

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**İSTAÇ TIBBİ ATIK YAKMA TESİSİNİN ATIKLARINDA BELİRLENEN
AĞIR METALLERİN DAĞILIMININ ARAŞTIRILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Halil İbrahim ÖZTÜRK**

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Programı : Çevre Bilimleri ve Mühendisliği

HAZİRAN 2009

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**İSTAÇ TIBBİ ATIK YAKMA TESİSİNİN ATIKLARINDA BELİRLENEN
AĞIR METALLERİN DAĞILIMININ ARAŞTIRILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Halil İbrahim ÖZTÜRK
(501051713)**

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 04 Mayıs 2009

Tezin Savunulduğu Tarih : 04 Haziran 2009

**Tez Danışmanı : Prof. Dr. Kadir ALP (İTÜ)
Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Olcay TUNAY (İTÜ)
Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK (YTÜ)**

HAZİRAN 2009

ÖNSÖZ

Çalışmalarım sırasında fikirleri ve eleştirileriyle desteğini gördüğüm değerli hocam ve tez danışmanım Prof. Dr. Kadir Alp'e teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmam sırasında laboratuvar hizmetleri karşılıksız sunan Çevre Yüksek Mühendisi Ufuk Malak'a, numune alma ve analiz işlerinde yardımlarını esirgemeyen Çevre Mühendisi Yılmaz Taş ve tüm ARTEK Çevre Laboratuvarı çalışanlarına sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

Tesislerinde bu çalışmayı yapmama izin veren ve her türlü yardımı esirgemeyen İSTAÇ A.Ş. çalışanlarına ve yetkililerine yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Hayatım boyunca yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen aileme, göstermiş oldukları sevgi ve yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Haziran 2009

Halil İbrahim Öztürk
Çevre Mühendisi

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	iii
İÇİNDEKİLER	v
KISALTMALAR	vii
ÇİZELGE LİSTESİ.....	ix
ŞEKİL LİSTESİ.....	xi
ÖZET.....	xiii
SUMMARY	xv
1. GİRİŞ.....	1
1.2 Amaç	2
2. HAVA KİRLETİCİLERİ VE KAYNAKLARI.....	3
2.1 Karbondioksit (CO ₂).....	3
2.2 Karbon monoksit (CO)	4
2.3 Kükürtdioksit (SO ₂).....	5
2.4 Azot Oksitler (NO _x).....	6
2.5 Partikül Maddeler (PM).....	7
2.6 Ozon (O ₃)	7
2.7 Uçucu Organik Bileşikler (VOC).....	7
3. AĞIR METALLER VE EMİSYONLARI	13
3.1 Civa (Hg).....	14
3.2 Kurşun (Pb)	18
3.3 Kadmiyum (Cd).....	22
3.4 Krom (Cr)	26
3.5 Bakır (Cu).....	29
3.6 Kobalt (Co).....	31
3.7 Nikel (Ni)	33
3.8 Arsenik (As)	36
3.9 Antimon (Sb).....	37
3.10 Talyum (Tl)	39
3.11 Manganez (Mn)	41
3.12 Ağır Metallerin Çevreye Yayım Kaynakları	44
4. ATIK (TIBBİ) YAKMA TESİSLERİ TEKNOLOJİSİ	45
4.1 Tasarım Kriterleri	50
4.2 Tıbbi Atık İnsineratörlerinde Baca Gazı Emisyonları.....	52
4.2.1 Dioksinler.....	53
4.2.2 Diğer organik bileşikler.....	54
4.2.3 Partiküller.....	54
4.2.4 Ağır metaller	55
4.2.5 Kükürt dioksitler	56
4.2.6 Azot oksitler	56
4.2.7 Karbon monoksit.....	56
4.2.8 Poliklorlu bifeniller (PCBler).....	56

4.2.9	Hidrojen klorür	57
4.3	Tıbbi Atıkların İnsinerasyonunda Yanma Olayları	57
4.4	Tıbbi Atık İnsineratörlerinde Kül ve Cüruf Oluşumu	59
4.5	Tıbbi Atık Yakma Tesislerinin Çevresel Etkileri	60
4.6	İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisi	62
4.6.1	Atıkların yakılması	63
4.6.2	Baca gazı arıtma ünitesi	64
5.	LİTERATÜR İNCELEMESİ	67
5.1	Tıbbi Atık Yakılmasına İlişkin Çalışmalar	67
5.2	Evsel Katı Atık Yakılmasına ilişkin Çalışmalar	73
5.3	Tıbbi Atıklar İçerikleri, Oluşum Miktarları ve Kaynakları	79
6.	MATERYAL METOD	83
6.1	Baca Gazı Partikül Madde ve Ağır Metal Örnekleme	83
6.2	Numune Analiz Öncesi Hazırlıklar	87
6.3	Numune Analizi	88
6.3.1	Alevli ve/veya grafit fırınlı analiz	88
6.3.2	CVAAS ile civa analizi	89
7.	NUMUNELERİN ANALİZ SONUÇLARI	91
7.1	Cüruf Numuneleri	91
7.2	II. Fırın Külü Numuneleri	96
7.3	Filtre Keki Numuneleri	98
7.4	Baca Emisyonu (Gaz Fazı)	98
7.5	Baca Emisyonu (Partikül)	99
7.6	Kireç ve Aktif Linyitin Metal Emisyonlarına Etkisi	99
7.7	Ortalamaların Değişimi	100
7.8	Kütle Dengesi	101
7.9	Toplam Metal Yüklerinin Hesaplanması	102
7.10	Sonuçların İrdelenmesi	103
7.10.1	Sıcaklık farklılıklarında ağır metal değişimi	103
7.10.2	Metallerin yakma sistemi içinde dağılımı	105
7.11	Sonuçların Literatür ile Karşılaştırılması	108
8.	SONUÇLAR VE ÖNERİLER	111
	ÖZGEÇMİŞ	121

KISALTMALAR

SO₂	: Kükürt dioksit
NO_x	: Azot oksitler
HC	: Hidrokarbonlar
CO	: Karbonmonoksit
CO₂	: Karbondioksit
PM	: Partikül madde
O₃	: Ozon
VOC	: Uçucu Organik Bleşikler
PCDD	: Dibenzo-p-dioksin
PCDF	: Dibenzo-furanlardan
UK	: Uçucu Kül
TK	: Taban Külü

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 3.1 : İngiltere cıva emiyonlarının yıllara göre sektörel değişimi (%).....	15
Çizelge 3.2 : Talyum referans değerleri.	41
Çizelge 3.3 : Manganez kullanım alanları ve kullanım oranları.....	42
Çizelge 4.1 : Belirli atıklar ve ısı değerleri.....	46
Çizelge 5.1 : Tıbbi yakma tesisi cüruf metal içerikleri (Malezya, 2002)	67
Çizelge 5.2 : Tıbbi atık yakma tesisi hava kirliliği kontrol cihazında (filtre vs.) biriken tozda ağır metal miktarları.....	68
Çizelge 5.3 : Hastane bünyelerindeki küçük yakma sistemlerinin kalıntı tozunda metal içeriği	68
Çizelge 5.4 : İzmit izaydaş yakma tesisinde metallerin değişik matrisler içindeki dağılımı	69
Çizelge 5.5 : Taban külü metal analiz sonuçları.....	70
Çizelge 5.6 : Uçucu kül metal analiz sonuçları	71
Çizelge 5.7 : Tıbbi atık ve evsel katı atık yakma tesislerinde taban külü ve uçucu küldeki metal konsantrasyonlarının karşılaştırılması (mg/kg).....	71
Çizelge 5.8 : Tıbbi atık ve evsel katı atık yakma tesislerinde taban külü ve uçucu küldeki metallerin zenginleşme oranlarının karşılaştırılması	72
Çizelge 5.9 : Çeşitli ülkelerde hastane ölçekli tıbbi atık yakma üniteleri taban küllerinde metal konsantrasyonları karşılaştırması.....	72
Çizelge 5.10 : Metal analiz sonuçları (Pakistan, 2008)	73
Çizelge 5.11 : Üç farklı evsel atık yakma tesisinde metal konsantrasyonları (mg/l)	74
Çizelge 5.12 : Taban külünde ve uçucu külde ağır metal analizi (mg/kg)	74
Çizelge 5.13 : Fuel oil 6 ve fuel oil 5 metal muhtevası	75
Çizelge 5.14 : Fuel oil 6 ve fuel oil 5 metal muhtevası çarçacık çapına göre	76
Çizelge 5.15 : Fuel Oil 6 ve Fuel Oil 5 içeriğindeki sülfür türleri.....	76
Çizelge 5.16 : Evsel katı atık analiz sonuçları	77
Çizelge 5.17 : Evsel katı atıkta yanabilen kısımda yer alan metaller	77
Çizelge 5.18 : Evsel katı atık içerisindeki metal miktarları (mg/kg).....	78
Çizelge 5.19 : Tıbbi atık içeriği karşılaştırması.....	79
Çizelge 5.20 : Tıbbi atığın kaynaklandığı tıbbi birimler	79
Çizelge 5.21 : İstanbul hastane atıklarının atık türleri	80
Çizelge 7.1 : İstaç tıbbi atık yakma tesisi cüruf numuneleri analiz sonuçları	91
Çizelge 7.2 : Bazı metallerin ergime ve kaynama noktaları	92
Çizelge 7.3 : Bazı metal tuzlarının ergime ve kaynama noktaları	93
Çizelge 7.4 : Cüruf numunelerinde sıcaklık-metal ve metal-metal emisyonları arasındaki korelasyon ilişkisi.....	95
Çizelge 7.5 : Çeşitli lehimler ve bileşimlerindeki metaller	95
Çizelge 7.6 : İstaç tıbbi atık yakma tesisi II. fırın külü numuneleri analiz sonuçları (mg/kg).....	96
Çizelge 7.7 : II. fırın külünde metal-metal ve metal-sıcaklık korelasyonu	98
Çizelge 7.8 : Filtre keki metal sonuçları (mg/kg)	98

Çizelge 7.9 : Baca emisyonu (gaz fazı) metal miktarları (g/st)	99
Çizelge 7.10 : Baca emisyonu (partikül) metal miktarları (mg/kg)	99
Çizelge 7.11 : Kireç ve aktif linyit metal analiz sonuçları.....	100
Çizelge 7.12 : Numune gruplarının ortalamalarının değişimi	101
Çizelge 7.13 : Toz emisyon debileri, emisyon faktörleri ve kütle dengesi ile karşılaştırılması.....	102
Çizelge 7.14 : Emisyon faktörleriyle deney sonuçlarının karşılaştırılması	102
Çizelge 7.15 : Metal yükü	103
Çizelge 7.16 : Sonuçların literatür ile karşılaştırılması (taban külü)	108
Çizelge 7.17 : Sonuçların literatür ile karşılaştırılması (uçucu kül)	109

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 3.1 : Civa emisyonu dağılımı (2006) [$\text{kg}/\text{km}^2/\text{m}^3$]	15
Şekil 3.2 : Bölgesel Hg emisyonu dağılımı $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006)	16
Şekil 3.3 : Kurşun emisyonu (insan kaynaklı) $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006)	19
Şekil 3.4 : Kurşun emisyonu (doğal kaynaklı) $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006)	20
Şekil 3.5 : Ülkemizde bölgesel kurşun emisyonu dağılımı [$\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$] (2006)	21
Şekil 3.6 : Kanda bulunan kurşun miktarına bağlı olarak ortaya çıkan semptomlar. 22	
Şekil 3.7 : Kadmiyum yayılımı (insan kaynaklı) $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006)	24
Şekil 3.8 : Kadmiyum yayılımı (doğal kaynaklı) $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006)	24
Şekil 3.9 : Ülkemizde bölgesel Cd emisyonu dağılımı $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006)	25
Şekil 3.10 : İngiltere’de yıllara göre krom emisyonu ve kaynakları	27
Şekil 3.11 : İngiltere’de bakır emisyon miktarlarının yıllara göre değişimi ve sektörel dağılımı	30
Şekil 4.1 : Bir model tıbbi atık insinerasyon sistemi diyagram	48
Şekil 4.2 : Şematik genel bir insineratör	51
Şekil 4.3 : İstaç tıbbi atık yakma tesisi akış şeması	64
Şekil 4.4 : İstaç tıbbi atık yakma tesisi diagramı	65
Şekil 5.1 : 2003 – 2008 yılları arası İSTAÇ A.Ş. yıllık tıbbi atık bertaraf miktarları 81	
Şekil 6.1 : EPA method 29 numune alma hattı şematik diyagramı	83
Şekil 6.2 : Numune alma işleminde kullanılan otomatik cihaz.	85
Şekil 7.1 : Döner fırın sıcaklığına bağlı cürufatta biriken ağır metal grafiği	94
Şekil 7.2 : II. fırın sıcaklığına bağlı II. fırın külünde biriken ağır metal grafiği	97
Şekil 7.3 : Filtre kekinde ağır metallerin numunelere göre değişimi	104
Şekil 7.4 : Baca tozunda ağır metal dağılımı	104
Şekil 7.5 : Cd dağılımı	105
Şekil 7.6 : Sb dağılımı	105
Şekil 7.7 : Pb dağılımı	105
Şekil 7.8 : Tl dağılımı	105
Şekil 7.9 : As dağılımı	106
Şekil 7.10 : Cr dağılımı	106
Şekil 7.11 : Co dağılımı	106
Şekil 7.12 : Cu dağılımı	106
Şekil 7.13 : Mn dağılımı	107
Şekil 7.14 : Ni dağılımı	107
Şekil 7.15 : Hg dağılımı	107

İSTAÇ TIBBİ ATIK YAKMA TESİSİNİN ATIKLARINDA BELİRLENEN AĞIR METALLERİN DAĞILIMININ ARAŞTIRILMASI

ÖZET

Bu çalışmada, günümüzde gittikçe önem kazanan atık yakma tesislerinden kaynaklanan hava kirletici parametrelerinden olan partiküler madde içindeki ağır metaller konsantrasyonlarının işletme koşullarına göre değişimi incelenmiştir. Bu amaçla ağır metaller, çevresel ve sağlık üzerindeki etkileri incelenmiş ve Avrupa Birliği ülkelerinin ağır metal emisyon miktarları verilmiştir. Atık yakma tesisleri proses ve kirleticileri bakımından ele alınmış ve metal emisyonları gerek miktar ve gerekse oluşumları üzerinde etkili olan sıcaklık ve atık bileşimleri gibi değişkenler bakımından incelenmiştir. Tıbbi atık üretimi ülkemiz ve diğer ülkelere ait yapılan çalışmalardan ayrıntılı bir şekilde derlenmiştir. Tıbbi atık yakma ve evsel katı yakma tesisleri çeşitli emisyon kaynakları ve emisyon miktarları bakımından literatürden incelenmiştir. Çalışmanın uygulama kısmı, İstanbul Büyükşehir Belediyesi'ne bağlı Kemerburgaz'daki İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisi üzerinde gerçekleştirilmiştir. İSTAÇ tesisi teknolojisi ve atık kontrol birimleri bakımından incelenmiştir. Tesiste metaller için bir kütle dengesi oluşturulması amaçlanmış ve atık tür ve miktarlarının belirlenmesi sağlanmıştır. En önemli atık kaynakları olarak belirlenen döner fırın cürufu, II. Fırın külü, toz filtresi keki ve baca gazından 8 farklı tarihte örnekleme yapılmıştır. Katı numuneler TS 12090'na uygun, baca gazı örnekleme ve diğer analizler EPA Method 29 kapsamında yapılmıştır. Alınan örneklerde Hg, Cd, Tl, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, metallerine bakılmıştır. Sonuçlar literatürdeki benzer çalışmalarla karşılaştırılmıştır. Genellikle taban külü içinde 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 içermektedir. Uçucu külde ise İSTAÇ sadece yine Ni metali bakımından yüksek kalırken diğer bütün metaller literatürdeki değerlerden düşük bulunmuşlardır.

Özellikle baca gazı ile havaya verilen ağır metaller bakımından durum değerlendirildiğinde toplam PM emisyonu literatürdeki değerlerle uyumludur. Herbir metal için hesaplanan emisyon faktörleri literatürdeki emisyon faktörleri ile karşılaştırılmıştır.

RESEARCH ON THE DISTRIBUTION DETERMINATION OF DESIGNATED HEAVY METALS IN THE WASTE OF İSTAÇ MEDICAL WASTE INCINERATION FACILITY

SUMMARY

In this study, one of the significant air pollutants, heavy metal concentration changes in particulate matter caused from medical waste incineration were researched according to operational conditions of the plant. For this purpose, environmental and health affects of heavy metals were researched and heavy metal emission rates of EU countries were given. Waste incineration plants were discussed by processes and pollutants of plants and heavy metal emissions were researched according to their occurrence, quantity and affecting conditions on their occurrence like temperature and waste composition. Medical waste generation of Turkey and other countries gathered particularly together. Municipal and medical waste incineration plants were researched from the literature according to their emission sources and emission quantities. Practical part of the study was done in İSTAÇ Medical Waste Incineration Plant owned by İstanbul Metropolitan Municipality, constructed in Kemerburgaz. İSTAÇ facility were examined according to its technology and waste control units. To form a mass balance equation was aimed and waste type and quantity were determined. To determine the emissions and the metal occurrence from the plant, samples were taken from Rotary Kiln residue, Second Burner Ash, filter cake and from the stack to determine the gaseous and dust emissions. Solid samples were taken regular to TS 12090 and stack gas sampling was done according to EPA Method 29. Hg, Cd, Tl, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, analyzes were done on the taken samples. Analyze results of taken samples were compared with literature articles. In general, Co is the only metal which was determined higher values from the literature, in bottom ash of rotary kiln. Cu and Ni metal results are around literature values and As, Cd, Cr and Pb metals are below literature results. As fly ash İSTAÇ results have

higher Ni values than literature. Other metals in fly ash are below the literature. Especially for the heavy metals released as stack gas, total particulate matter emission results are well-matched with the literature. For every metal calculated emission rates compared with the emissions factors from literature.

1. GİRİŞ

Antik çağlarda metal cevherleri işlenmeye başlandığından beri metaller insan faaliyetleri sonucu olarak doğal çevrimler dışında atmosfere, hidrosfere ve pedosfere yayılmaya başlamışlardır. Yüzyıllar boyunca insanlar ağır metalleri etkilerini bilmeden takı, silah, su borusu vb çeşitli amaçlar için kullanmışlardır. Sanayileşme ile birlikte ağır metal içeren kömürlerin yakılmaya başlanması ile endüstri bölgelerindeki ağır metal kirliliği aşırı boyutlara ulaşmış ve ağır metal kirliliğinden kaynaklanan ilk tanımlanan zehirlenmeler Japonya’da ortaya çıkmıştır.

Çevresel problemler söz konusu olduğunda “ağır metal” tanımı sanki çok tanımlı ve kesin bir grupmuş gibi bu kavramın çok sık “nispeten yüksek yoğunluğa sahip ve düşük konsantrasyonlarda bile toksik veya zehirleyici olan metal” olarak kullanılır. Bu yaygın kaniya, ağır metallerin belirli bir zaman aralığında canlı organizmada diğer metallere kıyasla akümülyasyonunun fazla olması ve bunun sonucu negatif etkinin giderek artması yol açmaktadır. Gerçekte ağır metal tanımı fiziksel özellik açısından yoğunluğu 5 g/cm³ ten daha yüksek olan metaller için kullanılır. Bu gruba Kurşun, kadmiyum, krom, demir, kobalt, bakır, nikel, cıva ve çinko olmak üzere 60 tan fazla metal dâhildir.

Ağır metaller, su kaynaklarına, endüstriyel atıklar veya asit yağmurlarının toprağı ve dolayısı ile bileşimde bulunan ağır metalleri çözmesi ve çözünen ağır metallerin ırmak, göl ve yeraltı sularına ulaşmasıyla geçerler.

Ağır metallerin ekolojik sistemde yayınımları dikkate alındığında doğal çevrimlerden daha çok insanın neden olduğu etkiler nedeniyle çevreye yayınımları söz konusu olduğu görülmektedir. 2006 yılı rakamlarına göre EMEP ülkeleri toplamında 4863 ton kurşun, 241 ton cıva ve 288 ton kadmiyum emisyonu gerçekleşmiştir. [12]

Ağır metallerin çevreye yayınımlarının da etken olan en önemli endüstriyel faaliyetler çimento üretimi, demir çelik sanayi, termik santraller, cam üretimi, çöp ve atık yakma tesisleridir. [1]

1.2 Amaç

Endüstriyel ağır metal emisyonlarının tespit edilmesi ve izlenmesi, ağır metal emisyonlarının endüstriyel faaliyet konusuna göre farklılık göstereceğinden, metal içeriği açısından zengin ve son senelerde önem arz eden bir endüstriyel faaliyet dalı haline gelmiş olan “atık bertarafı” incelenecek endüstriyel sektör olarak belirlenmiştir. Ülkemizde atık bertarafı son senelerde önem kazanmış ve aynı zamanda çevreye etkilerinden dolayı titizlikle yaklaşılan bir konu haline gelmiştir. Hali hazırda Marmara bölgesinde 2 adet atık bertaraf tesisi bulunmaktadır. Bunlar İZAYDAŞ (İzmit Atık ve Atıkları Arıtma Yakma ve Değerlendirme A.Ş.) ve İSTAÇ (İstanbul Çevre Koruma ve Atık Maddeleri Değerlendirme Sanayi ve Ticaret A.Ş.)’dır. Bu iki tesisten İSTAÇ tıbbi atık yakma tesisi pilot tesis olarak seçilmiş ve bu tesisten oluşan ağır metallerin (Hg, Cd, Tl, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni), emisyonlarının tespit edilmesi, bertaraf tesisinde oluşan atıklarda ağır metal (Hg, Cd, Tl, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni), konsantrasyonları belirlenmesi ve elde edilen sonuçlardan tıbbi atık yakma tesislerinden oluşabilecek metal emisyonlarının envanterinin çıkartılması ve bu emisyonlara ekti eden faktörlerin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2. HAVA KİRLİTİCİLERİ VE KAYNAKLARI

Hava kirliliği, atmosferdeki bir veya daha fazla kirleticinin insan, bitki ve hayvan yaşamına; ticari veya kişisel eşyalara ve çevre kalitesine zarar veren miktar ve sürelerde bulunması olarak tarif edilebilir [2]. Bu kirleticiler, gaz (SO_2 , NO_x , HC, CO, CO_2) ve toz (duman, metalik duman, uçucu kül, mist, aerosoller) halindeki kirleticiler olmak üzere genel olarak iki alt grupta toplanmaktadır.

Hava kirleticisi kaynaklar, doğal kaynaklar ve insan faaliyetleri sonucunda meydana gelen (antropojenik) kaynaklar olmak üzere iki sınıfta ele alınmaktadır. Hava kirleticilerinin doğal kaynakları; volkanik patlamalar, orman yangınları, toz fırtınaları, okyanuslar ve denizler ve bitkiler olarak gösterilebilir. Başlıca antropojenik kaynaklar ise ulaştırma (uçaklar, motorlu taşıtlar, demiryolları ve gemiler), endüstri (termik santraller, endüstriyel prosesler ve katı atık yakma tesisleri) ve ısınma (katı, sıvı, gaz yakıt sobaları ve kalorifer kazanları) olarak sıralanabilir.

Hava kirleticisi gazların etkileri; küresel boyutta, bölgesel ölçekte ve lokal ölçekte olmak üzere genel olarak üç kategoride incelenmektedir [2]. Örneğin, yeryüzünün tümünü etkileyen sera etkisi ve ozon tabakasının incilmesi gibi olaylar küresel boyuttaki etkilerdir. Dünyadaki belirli bölgelere tesir eden örneğin asit yağmurları ise hava kirliliğinin bölgesel ölçekteki etkilerindendir. Hava kirliliğinin lokal ölçekteki etkileri ise yerleşim ve sanayi bölgelerinde görülen hava kirliliği şeklindedir.

2.1 Karbondioksit (CO_2)

Havada çok az oranda, % 0 – 0.03 arasında, bulunmasına karşın miktarı ve değişkenliği nedeniyle karbondioksit yaşamsal önemi olan bir gazdır. Havadaki CO_2 miktarı karalar üzerinde denizlerdekinden fazladır ve karalar da şehirler civarında özellikle geceleri bu miktar daha da artar. Çünkü şehirlerde insan ve diğer canlıların sayıları fazladır ve fabrika ve ev bacalarından çıkan CO_2 oranı yüksektir. Ayrıca volkanlardan, maden sularından da bir miktar karbondioksit havaya karışır. Atmosfere karışan karbondioksitin yaklaşık %80–85'i fosil yakıtların (petrol ve

türevleri, kömürlerin ve doğal gazın) kullanılması sonucunda oluşarak atmosfere karışmakta, %15-20'si de canlıların solunumundan ve mikroskobik canlıların organik maddeleri ayrıştırmasından kaynaklanmaktadır.

Bir yandan fosil yakıt kullanımının hızla artışı, öte yandan fotosentez için tonlarca karbondioksit harcayan ormanların ve bitkisel planktonların tahribi, atmosferdeki karbondioksit miktarını yüksek düzeylere ulaştırmıştır. Bilimsel gözlemler 20. yüzyılın başlarında 290 ppm olan CO₂ derisizinin 2006 yılında 381 ppm düzeyinde olduğunu ortaya koymuştur. Aynı oran, 1750 tarihi baz alınarak hesaplanan endüstri devrimi öncesinde ise, ortalama olarak milyonda 100 parça seviyesindeydi. 21. yüzyılın sonunda ise 500ppm'e çıkacağı tahmin edilmektedir. Son 20 yıldır, atmosfere salınan insan kaynaklı CO₂ gazının yaklaşık dörtte ucu fosil yakıtların yanmasından, geri kalanı da arazi kullanımı değişikliği ve özellikle ormanların yok edilmesinden kaynaklanmıştır. Son yirmi yılda, atmosferdeki CO₂ gazının yıllık artışı % 0,4 olmuş, 1990'dan sonra ise yıllık artış % 0,2 ila 0,8 arasında değişmiştir. Atmosferde bulunan karbon dioksit konsantrasyonu fosil kaynaklı yakıtların yanması sonucunda her yıl 2,3 ppm kadar artmaktadır. Bunun üçte biri okyanus veya derin su kaynaklarınca ve bitkiler tarafından alınarak atmosferden uzaklaştırılmaktadır. Geri kalan 1,5 ppm ise atmosferdeki karbon dioksit konsantrasyonuna ilave olmaktadır. Bu miktar da atmosferin tedrici olarak ısınmasına neden olarak sera etkisini her geçen gün biraz daha arttırmaktadır. [3]. Yapılan ölçmeler, bu artışın devam ettiğini göstermektedir. Geliştirilen matematiksel bilgisayar modellere göre, CO₂ konsantrasyonunun iki katına çıkması halinde küresel sıcaklığın ortalama 3°C artacağı hesaplanmıştır. Bu nedenle, küresel ısınmaya karşı alınacak önlemlerin basında karbondioksit salınımının azaltılması gelmekte ve bu hususta uluslararası düzeyde cabalar harcanmaktadır.

2.2 Karbon monoksit (CO)

Karbonmonoksit renksiz, kokusuz ve tatsız bir gaz olup karbon içeren yakıtların eksik yanması ile ortaya çıkar. Birincil bir hava kirletici olan karbonmonoksit, oksijen eksikliği, tutumsa sıcaklığı, yüksek sıcaklıkta gazın kalıcılık zamanı ve yanma odası türbülansı gibi etkenlerden birinin eksikliğinde tam olmayan bir yanma sonucunda CO₂ yerine meydana gelmektedir [4]. Kararlı bir gaz olan karbonmonoksitin atmosferde kalıcılık süresi 2 aydan fazladır. Bütün dünyada

karbonmonoksit üretiminin yılda toplam 232 milyon ton olduğu göz önüne alındığında bu miktarın dünya atmosferi için yarattığı sorun daha da belirgin olmaktadır. Dünyadaki karbonmonoksit üretiminin yaklaşık olarak %70'inden fazlasının ulaştırma sektöründen geldiği bilindiğine göre bu sektördeki kontrol teknolojilerinin önemi açıkça görünmektedir. Ayrıca, bütün dünyada karbonmonoksit üretiminin aşağı atmosferde kalması halinde ise bu kararlı gazın her yıl 0,03 ppm mertebesinde artacağı da hesaplanmaktadır. Şehir havasında bulunan karbonmonoksit insan sağlığına son derece önemli etkilerde bulunmaktadır. Bu etkilerden en önemlisi de karbonmonoksitin kandaki vucut hücrelerinin oksijen taşıma kabiliyetini azaltmasıdır. Sonuç olarak bu durum vücudun oksijen miktarını ciddi bir şekilde azaltarak ölümlere yol açabilmektedir. [5]

2.3 Kükürtdioksit (SO₂)

Gaz halindeki kirleticiler arasında yanıcı olmayan renksiz bir gaz olan kükürt oksitler en çok bilinen birincil hava kirleticilerdendir. Atmosferde kalıcılık süresi 40 günü bulmaktadır. Çoğunlukla fosil yakıtların yanması sonucunda meydana gelirler. Antropojenik kükürt oksitlerin %80'inden fazlasının endüstriyel kaynaklardan meydana geldiği tahmin edilmektedir [6]. Bu emisyonların dünya üzerindeki durumuna bakıldığında en büyük payın Avrupa ile Kuzey Amerika olduğu görülür.

SO₂'nin sayısal değerleri incelendiğinde, bütün dünyada her yıl salınan küresel emisyonların 132 milyon tonu, antropojenik emisyonların ise 50-75 milyon tonu bulunduğu tahmin edilmektedir [7]. Avrupa'da ise her yıl yaklaşık 20 milyon tonun üzerinde kükürdün salındığı bilinmektedir [6]. Batı Avrupa'da en büyük sağınımı yapan ülke ise 2.56 milyon ton ile İngiltere'dir.

1978 yılında 28,816 milyon ton, 1980 yılında 27,897 milyon ton olarak hesaplanan emisyonlar 1990 yılında 22,025 milyon tona düşmüştür [7]. Bu durum büyük ölçüde Avrupa Topluluğu ülkelerinin 1970'li yılların sonlarından itibaren uyguladığı emisyon stratejileri sonucunda meydana gelmiştir. Örneğin İngiltere, Avusturya, Belçika, Danimarka, Finlandiya, Federal Almanya vb. ülkeler emisyonlarını aldıkları kararlar uyarınca indirmek için uğraşmaktadırlar. Bu bölgede eski teknoloji kullanımının hâkim olması atmosferde yörünge hareketi göz önüne alındığında ülkemizin batı bölgesinin birinci derece alıcı bölge olarak zarar görmesi kaçınılmazdır. Günümüzde sadece Newyork şehriden yılda 1,5 milyon ton kükürdü

atmosfere neşrettiği ABD’de yılda yaklaşık 26 milyon ton kükürt, İngiltere’de ise yılda yaklaşık 6 milyon ton SO₂ ve tüm dünyada ise yılda yaklaşık 80 milyon ton SO_x atmosfere salınmaktadır. Tüm dünyada ise yılda yaklaşık olarak 80 milyon ton SO_x atmosfere verilmektedir. Bu, dünya SO₂ konsantrasyonunu her yıl 0,006 ppm olarak arttırmaktadır. Asit ve sülfatlar yağış yolu ile ancak 43 günlük bir süre içerisinde atmosferden uzaklaştırılmaktadır [5].

2.4 Azot Oksitler (NO_x)

NO nitrik oksit renksiz, kokusuz bir gaz olup yüksek sıcaklık altında yanma işlemi sonucunda ortaya çıkar ve yanmanın tüm şekillerinde daima meydana gelmektedir. İnsan kaynaklı NO₂ ise gübreleme gibi hareketsiz kaynaklardan olduğu gibi araçlar gibi hareketli kaynaklardan da oluşmaktadır. Genel olarak kaynakları egzoz gazları, fosil yakıtlar ve organik maddeler olarak sıralanabilir. NO ve NO₂ şeklindeki atmosferik konsantrasyonların birleşik değeri NO_x ile temsil edilmektedir. Atmosferde kalıcılık süresi yaklaşık 1 gündür. Ancak NO + NO₂’nin NO_x bileşenlerinden N₂O’nun atmosferde çok daha uzun süreler kaldığı belirlenmiştir [8].

N₂O gazının atmosferik ömrü yüzyıldan fazladır [3]. Küresel iklim değişimindeki payı % 5 olarak tahmin edilmektedir. Atmosferde doğal olarak baslıca oluşumu, azot çevriminin bir parçası olarak toprakta ve sudaki mikrobiyolojik hareketlerle olmaktadır. N₂O konsantrasyonunu azaltıcı baslıca etkenler, atmosferin stratosfer katmanında fotolizi ve oksijenle reaksiyona girmesidir.

NO_x’in en doğal kaynaklarından biri de topraktaki organik çürümelerdir. Ayrıca fotokimyasal olarak reaksiyona giremeyen NO_x bileşenleri de bu miktarlar arasında dâhil olacaktır. Azot dioksit seviyelerinin standartları asan değerlerinin sağlığa olan ters etkilerinin yanı sıra bu kirleticilerin SO₂ ile birlikte yüksek miktarlarda bulunması insan sağlığına yaptığı olumsuz etkiyi daha da şiddetlendirmektedir [5].

Global olarak her yıl atmosfere yaklaşık 150 milyon ton NO_x’un salındığı hesaplanmaktadır [5]. Bu miktarın yaklaşık yarısı doğal kaynaklardan yarısı da insani kaynaklardan gelmektedir. Bu arada NO_x’in doğal kaynakları arasında orman yangınları, yıldırım ve topraktaki mikrobiyolojik prosesler göz önüne alınmalıdır [5].

2.5 Partikül Maddeler (PM)

Partiküller, hava kirleticiler içerisinde önemli bir yere sahiptir. Partiküler madde tanım olarak, atmosferde standart şartlarda katı ya da sıvı olarak bulunan birleşmemiş su dışındaki maddelere denilir. Bunlar 0,1 ile 100 µ arasında değişen boylarda bulunurlar. Partiküllerin başlıca kaynaklarını çimento fabrikaları, metal endüstrisi ile araçlar oluşturur. Volkanlar ise partikül emisyonları bakımından en önemli doğal kaynaktır.

ABD’de yapılan istatistikler sadece endüstriyel proseslerden meydana gelen partikül emisyonlarını yılda 7,5 milyon ton olduğunu göstermiştir. EPA ise orman yangınları sonucu meydana gelen partikül emisyonlarının tüm emisyonlar içerisinde %25 olduğunu belirtmiştir. Kömür yanması ise partikül emisyonlarını %29’una karşı gelmektedir [8].

2.6 Ozon (O₃)

Atmosferdeki ozonun yaklaşık %10’u atmosferin alt katlarında troposferde bulunur. Yeryüzüne yakın atmosfer tabakalarındaki ozon’un başlıca kaynağı, azotoksitlerin ultraviyole ışınları ile reaksiyona girmesidir. Pusun (smog) en önemli bileşeni olduğu için, bu seviyede başlıca hava kirleticilerinden biridir. Buna karşılık yaklaşık % 90’nın bulunduğu stratosferdeki ozon, troposferdekinin aksine canlı yaşamında önemli rol oynar. Atmosferin üst katlarında ultraviyole ışınlarını emerek yeryüzündeki yaşam üzerinde olumlu bir etki yapar. Diğer yandan bu ısıların emilmesi nedeniyle ozon katı ortalama + 77°C sıcaklıktadır.[4]

Toposferik ozon küresel iklim değişikliğinde rol oynayan sera gazları arasında dördüncü sırada gelir. Uzun dalga boylu radyasyonun atmosferde kalmasına atmosferin sera etkisinin artmasına neden olur. Küresel iklim değişikliğindeki sera etkisi % 7 kadardır. [4]

2.7 Uçucu Organik Bileşikler (VOC)

VOC'ler alifatik veya aromatik yapıda, kaynama sıcaklığı 250°C' ye kadar olan ve atmosferik fotokimyasal reaksiyon ile hava kirliliğine neden olan hidrokarbonlardır. Fosil yakıtlarla çalışan motorların eksozları, solventler ve benzinin buharlaşması, kimyasal madde üretimi, petrol rafinasyonu, atık giderme sahaları ve atık su arıtma

tesislerinden yapılan emisyonlar ve buharlaşma ile atmosfere yayılır. Azot oksitlerle güneş ışınması altında reaksiyona girerek ozon oluşumuna yol açar. [4]

Troposferde bulunan VOC emisyonu güneş ışığı ve ortam da bulunan NOx'ler ile reaksiyona girerek ozon oluşumuna neden olmaktadır. Özellikle yüksek güneş ışığı altında VOC'ler fotokatalitik olarak ayrışır ve nitrojenin daha düşük oksitleri ile reaksiyona girerek aldehit ve azotun daha yüksek oksijenli ürünlerini verirler. Daha ileri güneş ışınlarının sonradan ortaya çıkan etkileri nitrojenin düşük oksitlerinin bozulmasına ve ozon oluşumuna ve dolayısıyla ozon seviyesinin artmasına neden olur. Bu proses güneş ışığı altında ve daha fazla VOC olduğu taktirde sürekli olarak devam eder. Reaksiyon oranı rüzgârın hızına ve muhtemel düşük etkili güneş ışığı altında reaksiyondaki gecikmeye bağlıdır. Oluşan kirli hava gözleri tahriş eder, nefes almayı zorlaştırır ve genel olarak hoşnut olmayan bir durum yaratır. Bu durumu, yazın görülen hava kirliliği ile doğrudan gözlemleyebiliriz.

NOx seviyesi yer seviyesindeki ozonu büyük ölçüde etkilemektedir. İskandinav ülkelerinde NOx seviyesi oldukça düşüktür. Bu nedenle oluşan VOC'ler ile reaksiyona girecek NOx yeteri miktarda olmadığından ozon seviyesinde artış olmamakta ve problem yaratmamaktadır. Fakat Akdeniz ülkelerin de bunun tam tersi olarak yüksek NOx ve oldukça yüksek doğal VOC (bitkisel) miktarı nedeniyle reaksiyon çok daha fazla gerçekleşmekte ve ozon seviyesi artmaktadır.

VOC Kaynakları

- Motorlu taşıtların eksoz 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
- Bazı büyük NOx ve VOC kaynakları
- Çam ormanları, hayvan ve bitkilerden gelen emisyon

- Kimyasal madde üretimi gibi insan faaliyetleri esnasında oluşan buharlaşma kayıpları.
- Ev kimyasalları
- Kuru temizleme sıvıları
- Sigara dumanı

Kimisinin sınaî üretimde ham/ara madde olarak kullanılması ve boyanmış-parlatılmış kimi tüketim maddesinin içeriğinde olması, VOC'leri çevre, iş hijyeni ve tüketicinin korunması mevzuatının ve araştırmasının konusu yapmaktadır.

VOC'lerin bir çoğunun etkisi konusunda bilgi olmamakla birlikte, hayvanlar üzerinde yapılan çalışmaların ortaya koyduğu sonuçlar vardır. Elbette bu etkiler maruz kalınan süre ve dozla yakından ilişkilidir. VOC'lerin kansere, çocuklarda ve yeni doğanlarda gelişme bozukluğuna, düşüğe ve doğurganlıkta düşüşe neden olduğu ve pulmoner sisteme zarar verdiği, merkezi sinir sistemi, göz, solunum yolları (burun ve boğaz) tahrişi, baş ağrısı, koordinasyon kaybı, mide bulantısı, karaciğer, böbrek ve merkezi sinir sistemi üzerinde olumsuz etkileri olduğu bilinmektedir. Yüksek derişimlerde ise mukoza tahrişine ve genel narkotik etkiye sahiptir. Benzen gibi kimi VOC'ler kanserojen özelliğe sahipken; formaldehit gibi kimi VOC'ler ise ek olarak kısa süreli nefes rahatlatıcı özelliğe sahip olup deri tahrişine de yol açmaktadır.

VOC'lerin hayvanlar üzerinde de insanlarınkine benzer zararları vardır. En bilinen ve belirgin etkileri ise sulu ekosistem üzerindedir. Havadaki VOC'lerin sularda ve yeryüzünde çökmesiyle oluşan birikim, yaban hayat üzerinde ve su ürünlerinde üreme azalmasına, erken ve gelişmemiş doğumlara ve gelişme bozukluklarına neden olmaktadır.

