve Barregard L., Evaluation of Two Types of Diffusive Samplers and Adsorbents for Measuring 1,3-Butadiene and Benzene in Air. Atmospheric Environment, 39, 4101-4110, 2005

Tolnai, B., Gelensér, A., Barko, G. ve Hlavay, J., Evalution of Carbopack B adsorbent for the tube-type diffusive sampling of volatile organic compounds at ambient concentrations". Analyst 124, 1859–1863, 1999

Tolnai, B., Gelencser, A., Gal, C., Hlavay, J., Evaluation of the Reliability of Diffusive Sampling in Environmental Monitoring, Analytica Chimica Acta Vol:408, 117-122, 2000

Tolnai, B., Gelencser, A., Barko, G.Y., Hlavay, J., Theoretical approach to non-constant uptake rates for tube-type diffusive samplers." Talanta, 54, 703-713, 2001

TÜRKİYE'DE HAVA KALİTESİ İSTASYONLARINDA ÖLÇÜLEN PARTİKÜLER MADDE (PM10) KONSANTRASYONLARININ ZAMANSAL VE MEKÂNSAL DEĞİŞİMLERİ

Nilgün AKBULUT ÇOBAN(*), Gülen GÜLLÜ

Hacettepe Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 06800 Beytepe Ankara

ÖZET

Hava kirliliğinin çevre ve insan sağlığına etkileri dikkate alındığında "partiküler madde (PM_{10})" atmosferik kirleticiler arasında önemli bir yere sahiptir. Hava kalitesini, insan sağlığına zarar vermeyecek seviyelere ulaştırabilmek için öncelikle mevcut kirlilik durumunun uygun metotlar kullanılarak tespit edilmesi gerekmektedir ki böylelikle kirliliğin azaltılmasına yönelik stratejiler temelleri sağlam bir şekilde geliştirilebilecektir. Bu aşamada, hava kalitesi verilerinin temin edilmesinden verilerin değerlendirilmesini de içeren tüm süreç büyük önem taşımaktadır. Bu sürecin sağlıklı bir şekilde yürütülmesi hem ulusal hem de Avrupa Birliği ve dünyadaki diğer ilgili kuruluşlara ait mevzuatlarda PM_{10} için belirlenen limit değerlerin daha güvenilir biçimde analiz edilmesine imkân sağlayacaktır.

Bu çalışmada, Türkiye'de bulunan hava kalitesi istasyonlarından 2007 yılı süresince elde edilen tüm saatlik PM_{10} konsantrasyonları istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Ayrıca, ülkemiz genelinde PM_{10} konsantrasyonlarının zamansal ve mekansal değişimleri incelenmiş olup gözlenen yüksek PM_{10} konsantrasyonlarına neden olan etmenler tespit edilmeye çalışılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Partiküler madde, Hava kirliliği, Toz taşınımı.

GİRİŞ

Hızlı nüfus artışı ve yaşam şeklindeki değişikliğin beraberinde getirdiği enerji ihtiyacındaki artış ve endüstri devrimiyle birlikte kentlerin büyümesi, fosil yakıtlarının, araç kullanımının artması, hızlı endüstrileşme ve buna karşılık planlama ve düzenlemelerdeki yetersizlikler sonucu gittikçe artan hava kirliliği dünyanın birçok ülkesinde olduğu gibi ülkemizde de ciddi düzeyde sağlık ve çevre sorunlarına yol açmıştır.

Hava kirleticilerinden olan atmosferik partiküler madde (PM); iklimi, biyojeokimyasal döngüleri ve atmosfer kimyasını değiştirebilmekte ve insan sağlığını olumsuz yönde etkileyebilmektedir (IPPC, 2001). Son zamanlarda özellikle PM üzerine yapılan çalışmalara önem verilmesinin temel sebebi de bu kirleticinin insan sağlığı ve iklim değişikliği üzerine etkilerinin fark edilmeye başlanmasıdır (Gerasopoulos, 2006). Partiküler maddeler; büyüklüklerine

* nlgn.akbulut@gmail.com, nakbulut@cevreorman.gov.tr

(aerodinamik çaplarına), bileşimlerine ve oluşum kaynaklarına göre farklılık gösterirler. Büyüklüklerine göre; akciğerlere ve üst hava yollarına ulaşabilen ve aerodinamik çapları 10 μm'den daha küçük olan, kaba partikül olarak tanımlanan PM_{10}; ince partikül olarak tanımlanan ve akciğerlerin daha da derinlerine, hatta alveollere kadar ulaşabildiğinden dolayı daha tehlikeli olan, aerodinamik çapları 2,5 μm'den daha küçük olan partiküller olarak tanımlanan $PM_{2,5}$ olmak üzere iki gruba ayrılmıştır (WHO Europe, 2005).

Gelişmiş ve gelişmekte olan bazı ülkelerdeki bazı şehirlerdeki PM ve diğer hava kirleticileri üzerine Baldasano vd (2003) tarafından yapılan çalışmada yüksek gelirli ülkelerin PM_{10} ile ilgili problemleri olmadığı ortaya konulmuştur. Dünya Bankasının 2008 yılında yayımladığı "Dünya Gelişmişlik Göstergeleri" adlı yayınına göre; orta düzeyde geliri olan ülkelerde PM kirleticisinin Dünya Sağlık Örgütü (DSÖ) ve Avrupa Birliği (AB) limit değerlerini aştığı, düşük gelirli ülkelerde ise askıdaki PM'nin DSÖ ve AB limit değerlerinin altında olduğu ifade edilmiştir (WB, 2008).

Türkiye'de özellikle 1970'li yılların başında Ankara'da önemli bir çevre sorunu olarak ortaya çıkan hava kirliliği 1980'lerde başta İstanbul olmak üzere diğer şehirlere de yayılmıştır (Güllü, 2000). Bunun nedeni, 1973'te tüm dünyada görülen petrol krizinin Türkiye'yi de etkilemesi ve zorunlu olarak çevreyi kirletme oranı yüksek olan yerli linyit kömürü kullanımına başlanmasıdır (Tülay 1994).Türkiye'de hava kirliliğinin çevre ve insan sağlığı üzerindeki zararlı etkilerini önlemek veya azaltmak için hava kalitesi hedeflerini tanımlamak ve oluşturmak, tanımlanmış metodları ve kriterleri esas alarak hava kalitesini değerlendirmek, hava kalitesinin iyi olduğu yerlerde mevcut durumu korumak ve diğer durumlarda iyileştirmek, hava kalitesi ile ilgili yeterli bilgi toplamak ve uyarı eşlikleri aracılığı ile halkın bilgilendirilmesini sağlamak amacıyla, 6 Haziran 2008 tarih ve 26898 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan "Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği" yürürlüge girmistir.

Bu çalışmanın amacı, ülkemizdeki şehirlerde Hava Kalitesi İzleme Ağı İstasyonlarında 2007 yılında ölçülen PM_{10} konsantrasyonlarının zamansal değişimlerini belirlemek, kirlilik seviyesi üzerinde meteorolojik parametrelerin etkisini incelemek ve PM_{10} seviyesinin yüksek olduğu durumlarda limit aşımına neden olan sebepleri değerlendirmek, elde edilen bulguları ulusal ve uluslararası düzenlemelerdeki sınır değerlerle kıyaslayarak şehir bölgelerinde yaşayan kişilerin 2007 yılı içinde maruz kaldığı PM_{10} kirletici seviyelerini belirlemektir.

YÖNTEM

Veri Kalitesinin Değerlendirilmesi

Bu çalışmada hava kirleticisi olarak 2007 yılı boyunca saatlik olarak ölçülen 10 μm'den daha küçük aerodinamik çaplı partiküler maddeye (PM_{10}) ilişkin konsantrasyon verileri kullanılmıştır. Veriler, Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından işletilen hava kalitesi izleme ağlarından, İzmir Büyükşehir Belediye Başkanlığı'ndan temin edilmiştir. Çevre ve Orman Bakanlığı'ndan temin

edilen veriler saatlik, İzmir iline ait veriler ise günlük ortalama şeklinde olmuştur.

2006 yılında kurulan hava kalitesi ölçüm istasyonlarında PM_{10} ölçümlerinde BAM 1020 (Beta Attenuation Monitor) ve TECORA SKYPOST (Gravimetrik PM_{10} Örnekleme Cihazı) olmak üzere iki tür cihaz bulunmaktadır. Bunlardan BAM 1020, EPA tarafından eşdeğer metot olarak kabul edilen EQPM -0798-122'ye uygun olarak tam otomatik PM_{10} ölçümü yapan bir cihazdır. Tecora Skypost PM ise TS EN 12341'e uygun örnekleme yapmaktadır (Olgun, 2008).
Bu çalışmada illerde değerlendirilmeye alınacak istasyonların seçimi aşamasında, öncelikle saatlik PM_{10} verilerinin istatistiksel olarak anlamlı bir şekilde analiz edilebilmesini sağlamak amacıyla her bir istasyona ait veri setinin veri alım oranlarına bakılmıştır. Veri alim oranları hesaplanırken, HKDY Yönetmeliğinde belirtilen tanım gereğince istasyonun geçerli veri sağladığı süreyi dikkate alabilmek amacıyla, her bir istasyonun kurulum tarihleri göz önünde bulundurulmuş ve böylelikle veri setinin doluluk yüzdesi tespit edilmiştir. Bu hesaplama aşamasında; veri setlerinin içeriği incelenmiş olup öncelikle veri setindeki negatif değerler ayıklanmış ve "0 $\mu g.m^{-3}$" olarak alınan ölçüm verileri de gerçekte karşılaşılabilecek kirlilik seviyesi olamayacağı düşünülerek veri setinden ayıklanmıştır. Bunun yanında istasyonların bir sorunla karşılaştığı yada ölçüm alamadığı durumlarda atadığı "995 $\mu g.m^{-3}$" değerleri de ayrıca değerlendirilmiş ve veri setinde aniden 995'e yükselen veriler çıkarılmıstır. Ancak PM_{10} konsantrasyonunun yavaş yavaş yükselerek bu değere ulaştığının tespit edildiği durumlarda veri setinde bırakılmıştır. İstasyonların veri setlerinde HKDY Yönetmeliğinde PM_{10} için belirlenen %90'lık veri alımının sağlanıp sağlanmadığı kontrol edilmiştir. Ancak tartışma bölümünde açıklanacağı üzere istasyonların küçük bir yüzdesinin Yönetmelikte belirtilen bu yüzdeliği sağlamasından dolayı istatistiksel olarak anlamlı bir değerlendirmenin yapılmasına imkan sağlayacak olan veri doluluk yüzdesi % 75 ve üzeri veya Hava Kirliliği'nin Kontrolü ve Önlenmesine İlişkin 27.08.2008 tarihli genelge ile 2008-2009 Yılı kış dönemi için belirlenen 1. Grup Kirli İller arasında yer alıp %70'in üzerinde veri alımına sahip olan istasyonların değerlendirilmesine karar verilmiştir.

Veri Kalitesinin İstatistiksel Değerlendirmesi
Verilerin istatistiksel analizleri "Statgraphics" programı kullanılarak yapılmıştır. İlk aşamada tanımlayıcı istatistikler belirlenmiştir. Tanımlayıcı istatistik kategorisinde; ortalama, medyan ve mod gibi merkezi eğilim ölçüleri, standart sapma ve varyans gibi ortalamadan sapma ölçütleri ile çarpıklık ve basıklık gibi normalden sapma ölçütleri yer almaktadır (Kalaycı, 2008). Veri setlerinin istatistiksel olarak hangi dağılıma uygun olup olmadigi istatistik programında Kolmogrow-Smirnov Testi uygulanarak belirlenmiştir. PM_{10} konsantrasyonlarının zamansal değişimlerini ortaya koyabilmek amacıyla tek yönlü varyans analizleri (ANOVA) uygulanmıştır. Meteorolojik parametrelerin PM_{10} konsantrasyonları ile ilişkilerini saptamak amacıyla korelasyon analizleri yapılmıştır. Ayrıca, çalışma kapsamında, birbirine yakın bölgelerdeki istasyonların potansiyel episod periyotlarını belirlemek amacıyla PM_{10} seviyelerinin normal seyrinden daha yüksek konsantrasyonlara sahip olduğu benzer günleri tespit etmek amacıyla faktör analizi uygulanmıştır.

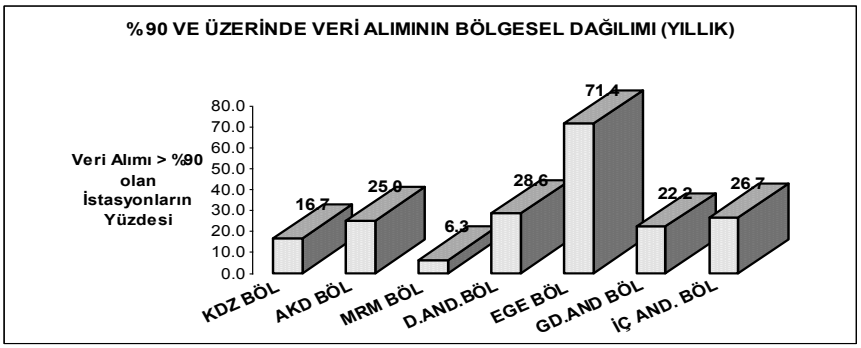
Yüksek konsantrasyon gözlenen periyotların incelenmesi

Faktör analizi kullanılarak birbirine yakın istasyonlardaki PM_{10} konsantrasyonlarının normalden çok yüksek seviyeleri tespit edildikten sonra buna sebep olabilecek uzun mesafeli toz taşınımının saptamak için web tabanı üzerinden erişilebilen araçlar kullanılmıştır. Kullanılan araçlardan biri aerosollerin partikül olarak deniz ve kara üzerinden geçişlerinin incelenmesine imkan veren (NASA, 2009a) TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer) görüntüleridir. Diğeri, NASA tarafından küresel iklimdeki ısınmalara paralel olarak artan orman yangınlarının hareketlerinin takibi için devreye alınan AQUA ve TERRA uyduları üstünde bulunan MODIS'tan (The Moderate Resolution Imaging Spectrodiometer) elde edilen uydu görüntüleridir. Web tabanlı kullanılan bir diğer araç ise; ileriye veya geriye dönük olarak web üzerinden herhangi bir noktaya gelen hava kütlesinin izlediği yolu göstermeye yönelik bir model olan HYSPLIT' (Hybrid Single Particle Langrangian Integrated Trajectory Model)tir. Bu model kullanılarak yüksek toz konsantrasyonalrının gözlendiği periyotlarda ülkemize gelen hava kütlelerini hangi bölgelerden geçtiğine yönelik değerlendirmeler yapılmıştır. Bu model; Gerasoupoulos vd. (2006) ile Gobbi vd. (2007)'nin yaptığı çalışmalarda da kullanılmıştır.

TARTIŞMA

Veri Kalitesinin Değerlendirilmesi

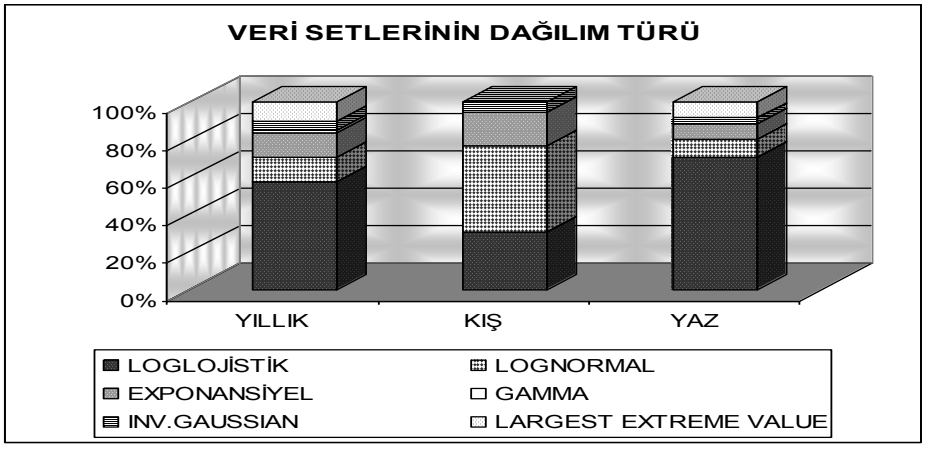
Çalışma kapsamında toplam 86 istasyon çalışılmıştır. Her bir istasyona ait saatlik PM_{10} verileri yıllık, ısınma dönemi ve ısınma dönemi dışındaki süreci temsil edecek şekilde üç grupta değerlendirilmiştir. 2006 yılında kurulan istasyonlara ait saatlik bazda temin edilen veri setinde normal şartlarda toplam 8759, kış dönemi için 4367 ve yaz döneminde 4392 veri mevcuttur. Ancak, 2007 yılında kurulan istasyonlar için Yönetmelikte belirtildiği üzere istasyonların geçerli veri sağladığı süreden itibaren hesaplamalar gerçekleştirilmiştir. HKDY Yönetmeliğinde belirtilen %90 veri alımının sağlanıp sağlanmadığına bakıldığında yıllık ve kış dönemi veri setleri kapsamında istasyonların her iki zaman diliminde %24'ünün (21 istasyonun), yaz döneminde ise %40'ının (34) istasyonun Yönetmelikte belirtilen bu limiti sağladığı anlaşılmıştır. Veri alımı %90 ve üzeri olan istasyonların bölgesel dağılımı Şekil 1'de verilmektedir.



Şekil 1. Yönetmelikteki sınır değerlere göre yıllık veri alımı

Yıllık veri setleri incelendiğinde istasyonların %72'si (62 istasyon), kış dönemi veri setleri göz önünde bulundurulduğunda %60'ı (52 istasyon) ve yaz döneminde veri setleri göz önünde bulundurulduğunda ise %81'inin (70 istasyon) veri doluluk oranının %70 ve üzerinde olduğu tespit edilmiştir.

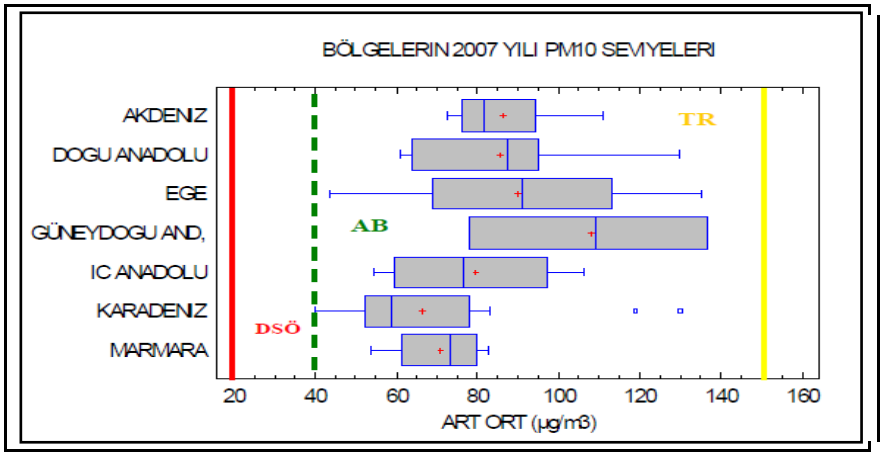
Yıllık, kış dönemi ve yaz dönemi olmak üzere temel olarak 3 gruba bölünerek incelenen veri setlerinin istatistiksel olarak hangi dağılım türüne uygun olup olmadığı kolmogrow-smirnov testi uygulanarak kontrol edilmiştir. Hava kirleticileri genellikle literatürde olduğu gibi simetrik Gaussan dağılım gösterirmiş gibi istatistiksel olarak aritmetik ortalama ve standart sapma ile tanımlanmaktadır. Ancak atmosferik veriler, çeşitli meteorolojik, topografik ve antropojenik etkilerle büyük değişim gösterdiğinden gerçekte veriler bu dağılımı gösterememekte ve son zamanlarda yapılan çalışmalarda aritmetik ortalama ve standart sapma verilmemektedir. Çünkü, veri setindeki aşırı büyük değerler, aritmetik ortalamayı kolayca etkileyebilmekte ve veri ortalamasının ekstrem gözlenen konsantrasyonlara yaklaşmasını sağlamaktadır (Bayraktar vd., 2008). Bu nedenle geometrik ortalama ve medyan, özellikle veri setinin büyük değişim gösterdiği durumlarda seriyi tanımlamada daha tutarlı sonuçlar verebilmesi açısından önem arz etmektedir (Köksal, 1995).
Şekil 2'de gösterildiği üzere; bu çalışma kapsamında incelenen yıllık veri setlerinde istasyonların %57,38'i loglojistik ve %13,11'i lognormal dağılıma; kış dönemi veri setlerinin %42'sinin lognormal ve %28'inin loglojistik dağılıma; yaz dönemi veri setleri incelendiğinde ise %68'inin loglojistik ve %9'unun lognormal dağılım türüne uygun olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 2. Veri setlerinin dağılım türleri

PM_{10} Konsantrasyonlarının Zamansal Değişimi
2007 yılı PM_{10} konsantrasyonları yıllık olarak değerlendirildiğinde; PM_{10} konsantrasyonu 20-40 $\mu g.m^{-3}$ arasında olan istasyonlar Kastamonu, Sinop, Giresun ve Rize illerinde yer alırken, konsantrasyonu 101-130 $\mu g/m^3$ olan iller arasında Karabük, Kütahya, Denizli, Batman ve Van illeri bulunmaktadır. Şekil 3'te verilen kutu diyagram grafiğinde, çalışma kapsamında değerlendirilmeye alınan istasyonların yıllık PM_{10} seviyeleri bölgesel olarak gruplandırılmış olup DSÖ, AB ve ulusal mevzuatlarda PM_{10} için verilen yıllık aritmetik ortalama limitleri gösterilmektedir.

Şekil 3 incelediğinde yıllık PM_{10} seviyesinin aritmetik ortalama değeri en yüksek olan iki bölgenin 107,9 µg.m^{-3} ile Güneydoğu Anadolu Bölgesi ile 89,9 µg.m^{-3} ile Ege Bölgesi olduğu görülmektedir. Bu çalışmada güneydoğu Anadolu Bölgesini; Batman, Gaziantep ve Kilis illerindeki istasyonlar temsil ederken bölge ortalamasını en fazla Batman etkilemektedir.

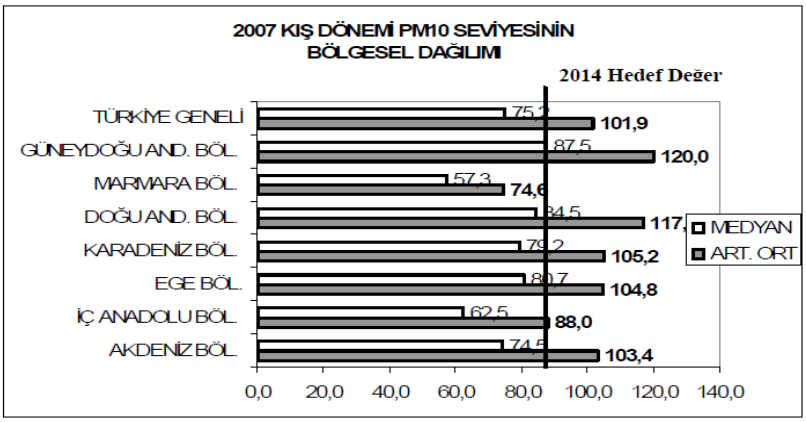


Şekil 3. Yıllık PM_{10} seviyelerinin bölgesel dağılımı

Ege Bölgesini ise Afyon, Aydın, Denizli, Kütahya, Manisa, Muğla, Uşak ve İzmir illeri temsil etmekte ve bölge ortalamasını en fazla 135,3 µg/m^3 ile Kütahya ve 123,3 µg.m^{-3} ile Denizli istasyonu yükseltmektedir. Şekil 3 e göre Karadeniz Bölgesini gösteren kutu diyagramda yüksek iki nokta görülmektedir. Bunlar; 129,9 µg.m^{-3} ile Karabük ve 118,9 µg.m^{-3} ile Çorum istasyonlarından kaynaklanmaktadır.

Yıllık PM_{10} seviyelerinin Avrupa Birliği (AB) limit değeri olan 40 µg.m^{-3} ve DSÖ kılavuz değeri olan 20 µg.m^{-3} ü sağlayan herhangi bir istasyonun bulunmadığı ancak, Karadeniz Bölgesindeki istasyonlardan 39,9 µg.m^{-3} ile Giresun ve 40,05 µg.m^{-3} ile Sinop istasyonları ile ege Bölgesindeki istasyonlarından İzmir- Güzelyalı 43,6 µg.m^{-3} ile PM_{10} açısından en iyi kaliteye sahip olanlardır. Türkiye genelinde ise, ulusal mevzuat göz önünde bulundurulduğunda incelenen tüm istasyonların HKDY Yönetmeliği'nde geçiş dönemi için belirlenen limit değer 150 µg.m^{-3} 'ü aşmadığı görülmektedir.

2007 yılı kış dönemi PM_{10} verileri değerlendirildiğinde, Türkiye genelinde seviyenin aritmetik ortalaması 101,9 µg.m^{-3} iken medyan değerinin 75,2 µg.m^{-3} olduğu tespit edilmiştir. Şekil 4'te 2007 yılı kış döneminde bölgelerdeki PM_{10} seviyeleri gösterilmekte olup grafik üzerinde HKDY Yönetmeliği'ne göre 2014 yılındaki hedef değer olan 90 µg.m^{-3} dikey bir sütunla gösterilmiş ve bölgesel olarak bu limit değere ulaşmak için en fazla hangi illerde iyileştirilmeye gidilmesi konusunda genel bir öngörü oluşturulmaya çalışılmıştır.



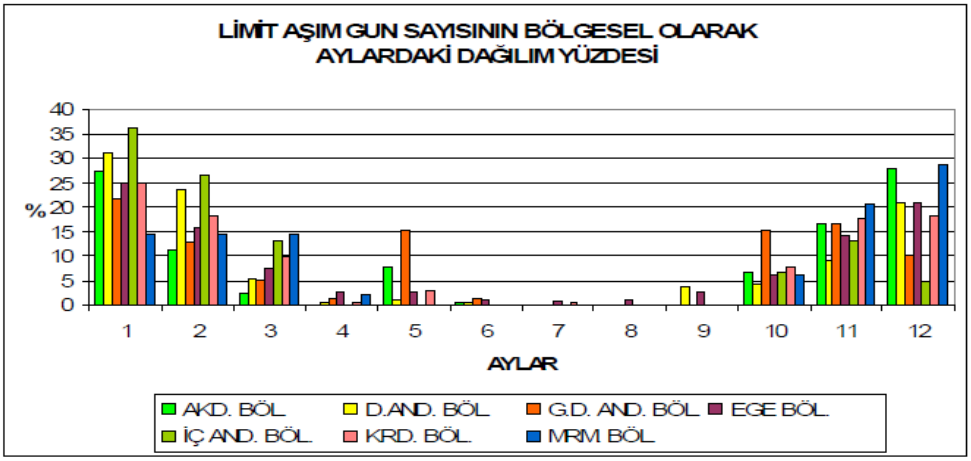
Şekil 4. 2007 yılı kış dönemi PM_{10} seviyelerinin bölgesel durumu

HKDY Yönetmeliği'nde geçiş dönemi için kış sezonu ortalaması sınır değeri olarak 200 µg.m^{-3} belirlenmiş olup 2007 yılı kış dönemi için değerlendirilmeye alınan istasyonlardan hiçbirinin bu değeri aşmadığı tespit edilmiştir.
2007 yılı yaz dönemindeki PM_{10} seviyeleri incelendiğinde; Türkiye'deki genel ortalamanın 68,8 µg.m^{-3} olduğu tespit edilmiştir. Aritmetik ortalamaya göre; yaz döneminde en yüksek PM_{10} seviyesine sahip ilk üç istasyon 120,1 µg.m^{-3} ile Van, 108,1 µg.m^{-3} ile Kütahya ve 108 µg.m^{-3} ile Karaman'dır.

Yüksek konsantrasyon gözlenen periyotların incelenmesi
Bu çalışmada, HKDY Yönetmeliği'ne göre yıllık limit değer olan 150 µg.m^{-3} sınır değerinin günlük ortalamalarda aşılması potansiyel olarak kirlilik episodu olarak değerlendirilmiş ve kirletici kaynakların belirlenmesi için gözlenen yüksek PM_{10} seviyesinin komşu bölgelerde de gözlenip gözlenmediği incelenmiştir. Eş zamanlı olarak en az iki komşu bölgede aynı anda gözlenen yüksek PM_{10} konsantrasyonlarının oluştuğu dönemler kirlilik episodları olarak tanımlanmıştır.

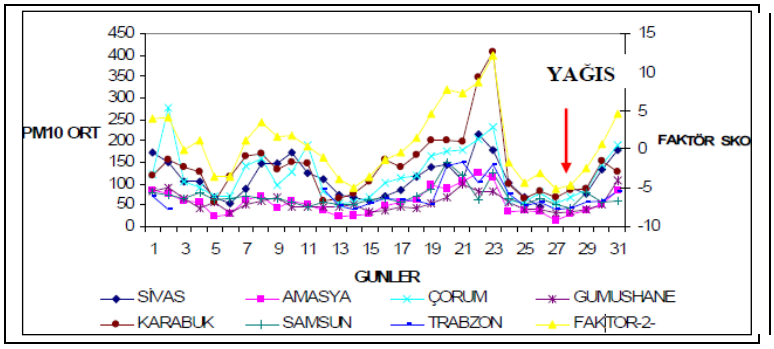
Değerlendirmeye alınan istasyonların limit aşım gün sayılarının aylara dağılımı Şekil 6'da verilen grafikte incelendiğinde kış dönemine denk gelen Kasım, Aralık, Ocak, Şubat aylarında diğer aylara göre daha yüksek aşım olduğu görülmüştür. Bunun dışında, özellikle Mayıs ve ekim aylarında Güneydoğu Anadolu Bölgesi ile Akdeniz Bölgesi'nde kış dönemine karşılık gelen diğer aylar dışındaki aylara oranla daha fazla olduğu dikkat çekmektedir.

Koçak vd. (2007)'nin 2001-2002 yıllarında Erdemli'de yaptıkları çalışmada, PM limit aşımlarının yaklaşık olarak yarısının geçiş dönemi olarak adlandırılan Mart, Nisan ve Mayıs aylarında gerçekleştiği belirtilmektedir. Bu periyot boyunca Sahra çöl tozu olaylarının AB'nin günlük limit değerleri aşımı sayısında etkili oldugu ve bunun tüm limit aşım olaylarının yaklaşık % 77'sine karşılık geldiği ortaya konulmaktadır.



Şekil 6. Limit aşım günlerinin aylara dağılımı

PM_{10} seviyesinin yüksek olduğu günleri tespit ederek belirlenen periyotların episod olup olmadığına karar verebilmek amacıyla veri kalitesinin minimum % 70 olduğu istasyonlar seçilerek istatistik programında "faktör analizi" uygulanmış ve analiz sonucunda "eigen value" değeri 1'in üstünde olan 5 faktör belirlenmiştir. Beş faktör grubundaki iller Şekil 7'de gösterilmiştir. Bunun yanında, aynı faktör grubunda yer alan illerin aynı grupta toplanmasına neden olan yüksek korelasyonun gözlendiği örnek numaralarına karşı hesaplanan faktör skor değeridir. Faktör skor grafikleri ile PM_{10} seviyeleri grafikleri kullanılarak, PM_{10} seviyesinde yükseliş periyotları arasındaki benzerlikler yakalanmaya çalışılmıştır. Buna örnek olarak; Faktör 2 grubunda belirlenen istasyonlardaki PM_{10} seviyeleri ve skor grafikleri Şekil 7'de verilmektedir. Buna göre, bu gruptaki illerde 20-23 Mart tarihleri arasında yoğun bir PM_{10} kirleticisinin hakim olduğu görülmektedir.

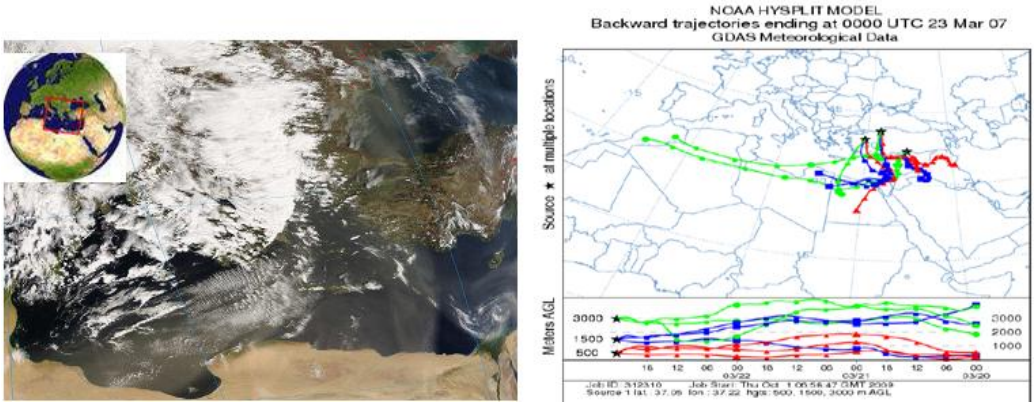


Şekil 7. Faktör 2 için Mart ayı PM_{10} seviyesi ve faktör skorları

Bunun yanında, faktör skor grafiklerden elde edilen yüksek PM_{10} seviyelerinin gözlendiği periyotlarda, uzun mesafeli toz taşınımının olup olmadığını kontrol edebilmek amacıyla "Yöntemler" başlığı altında açıklanan TOMS aerosol görüntüleri, MODIS uydu görüntüleri ve HYSPLIT modeli kullanılmıştır.

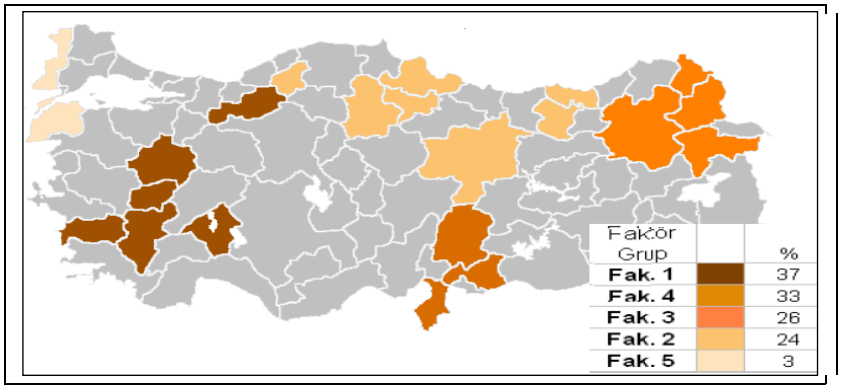
Şekil 7'de örnek olarak verilen grafikte görüldüğü üzere Faktör-2 grubundaki illerde 20-23 Mart tarihleri arasında yoğun bir PM_{10} kirleticisinin hakim olduğu görülmektedir. Bunu kontrol etmek amacıyla 23 Mart 2007 tarihli MODIS uydu görüntüsü Şekil 8'de verilmiştir. Şekil 8 incelendiğinde ülkemize

Kuzeybatı Afrika tarafından bir toz kütlesinin ülkemize doğru geldiği görülmektedir. Faktör 2 grubunda yer alan ve çoğunluğu Karadeniz Bölgesi'nden olan illerdeki mevcut toz kütlesinin 5 gün geri periyodunda hangi yolları izlediği ve kaynağının neresi olduğunu anlayabilmek amacıyla HYSPLIT modeli kullanılmıştır. Elde edilen görüntü ve model grafiği Şekil 9'da verilmektedir.



Şekil 9. 23 Mart 2007 tarihli MODIS uydu görüntüsü ve HYSPLIT model grafiği

Yukarıda bahsedilen aşamalardan sonra belirlenen toz taşınımına bağlı olarak limit aşımlarının yüzdesi Şekil 10'daki haritada verilmektedir. Buna göre; Sahra çölüne bağlı limit aşımlarının en yoğun yaşandığı bölge Ege bölgesi olmakla birlikte Akdeniz ve Güneydoğu Anadolu Bölgesi bunu takip etmektedir.



Şekil 10. Potansiyel episod periyotlarında sahra çölü kaynaklı toz taşınım yüzdelerini gösterir harita

SONUÇLAR

Bu çalışmada, Çevre ve Orman Bakanlığı'nın hava kalitesi izleme ağı istasyonlarından alınan 2007 yılına ait saatlik bazdaki PM_{10} verileri ile İzmir Büyükşehir Belediye Başkanlığı'ndan günlük bazda temin edilen veriler istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Analizlerden anlamlı sonuçların eldesini sağlamak amacıyla, HKDY Yönetmeliği'nde partiküler madde için %90 olarak belirlenen minimum veri alımı kriterine bakılmıştır. Buna göre incelemeye

alınan 86 istasyondan yıllık ve kış dönemi veri setlerine göre istasyonlarin %24'ü, yaz dönemi veri setlerine göre ise %40'ı bu değeri sağlamaktadır. Daha fazla istasyonun değerlendirilmesini sağlamak amacıyla, veri alımı %70 ve üzeri olan istasyonlar seçilmiştir. Genellikle 2006 yılında kurulan istasyonların veri alımının daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Veri setlerinin istatistiksel olarak dağılım türleri incelendiğinde ise, yıllık veri setlerinin % 57,38'inin, yaz dönemine ait veri setlerinin %68'inin loglojistik dağılıma, kış dönemi veri setlerinin ise %42'sinin lognormal dağılıma uygun olduğu tespit edilmiştir. Bu nedenle verilere ait sadece aritmetik ortalamalar değil medyan değerlerinin de tanımlayıcı istatistikler arasında verilmesi gerektiği düşünülmektedir.

2007 yılı PM_{10} seviyeleri incelendiğinde, yıllık ortalama seviyesi 100 $\mu g.m^{-3}$ ve üzeri olan istasyonlar arasında Karabük, Kütahya, Denizli, Batman ve Vann illeri yer almaktadır. HKDY Yönetmeliği ile getirilen yıllık sınır değer (150 $\mu g.m^{-3}$ incelenen tüm istasyonlarda sağlanmıştır. Ancak, DSÖ'ünün kılavuz değeri (20 $\mu g.m^{-3}$) hiçbir istasyonda sağlanamazken, AB'nin limit değerine 39,9 $\mu g.m^{-3}$ ile Giresun ve 40,05 $\mu g.m^{-3}$ ile Giresun illerinde yaklaşılmıştır. Kış sezonu ortalamaları için ise HKDY Yönetmeliği'nin geçiş dönemi için belirlediği 200 $\mu g.m^{-3}$ limit değeri incelenen tüm istasyonlarda sağlanırken, 2014 yılında 90 $\mu g.m^{-3}$ hedef değere ulaşmak için en fazla azatlım uygulaması yapması gereken bölgeler Güneydoğu ve Doğu Anadolu bölgeleri olarak belirlenmiştir.

Günlük PM_{10} seviyesi 150 $\mu g.m^{-3}$ 'ü aşıldığı periyotlar değerlendirildiğinde ise benzer grup olarak belirlenen 5 gruptan; Faktör 4'te 36 gün, Faktör 1'de 33 gün, Faktör 3'te 26 gün, Faktör 4'te 24 gün ve Faktör 5'te 4 gününde sahra çölünden kaynaklanan toz taşınımı tespit edilmiştir. HKDY Yönetmeliği'ne göre 2014 yılında uygulanacak günlük limit değer 50 $\mu g.m^{-3}$ olup yılda 35 defadan fazla aşılmayacaktır. Ancak toz taşınımına bağlı olarak bu limitlerin ülkemizde sağlanamayacağı açık olarak gözlenmektedir. Bu kapsamda, PM_{10} seviyelerinin değerlendirilmesinde ve limit değeri aşan gün sayılarının belirlenmesinde doğal olaylardan kaynaklanan yükselişler de diğer yıllar için hesaplanarak toz taşınımının uzun dönemli etkileri dikkate alınmalıdır.

KAYNAKLAR

Baldasano, J. M., Valera, E., Jimenez P. Air quality data from large cities, The Science of The Total Environment, 307 (1-3), 141-165, 2003.

Bayraktar, H., Turalıoğlu, F.S., Tuncel, G. Erzurum atmosferinde TSP, PM_{10}, $PM_{10-2.5}$, $PM_{2.5}$ kütlesel konsantrasyonları, Ulusal Hava Kalitesi Sempozyumu, Konya, 2008.

Gerasopoulos E., Kouvarakis, G., Babasakalis, P., Vrekoussis, M., Putaud, J.-P. Mihalopoulos, N. Origin and variability of particulate matter (PM_{10}) mass concentrations over the Eastern Mediterranean, Atmospheric Environment, 40 (25), 4679-4690, 2006.

Gobbi, G.P., Barnaba, F., Ammannato, L. Estimating the impact of Saharan dust on the year 2001 PM_{10} record of Rome, Italy, Atmospheric Environment, 41 (2), 261-275, 2007.

Güllü, G. Hava Kirliliği, Türkiye'nin Çevre Sorunları, Türkiye Çevre Vakfı, Yayın No:163, 2000.

IPCC, Intergovermental Panel on Climate Change, Third Assessment Report Cambridge University Pres, Cambridge UK, 2001.

Koçak, M., Mihalopoulos, N., Kubilay, N. Contributions of natural sources to high PM_{10} and $PM_{2.5}$ events in the eastern Mediterranean, Atmospheric Environment, 41 (18), 3806-3818, 2007.

Köksal, B.A., İstatistik analiz metodları, Çağlayan Basımevi İstanbul, 1995.

NASA, http://toms.gsfc.nasa.gov/aerosols/aerosols_v8.html, Ulaşım tarihi Haziran 06, 2009.

NASA, http://modis.gsfc.nasa.gov, Ulaşım tarihi Haziran 06, 2009.

Olgun, S., Metone BAM 1020 PM_{10} Ölçüm Cihazı, Çevre ve Orman Bakanlığı, Hizmetiçi Eğitim, İzmir, 2008.

Tülay, T., Doğalgaza Dönüşümün Hava Kalitesi Üzerine Etkisi, Tez, İstanbul, Marmara Üniversitesi, 1994.

WB, World Development Indicators, International Bank for Reconstruction and Development/THE WORLD BANK, 2008.

WHO, Health Aspects of Air Pollution results from the WHO Project. Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe, 2004.

WHO Europe, 2005, Particulate matter air pollution: how it harms health, Fact sheet EURO/04/05, Berlin, Copenhagen, Rome, 14 April 2005.

WHO, Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide- Global Update 2005, WHO/SDE/PHE/OEH/06.02, Geneva, 2006.

BİTKİSEL VE HAYVANSAL ATIKLARDAN BİYOGAZ ÜRETİM PİLOT TESİSİ

Şahan DEDE[1(*)],Arzu ULUTAŞ[1],Aksel CESUR[1], Durmuş KAYA[2] Muhammet SARAÇ[1]

[1] İZAYDAŞ, Solaklar Köyü mevkii İzmit/Kocaeli
[2] TÜBİTAK MAM Enerji Enstitüsi, Gebze/Kocaeli

ÖZET

Ülkemiz birçok enerji kaynağına sahip olmakla birlikte bu kaynakların verimli kullanılması konusunda sıkıntı yaşanmaktadır. Bir yandan güneş, jeotermal ve rüzgâr gibi yenilenebilir enerji kaynaklarının kullanımı yaygınlaşırken, tarımsal ve hayvansal kaynaklı atıklar ise çevresel açıdan kabul edilebilir en etkili çözüm yöntemlerinden biri olan biyokütle-enerji dönüşüm sistemleriyle enerjiye dönüştürülebilir. Bu sistemlerle hem enerji üretilmekte hem de oluşan son ürün gübre olarak değerlendirilebilmektedir. Enerji kaynağı olan organik atıkların yenilenebilir enerji prosesleri kapsamında değerlendirilerek enerjiye çevrilmesi, enerji üretimi, istihdam, karbon ticareti gibi kazanımlar elde edilmesinin yanında sera etkisi gösteren gazların atmosfere verilmesi engellendiğinden hava kirliliğinin önlenmesine de önemli katkılar sağlamaktadır. Bu kapsamda İZAYDAŞ tesislerinde TÜBİTAK 1007 Projeleri kapsamında yapımı devam eden "Bitkisel ve Hayvansal Atıklardan Biyogaz Üretimi ve Entegre Enerji Üretim Sistemi Kullanımı" projesi ülkemizde hem atıktan enerji eldesi hem de sera etkisi yapan gazların azaltımı konusunda önemli bir projedir. Bu bildiride proje konusu Pilot Biyogoz Tesisi'nin kısa bir tanıtımı yapılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Sera etkisi, Yenilenebilir Enerji, Biyogaz, Atıktan enerji

GİRİŞ

Türkiye'de tarım sektörünün temelini oluşturan tarla bitkilerinden (buğday, arpa, tütün, pamuk, çeltik vb) yıllık olarak yaklaşık 65 Mton tarımsal atık ve hayvancılık kaynaklı 160 Mt yaş gübre oluşmaktadır. Tarımsal atıklardan hayvan besleme amacıyla, kullanılmayan atıklar açık havada yakılmakta veya çürümeye terk edilmektedir. Hayvansal gübreler ise genellikle herhangi bir işlemden geçirilmeden tarlada direkt kullanılmakta veya açıkta yığın halinde biriktirilmektedir. Bu durum çevre ve sağlık problemlerini ortaya çıkarmaktadır (Kaya vd., ORAK 2010).

Malzemelerin yakılması veya çürümesi sonrasında çıkan emisyonlar ve sera etkisi yapan gazlar önemli bir problemdir. Söz konusu bu atıkların değerlendirilmesi ve ekonomiye kazandırılması amacıyla İZAYDAŞ tesislerinde "Bitkisel ve Hayvansal Atıklardan Biyogaz Üretimi ve Entegre Üretim Sistemlerinde Kullanımı (BİYOGAZ)" adlı proje başlatılmıştır. Projenin başlama tarihi 14 Nisan 2007 olup süresi 45 aydır. Tübitak 1007 Kamu Projeleri kapsamında desteklenen projede; müşteri kurum Kocaeli

* sahan.dede@izaydas.com.tr

Büyükşehir Belediyesi, araştırmacı kurumlar ise Tübitak-MAM, Akdeniz Üniversitesi, Kocaeli Üniversitesi, Süleyman Demirel Üniversitesi ve Ege Üniversitesi'dir.

Proje; biyogaz ve enerji üretim teknolojilerinin araştırılması, sistem simülasyonu ve karar destek sistemi(KDS) modellemesi, laboratuar ölçeğinde iki ve pilot ölçekli bir entegre biyogaz tesisi tasarlayıp imal edilmesi, enerji dönüşüm sistemleriyle entegrasyonu, tekno-ekonomik ve yaşam döngü sistemleri analizlerinin yapılması çalışmalarını kapsamaktadır.
Söz konusu projenin amacı; hayvansal ve tarımsal kaynaklı atıklara uygun düşük maliyetli, yüksek verimli biyogaz üretim sistemlerinin geliştirilmesi, bu sistemlerin içten yanmalı motor ile entegrasyonu, ihtiyaç sahibi bir kurumda pilot tesisin kurulması ve sürekli çalışan bir tesisin ekonomiye kazandırılması tesisin işletilmesi sürecinde oluşacak problemlerin tespiti, çözümlerin üretilmesi ve uygulanması, sistem verimini artırmaya yönelik iyileştirmeler, biyogaz üretim teknolojilerinin ülke içinde üretiminin yaygınlaştırılmasıdır (Kaya vd. , ORAK 2010).

TARTIŞMA

Pilot Biyogaz Tesisi

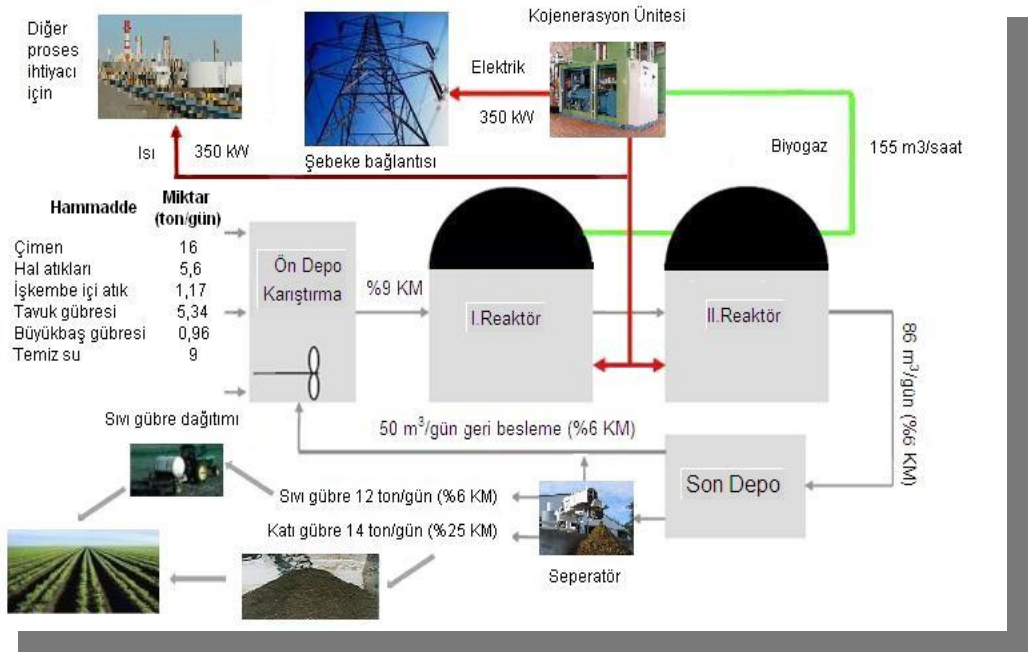
İZAYDAŞ tesislerinde kurulumu devam eden tesis endüstriyel tip, sürekli beslemeli ve mezofilik şartlarda çalıştırılan orta büyüklükte bir tesistir. Tesiste aşağıdaki tabloda verilen atık reçetesi uygulanacaktır.

Tablo 1. Tesiste kullanılacak atık miktarı ve özellikleri

Malzeme	**Miktar (ton/ gün)**	**Kuru Madde (%)**	**Organik Kuru Madde (%)**
Çimen	16	26	89,9
Hal atığı	5,6	8,97	91,65
İşkembe içi atığı	1,17	16,8	89,11
Tavuk gübresi	5,34	71,9	37,10
Büyükbaş hayvan gübresi	0,96	16,4	75,39

Tesisin Çalışma Şartları

Tesis mezofilik 36-37 ºC arasında %9 organik kuru madde oranı şartlarında çalıştırılacaktır. Bekleme süresi 47 gün olarak seçilmiştir. Tesiste 155 m^3/ h biyogaz, 350 kW elektrik enerjisi ve 350 kW' lık bir ısı enerjisi eldesi yanında %25 KM oranında 12 ton/gün organik katı gübre ve 24 ton % 6 KM oranında sıvı gübre çıktısı olacaktır. Katı ve sıvı gübreler kokusuz olup ve herhangi bir patojen ve çim tohumu içermeyecektir. Elde edilecek elektrik enerjisinin bir kısmı tesiste kullanılacak geri kalan kısmı merkezi şebekeye verilecektir. 350 kW' lık ısı enerjisi reaktörlerin ısıtılmasında geri kalan kısmı ise İZAYDAŞ tesislerinde kullanılması düşünülmektedir.



Şekil 1. Tesis akım şeması

Tesis Ana Üniteleri

1- Fermanterler
2- Atık hazırlama ve besleme
3- Kojenerasyon ünitesi
4- Gübre deposu ve separatör

Fermanterler. Tesiste 2 adet 2400 m^3 hacminde betondan imal edilmiş reaktör mevcuttur. (Şekil 2.) Reaktör içindeki malzemenin daha verimli fermante edilmesi için iki adet karıştırıcı dizayn edilmiştir. Reaktör sıcaklığının mezofilik şartlarda tutulması için reaktör içine sıcak su ısıtma tertibatı yerleştirilmiştir. Reaktör çatı sistemi, toplam 700 m^3 biyogazın depolanmasını sağlamak üzere ve üretilecek biyogaz içindeki H_2S gazı giderim sistemi ile donatılmıştır. H_2S giderimi, reaktörlerin çatılarındaki ahşap ünitelerin üst kısmına belli oranlarda oksijen verilmesi suretiyle kükürtle beslenen bakterilerin yaşam alanı sağlanarak gerçekleştirilecektir. Böylece, reaktörlerde üretilecek biyogaz içerisinde bulunan H_2S ve nem, kojenerasyon ünitesi öncesinde giderilerek hatlara ve gaz motoruna zarar vermesi önlenecektir. Reaktör üzerindeki membranlar sistemin 8 mbar basınç altıda çalışmasını sağlayacak ve bu basınç üzerindeki gaz alınarak kojenerasyon ünitesine gönderilecektir.

Şekil 2 Fermanterler

Atık Hazırlama Ve Besleme Üniteleri. Atıklar besleme öncesi ayrı bekletme alanlarında bekletilecektir. Çim için 2660 m^3'lük, hal atıkları, tavuk ve büyükbaş hayvan gübresi, işkembe içi atıkları için her biri 45 m^3'lük 5 ayrı depolama alanı yapılmıştır. Malzemeler bu depolardan alınarak besleme ünitelerine yüklenecektir. Tesiste iki farklı besleme ünitesi kurulmuştur. Çimen ve hayvan gübresi Şekil 3'te görülen besleme ünitesine boşaltılacaktır. Hal atıkları ise kıyıcıdan geçirildikten sonra 100 m^3 lük hazneye alınacak ve bu hazneden reaktörlere beslenecektir.

Şekil 3. Atık Besleme Ünitesi

Kojenerasyon Ünitesi. Üretilen gazın gaz motorunda elektrik ve ısı enerjisine çevrildiği ünitedir. Kojenarasyon ünitesinden elde edilen elektrik ve ısı enerjisinin bir kısmı tesis bünyesinde kullanılacak, geri kalan büyük kısmı merkezi şebekeye verilecek, ısı enerjisi de mahallerin ısıtılmasında kullanılabilecektir. Kojenerasyon ünitesinde içten yanmalı gaz motoru

kullanılacaktır. Kojenerasyon ünitesi alım ve montaj işleri önümüzdeki aylarda yapılacaktır.

Gübre Deposu ve Separatör :

Biyogaz reaktörlerinde fermantasyonunu tamamlamış nihai ürün pompalanarak separatöre verilecektir. Separatörde katı sıvı fazına ayrılan ürünün %3-6 kuru madde oranına sahip sıvı kısmı 1000 m^3 hacmindeki son gübre deposuna, %25-30 kuru madde oranına sahip kısmı ise organik gübre sahasına alınacaktır.

Şekil 4. Son gübre deposu ve seperatör

SONUÇLAR

Bu çalışmada İZAYDAŞ sahasında kurulumu devam eden ve 2010 yılı sonuna kadar işletmeye alınacak "Bitkisel ve Hayvansal atıklardan Biyogaz Üretimi ve Entegre Enerji Üretim Sistemlerinde Kullanımı (BİYOGAZ)" projesi kapsamında yapılan tesisin kısa bir tanıtımı yapılmıştır. Tesise günlük 31,6 ton organik madde beslenerek elektrik ve ısı enerjisinin yanında yüksek kalitede sıvı ve katı gübre elde edilecektir. Enerji ve gübre çıktılarının yanında bu tesis ile kullanılan materyallerin açık sahada veya depolama sahalarında çürümesi sırasında oluşacak metan, karbondioksit ve hidrojen sülfür gibi kirletici gazların atmosfere verilmesi engellenerek hava kirliliği ve sera etkisi önlenecektir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma, TÜBİTAK Kamu Kurumları Araştırma ve Geliştirme Projeleri Destekleme Programı (1007) kapsamında devam eden 106G112 numaralı proje ile desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

BİYOGAZ, Bitkisel ve Hayvansal atıklardan Biyogaz Üretimi ve Entegre Enerji Üretim Sistemlerinde Kullanımı, www.biyogaz.org.tr

Kaya D., Yaldız O., Saraç H. İ., Ekinci K., Koçar G., Tırıs M., Akgün F., Karaman N., Saraç M. Bitkisel ve Hayvansal Atıklardan Biyogaz Üretimi ve Entegre Enerji Üretim Sisteminde Kullanımı (Biyogaz)–2., Organik Atıklardan Kompost ve Yenilebilir Enerji Üretimi ve Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı, 117-126, İstanbul, 2010.

Kaya D., Çağman S., Çoban V., Yağmur A., TÜBİTAK Kocaeli Pilot Biyogaz Santralinin Türkiye'de Yaygınlaştırılabilirliği, Organik Atıklardan Kompost ve Yenilebilir Enerji Üretimi & Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı, 133-140, İstanbul, 2010.

Kaya, D., Yaldiz, O., Kocar, G., Sarac, H.I., Ekinci, K., Akgun, F., Tiris, M. TUBITAK Pilot Biyogaz enerji santrali proses tekniği, Atık Teknolojileri Dergisi, 442-46, 2009.

Kaya, D., Çoban, V., Eyidoğan, M., Çağman, S., Yağmur, A., Akgün, F., Tırıs, M. Biyogaz Üretim ve Enerji Dönüşüm Teknolojileri, Atık Teknolojileri Dergisi, (3) 42-51, 2009.

Kaya, D., Tırıs, M., Yaldız, O., Saraç, H.İ., Ekinci, K., Koçar, G., Karaman, N., Ayan, E., Saraç, M. Bitkisel ve Hayvansal Atıklardan Biyogaz Üretimi ve Entegre Enerji Üretim Sisteminde Kullanımı (BİYOGAZ) Projesi, Mühendis ve Makine, 50 (593), 2009.

ESKİŞEHİR'DE YAŞAYAN İLKÖĞRETİM OKULU ÖĞRENCİLERİNİN BTEX BİLEŞİKLERİNE MARUZİYETLERİNDEN KAYNAKLANAN KANSER ve KANSER HARİCİ SAĞLIK RİSKLERİNİN BELİRLENMESİ

Gülçin DEMİREL[1(*)], Eftade O.GAGA[2], Tuncay DÖĞEROĞLU[2]

[1]Zonguldak Karaelmas Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 67100
[2]Anadolu Üniversitesi, Çevre Mühendisliği bölümü, 26480

ÖZET

Uçucu Organik Bileşiklerin (UOB) pek çoğu temiz hava eylem planlarında yer alan tehlikeli hava kirleticileri arasındadır. Dış ortamda motorlu taşıtlar ve endüstriyel aktiviteler önemli birer UOB kaynağıdır. İç ortamda ise deodorantlar, temizlik ürünleri, bazı yapı malzemeleri ve özellikle sigara başlıca kaynaklardır. Bireyler bu kirleticilere mide, deri ve nefes yoluyla maruz kalabilmektedir. Maruziyet durumunda boğaz ve göz tahrişi gibi basit etkilerden sinir sistemi bozuklukları ve kanser gibi ciddi sağlık problemlerine kadar pek çok etki ortaya çıkabilmektedir. Görülen sağlık etkileri maruziyet süresi ve sıklığına bağlı olarak değişmektedir. Özellikle çocuklar günlük aktiviteleri ve fizyolojik özellikleri nedeniyle hava kirliliğinden daha çok etkilenmektedir.

Bu çalışmada Eskişehir'de yaşayan 11-12 yaş grubu 65 öğrenciyle pasif örnekleyiciler kullanılarak 24 saatlik kişisel UOB maruziyetleri belirlenmiş ve bu maruziyetlerden kaynaklanan kanser ve kanser dışı sağlık riskleri EPA'nın (Çevre Koruma Ajansı) Risk değerlendirmesi rehber kitabı, F kısmında öngörülen metodla hesaplanmıştır. Hesaplanan kanser riski seviyeleri $0{,}18 \times 10^{-5}$-$4{,}77 \times 10^{-5}$ arasında değişkenlik göstermektedir. Ortalama kanser riski ise $1{,}31 \times 10^{-5}$ olarak hesaplanmıştır. Kanser riski seviyeleri EPA'nın güvenli kabul ettiği aralıktadır.

Anahtar Sözcükler: BTEX, Risk hesaplaması, Kişisel örnekleme, Pasif örnekleme, Uçucu Organik Bileşikler

GİRİŞ

Risk değerlendirmesi Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından belirli bir kirleticiye maruz kalma durumunda ortaya çıkabilecek olumsuz sağlık etkilerinin olasılıklarının değerlendirilmesi ve halk sağlığının korunması amacıyla yürütülmesi gereken düzenlemelerin belirlenmesi amacıyla kullanılır (Payne-Sturges vd., 2004). İnsanlar kirleticilere temel olarak 3 yolla maruz kalabilir. Bu yollar, solunum, sindirim ve deri ile temastır. Solunum yoluyla maruziyet sindirim ve deri ile temas yoluna nazaran daha önemli bir maruziyet yoludur (Guo vd., 2003). Dış ortam kirletici derişimlerinin izlenmesi geçmişte üzerinde en çok durulan hava kirliliği çalışmalarıydı fakat günümüzde iç ortam

* gulcindemirel7@yahoo.com

izleme çalışmaları ve kişisel örnekleme çalışmaları da dış ortam izleme çalışmaları kadar önem kazanmıştır.

Kısaca BTEX olarak isimlendirilen benzen, toluen, etilbenzen ve ksilenler, 2004 yılında revize edilen, 1990 Temiz Hava Yasası (Clean Air Act, CAA)'nda listelenen 189 tehlikeli hava kirleticisi arasındadır. Mesleki maruziyet çalışmaları ve hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar bu tehlikeli hava kirleticilerinden pek çoğunun kansere yol açabileceğini veya yol açma riskinin yüksek olduğundan şüphelenildiğini göstermiştir. Özellikle benzen, USEPA tarafından A grubu kanserojenik bileşikler arasında listelenmiştir.

BTEX bileşenlerinin en önemli kaynakları kentsel ortamlarda motorlu taşıtlardır (Fujita vd., 1992; Wallace 1987; Jo ve Moon 1999). İç ortam kaynakları ise başlıca sigara kullanımı olmak üzere, evlerde kullanılan boya ve çözücü içeren ürünlerdir. Tablo 1'de BTEX için CASN numaraları, kanser sınıflandırması, birim risk değerleri, referans derişimler ve kritik sağlık etkileri verilmiştir.

Tablo 1. BTEX için CASN numaraları, kanser sınıflandırması, birim risk değerleri, referans konsantrasyonlar ve kritik sağlık etkileri

CASN	Kirletici İsmi	Kanser Sınıflaması	Birim Risk ($\mu g/m^3$)	Kaynak	Karsinojenik olmayan referans derişimi ($\mu g/m^3$)	Hedef organ/Kritik Etki	Kaynak
71-43-2	Benzen	A	$7{,}8x10^{-6}$	EPA 2003	30	Lenfosit sayısında azalma	EPA 2003
100-41-4	Etilbenzen	D	-		1000	Gelişme dönemi toksik etkiler	EPA 2003
108-88-3	Toluen	D	-	EPA 2005a	5000	Gelişme dönemi sinir ve solunum sistemi prob.	EPA 2005a
1330-20-7	Ksilenler	D	-	EPA 2003	100	Motor koordinasyon bozuklukları	EPA 2003

Risk analizi atmosferik derişimlerden, mikro ortam bazlı ölçümlerden veya kişisel örnekleme sonuçlarından faydalanılarak EPA'nın öngördüğü metodlar çerçevesinde yapılabilir. Risk analizinde kullanılan tahmini değerler için IRIS veri tabanı sıkça kullanılmaktadır. Bu çalışmada Superfund çevresel risk değerlendirmesi metodu kullanılarak, 24 saatlik kişisel örnekleme derişimleri ile kanser ve kanser dışı sağlık risklerinin bir değerlendirmesi yapılmıştır

YÖNTEM

Örnekleme ve Analiz

Örnekleme çalışması Eskişehir'de 11-12 yaş grubu 65 ilköğretim okulu öğrencisi ile farklı 2 okulda gerçekleştirilmiştir. Örnekleme çalışması yapılan okullardan biri şehir merkezinden uzakta yarı kırsal sayılabilecek Sultandere bölgesinde, diğeri ise şehir merkezinde trafiğin oldukça yoğun olduğu bir bölgede bulunmaktadır. Örneklemeye katılan öğrencilerin yakalarına 24 saat süresinde taşımaları için 3M marka OVM pasif örnekleyiciler iliştirilmiştir. İlerleyen bölümlerde Sultandere'de bulunan okul E1, merkezdeki okul E2 olarak anılacaktır.

24 saatlik periyodun sonunda öğrencilerden toplanarak laboratuara getirilen örnekler karbondisülfürle ekstrakte edilerek Gaz kromatografisi-Kütle Spektrometrisi ile analiz edilmiştir.

Superfund Metoduyla Risk Hesaplaması

Superfund programı tehlikeli atık yataklarının ve ani dökülmelerin temizlenmesi amacıyla tasarlanmış Amerikan hükümeti fonudur. Bu tasarı kapsamında Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA) en tehlikeli bölgeleri, alınabilecek önlemleri ve temizleme prosedürlerini belirlemekle görevlendirilmiştir. USEPA'nın 2009 yılında yayınlamış olduğu risk değerlendirmesi rehber kitabının A kısmında (RAGSA) Superfund bölgeleri için tehlikeli kirleticilerden kaynaklanan kanser ve kanser dışı risklerin belirlenmesine yönelik nefes dozimetri metodu uyarınca revize edilmiş hesaplamalar verilmiştir.

SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME

Eskişehir'de yaşayan çocukların 24 saatlik ölçümlerinden elde edilen ortalama BTEX derişimleri Tablo 2'de verilmiştir. Sonuçlara bakıldığında E1 okulu için ortalama BTEX derişimi sırasıyla 1,13; 16,27; 0,48; 0,76; 0,54 $\mu g/m^3$; E2 okulu için ise 2,24; 36,50; 0,93 1,49; 1,09 $\mu g/m^3$ olarak hesaplanmıştır. İki okul arasındaki fark %95 güven aralığında istatistiksel açıdan anlamlıdır.

Eskişehir için hesaplanan kanser risklerine bakıldığında tüm veriler için hesaplanan ortalama kanser riski seviyesi $1{,}31 \times 10^{-5}$ olarak bulunmuştur. Risk seviyelerine iki okul için ayrı ayrı bakıldığında E2 okulu için hesaplanan risk seviyesi, $1{,}7 \times 10^{-5}$, E1 Okulu için hesaplanan risk seviyesi ise $0{,}88 \times 10^{-5}$ olarak bulunmuştur. İki grup arasındaki fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0{,}0001$). Örnekleme grubu yanında sigara içilen ve içilmeyen çocuklar olarak ikiye ayrıldığında yanında sigara içilen çocuklarda risk seviyesi $1{,}7 \times 10^{-5}$, yanında sigara içilmeyenlerde ise $1{,}08 \times 10^{-5}$ olarak bulunmuştur. İki grup arasındaki fark çok belirgin olmamakla beraber istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p=0{,}014$). Kanser harici riskler için hesaplanan tehlike kesri BTEX için sırasıyla, 0,015; 0,060; 0,00024; 0,0045; 0,0038 olarak bulunmuştur. Kanser harici risklerde hiçbir tehlike kesri değeri 1 değerini aşmamıştır. En

büyük tehlike kesri toluen bileşiği için hesaplanmıştır. Tablo 3'de ailelerin sigara içme durumu ve hesaplanan kanser riskleri ayrı ayrı verilmiştir.

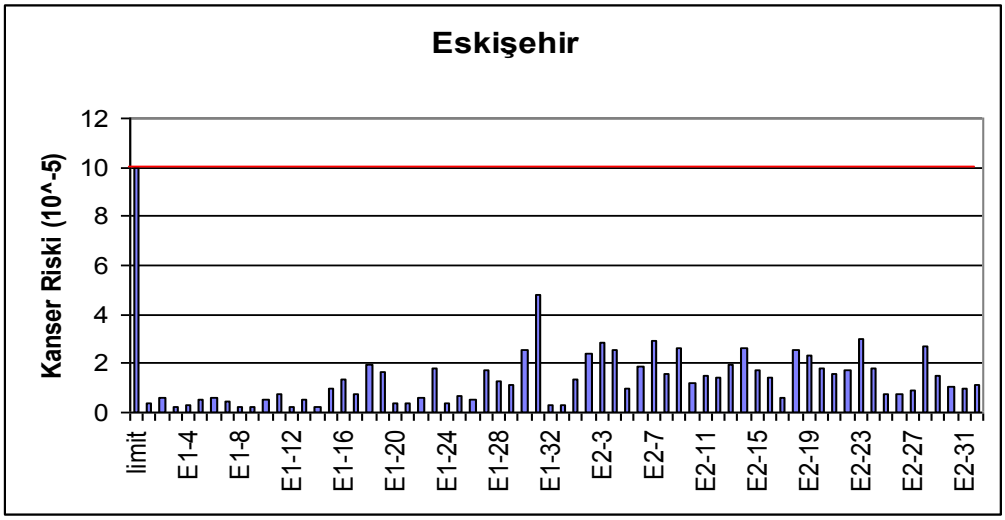
Tablo 2. Kişisel Örneklemeler sonucu elde edilen BTEX derişimleri ($\mu g/m^3$)

		Benzen	Toluen	Ebenzen	m,p-ksilen	o-ksilen
E1	N	33	33	33	33	33
	Aritmetik Ort.	1,13	16,27	0,48	0,76	0,54
	Min.	0,24	4,03	0,14	0,31	0,04
	Mak.	6,12	163,98	1,27	2,00	1,83
	Geo.Ort.	0,79	10,25	0,38	0,65	0,40
	Ortanca	0,69	8,44	0,32	0,58	0,41
	Std.Sapma	1,18	27,80	0,34	0,47	0,40
E2	N	32	32	32	32	32
	Aritmetik Ort.	2,24	36,50	0,93	1,49	1,09
	Min.	0,75	8,74	0,24	0,45	0,38
	Mak.	3,82	196,54	2,47	4,13	3,49
	Geo.Ort.	2,05	29,13	0,83	1,35	1,00
	Ortanca	2,11	27,76	0,84	1,40	1,01
	Std.Sapma	0,90	33,57	0,45	0,70	0,55
	P	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**

Tablo 3. Eskişehir'de yaşayan, yanlarında sigara içilen/içilmeyen çocuklar için hesaplanan kanser riskleri

		Sigara içme durumu		
Okul		Evet	Hayır	Toplam
E2	N	7	21	32
	Ortalama	$2,27 \times 10^{-5}$	$1,58 \times 10^{-5}$	$1,75 \times 10^{-5}$
E1	N	8	18	33
	Ortalama	$1,2 \times 10^{-5}$	$0,50 \times 10^{-5}$	$0,882 \times 10^{-5}$
Toplam	N	15	39	65
	Ortalama	$1,7 \times 10^{-5}$	$1,08 \times 10^{-5}$	$1,31 \times 10^{-5}$

EPA tarafından $1x10^{-6}$ değerinden daha küçük risk değerleri kabul edilebilir olarak tanımlanmaktadır, $1x10^{-4}$ 'ün üzerindeki risk değerleri ise birtakım düzenlemeler yapmak ve önlemler almak için yeterli seviye olarak görülmektedir. US EPA'nın Superfund bölgeleriyle ilgili ulusal olağanüstü hal planlarında, EPA $1x10^{-4}$ -$1x10^{-6}$ arasındaki risk seviyelerini bu bölgelerde halk sağlığını koruma açısından kabul edilebilir sınırlar olarak belirlemiştir (US EPA 1990). Şekil 1'de görülebileceği gibi hiçbir bireysel kanser riski değeri güvenli limitleri aşmamıştır.



Şekil 1. Kanser risklerinin bar grafikle gösterimi

Tablo 4'te bazı ülkelerde risk değerlendirmesiyle ilgili yapılan çalışmanın sonuçları verilmiştir. Çalışmalarda en yüksek kanser riski Türkiye'nin İzmit kentinde, katı atık depo sahasının etrafında yapılan ölçümler sonucunda elde edilen risklerdir. İkinci sırada ise fotokopicilerde yapılan ölçümlerle hesaplanan kanser riskleri gelmektedir. Bu çalışmada hesaplanan kanser riskleri dış ortam ölçümleri, sigara içilmeyen evlerde yapılan ölçümler ve ofis ölçümlerinden hesaplanan risklerle benzerlik göstermektedir.

TARTIŞMA ve ÖNERİLER

Kanser riski değerlendirmesinde bulunan değerler EPA tarafından güvenli kabul edilen sınır aralıklarında kalmaktadır. Kanser harici riskler BTEX bileşiklerinden kaynaklanan herhangi bir kanser dışı sağlık riskinin mevcut olmadığı görülmüştür. İki okul için ayrı ayrı hesaplanan kanser risklerine bakıldığında E2 okulu için hesaplanan kanser riski değeri E1 okuluna göre yaklaşık 2 kat fazladır. Çocuklar yanlarında sigara içilen ve içilmeyen olarak 2 gruba ayrılıp kanser riskleri ayrı ayrı hesaplandığında ise, yanlarında sigara içilen çocuklarda kanser riski seviyesi içmeyenlere göre 1,5 kat fazla çıkmıştır.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma, Hollanda Hükümeti MATRA programı tarafından desteklenen 9S0635.01 nolu "Eskişehir ve İskenderun'da Temiz Hava İçin El Ele" isimli proje kapsamında gerçekleştirilmiştir. Yazarlar örnekleme çalışmaları sırasındaki yardımlarından dolayı Özlem Erkan'a, ilgi ve desteklerinden ötürü Atatürk ve Metin Sönmez İlköğretim Okulu yöneticilerine, personeline, çalışmamıza katılan öğrencilerine ve desteklerinden dolayı ailelerine ayrıca teşekkür ederler.

Tablo 4. Farklı Ülkelerde risk değerlendirmesiyle ilgili yapılan daha önceki çalışmaların sonuçları

Şehir/Ülke	Çalışma Grubu	Örnekleme sahası	Kanser riskler(10^{-6})	Kanser olmayan riskler Benzen	Toluen	Etilbenzen	m,pksilen	oksilen	Referans
Tainan/Tayvan		Fotokopici	85	0,86	0,28	0,03	0,01		Lee ve ark.., 2006
New Jersey/ABD	Yetişkinler		4,63	0,76		0,0023	0,02	0,0029	Hoddinot ve Lee 2000
Hong Kong		Ofis	9,32						Gou ve ark.., 2004
		Fotokopi odası	5,83						
		Çin restoranı	49,3						
		Sigara içilen bir ev	83,5						
		Sigara içilmeyen bir ev	18,1						
		Klimalı bir sınıf	4,32						
Portland/ABD		Dış ortam	15,3						Tam ve Neumann 2003
Kolkota/Hindistan	Petrol istasyonunda çalışanlar			0,774	0,0217	0,02	0,47		Majumdar ve ark 2008
İzmit	Depo sahasında çalışan işçiler	Katı Atık Depo Sahası	67,5	<1	<1	<1	<1	<1	Durmuşoğlu ve ark. 2009
Bu çalışma	İlköğretim okulu çocukları		13,1	0,0015	0,060	0,00024	0,0045	0,0038	

KAYNAKLAR

Durmuşoğlu, E., Taspınar, F., Karademir, A. Health Risk Assessment of BTEX Emissions in the Landfill Environment, Journal of Hazardous Materials, 176 870-877,2009.

Fujita, E.M., Croes, B.E., Bennet, C.L., Lawson, D.R., Lurmann, F.W., Main, H.H. Comparison of Emisson Inventory and Ambient Concentration Ratios of CO, NMOB and NOx in California's South Coast Air Basin, Journal of the Air and Waste Management Association, 42 729-732, 1992.

Guo, H., Leea, S.C., Lia, W.M., Cao, J.J. Source Characterization of BTEX in Indoor Microenvironments in Hong Kong, Atmospheric Environment, 37, 73-82, 2003.

Hoddinot, K.B., Lee, A.P. The Use of Environmental Risk Assessment Methodologies for an Indoor Air Quality Investigation, Chemosphere, 41 77-84, 2000.

Jo, K.W., Moon, C.K. Housewives' Exposure to Volatile Organic Compounds Relative to Proximity to Roadside Service Stations, Atmospheric Environment; 33 2921-2928, 1999.

Lee, C., Dai, Y., Chien, C.H., Hsu, D.J. Characteristics and Health Impacts of Volatile Organic Compounds in Photocopy Centers, Environmental Research, 100 139-149, 2006.

Majumdar, D., Dutta, C., Mukherjee, A.K., Sen, S. Source Appointment of VOCs at the Petrol Pumps in Kolkota, İndia Exposure of Workers and Assessment of Associated Health Risk, Transportation Research, 13 524-530, 2008.

Payne-Sturges, D.C., Burke, T.A., Breyse, P., Diener-West, M., Buckley, T.J. Personal Exposure Meets Risk Assessment: A Comparison of Measured and Modeled Exposures and Risks in an Urban Community, Environmental Health Perspectives, 112, 589-598, 2008.

Tam, B.N., Neuman, C.M. A Human Health Assessment of Hazardous Air Pollutants in Portland, OR", Journal of Environmental Management, 73 131-145, 2004.

US Environmental Protection Agency (USEPA), Entegre Risk Bilgi Sistami online Veri tabanı, http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm, son revizyon 2003.

US Environmental Protection Agency (USEPA), Entegre Risk Bilgi Sistami online Veri tabanı, http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm, Son revizyon 2005.

US Environmental Protection Agency (USEPA), Risk Assessment Guidance for US Environmental Protection Agency (USEPA) (1990), National Oil and

Hazardous Substances Pollution Contingency Plan-Final Rule, Fed. Reg. 55 CFR Part 300:666, 2009.

Risk Assessment, US Environmental Protection Agency (USEPA), Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manuel (Part F Supplemental Guidance for İnhalation Risk Assessment) Final, Washington, DC, 2009.

Wallace, L.A. The TEAM Study: Summary and Analysis, vol. I. U.S.EPA, Washington, DC, EPA 600/6-87/002a, NTIS PB 88-100060. US Environmental Protectction Agency (USEPA) (2009), Risk Assessment Guidance, 1987.

POZİTİF MATRİS FAKÖRİZASYONU İLE ONTARİO EYALETİ'NİN KIRSAL BÖLGELERİNDE ORTAM HAVASINDA ÖLÇÜLEN ÇOK HALKALI AROMATİK HİDROKARBONLARIN KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ

Güray DOĞAN[1 (*)], Deniz KARMAN[2]

[1] Çevre Mühendisliği Bölümü, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Ankara, 06531
[2] İnşaat ve Çevre Mühendisliği Bölümü, Carleton Üniversitesi, Ottava, Kanada, K1S 5B6

ÖZET

Bu çalışma kapsamında Kanada Çevre Kurumu tarafından Kanada'nın Ontario Eyaletinde çalıştırılan istasyonların arasından seçilen üç kırsal istasyondan elde edilen uzun süreli çok halkalı aromatik hidrokarbon (PAH) veri setlerine bir kaynak belirleme metodu olan Pozitif Matris Faktörizasyonu (PMF) uygulanarak, kırsal ortamı etkileyen PAH kaynakları incelenmiştir. Çalışmada Simcoe, Egbert ve Pt. Petre istasyonlarından elde edilen gaz ve kütle fazı verileri birlikte kullanılmıştır. Her üç istasyonda da Kanada Çevre Kurumu tarafından belirlenen program çerçevesinde altı günde bir 24 saatlik örnekleme yapılmakta ve örnekler periyodik olarak Kanada Çevre Kurumu'nun Ottava'da bulunan laboratuarlarında analiz edilmektedir. Yapılan PMF analizi sonucunda, Simcoe, Egbert ve Pt.Petre atmosferlerinin sırasıyla altı, altı ve yedi kaynaktan etkilendiği tespit edilmiştir. Bu kaynaklardan altı tanesi birbirine benzer iken yalnızca Pt.Petre'de bir tane farklı kaynak olduğu belirlenmiştir. Üç istasyonunda kömür yanması, odun yanması, yağ yanması, şehir içi trafik, otoyol trafiği ve karışık olarak nitelendirilen kaynaklardan etkilendiği görülmüştür. Yalnızca Pt.Petre'de görülen kaynağın ise gemi yakıtlarından olduğu kanaatine varılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Çok halkalı aromatik hidrokarbonlar, PMF, kaynak belirleme.

GİRİŞ

Çok halkalı aromatik hidrokarbon (PAH) bileşikleri, karbon ve hidrojen atomlarının seri olarak aromatik halkalar şeklinde gruplanmasıyla oluşan birleşiklerdir (Environment Canada, 2007). PAHlar atmosferde gaz ve partikül olarak bulunurlar. Kanserojen ve genetik mutasyona sebep oldukları için yaklaşık 20 yıldır pek çok ülkede ölçülmektedirler.

PAHlar hem doğal hem de antropojenik kaynaktan salınmaktadır. Volkanik patlamalar ve orman yangınları PAHların doğal kaynaklarıdır. Antopojenik aktiviteler ise atmosferdeki PAHların birincil kaynakları olarak görülmektedirler. Antropojenik PAH emisyonlarının en önemli kaynağı yağ,

[*] gdogan@metu.edu.tr

kömür, yakıt ve odun gibi organik materyalin tam yanmaması veya pirolizidir (Wang vd., 2010).

Literatürde, bu gibi kaynak sayısı çok olan bileşik gruplarının atmosferdeki konsantrasyonlarına neden olan aktivitelerin belirlenmesi amacıyla iki modelleme yaklaşımı bulunmaktadır. Bunlardan birincisi kaynak yöneltimli kimyasal kütle dengesi modelidir. Bu modele amaçlanan bölgedeki tüm kaynakların emisyon profilleri girdi olarak verilmesi gerekmektedir. İkinci modelleme yöntemi ise alıcı ortam modellemesidir. Bu modelleme tekniğinde ise veri seti, çeşitli yöntemlerle iki matrisin çarpımı şeklinde yazılmaktadır. Bu matrislerden birincisi kaynak profillerini gösterirken, ikincisi ise kaynakların günlük katkılarını göstermektedir. Alıcı ortam modellemelerinin en önemli avantajı, bölgedeki kaynakların profillerinin önceden bilinmesinin gerekli olmamasıdır. Alıcı ortam modellemesinde günümüzde en çok kullanılan model Pozitif Matris Faktörizasyonu (PMF) modelidir. PMF'in amacı veri sayılarının hata tahminleri ile ağırlıklı artıkların (residual) oranının karelerinin toplamının minimize edilmesidir.

Bu çalışmada, Kanada'nın Ulusal Hava Kirliliği İzleme (NAPS) ağı programı kapsamındaki üç kırsal istasyonda- Egbert, Pt.Petre ve Simcoe- yapılan PAH ölçüm sonuçlarını etkileyen kaynaklar PMF kullanılarak belirlenmiştir.

MATERYAL VE METOD

Örneklerin Toplanması ve Analizi. NAPS programı kapsamındaki PAH ölçümlerinde iki filtre sistemi ile örnekleme yapılmaktadır. Cam fiber filtreler partikül fazlı PAHları, polyüretan köpük (PUF) ise gaz fazlı PAHları örneklemek için kullanılmaktadır. Gaz ve partikül fazlı PAHlar birlikte ekstrak edilmektedirler. Daha sonra örnekler 31 PAH için GC-MSD'de analiz edilmektedirler. Örneklemeler NAPS'ın programına uygun olarak 6 günde bir, 24 saat kesintisiz olarak yapılmaktadır.

Örnekleme yerleri ve süreleri Tablo 1'de verilmektedir. Egbert istasyonu Toronto'nun 70 km kuzeyinde, Toronto'yu ülkenin kuzeyine bağlayan önemli bir otoyolun 10 km kadar batısında yer almaktadır. Pt. Petre istasyonu Ontario Gölü'nün kıyısında yer almaktadır. Toronto Kingston otoyoluna yaklaşık 40 km mesafededir. Kendisine en yakın şehir olan Kingston'a uzaklığı yaklaşık 70 km'dir. Simcoe istasyonu Erie Gölü'ne 10 km mesafede Simoce kasabası yakınlarındadır. İstasyon, Simcoe-Hamilton otoyoluna 100 m mesafede yer almaktadır. İstasyonun 40 km kadar doğusunda termik santral yer almaktadır.

Tablo 1. Örnekleme Yerleri ve Veri Seti Bilgisi

Örnekleme Yerleri	Enlem ve Boylam	Örnekleme Süreleri	Örnek Sayıları
Egbert	44.23 K, -79.78 B	1998-2006	216
Pt.Petre	43.86 K, -77.15 B	1996-2006	263
Simcoe	42.85 K, -80.27 B	1996-2006	232

Pozitif Matris Fakörizasyonu. PMF, faktör analiz problemlerinin en küçük kareler yöntemiyle çözümü için yeni tür bir faktör analiz metodu olarak düşünülmüştür. Temel Bileşen Analizi (Principal Component Analysis-PCA) gibi birçok konvansiyonel faktör analiz metodunun aksine PMF sadece pozitif değerlerden oluşan faktörler üretmektedir. Bu da oluşan faktörlerin anlaşılabilmesini kolaylaştırmaktadır (Paatero ve Tapper, 1994).

PMF, veri setini iki matrise ayrıştırmaktır: faktör katkıları ve faktör profilleri. Bu matrisler daha sonra, kaynak profilleri bilgisine, rüzgar yönü, mevsimsel değişimlere ve emisyon envanterlerine göre analiz edilmekte ve kaynaklar belirlenmektedir. PMF'de, veri setinde yer alan belirleme sınırı altındaki ve ölçülmemiş değerleri de hesaplamalara yüksek belirsizlik eklenerek katılmaktadırlar.

TARTIŞMA

Ölçülen 31 PAH'tan 22'si veri setinin tamlığı dikkate alınarak son PMF analizinde kullanılmıştır. Optimum modele ulaşmak için dört ile sekiz faktörlü çözümler incelenmiştir. Egbert, Pt.Petre ve Simcoe için sırasıyla altı, yedi ve altı faktörlü sonuçların en optimum sonuç olduğu belirlenmiştir.

Her üç istasyondan da elde edilen kaynak profillerinden altışar tanesinin birbirine benzer olduğu belirlenmiştir. Bu kaynaklar aşağıdaki şekilde adlandırılmıştır:

i. Kömür yanması
ii. Odun yanması
iii. Yağ yanması
iv. Şehir içi trafik egzoz emisyonu
v. Otoyol trafik egzoz emisyonu
vi. Karışık

Ayrıca sadece Pt. Petre'de diğer yakıt yanması faktörü olarak adlandırılan, bölgeye özgü bir faktör bulunmuştur.

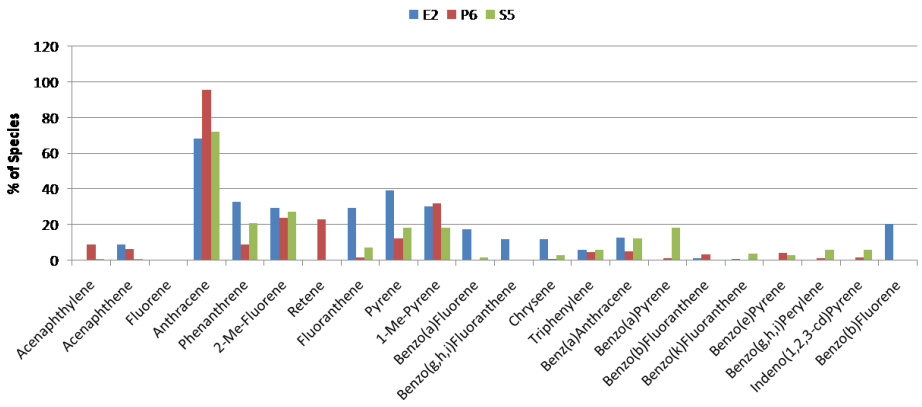
Bu faktör profilleri arasındaki korelasyon değerleri Tablo 2'de verilmiştir. Bu değerler incelendiğinde, korelasyon değerlerinin 0,35 ile 0,96 arasında değişmesi, elde edilen faktör profillerinin tamamen olmasa da, hemen hemen aynı kaynakları temsil ettiğini göstermektedir.

Kömür Yanması. Kömür yanması profillerinde antrachene, phenantrene, fluoranthene ve pyrene bileşikleri ön plandadır (Larsen ve Baker, 2003; Simcik vd., 1999). Şekil 1'de kömür yanması kaynağı olarak adlandırılan faktörün her istasyon için her PAH bileşiğine ait açıklanan varyansları gösterilmiştir. Anthracene'in konsantrasyonunun %75'i bu faktör ile açıklanmıştır. Şekil 1'deki profiller arasında az miktarda farklılıklar gözlenmektedir. Bunun sebebi kaynak-istasyon arasındaki mesafelerin farklılığı ve taşınım sırasındaki çökelme ve karışma mekanizmaları olmaktadır.

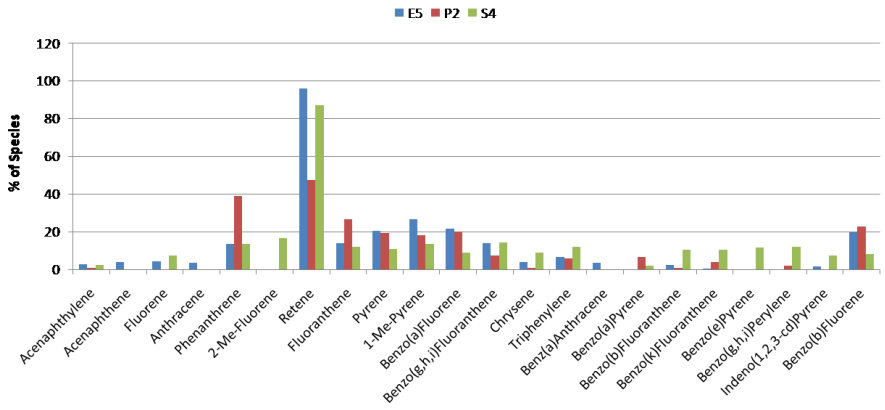
Odun Yanması. Retene, pek çok yazar tarafından odun yanması ile ilişkilendirilmiştir (Larsen ve Baker, 2003; Benner vd., 1995; Schauer vd., 1996; Sheffield vd., 1994; Halsall vd., 1997). Evsel odun yakılması, açık yanma ve orman yangınları, phenanthrene, fluoranthene ve pyrene konsantrasyonlarına önemli katıları vardır (Galerneau vd., 2007). Şekil 2'de gösterilen açıklanan varyanslar grafiklerinde de phenatrene, retene, fluoranthene ve pyrene'in katkılarını görmek mümkündür. Dolayısıyla, bu şekilde gösterilen faktörler odun yanması faktörleri olarak adlandırılmışlardır.

Tablo 2. Kırsal istasyonlarda elde edilen kaynak profillerinin korelasyon değerleri

	Egbert	Pt.Petre
Kömür Yanması		
Pt.Petre	0,87	
Simcoe	0,98	0,93
Odun Yanması		
Pt.Petre	0,71	
Simcoe	0,96	0,76
Yağ Yanması		
Pt.Petre	0,88	
Simcoe	0,71	0,56
Şehir İçi Trafik Egzozu		
Pt.Petre	0,35	
Simcoe	0,93	0,49
Otoyol Trafik Egzozu		
Pt.Petre	0,96	
Simcoe	0,88	0,80
Karışık		
Pt.Petre	0,94	
Simcoe	0,58	0,37

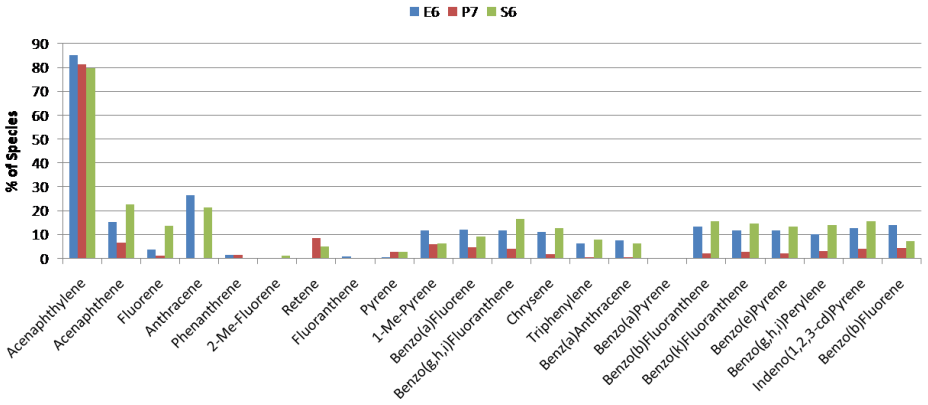


Şekil 1. Kömür yanması faktörünün açıklanan varyansları



Şekil 2. Odun yanması faktörünün açıklanan varyansları

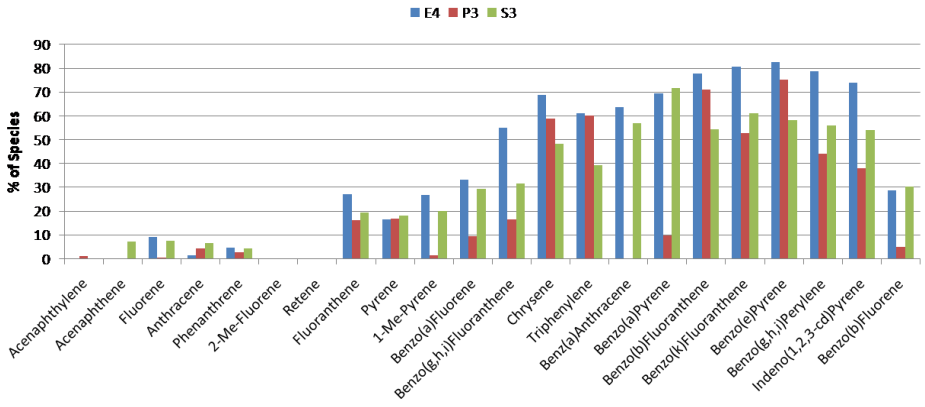
Yağ Yanması. Yağ yanması profillerinde genel olarak hem düşük molekül ağırlıklı hem de yüksek molekül ağırlıklı PAHlar bir arada bulunmaktadır (Kavouras vd., 2001; Lee vd., 2004). Şekil 3'de yağ yanması olarak adlandırılan faktörlerin açıklanan varyansları verilmiştir. Acenaphtylene'in yaklaşık olarak %80'i bu faktör ile açıklanmıştır.



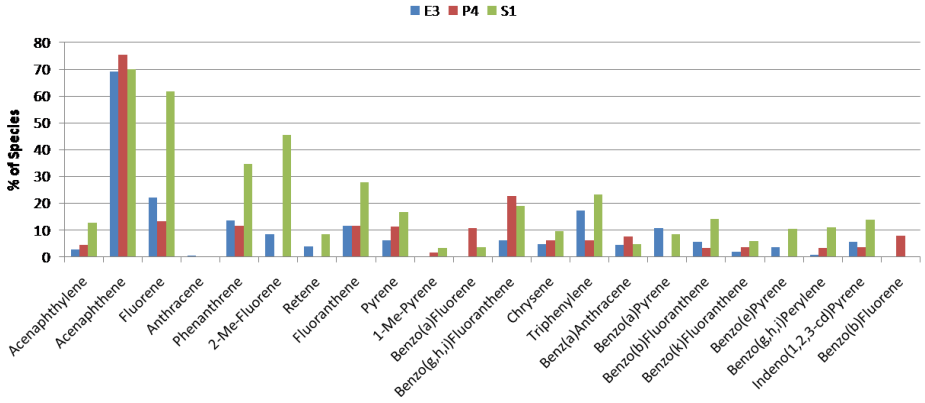
Şekil 3. Yağ yanması faktörünün açıklanan varyansları

Trafik Egzoz Emisyon Faktörleri. Atmosferdeki benzo[g,h,i]perylene, coronene, benzo[k]fluoranthene, indeno[1,2,3-cd]-pyrene, acenaphthylene, chysene ve triphenylene genelde trafik kaynaklıdır (Lee vd., 2004; Larsen ve Baker, 2003). Bu bileşiklerin ağırlıklı olarak görüldüğü profiller Şekil 4 ve Şekil 5'te gösterilmiştir. Şekil 4'deki profiller genellikle ağır molekül ağırlığına sahip bileşiklerden, Şekil 5'deki profiller ise düşük molekül ağırlığına sahip bileşiklerden oluşmaktadır.

İlk bakışta, bu profiller dizel ve benzinli araçlardan kaynaklı emisyonlara benzetilebilir. Ancak, araçlardan kaynaklı PAH emisyonları yakıt ve motor türüne bağlı olduğu kadar, sürüş türüne de bağlı olmaktadır. Fraser ve arkadaşlarının (2002) yaptığı araştırmada, kamyonlardan kaynaklı partikül fazlı PAH profillerinin değişik sürüş koşullarında incelemişler ve birbirinden çok farklı emisyon profilleri elde etmişlerdir. Ayrıca yine aynı çalışmada, değişik dizel araçların birbirinden çok farklı emisyonları olduğu belirlenmiştir.



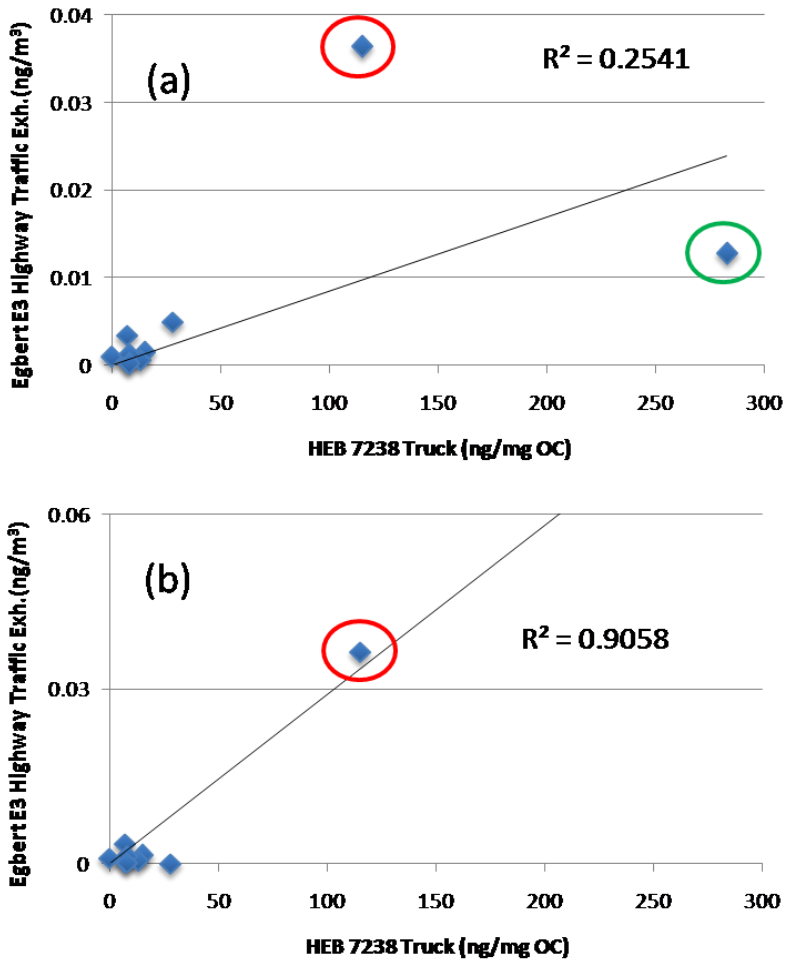
Şekil 4. Şehir içi trafiği egzoz faktörünün açıklanan varyansları



Şekil 5. Otoyol trafiği egzoz faktörünün açıklanan varyansları

Şekil 6'da Egbert'te elde edilen E3 kodlu profil, Fraser ve arkadaşlarının (2002) yılında yapmış olduğu araştırmadaki yüklü tır profiliyle karşılaştırılmıştır. Benzer çalışma Simcoe ve Pt. Petre'den elde edilen profillerede uygulanmış ve benzer şekiller elde edilmiştir. Şekilden de görüleceği üzere, fluoranthene ve pyrene bileşikleri korelasyon çizgisinden uzakta kaldığı görüldü. Galarneau (2008), yaptığı araştırmada, atmosferin kompozisyonuna bağlı olarak PAHların hem birbirine göre hem de aynı PAH'ın gaz ve partikül fazına göre reaktivitelerinin farklılık gösterdiğini vurgulamıştır.

Literatürde yapılan diğer çalışmalar incelendiğinde (Behymer ve Hites, 1985; Perraudin vd., 2005; Esteve vd., 2004; Tsapakis ve Stephanou, 2003; Schauer vd., 2003) pyrenein diğer PAH bileşiklerine göre daha reaktif olduğu belirlenmiştir. Ayrıca Fraser ve arkadaşlarının (2002) yaptığı çalışmada, rölantide çalışan araçların daha yüksek moleküler ağırlığa sahip PAHları saldığı belirtilmiştir. Sonuç olarak, Şekil 4'de açıklanan varyansları verilen faktörler şehir içi trafik egzozu, Şekil 5'de sunulan faktörler ise otoyol trafik egzozu faktörü olarak adlandırılmışlardır.

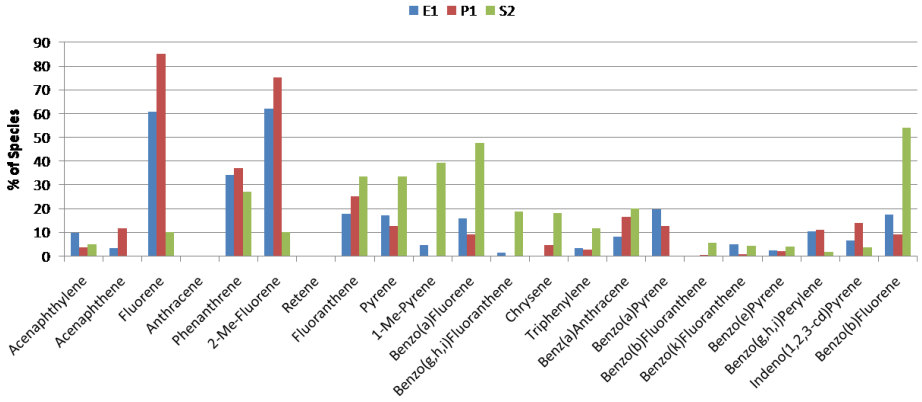


Şekil 6. Fraser ve arkadaşlarının (2002) rapor ettiği tır profili ile Egbert'te elde edilen otoyol trafiği profilinin karşılaştırması. (a) tüm ortak bileşikler ile (b) pyrene çıkartılmış olarak (fluoranthene ve pyrene sırasıyla kırmızı ve yeşil renklerde gösterilmiştir)

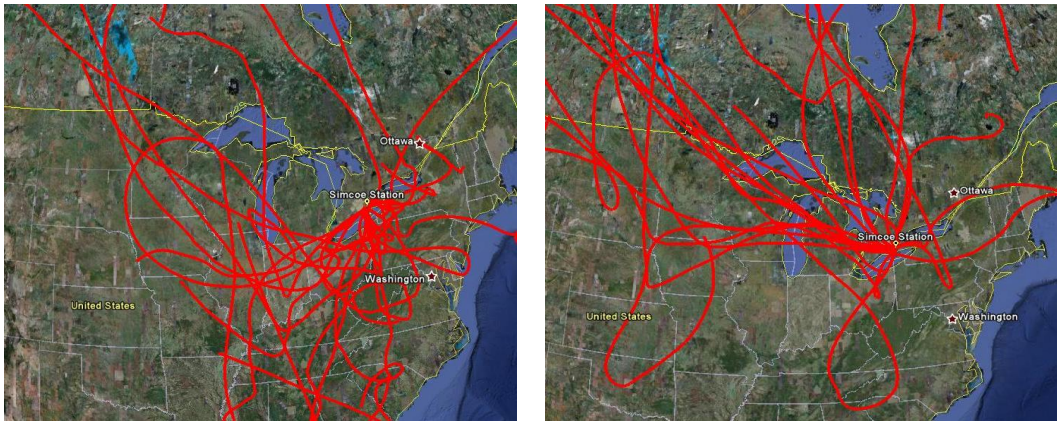
Karışık Kaynak: Şekil 7'de açıklanan varyansları belirtilen faktörlere phenanthrene, 2-Me-Fluorene, fluoranthene ve pyrene'in katkı yaptığını görmekteyiz. Literatürde bu profilleri açıklayacak herhangi bir kaynak bulunamamıştır. Bu profillere katkı yapan en yüksek ve en düşük 20 güne ait geri trajecoryler incelenmiştir. Yapılan değerlendirme sonuçlarından bir tanesi Şekil 8'de Simcoe için verilmiştir. Şekilden de görüleceği üzere, yüksek katkı yapan günlerde hava kütleleri güneyden gelmekte, düşük katkı yapan günlerde ise hava kütleleri kuzeyden gelmektedir. Hava kütleleri yüksek emisyona sahip güney segmentinden gelirken reaksiyon, çökelme ve karışma sebepleriyle tanımlanamaz hale gelmektedir. Dolayısıyla bu faktör karışık kaynak faktörü olarak isimlendirilmiştir.

Diğer Yakıt Yanması Faktörü. Bu faktör sadece Pt. Petre'de görülmüştür (Şekil 9). Bu faktörde fluoranthene ve pyrene'in yanı sıra diğer yüksek molekül ağırlığına sahip PAH bileşikleri de görülmektedir. Bunların yanı sıra yakıt yanmasından kaynaklı PAHların (chrysene, triphenylene benzo[g,h,i]perylene, coronene, benzo[k]fluoranthene, indeno[1,2,3-cd]-pyrene) önemli bir bölümü

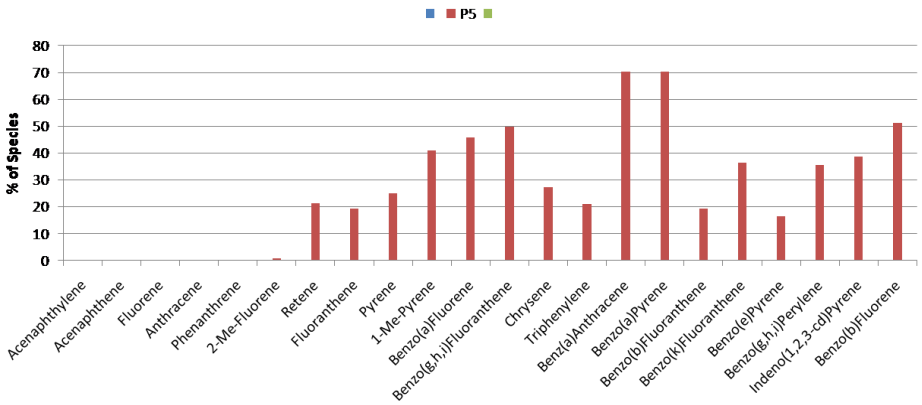
bu faktörde açıklanmıştır. Bu faktörün kaynak katkıları ile trafik kaynaklı diğer faktörlerin kaynak katkılarının korelasyonu incelenmiş, korele olmadıkları belirlenmiştir. Ayrıca, en yüksek ve en düşük katkı sağlayan günlerin geri trajectoryleri incelenmiş ve herhangi bir farklılık gözlenmemiştir. Pt. Petre, St. Lawrence nehri ile Ontario Gölü arasında bulunan bir yerdedir. Bölgede gemi trafiği yoğun olarak görülmekte olduğundan, bu faktörün kaynağı gemilerin yakıtlarından kaynaklı olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 7. Karışık kaynak faktörünün açıklanan varyansları



Şekil 8. Simcoe S2 faktörü için HYSPLIT geri trajectoryleri: en yüksek katkı yapan 20 gün (sol), en düşük katkı yapan 20 gün (sağda)



Şekil 9. Diğer yakıt yanması faktörünün açıklanan varyansları

SONUÇLAR

Güney Ontario'da yer alan üç kırsal istasyonun 10 yıllık PAH veri setine PMF uygulanarak kaynaklar tespit edilmiştir. Üç bölgenin altı ortak kaynaktan değişik oranlarda etkilendiği belirlemiştir. Bu ortak kaynaklar, kömür yanması, odun yanması, yağ yanması, otoyol trafik egzozu, şehir içi trafik egzozu ve karışık kaynaklardır. Pt.Petre'ye özgü olarak belirlenen tek kaynağın ise gemi yakıtlarından olduğu düşünülmektedir.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma Kanada Çevre Kurumu tarafından desteklenmiştir. Güray Doğan katkılarından dolayı TÜBİTAK BİDEB 2223 nolu programa teşekkür eder.

KAYNAKLAR

Behymer, T.D. ve Hites, R.A., 1985. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on simulated atmospheric particulates. Environmental Science and Technology 19(10), 1004-1006.

Benner, B.A. Jr., Wise, S.A., Currie, L.A., Klouda, G.A., Klinedinst, D.B., Zweidinger, R. B., Stevens, R.K. ve Lewis, C.W.,1995. Distinguishing the contributions of residential wood combustion and mobile source emissions using relative concentrations of dimethylphenanthrene isomers. Environmental Science and Technology 29 (9), 2382-2389.

Environment Canada, 2007. NPRI - the four new groupings of ATH substances - substance-specific context polycyclic aromatic hydrocarbons. http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/npri_pah_e.cfm. (Girliş tarihi 20 Ekim 2007)

Esteve, W., Budzinski, H. ve Villenave, E., 2004. Relative rate constants for heterogeneous reactions of OH, NO2 and NO radicals with polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on carbonaceous particles: Part 1 PAHS adsorbed on 1-2 micrometer calibrated graphite particles. Atmospheric Environment 38 (35), 6063-6072.

Fraser, M.P., Lakshmanan, K. ve Fritz, S.G., 2002. Variation in composition of fine particulate emissions from heavy-duty diesel vehicles. Journal of Geophysical Research 107, 8-1.

Galarneau E., Makar P.A., Mourad S. ve Diamond M.L., 2007. Estimation of atmospheric emissions of six semivolatile polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in southern Canada and the USA by use of an emissions processing system, Environ. Sci. Technol. 41, 4205-4213.

Galarneau, E., 2008. Source specificity and atmospheric processing of airborne PAHs: Implications for source apportionment, Atmospheric Environment 42 (2008) 8139–8149.

Halsall, C.J., Barrie, L.A., Fellin, P., Muir, D.C.G., Billeck, B.N., Lockhart, L., Rovinsky, F.Ya., Kononov, E.Ya. and Pastukhov, B., 1997. Spatial and temporal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the arctic atmosphere. Environmental Science and Technology 31 (12), 3593-3599.

Kavouras, I.G., Koutrakis, P., Tsapakis, M., Lagoudaki, E., Stephanou, E.G., Von Baer, D. ve Oyola, P., 2001. Source apportionment of urban particulate aliphatic and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) using multivariate methods. Environmental Science and Technology 35, 2288-2294.

Larsen III, R.K. ve Baker, J.E., 2003. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: A comparison of three methods. Environmental Science and Technology 37, 1873-1881.

Lee, J.H., Gigliotti, C.L., Offenberg, J.H., Eisenreich, S.J. ve Turpin B.J., 2004. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons to the Hudson River Airshed. Atmospheric Environment 38,5971–81.

Paatero, P. ve Tapper, U., 1994. Positive Matrix Factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. Environmetrics 5, 111–126.

Perraudin, E., Budzinski, H. and Villenave, E., 2005. Kimetic study of the reactions of NO2 with polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on silica particles. Atmospheric Environment 39 (35), 6557-6567.

Schauer, J.J., Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R. ve Simoneit, B.R.T., 1996. Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers, Atmospheric Environment, v 30, 22, pp 3837-3855; v 41 Supplement 1, S241–S259.

Simcik MF, Eisenreich SJ, Lioy PJ, 1999. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and lake Michigan. Atmospheric Environment 33, 5071-5079.

Sheffield, A.E., Gordon, G.E., Currie, L.A. and Riederer, G.E., 1994. Organic, elemental, and isotopic tracers of air pollution sources in Albuquerque, NM. Atmospheric Environment 28 (8), 1371-1384.

Tsapakis, M. and Stephanou, E.G., 2003. Collection of gas and particle semi-volatile organic compounds: use of an oxidant denuder to minimize polycyclic aromatic hydrocarbons degradation during high-volume air sampling. Atmospheric Environment 37 (35), 4935-4944.

Wang, X.Y., Li, Q.B., Luo, Y.M., Ding, Q., Xi, L.M., Ma, J.M., Li, Y., Liu, Y.P., Cheng, C.L., 2010. Characteristics and sources of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Shanghai, China, Environmental Monitoring Assessment, 165, 295-305.

KAR YÜZEYLİ KURU ÇÖKELME ÖRNEKLEMESİNDE İNFİLTRASYON ETKİNLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Aliye DOLAR[1(*)] , F. Sezer TURALIOĞLU[1], Hanefi BAYRAKTAR[1], Remzi SEYFİOĞLU[2]

[1]Atatürk Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Erzurum, 25240
[2]Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Tınaztepe Yerleşkesi Buca, İzmir, 35160

ÖZET

Bu çalışmada, Erzurum şehir atmosferindeki 11 iz elementin (Ca, Cd, Cr, Cu, K, Mg, Na, Ni, Pb, V, Zn), kuru çökelmesini kar yüzeyli örnekleme sistemi kullanarak gerçekleştirmek için şehrin 3 noktasından iki farklı zamanda örnekleme yapılmıştır. İlk örnekleme yoğun bir kar yağışından sonra 31 Ocak'ta hemen toplanmış ve referans kar değerleri olarak laboratuara getirilmiştir. Kuru çökelme miktarını tespit etmek amacıyla, aynı tarihte aynı noktalardan tekrar kar örnekleri alınıp tepsilere konmuş ve 8 günlük yağışsız periyot sonunda hem tepsilerde bırakılan kar örnekleri, hem de bunların yanından yüzeyden alınan kar örnekleri alınıp laboratuara getirilmiştir. Örnekler, süzülerek çözünen çözünmeyen fraksiyona ayrılmış, çözünen kısım asitlendirilerek analize kadar buzdolabında bekletilmiştir. Çözünmeyen kısım ise mikrodalga parçalayıcı sistemiyle parçalanmış ve her iki fraksiyon da 11 elementin konsantrasyon değerleri için ICP-OES cihazında analizlenmiştir. Analiz sonunda, tepsili alınan kar örneklerinde tepsisize göre yaklaşık % 28 oranında yüksek element konsantrasyonları bulunmuş, bu durum elementlerin çözünürlükleriyle de pozitif ilişkilendirilmiştir.

Anahtar Sözcükler: Kuru çökelme, İz elementler, Kar yüzeyli örnekleyici, İnfiltrasyon, Erzurum

GİRİŞ

Hava kalitesini belirlemede sıkça başvurulan yöntem, doğal bir temizlenme mekanizması olan atmosferik çökelme ölçümleridir. Atmosferik çökelme, kuru ve yaş çökelme olarak ikiye ayrılır. Kuru çökelmede çeşitli toplama yüzeyleri kullanılarak kirleticiler toplanır ve analizlenir.

Atmosferik kuru çökelme tayini, ülkemizde son yıllarda çalışılmaya başlanmış olup uzun yıllarda çalışılması gereken bir konudur. Çünkü bu tip çalışmalarda uzun yıllara ait verilere ihtiyaç duyulmakta ve bu veriler ışığında bölgenin hava kirliliği açısından hangi kaynaklardan etkilendiği araştırılabilmektedir.

Gaz ve genellikle partikül formda gözlenen iz elementlerin, gerek farklı doğal bileşenleri ve etkileşimleri gerekse biyosfere girişiyle sonuçlanan toksik etkileri bilim dünyasında merak edilen bir konudur. Bunların atmosferdeki

* aliyeakal@hotmail.com

etkilerinin yanında, çökeldikleri ortama da zararları büyük olduğundan, çökelme akıları, hızları ve kaynakları detaylı olarak incelenmektedir.

Bu çalışmanın amacı, Erzurum şehir atmosferindeki 11 iz element (Ca, Cd, Cr, Cu, K, Mg, Na, Ni, Pb, V, Zn) konsantrasyonunun, kar yüzeyli kuru çökelme örneklemesinde kontrollü (tepsili) ve kontrolsüz (tepsisiz) yöntem kullanılarak kaybının veya infiltrasyon etkisinin araştırılmasıdır.

YÖNTEM

Örnekleme Prosedürü. Kar örnekleri şehrin 3 noktasından iki kez toplanmıştır. İlk örnekleme atmosferdeki mevcut iz element miktarını tespit etmek için 31 Ocakta yapılmıştır. Kuru çökelme yüzeyi oluşturmak için aynı örnekleme noktalardan sürgülü çelik örnekleme aparatı kullanılarak örneklenecek kesitin yüzünde kar yüzeyini bozmamaya dikkat edilerek kar örnekleri alınıp 40x25x7 cm boyutlarında plastik tepsilere konarak bu noktalara yerleştirilmiştir. 8 yağışsız günden sonra, örnekleme noktalarına bırakılan plastik tepsilerdeki karlar ve tepsilerin hemen yakınındaki bir noktadan direk kar yüzeyinden alınan karlar önceden etiketlenip laboratuarda bekletilen 1750 mL' lik plastik kaplara, plastik kürekler ve polietilen tek kullanımlık eldivenler yardımıyla konarak laboratuara getirilmiştir.

Örnekleme ve saklama teçhizatı özellikle metal içermeyen polietilen malzemelerden seçilmiştir. Tüm malzemeler örneklemeden önce nitrik asit çözeltisinde bir gece bekletilmiştir. Böylece malzemede bulunabilecek metaller uzaklaştırılmıştır.

Örnekleme yapıldığı dönemde ortalama Erzurum şehir merkezi sıcaklığı -20^{o}C olarak ölçülmüştür.

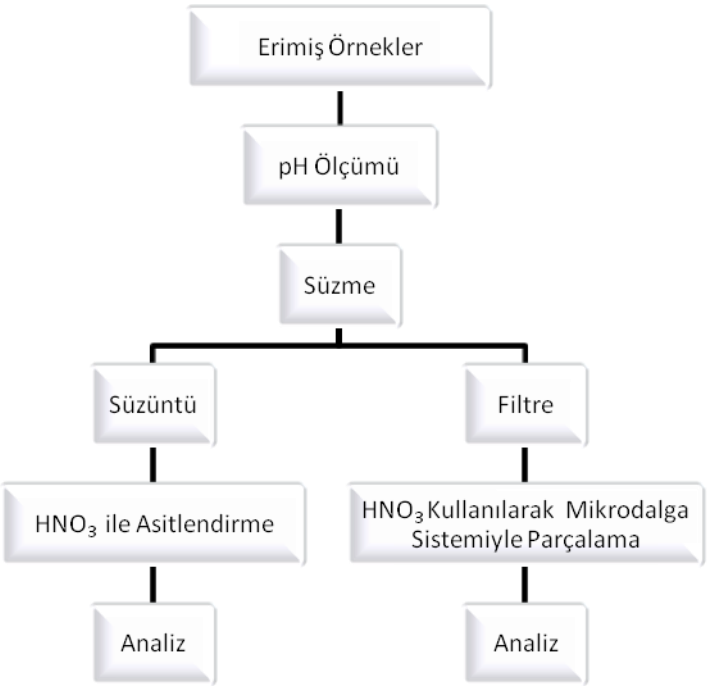
Ekstraksiyon ve Analiz. Oda sıcaklığında erimesi beklenen kar örnekleri 0,45 μm por çapına sahip selüloz asetat membran filtreden (Whatman) süzme aparatı yardımıyla süzülerek iz elementlerin çözünen ve çözünmeyen kısımları ayrılmıştır.

Süzüntüden alınan 200mL örnek, üzerine 2ml nitrik asit ilave edilerek plastik şişelerde analize kadar buzdolabında saklanmıştır. Filtreler ise nitrik asit içerisinde mikrodalga sistemi yardımıyla parçalanmıştır. Mikrodalga işleminden sonra örnekler plastik kaplara alınmıştır. Analize kadar 4^{o}C de buzdolabında bekletilmiştir. Analitik prosesler için akış diyagramı Şekil 1'de özetlenmiştir.

Örneklerin element içerikleri, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde bulunan indüktif eşleştirilmiş plazma-optik emisyon spektrofotometresi (ICP-OES) (Perkin Elmer Optima 2100 DV) kullanılarak belirlenmiştir.

Kalite Kontrol. Örnekleme esnasında saha blankleri ve laboratuarda laboratuar blankleri alınmıştır. Bunlar ölçüm değerlerinden çıkarılarak iz element değerleri hesaplanmıştır. Ayrıca elementlerin algılama limiti, ICP-

OES'de standart çözeltisinin en küçük derişiminin standart sapmasının üç katı biçiminde hesaplanmıştır. Algılama limitinin belirlenmesinde, standart sapma hesaplanması için standart çözeltiler 10 tekrarlı okunmuştur. Örneklerin okunması için kalibrasyon standartları günlük hazırlanmıştır.



Şekil 1. Analitik prosesler için akış diyagramı

SONUÇLAR

Literatürde özellikle soğuk iklime sahip bölgelerde kar kullanılarak yapılmış pek çok çalışma vardır (Takeda vd., 2000; Sharma ve McBean, 2001; Steffen vd., 2002; Ianniello vd., 2002; Gaga, 2004; Dibb vd., 2007; Do Hur vd., 2007; Poulain vd., 2007; Bargagli, 2008; Ingersoll vd., 2008; Gabrielli vd., 2008; Paloluoğlu, 2008; Schneidemesser vd., 2008; Severi vd., 2008). Ancak kuru çökelmede iz element tayini için kar yüzeyi kullanımına pek rastlanmamıştır. Ankara'da Önal (2004) tarafından yapılmış çalışma, bu çalışmaya benzer olmakla beraber örneklemeler kontrolsüz (tepsisiz) yapılmıştır. Bu çalışmada ise örnekler hem kontrollü ve hem kontrolsüz toplanarak elementlerin kaybı araştırılmıştır.

Elementlerin Çözünürlükleri. Kar örneklerindeki elementlerin çözünürlük yüzdeleri Tablo 1'de verilmiştir. Çözünen fraksiyon, 0,45 µm por çapına sahip selüloz asetat membran filtreden geçen kısımdır. Çalışmada Mg ve Ni elementlerinin çözünürlük değerleri oldukça düşük bulunurken, %40 ile Ca ve %51 ile Na en yüksek çözünürlük değerlerine sahip bulunmuştur. Bu çözünürlük değerleri literatürde verilen diğer çalışmalara yakın çıkmıştır (Başak ve Alagha, 2004). Cu, K, Pb, V ve Zn elementlerinin kardaki çözünürlük değerleri sırasıyla %30, %11, %13, %11 ve %24 olarak bulunmuş ve bütün elementler için ortalama çözünürlük değeri %22,21 olmuştur.

Elementlerin genel çözünürlük sıralanması ise; Na > Ca > Cu > Cd > Zn > Pb > V > K > Mg > Ni şeklinde elde edilmiştir.

Tablo 1. Elementlerin yüzde çözünürlük değerleri

Element	% Çözünürlük
Ca	40,20
Cd	27,47
Cr	AL
Cu	30,32
K	10,97
Mg	7,59
Na	51,39
Ni	5,77
Pb	12,90
V	11,27
Zn	24,24

*AL: Algılama Limiti Altı

Element Kayıpları. Kontrollü (tepsili) ve kontrolsüz (tepsisiz) kar örneklerinde ki elementlerin konsantrasyon değerleri kullanılarak Eşitlik 1 yardımıyla yüzde kayıp değerleri hesaplanmış ve Tablo 2'de verilmiştir.

$$K = (T_p - T_s)*100/T_p \quad (1)$$

K, yüzde kayıp değeridir. T_p, tepsili ve T_s ise tepsisiz kar örneklerindeki elementlerin konsantrasyon değerleridir.

Tablo 2'de görüldüğü gibi elementlerin çözünen kısmının ortalama kaybı yaklaşık %30 bulunurken, çözünmeyen kısmının kaybı yaklaşık %25 olmuştur. Yani, tepsilerden alınan kar örneklere göre, yüzeyden alınan kar örneklerinde elementlerin çözünen fraksiyonu için yaklaşık %30'unun, çözünmeyen fraksiyonu için ise yaklaşık %25'inin kaybolduğu gözlenmiştir.

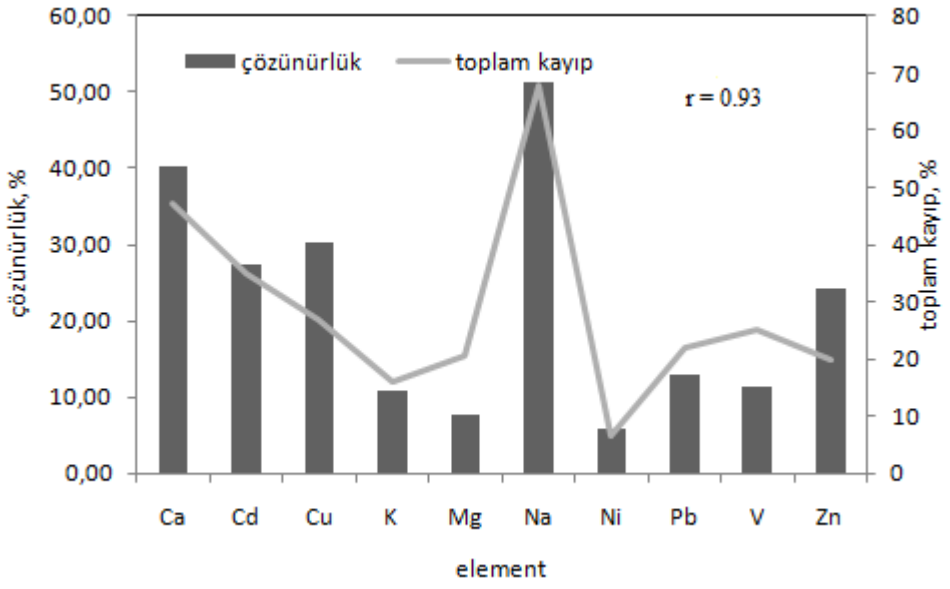
Elementlerin çözünürlükleri ile toplam kayıpları arasında ilişki araştırılmış ve yüksek bir pozitif korelasyon bulunmuştur (Şekil 2). Şekil 2'den görüldüğü gibi elementlerin çözünürlüğü arttıkça toplam kayıplarının da arttığı görülmüştür. Örneğin, en yüksek çözünen elementler olan Na ve Ca'ın toplam kayıpları da en yüksek, en düşük çözünürlüğe sahip Ni toplam kaybı da en düşük (% 6,7) bulunmuştur.

Sonuç olarak, iz elementlerin atmosferik çökelmesinin belirlenmesi için kar yüzeyli örnekleyicilerin kullanımında örneklemelerin kontrollü (tepsili) yapılması kaybı azaltarak daha sağlıklı bir çalışma olmasını sağlayacaktır.

Tablo 2. Elementlerin yüzde kayıp değerleri

Element	Çözünen Fraksiyonda Kayıp	Çözünmeyen Fraksiyonda Kayıp	Toplam Kayıp
Ca	68,52	32,02	47,31
Cd	33,29	35,40	35,02
Cr	AL	AL	AL
Cu	18,14	27,31	26,76
K	28,83	15,24	16,04
Mg	16,40	20,59	20,47
Na	84,81	44,90	67,76
Ni	9,31	6,57	6,70
Pb	13,70	22,42	21,89
V	3,73	26,53	25,27
Zn	19,01	18,94	19,78
ORT.	29,57	24,99	28,70

*AL: Algılama Limiti Altı



Şekil 2. Elementlerin çözünürlüklerine karşı toplam kayıpları

KAYNAKLAR

Bargagli, R. Environmental Contamination İn Antarctic Ecosystems. Scıence Of The Total Envıronment 400, 212 - 226. 2008.

Başak, B., Alagha, O. The chemical composition of rainwater over Büyükçekmece Lake, Istanbul. Atmospheric Research 71 275-288, 2004.

Dibb, J. E., Whitlow, S. I., Arsenault, M. Seasonal Variations In The Soluble Ion Content Of Snow At Summit, Greenland: Constraints From Three Years Of Daily Surface Snow Samples. Atmospheric Environment 41, 507 519. 2007.

Do Hur, S., Cunde, X., Hong, S., Barbante, C., Gabrielli, P., Lee, K., Boutron, C. F., Ming, Y. Seasonal Patterns Of Heavy Metal Deposition To The Snow On Lambert Glacier Basin, East Antarctica. Atmospheric Environment 41, 8567–8578. 2007.

Gabrielli, P., Cozzi ,G., Torcini , S., Cescon, P., Barbante, C., 2008. Trace Elements İn Winter Snow Of The Dolomites (Italy): A Statistical Study Of Natural And Anthropogenic Contributions. Chemosphere 72 1504 - 1509. 2008.

Gaga, E. Investıgatıon Of Polycyclıc Aromatıc Hydrocarbon (Pah) Deposıtıon In Ankara. Doktora Tezi, ODTÜ, Ankara. 2004.

Ianniello, A., Beine,H. J., Sparapani, R., Bari, F. D., Allegrini, I., Fuentes, J. D. Denuder Measurements Of Gas And Aerosol Species Above Arctic Snow Surface At Alert 2000. Atmospheric Environment 36,5299-5309. 2002.

Ingersoll, G. P., Mast, M. A., Campbell, D. H., Clow, D. W., Nanus, L., John T. Turk, J. T. Trends in snowpack chemistry and comparison to National Atmospheric Deposition Program results for the Rocky Mountains, US, 1993-2004. Atmospheric Environment 42 6098-6113. 2008.

Önal, G. Determination Of Dry Deposition Fluxes Of Trace Elements In An Urban Atmosphere. M.S. Thesis, Department Of Chemistry , Middle East Technical University, Ankara, Turkey. 2004.

Paloluoğlu, C. Erzurum Şehir Merkezinde Polisiklik Aromatik Hidrokarbonların Konsantrasyonlarının Alansal Dağılımı. Yüksek Lisans Tezi. A. Ü. Erzurum. 2008.

Poulain, A. J., Roy, V., Amyot, M. Influence Of Temperate Mixed And Deciduous Tree Covers On Hg Concentration And Photoredox Transformation In Snow. Geochimica Et Cosmochimica Acta 71 2448-2462. 2007

Schneidemesser , E. V., Schauer, J.J., Shafer, M.M., Hagler, G. S. W., Bergin, M. H., Steig, E. J. A Method For The Analysis Of Ultra-Trace Levels Of Semi-Volatile And Non-Volatile Organic Compounds İn Snow And Application To A Greenland Snow Pit. Polar Science. Polar Science 1-16. 2008.

Severi, M., Becagli, S., Castellano, E., Morganti, A., Traversi, R., Udisti, R. Thirty Years Of Snow Deposition At Talos Dome (Northern Victoria Land, East Antarctica): Chemical Profiles And Climatic İmplications. Microchemical Journal. 2008.

Sharma, M., McBean, E. A. PAH Deposition to Snow Surface Chemical Analysis and Interpretation of Results Research Articles Environ Sci & Pollut Res 8 (1) 11 - 18. 2001.

Steffena, A., Schroedera, W., Bottenheima, J., Narayana, J., Fuentesb, J. D. Atmospheric Mercury Concentrations: Measurements And Profiles Near Snow And İce Surfaces İn The Canadian Arctic During Alert 2000. Atmospheric Environment 36, 2653-2661. 2002.

Takeda, K., Marumoto, K., Minamikawa, T., Sakugawa, H., Fujiwara, K. Three-Year Determination Of Trace Metals And The Lead İsotope Ratio In Rain And Snow Depositions Collected İn Higashi-Hiroshima, Japan. Atmospheric Environment 34, 4525-4535. 2000.

İÇ ORTAM HAVA KALİTESİNİN İYİLEŞTİRİLMESİNDE GÜMÜŞ İYONLARI İÇEREN PVC MALZEMELERİN ANTİBAKTERİYEL ETKİSİNİN BELİRLENMESİ

Esra DOLAŞ[1], Gülen GÜLLÜ[1(*)], Sibel MENTEŞE[2]

[1] Hacettepe Üniversitesi, Ankara, 06800
[2] Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Çanakkale, 17020

ÖZET

Biyoaerosoller, iç ortamlarda önemli sağlık sorunlarına yol açan havadan kaynaklanan organik toz olarak tanımlanmaktadır. Biyoaerosollerin iç ortamdaki seviyeleri ise; sıcaklık, nem, mevsimsel ve coğrafi farklılıklar ile ortamda substrat bulunması ile yakından ilişkilidir. Bu nedenle, havadaki biyoaerosol kompozisyonunu ve konsantrasyonlarını azaltmak için bu faktörlerin biyoaerosollerin optimum büyüme koşullarını azaltacak yönde düzenlenmesine olanak sağlanmalıdır. Bu amaçla, havada en çok rastlanan biyoaerosol türlerinin seviyelerinin azaltılması için biyoaerosollerin büyümesini engelleme potansiyeli olabilecek gümüş iyonu ihtiva eden partikül içeren PVC malzemenin biyoaerosol giderimi verimi oda deneyi yapılarak araştırılmıştır. Gümüş iyonu taşıyan zirkonyum posfat katkılı PVC plaka, 1 m^3 hacmindeki cam oda içerisine yerleştirilerek, oda içine enjekte edilen bakteri konsantrasyonunun zamanla değişimi sürekli olarak ölçülmüştür. Buna göre, normal PVC malzemeyeye oranla, gümüş iyonu içeren zirkonyum fosfat katkılı PVC malzemenin ortamdaki bakteri konsantrasyonunu gidermede önemli bir etkisinin olduğu tespit edilmiştir. Bakteri giderim oranı havada çok sık rastlanılan ve gram (+) olan *B. subtilis* türü için ilk 20 dakikalık sürede %70'den %81 seviyelerine kadar ulaşmıştır.

Anahtar Sözcükler: Biyoaerosol, *B. subtilis*, Gümüş iyonu, Oda deneyi, PVC.

GİRİŞ

Yaşadığımız çevrede hastalıklara yol açan önemli etkenlerin başında gelen mikroorganizmalar ile her an temasta bulunmaktayız. Toplum sağlığının korunması açısından yaşadığımız ve çalıştığımız ortamların hastalık oluşturabilecek mikroorganizmalardan arındırılmasının önemi her geçen gün artmaktadır. Bu nedenledir ki, özellikle nanoteknolojik gelişmere paralel olarak günlük yaşantımızda sıklıkla kullandığımız cep telefonları, klavye, kapı kolları, merdiven trabzanları, iç çamaşırı, havlu, halı gibi pek çok ürüne antimikrobiyal etkinlik kazandırmayla ilgili yoğun teknolojik gelişmeler gözlenmektedir.

Günümüzde birçok sanayi ürününün üretilmesinde istenilenildiği gibi şekillendirilebilen, kararlı ve esnek bir özelliğe sahip Poli Vinil Klorür (PVC) gibi polimerik esaslı malzemeler yaygın olarak kullanılmaktadır. Polimerik malzemelere antimikrobiyal etkinlik kazandırabilmek için en sık kullanılan

* ggullu@hacettepe.edu.tr

teknikler, antimikrobiyal ajanı polimer reçine ile beraber karıştırmak (eklemek) ya da polimer zincirine alkil ve asetil gruplarından faydalanarak kimyasal olarak bağlamaktır. Polimerik biyositler olarak da adlandırılan antimikrobiyal polimerler, bakteri ve mantar gibi mikroorganizmaların büyümesini engelleyen bir işlevselliğe sahiptir.

Çok eski dönemlerden beri antimikrobiyal etkisi olduğu bilinen gümüş, civa, bakır, çinko gibi metal iyonları arasında, en sıklıkla kullanılan insanlar için toksik etkisi en düşük olduğu bilinen gümüştür (Zhao ve Stevens, 1997). Gümüş iyonlarının malzemeye eklenebilmesi için nano gözenekli inorganik bir yapıya sahip taşıyıcı bir ortama gereksinim duyulmaktadır. İnorganik taşıyıcı malzemeler olarak, silika veya diğer metal-oksitleri içeren doğal veya sentetik zeolitler, zirkonyumfosfat, kalsiyumfosfat, kalsiyum-çinko fosfat gibi iyon değiştirici kapasiteleri yüksek bileşikler en iyi antimikrobiyal taşıyıcı malzeme olarak gösterilmektedir (Schierholz vd., 1998). Bu malzemelerin sahip oldukları nano boyutlardaki gözenekli yapıları gümüş iyonu ile doldurulduğunda, antimikrobiyal ajan olarak kullanıma hazır olmaktadır. Antimikrobiyal ajanın eklenmesiyle elde edilen ürün de antibakteriyel özellik kazanmaktadır (Zhang vd., 2009).

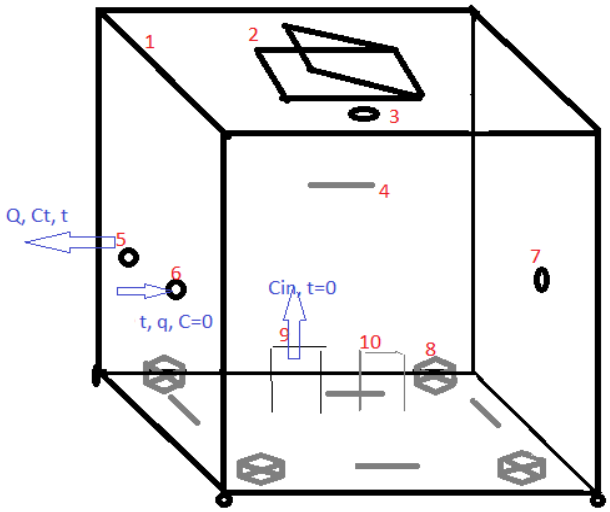
Gümüş iyonu içeren inorganik gözenekli malzeme içeren yüzeylerde, malzemenin fiziksel özelliği nedeniyle hava ile temas eden yüzeyde bulunan gümüş iyon konsantrasyonunun bakteri, mantar ve virüsler gibi oldukça geniş bir mikroorganizma grubunu uzun bir süre etkin bir şekilde yok edebilecek düzeyde olduğu yapılan birçok çalışma ile gösterilmiştir (Cowan vd., 2003; Galeano vd., 2003; Rusin vd., 2003; Morishita vd., 1998). Çalışmalarda bu tür malzemelerin yüzeylerinde mikroorganizmaların hızla öldüğü; gümüş içeren zirkonyum fosfat katkılı PVC malzemenin antimikrobiyal etkinliği ile ilgili gerçekleştirilen laboratuvar deneylerinde 24 saat içinde malzeme yüzeyinde bakterilerin %99.8 oranında öldüğü tespit etmiştir.

Bu çalışmada, gümüş iyonu içeren zirkonyum fosfat katkılı PVC malzemenin iç ortam havasında en çok rastlanan bakteri türlerinden birinin seviyelerinin azaltılmasındaki etkinliklerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla 1 m^3 kapalı bir cam oda içine nebülizör yardımıyla enjekte edilen bakteri sporlarının ortamda PVC yokken, Ag içeren PVC plaka ve Ag içermeyen PVC plaka bulunması durumunda, zamana karşı konsantrasyonlarındaki değişim gram (+) olan *Bacillus subtilis* için incelenmiştir. *B. subtilis*, yüksek sıcaklık ve UV ile parçalanmayan, oksidatif strese dayanıklı olduğu bilinen, en zor inhibe edilebilen dayanıklı sporları olan bir türdür (McKenney vd., 2010).

YÖNTEM

Materyal. Çalışma için kullanılan deney düzeneği aşağıdaki Şekil 1'de verilmektedir. Modelde şematik olarak belirtildiği gibi oda içinde havanın karşımını sağlamaya yönelik fanlar bulunmaktadır. Oda içine biyoaerosollerin enjeksiyonu ultrasonik nebülizör vasıtasıyla yapılmaktadır. Deney sırasında sıcaklık, nem, CO_2, CO ve partiküler madde konsantrasyonu ve çapı sürekli olarak ölçülmektedir. Farklı zaman aralıklarında ortamdaki bakteri konsantrasyonunun tespiti için tek basamaklı biyoimpaktör (SKC)

kullanılmıştır. İç ortamdaki biyoaerosol giderimine etkisi test edilen malzeme, sistem içerisinde asılı olarak tutulmaktadır. Ag iyonu taşıyan zirkonyumfosfat katkılı PVC malzemenin ortamdaki antimikrobiyal etkisi, sisteme yerleştirilen bu özelliğe sahip olmayan aynı boyutta normal PVC malzeme ile karşılaştırılmıştır. Malzemenin yüzey etkisini tespit edebilmek ve bakteri sporlarının doğal koşullarda değişimini görebilmek için, ortam boş olduğu durumda da bakteri giderim yüzdesi deneyleri gerçekleştirilmiştir. Antimikrobiyal malzemelerin etkinliklerinin belirlenmesine yönelik standart test metotları bulunmasına rağmen, bu malzemelerin ortam havasındaki etkinliklerinin belirlenmesine yönelik bir standart metot mevcut değildir. Ortam havasında kirleticilerin giderim hızının tespit edildiği çalışmalardan uyarlanarak bu tasarım hazırlanmıştır (Grinshpun vd., 2007; Lee vd., 2008).



1. 1m^3 hacminde cam oda modeli
2. Açılabilir cam kapak
3. CO_2, CO, sıcaklık ve nem prob girişi
4. UV lambası (6 tane)
5. Numune alma noktası
6. HEPA filtreden geçen temiz kuru hava girişi
7. Vakum vanası
8. Fanlar (4 tane)
9. Nebulizer
10. Partikül örnekleyici

Şekil 1. Oda deneyi modelinin şematik gösterimi

Ön Çalışmalar. Çalışmada kullanılan *B. subtilis* suşu liyofilize şekilde Refik Saydam Hıfsızıhha Merkezi Başkanlığı Kültür Koleksiyonu Laboratuvarı'ndan temin edilmiştir. *B. subtilis,* gram (+) bakteri olup, yapılan birçok araştırma sonucu olumsuz şartlara karşı çok dirençli olduğu kanıtlanmıştır. (Burton vd., 2005; Dhayal vd., 2006). Üreme koşulları Nutrient Broth ile rehidre edilerek, 30 ^{0}C ve 24- 48 saat inkübasyonu ile sağlanmıştır. Steril edilmiş Nutrient Broth sıvı besiyerine *B. subtilis* aşılanmıştır. 24 saat sonra spektrofotometrede 600nm dalga boyunda absorbans değeri ölçülmüştür. En yüksek absorbans değerinde ölçülen bakteri besiyeri çözeltisinden alınarak 10 dk santrifüj edilmiştir. Vorteks karıştırıcı ile karıştırılarak homojenliği sağlanmış çözelti nebulizer haznesine yerleştirilmiştir. Hazırlanan *B. subtilis* konsantrasyonu yaklaşık 10^8 CFU/mL'dir.

Deney Metodu. Biyoaerosollerin örneklenmesi ve analizinde National Institute of Occupational Safety and Health (NIOSH) Method-0800 "Bioaerosol Sampling (Indoor Air)" metodundan yararlanılmıştır. Örnekleme süresince oda modelinin içine yerleştirilen anlık ölçüm cihazları ile ortamdaki sıcaklık, bağıl

nem, CO_2 ve CO değerleri (Kanomax) ile partikül konsantrasyonu ve boyutu (DATARAM 4, Thermo) deney süresince kaydedilmiştir. Sistem içindeki sıcaklık ve nem değeri laboratuvar koşulları ile değişmekte olup, deney süresi boyunca gözlenen sıcaklık 24-28 ^{0}C aralığında, bağıl nem değeri ise aerosol verildiği an en fazla %60 olup deney süresi boyunca azalarak yaklaşık %25 olmaktadır. Bakteri spor çözeltisi oda içine yerleştirilen nebulizer ile sisteme enjekte edilmiştir. Modelin örnek alma noktasına monte edilen biyoimpaktör ile ortamdaki biyoerosoller örnekleyici içerisine yerleştirilen Plate count besiyeri üzerine toplanmıştır. Örnekleyicinin bağlı olduğu vakum pompanın çekiş debisi 28.3 L/dk olup, örnekleme süresi 2 dakikadır. Bakteri enjeksiyonu yapılmadan önce oda içindeki temel koşulları tespit etmek üzere, enjeksiyon bittiği an ve sonrasında 70 dk boyunca 10 ar'dk zaman aralıkları ile örnekler alınmıştır vet üm deneyler 3 tekrarlı olarak yapılmıştır. Her deney serisinden önce sistemin biyoaerosollerden arındırılması sağlanmalıdır. Bu işlem her seri öncesinde ortamdaki havanın vakum pompa ile çekilmesi ve sonrasında 2 saat UV lambalar ile sağlanmıştır. Deney serilerinden önce alınan temel koşul numuneleri sistemin sterilizasyonunun bu yöntem ile sağlanabildiğini göstermektedir. Deney süresi boyunca test odasının havasından alınan örnekler 30 ^{0}C, 48 saat inkübasyon sürecinden sonra koloni sayımı ile bakteri konsantrasyonu (CFU/m^3) belirlenmiştir. Koloni sayımı floresan ışık altında yarı-otomatik koloni sayacı kullanılarak yapılmıştır. *B. subtilis* konsantrasyonunun iç ortam modelinde değişimi;

(a) Boş (PVC plakasız)
(b) Normal PVC plakalı (plakanın toplam yüzey alanı :1520 cm^2)
(c) Ag-PVC plakalı (plakanın toplam yüzey alanı: 1520 cm^2)

olmak üzere 3 farklı durumda izlenmiştir. Ortamdaki biyoaerosollerin zamana karşı giderim yüzdeleri (1) nolu denklem kullanılarak grafiğe aktarılmıştır.

$$Giderim\ Yüzdesi = ((C_0 - C)/C_0) * 100 \quad (1)$$

Denklemde;

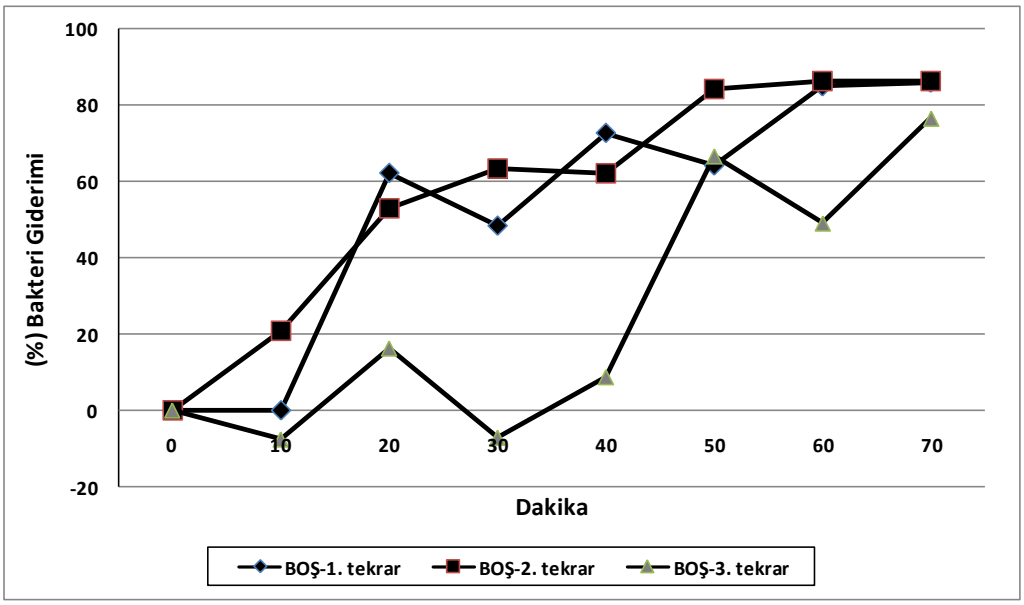
C_0 = Enjeksiyon bittiği andaki (t =0) *B. subtilis* konsantrasyonu
C = t anındaki *B. subtilis* konsantrasyonu

TARTIŞMA

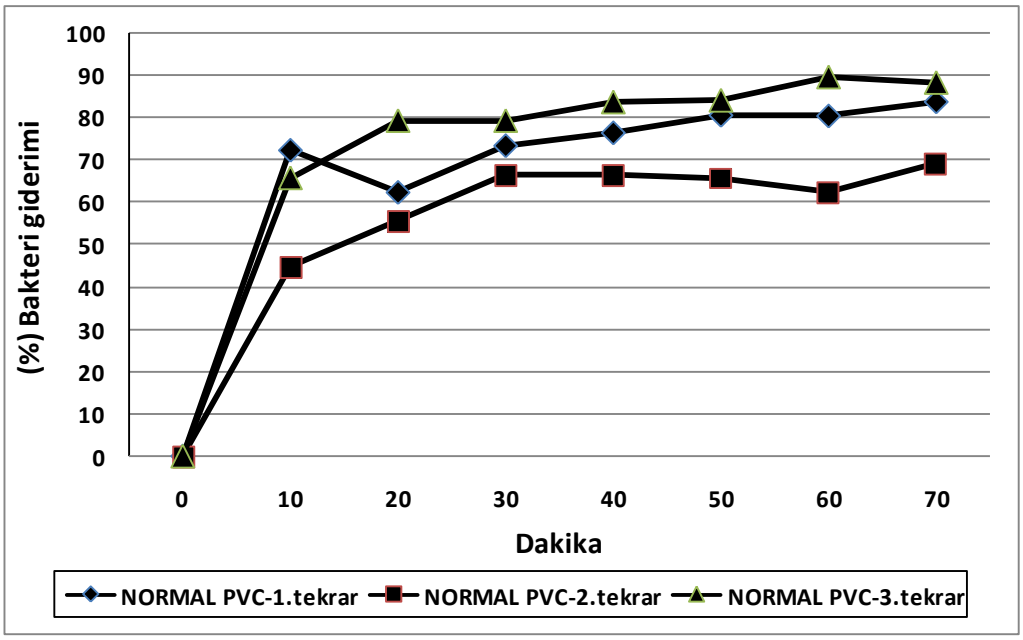
Tasarlanan test odasına herhangibir plaka yerleştirilmemesi durumunda hedef bakteri türü olan *B. subtilis*'in zaman ile değişimi araştırılmıştır. (1) nolu denkleme göre *B. subtilis*'in giderim yüzdesi 3 tekraralı deneme çalışmalarının sonuçları dikkate alınarak hesaplanmıştır (Şekil-2). Şekil 2'ye göre *B. subtilis* konsantrasyonunun özellikle 20.dakikaya kadar hızla azaldığı, sonraki süreçte ise daha yavaş bir hızla azaldığını görmekteyiz.

Test odasına PVC-plakanın yerleştirilmesi durumunda hedef bakteri türü olan *B. subtilis*'in zaman ile değişimi araştırılmıştır. (1) nolu denkleme göre *B. subtilis*'in giderim yüzdesi 3 tekrarlı deneme çalışmalarının sonuçları dikkate alınarak hesaplanmıştır (Şekil-3). Figü 3'e göre *B. subtilis* konsantrasyonunun

özellikle 10.dakikaya kadar hızla azaldığı, sonraki süreçte ise daha yavaş bir hızla azaldığı görülmektedir.



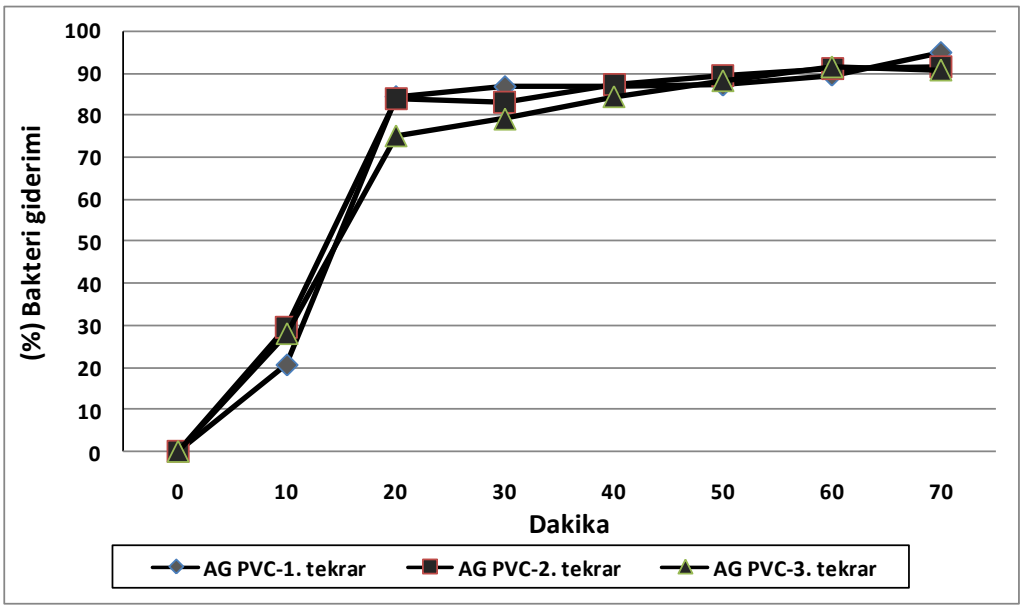
Şekil 2. Sistemde herhangi bir plaka olmadan *B.subtilis* konsantasyonunun zamana bağlı giderim yüzdesi



Şekil 3. Sistemde normal PVC bulunması durumunda *B. subtilis* konsantasyonunun zamana bağlı giderim yüzdesi

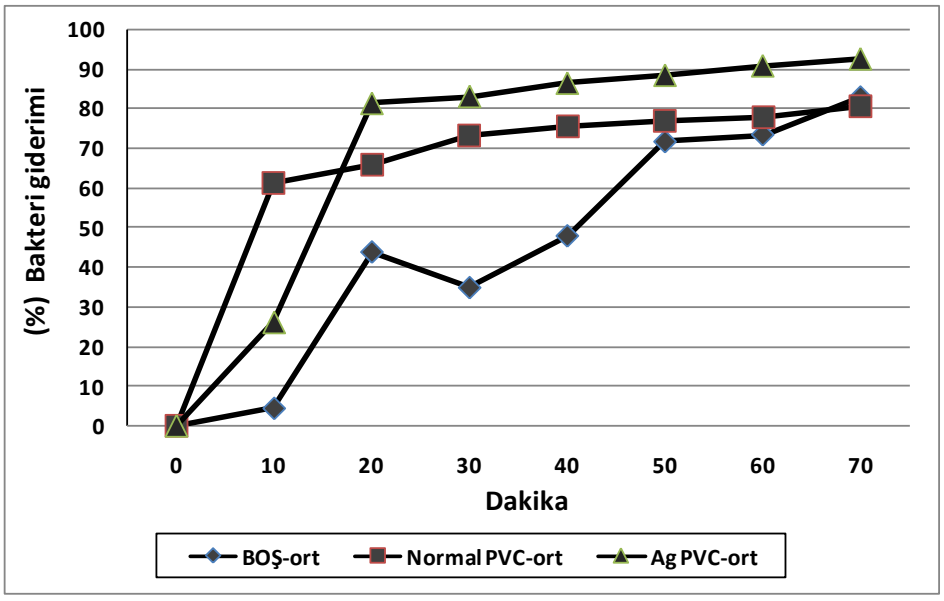
Test odasına Ag katkılı PVC-plakanın yerleştirilmesi durumunda hedef bakteri türü olan *B. subtilis*'in zaman ile değişimi araştırılmıştır. (1) nolu denkleme göre *B. subtilis*'in giderim yüzdesi 3 tekrarlı deneme çalışmalarının sonuçları dikkate alınarak hesaplanmıştır (Şekil-4). Şekil 4'e göre *B. subtilis* konsantrasyonunun özellikle 20.dakikaya kadar hızla azaldığı, sonraki süreçte

ise daha yavaş bir hızla azaldığını ve nihai olarak %90'ının üzerinde bir giderim verimine ulaştığı görülmektedir.



Şekil 4. Sistemde Ag-PVC bulunması durumunda *B. subtilis* konsantasyonunun zamana bağlı giderim yüzdesi

Test odasına herhangibir plaka yerleştrilmemesi, PVC plaka yerleştirilmesi ve Ag katklı PVC plaka yerleştirilermesi durumlarında hedef bakteri türü olan *B. subtilis*'in zaman ile değişimi araştırılmıştır 3 tekrarlı denemelerin ortalamaları alınarak hesaplanmıştır (Şekil-5). Şekil 5'e göre *B. subtilis* konsantrasyonunun en yüksek giderim verimi Ag-katkılı PVC'nin sistemde olması durumunda gözlenmiştir.



Şekil 5. Çalışılan 3 farklı sistem (Boş, Normal-PVC ve Ag-PVC olması durumları) için *B. subtilis* konsantasyonunun zamana bağlı ortalama giderim yüzdeleri

SONUÇLAR

B. subtilis'in oda deneyi modelinde zamana bağlı konsantrasyon değişimi izlenmiştir. Ortama yaklaşık 10^8 CFU/mL konsantrasyonda verilen bakteri sporunun oda içindeki maksimum düzeyi 0.7-1.0x10^4 CFU/m^3 arasında değişmektedir. *B. subtilis* konsantrasyonunun 70 dakikalık deney süresi boyunca ortamın sıcaklık ve nem gibi değişkenlerine bağlı olarak farklılık gösterdiği görülmüştür.

Sistemde 70 dakika sonunda ortamdaki bakterilerin %93'ünün giderildiği tespit edilmiştir. Bu oran gümüş iyonu içermeyen PVC plakalı deneylerde %80 olarak tespit edilmiştir. Oda içine gümüş iyonu içeren PVC yerleştirilmesi durumunda *B. subtilis* konsantrasyonundaki giderim yüzdesi deney süresi boyunca Ag içermeyen PVC'ye göre belirgin olarak daha yüksek (ort. %13) bulunmuştur. Ag iyonu içeren PVC plakasının ortam havasındaki bakteri giderimi üzerinde belirgin bir etkisi olduğu tespit edilmiştir.

Plaka yerleştirilmeden yapılan deneylerde malzeme yüzeyine aerosol yapışma etkisi olmadığı için başlangıçtan deney sonuna kadar, diğer plakalı deneylere oranla daha bakteri giderim değeri daha düşük olarak gerçekleşmiştir. Bu nedenle bakteri konsantrasyonunun azalmasında gümüş iyonunun etkisini belirlemek için normal PVC ve gümüş iyonu içeren PVC yerleştirilmesi durumunda elde edilen sonuçlar kıyaslanmalıdır.

Sisteme gümüş iyonu içeren PVC yerleştirilmesi durumunda, *B. subtilis* konsantrasyonundaki giderim yüzdesi deney süresi boyunca normal PVC yerleştirildiği durumdaki *B. subtilis* konsantrasyonundan yüksek bulunmuştur. 20. dakikanın sonunda, ortamda Ag içeren PVC bulunduğu durumda bakteri giderimi %81 civarında gözlenirken, Ag içermeyen PVC deneyinde %65, boş durumda iken %45 olarak gözlenmiştir. Ag içeren plakanın ilk 20 dakika içindeki bakteri giderim verimine etkisi %16 olarak tespit edilmiştir. Tüm deney süresince Ag katkılı PVC'nin ortalama olarak %13'lük bir ilave giderim sağladığı tespit edilmiştir.

Yapılan araştırmalarda hücre yapısının dayanıklılığı nedeniyle UV ışığı, sıcaklık, oksidatif stres ve Ag iyonu ile dezenfeksiyona birçok mikroorganizmaya oranla daha dirençli olduğu kanıtlanan *Bacillus Subtilis* ile elde edilen bu giderim yüzdesinin diğer mikroorganizmalarla yapılacak olan çalışmalarda daha yüksek olacağı düşünülmektedir.

TEŞEKKÜRLER

Deney ortamının tedarik edilmesindeki desteklerinden dolayı Erpen A.Ş.'ye teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Burton, N., Adhikari, A., Grinshpun, S., Hornung, R., Reponen, T. The effect of filter material on bioaerosol collection of Bacillus subtilis spores used as a

Bacillus anthracis simulant, Journal of Environmental Monitoring, 7 475-480, 2005.

Cowan, M.M., Abshire, K.Z., Houk, S.L., Evans, S.M. Antimicrobial efficacy of a silver-zeolite matrix coating on stainless steel, J Ind Microbiol Biotechnol., 30 (2) 102-6, 2003.

Dhayal, M., Lee, S.Y., Park, S.U. Using low-pressure plasma for *Carthamus tinctorium* L. seed surface modification, Vacuum 80 499–506, 2006.

Galeano, B., Korff, E., Nicholson, W.L. Inactivation of vegetative cells, but not spores, of Bacillus anthracis, B. cereus, and B. subtilis on stainless steel surfaces coated with an antimicrobial silver- and zinc-containing zeolite formulation, Appl Environ Microbiol, 69 (7) 4329-31, 2003.

Grinshpun, S.A., Adhikari, A., Honda, T., Kim, K.Y., Toivola, M. vd. Control of Aerosol Contaminants in İndoor Air: Combining the Particle Concentraton Reduction with Microbial Inactivation, Env. Sci. Tec., 41 606-612, 2007.

Lee, B., Yun, S., Ji, J., Bae, G. Inactivation of *S. epidermidis*, *B. subtilis*, and *E. coli* bacteria bioaerosols deposited on a filter utilizing airborne silver nanoparticles, Journal of microbiology and biotechnology, 18 176-182, 2008.

McKenney, P., Driks, A., Eskandarian, H., Grabowski, P., Guberman, J., Wang, K. vd. A Distance-Weighted Interaction Map Reveals a Previously Uncharacterized Layer of the Bacillus subtilis Spore Coat, Current Biology, 20 10 934-938, 2010.

Morishita, M., Miyagi, M., Yamasaki, Y., Tsuruda, K., Kawahara, K., Iwamoto, Y. Pilot study on the effect of a mouthrinse containing silver zeolite on plaque formation, J Clin Dent., 9 94–96, 1998.

Rusin, P., Bright, K., Gerba, C. Rapid reduction of Legionella pneumophila on stainless steel with zeolite coatings containing silver and zinc ions, Lett Appl Microbiol., 36 (2) 69-72, 2003.

Schierholz, J., Lucas, L., Rump, A., Pulverer, G. Efficacy of silver-coated medical devices, Journal of Hospital infection, 40 257-262, 1998.

Zhang, Y., Zhong, S., Zhang, M., Lin, Y. Antibacterial activity of silver-loaded zeolite A prepared by a fast microwave-loading method, Journal of materials science, 44 457-462, 2009.

Zhao, G., Stevens, S.E. Multiple Parameters for the Comprehensive Evaluation of the Susceptible of *Escherichia coli* to the Silver Ion, Department of Microbiology and Molecular Cell Sciences, The University Memphis, USA, 1997.

UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN İZMİR ATMOSFERİNDE ZAMANSAL VE YERSEL DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ

Yetkin DUMANOĞLU(*), Abdurrahman BAYRAM

Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Tınaztepe Kampüsü Buca, İzmir, 35160

ÖZET

İzmir'de uçucu organik bileşiklerin (VOC) zamansal ve yersel değişimlerinin belirlenmesi amaçlanmış ve çalışmada pasif örnekleme yöntemi kullanılmıştır. Örneklemeler Ocak 2007- Nisan 2008 tarihleri arasında ve 16 örnekleme noktasında gerçekleştirilmiştir. Bölgelere göre endüstri bölgesinde ortalama $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonlarının 85,1-122,7 µg m^{-3} aralığında, kentsel bölgede 72,1-113,3 µg m^{-3} aralığında, yarıkentsel bölgede 49,2-95 µg m^{-3} aralığında değiştiği, kırsal bölgede de 76,5 µg m^{-3} olduğu gözlenmiştir. Örnekleme dönemi içerisinde $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi de incelenmiştir. Petrokimya tesislerinin ve petrol rafinerisinin bulunduğu bölge dışındaki tüm örnekleme noktalarında $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonları kış döneminde yaz döneminden daha yüksek bulunmuştur. Methylcyclopentane, n-pentane, ethyl acetate ve iso-pentane örnekleme noktalarında en yüksek konsantrasyona sahip bileşikler olmuştur. Örnekleme noktalarında BTEX bileşiklerinden en yüksek ölçülen ise toluene'dir ve BTEX bileşiklerinin $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonuna katkısı %10'dur. T/B oranının kış döneminde düşük olması evsel ısınmanın benzene kaynağı olduğunu göstermiştir. $\sum_{64} VOC$ alkan-alkenler, aromatikler, halojenler ve oksijenli VOC türlerine göre gruplandırıldığında, alkan-alken grubunun payının %60 olduğu ve bu katkının mevsimsel olarak değişmediği görülmüştür.VOC bileşiklerini önemli ozon öncülleri olası nedeni ile ozon oluşum potansiyelleri (OOP) de incelenmiştir. 1,3,5-trimethyl benzene, 3-methylpentane, ethylacetate, iso-pentane, m,p-xylene, methylcyclopentane, n-pentane, oluene, o-xylene OOP en yüksek bileşikler olarak bulunmuştur.

Anahtar Sözcükler: Uçucu Organik Bileşikler (VOC), pasif örnekleme, İzmir, BTEX, ozone oluşum potansiyeli.

GİRİŞ

Uçucu organik bileşikler atmosfer kimyasını ve insan sağlığını etkileyen önemli bileşiklerdir (WHO, 2000). Bu bileşikler stratosferik ozonun tüketilmesi, toksik özelliğe sahip ikincil kirleticilerin (troposferik ozon, peroxyacetylnitrate) oluşumunda ve forokimyasal reaksiyonlarada önemli bir paya sahiptir (Filella ve Penuelas, 2006; Hung-Lung vd., 2007). Her bir uçucu organik madde bileşiği farklı reaksiyon hızlarına ve özelliklerine sahip olması yukarıda belirttiğimiz reaksiyonlarda farklı özelliklere sahip olduklarını

* yetkin.dumanoglu@deu.edu.tr

göstermektedir. Bu nedenle VOC 'nin oluştuğu kaynakları ve bileşiklerin tekil olarak konsantrasyonları izlenmesi gereken parametreler olmuştur. Akdeniz VOC kaynak oluşturacak biyojenik ve antropojenik kaynakları bünyesinde barındırması ve fotokimyasal reaksiyonlarda önemli bir parametre olan güneş radyasyonun önemli değerlere ulaştığı bir bölge olması nedeniyle uçucu organik bileşiklerin izlenmesi gereken bir bölge olmuştur.

Dünya genelinde, Türkiye'de ve İzmir'de atmosferdeki VOC konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla çalışmalar yapılmıştır. Genel olarak en önemli VOC kaynaklarının motorlu araç eksozları, solvent ve yakıt buharları, doğal gaz ve sıvılaştırılmış petrol gazı olduğu belirlenmiştir (Na vd., 2004; Elbir vd., 2007; Grant vd., 2008). Özellikle endüstri bölgelerindeki VOC kaynakları da petrokimya endüstrisi, kimya endüstrisi, boya endüstrisi ve boyoama-ambalaj sanyi olarak sayılabilmektedir.

İzmir hem Akdeniz iklime sahip bir kent olması hem de VOC kaynağı olabilecek özellikteki yukarıda saydığımız birçok kaynağı bünyesinde barındıran bir kent olması nedeni ile uçucu organik madde bileşiklerinin önemle izlendiğibir kent olmuştur. İzmir'de geçmişte yapılan çalışmalarda örneklem aktif örnekleme işşe yapılnmıştır bu çalışmada ise VOC konsantrasyonlarının belirlenmesinde pasif örnekleme yöntemi kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlar haftalık ortalam konsantrasyonları temsil etmiş ve tüm noktada eş zamanlı elde edilmiştir. Çalışmada uçucu organik bileşik gruplarının konsantrasyonları (alkan ve alkenler, aromatikler, halojenler ve oksijenli bileşikler) ve toplam VOC konsantrasyoanlrına katkısı, VOC bileşiklerinni zamanasal ve yersel değişimleri, VOC'nin birbirleri ve meteorlojik parametreler ile olan ilişkisi ve bileşiklerin ozon oluşum potansiyelleri incelenmiştir.

YÖNTEM

Hava örnekleri Ocak-2007 ve Nisan-2008 tarihleri arasında İzmir ve çevresinde toplam 16 noktada alınmıştır. Örnekleme noktaları kirletici kaynaklara olan yakınlıklarına göre gruplandırılmışlardır. Nokta-2 kırsal bölgeyi; Nokta-4,5,6,10,14 yarıketsel bölgeyi; Nokta 1,7,8,9,12,13 kentsel bölgeyi; Nokta- 3,11,15,16 endüstri bölgesini temsil etmektedir. 3 numaralı noktanın bulunduğu endüstri bölgesinde haddehane, kimya endüstrisi, plastik endüstrisi ve kağıt endüstrisi alanında üretim yapan tesisler, Nokta-11,12, 15 ve 16 numaralı noktaların içinde bulunduğu bölgede de petrol rafinerisi, petrokimya tesisi ve demir-çelik tesisleri bulunmaktadır. Nokta- 7,8,9 ve 13 kentsel bölgede seçilmiş noktalardır, bu noktalar çevresinde genellikle yüksek katlı binalar bulunmaktadır. Nokta-5 ve Nokta-14 ise İzmir'de bulunan iki kampüs alanına yerleştirilmiştir. Nokta -5 şehir merkezinin güneydoğusunda bulunan ve otoban kenarında bulunan kampüs alanına, Nokta-14'de şehir merkezinin güney batısında bulunan kampüs alanına yerleştirilmiştir.

Örnekleme süresince meteoroloji verileri (rüzgar hızı, bağil nem, sıcaklık, basınç, yağış ve güneşlenme şiddeti) çalışma alanı içerinde bulunan dört farklı meteoroloji istasyonundan sağlanmıştır. Üç istasyon Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü tarafından kent merkezine yerleştirilmiş istasyonlardır,

dördüncü istasyon ise İzmir Yüksek Teknoloji Enstitiüsü tarafından kampüs alanı içerisinde kurulmuş bir istasyondur. Bu istasyonlardan elde edilen yıllık ortalama sıcaklık değeri 15°C olarak belirlenmiştir. En sıcak ve en soğuk aylar arasında sıcaklık farkı 20°C'dir. Nem ortalaması yaz döneminde % 42, kış döneminde % 65 olarak ölçülmüştür. Rüzgar hısında ise yaz ve kış dönemi arasında önemli bir farklılık görülmemiştir. İzmir'de yıllık rüzgar hızı ortalaması 3 m sn-1 olarak ölçülmüştür. Akdeniz ikliminin hakim olduğu İzmir'de güneşlenme şiddeti de kış döneminde 1,8 W cm^{-2} ölçülürken bu değer yaz döneminde 4,1 W cm^{-2}'ye yükselmiştir.

Örnekleme dönemi boyunca her noktadan toplam 29 örnek toplanmıştır (toplam 16x29 örnek). VOC örneklemeleri Radiello® marka pasif örnekleyici ile yapılmıştır. VOC örneklerinin toplandığı tüpler 1 hafta boyunca arazide bırakılmış ve örneklemeler 1 ayda 2 haftayı kapsayacak şekilde yapılmıştır. Örnekleme işlemi tamamlandıktan sonra etiketlenmiş örnekler analizlenmek amacıyla laboratuvara getirilmiş ve cam tüpler içerisinde bulunan aktif karbon tüpleri üzerine 2,0 ml carbon disülfide (CS_2) ilave edilmiştir. Örnekler 15 dakika ultrasonik banyoda ekstrakte edildikten sonra üst tarafta berrak kısmın oluşması için 15 dakika santrifüjlenmiş ve berrak kısım GC-MS'de analizlenmek üzere 2 ml'lik cam tüplere aktarılmıştır.

Örneklerde 83 adet VOC bileşiği analizlenmiştir. Bu bileşikler Amerika Birleşik Devletleri Çevre Ajansı tarafından belirlenmiş ozon öncülleridir (US, Environmental Protection Agency,1999). Örnekler, kütle seçici dedektörü (MSD, Agilent 5973 inert MSD) olan bir gaz kromatografi sistemi (GC, Agilent 6890N) ile analiz edilmiştir. Kromatografik kolon HP5-MS (30 m, 0,25 mm, 0,25 mm) ve taşıyıcı gaz helyumdur (1ml dk^{-1} ve 36 cm s^{-1} doğrusal hız). Split oranı olarak 1:20, inlet sıcaklığı olarak ise 240 ºC kullanılmıştır. Analiz sırasında fırın sıcaklığı 40 °C'de başlatılıp 5 °C dk^{-1}'lık artışla 120 °C'ye yükseltilmiş ve 1 dk bu sıcaklıkta tutulmuştur.

Analiz işlemleri ardından VOC konsantrasyonları Fick yasası olarak bilinen formül (1) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$C = \frac{m_d - m_b}{Q_K \times t} \quad (1)$$

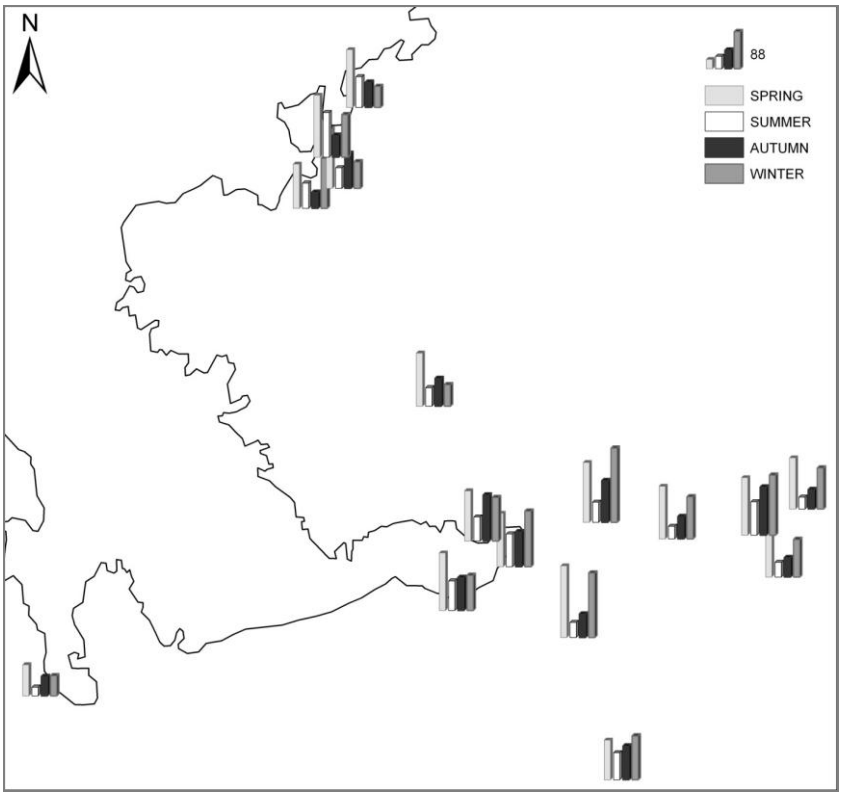
m_d=örnekteki bileşik kütlesi (µg)
m_b=kördeki bileşik kütlesi (µg)
t=örnekleme süresi (dak)
Q_K= örnekleme debisi (ml dak^{-1})

Hesaplamada kullanılan örnekleme debisi 298 Kelvin'deki sıcaklık değerlerine göre hesaplanmıştır. Dış hava sıcaklığına göre değişen değerler olması nedeni ile aşağıda verilen formüle (2) göre hesaplanmaktadır. Örnekleme debisi sıcaklık dışında %15-90 aralığında değişen nemden ve 0,1-10m sn^{-1} aralığında değişen rüzgar hızından etkilenmemektedir (Radeillo, 2006).

$$Q_K = Q_{298} \times \left(\frac{K}{298}\right)^{1,5} \quad (2)$$

TARTIŞMA

VOC Konsantrasyonlarının Yersel Değişimi. Çalışmada alkan-alken, aromatik, halojenli ve oksijenli VOC gruplarını içeren toplam 83 adet bileşik incelenmiştir. Bu bileşiklerden 64 adeti 16 noktada yapılan örneklemelerin genelinde gözlenmiştir. Ortalama toplam VOC ($\sum_{64} VOC$) konsantrasyonlarının İzmir'deki coğrafi dağılımı Şekil 1'de verilmiştir. Endüstri bölgesindeki ortalama $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonları 85,1-122,7 µg m^{-3} aralığında, kent merkezinde 72,1-113,3 µg m^{-3} aralığında, yarıkentsel bölgede 49,2-95 µg m^{-3} aralığında değişmiş ve kırsal bölgede de 76,5 µg m^{-3} olarak hesaplanmıştır. Hesaplanan konsantrasyonlardan da görüldüğü gibi konsantrasyonlar en yüksek endüstri bölgesinde ölçülmüş ve sırasıyla kentsel bölge ve yarı kentsel bölgelerde azalan değerler görülmüştür.



Şekil 1. VOC konsantrasyonlarının İzmir'de 16 örnekleme nokyasında yerel ve mevsimsel değişimi

Örnekleme süresince elde edilen haftalık ortalama konsantrasyonlarda elde edilen en düşük ve en yüksek değerler Tablo 1'de verilmiştir. Bu değerlere göre en küçük konsantrasyon Nokta-5 (yarıkentsel)'de ölçülmüş 9,8 µg m^{-3} değeridir. En yüksek konsantrasyon ise 47,1 µg m^{-3} ile Nokta-3 (endüstri)'de ölçülmüştür. Haftalık ortlamalardan elde edilen en yüksek konsantrasyonlara bakıldığında en düşük değer 130,2 µg m^{-3} (Nokta-14, yarıkentsel) en yüksek değer ise 374,6 µg m^{-3} (Nokta-16, endüstri) olarak ölçülmüştür.

Tablo 1. İzmir'de ölçülen ortalama $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonları

Nokta	Min	Ortalama	Ortanca	%95	SS*	Max
N-1	11,9	77,6	57,8	158,0	65,5	324,7
N-2	11,5	76,5	38,5	243,9	78,0	303,1
N-3	47,1	122,7	134,3	185,1	46,4	203,9
N-4	15,6	73,3	57,2	188,1	52,17	201,5
N-5	9,8	90,9	74,4	278,5	81,1	313,9
N-6	13,3	95,0	49,3	278,1	91,0	320,2
N-7	21,3	87,6	64,3	193,2	55,4	224,5
N-8	31,8	101,9	93,9	186,9	51,0	246,4
N-9	22,9	113,3	68,2	285,1	93,1	360,1
N-10	11,3	78,3	48,9	166,6	73,1	373,9
N-11	16,1	86,6	57,1	208,7	63,4	219,6
N-12	19,2	100,3	76,8	228,1	72,7	327,1
N-13	15,0	72,1	50,0	149,4	48,0	162,8
N-14	11,1	49,2	36,4	123,4	36,0	130,2
N-15	18,1	85,1	46,1	225,9	69,8	275,1
N-16	20,8	98,0	66,5	259,8	83,0	374,6

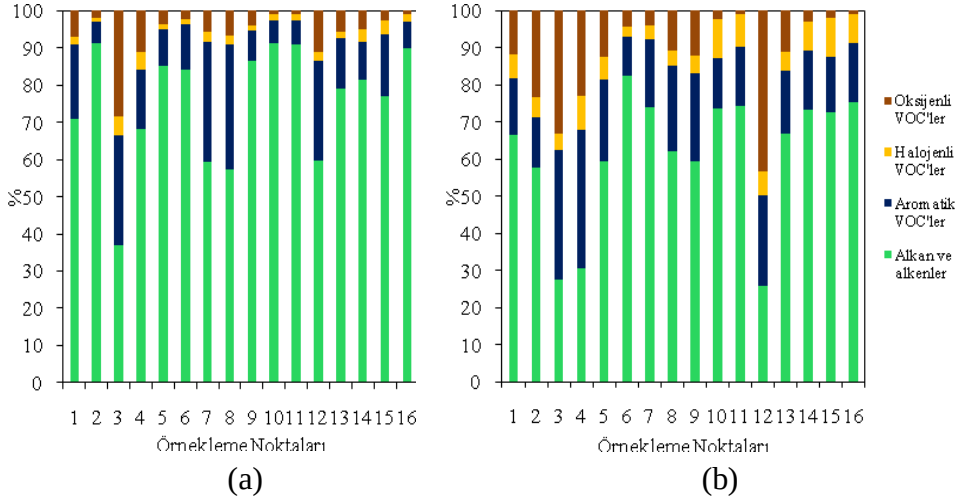
*Standart sapma

VOC Konsantrasyonlarının Mevsimsel Değişimi. Yaklaşık 1 yıl boyunca elde edilen haftalık ortalam konsantrasyon değerleri dikkate alınarak VOC konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi incelenmiştir. Ortalama $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi Şekil 1'de gösterilmektedir. Yapılan birçok çalışmada olduğu gibi (Pankow ve ark., 2003; Na ve ark., 2003-2005, Filella ve Penuelas, 2006; Parra ve ark., 2009) İzmir'de de ölçüm yapılan noktaların genelinde kış döneminde yüksek konsantrasyonlar, yaz döneminde ise düşük konsantrasyonlar ölçülmüştür. Kış ve yaz konsantrasyonlarındaki farklılık Nokta-6 ve 13'de 1,5 kat, Nokta-1,3,8,10,12 ve 14'de 2 kat, Nokta-2,4 ve 9'da 3 kat, Nokta-5'de 4 kat oluşmuştur. Literatürden elde edilen bilgilere göre VOC konsantrasyonlarının mevsimsel değişiminin sebepleri (1)OH^- radikallerinin yoğunluğunun mevsimsel olarak değişimi, (2) hidrokarbon kaynaklarının etkinliğinin mevsimsel olarak değişimi, (3)yaz döneminde atmosfer karışma yüksekliğinin düşey yönde artışı ve (4) kış döneminde atmosferin kararlılığının yüksek olması olarak belirlenmiştir (Cheng ve ark., 1997; Na ve ark., 2005). Çalışmada radiosonde ölçümlari ve saatlik sıcaklık değerleri kullanılarak Holzworth (1967) tarafından belirlenmiş metod ile günlük karışma yüksekliği değerleri hesaplanmış ve yaz ve kış mevsimi karışma yüksekliği değerleri arasında istatistiksel bir farklılığın olduğu belirlenmiştir ($p<0,01$). Yaz döneminde karışma yüksekliği 1440 m'lere ulaşırken bu değer kış döneminde 940 m olarak belirlenmiştir. Kış döneminde VOC'nin artmasına sağlayacak kaynakların artması (evsel ısınma)ve kış döneminde karışma yüksekliğinin düşük olması atmosfere verilen kirleticilerin seyrelmeden kalmalarına sebep olmuştur.

Nokta-11, 15 ve 16'da ise yukarıda yazılanların tam tersine yaz dönemi VOC seviyeleri kış dönemindeki seviyelerden yüksek bulunmuştur. Bu noktaların

petrol rafinerisi ve petrokimya tesisinin bulunduğu bölgede olması, sıcaklık artışı nedeniyle dolum tesislerinde ve depolama bölgelerinde buharlaşmanın artışı bu bölgelerde yaz döneminde atmosferde yüksek VOC konantrasyoanlrının gözlenmesine neden olmuştur.

Alkan-alken, aromatic, halojenli ve oksijenli gruplarını mevsimsel değişimi Şekil 2'de verilmiştir. Örnekleme noktalarında alkan-alken gruplarının toplam VOC konsantrasyonlarına katkısı hem yaz döneminde hem de kış döneminde %60'ın üzerindedir. Aromatiklerin katkısı 15 ile %35 aralığında değişmiştir. Bunların dışında kalan halojenli VOC'lerin katkısı %5, oksijenli VOC'lerin katkısı ise %15 olarak belirlenmiştir. Nokta-3,4 ve 12'de VOC gruplarının katkısı özellikle yaz döneminde diğer noktalardaki oranlardan farklıdır. Aromatik ve oksijenli bileşiklerin katkısı bu noktalarda %20'nin üzerinde olmuştur. Özellikle Nokta-3'de hem yaz hem de kış döneminde bu bileşiklerin katkısı oldukça yüksektir. Örnekleme noktalarında genellikle kış döneminde aromatiklerin katkısı azalmış, alkan ve alken gruplarının katkısı artmıştır. Bu kullanılan yakıt türlerini mevsimsel olarak değişiklik göstermesi ve kış döneminde yanma işleminde etkin olan sıcaklık değerlerinin düşük olmasıdır (Cheng ve ark.,1997). Özellikle kent merkezinde ve endüstri bölgesinde bulunan noktalarda alkan ve alken bileşikleri ile aromatik bileşiklerin katkısı %84-95 aralığında olmuş ve mevsimsel bir değişim göstermemiştir.



(a) (b)

Şekil 2. Alkan-Alken, aromatik, halojen ve oksijenli bileşiklerin toplam VOC'lere katkısı, (a) kış mevsimi, (b) yaz mevsimi

BTEX ve 1,3,5-trimethyl benzene bileşiklerinin Yersel Değişimi. Aromatik bileşikler özellikle benzene, toluene, ethyl benzene, xylene bileşikleri (BTEX) ve 1,3,5-trimethyl benzene insan sağlığına olan zararlı etkileri ve ozon oluşumundaki önemlileri nedeni ile incelenmesi gereken bileşiklerdir (Carter, 1994; Na ve ark., 2003; Parra ve ark., 2006). Aromatik VOC'lerin fosil yakıtların kullanımı (benzenli ve dizel motorlar), yakıtların buharlaşması, solvent kullanımı ve atıkların biyolojik olarak parçalanması işlemleri gibi birçok yaygın kaynağı bulunmaktadır (Gee ve Sollars, 1998; Na ve ark., 2005; Elbir ve ark., 2007). Yukarıda saydığımız nedenlerden dolayı bu bileşikler ayrı bir bölüm de incelenmiştir.

Ocak 2007-Nisan 2008 tarihleri arasında yapılan örnekleme döneminde elde edilen ortalama BTEX konsantrasyonu 12,11±10,11 µg m^{-3} (ortalama±ss) olarak hesaplanmıştır (Tablo 2). Her bir bileşiğin konsantrasyonlarına bakılacak olursa benzene, toluene, ethyl benzene, m/p-xylene ve o-xylene bileşiklerinin ortalama konsantrasyonları sırası ile 2,36±1,87; 6,30±5,66; 0,70±0,83; 2,28±2,92 ve 0,50±0,59 µg m^{-3} olarak dağılmıştır. 1,3,5-trimethyl benzene'in ortalama konsantrasyonu ise 0,42±0,46 µg m^{-3} olmuştur. En yüksek BTEX konsantrasyonu yoğun araç trafiğini bulunduğu ana yolun yakınında bulunan Nokta-3 ve tarfik ve evsel ısınma kaynaklarından etkilenen Nokta-8'de ölçülmüştür. Nokta-14 ve Nokta-2 ise en düşük BTEX konsantrasyonunun ölçüldüğü noktalar olmuştur. 1,3,5,-trimethyl benzene'de bu noktalarda BTEX bileşiklerine benzer değişimler göstermiştir. İzmir bölgesinde yapılan ölçümlerde BTEX bileşiklerinin ve 1,3,5-trimethyl benzene'nin $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonuna katkısı yaklaşık %10 olmuştur.

Her bir örnekleme noktasındaki BTEX konsantrasyonları Tablo 2'de verilmiştir. Toluene, ethyl benzene ve xylene bileşikleri örnekleme noktalarında benzer özellikler göstermiştir. Bu üç bileşik endüstri bölgesinde bulunan Nokta-3 ile kentsel bölgede bulunan Nokta-8 ve Nokta-12'de yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. Bu bileşiklerden farklı olarak benzene Nokta-8, 16 ve 7'de (endüstriyel ve kentsel bölge), 1,3,5-trimethyl benzene Nokta-8, 12 ve 3'de (kentsel ve endüstriyel bölge) yüksek değerlerde ölçülmüştür. Toluene özellikler yoğun trafik ve endüstrinin bulunduğu bölgeler olmak üzere tüm örnekleme noktalarında en yüksek ölçülen aromatik bileşiği olmuştur (Na ve ark., 2004). BTEX bileşiklerinin en düşük konsantrasyonlarının görüldüğü noktalar ise 2 ve 14 numaralı (kırsal ve yarıkentsel bölge) noktalardır. Bu noktalardan 2 numaralı noktada en düşük toluene, ethyl benzene ve xylene konsantrasyonları, 14 numaralı noktada en düşük benzene ve 1,3,5-trimethyl benzene konsantrasyonları ölçülmüştür. BTEX bileşiklerinin $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonuna katkısı en yüksek Nokta-3 (%26) ve Nokta-8 (%24)'de olmuştur.

Avrupa Birliği tarafından belirlenmiş olan yönetmeliklere göre (2000/69/EC) dış hava benzene konsantrasyonlarının yıllık ortalama değeri 5 µg m^{-3}'ü geçmemelidir. İzmir'de ölçümlerin yapıldığı örnekleme noktalarında bu limit değer geçilmemiş ancak Nokta-8'de yaklaşılmıştır (4,06 µg m^{-3}).

Tablo 3'de İzmir'de ölçülen önemli aromatik bileşiklerinin konsantrasyonları dünya genelinde yapılmış çalışmalardan elde edilmiş değerler ile karşılaştırılmıştır. Helsinki, Toulousse, Pamplona ve İzmir'de kentsel bölgede ölçülen 5 bileşiğin ortalama konsantrasyonları benzer seviyelerde olmuştur. İzmir'de ölçülen toplam BTEX konsantrasyonları diğer kentlerde ölçülen BTEX konsantrasyonları ile benzerlik göstermiştir. Toluene konsantrasyonlarına benzer olarak bu şehirlerde de diğer aromatik bileşiklerle karşılaştırıldığında en yüksek değerlere sahip bileşik olmuştur.

VOC Kaynakları. VOC'ni oluşturan türlerin bu çalışmada ölçüm yapılan noktalarda Toluene/Benzene (T/B) oranları belirlenmiş ve literatürde elde edilen değerler ile karşılaştırılmıştır. Endüstri bölgelerinde yapılan çalışmalarda Hong Kong'da T/B oranı 9,2 ve Fuji'de 8,7 olarak belirlenmiştir.

Bu değerler endüstri bölgesinde bulunan Nokta-3'deki orana benzer değerlerdir. Buna karşılık endüstriyel faaliyetlerin bulunmadığı toluene'in ana kaynağının trafik olduğu bölgelerde bu oran 1 ile 2 arasında değişmiştir (Barletta ve ark., 2002; Zhu ve ark., 2005). T/B oranı İzmir'de ölçüm yapılan noktalarda bölgesel farklılıklar dışında mevsimsel farklılıklar da göstermiştir. T/B oranı yaz mevsiminde benzene konsantrasyonlarının toluene konsantrasyonlarına oranla daha fazla azalması nedeni ile kış mevsimine göre yüksek değerlere sahip olmuştur. Kış mevsiminde ise T/B oranının azalması evsel ısınmaya bağlı olarak benzen konsantrasyonlarının artması ile tanımlanmıştır (Elbir ve ark., 2007). Nokta-11, 12, 15 ve 16'nın aromatik bileşiklerin temel kaynağı olan petrol rafinerisi ve petrokimya tesisinin bulunduğu bölgede olmaları nedeni ile bu noktalarda T/B oranında mevsimsel bir değişim görülmemiştir.

Tablo 2. 16 örnekleme noktasında ortalama BTEX ve 1,3,5-trimethyl benzene konsantrasyonları

Nokta	Benzene	Toluene	Ethylbenzene	m/p-xylene	o-xylene	BTEX	1,3,5-TMB*
1	2,60	4,57	0,43	1,16	0,30	8,75	0,23
2	1,03	2,14	0,24	0,59	0,13	3,85	0,11
3	2,29	17,39	2,80	8,47	1,39	32,34	1,04
4	1,67	7,03	0,59	2,10	0,35	11,75	0,27
5	1,84	6,02	0,74	2,11	0,61	10,96	0,45
6	2,04	5,07	0,41	1,08	0,28	8,88	0,22
7	3,51	7,43	0,82	2,36	0,73	14,85	0,71
8	4,06	13,89	1,31	3,99	1,17	24,42	1,13
9	1,77	6,52	0,71	2,01	0,52	11,12	0,51
10	2,43	3,10	0,28	1,21	0,27	7,28	0,16
11	2,39	2,54	0,37	1,43	0,33	6,04	0,26
12	3,29	9,98	0,97	2,89	0,80	15,45	0,79
13	2,09	4,23	0,37	0,98	0,24	7,37	0,20
14	1,05	1,22	0,18	0,44	0,13	2,50	0,10
15	2,18	3,72	0,32	1,22	0,27	6,12	0,18
16	3,46	3,51	0,37	3,89	0,38	9,60	0,25
Ortalama	2,36	6,30	0,70	2,28	0,50	12,11	0,42
SS	1,87	5,66	0,83	2,92	0,59	10,11	0,46
Ortanca	1,87	4,50	0,47	1,48	0,34	9,01	0,27

*Trimethylbenzene

2007-2008 döneminde yapılan çalışmada 16 örnekleme noktasında 64 adet VOC bileşiği ölçülmüştür. Tüm örnekleme noktalarında en yüksek konsantrasyona sahip 5 bileşik sırası ile n-pentane, methylcyclopentane, 3-methylpentane, ethyl acetate, iso-pentane ve toluene olmuştur. Bu bileşiklerin $\sum_{64} VOC$ konsantrasyonuna katkısı %73 ile %86 aralığında değişmiştir (Derwent ve ark., 2000; Durana ve ark., 2006). İlk sıralarda bulunan iso-pentane ve n-pentane bileşiklerinin ana kaynağının motorlu araç eksozları ve

yakıt buharları olduğu bilinmektedir (Buzcu ve Frase, 2006; Hung-Lung ve ark., 2007).

Tablo 3. İzmir'de ölçülen aromatik VOC konsantrasyonlarının literatür değerleri ile karşılaştırılması

Şehir		Benzene	Toluene	Ethylbenzene	m/p-xylene	o-xylene
Izmir,Turkey	Kentsel	2,36	6,30	0,70	2,28	0,50
Hong Kong (Lee ve ark., 2002)	Endüstri	15,07	139,4	24,68	27,88	13,39
Pamplona, Spain (Parra ve ark., 2009)	Kentsel	2,84	13,26	2,15	3,38	2,63
Fuji,Japan (Kume ve ark., 2008)	Endüstri	2,06	14,0	1,52	1,83	0,62
Karachi, Pakistan (Barletta ve ark., 2002)	Kentsel, trafik	18,2	27,2	-	13,5	4,8
Ottawa, Canada (Zhu ve ark., 2005)	Urban, residential	1,19	2,48	0,58	-	0,31
Algiers, Algeria (Kerbachi ve ark.,2006)	Kentsel	9,6	15,2	0,9	3,2	-
Athens, Greece (Chatzis ve ark., 2005)	Residential	13,3-26,0	-	-	-	-
Roma, Italy (Brocco ve ark., 1997)	Kentsel	35,5	99,7	17,6	54,1	25,1
Toulousse, France (Simon ve ark., 2004)	Kentsel	2,0	6,6	-	1,2	3,7
Helsinki, Finland (Hellén ve ark., 2002)	Urban, residential	2,1	6,6	1,3	4,1	1,6

VOC'nin birbirleri ile olan ilişkilerini belirlemek amacıyla bir korrelasyon matrisi oluşturulmuştur. Bu matriste ölçüm yapılan 64 bileşikten 50'si arasında ilşki incelenmiş diğer 14 bileşik (1-pentene, trans-2-pentene, isoprene, cis-2-pentene, 2,4-dimethylpentane, 2,3,4-trimethylpentane, styrene, p-diethylbenznen, cis-2-dicholoroethene, bromocholomethane, bromodicholoromethane, cis-1,3-dichloropropene, dibromochloromethane, 1,1,2,2-tetracholoroethane) noktaların genelinde ölçülmemiştir.

Alkan-alken bileşiklerinden isopentane, 2-methylhexane, 2,3-dimehylpentane, 3-methylhexane, methylcyclohexane, 2-methylheptane, 3-methylheptane, n-octane, n-nonane, n-propylbenzene, n-undecane arasında istatistiksel bir ilişki bulunmuştur. Aynı zamanda daha öncedende belirlendiği gibi alkan-alken bileşikleri ile aromatik bileşikleri arasında da pozitif bir ilişki vardır. Alkan-alken gruplarından özellikle n-nonane, n-propylbenzene, n-decane ve n-undecane ile aromatikler arasındaki korrelasyon oldukça yüksektir ($r>0,80$).

Aromatik bileşikler arasında belirlenen ilişki ise oldukça yüksek olmuştur ($r>0,80$, $p<0.0001$). Sadece bu bileşiklerden benzene ile diğer bileşikler arasındaki r değeri 0,50'den düşük olmuştur. Aromatik bileşikler ile halojenli bileşikler arasındaki ilişki ise pozitiftir ve bileşiklerin ortak bir kaynaktan oluştuğunu göstermiştir.

Meteoroloji Parametrelerinin VOC Bileşiklerine Etkisi. Meteorolojik parametrelerin oluşan VOC'ne etkisini görmek amacıyla belirlenmiş bazı parametreler (sıcaklık, rüzgar hızı, bağıl nem ve güneşlenme şiddeti) ile bileşik grupları arasında bir matris oluşturulmuştur. Alkan ve alkenlerden oluşan grup ile sıcaklık ve güneşlenme şiddeti parametreleri arasında pozitif bir ilişki bulunmuştur. Ancak aynı bileşik grubu ile bağıl nem ve rüzgar hızı arasındaki ilişki negatif olmuştur. Alkan ve alken gruplarına benzer olarak rüzgar hızı ile negatif bir ilişki aromatik bileşiklerde bulunmuştur. Rüzgar hızının artışı bileşiklerin atmosferde seyrelerek konsantrasyonlarının azalmasını sağlamıştır.

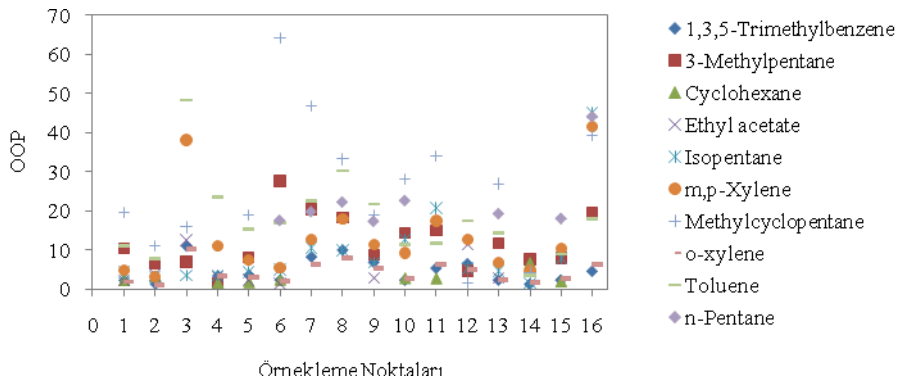
Halojenli ve oksijenli bileşikler de meteorlojik parametrelerden sadece rüzgar hızı ile negatif bir etkileşim göstermiştir.

Meteroloji parametrelerinden VOC üzerinde en etikili olan ikisi rüzgar hızı ve sıcaklık olmuştur. Rüzgar hızı seyrelme ile konsantrasyonalrı düşürüken sıcaklık artışı bileşiklerin buharlaşma hızını arttırmış ve atnosferdeki konsantrasyonları yükseltmiştir.

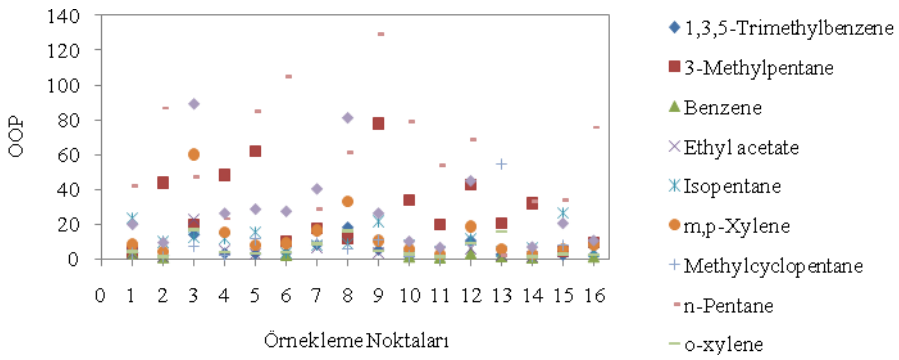
Tablo 4. Örnekleme noktalarında elde edilen T/B oranı

Örnekleme Noktaları	T/B Oranı (Yaz)	T/B Oranı (Kış)
N-1	4,2	0,9
N-2	3,9	1,0
N-3	11,7	5,0
N-4	7,2	2,0
N-5	3,6	2,3
N-6	5,2	1,6
N-7	3,9	1,1
N-8	4,4	2,3
N-9	5,4	2,3
N-10	2,4	1,2
N-11	1,3	1,0
N-12	0,8	0,9
N-13	2,6	1,8
N-14	1,1	1,1
N-15	1,1	1,7
N-16	1,0	1,0

VOC Bileşiklerinin Ozon Oluşturma Potansiyeli. Yapılan çalışmalar uçucu organik madde bileşiklerinin kentsel bölgelerde ozon oluşumunu etkileyen önemli parametreler olduğunu belirlemiştir (Huang ve ark., 2004). Bu bileşiklerin tepkimeye girme özellikleri ozon oluşturma etkileri nedeniyle incelenmesi gereken parametrelerdir. Bu amaçla çalışmada Carter (2008) tarafından belirlenmiş olan katsayı değerleri (MIR) ile bileşiklerin kütleleri dikkate alınarak VOC'nin ozon oluşturma potansiyelleri (OOP) hesaplanmıştır.



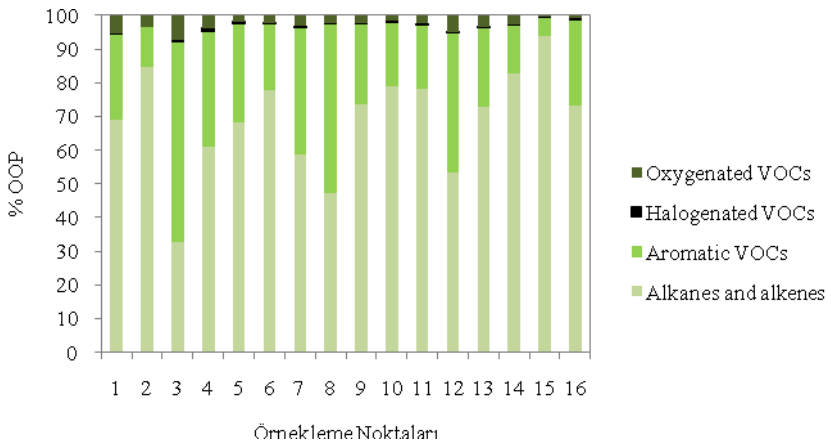
Şekil 3. Yaz döneminde en yüksek OOP'ne sahip 10 bileşiğin OOP değerleri



Şekil 4. Kış döneminde en yüksek OOP2ne sahip 10 bileşiğin OOP değerleri

Şekil 3 ve Şekil 4 16 örnekleme noktasında her bir bileşik için hesaplanmış OOP'den en yüksek değere sahip 10 bileşiğin yaz ve kış sezonundaki değişimlerini göstermektedir. Her iki mevsimde de 1,3,5-trimethyl benzene, 3-methylheptane, ethyl acetate, iso-pentane, m,p-xylene, methylcyclopentane, n-pentane, toluene ve o-xylene bu 10 bileşikten 9'unu oluşturmuştur. Son kalan bileşik ise kış döneminde benzene yaz döneminde ise cyclohexane olmuştur. İik 10 sıradaki bileşikler ölçülen tüm uçucu organik madde bileşiklerinin OOP'nin % 85'ini oluşturmuştur. Ölçüm sonuçlarından elde edilen değerlere göre n-pentane, methylcyclopentane, 3-methylpentane, iso-pentane ve ethyl acetate yüksek konsantrasyona sahip bileşikler olmuş ve buna bağlı olarak OOP yüksek olmuştur. Ancak bu bileşiklerden 3-methylpentane, isopentane, m,p-xylene, n-pentane ve toluene'nin yüksek konsantrasyon değerlerine paralel olarak fotokimyasal aktivitelerini yüksek olması saydığımız bileşiklerin İzmir kent atmosferinde ozon oluşumunu etkileyen önemli bileşikler olduklarını göstermiştir.

Alkan ve alkenler, aromatikler, halojenli ve oksijenli grupların ozon oluşum potansiyeli ise şekil 5'de gösterilmiştir. Şekilde de görüldüğü gibi ozon oluşum potansiyeline sahip önemli bileşik grupları alkan-alkenler ve aromatikler olmuştur. Ozon oluşum potansiyeline bileşiklerin katkısı sırası ile % 69 alkan ve alkenler, % 28 aromatikler, % 3 oksjenli bleşikler ve %1'den küçük değerlerde halojenli bileşikler olmuştur.



Şekil 5. İzmir atmosferinde ölçülen VOC gruplarının OOP'ne katkısı

SONUÇLAR

Çalışmada insan sağlığı ve atmosfer kimyasını olumsuz etkileyen, toksik özelliğe sahip ikincil kirleticilerin oluşumunda önemli bir paya sahip uçucu organik bileşiklerin İzmir kent atmosferindeki seviyelerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Dış hava örneklemeleri Ocak 2007 ve Nisan 2008 tarihleri arasında imir merkez ve çevresini kapsayan 16 noktada yapılmıştır. Örneklemeler pasif örnekleyiciler ile yapılmış ve GC-MS cihazında analizlenmiştir.

Σ_{64}VOC konsantrasyonlarının örnekleme bölgesi içerisindeki farklı özelliğe sahip örnekleme noktalarındaki değişimi incelenmiştir. Ölçülen en düşük konsantrasyon değeri 9,8 µg m^{-3} olmuş ve yarıkentsel bölgede elde edilmiştir. En yüksek değr de endütri bölgesindeki ölçülen 374, 6 µg m^{-3} değeri olmuştur. Bir yıl boyunca elde edilen değerlere göre bileşik konsantrasyonlarının örnekleme bölgelerinde mevsimsel olarak değişen değerler aldığı gözlenmiştir. Mevsimsel konsantrasyon farklılıkları ortalama olarak kış mevsiminde yaz mevsiminin 2 katı olmuştur. Buna karşılık petrol rafinerisi ve petrokimya tesisinin bulunduğu bölgedeki örnekleme noktalarında yaz mevsiminde buharlaşma hızının artması nedeni ile kış mevsimine göre yüksek konsantrasyonlar elde edilmiştir.

Ölçülen VOC kimyasal türlerine göre alkan ve alkenler, aromatik bileşikler, halojenli bileşikler ve oksijenli bileşikler olarak gruplandırılmış ve toplam konsantrasyonlarda en baskın türün % 60 ile alkan ve alken grupları olduğu belirlenmiştir. Bunu takip eden gruplar ise sırasıyla aromatikler, oksijenler ve halojenli gruplar olmuştur.

Tüm örnekleme noktalarında 64 uçucu organik madde bileşiği tespit edilmiştir. Bu bileşiklerden tüm örnekleme noktalarında en yüksek konsantrasyona sahip ilk 5 bileşik n-pentane, methylcyclohexane, 3-methylpentane, ethyl acetate, iso-pentane ve toluene olmuştur. Bu bileşikler tespit edilen tüm VOC'lerin % 73 ile % 86'sını oluşturmuştur.

VOC bileşiklerinin birbirleri ile olan ilişkilerini ve meteorolojik parametrelerin bileşikler üzerindeki etkisini görmek amacıyla korrelasyon matrisi oluşturulmuştur. Bileşik grupları arasında özellikle alkan-alken grupları ile halojenli ve aromatik bileşikler arasında önemli ilişkiler bulunmuştur. Meteolrojik parametreler de ise en önemli etkiyi sıcaklık ve rüzgar hızı göstermiştir. Sıcaklık etkisi ile atmosferdeki konsantrasyonlar artarken rüzgar hızının artışı seyrelme etkisi yaratarak konsantrasyonları düşürmüştür.

Geçmiş çalışmalarda bölgesel olarak İzmir atmosferinde uçucu organik madde konsantrasyonları belirlenmiştir. Elde edilen bilgilere ek olarak bu çalışmada geniş bir örnekleme bölgesinde eş zamanlı olarak ölçümler yapılmış ve konsantrasyonlar arasındaki farklılılar değerlendirilebilmiştir. Bunun yanında kirletici kaynakların örnekleme noktalarında oluşturdukları konsantrasyon farklılıkları ve zamansal değişimlerin faklı bölgelerde gösterdiği etkiler de incelebilme olanağı bulmuştur.

TEŞEKKÜRLER

Çalışma TUBİTAK tarafından desteklenmiştir ve CAYDAG 104Y163 nolu proje kapsamında gerçekleştirilmiştir.

REFERANS

Barletta, B., Meinardi, S., Simpson, I.J., Khwaja, H.A., Blake, D.R., Rowland,F.S. Mixing Ratio of volatile organic compounds (VOC)s in the atmosphere of Karachi, Pakistan, Atmospheric Environment 36, 3429-3443, 2002.

Batterman S.A., Peng C.Y., Braun J. Levels and composition of volatile organic compounds on commuting routes in Detroit, Michigan, Atmospheric Environment, 36, 6015–6030, 2002.

Brocco, D., Fratarcangeli, R., Lepore, L., Petricca, M., Ventrone, I. Determination of aromatic hydrocarbons in urban air of Rome, Atmospheric Environment 31, 557–566, 1997.

Buzcu, B., Fraser, M.P. Sources identification and apportionment of volatile compounds in Houston, TX, Atmospheric Environment 40, 2385-2400, 2006.

Carter, W.P.L., 2008. Reactivity estimates for selected consumer product compounds, Final report to the California air resources board, No: 06-408, 2008.

Carter, W.P.L. Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds, Journal of the Air & Waste Management Association 44, 881–899, 1994.

Chatzis, C., Alexopoulos, E. C., Linos, A. Indoor and outdoor personal exposure to benzene in Athens, Greece, Science of Total Environment 349, 72–80, 2005.

Cheng, L., Fu, L., Angle, R.P., Sandhu, H.S. Seasonal variations of volatile organic compounds in Edmonton, Alberta, Atmospheric Environment 31, 239-246, 1997.

Derwent, R.G., Davies, T.J., Delaney, M., Dollard, G.J., Field, R.A., Dumittrean, P., Nason, P.D., Jones, B.M.R., Pepler, S.A. Analysis and interpretation of the continuous hourly monitoring data for 26 C2-C8 hydrocarbons at 12 United Kingdom sites during 1996, Atmospheric Environment 34, 297–312, 2000.

Durana, N., Navazo, M., Gomez, M.C., Alonso, L., Garcia, J.A., Ilardia, J.L., Gangoiti, G., Iza, J. Long term hourly measurement of 62 non-methane hydrocarbons in an urban area: Main results and contribution of non-traffic sources, Atmospheric Environment 40, 2860–2872, 2006.

Elbir, T., Cetin, B., Cetin, E., Bayram, A., Odabasi, M. Characterization of Volatile Organic Compounds (VOCs) and Their Sources in the Air of Izmir, Turkey, Environmental Monitoring and Assessment 133, 149-160, 2007.

Filella, I., Penuelas, J. Daily, weekly, and seasonal time courses of VOC concentrations in a semi-urban area near Barcelona, Atmospheric Environment 40, 7752-7769, 2006.

Gee, I.V., Sollars, C.J. Ambient air levels of volatile organic compounds in Latin American and Asian cities, Chemosphere 36, 2497-2506, 1998.

Grant, D.D., Fuentes, J.D., Chan, S., Stockwell, W.R., Wang, D., Ndiaye, S.A. Volatile organic compounds at rural site in western Senegal, Journal of Atmospheric Chemistry 60, 19-35, 2008.

Hellén H, Hakola H, Laurila T, Hiltunen V, Koskentalo T. Aromatic hydrocarbon and methyl tert-butyl ether measurements in ambient air of Helsinki (Finland) using diffusive samplers, Science of Total Environment 298, 5-64, 2002.

Holzworth, G. C. Mixing heights, wind speeds, and potential for urban air pollution throughout the contiguous United States. User instructions U.S. Environmental Protection Agency, 1972.

Huang, S., Shao, M., Lu, S., Liu, Y. Reactivity of ambient volatile organic compounds (VOCs) in summer of 2004 in Beijing, Chinese Chemical Letters 19, 573-576, 2004.

Hung-Lung, C., Jiun-Horng, T., Shih-Yu, C., Huo-Hsiung, L., Sen-Yi, M. VOC concentration profiles in an ozone non-attainment area: A case study in an urban and industrial complex metroplex in southern Taiwan, Atmospheric Environment 41, 1848-1860, 2007.

Kerbachi, R., Boughedaoui, M., Bounoua, L., Keddam, M. Ambient air pollution by aromatic hydrocarbons in Algiers, Atmospheric Environment 40, 3995-4003, 2006.

Kume, K. Ohura, T., Amagai, T., Fusaya, M. Field monitoring of volatile organic compounds using passive air samplers in an industrial city in Japan, Environmental Pollution 153, 649-657, 2008.

Lee, S.C., Chiu, M.Y., Ho, K.F., Zou, S.C., Wang, X. Volatile organic compounds (VOCs) in urban atmosphere of Hong Kong, Chemosphere 48, 375-382, 2002.

Na, K., Moon, K.C., Kim, Y.P. Source contribution to aromatic VOC concentration and ozone formation potential in the atmosphere of Seoul, Atmospheric Environment 39, 5517–5524, 2005.

Na, K., Kim, Y.P., Moon, I., Moon, K.C. Chemical composition of major VOC emission sources in the Seoul atmosphere, Chemosphere 55, 585–594, 2004.

Na, K., Kim, Y.P., Moon, K.C. Diurnal characteristics of volatile organic compounds in the Seoul atmosphere, Atmospheric Environment 37, 733–742, 2003.

Pankow JF, Luo W, Bender DA, Isabelle LM, Hollingsworth JS, Chen C, et al. Concentrations and co-occurrence correlations of 88 volatile organic compounds (VOCs) in the ambient air of 13 semi-rural to urban locations in the Unites States, Atmospheric Environment 37, 5023–5046, 2003.

Parra, M.A., Elustondo, D., Bermejo, R., Santamaria, J.M. Ambient air levels of volatile organic compounds (VOC) and nitrogen dioxide (NO_2) in a medium size city in Northern Spain, Science of the Total Environment 407, 999-1009, 2009.

Parra, M.A., Gonzalez, L., Elustondo, D., Garrigo, J., Bermejo, R., Santamaria, J.M. Spatial and temporal trends of volatile organic compounds (VOC) in a rural area of Northern Spain, Science of The Total Environment 370, 157-167, 2006.

Radiello Experimental Procedures for Passive Samplers, available at: www.radiello.com, 2006.

Simon V, Baer M, Torres L, Olivier S, Meybeck M, Della Massa JP. The impact of reduction in the benzene limit value in gasoline on airborne benzene, toluene and xylenes levels, Science of Total Environment 334, 335, 177–83, 2004.

US Environmental Protection Agency. Enhanced Ozone Monitoring (PAMS). http://www.epa.gov/air/oaqps/pams/, 1999.

WHO. Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publication No. 91, and second edition. World Health Organisation, Regional Office for Europe, Copenhagen, 2000.

Zhu, J., Newhook, R., Marro, L., Chan, C.C. Selected volatile organic compounds in residential air in the city of Ottawa, Canada, Environmental Science and Technology 39, 3664-3971, 2005.

SOMA VE YATAĞAN LİNYİTLERİNİN BİRLİKTE YAKILMASI

Neslihan DEVECİ DURANAY[1], Melek YILGIN[1(*)], Yakup CUCİ[2], Dursun PEHLİVAN[1]

[1] Fırat Üniv., Mühendislik Fak., Kimya Mühendisliği Bölümü, 23119, Elazığ
[2] Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniv., Mühendislik Mimarlık Fak., Çevre Müh. Böl., 46100 Kahramanmaraş.

ÖZET

Sunulan çalışmada Soma ve Yatağan linyitlerinden belirli oranlarda hazırlanan karışımların sabit yatak yakma sisteminde yanma davranışları ve baca gazı emisyonları incelendi. Bu amaçla linyitlerin karışımlarından hazırlanan peletler 800°C fırın başlangıç sıcaklığında yakıldı. Yakma deneyleri süresince alev görülme, alev sönme ve peletin tamamen söndüğü zamanlar belirlendi. Tane ağırlığının zamanla değişiminden uçucu madde yanma hızları ile karbon yanma hızları hesaplandı. Baca gazında NOx ve SO_2 ölçümleri yapıldı.

Karışımların uçucu madde yanma hızları ve sürelerinin orijinal linyitlerin arasında olduğu belirlendi. Karbon yanma sürelerinin orijinal linyitlerin arasında olmasına karşın, karbon yanma hızlarının orijinal linyitlerden düşük olduğu gözlendi. SO_2 emisyonunun uçucu madde yanma periyodunda daha fazla olduğu ve karışımların SO_2 emisyonlarının beklenenden farklı olduğu görüldü. NOx emisyonunun uçucu madde ayrılma periyodunun sonuna kadar arttığı, karbon yanması periyodunda azaldığı belirlendi. %50 ve %75 Soma linyiti içeren karışımların orijinal linyitlerden daha fazla NOx oluşturduğu görüldü.

Anahtar Kelimeler: Kömür karışımları, Sabit yatak yakma, Pelet, NOx, SO_2.

GİRİŞ

Kömür yeryüzünde diğer fosil yakıtlara oranla en bol bulunan ve coğrafik olarak en geniş yayılma gösteren yakıttır. Rezervlerin fazlalığı kömür üzerine yapılan çalışmaların devam etmesini sağlamaktadır (Tilman, 2000; Faundez vd., 2000). Demir çelik endüstrisi ve güç üretim tesislerinde kullanıldığı için önemli bir yere sahiptir. Geniş dağılım özelliğinden dolayı farklı ranklarda ve aynı kaynakta da farklı özellikte olabilirler. Bu nedenle belirli özelliklere sahip kömürü yakmak üzere dizayn edilmiş sistemler için sorun oluştururlar. Güç tesislerinde kullanılan kömürün rankını ayarlamak için kömürlerin karıştırılması işlemi yaygın olarak uygulanmaktadır (Faundez vd., 2007). Kömürlerin karıştırılarak yakılmasının birçok avantajı vardır. Bunlar; pahalı metalürjik kok kömürlerinin yerini alması, düşük işlem maliyeti, fırının düzenli çalışması ve emisyon kontrolünün yapılabilmesidir (Rushdi vd.., 2005).

* myilgin@firat.edu.tr

Son zamanlarda yakma sistemlerinde özellikle demir çelik endüstrisinde tek kömür yerine kömür karışımlarının kullanılması, kömürün kalitesini kontrol etmede, yakma sistemini optimize etmede ve yakıtın fiyatını belirlemede oldukça etkilidir (Shen vd.,2009). Kömür karışımları hazırlanarak kükürt, kül ve hatta azot içeriği gibi güç üretim tesisi için önemli olan özellikler optimize edilebilir. Karışımın ısıl değer, toplam nem, uçucu madde sabit karbon, kül ve C,H,N,O,S içeriği karışımı oluşturan ana kömürden hesaplanabilir. Fakat kömür karışımlarının performansı belirlenemez. Kömür karışımı yakıldığında; tutuşma davranışı, NOx emisyonu, karbon yanması ve kül erime sıcaklığı öngörülelemez. Bu konuda birçok araştırmacı model geliştirmiştir (Rubiera vd., 2002; Aerlinas vd., 2002).

Ülkemizde 8 milyar ton linyit rezervi bulunmaktadır. Çeşitli bölgelere dağılmış olan bu linyit yataklarının büyük bölümünün ısıl değeri düşük, nem ve kül oranları yüksektir. Bu kaynağın değerlendirilerek ülke ekonomisine katkıda bulunulması gerekmektedir. Linyit kaynağının daha verimli kullanılması için çalışmalar yapılmaktadır (piroliz, gazlaştırma, mineral madde giderme vs.).

Kömürün pellet halinde yakılması, sabit boyut, yoğunluk ve karbon içeriği gibi avantajlar sağlamaktadır. Ayrıca ince tanelerin yanması esnasında yakma havası ile taşınması veya kül erimesi gibi problemlerden kaynaklanan karbon kaybı pelet halinde yakmada görülmemektedir (Vleeskens,1987). Sunulan çalışmada amaç, kül ve kükürt oranları bakımından birbirinden farklı iki linyitin karışımları pelet haline getirilerek sabit yatak yakma sisteminde yanma davranışı ile birlikte baca gazının emisyonlarının incelenmesidir.

YÖNTEM

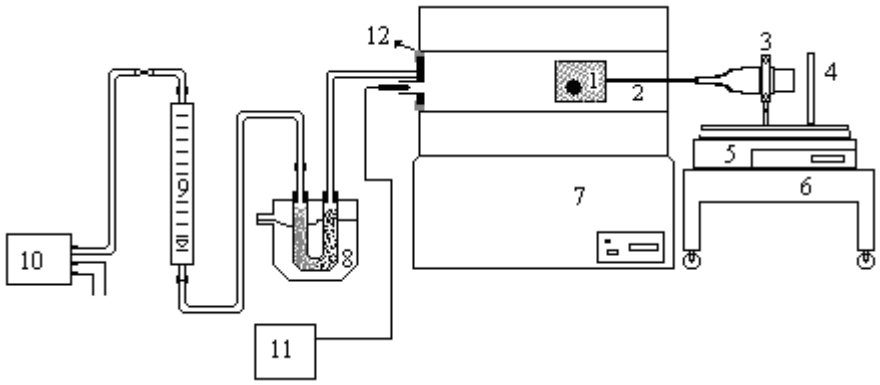
Örneklerin Hazırlanması

Deneylerde düşük kül ve kükürt içerikli Soma linyiti ile yüksek kül ve kükürt içerikli Yatağan linyiti kullanıldı. –100 mesh'lik tane boyutuna getirilen örnekler kısa analiz ve yakma işlemlerinde kullanıldı. Toz halindeki linyit örnekleri %25, %50 ve %75 Soma linyiti içerecek şekilde karıştırıldı. Hidrolik basınç aleti ile10 ton basınç uygulanarak orijinal linyitler ve karışımlarından 1±0.05 gr ağırlığında, 13,4 mm çapında ve 5,2mm yüksekliğinde silindirik peletler hazırlandı.

Karışımların ve orijinal linyitlerin kül ve uçucu madde miktarları sırasıyla ASTM-D3174 ve ASTM-D3175 yöntemleri ile belirlendi. Numunelerin nem tayinleri 105^{o}C'de Metler LJ16 nem tayin cihazında yapıldı.

Deney Düzeneği

Yakma deneyleri Şekil 1'de verilen sistemde gerçekleştirilmiştir. Sistem genel olarak yakmanın gerçekleştirildiği sepet ve motordan oluşan düzenek, borusal fırın, yakma düzeneği ve ağırlık değişiminin izlendiği terazinin de bulunduğu hareketli taşıma bölümü, baca gazının temizlendiği katran ve kurum tutucu ile havanın sistem içinden geçişini sağlayan vakum pompası ve akış ölçerden ibarettir. Yakma çalışmaları fırının açık olan tarafından itibaren 25 cm'lik bölümünde yapılmıştır. Fırın arka kapağına yerleştirilmiş olan bakır boru yardımıyla alınan baca gazı, akış ölçer ve vakum pompasına gitmeden önce katran ve kurumun tutulduğu bir tuzaktan geçirilmektedir.



Şekil 1. Deney Düzeneği: 1.Sepet, 2.taşıyıcı çubuk, 3.kelepçe, 4.ayna, 5.terazi, 6.taşıyıcı levha, 7.fırın, 8.soğutma kabı, 9.akış ölçer, 10.vakum pompası, 11.gaz analiz cihazı, 12. kuvars yünü

Tuzağın birinci bölümü kurumu tutmak için küçük cam parçaları, ikinci tarafı ise katranı tutmak için cam yünü ile doldurulmuştur. Tuzak Şekil 1'de görüldüğü gibi içinden sürekli olarak musluk suyunun geçirildiği bir soğutma kabına yerleştirilmiştir. Yakma için gerekli olan hava akış ölçerin çıkış ucuna bağlanmış bir vakum pompası yardımıyla fırın içinden emilir. Hava ve baca gazı fırının sonuna yerleştirilmiş kapaktaki bakır boru ve tuzaktan geçtikten sonra akış ölçerde hızı ölçülerek vakum pompasından dışarıya verilmektedir. Üstten kefeli terazi üzerine yerleştirilmiştir. Yakma cihazı ve terazi aynı doğrultuda hareket eden tekerlekli bir taşıma sitemi üzerine oturtulmuştur.

Deneyin Yapılışı

Yakma deneyine başlamadan önce fırın 800^{o}C başlangıç sıcaklığına ısıtıldı ve vakum pompası ile sistem içinden hava geçirilmeye başlandı. Hava geçiş hızı akış ölçerden 0.45 Nm^3/dk.'ya ayarlandı. Sepet içerisine 1 adet silindirik örnek konuldu. Sepet fırının içerisine tam girerken kronometre çalıştırıldı. Giriş anında sepet içindeki peletin ağırlığı kaydedildi. Alev görülme ve alev sönme süreleri tespit edildi. Ayrıca uçucu madde ve karbon yanması periyotlarında 5s aralıklarla peletin ağırlığı kaydedildi. Zamana bağlı olarak kaydedilen ağırlıklardan uçucu madde ve karbon yanma hızları hesaplandı.

Yanma gazlarının fırından çıktığı kısma yerleştirilen bir Madur GA-21 baca gazı analız cihazı ile (%6 relatif oksijen) çıkış gazındaki NO, NOx ve SO_2 kaydedildi. Baca gazı için sepet fırına girdikten 20s sonra 10s ara ile 20 ölçüm alındı.

TARTIŞMA

Tablo 1'de Yatağan ve Soma linyitleri ile bunlardan hazırlanan karışımlarının proximate ve elementsel analizleri verilmektedir. Bu tabloda karışımların nem, uçucu madde ve kül yüzdeleri, karıştırılma oranlarından faydalanılarak hesaplanan teorik oranlarla karşılaştırılmaktadır. Sabit karbon yüzdeleri ise her iki durumda da farktan hesaplanmıştır. Yapılan analiz sonucunda Yatağan linyitinin nem, uçucu madde ve kül yüzdeleri Soma linyitinden daha yüksek ve bunun sonucu olarak da düşük sabit karbon oranına sahip olduğu belirlendi.

Tablo 1. Numunelerin proximate (kısa) ve elementel analizleri

Örnek	%Nem	%Uçucu Madde	%Kül	%Sabit Karbon[+]
Yatağan	10,70	56,25	13,46	19,59
Soma	6,72	**54,04**	7,72	31,52
%25 Soma	6,97 (9,70)*	55,10 (55,69)*	12,08 (12,03)*	25,85 (22,57)*
%50 Soma	7,00 (8,71)*	55,64 (55,16)*	9,67 (10,60)*	27,69 (25,56)*
%75 Soma	7,03 (7,71)*	45,15 (54,59)*	9,62 (9,15)*	38,20 (28,53)*

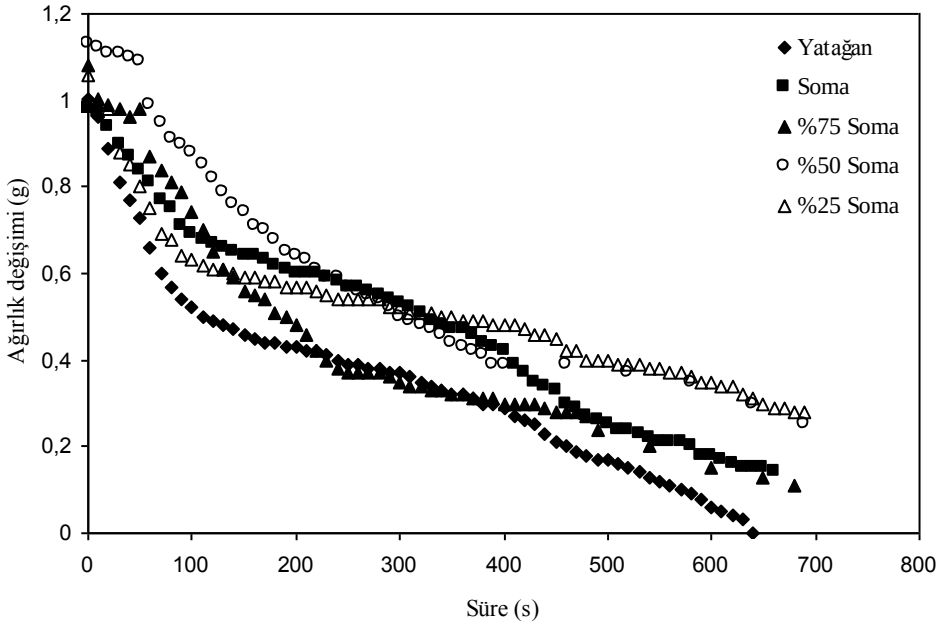
Elementel Analiz (daf)

Örnek	% C	% H	% N	% S	% O[+]
Yatağan	45,67	4,60	1,45	3,04	32,83
Soma	71,4	4,9	0,84	1,2	21,66

* Teorik olarak hesaplanan değer
[+] Farktan hesaplanan değer

Karışımlar incelendiğinde nem yüzdesinin artan Soma linyiti oranıyla orantılı olarak hesaplanan değerlere yaklaşırken, uçucu madde yüzdesi %75 Soma linyiti içeren karışımda sapma göstermesine rağmen diğer iki karışımın deneysel değerleri hesaplanan değerlere yakın bulundu. Bunun nedeni farklı kömürlerden hazırlanan karışımların ısıl işlem sırasında bir birini etkileyerek ana kömürlerden farklı davranabilmesidir (Majid vd., 2005).