Evlerde kullanılan eşyadan ev ortamına yayılan VOC'lerin sağlığa zararlı etkileri dolayısıyla ele alınması gerekir. Boya, boya malzemesi, solventler, ahşap koruyucular, aerosol spreyleyler, temizleyici ve dezenfektanlar, böcek kovucular ve koku vericiler, depolanmış yakıtlar ve otomotiv ürünleri, hobi malzemeleri, kuru temizlenmiş giysiler evsel ortamda VOC'lerin emisyon kaynaklarını oluşturur. Bunların insan sağlığı üzerindeki etkileri şunlardır: Göz, burun ve boğaz tahrişi, baş ağrısı, koordinasyon kaybı, mide bulantısı, karaciğer, böbrek ve merkezi sinir sistemine zarar. Bazı organikler, hayvanlarda kansere neden olur ve bazılarının da insanlarda kansere neden olduğundan kuşulanılmaktadır.

VOC'ler ozon oluşumuna katkıları, toksik ve kanserojen yapıları, insan ve çevre sağlığına olumsuz etkileri nedeniyle, giderek üzerinde daha fazla çalışma yapılan, çevre ve iş hijyeninin aktüel konuları arasındadır. Gerek ABD'de gerekse Avrupa Birliği ülkelerinde örnekleme, analiz ve sınır değerlerini azaltıcı önlemler üzerinde yoğun çalışmalar sürdürülmekte, yeni düzenlemeler getirilmektedir. Ülkemizde ise konunun daha çok üniversitelerde araştırma çalışmalarının konusu olduğu, düzenleyici kuruluşların konuyla ilgisinin yeterli düzeyde olmadığı görülmektedir. Ülkemizde çevre mevzuatı diğer yasal düzenlemelere göre oldukça yenidir. Bunun bir sonucu olarak VOC'lerle ilgili düzenlemeler çağdaş ölçülere uygundur.

Tüm dünyada ülkeler ve bölgeler arasında mevcut ve çok açık olan farklı çevresel ve üretim güvenliği talepleri mevcuttur. Bu talepler çevre ve insan sağlığı için farklı ve kabul edilebilir risklerden kaynaklanmaktadır. Fakat ülkelerdeki sosyal, ekonomik, kültürel farklılıklardan dolayı bu talepler geri dönebilmektedir. Atmosferdeki reaksiyonlarına göre göz önünde tutulduğunda bazı solventler, VOC solventler grubundan muaf tutulmuştur. Avrupa ve NAFTA ülkeleri (Kanada, Amerika ve Meksika'dan oluşan bir ekonomik örgüt) arasındaki temel farklılık ozon oluşumuna neden olan solventlerin NAFTA ülkelerinde etkilerine göre Exempt Solvent ve Non-Exempt Solvent olarak iki kategoride sınıflandırılmasından kaynaklanmaktadır. Avrupa ülkelerinde tüm solventler atmosferde reaksiyon vermeye meyilli olarak görülür ve bundan dolayıda tüm solventler hesaplamalarda VOC olarak hesaba katılır. NAFTA ülkelerinde ise atmosferde vermiş oldukları reaksiyon ve etkilerine göre bazı solventler Aseton, Chlorodifloromethane, Ethylfluoride, Methylenchloride, Parachlorobenzotrifluoride (Oxol 100) VOC den muaf tutulmuş ve bunlar VOC düzenleyici solventler olarak boya formülasyonların da kullanılabilir. Avrupa VOC direktifi 2005 yılında %40 2007 yılında ise %60 oranında VOC seviyesinin azaltılmasını hedeflemektedir. Bu düzenlemeler gösteriyor ki boya sektöründe çok büyük sonuçlar elde edilecek. Bu nedenle sektörlerin yüksek solid sisteme, su bazlı sisteme ve farklı uygulama yöntemleriyle örneğin HVLP-sprey tabancası ve elektrostatik uygulamalar ile transfer etkisini en üst seviyeye çıkararak VOC düzenlemeye katkıda bulunulabilir. Etkili bir şekilde boya kullanımını azaltmak yani tasarruf ve solvent geri dönüşümü sağlanabilir. Solvent ambalaj ya da depolarının kapakları çok iyi bir şekilde izole edilerek solvent buharlaşması engellenebilir.

Avrupa daki VOC limitleri ile NAFTA daki VOC limitlerini karşılaştıracak olursak Avrupa'nın çok daha katı olduğunu görebiliriz.

NAFTA ülkeleri aseton gibi solventleri kullanabilmekte ve NAFTA ülkelerinde solvent eşik değeri bulunmamaktadır. CEPE Direktifi emisyon hedeflerine ulaşabilmek için son kullanıcı kuruluşların tavsiyeleri ile birlikte çalışmaktadır. Bu tavsiyeler solvent kullanımı için 0 eşik değeri içermektedir. Bugün Almanya, Polonya, İsveç ve Finlandiya VOC düzenleme ile ilgili yasaları yürürlüğe koymuştur. İspanya, İtalya, Yunanistan ve İrlanda yürürlüğe konacak yasaları henüz oluşturmamıştır. Diğer Avrupa devletleri ise halen fazları tartışmaktadırlar.

VOC emisyonunu düşürmek için;

- Solvent bazlı sistemden su bazlı sisteme geçmek,
- Solvent bazlı sistemde high solid (yüksek katılı) sisteme geçmek
- Farklı uygulama yöntemlerine geçerek örneğin; HVLP (High Volume Low Pressure)—Yüksek Yoğunluk Düşük Basıncılı sprey tabancası ve elektrostatik uygulamalar ile transfer etkisini en üst seviyeye çıkarmak
- Geleneksel olarak kullanılan solvent bazlı boyaların gereksiz olarak kullanımını yasaklamak ve kullanım alanlarını kısıtlamak.
- Müsaade edilen geleneksel solvent bazlı boyaların VOC içeriğini dolayısıyla emisyonu belli limitlere çekmek
- Etkili bir şekilde boya kullanımını azaltmak yani tasarrufu ve solvent geri dönüşümünü sağlamak
- Solvent ambalaj ya da depolarının kapaklarını çok iyi bir şekil de izole ederek solvent buharlaşmasını engellemek.
- VOC'lerin kontrol teknikleri ile örneğin termal veya katalitik yakma ya da biyolojik işlem ile bozunmalarını sağlamak.
- MFFT (Minimum film oluşturma sıcaklığı) değeri düşük Tg camsı geçiş sıcaklığı yüksek bağlayıcılar kullanılarak formülasyonlarda VOC'lerin yerine düşük VOC yada hiç VOC içermeyen alternatif ürünler kullanmak.
- Kaynama noktası 250 °C'den düşük solventler yerine Kaynama noktası 250 °C'nin üzerinde plastifiyan olarak bilinen film oluşturma ajanları kullanmak.

- Su Bazlı Boyalarda VOC içeriğini belli sınır değerlere çekmek.
- VOC değeri düşük veya hiç olmayan katkı maddelerininin (biosit, köpük kesiciler vb.) kullanılmasını sağlamak.

3. AĞIR METALLER VE EMİSYONLARI

Ağır metaller biyolojik proseslere katılma derecelerine göre yaşamsal ve yaşamsal olmayan olarak sınıflandırılırlar. Yaşamsal olarak tanımlananların organizma yapısında belirli bir konsantrasyonda bulunmaları gereklidir ve bu metaller biyolojik reaksiyonlara katıldıklarından dolayı düzenli olarak besinler yoluyla alınmaları zorunludur. Örneğin bakır hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerinin ve birçok oksidasyon ve redüksiyon prosesinin vazgeçilmez parçasıdır [10].

Buna karşın yaşamsal olmayan ağır metaller çok düşük konsantrasyonda dahi psikolojik yapıyı etkileyerek sağlık problemlerine yol açabilmektedirler. Bu gruba en iyi örnek kükürtlü enzimlere bağlanan cıvadır [11].

Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı dikkate alınan organizmaya da bağlıdır. Örneğin nikel bitkiler açısından toksik etki gösterirken, hayvanlarda iz elementi olarak bulunması gerekir.

Bazı sistemlerde ağır metallerin etki mekanizması konsantrasyona bağlı olarak değişir. Bu tür organizmalarda metallerin konsantrasyonu dikkate alınmalıdır. Ağır metaller konsantrasyon sınırını aştıkları zaman toksik olarak etki gösterirler. ağır metaller canlı bünyelerde sadece konsantrasyonlarına bağlı olarak etki göstermezler, etki canlı türüne ve metal iyonunun yapısına bağlıdır (çözünürlük değeri, kimyasal yapısı, redoks ve kompleks oluşturma yeteneği, vücuda alınış şekline, çevrede bulunma sıklığına, lokal pH değeri vb.). Bu nedenle özellikle düzenli olarak tüketildiğinden dolayı içme sularının ve yiyeceklerin içerebileceği maksimum konsantrasyon sınır değerleri sınırlandırılmıştır ve yasal kuruluşlar tarafından düzenli olarak kontrol edilmesi zorunludur.

Japonya’da 1950’li yıllarda Cıva (Hg) ve Kadmiyum’un (Cd) yol açtığı felaket boyutlarındaki zehirlenme olayları dünyanın her tarafında kamuoyunu ağır metallerin zehir etkisi konusunda duyarlı hale getirmiş ve ağır metallerin çevredeki konsantrasyonları ve davranışları konusunda birçok araştırma yapılmasına yol açmıştır. Bu araştırmalar sonucunda iki tehlike bulunduğu ortaya çıkmıştır;

- Çevreye bulaşan ağır metaller, birçok organik maddenin aksine toprak ve suda hüküm süren doğal süreçlerle parçalanmaları çok uzun sürer.
- Özellikle ağır metaller, çeşitli mekanizmalarla mineral ve organik maddelerin içinde birikirler ve uzun sürede depolanırlar. Böylece biyolojik besin zinciri üzerinde insan organizmasına kadar ulaşabilirler ve orada kronik veya akut zararlara yol açabilirler [10].

Tüm canlılar normal yaşam aktivitelerini sürdürebilmek için ortamda bulunan demir (Fe), Bakır (Cu), çinko (Zn), mangan (Mn), krom (Cr), molibden (Mo), vanadyum (V), selenyum (Se) ve nikel (Ni) gibi ağır metallere belirli düzeylerde ihtiyaç duyarlar. Adı geçen bu metaller organik moleküllerle ve daha çok proteinlerle birleşerek metal protein komplekslerini oluştururlar. Bunun yanı sıra birçok enzimin yapısında da bulunurlar. Örneğin Fe, kanı kırmızı olan canlılarda, Cu ise kanı renksiz olan deniz organizmalarında oksijen taşıma işlevi yanında, birçok enzim enzim aktivitelerine metaloprotein olarak katılır [10].

Bazı ağır metaller çevremizdeki miktarları ile sağlığınıza zararlı etkileri vardır. Metaller, bağışıklık sistemimizi zayıflatarak hastalıklara karşı olan direncimiz azaltırlar. Bazı ağır metallerin ise doğrudan kanserojen etkileri vardır [10]. Dünya üzerinde bir milyara yakın insan, çevrelerindeki yüksek ağır metal konsantrasyonuna maruz kalmakta ve birkaç milyon insanda metal zehirlenmelerine bağlı klinik vakalara rastlanmaktadır [10].

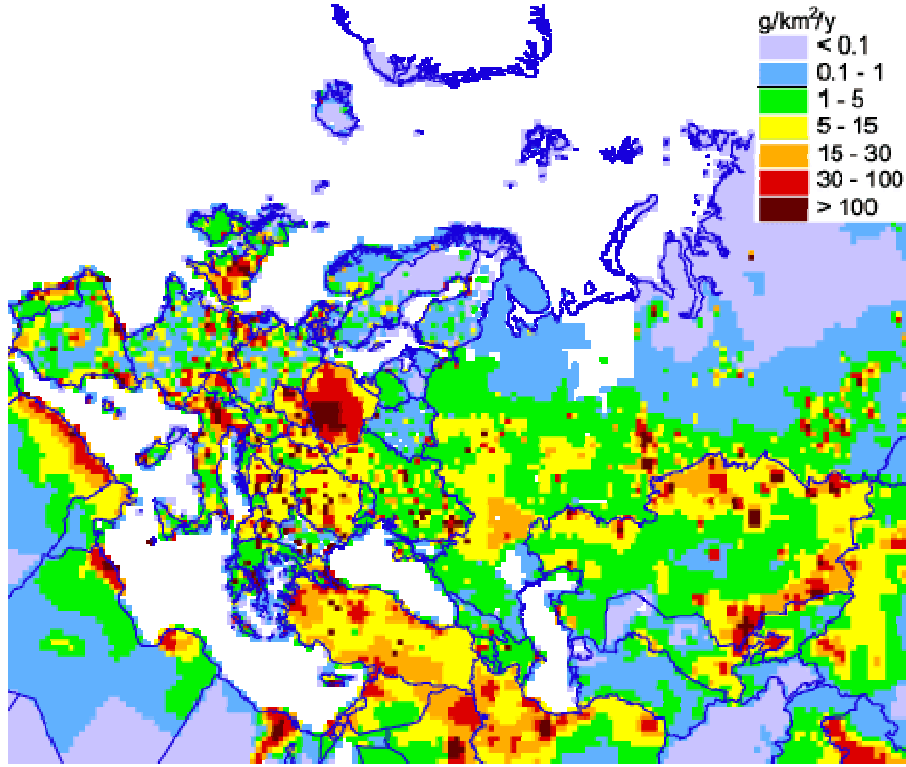
Ağır metallerin insan metabolizmasında oluşturdukları etki ve etkin oldukları aşamaları ana sistemler açısından kısaca ele alırsak bunları

- Kimyasal reaksiyonlara etki edenler
- Fizyolojik ve Taşınım sistemlerine etki edenler
- Kanserojen ve mutojen olarak yapı taşlarına etki edenler
- Alerjen olarak etki edenler ve
- Spesifik etki edenler olarak sıralamak mümkündür.

3.1 Civa (Hg)

Çok eski çağlardan beri insanlığın bildiği bir metal olan civa oda sıcaklığında sıvı durumda (Terg: - 38.89 °C) bulunan metallerden bir tanesidir. 14.06 g/cm³ yoğunluğu ile ağır metaller grubunun bir üyesi olan civa periyodik cetvelin 2B

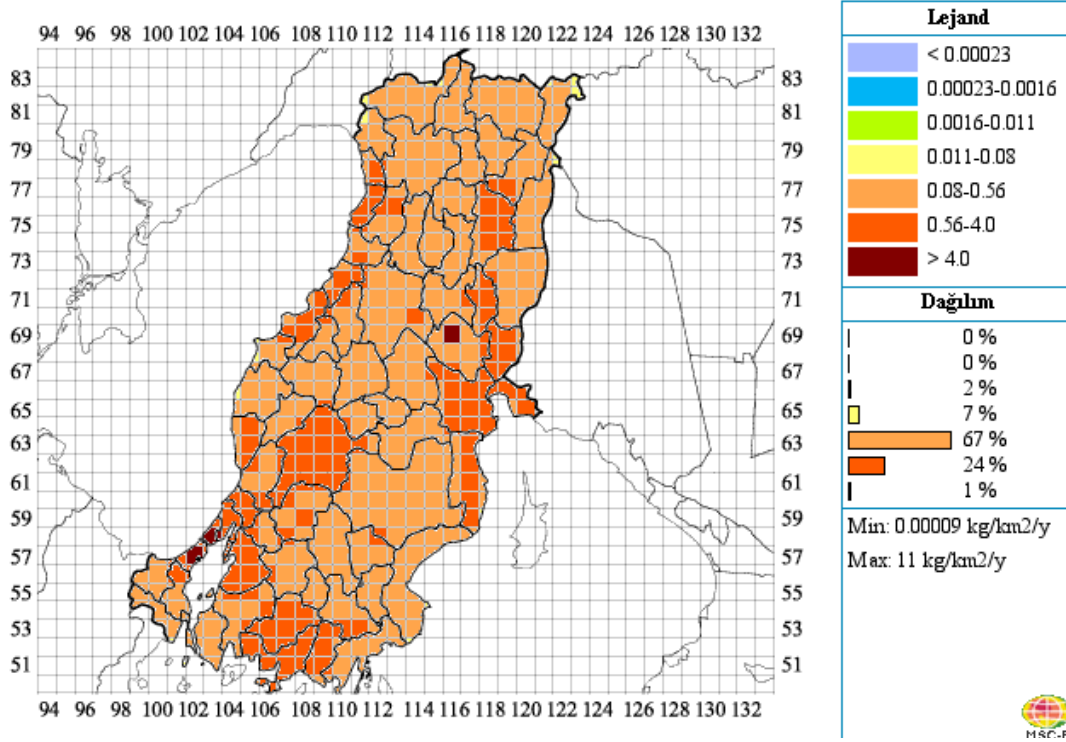
grubunda bulunan bir geçiş elementidir. Yerkabuğunda ortalama 0.08 ppm oranında bulunan civa deniz suyunda 3×10^{-5} ppm civarında bulunmaktadır. Doğal civa içeriğ i havada $0.005 - 0.06 \text{ ng/m}^3$; bitkilerde $0.001 - 0.3 \text{ } \mu\text{g/g}$ (genelde $< 0.01 \text{ } \mu\text{g/g}$) seviyelerindedir. [13,14] Şekil 3.1.'de atmosferik civa dağılımı gösterilmiştir [18] Çizelge 3.1'de İngirtere'de civa emisyonlarının kaynak bazlı dağılımı gözterilmiştir. [12]



Şekil 3.1 : Civa emisyonu dağılımı (2006) [$\text{kg/km}^2/\text{m}^3$] [18]

Çizelge 3.1: İngirtere civa emiyonlarının yıllara göre sektörel değışimi (%) [12]

Emisyon Kaynağı	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2006
Yerel Isı ve Elektrik Üretimi	12,18	14,88	18,75	17,66	23,33	22,01	20,37	32,31	30,09
Petrol Rafineleri	0,06	0,08	0,09	0,05	0,05	0,10	0,24	0,28	0,27
Katı Yakıt Yakımı ve Diğer Elektrik Üretimi	1,37	1,11	0,69	0,38	0,13	0,00	0,12	0,00	0,00
Demir Çelik Sanayi	2,24	1,82	1,04	1,04	1,24	1,84	4,02	4,32	4,26
Diğer Sanayi Türleri	16,20	10,09	8,41	9,16	6,84	8,62	14,02	12,81	12,25
Ticari veya Araştırmaya Yönelik Yakma Tesisleri	4,84	2,72	2,64	2,78	3,34	1,54	1,83	1,25	1,07
Yerleşim Bölgeleri Yakma Tesisleri	4,54	3,50	3,05	3,06	2,66	3,83	5,37	2,23	2,00
Tarım Ormancılık vs Yakma Tesisleri	0,17	0,08	0,05	0,05	0,03	0,05	0,00	0,00	0,00
Ulaşım	0,11	0,14	0,16	0,18	0,21	0,35	0,85	0,84	0,93
Yakıtlardan Sızıntı	0,22	0,25	0,21	0,18	0,13	0,20	0,49	0,28	0,27
Kımsayal Endüstri	17,54	22,74	23,42	24,82	21,09	20,72	16,95	15,88	19,97
Metal Üretimi	25,81	23,40	19,72	16,42	20,70	31,08	19,63	10,45	11,19
Katı Atık Depolama Tesisleri	0,95	1,25	1,41	1,54	1,63	1,99	4,76	5,15	4,93
Çöp Yakımı	13,75	17,93	20,41	22,62	18,60	7,52	11,34	13,51	12,12



Şekil 3.2 : Bölgesel Hg emisyonu dağılımı kg/km2/yıl (2006) [18]

2006 yılı Türkiye cıva emisyonu ise 21 tondur. [18] Şekil 3.2. de bu dağılım gösterilmektedir.

Cıva endüstride gerek metalik olarak gerekse organik ve inorganik cıva bileşikleri olarak termometrelerde, bazı metallerin üretim proseslerinde, ilaç sanayiinde, diş tedavilerinde dolgu malzemesi olarak, laboratuvar uygulamalarında, boya sanayiinde ve kağıt sanayiinde kullanılmaktadır. Ancak günümüzde cıva kullanımı gerek metalik formunun ve gerekse bileşiklerinin flora ve fauna için çok zehirli olmasından dolayı azaltılmaktadır ve bazı endüstri kollarında kullanımı yasaklanmıştır [13,15].

Cıva yüksek buhar basıncı nedeni ile oda sıcaklığında bile kısmen buharlaşabilen bir metaldir. Fosil yakıtların yanması, madencilik sektöründe cıva içeren kayaçların kırılması, cıva üretimi esnasında ve katı atık depo sahalarının sızma, atık pillerin rastgele atılması, diş hekimliğinde kullanılan amalgam dolgular ve evde kullanılan cıva içeren aletlerin kırılması sonucunda içerdikleri cıvanın ortalığa yayılması cıvanın insan faaliyetleri sonucunda havada ve suda ki oranlarının yükselmesine neden olmaktadır. Bir diğer önemli kirletici kaynak metilcivadır. Suyu karışan cıvanın bakteriler ve organizmalar tarafından metilcivaya çevirilmesi ile meydana gelir. Planktonlar, onları yiyen küçük balıklar ve midyeler ve küçük balıklarla beslenen büyük balıklar ve deniz memelileri ile besin zincirine karışır. Cıva ile ilgili

endüstri kollarında, civa içeren atıkların bulunduğu sahalarda, termik santrallerde çalışanlar ve bu tür tesislerin yakınlarında oturanlar ile civa konsantrasyonu yüksek sularda yaşayan deniz canlılarını sıklıkla tüketen (Deniz canlıların vücudundaki civa konsantrasyonu 1 ppm'den yüksek ise yenmesi sakınca yaratmaktadır.) kişilerin bünyesindeki civa miktarları tehlikeli sınırlar üzerine çıkabilir. Bunların dışında bireysel olaylar ile vücuda civa alımına evde kırılan termometre-barometre türü aletlerden yayılan civanın gerek soluma yolu ve gerekse vücutta bulunan açık yaralar ya da oral yollarla alınması ile diş tedavisi için yaptırılan amalgam dolgular (hastalar hassasiyet sınırlarına gelmemişler ise amalgam dolguların kullanılmasında sağlık açısından bir tehlike bulunmamaktadır) neden olabilir [14,15].

Sinir sisteminin civa bileşiklerine karşı çok yüksek hassasiyeti vardır. Bunun yanında vücuda alınan civanın beyin ve böbrekler üzerinde de ağır tahribatlar yarattığı yapılan çalışmalar ile tespit edilmiştir. Farklı civa bileşiklerinin sinir sistemi, böbrekler ve beyin üzerinde farklı etkileri vardır ki bunların nedeni vücuda alınan civanın metalik, organik veya inorganik bileşik olmasına göre vücut içerisinde izleyeceği yol farklılık göstermektedir. Metalik ve metil civa vücuda alındığında kana karışarak beyine kadar gider ve beyinde akümüle olur. Buna karşın inorganik civa bileşiklerinin alınması durumunda bu bileşikler beyine gidemezler ancak bunlarda böbreklerde akümüle olarak böbreklerin çalışmasını engellerler. Kısa süre yüksek dozlarda maruz kalınması durumunda civanın ciğerler, ağız ve boğaz ile solunum yollarında hasar yarattığı tespit edilmiştir. Bunun yanında civa konsantrasyonunun vücutta yükselmesi, tansiyon yükselmesine, kalp krizine, derilerde kızarıklık ve yaraların oluşması ile gözlerin zarar görmesine neden olabilir. 1950'lerde Japonya'daki Minamata Körfezinin, endüstriyel civa atıklarıyla zehirlenmesiyle, bu sularda 5 ila 15 ppm arasında Hg değerleri ölçülmüş olup bu değerlerin olması gereken değerlerin 20 katı civarında olduğu tespit edilmiştir. Bölgedeki kirlenme tespit edilene kadar civarda yaşayan pek çok kişide ciddi sinir sistemi rahatsızlıkları, koma hali hatta ölümler dahi gözlemlenmiştir. Günümüzde ise pek çok balık zehirli olacak veya problem teşkil edecek seviyelerde Hg içermemektedir. Irak'ta tarım alanlarında metilciva içerikli ilaç kullanılması ve tohumların besin maddesi olarak tüketilmesiyle pek çok ölüm vakası olmuştur [16].

Civa ve bileşiklerinin insan sağlığına etkileri amaçla yapılan çalışmalarda civa ve bileşiklerinin soluma, oral yollarla ve deri teması ile vücuda alınması durumunda insanlar üzerinde meydana gelen tahribatlar tespit edilmiştir.

Solunum yoluyla vücuda alınan civanın ilk etkileri yukarıda da belirtildiği gibi sinir sisteminde görülür. Metalik ve organik civa bileşiklerinin buharının 1-1.5 mg/kg miktarında 3-4 ay solunması durumunda etkinin ani kalp durması, kalp krizi ve kan basıncının ani yükselmesine bağlı ölümlerle sonuçlandığı tespit edilmiştir. Hayvanlar üzerinde yapılan deneylerde genellikle kısa sürelerde hayvanların ölümü ile sonuçlanmıştır. Kaza sonucu ortama yayılan 30-40 mg/m³ gibi yüksek konsantrasyonların yarım günlük çalışma süresinde solunması durumunda göğüs ağrısı, nefes almada güçlük, solunum yollarında kasılma gibi etkiler ortaya çıkar. Keza civa buharının solunması insanların kas yapılarında, sindirim sisteminde, böbreklerde, deride ağrıların ve hastalıkların ortaya çıkmasını tetikler. Oral yolla civa alınması durumunda (civa, civaklorür ve metilciva) 10-60 mg/kg oranlar insanlar için ölümcül olmaktadır. Civa kontaminasyonu yüksek yiyeceklerin aşırı tüketimi durumunda tansiyon problemleri, kalp krizi ve taşikardi gibi kalp ile ilgili rahatsızlıklara rastlanmaktadır. Civa içeren ilaçların yada insanlar üzerinde olumlu etkisi olduğu düşünülen civa içeren kimyasalların deriye sürekli sürülmesi durumunda birkaç ay içerisinde ölümle sonuçlanacak etkiler ortaya çıkabilir. Elbetteki deriden civa alınması durumunda ağır deri ve cilt hastalıkları meydana gelmektedir [13,15,17].

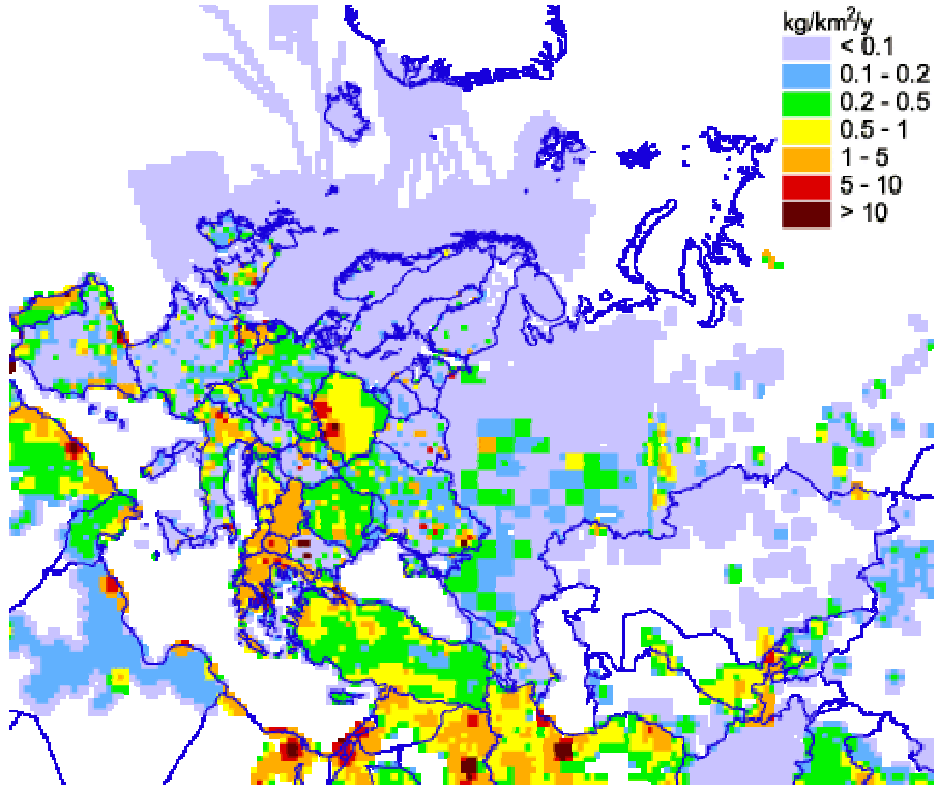
Tipik TLV/TWA (eşik limit değeri/zaman ağırlıklı ortalama) değeri 0.05 mg/m³'dür. İnsanlarda soluma yoluyla alındığında en düşük bildirilen toksik konsantrasyonu (TCL) 150 µg/m³'dür [13,14].

3.2 Kurşun (Pb)

Kurşun insan faaliyetleri ile ekolojik sisteme en önemli zararlı veren ilk metal olma özelliği taşımaktadır. Kurşun atmosfere metal veya bileşik olarak yayıldığından ve her durumda toksik özellik taşıdığından (Çalışma ortamında izin verilen sınır 0,1 mg/m³) çevresel kirlilik yaratan en önemli ağır metaldir. 1920' lerde kurşun bileşikleri (Kurşuntetraetil Pb(C₂H₅)₄) benzine ilave edilmeye başlanmıştır ve bu kullanım alanı kurşunun ekolojik sisteme yayınımlarında önemli rol oynar (227.250 ton/yıl ABD). Günümüzde kurşunsuz benzin kullanımı ile atmosfere kurşun yayınımları

azalmakla beraber kurşunsuz benzin bileşiminde bulunan kurşun birçok birincil metal üretim aşamasından atmosfere kurşun ve bileşiklerinin yayınımları devam etmektedir. Dünyada en yaygın kurşun kullanımı kuzey amerika'dadır ve yıllık tüketim 1,300,000 ton seviyelerine ulaşır ve bu kullanım koşullarında atmosfere atılan miktar yıllık 600,000 ton seviyelerine ulaşır. Şekil 3.3 ve Şekil 3.4 de EMEP ülkeleri üzerinde kurşun emisyonu dağılımı verilmiştir. Kurşun dağılımı incelendiğinde sanayileşme ve araba kullanımı ile kurşun yayınımları arasındaki ilişki açıkça ortaya görülmektedir.

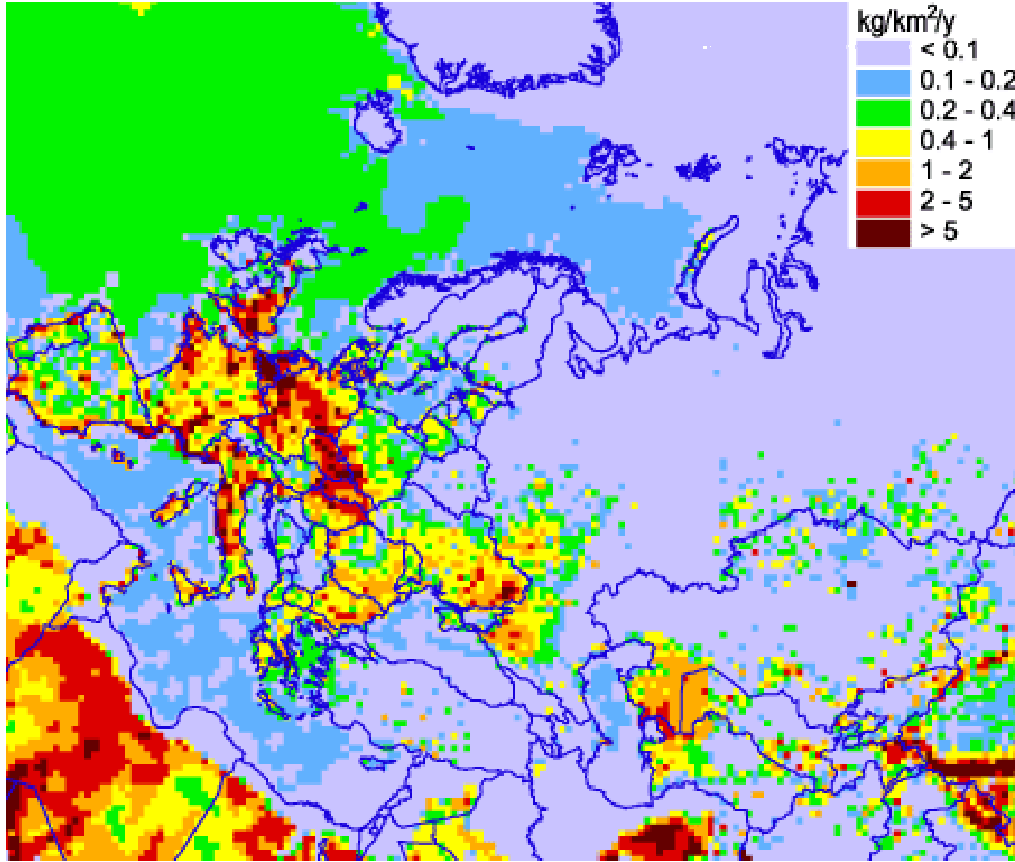
2006 yılı ülkemiz kurşun emisyonu 476 ton dur. Şekil 3.5'te emisyon dağılımı gösterilmektedir. [18]



Şekil 3.3 : Kurşun emisyonu (insan kaynaklı) kg/km²/yıl (2006) [18]

Kurşun 20. y.y.'da yüksek oranlarda paslanmaya karşı oksit boya hammaddesi olarak kullanılmıştır. Kurşun oksidin hafif tatlımsı bir tadının olması çocukların bu boya maddelerinin döküntülerini yemelerine ve dolayısıyla özellikle kurşuna karşı hassasiyetleri daha fazla olan küçük çocuklarda ciddi problemlere sebep olmuştur. Almanya ve diğer gelişmiş ülkelerde 1971' de boya maddelerindeki kurşun kullanımı ve 1979' da ise yemek saklama kutularındaki kurşun kullanımını sınırlayıcı yasalar

çıkarılmıştır. Kurşunun diğer önemli kullanım alanları ise; teneke kutu kapakları, kurşun-kalay alaşımlı kaplar, seramik sırları, böcek ilaçları, aküler vb. alanlardır.

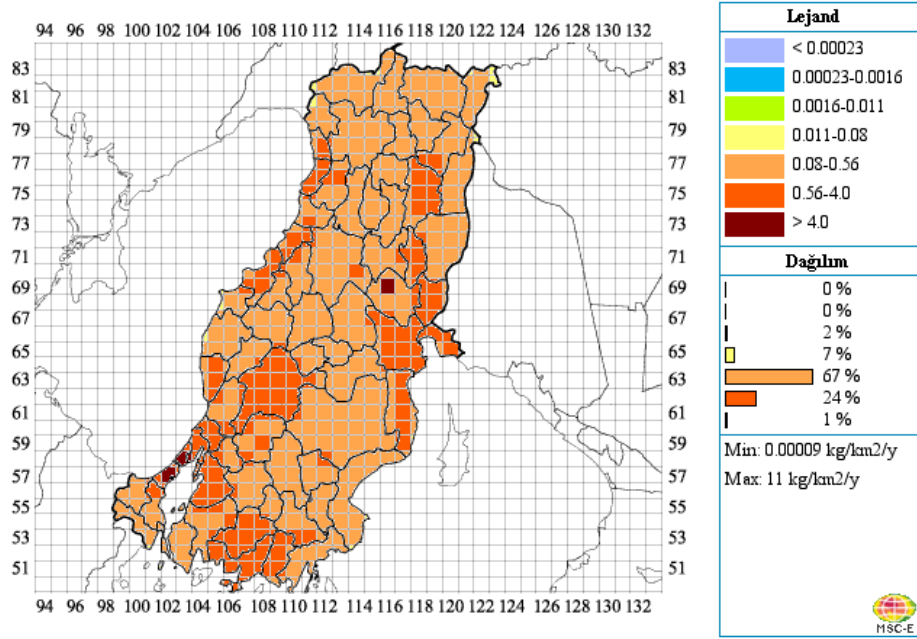


Şekil 3.4 : Kurşun emisyonu (doğal kaynaklı) kg/km²/yıl (2006) [18]

Kurşunlu benzin ve boya maddelerinin yanı sıra yiyecekler ve su da kurşun kaynağı olabilmektedir. Özellikle endüstriyel ve şehir merkezlerine yakın yerlerde yetişen yiyecekler; tahıllar, baklagiller, bahçe meyveleri ve birçok et ürünü bünyesinde normal seviyelerin üzerinde kurşun bulundurmaktadır. Su borularında kullanılan kurşun kaynaklar ve eski evlerde bulunan kurşun tesisatlarda, kurşunun suya karışmasına sebep olabilmektedir. Kozmetik malzemelerde bulunan birçok pigment ve diğer ana maddelerde kurşun bulundurulur. Diğer taraftan sigara ve böcek ilaçları da kurşun kaynakları arasında sayılabilirler. Endüstriyel olarak kuyumculuk sektöründe altın rafinasyon ve geri kazanımı esnasında uygulanan “Kal” işlemi illegal olarak önemli oranda kurşunun oksit halinde atmosfere atılmasına neden olmaktadır.

İnsan vücudundaki kurşun miktarı tahmini ortalama olarak 125-200 mg civarındadır ve normal koşullarda insan vücudu normal fonksiyonlarla günde 1-2 mg kadar kurşunu atabilme yeteneğine sahiptir. Birçok kişinin maruz kaldığı günlük miktar 300-400 mg’ı geçmemektedir. Buna rağmen çok eski iskeletler üzerinde yapılan

kemik analizleri günümüz insanı kemiklerinde, atalarımızdakinin 500-1000 katı kadar fazla kurşun bulunduğunu göstermektedir. [19]

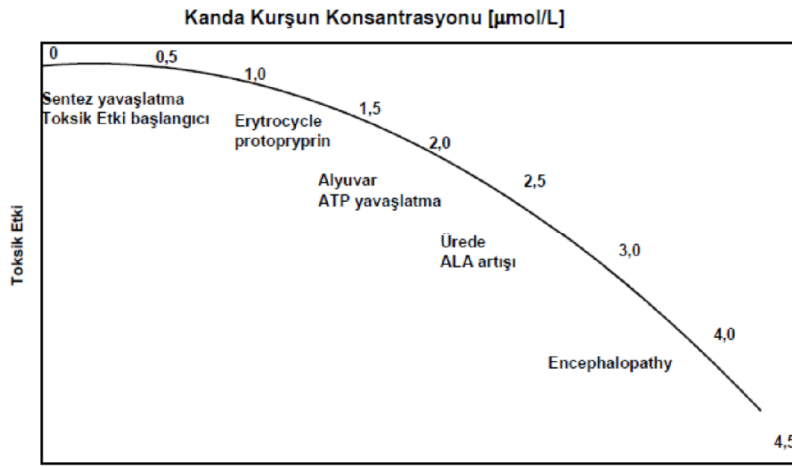


Şekil 3.5 : Ülkemizde bölgesel kurşun emisyonu dağılımı [kg/km²/yıl] (2006) [18]

Kurşunun vücutta absorpsiyonu çocuklarda daha yüksek olmakla beraber normalde % 5 gibi düşük bir oranda gerçekleşmektedir Bu oran dahi kalsiyum ve demir gibi birçok mineralin vücut tarafından emilimini azaltmaktadır. Kana karışan kurşun buradan kemiklere ve diğer dokulara gitmekte ya da dışkı ve böbrekler yoluyla vücuttan atılmaktadır. Kemiklerde biriken kurşun zamana bağlı olarak (yarılanma ömrü yaklaşık 20 yıl) çözünerek böbreklerde tahribata neden olur. Kurşun bir nevi nörotoksindir ve anormal beyin ve sinir sistemi fonksiyonlarına sebep olmaktadır. Çocuklar üzerinde yapılan araştırmalarda kanda kurşun miktarı arttıkça IQ seviyesinin düştüğü tespit edilmiştir. Diğer taraftan kurşun nörotoksik özelliğinden dolayı sinir sisteminde iletimin azalmasına da yol açmaktadır. Şekil 3.6 de kanda bulunan kurşun miktarına bağlı olarak ortaya çıkan fonksiyon bozuklukları verilmiştir.

Kurşunun çoğu kemiklerde depolanmasına rağmen beyne, anne karnındaki cenine ve anne sütüne de geçebilmektedir. Bebekler ve çocuklarda düşük olan kurşun oranı, ilerleyen yaşla beraber, kurşuna maruz kalınmasıyla artış göstermektedir. Kanda 40 mg/l seviyesini aşınca tansiyon artırıcı etki de ortaya çıkar. Diğer taraftan kronik kurşun alınımı ile sperm sayısı ve morfolojisinde sınırlanır. Dünya sağlık örgütü sınıflandırmasına göre (1995) kurşun 2. sınıf kansorejen gruptadır. [21]

Ekolojik olarak kurşun katı olarak çökme eğilimindedir ve özel durumlar dışında kompleks oluşturmaz. Genellikle doğaya salınan kurşun zor çözünür bileşikler ($(Pb_3(PO_4)_2, Pb_4O(PO_4)_2, Pb_5(PO_4)_3OH, (PbCO_3) (PbS)$). Oluşturur, bu nedenle beslenme zincirinde yer alan bitkilerden kurşun alınımı söz konusu değildir. Besin zincirinde kurşun yayılımı genellikle midye türü kalsiyumlu kabuklular üzerinden ve kalsiyuma bağlı olarak gerçekleşir. Tek hücreli canlıların ve balıkların 0,04 – 0,198 mg/l inorganik kurşun içeren suları tolere edebildikleri ancak daha düşük miktarlarda kurşunun besin yoluyla alınmasında akut zehirlenme gösterdikleri bilinmektedir.[21]



Şekil 3.6 : Kanda bulunan kurşun miktarına bağlı olarak ortaya çıkan semptomlar [20]

3.3 Kadmiyum (Cd)

Kadmiyum, çinko üretimine eşlik eden metal olarak üretilmiştir. Çinko üretiminde ortaya çıkıncaya kadar havaya, yiyeceklere ve suya doğal süreçlerle önemli miktarlarda karışmamıştır. Ancak günümüzde kadmiyum da çevre kirliliğine sebep olan ağır metaller arasında yerini almıştır. Günümüzde kadmiyum endüstriyel olarak nikel/kadmiyum pillerde, korozyona karşı özellikle denizel koşullara dayanımı nedeniyle gemi sanayinde çeliklerin kaplanmasında, boya sanayinde, PVC stabilizatörü olarak, alaşımlarda ve elektronik sanayinde kullanılır. Kadmiyum safsızlaştırma ilavesi olarak fosfatlı gübrelerde, deterjanlarda ve rafine petrol türevlerinde bulunur ve bunların çok yaygın kullanımı sonucunda da önemli miktarda kadmiyum kirliliğine ortaya çıkar.

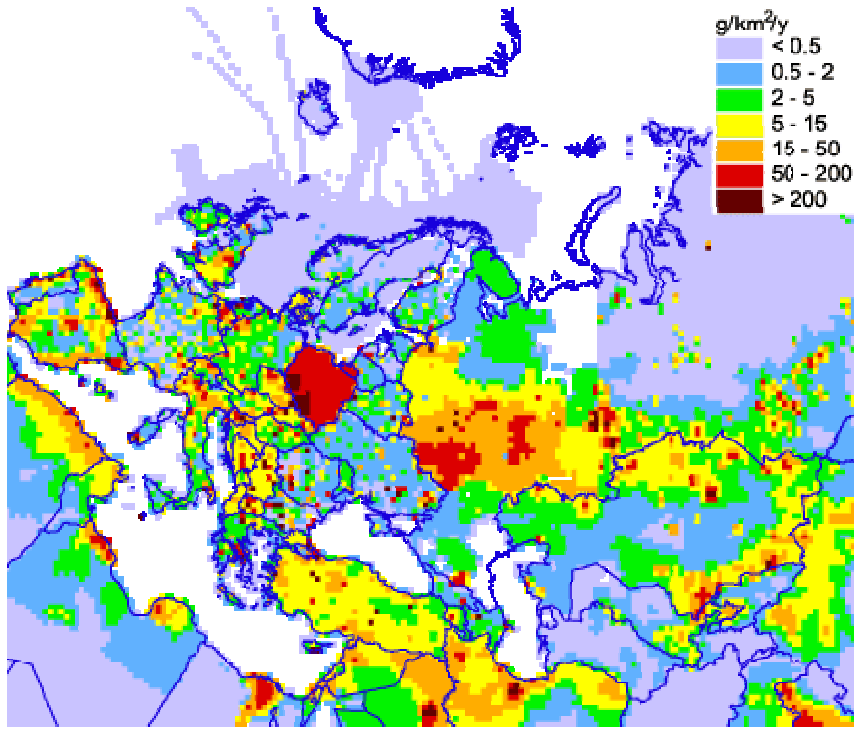
Kadmiyumun yıllık doğaya yayılım miktarı 25,000 – 30,000 tondur ve bunun 4,000 –13,000 tonu insan faaliyetlerine bağlı olarak ortaya çıkar. Şekil 3.7 ve Şekil 3.8 te

Avrupa üzerinde kadmiyum yayılımı görülmektedir. İnsan yaşamını etkileyen önemli kadmiyum kaynakları; sigara dumanı, rafine edilmiş yiyecek maddeleri, su boruları, kahve, çay, kömür yakılması, kabuklu deniz ürünleri, tohum aşamasında kullanılan gübreler ve endüstriyel üretim aşamalarında oluşan baca gazlarıdır. Endüstriyel olarak kadmiyum zehirlenmesi kaynak yapımı esnasında kullanılan alaşım bileşimleri, elektrokimyasal kaplamalar, kadmiyum içeren boyalar ve kadmiyumlu piller nedeniyledir. Kadmiyum önemli miktarda gümüş kaynaklarda ve sprey boyalarda da kullanılmaktadır. [22]

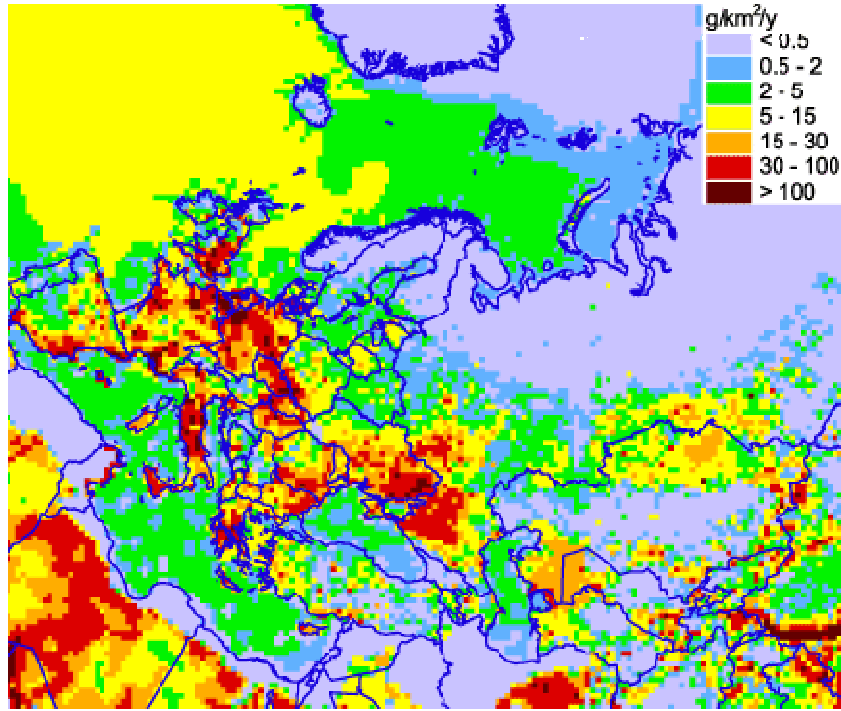
Kadmiyum ve çinko yerkürede bir arada ve benzer yapılarda bulunurlar. Bu iki metal insan vücudunda da benzer strüktürel ve fonksiyonel özellikler göstermektedirler. Kadmiyum, önemli enzim ve organ fonksiyonlarında çinkonun yerini alabilmektedir ve bu fonksiyonların gerekli şekilde gerçekleşmesini engellemektedir. Zn ve Cd 'nin vücut içindeki oranları Cd zehirlenmesi Zn yetersizliğiyle arttığından çok önemlidir. Tahılların rafinasyon işlemi bu oranı düşürmekte ve dolayısıyla Zn eksikliği ve Cd zehirlenmesi fazla rafine edilmiş tahıl ve unların tüketimiyle artış göstermektedir.

Kadmiyum diğer ağır metallerle içinde suda çözünme özelliği en yüksek olan elementtir. Bu nedenle doğada yayılım hızı yüksektir ve insan yaşamı için gerekli elementlerden değildir. Suda çözünebilir özelliğinden dolayı Cd^{2+} halinde bitki ve deniz canlıları tarafından biyolojik sistemlere alınır ve akümle olma özelliğine sahiptir. İnsan vücudundaki Cd seviyesi ilerleyen yaşla beraber artış gösterir ve genellikle 50' li yaşlarda maksimum seviyesine ulaştıktan sonra azalmaya başlar. Yeni doğmuş bebeklerde hiç kadmiyum bulunmaz ve kadmiyum, kurşun ve cıvanın aksine plasenta ya da kan yoluyla anne karnındaki bebeğe geçmemektedir. Normal olarak vücudumuzda 40 mg' a kadar kadmiyum bulunabilmektedir ve günlük olarak da 40 µg'a kadar kadmiyum vücuttan atılabilir. Bu seviyeler, kadmiyumun çoğunu topraktan yani yiyecekler yoluyla alması nedeniyle bölgelere göre değişiklik gösterebilmektedir. Yiyecekler yoluyla alınan kadmiyumun yanı sıra su boruları yoluyla, sigara dumanı ve endüstriyel metal üretimi sonucu çıkan fabrika atıkları da diğer önemli kadmiyum kaynaklarıdır. Endüstri bölgelerinde havadaki kadmiyum oranı kırsal alanlara oranla çok daha yüksektir.

Ülkemizde 2006 yılı Kadmiyum emisyonu 17.4 tondur. [18] Şekil 3.9'da bölgesel dağılımı gösterilmiştir.



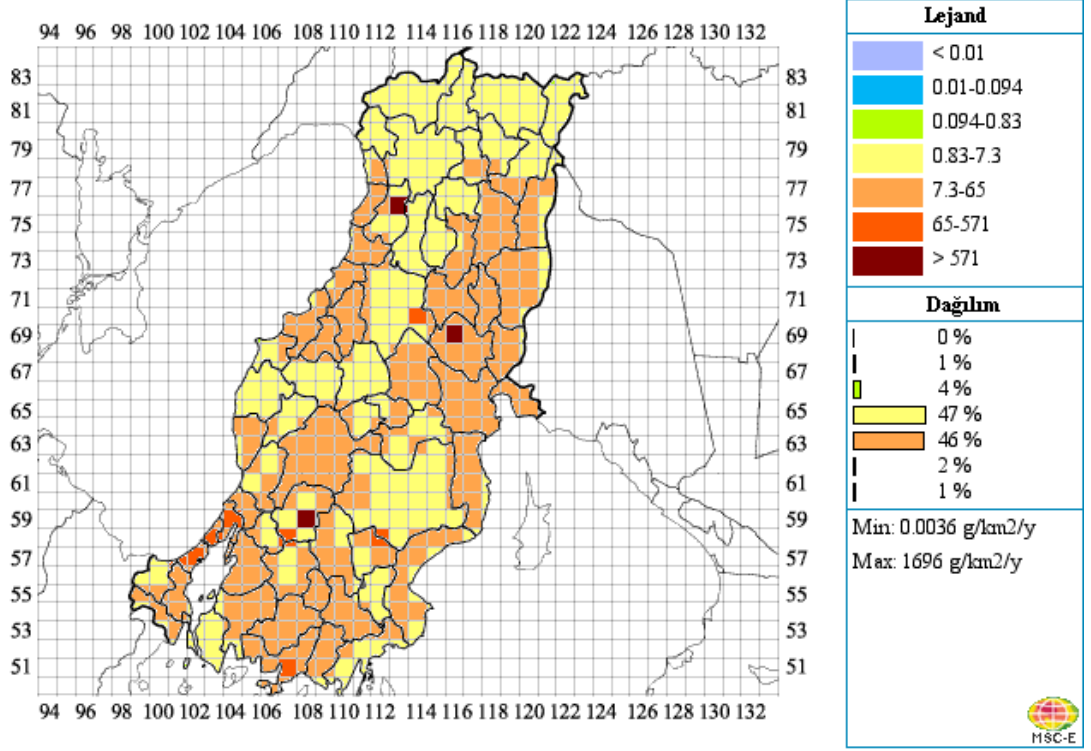
Şekil 3.7 : Kadmiyum yayınımları (insan kaynaklı) $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006) [18]



Şekil 3.8 : Kadmiyum yayınımları (doğal kaynaklı) $\text{kg}/\text{km}^2/\text{yıl}$ (2006) [18]

Kadmiyum vücutta %20 lik gibi bir oranla çok iyi absorbe edilemiyor olsa bile, bu diğer birçok metale kıyasla oldukça yüksek bir orandır. Kadmiyum içeriği $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ havanın 14 günden daha fazla solunması durumunda kronik akciğer rahatsızlıkları ve böbrek yetmezliği ortaya çıkar. Çünkü kadmiyum ve bileşikleri

genellikle böbrekler ve karaciğerde birikirler ve ilerleyen yaşlarla böbreklerdeki birikim yüksek tansiyona da sebep olabilmektedir. Kısa süreli olarak 0,05 mg/kg kadmiyum alınımları mide rahatsızlıklarına neden olurken, uzun süreli (>14 gün) 0,005 mg/kg/gün dozu böbrek ve kemiklerde önemli problemlere neden olmaktadır. [17]



Şekil 3.9 : Ülkemizde bölgesel Cd emisyonu dağılımı kg/km²/yıl (2006)

Kadmiyumdan kaynaklanan akut zehirlenmede öncelikle halsizlik, baş ağrısı, ateş, terleme, kaslarda gerilme ve ağrıya beraber kusmayla 24 saat içinde ortaya çıkar ve 3. gün en şiddetli belirtileri göstererek 1 hafta içinde yeni bir yüklemeye söz konusu değil ise kaybolmaya başlar. Kronik kadmiyum zehirlenmesinde ortaya çıkan en önemli etki özellikle akciğer ve prostat kanseridir. Kronik zehirlenme böbrek hasarı ile ortaya çıkar ve idrarda düşük molekülü protein görülür. Aşırı dozda kadmiyum alınımları (60-480 µg/g böbrek) böbrekler üzerinde tahrip edici etkinin ortaya çıkmasına yol açar ve etki kuşlarda dahil olmak üzere tüm canlılarda görülmektedir. Kadmiyum zehirlenmesine bağlı olarak kemik erimesi ve buna bağlı hastalıklarda görülür. Diğer taraftan kansızlık, dişlerin dökülmesi ve koku duyusunun yitilmesi de önemli etkilerdir. [17] Dünya sağlık örgütü sınıflandırmasına göre (1993) kurşun 1. Sınıf kansorejendir. [19]

3.4 Krom (Cr)

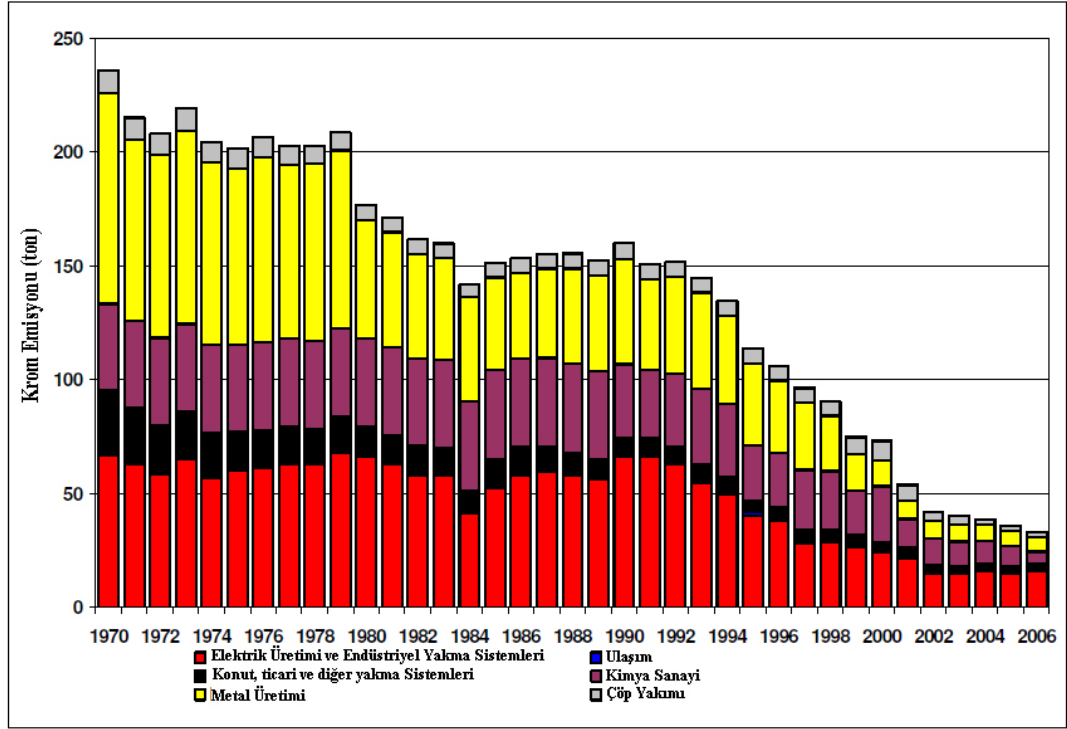
Vücutta insulin hareketini sağlayarak karbonhidrat, su ve protein metabolizmasını etkileyen krom, doğada her yerde bulunan bir metal olup havada $> 0,1 \mu\text{g} / \text{m}^3$ ve kirlenmemiş suda ortalama $1 \mu\text{g/l}$ bulunur. Pek çok toprakta az miktarda krom ($2 -60 \text{ mg/kg}$) bulunurken, kirlenmemiş bazı topraklarda bu değer 4 g/kg ' a kadar çıkmaktadır [15,23]. İlk kez 1789 da Fransız L. N. Vauquelin tarafından üretilmiş ve çok renkliliğinden dolayı Yunanca renkler anlamına gelen krom olarak adlandırılmıştır. Günümüzde özellikle alaşım elementi olarak kullanılmaktadır.

Krom içeren minerallerin endüstriyel oksidasyonu ve fosil yakıtların, ağaç ve kağıt ürünlerin yanması neticesinde doğada (hexavalent) altı değerlikli krom oluşmaktadır. Okside krom havada ve saf suda nispeten kararlı iken ekosistemdeki organik yapılarda, toprakta ve suda üç değerliğe geri redüklenir. Kromun kayalardan ve topraktan suya, ekosisteme, havaya ve tekrar toprağa olmak üzere doğal bir dönüşümü vardır. Ancak yılda yaklaşık olarak 6700 ton krom bu çevrimden ayrılarak denize akar ve okyanus tabanında çöker.

Kromun başlıca emisyon kaynakları, elektrik üretim santralleri, endüstriyel yakma sistemleri, motorlu taşıtlar, ısınma amaçlı katı yakıt tüketimi, metal üretimi ve atık yakma sistemleridir. Şekil 3.10'da İngiltere'deki krom emisyon kaynakları ve yıllara göre dağılımı gösterilmiştir. [12]

Kromun başta insan bünyesinde olmak üzere canlı organizmalardaki davranışı oksidasyon kademesine ve oksidasyon kademesindeki kimyasal özelliklerine ve bulunduğu ortamdaki fiziksel yapısına bağlıdır.

Günde ortalama krom alımı (tüm değerliklerde) ortalama $30-200 \mu\text{g}$ 'dır. Bu oranda alınan kromun toksikolojik bir etkisi yoktur ve yetişkin bir insanda günlük krom ihtiyacını karşılar. Günde $250 \mu\text{g}$ ' a kadar alınan kromun vücut sağlığına zararı yoktur. Yaklaşık olarak alınan Cr^{3+} ün $\% 0.5 - 3$ 'ü vücut tarafından adsorbe edilirken Cr^{6+} 'ın sindirim sistemindeki adsorbsiyonu Cr^{3+} 'nın 3-5 kat (yaklaşık $\%3-6 \text{ Cr}^{6+}$) daha fazladır. Adsorbe olan krom genelde üre bileşiği olarak atılır ve günlük atılan krom $0.5 - 1.5 \mu\text{g}$ olup bu da günlük alınan kroma yaklaşık olarak eşittir. Çözeltilerdeki krom deri tarafından hemen adsorbe edilir ve kırmızı kan hücreleri vasıtasıyla böbrekler gider ve dışarı atılır [15,23].



Şekil 3.10 : İngiltere’de yıllara göre krom emisyonu ve kaynakları [12]

Günlük alınan krom miktarı tüketilen besin maddeleri ile ilintilidir. Et, hububat, bakliyat ve baharatlar en iyi krom kaynağıdır, süt ürünleri, pek çok sebze ve meyve ise az miktarda krom ihtiva eder. İnsan vücudundaki krom eksikliği, şeker hastalığı olarak kendini gösterir. [24] Krom eksikliği, kurşunun toksikliğini artırırken, biyolojik sistemlerdeki aşırı Cr^{6+} farklı tipte kanser oluşumuna sebep olmaktadır.

Kromat bilenen en genel alerjen maddedir. Ancak krom kaynaklı cilt kanserine rastlanmamıştır. Pek çok araştırma sonucunda, solunum ve deri teması sonucunda kroma maruz kalan kişilerin sağlık sorunu ile karşılaştıkları tespit edilmesine rağmen kesin sınır değerleri belirlenmemiştir. Cr^{6+} ’nın hava yoluyla vücuda alınması ile burun akmaları, burun kanamaları, kaşıntı ve üst solunum yollarında delinmelerin yanı sıra kroma karşı alerji gösteren insanlarda da astım krizleri görülmektedir. Cr^{3+} ’nın hava ile alınması solunum yollarına Cr^{6+} kadar negatif etki yapmamaktadır. Yetişkin bir insan için ağızdan alınan öldürücü doz 50 - 70 mg Cr^{6+}/kg ’dır [15].

Hegzavalent krom (Cr^{6+}) trivalent kroma (Cr^{3+}) göre daha toksiktir [23,24]. Krom üç bileşikleri kullanılan işletmelerde çalışan insanlarda kanser vakalarına rastlanmamıştır, ayrıca Cr^{3+} ile yapılan testlerde deney hayvanları üzerinde her hangi bir negatif etki gözlenmemiştir. Kimyasal ve biyolojik olarak stabil özellik gösteren

Cr^{3+} (oksidant değildir, tahrip edici değildir, hücre zarına geçmez) kanserojen bir madde olarak düşünülmemektedir. Ancak Cr^{6+} hücre zarından kolaylıkla geçerek Cr^{3+} 'a indirgenir hegzavalan kromun biyolojik etkisi bu indirgenmede reaksiyonundan kaynaklanır. Cr^{6+} hücre içindeki öğelere Cr^{3+} gibi bağlanarak bu öğelerin fonksiyonlarına zarar ve bu redüksiyonun toksik özellik taşıdığı varsayılmaktadır [15].

Yüksek dozda Cr^{6+} bileşiklerinin alımına bağlı olarak şiddetli ve sıklıkla ölümle sonuçlanan patolojik değişimler ortaya çıkar. Günlük doz sınırları içinde alınan Cr^{3+} bileşiklerinin insanlara veya hayvanlara zararları görülmemiştir. Altı değerlikli krom bileşikleri deri, sindirim sistemi ve akciğerler için temas ettikleri durumlarda tahrip edici ve korozyif özellik gösterirler. Hegzavalent krom bileşiklerinden en yaygın olanı kromik asit (CrO_3) tir. Kromik asit banyolarının, laboratuvar cam malzemelerinin ıslatılmasında ve temizlenmesinde kullanılmaktadır ve ortak laboratuvar koşullarında bu uygulama hayati risk oluşturmaktadır.

Laboratuvar denemelerinde Cr (VI) nın kanserojen özelliği tespit edilmiştir ve kanserojen etki özellikle bronş sisteminde etkindir. Krom uzun süreli temas durumunda kimyasal kanser, kromatlama yapan ve krom üretiminde çalışan işçiler üzerinde yapılan araştırmalarda, cevherden dikromatların ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) üretilmesinde ve izolasyonunda çalışan işçilerde bronşit kanserinin arttığı tespit edilmiştir. Kanser oluşum mekanizması kesin olarak bilinmemekle beraber Cr^{6+} 'nın çift-iplikli deoksiribonükleik asit (DNA) ile bağlandığı kabul edilmektedir. Dolayısıyla, Cr^{6+} gen kopyalanmasını, onarımını ve duplikasyonunu değiştirmektedir [15].

Krom, metal alaşımlandırmada ve boyalar, çimento, kağıt, kauçuk ve diğer malzemeler için pigment olarak kullanılmaktadır. Düşük seviyelerde kroma maruz kalındığında, deride iritasyon ve ülser meydana gelir. Uzun süreli maruz kalındığında böbreklerde ve karaciğerde hasara yol açabildiği gibi kan dolaşım sistemini ve sinir dokularını tahrip edebilir. Krom daha çok sulu ortamlarda birikerek çoğalır. Dolayısıyla yüksek seviyelerde kroma maruz kalmış balık yemek oldukça tehlikelidir.

3.5 Bakır (Cu)

Atmosfer koşullarında metalik gri tonunda bulunmayan 2 metalden biri olan bakır, M.Ö. 5000 yılından beri tanınmaktadır ve adını ilk bulunduğu yer olan Kıbrıs'ın latincesinden (aes cyprium=Kıbrıs cevheri, cyprium ve daha sonra Cuprum) almıştır. İlk kez Mısırlılar tarafından üretilen bakır, M.Ö. 3000 yılından itibaren (Bronz Çağı) Anadolu, Yunanistan ve Hindistan' da mekanik özellikleri alaşımlandırma yolu ile artırılarak kullanılmıştır. Doğada 200'den fazla bakır minerali bulunmakla beraber sadece 20 tanesi bakır cevheri olarak endüstriyel öneme sahiptir ve dünya bakır rezervlerinin % 68' ine Şili, ABD, Sovyetler Birliği, Zambiya, Peru, Zaire ve Kanada; % 32'sine ise diğer ülkeler olmak üzere yaklaşık 490 milyon ton olarak tahmin edilmektedir. Yıllık üretim miktarı, 15,6 milyon ton (2007 yılı) civarındadır [15,25,26].

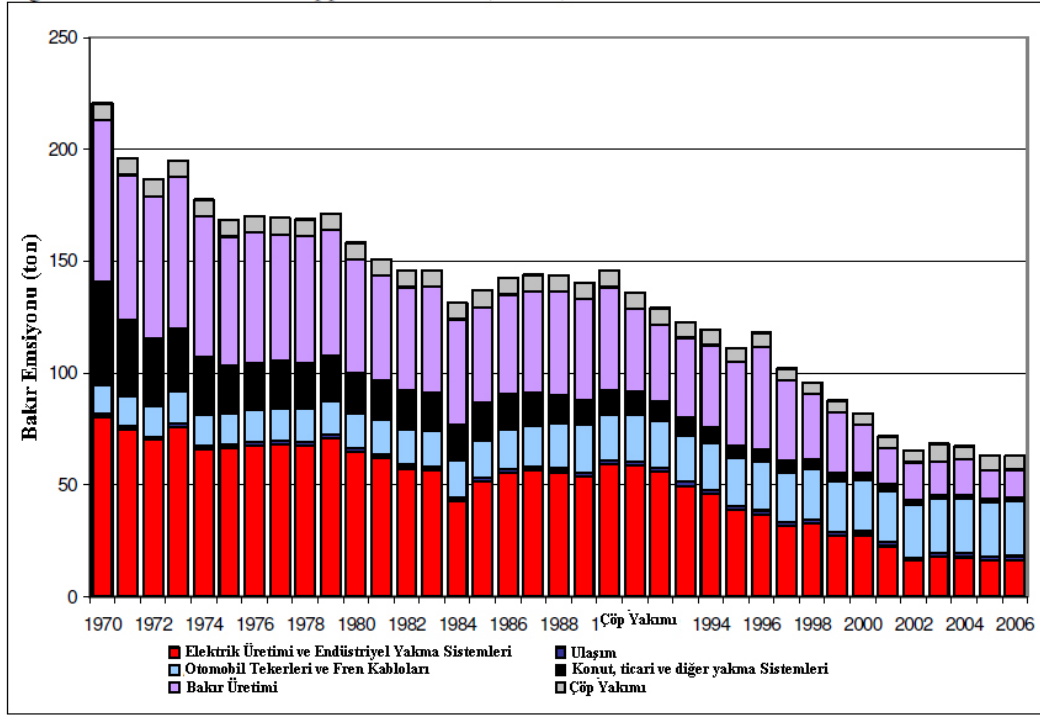
Endüstride bakırın önemli rol oynamasının ve çeşitli alanlarda kullanılmasının nedeni çok farklı özelliklere sahip olmasıdır. Bakırın en önemli özelliklerinin arasında yüksek elektrik ve ısı iletkenliği, aşınmaya ve korozyon direnci, çekilebilme ve dövülebilme özellikleri sayılabilir. Ayrıca alaşımları çok çeşitli olup endüstride (otomotiv, basınçlı sistemler, borular, vanalar, elektrik santralleri ve elektrik, elektronik vd.) değişik amaçlı kullanılmaktadır [26,27].

Bakır genel kimyasal özelliklerinden dolayı doğaya yayılımı açısından “Atmofil” (hava sever) grupta yer almasına rağmen, havada bulunan bakır konsantrasyonu üretim yapan sanayi birimine uzaklığına bağlıdır. Bakır “Lithofil” (kaya sever) elementler gibi suda çözünerek geniş bir alana dağılabilir bu nedenle de çevresel açıdan iki grubun arasında değerlendirilir. Atmosfere yayılan bakırın ancak % 1' i biyolojik kullanılabilir iyon halinde kalırken diğer kısım sedimente olarak çökeler [27].

Bakırın başlıca emisyon kaynakları, elektrik üretim santralleri, endüstriyel yakma sistemleri, motorlu taşıtların fren kabloları ve lastikleri, ısınma amaçlı katı yakıt tüketimi, bakır üretimi ve atık yakma sistemleridir. Şekil 3.11'da İngiltere'deki krom emisyon kaynakları ve yıllara göre dağılımı gösterilmiştir. [12]

Tarımsal kesimlerde havadaki ortalama bakır konsantrasyonu 5 to 50 ng/m³ iken endüstriyel kirletilmemiş bölgelerdeki deniz suyundaki bakır konsantrasyonu 0.15 µg/L ve tatlı suda ise 1-20 µg/litre'dir. Doğal suların pH değerine bağlı olarak

çözünürlük sınırındaki azalma sonucu suların dibinde çökelir ve doğal yeraltı tatlı suların çökeleklerinde yaklaşık 16 – 5000 mg/kg (kuru ağırlık) arasında ve deniz dibinde ortalama 2 - 740 mg/kg (kuru ağırlık) bakır bulunur. Kirletilmemiş toprakta bakır konsantrasyonu ortalama 30 mg/kg (sınır değeri 2-250mg/kg) seviyelerindedir [15].



Şekil 3.11 : İngiltere’de bakır emisyon miktarlarının yıllara göre değişimi ve sektörel dağılımı. [12]

Bakırın bitkiler ve canlılar üzerindeki etkisi, kimyasal formuna ve canlının büyüklüğüne göre değişir. Küçük ve basit yapıları canlılar için zehir özelliği gösterirken büyük canlılar için temel yapı bileşenidir. Bu nedenle bakır ve bileşikleri fungusit, biosit, anti bakteriyel madde ve böcek zehiri olarak tarım zararlılarına ve yumuşakçalara karşı yaygın olarak kullanılır [28].

Bakır doğada pek çok sebze ve meyvede bulunur. Örneğin elmada ortalama 0,1 - 2,3 mg/kg bakır mevcutken, kuru erikte bu değer 3,7 - 5,0 mg/kg’ a çıkar, ay çekirdeğinde ise 14,3 – 19 mg/kg bakır bulunur. Anne sütü ortalama 200-400 µg/L bakır içerir ve bebek ağırlığı başına 50 µg bakır alır. Bakır eksikliğine bağlı olarak hayvanlarda ve insanlarda büyümede gecikme, solunum sisteminde enfeksiyonlar, kemik erimesi, anemi, saç ve deride renk kaybı gibi rahatsızlıklar kendini

gösterirken, bakır bilezikler eklemlerin kireçlenmesine ve romatizmaya karşı kullanılır [15].

Bakır vücut fonksiyonları açısından önemli olmakla beraber özellikle saç, deri esnek kısımları, kemik ve bazı iç organların temel bileşenidir. Erişkin insanlarda ortalama 50 – 120 mg bulunan bakır, amino asitler, yağ asitleri ve vitaminlerin normal koşullarda metabolizmadaki reaksiyonlarının vazgeçilmez ögesidir. Birçok enzim ve proteinin yapısında bulunan bakır, demirin fonksiyonlarını yerine getirmesinde aktivatör görevi üstlenir. Bakır eksikliğinde hayvanlarda anormallikler, kansızlık, kemik hataları ve sinir sisteminde bozukluklar tespit edilmiştir [28].

Akut bakır zehirlenmesi seyrek olarak gözlenir. Genelde yiyecek ve içeceklere kazayla bakır ihtiva eden maddelerin karışmasıyla veya kasten bakır tuzlarının yutulması sonucu zehirlenme gerçekleşir ve bakır çalığı olarak bilinir [23]. Ağız yoluyla alındığında akut zehirlenme insanlarda, LDLo, 100 mg/kg'dır, ancak 600 mg/kg' a kadar emilim olduğunda dahi tedavisi mümkündür. İş yerlerinde havadaki bakır tozları için MAK ve TLV değerleri 1 mg/m³'dür. Akut bakır zehirlenmesinde gözlenen belirtiler tükürük salgılamamanın artması, mide ağrıları, bulantı, ishal gibi sindirim sistemi mukozasının tahriş olmasından kaynaklanır. Ayrıca alınan doza bağlı koma durumuna ve ölümlere sebebiyet verebilir. İçme sularında Dünya Sağlık Örgütü tarafından açıklanan sınır değeri 2mg/L'dir. Gün içinde alınabilen maksimum bakır değeri kadınlarda 12 mg/gün, erkeklerde 10mg/gün, 6-10 yaş grubu çocuklarda ise 3 mg/gündür [13,24].

3.6 Kobalt (Co)

Kobalt adını ortaçağ Avrupa madencilerinin kurşun ve kalay madenlerinin üretimi esnasında oluşan, ergimeyen ve metalin kullanılmasını engelleyen katı yapı nedeniyle maden ruhu, şeytan anlamına gelen “**Kobold**” tanımlamasından almıştır. M.Ö. 2000'li yıllardan beri kobalt bileşikleri cam ve emayede mavi boya olarak kullanılmasına rağmen, element olarak 1742 yılında İsveçli araştırmacı G. Brant tarafından yeni bir metal olarak ve 1780'de Torbern Bergman tarafından element olarak tanımlanmıştır [24, 29].

Yeryüzünde 25 mg/ton ortalama ile kobalt en az sıklıkla bulunan elementler grubundadır. Tahmini rezerv 15 milyon (2007) ton olarak tahmin edilmektedir [29].

Kobalt stratejik ve endüstriyel uygulamalarda ve askeri alanda önemli kullanım alanlarına sahiptir. Kobalt, en çok süper alaşım olarak jet motor türbinlerinde kullanılırken, malzemelere manyetiklik özelliği kazandırma, korozyondan korunma ve mekanik özelliklerin iyileştirilmesi amacıyla alaşımlarda, yüksek hız çeliklerinde, takım çeliklerinde, elmas takımlarında ve kesici uçlarda alaşım elementi olarak da kullanılır. Bileşikleri ise petrol ve seramik endüstrisinde katalizör ve boyalarda pigment, mürekkep ve verniklerde kurutma maddesi olarak kullanılır. Ayrıca pil elektrotlarında, her tip manyetik malzemelerde ve kayıt cihazlarında kullanılmaktadır. Günümüzde kobaltın en büyük maden üretici ülke Kongo (% 45) ve en büyük metal kullanıcısı ise Amerika Bileşik Devletleri'dir [29].

Havada bulunan toz halindeki kobaltın solunması ve kobalt tuzlarına deri teması neticesinde kobalt zehirlenmesi gerçekleşir. Toz halinde alınan element kobalt akciğerlerde çözünerek kana ve idrara karışır. Hayvanlarda yapılan deneylerde ince partiküllerin (20 nm) yarım saatte, kaba partiküllerin (11 µm) 3 - 4 günde yarı yarıya çözüldüğü ortaya konulmuştur. Suda çözünürlüğü olmayan kobaltoksit (Co_3O_4) solunum yolu ile alındığında vücut tarafından çok iyi emilmekte ve hücrelerde bir kaç günde çözünerek kana karışmaktadır. Suda çözünür kobalt bileşikleri ağız yolu ile alındığında % 75' i tekrar atılırken geriye kalan kobalt kan, karaciğer, akciğer, böbrek, testisler ve bağırsaklarda toplanmaktadır.

Uzun süre kobalt tozuna maruz kalındığında, alerjik tepkilere ve kronik bronşite neden olmasına rağmen kobalt kaynaklı deri tahrişi ve hastalıklar çok nadir gözlenir ve etki iki ayrı gruba ayrılabilir. Birinci grup; vücudun bazı bölgelerinde meydana gelen kızarıklıklar (eritem) şeklinde; özellikle sıcak havalarda, ellerde kobalt temasından kısa süre sonra oluşur. İkinci grup; uzun yıllar kobalt bileşikleri ile temas sonucunda ortaya çıkan egzamadır [15, 24].

Kobalt ve kobalt bileşiklerinin insanlar üzerinde kansere neden olduğuna dair henüz kesin bulgular olmamasına rağmen, kobalt bileşikleri risk teşkil etmektedirler ve kanserojen madde gibi muamele görürler. Kobalt içeren implant takılan bölgelerde tümör oluşumuna da rastlanmış ve hayvanlar üzerinde yapılan deneylerde, kobalt metalinin, suda çözünür kobalt bileşiklerinin kansere yol açtığı kanıtlanmıştır. Buna rağmen kobalt, krom ve molibden içeren alaşımların, kobalt (II) sülfat ve kobalt (II) klorürün, kobalt-alüminyum-krom spinel oksitin, kobalt (II,III) oksit, kobaltnaftanat ve kobalt (III) asetatın kansere sebep olduğunu gösteren kesin veriler mevcut değildir

[15]. Kobalt-oksitler (CoO , Co_3O_4), Kobaltkarbonat (CoCO_3), kobaltklorürhegzahidrat ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), kobaltnitrathegzahidrat ($\text{Co}(\text{NO}_3)_2$) ve kobaltasetattetrahidrat ($\text{Co}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) için akut oral zehirlenme sınırları sırasıyla; 1750, 630, 766, 691 ve 821 mg/kg' dır [24].

Günlük besin ihtiyacımızda çok küçük bir yer teşkil eden kobalt, kırmızı kan hücrelerini üretiminin ve sinir düzenlenmesinde kullanılan B12 vitaminin bileşenidir [16,23,30]. Kobaltın vücuttaki normal miktarı 80-300 μg 'dır ve kırmızı kan hücrelerinde, karaciğerde, dalakta, böbrekte, pankreasta depolanır. Et, karaciğer, böbrek, midye, istiridye, süt, balık ve deniz yosunları ve daha düşük miktarda olmakla beraber kara sebzeleri (bakla tohumu, ıspanak, lahana, salata, pancar, incir) de kobalt içerir. Diğer taraftan sigara dumanında da kobalt bulunmaktadır [15, 16].

Kobalt vücutta yapı taşı olarak bulunur ve anemiye engeller, ayrıca B12 vitaminin yorgunluk, sindirim kolaylığı ve kas problemlerinin giderilmesine faydası vardır. Yetersiz kobalt alınımında pernisiyöz (zararlı) anemi ve sinirlerde bozukluk gibi pek çok problemler ve semptomlar ortaya çıkar ancak yeterli B12 vitamini alınarak etkiler ortadan kaldırılabilir. Vejetaryen insanların yeterli B12 ve kobalt alıp almadıklarına ve yaşanan bölgede toprak seviyesindeki kobalt miktarına bağlı olarak bitkilerde bulunan kobalt miktarının azaldığına özellikle dikkat edilmelidir [16].