Şekil 2'de Yatağan ve Soma linyitleri ile karışımlarının 800°C fırın sıcaklığında yanması sırasında kaydedilen ağırlık değişimleri görülmektedir. Tablo 2. ve Tablo 3'de verilen uçucu madde ve karbon yanma hızları bu grafikte verilen eğrilerin eğimlerinden hesaplandı.



Şekil 2. Orijinal linyit ve karışımlarının yanma esnasında ağırlık değişimi.

Tablo 2.Uçucu madde yanma süresi ve hızı

Örnek	Uçucu Madde Yanma Süresi (s)	Uçucu Madde Yanma Hızı.10^{-3}(s^{-1})
Yatağan	64,28	10,22
Soma	73,52	6,05
%25 Soma+Yatağan	70,30	8,22
%50 Soma+Yatağan	73,87	7,14
%75 Soma+Yatağan	71,38	6,34

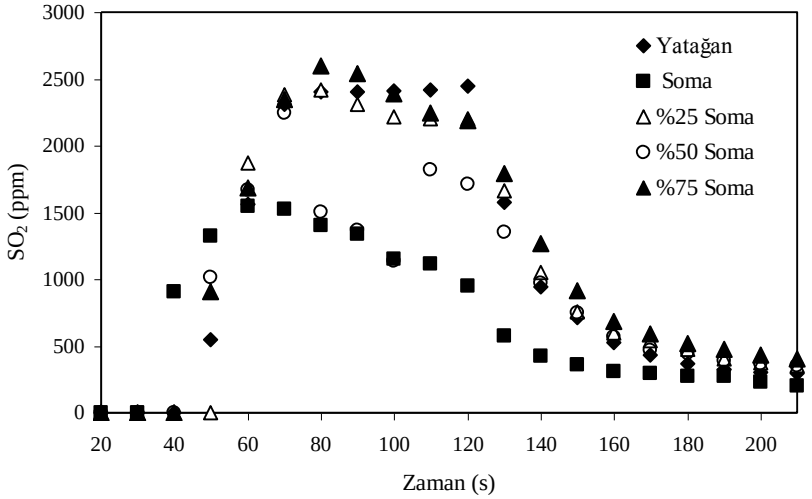
Şekil 2'de eğriler alev sönme süresine kadar olan uçucu madde ayrılma ve yanma periyodu ile karbon (char) yanma periyodu olarak iki bölüme ayrılmaktadır. Birinci bölgenin eğimi alınarak uçucu madde yanma hızı ve ikinci bölgenin eğiminden de karbon yanma hızı hesaplandı.

Tablo 2'de uçucu madde yanma süreleri ve hızları verilmektedir. Her iki linyitin uçucu yüzdeleri birbirine yakın olmasına rağmen uçucu madde ayrılma periyodunda farklı davrandıkları belirlendi. Yatağan linyitinden uçucu madde daha hızlı ve kısa sürede ayrılırken Soma linyitinden daha yavaş ve kısa sürede ayrılmaktadır. Bu durum Şekil 2'de de görülmektedir ve beklenen bir davranıştır. Çünkü Soma linyiti sert ve ısınınca plastikleşen bir linyit olduğundan uçucu bileşenler pelleti daha yavaş terk etmektedir. (Duranay ve Pehlivan, 2000). Karışımların uçucu madde ayrılma süreleri Soma linyitine yakındır. Ayrılma hızları orijinal linyitlerin arasındadır. Kömür karışımlarının özellikle uçucu bileşenler arasındaki farktan dolayı uçucu madde yanması esnasında orijinal linyitlerden farklı davrandığı literatürde (Majid vd., 2005; Maier vd.,1994) bildirilmektedir. Burada bu farklılığın oluşmamasının nedeni linyitlerin uçucu madde oranlarının yakın olmasıdır.

Tablo 3'de verilen karbon yanma davranışları incelendiğinde, sabit karbon oranı yüksek olan Soma linyiti Yatağan linyitine göre daha yavaş, uzun sürede ve daha verimli yanmaktadır. Çünkü Yatağan linyitinin sabit karbon oranı düşük ve oksijenin daha rahat difüzlenebildiği gözenekli bir yapıya sahiptir. Bu yüzden karbon yanma hızı artmaktadır. Karışımların karbon yanması incelendiğinde, yanma süreleri ve verimleri beklendiği gibi iki orijinal linyit arasındadır. Buna karşılık, karbon yanma hızları orijinal linyitlerden düşüktür. Burada, uçucu madde ayrılması esnasında yapıda meydana gelen değişimin karbon yanması periyodunu etkilediği görülmektedir.

Tablo 3. Karbon yanma süresi ve hızı

Örnek	Karbon Yanma Süresi (s)	Karbon Yanma Hızı 10^{-3} (s^{-1})	%Yanma Verimi
Yatağan	919,00	4,59	81,11
Soma	1193,00	3,19	91,60
%25 Soma+Yatağan	976,17	3,08	83,93
%50 Soma+Yatağan	1006,41	2,51	86,11
%75 Soma+Yatağan	1105,00	1,51	87,00

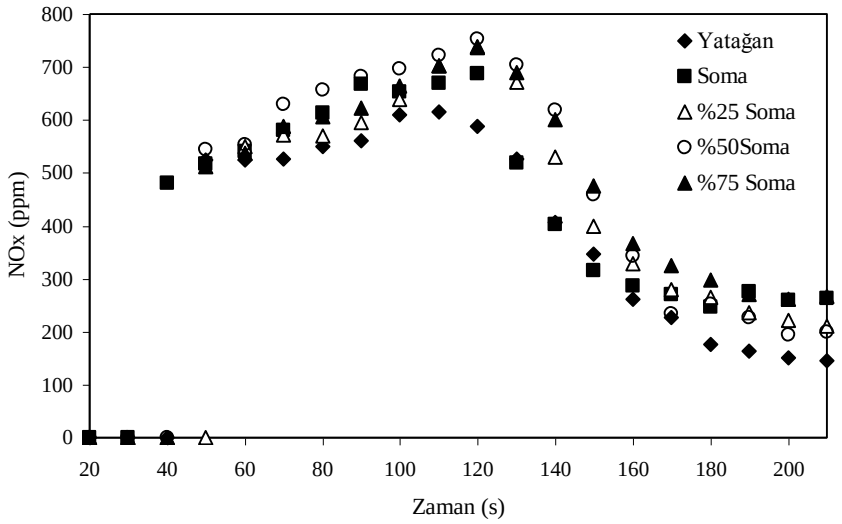


Şekil 3. Yatağan ve Soma linyitleri ile belirli oranlardaki karışımlarının uçucu madde yanması periyodunda SO_2 emisyonlarının zamanla değişlimi.

Bu iki linyit karıştırıldığında baca gazı emisyonunun nasıl etkileneceğini ortaya koymak amacıyla orijinal linyitler ve karışımların yanması sırasında baca gazındaki NOx ve SO_2 miktarları belirlendi.

Şekil 3'de Yatağan ve Soma linyitleri ile belirli oranlardaki karışımlarının uçucu madde yanması periyodunda SO_2 emisyonlarının zamanla değişimi verilmektedir. SO_2 oranının bütün örneklerde uçucu alevinin en yoğun olduğu bölgede daha fazla olduğu ve uçucu ayrılma periyodunun sununa doğru hızla düştüğü görülmektedir. Bu SO_2 emisyonunun çoğunlukla organik kükürt kökenli olduğunu göstermektedir. Yatağan ve %75 Soma linyiti içeren karışım daha fazla SO_2 emisyonu verirken, Soma linyiti daha düşük kükürt yüzdesinden dolayı (Tablo1) daha az SO_2 emisyonu verdiği görülmektedir. Yüksek kükürt oranına sahip olan Yatağan linyiti ile Soma linyitinin karıştırılması ile hazırlanan karışımların SO_2 emisyonları beklenenden farklıdır. Özellikle %75 Soma linyiti içeren karışımın yanması sırasında daha fazla SO_2 salınmıştır. Uçucu madde içeriği yönünden de farklılık gösteren bu karışımın belirgin bir sinerjiye işaret ettiği düşünülebilir.

Şekil 4'de NOx emisyonunun karışım oranlarıyla zamana bağlı olarak değişimi verilmektedir. NOx emisyonunun uçucu madde ayrılma periyodunun sonuna doğru artarken karbon yanması periyodunda azaldığı görülmektedir. Bu durum uçucu alevi reaksiyonları (promt NOx) ve yakıttan ileri gelen NOx oluşum mekanizmalarının etkili olduğunu göstermektedir (Jhonson,1994). Her iki linyitin azot oranları aynı (Tablo1) olduğundan NOx emisyonunda büyük farklar görülememiştir. %50 ve %75 Soma linyiti içeren karışımların NOx emisyonu daha fazladır. Aynı azot oranına sahip olmasına rağmen Yatağan linyitinin NOx emisyonu belirgin şekilde düşüktür. Bu yakıt azotunun N_2O ye dönüşen kısmının daha yüksek ve bu linyitin aktif ve gözenekli bir yapıya sahip olmasından kaynaklanabilir.



Şekil 4. Yatağan ve Soma linyitleri ile belirli oranlardaki karışımlarının uçucu madde yanması periyodunda NOx emisyonlarının zamanla değişimi .

SONUÇLAR

Soma, Yatağan linyitleri ve karışımlarının sabit yatak yakma sisteminde yanma davranışları ve baca gazı emisyonlarının incelendiği bu çalışmada aşağıdaki sonuçlar elde edildi.

Karışımların uçucu madde ayrılma süreleri Soma linyitininkine yakınken, ayrılma hızları orijinal linyitlerin arasındadır. Linyitlerin uçucu madde oranlarının yakın olmasından dolayı uçucu madde ayrılma periyodunda orijinal linyitlerden farklı davranmamaktadırlar.

Sabit karbon oranı yüksek olan Soma linyiti daha yavaş, uzun sürede ve daha verimli yanarken, Yatağan linyitinin yanma süresi ve verimi düşüktür.

Yüksek kükürt oranına sahip olan Yatağan linyiti ile Soma linyiti karışımlarının yanma sırasındaki SO_2 emisyonları beklenenden farklıdır.

NOx emisyonu uçucu madde ayrılma periyodunun sonuna doğru artarken karbon yanması periyodunda azalmaktadır. Aktif ve gözenekli bir yapıya sahip olmasından dolayı Yatağan linyiti daha düşük NOx emisyonu vermektedir.

KAYNAKLAR

Aernillas, A., Backreedy, J.I., Jones,J.M., Pis, J.J., Pourkashanian, M., Rubiera, F., Williams, A. Modelling of NO formation in the combustion of coal blends, Fuel, 81, 627-636, 2002.

Duranay, N.D., Pehlivan, D., Combustion of lignite carbon under agitation, Fuel Processing Technology,86, 913-923, 2005.

Faundez, J., Arias B., Rubiera, F., Arenillas, A., Garcıa, X., Gordon, A.L., Pis, J.J. Ignition characteristics of coal blends in an entrained flow furnace, Fuel, 86, 2076–2080, 2007.

Jhonson,J.E., Formation and reduction of nitrogen oxides in fluidized- bed combustion, Fuel, 73 (9), 1398-1415,1994.

Maier, H., Splietoff, H., Kicherer, A., Fingerle , A., Hein, R.K. G.effect of blending and particle size on NOx emission and burnout, Fuel, 73, 1447-1452, 1994.

Majid, A.A., Paterson, N., Reed,G.P., Dugwell, D.R., Kandiyoti, R. Furter development of fired reactor to assess the relative performance and synergistic effects during the combustion of coal blends, Fuel&energy, 19, 968-976, 2005.

Rubiera, F., Aernillas, A., Arias, B., Pis, J.J. Modification of combustion behaviour and NO emission by coal blending, Fuel Processing Technology,77-78, 111-117, 2002.

Rushdi, A., Sharma, A., Gupta, R. An experimental study of the effect of coal blending on ash deposition , Fuel , 83, 495–506, 2004.

Shen, Y.S., Guo, B.Y., Yu A.B., Zulli, P. A three-dimensional numerical study of the combustion of coal blends in blast furnace, Fuel, 88, 255–263, 2009.

Tilman, D.A., Cofiring benefits for coal and biomass, Biomass and Bioenergy, 19, 363-364, 2000.

Vleesken, J. M. PelIetized coals and coal blends: combustion efficiency in afluidized bed, Fuel**,** 66(7), 1011-1012, 1987.

GELİŞTİRİLEN PASİF HAVA ÖRNEKLEYİCİSİ (PHÖ) İLE DÜZENLİ BİR ÇÖP DEPONİ SAHASININ ATMOSFERİNDE ÖLÇÜLEN POLİKLORLU BİFENİLLER'İN (PCB'LERİN) KONSANTRASYONLARI

Fatma ESEN[1(*)], Yücel TAŞDEMİR[2]

[1] Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Görükle BURSA, 16059
[2] Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Esenler İSTANBUL, 34220

ÖZET

Literatürden esinlenerek tasarlanan pasif hava örnekleyicisi (PHÖ) ile Haziran 2008-Haziran 2009 döneminde düzenli bir çöp deponi sahasından PCB örneklemesi yapılmıştır. Örnekleme dört haftalık periyotlarda yapılmıştır. PHÖ'de örnekleme materyali olarak PUF kullanılmış olup, PUF için pasif örnekleme oranı (R) 10.9 m^3 $gün^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. Hesaplanan örnekleme oranının daha önce yapılan çalışmalarda hesaplanan değerlerin arasında kaldığı görülmüştür.

Bir yıllık dönemde ölçülen toplam 22 PCB türüne ait konsantrasyonlar ortalama olarak 99±34 pg m^{-3} (40-142 pg m^{-3}) değerini almıştır. Bu değer literatür sınırları içinde kalırken örnekleme noktasının özelliğinin (düzenli çöp depolama sahası) bir dezavantaj oluşturmadığı görülmüştür.

Anahtar Sözcükler: Pasif Hava Örnekleyicisi, PCB'ler, Örnekleme oranı, Dış Hava Konsantrasyonu, Bursa.

GİRİŞ

Kalıcı organik bileşikler (KOB'ler), atmosferde uzun süreler bozunmadan kalabilmekte ve uzak bölgelere taşınarak kirlenmelerine sebep olabilmektedirler (Masclet vd., 2000, Park vd., 2001). Yarı uçucu özelliğe sahip olan bazı organikler KOB'ler içinde yer alırlar ve bazı türleri kanserojen özelliğe sahiptirler (Finlayson-Pitts ve Pitts 1996, Odabaşı, 1998). PCB'ler 209 tür bileşikten oluşan, canlı dokularında birikebilen ve toksik etkisi olan yarı uçucu organik bileşiklerdir (SVOCs). Bu özelliklerinden dolayı Avrupa ve Amerika'da kullanımları 1970 yılında yasaklanmıştır (Manodori vd., 2006; Cindoruk ve Tasdemir, 2007). Çeşitli kaynaklara sahip olmaları ve atmosferde bozunmadan kalabilmelerinden dolayı bu kirleticiler temiz kabul edilebilecek bölge atmosferlerinde bile tespit edilmiştir (Simcik vd., 1997). İnsan ve diğer canlılara olan muhtemel etkileri, atmosferdeki konsantrasyon seviyelerine ve adsorpsiyon/absorpsiyon eğilimleri ile ilişkilidir. Çevrede birçok bileşiği olan bu kirleticilerden sadece bazıları Amerika (EPA) ve Avrupa çevre öncelikli kirleticiler listesinde yer almaktadır.

* payan@uludag.edu.tr

Kullanılmaları uzun süre önce yasaklanmış olmasına rağmen çok klorlu bifeniller (PCB) gibi çoğu yarı uçucu organik bileşik (YUOB) çevrede bulunmaktadır. Atmosferik PCB'ler genellikle PCB içeren materyallerin yanması, su/hava, toprak/hava arakesitinde meydana gelen kütle transferi, atık depolanmış alanlardan, çamur kurutma yataklarından ve çöp deponi sahalarından meydana gelen buharlaşmadan kaynaklanmaktadır (Biterna ve Voutsa, 2005; Taşdemir vd., 2005).

Pasif örnekleyiciler istenilen zaman dilimine ait konsantrasyonları belirlemede kullanılırlar (Kot-Wasik vd., 2007; Bohlin vd., 2008; Tao vd., 2008). Son zamanlarda hava kirleticilerinin artması ile değişik skalalarda hava kalitesini belirlemek için pasif hava örnekleyicilerinin (PHÖ) kullanımları yaygınlaşmıştır (Shoeib ve Harner 2002; Wania vd., 2003; Harner vd., 2003; Wilford vd., 2004; Harner vd., 2006; Tao vd., 2008; Chaemfa vd., 2009). Bir süredir kullanılıyor olmasına rağmen pasif örnekleyiciler geliştirilmeye devam edilmektedir. Basit ve düşük maliyetli olmaları, pahalı ve komplike ekipmanlara, güç kaynağına ihtiyaç duymamaları önemli bir avantaj sağlamaktadır.

Pasif örnekleyiciler kimyasal toplayıcılar olup, homojen veya heterojen medyalar kullanılarak iç/dış ortam kirletici miktarları belirlenir (Shoeib ve Harner 2002). Yarı uçucu organik bileşiklerin özellikle çok klorlu aromatik hidrokarbonlar (PAHs; acenaphtylene – pyrene), çok klorlu bifeniller (PCBs) ve organoklorlu pestisitler (OCPs) gibi çok uçucu olanların toplanmasında örnekleyici medya olarak poliüretan köpük (PUF) en yaygın kullanıma sahiptir (Tao vd., 2008). Bunun sebebi ucuz olması, kolay elde edilmesi ve yüksek tutma kapasitesine sahip olmasıdır (Jaward vd., 2005, Tao vd., 2008).

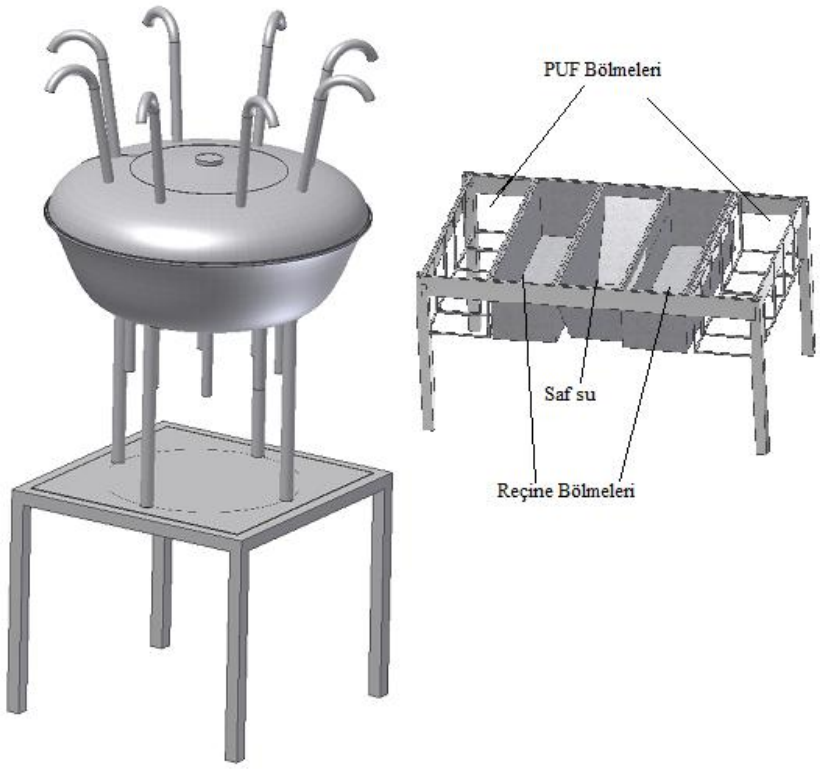
Bu çalışmada literatürde yer alan PHÖ'den esinlenerek farklı bir örnekleyici geliştirilmiştir. Geliştirilen PHÖ'de örnekleme materyali olarak PUF, XAD-2 reçine ve saf su kullanılmasına rağmen bu çalışmada sadece PUF'dan elde edilen veriler kullanılmıştır. PHÖ kullanılarak düzenli bir çöp deponi sahasından 1 yıl boyunca PCB örnekleri toplanıp (1) örnekleme oranlarının belirlenmesi ve (2) PUF'da tutulan PCB konsantrasyonlarının belirlenmesi amaçlanmıştır.

YÖNTEM

Pasif Hava Örnekleyicisinin (PHÖ) Dizaynı. Tasarlanan pasif hava örnekleyicisinde (PHÖ) üç farklı medya ile kirletici toplanmaktadır. Örnek toplama aparatı paslanmaz çelikten yapılmış olup 5 bölümden meydana gelmektedir (Şekil 1). Su ile örnek topladığımız ortadaki bölüm 2.5 L saf su alma kapasitesine sahiptir. Saf su bölümünün her iki yanında XAD-2 reçinenin yerleştirildiği bölümler ve dış kısımlarda da PUF'ları yerleştirdiğimiz ince paslanmaz çelik telden yapılmış kafesler yer almaktadır. Örnek toplama aparatı 60 cm çapında 20 cm derinliğinde paslanmaz çelik kabın içerisine yerleştirilmiştir. Hava giriş ve çıkışı için tencerenin kapağına ve alt kısmına simetrik olarak 8'er adet 1 cm çapında delikler açılmıştır. Kapaktaki deliklerden içeriye yağmur, kar, partikül madde ve çapı büyük katı madde girmemesi için bakırdan yapılmış, oval çıkışlı borular takılmıştır. Daha sonra

tencere 60x60 cm ebadında ve 100 cm yüksekliğinde yapılmış sehpanın üzerine 57 cm yükseltilerek monte edilmiştir.

Aktif hava örnekleyicilerde de kullanılan PUF, sistemde her bölmede 1'er tane olmak üzere toplam 2 adet kullanılmıştır. Kullanılan her PUF, 6 cm çapa, 5 cm yüksekliğe, 150.8 cm^2 yüzey alana ve 141.4 cm^3 hacme sahiptir.



Şekil 1. Pasif Hava Örnekleyicisi ve Örnekleme Bölmeleri

Çalışma kapsamında aylık örnekleme periyodunda toplam 12 PUF örneği Haziran 2008-Haziran 2009 döneminde toplanmıştır. Örnekleme Bursa Büyükşehir Belediyesi Hamitler Katı Atık Deponi sahasından toplanmıştır.

Örnek Hazırlama ve Analizi. PUF, saf su, metanol (MeOH), diklorometan (DCM) ve aseton/hekzan (ACE/HEX) (1:1) karışımı ile her bir solvent için 24 saat olmak üzere sokslet ekstraksiyonu ile temizlenmiştir (Esen vd., 2006; Taşdemir ve Esen, 2007). Ekstarksiyondan sonra PUF kalan solventlerin giderilmesi için yaklaşık 60 ^oC'lik fırında kurutulmuştur. Daha sonra kullanılmak üzere PUF alüminyum folyoya sarıldıktan sonra yine cam bir kavanozda derin dondurucuda saklanmıştır. Örnekleme bölgesine PUF'lar derin dondurucudan alındığı şekli ile götürülmüştür. Örnekleme periyodu sonunda PUF'lar örneklemeye getirildikleri şekliyle labarotuvara getirilmişlerdir.

Hava örneklerine analitik verimi belirlemek üzere ekstraksiyondan önce PCB surrogate standardı (14, 65 ve 166) eklenmiştir. PUF örnekleri 4:1 oranında

petrolum ether (PE): DCM ile 24 saat soxhlet ekstraksiyonu yapılmıştır (Esen vd., 2006; Cindoruk ve Taşdemir, 2007). Ekstrakte edilen örneklerin hacmi rotary evaporatör yardımıyla 5 mL'ye indirilmiş ve üzerine 15 mL HEX ilave edilerek örnek HEX'a transfer edilmiştir (Esen vd., 2006; Cindoruk ve Taşdemir, 2007). Daha sonra hacim yüksek saflıktaki azot gazı ile 2 mL'ye indirilmiştir. Örnek 3 g silisik asit (3% su), 2 g alumina (6% su) ve 2 g Na_2SO_4 içeren bir kolondan geçirilerek fraksiyonlarına ayrılmıştır (Esen vd., 2006; Taşdemir ve Esen 2007). Kolon önce 20 mL DCM ardından 20 mL PE ile temizlenmiştir. Kolonun altına 40 mL'lik bir şişe konarak kolona 2 mL'lik örnek ilave edilmiş ve sonrasında 25 mL PE eklenip PCB örnekleri toplanmıştır. Daha sonra solvent HEX'a değiştirilerek hacmi 2 mL'ye indirilmiştir. Kromotografik pikleri herhangi bir kirlilikten korumak için 2 mL'lik örnek derişik H_2SO_4 ile temizlenmiş ve hacmi 1 mL'ye indirilerek viallenmiştir.

Hava örnekleri 84 tür PCB için analizlenmiştir. PCB okumaları 30 m x 0.32 mm ve 0.25 µm kalınlığında HP-5 kolona sahip 7890A GC-µECD (Mikro-Electron Capture Detector) (Hewlett- Packard, ABD) ile gerçekleştirilmiştir. Fırın sıcaklık programı 70 ^oC (2 dak), 25 ^oC dak^{-1} ile 150 ^oC'ye, 3 ^oC dak^{-1} ile 200 ^oC'ye, 8 ^oC dak^{-1} ile 280 ^oC'ye çıkış ve 10 dak 280 ^oC'de bekletme; taşıyıcı gaz (Helyum), 1,9 mL dak^{-1} ayrımsız (splitless) (1 dak sonra ayrım vanası açılır) 25 mL dak^{-1} tasfiye debisi olacak şekilde ayarlanmıştır.

Kalite Güvenirlik/ Kalite Kontrol. Bütün örneklere ekstraksiyondan önce analitik verimi belirlemek için PCB#14, PCB#65 ve PCB#166'dan oluşan surrogate standardı (4 ng mL^{-1}) ve GC ile analiz öncesinde PCB#30 ve PCB#204'den oluşan hacim düzeltme standardı (Internal Standard) eklenmiştir. Hesaplanan surrogate verimleri PCB14 için 59.3±19, PCB 65 için 73.1±18.1 ve PCB166 için 83.3±21.2 olarak bulunmuştur.

Enjeksiyondan önce GC-ECD'nin lineerliğini kontrol etmek amacı ile hazırlanan 5 konsantrasyon seviyesi (0,05; 0,5; 1; 5, 25 ng ml^{-1}) ile cihaz kalibre edilmiştir. Her gün örnekler cihaza verilmeden önce orta nokta konsantrasyonu okutularak kalibrasyon yapılmıştır.

Örnekleme, taşıma ve analize hazırlama esnasında herhangi bir kirliliğin bulaşıp bulaşmadığını belirlemek için PUF için toplam 7 şahit örnek alınmıştır. Şahit örnekler örnekleme noktasına diğer örneklerin getirildiği şartlarda getirilip cihaza yerleştirildikten sonra 10 dk beklenip geri alınmış ve aynı şekilde laboratuara geri götürülüp analizleri yapılmıştır. Şahitlerde bulunan PCB miktarlar 0.01-0.9 ng seviyelerindedir.

Dedeksiyon limiti (LOD, ng) ortalama şahit kütlelerine standart sapmanın 3 katının eklenmesi (ortalama±3σ) ile belirlenmiştir (Taşdemir ve Esen, 2007; Simcik vd., 1998). Her bir PCB türü için LOD değerleri 0.19-2.08 ng olarak bulunmuştur. Genellikle örneklerdeki PCB miktarları LOD değerlerinin çok üstünde bulunmuştur.

Makalede rapor edilen değerler örnek kütlesi LOD değerinden büyük olduğu zaman örnek ve şahitin kütleleri arasındaki fark kullanılarak hesaplanmıştır.

TARTIŞMA

Pasif Hava Örnekleyicisinin (PHÖ) Teorisi. Yarı uçucu organik bileşiklerin atmosferdeki miktarlarının belirlenmesinde basit bir yöntem olan pasif hava örnekleyicileri kullanılmaktadır. PHÖ ile kimyasalın toplanmasında, kimyasalların kolayca nüfuz edecekleri ya da çözünebilecekleri gözenekli ve üniform bir yapıya sahip örnekleyici medya kullanılmasına dikkat edilmektedir (Shoeib ve Harner, 2002). Bu çalışmada, kirleticilerin zamana bağlı olarak değişen konsantrasyonları PUF'da belirlenmeye çalışılmıştır. Kirleticilerin havadaki konsantrasyonlarını belirleyebilmek için öncelikle örnekleme oranlarını belirlemek gerekmiştir. Örnekleme oranı sıcaklığın sabit kaldığı ve zamana karşı hava konsantrasyonlarının lineer olduğu kabul edilerek hedeflenen bileşik için aşağıdaki Denklem 1 yardımı ile hesaplanabilir (Wania vd., 2003; Bartkow vd., 2004):

$$R=C_{PHÖ}/C_{hava}.t \quad (1)$$

Burada R örnekleme oranı (m^3 $gün^{-1}$), $C_{PHÖ}$ örnekleyicide toplanan bileşiğin kütlesi (ng), C_{hava} örnekleme süresince (t=gün) atmosferik konsantrasyon (ng m^{-3}). İdeal olarak örnekleme oranı örnekleme periyodu boyunca maksimumda kalmalıdır (Wania vd., 2003). Yapılan çalışmalarda PCB'ler için örneklemenin ilk 4 hafta lineerliğini koruduğu tespit edilmiştir (Chaemfa vd., 2008). Bu çalışmada da örnekleme süresi 4 hafta civarında tutulmuştur.

Hava oranının hesaplanabilmesi için PHÖ ile YHHÖ 10 günlük periyotta üç ayrı zaman diliminde paralel çalıştırılmıştır. On gün sonunda her iki cihazdaki örnekleme materyalleri alınıp laboratuarda analizlenmiştir. YHHÖ'den elde edilen dış hava konsantrasyonu (C_{hava}, gaz faz) ve PHÖ'de toplanan kütle ($C_{PHÖ}$) ile örnekleme süresi (t) göz önünde bulundurularak denklem 1 yardımı ile örnekleme oranı (R) hesaplanmıştır. Hesaplanan örnekleme oranları 22 PCB türü için Tablo 1'de verilmiştir. Ortalama örnekleme oranı PUF için 10.9±9.8 m^3d^{-1} olarak hesaplanmıştır. Örnekleme oranlarının aynı örnekleme materyalinin kullanıldığı çalışmalarda bile farklılık gösterdiği görülmektedir. Chaemfa ve arkadaşları (2008) tarafından PUF içeren PHÖ'de yapılan çalışmada örnekleme periyodunun ilk 2 haftasında elde edilen örnekleme oranının, 3-12 haftalarda elde edilen örnekleme oranlarından daha büyük olduğu ortaya konulmuştur. Eğer hava tarafındaki direnç baskın olursa örnekleme oranı K_{OA} (Octanol-hava bölüşüm katsayısı) ile direkt ilişkili değilken, örnekleyici tarafındaki direncin baskın olması durumunda örnekleme oranı K_{OA} ile orantısal olarak artmaktadır denilmektedir (Bartkow vd., 2004). Bunların dışında örnekleme koşulları, örnekleme materyalinin alanı (Bartkow vd., 2004), materyalin tutma kapasitesi (Harner vd., 2004), rüzgar hızı (Santiago ve Cayetano, 2007) gibi faktörler örnekleme oranını etkilemektedir. Elde edilen örnekleme oranları ile aşağıdaki formül 2 kullanılarak yüksek hacimli hava örnekleyicisinin paralel çalışmadığı diğer zamanlardaki atmosferik konsantrasyon seviyeleri hesaplanabilmektedir (Wania vd., 2003):

$$C_{hava}=C_{PHÖ}/R.t \quad \textbf{(2)}$$

Tablo 1. Değişik örnekleme materyalleri için örnekleme oranları

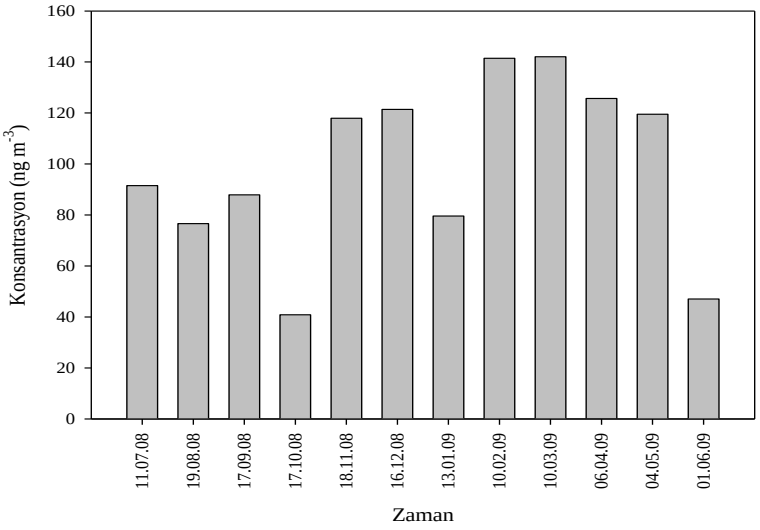
Bileşik	Sampling rate (m^3 $gün^{-1}$)	Reference
PCBs 450 günlük, iç ortam (PUF)	2-8.3	Shoeib ve Harner, 2002
PCB 450 günlük, iç ortam (SPMDs)	3.3-9.9	Shoeib ve Harner, 2002
PCB 450 günlük, iç ortam (Soil)	0.023-0.17	Shoeib ve Harner, 2002
POPs (Reçine)	0.52	Wania vd., 2003
PCB 3 haftalık (Polymer coated glass)	2.46-7.23	Harner vd., 2003
PAHs (SPMD)	0.6-6.1	Bartkow vd., 2004
Ağır PCBs (PUF)	9.5	Chaemfa vd., 2008
PCBs 12 haftalık (PUF)	1.2-11	Chaemfa vd., 2008
PCBs ve PBDEs 12 haftalık (PUF)	1.2-11 (yüksek yoğunlukta PUFs) 1.4-12 (düşük yoğunlukta PUFs)	Chaemfa vd., 2009
PCBs (PUF)	1.6-11.5	Persoon ve Hornbuckle, 2009
PCBs 4 haftalık (PUF)	7.1	Bu çalışma

SONUÇ

Hava Konsantrasyonları. Bir yıllık örnekleme periyodu süresince düzenli bir çöp deponi sahasından PHÖ ile PUF örnekleme materyalinde PCB örneklemesi yapılmıştır. Hava konsantrasyonları pasif örnekleyicide tutulan kirleticinin kütlesi ve eşitlik 1'den her bir PCB türü için hesaplanan örnekleme oranı kullanılarak eşitlik 2 yardımı ile hesaplanmıştır. Ortalama PCB konsantrasyonu PUF için 99±34 pg m^{-3} (40-142 pg m^{-3}) değerini almıştır. PUF'da tutulan PCB değerlerinin literatürde verilen değerler arasında kaldığı görülmektedir (Tablo 2). Şekil 2'de PCB konsantrasyonlarının zamana karşı grafiği verilmektedir. Bir yıllık örnekleme döneminde konsantrasyonlarda çok fazla bir salınımın olmadığı görülmektedir.

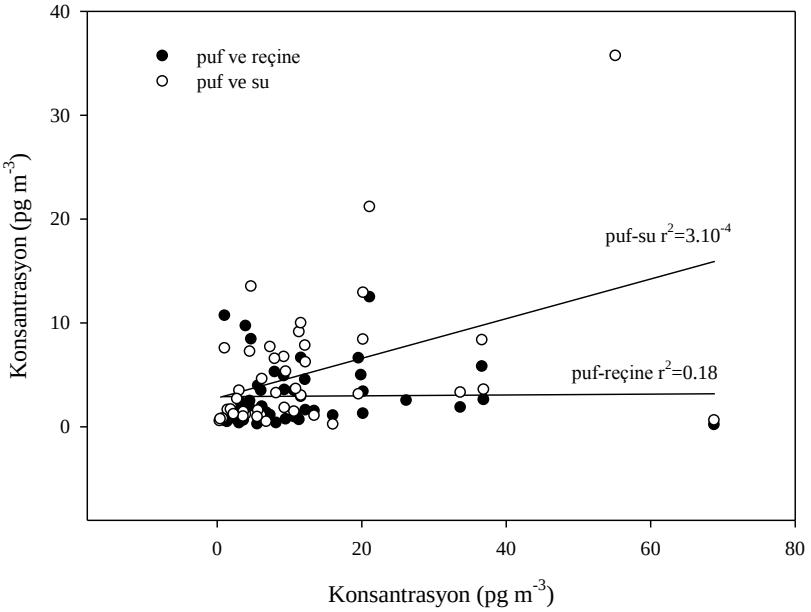
Tablo 2. Pasif örnekleyici ile ölçülen PCB konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Bölge	Ortalama PCB (pg m^{-3})	Referans
Gage-Toronto, şehir	547	Harner vd., 2004
Downsview-Toronto, evsel/endüstriyel	167	Harner vd.
R.Hill- Toronto, kırsal	104	Harner vd.
India, şehir	662	Zhang vd., 2008
Mexico City, şehir	440	Bohlin vd., 2008
Lancester	120	Bohlin vd., 2008
Chile, şehir	53	Pozo vd., 2004
Bursa, çöp deponi sahası	99±34	Bu çalışma



Şekil 2. Zamana Bağlı Olarak PCB Konsantrasyonlarındaki Değişim

Şekil 3'de 60 tür PCB göz önünde bulundurularak PUF-saf su ve PUF-reçine arasındaki ilişki ortaya konulmuştur. PUF-saf su arasındaki ilişki istatistiki olarak önemli bulunurken ($p<0.05$, t test), PUF-reçine arasında istatistiksel bir önemin olmadığı görülmüştür ($p>0.05$, t test).



Şekil 3. PUF-reçine ve PUF-su konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Bir yıllık örnekleme periyodu incelendiğinde konsantrasyonların mevsimsel olarak değişim göstermediği görülmektedir. Aynı örnekleme periyodunda Hamitler düzenli çöp deponi sahasına yaklaşık 11 km uzaklıkta bulunan BUTAL örnekleme noktasında YHHÖ ile yapılan örnekleme sonucunda havadaki gaz faz PCB konsantrasyonları arasında da dönemsel konsantrasyon değişimleri arasında istatistiksel olarak önemli bir değişimin olmadığı görülmüştür. Konum itibari ile Hamitler düzenli çöp depolama sahasının

yakınlarında faaliyet gösteren bir işletme bulunmayıp, başlıca PCB kaynağı deponi sahasıdır. Atıklar da düzenli olarak depolandığından hem kirletici konsantrasyonu şehir bölgelerinde ölçülen seviyelerde (Tablo 2) hem de stabil olarak bulunmuştur.

TEŞEKKÜRLER

Projeye maddi destek sağlayan Uludağ Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri başkanlığına, GC-ECD okumalarında yardımcı olan Yrd.Doç.Dr. Sıddık Cindoruk'a, laboratuar çalışmalarında yardımcı olan Arş. Gör. Aşkın Birgül ve Çevre Müh. Manolya Günindi'ye teşekkür ederiz. Ayrıca Hamitler Çöp Deponi sahasından örnekleme yapmamıza izin veren Bursa Büyükşehir Belediyesi'ne de teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Bartkow, M.E., Huckins, J.N., Müler, J.F. Field-based evaluation of semipermeable membrane devices (SPMDs) as passive air samplers of polyaromatic hydrocarbons (PAHs), Atmospheric Environment, 38 5983-5990, 2004.

Biterna, M., Voutsa, D. Polychlorinated biphenyls in ambient air of NW Greece and particulate emissions, Environment International, 31 671-677, 2005.

Bohlin, P., Jones, K.C., Tovalin, H., Strandberg, B. Observation on persistent organic pollutants in indoor and outdoor air using passive polyurethane foam samplers, Atmospheric Environment, 42 7234-7241, 2008.

Chaemfa, C, Barber, J.L., Gocht, T. Harner, T.,Holoubek, I.,Klanova, J.,Jones, K.C. Field calibration of polyurethane foam (PUF) disk passive air samplers for PCBs and OC pesticides, Environmental Pollution, 156 1290-1297, 2008.

Chaemfa, C, Barber, J.L., Kim, K-S., Harner, T., Jones, K.C. Further studies on the uptake of persistent organic pollutants (POPs) by polyurethane foam disk passive air samplers, Atmospheric Environment, 43 3843-3849, 2009.

Cindoruk, S.S., Taşdemir, Y. Characterization of gas/particle concentrations and partitioning of polychlorinated biphenyls (PCBs) measured in an urban site of Turkey, Environmental Pollution, 148 325-333, 2007.

Esen, F., Cindoruk, S.S., Taşdemir, Y. Ambient concentrations and gas/particle partitioning of PAHs in an urban site in Turkey, Environmental Forensics, 7 303-312, 2006.

Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N. Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques. John Wiley & Sons, USA, 1986.

Harner, T., Farrar, N.J., Shoeib, M., Jones, K.C., Gobas, F.A.P.C. Characterization of polymer-coated glass as a passive air sampler for persistent

organic pollutants, Environmental Science and Technology, 37 2486-2493, 2003.

Harner, T., Shoeib, M., Diamond, M.L., Stern, G.A., Rosenberg, B. Using passive air samplers to assess urban-rural trends for persistent organic pollutants. 1. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides, Environmental Science and Technology, 38 4474-4483, 2004.

Harner, T., Pozo, K., Gouin, T., Macdonald, A-M., Hung, H., Cainey, J., Peters, A. Global pilot study for persistent organic pollutants (POPs) using PUF disk passive air samplers, Environmental Pollution, 144 445-452, 2006.

Jaward, F.M., Zhang, G., Nam, J.J., Sweetman, A.J., Obbard, J.P., Kobara, Y., Jones, K.C. Passive air sampling of polychlorinated biphenyls organochlorine compounds and polybrominated diphenyl ethers across Asia, Environmental Science and Technology, 39 8638-8645, 2005.

Kot-Wasik, A., Zabiegała, B., Urbanowicz, M., Dominiak, E., Wasik, A., Namie´snik, J. Advances in passive sampling in environmental studies, Analytica chimica acta, 602 141–163, 2007.

Manodori, L., Gambaro, A., Moret, I., Capodaglio, G., Cairns, W.R.L., Cescon, P. Seasonal evolution of gas-phase PCB concentrations in the Venice Lagoon area, Chemosphere, 62 449-458, 2006.

Masclet, P., Hoyau, V., Jaffrezo, J.L., Cachier, H. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Deposition on the Ice Sheet of Greenland, Atmospheric Environment, 34 (19) 3195-3207, 2000.

Odabaşı, M. Measurement of PAH dry deposition and air-water exchange with the water surface sampler, Ph.D. thesis, Illionis Institute of Technology, USA, 1998.

Park, J. S., Wade, L. T., Sweet, S. Atmospheric distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and deposition to Galveston Bay, Texas, USA, Atmospheric Environment, 35 3241-3249, 2001.

Persoon, C., Hornbuckle, KC. Calculation of passive sampling rates from both native PCBs and depuration compounds in indoor and outdoor environments. Chemosphere, 74 917-923, 2009.

Pozo, K., Harner, T., Shoeib, M., Urrutia, R., Barra, R., Parra, O., Focardi, S. Passive-sampler derived air concentrations of persistent organic pollutants on a North south transect in Chile, Environmental Science and Technology, 38 6529-6537, 2004.

Santiago, E.C., Cayetano, M.G. Polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air in the Philippines derived from passive sampler with polyurethan foam disk, Atmospheric Environment, 41 4138-4147, 2007.

Shoeib, M., Harner, T. Characterization and comparison of three passive air samplers for persistent organic pollutants, Environmental Science and Tecnology, 36 4142-4151, 2002.

Simcik, M.F., Zhang, H., Eisenreich, S.J., and Franz, T.P. Urban contamination of the Chicago/Coastal Lake Michigan atmosphere by PCBs and PAHs during AEOLOS, Environmental Science Technology, 31 2141-2147, 1997.

Simcik, M.F., Franz, T.P., Zhang, H., Eisenreich, S.J. Gas-particle partitioning of PCBs and PAHs in the Chicago urban and adjacent coastal atmosphere: States of equilibrium. Environmental Science and Technology, 32 251-257, 1998.

Tao, S., Liu, Y.N., Lang, C., Wang, W.T., Yuan, H.S., Zhang, D.Y., Qiu, WX., Liu, J.M., Liu, Z.G., Liu, S.Z., Yi, R., Ji, M., Liu, X.X. A directional passive air sampler for monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air mass, Environmental Pollution, 156 435-441, 2008.

Taşdemir Y, Odabaşı M, Holsen, T.M. Measurement of vapor phase deposition of polychlorinated biphenyls (PCBs) using a water surface sampler. Atmospheric Environment, 39 885-897, 2005.

Taşdemir, Y., Esen, F. Urban Air PAHs: Concentrations, temporal changes and gas/particle partitioning at a trafficked site in Turkey. Atmospheric Research, 84 1-12, 2007.

Wania, F., Shen, L., Lei, Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C.G. Development and calibration of a resin-based passive sampling system for monitoring persistent organic pollutants in the atmosphere, Environmental Science and Technology, 37 1352-1359, 2003.

Wilford, B.H., Harner, T., Zhu, J.P., Shoeib, M., Jones, K.C. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: Implications for sources and exposure, Environmental Science and Technology, 38 5312-5318, 2004.

İSTANBUL ATMOSFERİNDE ATMOSFERİK PARÇACIKLAR

Nejdet FERSİZ[1], R. Gürcan ORALTAY[2(*)]

[1] Marmara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul 34722
[2] Marmara Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Göztepe-İstanbul 34722

ÖZET

Yıllık olarak atmosfere 60-200 milyon ton Sahra tozunun karıştığı hesaplanmaktadır. Çöl kaynaklı tozun hava kalitesine ve birikime etkisinin küresel boyutlarda görüldüğünü belgeleyen çok sayıda çalışma bulunmaktadır. Orta Doğu bölgesinde ve ülkemizde taşınımın etkisini ortaya koyan önemli sayıda çalışma bulunmaktadır. Toz parçacıklarının atmosferde kalış süreleri, büyüklükleri ile ters orantılı olmakla beraber, Sahra toz parçacıklarının bulut oluşumundaki katkıları nedeni ile uzun mesafelere taşınımları daha karmaşık bir durum göstermektedir.

Bu çalışmada, kaynağından sağlanan çöl tozu parçacıklarının bulut çekirdekleme özellikleri laboratuarda incelenmiş, ilaveten yağmur suyu örneklenmiş, geri yörünge analizleri ile Sahra kaynaklı olanlar belirlenerek parçacıkların suda çözünen kısmı ICP-MS, filtrelerde tutulan suda çözünmeyen kısmı ise SEM-EDS analizleri ile incelenmiştir. Suda çözünmeyen parçacıkların ve kaynak parçacıkların SEM görüntü incelemesinden büyüklük dağılımları, EDS analizlerinden ise elementel yapıları belirlenmiştir. Bulut oluşum mekanizmalarının parçacık büyüklük dağılımını modifiye ettiği belirlenmiş, -12˚C altında Sahra tozu parçacıklarının bulut çekirdeklemedeki etkinliklerinin yanında diğer bulut içi ve altı toplama mekanizmalarının yaş birikim için önemli olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Sahra tozu, Parçacık-bulut etkileşimi, Birikim, Büyüklük dağılımı

GİRİŞ

Yıllık olarak atmosfere karışan yaklaşık 200 milyon ton çöl tozunun taşınımı, birikimi, atmosferdeki parçacık bütçesine katkıları konusunda çok sayıda çalışma bulunmaktadır. Avrupa (İtalya ve İspanya) ve Orta Doğu'da (Türkiye, İsrail) kırmızı yağmurların gözlenmesi burada etkili bir toplama işleminin olduğunu göstermektedir (Özsoy ve Örnektekin, 2009; Chestar vd, 1997). Karışık bulutlarda atmosferik parçacıkların bulut yoğunlaşma çekirdeği (Cloud Condensation Nuclei; CCN) ve buz çekirdeği (Ice Nuclei; IN) olarak görev aldığı bilinmektedir. Suda çözünen madde içeren parçacıklar iyi CCN, çoğu kara kaynaklı çözünmeyen kısmı olan parçacıklar iyi IN olarak adlandırılır. Bu parçacıkların atmosferdeki bulut oluşturma (çekirdekleme) ve takip eden

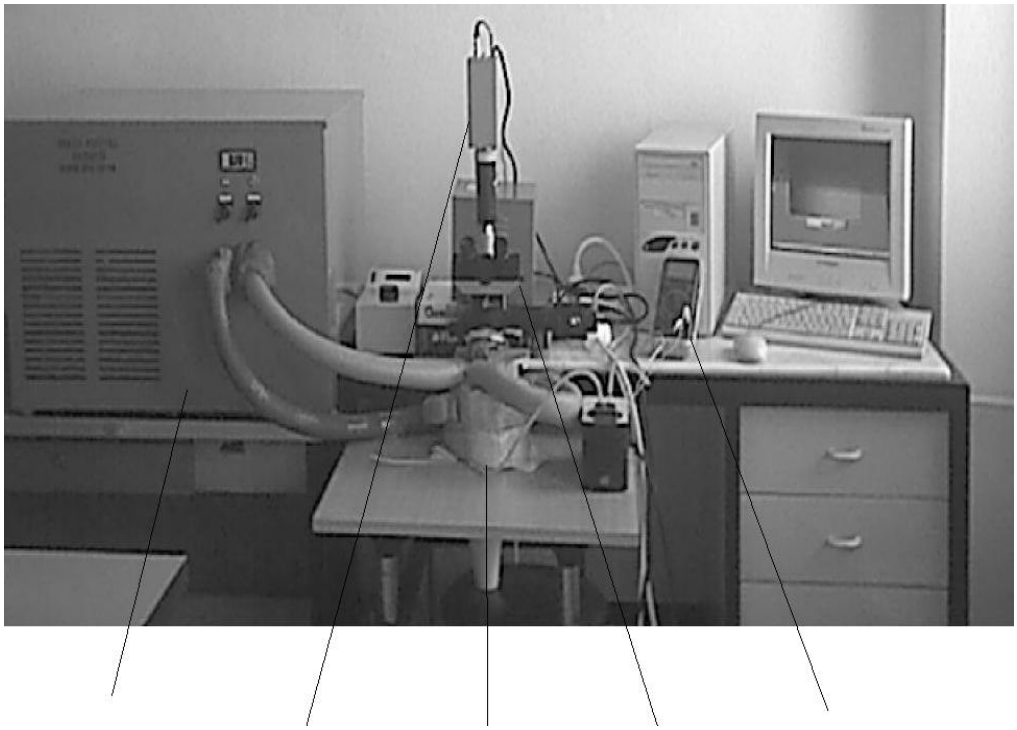
* gurcan@marmara.edu.tr

toplanma mekanizmaları ise tam olarak anlaşılmamıştır. Bu amaçla, Sahara tozlarının buz kristali oluşturma özellikleri, bulut elemanları ile etkileşimleri sonucunda fiziksel/ kimyasal değişimlerinin atmosferik parçacıklardaki sonuçları laboratuar ve alan çalışmaları yolu ile incelenmiştir.

YÖNTEM

Sahara toz parçacıklarının buz kristali oluşturma özelliklerinin laboratuarda incelenmesi

Şekil 1'de deneysel düzenek görülmektedir. Statik hücrede sağlanan sıcaklık kontrolü ile üstündoyum elde edilerek bulut şartları sağlanmış, Sahara tozlarının sıcaklığı değiştirilerek buz kristallerinin oluşması mikroskop kamera ile takip edilmiştir.

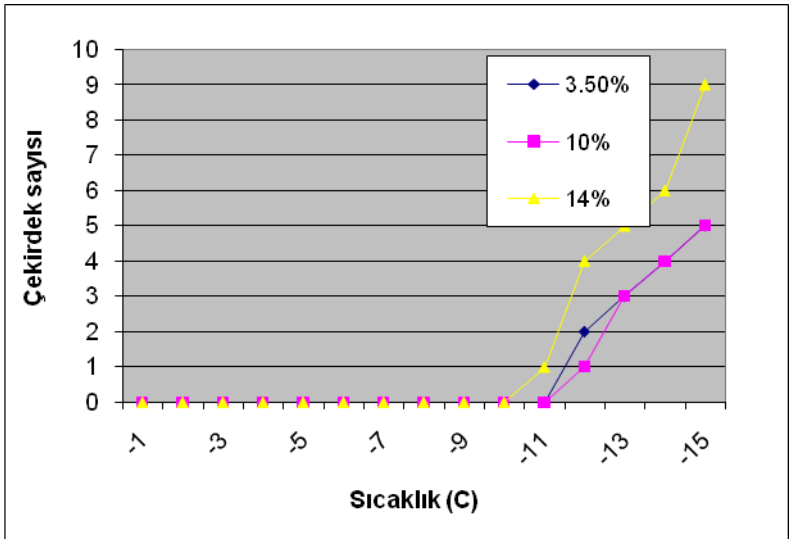


Şekil 1. Deneysel düzenek

Alan çalışması. 2009 İlkbaharında toplanan yağış örnekleri, toplamayı takiben 0.2 μm pore büyüklüğüne kadar bir seri filtrasyona tabi tutularak suda çözünmeyen parçacıklar ayrılmıştır. Yağmur suyu ICP-MS ile analiz edilmiş, filtre üzerindeki parçacıklar ise SEM-EDS ile incelenmiştir. Geri yörünge analizleri ile parçacıkların kaynakları ve izledikleri yol tespit edilmiştir (Draxler ve Rolph, 2010).

TARTIŞMA

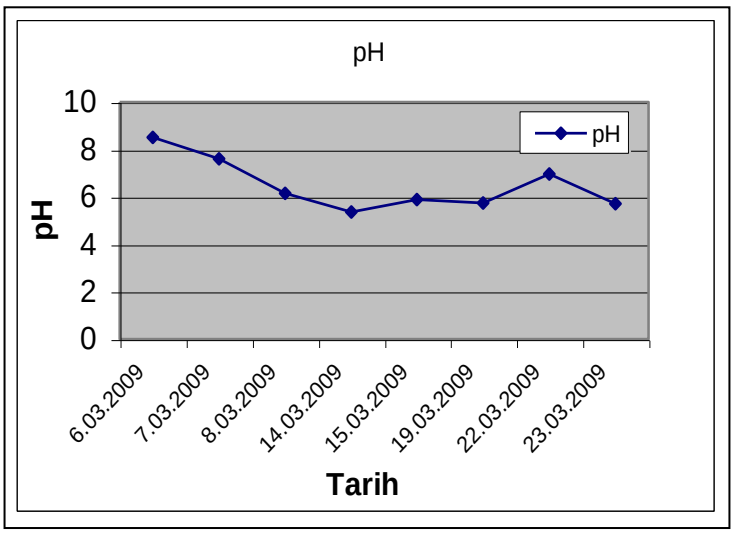
Sahara toz parçacıklarının üstündoyuma bağlı olarak çekirdekleme sıcaklıkları Şekil 2 de verilmektedir.



Şekil 2. Kritik çekirdekleme sıcaklığı

-12˚C ve 3-4% üstündoyumda Sahara tozlarının etkin buz çekirdeği olarak davrandığını görülmektedir.

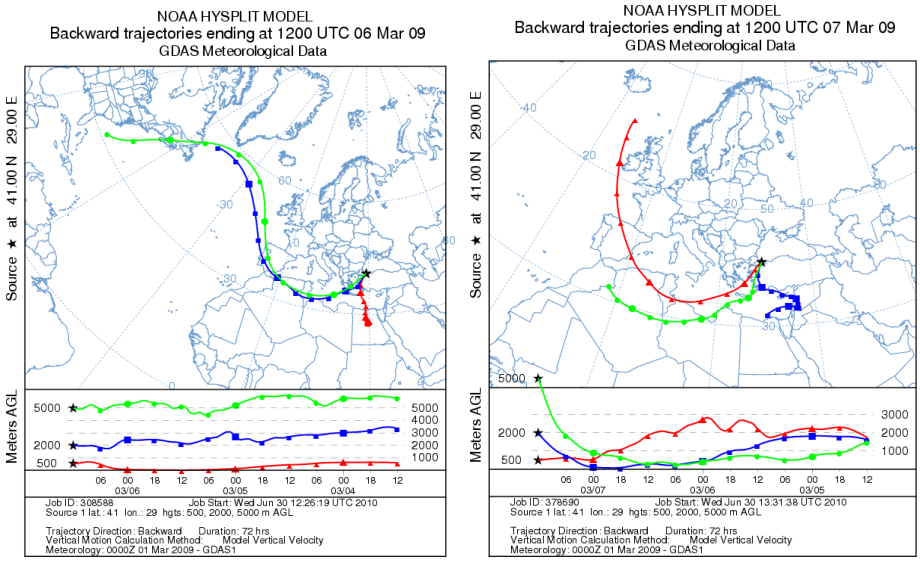
Mart 2009 boyunca toplanan sekiz yağmur örneğine ait pH ölçüm değerleri Şekil 3 de verilmektedir.



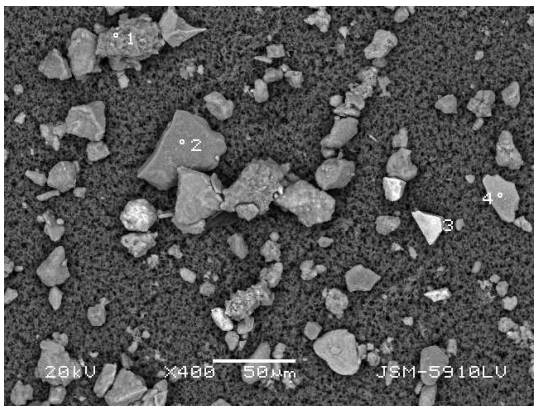
Şekil 3. Yağmur örneklerinde pH değerleri

Kırmızı çamur olayının gözlendiği 6 ve 7 Mart 2009 tarihlerine ait geri yörünge analizleri Şekil 4 a ve b'de verilmektedir.

Bu günlere ait SEM mikrografları ise Şekil 5 ve 6'da verilmektedir

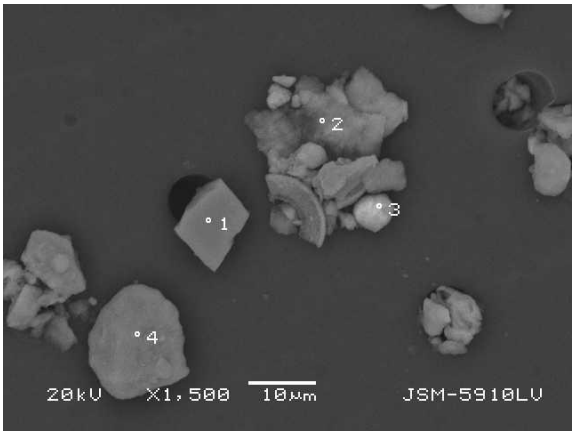


Şekil 4. Geri yörünge analizleri a) 6 Mart 2009;b)7 Mart 2009



Şekil 5. 7 Mart 2009 parçacıkların SEM mikrografi

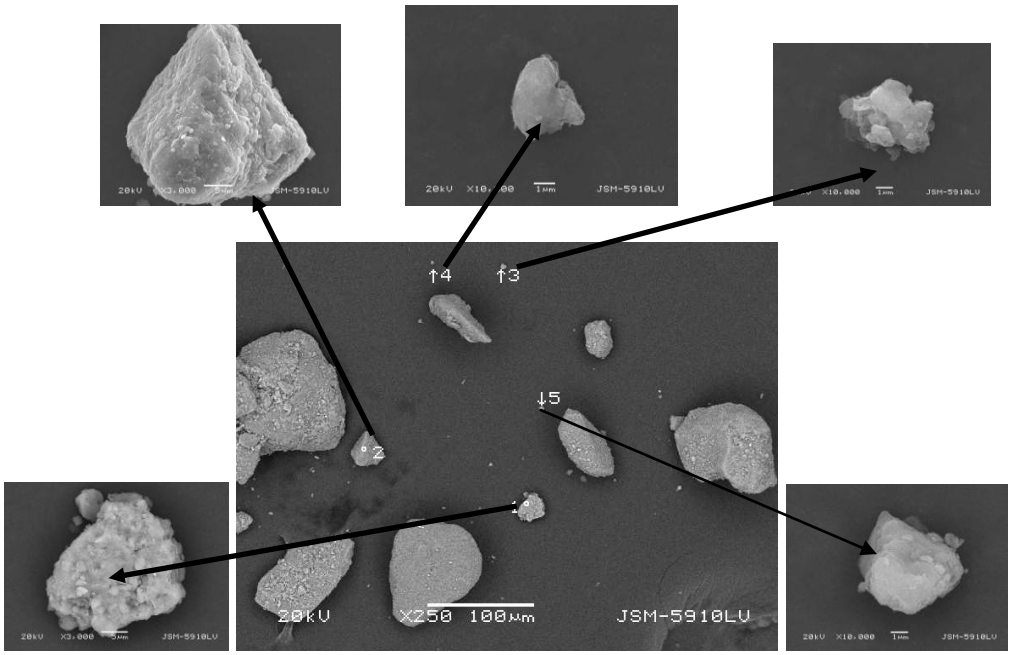
Burada: 1: Illite + calcite;2: Quartz;3: Ti, Fe, Al; 4: Illite parçacıklarını göstermektedir.



Şekil 6. 7 Mart 2009 parçacıkların SEM mikrografi

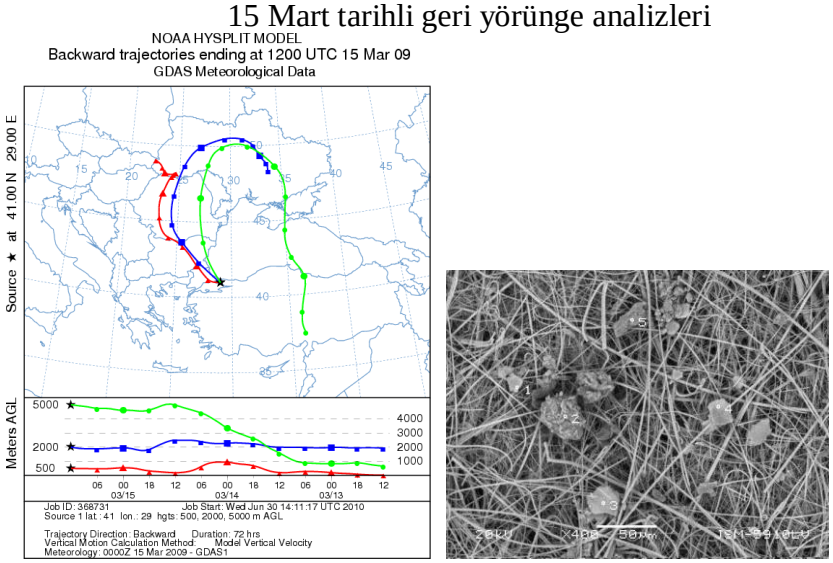
Burada 1: quartz (Si, O); 2: illite (K, Mg, Al, Fe, Si, O); 3: (%61 Fe Hematite-Geothite); 4: İllite

Sahara kaynağından alınan toz örneğinde yapılan EDS incelemesi ise çoğunlukla illite içeren parçacıkları ortaya koymuştur (Şekil 7).



Şekil 7. Sahara kaynak parçacıkları

Doğu Avrupa üzerinden kuzeyli hava akımlarını temsil eden iki örnekten ilki Şekil 8a'da sunulmaktadır. Bu güne ait parçacıkların SEM mikrografi ise Şekil 8b'de verilmektedir.

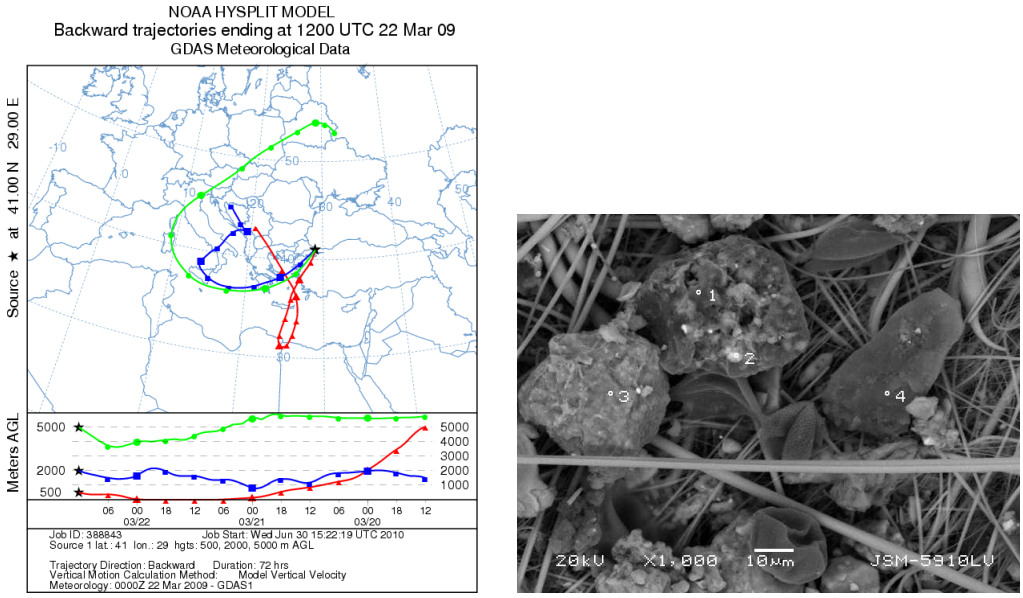


(a) (b)

Şekil 8. a) Geri yörünge analizi; b) SEM micrografi

SEM-EDS analizleri bu parçacıkların düşük Ca yüzdesi ve yüksek Na yüzdesi ile güneyli akımlarla taşınanlardan farklı bir özellik taşıdıklarını ortaya koymaktadır.

Orta Avrupa üzerinden gelen hava akımlarını temsil eden örnek ise 22 Mart tarihini taşımaktadır (Şekil 9).



(a) **(b)**

Şekil 9. Orta Avrupa üzerinden hava hareketi (a), SEM nikrografi (b).

Bu parçacıklarda ise düşük Ca yüzdesine ilaveten S yüzdesinde artış görülmektedir.

ICP-MS sonuçları

Yağmur suyunda çözünen elementlerin toprağa göre zenginleştirme faktör hesabı Si,Ti, Fe elementlerinde zenginleşme göstermezken, Ca, Ni, Zn ve Pb için yüksek oranlar elde edilmiştir.

SONUÇLAR

Kuzey Afrika üzerinden etkin bir şekilde taşınan Sahara tozları, laboratuar çalışmasının da ortaya koyduğu gibi, kritik sıcaklığın altına düşmeleri durumunda bulut çekirdeği olarak yağışlarının başlamasında etkin olarak rol almaktadırlar.

Yağmur örneklerindeki suda çözünmeyen Sahara toz parçacıklarının SEM-EDS analizleri bu fraksiyonun Ca, Al, Mg, Fe elementleri içerdiğini göstermektedir.

Sahara üzerinden gelen yağışlar bazik (pH 7 ve üstü) değer taşırken, Kuzeyli hava akımları daha düşük pH (6 ve altı) değerler taşımaktadır.

Gözlenen yüksek konsantrasyonlar, bulu çekirdekleme mekanizmasına ilaveten, bulutaltı toplama mekanizmalarının da önemli olduğunu ortaya koymaktadır.

Agregasyon mekanizmasının parçacık büyüklüğünü arttırdığı gözlenmiştir.

KAYNAKLAR

Chester R., Nimmo, M., Corcoran, P.A. Rain water-aerosol trace metal relationship at Cap Ferrat: A coastal site in the Western Mediterranean, Marine Chemistry, 58, 293-312, 1997.

Draxler, R.R. ve Rolph, G.D. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD, 2010.

Özsoy T. ve Örnektekin, S. Trace elements in urban and suburban rainfall, Mersin, Northeastern Mediterranean, Atmospheric. Research, 94, 203-219, 2009.

ESKİŞEHİR ATMOSFERİNDE PARTİKÜL MADDE VE ÇOK HALKALI AROMATİK HİDROKARBON (PAH) DERİŞİMLERİ

Eftade O. Gaga[1(*)], Akif Arı[1], Tuncay Döğeroğlu[1], Kees Meliefeste[2], Wim Van Doorn [3]

[1]Anadolu Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Eskişehir
[2]IRAS, Utrecht, Hollanda
[3] Royal Haskoning, P.O. Box 151, 6500 AD, Nijmegen, Hollanda

ÖZET

Eskişehir'de 2008-2009 yılları arasında MATRA projesi kapsamında ikişer haftalık kampanyalar bazında yaz ve kış mevsimlerinde hava kirletici bileşenlerin ölçümleri yapılmıştır. Partikül madde (PM 2.5 ve PM10) kütle derişimleri düşük hacimli örnekleyiciler ile her iki mevsimde dörder noktada aynı anda ölçülürken, gaz ve partikül faz 16 adet Çok Halkalı Aromatik Hidrokarbon (PAH) derişimleri PUF örnekleyicisi ile ikişer noktada ölçülmüştür. Kış kampanyası PM 2.5, PM10 ortalama kütle derişimlerinin (45.8 ve 90.6 μg m^{-3}) yaz kampanyası derişimlerinden (23.9 ve 80.4 μg m^{-3}) yüksek olduğu görülmüştür. Ayrıca her iki mevsimde de trafik ve kentsel istasyonlarda ölçülen PM 2.5 ve PM10 derişimleri arka plan istasyonlarında ölçülen derişimlerden yüksektir. Benzer şekilde trafik istasyonunda ölçülen PAH derişimleri her iki kampanyada da arka plan istasyonunda ölçülen derişimlerden yüksektir. Herbir PAH bileşeni için kış/yaz oranlarının 1.6 (naftalen) ile 19.1 (antrasen) arasında değişkenlik gösterdiği görülmüştür. PAH bileşenleri için Toksik Benzo(a)piren Eşdeğer derişimler hesaplanmış ve trafik istasyonunda ölçülen PAH derişimlerinin toksik yüzdesinin arka plan istasyonunda ölçülenlerden yaklaşık 3 kat fazla olduğu görülmüştür.

Anahtar kelimeler: Hava kirliliği, PAH'lar, Partikül madde, Faktör analizi

GİRİŞ

Partikül madde yapısında organik ve inorganik kirletici bileşenleri barındıran karışık bir yapıya sahiptir. Bu bileşenlerin başlıcaları karbon, ağır metaller, iyonik bileşenler ve PAH'lar, PCB'ler (Poliklorlü bifeniller), pestisitler gibi organik yapılardır (Ravindra vd., 2008; Vassilakos vd., 2007). Aerodinamik yarıçapına göre sınıflandırılan partikül maddenin çapı küçüldükçe insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri de artmaktadır (Manoli vd., 2002; Sardar vd., 2006). Son yıllarda gerçekleştirilen epidemiyolojik çalışmalar yüksek derişimlerdeki partikül maddenin mortalite ve morbiditeyi de arttırdığını göstermiştir (Manoli vd., 2002).

Bazı kirleticiler hem gaz hem de partikül fazında bulunabilmektedirler. Örneğin PAH grubu bileşenler gaz ve partikül fazında bulunabilmekte, buhar basınçları azaldıkça partikül fazına doğru geçmektedirler (Pankow ve

* egaga@anadolu.edu.tr

Bidleman, 1992; Mastral vd., 2003). PAH bileşenlerinden naftalen % 99 oranında gaz fazında bulunurken, daha ağır molekül ağırlığına sahip benzo (g,h,i)perilen ise % 90'ın üstünde partikül fazında bulunmaktadır. PAH bileşikleri mutajen ve kanserojen özelliklerinden dolayı önemlidirler (Borrás vd., 2007; Gaga vd., 2009). Diğer tüm kirletici bileşenler gibi PAH bileşiklerinin doğal ve antropojen kaynakları mevcuttur. Orman yangınları, volkan patlamaları en önemli doğal kaynakları iken, özellikle kentsel atmosferlerde trafik ve evsel ısınma önemli antropojen kaynaklarıdır (Odabasi vd., 2006; Esen vd., 2008; Gaga vd., 2009).

Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA) kentsel ortamda 16 PAH bileşiğini (naftalin-Nap, asenaftalin-Acy, asenaften-Ace, floren-Flu, fenantren-Phe, antrasen-Ant, floranten-Flt, piren-Pyr, benzo[a]antrasen-BaA, krizen-Chr, benzo[b]floranten-BbF, benzo[k]floranten–BkF, benzo[a]piren-BaP, indeno[1,2,3-cd]piren-Ind, dibenzo[a,h]antrasen-DahA, benzo[g,h,i]perilen-BgP) öncelikli kirleticiler listesine almıştır (EPA, 1999; EPA, 2003).

Pek çok PAH bileşiği mutajen ve zehirli etkiye sahiptirler. Özellikle BaA, BbF, BkF ve BaP bileşikleri hayvan deneylerinde karsinojenik etki göstermekte, ve insanlar için olası karsinojenik bileşikler olarak sınıflandırılmaktadırlar. Uluslar arası Kanser Araştırmaları Ajansı (IARC) BaA, BaP ve DahA bileşiklerini olası insan karsinojenleri (Grup 2A) ve diğerlerini de kansere yol açma ihtimali bulunan bileşikler (Grup 2B) olarak sınıflandırmaktadır. PAH bileşiklerini içeren egzost dumanı gibi karışımların ise karsinojen oldukları bilinmektedir (IARC, 1983; ATSDR, 1995; Collins vd., 1998).

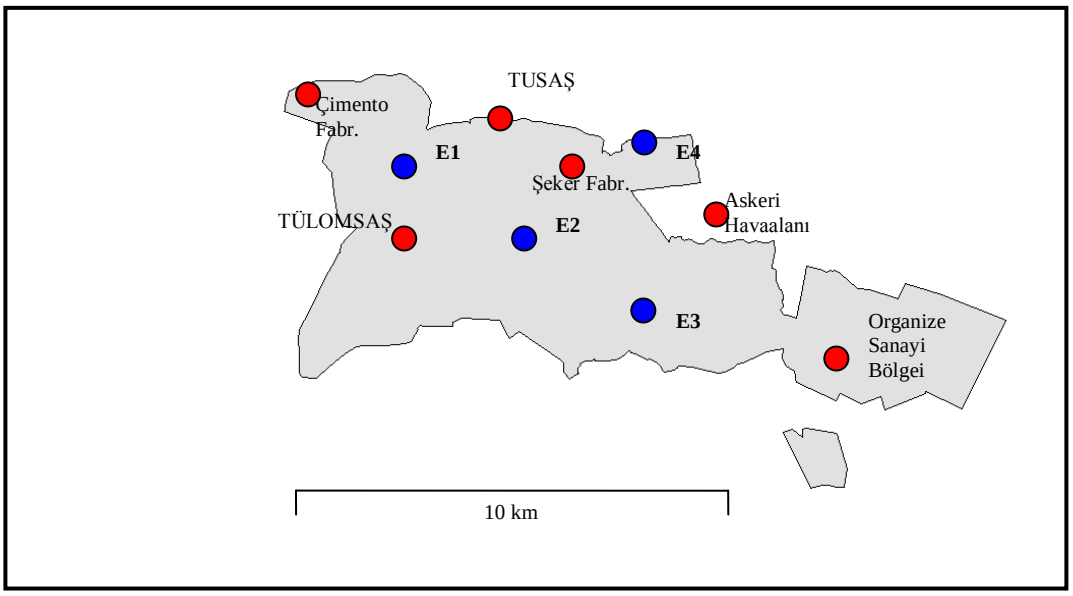
Bu çalışmada "Eskişehir ve İskenderun: Temiz Hava için Elele" isimli MATRA projesi kapsamında Eskişehir'de yaz ve kış mevsimlerinde ikişer haftalık periyotlarda gerçekleştirilen yaz ve kış mevsimlerindeki hava kirletici ölçümlerinden PM ve PAH sonuçları sunulmaktadır. Proje süresince gerçekleştirilen dış oram hava ölçümleri her iki kentte 2000'er çocuk üzerinde solunum fonksiyon testlerinin yapıldığı döneme rastlamaktadır.

YÖNTEM

Örnekleme alanı ve örnekleme:

Örnekleme Eskişehir kent merkezi sınırları içinde 4 farklı istasyonda gerçekleştirilmiştir. 742000 nüfusa sahip Eskişehir düz bir coğrafyaya sahiptir. Kent merkezinde kurulu ve halen aktif olan başlıca kirletici kaynakları TÜLOMSAŞ lokomotif ve tren sanayii, şeker fabrikası, TUSAŞ Motor sanayii ile 10 km batısındaki çimento fabrikasıdır. Şehrin 12 km doğusunda ise Eskişehir Organize sanayi bölgesi bulunmaktadır. Ağır sanayinin bulunmadığı bu bölgede başlıca tekstil, gıda, boya üreten orta ölçekli tesisler bulunmaktadır. Öte yandan Eskişehir'in batısında Bozuyük sınırları içinde seramik fabrikaları mevcuttur. Eskişehir tipik karasal iklimin görüldüğü bir kenttir. Isınma amaçlı enerjinin yarısına yakın bir kısmı kömürden sağlanmaktadır. Proje kapsamında kurulan örnekleme istasyonları Şekil 1'de gösterilmiştir. Bu istasyonların hepsinde PM ölçümü yapılmışken, sadece ikisinde eş anlı PAH ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Örnekleme noktalarının seçiminde bir önceki sene gerçekleştirilen NO_2 ve SO_2 pasif örnekleme kampanyası sonuçlarından

yararlanılmıştır**.** Yaz dönemi örneklemesi 27 mayıs-12 haziran 2008 tarihleri arasında, kış dönemi örneklemesi ise 27 şubat-12 mart 2009 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir.



Şekil 1. Örnekleme noktaları

Örnekleme istasyonlarından E1, Eskişehir İl Çevre ve Orman Müdürlüğü bahçesinde şehir merkezinde bir örnekleme noktası iken TÜLOMSAŞ tesislerine de oldukça yakındır. E2 örnekleme noktası ise kentin özellikle trafik açısından en yoğun bölgesine kurulmuştur. Örnekleme istasyonu Anadolu Üniversitesi Cumhuriyet tarihi Müzesi bahçesinin ana yola yakın bahçesine kurulmuştur. E1 ve E2 örnekleme istasyonlarında PM ölçümlerinin yanında PAH ölçümleri de gerçekleştirilmiştir. E3 örnekleme istasyonu trafik aktivitelerinden uzak bir noktada bulunmaktadır. Benzer şekilde E4 örnekleme istasyonu da Eskişehir Ankara karayoluna yakın şehir merkezinden 5 km uzaklıktadır.

PM örneklemesi teflon filtreler üzerine siklon ve impaktör tipi düşük hacimli örnekleyiciler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Teflon filtrelerin ilk ve son tartımları IRAS (Risk değerlendirme Enstitüsü) Utrecht 'de yapılmıştır. PAH örnekleri ise 0.225 m^3/saat çekiş hızına sahip PUF örnekleyicisi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Gaz fazı örnekler PUF (poliüretan köpük) kartuşlarında, partikül madde örnekleri ise cam fiber filtreler üzerinde toplanmıştır. PM ve PAH örneklemeleri 24 saatlik sürelerde yapılmıştır.

Özütleme ve analiz

Partikül madde kütle derişimleri örnekleme öncesi ve sonrası şartlandırılmış filtrelerin mikro terazi ile tartımıyla bulunmuştur. Toplam askıda partikül madde (TSP) derişimleri ise şartlandırılmış cam fiber filtrelerin örnekleme öncesi ve sonrası tartımı ile belirlenmiştir. Örneklerdeki PAH derişimleri ise Agilent Marka Gaz Kromatografisi-Kütle Spektrometresi kullanılarak belirlenmiştir. Analiz öncesi örnekler 24 saat süreyle , ¼ diklorometan-petrol eteri karışımıyla soxthlet sistemi ile özütlenmiştir. Özütlenen örnekler florisil

kolonlardan geçirilerek girişim yapabilecek bileşenlerden arındırılmış ve hacimleri saf azot altında 1 ml'ye indirilerek analize hazır hale getirilmiştir. PAH bileşiklerinin özütleme ve saflaştırma işlemlerinden sonraki geri kazanımlarının hesaplanmasında döteryumlu şahit standartların geri kazanım verimleri kullanılmıştır. Şahit standartlar özütleme işlemine başlanırken cam elyaf filtrelerin üzerine ve PUF kartuşlarının içine bilinen miktarlarda enjekte edilmiştir. GC/MS sisteminde 30 m x 250 μm x 0.25 μm HP 5 MS kapiler kolon kullanılmış, enjeksiyonlar 280°C'lik enjeksiyon noktasına seyreltmesiz (splitless) olarak gerçekleştirilmiştir. Kromatografi fırını sıcaklık programı olarak 4 dak boyunca 70°C'de tutulmuş; 7°C.dak^{-1} artışla 250°C'ye; 5°C.dak^{-1} artışla 300 °C'ye çıkartılmış ve 300 °C'de 8 dak tutulmuştur. PAH bileşikleri, varış sürelerinin yanında, birincil ve ikincil niteleyici iyonlarının tanımlanmasıyla ve 5 noktalı kalibrasyon grafiği kullanılarak belirlenmiştir.

SONUÇLAR ve TARTIŞMA

Partikül madde

Partikül madde kütle derişimleri daha öncede belirtildiği gibi 4 istasyonda da ölçülmüştür. Tablo 1'de yaz ve kış mevsimlerinde 2 haftalık süreyle gerçekleştirilen örneklemeye ait ortalama ve standard sapmalar verilmiştir.

Tablo 1. Yaz ve kış dönemi örnekleme sonuçları

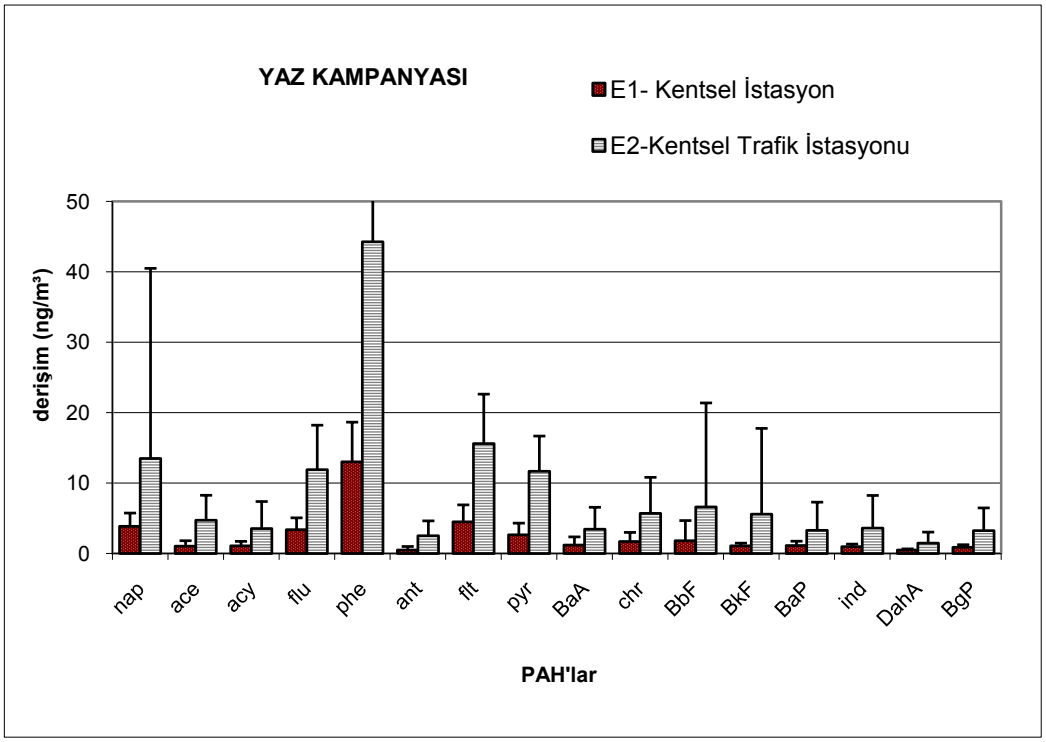
	E1 Kentsel istasyon	**E2 Kentsel-trafik istasyon**	**E3 Yarı kentsel istasyon**	**E4 Yarı kentsel istasyon**
Yaz dönemi örnekleme sonuçları				
PM2.5	18.6±5.7	31.8±9.4	21.1±6.9	24.0±8.0
PM10	65.1±21.0	85.0±20.6	69.2±17.4	102.3±33.3
Kış dönemi örnekleme sonuçları				
PM2.5	30.4±16.9	59.7±25.4	42.4±20.4	50.5±19
PM10	55.9±19.1	120.7±40.0	81.3±26.2	104.5±37.5

Genel olarak bakıldığında her iki mevsimde de kentsel trafik istasyonunda ölçülen PM2.5 değerlerinin diğer 3 istasyondaki değerlerden yüksek olduğu dikkati çekmektedir. Öte yandan yaz döneminde yapılan örneklemede en yüksek PM değerleri şehrin doğusunda bulunan E4 noktasında ölçülmüştür. Bu nokta özellikle asfaltlanmamış yolların bulunduğu mahalle arasında bir noktadır. Ölçülen PM10 değerlerine topraktan yükselen tozun katkı yapması olasıdır. Kış dönemi örneklemesinde ise en yüksek PM10 değerleri kentsel trafik istasyonu, E2 ile yarı kentsel E4 noktasında ölçülmüştür. E2 ve E4 noktalarının ortak özelliği bu iki nokta çevresinde çok sayıda kömür ile ısınan evin olmasıdır.

PM derişimlerinin mevsimsel değişiklikleri incelendiğinde hem PM2.5 hem de PM 10 derişimlerinin kış kampanyasında yüksek ölçüldüğü görülmektedir. Bu durum emisyon kaynaklarının artmasının yanında karışma yüksekliğinin azalması gibi faktörlerle de ilişkilidir.

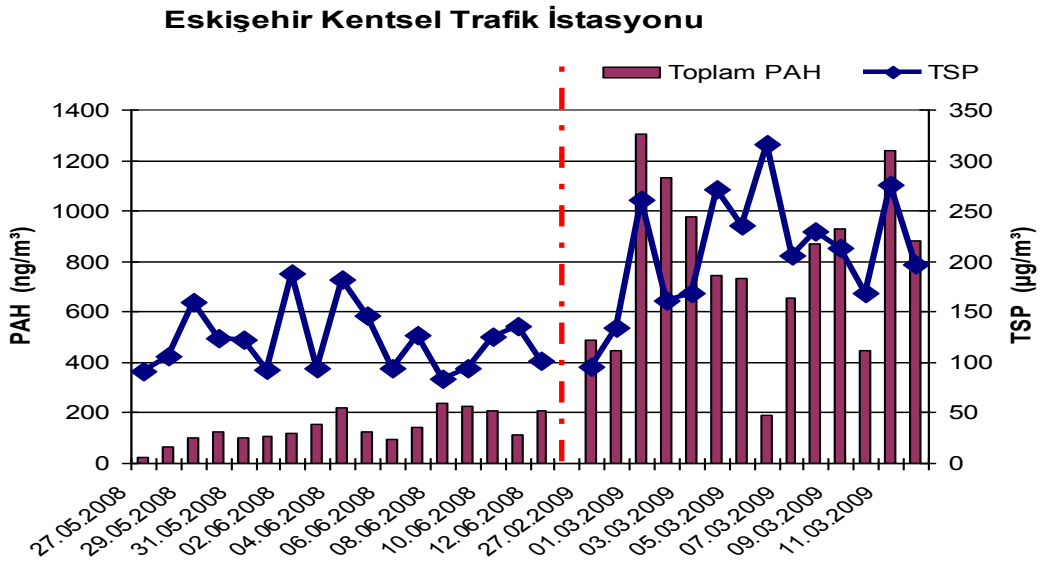
Çok halkalı aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar)

PAH derişimleri, mevcut örnekleyicilerin kısıtlı olması nedeniyle 4 istasyondan ikisinde (E1 ve E2) ölçülebilmiştir. Yaz kampanyasına ait her bir PAH için 2 hafta süresince ölçülen değerlerin ortalaması ve standard sapması Şekil 2'de verilmiştir. Genel olarak bakıldığında kentsel-trafik E2 noktasında ölçülen derişimler E1 noktasından yüksektir. Benzer şekilde kış kampanyasında da E2 noktasında ölçülen PAH derişimleri E1 noktasından yüksektir.



Şekil 2. Yaz kampanyasında her iki istasyonda ölçülen PAH derişimleri

PAH bileşiklerinin mevsimsel değişiklikleri incelendiğinde kış kampanyasında ölçülen PAH derişimlerinin yaz kampanyası derişimlerinden yüksek olduğu dikkati çekmektedir. E2 noktası için ölçülen PAH derişimlerinin zamansal değişimi Şekil 3 de görülmektedir. Şekil 3'de verilen toplam PAH derişimleri ilgili gün için ölçülen 16 PAH derişiminin toplamıdır. PAH derişimleri kış aylarında artmaktadır. Bu durum kuşkusuz PAH bileşenleri için önemi bir kaynak olan evsel ısınma aktivitelerinin kış mevsiminde artması ve meteorolojik şartların kirleticilerin derişimini arttıracak yönde değişmesiyle ilişkilidir.



Şekil 3. Kentsel trafik istasyonunda ölçülen toplam PAH derişimlerinin zamansal değişimi

Her iki noktada da baskın PAH türleri fenantren (25-33%), floranten (7-16%) ve pirendir. PAH bileşenlerinin toksik etkilerin olduğu uzun zamandır bilinmektedir. Toksisite değerlendirilmesinde benzo(a)piren referans kirletici bileşen olarak kullanılmakta ve diğer PAH türlerinin eşdeğer toksisite değerleri de BaP referans olarak 1 kabul edilerek belirlenmektedir (Nisbet ve Galoy, 1992. Dolayısıyla her bir PAH bileşeni için BaP eşdeğer toksik derişim aşağıdaki formül yardımıyla hesaplanabilmekedir.

$$BaP_{eşdeğer} = \sum (PAHi \times TEFi) \quad (1)$$

Bu formülde $PAHi$, ölçülen PAH türünün derişimi, TEFi ise spesifik PAH bileşeni için belirlenmiş toksik eşdeğer faktörünü temsil etmektedir. Bu şekilde her bir PAH türünün derişimi BaP cinsinden ifade edilebilmekte ve bu değerler toplandığında toplam BaP eşdeğeri toksik derişime ulaşılabilmektedir. Bu metodoloji doğrultusunda BaP eşdeğer toksik derişimler hem partikül hem de gaz faz PAH derişimleri için hesaplandığında partikül fazın toplam toksik derişime daha fazla katkı yaptığı görülmektedir. Bu durum TEF değerleri görece yüksek olan 4-5 halkalı PAH bileşiklerinin % 90 civarında partikül fazda bulunmasıyla ilişkilidir. İki istasyon için ölçülen değerler kullanılarak hesaplanan BaP eşdeğeri toksik derişimler Tablo 2'de verilmiştir. Tablo 2 incelendiğinde özellikle kış mevsiminde partikül fazında kentsel trafik istasyonunda (E2) ölçülen BaP eşdeğer PAH derişimlerinin kentsel, E1 istasyonundan yaklaşık 3 kat daha fazla olduğu dikkat çekmektedir.

Tablo 2. BaP eşdeğer toksik PAH derişimleri

PAHs	TEFs (Nisbet ve Galoy,1992)	E1 kış (gaz)	E1 kış (partikül)	E1 yaz (gaz)	E1 yaz (partikül)	E2 kış (gaz)	E2 kış (partikül)	E2 yaz (gaz)	E2 yaz (partikül)
Nap	0.001	0.0051	0.0003	0.0027	0.0011	0.0122	0.0013	0.0122	0.0023
Ace	0.001	0.0141	0.0003	0.0007	0.0003	0.0387	0.0005	0.0040	0.0011
Acy	0.001	0.0038	0.0002	0.0009	0.0002	0.0212	0.0008	0.0031	0.0007
Flu	0.001	0.0302	0.0004	0.0030	0.0004	0.0993	0.0013	0.0116	0.0011
Phe	0.001	0.0601	0.0037	0.0117	0.0014	0.2117	0.0085	0.0456	0.0015
Ant	0.01	0.1952	0.0087	0.0026	0.0023	0.3825	0.0208	0.0209	0.0063
Flt	0.001	0.0206	0.0096	0.0034	0.0010	0.0668	0.0262	0.0147	0.0020
Pyr	0.001	0.0149	0.0091	0.0019	0.0008	0.0531	0.0279	0.0106	0.0020
BaA	0.1	0.1000	1.0359	0.0528	0.0656	0.2120	3.0926	0.1298	0.2526
Chr	0.01	0.0161	0.1295	0.0085	0.0084	0.0238	0.3490	0.0223	0.0407
BbF	0.1	0.0803	0.5412	0.0383	0.1426	0.1094	1.8696	0.1136	0.6270
BkF	0.1	0.0644	0.4541	0.0367	0.0713	0.0888	1.3701	0.0930	0.5337
BaP	1	0.6692	5.7104	0.3194	0.7987	1.0122	18.1487	0.9288	2.7154
Ind	0.1	0.0581	0.5443	0.0105	0.0858	0.1081	2.3316	0.0230	0.3846
DahA	1	0.3419	1.8301	0.1181	0.3638	0.8335	7.0631	0.1844	1.4563
BghiP	0.01	0.0057	0.0418	0.0013	0.0074	0.0090	0.2130	0.0041	0.0323
ΣPAH_{toxic}	-	1.68	10.32	0.61	1.55	3.28	34.53	1.62	6.06

TEŞEKKÜR

Bu çalışma Hollanda hükümeti MATRA programı çerçevesinde desteklenen"Eskişehir ve İskenderun: Temiz Hava için El Ele" projesi kapsamında gerçekleştirilmiştir.

Yazarlar ayrıca proje süresince örnekleme işlemlerine katılan araştırmacı ve öğrencilere teşekkürlerini sunarlar.

KAYNAKLAR

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)", Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 1995.

Borrás, E., Totajada-Genaro, L.A. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric aerosols by gas chromatography-mass spectrometry", Analytica Chimica Acta, 583, 266-276, 2007.

Collins, J.F., Brown, J.P., Alexeeff, G.V., Salmon, A.G. Potency equivalency factors for some polycyclic aromatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 28, 45-54, 1998.

EPA. Compendium method TO-13A. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Ambient Ari Using Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS). In: Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air, 2nd Edition, EPA/625/R-96/010b. EPA, Cincinati, 1999.

EPA, Appendix A to 40 CFR. Part 423-126 Priority Pollutants Available from: http://www.epa.gov/region01/npdes/permits/generic/prioritypollutants.pdf, 2003.

Esen, F., Tasdemir, Y., Vardar, N. Atmospheric concentrations of PAHs, their possible sources and gas-to-particle partitioning at a residential site of Bursa, Turkey. Atmospheric Research 88, 243-255, 2008.

Gaga, E.O., Tuncel, G., Tuncel, S.G. Sources and Wet Deposition Fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in an Urban Site 1000 Meters High in Central Anatolia (Turkey), Environmental Forensics, 10, 339-351, 2009.

IARC (International Agency for Research on Cancer). Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1: Chemical, Environmental and Experimental Data. In: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 32. International Agency for Research on Cancer, Lyon, 1983.

IARC (International Agency for Research on Cancer). IARC Monographs on the Evaluation on Carcinogenic Risks to Humans, 7, 42, 1987.

Manoli, E., Voutsa, D., Samara, C. Chemical characterization and source identification / apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece. Atmospheric Environment, 36, 949 – 961, 2002.

Mastral, A.M., Callén, M.S., López, J.M., Murillo, R., García, T., Navarro, M.V. Critical review on atmospheric PAH. Assessment of reported data in the Mediterranean basin. Fuel Processing Technology, 80,183-193, 2003.

Nisbet, I.C.T. ve LaGoy, P.K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Regul. Toxicol. Pharmacol. 16, 290-300, 1992.

Odabasi, M., Cetin, E., Sofuoglu, A. Determination of octanol-air partition coefficients and supercooled liquid vapor pressures of PAHs as a function of temperature: Application to gas-particle partitioning in an urban atmosphere. Atmospheric Environment, 40, 6615-6625, 2006.

Pankow, J.F., Bidleman, T.F. Interdependence of the slopes and intercepts from log-log correlations of measured gas-particle partitioning and vapor pressure-I, theory and analysis of available data. Atmospheric Environment Part A. General Topics, 26, 1071-1080, 1992.

Ravindra, K., Bencs, L., Wauters, E., Hoog, J., Felix, D., Roekens, E., Bleux, N., Berghmans, P., Van Grieken, R. Seasonal and site-specific variation in

vapour and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities. Atmospheric Environment, 40, 771-785, 2006.

Sardar, S.B., Geller, M.D., Sioutas, C., Solomon, P.A. Development and evaluation of a high-volume dichotomous sampler for chemical speciation of coarse and fine particles. Aerosol Science, 37, 1455 – 1466, 2006.

Vassilakos, C.H., Veros, D., Michopoulos, J., Maggos, T:H., O'Connor, C.M. Estimation of selected heavy metals and arsenic in PM10 aerosols in the ambient air of the Greater Athens Area, Greece. Journal of Hazardous Materials, 140, 389 – 398, 2007.

ATMOSFERİK ÇOK HALKALI AROMATİK HİDROKARBONLARIN ENDÜSTRİLEŞMİŞ BİR KENT ATMOSFERİNDEKİ DIŞ ORTAM DERİŞİMLERİ, MEVSİMSEL DEĞİŞİMLERİ VE KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ

Eftade O. GAGA[1], Akif ARI[1(*)], Emel ÖZER[2], Nesrin OLTEN[2]

[1] Anadolu Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Eskişehir
[2] Kocaeli Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, Kocaeli

ÖZET

Kocaeli kent merkezinde yoğun trafiğin olduğu bir noktaya kurulan örnekleme istasyonundan 2006 yılının Ocak ve Ekim ayları arasında altı ay boyunca gaz ve partikül faz hava örnekleri toplanmıştır. EPA'nın öncelikli kirleticiler listesinde bulunan 16 PAH bileşiğinin gaz ve partikül faz derişimleri GC-MS analiziyle belirlenmiştir. Kış ve yaz mevsimi örneklerinin ortalama % 66 ve % 67'sinin gaz fazında oldukları görülmüştür. Ortalama toplam PAH derişimleri ise kış mevsiminde 711 ng m^{-3} ve yaz mevsiminde 181 ng m^{-3} olarak ölçülmüştür. Atmosferik PAH bileşiklerinin kaynaklarını belirlemek amacıyla diagnostik oranlar hesaplanmış, ayrıca faktör analizi yapılmıştır. Her iki mevsim için de faktör analizi sonucu üçer faktör elde edilmiş ve bu üç faktörle kış mevsiminde toplam varyansın % 86 ve yaz mevsiminde % 91'i açıklanmıştır. Ölçülen PAH bileşiklerinin kaynakları başlıca endüstriyel ve evsel yanma kaynaklarıyla birlikte trafik emisyonları olarak belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Hava kirliliği, PAH'lar, Gaz-partikül dağılımı, Faktör analizi

GİRİŞ

Dayanıklı organik kirleticiler doğada uzun süre bozunmadan kalabilen; biyolojik, fotokimyasal ve kimyasal bozunmaya dayanıklı, canlı organizmalara karşı çoğunlukla zehirli etkileri olan bileşikerdir (Gaga, 2003; Odabaşı vd., 2006; Gaga vd., 2009). Dayanıklı organik kirleticilerin içinde önemli bir grup olan Polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar), iki veya daha fazla benzen halkasından oluşan ve molekül yapılarında karbon ve hidrojen harici farklı bir elementi bulundurmayan bileşiklerdir (Crimmins ve Baker, 2006). Kentsel atmosferde oldukça yaygın olarak rastlanan PAH bileşiklerinin kanıtlanmış mutajenik ve karsinojenik etkileri vardır (Oh vd., 2006). Amerikan Çevre Koruma Ajansı (USEPA) 16 PAH bileşiğini "Öncelikli Kirleticiler" listesine almıştır (EPA, 2003).

PAH bileşikleri, organik maddenin oksijenin yetersiz olduğu koşullarda yanması veya pirolizi sonucu oluşmaktadır (Masih ve Taneja, 2006; Esen vd., 2008). Kent ortamında çoğunlukla evsel ısınma, endüstriyel faaliyetler, trafik

[*] akifari@anadolu.edu.tr

ve çeşitli yakma işlemleri gibi antropojenik kaynaklardan atmosfere salınan PAH bileşiklerinin doğal kaynakları da mevcuttur (Lodovici vd., 2003; Fang vd., 2006; Ravindra vd., 2006).

PAH bileşikleri hava, su ve toprak kütleleri arasında bir ortamdan diğerine buharlaşma, çökelme ve çözünme gibi fiziksel olaylarla aktarılabilmektdirler (Walker, 2001). Çevrede bulunabilecekleri ortam ve atmosferdeki kalış süreleri büyük ölçüde gaz-partikül dağılımlarına bağlıdır. Kuru ve yaş çökelme olaylarıyla atmosferden giderilme mekanizmalarında gaz-partikül dağılımı etkili bir parametredir (Ligocki ve Pankow, 1989; Harner ve Bidleman, 1998; Offenberg ve Baker, 2002, Gaga vd., 2009). PAH bileşiklerin insan vücuduna girişinde ise dış ortam derişimleri, gaz-partikül dağılım katsayıları ve atmosferik partiküllerin büyüklükleri gibi parametreler etkilidir (Lodovici vd., 2003). Maruziyet; solunum, cilt ile temas veya sindirim yollarıyla gerçekleşebilmektedir (Oh vd., 2006).

YÖNTEM

Örnekleme

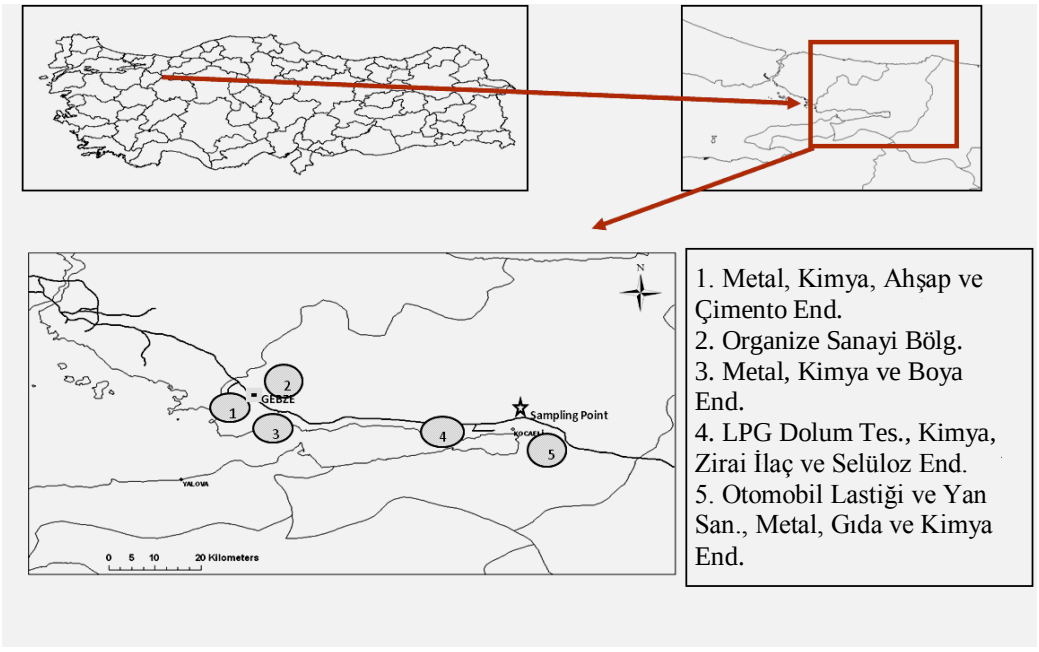
Kocaeli, Türkiye'de endüstriyel faaliyetlerin en ileri düzeyde olduğu kentlerden birisidir (Şekil 1). Yaklaşık olarak 1,206,100 kişilik bir nüfusa sahip olan şehirde kimya, otomotiv, metal, elektronik cihaz ve makine sanayii üst düzeydedir.

Gaz ve partikül fazı atmosferik örnekler Thermo GPS II PUF (Poliüretan köpük) örnekleyiciyle, 0.225 m^3 dak^{-1} örnekleme debisi kullanılarak toplanmıştır. Örnekleyici, Kocaeli Üniversitesi Rektörlüğü'ne ait bir binanın çatısına, yerden yaklaşık 20 m yükseğe yerleştirilmiştir. Örnekleme noktası seçiminde, kent merkezinin coğrafi olarak orta noktası seçilmesine özen gösterilmiştir. Dış ortam derişimlerindeki mevsimsel değişiklikleri gözlemleyebilmek amacıyla iki farklı örnekleme kampanyası gerçekleştirilmiştir. Aralık 2005 – Mart 2006 tarihleri arasında 33, Temmuz – Ekim 2006 tarihleri arasında da 43 gün örnek alınmıştır.

Gaz fazı örnekler PUF kartuşları içine, partikül fazı örnekler ise cam elyaf filtreler üzerine toplanmıştır. PUF kartuşları ve filtreler örneklemeden önce laboratuvarda uygun şekilde temizlenmiştir (EPA, 1999). Cam elyaf filtreler, 23°C ve % 35 bağıl nem koşulları altında şartlandırıldıktan sonra ilk ve son tartımları yapılarak toplam askıda katı partikül (TSP) derişimleri belirlenmiştir.

Özütleme ve Analiz

Örnekler, ¼ diklorometan-petrol eteri karışımıyla 24 saat boyunca soxthlet yöntemiyle özütlenmiştir. Özütlemenin ardından örneklerin hacmi dönel buharlaştırıcıyla yaklaşık 5 mL'ye kadar azaltılmıştır. Bu aşamadan sonra örnekler dehidrasyon ve saflaştırma işlemleri için sodyum sülfat ve Florisil® kolonlarından süzülmüştür. Nihai olarak örnekler neredeyse kuruyuncaya kadar buharlaştırılmış, ardından analiz viallerine transfer edilerek çözücü ortamları hegzana dönüştürülmüş ve son hacimleri 1mL'ye tamamlanmıştır.



Şekil 1. Örnekleme bölgesi

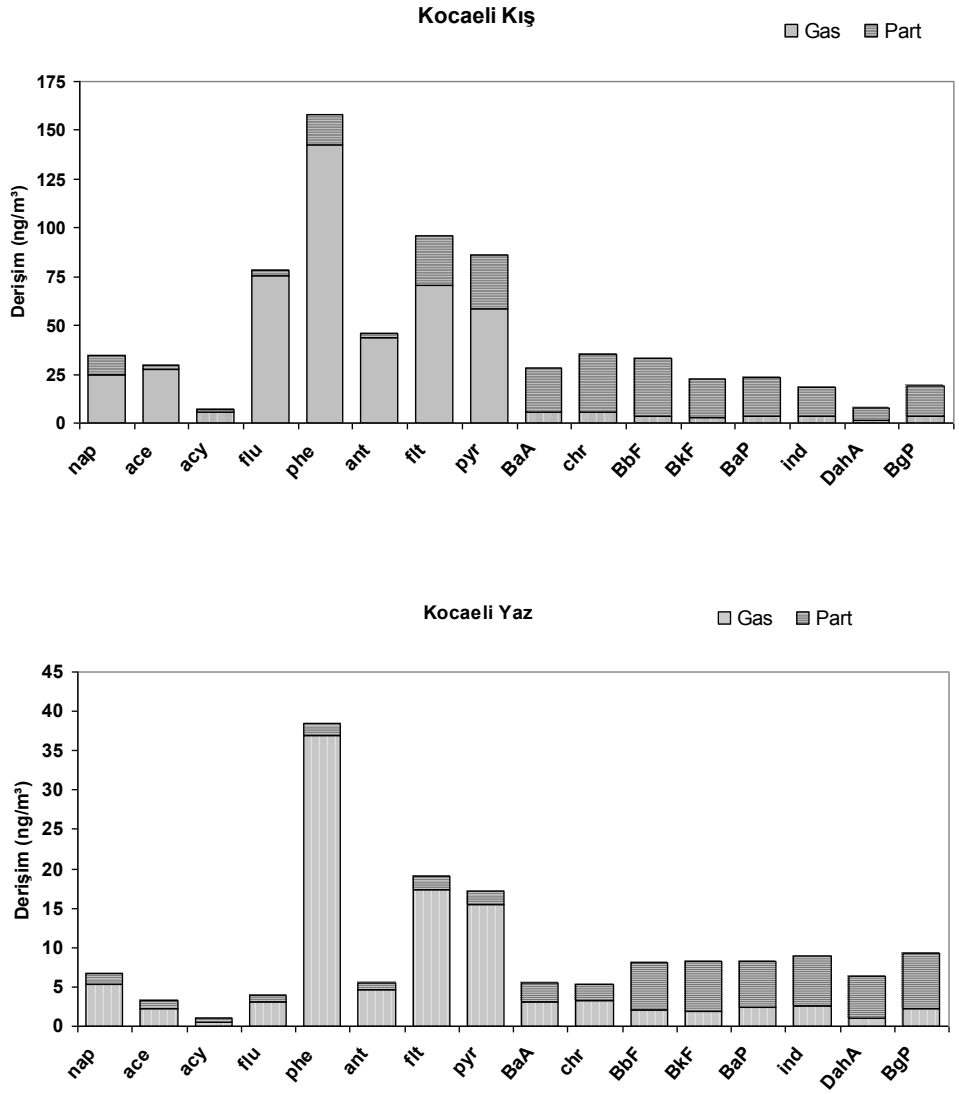
PAH bileşiklerinin özütleme ve saflaştırma işlemlerinden sonraki geri kazanımlarının hesaplanmasında döteryumlu vekil standartların geri kazanım verimleri kullanılmıştır. Vekil standartlar özütleme işlemine başlanırken cam elyaf filtrelerin üzerine ve PUF kartuşlarının içine bilinen miktarlarda enjekte edilmiştir. Asenaften d-10 bileşiği için ortalama geri kazanım verimi % 73±19, Fenantren d-10 için % 83±21, Krizen d-12 için % 83±16 ve Perilen d-12 için % 88±19 olarak bulunmuştur.

Örnekler, EPA'nın öncelikli kirleticiler listesindeki 16 PAH bileşiğinin ve 4 vekil bileşiğin derişimlerinin belirlenmesi amacıyla Agilent 6890/5973 marka gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi (GC/MS) cihazıyla analiz edilmiştir. GC/MS sisteminde 30 m x 250 µm x 0.25 µm HP 5 MS kapiler kolon kullanılmış, enjeksiyonlar 280°C'lik enjeksiyon noktasına seyreltmesiz (splitless) olarak gerçekleştirilmiştir. Kromatografi fırını sıcaklık programı olarak 4 dak boyunca 70°C'de tutulmuş; 7°C dak^{-1} artışla 250°C'ye; 5°C dak^{-1} artışla 300 °C'ye çıkartılmış ve 300 °C'de 8 dak tutulmuştur. Kütle spektrometrisi *electron impact* modunda çalıştırılmıştır. PAH bileşikleri, kalibrasyon varış sürelerinin yanında, birincil ve ikincil niteleyici iyonlarının tanımlanmasıyla belirlenmiştir.

SONUÇLAR

Mevsimsel Gaz-Partikül Faz PAH Derişimleri

Kocaeli kent merkezinde gaz ve partikül fazı PAH bileşikleri kış ve yaz mevsimleri olmak üzere yılın iki farklı döneminde ölçülmüştür. Kış ve yaz mevsimlerinde ölçülen atmosferik PAH derişimleri şekil 2'de görülmektedir. Toplanan örneklerde gaz fazı derişimlerinin kış ve yaz mevsimlerinde toplam derişimlerin sırasıyla % 66 ve % 67'sini oluşturduğu görülmüştür.



Şekil 2. Kocaeli mevsimsel PAH derişimleri

Toplam (gaz+partikül) ortalama PAH derişimleri kış ve yaz mevsimlerinde sırasıyla 700 ve 180 ng m^{-3} bulunmuştur. Mevsimler arasındaki bu fark, ısınma sezonunda evsel ısınma amacıyla odun, kömür ve doğalgaz kullanımı ile yakından ilişkilidir. Ölçülen ortalama derişimler ve meteorolojik koşullar Tablo 1'de özetlenmektedir.

Tablo 1. Ortalama PAH derişimleri ve meteorolojik parametreler

		Örnekler				Meteorolojik Parametreler		
Sezon	**Örnek Sayısı**	**Gaz (ng m^{-3})**	**Partikül (ng m^{-3})**	**Toplam (ng m^{-3})**	**TSP (ng m^{-3})**	**T (ºC)**	**RH (%)**	**WS (m s^{-1})**
Kış	Σ33	468	243	711	225	8	70	1.25
Yaz	Σ43	121	60	181	128	22	69	1.3

Diagnostik Oranlar Kullanılarak Kaynak Belirlenmesi

Diagnostik oranlar, kaynak belirleme amacıyla uzun zamandan beri kullanılan bir yöntemdir. İzomerik PAH bileşiklerinin ölçülen derişimlerinin diagnostik oranları, bu bileşiklerin kaynağı hakkında bilgi vermektedir (Yunker vd., 2002; Ravindra vd., 2006).

Kış örnekleme döneminde $\frac{Ant}{Ant + Phe}$ oranı 0.21±0.1 olarak hesaplanmıştır. Bu oranın 0.17±0.21 olması, fosil yakıt tüketiminin atmosferik PAH bileşiklerinin baskın kaynağı olduğu anlamına geldiği literatürde belirtilmiştir (Vasilakos vd., 2007). Yaz dönemi örneklerinde $\frac{Ant}{Ant + Phe}$ oranının 0.12±0.05'e düşmesi, bu dönemde ısınma amaçlı yakıt tüketiminin azalmasıyla açıklanabilir.

$\frac{BaP}{BghiP}$ oranının 0.9 – 6.6 arasında olmasının kömür yakılmasından kaynaklanan PAH bileşiklerinin baskınlığına işaret etmekte olduğu Harrison ve diğerleri (1996) tarafından belirtilmektedir. Bu oran Kocaeli için kış mevsiminde 1.17±0.31 ve yaz mevsiminde 0.80±0.13 olarak hesaplanmıştır. $\frac{BaP}{BghiP}$ oranının 0.46-0.8 arasında olması ise dizel motor emisyonlarının ortamda baskın olduğu anlamına gelmektedir (Masclet vd., 1986). Kış mevsiminde yaz mevsimine $\frac{BaP}{BghiP}$ oranının 0.8 seviyelerine gerilemesi, atmosferik PAH kirliliğinin baskın kaynağının kömürden trafik emisyonlarına kaymakta olduğunu ifade etmektedir.

Faktör Analizi Yöntemiyle Kaynak Belirlenmesi

Diagnostik oranlar yöntemi belirsizliğin yüksek olduğu bir metod olmasının yanında, trafik ve kömür tüketimi harici özellikle belli başlı endüstriyel süreçler için herhangi bir tanımlaması bulunmayan bir yöntemdir. Öte yandan yanma koşullarına ve yakıt kompozisyonuna bağlı olarak oranlarda değişiklikler de olabilmektedir. Faktör analizi ise kaynak belirleme çalışmalarında kullanılan daha geçerli bir istatistiksel analiz tekniğidir. Çok değişkenli bir veri setindeki her bir değişkenin varyanslarındaki değişimlere göre belirli gruplara ayrılarak, değişken sayısının azaltılması prensibine dayanmaktadır. Değişkenlerin toplandığı bu gruplar *faktörler* olarak isimlendirilmekte, ve her bir faktör kirleticilerin olası bir kaynağını ifade etmektedir (Wan et al., 2006).

Çizelge 2'de 2006 yılı kış ve yaz mevsimlerinde alınan örneklere ait faktör analizi özeti yer almaktadır. Kış mevsiminde 1. faktör altında toplanan krizen, benzo(a)antrasen ve benzo(b)floranten kömür kaynaklı PAH bileşikleri olarak bilinmektedirler (Wan vd., 2006). Faktör 2 ise trafik kaynaklı PAH bileşikleri olan asenaften, asenaftalen, floren, fenantren, antrasen, floranten ve piren tarafından doldurulmuştur (Harrison vd., 1996; Wan vd., 2006). Petrokimya

sanayii, kömür ve odun yakılması ise faktör 2'nin diğer kaynaklarıdır (Pekey vd., 2007).

Yaz mevsiminde, 1. faktör fosil yakıt tüketimi kaynaklı PAH bileşikleriyle oluşmaktadır. Bu mevsimde evsel ısınma amaçlı yakıt tüketimi olmadığı göz önüne alındığında, fosil yakıt tüketiminin endüstriyel amaçlı olduğu düşünülmektedir. Kentteki birçok endüstri kuruluşu enerji ihtiyacını doğalgaz kullanarak sağlamakta olduğu için, benzo(a)antrasen, krizen, benzo(b)floranten, benzo(k)floranten, benzo(a)piren, indeo(1,2,3-c,d)piren, dibenzo(a,h)antrasen ve benzo(g,h,i)perilen bileşikleri endüstriyel fosil yakıt tüketimi kaynaklıdır (Harrison vd., 1996; Wan vd., 2006; Pekey vd., 2007). Fenantren, antrasen, floranten, piren ise faktör 2 altında toplanmışlardır. Bu bileşiklerin kaynağı olarak trafik emisyonları tanımlanmaktadır (Wan vd., 2006). Faktör 3 ise sadece floren ve fenantren gibi düşük molekül ağırlığına sahip bileşiklerden oluşmaktadır. Bu bileşikler biyokütle yakılması ve asfalt parçacıklarının bir göstergesi olarak tanımlanmaktadırlar (Kume vd., 2007).

Tablo 2. Faktör analizi sonuçları

	Kış		**Yaz**		
PAH'lar	**Faktör 1**	**Faktör 2**	**Faktör 1**	**Faktör 2**	**Faktör 3**
flu		**0.665**			**0.949**
phe		**0.859**		0.648	**0.673**
ant		**0.797**		**0.799**	0.480
flt	**0.659**	**0.731**		**0.959**	
pyr	**0.724**	**0.657**		**0.963**	
BaA	**0.941**			**0.827**	
chr	**0.945**			**0.943**	
BbF	**0.956**		**0.927**		
BkF	**0.962**		**0.878**	0.353	
BaP	**0.864**		**0.906**		
ind	**0.867**		**0.952**		
DahA	**0.916**		**0.756**		
BghiP	**0.953**		**0.903**	0.300	
Σ % varyans	70.435	84.802	53.711	80.259	89.576
Eigen değeri	9.156	1.867	6.982	3.451	1.211
Kaynak	Kömür yakılması	Trafik ve karışık yanma süreçleri	Kömür ve doğalgaz tüketimi (endüstriyel)	Trafik	Yol tozu ve karışık yanma süreçleri

SONUÇLAR

EPA'nın öncelikli kirleticiler listesinde yer alan 16 PAH bileşiğinin tamamı Kocaeli atmosferinde yüksek derişimlerde ölçülmüştür. Kış mevsiminde ölçülen derişimlerin yaz mevsiminde ölçülen derişimlere oranla yaklaşık 6-8 kat daha yüksek oldukları görülmektedir. Kış mevsiminde artan yakıt tüketimi ve azalan karışma yüksekliği kış mevsiminde yüksek PAH derişimlerine neden olmaktadır. Diagnostik oranlar yöntemi ve faktör analizi sonuçlarına göre; kış mevsiminde atmosferik PAH bileşiklerinin en önemli kaynağı evsel ısınma iken, yaz mevsiminde trafik emisyonları olduğu görülmüştür. Diğer önemli bir kaynağın ise endüstriyel yanma süreçleri olduğu düşünülmektedir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma 104Y263 numaralı TÜBİTAK Projesi ve 05022 numaralı Anadolu Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projesi (BAP) ile desteklenmiştir.

Yazarlar ayrıca proje süresince örnekleme işlemlerine katılan araştırmacı ve öğrencilere teşekkürlerini sunmaktadırlar.

KAYNAKLAR

Crimmins, B., S., Baker, J. E., Improved GC/MS methods for measuring hourly PAH and nitro-PAH concentrations in urban particulate matter, Atmospheric Environment, 40, 6764-6779, 2006.

EPA, Compendium method TO-13A, Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Ambient Air Using Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS). In: Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air, 2nd Edition, EPA/625/R-96/010b, EPA. Cincinati, 1999.

EPA, Appendix A to 40 CFR, Part 423-126 Priority Pollutants Available, http://www.epa.gov/region01/npdes/permits/generic/prioritypollutants.pdf, 2003.

Esen, F., Taşdemir, Y., Vardar, N. Atmospheric concentrations of PAHs their possible sources and gas-to-particle partitioning at a residential site of Bursa, Turkey, Atmospheric Research,88, 243-255, 2008.

Fang, G. C., Wu. Y. S., Chang, C. N., Ho, T. T. A study of polycyclic aromatic hydrocarbons concentrations and source identifications by methods of diagnostic ratio and principal component analysis at Taichung chemical Harbor near Taiwan Strait, Chemosphere, 64, 1233-1242, 2006.

Gaga, E.O. Investigation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) deposition in Ankara. ODTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Ankara, 2003.

Gaga, E.O., Tuncel, G., Tuncel, S.G. Sources and wet deposition fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in an urban site 1000 meters high in Central Anatolia (Turkey), Environmental Forensics, 10, 339-351, 2009.

Harner, T., Bidleman, T.F. Octanol-air partition coefficient for describing particle/gas partitioning of aromatic compounds in urban air, Environmental Science and Technology 32 (10) 1494–1502, 1998.

Harrison, R.M., Smith, D.J.T., Luhana, L. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham U.K., Environmental Science and Technology 30, 825-832, 1996.

Kume, K., Ohura, T., Noda, T., Amagai, T., Fusaya, M. Seasonal and spatial trends of suspended-particle associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban Shizuoka, Japan, Journal of Hazardous Materials 144, 513-521, 2007.

Ligocki, M.P., Pankow, J.F. Measurements of the gas/particle distributions of atmospheric organic compounds, Environmental Science and Technology, 23 (1) 75–83, 1989.

Lodovici, M., Venturini, M., Marini, E., Grechi, D., Dolara, P. Polycyclic aromatic hydrocarbons air levels in Florence, Italy and their correlation with other air pollutants, Chemosphere, 50, 377-382, 2003.

Masih, A., Taneja, A. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) concentrations and related carcinogenic potencies in soil at a semi-arid region of India, Chemosphere, 65, 449-456, 2006.

Mastral, A. M.. Callén, M. S., López, J. M., Murillo, R., García, T., Navarro, M. V. Critical review on atmospheric PAH. Assesment of reported data in the Mediterranean basin, Fuel Processing Technology, 80, 183-193, 2003.

Odabasi, M. Cetin E., Sofuoglu, A. Determination of octanol-air partition coefficients and supercooled liquid vapor pressures of PAHs as a function of temperature: Application to gas-particle partitioning in an urban atmosphere, Atmospheric Environment 40, 6615-6625, 2006.

Offenberg, J.H., Baker, J.E. Aerosol size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and over-water atmospheres, Environmental Science and Technology 33 (19) 3324–3331, 1999.

Oh, E., Im, H., Kang, H.S., Jung, W., Won, N.H., Lee, E., Sul, D. Comparison of immunnological and genotoxicological parameters in automobile emission inspectors exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons, Environmental Toxicology and Pharmacology, 21, 108-117, 2006.

Pekey, B., Karakaş, D., Ayberk, S., Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to Izmit Bay, Turkey, Chemosphere 67, 537-547, 2007.

Ravindra, K., Bencs, L., Wauters, E., Hoog, J., Felix, D., Roekens, E., Bleux, N., Berghmans, P., Van Grieken, R. Seasonal and site-specific variation in vapour and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities, Atmospheric Environment, 40, 771-785, 2006.

Vasilakos, Ch., Levi, N., Maggos, Th., Hatzianestis, J., Michopoulos, J., Helmis, C. Gas-particle concentration and characterization of sources of PAHs in the atmosphere of a suburban area in Athens, Greece, Journal of Hazardous Materials 140, 45-51, 2007.

Walker, C. H. Organic Pollutants: An Ecotoxicological Perspective, CRC Press, New York, 2001.

Wan, X., Chen, J., Tian, F., Sun, W., Yang, F., Saiki, K. Source apportionment of PAHs in atmospheric particulates of Dalian: Factor analysis with nonnegative constraints and emission inventory analysis, Atmospheric Environment 40, 6666-6675, 2006.

Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., Sylvestre, S. PAHs in the Fraser River Basin; a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition, Organic Geochemistry 33, 489-515, 2002.

TÜRKİYE'DE GÖNÜLLÜ KARBON EMİSYON TİCARETİ MEKANİZMALARI

Canan DERİNÖZ GENCEL[1(*)], H. Emre GÜNGÖR[2]

[1] Türkiye Çimento Müstahsilleri Birliği, Cyberpark C Blok Kat:2, Ankara, 06600
[2] Kalite ve Çevre Kurulu, Cyberpark C Blok Kat:1 Ankara, 06600

ÖZET

Atmosferdeki sera gazı seviyesinin sabit düzeyde kalmasını sağlayarak insan kaynaklı faaliyetlerin iklim sistemine olumsuz etkilerini önlemek üzere; 1994 yılında Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi (UNFCCC) ve 1997 yılında sözleşmeye ek Kyoto Protokolü imzalanmıştır. Bu kapsamda, ileri derecede sanayileşmiş ülkeler, OECD ülkeleri ve pazar ekonomisine geçiş sürecindeki 37 ülke 2008-2012 aralığında sera gazı azaltımı ve/veya sınırlaması konusunda "hukuki olarak bağlayıcı" taahhütler vermişlerdir.

Ülkemiz Sözleşmeye 2004 yılında, Kyoto Protokolü'ne ise 2009 yılında taraf olmuştur. Ancak, Türkiye'nin 2012 yılına kadar herhangi bir azaltım taahhüdü bulunmaktadır.

Kyoto Protokolü kapsamında ülkemizin mutlak emisyon azaltım hedefi yoktur. Dolayısıyla, Türkiye'nin Kyoto esneklik mekanizmalarını (Ortak Uygulama, Temiz Kalkınma Düzeneği ve Emisyon Ticareti) kullanma olasılığı yoktur.

Ancak, gönüllü emisyon ticareti kapsamında, ülkemizde birçok azaltım projesi hayata geçirilmiştir. Bu bildiride, Türkiye'deki gönüllü emisyon projelerinin kapsamı, piyasanın hacmi ve Kyoto Protokolü kapsamında yapılan ticaret ile kıyaslamalar yer almaktadır.

Anahtar Sözcükler: Kyoto Protokolü, Sera gazı, Emisyon ticareti, Gönüllü piyasalar

GİRİŞ

Atmosferdeki sera gazı seviyesinin sabit düzeyde kalmasını sağlayarak insan kaynaklı faaliyetlerin iklim sistemine olumsuz etkilerini önlemek üzere; 1994 yılında Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi (BMİDÇS) ve 1997 yılında sözleşmeye ek Kyoto Protokolü imzalanmıştır.

Bu kapsamda, Kyoto Protokolü Ek-B altında yer alan ülkeler, sera gazı azaltımı ve/veya sınırlaması konusunda "hukuki olarak bağlayıcı" taahhütler vermişlerdir.

Türkiye, Sözleşmeye 2004 yılında, Kyoto Protokolü'ne ise 26 Ağustos 2009 tarihinde taraf olmuştur. Türkiye, Protokol kabul edildiğinde Sözleşmeye taraf

* CananD@tcma.org.tr

olmadığı için Protokolün EK-B listesinde yer almamıştır. Dolayısıyla ilk yükümlülük döneminde (2008-2012) sayısallaştırılmış sera gazı emisyon azaltım veya sınırlama yükümlülüğü bulunmamaktadır.

Sera gazı azaltımı sağlayan çeşitli iklim değişikliği mücadele araçları bulunmaktadır. Bunların başlıcaları; ilgili sektörlerde alınacak ulusal önlemler, Kyoto Protokolü esneklik mekanizmaları, uluslararası fonlar, ikili ve bölgesel işbirliği uygulamaları, yasal araçlar (vergiler), teşvik mekanizmaları ve karbon piyasaları olarak sıralanabilir.

Karbon piyasaları, zorunlu ve gönüllü olarak ikiye ayrılabilir. Zorunlu karbon piyasaları, emisyon azaltım taahhütleri alan ülkelerin (Ek-B Ülkeleri) kullanabildiği piyasalardır. Gönüllü karbon piyasaları ise sera gazı emisyonlarının gönüllü olarak azaltımını kolaylaştırmak amacıyla oluşturulan bir pazardır.

Karbon piyasalarında, "Karbon kredileri" alınır ve satılır. "Karbon kredisi", bir ton CO_2 eşdeğeri (CO_2eq) olan emtiayı ifade eder (AXIOM, 2009).

TARTIŞMA

Karbon Piyasaları

Giriş bölümünde anıldığı üzere, karbon piyasaları, zorunlu ve gönüllü olarak ikiye ayrılabilir. Ancak, her iki sistem için aşağıdaki işlemlerin yapılması gerekmektedir:

- Projelerin başlangıç aşamasında, üretilecek karbon kredilerinin validasyonu (geçerli kılma); ve,
- Projelerin gerçekleşmesinden sonra üretilen karbon kredilerinin verifikasyonu (doğrulama) /sertifikasyonu/ izlenmesi.

Kyoto Protokolü altında yer alan esneklik mekanizmaları (Temiz Kalkınma Mekanizması, Ortak Uygulama, Emisyon Ticaret Sistemi) zorunlu karbon piyasalarıdır. Bu piyasalarda elde edilen azaltımların hukuki olarak bağlayıcılığı bulunmaktadır. Emisyon Ticaret Sistemi, Kyoto Protokolü Ek-B ülkeleri arasında gerçekleşir. Bunun yanında, Avrupa Birliği tarafından oluşturulan Avrupa Birliği Emisyon Ticaret Sistemi bulunmaktadır. Diğer yandan, Amerika Birleşik Devletleri ve Avustralya'da zorunlu karbon azaltım/sınırlama sistemleri bulunmaktadır (NSW, 2010 ve RGGI, 2010).

Gönüllü emisyon ticareti mekanizmalarında ise emisyon azaltımının hukuki bağlayıcılığı bulunmamakta olup, emisyon azaltım maliyetini düşürülmesi amaçlanmaktadır. Katılımcıları, özel sektör, uluslararası organizasyonlar (olimpiyatlar, konferanslar, konserler), kamu kuruluşları ve üçüncü şahıslar olabilmektedir (DPT, 2010).

Karbon nötr olmak isteyen katılımcılar, faaliyetleri çerçevesinde oluşturdukları sera gazlarını hesaplayarak bu emisyonlarını azaltmak ve dengelemek için emisyon azaltımı sağlayan projelerin üretmiş oldukları karbon kredilerini satın

alırlar. Gönüllü emisyon ticareti mekanizmalarında, kurum ve kuruluşların hedefleri Devletin belirlediği politikalar ve hedeflerden bağımsız olarak geliştirilebilir. Gönüllü karbon azaltım süreçlerinde oluşan karbon kredilerinin standartları ve ticareti kuralları konusunda piyasada çok sayıda standart mevcuttur (ÖİK,2008).

2009 yılında Dünyada gönüllü piyasalarda işlem gören karbon kredisi miktarı 94 milyon ton CO_2eq iken zorunlu piyasalarda bu rakam 8.625 milyon ton CO_2eq olarak gerçekleşmiştir. Bu piyasaların mali hacmi ise gönüllü piyasalar için 387 milyon ABD Doları, zorunlu piyasalar için 143.897 milyon ABD Dolarıdır (Ecosystem Marketplace, 2010).

Gönüllü piyasalara örnek olarak 2010 Vancouver Kış Olimpiyatları verilebilir. Olimpiyat web sitesinden alınan bilgilere göre; organizasyon öncesinde, yerleşke inşaatı, ısınma ve sporcuların seyahatleri gibi doğrudan emisyonların 118.000 ton olduğu hesaplanmıştır. Seyirciler, medya, sponsorlar gibi tarafların seyahat ve konaklamalarına ait dolaylı emisyonların ise 150.000 ton olacağı öngörülmüştür. Olimpiyat Komitesi, gönüllü emisyon kredilerinin temin edilmesi için "Offsetting the Games" firması ile anlaşmıştır. Bu firma, APX, Markit and the Gold Standard sistemlerinden aldığı kredilerin olimpiyat kaynaklı karbonları dengelemek (offset) için satın alınmasına aracılık etmiştir. Özellikle sponsorların ve seyircilerin satın aldığı bu krediler ile doğrudan ve dolaylı emisyonları dengelenmiştir.

Zorunlu ve Gönüllü Piyasalarda Temel Farklar

Zorunlu ve gönüllü piyasalar arasındaki temel farklar; mekanizmalar, hesaplama metotları, onay mekanizması, işlem piyasaları, güvenilirlik ve şeffaflık gibi esaslar olup, bunlar Tablo 1'de özetlenmiştir.

Türkiye'de Gönüllü Karbon Piyasaları

Yukarıda anıldığı üzere, Kyoto Protokolü kapsamında ülkemizin mutlak emisyon azaltım hedefi yoktur. Dolayısıyla, Türkiye'nin Kyoto esneklik mekanizmalarını (Ortak Uygulama, Temiz Kalkınma Düzeneği ve Emisyon Ticareti) kullanma olasılığı bulunmamaktadır.

Diğer yandan, gönüllü emisyon ticareti kapsamında, ülkemizde birçok azaltım projesi hayata geçirilmiştir. Rüzgar, jeotermal, küçük hidroelektrik santraller ve katı atık yönetimi alanlarındaki projelerden kazanılan emisyon sertifikaları 2006 yılından beri oluşturulmakta ve ağırlıklı olarak tezgah üstü piyasalarda işlem görmektedir (DPT, 2010). Türkiye'de gönüllü piyasalarda Gold Standard ve VCS standardına göre sertifikalandırılmış olan projelerin tip ve sayıları Tablo2'de yer almaktadır (VCS, 2010 ve GS,2010).

Türkiye'de kuralları belirlenmiş bir emisyon ticareti sistemi henüz bulunmamaktadır. Bu konuda ilk adım olarak, "Sera Gazı Emisyon Azaltımı Sağlayan Projelere İlişkin Sicil İşlemleri Tebliği" 07.08.2010 tarih ve 27665 sayılı Resmi Gazetede yayımlanmıştır.

Bu Tebliğin amacı; iklim değişikliği ile mücadele kapsamında sera gazı emisyonlarının azaltılması, sınırlandırılması ve yutak alanların artırılması için yürütülen projelerin kayıt altına alınmasına ilişkin usul ve esasları düzenlemektir.

Tebliğ, Türkiye Cumhuriyeti sınırları içerisinde yapılacak ve yapılmış olan projelerin Sera Gazı Azaltım Proje Sicili'ne kayıt edilmelerinde izlenecek yöntemi ve kamuoyunun bilgilendirilmesine dair usul ve esasları kapsamaktadır.

Tebliğin incelenmesinden anlaşıldığı üzere, projelerin sicil sistemine kayıtları açık bir gereklilik olmamakla birlikte, projelerin Temiz Kalkınma Mekanizması gerekleri ile uyumlaştırılması ve bu projelerin güvenilirliğinin, kabul edilebilirliğinin ve etkinliğinin sağlanması amaçlanmaktadır.

Tablo 1. Zorunlu ve Gönüllü Piyasalar Arasındaki Temel Farklar

Esaslar	**Kyoto Protokolü Altındaki Zorunlu Karbon Piyasaları**	**Gönüllü Karbon Piyasalar**
Mekanizma	Kanuni olarak bağlayıcı sistemler altındadır	Genelde proje bazlı olup, zorunlu piyasaların %4 'ü hacmindedir
Validasyon Verifikasyon Esasları	Sadece Birleşmiş Milletler (BM) tarafından tespit edilen metotlar kullanılabilir	Çeşitli Standartlar vardır. Örnekler: Gold Standard, Voluntary Carbon Standard, WBCSD/WRI Protocol, ISO 14064, Climate Neutral Network, Greenhouse Friendly, VER+
Validasyon Verifikasyonu Kimler Yapabilir?	Sadece BM onaylı firmalar yapabilir. Örnekler: Det Norske Veritas Certification, Bureau Veritas Certification, SGS United Kingdom Limited, Ernst & Young Associés	Genellikle BM'den Onay Alan Firmalar yapmaktadır Ancak, Yetkilendirme yapan bir resmi bir otorite yoktur
Ticari İşlemler Kayıt Sistemi	Birleşmiş Milletler Kayıt Sistemi bulunmaktadır İşlemler resmi kayıt sistemleri altında yapılır, şeffaftır, internette fiyatlar vs. Yayınlanır	Chicago Climate Exchange (CCX) ve Diğer Tezgah Üstü Sistemler Bu sistemler için herhangi bir yetkilendirme yoktur
Onay Sistemi	Projelerin ürettiği kredi miktarı ve yapılan işlemler Birleşmiş Milletler tarafından tanınır/onaylanır	Projelerin ürettiği kredi miktarları farklı sistemlere kayıt yaptırılabilir, çift sayım olabilir, işlemleri onaylayan bir merci yoktur

Tablo 2. Türkiye'de geliştirilen projeler, azaltım miktarı

Proje Tipi	**Proje Sayısı**	**Gerçekleştirilen Azaltım**
Rüzgar	37	3.575.000
Hidroelektrik	21	725.000
Biyogaz	4	1.640.000
Jeotermal	3	105.000
TOPLAM	65	6 Milyon ton CO2 eq/yıl

SONUÇLAR

Gönüllü emisyon ticareti, Türkiye'nin mevcutta kullanabileceği tek sistem olup, bu sistem ile sera gazı azaltım projeleri için ilave finansman desteği sağlanabilmektedir. Dolayısıyla, gönüllü piyasalarda oluşturulan sertifikaların değerinin artırılması yönünde çalışmalar son derece önemlidir.

KAYNAKLAR

AXIOM, Carbon Markets, Terminology, Buyers and Sellers, 2009.

DPT Raporu, Devlet Planlama Teşkilatı Müsteşarlığı, Gönüllü Emisyon Ticaretinden Türkiye'nin Kazanımları, 2010.

Ecosystem Marketplace, Building Bridges State of the Voluntary Carbon Markets, 2010.

GS, Goldstandard web sitesi, www.cdmgoldstandard.org, 2010.

Kyoto Protokolü, Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesine ek Kyoto Protokolü, 1997.

NSW, The New South Wales Greenhouse Gas Reduction Scheme (GGAS) www.greenhousegas.nsw.gov.au, 2010.

ÖİK Raporu, Çevre ve Orman Bakanlığı Özel İhtisas Komisyonu Raporu, Kyoto Protokolü Esneklik Mekanizmaları ve Diğer Uluslararası Emisyon Ticareti Sistemleri, 2008.

RGGI, The Regional Greenhouse Gas Initiative, USA, 2010.

UNFCCC, Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi CDM ve DOE web sitesi, http://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html, http://cdm.unfccc.int/DOE/list/index.html, 2010.

VCS, The Voluntary Carbon Standard web sitesi, www.v-c-s.org, 2010.

İSTANBUL E5-TEM OTOYOULU KAVŞAĞINDA KALICI ORGANİK KİRLETİCİLER AÇISINDAN TOPRAK KİRLİLİK DURUMU

Esra Deniz GÜNER(*),Gülen GÜLLÜ

Hacettepe Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Beytepe, Ankara, 06800

ÖZET

Bu çalışmada İstanbul E5 ve TEM otoyolları kavşağında bulunan Nezahat Gökyiğit (NG) Botanik Bahçesinin etrafında, trafik, sanayi ve evsel ısınma gibi farklı hava kirliliği kaynaklarından atılan emisyonların dağılımının belirlenmesi için çalışma alanı genelinden alınan toprak örneklerinde kalıcı organik kirleticilerden PAH, PCB ve pestisit konsantrasyonlarının dağılımı ve düzeyleri tartışılmıştır. NG Botanik Bahçesinin etrafındaki toprak örneklerinde gözlenen 16 PAH kirleticisinin bölgesel ortalama konsantrasyonları 147,06 ± 161,81(µg kg^{-1}dry wt) (ortalama±SS) bulunmuştur. Örneklerde gözlenen en düşük ∑PAH konsantrasyonu 50 µg kg^{-1}dry wt, en yüksek 540 µg kg^{-1}dry wt tespit edilmiştir. Bölgedeki ∑PCB seviyesi en düşük 4.2 µg kg^{-1}dry wt, en yüksek 10.2 µg kg^{-1}dry wt bulunmuştur. Bölge ortalaması ise 5.9 µg kg^{-1}dry wt olarak ölçülmüştür. Bölgede nispeten orta ve düşük seviyede PAH konsantrasyonları gözlenmiştir. Bölgede genel olarak farklı birçok PCB türünün görülmesi, PCB kaynağının belirgin olarak atmosferden taşınım sonucu oluştuğunu göstermektedir. DDT ve türevlerinin toplamı, bölgede 0.36 ile 10.66 µg kg^{-1}dry wt aralığında (ort. 3.24 µg kg^{-1}dry wt) gözlenmiştir. Bu düzey düşük sayılmakla birlikte, gözlenen yüksek DDT/DDE oranı bölgede DDT uygulamasının yeni olduğunu göstermektedir. Topraklarda gözlenen DDT'nin ülkemizdeki dicofol kullanımı veya bölge dışındaki DDT uygulaması sonucu atmosferle taşınmasından kaynaklandığını düşündürmektedir.

Anahtar Sözcükler: PAH, PCB, DDT, İstanbul, Toprak Kirliliği

GİRİŞ

Çok halkalı aromatik bileşikler (PAH) iki veya daha fazla benzen halkası içeren yarı uçucu organik bileşiklerdir (Bjorseth and Becher 1985). Su, hava, toprak ve sedimentlerinde yaygın olarak bulunmakta olan PAH bileşikleri kanserojen ve toksik etkilerinden dolayı son yıllarda çok çalışılan konulardan biri olmaktadır. (Menzie et al., 1992; Shaw and Connell, 1994; Yu, 2002). Doğal ve antropojenik kaynakların oluşturduğu 100'den fazla farklı yapıda PAH vardır. PAH'ların ana kaynakları evsel ısınma, çöplerin yakılması, demir ve çelik, petrol prosesi, asfalt üretimi ve kullanımı, güç ve ısı üretimi, orman ve tarımsal yangınlar (Harrison ve Smith 1996, Simcik ve ark. 1997, Garban ve ark. 2002), motorlu taşıtların egzoz gazları oluşturmaktadır (Dickhut ve ark. 2000; Castellano ve ark. 2003). Bu kirletici kaynakların her birinden atmosfere verilen PAH'ların türleri ve miktarları farklıdır. PAH kirleticilerin şehir

* efderya@hotmail.com

atmosferinde kaldıkları süre içinde insan sağlığı açısından olumsuz etkileri olabileceği gibi, çökeldikleri 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 (Hannigan vd., 1998; Du Four, 2005). 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).

Klorlu bifeniller (PCB) katı, sıvı, kokusuz, tatsız, berrak ile açık sarı arası renklidirler. Isı (Kaynama noktaları 280-415 ^{0}C), ışık gibi çevre şartlarına son derece dayanıklıdırlar. 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, 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. 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).

Dış havada çok sayıda noktada örnekleme yapmanın yüksek maliyeti, fiziksel ve teknik sınırlamaları göz önüne alındığında, hava kirliliğinin yerel dağılımını incelemek için toprak örneklemesi yapılması çekici bir alternatif olarak görülmektedir. Bu çalışmada, yoğun trafik, endüstriyel tesisler ve yerleşim yerleri ile çevrili bir bölgede bulunan NG Botanik Bahçesinin çevresinden alınan toprak örneklerinde kalıcı organik kirleticilerin toprakdaki birikim düzeyleri araştırılmıştır.

YÖNTEM

Örnekleme

NG Botanik Bahçesinin çevresinden seçilen 8 tane istasyonun dağılımı Şekil 1.'de gösterilmiştir. 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.

Şekil 1. NG Botanik Bahçesi çevresinde toprak örnekleme istasyonlarının çalışma bölgesindeki dağılımı.

Metodoloji

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 örneklere 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. Örnekleme 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.

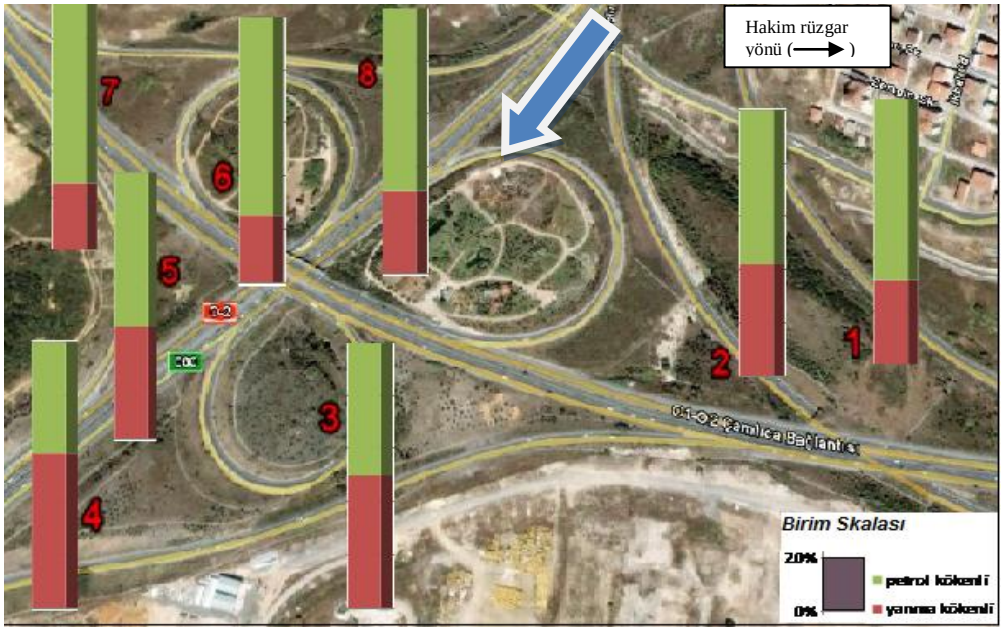
Analize hazırlama işlemlerinin ve enstrümantel analiz yöntemlerin detayları daha önce yayınlanan çalışmalarda (Bozlaker vd., 2008, Odabasi vd., 2002) yer almaktadır.

TARTIŞMA

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. 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 (Σ_{16}PAH) toplam PAH konsantrasyonu olarak tanımlanmıştır.

NG Botanik Bahçesi etrafından alınan toprak örneklerinde gözlenen öncelikli 16 PAH kirleticisinin toplamlarının bölgesel ortalama konsantrasyonları seviyesine olan katkıları (%) Şekil 2.'de verilmektedir. Toprak örneklerindeki ortalama Σ16PAH konsantrasyonu 147.06 ± 16.81(µg kg^{-1} dry wt) (ortalama±SS) bulunmuştur. Alınan örnekler içinde gözlenen en düşük toplam PAH konsantrasyonu 50 µg kg^{-1} 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 µg kg^{-1}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 (20-50 µg kg^{-1} dry wt) (Van Brummelen, 1996) ve genel olarak (3 ve 4 numaralı örnekler hariç), kırsal bölge için tanımlanan aralıktan (7-70 µg kg^{-1} dry wt) büyük olarak gözlenmiştir.

Şehir bölgelerinin topraklarında ise gözlenen toplam PAH konsantrasyonları, bizim sonuçlarımıza benzer şekilde çoğunlukla 100 µg kg^{-1} 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 µg kg^{-1} 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).



Şekil 2. Çalışma bölgesinde gözlenen PAH kirlilik kaynakları paylarının (%) 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 PCB 4.2-10.2 µg kg^{-1} dry

wt; ortalama ise 5.9 µg kg^{-1} dry wt gözlenmiştir. Çalışma alanında gözlenen toplam PCB seviyesi, Hong Kong, Brezilya ve Bursa'da gözlenen değerlerden biraz yüksek, İngiltere, Estonya ve Avrupa'nın (sırasıyla, 0.10; 0.03-0.035; 0.9-2.7; 5.03; 0.6-12; 5.4 µg kg^{-1} dry wt) genel kırsal bölgelerinde gözlenen değerler düzeyindedir. Şekil 3.'de örnekleme noktalarında gözlenen ∑PCB'nin bölgesel dağılımı gösterilmiştir. Avrupa genelinde kırsal bölgelerde yapılan bir çalışma sonucunda, toplam PCB düzeylerinin oldukça geniş bir aralıkta değişim gösterdiği (0.330-335 µg kg^{-1}dry wt), 40° enlemin yukarısında yer alan ve özellikle toprakta organik madde içeriği yüksek olan bölgelerde 200-335 µg kg^{-1} dry wt mertebelerinde değerler gözlenmiştir (Meijer et al., 2003). Kuzey enlem bölgelerinde yüksek PCB değerlerinin, orta enlem bölgelerinde sıcaklıktan ötürü buharlaşan PCB bileşiklerinin bu bölgelerde yoğuşarak 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.

Şekil 3. Örnekleme noktalarında gözlenen ∑PCB'nin bölgesel dağılımı.

Hemen hemen tüm toprak örneklerinde tayin sınırının üstünde gözlenen DDT ve türevlerinin toplamı, bölgede 0.36 ile 10.66 µg kg^{-1}dry wt aralığında (ort. 3.24 µg kg^{-1}dry wt) gözlenmiştir. 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 sınırlanmasına 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).

DDT uygulamasının zamanı hakkında DDT/p-p-DDE oranı fikir verebilmektedir. 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). 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.

SONUÇLAR

Şehir bölgelerinin topraklarında gözlenen toplam PAH konsantrasyonları, bizim sonuçlarımıza benzer şekilde çoğunlukla 100 µg/kg dry wt'den büyük olarak tespit edilmektedir (Zhang et al., 2006).

Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliğin de topraktaki PCB seviyeleri için tanımlanmış olan sınır değer olan 500 µg/kg (TKKY, 2005) sınır değer olandan 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).

Örnekleme yapılan bölgede tayin sınırının üstünde tespit edilen yalnızca 2 tür pestisit ölçülebilmiştir. 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.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma Nezahat Gökyiğit Vakfı tarafından desteklenmiştir. Bu çalışma kapsamında GC-MS analizlerini gerçekleştiren Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Prof.Dr. Mustafa ODABAŞI'na teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Agarwal, T., Khillare, P.S., Shridhar, V., Ray, S. Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India, Journal of Hazardous Materials, 8624 (7), 2008.

Aichner, B., Glaser, B., Zech, W. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in urban soils from Kathmandu, Nepal., Organic Geochemistry, 38 700-715, 2007.

Arı, A. Eskişehir Atmosferindeki Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlarin (PAH'ların) Derişimlerinin ve Kaynaklarinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir, 2007.

Barlas, N.E. Determination of organochlorine pesticide residues in water and sediment samples in inner Anatolia in Turkey, Bull Environ Contam Toxicol, 69 236–242, 2002.

Barlas, N.E., Cok, I., Akbulut, N. The contamination levels of organochlorine pesticides in water and sediment samples in Uluabat Lake, Turkey, Environ Monit Assess, 118 383–391, 2006.

Bidleman, T.F., Billings, W.N., Foreman, W.T. Vapor-Particle Partitioning of Semivolatile Organic Compounds: Estimates from Field Collections, Environmental Science and Technology, 20 1038-1043,1986.

Bjorseth, A., Becher, G. Biological monitoring of PAH exposure. In: PAH in Work Atmospheres: Occurrence and Determination, Boca Raton, FL:CRC Press., 1986.

Bozlaker, A., Odabasi, M., Muezzinoglu, A. Dry deposition and soil–air gas exchange of polychlorinated biphenyls (PCBs) in an industrial area, Environmental Pollution, 156 784–793, 2008.

Castellano, A.V., Cancio, J.L., Aleman, P.S., Rodriguez, J.S. Polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air particle in the city of Las Palmas de Gran Canaria, Environment International, 29 475-480, 2003.

Cok, I., Toprak, D., Durmaz, T.A., Demirkaya, E., Kabukcu, G. Determination of organochlorine contaminants in human milk collected at Afyon, Turkey., Fresenius Environ Bull, 14 503–508, 2005.

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. Automotive sources of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particulate matter in the Chesapeake Bay Region, Environ. Sci. Technol, 34 4635-4640, 2000.

Du Four, V.A., Janssen, C.E., Brits, E., Van Larebeke, N. 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, 2005.

Garban, B., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Chevreuil, M., Ollivon, D. Atmospheric bulk deposition of PAH's onto France: Trends from urban to remote sites, Atmos. Environ, 36 5395-5403, 2002.

Güvenç D., Aksoy A. Poliklorlu Bifenillerin Toksikolojisi, Veteriner Hekimler Derneği Dergisi, 78 (2)17-25, 2007.

Hannigan, M.P., Cass, G.R., Penman, B.W., Crespi, C.L., Lafleur, A.L., Busby, Jr W.F. Bioassay-directed chemical analysis of Los Angeles airborne particulate matter using a human cell mutagenicity assay. Environ. Sci. Technol., 32 3502-3514, 1998.

Harrison, R.M., Smith, D.J.T., Luhana, L. Source Apportionment Of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Collected From An Urban Location İn Birmingham, U.K., Environ. Sci. Technol., 30 (3) 825–832, 1996.

Kolankaya, D. Organochlorine pesticide residues and their toxic effects on the environment and organisms in Turkey. , Int J Environ Anal Chem, 86 147–160, 2006.

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.

Menzie, C.A., Potocki, B.B., Santodonato, J. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment, Environmental Science and Technology 26 1278-1284, 1992.

Odabasi M., Muezzinoglu A., Bozlaker A. Ambient concentrations and dry deposition fluxes of trace elements in Izmir, Turkey Atmospheric Environment, 36 (38) 5841-5851, 2002.

Özkoç, B.H., Bakan, G., Ariman, S. Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides along the Black Sea coast, Environmental Geochemistry and Health, 29 59-68, 2007.

Pucarevic, M.M., Sekulic, P.D.J. 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, 2004.

Ravindra, K., Sokhia, R., Van Griekenb, R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation, Atmos. Environ, 42 2895–2921, 2008.

Ribes, A., Grimalt, J.O., Garcia, C.J.T. and Cuevas, E. Polycyclic aromatic hydrocarbons in mountain soils of the subtropical Atlantic, J. Environ. Qual. 32 977–987, 2003.

Shaw, G.R., Connell, D.W. Prediction and monitoring of the carcinogenicity of poycyclic aromatic compounds (PACs), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 135 1-62, 1994.

Simcik, M.F., Zhang, H., Eisenreich, S.J., Franz, T.P. Urban contamination of the Chicago/Lake Michigan atmosphere by PCBs and PAHs during AEOLOS, Environmental Science and Technology, 31 2141–2147, 1997.

Tam, N.F.Y., Ke, L., Wang X.H. and Wong, Y.S. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps, Environ. Pollut., 114 255–263, 2001.

TKKY, Toprak Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği, 31/05/2005 tarihli 25862 Resmi Gazete, Çevre ve Orman Bakanlığı, http://www.cevreorman.gov.tr/yasa/yonetmelik.asp, 2005.

Turgut, C. Organochlorine insecticide residues in Turkish mineral waters, Fresenius Environ Bull, 16C252–255, 2007.

Turgut, C. The contamination with organochlorine pesticides and heavy metals in surface water in Kucuk Menderes River in Turkey, 2000–2002, Environ Int, 29 29–32, 2003.

UNEP, UNEP Economıcs and Trade Programe, www.unep.org/pdf/annualreport/UNEP_Annual_Report_2002.

Van Brummelen T. C., Verweij R. A., Wedzinga S. A., Van Gestel C. A. M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in earthworms and isopods from contaminated forest soils,Chemosphere, 32 (2) 315-341, 1996.

Wilcke, W., Amelung, W. Persistent organic pollutants in native grassland soils along a climosequence in North America, Soil. Sci. Soc. Am. J., 64, 2140-2148, 2000.

Yu, Hu. Envıronmental Carcınogenıc Polycyclıc Aromatıc Hydrocarbons: Photochemıstry And Phototoxıcıty, Journal Of Envıronmental Scıence And Health, 20 149-183, 2002.

Zhang, H.B., Luo, Y.M., Wong, M.H., Zhao, Q.G., Zhang, G.L. Distributions and Concentrations of PAHs in Hong Kong Soils, Environmental Pollution, 141 107-114, 2006.

DİOKSİN/FURAN KONTROLÜNDE UYGULANAN SORBENT ENJEKSİYON SİSTEMİ İLE KATALİTİK FİLTRE SİSTEMİNİN KARŞILAŞTIRILMASI

Gülten GÜNEŞ(*), Ferruh ERTÜRK, Arslan SARAL, S.Levent KUZU

Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Davutpaşa Yerleşkesi Esenler, İstanbul, 34220

ÖZET

Poliklorludibenzodioksin/furan bileşikleri çok düşük konsantrasyonlarda bile toksik olup, çevrede uzun süre bozunmadan kalabilen organik bileşiklerdir. Bu bileşiklerin en önemli kaynaklarından biri olan yakma tesislerinde, ilgili yönetmeliklere göre 0.1 ng-TEQ/Nm^3 olan standart emisyon değerinin sağlanması zorunludur. Yakma tesislerinde dioksin/furan kontrolü için kullanılan teknolojiler, sorbent esaslı sistemler ve katalizör esaslı sistemler olmak üzere 2 grupta incelenebilir. Sorbent esaslı sistemlerin esası toz ya da granül halde kullanılan adsorbant madde ile gaz akımında bulunan dioksin/furan bileşiklerinin adsorbsiyonuna dayanır. Çeşitli katalizörlerin kullanıldığı katalitik sistemlerde ise dioksin/furan bileşikleri iz miktarda CO_2, H_2O ve HCl'e dönüştürülür. Katalizör esaslı sistemlerin son yıllarda en fazla ilgi gören uygulaması katalitik filtrelerdir. Yüzey filtrasyonu ve kataliz mekanizmasının geçerli olduğu sistemde, partikül ve dioksin/furan kontrolü sağlanır. Bu sistemlerin sorbent esaslı sistemlere karşı en önemli üstünlüğü dioksin/furan bileşiklerinin bacagazından sadece uzaklaştırılmayıp aynı zamanda zararsız bileşiklere parçalanmasıdır. Korozyon riskinin minimize edilerek; tutuşma ve tehlikeli atık bertaraf yöntemlerinin elimine edilmesi bu sistemin diğer avantajları olarak gösterilebilir. Bu çalışmada aktif karbon enjeksiyon sistemi ve katalitik filtre sisteminin teknik olarak karşılaştırılması yapılmış avantaj ve dezavantajları açıklanmıştır.

Anahtar Sözcükler: Dioksin, Furan, Adsorpsiyon, Katalitik filtre, Yakma tesisi.

GİRİŞ

Yakma, atık (tıbbi, tehlikeli, evsel) bertarafında yaygın olarak kullanılan bir metod olmakla birlikte çevresel açıdan son derece önemli kirletici olan poliklorlu dibenzodioksin/furan bileşiklerinin en önemli kaynağıdır. Bu bileşikler atık yakma tesislerinde çeşitli mekanizmalarla oluşmalarına rağmen en önemli mekanizmanın yanma bölgesinden sonra gelen soğuk bölgede (200-500°C) uçucu kül yüzeyinde katalitik reaksiyonlar ile oluşum olduğu belirlenmiştir (Huang vd., 1996). Bu bileşikler çok düşük konsantrasyonda dahi toksik olduklarından Avrupa, Amerika ve Asya'da pek çok ülkede atık yakma tesisleri bu bileşikler için 0.1 ng I-TEQ/Nm^3 olan emisyon değerini sağlamak zorundadır. Yakma sistemlerinin uygun olarak dizaynı ve işletilmesi ile tam

* g..gunes18@gmail.com

olmayan yanma ürünleri oluşumu minimize edilmesine rağmen dioksin/furan bileşikleri için standart emisyon değerinin sağlanması garanti edilemez (Hagenmaier vd., 1991). Bu durum, bileşiklerin bacagazı kontrol ekipmanlarının bulunduğu soğuk bölgede 200-600°C sıcaklık aralığında özellikle 350-400°C'de heterojen reaksiyonlarla (de novo sentez) yeniden oluşumu ile açıklanır (Born vd., 1993; Froese ve Hutzinger, 1996). Bu nedenle yakma tesislerinde 0.1 ng I-TEQ/Nm^3 olan standart emisyon değerinin sağlanması için mutlaka uygun hava kirliliği kontrol ekipmanları ve uygun dioksin/furan uzaklaştırma teknolojilerinin kullanılması gerekir. Dioksin/furan kontrolü için kullanılan teknolojiler adsorbsiyon esasına dayanan sorbent esaslı sistemler ve çeşitli katalizörlerin kullanıldığı katalitik esaslı sistemlerdir. Yakma tesisleri için uygun teknoloji belirlenirken söz konusu teknolojinin kurulum maliyeti, işletme maliyeti, proses verimi, teknolojinin tesise uyumu gibi pek çok faktörün değerlendirilmesi gerekir. Bu çalışmada yakma tesislerinde dioksin/furan uzaklaştırma teknolojileri olan sorbent esaslı sistemler ve katalitik esaslı sistemler tanıtılmış ayrıca adsorban enjeksiyon sistemi ile katalitik filtre sistemi karşılaştırılarak avantaj ve dezavantajları açıklanmıştır.

YÖNTEM

Poliklorlu Dibenzodioksin/furan Bileşiklerini Bacagazından Uzaklaştırma Yöntemleri

Dioksin/furan bileşiklerinin giderilmesi için kullanılan yöntemler, adsorban üzerine kirleticilerin adsorpsiyonunu içeren *aktif karbon adsorpsiyon prosesi* ya da kirleticilerin çeşitli katalizörler ile parçalanmasını sağlayan *katalitik parçalama* prosesleridir. Aktif karbon adsorpsiyon yönteminde kirleticinin tipine göre seçilen uygun adsorban üzerinde kirletici madde adsorbe edilir. Yaygın olarak kullanılan endüstriyel adsorbanlar yüksek gözenekliliğe sahip aktif karbonlardır. Katalitik sistemlerde ise vanadyum, tungsten, paladyum gibi çeşitli katalizörler kullanılarak dioksin/furan bileşikleri iz miktarda CO_2, H_2O ve HCl'e dönüştürülür.

Aktif Karbon Adsorpsiyon Yöntemleri

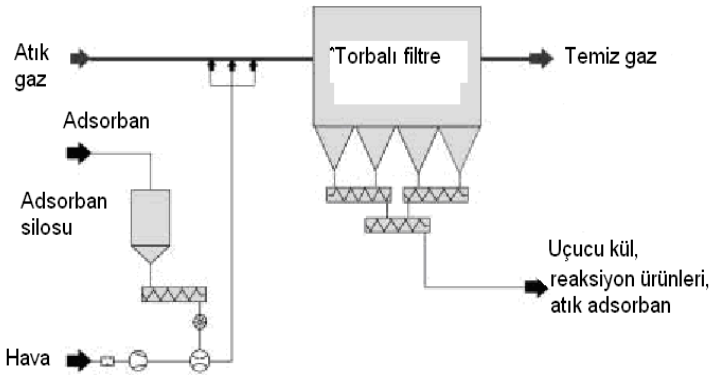
Aktif karbon ekleme metoduna göre 3 farklı proses uygulanmaktadır.

1. Aktif Karbon Enjeksiyon Yöntemi (Entrained Flow)
2. Hareketli Yataklı Reaktör (Moving Bed Reactor)
3. Sabit Yataklı Reaktör (Fixed Bed Reactor**)**

Aktif karbon enjeksiyon sistemi

PCDD/F'in uzaklaştırılması için en düşük maliyetli uygulama, karbon esaslı adsorbanın partiküler madde uzaklaştırma ekipmanından önce gaz akımına enjekte edilmesidir (Şekil 1). Yaygın olarak kullanılan adsorbanlar pudra halinde linyit koku ya da aktif karbondur. Bu uygulamada en çok kullanılan partiküler madde uzaklaştırma ekipmanı torbalı filtredir. Enjekte edilen adsorban, enjeksiyon noktasından torbalı filtreye ulaşıncaya kadar PCDD/F'i adsorplar. Torbalı filtrede oluşan filtre kekinde de adsorpsiyon devam eder. Torbalı filtrede ayrıca diğer partiküler madde, uçucu kül, kuru (dry)/yarı kuru (semi-dry) asit gaz kontrol sistemlerinden gelen reaksiyon ürünleri de baca gazından uzaklaştırılır. PCDD/F uzaklaştırma verimi; enjekte edilen adsorbanın

kalitesine, miktarına, adsorban–baca gazı karışım sisteminin etkisine, partikül filtresinin tipine ve işletimine bağlıdır.



Şekil 1. Adsorban enjeksiyon sistemi

Daha önce yapılan çalışmalarda aktif karbon enjeksiyonu+torbalı filtre kombinasyonu ile PCDD/F ve PCB giderim verimi sırasıyla %95.5 ve %99.7 olarak belirlenmiştir. (Chi vd., 2006; Everaert vd., 2003). Kritik olarak sınırlayıcı koşul boyler çıkış sıcaklığıdır. Özellikle 200°C sıcaklık bu teknoloji için maksimum sıcaklık olarak kabul edilir. Aktif karbonun adsorplama kapasitesi ve aktif karbonun kullanımıyla ilgili güvenlik problemlerinden dolayı bu sıcaklık uygundur. Spesifik minerallerin kullanımı örneğin alüminyum oksitler yüksek spesifik alan sağlar. Adsorbantın üzerinde Hg'nin tutulması için Na_2S_4 enjeksiyonu gereklidir. Kullanılmış adsorban yanma odasına gönderilir ya da tehlikeli atık depolama alanlarında depolanır.

Sabit yataklı reaktör.
PCDD/F ve diğer kalıcı organik kirleticiler (PCB, PAH) ile ağır metaller ve asit gazlarının kontrolü için kullanılır. Aktif karbon reaktörü, enjeksiyon yönteminde olduğu gibi konvansiyonel modern multi aşamalı baca gazı arıtma sistemlerinin son kısmında uygulanır. Sabit yatak prosesinde yatak tamamen granüler (1-4 mm) adsorban (aktif karbon) ile doldurulur, bacagazı yataktan geçirilir ve belirli bir basınç kaybına ulaştıktan sonra yatak yenilenir. Karbon yatağından önce bacagazında bulunan partiküler maddenin uzaklaştırılması en önemli dizayn koşuludur (Griffith ve Pitts, 1995). Karbon yataklarında korozyonun önlenmesi için sıcaklığın >120°C optimum 150°C civarında olması istenir (Cudahy ve Helsel, 2000). Tam ölçekli atık yakma tesislerinde yapılan testlerde PCDD/F için 0.001 ng I-TEQ/Nm^3'ten daha düşük değerler belirlenmiştir (dry, %11 O_2) (Hartenstein, 2003).

Hareketli yataklı reaktör.
Hareketli yataklı reaktör, dioksin/furan uzaklaştırılmasında yeni teknoloji olarak kabul edilmektedir. Granüler olarak kullanılan adsorban yatağın üst kısmından beslenirken kullanılmış adsorban reaktörün alt kısmından uzaklaştırılmaktadır. Hareketli yatak reaktörün ters akışlı ve çapraz akışlı olmak üzere 2 konsepti geliştirilmiştir. Ters akışlı reaktörde bacagazı aktif karbon reaktörünün alt kısmından girer, hareketli kok yatağından yukarı doğru akar. Çapraz akışlı reaktörde ise gaz akışı yataydır.

Katalitik Yöntemler

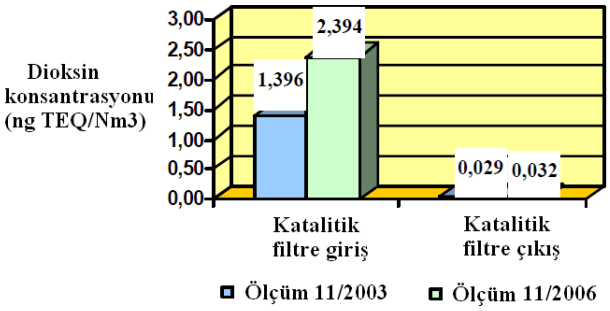
Bu proseste oksidasyon katalizörleri kullanılmaktadır. Bu katalizörler, dioksin/furan bileşiklerinin katalitik reaksiyonlar ile parçalanmasını sağlar ve reaksiyon sonunda CO_2 ve HCl oksidasyon ürünleri olarak oluşur.

Katalitik reaktörler

Selektif katalitik indirgeme (SCR) üniteleri NO_x emisyonlarını kontrol etmek için kullanılsada (Armor 1992; Forzatti vd., 1996) aynı sıcaklıkta DENOX (NO_x indirgeme) prosesinde uygulanan reaksiyonların PCDD/F indirgenmesinde de oldukça etkili olduğu belirlenmiştir (Armor 1992; Forzatti vd., 1996; Hagenmaier, 1989; Fahlenkamp vd., 1991; Busca vd., 1999; Liljelind vd., 2001). Katalizörlerin yaygın kullanım şekli NOx ve PCDD/F'in eş zamanlı parçalanması için çoklu tabakaların içine yerleştirilmiş vanadyum, paladyum, tungsten içerikli katalizörlerin kullanılmasıdır (Fahlenkamp vd., 1991; Ide vd., 1996). Partikül fazında bulunan dioksin parçalanamadığından torbalı filtrenin SCR reaktöründen önce yerleştirilmesi gerekir (Ide vd., 1996). Poliklorludibezodioksin/furan ve PCB (poliklorlubifenil) gibi yarı uçucu organik bileşiklerin katalitik parçalanma ve giderim verimi bu bileşiklerin uçuculukları ve oksidatif davranışlarına bağlıdır (Weber vd., 2001). Bu prosesin avantajı kolay işletimi, çok düşük kalıntı katalizörün dışında herhangi bir kalıntının olmayışıdır. Bu prosesin dezavantajları, ekipman ve katalizör maliyeti, yüksek sıcaklık (>250ºC) gerektirmesi, basınç kaybı, enerji maliyeti ve katalizörlerin yerleştirilmesi için geniş alan gerektirmesidir.

Katalitik Filtrasyon

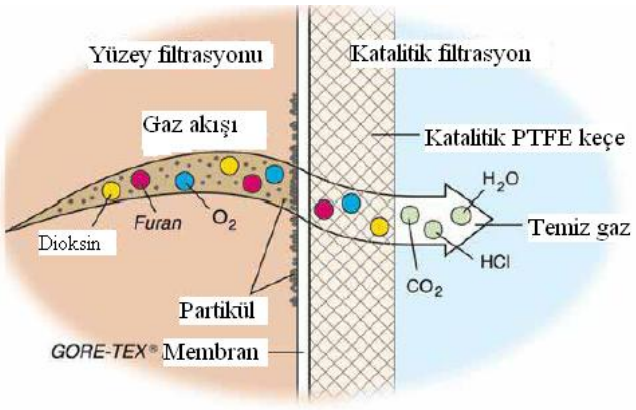
Dioksin/furan bileşiklerinin katalitik olarak parçalanması için uygulanan diğer bir yöntem katalitik filtrelerdir. Remedia™ Katalitik Filtre Sistemleri W.L Gore tarafından üretilmekte üst üste yerleştirilmiş ince membran filtre ve katalitik filtre tabakalarından oluşmaktadır (Remedia Catalytic Filter System). Dış tabakayı oluşturan membran filtre, bacagazında bulunan uçucu kül ve ağır metalleri yaklaşık olarak %96.6 verimle ayırır (Şekil 2). Temizlenen gaz filtrenin katalitik keçeden oluşan iç tabakasına geçer ve dioksin bileşikleri %98.8 verimle giderilerek çıkış dioksin konsantrasyonu 0.01-0.03ng TEQ/Nm^3 aralığında değişir (Parizek vd., 2008). İç filtrasyon alanı pulse jet temizleme metodu ile temizlenir (Parizek vd., 2008).



Şekil 2. Katalitik filtrede dioksin parçalama verimi (Parizek vd., 2008).

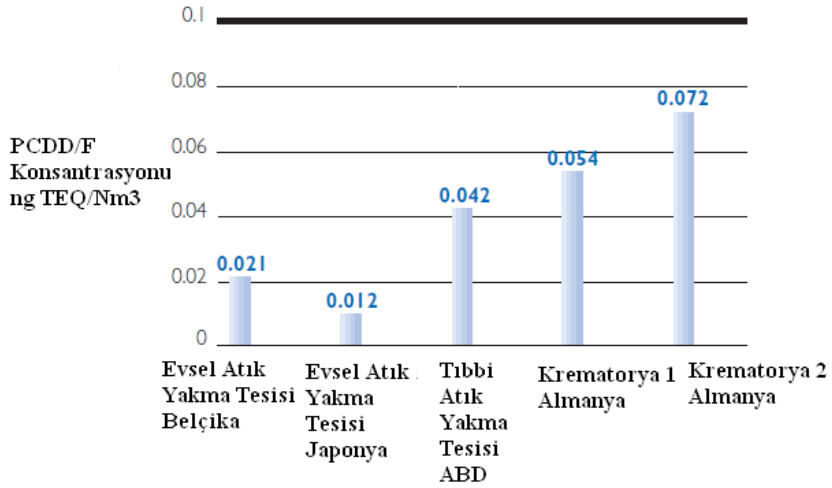
Katalitik yüzey dioksin parçalayan katalizörleri içeren PTFE elyaflardan oluşmuştur. PCDD/F molekülleri katalitik yüzeye difüze olur ve PCDD/F bileşikleri 160-260°C aralığında katalizörlerle reaksiyona girerek iz miktarda

CO_2, H_2O ve HCl oluşur (Şekil 3). Son yıllarda yapılan çalışmalarda katalitik filtre sistemlerinin PCDD/F bileşenlerini 0.1 ngTEQ/Nm^3 olan standart emisyon değerinden daha düşük değerlere parçaladığı kanıtlanmıştır (Bonte vd., 1999).



Şekil 3. Katalitik filtrede dioksin/furan parçalanma mekanizması

Katalitik filtreler ince katalizör partikülleri içeren liflerden oluşur. Sıkı (porsuz) lifleri içeren diğer filtre materyallerinin aksine porlu PTFE filtrelerinde gaz tamamen geçer ve daha etkili gaz/katalizör teması sağlanır. Bu sistemin bir diğer avantajı yukarı akışlı filtre membranın partikülleri yüksek verimle (>%99.95) tutması böylece katalizörlerin partiküllerden etkilenmemesidir (Weber vd., 2001). Tesiste başlatma ve kapatma prosedürleri sırasında başlayan çiğ oluşumu ile su/asit damlaları oluşur ve bu damlalar ağır metaller ile diğer kirleticileri içerirler. Hidrofobik PTFE yapısı bu damlaların geçişini önler bu nedenle katalizörler zarar görmez (Weber vd., 2001). V_2O_5/WO_3-TiO_2 katalizörleri PCDD/F'in düşük sıcaklıkta parçalanmasını sağlamak için geliştirilmiştir (Weber vd., 2001). Lifli yapı içinde kullanılan katalizörler SCR katalizörleri (V_2O_5/WO_3-TiO_2 vanadyum ve tungsten içeriği<%8)'dir. Katalitik filtre sistemlerinin PCDD/F'i %99.9'dan daha fazla verimle giderdiği ayrıca uçuculuk ve oksidasyon davranışlarına bağlı olarak polisiklikaromatik hidrokarbon (PAH)'lar gibi diğer yarı uçucu bileşikleri de giderdiği belirlenmiştir (Weber vd., 2001). 96000 ton/yıl kapasite ile işletilen evsel atık yakma tesisinde elektrostatik filtreden hemen sonra yerleştirilen katalitik filtre ünitesinin verimini belirlemek için bacada yapılan ölçüm sonuçları Şekil 4'te gösterilmiştir. Çoğu uygulama için sistemin ekonomik ömrü 5 yıl olarak belirlenmiştir. Katalitik filtre sistemleri Belçika'da evsel atık yakma tesisine (IVRO) ilk defa 1997'de yerleştirilmiş hava/kumaş oranı 1.1-1.2 m/dak olarak işletilmiş, 1999 yılında yakma kapasitesini arttırmak için fırında yapılan bazı modifikasyonlardan dolayı hava/kumaş oranı 1.45 m/dak olarak işletmeye devam edilmiştir. IVRO evsel atık yakma tesisinde katalitik filtreler yerleştirildikten sonra yapılan 42 aylık denemelerde emisyon değerleri 0.1 ng I-TEQ/Nm^3 olan standart emisyon değerinden daha düşük olarak belirlenmiştir (Bonte vd., 2002). 1997'de kurulmuş olan 136 ton/gün kapasiteli Phoenix Tıbbi Atık Yakma Tesisinde katalitik filtre girişi ve çıkışında yapılan ölçümlerde sırasıyla 2.57 ngTEQ/Nm^3 ve 0.042 ngTEQ/Nm^3 olarak belirlenmiştir (Şekil 4) (Ganatra vd., 2001).

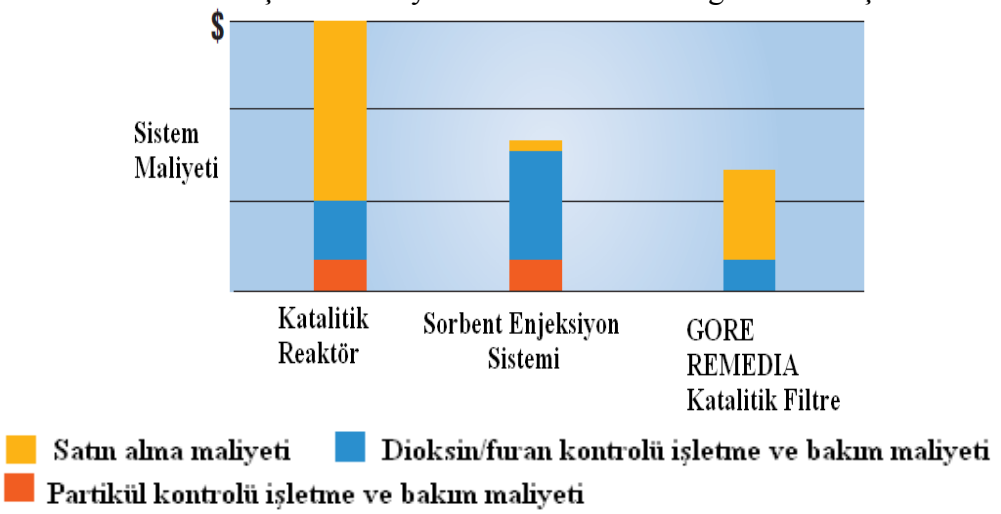


Şekil 4. Tam ölçekli sistemlerde baca emisyonları (Remedia Catalytic Filter System, 1999).

Sorbent Enjeksiyon Sistemi İle Katalitik Filtre Sistemlerinin Karşılaştırılması

Sorbent esaslı sistemlerin aksine katalitik filtre sistemlerinin en önemli avantajı, gaz akımında bulunan dioksin/furan bileşiklerini sadece kalıntı haldeki katı faza taşımayıp aynı zamanda bu bileşiklerin parçalanmasını sağlamasıdır. Sorbent esaslı sistemlerle karşılaştırıldığında, katalitik filtre sistemleri gaz ve partikül fazda olmak üzere çevreye salınan toplam dioksin/furan konsantrasyonunu yüksek oranda (>%90) önlemektedir. Katalitik filtre sisteminde dioksin ile kontamine olmuş sorbent olmadığından tehlikeli atık uzaklaştırma maliyeti minimize edilir. Katalitik filtre sistemleri ile yapılan analizler, uçucu külde bulunan dioksin konsantrasyonunun aktif karbon enjeksiyon sistemlerine göre daha düşük olduğunu göstermiştir (Remedia Catalytic Filter System). Sorbent esaslı sistemlerde, dioksin uzaklaştırma verimini maksimize etmek için baca gazının soğutulması gerekir. Katalitik filtreler 260°C'den daha yüksek sıcaklıklarda işletildiğinden diğer sorbent sistemlerinde olduğu gibi gazın soğutulması gerekmez. Enjeksiyon sistemlerinde filtre torbalarında karbonun tutuşmasını önlemek için gazın soğutulması gerekir bu durum nemin yoğuşmasına ve korozyon oluşumuna neden olur. Katalitik filtre sistemlerinde yüksek sıcaklıktan dolayı korozyon ihtimali çok düşüktür. Katalitik filtre sistemlerinde submikron boyutunda partiküller (ağır metaller) ve dioksin/furanlar aynı filtrede uzaklaştırılırlar. Membranın mikroporlu yapısı ve düzgün yüzeyi temizlenmesini kolaylaştırır ve filtre kekinin daha iyi yönetilmesini sağlar. Karbon esaslı sistemlerde karbon tozları dioksin ile kontamine olduğundan operatörler için risk oluşturmaktadır. Katalitik filtre sistemleri yangın riskini elimine ederken potansiyel sağlık riskini minimize eder. Katalitik filtre sistemleri ve aktif karbon enjeksiyon sistemleri maliyet olarak karşılaştırıldığında enjeksiyon sistemlerinde aşırı sorbent tüketiminden dolayı sorbent maliyeti, torbalı filtre temizleme sıklığından dolayı enerji maliyeti ve enjeksiyon ünitesi için enerji maliyeti ön plandadır (Şekil 5). Ayrıca enjeksiyon sistemlerinde filtre torbaları daha sık yıprandığından torba maliyeti de artmaktadır. Katalitik filtreler ise pasif sistemler olduğundan bakım maliyeti çok düşüktür (Şekil 5). Sadece katalitik filtre torbalarının alım maliyeti ve partikül uzaklaştırma maliyeti

vardır. Katalitik filtreler mekanik olarak dirençli ve uzun ömürlü filtrelerdir. Evsel atık yakma tesislerinde katalitik filtre sistemleri ile 3 yıl boyunca yapılan çalışmalarda katalitik filtrelerin aktivitelerinde önemli azalma gözlenmemiştir. Ayrıca katalitik filtre kullanılan tıbbi atık yakma tesisinde asit gazlarını kontrol etmek için kullanılan trona miktarının katalitik filtre kullanılmaya başlandıktan sonra önemli miktarda azaldığı belirlenmiştir (Ganatra vd., 2001). Yine aynı çalışmada katalitik filtre kullanılmadan önce 30 dakika olan torba temizleme sıklığının 2-3 saat olduğu belirlenmiştir. Böylece katalitik filtre sistemlerinin kullanımı ile tesisin işletme maliyetinin minimize edildiği bildirilmiştir.



Şekil 5. Dioksin/furan kontrol ünitelerinin 15 yıllık işletme süresinde maliyet olarak karşılaştırılması

TARTIŞMA

Atık yakma tesislerinde 0.1 ng TEQ/Nm^3 olan standart emisyon değerinin sağlanması için adsorban ve katalizör esaslı dioksin/furan kontrol teknolojilerinden birinin kullanılması zorunludur. Sorbent esaslı sistemler granüler aktif karbonun kullanıldığı karbon yatağı sistemleri ya da aktif karbonun toz halde kullanıldığı enjeksiyon sistemleridir. Sabit yataklı reaktör ve hareketli yataklı reaktörlerde yatak tamamen granüler aktif karbon ile doldurulur. Sabit yatak prosesinde belirli basınç kaybına ulaştıktan sonra yatak yenilenir. Bu sistemlerde optimum işletme sıcaklığı 150°C olup daha yüksek sıcaklıklarda karbonun tutuşma riski düşük sıcaklıklarda ise yoğuşma ve korozyon riski bulunmaktadır. Ayrıca yoğuşma nedeni ile aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesi de azalmaktadır. Bu sistemlerde bacagazında bulunan partiküler maddenin karbon yatağından önce mutlaka bacagazından uzaklaştırılması gerekir. Bu nedenle karbon yatağı partikül tutucudan sonra yerleştirilir, bu durum bacagazının soğumasına neden olup uygun sıcaklığa gelmesi için mutlaka ısıtılması gerekir. Bu problemler işletme sırasında güçlüklere neden olup proses verimini etkilediğinden, sabit yataklı reaktörler yakma tesisleri tarafından tercih edilmemektedir. Hareketli yataklı reaktörlerde yukarıdan beslenen aktif karbon yatağın aşağı kısmından sürekli uzaklaştırıldığı için sıcak nokta oluşumu daha azdır. Aktif karbon enjeksiyon yöntemi, kullanımının basit ve dioksin/furan uzaklaştırma veriminin yüksek (>%90) olması nedeni ile daha çok tercih edilen yöntem olmuştur. Bu

yöntemde de sorun adsorbanın aşırı kullanımı ve torbalı filtre temizleme sıklığının artmasıdır. Özellikle dozlamanın otomatik olarak yapılmadığı tesislerde sabit adsorban dozlaması yapılmakta bu durum aşırı adsorban tüketimine neden olmaktadır. Bu durum torbalı filtrede basınç kaybının artmasına ve filtre torbalarının üzerinde oluşan deliklerden (pin hole) bacagazının sızmasına neden olmaktadır. Dioksin/furan oluşumu, atık kompozisyonu ve işletme koşullarına bağlı olarak değiştiğinden dozlama sisteminin otomatik olması aşırı adsorban tüketimini önleyecektir. Sorbent esaslı sistemlerde bacagazında bulunan dioksin/furan bileşikleri katı fazda tutulmakta (adsorbe olmakta) ve katı fazda uzaklaştırılmaktadır. Sonuç olarak torbalı filtrede oluşan filtre keki ve diğer ekipmanlardan (boyler, elektrostatik filtre) toplanan uçucu küllerin uzaklaştırılması ile çevreye olan dioksin/furan salınımı devam etmektedir. Bazı ülkelerde çevre koruma düzenlemeleri yakma tesislerinden kaynaklanan uçucu külleri tehlikeli madde olarak sınıflandırır ve onların depolama alanlarında depolanmadan önce arıtılmaları istenir. Filtre kekininde tehlikeli atık yakma tesisinde bertaraf edilmesi gerekir. Katalizörlerin kullanıldığı katalitik sistemler dioksin/furan bileşiklerini iz miktarda zararsız bileşenlere parçalamaları nedeni ile adsorban esaslı sistemlere göre daha avantajlıdırlar. Bu sistemler ile dioksin/furan bileşikleri bacagazından sadece uzaklaştırılmaz aynı zamanda parçalanarak bertaraf edilirler. Selektif katalitik indirgeme reaktörlerinde blok halinde kullanılan katalizörler NOx ve dioksin/furan giderimini birlikte sağlar. Prosesin yüksek sıcaklıkta (350-400°C) gerçekleşmesi nedeni ile gazın ısıtılması ve katalizörlerin bulunduğu reaktörlerin yerleştirilmesi için alan ihtiyacı vardır. Kurulum ve işletme maliyetleri yüksektir. Bu nedenle sadece dioksin/furan kontrolü için bu yöntemler tercih edilmezler. Son yıllarda dioksin/furan kontrolünde en yeni teknoloji katalitik filtre sistemleridir. Katalitik filtrelerin var olan sisteme kolayca uygulanmaları, esnek işletme şartlarına sahip olmaları, dayanıklı olup uzun yıllar kullanılmaları en önemli avantajlarıdır. Katalitik filtrelerde partikül madde filtrasyonu ve dioksin/furan parçalanması aynı filtrede gerçekleştirilmektedir. Partikül fazında bulunan dioksin/furan bileşikleri membran yüzeyde tutulmakta ardından filtrenin iç kısmında bulunan katalitik yüzeye geçen gaz fazındaki dioksin/furan bileşikleri parçalanmaktadır. Sistemde dioksin/furan ile kontamine olmuş adsorban bulunmamakta uzaklaştırılacak filtre keki minimize edilmektedir. Sadece asit gazlarını kontrol etmek için kullanılan alkali maddeler ve submikron boyutunda partiküller (ağır metaller ve partikül fazında dioksin/furan bileşikleri) membran yüzeyde tutulmaktadır. Katalitik filtre kullanılan sistemlerde torbalı filtre temizleme sıklığının azaldığı bu nedenle alkali maddenin filtrede daha uzun süre kaldığı daha az alkali madde kullanıldığı belirlenmiştir. Dioksin/furan kontrolü için kullanılan teknolojiler arasında katalitik filtre sistemlerinin işletme ve çevresel açıdan en uygun sistemler olduğu belirlenmiştir.

SONUÇLAR

Poliklorlu dibenzodioksin/furan bileşikleri düşük konsantrasyonlarda dahi toksik olduklarından çevreye olan salınımları 0.1 ngTEQ/Nm^3 olan standart emisyon değeri ile sınırlandırılmıştır. Yakma tesislerinde standart emisyon değerinin sağlanması için yakma ünitelerinin uygun şekilde dizayn edilip işletilmesi ile birlikte uygun dioksin/furan kontrol teknolojilerinin kullanılması

şarttır. Sorbent esaslı ve katalizör esaslı sistemler olmak üzere iki bölüme ayrılan teknolojiler yakma tesislerinde dioksin/furan kontrolü için kullanılmaktadır. Adsorban enjeksiyon yöntemi işletme kolaylığı ve yüksek verimi (>%90) nedeniyle sorbent esaslı sistemler içinde en fazla tercih edilen yöntem olmuştur. Katalizör esaslı sistemler içinde selektif katalitik indirgeme reaktörleri (SCR) işletme ve kurulum maliyetinin yanısıra geniş alan ihtiyacından dolayı atık yakma tesislerinden çok termik santrallerde NOx ve dioksin/furan kontrolü için tercih edilmektedirler. Son yıllarda gaz ya da sıvı halde kullanılan kimyasal inhihibitörler (SO_2, NH_3, $(NH_2)_2CO$) ile dioksin/furan oluşumunun bloke edilmesi, dioksin/furan kontrolünde en pratik ve ekonomik yöntem olarak kabul edilmektedir. Yapılan laboratuar, pilot ve tam ölçekli testlerde kimyasal inhibisyonun özellikle partikül fazında etkili olduğu bildirilmiştir (Ruokojärvi vd., 2001a). Katalitik Filtre Sistemleri ise uygulama kolaylığı, yüksek proses verimi ve diğer yöntemlere göre daha düşük maliyeti nedeniyle yakma tesislerinde dioksin/furan kontrolü için en uygun teknoloji olarak görülmektedir. Dioksin/furan bileşiklerinin parçalanarak CO_2 ve H_2O gibi zararsız bileşiklere dönüşümü bu teknolojinin diğer teknolojilere göre en önemli avantajıdır. Sonuç olarak bu çalışmada dünya genelinde dioksin/furan kontrolü için uygulanan teknolojiler ayrıntılı olarak anlatılmış özellikle en çok uygulanan teknolojiler olan adsorban enjeksiyon yöntemi ve katalitik filtre sistemlerinin karşılaştırılması yapılmıştır.

KAYNAKLAR

Armor, J.N. Environmental catalysis Review, Applied Catalysis B: Environmental, 1, (4), 221-256, 1992.

Bonte, J. L., Plinke, M., Dandaraw, R., Brinckman, G., Waters, M., van Ouverberghe, K., van den Heuvel, H. Catalytic Filtration - Dioxin/Furan Destruction in The Baghouse, Organohalogen Compounds, 40 , 459-464, 1999.

Born, J.G.P., Louw, R., Mulder, P. Fly ash mediated (oxy)chlorination of phenol and its role in PCDD/F formation, Chemosphere, 26, (12), 2087-2095, 1993.

Busca, G., Baldi, M., Pistarino, C., Gallardo, J.M., Sanchez, E.V., Finocchio, E., Romezzano, G., Bregani, F., Toledo, G.P. Evaluation of V2O5–WO3–TiO2 and alternative SCR catalysts in the abatement of VOCs, Catalysis Today,53, 525–533, 1999.

Chang, M.B., Chi, K.H., Chang-Chien, G.P.Evaluation of PCDD/F congener distributions in MWI flue gas treated with SCR catalysts**,** Chemosphere, 55, (11), 1457-1469, 2004.

Chi, K.H., Chang, S.H., Huang, H.C., Hung, C.H., Chang, M.B. Partitioning and Removal of Dioxin-like Congeners in Flue Gases Treated With Activated Carbon Adsorption, Chemosphere, 64, (9) 1489-1498, 2006.

Cudahy, J., Helsel, R.W. Removal of products of incomplete combustion with carbon, Waste Management, 20, (5-6), 339-345, 2000.

Everaert, K., Baeyens, J. Adsorption of Dioxins And Furans From Flue Gases in an Entrained–Flow or Fixed/Moving Bed Reactor, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 78, (2-3), 213-219, 2003a.

Fahlenkamp, H., Mittelbach, G., Hagenmaier, H., Brunner, H. and Tichaczek, K.H. Kataly-tische Oxidation-eine Technik zur Verminderung der PCDD/PCDF Emission Aus Muell-verbrennungsanlagen Auf Kleiner 0,1 ng TE/m^3, VGB Kraftwerkstechnik, 71, (7), 3, (1991).

Forzatti, P., Lietti, L. Recent advances in de-NOxing catalysis for stationary applications. Heterogeneous Chem Rev, 3, 33–51, (1996).

Froese, K.L., Hutzinger, O. Polychlorinated benzene, Phenol, Dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran in Heterogeneous Combustion Reactions of Acetylene, Environmental Science & Technology, 30, (3), 998-1008, 1996.

Ganatra, C.P., Fritsky, K., Darrow, Kumm, J. Bag House Optimization at a Medical Waste İncineration, IT3'01 Conference, Philadelphia, PA, May 14-18, 2001.

Griffith, J.G., Pitts, D.M. Controlling dioxin emissions, Pollution Engineering, 50-53, 1995.

Hagenmeier H. Katalytische Oxidation halogenierter Kohlenwasserstoffe unter besonderer Berücksichtigung des Dioxinproblems. - VDI Berichte, 730, (239), 1989.

Hagenmaier, H., Horch, K., Fahlenkamp, H., Schetter, G. Destruction of PCDD and PCDF in refuse incineration plants by primary and secondary measures,Chemosphere, 23, (8-10), 1429-1437, 1991.Hartenstein, H-H. Dioxin and Furan Reduction Technologies for Combustion and Industrial Thermal Process Facilities, In : The Handbook of Environmental Chemistry. 3 (15) 389-423. Springer –Verlag. Berlin-Heidelberg. 2003.

Huang, H., Buekens, A. De novo synthesis of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans Proposal of a mechanistic scheme, Sci.Tot. Environ, 193, (2-20), 121-141, 1996.

Ide Y., Kashiwabara K.. Okada S., Mori T, Hara M. Catalytic decomposition of dioxin from MSW incinerator flue gas, Chemosphere, 32, 189-198, (1996).

Liljelind, P., Unsworth, J., Maaskant, O., Marklund, S. Removal of PCDD/Fs and related aromatic hydrocarbons from flue gas streams by adsorption and catalytic destruction, Chemosphere, 42, 615–623, 2001.

Parizek, T., Bebar, L.., Oral, J., Stehlik, P. Persistent pollutant emission abatement in waste-to-energy systems, Clean Technol Environ Policy, 10, 147-153, 2008.

Remedia Catalytic Filter System, W.L. Gore and associates, 1999.

Ruokojärvi P, Aatamila M, Tuppurainen K, Ruuskanen J. Effect of urea on fly ash PCDD/F concentrations in different particle sizes, Chemosphere, 43,757 – 762, 2001a.

Weber, R., Plinke, M., Xu, Z., Wilken, M. Destruction efficiency of catalytic filters for polychlorinated dibenzo-pdioxin and dibenzofurans in laboratory test and field operation-insight into destruction and adsorption behavior of semi-volatile compounds, Applied Catalysis B: Environmental, 31, 195–207, (2001).

BURSA ATMOSFERİNDEKİ POLİKLORLU BİFENİLLERİN ISLAK VE KURU ÇÖKELME AKILARININ MEVSİMSEL DEĞİŞİMİ

Manolya GÜNİNDİ[1], Aşkın BİRGÜL[1], S.Sıddık CİNDORUK[1], Yücel TAŞDEMİR[2(*)]

[1] Çevre Mühendisliği Bölümü, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Uludağ Üniversitesi, Görükle, Bursa, 16059
[2] Çevre Mühendisliği Bölümü, İnşaat Mühendisliği Fakültesi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Esenler, İstanbul, 34220

ÖZET

Yarı-kırsal bir alan olan Uludağ Ünivesitesi Kampüsü'nde bir yıllık dönemde 82 poliklorlu bifenillerin (PCBler) atmosferik seviyeleri ve çökelme mekanizmaları zamana bağlı (mevsimsel) olarak araştırılmıştır. Bu bölgeye ait ıslak ve kuru çökelme örnekleri ıslak-kuru çökelme örnekleyicisi (I-KÇÖ) ile toplanmıştır. I-KÇÖ'nin farklı 2 hazneden oluşması kuru ve ıslak çökelme örneklerinin aynı örnekleyici ile toplanmasına imkân vermiştir. I-KÇÖ ile alınan örneklerin yıllık ortalama akı değerleri örnekleyici üzerinde bulunan saat ile belirlenen ıslak ve kuru çökelme süreleri ile hesaplanmış olup kuru çökelme için 32±20 ng m^{-2}-gün ve ıslak çökelme için (yağıştaki) çözünmüş ve partikül fazlarda sırasıyla 141±132 ng m^{-2}-gün ve 136±160 ng m^{-2}-gün olarak bulunmuştur. Bu değerler, literatürde karşılaşılan değerlerden yüksek olup, aralarındaki fark akı hesaplarında kullanılan farklı zaman dilimlerinden kaynaklanmaktadır. Akı değerlerinin mevsimsel değişimi incelendiğinde kuru çökelme akı değerlerinin mevsimsel bir değişim göstermediği ancak ıslak çökelme örneklerinin çözünmüş faz akılarının bahar ve kış aylarında daha düşük değerler aldığı görülmüştür. Elde edilen değerler, ıslak çökelme ile kuru çökelmeden daha fazla PCB'nin yeryüzüne ulaştığını ve dolayısıyla yağışlarla yüzeysel suların ve karaların daha fazla kirlendiğini göstermiştir.

Anahtar Sözcükler: Islak-kuru çökelme örnekleyicisi, Çökelme akıları, Bursa, Poliklorlu Bifeniller (PCBler).

GİRİŞ

Kalıcı organik kirleticilerden (KOK'ler) bir grup olan poliklorlu bifeniller (PCB'ler) tamamen antropojenik faaliyetler sonucunda doğaya salınmıştır. PCB'lerin dünya çapındaki kullanımları yasaklanmış olmasına rağmen kirlenmiş bölgelerden buharlaşma yoluyla ve atık yakma gibi nedenlerle atmosfere salınımları olabilmektedir (Bozlaker vd., 2008; Breivik vd., 2002). Ayrıca PCB'lerin uzun yarılanma ömürleri; kalıcı olmalarına, biyolojik olarak birikmelerine, toksik etkilerinin görülmesine ve uzak mesafelere taşınmalarına sebep olmaktadır.

* tasdemir@yildiz.edu.tr

PCB'ler, yarı uçucu organik bileşikler (YUOB) olup 209 PCB türü ve buna bağlı olarak 10 PCB homolog grubundan oluşmaktadır (IUPAC, 2003). Atmosferde hem gaz hem de partikül (partiküle sorblanmış) fazda bulunabilmektedirler (Castro-Jiménez vd., 2008; Cindoruk vd., 2008a; Pankow, 1994; Simcik, 2004). Gaz ve/veya partikül formlarında bulunma oranları PCB'lerin çökelme davranışlarını doğrudan etkiler (Gevao vd., 1998). Atmosferik PCB'lerin çökelmesi yağmurla yıkanma, hava-su arakesitinde değişim ve kuru çökelme olarak gerçekleşmekte ve bu, karalar ve yüzeysel sular için önemli bir PCB kirlilik kaynağı oluşturmaktadır (Baker ve Eisenreich 1990; Cindoruk vd., 2008b; Naumova vd., 2003).

Literatürdeki çalışmalarda ıslak çökelme örneklerinin toplanmasının farklı örnekleyiciler ile gerçekleştirildiği görülmektedir (Cindoruk vd., 2008b). Islak çökelme örnekleri genel olarak 2 tür örnekleyici ile toplanmıştır. Bunlardan ilki sadece yağış zamanı kullanılan paslanmaz çelik kaplar (Agrell vd., 2002; Backe vd., 2002; Mandalakis ve Stephanou, 2004) ve diğeri de üzerinde yağış sensörü bulunan ve yağışla kapağı açılarak örnek alınan ıslak çökelme örnekleyicileridir (Blanchard vd., 2006; Park vd., 2001; Simcik ve ark, 2000; Sun vd., 2006). Bu örnekleyiciler ile sadece ıslak çökelme akıları belirlenebilmekte fakat kuru çökelme akıları için başka örnekleyicilerin kullanılmasına gerek duyulmaktadır. Bu çalışmada kullanılan örnekleyici yağış sensörü sayesinde yağışlarda ıslak çökelme haznesinin, kuru hava şartlarında ise kuru çökelme haznesinin açık olmasını sağlamaktadır. Böylece kuru ve ıslak çökelme örneklerinin ayrı olarak toplanmaktadır.

Bu çalışmanın başlıca amaçları; PCB'lerin atmosferik çökelme (kuru ve ıslak çökelme) seviyelerinin ve mevsimsel değişimlerinin belirlenmesi ve bu değerlerin literatürdeki verilerle mukayesesinin yapılmasıdır.

YÖNTEM

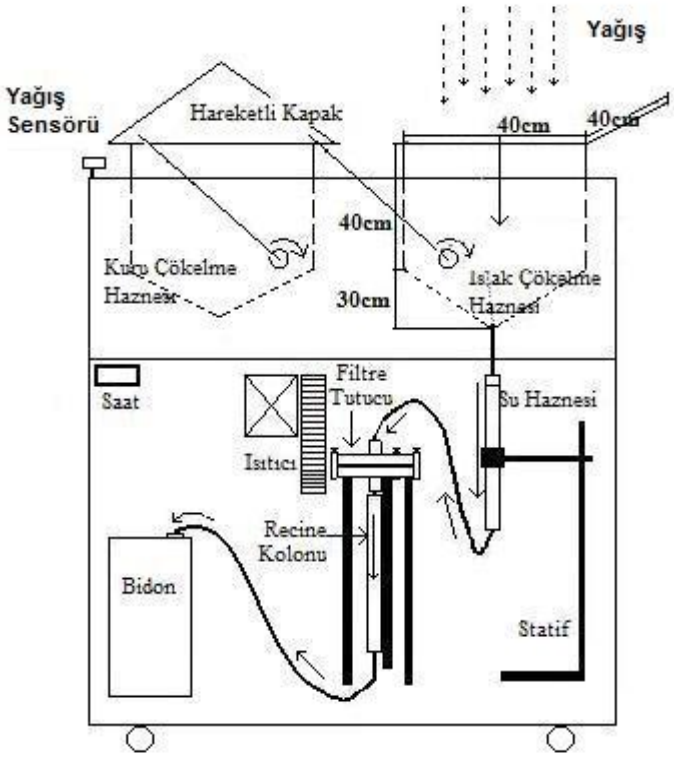
Örnekleme bölgesi

Haziran 2008 – Temmuz 2009 tarihleri arasında bir yarı-kırsal bir alan olan Uludağ Üniversitesi Kampüsü'nden (UÜK) atmosferik çökelme örnekleri alınmıştır. UÜK, şehir merkezinden 20 km uzaklıkta olup Bursa-İzmir otoyolu üzerinde ve Görükle Beldesi'ne 1,5 km mesafededir. Örnekleme noktası olarak N 40^{o} 13' 41.7"-E 28^{o} 52' 35.1" koordinatlarındaki 3 katlı (~10 m) bir binanın çatısı seçilmiştir. Bölge etrafında geniş bir ormanlık alan mevcut olup bu örnekleme noktası diğer araştırmacılar tarafından da kullanılmıştır (Cindoruk ve Tasdemir, 2007b; Tasdemir ve Gunez, 2006).

Bölgeye ait meteorolojik verileri temin etmek amacıyla bir meteoroloji istasyonu kurulmuştur. Örnekleme sürelerinde elde edilen meteorolojik verilerin her bir örnekleme dönemine ait ortalama değerleri sıcaklık için 5,6-34 ^{0}C, rüzgar hızı için 0,2-5,1 cm s^{-1} ve nem için %28-91 değerleri arasında değişim göstermiştir. Baskın rüzgar yönü (örnekleme dönemi içinde en çok tekrarlanan) ise kuzey (N) olarak belirlenmiştir.

Örnekleyici

Çökelme örnekleri IKÇÖ ile yaklaşık 15 günlük periyotla örnekler alınmıştır. IKÇÖ tamamı paslanmaz çelik ve teflondan imal edilmiş olup kuru ve ıslak çökelme haznelerine sahip 2 simetrik bölümden oluşmaktadır (Teknosem, Türkiye). Bu haznelerin her birinin yüzey alanı 0,16 m^2 (0,4 m x 0,4 m), hacmi ise 64 L'dir. Örnekleyici üzerinde bulunan yağış sensörü, yağış süresince ıslak çökelme haznesinin, açılmasını ve diğer haznenin sıkı bir şekilde kapanmasını sağlayarak örneklerin ayrı (kuru ve ıslak) toplanmasına imkan vermiştir. Islak çökelme haznesinin alt tarafı, yağmur sularının beklemesine gerek kalmadan partikül formdaki PCB'leri tutacak filtre (cam elyaf filtre, Sartarious) ve çözünmüş formdaki PCB'leri tutacak reçine (yaklaşık 75 g. XAD-2; Amberlite, Supelco) kolonundan geçecek şekilde dizayn edilmiştir. Böylece cihaz, ıslak çökelme örneklerini çözünmüş ve partikül formlarda toplayabilecek hale getirilmiştir. Ayrıca cihaz içerisinde bir timer mevcut olup ıslak ve kuru çökelmenin sürelerinin belirlenmesini sağlamaktadır. Kış aylarında sistemde donma olmasını önlemek için bir ısıtıcı mevcuttur. IKÇÖ ile yağışsız zamanlarda kuru çökelme yağışlı zamanlarda ise ıslak çökelme örnekleri alınmıştır. Bu örnekler, her ayın ilk ve ikinci yarısında toplanmıştır. Örnekleme periyodu 15 gündür. Örnekleme döneminde yağış olmaması halinde ıslak çökelme örnekleri alınmamıştır.



Şekil 1. Islak-Kuru Çökelme Örnekleyicisi (I-KÇÖ) Diyagramı

Analiz

Bütün örneklere başlangıçta verim standardları (PCB 14, 65, 166) eklendikten sonra ekstraksiyon işlemi yapılmıştır. Islak çökelme örnekleri ultrasonik banyo ile ACE/HEX karışımı ile ekstrakte edilmiştir (Odabasıı vd., 2008; Sun vd.,

2006). Bu işlem 3 kere tekrar edilmiştir. Örneklerin analizi başka yayınlarda detaylı olarak anlatılmıştır bu yüzden burada sadece özetlenecektir (Cindoruk ve Tasdemir 2007a; Tasdemir vd., 2004). Ekstrakte edilmiş olan örneklerin hacmi döner buharlaştırıcı ve azot gazı (N_2) ile indirilmiş ve bu temizleme kolonundan geçirilerek petrolyumeter (PE) ile temizlenmiştir. PE içerisinde bulunan PCB örneklerinin azot gazı ile hacmi azaltılmış ve çözgen değişimi gerçekleştirilmiştir. Son olarak 2 mL hacme indirilen örnekler asitle yıkanarak viallere alınmıştır. Analiz öncesi örneklere hacim düzeltme standardı (PCB 30 ve 204) eklenmiştir. Örneklerdeki PCB'lerin okunması HP 7890A GC-µECD (Hewlett-Packard, ABD) ile gerçekleştirilmiştir.

Kalite kontrol

Örneklerde 82 PCB türü araştırılmıştır (PCB #4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 17, 19, 21, 22, 26, 28, 31, 32, 37, 41, 42, 45, 47, 48, 49, 52, 53, 56, 60, 61, 64, 66, 70, 71, 74, 77, 81, 83, 84, 86, 87, 89, 92, 95, 99, 100, 101, 105, 110, 114, 118, 119, 123, 126, 128, 131, 132, 135, 138, 144, 149, 153, 156, 163, 167, 169, 170, 171, 172, 174, 180, 190, 194, 199, 200, 202, 205, 207). Örnekleme sırasında toplam örnek sayısının %10'u kadar şahit alınmıştır. Şahitlerde ölçülen PCB miktarının ortalamasına standart sapmalarının 3 ile çarpılıp eklenmesi ile belirleme sınır değerleri (LOD) bulunmuştur (Biterna ve Voutsa, 2005; Gambaro vd., 2004; Kim ve Masunaga, 2005; Yeo vd., 2003). Bütün örnekler şahitlere ve LOD değerlerine göre düzeltilmiştir. LOD değerleri örneklerdeki her tür için belirlenmiş ve LOD değerinden düşük değere sahip olan veriler hesaplamalarda kullanılmamıştır. Şahitlerde ölçülen ortalama PCB miktarının örneklerde ölçülen toplam PCB miktarına olan oranı IKÇÖ kuru çökelme örnekleri için %5,6, reçine için %12,5 ve filtre için %7 olarak bulunmuştur. Örneklere ekstraksiyon öncesinde verim standardı (surrogate standart) olarak içerisinde PCB#14, PCB#65 ve PCB#166, GC ile analiz öncesinde hacim düzeltme standardı (Internal Standard) olarak içerisinde PCB#30 ve PCB#204 bulunan standartlar eklenmiştir. Ortalama geri kazanım (Recovery) verimleri PCB 14, PCB 65 ve PCB 166 için IKÇÖ ıslak çökelme filtre ve reçinesinde %47±22, %62±23, %70±24 ve %50±16, %55±17, %68±27 ve kuru çökelme örneklerinde %52±22, %65±26 ve %79±26 olarak bulunmuştur. Gaz kromatograf analizleri HP 7890A GC-µECD (Mikro-Electron Capture Detector) (Hewlett-Packard, ABD) ile gerçekleştirilmiştir. PCB okumalarında kullanılan sıcaklık programı şöyledir: 70 ^oC (2 dak), 25 ^oC dak^{-1} ile 150 ^oC'ye, 3 ^oC dak^{-1} ile 200 ^oC'ye, 8 ^oC dak^{-1} ile 280 ^oC'ye çıkış ve 8 dak 280 ^oC'de bekletme, 10 ^oC dak^{-1} ile 300 ^oC'ye çıkış ve 2 dak bekletme şeklinde olup toplam 41,87 dak.'dır. Inlet sıcaklığı 250 ^oC'de dedektör sıcaklığı ise 320 ^oC'de tutulmuştur. Taşıyıcı gazı helyum (He) ve make-up gaz da azottur (N_2). Capillary column olarak HP5-MS, 30mx0.32mmx0.25µm (Agilent 19091J-413) kullanılmıştır. GC-ECD kalibrasyonu için HEX içindeki 5 farklı konsantrasyon (0,05 - 0,5 - 1,0 - 5,0 - 25 ng mL^{-1}) değerinde standartlar kullanılmıştır. Bu standartlarla elde edilen doğruların r^2 değerleri her bir PCB türü için 0,99457 – 0,99996 arasında değişim göstermiştir.

TARTIŞMA

Kuru ve ıslak çökelme seviyelerinin belirlenmesi ölçüm yapılan bölgeye atmosferden gelen kirlilik yükünün belirlenmesinde önemli bir rol

oynamaktadır. Bu çalışmada partikül fazda kuru çökelme akıları ile çözünmüş ve partikül fazlarda ıslak çökelme akıları belirlenmiştir. Aşağıdaki bölümlerde UÜK bölgesine ait çökelme akı değerlerinin sonuçları sunulacaktır:

Kuru çökelme

UÜK örnekleme noktasından Haziran 2008 – Temmuz 2009 tarihleri arasında IKÇÖ ile ~15 günlük kuru çökelme örnekleri (n=24) alınmıştır. Havanın yağışsız olduğu zamanlarda atmosfere açık halde bekleyen kuru çökelme haznesinden alınan bu örnekler, hazne içerisinde sorblayıcı bir madde bulunmaması dolayısıyla, partikül faz kuru çökelme örnekleridir. Örnekleme dönemi boyunca kuru çökelme haznesinin açık kalma süresi 436145,4 dk. (~ 303 gün) olarak belirlenmiştir. Hedeflenen 82 PCB türünün 77'si (PCB#81, 87, 92, 174, 206 hariç) alınan örneklerde görülmüştür. Örneklerin analizlenmesi sonucunda ölçülen yıllık ortalama partikül faz kuru çökelme akı değerleri 32±20 ng m^{-2}-gün seviyelerinde bulunmuştur. Bu değerler Tablo 1'de verilen farklı bölgelere ait kuru çökelme akı değerleri arasında yer almaktadır. Grubumuz tarafından aynı bölgede Temmuz-2004 ile Mayıs-2005 tarihleri arasında su yüzeyi örnekleyicisi kullanılarak partikül ve çözünmüş faz kuru çökelme akılarının belirlenmesi çalışması gerçekleştirilmiş olup ortalama partikül faz kuru çökelme akısı 40,6±40,6 ng m^{-2}-gün olarak belirlenmiştir. Örnekleme dönemlerinde elde edilen değerler arasındaki farklılık PCB'lerin kullanımının yasaklanmış olması dolayısıyla PCB'lerin atmosferik konsantrasyonlarının yanı sıra akı değerlerinin de düşmesi ile açıklanabilir. Bununla beraber IKÇÖ ile elde edilen değerler SYÖ ile elde edilen değerlerden daha düşük olması beklenmektedir. Bunun başlıca sebepleri, IKÇÖ'nde haznede toplanan PCB'lerin rüzgar ile havalanması (re-suspension) ve sıcaklığın artmasıyla hazne yüzeyinin de ısınarak buharlaşmasıdır. SYÖ'nde ise örnekleme yüzeyi (tutucu yüzey) olarak suyun kullanılması, çöken partiküllerin yeniden havalanmasını engellemekte ve doğada gerçekleşen kuru çökelme akı değerine göre daha yüksek değerler elde edilmesine neden olmaktadır.

Islak çökelme

UÜK örnekleme noktasından Haziran 2008 – Temmuz 2009 tarihleri arasında IKÇÖ ile, kuru çökelme örnekleri ile aynı zamanda, ~15 günlük 19 adet ıslak çökelme örneği alınmıştır. Havanın yağışlı olduğu zamanlarda yağış sensörünün motora ilettiği direktif sayesinde atmosfere açık hale gelen ıslak çökelme haznesinin altına yerleştirilen filtre tutucu ve reçine kolonu sayesinde, partikül ve çözünmüş fazları ayrı olarak toplanmıştır. Örnekleme dönemi içerisinde toplam ıslak çökelme örnekleme süresi 54,4 gün olarak belirlenmiştir. Analizlerde incelenen türlerin filtre örneklerinde 80 tanesi (PCB# 126, 206 hariç), reçine örneklerinde ise 76 tanesi (PCB# 100, 167, 172, 200, 206, 207 hariç) ölçülmüştür. Analizler sonucunda ölçülen yıllık ortalama ıslak çökelme akı değerleri partikül fazda 136±160 ng m^{-2}-gün, çözünmüş fazda 141±132 ng m^{-2}-gün seviyelerinde bulunmuştur. Bu değerler, literatürde karşılaşılan değerlerden yüksek olup, aralarındaki fark literatürde yer alan akı hesaplarında bulk örnekleme sürelerinin bu çalışmada ise net yağış sürelerinin kullanılmasından ileri gelmektedir. Örnekleme dönemlerine ait bulk sürelerin kullanılarak ıslak çökelme akı değerlerinin hesaplanması halinde akı değerleri partikül fazda 18,80±27,30 ng m^{-2}-gün, çözünmüş fazda 18,40±15,01

ng m^{-2}-gün değerlerini almaktadır ve bu değerlerin literatürdeki değerler ile benzer seviyelerde olduğu görülmüştür.

Tablo 1. Bazı bölgelere ait ıslak ve kuru çökelme akı değerleri

Örnekleme Bölgesi	PCB Tür Sayısı	Kuru Çökelme Akısı (ng m^{-2}-gün)	Islak Çökelme Akısı (ng m^{-2}-gün)	Kaynak
Hudson River Bay, (NJADN)	93	2,1-53	0,85-44	Totten vd., 2004
Wash. Crossing	93	3,1	0,78	Totten vd., 2006
Northeast		8	2	
Camden		76	19	
Swarthmore		14	3,5	
Lum's Pond		2.6	0,67	
Alloways Creek		2	0,5	
Delaware Bay		5.9	1,5	
Camden	89	25	53	Van Ry vd., 2001
New Brunswick		3,7	3,3	
Pinelands		1	3.9	
Tuckerton		1,5	1,7	
Tenerife, Canary Island	19	-	3,5[1]	Van Drooge vd., 2001
UÜK	41	40,6 (SYÖ)	-	Cindoruk, 2007
UÜK, Bursa	82	32		Bu çalışma

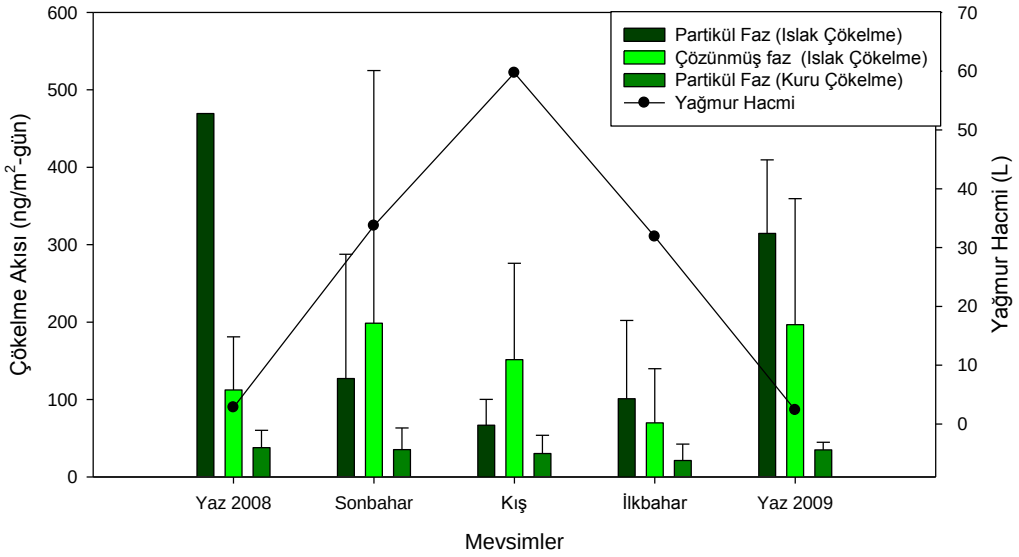
[1] 1300 ng m^{-2}.yıl

Akı değerlerinin hesaplanmasında kullanılan zaman dilimlerinin farklılığı kuru çökelme akı değerlerinde de farklılıkların oluşmasına neden olmaktadır. Ancak yağışsız geçen net süre ile bulk örnekleme süreleri arasında büyük sayısal farklılığın bulunmaması her iki zaman dilimi ile benzer seviyelerde (net süre ile 31 ng m^{-2}-gün, bulk süre ile 27 ng m^{-2}-gün) akı değerlerinin bulunmasını sağlamaktadır. Bu nedenle kuru çökelme akı değerlerindeki farklılık ıslak çökelmedeki farklılığa göre daha göz ardı edilebilirdir.

Mevsimsel değişim

Sıcaklık değerlerinin kuru çökelme akı değerleri üzerindeki etkileri belirlemek amacıyla kuru çökelme akılarının örnekleme periyotlarına göre değişimleri incelenmiştir (Şekil 2). Kuru çökelme akı değerlerinin yaz aylarında diğer aylara göre daha yüksek değerler aldığı görülmüştür. Ancak değerler arasında önemli farklılıklar bulunmamaktadır. Bursa şehrine örnekleme dönemi içerisinde düşen yağış hacimleri incelendiğinde (Şekil 2) yaz aylarında yağışın daha az olması ve sıcaklığın artmasıyla daha çok PCB'nin yüzeylerden buharlaşması dolayısıyla atmosferik PCB'lerin kuru çökelme akılarının -diğer mevsimlere oranla- daha yüksek olmasına neden olmuştur. Ancak sıcaklık, rüzgar hızı ve nem gibi meteorolojik verilerin kuru çökelme akı değerleri ile ilişkileri incelendiğinde aralarında istatistiksel olarak bir ilişki bulunamamıştır ($p>0,1$). Şekil 2'de ıslak çökelme akılarının partikül ve çözünmüş fazları için mevsimlere ait değişim grafiği verilmiştir. Mevsimsel değişim incelendiğinde çözünmüş ve partikül faz akılarının bahar ve kış aylarında daha düşük değerler aldığı görülmektedir. Buna rağmen ıslak çökelme akı değerlerinin meteorolojik verilerle ilişkisi incelendiğinde sadece çözünmüş faz ıslak çökelme akıları ile

sıcaklık değerleri arasında istatistiksel olarak önemli bir korelasyon bulunmuştur (r^2=0,515, p=0,0008).



Şekil 2. Islak ve Kuru Çökelme akılarının ve yağmur hacimlerinin Mevsimlere göre değişimi

Akıların ortak değerlendirmesi

Elde edilen sonuçlar ile partikül faz PCB'ler için ıslak çökelmenin toplam (ıslak + kuru) çökelmeye katkısı ortalama %74 olarak belirlenmiştir ki bu durum ıslak çökelme ile daha kısa zamanda daha çok atmosferik PCB'nin yeryüzüne indiğini göstermektedir.

Islak çökelme ile yeryüzüne ulaşan PCB'lerin çözünmüş faz ıslak çökelme akılarının toplam (partikül + çözünmüş fazlarda) ıslak çökelmeye katkısı %20 ile %88 oranları arasında değişim gösterdiği ve yıllık oranlarda ortalamanın %55 olduğu belirlenmiştir. Bu sonuç partiküllerin kendi ağırlıklarıyla çökelebildiklerini de kanıtlar niteliktedir. Ayrıca yağmur damlalarının gaz faz atmosferik PCB'leri daha kolay sorbladıkları sonucuna da varılmaktadır.

SONUÇLAR

Bu çalışmada, modifiye edilen bir ıslak çökelme örnekleyicisi ile atmosferik PCB'lerin ıslak ve kuru çökelme seviyeleri belirlenmiştir. Islak ve kuru çökelme akı değerlerinin yaz aylarında daha yüksek kış ve bahar aylarında ise daha düşük değerlere sahip olduğu belirlenmiştir. Ancak mevsimsel kuru çökelme akı değerlerinin arasında önemli farklılık görülmemiştir. Bir yıllık çalışmada elde edilen ıslak çökelme akılarının toplam (ıslak +kuru) çökelmeye kuru çökelme akılarından çok daha yüksek bir oranda (%74) katkıda bulunduğunu göstermiştir. Atmosferik PCB'lerin yağmur ile yıkanarak karasal ve sucul sistemlere ulaşması atmosferik giderim mekanizması açısından oldukça önemli olduğu bilinmektedir. Elde edilen veriler de bu tezi destekler niteliktedir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK) tarafından (107Y165) No'lu proje kapsamında mali olarak desteklenmektedir.

KAYNAKLAR

Agrell, C., Larsson, P., Okla, L., Agrell, J., PCB Congeners in Precipitation, Wash Out Ratios and Depositional Fluxes Within the Baltic Sea Region, Europe, Atmospheric Environment, 36, 371–383, 2002.

Backe, C., Larsson, P., Agrell, C., Spatial and Temporal Variation of Polychlorinated Biphenyl (PCB) in Precipitation in Southern Sweden, The Science of the Total Environment, 285, 117-132, 2002.

Baker, J.E., Eisenreich, S.J., Concentrations and Fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Biphenyls Across the Air-Water Interface of Lake Superior, Environmental Science and Technology, 24, 342-352, 1990.

Biterna, M., Voutsa, D., Polychlorinated Biphenyls in Ambient Air of NW Greece and Particulate Emissions, Environment International, 31, 671-677, 2005.

Blanchard, M., Teil, M. J., Chevreuil, M., The Seasonal Fate of PCBs in Ambient Air and Atmospheric Deposition in Northern France, Journal of Atmospheric Chemistry, 53, 123–144, 2006.

Bozlaker, A., Odabasi, M., Muezzinoglu, A., Dry Deposition and Soil–Air Gas Exchange of Polychlorinated Biphenyls (Pcbs) in an Industrial Area, Environmental Pollution, 156, 784–793, 2008.

Breivik, K., Sweetman, A., Pacnya, J.M., Jones, K.C., Towards a Global Historical Inventory for Selected PCB Congeners –A Mass Balance Approach 2. Emissions, Science of the Total Environment, 290, 199–224, 2002.

Castro-Jiménez, J., Mariani, G., Eisenreich, S.J., Christoph, E.H., Hanke, G., Canuti, E., Skejo, H., Umlauf, G., Atmospheric Input of POPs into Lake Maggiore (Northern Italy): PCDD/F and Dioxin-like PCB Profiles and Fluxes in the Atmosphere and Aquatic System, Chemosphere, 73, S122–S130, 2008.

Cindoruk, S. S., Poliklorlu Bifenillerin (PCB'ler) Konsantrasyonlarının, Kuru Çökelme Ve Hava-Su Arakesit Akılarının Belirlenmesi, Doktora Tezi, Uludağ Üniversitesi Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Bursa, 2007.

Cindoruk, S. S., Tasdemir, Y., The Determination of Gas Phase Dry Deposition Fluxes and Mass Transfer Coefficients (MTCs) of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Using a Modified Water Surface Sampler (WSS), Science of the Total Environment, 381, 212–221, 2007a.

Cindoruk, S. S., Tasdemir, Y., Deposition of atmospheric particulate PCBs in suburban site of Turkey, Atmospheric Research, 85, 300–309, 2007b.

Cindoruk, S.S., Esen, F., Vardar, N., Tasdemir, Y., Measurement of Atmospheric Deposition of Polychlorinated Biphenyls and Their Dry Deposition Velocities in an Urban/Industrial Site in Turkey, Journal Of Environmental Science and Health Part A, 43, 1252–1260, 2008a.

Cindoruk, S.S., Birgul, A., Tasdemir, Y., Islak Çökelmenin Büyük Su Kütleleri Üzerine Olan Etkisi ve Bir Islak Çökelme Örnekleyicisinin Geliştirilmesi, Van Gölü Hidrolojisi ve Kirliliği Konferansı, 21-22 Ağustos 2008, DSİ XVII. Bölge Müdürlüğü, Van, 2008b.

Gambaro, A., Manodori, L., Moret, I., Capodaglio, G., Cescon, P., Determination of Polychlorobiphenyls and Polycyclic Hydrocarbos in the Atmospheric Aerosol of the Venice Lagoon, Analytical and Bioanalytical Chemistry, 378, 1806-1814, 2004.

Gevao, B., J. Hamilton-Taylor, Jones, K.C., Polychlorinated Biphenyl and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Deposition to and Exchange at the Air-Water Interface of Esthwaite Water, a Small Lake in Cumbria, UK. Environmental Pollution, 102:63-75, 1998.

IUPAC, Table of PCB Homologs, Revised as of November 2003.

Kim, K.S., Masunaga, S., Behavior and Source Characteristic of PCBs in Urban Ambient Air of Yokohama, Japan, Environmental Pollution, 138, 290-298, 2005.

Mandalakis, M., Stephanou, E. G., Wet Deposition of Polychlorinated Biphenyls in the Eastern Mediterranean, Environ. Sci. Technol., 38, 3011-3018, 2004.