3.7 Nikel (Ni)

Nikel ilk olarak Axel Cronstedt (1751) adlı bir İsveçli mineralojist tarafından, gersdorfit (NiAsS) cevheri araştırılırken bulunmuştur. Nikelin başlı başına bir element olduğu 1775'de Torbern Bergman ve arkadaşları tarafından kanıtlanmış ancak 1804'e kadar herhangi bir üretimi yapılmamıştır. İlk saf metal üretimi Jeremias Richter (1804) tarafından yapılmıştır. İlk bulunuşundan sonra uzun bir süre boyunca nikel içeren alaşımlar üretilmiştir. 1830'larda "Alman Gümüşü" olarak bilinen bakır-nikel-çinko alaşımları İngiltere ve Almanya'da büyük miktarlarda üretilmiştir. 1870'de çelik alaşımlandırma elementi olarak önem kazanan nikel daha sonra elektrolitik olarak kaplama teknolojisinin geliştirilmesiyle geniş bir kullanım alanı bulmuştur. Toprakta eser element olarak bulunan nikel, demir ve alüminyum silikatların latisinde yer almaktadır. Çoğunlukla sülfat ve oksitler halinde bulunan ve

yeryüzünde bulunma sıklığı 24. sırada olan nikelin ortalama konsantrasyonu % 0.008'dir. Toplam rezerv 130×10^6 ton olarak tahmin edilmektedir [13].

Parlak gümüşümsü sert bir ferromanyetik olan nikel metali nitrik asitte çözünebilirken seyreltik hidroklorik ve sülfürik asitte az oranda çözünmekte, sıcak-soğuk su veya amonyakta ise hiç çözünürlük göstermemektedir. Nikelin büyük bir çoğunluğu (% 80), korozyon ve ısı direncinin yüksek, sertliğinin ve dayanımının iyi olması sebebiyle alaşım üretiminde kullanılmaktadır. Nikelin ana kullanım alanı paslanmaz çelik, bakır-nikel alaşımları ve diğer korozyona dayanıklı alaşım üretimleridir. Saf nikel kimyasal katalizör olarak elektrolitik kaplamada ve alkali pillerde, pigmentler, madeni para, kaynak ürünleri, mıknatıslar, elektrotlarda, elektrik fişlerinde, makine parçaları ve tıbbi protezlerde kullanılmaktadır [13,31].

Nikelin bilinen biyolojik fonksiyonu olmamakla birlikte orta seviyede zehirleyici özelliği vardır. Doğal yayılımı yanında insan aktivitelerine bağlı olarak doğada bulunmaktadır. Nikelin organik formu, inorganik formundan daha zehirleyicidir. Deriyi tahriş etmesinin yanında kalp-damar sistemine çok zararlı ve kanserojen bir metaldir. Zararlı etkilerine rağmen nikel ve tuzlarıyla zehirlenme nadir rastlanan bir vakadır.

Nikel yakıtların yanması, madencilik ve rafinasyon işlemleri ve kentsel atıkların küllleştirilmesi ile atmosfere yayılmaktadır. Bunun yanı sıra lağım çamuru karışmış toprakta ve sigarada (0 - 0.51 $\mu\text{g/sigara}$) bulunmaktadır. Derideki etkileşim nikel içeren takı kullanımında ortaya çıkabilmektedir. Nikel madenciliği ve ergitme endüstrisinde mesleki maruziyet görülmektedir. Kimyasal endüstride ise nikel elektrolitik olarak kaplamada kullanılmaktadır [31].

Bazı bitki türleri, örneğin; baklagiller, için yararlı bir element olan nikel, belli bir doz aşımında (0,18-5 ppm) zehirleyici olmaktadır.

Nikel hem altın için mükemmel bir beyazlaştırıcı olduğu gibi hem de bakır ile birlikte kullanıldığında mekanik özellikleri, işlenebilirliği ve döküm özellikleri iyi olan bir alaşım eldesini mümkün kılan önemli bir alaşım elementidir. Kompakt nikel ve nikel alaşımları, düşük oranda zehirli olmalarına rağmen metalik toz halindeki nikel ve nikelin kimyasal bileşikleri kanser yapıcı maddeler sınıflandırılmasında A1 (kanserojen) kategorisinde yer almaktadırlar. Solunabilir boyuttaki nikel tozları için TRK değeri 0,5 mg/m³ olarak belirlenmiştir [32].

Nikelin toksikolojik etkileri temel olarak 3 grupta incelenebilmektedir [32]. Bunlar:

- Kanserojen etki,
- Solunum sistemine etki ve
- Dermatolojik (alerjik) etkidir.

Kadınlar tarafından sık ve sürekli olarak kullanılan takıların nikel veya nikel alaşımları içermesi nedeniyle özellikle kadınlar nikel alerjisi tehlikesi altındadır. İlk kez 1923 yılında tanımlanan ve 1930 yıllarında araştırılmaya başlanan nikel alerjisi özellikle 1970'li yılların sonlarından itibaren bu alerjenin yaygınlaşarak artmakta olduğunu ve günümüzde bazı araştırmacılara göre kadınlarda % 40, erkeklerde % 5 - 10 seviyelerine ulaştığını ileri sürmektedir. Diğer ilginç bir bulgu ise kulağı delinmiş kişilerde nikel alerjisi görülme sıklığının, kulağını deldirmemiş kişilere nazaran kesinlikle daha yüksek olmasıdır. Aynı etki kulağını deldiren erkeklerde de söz konusudur.

Bu nedenle, küpe, kolye, bilezik, saat kayışı gibi deriyle sürekli ve yakın teması olan eşyalarla ilgili olarak Avrupa'da bir takım yasal düzenlemeler yapılmıştır. Örneğin, Danimarka Haziran 1989' dan itibaren, çözünen nikel miktarının 0,5 µg/cm² hafta değerinden fazla olan mücevherlerin satışını yasaklamıştır. Almanya küpe saplarında nikel kullanımını yasaklamakla beraber diğer ürünlerin satılmasını yanlarında uyarıcı bir etiket bulunması kaydıyla serbest bırakmıştır. İsveç ise küpelerde kullanılabilecek nikel miktarını maksimum % 0,05 ile sınırlandırmıştır [32].

Nikel bileşikleri için çalışma yerlerinde toz olarak havada izin verilen değerler; nikel bazında 0.015 mg/m³ (TWA-8 saat) iken nikel-karbonil için 0.007 mg/m³ (TWA-8 saat)'dür. Metalik nikel için TWA değeri 1 mg/m³ ve soluma durumunda TLV değeri 1.5 mg/m³'dür [33].

Besin olarak toplam nikel alınımları, hayvan yiyecekleri veya bitkilerin tükettikleri miktarlara bağlıdır. Günlük nikel alınımlarının yaklaşık yarısı ekmek, içecek ve tahılların tüketilmesiyle olmaktadır. Besinlerin günlük 150 µg'dan az nikel içermesi tavsiye edilmektedir. İngiltere'de günlük değer; yetişkinler için 140-150 µg, çocuklar için 14-250 µg, A.B.D'de 69-162 µg, ve Danimarka'da ortalama 130 (60-260) µg'dır [24].

3.8 Arsenik (As)

Arsenik, yerkabuğunda geniş bir alana yayılmış ve yerkabuğundaki ortalama konsantrasyonu 2 ppm olan, 5.78 g/cm^3 yoğunluğa sahip olan bir metaloiddir. Arsenik 200'den fazla mineral türünde bulunmakla beraber doğada jeolojik olarak geniş bir alana yayılmış trivalent ve pentavalent formlarda yiyecek ve yeraltı sularında mevcut olup en çok bilinen minerali arsenopirittir (FeAsS) [15,16,24]

Endüstride arseniğin en bilinen uygulamaları yarı iletken teknolojilerinde ve laser üretimindedir. Bunun yanında antik çağlardan beri bilinen bir kullanım alanı daha vardır: Zehir. İnorganik arsenik bileşikleri 60 ppm üzerindeki konsantrasyonlarda oral yolla vücuda alındığında insanlar için sonuç ölümdür [13,34,35]. Arseniğin metalik formda kullanılmasının herhangi bir faydası olmadığı için bu tür çalışmalar genellikle yapılmamaktadır. Elementsel arsenik suda çözünmezken inorganik arsenik tuzları, pH ve iyonik ortama bağlı olarak geniş aralıklı çözünürlükler gösterir. Madencilik, demir-dışı metallerin ergitilmesi ve fosil yakıtların yanması gibi büyük endüstriyel prosesler arseniğin hava, su ve toprağa yayılarak kirlenmesine sebep olmaktadır. Arsenik içeren tarımsal ilaçların kullanılması ve kereste muhafazasında arsenik kullanılması çevre kirliliğine neden olmaktadır [15,24,35].

Kırsal bölgelerde havadaki ortalama toplam arsenik konsantrasyonu 0.02 ile 4 ng/m^3 arasında değişirken bu miktarlar kentsel bölgelerde 3 ile 200 ng/m^3 arasındadır. Okyanusa açık deniz suyunda arsenik konsantrasyonu $1\text{-}2 \text{ }\mu\text{g/litre}$ civarındadır. Arsenik, yeryüzü sularına geniş oranda yayılmış olup nehir ve göllerdeki konsantrasyonu genelde $10 \text{ }\mu\text{g/litre}$ 'nin altındadır. Yeraltı sularındaki arsenik seviyesi, volkanik kayalar ve sülfürlü minerallerin depolandığı yerler hariç, ortalama $1\text{-}2 \text{ }\mu\text{g/litre}$ 'dir. Ortalama sediment konsantrasyonu $5\text{-}3000 \text{ mg/kg}$ arasında değişirken kirliliğin fazla olduğu yerlerde bu değer yükselmektedir. Topraktaki zemin konsantrasyonu $1\text{-}40 \text{ mg/kg}$ arasında olup ortalama değerler 5 mg/kg civarındadır [15,35].

Arseniğin kronik olarak artışı kromozom ve genler üzerinde negatif değişimlere neden olmaktadır. Aslında düşük miktarlardaki arsenik (yetişkinler için $20 \text{ }\mu\text{g/gün}$ [24]) insan vücudu için gerekli bir mineraldir [16]. Doğal olarak yeryüzünde ve yiyeceklerde bulunan arsenatlar şeklindeki organik arsenik bileşikleri çok zehirli değildir. Vücut tarafından böbreklerde kolaylıkla giderilirler. Arseniktrioksitler

gibi, inorganik arsenik bileşikleri endüstriyel olarak kullanılırlar ve toprağı, dolayısıyla yiyecek maddelerini kirleterek esas problemi teşkil ederler. Bunlar vücutta, saçta, ciltte, tırnaklarda ve iç organlarda birikirler. Ortalama olarak insan vücudunda 10-20 mg'ın üzerindeki oranlarda bulunan arsenik problem yaratır. Böbrek fonksiyonlarındaki azalma da arsenik birikimini arttırır. Arsenik absorpsiyonu en fazla %5 gibi düşük oranlarda gerçekleşir ve büyük kısmı dışkı ve idrar yoluyla vücuttan atılır [15]. Tavsiye edilen güvenlik limiti yetişkinlerde 15 µg/kg (vücut ağırlığı/hafta) dır [24,35].

Çözünebilen inorganik arsenik bileşikleri kuvvetli zehir olduklarından yüksek dozlarda emilimi, sindirim sistemi semptomlarına, kardiyovasküler ve sinir sistemi fonksiyonlarında bozukluklara ve sonuçta ölüme sebebiyet vermektedir. İçme suyundaki arseniğin ($\leq 50 \mu\text{g As/l}$) uzun süreli etkileşimi sonucunda deri, akciğer ve böbrek kanserine yakalanma riski çok yüksek olup aynı zamanda deri görüntüsünün değişimi görülmektedir. Mesleki arsenik alınımı büyük oranda soluma yoluyla olup genelde akciğer kanseri ile sonuçlanmaktadır [13,17,35].

Besin maddelerinden alınan günlük toplam arsenik, çoğunlukla 20 ile 300 µg/gün'dür. Besinlerin içindeki arseniğin yaklaşık % 25'i inorganik olup, bu durum besinin emilim şekline yüksek oranla bağlıdır. Arseniğin akciğerlere etkisi sigara içenlerde yaklaşık 10 µg/gün iken, sigara kullanmayanlarda 1 µg/gün'dür [15].

Arsenik bileşiklerinin insanlarda acı veren tümörlere sebep olmasından dolayı, oksit, asit veya tuzlarının MAK değerleri saptanamamıştır. Arsinin (AsH_3) MAK değeri 0.2 mg/m³ (0.05 ppm)'dir. Arsin hariç diğer tüm arsenik bileşiklerinin TRK değeri 0.2 mg/m³'dür (As olarak). Amerika Birleşik Devletleri'nde izin verilen limit değerler; kalsiyum arsenat için 0.2 mg/m³, arsin için 0.2 mg/m³, tüm inorganik arsenik bileşikleri için 0.01 mg/m³ ve organik arsenik bileşikleri için ise 0.5 mg/m³'dür. Japonya'da arseniktrioksitin havada izin verilen maksimum konsantrasyonu 0.5 mg/m³ ve arsinin 0.2 mg/m³'dür. İsveç'te bu değer tüm arsenik bileşikleri için 0.05 mg/m³ olarak belirlenmiştir [24,35].

3.9 Antimon (Sb)

Eski çağlardan beri bilinen antimonu ilk kez Mısır'lılar Sb₂O₃ (Stibnit) formunda makyaj malzemesi olarak kullanmışlardır. 1707 senesinde metalik olarak elde edilen

antimon, 6,68 g/cm³ yoğunluğa sahip, gümüş renginde bir metaldir. Antimonun Yunancadaki anlamı “yalnız başına bulunmayan metal”dir [24,34].

Kurşun alaşımlarında, ilaç sanayiinde, pil endüstrisinde ve elektronik sanayiinde yoğun kullanılan antimon insan vücudu için gerekli bir metal değildir. Bulunabildiği iki oksidasyon kademesine (3+, 5+) ait bileşikler zehirlidir. Vücutta bıraktığı temel hasarlar; bağışıklık sisteminde çökme, sinir sisteminde, solunum ve sindirim sistemlerinde ve vücudun diğer sistemlerindeki negatif etkileri olarak tanımlanabilir. Antimon ve bileşiklerine ait çalışmalar hayvanlar üzerinde yoğunlaştırılmış ve her türlü etki hemen hemen tespit edilmiştir. Buna karşılık antimonun insan sağlığı üzerindeki etkilerini içeren çalışmalar oldukça sınırlıdır. Yapılan çalışmalarda antimon ve bileşiklerinin kansorejen etki göstermedikleri tespit edilmiştir. Vücuda hangi yolla girmiş olursa olsun özellikle ciğerler, mide ve bağırsak bölgesinde toplanan antimonun, akut veya kronik etkileri temel olarak mide kasılmaları, mide ağrıları, kusma, deride kızarıklık ve açılan yaralardır. Uzun süreli alınmaları durumunda ciğerlerde ve bronşitler üzerinde negatif etkileri görülmektedir. Ancak antimon bileşiklerine ait en çarpıcı etki kalp ritmini bozması ve sinir sistemi üzerinde düzeltilemez tahribatlara yol açmasıdır. Bunun yanında sürekli maruz kalındığında kilo kaybına, metabolizmanın hızlanmasına ve kan şekerinin düşmesine yola açar [13,15,34,36].

Antimon; madenlerinin işletilmesi, antimon ve antimon bileşiklerinin üretilmesi ve bunun yanında antimon içerikli diğer alaşım ya da bileşiklerin üretimi / ergitilmesi ve termik santrallerin baca tozu ile çevreye yayılır [15,36].

Canlılar için zehirli etkileri olan inorganik antimon bileşikler; SbH₃, SbF₃, SbCl₃, SbCl₅, Sb₂O₃, Sb₂O₅, Sb₂S₃, Sb₂S₅ ve metalik antimondur (Sb). Canlı bünyesine soluma, (antimon bileşikler içeren hava / toz) yeme, içme ile ve deri teması ile geçer. Antimon bileşiklerinin insanlar üzerindeki etkilerini içeren çok sayıda çalışma yapılmıştır. Bunlardan bazıları aşağıda verilmiştir [15,17,36].

Antimontrihidrür gazı, (SbH₃) en zehirli antimon bileşiğidir. Ağır ve çok kötü kokulu bir gazdır ve solunması durumunda başağrısı, mide bulantısı, kusma gibi etkileri vardır. Hayvanlar üzerinde yapılan deneyler sonucunda 1 saat süreyle solunan 92 ppm gazın öldürücü olduğu tespit edilmiştir. Antimon ve bileşiklerinin insanlar

üzerinde öldürücü etkileri olduğu tahmin edilmekle beraber yetişkin insanların sadece antimon ve bileşiklerine bağlı ölümü gözlenmemiştir [15,36].

Soluma ile temas sonucunda hayvanlarda ölüm, insanlarda ise solunum sistemi, sinir sistemi ve sindirim sisteminde negatif etkiler yaratmaktadır. Çeşitli yıllarda yapılan çalışmalar sonunda; 8-9 g/m³ üzeri antimonoksit solunması durumunda kısa sürede bronşlarda kasılma, üst solunum yollarında kasılmalar ve enfeksiyon ile akciğer rahatsızlıkları meydana gelmektedir. 2.5 g/m³ antimonoksit/klorür içeren ortamlarda 8 ay ve daha yukarı sürelerde çalışılması durumunda kan basıncında aşırı yükselme, kalp atış ritminin bozulması, ve ritimde düzensizlikler meydana gelmektedir. 2 mg/m³ – 70 g/m³ antimonoksit veya antimonsülfür solunması durumunda kısa sürede bile sindirim sisteminde ani ağrılar ve kasılmalar, kusma ve kronik ülser vakaları ile karşılaşmıştır. 10 mg/m³ antimonklorür, antimonsülfür ve antimonoksitin solunum ile vücuda alınması durumunda sinir sisteminde aşırı zayıflama ve beyinde çınlama hissi gibi problemler ortaya çıkmaktadır. Antimon kaynaklı insan ölümü sadece küçük bebeklerde görülmektedir. Özellikle antimonoksit ve antimonhidrür PVC türü plastiklerde malzemenin alev almasını geciktirmek için kullanılmaktadır. Ancak bu uygulamanın bazı mantar türlerinin malzeme içerisinde oluşmasına neden olduğu ve bu malzemelerden üretilmiş bebek yatakları/ beşiklerinin bebekler üzerinde öldürücü etkisi olduğu tespit edilmiştir. Ani bebek ölümü sendromu; soğukalgınlığı, doğuştan gelen bozukluklar gibi bir çok etkene bağlıdır. Ancak yapılan bir araştırma sonucu bebeklerin aniden ölmesi sonrasında kanlarında yapılan antimon analizi sonucunda; ani ölüm ile hayatını kaybeden bebeklerin çoğunda normalden daha yüksek antimon bulunmuştur [20,36].

Antimonun insanlar üzerindeki negatif etkileri en fazla bu metal ve bileşiklerinin üretildiği bölgelerde ve termik santraller yakınlarında yaşayanlarda görülmektedir. Bir çok farklı sağlık kuruluşunun deneysel çalışmalar sonucunda elde ettiği verilerden yola çıkarak çalışma ortamlarında antimon oranının 0.5 mg/m³ üzerine çıkmasına izin verilmemektedir [24,36].

3.10Talyum (Tl)

Talyum 1861’de Sir William Crookes adlı bir İngiliz [16,37] ve 1862’de Lamy adlı bir Fransız [13] tarafından, keşfedilmiştir. Çok reaktif bir metal olan talyum

[15,16,20,37,38], 20°C de havada yavaş yavaş oksitlenerek talyum(I) oksit ve talyum(III) oksite dönüşürken ısıtma esnasında bu durum daha hızlı gerçekleşir. Bu nedenle talyum benzin, kerosen ve gliserin içerisinde saklanır [37].

Yerkabuğunda talyum konsantrasyonu 1-3 ppm civarında olup en sık rastlanan 58.element olarak bilinmektedir [16,37]. Talyum doğada sülfürlü ve alkali metallerin yer aldığı cevherlerde ve deniz suyunda da bulunmaktadır [4,5,18,20]. Talyum ile kirlenmiş bölgelerde konsantrasyonlar; havada <1 ng/m³, suda <1 µg/litre, sudaki çökeltilerde <1 mg/kg'dır. Bitki ve hayvan kaynaklı besinler, <1 mg/kg (kuru ağırlık) talyum içermektedirler, dolayısıyla, insanlar tarafından alınan besinlerde talyumun ortalama 5 µg/gün'den az olduğu görülmektedir. Solunum sistemiyle alınımı ise <0.005 µg Tl/gün'dür [15].

Saf talyumun kendisi kötü mekanik özellikleri ve oksitlenme eğiliminin yüksek olması sebebiyle doğrudan kullanıma uygun değildir [18]. Talyum iyi bilinen yüksek zehirleyici etkiye sahip metallerden biridir. Eskiden birçok hastalıkta (zührevi, dizanteri ve tüberküloz gibi) tıbbi ilaç olarak kullanılmasıyla zehirleyici etkisi ortaya çıkmıştır. Bunların yerinde bir diğer önemli kullanım alanı tarım ilaçlarıdır. Talyum özellikle mantarda akümüle olabilmektedir. İnsan aktivitelerine bağlı olarak yerkabuğunda ve atmosferde eser miktarlarda Talyum bulunmaktadır. Talyum biyo-akümülatif olduğundan besin zincirinden geçebilmekte ve bitki ile hayvanlarda olduğu gibi balık ve kabuklu deniz hayvanlarında da akümüle olabilmektedir [38].

Talyumun endüstriyel olarak çeşitli kullanım alanları bulunmaktadır: optik camların üretiminde, yarı iletkenlerde, bazı alaşımlarda, düşük-sıcaklık termometrelerinde, devre anahtarlarında (şalter), kimya endüstrisinde, katalitik proseslerde ve yeşil havai fişeklerde [38].

Ancak, mesleki maruz kalmanın taşıdığı sağlık riskleri sebebiyle kullanımı düzenlenmiştir. Dünyada bazı bölgelerde talyum, kemirgen hayvan öldürücü ilaçlarda kullanıldığı gibi sigara dumanında da bulunmuştur [15,16,20,37,38]. Ayrıca klinik fotoğraflamada talyum izotopları kullanılmaktadır [38].

Talyumun toksikolojik önemi, bazı inorganik ve organik tuzlar (TlCl, Tl₂SO₄ ve talyum asetat gibi) için sınırlandırılmıştır. Elementel talyumun toksikolojik etkisi bu tuzlarla karşılaştırıldığında daha nadiren gözlenir. Civaya benzer olan bir durumu

vardır: Tl^{3+} doğada mikrobiyal faaliyet ile metil-bileşikler haline dönüşerek potansiyel tehlike yaratır.

Tl^+ iyonları kolaylıkla sindirim bölgesinden emilir ve buradan çeşitli dokulara dağılarak böbrekler, miyokart, testis, tükürük bezleri, bağırsak, iskelet kasları, tiroid bezleri ve böbreküstü bezlerinde yüksek konsantrasyonlarda birikirler. Solunum yoluyla talyum tozları içeren tozların alınımı toksikolojik etkiyi artırır. Deri yoluyla emilimi özellikle talyum içeren merhem kullanımından sonra mümkün olmaktadır. Kuvvetli akut zehirlenmeden sonra Tl^+ iyonları dışkı yoluyla boşaltılır. Bildirilen bağırsak-karaciğer sirkülasyonu ile boşaltımın yarılanma ömrü 1.7 ile 30 gün arasında değişmektedir [19,20,37,38]. Bütün vücut ağırlığının yalnız % 3'ü üreden ifraz edilir.

Çizelge 3.2 de laboratuvar araştırmalarında kan ve ürede ölçülen talyum değerleri ve tercih edilen değerler verilmiştir.

Yetişkinler için talyum tuzlarının ortalama öldürücü dozu 1 gr (10-15 mg/kg vücut ağırlığı)dır [15,37,38]. Terapi görülmediğinde, bu ortalama doz, 10-12 gün içinde ölüme sebebiyet verir [34]. Kanda düşük seviyelerde talyumun bulunması maruz kalındığının belirtisidir, fakat bundan zehirlenme derecesi hakkında sonuç çıkarılamaz. Ancak, 300 µg/L kan veya 100 µg/L üre (etki altında kalmamış bir insan üresindeki ortalama değer 0.3 µg/L'dir.) üzerindeki seviyelerde şiddetli zehirlenme görünür [37,38].

Çizelge 3.2 : Talyum referans değerleri [20].

	Referans Aralığı	Toksik Aralığı
Kan*	< 5 nmol/l (<1 µg/l)	> 500 nmol/l (>100 µg/l)
Üre	< 5 nmol/l (<1 µg/l) veya < 1 mmol/mol keratinin	> 1000 nmol/l (>200 µg/l) veya > 100 nmol/mol keratinin
(tercih edilen)	(<1 µg/g)	(> 100 µg/g)
* Heparinize (polisakarit asit) örnek, plastik tüpte 10 ml.		

Toplam toz olarak ölçülen MAK değeri 0.1 mg/m³ çözünebilen talyum bileşikleridir [13]. Amerika Birleşik Devletleri ve İngiltere'de TLV-TWA 0.1 mg/m³'dir [37,38].

3.11Manganez (Mn)

Atom numarası 25 olan manganez, 1774 yılında keşfedilmiştir. Grimsi metal renklidir. Doğada saf metal halinde bulunmaz. Doğada bileşiminde manganez

bulunan 300'den fazla mineral bulunmakla birlikte, en az %35 mangan içeriğine sahip cevherler “manganez cevheri” olarak adlandırılmaktadır. Önemli mineralleri; pirolüsit (MnO_2), psilomelan ($BaMn_9O_{18} \cdot 2H_2O$) Manganit ($Mn_2O_3 \cdot H_2O$), Braunit ($3Mn_2O_3 \cdot MnSiO_3$), Rodokrozit ($MnCO_3$), Hausmanit ($MnMn_2O_4$) dir. [39,40]

Manganez cevheri, içerdiği mangan miktarına göre manganezli demir (%5-10 Mn), demirli manganez (%10-35 Mn) ve manganez cevheri (%35'den fazla Mn) olarak sınıflandırılırlar. Kullanım alanlarına göre; metalurjik manganez cevheri (%46-48 Mn), batarya sanayii manganez cevheri (%78-85 MnO_2), kimya sanayii manganez cevheri (74-84 MnO_2) ve diğer amaçlarda kullanılan manganez cevheri olarak sınıflandırılır.[40]

Çizelge 3.3 : Manganez kullanım alanları ve kullanım oranları [40]

Ürün /Alan	(%) Oranı
Manganez Metal	
Çelik (Alaşımlar Çelikleri Dahil)	19
Alüminyumlu Alaşımlar	68
Diğer Alaşımlar	13
Ferro Manganez	
Çelik (Alaşımlar Çelikleri Dahil)	97
Pik Demirler	3

Çizelge 3.4 Dünya manganez üretimi, rezervleri ve baz rezervleri (metal içeriği) [41]

Ülke	Cevher Üretimi		Rezerv	Baz Rezerv
	2002	2003		
Avustralya	983	990	32000	82000
Brezilya	1300	950	18000	51000
Çin	900	900	40000	100000
Gabon	810	1000	20000	160000
Hindistan	630	630	34000	50000
Meksika	88	85	4000	9000
Güney Afrika	1504	1630	370000	4000000
Ukrayna	940	830	140000	520000
Diğer Ülkeler	955	985	Az	Az
TOPLAM	8,100	8,000	300,000	5,000,000

Manganezin %95'e yakını parça manganez cevheri ve alaşımları şeklinde demir çelik sanayiinde kullanılır. Geriye kalan %5 kadarı ise kimya sanayiinde kullanılır. Manganezin kullanım alanları ve oranları aşağıdaki Çizelge 3.3 de verilmiştir.

Dünya manganez rezervlerinin toplamı 460 bin ton, baz rezervleri toplamı ise 5 milyon tondur (metal mangan). 2001 yılında 7260 ton, 2002 yılında 8100 ton, 2003 yılında ise 8000 ton 2007 yılında ise 11600 ton metal mangan üretimi yapılmıştır.

Üretilen manganez cevherinin büyük bir bölümü Avrupa Birliği, Japonya ve ABD tarafından tüketilmektedir. Dünyada üretilen ferromanganezin önemli bir bölümü de bu ülkeler tarafından tüketilmektedir.

Manganez insan vücudu için önemli bir mineraldir. Belli miktarlarda her gün tüketilmesi gereklidir. Fakat yüksek miktarda manganez tüketimi insan vücudu için toksik etki gösterir. Manganez etkileri başlıca solunum sisteminde ve beyinde gözlenir. Manganez zehirlenmesinin belirtileri halüsinasyonlar, unutkanlık ve sinir hasarlarıdır. Manganez ayrıca Parkinson, akciğer ambolisi ve bronşite neden olabilir. Eğer bir erkek manganeye uzun süreler boyunca maruz kalırsa iktidarsızlık oluşabilir. Manganez tarafından neden olunan sendrom şizofrenilik, matite, kasların zayıflığı, baş ağrısı ve uykusuzluk gibi belirtilere sahiptir. Manganez insan sağlığı için gerekli bir element olduğundan, manganez yokluğu da sağlık sorunlarına neden olabilir. Bu etkiler aşağıdadır:

- Şişmanlık
- Glikoz intoleransı
- Kan pıhtılaşması
- Deri problemleri
- Düşük kolesterol seviyeleri
- İskelet bozuklukları
- Doğum hataları
- Saç renginde değişiklikler
- Nörolojik semptomlar

Kronik manganez zehirlenmesi uzun süreli toz ve dumanın solunmasından kaynaklanır. Hastalıktan hasar gören başlıca bölge merkezi sinir sistemidir ve kalıcı sakatlık ile sonuçlanabilir. Belirtiler bitkinlik, uykusuzluk, güçsüzlük, duygusal bozukluk, spastik yürüyüş, tekrarlı bacak krampları ve felçtir. Manganez bileşikleri tozu veya dumanıyla çalışan işçilerde zatürree ve diğer üst solunum yolu enfeksiyonları sıklıkla gözlenmiştir. Manganez bileşikleri deneysel belirsiz tümörjenik ajanlardır.

Manganez suda ve toprakta belli miktarlarda bulunur. Havada ise toz parçacıkları olarak bulunur.

3.12 Ağır Metallerin Çevreye Yayım Kaynakları

Ağır metallerin çevreye yayılımının da etken olan en önemli endüstriyel faaliyetler; çimento üretimi,

- Demir çelik sanayi,
- Termik santraller,
- Cam üretimi,
- Metal sanayi,
- Çöp ve atık çamur yakma tesisleridir.

Havaya atılan ağır metaller, sonuçta karaya ve buradan bitkiler ve besin zinciri yoluyla da hayvanlara ve insanlara ulaşırlar ve aynı zamanda hayvan ve insanlar tarafından havadan aerosol olarak veya toz halinde solunurlar. Ağır metaller endüstriyel atık suların içme sularına karışması yoluyla veya ağır metallerle kirlenmiş partiküllerin tozlaşması yoluyla da hayvan ve insanlar üzerinde etkin olurlar.

4. ATIK (TIBBİ) YAKMA TESİSLERİ TEKNOLOJİSİ

Diğer atık giderme yöntemlerinde olduğu gibi tıbbi atıklarda da 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. Tıbbi atık insinerasyonunda atık, enfeksiyon, zehirlilik ve benzeri bir zarara ve estetik bakış açısından herhangi bir eleştiriye meydan vermeyecek şekilde giderilmiş olmalıdır. Bilindiği gibi kimyasal bir proses tasarımı öncelikle prosesin kavramsal olarak çok iyi tanınması, incelenmesi gereklidir. Donanımın tasarımına, kapasite ve boyutların belirlenmesi aşamasına geçmeden önce akım şemasının geliştirilmesi ve kütle/enerji denklıklarının kurulması gerekir. Ancak hastanelerin yatak sayıları, eğitim yapıp yapmadıkları, kabul ettikleri hastaların yaş ve cinsiyetleri, tedavi ettikleri hastalık/organ veya organ grupları, mevsim değişikliklerinden kaynaklanan hastalık ve hasta sayısı değişikliği gibi pek çok parametreyle ilişkili olduklarından, doğru ve gerçekçi bir yaklaşım için önce bu değişikliklerin belirlenmesi gereklidir. Zira çıkan atık türleri/miktarları bu kriterlere göre değişmekte ve seçilecek insineratör tipinin uygunluğu yine bu kriterlere bağlı olarak sağlanmaktadır [42,43].

Tıbbi atıkların içinde bulunan; kağıt, karton, plastik maddeler, suda çözünen ve çözünmeyen çözücüler, anatomik atıklar, cam şişeler, bez parçaları ve daha birçok maddenin çoğu kolayca yanabilecek türden maddelerdir. Buna rağmen atık maddeleri insineratörde belli bir yanma sıcaklığında yakmak için yakıt ilavesine ve tam yanmayı gerçekleştirmek için de fazla havaya ihtiyaç duyulmaktadır. Aşağıda belli atık türlerinin ısı değerleri (kcal/kg) ve yanmaları için ihtiyaç duyulan stokiometrik hava miktarları (kg hava/kg atık) verilmiştir.

Geleneksel olarak, evsel ve tıbbi atıkların çoğu düzenli depolama sahalarında, bazıları insinerasyon işlemi ile bertaraf edilmektedir. Ancak, bazı düzenli depolama sahaları aşırı yüklenmesi ve gelecek için yeterli sahaların bulunmadığı zorluklar, çevresel riskler ve halk direnmeleri nedeniyle tıbbi atıkların düzenli depolanmaları

seçeneği tercih edilen bir yöntem değildir. Buna karşın, insinerasyon, tıbbi atık bertarafı için en yaygın olarak kullanılan arıtım teknolojilerinden biridir ve önemli bir atık bertaraf seçeneğidir.

Çizelge 4.1 : Belirli atıklar ve ısı değeri [44]

Polietilen	11000 kcal/kg	16 kg hava/ kg atık
Polisitrien	9100 kcal/kg	13 kg hava/ kg atık
Poküretan	6200 kcal/kg	9 kg hava/ kg atık
PVC	5400 kcal/kg	8 kg hava/ kg atık
Kağıt	2800 kcal/kg	4 kg hava/ kg atık
Patolojik atık	560 kcal/kg	1 kg hava/ kg atık

İnsinerasyonun en önemli avantajı materyal hacmin önemli derecede azaltması, patojen ve tehlikeli organikleri bozundurması ve atığı küle dönüştürmesidir. İnsinerasyonun dezavantajı ise, dioksin ve furan gibi eser miktardaki organik kirleticileri [polychlorodibenzo-p-dioxin (PCDD) ve polychlorodibenzofuran (PCDF)] ve eğer insineratör iyi tasarlanmamış ve işletilmemiş ise oluşacak metal partikülleri yayabilmesidir. Tıbbi atık insineratörlerinin atmosfere vermiş oldukları emisyonlar özellikle hastanelerin şehre yakınlığı nedeniyle özel öneme sahiptir [45].

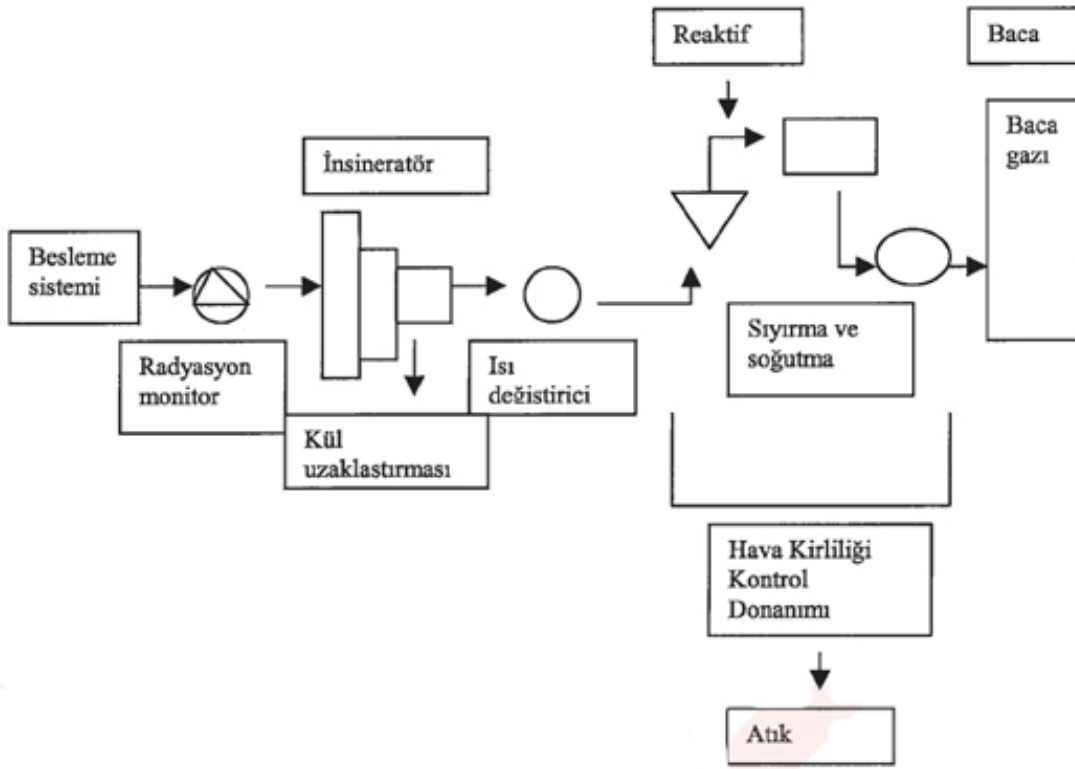
Bir insineratör, uygulandığı atık kaynağının veya kaynaklarının büyüklüğüne göre çeşitli büyüklüklerde olabilir. İnsineratörler, tek başına hastaneler içinde olabileceğı gibi, birçok hastaneye hizmet verecek genel bir yerde de bulunabilir. Birçok ülke 1980'li yılların başından beri tıbbi atıkların arazide depolanamayacağını kanun ve tüzüklerine koymuşlardır. Bu nedenle bazı ülkeler hastanelerde insineratör kurmaya başlamışlardır. İnsineratör tasannu ve işletilmesi ile ilgili olarak her gün yeni bir gelişme olmaktadır. Bu gelişmelere neden olarak insanların hastane atıklarının etkin bir şekilde giderilmesini istemeleri ancak bu giderme ve bozundurma mekanizmalarını duymak, görmek veya koklamak istememelerinden kaynaklanmaktadır [45].

Yakma işlemi ile atık hacminin %90 oranında azaltıldığı çoğı zaman söylenmektedir. Ancak geride kalan küller hesaba katılırsa bu oranın %45'e kadar gerilediğı görülecektir. Atık ağırlığının ise üçte bir oranında azaltıldığı öne sürülmektedir. Bu hesaplama sadece geriye kalan küller için yapılmıştır; şayet etrafa yayılan gaz ve küçük parçacıklar da göz önüne alınırsa bu oranın da gerileyeceğı ortadadır. Özetleyecek olursak, atık yakma uygulamasının gazlar dahil bütün çıktıları ölçülürse, toplam girdi külesinden daha fazla çıktı yaratıldığı görülecektir. [46]

EPA'ya göre tıbbi atıkların on-site insinerasyonunun çok sayıda avantajı vardır. İnsinerasyon patojen atıkları steril eder; % 90-95 hacim ve kütle azalması sağlar; hayvan leşleri gibi kötü atıkları zararsız küle dönüştürür; atık ısı geri kazanımı sağlayabilir; ve bazı durumlarda eşanlı tehlikeli kimyasal ve düşük seviyeli radyoaktif atık bertarafı için kullanılabilir. Genel ve gelişmekte olan tıbbi atık yasaları on-site insinerasyon kullanımını cesaretlendirmektedir. Hava Kirliliği Kontrol Donanımlı modern bir tıbbi atık insineratörü enfekte ve toksik tıbbi atık bileşenleri yok eder, atık materyalin hacimim ve ağırlığını azaltır ve atmosfere verilen emisyonları etkili bir şekilde kontrol eder. Bugün Amerika Birleşik Devletleri'nde tıbbi atık insineratörlerinin çoğu üç sınıfa ayrılmaktadır [46];

- Zorlanmış-hava modüler sistemler
- Aşın hava-modüler sistemler (batch)
- Döner fırın

İyi tasarlanmış bir insineratör sistemi, atıktan yok etmek için, kontrollü besleme oranını, hesaplanmış yakma havasını, yüksek sıcaklık, yakma için iyi yeterli türbülansı ve yeterli yakma zamanını kullanmalıdır. Hava kirliliği kontrol donanımı etkin bir şekilde partikül maddeleri toplar, eser miktardaki metal ve organikleri tutar ve yanma prosesinde oluşan asidik gazları (HCl) nötr hale getirir. Şekil 4.1 bir model tıbbi atık insinerasyon sistemi diyagramını göstermektedir. Tıbbi atık insineratörleri tasarım açısından çeşitlidir, ancak tipik modern sistem çeşitli yanma şamalarından oluşmaktadır. Çoğu modern tıbbi atık insineratörleri kontrollü-havalı olarak tanımlanmaktadır. Birincil oda atığı yakar ve gazları uçuculaştırır. İkincil oda uçucu gazları karbondioksit ve su buharına dönüştürür. Tıbbi atıklar azaltılmış ya da yetersiz hava olarak bilinen pirolitik koşullar altında yakılır, aşırı havalı çok safhalı yanma ile devam eder. İkincil oda gazları 1200 °C civarında yüksek sıcaklıklarda ve yanmamış bileşenlerin bozunmasını sağlamak için bir iki dakika bekleme süresiyle yakar. Çoğu insineratörler baca gazlarını soğutmak ve enerjiyi geri kazanmak için atık ısı kazanları kullanırlar [47].