Naumova, Y., Offenberg, J.H., Eisenreich, S.J., Meng, O., Polidori, A., Turpin, B.J., Clifford, P.W., Morandi, M.T., Colome, S.D., Stock, T.H., Winer, A.M., Alimokhtari, S., Kwon, J., Maberti, S., Shendell, D., Jones, J., Farrar, C., Gas/Particle Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Coupled Outdoor/Indoor Atmospheres, Atmospheric Environment, 37, 703-719, 2003.

Odabasi ,M., Cetin, B., Demircioglu, E., Sofuoglu, A., Air–water exchange of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) at a coastal site in Izmir Bay, Turkey. Marine Chemistry 109, 115–129, 2008.

Pankow, J. F., An Absorption Model of Gas/Particle Partitioning of Organic Compounds in the Atmosphere, Atmos. Environ., 28, 185-188, 1994.

Park, J. S., Wade, T. L., Sweet, S., Atmospheric Deposition of Organochlorine Contaminants to Galveston Bay, Texas, Atmospheric Environment, 35, 3315-3324, 2001.

Simcik, M. F., Hoff, R. M., Strachan, W. M. J., Sweet, C. W., Basu, I., Hites, R. A., Temporal Trends of Semivolatile Organic Contaminants in Great Lakes Precipitation, Environ. Sci. Technol., 34, 361-367, 2000.

Simcik, M.F., The Importance of Surface Adsorption on the Washout of Semivolatile Organic Compounds by Rain, Atmospheric Environment, 38, 491–501, 2004.

Sun, P., Basu, I., Hites, R. A., Temporal Trends of Polychlorinated Biphenyls in Precipitation and Air at Chicago, Environ. Sci. Technol., 40, 1178-1183, 2006.

Tasdemir Y., Vardar N., Odabasi M., Holsen T.M., 2004, Concentrations and Gas/Particle Partitioning of PCBs in Chicago, Environmental Pollution, 131, 35-44.

Tasdemir, Y., Gunez, H., Ambient concentration, dry deposition flux and overall deposition velocities of particulate sulfate measured at two sites. Atmospheric Research, 81, 250-264, 2006.

Totten, L. A., Gigliotti, C. L., Vanry, D. A.. Offenberg, J. H., Nelson, E. D., Dachs, J., Reinfelder, J. R., Eisenreich, S. J., Atmospheric Concentrations and Deposition of Polychorinated Biphenyls to the Hudson River Estuary, Environ. Sci. Technol., 38, 2568-2573, 2004.

Totten, L. A., Panangadan, M., Eisenreich, S. J., Cavallo, G. J., Fikslin, T. J., Direct and Indirect Atmospheric Deposition of PCB's to the Delaware River Watershed, Environ. Sci. Technol., 40, 2171-2176, 2006.

Van Drooge, B. L., Grimalt, J.O., Torres-García, C.J., Cuevas, E., Deposition of Semi-volatile Organochlorine Compounds in the Free Troposphere of the Eastern North Atlantic Ocean., Marine Pollution Bulletin, 42 (8), 628-634, 2001.

Van Ry, D.A., Gigliotti, C.L,. Glenn, T.R., Nelson, E.D., Totten, L.A., Eisenreich, S.J., Wet Deposition of Polychlorinated Biphenyls in Urban and Background Areas of the Mid-Atlantic States. Environ Sci Technol., 36 (15), 3201-3209, 2001.

Yeo, H.G., Choi, M., Chun, M.Y., Sunwoo, Y., Gas/Particle Concentrations and Partitioning of PCBs in the Atmosphere of Korea,. Atmospheric Environment, 37, 3561-3570, 2003.

EVLERDE, ENERJİ TÜKETİMİNİN İÇ ORTAM CO_2 KONSANTRASYONLARI ÜZERİNE ETKİLERİNİN İNCELENMESİ

Nadir İLTEN[1(*)], Lokman H.TECER[2], A.Tülay SELİCİ[3]

[1]Balıkesir Üniversitesi MMF Makine Bl. 10145 Balıkesir
[2]Balıkesir Üniversitesi MMF Çevre Bl. 10145 Balıkesir
[3]Balıkesir Belediyesi Çevre Koruma Müdürlüğü 10100 Balıkesir

ÖZET

İnsanlar, yaşam süreçlerinin çoğunluğunu iç ortamlarda geçirmektedirler. Bu nedenle, iç ortam hava kalitesi çok önemlidir. CO_2, sıcaklık, nem gibi özelliklerin seviyeleri, iç hava kalitesini ve sağlıklı yaşam için gerekli konfor şartlarını etkileyen parametrelerdir. Enerji tüketimi iç ortam hava kalitesine etki etmektedir. Özellikle ısınma ve pişirme amaçlı kullanılan enerji türleri ev mutfaklarında kirleticilerin konsantrasyonlarını etkilemektedir. Bu kirleticiler arasında CO_2 seviyesi de enerji tüketimiyle yakından ilişkilidir.

Bu çalışmada, Marmara bölgesinde yer alan Balıkesir kent merkezinde sosyo demografik yapı özelliklerine göre belirlenen 3 bölgeden seçilen 30 evde, CO_2, nem, sıcaklık ölçümleri yaz ve kış dönemlerinde gerçekleştirilmiştir. Ölçüm yapılan evlerdeki anket çalışmasında; ev, personel, enerji kullanımı karakteristiklerine ilişkin veriler elde edilmiştir.

Yaz, kış ve günün değişik zaman aralıklarda iç ortam hava kirliliği ile sıcaklık, nem, enerji tüketimi istatistiksel yöntemler kullanılarak analiz edilmiştir. Gerçekleştirilen istatistiksel analizler (korelasyon, t testi, ANOVA) sonucunda ve ortamın CO_2 düzeyleri ile enerji tüketiminin ilişkili olduğu sonucuna varılmıştır. Özellikle mutfaklarda yemek pişirme faaliyetleri periyodunda, CO_2 konsantrasyonları, sıcaklık ve nem düzeylerinde artışlara rastlanmıştır. Bulgular çeşitli standartlar ve çalışmaların sonuçlarıyla kıyaslanarak değerlendirilmiştir.

Anahtar Kelimeler: İç hava kalitesi, Karbondioksit, Enerji.

GİRİŞ

İnsanlar zamanlarının yaklaşık %90'ını iç ortamlarda geçirirler. Bu konuda yapılan çalışmalarda, iç ortam havasının dış ortam havasına göre daha fazla seviyede kirletici içerdiği belirtilmiştir [1]. Gelişmiş ülkelerde binaların konumu, yapısı ve havalandırma sistemlerinin planlı bir şekilde tasarlanması nedeniyle konutlarda iç ortam hava kirletici seviyeleri genellikle düşüktür. Ortamdaki havalandırmanın yetersiz veya konut içindeki cihazların hasarlı

* nilten@balikesir.edu.tr

olması halinde kirletici seviyeleri insan sağlığına zarar verebilecek boyutlara çıkabilir [2].

"İç hava kalitesini etkileyen parametreler arasında kişisel karakteristikler, yapı karakteristikleri, ısınma karakteristikleri ve mutfak karakteristikleri bulunmaktadır. İç ortamda yaşayan insanların sayısı, yaşı, cinsiyeti, mesleği, gelir durumu, sigara vb. kullanımı ve kronik rahatsızlıkları iç hava kalitesiyle ilgilidir. Yapının kullanım alanı, yapı bileşenleri, izolasyon durumu, fan ve klima kullanımı iç hava kalitesini etkilemektedir. Yapının ısınma şekli ve ısınma için kullanılan yakıtların da iç hava kalitesine önemli bir etkisi olmaktadır. Mutfaklarda pişirme için kullanılan yakıt ve sıcak su üretme sistemi iç havada oluşabilecek kirleticilerin oluşmasında önemli rol oynamaktadır"[3].

İç hava kalitesi, iç ortam havanın temizliği ile ilgili olup, insanın rahatlığını ve sağlığını etkileyen ısıl olmayan tüm noktaları kapsar [4]. "İç ortam havası; biyolojik kaynaklı bakteri, mantar, küf, virüs, polen ve onların parçalarından oluşan biyoaerosoller ve yemek pişirme, sigara içimi, ısıtma ve soğutma sistemleri, bina yapı malzemeleri ve mobilyalardan kaynaklanan biyolojik olmayan toz ve diğer kirleticiler nedeniyle kirletilebilmektedir. Biyoaerosoller; bakteri, fungi, fungi sporları, virüsler ile polen ve onların fragmentlerini içeren biyolojik kökenli hava kaynaklı tüm organik tozların genel adıdır. Bu biyolojik canlılara ve onların endotoksin, mikotoksin ve VOC gibi mikrobiyal metabolitlerine maruz kalınması durumunda olumsuz sağlık koşulları oluşabilmektedir" [5].

İç Ortam Hava Kalitesini Belirleyen Parametreler. İç ortam hava kirliliğinin en önemli parametreleri: İç sıcaklık, bağıl nem, CO_2 Miktarı, Partikül Madde, Azot Oksitler, Kükürtdioksit, Ozon, Uçucu Organik Bileşikler, Radon'dur.

İç Sıcaklık ve Bağıl Nem: İç ortam sıcaklığı, ısıl konfor şartlarının en önemli parametrelerinden birisidir. İç ortam hava sıcaklığı 22-26 ^oC, büro hacimleri için de 20 ^oC olacağı kabul edilmektedir [6]. İç ortamın nemi, genelde bağıl nem (BN) ile ifade edilip, iç ortam bağıl nemi %30 ile %70 arasında önerilmektedir [7, 8, 9].

Karbondioksit (CO_2): Normal şartlar altında atmosfer havasının hacimsel olarak %0,03'ü CO_2'dır. Dış ortam havasında bulunan CO_2, çevre özelliklerine göre 330 ile 500 ppm arasındadır[10]. İç ortam hava kalitesi için 1000 ppm CO_2 konsantrasyonu sınır değer olarak kabul edilmektedir [7, 4]. CO_2 gazının konsantrasyon değeri 35000 ppm'i geçtiğinde, merkezi nefes sinir alıcıları tetiklenir ve nefes alma noksanlığına sebep olur. Daha yüksek konsantrasyonlarda oksijen azlığından dolayı merkezi sinir sistemi görevini yapamamaya başlar [10]. Soğutma sistemleri enerji tüketimi ve iç hava kalitesindeki etkileri önemlidir. Hong Kong'daki ofislerde kullanılan klimalarda bakteri oluşum riski IAQ (Indoor Air Quality) 'yi önemli ölçüde etkiler. Tipik çalışma ortamlarında CO_2 konsantrasyonu 800-1000 ppm arasında değişir. CO_2 miktarı 1000 ppm tutulursa yıllık 55 MJ/m^2.yıl (her bir m^2 için) enerji tasarrufu mümkündür. Hong Kong'ta 10-300 metrekarelik 422

ofiste gerçekleştirilen ölçümlerde CO_2 seviyesi 159-160 ppm, bakteri sayısı CFU 392-581 m^{-3}bulunmuştur [11].

Partikül Madde: İç ortam partikül madde konsantrasyonları, iç ortam kirletici kaynakları, bina malzemeleri, insan davranışları ve aktiviteleri, havalandırma ve partikül boyut dağılımı gibi bir çok faktörden meydana gelen kompleks bir kombinasyondur [12].Partikül madde, tek molekül boyutunda, 0.0002µ'dan büyük, 500 µ'dan küçük katı ve sıvı halde havada koloidal veya askı halinde bulunan taneciklerdir 13. "Partiküller; tozlar, dumanlar, sis, dumanlı sis, virüs, bakteri, mantar sporları ve polenleri içeren bioaerosoller, kaba, ince, görünebilir veya görünemez, teneffüs edilebilir ve solunabilinir olarak sınıflandırılırlar" [14].

Azot Oksitler (NOx): Azot oksitler; yanma prosesleri sonucunda, doğal ve biyolojik prosesler ve şimşekler sonucunda oluşabilirler. Atmosferde azot oksitler kompleks kimyasal ve fotokimyasal reaksiyonlara uğrayarak HNO_3 ve nitratlara yükseltgenir. Çevre havasında bulunan yedi farklı azot oksit: NO, NO_2, N_2O, NO_3, N_2O_3, N_2O_4 ve N_2O_5 'dir. [15]. "

Kükürtdioksit(SO_2): 1000-3000 µg/m^3aralığında insanlar tarafından tat alma duygusu ile belirlenir. Kükürtdioksit gaz fazındaki diğer kirleticilerle reaksiyona girerek kükürttrioksit, sülfirik asit ve sülfatları oluşturabilir. Kükürttrioksit çok reaktif bir gazdır. Havanın nemi ile birleşerek Sülfirikasit oluşturur [16]. Kükürtdioksit oluşumunda ev içerisinde yanan gaz yağı sobaları, gaz ocakları etkili olmaktadır [17].

Ozon(O_3): "Atmosferde bulunan uçucu organik bileşikler ve hidroksil radikalleri, dengedeki ozon konsantrasyonunun bozulmasına neden olur. Azot dioksitin bulunduğu ortamlarda diğer kirleticilerin ve özellikle ozonun bulunması durumunda, bu kirleticiler arasında oluşan reaksiyonlar nedeniyle insan sağlığında olumsuz etkileşimlerin arttığı belirlenmiştir [18]. "Ozon eşik değerin üzerinde solunduğunda çocuklarda, yaşlılarda, solunum rahatsızlığı olanlarda ve dumanlı (sanayi) sisli bir günde dışarıda çalışan sağlıklı bir insanda bile solunum problemlerine ve ağır astıma neden olabilir [19]."

Uçucu Organik Bileşikler:"Uçucu Organik Bileşikler trafik, organik kimyasalların (çözücüler gibi), ham petrolün taşınması ve kullanımı, doğal gaz kullanımı ve dağıtılması, az miktarda da atık bertaraf tesislerinden kaynaklanmaktadır" [20]. "Uçucu organik bileşiklerin insan sağlığı üzerinde doğrudan etkileri olabilmektedir. Birçok UOB toksik ve kanserojen olarak sınıflandırılmıştır. " [21].

Radon (Rd): Uranyum–238 serisinden bir izotopu olan radon, doğada serbest olarak bulunan radyasyonun %55' ini oluşturur. Radon kokusuz ve renksiz bir gazdır. Bazı kapalı ortamlarda kabul edilebilir sınırların üzerinde bulunmuştur [22]. Kış aylarında havalandırma sistemlerinin çalışmadığı, yaz aylarında havalandırma sistemlerinin çalıştığı Hong Kong'ta radon gazının iç ortam, dış ortam I/O değerinin 46.5 olduğu bulunmuştur [23].

İç ortam hava kirliliği ile ilgili olarak Kore'de yapılan çalışmada okul binalarının bina yaşlarına göre hava kalitesi tespit edilmiştir. Makalede, sınıflarda ve bilgisayar odalarında, tahta sıralar, sandalyeler, mobilyalar, yapı malzemelerin iç ortam hava kalitesine negatif etkisi bulunduğu, bina yaşına göre farklı iç ortam hava kalitesi tespit edilmiş, CO, CO_2, PM_{10}, Toplam Mikrobiyolojik Bileşikler (TBC), Toplam Organik Bileşikler (TVOC), Formaldehit (HCHO) yaz ve kış aylarında iç ve dış ortamlardan alınan farklı 55 okulun kirlilik ölçümleri yapılmıştır. Yetersiz hava akışı bina malzemesi veya mobilyalarda bulunan kimyasallar iç ortam hava kirliliğine sebep olmaktadır. Verilerin İstatistiksel değerlendirilmesinde, SPSS kullanılarak %5 güvenlik aralığında two-tailled test uygulanmıştır. [24].

Stranger ve arkadaşlarının Belçika'nın Antwerp şehrinde 2001-2002 yıllarında 18 ev ve 27 okulun iç ve dış ortamlarında yaptıkları çalışmada, evlerde gaz kirleticiler ve PM değerlerinin ölçülmüştür. 18 adet evin 7 tanesi şehir merkezi, 12 tanesi de kırsal bölgeden seçilmiştir. Ayrıca, evlerde yapılan anketlerle kirlilik değerleri ile astım gibi solunum hastalıkları arasında ilişkiler bulunmuştur. İç ve dış ortamda PM_1, $PM_{2,5}$, PM_{10} konsantrasyonu, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Pb, Al, Si, S, Cl, ve suda çözünebilir iyonlar (SO_4^{-2}, NO_3^{-2}, Cl^{-2}, O_3) gibi çeşitli gaz kirleticiler tespit edilmiştir. Gaz sobası bulunan evlerde NO_2 tespit edilmiştir. I/O oranları tespit edilmiş, ancak aralarında bir korelasyon bulunmamıştır. Sigara içilen evlerde PM konsantrasyonunu %43-58 oranlarında arttırdığı tespit edilmiştir. PM ile iç ve dış ortam SO_2 ve O_3 arasında lineer bir ilişki olduğu tespit edilmiştir. İç ve dış ortan NO_2 ve PM konsantrasyonları arasında lineer bir ilişki bulunamamıştır [25].

Hong Kong'ta Mayıs-Haziran 1997 tarihleri arasında sigara içilmeyen 10 adet evde, iç ve dış ortamlarda yapılan ölçümlerde NO, NO_2, SO_2 ve O_3 konsantrasyon seviyeleri iç ve dış ortam oranları sırasıyla 0.98, 0.79, 1.01, 0.40 bulunmuştur. Evlerin iç ortamlarında NO_x seviyesinin yüksek olduğu, SO_2 ve O_3 seviyelerinin düşük olduğu tespit edilmiştir. Ölçüm yapılan parametrelerinin hepsi bütün evlerde dış ortam kirlilik değeri iç ortam kirlilik değerinden yüksek bulunmuştur [26].

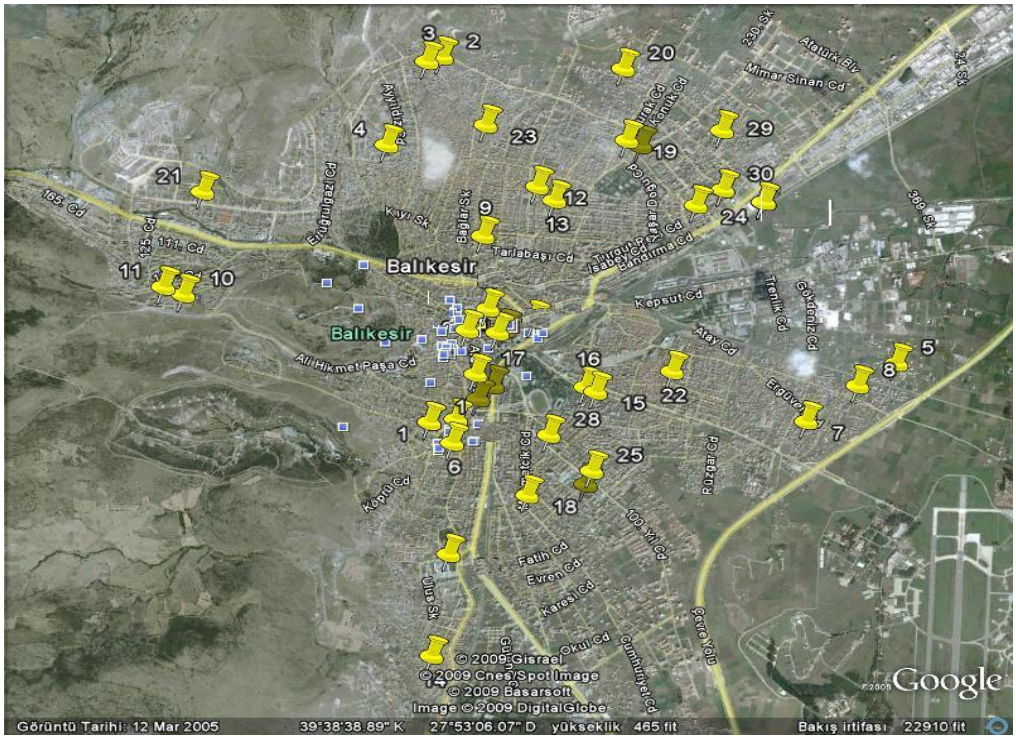
YÖNTEM

İnsan hayatının önemli bir zamanı iç ortamda geçtiği düşünülürse, iç ortam hava kirliliğinin tespitinin yapılması bir zorunluluktur. CO_2 konsantrasyonu seviyesi ile sıcaklık ve nem seviyeleri iç hava kalitesini etkileyen parametrelerdir.

Bu çalışmada, Balıkesir İl Merkezinde 3 farklı bölgeden seçilen 30 adet evde ölçümler yapılmış ve anket uygulanmıştır. Anket, kişilerin temizlik, havalandırma, yaşam koşulları, enerji tüketimi ve yapı özelliklerini öğrenmeye yönelik sorulardan oluşturulmuştur. Evlerde yaz ve kış dönemlerinde, 5 gün süreyle 24 saat sürekli olarak CO_2, sıcaklık ve nem ölçümleri yapılmıştır. Balıkesir İl Merkezinde farklı 30 noktada yapılan örnekleme Şekil 1'de gösterilmiştir.

Enerji-iç hava kalitesi ilişkisi, ölçümler ve evlerde yapılan anketler ile belirlenmiştir. Toplam tüketilen enerji miktarı kwh olarak hesaplanmıştır. Hesaplamalarda anketlere verilen cevaplar doğrultusunda; Isınma sezonunda (Ekim-Mart) evlerde, sobalı evler için yerli, kaloriferli evler için ithal kömür tüketimleri, pişirme ve su ısıtma için LPG veya doğalgaz tüketimleri ve elektrik tüketimleri günlük kwh olarak hesaplanmıştır. Bu değerler toplanarak ölçüm yeri için günlük enerji tüketimi bulunmuştur.

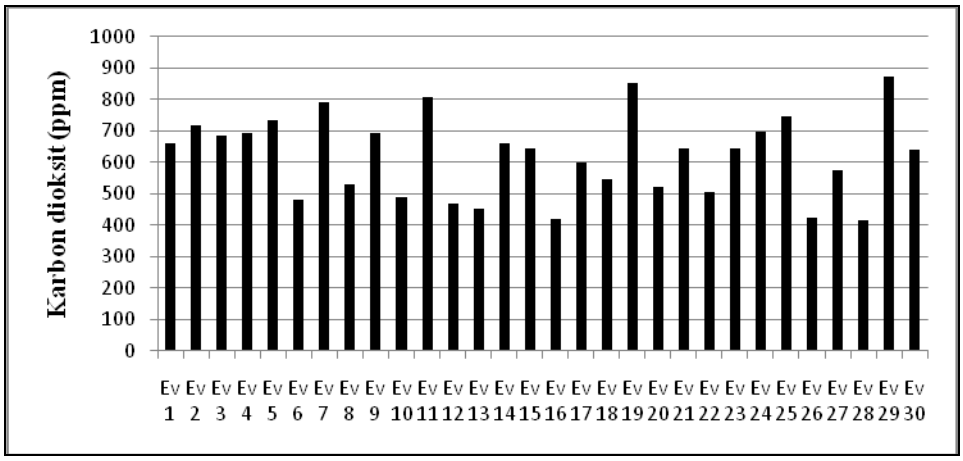
Ayrıca, enerji tüketimi ile kirlilik parametreleri arasındaki ilişki belirlenmiştir. İç ortam hava kalitesi parametreleri CO_2, sıcaklık ve nem'in yaz ve kış ayları ölçümleri istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. İç ortam, CO_2 konsantrasyonu, sıcaklık ve nem değerlerinin belirlenmesinde "NDIR-Non Dispersive İnfrared with Automatic Basaline Correction" metoduyla çalışan Telaire 7001 CO_2/Temperature Monitor kullanılmıştır.



Şekil 1. İç hava kalitesi örnekleme noktaları

SONUÇLAR

Yaz Dönemi Ölçümleri (Temmus-Ağustos 2009). Yaz aylarında evlerde ölçülen 5 günlük CO_2 miktarının ortalama değerleri Şekil 2'de gösterilmiştir. Bu dönemde ortalama CO_2 değerleri 1000 ppm'in altında bulunmuştur.



Şekil 2. Yaz aylarında ölçülen günlük ortalama CO2 değerleri

Yaz aylarında gece (24–07 saatleri arası), gündüz (07–24 saatleri arası) ve günlük olarak CO_2, sıcaklık, bağıl nem ve enerji tüketimi verilerinin ölçüm yapılan 30 konutta, 5 günlük ölçüm sonuçlarına ilişkin tanımlayıcı istatistikleri Tablo 1.'de verilmiştir. Buna göre, CO_2 konsatrasyonlarının günlük ortalaması 623 ppm, gece ve gündüz ortalamaları da sırasıyla 653.44 ppm ve 624 ppm ölçülmüştür. Gece CO_2 seviyesi 1043.56 ppm ile maksimum ölçülen seviye olmuştur. Aynı dönemde enerji tüketiminin günlük ortalaması 15.93 kwh olarak hesaplanmıştır.

Tablo 1. Yaz aylarında ölçülen CO_2 değerlerinin istatistiksel değerleri

	N	Min.	Max.	Ortalama	Std. Sapma
CO_2 (günlük) (ppm)	30	419.38	874.44	623.00	130.66
CO_2 (gece) (ppm)	30	382.68	1043.56	653.44	159.98
CO_2 (gündüz) (ppm)	30	418.06	863.63	624.94	122.52
Sıcaklık (günlük) (ºC)	30	25.07	30.81	27.71	1.46
Sıcaklık (gece) (ºC)	30	24.15	29.97	27.26	1.35
Sıcaklık (gündüz) (ºC)	30	25.59	31.14	27.81	1.38
Bağıl nem (günlük) (%)	30	33.12	53.63	44.74	4.58
Enerji (günlük) (kwh)	30	11.85	22.35	15.93	3.01

Yaz aylarında ölçülen CO_2 değerinin gece, gündüz ve günlük ortalamalarının bölgelere göre değerlendirilmesi ANOVA analizi ile karşılaştırılmıştır. Tukey testi sonuçlarına göre bölgeler arasındaki farklılıklar %95 güven aralığında istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır (sig.>0.05).

"Korelasyon analizi ile iki farklı değişken arasındaki ilişkinin yönü ve şiddeti hakkında bilgi edinilmesini sağlar. Pearson Coorrelation ifadesinin karşısındaki değer "r" ile ifade edilir ve – 1 ile + 1 arasında bir değer alır. Burada ilişkinin yönünü "r"nin işareti, derecesini ise katsayının büyüklüğü belirler. Eksi değerler bir değişken artarken diğerinin azaldığının, artı değerler ise her iki değişkenin aldığı değerlerin birlikte artış ve azalış gösterdiğinin göstergesidir [27]." Tablo 2.'te yaz aylarında günlük ölçülen CO_2 ile gece ölçülen CO_2

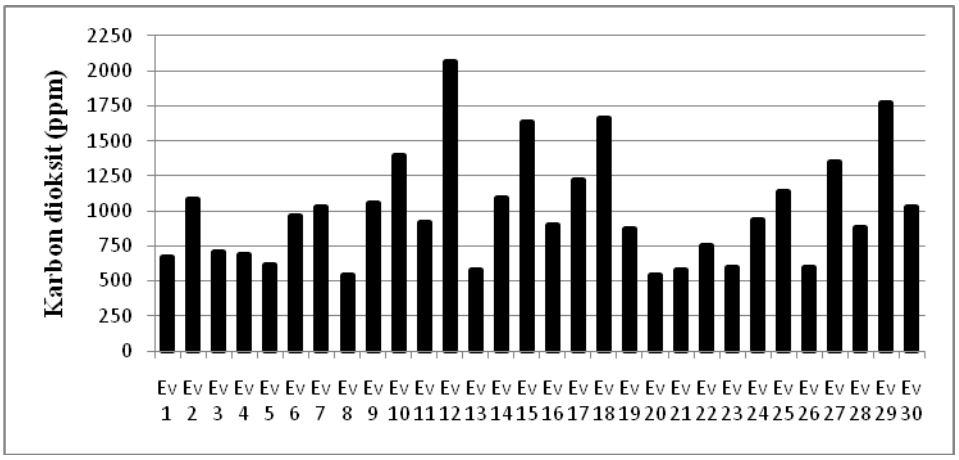
arasındaki 0.953 değeri, günlük ölçülen CO_2 ile gündüz ölçülen CO_2 arasındaki 0.956 değeri, gündüz ölçülen CO_2 ile gece ölçülen CO_2 arasındaki 0.883 değeri çok güçlü pozitif doğrusal bir ilişki olduğunu göstermektedir.

Tablo 2. Yaz aylarında ölçülen CO_2 gece, gündüz, günlük ortalama değerlerinin korelasyonu

		CO_2 (günlük)	CO_2 (gece)	CO_2 (gündüz)
CO_2 (günlük)	Pearson Correlation	1	.953**	.956**
	Sig. (1-tailed)		.000	.000
	N	30	30	30
CO_2 (gece)	Pearson Correlation	.953**	1	.883**
	Sig. (1-tailed)	.000		.000
	N	30	30	30
CO_2 (gündüz)	Pearson Correlation	.956**	.883**	1
	Sig. (1-tailed)	.000	.000	
	N	30	30	30

**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Kış Dönemi Ölçümleri (Ocak-Şubat 2010). Kış aylarında evlerde ölçülen 5 günlük CO_2 miktarının ortalama değerleri Şekil 3'de gösterilmektedir. Isınmaya bağlı olarak evlerde tüketilen enerji sebebiyle ortalama CO_2 değerleri yaz döneminden daha yüksek bulunmuştur.



Şekil 3. Kış aylarında ölçülen günlük ortalama CO2 değerleri

Ölçüm yapılan 30 konutta CO_2, sıcaklık ve bağıl nem, enerji tüketimi değerlerinin kış döneminde 5 günlük ölçüm sonuçlarının tanımlayıcı istatistikleri Tablo 3'te verilmiştir. Gece CO_2 maksimum seviyesi 2375.94 ppm iken gündüz maksimum ölçülen CO_2 konsantrasyonu 1958.34 ppm olarak gerçekleşmiştir. Enerji tüketiminin günlük ortalaması 93.88 kwh olarak hesaplanmıştır.

Tablo 3. Kış aylarında ölçülen CO_2 değerlerinin istatistiksel değerleri

	N	Min.	Max.	Ortalama	Std. Sapma
CO_2 (günlük) (ppm)	30	538.32	2061.74	996.35	399.36
CO_2 (gece) (ppm)	30	473.55	2375.94	996.57	509.75
CO_2 (gündüz) (ppm)	30	565.75	1958.34	1019.97	359.52
Sıcaklık (günlük) (ºC)	30	4.62	25.41	17.38	5.59
Sıcaklık (gece) (ºC)	30	3.93	25.33	17.04	5.57
Sıcaklık (gündüz) (ºC)	30	5.00	25.23	17.47	5.49
Bağıl nem (günlük) (%)	30	31.11	73.04	53.27	11.92
Enerji (günlük) (kwh)	30	38.92	182.57	93.88	40.25

Kış dönemi gece, gündüz ve günlük ortalama CO_2 konsantrasyonlarının bölgesel farklılıklarının olup olmadığını yapılan ANOVA testi ile belirlenmiştir. Buna göre bölgeler arasındaki farklılıklar %95 güven aralığında yaz aylarında olduğu gibi istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır (sig.> 0.05).

Aynı dönemde gece, gündüz ve günlük ortalama CO_2 konsantrasyonlarının değerlerinin ısınmada kullanılan yakıt cinsine göre farklılıklar olduğu olup olmadığı da belirlenmiştir. Tukey testi sonuçlarına göre kış aylarında ısınmada doğal gaz kullanan konutlar ile odun-kömür kullananlar arasında anlamlı farlılık olduğu bulunmuştur.

Tablo 4.'te kış aylarında belirtilen günlük ölçülen CO_2 ile gece ölçülen CO2 arasındaki 0.962 değeri, günlük ölçülen CO_2 ile gündüz ölçülen CO2 arasındaki 0.989 değeri, gündüz ölçülen CO_2 ile gece ölçülen CO_2 arasındaki 0.920 değeri çok güçlü pozitif doğrusal bir ilişki olduğunu göstermektedir.

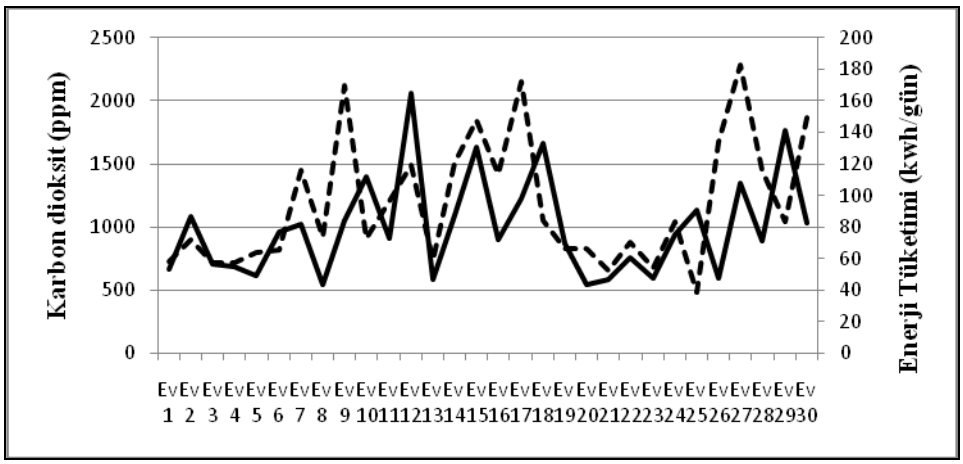
Tablo 4. Kış aylarında ölçülen CO_2 gece, gündüz, günlük ortalama değerlerinin korelasyonu

		CO_2 (günlük)	CO_2 (gece)	CO_2 (gündüz)
CO_2 (günlük)	Pearson Correlation	1	.962**	.989**
	Sig. (1-tailed)		.000	.000
	N	30	30	30
CO_2 (gece)	Pearson Correlation	.962**	1	.920**
	Sig. (1-tailed)	.000		.000
	N	30	30	30
CO_2 (gündüz)	Pearson Correlation	.989**	.920**	1
	Sig. (1-tailed)	.000	.000	
	N	30	30	30

**. Correlation is significant at the 0.01 level (1-tailed).

Kış aylarında ölçülen günlük ortalama CO_2 değerlerinin enerji tüketimi ile kıyaslanması yapılmıştır. Bu analizde kış aylarında günlük ortalama CO_2

konsantrasyonlarının enerji tüketimine (Şekil 4) göre, İndependent Samples Test tablosunun Sig. (Anlamlılık) sütunundaki söz konusu değer sig.< 0.05 olduğu için istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (Tablo 5).



Şekil 4. Kış aylarında evlerde enerji tüketimi ile günlük ortalama CO_2 konsantrasyon değerleri

Tablo 5. Kış ayları günlük ortalama CO_2 değeri ile günlük ortalama enerji tüketiminin değerlendirilmesi

		Enerji (ort)	CO2 (ort)
Enerji (günlük)	Pearson Correlation Sig. (2-tailled) N	1 30	0.416* 0.022 30
	Pearson Correlation Sig. (2-tailled) N	0.416* 0.022 30	1 30

* .Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Yaz ve Kış Dönemi. Yaz ve Kış döneminde ölçülen CO_2 gece, gündüz ve günlük değerlerinin yapılan bağımsız t- testi neticesinde farklı olduğu (sig.< 0.05) sonucuna varılmıştır. Kışın ölçülen CO_2 konsantrasyonlarının istatistiksel anlamlılık seviyesinde yaz aylarından yüksek olması, kışın enerji tüketiminin CO_2 ile ilişkili olduğu sonucunu düşündürmektedir.

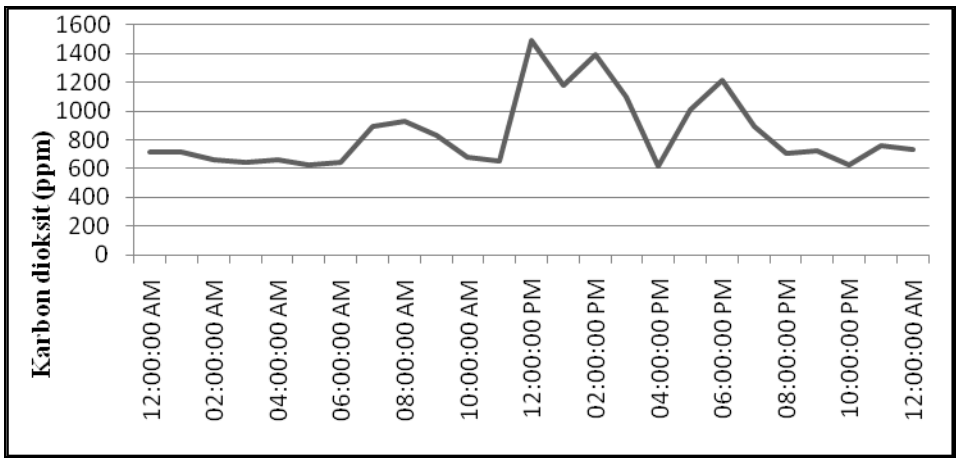
TARTIŞMA

Yaz aylarında yapılan CO_2 ölçüm değerleri CO_2 sınır değeri olan 1000 ppm'in altında bulunmuştur (Şekil 2). Kış aylarında ölçüm yapılan bazı evlerde ise CO_2 ölçüm değerleri, sınır değer olan 1000 ppm'in üzerinde bulunmuştur (Şekil 3).

Yaz aylarında günlük, gündüz CO_2 ortalama değerleri birbirine yakın çıkmıştır. Gece saatlerinde ortalama CO_2 değerleri diğerlerine göre (günlük-gündüz) daha fazla bulunmuştur. Yaz aylarında gece saatlerinde yapılan havalandırmanın gündüz saatlerinde yapılan havalandırmaya göre yetersiz olduğu düşünülmektedir. Kış aylarında ise enerji tüketimi gece saatlerinde daha az olması sebebiyle CO_2 konsantrasyonu gündüz değerlerinden daha düşük bulunmuştur. Şekil 5'te görüldüğü gibi, sabah, öğlen ve akşam saatlerinde CO_2

değerlerinin en yüksek olduğu saatlerde pişirmenin etkili olduğu düşünülmektedir.

One-Way Annova yöntemi kullanılarak uygulanan tukey testinin sonuçlarına göre yaz ve kış aylarında ölçülen CO_2 değerlerinde bölgeler arasında farklılıklar bulunmamaktadır. Sosyo-ekonomik duruma göre yapılan bölgesel ayrımların her birinde enerji tüketimi açısından belirgin farklılıklar görülmemektedir.



Şekil 5.Örnek seçilen bir evin kış aylarında bir günlük CO_2 değişimi

Kış aylarında ölçülen günlük ortalama CO_2 konsantrasyonunun enerji tüketimi değerleri ile anlamlı olmasının sebebi, kış aylarında tüketilen enerjinin fazla olması, havalandırmanın yetersiz olmasıdır.

Yakıt cinsi ile CO_2 konsantrasyonu arasında anlamlı bir farklılık olmasının sebebi ise, yakıtların yanma reaksiyonlarının ve ısıl değerlerinin farklı olmasındandır.

İç ortam hava kirliliği değerlendirmesinde CO_2 emisyonlarının yanında SO_2, NO_x, O_3, vs. kirletici emisyonlarının da ölçülmesi gerekir.

Dış ortam hava kirliliğinin iç ortam hava kirliliğini etkilediği düşünülmektedir. Yapılardaki izolasyon uygulamaları hem enerji tüketimini hem de iç ortam hava kirliliğini azaltacaktır.

KAYNAKLAR

[1]US EPA, Indoor air quality: Sick building syndrome (EPA/402-F-94-004), Indoor Air Group, Resarch Triangle Park, North Cardina, 1991.
[2]World Health Organization (WHO), Health risk assesment of indoor air quality (Mog/HSE/4.3/001,AC.01.03.01.Aw), Ulan boatar Mongalia, 2003-2004.
[3]Bulgurcu, H., İlten N., Kuş M., Türkiye'de Yapılan İç Hava Kalitesi Çalışmalarının İncelenmesi, Soğutma Dünyası,48,66-74,2010.

[4]ASHRAE, 1989, Standard 62- 1989- Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Atlanta.
[5]Güllü, G., Menteşe S., İç Ortam Havasında Biyoaerosol Düzeyleri, VIII. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi,359-365.
[6]Karakoç, H., 2006, Kalorifer Tesisatı Hesabı, DemirDöküm Teknik yayınları, No:9.
[7]Schramek, E., 1999, Recknagel-Sprenger Schramek- Isıtma ve Klima Tekniği El Kitabı, TTMD, Ankara.
[8]ASHRAE, 2003, ASHRAE HandbookCD, 2001 Fundamentals, Chapter 8: Thermal Comfort, Atlanta,USA.
[9] Önen, E., 1985, Havalandırma ve Klima Tesisatı, Bayındırlık ve İskan bakanlığı, Teknik El kitabı No: 9, Başbakanlık Basımevi, Ankara.
[10] ASHRAE, 2003, ASHRAE HandbookCD, 2001 Fundamentals, Chapter 9: Indoor Environmental Health. Atlanta, USA.
[11] L.T. Wong, K.W. Mui, W.Y. Chan . An energy impact assessment of ventilation for indoor airborne bacteria exposure risk in air-conditioned offices. Building and Environment 43 (2008) 1939–1944.
[12] Li, Y., Chen, Z., 2003, A balance-point method for assessing the effect of natural ventilation on indoor particle concentrations, Atmospheric Environment, 37, 4277-4285.
□13□ Tünay O., "Hava Kirliliği ve Kontrolü Ders Notları" İTÜ Çevre Mühendisliği, 1986.
[14] ASHRAE, 2003, ASHRAE HandbookCD, 2001 Fundamentals, Chapter 12: Air Contaminants, Atlanta, USA.
[15]] Yeşilyurt, C., Akcan, N., 2007, Hava Kalitesi İzleme Metodolojileri ve Örneklem Kriterleri, T.C. Sağlık Bakanlığı, Refik Saydam Hıfzısıhha Merkezi Başkanlığı Çevre Sağlığı Araştırma Müdürlüğü, http://www.shm.saglik.gov.tr/hki/pdf/hava_metot.pdf.
[16□□ World Health Organization (WHO), 1997, Nitrogen Oxides, Environmental Health Criteria 188, Geneva.
[17] Breysse, P.N., Buckley, T.J., Williams, D., Beck, C.M., Jo S.J.,Merriman, B., et al. Indoor exposures to air pollutants and allergens in the homes of asthmatic children in inner-city Baltimore. Enviromental Research. 2005; 98: 167–176.
□18□□ Jones A.P., Indoor air quality and health, Atmosferic Environment 33, 4535-4564, 1999.
[19] Gürdallar, M., Hijyen ve İç hava Kalitesi Bakımından HVAC Sistemlerinin Temizliği, VI. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, 1-13.
[20] Jones, A.P., 1999. Indoor air quality and health. Atmospheric Environment 33, 4535-4564.
[21] Hester, R.E., Harrison, R.M., Air Pollution and Health, The Royal Society of Chemistry, UK, 1998.
[22] □ozkurt, Z., Kocaeli'de Farklı Mikroçevrelerde Uçucu Organik Bileşikler, Ağır Metaller ve İnorganik Gaz Fazı Kirleticilerin İç ve Dış Ortam Seviyelerinin Belirlenmesi, VIII. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi,385-394.
[23] Chao Y.H.C., Tung W. C. T., Burnett J., Influence of Ventilation on Indoor Radon Level. Building and Environment. Vol 32, No. 6, pp. 527-534, 1997.

[24] Yang W., Sohn J., Kim J., Park J., Indoor air quality investigation according to age of the school buildings in Korea, Journal of Environmental Management 90 (2009) 348-354.
[25] Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S.S., Grieken, R.V., 2008. Particulate matter and gasseous pollutants in Antrew, Belgium. Science of the Total Environment .
[26] Christopher Y.H. Chao, Comparison between indoor and outdoor air contaminant levels in residential buildings from passive sampler study. Building and Environment 36 (2001) 999–1007.
[27] Eyman U. E., SPSS 15.0 Veri Analizi Yöntemleri-
www.istatistikmerkezi.com.

ISINMA SÜRECİNDE KOCAELİ YARIMADASI'NDAKİ MONTERİ ÇAMI (Pinus radiata) VE SAHİL ÇAMI (Pinus pinaster) AĞAÇLARININ YILLIK HALKA GELİŞİMİ İLE İBRELERİNDEKİ KÜKÜRT MİKTARLARI ARASINDAKİ İLİŞKİ

M. Doğan KANTARCI(*)

İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Toprak İlmi ve Ekoloji Ana Bilim Dalı, İstanbul

ÖZET

Kocaeli Yarımadası İstanbul'a ve odun hammaddesi kullanan sanayi tesislerine yakın olduğu, Karadeniz ikliminin etkisi altında bulunduğu için ve çalılaşmış orman alanlarının hızla ağaçlandırılıp, verimli ormanlara dönüştürülmesi amacı ile 1970'li yılların başında hızlı gelişen orman ağacı türleri ile ağaçlandırılmıştır. Odun işleyen sanayi tesislerinin başında İzmit'teki Seka Kâğıt Fabrikası gelmekteydi. Bu fabrika geliştirilememiş ve kapatılmıştır. Ancak; lif levha ve yonga levha fabrikaları kapasitelerini geliştirmişlerdir. Türkiye'nin odun hammaddesi işleyen sanayinin kapasitesi 35 milyon m^3/yıl kadardır. Kocaeli-Adapazarı bölgesindeki lif levha ve yonga levha sanayinin üretim kapasitesi 3,6 milyon m^3/yıl miktarına yükselmiş olup, bu sanayin ham madde ihtiyacı 7,5-8,0 milyon m^3/yıl miktarına ulaşmıştır. Bu dev odun hammaddesi ihtiyacı bölgede hızlı gelişen orman ağacı türleri ile ağaçlandırılan alanların genişletilmesini, idare süreleri dolan ormanların yeniden ve kısa sürede hızlı gelişen türlerle ağaçlandırılmasını gerektirmektedir.

Hızlı gelişen orman ağacı türleri arasında Monteri Çamı (Pinus radiata) ile Sahil Çamı (Pinus pinaster, syn. P.maritima) bölgenin iklim ve toprak özelliklerine uyum sağlamışlardır. Ancak;
(1) Isınma/kuraklaşma sürecindeki iklim değişimi,
(2) Kuzeyden Karadeniz üzerinden gelen ve İzmit Körfezi çevresindeki sanayi tesislerinden kaynaklanan hava kirliliğinin (özellikle SO_2) etkisi,
(3) Çamların ibrelerinde kükürt miktarlarının artması (2 ve 3 yaşındaki ibrelerde 2000-3000 ppm'e yükselmiştir), klorofilli hücrelerde H_2SO_3 ve H_2SO_4 yanıklarının oluşmasına, fotosentezin azalmasına ve ağaçların sağlıklarının bozulmasına, bazı ağaçların solunuma yetecek kadar karbonhidrat üretemediklerinden kurumalarına,
(4) Çam kese böceği tırtıllarının çoğalmasına, özellikle Monteri çamlarının ibrelerini yemelerine ve ağaçları kurutmalarına,
(5) Ağaçların yıllık halkalarında daralmalara ve odun üretiminin azalmasına veya güney ve batı bakıdaki ağaçlandırma alanlarında kurumalara sebep olmuştur.

Konu basit bir çevre kirlenmesi sorunu olmayıp, Türkiye'yi ve bölgedeki ormancılığı, orman ürünlerini işleyen sanayi tesislerini, dolayısı ile ekonomiyi önemle etkileyen dev bir sorundur. Sanayileşmiş ülkelerden kaynaklanan ve

* mdkant@istanbul.edu.tr

kuzey yarı kürede dolanan CO_2 gazının ülkemizde yarattığı sera etkisi yanında, Rusya ve Ukrayna'nın teknolojisi eskimiş, verimi düşmüş termik santralları ve kömür kullanan diğer sanayi tesislerinden kaynaklanıp, Karadeniz üzerinden gelen hava kirliliği uluslararası bir sorundur. Ormancılar bölgesel ve yerel ölçekte, kuruyan ormanları yeniden ağaçlandırmağa, hava kirliliğine ve Çamkese böceği tırtıllarına daha dayanıklı olan Sahil Çamı ile yeni ormanlar kurmağa çalışmaktadırlar. Ancak konunun uluslararası boyutunu ilgililerin gözden kaçırmaması gerekmektedir.

Anahtar Kelimeler: Kocaeli Yarımadası, Hızlı gelişen türler, İklim değişikliği, Hava kirliliği, Orman, Artım azalması, Kurumalar, Odun hammaddesi, Sanayi.

GİRİŞ

Kocaeli Yarımdası'nda yoğun tarih boyunca yerleşim ormanların tahribine ve çalılaşmasına sebep olmuştur. Kapalılığı bozulmuş veya çalılaşmış/fundalığa dönüşmüş ve toprakları su erozyonu ile taşınmağa başlamış orman alanları 1970'li yıllardan itibaren ağaçlandırılmıştır. Ağaçlandırmalarda hızlı gelişen orman ağacı türleri tercih edilmiştir. Bu tercihin iki sebebi vardır; (1) Orman alanında kısa sürede kapalılığı sağlamak ve erozyonu durdurmak, (2) SEKA Kâğıt fabrikasına odun hammaddesi sağlamak. SEKA Kâğıt Fabrikası (Yenileneceğine) kapatılmıştır. Fakat bölgede önemli bir lif ve yonga levha sanayii geliştirilmiştir. Bu sanayiin odun ham maddesinin önemli bölümü hızlı gelişen türlerle ağaçlandırılan orman alanlarından karşılanmaktadır. Ancak bu ormanların idare süreleri dolmuş olup, belirli bir plan uyarınca kesilip, yeniden yetiştirilmeleri gerekmektedir. Hızlı gelişen türlerle yapılan ağaçlandırmalarda 25-30 yıllık bir süreyi kapsayan bilgi birikimi oluşmuştur. Ağaçların kesilmesi ile bu bilgi birikimi de yok olacaktır. Bu sebeple 2003 yılı eylül ayında farklı ağaç türlerinin farklı yetişme ortamlarındaki (Yeryüzü şekli, iklim, toprak ve canlılar faktörlerinin ortak etkisi olarak) gelişmeleri araştırılmıştır (Kantarcı, M.D.2005). Kesilen örnek ağaçların yıllık halkalarında önemli daralmalar ve buna bağlı olarak çap artımlarında azalmalar dikkatimizi çekmiştir. Yıllık halkaları daralmasının ve çap artımındaki azalmaların birçok sebebi vardır. Yeterli ölçüde ayıklama/aralama kesimleri yapılmış olan bu ormanlarda, yıllık halkaların daralmasına iklimdeki ısınma/kuraklaşma süreci ile hava kirliliğinin (Özellikle SO_2 gazının) etkisinin de araştırılması gerekli görülmüştür. Sunulan çalışma bu öndeki araştırmalarımızın bir özetidir. Dikkat çekilmesi gereken çok önemli özellik; ağaçların artımının azalmasının, ormanda üretimin de azalması ve buna bağlı olarak yurt içi odun hammaddesi ihtiyacının karşılanması konusunda oluşan sıkıntılı durumdur.

ARAŞTIRMA ALANI, MATERYAL VE YÖNTEMLER

Araştırma alanı Kocaeli Yarımadası'nda Karadeniz kıyısından (Kefken/Kerpe) İzmit Körfezine kadar bir kesiti kapsamaktadır (Bkz. Kesit 1.). Bu kesit üzerinde farklı ağaç türleri ile yetiştirilmiş ormanlarda alınan örnek alanlarda ağaçların boyları, çapları ölçülmüş, açılan toprak çukurlarında toprak özellikleri belirlenmiştir. Örnek ağaçlardan belirli yüksekliklerden kesitler ile farklı yaşlardaki ibre örnekleri alınmıştır. Yer darlığından dolayı toprak

özellikleri bu çalışmada verilmemiştir. Ancak bazı önemli toprak özellikleri ile toprak işleme yöntemleri ve etkileri belirtilmiştir.

Ağaç kesitlerinde yıllık halka ölçmeleri yapılmıştır. Bu çalışmada sadece 5 örnek ağacın dip (0,3 m) ve 1,3 m kesitlerindeki ölçümler verilmiştir.

Monteri çamından 32, Sahil çamından 49 olmak üzere toplam 81 ağaçtan I,II, III yaşında ibre örnekleri alınmıştır. İbre örneklerinde kükürt içeriği gravimetrik yöntemle belirlenmiştir.

İklim özelliklerindeki değişim için Şile ve İzmit meteoroloji istasyonlarının ortalama sıcaklık, ortalama yağış toplamı ve ortalama buharlaşma ölçmeleri değerlendirilmiştir. Dört yanardağ patlamasının 1983-93 dönemindeki iklim üzerindeki etkisini de göz önüne alan dönemsel değerlendirme yöntemi kullanılmıştır (Bkz. Kantarcı, M.D. 2006, 2007 ve 2010).

BULGULAR VE DEĞERLENDİRME

Yeryüzü Şekli Özellikleri. Kocaeli Yarımadası Karadeniz'den güneye doğru oldukça hafif bir eğimle yükselen fakat İzmit Körfezine daha dik eğimlerle inen tepelik bir arazi yapısındadır. Yarımadanın yükselti eksenini oluşturan Karakayalı Dağ (650 m), Çenedağ (645 m) vd. İzmit Körfezine daha yakındır (Kesit 1). Arazinin bu durumu daha geniş alanın serin ve nemli Karadeniz ikliminin etkisinde kalmasını sağlamaktadır. Buna karşılık Dik arazi yapısı ile kuzey rüzgârlarından korunmuş olan İzmit Körfezi (Özellikle kuzey kıyıları) ılık Marmara iklimi etkisi altındadır. Arazinin yapısı, iklim özellikleri, anakaya/toprak özellikleri ve ormanların tür bileşimine göre Kocaeli Yarımadası'nın yöresel sınıflandırması yapılmış, çalışmalar bu sınıflandırmada ayırt edilmiş olan yörelere göre planlanıp, yürütülmüştür (Kantarcı, 2005 ve kesit 1).

İklim Özellikleri. Kocaeli Yarımadası'nda etkili iklim özelliklerini kapsamlı bir şekilde incelemek bu çalışmanın amacı dışındadır. Ancak Yarımadanın kuzeyinde ve güneyindeki iklim farkları ile iklimdeki dönemsel değişimlere değinmek gerekmektedir. Bu amaçla; kuzeyde Şile, güneyde İzmit meteoroloji istasyonlarının ölçmeleri değerlendirilmiştir.

Şile'de sıcaklık ve yağış değerlerinin dönemsel değişimi. Şile'de yıllık ortalama sıcaklık değerleri dört dönemde;1930-1970 / **13,6 C^0,** 1970-1981 / **13,2 C^0**, 1982-94 / **12,9 C^0** ve 1994-2006 / **13,7 C^0** olarak hesaplanmıştır. Bu dönemlerin ayrılmasının sebebi 1982-93 döneminde 4 yanardağın patlaması ve stratosfere ulaşan tozlar ile gazların dünyanın sıcaklığının düşmesine sebep olmasıdır (Bkz. Kantarcı, M.D. 2005, 2009, 2010). Son dönemdeki (1994-2006) ısınma olayı 1930-1970 dönemi yıllık ortalama sıcaklık temel alınarak değerlendirilmelidir. Şile'de bu iki dönemin yıllık ortalama sıcaklık değerleri arasındaki fark 0,1 C artış olarak görünmektedir. Ancak aylık ortalama sıcaklık farkları özellikle vejetasyon döneminde (5 yaz ayı) 1,0-1,6 C^0 arasında artış göstermektedir. Bu artış önemli ölçüde bir buharlaşma ihtiyacı, dolayısı ile kuraklık etkisi yaratmaktadır (Şekil 1.1.). Şile'de yıllık ortalama yağış toplamları; 1994-2006 döneminde 65 mm kadar artmış görünmektedir. Aslında

bu artışın sebebi; 1997 yılında VIII. ayda (329 mm) ve X. ayda (298 mm) düşen sağanak yağışlardır. Benzer yüksek yağışlar 1981 yılında I. ayda 383 mm ve XII. ayda 405 mm olarak (Kar yağışı) düşmüşlerdir. Aradaki fark 1994-2006 dönemindeki yüksek yağışların sağanak yağış olmasıdır (Şkl.1.2.). Sağanak yağış suyu toprağa pek sızamaz, yüzeyden akıp gider.

İzmit'te sıcaklık ve yağış değerlerinin dönemsel değişimi. İzmit'te yıllık ortalama sıcaklık değerleri dört dönemde;1930-1970 / **14,5 C^0,** 1970-1981 / **14,6 C^0**, 1982-94 / **14,3 C^0** ve 1994-2006 / **15,0 C^0** olarak hesaplanmıştır. Yıllık ortalama sıcaklık 1929-70 dönemine göre 1994-2006 döneminde 0,5 C^0 artmıştır. Ancak İzmit'te de aylık ortalama sıcaklık değerlerindeki artış daha fazladır (Şekil 2.1.). İzmit'te yıllık ortalama yağış toplamları 1929-1970 dönemine göre 1994-2006 döneminde 86 mm artmış görünmektedir. İzmit'te de 1997 yılında VIII. ayda 238 mm, X. ayda 219 mm sağanak karakterli yağış düşmüştür (Şekil 2.2.). Sağanak yağışların ortalamaya etkisi göz önüne alınırsa, özellikle yaz aylarında artan sıcaklık değerlerinin kuraklık yaratıcı etkisi daha belirginleşir.

İzmit'te buharlaşma değerlerinin dönemsel değişimi. İzmit'te artan sıcaklık değerleri açık su yüzeyinden buharlaşmayı da (mm/m²) arttırmıştır. Beş yaz ayındaki buharlaşma miktarları toplamı 1929-1970 dönemine (671,8 mm) göre 1970-2006 döneminde (1038,3 mm) 283,6 mm artmıştır (Şekil 3). İzmit Körfezinin güneyinde yer alan Yalova'da ise 5 yaz ayındaki buharlaşma miktarları toplamı 100 mm daha azdır (Kuzey rüzgârı etkisi) (Şekil 3).

Sahil Çamı ve Monteri Çamı İbrelerinde Kükürt İçerikleri. Sahil Çamı (Pinus pinaster Syn. P. Maritima) ile Monteri Çamı (Pinus radiata) hızlı gelişen orman ağacı türlerindendirler. Daha uzun ve geniş yüzeyli ibreleri yanında toplam ibre kütlesinin fazla oluşundan dolayı fotosentez kapasiteleri daha yüksektir. Bu durum daha hızlı odun üretimini sağlamaktadır. Ama kurak dönemlerden ve hava kirliliğinden de daha fazla etkilenmektedirler. Karadeniz üzerinden gelen hava kirliliği ile İzmit Körfezi çevresindeki sanayiden ve son dönemde halka dağıtılan kalitesiz sadaka kömürlerinden kaynaklanan hava kirliliği (Özellikle SO_2) ibreli orman ağaçlarının klorofilli hücrelerini tahrip etmekte ve yıllık halkaların daralmasına sebep olmaktadır.

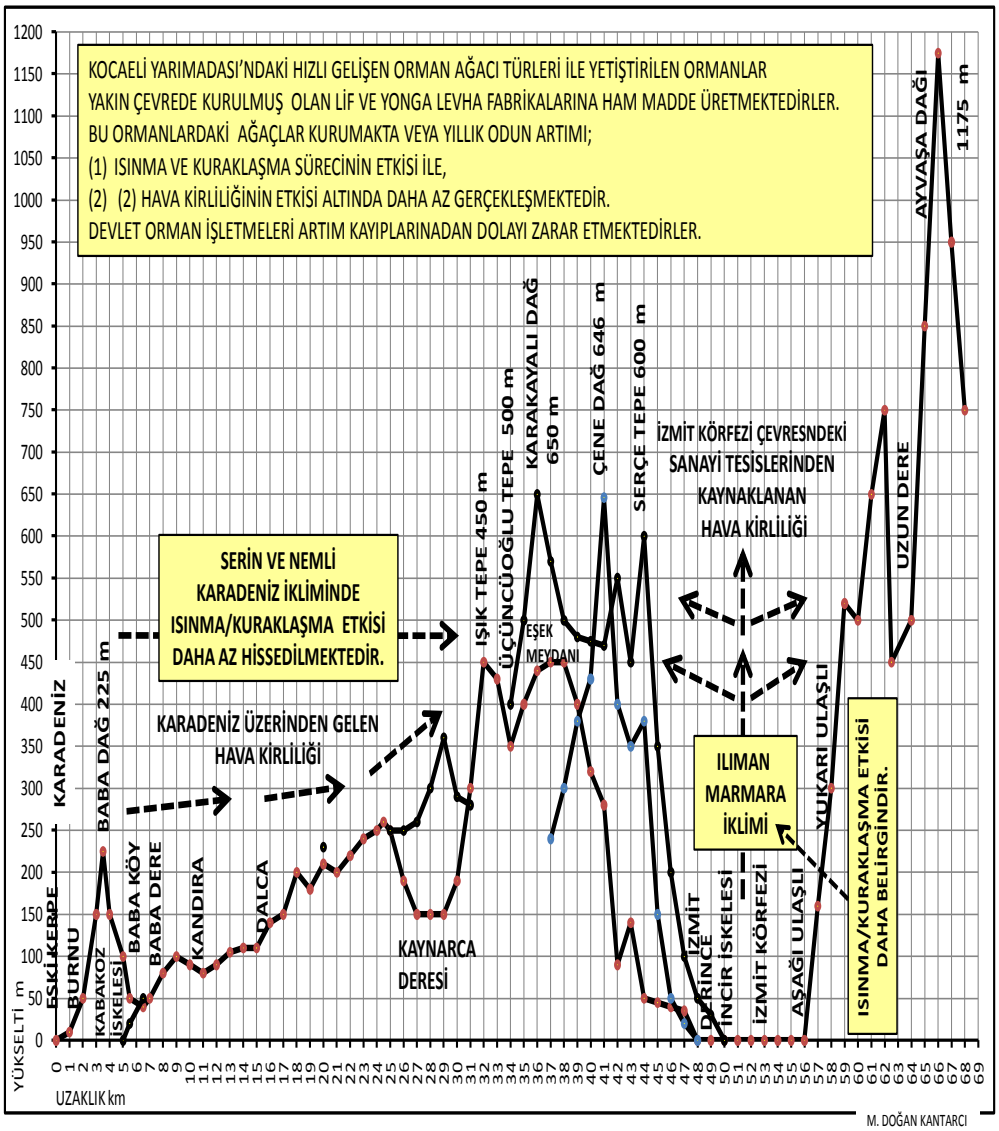
İbre örnekleri 2003 yılı eylül ayında Kefken/Kerpe-İzmit kesitindeki ağaçlandırma ile yetiştirilmiş ormanlarda yaptığımız araştırma çalışmasında alınmıştır. Ağaç kesitlerindeki yıllık halka daralmaları dikkatimizi çektiği için, ısınma ile gelişen kuraklaşmanın yanında, ibrelerdeki kükürt içeriklerinin de belirlenmesi gerekmiştir. Bu amaçla; Monteri Çamı ibrelerinde A. Çelebi'ye (2004) ile Sahil Çamı ibrelerinde A. Uğurlu'ya (2006) iki yüksek lisans çalışması verilmiştir. Sonuçların değerlendirilmesi için ağaç kesitlerindeki yıllık halka kalınlıklarının da ölçülmesi ve değerlendirilmesi gerekmiştir. Ancak bütün bu ölçme ve değerlendirmeler de zaman almıştır.

Monteri çamı ibrelerinde kükürt içerikleri. Monteri Çamı ibre örneklerinde (Eylül 2003) kükürt içerikleri Tablo 1'de verilmiştir.

(1) Kefken-Kerpe Yöresinde: Lahana Köy yakınında yangından sonra yetişmiş olan 6 yaşındaki Monteri çamlarında I yaşındaki ibrelerde 961-1209 ppm, II yaşındaki ibrelerde 1305-1523 ppm, III yaşındaki ibrelerde 1827-2199 ppm kükürt belirlenmiştir.

Yaşı 25-28 arasında değişen Monteri çamlarının ibrelerinde; I yaşında 1071-2170 ppm, II yaşında 1401-3586 ppm, III yaşında 1690-2239 ppm kükürt belirlenmiştir.

KESİT 1. KOCAELİ YARIMADASI–İZMİT KÖRFEZİ–ARMUTLU YARIMADASI KESİTİNDE YERTÜZÜ ŞEKLİ/İKLİM/HAVA KİRLİLİĞİ İLİŞKİLERİVE ETKİLERİ

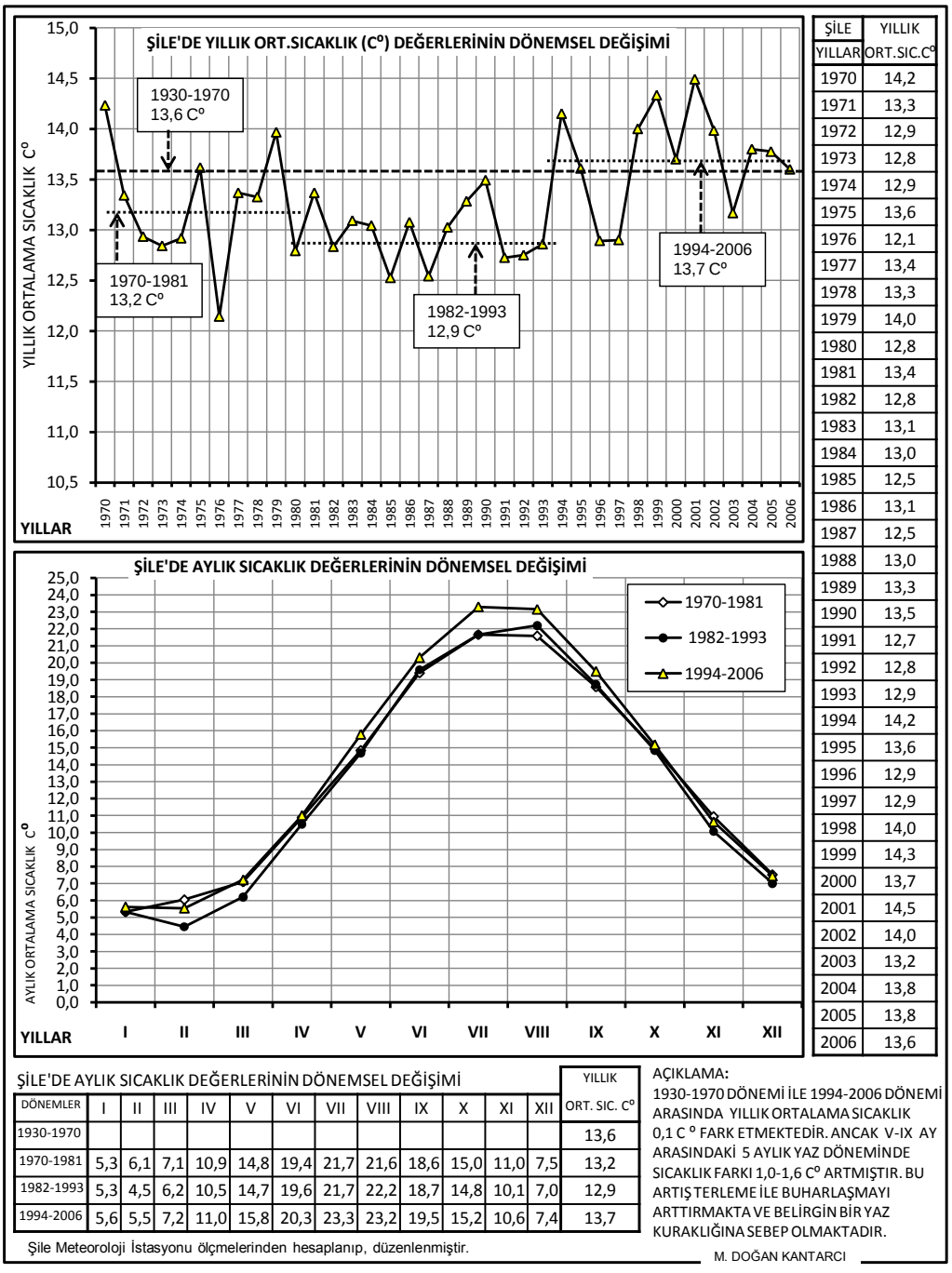


(2) Kara Tepe-Işık Tepe Yöresindeki: Monteri çamlarının ibrelerinde; I yaşında 1207-1744 ppm, II yaşında 1346-2066 ppm kükürt belirlenmiştir. III yaşındaki ibreler dökülmüştür.

(3) Çenedağı Yöresinde: Kuzey bakıdaki Monteri çamlarının ibrelerinde; I yaşında 1114-2047 ppm, II yaşında 1291-2459 ppm, III yaşında 1635-2047 ppm kükürt belirlenmiştir.

Güney bakıdaki (İzmit Körfezine inen yamaçlarda); Monteri çamlarının ibrelerinde; I yaşında 1524-3681 ppm, II yaşında 1607 ppm kükürt belirlenmiştir. III yaşındaki ibreler dökülmüştür.

ŞEKİL 1.1. ŞİLE'DE AYLIK VE YILLIK ORTALAMA SICAKLIKLAR DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ



ŞİLE YILLAR	YILLIK ORT.SIC.C°
1970	14,2
1971	13,3
1972	12,9
1973	12,8
1974	12,9
1975	13,6
1976	12,1
1977	13,4
1978	13,3
1979	14,0
1980	12,8
1981	13,4
1982	12,8
1983	13,1
1984	13,0
1985	12,5
1986	13,1
1987	12,5
1988	13,0
1989	13,3
1990	13,5
1991	12,7
1992	12,8
1993	12,9
1994	14,2
1995	13,6
1996	12,9
1997	12,9
1998	14,0
1999	14,3
2000	13,7
2001	14,5
2002	14,0
2003	13,2
2004	13,8
2005	13,8
2006	13,6

ŞİLE'DE AYLIK SICAKLIK DEĞERLERİNİN DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ

DÖNEMLER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	YILLIK ORT. SIC. C°
1930-1970													13,6
1970-1981	5,3	6,1	7,1	10,9	14,8	19,4	21,7	21,6	18,6	15,0	11,0	7,5	13,2
1982-1993	5,3	4,5	6,2	10,5	14,7	19,6	21,7	22,2	18,7	14,8	10,1	7,0	12,9
1994-2006	5,6	5,5	7,2	11,0	15,8	20,3	23,3	23,2	19,5	15,2	10,6	7,4	13,7

Şile Meteoroloji İstasyonu ölçmelerinden hesaplanıp, düzenlenmiştir.

AÇIKLAMA:
1930-1970 DÖNEMİ İLE 1994-2006 DÖNEMİ ARASINDA YILLIK ORTALAMA SICAKLIK 0,1 C ° FARK ETMEKTEDİR. ANCAK V-IX AY ARASINDAKİ 5 AYLIK YAZ DÖNEMİNDE SICAKLIK FARKI 1,0-1,6 C° ARTMIŞTIR. BU ARTIŞ TERLEME İLE BUHARLAŞMAYI ARTTIRMAKTA VE BELİRGİN BİR YAZ KURAKLIĞINA SEBEP OLMAKTADIR.

M. DOĞAN KANTARCI

Sahil çamı ibrelerinde kükürt içerikleri. Sahil Çamı ibre örneklerinde (Eylül 2003) kükürt içerikleri Tablo 2'de verilmiştir.

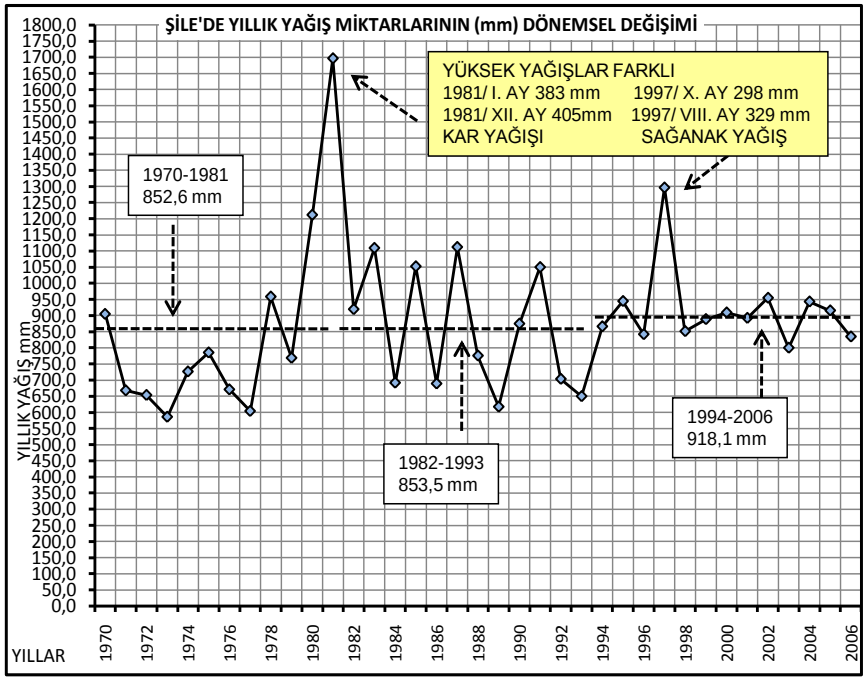
(1) Kefken-Kerpe Yöresinde: Yaşı 25-28 arasında değişen Sahil çamlarının ibrelerinde; I yaşında 733-1401 ppm, II yaşında 910-2037 ppm, III yaşında 1872-2507 ppm kükürt belirlenmiştir.

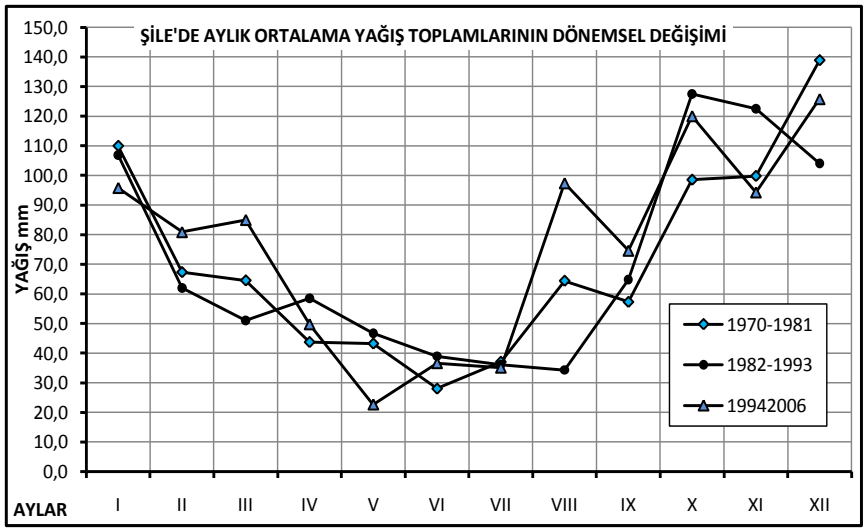
(2) Kara Tepe-Işık Tepe Yöresinde: Sahil çamlarının ibrelerinde; I yaşında 972-1319 ppm, II yaşında 1312-1934 ppm, III yaşında 1319-1892 ppm kükürt belirlenmiştir. Üç yaşındaki ibrelerden önemli bölümü dökülmüştür.

(3) Asmaca Tepe-Şehitler Tepe Yöresinde: Sahil çamlarının ibrelerinde; I yaşında 927-1168 ppm, II yaşında 1308-1411 ppm, III yaşında 1563 ppm kükürt belirlenmiştir. Üç yaşındaki ibrelerden önemli bölümü dökülmüştür.

ŞEKİL 1.2. ŞİLE'DE AYYLIK VE YILLIK ORTALAMA YAĞIŞ TOPLAMLARININ DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ

ŞİLE YILLAR	YILLIK YAĞIŞ
1970	904,4
1971	667,6
1972	653,3
1973	585,6
1974	726,1
1975	785,0
1976	670,5
1977	603,7
1978	958,2
1979	768,4
1980	1211,7
1981	1696,8
1982	919,3
1983	1109,0
1984	691,4
1985	1052,1
1986	688,8
1987	1111,9
1988	775,4
1989	617,0
1990	874,4
1991	1049,6
1992	703,1
1993	649,6
1994	866,0
1995	944,4
1996	841,7
1997	1296,2
1998	851,1
1999	888,4
2000	909,0
2001	892,1
2002	954,4
2003	799,6
2004	943,0
2005	915,3
2006	834,5





ŞİLE'DE AYLIK ORTALAMA YAĞIŞ TOPLAMLARININ DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ

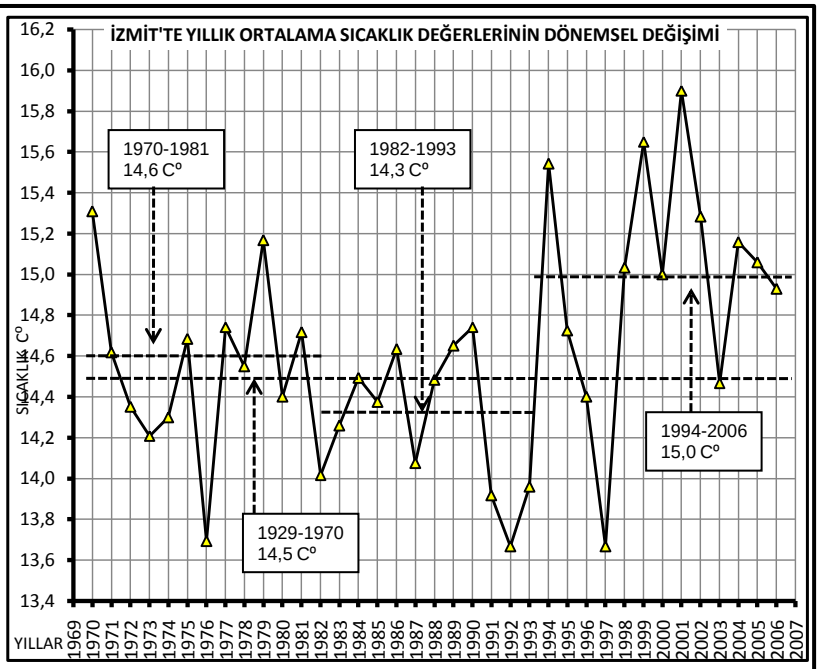
DÖNEMLER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	YILLIK TOPLAM
1970-1981	109,9	67,3	64,5	43,7	43,2	28,0	37,1	64,4	57,3	98,5	99,8	138,8	852,6
1982-1993	106,9	62,0	51,1	58,5	46,7	39,0	36,1	34,3	64,8	127,5	122,5	104,0	853,5
19942006	95,8	80,9	85,0	49,8	22,7	36,6	35,1	97,4	74,6	120,1	94,3	125,8	918,1

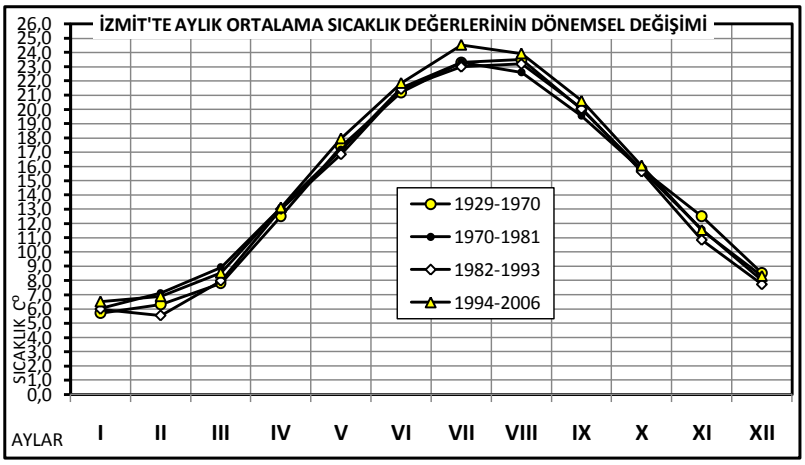
Şile Meteoroloji İstasyonunun ölçmelerinden hesaplanıp, düzenlenmiştir.

M. DOĞAN KANTARCI

ŞEKİL 2.1. İZMİT'TE AYLIK VE YILLIK ORTALAMA SICAKLIKLARIN DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ

İZMİT YILLAR	YILLIK ORT. C°
1970	15.3
1971	14.6
1972	14.4
1973	14.2
1974	14.3
1975	14.7
1976	13.7
1977	14.7
1978	14.6
1979	15.2
1980	14.4
1981	14.7
1982	14.0
1983	14.3
1984	14.5
1985	14.4
1986	14.6
1987	14.1
1988	14.5
1989	14.7
1990	14.7
1991	13.9
1992	13.7
1993	14.0
1994	15.5
1995	14.7
1996	14.4
1997	13.7
1998	15.0
1999	15.7
2000	15.0
2001	15.9
2002	15.3
2003	14.5
2004	15.2
2005	15.1
2006	14.9





İZMİT'TE AYLIK ORTALAMA SICAKLIK DEĞERLERİNİN DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ

DÖNEMLER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	YILLIK ORT.
1929-1970	5.7	6.3	7.8	12.5	17.4	21.2	23.3	23.5	20.0	15.8	12.5	8.5	14.5
1970-1981	6.1	7.1	8.9	13.1	17.2	21.5	23.3	22.6	19.5	15.8	11.6	8.0	14.6
1982-1993	6.0	5.5	8.0	13.0	16.9	21.4	23.0	23.2	20.1	15.6	10.8	7.7	14.3
1994-2006	6.5	6.9	8.5	13.1	18.0	21.9	24.5	23.9	20.6	16.1	11.5	8.3	15.0

İzmit Meteoroloji İstasyonu ölçmelerinden hesaplanıp, düzenlenmiştir.

M. DOĞAN KANTARCI

(4) Çenedağı Yöresinde: Kuzey bakıdaki Sahil çamlarının ibrelerinde; I yaşında 711-1034 ppm, II yaşında 1058-1508 ppm, III yaşında 1326-3263 ppm kükürt belirlenmiştir.

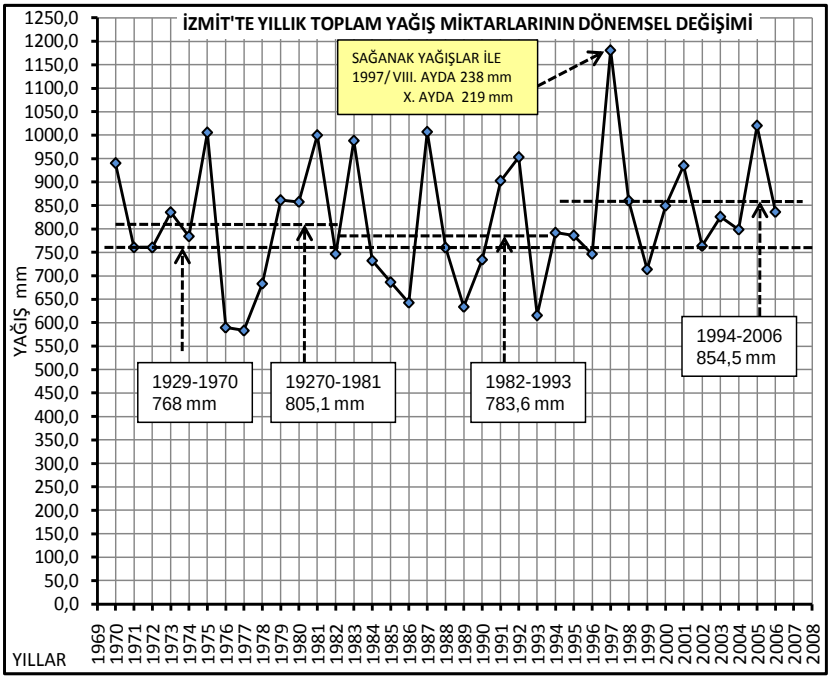
Güney bakıdaki (İzmit Körfezine inen yamaçlarda); Sahil çamlarının ibrelerinde; I yaşında 803-2878 ppm, II yaşında 1274-2978 ppm, III yaşında 2263 ppm kükürt belirlenmiştir. III yaşındaki ibrelerin çoğu dökülmüştür.

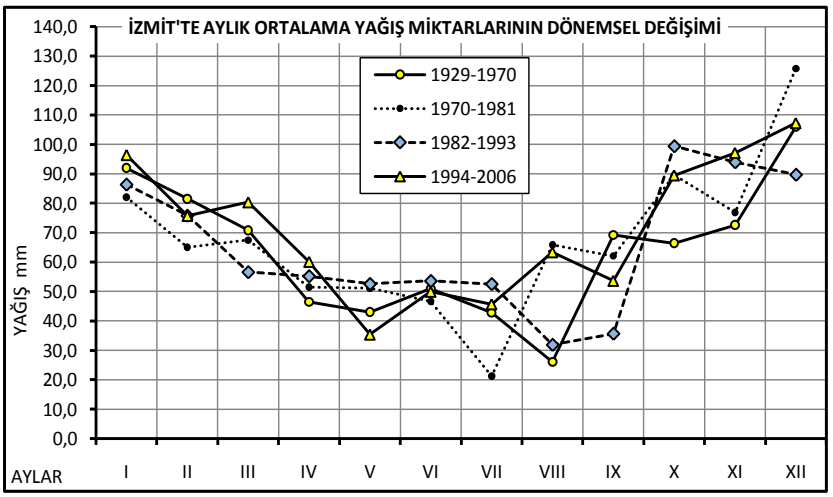
Yukarıda verilen kükürt içerikleri farklı yetişme ortamlarında yetiştirilmiş birçok örnek ağacın ibrelerinden yapılmış genel bir derlemedir. Tablo 1 ve 2'de

örnek alanlara ve ağaçlara göre veriler daha ayrıntılıdır. Şekil 4 ile 5'te kuzeyden güneye sıralanmış olan örnek alanlardaki örnek ağaçların ibrelerindeki kükürt içerikleri verilmiştir. Tablo 1-2 ve şekil 4-5'in incelenmesi; Karadeniz üzerinden gelen hava kütlelerinde önemli bir SO_2 yükünün bulunduğunu, İzmit Körfezi çevresinden de önemli bir hava kirliliğinin Monteri çamlarını ve Sahil çamlarını etkilediğini işaret etmektedir (Kesit 1 ile karşılaştırınız).

ŞEKİL 2.2. İZMİT'TE AYLIK VE YILLIK ORTALAMA YAĞIŞ MİKTARLARININ DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ

İZMİT YILLAR	YILLIK TOPLAM
1970	940.3
1971	760.7
1972	760.4
1973	835.5
1974	784.3
1975	1005.6
1976	589.7
1977	583.2
1978	683.2
1979	861.4
1980	857.6
1981	999.8
1982	746.7
1983	988.1
1984	732.4
1985	686.5
1986	642.8
1987	1007.0
1988	760.0
1989	633.9
1990	734.3
1991	902.7
1992	953.1
1993	615.7
1994	791.9
1995	786.1
1996	746.5
1997	1180.8
1998	860.1
1999	713.9
2000	849.4
2001	934.9
2002	763.8
2003	826.0
2004	798.6
2005	1020.3
2006	836.1



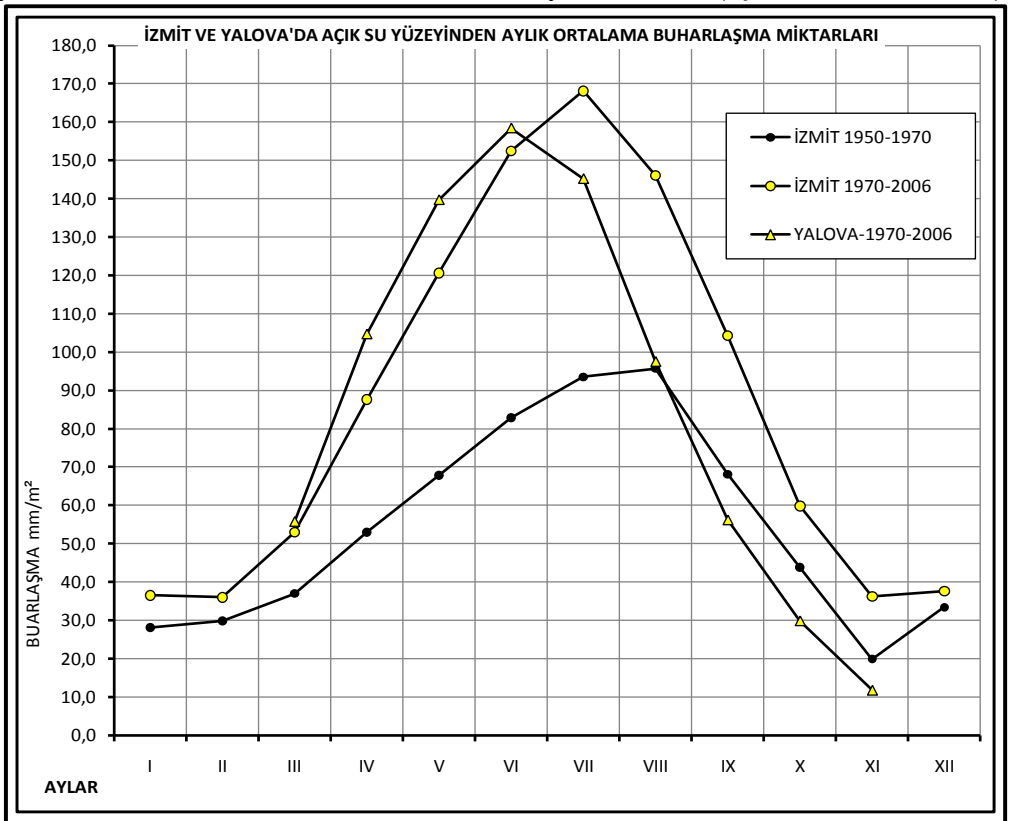


İZMİT'TE AYLIK ORTALAMA YAĞIŞ MİKTARLARININ DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ													YILLIK
DÖNEMLER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	TOPLAM
1929-1970	92.0	81.5	70.8	46.5	43.0	51.0	42.8	26.1	69.2	66.4	72.6	106.0	768.0
1970-1981	82.1	65.0	67.5	51.5	51.1	46.7	21.3	65.8	62.1	89.5	76.9	125.8	805.1
1982-1993	86.4	75.8	56.6	55.2	52.6	53.6	52.6	31.9	35.7	99.4	94.0	89.7	783.6
1994-2006	96.4	75.7	80.3	60.1	35.4	50.0	45.7	63.4	53.7	89.5	97.1	107.2	854.5

İzmit Meteoroloji İstasyonunun ölçmelerinden hesaplanıp, düzenlenmiştir.

M. DOĞAN KANTARCI

ŞEKİL 3. İZMİT VE YALOVA'DA AYLIK ORTALAMA BUHARLAŞMA MİKTARLARI (AÇIK SU YÜZEYİNDEN mm/m²)



İZMİT İst: nu. : 17 066 AYLIK BUHARLAŞMA mm/m² Enlem : 40º 46' K
YÜKSELTİ: 76 m Boylam : 29º 54' D

YILLAR	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	5 YAZ AYI	YILLIK
1950-1970	28.1	29.8	37.0	53.0	67.8	82.9	93.5	95.7	68.1	43.8	19.9	33.4	408.0	671.8
1970-2006	36.5	36.0	53.0	87.6	120.6	152.5	168.1	146.1	104.3	59.8	36.2	37.6	691.6	1038.3
FARK													283.6	366.5

Enlem 40º 39' K
YALOVA İst. Nu: 17 119 AYLIK BUHARLAŞMA mm/m² Boylam 29º 16' D

YILLAR	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	5 YAZ AYI	YILLIK
1970-2006			55.8	104.7	139.7	158.4	145.2	97.5	56.2	29.9	11.8		597.0	

M. DOĞAN KANTARCI

Sahil Çamı ve Monteri Çamında Yıllık Halka Gelişimi. Isınma ve kuraklaşma sürecinde oluşan toprak suyu yetersizliği yanında hava kirliliğinin de Sahil Çamı ve Monteri Çamı ağaçlarını etkilediği anlaşılmaktadır. Ağaçların 3 yaşındaki ibreleri çoğunlukla dökülmüştür. İbrelerin kükürt içerikleri çok yüksek bulunmuştur. Bu olumsuz etkilerin ağaçların yıllık halka kalınlıklarına (odun üretimine) yansıması da incelenmiştir. Farklı ağaç türlerinden alınan örnek ağaçların kesitlerinde yıllık halka kalınlıkları ve çap artımları ölçülmüştür (2004 ve 2005 yıllarında verdiğimiz lisans tezi çalışmaları; Subaşı,A.2005 ve Balkan,H.2007). Burada sadece Sahil Çamı ile Monteri Çamına ait 5 örnek ağacın 0,3 m ile 1,3 m kesitlerindeki ölçümler derlenip, düzenlenmiş ve örnek olarak verilebilmiştir. Örnek ağaçlar kuzey kıyısından

(Kefken-Kerpe Yöresi) ve güneyden (Çene Dağı Yöresi) seçilmiştir (Kesit 1 ile ilişkilendiriniz.).

Monteri çamında yıllık halka gelişimi ile iklim özellikleri ve ibrelerdeki kükürt ilişkileri. Kerpe'de bir tanesi ağaçlandırma alanından, diğeri Hızlı Gelişen Orman Ağaçları araştırma projesi (TUR-71/521) alanından olmak üzere iki örnek ağacın 0,3 m ve 1,3 m kesitlerindeki yıllık halka gelişimi şekil 6'da verilmiştir. Aynı ağaçların ibrelerindeki kükürt içerikleri ile Şile Meteoroloji istasyonunun sıcaklık ve yağış verileri de şekil 6'ya eklenmiştir. Kerpe ağaçlandırma alanı Özel İdare Kampının karşısındadır. TUR/71-521 Proje alanı ise Ömerağzı Koyunun karşısındadır. Bu iki alan birbirine komşu olup, toprakları killi balçık /balçıklı kil türündedir. Toprakta 80 cm derinde durgun su vardır. Kökler hava olmayan durgun su horizonunda gelişememektedirler. Kerpe ağaçlandırma alanında diri örtü temizliğinde kökleme yapılmamış, dolayısı ile üst toprak taşınmamıştır. TUR-71/521 proje alanında ise diri örtü temizliği paletli makinaya takılmış olan kısa dişli bıçak ile yapılmıştır.
Bu kökleme işlemi ile üst toprak ortalama 40 cm kadar taşınmıştır. Alttaki anamateryal zonu ile durgun su zonu kalmıştır. Her iki alanda da toprak riper ile 80 cm'e kadar işlenmiştir. Ancak TUR-71/521 proje alanında daha sığ toprağa dikilen Monteri çamları da daha dar yıllık halka yapmışlar ve aynı süre sonunda daha az çap artımı geliştirebilmişlerdir. Bu Monteri çamları son ısınma ve kuraklaşma döneminden de daha fazla etkilenmişler, zararlı böceklerin de etkisi artmış ve 2003 yılında kurumuşlardır. Kerpe ağaçlandırma alanındaki Monteri çamları kurumamışlardır. Zararlı böceklerin etkisinde de kalmamışlardır. Daha da ilginç olan bulgu; TUR-71/521 projesinde Monteri çamlarının ibrelerindeki kükürt içeriklerinin (II yaşında 2679-2706 ppm), Kerpe ağaçlandırmasındakinden (II yaşında 1951-2019 ppm) daha fazla olmasıdır (III dökülmüş). Ağaçların kurumasına veya daha dar yıllık halka gelişimine ibrelerindeki kükürt içeriğinin de etkisi göz önüne alınmalıdır (Şekil 6). Yıllık halkaların 1983 yılından(12 yaşından) itibaren daraldığı görülmektedir. Bu daralma Kerpe ağaçlandırmasında daha belirgindir (Ayıklama kesimi yapılmadı). TUR-71/521 projesi alanında ise ayıklama/aralama kesimi yapıldığı için yıllık halkaların daralması daha azdır. Yıllık halkalardaki daralma 1994-95 ve 1998-99 yıllarında çok belirgindir (Sıcaklık artışı). Son üç yılda yağışların da azalması belirgin bir yaz kuraklığı etkisine sebep olmuştur.

Çenedağ Yöresinde Kokarpınar ağaçlandırmasından alınan örnek Monteri çamında da çap artımının 1984 yılından (7 yaşından) itibaren belirgin olarak daraldığı görülmektedir. Bu yıldan sonra 1997 yılındaki yağış fazlasının (Sıcaklık düşük) toprakta depolanması ve 1998 yılındaki artıma etkisi ile 1997 yılındaki yağışların 1997-98 artımlarına etkisi dikkati çekmektedir. Sıcaklığın ve buharlaşma miktarlarının artışı ile çap artımının azalması (yıllık halkaların daralması) arasındaki ilişki şekil 7'de görülmektedir. İbrelerde kükürt içeriklerinin yüksekliği (II yaşında 1593-2308 ppm) ve III yaşındaki ibrelerin dökülmüş olması, çap artımının (yıllık halka kalınlıklarının) azalmasını önemle etkilemiş görünmektedir (Şekil 7).

TABLO 1. KEFKEN – İZMİT KESİTİNDEKİ MONTERİ ÇAMI (Pinus radiata) İBRELERİNDEKİ KÜKÜRT MİKTARLARI (ppm / 100 gr)

1. KEFKEN - KERPE YÖRESİ

ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.1. KEFKEN	1.	961	1016	1415	1387	2089	2199
LAHANA KÖY	2.	1010	1090	1441	1523	2006	2075
	3	1124	1209	1387	1305	1827	2006
ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.2. KERPE	1.	1580	1552	2308	2459	-	-
TUR-71/521	2.	1703	1635	2184	2143	-	-
BÖLME 2-3	3.	1772	1937	2212	2294	-	-
ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.3. KERPE	1	1523	1415	2019	1951	-	-
ÖZEL İDARE							
KAMPI KARŞISI							
ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.4. KERPE	1	1786	1773	2679	2706	-	-
ÖMERAĞZI KOYU							
TUR-71/521							
ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.5. BABA DAĞ	1.	1552	1525	3091	2967	-	-
LOKMAN DERE	2.	2061	2170	3586	3330	-	-
TUR-71/521						-	-
ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.6. SARI SU	1.	1140	1071	1552	1401	2033	1937
(ARPA TARLASI)	2.	1291	1360	1676	1621	2184	2239
	3.	1332	1415	1483	1456	1690	1772

2. KARA TEPE – IŞIK TEPE (Fare Tepe) YÖRESİ

ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
2.1. KARA TEPE	1.	1703	1676	1951	2066		
(DUGLAS ÜSTÜ)	2.	1731	1744	1896	2019		
K BAKI	3.	1649	1690	1937	2006		
ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
2.2. GÜRGEN	1.	1374	1360	1621	1538		
TEPELERİNİN	2.	1250	1207	1415	1346		
DOĞUSU-B BAKI	3.	1387	1442				

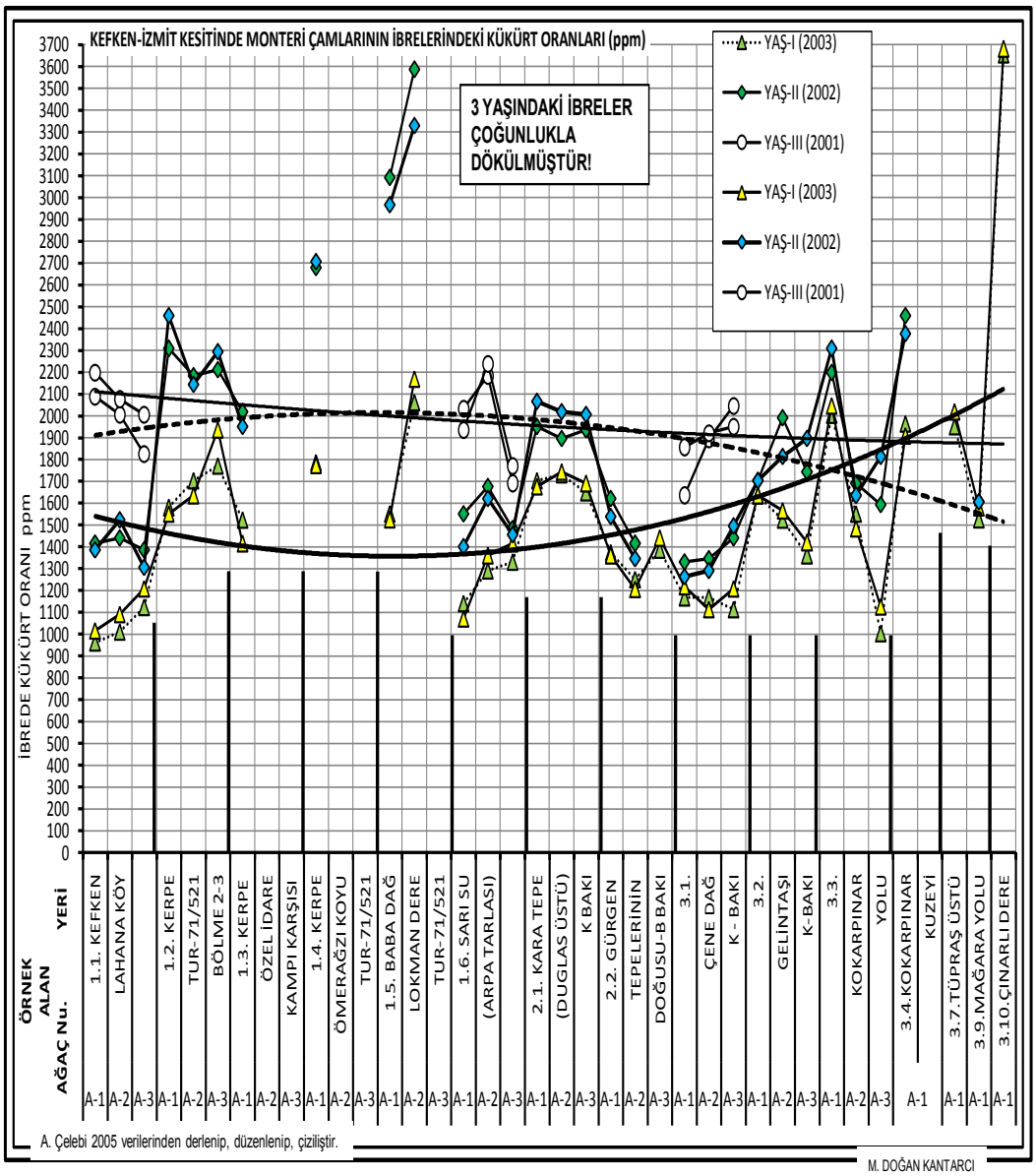
3. ÇENE DAĞI YÖRESİ

ÖRNEK ALAN	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.1.	1.	1167	1218	1332	1263	1635	1855
ÇENE DAĞ	2.	1167	1114	1346	1291	1893	1921
K - BAKI	3.	1114	1209	1442	1497	2047	1951
	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.2.	1.	1635	1635	1703	1703	-	-
GELİNTAŞI	2.	1523	1566	1992	1813	-	-
K-BAKI	3.	1360	1420	1744	1896	-	-
	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
1.3.	1.	2003	2047	2199	2308	-	-
KOKARPINAR	2.	1552	1483	1690	1635	-	-
YOLU	3.	1003	1126	1593	1813	-	-
1.4.	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
KOKARPINAR	1.	1964	1909	2459	2377	-	-
KUZEYİ							
1.7.	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
TÜPRAŞ ÜSTÜ	1.	1951	2019	-	-	-	-
1.9.	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
MAĞARA YOLU	1.	1525	1580	1607	1607	-	-
1.10.	ÖRN.AĞAÇ	YAŞ-I	YAŞ-I	YAŞ-II	YAŞ-II	YAŞ-III	YAŞ-III
ÇINARLI DERE	1.	3654	3681	-	-	-	-

A. Çelebi 2004 verilerinden düzenlenmiştir.

M. DOĞAN KANTARCI

ŞEKİL 4.KEFKEN-İZMİT KESİTİNDE MONTERİ ÇAMLARININ (Pinus radiata) FARKLI YAŞTAKİ İBRELERİNDEKİ KÜKÜRT ORANLARI (ppm)



Sahil çamında yıllık halka gelişimi ile iklim özellikleri ve ibrelerdeki kükürt ilişkileri. Kefken Yaylapınarı yolundaki Sahil çamı ağaçlandırmasından alınan örnek ağaçlardan bir tanesinin 0,3 m ve 1,3 m kesitlerindeki ççap artımları ile 3 tanesinin ibrelerindeki kükürt içerikleri şekil 8'de verilmiştir. Bu ağaçlandırma alanında da diri örtü köklenmediği için üst toprak taşınmamıştır. Toprak riperle 80 cm derinliğe kadar işlenmiştir. Çap artımlarının 1979 yılından (7 yaşından) itibaren önemli ölçüde azaldığı görülmektedir.

Karadeniz'in açık etkisi altındaki bu alanda da Sahil çamlarının ibrelerindeki kükürt içeriklerinin yüksekliği (II yaşında 1935-2037 ppm, III yaşında 2507 ppm) çap artımın (yıllık halka kalınlıklarını) ve odun üretimini çok olumsuz etkilemiş görünmektedir (Şekil 8).

İzmit'in kuzey batısındaki Yatak Tepeden alınan üç Sahil çamı örneğinden birinin 0,3 m ve 1,3 m kesitindeki çap artımı şekil 9'da verilmiştir. Burada da 1984 yılından (9 yaşından) itibaren çap artımının azaldığı, 1987-92 döneminde biraz arttığı fakat 1993 yılından itibaren tekrar azaldığı görülmektedir. Yağışlı ve serin 1997 yılının etkisi 1998 yılında da devam etmiştir. İbrelerdeki kükürt içeriklerinin yüksekliği ve çap artımına etkisi de dikkat çekicidir.

TABLO 2. KEFKEN-İZMİT KESİTİNDE SAHİL ÇAMI İBRELERİNDEKİ KÜKÜRT MİKTARLARI

1.KEFKEN–KERPE YÖRESİ	ÖRNEK AĞAÇ Nu.	İBRE YAŞI VE KÜKÜRT ppm /100 gr I 2003	II 2002	III 2001
1.1. KEFKEN YAYLAPINAR YOLU	AĞAÇ-1	1363		
	AĞAÇ-2	1401	1935	2507
	AĞAÇ-3	1357	2037	
1.2. KERPE TUR-71/521 Bölme 2	AĞAÇ-1	793	1903	
	AĞAÇ-2	803	1278	
	AĞAÇ-3	766	1278	
1.3.KERPE LOKMAN DERE TUR-71/521	1	601	910	1872
	2	1020	1965	2401
	3	814	1989	
1.4. SARI SU KORUBELİ	1	1171	1951	
	2	841	1278	
	3	872	1566	

2.KARA TEPE YÖRESİ	AĞAÇ	I 2003	II 2002	III 2001
2.1.KARA TEPE DUGLAS YANI	1	1260	1312	1319
	2	1260	1377	
	3	1264	1545	1556
2.2. KARA TEPE YANGIN SONRASI GENÇLİK	1	1209	1377	1659
	2	1171	1435	1728
	3	1267	1460	1817
2.3. MEYDAN TEPE	1	1037	1415	1806
	2	1058	1344	1597
	3	1071	1401	1892
2.4. GÜRGEN TEPELERİ	1	972	1484	
	2	1319	1872	
	3	1243	1934	
	4	1054	1576	

3. ASMACA TEPE - ŞEHİTLER TEPE YÖRESİ	ÖRNEK AĞAÇ Nu.	İBRE YAŞI VE KÜKÜRT ppm /100 gr I	II	III
3.1.ASMACA TEPE DUGLAS YANI	1	927	1411	1563
	2	944	1308	
	3	1147		
	4	917		
3.2. ASMACA TEPE YANGIN SONRASI GENÇLİK	1	1168		
	2			
	3			

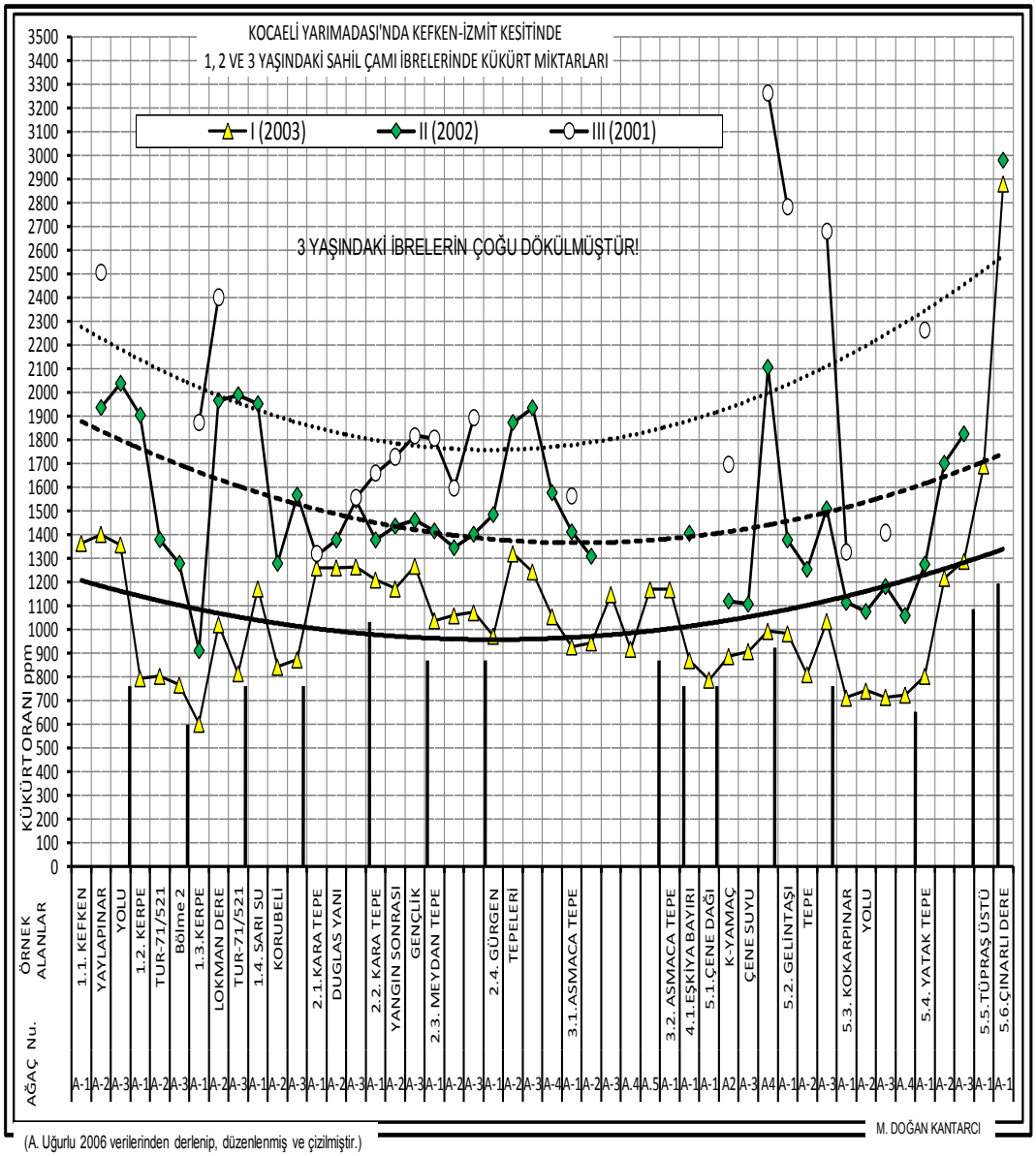
4. KAYALI DAĞ YÖRESİ	AĞAÇ	I 2003	II 2002	III 2001
4.1.EŞKİYA BAYIRI	1	869	1405	

5.ÇENE DAĞI YÖRESİ	AĞAÇ	I 2003	II 2002	III 2001
5.1.ÇENE DAĞI K-YAMAÇ ÇENE SUYU	1	787		
	2	886	1119	1697
	3	907	1106	
	4	992	2105	3263
5.2. GELİNTAŞI TEPE	1	982	1377	2782
	2	810	1253	
	3	1034	1508	1679
5.3. KOKARPINAR YOLU	1	711	1113	1326
	2	741	1075	
	3	714	1180	1408
	4	724	1058	
5.4. YATAK TEPE	1	803	1274	2263
	2	1216	1700	
	3	1288	1824	
5.5.TÜPRAŞ ÜSTÜ	1	1690		
5.6.ÇINARLI DERE	1	2878	2978	

A.Uğurlu 2006 verilerinden derlenip, düzenlenmiştir.

M. DOĞAN KANTARCI

ŞEKİL 5. KEFKEN-İZMİT KESİTİNDE SAHİL ÇAMI ÖRNEK AĞAÇLARININ 1, 2, 3 YAŞINDAKİ İBRELERİNDE KÜKÜRT ORANLARI (ppm)

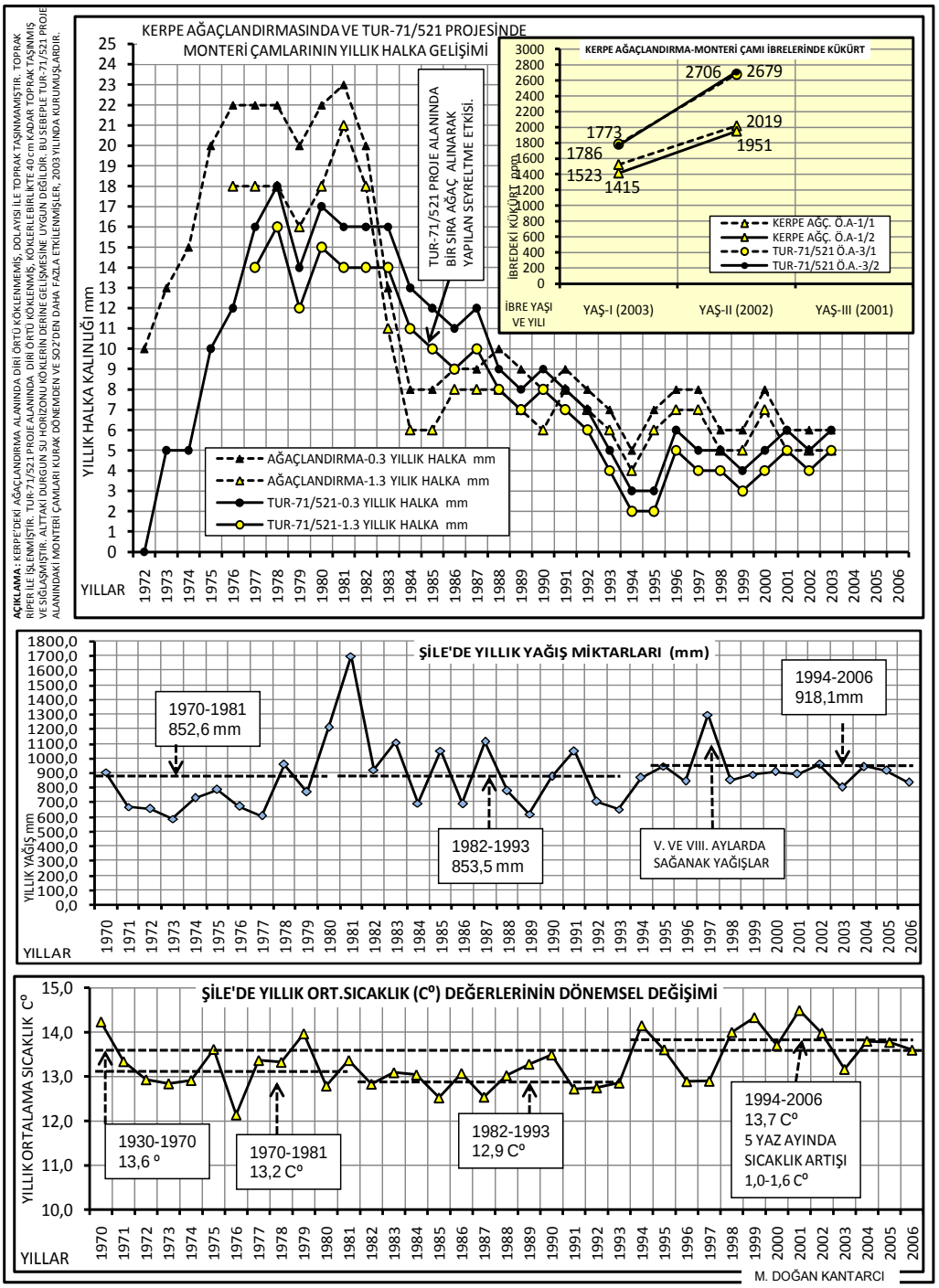


(A. Uğurlu 2006 verilerinden derlenip, düzenlenmiş ve çizilmiştir.)

SONUÇ VE TARTIŞMA

Kocaeli Yarımadası'nda hızlı gelişen orman ağacı türlerinden Monteri Çamı (Pinus radiata) ile Sahil Çamı (Pinus pinaster Syn. P. Maritima) örnek ağaçlarının yıllık halka kalınlıkları ve çap artımları üzerinde etkili olan iklim değişikliği ve hava kirliliği araştırması birbirine eklenen bir çalışmalar serisinin sonucudur. Bu seriden; 81 ağacın (Monteri Çamı 32, Sahil Çamı 49) I,II, III yaşındaki ibrelerinde kükürt içerikleri ile 5 ağacın yıllık halka ve çap artımına ait bulgular ile değerlendirmeler yukarıda sunulmuştur. Sıcaklık, yağış, buharlaşma gibi iklim özelliklerindeki dönemsel değişimler de bu değerlendirmelere eklenmiştir. Sunulan bulgulara ve daha önceki bilgilerimizi de eklediğimiz değerlendirmelerimize göre aşağıdaki sonuçları sıralamak ve tartışmaya açmak mümkündür.

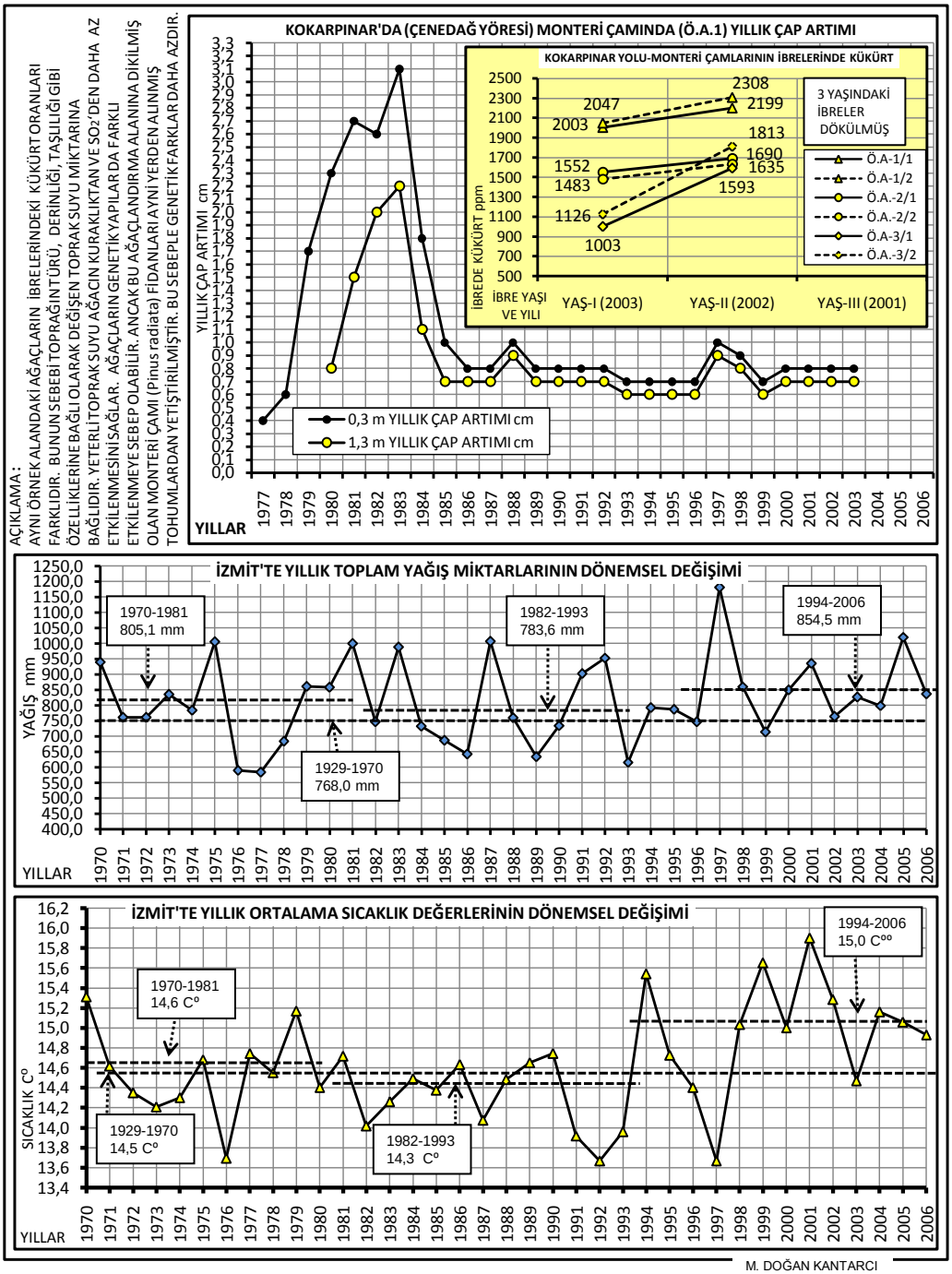
ŞEKİL 6. KERPE'DE AĞAÇLANDIRMA ALANINDA VE TUR-71/521 PROJESİNDE YETİŞTİRİLEN MONTERİ ÇAMLARININ (Pinus radiata) YILLIK HALKA KALINLIKLARI İLE YAĞIŞ/SICAKLIK VE İBRELERDEKİ KÜKÜRT İLİŞKİSİ



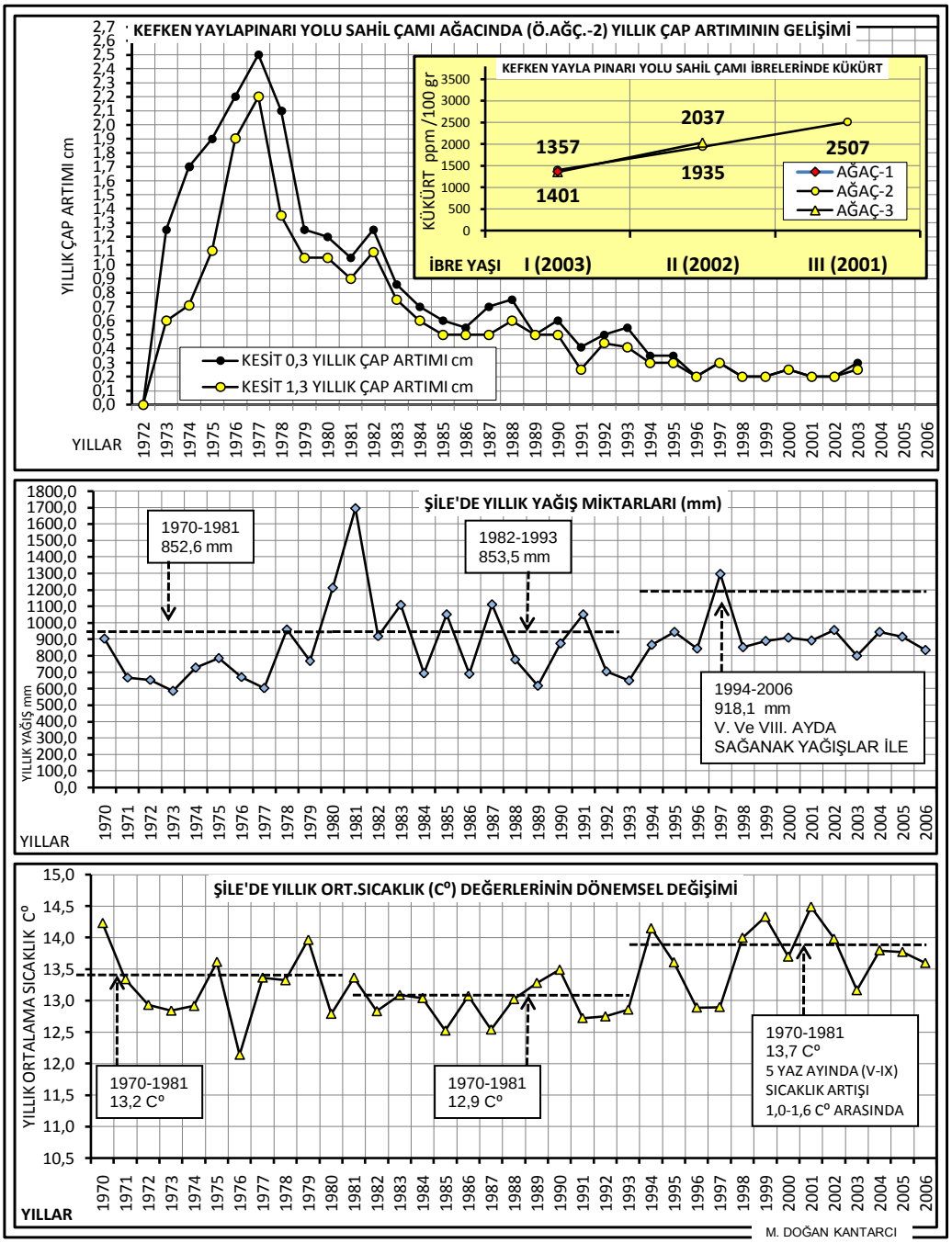
(1) Kocaeli Yarımadası'nın kuzeyinde Karadeniz ikliminin serin ve nemli etkisi altındaki arazide yıllık ortalama sıcaklık değerleri ile güneyde İzmit Körfezinin kuzey kıyısındaki sıcaklık değerleri arasında 1,3-1,4 C^0 fark vardır. Aylık ortalama sıcaklık değerleri arasında da 1,0-1,7 C^0 farklar vardır (Şekil 1.1. ile 2.1.'i karşılaştırınız). Bu fark ısınma ve kuraklaşma sürecinde güneye ve batıya bakan yamaçlarda kuraklık etkisinin daha fazla hissedilmesine sebep olmuştur.

(2) İnceleme konumuz olan Monteri çamları ile Sahil çamları ısınma / kuraklaşma dönemindeki sıcaklık artışlarından etkilenmişlerdir. Bu etkilenme güney ve batı bakıdaki yetişme ortamlarında daha belirgindir (Kantarcı, M. D. 2004). Toprak türüne, derinliğine ve taşlılığına göre toprağın su kapasitesine ve ağacın geliştirebildiği kök sistemine göre de kuraklaşma etkisi farklıdır. Toprak derinliğinin azaltılmasının olumsuz etkisi TUR-71/521 ağaçlandırmasından alınan Monteri çamı örneğinde açıkça görülmektedir (Şekil 6).

ŞEKİL 7. KOKARPINAR (ÇENE DAĞ) MONTERİ ÇAMI(Pinus radiata) ÇAP ARTIMI/YAĞIŞ/SICAKLIK/İBREDEKİ KÜKÜRT İLİŞKİSİ

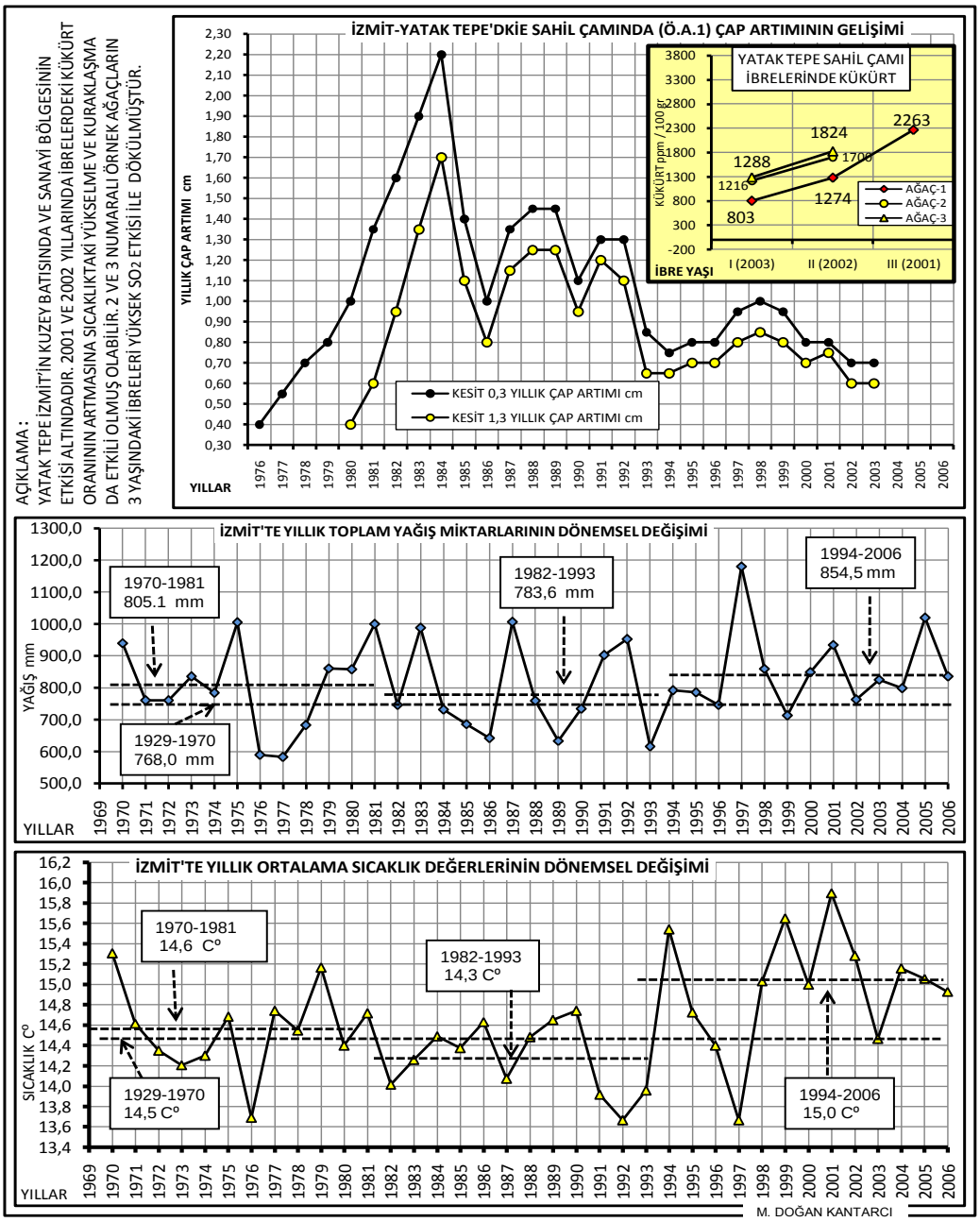


ŞEKİL 8. SAHİL ÇAMINDA (KEFKEN)YILLIK HALKA GELİŞİMİ İLE YAĞIŞ/SICAKLIK VE İBREDE KÜKÜRT İLİŞKİSİ



(3) Hava kirliliğinin çap artımına etkisi ibrelerdeki kükürt birikimi ile incelenmiş ve sunulmağa çalışılmıştır. Monteri çamları ile Sahil çamlarının ibrelerindeki kükürt içerikleri klorofilli hücreleri tahrip edecek, ibreleri kurutacak düzeydedir. Klorofilli hücrelerin tahribi ve üç yaşındaki ibrelerin çoğunlukla dökülmüş olması, ağaçların fotosentez kapasitelerini de azaltmıştır. Bunun sonucunda yıllık halkalar daralmış, çap artımı ve odun üretimi de azalmıştır (Şekil 6, 7, 8, 9).

ŞEKİL 9. İZMİT-YATAK TEPEDEKİ SAHİL ÇAMINDA (Ö.A.1) ÇAP ARTIMI İLE YAĞIŞ/SICAKLIK/İBREDEKİ KÜKÜRT İLİŞKİSİ



(4) Ağaçların yıllık halkalarının daralmasının başka sebepleri de vardır.

* Birim alandaki ağaç sayısının fazlalığı yıllık halkaların daralmasına sebep olur. Sık dikilmiş fidanlar büyüdüklerinde, yetişme ortamının su ve besin kapasitesi yetersiz kalır, fidanların veya genç ağaçların çap artımları da yavaşlar.

* Ağacın çapı genişledikçe, aynı miktardaki yıllık odun üretiminin daha geniş çap üzerine sarılması yıllık halkaların giderek daralmasına sebep olur.

* Dikim alanında kök ve kütük sürgünü veren ağaç ve çalı türlerinin gelişen sürgünleri, fidanların büyümesini engelleyebilir.

* Sıralanan bu sebeplerin hiçbirisi araştırma alanında geçerli değildir. Diri örtüyü oluşturan seyrek çalılar kesilmiştir. Toprak riper ile (80 cm) işlenmiştir. Fidanlar 3x3 m aralıkla dikilmiştir. Dikimden sonra 3-4 yıl çapa ile ot bakımı ve yabancı sürgün bakımı yapılmıştır. Yıllık halka daralmasının 7. veya 11.

yaşlarda başlamış olmasının ve daralmanın giderek artan bir gelişme izlemesinin sebeplerini başka faktörlerde aramak gerekir. Bu faktörlerin ısınma/kuraklaşma süreci ile hava kirliliği (Özellikle SO_2) etkisi olduğu sonucuna varılmıştır.

KAYNAKLAR

Balkan, H. 2007, İzmit Orman İşletmesi'nde Sahil Çamının (Pinus pinaster) yıllık halka gelişimi ile yetişme ortamı yöreleri arasındaki ilişkiler. İ.Ü. Orman Fakültesi Toprak İlmi ve Ekoloji Anabilim Dalı-Bitirme Tezi (Danışman: D.Tolunay) (Tez için M.D Kantarcı ile ve gözetiminde yapılmış ölçmeler).

Çelebi, A. 2004; Kocaeli Yarımadasındaki Monteri Çamı (Pinus radiata) ormanlarında hava kirliliği etkisinin ibre kükürt analizleri ile belirlenmesi. Sakarya Üni. Fen Bilimleri Enst. Yüksek Lisans Tezi (Danışman: S. Özdemir) (VIII+45).

Devlet Meteoroloji İşleri Gnl.Md'lüğü 1974, Ortalama ve ekstrem kıymetler meteoroloji bülteni T.B.nu.448-Başbakanlık Basımevi – Ankara.

Devlet Meteoroloji İşleri Gnl.Md'lüğü 2006, Ortalama ve ekstrem kıymetler meteoroloji verileri (CD) – Ankara.

Kantarcı, M.D., (2005): Orman Ekosistemleri Bilgisi.İ.Ü. Yayın Nu: 4594, Orman Fakültesi Yayın Nu: 488, (XXVI+418), İstanbul Üniversitesi Basım ve Yayınevi Müdürlüğü, ISBN: 975- 404-756-1, İstanbul.

Kantarcı, M.D. 2006, Effects of Climate Change and Aridity on Ergene River Basin Water Productivity. International Conference on Climate Change and the Middle East, Present and Future 20-23.11.2006 İstanbul Technical University Department of Meteorogical Engineering, Turkey. Editors: Y.Ünal, C.Kâhya, D.Demirhan Barı PROCEEDINGS (246-258)

Kantarcı, M.D. 2007, İklim değişikliği sürecinde Çatalca ve Kocaeli yarımadalarındaki sıcaklık artışının İzmit İşletmesi ormanlarında çam kese böceği zararları ile ilişkisi üzerine araştırmalar. (Researches on the Relation of the Harms of the Thaumetopoea pityocampa in the Forests of İzmit enterprise and the Increase of the Temperature in Çatalca and Kocaeli Peninsula in the Climate Change Process) Türkiye İklim Değişikliği Kongresi-TİKDEK 2007, 11-13.4.2007 İstanbul Teknik Üniversitesi-Maslak/İstanbul (CD olarak yayınlanmıştır).

Kantarcı, M.D. 2010, İç Anadolu'da ortalama sıcaklık ve yağış değerlerindeki dönemsel değişimlerin ekolojik değerlendirilmesi. An Ecological assesment of periodical variation between average temperature and precipitation for Central Anatolia Region. Çölleşme ile Mücadele Sempozyumu 17-18.6.2010-Çorum. Bildiriler kitabı (26-35). Çevre ve Orman Bakanlığı Ağaçlandırma ve Erozyon Kontrolu Genel Md'lüğü-Ankara.

Subaşı, A. 2005, Kocaeli Yarımadası'nda Kefken/Kerpe-Çenedağ (İzmit) kesitinde yetiştirilmiş Monteri Çamı (Pinus radiata) ormanlarındaki ağaçların yıllık halka kalınlıkları ve çap gelişimleri ile yetişme ortamı özellikleri arasındaki ilişki. İ.Ü. Orman Fakültesi Toprak İlmi ve Ekoloji Anabilim Dalı-Bitirme Tezi (Danışman: M.D. Kantarcı) (II+41). TUR-71/521, 1972; Industrial Forestry Plantations Project.

United Nations Development Programe (UNDP) / Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO),Rome-Italy.

Uğurlu, A. 2006; Kocaeli Yarımadası Kefken/İzmit kesitinde Sahl Çamı (Pinus pinaster Ait.) ibrelerinde kükürt birikimi. İ.Ü.Fen Bilimleri Enst. Orman Müh.Dalı Toprak İlmi ve Ekoloji Prg. Yüksek Lisans Tezi (Danışman: D. Tolunay) (VIII+37).

KONYA İLİ HAVA KALİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Gülnihal KARA[1(*)], Mehmet Emin AYDIN[1], İbrahim TEKİN[2]

[1]Selçuk Üniv. Müh. Mim. Fak. Çevre Müh. Böl. 42031 Kampüs/Konya
[2]Konya Büyükşehir Belediyesi, Çevre Koruma ve Kontrol Dairesi Başkanlığı, Konya

ÖZET

Avrupa hava kalitesi çerçeve direktiflerine göre, üye ülkeler hava kirleticilerinin konsantrasyon seviyelerini Avrupa hava kalite standartlarını dikkate alarak yıllık olarak değerlendirmeli ve rapor etmelidir. Kirletici konsantrasyon seviyelerinin limit ve hedef değerleri aştığı bölgelerde hedef ve limit değerleri sağlama yönünde planlar ve programlar hazırlanmalıdır. Dünyanın pek çok bölgesinde olduğu gibi Konya'da da hızlı kentleşme, bölgesel ekonominin büyümesi, nüfus artışı beraberinde hava kalitesinin bozulmasına neden olmuştur. Bu çalışma da, 4 istasyonda SO_2 ve PM_{10} kirlilik parametrelerinin ölçüldüğü Konya ilinin hava kalitesinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Konya kentinde doğalgaz kullanımının sanayide 2003 yılında konutlarda ise 2004 yılında başlanmış olmasına rağmen özellikle kış aylarında zaman zaman PM_{10} değerlerinin, 24 saatlik limit değerleri aşması bu bölgede temiz hava yönetim planlarının hazırlanmasını gerekli kılmaktadır. Temiz hava yönetim planlarının hazırlanmasında mevcut hava kalitesinin incelenmesi ve kirletici kaynakların doğru tespit edilmesi önemlidir. Bu çalışma da 2000-2010 yıllarındaki yıllık ve aylık veriler kullanılarak kirleticilerin mevsimsel değişimi incelenmiştir. Çalışma da yoğun trafik bölgesinde kısa vadede PM_{10}'da iz element içeriğinin belirlenerek partikül madde kirliliğinin kaynaklarının belirlenmesi sağlanmıştır.

Anahtar Sözcükler: Hava kalitesi, Hava kirleticiler, Kirlilik kaynakları, PM_{10}, Kükürtdioksit, Hava, Konya.

GİRİŞ

Avrupa'da hava kalitesi son yıllarda en çok gündemde olan konulardan biridir. Avrupa Komisyonu (EC) uzun vadeli hava kalitesi hedeflerini pek çok direktif ile tanımlamıştır. Bu direktiflerde havada belirli kirleticiler için sınır değerler oluşturulmuş ve kirleticilerin konsantrasyonlarının izlenmesine zorunluluk getirmiştir. Avrupa konseyi tarafından 1996'da hava kalitesinin değerlendirilmesi ve yönetimi üzerine 96/62/EC (FWD) direktifi yayınlanmıştır. Bu direktif, mevcut yasanın revizasyonu, önceden yasada var olmayan hava kirleticiler için yeni hava kalite standartları geliştirme, bir kısım kirleticiler için de kardeş direktiflerin geliştirilmesi için zaman çizelgesi oluşturmayı kapsamaktadır. Bu direktif de atmosferik kirleticiler kükürtdioksit (SO_2), azotdioksit (NO_2), partikül madde, kurşun, ozon (O_3), benzen, karbonmonoksit (CO), poliaromatik hidrokarbonlar ve bazı ağır metaller olarak tanımlanmıştır. Bu direktifin ardından kardeş direktifler yayınlanmıştır. Kardeş

* gkara@selcuk.edu.tr

direktiflerde bu kirleticiler için ya limit değerler ya da hedef değerler oluşturulmuştur. Kardeş direktiflerde ayrıca kirleticiler için alarm değerler, birliğe ait ülkelerde kıyaslanabilir ölçüm sonuçlarını elde etmek için izleme stratejileri, ölçüm metotları, kalibrasyon ve kalite değerlendirme metotları tanımlanmıştır. Birliğe üye ülkeler hava kalitesini arttırmak amacıyla endüstriyel kirlenme kontrolü, toksik ve diğer tehlikeli atıkların yönetimi, enerji, çevre yönetimi, etkin ulaşım alanlarında politikalar ve programlar geliştirmekte, standartlar yayınlamaktadırlar.

Bölgesel seviyede hava kalitesini değerlendirme çalışmalarını yapmak, hedeflerin gerçekleşmesini doğrulamak, EC direktiflerinin uygulanabilirliğini ortaya koymak, hava kirliliğinin kaynağını ve nedenlerini anlamak için yapılmaktadır. Eğer ortam hava kalitesi hava kalite standartlarını sağlamıyorsa yerel otoritelerden kirlilik kontrol politikalarını planlaması ve gerçekleştirmesi istenmektedir. Hava kirliliği pek çok ülkede olduğu gibi ülkemizde de halen ciddi bir problemdir. Hızlı nüfus artışı, meteorolojik ve topografik şartlar dikkate alınmadan gerçekleştirilen kentleşme ve sanayileşmeye neden olmaktadır. Nüfusun hızlı artması beraberinde insanların ihtiyaç duyduğu enerji, araç, konut ve konfor ihtiyacında da artışa neden olmaktadır. Dolayısıyla bu talepler, kentsel havada hava kirletici emisyonlarının artmasına neden olmaktadır. Ülkemizde bu emisyonları engellemek ve kontrol etmek için ulusal standartlar dikkate alınarak birçok düzenlemeler yapılmaktadır. Bu standartlar ve alınan önlemlerle dünyanın pek çok ülkesinde olduğu gibi ülkemizde de temel hava kirliliği göstergelerinden biri olan SO_2 konsantrasyonlarında azalma eğilimi görülmektedir. Geçmişte, ülkemizdeki diğer kent merkezlerinde olduğu gibi özellikle kış aylarında düşük kalitede fosil yakıtların kullanımı, uygunsuz yakma tekniklerinin kullanılması, yeşil alanların sınırlı olması, motorlu araç sayısındaki artış ve trafik yükü gibi kirletici kaynaklara ilaveten topografik ve meteorolojik şartlar ile Konya kent hava kalitesi düşmekteydi. 2003 yılında sanayide, 2004 yılında da konutlarda doğalgazın kullanılmaya başlanması ile günümüzde SO_2 konsantrasyonunda önemli azalmalar görülmektedir. Konya kentinde hava kalitesi birçok kent merkezinde olduğu gibi sadece SO_2 ve PM parametreleri ile izlenmektedir. Çevre ve Orman Bakanlığı ve Büyükşehir Belediyesinin kurduğu 2 şer hava kalitesi izleme istasyonu ile izleme çalışmaları sürmektedir. Bu çalışmanın amacı hızlı kentleşen ve sanayisi büyüyen Konya şehrinin hava kalitesini değerlendirmektir. Bu amaçla mevcut SO_2 ve PM verileri ve kısa vadede mobil istasyon ile elde edilen ozon ve CO verileri ve geçmişte yapılan çalışmalar kombine edilerek Konya hava kalitesi değerlendirilmiştir.

YÖNTEM

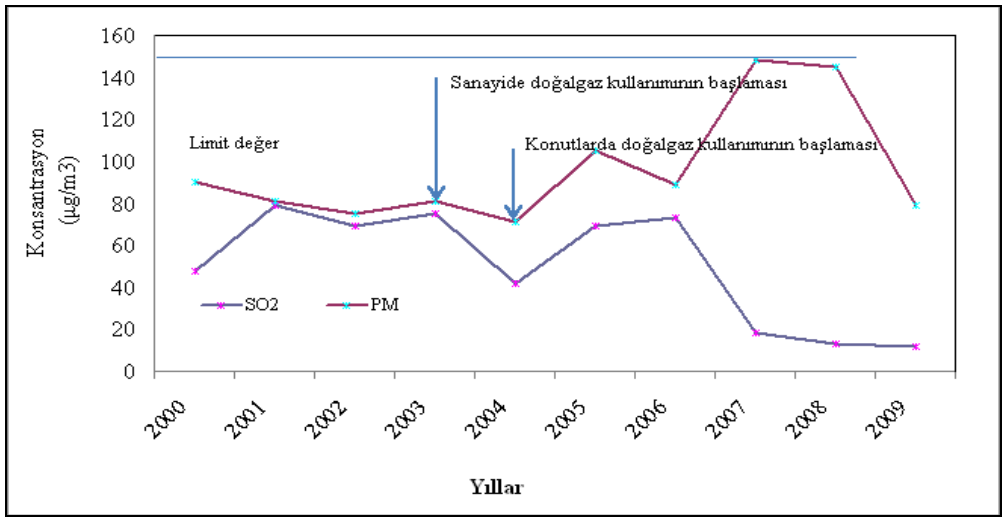
Çalışma Alanı ve Örnekleme

Bu çalışma nüfus yoğunluğu 1.019.755 kişi olan Konya şehrinde gerçekleştirilmiştir. Konya kenti, yıllık ortalama sıcaklığı 11.5 ^{o}C, yağış yükseliği 321.8 mm, çok güneş alan, sert karasal iklim ile karakterize edilmektedir. Özellikle kış aylarında hava sert ve soğuktur. Kuzey (N-4966), Kuzey- Kuzeydoğu (NNE-4206) ve kuzeydoğu (NE-3388) rüzgâr yönleri hakimdir. Konya'da sanayide 2003, konutlarda ise 2004 yılında doğalgaz kullanılmaya başlanmıştır. Nüfusun % 35'inden fazlası doğalgaz

kullanmaktadır. Toplu taşıma otobüsler ile karayolu ve tramvay ile demiryolu kullanılarak gerçekleştirilmektedir. Ayrıca dolmuş ve taksilerde ulaşımda kullanılmaktadır. Hava kalitesi izleme istasyonları Konya genelini kapsayacak şekilde Karatay, Selçuklu, Meram ve Horozluhan (Selçuklu Bölgesinde) bölgelerinde olarak konumlandırılmıştır. SO_2 ve PM tam otomatik olarak istasyonlarda 2005 yılından itibaren izlenmektedir. Metorolojik veriler Konya Meteroloji Bölge Müdürlüğün'den temin edilmiştir. Metal analizi için PM_{10} başlıklı yüksek hacimli örnekleyici ve selüloz asetat filtreler kullanılmıştır. Örnekleme 28.08.2008-07.09.2008 tarihleri arasında trafiğin yoğun olduğu Aydınlık kavşağında (Selçuklu Bölgesinde) ve Karatay bölgesinde yapılmış olup örnekleme süresi 24 saattir. SO_2 ve PM_{10} ölçümleri hava kalitesi izleme istasyonlarındaki SO_2 ve PM_{10} ölçümü yapan mevcut cihazlar tarafından yapılmıştır. Cihazlar EPA veya EN gibi uluslararası kabul edilmiş referans metotlarına uygun olarak, tasarlanmış online tam otomatik ölçüm yapmaktadır. PM_{10} beta ışını zayıflatma, SO_2 ise optik sensörlü, UV floresans yöntemleriyle ölçülmektedir.

SONUÇLAR VE TARTIŞMA

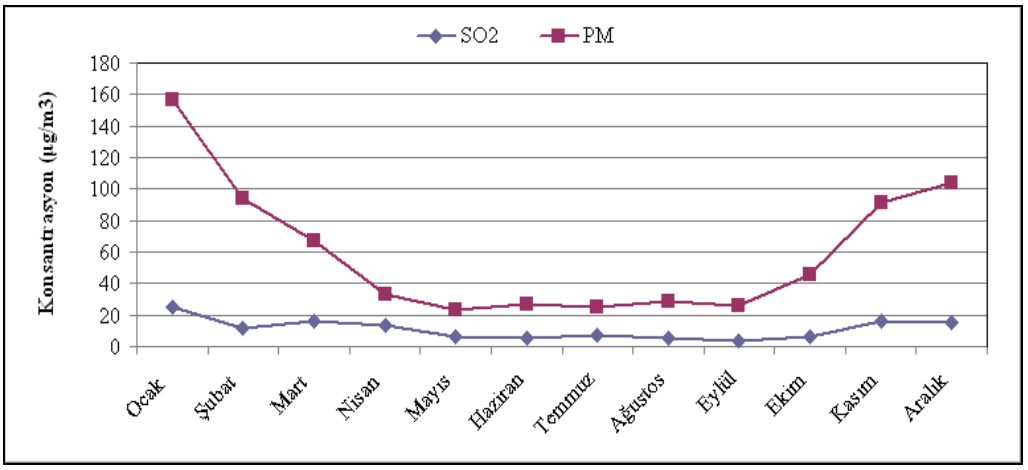
Şekil 1. PM ve SO_2 konsantrasyonlarının 2000-2009 periyodu süresince yıllara göre değişimini göstermektedir.



Şekil 1. PM ve SO_2 seviyelerinin 2000-2009 periyodunda yıllara göre değişimi

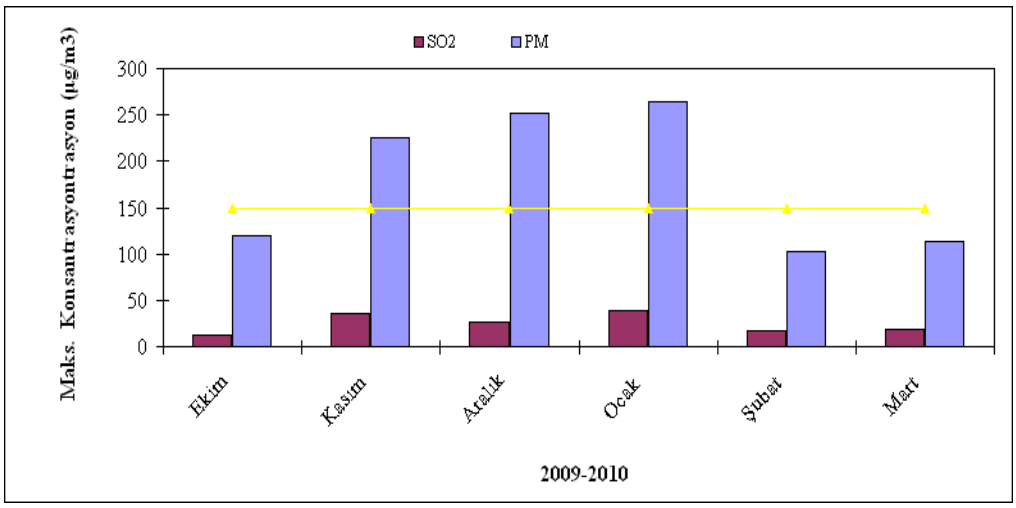
Şekil 1 incelendiğinde SO_2 konsantrasyonunun doğalgazın kullanılmaya başlanması ile 70 µg/m^3 seviyelerinden 10 µg/m^3 seviyelerine hızlı bir şekilde düştüğü görülmektedir. PM konsantrasyonundaki artış eğilimi ile ilgili olarak 2005 dahil daha önceki yılların ölçüm sonuçlarının tam otomatik cihazlarla yapılan ölçüm sonuçları ile karşılaştırılmasının hatalı olabileceği söylenebilir. 2005'ten önce yapılan ölçümlerde yarıotomatik cihazlar kullanılmakta, ölçümler farklı tekniklerle yapılmaktaydı. Nitekim 2008 yılından itibaren PM değerlerinde de azalma görülmektedir.

SO_2 ve PM'nin 2009 yılı için aylık değişimi Şekil 2'de görülmektedir.



Şekil 2. 2009 yılına ait aylık ortalama PM ve SO_2 konsantrasyonları

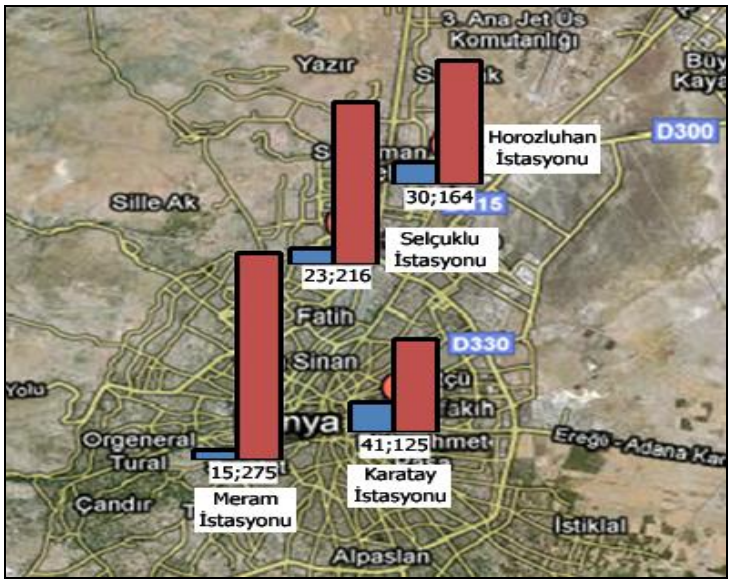
Şekil 2 incelendiğinde ısınma dönemini kapsayan kış döneminde PM ve SO_2'de yüksek konsantrasyon seviyeleri görülmektedir. Şekil 3'de yüksek konsantrasyon seviyelerinin gözlendiği ısınma dönemine ait maksimum SO_2 ve PM konsantrasyonları verilmiştir.



Şekil 3. Isınma dönemine ait maksimum SO_2 ve PM konsantrasyonları

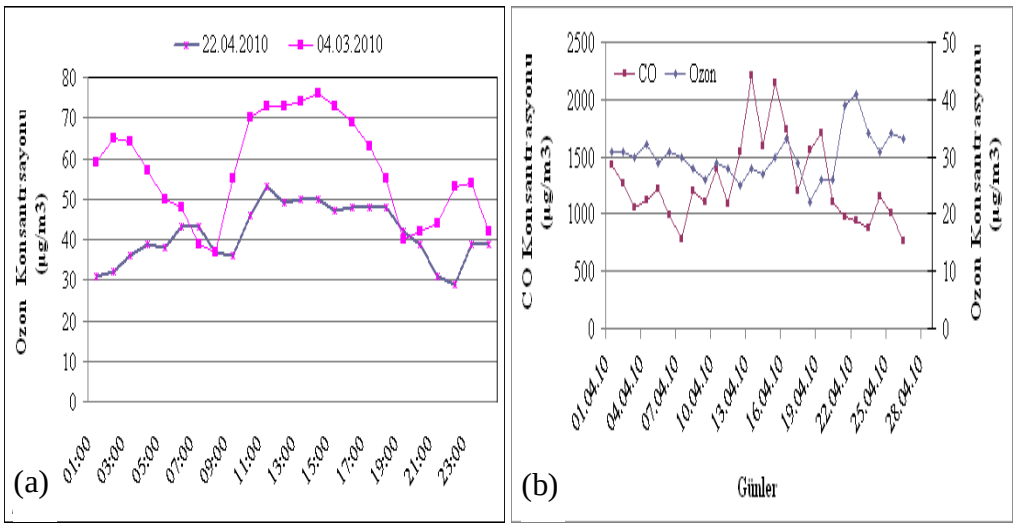
Şekil 3 incelendiğinde kasım, aralık ve ocak aylarında PM için hedef sınır değerin aşıldığı görülmektedir. Yıllık ortalama değerlerde limit değerlerin sağlandığı ama özellikle ısınma döneminde PM konsantrasyon seviyelerinin hedef sınır değerlerin üzerinde seyrettiği görülmektedir. Hava kalitesi izleme istasyonlarında 2009-2010 periyodunda ölçülen ortalama PM ve SO_2 konsantrasyonları Şekil 4'de verilmiştir.

Şekil 4 incelendiğinde SO_2 konsantrasyonun Meram istasyonunda, PM konsantrasyonun ise Karatay istasyonunda yüksek seviyelerde olduğu tespit edilmiştir.



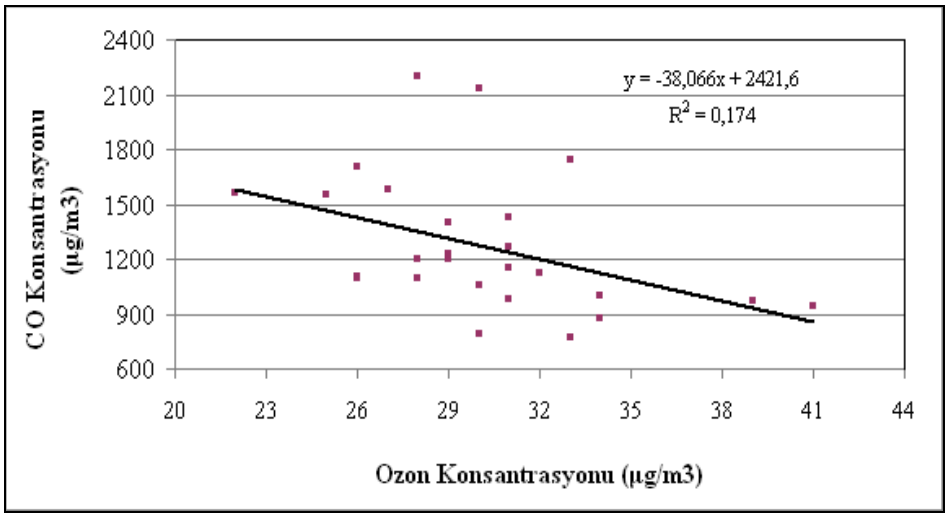
Şekil 4. 2009-2010 periyodunda istasyonlarda gözlenen ortalama PM ve SO_2 konsantrasyonları

Meram istasyonunda tespit edilen yüksek seviyelerdeki SO_2'in, bu bölgenin nüfus yoğunluğunun fazla olması, şehrin en düşük kotlu bölgesi olması ve şehrin çıkışında hakim rüzgâr yönünde olması nedenleriyle kirleticilerin bu bölgede biriktiği düşünülmektedir. Trafikten kaynaklanan kirliliği belirlemek için geçici olarak Konya Büyükşehir Belediyesi'nce Çevre ve Orman Bakanlığı'ndan mobil istasyon temin edilmiş, şubat, mart ve nisan aylarında PM ve SO_2'e ilave olarak CO ve ozon ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Nisan ve mart aylarında 2 farklı gün için saatlik ozon konsantrasyonun değişimi Şekil 5-a'da, ozon döneminin başlangıcı olarak kabul edilen Nisan ayı için elde edilen günlük ozon ve CO ölçüm değerleri Şekil 5-b'de verilmiştir.



Şekil 5. (a) Ozon konsantrasyonun 22.04.2010 ve 04.03.2010 tarihlerinde gün içinde saatlik değişimi (b) ozon döneminin başlangıcındaki günlük ozon ve CO konsantrasyon değerleri

Güneş ışığı, sıcaklık ve diğer meteorolojik şartlar gün içerisinde ozon konsantrasyonun değişmesine neden olmaktadır. Şekil 5 (a) incelendiğinde ozon konsantrasyonun sabah saatine yakın, öğle saatleri ve gece pik yaptığı görülmektedir. Gece ozon konsantrasyonun tekrar yükselmesi rüzgârın etkisiyle ozonun örnekleme alanına taşındığını göstermektedir. Sabah saatlerinde ise rüzgârın etkisiyle taşınan ozonun miktarını göstermektedir. Şekil 5 (b)'de ozon ve CO konsantrasyonlarının günlük değişimleri görülmektedir. Şekil 5 (b) incelendiğinde nisan ayı içerisinde ozon konsantrasyonundaki değişim 23.04.2010 tarihinde pik yapmaktadır. Bu tarihte trafikteki araç sayısının yüksek olmasına bayram kutlamalarının neden olduğu düşünülmüştür. Yine bu tarihte CO konsantrasyonu da pik yapmıştır. İki hava kirleticisi içinde bu tarihteki kirletici kaynakların benzer olduğu söylenebilir. Ozon oluşumu, NOx ve UOB'lerin güneş ışığında reaksiyonu olarak düşünülmektedir. NOx verileri mevcut olmadığı için aynı kaynaktan oluştukları düşünülerek CO ve ozon konsantrasyonları arasındaki ilişkiyi görebilmek için Şekil 6 oluşturulmuştur.

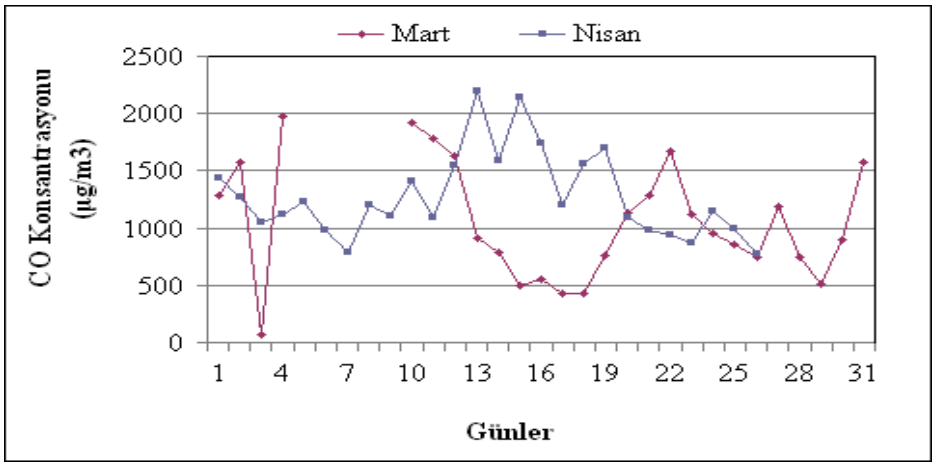


Şekil 6. Ozon konsantrasyonun CO ile olan ilişkisi

Şekil 6 incelendiğinde ozon konsantrasyonu ile CO konsantrasyonu arasında anlamlı ilişkinin olmadığı görülmektedir. Ozon oluşum kinetiği güneş ışığı, sıcaklık gibi meteorolojik faktörlere bağlı olduğu için konsantrasyonlar arasında anlamlı ilişki gözlenmemiş olabilir. Ayrıca kesin bulgular için daha fazla ölçüm sonucuna ihtiyaç duyulmaktadır. 2 hava kirleticisinin oluşum kaynaklarının farklı olabileceği diğer bir ihtimal olarak düşünülmektedir.

Tariften kaynaklanan kirliliğin en önemli kriter kirleticisi olan ozonun, CO'in Mart ve Nisan aylarındaki günlük değişimi Şekil 7'de verilmiştir.

Şekil 7 incelendiğinde mart ayındaki konsantrasyon seviyelerinin nisan ayından düşük olduğu görülmektedir. Her iki ay için elde edilen sonuçlar CO için belirlenen 8 saatlik limit değerin (10 mg/m^3) altında seyretmektedir.



Şekil 7. CO konsantrasyonun 01.04.2010-01.05.2010 tarihleri arasındaki günlük değişimi

Bu çalışma da araştırılan kirleticilerin konsantrasyon değerlerinin ulusal ve uluslar arası limitlerle karşılaştırılması Tablo 1'de verilmiştir. Tablo 1'de görüldüğü gibi SO_2 ve ozon sonuçları ulusal ve uluslar arası limit değerlerin altında tespit edilmiştir.

Tablo 1. SO_2, PM, Ozon ve CO verilerinin (2009 yılı için µg/m^3 olarak) ulusal ve uluslar arası limitlerle karşılaştırılması

Kirletici	***Bu çalışmada elde edilen veriler***	***HKKY***		***WHO***	***EU***	***USEPA***
		Günlük	***Yıllık Hedef Sınır Değer***			
SO_2	11.25	400	150	500 (1 saat) 125 (24 saat) 50 (yıllık)	350 (1 saat) 25 (24 saat) 20 (yıllık)	1300 (3 saat) 365 (24 saat) 80 (yıllık)
PM_{10}	76	300	150	-	50 (24 saat) 40 (yıllık)	150 (24 saat) 50 (yıllık)
Ozon	39.23[a]	240 (1 saat)	-	120 (8 h)	180 (1 saat) 120 (8 saat)	235 (1 saat) 157 (8 saat)
CO (mg/m^3)	11.52[a]	10 (8saat)	-	100 (15 dak) 60 (30 dak) 30 (1 saat) 10 (8 saat)	10 (8saat)	40 (1 saat) 10 (8 saat)

[a]2 aylık ölçüm sonuçlarının ortalaması

PM_{10} değerleri ulusal limit değerin altında iken EU ve USEPA tarafından belirlenen limitlerin üzerinde belirlenmiştir. CO sonuçları da ulusal ve uluslararası limitlerin üzerinde tespit edilmiştir. Bu sonuçlar Konya'da ısınmadan kaynaklanan hava kirliliğinin azaldığını fakat diğer kirletici kaynakların ortam havasını olumsuz etkilediklerini göstermektedir. Özellikle PM kirliliği ciddi problem olarak düşünülmektedir. PM'nin kirlilik kaynaklarının belirlenmesi için PM_{10}'deki iz element içeriği tespit edilmiştir.

PM_{10} partikülleri içinde bulunan metaller ve ortalama konsantrasyonları standart sapmaları ile birlikte Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. PM_{10} partikülleri içinde bulunan metallerin ortalama konsantrasyonları (Ortalama Kons.), standart sapma değerleri (SSD)

Element	Selçuklu İstasyonu	Karatay İstasyaonu	Element	Selçuklu İstasyonu	Karatay İstasyonu
	Ortalama Kons. ($\mu g/m^3$)±SSD	Ortalama Kons. ($\mu g/m^3$)±SSD		Ortalama Kons. ($\mu g/m^3$)±SSD	Ortalama Kons. ($\mu g/m^3$)±SSD
Al	1,1425±0,403	1,2575±0,4321	Mg	1.205±0.2332	1.0108±0.2617
As	0,001±0,0016	0,0006±0,0015	Mn	0.0294±0.0045	0.029±0.0059
Ba	0,0172±0,004	0,0182±0,006	Na	2.7823±1.8595	2.5042±1.8439
Ca	10,6911±2,7297	8,5497±1,8737	Ni	0.0195±0.0067	0.0114±0.0015
Cd	0,0016±0,0007	0,0012±0,0009	Pb	0.0327±0.0169	0.0459±0.0250
Cr	0,0166±0,0092	0,009±0,0023	Sb	0.003±0.0038	0.0041±0.0036
Cu	0,0174±0,0074	0,0297±0,0411	V	0.0078±0.0034	0.0087±0.0059
Fe	1,2014±0,2394	1,1486±0,238	Zn	0.1231±0.124	0.0687±0.0313
K	0,748±0,1449	0,6589±0,1702	PM_{10}	63.5±11.44	81.1±14.84

PM_{10} partikülleri içinde bulunan metaller ve ortalama konsantrasyonları standart sapmaları ile birlikte Tablo 2'de verilmiştir. Konya şehir atmosferinde metallerin tamamı tespit edilmiştir. Tablo 2'de görüldüğü gibi en yüksek konsantrasyona sahip elementler Na, Al, K, Ca, Mg, Fe ve Al olup, bu elementler toprak kökenlidir. Fe, Al ve Ba metalleri toprak kökenli olup yüksek konsantrasyon seviyelerinde belirlenmiştir. Konya atmosferinde bulunan en yüksek derişimli antropojenik elementler ise sırası ile Zn (1.1231 $\mu g/m^3$, Pb 0.0459 $\mu g/m^3$, Cu 0,0174 $\mu g/m^3$) dır. Na, Ca ve Mg deniz kökenli elementler olarak kabul edilmektedir. Ancak bu elementler toprağın doğal yapısında vardır. K metalinin bir tarım arazisi olan Konya Ovası üzerinde kurulmuş olan Konya şehrinde tarımsal faaliyetler sonucu gübreleme gibi zirai faaliyetlerden geldiği düşünülmektedir. Cu, Cr, Zn, Pb elementlerinin ise Konya şehrindeki deri, mobilya, kaplama ve oto bakım sanayi gibi faaliyetlerin sürdürüldüğü sanayi sitelerinden rüzgâr ile taşındığı düşünülmektedir. Bölgedeki yoğun kaplamacılık faaliyetlerinin partiküler madde içindeki Cr konsantrasyonuna katkı sağladığı düşünülmektedir. Literatürde yapılan benzer çalışmalarla (Odabaşı vd., (2002); Özyılmaz ve Örnektekin (1999); Braga vd.(2004); Lopez vd.,(2006)) elde edilen sonuçlar kıyaslandığında Brezilya ve İspanya'daki çalışmalara benzer sonuçların elde edildiği İzmir ve İskenderun'da yapılan çalışmalardan oldukça düşük konsantrasyon seviyelerinin belirlendiği tespit edilmiştir. Kısmen de olsa bunun nedeni örneklemenin rüzgâr hızının yüksek olduğu sonbahar periyodunda yapılmış olması ve kirleticilerin rüzgârın etkisiyle dağılmış olmasıdır.

ÖNERİLER

Bu çalışma da Konya'daki 4 sabit ve 1 mobil hava kalitesi izleme istasyonlarının ve PM_{10}'da iz element araştırma sonuçlarının verileri kullanılarak Konya kentinin hava kalitesinin değerlendirilmesi yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar evsel ısınma (SO_2 ve PM), trafik (CO ve PM) ve kısmi de olsa sanayinin kent merkezindeki hava kirliliğine katkıları olduğunu göstermiştir. Kış döneminde yakıt olarak kömürün yaygın kullanımı SO_2 ve PM nin mevsimsel konsantrasyonlarının yükselmesini sağlamıştır. Ulusal ve uluslararası standart değerlerine göre özellikle son 6 yıldır Konya'daki hava kirliliğinin azaldığı tespit edilmiştir. Doğalgaz kullanımının sanayide (2003) ve konutlarda (2004) kullanılmaya başlanması ile SO_2 seviyelerinde önemli azalma (% 85) görülmüştür. Bu çalışma da elde edilen veriler ve değerlendirmelerin sadece gelecekteki hava kirliliği kontrol uygulamaları için değil hava kalite yönetim stratejilerinin ve yeni temiz hava planlarının hazırlanmasına katkı sağlayacağı umulmaktadır. Konya kentinin hava kalitesinin tam olarak değerlendirilebilmesi için hava kalite izleme istasyonlarında daha fazla kirleticinin ölçülmesi gereklidir. Meteorolojik parametrelerle hava kirleticilerin ilişkisinin belirlenebilmesi ve konsantrasyon değişimlerinin değerlendirilebilmesi için istasyonlarda meteorolojik parametrelerde ölçülmelidir. Ayrıca kentin geniş yüzölçümüne sahip olması nedeniyle istasyonların sayısının arttırılması ve kirleticilerin kaynaklarının tam olarak belirlenmesi için daha kapsamlı çalışmaların yapılması gereklidir.

TEŞEKKÜR

Çalışma'da verilerin temininde bize destek veren başta Konya Büyükşehir Belediyesi Çevre Kontrol Şube Müdürü Sn. Hasan Basri GÜNEŞ'e ve Çevre Mühendisi Sn. Handan KAYNAKOĞLU'na sonsuz teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Braga, C.F., Teixeira, E.C., Meira, L., Wiegand F., Yoneama M.L. ve Dias, J.F. Elemental composition of PM_{10} and $PM_{2.5}$ in urban environment in South Brazil. Atmospheric Research, 39, 1801-1815, Brezilya, 2004.

EU (European Union). Council Directive 1999/30/EC relating to limit values for sulfur dioxide, nitrogen dioxide and lead in ambient air. Of J Eur Communities 29.6.1999; L 163:14–30.

EU (European Union). Council Directive 2002/3/EC relating to ozone in ambient air. Of J Eur Communities 9.3.2002;L 67:14–30.

HKKY, Hava Kalitesi Korunması Yönetmeliği, Resmi Gazete, No. 27134, 7 Şubat 2009.

Lopez, J.M., Callen, M.S., Murillo, T.G., Navarro, M.T. ve Mastral, A.M. Levels of selected metals in ambient air PM10 in an urban site of Zaragoza (Spain). Environmental Research, 99, 58-67, İspanya, 2005.

Odabaşı, M., Müezzinoğlu, A. ve Bozlaker, A. Ambient Concentrations and Dry Deposition Fluxes of Trace Elements in İzmir, Turkey. Atmospheric Environment, 36, 5841-5851, 2002.

Özyılmaz, G. ve Örnektekin, S. İskenderun Körfezinde Endüstri Kuruluşlarının Neden Olduğu Hava ve Toprak Kirliliği. M.K.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Antakya, 127s, 1999.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). National Ambient Air Quality Standards (NAAQS); 2006. website: http:// www.epa.gov/ttn/naaqs/.

WHO (World Health Organization). Guidelines for air quality. Geneva; 2000). website: http://www.who.int/peh/.

ALİAĞA ENDÜSTRİ BÖLGESİNDE PM_{10} VE ÇÖKEN TOZLARIN MEKANSAL VE MEVSİMSEL DEĞİŞİMİ

Melik KARA(*), Hasan ALTIOK, Anıl HEPYÜCEL, Yetkin DUMANOĞLU, Abdurrahman BAYRAM, Tolga ELBİR, Mustafa ODABAŞI

Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 35160 Buca, İzmir

ÖZET

İzmir Aliağa bölgesinde hava kirliliğine neden olan partikül maddelerin (PM) konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla, seçilen yerleşim ve sanayi alanlarında, mevsimsel değişikleri de görebilmek amacıyla Temmuz 2009-Nisan 2010 tarihleri arasında dört mevsimde 7 noktada PM_{10} ve 10 noktada Çöken Toz örneklemeleri yapılarak, sonuçlar değerlendirilmiştir. Çalışma alanındaki örnekleme noktaları özellikle PM emisyonlarının temel kaynağını oluşturan ve bölgede faaliyet gösteren hurda demirden çelik üreten tesislerin ve bu tesislerin yan faaliyet alanlarının bulunduğu bölgelerde ve bunlara yakın yerleşim alanlarında seçilmiştir.

Yapılan çalışma sonucunda, PM_{10} ve çöken toz konsantrasyonlarının en yüksek olduğu noktaların özellikle sanayi tesislerine yakın alanlarda olduğu tespit edilmiştir. Sanayi tesislerinin yoğun olduğu noktada, PM_{10} için yaz döneminde en yüksek konsantrasyon günlük ortalama değer olarak 647 $\mu g\ m^{-3}$ ve kış dönemi için 581 $\mu g\ m^{-3}$ olarak ölçülürken, yerleşim merkezlerinde ise 100 $\mu g/m^3$ değerini aşan günler olduğu tespit edilmiştir. Çöken toz konsantrasyonlarında da benzer olarak yaz dönemi için en yüksek 1761 $mg\ m^{-2}\ gün^{-1}$ ve kış dönemi için 705 $mg\ m^{-2}\ gün^{-1}$ değerleri sanayi tesislerine yakın alanlarda ölçülmüştür.

Anahtar Sözcükler: Hava kalitesi, PM_{10}, Çöken toz, Endüstri bölgeleri, Aliağa

GİRİŞ

Günümüzde hava kirliliği endüstriyel bölgelerde ve büyük kent merkezlerinde en önemli problemlerden birisi olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu nedenle, hava kalitesi seviyelerinin mekansal ve mevsimsel değişimlerinin sürekli olarak iyi kurulmuş bir gözlem sistemi ile takip edilmesi gerekmektedir. Endüstri bölgelerinin ve sanayi tesislerinin yoğun olarak bulunduğu alanlarda ise bu durum daha fazla önem taşımaktadır. Bu bölgelerde birçok kirletici türü atmosfere salınarak ciddi bir kirlilik oluşturmaktadır.

Hava kirleticiler arasında önemli bir yere sahip olan atmosferdeki partikül maddeler (PM), ciddi çevresel sorunlara neden olabilmektedirler. Yeryüzüne

* melik.kara@deu.edu.tr

ulaşan güneş ışığı miktarını ve görüş mesafesini azaltırlar (Polissar vd., 2001), tarımsal bölgelerde elde edilecek olan ürün rekoltesini düşürürler (He vd., 2001), su kütlelerine çökelerek ekosistemleri etkilerler (Gao, vd., 2002), özellikle solunum yolu rahatsızlıkları olan kişilerde yaşam kalitesini düşürür ve sağlık riski oluştururlar (Chen vd., 2005; Sardar vd., 2006).

Partiküllerin büyüklüğü, kirletici kaynaklarının belirlenmesi, sağlık etkilerinin, iklim üzerindeki etkilerinin, atmosferdeki kalış sürelerinin ve atmosferden süpürülme mekanizmalarının anlaşılması yönünden çok önemlidir. Havada katı, sıvı ve gaz fazda da oluşabilen partikül maddeler (PM), atmosferde birkaç nanometreden 100 μm' ye kadar değişik büyüklüklerde bulunabilmektedirler.

Son yıllarda yapılan çalışmalar, İzmir-Aliağa'daki endüstrilerin, özellikle hurda işleyen elektrikli ark ocaklı demir-çelik tesislerinin PM, inorganik gaz kirleticiler ve kalıcı toksik organik kirleticiler (POP) için önemli bir kaynak olduğunu göstermiştir (Bayram vd. 2008; Odabaşı vd., 2009).

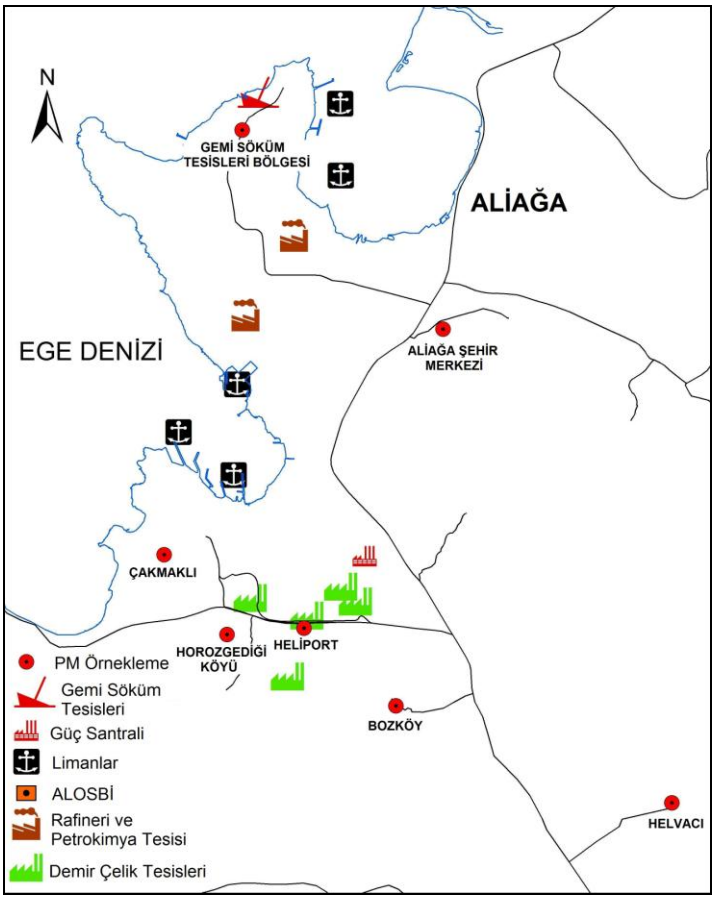
Bu çalışmada İzmir Aliağa Endüstriyel bölgesindeki PM'lerin atmosferdeki konsantrasyonları farklı mevsimlerde ve değişik noktalarda ölçülmüştür. Özellikle insan sağlığı açısından önemli olan PM_{10} ve çöken tozlar incelenerek değerlendirilmiştir.

YÖNTEM

PM_{10} Örneklemeleri

Aliağa bölgesinde partikül madde konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla, yerleşimlerin ve sanayi tesislerinin yoğun olarak bulunduğu 7 noktada Partikül Madde (PM_{10}) örneklemesi gerçekleştirilmiştir. Örneklemeler Temmuz 2009-Nisan 2010 tarihleri arasında yaz, sonbahar, kış ve ilkbahar dönemlerinde her noktada 20 günlük süre boyunca 24 saatlik bir periyot ile yapılmıştır. Örnekleme noktaları, bölgedeki PM_{10} emisyonlarının temel kaynağını oluşturan Nemrut Endüstri Bölgesinden ve bu bölgedeki tesislerden etkilenmesi muhtemel olan yerleşimlerden seçilmiştir. Bu noktalar, Aliağa şehir merkezi, Helvacı, Bozköy, Çakmaklı köyü, Horozgediği Köyü, Heliport ve Gemi Söküm Tesisleri Bölgesidir. Örnekleme noktalarının bölgedeki dağılımı ve tesislerin yerleşimleri Şekil 1'de verilmektedir. Çalışmaya sonradan ilave edilen Gemi söküm bölgesinde dört dönem yerine son iki dönem örnekleme yapılmıştır.

PM_{10} örneklemelerinde; 5 noktada portatif Zambelli Marka (2 adet Digit iso, Isoplus, Plus 6000 ve ZB 2 model) izokinetik örnekleme pompaları ve bu noktaların dördünde EPA standartlarına göre dizayn edilmiş PM_{10} örnekleme başlığı ve birinde ise SKC firması tarafından geliştirilen PM_{10} başlığı, bir diğer noktada R&P Marka Dichot 2025 model otomatik örnekleme sistemi ve son noktada ise Thermo Inc. marka Beta Işını Adsorpsiyonu Metoduna göre ölçüm yapan PM_{10} örnekleyicisi kullanılmıştır.



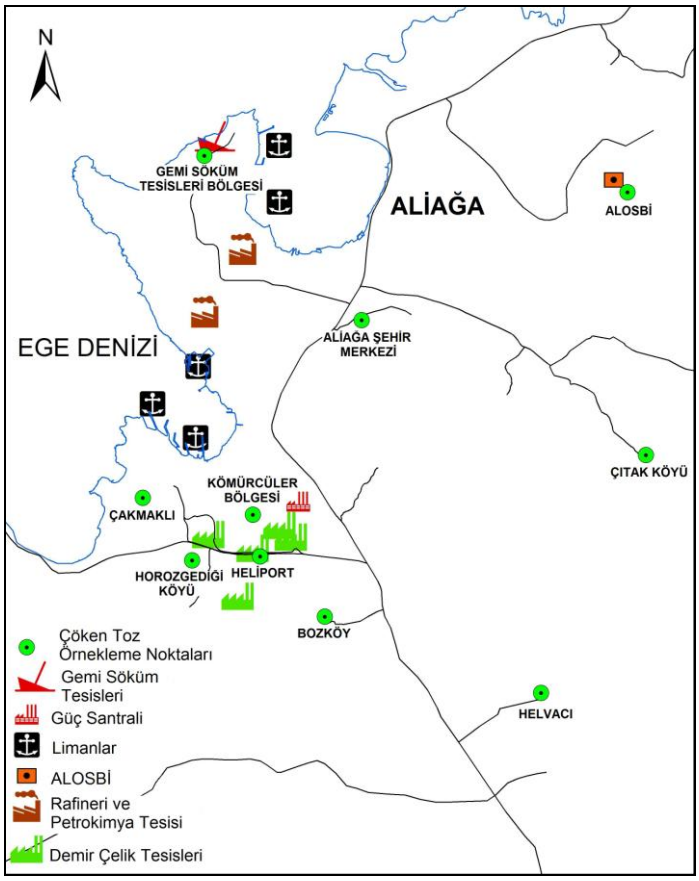
Şekil 1. PM_{10} örnekleme noktalarının bölgedeki yerleşimi

PM_{10} konsantrasyonları, filtre sistemli beta ışını adsorpsiyonu metodu kullanılan nokta dışında ki diğer noktalarda filtre sisteminde kütle konsantrasyonu metoduna göre hesaplanmıştır. Örneklemelerde, 47 mm çapında ve 2 µm gözenek çaplı PTFE (polytetrafluoroethylene, Teflon) filtreler kullanılmıştır. Filtreler kullanım öncesi ve sonrası 20°C ve rölatif nem oranı %50'de sabit tutan özel tartım odasında 24 saat bekletilerek şartlandırılmıştır. Şartlandırılan filtre tartımları 1 µg hassasiyete sahip Metler Toledo Marka XP 26 model terazi ile gerçekleştirilmiş ve standart şartlara (25°C ve 1 Atm) göre düzeltilen örnekleme debileri kullanılarak kütle konsantrasyonları belirlenmiştir. Şartlandırma, taşıma ve tartım işlemlerinden kaynaklanabilecek hataların değerlendirilerek verilerin düzeltilmesi amacıyla 3 adet kullanılmamış filtre şahit olarak aynı prosedüre tabi tutulmuştur.

Çöken Toz Örneklemeleri

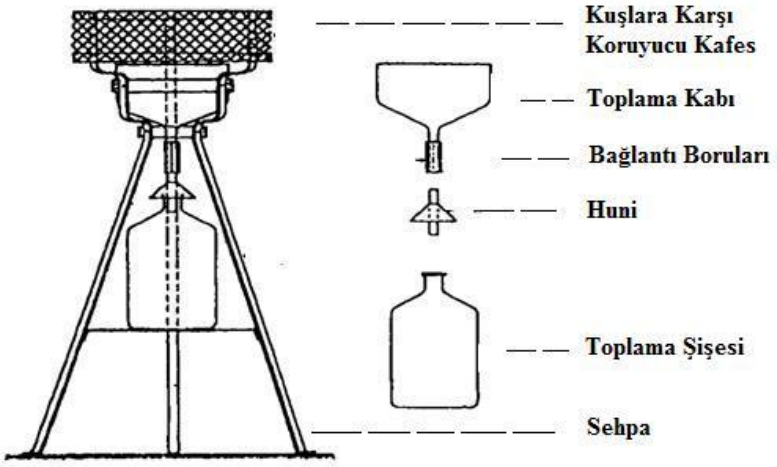
Bölgede PM_{10} örneklemeleri ile eş zamanlı olmak üzere 10 noktada çöken toz örneklemeleri de gerçekleştirilmiştir. Örneklemeler, Temmuz 2009-Nisan 2010 tarihleri arasında yaz, sonbahar, kış ve ilkbahar mevsimlerinde her noktada 30 günlük süre boyunca yapılmıştır. Örnekleme noktaları olarak Aliağa şehir merkezi, Helvacı, Bozköy, Çakmaklı köyü, Horozgediği Köyü, Heliport, Gemi Söküm Tesisleri Bölgesi, Çıtak köyü, Kömürcüler bölgesi ve Aliağa Organize Sanayi Bölgesi (ALOSBİ) seçilmiştir. Çöken toz örnekleme noktalarının 7'si PM_{10} örneklemelerinin yapıldığı noktalarla aynı olacak şekilde belirlenmiştir.

Bu şekilde bir karşılaştırma olanağı da elde edilmiş olmaktadır. Şekil 2'de çöken toz örnekleme noktalarının bölgedeki yerleşimi verilmektedir.



Şekil 2. Çöken Toz örnekleme noktalarının bölgedeki yerleşimi

Çöken toz, çeşitli mekanizmalarla kendiliğinden çöken ve yağışın etkisiyle havadan yıkanan partikülleri kapsayan bir parametredir. Bu çalışma da örneklemeler, ıslak ve kuru çökelmenin birlikte toplandığı TS 2341 (1976) metoduna göre yapılmıştır. Bu metoda göre tasarlanmış çöken toz örnekleme aparatı Şekil 3'de verilmektedir.



Şekil 3. Çöken toz toplama düzeneği

Çöken toz örnekleme düzenekleri 30 gün boyunca örnekleme yapması için araziye bırakılmıştır. Bu süre sonunda toplama hunisi içindeki tozları da almak amacıyla 500 ml deiyonize su ile yıkama yapıldıktan sonra toplama şişesi alınarak laboratuara taşınmıştır. Toplanan örnekler laboratuvara getirildikten sonra toplama şişesinde toplanan su sabit tartımda darası alınmış bir beher içerisinde buharlaştırıldıktan sonra içerisinde biriken katı madde sabit tartıma getirildikten sonra tekrar tartılmış ve çöken toz miktarı aşağıdaki Eşitlik 1'e göre hesaplanmıştır.

$$\text{Çöken toz (mg m}^{-2}\text{ gün}^{-1}\text{)} = (W_{son} - W_{ilk}) / (A \times T) \quad (1)$$

Burada;

W_{son}: beher + toplanan katı maddenin ağırlığı, mg
W_{ilk}: beherin darası, mg
A: toplama hunisi ağzının alanı, m^2
T: örnekleme süresi, gün

SONUÇLAR

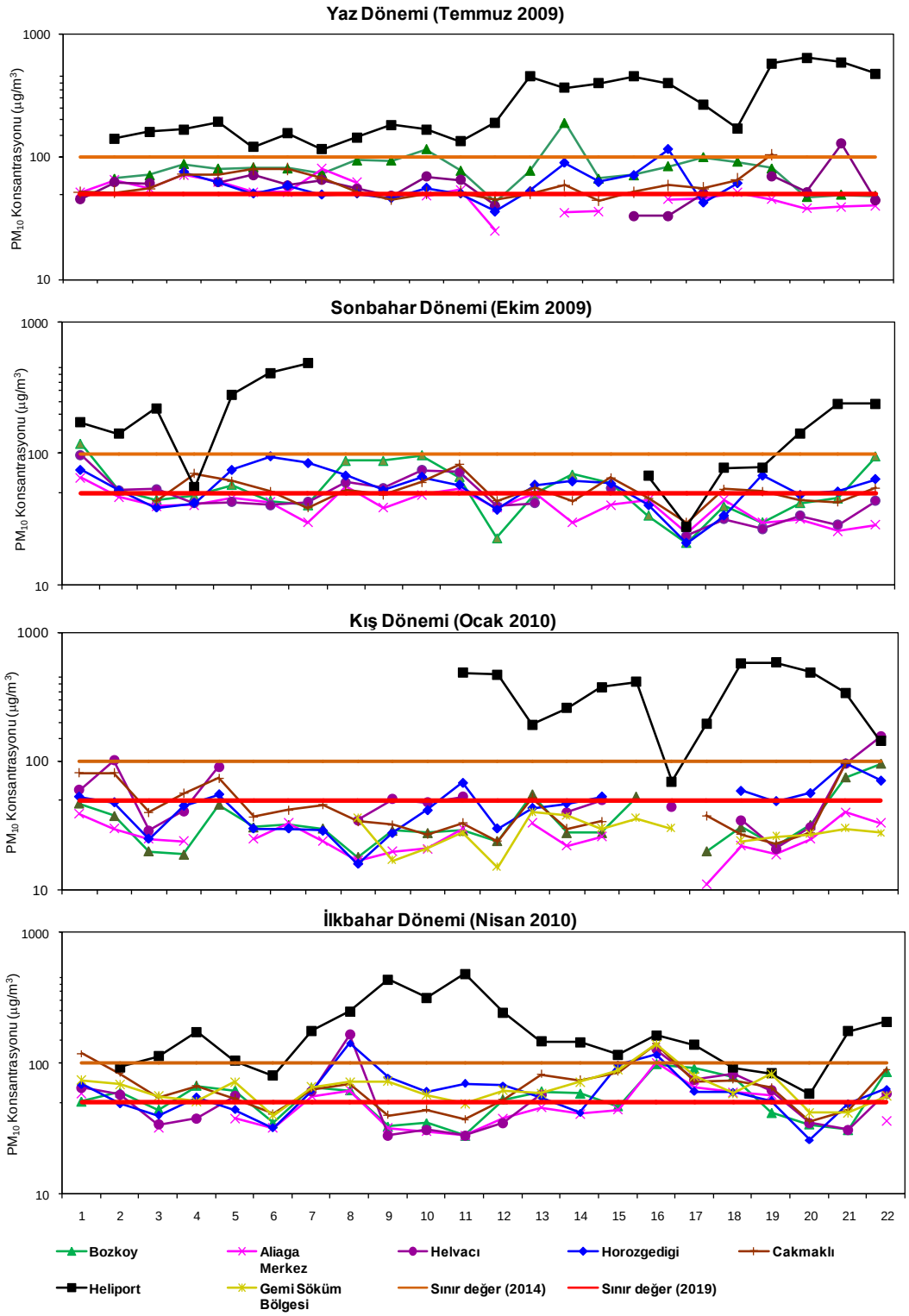
PM_{10} konsantrasyonlarının mekansal ve mevsimsel değişimi

Aliağa bölgesinde yapılan PM_{10} örneklerinin gravimetrik analizi sonucunda elde edilen sonuçlar mevsimlere ve bölgedeki yerel dağılımlarına göre değerlendirilmiştir.

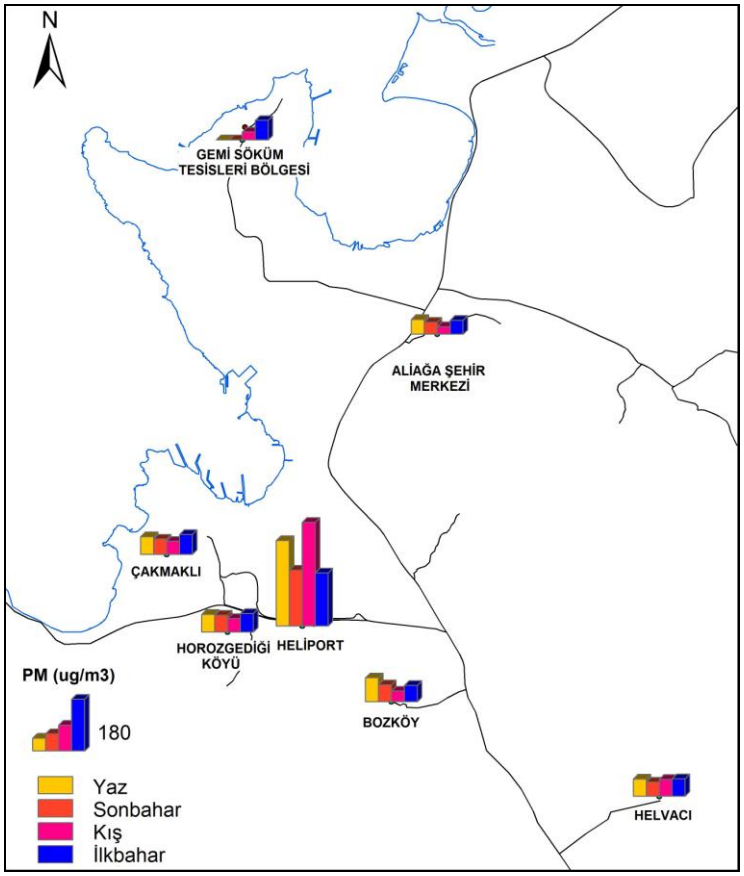
Bölgede ölçülen en yüksek değerler Nemrut bölgesinde yer alan Hurda malzemeden çelik üreten Demir çelik tesislerinin ve haddehanelerin yer aldığı ayrıca yoğun bir ağır vasıta trafiğinin olduğu Heliport noktasında bulunmuştur. Bu noktada 20 günlük ölçüm periyotları sonunda elde edilen ortalama değerler sırasıyla, yaz, sonbahar, kış ve ilkbahar dönemleri için 291 μg m^{-3}, 190 μg m^{-3}, 353 μg m^{-3} ve 181 μg m^{-3}'tür. Bu noktanın dışında kalan yerleşim yerlerindeki değerlerin ise daha düşük olduğu gözlenmiştir. Ancak Bozköy ve Helvacı gibi hakim rüzgar doğrultusunda yer alan ve bölgeden etkilenen yerleşimlerde ölçülen değerler bazı günler için Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği (2008) kapsamında tanımlanan ve 2014 yılında uygulamaya girecek olan 100 μg m^{-3} değerinin üzerindedir. Hatta diğer yerleşim merkezlerinde de aynı yönetmelikte verilen 2019 sınır değeri olan 50 μg m^{-3} değeri ölçüm dönemleri boyunca birçok kez aşılmaktadır. Ölçüm yapılan noktalarda mevsimsel PM_{10} konsantrasyonlarının değişimi ve 2014 ve 2019 yıllarındaki sınır değerler ile karşılaştırılması Şekil 4'de verilmektedir.

Konsantrasyonların mevsimlere göre değişimleri incelendiğinde özellikle yaz ve sonbahar aylarında ölçülen değerlerin kış ve ilkbahar aylarında ölçülen değerlerden daha yüksek olduğu görülmektedir. Bunun nedeninin kışın ve ilkbaharda yağışlarla birlikte havadaki PM_{10} konsantrasyonlarının ve yerden havalanan PM madde emisyonlarının azalması olduğu düşünülmektedir. Ancak benzer bir eğilim Heliport noktasında görülmemektedir. Burada en yüksek değerler kış ayında ölçülmüştür. Bunun nedeninin bölgedeki üretim faaliyetlerinin 2009 yaz döneminde belirginleşen ve kış aylarına doğru hafifleyen ekonomik krizin ardından hızlı bir şekilde artması olduğu

düşünülmektedir. Helvacı noktasında mevsimler arası farklılığın çok yüksek olmamasının nedeni ise bu yerleşimin diğer yerleşim alanlarına göre daha büyük olması ve ölçüm noktasının yerleşim merkezindeki meydanda yer almasından dolayı evsel ısınmadan ve trafikten etkilenmesidir. Şekil 5, PM_{10} konsantrasyonlarının mevsimlere göre mekansal değişimlerini göstermektedir.



Şekil 4 PM_{10} konsantrasyonlarının değişimi ve sınır değerleri ile karşılaştırılması



Şekil 5. PM_{10} konsantrasyonlarının mekansal değişimi

Çalışmanın gerçekleştirildiği Aliağa bölgesine benzer özellikler gösteren Payas, Hatay bölgesinde Arı ve arkadaşları (2008) tarafından gerçekleştirilen çalışmada ise PM_{10} konsantrasyonları çalışmanın yapıldığı 2 noktada da yüksek olarak ölçülmüş ve ölçülen 16 değerin 11'inin 50 µg m^{-3} sınırının üstünde olduğu tespit edilmiştir. Bu çalışmada da ölçülen değerlerin bu bölgeye benzerlik gösterdiği ortaya konulmaktadır. Ölçümlere ait istatistiksel veriler sırasıyla her mevsim için Tablo 1, 2, 3 ve 4 de verilmektedir.

Tablo 1. Yaz dönemi PM_{10} konsantrasyonları (µg m^{-3})

Yaz Dönemi						
	Bozköy	**Aliağa Merkez**	**Helvacı**	**Horozgediği**	**Çakmaklı**	**Heliport**
Örnek Sayısı	23	21	19	17	21	23
Ortalama	81	50	59	60	60	291
Ortanca	80	51	59	56	55	191
Maksimum	190	80	129	116	105	647
Minimum	43	25	33	36	44	115
Standart Sapma	30	13	21	19	15	173

Tablo 2 Sonbahar dönemi PM_{10} konsantrasyonları (µg m^{-3})

Sonbahar Dönemi						
	Bozköy	**Aliağa Merkez**	**Helvacı**	**Horozgediği**	**Çakmaklı**	**Heliport**
Örnek Sayısı	22	22	20	22	20	14
Ortalama	57	41	48	57	52	190
Ortanca	49	41	43	58	52	159
Maksimum	120	66	98	96	83	490
Minimum	21	25	24	21	30	28
Standart Sapma	26	11	18	18	12	137

Tablo 3 Kış dönemi PM_{10} konsantrasyonları (µg m^{-3})

Kış Dönemi							
	Bozköy	**Aliağa Merkez**	**Helvacı**	**Horozgediği**	**Çakmaklı**	**Heliport**	**Gemi Söküm Böl.**
Örnek Sayısı	23	20	17	21	21	13	16
Ortalama	36	26	58	46	44	353	27
Ortanca	30	25	48	47	37	377	28
Maksimum	95	40	155	96	95	581	40
Minimum	18	11	21	16	23	70	9
Standart Sapma	19	7	34	18	21	169	9

Tablo 4 İlkbahar dönemi PM_{10} konsantrasyonları (µg m^{-3})

İlkbahar Dönemi							
	Bozköy	**Aliağa Merkez**	**Helvacı**	**Horozgediği**	**Çakmaklı**	**Heliport**	**Gemi Söküm Böl.**
Örnek Sayısı	22	18	19	22	22	21	22
Ortalama	56	48	60	63	68	181	67
Ortanca	56	43	58	61	66	147	64
Maksimum	98	101	166	143	141	485	140
Minimum	28	28	28	26	36	59	40
Standart Sapma	20	18	36	27	26	113	21

Çöken toz konsantrasyonlarının mekansal ve mevsimsel değişimi

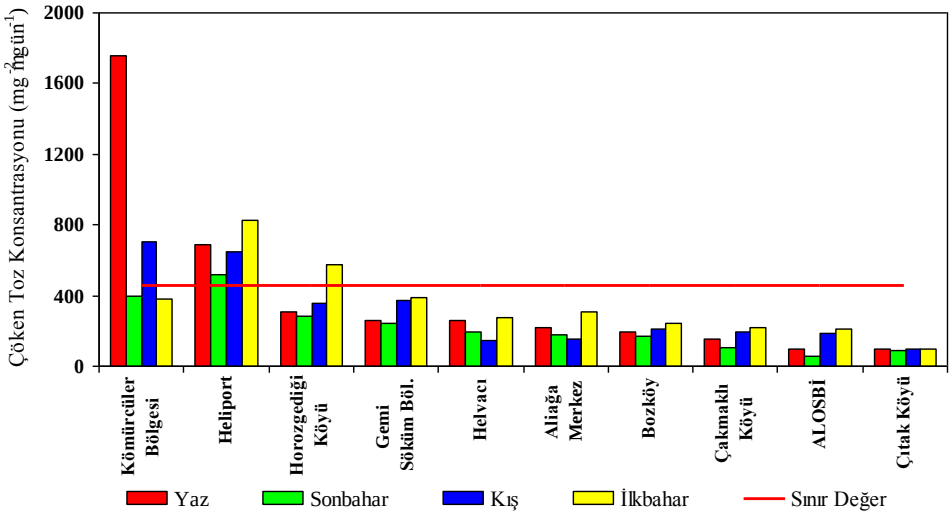
Çalışmanın diğer bir bölümü olan çöken toz örneklemeleri de çalışma süresince tamamlanmış ve elde edilen sonuçlar mevsimlere ve yerel dağılımlarına göre değerlendirilmiştir. En yüksek çöken toz konsantrasyonları en yüksek olarak PM_{10} ölçümlerine paralel bir şekilde Nemrut bölgesindeki 2 nokta da Kömürcüler bölgesi ve Heliport'ta ölçülmüştür. Kömürcüler bölgesindeki konsantrasyonlar sırasıyla yaz, sonbahar, kış ve ilkbahar dönemleri için 1761, 395, 705 ve 384 mg m^{-2} $gün^{-1}$ iken Heliport'ta ise aynı dönem değerleri 520 ile 823 mg m^{-2} $gün^{-1}$ aralığındadır. Ölçümlere ait sonuçlar Tablo 5 de her nokta için mevsimsel olarak verilmektedir.

Tablo 5. Çöken toz konsantrasyonlarının (mg m^{-2} $gün^{-1}$) ölçüm noktalarındaki mevsimsel değişimleri

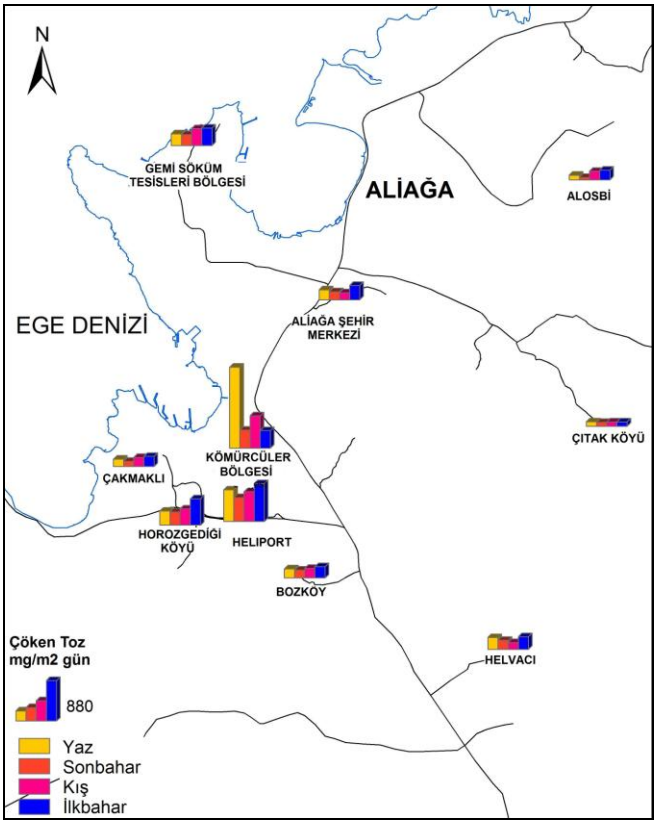
	Örnekleme Dönemleri			
Örnekleme Noktası	**Yaz**	**Sonbahar**	**Kış**	**İlkbahar**
Kömürcüler Bölgesi	1761	395	705	384
Heliport	687	520	646	823
Horozgediği Köyü	307	287	354	572
Gemi Söküm Tesisleri Bölgesi	258	241	370	385
Helvacı	256	198	147	275
Aliağa Merkez	216	175	152	311
Bozköy	195	169	207	244
Çakmaklı Köyü	156	108	195	217
Aliağa Organize Sanayi Bölgesi	100	53	186	210
Çıtak Köyü	97	86	95	95

Bölgede ölçülen çöken toz konsantrasyonları yukarıda bahsedilen noktalar dışında Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği (2008) uyarınca getirilen endüstri bölgelerindeki 450 mg m^{-2} $gün^{-1}$ sınır değerin altında kalmaktadır. Ölçüm sonuçlarının sınır değer ile karşılaştırılması Şekil 6'da verilmektedir.

Çöken toz değerlerinin bölge genelindeki mekansal farklılıkları ise Şekil 7 de gösterilmektedir. Konsantrasyonların en yüksek olduğu noktalar sanayi tesislerini içeren bölgede iken buradan uzaklaştıkça ve kırsal alanlara doğru gidildikçe azalmaktadır. Benzer çalışmalarda (Dündar, 2006) Adapazarı şehir merkezinde altı noktada yapılan örneklemelerde çöken toz konsantrasyonlarının 205–849 mg m^{-2} $gün^{-1}$ aralığında değiştiği rapor edilmiştir. Bu sonuçlar Aliağa bölgesindeki yerleşim alanlarında elde edilen değerlere yakındır.



Şekil 6. Çöken toz değerlerinin sınır değer ile karşılaştırılması



Şekil 7. Çöken toz konsantrasyonlarının mekansal değişimi

İzmir-Aliağa'daki endüstri tesislerinin PM emisyonlarının ve çevreye etkilerinin değerlendirildiği bu çalışmada, hava kalitesi sınır değerlerinin sıkça aşıldığı görülmektedir. Bölgedeki tesislerin kapasite arttırımına gidecekleri ve başka yeni çelikhane tesislerinin de kurulacağı düşünülürse hava kalitesi seviyelerinin daha da kötüleşeceği beklenmektedir. Aliağa'nın cazip bir yatırım bölgesi olması, yeni endüstri tesislerinin (termik santrallar ve petrol rafinerisi gibi) kurulmasını da gündeme getirmiştir. Bölgenin mevcut haliyle tüm bu yeni yükleri kaldırması mümkün değildir. Bu nedenle, bölgenin mevcut hava kalitesinin iyileştirilmesi için gerekli çalışmalar daha da hızlandırılmalıdır. Bu kapsamda;

- Emisyon iznine sahip olmayan tesislerin emisyon izni için gerekli iyileştirmelerini yapmaları sağlanmalı,
- Tesislerdeki kaçak emisyonlar kontrol altına alınmalı (baca dışı kaynaklar),
- Önemli toz kaynağı olan açıkta depolama faaliyetlerinin (hurda, curuf, kömür vb) kapalı alanlarda gerçekleştirilmesi veya toz emisyonunu azaltıcı tedbirleri almaları,
- Bölgedeki ağıt taşıt trafiği nerediyle sıklıkla bozulan ve önemli bir toz kaynağı konumuna gelen karayollarının bakımlarının ve yüzey kaplamalarının yapılması,
- Emisyon kontrol sistemlerine sahip tesislerde bu sistemlerin düzenli çalıştırılmasının sağlanması,

- Bölge için bir "çevre yönetim planı" hazırlanarak yeni kurulması planlanan tesislerin ve mevcut tesislerin kapasite arttırımlarının bu plan çerçevesinde değerlendirilmesi,

gerekmektedir.

Bu tür çalışmaların benzer yoğun çevre problemlerine sahip ancak sürekli yeni büyük tesislerin kurulması planlanan sanayi bölgelerinde de acilen yapılması gerekmektedir.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı öncülüğünde, bölgedeki sanayi kuruluşlarının, İzmir Valiliği'nin, Ege Bölgesi Sanayi Odası'nın (EBSO), İzmir Büyükşehir Belediyesi'nin, Aliağa Belediyesi'nin destekleri ile Dokuz Eylül Üniversitesi ve İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü tarafından yürütülen "ALİAĞA ÇEVRE DURUM TESPİTİ VE TAŞIMA KAPASİTESİNİN BELİRLENMESİ PROJESİ" kapsamında gerçekleştirilmiştir. Destekleyen kurum ve kuruluşlara teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Arı, A., Argante, J., Melıefste, K., Gaga, E.O., Yay, O.D., Örnektekin, S., Döğeroğlu, T., Doorn, W.V., Iskenderun ve Payas'ta atmosferik PM10 ve PM2.5 derişimlerinin incelenmesi, Hava Kirliliği ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu-2008, Bildiriler Kitabı, 54 – 63, Hatay, 22-25 Ekim 2008.

Bayram, A., Odabaşı, M., Elbir, T., Seyfioğlu, R., Dumanoğlu, Y., Demircioğlu, H., Altıok, H., Yatkın, S., Elektrikli Ark Ocaklı Demir-Çelik Endüstrilerinden Kaynaklanan Hava Kirliliği I: Inorganik Gaz Kirleticiler Ve Partikül Maddeler, Hava Kirliliği Ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu-2008, Bildiriler Kitabı, 121-132, Hatay, 22-25 Ekim 2008.

Chen, Y., Yang, Q.Y., Krewski, D., Burnett, R.T., Shi, Y.L., Mcgrail, K.M. The effect of coarse ambient particulate matter on first, second, and overall hospital admissions for respiratory disease among elderly, Inhalation Toxicology, 17 (12), 649 - 655, 2005.

Dündar, M.S., Vanadium concentrations in settled outdoor dust partıcles, Environmental Monitoring and Assessment, 123, 345–350, 2006.

Gao, Y., Nelson, E.D., Field, M.P., Ding, Q., Li, H., Sherrell, R.M., Gigliotti, C.L., Van, Ry D.A., Glenn, T.R., Eisenreich, S.J. Characterization of atmospheric trace elements on PM2.5 particulate matter over the New York-New Jersey harbor estuary, Atmospheric Environment, 36, 1077-1086, 2002.

Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği, Çevre ve Orman Bakanlığı 26898 nolu Resmi Gazete, 6 Haziran 2008.

Hava Kirliliği Ölçme Metotları Çökelti Ölçme Cihazı Kurma Ve Çalıştırma Metodu, Türk Standartları Enstitüsü, Ankara, 1976.

He, K., Yang F., Ma, Y., Zhang, Q., Yao, X., Chan, C.K., Cadle, S., Chan, T., Mulawa, P., The characteristics of PM2,5 in Beijing, China, Atmospheric Environment 35, 4959-4970, 2001.

Odabaşı, M., Bayram, A., Elbir, T., Seyfioğlu, R., Dumanoğlu, Y., Bozlaker, A., Demircioğlu, H., Altıok, H, Yatkın, S., Çetin, B., Electric arc furnaces for steel-making: hot spots for persistent organic pollutants, Environmental Science and Technology 43, 5205-5211, 2009.

Polissar, A.V., Hopke, P.K., Poirot R.L. Atmospheric aerosol over Vermont: Chemical composition and sources, Environmental Science and Technology, 35, 4604-4621, 2001.

Sardar, S.B., Geller, M.D., Sioutas, C., Solomon, P.A. Development and evaluation of a high-volume dichotomous sampler for chemical speciation of coarse and fine particles, Journal of Aerosol Science, 37, (11) 1455 - 1466, 2006.

SAHRA TOZUNUN İSTANBUL'DA GÖZLENEN YAĞIŞ OLAYLARININ KİMYASAL YAPISINA ETKİLERİ

Ferhat KARACA[1(*)], Ömer AĞA[1], Ferruh ERTÜRK[2], İsmail ANIL[1],

[1] Fatih Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34500, Büyükçekmece, İstanbul.
[2] Yıldız Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Davutpaşa, İstanbul.

ÖZET

Bu çalışmada İstanbul'da gözlenen yağış olaylarına Sahra çölü üzerinde yükselen yüksek mineral içerikli tozların etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla İstanbul'un kentsel (Davutpaşa) ve yarı kentsel (Büyükçekmece) bölgelerinde ardışık örnekleme yöntemi ile yağış numuneleri (144 örnek) toplanmıştır. Toplanan bu örneklerin kimyasal içeriği anyon (SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^-) ve katyon (Ca, Mg, Al, Na, K, Cu, Zn, Co, Ni, Pb, Cd, Cr, V, As, Hg, Sb ve Se) tayinleri yapılmak sureti ile belirlenmiştir. Seçilen bölge üzerinden geçerek ülkemize ulaşan yağış sistemlerinin tüm yağış olaylarında ayrıştırılabilmesi için HYPLIT model kullanılarak geri yörünge analizleri yapılmıştır. Tüm yağış olaylarının başladığı zaman dilimi esas alınarak belirlenen geri yörüngeler kümeleme analizi yöntemiyle gruplara ayrılmıştır. Sahra çölü ve civarındaki bölgelerden taşınan sitemlerin gruplandığı kümeye ait kimyasal değerler diğer kümelerle mukayese edilerek istatistiksel anlamda gözlenen farklılıklar belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Alıcı ortam modeli, Uzun mesafeli taşınım, Asit Yağmuru, Partiküller Madde.

GİRİŞ

Uzun mesafeli atmosferik taşınım hava kirliliğin küresel anlamda önem kazanmasındaki en önemli etkenlerden birisidir. Günümüzde atmosfere salındığında kalıcı özellik gösteren veya atmosferde başka türlere dönüşebilen bileşenlerin ve kirleticilerin uzun mesafelere rahatlıkla taşınabildiği ve yayıldıkları ortamlardan yüzlerce kilometre uzaklıktaki bölgelere ulaşarak çevresel etkilerin oluşmasına neden oldukları iyi bilinmektedir. Kirleticilere benzer özellik gösteren ve doğal yollarla atmosfere yayılan çöl tozlarının da benzer şekilde kuvvetli rüzgârlarla yükseldikleri bölgelerden çok uzak bölgelere hava akımları yoluyla ulaşabildikleri bilinmektedir. Son yıllarda bu tip rüzgâr erozyonuna kolaylıkla maruz kalan ve kurak yüzey özelliklerinden dolayı atmosfer bütçesine önemli ölçüde toz katkısında bulunan coğrafi alanların varlığı bilinmektedir. Özellikle Ülkemizi etkileme potansiyeline sahip bu tip alanlar dört ana başlık altında toplanabilirler: i) Atlas bölgesi, ii) Libya ve Mısır, iii) Sahra Çölü (Nijerya, Orta Mali, Moritanya ve Çad) , ve son olarak iv) Güney Cezayir ve Kuzey Mali bölgeleri (Scheuvens, vd., 2009). Her ne kadar bu bölgelerden yükselen tozlar, tipik olarak farklı kimyasal veya mineral içeriği gösterse de genelde zengin karbonat içerikli ve düşük seviyede demir bağı yapmış bileşenlerle (hematite, goethite) karakterize edilmektedir.

* fkaraca@fatih.edu.tr

Dolayısıyla Fe/Ca oranı oldukça düşük seviyelerde gözlenmektedir (Scheuvens, vd., 2009).

Ülkemize Sahra bölgesinden toz taşınımı veya çöl tozlarının taşınımı ile ilgili çalışmalar son yıllarda yapılmasına rağmen, İstanbul için bu tip çalışmalar oldukça sınırlı sayıdadır (Anıl vd., 2009; Karaca vd., 2009; Karaca ve Camcı, 2010). Bu çalışmanın amacı, Sahra bölgesi üzerinden geçerek İstanbul'a ulaşan yağış sistemlerinin bölgede gözlenen yağış olaylarının kimyasal yapısına olan etkilerinin araştırılmasıdır.

YÖNTEM

Yağmur örnekleme

Bu çalışmada bir yıl süreyle (2009) Büyükçekmece, İstanbul bölgesinde ardışık yağmur örnekleme yöntemi ile toplanan yağmur örnekleri kullanılmıştır. Bu çalışmada ardışık örnekleri hacim esasına göre toplanmıştır. Fakat çalışmanın hedefleri ve amaçları doğrultusunda ardışık numuneler teker teker ele alınmamış, günlük yağış örnekleri veya yağış esaslı örnekler şeklinde tüm kimyasal parametrelerin hacme bölünmüş derişim değerleri hesaplanmak sureti ile değerlendirilmiştir. Ardışık örnekler ve kimyasal yapıları ile ilgili çalışmalar takip eden bildiri, makale ve raporlarda yayınlanacaktır ve daha önceki bazı çalışmalarda ve raporlarda yayınlanmıştır (Uygur vd., 2010, Ağa vd., 2010). Kullanılan örnekleme sistemi, kimyasal tayinlerde izlenen yöntemler, QC ve QA konularında detaylı bilgilere ilgili yayınlardan ulaşılabilir (Uygur vd., 2010, Ağa vd., 2010).

Geri yörüngelerin analizleri

Bu çalışmada geri yörüngelerin hesaplanması için HYSPLIT_4 (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model kullanılmıştır. Modelin lisanslı kopyası (Version 4.9 - 9 January 2009) bir adet PC üzerine kurulmuş ve model için gerekli olan meteorolojik veri NCEP Global Data Assimilation System (GDAS) model çıktı arşivinden alınmıştır (detaylı bilgiye http://www.emc.ncep.noaa.gov/gmb/gdas/ adresinden ulaşılabilir). Geri yörünge modeli çalıştırırken 1500 m ortalama yer seviyesi yüksekliği her bir yörüngenin alıcı ortama ulaşma yüksekliği olarak seçilmiş

İlk olarak her bir yağış için yağış başlama ve bitiş saatleri dikkate alınarak saatlik geri yörüngeler 1500 m erişim yüksekliği ve 120 saatlik toplam geri yörünge süresi için hesaplanmıştır. Daha sonra yağışı temsil eden başlama, süreç ve bitiş sürelerini de kapsayacak şekilde en fazla 5 yörünge kullanarak her bir yağış olayı için yörüngeler bir grafik üzerinde gösterilmiştir. Bu suretle yağış sürecini tamamen temsil edebilecek olan bir yörünge analiz grafiği oluşturulmuş ve yağış sistemlerinin alıcı ortama taşındığı bölgeler grafiksel olarak belirlenmiştir. İlgili yağışlar ve yağışlara ait geri yörünge analizlerine http://rain.fatih.edu.tr/ adresinden ulaşılabilir.

Toplanan numunelerde yağış başlama ve bitiş saati belirsiz olanlar yanlış analiz sonuçları verebileceğinden ve çok kısa süreli yağışlar için ise bir yağış sistemini temsil etmeyeceği düşünüldüğünden bu tip olaylar için geri yörünge analizleri yapılmamıştır. Bu şekilde ayrılan veya analize dahil edilmeyen yağış

olayı sayısı 2009 yılına ait veri setinin %18'ini (13 olay) oluşturmaktadır (bak: Tablo 1). Geri yörünge analizine dahil edilen yağış olayı sayısı toplamda 60 tanedir.

Tüm numuneler ardışık örnekleme yöntemiyle toplanmıştır. Bazı yağış olayları kısa süreli ve az hacimli olduğu için sadece bir ardışık örnek alınabilmiş bazılarında ise ardışık numune sayısı beş değerine kadar ulaşmıştır. 2009 yılında toplanan ve kimyasal tayinleri yapılan ardışık numune sayısı 173 adettir. Bu örneklerden bu çalışma dahilinde yukarıda bahsedilen nedenden ötürü incelenenlerin sayısı 57 olay için toplamda 162 adet ardışık numuneden oluşmaktadır. Buna göre yağış başına yaklaşık 3 ardışık numune düşmektedir.

SONUÇLAR ve TARTIŞMALAR

Yağış olaylarının aylara göre dağılımı ve çalışma kapsamında kullanılan kodlama sistemi Tablo 1'de özetlenmiştir. Bu çalışma kapsamında toplanan numunelerin kimyasal analizlerine ait değerlendirme ve araştırmaya dayalı bulgular takip eden başka çalışmalarda da ele alınacak ve bir dizi bilimsel tebliğ, makale ve bildiriye konu oluşturabilecek niteliktedir. Bu nedenle toplanan örneklerle ilgili basit bir kodlama sistemi kullanılmıştır. Her bir yağmur olayının başındaki harfler numunenin alındığı istasyonu (mesela; FU= Fatih Üniversitesi İstasyonu), takip eden iki haneli kod zaman sırasına göre örneğin kodunu ve ardışık numune sırasını (mesela, FU16 örneği üç ardışık numuneden oluşuyor ise bunlar FU16-1, FU16-2, FU16-3 olarak adlandırılmıştır) ifade etmektedir.

Tablo 1. Yağış olaylarının aylara göre dağılımı

Ay.Yıl	Yağış olayı sayısı	Yağış olay yüzdesi	Geri yörünge analizinde kullanılan olay sayısı	Kayıt kodları
Oca.09	3	%4,1	2	FU16-FU18
Şub.09	13	%17,8	9	FU19-FU31
Mar.09	12	%16,4	10	FU32-FU43
Nis.09	7	%9,6	5	FU44-FU50
May.09	1	%1,4	1	FU51
Haz.09	2	%2,7	1	FU52, FU53
Tem.09	0	%0,0	0	-
Ağu.09	2	%2,7	0	FU54, FU55
Eyl.09	8	%11,0	7	FU56-FU63
Eki.09	9	%12,3	7	FU64-FU72
Kas.09	8	%11,0	7	FU73-FU80
Ara.09	8	%11,0	8	FU81-FU88
Toplam	**73**	**%100**	**57**	**FUXX**

Bu noktada ifade edilmesi gereken önemli hususlardan birisi, bu çalışmada ilgili proje kapsamında toplanan örneklerden sadece Fatih Üniversitesi Kampüs alanında (İstanbul'un yarı kentsel bölgesi) 2009 yılı boyunca toplanan örnekler

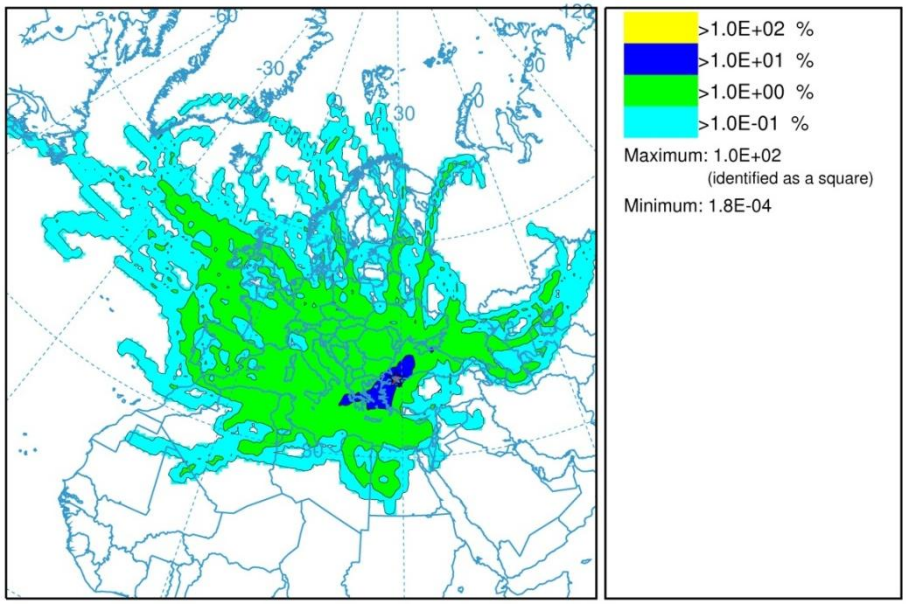
kullanılmış olduğudur. İlgili örnekler araştırma konusuna en iyi cevap verebilecek örnek dilimini oluşturmaktadır. İki yıl süreli bir proje kapsamında kentsel alanda ve kırsal alanda da numuneler toplanmıştır fakat bu toplanan numuneler sahra tozlarının İstanbul'a taşınan yağış kimyasına etkilerinin (bu çalışma) araştırılmasında kullanılmayacak, ancak takip eden bir dizi yayın ve tebliğ içersinde değerlendirilecektir.

Yağış başlama ve bitiş süreleri bu çalışmada doğru yörünge hesabı yapılabilmesi açısından son derece önemlidir. Dolayısı ile numunelerin toplandığı günlerde yağmur başlama ve bitiş tarihleri gözleme dayalı olarak not edilmiş ve daha sonra bu gözlem verileri Fatih Üniversitesi Kampüsü içerisinde bulunan Vantage Pro2 marka (Davis Instruments) bir hava izleme istayonundan alınan ölçüm verileri ile karşılaştırılarak her bir yağış olayına ait doğru yağış başlama ve bitiş süreleri kaydedilmiştir.

Geri yörüngelerin analizleri bu çalışmada önem arz eden konulardan birisidir. Her bir yağış olayı için hazırlanan saatlik geri yörüngeler ilk olarak 2009 yılı boyunca gözlenen yağışların İstanbul'a taşındığı bölgelerin belirlenmesine yönelik olarak frekans analizi için kullanılmıştır. Frekans analizi her bir yörüngedeki saatlik segmentlerin 1°×1° çözünürlükte üzerinden geçtikleri coğrafi koordinatların belirlenmesi ve tüm yağış verisi için her bir segmente düşen toplam noktaların hesaplanarak tüm noktalar toplamına oranlanması şeklinde hesaplanabilir. Elde edilen frekans değerleri yüzdelik dilimlere dönüştürülmüş ve görselleştirilerek enterpolasyon tekniği ile harita haline getirilmiştir. Her bir geri yörünge toplam 120 saatlik segmentten oluşmaktadır. Burada istatistiksel anlamda bir hata oluşmaması için yağış süreleri dikkate alınmaksızın her bir yağış başlama, süreç ve bitiş anını temsil edecek üç geri yörünge ile temsil edilmiştir. Yani uzun süreli (mesela 28 saatlik 30-31.10.2009 yağış olayı gibi) olaylarda yağışın toplam saatlik süresine eşit miktarda geri yörünge hesaplanmış olmasına rağmen sadece başlangıç, orta ve bitiş saatleri için hesaplanan geri yörüngeler kullanılmıştır. Böylelikle yağış olay bazlı, yağış sistemlerinin taşındığı bölgelerin 2009 yılı için frekans dağılımı hesaplanmıştır. Frekans analizi yapılırken kullanılan toplam geri yörünge sayısı 180 adet ve toplam segment sayısı 21.600 adettir. Elde edilen frekans dağılımı Şekil 1 de verilmiştir.

Şekil 1 incelendiğinde bölgeye taşınan yağışların %10'unun Türkiye'nin Ege Bölgesinden, Marmara Bölgesinden ve Ege Denizinden geçtiği görülmektedir. Çok uzak bölgelerden taşınım oranı ise genelde %0,1-1,0 seviyesinde kalmaktadır. Sahra üzerinden tanışabilecek sistemlerin oranı da bu değerlendirmeye göre %1 ila %0,1 seviyesinde kalmaktadır. Bu değerlendirmeler noktasal kaynaklar içindir. Burada verilen değerler 1°×1° çözünürlükteki değerler olduğundan, bir alan için taşınım yüzdesini tahmin etmek için kümülatif değer hesaplanmalıdır. Buna göre, mesela %1'lik dileme düşen 3°×3°'lik bir alan için taşınma oranı %9 seviyesinde olduğu hesaplanmalıdır.