Şekil 4.1 : Bir model tıbbi atık insinerasyon sistemi diyagramı [47]

İnsinerasyon evsel katı atık arıtım için hacim ve ağırlık azalttığı ve ısı enerjisi ürettiği için ekonomik yöntemdir. Ancak, insinerasyon PCDD/F emisyonları ile ikincil kirlilik kaynağı olarak görülmektedir. Çeşitli tasarım ve uygulama parametreleri PCDD/F emisyonlarının tanımlanmasını etkilemektedir. Bunların arasında proses sıcaklığının en etkili parametre olduğuna inanılmaktadır. İnsinerasyon odasındaki sıcaklık, yanmamış hidrokarbonları yıkmaya yeterli derecede istenmektedir. Bu arada, elektrostatik toplayıcı (ESP) ya da atık ısı geri kazanım kazanı gibi off-gaz arıtım sistemlerindeki 250-450 °C arasındaki sıcaklık aralıkları PCDD/F oluşumu için yeterlidir. Toz ve partiküllerdeki metaller, PCDD/F oluşum reaksiyonlarını katalizleyebilir ve baca gazındaki toz konsantrasyonu PCDD/F emisyonları ile yakından ilişkilidir. Hala tartışmalı olan konu, çeşitli ölçüm çalışmalarındaki oksijenin, insinerasyon sisteminde karbon monoksit ve hidrojen klorür gibi gazların PCDD/F emisyonlarıyla zayıf korelasyonlu olup olmadığıdır [48,49,50,51,52,53].

Atıkların bileşimi, ısı değeri, nem oranı vb. pek çok parametre ülkeden ülkeye bile değişiklik gösterir. Nitekim bir İsviçre firması tarafından zorlanmış hava (starved air)/piroliz birinci yakma odası tipinde bir tıbbi atık yakma insineratörü Güneydoğu Asya bölgesinde pazarlanmaya çalışılmış, ancak pek çok problem ortaya çıkmıştır.

Atık tipinin Avrupa, Kuzey Amerika ve Japonya'daki atıklardan çok farklı olması ve yüksek nem içeriği dolayısıyla, özellikle Güneydoğu Asya bölgesinde zorlanmış hava (starved air)/piroliz yanma prensipli birimler tıbbi atık ve genel evsel atıkların tamamen bozunması için uygun değildir. Nitekim tıbbi atıkların insinerasyonu konusunda dünyanın en tanınmış otoritesi olan Calvin Brunner, "starved air/piroliz" prosesinden kesinlikle kaçınılması gerektiğini, tıbbi atıklar için en uygun sistem olan "aşırı havalı" sistemlerin kullanılabileceğini söylemektedir. Özellikle atığın, yüksek nem içeriğine sahip olduğu durumunda zorlanmış hava yanması uygun olmadığı belirtilmektedir [54].

Tıbbi atıkları yakılarak bertaraf edilmesi esastır. Yakma sistemleri, belediyeler veya belediyelerin yetkilerini devrettiği kişi ve kuruluşlar tarafından kurulur ve işletilebilir. Evsel nitelikli atıkları yakılması için kullanılan yakma fırınları atıkların yakılması için kullanılamaz. Yakma fırınındaki ilk bölme sıcaklığının 900 °C olması ve son yakma bölgesindeki gazların 1200 °C'de en az 1,5 saniye tutulması zorunludur [54].

İnsinerasyon işlemini kolaylaştırmak açısından tıbbi atıkların ve insineratörlerin sınıflandırılması işlemi gerekebilir. Bu konuda ilk sınıflandırma şeması 1966 yılında incinerator Institute of America tarafından yapılmış ve insineratörler için 7, tıbbi atıklar için de 6 tip sınıflandırma belirlenmiştir. Günümüzdeki A.B.D. yönetmeliklerinde mikroorganizman atıklar "kırmızı torbalar" ile toplanma mecburiyetindedir. Kanada'da ise atıklar içeriklerine göre; kırmızı (insan parçaları, plastik, temizlik bezi, absorbant, alkol, dezenfektanlar), portakal rengi (hasta hayvanlar ve parçaları, plastik, cam, yatak, talaş, kağıt, fekal maddeler), sarı (tül, yastık, temizlik bezi, giyim eşyası, kağıt, selüloz, plastik, PVC, şırınga, kesici, iğne, alkol ve dezenfektanlar, plastik, kesici, selülozik madde, sıvılar, artıklar, alkol, dezenfektan, cam, tül, yastık, temizlik bezi, plastik, petri kabı, kesici, cam, sıvılar) ve mavi (enfekte olmayan maddeler, hayvan parçaları, plastik, cam, yatak, talaş, fekal maddeler) renkteki torbalarda toplanma mecburiyetindedir.

Son 10-15 yıl içinde tıbbi atık içindeki plastik oram %10'dan %30'un üzerine çıktığından, plastiklerin yakılması sonucu oluşan insan ve hayvan sağlığı için de çok zararlı olan PCB'ler (poliklorürlü bifeniller), dioksinler (dibenzo-p-dioksinler) ve furanlar (dibenzofuranlar) büyük ilgi toplamaktadır. Bazı ülkelerde ve eyaletlerde tıbbi atık tehlikeli atık yönetmeliklerinde yer almaktadır. A.B.D.'nin birçok eyalet

tüzüklerinde küçük kapasitedeki insineratörler için aşırı sıkı bir sınırlama söz konusu değildir. Ancak, istenen insineratör sıcaklıklarında ve sürelerinde değişiklikler söz konusudur. Sıcaklığın daha fazla olması gereken ikinci bölme için istenen en düşük sıcaklıklar 800 ile 1100 °C arasındadır ve bekletme süresi ise en az 0,3 ile 2 saniye arasında verilmiştir. Oluşan külün mecburen zararsız atık depolama sahasına verilmesinin gerekmesi nedeniyle, tıbbi atıkların hiçbir suretle zararsız atıklarla beraber yakılmaması da istenmektedir [54].

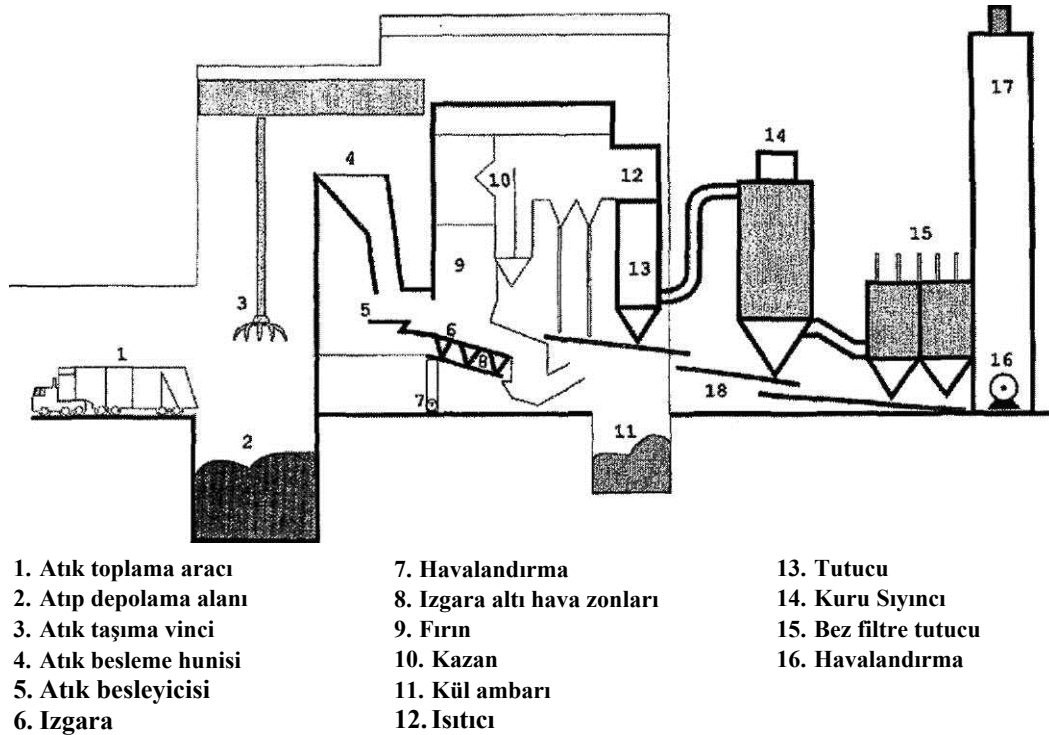
Tıbbi atık insinerasyonu, genellikle polietilen, polipropilen ve polivenil klorür gibi toplam atıkların % 20'sini oluşturan plastikleri içerdiği için özel bir durumdur. Kauppinen (1990) evsel katı atıklarda bu bileşiklerin yaklaşık dört kat daha fazla bulunduğunu tespit etmiştir. Bu yüzden oluşan hidrojen klorür emisyonları yüksek olabilir. Tıbbi atıklar genellikle evsel atıklardan daha küçük sistemlerde yakıldıkları için, hastane atık insinerasyonu için yüksek emisyon faktörlerinin ihtimalini daha da arttıran emisyon yönetmelilerinin daha yumuşak olabileceği vurgulanmıştır.

4.1 Tasarım Kriterleri

İnsineratör tasarımında ızgaradaki atıkların karıştırılması ve ızgara altı ve ızgara üstü bölgelerde hava dağılımının kontrol edilmesi yanma veriminin istenen değere ulaşmasında ve organik madde emisyonunu minimize etmede önemli faktörlerdir. Fırın konfigürasyonu aynı zamanda, ızgaradan çıkan külün kalitesi ve yanmanın kontrol edilmesinde etkin bir rol oynar. Yanan atıkları terk ettikten sonra çıkan yanma gazları tam yanma ve uniformluğu sağlamada çok önemlidir. Fırınlarda birçok genel konfigürasyon vardır. Bunlar, fırındaki yanma ürünlerinin atık akımına göre bağlı akış yönü ve ızgaraya göre fırın boğazının yerleşmesinin bir fonksiyonu olarak sınıflandırılır. Bu sınıflandırmalar, atıkların tiplerine göre geliştirilmiş fırın geometrilerinin çalışıldığı DBA (Deutsche Babcock Anlagen) (Alman Babcock Tesisi) ya dayanır. Paralel akış durumunda, ızgaranın kurutma kısmının üzerindeki kemer ya da örtünün varlığı nedeniyle atıkla birlikte gazlar da taşınır. Bu düzenleme yüksek oranda uçucu atıklar için önerilmiştir. Diğer taraftan zıt akış sisteminde, ızgaranın kurutma alanındaki uçuculaşma bölgesi akışında atıklardan sıcak gazlar açığa çıkar ve bu materyallerden nemin uzaklaşması artar. Ekstra kurutma kabiliyeti nedeniyle, yüksek kül içerikli atıklar ya da ıslak atıklar için zıt akış sistemi uygundur. Fırının kurutma etkisi, alttan tutuşturma alanına ısıtılmış hava ilavesi ile artırılabilir.

Islak ve yüksek küllü atıklar paralel konfigürasyona uygun materyallerden daha düşük bir ısı değere sahiptir. Merkezi akış düzenlemesi, uçucu ısıl bozunma bölgesinin üstüne yerleştirilmiş boğaza sahip diğer ikisinden daha esnektir. Yanma prosesini tamamlamak için yakıt yatağını terk eden gazlara ilave hava eklenmelidir. Tipik olarak alttan tutuşturma sisteminden fırına %60-80 ilave hava gelir. Sınırlı üstten tutuşturma havası ile, bu ilave, istenen karışıma ulaşmak için dikkatli olarak kontrol edilmelidir. APC'ye (Hava Kirliliği Kontrol) göre, atıkları ve baca gazındaki organik kirleticilerin kontrolünü ve uygun hava karışımını sağlamak için fırın boğazı ve üstten tutuşturma hava injeksiyon sistemi, uygun olarak tasarlanmalıdır. Boğaz, bir akış daralmasına neden olur, türbülans sağlar ve üstten tutuşturma havasının ve yanma ürünlerinin tam karışımının sağlanması için iyi bir yerleşime sahiptir. Düşük emisyonlara ulaşmak isteniyorsa, üstten verilen tutuşturma havasının kısa devre yapmaması ya da sıcaklık düşüşü yaratması önemlidir (Şekil 4.2) [45,55,56].

Izgara, fennin dibine yerleştirilir ve atığı fırının içine hareket ettirirken atığın yanma yatağını destekler. Izgara tasarımında, işletimi etkilemeyen ince küllere ve yüksek sıcaklıklara dikkat edilmelidir. Izgaranın içindeki hava akışı ızgara çubuklarını soğutma görevi yapar ve fırındaki yüksek sıcaklıklardan korur.



Şekil 4.2 : Şematik genel bir insineratör [45]

Tasarımına bakılmaksızın ızgaranın hareketi, çok ince materyallerin aşağıya doğru elenmesine neden olacaktır. Izzaranın tasarımına bağılı olarak, alttan verilen tutuşturma havası plenumlarına bu ince materyallerin hareket derecesi değişebilir. Izzaradan geçenler bu plenumlardan uzaklaştırılır ve kül ekstraksiyon sistemindeki dip külüyle birleştirilir. Izzara sistemlerinin verimliliği, döner ve sallamalı hareketlerle tüm atığa yanma havası sağlayabilmelerine bağlıdır. Üreticiler, ızgaranın içine hava akışını ayarlamak için çeşitli yöntemler uygular. Izzaranın tüm parçalarına eşit olarak havayı dağıtan ayarlanabilir damperler ve dağıtıcıların tedariki önemlidir. En önemlisi ızgaranın içinde iyi bir basınç düşüşünün sağlanmasıdır.

İyi yanma verimliliğinin net sonucu dip külü atık akımında karbon seviyesinin azalmasıdır. Birçok ızgara sistemi üç çeşit ızgaradan birinin bazı varyasyonlarıdır: Salıncak ızgaralar, ileri geri hareketli ızgaralar veya konveyör tipi ızgaralar, ayrıca dairesel ızgaralar gibi başka alternatifler de mevcuttur.

Modern tesislerde en çok kullanılan ızgara sistemleri ileri geri hareket eden ızgaralardır ve bu sistemlerle ulaşılan yanma kalitesi çok iyidir. Uygun olmayan yükleme hızlarında dip külünde yüksek oranda yanabilir maddeler kalır.

Farklı tipte tasarlanan ızgaralar, firma atık materyalini beslemek için kullanılır. Atık genellikle bir oluktan firma beslenir. Bu oluk, firma infiltrasyonu minimize etmek için atığın hepsini tutar. Oluğun altodaki besleyici sistem fırına giren atığı ölçmek için kullanılır. Hem konveyör tip ızgaralarda hem de hidrolik tip ızgaralarda, atığın kalitesine göre belirlenen besleme hızıyla ızgaraya materyalin uniform bir beslenmesi sağlanır. Atık besleme ızgaraları hava temin sistemleri ile donatılmaz. Izzaranın sonundaki deşarjda, kül, fırının sonundaki deşarj için kullanılan bir su soğutma sistemine transfer edilir. Bazı üreticiler, cürufu ekstrakte etmek için ızgara sonunu modifiye etmiştir ve cüruf daha soma soğutma tankına gönderilir; diğerlerinde materyal doğrudan soğutma tankına düşer [45].

4.2 Tıbbi Atık İnsineratörlerinde Baca Gazı Emisyonları

Tıbbi atık insineratörlerinden çıkan baca gazı emisyonlarından en dikkat çekenleri ve bunların etkileri řu şekildedir

4.2.1 Dioksinler

"Dioksinler" bazı 75 klorludibenzo-dioksinler ve 135 Morludibenzo-furanlardan oluşan kimyasal olarak benzer bileşiklerin bir grubunu tanımlamak için kullanılan genel bir terimdir. Bu bileşiklerin 17'si 2, 3, 7 ve 8 konumunda tetra klorludur ve toksik etkileri bilinir. 2, 3, 7 ve 8 tetra klorlu dibenzo-p-dioksin grubu (yaygın olarak 2378 TCDD olarak bilinir) bilinen bir insan kanserojeni olarak sınıflandırılır. Erken tahminlerde tıbbi atıkların insinerasyonunun atmosfere yayılan toplam dioksin yükünün önemli bir miktarından sorumlu olduğu düşünülmüştür. Daha somaki ve kapsamlı bir eleştiri tıbbi atık insineratörlerinden kaynaklanan dioksin emisyonlarının üretilen toplam dioksinin %2'sinden az olduğunu gösteren orijinal tahminin yanlış olduğunu göstermiştir. Plastikler (yaygın olarak kullanıldıktan sonra atılan maddeler) ve klorlu maddeler (kağıt ve mürekkep) dioksin emisyonunun ana kaynağıdır. Oluşum mekanizmaları atık akımındaki dioksinlerin yetersiz bozunması, uzun zincirli organik bileşiklerin eksik bozunması ve düşük sıcaklıklarda katalitik reaksiyonlardır [57]

Yapılan kapsamlı araştırmalar, dioksinlerin geniş bir yelpazede zehirli etkileri olduğunu göstermiştir. Dioksinler dünyanın belli başlı kirleticilerinden biri olmuş ve bütün insanlığın dokularına bulaşmıştır. Sanayileşmiş ülkelerde bu oran öylesine artmıştır ki kadınların dokularındaki dioksin seviyesi doğacak bebeklerin bağışıklık ve sinir sistemlerinde kalıcı hasar ile dünyaya gelmelerine neden olabilmektedir. Atıkların yakılmasının, özellikle evsel (belediye) yakma tesislerinin, başlıca dioksin kaynakları olduğu 1980'lerde ve 1990'lann başında anlaşılmıştır. Çeşitli sanayileşmiş ülkelerde atmosfere yayılan dioksinlerin %40'ı ila %80'inin bu kaynaktan geldiği saptanmıştır. Atık yakma tesislerinden yayılan dioksinlerin ölçülmesinde bazı metodolojiden kaynaklanan hatalar olduğu için, gerçek değerin bu belirtilenin de üstünde olduğu düşünülmektedir. Hava kirliliği kontrol teknolojilerindeki ilerlemeler neticesinde, 1990'larda yeni yapılan ve eski olup da yenilenen atık yakma tesislerinin aldığı önlemlerle, atmosfere yayılan dioksinlerin eskiye göre biraz azaltılması sağlanmakla birlikte, son araştırmalar göre atık yakma tesisleri halen en büyük dioksin kaynağıdır. İngiltere'deki atık yakma tesislerinin, dioksin emisyonunun %30-56'sından sorumlu olduğu bulunmuştur. Danimarka'da gerçekleştirilen yeni bir kütle dengesi çalışması atık yakma tesislerinin hem atmosferdeki, hem de düzenli depolama alanları (kül artıkları yoluyla) ile karadaki dioksin kirliliğinin başlıca

sorumlusu olduğunu göstermektedir. Ayrıca kirlilik kontrol cihazlarındaki gelişmeler sonucunda, atmosfere yayılan dioksin miktarında azalma sağlanırken, tesiste ortaya çıkan kül artıklarındaki dioksinlerin miktarında artışa neden olmuştur. Bazı yeni veya yenilenmiş atık yakma tesislerinden alınan numunelerin ölçümleri AB yönetmeliklerinin oluşturduğu sınırların içerisinde kalındığını gösteriyorsa da diğer atık yakma tesisleri için bu söylenemez. AB kontrol limitlerine uyamayan atık yakma tesisleri içerisinde testleri çok yakın zaman önce yapılmış İspanya, Polonya, İsveç ve Belçika'daki tesisler de vardır. Belçika'daki yakma tesislerinde, dioksin miktarını sistemin birkaç yerinde izleyerek birkaç saat süreli "Nokta Ölçümler" alan rutin test yapılmıştır. Ancak iki hafta boyunca "Sürekli Ölçüm" testi yapıldığında neticeler kayda değer oranda değişmektedir. "Nokta Ölçümleme" testi, "Sürekli Ölçümleme"ye göre test sonuçlarını 30 veya 50'de bir seviyesinde düşük çıkartmaktadır. Bu nedenle birçok atık yakma tesislerinin Sürekli Ölçümleme yapmamalarından endişe duyulmaktadır. İlaveten yeni AB yönetmelikleri "Sürekli Ölçümleme" koşulu getirmediği için kullanılan "Nokta Ölçümlemesi" testlerinin havaya yayılan dioksini gerçeğinden çok daha düşük göstereceği beklenmelidir. Dioksinler ve furanlar, insanlarda chloracne'ye neden olduğu ve aşın düşük dozlarda bile hayvanlarda öldürücü olduğu bulunan birbirleriyle ilişkili bileşiklerdir.

4.2.2 Diğer organik bileşikler

AB ve Türkiye kontrol kolaylığı için, yayılan bütün organik kimyasallar gibi atmosfere salınan tüm organik karbonların da üst sınırını bir yönetmelik ile tanımlamış ve önermiştir. Ancak bu atık yakma tesislerinin bacalarından yayılan bilinen organik kimyasalların zehirliliğini ve sağlığa etkisini göz önüne almaktan uzaktır. Ayrıca bu yönetmelik, tam olarak tanımlanamayan kimyasallar, bunların zehirliliği ve bunların sağlık üzerindeki etkilerini tamamen göz ardı etmektedir.

4.2.3 Partiküller

Her tür atık yakma tesisi atmosfere küçük parçacıklar salar. Bu partiküllerin çoğu çok küçük boyutlardadır. Atık yakma tesisleri bacalarında günümüzde kullanılan hava kirliliği ile kontrol donanımları ($<2,5\mu\text{m}$) partiküllerin sadece %5 ila %30'unun havaya karışmasını önleyebilmekte, ama ultra küçük patiküller için ($<0,1\mu\text{m}$) hiçbir etkileri olmamaktadır. Akciğerlerin en dip köşelerine kadar yayıldıkları için asıl bu küçük ve ultra küçük partiküllerin insan sağlığına zarar verebildikleri

düşünülmektedir. Bu gözle bakıldığında atık yakma tesislerinin, insan sağlığına en zararlı bir tür hava kirliliğini, bu küçük partiküllerin yarattığı söylenebilir. Son araştırmalar ağır metal yüklü küçük partiküllerin daha da tehlikeli olduğunu göstermektedir. Partikül madde, yaklaşık 10 mikron boyutundadır. Partikül yanmamış organikler ya da küldür ve genellikle metalleri adsorbe ederler. Partiküllerin kontrolü elektrostatik çöktürme, torba filtre ya da kuru toz tutucular tarafından yapılmaktadır. Partikül maddelerin belirli bir kısmı ıslak yıkayıcı sistemler tarafından kontrol edilebilirken, organik madde hidrofobiktir ve su fazından akışa doğru geçecektir. Bu yüzden partiküllerin kontrolü için suyun kullanımı dikkatli değerlendirilmelidir [54].

Partikül madde organiklerin yanmasından ve yanma külünün (kalıntısının) yakma sistemindeki türbülans vasıtasıyla hava akımına karışması yoluyla ortaya çıkar. Partikül madde katı yâda aerosol halinde olabilir ve ağır metal, asit ve organik madde muhteva edebilir.

Döner fırın yakma sisteminde türbülans oluşumu fazla olduğundan bu sistemde partikül madde oluşumu diğer yakma sistemlerine göre daha fazladır.

4.2.4 Ağır metaller

Atık yakma tesislerinin bacalarından, aralarında kurşun ve kadmiyum da bulunan ağır metaller yayılır. Birçok ağır metal çok uzun ömürlüdür ve sağlığa etkileri son derece olumsuzdur. Hava kirliliğini önleme araçları teknolojilerindeki ilerlemeler sayesinde, son yıllarda, cıva hariç, atık yakma tesisleri bacalarından yayılan ağır metallerde bir azalma gözlenmiştir. Her şeye rağmen yeni tesislerden de gene ağır metaller yayılmakta ve çevrede zaten bulunan miktarlara eklenerek çevre ve insanlarda birikmektedir. Dioksinlerde de olduğu gibi hava kirliliğini önleme donanımları ile yapılan mücadele sonucu atmosfere karışmayan ağır metaller, tesis küllerinde birikecek ve en sonunda bu küllerin depolama alanlarına atılması yoluyla çevre kirliliği yaratacaktır. Cıva, körlüğe, kas bozulmalarına, doğum deformasyonlarına ve ölüme neden olur. Arsenik, kanserojendir ve solunum yolu tahriş edicidir. Kadmiyum, kanserojendir, kardiyovasküler hastalıklara neden olur ve süclü hayata aşın derecede toksiktir. Krom, aşın hava varlığında altı değerlikli ve azalan hava miktarında üç değerlikli olarak oluşur. Altı değerlikli krom kanserojen olup, solunum yolu hastalıklarına ve deri tahribatına neden olurken, üç değerlikli

kromun yaşam üzerinde belirgin bir hasarına rastlanmamıştır. Partikül maddeler gibi kontrol edilirler. Ancak, eğer belirli bir miktarda altı değerlikli krom külde bulunursa, bunu üç değerlikli forma dönüştürmek için ek bir prosese ihtiyaç vardır [54].

4.2.5 Kükürt dioksitler

Atıktaki maddelerin içinde kimyasal bağlı halde bulunur ve yanmada oksitlenerek SO₂ formuna dönüşür. SO₂ nin bir diğer kaynağı ise yakma sisteminde kullanılan yakıtın muhteva ettiği sülfürdür.

Tesis hasarları gibi büyük atmosferik etkilere sahiptirler ve göz tahrişi ve amfizem ve bronşit gibi solunum hastalıklarına neden olabilirler. Bunlar alkali çözelti içinde ıslak yıkama ya da kuru sistemler ile kontrol edilebilirler.

4.2.6 Azot oksitler

NO_x ler atık gazda NO ve NO₂ olarak bulunurlar. Oluşumu ise; (1) yanma sırasında moleküler nitrojen ile yanma havası reaksiyonu ve (2) atık içinde bulunan nitrojenin oksitlenmesiyle olur. Oluşumu hava yakıt karışımı ve yanma sıcaklığına göre değişir.

Dumanlı sis gibi büyük atmosferik etkilere sahiptirler ve kanda oksijen eksikliğine neden olabilirler. Azot oksitler en iyi şekilde etkin yanma ya da amonyak bazlı injeksiyon sistemleri tarafından kontrol edilebilirler.

4.2.7 Karbon monoksit

Karbon monoksit eksik yanmanın bir ürünüdür. Oluşumu, yetersiz oksijen, yanma süresi, sıcaklık ve yanma bölgesindeki türbülansla bağlıdır.

Kırmızı kan hücrelerine saldırır. 1000 ppm seviyelerinde öldürücüdür. Karbon monoksit yakma prosesinin verimli kontrolü ile kontrol edilebilir.

4.2.8 Poliklorlu bifeniller (PCBler)

Kanserojen olarak sınıflandırılırlar ve karaciğer hasarlarına neden olurlar. Verimli yanma ile kontrol edilebilirler. Kuru sistemler aynı zamanda bunları çıkış gaz akınımdan uzaklaştırır.

4.2.9 Hidrojen klorür

Akciğer ve göz tahribatçısıdır ve bitki hasan gibi büyük atmosferik etkilere neden olur. İnsineratörün baca gazlarından ya ıslak ya da kuru yöntemler ile uzaklaştırılabilir [54].

4.3 Tıbbi Atıkların İnsinerasyonunda Yanma Olayları

İnsineratörlerde yanma olayları sırasında;

- Standart yanma gazları (CO_2 , CO , O_2),
- Yanmadan kaynaklanan kirleticiler (SO_x , NO_x),
- Atık bileşimindeki komponentlerin tür ve miktarına bağlı olarak oluşan diğer inorganik asidik gazlar (HCl , Cl_2 , HF , F_2),
- Organikler (PCDD, PCDF, klorbenzen (CP), klorofenol (CF), PCB, PAH),
- Toksik nitelikli ağır metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Mn.....),
- Uçucu organikler (VOC),
- Toplam partikül içinde özel bileşenler (uçucu kül, duman ve yoğunlaşma ürünleri),

olmak üzere gaz, buhar, aerosol ve partikül şeklindeki kirletici bileşenler de açığa çıkmaktadır. Bir ton atık yakıldığında ortalama 0,3 ton kül ve cüruf oluşmakta ve 5000 m^3 baca gazı açığa çıkmaktadır [45,58,59,60,61]

İyi tasarlanan bir insineratörde, yüksek alev sıcaklıklarını sağlamak üzere, ilave yakıt kullanımıyla tam yanma sağlanabilir. Etkin bir insinerasyon işleminde atık bileşimindeki H, C, S ve N sırasıyla H_2O , CO_2 , SO_2 ve NO_x 'a; klor, HCl veya Cl_2 'a; veya flor, HF veya F_2 'a; alkali metaller (Na, K gibi) hidroksitlerine (NaOH , KOH); alkali olmayan metaller (Cu, Fe) ise oksitlerine (CuO , Fe_2O_3) dönüştürülebilir. Gerçek uygulamada ise tam oksidasyon ürünleri yanında kısmen okside olmuş eksik yanma (PICs) ürünleri (CO , is, kurum ve sayısız diğer organikler) ile POHC emisyonlarını yükselten kısmi bozunma ürünleri de oluşur [45,62].

Partikül madde, yanmayan parçacıklardan ve katı veya aerosol şeklindeki yanma ürünlerinden oluşur. Baca gazında kontrol sisteminin bulunmadığı koşullarda partikül madde derişiminin $1,14\text{--}11,4 \text{ g/m}^3$ ($0,5\text{--}5 \text{ tane/ft}^3$) arasında değiştiği

bilinmektedir [45]. Evsel katı atıkların yakıldığı insineratörlerden kontrollü koşullarda atmosfere atılan partiküllerin derişim seviyeleri 1-2,7 mg/m³, kütleli hızları 21-188 kg/h, emisyon faktörleri ise 4-12,5 kg/ton düzeyindedir. Partikül boyutları genellikle 2-30 µm arasında dağılım gösterir. Bazı insineratörlerden atılan partiküllerin boyutları, 0-10 µm arasında değişir [45,63]. Kurum oluşumunu önlemek için, karıştırmanın, sıcaklığın ve kalış süresinin artırılması gerekir. İnsineratörde yanma sürecinde oluşan duman, distile organik maddeler ve uçucu ağır metaller (kurşun, çinko gibi), genellikle klorlu ve sülfatlı bileşikler halinde emisyonlara karışırlar.

Kanserojen polinükleer aromatik bileşikler, çeşitli hidrokarbonlar, hidrojen ve CO gibi yanabilen gazlar, kötü tasarım edilmiş insineratörlerin etkin olmayan işletiminden, oksidasyon sırasında atıkların düşük sıcaklığa maruz kalmasından, gerekli sıcaklıkla yeterinden daha kısa süreli temastan ve oksijen kullanılarak arttırılabilen yakma türbulansının yetersizliğinden kaynaklanır.

Klorlanmış HC'lann insinerasyonu, hidrojen klorür (HCl) ve az miktarlarda klor (Cl₂) oluşumuna yol açar. Organik florür ve bromürlerin insinerasyonu sonucunda da benzer şekilde HF, HBr ve Br₂ oluşur. İnsineratöre yüklenen atıkta ve ek yakıtta bulunan kükürt, baca gazında, büyük bir kısmı SO₂'den oluşan, ancak % 1-50 SO₃ içeren lükürt oksitleri (SO_x) karışımını meydana getirir [45,64].

Organofosfor bileşiklerinin yanma ürünü olarak açığa çıkan ve emisyonlara katılan P₂O₅ de oldukça koroziftir. Atık materyal içindeki oksitler de yakma havası etkisiyle oluşan oksitlerle birlikte emisyonlara karışarak, süspanse partikül emisyonları, mineral oksit parçacıkları, mineral bileşenlerinden kaynaklanan tuzlar vs. şeklinde bacadan atılırlar. Atık ve ek yakıt içindeki organik bileşiklerin tam yanmaması sonucu oluşan çeşitli organik bileşikler baca gazıyla doğrudan atmosfere atılırlar [45,64].

Havadaki veya atıktaki azotun oksijenle tepkimesi sırasında, özellikle yüksek sıcaklıkta yanma sonucunda oluşan azot oksitler, yanma sıcaklığının veya fazla havanın düşürülmesi ile azaltılabilirse de, bu kez tam yanmama sonucu açığa çıkabilecek diğer kirleticiler (CO, tam yanmamış HC'lar vd.) oluşabilir. Atık materyalde genellikle fazla azot bulunmaz. Ancak, atık bileşiminde azot içeren

maddelerin bulunması (nitratlar, amonyak bileşikler vb.) NO_x emisyonlarını büyük ölçüde arttırır.

Pb, Cd, As, Ni, Cu ve Hg gibi metalik bileşenler, baca gazında özellikle oksitler ve klorür tuzları şeklinde bulunur. İnsinerasyon sisteminde metalik bileşenlerin çoğu 982 °C (1800 °F) civarında kaynama ve süblime olma özelliği gösterdiklerinden buhar fazındadır. Metalik bileşenler soğumuş baca gazında kondense olmaya yönelirler ve ince partiküllerin (genellikle mikron altı boyutta) üzerine adsorbe olmaya başlarlar. Bu arada, cıva ve kurşun gibi daha uçucu metaller, sıcaklığa bağlı buhar fazında kalabilirler [45].

İnsineratör verimi işletim ve bakım prosedürlerine bağlıdır. Yanlış uygulamalar ekipmanın kötüleşmesine ve proses veriminin düşmesine neden olur.

4.4 Tıbbi Atık İnsineratörlerinde Kül ve Cüruf Oluşumu

Atık yakma tesislerinin bacalarındaki hava kirliliği kontrol donanımında tutulan uçucu küller ve taban külleri dioksin ve ağır metaller gibi sayısız tehlikeli kimyasal barındırır. Bu potansiyel zehirliliğe rağmen AB, küllerdeki kalıcı organik kimyasallar ve ağır metaller için hiçbir sınırlama standardı getirmemiştir. Kirleticilerin bulaşmış olmasından dolayı tesis küllerinin ortadan kaldırılması, çevre kirliliği açısından önemli bir sorundur. Küllerin çoğu depolama alanlarına gömülür. Bu da toprağın alt katmanlarının ve yeraltı sularının kirlenmesine neden olabilir. Bazı vakalarda yeraltı sularının küllerden sızan kurşun ve kadmiyum gibi ağır metallerle kirlendiği tespit edilmiştir. Sızıntıyı azaltabilmek için ortadan kaldırılmadan önce küller bazen çimento ile karıştırılarak dengelenmeye çalışılmaktadır. Her ne kadar bu uygulama kısa vadede ağır metallerin ve zehirli kimyasalların sızıntısını önleyorsa da hava koşulları etkisinde eskime ve erozyon sonucu uzun vadede doğaya geri dönüş kaçınılmazdır. Son zamanlarda bazı Avrupa ülkelerinde dip ve/veya uçucu külleri, küllerin "emin" bir şekilde ortadan kaldırılmasının maliyetini azaltacak şekilde inşaatlarda kullanma eğilimi görülmektedir. Küller yol yapımında da kullanılabilir ancak bu kalıcı zehirli maddelerin uzun vadede erozyon nedeniyle tekrar çevreye ve oradan da insana bulaşması söz konusu olabilir.

4.5 Tıbbi Atık Yakma Tesislerinin Çevresel Etkileri

Atık yakma tesisi atıklarının çevre kirliliği ve insan sağlığı üzerindeki etkilerinin araştırılması da hem sınırlı sayıda yapılmakta, hem de dioksin ve ağır metal konusunda odaklanmaktadır. Araştırmalar göstermektedir ki eski ve yeni bütün atık yakma tesisleri, yerel toprak ve bitki örtüsünü dioksin ve ağır metallerle kirletmektedir. Benzer bir şekilde, bazı Avrupa ülkelerinde bu tesislerin civarındaki çiftliklerden elde edilen inek sütlerinde, kabul edilebilir standart seviyenin üstüne çıkan artmış dioksin seviyelerine rastlanılmıştır [65].

Atık Yakma tesisleri civarında yaşayan halk, bu tesislerden kaynaklanan kimyasallara, bu maddeler ile kirletilmiş havayı soluyarak, kirletilmiş yerel tarım ürünlerini (sebzeler, yumurta ve süt) tüketerek veya kirletilmiş toprakla ten yoluyla temas ederek maruz kalmaktadır.

İngiltere, İspanya ve Japonya'da atık yakma tesisleri civarındaki halkın dokularında, yüksek olasılıkla böylesi temaslar sonucu önemli oranda dioksinlere rastlanmıştır. Japonya'da evsel atıkların içersinde fazla miktarlarda PVC bulunan bir evsel atık yakma tesisinin etrafındaki toprakta tespit edilen yüksek dioksin konsantrasyonlarının tesis civarındaki nüfusta görünen kanser vakalarındaki artışlar ile "oldukça ilişkili" olduğu bulunmuştur [65].

Hollanda ve Almanya'da yapılan iki araştırmada ise atık yakma tesisleri civarında oturan halkın dokularında dioksin artışı tespit edilememiştir. Almanya'da bir tehlikeli atık yakma tesisi yakınındaki çocukların kan tahlillerinde bazı PCB'lerin arttığı veya artan sıklıkta bulunduğu anlaşılmıştır. Bir grup doktor, Almanya'daki bazı atık yakma tesislerinin yakınında yaşayan kadınların sütünde yüksek seviyelerde KOK'lar bulunduğunu rapor etmişlerdir [65].

ABD'de ise, organoklorlu pestisitler olan 2,4-D ve 2,4,5-T üretimi atıklarının yakıldığı bir atık yakma tesisi civarında yaşayan kişilerin kan lipidlerindeki dioksin seviyeleri değerlendirmiş ve üç yıllık süre sonunda deneklerin %60'dan fazlasında toksik dioksin türevi olan 2,3,7,8-TCDD seviyesinin %25 oranında artmış olduğu tespit edilmiştir.[65]

İspanya'daki modern bir atık yakma tesisinin yakınındaki çocuklarda yapılan bir araştırma, çocukların idrarında zehirli madde ile teması işaret eden yüksek idrar thioeterleri bulgulanmıştır. İspanya'da yetkililer, iki yılı aşkın bir süre içinde evsel

atıkların yakıldığı bir atık yakma tesisinin yakınında yaşayan kişilerin kan lipidlerindeki dioksin seviyelerinin %10-15 oranında arttığını tespit etmişlerdir. Buna ilaveten, kan lipidlerindeki PCB seviyeleri %5 oranında artış göstermiştir.[65]

FAO tarafından koordine edilmekte olan bir programda, gelişmiş ülkelerdeki tarihi geçmiş pestisitler Avrupa'daki atık yakma tesislerinde yakılmaktadır. Bu tesislerden birisi olan ve PCB'lerin ve diğer atıkların yakıldığı İngiltere'deki Rechem tesisinde yapılan çalışmalarda, havada, toprakta ve civardaki gıdalarda yüksek dioksin seviyelerine rastlanmıştır. Ördeklerin yumurtaları, sınır seviyeden 4,7 kat, tavukların yumurtaları ise 20 kat daha fazla dioksin ihtiva etmektedir. Yine tesis civarındaki bir evin etrafındaki havada sınır değerden 3,5 kat, toprakta ise 3 kat daha fazla dioksin tespit edilmiş, aynı bölgede yetişen elmalarda ise atık yakma tesisinden taşınmış olan dioksin seviyeleri sınır seviyenin 2,3 katı bulunmuştur. Bilim adamları aynı bölgede yaşayan insanlarda, sütlerden 2,4 kat, patateslerden 1,3 kat ve topraktan 3,2 kat daha fazla dioksin saptamışlardır.[65]

Atık yakma tesislerinde çalışanlar ve civarında oturanlar üzerinde yapılan araştırmalarda, geniş çaplı sağlık problemleri saptanmıştır. Eski ve yeni atık yakma tesislerinde çalışan işçilerin üzerinde gerçekleştirilen bir çalışmada da, dokulardaki dioksin ve/veya dioksin türevlerinin çoğaldığına işaret edilmektedir. Bunun işyerindeki kirletilmiş kül ile temastan kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer çalışmalarda atık yakma tesisi işçilerinin dokularında yüksek miktarda klorlu fenol, kurşun, cıva ve arsenik de bulunmuştur [65].