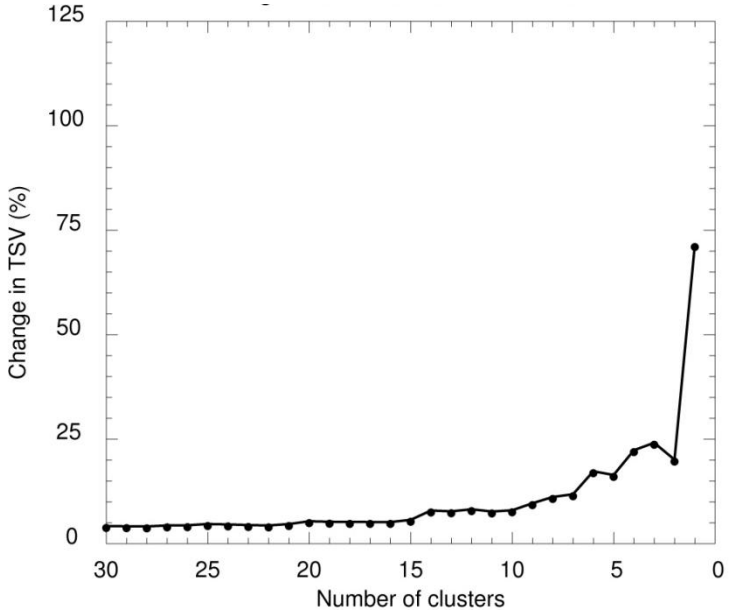
Şekil 1'e göre İstanbul bölgesine Körfez Ülkelerinden ve özellikle de körfezin doğusunda kalan ülkelerden, Güney Afrika ülkelerinden ve Rusya'nın kuzey doğusundan yok denecek kadar az yağış sistemi taşınımının olduğu



Şekil 1. İstanbul Büyükçekmece bölgesinde 2009 yılı boyunca toplanan tüm yağış olaylarının (60) bölgeye taşındıkları 5 günlük geri yörüngelerin coğrafi frekans dağılımı.

görülmektedir. Bölgeye taşınan yağışlar genelde orta ve güney doğu Avrupa, Karadeniz, Karadeniz Ülkeleri, Hazar Denizi, Kuzey Afrika ve Akdeniz üzerinden taşınmaktadır.

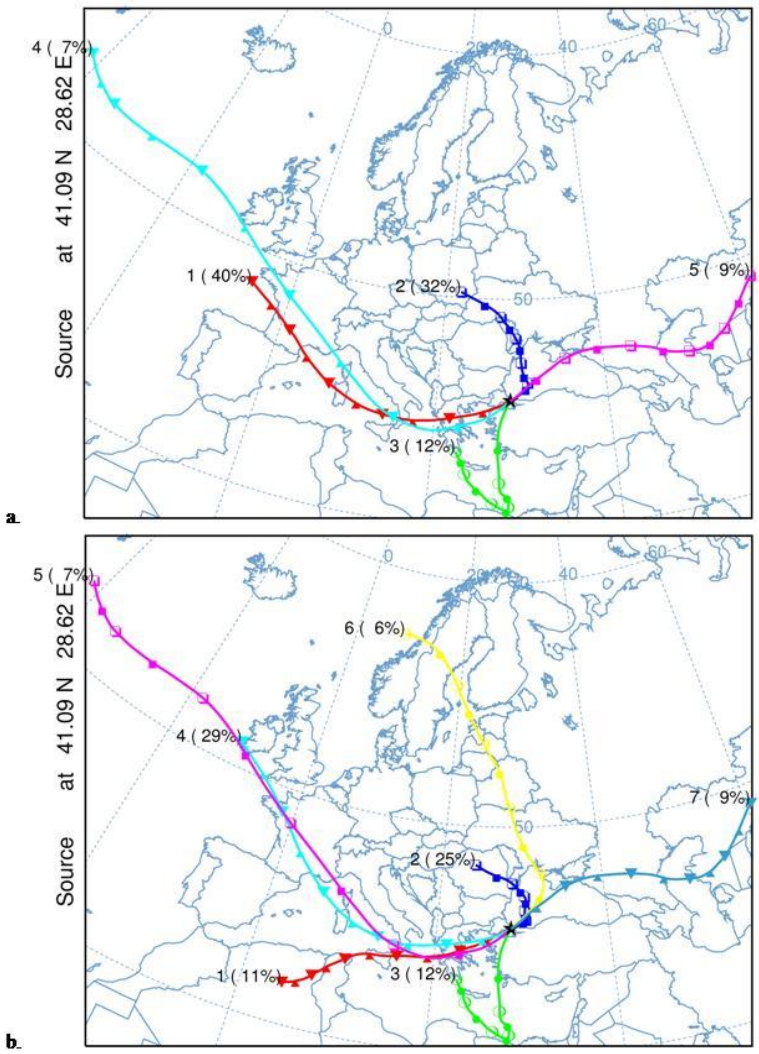
Yörünge analizleri ile ilgili bu çalışmada yapılan ikinci uygulama ise yağış sistemlerinin, her bir sisteme ait geri yörüngeleri teker teker inceleyerek gruplar oluşturulması ve bir yıl süre ile bölgeye ulaşan sitemlerin ve tekerrür sayılarının belirlenmesidir. Bu uygulama her bir yağışa ait geri yörüngeler bir arada görsel yolla incelenerek ve tecrübeye dayalı bir yöntemle yapılabileceği gibi istatistiksel yöntemlerle de yapılabilir. Bu çalışmada bu sınıflamanın yapılması için istatistiksel bir yöntem olan kümeleme analizi (cluster analysis) kullanılmıştır. Önceki adımda belirlenen her bir yağışa ait üç adet geri yörünge tüm yağışlar için bir veri tabanında toplanmış ve Karaca ve Camcı (2010) tarafından önerilen yöntem kullanılarak cluster analizi yapılmıştır. Burada uygulanan analizden çok kısaca bahsedilecektir. Uygulanan yöntemde başlangıçta (initial value) tüm yörüngelerin bir kümede olası durumunda toplam uzaysal değişim (Total Spatial Variance-TSV) sıfır olarak kabul edilmektedir. Bu durumda her bir geri yörünge bir küme olarak kabul edilmekte ve iterasyon yapılarak küme elemenları artırılmak sureti ile yeni kümeler (clusters) oluşturulmaktadır. Küme sayıları değiştikçe (azaldıkça) TSV değerinin yüzdesel değişimileri de hesaplanmaktadır. Bu değişimde önemli artımların veya atlamaların olduğu noktalar istatistiksel anlamda iyi sonuç veren kümelerin oluşturulması anlamına gelmektedir. Elde edilen TSV değişim sonuçları Şekil 2'de gösterilmiştir. Şekil 2 incelendiğinde en iyi değişimin 2, 5 ve 7 küme değerleri için elde edildiği görülmektedir. Sadece iki kümenin İstanbul'a gelen yağışları temsil edemeyeceği açıktır. Bu nedenle sadece diğer iki değer (5 ve 7) için elde edilen kümelere ait ortalama geri yörüngeler hesaplanmış ve Şekil 3 üzerinde gösterilmiştir.



Şekil 2. Küme sayısına bağlı toplam uzaysal değişim (TSV) yüzdeleri.

Şekil 3'te elde edilen bulgular arasındaki en önemli farklardan birisi cluster sayısı beşten yediye çıkarıldığında Akdeniz üzerinden taşınan yağış sistemlerinin iki ayrı guruba ayrılmasıdır. Diğeri ise Doğu Avrupa üzerinden taşınan yağış sistemlerin iki ayrı gruba ayrılmasıdır. Bu ayrışımlar sonrasında Akdeniz üzerinden ve Doğu Avrupa üzerinden taşınan hava akımlarını daha iyi temsil edici kümeler oluşmuştur. Bu çalışmada özellikle Sahra üzerinden taşınan yağmur sistemlerinin İstanbul bölgesindeki yağış olaylarına etkisi araştırıldığı için 7 kümeden oluşan yapı daha iyi değerlendirmelere imkan sağlayabilecek niteliktedir. Zira 7 kümeli grupta taşınan sistemlerin %11'inin doğrudan Sahra Çölü üzerinden yükselerek Afrika'nın kuzeyini boydan boya geçtiği ve Akdeniz ve Ege Denizi üzerinden İstanbul'a ulaştığı görülmektedir (cluster 1). Buna ilave olarak iki ayrı yağış sistemi kümesi ise toplamda %36'lık bir değerle Akdeniz'i boydan boya geçmekte, İtalya'nın bati sahillerini takip ederek Batı Avrupa'ya kadar uzanmaktadır (cluster 4 ve cluster 5). Bu sistemler de Sahra tozunu İstanbul'a taşıyabilecek yapıdaki sistemlerdir. Tüm bunlara ilave olarak bir adet yağış sistemi ise Türkiye'nin güney bölgesinden ülkemize giriş yapmakta ve yükseldiği alan olarak Arap Çöllerinin bulunduğu bölgeler dikkat çekmektedir. Bu sistemin taşınan tüm yağış sistemleri içersindeki oranı %12'dir ve çöl tozları içeriği olan yağış sistemlerinin İstanbul' ulaşması için bir diğer alternatif olabilme potansiyeline sahiptir (cluster 3). Burada yapmış olduğumuz öneriler takip eden bölümde yağmur örneklerinde yapılan kimyasal analizleri (anyon ve katyon değerleri) incelenerek değerlendirilecek ve elde edilen geri yörünge analizlerinin yağış kimyası ile olan ilgileşimleri tartışılacaktır.

Kümeleme analizinde elde edilen bulgular tüm yağış sistemleri içersinde özellikle iki tanesinin (Bak: Şekil 3-b, cluster 1 ve cluster 3 nolu kümeler) Sahra çölü veya çöl kaynaklı mineral içeriği yüksek tozların yağış sistemleri ile İstanbul'a taşındığı sistemler olduğunu göstermektedir. Buna ilave olarak cluster 7 ve cluster 4 yağışlarının da Sahra bölgesinden etkilenme olasılığı



Şekil 3. İstanbul'a 2009 yılısüresince ulaşan tüm yağış olaylarının geri yörgüne kümelerinin 5 (a) ve7 (b) küme için ortalama değerleri.

bulunmaktadır. Yedi kümeden olaşan test sonucunda dokuz (9) adet yörünge herhangi bir küme içersine yerleştirilemediği için sınıflandırılamayan elemanlar olarak ayrılmıştır. Bu sistemler incelendiğinde hepsinin kuzeyli yağış sistemleri olduğu görülmüştür. Kümeler ve her kümeye düşen yağış olayları Tablo 2'de özetlenmiştir. Tablo 2'de verilen cluster grupları içersinde koyu renkli olarak ifade edilen olayların tüm geri yörünge elemanları, yani başlangıç, süreç ve bitişi temsil edenlerin tamamı aynı kümeye düşmüştür. Diğer olaylarda bazı kararsızlıklar görülmektedir. Mesela FU16 kodlu olayın başlangıcı 1 nolu cluster içersinde iken bitiş ve süreç geri yörüngeleri 2 nolu cluster içersindedir. Bu iki grup izledikleri yörüngeler açısından tamamen farklı karakteristik özelliklere sahiptir. Dolayısıyla bilirli bir coğrafyanın etkisini araştırmak için bu tip olayların takip eden kimyasal analiz değerlendirilmelerine alınmaları yanlış sonuçlara neden olabilecektir. Ancak ardışık numune analizleri ile belirli noktalarda yorumlar yapılabilir, fakat bu da bir dizi ilave belirsizliği de beraberinde (mesela yerel etkilerin ayrıştırılması) getirecektir. Tüm bu nedenlerden dolayı kimyasal komposizyonların değerlendirilmesi ve yörünge analizleri ile olan ilişkilerinin tartışılacağı takip eden bölümde, sadece geri yörüngeler açısından bir bütünlük arz eden ve tipik

yörünge davranış gösteren, Tablo 2'de koyu renkli olarak işaretlenmiş olan yağış olayları değerlendirmeye alınacaktır.

Tablo 2. Cluster Analiz sonuçlarına göre yağış olaylarının kümelenmesi

CLUSTER	OLAY KODU
Cluster1	FU**64, 65, 85, 87**, 16, 51, 52, 80
Cluster2	FU**46, 48, 50, 57, 71, 81**, 16, 25, 31, 38, 41, 39, 42, 47, 52, 58, 61, 62, 75, 82
Cluster3	FU**34, 45, 68, 69, 84**, 17, 28, 75, 77
Cluster4	FU**19, 20, 21, 32, 35, 43, 78, 79, 86, 88**, 17, 23, 24, 28, 38, 41, 42, 51, 75, 77, 80
Cluster5	FU**66, 76**, 23, 24, 33
Cluster6	FU**72**, 25, 47, 63
Cluster7	FU**30, 59, 60**, 31, 58, 61, 82
Sınıflanmayan olaylar	FU**56, 73, 74**

***** koyu olarak belirtilen olayların tüm elemanları (başlangıç, orta ve bitiş geri yörüngeleri) aynı kümeye düşen olaylardır.

Kimyasal analizlerle ilgili değerlendirmeler yapılırken ilk olarak her bir cluster grubu için tayini yapılan element ve bileşiklerin ortalama ve değişim bileşeni (±COV(%)) değerleri ayrı ayrı hesaplanarak Tablo 3'te verilmiştir. Bu tablodaki değerler daha önceki bölümlerde tartışılan ve değerlendirmeleri yapılarak seçilen yağış olaylarına ait yağmur suyu içersinde çözülmüş kimyasal bileşenlere ait değerlerdir. Bu tabloda verilen tüm değerler $\mu g/m^3$ cinsindendir. Tabloda her bir element için en küçük ve en büyük değerlerin gözlendiği küme koyu renkle işaretlenmiştir. Cluster1 (Kuzey Afrika üzerinden) kümesinde sınıflanan elementlerden Cr ve Ni tüm ölçüm parametreleri içersinde en yüksek değerleri göstermiştir. Bu yörüngeden İstanbul'a giriş yapan yağış sistemlerinde benzer şekilde yüksek krom ve nikel içeriği daha önce yapılmış çalışmalarda da rapor edilmiş ve örnekleme bölgesinin Kuzey-Kuzey Doğu istikametine düşen bölgede yer alan bir adet çimento fabrikasının varlığı ile ilişkilendirilmiştir (Karaca vd, 2006; Uygur vd. 2010). Öte yandan Bu grupta Al, Pb, Cd elementlerinin ortalama değerleri en düşük derişim seviyelerini göstermiştir. Kurşun ve kadmiyumun atmosferdeki zenginleşme nedenlerinin genelde antropojenik olması dikkat edilmesi gereken bir diğer husustur. Çöl tozlarının bölgeye taşınabileceği bir diğer grup olan cluster3 kümesinde de benzer bir durum vardır. Sadece nitrik derişimi bu grupta diğerleri ile kıyaslandığında en yüksek değere ulaşmıştır. Sodyum ve klor değerleri ise kümeler arasında en düşük seviyededir. Bu her iki grup potansiyel olarak çöl tozlarından en çok etkilenmesi beklenen gruplardır. Bu açıcıdan bakıldığında ve sadece ortalamalar incelendiğinde iki grupta sistemin İstanbul'a taşıdığı yağmur örnekleri kimyasal muhteva açısından diğer tipik bir davranış göstermemektedir. Tüm kümeler içersinde en ilginç davranışı gösteren kümeler cluster2 ve cluster5'dir. Çünkü bunlardan ilkinde oldukça fazla sayıda parametre (Ca, K, Cd, Fe, Mn, V ve sülfat) en yüksek değerlere ulaşmıştır. Diğerinde ise amonyum hariç on ayrı parametrenin minimum değeri bu grupta gözlenmiştir. Bu açıdan değerlendirildiğinde kimyasal türler açısından en zengin yağış sistemleri (diğer bir ifade ile en kirli yağışlar) cluster2 (Doğu ve Orta Avrupa üzerinden) ve en temiz yağış sistemleri cluster5 kümesi ile yani Batı Avrupa ve Akdeniz üzerinden gelen hızlı hava akımları ile taşınan yağış

sistemlerinde gözlenmektedir. Bunlardan cluster5 Akdeniz boylu boyunca geçmesi yönüyle sahra tozları ile zenginleşme ihtimali olan sistemler arasında sayılmıştı, fakat sistemlerin çok uzun yörüngelerle karakterize edilmesi bu sistemlerin üst atmosfer seviyesinde ve oldukça hızlı sitemler olduğunu göstermekte ve dolayısı ile hem doğal hem de antropojenik etkilerden en az seviyede etkilenmektedirler. Cluster2 ise kısa yörüngelerle temsil edilmiştir (Şekil 3).bunlar genelde düşük irtifalı ve yavaş sitemler olup antropojenik aktivitenin en yoğun olduğu coğrafi bölgelrdeki atmosfer içersindeki toz ve gazlarla daha fazla etkileşime girmekte (rain out) ve sonrasında kimyasal türler açısından zengin kimyasal yapısı olan yağışları İstanbul üzerine taşımaktadırlar.

Tablo 3. Her bir cluster için kimyasal tayini yapılan bileşenlerin ortalama ve COV değerleri (µg/m^3).

	Cluster 1		Cluster 2		Cluster 3		Cluster 4		Cluster 5		Cluster 6		Cluster 7	
Mg	204	%103	243	%74	173	%90	187	%89	**104**	%130	**457**	NA	302	%69
Ca	2350	%110	**2725**	%85	2173	%98	1378	%64	1015	%116	**575**	NA	1096	%28
Na	1905	%118	1558	%76	**943**	%65	1337	%63	992	%134	**4299**	NA	2254	%60
K	177	%78	**304**	%100	189	%104	147	%91	**97**	%112	182	NA	301	%58
Al	**22,2**	%19	75,2	%67	85,7	%90	81,4	%77	30,0	%69	96,9	NA	**108,7**	%80
Zn	48,1	%49	43,2	%23	34,4	%44	**84,2**	%101	**24,5**	%21	38,4	NA	67,8	%122
Pb	**0,52**	%91	0,54	%149	0,62	%76	**1,57**	%122	0,82	%69	1,31	NA	0,75	%93
Cu	1,01	%54	1,74	%49	1,10	%104	4,01	%204	**0,65**	%3	0,73	NA	**6,92**	%124
Cd	**0,36**	%142	**1,76**	%106	0,77	%152	1,15	%102	1,10	%125	0,82	NA	0,72	%139
Fe	1,83	%20	**5,27**	%119	1,11	%50	2,96	%99	**0,83**	%72	1,69	NA	1,74	%80
Mn	3,01	%80	**8,18**	%71	1,98	%71	3,87	%84	**1,69**	%116	4,04	NA	7,48	%115
V	0,96	%103	**1,16**	%52	0,46	%78	0,89	%80	**0,35**	%2	0,40	NA	0,63	%11
Cr	**0,88**	%149	0,39	%42	0,17	%27	0,23	%47	0,34	%49	**0,04**	NA	0,30	%22
Ni	**11,2**	%136	2,46	%51	2,7	%119	2,66	%117	0,7	%97	**0,59**	NA	6,2	%146
Co	0,26	%86	0,22	%28	0,18	%36	0,19	%66	**0,09**	%18	0,38	NA	**0,56**	%97
F	46,0	%67	42,2	%75	20,7	%37	39,6	%133	19,9	%23	**9,37**	NA	**87,7**	%120
Cl	4379	%136	3743	%82	**2171**	%68	3542	%76	2598	%136	**11967**	NA	5706	%58
Nitrit	58	%99	76,2	%80	**131**	%87	43,6	%42	14,5	%8	**13,5**	NA	16,6	%2
Nitrat	3074	%63	4130	%85	2157	%45	2963	%100	**1152**	%64	1243	NA	**4435**	%111
Sülfat	5862	%67	**6829**	%93	4802	%79	4093	%65	**1909**	%81	3200	NA	6084	%110
Amonyum	514	%90	440	%70	302	%52	318	%98	**682**	%120	**231**	NA	338	%59

Sahra tozlarının atmosfer ve yağış kimyası üzerine etkileri son yıllarda birçok araştırmacı tarafından incelenen bir konudur. Ülkemizde ise bu konuda sınırlı sayıda çalışma vardır. Uzun taşınımının etkisi ile Sahra ve Afrika üzerinden yükselen tozlarla ilgili yapılan çalışmalarda bu tozlardan etkilendiği düşünülen günlerde toplanan PM ve yağmur örneklerinde kimyasal bileşenler incelendiğinde Si/Al, K/Al, Ca/Al, ve Fe/Al oranları bu etkiyi ortaya koymak için bir ölçüt olarak kullanılmıştır (Schütz, 1989; Formenti vd. 2003; Blanco vd., 2003). Kimyasal türlerin en basit anlamda oranlarına bakılarak yapılan bu değerlendirmeler Sahra tozlarının atmosferik tozların ve yağmur örneklerinin kimyasal yapısına etkilerinin anlaşılmasında oldukça etkin bir yöntemdir. Her bir cluster için K/Al, Ca/Al, ve Fe/Al oranları Tablo 4'te verilmiştir. Koyu renkli kolonlar çöl toz çok etkilenmesi gereken, az koyu renkli olanlarsa çöl tozlarında etkilenme potansiyeli olan kümelerdir. Görüldüğü üzere özellikle cluster1 kümesinde bulanan oranların hepsi tüm gruplar içersinde en yüksek oranlara sahiptir. Sonuç olarak Tablo 4'te verilen oranlardan 1 numaralı kümeye ait olan yağışlar açık bir şekilde çöl tozlarından etkilenmiş ve bölgeye mineral içeriği yüksek tozların taşınmasına katkıda bulunmuşlardır. Aynı

durum Benzer durum diğer küme elemanlarında görülememekte ve birbirine yakın sonuçlar vermektedir.

Tablo 4. Seçilmiş bazı elementlerin oranları.

	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4	Cluster 5	Cluster 6	Cluster 7
K/Al	7,98	4,05	2,20	1,80	3,25	1,88	2,77
Ca/Al	106	36,2	25,4	16,9	33,9	5,93	10,1
Fe/Al	0,08	0,07	0,01	0,04	0,03	0,02	0,02

KAYNAKLAR

Ağa, Ö., Karaca, F., Ertürk. 108Y062 nolu TÜBİTAK 1001 Projesi Final Raporu. İstanbul, 2010.

Anıl, İ, Karaca, F., Alagha, O., Investigation of Long-range Atmospheric Transport Effects on İstanbul, Ekoloji, 19 (73), 65-68, 2009.

Blanco A., vd. Characterization of African dust over southern Italy, Atmospheric Chemistry and Physics 3, 2147–2159, 2003.

Formenti, P., Elbert, W., Maenhaut, W., Haywood, J., ve Andreae, M.O. Chemical composition of mineral dust aerosol during the Saharan dust experiment (SHADE) airborne campaign in the Cape Verde region, September 2000, Journal of Geophysical Research 108 (D18), 8576, 2003.

Kandler vd., Chemical composition and complex refractive index of Saharan Mineral Dust at Izaña, Tenerife (Spain) derived by electron microscopy , Atmospheric Environment, 41 (37), 8058-8074, 2007.

Karaca, F., Alagha, O., Elçi, E., Ertürk, F., Yılmaz, Y.Z., Özkara, T. PM2.5 and PM2.5-10 Chromium Concentrations of Buyukcekmece Lake Basin, Ekoloji , 15 (61), 16-21, 2006.

Karaca, F., Anil, I., Alagha, O., Long range potential source contributions of episodic aerosol events to PM10 profile of a megacity, Atmospheric Environment, 43 (36), 5713-5722, 2009.

Karaca, F., Camcı, F., Distant source contributions to PM10 profile evaluated by SOM based cluster analysis of air mass trajectory sets, Atmospheric Environment, 44 (7), 892-899, 2010.

Reid, E.A., vd., Characterization of African dust transported to Puerto Rico by individual particle and size segregated bulk analysis, Journal of Geophysical Research 108 (D19), 8591, 2003.

Scheuvens, D., Schütz, L., Kandler, K., Ebert, M., Weinbruch, S., Composition of Saharan dust and its possible source regions – a review, European Aerosol Conference, Karlsruhe, Abstract T052A17, 2009.

Schütz, L. Atmospheric mineral dust-properties and source markers. Paleoclimatology and Paleometeorology: Modern and Past Patterns of Global Atmospheric Transport, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 359–383, 1989.

Uygur, N., Karaca, F., Alagha, O. Prediction of sources of metal pollution in rainwater in Istanbul, Turkey using factor analysis and long-range transport models, Atmospheric Research, 95 (1), 55-64, 2010.

İKLİM DEĞİŞİKLİĞİNİN FIRAT ve DİCLE NEHİRLERİ ÜZERİNDEKİ ETKİSİ

Mehmet KARACA [(*)], Alper ÜNAL, Tayfun KINDAP, ÖmerLütfi ŞEN

İstanbulTeknikÜniversitesi, AvrasyaYerBil. Ens., Maslak, Istanbul, 34469

ÖZET

Bu çalışmada, Türkiye ve Orta Doğu için son derece önemli iki nehir, Fırat ve Dicle için, kar erimesi ile akış zamanında meydana gelen değişimler incelenmiştir. Havza üzerinde bulunan istasyonlardan 1972-1988 ve 1990-2006 yılları için elde edilen 17'şer yıllık periyotlar için yıllık akım verilerinde istatiksel olarak anlamlı bir değişim olmadığı görülmektedir. Bununla birlikte, insan etkisinden uzak 8 istasyon üzerinde yapılan çalışmada, ilgili periyotlarda 6 istasyon için akımların "merkez zaman"larında (MZ) anlamlı bir fark olduğu görülmüştür. Bu istasyonlarda MZ'lerin ortalama 5 günden daha önce gerçekleştiği görülmüş ve bunun erken kar erimesine ve dolayısıyla bir sıcaklık artışına işaret ettiği anlaşılmıştır.

Türkiye için yapılan iklim değişikliği senaryo çalışmalarında, 21. Yüzyılın sonunda havza için $6^{o}C$ ye varan bir ısınma olacağı işaret edilmektedir. Artan sıcaklıklarla birlikte, erken kar erimesi ile bölgede öne çekilen MZ'lerin sonucunda, tarım rekoltesi ve enerji üretiminin yanısıra ciddi çevresel sorunlar ile karşı karşıya kalınacağı çok açıktır.

Anahtar Sözcükler: Erkenkarerimesi, MerkezZaman, Fırat, Dicle, İklimdeğişimi.

GİRİŞ

İklim değişiminin en önemli sonuçlarından birisi tatlı su kaynakların sürdürülebilirliği ile ilgili karşılaşılacak problemlerdir. Dünya nüfusunun %15'inden fazlası buzullar veya kar erimesi ile beslenen nehirler vasıtasıyla tatlı su ihtiyacını karşılamaktadır (Kundzewicz et al., 2007). Bu erime sürecinde meydana gelebilecek herhangi bir değişimin ciddi ekolojik ve sosyo-ekonomik problemleri doğuracağı açıktır. Hem ülkemizi hem de komşularımızı (Irak, Suriye, İran ve Kuveyt) ilgilendiren Fırat ve Dicle havzasında ($766{,}000 km^2$) enerji üretimi, sulama ve içme suyu ihtiyacı için yapılan çalışmaların değişen iklim koşulları açısından değerlendirilmesi gerekmektedir.

Gelecek ile ilgili yapılan iklim simülasyonları, Akdeniz Bölgesi'nin en çok etkilenebilecek yerlerden biri olduğunu ortaya koymaktadır (IPCC, 2007). Model sonuçlarına göre yağışta meydana gelecek azalma, nehir toplam akımlarında bir azalmaya neden olacaktır. Bu durumda bölgede gerçekleştirilen sulama veya elektrik üretimi gibi çalışmalarda olumsuzluklar meydana gelecektir. Nehir akımlarındaki zamansal değişimler yaz kuraklığının daha sık

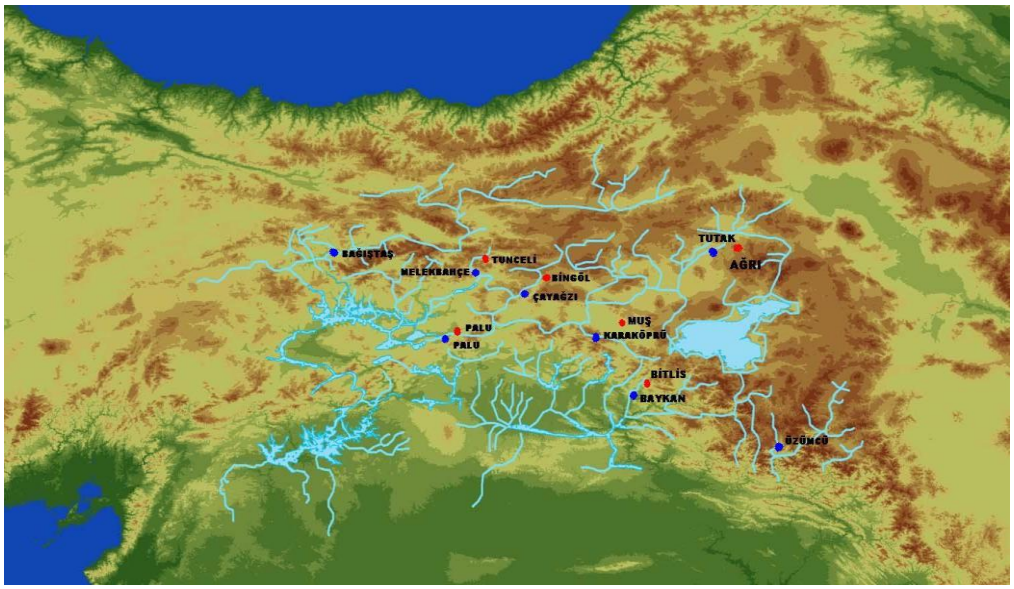
[*] karaca@itu.edu.tr

ve uzun görülmesine neden olabilecek ve nehir boyunca yer alan ekosistemin zarar görmesine sebep olacaktır.

Bu çalışmada, olası olumsuz sonuçların önceden tahmin edilebilmesi amacıyla, insan yerleşiminden ve etkisinden uzak, kar erimesi ile beslenen ve ülkemiz için olduğu kadar tüm bölge için de önem arzeden Fırat ve Dicle nehirlerinin akımlarındaki değişimler incelenmiştir.

YÖNTEM

Havza üzerinde bulunan 21 istasyon için; veri uzunluğu, kalitesi ve lokasyonu dikkate alınarak toplamda 8 istasyon için çalışma gerçekleştirilmiştir. Toplamda 35 yıl için günlük akım verileri kullanılmış (EİEİ) fakat 1972-1988 ve 1990-2006 yıllarını içine alacakşekilde 17'şer yıllık periyotlar için yıllık akım verilerinde istatiksel olarak anlamlı bir değişim olmadığı araştırılmıştır. Ayrıca çalışma kapsamında bölge için yüzey sıcaklıkları ve yağış (DMİ) verileri elde edilmiş ve değerlendirilmiştir. İstasyonlar ve çalışma alanı Şekil 1'de gösterilmiştir.



Şekil 1. Fırat ve Dicle Havzası'daki akım ve meteoroloji istasyonları (Mavi noktalar akım istasyonlarını gösterirken, kırmızı noktalar meteoroloji istasyonlarını işaret etmektedir).

Son yıllarda yapılan çalışmalar, nehir akımlarında meydana gelen farklılıkların iklim değişimi için bir indikatör olabileceğini göstermiştir (Aguado vd., 1992; Dettinger ve Cayan, 1995; Burn ve Hag Elnur, 2002). Bu amaçla toplam akımın medyanındaki herhangi bir kayma, iklim değişimini gösteren en önemli sayısal parametrelerden biri olabilmektedir. Bu istatistiksel yaklaşım, merkez zaman (MZ) veya literatürdeki adıyla "center time" olarak uygulanmaktadır. İlk olarak Cayan vd. tarafından 2001 yılında yapılan bir çalışma ile literatüre kazandırılmıştır. Genellikle Kuzey Amerika olmak üzere birçok bölge için olası iklim değişimi MZ yaklaşımı ile incelenmiştir. Örnek olarak, Hodgkins vd. (2003)'nin New England için yapmış oldukları çalışmada 11 nehir için

erken erimenin gerçekleştiği gösterilmiştir. Benzer şekilde, Pacific Northwest, Sierra Nevada, ve Rocky Dağları için yapılan çalışmalarda bu bölgeler içindeki nehirlerde 30-40 günü bulan erken kar erimeleri tespit edilmiştir (Stewart vd., 2004).

Merkez zaman metodu (MZ) $CT = \Sigma(t_i q_i)/\Sigma q_i$, formülü kullanılarak hesaplanır. Bir başka ifadeyle su yılı (Ekim 1) başlangıç kabul edilerek 12 ayın toplam akım değerinin yarısı alınır. Bu yarı değere tekabül eden gün merkez zaman noktasıdır. Merkez zaman noktasının özelliği, bu değere kadar başlangıç tarihinden itibaren yıllık akım değerinde artış olması, bir sonraki günden itibaren de nehir akımının azalma eğilimine geçmesidir. Bu çalışmada her iki periyot için (1972-1988 ve 1990-2006), Monte-Carlo testi uygulanmıştır. Ortalama değerlerdeki gerçek farklar, verisetinden rastgele alınan 16 nokta için elde edilen ortalama değerler ile karşılaştırılmıştır. Eğer gerçek farkların sıralaması, rastgele seçilenlerden %95 veya daha yüksek olasılıkta ise, bu durumda gerçek fark istatistiksel olarak anlamlı kabul edilmiştir. 1989 yılı tüm istasyonlar için son derece farklı değerler gösterdiği için (outlier olarak kabul edilmiştir) çalışmada dikkate alınmamıştır.

Ayrıca Mann-Kendall trend testi yıldan yıla farklılık gösteren nehir akım istasyonları ortalama merkez zaman günleri için ve bu istasyonlara en yakın şehir merkezlerinin sıcaklık verileri için de uygulanmıştır. Bu test ile %95 güvenirlilik seviyesine göre her bir istasyon için merkez zaman günleri ve sıcaklık analizinde anlamlı bir artış veya azalış olup olmadığını tespit edilmeye çalışılmıştır.

TARTIŞMA ve SONUÇLAR

Bu çalışmada; şehir etkisinden uzak, insan elinin nispeten değmediği bölgelerdeki istasyonların ölçümleri baz alınarak, sıcaklıktaki değişimlere bağlı erken kar erimelerinin nehir akımlarını nasıl değiştirdiği araştırılmıştır. Erken kar erimesi nedeniyle, nehir akımlarının maksimum olduğu tarihlerin erkene çekilip çekilemediğini görebilmek için günlük nehir akım verileri ile merkez zaman (center time) metodu kullanılarak analizler yapılmıştır.

Bu çalışmada kullanılan akım istasyonları ile ilgili bilgiler Tablo1'de özetlenmiştir. İlk olarak yıllık akışlardaki olası trendleri belirlemek için akım değerlerine Mann-Kendall testi uygulanmıştır. Tablo2'de verildiği gibi (ikinci kolon, Mann-Kendall p-değerleri listelenmiştir) trend yoktur yaklaşımı, "null hipotezi"miz; eğer p-değerleri 0.05 anlamlılık seviyesinden büyükse reddedilemez şeklinde kurgulanmıştır. İkinci adımda, yıllık akım verisi iki periyota bölünmüş (1972-1988 - 1990-2006) ve ortalama toplam akımlardaki fark tahmin edilmeye çalışılmıştır. Bu durumda, Monte Carlo yaklaşımı yapılarak, bu farkların anlamlı olup olmadığı araştırılmıştır. Tablodan görüldüğü gibi yıllık akım değerlerinde istatistiksel olarak anlamlı bir değişim yoktur (Tablo2). Benzer şekilde, bu havzalar için toplam yıllık yağışta da önemli bir değişimin olmadığı söylenebilir.

Tablo1. Bu çalışmada kullanılan akım istasyonları.

İstasyon No&İsim	Enlem Boylam	Yükseklik (m)	Drenaj Alanı (km^2)	Ortalama Yıllık Akım (m^3/s)	Merkez Zaman (MZ)
2102F - Palu	38°41`18``	850	25515	242.75	Nisan 18
	39°55`52``				
2122F - Tutak	39°32`19``	1552	5882	48.24	Nisan 26
	42°46`49``				
2133F - Melekbahce	39°02`45``	875	3284	85.72	Nisan 28
	39°31`34``				
2156F - Bagistas	39°26`05``	865	15562	148.95	Nisan 26
	38°27`04``				
2157F - Karakopru	38°47`02``	1250	2173	25.14	Nisan 08
	41°29`43``				
2164F - Cayagzi	38°48`31``	990	2232	33.43	Nisan 11
	40°33`17``				
2610D - Baykan	38°09`41``	910	640	18.22	Nisan 08
	41°46`57``				
2620D - Uzumcu	37°29`11``	1072	5270	58.80	Mayıs 08
	43°33`56``				

F: Fırat
T: Dicle

Kar erimesi Mart ayında başlamakta ve Haziran – Temmuz ayı gibi sona ermektedir. Maksimumların çoğunluğu Nisan ayında gerçekleşmektedir. Artışın genelde Mart akım oranlarında, azalışın ise Mayıs ayında olduğunu ve birbirlerini dengelediği anlaşılmaktadır. Bölge en yüksek yağışı Kasım – Nisan arasında almakta ve bu oran 50 mm (Ağrı)ile 175 mm (Bitlis) arasında

değişmektedir. Aylık sıcaklık değerleri kış aylarında sıfırın altında iken, Mart ayının geçiş dönemi olduğu görülmektedir.

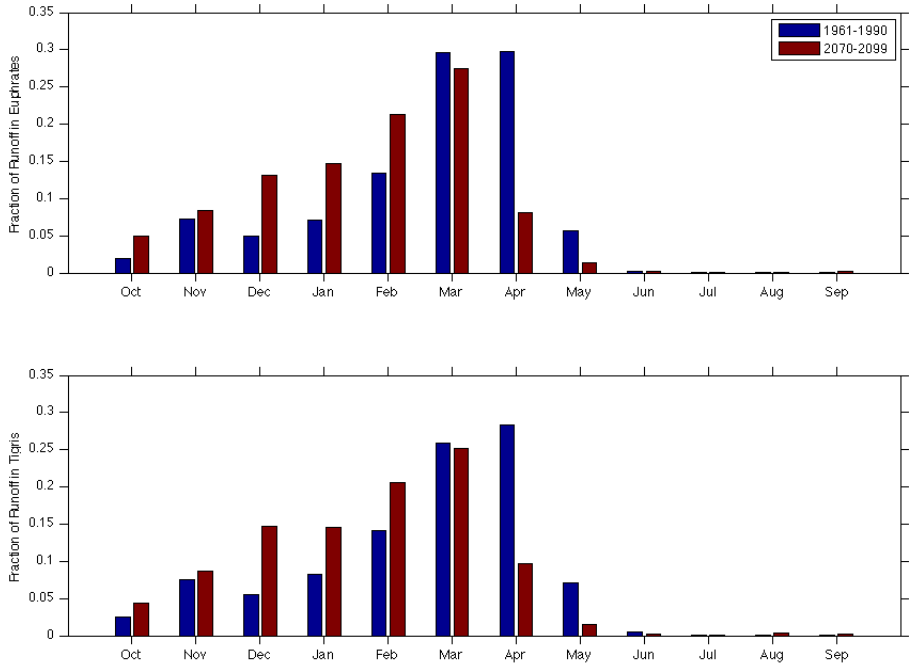
Tablo 2. Her iki periyot akımları için anlamlılık testi.

İstasyon	**YıllıkAkış**			**MerkezZaman**		**AylıkSıcaklık**	**AylıkYağış**
Akım / Meteoroloji	*MK p-değerleri*	*Fark (m^3)*	*MC olasılık*	*Fark (gün)*	*MC olasılık*	*MK p-değerleri*	*MK p-değerleri*
Palu - Palu	0.98	3089	0.63	4.8	0.97	X	X
Cayagzi - Bingol	0.87	417	0.64	5.8	0.98	X	X
Karakopru - Mus	0.87	178	0.56	6.8	0.98	M4 0.024; M6 0.011	X
Tutak - Agri	1.00	593	0.64	3.5	0.92	M6 0.025; M8 0.011	X
Melekbahce - Tunceli	0.39	-194	0.46	1.9	0.79	X	X
Baykan - Bitlis	0.96	278	0.62	3.1	0.80	X	X
Bagistas -	0.17	-2504	0.24	3.5	0.91	--	--
Uzumcu -	0.55	740	0.60	6.8	0.99	--	--

Sıcaklık ölçümleri her ne kadar iklim değişiminin en büyük göstergesi olsa da, yapılan ölçüm istasyonlarının temsil sorunları beraberinde birçok soruyu da getirmektedir. Bu amaçla, bu çalışma için iklim değişiminin tespitinin yapılabileceği ve nispeten insan etkisinden uzak nehir akımlarındaki değişimler incelenmiştir.

Bu çalışmanın en önemli sonucu olarak, Fırat ve Dicle nehirlerinin akım zamanlarında erkene doğru bir kayma olduğu söylenebilir. Birbirini takip eden 17'şer yıllık iki periyot için, 8 istasyondan 6'sında 3.5 ila 6.8 gün arasında istatistiksel olarak anlamlı bir öne kayma olduğu saptanmıştır. Tüm bu değişimlere rağmen yıllık toplam yağışlarda hiçbir değişimin olmadığı da başka bir ilginç sonuçtur. Bu durum akım zamanındaki öne çekilmenin yağıştan çok sıcaklık değişimi ile alakalı olduğunu göstermektedir. Önceki çalışmalarda gösterildiği gibi (Cayan vd., 2001; Barnett vd., 2005; Stewart, 2009) sıcaklık artışı, yağmur formundaki yağışın ve karın erken erimesi ile sonuçlanmaktadır.

Bölge için yapılan iklim çalışmalarında sıcaklık artışının yüzyıl sonuna doğru 6 dereceleri bulacağı tahmin edilmektedir (Onol ve Semazzi, 2009). Bu durumda erken kar erimesinin çok daha belirgin bir hal alması kaçınılmazdır.



Şekil 2. Fırat (üst panel) ve Dicle (alt panel) akım oranları (aylık akış / yıllık akış). Gelecek ile ilgili değerler ECHAM5 Küresel İklim Modeli verisi kullanılarak RegCM3 modeli ile elde edilmiştir.

Şekil2'de 1961-90 ve 2070-99 periyotları için Fırat (üst panel) ve Dicle (alt panel) nehirlerindeki akım oranları gösterilmektedir. Her iki havza için akımlarda azalmanın olacağı hemen göze çarpmaktadır. Gelecekte kış aylarında akımlarda olan yükselmenin bahar aylarında yerini azalmaya bırakacağı anlaşılmaktadır (Şekil2). Bu bulgular bölge su kaynakları açısından son derece önemlidir. Nehirler üzerinde yer alan birçok barajın ve hidroelektrik santralin yönetimi, su ihtiyacı ve sulama açısından sadece Anadolu Bölgesi için değil, diğer komşu ülkeler içinde son derece önemlidir.

KAYNAKLAR

Aguado E., Cayan D., Riddle L., Roos M. Climatic fluctuations and the timing of West Coast streamflow, J. Climate, 5 1468–1483, 1992.

Barnett T. P., Adam J.C., Lettenmaier D.P. Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions, Nature, 438 303-309, 2005.

Burn D.H., Hag Elnur M.A. Detection of hydrologic trends and variability, J. Hydrology, 255 107–122, 2002.

Cayan D.R., Kammerdiener S., Dettinger M.D., Caprio J. M., Peterson D. H, Changes in the onset of spring in the western United States, Bull. Amer. Meteor. Soc., 82 399-415, 2001.

Dettinger M.D., Cayan D. R., Large-scale atmospheric forcing of recent trends toward early snowmelt in California, J. Climate, 8 606-623, 1995.

Hodgkins G.A., Dudley R.W., Huntington T.G. Changes in the timing of high river flows in New England over the 20th Century, J. Hydrology, 278 244-252, 2003.

Kundzewicz Z.W., Mata L.J., Arnell N.W., Döll P., Kabat P., Jiménez B., Miller K.A., Oki T., Sen Z., Shiklomanov I. A. Freshwater resources and their management. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J., Hanson C.E., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 173-210, 2007.

Onol B., Semazzi F. H. M. Regionalization of climate change simulations over Eastern Mediterranean, J. Climate, 22 1944-1961, 2009.

Stewart I. T., Cayan D. R., Dettinger M. D. Changes in snowmelt runoff timing in western North America under a 'Business as Usual' climate change scenario,Climatic Change, 62 217–232, 2004.

Stewart I. T. Changes in snowpack and snowmelt runoff for key mountain regions, Hydrol. Process., 23 78-94, 2007.

KENT HAVASINDA PAH ve PM KONSANTRASYONLARININ YEREL FARKLILAŞMASI

Deniz KARMAN(*), Angelos ANASTASSOPOULOS

İnşaat ve Çevre Mühendisliği Bölümü, Carleton Üniversitesi, Ottava, Kanada, K1S 5B6

ÖZET

Kanada'nın Hamilton kentindeki yaklaşık 50 noktada 2009 yılı yaz ve kış mevsimlerinde gerçekleştirilen ikişer haftalık örnekleme çalışması ile elde edilen PM10, $PM_{2.5}$, $PM_{1.0,}$ ve 16 PAH konsantrasyonu verileri kent içi hava kirliliğinin mekansal değişimi incelenmektedir. Mekansal ve mevsimsel farklılıklar açısından PAH ve PM konsantrasyonları değişik özellikler göstermektedir. Elde edilen veriler hava kirliliği parametrelerinden olan $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının PAH bileşenlerinin insan sağlığını tehdit etme potansiyeli açısından yeterli bir gösterge olmayabileceğine işaret etmektedir.

Anahtar Sözcükler: PAH, PM_{10}, $PM_{2.5}$, $PM_{1.0,}$ Kent havası, Yerel farklılaşma.

GİRİŞ

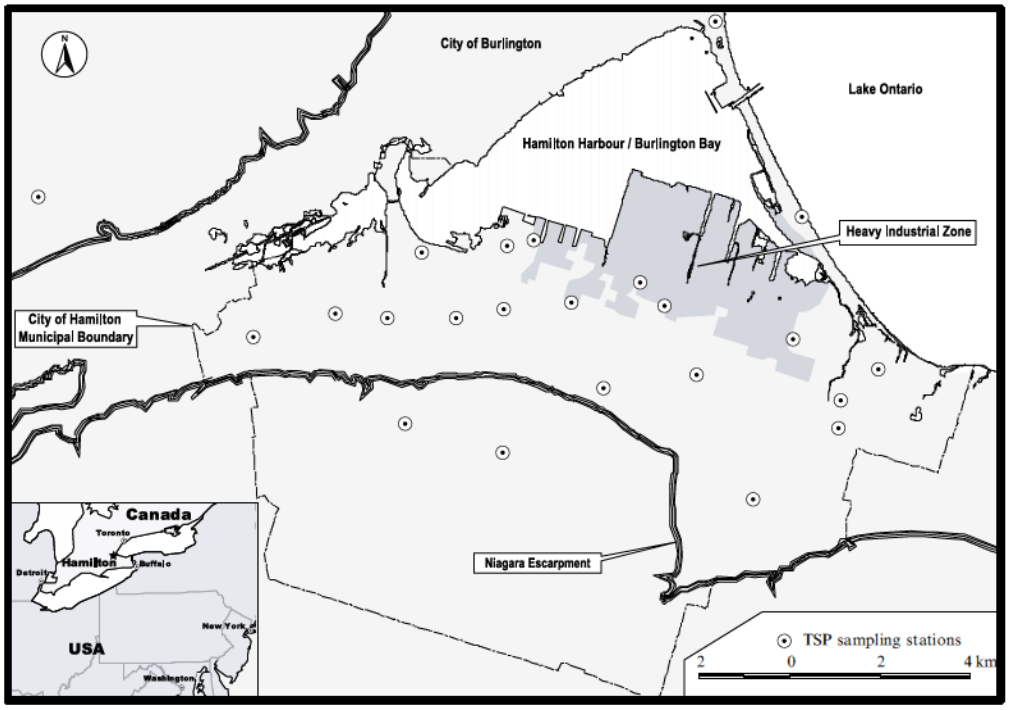
Kent hava kirliliğinin gösterdiği mekansal farlılıklar kent sakinlerinin günlük yaşamları sırasında maruz kaldıkları konsantrasyonlar ve bu konsantrasyonların insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkilerinin tespitinde ciddi bir güçlük olagelmiştir. Bu güçlüklerin aşılmasında kullanılan yöntemler arasında, şahısların üzerinde taşınabilen kişisel örnekleme cihazları, yoğun ölçüm ağı, veya birkaç kategorideki mikro ortamların ayrıntılı incelemesi sayılabilir. Bu bildiride Kanada sağlık bakanlığı *(Health Canada*) tarafından Hamilton kentinde PM_{10}, $PM_{2.5,}$ $PM_{1.0}$ ve seçilmiş belirli PAH bileşenlerinin konsantrasyonlarını kentin 50 değişik noktasında belirlemek üzere kış ve yaz dönemlerinde ikişer hafta boyunca yapılmış ölçümlerin sonuçları incelenmektedir.

Ontario Gölünün batı ucunda yer alan Hamilton (Şekil 1) çevresi ile birlikte nüfusu 700.000 civarında olan ve içinde demir-çelik üretimi gibi ağır endüstri de barındıran bır kenttir. Kent havası kirlilik açısından bilhassa yüksek PAH ve $PM_{2.5}$ seviyeleri ile dikkat çekmekte ve yerel, bölgesel ve sınır ötesi ABD'deki birçok değişik kaynaktan yapılan emisyonların sınırlar ötesi taşınımından etkilenmektedir. Kentin içinden geçen *Niagara Escarpment* adlı doğal coğrafi oluşum takriben 725 km boyunca uzanan ve Hamilton şehrini biribirinden takriben 100 m farklı yükseklikteki iki düzlem olarak bölen bir özellik arzetmektedir.

1994 yılından beri Hamilton'da yapılmış olan çalışmalar gerek hava, gerek sudaki PAH konsantrasyonları, PAH bileşenlerinin muhtemel kaynakları ve insan sağlığı üzerindeki etkileri açısından değerli bir bilgi birikimi sağlamış

* deniz_karman@carleton.ca

bulunmaktadır (Legzdins vd., 1994; Morris vd., 1995; Sofowote vd., 2008; 2010a; 2010b). Jerrett ve arkadaşları (2001, 2005) çalışmalarında hava kirliliğinin yarattığı sağlık sorunlarını çevresel hukuk kavramı açısından değerlendirmiş, önce sosyo-ekonomik statü ile maruz kalınan hava kirliliği arasındaki potansiyel ilişkiyi, daha sonra da hava kirliliğine maruz kalmanın insan sağlığı üzerindeki etkilerinde sosyal, demografik, ve hayat tarzı farklılıkları gibi paralel faktörlerin etkilerini incelemişlerdir. Bu nitelikteki çalışmalar için Hamilton'u tercih etmelerinin nedenlerini ise Kanada kentleri arasında en yoğun hava kirliliği izleme ağlarından birine sahip oluşu, Kanada'nın en büyük iki demir çelik tesisinin burada bulunması ve yılda 90 ila 320 erken ölüme yol açtığı varsayılabilecek bir seviyede hava kirliliğinin varlığı olarak ifade etmişlerdir.



Şekil 1. Hamilton kenti ve partikül madde konsantrasyonu izleme ağının konumu (Jerrett vd., 2005'ten alınmıştır).

2009 yılında tamamlanan ve bu bildirinin konusunu teşkil eden çalışmanın daha önceki çalışmalara partikül madde konsantrasyonlarının üç ayrı boyda ölçülmesi, ölçüm yapılan istasyon sayısı ve aynı istasyonlarda 16 PAH bileşeninin konsantrasyon ölçümlerinin yapılmış olması açısından önemli katkılar yaptığı düşünülmekte ve bu tür çalışmaların hava kirliliğini kontrol altına almakla görevli yetkililere yol gösterici olması umulmaktadır.

YÖNTEM

2009 yılının Haziran ve Aralık aylarında Hamilton kentinde yaklaşık 50 istasyonda ikişer hafta süre boyunca toplanan örneklerden üç boyda partikül madde ile 16 PAH bileşeninin partikül madde ve gaz fazındaki toplam konsantrasyonları tespit edilmiştir.

Örnekleme istasyonları için yer seçiminde kentin değişik kullanım amaçlı bölgelerinin gerçekçi oranlarda temsil edilmesi açısından daha önce Jerrett ve arkadaşları (2001, 2005) tarafından yapılmış olan bir model çalışması göz önünde bulundurulmuş, ayrıca *Niagara Escarpment*'a göre konumlar ve komşu istasyonlar ile olan mesafeler dikkatle seçilmiştir. Hamilton Belediyesi ile yapılan işbirliği ile seçilen bölgelerdeki belediye arazilerinden elektrik bağlantısı, güvenlik v.b. açısından azami ölçüde yararlanılmış, bunun dışında da muhtelif müesseseler ve bazı müstakil evlerin bahçelerine istasyonlar kurulmuştur.

Şekil 2'de görülen ve *Health Canada* personeli tarafından kurulmuş olan örnekleme düzeni: 1) *SKC Leland Legacy Sample Pump* (5 L/dak), 2) üç boyda ($PM_{1.0}$, $PM_{2.5}$, PM_{10}) partikül madde örnekleri toplayan *Harvard personal cascade impactor* (Demokritou vd., 2002), 3) gaz fazı PAH bileşenlerini tutan PUF kartuşu ve $PM_{2.5}$ örneklerini tutan bir filtre ihtiva eden *URG Corp URG-2000-25AB* örnekleme cihazından oluşmaktadır. PAH bileşenlerinin toplam partikül ve gaz fazı konsantrasyonları *Air Zone One* (Missisauga, Ontario) laboraruarı tarafından PUF kartuşu ve $PM_{2.5}$ filtresi birlikte çözücü ile muamele edilip daha sonra gaz kromatografi ve kütle detektörü (GC-MS) yöntemi ile tayin edilmiştir. Kullanılan yöntem ile ölçülebilen asgari PAH konsantrasyonu değerleri Tablo 1'de verilmektedir. Üç boydaki partikül madde konsantrasyonlarının tayini ise *Alberta Research Council* tarafından filtre kütlesi ölçümlerinde 0.004 mg hassasiyet ile gerçekleştirilmiştir. Şekil 2'de dış görünümde yer alan *Ogawa* örnekleme cihazı pasif yöntem ile NO-NO_2, NO_X, SO_2, O_3 ve NH_3 konsantrasyonları belirlemekte kullanılmakla beraber bu değerler bu bildiride tartışılmayacaktır.

Şekil 2. PAH ve PM örnek toplama cihazları

Örnekleme cihazları genellikle yerden 1,5 m yükseklikte bulunmakla birlikte bazı istasyonlarda 1-3 katlı binaların damına veya elektrikli direklerin daha yüksek seviyelerine de kurulmuştur.

Tablo 1. PAH bileşenleri, ölçülebilen asgari konsantrasyonlar ve kullanılan kısaltmalar.

		ng/m^3
NAP	Naphthalene	0.124
ACY	Acenaphthylene	0.142
ACE	Acenaphthene	0.134
FLU	Fluorene	0.102
PHEN	Phenanthrene	0.076
ANT	Anthracene	0.099
FLA	Fluoranthrene	0.068
PYR	Pyrene	0.054
BAA	Benz(a)anthrancene	0.112
CHRY	Chrysene	0.110
BBFL	Benzo(b)fluoranthrene	0.181
BKFL	Benz(k)fluoranthene	0.178
BAP	Benzo(a)pyrene	0.189
IDP	Indeno(123-cd)pyrene	0.229
DBA	Dibenz(a,h)anthracene	0.215
BGHIP	Benzo(ghi)perylene	0.207

SONUÇLAR

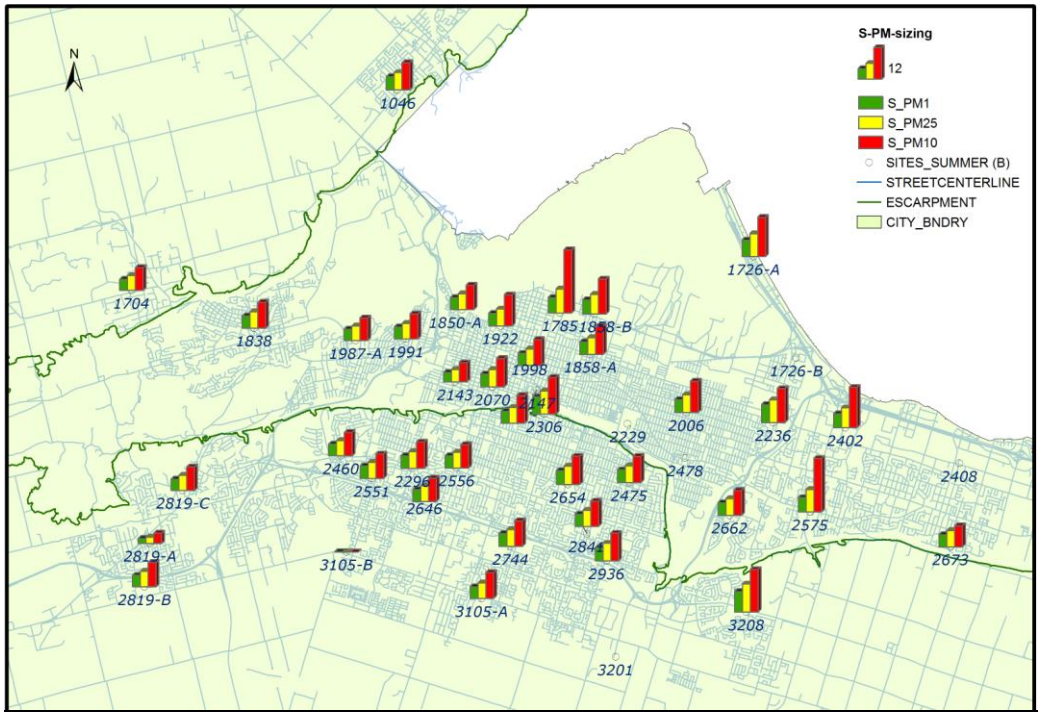
Yaz döneminde ölçülen üç boydaki partikül madde konsantrasyonlarının yerel dağılımı Şekil 3'de verilmektedir. $PM_{1.0}$, $PM_{2.5}$, PM_{10} konsantrasyonları genel olarak birbirleriyle korelasyon göstermekle birlikte PM_{10} konsantrasyonlarının gösterdiği yerel farklılaşmanın daha kuvvetli olduğu gözlemlenebilmektedir.

Şekil 4'te *kuartil* yöntemi ile gösterilen kış dönemi $PM_{2.5}$ konsantrasyonları yaza göre daha yüksek seviyede olup *Niagara Escarpment* üstü ve altı olmak üzere oldukça belirgin bir yerel farklılaşma göstermekte, en yüksek çeyrekteki değerlerin hepsi *Niagara Escarpment* altında, en düşük çeyrekteki değerler ise *Niagara Escarpment* üstünde görülmektedir.

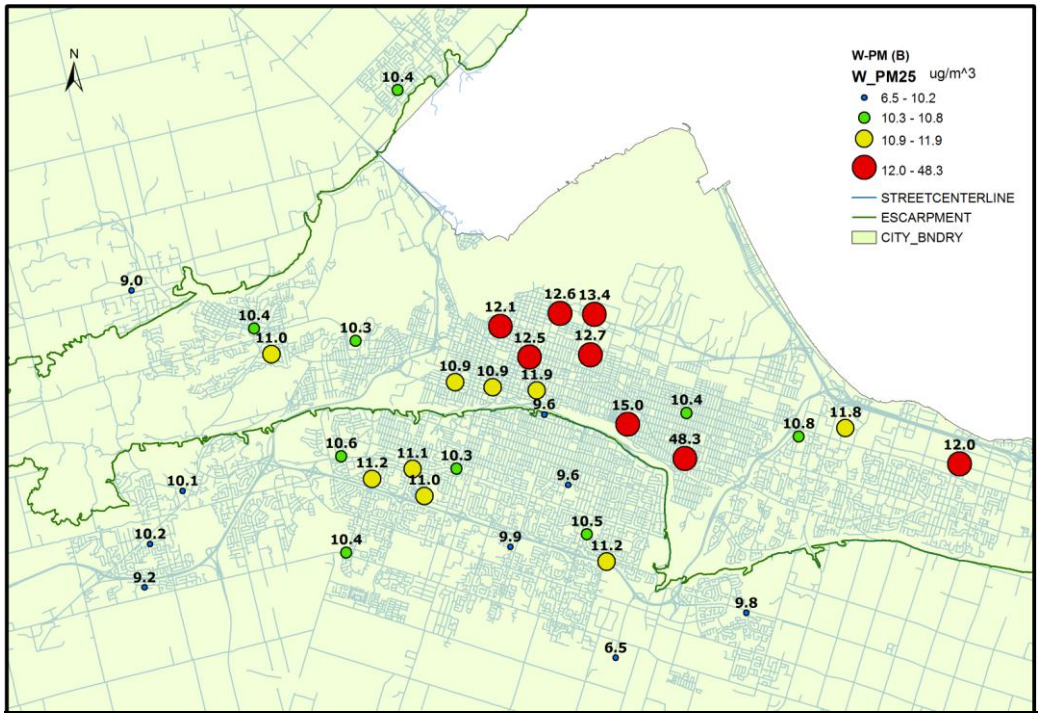
Tablo 1'de listelenen PAH bileşenlerinden daha düşük molekül ağırlığındakilerin gaz fazında yoğunlaşacağı beklenebilir. Daha ağır olan 6 bileşene hemen hemen hiç rastlanmamış olması ve toplam PAH konsantrasyonlarının yaz mevsiminde daha kuvvetli bir yerel farklılaşma göstermesi ölçümleri ağırlıklı olarak gaz fazındaki bileşenlerin etkilediğine işaret olarak alınabilir. Şekil 5 ve 6'daki verilerin istatistiki analizi Yaz-Kış farklılığı açısından sadece $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarındaki farkın anlamlı olduğunu göstermektedir. Her halükarda bu çalışma kapsamında Yaz ve Kış terimlerinden iki haftalık örnekleme süreleri kastedildiği göz önüne alındığında gözlemlerin mevsimlik farklılaşma olarak yorumlanmasında son derece ihtiyatlı olunması gerektiği ortadadır.

Şekil 7'deki yaz mevsimi ölçümlerinden görüldüğü üzere *Niagara Escarpment* PAH bileşenlerinin yerel dağılımı açısından da belirleyici bir rol oynamaktadır. Phenanthrenein gerek mevsimler ve gerek istasyonlar arasında en yüksek

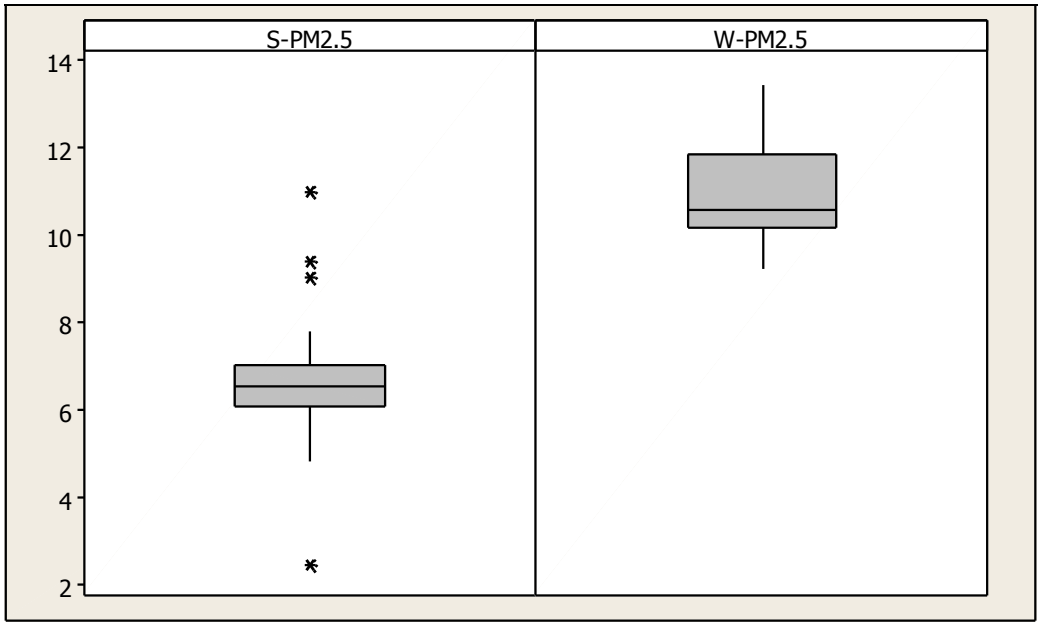
konsantrasyona sahip PAH olmasının yanında (Şekil 8), bu bileşik, Şekil 9'da görüldüğü gibi, hem Yaz hem Kış mevsiminde oldukça kuvvetli yerel farklılaşma da göstermektedir. En yüksek toplam PAH konsantrasyonu ile en yüksek phenanthrene konsantrasyonu yerel olarak her kez çakışmasa da toplam PAH için gözlenen kuvvetli mekansal değişimin phenanthrene için de geçerli olduğu görülmektedir.



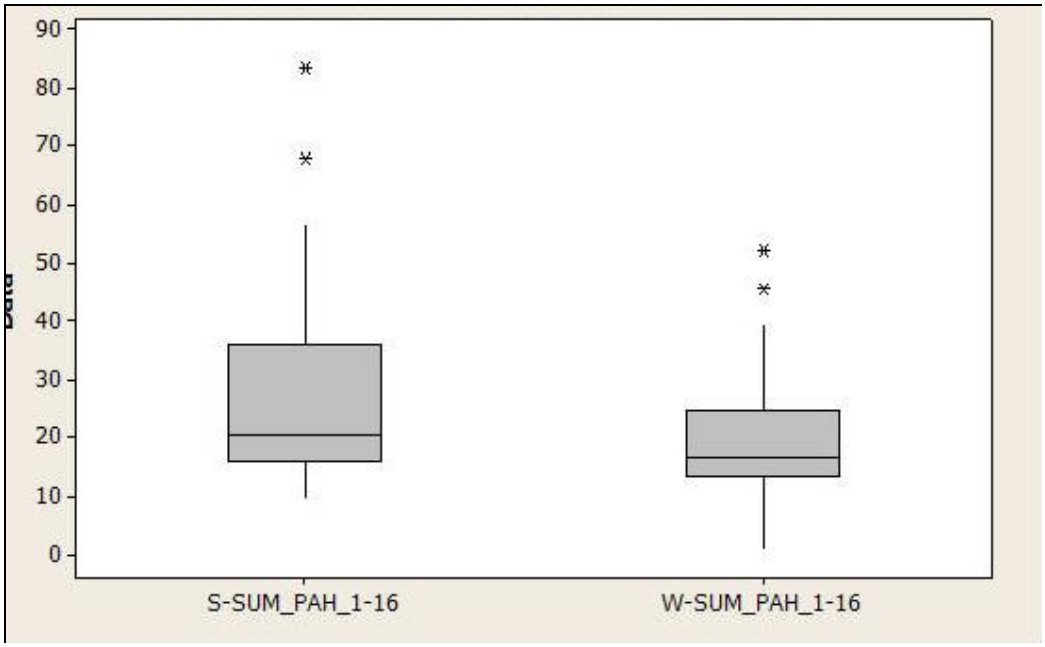
Şekil 3. $PM_{1.0}$, $PM_{2.5}$, ve PM_{10} konsantrasyonlarının yaz mevsimindeki yerel farklılaşması (sembollerin altındaki rakamlar istasyonları belirlemektedir)



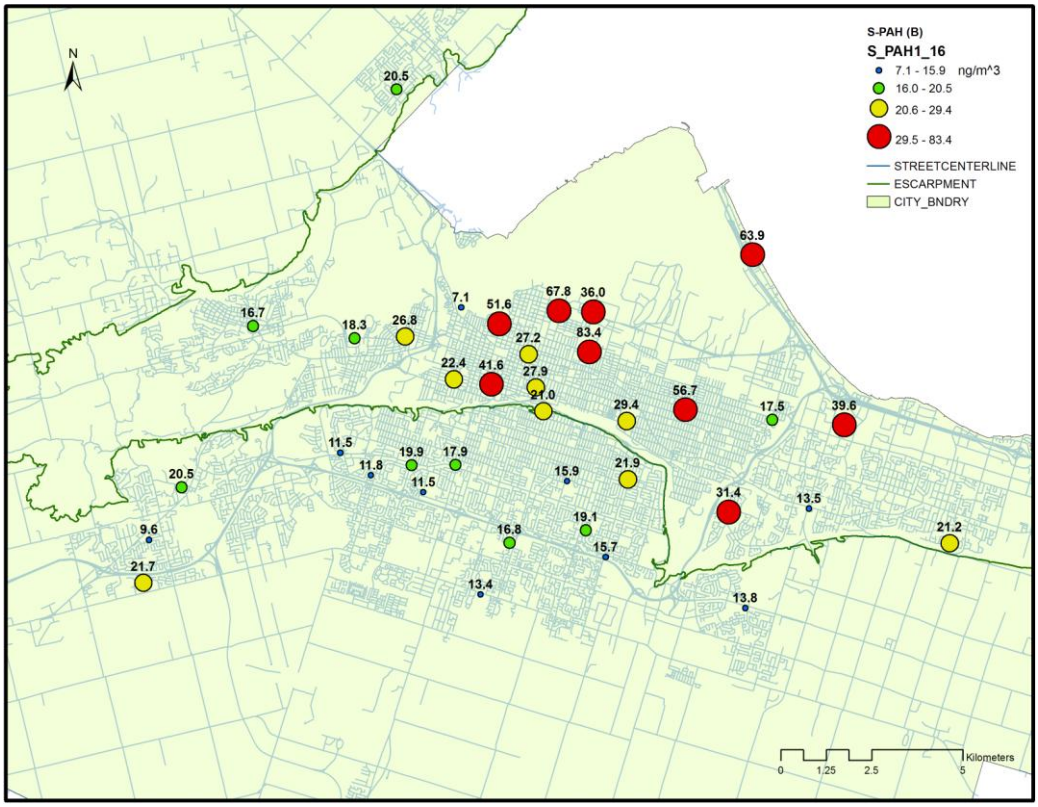
Şekil 4. $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının kış mevsiminde yerel farklılaşması



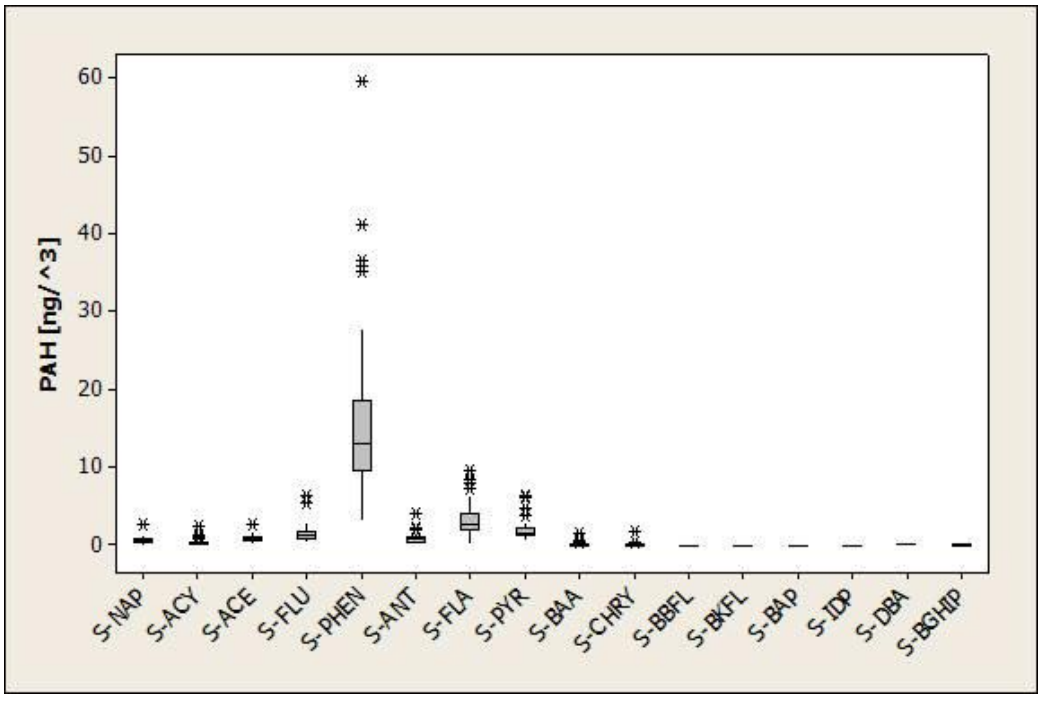
Şekil 5. Yaz (solda) ve Kış (sağda) $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının karşılaştırılması (y ekseni birimleri μg/m^3. Şekilde kutuların yatay çizgileri ölçümlerin sayı itibarı ile %25, %50, ve %75 ini temsil etmekte, %25 seviyesi Q1, %75 seviyesi Q3 olarak alındığında dikey çizgiler Q3+1,5(Q3-Q1) ve Q1-1,5(Q3-Q1) seviyeleri içinde kalan veri noktalarına uzanmakta, * sembolü bu seviyelerden daha uzaktaki noktaları belirtmektedir)



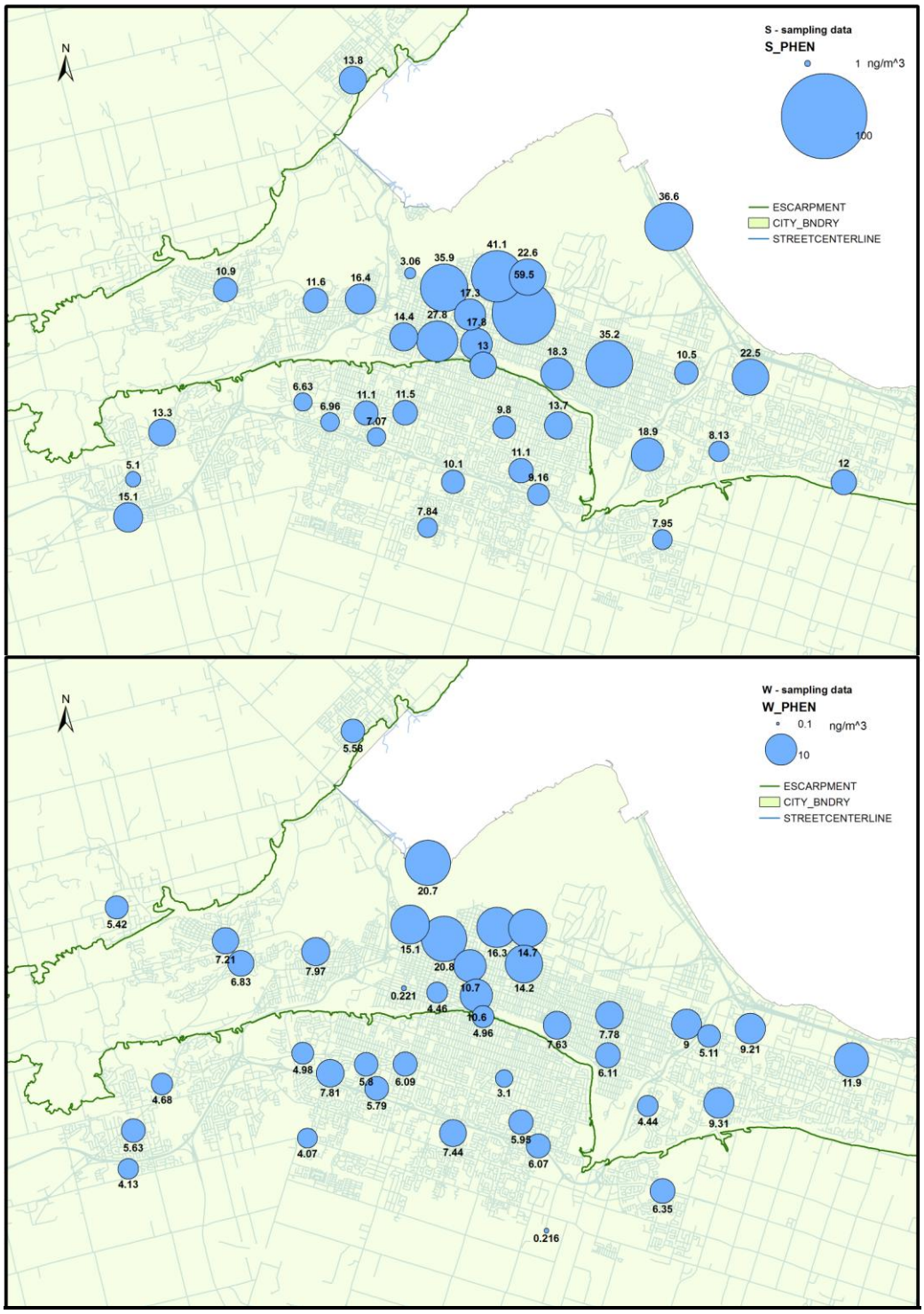
Şekil 6. Yaz (solda) ve Kış (sağda) dönemlerinde 16 PAH bileşeninin toplam konsantrasyonları. (y ekseni birimleri ng/m^3, ek açıklama için bkz Şekil 5)



Şekil 7. Yaz mevsiminde 16 PAH bileşeni toplam konsantrasyonunun yerel dağılımı



Şekil 8. Yaz mevsiminde bütün istasyonlarda görülen PAH bileşeni konsantrasyonlarının nicelik dağılımı (1704 ve 3105-B istasyonları hariç, ek açıklama için bkz Şekil 5)



Şekil 9. Phenanthrene konsantrasyonlarının Yaz (üstte) ve Kış (altta) mevsimlerinde yerel farklılaşması.

TARTIŞMA ve ÖNERİLER

Bu bildiride ve çalışmanın ana raporunda (Karman ve Anastassopoulos 2010a,b) bulunabilecek deneysel veriler ile diğer ayrıntılı istatistiki ve yerel farklılaşma analizleri ışığında şu sonuçlara varmak mümkün olmaktadır:

- $PM_{2.5}$ ve toplam PAH konsantrasyonları arasında kuvvetli bir korelasyon olmaması PAH konsantrasyonlarının insan sağlığını tehdit etme potansiyeli açısından $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının yeterli bir gösterge olmayabileceğine işaret etmektedir. $PM_{2.5}$ ile farklı toksisite özellikleri olan PAH bileşeni konsantrasyonları arasındaki korelasyonun daha da zayıf olduğu göz önünde bulundurulursa hava kirliliği parametresi olarak kullanılagelmiş olan $PM_{2.5}$ ve PM_{10} konsantrasyonlarının yorumunda daha dikkatli olunması gerekecektir.

- PM ve PAH konsantrasyonlarının çoğunun gösterdiği yerel farklılaşma mevsimler arasında değişik özellikler göstermekte ve genel olarak Yaz mevsiminde daha kuvvetli olarak hissedilmektedir. Toplam PAH konsantrasyonları açısından mevsimler arası farklılaşma istatistiki anlam arz etmemektedir.

- Doğal *Niagara Escarpment* formasyonu büyük ölçekli bir yerel farklılaşma öğesi olarak belirmekte ve kenti genel olarak PM ve PAH konsantrasyonlarının daha yüksek olduğu bir alçak düzlem ile konsantrsyonların daha düşük olduğu bir yüksek düzlem şeklinde iki bölgeye ayırmaktadır. Bazı PAH bileşenleri açısından ölçüm istasyonları arasındaki mesafelere tekabül eden bir ölçekte mikro yerel farklılaşma gözlemek mümkün olmaktadır.

Hava kirliliğinin kontrolü açısından bu çalışmada izlenmiş olan yerel farklılaşma hem bir güçlük hem de bir avantaj olarak yorumlanabilir. Eldeki PAH bileşeni konsantrasyonlarının gösterdiği yerel farklılaşma kimyasal kütle dengesi (CMB) yöntemi ile kirliliğe yol açan kaynakların tespitinde ve farklılaşmanın açıklanmasında etkin olabilir. Kanada çevre bakanlığı (*Environment Canada*) için yapılan takriben eş zamanlı bir çalışmada (Karman vd., 2009) Hamilton da dahil olmak üzere Ontario eyaletindeki 3 kent merkezi ve 3 kırsal alandaki uzun dönemli hava kirliliği izleme istasyonlarından toplanan veriler Pozitif Matris Faktörizasyonu (PMF) yöntemi ile incelenmiş ve gözlemlenen PAH konsantrasyonlarının muhtemel kaynakları belirlenmiş idi. Bu şekilde belirlenen kaynakların özelliklerini kullanarak Hamilton'da yerel farklılıklar gösteren istasyonları etkileyen faktörleri CMB yöntemi ile belirlemeyi ve bulgularımızı daha sonraki bildirilerimizle sunmayı umuyoruz.

TEŞEKKÜRLER

Hamilton kentinde yürütülen bu çalışma birçok insanın katkılarıyla gerçekleşti. Bu verileri inceleme imkanını yarattıkları için aşağıda adı geçen bütün katılanlara teşekkür ederiz.

Health Canada. Amanda Wheeler, Principal Investigator, Air Health Science Division. Ryan Kulka, site selection and equipment protocol. Hongyu You, equipment / sampler preparation and field sampling. Field technicians from Air Health Effects Division.

City of Hamilton. Matt Lawson, Senior Project Manager, Environmental Health. Rom D'Angelo, Facilities Manager. Facilities supervisors Volunteer field technicians.

Laboratories. Alberta Research Council. AirZone One.

KAYNAKLAR

Demokritou, P., Gupta, T., Ferguson, S., Koutrakis, P. Development, Laboratory Performance Evaluation of a Personal Cascade Impactor, JAWMA, 52(10), 1230-7, 2002.

Jerrett, M., Burnett, R.T., Kanaroglou, P., Eyles, J., Finkelstein, N., Giovis, C., Brook, J.R. A GIS - environmental justice analysis of particulate air pollution in Hamilton, Canada, Environment and Planning A, volume 33, pages 955 – 973, 2001.

Jerrett, M., Buzzelli, M., Burnett, R.T., DeLuca, P.F., Particulate air pollution, social confounders, and mortality in small areas of an industrial city, Social Science & Medicine, 60, 2845–2863, 2005.

Karman, D., Anastassopoulos, A., Analysis of Intraurban variability of Particulate Matter and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) for Health Canada's "Hamilton Spatial Study", Final Report Part 1: Field Work and Statistical Data Analysis, submitted to: Air Health Science Division, Health Canada, 2010a.

Karman, D., Anastassopoulos A., Analysis of Intraurban variability of Particulate Matter and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) for Health Canada's "Hamilton Spatial Study", Final Report Part 2: Receptor Modelling and Spatial Analysis, submitted to: Air Health Science Division, Health Canada, 2010b.

Karman, D., Anastassopoulos, A., Doğan, G. Source Apportionment of PAHs at Ontario Sites Using Receptor Modeling Techniques, Submitted to: Toxics Prevention Division Environmental Protection Branch-Ontario Region Environment Canada, September 2009.

Legzdins, A.E., McGarry, B.E., Bryant, D.W. Polycyclic Aromatic Compounds in Hamilton Air: Their Mutagenicity, Ambient Concentrations and Relationships with Atmospheric Pollutants, Polycyclic Aromatic Compounds, 5, 157-165, 1994.

Morris, W.A., Versyteeg, J.K., Bryant, D.W., Legzdins, A.E., McGarry, B.E., Marvin, C.H., Preliminary comparison between mutagenicity and magnetic susceptibility of respirable air borne particulate, Atmospheric Environment, 29, 3441-3450, 1995.

Sofowote, U.M., Allan, L.M., McGarry, E., A comparative study of two factor analytic models applied to PAH data from inhalable air particulate collected in

an urban-industrial environment, Journal of Environmental Monitoring, 12, 425-433, 2010b.

Sofowote, U.M., Allan, L.M., McGarry, E., Evaluation of PAH diagnostic ratios as source apportionment tools for air articulates collected in an urban-industrial environment, Journal of Environmental Monitoring, 12, 417-424, 2010a.

Sofowote, U.M., McGarry, E., Marvin, C.H., Source Apportionment of PAH in Hamilton Harbour Suspended Sediments: Comparison of Two Factor Analysis Methods, Environ.Sci.Technol., 42, 6007-6014, 2008.

GAZ YAKIT YANMASININ VE NO_X OLUŞUMUNUN MODELLENMESİ

Berna KAVACIK[1], Bahattin TOPALOĞLU[2(*)]

[1]Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Samsun, 55139
[2]Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Makina Mühendisliği Bölümü, Samsun, 55139

ÖZET

Dünyada yenilenebilir enerji kaynaklarının giderek artan kullanımına karşın, toplam enerji tüketiminin büyük kısmı halen fosil yakıtların yakılmasından sağlanmaktadır. Fosil yakıt kullanımı ile tehlikeli boyutlara ulaşan yanma kaynaklı hava kirliliği günümüzün önemli problemlerinden birini oluşturmaktadır. Bu hava kirliliğinin; iklim değişikleri, ozon tabakasının delinmesi, insan ve çevre sağlığının bozulması gibi olumsuz etkileri olduğu bilinmektedir.

Yanma odasındaki maksimum sıcaklık 1500 ^oC'in üzerine çıktığında havanın içindeki azot ve oksijen kimyasal olarak birleşerek azot oksit (NO_x) denilen, insan sağlığına ve çevreye zararlı bir gaz haline dönüşür. Yanma sistemlerinde oluşan azot oksitler çevresel kirliliğin önemli bir kaynağıdır. Yanma prosesinin ve reaksiyon kinetiklerinin daha detaylı bilinmesiyle NO_x oluşumunun modellenmesi yanma reaktörlerinin tasarımı ve çevrenin korunmasında daha önemli rol oynamaktadır.

Yanma prosesinin modellenmesi süreklilik, impuls, enerji ve madde korunum denklemlerinin çözümü ile gerçekleştirilir. Bu denklemler birbirine bağlı, lineer olmayan, kısmi diferansiyel bir denklem takımı teşkil ederler ve çözümleri sadece nümerik yöntemlerle mümkündür. Bu çalışmada yanma ve NO_x oluşum mekanizmaları açıklanarak yanma gazlarının hareketi ve NO_x oluşumunun modellemesi incelenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Hava kirliliği**,** Yanma, NOx modellemesi, Yanma modellemesi

GİRİŞ

Enerji insan yaşamında çağlar boyunca önemli bir rol oynamıştır. Ülkelerin gelişmişliğinin bir ölçüsü de enerji tüketim miktarıdır. Nüfusun, yaşam standartlarının ve endüstriyel gelişmelerin artmasından dolayı dünya enerji talebi de artmaktadır. Bunlar fosil yakıt kullanımında artmaya neden olmaktadır. Alternatif enerji kaynakları için araştırmalar devam etmesine rağmen fosil yakıt kullanımı halen dünya toplam enerji tüketiminin yaklaşık %90'ını oluşturmaktadır. Fosil yakıt yanması hava kirliliğinde önemli pay sahibidir (Yılmaz ve İlbaş, 2005).

* btopal@omu.edu.tr

Hava kirleticilerinin çevre üzerinde sera etkisi, küresel ısınma, iklim değişiklikleri, yağış anormallikleri, asit yağmurları, sağlık problemleri gibi olumsuz etkileri vardır.

Yakma sistemlerinden atmosfere yayılan hava kirleticilerinin başlıcaları toz, is, kükürt oksitler (SO_x), karbonmonoksit (CO), hidrokarbonlar (HC), azot oksitler (NO_x) ve halojenli bileşiklerdir. Karbondioksit (CO_2) sera etkisi sebebi ile zararlı kabul edilse de su buharı (H_2O) gibi yanmanın doğal ürünlerinden olup, oluşumu kaçınılmazdır. Birincil kirlenmeyi oluşturan bu gazlar atmosferde bulunan ve oksitleyici özellik gösteren ozon ile fotokimyasal tepkimelere girerek yükseltgenebilirler. Böylece oluşan ara maddeler atmosferdeki su buharı ile tepkiyerek sülfirik asit (H_2SO_4), nitrik asit (HNO_3), karbonik asit (H_2CO_3) gibi ürünleri ve asit yağmurlarını oluşturabilirler. Bu nedenle havayı kirleten bu atık gazların minimum derişimlerde tutulmasının sağlanması veya bu derişimlere düşürülmesi özellikle canlı yaşamının sürekliliği açısından önem taşımaktadır (Resuloğlu, 1997).

Fosil yakıtların yakılması sırasında, gerek yakıta bağlı bulunan azot ve gerekse yakma havasındaki azot tepkime koşullarında oksijen ile birleşerek N_2O, NO, N_2O_3, N_2O_5, ve NO_3 gazlarını meydana getirir. Ancak bunlardan N_2O_3, N_2O_4, N_2O_5 ve NO_3 kararsız yapıda oldukları için NO ve NO_2 verecek şekilde bozunurlar. Bu nedenle yanma gazlarında bulunan azot oksitleri NO ve NO_2 şeklinde olup toplam azot oksit miktarı NO_x seklinde ifade edilir.

EPA'ya göre hava kirliliğine sebep olan 6 temel kirleticiden (CO, Pb, NO_x, partikül madde, SO_2 ve kararsız organik bileşikler) NO_x hariç diğerleri 1970'deki Temiz Hava Yasası'ndan bu yana önemli derecede azalmıştır. NO_x'in bu periyottaki artış oranı % 10'dur. NO_x ve NO_x' den oluşan kirleticiler sadece yayıldığı alanla sınırlı kalmayıp rüzgarla uzun mesafelere taşınabilirler. Bundan dolayı NO_x'in kontrolü lokal alanlardaki kaynaklar üzerinde odaklanmaktan daha çok bölgesel olarak bir şeyler yapıldığında daha etkilidir. NO_x, ciddi solunum problemleri başlatabilmekte, yer seviyesindeki ozonun ve asit yağmurlarının oluşumuna, suyun bozulmasına, atmosferik partiküllerin görülebilirliğinin azalmasına, toksik kimyasalların oluşumuna etkimekte ve küresel ısınmaya sebep olmaktadır (Erduranlı vd., 2001).

Yanmadan kaynaklanan hava kirliliği yakılan yakıt miktarına, yakıt kirletme ve yanma özelliğine, yakma sistemleri ve işletme koşullarına, kirletici emisyonları atmosfere verme biçimine, topoğrafik ve meteorolojik koşullara bağlı olarak değişmektedir. Temiz bir yanma gerçekleştirebilmek için yanma prosesinin detaylı modellenmesi önemli bir katkı sağlayabilir.

YANMA

Yanma, yakıt içerisindeki yanabilir elemanların havanın oksijeni ile hızlı kimyasal birleşmeleri olayı şeklinde tarif edilir. Bir gazın yanması, içerisinde bulunan kimyasal enerjinin kuvvetli bir sıcaklık ve ışık üreterek ortaya çıktığı kimyasal ve fiziksel bir olaydır. Hidrokarbonun hava ile yanma reaksiyonu (1) eşitliği ile verilebilir:

$C_mH_n+(m+(n/4))(O_2+3{,}76N_2) \longrightarrow mCO_2+n/2H_2O+3{,}76(m+(n/4))N_2+Isı$ (1)

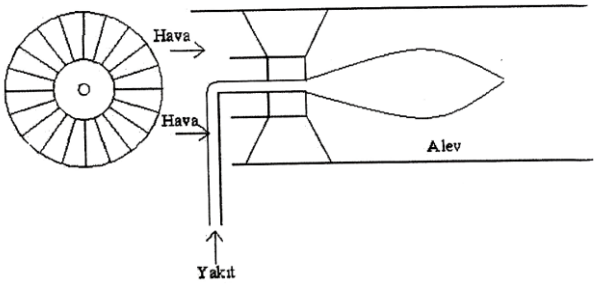
şeklindedir. Sağlıklı bir yanma için hava fazlalık katsayısının iyi seçilmesi çok önemlidir. Aynı şekilde yanma veriminin yüksek olması ve baca gazı dirençlerinin düşük olması arzu edilir.

Aslında bu yanma reaksiyonu yüzlerce ara reaksiyondan oluşmaktadır. Ancak bu ara reaksiyonlar tam olarak bilinmediğinden oluşan ara ürünlerin hesabı da zordur. Ayrıca gerçekte karbonun hepsi karbondioksite dönüşmemektedir (Reaksiyon (2) ve (3)).

$C_mH_n+(m+n)/2O_2 \longrightarrow mCO+n/2H_2O+Isı$ (2)

$CO+1/2O_2 \longrightarrow CO_2$ (3)

Şekil 1'de ön karışımlı olmayan (difüzyonlu) bir gaz yakıt yakıcısı görülmektedir. Burada yakıt bir fan ile taşınan ve bir türbülatör tarafından döndürülen hava içine üflenmektedir.



Şekil 1. Bir gaz yakıt yakıcısının şeması. Önden görünüş (solda), yan kesit (sağda) (Topaloğlu, 2009)

Ön karıştırmalı alevler seyrek uygulanmakla birlikte basit olmaları açısından önemlidir. En fazla görülen ön karıştırmalı yakıcı Bunsen brülörüdür. Bu alette gaz yakıtla hava önceden karıştırılır ve borunun ağzından yakılır. Böyle birkaç yakıcı bir araya getirilerek bir ocak elde edilebilir. Mutfaklarda kullanılan gaz yakıtlı ocaklar bu prensiple çalışmaktadır.

Tam ön karışmalı yanmalar endüstriyel uygulamalarda pek fazla kullanılmaz. Tipik bir uygulaması kaynak aletlerinde görülür. Ancak hava kirletici emisyonları, bilhassa NO_x emisyonlarını azaltma potansiyelleri sebebiyle son zamanlarda gaz türbinlerinde kullanılmaktadır.

AKIŞKAN AKIMININ MODELLENMESİ

Yanma olaylarının modellenmesi süreklilik, impuls, enerji ve madde korunum eşitliklerini çözerek yapılır. Bu eşitliklerin genel görünümü (4) eşitliğindeki gibidir:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho\phi) + div(\rho\vec{v}\phi - \Gamma_\phi grad\phi) = S_\phi \quad (4)$$

ϕ transfer edilen değişkeni, Γ_ϕ ϕ değişkeninin taşınım katsayısını,

S_ϕ ϕ değişkeninin kaynak terimini ifade etmektedir.

ϕ yerine 1 konursa süreklilik denklemi, $\vec{v}$ konursa impuls denklemi, T konursa enerji denklemi, C_i konursa i maddesinin konsantrasyon denklemi elde edilir.

İki boyutlu eksenel simetrik geometriler için süreklilik eşitliliği silindirik koordinat sisteminde (5) eşitliği ile verilebilir.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(\rho v_x) + \frac{\partial}{\partial_r}(\rho v_r) + \frac{\rho v_r}{r} = S_m \tag{5}$$

Aynı tür geometriler için eksenel ve radyal momentum eşitlikleri ise (6) ve (7) eşitliklerinde gösterilmiştir.

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho v_x) + \frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial_x}(r\rho v_x v_x) + \frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial_r}(r\rho v_r v_x) = -\frac{\partial p}{\partial x} + \frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial x}[r\mu(2\frac{\partial v_x}{\partial_x} - \frac{2}{3}(\nabla.\vec{v}))] \tag{6}$$

$$+\frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial r}[r\mu(\frac{\partial v_x}{\partial r} + \frac{\partial v_r}{\partial x})] + F_x$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho v_r) + \frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial x}(r\rho v_x v_r) + \frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial r}(r\rho v_r v_r) = -\frac{\partial p}{\partial r} + \frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial x}[r\mu(\frac{\partial v_r}{\partial_x} + \frac{\partial v_x}{\partial r})] \tag{7}$$

$$+\frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial r}[r\mu(2(\frac{\partial v_r}{\partial_r} - \frac{2}{3}(\nabla.\vec{v}))] - 2\mu\frac{v_r}{r^2} + \frac{2}{3}\frac{\mu}{r}(\nabla.\vec{v}) + \rho\frac{v_z^{\,2}}{r} + F_r$$

Bu eşitliklerde x eksenel koordinat, r radyal koordinat, v_x eksenel hız, v_r radyal hız, v_z dönme hızı, ρ yoğunluk, μ viskozite, F ise dış hacim kuvveti olup

$$\nabla.\vec{v} = \frac{\partial v_x}{\partial x} + \frac{\partial v_r}{\partial r} + \frac{v_r}{r} \tag{8}$$

anlamını taşımaktadır (Fluent Incorporated, 2001).

NOx OLUŞUM MEKANİZMALARI

NO_x oluşumunda 4 farklı mekanizma tanımlanmaktadır (Bowman, 1993). Bunlar termal (ısıl) NO_x mekanizması, prompt (ani) NO_x mekanizması, N_2O mekanizması ve yakıtsal NO_x mekanizmasıdır.

Termal (Isıl) NO_x

Termal NO_x yakma havasındaki oksijen ve azottan yüksek sıcaklıkta Zeldovich reaksiyonları olarak bilinen (9), (10) ve (11) reaksiyonlarına göre oluşmaktadır (Fluent Incorporated, 2001):

$O+N_2 \overset{k_{+1}}{\longleftrightarrow} NO+N$ $\quad k_{+1}=1{,}8.10^8\exp(-38370/T)$ $\quad m^3/mol\text{-}s$ (9)

$\quad k_{-1}=3{,}8.10^7\exp(-425/T)$ $\quad m^3/mol\text{-}s$

$N+O_2 \overset{k_{+2}}{\longleftrightarrow} NO+O$ $\quad k_{+2}= 1{,}8.10^4 T\exp(-4680/T)$ $\quad m^3/mol\text{-}s$ (10)

$\quad k_{-2}=3{,}8.10^3 T\exp(-20820/T)$ $\quad m^3/mol\text{-}s$

$N+OH \overset{k_{+3}}{\longleftrightarrow} NO+H$ $\quad k_{+3}=7{,}1.10^7\exp(-450/T)$ $\quad m^3/mol\text{-}s$ (11)

$\quad k_{-3}=1{,}7.10^8\exp(-24560/T)$ $\quad m^3/mol\text{-}s$

k_{+1}, k_{-1}, k_{+2}, k_{-2}, k_{+3} ve k_{-3} sırasıyla (9), (10) ve (11) reaksiyonlarının ileri ve geri hız sabitleridir.

Bu mekanizmaya termal denmesinin nedeni, (9) reaksiyonunun N_2 molekülündeki 3 kat güçlü bağ yüzünden çok yüksek aktivasyon enerjisine sahip olması ve böylece sadece yüksek sıcaklıklarda hızlı olmasıdır. Düşük hızından dolayı (9) reaksiyonu termal NO_x oluşumunun hız sınırlayıcı adımıdır. H_2O veya CO_2 konsantrasyonları yaklaşık olarak denge kullanılarak belirlenebilirken, NO'nun dengeyle belirlenmesi yetersiz olmaktadır. Reaksiyon (9) öyle yavaştır ki sadece yüksek sıcaklıklarda tipik bekleme zamanından çok daha uzun zamanlar için dengeye ulaşılmaktadır.

(9-11) reaksiyonlarına göre NO oluşum hızı (12):

$$d[NO]/dt = k_{+1}[O][N_2] + k_{+2}[N][O_2] + k_{+3}[N][OH] - k_{-1}[N][NO] - k_{-2}[O][NO] - k_{-3}[H][NO] \quad (12)$$

(9) reaksiyonunun aktivasyon enerjisi E_{a1}=318 kJ/mol ile (10) reaksiyonunun aktivasyon enerjisine (E_{a2}=26 kJ/mol) göre çok yüksek olduğundan (10) reaksiyonu (9) reaksiyonuna göre çok hızlı olmakta ve (9) reaksiyonu tüm mekanizmayı kontrol etmektedir. (9) reaksiyonuna göre oluşan N (10) reaksiyonu ile hemen tüketilmektedir. Böylece N için sanki denge durumu kabul edilebilir ($d[N]/dt \approx 0$). Ayrıca karışımın çok zengin olmadığı varsayılırsa (11) reaksiyonu ihmal edilebilir. Böylece

$$d[NO]/dt = 2[O]\{k_{+1}[N_2] - (k_{-2}.k_{-3}[NO]^2 / k_{+2}[O_2])\}/\{1 + (k_{-1}[NO]/k_{+2}[O_2])\} \quad (13)$$

olur. Ayrıca sürenin kısalığı dikkate alınarak geri reaksiyonlar ihmal edilirse

$$d[NO]/dt = 2k_{+1}[N_2][O] \quad (14)$$

elde edilir. Burada k_{+1}=$A_1.\exp(-E_{+1}/RT)$ ileri hız sabiti olup literatürde A_1 için A_1=$0{,}76.10^{11}$-$1{,}8.10^{11}$ (m^3/kmol.s) arasında değerler verilmektedir. $[N_2]$, [O] ve k_1 azaltılırsa [NO] konsantrasyonunun azalacağı görülmektedir.

NO_x emisyonlarını azaltmak için; hem yanma odası içindeki sıcaklığın 1800 °C'ye ulaşmasını önlemek ve yüksek sıcaklıklara ulaşılan süreleri kısa tutmak, hem de oksijen konsantrasyonunu düşürmek gerekmektedir. Yakıt-hava oranının stokiyometrik orandan daha zengin olmasıyla NO_x konsantrasyonunun düşmesinin nedeni oksijen miktarının azalması, oldukça fakir karışımlarda düşmesinin nedeni ise yanmanın yavaş olması ve maksimum sıcaklığın düşük olmasıdır (Stone, 1989).

Termal NO_x oluşumunun modellenmesi için, başka bir ifade ile NO_x'lerin pratik şartlarda oluşumunu hesaplamak için yanma ortamında akışkan hareketini, sıcaklık, konsantrasyon ve kalış süresi dağılımlarını belirlemek gerekir. Bu dağılımlar impuls, enerji ve tüm kütle korunumlarını içeren transfer denklemlerinin çözümü ile bulunabilir. Ancak bu denklemler kısmi diferansiyel, doğrusal olmayan, karşılıklı etkileşimli bir denklem sistemi teşkil ederler ve çözümleri sadece numerik yoldan mümkündür. Bunun için tüm denklemlerin yanma ortamının geometrisini örten bir ağın düğüm noktalarında cebirsel denklemler haline dönüştürülmesi gerekir. Ayrıca yanma etkilerini de içeren bir türbülans modeli ve bilhassa tüm reaksiyonların kinetikleri ile birlikte bilinmesi gerekir.

Böyle bir modelleme türbülans modellerindeki yetersizlikler, veri eksiklikleri ve mevcut bilgisayarların kapasitelerinin sınırlı olmaları sebebi ile henüz mümkün değildir. Bu bakımdan basitleştirmeler gerekmektedir.

Örneğin bir boyutlu akım kabul edilirse kalış süresi hesaplanabilir. Kalış süresi belli ise oluşan NO miktarları (14) eşitliğinden hesaplanabilir. (14) eşitliğine göre hesap yapılabilmesi için $[N_2]$ ve [O] konsantrasyonlarının bilinmesi gerekir. $[N_2]$ konsantrasyonu bir propla kesin olarak ölçülebilir veya yanmış gazda denge olduğunu varsayarak oldukça kesin olarak tahmin edilebilir. [O] konsantrasyonu için termodinamik verilerden kolayca elde edilebilen dengede olduğu varsayımı yapılabilir. Bu durumda [O] konsantrasyonu

$$[O] = 3.97x10^5 T^{-0.5} [O_2]^{0.5} \exp(-31090/T) \qquad (15)$$

eşitliğinden hesaplanabilir (Fluent Incorporated, 2001).

Ancak böyle bir kabul bilhassa yüksek yanma sıcaklıklarında alevin reaksiyon bölgesinde denge değerlerinin çok üzerinde [O] konsantrasyonlarının oluşumu nedeniyle hatalı sonuçlar vermektedir. Bu durumda [O] konsantrasyonu için daha iyi bir yaklaşım kısmi-denge varsayımı olup (16) eşitliğiyle verilebilir(Warnatz, 1990).

$$[O] = (k_{H+O_2}.k_{OH+O_2}.[O_2][H_2])/(k_{OH+O}.k_{H+H_2O}.[H_2O]) \qquad (16)$$

Böylece O-atomu konsantrasyonu, kararlı türler oldukları için kolayca tahmin edilebilen veya ölçülebilen H_2O, O_2 ve H_2 konsantrasyonlarından hesaplanabilir.

Prompt (Ani) NO_x

Alevin başlangıcında (ısıl reaksiyon bölgelerinde) termal NO_x ile açıklanamayacak seviyede yüksek NO_x oluşumu gözlenmiştir. Bu oluşum Fenimore (1979) tarafından prompt (ani) NO_x olarak adlandırılmıştır. Fenimore' a göre bu safhada mevcut olan yüksek konsantrasyondaki hidrokarbon radikallerinin havadaki moleküler azotu parçalaması ile ortaya çıkan N radikallerinden de Zeldovich mekanizmasındakine benzer şekilde NO oluşmaktadır. Dolayısı ile bilhassa zengin karışımlarda bu mekanizmaya göre NO_x oluşmaktadır. Bu mekanizma ile NO_x oluşumu birçok kompleks reaksiyon sonucu gerçekleşmekte ise de ana reaksiyon olarak

$$CH+N_2 \leftrightarrow HCN+N \qquad (17)$$

görülmektedir. Sadece alev cephesinde ara ürün olarak oluşturulan CH, havanın azotuyla reaksiyona girmekte ve HCN oluşturmaktadır. Bu reaksiyonun arkasından önemli mümkün reaksiyonlar olarak (18), (19) ve (20) reaksiyonları

$$N+O_2 \longleftrightarrow NO+O \qquad (18)$$

$$HCN+OH \longleftrightarrow CN+H_2O \qquad (19)$$

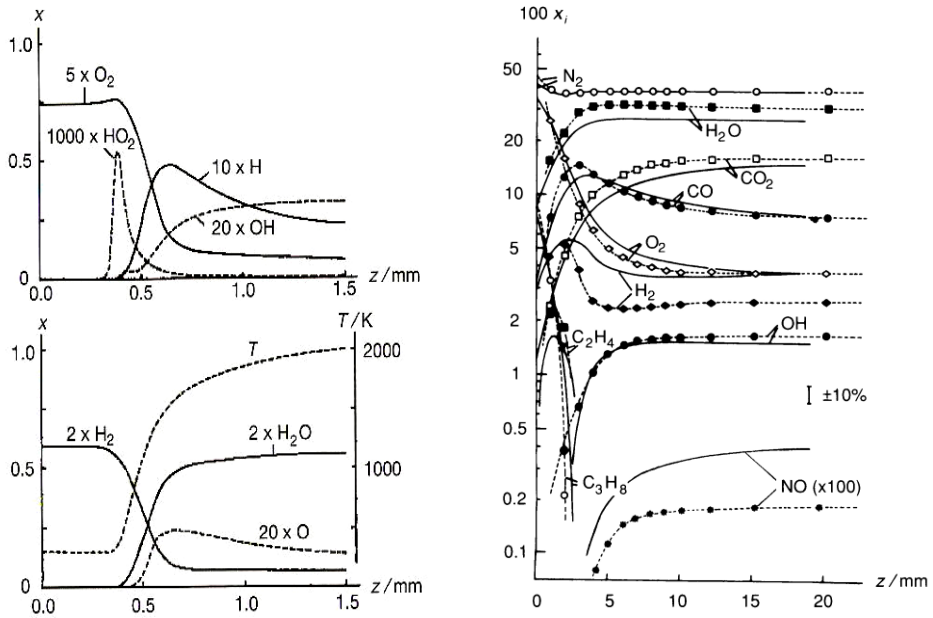
$$CN+O_2 \longleftrightarrow NO+CO \qquad (20)$$

görülmektedir. (18) reaksiyonuna benzer şekilde diğer hidrokarbon radikallerinden de NO oluşması muhtemeldir. Ancak bu reaksiyonların kinetiği yeteri kadar bilinmemektedir. Bu bakımdan bu reaksiyonlarla termal NO da yapıldığı gibi bir hesaplama imkansızdır. Çıkış yolu olarak ampirik değerler içeren global reaksiyonlar önerilmektedir. Prompt NO_x'in hesaplanması için sıcaklığa bağlı çok basit bir ampirik eşitlik (21) kullanılabilir.

$$[NO] = 0{,}0745\ T - 106\ [ppm] \qquad (21)$$

Bu eşitlik T=1850-2400 K aralığı için geçerlidir. Ancak prompt NO_x oluşumu sıcaklıktan başka bilhassa yakıt türüne ve hava fazlalık katsayısına da bağlı olduğu unutulmamalıdır. (17) reaksiyonunun hız sınırlayıcı adımı hakkında kesin bilgi literatürde bulunmamaktadır.

Şekil 2'de atmosferik şartlarda stokiyometrik hidrojen-hava ve propan-hava alevinde mol kesirlerinin profilleri görülmektedir. Propan alev profillerinden görüldüğü gibi prompt NO tahminlerinin kesinliği daha düşüktür. Burada noktalar deneysel verileri, çizgiler simülasyonları göstermektedir.



Şekil 2. Atmosferik şartlarda stokiyometrik hidrojen-hava(solda) ve propan-hava(sağda) alevinde mol kesirlerinin profilleri (Warnatz, 2006)

Termal NO oluşumuyla karşılaştırıldığında (318 kJ/mol), (17) reaksiyonunun aktivasyon enerjisi yaklaşık 75 kJ/mol dür. Bu yüzden termal NO aksine, prompt NO'nun oldukça düşük sıcaklıklarda (yaklaşık 1000 K) üretildiği üzerinde durulur (Warnatz, 2006).

Yakıtsal NO_x

Yakıta bağlı bulunan azottan da ani NO_x oluşumuna benzer şekilde NO_x oluşmaktadır. Alevin reaksiyon bölgesinde yakıtın parçalanması sonucu ortaya çıkan HCN radikalleri takip eden reaksiyonlarla NO' e dönüşmektedir. Ancak bu dönüşüm yakıtın azot konsantrasyonuna bağlıdır (Topaloğlu, 2009). Genellikle sıvı veya katı yakıtlar azot içermekte, dolayısıyla yakıtsal NO_x mekanizması gaz yakıtlarda önemli olmamaktadır.

N_2O Mekanizması

N_2O mekanizması O atomlarının moleküler azotla reaksiyona girdiği termal mekanizmayı andırır. Üçlü molekül M varlığında bu reaksiyonun ürünü N_2O dur (22).

$$N_2+O+M \longrightarrow N_2O+M \qquad (22)$$

N_2O, daha sonra NO' i oluşturmak için O atomlarıyla reaksiyona girebilir(23).

$$N_2O+O \longrightarrow NO+NO \qquad E_a=97\ kJ/mol \qquad (23)$$

Bu reaksiyon toplam NO' ya önemsiz bir katkıda bulunduğu için genellikle dikkate alınmaz. Bununla birlikte N_2O oluşumunu destekleyen fakir şartlar CH oluşumunu önleyebilir ve böylece daha az prompt NO oluşumuna yol açar ve düşük sıcaklıklar termal NO oluşumunu engelleyebilir (Warnatz, 2006).

BİR UYGULAMA ÖRNEĞİ

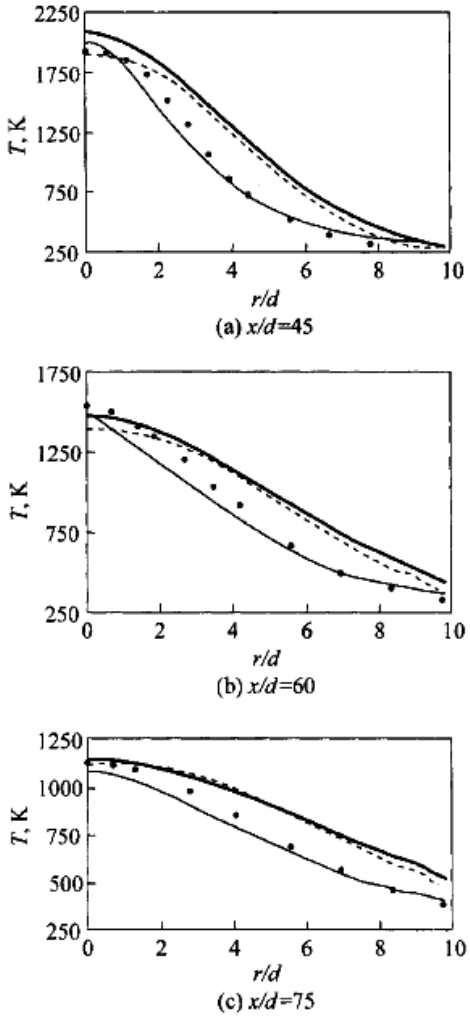
Bir modelleme örneği göstermek amacıyla Jiang ve arkadaşları (2006) tarafından kısmen difüzyon alevli, eksenel simetrik, silindirik bir yakma odasında FLUENT programıyla yapılan modelleme çalışmalarının sonuçları Şekil 3 ve 4'te sunulmuştur. Model sonuçları Barlow ve arkadaşları (2005) tarafından gerçekleştirilen deneylerle karşılaştırılmıştır. Yanma odasının çapı 300 mm, uzunluğu ise 800 mm'dir. Yakıt olarak metan kullanılmış olup, hava/metan oranı=3 olacak şekilde kısmen ön karıştırılarak eksene yerleştirilmiş d=7.2 mm çaplı bir boru ile yanma odasına püskürtülmektedir. Bu boru dışında bulunan iç çapı 7.7 mm, dış çapı 18.2 mm olan halka kanaldan H_2 alevi stabilize etmek amacıyla pilot alev akımı sağlanmaktadır. Asıl yanma havası ise geri kalan kesitten paralel akım olarak gerçekleştirilmektedir. Simetri nedeniyle geometrinin yarısı iki boyutlu olarak hesaplanmış olup toplam 40000 ağ noktası (grid) kullanılmıştır. Şekil 3 ve 4'te akış ekseni yönünde (x yönünde) 3 kesitte radyal olarak (r yönünde) sıcaklık ve NO dağılımı görülmektedir. Türbülans modelleri olarak k- ε modeli, standart k-ω modeli ve Reynold Stress modeli (RSM) kullanılmış olup sonuçlar deney verileriyle karşılaştırılmıştır. En iyi uyum k-ω modeli ile sağlanmış olduğundan emisyon simülasyonu da bu model ile gerçekleştirilmiştir. NO dağılımının hesabında [O] için denge, kısmi denge ve düzeltilmiş denge modelleri kullanılmıştır. Deneysel verilerle model sonuçlarının daha iyi uyumunu sağlamak için düzeltme gereksinimi duyulmuştur.

SONUÇLAR

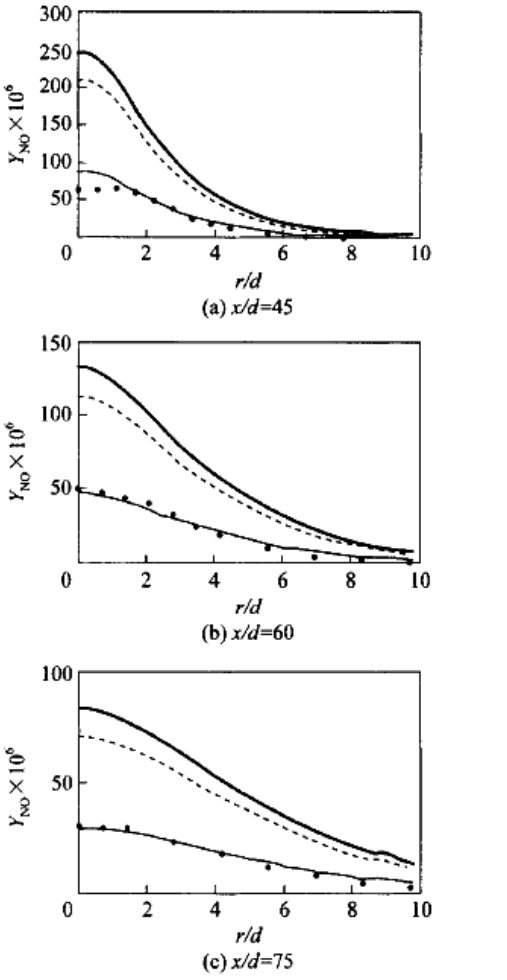
Artan enerji gereksinimini karşılamada en mantıksal çözüm, insan sağlığına gereken önemi verip çevre kirlenmesini en düşük düzeyde tutarak mevcut ekonomik enerji kaynaklarını elverdiği ölçüde değerlendirmektir. Bu konuda, ülkemizde değerlendirilmesi gereken yakıt türlerinden doğalgaz ve biyogazın çevre açısından en az sakıncalı yakıt türleri olduğunu vurgulamakta yarar vardır.

Gelişen daha ciddi çevre koruma bilinci ve yanma sırasında oluşan zararlı emisyonları en aza indirecek yakma teknolojilerinin uygulanması sonucu zararlı emisyonlar ve termik kayıplar azaltılmış olmasına karşın yine de NO_x miktarı zaman zaman endişe verecek boyutlara ulaşmaktadır.

Çevreye olan duyarlılığın giderek arttığı günümüzde, pek çok ülkede yanma gazlarının neden olduğu kirliliğe karsı sıkı yaptırımlar uygulamaya sokulmuştur. Bu nedenle artık her ölçekte enerji üretiminde, çevresel etkiler dikkate alınarak yakıtların yanması sonucu en düşük kirletici emisyonu verecek teknolojiler seçilmektedir. Karmaşık bir proses olan yanmanın modellenmesi deneylerle çok zor elde edilebilecek detaylı veriler sağlayarak bu hedefe ulaşılmasında katkıda bulunabilir.



Şekil 3. Sıcaklık profilleri



Şekil 4. NO profilleri

KAYNAKLAR

Barlow, R.S., Frank, J.H., Karpetis, A.N., Chen, J.Y. Piloted methane/air jet flames: Transported effects and aspects of scalar structure, Combust. Flame, 143(4), 433-449, 2005.

Erduranlı, P., Sekmen, Y., Çınar C. Buji ile Ateşlemeli Değişken Sıkıştırma Oranlı Motorların Egzoz Emisyonları Açısından İncelenmesi, Selçuk- Teknik Online Dergisi, Volume 2, Number 1, 2001.

Fluent Incorporated. Fluent 6, User's Guide, 2001.

Jiang, B., Liang, H., Huang, G., Li, X. Study on NOx formation in CH_4/air jet combustion, Chinese J. Chem. Eng., 14(6) 723-728, 2006.

Resuloğlu, G. Yanma Esnasında Oluşan Azot Oksitlerin Reaksiyon Kinetiği ile Modellenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniv. Müh. Fak. Çevre Müh. Böl., Samsun, 1997.

Stone, R. Motor Vehicle Fuel Economy, Macmillan Educational Ltd.,Houndsmills, 1989.

Topaloğlu B. Yakma Kaynaklı Hava Kirlenmesi ve Kontrolü, Ondokuz Mayıs Üniv. Müh. Fak. Çevre Müh. Böl., Samsun, 2009.

Yılmaz, İ., İlbaş, M. Geliştirilen Model Yakıcıda Hidrojen Yanması Üzerine Araştırmalar, Yeni ve Yenilenebilir Enerji Kaynakları / Enerji Yönetimi Sempozyumu, Kayseri, 95-102. 2005**.**

Warnatz, J. NO_x Formation in High-Temperature Processes. Eurogas ’90, p 303. Tapir, Trondheim, 1990.

Warnatz, U., Maas, U., Dibble, R. W. Combustion, Physical and Chemical Fundamentals, Modeling and Simulation, Experiments, Pollutant Formation, 4th Edition, Germany, 2006.

BİLİNMEYEN BİR NO_x EMİSYON KAYNAĞININ NO_2 UZAKTAN ALGILAMA YÖNTEMİ İLE BELİRLENMESİ: NOKTA KAYNAK ÖRNEĞİ

Burçak KAYNAK[1,2(*)], Yongtao HU[2], Armistead G. RUSSELL[2], Randall V. MARTIN[3]

[1] İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 34469
[2] School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta GA, USA, 30339
[3] Department of Physics and Atmospheric Science, Dalhousie University, Halifax, NS, Canada, B3H 3J5

ÖZET

Bu çalışmada emisyonları bilinmeyen bir azot oksit (NO_x) kaynağının emisyonları ENVISAT uydusunda bulunan SCIAMACHY enstrümanı tarafından uzaktan algılama yöntemi ile elde edilmiş azot dioksit (NO_2) verileri kullanılarak belirlenmeye çalışılmıştır. Örnek olarak NO_2 uydu verileri tarafından açık olarak görülebilen, kayda değer nokta NO_x kaynakları seçilmiştir. Seçilmiş nokta kaynakların NO_x emisyonları basit bir kutu model yaklaşımı ile belirlenmiş ve elde edilen emisyonlar EPA tarafından verilen emisyon değerleri ile kıyaslanmıştır. Uydu verileri kullanılarak belirlenenen NO_x emisyonlarındaki belirsizlikler ve bu belirsizliklerin uydu NO_2 verilerinin bilinmeyen bir NO_x kaynağını belirleme potansiyeline olan etkileri tartışılmıştır.

Anahtar Sözcükler: NO_2, NO_x, SCIAMACHY, Uzaktan algılama

GİRİŞ

Nitrojen oksitler (NO_x NO_2 NO) troposferik kimyasında ozon, nitrik asit, partikül nitrat oluşumu ve reaktif nitrojen çökelmesinde önemli bir yere sahiptir. NO_x kaynakları genelde insan kaynaklı (hareketli kaynaklar, elektrik üretimi) olup, aynı zamanda doğal kaynaklardan (biyokütle yakılması ve yıldırım) da gelebilir. Eksiksiz ve güvenilir NO_x emisyon envanterleri oluşturmak NO_x'ların istenmeyen çevresel etkilerini anlamakta ve etkili çevresel stratejiler geliştirilmesinde önemli bir adımdır. Bunun yanı sıra güvenilir NO_x emisyon envanterleri atmosferik kirletici dinamiklerinin hava kalite modelleri ile simulasyonunda da vazgeçilmezdir. Amerika Birleşik Devletleri (ABD)'nde termik santraller gibi nokta kaynaklardan gelen NO_x emisyonları azalmakla birlikte ülke toplamında NO_x emisyonlarının ciddi bir kısmını oluşturmaktadır (34%) (EPA, 2009).

Yüksek seviyelerdeki nokta kaynaklardan salınan NO_x miktarları alan kaynakları ve hareketli kaynaklardan gelenlere göre daha yüksek bir kesinlikle bilinmektedir. Modelleme açısından bakıldığında ise alan kaynakları 3 boyutlu Eulerian modellerinde iyi derecede tanımlanabilir olup, nokta kaynakların

[*] burcak.kaynak@itu.edu.tr

hüzme içindeki yüksek kirletici konsantrasyonların neden olduğu hüzme dinamiği, kirleticilerin taşınımı ve davranışının doğru bir şekilde modellenmesini zorlaştırmaktadır. Buradaki başlıca sorun bacadan çıkan emisyonların tüm ızgara hücresi içerisinde tam karışması ve gerçekte olmadığı halde düşük konsantrasyon sonuçları vermesidir. Kimyasal konsantrasyonlardaki bu farklılık modelde yanlış kimyasal reaksiyon hızlarına neden olabilmektedir (Vijayaraghavan vd., 2009).

NO_2 verileri (dikey yoğunlukları: molekül cm^{-2}) bir çok farklı uyduda bulunan enstrümanlar tarafından elde edilebilmektedir: Global Ozone Monitoring Experiment (GOME), Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Chartography (SCIAMACHY), ve Ozone Monitoring Instrument (OMI). Modellenmiş NO_2 değerleri Çin Halk Cumhuriyeti için OMI'den (Zhao ve Wang, 2009), küresel ölçekte GOME (Martin vd., 2003) ve SCIAMACHY'dan (Martin vd., 2006) elde edilen NO_2 verileri ile kıyaslanıp *apriori* NO_x emisyonlarının güncellenmesinde kullanılmıştır. Izgara modelleri gibi uydu verileri de taranmış belirli bir alandaki ortalama NO_2 miktarlarını verir. Dolayısıyla yukarıda bahsi geçen model hücrelerinde karşılaşılan hüzme modellenmesi ile ilgili problemlere benzer boyutlarda oldukları için uydu verilerinde de rastlanabilir.

Daha önce yapılan çalışmalarda uyduların büyük ölçekli termik santraller gibi kayda değer NO_x emisyonu olan nokta kaynakları yakalayabildiği gösterilmiştir (Ghude vd., 2008). Doğu ABD'de bulunan termik santrallerdeki NO_x emisyonlarındaki azalmaları da daha önce uzaydan gözlemlenmiştir (Kim vd., 2006). WRF-Chem modeli kullanılarak yapılan NO_2 simülasyonları SCIAMACHY ve OMI'den elde edilen NO_2 verileri ile Batı ABD'de bulunan termik santraller için karşılaştırılmış olup simülasyonlar ve ölçümler arasında yüksek korelasyonlar bulunmuştur (Kim vd., 2009). Gerçekleştirilen bir diğer çalışmada ise tüm ABD'de bulunan termik santraller incelenerek CMAQ modeli kullanılarak yapılan NO_2 simülasyonları SCIAMACHY'den elde edilen NO_2 verileri karşılaştırılmış ve simülasyonlar ve ölçümler arasında kayda değer bir korelasyon bulunmuştur (Kaynak, 2009). Bu çalışmaların tümünde halihazırda NO_x emisyonları bilinen bir kaynağın emisyonlarının güncellenmesinde hem uydu NO_2 verileri hem de bir hava kalite modeli kullanılmıştır.

Kıyaslamalarda karşılaşılan model simulasyonları ve uydu verileri arasındaki farklılıklar model girdilerden (emisyonlar, meteoroloji), uydu verilerindeki yanlılıklardan (bias) olabileceği gibi nokta kaynakların hüzmelerinin yanlış tanımlanmasından da gelebilir. Uydu datalarının nokta kaynaklardan gelen NO_x emisyonlarının belirlenmesindeki potansiyelinin araştırılmasında modelden gelebilecek etkilerinin minimuma indirilmesi gerekmektedir. Yanı sıra, seçilmiş bir nokta kaynağın emisyon miktarının belirlenmesi model kullanılmadan daha önce yapılmamıştır.

Daha önceki çalışmamızda uydu NO_2 verilerini kullanarak ülke genelinde NO_x emisyonlarının iyileştirilmesine yönelik tekrarlamalı ters modelleme metodu kullanılmıştı (Kaynak, 2009). Uydu verilerindeki belirgin bölgesel farklılıklar bu metod ile elde edilebilecek iyileştirmeleri sınırlamış ve model simulasyonları

ve veriler arasındaki hata ve yanlılık belli bir dereceden fazla indirilememiştir. Bunun yanı sıra, yine başka bir çalışmamızda (Kaynak vd., 2009) NO_x emisyonlarının NO_2 uydu verileri ile kıyaslanmasında kırsal nokta kaynaklı alanlarda şehirsel ve kırsal alanlara kıyasla daha düşük korelasyonlar gözlemlenmiştir. Bu çalışmada ise (a) büyük bir nokta kaynağın NO_x emisyonlarının uydu NO_2 verileri kullanılarak belirlenecek, (b) belirlenmiş değerdeki belirsizliklerin hesaplanlanacak ve (c) uydu NO_2 verilerinin bilinmeyen bir nokta NO_x kaynağının emisyonlarını belirleme potansiyelini araştırılacaktır.

YÖNTEM

Uydu NO_2 verileri

Bu çalışmada kullanılan NO_2 verileri SCIAMACHY enstrümanından elde edilmiştir. SCIAMACHY ABD üzerinden sabah saat 10:30 civarlarında geçmekte olup yaklaşık 6 gün içerisinde küresel tarama yapabilmekte ve nadir gözlem ile 30km×60km boyutlarında bir alanı görüntüleyebilmektedir. NO_2 verileri, belirsizlik hesaplamaları hakkında daha ayrıntılı bilgi başka çalışmalarda gerçekleştirilmiştir (Martin vd., 2004, Martin vd., 2006).

Seçilmiş NO_2 nokta kaynakları

İki aylık yaz dönemi (Temmuz-Ağustos 2004) içerisindeki NO_2 uydu verileri ayrıntılı incelenmiştir. Uydu verilerinin büyük NO_x nokta kaynaklarının emisyonlarını belirleme potansiyelini araştırma çerçevesinde kayda değer NO_x emisyonu olan termik santrallere odaklanılmış ve seçilen santrallerde NO_x sinyallerinin mutlak büyüklüklerinin uydu verilerindeki belirsizliklerden daha büyük olmasına dikkat edilmiştir.

Burada tarama alanları diğer NO_x kaynaklarından yeterli derecede uzakta seçilmiş olup tarama alanı içerisinde olan emisyonların mümkün olduğunca seçilmiş nokta kaynaktan gelmiş olması sağlanmıştır. Yanı sıra, yıldırımlardan meydana gelen üst seviyedeki NO_x emisyonlarınının etkileri de fırtına bulutlarının sık rastlanmadığı bölgelerin seçilmesi ile en az seviyeye indirilmiştir. Bu kriter seçilen alanların orta ve batı ABD'de bulunmasına neden olmuştur. Bir başka kriter ise termik santralin tarama alanının mümkün olduğunca ortasında olması olarak seçilmiştir. Buradaki amaç NO_x emisyonlarının tarama alanından ani taşınımını azaltarak tarama alanındaki kalma süresinin yeterli olmasını sağlamaktır.

Yukarıda açıklanan kriterleri sağlayan altı termik santral seçilmiştir (Four Corners, Colstrip, Jim Bridger, Big Stone, Huntington ve Laramie River, Şekil 1). Bu nokta kaynakları içeren uydu tarama alanları önemli miktarda NO_2 içermektedirler (10^{15} molekül cm^{-2} seviyelerinde, Tablo 1).

Metod tanımı

Seçilmiş termik santrallerden çıkan NO_x miktarının belirlenmesi için tarama alanı için bir kütle denge hesaplaması gerçekleştirilmiştir. Basit bir kutu model yaklaşımı ile c_i konsantrasyonlu i kirleticisi için kütle denge hesaplaması aşağıda verilmiştir (Seinfeld ve Pandis, 1997):

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{q_i}{H} + R_i - S_i + \frac{u}{\Delta x}(c_i^0 - c_i) \quad (1)$$

Burada H kutunun yüksekliği, q_i ve S_i i kirleticisinin birim alandaki emisyon ve giderim hızlarını (g cm^{-3} sn^{-1}), R_i kimyasal reaksiyon (oluşum/kayıp) hızını (g cm^{-3} sn^{-1}), u rüzgar hızını (cm sn^{-1}) ve c_i^0 ise temel (background) konsantrasyonunu göstermektedir. Tipik bir tarama alanı boyutlarında adveksiyon ve kimyasal kayıp ile kıyaslandığında çökme ile kayıp çok daha az olacağı için bu çalışmada S_i değeri sıfır alınarak gözardı edilmiştir. Sınırlardan gelen c_i^0 temel konsantrasyon değeri seçilen alan içerisindeki büyük emisyon kaynağı nedeniyle oluşan yüksek konsantrasyonlar ile kıyaslandığında ihmal edilebilir bir değer olarak kabul edilmiş olup, bu değerin gözardı edilmesi çok küçük bir sapmaya neden olacaktır. Adveksiyon u ve v olmak üzere x- and y-yönünde iki bileşene ayrılmış olup ve z-yönündeki düşey adveksiyon önemsiz olarak kabul edilmiştir.

Eğer kutu modeldeki emisyon ve kimyasal kayıp hızları NO_2'nin değişme hızından çok daha hızlı ise yukarıdaki denklem psödo-kararlı hal yaklaşımı ile aşağıdaki denkleme sadeleşir:

$$0 = \frac{q_i}{H} + R_i - (\frac{u}{\Delta x} + \frac{v}{\Delta y})c_i \quad (2)$$

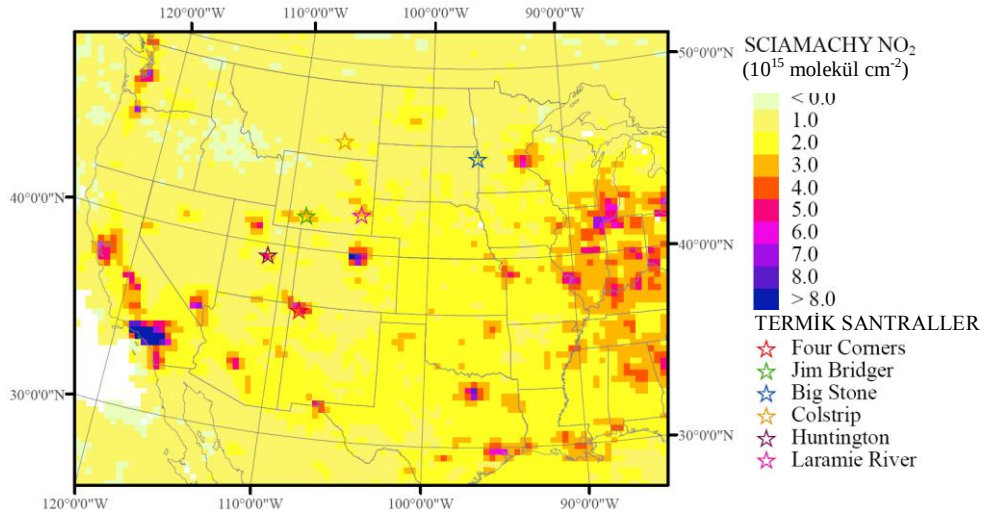
2. denklem kullanılarak Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modelinden elde edilen dikey katman bilgilerinin toplanması ile emisyon hızı, q_i elde edilmiştir. Hız alanları simülasyonu PSU/NCAR mesoscale model (MM5) meteorolojik modeli ile gerçekleştirilmiş olup tarama zamanı ve alanındaki hız vektörleri model sonuçlarından alınarak tarama alanının açısı göz önünde bulundurularak koordinatlar çevrilmiştir. Seçilen nokta kaynağın tarama alanındaki yerine göre rüzgar hızı yönünde kütlenin taşınacağı ilgili sınır alanı ve kaynak arasındaki uzaklıklar Δx ve Δy olarak hesaplanmıştır.

Sıcaklık, basınç, katman yükseklikleri ve hava yoğunluğu ile ilgili gerekli diğer bilgiler meteorolojik model simülasyonundan elde edilmiştir. Uydu tarafından verilen NO_2 kütlesi, CMAQ modelinden elde edilen dikey NO_2 profillerine göre her katmana paylaştırılmıştır. Hidroksil radikali (OH) ve azot oksit (NO) konsantrasyonları da CMAQ modelinden alınmıştır (Şekil 2).

Saat sabah 10:30'da, uydu geçişi sırasında izole haldeki termik santral hüzmesinde NO_x kaybı aşağıda verilen OH oksidasyonu ile gerçekleşmektedir, dolayısıyla 2. denklemdeki R_i terimi $-k[NO_2][OH][M]$'den oluşmaktadır:

$$OH + NO_2 + M \xrightarrow{k} HNO_3 + M \quad (3)$$

Troposferde NO hızla NO_2'ye oksitlenir. Bununla birlikte termik santral hüzmelerindeki NO/NO_2 oranı hüzmenin içindeki kimyasal reaksiyonlar sebebiyle genel atmosferde olduğundan daha yüksektir. Seçilmiş termik santraller için yüzeyde NO/NO_2 oranı 0.22-0.57 arası değişim gösterirken, 9. katmanda (~2.8 km yükseklikte) 0.29-0.56 olarak bulunmuştur.



Şekil 1. Seçilmiş termik santral konumları

Tablo 1. Seçilmiş termik santral konumlarındaki NO_2 değerleri, belirsizlikleri ve secilmiş termik santral tarama alanlarının boyutları (Her termik santral için 1-3 taranan alan verisi bulunmaktadır.)

	CMAQ	SCIAMACHY		Tarama			
	NO_2	NO_2	Belirsizlik	Alanı	X	Y	Açısı
Termik Santral	(molekül cm^{-2})	(molekül cm^{-2})	(molekül cm^{-2})	(km^2)	(km)	(km)	(^{o})
Four Corners	7.27E+15	2.65E+15	1.46E+15	1932.21	69.05	27.98	22.99
Colstrip	1.94E+15	1.11E+15	9.51E+14	1445.32	56.51	25.58	18.16
	7.19E+15	1.07E+15	9.60E+14	1335.13	53.63	24.90	19.33
Jim Bridger	1.87E+15	1.98E+15	7.28E+14	1344.77	53.92	24.94	20.94
	1.91E+15	1.44E+15	9.81E+14	1734.31	64.12	27.05	22.81
	3.65E+15	1.05E+15	4.26E+15	1397.57	55.42	25.22	21.71
Big Stone	8.51E+14	1.45E+15	4.64E+14	1486.99	57.73	25.76	14.90
	2.08E+15	1.94E+15	6.94E+14	1357.06	54.21	25.03	13.87
	1.36E+15	1.92E+15	5.49E+14	1332.71	53.61	24.86	13.62
Huntington	2.26E+15	9.65E+14	2.16E+15	1315.19	60.26	21.82	21.69
Laramie River	1.95E+15	1.50E+15	6.93E+14	1399.74	55.46	25.24	19.46
	6.45E+15	9.25E+14	1.17E+15	1399.53	55.43	25.25	19.06
	3.30E+15	2.29E+15	1.25E+15	1342.25	53.90	24.90	19.06

Seçilen tarama alanında hala NO halinde bulunan NO_x'u da hesaba katmak için q_i her katman için toplanmadan önce NO/NO_2 oranı ile güncellenebilir. Bu çalışmada q_i açıklanmış şekilde düzeltilmemiş olup emisyon tahmin sonuçları alt limit olarak alınabilir. Eğer düzeltme yapılırsa elde edilen sonuçlar burada verilenlerden daha yüksek olacaktır.

Yukarıda verilen bilgi ve varsayımların ışığında uydu NO_2 verileri kullanılarak kayda değer bir nokta kaynağın NO_x emisyonlarının belirlenmesinde kullanılacak denklemin son hali aşağıdaki gibidir:

$$q_i = \sum_{l=1}^{L} \Delta H_l \left[k(T_l, z_l)[NO_2]_l[OH]_l + (\frac{u_l}{\Delta x} + \frac{v_l}{\Delta y})[NO_2]_l \right] \quad (4)$$

Burada l model katmanı ve $[C_i]_l$ i kirleticisinin l model katmanındaki konsantrasyonudur (molecules cm^{-3}). 2. denklemde verilen k reaksiyon hız sabiti, sıcaklığa (T) ve yüksekliğe (z) bağlı değişim göstermektedir (DeMore vd., 1997):

$$k(T,z) = \left\{ \frac{k_0(T)[M]}{1 + (k_0(T)[M]/k_\infty(T))} \right\} 0.6^{(1+[\log_{10}(k_0(T)[M]/k_\infty(T))]^2)^{-1}} \quad (5)$$

$$k_0(T) = (2.5 \pm 0.1) \times 10^{-30} (T/300)^{-(4.4 \pm 0.3)} \, cm^6 molekül^{-2} sn^{-1} \quad (6a)$$

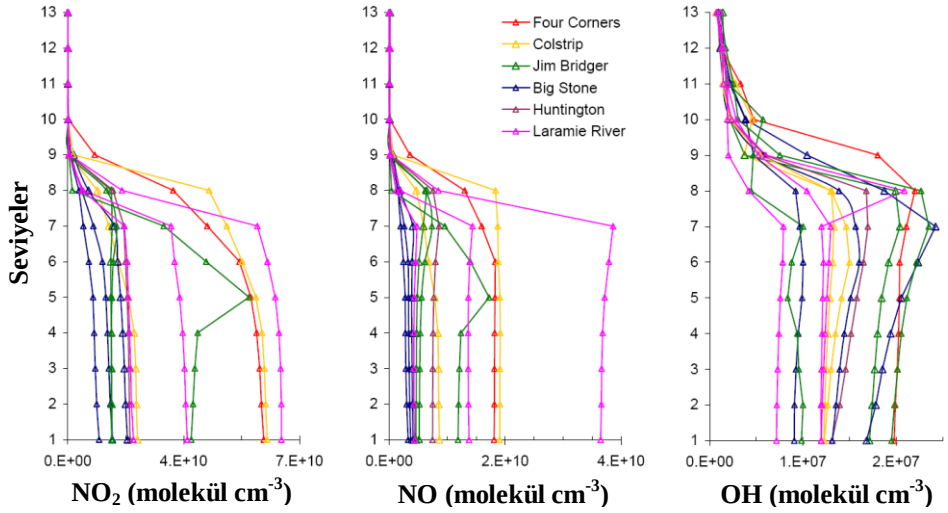
$$k_\infty(T) = (1.6 \pm 0.2) \times 10^{-11} (T/300)^{-(1.7 \pm 0.2)} \, cm^3 molekül \, sn^{-1} \quad (6b)$$

NO_x emisyonlarının belirlenmesinin yanında belirlenen emisyonlardaki belirsizliğin 4. denklemde yer alan her terimden gelen belirsizliklerin ilerletilmesiyle hesaplanması gerekmektedir. Denklemin sağ tarafında bulunan rüzgar hızları u ve v, NO_2 ve OH konsantrasyonları, reaksiyon hızı k, sıcaklık, ve basınç belirsizlikleri bulunan terimlerdir. Sıcaklık ve basınçtan gelen belirsizlik diğer terimlerden gelen belirsizlikle kıyaslandığında çok küçük olup denkleme etkisi doğrudan değil, NO_2, OH konsantrasyonları, k reaksiyon hız sabitini etkileyerek dolaylı yoldandır ve bu sebepten ihmal edilmiştir. Matemetiksel işlemlerde belirsizliğin ilerletilmesi kuralına (Taylor, 1997) göre hesaplanmış q_i değerindeki belirsizlik aşağıdaki gibi hesaplanabilir:

$$\delta q_i = \left[\left(\frac{\delta k(T_k, z_k)}{k(T_k, z_k)} + \frac{\delta [OH]_k}{[OH]_k} \right) + \frac{\delta u_k}{\Delta x} + \frac{\delta v_k}{\Delta y} \right] + \frac{\delta [NO_2]_k}{[NO_2]_k} \quad (7)$$

Reaksiyon hız sabiti k'daki belirsizlik DeMore ve diğerleri (1997, IUPAC, 2009) tarafından verilmiş olup k değerinde ± 10%'luk bir değişikliğe neden olmaktadır. CMAQ modeli simülasyonları OH değerlendirilmesi calışmaları sınırlı sayıda bulunmaktadır (Zhang vd., 2006a, 2006b). CMAQ modeli OH simülasyonlarındaki belirsizlik konusunda bilgi olmaması nedeniyle $k(T,z)$[OH] terimleri için birarada Bölgesel Atmosferik Kimyasal Mekanizması (Regional Atmospheric Chemical Mechanism, RACM) kullanan 0 boyutlu kimyasal model için Ren ve diğerleri (2006) tarafından önerilen %32 değeri toplam belirsizlik için kullanılmıştır. Bu belirsizlik değeri kinetik hız sabitleri, ölçülmüş kimyasal konsantrasyonları, hesaplanmış fotoliz frekanslarına bağlı olup Monte Karlo metodu ile hesaplanmıştır. (Ren vd., 2006).

İki aylık yaz döneminde rüzgar hızlarındaki toplam hata ($\sum$ |Simülasyon-Ölçüm|) 1.32 m sn^{-1} olup yükseklik arttıkça hata 840 pa basınçta 0.5 m sn^{-1}'ye kadar düşmektedir (8. katmanda) (Hu vd., 2003). Rüzgar hızlarındaki belirsizlikler yerde 1.32 m sn^{-1} olarak alınmış, ve 8. katmanda 0.5 m sn^{-1}'ye inecek şekilde ara değeler hesaplanmıştır. 8. katmanın üstünde NO_2 konsantrasyonu çok küçük olduğu için rüzgar hızlarındaki belirsizlikler ihmal edilmiştir. Sadeleştirme için rüzgar yönünden gelen belirsizlikler hesaplamalara



Şekil 2. CMAQ modelinden elde edilen NO_2, NO ve OH dikey profilleri

katılmamıştır. NO_2 uydu verilerindeki belirsizlikler veriler ile birlikte hesaplanmış olup (Martin vd., 2006) diğer terimlere göre en baskın olanıdır. NO_x emisyonları ve ilgili toplam belirsizlikler yukarıda verilen 4. ve 7. denklemleri kullanarak hesaplanmıştır (Tablo 2).

TARTIŞMA

Uydu verileri kullanılarak belirlenmiş NO_x emisyonları ABD Çevre Koruma Ajansı (U.S. Environmental Protection Agency, EPA) tarafından hazırlanmış NO_x emisyon envanteri ile kıyaslanmıştır (Tablo 2). Belirlenmiş NO_x değerleri (4.61-68.48 mol sn^{-1}) NO_x emisyon envanterlerine (11.0-26.50 mol sn^{-1}) göre daha geniş bir dağılım göstermektedir. Uydu verileri kullanılarak elde edilen emisyonlarda aynı nokta kaynağı içeren farklı tarama alanlarında kayda değer bir sapma gözlenmiş (ör. Big Stone ve Laramie River) olup bu sapmanın gerçek emisyon değerlerinde gözlemlenmesi muhtemel değildir.

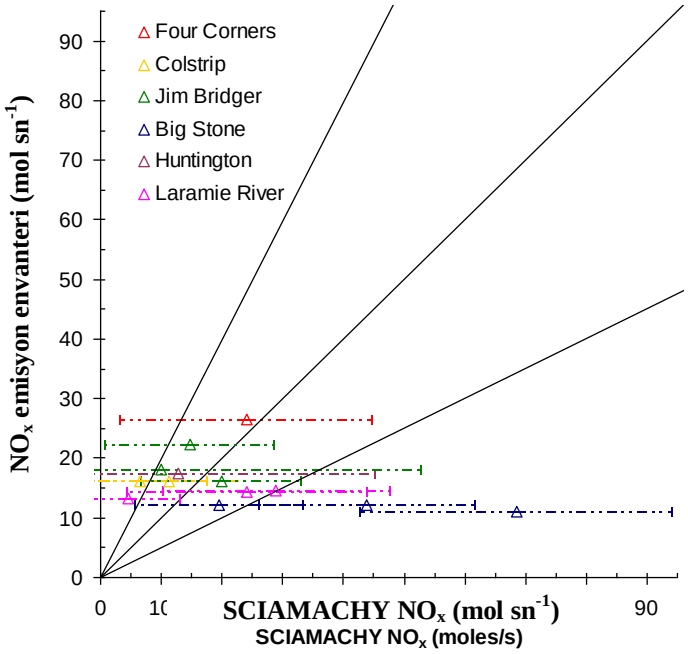
Big Stone dışında tüm nokta kaynaklarda uydu verileri kullanılarak seçilmiş zaman ve yerler için belirlenmiş NO_x miktarları EPA emisyon envanterleri ile uyumlu değerler vermiştir (Tablo 2, Şekil 3). Bu nokta kaynaklarda EPA emisyon envanter değerleri uydu verileri kullanılarak elde edilen tahmin aralıklarının içinde yer almaktadır.

Big Stone termik santrali için gerçekleştirilen ayrıntılı inceleme sonucunda iki tarama alanında yüksek rüzgar hızlarının (10 m sn^{-1}) hızlı adveksiyona neden olduğu bulunmustur. Bununla beraber, bu durumun gözlenen sapmaya nasıl neden olduğu açık değildir. Emisyon envanterlerine en yakın sonuçlar yüksek belirsizlikle olmakla beraber Four Corners, Jim Bridger ve Huntington termik santrallerinde gözlemlenmiştir.

Tarama alanı içerisindeki NO_x'un ömrü OH reaksiyonu ve tarama alanından dışarı yönde olan adveksiyona bağlıdır. Alt tabakalarda bu iki terim benzer seviyelerde olup birbiri ile boy ölçüşebilmektedir. Rüzgar hızının yüksek, OH konsantrasyonunun düşük olduğu üst tabakalarda (Şekil 2) ise belirsizlikte adveksiyon teriminin etkisi öne çıkmaktadır.

Tablo 2. Uydu dataları kullanılarak kutu model yaklaşımı ile elde edilmiş NO_x emisyon değerlerinin ve emisyon envanterinde verilen değerler (Her termik santral için 1-3 taranan alan verisi bulunmaktadır.)

Termik Santral	**NO_x (mol s^{-1})**	
	Envanter	**SCIAMACHY ile belirlenmiş**
Four Corners	26.51	24.00 ± 20.67
Colstrip	16.13	11.36 ± 12.05
	16.09	6.41 ± 8.12
Jim Bridger	16.19	19.88 ± 13.10
	22.28	14.66 ± 14.01
	18.02	9.88 ± 42.74
Big Stone	12.11	43.74 ± 17.76
	12.11	19.54 ± 13.89
	11.00	68.48 ± 25.75
Huntington	17.54	12.85 ± 32.30
Laramie River	14.49	28.94 ± 18.71
	13.34	4.61 ± 8.34
	14.32	24.06 ± 19.81



Şekil 3. Uydu dataları kullanılarak kutu model yaklaşımı ile elde edilmiş NO_x emisyon değerlerinin emisyon envanterinde verilen değerler ile kıyaslanması (renkli kesikli çizgiler elde edilen değerlerdeki belirsizlikleri, siyah çizgiler ise 1:1, 1:1.5 ve 1:0.5 oranlarını göstermektedir.)

Hesaplamalar özellikle alt tabakalarda çok kısa, yüzeyde 2 saate kadar düşen, NO_2 ömürleri göstermiştir. Sonrasında yapılan ayrıntılı incelemelerde model OH simülasyonlarının tipik yaz gündüz seviyelerinden fazla olduğu gözlemlenmiştir (5-10×10^6 molekül cm^{-3}) (Seinfeld ve Pandis, 1997). Yanı sıra

model OH simülasyonlarının International Consortium for Atmospheric Research on Transport and Transformation (ICARTT) çalışmaları süresince gerçekleştirilen altı uçuş ile yapılmış ölçümler ile önceki karşılaştırılmalarında da model simülasyonlarında pozitif bir sapma (MNB %348, MNE %366) gözlemlenmiştir (Kaynak, 2009). CMAQ modeli kullanılarak yapılan başka çalışmalar da OH konsantrasyonlarında yüksek tahminlere işaret etmiştir (Zhang vd., 2006a, Zhang vd., 2006b). OH konsantrasyonu ve global oksitleme veriminin yıldırım kaynaklı global NO_x emisyon miktarları ile güçlü bir şekilde ilişkili olduğu gösterilmiş olup (Labrador vd., 2004) model simülasyonlarındaki pozitif sapmanın yıldırım NO_x emisyonlarının çıkarılması halinde azalma gösterdiği (MNB %306, MNE %330) ortadadır. Model ve ölçümler arası farkın bir kısmı bu şekilde açıklansa bile modele yıldırım NO_x emisyonları eklenmediği durumda da OH konsantrasyon tahminleri fazla olduğu aşikardır. Zaten metod tanımı kısmında da açıklanmış olduğu üzere nokta kaynaklar seçilirken yıldırım NO_x emisyonlarının az olduğu alanlar seçilmeye özen gösterilmiştir. Sonuçta OH konsantrasyonlarındaki bu sapma hesaplamalarda kısa NO_2 ömrü ve yüksek NO_x emisyon sonuçlarına neden olmuştur.

Önceki calışmalarda yapılan model simülasyonu ve uydu verileri NO_2 kıyaslamalarında seçilmiş termik santraller (118 tane) için ortalama normalize yanlılık (mean normalized bias, MNB) %11 ve ortalama normalize hata (mean normalized error, MNE) %29 ile orta seviyede bir korelasyon elde edilmiştir (R^2=0.54) (Kaynak, 2009). Elde edilen düşük pozitif sapma başka bir hava kalite modeli kullanılarak (WRF-Chem) 2005 yılı için Kim ve diğerleri (2009) tarafından gerçekleştirilen ve model sonuçlarının uydu verilerinden daha yüksek olduğunu bildirilen bir başka çalışma ile de benzerlik göstermektedir. Bu çalışma ABD'nin batı kıyısını incelemiş olup model sonuçları ve uydu verileri arasında yüksek korelasyon elde edilmiştir (R^2=0.93). Bizim çalışmamızda ise sadece batı kıyısı incelendiğinde korelasyon (R^2=0.85) benzer değerlere yükselmektedir. Bu sonuçlar başka kayda değer bir kaynak olmadığında uydunun nokta kaynaklarından çıkan NO_x emisyonlarını yakalayabilme özelliğinin yüksek olduğunu vurgulamaktadır.

SONUÇLAR

SCIAMACHY NO_2 uydu verileri kullanılarak seçilmiş altı nokta kaynak için NO_x emisyonları basit bir kutu modeli ile belirlenmiş, elde edilen emisyon değerleri emisyon envanterlerinde verilen değerler ile karşılaştırılmış ve altı kaynaktan Big Stone haricindeki beş nokta kaynak için değerler uyumlu çıkmış ve sadece Big Stone için hesaplanan NO_x emisyonları envanterlerde verilen değerlerden farklılık göstermiştir.

Sonuç olarak, uydu verileri nokta NO_x kaynağının emisyonlarının belirlenmesine imkan sağlamıştır. Fakat yüksek belirsizlikler uydu verilerin salınan NO_x miktarının kesin tahminindeki kullanımını kısıtlamaktadır. Birden fazla tarama alanı kullanılarak yapılan ortalamalar tahminlerdeki meteorolojik şartların etkisini azaltıp belirsizlikleri de aza indirgeyebilir. Fakat şu anda NO_x emisyonlarının çok düşük belirsizlik ile tahmini uydu taramasının sıklığı göz önünde bulundurulduğunda çok mümkün olmamaktadır.

Bu çalışma aynı zamanda model simülasyonlarındaki OH konsantrasyonlarının elde olan ölçümlerden mesela uçak bazlı ölçüm örneklerindeki gibi, fazla olduğunu göstermiştir. Bu durum modelde bir çok eser türün atmosferdeki ömürlerini kısa hesaplanmasına neden olup, modelde bazı kimyasal proseslerin eksik ya da yanlış yorumlanmış olma ihtimaline bir işaret olabilir. Dolayısıyla bu konu ayrıntısı ile incelenmelidir.

ÖNERİLER

Bu çalışmada önerilen metod ülkemizde emisyon envanterlerinin geliştirilmesinde ve geliştirilen envanterlerdeki belirsizliklerin azaltılmasında yararlı olabilecek bir yöntemdir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma NASA tarafından desteklenen SV6-76007 (NNG04GE15G) nolu proje kapsamında gerçekleştirilmiştir.

KAYNAKLAR

DeMore, W.B., Sander, S.P., Golden, D.M., Hampson, R.F., Kurylo, M.J., Howard, C.J., vd. Chemical kinetics and photochemical data for use in stratospheric modeling, Evaluation number 12. JPL Publication, 97-4:1 - 266. 1997.

EPA. National Emissions Inventory (NEI) Air Pollutant Emissions Trends Data. 2009.

Ghude, S.D., Fadnavis, S., Beig, G., Polade, S.D., van der A, R.J., Detection of surface emission hot spots, trends, and seasonal cycle from satellite-retrieved NO_2 over India, Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 113, 2008.

Hu, Y., Odman, M.T., A.G., R. Final Report: Meteorological Modeling of the August 11-20, 2000 Episode for the Fall Line Air Quality Study, prepared by Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA: Georgia Department of Natural Resources, 2003.

IUPAC. International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC): Data sheets for gas phase reactions of NO_x species, 2009.

Kaynak, B., Assimilation of Trace Gas Retrievals Obtained from Satellite (SCIAMACHY), Aircraft and Ground Observations into a Regional Scale Air Quality Model (CMAQ-DDM/3D). School of Civil and Environmental Engineering. Atlanta, GA: Georgia Institute of Technology. 2009.

Kaynak, B., Hu, Y., Martin, R.V., Sioris, C.E., Russell, A.G., Comparison of weekly cycle of NO_2 satellite retrievals and NO_x emission inventories for the continental U.S, Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 114. 2009.

Kim, S.W., Heckel, A., Frost, G.J., Richter, A., Gleason, J., Burrows, J.P., vd., NO_2 columns in the western United States observed from space and simulated by a regional chemistry model and their implications for NO_x emissions, Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 114,. 2009.

Kim, S.W., Heckel, A., McKeen, S.A., Frost, G.J., Hsie, E.Y., Trainer, M.K., vd., Satellite-observed US power plant NO_x emission reductions and their impact on air quality, Geophysical Research Letters, 33, 2006.

Labrador, L.J., von Kuhlmann, R., Lawrence, M.G., Strong sensitivity of the global mean OH concentration and the tropospheric oxidizing efficiency to the source of NO_x from lightning, Geophysical Research Letters, 31. 2004.

Martin, R.V., Jacob, D.J., Chance, K., Kurosu, T.P., Palmer, P.I., Evans, M.J., Global inventory of nitrogen oxide emissions constrained by space-based observations of NO_2 columns, Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 108, 2003.

Martin, R.V., Parrish, D.D., Ryerson, T.B., Nicks, D.K., Chance, K., Kurosu, T.P., vd. Evaluation of GOME satellite measurements of tropospheric NO_2 and HCHO using regional data from aircraft campaigns in the southeastern United States, Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 109, 2004.

Martin, R.V., Sioris, C.E., Chance, K., Ryerson, T.B., Bertram, T.H., Wooldridge, P.J., vd., Evaluation of space-based constraints on global nitrogen oxide emissions with regional aircraft measurements over and downwind of eastern North America, Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 111. 2006.

Ren, X.R., Brune, W.H., Oliger, A., Metcalf, A.R., Simpas, J.B., Shirley, T., vd., OH, HO_2, and OH reactivity during the PMTACS-NY Whiteface Mountain 2002 campaign: Observations and model comparison. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 111, 2006.

Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. New York: Wiley-Interscience. 1997.

Taylor, J.R., An Introduction to Error Analysis: The study of uncertainties in physical measurements. Sausalito, CA: Univercity Science Books. 1997.

Vijayaraghavan, K., Zhang, Y., Seigneur, C., Karamchandani, P., Snell, H.E. Export of reactive nitrogen from coal-fired power plants in the U. S.: Estimates from a plume-in-grid modeling study. Journal of Geophysical Research-Atmospheres. 114. 2009.

Zhang, M.G., Akimoto, H., Uno, I. A three-dimensional simulation of HO_x concentrations over East Asia during TRACE-P. Journal of Atmospheric Chemistry, 54, 233-254, 2006a.

Zhang, M.G., Uno, I., Zhang, R.J., Han, Z.W., Wang, Z.F., Pu, Y.F., Evaluation of the Models-3 Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) modeling system with observations obtained during the TRACE-P experiment: Comparison of ozone and its related species, Atmospheric Environment, 40, 4874-4882, 2006b.

Zhao, C., Wang, Y.H., Assimilated inversion of NO_x emissions over east Asia using OMI NO_2 column measurements, Geophysical Research Letters, 36, 2009.

İSTANBUL TRAFİĞİ TOPLU TAŞIMA OTOBÜSLERİNDE İÇ ORTAM HAVASI PM KÜTLE KONSANTRASYONLARI

S. Sinan KESKİN[1(*)], Elif DİLMAÇ[2]

[1] Marmara Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 34722
[2] Marmara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 34722

ÖZET

Türkiye'nin en kalabalık şehri İstanbul'da, toplu taşıma araçlarından olan belediye otobüslerinin kullanımı oldukça yaygındır. Bu çalışmada, her gün saatlerce yoğun trafikteki toplu taşıma araçlarında bulunan yolcuların ve sürücülerin soludukları havadaki partikül madde (PM) kütle konsantrasyonlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Hava ortamındaki partikül maddelerin özellikle solunum ve kalp-damar sistemlerinde olumsuz etkilerinin bulunduğunu ve bu hastalıklara bağlı ölümlere neden olduklarını ortaya koyan pek çok bilimsel çalışma vardır. Bu kapsamda, İstanbul genelindeki trafik yoğunluğunu temsil edebilecek iki hat seçilerek, bu hatlarda çalışan otobüslerin iç ortam havasında PM_{10} ve $PM_{2,5}$ örneklemeleri gerçekleştirilmiştir. Tüm örneklemeler, otobüslerin rutin trafik şartlarında ve normal yolcu taşıma faaliyetleri esnasında gerçekleştirilmişlerdir. Ölçümler sonucunda, otobüs iç ortam havasında bulunan PM_{10} konsantrasyonlarının hafta içinde 136-163 $\mu g.m^{-3}$, hafta sonlarında ise 93-105 $\mu g.m^{-3}$ arasında olduğu belirlenmiştir. Çalışmada ölçülen $PM_{2,5}$ kütle konsantrasyonlarının hafta içinde 64-79 $\mu g.m^{-3}$, hafta sonlarında ise 59-63 $\mu g.m^{-3}$ arasında olduğu görülmüştür. Bulunan değerler, ABD ve Avrupa Birliği hava kalite standartlarındaki sınır değerlerin oldukça üzerindedir.

Anahtar Sözcükler: Trafik, PM, Otobüs, İç ortam

GİRİŞ

Tüm dünyada hızla gelişen teknoloji ve artan enerji tüketimi, çevresel kirliliği de beraberinde getirmekte ve yaşama alanlarındaki hava kalitesini olumsuz yönde etkilemektedir. Hava ortamındaki kirleticilerin özellikle solunum ve kalp-damar sistemlerinde olumsuz etkilerinin bulunduğunu ve bu hastalıklara bağlı ölümlere neden olduklarını ortaya koyan pek çok bilimsel çalışma vardır. Bu sebeple atmosferde hava akımları tarafından taşınan kirletici emisyonlardan kaynaklanan iç ve dış ortam hava kirliliğinin belirlenmesi önemli bir konudur. İnsanların yılın zamanına bağlı olarak günlük hayatlarının büyük bir kısmını iç ortamda geçirmeleri dolayısıyla iç ortam hava kalitesi ölçümlerine olan ihtiyaç artmıştır.

Hava kirleticiler, gazlar ve partiküller olmak üzere iki grupta toplanabilir. Gaz halindeki kirleticilere örnek olarak H_2S, SO_2, NO_x, O, NH_3 ve çeşitli hidrokarbonlar verilebilir. Partikül haldeki kirleticiler gaz halindeki kirleticiler

* sinankeskin@marmara.edu.tr

ile benzer kaynaklardan oluşmakla beraber birikim mekanizmaları ve sağlık etkileri açısından farklılık gösterirler. Şehir ortamında bulunan partiküller, doğal ve endüstriyel proseslerden kaynaklanan birincil partiküller ile gaz-partikül dönüşümleri sonucu oluşan ikincil partiküllerin karışımıdır. Bunlar büyüklüklerine göre kaba ve ince olmak üzere iki ana grupta incelenirler. Hava kirlilik çalışmalarında yaygın olarak, eşdeğer çapın 10 mikrometrenin altında olduğu kaba partikül madde (PM_{10}) ve 2,5 mikrometrenin altında olduğu ince partikül madde ($PM_{2,5}$) ölçümleri kullanılmaktadır. İnce ve kaba partikül maddeler sağlık etkileri açısından farklılık gösterirler.

Havadaki kirleticilerin izlenmesi, alınması gereken önlemlerin belirlenmesi açısından önemlidir. Dış ortam havasında yapılan rutin ölçümlerin yanı sıra iç ortam havası ve trafik ortam havasındaki kirletici özellikleri ve konsantrasyonları ile ilgili bilimsel çalışmalara da ihtiyaç vardır. Günlük hayatın çoğunun iç ortamda geçirilmesi sebebiyle bu ortamlarda solunum yolu ile alınan partikül madde miktarının ve bunların element kompozisyonlarının belirlenmesi önem taşımaktadır. İstanbul için toplu taşıma araçlarında iç ortam hava kalitesinin belirlenmesi, bu araçları kullanan yolcu sayısı ve bu araçlarda geçirilen sürenin uzunluğu dikkate alındığında daha da önem kazanmaktadır. Örneğin, İETT işletme verilerine göre 2010 yılı itibarı ile günde ortalama 1.500.000 kişi İETT otobüslerini, 1.225.000 kişi özel halk otobüslerini ve 715.000 kişi İETT metrobüslerini kullanmaktadır. Bunların toplam yolcu taşımasındaki payları ise sırası ile %11.76, %9,60 ve %5,61 oranlarındadır.

İç ve dış ortam havasında bulunan solunabilir partikül maddeler, solunum sistemine nüfuz edebilmeleri dolayısıyla sağlık açısından olumsuz etkilere sahiptirler. Yapılan pek çok araştırma, havadaki partikül maddelerin solunmaları halinde astım ve bronşiti tetikleyebildiklerini, akciğerde enfeksiyonlara ve fonksiyon bozukluklarına yol açabildiklerini, kronik öksürüğe neden olabildiklerini, ayrıca solunum yolu ve kalp-damar rahatsızlıkları kaynaklı ölümlere yol açabildiklerini göstermektedir (Lee vd., 2000; Tsai vd., 2000; Schwarze vd., 2006; Wang vd., 2006). Dünya Sağlık Örgütü tarafından hazırlanan bir raporda (WHO, 2003), endüstriyel gelişimin fazla olduğu Batı Avrupa ülkelerinde, çocuklarda astım hastalığının görülme sıklığının Doğu Avrupa ülkelerindeki çocuklarda görülme sıklığının on katı olduğu belirtilmiştir. Aynı raporda, yıllık ortalama 20 $\mu g.m^{-3}$ $PM_{2,5}$ ve 30 $\mu g.m^{-3}$ PM_{10} konsantrasyonuna maruz kalma ile bronşit semptomlarının arttığı ve akciğerlerde fonksiyon bozukluğunun oluştuğu açıklanmıştır. İsviçre'de yapılan bir çalışmada ise, PM_{10} konsantrasyonu yüksek olan yerlerde yaşayan çocuklarda spesifik olmayan solunum semptomlarının (özellikle kronik öksürük), PM_{10} konsantrasyonu düşük olan yerlerde yaşayan çocuklara oranla daha sık oluştuğu belirlenmiştir (Nicolai, 2002). Avrupa ülkelerinde yapılan epidemiolojik bir araştırmada (Künzli vd., 2000), hava kirliliğinin yılda 40.000'den fazla sağlık ile ilgili olaya neden olduğu ve hava kirliliği nedenli ölümlerin toplam ölümlerin %6'sından sorumlu olduğu ve bu ölümlerin yarısının motorlu araç trafiğinden kaynaklandığı belirtilmiştir. Aynı çalışmada, hava kirliğinin çocuklarda 29.000'den, yetişkinlerde 25.000'den fazla bronşit vakasına, 500.000'den fazla kişide astım nöbetine, 16 milyondan fazla kişide nefes darlığına neden olduğu tespit edilmiştir.

YÖNTEM

Örnekleme için kullanılan toplu taşıma otobüsleri, İstanbul genelini temsil eden trafik yoğunluğuna sahip iki hattan seçilmiştir. Örneklemeler, Kadıköy ile Ümraniye İnkılap Mahallesi arasında çalışan 14D numaralı ve Kadıköy ile Gözcübaba arasında çalışan 8A numaralı otobüslerde gerçekleştirildi. Kullanılan otobüsler tüm şehirde taşıma için en çok kullanılan marka ve modelde (1992, Ikarus260) idi. Çalışmanın yapıldığı dönemde, İETT'nin kullandığı 2508 toplu taşıma otobüsünün 1398 tanesi bu modelde olup, 2010 yılı itibarı ile 2501 otobüsün 933 adedi bu modeldedir.

Örnekleme için Amerikan Çevre Koruma Ajansı (US EPA) desteğiyle geliştirilmiş Mini Vol Portatif Hava Örnekleyici kullanıldı. Bu örnekleme cihazı 7 günlük programlanabilir zamanlayıcı, sabit akış kontrol sistemi, toplam zaman göstergesi, değiştirilebilir bataryalara sahiptir. PM_{10} ve $PM_{2,5}$ örneklemeleri ayrı impaktörler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. PM örnekleri gözenek çapı 2 μm olan 47mm çapındaki Teflon® filtreler üzerinde toplanmıştır. Boş filtreler sıcaklık ve nem şartları sabit tutulan bir temiz odada 24 saat bekletilerek, 1 μg duyarlılığa sahip bir terazide tartılmıştır. Ardından, bu filtreler daha önceden asit çözeltisinde bekletilip de-iyonize su ile durulanarak kurutulan Petri kaplarda örnekleme zamanına kadar saklanmıştır.

Örnekleme cihazı ilk olarak, 14D numaralı otobüs hattında çalışan bir otobüsün yolcu koltuklarından biri sökülerek, yüksekliği yolcu oturma seviyesinde olacak şekilde yerleştirilen bir koruma kafesinin içine yerleştirilmiştir. Bu hatta örnek toplama işlemi $PM_{2,5}$ için hafta içi günde yaklaşık 7 saat olmak üzere 3 gün, toplam 20,8 saatlik; hafta sonu günde yaklaşık 7 saat olmak üzere iki gün toplam 14,9 saatlik sürelerde gerçekleştirilmiştir. PM_{10} örnekleri için ise, hafta içi günde 7 saat olmak üzere 2 gün, toplam 13,8 saatlik, hafta sonu günde yaklaşık 7 saat olmak üzere iki gün, toplam 14,9 saatlik sürelerde gerçekleştirilmiştir. Toplamda, hafta içi $PM_{2,5}$ örneklemeleri üç kez, PM_{10} örneklemeleri iki kez ve hafta sonu $PM_{2,5}$ ve PM_{10} örneklemeleri birer kez yapılmıştır. Örnekleme cihazının hava akış debisi 5 $l.dk^{-1}$ olarak ayarlanmıştır. Bu örneklemeler 6 Temmuz 2004 tarihinde başlamış ve 23 Temmuz 2004 tarihinde sona ermiştir. Bu hattaki aracın seferleri İstanbul'da trafiğin yoğun olduğu zamanlar olan sabahları 06:10–09:20, akşamları ise 16:15–20:00 saatleri arasında gerçekleşmiştir.

İkinci hat olan 8A numaralı otobüs hattındaki örnek toplama işlemi $PM_{2,5}$ için hafta içi günde yaklaşık 7 saat olmak üzere 2 gün, hafta sonu günde yaklaşık 8 saat olmak üzere iki günlük sürelerde gerçekleştirilmiştir. PM_{10} örnekleri için ise, hafta içi günde yaklaşık 9 saat olmak üzere 2 gün, hafta sonu günde yaklaşık 5 saat olmak üzere iki günlük sürelerde gerçekleştirilmiştir. Hafta içi $PM_{2,5}$ ve PM_{10} örneklemeleri ikişer kez, hafta sonu $PM_{2,5}$ ve PM_{10} örneklemeleri birer kez yapılmıştır. Örnekleme cihazının hava akış debisi 6 $l.dk^{-1}$ olarak ayarlanmıştır. Bu örneklemeler 26 Temmuz 2005 tarihinde başlamış ve 14 Ağustos 2005 tarihinde sona ermiştir. Bu hattaki aracın seferleri İstanbul'da trafiğin yoğun olduğu zamanlar olan sabahları 06:30-10:00, akşamları ise 14:30-20:00 saatleri arasında gerçekleşmiştir. Bu araç,

Cumartesi günleri hafta içindeki saatlerde, Pazar günleri ise 13:00-20:00 saatleri arasında sefer yapmıştır.

Tüm örneklemeler sadece araçların trafikte sefer yaptığı saatlerde ve içlerinde yolcuların bulunduğu durumlarda gerçekleştirilmiştir. Örnekleyicinin seferler sırasında çalışıp çalışmadığı her gün örnekleme cihazı üzerindeki zaman sayacı yardımı ile kontrol edilmiştir. Ayrıca İETT garajından sürekli bilgi alınarak aracın trafiğe çıkmasında bir aksama olup olmadığı kontrol edilmiştir. Toplamda, 14D hattında yedi filtre, 8A hattında ise altı filtre elde edilmiştir. Dolu filtreler boş filtrelerin daha önce şartlandırılmış olduğu sıcaklık ve nem koşullarına sahip temiz odada 24 saat bekletildikten sonra 1 µg duyarlılığa sahip bir terazide tartılmıştır. Elde edilen örneklerin PM kütle konsantrasyonları gravimetrik olarak belirlenmiştir.

SONUÇLAR

Her iki otobüs hattı için gravimetrik olarak belirlenen PM kütle konsantrasyonlarının hesaplanması ile ilgili veriler Tablo 1 ve Tablo 2'de sunulmuştur.

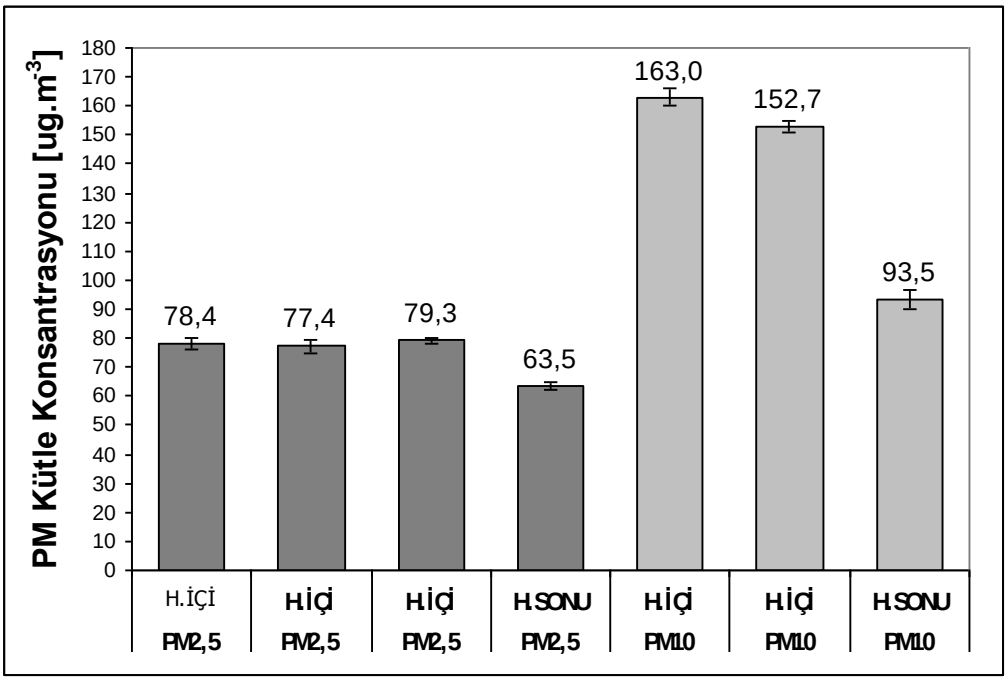
Tablo 1. 14D otobüs hattı PM kütle konsantrasyonları

Filtre		PM Türü	Toplanan PM Kütlesi [µg]	Örneklenen Hava Hacmi [m^3]	PM Kütle Konsantrasyonu [$\mu g.m^{-3}$]
No	Örnekleme Zamanı				
1	Hafta içi	$PM_{2,5}$	489±8	6,24±0,06	78,4±2,0
3	Hafta içi	$PM_{2,5}$	483±10	6,24±0,06	77,4±2,3
4	Hafta içi	PM_{10}	675±6	4,14±0,04	163,0±3,0
5	Hafta sonu	PM_{10}	418±10	4,47±0,05	93,5±3,3
6	Hafta içi	$PM_{2,5}$	495±2	6,24±0,06	79,3±1,1
7	Hafta içi	PM_{10}	632±2	4,14±0,04	152,7±2,0
8	Hafta sonu	$PM_{2,5}$	284±4	4,47±0,05	63,5±1,6

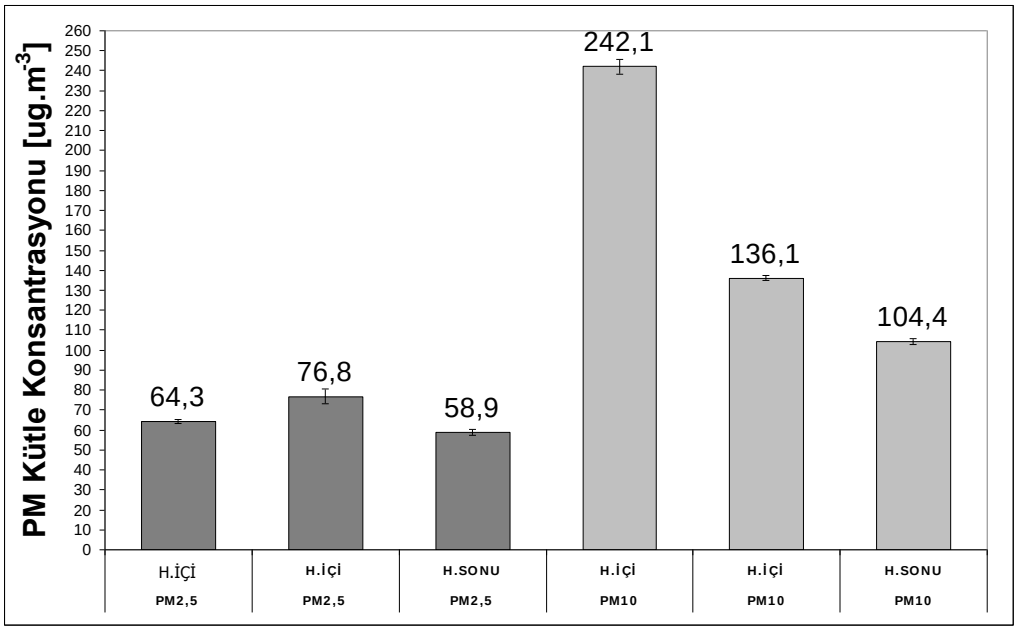
Tablo 2. **8A otobüs hattı PM kütle konsantrasyonları**

Filtre		PM Türü	Toplanan PM Kütlesi [µg]	Örneklenen Hava Hacmi [m^3]	PM Kütle Konsantrasyonu [$\mu g.m^{-3}$]
No	Zaman				
1	Hafta içi	$PM_{2,5}$	419±2	6,52±0,06	64,3±0,9
2	Hafta içi	PM_{10}	1552±9	6,41±0,06	242,1±3,7
3	Hafta sonu	$PM_{2,5}$	339±6	5,76±0,05	58,9±1,5
4	Hafta içi	$PM_{2,5}$	401±16	5,22±0,05	76,8±3,8
5	Hafta içi	PM_{10}	863±3	6,34±0,06	136,1±1,3
6	Hafta sonu	PM_{10}	380±5	3,64±0,04	104,4±1,6

PM kütle konsantrasyon değerleri Şekil 1 ve Şekil 2'de grafik olarak verilmiştir. Bu sonuçlara göre 14D ve 8A hatları için hafta içi PM_{10} kütle konsantrasyonları aritmetik ortalamaları sırasıyla 158 $\mu g.m^{-3}$ ve 189 $\mu g.m^{-3}$ olarak belirlenmiştir. Bu hatlar için hafta içi $PM_{2,5}$ kütle konsantrasyonları aritmetik ortalamaları ise sırasıyla 78 $\mu g.m^{-3}$ ve 71 $\mu g.m^{-3}$ olarak belirlenmiştir.



Şekil 1. 14D otobüs hattı için PM kütle konsantrasyonları



Şekil 2. 8A otobüs hattı için PM kütle konsantrasyonları

TARTIŞMA

Sonuçlar değerlendirildiğinde, her iki otobüs hattı için hafta içi PM_{10} kütle konsantrasyonları aritmetik ortalamalarının (158 $\mu g.m^{-3}$ ve 189 $\mu g.m^{-3}$) ülkemizdeki Hava Kalitesi Yönetmeliği'nde belirtilen kısa vadeli PM_{10} limit değerinden (300 $\mu g.m^{-3}$) düşük olduğu ancak buna karşın, uzun vadeli limit değerinden (150 $\mu g.m^{-3}$) fazla olduğu görülmüştür. Bu sonuçlar Dünya Sağlık Örgütü'nün belirlediği kısa ve uzun vadeli değerlerin (50 $\mu g.m^{-3}$ ve 25 $\mu g.m^{-3}$) çok üzerindedir. Ayrıca bu değerler EPA kısa vadeli limit değerinin de (150 $\mu g.m^{-3}$) biraz üzerindedir. İç ortam havası ile ilgili belirlenmiş PM standartları bulunmadığından, karşılaştırmalar dış ortam sınır değerleri ile yapılmıştır. Bu çalışmadaki ölçümlerin İstanbul'da trafik yoğunluğunun en az olduğu Temmuz-Ağustos aylarında yapılmış olmasına rağmen, bulunan PM kütle konsantrasyon değerleri olası sağlık etkileri açısından düşündürücüdür. İspanya'nın Madrid şehrinde trafiğin genellikle yoğun olduğu bir caddede yapılan ölçümlerde, havadaki PM_{10} kütle konsantrasyonunun, tatil dönemi olan Ağustos aylarında belirgin bir düşme gösterdiği gözlenmiştir (Artinano vd., 2004). Bu sonuç, trafik ortamındaki PM_{10} kütle konsantrasyonunun trafik yoğunluğu ile doğrudan ilişkili olduğunu göstermektedir.

Hafta içi ve hafta sonu PM_{10} kütle konsantrasyonları karşılaştırıldığında, hafta sonu kütle konsantrasyonlarında 14D hattı için yaklaşık %40, 8A hattı için ise yaklaşık %45 daha düşük olduğu gözlenmiştir. Bu durum, hafta içi trafik yoğunluğunun hafta sonuna göre daha fazla olması ve hafta içinde oluşan yüksek konsantrasyondaki PM_{10} parçacıklarının, havada kalma süreleri sebebiyle hafta sonu konsantrasyonlarını ancak kısmen etkileyebilmesi ile açıklanabilir. Örneklemelerin yaz mevsiminde yapılmış olması dolayısıyla ıslak birikim gerçekleşmemiş olması ve rüzgarla taşınım etkisinin de en alt düzeyde olması, araç içinde ölçülen yüksek konsantrasyonların bizzat trafiğin etkisi ile havaya ve oradan araç içine karışan yol tozundan kaynaklandığına işaret etmektedir.

Elde edilen sonuçlar $PM_{2,5}$ kütle konsantrasyonları açısından değerlendirildiğinde, 14D ve 8A otobüs hatları için hafta içi $PM_{2,5}$ kütle konsantrasyonları aritmetik ortalamalarının (78 $\mu g.m^{-3}$ ve 71 $\mu g.m^{-3}$) Dünya Sağlık Örgütü'nün belirlediği kısa ve uzun vadeli değerlerin (25 $\mu g.m^{-3}$ ve 10 $\mu g.m^{-3}$) çok üzerindedir. Ayrıca bu değerler EPA limit değerlerinin de (35 $\mu g.m^{-3}$ ve 15 $\mu g.m^{-3}$) oldukça üzerindedir. Bu hatlar için hafta sonu konsantrasyon değerleri (64 $\mu g.m^{-3}$ ve 59 $\mu g.m^{-3}$) yine söz konusu standartların üzerindedir. Hafta içi ve hafta sonu $PM_{2,5}$ kütle konsantrasyonları karşılaştırıldığında, hafta sonu kütle konsantrasyonlarında 14D hattı için yaklaşık %18, 8A hattı için ise yaklaşık %17 daha düşük olduğu gözlenmiştir. Bu parçacıklar için hafta sonundaki düşüşün PM_{10} parçacıklarındaki düşüşün yaklaşık yarısı kadar olması, bu parçacıkların havada kalma sürelerinin PM_{10} parçacıklarından daha uzun olması ve dolayısıyla, uzun erişim ile uzak bölgelerden taşınabilmesi ve hafta içinde trafik kaynaklı olarak oluşan parçacıkların hafta sonunu da etkileyecek kadar uzun süre havada asılı kalabilmeleri ile açıklanabilir.

Avrupa'da 1998-2002 yılları arasında, seçilmiş yedi şehirde PM_{10} ve $PM_{2,5}$ ile ilgili olarak yapılmış olan bir çalışmada (Querol vd., 2004) elde edilen yıllık ortalama kütle konsantrasyon değerleri PM_{10} için 26-55 $\mu g.m^{-3}$ arasında ve $PM_{2,5}$ için 13-39 $\mu g.m^{-3}$ arasında ölçülmüş olup, bu çalışmada ölçülen değerlerden oldukça düşüktürler.

Elde edilen kütle konsantrasyonlarının sağlık etkilerinin daha çok otobüs içerisinde uzun zaman geçiren şoför ve yolcularda görülmesi beklenmektedir. Ayrıca trafik ortamına yakın bölgelerde yaşayan halkın da bu yüksek konsantrasyondan etkilenmesi söz konusudur. Amsterdam' da yapılan bir çalışmada iç ortam havasındaki PM_{10} ve $PM_{2,5}$ kütle konsantrasyonunun yoğun trafik ortamında, yoğun olmayan trafik ortamındakinden %15-20 oranında fazla olduğu ortaya konulmuştur (Fischer vd., 2000). İnce partiküllerin olumsuz sağlık etkilerinin kaba partiküllerden daha fazla olduğu son yıllarda ortaya çıkan bir sonuçtur.

KAYNAKLAR

Artinano, B., Salvador, P., Alonso, D.G., Querol, X., Alastuey, A. Influence of traffic on the PM_{10} and $PM_{2.5}$ urban aerosol fractions in Madrid, Spain, Science of The Total Environment, 334, (Spec. Is.), 111-123, 2004.

Fischer, P.H., Hoek, G., van Reeuwijk, H., Briggs, D.J., Lebret E., van Wijnen, J.H., Kingham, S., Elliott, P.E. Traffic related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam, Atmospheric Environment, 34, (22), 3713-3722, 2000.

Kunzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak, F., Puybonnieux-Texier, V., Quenel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J.C., Sommer, H. Public Health Impact of Outdoor and Traffic-related Air Pollution: A European Assessment, The Lancet, 356, (9232), 795-801, 2000.

Lee, J.T., Kim, H., Hong, Y.C., Kwon, H.J., Schwartz, J., Christiani, D.C. Air Pollution and Daily Mortality in Seven Major Cities of Korea, 1991-1997, Environmental Research, 84, (3), 247-254, 2000.

Nicolai, T. Pollution, environmental factors and childhood respiratory allergic disease, Toxicology, 181, 317-321, 2002.

Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C.R., Artinano, B., Hansson, H.C., Harrison, R.M., BuringH, E., ten Brink, H.M., Lutz, M., Bruckmann, P., Schneider, J. Speciation and origin of PM_{10} and $PM_{2,5}$ in selected European cities, Atmospheric Environment, 38, (38), 6547-6555, 2004.

Schwarze, P.E., Ovrevik, J., Lag, M., Refsnes, M., Nafstad, P., Hetland, R.B., Dybing, E. Particulate Matter Properties and Health Effects: Consistency of Epidemiological and Toxicological Studies, Human & Experimental Toxicology, 25, (10), 559-579, 2006.

Tsai, F.C., Smith K.R., Vichit-Vadakan N., Ostro B.D., Chestnut L.G., Kungskulniti N. Indoor/outdoor PM_{10} and $PM_{2.5}$ in Bangkok, Thailand, J. of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 10, (1), 15-26, 2000.

Wang, X.H., Bi X.H., Sheng G.Y., Fu H.M. Hospital Indoor PM_{10}/$PM_{2.5}$ and associated Trace Elements in Guangzhou, China, Science of the Total Environment, 366, (1), 124-135, 2006.

World Health Organization, Europe: Fact Sheet Euro/05/03, Children at Risk, Copenhagen, 2003.

ERZURUM ŞEHİR ATMOSFERİNDE OZON KONSANTRASYONUNUN ALANSAL DAĞILIMI

Özlem KOCAMAN, F.Sezer TURALIOĞLU(*), Hanefi BAYRAKTAR, Cihan PALOLUOĞLU

Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Erzurum, 25240

ÖZET

Şehir alanlarında hava kirliliği sonucu ortaya çıkan en önemli sorunlardan biri fotokimyasal oksitleyicilerin sebep olduğu kirliliktir. Bunlar arasında ozon kompleks reaksiyonlar sonucu oluşması ve tüketilmesi ve insan sağlığına, bitkilere verdiği zarardan dolayı önemlidir.

Bu çalışmada, Erzurum'da 23.02.2010 ve 20.04.2010 tarihleri arasında 8 hafta süresince 14 noktada dış atmosfede ve 9 noktada iç atmosferde radiello pasif örnekleyiciler ile haftalık örneklemeler yapılmış ve bunlar laboratuara getirilip ekstrakte edilerek spektrofotometreyle analiz edilmiştir. Analiz sonucunda tüm dış noktaların ortalama ozon konsantrasyonu 60.8±12.5 µg m^{-3} olarak bulunmuş ve sınır değerlerin aşılmadığı gözlenmiştir. Kentte kırsal ve yarı-şehirsel noktalarda ozon konsantrasyonu yüksek bulunurken, yoğun trafiğin olduğu şehrin merkezi noktalarında bu değer daha düşük çıkmıştır. Ayrıca iç ortam ozon değerleri çok düşük bulunmuş ve iç ortam ozon konsantrasyonlarına dış ortamın fazla bir etkisi gözlemlenmemiştir

Anahtar Sözcükler: Ozon, Hava kalitesi, İç ve dış ortam, Erzurum

GİRİŞ

Kentlerde oluşan hava kirliliği endüstride, araçlarda ve yerleşim yerlerinde gerçekleşen yanmanın bir sonucu olarak oluşmaktadır. Kent atmosferinde bulunan en önemli kirleticiler kükürt dioksit (SO_2), partikül madde (PM), azot oksit (NOx), uçucu organik bileşikler (UOB) gibi birincil hava kirleticiler ile fotokimyasal reaksiyonlar sonucu oluşan ve ikincil bir kirletici olan ozon (O_3) dur.

Son yirmi yılda giderek konsantrasyonu artan troposferik ozon, insan sağlığına, bitki ve malzemelere olan olumsuz etkilerinden dolayı bu yüzyılın en önemli kirleticilerinden biri olarak değerlendirilmektedir (İm vd., 2008). Ozonun en önemli kaynakları, fotokimyasal zincir reaksiyonları ile NOx gazları yardımıyla yere yakın tabakalarda oluşması ve stratosferdeki ozonun aşağılara doğru yayılmasıdır (Müezzinoğlu, 2003). Atmosferde NO_2'nin parçalanarak NO'ya dönüşümünde önemli miktarda oluşan ozon sadece gündüzleri oluşmakta fakat ozonun NOx ve hidrokarbonlar tarafından tüketildiği reaksiyonlar ise geceleri de devam etmektedir. Ayrıca, ozon

* fsezert@atauni.edu.tr

oluşumu sıcaklık, güneş radyasyonu ve rüzgar hızı gibi meteorolojik parametrelerle de yakından ilişkilidir (Barrero, 2006) .

Hava kalitesinin belirlenmesinde kullanılan sürekli ölçüm ağları güvenilir bir yöntem olmakla birlikte, ölçüm ağının kurulması, ağın sürekli aktif tutulması ve işletim masrafları büyük oranda maliyet gerektirmektedir. Bu nedenle özellikle birden fazla noktada ölçümün yapılması durumunda pasif örnekleme yönteminin kullanılması oldukça önem kazanmaktadır. Pasif örnekleyiciler, basit, kolay taşınabilir ve daha ucuz olmalarının yanı sıra, elektrik gücüne ihtiyaç duyulmadan örnekleme imkanı sağlamaları nedeniyle bölgesel ölçekli hava kalitesi ölçümlerinde de sıklıkla kullanılmaktadır. Bu tür örnekleyicilerin kullanımıyla birkaç saatten birkaç haftaya kadar değişen zaman dilimleri için ortalama konsantrasyon değerlerini belirlemek mümkün olmaktadır (Özden vd., 2008).

Ülkemizde bir çevre problemi olarak hava kirliliği ilk kez, 1960'lı yılların başlarında Ankara'da ortaya çıkmıştır. Hızlı ve yanlış kentleşme ve motorlu araç sayısındaki artış, Erzurum'da 1978 yılından itibaren hava kirliliği sorununu giderek önemli boyutlara çıkarmıştır. Erzurum kentindeki hava kirliğinde, yakılan yakıtın kalitesizliği yanında, yakma yöntemi, meteorolojik faktörler, topoğrafik özellikler ve kentin konumu da etkili olmuştur (Turalıoğlu, 2005). 1980-2006 yılları arasında şehirde yarı otomatik sistemle sadece SO_2 ve duman ölçümü yapılabilmiş, ozon ölçümü ise yalnızca 1995-1996 yılında Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından geçici gönderilen gezici araçtaki online sistem tarafından tek noktada ölçülebilmiştir.

Bu çalışmanın amaçları, Erzurum kent atmosferinde ozon (O_3) un farklı noktalarda eş zamanlı ölçülerek şehirdeki alansal dağılımını belirlemek ve bazı meteorolojik parametrelerle ilişkisini ortaya koymaktır. Ayrıca, bazı noktalarda iç ve dış ortam konsantrasyonlarının birlikte ölçülerek aralarındaki ilişkinin araştırılmasıdır.

YÖNTEM

Örnekleme noktaları

Çalışmada belirlenen amacı gerçekleştirmek için, şehrin genelini kapsayan 5 noktada sadece dış ortam, 9 noktada ise hem iç ve hem de dış ortam pasif örneklemesi yapılmıştır. Örnekleme noktaları olarak trafiğin yoğun olduğu noktaların yanında yarı şehirsel ve kırsal olarak adlandırılabilen noktalar da seçilmiştir. İç ve dış ortamın birlikte örneklendiği yerler; farklı bölgede seçilen 2 ev, 2 ilköğretim okulu, 1 hastane ve 1 alışveriş merkezi ve 3 resmi kurumdur. İç ve dış ortamda örnekleme noktaları belirlenirken bazı noktalar göz önünde bulundurulmuştur. Dış ortamda yer seçimi yapılırken; ağaç veya çalılardan en az 1 metre uzağa konulmasına, taşıt yolundan en az 5 metre uzağına konulmasına, havalandırma çıkışlarından en az 5 metre uzağa yerleştirilmesine, örnekleyicilerin yerden 1,5-2 metre yüksekliğe asılmasına dikkat edilmiştir. İç ortamda yer seçimi yaparken, örnekleyicilerin dış kapıdan ve pencerelerden en az 2 metre uzağa yerleştirilmesine, örnekleyicilerin ölçüm yapılacak odanın duvarı boyunca veya köşelerine koymaktan kaçınılması ve mümkün olduğunca odanın ortasına yerleştirilmesine, örnekleme yapılacak mekanlar da

örnekleyicilerin kirletici kaynakların çok yakınında olmamasına dikkat edilmiştir.

Örnekleme prosedürü

Ozon gazı Radiello marka pasif örnekleyici ile toplanmıştır. Pasif tüplerin çalışma prensibi gaz difüzyonuna bağlı hava hareketlerine dayanır (Şekil 1). Örnekleyici, 16 mm çapında ve 50 mm uzunluğunda (47 mm. Difüzyon için elverişli) ve 20-30 µm por boyutlu polietilen silidir içerir. Silindirin sonuna iki selüloz asetat başlık konulmuştur. Silindir içinde absorplayıcı kartüş bulunmakta ve bu kartüş 1,2-di(4-pyridyl) ethylene (DPE) ile kaplanmış silika jel ile doldurulmuştur. Bu pasif tüp yine aynı markanın üçgen plakasına vidalanarak örnekleme yerlerine asılmıştır. Örnekleme süresince ozon, membrandaki porlar boyunca absorplayıcı kartüşe doğru difüze olmakta ve buradaki DPE ile reaksiyona girerek tutulmaktadır. Örnekleme boyunca mavi renkli difüzyon tüpü kartüşü ışıklardan korumaktadır. Plaisance ve arkadaşlarına (2007) göre, DPE ile reaksiyona giren O_3, ozonure oluşturur ve bunun hidroliz ürünleri pyridine-4-aldehyde (PA) dir. Örnekleme süresi dolduktan sonra toplanan kartüşler analize kadar (en fazla 1hafta) buzdolabında kutu içinde bekletilmiştir.

Şekil 1. Örneklemede kullanılan pasif örnekleyici

Ekstraksiyon ve analiz

Örneklenen kartüşlerin ekstraksiyonunda, kartüş içindeki silika jel aynı tüpe boşaltılarak üzerine 5 ml MBTH (3-Methyl-2-benzothiazolinonhydrazon Hydrochlorid Hydrat) çözeltisi eklenmiş (0,5 gr MBTH ultra saf su ile çözüldü ve üzerine 0,5 gr H_2SO_4 eklenip 100 ml tamamlandı) ve kapağı kapatılıp 1 saat aralıklı olarak hızlı karıştırıcıda karıştırılmıştır. Sıvı, filtre uçlu şırıngadan geçirilerek UV-VIS (Shımadzu 160A) spektrofotometre ile 430 nm dalga boyunda absorbans değerleri ölçülmüştür.

Kalite kontrol

Her örnekleme haftasında 1 alan kör örneği ve 1 laboratuvar kör örneği alınmış ve diğer örneklerle beraber aynı koşullar altında analiz edilmiştir. Değerlendirmede kullanılan veriler, ölçülen değerlerden kör değerlerin çıkartılmasıyla elde edilen konsantrasyonlardır.

TARTIŞMA VE SONUÇLAR

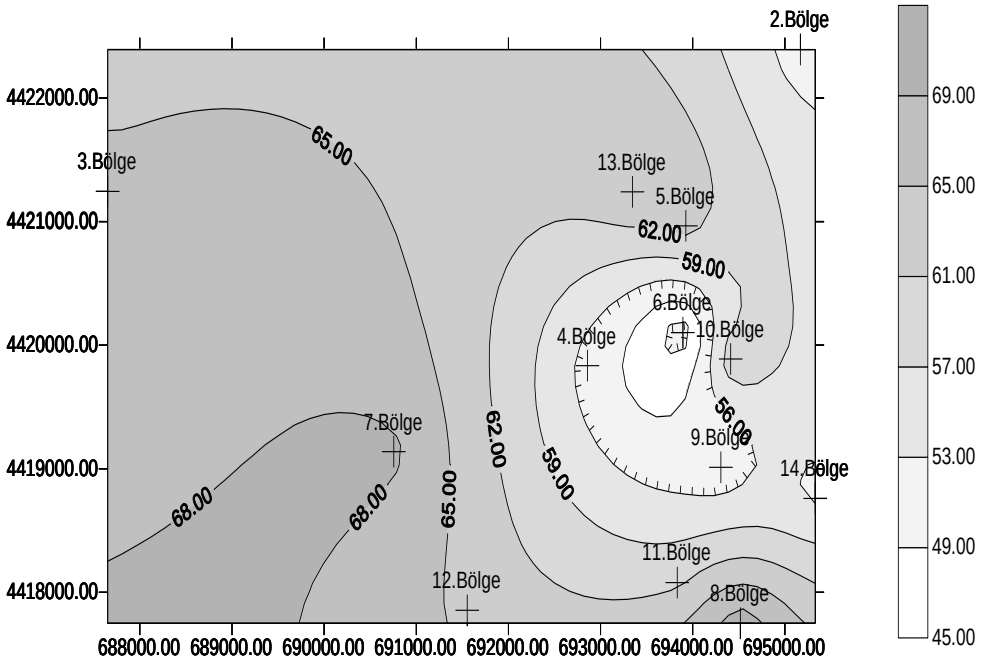
Tüm örnekleme periyodu (8 hafta) boyunca 14 dış örnekleme noktasında yapılan ozon ölçümlerinin genel istatistiksel değerleri Tablo 1 de verilmiştir. Tablo 1'den görüleceği gibi, ozon konsantrasyonları en yüksek 7 ve 8 noktalarında sırasıyla 68,52 ve 69,93 µg m^{-3} olarak bulunmuş, en düşük ozon ortalamaları ise 6, 4, 9 ve 14 nolu örnekleme noktalarında sırasıyla 47.96, 54,93, 54,04 ve 55,55 µg m^{-3} olarak elde edilmiştir. En düşük ozon değerlerinin bulunduğu noktalar şehir trafiğinin oldukça yoğun olduğu noktalardır. Ölçülen ozon konsantrasyonları ülkemiz, dünya sağlık örgütü (WHO) ve Avrupa birliği (EU) sınır değeri olan 120 µg m^{-3} (8h) ün altında kalmıştır.

Tablo 1. Dış örnekleme noktalarında ölçülen ozonun istatistiksel değerleri

Örnekleme Noktaları ve Özellikleri	En küçük	En büyük	Ortalama	Standart Sapma	Çarpıklık
1 (Yarı şehirsel)	51,2	93,0	66,57	17,71	1,006
2 (Şehirsel)	39,8	73,1	54,42	12,86	0,646
3 (Yarı şehirsel)	52,0	82,7	65,21	12,37	0,668
4 (Şehirsel)	31,9	72,6	54,93	11,83	0,641
5 (Şehirsel)	54,1	75,8	63,19	7,76	0,230
6 (Şehirsel)	37,7	61,4	47,96	8,85	0,337
7 (Kırsal)	59,0	81,6	68,52	6,57	0,818
8 (Yarı şehirsel)	62,8	80,6	69,93	6,80	1,098
9 (Şehirsel)	43,9	71,5	54,04	12,09	1,578
10 (Şehirsel)	49,1	82,2	61,17	15,09	1,270
11 (Şehirsel)	45,3	81,5	61,47	16,91	0,371
12 (Yarı şehirsel)	52,3	77,8	64,14	11,30	0,337
13 (Yarı şehirsel)	54,0	80,4	64,66	11,22	1,245
14 (Şehirsel)	42,3	73,5	55,55	13,96	0,704

Erzurum kentinin farklı noktalarında ölçülen ortalama ozon konsantrasyonlarının alansal dağılımı Sufer 6 programı kullanılarak çizilmiş ve Şekil 2 de verilmiştir. Gerek Tablo 1 ve gerekse Şekil 2'den görüldüğü gibi ozon konsantrasyonlarının en yüksek olduğu noktalar (7, 8, 1 ve 3) kırsal, yarı

şehirsel ve trafik yoğunluğunun az olduğu yerler olup, en düşük ozon konsantrasyonu ise trafik yoğunluğunun yüksek olduğu (6, 9, 2, 4 ve 14) noktalar da görülmüştür.



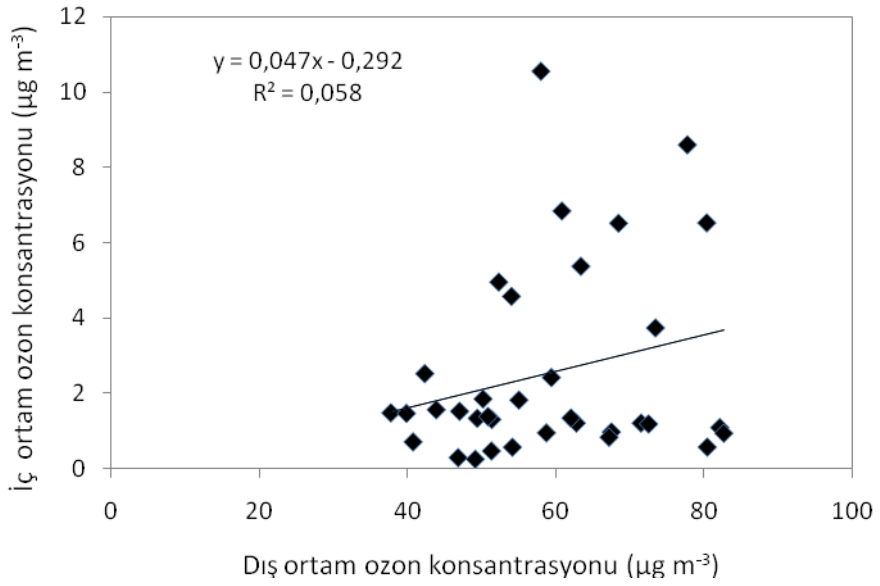
Şekil 2. Erzurum'da ozon konsantrasyonunun alansal dağılımı

Çalışmada 9 noktada eş zamanlı ölçülen iç ve dış ortam ozon değerleri ve bunların oranları Tablo 2 de sunulmuştur. Tablo 2 den görüldüğü üzere iç ortam ozon konsantrasyonları oldukça düşük bulunmuştur. Evlerin iç ortam konsantrasyonları da diğer toplu yaşam alanların iç ortamlarından (okul, hastane v.b.) daha düşük çıkmıştır. İç ortamda ozon kaynağının bulunmaması ve Şubat-Mart-Nisan aylarının Erzurum'da soğuk geçmesi nedeniyle iç ortamların (özellikle evlerin) yeterince doğal havalandırılmaması iç ortamın düşük ozon kaynağının nedenleri olarak düşünülmektedir. Bu belirtilen nedenlerden dolayı iç ve dış ortam ozon konsantrasyonları arasında da önemli bir ilişki bulunamamıştır (Şekil 3).

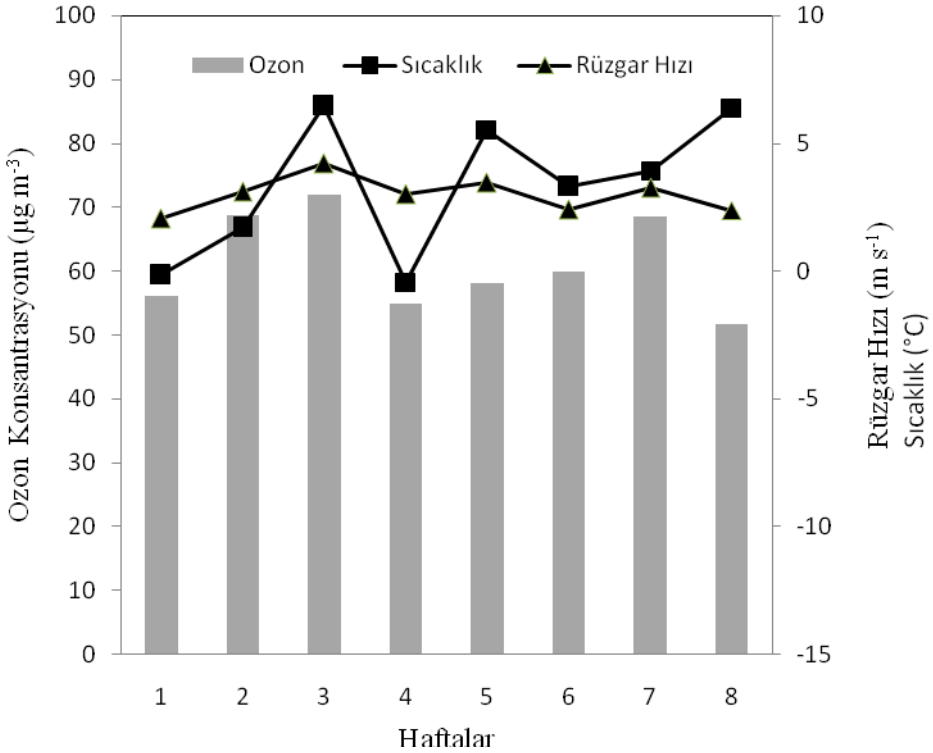
Örnekleme periyodu boyunca kentte 14 noktada ölçülen ortalama ozon konsantrasyonu Meteoroloji Genel Müdürlüğünden alınan o günlere ait haftalık ortalama rüzgar hızı ve sıcaklık değerleri ile birlikte Şekil 4 de sunulmuş ve ozon konsantrasyonun sıcaklık ve rüzgar hızı ile pozitif bir korelasyonu olduğu görülmüştür. Bu ilişki literatürde bulunan değerler ile de desteklenmiştir (Barrero vd., 2006, Martin vd., 2009).

Tablo 2. İç ve dış ortamda bulunan ozon değerleri (µg m^{-3}) ve oranları

Örnekleme Noktaları	**İç ortam salon ort.**	**İç ortam mutfak ort.**	**İç ortam ortalaması**	**Dış ortam ortalaması**	**İ/D**
1 (ev)	0,89	1,05	0,97	71,62	0,014
2 (ev)	0,75	1,19	0,97	68,42	0,014
3 (G.İlköğ)			0,79	61,17	0,013
4 (A.ilköğ.)			2,55	55,55	0,046
5(İş merk.)			1,46	45,91	0,032
6 (Karakol)			1,08	52,51	0,021
7(Çev.orm)			5,82	64,66	0,090
8 (Hıfzısıh)			1,35	54,04	0,025
9 (Hastane)			7,64	64,14	0,119
Ortalama			**2,51**	**59,78**	**0,042**



Şekil 3. Dış ortama karşı iç ortamda ki ozon konsantrasyonları



Şekil 4. Örnekleme süresince ölçülen ozon konsantrasyonu, sıcaklık ve rüzgar hızı değişimleri.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma, Atatürk Üniversitesi 2009/263 nolu bilimsel araştırma projesi tarafından desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

Barrero, M.A., Grimalt, J.O., Canton, L. Prediction of daily ozone concentration maxima in the urban atmosphere, Chemometrics and intelligent laboratory systems, 80: 67-76, 2006.

İm U., Kındap T., Ünal A., Tek A., Topçu, S., Yenigün O., İncecik S. İstanbul'da Şehirsel, Yarı-Şehirsel ve Kırsal Bölgelerdeki Ozon Seviyelerinin Değişimi. Hava Kirliliği ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu, 375-383, Hatay, 2008.

Martin, P., Cabanas, B., Villanueva, F., Gallego, M.P., Colmenar, I., Salgado, S. Ozone and nitrogen dioxide levels monitored in urban area (Ciudad Real) in central-southern Spain, Water Air Soil Pollution, 11270-009-0168-8, 2009.

Müezzinoğlu, A. Atmosfer Kimyası, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları, İzmir, 2003.

Özden Ö., Yay, O.D., Altuğ H., Gaga E., Demirel G., Döğeroğlu T., Örnektekin S., Meliefste K., Doorn W. Eskişehirde hava kirliliği ön değerlendirilme çalışmalarının Pasif Örnekleme yöntemiyle gerçekleştirilmesi, Hava Kirliliği ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu, 631-643, Hatay, 2008.

Plaisance, H., Gerboles, M., Piechocki, A., Detimmerman, F., Saeger de, E. Radial diffusive sampler fort he determination of 8-h ambient ozone concentrations, Environmental Pollution, 148: 1-9, 2007.

Turalıoğlu, F.S. An Assessment on variation of sulphur dioxide and particulate matter in Erzurum (Turkey), Environmental Monitoring and Assessment, 104: 119-130, 2005.

TÜRKİYE'Yİ ETKİLEYEN SIKLONLAR: İKLİM DEĞİŞİMİ VE HAVA KALİTESİ

Tayfun KINDAP[1(*)], Alper ÜNAL[1], Ufuk Utku TURUNÇOĞLU[2], Tuğba AĞAÇAYAK[1], Mehmet KARACA[1]

[1] İstanbul Teknik Üniversitesi, Avrasya Yer Bil. Ens., Maslak, Istanbul, 34469
[2] İstanbul Teknik Üniverisitesi, Bilişim Enstitüsü, Maslak, Istanbul, 34469

ÖZET

Bu çalışmada, Türkiye'yi etkileyen siklonların genel karakteristikleri incelenmiştir. Daha önce yapılan çalışmaların aksine, hem objektif bir metodoloji uygulanmış, hem de yüksek çözünürlükte bir bölgesel iklim modeli (RegCM3) ile çok daha uzun bir zaman aralığı değerlendirilmiştir. Bu değerlendirmeler ışığında, Türkiye'yi etkileyen siklonların yörüngeleri, sayıları ve şiddetleri değişen iklim koşulları altında incelenmiştir. Ayrıca, siklon yörüngelerine bağlı olarak ülkemizdeki uzun mesafeli antropojenik ve doğal kaynaklı kirleticilerin taşınımları da ortaya konulmuştur.

Bu çalışmayla, Türkiye'ye gelen siklonların yörüngeleri çok daha doğru ve detaylı olarak tespit edilmiştir. Farklı veri setleri (küresel-NNRP gibi ve bölgesel) için farklı parametreler kullanılarak kapsamlı bir değerlendirme yapmak mümkün olmuştur. Bölgesel iklim modeli ile Doğu Karadeniz, Kıbrıs ve Ege Denizi gibi bölgelerde siklon oluşumları daha net bir şekilde ortaya konulmuştur.

Kapalı bir havza olarak, iklim çalışmaları açısından bir test bölgesi olarak düşünülen Akdeniz Bölgesi'nin doğu ucunda yer alan Anadolu yarımadası, siklon oluşumu ve etkisi açısından büyük önem arzetmektedir. Siklonların yörüngelerinde, sayılarında ve şiddetlerinde meydana gelecek değişimler, bölgenin iklimi ve hava kalitesi açısından son derece önemli olacaktır.

Anahtar Sözcükler: Siklon tespiti, Yörünge analizi, İklim Değişimi, Hava kalitesi.

GİRİŞ

İklim değişimi ile ilgili yapılan çalışmalar,Akdeniz Bölgesi'nin bu değişimden en çok etkilenecek bölgeler arasında olduğunu göstermektedir (Rubio et al., 2009). Bu nedenle iklim değişimi, meteoroloji ve atmosfer kimyası gibi konularda çalışan araştırmacılar için bu bölge bir cazibe merkezi halini almıştır. Bölge, orta enlemler batılı rüzgarları ile sub-tropik yüksek basınç kuşakları arasında bir geçiş bölgesidir. Ayrıca, bölgenin meteorolojik karakteristiğinin oluşmasında Akdeniz'in rolü son derece önemlidir. Neredeyse kapalı bir havza özelliği gösteren bölge iklim çalışmaları için bir test bölgesi olarak düşünülmektedir.

[*] kindap@itu.edu.tr

Tropikler ve Kutup Bölgeleri arasındakiçok büyük miktarlardaki ısı, nem ve momentumun taşınımında,orta-enlem siklonları önemli rol almaktadırlar. Bu noktada, hem tüm bölge hem de lokal hava özelliklerini doğru bir şekilde anlamak için siklon aktivitelerinin bilinmesinin çok önemli olduğu görülmektedir. Bölge için yapılan siklon klimatolojisi ile ilgili ilk çalışmalar Pettersen (1956) ve Klein (1957) tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalarda genelde subjektif yaklaşımlar uygulanmıştır. Diğer taraftan 1990 yılında Alpert vd. tarafından Akdeniz Bölgesi için objektif bir yaklaşım kullanılarak siklon tespiti ve takibi yapılmıştır. Benzer çalışmalar siklon lokasyonları, frekansları, ve dinamiklerini belirlemek için uygulanmıştır (örneğin Trigo vd., 1999; Maheras vd., 2001, Lionello vd., 2002). Bu çalışmalarda kullanılan veri seti çalışma kalitesi ve detaylarını belirlemede son derece önemli olmaktadır. Alpert (1990) 5 yıllık bir veri seti ile çalışırken, Trigo (1999) 18 yıllık bir periyot için siklon analizi gerçekleştirmiştir. Ayrıca, veri uzunluğunun yanısıra veri tipi ve çözünürlüğü de çalışmanın sonuçlarını etkileyebilmektedir. Karaca ve diğerlerinin (2000) yapmış oldukları çalışmada sonuç olarak bölge için daha uzun ve detaylı bir veri setinin kullanılması gerektiği vurgulanmıştır.

Yapılan çalışmalar sonucunda, bölge için Cenova Körfezi, Adriyatik, Ege Denizi, Karadeniz ve Kıbrıs civarlarında siklon oluştuğu veya Atlantik üzerinden gelen siklonların bu bölgeler üzerinde tekrar tetiklendiği gösterilmiştir. Kullanılan verinin özelliğine (vortisiti veya deniz seviyesi basıncı) veya çözünürlüğüne göre (örneğin ECMWF data 2^{o}x2^{o} veya bölgesel model verisi 27kmx27km) siklon oluşum merkezleri, sayıları ve frekansları değişebilmektedir. Detaylı bir siklon analizi için bölgesel iklim modellerinin çok daha kapsamlı sonuçlar verdiği anlaşılmaktadır.

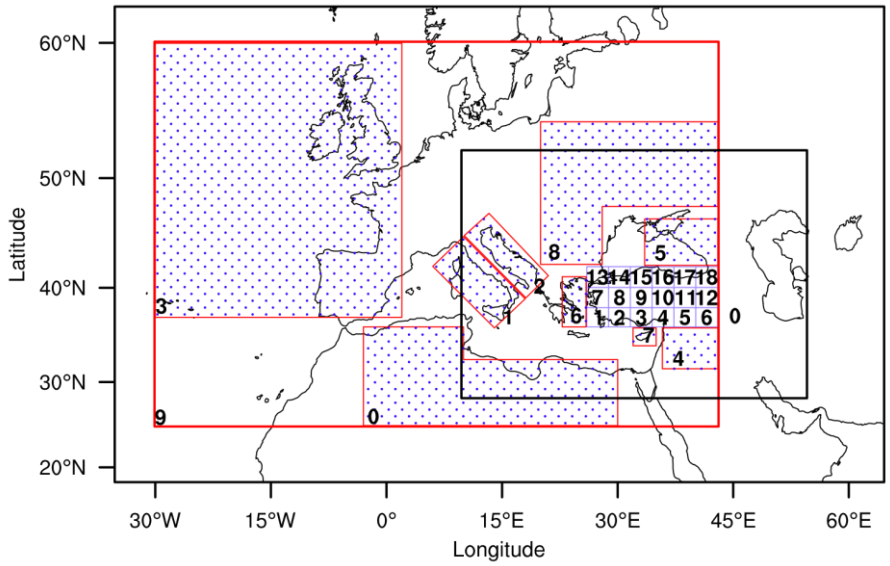
Siklon frekaslarında ve yörüngelerinde meydana gelen değişimlerin bölge içerisindeki özellikle yağış veya hava kalitesi gibi durumları etkilediği yapılan çalışmalar ile ortaya konulmuştur (Maheras vd., 2001; Tayanç vd., 2009). Bu çalışmada Türkiye'yi de içine alacak şekilde detaylı bir bölgesel iklim modeli ile Akdeniz Bölgesi için siklon analizi yapılmıştır. Sonuçlar iklim değişimi ve hava kalitesi açısından değerlendirilmiştir.

YÖNTEM

Bu çalışma 30 yıllık (1961-90) bir süreç için Anadolu Yarımadası'nı etkileyen siklonların genel davranışını, hem küresel re-analysis (ECMWF & NCEP/NCAR) hem de bölgesel model verisi ile analiz etmeyi amaçlamaktadır.

Küresel veri çözünürlüğü hem ERA40 (Uppala vd., 2005)hem de NNRP-I (Kalnay vd., 1996) veri setleri için uzaysal 2.5°x2.5° ve zamansal 6 saatlik değerlere sahiptir. Küresel veri setleri dışında kullanılan siklon belirleme modeli üzerinde verinin uzaysal çözünürlüğünün etkilerinin araştırılması amacıyla, bir bölgesel iklim modelinin sonuçlarının analiz edilmesi planlanmıştır. Bu amaçla tüm Anadolu Yarımadası'nı kapsayan bir bölge için NNRP-I veri seti kullanılarak RegCM3 modeli ile yapılan bir ölçek küçültme çalışmasının sonuçları kullanılmıştır. Bölgesel modelin uzaysal çözünürlüğü 27 km, zamansal çözünürlüğü ise 6 saattir (Şekil1).

Bölgesel iklim modeli (RegCM) temel olarak hidrostatik kabuller altında geliştirilmiş ve PSU/NCAR MM5 (Grell vd., 1994) modeline ait atmosferik dinamik çekirdeği temel alan bir modeldir. Model yüzey topoğrafyasının model içinde daha gerçekçi tanımlanması için düşeyde sigma kordinatlarını kullanmaktadır. Model aynı zamanda alt grid ölçeğindeki süreçleri modellemek için yapısında sınır tabaka, bulut, nem ve yüzey örtüsü ile ilgili birçok alt model içermektedir.



Şekil 1. RegCM3 model çalışma alanı.

Elde edilen sonuçların analiz edilmesi için Şekil 1'den görülebileceği gibi Anadolu Yarımadası üzerindeki siklon aktivitesinin kaynağı olduğu düşünülen bir dizi bölge tanımlanmıştır. Bu bölgelerin seçilmesi için daha önceki çalışmalar (Flocas ve Karacostas 1996, Thorncroft ve Flocas 1997, Karaca vd., 2000, Trigo vd., 2002) temel alınmış ve aynı metodoloji kullanılarak yeni bölgeler eklenmiştir. Bu şekilde kaynak bölgelerin tanımlanmasındaki asıl amaç Anadolu Yarımadası üzerinden geçen temel siklon yollarının sınıflandırılmasıdır.

Siklon izleme ve belirleme algoritmaları genellikle birbirini izleyen üç adım içerirler. Bunlar, girdi verisinin filtrelenmesi, siklonun belirlenmesi ve izlenmesidir. Kullanılan algoritmanin yapısına bağlı olmak üzere siklon izleme ve belirleme amacıyla birçok farklı atmosferik değişken kullanılabilir. Bu değişkenler arasında 1000 hPa jeopotansiyel yükseklik (Blender vd., 1997, Trigo, 2006), ortalama deniz seviyesi basıncı (Hodges vd., 2003, Lionellovd., 2002, 2007, Bengtssonvd., 2006) ve 850 hPa bağıl vortisiti (Hoskinsvd., 2002) bulunmaktadır. Temel olarak ortalama deniz seviyesi basıncı, daha düşük uzaysal çözünürlükteki küresel veri setlerinden büyük ölçekteki sinoptik yapıların belirlenmesi için kullanılır. Bağıl vortisiti değişkeni ise yüksek uzaysal çözünürlükteki bölgesel model sonuçlarının analiz edilerek siklon belirlenmesi amacıyla kullanılmaktadır. Bu çalışmada küresel veri setleri ve bölgesel iklim modelinin sonuçlarının analiz edilmesi için ortalama deniz seviyesi basıncı ve 850-hPa bağıl vortisiti kriterleri kullanılmıştır.

Daha önce aktarıldığı gibi, siklon belirleme ve izleme algoritmasinin düzgün bir şekilde çalışması için ilgilenilen atmosferik olayın ölçeğine de bağlı olarak model girdileri üzerindeki gürültünün bir şekilde filtreden geçirilmesi gereklidir. Filtreleme adımı temel olarak, küresel ölçekteki etkilerin girdi verisinden çıkarılması olarak tanımlanabilir. Bu amaçla küresel analiz verileri üzerine siklon tanımlama ve izleme algoritması çalıştırılmadan hemen önce bir Gaussian spektral filtre (Sardeshmukh vd., 1984) uygulanmıştır. Yüksek çözünürlüklü iklim modeli çıktıları ise ayrık kosinüs dönüşümü ile filtrelenmiştir. Bu çalışmada sunulan sonuçlarda kullanılan ortalama deniz yüzeyi basıncı ve bağıl vortisiti değişkenleri için filtreleme parametresi olarak temel dalga boyu 500 km olarak seçilmiştir.

Bu çalışmada siklon belirleme ve izleme algoritması olarak Hodges (1995, 1996 ve 1999) tarafından uygulanan yöntem seçilmiştir. Algoritma her bir grid ve takip eden üç zaman adımı için uygulanmaktadır. Algoritma çıktısı olarak başlangıç, final ve orta noktadaki yörünge, zaman ve şiddet değerleri verilmektedir. Siklon belirleme ve izleme için uygulanan kriterler:

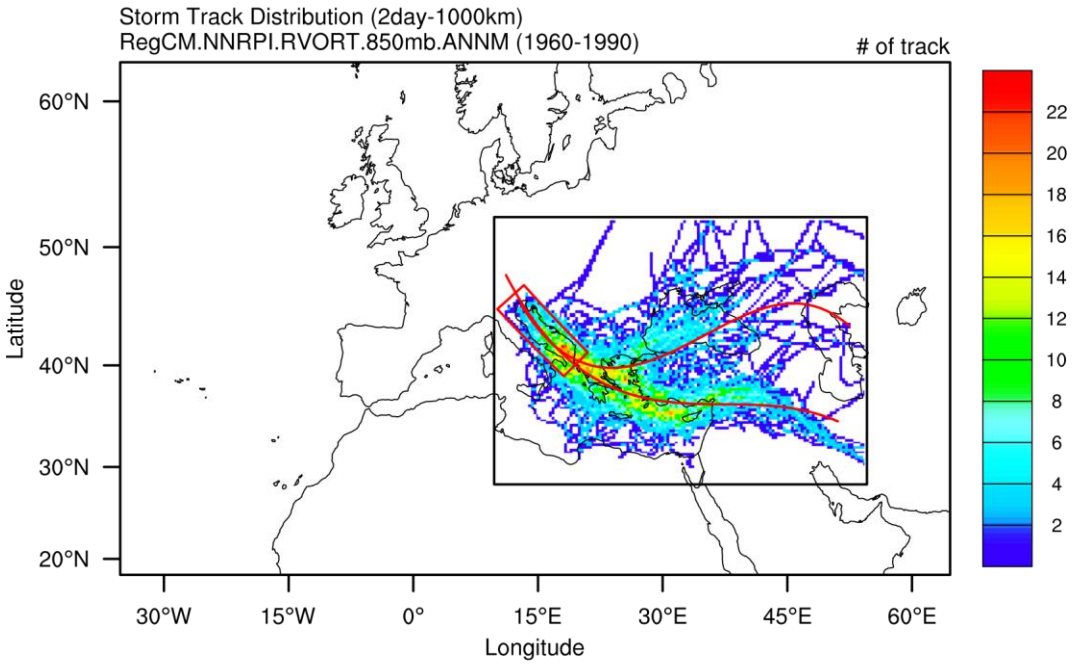
- Siklon ömrü – iki farklı kriter uygulanmıştır, siklon en azından 1 gün (4 zaman adımı) veya 2 gün (8 zaman adımı) sürmeli.

- Siklon mesafesi – siklon en azından 1000km (2 gün) veya 500km (1gün) yol almış olmalı.

Bu kriterler dışında siklon merkezinin derinliği ile ilgili herhangi bir tanımlama yapılmamıştır. Böylece elde edilen sonuçlar kullanılarak istenilen kuvvetteki siklonlar ayrı olarak incelenebilir.

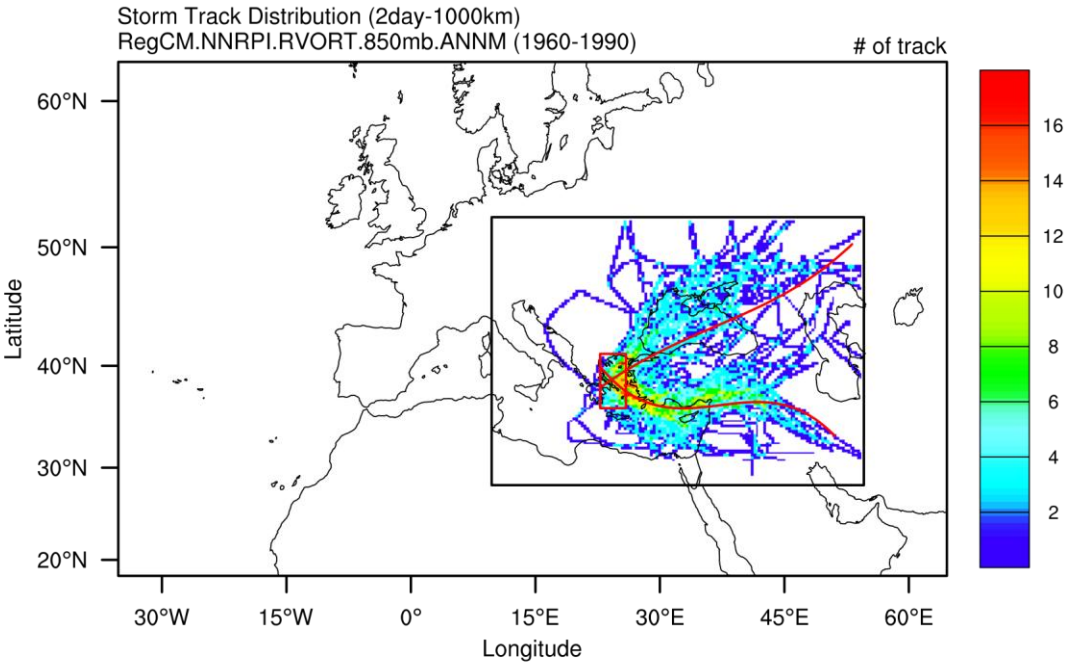
Bu çalışmada Anadolu Yarımadası'nı etkileyen siklonlara ait ortalama siklon yörüngesini ve kaynak bölgelerini belirlemek için *Curve Clustering Matlab Toolbox* (CCToolbox) kullanılmıştır (Gaffney, 2004). Algoritma temel olarak polinom regresyon model yaklaşımlarının bir karışımını kullanmaktadır. Bu şekilde farklı kümeleme yöntemleri kullanılarak, farklı kaynak bölgelerden doğan siklonlara ait ortalama siklon yörüngesi elde edilmektedir. Bu amaçla, herbir kaynak bölgeye ait olan siklonların 6 saatlik aralıklar ile bulundukları koordinatlar ve siklonu tanımlayan tekil bir tanımlayıcı kümeleme algoritmasına özel bir veri yapısında girdi olarak ayrı ayrı verilmektedir.