Bütün bu örneklerden anlaşılacağı üzere, en gelişmiş ve yüksek yakma sıcaklıklarında çalışan atık yakma tesisleri dahi, havaya büyük miktarlarda ağır metaller, dioksinler ve organoklorlar (klorlu organik bileşikler) yaymakta, kirlilik kontrol sistemleri ne kadar verimli çalışırsa, tutulan küller o oranda toksik olmakta ve nihayet deponi alanlarına gömülen bu toksik küller eninde sonunda sızarak toprağı ve yeraltı su kaynaklarını zehirlemektedir. Örneğin, 1 kilogram PVC'nin yakılması sonucu 50.000 laboratuvar denek hayvanında kansere sebebiyet verecek kadar dioksin üretilmektedir [65].

Tıbbi atık yakma tesislerinin de en zararlı emisyonlarının başında gelen dioksinlerin, sudaki çözünürlükleri son derece düşüktür ve yağ dokularında birikme özelliği gösterirler. Dioksinler ve furanlar kanserojen maddeler olarak kabul edilmektedirler

ve aynı zamanda hormonal sistemleri bozabildikleri bilinmektedir. Bunun sonucu olarak üreme ve gelişme sistemlerini olumsuz etkileyebilirler. ABD Çevre Koruma Ajansı'nın 1994 yılında yayınladığı bir araştırmaya göre dioksinler kanser yapmalarının yanında sinir, bağışıklık ve üreme sistemlerine (erkeklerde sperm sayısında düşüş dahil) zarar verebilmekte, doğmamış bebeklerde bozuk oluşumlara, sakatlıklara sebep olabilmekte ve endokrin sistemini bozabilmektedir.

Dioksinlere karşı en savunmasız grup anne sütü ile beslenen bebeklerdir. Çünkü, yağ dokuları esasına dayanan anne sütünü tüketirler. Gelişmekte olan fetus (anne rahmindeki bebek), kimyasallara karşı hassas olduğundan hamilelik esnasında çok ciddi etkiler ortaya çıkabilir. Kimyasallara maruz kalınması halinde kalıcı ve tahrip edici etkilerin görüleceği çok kritik, hayati gelişme aşamaları vardır [65].

Dioksinlerin üreme sistemi üzerindeki olumsuz etkilerine bir örnek olarak, İsrail'de 1980'li yıllarda organohalojen kirliliğine maruz kalmış erkeklerde üreme kabiliyetlerinde görülen düşüş verilebilir [65].

4.6 İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisi

Tıbbi atıkların bertarafı konularında yapılan çalışmaların kısıtlı olması, ülkemizde tıbbi atık bertarafı yapan tesislerinin sayısının da etkisiyle İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisi pilot tesis olarak seçilmiştir.

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 tesisinde tıbbi atık yakma ve elektrik üretimi yapılmaktadır.

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. Tüm üniteler, 2 operatör tarafından 2 terminalli bilgisayar vasıtasıyla tam otomatik olarak kumanda edilmekte olup yardımcı olarak muhtelif noktalarda 8 adet kamera ve 6 adet monitör kullanılmaktadır.

Atıklar, özel refrakterli fırın içerisinde 1000 °C ile 1200 °C arasında yakılmakta ve yanma sonucunda hacimsel olarak %95, kütleli olarak ise %75 azalmaktadır.

4.6.1 Atıkların yakılması

Özel tıbbi atık araçları ile yakma tesisine gelen atıklar, burada titreşimli besleme konveyör sistemi içerisine boşaltılır. Bu konveyör sistemi, besleme haznesi üzerinde tartım hücreleri üzerine konmuş bulunan küçük bir konteyneri doldurur.

Tıbbi atıkların fırına beslenmesi esnasında hava girmesinin önüne geçilmesi için, besleme haznesi aynı zamanda boşaltma ağzı olarak hizmet eden bir atık sürme sistemine bağlanır. Atık sürme sistemi tarafından atıklar, dönerek çalışan bir fırın içerisine doldurulur. Fırın içerisinde substokiometrik bir ateşlenme meydana gelir. Bu kısımdaki ateşleme havasının en aza indirilmesi suretiyle duman içerisindeki zehirli gazlar, en az toz istihsal edilmek suretiyle arıtılır.

Döner fırının iç yüzeyi refrakter malzeme ile kaplanmış olup zehirli gazlardan sürekli arıtmanın sağlanması için bu fırın, enerji düzeyini en düşük seviyede tutan bir brülör ile teçhiz edilmiştir. Yakma fırının içerisinde atıkların asgari alıkonma süresi 1 saattir.

Döner Fırın 1 ton/saat (3,500 kcal/kg kalorifik değerine sahip atık için) kapasitelidir. Yakılabilecek atık kalorileri min. 2,000 kcal/kg ve mak. 4,540 kcal/kg'dır. Tesisin ısı kapasitesi 3,500,000 kcal/saat (4.07 MW)'dır. Döner fırın 27.5 m³ hacminde, 7.5 m uzunluk ve 2.73 m çapındadır. Dönme hızı ayarlanabilir olup 0-12 devir/saat aralığındadır.

Yanış sonrası ızgarası tamamen yanmayı temin eder. Döner fırın içerisinde ve yanış sonrası ızgarasında istihsal edilen baca gazı, dar bir borudan geçerek ikinci bir yakma odasına sevk edilir. Boru içerisindeki türbülans, gazların iyi surette karışmasını temin eder ki bu gazların tamamıyla yanması için bir ön şarttır.

İkinci yanma odası en az düzeyde olan bir sıcaklığın temin edilmesi için bir adet destekleme brülörü ile teçhiz edilmiştir. Alıkoyma süresi, baca gazlarının tamamıyla yanmasının temin edilmesi için, 1200 °C'de en az 1,5 saniyedir.

Yardımcı yakıcılarda (brülörlerde) yakıt olarak fuel oil kullanılmakta ve çöpün kalorifik değerine göre sarfiyat 1 ton atık için 30 ile 80 lt arasında değişmektedir.

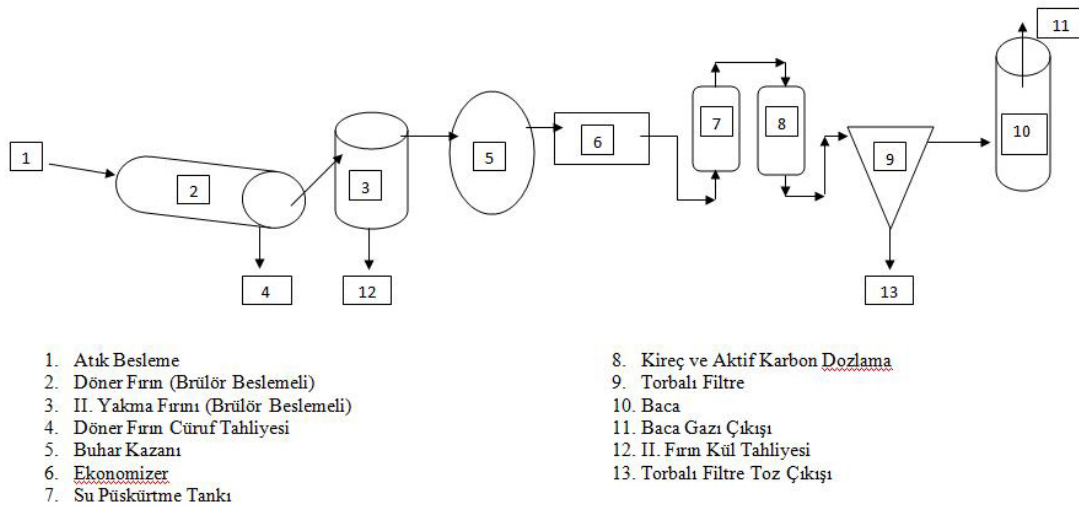
İkinci yanma odasından sonra tesis, kızgın buhar istihsalı için, alev borulu tip bir kazan ve besleme suyu sıcaklığının arttırılması için bir ekonomizer ile teçhiz edilmiştir.

4.6.2 Baca gazı arıtma ünitesi

Hastane atıklarının yakılması, elektrik santralinden çıkan baca gazları örneğine nazaran nispeten küçük SO_x ve geniş miktarlarda HCl içeren baca gazları ile karakterize edilmiştir.

Bu ünite spray dryer / carbon injection / fabric filter sisteminden oluşmaktadır. Yanma sonucu oluşan baca gazları önce su püskürtme kulesinde nemlendirilmekte, daha sonra asidik bileşenleri absorblamak üzere toz halinde sönmüş kireç ve organik gaz muhtevasını azaltmak için ise aktif linyit 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. Su püskürtme kulesi 8 m yükseklikte ve 2,2 m çapındadır. Baca gazı giriş sıcaklığı $170^\circ C$ ve çıkış sıcaklığı da $120^\circ C$ dır. Toz kireç püskürtülen kule 7,5 m yükseklik ve 1,6x1,6 m genişliğindedir. Saatte 10-200 kg toz kireç besleme kapasitesindedir. Pulse jet tipi torbalı filtre ünitesinde 210 adet ($337 m^2$) torba yer almaktadır.

Şekil 4.3'te ve Şekil 4.4'te tesisin şematik gösterimi verilmiştir.



Şekil 4.3 : İstaç tıbbi atık yakma tesisi akış şeması

5. LİTERATÜR İNCELEMESİ

Tıbbi atıkların yakılmasına ilişkin literatürde son derece kısıtlı çalışmalar yer almaktadır. Bu çalışmalarda incelenen yakma tesislerinin de gerek kapasite, gerek atık özellikleri ve gerekse yakma teknolojisi İSTAÇ tesisi ile tam olarak uyumlu değildir. Buna rağmen kısıtlı çalışmalardan elde edilen bulgular bazı hususlarda aydınlatıcı sonuçlar vermektedir.

5.1 Tıbbi Atık Yakılmasına İlişkin Çalışmalar

2002 yılında Malezya’da yapılmış olan hastane atıklarının yakılması sonucu çıkan cüruf analizlerinde Sn, Cu, Ni ve Ba yüksek miktarlarda çıkmıştır.(Çizelge 5.1)[67]

Çizelge 5.1 : Tıbbi yakma tesisi cüruf metal içerikleri (Malezya, 2002) [67]

İçerik	Değer (mg/kg)
As	6,1 ± 0,3
Ag	0,04 ± 0,01
B	186,6 ± 15,58
Ba	222,81 ± 29,36
Cd	0,17 ± 0,02
Cr	94,6 ± 8,32
Cu	697,9 ± 44,23
Co	4,6 ± 0,14
Ni	278,4 ± 23,35
Pb	15,7 ± 2,58
Sn	1410,0 ± 241,02
Zn	72,0 ± 9,63
Hg	0,05 ± 0,01

Cüruf üzerinde yapılan analizler göstermektedir ki, tıbbi atık içerisinde kayda değer miktarda Sn, Cu, Ni ve Ba bulunmaktadır.

Literatürde yapılmış çalışmalar arasında, cüruf haricinde tıbbi atık yakma tesislerinin hava kalitesi kontrol cihazlarından alınan toz numunelerinde yapılan kısıtlı sayıda araştırmada görülmektedir ki, Zn, Pb ve Cu miktarları diğer metallere göre yüksek miktarda gözlenmiştir (Çizelge 5.2).

Çizelge 5.2 : Tıbbi atık yakma tesisi hava kirliliği kontrol cihazında (filtre vs.) biriken tozda ağır metal miktarları. [71][72]

İçerik	Endonezya 2002 (mg/kg)	İtalya 1998 (mg/kg)
As	28,89	10
Ba	54,38	-
Cd	13,56	85
Co	3,86	45
Cr	12,65	179
Cu	320,22	173
Fe	3628,8	-
Hg	6,18	-
Mg	2215,2	-
Mn	60,7	105
Mo	7,91	-
Ni	19,96	45
Pb	439,74	964
Sn	1514,3	18
Zn	1831,5	-
Sb	-	6

Bir diğer çalışmada ise bünyesinde küçük çaplı yakma sistemi bulunan 9 hastanede, yanma kalıntılarında (taban külü) yapılan metal araştırmasında yüksek miktarda Zn'ya rastlanmıştır ve sonuçların bazı metaller için farklılık gösterdiği tespit edilmiştir (Çizelge 5.3). [73]

Çizelge 5.3 : Hastane bünyelerindeki küçük yakma sistemlerinin kalıntı tozunda metal içeriği [73]

	Hastaneler (Birim mg/kg)								
Metaller	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Zn	209.59	73.1	71.58	289.78	272.22	15.46	96.86	4.65	0.15
Sb	1.64	1.58	1.92	1.67	102.98	2.01	1.81	1.86	1.74
Pb	23.17	3.59	13.39	7.36	0.36	1.95	3.04	2.27	1.83
Cd	0.34	0.85	0.25	0.37	0.5	0.3	0.33	0.29	0.25
Co	0.67	0.55	0.25	0.82	2.96	0.5	0.9	0.59	0.47
Ni	7.31	3.25	7.49	6.85	1.63	1.69	17.62	3.73	1.27
Mn	9.17	7.74	6.66	9.42	3.5	4.26	7.13	2.8	0.47
Fe	6.03	40	3.21	17.9	8.9	4.0	8.49	0.31	0.25
Cr	1.1	0.93	0.89	1.13	0.95	1.38	1.83	2.51	0.94
Be	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Cu	1.1	0.9	0.4	2.4	1.2	0.2	0.5	0.2	0.2

2003 yılında Bakoğlu'nun çalışmasında, İzmit'te yer alan İZAYDAŞ Tehlikeli atık ve tıbbi yakma tesisinde beş farklı atık kompozisyonu ve farklı yakma koşullarına karşılık atıklarda biriken ağır metallerin analizi yapılmıştır. Metal analizleri döner fırın taban külü(TK), elektrostatik filtrede tutulan uçucu küller (UK) ve kireç püskürtmeli baca gazı yıkama sisteminde oluşan atık suların arıtılmasından oluşan çamurlar (AÇ) üzerinde yapılmıştır. Çamurlar elektrostatik filtre sonrası baca gazındaki gaz ve toz formundaki metalleri de içermektedir. Bu matrislerdeki metallerin dağılımı Çizelge 5.4'de verilmiştir. [76]

Çizelge 5.4 : İzmit izaydaş yakma tesisinde metallerin değişik matrisler içindeki dağılımı [76]

		Test 1	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Ort.
Döner Fırına beslenen Atık tipleri, kg/gün	End. katı atıklar	30910	39634	13527	20621	43630	
	Tıbbi Atıklar	5774	163	621	–	5807	
	Diğer katı Atıklar	3666	1547	2268	2998		
	Sıvı atıklar	1750	1826	2957	1048	4255	
İkinci yakmaya verilen	Atık yağlar	10563	20662	7732	7000	11005	
Toplam		48997	65951	26384	30937	67695	47993
Metaller	Konsantrasyon, mg/kg kuru ağırlık						
Cr	TK	510	250	390	420	620	440
	UK	230	240	420	480	200	310
	AÇ	30	170	450	270	870	360
Mn	TK	800	990	1030	830	1450	1020
	UK	290	360	340	240	260	300
	AÇ	500	660	1120	1190	530	800
Cu	TK	5520	5020	3970	890	8290	4730
	UK	5200	3200	3210	7480	5680	4950
	AÇ	3010	3170	7460	1130	5960	4150
Ni	TK	2390	3100	1960	650	6030	2830
	UK	1650	1780	1170	3210	1240	1810
	AÇ	2000	2250	4600	660	4170	2740
Pb	TK	280	500	980	50	1970	760
	UK	6100	5620	4200	4720	3980	4920
	AÇ	90	410	2200	450	760	780
Sn	TK	150	150	100	100	180	140
	UK	650	750	180	450	460	500
	AÇ	100	230	520	120	720	340
Zn	TK	4210	3250	5300	2450	2420	3520
	UK	5200	7850	3850	4200	8950	6010
	AÇ	22200	15500	18470	14520	34950	21130

Yapılan analiz sonuçlarına göre metallerden Cr, Mn, Cu, Ni, Co bakımından her üç matris içindeki konsantrasyon dağılımlarından TK ve AÇ'da mertebe bakımından benzer olmasına rağmen UK içinde daha düşüktür. Pb ve Sn da UK içinde birikim ve Zn da da AÇ içinde ciddi artış olduğu görülmektedir. Özellikle Pb ve Zn da AÇ/UK oranındaki 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 tutulamamakta ve en sonda yer alan baca gazı arıtma sistemi içinde arıtma çamuru içinde zenginleşmektedir. Yakma tesisinde sıcaklık düştükçe metaller taban külü içinde yükseldikçe de AÇ içinde birikmektedir. Atık bileşimindeki Cl/S oranlarının metallerin uçuculukları üzerinde belirgin bir etkisi olmadığı belirlenmiştir

2008 yılında Çin'de yapılmış olan çalışmada 4 farklı tıbbi atık yakma tesisinden alınan 14 Taban Külü (TK) ve 8 Uçucu Kül (UÇ) numunesinde belirlenen metallerin analizleri yapılmıştır. Çalışmamızda belirlediğimiz metaller içerisinde Cu, Mn ve Pb'nun yüksek miktarda hem TK'da (Çizelge 5.5) hemde UK'da (Çizelge 5.6) bulunduğu tespit edilmiştir.

Çizelge 5.5 : Taban külü metal analiz sonuçları [86]

	TK1	TK2	TK3	TK4	TK5	TK6	TK7	TK8	TK9	TK10	TK11	TK12	TK13	TK14
(g / kg ⁻¹)														
Al	36,4	62,9	25,7	24,6	18,8	27,7	18,5	23,3	30,2	24,2	27,5	20,6	23,0	25,3
Ba	2,1	1,6	1,7	5,1	2,6	2,1	1,3	0,73	1,4	0,70	1,3	0,82	1,6	1,1
Ca	97,6	186	176	149	140	285	89,1	96,9	140	133	121	315	136	140
Cu	1,1	1,4	0,24	0,17	0,36	0,35	0,16	0,07	0,14	0,07	0,18	0,08	2,3	0,17
Fe	47,5	52,8	27,2	5,9	4,7	11,0	4,3	6,1	4,4	6,0	12,9	9,1	5,8	10,7
K	8,5	6,8	10,3	14,2	9,3	8,1	7,4	19,9	8,4	13,1	10,7	5,3	8,9	11,9
Mg	15,2	19,2	37,3	29,1	22,7	13,6	17,8	16,6	28,0	41,5	21,6	10,1	30,0	34,2
Mn	0,53	1,5	1,1	2,9	0,24	0,36	1,1	0,32	0,39	0,42	0,42	0,32	0,75	0,43
Na	13,1	15,2	17,8	26,4	23,0	11,8	11,0	16,3	12,6	23,2	18,4	8,0	17,5	21,1
Pb	0,33	0,07	1,1	0,95	0,97	0,63	0,88	0,38	2,1	0,52	0,92	0,55	1,4	0,70
Ti	7,1	15,5	7,7	4,9	7,0	2,3	4,7	3,1	7,9	2,7	7,0	1,8	11,4	5,3
Zn	8,4	12,7	8,9	15,8	30,7	16,2	5,9	2,9	18,7	2,6	10,5	23,3	9,1	4,8
(mg / kg ⁻¹)														
Ag	24,2	21,4	9,6	4,0	4,7	3,9	2,3	2,1	2,6	6,0	5,4	15,5	3,4	12,3
As	22,1	39,1	14,2	14,3	45,0	50,2	4,9	38,1	20,8	51,0	14,6	30,0	13,4	31,9
Bi	1,1	-	28,1	53,8	13,2	120	287	73,9	32,2	66,9	29,3	489	-	36,5
Cd	-	-	-	-	10,2	1,4	-	-	-	-	-	-	4,2	-
Co	36,3	49,9	25,9	16,9	20,3	11,5	16,1	12,4	29,5	10,4	23,7	11,1	34,8	18,7
Cr	895	515	313	310	434	709	240	75,8	765	102	352	34,4	643	159
Ga	154	306	181	116	154	75,0	116	92,6	180	84,7	153	69,0	250	151
Li	50,7	76,3	35,8	45,2	55,2	47,0	25,5	32,4	40,8	43,2	44,6	33,0	51,0	37,6
Ni	667	500	41,0	28,6	21,6	31,5	28,0	17,0	23,6	10,7	117	24,1	16,5	20,4
Sb	-	-	22,8	50,6	64,6	80,8	127	46,6	63,0	138	197	108	161	183
Sn	368	406	246	170	325	219	245	200	308	211	333	298	400	258
Sr	164	165	409	494	225	484	221	262	261	316	288	394	197	303

Çizelge 5.6 : Uçucu kül metal analiz sonuçları [86]

	UK1	UK2	UK3	UK4	UK5	UK6	UK7	UK8
(g / kg ⁻¹)								
Al	20,7	35,9	2,9	3,2	1,8	6,9	6,3	2,0
Ba	1,4	1,7	2,3	2,6	2,8	1,5	1,2	2,9
Ca	56,4	127	28,7	28,3	24,0	21,3	22,2	27,2
Cu	0,59	0,42	2,1	2,3	2,6	1,5	1,3	2,9
Fe	23,3	29,5	19,0	12,5	12,9	11,1	9,2	13,9
K	17,6	18,4	25,4	27,6	34,9	34,3	31,3	37,5
Mg	35,6	34,6	3,0	3,9	3,9	4,6	4,8	4,7
Mn	0,34	0,74	0,33	0,33	0,40	0,32	0,20	0,61
Na	44,8	36,2	159	189	159	197	221	175
Pb	1,9	0,9	5,3	5,4	4,7	2,7	2,4	5,1
Ti	5,4	8,9	0,12	0,12	0,09	0,39	0,37	0,10
Zn	33,5	28,8	83,7	91,5	115	85,8	70,8	121
(mg / kg ⁻¹)								
Ag	69,2	40,5	71,8	102	187	95,0	113	222
As	237	163	166	211	219	69,3	94,8	197
Bi	77,8	38,9	231	235	275	109	76,7	274
Cd	58,7	28,9	635	508	276	103	78,4	211
Co	13,4	23,8	0,58	0,92	1,3	0,82	0,83	1,5
Cr	148	264	28,2	34,7	19,5	5,2	3,5	20,1
Ga	135	192	50,3	49,9	31,8	31,8	30,6	33,8
Li	88,9	146	187	215	208	175	162	268
Ni	36,7	57,3	34,5	35,3	40,6	21,6	20,0	42,1
Sb	87,4	88,8	184	225	230	140	123	224
Sn	928	592	1443	1399	1660	938	906	1328
Sr	102	235	87,6	108	108	109	116	129

Aynı çalışmadan elde edilen sonuçlar evsel katı atık yakma tesislerinden elde edilmiş olan sonuçlarla kıyaslanmış (Çizelge 5.7) ve toksik etki gösteren Ag, As, Bi, Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, ve Zn metallerin tıbbi atık yakma sonucu daha yüksek miktarlarda özellikle UK’da fazla çıktığı görülmüştür. [86]

Çizelge 5.7 : Tıbbi atık ve evsel katı atık yakma tesislerinde taban külü ve uçucu küldeki metal konsantrasyonlarının karşılaştırılması (mg/kg) [86]

	Taban Külü				Uçucu Kül			
	Evsel Katı Atık		Tıbbi Atık		Evsel Katı Atık		Tıbbi Atık	
	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık
Ag	1	0.57-1.6	8,4	2.1-24.2	20,4	11,8-29	113	40,5-222
As	5,8	0-93,0	27,8	4.9-50.9	49,2	0,5-37	170	69,3-237
Bi	1,5	0.85-2.6	103	13,2-489	-	-	165	38,9-275
Cd	14,1	8.2-31.2	5,3	1.4-10.2	132	0,3-573	237	29,0-635
Co	17,1	3.9-44.1	22,7	10.4-49.9	23,8	14-36,9	5,4	0.58-23.8
Cr	244	44,0-358	397	34,4-895	210	62-1170	65,2	3,5-264
Cu	2824	1169-5251	487	68-2330	678	316-10,600	1702	420-2907
Ni	279	140-710	111	10,7-667	62,4	0-186	36	20.0-57.3
Pb	966	430-1626	795	68-2107	2883	223-79,500	3544	900-5363
Sn	354	29,5-276	285	170-406	1836	0-5880	1149	592-1660
Ti	328	182-620	6095	1754-15,518	-	-	1940	92-8937
Zn	4510	2866-9601	11,965	2571-30,706	7656	400-207,000	78,686	28,775-121,411

Çizelge 5.8 : Tıbbi atık ve evsel katı atık yakma tesislerinde taban külü ve uçucu küldeki metallerin zenginleşme oranlarının karşılaştırılması

Metaller	Taban Külü	Uçucu Kül
	TA/EA ¹	TA/EA
Ag	8,40	5,54
As	4,79	3,46
Bi	68,67	
Cd	0,38	1,80
Co	1,33	0,23
Cr	1,63	0,31
Cu	0,17	2,51
Ni	0,40	0,58
Pb	0,82	1,23
Sn	0,81	0,63
Ti	18,58	
Zn	0,00	0,01

TA/EA:Tıbbi atık/Evsel atık

Çizelge 5.8 de taban külü içindeki Ag, As, Bi, Co, Cr ve Ti metallerinin TA yakma tesisi taban külü içinde zenginleştiğini, diğer metallerin ise aksine fakirleştiğini göstermektedir. Uçucu kül içindeki oranlarda da Ag, As, Cd, Cu ve Pb metalleri için zenginleşme diğer metaller için ise fakirleşmektedir [86].

2008 yılında Pakistanda 3 farklı hastanede bulunan 5 farklı küçük ölçekli yakma sisteminde yapılan çalışmada, yakma fırınlarının taban külünden alınan numunelerde metal miktarları farklı ülkelerde benzer çalışmalarda sonuçlara göre düşük kalmıştır (Çizelge 5.9). Bazı numunelerde Cu, Pb ve Zn diğer metallere göre daha yüksek gözlenmiştir. [87]

Çizelge 5.9 : Çeşitli ülkelerde hastane ölçekli tıbbi atık yakma üniteleri taban küllerinde metal konsantrasyonları karşılaştırması.

Ülke	Metal konsantrasyonu (mg/kg)					
	Zn	Ni	Cd	Pb	Cu	Cr
Arjantin	12-40	-	0.8-2.5	4-5	4-10	14-20
Hindistan	320-5000	26-580	0.8-9	8.4-75	145-230	72-88
İtalya	180-790	45-125	1.0-8.0	121-430	60-150	106-250
Malezya	63.6-81.6	255-301	0.15-0.19	13.1-18.3	653-742	86.3-102.9
Rusya	144-2609	6-298	1-24	7-431	16-711	27-593
Taivan	150-5700	100-400	12-200	15-1800	15-660	100-330
Tayland	1461-5384	23-51	7.8-21.6	165.7-1051	322-407	50-72.5
Pakistan	1.3-13.6	0.39-3.15	0.05-1.04	0.592-12.08	0.19-19.11	0.25-1.03

Yapılan çalışmada metal miktarındaki farklılığın, yakma sıcaklığı, atık cinsi ve yakma süresinden kaynaklandığı belirtilmiştir. Ayrıca bu çalışmada hastane ölçekli küçük yakma tesisleri incelendiği için sonuçların düşük çıkması normal görülmektedir.

Çizelge 5.10 : Metal analiz sonuçları (Pakistan, 2008) [87]

Numune Kodu		Zn	Ni	Cd	Pb	Cu	Cr
		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
1.	H1I1W1	6,8	2,72	0,054	2,98	2,18	0,63
2.	H1I1W2	9,93	2,64	0,07	12,08	10,73	0,79
3.	H1I1W3	10,90	3,15	0,10	2,36	1,93	0,99
4.	H1I1W4	2,65	0,39	0,32	1,60	1,96	0,43
5.	H1I1W5	9,50	2,75	0,25	5,01	1,21	0,99
6.	H1I2W1	1,69	0,43	0,48	1,13	0,19	0,32
7.	H1I2W2	9,32	0,50	0,54	0,59	0,32	0,85
8.	H1I2W3	2,89	0,53	1,04	10,58	0,27	0,42
9.	H1I2W4	4,99	0,43	0,09	0,48	0,22	0,53
10.	H1I2W5	8,51	2,53	0,26	3,41	0,79	0,94
11.	H1I3W1	5,48	2,06	0,15	1,59	1,76	0,73
12.	H1I3W2	7,71	1,43	0,17	3,72	3,95	0,97
13.	H1I3W3	13,63	0,79	0,06	1,49	2,07	1,03
14.	H1I3W4	1,30	0,53	0,24	1,76	4,51	0,25
15.	H1I3W5	4,07	0,97	0,18	11,04	2,09	0,53
16.	H2IW1	2,30	0,75	0,17	2,52	8,97	0,32
17.	H2IW2	4,22	0,87	0,19	3,42	19,11	0,43
18.	H2IW3	6,26	0,93	0,24	3,29	10,89	0,67
19.	H2IW4	7,43	2,58	0,15	3,23	12,16	0,65
20.	H2IW5	6,25	1,62	0,17	3,41	11,99	0,55
21.	H3IW1	9,32	1,26	0,18	6,54	7,60	0,93
22.	H3IW2	3,86	0,95	0,09	4,80	2,63	0,41
23.	H3IW3	8,26	1,26	0,16	4,12	8,47	0,73
24.	H3IW4	7,92	1,01	0,08	1,97	2,80	0,51
25.	H3IW5	3,60	1,33	0,19	5,79	17,1397	0,41

H: Hastane, I: Yakma Tesis, W:Numune

5.2 Evsel Katı Atık Yakılmasına ilişkin Çalışmalar

2006 da Taivan’da üç farklı evsel katı atık yakma tesisinde TK ve UK’deki metal konsantrasyonlarının yakma sistemi özellikleri ile ilgisi araştırılmıştır. Akışkan yataklı yakma tesisi (Kuru kireç ve aktif karbon püskürtmeli ve torbalı filtreli) UK’nün leaching testi bu atığın zararsız, kütleli yakma (Yarı kuru kireç ve aktif karbon püskürtmeli ve torbalı filtreli) ve döner fırın (Yarı kuru kireç ve aktif karbon püskürtmeli ve torbalı filtreli) tipindeki yakma tesisi UK ise Pb metali bakımından

zararlı atık olarak belirlenmiştir. Buna göre akışkan yataklı yakma tesisleri atıkları bakımından daha emniyetlidir (Çizelge 5.11). [77]

Çizelge 5.11 : Üç farklı evsel atık yakma tesisinde metal konsantrasyonları (mg/l)

	MSWI-A		MSWI-B		MSWI-C	
	Taban Külü	Uçucu Kül	Taban Külü	Uçucu Kül	Taban Külü	Uçucu Kül
Cu	0,048	0,048	3,237	1,940	0,272	1,353
Pb	0,374	0,449	0,441	73,253	0,364	79,693
Cr	1,747	0,149	0,825	0,398	0,087	0,525
Cd	0,050	0,092	0,054	0,174	0,047	0,159

2007’de sınıflandırılarak toplanmış evsel katı atıklarla karışık toplanmış evsel katı atıkların benzer teknolojiye sahip yakma tesislerinde yakılması durumunda TK, UK ve torbalı filtre atıklarındaki metallerin dağılımı incelenmiştir. Cu, Cr, Ni ve Mn metallerinin genellikle TK içinde yer almasına rağmen Pb, Cd, Zn, As ve Hg UK içinde zenginleşmiştir. Sınıflandırılmış atıkların yakıldığı tesisin UK içinde Pb, Cd, Zn, As ve Hg metalleri karışık atı yakan tesisindeki ne göre daha yüksektir. Buhar kazanı içindeki UK de Mn, Ni ve Zn metalleri, TK ve torbalı filtredeki UK’ e göre daha fazladır. UK içinde zenginleşme bu atığı zararlı atık haline getirmektedir. Sınıflandırılmış atık yakma tesisi TK içindeki Pb, Cd, Zn, As ve Hg metalleri Karışık evsel katı atık yakma tesisi TK’e göre daha düşük konsantrasyonlardadır (Çizelge 5.12). [78]

Çizelge 5.12 : Taban külünde ve uçucu külde ağır metal analizi (mg/kg) [78]

	Sınıflandırılmış Evsel Atık Yakma			Karışık Evsel Atık Yakma		
	Taban Külü	Uçucu Kül (Brülör)	Uçucu Kül (Torbalı Filtre)	Taban Külü	Uçucu Kül (Brülör)	Uçucu Kül (Torbalı Filtre)
Pb	283	415	1416	321	344	1169
Cd	0,77	6,40	57	0,71	5,70	17
Cu	373	316	261	289	189	160
Zn	1406	2665	2274	1527	3053	2084
Cr	221	212	79	238	186	70
Ni	49	70	24	53	72	40
Mn	768	1286	251	744	1047	253
As	92	73	267	114	64	222
Hg	0,06	0,10	7,70	0,16	0,11	4,80

Evsel katı atık yakma tesislerinde baca gazları içindeki metallerin emisyonları hakkında İtalya’da 1997, 1998 ve 1999 yıllarında dörder kez yapılan ölçüm çalışması sonuçlarından bu tür tesisler için emisyon faktörlerini hesaplamışlardır. [79]

2003'te Sorum tarafından yapılan çalışmada yayıcı stokerli evsel katı atık yakma sistemlerinde yakma koşullarının metallerin uçuculukları üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre Cd, Hg ve Pb indirgen ve oksitleyici koşullarda tamamen uçucudurlar. Cr metali büyük ölçüde katı fazda kalmaktadır. As, Cu, Ni ve Zn metallerinin uçuculukları yakma sistemindeki sıcaklık, yakıt /hava oranı ve Klorür/metal oranlarının en az birinden etkilenirken, Cd, Cr, Hg ve Pb metallerinin bu koşullardan etkilenmedikleri belirtilmektedir. [80]

Yakıt (fuel oil) içindeki metaller de tıbbi atık yakma tesisi PM emisyonları içinde yer almaktadır. Bu nedenle metallerle ilgili envanter düzenlenirken yakıt içindeki metallerin de bilinmesi gerekmektedir. Burada sülfür içeriği farklı olan 6 nolu fuel oiller ile 5 nolu fuel oil içindeki metaller için mertebeler çizelge 5.13'da verilmiştir.[82].

Çizelge 5.13 : Fuel oil 6 ve fuel oil 5 metal muhtevası

Metaller	5 nolu fuel oil	6 Nolu Fuel Oiller		
		Düşük Sülfürlü	Orta sülfürlü	Yüksek sülfürlü
Sülfür,%	1,73	0,53	0,93	2,33
Arsenik,µg/g	2	0,2	0,2	0,1
Berilyum,µg/g	<1	<0,3	<0,3	<0,3
Kadmiyum,µg/g	0,1	0,5	0,6	0,6
Krom,µg/g	0,5	1,08	0,96	1,05
Bakır,µg/g	4	0,56	0,78	3,5
Demir,µg/g	50	23	19	21
Kurşun,µg/g	3	0,8	0,58	4,5
Civa,µg/g	-	0,06	0,12	0,1
Nikel,µg/g	34	17	22	30
Selenyum,µg/g	<2	<0,1	<0,1	<0,1
Vanadyum,µg/g	180	35	70	220
Çinko,µg/g	39	4,11	3,7	74

Çizelge 5.14 de ise bu yakıtların yakılmasından oluşan partiküller içinde matallerin dağılımı verilmiştir. PM türleri 2,5 µ den küçük olanlar ve >2.5 µ şeklinde boyutlarına göre ikiye ayrılmıştır. Görüldüğü gibi 2,5 µ den küçük olan PM lerde önemli oranda zenginleşme ($PM_{2,5}/>2.5 = > 1$) söz konusudur. Yine metaller içinde sülfür oranı artışı ile PM içinde de ağırmetal miktarları artmaktadır. Bu artış özellikle Cu, Ni, V ve Zn metalleri için belirgindir.

Çizelge 5.14 : Fuel oil 6 ve fuel oil 5 metal muhtevası çarçacık çapına göre

Metaller µg/g	6 Nolu Fuel Oil						5 Nolu Fuel Oil	
	Düşük Sülfürlü		Orta sülfürlü		Yüksek sülfürlü			
	2.5 µ	>2.5 µ	2.5 µ	>2.5 µ	2.5 µ	>2.5 µ	2.5 µ	>2.5 µ
Antimon	23,4	4,9	24,2	2,9	48,6	8,2	34,5	4,86
Arsenik	49,9	11,0	49,8	4,9	35,9	8,6	18,7	1,7
Berilyum	0,4	0,1	0,47	0,11	0,46	0,15	0,44	0,2
Kadmiyum	0,5	0,21	1,26	0,46	19,3	1,84	2,75	0,69
Krom	32,6	27,5	44,7	46,9	60,2	41,3	60,5	33,3
Bakır	123	33,8	159	36,8	1050	222	233	58,1
Demir	5100	1410	4460	1510	3850	2300	4220	1110
Kurşun	114	21,5	164	22,4	990	94,2	-	-
Magnezyum	1450	428	1450	436	6190	2220	1770	101
Mangan	93,3	43,1	84,5	37,1	73,2	42,8	89,9	23,6
Nikel	840	863	7470	1230	8020	2270	10600	2200
Vanadyum	14700	4510	35300	7560	58900	19900	58600	13000
Çinko	1600	328	1840	422	21000	2740	641	883

Çizelge 5.15 : Fuel Oil 6 ve Fuel Oil 5 içeriğindeki sülfür türleri

Yakıt	PM boyutu, µm	Sülfür türleri, %				
		Sülfat	Tiyofen	Elementel	Sülfid	Diğer
No 5 Oil	<2.5	55	24	5	11	5
No 5 Oil	>2.5	32	37	8	19	4
Düşük S No 6 Oil	<2.5	84	14	-	-	2
Düşük S No 6 Oil	>2.5	58	34	6	-	2
Orta S No 6 Oil	<2.5	73	13	6	-	8
Orta S No 6 Oil	>2.5	55	35	6	-	3
Yüksek S No 6 Oil	<2.5	54	29	5	11	1
Yüksek S No 6 Oil	>2.5	26	39	9	26	-

Metallerin PM içindeki dağılımında sülfür türlerinin de etkisi vardır. İncelenen yakıt türlerine göre boyutlarına göre PM lerin bağlı olduğu sülfür türleri Çizelge 5.15 de verilmiştir. [82]

Çizelgeden en yüksek sülfür türünün sülfat olduğu, onu tiyofen grubunun takip ettiği anlaşılmaktadır. Diğer yandan <PM_{2.5} grubu partiküllerde sülfata bağlı partiküller daha büyük boyutlu PM'lere göre önemli ölçüde zenginleşmekte iken tiyofen grubunda iliski tesine dönmektedir.