2 gün ve 1000 km kriterleri dikkate alınarak 850mb vortisiti parametresi kullanılarak elde edilen sonuçlar aşağıdaki şekillerde gösterilmiştir.Şekil2'de Adriyatik üzerinden doğup Türkiye'yi etkileyen siklonlar görülmektedir. Genellikle siklonların Ege Denizi üzerinde Anadolu yarımadasınının sahil çizgilerini takip ettiği görülmektedir.



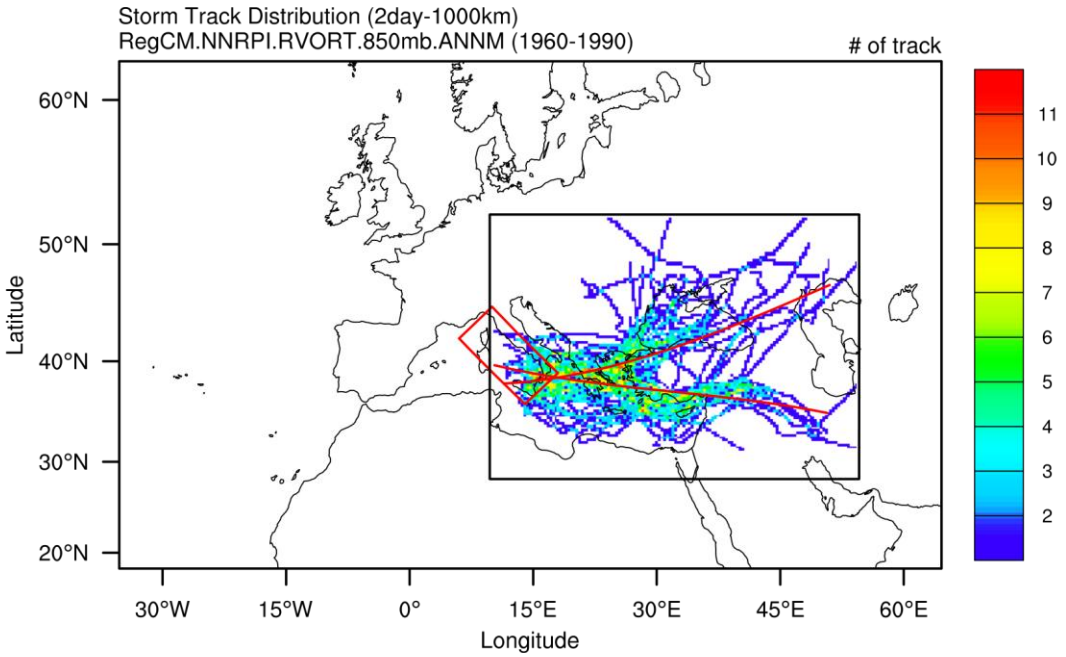
Şekil 2. Adriyatik üzerinden gelip Türkiye'yi etkileyen siklonlar.

Şekil 3'te ise Ege Denizi üzerinden doğan ve Türkiye'yi etkileyen siklonların yine iki yana açılarak sahil boyunca ilerleme eğiliminde olduğu açıkça görülmektedir.



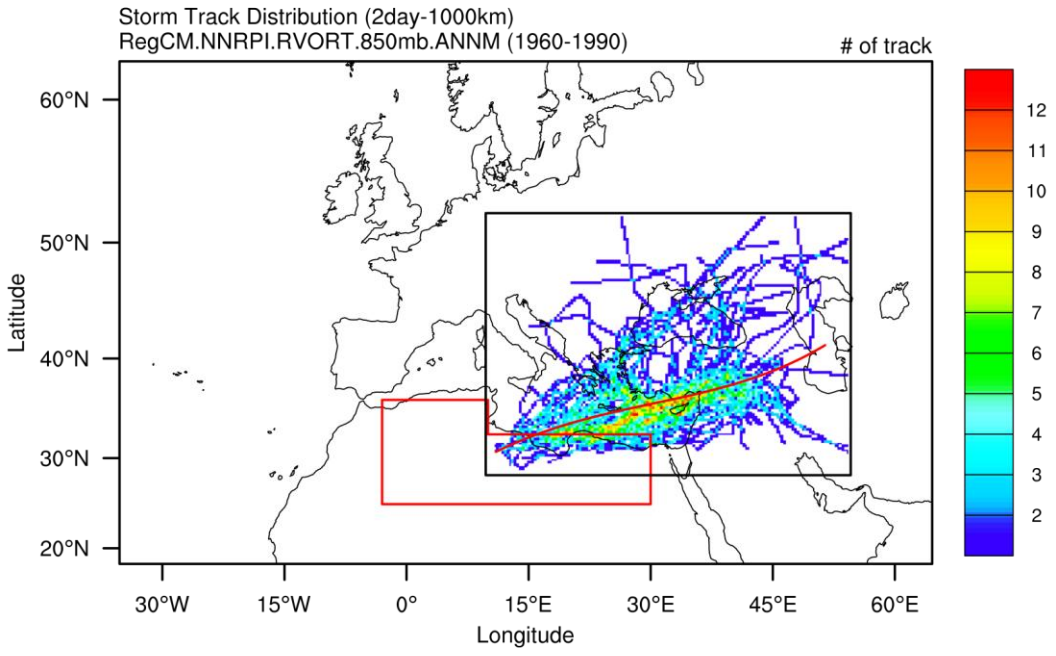
Şekil 3. Ege Denizi üzerinden gelip Türkiye'yi etkileyen siklonlar.

Cenova Körfezi'nden gelip Türkiye'yi etkileyen siklonların da yine Adriyatik ve Ege Denizi örnekleri gibi Anadolu Yarımadası'nın hemen önünde ikiye ayrılan bir yapı gösterdiği anlaşılmaktadır (Şekil4).



Şekil 4. Cenova Körfezi üzerinden gelip Türkiye'yi etkileyen siklonlar.

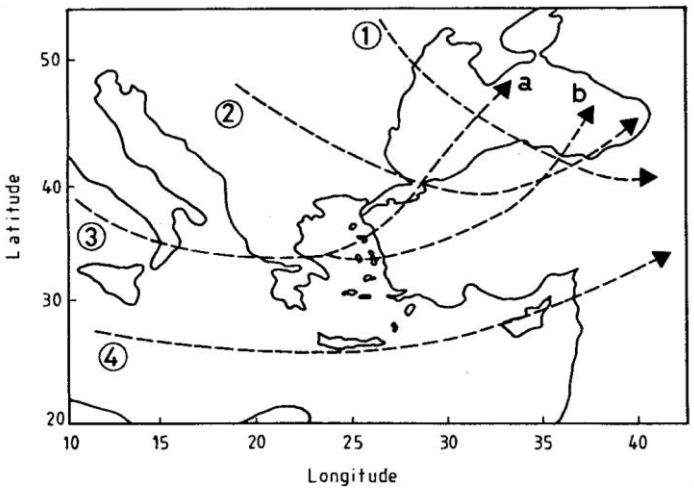
Yukarıdaki örneklerden farklı olarak, özellikle bahar döneminde Türkiye'yi etkileyen Sahra kaynaklı siklonların Kıbrıs ve Güney Akdeniz boyunca yol aldığı görülmektedir (Şekil5).



Şekil 5. Sahra üzerinden gelip Türkiye'yi etkileyen siklonlar.

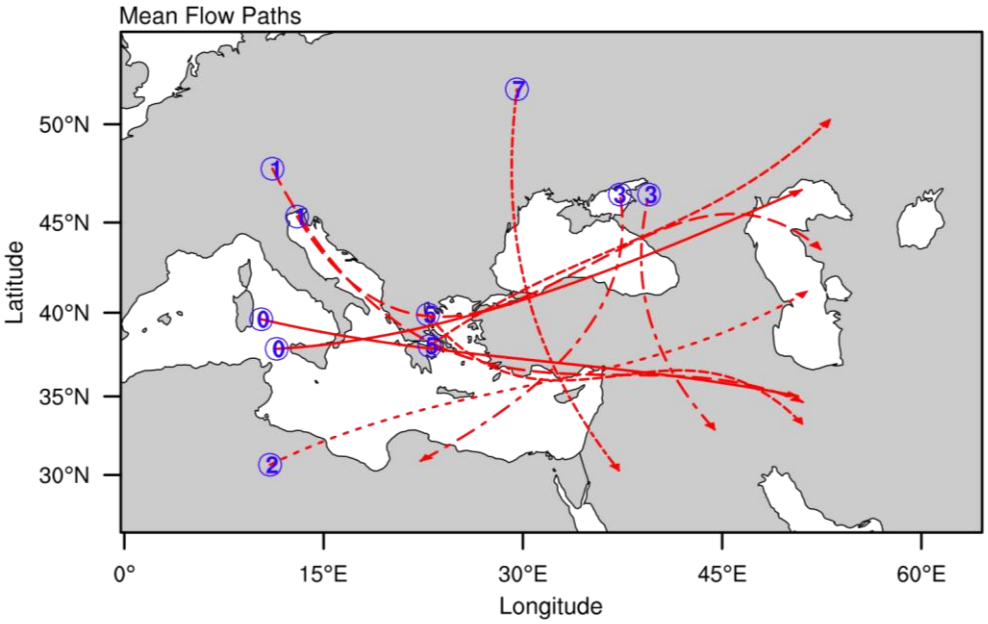
TARTIŞMA VE SONUÇLAR

Akdeniz Bölgesi'nin özellikle en doğu kısmını oluşturan Anadolu yarımadası için bugüne kadar kapsamlı bir siklon belirleme ve izleme çalışması yapılmamıştır. Bu çalışmada objektif bir yaklaşım kullanılarak özellikle Doğu Akdeniz Bölgesi'ni temsil edecek şekilde son derece detaylı bir siklon belirleme ve izleme çalışması yapılmıştır. Karaca vd. (2000) tarafından yapılan çalışma kısa bir periyotu içermesi nedeniyle siklon yörüngelerini belirlemede bazı problemleri beraberinde getirmiştir (Şekil6).



Şekil 6. Türkiye'yi etkileyen siklonların yörüngeleri (Karaca vd., 2000).

Bu çalışma kapsamında yapılan değerlendirmeler sonucunda Türkiye'yi etkileyen siklonların ana yörüngeleri aşağıdaki şekilde gösterilmiştir (Şekil7).



Şekil 7. Türkiye'yi etkileyen siklonların yörüngeleri.

Siklon yörüngelerinin doğru ve kapsamlı bir şekilde belirlenmesi özellikle ülkemiz için son derece önemlidir. Bu çalışma ile, özellikle Doğu Akdeniz açısından 30 yıllık bir periyotu içerecek şekilde siklon karakteristikleri ortaya konmuştur. Çalışmanın sonuçları şu şekilde özetlenebilir:

- 1961-1990 periyotu incelenerek bir durum tespiti yapılmıştır.
- Bu periyotun ortaya konması, iklimsel değerlendirmelerin yapılması ve gelecekte olası değişimlerin belirlenebilmesi açısından çok önemlidir.
- Ülkemizi etkileyen siklonların karakteristik özellikleri ortaya konulmuştur.
- Siklon yörüngelerinin daha önce yapılan çalışmalardan farklı olduğu gösterilmiştir.
- Küresel model verisi ile yapılan değerlendirmelerde, Karadeniz, Ege ve Kıbrıs üzerlerinde siklon oluşumunun yakalanamadığı görülmüştür.
- Bölgesel model verisi ile yapılan çalışmalar, hem siklon sayısı hem de yörüngeleri açısından çok daha detaylı sonuçların alındığını göstermiştir.
- Mevsimsel siklon sayısı ve yörüngeleri (2 numaralı yörünge – Şekil7), ilkbahar mevsiminde partikül madde açısındanana kaynağın ülkemiz için Sahra olduğunu göstermektedir.
- Antropojenik kaynaklı kirleticiler için hemen her mevsim ülkemize kirletici taşınımının olabileceği görülmektedir (0 – 1 – 3 – 5 ve 7 numaralı yörüngeler – Şekil7).

KAYNAKLAR

Alpert P., Neeman B.U., Shay-El Y. Climatological analysis of Mediterranean cyclones using ECMWF data, Tellus, 42A 65–77, 1990a.

Alpert P., Neeman B.U., Shay-El Y. Intermonthly variability of cyclone tracks in the Mediterranean, Journal of Climate, 3 1474 – 1478, 1990b.

Blender R., Fraedrich K., Lunkeit F. Identification of cyclone track regimes in North Atlantic, Quart. J. Roy. Meteor. Soc., 123 727–741, 1997.

Flocas H.A., Karacostas, T.S. Cyclogenesis over the Aegean Sea: Identification and Synoptic Categories, Meteorol. Appl., 3 53-62, 1996.

Gaffney S. Probabilistic Curve-Aligned Clustering and Prediction with Mixture Models. Ph.D. Dissertation, Department of Computer Science, University of California, Irvine, 2004.

Grell G.A., Dudhia J., Stauffer D.R. A description of the fifth-generation Penn State/NCAR mesoscale model (MM5). NCAR Tech. Note NCAR/TN-398+STR, 122, 1994.

Hodges K. I. Feature tracking on the unit sphere, Mon. Wea. Rev., 123 3458–3465, 1995.

Hodges K.I. Spherical nonparametric estimators applied to the UGAMP model integration for AMI, Mon. Wea. Rev., 124 2914–2932, 1996.

Hodges K.I. Adaptive Constraints for Feature Tracking. Monthly Weather Review, 127 (6) 1362–1373, 1999.

Hoskins B. J., Hodges K. I. New perspectives on the Northern Hemisphere winter storm tracks, J. Atmos. Sci., 59 1041–1061, 2002.

Kalnay E., Kanamitsu M., Kistler R., Collins W., and others. The NCEPINCAR 40-year reanalysis project, Bulletin of the American Meteorological Society, 77 (3), 437-471, 1999.

Karaca M., Deniz A., Tayanç M. Cyclone Track Variability over Turkey in Association with Regional Climate", International Journal of Climatology, 20 1225-1236, 2000.

Klein W. H. Principal tracks and mean frequencies of cyclones and anticyclones in the Northern Hemisphere. U.S. Weather Bureau Reasearch Paper, 40 60, 1957.

Lionello P., Dalan F., Elvini E. Cyclones in the Mediterranean Region: the present and the doubled CO2 climate scenarios, Clim. Res., 22 147–159, 2002.

Lionello P., Boldrin U., Giorgi F. Future changes in cyclone climatology over Europe as inferred from a regional climate sim- ulation, Clim. Dyn., doi:10.1007/s00382-007-0315-0, 2007.

Lionello P., Giorgi F. Winter precipitation and cyclones in the Mediterranean Region: future climate scenarios in a regional simulation Adv. Geosci., 12 153-158, 2007.

Maheras P., Flocas H.A., Patricas I., Anagnostopoulou C. A 40 year objective climatology of surface cyclones in the Mediter- ranean region: spatial and temporal distribution, Int. J. Climatol., 21 109–130, 2001.

Petterssen S. Weather Analysis and Forecasting. Vol. 1. 2nd ed. McGraw-Hill, 422, 1956.

Rubio J., Safriel U., Daussa, R., Blum W., Pedrazzini, F. Water Scarcity, Land Degradation and Desertification in the Mediterranean Region, 6 158, 2009.

Sardeshmukh P.D., Hoskins B.J. Spatial smoothing on the sphere. Mon. Wea. Rev., 112 2524–2529, 1984.

Compo G. P., Penland C. Changes of probability associated with El Niño. J. Climate, 13 4268–4286, 2000.

Tayanc M., Im U., Dogruel M., Karaca M., Climate change in Turkey for the last half century, Climatic Change, 94 483-502, 2009.

Thorncroft C.D., Flocas H.A. A case study of Saharan cyclogenesis, Mon. Wea. Rev., 125, 1147–1165, 1997.

Trigo I.F., Davies T.D., Bigg G.R. Objective climatology of cyclones in the Mediterranean region. Journal of Climate, 12 1685–1696, 1999.

Uppala S., et al. The ERA-40 re-analysis. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 131 (612) 2961–3012, 2005.

KONYA MERKEZİNDE HAVA KİRLİLİĞİNE BAZI METEOROLOJİK FAKTÖRLERİN ETKİSİ

Fatma KUNT, Şükrü DURSUN(*)

Selçuk Üniversitesi, Müh.-Mim. Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü 42003 Selçuklu KONYA

ÖZET

Dünyada nüfusunun hızla artmasına paralel olarak düzensiz şehirleşme ve sanayileşme, birçok çevre sorununu beraberinde getirmiştir. Bu sorunların en önemlilerinden birisi olan hava kirliliği bazen insan sağlığını tehdit edecek boyutlara ulaşmaktadır. Atmosferik ortam da tıpkı toprak, su ortamı gibi kirlenebilir olduğu gözlenmiştir. Konunun önemini vurgulamak açısından: bir insan günlerce aç-susuz yaşayabileceği halde nefes almadan birkaç dakikadan fazla duramayacağı bir gerçektir. Bu yüzden hava içindeki doğal bileşenlerin koruması yaşam için en kutsal zorunluluktur. Bir bölgedeki hava kirliliği değeri, sadece kirliliği meydana getiren kaynaklardan gelen kirlilik miktarına değil, aynı zamanda bölgenin yapısına ve o andaki meteorolojik şartlara da bağlıdır. Konya il merkezinde karasal iklim hâkim olup çoğunlukla ısıtma sistemleri için düşük kaliteli fosil yakıtların kullanıldığı görülmektedir. Diğer bir yandan Konya ilinde yüksek hava kirliliğinin yaşandığı kış döneminde ağır hava kirliliği üretebilen bazı büyük sanayi tesirsileri bulunmaktadır. Bu kirlilik, kış döneminde bazen insan sağlığını önemli ölçüde etkileyebilecek düzeylere ulaşmaktadır. Bu çalışmanın amacı; son yıllarda Türkiye'de birinci derecede önemli hava kirliliği olaylarının yaşandığı Konya il merkezine ait bazı meteorolojik parametreler ile kükürt dioksit ve Partikül Madde değeri arasındaki ilişkilerin araştırılmasıdır.

Anahtar Sözcükler: Konya, Meteorolojik Faktörler, Hava Kirliliği, Kükürt dioksit (SO_2), Fosil Yakıt, PM, Modelleme

GİRİŞ

Türkiye'nin birçok ilinde olduğu gibi Konya merkezinde zamana zaman hava kirliliği problemi rahatsız edici duruma gelmektedir. Hava kirliliğinin sebeplerinin araştırılması yanında çözüm yollarının ortaya konulması son derece önemlidir. Konuyla ilgili olarak yerel idareler Hava Kirliliği ölçümleri ve sonuçları ile ilgili raporlar hazırlanmaktadır. Konya ilinde hava kirliliği ölçümleri 1986 yılında aralıksız olarak günlük ortalama ölçümlerle başlamış ve günümüzde de saatlik ortalama olarak Kükürt dioksit ve Partikül Madde yanında O_3 NO_x ve HC ölçümleri yapılmaktadır. Konya ili hava kirliliğini önleme maksadıyla mevcut yasal mevzuatlar çerçevesinde her yıl Mahalli Çevre Kurulu Kararları ile "Temiz Hava Planı" hazırlanarak uygulanmaktadır.

* sdursun@selcuk.edu.tr

Geçmiş yıllarda hava kirliliği olan bölgelerde ısınma amaçlı olarak özel kalorifer yakıtı (kal-yak) kullanımı zorunlu hale getirilmiştir. 6 Numaralı fuel-oil kullanmak isteyen sanayi kuruluşlarına Valilik Makamından izin alma şartı getirilerek kontrollü olarak izin verilmiştir. Buna rağmen menşei belli olmayan yüksek kükürtlü kaçak yakıt İle gelmeye başlamış, bu amaçla da denetimler sıklaştırılmıştır. İlerleyen yıllarda petrol fiyatlarındaki hızlı artış, özel kalorifer yakıtı kullanımını azaltarak insanların katı yakıt kullanımına dönmesine sebep olmuştur. Katı yakıt tüketimine yönelme il merkezinde başta partikül madde kirliliği olmak üzere SO_2 ve diğer kirleticilerin konsantrasyonlarda artışlara sebep olmuştur.

Mahalli Çevre Kurulunda her yıl hazırlanan raporlarda alınan kararlarda, hava kirliliği ölçüm sonuçlar ve alınacak tedbirler açıklanmaktadır. Yine bu raporlarda hava kirliliğine etki eden başlıca faktörlerin başında meteorolojik faktörlerin geldiği belirtilmiş, ancak bunun ne oranda olduğunun bir açıklaması yapılamamıştır. İşte bu sebeple, mevcut çalışmada Konya ilindeki hava kirliliğine meteorolojik faktörlerin etkisi incelenmiştir. Geçmiş yıllarda PM ve SO_2 analizleri yapılırken, daha sonraki yılarda bazı çalışmalarda NH_3 ölçümleri de yapılmıştır (Söyleyici, 2000). Günümüzde gelişen teknolojiye paralel olarak 24 saat sürekli ölçüm yapan cihazlarla PM ve SO_2 yanında NO_x, O_3 ve HC ölçümleri de yapılarak saatlik ortalamalar halinde kaydedilmektedir.

Konya il merkezine Doğal gaz hattının ulaşması, mahalli idarecilerin zorlayıcı tedbirleri yanında, halkın doğal olarak temiz yakıt olan doğal gaz kullanımını da artırmıştır. Geçmiş yıllara kıyasla 2009 kışından itibaren hava kirliliğinde gözle görülür azalmalar kaydedilmiştir.

Hızla gelişen Konya ilinde, hızlı nüfus artışı ve sanayileşmeye paralel olarak havaya verilen kirletici miktarı da gün geçtikçe artmaktadır. Mevcut topoğrafik yapı ve meteorolojik şartlar, kış aylarında hava kirliliğinin artmasında önemli rol almaktadır (Söyleyici, & Dursun, 2002. Mevcut çalışmada Konya İl merkezinde havadaki kirliliğindeki değişmeler irdelenerek, bölgedeki mevcut meteorolojik ve topoğrafik şartların kirlilik üzerine etkisinin ortaya konulması amaçlanmıştır.

Günümüzde kirleticiler gün geçtikçe artan miktarlarda atmosfere verilmeye devam etmektedir. Bunların bir kısmı atmosferin çeşitli tabakalarında farklı sürelerde birikerek ve daha zararlı şekillere dönüşebilmekte atmosferik olaylar sayesinde diğer bölgelere taşınabilmektedir. Hava kirliliğinin insan sağlığını tehdit eden boyutlara gelmesi ile ilgili çalışmalar artmıştır (Dursun, & Gürü, 1995).

Konya il merkezinde hava kirliliğine sebep olan kaynaklar üç grupta toplanmaktadır. Bunların başında ısınma ihtiyacından dolayı konutlarda ve işyerlerinde tüketilen fosil yakıtlardan kaynaklanan kirlilik gelmektedir. Sanayi kuruluşların üretimleri sırasında havaya verdikleri kirleticiler yanında enerji üretmek için tükettikleri fosil yakıt emisyonları ise ikinci kirletici kaynak olarak ortaya çıkmaktadır. Üçüncüsü de motorlu taşıtların egzoz emisyonlarından kaynaklanan kirliliktir (Kunt, 2007).

Konya'da kentleşme olgusu içinde 1970 yıllardan sonra Nalçacı bölgesinde 5-13 ve daha fazla katlı apartmanların yapılması ile çok katlı bina örgüsüne geçilmiştir. 1980 yılların başında Cumhuriyet Mahallesinde ve 1990 yıllarda 3 ve 4 numaralı gecekondu önleme bölgesinde apartman şeklindeki yapılaşma yaygınlaşmıştır. Böylece apartmanların birbirine çok yakın olması, imar planlarında yapılan değişikliklerle yeşil alanların küçültülmesi, ısınmadan kaynaklanan hava kirliliğinin artmasına sebep olmuştur (Anonim, 2000).

Konya Sanayi Odasına kayıtlı gerçek ve tüzel olmak üzere 1000'in üzerinde sanayi kuruluşu bulunmaktadır. Bunlardan büyük ölçekli olarak Konya Şeker Fabrikası, Konya Çimento Fabrikası, Tuğla Fabrikaları, Konya Kâğıt Fabrikası, Yağ Rafine Fabrikaları bulunmaktadır (Anonim, 1999a).

İl merkezinin topografyasından dolayı, ulaşımda yol şartlarından kaynaklanan bazı zorluklar çekilmemektedir. Düz ve geniş bir araziye dağılım gösteren Konya'da, araç sayısının armasına paralel olarak trafikte seyreden araçlardan kaynaklanan hava kirliliği de önemli yer tutmaktadır. İldeki kişi başına düşen araç sayısı bakımından Türkiye'nin en yoğun illerindendir.

1986 yılından beri alınan Mahalli Çevre Kurulu Kararları ile hava kirliliği ile mücadele çalışmaları sürdürülmüş, nihayet son iki yılda alınan kararların neticeleri olumlu yönde görülmeye başlamıştır (Anonim, 1999b).

Bir bölgedeki hava kirliliği seviyesi, sadece kirliliği meydana getiren kaynaklardan gelen kirlilik miktarına değil; aynı zamanda bölgenin topoğrafik yapısına ve o andaki meteorolojik şartlara da bağlıdır. Lokal hava kirliliği seviyesini etki eden en önemli unsurların başında, meteorolojik faktörler gelmektedir (Dursun, 1997).

Konya ile topoğrafik yapısı rüzgâr yönüyle birlikte incelendiğinde, kuzey ve batısı kapalı, güney ve doğusu açıktır. Hava hareketlerinin etkisi, bir yerleşim yerinin coğrafi konumu ve topoğrafik yapısı ile yakından ilgilidir. Çeşitli tipte sanayi kuruluşları ve yoğun nüfusu barındıran Konya İlinin, dağlarla çevrili çanak şeklinde çukur bir sahada bulunması hava kirliliğinin zaman zaman artmasına yol açmaktadır (Söyleyici, 2000).

Hava kirliliği parametrelerin meteorolojik verilere bağlı olarak azalıp çoğalmasının incelenmesi, geçmişte yaşanan problemlerin tekrar yaşanmaması için bir model araştırması niteliğinde ele alınması bakımdan oldukça önemlidir.

MATERYAL VE METOD

Bölgenin Topoğrafik Özellikleri

Konya kenti, İç Anadolu Bölgesinin ortasında etrafı dağlarla çevrili geniş bir çukur içerisine kurulmuş bulunmaktadır. Kentin özellikle kuzey ve batısı sıradağlarla tamamen çevrilidir. Konya kentinin kurulu bulunduğu yörenin bir çanak şeklinde etrafı sıra dağlarla çevrili olması bu yöredeki hava hareketini ve rüzgâr oluşumunu sınırlamakta ve özellikle kışın kirli havanın kent dışına çıkmasını önleyerek sis ve dumanın kent üzerinde yoğunlaşmasına ve bunun sonucu olarak da hava kirliliğinin artmasına neden olmaktadır (Gür ve ark. 1995).

Konya ilinin güneydoğu, güneyi ve güneybatı yönleri Toros Dağları ve uzantıları ile çevrilidir. Ereğli çevresindeki Bolkar Dağları ilin en yüksek dağlarıdır ve yüksekliği 3240 m'dir. Güneybatıda 2467 m yükseklikte Geyik Dağı ile Haydar ve Karakuş batı kesiminde; güneydoğudan, güneybatıya doğru uzanan ve Konya ile Isparta'yı birbirinden ayıran 100 km uzunluğundaki Sultandağı vardır. Merkez yükseklikte Ali Dağı, Seydişehir'de Küpe, Suğla Gölünün kuzeyinde Alacadağ, Erenler, Eğriburun ve Karaçal dağları, Konya'nın hemen batısında yaz aylarında üzerinde kar bulunan Loras Dağı (2050 m) ve kuzeye doğru Bozdağ yer almıştır.

İl sınırları içinde bu dağlardan başka volkanik dağlar da bulunmaktadır. Bunlar Karaman'ın kuzeyinde 2000 m yükseklikte Karadağ, Karapınar'ın doğusunda Karacadağ, Konya Merkezi'nin batısında 1100 m yükseklik ve üzerinde bir de krater gölüne sahip olan Takkeli Dağ'dır. Konya İli geniş düzlükler üzerinde yer almıştır. İlin 4/5'i düzlük kalan kısmı ise dağlıktır. Konya Ovası ile Akşehir, Ereğli ve Cihanbeyli Ovaları bulunmaktadır.

İlin topoğrafyası, kent sınırının bitişik batısında, Meram yakınında 1250 m den itibaren çok belirgin bir şekilde batıya doğru yükselmeye başlar. Kuzey-güney doğrultusunda uzanan bu eğik düzlemin ova ile kesiti, ovadan bakıldığında çok belirli bir çizgi üzerinde olmakta ve bu yamaçlar Konya'nın batısında adeta bir duvar meydana getirmektedir. Yükseltiler batıda Dereköy ve içindeki Loras Dağı 2050 m, bu tepeden batıya doğru Çal Dağı 1750 m'dir. Kent mücavir alanının bitişik kuzeyinde ise doğu-batı yönünde Ankara yoluna, Karaömerler Köyüne kadar devam edip oradan kuzeye dönen tepeler bulunmaktadır. Kentin kuzeyinde doğu-batı yönünde daha alçak bir duvar teşkil eden yamaçlar mevcuttur. Bu sıra Karaömerler Köyü kuzeyindeki tepe ile noktalanmakta tekrar kuzeye yönelmektedir.

Tablo 1. Konya iline ait meteorolojik verilerin 61 yıllık ortalamaları (Anonim., 2003)

Aylar	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**Toplam**
Yağış (mm)	39	31	30	32	46	25	7	4	11	29	31	41	326
Rüzgâr hızı m/s	1.8	2.1	2.4	2.4	2.0	2.2	2.6	2.3	2.0	1.6	1.4	1.6	2.0
Aktüel basınç (mb)	899	898	897	897	898	897	896	897	899	902	901	900	898
Nispi nem (%)	78	74	65	58	56	50	42	42	48	60	72	79	60
Sisli gün sayısı	6.1	3.3	1.5	0.2	0.2	-	-	-	0.1	0.1	4.1	7.4	23.7
Sıcaklık (°C)	-0.2	1.5	5.4	11.1	15.8	19.9	23.2	22.8	18.2	12.3	6.4	1.8	11.5

Bölgenin iklim özellikleri

Herhangi bir bölgedeki hava kirliliği konsantrasyonu, sadece kirliliği meydana getiren kaynaklardan gelen kirlilik miktarına değil; aynı zamanda bölgenin andaki meteorolojik şartlarına da bağlıdır. Hava kirliliği konsantrasyonuna etki eden en önemli unsurların başında, meteorolojik faktörler gelmektedir (Dursun 1988). Konya'da ovalık alanların yaygın ve kentin denizden yüksekliğinin 1016 m olması nedeniyle tipik bir karasal (kışları soğuk ve yağışlı, yazları sıcak ve kurak) iklim hüküm sürmektedir (Gür ve ark. 1995).

Rüzgâr. Konya'nın hâkim rüzgâr yönü kuzey-kuzeydoğu'dur. Yıllık ortalama hızı ise 2,0 m/s'dir. Konya'da Ekim-Mart aylarının kış ortalama rüzgâr yönü yine kuzeydir. Hızı ise 1,8 m/s'dir. Yani yıllık ortalamanın altındadır. Rüzgârlı geçen gün sayısı daha az olup, diğer aylara göre sakin saatler fazladır. Rüzgârın gün içinde esme saatleri ise daha çok gün doğumundan sonra başlamakta ve gün batımına kadar devam etmektedir. Gece ve akşam saatleri rüzgârın hızının en az olduğu saatlerdir. Dolayısıyla hava kirliliğinin en yoğun olduğu saatler sabah erken ve akşam ilk saatlerdir (Ceyhan ve ark. 1995).

Son 62 yıllık esme sayıları toplamı göz önüne alındığında en fazla esen rüzgarlar sırasıyla, kuzey (N-4966), kuzey-kuzeydoğu (NNE-4206) ve kuzeydoğu (NE-3388) yönündedir. 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. Konya'da ilin gelişimi ve sanayisi hâkim rüzgâr yönünde olduğu için hava kirliliğinin başlıca sebeplerinden biri rüzgâr olmaktadır (Anonim 2003).

Basınç. Kirletici maddeler yüksek basınçta hava akımlarıyla yukarı doğru taşınamadığından dağılıp karışması gecikmektedir. Konya ilinin yıllık ortalama aktüel basıncı 898.4 mbar'dır. Ancak özellikle kış aylarında daha çok yüksek basıncın etkisi altında kalır (Kış ayları ortalama basıncı 899.5 mbar'dır.) ve sis oluşumu daha çok görülür. Böylece hava kirliliğinin oluşması ve devamı bakımından diğer meteorolojik parametrelerin yanında hava basıncı da önemlidir (Ceyhan ve ark. 1995).

Konya kapalı havzası Balkanlar'dan ülkemizi etkileyen meteorolojik sistemlerle kuzeyden, Akdeniz'den ülkemizi etkileyen meteorolojik sistemlerle güneyden gelen hava olaylarıyla etkilenmektedir. Kış aylarında yüksek basınç, yaz aylarında alçak basınç hakimdir. Basınç atmosferde meydana gelen cephesel geçişler ile hava sıcaklığına bağlı olarak hava yoğunluğundaki artma ve azalmalar sebebiyle değişebildiği gibi yükseklik, yer çekimi ve mevsimlere göre de farklılık gösterir (Anonim 2003).

Sis. Sis, yeryüzüne inmiş stratüs bulutlardır. Sisli günlerde hava sıcaklığı yerden yükseklere çıkıldıkça artar (inversiyon vardır). Konya'da sis en fazla Aralık ayında görülmektedir. Kasım, Ocak ve Şubat ayları sisli günlerin fazla olduğu aylardır. Yaz aylarında sis görülmemektedir (Anonim 2003). Sis oluşumu inversiyon oluşumu olayı ile içiçe düşünülebilir. Normal şartlarda yerden yükseldikçe sıcaklık azalmaktadır. Bunun tersi durumlarda havada yeterince nem mevcut ve rüzgar da yoksa sis kolayca oluşur ve kirlilik arttıkça sisin yoğunluğu ve dağılma süresi artar (Ceyhan ve ark. 1995).

Nem. Atmosferde bulunan nem miktarı arttıkça kirleticiler daha geç dağılmakta ve inversiyon daha kolay oluşmaktadır. Kuru havada yükseklikle sıcaklık değişimi 10C/100 m iken nemli bir havada 0,65 oC/100 m'dir. Dolayısıyla yer ile yüksek seviyeler arasında sıcaklık farkı azalır ve hava içindeki dolaşım yavaşlar.

Konya ilinin ortalama nispi nemi % 60'dır. Kış aylarında bu değer % 71,3'e yükselmektedir. Aralık ve Ocak aylarında ise % 79 ve % 78 neme ulaşmaktadır (Ceyhan ve ark. 1995). Konya'da bağıl nemin en az olduğu aylar Temmuz ve Ağustos, en fazla olduğu aylar ise Aralık ve Ocak'tır. Bağıl nemin yüksek olduğu aylarda sisli günler daha fazladır.

Tablo 2. Aylık toplan sisli gün sayısı (URL-1)

Rasat Süresi	Ocak	Şubat	Mart	Nisa.	Mayıs	Haz.	Tem.	Ağus.	Eyl.	Ekim	Kas.	Ara.	Yıllık Top.
1999	4	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	6	13
2000	7	12	1	1	1	0	0	0	0	1	--	9	32
2001	6	2	2	2	--	1	--	--	--	--	5	2	18
2002	16	9	--	2	--	--	--	--	--	--	9	11	47
2003	8	--	3	--	5	--	--	--	--	--	5	8	29
2004	10	4	--	--	--	--	--	--	--	--	2	8	24
2005	1	--	1	--	--	--	--	--	--	--	1	8	11
2006	6	9	--	--	--	--	--	--	--	2	2	1	20
2007	5	12	2	-	-	-	-	-	-	1	1	5	26
2008	6	7	--	--	--	--	--	--	--	1	7	13	34
2009	5	5	1	1	-	-	-	-	-	-	2	6	20

Sıcaklık. Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü verilerine göre, Konya'da yıllık ortalama hava sıcaklığı 11.5 ˚C'dir. Hava kirliliğinin yükseldiği kış aylarında (Ekim-Mart) ortalama sıcaklık 3.0 ˚C'dir. Sıcaklık en soğuk ay olan Ocak'da ortalama -0.2 ˚C iken, en sıcak ay olan Temmuz'da ortalama 23.2 ˚C'dir.Bazı kış günlerinde atmosferin üst seviyelerinin yere göre daha sıcak olması ile meydana gelen inversiyon ve sis olayı kirleticilerin uzun süre havada asılı kalmalarına neden olmaktadır (Ceyhan ve ark. 1995).

Yağış. Konya'da iklim karasaldır. Karasal iklimin özelliklerinden olan soğuk ve yağış kış ve ilkbahar aylarında etkilidir. Yağışlı gün sayısı ise ortalama 81,6 gündür. Kış aylarında kar ve yağmur, bahar aylarında ise sağanak yağmur ve gök gürültülü sağanak yağışlar ve dolu görülür. En fazla yağış alan günler kış mevsiminde Aralık, ilkbaharda ise Mayıs ayındadır (Anonim 2003). Uzun yıllar ortalamalarına göre yıllık ortalama yağış miktarı toplam 325,8 mm/m^2'dir.

Kirletici parametreler

Bu çalışmada kullanılan kükürt dioksit sonuçları 2007 yılında Konya Çevre Orman İl Müdürlüğü WEB sayfasından alınmıştır (URL-2). Kükürt dioksit analizleri AF21M SO2 Ölçüm cihazı kullanılarak yapılmaktadır. Sürekli numune alma periyodunda çalışan cihaz sonuçları saatlik ortalamalar olarak kaydetmektedir. Sonuçlar otomatik olarak modem sistemiyle kurum merkezine iletilmekte ve burada WEB sayfasına girilmektedir.

Partikül Madde sonuçları da yine yukarıda belirtildiği gibi Konya Çevre Orman İl Müdürlüğü WEB sayfasından alınmıştır (URL-2). Partikül madde ölçümleri MP 101 M BETA Gauge cihazı ile Ölçen PM_{10} (Toz) sonuçlarıdır. Ölçüm sonuçlar otomatik olarak modem sistemiyle kurum merkezine iletilmekte ve burada WEB sayfasına girilmektedir.

SONUÇLAR ve TARTIŞMA

Yapılan analizler sonucunda elde edilen hava kirliliği konsantrasyonlarına meteorolojik verilerinin etkileri araştırıldı. Konya'da, Meteoroloji Bölge Müdürlüğünce Ekim 2006 ile Mart 2007 kış dönemi arasında kaydedilen meteorolojik veriler derlenmiştir. Kirlilik konsantrasyonlarını en çok etkilen rüzgâr parametresi ile ilgili esme sayılarına göre etkilendiği gözlenmiştir. Rüzgârların esen yönü yine rüzgâr hı kadar önemli bir parametredir. Özellikle Konya ili sanayi alanları ve katı atık depolama sahasının rüzgârın esme yönünde bulunması il merkezindeki kirlilik konsantrasyonunun artışında katkıda bulunmaktadır.

2006-2007 kış döneminden derlenen SO_2 ve PM10 değerleri Tablo 3 ve 4 de özetlenmiştir. Kirlilik konsantrasyon aralığının yükselmesine bağlı olarak tespit sayılarında azalmalar kaydedilmekle beraber, insan sağlığını tehdit edecek boyutlarda kirlilik tespit edilmiştir.

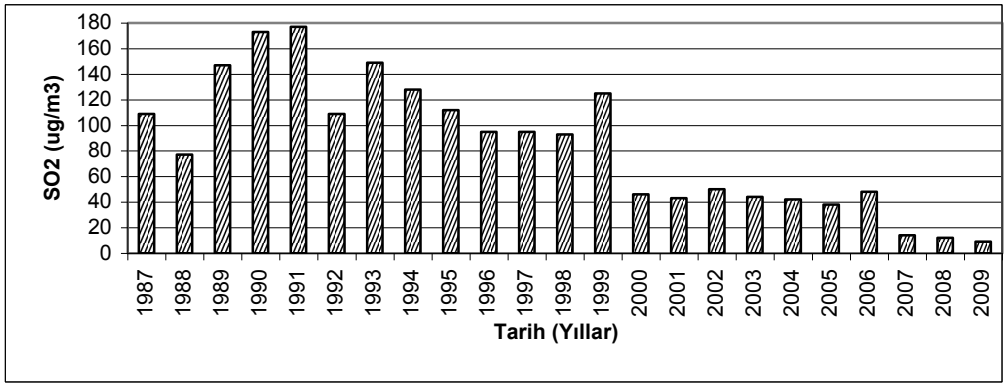
Tablo 3. 15 Ekim 2006 - 1 Şubat 2007 Dönemi Konya'da SO_2 (mg/m^3) değerleri (URL-2)

Tarih	0-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800	801-900	901-1000	1001-1100
Ekim Toplam	408	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kasım Toplam	436	174	51	10	0	0	0	0	0	0	0
Aralık Toplam	232	233	135	57	20	16	7	12	7	0	0
Ocak Toplam	533	121	36	16	12	2	2	1	0	0	1
Dönem Toplam	3012	536	222	83	32	18	9	13	7	0	1

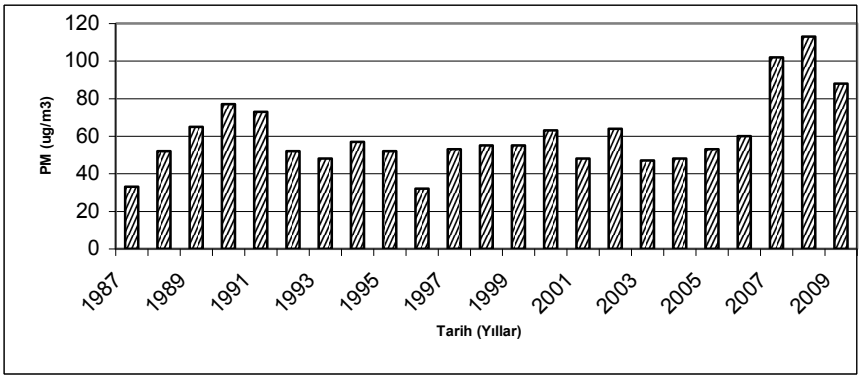
Tablo 4. 15 Ekim 2006-31 Mart 2007 Dönemi Konya'da PM (mg/m^3) değerleri (URL-3)

Tarih	0-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800	801-900
Ekim Toplam	140	22	6	0	1	0	0	0	0
Kasım Toplam	271	190	102	44	32	19	7	5	2
Aralık Toplam	193	186	121	89	32	23	22	14	7
Ocak Toplam	281	146	80	42	35	14	16	6	5
Şubat Toplam	346	150	68	34	58	2	2	1	1
Mart Toplam	544	142	45	7	4	0	0	0	0
Dönem Toplam	1775	836	422	216	162	58	47	26	15

Mevcut hava kirliliği ölçüm cihazının il merkezinde önemli trafik güzergahı üzerinde bulunması kirletici konsantrasyonunun yüksek çıkmasında da baş rolü oynadığı sanılmaktadır. Ertesi yılda ölçüm istasyonun eski yerinden alınarak yerleşim yerleri alanına daha yakın bir yere taşınması kirlilik konsantrasyonunun daha sonraki yıllarda azalmasında rol oynadığı söylenebilir (Şekil 1 ve 2). Ancak bu yıllardan itibaren İl merkezin doğal gaz kullanımını başlaması ve ilerleyen yıllarda yaygınlaşması beklide hava kirliliğinin azalmasındaki önemli faktördür.



Şekil 1. SO_2 ölçüm sonuçlarının yıllık ortalamaları ($\mu g/m^3$) (URL-3)



Şekil 2. PM_{10} ölçüm sonuçlarının yıllık ortalamaları ($\mu g/m^3$) (URL-1)

Hava kirliğinin mahallî artışında en önemli faktör ise atmosferik karalılık ve invesiyon olayıdır. Bu tür hava olaylarının olduğu günlerde sis olaylarını meydana gelmesi episod denilen kirlilik olaylarının meydana çıkmasına sebep olmaktadır. Son birkaç yıl içerisinde dünya genelinde olduğu gibi Konya'da iklim değişiklikleri, özellikle kış aylarının daha ılık geçmesi, ısınma amaçlı fosil yakıt tüketiminde bir azalmaya sebep olurken yanma ürünü gazlarının salımında da bir azalma yaşanmaktadır. Ayrıca mutedil olan iklim şartları diğer meteorolojik şartlarda etki ederek dispersiyonun artarak kirletici konsantrasyonun azalmasında rol oynadığı tahmin edilmektedir.

Daha önce yapılan çalışmalarda günlük ölçüm değerlerinin ve meteorolojik faktörlerin haftalık ortalamaları alınarak çoklu regresyon analizi yapılmış (Dursun, 1996; Söyleyici, & Dursun, 2001) ve bunların ilişkileri araştırılmıştır. Bu çalışmalarda uzun süreli ölçümlerde hem meteorolojik şartların hem de kirleticilerin kısa süreli değişimlerini karşılaştırmak güçleşmektedir. Daha sonraki yıllarda yapılan günlük ortalama değerlerin karşılaştırılması nispeten daha anlamlı sonuçlar vermesine rağmen, Gün ve geçe saatlerinde hem ortam şartlarındaki önemli değişmeler hem de kirleticilerin konsantrasyon değerlerinde beklenmeyen farklılıklar anlamlılık yüzdesini azaltmaktadır. Son çalışmalarda çok kısa süreli (10–15 dakikalık) ölçüm sonuçları ile yapılan çalışmaların daha yüksek verimde değerlendirme sonuçları ortaya çıkaracağı tahmin edilmektedir.

ÖNERİLER

Kış aylarında hava kirliliğinin yoğunlaştığı Konya'da yerleşim çok geniş bir alana dağıldığı ve çok farklı özellik gösterdiği için sabit istasyon sayısı ve ölçüm yapılan kirletici parametrelerin sayısı artırılmalı, gezici araçlarla uygun görülen alanlarda (sanayi alanları, trafiğin yoğun olduğu bölgelerde) ölçüm yapılmalıdır.

Tahminler sonucu elde edilen meteorolojik veriler günlük olarak kullanılmalı, bir sonraki günün kirlilik parametrelerinin artabileceği olasılığı değerlendirilmeli, buna göre acil durum planları uygulanmalıdır.

Meteoroloji ve hava kirliliği ölçüm istasyonları modern araçlarla donatılmalı, yeni teknolojiler takip edilmelidir.

İl merkezinde bulunan apartmanlara ait ısıtma sistemlerinin, İl Hıfzı Sahha Kurallarına uygun olarak dış ortam sıcaklığına göz önüne alınarak yakma işlemi yapılmalıdır. Şehrin ısınmadan kaynaklı kirliliğinin önlenebilmesi için apartmanların ısınma sistemleri birleştirilmeli, yeni inşa edilecek yerleşkelerde (çoklu blok) merkezi ısıtma sistemleri kullanılmalıdır. Verimi yüksek yakma sistemleri, temiz yakıtlar tercih edilmelidir.

Topoğrafik olarak fazla değişim göstermeyen merkezde, meteorolojik faktörler kirliliği uzaklaştırsa bile sanayiden kaynaklanan kirlilik, şehrin üzerine tekrar taşımaktadır. Hızlı bir nüfus artışına sahip olan Konya'da yeni imara açılacak yerleşim alanlarının, endüstri alanlarının, şehrin hâkim rüzgâr yönü göz önünde bulundurularak merkez dışında olmasına dikkat edilmelidir.

Sağlıklı ve dengeli kalkınma kuralları çerçevesinde endüstri kuruluşlarında seçilecek teknolojilerin çevre dostu olmasına dikkat edilmeli, mevcut tesislerin baca gazı arıtım sistemleri tamamlatılmalıdır. Çevre dostu teknolojilerin yakıt kullanımlarında ekonomikliği sanayicilere anlatılmalıdır. Bunun için de eğitim programları düzenlemelidir. Sanayicilerimize çevreye yapılan yatırımların lüks olmadığı anlatılmalıdır.

İl merkezinde, toplam orman alanı (%15) artırılmalı, şehir içi trafiğin yoğun olduğu yol kenarlarında kirliliği tutucu yeşil alanların miktarları çoğaltılmalıdır. Toplu taşıma araçları (metro, tramvay) özendirilmelidir.

Güneş enerjisi, rüzgar enerji gibi çevre dostu enerji tipleri halka tanıtılmalı, kullanılması sağlanmalıdır.

Motorlu taşıtların egzoz kontrolü sıklaştırılmalı, trafik ekiplerine ehliyet-ruhsat yanında egzoz emisyon raporları sormaları için eğitim verilmelidir.

Doğal gaz kullanımına evsel ısınmada kısa sürede geçilemese de endüstriyel tesisler için yapılacak hatlar bir an önce tamamlanmalıdır. Doğal gaz projeleri, artıma tesisleri gibi tesisleri için hazırlanacak Çevresel Etki Değerlendirme Raporlarının ilgili kuruluşlara sunulması sırasında, uygulanan prosedür

mevzuatlarda yapılacak rehabilite çalışmalarla ayrı bir kategoride değerlendirilmelidir.

Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliğinde kirletici parametreler ve sınır değerleri ile ilgili rakamlar tekrar kontrol edilmeli, parametrelerin sayıları arttırılmalı, sınır değerler daha aşağı çekilmelidir. Evsel ısınma kaynaklı kirliliğe ayrıntılı yer verilmelidir.

Hava kirliliği ile mücadele çalışmalarında uygulanan cezai işlemlerin caydırıcı olması bakımından, Çevre Hukuku dersi hukuk fakültelerinde önemsenmeli, yargının Medeni Kanunu göre değil, Çevre Kanununa göre karar verme önceliğinin önemi yarının hukukçulara anlatılmalıdır.

Çevre kirliliği ile mücadelede etmenin Devletin olduğu kadar her vatandaşın görevi olduğu, ilköğretim seviyesindeki eğitim süreci içinde çocuklara zorunlu derslerde öğretilmelidir.

Kış sezonu boyunca halkı, hava kirliliği hakkında uyarılması ve bilgilendirilmesinde basın, yayın kuruluşları daha dikkatli davranmalıdır, bu konuya yayınlarında daha sık yer vermelidir.

KAYNAKLAR

Anonim, 1999a, Konya İli 1999–2000 Yılı Kış Sezonu Hava Kirliliği Raporu, İl Çevre Müdürlüğü, İl Çevre Müdürlüğü, Konya.

Anonim, 1999b, Konya İli Çevre Durum Raporu, İl Çevre Müdürlüğü, Konya.

Anonim, 2000, Konya İli Hava Kirliliği Yönetimi Çalışmaları, İl Çevre Müdürlüğü, Konya.

Anonim. 2003. Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği, 2 Kasım 1986 tarih ve 19269 sayılı Resmi Gazete. Konya İli Çevre Durum Raporu,. T.C. Konya Valiliği İl Çevre Müdürlüğü, Konya.

Ceyhan N., Şevik H., Pekerşen Ş., 1995. Konya İli Hava Kalitesi Yönetimi ve Kirlilik Raporu, Yanma ve Hava Kirliliği Kontrolü III. Ulusal Sempozyumu, 11-13 Eylül 1995, Ankara.

Dursun, Ş., 1988, Samsun İl Merkezi ile Tekkeköy Çevresinde Havada Bulunan Kükürtdioksit, Amonyak, Duman Konsantrasyonlarının Meteorolojik Faktörlerle İlişkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun

Dursun, Ş., 1996, Samsun İl Merkezinde Kükürtdioksit ve Duman Kirliliği Ölçümü ve Bu Kirliliğe Etki Eden Diğer Faktörlerin Araştırılması, Niğde Fen Bilimleri Dergisi, Sayı:1, Sf:53-61, Niğde.

Dursun, Ş., 1997, Samsun İli Civarındaki Topoğrafik Yapının, bölgenin Hava Kirliliğine Etkisi, 20.Yıl Jeoloji Sempozyumu, Selçuk Ünv., Müh.-Mim. Fakültesi, S:211-215, Konya.

Dursun, Ş., Gürü, M., 1995, SO_2 Konsantrasyonunun Meteorolojik Faktörlerle İlişkisinin Araştırılması ve Yağmur Suyunda Oksitlenmemiş SO_2'nin Ölçümü,Yanma ve Hava Kirliliği Kontrolü III. Ulusal Sempozyumu, Ankara.

Gür, K., Uyanöz, R., Bilgiç, M., Ceylan, N. 1995. Konya'da Hava Kirliliği ve Kalitesi Kontrolünde Klimatolojik Parametrelerin Etkilerinin Araştırılması. Yanma ve Hava Kirliliği kontrolü III. Ulusal Sempozyumu, 11-13 Eylül 1995, Ankara

Kunt F, 2007, Hava Kirliliğinin Yapay Sinir Ağları Yöntemiyle Modellenmesi ve Tahmini, Yüksek Lisans Tezi, S.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.

Söyleyici, F.D., 2000, Konya İl Merkezinde Havada Bulunan Kükürtdioksit, Amonyak ve Duman Konsantrasyonlarının Meteorolojik Faktörlerle İlişkisinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, S.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.

Söyleyici, F.D., Dursun, Ş., 2001, Konya İl Merkezinde Havada Bulunan Kükürtdioksit, Amonyak ve Duman Konsantrasyonlarının Meteorolojik Faktörlerle İlişkisinin Araştırılması, Ulusal Sanayi-Çevre Sempozyumu ve Sergisi, Mersin Ünv.Müh.Fak.Çev.Müh.Bl, Mersin.

Söyleyici, F.D., Dursun, Ş., 2002, Effects of Topographic Structure around Konya City on Air Pollution in the Region.,", *12-15.April., EPMR*-2002 International Conference on the Environmental Problems of the Mediterranean Region, Vol. 3, 1509-1515 Near East University, Nicosia, North Cyprus, 2002.

URL-1 http://www.konyacevreorman.gov.tr/ Erişim 2007.

URL-2. http://www.havaizleme.gov.tr/StationReportFast.aspx?ST_ID=18 Erişim 2007.

URL-3 http://www.sempozyum1.dmi.gov.tr/FILES/PDF/261.pdf Erişim 2010.

ANKARA ATMOSFERİNDE ORGANİK, BİYOAEROSOL VE İNCE PARTİKÜL MADDE KİRLETİCİLERİ ARASINDAKİ İLİŞKİ VE OLASI KAYNAKLARI

Sibel MENTEŞE[1(*)], Abbas Yousefi RAD[2], Münevver ARISOY[3,4], Gülen GÜLLÜ[5]

[1] Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çanakkale, 17020
[2] Mesa Hastanesi, Ankara, 06510
[3] Ankara Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Fakültesi, Ankara, 06290
[4] Ankara Üniversitesi, Biyoteknoloji Enstitüsü, Ankara, 06500
[5] Hacettepe Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Ankara, 06800

ÖZET

Bu çalışmada, Ankara şehir atmosferinde ölçülen Uçucu Organik Bileşikler, PM2.5 ve biyoaerosol kirleticlerinin olası kaynakları ve seviyelerini etkileyen faktörler araştırılmıştır. Dış ortam hava kalitesi birbiri ile istatistiksel olarak anlamlı ilişkilerin bulunduğu birçok faktörün etkisindedir. Ölçüm yapılan bu parametrelere ilaveten, örnekleme anındaki meteorolojik parametreler (sıcaklık, rüzgar hızı, karışım yüksekliği ve toz taşınımı) de ölçüm yapılan tarihlere göre dikkate alınmıştır. Yapılan spearman rank analizine göre hava kirleticiler ile çevresel faktörler arasında anlamlı ilişkiler ($r>0.5$ ve $p<0.05$) olduğu (Ör: karışım yüksekliğinin PM2.5 ve toluen seviyesi ile olan negatif ilişkisi); bazı hava kirleticilerin ise başka hava kirleticiler ile arasında anlamlı ilişkiler (Ör: PM2.5 ile Toplam Uçucu Organik Bileşikler arasında) olduğu gözlenmiştir. Dış hava kalitesinin biyolojik açıdan göstergesi olan bakteri ve mantar konsantrasyonları arasında da anlamlı ilişki bulunmuştur. Yapılan faktör analizine göre ise dış hava kalitesinin; mevsim nedeni ile ortaya çıkan meteorolojik koşullar, ısınmadan kaynaklanan kirlilik, havadaki biyolojik büyüme ve toz taşınımı gibi dört faktörden etkilenmiş olabileceği belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Dış hava kalitesi, PM2.5, Uçucu Organik Bileşikler, Biyoaerosoller, Kaynak.

GİRİŞ

Dış ortam hava kalitesi, biyolojik, organik ve toz olmak üzere çeşitli kirleticilerin havadaki seviyeleri ile yakından ilişkilidir. Biyoaerosoller, havada bulunan biyolojik maddelerin toplamıdır ve bu maddelere iç veya dış ortamda maruz kalma sonucu olumsuz sağlık etkileri oluşmaktadır (Cox, 1995). Yapılan bazı çalışmalar, yüksek konsantrasyonda hava kaynaklı organizmalara maruziyet ile astım, rinit ve hipersensitif pnömoni gibi hastalıklar ile hasta bina sendromu arasında ilişki olduğu göstermektedir (Beaumont, 1988; Siersted ve Gravesen, 1993; ACGIH, 1989; Dales vd., 1991). Doğada hemen her yerde bulunabilmeleri nedeni ile herhangi bir mikro-ortamda onlardan tamamen kurtulmak söz konusu değildir.

* sibelmentese@gmail.com

UOBler atmosfer kimyasının değişimine neden olmaları yüzünden çevre ortamında önemli sayılan gruplardır. Küresel bazda bakıldığında, bu bileşiklerin doğal kaynaklardan çıkan emisyonları, antropojenik kaynaklardan daha çok olmasına rağmen, antropojenik emisyonlarda özellikle kentsel ortamlarda artış olduğu gözlenmiştir (Singh ve Zimmerman, 1992). Middelton vd. (1995), UOBlerin %69'unun doğal kaynaklı, %31'inin ise antropojenik kaynaklı olduğunu belirtmiştir. UOBlerin temel antropojenik kaynakları ise biyokütle yanması ve ulaştırmadır. Kentsel ve kırsal alanlarda UOBlerin temel kaynağı araç egzozlarıdır (%50'den fazlası) (Kansal, 2009). UOBlerin sağlık etkileri yönünden kanserojen ve olası kanserojen olan bileşikleri içeriyor olması, halk sağlığı açısından seviyelerinin ve kaynaklarının araştırılmasına yol açmıştır.

2.5 μm'den küçük partiküllerin (PM2.5) konsantrasyonunun günlük ve uzun süreli değişiminin ölüm oranı ile ilişkili olduğu bulunmuştur (Dockery vd., 1993; Pope vd., 2002; Maier vd., 2008). Ayrıca, çeşitli epidemiyolojik çalışmalar göstermiştir ki PM'e maruz kalınması ile solunum ve kardiyovasküler hastalıklardaki artış, hastaneye yatış oranı, acil servise başvuru, akut solunum yolları enfeksiyonu ve prematüre doğum gibi çeşitli sağlık sorunları ile akciğer kanseri arasında ilişkiler vardır (Pope ve Dockery, 2006; Maier vd., 2008; Brunekreef ve Holgate, 2002; Dominici vd., 2007; Samet vd., 2000). Dünya Sağlık Örgütü tarafından yapılan bir saptamada PM konsantrasyonunu yılda 10 $\mu g/m^3$ artması durumunda toplam ölüm oranında % 6'lık bir artışa; 10 $\mu g/m^3$'lük artışın birkaç gün için söz konusu olması durumunda ise öksürük, alt solunum yolu semptomlarına, hastaneye başvuru sayısında artışa ve ölüme neden olabileceği belirtilmektedir (WHO, 2000).

Temel olarak üç grupta yer alan bu hava kirleticilerin haricinde meteorolojik parametreler (sıcaklık, nem, karışım yüksekliği, toz taşınımı gibi) de hava kalitesi üzerinde etkisi olabilecek ve dikkate alınması gereken noktalardır. Bu çalışmada, Ankara atmosferinden toplanan hava örneklerinin biyoaerosol, PM2.5 ve UOB kirleticiler ile meteorolojik parametrelerin arasındaki ilişkiler ve hava kirliliğine yol açan olası kaynaklar tespit edilmeye çalışılmıştır.

YÖNTEM

2007 ve 2008 yıllarında Ankara atmosferinde PM2.5, UOB ve biyoaerosoller ölçülmüştür. Bu hava kirleticilerin ölçüm yötemleri kısaca şöyledir. PM2.5 konsantrasyonu anlık olarak ölçüm yapabilen, ışık saçılımı prensibine dayanan bir cihaz (DATARAM 4, Thermo Electron) ile saatlik olarak ölçülmüştür ($\mu g/m^3$).

UOB, Chromosorb 106 sorbenti ile doldurulmuş paslanmaz çelik thermal desorber tüpleri içerisine aktif örnekleme metodu ile pompa (SKC) vasıtasıyla günlük olarak toplanmıştır. Pompaların debisi dijital kalibratör (SKC) ile her örnekleme periyodu öncesinde test edilmiştir. Toplanan örneklerin, analizi Thermal Desorber-GC/FID sistemi kullanılarak yapılmıştır. Hedeflenen her UOB türünün ve Toplam Uçucu Organik Bileşiklerin (TUOB) konsantrasyonu hesaplanmıştır ($\mu g/m^3$).

Biyoaerosoller tek-basamaklı biyoimpaktör üzerine pompa ile toplanmıştır. Bakteri ve mantarlar için spesifik besiyerleri kullanılmıştır. Hava örnekleri, impaktör vasıtasıyla aktif olarak besiyerleri üzerine toplanmıştır. Örnekleme süresi sonunda besiyerleri inkübasyon sürecine tabi tutulmuştur. İnkübasyon periyodu sonrasında bakterilerin ve mantarların sayımı mikroskop altında yapılarak toplam bakteri konsantrasyonu (TBC) ve toplam mantar konsantrasyonu (TMC) hesaplanmıştır (CFU/m^3).

Sıcaklık ve bağıl nem (RH) değerleri otomatik ölçüm sistemi ile anlık olarak çalışma süresince kaydedilmiştir. Meteorolojik parametreler (karışım yüksekliği ve rüzgar hızı) ise Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü'nden temin edilmiştir. Toz taşınımı ise uydu görüntüleri incelenerek saptanmıştır.

Elde edilen ölçüm sonuçları ve temin edilen diğer veriler ışığında çeşitli istatistiksel testler kullanılarak hava kirletici parametrelerin arasındaki ilişkiler tespit edilmiştir. Bu amaçla Spearman Rank korelasyonu ve faktör analizi nihai veri setine uygulanmıştır.

TARTIŞMA

Yaz ve kış döneminde Ankara'da yapılan çalışma neticesinde elde edilen dış ortam havası ölçüm sonuçlarına göre parametrelerin aralarındaki ilişkiler Spearman rank korelasyonuna göre Tablo 1'deki gibi hesaplanmıştır. Dış ortam hava koşullarının çevresel parametreler, meteorolojik faktörler, toz taşınımı, UOB, TBC, TMC, PM2.5 gibi birçok faktörün etkisinde olduğu bilindiğinden; korelasyon tablosuna karışım yüksekliği de bir parametre olarak eklenmiştir. Tabloya göre, PM2.5 ve RH ($r= 0.60$); TUOB ve sıcaklık ($r= -0.59$); TBC ve TMC ($r= 0.56$); PM2.5 ve sıcaklık ($r= -0.55$); n-dekan ve PM2.5 ($r= 0.52$); PM2.5 ve toluen ($r= 0.51$) arasında iyi ilişkiler bulunmuştur. Korelasyon tablosunda yer alan diğer veri çiftleri için de zayıf ($r<0.50$) ama istatistiksel olarak anlamlı ($p<0.05$) ilişkiler bulunmuştur. Tablodan da görüleceği üzere, dış ortam hava kalitesi biribiri ile istatistiksel olarak anlamlı ilişkilerin bulunduğu birçok faktörün etkisindedir. Korelasyon tablosuna göre, PM2.5 seviyesinin dış havada RH ile pozitif; sıcaklık ile negatif ilişkisinin olduğu ve PM2.5 seviyelerinin TUOB ve toluen seviyeleri ile pozitif ilişkisinin olduğu gözlenmiştir. Yine PM2.5 seviyelerindekine benzer olarak, TUOB seviyelerinin de sıcaklık ile ters orantılı olduğu gözlenmiştir. Bu duruma veri setinde yaz ve kış dahil tüm dış ortam ölçüm sonuçlarının olması ve genellikle karışım yüksekliğinin kış aylarında daha düşük olması nedeni ile inversiyon gibi kirletici konsantrasyonlarının seyrelememesi ile ısınmadan ve taşıt egzozlarından çıkan emisyonların akümüle olması ile sıcaklığın düşük olduğu kış aylarında yüksek UOB emisyonlarının gözlenmesi gösterilebilir. Karışım yüksekliğinin PM2.5 ve toluen seviyesi ile olan negatif ilişkisi de bu gerçeği desteklemektedir. Lai ve arkadaşları (2004), pearson korelasyon analizine göre TUOB ve PM2.5 arasında anlamlı ilişki bulmuştur. Dış hava kalitesinin biyolojik açıdan göstergesi olan TBC ve TMC arasında da anlamlı bir ilişki bulunmuştur.

Tablo 1. Dış ortam hava kalitesini kapsyana parametreler arasındaki Spearman rank korelasyon katsayıları (r)[a,b]

Veri çifti	**r değeri[a]**
PM2.5 – RH	0.60
Sıcaklık – TUOB	-0.59
PM2.5 – TUOB	0.56
TBC – TMC	0.56
PM2.5 – Sıcaklık	-0.55
n-dekan - PM2.5	0.52
PM2.5 – Toluen	0.51
n-hekzan - PM2.5	0.46
n-dekan – Sıcaklık	-0.45
Karışım yüksekliği – PM2.5	-0.38
Karışım yüksekliği - toluen	-0.38

[a] p =0.00

[b] n= 77

Tablo 2. Dış ortam hava kirleticilerinin kaynaklarına ait faktör yükleme oranları ve temsil edilme yüzdeleri

Parametre	**Faktör 1**	**Faktör 2**	**Faktör 3**	**Faktör 4**	**%Temsil**
Sıcaklık	**-0.88**	-	-	-	**0.77**
karışım yüksekliği	-0.52	-	-	-0.41	0.44
n-dekan	0.66	-	0.33	-	0.55
n-hekzan	-	**0.75**	-	-	0.56
n-pentan	-	-	-	0.47	0.22
PM2.5	**0.71**	0.33	-	-	0.61
RH	**0.81**	-	-	-	0.66
TBC	-	-	**0.89**	-	**0.79**
TMC	-	-	**0.88**	-	**0.77**
toluen	0.47	0.54	-	-	0.51
TUOB	0.29	**0.76**	-	-	0.66
TOZ	-	-	-	**0.85**	**0.72**
% varyans	31.20	16.27	11.38	9.20	**68.05**

Yapılan faktör analizine göre dış ortam hava kalitesini etkileyen 4 faktör bulunmuştur. Faktör analizine dahil olan bazı parametrelerin temsil yüzdesinin 70'in üzerinde olduğu ve parametrelerin büyük bir kısmının temsil yüzdesinin ise 50'den fazla olduğu gözlenmiştir. Mesela TBC, TMC ve sıcaklık parametrelerinin temsil yüzdeleri 70'in üzerindedir. Bu parametrelerin fakrör yükleme oranlarının da yüksek olması bu faktörlerin veri setinin tamamını belirgin olarak etkilediğini göstermektedir. Buna karşın, pentan ve karışım yüksekliğinin temsil yüzdeleri 50'nin altındadır. Bu nedenle yapılan faktör analizine göre bu parametreleri etkileyen başka faktörlerin de olabileceği düşünülmektedir.

Faktör 1: Faktör 1 için yüksek faktör yükleme oranları sıcaklık (negatif), RH ve PM2.5 için; ortalama faktör yükleme oranları ise n-dekan ve karışım yüksekliği (negatif) için; düşük faktör yükleme oranları ise toluen ve TUOB için bulunmuştur. Bu faktör kış mevsiminde sıcaklığın düşmesi ve nemin artması ile beraber, karışım yüksekliğinin düştüğü zamanlarda PM2.5 seviyesinin arttığını gösteren meteorolojik koşulların katkısının büyük olduğu bir faktördür. Bu faktör toplam varyansın %31.20'sini içermektedir.

Faktör 2: Faktör 2 için yüksek faktör yükleme oranları TUOB ve n-hekzan için; ortalama ve düşük faktör yükleme oranalrı ise, sırasıyla toluen ve PM2.5 için hesaplanmıştır. Faktör 2'ye ait faktör skorları incelendiğinde yüksek skorların genellikle kış mevsiminde gözlendiği anlaşılmaktadır. Bu faktör grubu genel olarak organik bileşiklerin emisyonlarının önemli olduğuna ve muhtemelen ısınma amaçlı kullanılan yakıtlardan veya taşıt egzozlarından çıkan organik emisyonlardan kaynaklanmaktadır. Her ne kadar Ankara'da doğalgaz kullanımı yaygınlaşmışsa da; son yıllardaki pahalı doğalgaz bedeli ve kalitesiz kömür kullanımı gibi nedenler ile yakıtların hava kalitesini olumsuz yönde etkileyebileceği düşünülmektedir. Bu faktör toplam varyansın %16.27'sini içermektedir.

Faktör 3: Faktör 3 için yüksek faktör yükleme oranları TMC ve TBC için, düşük faktör yükleme oranı ise n-dekan için hesaplanmıştır. Bu faktörler dış ortam hava kalitesinin biyoaerosoller tarafından etkilendiğine işaret etmeketdir. Faktör skorları incelendiğinde, belirgin bir mevsimsel değişimin olmaması; bu faktörün yıl boyunca değişken olarak hava kalitesini etkilediğini göstermektedir. Biyoaerosollerin çoğalmalarında çevresel faktörlerin etkili olduğu hatırlandığında, bu faktörün ortam koşullarına bağlı olarak etkilerinin tüm yıl gözlenebileceği anlaşılmıştır. Bu nedenle bu faktörün kaynağı olarak ancak dolaylı olarak çeşitli parametrelerin etkisi ile bakteri ve mantar seviyesinde değişim olduğu sonucuna varabiliriz. Bu faktör toplam varyansın %11.38'ini içermektedir.

Faktör 4: Faktör 4 için yüksek faktör yükleme oranına toz için; ortalama faktör yükleme oranları ise n-pentan ve karışım yüksekliği (negatif) için hesaplanmıştır. Toz taşınımının faktör skorlarına göre belirgin bir mevsimsel değişiminin olmadığı gözlenmiştir. Toz taşınımı ile karışım yüksekliğinin negatif olarak ilişkili olması, gelen tozun karışım yüksekliği düşük olduğu takdirde dikey taşınımının azalması nedeni ile akümüle olduğunu

göstermektedir. Bu nedenle bu faktörün toz taşınımından kaynaklandığını söyleyebiliriz. Bu faktör toplam varyansın %9.20'sini içermektedir.

SONUÇLAR

Yapılan istatistiksel testlere göre dış hava kirleticileri ile çevresel faktörler arasında anlamlı ilişkiler ($r>0.5$ ve $p<0.05$) olduğu, bazı hava kirleticilerin ise başka hava kirleticiler ile arasında anlamlı ilişkiler olduğu gözlenmiştir. Çalışmanın sonucunda ise dış hava kalitesinin; mevsim nedeni ile ortaya çıkan meteorolojik koşullar, ısınmadan kaynaklanan kirlilik, havadaki biyolojik büyüme ve toz taşınımı gibi dört faktörden etkilenmiş olabileceği belirlenmiştir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma TÜBİTAK tarafından desteklenmiştir. Proje no: 106Y185.

KAYNAKLAR

ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists Guidelines for The Assessment About Aerosols in the Indoor Environment. ACGIH, Cincinnati, Ohio, 1989.

Beaumont, F. Clinical Manifestations of Pulmonary Aspergillus Infections, Mycoses, 31 15-20, 1988.

Brunekreef, B., Holgate, S. Air Pollution and Healty, Lancet, 360: 1233-42, 2002.

Cox, C.S. Bioaresols Handbook, ed: Wathes CM., Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, 1995.

Dales, R.E., Zwanenburg, H., Burnett, R., Franklin, C.A. Respiratory Health Effects of Home Dampness and Molds Among Children, Am. J. Epidemiol, 134 196-203, 1991.

Dockery, D., Pope, C., Xu, X., Spengler, J., Ware, J., Fay, M., et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. 329 1753-1759, 1993.

Dominici, F., Peng, R., Zeger, S., White, R., Samet, J. Particulate air pollution and mortality in the United States: did the risks change from 1987 to 2000? American Journal of Epidemiology, 166 (8) 880, 2007.

Kansal, A. Sources and reactivity of NMHCs and VOCs in the atmosphere: A review. Journal of Hazardous Materials, 166 (1) 17-26, 2009.

Lai, H., Kendall, M., Ferrier, H., Lindup, I., Alm, S., Hänninen, O., et al. Personal exposures and microenvironment concentrations of PM2.5, VOC, NO2 and CO in Oxford, UK. Atmospheric Environment, 38 (37) 6399-6410, 2004.

Maier, K., Alessandrini, F., Beck-Speier, I., Josef Hofer, T., Diabate, S., Bitterle, E., et al. Health Effects of Ambient Particulate Matter-Biological Mechanisms and Inflammatory Responses to In Vitro and In Vivo Particle Exposures. Inhalation Toxicology, 20 (3) 319-337, 2008.

Middelton, P. In: H.B. Singh and J. Nriager, Editors, Sources of Air Pollutants in Composition, Chemistry and Climate of Atmosphere, John Wiley and Sons, New York, 1995.

Pope, C., Dockery, D. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. Critical Review. J. Air & Waste Manage. Assoc, 6 709, 2006.

Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. Journal of the American Medical Association, 287 (9) 1132-1141, 2002.

Samet, J. What properties of particulate matter are responsible for health effects?, Inhalation Toxicology 12 (S1) 19–21, 2000.

Siersted, H.C., Gravesen, S. Extrinsic Allergic Alveolitis After Exposure to The Yeast Ehodotorula Rubra, Allergy, 48: 298-99, 1993.

Singh, H.B. and Zimmerman, P. Atmospheric distributions and sources of non methane hydrocarbons. In: J.O. Nriagu, Editor, Gaseous Pollutants: Characterisation and Cycling, Wiley, New York p. 235, 1992.

World Health Organisation (WHO), Air Quality Guidelines for Europe, second ed., WHO Regional Publications European Series No. 91, Copenhagen, 2000.

İÇ VE DIŞ ORTAM HAVASINDA UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLER VE İNCE PARTİKÜLER MADDE (PM2.5) SEVİYELERİNİN GÜN İÇİ DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ

Sibel MENTEŞE[1(*)], Gülen GÜLLÜ[2]

[1] Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çanakkale, 17020
[2] Hacettepe Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Ankara, 06800

ÖZET

İç ve dış ortam havasında kış ve yaz mevsimlerinde Ankara'da ölçülen Uçucu Organik Bileşikler (UOB) ve PM2.5 seviyelerinin gün içersindeki değişimleri çeşitli testler uygulanarak istatistiksel güven seviyesinde (p<0.05) saptanmaya çalışılmıştır. UOB seviyelerinin sabah (09:00-13:00) ve öğlen (13:00-17:30) ölçülen seviyelerinin arasında her iki mevsimde lineer regresyon analizine göre büyük benzerlikler saptanmıştır (kış mevsiminde r^2= 0.826 ve yaz mevsiminde r^2= 0.978). Ayrıca, UOB seviyelerinin sabah ve öğlen ölçülen değerleri arasındaki ortalama, standart sapma, medyan ve dağılım yönündeki ilişkileri bulmak için sırasıyla t-test, F-test, Mann-Whitney W test ve Kolmogorov Smirnov testleri uygulanmıştır. Ayrıca, gözelenen UOB türlerinin arasındaki ilişki de Spearman rank korelasyonu ile belirlenmiştir. PM2.5 konsantrasyonları saatlik olarak ölçüm yapıldığı için gün içi değişimi saatlik periyotlarda saptanmıştır. PM2.5 seviyeleri, ölçüm yapılan gün, mevsim ve ortama bağlı olarak, saatlik olarak belirgin farklılıklar göstermiştir.

Anahtar Sözcükler: İç hava kalitesi, dış hava kalitesi, PM2.5, Uçucu Organik Bileşikler, istatistiksel test.

GİRİŞ

İnce partiküler madde (PM2.5) ve Uçucu Organik Bileşikler (UOB) hava ortamında en sıklıkla ölçülen ve etkileri yönünden en öne çıkan iki hava kirletici türüdür. Yapılan çalışmalarda partiküler maddeden kaynaklanan hava kirliliği ile solunum yolları hastalıkları nedeniyle hastanelere başvuru ve ölüm vakaları arasında ilişki tespit edilmiştir (Pope ve Dockery, 2006; Maier vd., 2008). Hava ortamında bulunan partiküler madde (PM), farklı parçacık boyutuna ve kimyasal kompozisyona sahip partiküllerin karışımından oluşmaktadır. Kaba parçacıklar (>2.5 μm) daha çok mekanik prosesler sonucu oluşurken, ince partiküller (<2.5 μm, PM2.5) ve ultra ince partiküller (<0.1 μm) dizel yakıtların yanması gibi direk ortama atılabildikleri gibi gazların kimyasal reaksiyonları sonucu da oluşabilmektedir (US EPA, 2008). Seaton ve arkadaşları (2005), ince partiküllerin yüzey alanının daha geniş olması ve akciğerlerin uç noktalarına kadar ulaşabilmeleri nedeni ile sağlık etkileri açısından daha önemli olduklarına dikkat çekmektedir. İç ortamda sigara içimi veya ısıtma veya yemek pişirme gibi toz yayıcı bir aktivitenin gerçekleşmediği

[*] sibelmentese@gmail.com

durumda kişilerin aktiviteleri de ortama partikül yayılmasına sebep olmaktadır (Monn vd., 1997; Luoma ve Batterman, 2001; Fromme vd., 2007).

Uçucu Organik Bileşikler çok geniş bir bileşik grubunu kapsamakla beraber, iç ortam ve dış ortam havasında sıklıkla gözlenen ve hava kalitesi açısından dikkate alınan UOBler ise genellikle bazı parafinler ve benzenden başlayarak naftaline kadar olan bileşikleri (normal basınç altında kaynama noktası <250 ºC) kapsamaktadır (EU, 2004). UOBler hemen hemen her ortamda az veya çok miktarda bulunabilir. UOBlerin temel antropojenik kaynakları biyokütle yanması ve araç emisyonlarıdır (Kansal, 2009). UOBlerin iç ortamdaki seviyeleri olası insan aktiviteleri kadar bina malzemeleri ve solvent içeren tüketim malzemeleri gibi kaynaklarının bulunma yoğunluğuna bağlı olarak değişmektedir. UOB yönünden iç ortam hava kirliliğinin en önemli kaynakları: insan aktiviteleri, bina malzemeleri ve tüketici malzemelerinden kaynaklanan emisyonlar ve dış ortam havasından iç ortam havasına havalandırma vs. ile giriş olarak sıralanabilir.

Bu çalışmanın amacı, Ankara'da farklı iç ve dış ortamlarda yaz ve kış mevsimlerinde ölçülen UOB ve PM2.5 seviyelerinin istatistiksel olarak güven seviyesinde (p<0.05) gün içi değişimlerinin saptanması ve gözlenen UOB türleri arasındaki ilişkilerin belirlenmesidir.

YÖNTEM

Çalışma Ankara ilinin farklı bölgelerinde (Beytepe, Bahçelievler ve Dikimevi semtleri) yer alan iç ve dış ortamlardan yaz ve kış mevsimlerinde UOB ve PM2.5 konsnatrasyonları ölçülmüştür. UOB seviyeleri sabah (09:00-13:00) ve öğlen (13:00-17:00) olmak üzere iki periyotta; PM2.5 seviyeleri ise sabah 09:00 ila 17:00 saatleri arasında sürekli olarak ölçülmüştür.

PM2.5 ölçümleri, partikül madde konsantrasyonun anlık olarak otomatik kaydedilebildiği ışık saçılımı prensibine dayanan bir cihaz ile yapılmıştır (DATARAM 4, Thermo Electron).

UOB, Chromosorb 106 sorbenti ile doldurulmuş paslanmaz çelik thermal desorber tüpleri içerisine aktif örnekleme metodu ile toplanmıştır (US EPA, 1999). Toplanan örneklerin, Thermal Desorber-GC/FID sistemi kullanılarak analizi yapılmıştır. Pompaların debisi dijital kalibratör ile her örnekleme periyodu öncesinde test edilmiştir.

PM2.5 ve UOB ölçüm sonuçlarına göre Statgraphics istatistisel paket programı kullanılarak PM2.5 ve UOB seviyelerinin gün içi değişimi istatistiksel olarak araştırılmıştır. Bu amaçla; t-tes, F-test, Mann-Whitney W test, Kolmogorov Smirnov testi, Spearman rank korelasyonu ile Lineer regresyon analizi mevsimsel bazda tüm ölçüm sonuçlarını içeren veri setine uygulanmıştır.

TARTIŞMA

Gün İçi UOB Seviyeleri Ve Türleri Arasındaki İlişki

UOB seviyelerinin sabah (09:00-13:00) periyodunda ölçülen değerleri ile öğlen (13:00-17:00) periyodunda ölçülen değerleri arasındaki ilişki iç ve dış ortamda ölçüm yapılan tüm ortamlardaki UOB sonuçları karşılaştırılarak değerlendirilmiştir. Buna göre, yapılan korelasyon analizi neticesinde sabah ve öğlen periyodları arasında ölçülen UOB seviyeleri arasında kış döneminde (r^2 = 0.826) ve yaz döneminde (r^2 = 0.978) çok iyi ilişkiler bulunmuştur (p<0.05). Bu nedenle UOB seviyelerinin gün içersinde (sabah-akşam saatleri arasında) çok fazla değişim göstermediği söylenebilir. Qin ve arkadaşları (2007) Dallas'da dış havada yaptığı bir çalışmada 08:00-16:00 saatleri arasında bu çalışma sonuçlarına benzer olarak UOB seviyelerinin çok fazla değişmediğini; en büyük farklılığın 04:00'da ortaya çıktığını belirtmektedir. Benzer sonuçlara California'da yapılan bir çalışmada da rastlanmıştır (Gentner vd., 2009).

UOB seviyelerinin sabah ve öğlen ölçülen değerleri arasındaki ortalama, standart sapma, medyan ve dağılım yönündeki ilişkileri bulmak için sırasıyla t-test, F-test, Mann-Whitney W test ve Kolmogorov Smirnov testleri uygulanmıştır. Tablo 1'de bu testlere ait mevsimsel sonuçlar sabah ve öğlen ölçülen UOB veri çiftleri için pozitif yönde uyumlu olanların yüzde cinsinden sonuçları verilmektedir. Buna göre, farklı ortamlarda ölçülen UOB seviyeleri ortalama yönünden her ik mevsimde de büyük benzerlik göstermekte (>%90); standart sapma yönünden %50-60 civarında benzerlik göstermekte; medyan ve dağılım açısından yaz mevsimde çok benzer (%100), kış mevsiminde ise %60-70 civarlarında benzerlik göstermektedir.

Tablo 1. Gün içi UOB seviyelerinin ortalama, standart sapma, medyan ve dağılım açısından istatistiksel uyumu (%)

Mevsim	İstatistiksel uyum (%)			
	Ortalama	Standart sapma	Medyan	Dağılım
Yaz	100	56	100	100
Kış	92	43	60	68

Yaz döneminde toplanan tüm UOB örneklerinde gözlenen UOB türleri ve Toplam Uçucu Organik Bileşik (TUOB) seviyelerinin arasındaki ilişki Spearman rank korelasyonu yapılarak araştırılmıştır. Korelasyon tablosu Tablo 2'de verilmiştir. Tabloya göre TUOB ile TUOB İ/D (İç/Dış) oranı arasında (r= 0.74) ve hekzan ile TUOB arasında (r= 0.72) iyi ilişkiler bulunmaktadır. Hekzan, UOB türleri arasında en sık ve yüksek konsantrasyonda gözlenen UOB türü olarak bu çalışmada bulunmuştur. Bu nedenle hekzan'ın TUOB seviyeleri üzerinde istatistiki olarak da saptanan ilişkisi diğer UOB türleri arasında özel bir öneme sahip olmasına yol açmıştır. TUOB ve TUOB İ/D oranı arasında iyi bir ilişkinin bulunması ise, TUOB seviyelerine iç ortamın etkisinin önemli olduğunu göstermektedir. Toluen ile TUOB arasında (r= 0.58)

ve hekzan ile TUOB İ/D oranı arasında (r=0.57) ise ortalama ilişki bulunmuştur. Hekzan ile TUOB İ/D oranı arasında bulunan ilişki, hekzanın büyük oranda iç ortamdan kaynaklandığını göstermektedir. Tabloda verilen diğer UOB türleri arasında da anlamlı ilişkiler bulunmuştur (r<0.55).

Tablo 2. Yaz döneminde gözlenen UOB türleri arasındaki Spearman rank korelasyon katsayıları (r) [a,b]

Veri çifiti	r
TUOB İ/D oranı - TUOB	0.74
n-hekzan - TUOB	0.72
Toluen - TUOB	0.58
1,2-diClbenzen - n-dekan	0.57
TUOB İ/D oranı - n-hekzan	0.57
1,2-diClbenzen - naftalin	0.54
1,2-diClbenzen - TUOB	0.53
1,2-diClbenzen - toluen	0.50

[a] : $p<0.001$
[b] : n =105

Kış döneminde neredeyse tüm örneklerde yaz dönemine göre daha fazla sayıda ve daha yüksek konsantrasyonlarda UOB türü gözlendiği için yapılan Spearman rank korelasyonuna göre birçok UOB türünün arasında farklı derecelerde istatistiki ilişkinin olduğu, ayrıca bazı UOB türleri ile TUOB arasında da anlamlı ilişkilerin olduğu Tablo 3'den görülmektedir. Yaz dönemindeki korelasyon sonucuna benzer olarak, hekzan ve TUOB arasında iyi bir korelasyon (r= 0.77) bulunmuştur. Kış döneminde, yaz dönemine göre daha yüksek hekzan konsantrasyonlarının gözlenmesi nedeniyle hekzan konsantrasyonunun yüksek olmasının TUOB konsantrasyonuna pozitif katkısının olduğu istatistiksel olarak da ortaya çıkmıştır. Yine benzer olarak, hekzan ve TUOB İ/D oranı arasında iyi bir ilişkinin bulunması (r= 0.60), hekzanın temel kaynağının iç ortam olduğunu göstermektedir. Korelasyon analizinde ayrıca propilbenzen ve naftalin'in de TUOB seviyeleri ile pozitif ilişkisinin olduğu saptanmıştır (r= 0.51). 1-nonen ve 2-M-penten-2 arasında da pozitif ilişki (r= 0.51) bulunması kaynaklarının aynı olabileceğine işaret etmektedir. Hekzan; sıvı deterjan, parlatıcı ve diğer temizlik ürünlerinin içeriğinde (Knöppel ve Schauenberg, 1989; Sack vd., 1992), halojenli bileşikler de yine temizlik malzemelerinin içeriğinde olan bileşiklerdir (Nazaroff ve Weschler, 2004). n-dekan seviyelerinin tutkal ve boyama işlemi ile işkili olduğu belirtilmektedir (Lai vd., 2004). Mutfakta yemek pişirilmesi, fırın kullanımı gibi faaliyetlerin UOB seviyeleri üzerinde etkisi olduğu başka çalışmalar tarafından kanıtlanmıştır (Gokhale vd., 2008; Moriske vd., 1996).

Tablo 3. Kış döneminde gözlenen UOB türleri arasındaki Spearman rank korelasyon katsayıları (r) [a,b]

Veri çifiti	r
n-hekzan - TUOB	0.77
TUOB İ/D oranı - n-hekzan	0.60
Naftalin - TUOB	0.51
2-M-penten-2 - 1-nonen	0.51
n-propilbenzen - TUOB	0.51

[a] : $p<0.001$
[b] : n =114

Gün İçi PM2.5 Seviyeleri

PM2.5 seviyelerinin mevsimsel olarak değişimi her iki mevsimde ölçülen PM2.5 konsantrasyonlarının mekansal olarak ortalamalarının oranlanması yoluyla hesaplanmıştır. Buna göre kışın ölçülen PM2.5 seviyeleri ile aynı yerlerde ölçülen yaz dönemi PM2.5 seviyeleri arasında 1 ila yaklaşık 7 kat arasında fark olduğu belirlenmişitir. Benzer olarak, Boston'da evlerde yapılan kişisel PM2.5 maruziyeti çalışmasına göre, her ne kadar ortalama değer açısından benzer sonuçlar gözlense de, yapılan istatistiksel analize göre PM seviyesinin mevsim ile ilişkili olduğu saptanmıştır (Brown vd., 2009). Benzer bir çalışmada da kış döneminde daha yüksek PM2.5 seviyeleri bulunmuştur (Fromme vd., 2007). Yapılan rank korelasyonu testine göre kış mevsminde iç ortamdaki PM2.5 seviyelerinin sabah saatlerinden akşam saatlerine göre pozitif yönde değiştiği, yaz mevsiminde ise negatif yönde değiştiği ($p<0.001$) gözlenmekle beraber; ölçüm yapılan periyotlarda mekansal olarak geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. İspanya'da yapılan bir çalışmada PM2.5 konsantrasyonunun saatlik olarak değişim gösterdiği bulunmuştur (Querol vd., 2001). Yapılan bazı çalışmalarda ise PM seviyesinde değişime neden olabilecek kaynakların etkisi araştırılmıştır. Buna göre Selanik, Atina ve ABD'de yapılan çalışmalarda yemek pişirme ve sigara içiminin PM seviyesinde büyük artışlara neden olduğu bulunmuştur (Dermentzoglou vd., 2003; Diapouli vd., 2004; Leaderer vd., 1994). Yapılan bu çalışmalarda günlük profil çıkarılmadığı için PM2.5 seviyelerindeki salınımlar belirli bir veya birkaç kaynağın bir süreliğine etkili olması nedeni ile ortaya çıkabileceğine işaret etmektedir.

SONUÇLAR

UOB seviyeleri ve gözlenen türlerin gün içi değişimden ziyade mevsimsel farklılıklar gösterdiği sonucuna varılmıştır. Gözlenen bazı UOB türleri arasında da istatistiksel güven seviyesinde anlamlı benzerlikler saptanmıştır. UOB kaynaklarının araştırılmasına yönelik olarak, elde edilen bu sonuçların değerlendirilmesi faydalı olacaktır.

Partikül maddde seviyeleri, yaz mevsiminde havalandırmanın sıklıkla yapılması durumunda, dış ortam seviyesi ile benzer çıkmaktadır. Ancak kış

döneminde, ısınma amaçlı olarak havalandırmanın az yapılması, iç ortam kaynaklarından oluşan PM2.5 konsantrasyonunun iç ortamdaki insanların aktiviteleri ile havada süspanse olarak daha yüksek ölçüldüğü sonucuna varılmıştır. Bu nedenle, Kış/Yaz oranları 1'den büyük bulunmuştur.

TEŞEKKÜRLER

Bu proje TÜBİTAK tarafından desteklenmiştir. Proje no: 106Y185.

KAYNAKLAR

Brown, K.W., Jeremy, S., Helen, H., Suh, B., Petros Koutrakis A. Factors influencing relationships between personal and ambient concentrations of gaseous and particulate pollutants, Science of The Total Environment, 407 (12) 3754-3765, 2009.

Dermentzoglou, M., Manoli, E., Voutsa, D., Samara, C. Sources and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in fine indoor particulate matter of Greek houses. Fresenius Environmental Bulletin, 12 (12) 1511-1519, 2003.

Diapouli, E., Konstantinopoulos, P., Chaloulakou, A.N., Spyrellis, N. Indoor and outdoor PM concentrations at schools in Athens Area. Conference on Protection and Restoration of the Environment, vol. VII, 28 June—1 July 2004, Mykonos, Greece.

EU, 2004/42/EC of the European Parliament and Council on the Limitation of Emissions of Volatile Organic Compounds Due to the Use of Organic Solvents in Certain Paints and Varnishes and Vehicle Refinishing Products and Amending Directive 1999/13/EC 30.04.2004, L 143/87.

Fromme H., Dietrich S., Twardelle D., Heitmann D., Schiert R., Liebl B., Rüden H. Particulate Matter in The Indoor Air of Classromms-Exploratory Results From Munich and Surrounding, Atmospheric Environment, 41 854-66, 2007.

Gentner D, Harley R, Miller A, Goldstein A. Diurnal and Seasonal Variability of Gasoline-Related Volatile Organic Compound Emissions in Riverside, California. Environ. Sci. Technol., 43 4247-4252, 2009.

Gokhale, S., Kohajda, T., Schlink, U. Source Apportionment of Human Personal Exposure to Volatile Organic Compounds in Homes, Offices and Outdoors by Chemical Mass Balance and Genetic Algorithm Receptor Models, Science of the Total Environment, 407 122-138, 2008.

Kansal, A. Sources and reactivity of NMHCs and VOCs in the atmosphere: A review. Journal of Hazardous Materials, 166 (1) 17-26, 2009.

Knöppel, H., Schauenburg, H. Screening of household products for the emission of volatile organic compounds. Environment International, 15 413–418, 1989.

Lai, H., Kendall, M., Ferrier, H., Lindup, I., Alm, S., Hänninen, O., et al. Personal exposures and microenvironment concentrations of PM2. 5, VOC,

NO2 and CO in Oxford, UK. Atmospheric Environment, 38 (37) 6399-6410, 2004.

Leaderer, P.B. Koutrakis, P. Briggs L.K.S., Rizzuto, J. The mass concentration and elemental composition of indoor aerosols in Suffolk and Onondaga Countries, New York, Indoor Air 4 23–34, 1994.

Luoma, M., Batterman, S.A. Characterization of Particulate Emissions from Occupant Activities in Offices, Indoor Air, 11 35–48, 2001.

Maier, K., Alessandrini, F., Beck-Speier, I., Josef Hofer, T., Diabate, S., Bitterle, E., vd. Health Effects of Ambient Particulate Matter-Biological Mechanisms and Inflammatory Responses to In Vitro and In Vivo Particle Exposures. Inhalation Toxicology, 20 (3) 319-337, 2008.

Monn, C., Fuchs, A., Hogger, D., Junker, M., Kogelschatz, D., Roth, N., Wanner, H.U. Particulate Matter Less Than 10µm (PM 10) and Fine Particles Less Than 2.5µm (PM2.5): Relationships Between Indoor, Outdoor and Personal Concentrations, Science of the Total Environmental, 208 15-21, 1997.

Moriske, H.J., Drews, M., Ebert, G., Menk, G., Scheller, C., Schöndube, M., Konieczny, L. Indoor air pollution by different heating systems: coal burning, open fireplace and central heating, Toxicology Letters, 88 (1-3) 349-354, 1996.

Nazaroff, W.W., Weschler, C.J. Cleaning products and air fresheners: exposure to primary and secondary air pollutants. Atmospheric Environment, 38 (18) 2841-2865, 2004.

Pope, C., Dockery, D. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect, Critical Review. J. Air & Waste Manage. Assoc, 6 709, 2006.

Qin, Y., Walk, T., Gary, R., Yao, X., Elles, S. C2-C10 nonmethane hydrocarbons measured in Dallas, USA--Seasonal trends and diurnal characteristics. Atmospheric Environment, 41 6018-6032, 2007.

Querol X, Alastuey A, Rodriguez S, Plana F, Ruiz C, Cots N, et al. PM10 and PM2. 5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan Area, Catalonia, Spain, Atmospheric Environment, 35: 6407-6419, 2001.

Sack, T.M., Steele, D.H., Hammerstrom, K., Remmers, J. A survey of household products for volatile organic compounds, Atmospheric Environment, 26 1063–1070, 1992.

Seaton, A., Cherrie, J.,Dennekamp, M., Donaldson, K., Hurley, F., Tran, L. Occupational and Environmental Medicine, 62 355-362, 2005.
US EPA, "Particulate Matter", www.epa.gov/particles, Ulaşım tarihi Kasım 14, 2008.

US EPA. Compendium Method for the Determination of Organic Compounds in Ambient Air TO-17, EPA/625/R-96010b, 1999.

HAVA KİRLİLİĞİ VE BACKGROUND KİRLETİCİ KONSANTRASYONLARI

Sevda OCAK(*)

YYÜ Mühendislik-Mimarlık Fak. Çevre Müh. Böl., Zeve VAN, 65080

ÖZET

Hava kirliliği kontrol stratejilerinin geliştirilmesi ve etkilerinin belirlenebilmesi için uzun-süreli hava kirliliği ölçümlerinin yapılması ve ölçüm trendlerinin belirlenmesi oldukça önemlidir. Bu ölçümlerin hot spot (maksimum kirlilik) ve background (minimum kirlilik) noktalarında sürdürülmesi gerekmektedir. Böylece farklı bölgelerin birbirine etkileri ve yerel taşınımlar belirlenebilmektedir. Kent alanında lokal taşınımlar rüzgar yönüne göre değişim göstermektedir. Rüzgar altı bölgede (reseptör site) kirletici konsantrasyonu, rüzgar üstü bölge (background) konsantrasyonundan etkilenmektedir. Kimyasal reaksiyon olmadığı zaman, reseptör site kirletici konsantrasyonu, background konsantrasyonuna, emisyon seviyelerine ve karışma parametrelerine bağlı olarak değişim göstermektedir. Farklı çalışmalarda kriter hava kirleticilerinin kentsel ve kırsal alanlarda ölçümü farklı metotlarla yapılmıştır. Bu çalışmada, kent merkezi ve merkezden uzak alanlarda hava kirliliği seviyelerinin ve background kirletici konsantrasyonlarının ölçümünü dikkate alan araştırmalar incelenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Hava kirliliği ölçümü, Pasif örnekleme, Kriter kirleticiler, Background konsantrasyon

GİRİŞ

Endüstriyel faaliyetler, ısınma ve trafikten kaynaklanan emisyonların, insan ve çevre sağlığının korunması için kontrol altına alınması gerekmektedir. Böylece bu kirletici kaynakların atmosfere salınım yaparken gerekli ruhsatları elde etmeleri ve kendileri ile ilgili belli düzenlemelere uymaları gereklidir. Birçok endüstrileşen ve gelişen şehir, yılın bazı zamanlarında kötü hava kalitesi şartlarına maruz kalmaktadır. Dünyada büyük şehirlerde hava kalitesi yönetimi için bilgisayar esaslı karar destek sistemleri uygulanmaktadır. Karar destek sistemlerinin uygulanması önemli bir avantajdır.

Karar destek sistemleri hava kalitesi izlemi (monitoring), emisyon envanterleri, hava kalitesi modellemesini, hava kalitesi haritalarını kapsamaktadır. Böylece aksiyon planlarının değerlendirilmesi ve desteklenmesinde çeşitli kontrol stratejileri belirlenir. Karar destek sistemlerinin temel amacı hava kalitesi planlarına yardımcı olacak profesyonel araçları sağlayarak, yöneticiler için karar verme sürecini geliştirmektir. *AirWare, AirQuis ve EnviMan gibi basit hava kalite destek sistemleri, basit hava kalitesi dispersiyon modellerini kullanmaktadır.*

Hava Kalitesi yönetiminde, izleme aşağıda sıralanan amaçlar için yapılmaktadır:

* sevdaocak@yyu.edu.tr

●Hava Kalitesinin belirlenmesi için veri sağlamak
●Kentsel bölgelerde ve diğer alanlardaki uzun süreli kirlilik trendlerini gözlemek
●Hava Kalitesi Standartları ile karşılaştırma yapmak; gelişme veya uyumu belirlemek
●Kontrol stratejilerini geliştirme için veri sağlamak
●Kirletici kaynakların tayini ve hava kalitesine katkılarının belirlenmesi
●Hava Kirliliği episodlarının engellenmesinde acil kontrol planlarını tamamlanması için veri sağlamak
●Atmosferik birikim trendi için veri sağlamak
●Uygulanacak modellerin kalibrasyonu için veri üretilmesi

Günümüzde çok sayıda ülke manuel veya otomatik olarak hava kalitesi ölçüm ağına sahiptir. Çoğu gelişmiş ülkede, otomatik ölçüm ağı, 1970' lerden itibaren internete bağlı olarak işlev görmektedir. Dünya çapında sürdürülen hava kalitesi çalışmaları, Amerika ve Asya'da bazı merkezler hariç, SO_2 (kükürtdüoksit) miktarının düşen bir trende sahip olduğunu göstermiştir. NO_2 (azotdioksit) miktarının Dünya Sağlık Örgütü (WHO)' nun limit değerine ($40\mu g/m^3$) yakın seviyelerde devam ettiği ancak Beijing ve Kiev gibi şehirlerde limit değerinin üç katı daha yüksek olduğu belirlenmiştir. PM (partiküler madde) tüm Asya'da ve Latin Amerika'da (Tgucigalga ve Montevideo) ana problem olup 300 $\mu g/m^3$ değerini geçtiği açıklanmıştır (Demerijan, 2000; Zhang ve. Morawski, 2002).

Hava kalitesi ölçümlerinde, örnekleme sitelerinin sayısı ve konumu, örnekleme süresi, örnekleme peryotları, örnekleme frekansı, ölçülecek değişkenleri, nüfusa uygun gerekli örnek sayısı, ölçümün yapılma amacı ve mali kaynaklara göre değişmektedir (Brauer vd., 2002).

Toplanan örneklerde konsantrasyon ölçümlerinin doğru ve tam olarak yapılması oldukça önemlidir. Ölçümün tam (kesin) olması aynı örneğin aynı değeri üretip üretemeyeceği ile ilişkilidir. Ölçüm aynı hatayı tekrarlıyorsa, prosedür tekrarlandığında, konsantrasyon için aynı değeri üretmesine rağmen, ölçüm doğru olmayabilir. Eğer ölçümler doğru değil fakat tamsa, örnek için aynı hatayı gözlemeye devam edilir. Bununla birlikte ölçümler tam ve doğru ise, her ölçüm için doğru cevap alınır (Eagleman, 1991).

Hava Kirliliği Ölçümleri. Hava kalitesinin izlenmesi ve belirlenmesinde, pasif örnekleyiciler, aktif örnekleyiciler, otomatik analizörler, uzaktan algılayıcılar ve biyoindikatörler gibi muhtelif metodolojiler bulunmaktadır. SO_2 (kükürtdioksit), O_3(ozon), NOx (azotoksitler), CO (karbonmonksit), HC (hidrokarbon) için sürekli otomatik ölçüm yapan analizörler mevcuttur. Sürekli hava izleme programı CAMP tarafından Cincinnanti, Chiago, New Orleans'da 1960 lardan beri yapılan ölçümlerde birincil standartları aşıldığı belirlenmiştir. 1970' lerde de çoğu kirletici için farklı zaman ortalamalarına göre, yine birincil limit değerlerinin aşıldığı kaydedilmiştir (Lynn ve McMullen,1966). Kuveyt' te (Mansurya) CO, NO, NO_2, O_3 ve SO_2 nin sürekli otomatik ölçümleri, US EPA standartlarının aşıldığını göstermiştir. (Bouhamra ve Abdul-Wahab, 1999).

PM_{10} ölçümünde gravimetrik teknik, referans metotdur. PM_{10} kütle fraksiyonunu bir filtre üstüne toplayan bu metotta, filtre 24 saat bina dışı ortama (outdoor) maruz bırakılır, ancak partikül konsantrasyonu düşükse bu süre uzatılabilir. AB ülkeleri, referans metotlara sürekli uygunluk gösterebilecek, alternatif teknikleri de uygulamaktadırlar (Meyer vd., 2000).

Atmosferik partiküller çeşitli kaynaklardan oluşmaktadır. Bundan dolayı farklı morfolojik, kimyasal, fiziksel ve termodinamik özelliklere sahiptir. Yakma kökenli partiküller (is, kurum veya uçucu küller), fotokimyasal olarak oluşan partiküller (kent sisi), deniz spreylerinden oluşan tuz partikülleri, toprak kökenli tozlar olarak sıralamak mümkündür. Finlandiya (Kupio bölgesi) için PM_{10} verilerinin Harvard impaktör ile belirlendiği çalışmada ortalama PM_{10} konsantrasyonu 27.2μg/m^3 olarak bulunmuştur. PM_{10} seviyesine %46-48 toprağın, %12-18 ağır petrol ürünlerinin yakılmasının, %10-14 trafik eksozlarının, %11 odun yakılmasının, %15-25 belirlenemeyen kaynakların katkısının olduğu tahmin edilmiştir. (Hosiokangas vd., 1999). Partiküllerin fiziksel özelliklerine göre (kütlesel konsantrasyon, boyut dağılımı) ölçüm teknikleri zor ve pahalıdır. Bu ölçümler için partikül aralığı birkaç nm. den birkaç μm boyutuna kadar değişmektedir. Fiziksel özelliklerine göre TSP, PM_{10}, $PM_{2.5}$, PM_1 için ölçüm yöntemleri TEOM, QCM, BGT, IN, LS, PM, CAMM, RAMS, SMPS olarak sıralanabilir (Wilson vd., 2002; Zhang ve Morawska, 2002).

Kentleşme ve endüstrileşmeye bağlı olarak hava kalitesindeki değişiklerin belirlenmesinde uzun-süreli ölçümlerin yapılması ve trendlerin belirlenmesi gerekmektedir. Kirlilik azaltma kontrol stratejilerinin geliştirilmesi ve bu stratejilerin etkilerinin belirlenmesi için uzun-süreli trendlerin analiz edilmesi gerekmektedir. Uzun-süreli ölçümler, tüm kent alanı (kent merkezi ve gece-kondu bölgeleri) dikkate alınarak yapılmalıdır. Bölgesel ölçekte kirletici (SO_2, CO, NOx, HC, O_3, PM) etkilerinin daha iyi belirlenmesi için tüm kent alanında sürekli ölçüm ağı kurulması gerekmektedir. İsviçre'de kurulan hava kalitesi ölçüm ağında, 12 örnekleme noktası mevcut olup, istasyonların yarısı banliyö bölgelerinde yerleştirilmiştir. O_3, NOx, VOC, CO kirleticileri günde iki kez ölçüm alabilen, otomatik analizörler ile ölçülmüştür (Kuebler vd., 2001). Almanya (Erfurt bölgesinde) hava kalitesi çalışmaları için $PM_{2.5}$, PM_{10}, SO_2, NOx, CO kirleticileri sürekli otomatik metotlarla; partikül madde boyut dağılımı MAS (mobile aerosol spectrometre) ile; $PM_{2.5}$-PM_{10} ölçümleri Harvard-Morple impaktör ile; SO_2 UV- floresans monitor modeli AF21M ile; NOx kemiluminesans metodunu kullanan AC31M ile; CO Infrared absorbsiyon monitörü CO-Monitor Labs. ML8830 ile belirlenmiştir (Cyrys vd., 2003). SO_2, NO_2, O_3 kirleticilerin sürekli ölçümünde diğer bir teknik, düşük bakım masrafları ile arazi çalışmalarında dikkati çeken UV-DOAS (differential optical absorption spectroscopy) tekniğidir (Kim ve Kim, 2001; Chiu vd., 2005).

Background Kirletici Konsantrasyonları. Kent alanında bölgesel taşınımlar rüzgar yönüne göre değişim göstermektedir. Rüzgar altı (downwind) bölgede alıcı site kirletici konsantrasyonu, rüzgar üstü (upwind) bölge (arkazemin=background) konsantrasyonundan etkilenmektedir. Kimyasal reaksiyon olmadığı zaman, reseptör sitede kirletici konsantrasyonu, background konsantrasyonuna, emisyon seviyelerine ve karışma parametrelerine bağlı olarak değişim göstermektedir. Background konsantrasyonu sabit olduğunda, salınan iki türün oranı, her iki tür içinde aynı atmosferik şartlar mevcut olduğundan, sabit kalmaktadır. Sonuç olarak, background konsantrasyonu sabit olduğunda; reseptör bir sitede salınan iki türün konsantrasyon oranı, ayrı ayrı emisyonların oranı ile belirlenir. Bu emisyon oranı, ölçülen konsantrasyon çiftinin lineer korelasyonun eğimi olarak

hesaplanır. Yeni Delhi' de CO/NOx ~50, SO_2/NOx~0.6 olarak belirlenmiştir (Aneja vd., 2001). Çin'in Tai O kırsalında ise CO/NOx ~9.2 olarak belirlenmiştir (Wang vd., 2003). Almanya (Ausburg) bölgesinde ise CO, HC kirleticileri için background konsantrasyonunda mevsimlik değişmeler göstermiştir. Kış sonu CO background konsantrasyonu 210ppb, yaz sonu 130ppb olarak belirlenmiştir. Toplam CO seviyesine background konsantrasyonunun önemli bir katkısı olduğu görülmüştür (Klemp vd., 2002).

Bölgesel background konsantrasyonlarını belirlemek için iki farklı yaklaşım mevcuttur. Bunlardan birincisi, araştırılan bölgeye yakın bir alanda direk ölçüm yapmaktır. İkinci yaklaşım ise modeller kullanılarak, background konsantrasyonunun tahmin edilmesidir (Larson vd., 1996). Çevre background konsantrasyonunu bilmek, kirletici kaynakların çevre havasına katkısının bulunmasında önemlidir. Venegas ve Mazzeo (2006), DAUMOD ve ISCST3 modellerini kullanarak, CO ve NOx background konsantrasyonlarını tahmin etmiştir. Model tahminleri ölçüm değerleri ile istatistiksel olarak karşılaştılarak, her iki kirletici için model tahminlerinin ölçüm değerleri ile iyi bir uyum içinde olduğu bulunmuş, ortalama CO konsantrasyonunun 4.5ppm, NOx konsantrasyonunun ise 0.42mg/m^3 olduğu belirlenmiştir. Wang vd. (2009), GEOS-CHEM modelini kullanarak, yaz mevsimi 8-saatlik background ozone konsantrasyonlarını Kuzey Amerika için ortalama 26±8ppb olarak tahmin etmiştir. Kanada ve Meksika'da rüzgaraltı bölgede, 33ppb pik değerine ulaştığı hesaplanmıştır.

Trafik kaynaklı kirliliğin background konsantrasyonunun belirlenebilmesinde, bir otoyol tamamen trafiğe kapatılarak, rüzgaraltı ve rüzgarüstü bölgelerde eşzamanlı ölçümler yapılmıştır. Background konsantrasyonu rüzgar hızı ve yönüne bağlı olarak değişim göstermektedir. Rüzgar hızının en düşük olduğu zamanlarda, background konsantrasyonu en yüksek olarak belirlenmiştir. PM_{10} kirleticisinin takip edildiği çalışmada, ortalama PM_{10} değeri 27μg/m^3 olarak, rüzgarüstü ve rüzgaraltı konsantrasyon farkı 5 μg/m^3 olarak belirlenmiştir. (Rosenbohm vd., 2005). Danimarka'nın üç büyük şehrinde de background konsantrasyonları ve şehir merkezi konsantrasyonlarının yürütüldüğü çalışmada, NO, NO_2, SO_2, O_3, TSP kirleticileri için sürekli olarak otomatik ölçümler yürütülmüştür. SO_2 için kent ve kırsal alan seviyeleri hemen hemen yakın bulunmuştur. Bu durum, dizel yakıtlardan kükürdün giderilmesi, tedrici olarak fosil yakıtlardan doğalgaza geçilmesi, evsel ısınma için merkezi ısınmaya geçilmesi hususundaki uygulanan politikaların sonucu olarak yorumlanmıştır. Kırsal bölgede 24 saatlik ortalama background konsantrasyonu 2.1 μg/m^3, üç farklı şehir merkezinde 7.5 μg/m^3, 2.8 μg/m^3, 3 μg/m^3 olarak tayin edilmiştir. SO_2 için limit değer ise 80 μg/m^3 olarak verilmiştir (Kemp ve Palmgren, 1996).

Lau vd. (2008), araç emisyonlarının hava kalitesine katkısını bulmak amacıyla Hong-Kong kent merkezinde üç yol kenarı, üç background ve bir kırsal izleme istasyonunda NO_2, NO, PM, SO_2 kirleticilerini ölçmüştür. Tüm kirleticilerin yol kenarı ve background konsantrasyonlarının birbirleri ilişkili olduğu ve günlük NO_2, NO, PM konsantrasyonlarının trafik yoğunluğuna bağlı olduğu belirlenmiştir.

Hava kalitesi ölçüm ağını optimize edebilmek yada planlayabilmek için farklı metotlar geliştirilmiştir. Ölçüm istasyonları için en iyi lokasyonların belirlenmesinde; ön değerlendirme, pasif difüzyon örnekleyicilerin kullanımı,

uzaysal interpolasyon ve izlem istasyonları için en iyi yerin seçilmesi basamaklarını içeren bir metot öngörülmüştür (Lozano vd., 2009).

Pasif örnekleme. Pasif örnekleme, çevresel maruziyet çalışmalarının değerlendirilmesinde kriter kirleticiler (SO_2, NOx, NH_3, VOC ve O_3) için artan bir şekilde kullanılmaktadır (Krupa vd., 2000; Thöni vd., 2003, Özden vd., 2008). Pasif örnekleme aygıtları, örneklemenin kolaylığı, düşük işlem maliyeti, sürekli ölçüm monitor sonuçları ile yüksek korelasyon sağlaması, arazide elektrik ihtiyacının olmaması nedeniyle tercih edilmektedir. Kirleticilerin uzaysal dağılımı için bilgi toplanması amacıyla çok sayıda pasif örnekleme ünitesi eşzamanlı olarak kullanılabilir. Pasif örnekleme tüplerinin performansının belirlenmesi ve ölçüm yöntemlerinin karşılaştırılması amacıyla NO_2, NOx ve O_3 kirleticileri background, trafiğin yoğun olduğu alanlarda izlenmiştir. NO_2 pasif örnekleyicilerin, kemilunesans analizörü ile uyum içinde olduğu görülmüştür. O_3 difüzyon örnekleyicisi özellikle sıcak hava şartlarında otomatik UV analizöründen çok yüksek değerler verdiği görülmüştür (Vardoulakis vd., 2009). Kırsal bölge veya background bölgelerdeki kirleticileri izlemek amacıyla Çin'de dokuz farklı kentte bir yıl boyunca aylık periyotlarla pasif örnekleyicilerle SO_2, NO_2, NH_3 kirleticileri ölçülmüştür. Her gaz türü için iki tüp örneği, saha şahiti ve laboratuvar şahitleri kullanılmıştır. Örnekler ve şahitler ekstrakte edildikten sonra analiz edilmiştir. NO_2 spektrofotometre de, SO_2 ve NH_3 ise iyon kromotografide analiz edilmiştir. Aynı noktalarda in-situ analizörlerle yapılan kirletici ölçümleri, pasif örnekleme ölçümleri ile istatiksel olarak ilişkilendirilmiştir. Regresyon katsayıları (R^2) SO_2 ve NO_2 için sırasıyla 0.76 ve 0.63 olarak hesaplanmıştır (Meng Z-Y, vd., 2010).
Aberdeen Limanında emisyon envanteri ve hava kalitesi izleme çalışmaları beraber yürütülmüştür. 10 izleme istasyonunda VOC, NO_2 ve SO_2 kirleticileri pasif örnekleme ile CO ve PM_{10} ise aktif örnekleme ile belirlenmiştir. NO_2 spektrofotometrik olarak belirlenmektedir. 14 günlük maruziyet için tespit etme limiti 5ppb, 40ppb de doğruluk %8, tutma sabiti 2.6ng/ppm.dk olarak verilmiştir. SO_2 için ise tutma sabiti 2.6µg/ppm.dk, 20ppb de doğruluk %10, dedeksiyon limiti ise 10ppb olarak verilmiştir. SO_2 iyon kromotografi ile belirlenmektedir. Emisyon envanteri çalışması kamyonların toplam emisyona katkısının küçük olduğu, ro-ro gemilerinin ise limandaki emisyonlara katkısının büyük olduğu ancak tüm kent dikkate alındığında ise limandan kaynaklanan miktarın küçük olduğu açıklanmıştır (Marr vd., 2007).

Pasif örnekleme de anlık veri yerine ortalama veri üretilmektedir (De Santis vd., 2003). Trafik kaynaklı NOx için NOx-difüzyon tüpü ve HC için termal desorpsiyon tüpü kullanılarak, background konsantrasyonunun hava kalitesine etkileri incelenmiştir. Kirleticiler uzun-süreli ortalama değerler olarak verilmiştir. NOx için kullanılan pasif difüzyon tüpünden alınan veri, aynı anda aynı süre için kemiluminesent analizörü ile elde edilen verilerle kıyaslandığında %24 oranında belirsizlik bulunmuştur. HC difüzyon tüpü için belirsizlik %10 olarak tahmin edilmiştir (Owen, 2005).

SONUÇ

Kentleşme ve endüstrileşmeye bağlı olarak hava kalitesindeki değişiklerin belirlenmesinde uzun-süreli ölçümlerin yapılması ve trendlerin belirlenmesi gerekmektedir. Kentsel alanlarda ve kent dışı alanlarda hava kalitesinin

izlenmesi ve belirlenmesinde, pasif örnekleyiciler, aktif örnekleyiciler, otomatik analizörler gibi farklı yöntemler kullanılmaktadır. Bu çalışmada, kent merkezi ve merkezden uzak alanlarda hava kirliliği seviyelerinin ve background kirletici konsantrasyonlarının ölçümünü dikkate alan araştırmalar incelenmiştir.

KAYNAKLAR

Aneja, V.P., Agarwal, A., Roelle, P.A., Philips, S.B., Tang, Q., Watkins, N., Yablonsky, R. Measurements and analysis of criteria pollutants in New Delhi India, Environmental International 27 (1) 35-42, 2001.

Bouhamra, W.S., Abdul-Wahab, S.A. Description of outdoor air quality in a typical residential area in Kuwait", Environmental Pollution 105 (2) 221-229, 1999.

Brauer, M., Ewans, J. S, Floring, H. K. Phonsoon, K., Saksena, S., Song, G. Policy uses of particulate exposure estimates, Chemosphere 49 (9) 947-959, 2002.

Chiu, K.H., Srec, U., Tseng, S.H., Wu, C-H., Lo, J-G. Differential optical absorption spectrometer measurment of NO_2, SO_2, O_3, HCHO and aromatic volatile organics in ambient air of Kaohsiung Petroleum Refinery in Tawian", Atmospheric Environment 39 (5) 941-955, 2005.

Cyrys, J., Stölzel, M., Heinrich, J., Kreyling, W. G., Menzel, N., Wittmaack, K., Tuch, T., Wichmann, H. –Erich. Elemental composition and source of fine and ultrafine ambient particles in Erfurt, Germany, The Science of The Total Env., 305(1-3) 143-156, 2003.

Demerjian, K.L. A review of national monitoring networks in North America, Atmospheric Environment , 34 (12-14) 1861-1884, 2000.

De Santis, F., Vazzana, C., Menichelli, S., Allegrini, I., Morimoto S. Ozone monitoring in the polar troposphere using a new diffusion sampler, Phys. Chem. Earth 28 (!!) 1213–1216, 2003.

Eagleman, J.R. Air Pollution Meteorology, Trimedia Publishing Company, Kansas, 1991.

Hosiokangas, J., Ruuskanen, J., Pekkanen, J. Effects of soil dust episodes and mixed fuel sources on sources apportionment of PM_{10} particles in Kupio, Finland, 33 (23) 3821-3829, 1999.

Kemp, K., Palmgren F. The Danish urban air quality monitoring program: objectives and results, The Science of the Total Env. 189-190, 27-34, 1996.

Kim, K-H., Kim, M-Y. Comparison in a open path differential optical absorption spectroscopy system and conventional ın situ monitoring system on

the basis of long-term measurements of SO_2, NO_2, and NO_3, Atmospheric Environment 35 (24) 4059-4072, 2001.

Klemp, D., Mannschreck, K., Pätz, H. W., Habram, M., Matuska, P., Slemi F. Determination of antropogenic emission ratios in the Ausburg area from concentration ratios: results from long-term measurements, Atmospheric Environment 36 (1) 61-80, 2002.

Kuebler, J., Bergh, H., Russell, A. G. Long-term trends of primary and secondary pollutant concentration in Switzerland and their response to emission controls and economic changes, Atmospheric Environment 35 (8) 1351-1363, 2001.

Krupa, S.V., Legge, A.H. Passive sampling of ambient, gaseous air pollutants: an assessment from an ecological perspective, Environ. Pollution 107 (1) 31–45, 2000.

Larson, T., Moseholm, L., Slater, D., Cain, C. Local background levels of CO in urban area, Transportation Research 30 (6) 399-413, 1996.

Lau, J., Hung, W.T., Cheung, C.S., Yuen D. Contributions of roadside vehicle emissions to general air quality in Hong Kong, Transportation Research Part D 13 (1) 19–26, 2008.
Lozano A., Usero J., Vanderlinden E., Raez J., Contreras J., Navarrete B. Air quality monitoring network design to control nitrogen dioxide and ozone, applied in Malaga, Spain, Microchemical Journal 93 (2) 164–172, 2009.

Lynn, D.A., McMullen T.B. Air pollution in six major cities as measured by CAMP", Journal of Air pollution Control Assoc., 16(4), 186-190, 1966.

Marr, I.L., Rosser, D.P., Meneses, C.A. An air quality survey and emissions inventory at Aberdeen Harbour, Atmospheric Environment 41 (30) 6379–6395, 2007.

Meng, Z-Y., Xu, X-B., Wang, T., Zhang, X-Y., Yu, X-L., Wang S-F., Lin, W-L., Chen, Y-Z., Jiang, Y-A., A, X-Q., Ambient sulfur dioxide, nitrogen dioxide, and ammonia at ten background and rural sites in China during 2007-2008, Atmospheric Environment, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.04.008.

Meyer, M.B., Patashnick, H, Ambs J. L., Rupprecht E. Development of a sample equilibrium system for the TEOM continuous PM monitor, Journal of The Air and Waste Management Assoc., 50 (8) 1345-1349, 2000.

Owen, B. Air quality impact of speed-restriction zones for road traffic, Science of The Total Env. 340 (1-3) 13-22, 2005.
Özden, Ö., Döğeroğlu, T., Kara, S. Assessment of ambient air quality in Eskişehir, Turkey, Environment International 34 (5) 678–687, 2008.

Rosenbohm, E., Vogt, R., Scheer, V., Nielsen, O. J, Dreiseidler, A., Baumbach, G., Imhof, D., Baltensperger, U., Fuchs, J., Jaeschke, W. Particulate size

distrubitions and mass measured at a motorway during the BABII campaign, Atmospheric Environment 39 (31) 5659-5709, 2005.

Thöni, L., Seitler, E., Blatter, A., Neftel, A. A passive sampling method to determine ammonia in ambient air, J. Environ. Monit. 5 96–99, 2003.

Vardoulakis, S., Lumbreras, J., Solazzo, E. Comparative evaluation of nitrogen oxides and ozone passive diffusion tubes for exposure studies, Atmospheric Environment 43 (16) 2509–2517, 2009.

Venegas, L.E., Mazzeo, N.A. Modelling of urban background pollutionin Buenos Aires City (Argentina), Environmental Modelling & Software 21 (4) 577–586, 2006.

Wang, T., Poon, C.N., Kwek, Y.H., Li, Y.S. Characterizing the temporal variability and emission patterns of pollution plumes in the Pearl River Delta of China, Atmospheric Environment 37 (25) 3539-3550, 2003.

Wang, H., Jacob D. J., Le Sager, P., Streets, D. G., Park, R. J., Gilliland, A.B., Van Donkelaar, A. Surface ozone background in the United States: Canadian and Mexican pollution influences, Atmospheric Environment 43 (6) 1310–1319, 2009.

Wilson, W.E., Shuh, H.H. Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies, Journal of The Air and Waste Management Association 47 (12) 1238-1248, 1997.

Zhang, J. I, Morawski, L. Combustion sources of particles: 2.emission factors and measurements methods, Chemosphere 49 (9) 1059-1074, 2002.

İSTANBUL'DA OTOYOL KENARINDA PM_{10}, $PM_{2.5}$ VE PM_1'IN TOPLAM VE SUDA ÇÖZÜNEN METAL İÇERİKLERİNİN BELİRLENMESİ

Burcu ONAT(*), Ülkü ALVER ŞAHİN, Ayça EROL, Mahmut BACACI, Vildan ŞAHİN

İstanbul Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34320,Avcılar, İstanbul

ÖZET

Trafik kaynaklı hava kirlenmesi son yıllarda en önemli hava kirliliği sorunlarından biri haline gelmiştir. Partikül madde trafiğin yoğun olduğu çevrelerde üç farklı kaynaktan havaya yayılmaktadır: (1)taşıt egzozları (2)yerden havalanan tozlar (3)tekerlek, fren sistemi gibi kısımlarda aşınmadan dolayı açığa çıkan partiküller. Partikül madde içinde bulunan metaller boyutlarına bağlı olarak solunum sisteminde farklı bölgelerde tutulurlar. Toksikolojik çalışmalar, solunabilir partikülün yapısında bulunan iz metallerin solunum ve kardiyovasküler sistemde inflamasyona sebep olduğunu göstermiştir. Bu çalışmada Ekim 2009-Mart 2010 tarihleri arasında İstanbul'da D-100 otoyolu kenarında 24 saat süre ile gravimetrik toz örnekleme sistemi (Thermo Partisol-FRM Model 2000) kullanılarak PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 örneklemeleri yapılmıştır. Toplanan toz örneklerinde suda çözünen ve çözünemeyen As, Cd, Cr, Cu, Ni, Mn ve Pb metallerinin miktarları belirlenmiştir. Analizler 2 aşamada yapılmıştır. Birinci aşamada; tartımı yapılan filtreler erlenler içine koyularak 10 ml ultra saf su eklenmiş, çalkalayıcı inkübatörde 1 saat karıştırma işlemi uygulanmıştır. Daha sonra üst fazdan alınan örnekte suda çözünen metallerin analizi yapılmıştır. İkinci aşamada; geriye kalan filtre+saf su karışımı üzerine HNO_3, H_2O_2, HCl, ve HF'den oluşan asit çözeltisi eklenerek mikrodalgada ayrıştırma işlemine tabi tutulmuştur. Elde edilen ekstrakt süzüldükten sonra suda çözünmeyen metallerin analizi yapılmıştır. PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 konsantrasyonlarının ortalama ve standart sapma değerleri sırasıyla 95,7±52,3, 55,5±30,7 ve 35,9±28,8 olarak bulunmuştur. PM_{10} fraksiyonunda Pb ve Cr'nin suda çözünebilen oranı <%10 iken As için >%50 olarak saptanmıştır. As'nin çözünürlüğü PM fraksiyonu küçüldükçe azaldığı ($PM_{2.5}$ için %25, PM_1 için %16), Mn'ın da tüm fraksiyonlarda yüksek oranda (%25-%42) suda çözünebilir olduğu görülmüştür.

Anahtar Sözcükler: Trafik, toplam metal, suda çözünen metal, PM_{10}, $PM_{2.5}$, PM_1.

* bonat@istanbul.edu.tr

GİRİŞ

Trafik, İstanbul gibi nüfusu 10 milyondan fazla olan metropol şehirlerde önemli bir hava kirliliği kaynağıdır. Trafik kaynaklı hava kirleticiler özellikle trafiğin yoğun olduğu bölgelerde yüksek değerlere ulaşarak, yol kenarında veya yakınında oturan ya da bu bölgelerde zaman geçiren kişilerde önemli sağlık etkilerine sebep olmaktadır (Laden vd., 2000; Chen vd., 2009). Yol kenarında yaşayan kişilerde kalp dolaşım sistemi hastalıklarından kaynaklanan ölüm oranlarının yüksek olduğu görülmüştür (Hoek vd., 2000). Trafik kaynaklı en önemli hava kirleticileri partikül madde, karbon monoksit, azot oksitler, benzen, siyah duman, elementel ve organik karbon'dur. Trafiğin yoğun olduğu çevrelerde taşıt egzozundan verilen kirleticiler trafik kaynaklı kirliliğin en önemli kısmını meydana getirir. Bunun yanında taşıtların yerden havalandırdığı tozlar ve taşıtın fren yapması ve tekerleklerin hareketi nedeniyle meydana gelen aşınma sonucu da hava kirleticiler etrafa yayılmaktadır.

Olumsuz sağlık etkilerinin oluşmasında PM10 ile karşılaştırıldığında ince partikül maddenin etkisi daha fazladır (Pope, 2000). İnce partikül maddenin 1 mikrondan küçük partikül fraksiyonunun insan sağlığına olumsuz etkilerinin önemi anlaşıldığından beri son yıllarda PM1'in kütle konsantrasyonunun belirlenmesi konusunda çalışmalar yapılmıştır (Lin ve Lee, 2004; Branis vd., 2005; Cheng vd., 2006; Yin ve Harrison, 2008; Choi, ve Choi, 2008) Ancak PM1'in kimyasal karakterizasyonu konusunda yapılan çalışmalar oldukça sınırlıdır (Ariola vd., 2006; Mazzei vd., 2008, Perez vd., 2008; Caggiano vd., 2010) İstanbul'da Erol ve arkadaşları tarafından (2010) yapılan bir çalışmada PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 filtreleri üzerinde toplanan tozların dizel araç kaynaklı siyah partikül oranını tespit etmek amacıyla reflektans yöntemiyle absorpsiyon katsayıları belirlenmiş, partikül boyutu küçüldükçe reflektans değerleri ile PM korelasyon değerlerinin arttığı görülmüştür. Korelasyon değerleri (r) PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 için sırasıyla 0.56, 0.69 ve 0.87 olarak bulunmuştur.

Trafik kaynaklı PM ile metaller arasında bir ilişki vardır. Mn, Fe, Cu, Zn, As ve Pb gibi bazı metallerin ise dizel araçlardan kaynaklanan siyah partiküller (siyah duman) ile arasında kuvvetli bir korelasyon tespit edilmiştir (Laden vd., 2000). Pek çok epidemiyolojik çalışmada, ortam havasında bulunan PM'in özellikle kalp ve akciğer gibi organları etkileyen hastalıkları (KOAH, astım, vb.) bulunan kişilerde ölüm ve hastalığa yakalanma vaka sayısını arttırdığı rapor edilmiştir. Yanma kaynaklı PM, canlılarda biyolojik olarak kullanılabilen (bioavailable-suda çözünebilen) metaller içermektedir (Costa ve Dreher, 1997). Laboratuvarda hücre dışında ve hayvanlarda canlı dokularda yürütülen çalışmalarda PM'in özellikle suda çözünebilen metal içeriğinin zararlı etkileri ortaya konmuştur. Şehir tozunda bulunan çeşitli metallerin akciğer toksisitesinin belirlenmesi konusunda yapılan araştırmalarda aynı miktardaki Zn ve Cu'ın, Ni, Pb ve V'ye nazaran akciğerlerde daha fazla hasara sebep olduğu tespit edilmiştir (Preditis ve Adamson, 2002). Redoks aktif metaller (özellikle ince partikül içinde veya yüzeyinde bulunan), reaktif oksijen türlerinin oluşmasında çok önemli bir rol oynamakta, dolayısıyla PM'in sebep olduğu kötü sağlık etkileri ortaya çıkmaktadır. Metallerin çözünürlüğü ve reaktifliği PM'in toksisitesini etkilemektedir (Karthikeyan vd., 2006). Bu nedenle PM'in toplam ve suda çözünebilir iz metal fraksiyonlarının

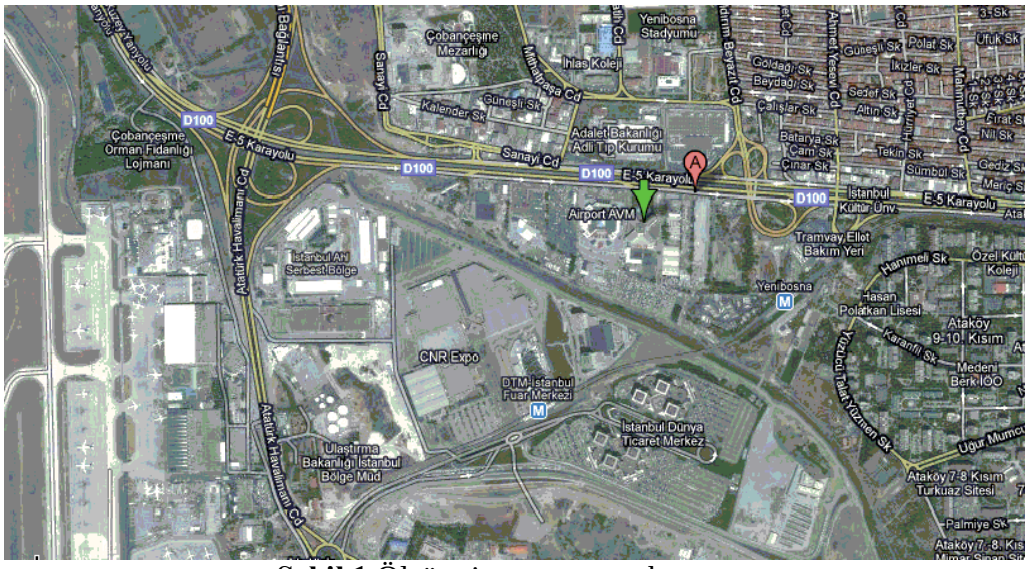
belirlenmesi, PM'in insan sağlığı ve çevreye verebileceği potansiyel etkilerin anlaşılabilmesinde büyük önem taşımaktadır.

Bu çalışmada, İstanbul'da trafiğin yoğun olduğu D100 otoyolu kenarında örneklenen farklı boyutlardaki PM'in gravimetrik ve kimyasal analizi yapılmış, suda çözünebilir ve toplam metal içerikleri belirlenmiştir.

YÖNTEM

Çalışma Bölgesi

Bu çalışmada, filtre örnekleri İstanbul-Yenibosna'da trafiğin yoğun olduğu D100 otoyolu kenarında toplanmıştır. Ölçüm istasyonu İstanbul Kültür Üniversitesi Ataköy Kampüsü'nün bahçesine kurulmuştur (Şekil 1). Ölçüm noktası D100 karayoluna 25m, Yenibosna İETT garajına 500m, Atatürk Havaalanı'na 2 km ve Airport Alışveriş Merkezi'ne 100m mesafededir.

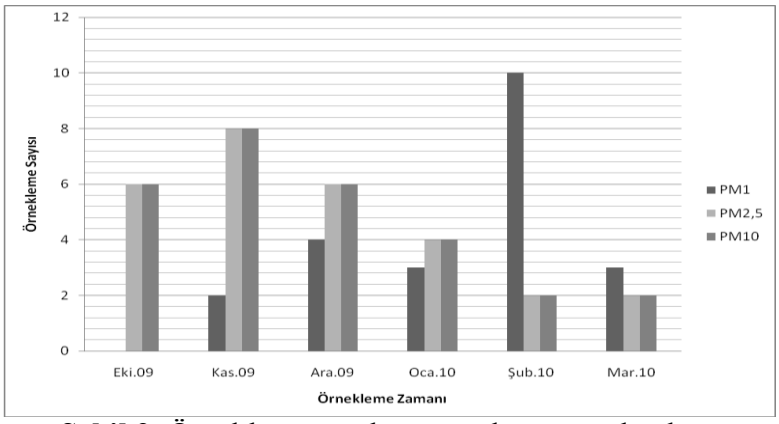


Şekil 1.Ölçüm istasyonunun konumu

PM Örneklemesi ve Gravimetrik Analiz

PM örneklemeleri 24 saat süre ile yapılmıştır. 13 Ekim 2009-16 Mart 2010 tarihleri arasında 28 adet PM_{10}, 28 adet $PM_{2.5}$ ve 22 adet PM_1 örneği toplanmıştır. Örnekleme sayılarının aylara göre dağılımı Şekil 2'de verilmiştir. Alınan tüm örneklerin PM kütle konsantrasyonları ve toplam ve suda çözünebilir miktarları belirlenmiştir.

PM örneklemesi EPA referans metoduna göre çalışan PARTISOL-FRM MODEL 2000 AIRSAMPLER cihazı ile yapılmıştır. Örnekleme için 47 mm çaplı cam yünü (glassfiber) standart filtreler kullanılmıştır. Cihaz PM_{10} ve $PM_{2.5}$ örneklemesi için 16,7 lt/dk, PM_1 örneklemesi için 15 lt/dk'lık akış hızlarında çalıştırılmıştır. Örnekleme sonrası filtreler 50 mm'lik plastik petri kaplarına konarak laboratuarda 48 saat süre ile 20±1°C sıcaklık ve %50±5 nem koşullarında şartlandırma işlemine tabi tutulmuştur. Filtrelerin tartımı örnekleme öncesi ve sonrası RADWAG marka 0,00000 gr hassasiyetli terazi ile yapılmıştır. Filtreler üzerinde toplanan toz miktarı belirlenmiş ve kütlesel konsantrasyonları hesaplanmıştır.



Şekil 2. Örnekleme sayılarının aylara göre dağılımı

Metal Analizleri

Suda çözünebilen metalleri belirleyebilmek için filtreler erlenlere konmuş ve üzerine 10 ml ultra saf su eklenmiştir. 24°C ve 200 rpm'e ayarlanmış çalkalayıcı inkübatör'de 1 saat süre ile karıştırılmıştır. Bu karışımın üst fazı şırınga ile 0,45 µm filtreden geçirilerek alınmış ve metal analizi için polipropilen numune kaplarına konmuştur.

Asitte çözünen metalleri belirleyebilmek için erlende kalan filtre+su karışımı mikrodalga kabına aktarılmış ve üzerine 5ml HNO_3, 1ml H_2O_2, 2 ml HF, 2 ml HCL eklenmiştir. Mikrodalga cihazına yerleştirilerek Tablo 1'de verilen programa göre ayrıştırma işlemi yapılmıştır. Asitte çözünen metallerin analizi için örnekler falcon tüpüne aktarılarak %0,2 HNO_3 ile 25 ml ye tamamlanmıştır. Metal analizleri için Atomik Absorbsiyon AAS 600 cihazı (Perkin Elmer marka) kullanılmıştır.

Tablo 1. Filtrelerin ayrıştırılmasında kullanılan mikrodalga programı

Ayrıştırma kademesi	Güç (Watt)	Isınma süresi (dakika)	Sıcaklık (ºC)	Bekletme süresi (dakika)
1.Aşama	600	15	160	10
2.Aşama	1200	5	170	15
3.Aşama	1200	5	185	30

Meteorolojik Data

PM örneklemesinin yapıldığı süre boyunca örnekleme yapılan bölgedeki meteorolojik koşullar takip edilmiştir. Atatürk Hava Limanında sürekli sıcaklık, basınç, bağıl nem ve rüzgar hızı ve yönü parametreleri ölçülmektedir. Bu parametrelerin takibi http://meteo.infospace.ru/main.htm adresinden yapılmış ve her örnekleme süresi için kaydedilmiştir.

SONUÇLAR

Partikül Kütle Konsantrasyonları

Otoyol kenarında örneklenen PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 filtrelerinin kütle konsantrasyonlarının istatistiksel değerleri Tablo 2'de verilmiştir. Sonuçların dağılımına bakıldığında verilerin geniş bir aralıkta değiştiği ve özellikle $PM_{2.5}$ ve PM_1 seviyelerinin yüksek olduğu görülmektedir. Perez ve arkadaşları (2008) tarafından Barselona-İspanya'da yapılmış bir çalışmada PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 seviyeleri sırasıyla 41, 28 ve 20 $\mu g/m^3$ olarak bulunmuştur. Tito Scalo-Güney İtalya'da az sayıda endüstrinin bulunduğu bir bölgede yapılan çalışmada ise PM_1 konsantrasyonunun 0.3-55 $\mu g/m^3$ arasında değiştiği belirtilmiş, PM_1'in ortalama ve standart sapma değerleri sırasıyla 8 $\mu g/m^3$ ve 7 $\mu g/m^3$ olarak tespit edilmiştir (Caggiana vd, 2010). Cheng ve arkadaşları (2006) tarafından Hong Kong'ta yürütülen çalışmada yol kenarında örnekleme yapılmış, PM_1, $PM_{2.5}$ ve PM_{10} konsantrasyonları ortalama ve standart sapma değerleri sırasıyla 44.5±18.4, 55.4±25.5 and 81.3±37.7 $\mu g/m^3$ bulunmuştur. Milano'da trafiğin yoğun olduğu yol kenarında 2 noktada $PM_{2.5}$ ve PM_1 örneklemeleri yapılmış ve ortalama değerler sırasıyla 18.2 ve 58.7 $\mu g/m^3$; 15.3 ve 48 $\mu g/m^3$ olarak bulunmuştur (Giugliano vd., 2005). Bu çalışmada elde edilen sonuçlar literatürle benzerlik göstermektedir.

Tablo 2. Günlük ortalama PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 konsantrasyonlarının istatistiksel değerleri

Parametre	Konsantrasyon($\mu g/m^3$)		
	PM_{10}	$PM_{2.5}$	PM_1
Örnek sayısı (n)	28	28	22
Ortalama	95.7	55.5	35.9
Standart sapma	52.3	30.7	28.8
Minimum	36.4	12.5	5.5
Maksimum	222.7	145.9	118.5

Metal Konsantrasyonları

Filtrelerin toplam ve suda çözünebilir ortalama metal konsantrasyonları Tablo 3'te verilmiştir. Sonuçlara bakıldığında metal seviyelerinin boyut fraksiyonuna göre farklı değerler aldığı görülmektedir. Ni, PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 fraksiyonlarında sırasıyla 41.09, 76.77 ve 95.03 ng/m^3 olarak bulunmuştur. Dünya Sağlık Örgütü tarafından belirlenen sınır değer Ni için 10-50 ng/m^3'tür. Bu çalışmada bulunan değerler bu seviyenin üzerindedir. Ni'in en yüksek ortalama değeri (n=22) PM_1 fraksiyonunda tespit edilmiştir. Çalışmada örneklemelerin her biri farklı günlerde yapılmıştır. PM_1 örneklerinin ise yaklaşık %50'si Şubat ayı içinde alınmıştır. Dolayısıyla PM_1'in örneklendiği günlerde havanın soğuk olması nedeniyle ısınma kaynaklı emisyonların artışının PM_1 içindeki Ni oranını arttırdığı söylenebilir. Dünya Sağlık Örgütü sınır değerleri Pb için 500 ng/m^3, Mn için 150 ng/m^3, Cd için 5 ng/m^3'tür. As için sınır değer Avrupa Birliği tarafından 6 ng/m^3 olarak tanımlanmıştır. Bu çalışmada bulunan As seviyeleri 3.39-19.48 ng/m^3arasındadır. Özellikle PM_{10} fraksiyonunda en yüksek değerine ulaşmıştır. Örneklemelerin yapıldığı nokta trafik yoğunluğu, evsel yerleşimin olduğu bir bölgededir. Ayrıca yoğun sanayinin bulunduğu Esenyurt-Hadımköy bölgesine de yakın bir konumdadır. Dolayısıyla As'nin bu emisyon kaynaklarının tümünden etkilendiği

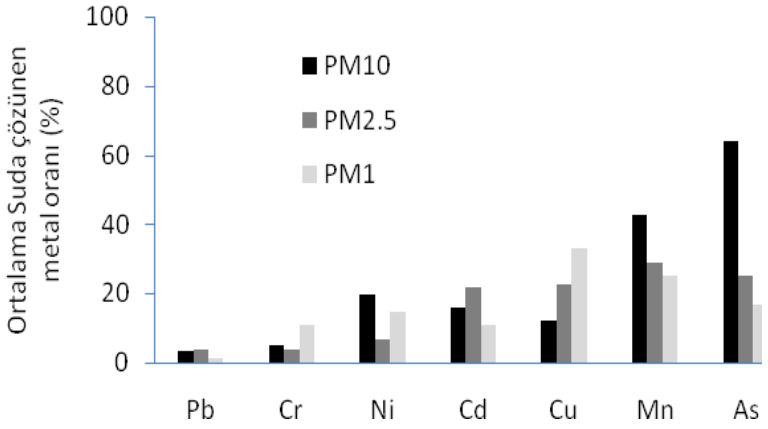
söylenebilir. As'nin PM_{10} fraksiyonunda yüksek seviyede olması nedeniyle As'nin yer kabuğu kaynaklı olabileceği de düşünülebilir (Canepari vd, 2009). Tablo 4'de bu çalışmada bulunan sonuçların literatürle karşılaştırılması yapılmıştır. Yurtdışında yapılan çalışmalarda (Heal vd. 2005; Birmili vd, 2006) metal seviyelerinin daha düşük olduğu, İstanbul'da yapılan çalışmalarda ise (Karaca vd., 2008; Theodosi vd., 2010) örnekleme noktasının özelliklerine bağlı olarak metal seviyelerinin yüksek olduğu görülmektedir.

Tablo 3. 24 saatlik PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 örneklerinin toplam ve suda çözünebilir ortalama metal konsantrasyonları

Metaller	PM_{10}		$PM_{2.5}$		PM_1	
	Toplam	Suda çözünen	Toplam	Suda çözünen	Toplam	Suda çözünen
Pb (ng m^{-3})	75.47	3.02	50.32	2.13	43.23	0.60
Ni (ng m^{-3})	41.09	4.46	76.77	3.19	95.03	12.25
Cd (ng m^{-3})	1.20	0.20	1.03	0.25	0.96	0.18
As (ng m^{-3})	27.01	19.48	9.26	3.38	3.39	0.39
Cr (ng m^{-3})	37.27	1.61	50.14	1.88	34.68	4.38
Cu (ng m^{-3})	49.74	4.70	9.50	1.69	4.08	1.16
Mn (ng m^{-3})	31.78	12.23	21.43	5.71	9.70	3.11

Tablo 4. Toplam metal sonuçlarının literatürle karşılaştırılması

Metaller (ng m^{-3})	Theodosi, İstanbul, şehir içi(2010)	Karaca, İstanbul, şehir kenarı (2008)	Heal, Edinburgh, Şehir arka planı (2005)		Birmili, Birmingham Şehir arka planı (2006)	Bu çalışma	
	PM_{10}	PM_{10}	PM_{10}	$PM_{2.5}$	$PM_{7.2}$	PM_{10}	$PM_{2.5}$
Pb	70.0	140.0	14.1	13.6	9.6	75.47	50.32
Ni	7.0	71.0	3.43	0.97	0.93	41.09	76.77
Cd	1.0	3.0	0.34	0.38	0.21	1.20	1.03
As	-	-	0.37	0.30	-	27.01	9.26
Cr	4.0	200.0	1.60	0.49	-	37.27	50.14
Cu	20.0	65.0	4.93	1.39	10.0	49.74	9.50
Mn	20.0	37.0	2.94	0.69	4.0	31.78	21.43



Şekil 3. PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 boyut fraksiyonlarında suda çözünebilir metallerin toplam metal içindeki oranları (n_{PM10}=28, $n_{PM2.5}$=28, n_{PM1}=22)

Şekil 3'te günlük ortalama PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 boyut fraksiyonlarındaki suda çözünebilir metallerin toplam metal içindeki oranları verilmiştir. Suda çözünebilir metal oranları, metallere ve PM fraksiyonlarına göre farklılık göstermektedir. PM_{10} fraksiyonunda Pb ve Cr'nin suda çözünebilen oranı <%10 iken As için >%50'dir. As'nin çözünürlüğü PM fraksiyonu küçüldükçe azalmıştır ($PM_{2.5}$ için %25, PM_1 için %16). Mn'ın da tüm fraksiyonlarda yüksek oranda suda çözünebilir olduğu görülmüştür (%25-%42). Ni, Cd ve Cu'ın PM_{10} fraksiyonundaki sudaki çözünürlüklerinin %10 ile %20 arasında değiştiği, PM boyutu küçüldükçe Cu'ın çözünürlüğün arttığı görülmüştür. Mn ve As'de ise tam tersi gerçekleşmiş, PM boyutu büyüdükçe sudaki çözünürlük oranları artmıştır. Cr'da ise çözünürlük PM_{10} için %4.8 iken PM_1'de %11'e yükselmiştir. Edinburg'te Heal ve arkadaşları (2005) tarafından yapılan çalışmada PM_{10} fraksiyonundaki metallerin suda çözünen oranları Ni için ≥%10, As ve Cd için ≥%50, Mn ve Cu için %34-%45 aralığında bulunmuştur. Espinosa ve arkadaşları (2002) Seville'de yaptıkları çalışmada ince partiküllerde (<0.61 μm) suda çözünebilen Ni, Mn ve Cu oranlarını sırasıyla %40, %33 ve %12 olarak tespit etmişlerdir. Aynı çalışmada Pb'nin suda çözünebilen kısmının %3.8 olduğu belirtilmiştir. Birmili ve arkadaşları (2006) tarafından Birmingham'da yürütülen çalışmada $PM_{7.2}$ için suda çözünebilen metal oranları Cd için yaklaşık %50, Ni, Mn, Cu ve Pb için %10-40 olarak tespit edilmiştir. Literatürdeki çalışmalarda da metallerin sudaki çözünürlüğünün değişkenlik gösterdiği söylenebilir, ancak As ve Mn'ın çalışmaların tümünde çözünürlüğünün yüksek olduğu görülmektedir.

Meteorolojik Etkenler

Tablo 5'de PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 örnekleme süreçleri boyunca aynı bölgede bulunan Atatürk Hava limanında gözlenen meteorolojik parametrelere ait ortalama değerler verilmiştir. Örnekleme süresi boyunca meteorolojik değişkenlerde fazla bir farklılık oluşmamış yalnızca sıcaklık değerlerinin PM_1 örnekleme sürecinde bir miktar daha düşük olduğu gözlenmiştir. Her üç PM parametresi de aynı meteorolojik koşullar altında ölçülmüştür.

Tablo 5. PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 örnekleme süresi boyunca gözlenen meteorolojik parametrelerin ortalama değerleri

Parametreler	PM_{10}	$PM_{2.5}$	PM_1
Sıcaklık (^oC)	11.1	10.7	8.9
Rüzgar hızı (m/sn)	4.6	4.3	4.3
Nem (%)	72.6	76.4	77.6
Basınç (mbar)	1015.8	1014.2	1013.2

Tablo 6. PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 ölçümlerinin yapıldığı günlerde ölçülen meteorolojik parametreler ile toz konsantrasyon değişimi korelasyon analizi.

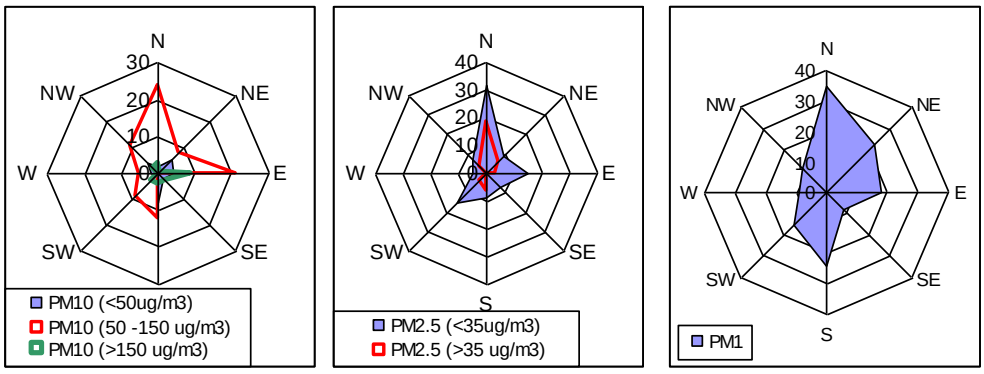
	Sıcaklık (^oC)	Rüzgar Hızı(m/sn)	Nem (%)	Basınç (mbar)
PM_{10}	0,230	-0,453**	-0,06	0,487**
$PM_{2.5}$	0,122	-0,484**	-0,138	0,34*
PM_1	0,023	-0,361*	0,343*	0,032

*: P<0,05, **: p<0,01

Meteorolojik parametrelerin PM konsantrasyon değişimi üzerindeki etkisi korelasyon analizi ile belirlenmiş ve sonuçlar Tablo 6'da verilmiştir. PM_{10} ve $PM_{2.5}$ değişiminde %99 anlamlılık düzeyinde negatif yönlü bir korelasyonun varlığı görülmektedir. PM_1 değişiminde de rüzgar hızının negatif yönlü %95

anlamlılık seviyesinde etkisi vardır. Genel olarak rüzgar hızının azalmasını takiben PM konsantrasyonunda artış eğiliminde olduğu söylenebilir. Buna karşın yüksek basınç sistemlerinde düşük rüzgar hızı oluşması nedeni ile basınç artışına paralel PM artışının oluştuğu, PM_{10} ve $PM_{2.5}$ ile basınç arasındaki %99 ve %95 anlamlılık düzeyinde oluşan pozitif korelasyondan anlaşılmaktadır.

Şekil 4'de PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 örneklemelerinin yapıldığı günlerdeki hakim rüzgar yönleri görülmektedir. Genel olarak örnekleme yapılan bölgede hakim rüzgar yönü kuzey-doğudur. Ancak yüksek PM_{10} konsantrasyonun (>150 $\mu g/m^3$) tespit edildiği (toplam veri setinin %16,7'si) örneklerin toplandığı günlerdeki rüzgar yönleri incelendiğinde %63 oranında güney-doğu özellikle de doğu bölgesinden ölçüm noktasına taşınım olduğu gözlenmiştir. 50-150 $\mu g/m^3$ arasındaki PM_{10} konsantrasyonların %58,9 oranında kuzey–doğu rüzgarlarının hakimiyetinde oluştuğu görülmektedir. Örnekleme noktasının kuzey-batısından kuzey-doğusuna doğru uzanan D100 otoyolu mevcuttur. Doğusunda özellikle trafik yoğunluğunun bulunduğu Şirinevler kavşağı yer almaktadır. Dolayısıyla örneklemenin yapıldığı nokta trafik emisyonlarından yoğun olarak etkilenmiştir. Ayrıca PM_1 örneklemelerinin yapıldığı günlerde güney ve güney-batı yönünde esen rüzgarlar PM_1 örneklerinin havalimanından gelen emisyonlardan da etkilendiğini göstermektedir. Bunun yanında kuzey-doğudan esen rüzgarlar evsel emisyonların, kuzey, kuzey-batı ve batı yönünden esen rüzgarlar ise sanayi emisyonlarının taşınımına sebep olmaktadır.



Şekil 4. PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 örneklemesinin yapıldığı günlerdeki hakim rüzgar yönleri

Sonuç olarak bu çalışmada trafik ve sanayinin yoğun olduğu bir şehir olan İstanbul'da özellikle ince partikül konsantrasyonunun yüksek değerler aldığı ortaya konmuştur. Partiküle ilişkili metaller örneklemenin yapıldığı noktanın karakterine ya da meteorolojik koşullara bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Ni ve As, suda oldukça iyi çözünebilen metallerdir ve bu metallerin tüm PM fraksiyonlarındaki seviyeleri de yüksek bulunmuştur. PM_1 fraksiyonunda, Pb dışında tüm metallerin suda çözünürlüğünün %10'nun üzerinde olduğu görülmüştür. Bu nedenle PM'in insan sağlığına zararlı etkileri değerlendirilirken kimyasal karakterizasyonu mutlaka dikkate alınmalıdır.

KAYNAKLAR

Ariola, V., Alessandro A.D., Lucarelli, F., Marcazzan G. Elemental characterization of PM10, PM2.5 and PM1 in the town of Genoa (Italy), Chemosphere, 62, 226–232, 2006.

Birmili, W., Allen, A.G., Bary, F., Harrison, R.M. Trace metal concentrations and water solubility in size-fractionated atmospheric particles and influence of road traffic. Environmental Science&Technology, 40, 1144-1153, 2006.

Branis, M., Rezacova, P., Domasova, M. The effect of outdoor air and indoor human activity on mass concentrations of PM10, PM2.5, and PM1 in a classroom, Environmental Research, 99, 143–149, 2005.

Caggiano, R., Macchiato, M., Trippetta, S. Levels, chemical composition and sources of fine aerosol particles (PM1) in an area of the Mediterranean basin Science of the Total Environment, 408, 884–895, 2010.

Canepari, S., Pietrodangelo, A., Perrino, C., Astolfi, M., Marzo, M. Enhancement of source traceability of atmospheric PM by elemental chemical fractionation. Atmospheric Environment, 43, 4754-4765, 2009.

Chen, C.O., Kan, H., Huang, C., LI, L., Zhang, Y. Impact of Ambient Air Pollution on Public Health under Various Traffic Policies in Shanghai, China Impact of Ambient Air Pollution on Public Health under Various Traffic Policies in Shanghai, China. Biomedical and Environ. Sciences, 22, 210-215, 2009.

Cheng,Y., Ho,K.F., Lee, S.C., Law, S.W. Seasonal and diurnal variations of PM1.0, PM2.5 and PM10 in the roadside environment of Hong Kong, China Partıcuology,4 (6), 312-315, 2006.

Choi, H., Choi, D.S. Concentrations of PM10, PM2.5, and PM1 influenced by atmospheric circulation and atmospheric boundary layer in the Korean mountainous coast during a duststorm Atmospheric Research, 89, 330–337, 2008.

Costa, D.L., Dreher, K.L. Bioavaliable Transition Metals in Particulate Matter Mediate Cardiopulmonary Injury in Healthy and Compromised Animal Models. Environmental Health Perspectives, 105 (5), 1053-1060, 1997.

Erol, A., Şahin, B., Bacacı, M., Onat, B., A.Şahin, Ü. İstanbul'da farklı boyutlardaki partikül madde ve siyah duman konsantrasyonunun araştırılması. Üniversite Öğrencileri V. Çevre Sorunları Kongresi, İstanbul, Bildiri kitabı, 94-103, 2010.

Espinosa, A.F., Rodriguez, M.T., Rosa, F.J., Sanchez, J.C.J. A chemical speciation of trace metals for fine urban particles, Atmospheric Environment, 36, 773-780, 2002.

Giugliano,M., Lonati, G., Butelli, P., Romele, L.,Tardivo, R., Grosso, M. Fine particulate (PM2.5–PM1) at urban sites with different traffic exposure Atmospheric Environment, 39, 2421–2431, 2005.

Heal, M.R., Hibbs, L. R., Agius, R.M. and Beverland, I.J. Interpretation of variations in fine and coarse and black smoke particulate matter concentrations in a Northern European city, Atmospheric Environment, 39, 3911-3920, 2005.

Hoek, G., Brunekreef, B., Verhoeff, A., Van Wijnen, J. And Fischer, P. Daily mortality and air pollution in the Netherlands, Journal of The Air&Waste Management Association, 50, 1380-1389, 2000.
Karaca, F., Alagha, O., Ertürk, F., Yılmaz, Y.J., Özkara, T. Seasonal variation of source contributions to atmospheric fine and coarse particles.Environmental Engineering Science 25(5), 767–81, 2008.
Karthikeyan, S., Joshi, U.M., Balasubramanian, R. Microwave assited sample preparation for determining water-soluble fraction of trace elements in urban airborne particulate matter:evaluation of bioavailability. Analytica Chimica Acta, 576 23-30, 2006

Laden, F., Neas, L.M., Dockery, D.W. Schwartz, J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. Environ.Health Perpectives 108, 941-947, 2000.
Lin, J., Lee, L.C. Characterization of the concentration and distribution of urban submicron (PM1) aerosol particles, Atmospheric Environment, 38, 469–475, 2004.

Mazzei, F., D'Alessandro, A., Lucarelli, F., Nava, S., Prati, P., Valli, G., Vecchi, R. Characterization of particulate matter sources in an urban environment. Science of the Total Environment, 401, 81-89, 2008.
Perez, N., Pey, J., Querol, X., Alastuey, A., Lopez, J.M., Viana, M. Partitioning of major and trace components in PM10–PM2.5–PM1 at an urban site in Southern Europe Atmospheric Environment, 42, 1677–1691, 2008.

Pope, CA. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk. Environmental Health Perspectives, 108, 713-723, 2000.
Prieditis, H., Adamson, I. Y. R. Comparative pulmonary toxicity of various soluble metals found in urban particulate dusts, Experimental Lung Research, 28 (7), 563 – 576, 2002.

Theodosi, C., Im, U., Bougiatioti, A., Zarmpas , P., Yenigun, O., Mihalopoulos, N. Aerosol chemical composition over Istanbul, Science of the Total Environment 408, 2482–2491, 2010.

WHO, World Health Organisation, Guidelines for Air Quality, Geneva, 2000.
Yin, J., Harrison, R.M. Pragmatic mass closure study for PM1.0, PM2.5 and PM10 at roadside, urban background and rural sites Atmospheric Environment, 42, 980–988, 2008.

ESKİŞEHİR ATMOSFERİNDEKİ UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN (UOB) AKTİF ÖRNEKLEME YÖNTEMİ İLE BELİRLENMESİ

Özlem ÖZDEN(*), Ayşenur TUNCALI, Akif ARI, Eftade O. GAGA, Tuncay DÖĞEROĞLU

Anadolu Üniversitesi, İki Eylül Kampusu, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Eskişehir, 26555

ÖZET

Bu çalışmada, Eskişehir kent atmosferindeki UOB'lerin belirlenmesi amacıyla Şubat-Mart 2010 tarihleri arasında şehrin farklı bölgelerinde bulunan 7 noktada örneklemeler gerçekleştirilmiştir. Örnekler 24 saat süresince, 200 ml/dak debi ile SKC aktif karbon tüplerine toplanmıştır. Her bir örnekleme noktasında ardışık iki kez örnekleme yapılmıştır. Örnekleme çalışmaları sonrasında aktif karbonun, karbon disülfür (CS_2) ile ekstraksiyonu ve hemen sonrasında da GC-MS cihazındaki analizi ile her bir örnekte toplam 38 UOB'in derişim değerleri belirlenmiştir. Belirlenen örnekleme noktalarında, örnekleme yapılan günler içerisinde araç sayımları da yapılarak toplam günlük araç sayıları elde edilmiştir. Atmosferdeki en temel UOB'ler olan BTEX bileşenleri için; benzen 1,58–12,33 µg/m^3, toluen 1,26–8,18 µg/m^3, etilbenzen 0,23–1,34 µg/m^3, m+p-ksilen 0,35–2,16 µg/m^3 ve o-ksilen 0,25-1,16 µg/m^3 derişim aralığında elde edilmiştir. Derişim değerleri ve trafik yoğunluklarının noktasal olarak değişiminin benzerlik göstermesi, söz konusu bileşenlerin trafik kaynaklı olduğunu desteklemektedir.

Anahtar Sözcükler: Uçucu Organik Bileşikler, Aktif Örnekleme, Eskişehir

GİRİŞ

Ülkemizde, kentsel hava kalitesi hakkında değerlendirme yapabilmek, kirliliğin kaynaklarını belirleyebilmek, temiz hava planlarını hazırlayabilmek üzere, SO_2, PM, CO, NO_x, UOB ve ozon gibi bazı yaygın kirletici bileşenlerin monitorlanması gerekmektedir. Bu bileşenler arasında yer alan Uçucu Organik Bileşikler (UOB), alifatik veya aromatik yapıya sahip, kaynama noktaları 50-260 ºC arasında değişen ve düşük kaynama noktaları nedeniyle oda sıcaklığında buharlaşabilen bileşiklerdir.

UOB'lerin atmosferdeki temel kaynakları; motorlu taşıtların egzoz emisyonları, petrol ve türevlerinin taşınması, depolanması ve aktarılması, solventlerin ve benzinin buharlaşması, petrol rafinasyonu, atık giderme sahaları, atık su arıtma tesislerinden yayılan emisyonlar ve buharlaşma ve ayrıca doğal kaynaklar (sulak alanlar, bataklıklar v.b.) olarak sıralandırılabilir.
Yukarıda sıralandırılan çeşitli kaynaklardan atmosfere verilen UOB'ler canlı yaşamı ve atmosferin doğal bileşimi üzerine doğrudan veya dolaylı olarak

* oozden@anadolu.edu.tr

olumsuz etkilerde bulunmaktadır. UOB'lerin birçoğu kanserojenik, mutajenik ve teratojenik özellik göstermektedir (Rothweiler ve Schlatter, 1993; Alyüz ve Veli, 2006; Çakaz ve Uslusoy, 2007). Bu bileşenler arasında yer alan özellikle BTEX'ler (Benzen, toluen, etilbenzen, ksilen), klorobenzen, kloroform, trikloroetilen, tetrakloroetilen, hekzan, bütadien v.b. UOB'ler son yıllarda yapılan birçok çalışma sonucunda tehlikeli hava kirleticiler arasına girmiştir. Ayrıca, UOB'ler, gerçekleştirdikleri atmosferik fotokimyasal reaksiyonlar ile hava kirliliğinde önemli rol oynamaktadır. NO_x'ler ile tepkimeye girmesi sonucu oluşan ozon (O_3) insanlar, bitkiler ve cansız varlıklar üzerinde önemli olumsuz etkilere sahiptir. (Heinsohn ve Kabel, 1999; Sillman, 1999; Atkinson, 2000).

UOB'lere yönelik etkilerin belirlenebilmesi için, bu bileşenlerin atmosferdeki seviyelerinin bilinmesi gerekmektedir. Bu nedenle, söz konusu bileşenlere yönelik örnekleme çalışmaları önemli yer tutmaktadır. UOB'lerin monitorlanması, ozon kontrol stratejilerinin hazırlanması açısından da önemli bir gereksinimdir.

Bu çalışmada Eskişehir kent atmosferindeki UOB'lerin derişimlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaca yönelik olarak şehrin farklı bölgelerinde bulunan ve farklı trafik yoğunluğuna sahip 7 noktada aktif örnekleme yöntemi ile örneklemeler gerçekleştirilmiştir. UOB'lerin kent ortamında en önemli kaynaklarından biri trafik olduğundan dolayı ölçümlerle birlikte araç sayımları yapılmış, örnekleme noktalarındaki bileşen derişimlerinin noktasal olarak değişimi incelenmiştir. Toluen/benzen oranları ve ayrıca her bir UOB'in atmosferdeki bulunma yüzdeleri de çalışma kapsamında belirlenmiştir.

YÖNTEM

Çalışma Alanı ve Örnekleme Noktaları. Kent atmosferinde UOB'lerin en önemli kaynağının trafik olması nedeniyle Eskişehir'de farklı trafik yoğunluğuna sahip, 7 ayrı noktada (Bkz. Şekil 1) örnekleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

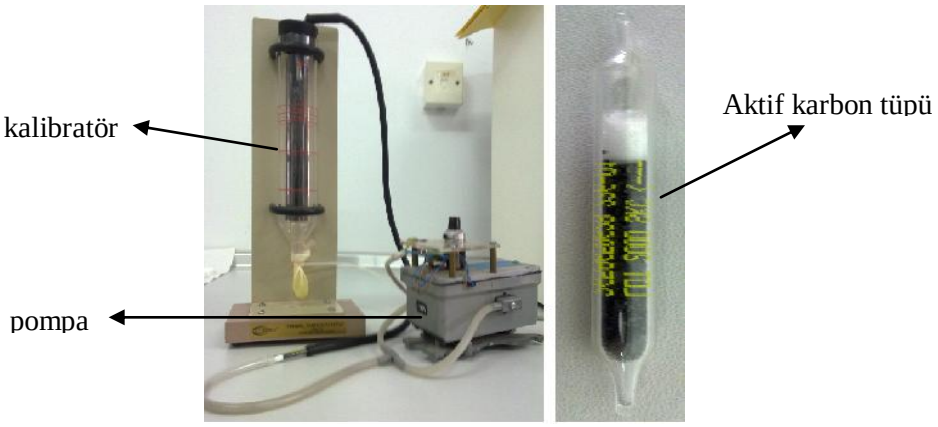
Şekil 1. Örnekleme noktaları

Söz konusu örnekleme noktalarına ait günlük toplam araç sayıları Tablo 1'de yer almaktadır. Örnekleme noktaları, trafik yoğunluklarına göre 1>2>3>4>5>6>7 olacak şekilde sıralandırılmıştır. Günlük toplam araç sayısını belirleyebilmek üzere, her bir örnekleme noktasında örnekleme çalışmalarının gerçekleştirildiği bir gün içerisinde trafiğin en yoğun olduğu sabah işe gidiş saatlerini kapsayan zaman periyodu (rush-hour) içerisinde (saat 07:30-08:30) 15 dakikalık araç sayımı yapılmıştır. Sayımı yapılan araçlar otobüs, kamyon, minibüs, otomobil ve kamyonettir. 15 dakikalık toplam araç sayısı belirlendikten sonra, elde edilen sayı 4 ile çarpılarak saatlik araç sayısına geçilmiştir. İşe gidiş veya işten dönüş saatleri gün içerisinde trafiğin en yoğun görüldüğü saatler olduğundan dolayı, bu periyot içerisindeki 1 saatlik araç sayısının günlük araç sayısının % 33'ünü oluşturduğu kabul edilmiş ve elde edilen saatlik araç sayısından günlük toplam araç sayısına geçilmiştir.

Tablo1. Örnekleme noktalarında günlük toplam araç sayısı

Örnekleme noktası	**Toplam araç sayısı (araç/gün)**
ODUNPAZARI (1)	12.000–20.000
ATATÜRK BULVAR (2)	
YENİBAĞLAR (3)	
GÖKMEYDAN (4)	2.000–4.000
İKİ EYLÜL KAMPUS GİRİŞİ (5)	
KÖPRÜBAŞI (6)	
İKİ EYLÜL KAMPUSU HAVA KALİTESİ ÖLÇÜM İSTASYONU (7)	< 100

Örnekleme yöntemi. Aktif örnekleme yöntemi kullanılarak her bir örnekleme noktasında 1 günlük periyotlarla ardışık olarak 2 kez örneklemeler gerçekleştirilmiştir. Örnekleme çalışmalarında Aeorosol Products LTD tarafından üretilmiş, hızı ayarlanabilir örnekleme pompası kullanılmıştır. 200 mL/dak. çekiş hızında, 100 ve 50 mg olmak üzere 2 kısımdan oluşan SKC aktif karbon tüpleri ile örnekleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir (Bkz. Şekil 2). Her örnekleme periyodu öncesi debi ayarı yapılmış, 24 saat sonra örnekleme süresinin bitiminde de kalibratör ile tekrar kontrol edilmiştir.



Şekil 2. Örnekleme çalışmalarında kullanılan ekipmanlar

Örneklerin ekstraksiyon ve analiz işlemleri. Örnekleme periyotları sonrasında aktif karbon tüplerinin 50 ve 100 mg'lık kısımları ayrı olarak ekstrakte edilmiştir. Her bir kısım 4 mL'lik viallere alındıktan sonra 1 mL karbondisülfür (CS_2) (ReagentPlus, redistilled, ≥99,9%, <0,1 ppm benzen, Sigma-Aldrich) ile ekstrakte edilmiştir. UOB'lerin iyi bir şekilde desorbe olması için vialler çalkalayıcı üzerinde 5 dakika, ultrasonik banyoda 30 dakika bekletilmiştir. Daha sonra vialler, GC-MS cihazına analiz için yerleştirilecek örneklerde bulunabilecek aktif karbon parçacıklarını en aza indirebilmek için 5 dakika süreyle santrifüj edilmiştir. Daha sonra gaz kromatografi-kütle spektrometrisi (GC-MS (Agilent 6890N GC-Agilent 5973 inert MS)) cihazında 38 adet UOB'in analizi gerçekleştirilmiştir.

GC-MS Parametrelerinin Düzenlenmesi. 38 tane UOB için 0,005–1 ppm aralığında bir kalibrasyon yapılmış, ardından "Seçilmiş İyon Monitorlama'' (SIM) modunda analiz yapabilmek için bileşiklerin iyonları 8 ayrı SIM penceresinde gruplandırılmıştır. Tüm bileşenler için kalibrasyon eğrilerine ait regresyon katsayıları (R^2) 0,995–1 aralığında elde edilmiştir.

Tablo 2'de GC-MS cihazı işletim parametreleri özetlenmiştir.

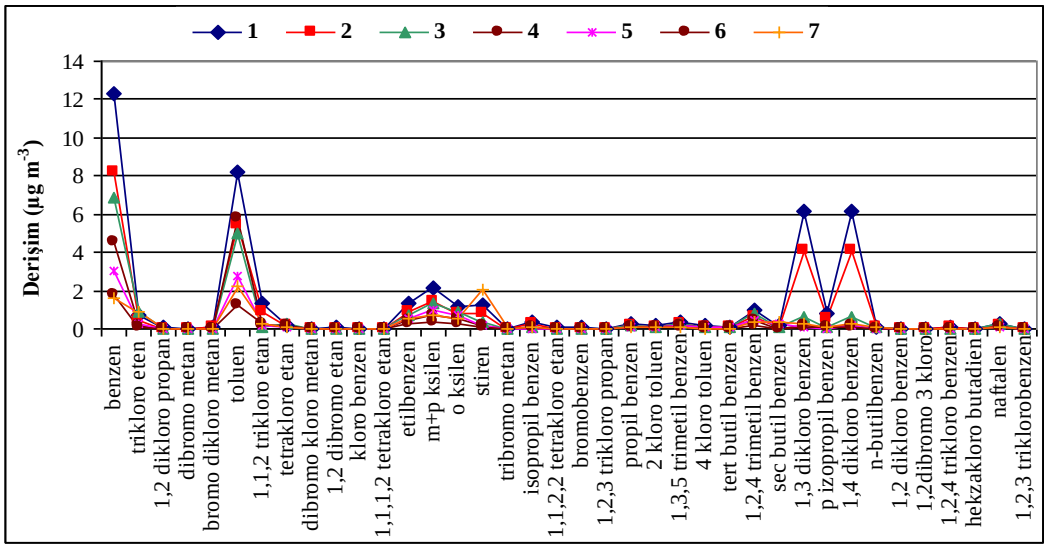
Tablo 2. GC-MS işletim parametreleri

GC kolonu	60 m x 250 µm x 1,40 µm nominal film kalınlığı, DB 624, kapiler kolon
Liner	Deaktive edilmiş cam pamuklu splitless cam liner (Agilent Technologies)
Taşıyıcı gaz	Ultra saf Helyum, %99,999, 1,6 mL/dak
Enjeksiyon tipi	Splitless
Enjeksiyon portu sıcaklığı	220°C
Fırın sıcaklığı	30°C (3 dak), 6°C/dak ile 220°C'ye (1 dak)
Enjeksiyon hacmi	1 µL
Kütle spektrometresi	Elektron impact, 70 Ev
Kütle spektrometresi quadropol sıcaklığı	150 °C
Kütle spektrometresi kaynak sıcaklığı	240 °C

BULGULAR

UOB Seviyelerinin Noktasal Değişimi. 7 örnekleme noktasında, farklı tarihlerde (Şubat-Mart 2010) aktif örnekleme yöntemi ile ardışık iki kez günlük örnekleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir ve 38 adet UOB için derişim değerleri elde edilmiştir. Şekil 3'de tüm noktalar için 2 günlük ortalama derişim değerleri gösterilmiştir. Atmosferde en çok bulunan BTEX'lerden benzen, trafik yoğunluğunun en fazla olduğu "1" nolu örnekleme noktasında en yüksek seviyede elde edilirken, en düşük derişim değeri de trafik yoğunluğunun en az görüldüğü "7" nolu örnekleme noktasında görülmüştür. En yüksek toluen derişimi benzer şekilde "1" nolu örnekleme noktasında, en düşük derişim ise "6" nolu örnekleme noktasında elde edilmiştir. Etil benzen, m+p ksilen ve o-ksilen için derişim seviyesine dayalı örnekleme noktası

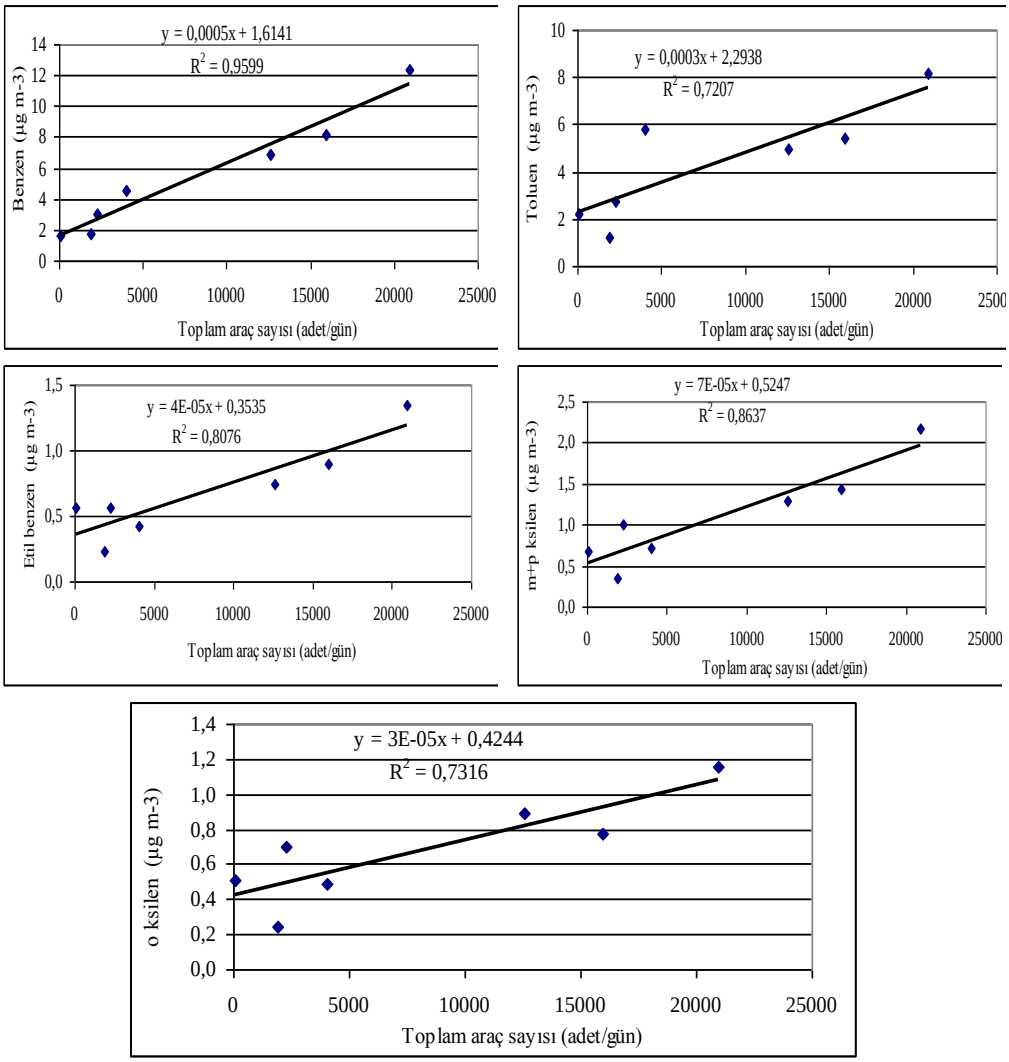
sıralaması ise “1, 2, 3, 5, 7, 4 ve 6” şeklindedir. Örnekleme noktalarının çoğunda, örneklenen UOB’ler arasında en yüksek derişim değerine benzen bileşeninin sahip olduğu görülmektedir.



Şekil 3. 7 nokta için 2 günlük ortalama derişim değerleri (µg m^{-3})

BTEX Seviyelerinin Günlük Araç Sayıları İle İlişkilendirilmesi. BTEX bileşenleri ve araç sayısı arasındaki korelasyonu belirlemek üzere, her bir örnekleme noktası için 2 günlük ortalama BTEX derişim değerleri ve o noktaya ait günlük toplam araç sayıları kullanılarak, her bir bileşenin araç sayısına bağlı korelasyon grafikleri hazırlanmıştır (Bkz. Şekil 4). Araç sayısı ile en yüksek korelasyonu gösteren bileşenin R^2=0,959 ile benzen olduğu görülmektedir. Benzeni, m+p ksilen (R^2=0,863), etil benzen (R^2=0,807), o-ksilen (R^2=0,731) ve toluen (R^2=0,720) izlemektedir.

En yüksek günlük araç sayısına sahip noktaların sırasıyla “1, 2 ve 3” nolu noktalar olduğu görülmüştür. Benzen seviyelerindeki değişim de araç sayım sonuçlarıyla aynı sıralamayı göstermektedir. Bu sonuç, Eskişehir atmosferinde BTEX bileşenleri arasında trafik emisyonlarından en çok etkilenen bileşenin benzen olduğunu ortaya koymaktadır. En düşük günlük araç sayısına sahip olan “7” nolu örnekleme noktasında en düşük benzen derişimi elde edilmiştir. Ancak, benzen dışındaki diğer BTEX bileşenlerine bakıldığında, en düşük değerlerin bu noktada elde edilmediği görülmüştür. Söz konusu örnekleme noktasında bu bileşenlere yönelik başka kaynakların etkili olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 4. BTEX derişim değerlerinin günlük toplam araç sayısına bağlı değişimi

Toluen/Benzen Oranları. Örnekleme noktaları için elde edilen toluen/benzen oranları Tablo 3'de verilmektedir. Söz konusu örnekleme çalışmaları süresince "4" ve "7" nolu örnekleme noktaları dışındaki tüm noktalarda benzen derişimlerinin toluen derişimlerine oranla daha yüksek bulunmasına bağlı olarak toluen/benzen oranları < 1 olarak bulunmuştur.

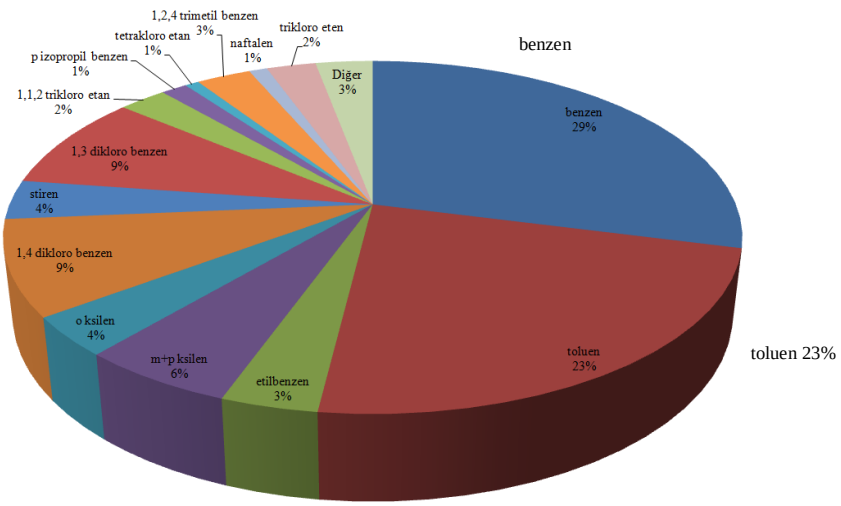
Tablo 3. Toluen/Benzen Oranları

Örnekleme noktası no'su	Toluen/Benzen
7	1,39
4	1,27
5	0,90
3	0,72
6	0,70
2	0,66
1	0,66

Gee ve Sollars (1998) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, atmosferdeki düşük T/B oranlarının aromatik içeriği yüksek kurşunsuz benzin kullanımından kaynaklanabileceği ifade edilmiştir. Türkiye Petrol Rafinerileri A.Ş. ürün bilgileri incelendiğinde, 95 Oktan kurşunsuz benzinin hacimce % 50 oranına kadar aromatik bileşen içeriğine sahip olduğu görülmektedir (http-1). Bu nedenle, Eskişehir'de kurşunsuz benzin kullanılan araç sayısının bilinmesi, benzen seviyelerine katkısının belirlenmesi açısından önemlidir. Eskişehir'de bulunan toplam araç sayısının yakıt olarak % 60 oranında benzin, % 40 oranında dizel+LPG kullandığı tahmin edilmektedir.

Ayrıca, Elbir vd. (2007) tarafından, benzenin evsel ısınma kaynaklı emisyonlar için de belirleyici bir özelliğe sahip olduğu belirtilmiştir. Özellikle kömür tüketilmesine dayalı aktivitelerin atmosfere önemli oranlarda benzen salınımında önemli rol oynadığı da literatürde yer almaktadır (Santos vd., 2004). Bu çalışmada gerçekleştirilen örneklemeler ise Şubat-Mart aylarında gerçekleştirilmiştir. Daha yüksek benzen derişimleri ve buna bağlı olarak düşük T/B oranlarının elde edilmesinde, örnekleme dönemi boyunca devam eden evsel ısınma aktivitelerinin de etkili olabileceği düşünülmektedir.

Örnekleme yapılan noktaların tümündeki UOB değerlerinin atmosferde bulunma oranları topluca değerlendirildiğinde (Bkz Şekil 5), Eskişehir kent atmosferinde en çok bulunan bileşenin benzen (%29) ve takibinde de toluen (%23) olduğu görülmektedir. Literatürde kent atmosferindeki UOB'leri belirlemeye yönelik gerçekleştirilen çalışmaların birçoğunda, toluen derişimleri benzen derişimlerinden daha yüksek seviyelerde elde edilmiştir (Fernandez-Villarrenaga vd., 2004; Yamada vd., 2004; Khoder, 2007; Kume vd., 2007). Söz konusu çalışmalarda, özellikle endüstriyel aktivitelerin gerçekleştirildiği bölgelerde daha yüksek toluen seviyelerinin elde edilmesine bağlı olarak, bu bileşen için endüstriyel aktivitelerin de önemli bir kaynak olduğu belirtilmiştir. Bu çalışmada ise, seçilen örnekleme noktaları endüstriyel aktivitelerin etkisinden uzak noktalardır. Bu nedenle, literatürde elde edilen toluen seviyelerine oranla daha düşük değerlerin elde edildiği düşünülmektedir.



Şekil 5. UOB'lerin atmosferdeki bulunma oranları

TARTIŞMA, SONUÇ ve ÖNERİLER

UOB'lerin, insan sağlığı üzerindeki kanserojen etkileri ve özellikle ozon oluşumuna yol açan kirletici bileşenler arasında yer almaları nedeniyle düzenli olarak izlenmesi ve kontrol altında tutmak için gerekirse önlemler alınması gerekmektedir. Bu çalışmada da, Eskişehir kent atmosferindeki UOB'lerin seviyelerinin belirlenmesi amacıyla 7 ayrı noktada örnekleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

Örnekleme noktaları arasında en yüksek UOB derişimine rastlanan noktalar, trafik yoğunluğunun daha yüksek olduğu noktalardır.

Eskişehir kent atmosferinde en çok bulunan UOB benzen (%29) ve sonrasında da toluen (%23) olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada ölçülen UOB derişim değerlerinin büyüklük sıralaması ise benzen>toluen>ksilen>etilbenzen şeklindedir. Eskişehir'de daha önce UOB'lerin belirlenmesine yönelik gerçekleştirilen bazı çalışmalarda (Demirel, 2007; Demirel, 2010) ise yukarıda verilen sıralama değişiklik göstermiş ve toluen seviyeleri benzen seviyelerine oranla daha yüksek elde edilmiştir. Bu durumun, örnekleme tarihleri, örnekleme noktalarının özellikleri v.b. parametrelerin farklı olmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Avrupa Birliği direktiflerinde belirtilen yıllık ortalama benzen sınır değeri 5 µg m^{-3} tür. Günlük araç sayısının 12.000-20.000 arasında değiştiği 1, 2 ve 3 nolu noktalarda 5 µg m^{-3}'ün üzerinde ortalama benzen derişimleri elde edilmiştir. Yedi örnekleme noktasında elde edilen ortalama benzen derişimi de (5,5 µg m^{-3}) sınır değerin çok az üzerindedir. Araçlarda katalitik konvertör kullanımına bağlı artışın, egzoz emisyonu kaynaklı UOB seviyelerinin limit değerlerin altına inmesinde etkili olacağı düşünülmektedir.

T/B oranları incelendiğinde, bu oranın büyük ölçüde <1 olduğu görülmektedir. Bunun nedeni kullanılan yakıtın içeriğine bağlı olduğu gibi, örnekleme yapılan tarihlerde evsel ısınmanın hala devam etmesinden kaynaklanan yüksek benzen emisyonlarına da bağlanabilir. Bu nedenle, söz konusu çalışmanın Eskişehir'de kullanılan ağırlıklı yakıt türünün net olarak belirlenmesi, kömür tüketimine bağlı evsel ısınmanın benzen emisyonlarına önemli bir katkısının olup olmadığının doğrulanması çalışmalarını da içerecek şekilde devam ettirilmesi gerekmektedir.

KAYNAKLAR

Alyüz, B., Veli, S. İç Ortam Havasında Bulunan Uçucu Organik Bileşikler ve Sağlık Üzerine Etkileri, Trakya Univ J Sci, 7(2) 109-116, 2006.

Atkinson, R. Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x, Atmospheric Environment, 34(12-14) 2063-2101, 2000.

Çakaz, Ü., Uslusoy, A. Uçucu Organik Bileşikler, Yaşar Boya ve Kimya Grubu., 2007.

Demirel, G. Eskişehir'de İç ve Dış Ortam Havasında Bazı Uçucu Organik Bileşiklerin Gaz Kromatografi-Kütle Spektrometrisi Yöntemiyle Belirlenmesi, Lisans Bitirme Tezi, Anadolu Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Eskişehir, 2007.

Demirel, G. İskenderun ve Payas'taki İlköğretim Okulu Öğrencilerinin Uçucu Organik Bileşiklere Kişisel Maruziyetlerinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir, 2010.

Elbir T., Cetin B., Cetin E., Bayram A., Odabasi, M. Characterization of Volatile Organic Compounds (VOCs) and Their Sources in the Air of Izmir, Turkey, Environ Monit Assess, 133 149-160, 2007.

Fernandez-Villarrenaga, V., Lopez-Mahia, P., Muniategui-Lorenzo, S., Prada-Rodriguez, D., Fernendez-Fernendez, E., Tomas, X. C1-C9 volatile organic compound measurements in urban air, Science of the Total Environment, 334-335 167-176, 2004.

Gee, I. L., Sollars, C. J. Ambient air levels of volatile organic compounds in Latin American and Asian cities, Chemosphere, 36 2497–2506, 1998.

Heinsohn, R.J., Kabel, R.L. Sources and Control of Air Pollution, Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ, 1999.

http-1. http://www.tupras.com.tr/detailpage.tr.php?lPageID=6013

Khoder, M.I. Ambient levels of volatile organic compounds in the atmosphere of Greater Cairo, Atmospheric Environment, 41 554-566, 2007.

Kume, K., Ohura, T., Amagai, T., Fusaya, M. Field monitoring of volatile organic compounds using passive air samplers in an industrial city in Japan, Environmental Pollution, 153 649-657, 2008.

Rothweiler, H., Schlatter, C. Human exposure to volatile organic compounds in indoor air - a health risk?, Toxicological & Environmental Chemistry, 40(1) 93-102, 1993.

Santos, C. Y. M., Azevedo, D. A., Neto, F. R. A. Atmospheric distribution of organic compounds from urban areas near a coal-fired power station, Atmospheric Environment, 38 1247-1257, 2004.

Sillman, S. The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and polluted rural environments, Millenial Review series, Atmos. Environ., 33(12) 1821-1845, 1999.

Yamada, E., Hosokawa, Y., Furuya, Y., Matsushita, K., Fuse, Y. Simple Analysis of Volatile Organic Compounds (VOCs) in the Atmosphere Using Passive Samplers, Analytical Sciences, 20 107-112, 2004.

TIBBİ ATIK YAKMA TESİSİ'NDEN KAYNAKLANAN AĞIR METAL EMİSYONLARI

Halil İbrahim ÖZTÜRK[1], Kadir Alp[1(*)], Asude HANEDAR[2], Edip AVŞAR[1]

[1] İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak-İstanbul
[2] Namık Kemal Üniversitesi, Çorlu Müjendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çorlu-Tekirdağ

ÖZET

Ağır metaller bazı türlerinin kanserojen olduğu ispatlanmış çevresel açıdan oldukça önemli hava kirleticilerinden biridir. Oluşumuna neden olan en önemli endüstriyel faaliyetler arasında yakma tesisleri bulunmaktadır. Çalışmada Tesiste İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma tesisinde ağır metal emisyonları taban külü, II. Fırın külü, filtre keki ve baca emisyonlarının partikül ve gaz fazlarında ölçülmüştür. Bu amaçla 2008 yılında 8 farklı tarihte her dört atık türü için alınmış numunelerin analiz As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb ve Tl'dan oluşan 11 tür ağır metal içinyapılmıştır. Elde edilen sonuçlar metal türlerine ve fırın sıcaklıklarına göre değerlendirilmiş ve oluşum ve birikimlerine neden olan etkenler üzerinde durulmuştur. Elde edilen sonuçlar literatür çalışmaları ile karşılaştırılarak değerlendirme ve önerilerde bulunulmuştur.

Anahtar Sözcükler: Tıbbi atık yakma tesisi, Ağır metal, Emisyon, İSTAÇ.

GİRİŞ

İstanbul'da tıbbi atık üretim miktarı 2008 yılı verilerine göre 13.000 ton mertebelerindedir.(Birpınar, 2009) Yıllık artış hızı yaklaşık 1.000 tondur. Türkiye'nin en büyük tıbbi tesis alt yapısının yer aldığı İstanbul'da, tıbbi atık üretimi ve bununla uyumlu tıbbi atık yönetiminin sürdürülebilmesi ciddi çaba ve dikkat gerektirmektedir. İstanbul'da en önemli bertaraf tesisi olan İSTAÇ tesisi kapasitesi itibarı ile ancak 7.000-8.000 ton/yıllık tıbbi atığı yakarak zararsız hale getirmektedir. Bu kapasite gerçek durumun %50'sine karşılık gelmektedir. Geriye kalan %50 için acilen çözüm üretilmelidir. İlgililerle yapılan görüşmelerde bu konuda 20 ton/gün kapasiteli bir dezenfeksiyon tesisinin ihalesinin planlandığı ve 2010 yılı itibarı devreye alınmasının mümkün olacağı belirtilmiştir.

Ağır metaller nispeten yüksek yoğunluğa sahip ve düşük konsantrasyonlarda bile toksik ve zehirleyici olan metallerdir. Bu türler canlı organizmalarda diğer metallere kıyasla daha fazla akümüle olur. Bu gruba 60'tan fazla metal dahildir. Doğal çevrimlerden daha çok insan kaynaklı yayınımları sözkonusudur. Yayınıma neden olan en önemli endüstriyel faaliyetler çimento üretimi, demir çelik sanayi, termik santraller, cam üretimi, metal sanayi,

* kalp@ins.itu.edu.tr

tehlikeli atık, tıbbi atık, evsel çöp ve atık çamur yakma tesisleridir (De-Zhi vd., 2002).

Havaya verilen ağır metaller sonuçta kuru ve yaş birikim ile toprağa ve buradan bitkiler ve besin zinciri yoluyla da hayvanlara ve insanlara ulaşırlar ve aynı zamanda havadan aerosol ve toz halinde yayılırlar. Metallerin bağışıklık sistemini zayıflatarak hastalıklara karşı olan direnci azalttıkları bazı ağır metallerin ise doğrudan kanserojen etkileri olduğu bilinmektedir (ATSDR, 1999; Davutoğlu, 2004; WHO, 1996).

Çalışmada ağır metallerin en önemli kaynaklarından olan tıbbi atık yakma tesisleri ele alınmıştır. Diğer atık giderme yöntemlerinde ana amaç geri kazanımdır. Ancak geri kazanım maliyeti, tüm atıkların geri kazanımının mümkün olmaması ve geri kazanılan maddelerin fazla temiz ve saf olmaması gibi nedenlerle çok fonksiyonlu bir nihai giderme yöntemi olan insinerasyon işlemi tercih edilmektedir (Banar, 1998). Bu tür yakma tesislerinin baca gazı emisyonlarından en önemlileri Dioksin ve Furan'dan sonra özellikle partiküler madde içinde bulunan ağır metallerdir.

Çalışmada İSTAÇ İstanbul Çevre Koruma ve Atık Maddeleri Değerlendirme San. ve Tic. A.Ş.'nin Tıbbi Atık Yakma Tesisi Odayeri Tıbbi Atık Depolama Alanı Odayeri Köyü Kemerburgaz – İSTANBUL adresinde bulunan tesisi seçilmiştir. Günde yaklaşık 24 ton tıbbi atık yakma kapasiteli tesis, gerekli teknik ekip ve ekipmanla, 3 vardiya halinde 24 saat çalışmakta ve atık imha işlemini gerçekleştirmektedir. Atıklar, özel refrakterli fırın içerisinde 1000 °C ile 1200 °C arasında yakılmakta ve yanma sonucunda hacimsel olarak %95, kütlesel olarak ise %75 azalmaktadır.

Tesisin baca gazı emisyonları "püskürtmeli kurutucu/aktif linyit enjeksiyonu/torbalı filtre"den oluşan bir sistemle arıtılmaktadır. Bu sistemle yanma gazları içindeki asit bileşenler nötralize edilemkte,dioksin/furan gibi tehlikeli organik gazlar adsorplanmakta ve oluşan partiküller atık gaz akımından ayrılmaktadırlar.

Yanma sonucu oluşan baca gazları önce su püskürtme kulesinde nemlendirilmekte, daha sonra asidik bileşenleri absorblamak üzere toz halinde sönmüş kireç püskürtülmektedir. Nemli ortamda SO_2, HCl ve HF gibi asidik gazlar CaO partikülleri ile $CaSO_3/CaSO_4$, $CaCl_2$ ve CaF_2 formunda tutulurlar. Bu partiküller baca gazının sıcaklığı dolayısı ile tamamen kuruyarak yanma esnasında oluşan diğer partiküller ile birlikte ünitenin sonunda yer alan jet pulse tipi bir torbalı filtre ile tutulmaktadır. Torbalı filtre öncesi aktif linyit enjeksiyonu ile dioksin ve furan bileşikleri adsorplanmaktadır.

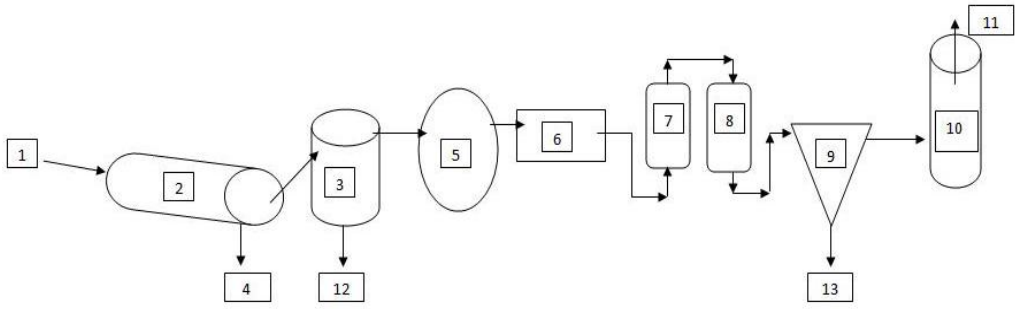
Su püskürtme kulesi 8 m yükseklikte ve 2,2 m çapındadır. Baca gazı giriş sıcaklığı 170 ^oC ve çıkış sıcaklığı da 120 ^oC dır. Toz kireç püskürtülen kule 7,5 m yükseklik ve 1,6x1,6 m genişliğindedir. Saatte 10-200 kg toz kireç besleme kapasitesindedir. Atıkgaz akımına 3 kg/saat aktif linyit verilmektedir. Pulse jet tipi torbalı filtre ünitesinde 210 adet (toplam yüzey alanı 337 m^2) torba yer almaktadır.

Bu çalışmada İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma tesisinde metal emisyonları tesisin farklı noktalarından çıkan cüruf ve küller, filtrede tutulan toz(filtre keki) ve baca gazından elde edilen toz örnekleri üzerinde yürütülmüştür. Çalışmada 8 farklı tarihte her dört atık türü için alınmış numunelerin analizi As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb ve Tl'den oluşan 11 tür metal için yapılmış ve elde edilen sonuçlar ayrıntılı olarak değerlendirilmiştir.

YÖNTEM

Tesiste ağır metal ihtiva eden döner fırın cürufundan, II. fırın külünden ve torbalı filtre kekinden 8 farklı tarihte TS 12090'na uygun olarak 2'şer kilo numune alınmıştır. Numuneler Şekil 1'de gösterilen 4, 12 ve 13 nolu çıkışlardan alınmıştır. Numune alımı sırasında II. Döner fırın dikey konumda olduğundan dolayı, fırının alt kısmında, I. fırından hareketle geçen toz partikülleri tekrar ısıya maruz kaldıktan sonraki aşamada fırın alt kapağı açılarak kül numunesi alımı gerçekleştirilmiştir. Alınan numune taşıma sıcaklığına soğutulup analiz için laboratuvara iletilmiştir. Metal analizleri için laboratuara getirilen örnek analizler sırasında sonuçların numunenin bütününü temsil etmesi için mekanik kırıcı ve "mortar grinder" ile tozlaştırılarak homojenleştirme işlemine tabi tutulmuştur. Homojenliği sağlanan örnek geniş ve düz bir tezgahta konikleme ve dörtleme işlemleri ile analize uygun miktara indirgenmiştir.

Alınan numuneler mikrodalga yöntemiyle ön işlemden geçtikten sonra, Civa dışında analizler Alevli ve/veya Grafit Fırınlı atomik absorbsiyon cihazında gerçekleştirilmiştir. Analiz teknik ve prosedürler EPA Metot 29 Çizelge 29-3 e göre belirlenmiştir. Kalibrasyon eğrileri metodun dedeksiyon limitine uygun şekilde hazırlanmıştır. Tüm numuneler en az iki kez analiz edilmiş ve sonuçların kabul edilebilirliği için ≤10% 'luk bir değişme miktarı ön görülmüştür. Civa analizi CVAAS ile EPA Metot 7470'e göre gerçekleştirilmiştir.



1. Atık Besleme
2. Döner Fırın (Brülör Beslemeli)
3. II. Yakma Fırını (Brülör Beslemeli)
4. Döner Fırın Cüruf Tahliyesi
5. Buhar Kazanı
6. Ekonomizer
7. Su Püskürtme Tankı
8. Kireç ve Aktif Karbon Dozlama
9. Torbalı Filtre
10. Baca
11. Baca Gazı Çıkışı
12. II. Fırın Kül Tahliyesi
13. Torbalı Filtre Toz Çıkışı

Şekil 1. İstaç Tıbbi Atık Yakma Tesisi Akış Şeması

TARTIŞMA

Tesisten 8 ayrı tarihte alınan döner fırın cürufu, II. fırın külü, filtre keki, baca gazı numunelerinin sonuçlarının ortalama değerleri Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1'e bakıldığında baca emisyonu dışındaki ölçümlerde en yüksek emisyonun Cu metaline ait olduğu gözlenmektetir. Bu metali cüruf ve II. fırın külü için Mn ve Ni metalleri izlemiştir. Genel olatak cüruf ve II. fırın külü birbirine benzer özellik göstermiştir. Filtre kekinde As ve Mn'ye rastlanmamış, Ni miktarı fazla olmuştur. Nikel miktarındaki artışın sisteme ilave edilen kireç ve aktif linyit içeriğindeki Ni muhtevasından kaynaklanabileceği düşünülmüştür. Bunun gibi Pb, Mn ve Cr değerlerinde de kireç ve aktif linyit ilavesinin etkili olduğu düşünülmüştür. Filtre kekinde sıcaklığın azalmasıyla, Hg miktarında belirgin bir artış tespit edilmiştir.

Baca emisyonlarında, gaz fazında en yüksek pay Tl ve Mn metallerine ait olmuş, bunu Co, Pb ve As metalleri izlemiştir. Partikül fazında ise en yüksek emisyonunun Ni, Mn ve Cr metaline ait olduğu, bunu Co, Tl ve Cu metallerinin izlediği gözlenmektedir.

Tablo 1 . İstaç Tıbbi Atık Yakma Tesisi'nden farklı noktalardan alınan numunelerin analiz sonuçları ortalaması (mg/kg kuru ağırlık)

	Analiz sonuçları*				
	Cüruf	**II. Fırın Külü**	**Filtre keki**	**Baca emisyonu-Gaz fazı**	**Baca emisyonu-Partikül fazı**
Cd	-	1,28±1,97	3,03±1,70	0,004±0,002	0,19±0,16
Tl	21,13±8,95	19,76±11,64	0,49±0,66	1±1,4	6,46±7,54
Sb	13,80±11,81	8,66±10,00	0,83±0,80	0,05±0,07	0,24±0,19
As	1,61±1,78	4,55±4,97	-	0,4±0,6	1,28±3,44
Pb	16,19±10,98	16,60±16,82	2,15±3,68	0,5±0,7	2,77±2,92
Cr	78,95±37,77	84,74±47,68	3,98±5,22	0,2±0,3	18,75±7,82
Co	40,17±26,51	72,17±98,91	2,53±2,91	0,7±2	7,78±11,06
Cu	505,96±99,27	697,44±577,71	166,75±128,12	0,2±0,25	5,92±5,02
Mn	238,04±154,55	199,87±180,37	-	1±1,3	33,96±45,66
Ni	133,69±43,88	111,15±39,41	26,53±16,22	0,21±0,3	89,72±45,07
Hg	0,11±0,17	0,21±0,40	17,21±8,98	0,026±0,1	2,21±4,09

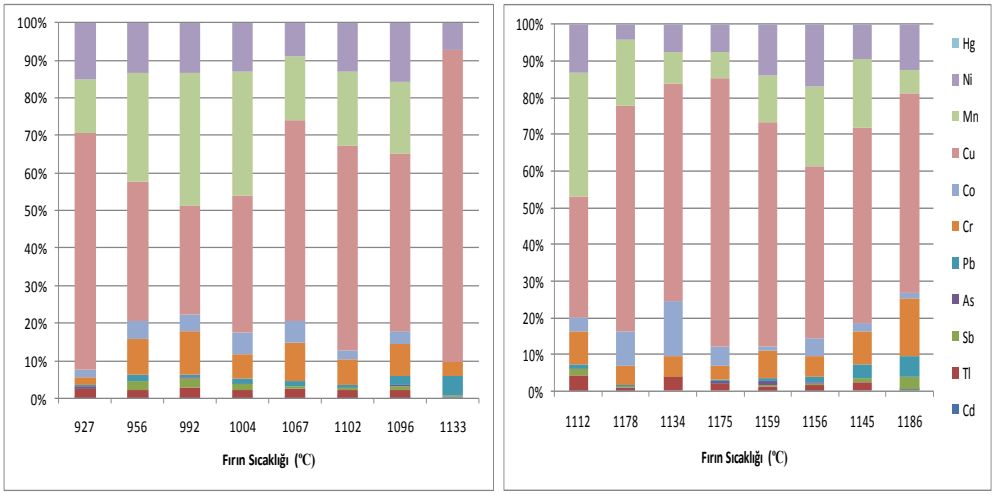
*Değerler; 01/04/2008; 05/04/2008; 12/04/2008; 17/04/2008; 05/09/2008; 10/09/2008; 14/09/2008; 19/09/2008 olmak üzere 8 farklı tarihte alınmış numunelerin analiz sonuçlarının ortalamasıdır. Analizde kullanılan yöntemlerin tespit limitlerinin altında kalması durumunda "-" yazılmıştır.

Fırın Sıcaklıklarının Etkisi

Numune alma noktalarında bu sıralamaların oluşumunda tıbbi atıkların bileşiminde bu metallerin bulunma bollukları yanında, uçuculuklarının da payı bulunmaktadır. Metallerin ergime ve kaynama sıcaklıklarının sıralamadaki katkısı bazı metaller için belirleyicidir. Analizi yapılan metallerin ergime noktası sıralaması Hg<Sb<Tl<Cd<Pb<As<Cu<Mn<Ni<Co<Cr olup -39ºC ile (Hg) 1857 ºC (Cr) arasında değişmektedir (Chemical elemets, 2009). Ancak kaynama noktaları bakımından bu sıralama değişebilmektedir. Düşük ergime noktalı olan metallerin her iki numune alma kaynağında(cürüf ve II. Fırın külü) en az rastlanan metallerle uyumlu olduğu görünmektedir. Dolayısı ile Hg, As, Cd, Sb, Pb ve Tl gibi metallerin yakma tesisinin daha soğuk bölgelerinde oluşan atıklar içinde yoğunlaşacağını söylemek mümkündür.

Bu noktada atığın içindeki metallerin saf metaller yerine alaşımlar içinde yada çeşitli tuzları şeklinde yer alması ihtimalinin de sıralamada değişikliğe yol açacağı bilinmektedir. Örnek olarak kurşunun metalik konumda kaynama noktası 1747 ^{o}C iken, klorürü için bu değer 950 ^{o}C'dir. Önemli oranda metal bileşikleri ise kaynama noktası vermeden bozunmakta ve oksitlerine dönüşmektedir. Diğer taraftan birden fazla metalin oluşturduğu bileşiklerde durum daha da kompleks bir yapı kazanmaktadır. Bu durumda sadece metaller değil atık bünyesinde yer alan anyon grupları, sıcaklık, nem ve bazı katyon grupları uçuculuk üzerinde önemli bir rol oynamaktadır. Genel olarak nitratlar, klorürler, sülfatlar ve oksitler gittikçe artan kaynama sıcaklıklarına sahiptirler (Feng, 2006; Morselli, 2002; Taghipour, 2009).

Numunelerin analiz sonuçlarının yorumlanmasında numune alımı esnasında fırın içinde ölçülen sıcaklıklarla ilişkisi grafik halinde verilmiştir (Şekil 2). Şekilde gözlendiği üzere sıcaklığın döner fırında ya da II. Yakma fırınında artmasıyla, her iki kaynakta da çok az bulunan Hg, Cd, Tl, As, Pb gibi metaller, toplam metal emisyonlarının %10-20'lik dilimi içinde değişim göstermişlerdir. Ni neredeyse bütün sıcaklıklarda aynı oranda emisyonlarda belirlenmişken, Cu için kısmi bir artış, ve Mn'da ise azalma yönünde bir değişim gözlenmiştir.



(a)Cüruf (b)II. Fırın Külü

Şekil 2. Sıcaklığa bağlı biriken ağır metal yüzdeleri

Döner fırında sıra sıcaklığın 1100^{o}C'nin üzerine çıkmasıyla curüftaki Mn birikimi azalmış, bununla beraber Cu miktarı artmıştır. Tl, Co ve Cr miktarları yine sıcaklıkla beraber azalmıştır. Cıva aşırı uçucudur ve bu özelliğinden dolayı sıcaklık artışının üzerinde hiçbir etkisi olmamıştır. Ni sıcaklıktan bağımsız hareket göstermektedir. Cu da sıcaklık değişiminden etkilenmemiş görünmektedir. Sıcaklığın, II. Yakma fırınında kül üzerinde biriken ağır metal emisyonunda bir farklılığa neden olduğu söylenemez.

Metallerin Yakma Sistemi İçinde Dağılımı

Dört farklı atık grubuna ait ölçümlere ait ortalama değerlerin değişimi Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. Yakma sistemi içinde dağılım ve yük

Metal	Metal Dağılımı, %				Metal Yükü, mg/gün				
	Curüf	II. Fırın Külü	Filtre keki	Baca Tozu	Curüf	II. Fırın Külü	Filtre keki	Baca Tozu	Toplam
Cd	27,1	20,8	49,1	3,0	334	1,3	136,4	0,9	472,5
Tl	44,2	41,3	1,0	13,5	4226	19,8	22,1	31,0	4298,8
Sb	58,7	36,8	3,5	1,0	2760	8,7	37,4	1,2	2807,2
As	21,6	61,2	0,0	17,2	322	4,6	0,0	6,1	332,7
Pb	42,9	44,0	5,7	7,4	3238	16,6	96,8	13,3	3364,6
Cr	42,4	45,5	2,1	10,1	15790	84,7	179,1	90,0	16143,8
Co	32,8	58,8	2,1	6,3	8034	72,2	113,9	37,3	8257,4
Cu	36,8	50,7	12,1	0,4	101192	697,4	7503,8	28,4	109421,6
Mn	50,4	42,4	0,0	7,2	47608	199,9	0,0	163,0	47970,9
Ni	37,0	30,8	7,3	24,8	26738	111,2	1193,9	430,7	28473,7
Hg	0,6	1,1	87,2	11,2	22	0,2	774,5	10,6	807,3

Bu değerlere bakıldığında, Cd ve Hg metallerinin filtre kekinde biriktikleri gözlenmiştir. Bu metallerin nispeten düşük kaynama noktalarına sahip olmaları, filtre ortamında sıcaklığın yoğuşma sıcaklığı seviyelerinin altında olması dolayısı ile yoğuşarak partikül fazına geçmeleri veya filtrede kullanılan kireç ve aktif linyit partikülleri üzerinde adsorbe olmaları sonucu bu birikimin gerçekleştiği düşünülmüştür. Tespit edilen Hg miktarının 87% si filtre kekinde bulunmuştur. Partikül madde ile baca gazında atılmak istenen civa ise 11% civarındadır. As için de benzer durum söz konusu olmakla beraber, filtre kekinde bulunamayışı izah edilememektedir. Mn için de benzer durum söz konusudur.

Bacadaki PM içinde bulunan Hg miktarı filtre kekinden sonra ikinci büyük emisyon değeri olarak dikkat çekmektedir. Tl, Sb, Pb, Cr, Ni ve Mn metalleri, cüruf ve II. Fırın külü numunelerinde benzer konsantrasyonlarda ve belirleyici miktarlarda yer almaktadırlar. Bu metallerin emisyonları Filtre kekinde ve baca PM'lerinde ilk iki numune grubuna göre daha büyük pay sahibidirler. Co ve Cu en çok II. fırın külü içinde yer almaktadırlar. Sb, Pb ve Tl yüksek miktarda daha çok cürufta toplanırken, cüruf ve II. fırın külünde yakın oranlarda bulunmuşlardır. Tl, Pb'ye göre baca tozunda daha fazla bulunmuştur. Metal yükünün büyükten küçüğe sırası Cu>Mn>Ni>Cr>Co>Tl>Pb> Sb>Hg>Cd>As şeklinde elde edilmektedir.

Kütle Dengesi

Yakma sistemindeki fizikokimyasal değişimi inceleyebilmek için basit bir kütle dengesi kurulduğunda, tesisin yakıt, atık, kireç ve aktif linyit girdileri buna karşın döner fırın cürufu, II. Fırın külü ve filtre keki olarak çıktıları bulunduğu söylenebilir (Tablo 3).

Yakma işlemi kütlesel olarak atık miktarını 75% azalttığı kabulüyle 1043 kg/saat girdiye karşılık çıktılar toplamı 296 kg/saat olmaktadır. Bunun 200 kg saatlik kısmı cüruf olarak çıkmaktadır. Basit kütle dengesi kurulduğunda, filtre ünitesine gelen katı madde miktarı 95 kg/s ise ve bu miktarın emniyetli bir değerlendirme ile 99,5%' si filtrede tutulduğu kabulüyle geriye 0,475 kg/s'lik bir partikül madde emisyonu kalacaktır. Yapılan örneklemelerde tespit edilen toz değerleri Tablo 4'de verilmiştir. Buna göre teorik olarak hesaplanan değer ile emisyon faktörü arasında 12,5 katlık bir farklılık gözlenmektedir. Emisyon ölçümlerinde tespit edilen toz değerleri ise bu iki teorik değerin arasında kalmaktadır.

Tablo 3. Kütle dengesi

Girdiler	**Çıktılar**
1 ton /saat tıbbi atık	200 kg /saat cüruf
40 kg / saat kireç	1 kg / saat II. Fırın külü
3 kg /saat aktif linyit	Filtre keki 99,95% verim
3 kg /saat yakıt	Baca emisyonu

Tablo 4. Debi, emisyon faktörü ve kütle dengesi ile karşılaştırılması

	mg/Nm^3 % 11 O_2	**Kg/st**
Ölçülen değer	42,5*	0,19*
EPA AP42(kontrollü)	-	0,0378
Kütle Dengesi	-	0,48

*8 ayrı terihte yapılan ölçümlerin ortalaması

Önemli bir diğer mukayese de baca gazları ile atmosfere verilen toz içindeki ağır metal emisyonlarının emisyon faktörleri ile karşılaştırılmasıdır.

Tablo 5 göstermektedir ki, emisyon faktörleri ile yapılan karşılaştırma atık içeriğine göre farklılık göstereceğinden, tüm metal içerikleri için emisyon faktörleri ile aynı ve ya yaklaşık sonuç elde etmek mümkün değildir. Cd ve Hg için elde edilen sonuç, emisyon faktörlerinin altında kalmakla beraber, Ni, Pb, Cr miktarları emisyon faktörlerinin üzerinde çıkmıştır. Sb ve Cu emisyonları faktörle hesaplanan değerlere çok yakın gözlenmiştir.

Sonuçların Literatür ile Karşılaştırılması

Çalışmada elde edilen sonuçlar Çin'de 2008 yılında 4 farklı tıbbi atık yakma tesisinden alınan 14 Taban Külü (TK) ve 8 Uçucu Kül (UK) numunesinde belirlenen metallerin analiz sonuçları ortalaması ile (Zhaou, 2008) ve 2003 yılında İZAYDAŞ Tehlikeli atık ve tıbbi yakma tesisinde beş farklı atık kompozisyonu ve farklı yakma koşullarına karşılık yapılan ağır metallerin analiz sonuçlarının ortalama değerleri (Bakoğlu, 2002) ile karşılaştırılmıştır (Tablo 6). TK karşılaştırmaları cüruf ve II. Fırın külü için, UK karşılaştırmaları ise baca emisyonları partikül fazı için yapılmıştır.

Tablo 5. Emisyon faktörleriyle deney sonuçlarının karşılaştırılması

	EPA AP42 Emisyon Faktörleriner göre mg/kg baca tozu	**Deney Sonuçları (Ortalama), mg/kg baca tozu**
Cd	1,21 E-05	4,13E-06
Tl	-	9,97 E-04
Sb	7,04 E-05	5,49E-05
As	-	4,13 E-04
Pb	3,69 E-05	54,4 E-05
Cr	3,86 E-05	22,2 E-05
Co	-	7,21 E-04
Cu	2,06 E-04	2,16 E-04
Mn	-	1,457 E-03
Ni	1,79 E-05	21,4 E-05
Hg	3,93 E-03	2,63E-05

Taban külü karşılaştırmasında, sonuçların Çin-2008 çalışması sonuçlarıyla kıyaslandığında, Co Ni, ve Cu, ortalama değerlerinin İSTAÇ için daha yüksek olduğu, Cd, Co, Cr, Cu, Ni ve Sb için ise yakın değerlerde bulunduğu gözlenmiştir. Mn, As ve Pb değerleri ise sözkonusu çalışmada bulunan değerlerin altında kalmaktadır. Özellikle Cu ve Ni metalleri iki çalışmada yakın değerler almıştır. İZAYDAŞ'ta yapılan çalışma ile kıyaslandığında, İZAYDAŞ için Cr, Mn, Cu, Ni, Co bakımından her iki matris içindeki konsantrasyon dağılımlarından UK içinde daha düşük miktarda bulunmuştur. Pb ve Sn'da UK içinde birikimde ciddi artış olduğu görülmektedir. Bu artışta metallerin uçuculuklarının ve tesisin ikinci yakma hacminde uygulanan yüksek sıcaklık değerlerinin katkısı olduğu ifade edilmektedir. Buna göre bu metaller gaz fazında taşındıkları için elektrostatik filtrede tutulamamaktadır.

Tablo 6. Sonuçların Literatür ile Karşılaştırılması (Taban Külü)

	Taban Külü, (mg/kg)				**Uçucu Kül, (mg/kg)**		
	İZAYDAŞ (Bakoğlu, 2002)	ÇİN-2008 (Zhao, 2008)	İSTAÇ		İZAYDAŞ (Bakoğlu, 2002)	ÇİN-2008 (Zhao, 2008)	İSTAÇ
			Cüruf Ortalama	II. Fırın Külü Ortalama			
Ag	-	8,4	-	-	-	113	-
As	-	27,8	1,61	4,55	-	170	-
Bi	-	103	-	-	-	165	-
Cd	-	5,3	1,67	1,28	-	237	3,03
Co	-	22,7	40,17	72,17	-	5,4	2,53
Cr	440	397	78,95	84,74	310	65,2	3,98
Cu	4730	487	505,96	697,44	4950	1702	166,75
Ni	2830	111	133,69	111,15	1810	36	26,53
Pb	760	795	16,19	16,6	4920	3544	2,15
Sn	140	285	-	-	500	1149	-
Ti	-	6095	-	-	-	1940	-
Zn	3520	11,965	-	-	6010	78,686	-
Tl	-	-	21,13	19,76	-	-	0,49
Sb	-	103,53	13,8	8,66	-	162,775	0,83
Mn	1020	770	238,04	199,87	300	408,75	-
Hg	-	-	0,11	0,21	-	-	17,21

UK'de Çin'de yapılan çalışma ile karşılaştırıldığında Cd, Cu, Pb As, Sb ve Mn'nin literatürdeki değer aralığının altında kaldığı görülmektedir. Genel olarak UK'deki analiz sonuçları literatür ile kıyaslandığında düşük görünmektedir. Bunun sebebi literatürde ele alınan tesislerin teknolojik yapı olarak İSTAÇ A.Ş. tıbbi atık yakma tesisinden farklılık göstermesidir. Literatürde ele alınan uçucu kül (filtre sisteminde tutulan) ile bu çalışmada ele alınan uçucu külü birebir kıyaslamak çok doğru değildir.

SONUÇLAR

Çalışmadan elde edilen en önemli bulgular aşağıda özetlenmiştir:

Cüruf atığı miktar olarak en büyük atık türünü oluşturmaktadır. Cüruf içinde en yüksek emisyonunun Cu metaline ait olduğu, bunu Mn, Ni metallerinin izlediği görülmektedir. Bu sıralamaların oluşumunda tıbbi atıkların bileşiminde bu metallerin bulunma bollukları yanında uçuculuklarının da payı bulunmaktadır. Döner fırın sıcaklıkları 927-1133 ^{o}C arasında değişmektedir.

II. fırın daha yüksek sıcaklıkların oluşturulduğu bir bölmedir ve tabanından kendi adı ile anılan kül alınmaktadır. Düşük kaynama noktalı olan metallerin oldukça düşük konsantrasyonlarda bulunduğu görülmüştür. Dolayısı ile Hg, As, Cd, Sb, Pb ve Tl gibi metallerin cüruf ve II. Fırın külü içinde değilde yakma tesisinin daha soğuk bölgelerinde oluşan atıklar içinde yoğunlaşacağını söylemek mümkündür. Yine burada atığın içindeki metallerin saf metaller yerine alaşımlar içinde yada çeşitli tuzları şeklinde yer alması ihtimalinin de

sıralamada değişikliğe yol açacağı bilinmektedir. Arıtma sisteminin atığı olan filtre keki numunelerinde en yüksek emisyonunun Cu metaline ait olduğu, bunu Ni ve Hg metallerinin izlediği görülmektedir. İçeriğinde As ve Mn'ye rastlanmamıştır. Sıcaklığın azalmasıyla Hg miktarı beklendiği gibi belirgin bir şekilde artış göstermektedir. Nikel miktarındaki artışın sisteme ilave edilen kireç ve aktif linyit içeriğindeki Ni muhtevasından kaynaklanabileceği düşünülmüştür. Baca gazı ile havaya verilen metaller gaz fazı ve partikül fazı arasında dağılmışlardır. PM fazı içindeki en yüksek emisyonunun Ni, Mn ve Cr metaline ait olduğu, bunu Co, Tl ve Cu metallerinin izlediği görülmektedir.

Tıbbi atık içerisinde yer alan metaller ortalama 2%'lik bir orana sahip olarak görülmektedir. Bu metallerin içeriğinde, tıbbi ve cerrahi aletlerde kullanılan yüksek miktarda paslanmaz çelik ve tek kullanımlık cerrahi aletlerin yapımında kullanılan pirinç + krom kaplama malzemeler baskın konumdadır. Bu tür malzemelerin bileşimlerinde yer alan alaşım yapıcı metallere bağlı olarak yakma sisteminde ağır metallerin oluşumu gözlenmektedir.

Literatürde tıbbi atık yakma tesisleri için verilen taban külü ile İSTAÇ'ın cürufunu ve uçucu külü ile İSTAÇ filtre keki analiz sonuçları karşılaştırıldığında, İSTAÇ taban külünde sadece Co metali bakımından literatürden daha yüksek mertebede metal içerirken, Cu ve Ni bakımından eşdeğerde ve As, Cd, Cr ve Pb bakımından çok düşük oranda metal içerdiği gözlenmiştir. İSTAÇ tesisi emisyonları mevcut Sanayi Kaynaklı Hava Kirlenmesi Kontrolü Yönetmeliği'ne göre Tl ve Cd hariç diğer metallerin toplam emisyon değerleri yasal sınırları aşmaktadır.

İSTAÇ baca gazı içindeki metal emisyonlarından yararlanılarak herbir metal için emisyon faktörleri elde edilmiştir. Cd ve Hg için elde edilen sonuç, USEPA tarafından geliştirilen AP42'deki emisyon faktörlerinin altında kalmakla beraber, Ni, Pb, Cr miktarları emisyon faktörlerinin 12; 15 ve 6 kat üzerinde çıkmıştır. Sb ve Cu emisyonları faktörle hesaplanan değerlere çok yakın bulunmuştur. Buna göre İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisi baca yoluyla havaya verdiği Ni, Pb ve Cr metal emisyonları bakımından AP42'ye göre ortalama 10 kat daha fazla emisyon yaymakta, Cd ve Hg için ise bir kat az emisyon yaymaktadır. Bu sonuçlara göre İSTAÇ Tesisinde yüksek çıkan metallerle ilgili gerekli tedbirlerin alınarak bu değerlerin aşağı çekilmesi sağlanmalıdır.

ÖNERİLER

Tıbbi atık yönetiminde atık miktarının azaltılması önemlidir. Günümüzde tıbbi atık içinde evsel katı atıkların oranı %50 geri kazanılabilecek unsurların ise %14 civarında oldukları bilinmektedir. Bunların ayrılmasının sağlanması halinde geride kalan enfekte atıkların toplamı % 35 mertebelerinde olacaktır (Birpınar, 2009). Böylece İstanbul için tıbbi atık bertarafında kapasite bakımından büyük bir rahatlama sağlanacaktır.

Tıbbi atıkları bertarafında yakmaya alternatif dezenfeksiyon yöntemine ağırlık verilmesi yakma tesisinden kaynaklanan kapasite eksikliğine çare oluşturacaktır.

İSTAÇ tesisinden kaynaklanan atık türlerinin (taban külü, II. Fırın külü, filtre keki vb) bertarafında ilave çalışmalar yaptırmalıdır. Örnek olarak bu atıkların tehlikeli atık kapsamına girip girmedikleri çözünürleştirme deneyleri yapılarak belirlenebilecektir. Bu çalışmanın yapılması durumunda çözeltiye geçen metal konsantrasyonlarına göre bu atıkların zararlı atık olup olmadıkları ortaya konabilir ve gerekli bertaraf işlemlerine (solidifikasyon/stabilizasyon vb) karar verilebilir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışmanın gerçekleştirişmesinde katkılarıyla çok büyük pay sahibi olan İSTAÇ A.Ş.'ye teşekkürlerimizi sunarız.

KAYNAKLAR

ATSDR, Toxicological Profiles for Mercury, http:// www.atsdr.cdc.gov, 1999.

Bakoğlu M., Karademir A. Partitioning characteristics of targeted heavy metals in İZAYDAŞ hazardous waste incinerator, Journal of Hazardous Materials, B99, 89-105, 2002.

Banar, M. Atıkların yönetiminde yanma ve art-yakma mühendisliği; avantaj ve sorunlar, Doktora Tezi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 1999.