Partiküler madde parametresi içinde kondanase olabilen partiküler maddeler yakıt ve atıkların yakıldığı tesisler için önem taşımaktadır. Çünkü kondanase oalabilen partiküler madde büyük ölçüde Cd ve Pb gibi düşük kaynama noktalı metallerin içinde yer aldığı bir gruptur.Kondanase olabilen metaller in yakma sistemlerinde torbalı filtre sonrası baca gazı numunesi üzerinde incelenmesinin simüle edildiği bir

çalışmada filtre sıcaklığı ve metal halojen bileşiklerinin süblimasyon sıcaklıklarının partikül çapı oluşumunu etkilediği ve 3-300 nm boyut aralığında partiküllerin dağıldığı ancak filtrede partikül kekinin oluşması durumunda 10 nm'den küçük partiküllerin oluşumunun engellenmesine rağmen önemli miktarda kondanase olabilen metallerin filtre elemanın geçebildiğini göstermiştir.[83]

Atık yakma sistemlerinden kaynaklanan ağır metal emisyonları sadece yakma koşullarına değil aynı zamanda atık içindeki bileşenlerin yer aldığı kimyasal reaksiyonlara da bağlıdır.Örnek olarak kurşun emisyonları üzerinde etkili olacak bir kaç farklı reaksiyon atık içindeki nem oranının ve alkali madde miktarlarının yakma sıcaklığı ile birlikte metallerin halojenleri veya oksitleri şeklinde oluşmaları üzerindeki etkisini inceledikleri bu çalışmada evsel katı atık yakma tesislerinde termodinamik denge koşullarında metal emisyon miktarlarını araştırmışlardır. Çalışmada yön gösterici olarak Amerika'da evsel katı atıklar için temsil edici tam bir analiz Çizelge 5.16 ve Çizelge 5.17'de verilmiştir.[84]

Çizelge 5.16 : Evsel katı atık analiz sonuçları [84]

Analitik Parametre	Ağırlık %
Karbon	25,6
Hidrojen	3,4
Oksijen	20,3
Azot	0,5
Klor	0,45
Sülfür	0,15
Su Buharı	25,2
Kül (inert)	24,4
Yüksek Isıl Değer (cal g ⁻¹)	2472

Çizelge 5.17 : Evsel katı atıkta yanabilen kısımda yer alan metaller [84]

Element	Ortalama Konsantrasyon (ppm)	Konsantrasyon aralığı (ppm)
Al	9000	5400-12000
Cd	9	2-22
Cr	55	20-100
Hg	1,2	0,66-1,9
Na	4500	1800-7400
Pb	330	110-1500

Son yakma kısmı sonrası baca gazı hızla soğumakta ve bu bölgede kimyasal reaksiyonlar durmaktadır.Bu koşullarda buhar basınçları doygunluk(saturation) buhar basınç değerini aşan metaller mevcut partiküller üzerinde kondanase olmaktadır. Çalışma sonuçlarına göre evsel katı atık içindeki nem ve Na oranı

artırıldığında serbest klor oluşumu azaltılmakta, kurşun yüksek sıcaklıklarda tercihan metal oksit formunu tercih ederken düşük sıcaklıklarda Na oranının artırılması serbest klor oluşumunu azalttığı için kurşun klorür oluşumu da azalmaktadır. Nem oranının artırılması klorü yerine kurşun oksit oluşumunu tesvik etmekte ve uçucu kül içindeki kurşun miktarı azalmaktadır. Sıcaklığın artırılması dengedeki kurşunun sıvı PbO formuna geçmesini artırmakta bununla birlikte nem ve Na oranının artırılması uçucu küldeki kurşun oranını azaltmaktadır. Tersine olarak orta seviyelerde Na içeren atıklarda yakma sıcaklıklarının düşürülmesi ve nem oranının artırılması kurşunu uçucu küle geçişini kolaylaştırmaktadır. Kadmiyum ve civa büyük ölçüde elementel halde oluşmakta ve oksit ve klorür formları bütün nem ve Na oranlarında ihmal edilecek kadar düşük kalmaktadırlar. Hg metalik buhar halinde kalırken Cd son yakma bölgesi sonunda tamamen uçucu kül üzerinde kondanse olmaktadır. Bu nedenle Cd emisyonları nem ve alkali oranlarından etkilenmemektedir. Cr ise Na oranından büyük ölçüde etkilenmekte Na_2CrO_4 formuna geçmektedir. Geri kalan Cr ise oksit formunda olup bütün sıcaklıklar ve nem oranlarında çok az miktarda klorürler oluşmaktadır. Örnek denge hesaplarında 9500°C sıcaklıkta nem oranının %37'den %5'e indirgenmesi kurşunun uçucu küldeki oranını %54'den %68'e yükseltmektedir. Oysa evsel katı atık içindeki Na miktarının 6650 ppm'den 4500 ppm'e indirilmesi kurşunun uçucu kül içindeki oranını ortalama nem koşullarında %36'dan %60 yükseltmektedir.

Çizelge 5.18 : Evsel katı atık içerisindeki metal miktarları (mg/kg)

Metaller	Konsantrasyon Aralığı
Fe	25000-75000
Cr	100-450
Ni	50-200
Cu	450-2500
Zn	900-3500
Pb	750-2500
Cd	10-40
Hg	2-7

İngiltere'de yapılmış çalışmada evsel katı atık içerisindeki metal miktarları ile ilgili yapılan araştırmada görülmektedir ki metal miktarları geniş aralıklarda değişmektedir. (Çizelge 5.18)[84]

5.3 Tıbbi Atıklar İçerikleri, Oluşum Miktarları ve Kaynakları

Çizelge 5.19 : Tıbbi atık içeriği karşılaştırması

Atık Kaynağı	Sivas (2002) %	İran (2007) %	Kanada (1990) %
Kağıt	16	45	40
Metal	1	2	1
Tekstil	10	8	13
Cam	7	3	5
Yiyecek	17	17	10
Sıvı	-	6	6
Plastik	41	14	23
Karton	5	-	-
Diğer	3	5	2

Tıbbi atıklar üzerinde yapılan araştırmalarda sonuçlar göstermektedir ki, tıbbi atığın sadece 1% - 2%'si metallerden oluşmaktadır. 2002 yılında Sivas'ta yapılmış olan hastane atıklarının kompozisyonu üzerine yapılmış olan araştırmada, metal içeriğin 1% olduğu, 2007 yılında İran'da yapılan araştırmada metal içeriğinin 2.07% olduğu ve 1990 yılında Kanada'da yapılan araştırmada ise bu miktarın 1% olduğu tespit edilmiştir. [68,69,70]

Bahreyn'de 2009 yılında yapılan ve Bahreyn'in 8% sini temsil eden hastanelerin ele alındığı çalışmada, tıbbi atık üretiminin %80'inin devlet hastanelerinden, 20%'sinin ise özel hastanelerden olduğu tespit edilmiştir. Toplanan yıllık tıbbi atık miktarının 972,749 ton / yıl olduğu çalışma yapılan hastanelerin toplamı olarak tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada tıbbi atığın hastane içinde hangi departmanlardan ne miktarlarda oluştuğuna yönelik çalışmanın sonuçları Çizelge 5.20' de verilmiştir.[88]

Çizelge 5.20 : Tıbbi atığın kaynaklandığı tıbbi birimler

Tıbbi Atık Kaynağı	(%)
Ameliyat	13.5
İlaç Departmanı	12.6
Cerrahi	10
Jinekoloji	12.8
Pediyatri	18
Nefroloji	11.6
Yoğun Bakım	5
Kulak, Burun Boğaz	6.1
Kardioloji	4.4
Ortopedi	2.5
Yanıklar	3.5
Toplam	100

Brazilya'da 2009 senesinde dış kliniklerinde yapılan çalışmada, toplanan atık içerisinde enfekte tıbbi atık oranının 15% - 29% arasında değiştiği görülmüştür.

Enfekte olmayan tıbbi atık 42% - 52% arasında değişirken, evsel nitelikteki atıklar ise 19% - 43% arasında değişim göstermektedir. [89]

İstanbul'da 2008 yılında yapılan çalışmada hastane atıklarının Avrupa ve Asya yakaları için ayrı ayrı araştırması yapılmış ve görülmüştür ki, hastanelerden tıbbi atık adı altında toplanan atıkların 50% civarındaki bir kısmı evsel nitelikli atık durumundadır (Çizelge 5.21).[90]

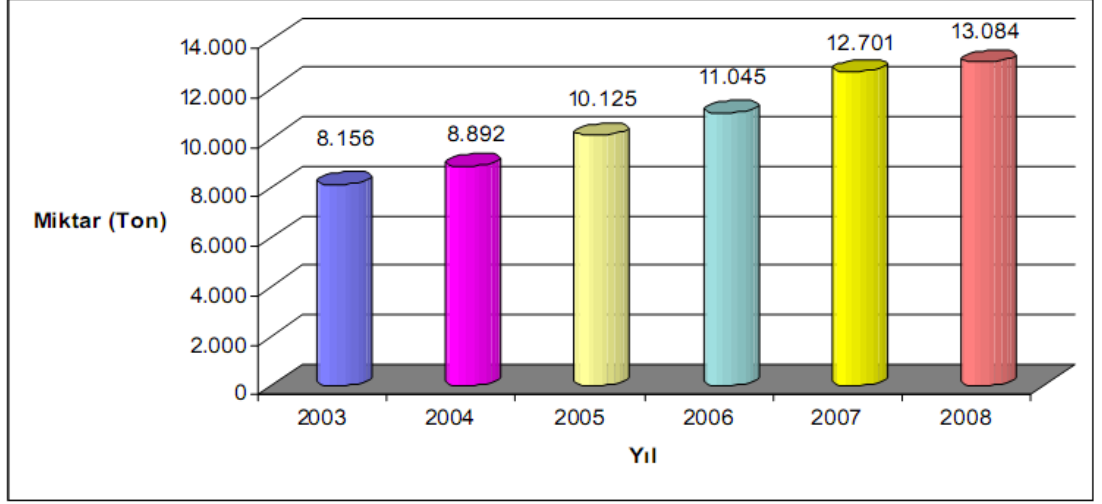
Çizelge 5.21 : İstanbul hastane atıklarının atık türleri

Atık Türü	Avrupa Yakası	Asya Yakası
	%	%
Eysel	49.18	51.11
Patolojik	5.94	7.34
Radyoaktif	0.01	0.21
Kimyasal	1.89	5.36
Enfekte	17.92	18.05
Kesici	5.94	3.19
İlaç	1.29	2.14
Basınçlı Kaplar	2.27	0.65
Geri Dönüşümlü	15.56	11.95
Toplam	100.00	100.00

Bu çalışmada İstanbul'da 197 hastane ve 401 klinik bulunmaktadır. Asya yakasında 65 hastane ve 160 klinik, Avrupa yakasında ise 132 hastane ve 241 klinik yer almaktadır. Yatak başına günlük ortalama katı ve enfekte atıkların toplamı resmî kurumlarda 2,39 kg, özel kurumlarda ise 4,34 kg olarak belirlenmiştir. Avrupa Birliği ülkelerinde tıbbi atık miktarı 5 kg/yatak/gün olarak verilmekte ve İstanbul bu değere oldukça yaklaşmaktadır. Ulusal Çevre Aksiyon Planında kamu hastanelerinde 1,92 kg/yatak/gün, özel hastanelerde ise 2,01 kg/yatak/gün değerleri verilmektedir. Bu değerler İstanbul ortalamalarının altında kalmaktadırlar.[90]

1996'dan 2005 yılına gelindiğinde tıbbi atık miktarı 2503 ton'dan 8550 ton'a yükselmiştir. Asya yakasında yer alan sağlık birimlerinde tıbbi atık miktarı 1,85 kg/yatak/gün iken Avrupa yakasında bu değer 2,171 kg/yatak/gün değerine yükselmektedir. Önemli bir bulgu da tıbbi atık grubu içerisinde ortalama %50 oranında evsel katı atık mevcudiyetidir. Diğer taraftan geri kazanılabilir atık oranının da %14 olduğu belirtilmektedir. Buna göre toplam %60-65 oranında tıbbi atık miktarında azaltma sağlanabilir. Ancak bunun için geniş kapsamlı bir çalışma yapılarak tedavi kurumlarının bilinçlendirilmesi gerekmektedir.

İSTAÇ A.Ş. de 2003 – 2008 yılları arasında bertaraf edilen tıbbi atık miktarı giderek artış göstermekte ve son yılda en yüksek seviyeye çıkarak kapasite aşımına neden olmuştur.



Şekil 5.1 : 2003 – 2008 yılları arası İSTAÇ A.Ş. yıllık tıbbi atık bertaraf miktarları. [81]

İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisinin kapasitesi 1 ton/saat olarak verildiğine göre, haftada bir gün bakım ve kontroller için duruş yapıldığı esastan hareketle yıllık kapasite

$52 \times 6 \times 24 \times 1 = 7488$ ton/yıl yaklaşık olarak 7500 ton olarak hesaplanır. Buna göre yukarıda belirtilen kapasite 2003 yılından itibaren aşılmış demektir. Kapasite fazlası tıbbi atığın bertarafının nasıl ve hangi yöntemler kullanılarak yapıldığı bilinmemektedir.

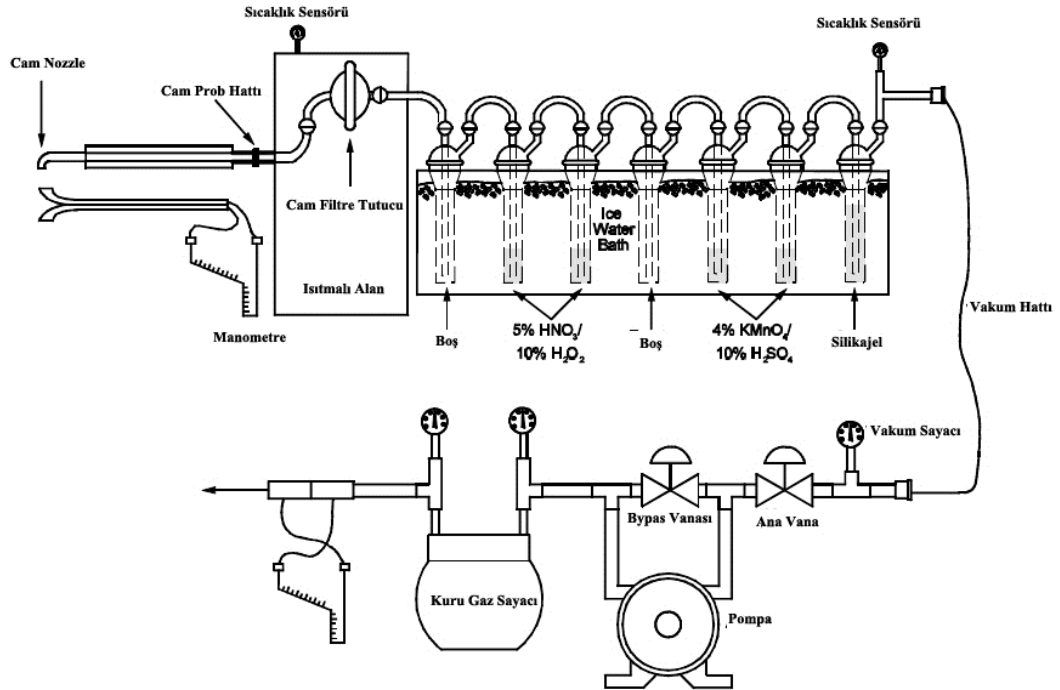
6. MATERYAL METOD

Tesiste ağır metal ihtiva eden; (a) döner fırın cürufundan, (b) II. Fırın külünden ve (c) torbalı filtre kekinden TS 12090'na uygun olarak 2'şer kilo numune alınmıştır.

Ayrıca baca emisyonunda EPA Method 29'a uygun şekilde partikül madde ve ağır metal (Hg, Cd, Tl, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni), örnekleme 30'ar dakika süreyle, 8 farklı tarihte yapılmıştır.

6.1 Baca Gazı Partikül Madde ve Ağır Metal Örnekleme

Örnekleme hattının şematik bir çizimi Şekil 5.1'de gösterilmiştir.



Şekil 6.1 : EPA method 29 numune alma hattı şematik diyagramı

Numune alma noktası EPA Method 1'e göre seçilmiştir. Buna göre tesisten gelen hava kanalının üzerinde, bacanın 8 çapı kadar mesafeden numune alma noktası açılmıştır.

EPA Method 29 gereği kullanılan borosilikat cam nozullar ve ısıtılmış örnekleme hattı kullanılmıştır. Partikül madde tutucu olarak fiberglas filtre kullanılmıştır.

Epa Method 29 genel olarak EPA Method 5 düzeneğinin modifiye edilmiş halidir. Bu düzenekte ısıtmalı bir probe hattı, ısıtmalı bölmeye yerleştirilmiş bir filtre tutucu ve yaklaşık 4°C’de sabit tutulan bir impinger hattı serisinden oluşur.

Test öncesinde kullanılan malzemelerin ve cihazların rutin olarak temizliği yapılır. İlk olarak filtre ekipmanı sıcak musluk suyu ile yıkanır, daha sonra ise sıcak sabunlu su ile yıkanır. Daha sonra cam malzemeler 3 kez musluk suyu ile yıkanır ayrıca üç kez de çalkalanır. Daha sonra hacimsel olarak %10’luk bir nitrik asit çözeltisinde en az 4 saat boyunca suda tutulur, üç kez çalkalanır ve son olarak da aseton ile yıkanır ve ortam havasında kurumaya bırakılır. Tüm malzemeler kuruma sırasında kirlenme olmaması için üzerleri kaplanırlar.

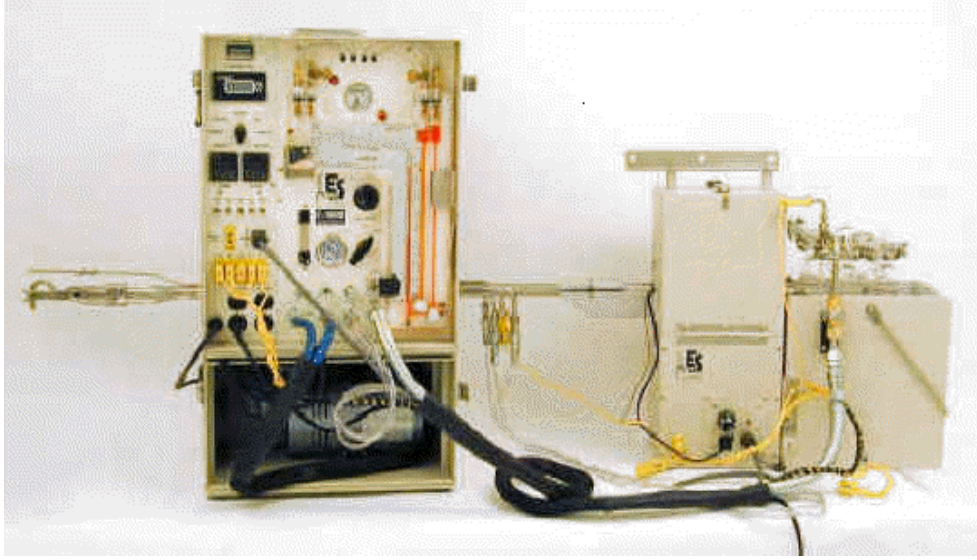
Numune alma hattında ilk impinger boş bırakılır (bu opsiyoneldir, nem tayini yapılmayacaksa kullanılmasına gerek duyulmaz). İkinci ve üçüncü impingerlara 100 ml HNO₃/H₂O₂ çözeltisi eklenilir. Dördüncü impinger boş bırakılır. Beşinci ve altıncı impingera asidik KMNO₄ (%4 KMNO₄ / %10 H₂SO₄) eklenir. Son impingerda silika jel bulundurulur.

Numune alma işleminden önce tüm kaçak testleri yapılır. Numune alma işlemi tamamen isokinetiktir. Bu sistemler için birçok otomatik cihazlar geliştirilmiştir. Şekil 5.2’de deney çalışmasında kullanılan numune alma cihazı gösterilmektedir.

Örnekleme işlemi sonunda, bacadan probun çekilmesinden hemen sonra temizleme işlemi başlar. Prob örneğın geri kazanılması işleminden önce soğumaya bırakılmalıdır. Probun temas edilebilecek kadar soğumasının ardından, probun nozulu ve ucundaki partikül maddeler silinerek uzaklaştırılır. Hemen ardından ise probun ucun temiz, kontamine olmamış bir malzeme ile kapatılarak partikül madde girmesi yada kaybı önlenir. Prob ucunu prob hattı soğurken sıkıca kapatılmamalıdır, aksi takdirde vakum oluşmasına böylece de impingerlardan probun içerisine suyun geçmesine neden olabilir.

Örnekleme hattını geri kazanım için temiz bir alana götürmeden önce, probu örnekleme hattından ayırıp uçları kapatılmalıdır. Bu süreçte içeride oluşmuş olabilecek kondensatların kaybedilmemesine dikkat edilmelir. Probun bağlanmış olduğu filtre girişı de kapatılmalıdır. Bağlantı kablousunu da son impingerdan çıkarıp o kısımda

kapatılmalıdır. Nozulların, problemlerin, impengerların ucu gibi kapatılması gereken kısımlar için plastik, teflon gibi tıkaçlar kullanılır.



Şekil 6.2 : Numune alma işleminde kullanılan otomatik cihaz.

Alternatif olarak probun ya da filtre tutucunun tam soğumasını beklemeden cihazları birbirinden ayırma işlemi de yapılır. Öncelikle filtre tutucu çıkışını impinger girişinden ayırın ve uçları hafifçe kapatılır. Daha sonra probu filtre girişinden ayırılır ve gene uçları hafifçe kapatılır. Prob ucunu da kapatıp, bağlantı (umbical) kablosunu önceki kısımlarda anlatıldığı gibi birbirinden ayırılır.

Probu, filtre-impinger grubunu temiz bir alana taşınır, bu temiz alan rüzgardan ve örneğe kaybedilmesine ya da miktarının artmasına neden olacak diğer etkenlerden uzak olmalıdır. Örneklem hattının sökülmesi işlemlerinde normal olmayan durumlar ot edilmelir. Numunenin geri kazanım sırasında kontamine olması kesinlikle önlenmelidir. Numuneler aşağıda anlatıldığı gibi geri kazanılır.

Konteynır 1 (Örnek Filtresi); Filtreyi filtre tutucudan dikkatlice çıkarılır ve etiketlenmiş olan petri kabına yerleştirilir. Filtreyi almak için, ya asit ile yıkanmış polipropilen veya teflon kaplı cımbız yada su ile yıkanmış ve kurutulmuş kullanıldıktan sonra atılan cerrahi eldivenlerden kullanılır. Eğer filtre kağıdını katlamak gerekirse, tüm partiküllerin filtre içinde kaldığından emin olunulur. Filtrenin etrafında kalan, contaya yapışan vb partikül kalıntılarını da petri kutusunun içine, asitte yıkanıp kurutulmuş bir naylon kıl fırça ile süpürülür. Örneklem hattından numune geri kazanırken herhangi bir metal aksam kullanmaz. Etiketli petri kutusunu sıkıca kapatılır.

Konteynır 2; Probe grubunu temiz ve kontamine olmaktan uzak bir şekilde tutulur. Prob nozullarını, bağlantıları, probu ve filtre tutucunun ön bölümlerini toplam 100 ml, 0.1 N HNO₃ ile yıkanır numune kutusuna konulur. Çalkalanan hacim kaydedilir ve örneği koymuş olduğunuz kabın üzerini işaretlenir. Bu şekilde yolda herhangi bir dökülme, sızıntı, kaçak vb olup olmadığı kontrol edebilir. Sıkıca kapatıp etiketlenir. Son olarak, nozul, prob ve filtre tutucunun ön tarafını aseton ve takiben su ile yıkanır ve bu yıkadıklarınız ihmal edilir.

Konteyner 3; Örnekleme hattındaki 2 ve 3 numaralı impingerlarda bulunan HNO₃ / H₂O₂ karışımları konteynıra konulur. Ayrıca bağlantı aparatları ve filtrenin arka kısmı da 100 ml hacminde 0,1 N HNO₃ ile yıkanır.

Konteyner 4A; Civa için örnekleme yapıldığı durumlarda 4. imingerda yer alan su konteyner 4A'ya boşaltılır. Daha sonra impinger 100 ml 0,1 N HNO₃ ile çalkalanıp, konteyner 4A'ya boşaltılır.

İki adet bulundurulan permanganat (5 ve 6 nolu impengerlar) konteyner 4B'ye boşaltılır. 100 ml kullanılmamış KMnO₄ çözeltisinin her bir seferinde 33 ml kullanılmak üzere impingerlar, bağlantı ekipmanları en az 3'er kez yıkanır. Yıkama çözeltileri de Konteyner 4B'ye boşaltılır. Bu boşaltma işlemi sırasında herhangi bir kaybın olmamasına işlemine özen gösterilir. Aynı şekilde impengerlar ve bağlantı ekipmanları da en az 3 kez toplam 100 ml'lik su ile çalkalanırlar ve herhangi bir örnek kaybına neden olmayacak şekilde tekrar Konteyner 4B'ye boşaltılır. Konteyner'in üzeri işaretlenerek seyahat sırasında bir kayıp olmadığı kontrol edilir.

Eğer bu işlemler sonucunda impingerlarda daha fazla bir depozit gözlenlenmiyorsa daha fazla çalkalama işlemine gerek yoktur. Ancak böyle bir gözlem yapılıyorsa impingerlar 25 ml 8N HCl çözeltisi ile yıkanılırlar. Bu çözelti içinde 200 ml su bulunduran konteyner 4C'ye boşaltılır. Bu işlem için öncelikle konteyner'i 200 ml su ile doldurulur. Daha sonra impingerların iç yüzeylerini impinger çevirerek ve çalkalayarak HCl ile tüm iç yüzeyleri yıkanır. Bu işlem için toplam sadece 25 ml HCl çözeltisi kullanılır. Önce permanganat impingerlarından birisi çalkalanır daha sonra HCl diğer impingera boşaltılır ve permanganat impingerlarından ikincisi de çalkalanır. Daha sonra bu çözelti Konteyner 4C'ye boşaltılır ve konteynerin içindeki su miktarı işaretlenir.

Konteyner 5 A; (0,1 N HNO₃ şahit) Her bir saha testinde en az bir adet 0,1 N HNO₃ şahit numunesinden 300 ml'yi alıp NO: 5A olarak etiketlenen bir konteynere konulur ve ağzını sıkıca kapatılır.

Konteyner 5 B (Su Şahidi): Her bir saha testinde en az bir adet kullanılan sudan en 100 ml'lik bir kısmı Konteyner 5 B olarak adlandırılan bir şişeye konulur ve sıkıca kapatılır.

Konteyner 5; (%5 HNO₃ / %10 H₂O₂ şahidi) Her bir saha testinde en az bir adet impingerda kullanılan %5 HNO₃ / %10 H₂O₂ çözeltisini şahit olarak kullanılır ve konteyner sıkıca kapatılır.

Konteyner 6: (Asitlendirilmiş KMnO₄ şahidi) Her bir ölçüm işleminde en az bir adet asitlendirilmiş KMnO₄ dan 100 ml'lik miktarı 6 numaralı konteynıra konulur.

Konteyner 7: En az bir saha ölçümünde 200 ml suyu bir kaba konulur ve suyun içine 8 N HCl'den 25 ml ilave edilir. İyi karıştırılır ve sıkıca kapatılır.

Konteyner 8: Her ölçüm için 8 numara vermiş olduğunuz bir petri kabı içerisine aynı takımdan 3 adet kullanılmamış filtreyi yerleştirin ve petri kabını sıkıca kapatılır.

Elde edilen numuneler konteynerlere konulduktan ve gerekli numaralama işlemleri yapıldıktan sonra bu malzemeler laboratuara getirilir.

6.2 Numune Analiz Öncesi Hazırlıklar

Konteyner No.1 (Örnek Filtresi) Gerekli tartım işlemi gerçekleştirildikten sonra, partiküler emisyon tayininde, yaklaşık 0.5 g'lık filtre küçük parçalara ayrılır. Basınçlı mikrodalga kaplarına alınır ve her kaba 6 mL derişik HNO₃ ve 4 mL derişik HF eklenir. Mikrodalgada ısıtma süresi toplam 12-15 dakika arasında olacak şekilde 2-3 dakika ısıtılmalı ve mikrodalga 2-3- dakika kapatılmalıdır. Daha sonra tekrar 2-3 dakika ısıtılmalı ve aynı işlemler toplam 12-15 dakika olana kadar devam edilir. (Bu işlem 24-30 dakikayı alır.) Mikrodalgada ısıtıldıktan sonra numuneler oda sıcaklığına soğutulur.

Konteyner No.2; pH'ı 2 veya daha düşük olacak şekilde derişik HNO₃ eklenmesiyle asitlendirilir. Beher içine numune su ile yıkanır ve numune hacmi yaklaşık 20 mL olacak şekilde ısıtıcıda kaynama sıcaklığının altında ısıtılarak düşürülür. Daha sonra numune mikrodalga kaplarına alınarak 6 mL derişik HNO₃ ve derişik 4 mL HF

filtreye yapılan işlemin aynısı mikrodalgada yapılır. Daha sonra numune whatman 541 filtre kağıdında süzülür ve beklenen metal konsantrasyonuna göre uygun bir hacme su ile seyreltilir. Bu seyreltilen numune “Analitiksel fraksiyon 1” dir. 0.1 mL hassasiyetle analitik fraksiyon 1’in hacmi ölçülüp kaydedilir, Kantitatif olarak 50 mL’lik bir kısmı uzaklaştırılır ve “Analitik Fraksiyon 1B” olarak etiketlenir ve geri kalanın 250 mL’lik kısmı “Analitiksel Fraksiyon 1A” olarak etiketlenir ve civa hariç diğer metaller AAS ile analizlenir.

Konteyner No.3; 0.5 mL hassasiyetle hacmi ölçülür ve kaydedilir ve “Numune Fraksiyon 2” olarak etiketlenir. Civa analizi için 75- 100 mL’lik bir kısmı uzaklaştırılır “Analitik Fraksiyon 2B” olarak etiketlenir. Konteyner No.3’ün geri kalan kısmı “Numune Fraksiyon 2A” olarak etiketlenir. 10 mL% 50 ‘lik HNO_3 ile toplam ısıtma süresi 6 dakika olacak şekilde parçalanır. Daha sonra oda sıcaklığına gelmesi için beklenir. 10 mL H_2O_2 ilave edilerek 2 dakika daha ısıtılır. 50 mL sıcak su eklenerek 5 dakika daha ısıtılır. Soğutulur, süzülür ve numune beklenen metal konsantrasyonuna uygun olacak şekilde su ile uygun bir hacme seyreltilir.

Konteyner No.4A, No. 4B, No. 4C; 4A’nın hacmi ölçülüp kaydedilir ve konteyner No 4A “Analitik Fraksiyon 3A” olarak etiketlenir. Konteyner No 4B’den çıkan kahverenkli MnO_2 tortuyu uzaklaştırmak için Whatman 40 filtre kağıdında süzülür 500 mL’lik balona ve su ile hacme seyreltilir. 500 mL süzüntü “Analitik fraksiyon 3B”dir. Civa için Analitik fraksiyon 3B’nin süzme basamağının 48 saat içinde olmalıdır. Filtredeki kahverenkli MnO_2 çökelti digest edilir. 25 mL 8 N HCl filtreye eklenir ve oda sıcaklığında minimum 24 saat bekletilir. Konteyner No.5C Whatman 40 filtre kağıdından 500 mL’lik balona süzülür.

6.3 Numune Analizi

6.3.1 Alevli ve/veya grafit fırınlı analiz

Analitik Fraksiyon 1 ve ‘1A’daki metallerin analizi AAS ile yapılacaksa analiz için uygun teknik ve prosedürler EPA Metot 29 Çizelge 29-3’tedir. Kalibrasyon eğrileri metodun dedeksiyon limitine uygun şekilde hazırlanır. Eğer kalibrasyon eğrisinin korelasyon sabiti 0,98’den az ise problem giderilir ve yeniden kalibrasyon yapılır. Kalibrasyon kontrol çözeltileri ile kontrol edilir ve okunan değer, sertifika değerinin %10’undan daha farklı olamamalıdır. Problem giderildikten sonra numune analiz

edilir. Her 5. analizde blank okutularak herhangi bir girişim olması engellenir. Cihazın sapmasını kontrol etmek için kalibrasyon kontrol çözeltisi sıklıkla okutulur.

Matris girişimlerinin serbest olması için gösterilen standart metodun kullanımı hariç tüm numuneler analiz edilir. Tüm numuneler en azından iki kez analiz edilir veya yeniden oluşturulabilen sonuçlar elde edilir. $\leq 10\%$ 'luk bir değişme miktarı kabul edilebilir.

6.3.2 CVAAS ile civa analizi

Analitik Fraksiyon 1B, 2B, 3A, 3B ve 3C'nin Hg analizi için EPA Metot 7470 veya "Standard Methods for Water and Wastewater Analysis"teki civa metodu kullanılabilir. Bu metotlarda erlenmayer yerine 300 mL'lik BOD şişeleri kullanılır. Toplam hacim 100 mL olacak şekilde su ile seyreltilir. Eğer numuneden okunan değer kalibrasyon aralığının dışındaysa numune biraz daha %0.15'lik HNO₃ ile uygun miktarda seyreltilir. İsteğe bağlı olarak Hg, kalibrasyon ve kalite kontrol prosedürü olan Cihaz üretici firmalarının verdiği CVAAS analitik prosedürlere göre de analiz edilebilir. Cıvayı digest etmek iki basamakta gerçekleşir : (1), Numunenin bir kısmına hidroksilamin hidroklorür / sodyum klorür çözeltisi ile digest edilir. (2), Alınan diğer katı numuneler önışlemden 6.2. deki önışlem fazından geçtikten sonra 6.3. teki gibi analiz edilmiştir.

7. NUMUNELERİN ANALİZ SONUÇLARI

Tesisten 8 ayrı tarihte alınan Döner Fırını Cürufu, II. Fırın Külü, Filtre Keki, Baca Gazı Numene sonuçları yanma ve baca koşullarıyla birlikte aşağıda çizelgeler halinde verilmiştir Çizelgelerde metallere ait satırlarda değerleri analizde kullanılan yöntemlerin tespit limitlerinin altında kalması durumunda “0” yazılmıştır.

7.1 Cüruf Numuneleri

Çizelge 7.1 : İstaç tıbbi atık yakma tesisi cüruf numuneleri analiz sonuçları (mg/kg)

	1	2	3	4	5	6	7	8	Ort.	Stdev
	01.04.08	05.04.08	12.04.08	17.04.08	05.09.08	10.09.08	14.09.08	19.09.08		
Cd	0,43	1,87	1,25	2,14	1,98	1,68	1,57	2,46	1,67	0,62
Tl	23,99	24,62	27,66	28,06	22,45	21,88	20,35	0,00	21,13	8,95
Sb	0,79	27,21	28,66	26,79	5,73	6,23	11,67	3,30	13,80	11,81
As	4,95	0,00	2,14	1,43	0,00	1,12	3,24	0,00	1,61	1,78
Pb	4,50	17,59	7,11	21,60	13,77	5,87	21,64	37,44	16,19	10,98
Cr	19,30	111,80	122,50	92,87	100,20	68,67	88,42	27,84	78,95	37,77
Co	19,94	54,26	47,53	85,53	56,34	22,97	34,77	0,00	40,17	26,51
Cu	610,70	425,40	311,60	541,10	523,90	556,30	478,40	600,30	505,96	99,27
Mn	138,30	335,20	378,20	489,50	166,90	201,70	194,50	0,00	238,04	154,55
Ni	145,60	153,50	142,70	194,20	88,54	134,20	158,10	52,65	133,69	43,88
Hg	0,48	0,00	0,00	0,01	0,16	0,21	0,00	0,00	0,11	0,17

Çizelge 7.1’de en yüksek emisyonunun Cu metale ait olduğu, bunu Mn, Ni metallerinin izlediği görülmektedir. Buna göre metallerin kütleli emisyonlarına göre sıralanması Cu>Mn>Ni>Cr>Co>Tl>Pb>Sb>Cd>As>Hg şeklinde gerçekleşmektedir. Bu sıralamanın oluşumunda tıbbi atıkların bileşiminde bu metallerin bulunma bollukları yanında uçuculuklarının da payı bulunmaktadır. Döner fırın sıcaklıkları 927-1133 °C arasında değişmektedir. Metallerin ergime ve kaynama sıcaklıklarının sıralamadaki katkısı bazı metaller için belirleyicidir. Bunun anlaşılabilmesi için bazı metallere ait ergime ve kaynama noktaları Çizelge 7.2 de verilmiştir.

Çizelge 7.2 ergime sıcaklıklarına göre sıralanmıştır. Ancak kaynama noktaları bakımından bu sıralamanın değişmekte olduğu görünmektedir. Bununla beraber Cu>Mn>Ni>Cr>Co>Tl>Pb>Sb>Cd>As>Hg sıralamasında düşük ergime noktalı olan metallerin cüruf içinde en az rastlanan metallerle uyumlu olduğu görünmektedir. Dolayısı ile Hg, As, Cd, Sb, Pb ve Tl gibi metallerin cüruf içinde değilde yakma tesisinin daha soğuk bölgelerinde oluşan atıklar içinde yoğunlaşacağını söylemek

mümkündür. Burada atığın içindeki metallerin saf metaller yerine alaşımlar içinde yada çeşitli tuzları şeklinde yer alması ihtimalinin de sıralamada değişikliğe yol açacağı bilinmektedir.

Çizelge 7.2 : Bazı metallerin ergime ve kaynama noktaları [66]

Metaller	Kaynama Noktası, °C	Ergime Noktası, °C
Civa	357	-39
Selen	685	217
Kalay	2602	232
Bizmut	1560	271
Talyum	1473	303,5
Kadmiyum	767	321
Kurşun	1749	327,5
Çinko	907	419
Antimon	1587	630
Aluminyum	2519	661
Stronsiyum	1382	764
Arsenik	614	817
Gümüş	2162	962
Bakır	2562	1083
Manganez	2061	1245
Berilyum	2469	1278
Nikel	2913	1453
Kobalt	2927	1495
Demir	2861	1535
Titanyum	3287	1660
Krom	2607	1857
Vanadyum	3407	1890

Çeşitli metal bileşiklerinin ergime ve kaynama sıcaklıkları ise Çizelge 7.3. de verilmiştir. Örnek olarak kurşunun metalik konumda kaynama noktası 1747 °C iken, klorürü için bu değer 950 °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.

Cüruf numunesi analiz sonuçlarının yorumlanmasında numune alımı esnasında döner fırın içindeki ölçülen sıcaklıklarla ilişkisi anlamlı olacaktır. Bu amaçla yapılan çalışma sonuçları Şekil 7.1 de numunelerin alımındaki sıra içinde verilmiştir.

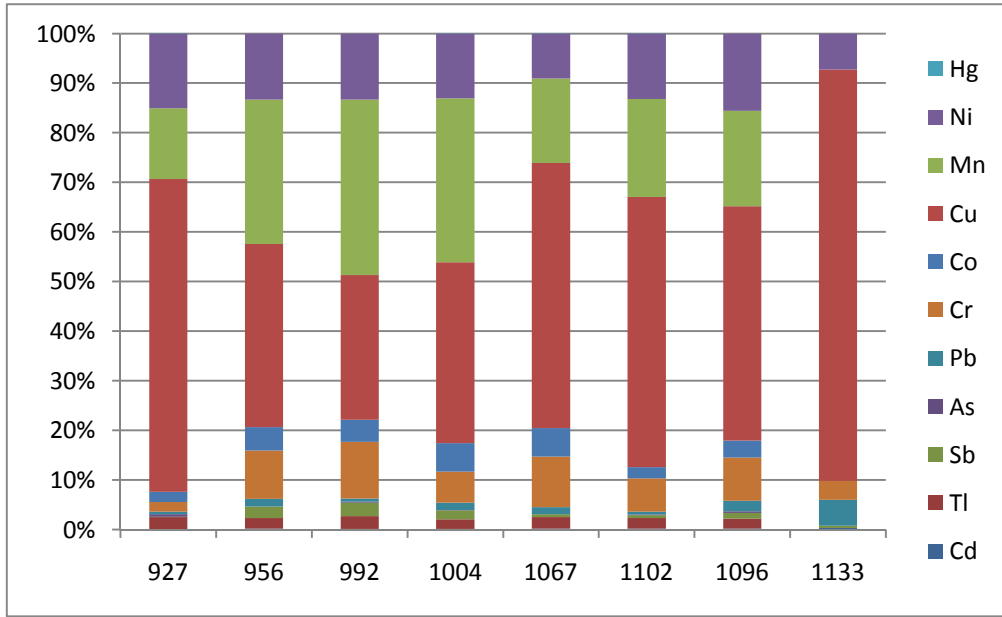
Çizelge 7.3 : Bazı metal tuzlarının ergime ve kaynama noktaları

Metal Bileşiği	Formülü	Ergime Noktası, °C	Kaynama Noktası, °C
Aluminyum Klorür	AlCl ₃	180	423
Aluminyum Oksit	Al ₂ O ₃	2040	2980
Aluminyum sülfat	Al ₂ (SO ₄) ₃	770 (bozunur)	
Bakır oksit	CuO	1326	1800 (bozunur)
Bakır (II) sülfat	CuSO ₄	200	650 (bozunur)
Bakır(II) klorür	CuCl ₂	498	995
Kalsiyum klorür	CaCl ₂	782	1600
Kalsiyum oksit	CaO	2600	3850
Kalsiyum Silikat	CaSiO ₃	1530 (bozunur)	
Çinko klorür	ZnCl ₂	275	765
Çinko Oksit	ZnO	1975	
Çinko sülfat	ZnSO ₄	740 (bozunur)	
Demir (II) Klorür	FeCl ₂	677 (sublimes)	
Demir(III) klorür	FeCl ₃	304	319 (bozunur)
Demir(III) Oksit	Fe ₂ O ₃	1460	1565
Demir(III) sülfat	Fe ₂ (SO ₄) ₃	480 (bozunur)	
Gümüş klorür	AgCl	455	1557
Gümüş oksit	Ag ₂ O	300 (bozunur)	
Kalay klorür	SnCl ₂	247	
Kalay Oksit	SnO ₂	1127	1800
Kobalt Klorür	CoCl ₂	86 (dehydrates)	1050
Kurşun bromür	PbBr ₂	370	914
Kurşun klorür	PbCl ₂	498	954
Kurşun oksit	PbO ₂	300 (bozunur)	
Kurşun oksit	PbO	888	1472
Kurşun sülfat	PbSO ₄	1087	
Potasyum dikromat	K ₂ Cr ₂ O ₇	398	500
Potasyum Manganat(VII)	KMnO ₄	240 (bozunur)	
Potasyum Oksit	K ₂ O	350 (bozunur)	
Potasyum Sulfat	K ₂ SO ₄	1069	1689
Silisyum Dioksit	SiO ₂	1610	2230
Tungsten Karbür	WC	2870	6000

Sıcaklığın döner fırında artmasıyla, cürufıta çok az bulunan cıva, kadmiyum, talyum, arsenik, kurşun gibi metaller toplam metal emisyonlarının %10-20'lik dilimi içinde değişim göstermişlerdir. Nikel neredeyse bütün sıcaklıklarda aynı oranda

emisyonlarda belirlenmişken bakırda kısmi bir artış, ve manganda ise azalma yönünde bir değişim görülmektedir. sıcaklığın 1000°C'nin üzerine çıkmasıyla Tl, Co ve Cr miktarları sıcaklıkla beraber azalmıştır.