Birpınar M. E., Cındık N.Ö. İstanbul İlinde Tıbbi Atıkların Yönetimi, TURKAY-2009, 2009.

Chemical Elements, http://www.chemicalelements.com /show/ boilingpoint.

Davutluoğlu O. İ. Aşağı Seyhan Nehri sedimentlerinde ağır ve iz metallerin konsantrasyonlarının dağılımı, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Adana, 2004.

De-Zhi S., Wei-Xiang W. Effect of MSW source-classified collection on the emission of PCDDs/Fs and heavy metals from incineration in China, Journal of Hazardous Materials, 2007.

EPA, U.S. Environmental Protection Agency, www.epa.gov.

Feng-Yin C., Ming-Yen W. Comparison of characteristics of bottom and fly ashes generated from various incineration, Journal of Hazardous Materials, B138, 594-603, 2006.

Morselli L., Passarini F. The environmental fate of heavy metalsarising from a MSW incineration plant, Waste Management, 22 875-881, 2002.

Taghipour H., Mosaferi M. Characterization of waste from hospitals in Tabriz, Iran, Science and Total Environment, 407 1527-1535, 2009.

WHO, Trace Elements in Human Nutrition And Health, World Health Organization, Geneva, 1996.

BİR ÜNİVERİSTE KAMPÜSÜ İÇİN İÇ ORTAM OZON KAYNAKLARININ ARAŞTIRILMASI

Zeynep ÖZTÜRK[1(*)], Ramazan AYDEMİR[1], Ferhat KARACA[1], Kenan DURU[2]

[1] Fatih Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34500, Büyükçekmece, İstanbul
[2] Universal Bilgi Teknolojileri 34758, Ataşehir, İstanbul

ÖZET

Bu çalışma kapsamında iç ve dış ortamlarda ozon maruziyetini izlemek amacıyla bir pasif ozon örnekleyici sistemi geliştirilmiştir. Geliştirilen örnekleyiciler kullanılarak Fatih Üniversitesi Yerleşke sınırları içerisinde 9 ayrı mikro çevre (iç ortam) ve 2 ayrı dış ortam noktasında 17 hafta süreyle ozon değerleri izlenmiştir. İzleme alanları yerleşke içinde insanların yoğun bulunduğu ve farklı çalışma ortamlarının olduğu tipik çevrelerdir (mesela; sınıf, laboratuar, kafeterya, kreş, vs.). Örnekleme sonucunda elde eden bulgular değerlendirilerek, iç hava ozon kaynakları belirlenmiş, mevsimsel ve faaliyet bazlı değişimler tespit edilmiştir.

Anahtar Sözcükler: İç ortam hava kirliliği, Ozon, Pasif örnekleme, Hava kirliliği ve insan

GİRİŞ

Troposferik ve stratosferik ozon konsantrasyon değerlerinin ayrı ayrı bilimsel önemleri ve farkları vardır. İnsan ve çevre sağlığı açısından değerlendirildiğinde bunlardan ilki kötü ozon olarak tanımlanırken diğeri iyi ozon olarak tanımlanmaktadır. Ozon hem doğal hem de insan kaynaklı faaliyetlerin sonucunda oluşmaktadır. Dış ortamlarda temel oluşum döngüsü içerisinde güneşin ultraviyole ışınları veya yıldırım esnasında havadan ayrışma ile doğada ozon oluşmaktadır. Dış ortamlarda gözlenen yüksek ozon değerleri de esasında doğal bir mekanizma olan fotokimyasal oksitlenme yoluyla oluşmaktadır. Fakat bu oluşum içersinde en önemli rolü ozon öncülleri tabir edilen ve kaynaklardan atmosfere yayılan türler oynadığı için ozon yaygın olarak ikincil bir kirletici olarak kabul görmektedir.

Dünya nüfusunun büyük bir kısmı yaşamını tek ya da kalabalık olarak konutlarda, ofis binalarında, kamu alanlarında, okullarda, hastaneler gibi çeşitli kapalı alanlarda barınmanın yanında temel ihtiyaçlarını karşılamak amacıyla %90'ı zamanlarını kapalı ortamda geçirirler (Zhang, 2003). Mikro çevre (İç ortam) insan faaliyetlerinin sosyal, ekonomik, kültürel faaliyetlerin yapıldığı ortamdır. Mikro çevre insan faaliyetlerine, yapılan işe, işin zaman içinde dağılımına göre değişiklik gösterir ve her bir iç ortamda birbirinden farklı aktiviteler yapılmaktadır. Bir iç ortam ofisken, diğeri sınıftır, diğeri

[*] ozturk.zeynepbeliz@gmail.com

yemekhanedir, bir başkası ise kafeteryadır ve bunlar insanların yoğun olduğu yerlerden sadece birkaçıdır.

İç ortamlarda insan sağlığını tehdit eden bir çok kirletici türü vardır. Bunlarda birisi ozondur. İç ortamlara ozon yayılımına neden olan kaynakların başlıcaları şu şekilde sıralanabilir:

- Dış ortamdan transfer
- UV ışık kaynağı olan tüm cihazlar (örneğin, fotokopi makinesi, projektör, TV, yazıcılar, vs)
- Güneş alan alanlar,
- Ev temizliği ve çeşitli bakım işlemleri için kullanılan maddeler,
- Klima ve havalandırma sistemleri (elektrostatik ve iyonik olanlar)
- Isınma araçları ("Infrared" ışıma yapanlar)
- Her türlü duman kaynakları
- X-ray ışık kaynakları
- Her türlü ekran ve görüntüleme araçları

Son yıllarda iç ortam hava kirleticilerinin toplum üzerindeki maruziyeti ve özellikle de sağlık üzerine etkilerinin olabileceği konusunda çalışmalar yapılmıştır/yapılmaktadır (Geyh vd., 2000). Yapılan çalışmaların sonucunda sadece dış ortam hava kalitesinin değil iç ortam hava kalitesinin de önemli olduğu ve ortam kirletici kaynaklarının azatlımı ve iyileştirilmesi yapılmasının gerekli olduğunu göstermiştir. İç ortam hava kirliliğinin birçok sağlık etkisi vardır. Özellikle tıp alanında bilinen ve ofis, hastane, okul ve hemen hemen her kapalı ortamda "Hasta Bina Sendromu (HBS)-Sick Building Syndrome(SBS)" kendini göstermektedir (EPA,1991). Astım, bronşit, yorgunluk, baş dönmesi, konsantrasyon bozukluğu gibi elliden fazla sağlık etkisi görülmektedir.(Soysal ve Demiral, 2010) Örneğin, ev ortamında pencere açıldığı zaman ya da klima çalıştığı zaman ortamda ozon bulunacaktır, oda spreyi sıktığınızda veya temizlik yaptığınızda içinde bulunan kimyasallarla ozon hızlı bir şekilde reaksiyona girecektir ve kansorejen bir etki ortaya çıkmış olacaktır (Destaillats vd., 2006). Bu sebeptendir ki iç ortam hava kirliliği problemi ve maruziyet derecesi iç ortam kaynaklarına göre değişiklik göstermektedir.

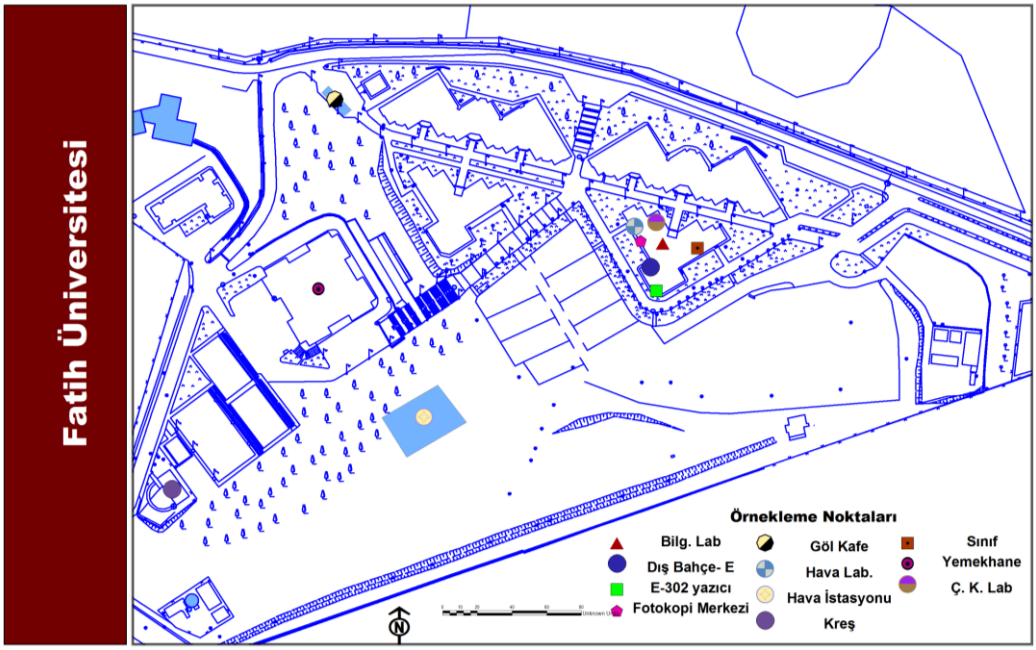
Bu çalışmanın amacı bir kampus alanı içersindeki iç hava kalitesini etkileyen ozon kaynakları ve çeşitli yaşam alanlarında oluşması muhtemel ozon değerlerini araştırmak ve buna göre bir kampus iç hava kalitesinde kirlilik kaynak azatlımı ve iç ortam havasını daha da iyileştirmeye yönelik "İç Hava Yönetim Planı (İHYP)" önermektir.

YÖNTEM

Çalışma Alanı ve Örnekleme

Çalışma alanı olarak Fatih Üniversitesi Yerleşkesi seçilmiştir. Bu yerleşke içerisinde 9 ayrı iç ortam ve 2 ayrı dış ortam yeri seçilmiştir. Örnekleme noktaları seçiminde insan faaliyetlerinin yoğun olduğu ve birbirinden farklı faaliyetlerin yapıldığı yerler seçilmiştir. Örnekleme noktalarında örnekler seçilen alanı temsil edebilecek şekilde yerleştirilmiştir. Çalışmanın örnekleme

kampanyasına 2009 Aralık ayının son haftasından başlanılmış ve 2010 Haziran ayının ilk haftasına kadar örnekleme haftalık olarak yapılmıştır. Toplamda on yedi (17) haftalık bir örnekleme periyodunda çalışma gerçekleştirilmiştir. Kampus yerleşke planı ve örnekleme istasyonlarının yerleri Şekil 1'de verilmiştir. Tablo 1'de ise her bir alanın özellikleri ve alan içersinde bulunan muhtemel ozon kaynakları listelenmiştir.



Şekil 1. Fatih Üniversitesi iç ve dış ortam ozon örnekleme noktaları

Pasif Örnekleyiciler

Pasif Örnekleyiciler çevremizin farklı bölümlerinde (atmosfer, kapalı havza, su havzaları, toprak ve biota) devam eden çevresel problemlerde organik ve inorganik kirleticilerin izlenmesinde kullanılır (Wasik vd. 2007). Pasif örnekleme yöntemi istenilen her noktaya yerleştirilerek gerek maliyet gerek kullanım açısından daha avantajlıdır. Bu örnekleyiciler, genellikle küçük silindir şeklinde olup kapalı bir kutu şeklindedir. Bunların difüzyona izin veren yüzeyleri vardır ve bu yüzeylerden kontrollü olarak geçiş sağlanır. Bu yüzeyler gaz moleküllerinin geçişini sağlar ve kutu içersine nufus eden gaz molekülleri seçici bir aktif malzeme ile reaksiyona girerek adsorbe edilirler.

Ayrıca kentsel yerlerde iç ve dış ortam hava kalitesinin ön değerlendirmesi amacıyla pasif örnekleme metodunun kullanımı teknik olarak Avrupa Birliği tarafından teknik raporların hazırlanması sürecinde ön değerlendirmelerde kullanılması tavsiye edilmiştir. Dünyada ve özellikle Avrupa Birliği Ülkelerindeki araştırmacıların pasif örnekleme metodunun kullanımının bazı seçim nedenleri vardır. Aktif örnekleme metodunda sürekli ekipman gerektiren bakım maliyetlerinin yüksek olması, sadece sınırlı sayıda kullanılabilirliği, cihazları yerleştirirken bölgesel ve yerel ulaşım zorluğu tercih nedenlerinden birkaçıdır (Allegrini ve Costabile,2002).

Tablo1. Fatih Üniversitesi İç ve Dış Ortam Özellikleri ve Ozon Kaynakları

Alan kodu	Alanının Tanımı	Özellikleri	Ozon Kaynakları
1	Çevre Mühendisliği Çevre Kimyası Laboratuarı	60 m^2 alan tavan yüksekliği 3,20 m, 12 adet pencere, mekanik havalandırma ve iki adet çeker ocak,	Kimyasal işlemler, geniş ve doğrudan ışık alan alanlar, UV spektrofotometre cihazı, fırın ve ısıtma sistemleri, bilgisayar
2	Fotokopi Merkezi	45m^2 alan ve tavan yüksekliği 3,50m, penceresiz alan, mekanik havalandırma	UV ışık kaynağı olan cihazlar (fotokopi makineleri, yazıcılar) ekran ve görüntüleme aletleri (bilgisayarlar ve kart dolum cihazı) ve ısıtma cihazları
3	Çevre Mühendisliği Hava Kirliliği Laboratuarı	50 m^2 alan ve tavan yüksekliği 3.20 m ve 8 adet pencere ve mekanik havalandırma	Kimyasal işlemler ve doğrudan ışık alan alanlar, UV spektrofotometre cihazları, AAS, ısıtma sistemleri ve fırın, bilgisayarlar ve yazıcılar
4	Kreş	55m^2 alan , tavan yüksekliği 3m iki cepheli 8 pencere	Televizyon ve ısınma sistemi
5	Göl Kafe	60m^2 alan, tavan yüksekliği eğimli olmakla beraber 3 m , her tarafı camla çevrili, havalandırma sistemi	Doğrudan ışık alan alanlar, Fırın, buzdolabı, dondurucu, tost makinesi, televizyon, ısınma sistemleri
6	Sınıf	50 m^2 alan tavan yüksekliği 3,20 m, 8 adet pencere	Işık alan alan, UV ışık kaynağı olan cihazlar (projektör ve bilgisayar)
7	Bilgisayar Laboratuarı E 317	60 m^2 alan tavan yüksekliği 3,20 m 12 adet pencere	UV ışık kaynağı olan cihazlar (çok sayıda bilgisayar, ekran ve görüntüleme cihazı) geniş ışık alan alanlar, ısınma sistemleri
8	EA- 302 Yazıcı	7m^2 lik dar alan tavan yüksekliği 3,20m ve kapalı ve iki odaya açılan kapılar mevcut	Doğrudan ışık almayan kapalı alan, UV ışık kaynağına sahip yazıcı ve ısınma sistemi yok
9	Yemekhane	>1000 m^2, havalandırma ve davlumbaz sistemleri	Yemek benmarileri, kafeteryalar, aydınlatma, doğal
10	Dış Bahçe (E Blok Arkası)	-	Fotokimyasal oksidasyon
11	Dış Bahçe D (Hava İstasyonu)	-	Fotokimyasal oksidasyon

Pasif örnekleyicilerin birçok avantajı vardır; örnekleme denetim gerektirmez, gürültüsüzdür, yanıcı değildir ve patlama tehlikesi yoktur. Örnekleme her yerde yapılabilir, ağır değildir hafiftir, pompa sistemine gerek yoktur, enerji güç kaynağı sorunu yoktur, ve düşük maliyetlidir. Ayrıca, atık sorunu yoktur ve parçaları tekrar kullanabilir.

Analiz Yöntemi

Bu çalışmada, Fatih Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Fonu tarafından P50080901-1 projede üretilen ozon pasif örnekleyicisi kullanılmıştır. Kimya Bölümü Mikro Kimya Laboratuarı ve Çevre Mühendisliği Hava Kirliliği Laboratuarı kullanılarak ozon pasif örnekleri üretilmiştir. Fatih Üniversitesi kampusunda iç ve dış ortamlara yapılan ozon pasif örnekleri yerleştirilmiştir.

Geliştirilen örnekleyiciler ticari olarak satılan ozon pasif örnekleyicileri ile paralel konularak performansları paralel olarak test edilmiştir. Üretilen malzemenin ticari olarak satılan malzemelerle benzer sonuçlar verdiği, diğer bir ifade ile doğru ölçüm yapıp yapmadığının denenmesi amacıyla yukarıda verilen paralel izleme yöntemine ilave olarak bir dizi ölçme ve değerlendirme çalışması dahi yapılmıştır. Üretilen ozon pasif örnekleyiciler kutu deney odasında kontrollü şartlar altında ve çeşitli iç ve dış ortamlarda gerçek şartlar altında denenmek suretiyle test edilmiş ve doru sonuçlar elde edildiği belirlenmiştir. Kalite kontrol çalışmalarından sonra haftalık olarak Fatih Üniversitesi Kampusu içerinde yer alan örnekleme noktalarına örnekleyiciler yerleştirilmiş ve örnekleme işlemleri gerçekleştirilmiştir. Bir haftanın sonunda toplanan örneklere rutin bir analiz yöntemi uygulanmıştır. Bu analiz yöntemi üç aşamadan oluşmaktadır ve Şekil 2'de verilmiştir.

Şekil 2. Pasif örnekleyicilerle ozon tayini yöntemi

TARTIŞMA

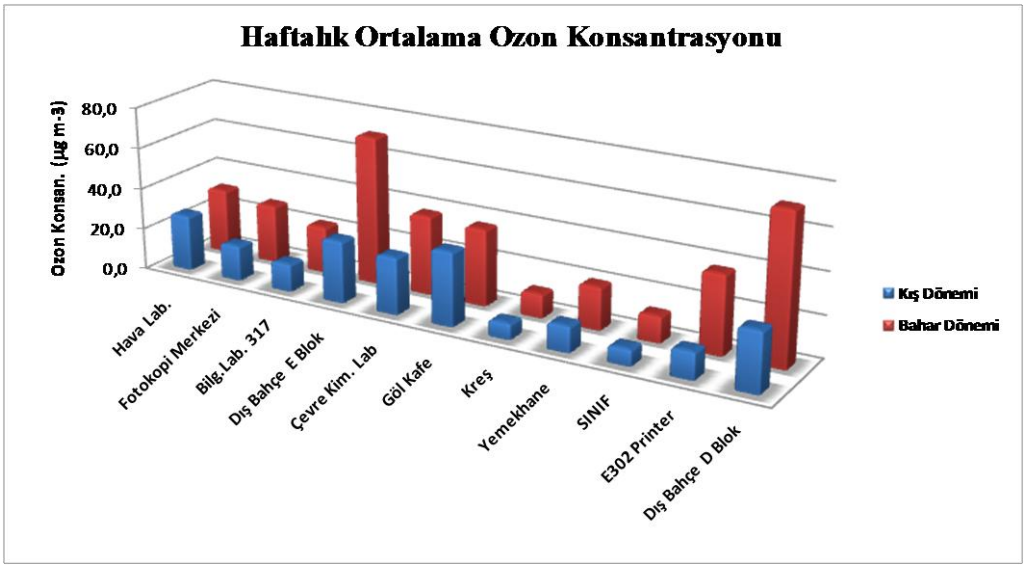
Yapılan çalışma 17 hafta boyunca 11 farklı örnekleme noktasında yapılmıştır. Kış döneminde örnekleme 2009 Aralık ayının son haftasından 2010 Mart aynının ilk haftasına kadar, Bahar Dönemi ise haftalık olarak 2010 Mart ayından başlanıp, 2010 Mayıs ayının son haftasına kadar devam etmiştir. Elde edilen Kış ve Bahar Dönemi haftalık ozon konsantrasyon dağılımı Tablo 2' de gösterilmiştir. Örnekleme noktaları iç ve dış ozon kaynaklı emisyon değerlerini göstermektedir. Değerler incelendiğinde, belirli örnekleme yerlerinde ozon konsantrasyonlarının tipik olarak yüksek miktarda veya düşük miktarda çıktığı gözlenmiştir. Örnekleme süresince 3 örnek kaybolmuştur; 4. hafta Dış Bahçe (E Blok), 6. hafta Sınıf ve 13. hafta yemekhanedir bu değerlerin olduğu yerler boş bırakılmıştır. 3.,4. ve 5. haftalar tatil haftası olduğu için öğrenci sayısında ve buna bağlı olarak birçok faaliyette azalmalar gözlenmiştir. Sınıf öğrenci olmadığı için kapalı kalmıştır, Göl Kafe, Fotokopi Merkezi, Yemekhane ekipmanlar çalışmalar devam etmesine rağmen normal dönemde olduğu kadar yoğun değildir. Baskı merkezinde (Printer) ise sınav kağıdı, ödev ve vb. şeylerin basımı çok az sayıda yapılmıştır. Dış ortamda sadece fotokimyasal bir etki olduğu için okulun tatil olup olmaması bu durumu etkilememektedir.

Tablo 2. Kış ve bahar dönemi haftalık ozon konsantrasyon değerleri (µg m-^{3}).

		KIŞ DÖNEMİ											BAHAR DÖNEMİ									
Örnek No	Numune Yeri	1. HAFTA	2. HAFTA	3. HAFTA	4. HAFTA	5. HAFTA	6. HAFTA	7. HAFTA	8. HAFTA	9. HAFTA	10. HAFTA	11. HAFTA	12. HAFTA	13. HAFTA	14. HAFTA	15. HAFTA	16. HAFTA	17. HAFTA
1	Hava Lab.	20,9	28,5	27,2	1,6	18,8	88,4	22,2	9,4	24,7	24,4	36,4	27,9	13,34	17,10	28,90	33,32	69,29
2	Fotokopi Merkezi	19,6	22,7	13,6	4,5	20,1	34,6	22,9	5,6	9,5	29,1	38,5	19,8	12,46	15,84	25,22	33,35	51,84
3	Bilg.Lab. 317	14,4	16,8	8,0	15,4	11,4	19,5	9,8	15,2	10,1	19,4	16,6	22,5	15,29	13,14	19,67	28,32	45,46
4	Dış Bahçe E Blok	5,8	7,7	8,0		25,2	21,1	86,4	27,6	57,5	109,4	106,4	80,3	72,95	58,45	34,65	54,00	55,59
5	Çevre Kim. Lab	74,1	94,2	3,0	3,0	11,7	29,6	6,5	7,6	17,3	28,9	28,4	27,5	23,32	36,48	36,07	64,45	60,00
6	Göl Kafe	35,8	43,8	35,2	2,7	37,0	55,1	40,0	38,4	31,6	44,2	46,9	46,8	27,76	24,85	28,45	42,23	34,72
7	Kreş	4,9	6,6	5,7	6,3	8,5	17,2	8,8	3,7	6,4	15,0	4,6	8,2	0,62		10,07	27,94	21,92
8	Yemekhane	9,6	8,9	9,0	39,8	10,6	10,4	12,7	6,7	3,3	31,9	24,9	5,1		7,47	14,11	19,65	40,10
9	SINIF	10,4	15,0	6,5	5,5	7,7		4,8	5,2	6,9	7,7	21,4	8,7	0,89	6,30	14,20	19,75	21,61
10	E302 Printer	23,1	3,1	14,3	1,8	17,0	7,4	15,8	20,0	13,3	35,0	40,1	29,7	18,24	12,43	25,99	47,08	93,23
11	Dış Bahçe D Blok	6,8	10,6	9,4	13,8	20,6	24,6	80,3	30,4	59,6	88,9	105,4	85,2	71,30	64,2	45,7	51,4	61,7

Çevre Mühendisliği Hava Kirliliği Laboratuarında yapılan örneklemede 4. ve 8. haftanın ozon emisyon değerleri diğer haftalara göre düşük çıkmıştır, bunun nedenlerinin ozon oluşumuna neden olan cihazların çalışmaması, bilgisayarların az kullanımı, ısıtma sisteminin çalışmaması ve dış ortam etkileri olduğu düşünülmektedir. Kış döneminde doğrudan veya dolaylı olarak güneş ışığı şiddetine ve ozon kaynaklarının kullanımına bağlı olarak yüksek ve düşük miktarlarda ozon oluşumu olduğu görülmektedir. Öte yandan bahar döneminde güneş ışığını şiddetini yavaş yavaş artırması ve ozon kaynaklı araçların kullanımının sıklaşması sebebiyle 15. Haftadan itibaren ozon değerlerinde artış

gözlenmektedir. Bahar döneminde gerçekleşen bu artış 2 ayrı noktaya yerleştirilen (Dış Bahçe E ve Dış Bahçe D) ozon pasif örnekleme sonucunda elde edilen değerlerde de görülmektedir (Tablo 2). Özellikle bu iki dış ortamda sadece fotokimyasal oksidasyon gerçekleşmektedir. Haftalık olarak yapılan ölçüm değerlerinde güneş ışığına bağlı olarak dış ortamda ozon konsantrasyon değerlerinde artış gözlenmektedir. Göl Kafe 3 tarafı camlarla çevrili ve günün her saati camların açık olduğu bir yerdir. Burada hem fotokimyasal oksidasyon hem de ozon kaynakları bulunmaktadır. Fotokopi Merkezi ve Printer güneş ışığının hiç olmadığı iki örnekleme noktasından biridir. Fotokopi Merkezinde sadece UV ışık kaynağı olan cihazlar (fotokopi makineleri, yazıcılar) ekran ve görüntüleme aletleri (bilgisayarlar ve kart dolum cihazı) ve ısıtma cihazları bulunmaktadır. Kreş de ise televizyon ve ısınma sistemi bulunmakta ve en düşük ozon konsantrasyon değerleri bu alanda gözlenmektedir. On yedi haftanın ortalaması alınarak ortalama ozon konsantrasyon değerleri ve tanımlayıcı istatistiksel değerler dönemsel olarak hesaplanmış ve Tablo 3'te verilmiştir. Ortalama ozon konsantrasyon değerlerinde dönemsel bir artış gözlenmektedir. Çünkü ozon ikincil bir kirleticidir, güneş ışığı şiddetine ve ozon kaynaklarının oluşturduğu emisyonlara bağlı olarak değişir.



Şekil 2. Dönemsel haftalık ortalama ozon konsantrasyonu.

Tablo 3. Ortalama ozon konsantrasyon değerleri ve tanımlayıcı istatistiksel değerler (µg m-^{3}).

		Kış Dönemi				Bahar Dönemi			
Örnek No	Numune Yeri	Haftalık ortalama	MAKS.	MİN.	STD	Haftalık ortalama	MAKS.	MİN.	STD
1	Hava Lab.	26,9	88,4	1,6	24,7	31,3	69,3	13,3	17,2
2	Fotokopi Merkezi	17,0	34,6	4,5	9,7	28,3	51,8	12,5	12,9
3	Bilg.Lab. 317	13,4	19,5	8,0	3,8	22,6	45,5	13,1	10,4
4	Dış Bahçe E Blok	29,9	86,4	5,8	28,3	71,5	109,4	34,7	26,2
5	Çevre Kim. Lab	27,4	94,2	3,0	33,6	38,1	64,5	23,3	15,5
6	Göl Kafe	35,5	55,1	2,7	14,0	37,0	46,9	24,9	9,1
7	Kreş	7,6	17,2	3,7	3,9	11,4	27,9	0,6	9,6
8	Yemekhane	12,3	39,8	3,3	10,6	20,5	40,1	5,1	12,8
9	SINIF	7,8	15,0	4,8	3,4	12,6	21,6	0,9	7,8
10	E302 Printer	12,9	23,1	1,8	7,3	37,7	93,2	12,4	25,1
11	Dış Bahçe D Blok	28,5	80,3	6,8	25,3	71,7	105,4	45,7	20,2

Fotokopi Merkezi ve baskı merkezinde de dönemsel bir artış gözlenmektedir. Bunun sebebi sınavların, ödevlerin çok olduğu dönemde (bahar dönemi) aktiviteye bağlı artıştır. Kış döneminde 3 haftalık tatil sürecinde ortalama konsantrasyon değerlerini etkilenmiştir. Örnek noktalarında yapılan ölçümlerde dönemsel olarak farklılık olduğunu Şekil 2'den de görmek mümkündür. Şekil 2'de bahar dönemi ozon konsantrasyon değerleri kış dönemine göre yüksek miktardadır. Bunların temel nedenleri ozon oluşum mekanizmasına bağlı olarak insan kaynaklı faaliyetlerin zamana göre değişiminden kaynaklanmaktadır.

Buna göre; ölçülen değerlerden 3., 4. ve 5. hafta değerleri okulun tatil dönemine rast geldiği için ozon konsantrasyon değişimlerinde azalma söz konusudur. Okulun olduğu haftalar zarfında faaliyetlere göre ozon değerlerinde artış kendini göstermiştir. Diğer tüm haftalarda standart sapma değerleri birbirine yakın ve ders olmayan dönem göre daha büyüktür. Bu da iç ortamda ozon oluşum mekanizmasının faaliyet esaslı kaynaklarla ilgisi olduğunu göstermektedir. Maksimum değerler 17. hafta da gözlenmektedir, bunun sebebi ise hem ozon kaynaklarının yoğun olarak faaliyet göstermesi hem de mevsime bağlı olarak güneş ışığındaki artıştan gözlenmektedir. Özellikle ozon çevre kimyası ve hava laboratuarında yüksek oranda gözlenmiştir. Bu ortamlarda ozon oluşumu uçucu organiklerin ve kimyasalların ortama yayılması ve sonrasında güneş ışığı ile reaksiyona girerek ozona dönüşmesi ile açıklanabilir. Her iki laboratuarda da oldukça büyük pencere alanları vardır. Her hafta günde en az iki kere temizlik yapılmaktadır. Bu temizlik ile de uçucu kimyasallar açığa çıkmaktadır ve ozon ile reaksiyona hızlı bir şekilde girmektedir.

SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Yapılan bu çalışma temelde Fatih Üniversitesi'nde kampüs içerisindeki örnekleme yerlerinde iç ve dış ortamda ölçümü yapılan ozon konsantrasyonlarına bağlı olarak, ortaya çıkan ozon konsantrasyonları ve iç hava kalitesi açısından ne gibi önlemler alabileceğimiz ve daha iyi bir yaşam kalitesi sağlamak amacıyla yapılmıştır.

Dış ortamdan (pencere, baca borusu ve benzeri havalandırmalar) iç ortama az ya da çok miktarda uçucu partiküllerin giriş ve çıkışlarının kontrol edilmesi gerekmektedir. Diğer bir önemli konu ise; bina yapı malzemeleri ve kullanılan temizlik malzemelerinden ortama gazlar ve uçucu organik bileşikler salınabilmektedir. Binalarda hava kalitesinin artırmak için yapılması gerekenler ise; uçuculuğu ve toksisitesi düşük bileşiklerden oluşan malzemeler kullanılmalıdır. Temizlik esnasında ortamda kimsenin bulunmaması, havalandırmanın çalıştırılması sağlanmalıdır. Çünkü kimyasal maddeler ve ozon hızlı bir şekilde reaksiyona girerek kanserojen maddeler oluşturabilir.

Ozon kirlenmesi tek başına düşünüldüğünde dersliklerde projektör kullanımını mümkün olduğunca azaltılmalı yada bu işlem yapılırken sınıflar iyice havalandırılmalıdır. Fotokopi makinesi ve yazıcı türü ozon üreten cihazlar kullanılırken mutlaka havalandırma sağlanmalı eğer bunlar havalandırma olmayan alanlarda konuşlanmışsa ortama mekanik havalandırma sitemi monte edilmelidir. Kimyasal işlem yapılan laboratuarlar ise hassasiyetle ele alınmalı

ve mutlaka mekanik bir havalandırma sistemi ile hava değişlim oranı saatte 2 mertebesinin üzerinde tutulmalıdır. Bu çalışmada kreş ortamında ozon açısından bir tehlike veya oluşum tespit edilememiş ve elde edilen bulgular dış ortam seviyesinin dahi altında kalmıştır.

Havalandırma sistemlerinin girişlerinin özellikle yol ve diğer kirletici emisyon kaynaklarından uzak bir yerde seçilmelidir. Havalandırma filtrelerini seçerken yüksek verimliliği olan filtreler seçilmelidir. Filtre bakımları zamanında yapılmalıdır.

Pasif örnekleme metodunu kullanarak istenilen her nokta için iç hava kalitesi analizleri yapmak mümkündür. Bu çalışma yer seviyesi ozon ölçümü için yapılmıştır, ilerleyen çalışmalarda ise iç ve dış ortamlarda diğer kirletici parametrelerinin ölçümü yapılarak kirletici etkileşimleri incelenecektir.

Kapalı ve açık ortamlarda alınması gereken önlemler ve öneriler sağlımız açısından çok önemli bir rol oynamaktadır. Fatih Üniversitesi iç ve dış ortam ozon konsantrasyonu değerlendirmesinde esas olarak ele alınan konu insan sağlığı ve yaşam kalitesini artırmak içindir. Bu çalışma diğer üniversite, iş yerleri, hastane vb. de örnek teşkil etmesi ve sonuçlar dahilinde yaşam kalitesini artırmak için önlemler alınması sağlanabilir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma, Fatih Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Fonu tarafından P50080901-1 proje numarası ile desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

Allegrini, I., Costabile, F. A New Approach For Monitoring Atmospheric Pollution In Urban Environment, Global Conference: Building a Sustainable World, 2002.

Destaillats, H. , lunden, M.,Singer, B.,Coleman, B .,Hodgson, A., Weschler, C.J., Nazaroff, W.W. Indoor Secondary Pollutants from Household Product Emissions in the Presence of Ozone: A Bench-Scale Chamber Study Environ. Sci. Technol., 40 4421-4428 , 2006.

EPA, United States Air and Radiation (6609J) Research and Development Environmental Protection (MD-56) Agency, 1991.

Geyh, A. S., Xue, J., Özkaynak, H., Spengler J. D. The Harvard Southern California Chronic Ozone Exposure Study: Assessing Ozone Exposure of Grade-School-Age Children in Two Southern California Communities Environmental Health Perspectives, 108 (3), 2000.

Kot-Wasik, A. , Zabiegała, B. , Urbanowicz, M. , Dominiak, E. , Wasik, A. Namie´snik, V. Advances in passive sampling in environmental studies, Analytica Chimica Acta, 141–163, 2007.

Soysal, A., Demiral, Y. Çevre Sağlığı Açısından Kapalı Ortam, Dokuz Eylül Tıp Fakültesi Halk Sağlığı AD, 2010.

Zhang, J.,Smith,K.R. Indoor air pollution: a global health concern British Medical Bulletin, 68 209–225, 2003.

KİLİKYA BASENİNDE ATMOSFERDEN YAŞ ÇÖKELME YOLU İLE TAŞINAN ELEMENTLERİN EKOSİSTEMLERE OLASI KATKILARI

Türkan ÖZSOY[1(*)], Sermin ÖRNEKTEKİN[2]

[1]Mersin Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Çiftlikköy Kampusü, Mersin, 33343
[2]Mustafa Kemal Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Tayfur Sökmen Kampusü, Antakya, 31034

ÖZET

Çeşitli elementlerin atmosferik yollarla karasal ve denizsel ekosistemlere aktarımı, özellikle Doğu Akdeniz gibi derin suları bile çok yüksek N:P molar oranları ile temsil edilen ve alışılmadık ölçüde fosfor kıtlığı çeken oligotrofik denizler için büyük önem taşımaktadır. Kuzeydoğu Akdeniz Kıyılarının çözünmüş (biyolojik olarak kullanıma hazır) element bütçesine atmosferden olan katkıların belirlenebilmesi için Mersin'den yaklaşık 17 ay süre ile toplanan yağmur sularının çözünmüş kesiminde çeşitli elementler (N, P, S, Cl, Na, K, Ca, Mg, Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sr, Zn) analiz edilmiştir. Derişimlere dayalı olarak hesaplanan akılara göre atmosferden yaş çökelme yolu ile Kuzeydoğu Akdeniz kıyısal sularına aktarılan çözünmüş inorganik N ve P'nin yıllık birincil üretime katkısı sırası ile % 25.7 ve % 2.0 seviyelerindedir ve yine yaş çökelme yolu ile taşınan çözünmüş Fe miktarı bölgedeki birincil üretkenliğin tamamına (% 100) yetecek ölçülerdedir. Elde edilen sonuçlar karasal ekosistemler açısından, özellikle ormanlık ve/veya ekili alanlarda azot doygunluğu bakımından da değerlendirilmiş; inorganik çözünmüş N ve S akıları, literatürde verilen kritik yük aralığının içerisinde, kırsal alan N ve S doygunluk alt sınırının üzerinde bulunmuştur.

Anahtar Sözcükler: Kritik yük, Çözünmüş demir, Azot, Fosfor, Kilikya Baseni

GİRİŞ

Atmosferik çökelme mekanizmaları, çeşitli ekosistemlere gereken bileşenlerin sağlanması konusunda önemli bir rol oynar. Bu bileşenler arasında N, P ve Fe gibi elementler, karalar ve okyanuslardaki biyolojik üretkenlik için gereklidirler (Prospero vd., 1996; Campo vd., 2001). Besin tuzu şeklindeki bu tür elementlerin biyojeokimyasal süreçler üzerine etkisi özellikle Doğu Akdeniz gibi oligotrofik (üretkenliği düşük) denizler için çok önemlidir (Carbo vd., 2005). Doğu Akdenizin suları, aşırı fosfor kıtlığı nedeniyle standart Redfield oranından (16) oldukça yüksek N/P molar oranları ile (25-28) karakterize edilmektedir (Krom vd., 1991). Bu duruma getirilen açıklama ya sistemde aşırı miktarda azotun bağlandığı (Bethoux vd., 1992) ya da deniz suyundaki fosforun atmosferden çökelen sahra tozlarına adsorplanarak uzaklaştırıldığı yolundadır (Krom vd., 1991). Ancak, laboratuarda Akdeniz

* tozsoy@mersin.edu.tr

suyu ve Sahra tozları kullanılarak gerçekleştirilen adsorpsiyon deneylerinde adsorplanan fosfat miktarının son derece düşük olduğu ortaya konmuştur (Ridame vd., 2003; Carbo vd., 2005). Buna bağlı olarak alternatif bir hipotez geliştirilmiş ve birincil üretimdeki fosfor kıtlığının Doğu Akdenize besin tuzu sağlayan çeşitli kaynaklarda da görüldüğü ve özellikle atmosferik kaynaklarda N/P oranının 16'nın çok üzerinde, yaklaşık 117 değerinde olduğu öne sürülmüştür. Bu sonuca göre atmosfer, Doğu Akdenize besin tuzu sağlayan temel bir azot kaynağı konumundadır (Krom vd., 2004).

Atmosferik inorganik azot (NO_3^- ve NH_4^+), fosil yakıtlar ile biyokütle yakımı, gübreler gibi antropojenik yollardan (Hameed ve Dignon, 1988) ve/veya toprak ve bitkilerden olan salınımlar ile hayvansal artıklar gibi doğal yollardan kaynaklanabilir (Jickells, 2005). Bu oksitlenmiş ve indirgenmiş azot türlerinin atmosferde hem gaz (NO_x, HNO_3, NH_3 ve organik N türleri) hem de partikül (aerosol NO_3^- ve aerosol NH_4^+) türleri mevcuttur (Duce, 1991). Karalardan atmosfere olan azot emisyonları antropojenik aktivitelere paralel olarak artış göstermiş ve küresel ölçekte azotun daha ziyade NO_3^- ve NH_4^+ formlarında atmosferden okyanus yüzeylerine çökelmesine neden olmuştur (Prospero vd., 1996). Küresel model sonuçlarına göre günümüzdeki NO_3^- ve NH_4^+ çökelme akıları endüstri devrimi öncesine ait değerlerin iki katıdır (Luo vd., 2007). Küresel azot çevrimindeki değişimler iyi tanımlanmış olmasına rağmen antropojenik etkilerin küresel fosfor çevrimi üzerindeki etkileri henüz net değildir. Özellikle atmosferik fosforun küresel biyojeokimyasal süreçler üzerindeki rolünü anlayabilmek için atmosferik toplam fosfor (TP) ve çözünmüş fosfor (PO_4^{3-}) ölçümleri son derece sınırlıdır (Mahowald vd., 2009). Azotun aksine, atmosferde gaz formunda fosfor mevcut değildir. Dolayısı ile temel fosfor kaynağı aerosollerle sınırlıdır (Graham ve Duce, 1979). Biyolojik olarak kullanıma hazır-çözünmüş fosfor ise antropojenik ya da doğal aerosollerin havadan yağmur suyu ile yıkanması sonucunda çözünerek karasal ya da denizsel ekosistemlere aktarılmaktadır.

Doğu Akdeniz, Sahra ve Arap Çölleri gibi kurak bölgelere olan yakınlığı nedeniyle dünyada en fazla atmosferik toz çökelmesine uğrayan bölgelerden birisidir (Herut vd., 2001). Mineral toz demir ve toplam fosfor (TP) açısından zengin bir kaynaktır. Üst yerkabuğundaki TP derişimi 660 mg kg^{-1} kadar olup bu değer toprağın türüne göre önemli ölçüde değişmektedir (Rudnick ve Gao, 2003). Örneğin Batı Akdenizden örneklenen Sahra aerosollerindeki TP derişimi 900±400 mg kg^{-1} olarak rapor edilmiştir (Ridame ve Guieu, 2002). Ancak, aerosollerdeki toplam fosforun çözünür kesimi oldukça küçük olup özellikle Sahra tozlarındaki fosforun çözünürlüğü, yağmur suyu ve deniz suyu ile yıkanmış antropojenik aerosollerdeki forforun çözünürlüğünden çok daha azdır. Değerler % 8 (Bergametti vd., 1992); % 4-13 (Carbo vd., 2005); % 10-15 (Ridame ve Guieu, 2002); % 11-25 (Herut vd., 1999) olarak rapor edilmiştir. Öte yandan, antropojenik aerosollerden (fosil yakıtlar, biyokütle yakımı, gübreler, deterjanlar ve pestisitler) kaynaklanan fosforun çözünürlüğü ise % 40-100 arasında (Bergametti vd., 1992), ortalama % 45 verilmiştir (Herut vd., 1999).

Fosfora benzer şekilde, denizdeki biyojeokimyasal süreçlerde anahtar rol oynaması bakımından atmosferik demir üzerinde de önemle durulmaktadır.

Bugüne kadar demirin gerek çözünürlüğünü (Zhuang vd., 1995; Kieber vd., 2001) gerekse atmosferik mineral toz ile (Özsoy ve Saydam, 2001) ve yanma kaynakları ile (Guieu vd., 2005; Luo vd., 2008) ilişkisini konu alan pek çok araştırma gerçekleştirilmiştir. Özellikle partikül formda çok fazla miktarda demir, nehirler vasıtası ile (Guieu vd., 1991) ya da atmosferden çökelme yolu ile (Özsoy ve Saydam, 2001; Koçak vd., 2005) Doğu Akdenize taşındığından bölgede herhangi bir demir sınırlamasından söz etmek mümkün değildir. Buna rağmen bu çalışmada biyolojik olarak kullanıma hazır-çözünmüş demirin yaş çökelme akısı hesaplanmış ve atmosferik demirin Kuzeydoğu Akdenizde yıllık ortalama birincil üretime ne ölçüde katkıda bulunduğu şeklinde değerlendirilmiştir.

Bu çalışma, yaş çökelme örneklerinin öncelikli olarak besin tuzu bileşimini belirlemeye yöneliktir. Mersin kenti içinde dört farklı istasyondan yaklaşık 17 ay süre toplanan yağmur suyu örneklerinin çözünmüş kesiminde çeşitli elementler (N, P, S, Cl, Na, K, Ca, Mg, Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sr, Zn) analiz edilmiş ve özellikle inorganik N, P, S ve Fe derişimlerine dayalı olarak hesaplanan yaş çökelme akıları iki farklı perspektiften ele alınarak değerlendirilmiştir:

1. Kuzeydoğu Akdeniz kıyısal sularının biyolojik olarak kullanıma hazır-çözünür besin tuzu bütçesine atmosferik kaynakların ne ölçüde katkıda bulunduğunu belirlemek.
2. Atmosferik N ve S girdilerini, karasal ekosistemlerdeki kritik yük değerleriyle karşılaştırarak özellikle ekili ve/veya ormanlık arazilerdeki azot doygunluğu açısından değerlendirmek.

YÖNTEM

Mersin, Kuzeydoğu Akdeniz kıyısında, yaklaşık bir milyon nüfuslu sanayileşmiş bir kentimizdir. Tarımsal faaliyetlere ek olarak kentin kuzeydoğu yakasında 2004 yılı ortalarına kadar aktif olan bir petrol rafinerisi, soda, krom, gübre, çimento ve cam gibi çeşitli endüstriyel kuruluşlar yer almaktadır. Sanayi bölgesi kent merkezinden yaklaşık 6-7 km uzaklıktadır. Kentin ayrıca çok uzun yıllardır süregelen bir katı atık depolama sorunu mevcuttur. Çok yakın bir zamana kadar günde yaklaşık 500 ton katı atık, kompostlama ya da geri dönüşüme yönelik herhangi bir önişleme tabi tutulmadan kentin Kuzeyinde geniş bir açık araziye gelişigüzel depolanmaktaydı. Anaerobik parçalanma sonucu açığa çıkan serbest metan gazının kendi kendine yanması, ayrıca katı atık miktarını azaltmak amacı ile çöp yığınlarının belirli aralıklarla açık havada doğrudan yakılması nedeniyle Mersin belediye çöpünün depolandığı bu açık alan, endüstriyel emisyonlara ek bir kirletici kaynağı oluşturmaktaydı.

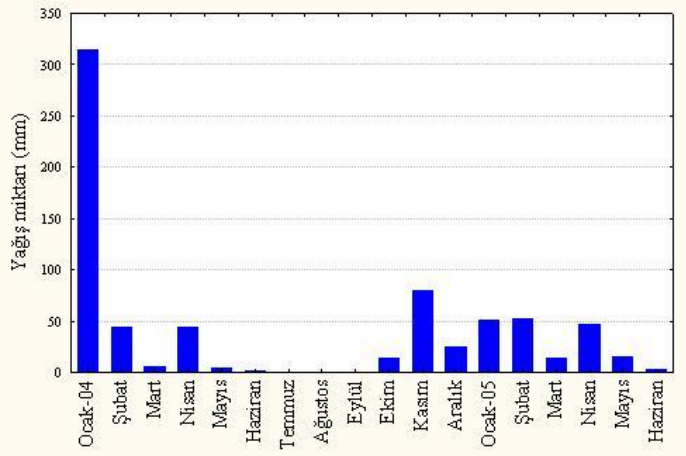
Yağmur örnekleri dört farklı istasyondan toplanmış, 0.45 μm'lik filtrelerden süzülen yağmur sularının pH ve iletkenlikleri ölçüldükten sonra bu örneklerde Varian Liberty II Model ICP-AES ile Na, K, Ca, Mg, Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sr, Zn analiz edilmiştir (Özsoy ve Örnektekin, 2009). 0.22 μm'lik filtrelerden süzülen yağmur sularında ise HP1090 model HPLC ile klorür, nitrat ve sülfat analizleri yapılmıştır (Özsoy vd., 2008). Amonyum ölçümleri Nessler yöntemi ile, fosfat ölçümleri ise Askorbik asit yöntemi ile Shimadzu UV-1601 model bir UV-VIS Spektrofotometrede gerçekleştirilmiştir (Murphy

ve Riley, 1962). Analiz öncesi bazı fosfat örnekleri MAGIC yöntemi ile zenginleştirilmiştir (Karl ve Tien, 1992). Askorbik asit yöntemi ile fosfatın tayin edilebilme sınırı 0.03 µM olup MAGIC zenginleştirme yöntemi ile bu değer 1 nM'a kadar düşürülebilmektedir.

TARTIŞMA

Yağış Verileri. Yağış-ölçerden elde edilen aylık yağış verileri Şekil 1'de sunulmuştur. Bölgenin genel klimatolojik özelliklerine uygun olarak yaz aylarında hemen hiç yağış gözlenmemiştir. Örnekleme dönemi boyunca toplam yağış miktarı 735 mm olup yağışlı gün sayısı 78'dir. Hacim ağırlıklı ortalama (HAO) derişimler, toplam yağış miktarı üzerinden hesaplanırken elementel akılar yıllık verilere dayalı hesaplanmış ve bu amaçla Ocak 2004-Ocak 2005 verileri değerlendirilmiştir. Belirtilen tarihler arasına ait yıllık ortalama yağış miktarı 554 mm olup yağışlı gün sayısı 48'dir.

Ortalama pH değeri (6.2), yağışların daha ziyade alkali karakterde olduğunu göstermektedir. Atmosferik CO_2 ile dengede olan yağmur suyunun 5.6 olan pH değeri referans olarak alındığında toplam örneklerin sadece % 3'ü asidik (pH<5.6) karakterlidir. Yerel ya da uzak bölgelerden kaynaklanan atmosferik mineral tozun kalsit içeriği yağmur sularındaki asitliğin tamponlanmasına neden olmaktadır. Örneklerin elektriksel iletkenliği (EC) ise 0-1427 µS cm^{-1} aralığında değişmektedir. Geometrik ortalama EC 47.8 µS cm^{-1} bulunmuştur (Özsoy vd., 2008).



Şekil 1. Mersin için Ocak 2004-Haziran 2005 dönemi yağış verileri.

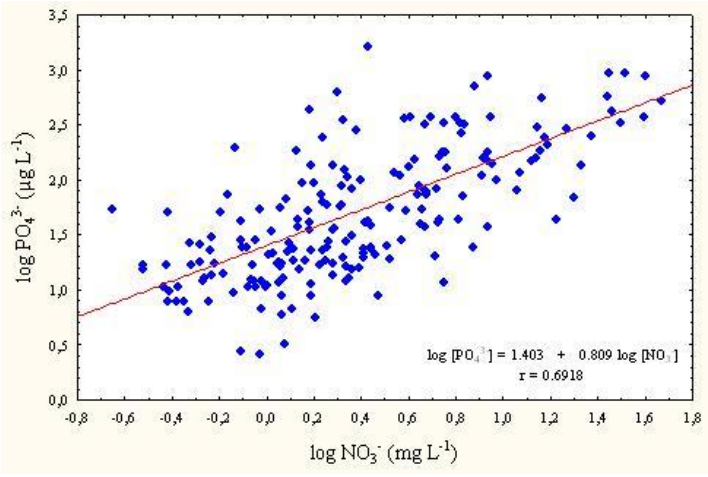
Elementel Yaş Çökelme Akıları. Her yağış olayı için elementel yaş çökelme akılarının hesaplanmasında o elementin çözünür kesiminin derişimi (*C*) aynı olaydaki yağış miktarı (*P*) ile çarpılmıştır. Yıllık akıların hesaplanabilmesi için Ocak 2004-Ocak 2005 dönemindeki her bir yağış olayına ait akılar toplanmış ve sonuçlar Tablo 1'de sunulmuştur.

Atmosferik fosforun kaynaklarını tahmin edebilmek amacı ile ölçülen elementler arasındaki ikili korelasyon katsayıları hesaplanmış ve en yüksek korelasyonlar fosfor-potasyum (r = 0.63) ile fosfor-nitrat azotu (r = 0.52) arasında gözlenmiştir (p<0.005). Fosfat ve nitrat derişimleri arasındaki logaritmik ilişki ise Şekil 2'de görülmektedir.

Potasyum, biyokütle yakımına işaret eden güvenilir bir belirteçtir (Andreae, 1983). Nitrat aerosollerinin önsürücüsü olan azotlu gazların (NO_x) antropojenik kaynakları arasında fosil yakıtlarla biyokütle yakımı birinci sırada yer almaktadır (Hameed ve Dignon, 1988). İkincil aerosollerden NO_3^- ve NH_4^+ tarımsal gübrelerden kaynaklanabildiği gibi NH_4^+ hayvansal artıklardan, topraktan ya da biyokütle yakımından kaynaklanabilmektedir. Mersin yağmurlarında fosfor ile amonyum azotu arasında küçük (r = 0.41) ancak istatistiksel açıdan anlamlı bir ilişki bulunmuştur (p<0.005). Bu sonuç, tarımsal gübrelerin, fosil yakıtların ve biyokütle yakımının Mersin atmosferindeki çözünür fosforun kaynağı olabileceğini göstermektedir. Özellikle, P ve K^+ arasında gözlenen yüksek korelasyon (r = 0.63) çöp alanında gerçekleşen kontrolsüz biyokütle yakımı ile açıklanabilir.

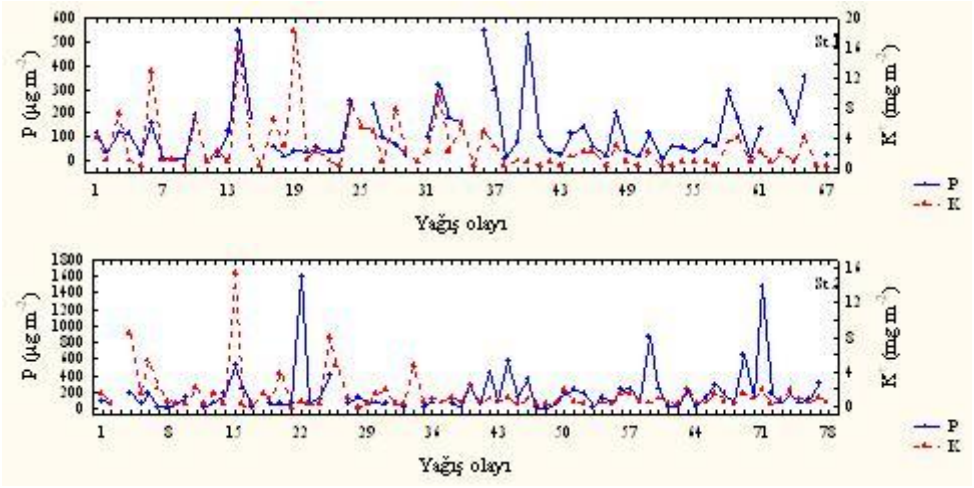
Tablo 1. Kuzeydoğu Akdenizde çözünür elementlerin yıllık yaş çökelme akıları**.**

Element	Akı (mg m^{-2} $yıl^{-1}$)
H^+	0.32
N-NH_4^+	340.6
N-NO_3^-	201.6
S-SO_4^{2-}	595.2
P-PO_4^{3-}	5.66
Cl	1342
Na	576.0
K	102.3
Ca	1978
Mg	238.7
Al	3.97
Ba	0.74
Cr	0.49
Cu	0.84
Fe	1.59
Mn	1.28
Ni	1.10
Sr	7.82
Zn	26.60



Şekil 2. Logaritmik nitrat ve fosfat derişimleri arasındaki ilişki (p < 0.005)

Şekil 3'de iki istasyon için ayrı sunulan P ve K^+ yaş çökelme akıları zaman serileri de bu iki parametre arasındaki anlamlı ilişkiyi doğrulamaktadır. Benzer bir ilişki, Fransa, Cap Ferrat'da yapılan bir çalışmada da gözlenmiştir (Migon ve Sandroni, 1999).



Şekil 3. Mersin'de iki istasyona ait P (µg m^{-2}) ve K^+ (mg m^{-2}) yaş çökelme akıları zaman serileri.

Çözünür fosforun yerkabuğu kaynaklarını incelemek amacı ile P ve Al yaş çökelme akıları Şekil 4'de zaman serileri şeklinde sunulmuştur. Akılar arasında gözlenen uyumsuzluk ile bu iki parametre arasındaki düşük korelasyon katsayısı (r = 0.06, p<0.005) Mersin'de atmosferik çözünür fosforun yerkabuğu kaynaklı olmadığını göstermektedir. Bu sonuç, topraktaki fosforun çözünürlüğünün son derece düşük olduğunu bildiren diğer çalışmalarla da uyumludur (Herut vd., 1999; Migon ve Sandroni, 1999).

Şekil 4. Mersin'de 2.istasyona ait P ve Al yaş çökelme akıları zaman serileri.

Karasal Ekosistemlere olası etkiler. Herhangi bir ekosistemin çeşitli kirleticilere karşı duyarlığının tanımlanmasında genellikle "kritik yük" kavramı kullanılmaktadır. Bir element için kritik yük; o elementin doğal ya da yarı-doğal bir alana herhangi bir zararlı etki yaratmayacak ölçüde çökelen miktarı veya o alanın söz konusu elemente karşı herhangi bir zarar görmeden dayanabileceği maksimum miktar olarak tanımlanabilir (Nilsson ve Grennfelt, 1988). Bu miktarlar o ekosistemin incinebilirlik seviyesi ile ilgilidir. Örneğin öyle hassas sucul ortamlar mevcuttur ki kritik yük değeri sıfır olarak belirlenmiştir. Ekili alanlardaki azot doygunluğu, nitratın topraktan süzülerek yer altı sularına karışmasına ya da azotun yüksek denitrifikasyon hızları ile topraktan NO veya N_2O gazı şeklinde uzaklaşmasına yol açar (Mayer vd.,

2000). Literatürde N, S ve H^+ için kritik yükler sırası ile 5-30; 3-30 ve 0.2-2 kg ha^{-1} $yıl^{-1}$ olarak verilmektedir (APCSS, 2008). ABD'nin Kuzeydoğusunda 17 sulak alan için yapılan bir araştırmada atmosferik akılar, bir kara parçası için azot doygunluk kapasitesi olan yaklaşık 3 kg ha^{-1} $yıl^{-1}$'lık eşik değerini aşmadıkça inorganik azotun topraktan ihraç edilmeyeceği rapor edilmiştir (Jaworski vd., 1997). Kritik yüklerin belirlenmesi ile ilgili çalışmalar genelde asit yağmurlarından etkilenen Kanada, İsveç, Finlandiya gibi ülkelerde gerçekleştirilmiş olup ülkemiz için belirlenmiş herhangi bir değer mevcut değildir. Toplam inorganik azot için bu çalışmada hesaplanan yaş çökelme akısı (5.42 kg-N ha^{-1} $yıl^{-1}$), ekili alanlar için verilen kritik azot yükünün (3 kg-N ha^{-1} $yıl^{-1}$) üzerindedir. Benzer durum kükürt için de geçerlidir. Mersin için S akısı (5.95 kg-S ha^{-1} $yıl^{-1}$) kritik yük sınırları (3-30 kg-S ha^{-1} $yıl^{-1}$) içersindedir. Yağmur sularının alkali türlerle (aerosol kalsit ve amonyak) tamponlanması sonucunda hidronyum akısı (0.0032 kg-H ha^{-1} $yıl^{-1}$) kritik yük aralığının (0.2–2 kg ha^{-1} $yıl^{-1}$) oldukça altında bulunmuştur. Kuru çökelme akıları da göz önünde tutulduğunda Mersin'de yeraltı sularına karışan inorganik azot yükünün ciddi boyutlarda olduğu düşünülebilir. Nitekim yine Mersin bölgesinde gerçekleştirilen bir çalışmada yeraltı sularında 100 mg L^{-1} derişimlere varan, oldukça yüksek nitrat değerleri gözlendiği rapor edilmektedir (Demirel ve Külege, 2005).

Denizsel Ekosistemlere olası etkiler. Dünya genelinde azota kıyasla fosforun atmosferik yaş çökelme akısı ile ilgili sınırlı sayıda veri mevcuttur. Sarı Deniz ve Doğu Çin Denizinde çözünür fosfor için sırası ile 15.1 ve 2.0 mg m^{-2} $yıl^{-1}$ değerleri rapor edilmiştir (Zhang vd., 2007). Japonya'da ormanlık bir arazide yapılan çalışmada çözünür P akısı 5.4 mg m^{-2} $yıl^{-1}$ olarak bulunmuştur (Tsukada vd., 2005). Doğu Akdenizde bu konuda yapılan çalışma sayısı oldukça sınırlıdır. 1992-98 yılları arasında yapılan bir çalışmada İsrail Kıyıları için 9.0 mg P m^{-2} $yıl^{-1}$ değeri verilmiştir (Herut vd., 1999). Kuzeydoğu Akdeniz için yapılan tahminler ise Erdemli için 9.7 (Özsoy, 2003), Girit, Heraklion için 2.0 mg m^{-2} $yıl^{-1}$ şeklindedir (Markaki vd., 2003). Batı Akdeniz için nispeten daha yüksek değerler örneğin; Korsika için 13.1 (Bergametti vd., 1992), Fransa, Cap Ferrat için ise 15.8 mg m^{-2} $yıl^{-1}$ değerleri rapor edilmiştir (Migon vd., 1989). Dünya genelinde çözünür P atmosferik yaş çökelme akısı coğrafik bölgenin özellikleri, yağış miktarı, atmosferdeki TP'nin çözünürlüğünü etkileyen fiziksel koşullar ve antropojenik kaynaklardan olan katkılar gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak 2.0 - 15.8 mg m^{-2} $yıl^{-1}$ aralığında değişmektedir. Bu çalışmada bulunan çözünür P akısı (5.7 mg m^{-2} $yıl^{-1}$) ise belirtilen değer aralığında yer almaktadır.

Bir denizsel ekosistem için "yeni üretim", o bölgeye harici kaynaklardan sağlanan besin tuzlarının, aynı bölgede yarattığı yıllık birincil üretim miktarı olarak tanımlanır (Dugdale ve Goering, 1967). Kilikya Baseninde toplam yeni üretim hızı 12 g C m^{-2} $yıl^{-1}$ olarak tahmin edilmiştir (Ediger, 1995). Redfield C:N:P Molar oranları 106:16:1 kullanılarak bir hesaplama yapıldığında Mersin için hesaplanan N (0.542 g m^{-2} $yıl^{-1}$) yaş çökelme akısının 3.1 g C m^{-2} $yıl^{-1}$ lık; P (5.66 mg m^{-2} $yıl^{-1}$) akısının ise 0.23 g C m^{-2} $yıl^{-1}$ lık bir yeni üretim hızı yaratacağı anlaşılmaktadır. Hesaplanan bu değerler ise bölgedeki toplam yeni üretim hızlarının azot için % 25.7, fosfor için ise % 2'sine karşı gelmektedir. Benzer şekilde, çözünmüş demir için bir hesaplama yapıldığında

fitoplanktonlar için Anderson ve Morel (1982) tarafından verilen minimum (1.06×10^4) ve maksimum (1.43×10^5) C:Fe Molar oranları kullanıldığında Kilikya basenindeki toplam birincil üretim için gereken çözünmüş Fe akısının 5.26 – 0.39 mg m^{-2} $yıl^{-1}$ aralığında olması gerektiği bulunur. Sonuç olarak bu çalışmada bulunan (1.594 mg m^{-2} $yıl^{-1}$) çözünür demir akısı, Kuzeydoğu Akdenizdeki fitoplanktonların çözünür demir ihtiyacını minimum % 30 maksimum % 100 oranlarında karşılayabilecek seviyelerdedir.

SONUÇLAR

Mersin yağmurlarında ölçülen çözünür elementler arasında besin tuzu niteliği taşıyan N, P ve Fe gibi elementlerin yıllık yaş çökelme akıları hesaplanmış ve bu akılar Kuzeydoğu Akdenizdeki yıllık birincil üretime olan katkıları açısından değerlendirilmiştir. P ve Al yaş çökelme akıları zaman serileri arasındaki uyumsuzluk ve bu iki element arasında bulunan düşük korelasyon katsayısı, Mersin'de atmosferik çözünür fosforun daha ziyade antropojenik kaynaklı olduğunu ve yerkabuğundan olan katkıların ihmal edilebilir seviyelerde olduğunu göstermektedir. Çalışılan bölgede atmosferden gelen toplam çözünmüş inorganik azotun önemli bir bölümü amonyum formundadır. N ve S için hesaplanan atmosferik yaş çökelme akıları, literatürde verilen kritik yük aralığı içersinde olup kırsal alanlar için verilen N ve S doygunluk alt sınırının üzerinde bulunmuştur. Bu da bize Mersin'de önemli miktarda azotun nitrat formunda topraktan süzülerek yeraltı sularına karıştığını göstermektedir. Bu çalışmada çözünür inorganik N, P ve Fe yaş çökelme akıları sırası ile 0.54, 0.006 ve 0.0016 g m^{-2} $yıl^{-1}$ bulunmuştur. Bu miktarların tamamının denizdeki birincil üretim için yarayışlı olduğunu varsayarsak atmosferden aktarılan azot bölgedeki yıllık birincil üretimin yaklaşık % 26'sını, fosfor ise yaklaşık % 2'sini karşılayacak ölçülerdedir. Öte yandan, Mersin'e atmosferden sağlanan çözünür demir ise Kuzeydoğu Akdenizdeki birincil üretimin hemen tamamına yetecek miktarlardadır. Birim alan için hesaplanan yaş çökelme akıları Kilikya Baseni yüzey alanına (34,000 km^2) homojen bir şekilde dağıtılırsa yıl temelinde atmosferden yaş çökelme yolu ile yaklaşık 18,435 ton N ile 192.4 ton P'nin kıyısal sulara aktarıldığı görülmektedir. Özsoy ve arkadaşları (2008), gerçekleştirdikleri bir çalışmada Kuzeydoğu Akdenize nehirler yolu ile yılda 10,050 ton N ile 356 ton P'nin taşındığını ortaya koymuşlardır. Sonuç olarak, karasal girdilere kıyasla atmosferik girdilerin özellikle N açısından çok daha büyük bir kaynak olduğu ve atmosferin de Kuzeydoğu Akdenizdeki aşırı fosfor kıtlığını destekler yönde bir etki yarattığı açıkça görülmektedir.

KAYNAKLAR

Anderson, M. A., Morel, F. M. M. The influence of aqueous iron chemistry on the uptake of iron by coastal diatom *Thalassiosira weissflogii*, Limnology and Oceanography, 27 789-813, 1982.

Andreae, M. O. Soot carbon and excess fine potassium: Long-range transport of combustion-derived aerosols, Science, 220 1148-1151, 1983.

APCSS, Air Pollution and Climate Secretariat of Sweden, 2008. http://www.airclim.org/airAndEnvironment/AE_chp5.htm

Bergametti, G., Remoudaki, E., Losno, R., Steiner, E., Chatenet, B. Source,

transport and deposition of atmospheric phosphorus over the Northwestern Mediterranean, Journal of Atmospheric Chemistry, 14 501-513, 1992.

Bethoux, J. P., Morin, P., Madec, C., Gentili, B. Phosphorus and nitrogen behavior in the Mediterranean Sea, Deep-Sea Research, 39 1641-1654, 1992.

Campo, J., Maass, M., Jarammillo, V. J. Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem, Biogeochemistry, 53 161-179, 2001.

Carbo, P., Krom, M. D., Homoky, W. B., Benning, L. G., Herut, B. Impact of atmospheric deposition of N and P geochemistry in the Southeastern Levantine Basin, Deep-Sea Research II, 52 3041-3053, 2005.

Demirel, Z., Külege, K. Monitoring of spatial and temporal hydrochemical changes in groundwater under the contaminating effects of anthropogenic activities in Mersin Region, Turkey. Environmental Monitoring and Assessment, 101 129-145, 2005.

Duce, R. A. The atmospheric input of trace species to the world ocean, Global Biogeochemical Cycles, 5 (3) 193-259, 1991.

Dugdale, R. C., Goering, J. J. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity, Limnology and Oceanography, 12 196-206, 1967.

Ediger, D. 1995. Interrelationships Among Primary Production, Chlorophyll and Environmental Conditions in the Northern Levantine Basin. PhD Thesis, p.178, Institute of Marine Sciences METU, Mersin, Turkey, 1995.

Graham, W. F., Duce, R. A. Atmospheric pathways of the phosphorus cycle, Geochimica et Cosmochimica Acta, 43 1195-1208, 1979.

Guieu, C., Martin, J. M., Thomas, A. J., Poulichet, F. E. Atmospheric versus river inputs of metals to the Gulf of Lions. Total concentrations, partitioning and fluxes, Marine Pollution Bulletin, 22 (4) 176-183, 1991.

Guieu, C., Bonnet, S., Wagener, T., Loye-Pilot, M. D. Biomass burning as a source of dissolved iron to the open ocean?, Geophysical Research Letters, 22 L19608, 2005.

Hameed, S., Dignon, J. Changes in the geographical distributions of global emissions of NOx and SOx from fossil-fuel combustion between 1966 and 1980, Atmospheric Environment, 22 441-449, 1988.

Herut, B., Krom, M. D., Pan, G., Mortimer, R. Atmospheric input of nitrogen and phosphorus to the Southeast Mediterranean: Sources, fluxes and possible impact, Limnology and Oceanography, 44 1683-1692, 1999.

Herut, B., Nimmo, M., Medway, A., Chester, R., Krom, M. D. Dry atmospheric inputs of trace metals at the Mediterranean coast of Israel (SE Mediterranean): Sources and fluxes, Atmospheric Environment, 35 803-813, 2001.

Jaworski, N. A., Howarth, R. W., Hetling, L. J. Atmospheric deposition of nitrogen oxides onto the landscape contributes to coastal eutrophication in the northeast United States, Environmental Science and Technology, 31 1995-2004, 1997.

Jickells, T. D. External inputs as a contributor to eutrophication problems,

Journal of Sea Research, 54 58-69, 2005.

Karl, D, M., Tien, G. MAGIC: A sensitive and precise method for measuring dissolved phosphorus in aquatic environments, Limnology and Oceanography, 37 (1) 105-116, 1992.

Kieber, R. J., Williams, K., Willey, J. D., Skrabal, S., Avery, G. B. Iron speciation in coastal rainwater: Concentration and deposition to seawater, Marine Chemistry, 73 83-95, 2001.

Koçak, M., Kubilay, N., Herut, B., Nimmo, M. Dry atmospheric fluxes of trace metals (Al, Fe, Mn, Pb, Cd, Zn, Cu) over the Levantine Basin: A refined assessment, Atmospheric Environment, 39 7330-7341, 2005.

Krom, M. D., Kress, N., Brenner, S. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean, Limnology and Oceanography, 36 424-432, 1991.

Krom, M. D., Herut, B., Mantoura, R. F. C. Nutrient budget for the Eastern Mediterranean: Implications for P limitation, Limnology and Oceanography, 49 1582-1592, 2004.

Luo, C., Zender, C. S., Bian, H., Metzger, S. Role of ammonia chemistry and coarse mode aerosols in global climatological inorganic aerosol distributions, Atmospheric Environment, 41 2510-2533, 2007.

Luo, C., Mahowald, N., Bond, T., Chuang, P. Y., Artaxo, P., Siefert, R., Chen, Y. Combustion iron distribution and deposition, Global Biogeochemical Cycles, 22 GB1012, 2008.

Mahowald, N., Jickells, T. D., Baker, A. R., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C., Bergametti, G., Bond, T. C., Chen, Y., Cohen, D. D., Herut, B., Kubilay, N., Losno, R., Luo, C., Maenhaut, W., McGee, K. A., Okin, G. S., Siefert, R. L., Tsukuda, S. The global distribution of atmospheric phosphorus deposition and anthropogenic impacts, Global Biogeochemical Cycles, 22, GB4026, 2009.

Markaki, Z., Oikonomou, K., Koçak, M., Kouvarakis, G., Chaniotaki, A., Kubilay, N., Mihalopoulos, N. Atmospheric deposition of inorganic phosphorus in the Levantine Basin, eastern Mediterranean: Spatial and temporal variability and its role in seawater productivity, Limnology and Oceanography, 48 (4) 1557-1568, 2003.

Mayer, R., Liess, S., Lopes, M. I., Kreutzer, K. Atmospheric pollution in a tropical rain forest: effects of deposition upon biosphere and hydrosphere, I. Concentrations of chemicals, Water, Air and Soil Pollution, 121 59-78, 2000.

Migon, C., Copin-Montegut, G., Elegant, L., Morelli, J. Atmospheric input of nutrientsto the coastal Mediterranean area: Biogeochemical implications, Oceanol. Acta, 12 187-191, 1989.

Migon, C., Sandroni, V. Phosphorus in rainwater: Partitioning inputs and impact on the surface coastal ocean, Limnology and Oceanography, 44 (4) 1160-1165, 1999.

Murphy, J., Riley, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters, Analytical Chimica Acta, 27 31-36, 1962.

Nilsson, J., Grennfelt, P. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nord 1988:97. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1988.

Özsoy, T., Saydam, A. C. Iron speciation in precipitation in the North-eastern Mediterranean and its relationship with Sahara dust, Journal of Atmospheric Chemistry, 40 41-76, 2001.

Özsoy, T. Atmospheric wet deposition of soluble macro-nutrients in the Cilician Basin, North-eastern Mediterranean Sea, Journal of Environmental Monitoring, 5 971-976, 2003.

Özsoy, T., Türker, P., Örnektekin, S. Precipitation chemistry as an indicator of urban air quality in Mersin, North-Eastern Mediterranean, Water Air and Soil Pollution, 189 69-83, 2008.

Özsoy, T., Türkoğlu, E., Doğan, A., Serin, D. S. A study of ionic composition and inorganic nutrient fluxes from rivers discharging into the Cilician Basin, Eastern Mediterranean, Environmental Monitoring and Assessment, 145 17-29, 2008.

Özsoy, T., Örnektekin, S. Trace elements in urban and suburban rainfall, Mersin, Northeastern Mediterranean, Atmospheric Research, 94 (2) 203-219, 2009.

Prospero, J. M., Barrett, K., Church, T., Dentener, F., Duce, R, A., Galloway, J. N., Levy, H., Moody, J., Quinn, P. Atmospheric deposition of nutrients to the North Atlantic Basin, Biogeochemistry, 35(1) 27-73, 1996.

Ridame, C., Guieu, C. Saharan input of phosphate to the oligotrophic water of the open western Mediterranean Sea, Limnology and Oceanography, 47 (3) 856-869, 2002.

Ridame, C., Moulin, T., Guieu, G. Does phosphate adsorption onto Saharan dust explain the unusual N/P ratio in the Mediterranean Sea, Oceanologia Acta, 26 629-634, 2003.

Rudnick, R. L., Gao, S. The Composition of the Continental Crust. Treatise on Geochemistry. Holland, H. D., Turekian, K. K. (eds.), 3 1-64. 2003.

Tsukuda, S., Sugiyama, M., Harita, Y., Nishimura, K. Atmospheric bulk deposition of soluble phosphorus in Ashiu Experimental Forest, Central Japan: source apportionment and sample contamination problem, Atmospheric Environment, 39 823-836, 2005.

Zhang, G., Zhang, J., Liu, S. Characterization of nutrients in the atmospheric wet and dry deposition observed at the two monitoring sites over Yellow Sea and East China Sea, Journal of Atmospheric Chemistry, 57 41-57, 2007.

Zhuang, G., Yi, Z., Wallace, G. T. Iron (II) in rainwater, snow and surface seawater from a coastal environment, Marine Chemistry, 50 41-50, 1995.

ADAPAZARI ŞEHİR İÇİ TRAFİK KARAKTERİSTİKLERİ VE ULAŞTIRMA KAYNAKLI EMİSYONLARIN SAATLİK İNCELENMESİ

Hülya SEMERCİOĞLU, Ayda BAL, Eyüp Fatih AY, Şeref SOYLU(*)

Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 54187 Esentepe/Sakarya

ÖZET

Endüstrileşmeye bağlı olarak gelişen şehirleşme sonucu Adapazarı gibi ovaya kurulu ve fazla rüzgar almayan şehirlerde ticaret-alışveriş merkezleriyle yaşam alanlarının iç içe olması nedeniyle şehir merkezinde yoğun bir trafik oluşmaktadır. Bu durum hava kirliliği oluşturmakta ve insan sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir. Yapılan bu çalışmada Adapazarı'nda yaşayan insanların maruz kaldığı emisyonların saatlik envanter çalışması için Adapazarı temsil edici nitelikte 3 bölgeye ayrılmıştır. Her bir bölgeyi temsil edecek şekilde 6'şar cadde seçilerek saat 08.00 ile 22.00'ye kadar trafik karakteristikleri incelenmiştir. Toplam taşıt kilometresi yoğunluğunun % 18'i 1.bölgede, % 26'sı 2.bölgede ve % 56'sı ise 3.bölgede olduğu belirlenirken genel olarak taşıtların % 51'ini otomobillerin ve %40'ını ise hafif ticari taşıtların oluşturduğu bulunmuştur. Şehir içinde belirlenen üç bölge incelendiğinde CO emisyonları yoğunlukla otomobillerden, NO_x emisyonları hafif ticari taşıt ve otobüslerden ve PM emisyonları ise hafif ticari taşıtlardan kaynaklandığı bulunmuştur. Adnan Menderes Caddesi incelendiğinde otomobil kaynaklı maksimum CO emisyonuna 16.00'da, hafif ticari taşıt kaynaklı NO_x ve PM emisyonuna saat 10.00'da ulaşılmıştır. Maksimum CO, NOx ve PM emisyon değerleri ise sırasıyla 71750,11g, 4855,526g, 494,0592g olarak bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: Şehir içi ulaşım, Taşıt aktivitesi, Ulaştırma kaynaklı emisyonlar, Hava kirliliği.

GİRİŞ

Hava kirliliği; insanların sosyal ve ekonomik faaliyetleri sonucu teneffüs edilen havanın bileşimindeki maddelerin konsantrasyonlarının normalin üzerine çıkması ile havanın doğal bileşiminin bozulmasıdır. Gelişmiş ve gelişmekte olan her ülkede hayati öneme sahip olan ulaştırma maalesef ki önemli ölçüde fosil yakıt tüketimine ve yanma ürünleri ile de hava kirliliğine sebep olmaktadır.

Özellikle gelişmiş ülkelerde ulaştırma, birincil enerji kaynaklarının % 21'ini tüketmekte ve dünya genelinde sera gazı emisyonlarının % 20'sini oluşturmaktadır (IEA,2006).

* ssoylu@sakarya.edu.tr

Ulaştırma, partikül madde (PM), azot oksitler (NOx), karbon monoksit (CO) ve hidrokarbonlar (HC) gibi lokal emisyonlar ile insan sağlığına tehdit oluşturabilmektedir. Ulaştırma, AB15 envanterine göre toplam NOx emisyonlarının %42'sinden, toplam CO emisyonlarının %47'sinden ve toplam PM emisyonlarının %18,4'ünden sorumludur (ETC/ACC,2005). Ayrıca Karbon dioksit (CO_2) emisyonunun ise %24 gibi büyük bir kısmından sorumludur (Saija ve Romano,2002).

Şehir içi ulaştırma kaynaklı emisyonların en büyük zararı ise bu kirleticilerin insanlara ulaşmadan önce zararsız konsantrasyon seviyesinde olacak şekilde seyreltilmesi için yeterli zaman bulunmamasıdır. Şehirlerde ticaret-alışveriş merkezleri, kamu kurum ve kuruluş binaları ile yaşam alanlarının iç içe olması, ayrıca topografik ve meteorolojik özelliklerin etkisi ile insanlar yoğun bir şekilde taşıt emisyonlarına maruz kalmaktadır. Bu emisyonların, kardiyovasküler ve solunum yolları rahatsızlığına, astıma, çocuklarda akciğer gelişiminde bozukluğa, bebek ölümlerine ve kanser gibi daha birçok rahatsızlığa neden olduğu yapılan literatür çalışmalarından bilinmektedir (WHO,2003,2005a,b). Şehirlerde yaşayan insanların maruz kaldığı taşıt emisyonlarının hava kalitesine etkisi ve bu emisyonların miktarını belirleyebilmek için emisyon envanterlerinin hazırlanması son derece önemlidir. Emisyon envanteri havada bulunan kirletici emisyonları ile ilgili verilerin toplanması ile oluşturulabilmektedir. Bu veriler emisyonların kimyasal tanımlarını, emisyonlara neden olan insan veya doğal aktivitelerin miktarı, emisyon faktörleri veya hesaplamalar için gerekli bilgileri, emisyonların mekansal ve zamansal değişikliklerini içermektedir (EEA,2004). Ulaştırma kaynaklı emisyonların envanterlerinin hazırlanması taşıtların tiplerine, yaşına, motor ve egzoz emisyon kontrol teknolojilerine ve kullanılan yakıt türlerine bağlı olarak çeşitliliğinin belirlenmesi ile gerçekleştirilmektedir. Ayrıca taşıt aktivitesinin saate bağlı değişimi çalışmanın önemini vurgulamaktadır. Bu yüzden birçok emisyon modeli geliştirilmiş ve emisyon envanterleri ile elde edilen verilerle modelleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Yapılan modelleme çalışmaları ile farklı model çalışmalarının karşılaştırılması yapılarak incelenebilmektedir.

Ntziachristos ve arkadaşları (2008) tarafından Avrupa şehirlerinde 2000 ve 2020 yıllarında taşıt stokunu tahmin edebilmek için iki farklı senaryo çalışmasında TREMOVE modeli ve bu taşıtlardan oluşan emisyonları hesaplayabilmek için COPERT IV modeli kullanılmıştır. Bu çalışma ile mevcut yönetmelik senaryosuna göre 2020 yılı NO_x ve PM emisyon değerlerinde 2000 yılı değerlerine göre ağır ticari taşıtlarda % 50, % 63 oranında bir azalma belirlenirken dizel otomobillerde sırasıyla %25 ve 61'lik bir azalma belirlenmiştir. Türkiye'de yapılan çalışmada ise 2004 yılı için ulaşım kaynaklı emisyonlar COPERT III modeli ile belirlenmiş ve emisyonları azaltmak için taşıt piyasasının yenilenmesi, toplu taşımaya geçiş, şehir içi ulaşımda ortalama taşıt hızının artması ile moped ve motosikletlerde dört zamanlıya geçiş senaryo çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

Örneğin, filo yenileme ile HC, NOx, PM ve CO emisyonları için %88,%91,%89 ve %83, toplu taşımaya geçiş ile sırasıyla %92,%99,%101 ve %85 oranında azalma olacağı tahmin edilmiştir (Soylu,2007).

İtalya'da gerçekleştirilen farklı bir çalışmada ise ulaştırma kaynaklı emisyonların envanteri hazırlanmış ve COPERT III modeli kullanılmıştır. Bu modele göre emisyonlar şehir içi, kırsal ve otoyol olmak üzere 3 sürüş koşulunda hesaplanmıştır. 2001 yılı için CO, NMVOC, PM ve NO_x emisyonları 79,520ton, 11,547ton, 1867ton ve 19,380ton olarak bulunmuştur (Bellasio vd.,2006).

Taşıt emisyonlarının hava kalitesine etkilerinin belirlenebilmesi için şehirlerde hava kirliliği ölçüm istasyonları bulunmaktadır. Fakat istasyonlarda ölçülen emisyon konsantrasyonları tüm şehrin yada herhangi bir lokasyonun yerel konsantrasyonunu temsil edememektedir. Bundan dolayı, şehrin her noktasında güvenilir veriler elde edebilmek için zamana ve mekana bağlı konsantrasyonların değişimi ile ilgili hava kalite modelleme çalışmaları yapılmaktadır (Soylu vd.,2009).

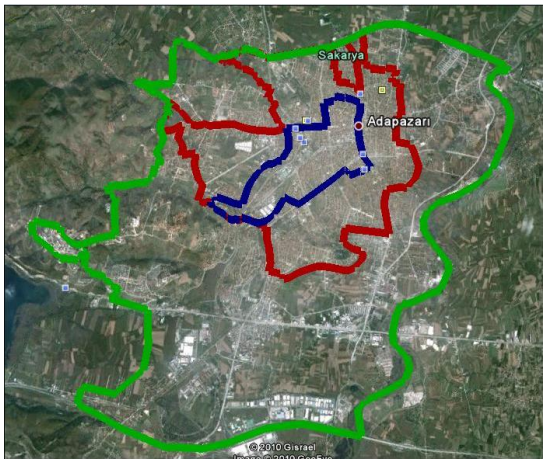
Berkowicz ve arkadaşları (2004) tarafından zamana bağlı emisyon envanteri çıkarılmış ve OSPM kullanılarak NO_x ve CO emisyonlarının cadde konsantrasyonlarını hesaplanmıştır. Saatlik emisyonlarla oluşturulmuş model COPERT modeli ile karşılaştırılmış ve COPERT modeli ile elde edilen emisyon değerlerinin daha düşük olduğu bulunmuştur. Jensen (1998) OSPM ve nüfus tahmin modelini bir araya getirmiş ve NO_2, O_3, CO ve benzenin saatlik dağılımını CBS kullanarak göstermiştir. Oanh ve arkadaşlarının (2008) yapmış olduğu başka bir çalışmada ise OSPM modeli kullanılarak seçilen cadde kanyonunda taşıt kategorilerine göre farklı emisyon faktörleri ile max. NO_x ve CO emisyon konsantrasyonları gün ortasında 6.2 kg/km-h, 54 kg/km-h olarak elde edilmiştir. Wallace ve arkadaşları da (2008) NOx, HC ve CO saatlik emisyonlarının sabah maksimum olduğu periyotta (7.00-8.00) ölçülmesinde IMULATED modeli kullanmış ve bu emisyonların yayılımında TAPM modeli uygulanmıştır. TAPM ile tahmin edilen NO_x dağılımı max. periyotta 125-298ppb, ortalama saatlik 24-49ppb olarak bulunmuştur. Pekin'de gerçekleştirilen bir çalışmada ise seyir hali emisyon faktörlerinin karakteristiği ve emisyon tahmini yapılmıştır. Pekin bölgesi 3 farklı alana ayrılmış ve hafta içi - hafta sonu, gündüz-gece olmak üzere farklı zamanlarda saatlik PM, CO emisyonlarının değişimleri emisyon faktörleri kullanılarak hesaplanmıştır. Örneğin, gündüz seyir hali CO emisyonu 4ppm, PM ise $8.17x10^4/m^3$ olarak belirlenmiştir (Zhang vd.,2008).

Kannai ve arkadaşları (2006) tarafından Japonya'da 1 km^2'lik alanda saatlik emisyonlar, atmosferik emisyon envanter modeli EAGrid2000-Japan ile oluşturulmuştur. Japonya Bulk emisyon faktörleri ile CORINAIR Bulk emisyon faktörleri karşılaştırılması sonucunda Japonya Bulk emisyon faktörlerinin daha düşük olduğu bulunmuştur. Japonya Bulk emisyon faktörleri ile edilen NO_x,PM_{10}, CO emisyonları sırasıyla 945Gg, 75Gg ve 3927Gg olarak hesaplanmıştır. İspanya'da yapılan bir çalışmada ise 2004 yılında HERMES modeli ile $1km^2$ mekansal ve 1 saatlik zamansal varyasyonda ısınma, endüstri ve ulaştırma başta olmak üzere tüm emisyon kaynakları ele alınarak emisyon tahminleri gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonuçlarına göre CO emisyonlarının %81'i, toplam askıda partikül madde (TSP) emisyonlarının %41'i ve NO_x'in %37'si ulaştırmadan kaynaklanmaktadır (Baldasona vd.,2008).

Bu çalışmanın amacı ise Adapazarı şehir merkezinde taşıt ve trafik karakteristiğini belirlemek ve buna bağlı olarak şehirde yaşayan insanların maruz kaldığı saatlik PM, HC, CO ve NO_x emisyonlarının envanter çalışmasını COPERT III emisyon faktörleri kullanarak gerçekleştirmektir.

METODOLOJİ

Adapazarı şehir içi trafik karakteristiğini ortaya koymak ve ulaştırma kaynaklı emisyon envanterini oluşturmak için Adapazarı'na ait tüm mahalle ve caddeler belirlenmiştir. Bu mahalle ve caddelerden belediye otobüs hatlarının geçme sıklığı ve yaşam alanlarının yoğunluğu göz önünde bulundurularak Adapazarı çok yoğun, yoğun ve az yoğun olmak üzere şekil 1'de görüldüğü gibi 3 bölgeye ayrılmıştır. Daha sonra her bir bölgeyi temsil edecek şekilde 6'şar cadde seçilmiş ve yarım saatlik video çekimleri yapılıp bu çekimlerden taşıt sayımları gerçekleştirilmiştir. Taşıtlarda sınıflandırma otomobil, hafif ticari (kamyonet ve minibüs), otobüs, kamyon ve motosiklet şeklinde yapılmıştır. Otomobil ve hafif ticari taşıtların Euro sınıflarına göre dağılımı Sakarya Emniyet Müdürlüğü Trafik Tescil Şube Müdürlüğünden alınan taşıt kayıtlarına göre Tablo 1'de görüldüğü gibi yapılmıştır. Yarım saatlik çekimlerle elde edilen sayımların sonucuna göre seçilen caddelerde sabah 08: 00 ile akşam 22:00 arası trafik karakteristiği incelenmiş ve her bölge için günlük taşıt kilometreleri Tablo 2'de gösterilen aktivasyon fonksiyonları kullanılarak belirlenmiştir.



Şekil 1. Adapazarı'nın Sınırlarla Belirlenen Üç Bölgesi

Tablo 1. 2007 yılı Emniyet kayıtlarına göre Euro sınıfları

	Benzinli			**Dizel**			
%	Otomobil	Hafif Ticari Taşıt	Motosiklet	Otomobil	Hafif Ticari Taşıt	Otobüs	Kamyon
pre Euro	62	6	100	1	47	100	100
Euro 1	21	0	0	5	44	0	0
Euro 2	0	0	0	0	0	0	0
Euro 3	11	3	0	0	0	0	0

Tablo 2. Aktivasyon Fonksiyonlar (Soylu, 2009)

	Otomobil	Hafif Ticari	Otobüs	Kamyon	Motosiklet
Öğleden Önce	$f(t)=5,7667t^2 + 184,7x-229,93$	$f(t)= -7,0222t^2 + 146,22t + 308,64$	$f(t)= -3,9444t^2 + 86,011t-417,04$	$f(t)= -0,3667t^2 +7,1667t-15,467$	$f(t)= -0,1778\ t^2 + 5,1778t - 2,0444$
Öğleden Sonra	$f(t)=-43,711t^2 + 1411,2t 9964,4$	$f(t)=-16,078t^2 + 489,61t - 2723,9$	$f(t)= -0,9t^2 + 30,567t-237,53$	$f(t)= -0,3667t^2 + 11,3t - 73,333$	$f(t)=-0,7111t^2 + 21,378t - 124,31$

,Emisyon değerleri ise 1,1'de yer alan formül kullanılarak her bir taşıt sınıfı için taşıt kilometrelerine göre ayrı ayrı hesaplanmıştır.

Emisyon (gr) = Emisyon Faktörü (gr/km)× Aktivite (km) (1.1)

Her bir Euro sınıfına ait emisyon faktörleri COPPERT III model raporundan hesaplanmıştır (Ntziachristos vd., 2000). Emisyon faktörleri belirlenirken taşıtların ortalama hızı 30km h^{-1} olarak kabul edilmiştir. Tablo 3,4 ve 5'te yer alan emisyon faktörleri kullanılarak emisyon envanteri oluşturulmuştur.

Tablo 3. Otomobil için emisyon faktörleri

Otomobil	Benzinli			Dizel		
EF(g/km)	pre Euro	Euro 1	Euro 3	pre Euro	Euro 1	Euro 3
CO	32,97	3,82	2,14	0,77	0,62	0,62
NO_X	1,975	0,35	0,084	0,59	0,81	0,62
HC	2,87	0,23	0,03			
PM				0,24	0,07	0,05

Tablo 4. Hafif ticari taşıtlar için emisyon faktörleri

Hafif ticari	Benzinli			Dizel		
EF(g/km)	pre Euro	Euro 1	Euro 3	pre Euro	Euro 1	Euro 3
CO	22,33	6,81	3,54	1,25	0,49	0,40
NO_X	2,49	0,46	0,096	2,29	1,29	1,08
HC	2,57	0,28	0,04			
PM				0,281	0,08	0,05

Tablo 5. Otobüs, kamyon ve motosiklet için emisyon faktörleri

Otobüs	Dizel	Kamyon	Dizel	Motosiklet	Benzinli
EF(g/km)	pre Euro	**EF(g/km)**	pre Euro	**EF(g/km)**	pre Euro
CO	4,69	**CO**	3,512	**CO**	15
NO_X	15,9	**NO_X**	7,49	**NO_X**	0,03
VOC	1,32	**VOC**	2,03	**VOC**	9
PM	0,64	**PM**	0,813	**PM**	

TARTIŞMA

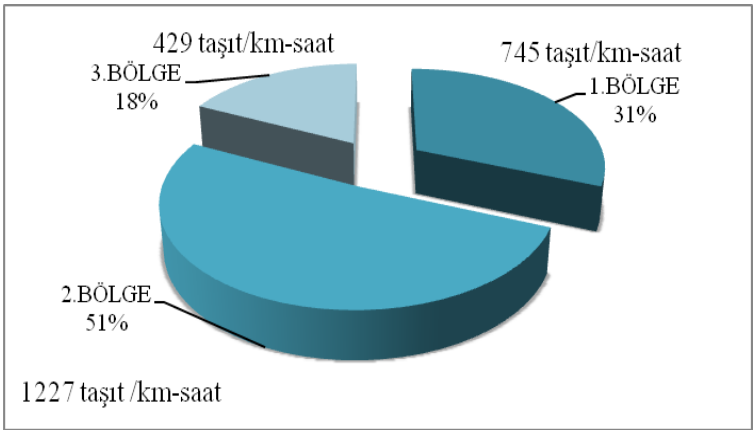
Trafik karakteristiği

Adapazarı'nın bölgelere ayrılması, caddelerin seçimi ve seçilen caddelerde yapılan taşıt sayımlarının sonucu olarak her bir bölgenin taşıt kilometresi

hesaplanmıştır. Toplam taşıt kilometresi 1.212.668,38km-taşıt olup, taşıt kilometresinin % 18'i 1.bölgede, % 26'sı 2.bölgede ve % 56'sı ise 3.bölgede olduğu belirlenmiştir. Belirlenen bölgeler için taşıt yoğunluğu Şekil 2'de gösterildiği gibi bulunmuştur. Saatlik ölçümler yapılan tüm caddelerdeki taşıtların % 50'sini otomobil, %43'ünü hafif ticari taşıt, %4'ünü otobüs, %1'ini ağır ticari taşıt ve %2'sini ise motosiklet sınıfının oluşturduğu bulunmuştur.
Saatlik sayım sonuçlarına göre, 1.bölgedeki toplam taşıt sayısı 8603, 2.bölgedeki toplam taşıt sayısı 7366 ve 3.bölgedeki toplam taşıt sayısı ise 6319 olarak belirlenmiştir. Seçilen 3 bölge için trafik karakteristiği ise Şekil 3,4 ve 5'te gösterilmektedir.

Bölge 1 için Şekil 3'te görüldüğü gibi trafikte toplam aktif taşıt sayısının %52'sini otomobil sınıfının, %42'sini hafif ticari taşıt sınıfının, %2'sini otobüs sınıfının ve %1'ini ağır ticari taşıt sınıfının oluşturduğu yani otomobil sınıfının diğer taşıt sınıflarına oranla çok daha büyük bir orana sahip olduğu sayımlar sonucunda bulunmuştur.

Bölge 2 için Şekil 4'de görüldüğü gibi trafikte toplam aktif taşıt sayısının %51'ini otomobil sınıfının, %42'sini hafif ticari taşıt sınıfının, %4'ünü otobüs sınıfının ve %1'ini ağır ticari taşıt sınıfının oluşturduğu ve otobüs sayısının arttığı bulunmuştur. Bölge 3 için Şekil 5'de görüldüğü gibi trafikte toplam aktif taşıt sayısının %52'sini otomobil sınıfının, %33'ünü hafif ticari taşıt sınıfının, %11'ini otobüs sınıfının ve %3'ünü ise ağır ticari taşıt sınıfının oluşturduğu bulunmuştur. Aynı zamanda bölge 3, bölge 1 ve bölge 2 ile kıyaslandığında otobüs ve ağır ticari taşıt sayısının daha büyük bir paya sahip olduğu belirlenmiştir.

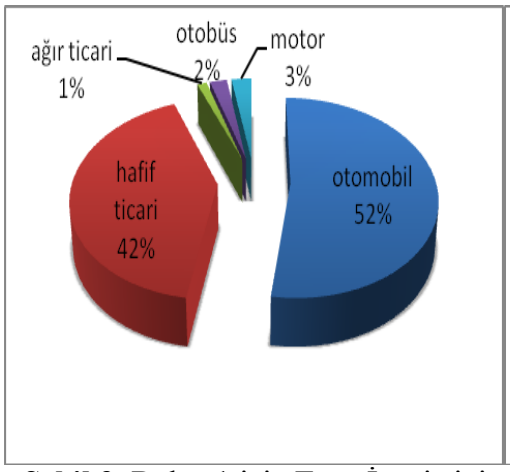


Şekil 2. Seçilen 3 Bölgeye Ait Taşıt Yoğunlukları

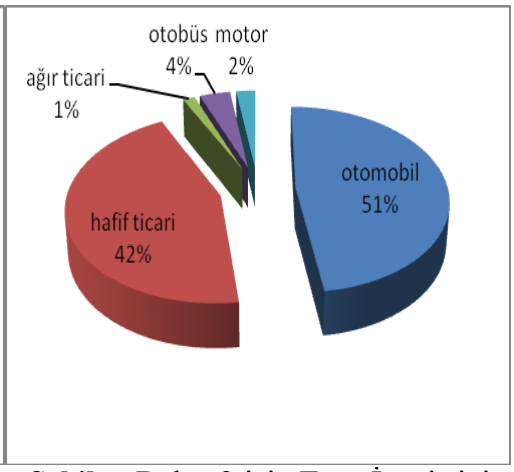
İncelemeler sonucunda otomobil ve hafif ticari taşıtların seçilen bölgelerde trafiğin önemli bir kısmından sorumlu olduğunu ve hatta bölge 1 ve 2 trafiğin %90'dan fazlasından sorumlu olduğu belirlenmiştir.

Emisyon Envanteri Çekimler sonucunda taşıt sınıflandırılması Sakarya Emniyet Müdürlüğü Trafik Tescil Şube Müdürlüğünden alınan 2007 yılı emniyet kayıtlarına göre yapıldıktan sonra her bir taşıt sınıfına ait taşıt sayısı aktivasyon katsayıları kullanılarak bulunmuştur. Seçilen caddelerde benzinli ve dizel taşıtlar için NOx, CO, HC ve PM emisyon miktarları ise cadde uzunlukları ve emisyon faktörleri kullanılarak hesaplanmıştır. Yapılan bu

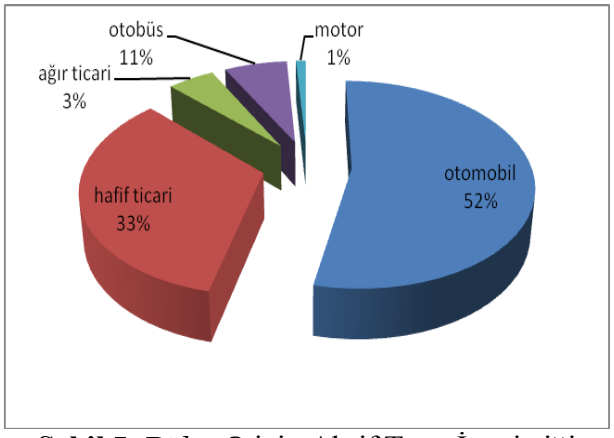
hesaplamalar diğer taşıt türleri ve seçilen tüm caddeler için tekrarlanmıştır. Hesaplamalara göre zamana bağlı emisyon değerlerine örnek olarak Tablo 6.a ve 6.b'de gösterilen Adnan Menderes Caddesinde oluşan ulaştırma kaynaklı emisyon değerleri verilmektedir.



Şekil 3. Bölge 1 için Taşıt İstatistiği



Şekil 4. Bölge 2 için Taşıt İstatistiği



Şekil 5. Bölge 3 için Aktif Taşıt İstatistiği

Tablo 6.a. Adnan Menderes Caddesi için Emisyon Değerleri (g)

		Otomobil (benzin)			Hafif ticari (dizel)		
Adnan Menderes Caddesi	Zaman	NOx	CO	HC	NOx	CO	PM
	8	2693,769	44245,12	3774,865	4675,409	2270,726	475,7319
	9	2959,485	48609,5	4147,221	4797,374	2329,962	488,1421
	10	3189,84	52393,08	4470,025	4855,526	2358,204	494,0592
	11	3384,834	55595,85	4743,276	4849,864	2355,454	493,483
	12	3544,467	58217,81	4966,974	4780,387	2321,711	486,4136
	13	3668,738	60258,97	5141,12	4647,097	2256,976	472,8511
	14	3757,649	61719,33	5265,713	4449,992	2161,247	452,7953
	15	4196,17	68922,03	5880,227	4556,003	2212,734	463,5821
	16	4368,352	71750,11	6121,511	4515,982	2193,296	459,5099
	17	4272,5	70175,75	5987,191	4329,852	2102,898	440,5708
	18	3908,615	64198,94	5477,267	3997,614	1941,539	406,765
	19	3276,696	53819,69	4591,739	3519,268	1709,218	358,0923
	20	2376,744	39037,98	3330,607	2894,814	1405,937	294,5529
	21	1208,758	19853,82	1693,87	2124,251	1031,694	216,1466
	Toplam	46806,62	768798	65591,61	58993,43	28651,6	6002,696

Tablo 6.b. Adnan Menderes Caddesi için Emisyon Değerleri (g)

Adnan Menderes Caddesi		Otobüs (dizel)			Kamyon (dizel)			Motosiklet (benzin)		
	Zaman	NOx	CO	PM	NOx	CO	PM	Nox	CO	VOC
	8	7781,36	2386,83	325,71	161,61	75,78	17,542	2,22	1110,173	666,104
	9	15701	4816,06	657,2	169,81	79,62	18,432	2,391	1195,628	717,377
	10	20326,3	6234,8	850,81	171,56	80,44	18,622	2,534	1266,984	760,19
	11	21657,3	6643,07	906,52	166,87	78,24	18,113	2,649	1324,24	794,544
	12	19694	6040,86	824,34	155,73	73,02	16,904	2,735	1367,395	820,437
	13	14436,4	4428,16	604,27	138,16	64,78	14,996	2,793	1396,451	837,871
	14	5884,47	1804,98	246,31	114,14	53,52	12,389	2,823	1411,408	846,845
	15	7715,79	2366,72	322,96	119,99	56,26	13,024	2,884	1441,8	865,08
	16	8829,62	2708,37	369,59	119,4	55,98	12,96	2,831	1415,389	849,233
	17	9191,71	2819,43	384,74	112,36	52,68	12,196	2,665	1332,586	799,552
	18	8802,06	2699,91	368,43	98,878	46,36	10,733	2,387	1193,392	716,035
	19	7660,67	2349,81	320,66	78,956	37,02	8,5703	1,996	997,8069	598,684
	20	5767,53	1769,11	241,41	52,592	24,66	5,7086	1,492	745,8304	447,498
	21	3122,65	957,831	130,71	19,785	9,277	2,1476	0,875	437,4626	262,478
	Toplam	156571	48025,9	6553,6	1679,8	787,7	182,34	33,27	16636,55	9981,93

Tablo 6.a ve Tablo 6.b'de görüldüğü gibi otomobiller için maksimumu NOx, CO ve HC emisyon değerlerine saat 16.00'da ulaşılmış ve bu değerler sırasıyla 4368,3524g, 71750,11g ve 6121,511g şeklinde olurken hafif ticari taşıtlarda maksimum NO_x, CO ve PM değerlerine saat 10.00'da ulaşılmış ve emisyon değerleri 4855,526g, 2358,204g ve 494,0592g olarak bulunmuştur.

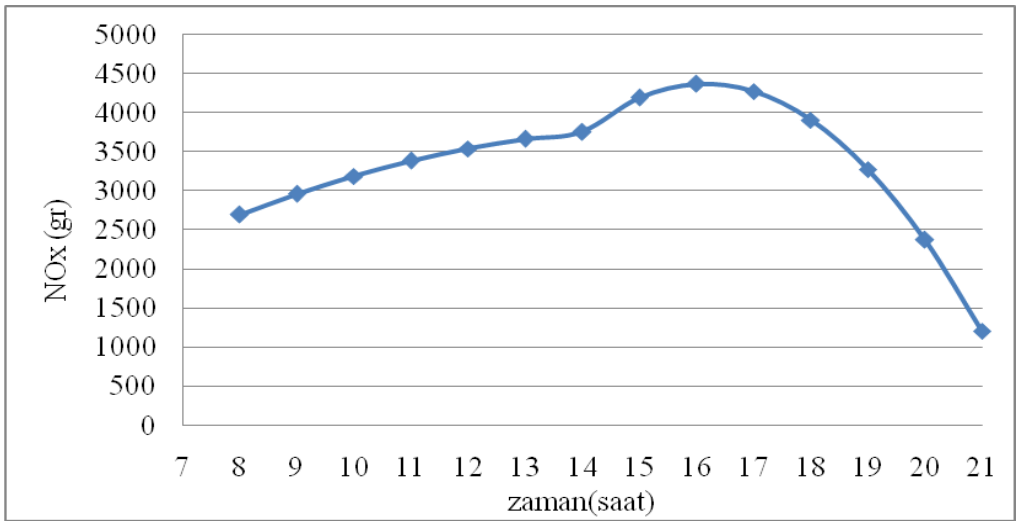
Adnan Menderes Caddesinde ve seçilen diğer caddelerde benzinli taşıtlarda NOx, CO ve HC emisyonlarının maksimum olduğu saatler otomobiller için 16.00, hafif ticari taşıtlar için 10.00 olduğu görülmektedir. Dizel taşıtlarda maksimum NO_x, CO ve PM emisyonlarının görüldüğü saatler otomobillerde 16.00, otobüslerde 11.00, kamyonlar ve hafif ticari taşıtlarda 10.00 şeklindedir. Motosikletler için maksimum NO_x, CO ve VOC emisyonları ise saat 15.00'da sırasıyla 2,884g, 1441,8g ve 865,08g olarak belirlenmiştir.

Caddelerde mevcut aktif taşıt sayısı zamana bağlı olarak değişim göstermekte ve bu değişim oluşan emisyon değerlerini önemli ölçüde etkilemektedir. Bu yüzden emisyon tahmini yapılırken zamana bağlı değişim göz önünde bulundurulması envanterin güvenirliğini daha da artıracaktır.

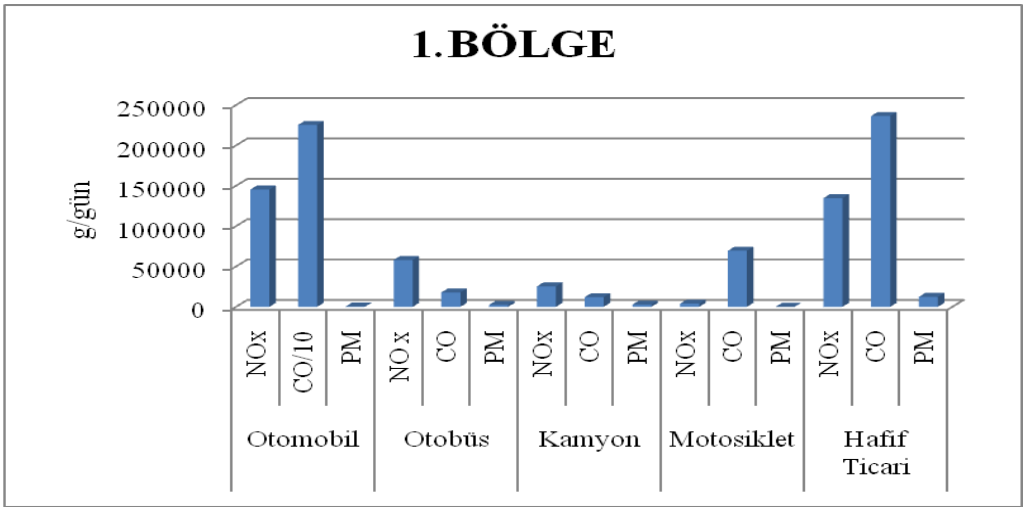
Adnan menderes Caddesinde otomobil kaynaklı NO_x emisyonlarının saatlik değişimi Şekil 6'da gösterildiği bulunmuştur. Maksimum NO_x emisyon değerine saat 15.00 ile 17.00 arasında ulaştığı görülmektedir.

Seçilen bölgelerde taşıt sınıflarına göre oluşan emisyon miktarları Şekil 7,8 ve 9' da gösterildiği gibidir. Şekil 7'de görüldüğü gibi 1.bölgede CO emisyonları en çok otomobillerden, NO_x emisyonları otomobil ve hafif ticari taşıtlardan, PM emisyonları ise hafif ticari taşıtlardan kaynaklanmaktadır. Otomobillerden kaynaklanan NO_x emisyonu 145,365kg $gün^{-1}$, CO emisyonu 2254,006kg $gün^{-1}$, hafif ticari taşıtlardan kaynaklanan PM ve NO_x emisyonları ise sırasıyla 12,3617kg $gün^{-1}$, 134,658kg $gün^{-1}$ olarak hesaplanmıştır.

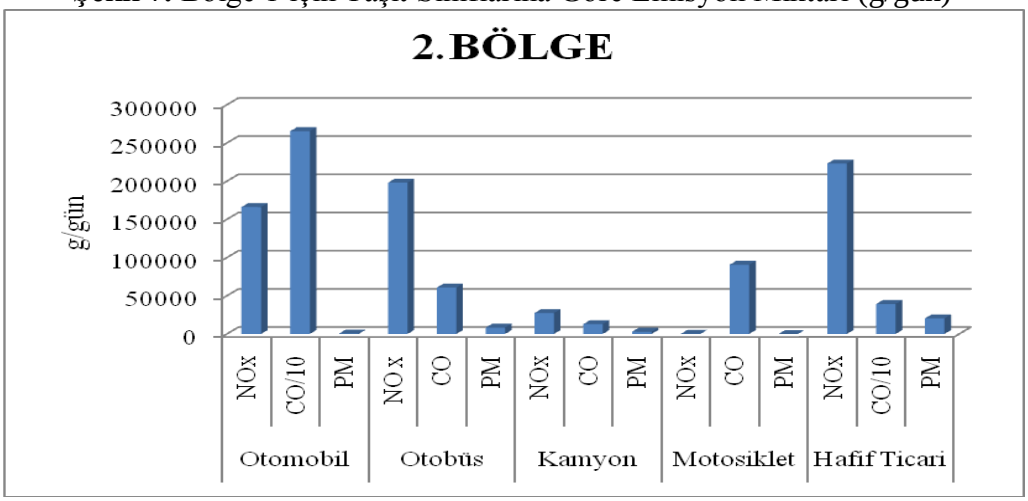
Şekil 8'de görüldüğü gibi 2.bölge için NO_x emisyonları en çok otobüs ve hafif ticari taşıtlardan, PM hafif ticari taşıtlardan ve CO emisyonları ise otomobillerden kaynaklanmaktadır. Bu emisyon değerleri sırasıyla 198,063 kg $gün^{-1}$, 223,145kg $gün^{-1}$, 20,485 kg $gün^{-1}$ ve 2655,23kg $gün^{-1}$ olarak bulunmuştur. 3.bölgede ise Şekil 9'da görüldüğü gibi NO_x emisyonları yoğunlukla otobüslerden kaynaklanmakta ve NO_x emisyonu 835,628kg $gün^{-1}$ değerindedir. PM hafif ticari taşıtlardan ve CO emisyonları ise otomobillerden kaynaklanmakta ve sırasıyla 510,425 kg $gün^{-1}$ ve 11583,495kg $gün^{-1}$ değerindedir.



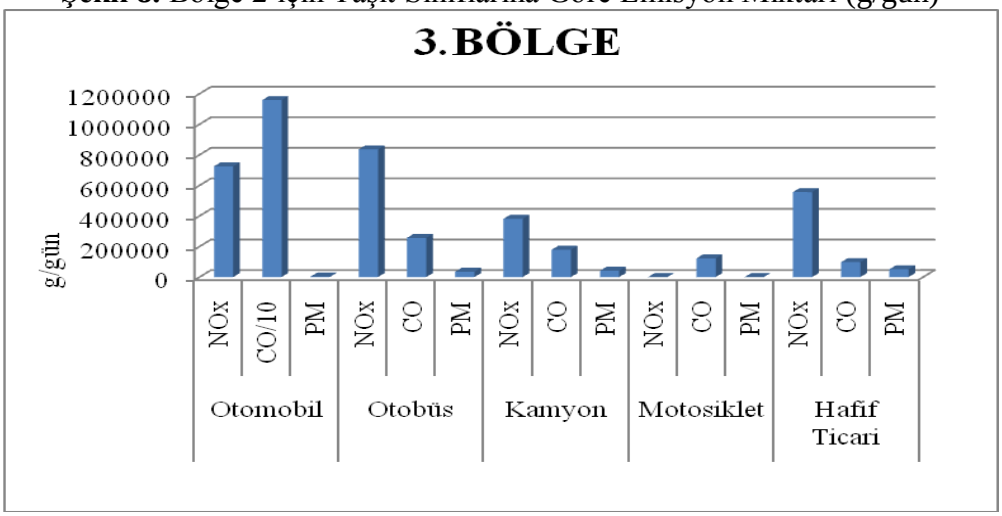
Şekil 6. Adnan Menderes Caddesi NO_x emisyonları



Şekil 7. Bölge 1 için Taşıt Sınıflarına Göre Emisyon Miktarı (g/gün)



Şekil 8. Bölge 2 için Taşıt Sınıflarına Göre Emisyon Miktarı (g/gün)



Şekil 9. Bölge 3 için Taşıt Sınıflarına Göre Emisyon Miktarı (g/gün)

SONUÇLAR

Yapılan incelemeler sonucu otomobil ve hafif ticari taşıtların, Adapazarı şehir içi trafiğinde sırasıyla %51 ve %40 olmak üzere büyük bir orana sahip olduğu belirlenmiştir. Bu durum şehir içi ulaştırma kaynaklı emisyonların genel

kaynağının otomobil ve hafif ticari taşıtlar olduğunu göstermektedir. Bu emisyonların minimize edilmesinde hedef alınacak taşıt sınıfının da öncelikle otomobil ve hafif ticari taşıtlar olduğu belirlenmiştir. Şehir içinde belirlenen üç bölge incelendiğinde, 1.bölgede otomobil ve hafif ticari taşıtlar aktif taşıt sayısının sırasıyla %52 ve %42'sini, 2.bölgede %51 ve %42'sini ve 3.bölgede ise %52 ve %33'ünü oluşturmaktadır. Ayrıca 3.bölgede şehir içi ve şehirlerarası otobüs sayısı diğer iki bölgeye göre daha büyük bir paya sahip olduğundan hafif ticari taşıt sayısı bu bölgede azalma göstermiştir.
Şehir içi trafik karakteristikleri ve emisyonları zamana bağlı olarak değişim göstermektedir. Bu sebeple emisyon envanterinin daha güvenilir olarak oluşturulabilmesi için şehir içi trafik karakteristiklerinin zamana bağlı değişimi incelenmiştir. Adnan Menderes Caddesi emisyon değerleri incelendiğinde, saat 08:00'de otomobil kaynaklı CO emisyonu 44245,12g, 12:00'de 4966,974g, 15:00'de 68922,03g, 18:00'da 64198,94g ve saat 21:00'de ise 19853,82g değerinde bulunmuştur. Hafif ticari taşıt kaynaklı NO_x emisyonları ise saat 08.00'de 4675,409g, 12.00'da 4780,387g, 15.00'de 4556,003g, 18.00'de 3997,614g ve saat 21.00'da 2124,251g olarak bulunmuştur.
Ulaştırma kaynaklı emisyonların saatlik envanterinin belirlenmesi, gerçek zamanlı hava kalitesi modelleme çalışmaları için güvenilir girdi datalarının elde edilmesinde son derece önemlidir. Emisyon envanteri belirlenirken zamana bağlı değişimler göz önüne alındığında doğruluğu yüksek emisyon tahmini gerçekleştirilmiş olmaktadır. Yaptığımız bu çalışmada hem trafik karakteristiği belirlenmiş hem de gerçek zamanlı hava kalitesi modelleme çalışması için girdi dataları olarak kullanılacak emisyon envanteri elde edilmiştir.

KAYNAKLAR

Baldasano, J, M., Guereca, L, P., Lo´pez, E., Gasso, S., Jimenez-Guerrero, P. Development of a high-resolution (1 km-1 km, 1 h) emission model for Spain: The High-Elective Resolution Modelling Emission System (HERMES), Atmospheric Environment, 42, 7215–7233, 2008.

Bellasio, R., Bianconi, R., Corda, G., Cucca, P. Emission inventory for the road transport sector in Sardinia (Italy), Atmospheric Environment, 41, 677–691, 2007.

Berkowicz, R., Winther, M., Ketzel, M. Traffic pollution modelling and emission data, Environmental Modelling & Software, 21, 454-460, 2006.

European Environment Agency, EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook—third ed. Technical Report no. 30. September 2004 Update, 2004.

ETC/ACC. Air Emissions Spreadsheet for Indicators 2004. Copenhagen, Denmark, 2005.

IEA. World Energy Outlook. International Energy Agency, ISBN 92-64-10989-7, 2006.

Jensen, S, S. Mapping human exposure to traffic air pollution using GIS, Journal of Hazardous Materials, 61, 385–392, 1998.

Kannai, A., Tonooka, Y., Baba, T., Murano, K. Development of multiple-species 1 km _ 1 km resolution hourly basis emissions inventory for Japan, Atmospheric Environment, 41, 3428–3439, 2007.

Kousoulidou, M., Ntziachristos, L., Mellios, G., Samaras, Z. Road-transport emission projections to 2020 in European urban environments, Atmospheric Environment, 42, 7465–7475, 2008.

Ntziachristos, L., Samaras, Z. COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. methodology and emissions factors (Version 2.1), EEA, Technical Report No. 49, Copenhagen, 2000.

Oanh, N.T. Kim, Martel, M., Pongkiatkul P., Berkowicz R. Determination of fleet hourly emission and on-road vehicle emission factor using ıntegrated monitoring and modeling approach, Atmospheric Research, 89, 223–232, 2008.

Saija, S., Romano, D. A methodology for the estimation of road transport air emissions in urban areas of Italy. Atmospheric Environment, 36, 5377–5383, 2002.

Soylu, S. Estimation of Turkish Road Transport Emissions, Energy Policy, 35 (8), 4088-4094, 2007.

Soylu, S., Gümrükçüoğlu, M., Bal, A., Şentürk, G., Aydınlar, B. Examination of urban transport characteristics and its emissions - Adapazari case study, (Poster no: 064) ETTAP09 17th Transport and Air Pollution Symposium - 3rd Environment and Transport Symposium - June 2-4, Toulouse , 2009.

Wallace, J., Kanaroglou, P. Modeling NOx and NO2 emissions from mobile sources: A case study for Hamilton, Ontario, Canada, Transportation Research Part D 13, 323–333, 2008.

Westerdahl, D., Wang, X., Pan, X., Zhang, K, M. Characterization of on-road vehicle emission factors and microenvironmental air quality in Beijing, China, Atmospheric Environment, 43, 697–705, 2009.

WHO. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone, and nitrogen dioxide. Report on a WHO Working Group, Germany, 2003.

WHO. Air quality guidelines for Europe; second edition Copenhagen. WHO Regional Office for Europe, WHO Regional Publications. European series; No 91, 2005a.

WHO. Health effects of transport-related air pollution. WHO Regional Office for Europe Scherfigsvej 8, DK-2100 Copenhagen, Denmark, 2005b.

UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN İLKÖĞRETİM OKULLARI İÇİN SAĞLIK RİSKİ TABANLI SINIFLANDIRILMASI

Sait C. SOFUOĞLU[(*)], Güler ASLAN[(a)], Fikret İNAL, Aysun SOFUOĞLU

İzmir Y. Teknoloji Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Bölümü, Urla 35430 İzmir

ÖZET

İzmir'de, ikisi metropol alanda, biri bir banliyöde üç ilköğretim okulunda bina-içi hava uçucu organik bileşik derişimleri sonbahar, kış ve bahar olmak üzere üç ayrı mevsimde derslik, anasınıfı ve açık hava oyun bahçesi olmak üzere üç ayrı mikro-çevrede ölçülmüştür. Ölçülen bu derişimler kullanılarak çocukların okulda geçirecekleri, anasınıfından sekizinci sınıfa, dokuz yılllık zaman diliminde oluşacak maruziyetten kaynaklanan kronik toksik ve kanserojenik sağlık etkileri için risk değerlendirmesi yapılarak, incelenen kirleticilerin bina-içi hava kalitesini yönetme durumunda bulunan karar vericilere bir araç olmak üzere sınıflandırması yapılmıştır. Kronik toksik etkiler açısından formaldehit ilk kategoride yer alırken, ikinci kategoride benzen, naftalin ve toluen yer almıştır. Kanserejonik etkiler açısından ise yine formaldehit ve benzen önem arz eden kirleticiler olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada sadece günün okulda geçen süresi dikkate alınmıştır; yani gün içinde en çok zaman geçirilen ev mikro-çevresi ve diğerleri dikkate alınmadan dahî, günümüzde ülkemiz için bu bileşiklerin çocuklarımızın sağlığı açısından son derece önem taşığı sonucuna varılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Bina-içi hava, Uçucu organik bileşikler, Formaldehit, İlköğretim okulları, Sağlık riski değerlendirmesi

GİRİŞ

Çevre kirleticilerinin insan sağlığı üzerindeki etkileri bunlara maruziyetin şiddeti ile alâkalıdır. Maruziyetin ise iki bileşeni vardır: süresi ve kirleticinin derişimi. İlköğretim okulları, 7-14 yaş çocuklarının günde 5-8 saat ile evlerinden sonra en çok vakit geçirdikleri bir mikro-çevredir. Bu maruziyetin zaman bileşeni açısından okul binalarının önemini ortaya koymaktadır. Diğer taraftan, maruziyetin ikinci bileşeni için, birçok bina-içi kaynağı bulunması ve dış havada da yaygın olarak karşılaşılmaları sebebiyle Uçucu Organik Bileşikler (UOB) açısından bu binalar önem taşımaktadır. UOB'in bina-içi kaynakları arasında yapı ve dekorasyon malzemeleri, sanat ve hobi malzemeleri, temizlik ürünleri, kişisel bakım ürünleri, vd., bulunmaktadır (Sexton vd., 2007; Shendell vd., 2004). Kaynaklara ek olarak okullarda, bina-içi hava kalitesini olumsuz yönde etkileyen çeşitli etmenlerin de bulunduğu bildirilmiştir: yüksek nüfus yoğunluğu, zayıf havalandırma, yetersiz bakım ve

[*] cemilsofuoglu@iyte.edu.tr

[a]Yeni adresi: Abant İzzet Baysal Üniversitesi, Çevre Müh. Bölümü, Gölköy 14280 Bolu

temizlik (Daisey vd., 2003; Smedje vd., 1997). Üstelik çocuklar, vücut büyüklüklerine oranla yüksek solunum hızları ve devam etmekte olan gelişimleri sebebiyle kirleticilerin etkilerine yetişkinlere göre daha hassastırlar (Faustman vd., 2000). Maruziyetteki bu özel durum, çocuklar için daha yüksek sağlık riskleri olarak yansıma bulmaktadır. Diğer yandan, "critical review" çalışmalarına göre şimdiye kadar yapılan çalışmalar, düşük bina-içi hava kalitesi ile çocukların akademik performansı (Mendell and Heath, 2005) ve yetersiz havalandırma ile sağlık etkileri belirtileri (Daisey vd., 2003) arasında ilişki olduğunu göstermektedir. UOB şimdiye kadar hem kanser gibi ciddi hastalıklar (Sax vd., 2006; Shendell vd., 2004), hem de astım ve diğer allerjik reaksiyonlarla ilişkilendirilmiştir. Bu nedenlerle, ilköğretim okullarındaki, UOB açısından bina-içi hava kalitesi önem taşımaktadır. Dolayısıyla, çocukların maruziyetinin azaltılması için okulda geçen süre azaltılamayacağına göre derişimlerinin azaltılması gerekmektedir. Ancak, bina-içi havada onlarca UOB bulunabilmektedir. Binanaleyh, etkin bir bina-içi hava kalitesi yönetimi için bu kirleticilerin gruplandırılarak en yüksek önem taşıyanlara odaklanmak elzemdir. Bu çalışmada, ilköğretim okullarında bina-içi hava kalitesi yönetiminde kullanılmak üzere bir araç sağlamak amacıyla, İzmir'de, ikisi metropol alanda biri bir banliyöde, üç ilköğretim okulunda ölçülen uçucu organik bileşiklerin derişimleri kullanılarak, sağlık etkisi potansiyellerine, yani risk düzeylerine göre sınıflandırılmıştır.

YÖNTEM

Bu çalışma, İzmir'de seçilen üç ilköğretim okulunda yapılmıştır. İki okul şehir merkezinde, trafiğin ve nüfusun yoğun olduğu bölgelerde, bir okul ise şehir merkezi dışında yarı-kentsel alanda seçilmiştir. Bu çalışmada UOB ölçümleri, her üç okulda test hacmi olarak seçilen bir derslikte ve ek olarak bir anasınıfı içersinde ve açıkhava oyun bahçesinde yapılmıştır. Her üç okulda, kış ve bahar dönemlerinde 9 derslik, 3 anasınıfı ve 3 açıkhava; sonbahar döneminde ise 6 derslik, 2 anasınıfı ve 2 açıkhava örneği alınmıştır.

Uygulanan UOB örnekleme ve analiz yöntemleri daha önce bildirilmişti (Aslan vd., 2009); dolayısıyla burada kısaca bahsedersek: UOB için USEPA TO-17 metodu (USEPA, 1999a) izlenerek 11:00 ile 14:00 saatleri arasında 1 saatlik örnekleme yapılmıştır. Örnekleme Tenax TA tüplerine yapılmıştır. Sorbent tüplerinde toplanan UOB, termal desorber ünitesini (UNITY, Markes) takiben bir gaz kromatograf (GC) (Agilent 6890N) ile analiz edilmiştir. GC'yi takiben bir kütle spektrometri (MS) detektörü (Agilent 5973Nms) UOB'i tanımlamak ve miktarlarını belirlemek için kullanılmıştır. UOB analizi 60 adet bileşik (LGC-Promochem) için yapılmıştır.

Formaldehit ölçümleri USEPA TO–11 metodu (USEPA, 1999b) ile yapılmıştır. Bir saatlik örnekler tek kullanımlık DNPH-formaldehit sorbent tüpleri ile yapılmıştır. Ekstraksiyon işlemi için %99,9 saflıkta acetonitril (Merck) kullanılmıştır. Sorbent tüpünden havanın giriş yönüne ters şekilde 6 ml asetonitril geçirilerek, ekstrakt teflon kapaklı viallerde toplanmıştır. Formaldehit analizi HPLC (Agilent 1100) ile Zorbax (4,6-mm ID x 25-cm) kolonu kullanılarak yapılmıştır.

UOB sınıflandırması için iki yol takip edilmiştir. Birincisinde Hodgson ve Levin (2003) tarafından uygulanmış bir yöntem takip edilerek bileşikler koku tespiti, duyusal tahriş ve kronik toksik etkiler için gruplandırılmıştır. İkinci yol olarak ise Amerika Birleşik Devletleri Çevre Bakanlığının (USEPA) Entegre Risk Bilgi Sisteminde (IRIS) yayınlanmış risk faktörü değerleri kullanılarak Monte-Carlo simulasyon metodu ile bir sağlık riski değerlendirmesi yapılmıştır.

Birinci yaklaşımımız için takip ettiğimiz yöntemde, Hodgson ve Levin (2003) koku tespiti, duyusal tahriş ve kronik toksik etkiler için birer Hazard Quotient (koku tespiti için OQ, duyusal tahriş için SIQ, kronik toksisite için CTQ) tanımlamışlardır. Bunu yaparken literatürden kendi yargılarınca en uygun rehber/referans değerleri seçmişlerdir. HQ değerleri hesaplanırken maksimum veya 95. yüzdelik derişim kullanılmıştır. Sonuçta, UOB Kuzey Amerika'daki evler ve ofisler için iki sınıfa: HQ>1 and 0.1<HQ≤1 ayrılmıştır.

İkinci yaklaşımımızda, her bir bileşik için solunum yoluyla maruziyeti hesaplamak için aşağıdaki eşitlik (1) kullanılmıştır.

$$CDI_i = \frac{C_i \times IR_i \times ED_i}{BW} \qquad (1)$$

Burada, C kirletici derişimi (µg/m^3), IR solunum hızı (m^3/h), ED maruziyet süresi (h), BW vücut ağırlığı (kg) ve CDI kronik günlük doz'dur (µg/kg/d). CDI bir okul günü ve üç mikroçevre *(i)*: anasınıfı, derslik ve açıkhava oyun bahçesi için hesaplanmıştır. IR ve BW ihtimal dağılımlarının oluşturulmasında literatür (Neyzi et al., 1973; USEPA, 1997; Neyzi et., 2008) verileri kullanılmıştır. Mevzubahis üç mikroçevrede günlük geçirilen süreler, derslik ve anasınıfı için 4 saat (40 dakikalık 6 ders), açıkhava oyun bahçesi için 1 saat (bir 20-dk. ve dört 10-dk. teneffüs) olarak alınmıştır. Solunum maruziyeti için kanser riski aşağıdaki eşitlik (2) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$R = \sum_{i=1}^{I} \frac{CDI_i \times SF}{AT} \qquad (2)$$

Burada, R kanser riski, SF kirleticinin risk faktörü (µg/kg/d)$^{-1}$, AT ise risk için esas alınan ortalama süredir. I ise 3 mikro-çevreyi işaret etmektedir. CDI'nın hesaplanmasında kullanılan ED anasınıfı için 1, derslik için 8 yıl olarak alınmış, ve AT standard ömür süresi olan 70 yıl (25.550 gün) olarak alınmıştır. Bir okul yılı 150 gün olarak kabul edilmiş, sonuçta anasınıfı için ED=150 gün, derslik için 1.200 gün olmuştur.

Kronik toksik etkiler için Hazard Quotient (HQ) değerleri aşağıdaki eşitlik (3) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \qquad (3)$$

Burada, RfD referans doz'dur (µg/kg/d). SF ve RfD değerleri ABD Çevre Bakanlığının (IRIS, 2009) yayınladığı birim risk ve referans derişim değerlerinden geri doğru hesaplanarak elde edilmiştir. Bunu yaparken standart yetişkin solunum hızı ve ömrü, sırasıyla 20 m^3/d ve 70 yıl olarak alınmıştır. Aslen USEPA risk hesabında birim risk ve referans derişimin kullanılmasını önermektedir; ancak bu çalışmada izlenen yolla maruziyet ve riski daha iyi hesaplayabileceğimizi düşündük.

BULGULAR ve TARTIŞMA

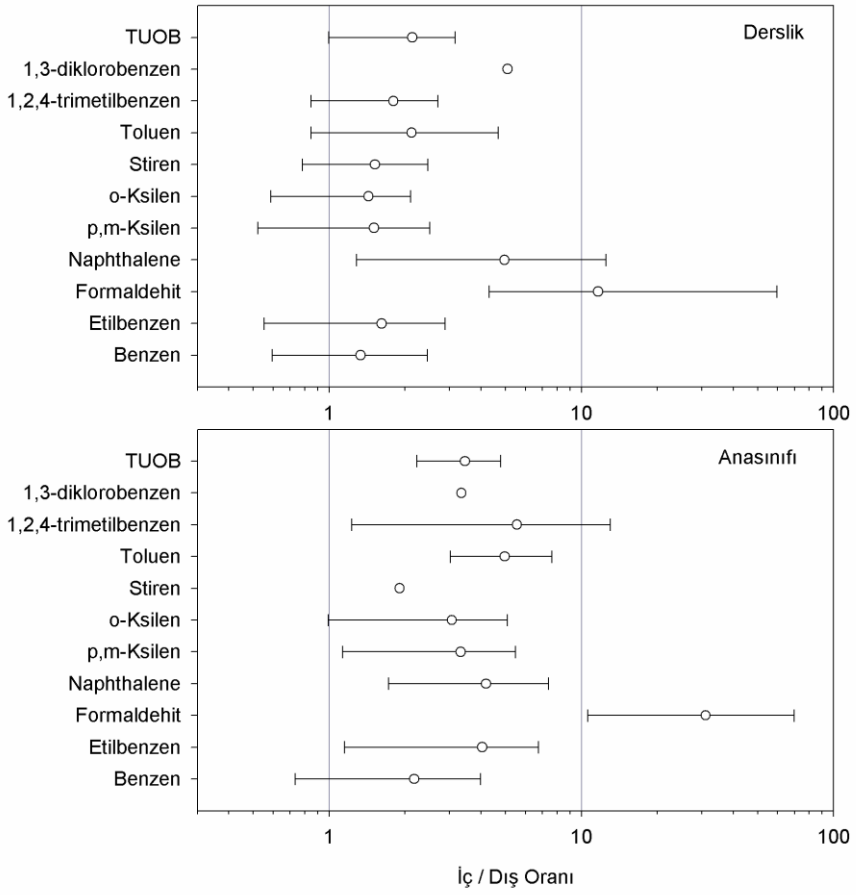
OQ, SIQ ve CTQ seviyeleri (bkz. Tablo 1) bina-içi UOB derişimlerinin 95. yüzdelik değerleri ve Hodgson and Levin'in (2003) uygun gördüğü eşik değerleri kullanılarak hesaplanmıştır. Birinci (>1,0) ve ikinci (0,1-1,0) sınıfa düşen HQ değerleri sırasıyla koyu ve açık griye boyanarak gösterilmiştir. Anasınıfında formaldehit (ikinci sınıf) haricinde bütün OQ değerleri <0.1 değerlerini almıştır. Çalışmamızda analizi yapılan bileşiklerden sadece formaldehit için SIQ eşik değeri bildirildiğinden bu etki için bir sınıflama yapılamamıştır. Formaldehitin SIQ değeri derslik için ikinci, anasınıfı için ilk kategoride yer almıştır. Formaldehit ek olarak kronik toksik etkiler için de birinci sınıfta, hem de oldukça yüksek CTQ değerleri ile yer almıştır. Kronik toksik etkiler için naftalin ve toluen hem anasınıfı hem de derslik için ikinci grupta yer alırken, benzen sadece anasınıfı için ikinci kategoride yer almıştır.

Tablo 1. Koku, Duyusal Tahriş ve Kronik Toksisite HQ Değerleri

	Derslik			**Anasınıfı**		
UOB	**OQ***	**SIQ***	**CTQ***	**OQ***	**SIQ***	**CTQ***
Formaldehit	0.077	*0.87*	***28***	*0.12*	***1.3***	***43***
Benzen			0.044			*0.47*
Naftalin	0.069		*0.61*	0.037		*0.33*
Toluen			*0.27*			*0.30*
Karbontetraklorit			0.022			0.039
Tetrakloroeten			0.032			0.021
Ksilenler *(toplam)*			0.010			0.019
1,2,4-Trimetilbenzen	0.002		0.003	0.013		0.017
Bromoform			0.009			0.008
Trikloroeten			0.006			0.006
1,3,5-Trimetilbenzen	<0.001		0.001	0.003		0.005
Kloroform			0.011			0.003
Etilbenzen			0.001			0.003
Isopropilbenzen	<0.001		<0.001	0.002		0.003
Stiren	0.002		0.001	0.002		0.001
Klorobenzen			<0.001			<0.001
1,1,1-Trikloroetan			<0.001			<0.001
p-m-Ksilen	0.002			0.004		
o-Ksilen	<0.001			0.001		
N-Propilbenzen	<0.001			0.001		

* OQ: Odor Quotient, SIQ: Sensory Irritation Quotient, CTQ: Chronic Toxicity Quotient

Anasınıfı HQ değerlerinin derslik için hesaplananlara göre genelde daha yüksek olmasını buralarda UOB kaynaklarının çeşitliliğine ve kuvvetliliğine bağlayabiliriz. Biliyoruz ki, anasınıflarında dersliklere göre farklı dekorasyon malzemeleri tercih edilmekte ve çeşitli aktiviteler için birçok kırtasiye ve oyun malzemesi bulundurulmakta ve kullanılmaktadır. Bu durumun yansıması derslik ile anasınıfında en yüksek düzeylerde ve en sık ölçülen UOB derişimleri ve analizi yapılan 51 bileşiğin toplam derişimi (TUOB) için hesaplanan iç/dış (İ/D) oranlarında görülebilmektedir (bkz. Şekil 1). $TUOB_{51}$ için ortalama İ/D oranı derslik için 2,1 olarak hesaplanırken anasınıfı için 3,5 olarak bulunmuştur. Derslikte İ/D oranı sadece üç bileşik için >2 (toluen 2,1, naftalin 4,9, ve 1,3-diklorobenzen 5,1) seviyesine ulaşırken, anasınıfında sekiz bileşik için >2 değerleri almıştır (toluen 1,9). Ayrı olarak ele alınabilecek formaldehit içinse her iki mikro-çevrede de ortalama İ/D>10 olduğu belirlenmiştir. Şekilde ortalama etrafındaki barlar 10. ve 90. yüzdelik değerleri aralığını göstermektedir.



Şekil 1. Derslik ve anasınıfı UOB derişimleri iç/dış oranları

IRIS veritabanında yayınlanmış risk faktörü değerleri bulunan kirleticiler için Monte-Carlo simulasyonu yoluyla sağlık riski değerlendirmesi yapılmıştır. Benzen, etilbenzen, isopropilbenzen (cumene), naftalin, stiren, toluen, 1,1,1-trikloroetan ve ksilenler (toplam) için kronik toksik (karsinojenik olmayan) risk düzeyleri hesaplanırken, benzen, bromoform, karbontetraklorit, kloroform ve formaldehit için karsinojenik risk değerlendirmesi yapılmıştır. Karsinojenik olmayan risk değerleri etilbenzen, isopropilbenzen, stiren, toluen, 1,1,1-

trikloroetan ve ksilenler için 95. yüzdelik seviyesinde bile eşik değerinin altında (HQ≤1) bulunduğundan, sonuçlar Tablo 2'de, sadece benzen ve naftalin için sunulmuştur. Karsinojenik risk seviyeleri bromoform, karbon tetraklorit ve kloroform için kabul edilebilir seviye olarak kullanılan, 1.0×10^{-6}, milyonda bir'den, 95. yüzdelik düzeyinde bile düşük olduğundan sonuçlar sadece benzen ve formaldehit için sunulmuştur (Tablo 2).

Kronik toksik risk düzeyleri benzen ve naftalin için kitlenin sırasıyla %3 ve %9'u için eşik düzeyinin üzerinde bulunmuştur. Buradan, kitlenin sadece düşük bir bölümü (%2) için kayda değer seviyeye (HQ_{benzen}>1,2 ve $HQ_{naftalin}$>1,5) ulaşması sebebiyle anasınıfından 8. sınıfın sonuna kadar geçen süreçte oluşan kronik toksik risk düzeyinin tehlikeli olmadığı anlaşılmaktadır. Ancak burada, hesaplanan riskin günün okulda geçen beş saatlik (4 saat bina-içi ve 1 saat açıkhava oyun bahçesi) bir bölümünde oluşan maruziyet sonucu olduğu ve evde ve diğer mikro-çevrelerde geçirilen süreçlerde oluşan maruziyetler de dikkate alındığında risk düzeyinin de yükseleceği göz önüne alınmalıdır.

Tablo 2'de sunulan iki bileşiğin kitle için hesaplanan karsinojenik risk düzeyleri kronik toksik risk gibi düşük değildir. Benzen için ortalama risk değeri olan 1.0×10^{-6}, 69. yüzdeliğe karşı gelmektedir. Diğer bir söyleyişle, kitlenin yaklaşık %30'unun risk düzeyi kabul edilebilir risk değerinin üzerindedir. Havadaki benzen dolayısıyla oluşan kanser riskinin seviyesi, kitlenin %10'u için kabul edilebilir riskin iki, %5'i için de üç katından daha yüksektir. Formaldehit içinse durum daha ciddi boyuttadır; çünkü simulasyondan elde edilen kitlenin en düşük karsinojenik risk değeri bile kabul edilebilir riskin yaklaşık iki katından daha fazladır. Aşağı yukarı, kitlenin yarısından fazlasının, anasınıfından sekizinci sınıfın sonuna kadar havadaki farmaldehitten dolayı risk düzeyi $>1.0\times10^{-5}$'tir. Ancak, hesaplanan bu karsinogenik risk seviyeleri, New York City ve Los Angeles'taki lise öğrencileri için hesaplanan risk değerlerine (Sax et al., 2006) göre oldukça düşüktür. New York City ve Los Angeles için ortanca ve ortalama risk değerleri formaldehit için 2.2×10^{-4} ve 2.7×10^{-4}, benzen için 2.5×10^{-5} ve 3.2×10^{-5} olarak bildirilmiştir. Bununla birlikte, unutulmamalıdır ki, bu değerler günün tamamını temsil eden kişisel maruziyet ölçümlerinden hareketle hesaplanmıştır.

Tablo 2. Risk değerlendirmesi sonuçları

	Kronik Toksik Risk		Karsinojenik Risk	
İstatistik	Benzen	Naftalin	Benzen	Formaldehit
Ortanca	0,22	0,47	$6,5\times10^{-7}$	$9,1\times10^{-6}$
Ortalama	0,31	0,54	$1,0\times10^{-6}$	$1,0\times10^{-5}$
90. yüzdelik	0,61	0,96	$2,1\times10^{-6}$	$1,6\times10^{-5}$
95. yüzdelik	0,84	1,13	$3,0\times10^{-6}$	$1,8\times10^{-5}$
Dağılım	Lognormal	Lognormal	Lognormal	Lognormal
μ	0,30	0,55	$1,0\times10^{-6}$	$1,0\times10^{-5}$
σ	0,29	0,33	$1,2\times10^{-6}$	$4,3\times10^{-6}$

SONUÇ

Bu çalışma sonunda, derişimi ölçülen uçucu organik bileşikler koku tespiti, duyusal tahriş ve kronik toksik etki potansiyellerine göre sınıflandırıldığında, formaldehit okullardaki bina-içi hava kalitesi açısından en önemli kirletici olarak belirlenmiştir. İkinci grup kirleticiler olarak ise benzen, naftalin ve toluen tespit edilmiştir. Ek olarak yapılan risk değerlendirmesine göre formaldehit ve benzen için hesaplanan risk düzeyleri kabul edilebilir seviyenin üzerinde olduğundan en önemli kirleticiler olarak belirlenmiştir.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma TÜBİTAK-105Y263 numaralı proje tarafından desteklenmiştir. GC-MS ve HPLC analizlerinin yapıldığı İYTE Çevre Ar-Ge Merkezi'ne teşekkür ederiz. Ayrıca, Prof.Dr. Mustafa Odabaşı'na TD-GC-MS analizi için metod geliştirme aşamasında yardımları dolayısıyla müteşekkiriz.

KAYNAKLAR

Aslan, G., Sofuoğlu, A., Inal, F., Odabaşı, M., Sofuoğlu, S.C. "İlköğretim Okulllarında Bina-İçi Hava Uçucu Organik Madde Derişimleri: Derslikler ile Anasınıflarının Karşılaştırılması" 9. Ulusal Tesisat Mühendisliği Kongresi, İzmir, Turkey, sf. 683-693, 2009.

Daisey J.M., Angell W.J., Apte M.G. Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: An analysis of existing information. Indoor Air 13, 53-64, 2003.

Faustman E.M., Silbernagel S.M., Fenske R.A., Burbacher T.M., Ponce R.A. Mechanisms underlying children's susceptibility to environmental toxicants. Environ Health Perspect 108(S1), 13-21, 2000.

Hodgson A.T., Levin H. Classification of measured indoor volatile organic compounds based on noncencer health and comfort considerations. Lawrence Berkley National Laboratory (LBNL-53308), Berkley, CA, USA, 2003.

IRIS (Integrated Risk Information System of U.S. Environmental Protection Agency). http://www.epa.gov/iris. 2009.

Mendell M.J., Heath G.A. Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance? A critical review of the literature. Indoor Air 15, 27-52, 2005.

Neyzi O., Yalcindag A., Alp H. Heights and weights of Turkish children. J Trop Pediatrics 19, 5-13, 1973.

Neyzi O., Günoz H., Furman A., Bundak R., Gokçay G., Darendeliler F., Baş F. Türk çocuklarında vücut ağırlığı, boy uzunluğu, baş çevresi ve vücut kitle indeksi referans değerleri. Çocuk Sağlığı ve Hastalıkları Dergisi 51, 1-14, 2008.

Sax S.N., Bennett D.H., Chillrud S.N., Ross J., Kinney P.L., Spengler J.D., A cancer risk assessment of inner-city teenagers living in New York City and Los Angeles. Environ Health Perspect 114, 1558-1566, 2006.

Sexton K., Mongin S.J., Adgate J.L., Pratt G.C., Ramachandran, G., Stock, T. H., Morandi, M.T., Estimating volatile organic compound concentrations in selected microenvironments using time-activity and personal exposure data. J Toxicol Environ Health A 70, 465-476, (2007).

Shendell D.G., Winer A.M., Stock T.H., Zhang L., Zhang J., Maberti S., Colome S.D., Air concentrations of VOCs in portable and traditional classrooms: results of a pilot study in Los Angeles County. J Expo Anal Environ Epid 14, 44-59, 2004.

Smedje G., Norback D., Edling C., Subjective indoor air quality in schools in relation to exposure. Indoor Air 7, 143-150, 1997.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), Exposure factors handbook. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, EPA/600/P-95/002Fa, Washington, DC., USA, 1997.

USEPA, Compedium method TO-17, determination of volatile organic compounds in ambient air using active sampling onto sorbent tubes. Second Edition, Cincinnati, OH, USA, 1999a.

USEPA, Compedium method TO-11, determination of formaldehyde in ambient air using adsorbent cartridge followed by High Performance Liquid Chromatography (HPLC). Cincinnati, OH, USA, 1999b.

BİNEK ARAÇLARINDA SÜRÜŞ KOŞULLARININ KİRLETİCİ EGZOZ EMİSYONLARINA ETKİSİ

Cem SORUŞBAY(*), Metin ERGENEMAN, H.A. Taha ÖZTÜRK, Ender SEL

İstanbul Teknik Üniversitesi, Makina Fakültesi, Otomotiv Laboratuvarı, İstanbul 34439

ÖZET

Karayolu taşıtlarından kaynaklanan sera gazları ve diğer kirletici emisyonlar ulaştırma sektörü içerisinde önemli bir paya sahiptir. Karayolu taşıtlarının boşta çalışma, ivmelenme, sabit hızda seyir vb sürüş koşullarındaki değişimler bu taşıtlardan kaynaklanan kirletici egzoz gazı emisyonlarını ve yakıt tüketimi değerlerini önemli ölçüde etkilemektedir.

Bu çalışma kapsamında benzin motorlu, farklı emisyon kontrol teknolojisine sahip olan 30 adet otomobil, İstanbul Şehir Çevrimi (IDC) ve ayrıca Avrupa Birliği (NEDC) ve ABD (FTP 75) çevrimlerine göre laboratuvar ortamında test edilerek CO, yanmamış HC'lar, NO_x ve CO_2 için emisyon faktörleri ve yakıt tüketim değerleri belirlenmiştir. Şasi dinamometresi üzerinde gerçekleştirilen emisyon ölçümlerinde Türkiye'de mevcut otomobil parkını temsil edecek nitelikte örnekleme yapılmıştır. Ülkemizde büyük şehirlerde karayolu trafiğinden kaynaklanan emisyonların hesaplanması amacıyla, ülke koşullarına yönelik olarak IDC çevrimine göre emisyon faktörleri elde edilmiştir. Bu çalışma kapsamında, farklı çevrimlerin temsil ettiği sürüş koşullarının emisyonlara ve yakıt tüketimine etkisi irdelenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Egzoz emisyonları, İstanbul Şehir Çevrimi (IDC), Benzin motorları.

GİRİŞ

Günümüzde taşıt teknolojisindeki hızlı gelişmelere paralel olarak araçların birim mesafe başına tüketmekte oldukları yakıt miktarında ve atmosfere attıkları kirletici emisyonlarda önemli azalma sağlanmıştır. Ancak araç sayısı ve araç kullanım miktarının giderek artmakta olması, ulaştırma sektöründen ve özellikle karayolu ulaşımından kaynaklanan yerel emisyonların ve sera gazlarının artmasına neden olmaktadır.

Dünya genelinde ulaştırma sektörü 2.227 milyon tpe enerji tüketimi ile %27,5 paya sahip olup sektörün enerji tüketimi yıllık bazda yaklaşık %1,5 oranında artmaktadır (IEA, 2008). Petrol tüketimi içerisinde ulaştırma sektörünün payı ise dünya ortalamasında %50 mertebesinin üzerindedir. Ülkemizde ise ulaştırma sektöründeki enerji tüketimi 1990 – 2007 döneminde iki katına ulaşmıştır. Karayolu ulaşımı bu tüketim içerisinde %84,4 paya sahiptir.

* sorusbay@itu.edu.tr

Ülkemizde ulaştırma sektörü tarafından üretilen CO_2 emisyonları ise enerji sektörü içerisinde yaklaşık %18 paya sahiptir. 2007 yılı verileri ile ulaştırma sektöründen kaynaklanan yıllık CO_2 emisyonu değeri 51421 Gg olup Kyoto referans yılına göre, 1990 – 2007 döneminde %98 artış gerçekleşmiştir. CO_2 emisyonları içerisinde %83,5 paya sahip olan karayolu ulaşımında en önemli katkı 30962 Gg ile motorin tüketimi sonucu sağlanmakta, ayrıca benzin ve LPG kullanımı sonucu sırasıyla 7646 Gg ve 5989 Gg CO_2 üretilmektedir.

Ülkemizdeki araç parkı değerlendirildiğinde, kişi başına düşen araç sayısı halen gelişmiş ülkelerdeki değerin çok altındadır. Belçika, Danimarka, Almanya, Yunanistan, Fransa, İtalya, Lüksemburg vb Avrupa Ülkelerinde 1000 kişi başına düşen otomobil sayısı 360 ila 655 arasında değişirken, Türkiye'de 1000 kişi başına 85 otomobil düşmektedir (TUİK, 2009). Ancak ülkemizde kişi başına düşen araç sayısı giderek artış göstermektedir.

2008 yılı verileri ile Türkiye'de 13.675.395 adet motorlu taşıt bulunmakta olup bunların 6.796.629 adedi otomobildir (TUİK, 2009). Bu çalışmada özellikle araç parkının önemli bir kısmını oluşturan benzin motorlu otomobillerin şehir içi trafik koşullarında oluşturdukları kirletici emisyonların belirlenmesi ve farklı kullanım ortamlarının emisyonlara etkisinin saptanması amaçlanmıştır. Türkiye'deki araç parkını temsil edecek şekilde seçilen farklı emisyon kontrol teknolojilerine sahip olan benzin motorlu otomobiller, üç değişik sürüş çevrimine göre test edilerek birim mesafe başına atmosfere atılan emisyonlar değerlendirilmiştir.

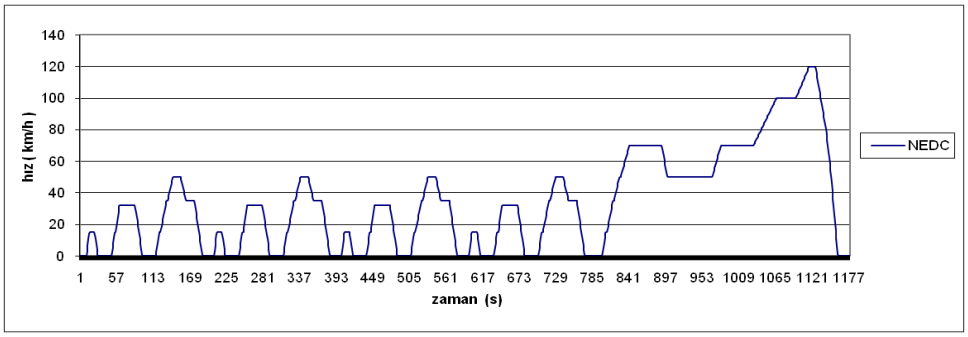
YÖNTEM

Taşıt Sürüş Koşullarının Etkisi

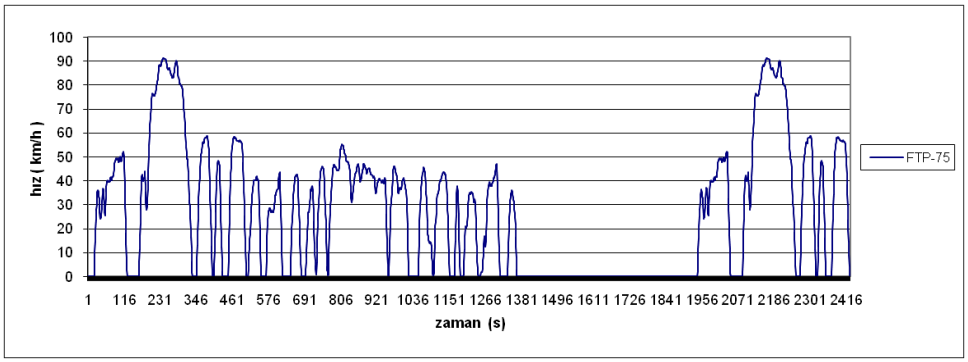
Karayolu taşıtlarından kaynaklanan yerel kirleticiler karbon monoksit (CO), yanmamış hidrokarbonlar (HC) ve azot oksitlerden (NO_x) oluşmaktadır. Ayrıca diesel motorlu araçlardan kaynaklanan partikül madde (PM) emisyonları da bulunmaktadır. Bu emisyonların oluşumunda motorun çalışma koşulları, motorun ve taşıtın yapısal özellikleri kadar etkin olmaktadır. Dolayısıyla taşıtın seyri sırasında hava fazlalık katsayısının, motor dönme sayısının, ateşleme zamanının, motor ve ortam sıcaklıklarının değişimi yanma sürecini etkilemekte ve kirletici emisyonlar üzerinde de etkin olmaktadır. Bu nedenle taşıtın boşta çalışma, ivmelenme, hız kesme, sabir hızda seyir gibi farklı çalışma koşullarında farklı emisyon değerlerinin elde edilmesi söz konusudur. Bu çalışmada trafik akımının belirtilen farklı taşıt sürüş koşullarına etkisi sonucu egzoz gazı emisyonlarındaki değişim incelenmiştir.

Bu amaçla, taşıtların tip onayı amacıyla kullanılan **Avrupa Test Çevrimi** (NEDC) ve **A.B.D. Test Çevrimi** (FTP 75) kapsamında tanımlanan sürüş koşullarında benzin motorlu otomobillerden kaynaklanan egzoz emisyonları ölçülmüştür (Şekil 1.). Farklı sürüş koşullarının karakterize edildiği bu iki standart çevrime ek olarak, gerçek şehir içi trafik davranışlarının temsil edildiği **İstanbul Şehir Çevrimi** (IDC) kullanılarak aynı araçlar üzerinde deneyler tekrarlanmıştır (Şekil 2.).

IDC Türkiye'de büyük şehirlerdeki trafik akımını karakterize etmek amacıyla, haftanın farklı günlerinde ve günün farklı saatlerinde veri toplama aracı ile kayıt edilen verilerden hareket edilerek istatistiksel olarak oluşturulmuş bir seyir çevrimidir (Dinç vd., 2010). Bu çevrimin oluşturulması amacıyla İstanbul şehrinde dört farklı güzergah üzerinde sürülen bir veri toplama aracıyla kayıtlar gerçekleştirilmiştir. Ayrıca İstanbul Büyükşehir Belediyesi tarafından yerleştirilmiş olan elektronik donanımlı sayım cihazlarından (RTMS) aynı anda elde edilen veriler de birlikte değerlendirilmiştir. Güzergahlarda yolculuk süresi, hacim/kapasite oranı, hız dağılımı ve toplam araç-km gibi performans değerleri tüm İstanbul yol ağının model değerleri ile karşılaştırılarak, güzergahların uygun kesimleri saptanarak karma güzergah oluşturulmuştur. Sonraki aşamada ise bu verilerden hareketle, laboratuvar ortamındaki simülasyonların gerçekleştirilebileceği uzunlukta temsili sürüş çevrimi oluşturulurken gerçek çevrimle olan fark (hata) minimize edilmiştir. Bu çevrimin toplam uzunluğu 8,61 km, çevrim süresi 1003 saniyedir. Çevrim boyunca ulaşılan maksimum hız 78,0 km/saat, ortalama hız ise 30,9 km/saat'tir.

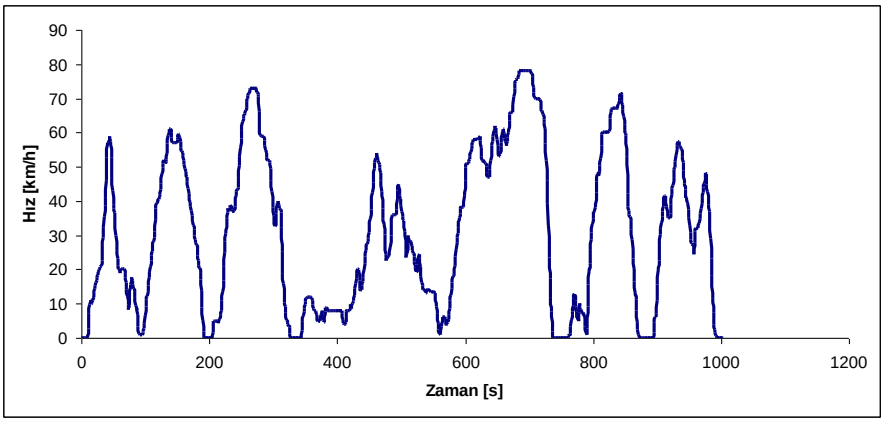


a) Avrupa Test Çevrimi



b) A.B.D. Test Çevrimi

Şekil 1. Araç Tip Onay Testlerinde Kullanılan Standart Test Çevrimleri

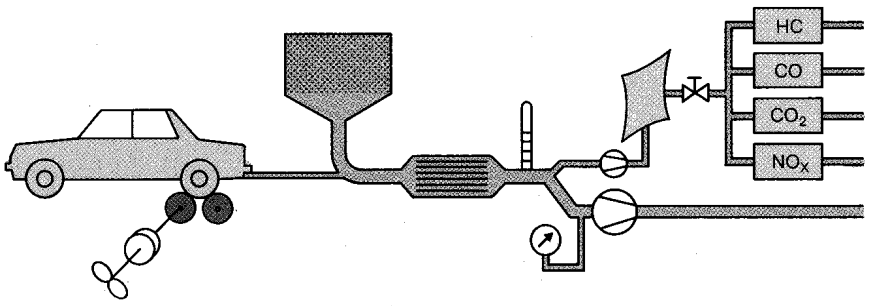


Şekil 2. İstanbul Şehir Çevrimi (IDC), (Dinç vd., 2010)

Egzoz Emisyonlarının Ölçümü

Deneylerde farklı emisyon kontrol teknolojilerine sahip 30 adet benzin motorlu otomobil kullanılmıştır. Bu araçların dağılımı taşıt parkını temsil edecek şekilde gerçekleştirilmiştir. Buna göre 1994 model yılı öncesi, emisyon kontrol sistemi bulunmayan araçlar (EKB) bir grupta değerlendirilmiştir. Ayrıca R15.04, EURO 1, EURO 3 ve EURO 4 emisyon standartlarına uyan otomobiller de ayrı gruplarda değerlendirilmiştir.

İ.T.Ü. Otomotiv Laboratuvarında gerçekleştirilen deneylerde, deney öncesi şartlandırma işlemi gerçekleştirilen araçlar daha sonra şasi dinamometresi üzerinde tanımlanan sürüş çevrimlerine göre sürülerek araçların egzoz emisyonları standartlarda belirtilen şekilde değerlendirilmiştir (Şekil 3.). Deneyler iki farklı standart test çevrimi (NEDC ve FTP-75) ve İstanbul Şehir Çevrimi (IDC) için tekrarlanmıştır (Öztürk, 2010 ve Sel, 2010).



Şekil 3. Şasi dinamometresi üzerinde egzoz gazı emisyonlarının ölçümü

Deneyler sırasında sabit hacimde örnek alma yöntemine göre toplanan egzoz gazı örneklerinden hareket edilerek araçların birim mesafe başına ürettikleri CO, yanmamış HC ve NO_x miktarları her bir sürüş çevrimi için belirlenmiştir (Tablo 1. – 3.). Her bir emisyon kontrol teknolojisine ait taşıtlardan elde edilen değerlerin ortalaması alınarak tablolarda verilmiştir. Ayrıca ölçülen değerler, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) tarafından tanımlanan ön-değerlerle karşılaştırılmıştır (IPCC, 1996 ve IPCC, 2006).

Tablo 1. Farklı sürüş koşullarında CO emisyon faktörleri

CO emisyonları (g/km)

	FTP	AB	IDC	IPCC
EKB	16,498	17,772	36,467	46
R15.04	9,312	10,24	13,914	19
EURO1	2,357	3,390	7,071	2,9
EURO3	2,630	3,743	5,881	2,9
EURO4	0,430	0,518	1,368	-

TARTIŞMA

İstanbul Şehir Çevrimi (IDC) sürüş koşullarında ölçülen CO emisyonları FTP ve AB çevrimlerine göre elde edilen değerlerden yüksek çıkmıştır. Yanma ürünleri arasında CO bulunmasının ana nedeni oksijenin yetersiz olmasıdır. Zengin karışımlı yanmada, yakıtın karbonunun tümü CO_2'ye dönüşememekte ve CO oluşmaktadır. Ortalama taşıt hızının diğer çevrimlere göre düşük olduğu IDC sürüş koşullarında, boşta çalışma (bekleme), ivmelenme, düşük yüklerde çalışma vb işletme koşullarındaki zengin karışım kullanımının etkisi görülmüştür. Özellikle EKB sınıfına ait taşıtların CO emisyonları IDC sürüş şartlarında önemli artış göstermiştir.

EKB sınıfı ve R15.04 emisyon standardına uygun otomobillerde CO emisyonları diğerlerine göre her çevrim için yüksek çıkmaktadır. Bu araçların benzin püskürtme sistemi yerine karbüratör kullanmakta olması sonucu hava/yakıt oranının hassas ayarlanamaması yüksek CO emisyonlarının ana nedenidir. Ayrıca model yılı eski olan bu araçların yüksek yakıt tüketim değerleri ve bakım/ayar sorunları da tüm emisyonların artışına neden olmaktadır.

Tablo 2. Farklı sürüş koşullarında HC emisyon faktörleri

HC emisyonları [g/km]

	FTP	AB	IDC
EKB	2,990	2,188	4,137
R15.04	1,398	1,132	1,528
EURO1	0,601	0,652	0,915
EURO3	0,539	0,521	0,721
EURO4	0,052	0,052	0,155

Benzer şekilde yanmamış HC emisyonları da şehir içi trafik koşullarında artmıştır. Egzoz gazları içerisinde HC bulunması, yakıtın tam olarak yakılamadığını gösterir. HC emisyonunun temel nedeni sıcaklık seviyesinin

veya oksijenin yetersiz olması sonucunda yanmanın tamamlanamamasıdır. Yanma odasında ortalama olarak zengin karışım söz konusu olabileceği gibi, yerel olarak da oksijenin yetersiz kaldığı bölgeler bulunabilir. Ayrıca konumsal olarak, özellikle cidarlara yakın bölgelerde sıcaklık seviyelerinin de düşük olması alevin sönmesine ve yakıt oksidasyonunun tamamlanamamasına neden olabilmektedir.

Özellikle EKB sınıfındaki araçlarda, HC emisyon seviyesinin çok daha yüksek olduğu görülmektedir. Model yılı eski araçların karbüratör ayarsızlıkları ve bakım/ayar sorunlarından kaynaklanan etkenler bu taşıtların yakıt tüketimi ve egzoz emisyonu değerlerini artırmaktadır. Dolayısı ile belirli model yılından önce trafiğe çıkmış olan araçların hurdaya çıkartılması yönündeki teşvikler çevre kirliliği ve sera gazı emisyonlarının azaltımında etkin olmaktadır.

Azot oksit emisyonlarında ise IDC sürüş koşulları ile FTP ve AB çevrimleri arasında önemli bir değişim söz konusu değildir. Bu durum, IDC çevriminde, araç hızlanmalarının diğer çevrimlere benzer olmasından kaynaklanmaktadır.

Tablo 3. Farklı sürüş koşullarında NO_x emisyon faktörleri

NO_x emisyonları [g/km]

	FTP	**AB**	**IDC**	**IPCC**
EKB	1,150	1,329	0,846	2,2
R15.04	1,062	1,160	1,022	2,3
EURO1	0,589	0,716	0,658	0,5
EURO3	0,303	0,399	0,374	0,5
EURO4	0,032	0,046	0,083	

Azot oksit emisyonlarının oluşumunda silindir içi sıcaklıkların önemli etkisi bulunmaktadır. Özellikle 1800 K üzerindeki yanma odası sıcaklıklarında, sıcaklık seviyesi artıkça NO_x emisyonları da önemli ölçüde artmaktadır. Maksimum hızın en yüksek olduğu AB çevriminde azot oksitlerin de yüksek seviyeye çıktığı görülmektedir.

Deneylerde ayrıca araçların farklı kullanım koşullarındaki yakıt tüketim değerleri ve buna bağlı olarak ürettikleri CO_2 emisyonları da değerlendirilmiştir (Tablo 4.). Bu değerler de IPCC tarafından tanımlanan ön-değerler ile karşılaştırılmıştır.

Tablo 4. Farklı sürüş koşullarının yakıt tüketimine ve CO_2 emisyonlarına etkisi

	FTP		**AB**		**IDC**		**IPCC**
	CO_2 (g/km)	Yakıt (l /100km)	CO_2 (g/km)	Yakıt (l /100km)	CO_2 (g/km)	Yakıt (l /100km)	CO_2 (g/km)
EKB	149,5	7,9	169,1	8,6	157,4	9,6	270
R15.04	139,2	6,8	166,1	7,8	165,9	8,1	200
EURO1	134,8	6,0	169,5	7,5	170,8	7,8	205
EURO3	133,3	5,9	155,4	6,9	159,6	7,2	205
EURO4	144,9	6,2	153,6	6,5	164,7	7,1	205

IDC çevrimine göre sürüşte, birim mesafe başına yakıt tüketim değerleri tüm emisyon sınıfları için yüksek çıkmıştır. Ayrıca FTP çevrimine göre sürüşte elde edilen değerler de genelde en düşük seviyededir.

Yakıt tüketimi değeri ile doğru orantılı olarak CO_2 değeri de değişmektedir. EURO 1, EURO 3 ve EURO 4 emisyon sınıflarındaki araçlarda IDC çevriminin değerleri AB çevriminden yüksek durumdayken, EKB grubu ve R15.04 standardına uygun otomobillerde ise AB çevrimi değerleri IDC çevrimi değerlerinin üzerindedir. CO_2 değerleri açısından tüm emisyon sınıflarında, FTP sürüş çevrimi değerleri en düşük olarak ortaya çıkmıştır. FTP çevriminde ivmelenmeler yoğun olmakla birlikte, azami hızın AB çevrimindeki kadar yüksek olmaması ve ortalama hız açısından da IDC çevrimindeki gibi düşük bir hız ortalamasına sahip olmaması nedeniyle, CO_2 emisyonları ve yakıt tüketimi için diğer iki çevrimden daha düşük değerler saptanmıştır. Genel olarak IPCC ön-görüleri ise tüm ölçümlerden yüksektir.

SONUÇLAR

Bu çalışmada, ülkemizdeki araç parkını temsil edecek şekilde, literatürdeki mevcut çalışmalara oranla çok daha fazla sayıda araç üzerinde gerçekleştirilen dinamometre testleri ile veri toplanmıştır.

İstanbul'un yoğun trafik koşulları nedeniyle, IDC çevriminin genel olarak durma ve çok düşük hızda çalışma yönünden diğer çevrimlerden daha zorlayıcı olması sonucu yüksek yakıt tüketim değerleri ve dolayısı ile daha yüksek emisyon seviyeleri belirlenmiştir.

Teknolojik gelişmeler sonucunda araç başına emisyon seviyelerinin son yıllarda büyük oranda düşürülebildiği görülmektedir. Bu nedenle araç parkında bulunan eski araçların, kademeli olarak kullanımdan çekilmesi emisyonların kontrolu açısından önem taşımaktadır.

Araçların yakıt tüketimleri ve kirletici egzoz gazı emisyonları trafik akımından da önemli ölçüde etkilenmektedir. Dolayısı ile trafik akımının yakıt tüketimini minimuma indirecek şekilde düzenlenmesi, trafik tıkanıklıklarının giderileceği şekilde sinyalizasyon sistemlerinin ayarlanması, maksimum hızların

sınırlandırılması da etkin olmaktadır. Ayrıca karayolu taşıtlarına alternatif olarak toplu taşımacılık sistemlerinin yaygınlaştırılması yolcu-km başına emisyonlarda önemli azaltım sağlayacaktır.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma TÜBİTAK tarafından desteklenen **Ulaştırma Sektöründe Sera Gazı Azaltımı** isimli ve 105G039 numaralı proje kapsamında desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

Dinç, C., Kocagül, M., Soruşbay, C., Ergeneman, M. and Göktan, A.G., Development of a Driving Cycle for the Estimation of Vehicle Emissions in Istanbul, Transportation Research, Part D: Transport and Environment, (yayınlanmak üzere sunuldu).

International Energy Agency (IEA), World Energy Outlook 2008, France, 2008.

IPCC, Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Reffernce Manual, 3, London, 1996.

IPCC, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 1, Japan, 2006.

Öztürk, H.A.T. İstanbul Şehir Çevriminin A.B.D. ve Avrupa Test Çevrimleri ile Emisyon Faktörleri ve Yakıt Tüketimi Açısından Deneysel Olarak Karşılaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2010.

Sel, E., Benzinli Binek Araçlarda İşletme Koşullarının Sera Gazı ve Diğer Kirletici Egzoz Emisyonlarına Etkisi , Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2010.

TUİK, Ulaştırma İstatistikleri Özeti 2008, ISSN 1300-1019, Ankara, 2009.

İSTANBUL ATMOSFERİNDEKİ PARTİKÜLER MADDENİN BOYUT DAĞILIMI VE METAL İÇERİĞİNİN MEVSİMSEL DEĞİŞİM

Ülkü ALVER ŞAHİN, Burcu ONAT(*), Anıl GÜNEY, Kristina SCHERBEKAVA ve Gülfem POLAT

İstanbul Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34320 Avcılar, İstanbul

ÖZET

Bu çalışmada, partikül maddenin boyut dağılımı ve metal içerikleri İstanbul'un farklı bölgelerinde (Kilyos, Rasathane, Göztepe, Beşiktaş ve Avcılar) toplanan örneklerde belirlenmiştir. PM örneklemeleri Temmuz 2008 ve Nisan 2010 tarihleri arasında yapılmıştır. PM örnekleri kaskatlı PM örnekleyicisi ile sekiz farklı boyutta (<0.43 µm, 0.43-1 µm, 1-1.7 µm, 1.7-2.6 µm, 2.6-3.5 µm, 3.5-5.2 µm, 5.2-6.5 µm, ve 6.5-8 µm >8 µm) toplanmıştır. Kütle konsantrasyonu belirlenen örnekler çözünürleştirilmiş ve Pb, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, V, Ni içerikleri GF-AAS ile belirlenmiştir.

APM (Askıda Partikül Madde) konsantrasyonları en yüksek Göztepe ve en düşük Kilyos olmak üzre sırasıyla şöyledir: Kilyos: 16,9±5,9; Rasathane: 21,8±10,7; Beşiktaş:29,5±13,2, Avcılar: 24,5±8,8, Göztepe: 50,2±37,5. APM içeriğindeki metal konsantrasyonları irdelendiğinde Cu ve Fe'in en yüksek kış mevsiminde (23,6±12,0 ng/m^3 ve 1687±558 ng/m^3) Göztepe'de buna karşın yaz mevsiminde Ni (6,4±4,9 ng/m^3), Cd (1,1±0,5 ng/m^3), Pb (19,5±9,2 ng/m^3) Mn (24,3±10,9 ng/m^3), V (3,6±3,1 ng/m^3) en yüksek Avcılar'da gözlenmiştir. Avcılar istasyonunda belirlenen metallerin, şehir arka planı olarak şeçilen Kilyosa kıyasla 2 ile 4 kat yüksek değerler aldığı belirlenmiştir. Pb konsantrasyonunun ince tozlardaki (<2,6 µm) oranı Kilyos dışındaki istasyonlarda %67 ile %76 arasında yüksek değerler almıştır.

Anahtar Sözcükler: Partikül Madde, Boyut Dağılımı, Metaller, İstanbul.

GİRİŞ

Günümüzde kentsel yaşam alanlarında hava kirletici parametrelerden partiküllerin (PM) fiziksel ve kimyasal bileşimleri dolayısı ile önemli sağlık problemleri oluşturduğu bilimsel bir gerçektir. Solunabilir partiküllerin (PM_{10}) insan sağlığı üzerindeki etkileri, maruz kalınan süreye ve partikül maddenin fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağlıdır. Bu yüzden partikülün kimyasal karakterizasyonunun yapılarak partikül toksisitesinin belirlenmesi insan sağlığına olan etkilerinin açıklamasında büyük önem taşımaktadır.

* bonat@istanbul.edu.tr

Avrupa'da atmosferdeki PM ve metal içerikleri konusunda yapılmış pek çok çalışma mevcuttur. Genel olarak PM_{10}'un yaklaşık %13-22'lik oranını metal tuzlarının, %15-28 bilinmeyen kısım ve kalanının ise iyonlardan oluştuğu belirtilmektedir (Patuad, 2004; Dingenen, 2004; Künzli, 2006). Türkiye'de de yapılmış pek çok çalışma mevcuttur (Yatin, 2000; Samura, 2003; Güllü, 2005; Yatkin, 2007; Gaga, 2008, Munzur, 2008). Yatin ve diğ., (2000) tarafından Ankara'da yapılan çalışmada kristal ve Antropojenik elementlerin rüzgar hızı başta olmak üzere büyük ölçüde meteorolojik faktörlerle ilişkisi olduğu tespit edilmiştir. Samura ve diğ., (2003) tarafından yapılan çalışmada ise Bursa ve Uludağ da kristal elementlerin miktarının yazın antropojenik elementlerin miktarının ise kışın yüksek olduğu gözlenmiştir. Koçak ve diğ., (2004) tarafından yapılan başka bir çalışmada ise Erdemli bölgesinden 1999 ve 2001 yılları arasında PM örneklemesi yapılmıştır. Mevsimsel metal değişimleri incelenmiş ve geçiş dönemi olan bahar mevsimlerinde her metalde yüksek konsantrasyonlar belirlenmiştir. İstanbul'da ise kısıtlı sayıda çalışma yapılmıştır (Şahin, 2005, Karaca, 2008). İstanbul Büyükçekmece Göl havza atmosferinde yapılan çalışmada PM2.5 ve PM10'da Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn analizleri yapılmıştır. Her iki PM fraksiyonu için sırasıyla metal derişimleri şöyle tespit edilmiştir: 0,96 ng/m^3, 18,7 ng/m^3, 28,9 ng/m^3, 54,8 ng/m^3, 21,9 ng/m^3 ve 1,29 ng/m^3, 45,1 ng/m^3, 62,0 ng/m^3, 112,33 ng/m^3 (Karaca, 2008). İstanbul'da diğer bir çalışma ise Yenibosna ve Göztepede yapılmış ve 9 farklı metal derişimleri incelenmiştir. Yapılan tüm çalışmalarda metal derişimlerinin ince PM'lerde yoğunlaştığı görülmüştür (Şahin, 2005).

PM'nin boyut dağılımının belirlendiği ve metal içeriğinin tespit edildiği çalışmaların literatürde sınırlı olduğu görülmektedir. Nag ve diğ., (2005)'nin yaptığı çalışmada Hindistan'da 3 noktada 8 farklı boyutta PM örnekleri toplanmış ve boyut dağılımları istatistiksel olarak incelenmiştir. Yine Hindistan'da yapılan başka bir çalışmada ise iki farklı noktada PM örneklemeleri 6 farklı boyutta toplanmış, boyut dağılım analizi yapılmış ve Pb içerikleri belirlenmiştir (Gokhale ve Patil, 2004). Hindistan'da yapılan üçüncü çalışmada ise PM örnekleri 5 boyutta 6 bölgeden mevsimsel olarak toplanmıştır (Srivastava ve Jain, 2007). İlk çalışmada PM10 konsantrasyonlarının %36'sının PM2.1 ve altında, %49'unun ise PM5,8 ile PM2,1 arasında olduğu tespit edilmiştir. İkinci çalışmada ise Pb'un %8-27'si 5,8-10 µm PM boyutunda, %32-44'ü 5,8-2,1 µm PM boyutunda, %41-48'i ise 2,1 µm altındaki PM boyutunda olduğu belirlenmiştir. Üçüncü çalışmada ise PM'nin önemli bir kısmının 0,7 µm'nin altındaki boyuta sahip PM den oluştuğu sonucuna varılmıştır. PM'nin 5 farklı boyutta toplandığı bir başka çalışma ise Yunanistan'da yapılmıştır (Samara ve Voutsa, 2005). Bu çalışmada da PM'nin önemli bir kısmının 0,8 µm'nin altındaki boyutlarda olduğu ve en yüksek Pb ve Cd konsantrasyonunun bu boyut içersinde olduğu belirlenmiştir.

Metallerin atmosferde bulunuşunda etkili kaynaklar birçok çalışma tarafından tanımlanmıştır. Fe, Mn ve V yerkabuğu kaynaklı elementler olarak tanımlanmışken, deniz kenarındaki bölgelerde Fe bulunduğu da belirtilmiştir. (Moreno, 2006; Yatkın, 2007). Ayrıca trafiğin yoğun olduğu bölgelerdeki kaba partikül madde değerlendirilirken yol tozu ve yerkabuğu kaynaklı olabileceği dikkate alınmalıdır (Canepari, 2009). Trafik kaynaklı yol tozunun bileşimi yakıtın yanması, taşıt bileşiminde bulunan materyaller, yol materyali ve yol

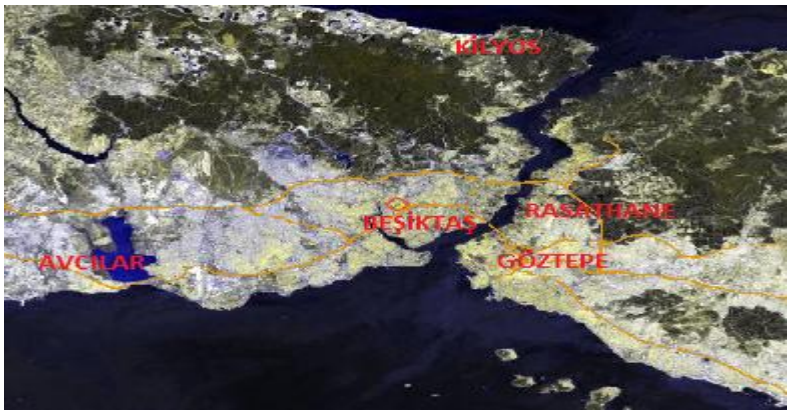
bakımı gibi faktörlere göre değişkenlik gösterebilmektedir (Slezakova, 2007). Genel olarak yol tozunun bileşiminde bulunan metaller V, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Mn ve Pb'dir. Fuel oil yanmasından kaynaklanan V ve Ni, ve fuel oil ve kömürün yanması sonucu kömürün içindeki zenginliğine göre miktarı değişen Cd ve Cr, atmosfere verilen tipik elementlerdir. Endüstriyel kaynaklı elementler ise proses kaynaklı emisyonların tipine göre çeşitlilik göstermektedir (Yatkın, 2007).

Bu çalışmada İstanbul atmosferindeki partiküllerin boyut dağılımının ve metal içeriğinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda 5 farklı istasyonda örnekleme 8 farklı PM boyutu için yapılmıştır.

YÖNTEM

Örneklemenin Yapıldığı İstasyonlar

PM örneklemesi İstanbul'da 5 farklı istasyonda yapılmıştır. Bu istasyonlar Avcılar (İstanbul Üniversitesi kampüsü) , Beşiktaş (Yıldız Teknik Üniversitesi Kampüsü), Kilyos (Boğaziçi Üniversitesi kampüsü), Rasathane (Boğaziçi Kandilli Rasathanesi bahçesi) ve Göztepe (Devlet Malzeme Ofisi)'dir. Bu istasyonların bölgesel özellikleri ve kaynak çeşitliliği Şekil 1 ve Tablo 1'de tanımlanmıştır. Temmuz 2008 ve Nisan 2010 tarihleri arasında her bir istasyonda ortalama 7±2 gün PM örneklemesi yapılmıştır.



Şekil 1: İstasyonlarının konumları
(http://maps.google.com/?q=istanbul)

Tablo 1. Örnekleme noktalarının bölgesel özellikleri

İstasyonlar	Bölgesel özellikleri		
	Trafik	Sanayi	Evsel yerleşim
Avcılar	Yoğun	yoğun	yoğun
Beşiktaş	çok yoğun	yok	çok yoğun
Kilyos	Yok	yok	çok az
Rasathane	az yoğun	yok	yoğun
Göztepe	çok yoğun	az yoğun	çok yoğun

PM Örneklemesi ve Boyut Dağılımının Belirlenmesi

PM örneklemesi için 9 kademeden oluşan Kaskatlı İmpaktör (Anderson Cascade Impacter, Thermo A.Ş.) kullanılmıştır. Örnekleme 90 l/dakika'lık bir pompa ile yapılmıştır. Cihazda hava akışı 0. kademeden 7. kademeye doğrudur. Her bölmeye yerleştirilen metal plakalar üzerine filtreler yerleştirilmiştir. PM Örnekleyicisinde her bir kademede tutulan PM boyutları sırasıyla:0.Kademe: >8µm, 1.Kademe: 8-6,5 µm, 2.Kademe: 6,5-5,2 µm, 3.Kademe: 5,2-3,5 µm, 4.Kademe: 3,5-2,6 µm, 5.Kademe: 2,6-1,7 µm, 6.Kademe: 1,7-1,0 µm, 7.Kademe: 1,0-0,43 µm, 8.Kademe: <0,43 µm'dir.

PM örneklemesi için kullanılan filtreler (Quartz Fiber Filter) bölüm laboratuarı içersinde mevcut olan bir şartlandırma odasında şartlandırma işlemine tabi tutulmaktadır. Bu oda duvarları toz tutmaz boya ile boyanmış, sürekli sıcaklık ve neminin (20±1oC ve % 50 ± 5) klima sistemi ile kontrol altında tutulduğu ve tüm tartım işlemlerinin yapıldığı bir mekândır. PM örneklerini topladığımız filtreler örnekleme öncesi ve sonrası bu odada bulunan raflarda 48 saat tutulmuş ve her bir filtre için 3 kez tartım işlemi RADWAG marka 0,00000 gr hassasiyetli terazi ile yapılmıştır. Filtreler üzerinde toplanan toz miktarı belirlenmiş ve kütlesel ve hacimsel konsantrasyon hesaplanarak örneklerin PM boyut dağılımları çıkarılmıştır.

PM Metal İçeriğinin Belirlenmesi

8 Farklı boyutta filtreler üzerine toplanan toz örneklerinin metal içeriklerini belirlemek için CEM MARXPress Mikrodalga Ayrıştırma ünitesinde çözünürleştirme işlemi yapılmıştır. Partiküler Maddelerin çözünmesi ile ilgili yapılan birçok çalışmada HNO3/H2O2/HF karışımı kullanılmış, 170-180oC'de ortalama 0,5 saat mikrodalgada ayrıştırma işlemi uygulanmıştır (Swami, 2001; Pekney, 2005; Qureshi, 2006; Hueglin, 2006). Bunun yanında Cadde Tozlarının tam ayrışmasının çalışıldığı yayınlarda bu asit karışımlarına ilave olarak HCl'in kullanımının ve ayrıştırma işleminin adım adım yapılmasının önemli ölçüde parçalanmayı artırdığı belirlenmiştir (Boch, 2002; Djingova, 2003; Niemela, 2005). Çalışmamızda kullanılan istasyonlar otoyol kenarında cadde tozlarının etkisi altında ve birçok kaynağı barındırma özelliğindedir. Bu nedenle literatür incelemesinden yola çıkarak, toplanan PM örnekleri Tablo 2 de ayrıntıları verilen metod kullanılarak çözünürleştirilmiştir. PP kaplarda 50 ml'ye ultra saf su ile tamamlanan çözeltilerde metal analizleri GF-AAS ile yapılmıştır. Metodun çözünürleştirmedeki etkinliği SRM 1648 (Urban Dust) Standart Madde kullanılarak test edilmiş ve %85 ile % 105 arasında çözünmenin olduğu belirlenmiştir.

TARTIŞMA

PMx kütlesel konsantrasyonu

Temmuz 2008 – Nisan 2010 tarihleri arasında İstanbul'un farklı konumlarındaki toplam 5 noktada solunabilir partikül maddenin 8 farklı boyutunun kütle konsantrasyonları gravimetrik olarak tayin edilmiştir. APM parametresi 8 farklı boyuttaki toz kütlesinin toplanması ile hesaplanmış ve tüm istasyonlardaki değişimlerine ait istatistiksel değerler Tablo 4.2'de verilmiştir.

Tablo 2. Partiküler Maddenin CEM MARSXPress Mikrodalga Ayrıştırma ünitesi kullanılarak yapılan çözünürleştirme işlemi

Numune	Microwave Digestion						
	Metod	Asit	Step	Power (Watt)	Ramp Time (dk)	Sıcaklık (^oC)	Hold Time (dk)
PM+GF	I	6 ml HNO_3+2ml	1	1200	10	160	10
Filtre		H_2O_2	2	1200	10	180	15
Metod I	II	+2ml HCl	1	1200	5	150	10
			2	1200	5	170	10
Metod	III	+3ml HF	1	1200	3	140	5
II			2	1200	2	160	10

Tablo 3 incelendiğinde en yüksek ortalama APM (50,16 ± 37,55 µg/m^3), standart sapma ve çarpıklık değeri Göztepe istasyonunda gözlenmiştir. Göztepedeki bu farklılık tek bir örnekten kaynaklanmaktadır. Bu değer diğer istasyonlarda gözlenen maksimum APM konsantrasyonunun 3,2 ile 6,4 katı kadar fazladır. Bu örnekleme haricinde Göztepede ölçülen APM konsnatrasyon değişimi % 22 seviyesindedir. En düşük ortalama APM Kilyos istasyonunda (16,93 ± 5,95 µg/m^3) gözlenirken en düşük standart sapma ve çarpıklık ise Avcılar istasyonunda gözlenmiştir. Genel olarak ise tüm istasyonlarda örnekler arasında APM konsantrasyonu bakımından farklılıklar oluşmuştur. Bunun sebebi atmosferik verilerin çeşitli meteorolojik, topoğrafik ve antropojenik faktörlerden etkilenmesi ve veri setlerinin buna paralel olarak normal dağılım göstermemesidir. Bu durumlarda veri serisindeki maksimum değerler, aritmetik ortalamayı kolayca etkileyebilmekte ve veri ortalamasının ekstrem gözlenen konsantrasyonlara yaklaşmasına neden olmaktadır. Bu nedenle veri setlerinin ortanca istatistiksel parametreleri hesaplanmış ve veri serisinin değişiminin tanımlanmasında daha tutarlı sonuçlar verdiği gözlenmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde PM konsantrasyonları Kilyos istasyonuna göre, Göztepe noktasında yaklaşık 3 kat, Avcılar, Beşiktaş, Rasathane noktalarında ise yaklaşık 1.5 kat fazla bulunmuştur.

Tablo 3. Tüm Örnekleme Periyodu Süresince İstasyonlarda Ölçülen APM'nin İstatistiksel Özellikleri (µg/m^3)

İstasyonlar	Örnek sayısı	Aritmetik Ortalama	Standart Sapma	Maksimum	Minimum	Ortanca	Çarpıklık
Avcılar	13	24,5	8,8	38,3	10,3	24,7	0,04
Beşiktaş	14	29,5	13,2	53,5	15,2	23,7	0,88
Kilyos	13	16,9	5,9	26,7	7,3	16,6	0,12
Rasathane	14	21,8	10,7	42,4	3,9	20,1	0,84
Göztepe	14	50,2 (40,0)*	37,5 (8,9)*	171,8 (56,9)*	29,7 (29,7)*	39,7 (38,8)*	3,56 (0,65)*

* Yüksek konsantrasyonlu bir örnek dahil değildir.

PMx'in mevsimsel değişimi

Farklı istasyonlarda toplanan PM konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi incelenmiştir. Her örnekleme noktasındaki veriler yaz (15 Mart - 15 Eylül) ve kış (15 Eylül – 15 Mart) olmak üzere iki gruba ayrılmıştır. . Tablo 4'de APM, $PM_{2,6}$ (5.,6.,7., ve 8. Kademe PM toplamı) ve PM_1'in (7., ve 8. Kademe PM toplamı) yaz ve kış mevsimlerine ait ortalama değerleri verilmiştir PM'nin mevsimsel boyut değişimi Frekans-Histogram grafiği yoluyla Şekil 2'de kış ve yaz olarak gösterilmiştir.

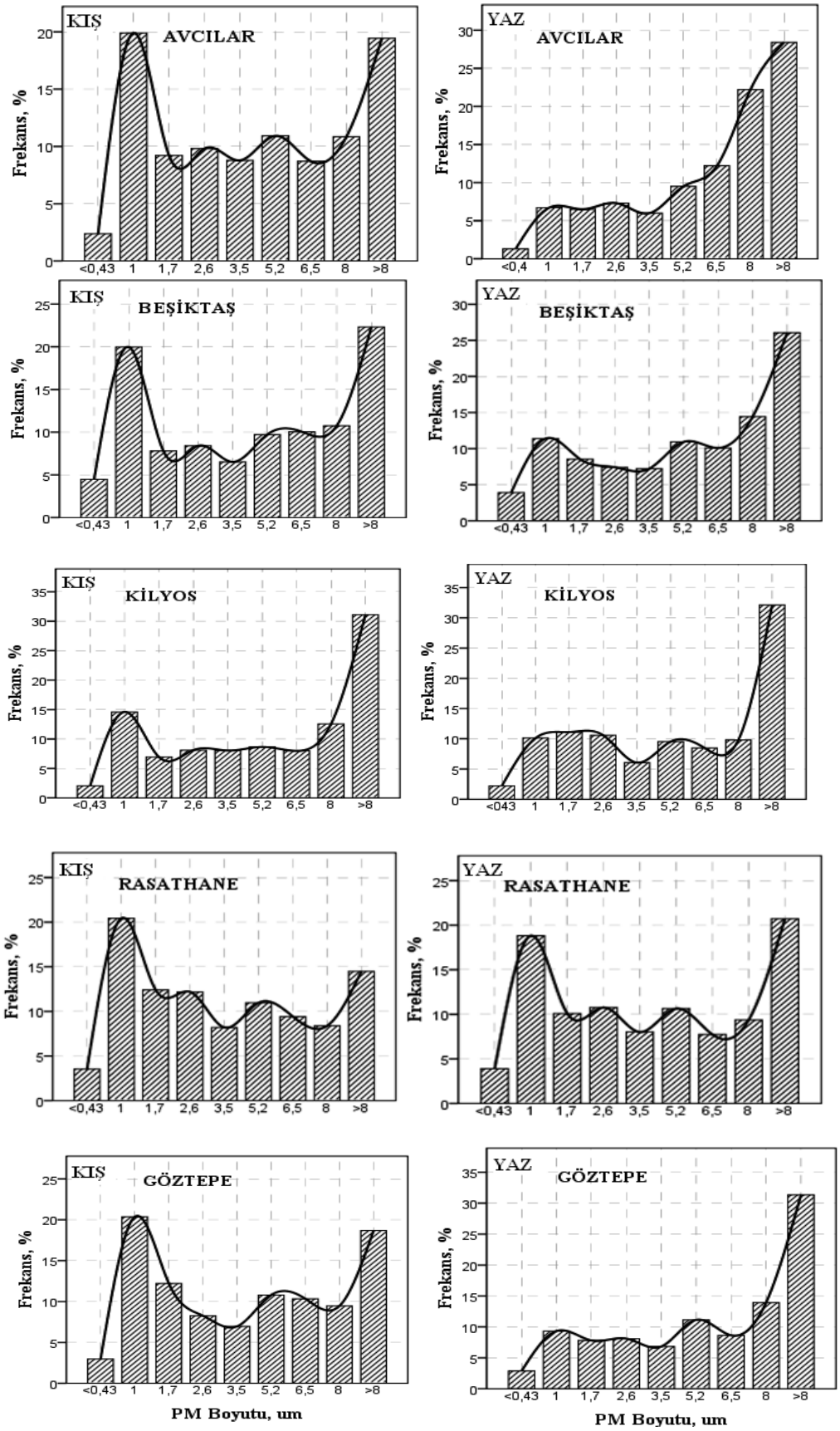
Tablo 4. Her Örnekleme İstasyonunda Yaz Ve Kış Mevsimlerinde APM, $PM_{2,6}$ ve PM_1 Konsantrasyon ($\mu g/m^3$) Değişimi

	Yaz (Ortalama±SS)			Kış (Ortalama±SS)		
	APM	$PM_{2,6}$	PM_1	APM	$PM_{2,6}$	PM_1
Avcılar	31,8±5,6	12,0±3,7	3,5±2,1	19,9±7,5	12,3±4,8	3,7±2,1
Beşiktaş	24,8±13,8	11,6±10,2	3,8±3,8	32,1±12,9	20,7±15,3	7,8±6,4
Kilyos	18,2±6,5	8,4±2,7	2,2±0,9	16,0±5,7	7,7±5,8	2,7±2,3
Rasathane	20,1±4,0	13,5±4,1	4,6±2,0	22,8±13,5	16,6±11,5	5,5±4,5
Göztepe	39,0±10,9	17,3±7,7	5,5±3,5	57,1±47,0	38,8±51,3	13,5±18,7

Tablo 4 incelendiğinde Beşiktaş ve Göztepe'de kışın gözlenen ince PM ($PM_{2,6}$ ve PM_1) konsantrasyonlarının yazın gözlenenden 1,5 ile 2,5 kat daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Kilyos'ta ise antropojenik kaynakların etkili olmadığı ve kırsal bölge olması dolayısı ile kış ve yaz konsantrasyonları arasında anlamlı bir farklılık görülmemektedir. Rasathanede ise kışın yaza oranla APM ve ince tozlarda %12 ile %20 oranında küçük bir artış gözlenmiştir. Rasathane istasyonu evsel yerleşimin bulunduğu ve %95 oranında doğalgazın kullanıldığı bir bölgedir. Bunun yanında örnekleme istasyonumuz rasathane rakımı yüksek bir noktadadır ve kirleticiler kolayca dağılabilmektedir. Avcılar istasyonunda ise tam tersi bir durum oluşmakta ve APM konsantrasyonları kışın yaza oranla 0,6 kat azalmaktadır. İnce tozlarda ise belirgin bir mevsimsel farklılık oluşmamıştır. Avcılar istasyonu sanayinin kirleticilerin oluşumunda etkili kaynak olduğu bir noktadır ve mevsimden bağımsız PM konsantrasyonu mevcuttur.

Bilindiği gibi mod partiküllerin boyut dağılımında en yüksek frekansı göstermekte ve PM'nin kaynağı hakkında fikir vermektedir. Mod sayısı değişikliği ise PM kaynaklarındaki çeşitliliğin bir göstergesi olarak düşünülebilir. Kış döneminde toplanan örneklerin frekans boyut dağılımı irdelendiğinde (Şekil 2) tüm ölçüm noktalarında histogramların normal dağılıma uymadığı ve genelde birden fazla mod oluştuğu gözlenmektedir. Kış mevsiminde, tüm istasyonların PM frekans boyut dağılımında 0,43-1,7 μm aralığında (1 μm) en yüksek mod oluşmuştur. Avcılar, Beşiktaş, Rasathane ve Göztepe grafiklerinde tepe noktası APM kütlesinin yaklaşık olarak %20'sine ulaşmaktadır. Kışın kaba PM'de en yüksek frekans (%30) Kilyos istasyonunda gözlenmiştir. Bu bölgede kış mevsiminin meteorolojik koşulları ve yüksek rüzgar hızları toprak kaynaklı PM oluşumuna neden olmaktadır.

İnce partiküller genellikle insan kaynaklı kirleticilerdir. Ancak çapları <1 μm olan partiküller ikincil kirletici olarak koagülasyon yoluyla oluşabilmektedirler. Rasathane örnekleme noktasında kışın ince tozların frekansı (≈%20) yazdan



Şekil 2. Örnekleme istasyonlarında kış ve yaz mevsimindeki partikül boyutları frekans dağılımı

çok az bir farkla yüksek, kaba tozların frekansı ise kışın (≈%14) yazdan (≈%21) çok daha düşüktür. Rasathane ince tozlarda oluşan benzer frekans değişimi bu bölgede evsel ısınma dışında ince tozların doğal mekanizmalar (koagülasyon) ile oluşabileceği düşünülmektedir.

Beşiktaş istasyonunda örneklenen ince tozların frekansı kışın yaza oranla yaklaşık 2 kat artış göstermektedir. Benzer şekilde Avcılar ve Göztepe'de ince tozların frekansında kışın yaza oranla 3 kat artış gözlenmekte buna karşın kaba tozların frekansında yarı yarıya bir azalış gözlenmektedir. Bu iki istasyonda PM kaynakları çok çeşitlilik gösterebilmektedir.

PMx metal konsantrasyon değişimi

Atmosfere ulaşan PM'lerin kompleks yapıları içersinde en önemli olanlar kuşkusuz toksik metallerdir. İnsan sağlığını bozan önemli kimyasallardır. Bu çalışmada örneklemesi yapılan 8 farklı boyuttaki PM'nin içeriğinde mevcut olabilecek Cr, Ni, Pb, Cu, Cd Mn, V ve Fe konsantrasyonları belirlenmiştir. Tüm örnekleme noktalarındaki APM içeriğindeki metallerin kış ve yaz mevsimi ortalama konsantrasyon değerleri Tablo 5'de verilmiştir.

Tablo 5. Kış ve Yaz mevsimi APM metal konantrasyonları (ng/m^3)

		Cr	Ni	Pb	Cu	Cd	Mn	V	Fe
AVCILAR	Yaz	7,2±2,5	6,4±4,9	19,5±9,2	10,2±10,2	1,1±0,5	24,3±10,9	3,6±3,1	1610,9±900,8
	Kış	7,8±3,4	4,1±3,8	18,6±11,6	4,6±2,2	1,0±0,4	17,8±8,8	2,1±1,5	969,1±401,4
	Kış/yaz	1,1	0,6	1,0	0,5	0,9	0,7	0,6	0,6
BEŞİKTAŞ	Yaz	6,4±2,4	3,9±2,0	7,3±3,9	15,7±8,9	0,7±0,2	11,8±4,1	3,3±3,1	1259,1±307,5
	Kış	8,8±3,9	4,0±1,4	8,4±5,4	12,8±8,9	0,7±0,4	16,3±6,9	3,2±1,1	1119,1±332,1
	Kış/yaz	1,3	1,1	0,9	0,9	1,2	1,2	1,1	0,9
KİLYOS	Yaz	3,6±2,0	2,2±1,1	4,1±1,2	2,3±1,1	0,3±0,2	10,4±4,5	1,1±0,5	605,9±273,2
	Kış	4,8±2,0	2,9±1,6	9,0±9,0	1,9±0,6	0,6±0,2	8,1±4,1	1,2±0,4	494,6±235,9
	Kış/yaz	1,3	1,3	2,2	0,8	1,7	0,8	1,1	0,8
RASATHANE	Yaz	4,6±1,3	3,1±1,8	5,8±2,9	7,9±6,5	0,4±0,2	8,4±5,9	1,7±1,1	661,9±282,5
	Kış	4,2±2,2	3,1±2,0	6,3±4,2	4,5±2,8	0,6±0,3	7,1±3,3	1,3±0,7	602,4±279,0
	Kış/yaz	0,9	1,0	1,1	0,6	1,7	0,8	0,8	0,9
GÖZTEPE	Yaz	6,8±3,0	3,7±3,4	5,8±1,2	14,5±2,7	0,4±0,5	12,0±2,7	2,0±1,0	1126,5±381,2
	Kış	8,7±2,9	3,3±2,2	15,2±18,9	23,6±12,0	0,8±0,6	18,3±6,4	2,9±2,8	1687,7±558,9
	Kış/yaz	1,3	0,9	2,6	1,6	2,2	1,3	1,3	1,5

Ni, Pb, Cd ve Mn konsantrasyonlarında en yüksek değerler Avcılarda gözlenmiştir. Sanayi, trafik ve yerleşim bir arada bulunduğu bu bölgede PM konsantrasyonları diğer bölgelere göre çok yüksek değilken metal konsantrasyonları en yüksek değerlerini almaktadır. Avcılarda tüm metaller kilyosda ölçülenden en az 2 (Cr) en fazla 4 (Cu) kat daha yüksektir.

Bazı çalışmalarda Pb ve Cu elementleri trafik emisyonlarının indikatör elementleri olarak kabul edilmiştir (Querol ve diğ., 2001; Manoli ve diğ., 2002). Trafik kaynaklı PM oluşumunun etkili olduğu Beşiktaş, Göztepe ve Avcılar'da bu elementlerin en yüksek konsantrasyon değerlerini aldığı ve özellikle Cu elementinin Kilyos'a oranla 9 ile 7 kat daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Yol tozunun bileşiminde bulunabilecek V ve Fe in de benzer şekilde bu üç istasyonda yüksek değerler aldığı görülmektedir. Fuel oil ve özellikle kömürün yanması sonucu atmosfere karışan tipik elemenler olan Cr ve Cd konsantrasyonlarının özellikle Avcılar ve Göztepe'de yüksek değerler aldığı gözlenmiştir.

APM içeriğindeki metal derişimlerinde Göztepe bölgesinde kışın oluşan konsantrasyonlar Ni hariç yaza oranla daha yüksek (1,3 ile 2,6 kat) değerler almıştır. Göztepe çoğrafi konum olarak cukur bir bölgededir ve yerleşim yoğun bir bölgedir. Kışın ısınma amaçlı fosil yakıt kullanımı mevcuttur ve oluşan kirleticiler atmosferde etkili dağılamamaktadır.

Şekil 3'de tüm istasyonlarda PM boyutuna göre metal konsantrasyon değişimi gösterilmiştir. Bu grafikten de görüleceği gibi tüm metallerde en yüksek konsantrasyon Avcılarda sonra ise Göztepe'de gözlenmektedir.

Avcılarda PM boyutunda artış ile özellikle Cr ve Fe ($R\approx0,85$) olmak üzere Cu ve Mn ($R\approx0,77$) konsantrasyonunda artış görülmektedir. Bunun yanında her boyuttaki PM konsantrasyon değişimi ile Cr, Ni, Cu ve Mn konsantrasyon değişimi arasında da %99 anlamlı bir ilişki ($R\approx0,90$) vardır. Metallerin boyut dağılım grafiği incelendiğinde toplam Pb konsantrasyonunun %76'sının, Cd konsantrasyonunun ise %51'inin ince tozlarda (PM2.6) görüldüğü belirlenmiştir. Diğer antropojenik kaynaklı olan Cr, Ni ve V'un ise ince tozlarda yaklaşık %37 ile %45 oranında bulunduğu hesaplanmıştır.

Beşiktaş'ta PM boyutunda artış ile Mn ve Fe konsantrasyonlarında belirgin bir artış gözlenirken ($R\approx0,87$) diğer metallerle anlamlı bir ilişki oluşmamıştır. Her boyuttaki PM konsantrasyon değişimi ile Ni ve Mn konsantrasyon değişimi yüksek anlamda (%99) paralellik göstermiştir (sırasıyla; $R\approx0,94$, $R\approx0,77$). Şekil 2'deki Beşiktaş'ta ölçülen metal konsantrasyonu boyut dağılımı incelendiğinde antropojenik kaynaklı elementlerin ince tozlarda önemli oranda bulunduğu gözlenmiştir (Pb: %67; V:%54; Cd:%52; Cr:%42, Ni: %40). Buna karşın ise cadde tozu kaynaklı olan Cu, Mn ve Fe'in yaklaşık %75'inin kaba tozlarda (>%75) görüldüğü belirlenmiştir.

Göztepe istasyonunda PM boyutundaki artış ile Fe, Ni ve Mn konsantrasyonundaki artış sırasıyla 0,85, 0,83, 0,76 korelasyon katsayısı ile anlamlı bir ilişki içindedir. Her PM boyutundaki V ve Mn konsantrasyonundaki değişimin PM konsantrasyon değişimi ile ilişkili olduğu

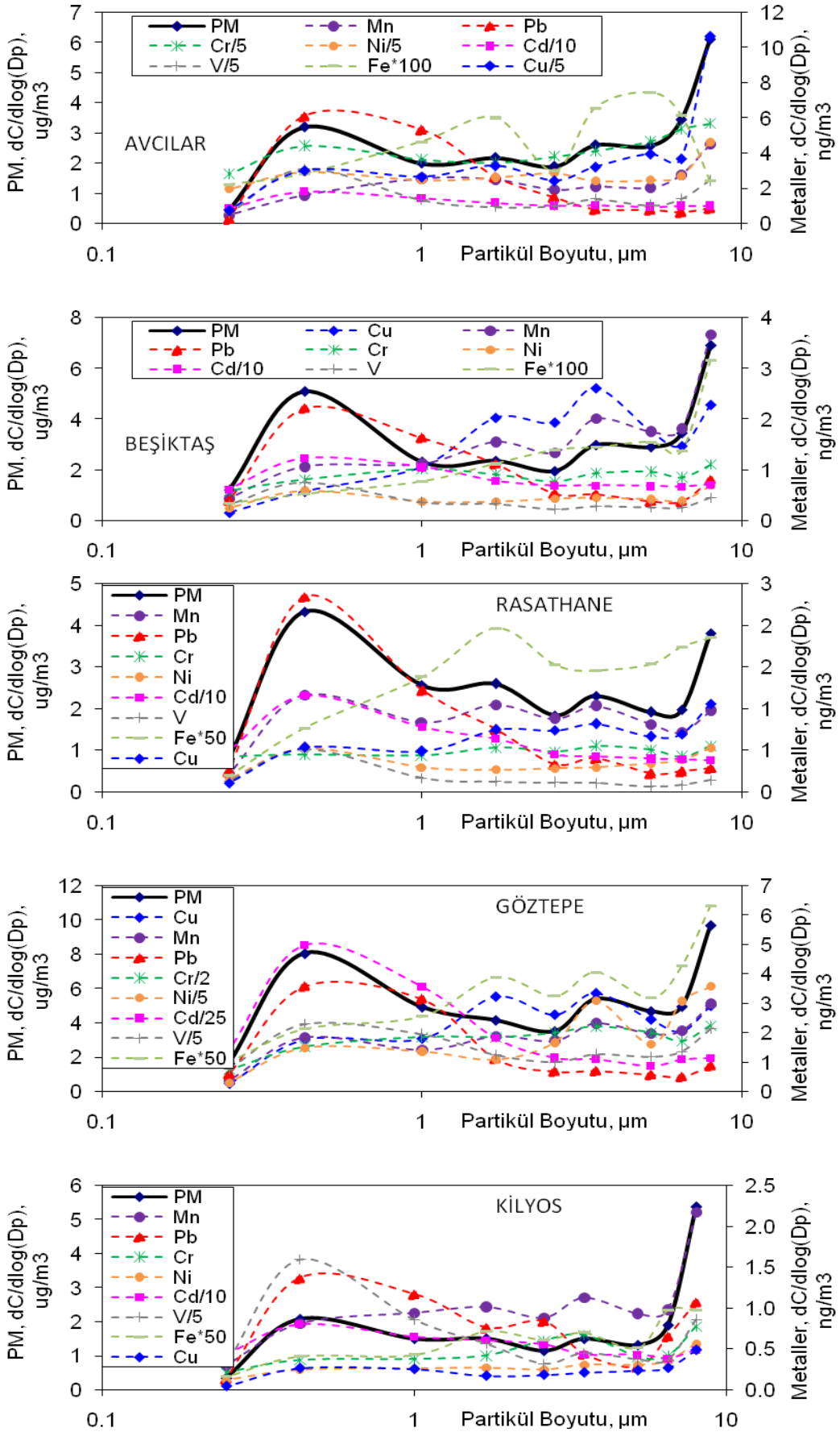
hesaplanmıştır (R≈0,88-0,79). Şekil 3'deki Göztepe grafiği incelendiğinde ince tozlarda Pb ve Cd'un toplamın önemli bir oranını (%72 ve %69) oluşturduğu görülmektedir. Trafik kaynaklı antropojenik bir kirletici olan V ise diğer trafik kaynaklı kirliliğin hakim olduğu Avcılar ve Beşiktaş istasyonlarında olduğu gibi ince tozlarda %47 oranında bulunmaktadır. Cr, Cu, Mn ve Fe'in ince tozlardaki oranı %37 ile %31 arasında değişirken Ni'in %75'i kaba tozlarda yoğunlaşmıştır.

Rasathane istasyonunda PM boyutundaki değişim ile metal konsantrasyon değişimi arasında anlamlı ilişkiler oluşmamıştır. Buna karşın Ni ve Mn konsantrasyonlarının PM konsantrasyon değişimi ile ilişkili olduğu belirlenmiştir (R≈0,80-0,87). Rasathane istasyonu PM ve metal boyut dağılım grafiği incelendiğinde (Şekil 3) APM'nin içeriğindeki ince toz oranının en fazla (%46,5) bu istasyonda gözlendiği görülmektedir. Benzer şekilde Pb ve V'un ince tozlardaki en yüksek oranı (%75 ve %65) bu istasyonda belirlenmiştir. Evsel ısınma amaçlı fosil yakıt kullanımından atmosfere karışması muhtemel olan diğer antropojenik kaynaklı kirletici olan Cd'da ince tozlarda ortalama %60 oranında yoğunlaşmaktadır. Cr, Ni ve Mn'ın ince tozlardaki oranı yaklaşık %42-40 iken Fe ve Cu'in oranı %35 ile %30 seviyesinde belirlenmiştir.

Şehir arka planı olarak seçilen Kilyos istasyonunda PM'nin boyut değişimi ve her boyuttaki konsantrasyon değişimi ile Ni, Mn, Fe ve Cu metallerinin konsantrasyon değişimi arasında anlamlı ilişkiler olduğu görülmüştür (R≈0,65-0,95). Bu metaller boyut arttıkça ve her boyuttaki PM konsantrasyonu arttıkça artış eğilimi göstermiştir. Ayrıca Kilyos istasyonunda APM'nin yaklaşık %32,7'si 2,6 µm boyutlu PM'i oluşturmakta ve bu boyuttaki PM içeriğindeki metaller toplam metalin %31'i (Fe) ile %58'i (V) oranında dağılmaktadır.

SONUÇLAR

Bu çalışmada İstanbul atmosferindeki PM konsantrasyonunun ve metal içeriğinin PM boyutu ile değişimi irdelenmiştir. Bu amaçla yaklaşık 22 ay 8 farklı boyutta PM örneklemesi yapılmış ve metal içerikleri belirlenmiştir. Çalışmamız İstanbul genelinde yapılan en kapsamlı tek çalışmadır. İstanbul coğrafi yapısı ve meteorolojik koşulları farklılık gösteren büyük bir metropoldür. Çalışmamızın sonucuna bakıldığında da APM konsantrasyonunda en yüksek değer coğrafi konumu dolayısı ile Göztepe'de belirlenmiştir. Şehir arka planı olarak belirlenen Kilyos istasyonuna göre, Göztepe noktasında yaklaşık 3 kat, Avcılar, Beşiktaş, Rasathane noktalarında ise yaklaşık 1.5 kat fazla APM bulunmuştur. Yerleşimin yoğun olduğu bölgelerde (Göztepe, Beşiktaş ve Rasathane kış APM konsantrasyonları yaza gore 1,2 ile 2,5 kat yüksek değerler almıştır. Endüstriyel kaynaklı kirliliğin etkili olduğu Avcılarda ise APM konsantrasyonu yazın daha yüksek değerler almıştır. Buna karşın PM metal konsantrasyonları ise en yüksek Avcılar'da ölçülmüştür. Pb konsantrasyonunun ince tozlardaki (<2,6 µm) oranı her istasyonda %67 ile %76 arasında yüksek değerler almıştır. Kilyos'da en düşük ama yinede %51



Şekil 3. PM boyutu ile PM konsantrasyon ve metal içeriği değişimi

oranı belirlenmiştir. Cd ve V'un da ince tozlardaki oranı %50 ile %70 arasında değişmektedir. Bu antropojenik kirlilikler yanında Ni, Cu ve Fe'in daha çok kaba PM'de yoğunlaştığı (%60-70) görülmektedir. Çoşkun ve ark., (2006) tarafından Türkiye'nin kuzey batı bölgesindeki toprak yapısı incelenmiş ve özellikle Pb, Ni ve Cu'ın İstanbul topraklarında dünya ortalamasının 2 ile 5 katı fazla olduğu belirtilmiştir. İstanbul atmosferinde bulunan metaller coğrafi konum, kirletici kaynak yapısı gibi faktörlere bağlı değişirken toprak yapısının da PM içeriğinde önemli bir etken olduğu görülmektedir. Genel olarak ise antrojenik kirletici kaynakların (özellikle sanayi bölgesi) olduğu bölgelerde ince PM'de metallerin önemli oranda mevcut olduğu görülmektedir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma TÜBİTAK 107Y161 nolu proje ile desteklenmektedir. İstanbul Üniversitesi ve TÜBİTAK'a verdikleri destekten dolayı teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Boch, K., Schuster, M., Rısse, G., Schwarzer, M. Microwave-assisted digestion prosedure for the determination of palladium in road dust. Analytica Chimica Acta, 459, 257-265. 2002.

Canepari, S., Pietrodangelo, A., Perrino, C., Astolfi, M., Marzo, M. Enhancement of source traceability of atmospheric PM by elemental chemical fractionation. Atmospheric Environment, 43, 4754-4765, 2009.

Coskun, M., Steinnes, E., Vıladımırovna, M., vd. Heavy metal Pollution of surface soil in the Thrace Region, TURKEY, Environmental Monitoring and Assessment, 119, 545-556, 2006.

Dıngenen, R.V., Raes, F., Putaud, J.P., vd. A European aerosol phenomenology-1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe, Atmospheric Environment, 38, 2561-2577, 2004.

Dıjıngova, R., Heıdenreıch, H., Kovacheva, P., Markert, B. On the determination of platinum group elements in environmental materials by inductively coupled plasma mass spectrometry and microwave digestion, Anaytica Chimica Acta, 489, 245-251, 2003.

Gaga, E.O., Arı, A., Karakaş, S.Y., Karakaş, D., Tunce, G. Eskişehir Kent Merkezinde İnce ve Kaba Partikül Madde Derişiminin İncelenmesi ve Kaynak Belirlenmesi, Ulusal Hava Kalitesi Sempozyumu, 30-31 Mayıs 2008 , Konya, 121. 2008.

Hueglin, C., Gehrıg, R., vd. 2005, Chemical characterisation of PM2.5, PM10 and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland, Atmospheric Environment, 39 (4), 637-651, 2005.

Gokhale, S.B., Patıl, R.S. Size distribution of aerosols (PM10) and Lead (Pb) near traffic intersections in Mumbai (India), Environmental Monitoring and Assessment 95, 311-324, 2004.

Güllü, G., Doğan, G., Tuncel, G. Atmospheric trace element and major ion concentrations over the eastern Mediterranean Sea: Identification of antropojenic source regions. Atmospheric Environment, 39, 6376-6387, 2005.

Karaca, F., Alagha, O., Ertürk, F., Yılmaz, Y.J., Özkara, T. Seasonal variation of source contributions to atmospheric fine and coarse particles. Environmental Engineering Science, 25(5), 767–81, 2008.

Koçak, M., Mımmo, M., Kubilay, N., Herut, B. Spatio-temporal aerosol trace metal concentrations and sources in the Levantine Basin of the Eastern Mediterranean, Atmospheric Environment, 38, 2133-2144, 2004.

Kunzlı, N., Mudway, I.S., Gotschı, T., Shı, T., vd. Comparison of oxidation properties, light absorbance, and total and elemental mass concentration of ambient PM2.5 collected at 20 European Sites, Environmental Health Perspectives 114 (5), 684-690, 2006.

Manoli, E., Voutsa, D., Samara, C**.** Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece , Atmospheric Environment, 36 (6), 949-961, 2002.

Munzur, B., Doğan, G., Korkmaz, D.G., vd. Ege Bölgesinde Toplanan Atmosferik Partiküler Maddenin Kimyasal Kompozisyonu ve Literatürle Karşılaştırılması, Hava Kirliliği ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu, 22-25 Ekim, Hatay, 2008.

Moreno, T., Querol, X., Alastuey, A. Variations in atmospheric PM trace metal content in Spanish towns:illustrating the chemical complexity of the inorganic urban aerosol cocktail. Atmospheric Environment, 40, 6791-6803, 2006.

Nıemela, M., Kola, H., Peramakı, P., Pııspanen, J., Poıkolaınen, J. Comparison of Microwave-Assisted Digestion Methods and Selected of Internal Standards for the Determination of Rh, Pd, and Pt in dust Samples by ICP-MS. Microchica Acta, 150, 211-217, 2005.

Nag, S., Gupta, A.K., Mukhopadhyay, U.K. Size distribution of atmospheric aerosols in Kolkata, India and the Assessment of pulmonary deposition of Particle Mass, Indoor and Built Environment 14 (5), 381-389, 2005.

Pekney, N.J., Davıdson, C.I. Determination of trace elements in ambient aerosol samples, Analytica Chimica Acta, 540, 269-277, 2005.

Putaud, J.P., Raes, F., Dıngenen, R.V., Bruggemann, E., vd. A European aerosol phenomonology-2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe, Atmospheric Environment, 38, 2579-2595, 2004.

Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S. PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. Atmospheric Environment, 35 (36), 6407-6419, 2001.

Qureshı, S., Dutkıewicz, V.A., Khan, A.R.,vd. Elemental composition of PM2.5 aerosols in Queens, New York: Solubulity and Temporal trends, Atmospheric Environment 40 (2), 182-191, 2006.

Samara, C., Voutsa, D. Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment, Chemosphere, 59, 1197-1206, 2005.

Samura, A., Aa-Agha, O., Tuncel, S.G. Study of trace and heavy metals in rural and urban aerosols of Uludağ and Bursa (Turkey), Water, Air, and Soil Pollution, 3, 109-126, 2003.

Slazekova, K., Pereira, M., Reis, M., Alvim-Ferraz, M.C. Influence of traffic emissions on the composition of atmospheric particles of different sizes-Part 1: concentrations and elemental concentrations. J.Atmos Chem 58, 55-68, 2007.

Srıvastava, A., Jain, V.K. Size distribution and source identification of total suspended particulate matter and associated heavy metals in the urban atmosphere of Delhi, Chemosphere, 2007.

Swami, K., Judd, C.D., Orsini, J., Yang, K.X., Husain, L. Microwave assisted digestion of atmospheric aerosol samples followed by inductively coupled plasma mass spectrometry determined of trace elements, Fresenius Journal Analitical Chemistry, 369, 63-70, 2001.

Şahin, Ü. İstanbul Atmosferindeki Partikül Maddenin (PM10) Karakterizasyonunun Belirlenmesi, İ.Ü. Araştırma Fonu Proje No: 142/20082003, 2008.

Yatin, M., Tuncel, S., Aras, N.K., Olmez, I., Aygun S., Tuncel, G. Atmospheric trace elements in Ankara, Turkey: 1.factors affecting chemical composition of fine particle. Atmospheric Environment, 34, 1305-1318, 2000.

Yatkin, S., Bayram, A. Elemental composition and sources of particulate matter in the ambient air of a Metropolitan City. Atmosp. Res. 126-139, 2007.

ODTÜ ATATÜRK ORMANINDAKİ KARAÇAM (*Pinus nigra*) VE SARIÇAM (*Pinus silvestris*) AĞAÇLARINDA GÖRÜLEN KURUMALARIN SEBEPLERİ

Özlem ŞAHİN(*), Akkın SEMERCİ, Orhan ÇELİK, Bahadır N. ŞANLI, G. Berna BALKIZ

İç Anadolu Ormancılık Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Ankara

ÖZET

ODTÜ Atatürk Ormanındaki karaçam ve sarıçam ağaçlarında son 10 yılda çeşitli zamanlarda incelemiş olduğumuz ağaç kurumaları dikkatlerimizi yetişme ortamı özellikleri ve bu özelliklerdeki değişime çekmiştir. ODTÜ ağaçlandırma alanlarında kuruyan ve kurumayan ağaçların bulunduğu yerlerde (Kampus merkezinde 4, Eymir gölü yakınında 3 örnek alanda) toprak çukurları açılmış, ağaçların kök sistemleri incelenmiş, alınan toprak örneklerinde fiziksel analizlerin yanında topraktaki bitki besin maddelerinin miktarı da kimyasal analizlerle belirlenmiştir. *Diprion pini* zararlısının ODTÜ Ormanın da yer yer yoğunluğu ve şiddetli zararı nedeniyle Karaçamların ve Sarıçamların kurumasında en önemli biyotik etken oldu düşünülmektedir. Toprak, iklim verilerinin analizlerinden, arazi incelemelerinden elde edilen verilere ve yapılan değerlendirmelere göre; Karaçamlar ile sarıçamlarda görülen kurumaların toprak özelliklerine ve bitki besin maddesi içeriklerine bağlı olmadığı sonucuna varılmıştır. İncelenen kuruma alanlarında kurumalara sebep olabilecek herhangi bir mantar ya da bakteri etkisine bağlı bir hastalık belirlenmemiştir. İklim değerlendirmeleri; son yıllarda artan sıcaklık değerleri ve özellikle ilk yaz ve yaz dönemindeki *"tam kurak"* hava koşullarının ağaçların kurumasına etkili olduğunu işaret etmektedir. Karaçam ve sarıçamların ibrelerini yiyen Çalı Boynuzlu Yaprak Arısı [(*Diprion pini* L.syn. Hymenoptera-Diprionidae)] doğal durumunda sekonder bir zararlı olup, iklim değişikliği ile daha belirgin zararlar yapar duruma gelmiştir. Bu yaprak arısı ile larva döneminde mücadele edilmesinin uygundur.

Anahtar Sözcükler: Ağaç kurumaları, Kuraklık, Hastalık, Zararlı

GİRİŞ

ODTÜ Atatürk Ormanının kuruluşu kendisine tahsis edilen 4500 hektar büyüklüğündeki arazisinde, 1958 tarihinde 180 dekarlık bir alanda Türkiye Ormancılar Cemiyeti ile ortak çalışmasıyla kurulan deneme dikim parselleri ile başlamıştır. Kurulan deneme parsellerinde 1959 yılı ilkbaharında başarılı sonuçlar alındığı görülünce, 15 Kasım 1960 tarihinde ODTÜ ve Orman Genel Müdürlüğü'nün ortak çalışmaları ile 'ağaçlandırma seferberliği' başlatılmıştır. 1961 yılından günümüze kadar, Anadolu karaçamı, Sarı çam, Toros sediri, Meşe, Kavak, Badem gibi türlerden yaklaşık 10 milyon ibreli ve 23 milyon yapraklı ağaç yerleşkeye dikilmiştir. Bugün kurulmuş olan ormandaki teknik

* ozlemsahin74@yahoo.com

ormancılık çalışmaları, Ankara Orman Bölge Müdürlüğü tarafından 1994 yılında hazırlanan ve 2007 yılında yenilen 'ODTÜ Ormanı Fonksiyonel Orman Amenajman Planı (2007-2026)' çerçevesinde yürütülmektedir.

Bitki sağlığını ve gelişimini olumsuz yönde etkileyen yetişme ortamı faktörlerinden kaynaklanan yetersizlik ve bu yetersizliklere karşı bitkilerin ve diğer canlıların gösterdikleri biyokimyasal reaksiyonlara stres adı verilmektedir (Kramer ve Boyer, 1995). Yetişme ortamı faktörlerinden birinin veya birkaçının yetersizliği, yani minimuma ulaşması "Ekolojik Hassasiyet" yaratır. Ekolojik hassasiyet yaratan bu faktörlerin başında; su noksanı veya su fazlası, durgun su ve buna bağlı olarak toprak havasının yetersizliği, bakıya bağlı olarak aşırı ısınma veya soğuma, erken ve ya geç don olayları, toprak tuzluluğu, toprak kirliliği, hava kirliliği vb sıralanabilir. Bu minimuma ulaşma olayı canlıları etkilediği gibi, bu etkilemenin sebep olduğu biyotik kökenli (hastalık ve zararlılar gibi) olumsuz faktörler de bitkileri etkilemektedir. İklim, yeryüzü şekli, toprağın su ve besin kapasitesini belirleyen derinlik, taşlılık, toprak türü ve anakayanın fiziksel ve mineralojik yapısı, ormanların yayılışını, büyüme ve verimliliğini sağlayan veya sınırlayan en önemli yetişme ortamı faktörleridir (Kantarcı, M.D. 1987/2000 ve 2005'te Mitscherlich Kuralı örnekleri). Genel olarak, Yetişme ortamı faktörlerinden birinin veya birkaçının minimuma ulaşması ile ortaya çıkan "Ekolojik Hassasiyet" bitkileri hastalık ve zararlı böceklere karşı da hassas hale getirmektedir. Bazı durumlarda ağaçların sağlıklarının bozulması sekonder zararlı olan böceklerin primer zararlı durumuna geçmelerine ve daha fazla zarar vermelerine sebep olabilmektedir. Su yetersizliği ve bundan kaynaklanan kuraklık özellikle orman ağaçlarında hastalıkları tetikleyici bir etkendir. Kuraklığın zamana bağlı olarak vejetasyonun değişmesine etkili olduğu bilinmektedir (Rogers, 1996, Kantarcı, M.D.1980-2005-2007). ODTÜ Atatürk Ormanında da kuraklık bir minimum faktörü olarak ağaçların sağlığını ve gelişimini etkilemektedir. Nitekim İç Anadolu Bölgesinde 2002-2006 yıllarında incelenen 33 farklı ağaç kuruması olayı irdelenmiştir. Bu irdeleme sonucunda kurumaların %60'ının kuraklıktan, %10'unun dondan, %10'unun topraktaki diğer olumsuzluklardan, %5'inin ağaçlandırma tekniği bakımından yapılan yanlış uygulamalardan, %10'unun zararlılardan ve %5'inin hastalıklardan kaynaklandığı belirlenmiştir. Kuraklık etkisiyle oluşan kuruma olaylarının %25'inde zararlı ve hastalıkların da etkili olduğu görülmüştür (Semerci vd., 2006).

ODTÜ Atatürk Ormanında ağaç kurumalarının en yoğun görüldüğü yıllardan birisi de 2002 yılıdır. ODTÜ çevresindeki karaçam ağaçlandırmalarında 2002 yılında görülen kurumaların yaşanan hava koşullarıyla ilişkisini araştırmak için Erinç İndisinden ve Thornthwaite yöntemlerinden yararlanıldığı bir çalışma yapılmıştır. Bu çalışma sonunda; kurumaların ortaya çıktığı 2002 yılı öncesindeki 1999, 2000 ve 2001 yıllarında Ankara çevresinde yarı-kurak üç yılın ardarda yaşandığı görülmüştür. Bu sahada vejetasyon dönemi dikkate alındığında ise, 2000 ve 2001 yıllarının vejetasyon dönemi tam-kurak geçmiştir. Bu nedenle kurumaların nedeninin ardarda yaşanan kurak koşulların olduğu belirtilmiştir (Çelik vd., 2002).

YÖNTEM

ODTÜ Atatürk Ormanında bulunan ağaçlarda meydana gelen kurumaların nedenlerini araştırmak üzere 2000-2010 yıllarında ağaçlarında görülen böcek ve hastalık kaynaklı sorunlar için her yıl arazi gözlem çalışmalarında bulunulmuştur.

Kuruma olan alanlardan 4 ayrı yerde 2002 yılında toprak çukurları açılarak analiz için toprak örnekleri alınmıştır. Bu örneklerde fiziksel (tane çapı vd.) ve kimyasal analizler (pH, kireç, organik madde, total azot, değişebilir katyonlar-Ca, Mg, Na, K-, EC, tuz) yapılmıştır. Yine kuruyan ve kurumayan bazı ağaçların kök sistemleri incelenmiştir (Şekil 1).

Şekil 1. Kurumakta olan Karaçamda kök sisteminin yapısı

Yine alanda etkili olan hava koşulları ve iklime ait veriler de Devlet Meteoroloji işleri Genel Müdürlüğünden alınarak Thornthwaite ve Erinç yöntemlerine göre değerlendirilmiştir.

TARTIŞMA

Toprak özellikleri

Topraklar kil türünde olup geçirgenliği azdır. Toprak reaksiyonu alt toprakta kireç içeriğine bağlı olarak daha alkalendir. Karaçam için en uygun toprak reaksiyonunun 5,0-5,5 pH olduğu bilinmektedir. İncelen toprakların reaksiyonu 7,83-9,04 pH olup, karaçam türü için oldukça alkali olduğu görülmektedir (Tablo 1). Fakat besin elementleri açısından bir sorun görülmemiştir. Ancak toprak kil türünde olduğundan, alt horizonlarda toprak sıkıdır. Bu sebeple daha gevşek olan üst toprakta kökler yanlara doğru gelişmişlerdir (Şekil 1). Böylece kurak dönemde üst toprak kuruduğu için, ağaçlar daha kısa sürede etkilenmişlerdir.

Hastalık etmenleri

Kuruyan fertler üzerinde yapılan gözlemlerde, kurumaların daha çok uç ve tepe sürgünlerinden başlayıp aşağıya doğru devam ettiği ve zaman içerisinde ağacın tüm ibrelerini kurutacak bir şekilde geliştiği görülmüştür. Ancak kuruyan fertler üzerinde herhangi bir hastalık belirtisi görülmemiştir. Laboratuarda yapılan izolasyonlar neticesinde; PDA ortamında saprofitik funguslar *Alternaria* sp. ve *Stemphylium* sp. tespit edilmiştir. Nemli hücrede ise herhangi bir fruktifikasyon organı (spor ve misel) gelişmemiştir. Ankara çevresindeki

(ODTÜ Atatürk Ormanı, Eymir Gölü, Kurtboğazı, Çayyolu, Etimesgut) ağaçlandırma sahalarından alınan örnekler üzerinde yapılan makroskobik ve mikroskobik incelemelerde karaçamlarda kurumalara neden olabilecek fungal ya da bakteriyel hastalık etmeni tespit edilmemiştir.

Zararlılar

Yapılan incelemeler sonucunda 3 familyaya ait 4 tür tespit edilmiştir. Bunlar: *Cinera cedri* (Hemiptera: Aphididae) (Yaprak Biti), *Acanthomytilus cedricola* (Hemiptera:Diaspididae) (Sedir Kabuklu Biti), *Leucaspis pusilla* (Hemiptera:Diaspididae) (Çam Kabuklu Biti) ve *Diprion pini* (Hymenoptera:Diprionidae) (Çalı Boynuzlu Yaprak Arısı) türleridir. *Diprion pini* türünün 2007 yılında ODTÜ Yakıncak mevkiinde yoğun olarak zarar yaptığı belirlenmiş ve sahada kimyasal mücadele yapılmıştır (Şekil 2).

Şekil 2. *Diprion pini*'nin kozaları ve larvaları

ODTÜ Ormanında zarar yapan *Diprion pini* zararlısının özellikle 10-20 yaş arasındaki Sarıçam (*Pinus silvestris* L.) ile Karaçam (*Pinus nigra* Arnold) ağaçlandırma sahalarında iğne yaprakları yiyerek zararlı duruma geçtiği görülmüştür. Ağaçlandırma sahalarının zararlı etmenlere karşı korunması; silvikültür, mekanik, biyolojik, biyoteknik ve kimyasal metotların bir uyum içerisinde entegre olarak kullanılmasıyla mümkün olmakla birlikte, günümüzde ağırlıklı olarak kimyasal mücadelenin kullanıldığı da bilinen bir gerçektir.

Ankara civarında *Pinus* türlerinde *D. pini*'nin en zararlı böcek türlerinden biri olduğu. larvaların ekim ayı başında kalın ipeksi kokonlarını ağaçların altında, iğne yaprak ölü örtüsü içinde yaptıkları ve bunlar içinde olgun larva olarak kışladıkları, 12 yıl boyunca sözü edilen yörede 3-4 yıl aralıklarla salgınları meydana geldiği, genç ağaçların bu böcekten ağır zarar gördüğü belirtilmektedir (Özkazanç ve Yücel, 1985).

Diprion pini ile ilgili orman alanlarında yapılan çalışmalarda zararlının biyolojisi ile meteorolojik veriler birlikte değerlendirildiğinde yılda bir döl verdiği; zararlı erginlerinin haziran ayında hava sıcaklığının 15 C°'a ulaştığı sırada kokonlarından çıkarak uçmaya başladıkları; bunların bıraktığı yumurtalardan çıkan larvaların ağustos-ekim ayaları boyunca zararına devam ettiği; bulaşık ağaçlarda iğne yaprakların yaklaşık % 70-100'ünün larvalar

Tablo 1. ODTÜ Atatürk Ormanında açılan çukurlardan alınan toprak örneklerine ait analiz sonuçları

TOPRAK NU.	DERİNLİK CM	KUM %	TOZ %	KİL %	TOPRAK TÜRÜ	pH	$CaCO_3$ %	ORGANİK MADDE %	TÜM N %	SUDA DEGİŞEBİLİR KATYONLAR				EC mS/cm	TUZ %
										Ca^{+2} (ppm)	Mg^{+2} (ppm)	Na^{+1} (ppm)	K^{+1} (ppm)		
1	0-10	34,36	12,4	53,28	Kil	7,83	4,96	1,608	0,080	15488	1843,2	32,2	624,0	0,18	Tuzsuz
	10-30	32,36	12,4	55,28	Kil	8,05	6,38	1,173	0,059	15488	2400	151,8	530,4	0,18	Tuzsuz
	30-60	29,64	12,4	58	Kil	8,62	9,22	0,905	0,045	14520	1588,8	860,2	413,4	0,11	Tuzsuz
	60-90	25,64	14,4	60	Kil	9,04	9,93	0,570	0,028	14520	2424	1702,0	335,4	0,43	Tuzsuz
	90-120	29,64	16,4	54	Kil	9,00	17,02	0,302	0,015	12100	1370,4	1794,0	171,6	0,94	Tuzsuz
2	0-10	31,64	14,4	54	Kil	7,87	6,38	1,340	0,067	15488	1008	27,6	592,8	0,22	Tuzsuz
	10-30	32,36	8,4	59,28	Kil	7,92	7,80	0,972	0,049	15488	1564,8	41,4	499,2	0,19	Tuzsuz
	30-60	28,36	10,4	61,28	Kil	8,25	7,80	0,536	0,027	15972	2944,8	253,0	429,0	0,20	Tuzsuz
	60-90	23,36	12,4	64,28	Kil	8,53	13,47	0,302	0,015	12100	1927,2	690,0	343,2	0,24	Tuzsuz
3	0-10	31,64	14,4	54	Kil	7,85	5,67	2,814	0,141	15488	1843,2	27,6	670,8	0,17	Tuzsuz
	10-30	30,64	29,5	56	Kil	7,89	7,09	1,206	0,060	19360	912	41,4	514,8	0,17	Tuzsuz
	30-60	28,64	11,4	60	Kil	8,11	9,22	0,670	0,034	15488	729,6	78,2	429,0	0,17	Tuzsuz
	60-90	21,64	14,4	64	Kil	8,32	16,31	0,335	0,017	12584	1636,8	220,8	265,2	0,20	Tuzsuz
4	0-10	55,64	20,4	24	KuKB	7,77	7,80	2,479	0,124	11616	825,6	18,4	335,4	0,20	Tuzsuz
	10-30	39,64	18,4	42	Kil	7,76	6,38	1,541	0,077	12584	523,2	23,0	335,4	0,18	Tuzsuz
	30-60	36,36	16,4	47,28	Kil	8,12	7,80	0,804	0,040	13552	499,2	18,4	124,8	0,13	Tuzsuz

tarafından yenildiği belirlenmiştir. *D. pini* larvalarının, hava sıcaklığının 10 C°'ın altına düştüğü eylül ayı sonundan itibaren ağaçlardan ayrılmaya başladığı ve ekim sonunda tamamen ağaçları terk ederek toprağa inip yaklaşık 10 cm derinliğinde kokon yaptığı, içerisinde diyapoza girip kışı olgun larva döneminde geçirdiği, zararlının mücadelesinde bu parametrelerden de yararlanılabileceği belirtilmektedir (Şimşek 2004).

SONUÇ

ODTÜ Atatürk Ormanında kurumaların temelde iki nedeninin olduğu belirlenmiştir. Bu nedenler kuraklık ve *Diprion pini* zararlısıdır. Özellikle 2002 yılındaki yoğun kurumlar önceki yıllarda ard arda yaşanan kuraklık olaylarından kaynaklanmıştır.

Karaçam ve Sarıçamlar üzerinde *Diprion pini* zararlısı 2007 yılında ağaçlarda yoğun zarar meydana getirerek ağaçlarda kurumalara neden olmuştur. Söz konusu zararlı başlangıçta Sarıçamlarda zarar yapmaya başlamıştır. Ardından sarıçamlardan alanda bulunan karaçamlara sıçramıştır.

Diprion pini larvalarıyla mücadelede yoğunluğun az olması durumunda toplanarak ezilmesi, geniş alanda zararlı olması durumunda ise çeşitli toz veya sıvı mide ve temas zehirli ilaçların kullanılması önerilmektedir (Çanakçıoğlu ve Mol, 1998). Mücadele bakımından elde edilen bulgular değerlendirildiğinde; *D. pini*'nin 4.-5. larva döneminde 200 g preparat/ha dozda kullanılan % 25 diflubenzuron ilacının, ilaçlamadan bir hafta sonra ortalama % 83,7, iki hafta sonra ise % 97,9 oranında etkili olduğu Şimşek (2004) tarafından belirlenmiştir. Bu nedenle sözü edilen ilacın, belirtilen dozda *D. pini*'nin larva dönemlerinde kullanılabileceği anlaşılmıştır. Ayrıca, *D. pini*'nin zarar durumu, biyo-ekolojisi, türe özgü feromon tuzaklar kullanılarak uçuş seyri, iklim verileriyle olan ilişkileri, tahmin ve erken uyarısı, doğal düşmanları ile ilaçları üzerinde ayrıntılı çalışmalar yapıldığı anlaşılmıştır. Diflubenzuron etkili maddeli ilacın böceklerde kitin sentezini bloke ederek gömlek değiştirmesini engellediği; yırtıcı böcek ve örümcekler üzerinde zararlı etkisinin görülmediği bu nedenle de çok sayıda orman zararlılarına önerildiği anlaşılmıştır (Şimşek, Z. 2004).

Bugün için ODTÜ Atatürk Ormanını tehdit eden önemli faktörler kuraklık, *Diprion pini* zararlısı ve orman yangınlarıdır. Bunlara karşı alınabilecek en önemli tedbir ise orman bakımının zamanında ve eksiksiz olarak yapılmasıdır. Bu gün ODTÜ Atatürk Ormanı genel olarak aralama çağına gelmiştir. Aralamanın amacı, hasta, fena şekilli, sıkışık ağaçları çıkartarak mescereyi başta yangın, böcek ve mantar olmak üzere birçok biyotik ve abiyaotik tehlikelere dayanıklı hale getirmektir. Yine yangın şeritlerinin yeterli genişlikte olması ve yanıcı maddeler bakımından temiz tutulması yangın riskinin azaltılmasına yardımcı olacaktır.

KAYNAKLAR

Çanakçıoğlu, H. ve Mol, T. Orman Entomolojisi Zararlı ve Yararlı Böcekler, İ.Ü. Orman Fak. Yayınları, Nu: 4063, Fakülte Nu: 451, İstanbul, 1998.

Çelik, O, Semerci, A., Şanlı, B., Belindir (Balkız), B., Gedik (Şahin), Ö. Ankara Çevresinde Anadolu Karaçamlarında (*Pinus nigra* Arn. ssp. *pallasiana* Lamb. Holmboe) Görülen Kurumaların Nedenleri, Orman Mühendisliği, Orman Mühendisleri Odası Yayını, Yıl: 39, Sayı: 5, 2002.

Kantarcı, M.D. (1980):Belgrad Ormanı Toprak Tipleri ve Orman Yetişme Ortamı Birimlerinin Haritalanması Üzerine Araştırmalar, (Almanca özeti ile), İ.Ü. Yayın No: 2636, Orman Fakültesi Yayın No: 275, (XVIII+352), Matbaa Teknisyenleri Basımevi, İstanbul.

Kantarcı, M.D. (1987): Toprak İlmi (Ders Kitabı), İ.Ü. Yayın No: 3444, Orman Fakültesi Yayın No: 387, (XII+370), Matbaa Teknisyenleri Basımevi, İstanbul. 2. Baskı (2000), İ.Ü. Yayın No: 4261, Orman Fakültesi Yayın No: 462, (XII+ 420), Çantay Basımevi, ISBN: 975-505-588 -7, İstanbul.

Kantarcı, M.D., (2005): Orman Ekosistemleri Bilgisi.İ.Ü. Yayın Nu: 4594, Orman Fakültesi Yayın Nu: 488, (XXVI+418), İstanbul Üniversitesi Basım ve Yayınevi Müdürlüğü, ISBN: 975- 404-756-1, İstanbul.

Kantarcı, M.D. 2007, İklim değişikliği sürecinde Çatalca ve Kocaeli yarımadalarındaki sıcaklık artışının İzmit İşletmesi ormanlarında çam kese böceği zararları ile ilişkisi üzerine araştırmalar. (Researches on the Relation of the Harms of the Thaumetopoea pityocampa in the Forests of İzmit enterprise and the Increase of the Temperature in Çatalca and Kocaeli Peninsula in the Climate Change Process) Türkiye İklim Değişikliği Kongresi-TİKDEK 2007, 11-13.4.2007 İstanbul Teknik Üniversitesi-Maslak/İstanbul (CD olarak yayınlanmıştır. Bildiriler kitabı basımdadır.)

Kramer,P.J.,Boyer,J.S. Water Relations of Plants and Soils. Academic Pres. San Diego, USA, 1995.

Özkazanç,O., Yücel, M. Yarı kurak mıntıka ağaçlandırmalarında zarar yapan böcekler üzerine araştırmalar. Ormancılık Araştırma Enstitüsü Yayınları Teknik Bülten Serisi Nu: 153, 1985.

Rogers, P. Disturbance Ecology and Forest Management: a Review of the Literature. USDA Forest Service İntermountain Research Station Report INT-GTR-336. 1996.

Semerci A., Çelik, O., Şanlı, B., Şahin, Ö., Eczacıbaşı, B., Argun, N. İç Anadolu Bölgesinde Son Beş Yılda İncelenen Bazı Ağaç Kurumalarının Nedenlerinin İrdelenmesi ve Çözüm Önerileri Türkiye'de Yarı Kurak Bölgelerde Yapılan Ağaçlandırma ve Erozyon Kontrolü Uygulamalarının Değerlendirilmesi Çalıştayı, I. Cilt, Sayfa 42-537. Ürgüp. 2006.

Şimşek, Z. Kitin Sentezini Engelleyen Diflubenzuron İlacının Sarıçamın Önemli Zararlısı olan Çalı Antenli Çam Yaprak Arısı (Diprion Pini L. Hymenoptera- Diprionidadae) Mücadelesine Kullanım İmkanlarının Araştırılması. Süleyman Demirel Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi Seri: A, Sayı 2: 48-59, 2004.

ANKARA İKLİMİNDEKİ ISINMA / KURAKLAŞMA SÜRECİNDE ODTÜ- ATATÜRK ORMANINDAKİ AĞAÇLARIN İBRELERİNDE VE ÖKSE OTLARININ YAPRAKLARINDA KÜKÜRT MİKTARLARI İLE ENTOMOLOJİK ZARARLILAR VE AĞAÇLARIN SAĞLIK DURUMLARI/GELİŞMELERİ ARASINDA İLİŞKİLER

Özlem ŞAHİN[1], M. Doğan KANTARCI[2(*)]

[1]İç Anadolu Ormancılık Araştırma Enstitüsü
[2]İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Toprak İlmi ve Ekoloji Abd. (EM)

ÖZET

Ortadoğu Teknik Üniversitesi'nin Atatürk Ormanında ve Ankara çevresindeki diğer ağaçlandırma alanlarında dikimle yetiştirilmiş olan çam ağaçlarının kurumaları son yıllarda giderek yaygınlaşmıştır. Daha önce 1960-1980 dönemindeki kurumaların sebepleri arasında Ankara ve çevresindeki kurak iklim özellikleri yanında, topraktaki bor tuzlarının da etkili olduğu bazı toprak ve ibre/yaprak araştırmaları ile belirlenmiştir. Daha sonra Ankara ve çevresinde ısınmada linyit kömürü kullanımının da artması belirgin bir hava kirliliğine (özellikle SO2) sebep olmuştur. Ağaçlar kil topraklarında pek derine gelişemeyen kök sistemlerinden dolayı da kuraklıktan etkilenmektedirler.

Atmosferdeki CO2 oranının giderek artması Ankara ve çevresinde de ısınma/ kuraklaşma sürecini belirginleştirmiştir. Bir süre doğal gaz kullanımı ile gerileyen hava kirliliği, doğal gazın pahalılaştırılması ve kalitesi düşük sadaka kömür kullanımı ile yeniden artmıştır. Bütün bu olumsuz gelişmelerin ortak etkisi altında kalan orman ağaçlarının sağlıklarının bozulduğu, sekunder zarar yapan böcekler ile bunların tırtıllarının yaygınlaştıkları, sayılarının ve zararlarının giderek arttığı (primer zararlıya dönüştükleri), ağaçların da kuruduğu belirlenmiştir. Ağaçlar tek tek veya küçük gruplar halinde kurumaktadırlar. Özellikle ibreli türlerden karaçam, sarıçam ve sedir ağaçlarının ibrelerinde sarı noktalar halinde SO2 yanıkları belirmektedir. Yapraklı ağaçlar kışın yaprak döktükleri için SO2'den kuruma ölçüsünde etkilenmemişlerdir. Ancak yapraklı ağaçların dallarında Ökse Otu yaygınlaşmıştır. Ökse Otunun yaygınlaşması hava kirliliğinin göstergeleri arasında sayılır.

ODTÜ Atatürk Ormanındaki karaçam, sarıçam ve sedir ağaçlarından farklı yaşlarda ibre örnekleri ve ökse otlarından yaprak örnekleri alınmış, bu örneklerde kükürt analizleri yapılmıştır. Elde edilen bulgular;

1.Isınma/kuraklaşma sürecinin özellikle yaz aylarında belirginleştiğini,

2.İbrelerde ve ökseotu yapraklarında kükürt içeriğinin yüksek miktarlara ulaştığını,

3.Havanın ısınmasına bağlı olarak çamların ibrelerini yiyen, sedirlerin ibre öz sularını emen zararlıların arttığını, ağaçların sağlıklarının giderek bozulduğunu, zararlıların ibrelerde etkilerinin belirginleştiğini,

* mdkant@istanbul.edu.tr

4.Ağaçların kuruması veya yıllık halkalarındaki daralmaların; kuraklık etkisinin yanında, hava kirliliğine ve ibre kaybına bağlı olduğunu işaret etmektedir.

Kuruyan veya sağlığı ileri derecede bozulmuş olan ağaçların kesilip ormandan çıkartılması gerekmektedir. Bu ağaçların ormanda bırakılması daha başka zararlı böceklerin de (Kabuk böcekleri gibi) kitlesel olarak üremelerine ve ormanın büyük ölçüde kurumasına sebep olabilir. Mevcut zararlılar ile mücadelede kullanılacak kimyasal bileşiklerin diğer canlılara (insanlara ve kuşlara) zarar vermemesi gereklidir. En önemlisi kesilen ağaçların yerine dikilecek ağaç türleri ile uygulanacak dikim/bakım yöntemlerinin belirlenmesidir.

Anahtar sözcükler: ODTÜ, Karaçam, Sarıçam, Sedir, Hava kirliliği, İbrede kükürt.

GİRİŞ

Orta Doğu Teknik Üniversitesi'nin yerleştiği alan ve çevresi yerleşimden önce tipik bir bozkır olup sonradan ağaçlandırılmıştır. Atatürk'ün; "Atatürk Orman Çiftliği" ağaçlandırmasında gösterdiği başarılı örnek ormancılar tarafından devam ettirilmiş, Ankara ve çevresinde yaygın ağaçlandırmalar yapılmıştır. Atatürk Ormanı da (ODTÜ) bozkırda orman yetiştirilebileceğini gösteren önemli bir ağaçlandırma çalışmasıdır. Ormancıların yıllar süren bilgi birikimleri ile destekledikleri bu Atatürk Ormanı ağaçlandırmasında son dönemde değişen ortam şartları bazı olumsuz gelişmelere yol açmıştır.

Kurak ve karasal bir iklim etkisi altında bulunan bu yörede daha önce belirtilen kuruma olayları ve sebepleri daha önce de incelenmiştir (Aydemir, H.1975 v5 v4 Dündar, M. 1967-1973). 1994-2006 döneminde daha belirginleşen ısınma ve kuraklaşma süreci ise sığ ve orta derin topraklarda depo edilebilen suyun yetersizleşmesine ve bazı ağaçların kurumalarına sebep olmuştur. Isınmada kömürün kullanıldığı yıllarda Ankara'daki hava kirliliği (Özellikle SO_2) etkisi ile ağaçların ibre ve yapraklarında klorofilli hücrelerin tahribi solunum ve büyüme için gerekli karbonhidrat üretiminin azalmasına sebep olmaktaydı. Doğal gaz kullanımının yaygınlaşmasına rağmen ağaçların ibrelerinde kükürt miktarının artışı, belirgin bir hava kirliliğini işaret etmektedir. Isınmanın/kuraklığın ve hava kirliliğinin ortak etkisi ile bazı zararlıların da yaygınlaştığı ve zararlarının arttığı gözlenmiştir. Bu çalışmada değişen yetişme/yaşama ortamı faktörlerinin ağaçlar üzerindeki bazı etkilerinin incelenmesine çalışılmış, elde edilen bulgular ile değerlendirmeler aşağıda sunulmuştur.

ARAŞTIRMA ALANI, MATERYAL VE YÖNTEMLER

Araştırma alanı Atatürk Ormanı (ODTÜ)'dır. Ormanın tümünde bir örnekleme çalışması bu araştırmanın kapsamını aşmaktadır. Böcek yaygınlaşmalarının daha belirgin görüldüğü, aynı zamanda ibrelerde SO_2 etkisinin de (Sarı yanık lekeleri) gözlendiği;

-Bölme 34'te (Yalıncak girişi) Karaçam (*Pinus nigra Arnold.*) ağaçlarından,

-Bölme 23'te (Jeoloji Müh. Fakültesi yakını) Sarıçam (*Pinus sylvestris L.)* ağaçlarından,
-Bölme 24'te (Maden Müh. Fakültesi yakınında) Sedir (*Cedrus libani*) ağaçlarından ve
-Bölme 34 ile çevresinde iki farklı yerde yetiştirilmiş badem ağaçları ile karaçam ağaçlarındaki Ökse otlarından (*Viscum album*) yaprak ve farklı yaşlarda ibre örnekleri alınmıştır (Örnek alım tarihleri 6.4.2010 ve 12.8.2010) (Teşekkür-1).

Alınan ibre ve yaprak örnekleri laboratuarda önce hava kurusu durumuna kadar kurutulmuştur. İbre örneklerinde ibre ağırlığı (İbre kını ayrılmadan) ile ibre boyları belirlenmiştir. İbre ağırlıkları ve ibre boyları ibre yaşına göre 5 tekrarlı olarak belirlenmiştir. Hava kurusu ibrelerin bir bölümü fırında kurutulmuş (65 C^0), ince öğütülmüş ve bu örneklerdeki kükürt içerikleri kuru yakma (Leco SC-144 Dr.) yöntemi ile belirlenmiştir (Teşekkür-2).

Ankara Meteoroloji İstasyonunun sıcaklık, yağış ve buharlaşma ölçmeleri; ısınma ve kuraklaşma sürecinin etkilerinin belirlenmesi için özel dönemsel bir yönteme göre değerlendirilmiştir (1982-1993 arasındaki dört yanardağ patlamasının etkilerini de göz önüne alan Kantarcı yöntemi-Kantarcı, M.D. 2010/1 ve 2).

BULGULAR VE BULGULARIN DEĞERLENDİRİLMESİ

İklim Analizleri. Yıllık ortalama sıcaklık değerlerinin 1970-2006 yılları arasındaki değişimi belirgin bir ısınma sürecini göstermektedir (Şekil 1). Yıllık ortalama sıcaklık 1970-1982 döneminde 11,6 C^0 iken, 1994-2006 döneminde 12,4 C^0 'ye yükselmiştir (Fark 0,8 C^0). Aradaki 1983-1993 döneminde dört yanardağın patlaması ile sakin stratosfere yükselen kül ve gazların etkisi güneş ışınlarını bir ölçüde engellemiş ve sıcaklık azalmasına sebep olmuştur. Yıllık ortalama sıcaklık artışının aylara yansıması daha fazladır (V.-IX aylar döneminde 0,9-1,5 C^0 arasında). Sıcak yıllarda yıllık ortalama sıcaklık değerlerinin 2001'de 13,5 C^0 , 2007'de 13,3 C^0 ve 2008'de 12,7 C^0 'a yükseldiği, aylık ortalama sıcaklıkların da 1970-1982 ortalamalarına göre 3,5-4,2 C^0 'a ulaşan farklar gösterdiği şekil 1'in tablosunda görülmektedir.

Ortalama yağışların yıllık toplamları 1970-1982 döneminde 398,9 mm, 1983-1993 döneminde 380,3 mm, 1994-2006 döneminde 416,3 mm olarak hesaplanmıştır (Şekil 2). Ortalama yağış miktarı 1970-1981 dönemine göre 1994-2006 döneminde 17 mm artmıştır. Bu artış önemli değildir. Yağışların az olduğu yıllardan 2004 yılında yıllık yağış toplamı 251,1 mm, 2007 yılında 305,2 mm ve 2008 yılında 323,2 mm'dir (Şekil 2 tablosu). İlginç olan aylık yağışların 2004 yılında daha dengeli dağılımına karşılık, 2007 ve 2008 yıllarında III., V., IX. ve XI. Aylarda sağanak yağışlara benzer bir fazlalık göstermeleridir. Diğer bir deyimle 2007 ve 2008 yıllarındaki yağışlar hem az, hem de dengesizdir (Isınma olaylarına bağlı bir sıcak çekirdekli siklon oluşumları).

Açık su yüzeyinden IV-X aylardaki buharlaşma miktarları; 1975-1982 döneminde 1078,9 mm/m², 1983-1993 döneminde 1134,1 mm/m², 1994-2006

döneminde 1246,4 mm/m² olarak hesaplanmıştır (Şekil 3). Bu değerlere göre; 1975-1982 dönemi ile 1994-2006 dönemi arasındaki buharlaşma farkı 167,5 mm/m² fazladır. Bu iki dönem arasında buharlaşma farkı; V. ayda 34,5 mm, VI. ayda 32,4 mm, VII. ayda 42,3 mm, VIII. ayda 36,4 mm ve IX. ayda 14,7 mm daha fazladır (Şekil 3'ün aylık değerler tablosundan hesaplanarak). Aynı aylardaki buharlaşma miktarları ile aylık yağış toplamları karşılaştırıldığında son dönemdeki ısınma / kuraklaşma süreci daha belirgin olarak fark edilmektedir. Daha sıcak ve yağışı az olan 2007, 2008 yıllarında buharlaşmanın çok daha fazla olduğu ve kuraklık etkisinin daha belirginleştiği sonucuna varılmaktadır.

İbre Boyları ve Ağırlıkları. İbre boyları 20 ibrelik 5 kümede ölçülüp hesaplanmıştır (Şekil 4). İbre boylarına ait değerlerin ilki 6.4.2010, ikincisi 12.8.2010 tarihlerinde alınan ibrelere aittir.

-Karaçam ibrelerinin ortalama boyları;1yaşında (2010)7,63-7,70 cm,2 yaşında (2009) 7,31-7,40 cm, 3 yaşında (2008) 7,18-7,20 cm olarak,

-Sarıçam ibrelerinin ortalama boyları;1yaşında (2010) 5,26-5,60 cm, 2 yaşında (2009) 4,04-4,30 cm, 3 yaşında (2008) 3,69-3,90 cm olarak,

-Sedir ibrelerinin ortalama boyları; 1yaşında (2010) 2,47-2,60 cm, 2 yaşında (2009) 2,00-2,00 cm olarak ölçülmüştür (Şekil 4).

İbre ağırlıkları 100 çift ibre olarak (ibre kınları ile birlikte) ölçülmüştür (Şekil 4).

-Karaçam ibrelerinin ortalama ağırlıkları;1 yaşında (2010) 6,570 gr, 2 yaşında (2009) 6,004 gr, 3 yaşında 5,425 gr olarak,

-Sarıçam ibrelerinin ortalama ağırlıkları;1 yaşında (2010) 3,024 gr, 2 yaşında (2009) 2,903 gr, 3 yaşında (2008) 2,568 gr olarak,

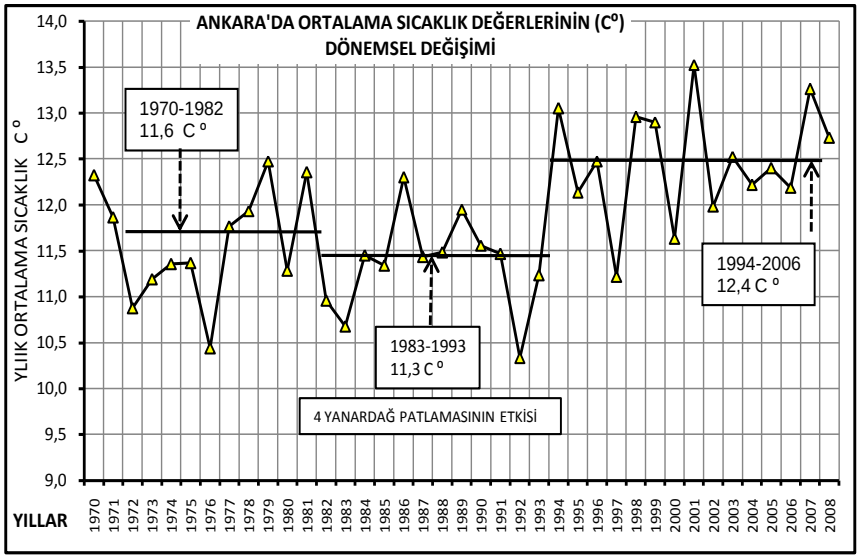
-Sedir ibrelerinin ortalama ağırlıkları; 1 yaşında (2010) 1,062 gr, 2 yaşında (2009) 0,945 gr olarak ölçülmüştür (Şekil 4).

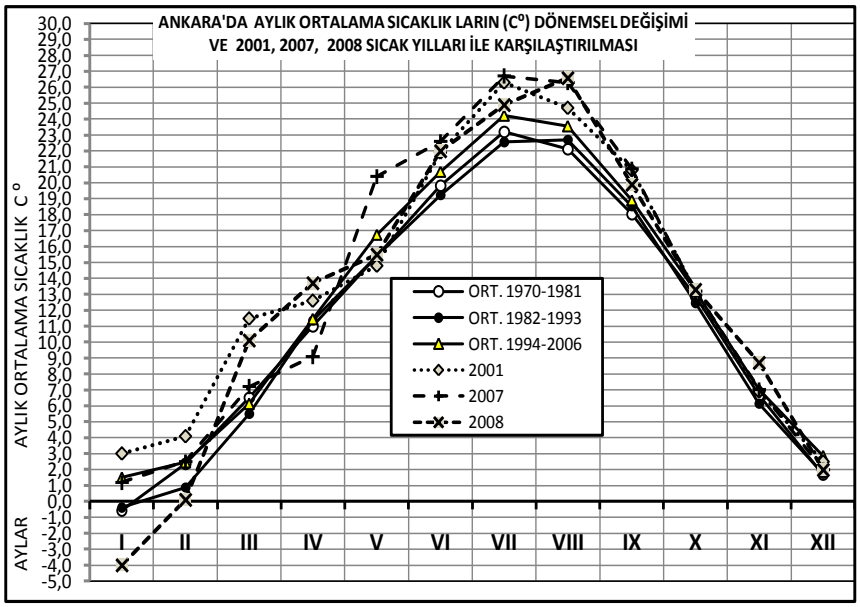
Dikkat çekici özellik; ibre boylarının ve ibre ağırlıklarının yaş arttıkça azalmasıdır. İbre örneklerinin alınış tarihi 6.4.2010 ve 12.8.2010'dur. Ankara'da nisan ayının başında ibre boyları ile ağırlıkları hemen hemen son ölçülerine ulaşmışlardır. Ağustos ayındaki ibre boyları pek fark etmemiştir. Bir yaşındaki (2010 yılı) ibrelerin daha uzun ve daha ağır olması, geçmiş yıllarda üst üste gelen kuraklığın etkisi ile toprakta faydalanılabilir suyun tükenmesine bağlı olarak değerlendirilmelidir.

Zararlılar. Sarıçam ağaçlarının ibrelerinde "Çalı antenli çam yaprak arısı" [(*Diprion pini* L. Hymenoptera -Diprionidae)] zararlısı yoğundur (Resim 1). Bu zararlının karaçamlara da geçtiği görülmüştür. *Diprion pini* özellikle 10-20 yaş arasındaki Sarıçam ile Karaçam ağaçlandırma sahalarında ibreleri yiyerek zarar yapmaktadır. Sarıçamlardaki zararın önceki daha kurak yıllarda başladığı düşünülmektedir. Yapılan kaynak taramalarında; Ankara civarındaki çam türlerinde *Diprion pini'*nin en zararlı böcek türlerinden biri olduğu belirtilmektedir. *Diprion pini* larvalarının, hava sıcaklığının 10 C^0 'ın altına düştüğü eylül ayı sonundan itibaren ağaçlardan ayrılmaya başladığı ve ekim sonunda tamamen ağaçları terk ederek toprağa inip, ölü örtüde ve altında oluşturdukları kokonlar içerisinde diyapoza girip kışı olgun larva döneminde geçirdikleri belirtilmektedir Yörede 12 yıl boyunca 3-4 yıl aralıklarla salgınların oluştuğu, genç ağaçların bu böcekten ağır zarar gördüğü

ŞEKİL 1. ANKARA'DA YILLIK VE AYLIK ORTALAMA SICAKLIK DEĞERLERİNİN DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ VE SICAK YILLAR (2001, 2007, 2008) İLE KARŞILAŞTIRILMASI

ANKARA YILLAR	YILLIK ORT. C°
1970	12,3
1971	11,9
1972	10,9
1973	11,2
1974	11,4
1975	11,4
1976	10,4
1977	11,8
1978	11,9
1979	12,5
1980	11,3
1981	12,4
1982	11,0
1983	10,7
1984	11,5
1985	11,3
1986	12,3
1987	11,4
1988	11,5
1989	12,0
1990	11,6
1991	11,5
1992	10,3
1993	11,2
1994	13,1
1995	12,1
1996	12,5
1997	11,2
1998	13,0
1999	12,9
2000	11,6
2001	13,5
2002	12,0
2003	12,5
2004	12,2
2005	12,4
2006	12,2
2007	13,3
2008	12,7





DÖNEMLER ORT. C°	AYLAR I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	YILLIK ORT.
1970-1981	-0,6	2,4	6,5	11,0	15,4	19,8	23,2	22,1	18,1	12,9	6,7	1,7	11,6
1982-1993	-0,4	0,9	5,5	11,4	15,4	19,2	22,6	22,7	18,5	12,5	6,1	1,7	11,3
1994-2006	1,5	2,5	6,1	11,4	16,8	20,7	24,2	23,6	18,9	13,2	7,0	2,8	12,4
SICAK YILLAR													
2001	3	4,1	11,5	12,6	14,8	21,9	26,3	24,7	20,8	13,2	7	2,5	13,5
2007	1,2	2,5	7,2	9,1	20,4	22,6	26,7	26,3	20,9	13,2	7,0	2,0	13,3
2008	-4,0	0,1	10,1	13,7	15,5	22,0	24,9	26,6	19,9	13,3	8,7	2,0	12,7

(Ankara Devlet Meteoroloji İstasyonunun ölçmelerinden derlenip, düzenlenmiştir.)

1982 EL CHİCON YANARDAĞI (MEKSİKA)
1982 NEVADO DELRUİZ YANARDAĞI (KOLOMBİYA)
1991 UNZEN YANARDAĞI (GÜNEY JAPONYA)
1991 PİNATUBO YANARDAĞI (FİLİPİNLER)
OCAK-ŞUBAT 1991 I. KÖRFEZ SAVAŞI KUVEYT PETROL KUYULARI YANGININDAN ÇIKAN GAZ BULUTLARININ RÜZGÂRLA TÜRKİYE ÜZERİNE TAŞINMASI.

M. DOĞAN KANTARCI

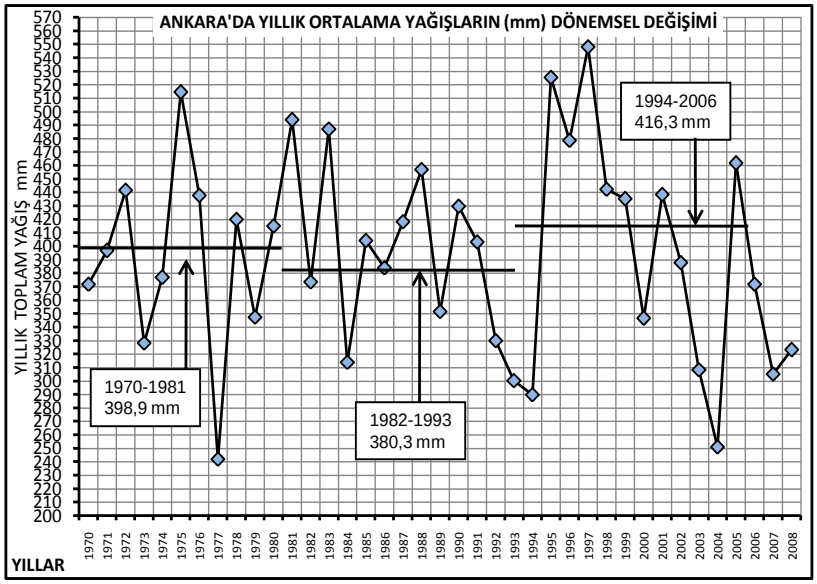
belirtilmektedir. *Diprion pini*'nin yılda bir döl verdiği, erginlerinin haziran ayında hava sıcaklığının 15 C^0 'a ulaştığı sırada kokonlarından çıkarak uçmaya başladıkları, bunların bıraktığı yumurtalardan çıkan larvaların ağustos-ekim ayları boyunca zarar vermeğe devam ettikleri, çam ağaçlarında ibrelerin yaklaşık % 70-100'ünün larvalar tarafından yenildiği belirlenmiştir (Özkazanç, O. ;Yücel, M. 1985; Şimşek, Z. 2004). (Şimşek, Z. 2004). Şekil 1'de belirtilen ısınmadan ötürü daha çoğalan, erken uçan ve ibreleri gelişme çağında yiyerek

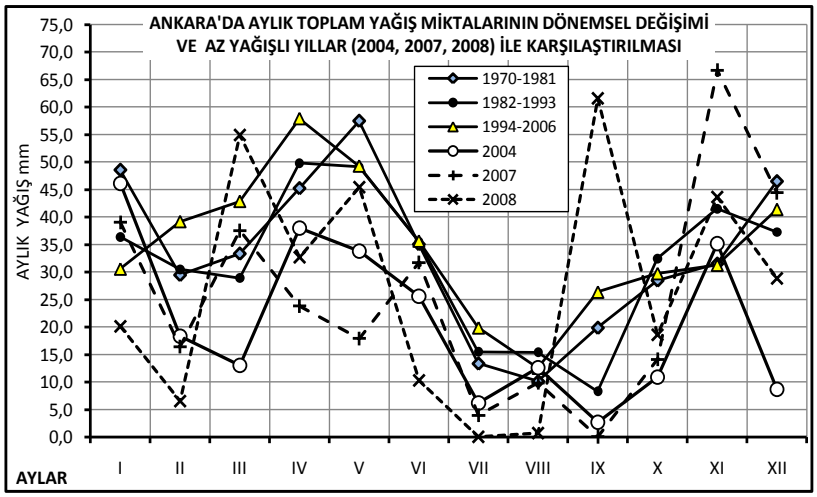
ağaçları olumsuz etkileyen zararlılar ile yapılacak mücadelede bu bilgilerin de değerlendirilmesi gerekmektedir.

Sedir ağaçlarının ibrelerinde *Acanthomytilus cedricola* Balachowsky& Alkan "Sedir Kabuklu Biti" (Hemiptera: Diaspididae) ile karaçam ibrelerinde bol miktarda *Leucaspis pusilla* Löw "Çam Kabuklu Biti" (Hemiptera: Diaspididae) belirlenmiştir (Resim 2). *Diaspididae* familyası *Coccoidea* üst familyasına ait bir familyadır. Kabuklu Bitler ve Koşniller şeklinde isimlendirilir. *Coccoidea* üst familyasına ait zararlıların üreme güçleri çok fazladır. Yaprağın özsuyunu emerek zarar verirler (Bitkilerin kök, dal ve ibrelerinde zarar yapabilirler).

ŞEKİL 2. ANKARA'DA AYLIK VE YILLIK ORTALAMA YAĞIŞLARIN DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ VE AZ YAĞIŞLI YILLAR (2004, 2007, 2008) İLE KARŞILAŞTIRILMASI

ANKARA YILLAR	YILLIK YAĞIŞ
1970	371,8
1971	396,9
1972	441,6
1973	328,3
1974	377,0
1975	514,5
1976	437,9
1977	242,0
1978	420,2
1979	347,5
1980	415,2
1981	493,9
1982	373,6
1983	487,2
1984	313,9
1985	404,5
1986	384,0
1987	418,4
1988	457,0
1989	351,7
1990	429,8
1991	403,3
1992	330,0
1993	300,3
1994	289,8
1995	525,5
1996	478,6
1997	548,1
1998	442,3
1999	435,3
2000	346,6
2001	438,6
2002	387,9
2003	308,3
2004	251,1
2005	461,8
2006	371,8
2007	305,2
2008	323,2



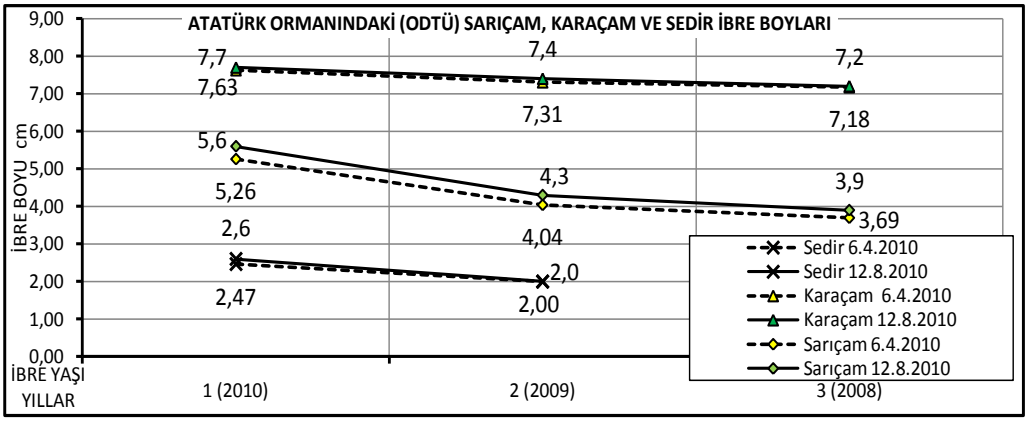


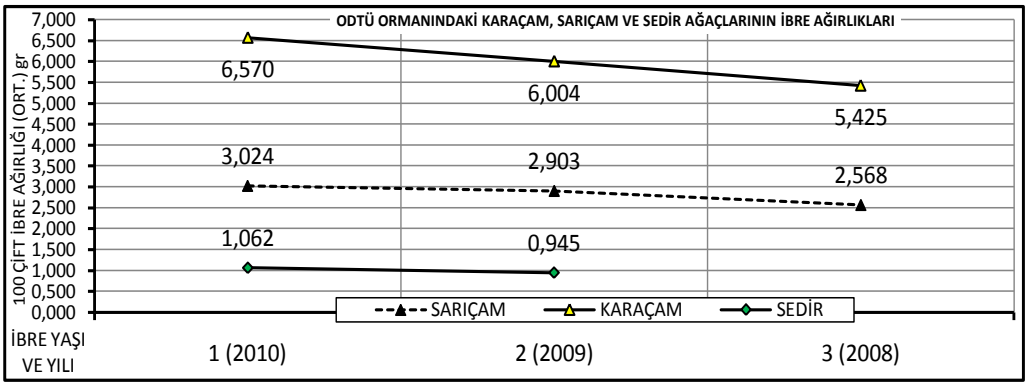
DÖNEMLERDEKİ AYLIK YAĞIŞ mm	I	II	III	IV	V	AYLAR VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	YILLIK TOPLAM
1970-1981	48,6	29,5	33,3	45,2	57,5	35,1	13,4	10,1	19,9	28,5	31,5	46,5	398,9
1982-1993	36,4	30,5	28,9	49,8	49,1	35,5	15,4	15,4	8,3	32,4	41,5	37,2	380,3
1994-2006	30,5	39,2	42,8	57,9	49,3	35,6	19,8	12,5	26,3	29,7	31,2	41,4	416,3
2004	46,1	18,3	13,0	38,0	33,8	25,6	6,2	12,6	2,7	10,9	35,2	8,7	251,1
2007	39,0	16,4	37,5	23,8	17,9	31,7	3,9	9,8	0,0	14,1	66,7	44,4	305,2
2008	20,1	6,5	54,9	32,7	45,4	10,3	0,0	0,7	61,6	18,6	43,6	28,8	323,2

Ankara Meteoroloji istasyonu ölçmelerinden derlenip, düzenlenmiştir.

M. DOĞAN KANTARCI

ŞEKİL 4. ODTÜ ORMANINDAKİ SARIÇAM, KARAÇAM VE SEDİR İBRELERİNİN YILLARA VE YAŞA GÖRE BOYLARI İLE 100 ÇİFT İBRE AĞIRLIKLARININ DEĞİŞİMİ





İBRE BOYLARI 6.4.2010 VE 12.08.2010	ÖRNEK. Nu.	4	5	6	7	8	9	10	12
	AĞAÇ TÜRÜ İBRE YAŞI	SARIÇAM 1 (2010)	SARIÇAM 2 (2009)	SARIÇAM 3 (2008)	KARAÇAM 1 (2010)	KARAÇAM 2(2010)	KARAÇAM 3 (2008)	SEDİR 1 (2010)	SEDİR 2 (2009)
ORT./1 n=20	**06.04.2010**	**5,23**	**4,26**	**3,81**	**7,80**	**7,58**	**7,41**	**2,42**	**1,95**
	12.08.2010	5,40	4,30	3,90	7,70	6,80	6,70	2,50	1,90
ORT./1 n=20	**06.04.2010**	**5,27**	**3,86**	**3,80**	**7,21**	**6,80**	**6,88**	**2,59**	**1,96**
	12.08.2010	5,50	4,40	3,90	7,80	7,60	7,00	2,70	2,10
ORT./1 n=20	**06.04.2010**	**5,28**	**3,97**	**3,52**	**8,79**	**7,36**	**7,21**	**2,49**	**2,16**
	12.08.2010	5,60	4,10	4,10	6,70	7,40	7,40	2,50	2,10
ORT./1 n=20	**06.04.2010**	**5,29**	**4,06**	**3,85**	**7,40**	**7,44**	**7,53**	**2,43**	**2,01**
	12.08.2010	5,60	5,10	3,70	7,40	7,40	7,80	2,70	2,00
ORT./1 n=20	**06.04.2010**	**5,26**	**4,05**	**3,49**	**7,38**	**6,97**	**6,87**	**2,41**	**1,91**
	12.08.2010	6,00	3,60	3,70	8,70	7,90	7,10	2,60	2,10
ORTALAMA	06.04.2010	**5,44**	**4,17**	**3,78**	**7,69**	**7,32**	**7,19**	**2,53**	**2,02**
(5 X 20)	12.08.2010	5,60	4,30	3,90	7,70	7,40	7,20	2,60	2,00
Std.sapma	**06.04.2010**	**0,24**	**0,40**	**0,18**	**0,64**	**0,36**	**0,34**	**0,11**	**0,09**
(5 x 20)	12.08.2010	0,22	0,57	0,15	0,73	0,41	0,41	0,08	0,12
DEĞİŞKENLK	**06.04.2010**	**0,04**	**3,60**	**4,71**	**8,26**	**4,58**	**4,21**	**2,99**	**4,80**
ORANI %	12.08.2010	3,93	13,25	3,85	9,48	5,54	5,69	3,08	6,00

100 ÇİFT İBRE AĞIRLIĞI (gr) (6.4.2010 ÖRNEKLERİ)			
İBRE YAŞI	1 (2010)	2 (2009)	3 (2008)
SARIÇAM	**3,024**	**2,903**	**2,568**
Sdt.sapma	0,177	0,102	0,133
Dğş.oranı %	5,18	0,35	5,2
KARAÇAM	**6,570**	**6,004**	**5,425**
Sdt.sapma	0,227	0,267	0,370
Dğş.oranı %	3,45	4,45	6,8
SEDİR	**1,062**	**0,945**	
Sdt.sapma	0,051	0,031	
Dğş.oranı %	4,81	3,24	

1.YAŞ ARTTIKÇA İBRE BOYLARI KISALMAKTA, AĞIRLIKLAR AZALMAKTADIR. BU DURUM 2007 KURAK YILININ ETKİSİ İLE 2008 YILINDA TOPRAKTA DEPO EDİLEBİLEN FAYDALANILABİLİR SU MİKTARININ AZLIĞINA BAĞLI GÖRÜNMEKTEDİR. DAHA YAĞIŞLI OLAN 2009 YILINDA İBRE BOYLARI DAHA UZUN VE AĞIRLIKLARI FAZLADIR. YAĞIŞIN DAHA FAZLA OLDUĞU 2010 YILINDA İSE İBRE BOYLARI VE AĞIRLIKLARI DAHA FAZLADIR (ANKARA'DA YAĞIŞ, SICAKLIK VE BUHARLAŞMANIN DÖNEMSEL DEĞİŞİMİ TABLOSU / ŞEKİLLERİ İLE İLİŞKİLENDİRİNİZ.).

2. KURAK YILLARDA TOPRAKTAN YETERİNCE KATYON ALAMAYAN İBRELERİN SO2 'DEN ETKİLENMESİ DAHA FAZLA OLMUŞ VE KÜKÜRT ORANLARI DAHA YÜKSEK BULUNMUŞTUR (Bkz. KÜKÜRT DEĞERLERİ).

Özlem Şahin'in ölçmelerinden hesaplanıp, düzenlenmistir

M. DOĞAN KANTARCI

Dünyada ve ülkemizde yapılan çalışmalarda orman zararlısı böcekler arasında sokucu, emici ağız yapısına sahip Coccoidea (kabuklu bit ve koşniller) türleri de önemli yer tutmaktadır (Çanakçıoğlu, H. 1977, Ülgentürk, S. ve Toros 1986). Coccoidea (Hemiptera), böcekleri gerek biyolojileri, gerekse morfolojik özellikleriyle farklı bir gruptur.

Vücutlarının üzeri kalkan benzeri sert bir kabuk, unsu ve mumsu maddeler ile örtülüdür. İsimleri de "kalkanlı bit", "kabuklu bit", "unlu bit" gibi bu kalkana atfen verilmiştir.

Coccoidlerin bitkilerde özsuyunu emerek beslenmesi sonucu, bitki gelişmesinde durgunluk, yaprak ve ibrelerde sararma ve zamanından önce dökülme, ileri aşamada uç dallarda kuruma ve tüm bitkide ölüm görülebilmektedir. Ayrıca, Coccoidler, beslenme sürecinde yaprak hücre çeperlerindeki bazı bileşiklerin parçalanmasına ve çeperlerin erimesine yol açan tükürük salgılamakta, bu da hücrelerde erimeye veya çoğalmaya sebep olmaktadır. Sonuçta; yaprak ve ibrelerde şekil bozuklukları, renk değişimleri oluşmaktadır. Ayrıca bazı türler beslenmeleri sırasında bitkiden aldıkları özsuyun fazlasını, dışkı olarak atarlar. "Balsıra", "bal çiği", "manna" gibi isimlerle anılan bu madde ılıman bölgelerde üzerinde saprofit mantarların gelişmesi için uygun bir besi ortamıdır. Burada gelişen mantarlar "karaballık hastalığı" veya "fumajin" oluşturlar. Fumajin, yaprakların ve ibrelerin tüm yüzeyini kaplayarak bitkinin solunumunu ve fotosentezini engellemektedir (Kozstarab and Kozar 1988). Coccoidlerin beslenmesi sonucunda zayıflayan bitkiler, diğer hastalık ve zararlı etmenlere karşı duyarlı hale gelmektedir. Bunlardan bazı türler, başta virüsler olmak üzere, bitki hastalıklarına sebep olan zararlıları da taşıyıp, bulaştırmaktadırlar. Ancak söz konusu alanlardaki kurumalara kabuklu bitlerin etkileri sekonderdir.

Resim 1. ODTÜ Atatürk Ormanı'ndaki karaçam ibrelerinde "Çalı antenli çam yaprak arısı" [(*Diprion pini* L.: Hymenoptera-Diprionidae)] tırtılları

Resim 2. ODTÜ Atatürk Ormanı'ndaki karaçam ibrelerinde "Çam kabuklu biti" (*Leucaspis pini)*

İbrelerdeki Kükürt İçerikleri. ODTÜ Atatürk Ormanındaki sarıçam, karaçam, sedir ağaçlarından farklı yaştaki ibre örnekleri ile ökse otu yapraklarından alınan örneklerde kükürt içerikleri (ppm) belirlenmiştir. İbre örneklerinde kükürt içeriklerinin yaşa göre artması olağandır. Ancak ibreleri yaşı arttıkça boylarının kısalması ve ağırlıklarının azalması dikkatimizi çekmiştir. Bu sebeple geçmiş yıllarda Ankara ve çevresinden alınmış olan sedir ibrelerinde de kükürt tayinleri yapılmıştır (Bu örnekler ibre yaşı ayırtedilmeden alınmış). Ayrıca Lüleburgaz Fidanlığındaki sedir ve karaçam fidanlarının ibrelerindeki kükürt miktarları da belirlemiştir (Lüleburgaz İç Trakya bozkırında olup, doğal gaz ile çalıştırılan Hamitabat Termik Santralının etkisi altındadır.).

Tablo 1'de verilen değerler ile şekil 5 incelendiğinde;

(1) ODTÜ Atatürk Ormanında Nisan 2010 tarihinde alınan ibre örneklerinde ki kükürt içerikleri ibre yaşına göre artmaktadır.

(2) Ökse otu yapraklarındaki kükürt içerikleri; badem ağacındakilerde daha az (1464-1527 ppm), karaçam ağaçlarındakilerde daha fazladır (2022 ppm).

(3) ODTÜ Atatürk Ormanındaki sedir ağaçlarından alınan karma ibre örneklerindeki kükürt içerikleri Mart 2008 (2226 ppm), Mart 2009 (2062-2128 ppm) ve Mayıs 2010 (1968 ppm) değerlerinde bulunmuştur (Yıllara göre giderek azalıyor).

(4) Ankara'da Kurtuluş Parkı'nda ve Ziraat Fakültesi'ndeki sedir ağaçlarından alınan karma ibre örneklerindeki kükürt içerikleri daha yüksektir. Bu değerler de 2008'den 2010'a doğru azalmaktadır.

(5) Orman Genel Müdürlüğü bahçesindeki (GAZİ) sedir ağaçlarından alınan karma ibrelerdeki kükürt içerikleri de yıllara göre azalmaktadır.

(6) Lüleburgaz Fidanlığındaki sedir ve karaçam fidanlarından alınmış olan ibrelerin kükürt içerikleri Atatürk Ormanındaki karaçam ve sedir ibrelerinin kükürt içerikleri düzeyinde bulunmuştur.

(7) Örneklerin tümünde kükürt içerikleri önemli bir SO_2 gazı etkisinin varlığını göstermektedir. Kurak geçen 2007 yılı etkisinin, biraz daha fazla yağış düşmesine rağmen 2008 yılında da devam ettiği farkedilmektedir.

SONUÇ VE TARTIŞMA

ODTÜ Atatürk Ormanı'nda yapılan bir dizi inceleme ve iklim özelliklerindeki değişimler bazı sonuçlara ulaşmamızı sağlamıştır:

(1) Dünyada ve Türkiye'de artan hava sıcaklığına bağlı olarak buharlaşma miktarı da artmakta bu artış kuraklık etkisi yapmaktadır. Isınma ve kuraklaşma etkisi özellikle İç Anadolu ve benzeri karasal iklimin daha belirgin olduğu bölgelerimiz ile yörelerimizde etkilidir (Bkz. Kantarcı, M.D. 2010/1 ve 2). Ankara'da da karasal iklim etkilidir. Son dönemde ısınma ve kuraklaşmaya bağlı olarak buharlaşma miktarları artmıştır. Atatürk Ormanı arazisinde ortalama derinliği 60 cm olan taşsız kil toprağının faydalanılabilir su kapasitesi 108 mm/m²'dir (108 mm/0,6 m³). Açık su yüzeyinden aylık ortalama buharlaşma miktarları göz önüne alındığında, topraktaki Kapillar gözeneklerde depo edilmiş olan faydalanılabilir suyun kurak yıllarda VI. Ayda tükendiği anlaşılmaktadır (Şekil 4). Sadece bu kuraklık etkisi dahi ağaçların kurumaları için yeterli bir sebeptir. Ağaçlar bozkırda yaz aylarında geceleri oluşan nem yoğuşmasından da (Çiğ düşmesi vb.) faydalanabildikleri için kuraklığa bir süre dayanabilmektedirler. Ancak yetişme ortamının değişen diğer faktörleri de kuraklık ile birlikte ağaçları etkilemektedirler.

(2) Özellikle 2007 kurak yılında yağışın azlığı ve 2007-2008 kışındaki yağışların yetersizliği ve kar halinde düşmeyişi 2008 ilkbahar ve yaz aylarının da kurak geçmesine sebep olmuştur (Ocak 2008'de ortalama sıcaklık -0,4 C^0 , ama yağış miktarı 20 mm). Bu kuraklık 2008 vejetasyon döneminde ibre boylarının kısa, ağırlıklarının da daha az olmasını sağlamıştır. Benzer şekilde 2008-2009 kışı da az yağışlı ve sıcak, buna bağlı olarak ta kar yağışları az bir dönemdir. Bu sebeple 2009 baharında süren ibrelerin boyları da kısadır. Daha yağışlı geçen 2010 yılı baharında ibre boyları daha uzundur (Şekil 1, 2, 3, 4'ü karşılaştırınız).

(3) "Çalı antenli çam yaprak arısı" [(*Diprion pini* L.Hymenoptera-Diprionidae)] tırtıllarının VI. Ayda sıcaklık 15 C^0 'a ulaştığında kokonlarından çıkıp, çamların ibreleri yedikleri bildirilmiştir. Şekil 1'deki 1994-2006 ortalama sıcaklık değerleri ile 2007 ve 2008 yıllarında aylık ortalama sıcaklık değerlerinin V. ayda 15 C^0 'yi aştığı görülmektedir. Özetle; sıcaklık artışına bağlı olarak tırtıllar kokonlarından erken çıkmışlar ve henüz gelişmekte olan taze ibreleri yemişlerdir. Ağaçların yaşaması ve büyümesi için gerekli karbonhidratı ve proteinleri üreten ibreler tırtıllar tarafından yenildiği için, ağaçlar da zarar görmüştür. Ayrıca kış döneminin yeterince soğuk olmaması, kokonlarda kışlayan tırtıl taslaklarının afet ölçüsünde artmasını sağlamıştır. Benzer durum çamların ve sedirlerin ibre öz sularını emen kalkanlı (kabuklu)bitler için de geçerlidir.

TABLO 1. ANKARA VE ÇEVRESİNDE SARIÇAM, KARAÇAM, SEDİR İBRELERİNDE VE ÖKSE OTU YAPRAKLARINDA KÜKÜRT MİKTARLARI (LÜLEBURGAZ FİDANLIĞI SEDİR İBRELERİ İLE KARŞILAŞTIRMALI OLARAK)

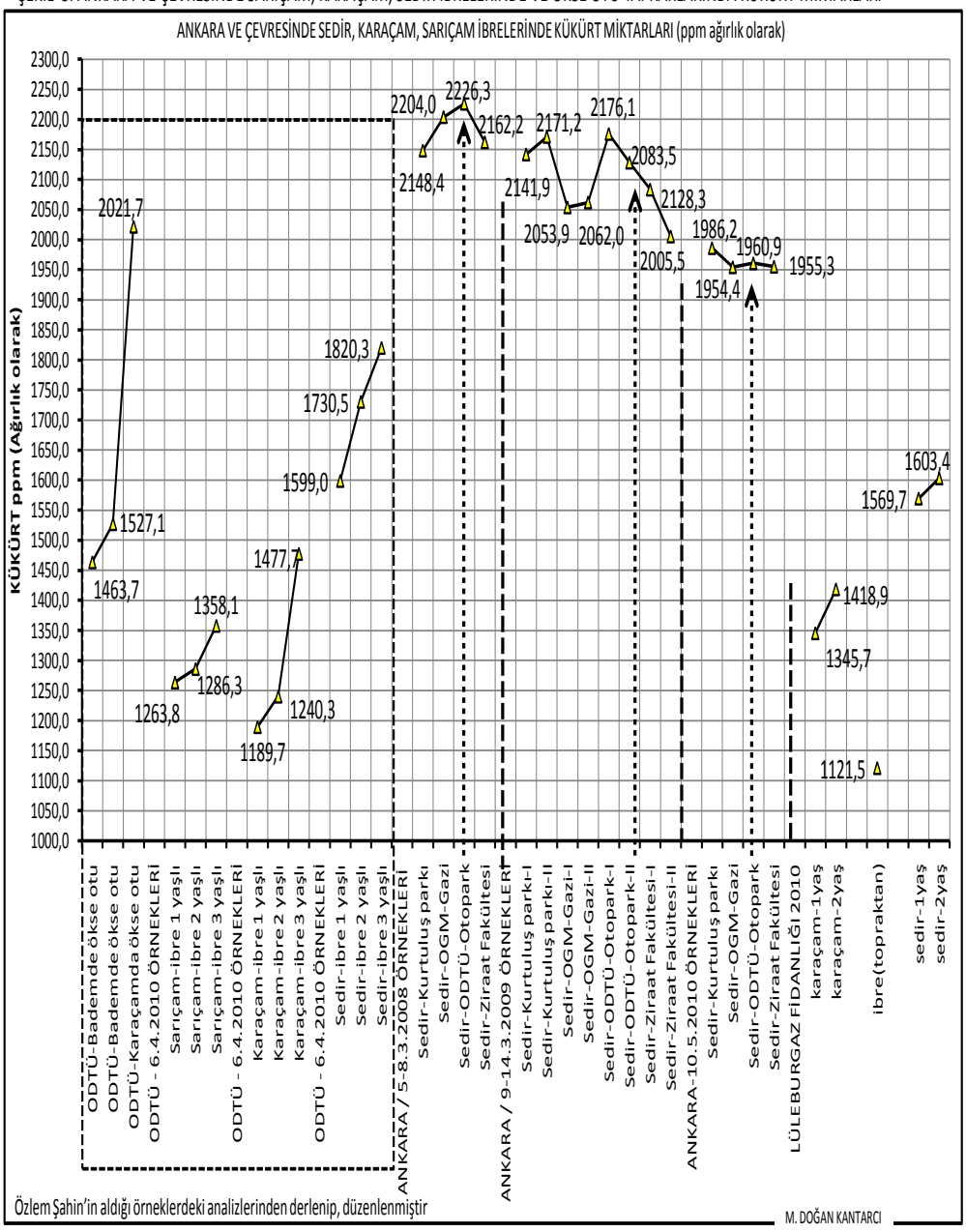
ÖRNEK Nu	TARİH	ÖRNEK ALINAN YER	AĞAÇ TÜRÜ	KÜKÜRT ppm
ÖKSE OTU			ODTÜ - 18 ve 24.3.2010 ÖRNEKLERİ	
1	18.03.2010	ODTÜ BÖLME-33	ODTÜ-Bademde ökse otu	1463,7
2	18.03.2010	ODTÜ BÖLME-31	ODTÜ-Bademde ökse otu	1527,1
3	24.03.2010	BEYNAM ORMANI	ODTÜ-Karaçamda ökse otu	2021,7
SARIÇAM			ODTÜ - 6.4.2010 ÖRNEKLERİ	
4	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-23	Sarıçam-ibre 1 yaşlı	1263,8
5	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-23	Sarıçam-ibre 2 yaşlı	1286,3
6	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-23	Sarıçam-ibre 3 yaşlı	1358,1
KARAÇAM			ODTÜ - 6.4.2010 ÖRNEKLERİ	
7	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-33	Karaçam-ibre 1 yaşlı	1189,7
8	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-33	Karaçam-ibre 2 yaşlı	1240,3
9	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-33	Karaçam-ibre 3 yaşlı	1477,7
SEDİR			ODTÜ - 6.4.2010 ÖRNEKLERİ	
10	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-24	Sedir-ibre 1 yaşlı	1599,0
11	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-24	Sedir-ibre 2 yaşlı	1730,5
12	06.04.2010	ODTÜ BÖLME-24	Sedir-ibre 3 yaşlı	1820,3
SEDİR			ANKARA / 5-8.3.2008 ÖRNEKLERİ	
1	05.03.2008	KURTULUŞPARKI	Sedir-Kurtuluş parkı	2148,4
2	08.03.2008	OGM-GAZİ	Sedir-OGM-Gazi	2204,0
3	07.03.2008	ODTÜ	Sedir-ODTÜ-Otopark	2226,3
4	06.03.2008	FAKÜLTE	Sedir-Ziraat Fakültesi	2162,2
SEDİR			ANKARA / 9-14.3.2009 ÖRNEKLERİ	
6	13.03.2009	KURTULUŞPARKI-I	Sedir-Kurtuluş parkı-I	2141,9
7	14.03.2009	KURTULUŞPARKI-II	Sedir-Kurtuluş parkı-II	2171,2
8	11.03.2009	OGM-I	Sedir-OGM-Gazi-I	2053,9
9	12.03.2009	OGM-II	Sedir-OGM-Gazi-II	2062,0
10	15.03.2009	ODTÜ-I	Sedir-ODTÜ-Otopark-I	2176,1
11	16.03.2009	ODTÜ-II	Sedir-ODTÜ-Otopark-II	2128,3
12	09.03.2009	FAKÜLTE-I	Sedir-Ziraat Fakültesi-I	2083,5
13	10.03.2009	FAKÜLTE-II	Sedir-Ziraat Fakültesi-II	2005,5
SEDİR			ANKARA-10.5.2010 ÖRNEKLERİ	
18	10.05.2010	KURTULUŞPARKI	Sedir-Kurtuluş parkı	1986,2
19	10.05.2010	OGM-GAZİ	Sedir-OGM-Gazi	1954,4
20	10.05.2010	ODTÜ	Sedir-ODTÜ-Otopark	1960,9
21	10.05.2010	FAKÜLTE	Sedir-Ziraat Fakültesi	1955,3
KARAÇAM			LÜLEBURGAZ FİDANLIĞI 2010	
13	20.05.2010	Lüleburgaz Fidanlığı	Karaçam-1yaş	1345,7
14	20.05.2010	Lüleburgaz Fidanlığı	Karaçam-2yaş	1418,9
TOPRAK YÜZEYİNE DÖKÜLMÜŞ KARAÇAM İBRELERİ				
15	20.05.2010	Lüleburgaz Fidanlığı	ibre(topraktan)	1121,5
SEDİR				
16	20.05.2010	Lüleburgaz Fidanlığı	Sedir-1yaş	1569,7
17	20.05.2010	Lüleburgaz Fidanlığı	Sedir-2yaş	1603,4

Özlem Şahin'in aldığı örnekler ve yaptığı analizlerden derlenip, düzenlenmiştir. M. DOĞAN KANTARCI

(4) Havadaki kükürt dioksitten (SO_2) etkilenen ibrelerde ve ökse otu yapraklarındaki kükürt içerikleri de klorofilli hücrelere zarar verecek düzeyde bulunmuştur (Tablo 1 ve Şekil 5). Üç yaşındaki ibrelerde kükürt içerikleri daha fazladır. Bu sebeple üç yaşındaki ibrelerin önemli bölümü kurumuş ve dökülmüştür. İbrelerin geçirdikleri kış dönemi sayısına (yaşa) bağlı olarak kükürt içerikleri de artar. Ancak 2008, 2009 ve 2010 yıllarında alınan karma sedir ibrelerindeki kükürt içeriklerinin değişimi ilginçtir. Daha kurak olan 2008 yılında ibrelerdeki kükürt içerikleri daha fazladır. Daha yağışlı olan 2010 yılında havadaki SO2 gazının yağışlarla yıkandığı (Asit yağışlara dönüşüm) ve ibrelerin de fotosentez sürecinde gözeneklerinden daha temiz hava aldıkları düşünülebilir. Öte yandan daha kurak olan 2008 yazında topraktaki suyun azlığına bağlı olarak alınan katyonların yetersizliğine bağlı olarak SO2 gazı etkisinin arttığı da (Klorofilli hücrelerde oluşan H2SO4'ün nötrleştirilemeyişi) gözden uzak tutulmamalıdır. Doğal gaz kullanımını yaygınlaştığı Ankara'da havadaki SO2 oranının da azaldığı düşünülebilir. Ancak son yıllarda halka

dağıtılan kalitesiz sadaka kömürlerinden önemli bir hava kirliliğinin kaynaklandığı anlaşılmaktadır.

ŞEKİL 5. ANKARA VE ÇEVRESİNDE SARIÇAM, KARAÇAM, SEDİR İBRELERİNDE VE ÖKSE OTU YAPRAKLARINDA KÜKÜRT MİKTARLARI



(5) Orman dikimle yetiştirilmiştir. Aradan geçen zaman içinde ağaçlardan dökülen tohumlardan yeterli bir gençlik gelmediği dikkatimizi çekmiştir. Tohumlar çimlenseler de yaz kuraklığında kurumaktadırlar. Bu durumda kuruyan ağaçların yerine yeniden dikim yapmak gerekmektedir. Ormanın devamlılığının sağlanması için kök ve kütük sürgünü verebilen yapraklı ağaç türleri ile daha geniş alanlarda ağaçlandırma yapılması gerekmektedir.

Sonuç olarak; ODTÜ Atatürk Ormanı'nda sarıçam, karaçam ve sedir ağaçlarında görülen kurumalar, ibre boyutlarındaki tersine farklar, zararlıların

sayısının ve zararlarının artışı, ibrelerdeki kükürt oranlarının zarar verecek düzeye yükselmesi iklim değişikliğinin ve hava kirliliğinin ortak etkisi, diğer bir deyimle "yetişme/yaşama ortamı özelliklerindeki çok faktörlü değişimlere" bağlıdır. Isınma / kuraklaşma süreci yanında Ankara'da hava kirliliği devam ettikçe, yetiştirilen ormanların sağlıklarının bozulması ve yer yer ağaçların kuruması olayları ile karşılaşılacaktır. Bozkırda yetiştirilen ağaçların sık tekerrür eden kurak dönemlerden de önemle etkilendikleri göz önüne alınmalıdır. Bu özellikten dolayı Atatürk Ormanının da belirli bir zaman planına bağlı olarak yeni dikimlerle ve özellikle yapraklı türlerle gençleştirilmesi gerekmektedir.

TEŞEKKÜRLER

*Ökse otu yapraklarının ve ibre örneklerinin alınmasında yardımlarından dolayı ODTÜ Ağaçlandırma ve Çevre Düzenleme Md'lüğünden Orman Mühendisi Fatih Kalata ile İç Anadolu Ormancılık Araştırma Enstitüsünden Mustafa Dostbil'e teşekkür ederiz.
*Beynam Ormanı örneklerini alan Hacer Semerci ve Belma Çalışkan ile Lüleburgaz örneklerini gönderen Nihan İnan'a teşekkür ederiz.
*İbre ve yaprak örneklerinde kükürt içeriklerinin belirlenmesi Çevre ve Orman Bakanlığı Referans Laboratuvarında yapılmıştır. Bu analizlerin yapılmasına izin veren Prof. Dr. Lütfü Akça ile analizlerin yapılmasında yardımını esirgemeyen Biyolog Dr. Zeynep Kırbaş'a teşekkür ederiz.

KAYNAKLAR

Aydemir, H. 1975. Ankara Çevresinde Yapılan Ağaçlandırmalarda Görülen Kurumaların Gerçek Sebebi II. Ormancılık Araştırma Enstitü Dergisi cilt:21, sayı 1, Dergi Nu. 41., (3- 8).

Çanakçıoğlu, H. 1977. Türkiye'de orman ağaç ve ağaççıklarında zarar yapan coccoidea (homoptera) türleri üzerinde araştırmalar., İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi yayınları, İ.Ü.yayın nu: 2322, O.F. yayın nu.: 227, 122s., İstanbul.

Devlet Meteoroloji İşleri Gnl. Md'lüğü 1974, Ortalama ve ekstrem kıymetler meteoroloji bülteni T.B.nu.448 Başbakanlık Basımevi – Ankara

Devlet Meteoroloji İşleri Gnl. Md'lüğü 2006, Ortalama ve ekstrem kıymetler meteoroloji verileri (CD)

Dündar, M. 1967. Ankara Civarında Çam Plantasyonlarında Gözlenen Kuruma Olayları İle Ağaçların Mineral Besin Maddesi Alımı Arasındaki İlişkiler. Ormancılık Araştırma Enstitüsü Dergisi, C.13, S. 2, Nu.26, (9-17).

Dündar, M. 1973. Ankara Civarındaki Bazı Karaçam ve Sarıçam Kültürlerinde Görülen Kurumalarla İğne Yapraklardaki Besin Maddeleri Konsantrasyon Seviyeleri Arasındaki İlişkiler. Ormancılık Araştırma Enstitüsü Yayınları. Teknik Bülten Serisi Nu. 53, (100s).

Kantarcı, M.D. 2010/1, İç Anadolu'da ortalama sıcaklık ve yağış değerlerindeki dönemsel değişimlerin ekolojik değerlendirmesi Çölleşme ile mücadele Sempozyumu 16-17.6.2010-Çorum.

Kantarcı, M. D. 2010/2, Türkiye'de ısınma ve kuraklaşma sürecinin dönemsel değişimleri ve bölgesel-ekolojik etkileri (10 sh). II. TÜRKİYE İKLİM DEĞİŞİKLİĞİ KONGRESİ (TİKDEK) 16-18.6.2010-İstanbul.

Kosztarab, M. and Kozár, F. 1988. Scale Insects of Central Europe. Akademiai Kiado, Budapest. (456s).

Özkazanç, O. ve Yücel, M. 1985. Yarı kurak mıntıka ağaçlandırmalarında zarar yapan böcekler üzerine araştırmalar. Ormancılık Araştırma Enstitüsü Yayınları. Teknik Bülten Serisi NO: 153., (45 s).

Ülgentürk and Toros. 1986. Ankara İli park bitkilerinde zararlı Diaspididae (Homoptera: Coccoidea) Türleri ve Konukçuları. In: Turkiye III. Entomoloji Kongresi Bildirileri (541-548) Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Bitki Koruma Bölümü, Ankara.

Şimşek, Z.,2004 Kitin Sentezini Engelleyen Diflubenzuron İlacının Sarıçamın Önemli Zararlısı olan Çalı Antenli Çam Yaprak Arısı (Diprion pini L. Hymenoptera- Diprionidadae) Mücadelesine Kullanım İmkânlarının Araştırılması. Süleyman Demirel Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi Seri: A, Sayı 2: (48-59).

İÇ ORTAM KİRLİLİK DAĞILIMININ GÖRSELLEŞTİRİLMESİNDE CBS TABANLI BİR YÖNTEM ÖNERİSİ

Esra TATLI[1(*)], Ferhat KARACA[1], Ahmet KARABURUN[2], Ömer AĞA[1]

[1] Fatih Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34500, Büyükçekmece, İstanbul
[2] Fatih Üniversitesi, Coğrafya Bölümü, 34500, Büyükçekmece, İstanbul

ÖZET

Bu çalışmanın amacı iç ortam hava kalitesi değerlendirmelerinde sıklıkla kullanılan enterpolasyon yöntemi ile hazırlanan kirlilik haritalarının daha doğru ve etkin bir şekilde kullanılabilmesi için bir uygulama yöntemi önerilmesidir. Bu amaçla birbiri ile bağlantılı (kapı ve koridorlar ile), duvarlar ile sınırlandırılmış ve ayrıştırılmış alanlarda (odalar, koridorlar ve diğer kapalı alanlar) doğru kirlilik haritaları oluşturmak için bir Coğrafi Bilgi Sistemi (CBS) tabanlı yöntem önerilmiştir. Bir kreş ortamında karbondioksit ölçümleri yapılarak önerilen yöntemin klasik uygulama yöntemleri (uzaysal enterpolasyon) ile mukayesesi yapılmıştır. Çalışma alanı olarak bir kreşin seçilmesinin temel nedeni okul öncesi çocukların yetişkinlere oranla zamanının önemli çoğunluğunu iç ortamda geçirmeleri ve fizyolojik ve sosyal çevreden daha çok etkilenmeleridir. İzleme parametresi ise kolay ölçülebilme ve temel iç ortam hava kalitesi parametresi olması nedeniyle karbondioksit (CO_2) gazı olarak belirlenmiştir. Ölçüm sonuçları klasik yöntem ve önerilen yöntem kullanılarak görüntülenmiş, elde edilen bulgular tartışılarak; avantaj ve dezavantajları belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: İç ortam hava kalitesi, Kreş, CO_2, CBS.

GİRİŞ

Kabul edilebilir iç hava kalitesi *"içinde, bilinen kirleticilerin, yetkili kuruluşlar tarafından belirlenmiş zararlı konsantrasyonlar seviyelerinde bulunmadığı ve bu hava içinde bulunan insanların %80 veya üzerindeki oranın havanın kalitesiyle ilgili herhangi bir memnuniyetsizlik hissetmediği hava"* olarak ifade edilebilir [1, 2]. Bu çerçevede değerlendirildiğinde kapalı ortamlar insanların temel sağlık ve konfor gereksinimlerini karşılamalıdır. İnsanlar günlük aktivitelerinin büyük bir kısmını ev ve işyerleri gibi kapalı mekânlarda geçirdikleri için, bu mekânların fiziki şartları çalışma verimini ve kişisel yaşam kalitesini doğrudan etkilemektedir. İç hava kalitesinin belirlenmesi veya değerlendirilmesinde ısı, ışık, nem ve kirletici değerleri gibi kriterler yaygın olarak kullanılmaktadır. Bunlardan en önemli ölçütlerden birisi iç hava karbondioksit seviyesidir. İç ortam içerisinde karbondioksitin birincil kaynağı insanlar olup havalandırmanın olmadığı veya yetersiz olduğu kapalı alanlarda yüksek değerlere rahatlıkla ulaşılabilir. Bu tip ortamlarınların havasına kısaca "solunmuş hava" veya "kullanılmış hava" denilebilir. Bu tip solunmuş hava

* esratatli_air@hotmail.com

oranı yüksek olan ortamlar; hava geçirmez yapılarda, hava girişi sınırlı olan kalabalık mekanlarda ve yüksek aktiviteleri olan alanlarda kolaylıkla oluşur [3].

İç hava kalitesinin insan sağlığı ile olan ilişkisi değerlendirildiğinde iç ortam havasından özellikle çocukların daha çok etkilendiği söylenebilir. Zamanlarının büyük bir bölümünü geçirdikleri kreşler ve ilkokullarda maruz kalınan seviyeler, bağışıklık sistemlerinin henüz gelişmemiş olmasından dolayı çocuklar açısından daha fazla önem arz etmektedir. Çocuklar, iç hava şartlarına ve kirleticilere karşı yetişkinlere kıyasla daha hassastırlar. Kapalı ve sınırlandırılmış özellikleri nedeniyle iç hava içersinde bir kirletici kaynağı olması durumunda yüksek kirletici seviyelerine ulaşılabilmesi, bu tip ortamlarda bulunanların astım ataklarını tetiklemekte ve özelikle de çocuklar arasında astım riskini artırmaktadır [4]. İç hava kirleticilerine maruz kalan kişilerin tüm öğrenme ve öğretme süreçlerinin de olumsuz yönde etkilendiği literatürde belirtilmiştir [5].

Yukarıda bahsedilen değerlendirilmeler ele alındığında, iç ortamlarda etkin hava kalitesi yönetiminin önemi açıkça ortaya çıkmaktadır. Bu çerçevede iç ortam hava kalitesi yönetimi bazı temel bileşenleri içermelidir. Bunlar kısaca; i) kalite parametrelerinin ölçülmesi ve izlenmesi, ii) insan sağlığı ve konforu üzerine etkilerin araştırılması, iii) malzeme ve diğer paydaşlar üzerine etkilerin değerlendirilmesi, iv) kirletici kaynaklarının tespiti ve bertarafı v) ve havalandırma ve/veya şartlandırma uygulamaları şeklinde özetlenebilir [6]. Özellikle kirletici parametrelerin izlenmesi ve havalandırma uygulamaları iç hava yönetiminin olmazsa olmaz bileşenleridir. Etkin bir iç hava yönetimi için kirleticilerin ilgili alandaki dağılımı ve yayılımı iyi bilinmelidir. Ancak bu suretle iç ortamdaki kirlilik yayılımını etkileyen fiziksel faktörler değerlendirilebilir ve kaynak alan ve/veya noktalar etkin bir şekilde tespit edilerek yönetilebilir veya bertaraf edilebilir. Bu amaçla kullanılabilecek en etkin yöntemlerden birisi; "görsel işaretleme" veya "görselleştirme" olarak da ifade edebileceğimiz; kirlilik veya iç ortam kalite ölçütlerinin yüksek çözünürlükte haritalanmasıdır. Bu tip bir uygulamada en sınırlayıcı faktör yüksek çözünürlükte ölçüm yapmanın veya örnek toplamanın zorluğudur. Ancak temsil edici sayıda ve miktarda örnek toplanarak enterpolasyon yöntemi ile bilinmeyen veya ölçüm yapılamayan alanlar veya noktalar için parametre tahminleri yapılabilmektedir. Böylelikle ilgili tüm alan için yüksek çözünürlükte görsel yayılım haritaları oluşturulabilir.

Bu çalışmada sınırlandırılmış kapalı alanlardan oluşan bir bina kompleksi için kirlilik yayılımını gözlemlemek amacıyla Coğrafi Bilgi Sisteminden yararlanılmıştır. Kullanılan yönetem temelde mekânsal enterpolasyon yöntemidir. Bu yöntem bir alan içerindeki bilinen veya ölçülen sınırlı sayıda değeri kullanarak bilinmeyen değerleri tahmin etme işlemidir. Yapılan bu çalışma iç ortama hava kalitesi yönetiminin en önemli bileşenlerinden birisi olan ölçme ve izleme aşamasında kullanılacak bilgiyi etkin bir şekilde oluşturmayı sağlamaktadır. Bu çalışmanın temel amacı iç ortamdaki kirleticilerin yayılımı ve davranışını etkin ve doğru bir şekilde görselleştirmek için yeni bir CBS tabanlı haritalama yöntemi önerisidir.

YÖNTEM

Örnekleme Alanı. İç ortam hava kalitesi parametrelerinden olan karbondioksit ölçümü, çocukların yoğun olduğu bir zamanda Fatih Üniversitesi Büyükçekmece Kampüsünde bulunan kreşte yapılmıştır. Örnekleme kreş içerisinde bulunan tüm odalarda her bir sınırlandırılmış alanı temsil edecek nitelik ve nicelikte yapılmıştır. Örnekleme sırasında insanların faaliyetlerine ve ortam şartlarına herhangi bir müdahele edilmemiştir.

Kreş A, B ve C olmak üzere 3 bloktan oluşan L şeklinde bir yerleşime sahiptir (Şekil 1). Kreşin sağ bölgesinde bulunan A blok içerisinde oyun odasının da bulunduğu 5 odadan oluşmaktadır ve bu blokta 5-6 yaş grubu çocuklar bulunmaktadır. Sol bölgesi olan B blokta ise 8 odada 0-4 yaş grubu çocuklar eğitim görmekte ve C blok tüm personel ve çocukların günlük beslenmelerinin karşıladığı yemekhane olarak kullanılmaktadır. Kreş içerisindeki her bir oda belirli yaş aralığındaki çocuklara ayrılmıştır ve örneklemenin yapıldığı zamanda odalarda çocuklar ve öğretmenleri bulunmaktadır. Kreşte personel ve çocuklar dışında bebeklerin bakımı için öğlen saatlerinde anneleri de gelmektedir.

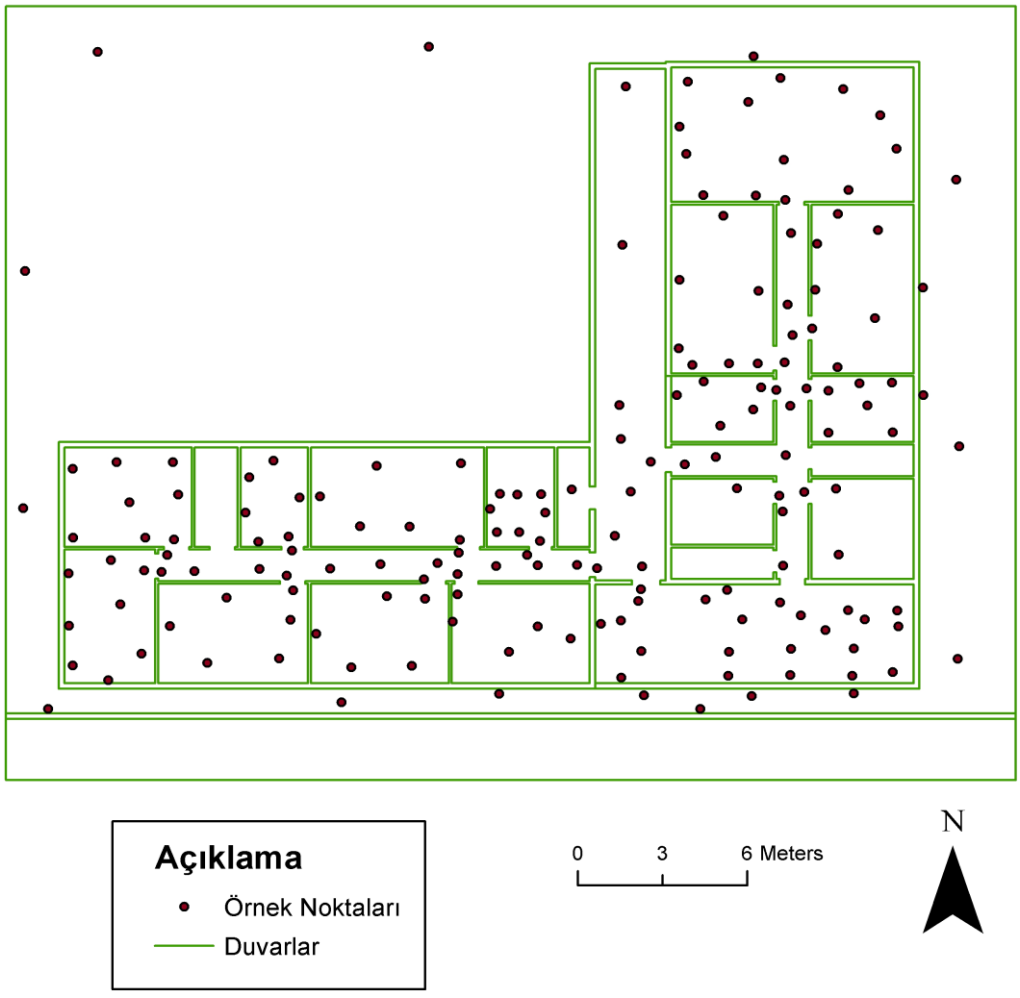
İç ortamda 5-6 yaş grubu çocukların kullandığı oyun odası vardır ve dış ortamda ayrı olarak oyun alanı bulunmaktadır. Dış ortam ölçümleri iç ortam örneklemesi bittikten sonra yapılmıştır. Şekil 1'de örnekleme yapılan kreşin yerleşim planı gözükmektedir.

Şekil 1. Kreş yerleşim planı (402 m^2)

Her bir odada halı bulunmaktadır. Kreş düzenli bir şekilde temizlenmekte ve gerekli havalandırma yapılmaktadır. Her bir odada ısıtma sistemi olarak

merkezi kalorifer sistemi bulunmakta, buna ek olarak odalarda klima sistemi de bulunmaktadır. Sabah kahvaltıları kreş içerisindeki yemekhanede hazırlanmakta ve yenilmekte, öğlen yemekleri dışarıdan gelmekte ve yine aynı yemekhanede yenilmektedir. Bu durum sabah saatleri için potansiyel bir karbondioksit emisyon kaynağı veya alanı oluşturmaktadır.

CO_2 Örnekleme Yöntemi. Bu çalışmada iç ortam hava kalitesinin değerlendirilmesi ve önerilen yöntem kullanılarak kirletici yayılım haritalarının hazırlanması için CO_2 parametresi seçilmiştir. Karbondioksit ölçümleri bir adet taşınabilir CO_2 ölçer (Extech CO250) cihazı kullanılarak kreş içerisinde tespit edilen 173 ayrı noktada yapılmıştır. Ölçme işlemleri bir servis sehpası üzerinde sabit yükseklik ve hareketsiz ortam sağlanarak yapılmıştır. Odaların büyüklüğü de dikkate alınarak ortamdaki karbondioksit seviyesini temsil edecek sayıda noktalardan ölçüm alınmıştır. Şekil 2'de örnekleme yapılan alanın örnekleme noktaları ve mekansal dağılımı gösterilmiştir.



Şekil 2. Örnekleme noktaları ve mekansal dağılımı

CBS Tabanlı Mekânsal Enterpolasyon. Mekânsal enterpolasyon yöntemleri deterministik ve stokastik olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır [7]. Deterministik enterpolasyon metodu ölçme noktalarından birbirlerine yakın

noktalar arasındaki mekânsal otokorelasyon veya ölçme noktalarından geçen yüzeyin keskin hatların yumuşatılması teknikleri ile yüzey oluşturulması sağlanmaktadır. Stokastik yöntemler ise tahminlerdeki belirsizlik ve hataları ortaya koyan istatistikî yöntemleri kullanmaktadır [8]. Deterministik enterpolasyon tekniklerinin başlıcaları "*Ters Mesafe Ağırlıklı (Inverse Distance Weighted)*", "*Yerel Polinom (Local Polynomial)*", ve "*Radyal Bazlı Fonksyionlar (Radial Basis Functions)*" şeklindedir. Stokastik yöntemlere örnek olarak ise "*Kriging*" ve "*Co-kriging*" yöntemleri verilebilir.

Bu çalışmada Inverse Distance Weighted- IDW metodunun kullanılması tercih edilmiştir. Bu yöntem yerel enterpolasyon metodu olarak da adlandırılmakta yani değeri tahmin edilmek istenen bir nokta uzaktaki bir noktaya kıyasla hemen yakınındaki bir noktanın değerinden daha fazla etkilenmektedir. Bu yöntemde bilinmeyen noktalardaki değerler aşağıdaki verilen (1) numaralı eşitlik yardımıyla hesaplanabilir.

$$Z_o = \frac{\sum_{i=1}^{s} Z_i \frac{1}{d_i^k}}{\sum_{i=i}^{s} \frac{1}{d_i^k}} \qquad (1)$$

Buarada;

$\mathbf{Z_o}$ **=** ***o*** noktasında hesaplanan değer
$\mathbf{Z_i}$ **=** ***i*** noktasında hesaplanan değer
$\boldsymbol{d_i}$ **=** ***i*** ve ***o*** noktası arasındaki mesafe
k **=** Güç değerini ifade etmektedir.

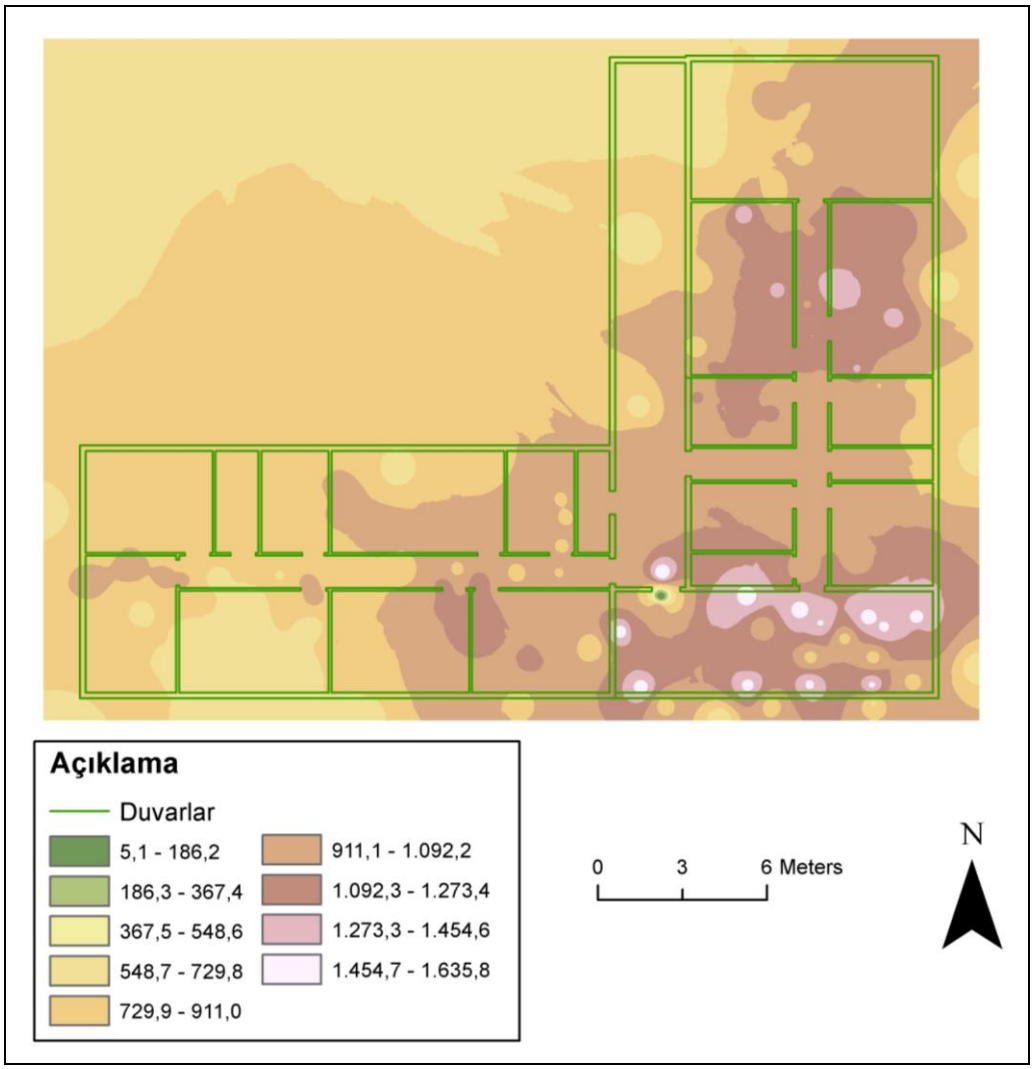
Bu çalışmada iç ortamlarda yayıgın olarak uygulanan IDW yöntemi bariyer tanımlamaları yapılmak sureti ile uygulanmıştır. IDW uygulamasının bariyer tanımlaması yapılmak sureti ile uygulanması sınırlandırılmış iç ortamlar için çok daha doğru sonuçlar verebilecek bir yöntem olarak görülmektedir.

Ölçme yapılırken odaların kapıları açık bırakılmış ve kreşin tamamında temsil edici birçok noktadan (173) karbondioksit ölçümleri alınmıştır (Bakınız: Bölüm *"CO_2 Örneklem Yöntemi"*). Elde edilen veriler ArcGIS coğrafi bilgi sistemi yazılımı kullanılarak IDW enterpolasyon yöntemi ile karbondioksit yayılım haritası üretilmiştir. İkinci aşamada ise bu çalışmada önerilen yöntem olan bariyer tanımlamaları yapılmak sureti ile IDW uygulamasına geçilmiştir. Bu aşamada oda duvarları IDW yönteminde bariyer olarak ele alınmış ve aralarında duvar bulunan noktalar enterpolasyona katılmamıştır.

TARTIŞMA ve SONUÇLAR

İç ortamlarda hava kalitesinin ölçülmesi ve ölçüm sonuçları kullanılarak kirletici davranışı ve yayılımının analiz edilmesi son yıllarda özellikle bilgisayar destekli haritalama yöntemlerinin gelişmesi ve yaygınlaşması ile daha etkin bir şekilde yapılabilmektedir. Genel olarak literatüre bakıldığında çok noktadan toplanan örnekler deterministik enterpolosyon teknikleri kullanılarak belirli bir sınır içersinde yayılım haritaları haline dönüştürülmektedir. Bu yöntemlerin uygulanması sürecinde karşılaşılan en

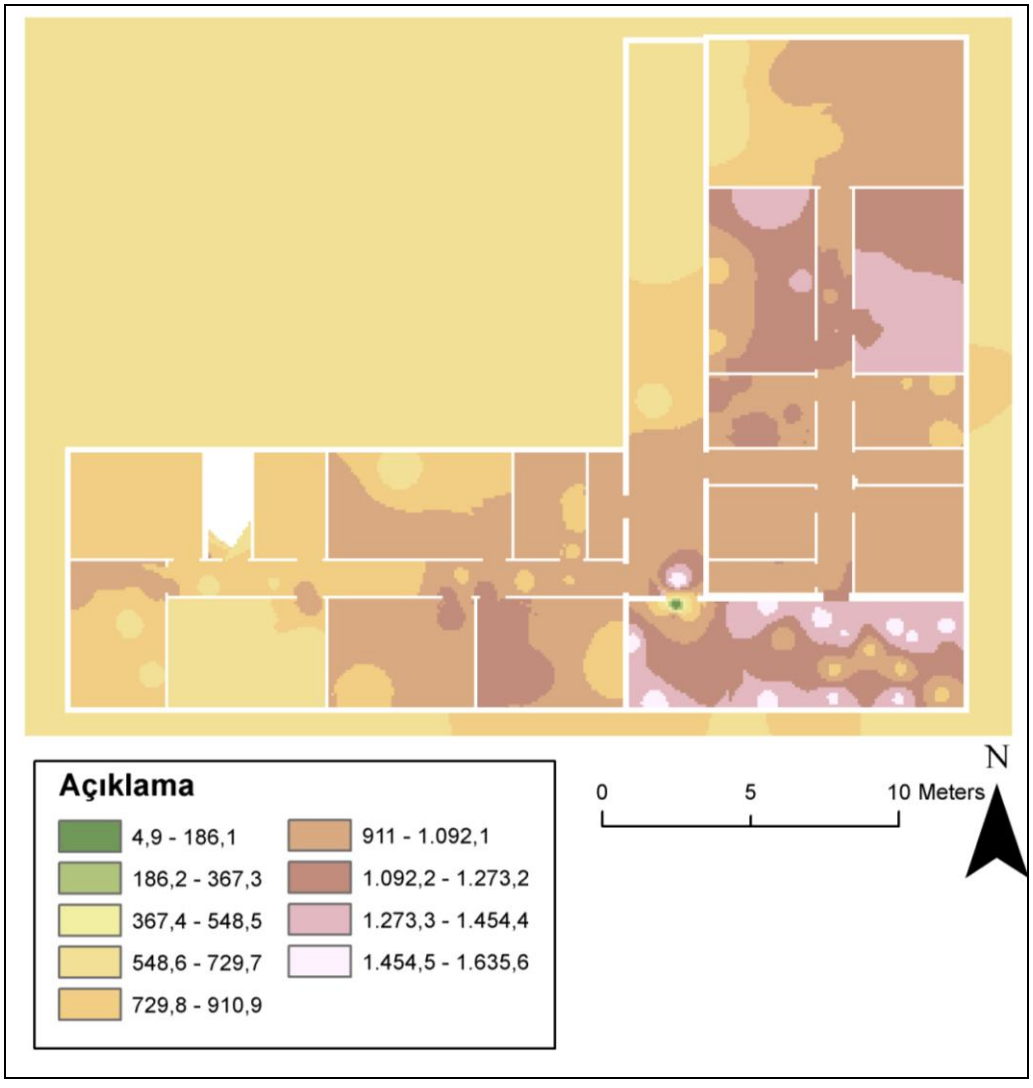
önemli uygulama hatası odalardan oluşan bina veya yapılarda; ayrıştırılmış veya nispeten yalıtılmış olan yapısal özelliklerinin dikkate alınmamasıdır. Bu çalışmada karbondioksit ölçüm sonuçları bariyerli ve bariyersiz olarak değerlendirmeye alınmıştır. İlk aşamasında kirletici yayılım haritası IDW yöntemi kullanılarak oluşturulmuş ve Şekil 3'te verilmiştir. İkinci aşamada ise bariyer tanımlamaları yapılmış ve gene aynı algoritma kullanılarak Şekil 4'te verilen yayılım haritası elde edilmiştir.



Şekil 3. Karbondioksit dağılım haritası (Bariyer kullanılmadan)

Şekil 3 incelendiğinde kirletici yayılımının veya derişiminin Mutfak ve civarında yoğunlaştığı görülmektedir. Diğer önemli kirlilik gözlenen alan ise 5-6 yaş grup öğrencilerin bulunduğu ve ölçüm sürecinde ders gördükleri Z01-A kodlu odalardır. Bu haritalar nispeten ihtiyaca cevap verebilecek niteliktte görülmelerine rağmen oda yapıları ve sınırlandırılmış alanlar incelendiğinde kirliliğin veya izlenen parametrenin duvar olan alanlardan diğer alanlara yayıldığı ve diğer alan ve odalarda kirlilik oluşmasına neden olduğu şeklindeki bir yanlış algının oluşmasına neden olmaktadır. Özellikle Z01-A kodlu odalar değerlendirildiğinde kaynağın neresi olduğu net olarak belilenememektedir.

IDW uygulamaları ilgili algoritma dikkate alındığında noktalar arasındaki mesafe arttıkça etki değerinin azalacağı görülmektedir. Değeri tahmin edilecek nokta için ya bir yarıçap mesafesi veya nokta sayısı belirlenmektedir. K güç değeri artıkça uzaktaki noktaların etkisi azalmaktadır. Bu durum yapılan uygulamada da görülmekte ve gerçek şartların doğru olarak temsil edilmesini engellemektedir. Zira coğrafi olarak bir birine yakın gibi duran iki nokta arasında bir duvar olması yöntem tarafından değerlendirmeye alınmamakta ve tamamen yanlış bir sonucun ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Öte yandan bir birine uzak gibi görünen fakat aynı alan/oda içersinde bulunan iki noktada ise tamamen farklı değerler gözlenebilmektedir.



Şekil 4. Karbondioksit dağılım haritası (bariyer kullanılarak)

ArcGIS® yazılımı IDW metodunu kullanırken noktalar arasında enterpolasyon yapılması esnasında bariyer kullanma/tanımlama imkânı vermektedir. Şekil 3 ve 4 incelendiğinde aralarında bariyer bulunan noktaların enterpolasyona dâhil olmadığı ve elde edilen haritalar arasında tipik farklılıklar olduğu açıkça görülmektedir. Bariyer kullanılması durumunda aralarında bariyer olan noktalar arasında enterpolasyon yapılmamaktadır. Böylelikle kapalı alanlar kendi içersinde müstakil olarak değerlendirilmekte, eğer alanlar arasında

bağlantı sağlayan bir bölge varsa (mesela kapılar) bu bağlantı alanları kirli olandan az kirli olan alana doğru bir yayılım kaynağı olarak net bir şekilde ortaya çıkmaktadır. Veya az kirli olan alanlardan kirli olan alanlara doğru bir temiz hava alışı olduğuda gözlenebilir. Şekil 4 incelendiğinde ana koridor ve mutfak kapısı arasındaki geçişten koridordan mutfağa doğru bir temiz hava akışı veya sirkülasyonu olduğu gözlenmektedir. Mutfak içersine ana koridordan giren nispeten temiz hava diğer kapıdan ara koridora kartbondioksit yüklü hava olarak çıkmaktadır. Mutfağın tam orta noktasında boylu boyunca uzanan karbondiosit kaynağı ise yemek masası etrafında bulunan insanların yerleşimi ile ilgi göstermektedir. 5-6 yaş odasında gözlenen homojen olmayan dağılım odanın ısınma özelliği ile ilgili olabilir. Bu çalışma yapıldığında oda kalorifer sistemi ile ısıtıldığı için odanın bir alanı diğer alnına göre daha sıcak olmatadır ve genelde de çocuklar sıcak bölgede kalmayı tercih etmektedirler.
Benzer şekilde geçişler arasında temiz hava akış yönü veya kirli hava akış yönleri çok net olarak belirlenmiştir. Elde edilen bu bulgular uygulanan yöntemin hava akış analizi veya kirlik davranış ve yayılma analizlerinin yapılmasında çok daha net ve doğru sonuçların ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Aynı durum oyun odasında da gözlenmektedir. Koridorlarda daha kirli bir hava bulunmakta ve oyun odasına bu koridorlardan bir geçiş harita üzerinde gözlenmektedir.

Şekil 4 incelendiğinde iç ortam hava kalitesinin izlenen parametre için dış ortamla çok bir ilgisini olmadığı görülmektedir. Zira bu çalışma yapılırken tüm pencereler kapatılmış ve 1 saat süreyle dış hava olan iritibat kesilmiştir. Şekil 3 ise uygulanan yöntemin doğası gereği iç ve dış ortam arasında hiç bir ayırım gözetmemiş ve ortamlar arasında bir enterpolasyon yaparak ilişki oluşmasına neden olmuştur.

KAYNAKLAR

[1] ASHRAE, Standard 62- 1989- Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Atlanta, 1989,
[2] ASHRAE, Standard 62- 2001- Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Atlanta, 2001.
[3] Hess-Kosa, K. Indoor Air Quality, Sampling Methodologies, Levis Publishers, New York, 2001
[4] Internet/IAQ/Indoor Air Quality in Connecticut Schools Executive Summary.htm, Yayın Tarihi: 29.06.2010
[5] Peter J.F., Indoor air quality and respiratory health of children, Paediatric Respiratory Reviews, Volume 8, Issue 4, 2007, Pages 281-286
[6] Ferhat Karaca, "Değer ve Risk Yönetimi Açısından Müzeler: İç Ortam Hava Kalitesinin Yönetimi ve Uygun Kontrol Sistemleri", RVC-IST Magazin, Vol. 1, No. 10, Aug. 2009, pp. 74-78
[7] Isaaks, E.H. and Srivastava, R.M., 1989. An Introduction to applied Geostatistics. Oxford Uni. Press, Inc. New York, 561 pp.
[8] ESRI, 2001. Arcgis Geostatical Analyst , A White Paper, Environmental System Research Institute.Inc. Redlans, California.

ISPARTADA HAVA KİRLİLİĞİ SORUNU VE SOLUNUM SİSTEMİ SAĞLIĞI ÜZERİNE ETKİLERİ

Şebnem TAYLAN(*), Fevzi ŞEVİK, Sevin LEVENT

Süleyman Demirel Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Çünür, Isparta, 32260

ÖZET

Hava kirliliği, artan sanayileşme ve nüfusa bağlı olarak günümüzde önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir. Isparta'nın topografik ve meteorolojik özellikleri incelendiğinde kış aylarında, inversiyonlu günlerin seyrek aralıklarla hüküm sürdüğü şehir merkezinde hava kalitesinin bozulduğu görülmüştür. Bu çalışmada, Isparta'nın 2007-2010 yılları arasında hava kirliliği düzeyleri, Isparta Kömür Analiz Laboratuarı verileri ve Süleyman Demirel Üniversitesi Araştırma ve Uygulama Hastanesi Poliklinikleri ve Kliniklerinden alınan 2007-2010 yıllarına ait başvuran hastaların tanısal solunum hastalıkları arasındaki ilişki incelenmiştir. Hava kirliliği parametresi olarak SO_2 ve PM_{10} değerleri dikkate alınmıştır. Hastane verilerinde bulunan tanısal hastalıklar; astım, kronik bronşit ve kronik obstrüktif akciğer hastalıklarıdır. Yapılan çalışma sonucunda Isparta'nın hava kalitesinin bozulmaması ve hava kirliliğinin solunum sistemi sağlığı üzerine etkisini azaltmak için kaliteli yakıt ve yakma sistemlerinin kullanılması zorunlu hale getirilmesi sonucu ortaya çıkmıştır.

Anahtar Sözcükler: Hava kirliliği, Kaliteli yakıt ve yakma sistemleri, Solunum sistemi sağlığı.

GİRİŞ

Hava kirliliği kısaca havada istenmeyen maddelerin bulunmasıdır. Bir başka deyişle hava kirliliği; havada katı, sıvı ve gaz şeklindeki yabancı maddelerin insan sağlığına, canlı hayatına ve ekolojik dengeye zarar verecek miktar, yoğunluk ve sürede atmosferde bulunmasıdır. İnsanların çeşitli faaliyetleri sonucu meydana gelen üretim ve tüketim aktiviteleri sırasında ortaya çıkan atıklarla hava tabakası kirlenerek, yeryüzündeki canlı hayatı olumsuz yönde etkilenmektedir.

Isparta'da yaşanan çevre problemlerinin en önemlilerinden birisi hava kirliliğidir. Hava kirliliği kontrolünde esas amaç insan sağlığının korunması ve doğa üzerindeki zararların önlenmesidir. Isparta'da hava kirliliğinin başlıca kaynakları konutların ısıtılması ve endüstriyel faaliyetlerdir. Özellikle kış döneminde konut ısıtma amacıyla kullanılan fosil yakıtlar yoğun bir şekilde kirlenmeye yol açmaktadır. Genel olarak karbonmonoksit (CO), kükürt oksitler (SO_x), azot oksitler (NO_x), partiküller ve yanmamış hidrokarbonlar hava kirleticilerinin en önemlilerindendir.

* sebnem-88@hotmail.com

Ayrıca hava kirliliği insanlarda da çeşitli hastalıklara yol açar. İnsanlarda solunum yolu hastalıklarının artmasına sebep olmaktadır. Örneğin kükürt dioksit (SO_2)'in, üst solunum yollarında keskin, boğucu ve tahriş edici etkileri vardır. Özellikle duman akciğerden alveollere kadar girerek olumsuz etki yapmaktadır.

Kirli havanın doğa üzerindeki etkisi; sanayi, endüstri ve ısınmada kullanılan fosil yakıtlar ile ormanların tahribi ve arazi değişmesi sonucu, atmosferdeki karbondioksit miktarının %5 oranında artmasıdır. Bunun da küresel ısınmaya yol açabileceği öngörülmektedir.

Isparta'nın Topografik Yapısı ve Meteorolojik Durumu. Isparta ili Akdeniz Bölgesinin batısında Göller Bölgesi olarak adlandırılan iç kesimlerinde yer alır. 250.000'e yaklaşan nüfusu ile gelişmekte olan orta büyüklükteki şehirlerimizden biridir. Şehir merkezinin iklimi Akdeniz iklimi ve karasal iklim arasında bir geçiş özelliği göstermektedir. Denizden yüksekliği 1024 metre olan şehir merkezi, genel bir görüntü olarak dört tarafı dağlarla çevrili çanak şeklinde bir topografik yapıya sahiptir.

Isparta şehrinin güney tarafı tamamen kapalı, doğusu kısmen kapalı, kuzeyi açık ve batısı kısmen açıktır. Özellikle şehrin güneydoğusunun kapalı olması hakim rüzgarları kısmen kesmekte ve böylelikle şehir üzerinde oluşan kirliliğin seyrelmesini engellemekte ve bundan dolayı şehir üzerindeki kirli hava dağılmayarak şehrin çukur bölgelerinde yoğunlaşmaktadır. Böylelikle şehrin topografik yapısı kirlenmeye müsait bir ortam oluşturmaktadır. Denizden uzak ve yüksekte bulunması nedeni ile Isparta havasının nem miktarı oldukça azdır. 1975-2008 yılları arasında gerçekleşen ortalama sıcaklık ve yağış değerleri Tablo 1'de gösterilmiştir(1).

Özellikle kış aylarında meydana gelen sis, radyasyon ve inversiyon sisidir. Bunun nedeni de merkezde bulunan endüstriyel fabrikaların bacalarından çıkan partikül maddelerin yoğunlaşma çekirdeği gibi davranmasıdır(2).

Tablo 1. Uzun Yıllar İçinde Gerçekleşen Ortalama Değerler (1975 - 2008)

ISPARTA	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık
Ortalama Sıcaklık (°C)	1.8	2.6	5.9	10.6	15.5	20.1	23.5	22.9	18.3	12.8	7.0	3.1
Ortalama En Yüksek Sıcaklık (°C)	6.5	7.6	11.7	16.4	21.8	26.6	30.3	30.3	26.6	20.7	13.4	7.7
Ortalama En Düşük Sıcaklık (°C)	-2.2	-1.8	0.4	4.4	8.1	11.8	14.9	14.3	10.0	6.0	1.7	-0.9
Ortalama Güneşlenme Süresi (saat)	3.8	4.9	6.1	6.9	8.7	11.0	11.8	11.3	9.8	7.3	5.2	3.3
Ortalama Yağışlı Gün Sayısı	12.0	10.6	10.7	11.4	10.4	6.2	4.0	2.9	3.5	6.2	8.3	12.4
Ortalama Yağış Miktarı (kg/m^2)	64.2	54.9	52.8	58.8	46.0	27.8	12.8	12.9	15.4	38.0	51.5	70.9

Isparta'da Hava Kirliliği Nedenleri. Çevremizde gerçekleşen birçok olay hava kirliliğine neden olmaktadır. Hava kirliliği kaynaklarına göre 2'ye ayrılır:

Doğal kaynaklar. Doğada gerçekleşen bazı doğal olaylar sonucu havayı kirleten maddeler ortaya çıkabilmektedir. Bu yolla ortaya çıkan kirleticiler atmosferde uzun süre kalmazlar, Bu olaylar:

- Yanardağ faaliyetleri
- Orman yangınları
- Çöl tozları
- Açık arazideki hayvan türlerinin ve bitki örtüsünün bozulması

Yapay kaynaklar. İnsanoğlunun yaptığı faaliyetler nedeniyle doğanın dengesi olumsuz etkilenmektedir. Hava kirliliğinde, suni kaynaklardan meydan gelen kirlilik daha önemlidir. Çünkü günümüzde insanları en çok ilgilendiren, özellikle büyük yerleşim merkezleri ve sanayi alanlarındaki hava kirliliğidir. Bu kirlilik de daha çok insan faaliyetleri sonucu meydana gelir. Bu kaynaklar şöyle sıralanabilir:

- Isınma
- Ulaşım
- Sanayi

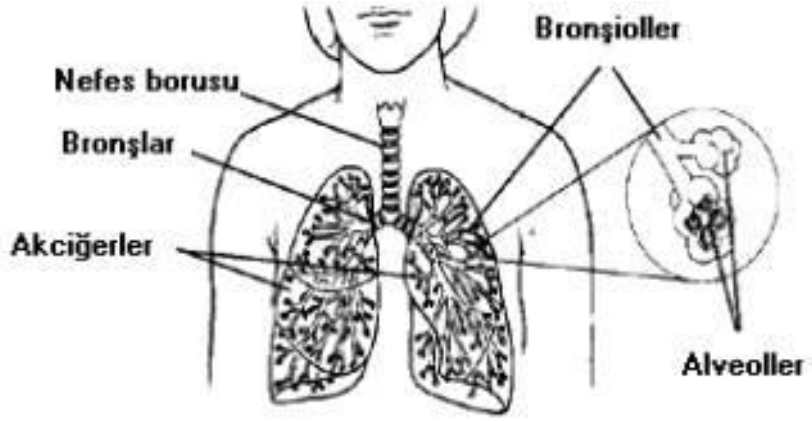
İnsan kaynaklı faaliyetlerden oluşan bu kirlilik, bulunan bölgenin endüstriyel gelişimi, nüfusu, şehirleşme durumu gibi faktörlere bağlı olarak değişim gösterir. Meteorolojik faktörler, konum ve topagrafik yapı, plansız kentleşme ve yeşil alanların yeterli miktarda bulunmaması ve kullanılan yakıtların kalitesi yapay kaynaklardan oluşan kirliliği etkileyen faktörlerdir.

Isparta'da hava kalitesini olumsuz yönde etkileyen birçok neden vardır. Özellikle Ekim Mart ayları arasındaki kış döneminde şehrin topografik yapısındaki olumsuzluklar, ortalama hava sıcaklığının düşük olması nedeni ile kullanılan yakıt miktarının artması ve rüzgar hızının yeterli olmaması hava kirliliği potansiyelini önemli ölçüde arttırmaktadır. İnversiyon olayı; hava akımının zayıf, nispi nemin de fazla olması sonucu yanma neticesinde açığa çıkan partikül maddelerin yoğunlaşma çekirdeği gibi davranıp yer seviyesindeki sıcaklığın artmasını önleyerek oluşan sisin ağırlaşarak tabana çökmesi sonucu meydana gelir. Hava kirliliği meteorolojisinde hava sıcaklığının yükseklikle azalma hızı, kirleticilerin düşey yönde seyrelmesini etkileyen en önemli etkenlerden bir tanesidir (3).

Hava Kirliliğinin İnsan Sağlığına Olan Etkileri. İnsanların sağlıklı ve rahat yaşayabilmesi için teneffüs edilen havanın mutlaka temiz olması gerekmektedir. Havanın doğal yapısını bozan ve kirleten maddelerin başka bir deyişle kirli havanın solunması, özellikle akciğer dokularını tahrip edici ve öldürücü olabilmektedir. Ortalama bir yetişkinin solunum sistemi 500 cm^3 kapasiteli olup bunun yarısı havadır (4).

Solunum yolu ile alınan hava içerisindeki parçacıklar ve duman, teneffüs esnasında yutulur ve akciğerlere kadar ulaşır. Solunum sisteminin derinliklerinde depolanan bu parçacıklar, akciğer kanserlerine kadar varan

hasarlar yapabilmektedir. Hava kirleticileri insan vücuduna ağız, burun, nefes borusu ve akciğerler yolu ile girerek bu bölgelere ve akciğerlerden kana karışarak vücudun diğer yerlerine ulaşırlar. Gaz halindeki kirleticilerin hava fazından kan (sıvı) fazına geçişleri "alveol" denilen torbacıklarda meydana gelir. Şekil 1'de de görüldüğü gibi akciğerlerde bu alveollerden milyonlarca adet bulunmaktadır. Alveollerde, havadaki oksijen kana, kandaki CO_2 havaya geçer (5).



Şekil 2. Bronş sistemi ve alveoller.

Hava Kirletici Parametreler. Hava Kirleticileri gaz ve partikül halindeki kirleticiler olarak iki grupta toplanabilir. Bu çalışmada gaz halindeki kirleticilerden SO2 ve partikül halindeki kirleticilerin sağlığa etkileri ele alınmıştır.

Kükürt dioksit. Kükürt dioksit (SO2) ve kükürt trioksit (SO3) kükürt oksitlerinin atmosferde en çok bulunan türleridir. Renksiz bir gaz olan SO2, 0.3-1.0 ppm arasında keskin kokusu vardır. Atmosferde fotokimyasal veya katalitik reaksiyonlar neticesinde SO_2 kısmen SO_3 veya sülfürik aside ve bunun tuzlarına dönüşür. Partiküller ve rutubet ile birlikte daha zarar verici etkileri vardır (sinerjistik etki). Yapılan araştırmalar, SO_2 ve SO_3'ün fizyolojik etkilerinin daha ziyade üst solunum yollarında, keskin, boğucu ve tahriş edici bir özellik göstermesi şeklinde görüldüğünü ortaya çıkarmıştır.

Partiküller. Partiküllerin solunum sistemi ve akciğerlerdeki hareketleri ve etkileri, aerodinamik karakteristiklerine (çap veya büyüklük, şekil, yoğunluk) bağlıdır. Partiküllerin solunum sisteminin çeşitli bölgelerindeki birikimi, büyüklüklerine bağlıdır. Burun delikleri, çok ince partiküllerin yanında oldukça büyük toz partiküllerinin de burun kısmından girmelerine izin verirler. Partiküller daha sonra solunum sistemi ve akciğerlerde çeşitli mekanizmaların etkisiyle tutulurlar. Kirletici parametreler ve sağlık etkileri Tablo 2'de gösterilmiştir.

YÖNTEM

Yapılan çalışmada, Ekim 2007 ile Mart 2009 ayları arasında aylık hava kirliliği parametre değerleri ile o aylarda insanlarda görülen rahatsızlıklar arasında bir ilişki kurulması hedeflenmiştir. Bu amaçla Isparta Çevre ve Orman İl

Müdürlüğünden alınan aylık SO_2 ve PM konsantrasyon değerleri hava kirliliği parametreleri olarak dikkate alınmıştır. Hastalık bilgileri olarak da Isparta Süleyman Demirel Üniversitesi Araştırma ve Uygulama Hastanesi Polikliniklerine ve Kliniklerine başvuran hasta sayılarından yararlanılmıştır.

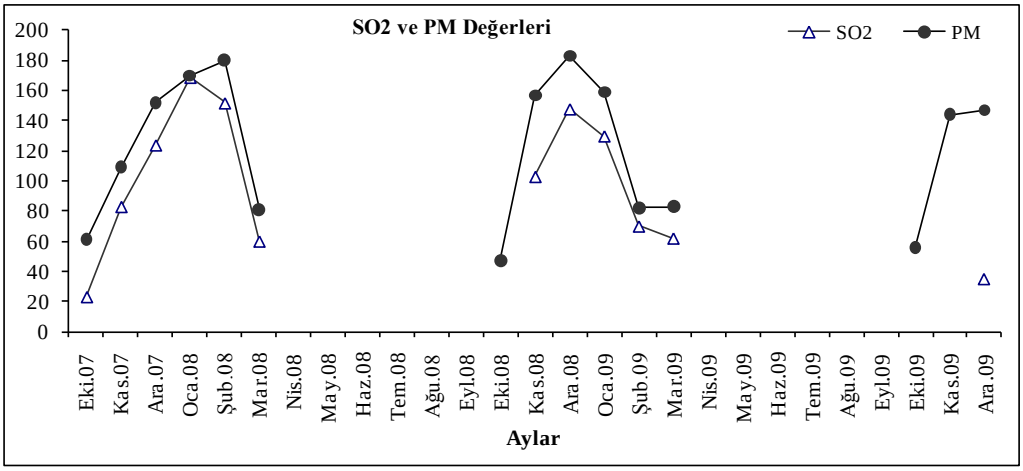
2007-2009 yıllarında Isparta Süleyman Demirel Üniversitesi Araştırma ve Uygulama Hastanesi Polikliniklerine ve Kliniklerine başvuran hastaların hava kirliliği ile ilgili olan şikayetleri, günlük hastane kayıt defterinden elde edilmiştir. Hava kirliliğinin etkileriyle ortaya çıkan hastalıklardan astım, kronik bronşit ve kronik obstrüktif akciğer hastalıklarına ait veriler çalışmanın amacına uygun olarak incelenmiştir.

Tablo 2. Kirletici parametreler ve sağlık etkileri

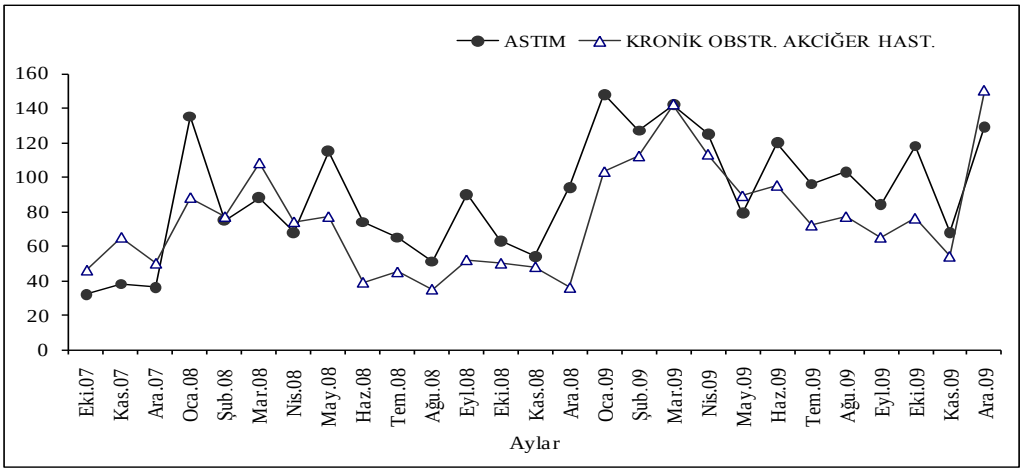
Kirletici	**Ana Kaynağı**	**Sağlık Etkisi**
Kükürt dioksit	Fosil yakıt yanması	Solunum yolu hastalıkları
Partikül Madde	Sanayi, yakıt yanması, tarım ve ikincil kimyasal reaksiyonlar	Kanser, kalp problemleri, solunum yolu hastalıkları, bebek ölüm oranlarında artış

ARAŞTIRMA BULGULARI

Bu çalışmada SO_2, Partikül Madde değerleri ve hasta sayıları değerlendirilmiştir. Bu çalışmada her aya ait hava kirliliği parametreleri ile o ayda Isparta Süleyman Demirel Üniversitesi Araştırma ve Uygulama Hastanesi Polikliniklerine ve Kliniklerine yapılan başvurular sırasıyla Şekil 2 ve Şekil 3'de gösterilmiştir.

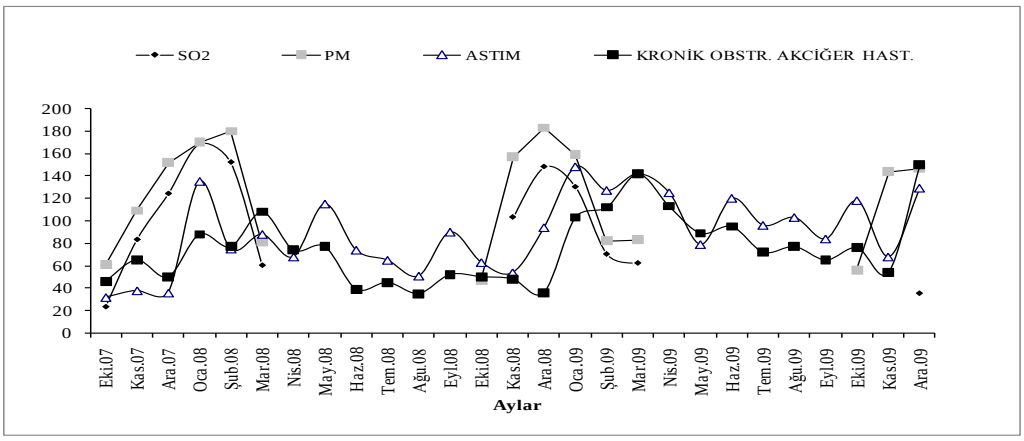


Şekil 2. 2007-2009 kış dönemi SO_2 ve PM değerleri



Şekil 3. 2007-2009 yılları aylık hasta sayısı

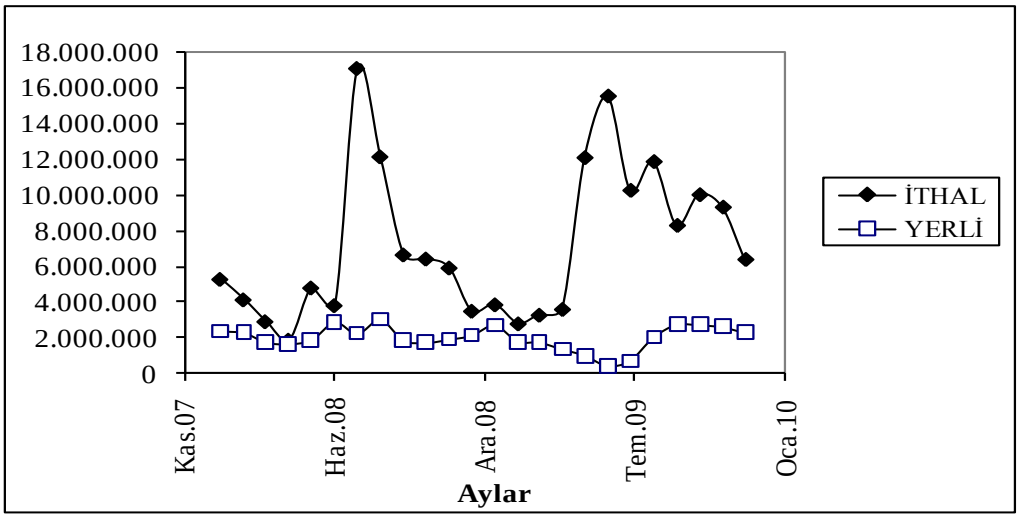
Şekil 2 ve Şekil 3'de görüldüğü gibi SO_2 ve PM değerleri arasında doğru orantılı bir ilişki vardır. Buna paralel olarak astım, kronik bronşit ve kronik obstrüktif akciğer rahatsızlıklarıda kendini göstermektedir. Kirlilik parametreleri ile hastalıklar arasındaki ilişki Şekil 4'de gösterilmiştir.



Şekil 4. Hava kirliliği parametreleri ile hastalıklar arasındaki ilişki

Isparta Belediyesi kontrolünde gerçekleşen yerli ve ithal kömür girişlerine bakıldığında yaz aylarında artış olduğu görülmektedir. Bu artışın sebebi Isparta halkının bir sene sonraki kış dönemi için kömür ihtiyacını önceden karşılamasıdır.

Isparta Belediyesi Kömür Analiz Laboratuarı 2008-2009 yılları kömür girdileri Şekil 5'de gösterilmiştir.



Şekil 5. Isparta Belediyesi Kömür Analiz Laboratuarı 2008-2009 yılları kömür girdileri

Isparta'da Hava Kirliliğine Karşı Alınan Önlemler. Isparta'da hava kirliliğini önlemek için Isparta Valiliğine bağlı Mahalli Çevre Kurulu tarafınca alınan kararları üç ana başlık altında toplamak mümkündür;

- Yakıtlarda iyileştirmeye gidilmesi,
- Ateşleme işleminin yöntemine uygun olarak yapılması
- Gerekli görülen bacalarda arıtma cihazlarının kullanılması.

Bu kararların denetimi çeşitli kamu kuruluşları tarafından yapılmaktadır.

Şehir merkezine, girmesine ve yakılmasına izin verilen ithal ve yerli kömürlerde aranan özellikler sırasıyla Tablo 3 ve Tablo 4'de verilmiştir.

Tablo 3. İthal Kömürlerde Aranan Özellikler

İthal Kömür Özellikleri	
Toplam Kükürt Kuru Bazda)	: En Çok %1
Alt Isıl Değeri (Kuru Bazda)	: En az 7000 Kcal/kg
Toplam Nem (Orijinalde)	: En Çok % 13
Uçucu Madde (Kuru Bazda)	: %14–26
Kül (Kuru Bazda)	: En Çok %16
Boyut (Satışa Sunulan)	: 18–150 mm

Tablo 4. Yerli Kömürlerde Aranan Özellikler

Yerli Kömür Özellikleri	
Toplam Kükürt (Kuru Bazda)	: En Çok % 1
Alt Isıl Değer (Kuru Bazda)	: En Az 5400 Kcal/Kg
Toplam Nem (Orijinalde)	: En Çok % 25
Kül (Kuru Bazda)	: En Çok % 25
Boyut (Satışa Sunulan)	: 18–150 mm

SONUÇ

Elde edilen sonuçlara göre hastaneye başvuran kişilerin en çok şikayet ettikleri hastalıklar, astım, kronik bronşit ve kronik obstrüktif akciğer olarak tespit edilmiştir.

2007-2009 kış dönemlerine ait aylık PM ve SO_2 konsantrasyonları ile aylık hasta sayıları arasındaki ilişki gösterilmiştir. Kirliliğin arttığı günlerde şikayetlerin de arttığı tespit edilmiştir. Hastaneye başvuran hastaların şikayetleri arasında astım, kronik bronşit ve kronik obstrüktif akciğer gibi solunum hastalıkları önemli bir yer tutmaktadır.

Hava kirliliğinin global, bölgesel ve yerel ölçekte insan sağlığına olumsuz etkilerini kontrol altına alabilmek için temiz yakıtların kullanılmasına yönelmek ve yenilenebilir enerji kaynaklarına yönelik araştırmalara ağırlık vermek gerekmektedir (6).

Hava Kirliliğinin önlenmesi veya azaltılması için öncelikle yakıt iyileştirilmesi yoluna gidilmelidir. Dünyanın yaşanmaya elverişli olarak kalması isteniyorsa gezegeni bir yorgan gibi kaplayan atmosfere atılan kirleticinin uzun ömürlü etkisi hiçbir zaman göz ardı edilmemelidir. Yukarıda verilen örnekler, herhangi bir yer veya yerleşimin atmosferik kirliliğin belli bir süre etkisine maruz kalması halinde neler olabileceğini göstermektedir. Daha az bilinen ise, atmosfere bırakılan değişik formdaki kirleticilerin daha sonra yapabilecekleri etkilerdir (7).

ÖNERİLER

- Hava kirliliğinin önemli bir kısmı otomobillerden kaynaklanır. Toplu taşımayı tercih ederek daha az yakıt kullanılması,
- Araçların bakımlarının zamanında yapılması,
- Yürüme mesafesindeki yerlere yürüyerek ya da bisikletle ulaşımın tercih edilmesi,
- Duraklama ve beklemelerde aracın çalıştırılmaması,
- Fosil yakıt kullanımından temiz enerji (rüzgar, jeotermal, güneş enerjisi) kullanımına geçilmesi,
- Yenilenebilir enerji kaynaklarının teşvik edilmesi,
- Çevrenin önemi ve korunması ile ilgili eğitimler hazırlanarak kamuoyunun bilgilendirilmesi gerekmektedir.

KAYNAKLAR

(1). Meteorolojik Veriler, Isparta Meteoroloji Bölge Müdürlüğü.

(2). Şalvarlı, H., Fişek, S., 1992, "Isparta'da Hava Kirlenmesinin Nedenleri ve Önlenmesi Hakkında Bazı Görüşler" Isparta'nın Dünü Bugünü ve Yarını Sempozyumu, Ankara.

(3). Beyhan M., Kılıç M., Tosun İ., Yiğit N., Isparta'da Hava Kirliliğinin Değerlendirilmesi, Mersin.

(4). Fowler, J. M., (1975), "Energy and the Environment", McGraw-Hill Book Comp, New York.

(5). Ertürk, F., (2001), "Hava Kirliliği ve Kontrolü Ders Notu", İstanbul.

(6). Ertürk, F., (1993), "Hava Kirliliğinin Global Etkileri", Türk Devletleri Arasında I. İlmi İşbirliği Konferansı, 22-24 Haziran, Lefkoşa, KKTC.

(7). Evyapan, F., Türkiyede Hava Kirliliği Sorunu ve Solunum Sistemi Sağlığı Üzerine Etkileri.

TRABZON İLİNDE HAVA KİRLİLİĞİNİN NEDENLERİ VE HAVA KALİTESİNİN İZLENMESİ ÇALIŞMALARI

Fahrettin ULU(*), Derya HATİNOĞLU, İhsan GÜNAYDIN

Trabzon İl Çevre ve Orman Müdürlüğü, Trabzon, 61100

ÖZET

Kentimizde, son yıllardaki nüfus artışı ve buna bağlı olarak şehir merkezi ve çevresinde kuralsız yapılaşmaların olması, motorlu taşıtların çoğunlukla şehir merkezinde yoğunlaşması, kıyıya paralel yükselen binaların inşa edildiğinden yeterli hava koridorlarının olmaması, şehir merkezinin dağlık (aniden yükselen) engebeli topografyası ve buna bağlı sayılabilecek inversiyon gibi birçok nedenden dolayı özellikle kış mevsiminde, (Ekim-Mart) belirli günlerde hava kirliliği problemi yaşanmaktadır. 3717 hektar alanda kurulu kent merkezinde yaşayan nüfusun (283.500**)** hemen tamamı yakıt olarak kömür kullanmakta olup, yılık kömür tüketimi yaklaşık 140–150 bin ton civarındadır.

İlimizde hava kalitesi izleme çalışmaları; bir adet mobil ve iki adet sabit hava kalitesi izleme istasyonu vasıtasıyla yürütülmektedir. Sabit hava kalitesi izleme istasyonlarında anlık olarak SO_2 ve PM ölçümleri yapılabilmektedir. Mobil Hava Kalitesi İzleme İstasyonumuzda ise SO_2 ve PM ölçümleri yanında NOx, CO ve Hidrokarbon ölçümleri yapılabilmektedir.

Sabit ve mobil istasyonlara ait son beş yılık ölçüm raporları üzerinde yapılan değerlendirmelerde, bugüne kadar gerek PM gerekse de SO_2 ölçüm sonuçları açısından Kış Sezonu Ortalama Sınır Değerleri aşılmamıştır. Ancak belirli günlerde ve gün içerisinde belirli saatlerde(18:00–21:00) anlık yüksek SO_2 ve PM değerleri görülmektedir. Bu günlerdeki kirlilik artışının, kömür tüketimi ve taşıt hareketliliği yoğunluğu temelinde, şehrimizde mevsim içerisinde bazı günler yaşanmakta olan inversiyona bağlı olarak gerçekleştiği anlaşılmaktadır.

Anahtar Sözcükler: Hava Kalitesi, Hava Kirliliği, Trabzon Kenti.

GİRİŞ

Günümüzde yaşanmakta olan küresel sorunlardan en önde geleni şüphesiz ki bozulmakta olan çevrenin doğal yaşam üzerindeki artan olumsuz etkileridir. Endüstrileşme ve buna bağlı olarak hızlanan kentleşme ile birlikte ortaya çıkan çevresel sorunlardan bir tanesi olan hava kirlenmesi, günümüzde birçok kesim tarafından üzerinde durulan bir konudur. Endüstriyel etkinlikler ve ulaşım, ısınma gibi yaşamsal gereksinimlerin bir sonucu olarak ortaya çıkan hava kirletici salımlar (emisyonlar), atmosfer havasının doğal bileşimini olumsuz yönde etkileyerek insan sağlığı ve doğayı etkilemektedir. Kentsel anlamdaki hava kirletici salımların ana nedeni enerji dönüşüm sistemlerindeki fosil yakıt kaynaklı yanmadır. Yanma sonucunda ortaya çıkan enerji, bir taşıt için hareket anlamına gelirken, bir konutta yaşayan insanlar için ısınma anlamına gelmektedir. Yanma esasına dayanan enerji dönüşüm sistemlerinden enerji elde

* fahrettinulu@hotmail.com

edilirken; partikül madde, kükürt ve azot oksitler, karbon monoksit ve karbon dioksit, kurşun, yanmamış hidrokarbonlar, ozon gibi insan ve doğaya zararlı istenmeyen salımlar da doğal olarak ortaya çıkar. Azot oksitler ve uçucu organik bileşiklerin güneş ışığı altındaki reaksiyonu sonucu ortaya çıkan ozon, yer seviyesinde insan sağlığı için tehlikeli (istenmeyen) bir salım iken, atmosferin üst tabakalarında bulunarak güneşten gelen zararlı dalgaları tutan (istenen) bir gazdır. Hava kirletici salımların kontrolsüz olarak atmosfere salınması ile hava kirliliği sorunu kendini göstermeye başlar. (http://www.viratrabzon.com)

Hava kirlenmesinin küresel, bölgesel (ülkelerarası) ve yerel (kentsel) ölçekteki etkileri farklı şekillerde kendini göstermektedir. Küresel ölçekte karbon dioksit bir sera gazı olarak küresel ısınmaya neden olurken, endüstriyel tesislerden salınan kükürt oksitler bölgesel zararlara yol açmaktadır. Yerel ölçekte ortaya çıkan hava kirlenmesi büyük ölçüde ulaşım ve ısınma kaynaklı olup, atmosfer havasında partikül madde (PM), kükürt ve azot oksitler, karbon monoksit, kurşun, ozon birikimi şeklinde kendisini göstermektedir (http://www.viratrabzon.com)

Trabzon ilinde yaşanan hava kirliliğinin başlıca sebepleri ise ısınma, ulaşım ve endüstriyel faaliyetler olarak sıralanabilir. Kentte son yıllarda yaşanan nüfus artışı, çarpık kentleşme, sanayileşme, motorlu taşıtların çoğunlukla şehir merkezinde yoğunlaşması, yeterli hava koridorlarının olmaması, yeşil alanların azlığı, topografik yapı, meteorolojik faktörler (inversiyon) gibi birçok nedenden dolayı özellikle kış mevsiminde, (Ekim-Mart) belirli günlerde hava kirliliği problemi yaşanmaktadır.

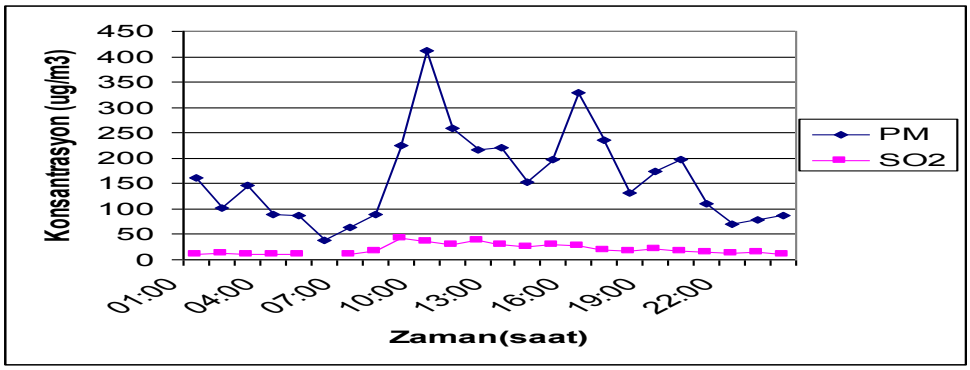
Trabzon İlinde Yapılan Hava Kirliliği Çalışmaları

Trabzon kentinde hava kirliliğini daha sağlıklı bir şekilde belirlemek amacıyla İl Çevre ve Orman Müdürlüğü bünyesinde iki adet sabit hava kalitesi izleme istasyonu ile bir adet gezici hava kalitesi ölçüm istasyonu bulunmaktadır. Bu izleme ağında bulunan istasyonlardan; gezici ölçüm taşıtı ile 1998 yılından itibaren PM, SO_2, NO_x, CO, HC ve Ozon ölçümleri yapılmaktadır. Bunun yanında 2004 yılında iki adet sabit tip hava kalitesi izleme istasyonu kurulmuş olup, bu istasyonlardan birincisi (Trabzon–1) Trabzon Valilik binasının doğu cephesindeki park alanı içerisinde, ikinci ölçüm istasyonu (Trabzon–2) ise Trabzon İli Merkez Mahallesi Fatih Park alanı içerisinde kurulu bulunmaktadır. Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından 2006 yılı itibariyle ülke genelinde hava kalitesi izleme ağı oluşturulmuştur. Bu kapsamda Trabzon Çevre ve Orman Müdürlüğü bünyesinde bulunan iki sabit ölçüm istasyonu, 2006 yılında Bakanlığımızın hava kalitesi izleme ağına entegre edilmiş olup, bu ölçüm istasyonlarından elde edilen verilere Çevre ve Orman Bakanlığının www.cevreorman.gov.tr adresinden ulaşılabilmektedir.

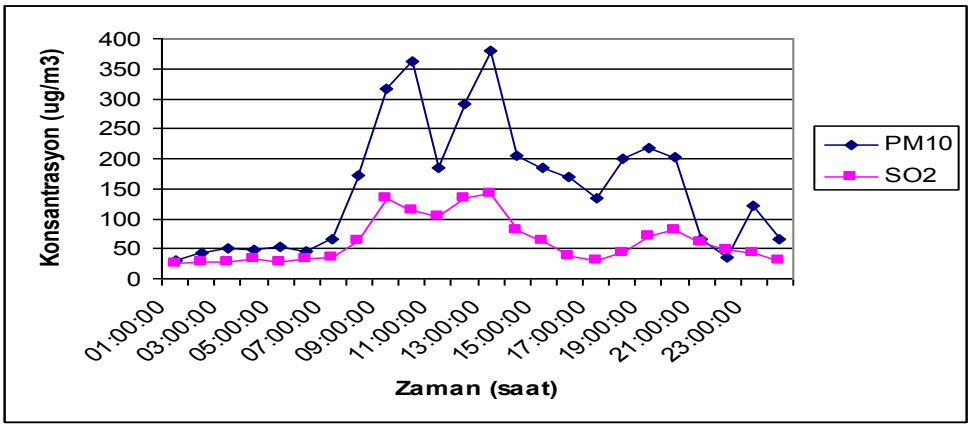
Mevcut gezici ölçüm taşıtı ile 1998–2002 yılları arasında kış dönemlerinde Trabzon kent merkezinde muhtelif yerlerde ölçümler yapılmıştır. Bu gezici ölçüm aracı ile elde edilen verilerle Trabzon kent merkezinde 1998–2002 yıllarına dayalı hazırlanan hava kirliliği haritalarına ilişkin yapılan bir çalışmada elde edilen bulgular göstermektedir ki; Trabzon'da Meydan ve batısında kalan yaklaşık 300 m. lik sahil şeridi boyunca Beşirli sonuna kadar

olan bölgede kirliliğin en fazla ortaya çıktığı anlaşılmaktadır. Bu bölgede ortaya çıkan kirlilik artışında Boztepe, Bahçecik ve Erdoğdu gibi yüksek semtlerden olan konut kaynaklı emisyonların sahil şeridine çökmesi de önemli ölçüde etkili olmaktadır. Bunun yanında hava kirleticiler ayrı ayrı göz önüne alındığında; Trabzon'da hava kirliliğine neden olan esas unsurun PM olduğu, NO_x kirliliğinin artma eğilimi içerisinde olduğu ve SO_2 açısından Trabzon'da henüz kritik düzeylerin ortaya çıkmadığı görülmektedir. Trabzon'da NO_x kirliliğinin taşıt trafiğinin yoğun olduğu Valilik ve Meydan civarında ortaya çıkması da bu gerçeği doğrulamaktadır. Aynı çalışmadan elde edilen bulgulara göre; Trabzon kent merkezinde hava kirletici konsantrasyon değerleri; özellikle taşıt trafiğinin yoğun olduğu ve eve dönüş saatlerine denk düştüğü 17.30–22.00 arasında artmaktadır. Hava kirliliğinin en düşük seyrettiği zaman dilimi ise gece 22.00–05.30 arasındadır (Uzunali, 2004).

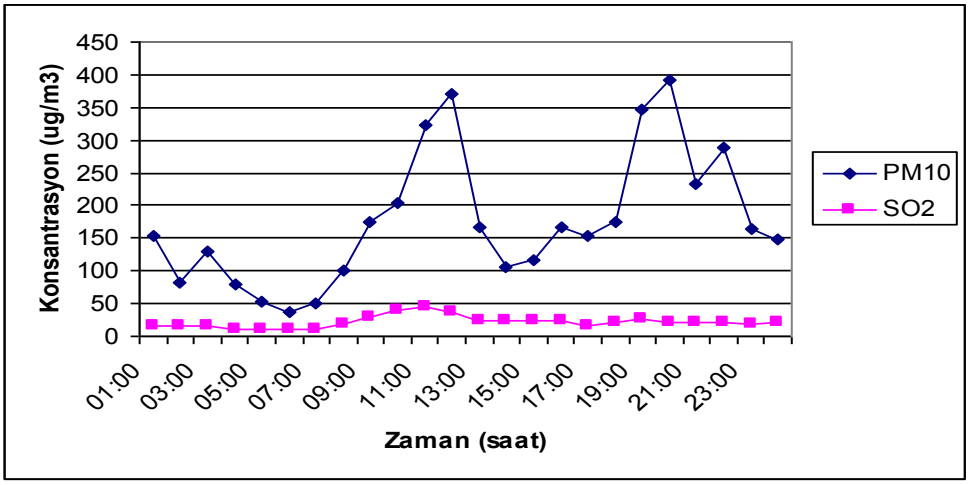
Trabzon kentinde bulunan iki ölçüm istasyonunda (Trabzon–1, Trabzon–2) hava kirliliği ölçümleri yapılmaya devam etmektedir. Mevcut hava kalitesi izleme istasyonlarından elde edilen günlük veriler incelendiğinde (Şekil 1, Şekil 2, Şekil 3, Şekil 4) özellikle PM değerlerinde belirli saatlerde (18:00–21:00) artış olduğu, SO_2 değerlerinin Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği'nde verilen sınır değerleri aşmadığı gözlenmektedir.



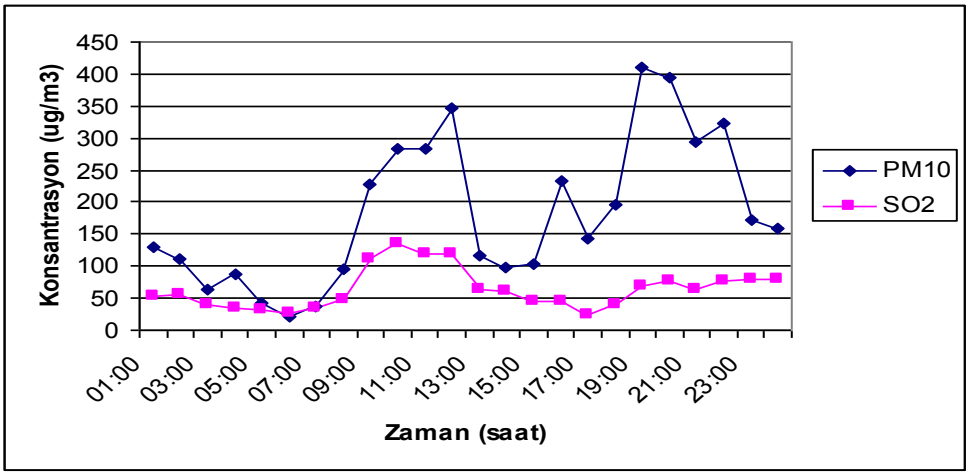
Şekil 1. Trabzon–1 Ölçüm İstasyonunun 24.12.2009 gününe ait PM ve SO_2 ölçüm sonuçları (http://www.cevreorman.gov.tr/)



Şekil 2. Trabzon–2 Ölçüm İstasyonunun 24.12.2009 gününe ait PM ve SO_2 ölçüm sonuçları (http://www.cevreorman.gov.tr/)



Şekil 3. Trabzon–1 Ölçüm İstasyonunun 14.01.2010 gününe ait PM ve SO_2 ölçüm sonuçları (http://www.cevreorman.gov.tr/)



Şekil 4. Trabzon–2 Ölçüm İstasyonunun 14.01.2010 gününe ait PM ve SO_2 ölçüm sonuçları (http://www.cevreorman.gov.tr/)

Bunun yanında Trabzon kent merkezinde bulunan iki sabit hava kalitesi izleme istasyonundan 2005–2010 yılları arasında elde edilen kış dönemlerine ait veriler irdelenerek, Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1. Trabzon ilinde 2005–2010 kış sezonlarına ait SO_2 ve PM ortalama Değerleri

Kış Sezonu (Ekim-Mart)	**SO_2(µg/m^3)**	**PM (µg/m^3)**
2005	87	91
2006	78	88
2007	61	112
2008	14	62
2009	29	71
2010	19	84

2 Kasım 1986 tarih ve 19269 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe girmiş olan "Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği"nde Kış Sezonu Ortalaması Sınır Değerleri, Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. Kış sezonu ortalaması sınır değerleri
(Çevre ve Orman Bakanlığı,1986)

	Birimi	Sınır Değeri
Kükürt Dioksit	$\mu g/m^3$	250
Havada Asılı Partikül Madde	$\mu g/m^3$	200

NOT: Tablo 2'de verilen sınır değerler 2009 tarihine kadar geçerlidir.

Bilindiği üzere Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından 6 Haziran 2008 tarih ve 26898 sayılı Resmi Gazetede yayımlanmış olan Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği kapsamında yürürlükten kaldırılmış olup, yeni yayımlanan Yönetmelikle düzenlenen Kış Sezonu Sınır Değerleri (1 Ekim–31 Mart) Tablo 3'de verilmiştir.

Tablo 3. Hava kalitesi değerlendirme ve yönetimi yönetmeliği'ne göre kış sezonu ortalama sınır değerleri (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008)

	Birimi	Sınır Değeri	Yılı
Kükürt Dioksit	$\mu g/m^3$	225	2009
Havada Asılı Partikül Madde	$\mu g/m^3$	200	
Kükürt Dioksit	$\mu g/m^3$	200	2010
Havada Asılı Partikül Madde	$\mu g/m^3$	156	

Tablo 1'de verilen değerler incelendiğinde; Trabzon kent merkezinde bulunan iki sabit hava kalitesi izleme istasyonundan 2005–2010 yılları arasında elde edilen kış dönemlerine ait verilerin, Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından yayımlanan her iki Yönetmelikte verilen sınır değerleri aşmadığı anlaşılmaktadır. Bu durumda kent merkezinde zaman zaman kış dönemlerinde yaşanan hava kirliliği probleminin kömür tüketimi ve yakma kazanlarının yanlış yakma teknikleriyle yakılmasından, işe gidiş-dönüş saatlerinde trafiğin kent merkezlerinde yoğunlaşmasından ve şehirde hava koridorlarının oluşturulmamasından kaynaklandığı anlaşılmaktadır. Ayrıca ilin coğrafik yapısı, çarpık yapılaşma da kent merkezinde hava kirliliğinin hissedilir seviyelere gelmesine neden olmaktadır.

SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Kent merkezinde kurulu bulunan sabit ölçüm istasyonlarından elde edilen veriler, Trabzon'daki hava kirliliğini tam olarak temsil edememektedir. Bu nedenle hava kalitesi izleme istasyonlarının sayısı arttırılmalıdır. Ayrıca

mevcut ölçüm istasyonlarında bulunan PM ve SO_2 cihazlarına ilave olarak CO, NOx, VOC, Ozon ve $PM_{2,5}$ cihazları alınmalı ve meteorolojik parametrelerin (rüzgar hızı, rüzgar yönü, sıcaklık, nem) ölçümleri de yapılmalıdır.

Trabzon kent merkezinde kış dönemlerinde özellikle durgun hava koşullarının oluştuğu günlerde hava kirliliği problemi yaşanmaktadır. İlimizde PM konsantrasyonlarında artış gözlenmektedir. Kirlenen hava şehirde yeterli hava koridorlarının olmaması ve yanlış yapılaşma nedeniyle ortamdan uzaklaşamamaktadır. Bu kapsamda kentte hava koridorları oluşturulmalı ve yeni imara açılacak alanlarda da bu hususlara dikkat edilmelidir.

İlimizde yaşanan hava kirliliğine kent merkezindeki taşıt yoğunluğu da neden olmaktadır. Kent merkezine sıkıştırılan ulaşım ağının şehrin muhtelif yerlerine dağıtılarak egzoz emisyonlarından kaynaklanan hava kirliliği problemi azaltılabilir.

Trabzon iline yakın zamanda gelecek olan doğal gazın şehir merkezinde dağıtılması işinin hızlandırılması ve doğal gazın kullanımı neticesinde ortaya çıkacak olan NO_x kirliliğinin de izlenmesi sağlamalıdır.

Hava kirliliğinin azaltılması amacıyla konutlarda yakıt tüketimi ve yakma teknikleri, binalarda ısı yalıtımı, doğal gaz yakıtının kullanımının teşvik edilmesi gibi konularda halkın bilgilendirilmesi sağlanmalıdır. Ayrıca alternatif enerji kaynaklarının (rüzgar enerjisi, güneş enerjisi vb.) kullanımının yaygınlaştırılması gerekmektedir.

İlde ısınma, taşıtlar ve sanayiden kaynaklanan hava kirleticilerinin kirlilik yükünü tespit etmek amacıyla master planları yapılmalıdır.

KAYNAKLAR

T.C. Resmi Gazete, Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği, Sayı No.19269, 2 Kasım 1986.

T.C. Resmi Gazete, Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği, Sayı No. 26898, 6 Haziran 2008.

Uzunali, D. Trabzon Kent Merkezi İçin 1998-2002 Verilerine Dayalı Hava Kirliliği Haritaları Çalışması, Yüksek Lisans Tezi, Trabzon, 2004.

http://www.cevreorman.gov.tr

http://www.viratrabzon.com

TÜRKİYE HAVA KALİTESİ İÇİN EMİSYON HASSASİYET ANALİZİ: CMAQ-DDM YAKLAŞIMI

Alper ÜNAL[1(*)], Tayfun KINDAP[1], Ulaş İM[2] , Maudood KHAN[3] , Mehmet KARACA[1]

[1] İstanbul Teknik Üniversitesi, Avrasya Yer Bil. Ens., Maslak, Istanbul, 34469
[2]University of Crete, Department of Chemistry, Environmental Chemical Processes Lab.
[3]Marshall Space Flight Center, NASA, Huntsville, Alabama, USA

ÖZET

Modelleme çalışması, etkili bir hava kirliliği yönetimi ve planlaması için kaçınılmaz bir yaklaşımdır. Ayrıca, atmosferdeki çeşitli gazların ve partiküllerin yol açtığı olumsuz durumların kapsamlı ve hızlı bir değerlendirmesi tercih edilen bir durum halini almıştır. 'Brute-force' hassasiyet model yaklaşımı bugüne kadar birçok çalışmada kullanılan bir yöntem olmakla birlikte, "Decoupled Direct Method (DDM)" kullanılarak yapılan hava kalitesi model çalışmalarının çok daha hızlı, doğru ve etkin sonuçların elde edilmesine olanak verdiği anlaşılmaktadır.

Bu çalışmada, Avrupa'dan Türkiye'ye olan uzun mesafeli taşınımları araştırmak amacıyla DDM model yaklaşımı kullanılmıştır. Bu amaçla, şehir ve kırsal alanlarda yüksek değerlere ulaşan PM10'un sebebi olan sülfat ve SO_2 gibi gazlar, hem kaynak hem de etkileri açısından araştırılmıştır. CMAQ kimyasal taşınım modeli, son derece detaylı kirletici dinamiği, fiziği ve kimyası ile yaygın olarak tercih edilen modeldir. Simulasyonlar, WRF meteoroloji modeli ve CMAQ-DDM model ile entegre edilerek gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen sonuçların doğrulanmasında, yine son zamanlarda model çalışmalarında uygulanan, uydu verilerinden yararlanılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Uzun mesafeli taşınım, Hava kirliliği, Model sistemi, DDM, Uydu verisi.

GİRİŞ

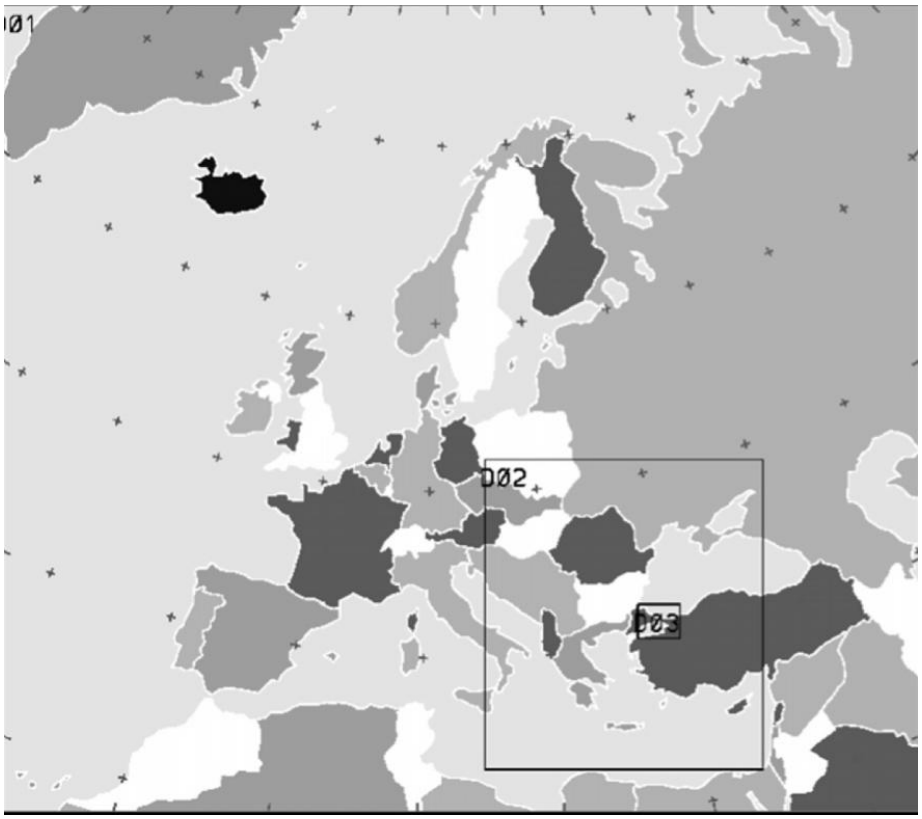
Artan kentleşme ile birlikte şehir hava kirliliği çok daha ciddi çevresel problemleri beraberinde getirmektedir. Özellikle metropolitan alanlara olan göç ve artan sağlık problemleri, dikkatlerin hava kalitesine çevrilmesine neden olmuştur. Çeşitli kaynaklara ve kimyasal yapıya sahip partikül madde (PM) bu noktada en büyük sorunu teşkil eden kirletici olarak karşımıza çıkmaktadır.

İstanbul 12 milyonu aşan nüfusu ile Avrupa'nın en büyük şehri konumundadır. Doğal olarak, hava kirliliği, İstanbul için en önemli çevre sorunlarının başında gelmektedir. Yılın neredeyse yarısında, hava kirliliği açısından, Avrupa Birliği standartlarının aşıldığı bir çok çalışmada gösterilmiştir (İncecik, 1996; Tayanç, 2000; Karaca vd., 2005; İm vd., 2006, 2008). Hava kalitesi çalışmalarında tüm

* alper.unal@itu.edu.tr

gelişmiş şehirlerin yaptığı model yaklaşımı ile ilgili uygulamalar, ilk olarak Anteplioğlu (2000) ile başlamış, fakat İstanbul ve çevresini alacak şekilde kapsamlı bir çalışma 2006 yılında Kındap vd. tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmaları 2010 yılında İm vd. tarafından yapılan araştırma izlemiştir.

Bu çalışmada, Avrupa'dan Türkiye'ye olan uzun mesafeli kirleticilerin taşınımlarını araştırmak amacıyla WRF/CMAQ-DDM "Decoupled Direct Method" model yaklaşımı kullanılmıştır. Bu amaçla, şehir ve kırsal alanlarda yüksek değerlere ulaşan PM2.5'un sebebi olan sülfat ve SO_2 gibi gazlar, hem kaynak hem de etkileri açısından araştırılmıştır. CMAQ kimyasal taşınım modeli, son derece detaylı kirletici dinamiği, fiziği ve kimyası ile yaygın olarak tercih edilen modeldir. Simulasyonlar, WRF meteoroloji modeli ve CMAQ-DDM model ile entegre edilerek gerçekleştirilmiştir. Model çalışma alanı Şekil 1'de verilmiştir.



Şekil 1. Model yaklaşımı için kullanılan alanlar. En dıştan içe doğru grid çözünürlükleri sırasıyla 30 -10 ve 2km.

VERİ VE YÖNTEM

Simulasyon periyotu ve PM verisi

Aerosollerin kimyasal komposizyonlarını ve kaynaklarını araştırmak amacıyla Kasım 2007 ile Haziran 2009 tarihleri arasında İstanbul'da ölçümler gerçekleştirilmiştir. Aeorosollerin başlıca iyonlar, iz metaller, organik ve elemental karbonlar açısından analizleri yapılmıştır. 2008 yılı için birçok episot tespit edilmiştir. 13-17 Ocak 2008 kış dönemi seçilmiştir. Ölçüm yapılan

noktada tüm bu periyot için limit değerlerin aşıldığı saptanmıştır. Önceki çalışmaların aksine (Kındap vd., 2006; Kındap, 2008), kirliliğin kuzeyli rüzgarlarla değil, güneyli ve doğulu rüzgarlarla taşındığı anlaşılmıştır. Bu periyot boyunca İstanbul ve çevresinde yağış görülmemiştir.

Meteorolojik model

Meteorolojik parametreler WRF (Advanced Research Weather Research and Forecasting) model kullanılarak elde edilmiştir (Skamarock ve Klemp, 2008; Borge vd., 2008). Model grid alanları Şekil 1'de gösterilmiştir. Ayrıca meteorolojik model performansı Şekil 2'de verilmiştir.

Emisyon modeli

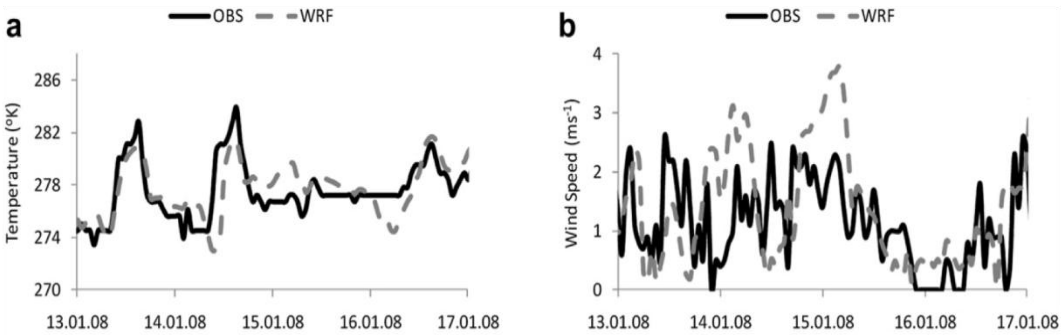
Model çalışması için tüm Avrupa'yı kapsayacak şekilde 30km'lik çözünürlükte EMEP emisyon envanteri kullanılmıştır. Balkanlar için 10km yeni EMEP verisi kullanılırken, İstanbul için bu çalışmada bir ilk olarak 2km'lik emisyon envanteri hazırlanmıştır.

Kimyasal taşınım modeli

Kirletici konsantrasyonlarının dağılımı ve atmosferik komposizyonlarını belirlemek amacıyla CMAQ-DDM model yaklaşımı kullanılmıştır. Model karakteristikleri ve kurgusu meteorolojik modele uygun dizayn edilmiştir. Model sonuçları gözlem değerleri ile karşılaştırılmış ve emisyon envanteri açısından hassasiyet analizleri yapılmıştır.

TARTIŞMA VE SONUÇLAR

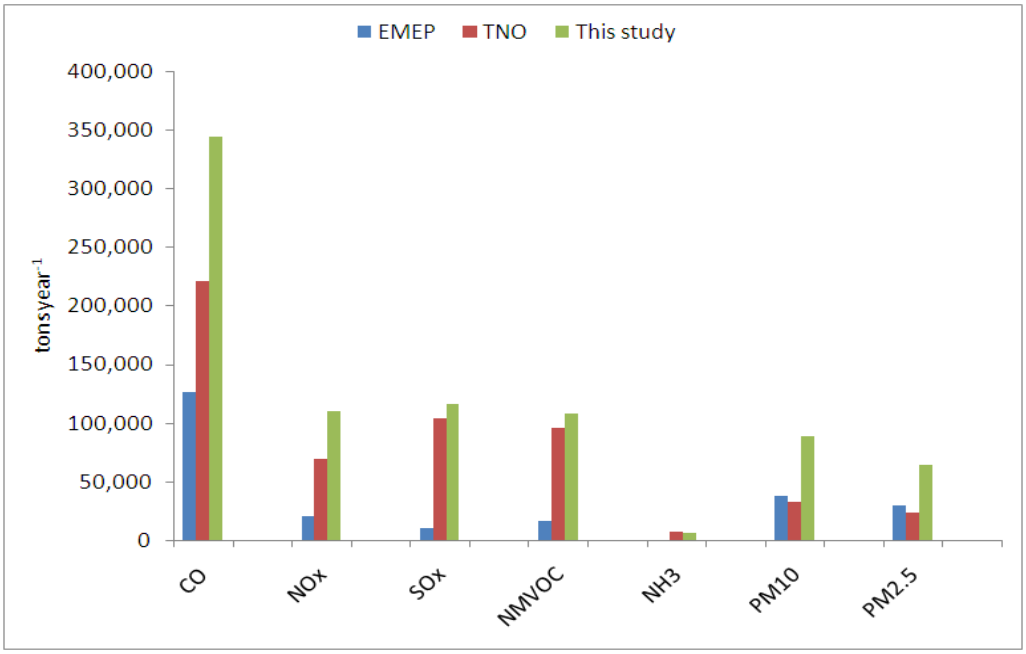
Meteorolojik model performansı Şekil 2'de verilmiştir. 2-m sıcaklık (a) ve 10-m rüzgar hızı (b) değişimleri, model sonuçlarının son derece doğru olduğunu göstermektedir. Meteorolojik model çalışması hava kalitesi modellemesinin ilk adımı olup, en önemli aşamalarından biridir. Kirletici konsantrasyonlarının ve dağılımlarının doğru bir şekilde tahmin edilebilmesi, ancak ve ancak atmosferin dinamik ve fiziksel olarak gerçekçi bir şekilde simule edilmesi ile mümkün olabilmektedir.



Şekil 2. Model sonuçları ile gözlem değerlerinin karşılaştırılması.
a) 2-m sıcaklık b) 10-m rüzgar hızı

Model yaklaşımının ikinci adımı olarak emisyon envanteri çalışması yapılmıştır. Model kurgusunun en küçük alanı olan, İstanbul'u kapsayan bölge

için oluşturulan toplam emisyon envanteri ile diğer mevcut emisyon envanterleri arasındaki karşılaştırma Şekil 3'te verilmiştir.



Şekil 3. Emisyon envanteri karşılaştırması.

Bu çalışma kapsamı içinde elde edilen yüksek çözünürlükteki envanter değerlerinin hemen hemen tüm emisyonlar için çok daha büyük olduğu görülmektedir. Şehir hava kalitesi çalışmalarında gerçekçi sonuçların elde edilebilmesi için ülke bazında doğru, kapsamlı ve sürekli bir emisyon envanterinin ortaya konulması gerekmektedir.

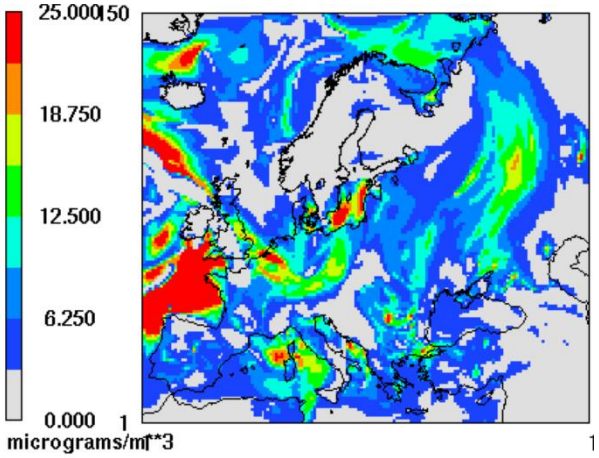
Emisyon envanterine bağlı olarak saatlik partikül madde dağılımlarının her bir grid yapısına göre nasıl farklı olduğu Şekil 4'te görülmektedir.

Kimyasal taşınım modeli (CMAQ) ile elde edilen İstanbul partikül madde (PM10) dağılımı Şekil 5'te verilmiştir. 24 saatlik PM10 konsantrasyonları 13-17 Ocak 2008 için şekilde görülmektedir.

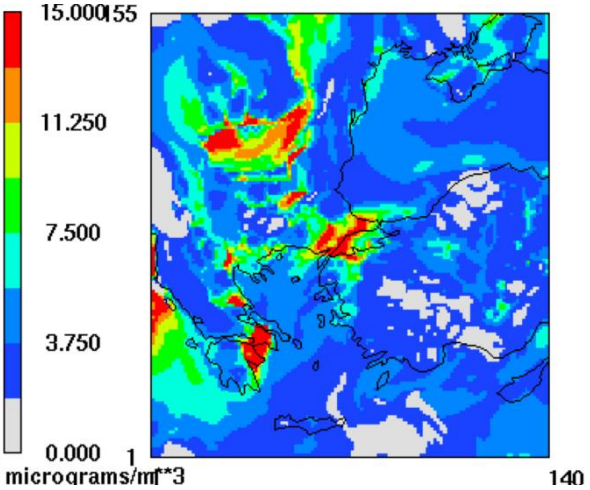
CMAQ model sonuçları ile ölçüm değerlerinin karşılaştırıldığı grafikler Şekil 6'da verilmiştir. Benzer şekilde Ocak 13 ile 17 tarihleri arasındaki periyot dikkate alınmıştır.

Diğer taraftan organik karbon (OK) ve elemental karbon (EK) ile ilgili hassasiyet analizleri bu çalışma kapsamında gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar Şekil 7'de görülmektedir.

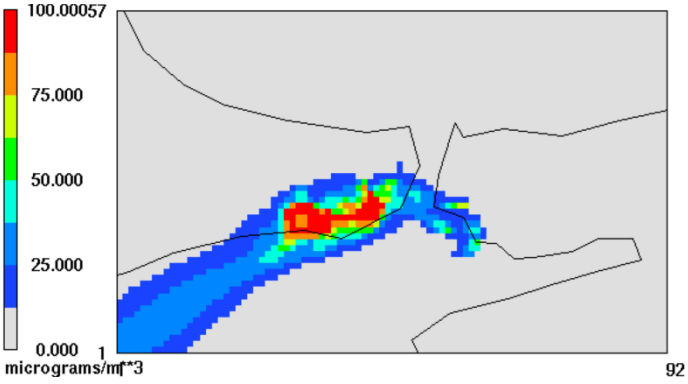
(a)



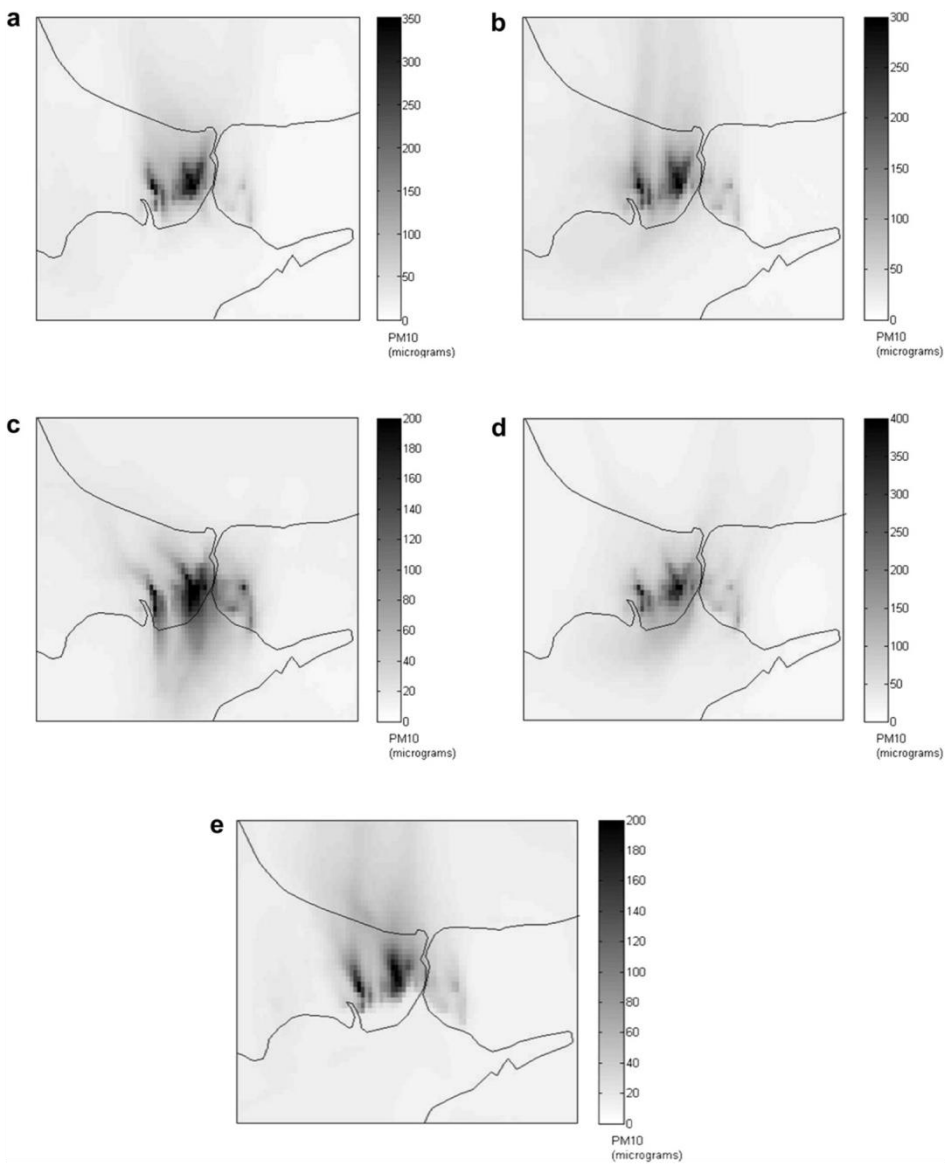
(b)



(c)

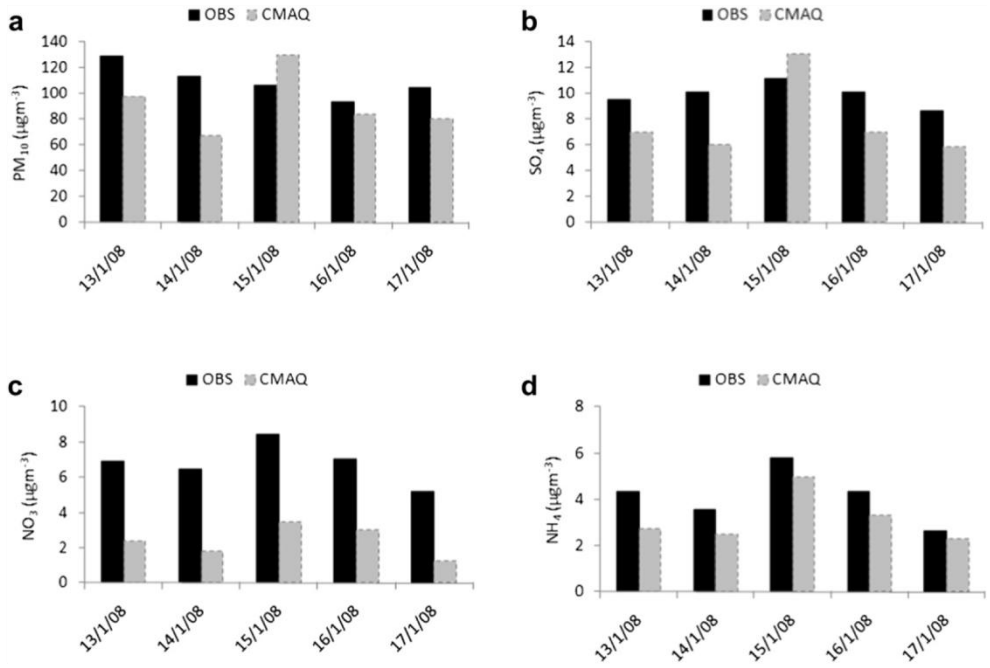


Şekil 4. 13 Ocak 2008 00:00 PM10 Dağılımı
(a) Avrupa (EMEP -30km) emisyon dağılımı (b) Balkanlar (EMEP – 10km) emisyon dağılımı (c) İstanbul (Bu çalışma için hazırlanan - 2km) emisyon envanteri.

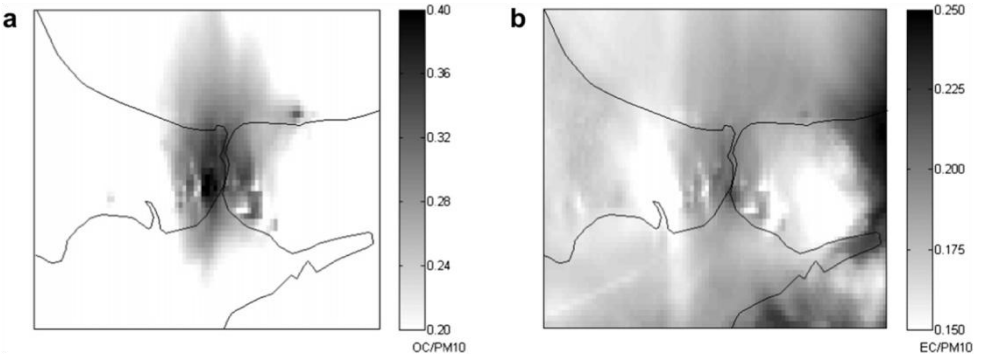


Şekil 5. 24 saatlik PM10 konsantrasyonları (a) 13 (b) 14 (c) 15 (d) 16 ve (e) 17 Ocak 2008 tarihleri için.

Hassasiyet analizleri sonuçlarına göre nüfusun en yoğun olduğu şehir merkezinde, PM10 konsantrasyonlarının en yüksek olduğu görülmektedir. Emisyonlardaki değişimlerin partikül madde dağılımını ve konsantrasyonlarını etkilediği görülmektedir. Sülfat, nitrat ve amonyumdaki değişimlerin gaz-partikül madde dönüşümlerini de etkilediği anlaşılmaktadır. En önemli sonuç olarak, lokal emisyon envanterinin gerekliliği bir kez daha ortaya konmuştur.



Şekil 6. 24 saatlik CMAQ model sonuçları ile ölçüm değerlerinin karşılaştırılması (a) PM10 (b) SO_4 (c) NO_3 ve (d) NH_4



Şekil 7. 13-17 Ocak 2008 tarihleri için (a) OK/EC (b) OK/PM10 (c) EK/PM10 oranları dağılımları.

KAYNAKLAR

Anteplioglu, U., Modeling of Surface Ozone with UAM: A Case Study for Istanbul. Doktora tezi, Istanbul Teknik Üniversitesi, 2000.

Borge, R., Alexandrov, V., del Vas, J.J., Lumbreras, J., Rodriguez, E., A comprehensive sensitivity analysis of the WRF model for air quality applications over the Iberian Peninsula, Atmospheric Environment, 42, 8560-8574, 2008.

Im, U., Tayanc, M., Yenigun, O., Analysis of major photochemical pollutants with meteorological factors for high ozone days in Istanbul, Turkey. Water, Air & Soil Pollution, 175, 335-359, 2006.

Im, U., Tayanc, M., Yenigun, O., Interaction patterns of major photochemical pollutants in I_stanbul, Turkey, Atmospheric Research, 89, 382-390, 2008.

Incecik, S, Investigation of atmospheric conditions in Istanbul leading to air pollution episodes, Atmospheric Environment, 30, 2739-2749, 1996.

Karaca, F., Alagha, O., Erturk, F., Statistical characterization of atmospheric PM10 and PM2.5 concentrations at a non-impacted suburban site of Istanbul, Turkey, Chemosphere, 59 (8), 1183-1190, 2005.

Kindap, T., Unal, A., Chen, S.H., Hu, Y., Odman, M.T., Karaca, M., 2006. Long-range aerosol transport from Europe to Istanbul, Turkey, Atmospheric Environment 40, 3536e3547.

Kindap, T., Identifying the trans-boundary transport of air pollutants to the city of Istanbul under specic weather conditions, Water, Air & Soil Pollution, 189, 279-289, 2008.

Skamarock, W.C., Klemp, J.B., A time-split non-hydrostatic atmospheric model, Journal of Computational Physics, 227, 3465-3485, 2008.

Tayanc, M., An assessment of spatial and temporal variation of sulfur dioxidelevels over Istanbul, Turkey, Environmental Pollution, 107, 61-69, 2000.

İKLİM DEĞİŞİKLİKLERİNİN BİYOÇEŞİTLİLİĞE ETKİLERİ

Selen Üneder[(*)]

Süleyman Demirel Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü

ÖZET

Sunumumuzda iklim değişikliğinin niçin meydana geldiğinden, biyoçeşitliliğe ne gibi etkileri olduğundan, Türkiye'deki biyolojik çeşitlilikten bahsedeceğiz. Bizlerin fark edemediği küçük değişikler bile doğanın dengesini sarsmaya yeterken günümüzde yaşanan iklimsel değişikliklerin hepimizin fark edeceği büyüklükte olmasından yola çıkarak, bu değişikliklerin canlı türlerine olumsuz etkilerinden bahsedeceğiz. Doğada yaşayan tüm canlı türlerinin diğer canlı türleri için büyük bir kaynak olduğunu belirterek, uygun değerlerdeki çevresel etkenlere ihtiyaç duyarak yaşamlarını sürdürdüklerinden ve buna bağlı olarak iklim değişikliğinin türlerin yok olmasına ne denli etki ettiğinden bahsedeceğiz. Sonuç olarak ise bireysel olarak neler yapabileceğimizi tartışacağız.

Anahtar Sözcükler: Biyoçeşitlilik, Çevre, Doğa, İklim, İnsan.

GİRİŞ

İklimsel değişim, küresel ve bölgesel ısınmanın etkisiyle meydana gelen bir olaydır. Bu değişim sadece biyoçeşitliliği değil tüm canlı organizmaları olumsuz yönde etkiler. Bu da iklim değişikliğinin etkilerinin araştırma alanının çok fazla olduğunu gösterir. Bu yüzden biz sunumumuzda daha çok biyolojik çeşitliliğe etkileri üzerinden bir tartışma yürüteceğiz.

Biyolojik çeşitlilik demek türler içerisinde ve türler arasında bulunan gen farklılıklarından oluşan çeşitliliktir. Geçmiş yıllarda doğanın korunması dendiğinde aklımıza türleri korumak geldiyse de bu düşünce yerini biyoçeşitlilik ve doğal alanların korunmasına bırakmıştır.[‡] Yerini bıraktığı düşünce daha kapsamlı bir tanımdır ve türselliği içine alır bundan dolayı bir farklılık söz konusu değildir. Dolayısıyla biyolojik çeşitlilik, bir milletin sosyal ve ekonomik alanda kalkınmasında çok büyük bir etki sahibi olan, genlerin ve çevreyle ilgili faktörlerin oluşturduğu bütündür.

Biyoçeşitlilik üç ana başlıktan oluşmaktadır. Bunlar; Genetik Çeşitlilik, Tür Çeşitliliği ve Ekosistem Çeşitliliğidir. Genetik çeşitlilik, bir türün sahip olduğu kalıtsal yapıdaki zenginliktir. Ve bir türün içindeki çeşidin fazla olmasıdır. Tür çeşitliliği, belirli bir habitattaki türlerin fazla olması demektir. Son olarak ekosistem çeşitliliği, bir alanda yaşayan canlılar cansız ortamla bir bütün haline gelir ve bunun sonucu olarak bir çeşitlilik meydana gelecektir tam olarak bu ise ekosistem çeşitliliğidir.

[*] selenuneder@hotmail.com

Ekolojik çeşitlilik, belirli bir bölgedeki farklı ekosistemler, tür toplulukları ve bu toplulukların içindeki tür sayıları olarak tanımlanmaktadır.§

Bu tanımlara göre genetik çeşitlilik tür çeşitliliğine bağlıdır. Tür çeşitliliği tanımların en geniş kapsamlısıdır. Tür çeşitliliği ile alakalı şunları söyleyebiliriz: Tür çeşitliliği; türlerin, dünyadaki diğer türlerden farklı olan kısmı demektir. Görüldüğü gibi bu üç başlığın ortak noktası canlıların çeşitliliğidir ve tür çeşitliliğinin diğer iki kavramı kapsadığı düşünülür.

Türkiye'de Biyolojik Çeşitlilik

Türkiye biyolojik çeşitliliği en fazla olan ülkelerden biridir. Bunun en büyük sebebi Türkiye'nin yedi coğrafi bölgeye sahip olması ve bu coğrafi bölgelerin iklimsel özelliklerin birbirinden farklı olmasıdır. İklimsel özelliklerin birbirinden farklı olması biyoçeşitliliğin fazla olmasında büyük oranda etkilidir. Ülkemizdeki coğrafi bölgelerin yapı farklılığının sonucunda endemik** türlerin fazla olması ve biyolojik çeşitlilik oraya çıkar. Bu endemik türler biyolojik zenginliğin artmasını sağlar.

Ülkemizde beş farklı "mikro-gen merkezi" vardır. Son otuz yıl içinde yerel ve ithal soyların kullanımıyla geliştirilen ve kaydedilmiş olan tahıl çeşidi 256 olup; bunun 95'i buğday, 91'i mısır, 22'si arpa, 19'u pirinç, 16'sı süpürge darısı, 11'i yulaf ve 2'si de çavdar çeşididir (Çevre Bakanlığı, 2001). Bununla beraber ülkemizde, Avrupa kıtasında bulunan bitki türlerinin %75'ini barındırmakta olup, bunun üçte birini endemik bitkiler oluşturur.

Ayrıca Türkiye 130 kadar sürüngen türü, 400'ü aşkın kuş türü, 400 civarı balık türü ve birçok türe sahip bir ülkedir.†† Ülkemiz kuşların göç yolları üzerinde olduğundan, pek çok kuş türü için yeterli şartlardadır. Ülkemizde 454 kuş türü olduğu bilinmektedir (Çevre Bakanlığı, 2001).

Biyolojik çeşitliliği dört ana kategoride incelenebilir. Bu dört kategori; Düzenleyici İşlev, Habitatsal İşlev, Üretimsel İşlev ve Bilgi İşlevidir.‡‡ Bu işlevlerin konumuzla ilgili olan kısmı, düzenleyicilik işlevidir. Çünkü biyolojik çeşitlilik, atmosferik gazları düzenleme işlevi, besin ve madde döngüsünü düzenlemesi, suyu elde etme işlevlerinin yanı sıra iklim düzenlenmesi işlevine sahiptir. Ancak bu sadece doğal şartlarda mümkün olduğundan, günümüzde bu işlevi yerine tam anlamıyla getirememektedir.

Dolayısıyla problemdeki genel sorun, iklimdeki doğal değişikliklerle alakalı değildir aksine yapay değişikliklerle alakalıdır. Bu konuyla ilgili ayrıntılı bilgilerden bir sonraki bölümde bahsedeceğiz.

---

§ Prof. Dr. A.Kence, Türkiye'nnin Biyolojik Zenginlikleri, Giriş bölümü

** Yeryüzünün yalnızca belirli bölgelerinde yayılış gösteren (yaşam alanı belirli bir bölgeyle sınırlı) canlı tür ya da cinslerine endemik denir.

†† Filiz Demirayak , Doğa Koruma ve Sürdürülebilir Kalkınma,Sf.20

‡‡ Aynur Demir, İstanbul Ticaret Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, Bahar 09/1 Sf. 55-68

İklimsel Değişimler Niçin Meydana Gelir?
İklim, canlı türlerinin uyum sağladıkları ortamın koşullarıdır. Ve insanların hayatlarını devam ettirebilmelerine etki sahibi olan büyük bir olgudur. Dolayısıyla iklim insanların hayatını doğrudan etkileyen bir faktördür.

İklimsel değişmeler, su kirliliği, toprak kirliliği, hava kirliliği, canlı doğasının bozulması, doğal afetler, aşırı tüketim ve aşırı tüketimin beraberinde getirdiği aşırı üretim gibi sebeplerin sonucu olarak sıcaklığın yükselmesinin de etkisiyle meydana gelir.

İnsanların sosyolojik ve teknolojik tüm etkinlikleri iklim sistemlerinin bozulabileceği etkiler doğurur. Örneğin; Atmosferin doğal sera gazının etkisinin değiştirilmesi, atmosfere salınan partiküllerin[§§] etkileri, yanlış arazi kullanımı sonucu doğal çevrenin bozulması, ozon tabakasındaki inceleme vb. Atmosfere salınan partiküllerle ilgili etkinin üzerinde durmak gerekirse, sanayi ve tarımsal etkinlikler sonucu atmosfere verilen parçacıklardır. Özelliklede Kükürt dioksit (SO_2) içerikli maddelerdir. Bu maddeler güneş ışınlarını daha yeryüzüne düşmeden tuttukları için, genel bir soğuma meydana getirirler.

Görüldüğü gibi iklimsel değişikliklerin büyük bir kısmının meydana gelme sebepleri insan kaynaklıdır. Ve bu değişim küresel bir niteliğe sahiptir. Burada sormamız gereken soru şudur: İnsanlar kendisi için kötü sonuçlar doğuracağını bile bile neden bu tip değişimleri tetikleyecek şeyler yaparlar?
Bu durumda insanların bilinçlendirilmesi ne kadar önemliyse, ortaya konulan sonucun sindirilmesi ve neler yapılabileceğinin düşünülmesi de bir o kadar önemlidir. Ve bu olayların ortaya çıkmasında büyük pay sahibi olan insanlar ise yapılması gerekenin ne olduğuna karar vererek bunu ortaya koyması gerekende insandır.

Ancak yukarıda bahsettiğimiz gibi iklim değişikliklerinin büyük bir kısmı insan olsa da doğal olarak meydana gelmekte olan bir iklim değişikliği durumu da söz konusudur. İklim değişikliğinin doğal nedenlerini Aksay, Ketenoğlu ve Kurt aşağıdaki şekilde açıklarlar:

Doğal iklim değişikliği nedenleri: Dünyanın güneş çevresindeki yörüngesinin 95.000 yılda bir basıklaşması 100.000 yıl süren buzul çağlarını akla getirmektedir.

Dünya ekseninde 4000 yıllık periyodu olan doğal bir kayma ile 23.000 yıllık periyodu olan dairesel bir sapma olduğu saptanmıştır.(Milankoviç,1930) Bazı bilim adamları kıta kaymaları sonucu okyanuslardaki akıntı sistemlerinin ve rüzgârların yönünün değişmesini iklim değişikliğinin nedenlerinden biri saymaktadır.
Yanardağ patlamalarında ki periyodik aşırılık, patlamayla yükselen tozlar güneş ışınlarının geçişini engelleyen bir tabaka oluşturur ve sıcaklık düşer.[***]

[§§] Partikül kelimesiyle anlatılmak istenen, aerosollar ve küçük uçucu parçacıklardır.
[***] Cemal Seçkin Aksay, Osman Ketenoğlu, Latif Kurt, Küresel Isınma ve İklim Değişiklikleri

Bu sonucu ortaya çıkaran tek başına insan değildir. Ancak dünyamız biz insanların yaşam alanı olduğuna göre bu sorunun çözümünü arayacak olan yine biz olacağız.

İklimsel Değişiklikler Biyolojik Çeşitliliği Nasıl Etkiler?
Sunumumuza başlarken belirttiğimiz gibi iklimsel değişiklikler tüm canlı organizmaları etkiler. Türler yaşamlarını devam ettirebilmek için optimum koşullara ihtiyaç duyarlar. Daha önce iklimi canlı türlerinin uyum sağladığı koşullar olarak tanımlamıştık.

Örneğin bir tohumun filizlenebilmesi için ışığa, suya, oksijene ve benzeri etkenlere ihtiyacı vardır. Tüm bu koşullar o tohumun ekim zamanında sağlanır ve beklenen tohumun filizlenmesidir. Ancak koşullar farklılaştığı zaman iş değişecektir. Ve tohum filizlenmeyecektir.

Daha ayrıntılı bir örnek olarak da domates meyvesi verilebilir. Bu meyvenin çok fazla türü vardır: Sırık domates, çeri domatesi, salkım domates, sarı çeri ampul domates, yayla domatesi… Ve her birinin büyümesi optimum şartlar vardır. İklim değişikliklerinin farklı etkiler ortaya koyar. Bu etkilerden biri de sıcaklıktır. Ve sıcaklık da bir bitkinin büyüyebilmesi için önemli faktörlerden biridir. Buna bağlı olarak iklim değişikliğinin etkilerinden biri olan sıcaklık değişimi bu büyümeyi olumsuz yönde etkileyecektir.

Örnekte sadece domates meyvesine etkisinden bahsettik. Ancak doğada milyonlarca canlı ve milyarlarca tür var. Dolayısıyla iklimsel değişikliklerin etki alanı çok fazla.

İklimsel değişikliklerinin olumsuz etkileri, biz insanlar ne kadar çaba harcarsak harcayalım yok edilemez büyüklüktedir. Ancak ortak çabalarla en aza indirgenmeye çalışılabilir. Çünkü biyolojik çeşitlilik bize bırakılan çok önemli bir mirastır ve bu olay küresel bir içerik taşır. Sadece bizler değil tüm dünyadaki insanlar bu konuda bilgi sahibi olmalıdır ve ortak payda da buluşmalıdır.

Biyolojik Çeşitliliği Korumak İçin Yapılması Gerekenler
Biyolojik çeşitliliği tanımlarken de bahsettiğimiz gibi çeşitlilik tür üzerinden ilerler. O halde cevapları üzerine tartışmamız gereken sorular türlerin neden korunması gerektiği üzerine ve türlerin ne şekilde korunabileceğine dairdir.
Biyolojik çeşitliliğin kaybolması gözlemleyebildiğimiz bir olgudur. Ancak çeşitlilik kaybında unutmamamız gereken nokta, türlerin kaybını izleyen bir olgu olmaması aksine genetik çeşitliliğin de ortadan kalkmasına öncülük eden bir süreç olduğudur.

Mine Kışlalıoğlu ve Fikret Berkes, *Biyolojik Çeşitlilik'*te biyolojik çeşitliliğinin korunmasıyla ilgili gerekçeleri dört başlık altında okuyucuya aktarıyor. Bu dört başlık: Ekonomik gerekçeler, Estetik, Rekreasyon ve Eğitim kaynaklı gerekçeler, Felsefi gerekçeler, Ekoloji ve Çevre sağlığıdır.[†††]

[†††] Mine Kışlalıoğlu ve Fikret Berkes, *Biyolojik Çeşitlilik,* s.104-111.

Tüm bunlarla bağlantılı olarak biyolojik ve türsel çeşitliliğin neden korunması gerektiği ile ilgili şu yorumlar yapılabilir:

Ekolojik ve ekonomik gerekçeler için bahsedecek olursak, insan öncelikle sağlıklı yaşamak ve soyunu devam ettirebilmek için biyolojik çeşitliliği korumalıdır ve başka insanları da korumaya teşvik etmelidir. Sunumumuzun başlarında da belirttiğimiz gibi, aşırı tüketim ve beraberinde getirdiği aşırı üretime artık bir dur denmesi gerektiğini idrak ederek insanlara aşılamalı ve tüketim çılgınlığına dur demeyi başarmalıyız. Azla yetinmeyi öğrenemediğimiz ve öğretemediğimiz takdirde yaşanacak bir dünyamız kalmayacağının farkına varmalı ve yaşamımızı daha düzenli, temiz ve saygıyla sürdürmeliyiz.

Sonuç olarak, yaşadığımız doğaya saygı duymalıyız. İnsanların bilinçlendirilmesine yardımcı olmalı ve gerekli yasaların varlığını kabul ederek buna göre davranmalıyız

KAYNAKLAR

Emrullah Güney, Çevre Sorunları, Nobel Yayın Tanıtım, 2004.

Emrullah Güney, Genel Ortam Kirlenmesi ve Çevre Sorunları, Palme Yayınları,2008.

Mine Kışlalıoğlu Berkes, Fikret Berkes, Biyolojik Çeşitlilik, Türkiye Çevre Vakfı Yayını, 1987.

Mine Kışlalıoğlu Berkes, Fikret Berkes, Ekoloji ve Çevre Bilimleri, Remzi Kitabevi, 1999.

Prof. Dr. Kani Işık, Biyolojik Çeşitlilik ve Orman Gen Kaynaklarımız, Açık Öğretim Fakültesi Yayınları, 1996.

Richard Dawkings, Gen Bencildir, TÜBİTAK Yayınları, 132-147, 2003.
Türkiye Çevre Atlası, 1996.

Cemal Seçkin Aksay, Osman Ketenoğlu, Latif Kurt, Küresel Isınma ve İklim Değişiklikleri, Selçuk Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi, Fen Dergisi, Sayı:25, 29-42,Konya 2005.

Türkiye'nin Biyolojik Zenginlikleri projesi, Koordinatör: Prof. Dr. Aykut Kence, TÇSV,1987

ORMAN GÜLÜNÜN ORHANELİ (BURSA) KÖMÜRÜ İLE BİRLİKTE DOLAŞIMLI AKIŞKAN YATAKTA YAKILMASI

Murat VAROL[a], Mustafa Can ÇELEBİ[b], Aysel T. ATIMTAY[a(*)], Hayati OLGUN[c], Hüsnü ATAKÜL[d], Alper ÜNLÜ[c], Berrin BAY[c], Ufuk KAYAHAN[c], Gerçek BARDAKÇIOĞLU[e]

[a]Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 06531 Ankara, Türkiye
[b]İstanbul Teknik Üniversitesi, Enerji Enstitüsü, Maslak 34469, İstanbul, Türkiye
[c]TÜBİTAK-MAM Enerji Enstitüsü, P.K. 21, Gebze 41470, Kocaeli, Türkiye
[d]İstanbul Teknik Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, Maslak 34469, İstanbul, Türkiye
[e]GAMA Güç Sistemleri, Atatürk Bulvarı No:97 Kat 6, Kızılay, Ankara, Türkiye

ÖZET

Bu çalışmada bir biyokütle ve bir Türk linyit kömürünün yanma ve birlikte yanma çalışmaları bir dolaşımlı akışkan yatakta yapılmıştır. Deneylerde kullanılan linyit kömürü Bursa/Orhaneli bölgesinden tedarik edilmiştir, biyokütle olarak ise ormangülü kullanılmışltır. Yanma sistemi bir dolaşımlı akışkan yatak yakıcı, bir yakıt besleme sistemi, elektrikli ısıtıcılar ve iki siklondan oluşmaktadır. Sistemin ısıl kapasitesi 30 kW'dır. Yakıcı kolon 6 m yüksekliğindedir ve 108 mm iç çapa sahiptir. Yakıcı kolon boyunca sıcaklık belirli yüksekliklere yerleştirilmiş ısılçiftlerle ölçülmektedir. Yanma deneyleri boyunca yakıcı kolon sıcaklığı 850 ^{o}C'de tutulmaya çalışılmıştır. Yakıcı kolon, siklon ve geri dönüş ayağı boyunca basınç düşüşleri katı dolaşım hızının belirlenmesi için sürekli olarak ölçülmekte ve gözlemlenmektedir. Hava fazlalık oranının baca gazı emisyonlarına etkisinin incelenmesi amacıyla herbir yakıt ve bu yakıtların belirli oranlarda karışımları için bir dizi yakma testi yapılmıştır. Yanma deneyleri sırasında, CO_2, CO, O_2, NO ve SO_2 emisyonları ABB-AO2000 Advanced Optima baca gazı analizörü ile sürekli olarak ölçülmekte ve kaydedilmektedir.

Deney sonuçları, yakıt karışımındaki biyokütle oranının artmasıyla birlikte yanmanın daha ziyade yakıcı kolonun serbest bölgesinde gerçekleştiğini göstermiştir. Bu nedenle, en yüksek sıcaklıklar yoğun faz bölgesinde değil de serbest bölgede ölçülmüştür. Ayrıca, yakıt karışımındaki biyokütle oranı arttıkça CO emisyonu da artmaktadır. Biyokütle yakıtlarının yakılmasıyla elde edilen yüksek CO emisyonları sisteme ikincil hava ilavesinin gerekli olduğunu göstermektedir. Serbest bölgeye ikincil hava ilavesi CO ve hidrokarbon emisyonlarını azaltmak ve yanma verimini arttırmak için iyi bir çözüm olabilir.

Anahtar kelimeler; Dolaşımlı akışkan yatak, biyokütle, emisyon, birlikte yakma

* aatimtay@metu.edu.tr

GİRİŞ

Günümüzde, enerji sektörü iki önemli sorunla karşı karşıyadır: büyük kapasiteli güç santrallerinin kurulması ve bu santrallerden kaynaklanan CO_2 emisyonlarından dolayı karşılaşılan küresel ısınma tehdidi. İnsanoğlunun daha iyi bir refah düzeyi için talepleri ve sürekli artan dünya nufusü gelecekte aşılması gereken büyük engelleri oluşturmaktadır. Fosil yakıtlara dayalı enerji üretimi ve diğer insan kaynaklı sera gazı emisyonları, küresel sera gazı emisyonlarının % 65'ini temsil etmektedir [1]. Gelecekteki enerji talebinin karşılanması için geçen yüzyılda kurulmuş güç santralleri gücü kadar yeni santrallerin kurulması gerekmektedir [2].

Kömür, dünyanın farklı yerlerinde dağınık olarak bulunmaktadır. Önümüzdeki yıllarda kömürün enerji üretiminde en fazla ve yaygın olarak kullanılması beklenmektedir. Dünya Kömür Enstitüsü'ne göre, 2007 yılında dünya elektrik üretiminin %41,5'u ve birincil enerji üretiminin %26,5'u kömürden sağlanmıştır [3]. Kömürün bol ve en güvenilir enerji üretim hammaddelerinden biri olmasına rağmen, kömür yakılmasının insan sağlığı ve çevre üzerinde birçok olumsuz etkileri vardır. Küresel ısınma ve sürdürülebilir enerji üretimi açısından, temiz kömür yakma teknolojileri, dünyanın artan enerji talebinin karşılanması için çok önemli bir çözüm olarak ortaya çıkmaktadır.

Temiz kömür teknolojileri arasında akışkan yataklı yakma teknolojisi, farklı kalitedeki yakıtların yakılmasına olanak sağladığı için esnek bir teknoloji olarak kabul edilmektedir. Yüksek kükürt ve yüksek kül içeren kömürlerin yanında, çeşitli biyoyakıtlar ve atıktan türetilmiş yakıtlar gibi düşük kaliteli yakıtlar da dolaşımlı akışkan yataklarda ham madde olarak kullanılmaktadır. Birçok tesis farklı yakıt karışımlarını birlikte yakmaktadır [4].

Yakıt esnekliğinin yanısıra, akışkan yatak teknolojisi pulverize kömür yakma teknolojisi ile karşılaştırıldığında birçok avantaja sahiptir. Yüksek ısı transfer hızı avantajlarından biridir. Böylece, akışkan yataklarda daha küçük yüzey alanlarına sahip eşanjörler kullanılabilir. Kireçtaşı kullanılarak, yanma sırasında SO_2 giderimi sağlamak mümkündür. Ayrıca, yanma odasındaki daha düşük sıcaklıklar nedeniyle (850-870 ^oC), termal NO_x oluşumu en aza indirilebilir. Üretilen birim enerji başına daha az yüzey alanı ve hacim ihtiyacı sebebiyle, akışkan yatak teknolojisi pulverize kömür teknolojisine kıyasla daha kompakt bir tasarıma sahiptir.

Farklı yakıt karışımlarının akışkan yataklı kazanlarda yakılabilmesi, özellikle atık biyokütlenin kömür ile birlikte yakılması, temiz enerji üretmek ve biyoatıkların bertarafı açısında umut verici bir uygulamadır. Buna ek olarak, biyokütlenin yardımcı yakıt olarak kömür yakan termik santrallerde yakılması yakıt maliyetlerini azaltmaktadır. Ayrıca, bu uygulama CO_2 emisyonlarını azaltmak için etkili bir yöntemdir [5].

Youssef, vd. [6] iç çapı 145 mm ve yüksekliği 2 m olan dolaşımlı akışkan yatakta dört farklı biyokütle yakılmasını çalışmışlardır. Farklı hava fazlalık oranları kullanılmıştır. SO_2 ve CO emisyonları ölçülmüştür. Desroches-Ducarne, vd. [7] kömür ve belediye çöp karışımlarının dolaşımlı akışkan

yataklı kazanda yakılması esnasında oluşan NO, N_2O, HCl, SO_2 ve CO emisyonlarını araştırmıştır. Cliffe ve Patumsawad [8] prinanın kömür ile birlikte yakılmasını incelemişlerdir. Prinanın enerji kaynağı olarak akışkan yataklı kazanlarda kullanılmasının uygulanabilirliğini araştırmışlardır. Armesto, vd. [9] kömür ve zeytinyağı sanayi artıklarının akışkan yatakta birlikte yanmasını incelemişlerdir. Çalışmalarında, iki farklı İspanyol kömürü, linyit ve antrasit kullanmışlardır. Topal, vd. [10] dolaşımlı akışkan yatakta prina yakılmasını incelemişlerdir. Çalışmalarında 125 mm çapa ve 1800 mm yüksekliği sahip küçük ölçekli bir dolaşımlı akışkan yatak kullanmışlardır. Elde edilen sonuçlar, kömür yanmasında elde edilen sonuçlarla karşılaştırılmıştır. Permchart ve Kouprianov [11] üç farklı biyokütlenin akışkan yatakta yakılmasını çalışmışlardır. Biyokütle olarak talaş, pirinç kabuğu ve şeker kamışı kullanılmıştır. Gayan, vd. [12] kömür ve biyokütlenin dolaşımlı akışkan yatakta yanma performansını incelemişlerdir. Çalışmalarında iki tür kömür ve bir orman artığı (çam ağacı kabuğu) kullanılmıştır. Isıl gücü 0,1 ve 0,3 MW olan pilot ölçekli iki dolaşımlı akışkan yatak kullanılmıştır. Atimtay ve Topal [13] prina ve kömürün dolaşımlı akışkan yatakta birlikte yakılmasını çalışmışlardır. Deneyler, Topal vd. [10] daha önceki çalışmalarında kullanılan dolaşımlı akışkan yatakta gerçekleştirilmiştir. Shimizu ve Toyono [14] kurutulmuş arıtma çamuru ve kömürün ayrı ayrı ve birlikte laboratuvar ölçekli bir dolaşımlı akışkan yatakta yakılması esnasında oluşan NO_x ve N_2O emisyonlarını incelemek amacıyla bir araştırma yapmışlar ve elde edilen bulguları daha önceki çalışma sonuçları ile karşılaştırmışlardır.

Xie, vd. [15] biyokütle ve kömürün 30 kW'lık laboratuvar ölçekli dolaşımlı akışkan yatakta yakılması esnasında oluşan SO_2, NO ve N_2O emisyonlarını incelemişlerdir. Varol ve Atimtay [16] prina ve kömürün kabarcıklı akışkan yatakta yanma performansını ve emisyon özelliklerini incelenmişlerdir. Yanma deneyleri esnasında O_2, CO, SO_2, NO_x, ve toplam hidrokarbon (C_mH_n) emisyonları ölçülmüş, bu emisyonların kullanılan hava fazlalık oranı ile nasıl değiştiği araştırılmıştır.

Liu, et al. [17] petrol çamuru ve kömür-su karışımlarının 3,8 m * 4,2 m dikdörtgen kesitli, 9 m yüksekliği sahip dahili dolaşımlı akışkan yatak reaktörde birlikte yakılmasını çalışmışlardır. CO, SO_2 ve NO_x emisyonlarının çamurun bertarafı açısından umut verici olduğu ortaya konulmuştur. Jiang, vd. [18] çalışmalarında petrol şistinin yakılmasını ve yüksek kükürtlü kömür ile birlikte yakılmasını incelemişlerdir.

Bu çalışmada, laboratuvar ölçekli dolaşımlı bir akışkan yatak yakma sistemi tasarlanmış ve imal edilmiştir. Bu sistemde linyit kömürü ve biyokütle yakılarak elde edilen ilk sonuçlar burada sunulmuştur. Bu çalışmanın amacı, kömür ve biyokütlenin dolaşımlı akışkan yatakta yakılmasıyla oluşacak emisyonların özelliklerini incelemek ve linyite biyokütle katılarak yanma veriminin ne kadar iyileştiğini görmektir.

Bu çalışma tamamlandığında, ısıl gücü 750 kW olan sanayi ölçekli bir dolaşımlı akışkan yatakta yakma deneyleri tekrarlanacaktır. 300-350 kg/sa yakıt yakma kapasitesine sahip olacak olan bu tesis 24 bar doymuş buhar üretecektir.

YÖNTEM

Deney Düzeneği

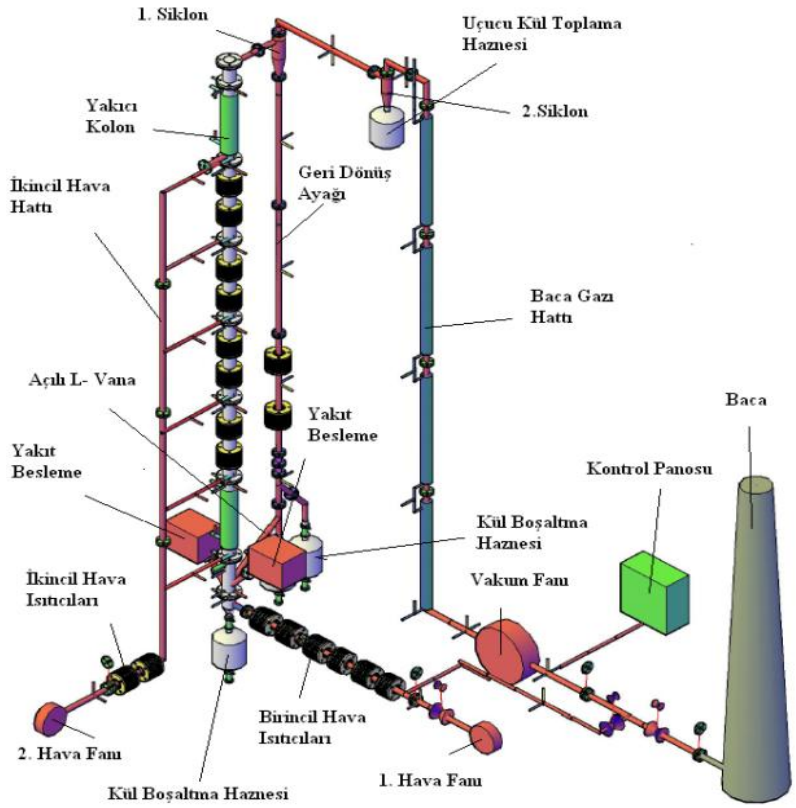
Yakma deneylerini yapıldığı laboratuvar ölçekli dolaşımlı akışkan yatağın ısıl gücü 30 kW'dır. Deney düzeneği, bir dolaşımlı akışkan yatak yakıcı, bir yakıt besleme sistemi, elektrikli ısıtıcılar ve iki siklondan oluşmaktadır. Yakıcı 6 m yüksekliğe ve 108 mm iç çapa sahiptir ve 8 modülden oluşmaktadır. Yakıcı boyunca altı adet elektrikli ısıtıcı mevcuttur. Yakıtın sisteme beslenmesinden sonra istenilen yatak sıcaklığına erişilince elektrikli ısıtıcılar kapatılır. Ayrıca, gerektiğinde kullanılmak üzere geri dönüş ayağında iki adet elektrikli ısıtıcı mevcuttur. Yakıcı kolon ile siklon arasındaki bağlantı 32 mm nominal çapa sahip bir boru ile sağlanmıştır. Siklonda baca gazından ayrılan katı parçacıkları geri dönüş ayağı vasıtasıyla tekrar yakıcı kolona beslenirler. Yakıt besleme sistemi, iki yakıt deposu, iki vidalı besleyici, iki elektrik motoru ve bir basınçlı hava bağlantısından oluşmaktadır. Sisteme alt taraftan beslenen akışkanlaştırma havası altı adet ısıtıcı tarafından ısıtılmaktadır. Bu hava aynı zamanda yanma için gerekli havadır. Yakıcı kolon boyunca belirli yüksekliklerde altı noktadan sisteme ikincil hava ilavesi yapılabilmektedir.

Sıcaklıklar yakıcı kolon boyunca belirli yüksekliklere yerleştirilen ısılçiftler ile ölçülmektedir. Yanma deneyleri sırasında yanma sıcaklığı 850 ^{o}C'de tutulur. Yakıcı kolon boyunca, siklonda, geri dönüş ayağında ve geri dönüş ayağı ile yakıcı kolon bağlantısında basınç kayıpları sürekli olarak ölçülmektedir. Sistemde toplam 18 elektrikli ısıtıcı kullanılmaktadır. 6 tanesi 2,5 kW güce sahip olup birincil havanın yakıtların tutuşma sıcaklığına kadar ısıtılması için kullanılmaktadır. 8 tanesi 4,5 kW güce sahip olup yakıcı kolon boyunca yerleştirilmiştir ve yakıcı içerisindeki sıcaklığın yaklaşık olarak 850 ^{o}C'de tutulması için kullanılmaktadır. İkisi 4 kW güce sahip olup geri dönüş ayağına yerleştirilmiştir ve yakıcı kolona geri beslenen parçacıkları ısıtmak için kullanılmaktadır. Son iki ısıtıcı 2,5 kW güce sahip olup sisteme verilen ikincil havanın ısıtılması için kullanılmaktadır.

Deneyler sırasında, CO, SO_2, NO ve O_2 emisyonları ABB/AO2000 baca gazı analizörü ile sürekli olarak ölçülmektedir. Baca gazı analizörü sertifikalı kalibrasyon gazları ile kalibre edilmektedir. Şekil 1'de deney düzeneği gösterilmektedir.

Yakıtlar

Yapılan deneylerde Orhaneli linyit kömürü ana yakıt olarak kullanılmıştır. Ayrıca, Ormangülü yardımcı yakıt (biyokütle) olarak kullanılmıştır. Yakıt parçacıkları 1-2 mm aralığındadır. Deneylerde kullanılan yakıtların yaklaşık ve tam analizleri TÜBİTAK-MAM Enerji Enstitüsü Yakıt Analizi Laboratuvarlarında yaptırılmıştır ve analiz sonuçları Tablo 1'de sunulmuştur.



Şekil 1. Laboratuvar ölçekli deney düzeneğinin şematik gösterimi

Tablo 1. Yakıtların yaklaşık ve tam analizleri

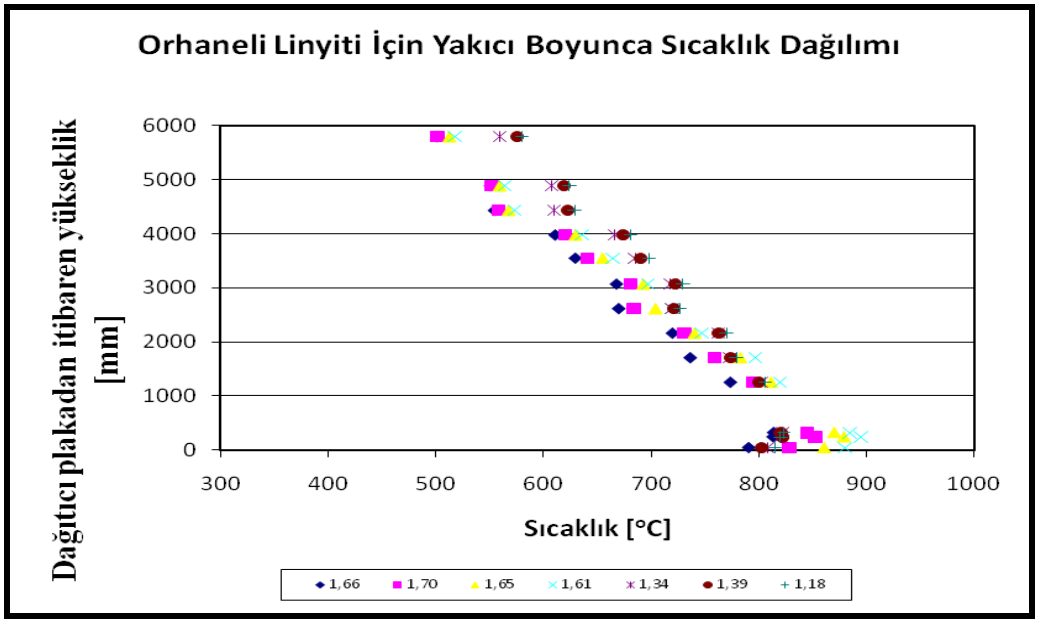
		Orhaneli Linyiti	Ormangülü
Yaklaşık Analiz	Kül, % ağırlıkça	17.23	1.36
(kuru bazda)	Uçucu Madde, % ağırlıkça	47.31	80.48
	Sabit Karbon, % ağırlıkça	35.46	18.16
	Alt Isıl Değer, kcal/kg	4992	4369
	Üst Isıl Değer, kcal/kg	5281	4667
Tam Analiz	C, % ağırlıkça	60.03	53.72
(kuru bazda)	H, % ağırlıkça	3.15	6.93
	N, % ağırlıkça	0.56	0.29
	O, % ağırlıkça	16.98	37.70
	S (toplam), % ağırlıkça	2.05	0

TARTIŞMA

Yanma Deneyleri

Sıcaklık Profili. Şekil 2'te yedi farklı hava fazlalık oranı için yakıcı kolon boyunca sıcaklık dağılımı görülmektedir. Deneyler boyunca, yedi farklı hava fazlalık oranı için sıcaklıklar ölçülmüş ve ölçüm sonuçlarının ortalamaları

sıcaklık profili olarak Şekil 2'te sunulmuştur. En yüksek sıcaklık, dağıtıcı plakanın 240 mm üzerinde ölçülürken en düşük sıcaklık yakıcı kolon çıkışında ölçülmüştür.

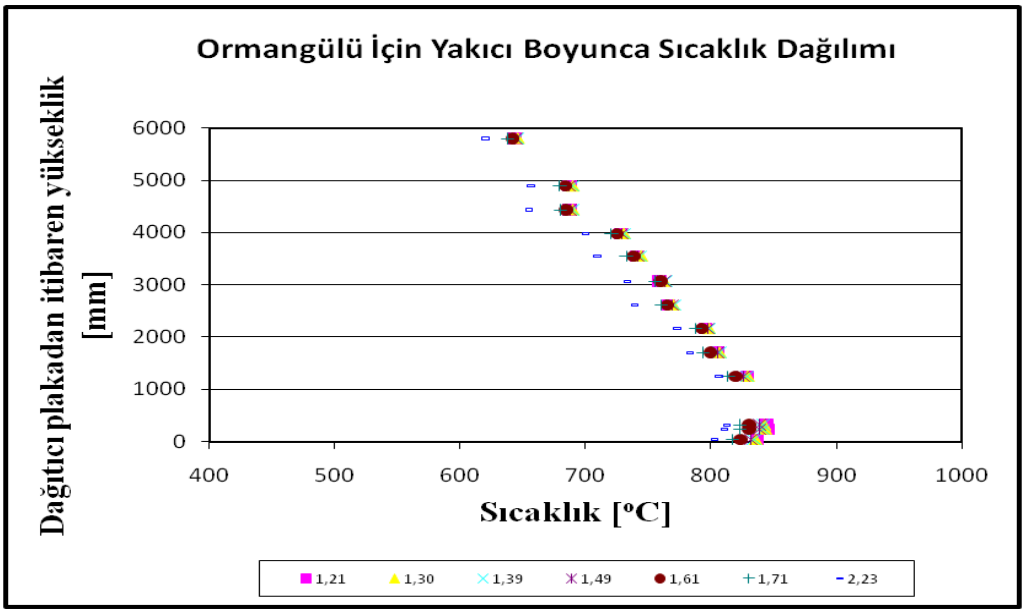


Şekil 2. Orhaneli linyit kömürünün yakılmasında yakıcı kolon boyunca elde edilen sıcaklık profili

Orman gülü yakma deneylerinde elde edilen sıcaklık profilleri Şekil 3'te gösterilmektedir. Şekil 3'te de görüldüğü gibi, biyokütle yandığında yakıcı kolon boyunca biraz farklı bir sıcaklık profili gözlenmektedir. Kömürün yanmasının aksine, en yüksek sıcaklık, dağıtıcı plakanın 320 mm üzerinde tespit edilmiştir. Bu durum, kömür ile karşılaştırıldığında biyokütlenin daha yüksek uçucu madde ve daha düşük sabit karbon içeriği ile açıklanabilmektedir. Uçucu madde, yoğun fazda değil, daha üst kısımda yani serbest bölgede yanmaktadır. Bu durum aynı zamanda literatürde çeşitli araştırmacılar tarafından da tesbit edilmiştir [19-21].

Bunun yanı sıra, biyokütle yakıldığında yoğun faz ile serbest bölge sıcaklıkları arasındaki fark azalmaktadır. Bu, biyokütlenin yüksek uçucu madde içeriği nedeniyle yakıcı kolonun daha üst bölgelerinde yükseltgenmesine rağmen kömürün dağıtıcı plakanın hemen üstünde yükseltgenmesi ile açıklanabilir.

Kömür ve ormangülünün çeşitli oranlarda karıştırılması ile elde edilen yakıtın yakılması sonucu oluşan sıcaklık profilleri, bu yakıtların tek tek yakılması ile elde edilen sıcaklık profillerinin arasında olduğu görülmüştür. Eğilimlerin aynı olması ve şekil sayısının çokluğu nedeniyle bu deneyler için elde edilen sıcaklık profilleri burada verilmemiştir.

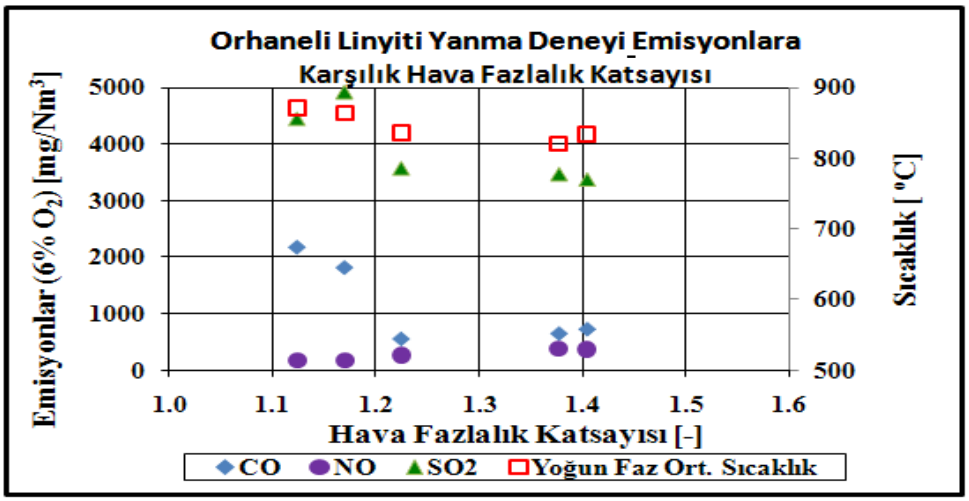


Şekil 3. Ormangülünün yakılmasında yakıcı kolon boyunca elde edilen sıcaklık profili

Emisyonlar. Bu bölümde sunulan tüm emisyonlar yoğun faz sıcaklığının 850±50 °C olduğu zaman aralığında ölçülmüştür.

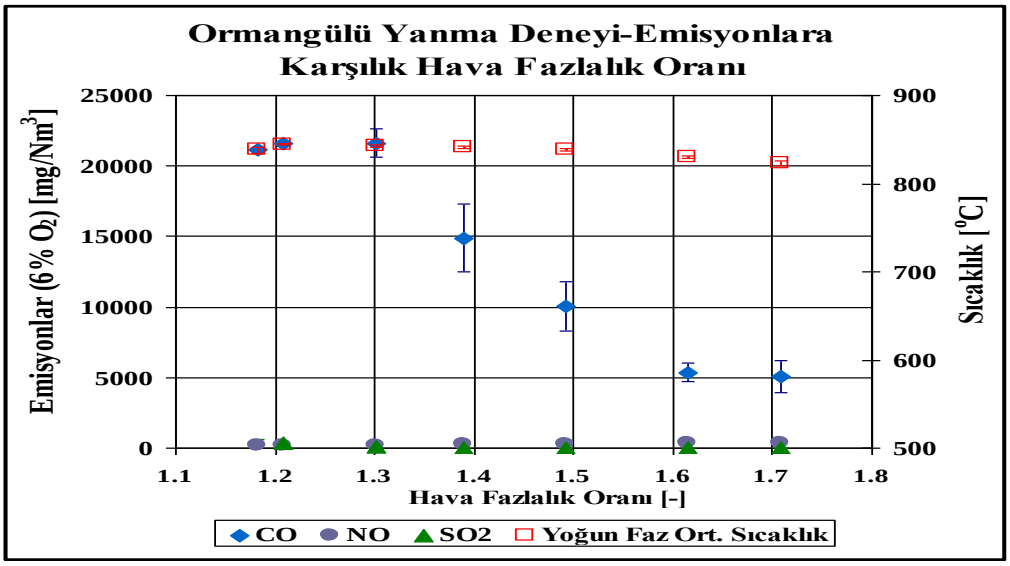
Yakma deneyleri

Şekil 4 kömürün yakılması esnasında farklı hava fazlalık oranları için elde edilen emisyonları göstermektedir. Şekilden de görüldüğü gibi, başlıca gaz hızı ve hava fazlalık oranı gibi işletme paramatrelerindeki değişikliklere bağlı olarak SO_2 emisyonlarında bir miktar dalgalanma gözlenmiştir. Ancak, hava fazlalık oranı arttığı zaman SO_2 emisyonu beklendiği gibi azalmaktadır. CO emisyonlarında da aynı eğilim gözlenmiştir. Yatağa daha fazla oksijen sağlanması CO daha fazla CO_2'ye oksitlenmektedir. CO emisyonları yakıcı kolon içerisindeki bekleme süresi, O_2 yüzdesi, hava ve yakıt parçacıklarının iyi karışımı ve sıcaklık gibi etkenlere göre değişiklik göstermektedir [15,23]. Yakıcı kolon içerisindeki gaz hızı sabit tutulduğuna göre, NO_x emisyonlarını etkileyebilecek tek işletme parametresi hava fazlalık oranıdır. Hava fazlalık oranı yakıt besleme hızı değiştirilerek ayarlanmaktadır. Genel bir eğilim olarak, hava fazlalık oranı arttıkça, diğer işletme parametreleri sabit tutulduğunda NO_x emisyonlarında azalma saptanmıştır [23]. Bu azalmanın nedeni ortalama yatak sıcaklığının azalmasına bağlanabilir, çünkü NO_x emisyonları yüksek sıcaklıklarda artış eğilimi göstermektedir. Fakat, Şekil 4'te de görüldüğü gibi hava fazlalık oranı artıkça, NO emisyonlarında da bir artış görülmüştür. Bu durum, CO emisyonlarının artan hava fazlalık oranı ile azalması olarak açıklanabilir. Çünkü CO indirgen bir gazdır. CO yoğunluğunun yüksek olduğu ortamlarda NO_x emisyonlarının indirgenerek N_2 olarak sistemi terk ettiği literatürdeki diğer çalışmalarda tespit edilmiştir [15,23].



Şekil 4. Hava fazlalık oranının SO_2, CO, NO emisyonlarına etkisi (ağırlıkça %100 Orhaneli linyiti

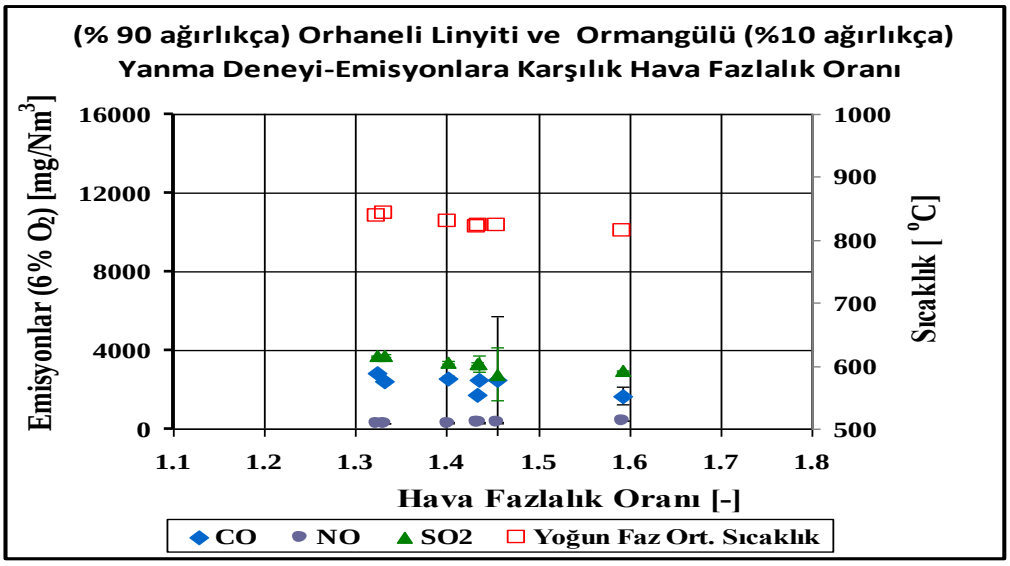
Şekil 5'de ormangülünün yakılmasıyla elde edilen emisyonlar verilmiştir. Ormangülü yapısında kükürt içermediğinden dolayı, SO_2 emisyonu sıfırdır. Diğer taraftan, yüksek uçucu madde ve düşük sabit karbon içeriği yüksek CO emisyonuna neden olmuştur. Örneğin, hava fazlalık oranı 1,2 iken CO konsantrasyonu 20 000 mg/Nm^3 ölçülmüştür. Ancak, CO emisyonlarının kabul edilebilir seviyelerde tutulabilmesi için şekilden yararlanarak işletme koşullarında optimizasyon yapılabilir. Hava fazlalık oranının 1,3'den 1,7'ye arttırılmasıyla CO emisyonlarında önemli bir azalma belirlenmiştir. Gaz hızı ve yoğun faz sıcaklığı emisyonun alındığı süre boyunca neredeyse aynı kaldığından, char yanma hızının sabit olduğu kabul edilebilir. Bu nedenle, CO emisyonlarındaki düşüş, yüksek O_2 konsantrasyonuyla birlikte uçucu madde içeriğinin yükseltgenmesiyle açıklanabilir.



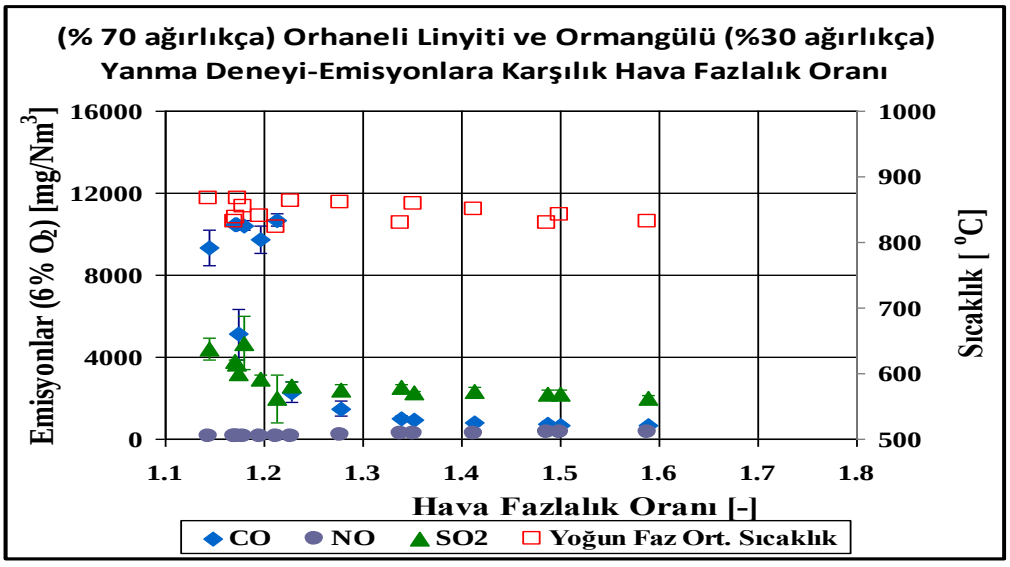
Şekil 5. Hava fazlalık oranının SO_2, CO, NO emisyonlarına etkisi (ağırlıkça %100 ormangülü)

Birlikte yakma testleri

Şekil 6'da ağırlıkça %10 ormangülü içeren kömür ve biyokütle karışımının yakılması esnasında hava fazlalık oranının SO_2, CO ve NO emisyonlarına etkisi gösterilmektedir. Şekil 6'dan da görüldüğü gibi kömüre biyokütle eklenmesi CO emisyonlarını 2000 mg/Nm^3'den 3000 mg/Nm^3'e arttırırken SO_2 emisyonlarında kömür yakılmasına kıyasla bir düşüşe sebep olmuştur. Hava fazlalık oranının artmasıyla birlikte NO_x emisyonları bir miktar artmıştır. NO_x azaltma mekanizması ortamdaki CO ve kül varlığı ile bağlantılı olduğundan, yukarıda Şekil 4 için yapılan yorum bu durum için de geçerlidir [23,24]. Ormangülünün kükürt içeriği sıfır olduğundan, Orhaneli linyit kömürünün yakılmasıyla mukayese edildiğinde SO_2 emisyonlarının daha az olduğu görülmektedir.

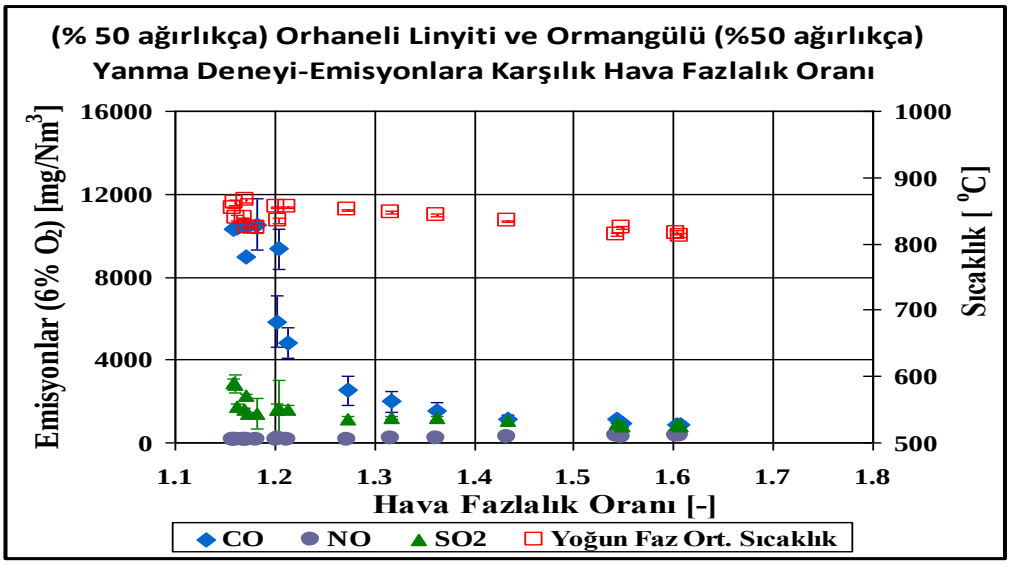


Şekil 6. Hava fazlalık oranının SO_2, CO, NO emisyonlarına etkisi (ağırlıkça %90 Orhaneli linyiti –ağırlıkça %10 ormangülü)



Şekil 7. Hava fazlalık oranının SO_2, CO, NO emisyonlarına etkisi (ağırlıkça %70 Orhaneli linyiti –ağırlıkça %30 ormangülü)

Ağırlıkça %30 ormangülü içeren kömür biyokütle yakıt karışımı için farklı hava fazlalık oranlarının SO_2, CO, ve NO emisyonlarına etkisi Şekil 7'de gösterilmektedir. Şekil 4 ve Şekil 6 ile karşılaştırıldığında, SO_2 emisyonlarının aynı yoğun faz sıcaklıkları için azaldığı görülmektedir. Hava fazlalık oranının CO emisyonlarının azaltılmasındaki önemi açıktır. Ağırlıkça %50 ormangülü içeren kömür biyokütle yakıt karışımı için de farklı hava fazlalık oranlarında yakma deneyleri yapılmış, emisyonların hava fazlalık oranı ile değişimi incelenmiştir. Bu koşullarda hava fazlalık oranının SO_2, CO, ve NO emisyonlarına etkisi Şekil 8'de gösterilmiştir.



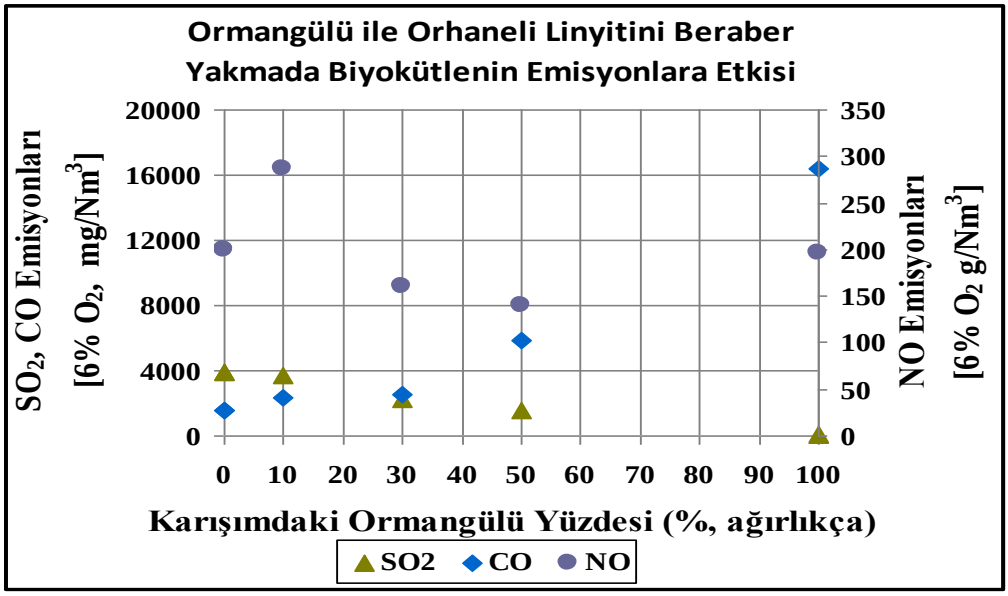
Şekil 8. Hava fazlalık oranının SO_2, CO, NO emisyonlarına etkisi (ağırlıkça %50 Orhaneli linyiti –ağırlıkça %50 ormangülü)

Linyit kömürüne değişik oranlarda ormangülü karıştırılarak yapılan deney sonuçlarından görüldüğü gibi, yakıt karışımındaki biyokütle oranı arttıkça, SO_2 emisyonları azalmakta CO emisyonları ise bir artış göstermektedir. Fakat, genel bir eğilim olarak, sisteme daha fazla hava verilmesi CO emisyonlarının azaltılmasına yardımcı olmaktadır. Bu da yanma sırasında kullanılacak ikincil havanın CO emisyonlarının azaltılmasında etkili olabileceğini göstermektedir.

Kömüre değişik oranlarda ormangülü eklenmesinin CO, SO_2 ve NO emisyonları üzerindeki etkisi Şekil 9'da gösterilmektedir. Farklı yakıt karışımlarından elde edilen emisyonların birbirleriyle kıyaslanabilmesi için yakma deneyleri esnasında üretilen ısıl güç temel olarak seçilmiştir. Sistem 13 ve 22 kW olmak üzere iki ısıl güç kapasitesinde çalıştırılmıştır. Sistemde kullanılan hava miktarının değiştirilmesiyle gaz hızı 2 ila 3 m/s arasında değişmiştir. Baca gazı emisyonlarının karşılaştırılması için aynı ısıl güçte en düşük emisyonların elde edildiği şartlar seçilmiştir.

Şekil 9'da yakıt karışımındaki ormangülü oranının arttırılmasıyla emisyonlarda görülen değişiklik gösterilmiştir. Yakıt karışımındaki biyokütle oranının artmasıyla CO emisyonlarında artma görülmüştür. Sadece Orhaneli linyitinin yakıldığı deneyde, CO emisyonu 1200 mg/Nm^3 olarak ölçülürken, yakıt karışımındaki biyokütlenin arttırılmasıyla, CO emisyonları kademeli olarak

artmıştır. CO emisyonları ormangülü için 16 000 mg/Nm^3 olarak ölçülmüştür. Ölçülen yüksek CO emisyonları ormangülünün uçucu madde içeriğinin (%75,2) kömüre (% 33) kıyasla 2,5 kat yüksek olmasında kaynaklanmaktadır. Biyokütle daha ziyade serbest bölgede yandığından kısa sürede sistemi terketmektedir. Serbest bölgede oluşan CO oksijen ile yeterince temas etme şansı bulamadığından, tam olarak yükseltgenmeden (yani oksitlenmeden) sistemi terketmektedir. Bu nedenle, sisteme serbest bölgeden ikincil hava ilavesi yapılması tam yanmamış ara ürünlerin CO_2 ve H_2O gibi son ürünlere çevrilebilmesi için önem arzetmektedir.



Şekil 9. Yakıt karışımındaki ormangülü oranının baca gazı emisyonlarına olan etkisi

Orhaneli kömürünün yakılması sırasında SO_2 emisyonları 4000 mg/Nm^3 civarında ölçülmüştür. Ormangülü kükürt içermediğinden, yakıt karışımındaki biyokütle oranının artmasıyla SO_2 emisyonlarında da bir azalma olmuştur. Ormangülünün yakılması sonucunda SO_2 emisyonu sıfırdır. Türk yönetmeliklerinde SO_2 için emisyon sınır değeri 2000 mg/Nm^3'tür [25]. Bu limit değeri sağlamak için Şekil 9'dan Orhaneli limyit kömürüne en az ağırlıkça %30 ormangülü katılması gerektiği görülmektedir. Ayrıca, SO_2 emisyonlarını limitlerin altında tutabilmek maksadıyla özellikle kömürün ağırlıkça daha fazla olduğu yakıt karışımları için yanma odasına kireçtaşı ekleyerek SO_2 emisyonları düşürülmektedir.

Orhaneli kömürü için NO emisyonları yaklaşık olarak 200 mg/Nm^3 olarak ölçülmüştür. NO emisyonları ormangülü için 190 mg/Nm^3 olarak belirlenmiştir. NO emisyonları kömüre biyokütle ilavesiyle birlikte azalma eğilimindedir. En düşük NO emisyonu ağırlıkça %50 ormangülü içeren yakıt karışımlarında elde edilmiştir. Yanma havasının bir kısmını ikincil hava ilavesi olarak serbest bölgeden vermek koşuluyla yoğun faz bölgesinde kısmen indirgen bir ortam oluşturmak NO emisyonlarının azaltılmasına yardımcı olabilir. Daha sonraki çalışmalarda sistemin bu şartlarda çalıştırılması planlanmaktadır.

SONUÇLAR

Bu çalışmanın sonuçları Orhaneli linyit kömürünün ormangülü ile birlikte dolaşımlı akışkan yatakta düşük emisyonlar elde edilerek yakılmasının mümkün olduğunu göstermiştir. SO_2 emisyonları, adsorbent kullanılmadığından, yönetmeliklerde belirlenen limitlerin üzerinde çıkmıştır. Sisteme ikincil hava ilavesiyle, özellikle CO emisyonlarında önemli bir düşüş gerçekleşebilir.

Yakıt karışımındaki biyokütle oranının arttırılmasıyla SO_2 emisyonlarının azaldığı, CO emisyonlarının ise beklenildiği gibi artan bir eğilim gösterdiği görülmüştür. Emisyonlar açısından sistem üzerinde işletme şartlarında bir optimizasyon yapılması gerekmektedir. Sonuç olarak, yanma deneylerinde elde edilen ilk sonuçların umut verici ve en uygun emisyon sonuçlarını elde etmek için farklı yakıt karışım oranlarının uygulanabilir olduğu belirlenmiştir.

KAYNAKLAR

[1] "*CO_2 emissions from coal combustion*", IEA Highlight 2009, available on http://www.iea.org/co2highlights/co2highlights.pdf

[2] Lior N., "The ECOS 2009 World Energy Panel: An introduction to the Panel and to the present (2009) situation in sustainable energy development*",Energy*, 2010, in press, corrected proof (doi:10.1016/j.energy.2010.05.036)

[3] World Coal Institute, available on http://www.worldcoal.org/resources/coal-statistics/

[4] Hupa M., "Ash behavior in fluidized bed combustion-recent research highlights", Paper presented at the 9th International Conference on Circulating Fluidized Beds, 2008, Hamburg, Germany.

[5] Hupa M., "Interaction of fuels in co-firing in FBC", *Fuel*, 2005, 84, 1312-1319.

[6] Youssef M.A., et.al., "Experimental Study on Egyptian Biomass Combustion in Circulating Fluidized Bed", *Applied Energy*, 2009, 86, 2644-2650.

[7] Desroches-Ducarne E., Eric M., Gerard M., Lucien D., "Co-combustion of coal and municipal solid waste in a circulating fluidized bed", *Fuel*, 1998, 77, 1311-1315.

[8] Cliffe K.R., Patumsawad S., "Co-combustion of waste from olive oil production with coal in a fluidised bed", *Waste Management*, 2001, 21, 49-53.

[9] Armesto L., et. Al., "Co-combustion of coal and olive oil industry residues in fluidized bed", Fuel, 2003, 82, 993-1000.

[10] Topal H., Atimtay T.A., Durmaz A., "Olive cake combustion in a circulating fluidized bed", *Fuel*, 2003, 82, 1049-1056.

[11] Permchart W., Kouprianov V.I., "Emission performance and combustion efficiency of a conical fluidized bed combustor firing various biomass fuels", *Bioresource Technology*, 2004, 92, 83-91.

[12] Gayan P., et. al., "Circulating fluidised bed co-combustion of coal and biomass", *Fuel*, 2004, 83, 277-286.

[13] Atimtay T. A., Topal H., "Co-combustion of olive cake with lignite coal in a circulating fluidized bed", *Fuel*, 2004, 83, 859-867.
[14] Shimizu T., Toyono M., "Emissions of NO_x and N_2O during co-combustion of dried sewage sludge with coal in a circulating fluidized bed combustor", *Fuel*, 2007, 86, 2308-2315.
[15] Xie J, Yang X, Zhang L, Ding T., Song W.,Lin W., "Emissions of SO_2, NO and N_2O in a circulating fluidized bed combustor during co-firing coal and biomass", Journal of Environmental Sciences, 2007, 19, 109-116.
[16] Varol M., Atimtay A. "Combustion of olive cake and coal in a bubbling fluidized bed with secondary air injection", *Fuel*, 2007, 86, 1430-1438.
[17] Liu J., et. al., "Co-firing of oil sludge with coal–water slurry in an industrial internal circulating fluidized bed boiler", Journal of Hazardous Materials, 2009, 167, 817-823.
[18] Jiang X.M., et.,al.,"Progress and recent utilziaiton trends in combustion of Chinese oil shale", Progress in Energy and Combustion Science, 2007,33 552-579.
[19] Madhiyanan et.al., "Co-combustion of rice husk with coal in a cyclonic fluidized bed combustor", Fuel, 2009, 88, 132-138.
[20] Suksankraisorn et. al., "Co-combustion of municipal solid wastes and Thai Lignite in a fluidized bed", Energy Conversion and Management, 2004, 45, 947-962.
[21] Sathitruangsak et.al., "Rice husk co-firing with coal in a short combustion chamber fluidized bed combustor", Fuel, 2009, 88, 1394-1402.
[22] Tsai et.al., "Co-firing of paper mill sludge and coal in an industrial circulating fluidized bed boiler", Waste Management, 2002, 22, 439-442.
[23] Gungor A., "Simulation of NOx emission in circulating fluidized bed burning low grade fuels", Energy&Fuels, 2009, 23, 2475-2481.
[24] Zhao J. Et. al., "Gas concentration profiles and NOx formation in circulating fluidized bed combustion", Fuel, 1997, 76 (9), 853-860.
[25] RCAPIS, 2009. Turkish Regulation for Control of Air Pollution from Industrial Sources, Republic of Turkey Ministry of Environment and Forestry.

TRAFİK KAYNAKLI EMİSYON HESABINDA KARŞILAŞILAN GÜÇLÜKLER

Ekrem YAZICIOĞLU(*), Ferhat KARACA

Fatih Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34500, Büyükçekmece, İstanbul

ÖZET

Bu bildiride İstanbul ili için trafik kaynaklı emisyonların hesaplanabilmesi için gereken verilerin nerelerden toplandığı ve ne şekilde bir veri tabanı haline dönüştürüldüğü, yeterli ve yetersiz veri tipleri, yapılan kabuller veya veri setindeki eksiklikler detayları ile değerlendirilmiştir. Bu çalışma ilgili konuda yapılmakta olan bir lisansüstü tez çalışmasının veri toplama sürecinde karşılaşılan sorunların ele alındığı ve tartışıldığı bir değerlendirme çalışmasıdır. İlerde yapılacak benzer çalışmalar ve değerlendirmelerde daha başarılı ve doğru sonuçların elde edilebilmesi için ulusal araştırmacılara ve yetkililere düşen rol ve görevler, mevcut şartlar irdelenerek tartışılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Hava kirliliği, Trafik kaynaklı emisyonlar, COPERT, MOVES.

GİRİŞ

Hava kirliliği problemi kentlerin en güncel ve en önemli problemlerinden birisi olup sanayi devriminden sonra özellikle sanayileşmiş bölgelerde ortaya çıkmıştır. Son yıllarda, gelişmiş dünya ülkelerinde, metropollerin içersinde bulunan endüstriyel faaliyetler zamanla kent dışına kaydırılmış ve bu durum kent içi trafik faaliyetlerinden kaynaklanan kirliliğin daha ön plana çıkmasına neden olmuştur. İstanbul örneğinde ise bu durum 2000 sonrasında kent içersinde bulunan endüstri faaliyetlerinin önemli bir bölümünün Çorlu ve İzmit gibi bölgelere taşınması ve trafik faaliyetlerinin birkaç kat artmasıyla çok belirgin olarak gözlenmiştir/gözlenmektedir. Böylelikle trafik kaynaklı emisyonların hesaplanması veya tahmin edilmesini kent yönetimi ve aynı zamanda hukuksal (ulusal ve uluslararası) açıdan önemli bir bilimsel uygulama haline gelmiştir. Günümüzde dünya geneline bakıldığında; yerel, bölgesel ve ülke yönetimleri trafik kaynaklı emisyonların hesaplanması için çalışma, uygulama, ölçme ve değerlendirme çalışmaları yapmakta ve bu alana mali açıdan bütçeler ayırmaktadırlar. Öte yandan küresel karbon emisyonları ve karbon marketi gibi uluslararası önemi ve pazarı olan yaptırım ve uygulamalar da öne çıkmakta ve hatta Birleşmiş Milletler düzeyinde panel ve protokoller ile (mesela; IPCC) yaygınlaştırılmaya çalışılmaktadır. Bu kapsamda değerlendirildiğinde, İstanbul için trafik kaynaklı emisyon değerlerinin model kullanarak hesaplanması ve daha düşük emisyon değerlerine ulaşabilmek için stratejik senaryolar üretilebilmesi için bir dizi veriye ihtiyaç duyulmaktadır. 2008 yılı itibariyle İstanbul içerisinde kayıtlı 2.685.756 milyon araç

* eyazicioglu@fatih.edu.tr

bulunmaktadır[*]. Bu rakam her ne kadar nüfusa oranlandığında Avrupa ülkelerinin çok gerisinde kalsa da coğrafi dağılım (metrekare başına düşen araç sayısı) açısından hatırı sayılır bir rakam olarak dikkat çekmektedir. Özellikle de önümüzdeki yıllarda bu araç sayısının düzenli bir artış göstereceği düşünülürse İstanbul için trafik kaynaklı emisyonların her geçen gün daha da önem kazanacağı aşikârdır.

Bu çalışma halihazırda yürütülmekte olan "İstanbul için trafik kaynaklı emisyon azaltma politikalarının değerlendirilmesi" başlıklı bir yüksek lisans tez çalışması yapılırken karşılaşılan güçlüklerden, özellikle de trafik kaynaklı emisyonların hesaplanabilmesi için veri toplanması süreci ile ilgili olanlara dikkat çekmek amacıyla yapılmıştır. İstanbul büyüklüğünde bir metropol için trafik kaynaklı emisyonların hesaplanması oldukça zor ve karmaşık bir iştir. Bu tip bir çalışmanın yapılabilmesi için ihtiyaç duyulan veri birçok resmi, yarı resmi, vakıf, dernek ve özel kurum ve kuruluşların elinde bulunmaktadır ve ortak bir veri paylaşım platformu (veri bankası) bulunmamaktadır.

Bu çalışmada ilgili konu detayları ile ele alınacak ve tartışılacaktır. Bildirinin giriş bölümünü takiben ilk olarak trafik kaynaklı emisyonlardan genel hatları ile bahsedilecek, daha sonra uluslararası alanda kullanılan emisyon tahmin modellerine değinilecek, bu konuda daha önce yapılmış ulusal çalışmalarla ilgili bir literatür taraması verildikten sonra emisyon tahmini için gerekli parametreler ve İstanbul için bu parametrelerin hangi kurumlardan ne nitelik ve nicelikte alınabileceği tartışılacaktır. Son olarak İstanbul için trafik kaynaklı emisyonların hesaplanmasında karşılaşılan güçlükler ve bu sorunların çözümüne yönelik öneri ve tartışmalar yapılacaktır.

TRAFİK KAYNAKLI EMİSYONLAR

Araç taşımacılığı ve trafik kaynaklı faaliyetler şehir içi hava kirliliğinin en önemli nedenlerinden birisidir. Trafik kaynaklı araçları otomobiller, otobüsler, motosikletler, kamyonlar, tırlar ve bunların çeşitli hacimde motor ve büyüklerde değişen eşdeğerleri oluşturmaktadır. Her geçen gün artan araç sayısı ile birlikte oluşan bu yoğunluk, beraberinde önemli emisyon artışlarını da getirmekte ve bilimsel ve yönetsel sorumluluk da buna paralel olarak artmaktadır. Kirletici salımları açısından değerlendirildiğinde trafiğin en önemli bileşeni hareketli kaynakların egzoz emisyonlarıdır. Hareketli kaynaklardan yüksek miktarlarda karbondioksit (CO_2), karbon monoksit (CO), uçucu organik bileşenler (VOC), hidrokarbonlar (HC), azot oksitler, partiküller maddeler (PM), formaldehit, asetaldehit ve kurşun gibi hava toksinleri yayılır (HEI, 2010).

Bu kirleticilerden birisi olan trafik kaynaklı kurşun salımı araç yakıtı olarak kurşunlu benzin kullanımıyla ilgilidir. Kurşunlu benzin kullanımı günümüzde bir çok ülkede yasaklanmış olmasına rağmen bazı ülkeler halen kullanmakta; ülkemizde ise kullanımı 2005 yılı sonu itabarıyla durdurulmuş bulunmaktadır (Karaca vd., 2010).

[*] detaylı bilgi için bakınız: Türkiye İstatistik Kurumu Web Sayfası: www.tuik.gov.tr

Küresel ısınma üzerinde etkin gazlardan (GHG) biri diğeri ise karbondioksit (CO_2) gazıdır. CO_2 salımı yapan sektörler arasında ulaşım sektörü %22-24'lük bir paya sahiptir (Wang vd., 2007). Her ne kadar karbondioksit temel bir kirletici gaz olarak görülmese de son yıllarda yapılan çalışmalar sera etkileri nedeniyle CO_2 salımını küresel anlamda önemli çevresel konulardan birisi haline getirmiştir. Trafiğin bu gazla ilgili küresel katkısı da düşünüldüğünde trafik kaynaklı emisyonlar daha da önem kazanmaktadır.

EMİSYON TAHMİN MODELLERİ

Trafikten kaynaklanan emisyon hesaplamalarında endüstriden bağımsız olarak tüketilen tabiata salınan emisyon ölçümlerinin saptanması, tüketilen yakıt miktarının ve bu sektör tarafından üretilen egzoz emisyonu değerlerinin belirlenmesi, gerekli planlama ve düzenlemelerin doğru bir şekilde yapılabilmesi açısından önem taşımaktadır. Bu açıdan bir çok emisyon hesaplama yöntemi ve programları geliştirilmiştir. Bu çalışmada Avrupa Birliği tarafından resmi olarak kullanılması önerilen **C**omputer **P**rogramme to **C**alculate **E**missions from **R**oad **T**ransport 4 (COPERT 4) programı ve bu yazılımın ihtiyaç duyduğu parametreler esas alınmıştır.

CORINAIR, MOBILE, MVEI, MOVES, COPERT isimli modeller çeşitli ülkeler ve araştırmacılar tarafından kullanılan ve geliştirilmiş olan trafik kaynaklı emisyon tahmin modellerinden bazılarıdır. Yeterli ve doğru verinin kullanımına bağlı olarak bunlardan başarılı sonuçlar alınabilmektedir (ARB, 1996; Kouridis vd.,2000; Mobile, 2003). Çeşitli ülkelerde geliştirilen ve kullanılan başka emisyon tahmin modelleri de bulunmaktadır ve takip eden dönemlerde yeni simülasyon programları da yapılmaktadır/yapılacaktır. Bunlara ülkemizde yapılan bir çalışma örnek olarak verilebilir. Bu çalışmada Çalık (2007) bir doktora tezi kapsamında özellikle ağır vasıta dizel motorunda azot oksit (NOx) ve is (C(s)) emisyonlarının oluşumu ve azaltılmasını Sayısal Akışkanlar Dinamiği (CFD) modellemesi yardımıyla incelemiştir (Çalık vd., 2007). Ülkemizde çeşitli yerel veya ülke genelini kapsayacak trafik kaynaklı emisyon değerleri modeller yardımıyla incelenerek, analizler yapılmış ve bir dizi makaleler yayınlanmıştır. Özoğuz (2008), COPERT III simülasyon programı ile Türkiye kara yollarındaki otomobil kullanımından kaynaklanan emisyon salımları ve yakıt tüketim değerlerini 2006 yılı verilerine göre hesaplamıştır (Özoğuz, 2006). Bu sonuçları temel alarak geliştirilen bazı stratejilerin uygulanması durumunda sağlanacak değişimleri ortaya koymuştur. Otomobil filosunun yenilenmesi, şehir içi ulaşım hızının arttırılması ve küçük motor hacimli araçların tercih edilmesi durumunda yakıt tüketiminde azalma ve emisyon değerlerinde iyileşmeler sağlanabileceğini göstermiştir.

Bir diğer çalışma bir grup üniversite öğrencisi tarafından hazırlanmıştır (Kılıç vd.). Bu çalışma Adapazarı ili için ulaşım kaynaklı emisyonların envanterlerinin hazırlanması ve hesaplanması hususunda bir çalışma niteliğindedir. Araçların Türkiye'de EURO sınıflarına geçiş yılları ve emisyon faktörleri göz önünde bulundurularak hesaplamalar yapılmış, kent merkezinde motorlu taşıtların hava kalitesine olan etkileri incelenmiş ve iyileştirme yapılabilecek konularda çözüm önerileri sunulmuştur.

Gümüşay vd. (2009) yaptıkları çalışmada hareket halindeki araçların hava kirliliğine etkisinin miktarını ve artışına neden olan faktörleri belirlemek amacıyla Haliç Köprüsü Mecidiyeköy istikametinde bir dizi test işlemini, farklı sürücüler ve farklı yakıt kullanan araçlarla yapmışlardır (Gümüşay vd., 2009). Araçlar seyirlerine devam ederken emisyon verileri her saniyede bir toplanmıştır. Hareket halindeki farklı model araçların emisyon miktarlarının her saniyede elde edilen ölçümleri karşılaştırmak için yol yükseklik verileri küresel pozisyon sistemi (GPS) kullanılarak toplanmışlar ve araçlardan yayılan emisyonların artışını analizini CBS yardımı ile gerçekleştirmişlerdir.

COPERT 4 İÇİN GEREKLİ VERİ

Bu çalışmada trafik kaynaklı emisyon değerlerinin hesaplanmasında kullanılması planlanan COPERT 4 modelinin belirli bir zaman dilimini kapsayacak şekilde çalıştırılabilmesi için gerekli olan veri ve özellikleri aşağıda sırasıyla tartışılmıştır.

Meteoroloji verisi

Genel olarak trafik kaynaklı emisyon modellerinin COPERT modeli de dahil olmak üzere çalıştırılabilmesi için temelde ihtiyaç duyulan veri gruplarından birisi meteorolojik veri grubudur. Saatlik çözünürlükten yıllık çözünürlüğe kadar çeşitli seviyelerde veriye ihtiyaç duyulabilmektedir. Bizim yapmış olduğumuz çalışmanın İstanbul için son beş yılın bir değerlendirmesini içermesi planlanmaktadır. Bu tip bir çalışma için yıllık bazda emisyon miktarlarının hesaplanması yeterli olacaktır. Bu tip bir hesabın yapılabilmesi için ilgili model aylık ortalama meteoroloji verisine ihtiyaç duymaktadır. Bu çerçevede ihtiyaç duyulan meteorolojik parametreler şunlardır:

- Aylık maksimum sıcaklık (^{0}C)
- Aylık minimum sıcaklık (^{0}C)
- Aylık ortalama Reid Buhar Basıncı RVP (kPa)
- Beta değeri

Bu değerlerden ilk ikisi doğrudan meteorolojik ölçümlerden alınabilecek nitelikteki veri özelliğindedir. RVP değeri ise ülkeden ülkeye yakıttan yakıta göre değişiklik gösteren bir değerdir. Araştırılan sıvının (burada söz konusu olan sıvılar yakıtlardır) buhar basıncı ile ilgili bir parametredir. COPERT 4 modeli bu parametrenin kPa cinsinden girilmesini istemektedir. Bu değerin soğuk iklimlerde 80,42 kpa (0,82 kg/cm^2) ve sıcak iklimlerde yazın 52,96 kpa (0,54 kg/cm^2) değerine eşdeğer olduğu bilinmektedir. Türkiye için bu değerler yazın 53,96- 55,90 kPa (0,54 - 0,57 kg/cm^2), kışın 59,83-72,58 kPa (0,61 - 0,74 kg/cm^2) olarak alınabilir (OBİTET, 2010). Benzin ve Motorin Kalitesi Yönetmeliği (2003/17/AT ile değişik 98/70/AT) bu parametre ile ilgili düzenleme getirmiş ve yakıtların yaz dönemi için en yüksek RVP değerinin 60,0 kPa değerini geçemeyeceği belirtilmiştir. En yüksek ve en düşük emisyon senaryoları belirlenirken yukarıda belirtilen değerlerin alt ve üst değerleri kullanırak hesaplamalar yapılabilir. Verilen son değer olan Beta değeri COPERT tarafından hesaplanabilmektedir. Buna ilave olarak yakıt özelliklerine ve yerel meteorolojik karaktere bağlı bir değişken olduğu için

kullanıcı tarafından da eğer mevcut ölçüm değerleri varsa elle girilebilmektedir.

Yakıt verisi
Model çalıştırılmak istenen dönemi ve bölgeyi kapsayacak türde bir dizi yakıt verisine ihtiyaç duymaktadır. Bu kapsamda özellikleri ve kullanım miktarlarının belirtilmesi gereken yakıt türleri temel olarak 6'ya ayrılmaktadır. Bunlar; dizel, kurşunlu benzin, kurşunsuz benzin, LPG, CNG ve biyodizel yakıt türleridir. Yakıt türlerinin her birisi için detaylı olarak i) yıllık tüketim miktarlarına ve ii) yakıt içeriği ile ilgili bilgilere ihtiyaç duyulmaktadır.

İlk parametre olan yıllık tüketim miktarları İstanbul ilinin tamamı için temin edilmeli ve ton/yıl cinsinde ayrı ayrı girilmelidir. İkinci parametre grubunda detayda ihtiyaç duyulan bilgiler şu şekilde sıralanabilir;

- kütlesel yüzde cinsinden yakıt kükürt içeriği (%wt),
- kurşun muhtevası (g/l),
- H:C oranı
- O:C oranı
- kadmiyum, bakır, krom, nikel, selenyum, çinko içerikleri (mg/kg)

Çalışılan dönem içersinde eğer benzin ve dizel yakıt içeriklerinde bir kalite gelişimi olmuşsa bunlar modele girilebilmekte ve model sonuçları daha doğru bir şekilde alınabilmektedir. Mesela 2006 öncesi için benzin kurşun içeriği girilirken 2006 yılı için kurşun içeriği sıfır (0) olarak girilebilir.

Taşıt verisi
COPERT modeli araçları 6 ayrı sınıfa ayırmaktadır. Bunlar binek otomobiller, hafif taşıma araçları, ağır taşıma araçları, otobüsler, mobiletler ve motosikletlerdir. Bunlara ait alt sektör gruplarının da hangi yönetmeliğe uygun olarak üretildikleri, motor tipleri ve büyükleri gibi faktörler ayrı ayrı belirtilerek girilmesi gerekmektedir. Yazılım piyasa da mevcut türleri hazır olarak kullanıcıya sunmaktadır. Buradan ilgili çalışma bölgesinde bulunan türlerin seçilmesi bu işlem için yeterlidir. Eğer bu türler yeterli değilse veya istenen tür araç grubu yeterince doğru tanımlanmamışsa yeni araç grupları modele ilave edilebilmektedir.

Faaliyet verisi
İhtiyaç duyulan son veri gurubu modelin en önemli ve en karışık veri grubunu oluşturmaktadır. Bu grupta her bir taşıt grubu için detaylı olarak şehir içi, şehir dışı ve otobanlarda yasalar tarafından belirlenen hızlarda km olarak yaptıkları yıllık mesafeler ve ortalama hız değerlerine ihtiyaç duyulmaktadır. Buharlaşma emisyonlarının hesaplanabilmesi için gerekli olan parametrelerde bu veri grubunda ele alınmıştır. Buna göre modelin çalıştırılabilmesi için kullanıcı isterse yakıt depo büyüklüğü (lt), kanister boyutu, yakıt enjeksiyon yüzdesi (%), eğer varsa buhar kontrol sistemi ile elde edilen yüzdesel geri kazanım değeri (%), ve yol durumuna göre buharlaşma dağılımı (%) gibi değerleri girebilmektedir.

Emisyon faktörleri
COPERT model çalıştırılırken eğer varsa hesaplanmış veya ölçülmüş emisyon değerleri de model kullanıcı değerleri olarak girilip bölgesel veya yerel anlamda daha doğru sonuçlar alınması sağlanabilir, veya hesaplanan değerlerle girilen ölçülen değerler mukayese edilebilir.

İLGİLİ VERİ BANKALARI VE SORUMLULUKLARI

Yukarıda bahsedilen verilerin bir kısmı bazı kurumların veri bankalarından alınabilir. Fakat genel problem, uygun veri tipi bulmak ve İstanbul'a özel veriye ulaşmaktır. Konuyla ilgili problemler son bölümde ele alınacaktır. Bu bölümde İstanbul için yapılacak trafik kaynaklı emisyon hesabı çalışmasında kullanılacak beş (5) ayrı veri grubu için yetkili merciler veya ihtiyaca cevap verebilecek nitelikte veriye sahip kurum ve kuruluşlar Tablo 1'de özetlenmiştir.

Tablo 1. İstanbul için trafik kaynaklı emisyonların hesaplanabilmesi için ihtiyaç duyulan verinin temin edilebileceği kurum ve kuruluşlar

Veri tip	Yetkili veya sahibi kurum	Sağlanabilirlilik
Meteoroloji verisi	• Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü • İstanbul Büyükşehir Belediyesi • Karayolları Genel Müdürlüğü	Sıcaklık ile ilgili yeterli veri var ve ulaşım kolay. Fakat İstanbul için aylık olarak ölçülmüş RVP değerleri yetersiz
Yakıt verisi	• Petrol İşleri Genel Müdürlüğü (PİGEME) • Türkiye Petrol Rafinerileri A. Ş (TÜPRAŞ)	İstanbul'a ait veri yetersiz ve önemli belirsizlikler içeriyor İstenen veriye (nitelik ve nicelik olarak) ulaşma güçlüğü var Yetki belirsizliği var
Taşıt verisi	• T.C. Başbakanlık Türkiye İstatistik Kurumu (TUİK) • Karayolları Genel Müdürlüğü • İstanbul Büyükşehir Belediyesi Trafik Kontrol Merkezi • Trafik Planlama ve Destek Dairesi Başkanlığı - Emniyet Genel Müdürlüğü	Kayıtlar resmi olarak İl Emniyet Müdürlüğünde mevcut fakat bunlar gerçek taşıt filosu ile uyumsuz. İlgili veriye ulaşmak kişisel bilgileri içerdiği için zor ve yasal açıdan sıkıntılı. Bireysel ve ulusal çapta yapılmış ve yapılmakta olan bilimsel çalışmalar var. Fakat yayımlanmış yeterli bilgi yok.
Faaliyet verisi	• İstanbul Büyükşehir Belediyesi Trafik Kontrol Merkezi • T.C. Başbakanlık Türkiye İstatistik Kurumu (TUİK) • Üniversiteler ve diğer araştırma kurumları	Konuyla ilgili devam eden bir KAMAG projesi var (İTÜ), fakat sonuçlar yayımlanmadı. Doğru ve yeterli bilgiye ulaşmak mümkün değil. Yaklaşımlar kullanmak yoluyla model çalıştırılabilir. İstanbul Büyükşehir Belediyesi tarafından kaydı tutulan bir veri tabanı var fakat veri istenen yapıda ve düzeyde değil.
Emisyon faktörleri	• T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı • T.C. Başbakanlık Türkiye İstatistik Kurumu (TUİK) • Üniversiteler ve diğer araştırma kurumları	EMBARQ the WRI Center For Sustainable Trasport kurumu tarafından İstanbul'da yapılmış bir çalışma var. İlgili veri kurumun yetkisindedir. Bunun haricinde herhangi bir yasal veya resmi kurum tarafından bir ulusal emisyon faktörleri veri bankası mevcut değil.

VERİ TOPLAMADA YAŞANILAN GÜÇLÜKLER, SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Bu bölümde İstanbul için yapılan trafik kaynaklı emisyon çalışmalarında belirsizlik veya hatalara neden olan, hatta hesaplamaların yapılmasını imkansız kılan faktörler tartışılacaktır. Bunlardan bir tanesi, yakın zaman kadar ülkemizde satışa sunulan araçlar sadece dizel ve benzinli motor alternatifleri ile piyasaya arz edilmektedir ve LPG ve CNG dönüşümlerini şahıslar daha sonra yapmaktadırlar. Bu durum, motor tiplerine göre araç tasnifinde ve araç sayılarının tespitinde önemli güçlüklerin ve belirsizliklerin yaşanmasına neden olmaktadır. Bu tip dönüşümlere ait kayıtların İstanbul ili için ortak bir veri tabanı olmaması veya mevcut bilgilerin bulunduğu (Trafik Planlama ve Destek Dairesi Bşk.lığı) veri tabanındaki bilgilere ulaşılamaması bu belirsizliği artırmaktadır. Türkiye'deki üretim yapan ve ithal olarak yurdumuza getirilen araç türlerinin kayıtları ve coğrafi dağılımları bir veri tabanında toplanmalı ve satışı yapılan araçlar tür ve özelliklerine göre hangi bölgede bulunduğu bilgisine rahatlıkla ulaşılabilmelidir. LPG ve CNG dönüşümünü araçlarına daha sonradan taktıran araç kaydı ve bir veri tabanında toplanması bu açıdan önem arz etmektedir. Motor hacmi değerlerine göre sınıflandırılmanın yapılması ülkemizde üretilen fabrikalardan elde edilememektedir. İthal otomobillerde ve sonradan LPG taktıran araçların sayılarının takibi ve güncellenerek kontrolü büyük önem arz etmektedir. Bu konuda Muayene istasyonlarının iki yıllık veya yıllık bazda yaptıkları incelemeler ortak bir veri tabanına aktarılarak İstanbul ili içersinde faaliyet gösteren araçların bilgileri daha net ve doğru bir şekilde alınabilir.

Diğer önemli bir husus İstanbul trafiğindeki araçların dağılımının güncelliği veya bu dağılımın doğru olarak kayıt altında tutulması konusu ile ilgilidir. EMBARQ (Dünya Sürdürülebilir Ulaşım Kaynakları Enstitüsü Merkezi) tarafından yapılan çalışma kayıtlı verilerle uyum göstermemekte ve İstanbul'daki taşıt filosunun aslında daha genç bir filo olduğu belirtilmektedir (NRT, 2006). Buradan da görülmektedir ki İstanbul ile ilgili taşıt kaynaklı yapılacak bir emisyon çalışmasından eksik veya yetersiz veri nedeniyle yanlış sonuçlar alınma ihtimali yüksek olacaktır.

Taşıtların İstanbul trafiğindeki hızlarının ve ortalama yıllık kat edilen yol bilgisinin belirsizliği ve bu konuda henüz yayınlanmış bilimsel çalışmaların olmayışı önemli bir bilgi eksikliği oluşturmaktadır. Araç hız kontrollerinin elektronik araç takip sistemine bağlanarak sağlanması, yol tipine göre yıllık ortalama hız ve kat edilen mesafe konularında açıklayıcı ve temsil edici bilgilerin elde edilmesini sağlayabilir. Bu konularda bilimsel ve idari çalışmalara acilen ihtiyaç duyulmaktadır. Bu zorluklardan yukarıda Tablo-1'de kısaca bahsedilmiştir. Araçların seyahatleri sırasında hangi yol tipini (şehir içi, şehir dışı ve otobanlarda) ne oranda kullandıkları Karayolları Genel Müdürlüğü tarafından derlenen otomobil-km istatistikleri il bazında net olarak verilmemiştir. Bu bilgiler ilgili kurumlarca düzenlenerek veya derlenerek bilimsel ihtiyaca cevap verecek şekilde il bazında veri tabanları oluşturulmalıdır.

Önemli hususlardan biriside yakıt özelliklerinin tanımlanmasındaki problemlerdir. Özellikle kaçak veya kontrolsüz yakıt kullanımının ülkemizde önemli boyutlarda olduğu bilinmektedir. Kaçak yakıtın ülkemize girişinin önlenmesi, katkılı yakıtın ve kırsal motorinin kullanılmasının engellenmesi gerekmektedir. Biyodizel üreten firmaların kontrollerinin yapılarak her bir firmanın ISO 9001 gibi kalite standartlarında çalıştırılması ve yakıt ürünlerinin verimli olarak sağlanmasına dikkat edilmelidir. Biyodizel üreten ve kayıtlı olmayan birçok firma bulunduğu da bilinmektedir. İstanbul için yakıt tüketim verisinin sağlık bir şekilde elde edilebilmesinin iki yolu vardır. Birincisi yakıt dağıtım/pompa istasyonlarına verilen toplam akaryakıt türlerinin bir veri tabanına yetkili kurum ve kuruluşlarca girilmesinin sağlanması veya her bir istasyondan piyasaya arz edilen yakıt miktarlarının kayıt altında tutularak bir ortak veri tabanına işlenmesi şeklinde olabilir. Bu suretle İstanbul için herhangi bir dönemde tüketilen yakıt türlerine ait bir bilgiye ulaşma imkânı olabilecektir. Hâlihazırda İstanbulda ne miktarda yakıt tüketildiği ve yakıt türlerinin dağılım yüzdelerine ait net ve doğru bir bilgi mevcut değildir veya ulaşılamamaktadır.

KAYNAKLAR

ARB, Methodology for estimating emissions from on-road motor vehicles. Technical Support Division, Mobile Source Emission Inventory Branch, Air Resources Board, California Environmental Protection Agency, California, 1996.

Çalık, A, T., Ergeneman, A, M., Golovıtchev, V, I., Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 26 (3), 2007.

Gümüşay, M, Ü., Erhan, S., Ünal, A. Karayolunda hareket halindeki araçların egzost gazlarının CBS ortamında analiz edilmesi.TMMOB Harita ve Kadastro Mühendisleri Odası 12. Türkiye Harita Bilimsel ve Teknik Kurultayı 11-15, Ankara, Mayıs 2009.

HEI, Panel on the effects of traffic-related air pollution. Traffic-related air pollution: A critical review on the literature on emissions, expusure and health effects. HEI Special Report 17. Health Effects Institute, Boston, MA, 2010.

Karaca, F., Alagha, O., Ertürk, F. Atmospheric lead concentrations near roadways in Istanbul, Int. J. , Vol. Environment and Pollution, 41 (1/2) 38-50, 2010.

Kılıç T., Bozkurt T., Ceyda M., Ünal G., Gümüş A., Şentürk H., Solak Z., Karataş Ö. Motorlu taşıtlar ve Adapazarın'da motorlu taşıtlardan kaynaklanan emisyonların Envanterlenmesi .

Kouridis, C., Ntziachristos, L., Samaras, Z. COPERT III. Computer programme to calculate emissions from road. Transport. User Manual (Version 2.1), EEA, Technical Report No. 50, Copenhagen, 2000.

Mobile, User's Guide to MOBILE6.1 and MOBILE6.2, Mobile Source Emission Factor Model. EPA420-R-03-010. Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality US Environmental Protection Agency, 2003.

NRT, National Roundtable in Turkey Ankara, 4th of May 2006.

OBİTET, Otomobil Bilim ve Teknoloji Topluluğu, MotorYakıtları, http://www.obitet.gazi.edu.tr/obitet/yakitlar_yaglar/motor_yakitlari.htm, Ulaşım tarihi Temmuz 07, 2010 .

Özoğuz, B. Türkiye kara yollarında oluşan emisyon miktarının belirlenmesi ve emisyon azaltım senaryoları, Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 26 (3), 2006.

Wang, C., Cai, W., Lu, X. vd. CO_2 mitigation scenarios in China's road transport sector, Energy Conversion and Management, 48, 2110-2118, 2007.

KATI ATIKLARIN YAKILARAK BERTARAFI VE İSTANBUL DEĞERLENDİRMESİ

Şenol YILDIZ, Vahit BALAHORLİ, Kadir SEZER(*)

İSTAÇ A.Ş. İstanbul Büyükşehir Belediyesi - İstanbul Çevre Yönetimi San. Ve Tic. A.Ş, İstanbul, 34379

ÖZET

Tüketim alışkanlıklarının değişmesi neticesinde kişi başına üretilen katı atık miktarı her geçen gün artmaktadır. Evsel atık yakma Avrupa'da katı atık bertarafında 50 yılı aşkın bir süredir kullanılmaktadır. Depolama alanları için arazi bulma imkânlarının sınırlı olduğu ülkelerde tercih edilmekte olan termal yöntemlerin temel faydası, atıkların kütlesel ve hacimsel olarak azaltılmasıdır. Avrupa Birliği ülkelerinde 400'e yakın katı atık yakma tesisinde her yıl 59 milyon ton evsel katı atık termal yollarla bertaraf edilmektedir. ABD de ise evsel atıkların yakılarak bertaraf edildiği 87 adet atık yakma tesisi bulunmaktadır.

Ülkemizin AB'ye uyum süreci çerçevesinde katı atıkların depolanarak bertaraf edilmesi yerine, çevreye verilecek olan zararların minimize edilmesi ve atık bertarafına ekonomik bir anlam kazandırılması maksadıyla yeni çözümlerin bulunması gerekmektedir. Bu çalışma kapsamında, özellikle gelişmiş ülkelerde evsel katı atık bertaraf yöntemi olarak yaygın bir şekilde kullanılan atık yakma teknolojisinin dünyadaki genel durumu ve İstanbul'a uygulanabilirliği değerlendirilmektedir.

Anahtar Sözcükler: Atık Yakma, Termal Atık Bertaraf Yöntemleri

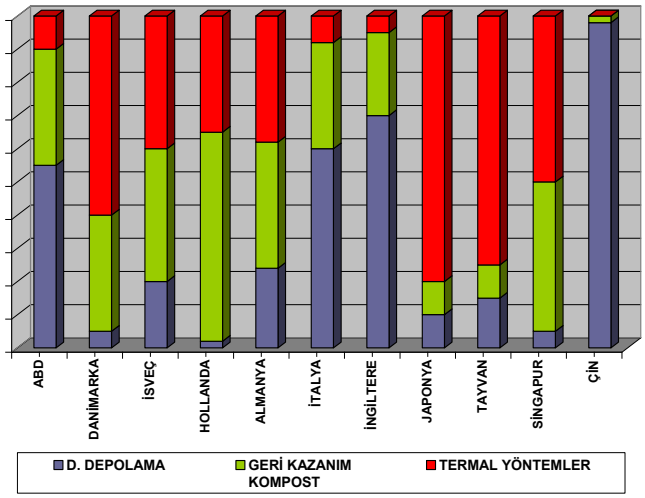
GİRİŞ

Sanayileşme neticesinde elde edilen ilerlemeye bağlı olarak yaşam kalitesi yükselirken, önlenemeyen nüfus artışı da doğal kaynakların tükenmesine ve çevrenin artan bir hızla kirlenmesine sebep olmaktadır. Tüketim alışkanlıklarının değişmesi neticesinde kişi başına üretilen katı atık miktarı her geçen gün artmaktadır. Tüm dünyada sürdürülebilir kalkınma yaklaşımı kapsamında; atıkların çevre ve insan sağlığı açısından bir tehdit olmaktan çıkıp, ekonomi için bir girdiye dönüştürülmesini amaçlayan atık yönetim stratejileri benimsenmektedir. Entegre katı atık yönetimi, kaynakta atık azaltma, yeniden kullanım, geri dönüşüm ve geri kazanım uygulamaları ile başlayıp, oluşan atığın toplanması ve nihai bertarafı ile son bulan bir prosestir. Yakma, piroliz ve gazifikasyon tekniklerini içeren termal bertaraf yöntemleri, gelişmiş ülkelerde uzunca bir süredir katı atıkların bertarafı amacıyla kullanılmakta olup; atık yönetim sistemi bileşenlerinden biri halini almış durumdadır. Evsel atık yakma; atık bertarafı hiyerarşisinde en son kademede bulunmakla beraber, Avrupa'da 50 yılı aşkın bir süredir kullanılmaktadır.

* ksezer@istac.com.tr

Termal Bertaraf Yöntemleri

Termal Bertaraf Yöntemlerinin Kullanım Durumu. Yaşanabilir alanların sınırlı olması sebebiyle Dünya'da katı atık bertarafında termal yöntemleri en çok kullanan ülke Japonya'dır. Üretilen yaklaşık 50 milyon ton atığın %77 si sayısı 1300'ü aşan tesiste yakılmaktadır. Avrupa Birliği üyesi ülkelerde ise durum biraz daha farklıdır. Katı atık bertarafında mevcut durumda en çok tercih edilen yöntem düzenli depolama ise de; Atık Yakma Direktifi'nde (Waste Incineration Directive, 2000/76/EC) belirlenen şartların sağlanması amacıyla depolamaya dışındaki bertaraf yöntemlerinin kullanımı her geçen gün artmaktadır. Katı atık bertaraf yöntemlerinin günümüzdeki kullanım oranları Şekil 1. de verilmiştir.



Şekil 3. Katı Atık Bertaraf Yöntemlerinin Bazı Ülkelerdeki Kullanım Oranları (Chilton, 2008)

Günümüzde Avrupa Birliği üyesi ülkelerde 400'e yakın katı atık yakma tesisinde her yıl 59 milyon ton evsel katı atık termal yollarla bertaraf edilmektedir. Bu tesislerde yılda 7 milyon evin ihtiyacı olan 23 milyon GW-saat elektrik enerjisi üretilmektedir. Bunun yanında, üretilen 58 milyon GW-saatlik ısı enerjisi ile 13 milyon konutun ısı ihtiyacı karşılanmaktadır. ABD de ise evsel atıkların yakılarak bertaraf edildiği 87 adet atık yakma tesisi bulunmaktadır. Bu tesislerde yılda 30 milyon tona yakın atık bertaraf edilirken 15 milyon GW-saat enerji üretimi gerçekleştirilmektedir.

Termal Bertaraf Teknikleri. Atıklara uygulanan termal bertaraf yöntemleri atıkların yüksek sıcaklıkta enerji ve diğer yan ürünlere dönüştürülmesi işlemidir. Burada temel amaç, atığın hacminin ve miktarının azaltılmasıdır. Yöntem sayesinde, katı atıkların depolanması için ihtiyaç duyulan alan azaltılırken, atık içerisinde bulunan ve işlem sonucu ortaya çıkan ısı kullanılarak enerji geri kazanımı sağlanmaktadır.

Katı atıkların bertarafı amacıyla kullanılmakta olan termal yöntemleri üç ana başlık altında gruplandırmak mümkündür. En yaygın olarak kullanılan yöntem,

atığın stokiyometrik oksijen ihtiyacından fazla oksijen varlığında işlenmesi prensibine dayanan yakma yöntemidir. Evsel katı atık yakma amacıyla kurulmuş olan tesislerde ızgaralı sistemler ve akışkan yataklı fırınlar kullanılmaktadır. Izgaralı sistemlerde atıklar bir ön işlemden geçirilmezken, akışkan yataklı sistemlerde belli tane boyutuna getirilmiş atıklar ve özellikle literatürde RDF olarak geçen atıktan türetilmiş yakıtlar bertaraf edilmektedir. Bir diğer yöntem, atığın tamamen oksijensiz ortamda termal bozunması prensibine dayanan piroliz yöntemidir. Piroliz yöntemiyle atıkların bertarafı sonucunda kok, katran, uçucu yağlar, yoğunlaşabilir hidrokarbonlar, su ve piroliz gazları (H_2, CO, Hidrokarbonlar, H_2O, N_2) açığa çıkar. Temelde aynı prensibe dayanan gazifikasyon yönteminde ise, ortama bir miktar hava verilmekte; ancak ortamdaki oksijen miktarının stokiyometrik oranın altında olması sağlanmaktadır (ÇOB, 2000). Atık bertarafı amacıyla yaygın olarak kullanılan bu üç tekniğin yanında, özelikle Japonya ve Avrupa'da üzerinde çalışılan plazma gazifikasyon gibi yeni teknikler de kullanılmaya başlanmıştır. Yakma, piroliz ve gazifikasyon yöntemlerinin temel nitelikleri Tablo 1 de verilmiştir.

Tablo 1. Termal Bertaraf Yöntemleri Tipik Reaksiyon Koşulları ve Ürünler (Reference, 2006)

	Yakma	Piroliz	Gazifikasyon
Reaksiyon Sıcaklığı (°C)	800 – 1450	250 – 700	500 – 1600
Yanma Odası Basıncı (bar)	1	1	1–45
Ortam	Hava	İnert – Azot	O2,H2O
Stokiyometrik Hava Oranı	> 1	0	< 1
Gaz Halindeki Ürünler	CO_2, H_2O, O_2, N_2	H_2, CO, H_2O, N_2	H_2, CO, CO_2, CH_4, H_2O, N_2
Katı Haldeki Ürünler	Kül, Cüruf	Kül, Kömür	Cüruf, Kül
Sıvı Haldeki Ürünler		Piroliz Yağı, Su	

Başlıca amacı depolama ile uzaklaştırılacak atık miktarının azaltılması olan yakma yöntemi ile katı atıklar hacimce % 80–90 ağırlık bakımından % 75–80 oranında azaltılabilmektedir. Proses sonucunda ısı enerjisi, inert gaz ve kül oluşur. Net enerji üretimi atığın bileşimine, yoğunluğuna, nem oranına ve atık içerisindeki inert maddelere bağlıdır. Yakma yöntemi ile organik maddenin ısıl içeriği % 65–80 oranında sıcak hava, buhar ve sıcak suya dönüştürülebilir. Tipik bir evsel katı atık yakma tesisinde yürütülen faaliyetler sırasıyla şöyledir:

- Atık kabul ve geçici depolama,
- Atıkların -gerekiyorsa ön işlemden geçirilmesi ve- yakılması,
- Yanma sonucu ortaya çıkan ısının faydalı kullanımı,
- Yanma sonucu ortaya çıkan kirletici gazların arıtımı,
- Yanma sonucu ortaya çıkan katı artıkların bertarafı.

Avrupa'da son 20 yılda bu alanda yapılan araştırma ve geliştirme çalışmaları neticesinde atık yakma sistemlerinde büyük ilerleme sağlanmıştır. Evsel katı atıkların bertarafı için kullanılan sistemlerin büyük bir çoğunluğu ızgaralı sistemlerdir. Bu sistemler uzun süreli kullanım tecrübesi ve proses güvencesi sağlamaları açısından evsel katı atık bertarafında diğer sistemlere nazaran daha çok tercih edilmektedirler. Sistemin avantaj ve dezavantajları Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. Izgaralı Yakma Sistemleri Avantaj ve Dezavantajlar (Guidance Report, 1999)

Avantajlar	Dezavantajlar
• Ön işleme ihtiyaç yoktur. (Kaba atık haricinde) • Uzun süreli kullanım tecrübesinden ötürü güvenli işletme sağlar. • Kalorifik değer ve atık kompozisyonundaki değişimlere karşı dirençlidir. • % 85'e varan termal verim değerleri elde edilebilir. • Günlük 1200 ton atık bertaraf edebilen fırınlar tasarlanabilmektedir.	• Yüksek ilk yatırım ve işletme maliyeti vardır. • Dökülebilir, akabilir nitelikteki sıvı atıklar için kullanılamaz.

Atık yakma tesislerinde yer alan birimlerin her biri yukarıda sıralanan farklı görevlerin yerine getirildiği üniteler olup; bu ünitelerin faaliyetleri sonucunda farklı türde atıklar ortaya çıkmaktadır. Tesiste oluşan en yüksek miktardaki artık; yakma ünitesinde oluşan taban külüdür. Giren atığın yaklaşık ağırlıkça %15-20 si oranında taban külü oluşmaktadır. Isı geri kazanma ve baca gazı arıtma sisteminde taban külüne oranla daha az miktarda, giren atığın yaklaşık %5 i kadar, uçucu kül oluşmaktadır. Atıkların depolandığı bölümde, küllerin soğutulması işlemi sonucunda ve baca gazı arıtma sisteminden atık su çıkışı söz konusudur. Tesiste oluşan tüm bu atık ve artıklar, Avrupa Birliği tarafından yayımlanan Atık Yakma Direktifi'nde (*Waste Incineration Directive, 2000/76/EC*) belirlenen limitlerin altında olacak şekilde işlem görmektedir. Atık yakma sistemlerinin kurulum aşamasında ve işletilmesi esnasında dikkate alınması gereken en önemli husus atığın yanma özellikleridir. Yanma özelliklerinin tespitinde kullanılan temel parametre, atığın yakılması sonucu ortaya çıkacak enerji miktarını ifade eden kalorifik değerdir. Bu değer üst ısıl değer (brüt kalorifik değer) ve alt ısıl değer (net kalorifik değer) şeklinde ifade edilir. Üst ısıl değer atığın kuru maddesinin vereceği enerji miktarıdır. Analiz kolaylığı açısından üst ısıl değer ile çalışılır ve daha sonra atığın su içeriğinden yararlanılarak hesaplama yolu ile alt ısıl değer bulunur. Atık alt ısıl değerini hesaplamak için kullanılan deneye dayalı formül şu şekildedir:

$$H_{alt} = \left[H_{üst} \times \left(\frac{100 - w}{100} \right) \right] \times \left[5{,}85 \times w \right] \quad (1)$$

Formülde H_{alt} alt kalorifik değeri; $H_{üst}$ üst kalorifik değeri, w ise atığın içerisindeki su muhtevasının ağırlıkça oranını göstermektedir. Yakma sistemlerinin işletim maliyeti açısından akılcı olabilmesi için atığın yakılması neticesinde ortaya çıkan ısının, tüm sistemin enerji ihtiyacından daha fazla olması gerekmektedir. Bu da atık içerisindeki yanabilir kısmın kalorifik değerinin belirli bir değerin üzerinde olması ile sağlanmaktadır. Avrupa'da ortaya çıkan bazı artık türlerinin net kalorifik değerleri Tablo 3' te verilmiştir.

Tablo 3. Avrupa Atık Kalorifik Değerleri (Reference, 2006)

Atık Türü	Nitelik ve Örnek	Net Kalorifik Değer (kcal/kg)	
		Aralık	Ortalama
Karışık Evsel Katı Atık	Evlerden toplanan karışık tehlikesiz atık	1500 – 2500	2150
Kaba Atık	Mobilya vb. Atık	2500 – 4000	3100
Endüstriyel Atık	İşyerlerinden toplanan karışık tehlikesiz atık	1810 – 3000	2620
Geri Kazanım Sonrası Evsel Katı Atık	Kompost ve geri kazanım prosesi öncesi elenmiş atık	1500 – 2740	2380
Ticari Atık	Dükkânlardan ve ofislerden ayrı olarak toplanan atık	2380 – 3570	2975
Ambalaj Atığı	Ayrı toplanmış ambalaj atıkları	4050 – 5950	4760
RDF	Evsel nitelikli tehlikesiz atıktan üretilmiş yakıt	2620 – 6190	4290
Ürün Bazlı Endüstriyel Atık	Plastik veya kağıt end. atıkları	4290 – 5470	4760
Tehlikeli Atık	Tehlikeli nitelikli atık	120 – 4790	2320
Arıtma Çamurları	Ham çamur (%25 KM) Çürütülmüş çamur (%25 KM)	400 – 595 120 – 285	500 190

Yakma sistemlerinde atık kütlesinde bulunan suyun buharlaşarak uzaklaşabilmesi için öncelikle tüm atığın suyun buharlaşma sıcaklığına getirilmesi gerekir. Kalan kuru maddeye verilen ısı enerjisi ile tutuşma temin edildikten sonra kuru maddenin organik fraksiyonu yanarak enerji açığa çıkartır.

TARTIŞMA

İstanbul Katı Atık Karakterizasyonu ve Kalorifik Değer Tespiti Çalışması

Ülkemizin AB'ye uyum süreci çerçevesinde katı atıkların depolanarak bertaraf edilmesi yerine, çevreye verilecek olan zararların minimize edilmesi ve atık bertarafına ekonomik bir anlam kazandırılması maksadıyla yeni çözümlerin bulunması gerekmektedir. İstanbul' da oluşan katı atıkların özelliklerinin belirlenmesi ve atıkların değerlendirme ve bertaraf imkânlarının araştırılması için İstanbul Büyükşehir Belediyesi İSTAÇ A.Ş. tarafından İstanbul için 2005, 2006 ve 2007 yıllarında evsel katı atık karakterizasyon çalışmaları yapılmıştır. 2009 yılı kış dönemi atık özelliklerinin belirlenmesi amacıyla da, 2009 yılı

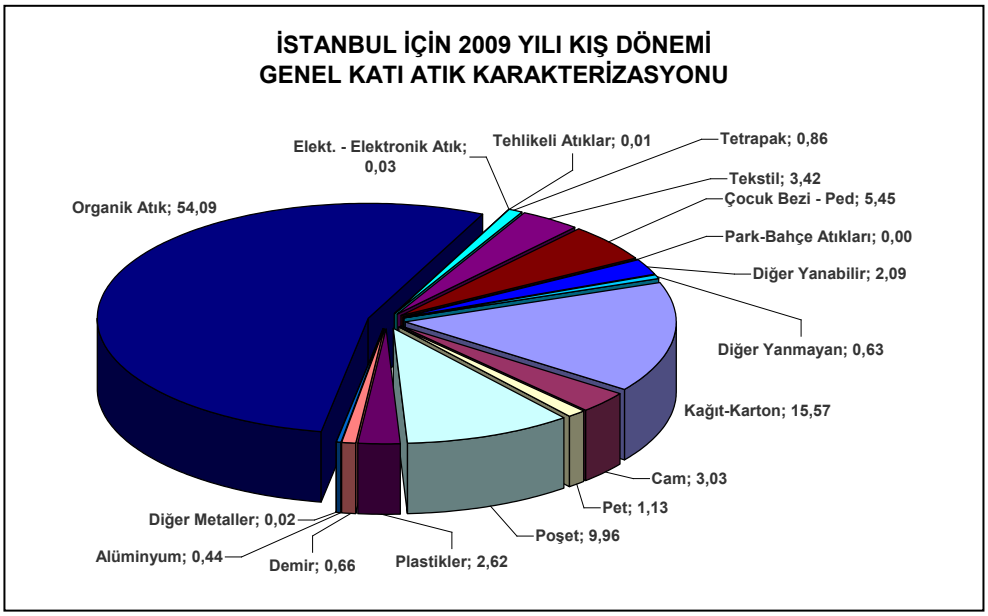
Mart ayı içerisinde karakterizasyon çalışması yapılmıştır. Karakterizasyon çalışması kapsamında yürütülen faaliyetler aşağıda verilmiştir:

- İlçe belediyelerinden aktarma istasyonlarına getirilen atıklardan rasgele seçim metodu ile karışık kentsel katı atık numunesi alınması
- Alınan numunelerin, madde grup analiz çalışmasının yapılacağı İstanbul Büyükşehir Belediyesi Kemerburgaz Geri Kazanım ve Kompostlaştırma Tesisine nakledilmesi
- Tesise getirilen karışık kentsel katı atığın belirlenen madde gruplarına göre ayrılarak tartımının yapılması
- Madde gruplarına göre ayrılan atıklardan laboratuvar analizi yapmak amacıyla belli miktarda numune alınması
- Laboratuvarda atıkların nem muhtevası ve kalorifik değer tayini analizlerinin yapılması.

Çalışma kapsamında Asya yakasındaki 3, Avrupa yakasındaki 3 aktarma istasyonundan 7 günde toplam 42 atık numunesi alınmıştır. Aktarma istasyonlarının fiili kapasiteleri ve hangi belediyeden ne kadar atık getirildiği göz önünde bulundurularak, numune alınacak bölgeye ve bu bölgelerden ne sıklıkta numune alınacağına karar verilmiştir. Numune alınan aracın hangi ilçe ve mahalleden geldiği de kayıt altına alınmıştır. Araç içerisindeki atığı temsil edici nitelikteki atık, 770 lt kapasiteli HDPE çöp konteynırına doldurularak Kemerburgaz'da bulunan ATY Tesisi' ne getirilmiştir. Tesise getirilen atıklar sabit hacim kabına sıkıştırma yapılarak doldurulmuştur. Madde grup analiz çalışmasında, atıklar 17 ana bileşene ayrılarak tartılmış ve her bir madde grubunun atık içerisindeki ağırlıkça yüzdesi tespit edilmiştir. Tespit edilen değerlere göre atıklardan toplamda 3 kg olacak şekilde numune alınmıştır. Numune alınırken organik malzeme ile bunun dışında kalan malzeme ayrı poşetlere konarak atıkların karışması ve nem kaybı önlenmiştir. Laboratuvar analizleri için alınan 3 kg lık numuneler üzerinde, TS 10459/1992 Katı Atıklarda Rutubet Tayini standart yöntemine göre nem tayini yapılmıştır. Kalorifik değer tespiti için, Alman Standardizasyon Kurumu'nun bomba kalorimetre ile katı yakıtların kalorifik değerinin ölçülmesi esasına dayanan DIN 51900 standardına göre analiz yapılmıştır. Ayrı olarak alınan organik malzeme ve ambalaj malzemelerinin kalorifik değerleri ayrı ayrı tespit edilmiştir. Bu sayede ileriki dönemlerde bu malzemelerin oranlarında yaşanacak değişimlere göre kalorifik değer tahmini yapılabilecektir.

SONUÇLAR

Atık yönetim sisteminde yakma yöntemine yer verilmesisin uygun olup olmadığının belirlenmesi için öncelikle atığın kompozisyonunun ve kalorifik değerinin tespit edilmesi gerekmektedir. Yapılan bu çalışma neticesinde İstanbul'da oluşan katı atıkların kompozisyonu tespit edilmiş ve atık içerisindeki bileşenlerin ağırlıkça yüzdeleri hesaplanmıştır. Madde grup analizi çalışması sonuçları Şekil 2'de verilmiştir.



Şekil 4. İstanbul İçin 2009 Yılı Kış Dönemi Katı Atık Karakterizasyonu

Madde grup analizi çalışmasına göre, İstanbul'da oluşan katı atıklar içerisindeki kağıt-karton, pet, poşet, plastik, tetrapak, tekstil, çocuk bezi-ped ve diğer yanabilir malzemelerin toplamının % 41,10 olduğu görülmektedir. Bunun yanında, organik kısım içerisinde de yanabilir malzeme bulunmaktadır.

Laboratuvar analizleri için alınan numuneler üzerinde nem tayini yapılarak atık içerisindeki su muhtevası tespit edilmiş daha sonra kurutulmuş ve ayrı ayrı hazırlanmış olan organik kısım ve bunun haricinde kalan ambalaj atıklarının kalorifik değerleri tespit edilmiştir. Analiz sonuçları Tablo 4'te verilmiştir.

Tablo 4. Aktarma İstasyonları Bazında Atık Kalorifik Değerleri

Aktarma İstasyonu	Organik Kısım Alt Kalorifik Değeri	Ambalaj Atıkları Alt Kalorifik Değeri	Karışık Atık Alt Kalorifik Değeri
Aydınlı	917	2167	1425
Küçükbakkalköy	462	3584	1644
Hekimbaşı	400	3327	1637
Baruthane	326	2508	1160
Halkalı	657	2736	1780
Yenibosna	243	3750	1669

Laboratuvarda yapılan kalorifik değeri tespit çalışması sonuçlarına göre atık kalorifik değerinin, yakma yönteminin yaygın bir şekilde kullanıldığı Avrupa ülkelerinde oluşan atıklara göre daha düşük olduğu görülmektedir. İstanbul Büyükşehir Belediyesi tarafından 1992 yılında Amerikan CH_2M-Hill International Ltd. firması tarafından hazırlanan İstanbul Katı Atık Yönetimi Fizibilite Raporu'na göre, atık kalorifik değerinin, enerji elde etmek için en az 2000-2500 kcal/kg, ilave yakıt olmaksızın yanması için ise 1500-1600 kcal/kg olması gerekmektedir (Öztürk vd., 2007).

Yapılan çalışmalar ışığında, İstanbul'da oluşan atıkların termal yöntemlerle bertaraf edilmesi ve bu işlem sonucunda ortaya çıkan ısının enerji üretimi amaçlı kullanılabilmesi için atıkların nem muhtevasının azaltılması ve kalorifik değerinin artırılması gerektiği görülmüştür. Bu amaçla yakma tesisi öncesinde atıkların ön işlemden geçirilmesi amacıyla bir mekanik biyolojik işleme tesisi (MBT) yapılması düşünülebilir. Bir diğer alternatif, nispeten daha yüksek kalorifik değere sahip olan atıkların ön işleme tâbi tutulmadan direkt yakma tesisine iletilmesidir. Bu amaçla aktarma istasyonlarına getirilen atıkların aktarılması ve sevkıyatı için sağlam bir organizasyon yapısının kurulması gerekecektir.

KAYNAKLAR

Chilton M. WTE Worldwide, Waste Management World, 47-49, 2008.

ÇOB, Katı Atık Yakma Tesisleri İçin Teknolojiler ve Yer Seçimi, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara, 2000.

Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration, European Comission Integrated Pollution Prevention and Control, Brüksel, 2006.

Municipal Solid Waste Incineration - World Bank Technical Guidance Report, The World Bank, Washington, 1999.

Öztürk İ., Demir İ., Akgül O., Yıldız Ş. vd. İstanbul İçin AB İle Uyumlu Entegre Katı Atık Yönetimi Stratejik Planı, TÜRKAY 2007 AB Sürecinde Türkiye'de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, İstanbul, 2007.

MİNERAL MADDESİ GİDERİLMİŞ KANGAL LİNYİTİ ILE ODUN KARIŞIMLARININ BİRLİKTE YAKILMASI

Melek YILGIN(*), Dursun PEHLİVAN

Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Kimya Mühendisliği Bölümü, 23119, ELAZIĞ

ÖZET

Bu çalışmada kükürt içeriği yüksek linyit, mineral maddesi giderilmiş linyit, kavak ağacı odunu ve bu örneklerden hazırlanmış karışımların pelet halinde ön ısıtılmış tüp fırın içine yerleştirilmiş silindirik bir paslanmaz çelik sepet içerisinde yakılması sonucu uçucu madde ve karbon yanma davranışları ile baca gazındaki SO_2 ve NO_x emisyonları incelendi.

Peletlerin tutuşma sürelerinin yakma sıcaklığı ile kısaldığı ve mineral madde gideriminin tutuşma süresinde ek olarak bir kısalma sağladığı gözlendi. Uçucu uçucu madde yanma sürelerinin yanma hızları ile ilişkili olmadığı, ancak karbon yanma süresinin yanma hızları ve örneklerin sabit karbon içeriği ile uyumlu olduğu görüldü.

SO_2 emisyonunun sadece uçucu madde yanma sırasında olduğu belirlendi. NOx emisyonunun yalnızca NO şeklinde ve uçucu madde yanma sırasında en fazla olduğu; alevin gözden kaybolmasından sonra düşük seviyelerde devam ettiği görüldü. Orijinal linyit ve odun karışımı hariç, çevre kirliliği bakımından mineral maddesi giderilmiş linyitler ile odun karışımlarının birlikte yakılması sırasında herhangi bir sinerjik etki görülmedi.

Anahtar kelimeler: Mineral madde, Birlikte yakma, Biyokütle, Linyit, SO_2, NOx.

GİRİŞ

Son yüzyılda fosil yakıtların dünya çapında kullanımı yeryüzü atmosferinde karbondioksit miktarı ve diğer zararlı maddelerin miktarını sürekli bir şekilde artırmaktadır (Hein, 1998). Dünya, sonunda canlı yaşamını ortadan kaldırabilecek, bir tehdit ile karşı karşıyadır. Bu felaketi önlemede bir yol olarak karbondioksit yönünden nötral bitkisel kökenli (biyokütle) maddelerin günümüz toplumunun enerji ihtiyaçlarını karşılayabileceği düşünülmektedir. Bu nedenle son zamanlarda kömür ve biyokütlenin birlikte yakılması ile ilgili pek çok çalışma yürütülmektedir. Mevcut kömür yakma sistemlerinde biyokütlenin kullanımı ile birçok çevresel, teknik ve ekonomik avantajlar sağlanacağı öngörülmektedir. Sadece karbondioksit emisyonu göz önüne alındığında biyokütlenin kömürler yerine kullanılmasının bu kömürlerin yanması sırasında açığa çıkan karbondioksit emisyonunu %93 azaltabileceği öne sürülmektedir (Spliethoff ve Hein, 1998).

* myilgin@firat.edu.tr

Yüksek kükürt ve mineral madde içerikli kömürlerin çevresel endişelerle kullanımlarının sınırlanması, bu kömürlerin yanması sırasında SO_2 emisyonun azaltılması veya kömürün kükürt içeriğinin azaltılması ile ilgili çalışmalar yürütülmüştür. Ancak bu proseslerin maliyeti yüksek ve uygulama alanları sınırlıdır. Bazı basit fiziksel işlemler kömürdeki mineral maddelerin yalnızca bir kısmını giderebilmektedir. İstenmeyen mineralleri gidermek veya kömürü daha etkili bir şekilde külsüzleştirmek için, daha yüksek maliyetli alkali veya asidik çözündürme gibi temizleme metotları da vardır (Bolat vd., 1998; Liu vd., 2003).

Yakma işlemlerinde biyokütlenin kullanımında, ihmal edilebilir kükürt, azot ve mineral madde içermesi, fiyatının düşük olması ve yenilenebilir olması gibi avantajlar vardır. Bu nedenle kömür ve biyokütlenin birlikte yakılması çevresel kirletici emisyonlarını azaltmanın yanı sıra katı atığın azaltılması sorunlarına da çözüm getirebilir (Armesto vd., 2003). Fosil yakıtlar ile biyokütlenin birlikte yanması sırasındaki sinerjik etkiler konusunda pek çok görüş bulunmaktadır. Biyokütlenin düşük azot ve kükürt içeriği nedeni ile kömür ile birlikte yakıldığında NOx emisyonu düşük olup, SO_2 emisyonu yalnızca kömürden kaynaklanmaktadır. Genel olarak birlikte yakma sırasında SO_2 ve NO_x emisyonun azaldığı vurgulanmaktadır(Dong vd., 2002; Ross vd., 2002; Atimtay ve Topal, 2004).

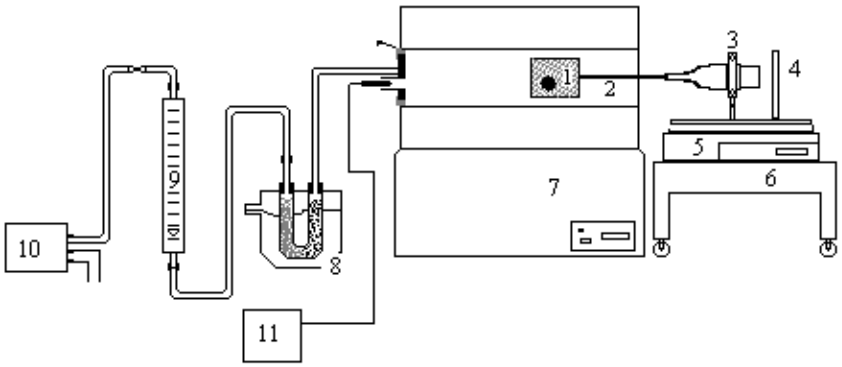
Türkiye önemli linyit rezervlerine sahip bir ülke olması nedeni ile enerji sisteminde linyitin kullanımı önemlidir. Bu linyitlerin çoğunun kül ve kükürt içerikleri yüksek, kalori değerleri düşük olduğu için, evsel veya endüstriyel enerji sağlanması amacıyla kullanımları sırasında çevresel açıdan kabul edilebilir yöntemlerin uygulanması gerekmektedir. Bu çalışmanın amacı, yüksek kükürtlü linyit, mineral maddesi giderilmiş linyit ve kavak odun ile bunların karışımlarının yakılması sırasında yanma davranışları ile SO_2 ve NO_x emisyonlarının araştırılmasıdır. Deneylerde karışımların pelet haline getirilerek yakılmasının homojenlik ve besleme kolaylığı gibi avantajları bulunmaktadır.

YÖNTEM

Bu çalışmada kül ve kükürt içeriği yüksek Kangal linyiti (KL) ile biyokütle olarak Elazığ sanayi bölgesinden temin edilen kavak ağacı talaşı (KO) kullanıldı. Kangal linyiti ve kavak odunu talaşı otomatik havanda öğütüldü ve elenerek -100 mesh tane boyutu kullanıldı.

Asitle yıkama işlemi iki kısımda yürütüldü. İlk kısımda 10/1 ml asit çözeltisi/gram linyit oranında % 10'luk HCI çözeltisi ile 65°C sıcaklıktaki sulu çalkalama banyosunda 3 saat süre ve 108 dev/dk çalkalama hızı ile işleme sokuldu. İşlem sonunda örnek süzüldü ve sıcak saf su ile yıkandı. Yıkanan örnekler etüvde 105^oC'de azot atmosferi altında kurutuldu. Bu örnek KL.HC olarak adlandırıldı.

İkinci yıkama işleminde KL.HC örneğinden bir miktar alınarak %10'luk HNO_3 ile aynı işlemlere uğratıldı. Bu örnek KL.HCN olarak adlandırıldı.



Şekil 1. Deney Düzeneği: 1.Sepet, 2.taşıyıcı çubuk, 3.kelepçe, 4.ayna, 5.terazi, 6.taşıyıcı levha, 7.tüp fırın, 8.soğutma kabı, 9.akış ölçer, 10.vakum pompası, 11.gaz analiz cihazı

KL, KL.HC, KL.HCN örnekleri ve bu örneklerin odun tozu ile %50'lik karışımları hazırlandı ve 10^4 kgf/cm^2 basınç uygulanarak 13mm çapında ve 6 mm yükseklikte 1 gr'lık silindirik peletler hazırlandı. Örneklerin kül ve uçucu madde miktarlarının belirlenmesinde ASTM standart yöntemleri uygulandı.

Yakma deneyleri Şekil 1'de görülen sistemde gerçekleştirildi. Sistem genel olarak yakmanın gerçekleştirildiği sabit yataklı bir tüp fırın, sepet, havanın sistem içinden geçişini sağlayan vakum pompası ve hava geçiş hızını gösteren bir rotametre, ağırlık değişiminin gözlendiği bir terazi, hareketli taşıma sehpası, soğutma sistemi ve baca gazı analiz cihazından ibarettir. Yakma işlemi 973K ve 1073K'de yapıldı. Yakma deneyine başlamadan önce fırın çalışma sıcaklığına ısıtıldı. Fırın ısındıktan sonra musluk açılarak soğutma sistemi çalıştırıldı. Hava vakum pompası açıldı ve hava geçiş hızı rotometreden 0.45 m^3/dk.'ya ayarlandı. Hareketli taşıma sehpası üzerindeki terazi üzerine yakma esnasında fırın içini rahat görmeyi sağlayan bir ayna yerleştirilerek terazinin darası alındı. Sepet içerisine 1 adet silindirik pelet konuldu. Sepet fırının içerisine tam girerken kronometre çalıştırıldı ve giriş anındaki ağırlığı kaydedildi. Alev görülme ve alev sönme süreleri belirlendi. Uçucu madde yanması periyodunda her 15 saniyede, karbon yanması periyodunda ise her 30 saniyede bir tanenin ağırlığı kaydedildi. Zamana bağlı olarak kaydedilen tane ağırlığından uçucu madde yanma hızları ile karbon yanma hızları hesaplandı. Sepet fırına girdikten yaklaşık 30 s sonra baca gazı analiz cihazında her 5 s'de bir ölçüm olmak üzere toplam 30 ölçüm yapıldı.

TARTIŞMA

Ham linyit (KL), asitler ile işlem görmüş linyit örnekleri (KL.HC ve KL.HCN), kavak odunu tozu (KO) ve bunlara ait karışımların kısa ve elementsel analiz sonuçları Tablo 1'de verilmektedir. Parantez içindeki değerler karışımı oluşturan ham örneklerin değerleri kullanılarak hesaplanmış karışımların beklenen değerleridir. %10 HCI çözeltisi ile yıkama sonucu KL' nin mineral madde giderimi %81.3'tür. Bu sonuç HCI asidin küçük moleküllü olması nedeni kömürdeki katı kolloidler üzerine hızlı difüzyonuna bağlanabilir. Aynı zamanda KL.HC örneğinin karbon ve hidrojen içeriğinde bir azalma olduğu görüldü. KL-KO ve KL.HC-KO karışımlarının uçucu madde içeriğinin

beklenen değerlerden daha yüksek olduğu KL.HCN-KO örneğinde ise düşük olduğu görülmektedir. Bu sonuçlar ham veya mineral maddesi giderilmiş örneklerde uçucu maddenin çıkışında bazı sinerjik etkilerin olduğunu gösterebilir. Aynı zamanda Kangal linyitinin HCI ile muamelesinde azot ve kükürt içeriğinde herhangi bir değişme olmazken HNO_3 ile muamelede bu asidin piritik kükürt kısmına etkisinden dolayı linyitin kükürt içeriği düşerken nitro grupların linyite girmesinden dolayı azot miktarında artış olduğu söylenebilir.

Peletlerin uçucu madde yanma süreleri, hızları ve tutuşma süreleri Tablo 2'de verilmektedir. Peletlerin ısınmasındaki artışın bir sonucu olarak tutuşma süresi yanma sıcaklığı ile azalmaktadır. Asit ile işlem görmüş örneklerde bu süre daha da kısalmaktadır. Linyit örnekleri ile odun karışımlarının tutuşma sürelerinin karışımı oluşturan örneklerden daha yüksek olması uçucu maddelerin tutuşma konsantrasyonuna ulaşması için karışım halindeki peletlerin daha fazla süreye ihtiyaç olduğunu göstermektedir.

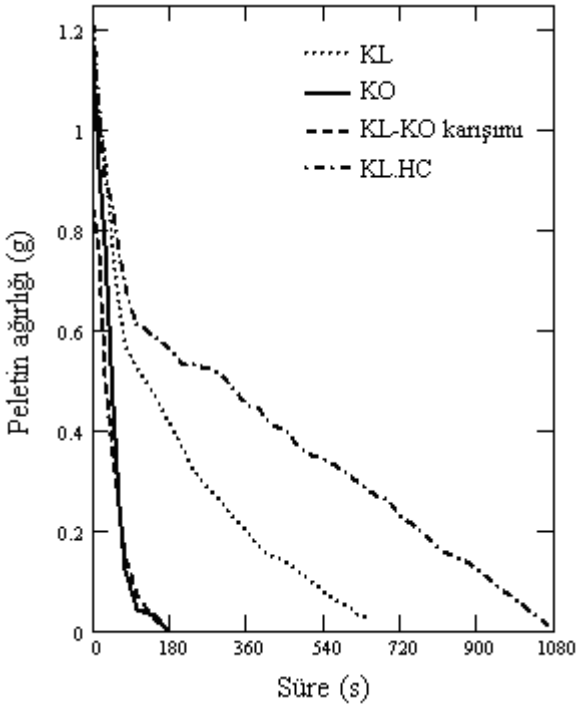
Uçucu ve karbon yanma hızları, yanma sırasında kaydedilen ağırlık kaybı eğrilerinin ortalama eğimleri ve başlangıç miktarlarına bağlı olarak verilen $R = (1/W_0)(dW/dt)_{ort.}$ eşitliğinden hesaplandı. Burada Wo peletin uçucu madde veya sabit karbon miktarıdır. Uçucu madde yanma hızları daha yüksek sıcaklıklarda peletlerin daha hızlı ısınmaları nedeni ile artmaktadır. KL ile karşılaştırıldığında KL.HC linyiti en düşük uçucu yanma hızına sahiptir. Alev görünme süresindeki artış kısmen mineral madde giderme işleminden sonra linyitteki uçucu madde içeriğindeki artış ile açıklanabilir. Aynı zamanda mineral madde gideriminden sonra geriye kalan gözenekler pelete olan ısı transferi hızını etkileyebilir. KL.HC' nin yüzey alanı ham KL'den azda olsa yüksektir ve KL.HCN önemli bir şekilde daha düşüktür. En yüksek hızın ve en kısa sürenin KL.HCN-KO karışımında gözlenmesi odun partiküllerinin KL.HCN' nin gözeneklerinin bir kısmının odun ile doldurulmuş olmasından kaynaklanabilir. Genel olarak uçucu madde yanma hızları ile yanma zamanları arasında bir ilişki yoktur.

Tablo 1. Ham ve karışımların kısa ve elementsel analizleri

Örnek	%Uçucu madde	%Kül	%Sabit karbon*	Yüzey alanı
KL :	49,8	27,3	22,9	1,6983
KO :	82,7	1,9	15,4	n,d,
KL,HC :	56,9 (65,0)	5,1	38,1 (29,9)	1,8523
KL,HCN :	61,0 (65,3)	4,7	34,3 (30,0)	0,7358
KL-KO karışımı :	72,6 (66,7)	14,2 (14,4)	13,2 (18,9)	0,4056
KL,HC-KO karışımı :	75,7 (69,6)	3,8 (3,5)	20,5 (26,9)	0,1233
KL,HCN-KO karışımı :	68,9 (71,9)	3,7 (3,3)	27,4 (24,8)	0,1129

Örnek	%C	%H	%N	%S	%O*
KL :	63,7	6,2	1,2	6,6	22,3
KO :	50,8	6,6	-	-	42,6
KL,HC :	54,1	5,1	1,3	5,7	33,8
KL,HCN :	51,2	4,4	3,9	4,0	36,6

*****: Farktan hesaplandı.
n.d.: Tespit edilemedi.



Şekil 2. Peletin yanma sırasındaki ağırlık değişimi (1073 K)

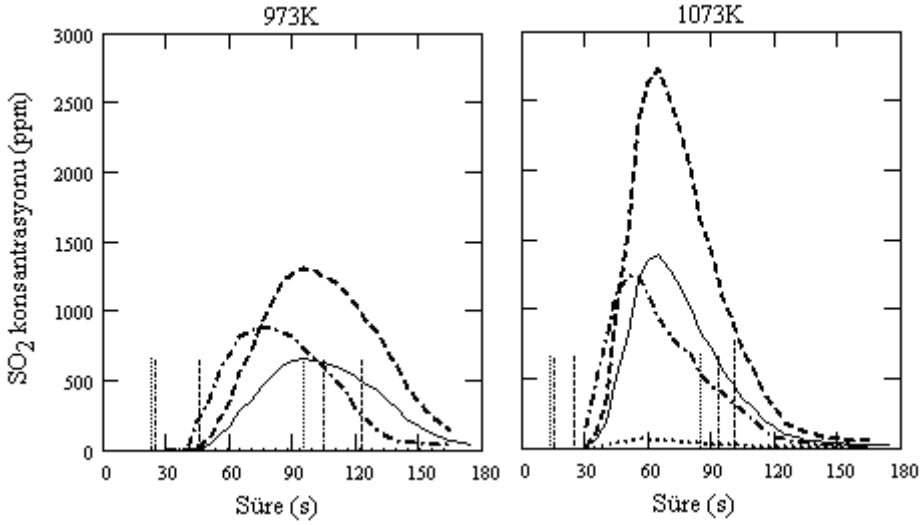
Ham örneklerin, mineral maddesi giderilmiş örneklerin ve bunlara ait karışımların karbon yanma süreleri ile yanma hızları Tablo 3'de verilmektedir. Tablodaki son sütun kor haldeki char'ın tamamen sönmesinden sonra belirlenmiş ve yanmamış karbon ile külü ihtiva eden kısmı göstermektedir. Bu atıktaki karbon miktarı uçucu madde ayrıldıktan sonra kalan karbonun reaktivitesini gösterebilir. Karbonun char yanma peryodunda tamamen tüketildiğini göstermektedir. KL, KL.HC ve KL.HCN peletlerinde değerlerin yüksek olması külün erimesi nedeni ile aktif karbon kısımlara oksijen transferinin engellenmesinden kaynaklanabilir. KL.HC ve KL.HCN peletlerinin karbon yanma sürelerinin daha uzun olması asit ile işlemden sonra charın reaktivitesinin etkilenmesi yani organik ve inorganik kısımdaki yapısal değişimlerden kaynaklanabilir.

Tablo 2. Uçucu madde yanma hızları ve zamanları

Sıcaklık (K)	Örnek	Tutuşma süresi (s)	Uçucu yanma hızı ($s^{-1}.10^3$)	Uçucu yanma süreleri (s)
973	KL	45,5	1,93	77,5
	KO	21,5	2,01	74,0
	KL-KO karışımı	23,0	1,42	82,0
1073	KL	25,0	2,13	75,5
	KO	13,0	2,23	72,0
	KL.HC	14,0	1,24	107,0
	KL.HCN	13,0	2,75	90,0
	KL-KO karışımı	15,5	2,25	77,5
	KL.HC-KO karışımı	21,5	1,94	74,0
	KL.HCN-KO karışımı	17,5	3,42	53,0

Tablo 3. Karbon yanma hızları ve süreleri

Sıcaklık (K)	Örnek	Karbon yanma hızları ($s^{-1}.10^4$)	Karbon yanma süresi (s)	% Yanma atığı
973	KL	1,12	1211	22,1
	PTW	7,82	369	1,8
	KL-PTW blend	5,13	490	11,0 (11,9)
1073	KL	1,14	922	29,1
	PTW	9,56	302	1,3
	KL.HC	0,36	1539	7,6
	KL.HCN	1,36	1062	7,1
	KL-PTW blend	4,87	517	14,4 (15,2)
	KL.HC-PTW blend	1,14	680	3,4 (4,4)
	KL.HCN-PTW blend	1,05	592	4,3(4,2)



Şekil 3. Linyit ve odun karışımlarının yanma süresince SO_2 emisyon seviyeleri: ----: KL,·····: KO, -·-·-: KL-KO karışımı, ——: beklenen şekil

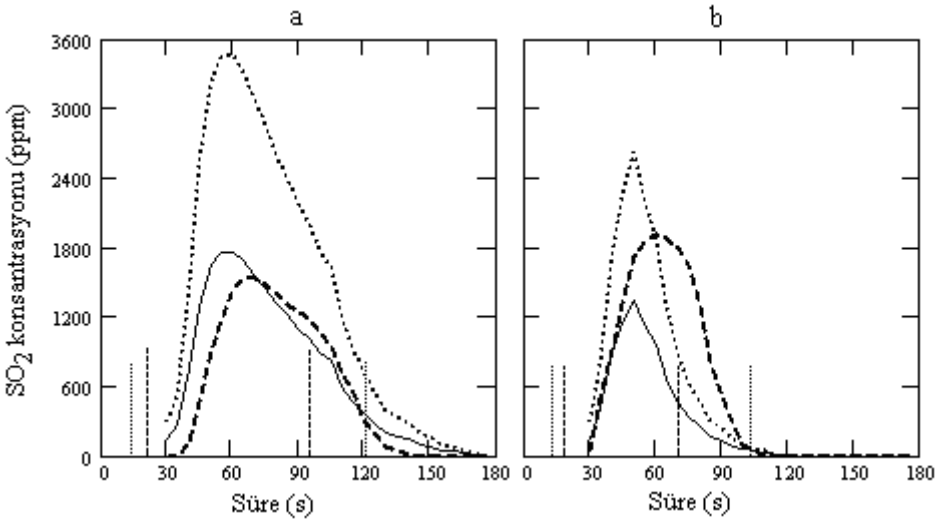
KL, KO, KL-KO peletlerinin 973 ve 1073 K'de yanması sonucu elde edilen baca gazındaki SO_2 emisyonları Şekil 3'de verilmektedir. Grafikler üzerinde aynı zamanda alev görünme ve sönme süreleri de mevcuttur. SO_2 emisyonunun KL linyitinin yanmasından kaynaklandığı odunun yanması sırasında SO_2 emisyonun olmadığı görülmektedir. KL-KO karışım peletlerinin yanması sırasındaki SO_2 emisyonu beklenen değerlere yakın olması bu gazın emisyonu yönünden herhangi bir sinerjinin olmadığını gösterebilir. KL ve KL-KO karışım peletlerindeki kükürdün oksidasyonu 1073K'de daha kısa bir aralıkta yer almaktadır ve örneklerdeki kükürdün büyük miktarının uçucu madde yanma periyodunda çıktığı açıkça görülmektedir. Aynı zamanda peletin tutuşma sıcaklığına ulaşıncaya kadar baca gazında SO_2 emisyonun olmadığı peletin tutuşmasından hemen sonra görünmeye başlamadığı ve uçucu madde periyodu süresince bir maksimuma ulaştığı ve daha sonra azalma başladığı

görülmektedir. Kükürdün geriye kalan miktarının char yanma periyodundan önce tüketildiği gözlenmektedir.

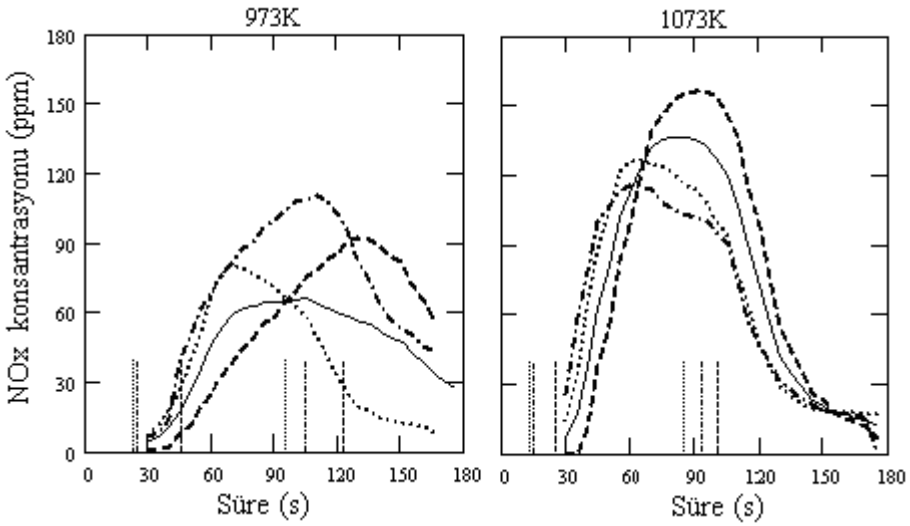
Mineral maddesi giderilmiş linyit örnekleri ile bunların kavak ağacı odunu ile karışımlarının 1073 K'deki SO_2 emisyonları Şekil 4'de verilmektedir. KL.HC linyitinin yanması sırasında açığa çıkan SO_2 emisyonu mineral maddenin giderilmesi nedeni ile negatif bir etkiye işaret etmektedir. SO_2 'nin emisyonu sırasında linyit örnekleri ile odun karışımları arasında herhangi bir sinerjinin olmadığı söylenebilir.

KL, KO ve karışımların NOx oluşumlarının görüldüğü Şekil 5' de peletin tutuşma sıcaklığına ulaşıncaya kadar baca gazında NOx emisyonunun olmadığı, NOx oluşumunun tutuşmadan hemen sonra başladığı görülmektedir. Bu gazın emisyonu char yanma peryodu süresince düşük kararlı bir değere doğru azalmaktadır. NOx oluşumu hem uçucu madde hem de char yanma peryotları ile ilişkilidir. KO için gözlenen NOx oluşumu uçucu bileşenlerin yanması süresince 973 K'de maksimum seviyelere ulaşmaktadır. Yanma sıcaklığı 1073K olduğunda ise bütün peletlerde maksimum değere ulaşmaktadır. KL-KO karışım peletinde NOx seviyesi beklenen değerden oldukça düşüktür. Bu durum yanma sıcaklığı 1073K'de KO ve KL arasında NOx oluşumu açısından sinerjik bir etkiyi gösterebilir. KL, KO ve bunların karışımlarının NO seviyelerinin görüldüğü Şekil 6 peletlerin yanması süresince NO_2 oluşmadığını göstermektedir.

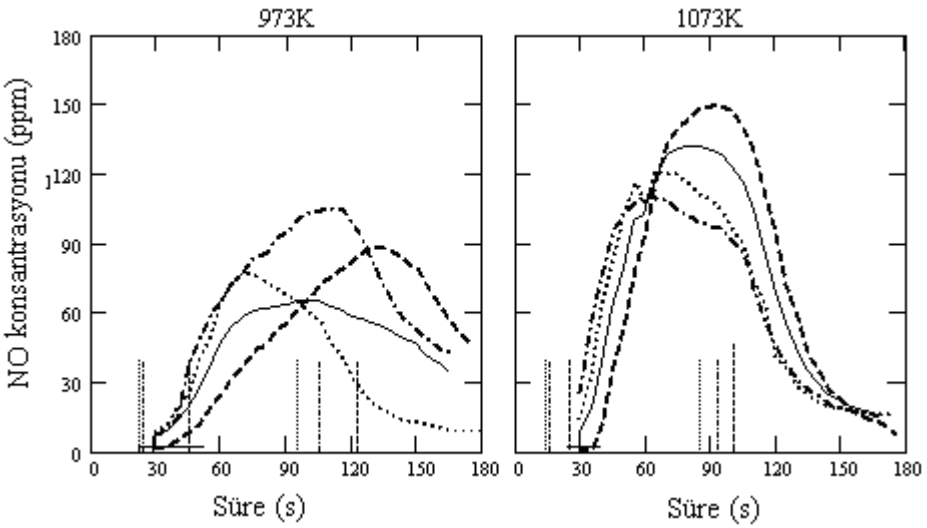
Mineral maddesi giderilmiş KL.HC ve KL.HCN linyitleri ile bu örneklerin KO ile karışımlarının 1073K'deki NOx emisyonuları Şekil 7'da verilmektedir. KL ile karşılaştırıldığında KL.HC linyitinin yanması sırasında uçucu madde yanma periyodu sırasında NOx oluşum eğrisi daha uzun uçucu çıkışını göstermektedir. Bu durum mineral madde gideriminden sonra uçucu madde içeriğindeki artış ile uyumludur. Ancak KL.HCN linyitindeki NOx seviyesi uçucu madde içeriği ile uyumlu değildir.



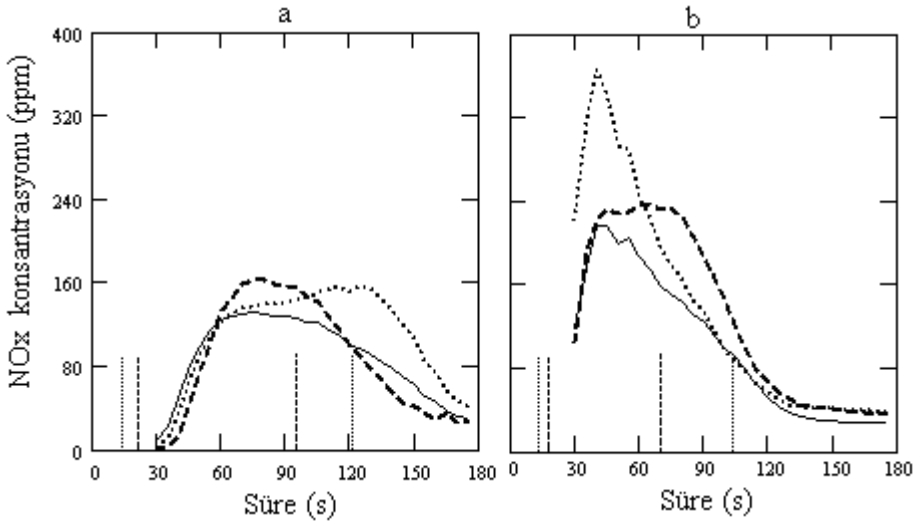
Şekil 4. Mineral maddesi giderilmiş linyit örnekleri ile karışımların 1073 K'deki SO_2 emisyon seviyeleri: (a) ……: KL.HC, ----: KL.HC-KO karışımı; (b) ……: KL.HCN, ----: KL.HCN-KO karışımı, ——: beklenen şekil



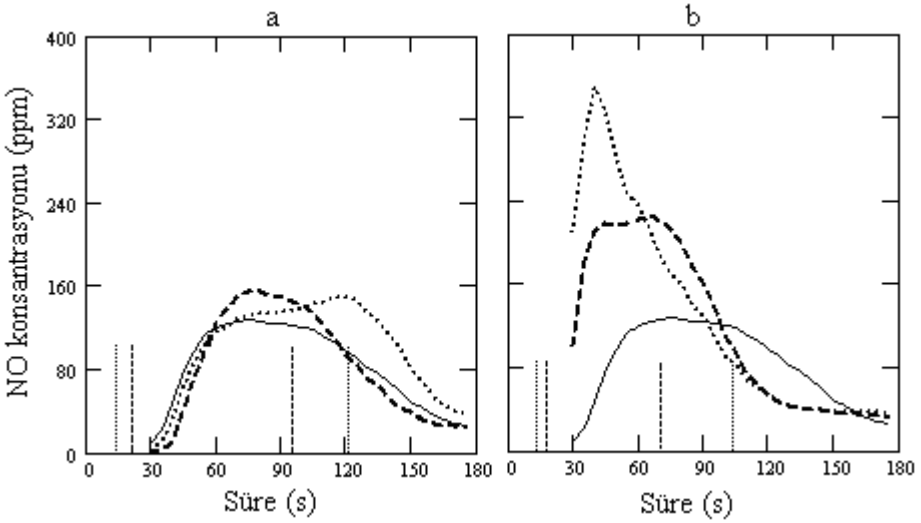
Şekil 5. 973 ve 1073 K'de Kangal linyiti ile kavak odunu ve bunlardan hazırlanan karışımların NOx emisyonları: ⋯⋯: KO, ----: KL,·-·-·-: KL-KO karışımı, ——: beklenen şekil



Şekil 6. 973 ve 1073 K'de örneklerin yanması sırasında NO_x emisyonları: ⋯⋯: KO, ----: KL,·-·-·-: KL-KO karışımı , —: beklenen şekil



Şekil 7. Mineral maddesi giderilmiş linyit ile karışımlarının 1073 K'de yanmaları sırasında NOx emisyonları: (a)·····: KL.HC, ----: KL.HC-KO karışımı, (b) ·····: KL.HCN, ----: KL.HCN-KO karışımı, —: beklenen şekil



Şekil 8. Mineral maddesi giderilmiş linyit ile karışımlarının 1073 K'de yanmaları sırasında NO emisyonları: (a)·····: KL.HC, ----: KL.HC-KO karışımı, (b) ·····: KL.HCN, ----: KL.HCN-KO karışımı ,—: beklenen şekil

SONUÇLAR

- Peletlerin tutuşma sürelerinin yanma sıcaklığı ve mineral madde giderimi ile kısaldığı tespit edildi. Uçucu madde yanma hızlarının uçucu madde yanma süreleri ile ilişkili olmadığı ancak karbon yanma hızlarının yanma süresi ile uyumlu olduğu ve örneklerin sabit karbon içeriği ile uyumlu olduğu görüldü

- SO_2 emisyonunun sadece uçucu madde yanması sırasında oluştuğu görüldü. Ham ve mineral maddesi giderilmiş linyit örnekleri ile kavak odununu birlikte yakılması sırasında herhangi bir sinerjik etki olmadığı belirlendi.
- HCI asit ile linyitin mineral madde giderilmesi sırasında SO_2'nin tutulmasını sağlayan minerallerin giderimi nedeni ile bu gazın emisyon seviyesinde artış olduğu görüldü.
- HNO_3 asit ile linyitin ilave olarak muamele edilmesi SO_2 emisyonunda düşük bir iyleşme sağlamaktadır.
- Linyit ve odunun birlikte yakılması 1073 K'de NO emisyon sevilerinde sinerjik bir etki göstermektedir.

KAYNAKLAR

Armesto, L., Bahillo, A., Cabanillas, A., Veijonen, K., Otero, J., Plumed, A., Salvador, L. Co-combustion of coal and olive oil industry residues in fluidized bed, Fuel, 82, 993-1000, 2003.

Atimtay, A.T. and Topal, H. Co-combustion of olive cake with lignite coal in a circulating fluidized bed, Fuel, 83, 859-867, 2004.

Bolat, E., Sağlam,S., Pişkin, S. Chemical demineralization of a Turkish high ash bituminous coal, Fuel Processing Technology, 57, 93-99, 1998.

Dong, C., Jin, B., Zhong, Z. and Lan, J. Tests on co-firing of municipal solid waste and coal in a circulating fluidized bed, Energy Conversion and Management, 43, 2189-2199, 2002.

Hein KRG, Bemtgen J.M.EU clean coal technology-co-combustion of coal and biomass, Fuel Processing Technology, 54, 159-169, 1998.

Liu, H., Qiu J., Wu H., Li, J. Direct modification of solid residues during co-firing of coal sludge and coal, Fuel, 82, 23323-2329, 2003.

Ross, A.B., Jones, J.M., Chaiklangmuang, M., Pourkashanian, M., Williams, A., Kubica, K., Andersson, J.T., Kerst, M., Danihelka, P., Bartle, P.D. Measurement and prediction of emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace, Fuel, 81, 571-582, 2002.

Spliethoff, H.,Hein, K.R.G. Effect of co-combustion of biomass on emissions in pulverized fuel furnaces, Fuel Processing Technology, 54, 189-205, 1998.

KENTSEL ATIKLARIN BİYOBOZUNUR KISMINDAN BİYOGAZ ELDESİ YOLUYLA ENERJİ ÜRETİMİ – İSTANBUL ÇALIŞMASI

Şenol YILDIZ, Vahit BALAHORLİ, Kadir SEZER(*)

İSTAÇ A.Ş. İstanbul Büyükşehir Belediyesi - İstanbul Çevre Yönetimi San. Ve Tic. A.Ş, İstanbul, 34379

ÖZET

Günlük atık miktarının 15.000 ton'a ulaşması İstanbul için çevresel açıdan daha uygun bertaraf yöntemleri gerektirmektedir. Organik atıklardan anaerobik şartlarda biyogaz üretimi (Biyometanizasyon) hem çevresel hem de yenilenebilir enerji kazanımı açısından önem arz etmektedir.

Biyometanizasyon yoluyla enerji elde edilmesi yenilenebilir enerji kapsamında değerlendirilmektedir. Yenilenebilir enerji kapsamında devlet teşviği için alt yapı çalışmaları yapılmakta olup teşvik ile bu yöntem ekonomik açıdan da uygulanabilir olacaktır.

Bu kapsamda, İstanbul Büyükşehir Belediyesi İSTAÇ A.Ş. tarafından İstanbul Avrupa yakasında kurulması planlanan 45.000 ton/yıl kapasiteli Biyometanizasyon tesisinde hammadde olarak, kaynağında ayrı toplanmış organik atıklar kabul edilecektir. Proses sonucu oluşan yüksek metan içerikli yaklaşık yıllık 5.400.000 m^3 biyogaz kojenerasyon ünitesinde yakılarak yıllık yaklaşık 8.450 MW elektrik üretimi hedeflenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Biyometanizasyon, Biyogaz, Yenilenebilir Enerji

GİRİŞ

Türkiye'de katı atık bertarafında kullanılan en yaygın uygulama düzenli depolama yöntemidir. Birçok Avrupa ülkesi için düzenli depolama, alan sıkıntısı ve sera gazı emisyonları ile sızıntı suyu sorunu yüzünden uygun bir atık yönetim metodu olmaktan çıkmıştır (Hartmann vd., 2002). Evsel katı atığın organik kısmının anaerobik arıtımı(biometanizasyon), yenilenebilir enerji geri kazanımı ve atığın stabilizasyonu nedeniyle, özellikle Avrupa'da çok yaygın olarak uygulanmakta olup ülkemizde de alt yapısı oluşmuş durumdadır. Katı atığın organik kısmının anaerobik biyolojik yöntemlerle arıtımı oldukça cazip bir arıtma alternatifidir. Anaerobik reaktör teknolojisindeki önemli gelişmeler 1950'lerden sonra hız kazanmıştır (McCarthy, 1982).

Evsel katı atıkların organik kısmı (EKAOK) ile farklı organik atık türlerinin havasız çürütücülerde birlikte arıtımı sonucu entegre (bütünleşik) bir atık yönetimi sağlanır (Hartmann vd., 2002). Bu bağlamda özellikle Avrupa'da organik atıklardan biyogaz üretmek amacıyla çok sayıda tesis kurulmuştur. Bu

* ksezer@istac.com.tr

tesisler, atık muhtevasındaki katı madde yüzdesine (ıslak ve kuru sistemler), kademe sayısına (tek ve çift kademeli sistemler) ve prosesin yürütüldüğü işletme sıcaklığına (mezofilik ve termofilik sistemler) göre sınıflandırılmaktadır. Katı atıkların biyometanizasyon yoluyla biyogaz geri kazanımı çevresel boyutun yanı sıra ekonomik olarak da dikkat çekmektedir. Bu yöntemle, düzenli depolanıp yeterli ve verimli bir şekilde geri kazanım sağlanamayan organik atıklardan biyogaz üretimi ve stabil gübre elde edilmesi sağlanabilecektir. Ayrıca organik atıklardan biyogaz üretimi yenilenebilir enerji kapsamına girdiğinden, yenilenebilir enerji kaynaklarından üretilen elektrik birçok Avrupa ülkesinde farklı oranlarda devlet tarafından sübvansiyon uygulanarak desteklenmektedir. Bu sayede katı atıkların biyometanizasyonu hem ekonomik hem de çevresel kazanç sağlanan bir bertaraf yöntemi olmaktadır. Türkiye'de de bu durum Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığı tarafından incelenmekte ve yenilenebilir enerji kaynaklarından üretilen elektrik enerjisi için verilecek destek üzerinde çalışmalar yapılmaktadır.

İstanbul Büyükşehir Belediyesi İSTAÇ A.Ş. tarafından yapılması planlanan biyometanizasyon tesisi için fizibilite çalışmaları tamamlanmıştır. Özellikle haller, pazar yerleri ve gıda endüstri atıklarından biyometanizasyon yöntemi ile biyogaz geri kazanımı sağlanıp üretilen biyogazın kojenerasyon ünitelerinde elektrik enerjisi üretilerek yenilenebilir enerji kazanımı sağlanacaktır. Bunun yanı sıra proses sonucu oluşan stabil gübre peyzaj uygulamaları için çok değerli bir üründür. Bu fermente ürün park ve bahçelerde kullanılabilir ya da uygun tarım alanlarında kullanılması mümkün olmaktadır.

Mevzuat

Kentsel ve kentsel nitelikli endüstriyel katı atıkların yönetiminde düzenli depolama uzun yıllardır kullanılan bir yöntemdir. Karışık kentsel atık içerisinde yüksek miktarda bulunan (ağırlıkça % 50–60 İstanbul için) organik atıkların düzenli depolama sahalarında depolanması çevre açısından öncelikli bertaraf yöntemi olarak tercih edilmektedir. Bu kapsamda Avrupa Birliği düzenli depolamaya gönderilen organik atıkların azaltımı için Düzenli Depolama Direktifi (1999/31/EC) yayınlamıştır. Söz konusu direktifte üye ve aday ülkeler için düzenli depo sahalarına göndermiş oldukları organik atıklar için sınırlamalar getirilmiştir. Direktifin, 1995 yılında oluşan kentsel katı atıkların %80'ini depolayan üye ülkeler için öngördüğü düzenli depolamaya kabul edilecek biyolojik olarak ayrışabilir atık kotaları, 2010 yılı için 1995 yılındaki biyolojik olarak ayrışabilir atık miktarının % 75'i, 2013 yılı için % 50'si ve 2020 yılı için % 35'i şeklindedir (AB, 1999). Ülkemizde biyobozunur atıkların depolama sahalarında bertarafı konusunda Mart 2010'da çıkarılan "Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik"'te biyobozunur atık azaltımı istenmiş ve 2010'dan itibaren biyobozunur atık miktarı, 5 yıl içinde 2005 yılında üretilen toplam biyobozunur atık miktarının ağırlıkça %75' ine, 8 yıl içinde % 50' sine ve 15 yıl içinde ise %35'ine indirilmesi kısıtlamaları getirilmiştir.

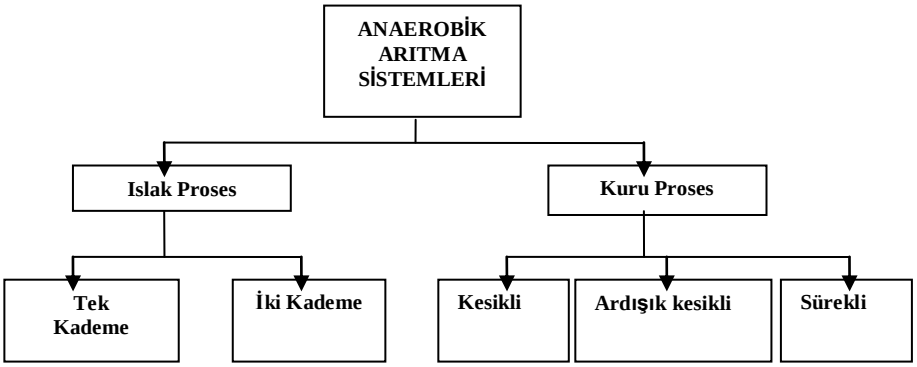
Katı atıkların organik kısmının anaerobik biyolojik süreç sonunda biyogaz üretimi ve biyogazın yakılması sonucu elektrik elde edilmesi yenilenebilir enerji kapsamında değerlendirilmektedir. Ülkemizde, Enerji Bakanlığınca

10.5.2005 tarihli 5346 no'lu "Yenilenebilir Enerji Kaynaklarının Elektrik Enerjisi Üretimi Amaçlı Kullanımına İlişkin Kanun"'da yenilenebilir enerji kapsamında rüzgâr, güneş, jeotermal, biyokütle, biyogaz, dalga, akıntı enerjisi ve gel-git ile kanal veya nehir tipi veya rezervuar alanı on beş kilometrekarenin altında olan hidroelektrik üretim tesisi kurulmasına uygun elektrik enerjisi üretim kaynakları yenilenebilir enerji kapsamında ele alınmıştır. Biyokütle enerjisi ise organik atıkların yanı sıra bitkisel yağ atıkları, tarımsal hasat artıkları dâhil olmak üzere, tarım ve orman ürünlerinden ve bu ürünlerin işlenmesi sonucu ortaya çıkan yan ürünlerden elde edilen katı, sıvı ve gaz halindeki yakıtları oluşturmaktadır (YKEUK, 2005). Ayrıca Avrupa Birliği, yenilenebilir enerji üretim hedefleri belirleyerek bu konuda bir direktif yayınlamıştır. Söz konusu direktifte ülke bazında tüketilen enerjinin belirli oranlarda yenilenebilir enerjiden elde edilmesi istenmektedir. Direktife göre yenilenebilir enerjinin toplam enerjiye oranı 2010 yılında % 12,5, 2020 yılında % 20, 2050 yılında % 50 olması istenmektedir (AB, 2001).

Katı Atıkların Organik Kısmının Anaerobik Arıtımı

Katı atıkların anaerobik arıtımı için bazı ön-arıtma ve son-arıtma prosesleri gereklidir. Ön arıtma prosesleri manyetik ayrım, döner tambur, parçalama, eleme, hamurlaştırma, çöktürme ve pastörizasyon olarak sayılabilir. Bunların yanında biyogaz iyileştirme ve fermente ürün susuzlaştırma veya ıslak mekanik ayrım da birçok ürünün geri kazanılabileceği son-arıtma prosesleri olarak sayılabilir.

Evsel katı atıkların anaerobik olarak arıtıldığı tesisler birçok prosesin birleşiminden oluşur. Atıktan elde edilebilecek ürünlerin miktar ve kalitesini çoğu kez atığın bileşimi ve yapısı belirlese de, anaerobik reaktörün tasarımı da ürünlerin miktar ve kalitesini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Ayrıca, anaerobik reaktör tasarımı gerekli ön-arıtma ve son-arıtma ihtiyaçlarını da belirler. Evsel organik katı atıkların anaerobik olarak arıtıldığı reaktörler içlerindeki katı madde yüzdesine (ıslak ve kuru sistemler), kademe sayısına (tek ve çift kademeli sistemler) ve prosesin yürütüldüğü işletme sıcaklığına (mezofilik ve termofilik sistemler) göre sınıflandırılır (Şekil1).



Şekil 1. Anaerobik Biyolojik Arıtma Yöntemleri İçin Sınıflandırma

Anaerobik çürütme proseslerinde, kompleks organik maddelerin metan gazına dönüştürülmesinde çeşitli tür ve özellikte mikroorganizma grupları yer almaktadır. Bu kompleks organiklerin anaerobik ayrıştırılarak metan gazına dönüştürülmesi üç aşamada gerçekleşmektedir (Öztürk, 1999).

1. Hidroliz: Kompleks organik maddeler, fermantatif ve hidrolitik bakteri grupları tarafından daha basit yapıda çözülebilir uçucu organik maddelere parçalanırlar. Hidroliz hızını etkileyen en önemli faktörler pH, sıcaklık ve çamur yaşıdır.
2. Asit Üretimi: Bu aşamada asetojenik bakteri grupları tarafından birinci aşama hidroliz ürünleri olan uçucu organik maddeler, organik asitlere dönüştürülür.
3. Metan Üretimi: Anaerobik arıtmanın son aşamasında ise, diğer iki kademede oluşan ürünler metan oluşturan bakteriler tarafından metan gazına dönüştürülmektedir.

Anaerobik çürütücülerde oluşan biyogaz, hacimsel olarak % 65–70 metan (CH4), % 25–30 karbondioksit (CO2) ve küçük miktarlarda N2, H2, H2S, su buharı ve diğer gazlardan meydana gelmektedir. Çürütücü gazın özgül ağırlığı havaya göre yaklaşık olarak 0.86'dır (Metcalf ve Eddy, 2007). Gaz oluşumu, çamurun uçucu katı madde içeriğine ve çürütücüdeki biyolojik aktiviteye bağlı olarak geniş bir aralıkta salınır.

Tablo 1. Bir m3 Biyogazın Enerji Eşdeğerleri (Yılmaz ve Atalay, 2004)

Motorin	0,66 litre
Benzin	0,75 litre
Elektrik	4,70 kWh
Gaz Yağı	0,62 litre
Odun Kömürü	1,46 kg
Odun	3,47 kg
Bütan Gazı	0,43 kg

Metan gazının standart sıcaklık ve basınç altında net ısıl değeri 35.800 kj/m3'tür. Anaerobik çürütücü gazı ortalama olarak yaklaşık % 65 oranında metan içerdiğinden, çürütücü gazın ısıl değeri bu değerden daha düşüktür (yaklaşık olarak 22.400 kj/m3). Metan, propan ve bütandan oluşan doğalgaz ile karşılaştırıldığında ısıl değeri düşüktür. Biyogaz, kazanlar ve içten yanmalı motorlar için yakıt olarak kullanılabilir.

Biyogaz üretimindeki ve kompost kalitesindeki yüksek verimler, ayrı olarak toplanmış veya kaynağında ayrılmış evsel organik katı atık ile elde edilirken, mekanik olarak ayrılmış evsel organik katı atığın biyogaz üretim verimi daha düşük olmaktadır (Bolzonella vd., 2005).

Katı atıkların tek başına veya diğer atıklarla (mezbaha, hayvan çiftliği, organik endüstriyel atıklar gibi) birlikte havasız sistemlerde arıtımı hem biyogaz eldesi ve enerji üretimi hem de düzenli depolama tesislerine gönderilen organik katı atık miktarının azaltılarak Avrupa Birliği biyolojik olarak ayrışabilir atık

azaltımı hedeflerinin sağlanması açısından oldukça önemli bir alternatif olarak görülmektedir.

Türkiye ve Avrupa'da Biyogaz Durumu

Organik atıklardan biyogaz üretimi dünya genelinde çok yaygınlaşmış bir yöntemdir. İlk dönemlerde tek tip atıktan özellikle çiftlik atıklarından biyogaz üretimi yaygın olarak tercih edilirken son zamanlarda kentsel atıkların organik atıkları için de bu yöntem kullanılmaktadır.

Türkiye'de son zamanlarda organik atık, biyokütle ve biyogazdan enerji eldesine yönelik kamu ve özel sektör yatırımları artmaya başlamıştır. Öncelikle Büyükşehir belediyeleri çöp atıklarının çözümüne yönelik olarak atık yakma ve enerji üretim tesisleri kurmaya başlamışlardır (Eniş, 2002).

Türkiye'de 2007 yılı itibariyle otoprodüktör statüde gerçekleştirilen ve yapımı tamamlanan biyokütle ve atık yakıt kaynaklı kojenerasyon tesisleri; 4 MW gücünde (7 GWh/yıl kapasiteli) Kemerburgaz (İstanbul) çöp gazı santrali, 5.2 MW gücünde (37 GWh/yıl kapasiteli) Köseköy (İzmit) çöp gazı santrali, 0.8 MW gücünde (6 GWh/yıl kapasiteli) Adana çöp gazı santrali ve 3.2 MW gücünde (22 GWh/yıl kapasiteli) Belka (Ankara) çöp gazı santrali'dir.

Serbest üretim şirketleri tarafından yapılan biyokütle ve atık yakıt kaynaklı kojenerasyon tesisleri ise; 1 MW gücünde (8 GWh/yıl kapasiteli) Ekolojik enerji (Kemerburgaz) çöp gazı santrali, 5.7 MW gücünde (45 GWh kapasiteli) ITC-KA Enerji Mamak (Ankara) çöp gazı santrali ve 1.4 MW gücünde (10 GWh/yıl kapasiteli) Aksa çöp gazı santrali'dir (Akpınar vd., 2008).

Enerji bitkileri, tarımsal ve tek tip atıklardan biyogaz üretimi yanı sıra özellikle Avrupa ülkelerinde teşvik nedeniyle kentsel katı atıkların organik kısmının mekanik veya uygun ayırma ile ayrılarak biyometanizasyon yolu ile biyogaz üretimi ve elektrik enerjisine çevrilmesi kapsamında birçok tesisler kurulmuştur (Tablo 2).

Tablo 2. 17 Avrupa Ülkesinde Karışık Kentsel Atık Kullanan Biyometanizasyon Tesisler (De Baere ve, Mattheeuws, 2008)

5 Yıllık Gelişme	1991–1995	1996–2000	2001–2005	2006–2010 (Planlanan)
Kurulan Tesisler	15	44	54	55
Tesis/Yıl	3	8,8	10,8	11
Toplam Kurulan Kapasite(Ton)	194.000	1.117.500	2.077.950	1.727.700
Yıl Bazında Kurulan Kapasite(Ton)	38.800	223.500	415.590	345.540
Ortalama Tesis Büyüklüğü(ton)	12.993	25.398	38.481	31.413

Biyometanizasyon tesisleri başlı başına ekonomik açıdan kendini amorti edememektedir. Birçok ülkede özellikle Avrupa ülkelerinde organik

maddelerin biyometanizasyon yoluyla bertaraf edilmesi desteklenmektedir. Bu yolla üretilen biyogazdan üretilen elektriğin kwh'sına verilen teşvikler aşağıda Tablo 3'te verilmiştir. Türkiye'de yenilenebilir enerji kapsamında sadece rüzgâr enerjisine teşvik verilmekte olup biyokütle ve diğer yenilenebilir enerjisi kapsamında Enerji Bakanlığı tarafından teşvik verilmesi kararlaştırılmış olup verilecek olan teşvik değerleri hakkında çalışmalar yapılmaktadır.

Tablo 3. Çeşitli Ülkelerde Biyogazdan Üretilen Elektrik İçin Verilen Teşvik Miktarları (Sakulin, 2009)

Ülke	Resmi İzinler [Ay]		Elektrik Teşviği [€ct/kWh] (KDV Hariç)			
	Yapım Ruhsatı	Faaliyet Ruhsatı	Tarımsal Substrat		Tarımsal Olmayan Substrat	
			100 kWhel	500 kWhel	100 kWhel	500 kWhel
Avusturya	6 – 18	3 – 12	20,43	17,99	11,86	9,79
Belçika	4,5 – 8	4,5 – 8	21,78	21,78	22,20	22,20
İngiltere	2 – 18	3 – 12	14,8	14,8	14,8	14,8
Fransa	18	10	14,0	13,7	14,0	13,7
Almaya	6 – 12	3 – 9	21,83	15,77	10,83	9,77
İtalya	1	6	30	30	18	18
			28	29	17	17
Polanya	6 – 18	6 – 12	12	12	12	12
Slovenya	6 – 24	6 – 12	18,94	18,94	6,11	6,11
İspanya	12 – 18	3 – 9	13,80	10,29	13,80	10,29

İstanbul-Hasdal Biyometanizasyon Projesi

İstanbul Hasdal mevkii eski vahşi depolama sahasında kurulması planlanan biyometanizasyon tesisi için öngörülen yaklaşık değerler Tablo 4'te özetlenmiştir.

Tablo 4. Biyometanizasyon Tesisi İçin Öngörülen Proje Değerleri

Yatırım Bütçesi	4 - 5 Milyon €
Günlük Kabul Edilecek Atık Miktarı	150 ton/gün 45.000 ton/yıl
Hedeflenen Biyogaz Miktarı	750 m³/saat, 5.400.000 m³/yıl
Elektrik Enerjisi Üretimi(Net)	1.057 kWh/saat, 8.456.000 kWh/yıl
Üretilen Gübre	50 ton/gün 15 000 ton/yıl

Biyometanizasyon tesisi için gerekli temel birimler aşağıda sıralanmıştır;

- Atık Kabul Alanı & Atık Ön İşleme

- Pastörizasyon
- Fermantasyon Birimi
- Gaz Depolama Birimi
- Gaz Temizleme Birimi
- Elektrik Üretim Birimi
- Katı/Sıvı Gübre Depolama Birimi

Tesiste, sebze-meyve hallerinin organik atıkları, pazaryerleri atıkları, yüksek miktarda organik atığı oluşan endüstriyel işletmeler, mekanik ayırmaya tabii tutulmuş kentsel atıkların organik kısmı, biyometanizasyon sürecinde olumsuz etkisi olmayan arıtma çamurları vb. atıklar kabul edilecektir. Bu kapsamda atık fizibilitesi yapılmış olup tesise kabul edilecek atıklarla miktarlar Tablo 5'te özetlenmiştir.

Tablo 5. Biyometan Tesisinde Hammadde Olarak Kullanılması Planlanan Atık Türleri

1.	Haller	Kış (Ton/gün)	Yaz (Ton/gün)
	Avrupa Yakası	45	120
	Asya Yakası	20	50
	Balık Hali	5	3
2	Halk Pazarları *(Avrupa)*	50	50
3	Resmi Kurumlar	5	5
4	Özel Firmalar	10	10
5	Kentsel Organik Atık	20	20
6	Arıtma Çamurları	10	10
TOPLAM		165	268

SONUÇLAR

Ülkemizde organik atıklardan geri kazanılabilecek enerji potansiyeli oldukça yüksektir. Özellikle Türkiye gibi organik madde potansiyelinin çok yüksek olduğu bir ülkede, evsel organik katı atık ve diğer organik atıklardan biyogaz elde eden tesislerin kurulması ile önemli miktarda enerji geri kazanımı sağlanabilecektir (Öztürk vd., 2007).

Ülkemizde anaerobik çürütme teknolojilerinin kentsel katı atıkların organik kısmında, gıda ve benzeri endüstriyel tesislerde, tarım ve hayvan atıklarında kullanılarak biyogaz üretilmesi, hem temiz enerji üretimini sağlayacak hem de çevre kirliliğinin azalmasına katkı sağlayacaktır. Ayrıca proses sonucu stabilize olmuş katı atıklar da gübre ve toprak düzenleyici olarak kullanılabilecektir. Enerji bakımından dış ülkelere bağımlı ve evsel katı atık içerisindeki organik madde yüzdesi yüksek olan Türkiye'de katı atıkların biyometanizasyonu ve diğer atıklarla birlikte arıtımı; Avrupa Birliği'nin düzenli depolama alanlarına gönderilecek organik içerikli atıklara uyguladığı kotaların sağlanması ve yenilenebilir enerji üretimi bakımından uygun bir yöntem olarak görülmektedir. Yenilebilir enerji kaynaklarından elde edilen enerji için devlet tarafından yeterince teşvik sağlandığı takdirde, yabancı ve özellikle yerli arıtma

firmaları bu büyük pazardan pay alabilmek için harekete geçecektir. Bu sayede hem ülkemizin enerji açığı azaltılabilecek hem de istihdam yaratılabilecektir.

Bu bakımdan İstanbul Büyükşehir Belediyesi İSTAÇ A.Ş. tarafından kurulacak olan biyometanizasyon tesisinde, büyük miktarlarda organik atık üreten endüstriyel tesislerden, sebze-meyve hallerinden organik atıkların ayrı toplanarak bunun yanı sıra organik muhtevası yüksek olan bölgelerden alınan atıkların mekanik ayırmak suretiyle bertarafı ve bu sayede biyogaz elde edilmesi söz konusu hedeflere ulaşmakta çok önemli yer tutmaktadır.

KAYNAKLAR

AB, Avrupa Birliği Komisyonu. Düzenli Depolama Direktifi, 99/31/EC, 1999.

AB, Avrupa Birliği Komisyonu. AB Yenilenebilir Enerji Direktifi, 2001/77/EC, 2001.

Akpınar A., Kömürcü M., Filiz H. M. Türkiye'nin enerji kaynakları ve çevre, Sürdürülebilir Kalkınma ve Temiz Enerji Kaynakları, VII. Ulusal Temiz Enerji Sempozyumu-UTES'2008, İstanbul, 2008.

Bolzonella D., Pavan P., Fatone F., et. al. Anaerobic Fermentation of Organic Municipa Solid Wastes For The Production of Soluble Organic Compounds, Ind. Eng. Chem. Res., 44 (10) 3412-3418, 2005.

De Baere L., Mattheeuws B. State of the art 2008-Anaerobic Digestion of Solid Waste, Waste Management World, 78, 2008.

Eniş, A. Enerji Politikaları ile Yerli, Yeni ve Yenilenebilir Enerji Kaynakları. TMMOB Makine Mühendisleri Odası Enerji Çalışma Grubu, 295-324, 2002.

Hartmann H., Angelidaki I., Ahring B. K. Co-digestion of The Organic Fraction Municipal Waste With Other Waste Types, In: Biomethanization of The Organic Fraction Municipal Waste, J. Mata-Alvarez, IWA Publishing, London, UK, 2002.

McCarthy, P.L. One hundred years of anaerobic digestion, Anaerobic Digesiton, 1982.

Metcalf ve Eddy. Wasteawater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse. McGraw-Hill, 1523, New York, 2003.

Öztürk, İ. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, Su Vakfı Yayınları, 11-46, İstanbul, 1999.

Öztürk İ., Çokgör E. U., Gömeç Ç. Y., ve diğerleri., Evsel Atıksular ve Organik Katı Atıkların Birlikte Arıtımı Yoluyla Yenilenebilir Enerji (Biyometan) Geri Kazanım Teknolojilerinin Araştırılması Projesi, 1. Gelişme Raporu Eki, Kamu Kurumları Ar-Ge Projeleri Destekleme Programı, 1007 Projesi No: 105G024, TÜBİTAK, Ankara, 2006.

Sakulin C. Country Specific Conditions fort he Implementation of Biogas Technology Comparison of Remuneration. from http://www.fedarene.org/publications/Projects/BIOGAS/publications/Comparison_of_Remuneration_in_9EU_countries_in_2008-final.pdf, 2009.

Yılmaz, A.H., Atalay, F.S. Çeşitli Organik Katı Atıkların Anaerobik Fermantasyonu ve Modelleme Çalışmaları, V. Ulusal Temiz Enerji Sempozyumu, 619-626, Istanbul, 2004.

YKEUK, Türkiye'de Yenilenebilir Enerji Kaynaklarının Elektrik Üretimi Amaçlı Kullanımı Kanunu, Resmi Gazete No: 5346, 10.05.2005.

LİNYİT KARIŞIMLARININ YANMASI SIRASINDA OLUŞAN NO_X VE SO_2 EMİSYONU

Melek YILGIN[1(*)], Neslihan DEVECİ DURANAY[1], Yakup Cuci[2], Dursun PEHLİVAN[1]

[1]Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Kimya Mühendisliği Bölümü, 23119, ELAZIĞ
[2]Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, 46100, KAHRAMANMARAŞ

ÖZET

Bu çalışmada Soma ve Kangal linyitleri ile bunlardan hazırlanan karışım peletlerin ön ısıtılmış tüp fırın içine yerleştirilmiş silindirik bir paslanmaz çelik sepet içerisinde yakılması sırasındaki uçucu madde ve karbon yanma davranışları ile baca gazındaki SO_2 ve NO_x emisyonları incelendi.

Uçucu madde ve karbon yanma sürelerinin beklendiği gibi karışımı oluşturan saf linyitler arasında olduğu; ancak uçucu madde ve karbon yanma hızları ile yanma süreleri arasında anlamlı ilişki olmadığı belirlendi. %75 Soma linyiti içeren karışımın yanma hızının beklenenden farklı olduğu görüldü. Saf linyitlerin ve karışımlarının yanma sırasındaki SO_2 emisyonlarının karışımların linyit oranlarına bağlı olduğu gözlendi. Ancak NOx emisyonlarının orijinal Kangal linyitinin NOx oluşumuna yakın olduğu belirlendi.

Anahtar Kelimeler: Linyit karışımları, Yanma, Pelet, SO_2, NO_X

GİRİŞ

Kömür, doğal gaz ve petrol enerji sağlanması amacıyla en çok kullanılan fosil yakıtlardır. Yüksek ranklı kömürlerin rezervlerinin azalması ve kömürlerin yüksek kükürt, azot ve ağır metaller içermesi hem kömüre bağlı enerji üretiminde ciddi çevre sorunlarına yol açmakta (Hein ve Bemtgen, 1998) hem de yanma, piroliz, gazlaştırma ve sıvılaştırma gibi proseslerde kullanımları sırasında birçok problemler yaratmaktadır. Bu nedenle yüksek kükürt içerikli kömürlerin kükürt içeriğinin azaltılması veya yanmaları sırasındaki kükürt dioksit emisyonunun azaltılması ile ilgili çalışmalar yapılmaktadır (Cordera vd., 2004). Son zamanlarda çevre kirliliğini azaltmak için kömür ile biyokütlenin birlikte kullanımı ile ilgili çalışmalar hız kazanmıştır. Biyokütlenin ihmal edilebilir kükürt, azot ve mineral madde içermesi, fiyatının düşük olması ve yenilenebilir olması gibi avantajları nedeniyle kömür ile birlikte yakılmasının çevresel kirletici emisyonlarını azaltmanın yanı sıra katı atığın azaltılması sorunlarına da çözüm getirebileceği ileri sürülmektedir (Armesto vd., 2003). Genel olarak biyokütle ile kömürün birlikte kullanımının yakma sırasında SO_2 ve NO_x emisyonunun azalmasını sağladığı bildirilmektedir (Dong vd., 2002; Ross vd., 2002; Atimtay ve Topal, 2004).

* myilgin@firat.edu.tr

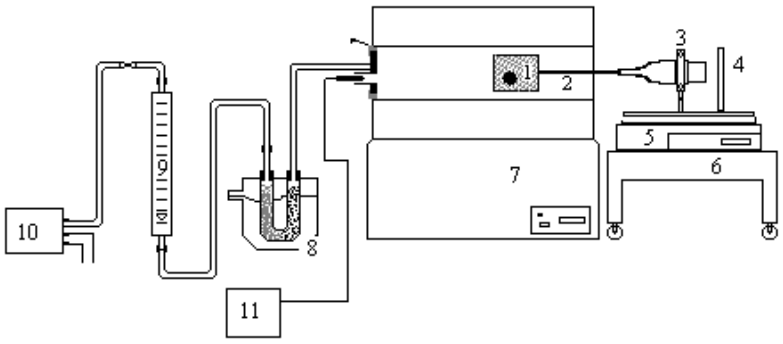
Kömür organik ve inorganik yapıları bir arada bulunduran bir yakıt olması nedeni ile yanma sırasında atık oluşumuna ve fırın duvarlarında inorganik madde birikimine neden olabilir (Qiu vd., 1999). Kömür karışımları kömürlerin performansını geliştirmek, fiyatlarını düşürmek, SO_2 emisyonunu azaltarak çevre kirlenmesini azaltmak ve düşük ranklı kömürlerin kullanımı sağlayarak güç istasyonlarına ekonomik katkılar sağlamak amacı ile kullanılmaktadır. Kömür karışımları özellikle enerji üretimi sırasında pulverize halde kullanılmaktadır (Majid vd., 2005).

Türkiye önemli linyit rezervlerine sahip bir ülke olması nedeni ile enerji sisteminde linyitin kullanımı önemlidir. Bu linyitlerin çoğunun kül ve kükürt içerikleri yüksek, kalori değerleri düşük olduğu için, evsel veya endüstriyel enerji sağlanması amacıyla kullanımları sırasında çevresel açıdan kabul edilebilir yöntemlerin uygulanması gerekmektedir. Bu nedenle bu çalışmada düşük kül ve kükürt içerikli Soma linyiti ile yüksek kül ve kükürt içerikli Kangal linyitinin birlikte yakılması araştırıldı.

YÖNTEM

Deneysel çalışmalarda Türk linyitlerinden düşük kül ve kükürt içerikli Soma linyiti (SL) ile yüksek kül ve kükürt içerikli Kangal linyiti (KL) seçildi. Linyit örnekleri havanda dövülerek elendi ve –100 mesh'lik tane boyutu kısa analiz ve yakma işlemlerinde kullanıldı. Toz halindeki linyit örnekleri %25, %50 ve %75'lik Soma linyiti içerecek şekilde homojen olarak karıştırıldı. Orijinal linyitlerden ve karışımlarından yaklaşık 1 er gr alınıp hidrolik basınç aletinde, 10 ton basınç uygulanarak yaklaşık 13 mm çapında ve 5 mm yüksekliğinde silindirik peletler hazırlandı. Karışımların ve saf örneklerin kül ve uçucu madde miktarları sırasıyla ASTM-D3174 ve ASTM-D3175 yöntemleri ile belirlendi. Orijinal örneklerin nem tayinleri ise 105^{o}C'de Metler LJ16 nem tayin cihazında yapıldı. Orijinal linyitlerin elementsel C, H, N ve S bileşimi Malatya İnönü Üniversitesi Bilimsel Araştırma Merkezinde LECO932 CHNS elementsel analiz cihazı ile yapıldı. Oksijen miktarları farktan hesaplandı.

Yakma deneyleri Şekil.1'de görülen sistemde gerçekleştirildi. Sistem genel olarak yakmanın gerçekleştirildiği sabit yataklı bir boru fırın, sepet, havanın sistem içinden geçişini sağlayan vakum pompası ve hava geçiş hızını gösteren bir rotametre, ağırlık değişiminin gözlendiği bir terazi, hareketli taşıma sehpası, soğutma sistemi ve baca gazı analiz cihazından ibarettir.



Şekil 1. Deney Düzeneği: 1.Sepet, 2.taşıyıcı çubuk, 3.kelepçe, 4.ayna, 5.terazi, 6.taşıyıcı levha, 7.fırın, 8.soğutma kabı, 9.akış ölçer, 10.vakum pompası, 11.gaz analiz cihazı

Karışımların ve ham linyit örneklerin yanma deneyleri 800^{o}C fırın başlangıç sıcaklığında yürütüldü. Örnek girişi yapılmadan önce fırın istenilen sıcaklığa ısıtılarak soğutma sistemi çalıştırıldı. Vakum pompası çalıştırılarak hava geçiş hızı rotametreden 0.45 m^3/dk.'ya ayarlandı. Hareketli taşıma sehpası üzerindeki terazi üzerine yakma esnasında fırın içini rahat görmeyi sağlayan bir ayna yerleştirilip terazinin üzerindeki donanımın kütlesi kaydedildi. Sepet içerisine ağırlığı bilinen bir pelet konuldu. Sepet fırının içerisine tam girerken kronometre çalıştırıldı. Sepetin fırın cidarına temas etmediğinden emin olunarak hemen giriş anındaki ağırlığı kaydedildi. Alev görülme ve alev sönme zamanları belirlenerek bu değerler arasındaki farktan uçucu madde yanma süresi bulundu. Uçucu madde ve karbon yanma periyotlarında her 5s 'de bir tanenin ağırlığı kaydedildi. Tane ağırlığından uçucu madde ve karbon yanma hızları hesaplandı. Ölçüm ucu yanma gazının çıkış kısmına yerleştirilen bir Madur GA-21 baca gazı analiz cihazı ile (%6 rölatif oksijen) yakılan örneklerin NO, NOx ve SO_2 emisyonları kaydedildi. Sepet fırına girdikten 20 s sonra 10 s aralıklarla toplam 20 ölçüm alındı.

TARTIŞMA

Saf maddelerin ve bunlardan hazırlanan homojen karışımların kısa analizleri Tablo 1'de verilmektedir. Soma linyitinin uçucu madde ve kül miktarı Kangal linyitine oranla düşüktür. Karışımların deneysel olarak belirlenen uçucu madde ve kül miktarlarının saf linyitler arasında olduğu ve %75 Soma linyiti içeren karışım hariç diğer karışımlarda beklenen değerlere yakın olduğu söylenebilir.

Tablo 1. Saf linyit örnekleri ile bunlardan hazırlanan karışımların kısa analizleri

Örnek	**% Nem**	**% Uçucu madde**	**%Kül**	**% Sabit karbon****
KL	10,4	53,53	15,65	20,42
SL	6,72	46,32	7,72	39,24
%75SL + %25 KL	9,48*	42,65(48,12)*	9,93(9,7)*	37,94
%50SL + %50 KL	8,56*	47,53(49,92)*	11,47(11,69)*	32,44
%25SL + %75 KL	7,64*	55,61(51,72)*	12,21(13,67)*	24,54

Elementsel analiz (nemsiz-külsüz temel)

Örnek	**% C**	**% H**	**% N**	**% S**	**% O+**
Kangal linyiti	53,7	5,2	1,1	5,5	34,5
Soma linyiti	71,4	4,9	0,84	1,2	21,66

*: Beklenen değerler
**: Farktan hesaplandı.

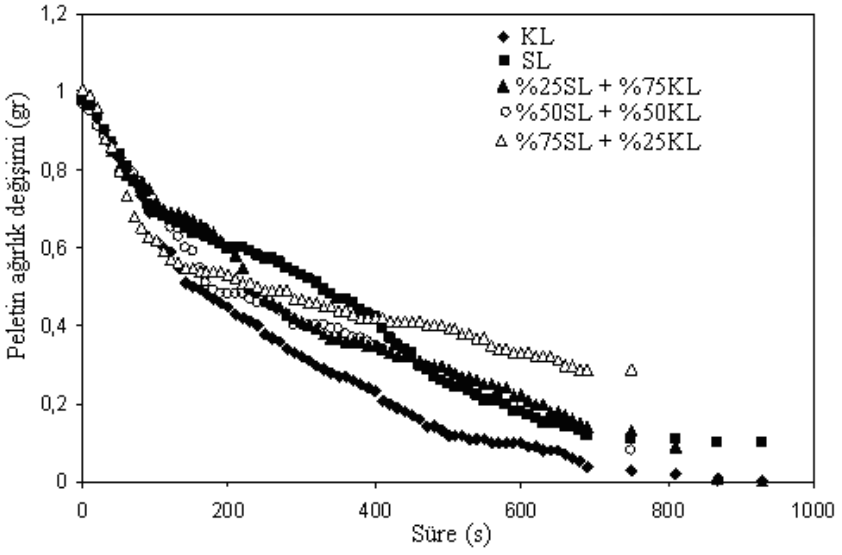
Linyit karışımları ile orijinal linyitlerin yanma verileri Tablo 2'de verilmektedir. Uçucu madde ve karbon yanma hızları yanma sırasında kaydedilen ağırlık değişimi eğrilerinin ortalama eğimleri ve başlangıç miktarlarından $R=(1/W_0)(dW/dt)_{ort.}$ eşitliği kullanılarak hesaplandı. Burada Wo

peletin uçucu madde veya sabit karbon miktarını temsil etmektedir. Şekil 2'de SL, KL ve bunlardan hazırlanan karışımların yanma sırasında ağırlık değişimleri görülmektedir. Grafikte uçucu madde ayrılma ve karbon yanma bölgesi olarak belirgin iki farklı bölge görülmektedir. Kangal linyitinin uçucu madde miktarı yüksek olmasına karşın (Tablo1) Soma linyitine göre uçucu madde yanma hızı daha düşük ve uçucu madde yanma süresi daha kısadır. Uçucu madde yanma süreleri ile uçucu madde yanma hızları arasında bir ilişki olmadığı görülmektedir. Ancak karışımların uçucu madde ve karbon yanma süreleri beklendiği gibi karışımı oluşturan saf linyitler arasındadır. %25 ve %50 Kangal linyiti bulunduran karışımların uçucu madde yanma hızları arasında belirgin bir farklılık bulunmamaktadır. Buna karşılık, %75 Kangal linyiti bulunduran karışımın uçucu madde yanma hızı belirgin şekilde daha yüksektir. Karışımların karbon yanma hızlarındaki değişimin, %25 Kangal linyiti bulunduran karışım dışında, beklendiği gibi olduğu görülmektedir. Bu durum iki farklı linyitin karışım halinde yanması sırasında orijinal linyitlerden farklı davranabileceğini göstermektedir.

Tablo 2. Saf linyitler ile bunlardan hazırlanan karışımların yanma verileri

Örnek	**Uçucu madde yanma süresi (s)**	**Uçucu madde yanma hızı (s^{-1})x10^3**	**Karbon yanma süresi (s)**	**Karbon yanma hızı (s^{-1})x10^3**	**%Yanma atığı**
KL	59	5,6	1000	8,9	26,3
SL	74	6,5	1193	3,2	8,4
%75SL + %25 KL	63	5,5	1086	2,2	22,3 (12,9)*
%50SL + %50 KL	67	5,6	1110	3,8	16,9(17,4)*
%25SL + %75 KL	70	10,1	1151	4,6	13,3(21,8)*

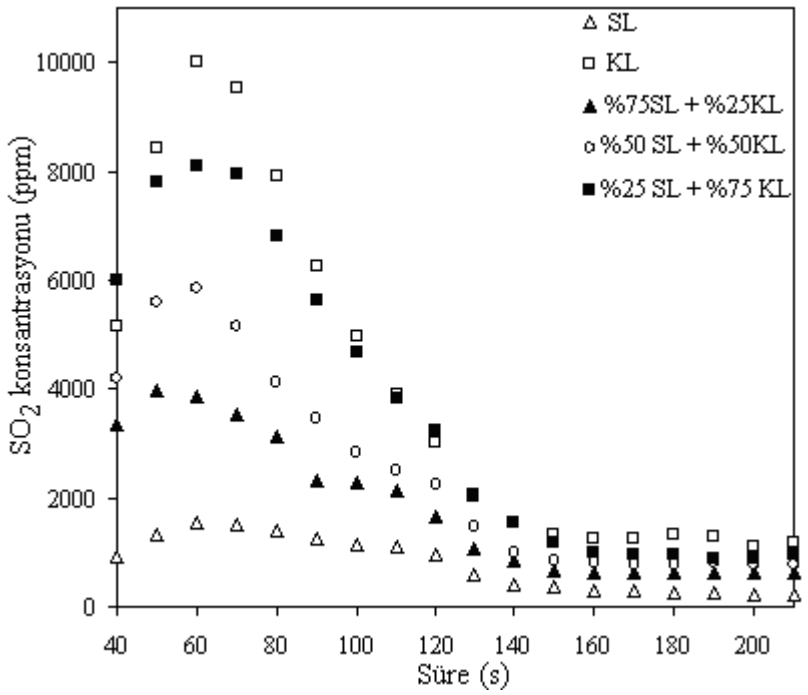
*: Beklenen değerler
+: Karışımdaki Soma linyitinin miktarı



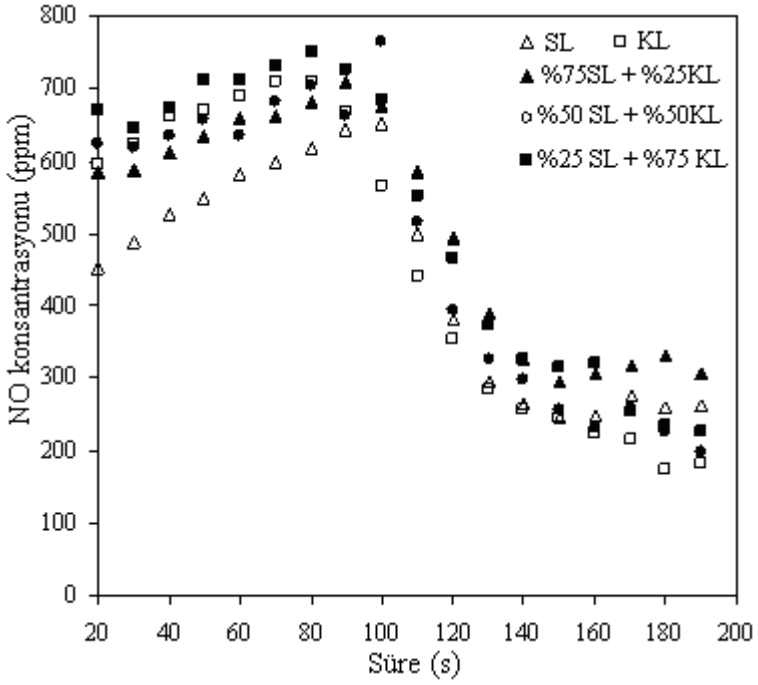
Şekil 2. Peletlerin yanma sırasındaki ağırlık değişimi (1073 K)

Tablo 2'deki son sütun akkor haldeki char'ın tamamen sönmesinden sonra belirlenen yanmamış karbon ile külü göstermektedir. Bu atıktaki karbon miktarı uçucu madde ayrıldıktan sonra kalan karbonun reaktivitesini gösterebilir. Tablo 1'deki orijinal linyitlerin ve karışımlarının kül miktarları Tablo 2'deki yanma atık değerleri ile karşılaştırıldığında Kangal linyitinin yanma atığının %26,3 olması yanma sırasında külün erimesi nedeni ile peletin iç kısmına oksijen transferi veya mineral madde nedeni ile iç kısımlara ısı transferinin engellemesinden kaynaklanabilir. Aynı zamanda karışımı içindeki SL oranı arttıkça yanma atığı miktarının beklenmeyen şekilde yüksek olduğu görülmektedir. Bu durum bu linyitlerin yanma sırasında biri birini etkilediğini göstermektedir. Karbon yanma süreleri ile karbon yanma hızları arasında da herhangi bir ilişki görülmemektedir.

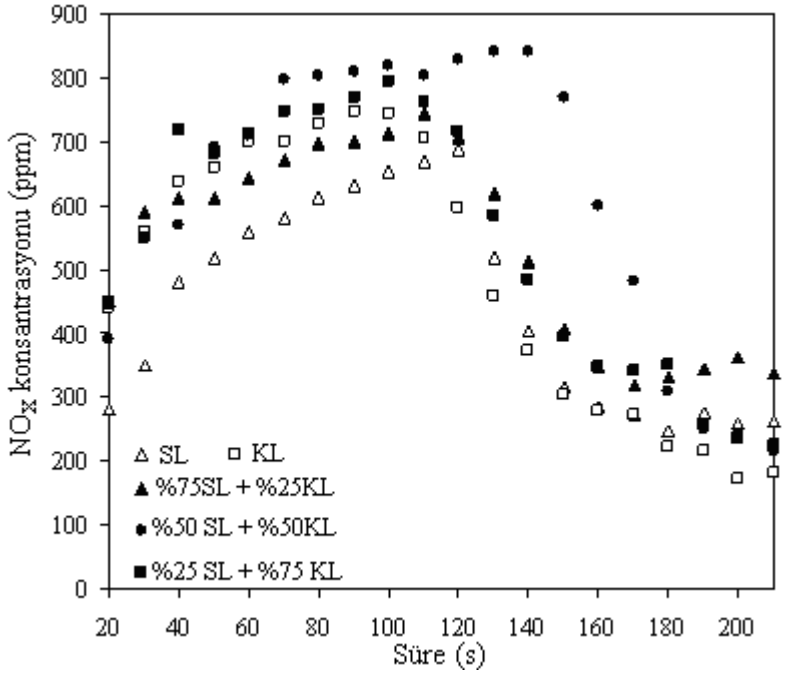
Yanma sırasında oluşan SO_2 emisyonunun beklendiği gibi Kangal linyitinde en yüksek Soma linyitinde ise en düşük olduğu Şekil 3'de görülmektedir. Karışımların emisyonları ise orijinal örnekler arasındadır. Bu gazın emisyonunun karışımı oluşturan linyitlerin miktarı ile orantılı olduğu söylenebilir. Ayrıca SO_2 emisyonunun özellikle uçucu madde yanması sırasında gerçekleştiği, karbon yanması süresince kısmen devam ettiği gözlenmektedir.



Şekil 3. Soma ve Kangal linyitleri ile bunlardan hazırlanan karışımların yanması sırasında SO_2 emisyonu



Şekil 4. Soma ve Kangal linyitleri ile bunlardan hazırlanan karışımların yanması sırasında NO emisyonu



Şekil 5. Soma ve Kangal linyitleri ile bunlardan hazırlanan karışımların yanması sırasında NOx emisyonu

Ham linyitlerin ve karışımların yanmaları sırasındaki NOx oluşumu Şekil 4'de verilmektedir. Şekil 5'de verilen NO seviyeleri NOx emisyonunun başlıca NO biçiminde gerçekleştiğini göstermektedir. NOx oluşumunun SO_2 emisyonuna göre daha uzun bir sürede en yüksek seviyelere ulaştığı ve uçucu madde yanması sonrasındaki karbon yanması sırasında da devam ettiği görülmektedir.

Kangal linyitinin uçucu madde yanması sırasındaki NOx emisyonu biraz daha yüksek olup, NOx oluşumunda yakıt azotunun önemine işaret etmektedir. Karışımların NOx emisyonlarının orijinal örneklerin arasında olmadığı; özellikle %50 Soma linyiti bulunduran karışım dışında, Kangal linyitininkine yakın olduğu söylenebilir. Her iki linyiti eşit oranda bulunduran karışımın NOx emisyonunun daha uzun sürede maksimum değere ulaşması linyitlerin karşılıklı etkileşimi olarak değerlendirilebilir.

SONUÇLAR

- Orijinal linyitler ile karışımlarının uçucu madde yanma ve karbon sürelerinin yanma hızlarına bağlı olmadığı görüldü. Ancak karışımların hem uçucu hem de karbon yanma sürelerinin orijinal linyitler arasında olduğu gözlendi.
- Yanma sırasındaki SO_2 emisyonunun başlıca uçucu madde yanma periyodu sırasında gerçekleştiği ve karışımı oluşturan linyitlerin oranlarına bağlı olduğu görüldü.
- NOx emisyonunun başlıca NO biçiminde gerçekleştiği ve karbon yanma periyodu sırasında da devam ettiği gözlendi.

KAYNAKLAR

Armesto, L., Bahillo, A., Cabanillas, A., Veijonen, K., Otero, J., Plumed, A., Salvador, L. Co-combustion of coal and olive oil industry residues in fluidized bed, Fuel, 82, 993-1000, 2003.

Atimtay, A.T. and H. Topal, H. Co-combustion of olive cake with lignite coal in a circulating fluidized bed, Fuel, 83, 859-867, 2004.

Cordero, T., Rodriguez-Mirasol, J., Pastrana, J. and Rodriguez, J.J. Improved solid fuels from co-pyrolysis of a high-sulphur content coal and different lignocellulosic wastes, Fuel, 83, 1585-1590, 2004.

Dong, C., Jin, B., Zhong, Z. and Lan, J. Tests on co-firing of municipal solid waste and coal in a circulating fluidized bed, Energy Conversion and Management, 43, 2189-2199, 2002.

Hein, K.R.G. and Bemtgen, J.M. EU clean coal technology-co-combustion of coal and biomass, Fuel Processing Technology, 54, 159-169, 1998.

Majid, A. A., N. Paterson, N., Reed, G. P., Dugwell, D. R. and Kandiyoti, R. Further Development of a Suspension Fired Reactor To Assess the Relative Performance and Synergistic Effects during the Combustion of Coal Blends, Energy Fuels, 19 (3), 968–976, 2005.

Qiu, J.R., Li, F. and Zheng, C. G. Mineral transformation during combustion of coal blends, International Journal o f energy research, 23**(**5), 453-463**,** 1999.

Ross, A.B., Jones, J.M., Chaiklangmuang, M., Pourkashanian, M., Williams, A., Kubica, K., Andersson, J.T., Kerst, M., Danihelka, P. and Bartle, P.D. Measurement and prediction of emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace, Fuel, 81, 571-582, 2002.

BURSA ve ANKARA ATMOSFERİNDE ÖLÇÜLEN UÇUCU ORGANİK BİLEŞİK KONSANTRASYONLARININ ZAMANSAL DEĞİŞİMLERİNİN İNCELENMESİ

Sema Yorulmaz(*), Mihriban Civan, Gürdal Tuncel

Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 06531, Ankara

ÖZET

Bu çalışmada, Bursa Hıfzısıha enstitüsüne yerleştirilen aktif bir örnekleme sistemiyle ölçülen Bursa atmosferindeki Uçucu Organik Bileşik (UOB) derişimleri ile Ankara atmosferindeki UOBlerin zamansal bazdaki değişimleri incelenmiştir. Toplanan örneklerin analizi için Agilent marka Gaz Kromotografi (GK) FID dedektörü ve GK'ye bağlı Unity model ısıl desorbsiyon cihazı kullanılmıştır. Örnekleme iki kampanya döneminde gerçekleştirilmiş ilk kampanya Eylül-Ekim, 2005, ikinci kampanya ise Mart-Mayıs, 2006 döneminde gerçekleştirilmiştir.

Çalışma sonucunda Bursa ve Ankara atmosferinde ölçülen UOB'lerin zamansal bazsa olan değişimi incelenmiş ve kirleticilerin gösterdiği dağılımlar ortaya çıkarılmıştır. Sonuç olarak atmosferdeki kirleticilerin, meteorolojik koşullara ve kaynak profillerine bağlı olarak değişim gösterdiği görülmüştür.

Anahtar Sözcükler: UOB, Atmosfer, Online örnekleme, Hava kirliliği

GİRİŞ

Buhar basıncı 20 ^{o}C'de101,3 kPa dan az ve 0,13 kPa dan büyük olan organik bileşiklere Uçucu Organik Bileşikler (UOB) denmektedir (Derwent, 2002). Atmosferdeki UOBler yaşayan canlılar üzerindeki toksik ve kanserojenik etkilerinin yanısıra atmosferde fotokimyasal oksidantların oluşumu ve troposferik ozon oluşturmaları bakımından atmosferik kirleticiler arasında önemli bir yere sahiptirler (Badol vd., 2008; Khoder, 2007; Parra vd., 2006).

Atmosfere insan faaliyetleri sonucu (trafik, endüstri, solvent kullanımı…) önemli miktarlarda UOB salınmakta ve gerek kentsel alanlar gerekse kent dışı alanlar kirleticilerin atmosferdeki taşınımları sonucu olumsuz yönde etkilenmektedirler.

Sonuç olarak atmosferdeki UOBlerin derişimlerinin belirlenmesi, bu tip organik kirleticilerin kaynaklarının, izledikleri yolların ve insan üzerindeki olumsuz etkilerinin belirlenmesi açısından büyük önem taşımaktadır.

* ysema@metu.edu.tr

YÖNTEM

Bu çalışmada Bursa Hıfzısıha Enstitüsüne yerleştirilen aktif örnekleme sistemiyle Bursa atmosferindeki Karbon sayıları 6 ile 12 arasında değişen 82 tane Uçucu Organik Bileşik ölçülmüş ve çalışma süresince 1676 kromotogram elde edilmiştir. Proses edilen kromotogramlarda ise 47 tane UOB tanımlanmıştır.

Çalışma 2 ayrı örnekleme döneminde gerşekleştirilmiştir. Birinci örnekleme kampanyası (Sonbahar kampanyası) Eylül 14 ve Ekim 28, 2005 tarihleri arasında gerçekleştirilirken, ikinci örnekleme kampanyası (İlkbahar kampanyası) Mart 17 ve Mayıs 12, 2006 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Örnekleme dönemi boyunca örnekler saatlik olarak toplanmıştır.

Saatlik olarak toplanan örnekler Gaz Kromotografi (Agilent 6890 Model) ve Unity Isısal Desorpsiyon cihazında analiz edilmiştir. Her bir örnek için 450 ml dış ortam havası 45 dakika boyunca 10 ml/min flowla soğuk bir kapanın (Ozone precursor) üzerinde -15 ^{o}C toplanmış ve örnekleme işleminin tamamlanmasından sonra soğuk kapan kısa bir süre içerisinde 300 ^{o}C'ye çıkarılarak toplanan kirleticilerin Gaz Kromotografi cihazına gitmesi sağlanmıştır. Çalışmada kullanılan GK/FID sisteminin 2 kolonu ve 2 dedektörü bulunmaktadır. Hidrokarbonların belirlenmesi için uygun olan kapilary kolon DB-1 (% 100 Dimetilpolisiloxane, Çalışma aralığı; 60 - 325 ^{o}C, Boyutları; 60m x 0.25 mm x 1µm film kalınlığı) ve hafif hidrokarbonların belirlenmesi için uygun olan alumina plot kolon HP-Al/S (HP-PLOT/Al_2O_3, Sodyum sülfat-deaktive edilmiş, Çalışma aralığı; -60 - 200 ^{o}C, Boyutları; 50m x 0.32 mm x 8µm film kalınlığı) kullanılmıştır. Bu sayede aynı örnek içerisindeki hafif ve ağır olan hidrokarbonlar tek bir sistemle belirlenmiştir. Çalışmada GK cihazının fırın programı başlangışta 40 ^{o}C'de 5 dakika bekleme ve 5 ^{o}C/dakika artış ile 195 ^{o}C fırın son sıcaklığında 10 dakika bekleme olarak seçilmiştir.

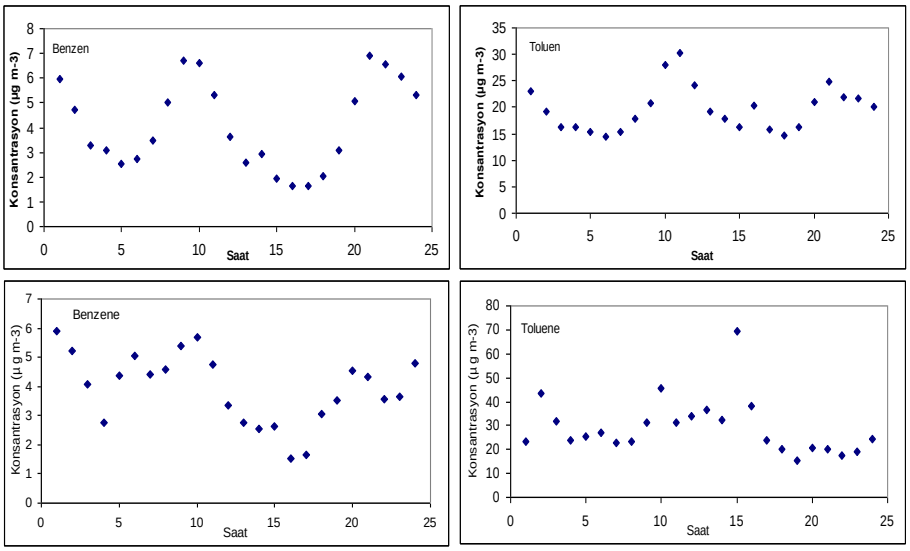
Bu çalışmada Bursa atmosferinde saatlik olarak ölçülen UOB konsantrasyonları ile Ankara atmosferinde ölçülen kirleticilerin mevsimsel, günlük ve zaman bazındaki değişimleri gözlenerek UOBlerin gösterdiği dağılımlar incelenmiştir. Bu amaçla Bursa atmosferindeki UOBlerin zamansal değişimini Ankara atmosferindeki UOBlerin zamansal değişimleriyle karşılaştırabilmek için Kuntasal (2005) tarafından Ankara'da 2003 yılının yazı ve 2004 yılının kışında 4 saatlik periyodlarla yerleşim bölgelerinde ve yol kenarında gerçekleştirilen bir aktif örnekleme çalışması sonuçları ile 2008 yılında yarı kentsel bir bölge olan ODTÜ Çevre Mühendisliği bölümünde 6 ay boyunca yürütülen bir aktif örnekleme çalışmasının sonuçları kullanılmıştır.

TARTIŞMA

Bursa ve Ankara atmosferinde ölçülen UOB konsantrasyonları incelendiğinde Toluen en yüksek konsantrasyona sahip bileşik olarak bulunmuştur. Toluen kentsel bölgelerde yapılana hava kalitesi çalışmalarında çoğunlukla yüksek konsantrasyonlarda bulunmaktadır (Kelessis vd., 2006). Ankara da gerçekleştirilen çalışmada yerleşim yerlerinde ölçülen tüm UOBlerin %22'sini, yol kenarındaki ölçümün ise %15'ini Toluen oluşturmuştur (Kuntasal, 2005).

Ankara yarı kentsel bölgesinde ise toluen yaklaşık 40% olarak bulunmuştur. Bursadaki çalışmada ise 1. kampanya döneminde ölçülen UOBlerin %21'ni, ikinci kampanya döneminde ise ölçülen UOBlerin %15'ni toluen oluşturmuştur.

Atmosferdeki kirleticiler atmosferik koşullar, kirletici kaynaklarının büyüklüğü, trafiğin yoğunluğu gibi çeşitli etkenlere bağlı olarak gün içerisinde değişim göstermektedirler (Nguyen vd., 2009). Şekil 1'de Bursa kent atmosferinde ölçülen UOBlerin her iki örnekleme döneminde gün içerisinde gösterdikleri değişim verilmektedir.



Şekil 1. Bursa atmosferinde ölçülen kirletici konsantrasyonlarının gün içerisinde gösterdikleri değişim

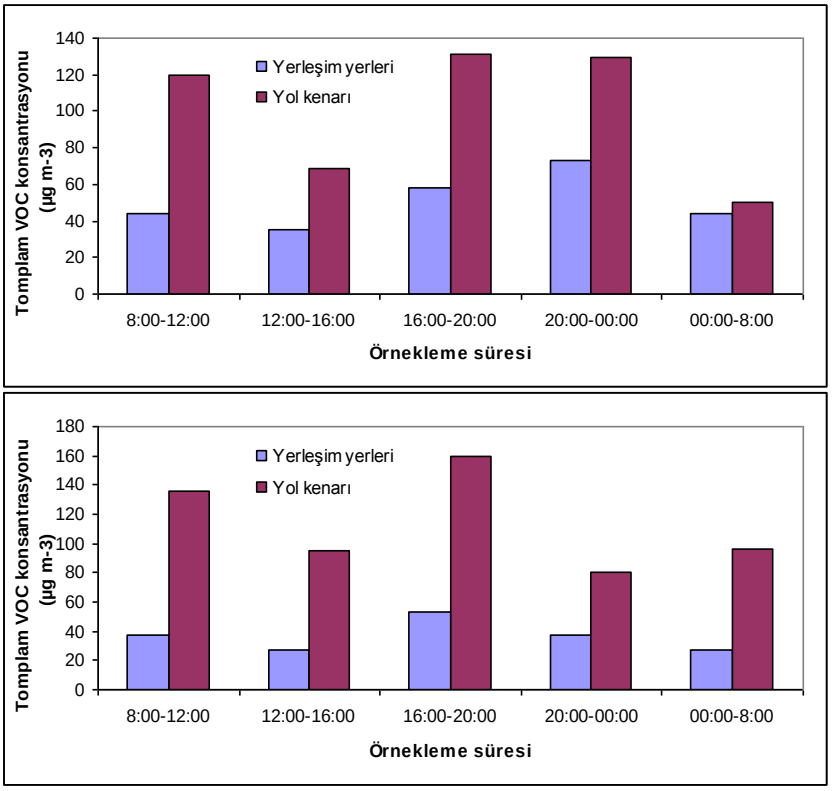
Şekil 1'den de görüldüğü üzere çalışamda ölçülen UOBlerin büyük bir kısmı sabah 5:00'da artmaya başlamış ve kirleticiler saat 09:00 ile 11:00 arasında yüksek değerlere ulaşmıştır. Akşam 17:00'den sonra emisyonlar tekrardan artış göstermişlerdir. Trafiğin etkili olduğu yerlerde temel olarak iki pik gözlenmektedir, trafiğin yanısıra evaporatif kaynaklarda kirleticilerin günlük değişimleri üzerinde etkili olmaktadır (Chang vd., 2006). Kirleticilerin Bursa atmosferindeki değişimleri incelendiğinde ölçülen kirleticilerin büyük bir kısmının çalışma saatlerine bağlı olarak trafiğin yoğun olduğu saatlerde yüksek değerlere ulaştığı görülmüştür.

Ankara atmosferinde ölçülen UOBlerin gün içerisindeki değişimleri incelendiğinde kirleticilerin Bursa atmosferindeki kirleticilerin günlük değişimine benzer bir değişim gösterdikleri görülmektedir (Şekil 2) (Kuntasal, 2005). Yazın kirleticilerin özellikle sabah (08:00-12:00), öğlen (16:00-20:00) ve akşam (20:00-00:00) vakitlerinde yüksek değerlere ulaştığı görülmektedir. Öğlen vakitlerinde karışım yüksekliğindeki artış ve güneşten gelen radyasyonun artışı atmosferin kararsızlığının artmasına neden olmakta bunun sonucunda da öğlen vakti düşük değerler gözlenmektedir. Kışın kirleticilerin günlük değişimleri incelendiğinde yaz mevsimindeki gibi sabah, öğlen ve

akşam vakitlerinde kirletici konsantrasyonlarının artış gösterdiği görülmektdir. Ancak kışın akşam vaktindeki değerler yaza kıyaslan daha düşük olarak ölçülmüştür. Muhtemelen yazın insanların aktivitelerinin daha geç zamanlara kadar sürmesi kirleticilerin konsantrasyonları üzerinde etkili olmaktadır (Kuntasal, 2005). Sonuç olarak Ankara atmosferinde ölçülen UOBler ister yerleşim yerlerinde ister yol kenarında olsun trafiğin yoğunluğundan ve meteorolojiden büyük oranda etkilenmektedirler.

a)

b)



Şekil 2. Ankara atmosferinde ölçülen kirleticilerin gün içerisinde gösterdikleri değişim, a)Kış mevsimi, b)Yaz mevsimi (Kuntasal, 2005)

Ankara atmosferinde ölçülen UOBlerin haftaiçi konsantrasyonlarının haftasonu konsantrasyonlarına olan oranları incelendiğinde haftaiçi konsantrasyonlarının haftasonu konsantrasyonlarına kıyaslan daha yüksek olduğu görülmektedir (Tablo 1). Özellikle ölçülen çoğu bileşik için yol kenarında ve kış mevsiminde hafta içi ve hafta sonu trafik yoğunluğundan kaynaklanan istatiksel olarak %90 güven aralığında anlamlı farklar elde edilmiştir (Kuntasal, 2005). Ancak Ankara atmosferinde yaz mevsiminde ölçülen çoğu UOB için ölçülen haftaiçi konsantrasyonları haftasonu konsantrasyonlarına kıyaslan istatiksel olarak anlamlı farklar bulunmamıştır. Benzer durum Bursa atmosferinde ölçülen UOBlerin haftaiçi konsantrasyonlarının haftasonu konsantrasyonlarına kıyaslanmasında da görülmüştür. Muhtemelen trafik kökenli kaynakların yanısıra evaporatif kökenli kaynaklar özellikle ikincil örnekleme döneminde istatiksel olarak anlamlı farklar elde edilememesinin nedenini oluşturmaktadır.

Tablo 1. Seçilmiş UOBlerin haftaiçi/haftasonu konsantrasyonlarının oranları

	Bursa 1.	Bursa 2.	Ankara Yarı kentsel bölge	Ankara Yol kenarı (Kuntasal, 2005)		Ankara Yerleşim alanı (Kuntasal, 2005)	
Bileşik	kampanya	kampanya		yaz	kış	yaz	kış
n-Hekzan	1.37	1.28	-	1.10	2.08	1.13	1.42
Benzene	1.37	1.07	1.73	0.99	2.72	1.42	1.53
Toluene	1.18	1.33	1.22	1.45	2.62	1.59	1.80
Etilbenzen	1.14	1.16	1.54	1.20	2.44	1.47	2.01
m,p-xylen	1.40	1.20	1.60	1.33	2.46	1.51	1.83
o-xylen	1.19	1.13	2.2	1.26	2.55	1.53	1.80
1,2,4-trimetilbenzen	1.18	1.11	1.6	1.22	2.71	1.77	1.80
Naftalin	0.79	0.80	-	1.41	3.78	1.56	2.01

Bursa ve Ankara atmosferinde ölçülen UOBlerin kış/yaz oranları incelendiğinde, kirleticilerin çoğunun kış konsantrasyonlarının yaz konsantrasyonlarına kıysalan daha yüksek olduğu görülmektedir (Tablo 2). Yazın çoğunlukla yüksek karışım yüklekliğinden ve fotokimyasal aktivitelerdeki artıştan dolayı kış aylarına kıyaslan daha düşük değerler gözlenmektedir (Ho vd., 2004).

Bursa atmosferinde 1. ve 2. örnekleme kampanya süresince ölçülen UOBlerinçok büyük bir kısmı istatiksel olarak anlamlı ($p<0.1$) bir mevsimsel değişim göstermektedirler. Sadece benzen, naftalin, n-nonan, n-dekan ve 1-undeken istatiksel olarak anlamlı bir değişim göstermemektedir. Muhtemelen meteorolojik aktivitelerde yaşanan farklılıklar ve kaynak profillerindeki değişim iki ölçüm kampanyası için farklı sonuçlar elde edilmesine neden olmaktadır. Ankara atmosferinde yol kenarında ölçülen UOBlerin kış ve yaz konsantrasyonları istatiksel olarak olarak anlamlı ($p<0.1$) bir fark göstermektedirler. Buna karşın Ankara da yerleşim yerlerinde ölçülen kirleticilerin kış konsantrasyonları yüksek olmasına rağmen istatiksel olarak yaz değerleri ile anlamlı bir fark göstermemektedir. Ankara yarı kentsel bölgesinde gerçekleştirilen ölçümlerde ise kış/yaz oranlarının oldukça yüksek olduğu görülmekle birlikte değerler 1.5 ile 5 arasında değişmektedir. Muhtemelen kışın ODTÜ yerleşkesinin çevresindeki yerleşim alanlarında kullanılan fosil yakıtlar ve yerleşke ve çevresindeki trafik yoğunluğu kış/yaz değerlerinin artmasına neden olmaktadır. Yazın okulun kapanması ile trafiğin yoğunluğunun azalışı, ısınma kökenli kirleticilerin olmayaşı vede yüksek karışım yüksekliği ile fotokimyasal aktivitelerin artışı kirleticilerin yaz konsantrasyonlarında azalmaya neden olmaktadır.

Tablo 2. Seçilmiş UOBlerin kış/yaz konsantrasyonlarının oranları

Bileşikler	Bursa Kentsel alan 1./2. kampanya	Bursa yerleşim alanı (Civan, 2010) kış/yaz	Ankara yol kenarı (Kuntasal, 2005) kış/yaz	Ankara yerleşim yeri (Kuntasal, 2005) kış/yaz	Ankara yarı kentsel alan kış/yaz
n-hekzan	2.83	1.53	0.92	1.85	-
benzen	0.91	4.16	1.93	2.20	3.25
siklohekzan	1.93	1.29	0.64	1.86	2.5
2-metilhekzan	0.88	1.31	0.91	1.47	2.0
heptan	1.22	1.44	1.01	1.55	3.25
metilsiklohekzan	1.75	1.75	1.43	2.18	3.5
toluen	1.45	1.34	0.89	1.45	2.1
Oktan	1.40	2.18	1.22	1.91	3.0
etilbenzen	1.38	1.37	0.80	0.99	3.0
m,p-xylen	1.26	1.26	1.00	1.33	2.8
o-xylen	1.25	1.55	1.14	1.53	3.25
nonan	1.05	4.04	0.64	2.06	3.0
1,2,4-trimetilbenzen	1.25	3.31	1.25	1.90	4.5
naftalin	1.10	0.37	1.90	3.58	-

Bursa ve Ankara atmosferinde ölçülen UOBlerin dünyadaki ve Türkiyedeki diğer şehirlerle karşılaştırması Tablo 3'te verilmektedir. Tablo 3'den de anlaşılacağı üzere Bursa, Ankara ve İzmir atmosferinde ölçülen UOB konsantrasyonları birbirine benzerlik göstermekle birlikte dünyanın değişik şehirlerinde oldukça farklı BTEX değerleri ölçülmektedir. Çünkü ölçüm yapılan noktanın özellikleri özellikle yeri, ölçüm tekniği, kullanılan sorbentin çeşidi, trafiğin yoğunluğu, endüstriyel alanlara yakınlığı ve nüfusun yoğunluğu atmosferdeki UOB konsantrasyonları üzerinde etkili olmaktadır.

Tablo 3. Ankara ve Bursa atmosferinde ölçülen BTEXlerin diğer şehirlerle karşılaştırması (ortalama konsantrasyonlar, µg m^{-3})

	Ank.	Bursa		Ankara[1]		İzmir[2]		Berlin Alm.[3]	Lond. UK[4]	Santiago Şili[3]	Selan. Yun.[6]	Delhi, Hind.[3]
		1.	2.	Y	K	Y	K					
B	2.18	3.7	4.0	4.6	7.2	3.3	10.4	6.9	5.97	19.5	3.063	48-110
T	7.89	27.8	19.1	10.5	14.7	15.4	13.5	13.8	13.65	83.5	18.73	85-204
E	0.85	2.4	1.7	3.2	2.9	3.6	1.6	2.8	3.17		3.04	7-24
M p-x	2.21	6.3	5.1	8.6	13.0			7.5	9.29	46.9	11.14	30-90
o-x	0.41	1.1	0.87	3.0	5.01				3.47		3.85	15-41

[1] Kuntasal, 2005; [2] Elbir vd., 2007; [6] Kellessis vd. 2006; [4] Chan vd., 2000; [5] Derwent vd., 2002; [3] Hoque vd., 2007

Y: yaz, K: kış, 1. Birinci kampanya, sonbahar , 2. ikinci kampanya, sonbahar

SONUÇLAR

Bursa ve Ankara atmosferinde en yüksek konsantrasyona sahip UOB, toluen olarak bulunmuştur. Atmosferde ölçülen kirleticilerin zamansal bazda değişim gösterdikleri görülmektedir. Gün içerisinde trafik yoğunluğuna ve meteorolojik koşullara bağlı olarak ölçülen UOB konsantrasyonları bir değişim göstermektedirler. Gün içerisindeki değişimlerin yanısıra, atmosferde ölçülen kirleticiler mevsimsel olarak da bir değişim göstermektedirler.

KAYNAKLAR

Badol C., Locoge N., Léonardis T., Galloo J.C., Using a source–receptor approach to characterise VOC behaviour in a French urban area influenced by industrial emissions Part I: Study area description, data set acquisition and qualitative data analysis of the data set, Science of The Total Environment, 389 (2) 441-452, 2008.

Chang C.C., Sree U., Lin Y.S., Lo J.G. An examination of 7:00–9:00 PM ambient air volatile organics in different seasons of Kaohsiung city, southern Taiwan, Atmospheric Environment, 39 867-884, 2005.

Civan M. Investigation of distributions of organic pollutants and associated health risk in Ankara atmosphere, Yayınlanmamış doktora tezi, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Ankara, 2010.

Derwent R.G., Volatile Organic Compounds in the Atmosphere, Royal Society of Chemistry, 2002.

Ho K.F., Lee S.C., Guo H., Tsai W.Y. Seasonal and diurnal variations of volatile organic compounds (VOCs) in the atmosphere of Hong Kong, Science of the Total Environment, 322, 155–166, 2004.

Kelessis, A.G., Petrakakis, M.J., Zoumakis, N.M. Determination of benzene, toulene, ethylbenzene, and xylenes in the urban air of Thessaloniki, Greece, Environmental Toxicology 21(4), 440-443, 2006.

Khoder M.I. Ambient levels of volatile organic compounds in the atmosphere of Greater Cairo, Atmospheric Environment, 41 554-566, 2007.

Kuntasal Ö.Ö. Temporal variation and sources of organic pollutants in two urban atmospheres: Ankara and Ottowa, Yayınlanmamış doktora tezi, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Ankara, 2005.

Parra M.A., Gonzalez L., Elustondo, Garrigo J., Bermejo R. ve Santamaria J.M. Spatial and temporal trends of volatile organic compounds (VOC) in a rural area of northern Spain, Science of the Total Environment, 370 157-167, 2007.

ZONGULDAK İLİ ATMOSFERİNDEKİ BENZEN MARUZİYETİ SAĞLIK RİSK DEĞERLENDİRMESİ

Özgür ZEYDAN(*), Yılmaz YILDIRIM

Z.K.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü, Zonguldak, 67100

ÖZET

Çevresel risk değerlendirmesi, çevre mühendisliğinde karar verme sürecine yardımcı olarak kullanılan bir araçtır. Herhangi bir tehlikeli maddeye maruziyet sonucu oluşan ve istenmeyen sağlık etkilerinin belirlenmesi süreci sağlık risk değerlendirilmesi olarak adlandırılır. Fosil yakıtlarının yanması, akaryakıt istasyonlarındaki sızıntılar ve motorlu taşıtların egzozlarından atmosfere salınan ve kansere neden olduğu bilenen benzen, tehlikeli hava kirleticilerinden bir tanesidir. Bu çalışmada, Zonguldak ili dış atmosferinde benzene maruziyet sonucu ortaya çıkan sağlık riski değerlendirilmiştir. Arazi yapısının oldukça engebeli olması, birim alanda konutlaşmanın yoğunluğu ve bu yoğun alanda ısınma amacıyla kullanılan yakıt miktarlarının artması ve kalitesizliği gibi sebeplerden dolayı son yıllarda hava kirliliği şehirdeki en önemli çevre sorunu olmaya başlamıştır. Zonguldak İl merkezinde, kış ve yaz dönemlerinde toplam 5 ayrı istasyonda ölçülen benzen konsantrasyonları kullanılarak yaşam boyu maruziyetten kaynaklanan alım miktarları belirlenmiştir. Daha sonra da kanser risk değerleri hesaplanmıştır. Çalışma sonucunda hem kış hem de yaz dönemlerinde Zonguldak İli hava kalitesinin halk sağlığı açısından belirli bir oranda sağlık riski taşıdığı belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Sağlık risk değerlendirmesi, Hava kirliliği, Benzen, Zonguldak

GİRİŞ

Sanayi devriminden günümüze kadar geçen sürede, insanların yaşam kalitesi gitgide yükselmiş fakat çevreye olan olumsuz etkileri de benzer oranda artmıştır. Enerji ve hammadde üretilmesi gibi proseslerden kaynaklanan tehlikeli atıkların, hem insan sağlığı hem de ekosistemi oluşturan diğer canlılar üzerinde olumsuz etkileri mevcuttur. Plansız şehirleşme ve sanayileşmenin bir sonucu olarak görülmeye başlanan hava kirliliğine maruz kalınması, insan sağlığı açısından oluşturduğu riskler yapılan birçok çalışmalar sonucunda ortaya konulmuştur.

Bu makalede hava kirleticilerinden benzen bileşiğine olan maruziyetin çevresel risk değerlendirmesi irdelenmiştir. Bu amaçla Zonguldak şehir alanında toplam beş noktada "aktif yöntem" ile benzen örneklemesi yapılarak elde edilen sonuçlar insan sağlığı açısından çevresel risk bazında değerlendirilmiştir.

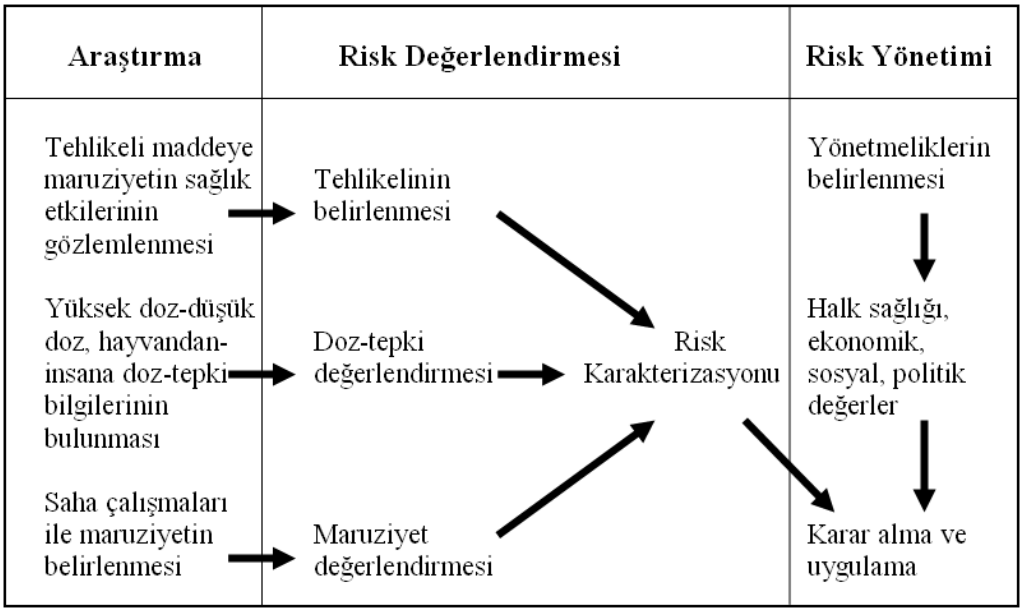
* ozgurzeydan@yahoo.com

Çevresel Risk Değerlendirmesi. Tehlike, risk, risk değerlendirmesi ve risk yönetimi gibi kavramlar için literatürde pek çok tanım mevcuttur. Tehlike, herhangi bir şeyin zarar verme potansiyelidir. Riskin tanımı ise biraz daha komplekstir. Amerikan Çevre Koruma Örgütü'ne (EPA) göre, çevresel stresörlere maruziyet durumunda insan sağlığında veya ekosistemde zararlı etkilerin oluşabilme ihtimali risk olarak adlandırılır. Bu stresörler fiziksel, kimyasal veya biyolojik herhangi bir nesne olabilir ve bitkilerin, hayvanların ve bunların ilişkili oldukları tüm ekosistemin yapısını değiştirebilirler. Tehlike ve risk kavramlarını daha iyi ayırt edebilmek için şu örnek verilebilir: Asitlerin koroziflik ve aşındırıcılık gibi tehlikeli etkileri mevcuttur fakat sadece asitlere maruz kalan insanlar için risk oluştururlar. Risk değerlendirmesi ise riskin büyüklüğünün matematiksel olarak belirlenmesi sürecidir. Tehlikeli maddelerin ortamda bulunmaları durumunda bunlara maruz kalacak olan insanlardaki riskin belirlenmesi, sağlık risk değerlendirmesinin konusudur (EEA, 1998; EPA, 2008).

Sağlık risk değerlendirmesi, tehlikeli bir maddeye veya doğal afetlere maruziyet sonucunda oluşabilecek istenmeyen sağlık etkilerinin oluşma olasılığının belirlenmesi olarak tanımlanabilir. Risk değerlendirmesinde izlenmesi gereken dört temel adım bulunmaktadır:

1. Risk veya tehlikenin belirlenmesi: literatürdeki bazı kaynaklarda verilerin toplanması ve değerlendirilmesi aşaması olarak da belirtilir. Kirletici (tehlikeli madde / atık) veya tehlike (doğal afetler, sel, yangın, deprem vb.) nedir? Tehlikeli maddelerin kaynak konsantrasyonları ve tehlike senaryoları nelerdir? Gibi soruların cevaplarının bulunması aşamasıdır.
2. Toksisite değerlendirmesi: tehlikeli maddelerin doz-tepki değerlendirmelerine göre ne kadar tehlikeli olduğunun cevabının bulunması. Toksisite değerleri için genellikle literatürdeki değerlerden faydalanılır.
3. Maruziyet değerlendirilmesi: tehlikeli maddelerin kaynak konsantrasyonlarının ve emisyon miktarlarının taşınım modelleri vb araçlarla insanlara ne kadarının ulaştığının belirlenmesi; insanların tehlikeli maddeye ne kadar süre ile ve sıklıkla maruz kaldıklarının ve maruziyet yollarının belirlenmesidir.
4. Tehlike veya risk karakterizasyonu: maruziyet seviyesi ve toksisite değerlerinin kullanılmasıyla riskin matematiksel olarak ifade edilmesidir (Belluck ve Benjamin, 2001; Taşpınar, 2008; Durmuşoğlu vd., 2010).

Çevresel risk değerlendirmesi sonucunda hesaplanan riskin yasal mevzuatın altında kalacak şekilde ve ayrıca halk sağlığı, ekonomik, sosyal ve politik değerlere uygun bir biçimde kabul edilebilir seviyeye indirilmesi süreci ise risk yönetimi olarak adlandırılır (EEA, 1998; Samet, 1999). Risk yönetimindeki amaç halk sağlığının ve çevre sağlığının korunabilmesi için gerekli kararların alınması ve tedbirlerin uygulanmasıdır. Risk değerlendirmesi sağlık ve ekolojik riskler hakkında bilgi sağlarken, risk yönetimi elde edilen bu bilgiler ışığında karar vericilerin hareket etmesini sağlar (EPA, 2008). Risk değerlendirmesi ile risk yönetimi arasındaki ilişkiler şematik olarak Şekil 1'de gösterilmiştir.



Şekil 1. Risk değerlendirmesi ve risk yönetimi arasındaki ilişkilerin şematik gösterimi (Samet, 1999'dan uyarlanmıştır)

Hava Kirliliği Sağlık Risk Değerlendirmesi. Sağlık risk değerlendirmesinin hava kirliliğinde kullanımı ilk olarak hava kirliliğine veya dizel egzozu gibi özel kirleticilere maruziyetin akciğer kanseri riskinin belirlenmesi için yapılan çalışmalarla başlamıştır. Daha sonraları, iç ortamlarda özellikle sigara dumanı, asbest ve radona maruziyetin sağlık riskleri araştırılmaya başlanmıştır. Aynı zamanda, noktasal kaynaklardan atmosfere salınan kirleticilerin bölge halkı üzeride oluşturduğu sağlık risklerinin belirlenmesinde de sıklıkla başvurulan bir yöntemdir. Hava kirliliğindeki risk değerlendirmesi hem kanserojen olan hem de kanserojen olmayan kirleticiler için ayrı ayrı yapılır. Buradaki risk değerlendirmesinde başlıca maruziyet solunum yolu iledir (Samet, 1999). Hava yolu ile maruziyette, maruz kalınan konsantrasyonların belirlenmesi üç yöntem ile yapılabilir:

1. Dış ortam hava kalitesinin izlenmesi
2. Kirletici kaynağındaki emisyon ölçümleri ve dispersiyon modellemesi
3. Emisyonlar ve dispersiyon modellemesi (Belluck ve Benjamin, 2001).

Dış ortamdaki hava kirleticilerinin konsantrasyonlarının ölçülmesi öncelikli olarak tercih edilmelidir. Bu mümkün olmadığında dispersiyon modelleri yardımı ile reseptör noktalardaki kirletici konsantrasyonları tahmin edilebilir. Dispersiyon modelleri, risk oluşturabilecek kirleticilerin konsantrasyonlarını, kirletici kaynağın özelliklerine (emisyon miktarı, baca yüksekliği, baca çapı, kirletici sıcaklığı vb.) ve meteorolojik şartlara (rüzgar yönü ve hızı, ortam sıcaklığı, karışım yüksekliği vb.) bağlı olarak hesaplamak için kullanılırlar. Gauss Hüzme Modelleri kirletici kaynağın yakın bölgelerindeki konsantrasyonların tahmininde kullanılırken, Uzun Mesafeli Taşınım Modelleri (örneğin Puff modelleri) ise daha geniş coğrafi alanlarda ve arazi yapısını da dikkate alarak konsantrasyon tahmininde bulunurlar (Belluck ve Benjamin, 2001).

Sağlık Risk Değerlendirmesi İle İlgili Yapılan Çalışmalar. Literatüre bakıldığında özellikle güç santrallerinden kaynaklanan emisyonların oluşturduğu riskler ile ilgili yapılan çalışmalara sıklıkla rastlamak mümkündür. Meksika'nın Veracruz Eyaleti'nde yapılan bir çalışmada, güç santralinden kaynaklanan SO_2, NO_x ve $PM_{2.5}$ emisyonlarının CALPUFF-CALMET-MM5 modelleme sistemi ile dispersiyon haritaları oluşturulmuştur. Partikül maddelere maruziyet ile mortalite oranları ilişkilendirilerek sağlık riski belirlenmeye çalışılmıştır. Meksika'da yapılmış olan herhangi bir kohort çalışması olmadığından Amerikan Kanser Derneği'nin bulguları ($PM_{2.5}$ konsantrasyonundaki 10 $\mu g\ m^{-3}$'lük artış mortalitenin %6 artmasına sebep olmaktadır) esas alınmıştır. Bu çalışma sonucunda sadece güç santrali $PM_{2.5}$ emisyonlarına bağlı olarak yılda 30 kişinin ölüm riski olduğu belirtilmiştir (Lopez vd., 2005).

Güç santralleri ile ilgili risk değerlendirmesinin yapıldığı bir başka yer ise Çin Halk Cumhuriyeti'dir. 2008 yılındaki olimpiyatlara ev sahipliği yapan başkent Pekin'de bu tarihte hava kalitesinin iyileştirilmesi için yapılan çok sayıda çalışma mevcuttur. Hao ve arkadaşlarının (2007) yapmış olduğu bir çalışmada toplam 8 güç santralinin 2000 yılına ait SO_2, NO_x ve PM_{10} emisyonları CALMET-CALPUFF model sistemi ile modellenmiştir. Elde edilen konsantrasyonlar kullanılarak alım oranları hesaplanmıştır. Ayrıca, bu güç santrallerinde hizmete giren baca gazı arıtma sistemlerinden sonraki emisyonların 2008 yılına ait projeksiyonları yapılmış ve aynı yıl için alım oranları hesaplanmıştır. Çalışma sonuçlarına göre 2008 yılındaki alım oranlarının 2000 yılına kıyasla SO_2 için 7.4×10^{-6}'dan 7.0×10^{-6}'ya düşeceği, NO_x için 7.4×10^{-6}'dan 8.8×10^{-6}'ya, PM_{10} için de 8.7×10^{-5}'den 9.7×10^{-5}'e yükseleceği hesaplanmış ve özellikle NO_x için ilave önlemler alınması gerektiği bildirilmiştir.

Ülkemizde iç ve dış ortamlarda hava kirleticilerinin konsantrasyonlarının belirlenmesi ile ilgili yapılan çok sayıda çalışma bulunmaktayken, bu kirleticilere maruziyet sonucunda oluşacak riskin belirlenmesi ile ilgili çalışma sayısı oldukça azdır. Sofuoğlu ve arkadaşlarının (2008) İzmir Aliağa Endüstriyel Bölgesi'nde yapmış oldukları çalışmada yaygın kirleticilerden SO_2, NOx, O_3 ve PM, zehirli kirleticilerden ise 100'den fazla Uçucu Organik Bileşik (UOB) ve PM'de yaklaşık 20 iz element için analizler yapılmıştır. Bu çalışma dâhilinde yapılan kanser risk değerlendirmesinde ise Aliağa Merkez'deki yaz ve kış döneminde benzene maruziyet sonucu ortaya çıkan riskin kabul edilebilir değer olan 10^{-6}'dan yüksek olduğu görülmüştür.

Konya ilinde trafiğin yoğun olduğu caddelerde kış sezonunda gerçekleştirilen bir çalışmada ise trafik kaynaklı UOB'lere maruz kalan yayalardaki kanser ve tehlike riski hesaplanmıştır. 2B kanserojen grubuna dahil olan etilbenzen ve styren bileşikleri için günlük en az 30 dakika maruz kalma süresi ile hesaplanan yaşam boyu kanser risk değerleri etilbenzen için $2.42 \times 10^{-5} - 3.21 \times 10^{-5}$ aralığında, styren için de $1.21 \times 10^{-6} - 2.21 \times 10^{-6}$ aralığında bulunmuştur. Bu çalışmada ayrıca, en yüksek riskli ayların Aralık ve Ocak ayları olduğu belirtilmiştir (Aydın ve Kara, 2008).

Demirel ve arkadaşlarının (2009) İskenderun'da yapmış oldukları bir çalışmada ise iç ortamlardaki BTEX bileşiklerine maruz kalan 11-12 yaş grubu çocuklardaki kanser ve kanser dışı riskler değerlendirilmiştir. Çalışma sonucunda benzen için kanser risk değerinin kabul edilebilir sınırların altında olduğu belirtilmiş. Ayrıca, sigara içilen evlerde yaşayan çocukların sigara kullanılmayan evlerde yaşayanlara göre iki katı daha fazla kanser riskine maruz kaldıkları bulunmuştur. Demirel ve arkadaşlarının yapmış olduğu çalışma EPA'nın 2009 yılından itibaren sağlık risk değerlendirmelerinde önermiş olduğu "nefes dozimetri yöntemi"nin (RAGS A, 2009) hesaplamalarda kullanıldığı Türkiye'deki ilk çalışma olması itibariyle de önemlidir.

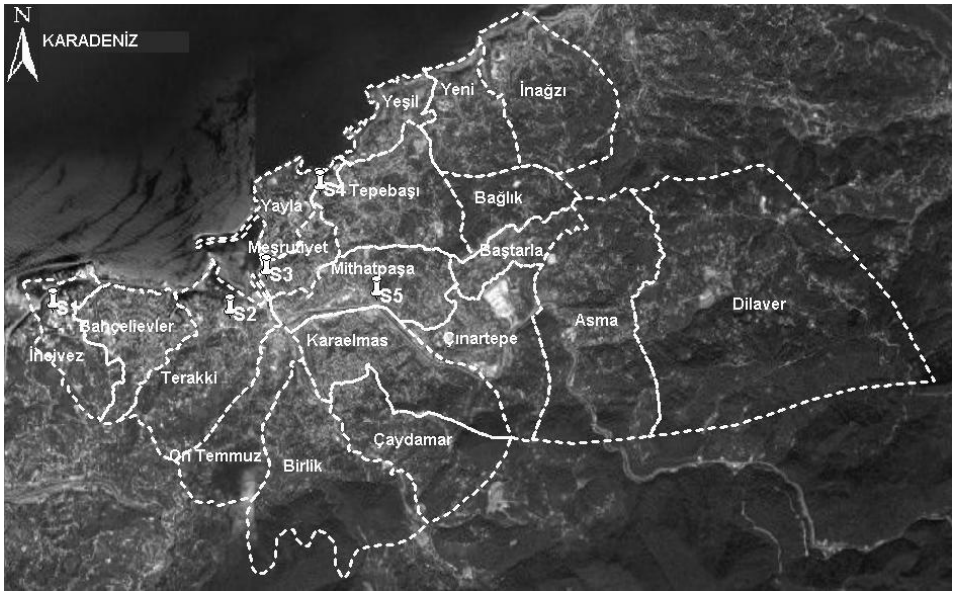
Durmuşoğlu ve arkadaşlarının (2010) İZAYDAŞ katı atık depolama tesisinde gerçekleştirmiş oldukları bir çalışmada BTEX bileşiklerine maruziyet sonucunda oluşacak kanser riski değerlendirilmiştir. Çalışma sonucunda benzene maruziyet sonucunda oluşan riskin depolama tesisinde çalışan işçiler için kabul edilebilir sınır değerin altında kaldığı belirtilmiştir.

Akyüz ve Çabuk (2008) tarafından yapılan bir başka çalışmada ise Zonguldak ili atmosferindeki partikül maddelerin içeriğinde yer alan çok halkalı aromatik hidrokarbonların (PAH) miktarları ölçülmüştür. Kanserojen riskin belirlenebilmesi için PAH konsantrasyonları toksik eşdeğer faktörler ile çarpılarak benzo(a)piren eşdeğer kanserojenlik (BaPE) değerleri hesaplanmıştır. PM_{10} için toplam BaPE değeri kış döneminde 22.51 ng m^{-3} ve yaz döneminde de 0.72 ngm^{-3} olarak bulunmuş ve Zonguldak halkının kış mevsiminde yaz mevsimine kıyasla önemli ölçüde kanser riskine maruz kaldığı bildirilmiştir.

YÖNTEM

Çalışma Alanı. Çalışma alanı Batı Karadeniz Bölgesi'nde yer alan Zonguldak ili merkezidir. Kuzeyden Karadeniz'le güney, doğu ve batıdan dağlarla çevrili olan çalışma alanı, 23.86 km^2'lik alanı kaplamakta ve güncel nüfus sayımına göre 108,792 kişilik nüfusu barındırmaktadır. Karadeniz ikliminin hâkim olduğu bölgede yıllık ortalama sıcaklık 13.5 °C ve ortalama yıllık yağış miktarı 1246.0 mm'dir. Ortalama rüzgar hızı 2.4 m s^{-1} olup etkin rüzgar yönleri ESE, SE ve SSE'dir. Topografya ve ısınma amaçlı kullanılan yakıtlar, hava kalitesinin kötüleşmesinde önemli rol oynamaktadır. Çalışma alanı olan Zonguldak il merkezinin uydu fotoğrafı üzerinde mahalle sınırları ve Benzen ölçümünün yapıldığı istasyonlar işaretlenmiş olarak Şekil 2'de gösterilmiştir.

Benzen Ölçümleri. Benzen (C_6H_6), EPA tarafından tehlikeli hava kirleticisi (Hazardous Air Pollutants - HAP) olduğu belirtilen yüksek parlayıcılığa sahip, toksik ve kanserojen olduğu bilinen bir hidrokarbondur. Gaz hali havadan ağırdır ve uzak mesafelere taşınabilir. Solunması durumunda akut etkiler olarak baş ağrısı, baş dönmesi, mide bulantısı, uyku hali ve bilinç kaybı görülmektedir. Kömür ve petrol ürünlerinin yakılması sonucu atmosfere salınır (url-1; Durmuşoğlu, 2010).



Şekil 2. Çalışma alanı ve ölçüm istasyonları

Bu çalışmada kullanılan veriler Yıldırım ve arkadaşları (2008) tarafından Zonguldak ilinde yapılan bir çalışmadaki BTEX (benzen – toluen - etil benzen - ksilenler) ölçümlerinden alınmıştır. Aktif örnekleme yönteminin kullanıldığı çalışmada gaz adsorplayıcı (örnekleyici) olarak 18-35 mesh büyüklüğünde aktif karbon kullanılmıştır. 21-27 Ağustos 2006 tarihleri arasında yaz ölçümleri, 17-23 Aralık 2006 tarihleri arasında da kış ölçümleri Şekil 2'de uydu fotoğrafı üzerinde gösterilen ve Tablo 1'de detayları verilen 5 ayrı istasyonda yapılmıştır. Örnekleyiciler GS-MS cihazında analiz edilerek BTEX konsantrasyonları belirlenmiştir. Örnekleme ve analiz ile ilgili detaylar ilgili kaynakta verilmektedir (Yıldırım, 2007). Bu çalışmada sadece kanserojen olduğu bilinen benzene maruziyet üzerinde durulmaktadır.

Tablo 1. Zonguldak ili atmosferindeki ortalama benzen konsantrasyonları

Ölçüm İstasyonu	**Ortalama Benzen Konsantrasyonu (μg m^{-3})**	
	Kış	**Yaz**
1. istasyon (S1) Zonguldak Karaelmas Üniv. N41˚27.083 E 31˚45.704	13.55	3.26
2. istasyon (S2) Pazaryeri N41˚27.015 E31˚47.036	15.67	3.75
3. istasyon (S3) Şehir Merkezi N41˚27.309 E31˚45.312	13.81	3.39
4. istasyon (S4) Kapuz Caddesi N41˚27.874 E31˚47.727	11.57	3.14
5. istasyon (S5) Ankara Yolu N41˚27.139 E31˚48.217	20.86	3.30

TARTIŞMA

Alım Miktarlarının Hesaplanması. Sağlık risk değerlendirmesinin son adımı olan tehlikeli atık karakterizasyonunda, ilk yapılacak işlem maruz kalan canlı için alım değerini hesaplamaktır. Alım miktarını hesaplamak için Denklem 1'deki ifade kullanılır (Belluck ve Benjamin, 2001; Durmuşoğlu, 2005):

$$I = \frac{C \times CR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

Bu formülde,
I: Alım miktarı (mg kg^{-1} $gün^{-1}$)
C: Konsantrasyon (μg m^{-3})
CR: Kontak oranı (solunum oranı) (m^3 $gün^{-1}$)
EF: Maruziyet frekansı (gün $yıl^{-1}$)
ED: Maruziyet süresi (yıl)
BW: Vücut ağırlığı (kg)
AT: Ortalama maruziyet zamanı (gün)

Alım miktarının hesaplanabilmesi için bazı kabullerin yapılması gerekmektedir. Dolayısıyla, solunum oranı 20 m^3 $gün^{-1}$, maruziyet frekansı 365 gün $yıl^{-1}$, maruziyet süresi 70 yıl, ortalama vücut ağırlığı 70 kg ve ortalama maruziyet zamanı 25550 gün olarak kabul edilmiştir. S1 istasyonu için kış dönemi benzen alım miktarının hesaplanması örnek olarak gösterilmiştir. Diğer istasyonlar için benzen değerleri kış ve yaz dönemleri için benzer şekilde hesaplanmış ve bulunan değerler Tablo 2'de verilmektedir.

S1 istasyonu için kış dönemi benzen alım miktarı:

$$I = \frac{13.55\mu g \cdot m^{-3} \times 1mg \cdot 1000\mu g^{-1} \times 20m^3 \cdot gün^{-1} \times 365gün \cdot yıl^{-1} \times 70yıl}{70kg \times 25550gün}$$

$$I = 3.87 \times 10^{-3} mg \cdot kg^{-1}.gün^{-1}$$

Risk Değerlendirmesi. Kanserojen olduğu bilinen benzen için risk değeri Denklem 2 kullanılarak hesaplanmıştır (Belluck ve Benjamin, 2001; Durmuşoğlu, 2005). S1 istasyonu için kış dönemi risk değerinin hesaplanması örnek olarak gösterilmiştir. Diğer istasyonlar için de risk değerleri benzer şekilde hesaplanıp sonuçlar Tablo 2'de verilmektedir.

$$Risk = PF \times I \quad (2)$$

Bu formülde,
PF: Kanserojen maddeler için potansiyel faktör (1/(mg kg^{-1} $gün^{-1}$)) (benzen için: 2.90×10^{-2})
I: Alım miktarı (mg kg^{-1} $gün^{-1}$)

S1 istasyonu için kış dönemi risk değeri:

Risk = 2.90×10^{-2} (1/(mg kg^{-1} $gün^{-1}$)) × 3.87×10^{-3} (1/(mg kg^{-1} $gün^{-1}$))
Risk = 1.12×10^{-4}

Tablo 2. Benzen için alım miktarları ve risk değerleri

Ölçüm İstasyonu	Kış Dönemi			Yaz Dönemi		
	C	I	Risk	C	I	Risk
S1	13.55	3.87×10^{-3}	1.12×10^{-4}	3.26	9.31×10^{-4}	2.70×10^{-5}
S2	15.67	4.48×10^{-3}	1.30×10^{-4}	3.75	1.07×10^{-3}	3.11×10^{-5}
S3	13.81	3.95×10^{-3}	1.14×10^{-4}	3.39	9.69×10^{-4}	2.81×10^{-5}
S4	11.57	3.31×10^{-3}	9.59×10^{-5}	3.14	8.97×10^{-4}	2.60×10^{-5}
S5	20.86	5.96×10^{-3}	1.73×10^{-4}	3.30	9.43×10^{-4}	2.73×10^{-5}

Not: Benzen için kabul edilebilir risk değeri 1×10^{-6}

Benzen için hesaplanan Tablo 2'deki risk değerleri incelendiğinde hem yaz hem de kış döneminde elde edilen sonuçların kabul edilebilir risk değeri olan 1×10^{-6}'nın çok üzerinde olduğu görülmüştür. Kanser riskinin kış döneminde yaz dönemine kıyasla oldukça yüksek olduğu yine Tablo 2'den elde edilen bir başka sonuçtur. En yüksek benzen konsantrasyonunun ölçüldüğü ve dolayısıyla risk değerinin en büyük çıktığı istasyon Ankara Yolu üzerinde yer alan S5 istasyonudur. Bu yolun motorlu taşıtlar trafiği bakımından çok işlek olması ve etkin rüzgâr yönü doğrultusundan bulunması nedeniyle şehir merkezindeki benzenin atmosferik şartlara bağlı olarak bu bölgeye taşınmış olabileceği yüksek risk değerini açıklamaktadır. Kış dönemi konsantrasyonlarının ve risk değerinin yaz dönemine kıyasla oldukça yüksek çıkmasının nedeni ise ısınma amaçlı yakıt tüketiminden kaynaklanan emisyonlardır. Zonguldak bölgesinin taş kömürü havzası olması nedeniyle bölgede başlıca yakıt olarak taş kömürü kullanılmaktadır. Yapılan bir çalışmada, Zonguldak il merkezinde evsel ısınma amaçlı olarak kullanılan kömürün %75 oranında kaçak kömür olarak tabir edilen lavvarlanmamış düşük kalitede kömür olduğu belirlenmiştir (Zeydan, 2008). İlgili yerel yönetimlerin denetimlerinin de yetersiz oluşu dolayısıyla kalitesiz yakıt kullanımı şehirdeki başlıca hava kirliliği kaynağıdır.

SONUÇLAR

Bu çalışmada Zonguldak il merkezi atmosferinde ölçülen tehlikeli hava kirleticilerinden biri olan benzene maruziyetten kaynaklanan sağlık risk değerlendirmesi yapılmıştır. Benzen konsantrasyonlarına bağlı kanserojen risk değerleri şehir merkezindeki 5 ayrı istasyon için hesaplanmış ve hepsinde kabul edilebilir kanser riskinin üzerinde olduğu görülmüştür. Kış döneminde ısınma amaçlı kullanılan yakıtlar nedeniyle risk değerleri daha da artmaktadır. Bu çalışmanın sonucuna göre Zonguldak İlinde hava kirliliğine bağlı bir kanser oluşturma riskinin varlığı mevcuttur ve bu durumla mücadele etmek için yerel yönetimlerin gerekli önlemleri almaları kaçınılmazdır. İl merkezinde en azından kamu binalarının ve nüfusun yoğun olduğu toplu konut alanlarının ısıtılmasında doğalgazın birincil yakıt olarak kullanılmaya başlanması söz konusu risklerin azaltılması açısından önemlidir. Öte yandan ısınmanın olmadığı yaz dönemlerinde ortaya çıkan kanser riski oluşturacak bileşiklerin

başlıca kaynağı olan motorlu taşıtların emisyonlarını önleyebilmek için alternatif ulaşım yollarının hizmete sokulması çevre ve halk sağlığı açısından gereklidir.

TEŞEKKÜRLER

Bu çalışma TÜBİTAK ÇAYDAG alt grubu tarafından "104I097 nolu proje" olarak desteklenen projenin bir bölümüdür.

KAYNAKLAR

Akyüz, M., Çabuk, H. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment of Zonguldak, Turkey, Science of the Total Environment, 405 62-70, 2008

Aydın, M. E., Kara, G., Yayaların Trafik Kaynaklı Uçucu Organik Bileşiklere (VOCs) Maruziyeti, Ulusal Hava Kalitesi Sempozyumu Bildiriler Kitabı, 227-235, Konya, 2008.

Belluck, D. A., Benjamin S. L. Human Health Risk Assessment. Environmental Risk Assessment Reports. Lewis Publishers, USA, 2001.

Demirel, G., Gaga, E. O., Döğeroğlu, T., Örnektekin, S., Doorn, W., İskenderun ve Payas'ta Uçucu Organik Bileşiklere Maruz Kalan İlköğretim Okulu Öğrencilerinin Sağlık Riski Değerlendirmesi, 8. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Bildiriler Kitabı, 319-328, Antalya, 2009.

Durmuşoğlu, E., Taşpınar, F., Karademir, A. Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment, Journal of Hazardous Materials, 176 870–877, 2010.

EEA - European Environment Agency, Environmental Risk Assessment - Approaches, Experiences and Information Sources Environmental issue report No 4, http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C2, 1998.

EPA - Environmental Protection Agency, What is risk? What is a stressor? http://epa.gov/riskassessment/basicinformation.htm, 2008.

Hao, J., Wang, L., Shen, M., Li, L. Hu, J. Air quality impacts of power plant emissions in Beijing, Environmental Pollution, 147 401-408, 2007.

Lopez, M. T., Zuk, M., Garibay, V., TzinTzun, G., Iniestra, R. Fernandez, A. Health impacts from power plant emissions in Mexico, Atmospheric Environment, 39 1199–1209, 2005.

RAGS A, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual, EPA-540-R-070-002, 2009.

Samet, J. M. Risk Assessment and Air Pollution. Air Pollution and Health. Academic Press, USA, 1999.

Sofuoğlu, S. C., Baytak, D., Bayram, A., Müezzinoğlu, A., Odabaşı, M., Seyfioğlu, R., Elbir, T., Tuncel, G., İzmir-Aliağa'da Hava Kirleticilerine Maruziyet ve Bundan Kaynaklanan Sağlık Riskleri, Hava Kirliliği ve Kontrolü Ulusal Sempozyumu Bildiriler Kitabı, 686-698, Hatay, 2008.

Taşpınar, F., Katı Atık Depolama Gazındaki Btex Bileşiklerinin Belirlenmesi ve Sağlık Risklerinin Değerlendirilmesi, Yayınlanmamış Doktora Tezi, Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2008.

Yıldırım, Y., Zonguldak Şehir Atmosferinde Uçucu Organik Bileşiklerden Kaynaklanan Hava Kirliliğinin İncelenmesi, TÜBİTAK Projesi, ÇAYDAG, No:104I097, 2007.

Yıldırım, Y., Akyüz, M., Çabuk, H., Ata, Ş., Zonguldak Şehir Merkezi Cadde Kanyonunda BTEX Ölçümleri ve Değerlendirmesi, Ulusal Hava Kalitesi Sempozyumu, 29-30 Mayıs 2008, Konya, 2008.

Zeydan, Ö. Zonguldak Bölgesi Sera Gazı Emisyon Miktarlarının Belirlenmesi, Yayınlanmamış Doktora Tezi, Zonguldak Karaelmas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Zonguldak, 2008.

url-1, UAE – ChemDB, http://80.120.147.40/RBO/rbo.php?ID=1474&CLASSID=222&SELECT=&PROJECTID, Son erişim: 01.07.2010

YAZAR İNDEKSİ

A
Ağa Ö. 9, 35, 74, 345, 570
Ağaçayak T. 413
Akal D. 17
Akdemir A. 27
Alp K. 475
Altıok H. 333
Anastassopoulos A. 363
Anıl İ. 9, 35, 345
Arı A. 236, 245, 466
Arı H. 43
Arı İ. 48
Arısoy M. 434
Arslanbaş D. 55
Aslan G. 519
Atakül H. 606
Atımtay A.T. 606
Avşar E. 475
Ay E.F. 507
Aydemir R. 486
Aydın M.E. 65, 323

B
Bacacı M. 456
Bal A. 507
Balahorli V. 628, 646
Balkız G.B. 549
Bay B. 606
Bayındır E. 74
Bayraktar H. 86, 181, 405
Bayram A. 196, 333
Beyazıt N. 27
Birgül A. 95, 125, 280,
Büyükçınar G.D. 106

C
Can C. 114
Cesur A. 157
Cindoruk S.S. 95, 125, 280
Civan M.Y. 17, 55, 135, 662
Cuci Y. 211, 655

Ç
Çelebi M.C. 606
Çelik O. 549
Çoban N.A. 146

D
Dede Ş. 157
Demirel G. 163
Dilmaç E. 397
Doğan G. 55, 171
Dolaş E. 188
Dolar A. 181
Doorn W.V. 236
Döğeroğlu T. 163, 466
Dumanoğlu Y. 196, 333
Durany N.D. 211, 655
Duru K. 486
Dursun Ş. 423

E
Elbir T. 333
Ergeneman M. 527
Erol A. 456
Ersan H.Y. 17
Ertürk F. 9, 269
Esen F. 219

F
Fersiz N. 229

G
Gaga E.O. 86, 163, 236, 245, 466
Gencel C.D. 254
Güllü G. 106, 146, 188, 259, 434, 441
Günaydın İ. 587
Güner E.D. 259
Güneş G. 269,
Güney A. 535
Güngör H.E. 254
Günindi M. 95,125, 280

H
Hanedar A. 475
Hatinoğlu D. 587
Hepyücel A. 333
Hu Y. 385

İ
İlten N. 290
İm U. 593
İnal F. 519

K
Kantarcı M.D. 302, 556
Kara G. 65, 323
Kara M. 333
Karaburn A. 570
Karaca F. 9, 35, 486, 570, 619
Karaca M. 356, 413, 593
Karakaş S.Y. 74
Karman D. 171, 363
Kavacık B. 374
Kaya D. 157
Kayahan U. 606
Kaynak B. 385
Keskin S.S. 397
Khan M. 593
Kındap T. 356, 413, 593
Kocaman Ö. 405
Köksal M.A. 48
Kunt F. 423
Kuntasal Ö.Ö. 55
Kuzu S.L. 269

L
Levent S. 578

M
Martin R.V. 385
Meliefeste K. 236
Menteşe S. 106, 114, 188, 434, 441

O
Ocak S. 448
Odabaşı M. 333
Olgun H. 606
Olten N. 245
Onat B. 456, 535
Oraltay R.G. 229

Ö
Örnektekin Ş. 496
Özden Ö. 466
Özer E. 245
Özsöy T. 496
Öztürk F. 74
Öztürk H.A.T. 527
Öztürk H.İ. 475
Öztürk Z. 486

P
Paloğlu C. 86, 405
Pehlivan D. 211, 636, 655
Pekey B. 55
Pekey H. 55
Polat G. 535

R
Rad A.Y. 434
Russell A.G. 385

S
Saraç M. 157
Saral A. 269
Scherbekava K. 535
Sel E. 527
Selici A.T. 290
Semerci A. 549
Semercioğlu H. 507
Seyfioğlu R. 181
Sezer K. 628, 646
Sofuoğlu A. 519
Sofuoğlu S.C. 519
Soruşbay C. 1, 527
Soylu Ş. 507

Ş
Şahin Ö. 549, 556
Şahin Ü.A. 456, 535
Şahin V. 456
Şanlı B.N. 549
Şen Ö.L. 356
Şenyaz, A. 7
Şevik F. 578

T
Taşdemir Y. 95, 125, 219, 280
Tatlı E. 570
Taylan Ş. 578
Tecer L.H. 290
Tekin İ. 323
Topaloğlu B. 374
Tuncalı A. 466
Tuncel G. 55, 662
Tuncer B. 27
Turalıoğlu F.S. 86, 181, 405
Turunçoğlu U.U. 413

U
Ulu F. 587
Ulutaş A. 157

Ü
Ünal, A. 413, 593
Üneder S. 601
Ünlü A. 356, 606

V
Varol M. 606

Y
Yazıcıoğlu E. 619
Yıldırım Y. 669
Yıldız Ş. 628, 646
Yılgın M. 211, 636, 655
Yorulmaz S. 17, 662

Z
Zeydan Ö. 669