Sıcaklık- metal emisyonları ve metal- metal korelasyonlarına bakıldığında(Çizelge 6.3) sıcaklıkla Cd ve Pb için pozitif(aynı yönlü değişim), Tl, Ni ve Mn arasında ise negatif işaretli (ters yönde değişim)anlamli ilişkilerin varlığı görülmekte iken diğer metallerle anlamli bir ilişkinin mevcut olmadığı görülmektedir.



Şekil 7.1 : Döner fırın sıcaklığına bağlı cürufu biriken ağır metal grafiği

Diğer taraftan metallerin kendi aralarındaki korelasyonlarına bakıldığında

-Cd ile As ve Hg'nın negatif, Pb ile pozitif ve oldukça anlamli ilişkilerinin varlığı

-Hg ile As ve Cu'ın pozitif, Cd, Sb, Pb, Cr ile negatif ve anlamli ilişkiler

-Sb'un Cr, Co, Mn ve Ni ile pozitif, Cu ve Hg ile negatif ve anlamli

-Tl ile beklentilerin aksine Co, Cr, Mn ve Ni ile pozitif ve orta ve Pb ile negatif ve anlamli

İlişkiler sergilediği görülmektedir.

Cr, Ni, Co, Mn genel olarak bir birleriyle anlamli bir ilişkiye işaret etmektedir. Bu metaller genel olarak paslanmaz çelik alaşımlarda birlikte bulunmaktadır. Tıbbi tedavide kullanılan malzemelerin büyükçe bir kısmının bu tür alaşımlı metallerden yapıldığı bilinmektedir. Dolayısı ile emisyonlarında bu anlamli ilişki manidardır.

Cu, ve Pb metalleri için yine cerrahi aletlerde kullanılan pirinç alaşımı kaynak gösterilebilir. Son zamanlarda tek kullanımlık pirinçten yapılma ve Cr ile kaplanmış cerrahi aletler kullanılmaktadır. Maliyet düşüklüğü nedeniyle tercih edilen bu malzemeler özellikle Cu emisyonunda başlıca kaynak olarak yer almaktadır.

Çizelge 7.4 : Cüruf numunelerinde sıcaklık-metal ve metal-metal emisyonları arasındaki korelasyon ilişkisi

	Cd	Tl	Sb	As	Pb	Cr	Co	Cu	Mn	Ni	Hg
T (°C)	0,62	-0,66	-0,42	-0,42	0,52	-0,15	-0,39	0,27	-0,51	-0,56	-0,36
Cd	1,00	-0,47	0,16	-0,87	0,76	0,21	0,18	0,08	-0,01	-0,35	-0,72
Tl		1,00	0,55	0,33	-0,75	0,59	0,73	-0,47	0,79	0,81	0,17
Sb			1,00	-0,20	-0,03	0,79	0,72	-0,77	0,89	0,60	-0,63
As				1,00	-0,46	-0,35	-0,17	0,10	-0,01	0,45	0,58
Pb					1,00	-0,19	-0,15	0,25	-0,28	-0,40	-0,61
Cr						1,00	0,73	-0,84	0,72	0,40	-0,59
Co							1,00	-0,40	0,88	0,64	-0,32
Cu								1,00	-0,57	-0,30	0,54
Mn									1,00	0,81	-0,34
Ni										1,00	-0,01
Hg											1,00

Çizelge 7.5 : Çeşitli lehimler ve bileşimlerindeki metaller

Sn	Ag	Au	In	Ge	Cu	Sb	Zn	Bi	ERGİME ISISI C	ALAŞIM ÖZELLİKLERİ
99,3					0,7				227	Zayıf ısılatma
97,0						3,0			232-238	Zayıf ısılatma
97,0	0,2				2,0	0,8			226-228	Zayıf ısılatma
97,0					3,0				227-300	Sadece yüksek ısı uygulamalarında
96,5	3,5								221-226	Otomotiv endüstrisinde
96,5	3,0				0,5				217-218	Endüyük maliyetli saf kalay-gümüş-bakır alaşımı, LF218R
96,2	2,5				0,8	0,5			213-218	Dört bölümlü alaşım, İkili alaşımlardan farklı bir karlılığı yok. Düşük gümüş içeriği ile dalga lehimleme seçimi olabilir. CASTIN R
96,0	3,5				0,5				217-218	CASTIN R ve LF218 R ile benzer özellikler.
96,0	4,0								221-245	
95,5	4,0				0,5				217-218	
95,5	3,8				0,7				217-218	
95,0	5,0								221-240	Sadece yüksek ısı uygulamaları için
95,0	3,5		1,5						218	İndium içeriği nedeniyle pahalı ve zor bulunabilir.
95,0						5,0			232-240	Yüksek ısı uygulamaları için, zayıf ısılatma.
93,5	3,5							3,0	216-220	Düşük ergime ısısı, Askeri ve uzay çalışmalarında.
91,0							9,0		199	Zayıf ısılatma, yüksek korozyon ve oksidasyon kısa raf ömrü.
90,0	2,0				0,5			7,5	186-212	Dört bölümlü alaşım. Geniş donma aralığı. Askeri ve uzay.
77,2	2,8		20,0						179-189	İndium nedeniyle pahalı ve zor bulunur.
65,0	25,0					10,0			290-300	Sadece düşük ısı uygulamalar için.
48,0			52,0						118	Sadece düşük ısı uygulamalar için.
42,0								58,0	138	Ergime ısısı bazı uygulamalar için çok düşüktür.
20,0		80,0							281	Altını altına lehimlemekte kullanılır.
	3,0		97,0						143	Sadece düşük ısı uygulamalar için. Korozyon riski vardır.
		88,0		12,0					356	Eutectic kalıp bağlama alaşımı.

7.2 II. Fırın Külü Numuneleri

Çizelge 7.5’de en yüksek emisyonunun yine Cu metaline ait olduğu, bunu Mn, Ni metallerinin izlediği görülmektedir. Cüruf ile pek farklılık gözlenmemektedir. Fırın sıcaklıklarının birbirine yakın olması sıcaklık açısından bir net bir değerlendirme yapmaya mani olmaktadır.

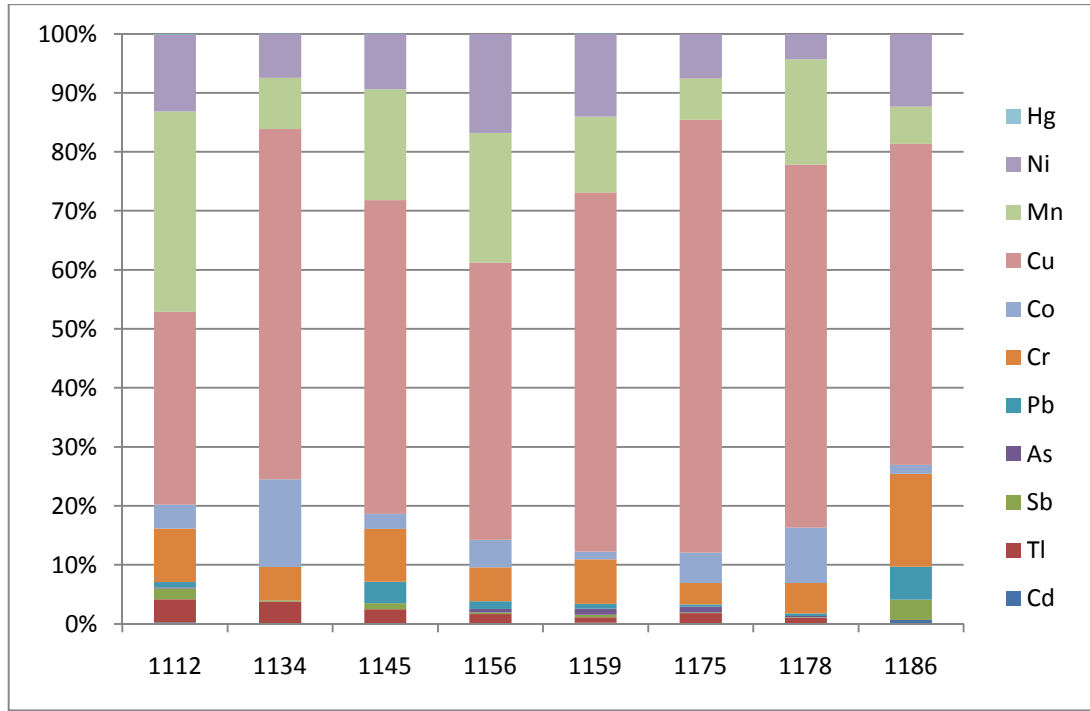
Çizelge 7.6 : İstaç tıbbi atık yakma tesisi II. fırın külü numuneleri analiz sonuçları (mg/kg)

	1	2	3	4	5	6	7	8	Ort.	Stdev
	01.04.08	05.04.08	12.04.08	17.04.08	05.09.08	10.09.08	14.09.08	19.09.08		
Cd	2,047	0,539	0	0	1,684	0,233	0	5,737	1,28	1,97
Tl	34,79	32,95	17,38	23,37	9,456	15,69	24,33	0,11	19,76	11,64
Sb	16,22	3,624	1,07	1,005	4,253	2,897	10,42	29,76	8,66	10,00
As	1,479	6,69	0	12,54	10,24	5,467	0	0	4,55	4,97
Pb	8,329	14,99	0	4,59	7,845	12,76	35,42	48,9	16,60	16,82
Cr	80	170,4	26,14	46,13	74,38	55,91	88,45	136,5	84,74	47,68
Co	36	311,2	69,03	65,37	12,56	44,81	24,73	13,62	72,17	98,91
Cu	289	2035	274,9	928,2	600,3	455,22	523,8	473,1	697,44	577,71
Mn	300,1	591	40,36	88,21	126,5	212,7	185,2	54,87	199,87	180,37
Ni	115,5	142	34,34	96,09	138,3	162,9	92,53	107,5	111,15	39,41
Hg	1,095	0,039	0,173	0	0,086	0	0,102	0	0,21	0,40

II. fırın külünde de Cu>Mn>Ni>Cr>Co>Tl>Pb>Sb>As>Cd>Hg sıralamasında düşük ergime noktalı olan metallerin II. Fırın Külü içinde de en az rastlanan metallerle uyumlu olduğu görülmektedir. 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.

II. Fırın Külü numunesi analiz sonuçlarının yorumlanmasında numune alımı esnasında fırın içindeki ölçülen sıcaklıklarla ilişkisi Şekil 7.2 de verilmiştir.

Sıcaklığın II. yakma fırınında artmasıyla, cürufta çok az bulunan cıva, kadmiyum, talyum, arsenik, kurşun gibi metaller toplam metal oluşumlarının yine %10-20’lik dilimi içinde değişim göstermişlerdir. Nikel neredeyse bütün sıcaklıklarda aynı oranda emisyonlarda belirlenmişken bakırda kısmi bir artış, ve manganda ise kısmi azalma yönünde bir değişim görülmektedir.



Şekil 7.2 : II. fırın sıcaklığına bağlı II. fırın külünde biriken ağır metal grafiği

Sıcaklık- metal emisyonları ve metal- metal korelasyonlarına bakıldığında (Çizelge 6.6) döner fırındaki sıcaklık Pb arasında pozitif (aynı yönlü değişim), Tl, Co, Mn ve Hg arasında ise negatif işaretli (ters yönde değişim) anlamlı ilişkilerin varlığı görülmekte iken diğer metallerle anlamlı bir ilişkinin mevcut olmadığı görülmektedir. II. Yakma fırını sıcaklıklarıyla ilişkilere bakıldığında, sıcaklıkla Cr ve Cu pozitif, Hg'nın ise negatif bir ilişkisi olduğu görülmektedir.

Diğer taraftan metallerin kendi aralarındaki korelasyonlarına bakıldığında

-Cd ile Sb ve Pb ile pozitif ve oldukça anlamlı ilişkilerinin varlığı

-Hg ile Mn ve Tl'in pozitif, Cu ile negatif ve anlamlı ilişkiler

-Cr'un Mn, Co, Cu ve Pb ile pozitif, ve anlamlı

-Tl ile Co, Mn ve Hg ile pozitif ve orta

- Co ile Cu ve Mn anlamlı

İlişkiler sergilediği görülmektedir.

Cr, Ni, Co, Mn kaynağının yine çelik, Pb ve Cu kaynağının tek kullanımlık cerrahi aletlerin yapımında kullanılan pirinç alaşımı olduğu söylenebilir.

Çizelge 7.7 : II. fırın külünde metal-metal ve metal-sıcaklık korelasyonu

Cd	Tl	Sb	As	Pb	Cr	Co	Cu	Mn	Ni	Hg	*T (°C)	**T (°C)
Cd	-0,58	0,91	-0,31	0,65	0,47	-0,28	-0,20	-0,22	0,11	0,07	0,36	0,30
	Tl	-0,37	0,07	-0,43	0,07	0,53	0,40	0,69	0,03	0,69	-0,80	-0,46
		Sb	-0,56	0,80	0,47	-0,33	-0,29	-0,16	0,02	0,23	0,34	0,10
			As	-0,49	-0,11	0,20	0,44	0,11	0,43	-0,29	-0,14	0,42
				Pb	0,58	-0,18	-0,05	-0,09	0,10	-0,26	0,66	0,41
					Cr	0,58	0,66	0,66	0,43	0,02	0,02	0,50
						Co	0,92	0,84	0,21	-0,01	-0,52	0,31
							Cu	0,77	0,36	-0,51	-0,34	0,56
								Mn	0,52	0,70	-0,51	0,04
									Ni	-0,02	0,18	0,30
										Hg	-0,76	-0,80

* Döner Fırın Sıcaklığı

** II. Yakma Fırını Sıcaklığı

7.3 Filtre Keki Numuneleri

Çizelge 7.8 : Filtre keki metal sonuçları (mg/kg)

	1	2	3	4	5	6	7	8	Ort.	Stdev
	01.04.08	05.04.08	12.04.08	17.04.08	05.09.08	10.09.08	14.09.08	19.09.08		
Cd	3,24	1,72	1,56	6,56	2,14	4,23	1,78	2,98	3,03	1,70
Tl	1,2	0,54	0	1,76	0	0,45	0	0	0,49	0,66
Sb	0,85	2,13	0	1,65	1,05	0	0,92	0	0,83	0,80
As	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	-
Pb	0	0,45	0	0	3,45	2,67	10,6	0	2,15	3,68
Cr	0	12,6	3,45	0	4,56	11,2	0	0	3,98	5,22
Co	0	7,86	3,24	0	2,34	1,22	5,6	0	2,53	2,91
Cu	217,7	442,7	65,7	34,7	154,8	202,5	98,6	117,3	166,75	128,12
Mn	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	-
Ni	54,3	12,7	5,67	34	20,6	18,5	43,2	23,25	26,53	16,22
Hg	5,67	23,8	9,25	10,5	14,6	18,3	32,7	22,85	17,21	8,98

Çizelge 7.7’de en yüksek emisyonunun Cu metaline ait olduğu, bunu Ni ve Hg metallerinin izlediği görülmektedir. Buna göre metallerin kütesel oluşumlarına göre sıralanması Cu>Ni>Hg>Cr>Cd>Co>Pb>Sb>Tl şeklinde gerçekleşmektedir. As ve Mn’ye rastlanmamıştır. Sıcaklığın azalmasıyla Hg miktarı belirgin bir şekilde artış göstermektedir. Nikel miktarındaki artış sisteme ilave edilen kireç ve aktif linyit içeriğindeki Ni muhtevassından kaynaklanabilir.

7.4 Baca Emisyonu (Gaz Fazı)

Çizelge 6.8’de en yüksek emisyonunun Tl ve Mn metaline ait olduğu, bunu Co, Pb ve As metallerinin izlediği görülmektedir. Buna göre metallerin kütesel oluşumlarına göre sıralanması Tl=Mn>Co>Pb>As>Ni>Cu=Cr>Sb>Hg>Cd şeklinde gerçekleşmektedir.

Çizelge 7.9 : Baca emisyonu (gaz fazı) metal miktarları (g/st)

	1	2	3	4	5	6	7	8	Ort.	Stdev
	01.04.08	05.04.08	12.04.08	17.04.08	05.09.08	10.09.08	14.09.08	19.09.08		
Cd	0,004	0,004	0,003	0,002	0,004	0,003	0,003	0,01	0,004	0,002
Tl	0	2,4	2,6	3	0	0	0	0	1	1,4
Sb	0	0	0	0,024	0,1	0,1	0,1	0	0,05	0,07
As	0,08	0	0	0	1	1	1	0	0,4	0,6
Pb	0,05	0	0,1	0,014	1,4	1,4	1,4	0	0,5	0,7
Cr	0	0	0	0	0,4	0,7	0,7	0	0,2	0,3
Co	5	0	0	0,008	0,24	0,2	0,4	0,007	0,7	2
Cu	0	0,6	0,4	0,5	0,1	0,1	0	0,005	0,2	0,25
Mn	0	0	3	3	2	2	2	0,03	1	1,3
Ni	0,6	0	0	0	0,2	0,6	0,3	0	0,21	0,3
Hg	0,2	0	0	0	0,001	0,007	0,001	0,001	0,026	0,1

7.5 Baca Emisyonu (Partikül)

Çizelge 7.10 : Baca emisyonu (partikül) metal miktarları (mg/kg)

	1	2	3	4	5	6	7	8	Ort.	Stdev
	01.04.08	05.04.08	12.04.08	17.04.08	05.09.08	10.09.08	14.09.08	19.09.08		
Cd	0,30	0,08	0,10	0,04	0,13	0,53	0,20	0,10	0,19	0,16
Tl	13,98	1,64	21,80	2,32	3,68	5,79	2,41	0,03	6,46	7,54
Sb	0,54	0,11	0,50	0,09	0,10	0,20	0,28	0,08	0,24	0,19
As	9,80	0,04	0,17	0,03	0,03	0,07	0,09	0,03	1,28	3,44
Pb	8,48	1,54	5,20	0,86	1,45	4,08	0,56	0,03	2,77	2,92
Cr	7,63	25,92	25,20	28,12	21,05	18,42	15,19	8,50	18,75	7,82
Co	13,76	7,24	32,73	0,22	2,70	4,21	1,33	0,03	7,78	11,06
Cu	9,09	15,05	1,67	2,48	2,24	10,53	1,85	4,49	5,92	5,02
Mn	145,61	10,77	12,67	13,51	22,63	11,84	29,63	25,00	33,96	45,66
Ni	18,22	107,90	89,63	141,20	50,46	147,37	57,78	105,20	89,72	45,07
Hg	12,26	0,15	1,00	0,08	1,38	1,32	0,96	0,53	2,21	4,09

Çizelge 7.8’de en yüksek emisyonunun Ni, Mn ve Cr meteline ait olduğu, bunu Co, Tl ve Cu metallerinin izlediği görülmektedir. Buna göre metallerin kütleli oluşumlarına göre sıralanması Ni>Mn>Cr>Co>Tl>Cu>Pb>Hg>As>Sb>Cd şeklinde gerçekleşmektedir. Sıcaklığın azalmasıyla diğer kaynaklarda az miktarda görülen Ni, Mn, Cr, Co, ve Tl az görülmektedir. Atık içerisinde Tl ve Co miktarının yok denecek kadar az olmasının bu elementlerin çok düşük çıkmasında etkisi büyüktür.

7.6 Kireç ve Aktif Linyitin Metal Emisyonlarına Etkisi

Sisteme II. Yakma fırınından sonra arıtım amaçlı eklenen kireç ve aktif linyit içerisindeki ağır metal miktarları filtrede tutunan toz partiküllerindeki metal içeriği açısından değerlendirilmesi gereken bir faktördür. Sonuçlar Çizelge 7.11’da verilmiştir.

Bu sonuçlar ışığında filtre kekinde tespit edilen Ni, Pb, Mn ve Cr değerlerinde kireç ve aktif linyit ilavesinin etkili olduğu gözlenmektedir.

Çizelge 7.11 : Kireç ve aktif linyit metal analiz sonuçları

Metaller (mg/kg)	Kireç	Aktif Linyit
Cd	< 1	< 1
Tl	< 0,25	< 0,25
Sb	< 0,75	< 0,75
As	< 0,25	< 0,25
Pb	10,81	9,38
Cr	9,32	8,12
Co	< 1,75	< 1,75
Cu	< 1,5	< 1,5
Mn	79,12	110,9
Ni	10,05	6,63
Hg	0,5	0,75
Fe	2818	7558

7.7 Ortalamaların Değişimi

Yukarıda verilen dört farklı atık grubuna ait ölçümlere ait ortalama değerlerin değişimi ayrıca ele alınmıştır. Çizelge 7.12 de verilen değerler, Cd ve Hg metallerinin filtre kekinde biriktiklerini göstermektedir. Bu metallerin nispeten düşük kaynama noktalarına sahip olmaları, filtre ortamında sıcaklığın yoğunlaşma sıcaklığı seviyelerinin altında olması dolayısı ile bunların yoğunlaşarak partikül fazına geçmesi veya filtrede kullanılan kireç ve aktif linyit partikülleri üzerinde adsorbe edilmeleri sonucu filtre kekindeki birikimin anlaşılmasına yardımcı olacaktır. Arsenik 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 en sonra diğer numunelere göre ikinci büyük emisyon değeri ile 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.

Çizelge 7.12 : Numune gruplarının ortalamalarının değişimi

	Metal Emisyonları, mg/kg			
Metaller	Curuf	II. Fırın Külü	Filtre Keki	Baca PM
Cd	1,67	1,28	3,03	0,19
Tl	21,13	19,76	0,49	6,46
Sb	13,8	8,66	0,83	0,24
As	1,61	4,55	0	1,28
Pb	16,19	16,6	2,15	2,77
Cr	78,95	84,74	3,98	18,75
Co	40,17	72,17	2,53	7,78
Cu	505,96	697,44	166,75	5,92
Mn	238,04	199,87	0	33,96
Ni	133,69	111,15	26,53	89,72
Hg	0,11	0,21	17,21	2,21

7.8 Kütle Dengesi

Yakma sistemindeki fizikokimyasal değişimi inceleyebilmek için kütle dengesi kurmaya çalışalım. Tesisin yakıt, atık, kireç ve aktif linyit girdileri bulunmaktadır. Buna karşın döner fırın cürufu, II. Fırın külü ve filtre keki olarak çıktıları bulunmaktadır.

Girdiler

1 ton /saat tıbbi atık
40 kg / saat kireç
3 kg /saat aktif linyit
3 kg /saat yakıt

Çıktılar

200 kg /saat cüruf
1 kg / saat II. Fırın külü
Filtre keki 99,95% verim
Baca emisyonu

Yakma işlemi kütleli olarak atık miktarını 75% azalttığından girdilerin toplamı 296kg/saat yapmaktadır. Basitçe kütle dengesini kurarsak, filtre ünitesine gelen katı madde miktarı 95 kg /saat. Bu miktarın 99,5%' si filtrede tutularak uzaklaştırılacak ve geriye 0,475 kg / st'lik bir partikül madde emisyonu gerçekleşecektir.

Yapılan örneklemelerde alına toz değerleri Çizelge 7.13'da verilmiştir. Buna göre teorik olarak hesaplanan değer ile emisyon faktörü arasında yüksek bir farklılık gözlenmektedir. Emisyonda tespit edilen toz değerleri ise bu iki teorik değer arasında kalmaktadır.

Çizelge 7.13 : Toz emisyon debileri, emisyon faktörleri ve kütle dengesi ile karşılaştırılması

	mg/Nm³ % 11 O₂	Kg/st
01.04.2008	37,04	0,16
05.04.2008	41,12	0,17
12.04.2008	18,94	0,09
17.04.2008	74,91	0,28
04.09.2008	52,2	0,23
10.09.2008	23,0	0,1
14.09.2008	34,1	0,16
19.09.2008	58,6	0,31
Ortalama	42,489	0,187
EPA AP42	-	0,0378
Kütle Dengesi	-	0,475

Çizelge 7.14 : Emisyon faktörleriyle deney sonuçlarının karşılaştırılması

	EPA AP42 Emisyon Faktörleri	Deney Sonuçları (Ortalama)
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

Çizelge 7.14 göstermektedir ki, emisyon faktörleri ile yapılan karşılaştırma atık içeriğine göre farklılık göstereceğinden, tüm metal içerikleri için emisyon faktörleri ile aynı veya yaklaşık sonuç elde etmek mümkün değildir. Cd ve Hg den 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.

7.9 Toplam Metal Yüklerinin Hesaplanması

Çizelge 7.15'ten metal yükünün büyükten küçüğe sırası Cu>Mn >Ni>Cr>Co>Tl>Pb>Sb>Hg>Cd>As şeklinde elde edilmektedir.

Çizelge 7.15 : Metal yükü

Metaller	Metal Yüğü, mg/gün				
	Curüf	II. Fırın Külü	Filtre keki	Baca Tozu	Toplam
Cd	334,0	1,3	136,4	0,9	472,5
Tl	4226,0	19,8	22,1	31,0	4298,8
Sb	2760,0	8,7	37,4	1,2	2807,2
As	322,0	4,6	0,0	6,1	332,7
Pb	3238,0	16,6	96,8	13,3	3364,6
Cr	15790,0	84,7	179,1	90,0	16143,8
Co	8034,0	72,2	113,9	37,3	8257,4
Cu	101192,0	697,4	7503,8	28,4	109421,6
Mn	47608,0	199,9	0,0	163,0	47970,9
Ni	26738,0	111,2	1193,9	430,7	28473,7
Hg	22,0	0,2	774,5	10,6	807,3

7.10 Sonuçların İrdelenmesi

Sonuçlar göstermektedir ki, emisyon faktörlerine dayalı bir değerlendirmeler bazı metaller için yaklaşık sonuç verirken, bazıları için çok az/fazla sonuç verebiliyor.

Ağır metallerin yakma tesislerindeki yanma içinde hareketlerini etkileyen en önemli unsurlar kuşkusuz ki sıcaklık ve yanmaya katılan hava miktarıdır.

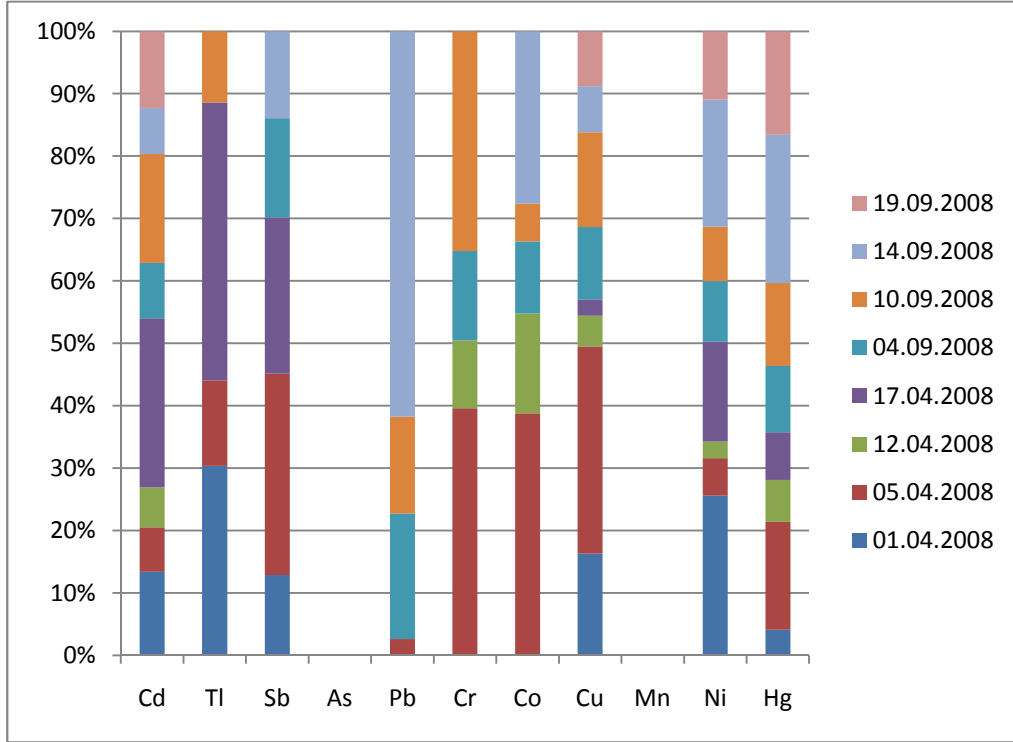
7.10.1 Sıcaklık farklılıklarında ağır metal değişimi

Sıcaklığın döner fırında ilk artmasıyla, cürufta çok az bulunan cıvada bir değişiklik olmamıştır. Yanı sıra sıcaklığın 1100°C'nin üzerine çıkmasıyla curüftaki Mn birikimi azalmış, bununla beraber Cu miktarı artmıştır. Tl, Co ve Cr miktarları yine sıcaklıkla beraber azalmıştır. (Şekil 7.1)

Cıva aşırı uçucu özelliğinden dolayı burada da göze çarpmamaktadır. Dolayısıyla sıcaklığın artmasının Hg üzerinde hiçbir etkisi olmamıştır. Ni sıcaklıktan bağımsız hareket göstermektedir. Bakır da sıcaklık değişiminden etkilenmemiş görünmektedir. Fırın sıcaklıklarının birbirine çok yakın olması sıcaklığın, II. Yakma fırınında kül üzerinde birinde biriken ağır metal emisyonunda bir farklılığa neden olduğu söylenemez.(Şekil 7.3)

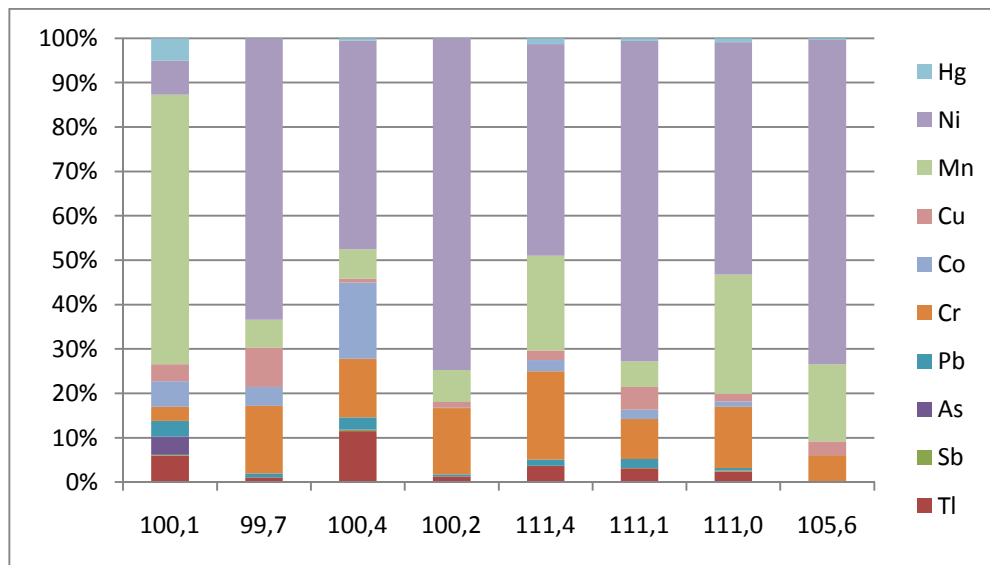
As ve Mn filtre kekinden alınan numunelerin hiçbirinde bulunamamışlardır. Pb sadece 4 numunede kendini göstermiştir. Hg özellikle belirgin bir şekilde tüm

numunelerde açığa çıkmıştır. Filtre kekindeki sonuçları diğer fırınlardakilerden bağımsız olarak yorumlamak imkânsızdır.



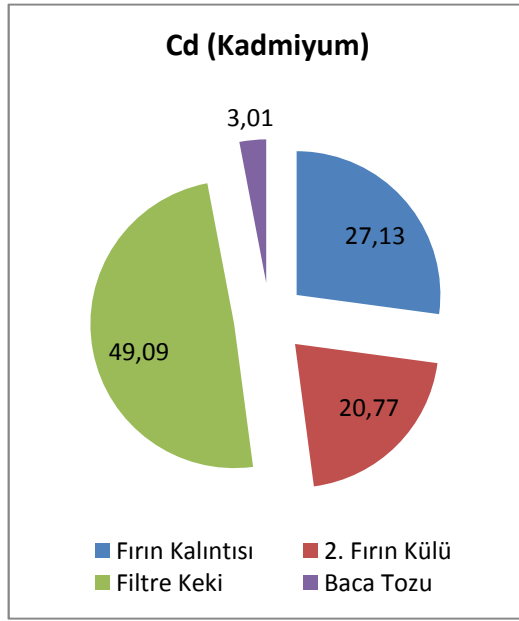
Şekil 7.3 : Filtre kekinde ağır metallerin numunelere göre değişimi

Baca gazında bacadaki sıcaklığa göre bir ağır metal değerlendirilmesi yapmak mümkün değildir. Şekil 7.4. te de görüldüğü üzere sıcaklık artışı metaller üzerinde kararlı bir değişim meydana getirmemiştir. Hg 100°C belirgin bir şekilde toz üzerinde ortaya çıkmıştır.

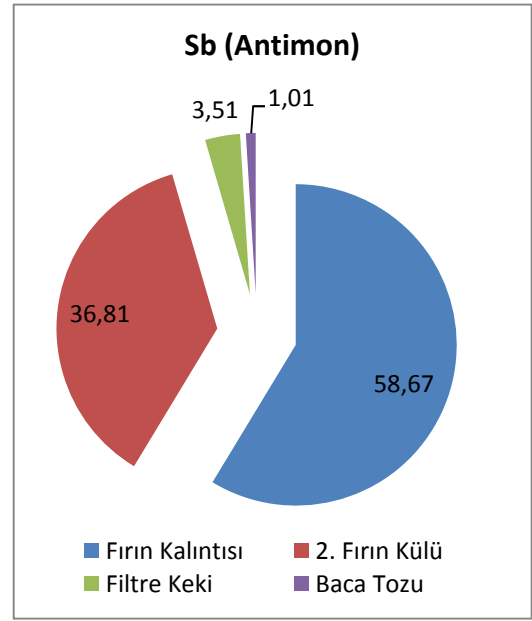


Şekil 7.4 : Baca tozunda ağır metal dağılımı

7.10.2 Metallerin yakma sistemi içinde dağılımı

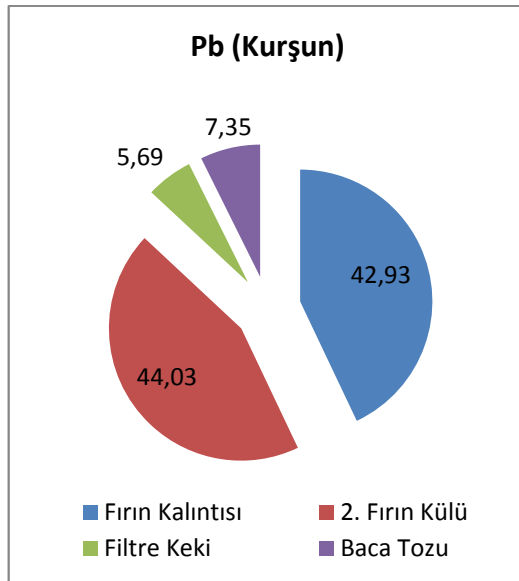


Şekil 7.5 : Cd dağılımı

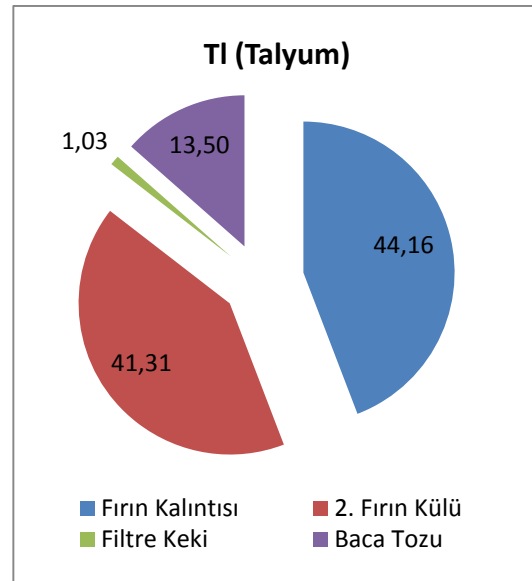


Şekil 7.6 : Sb dağılımı

Cd yüksek miktarda filtre kekinde toplanırken, Sb yüksek miktarda daha çok cürufda toplanmaktadır.

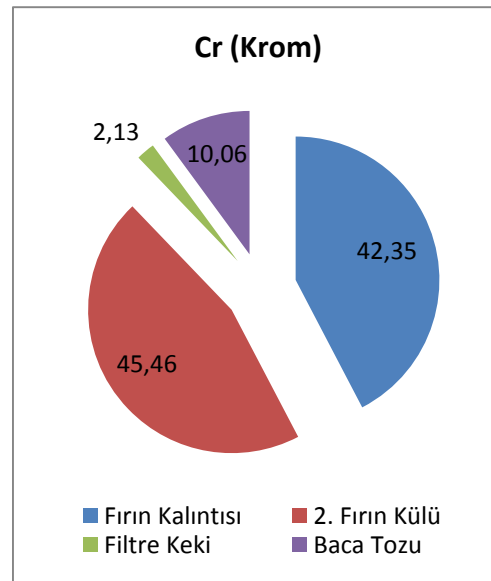
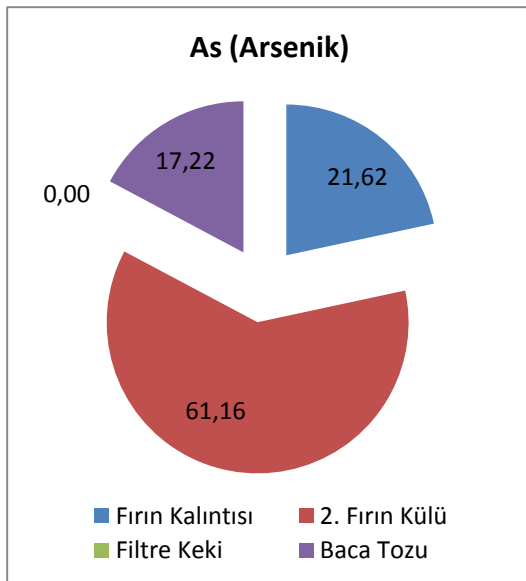


Şekil 7.7 : Pb dağılımı

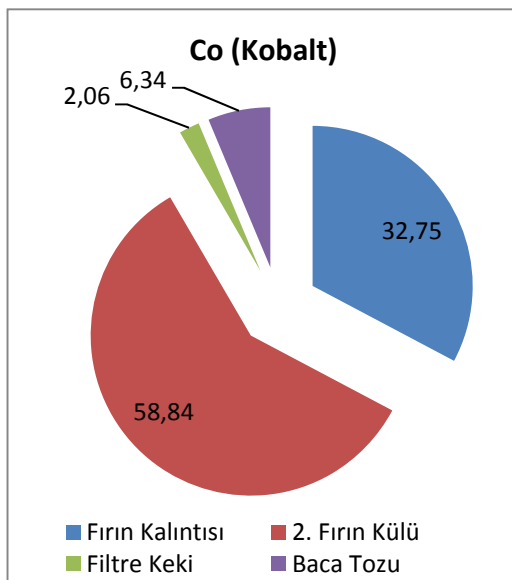


Şekil 7.8 : Tl dağılımı

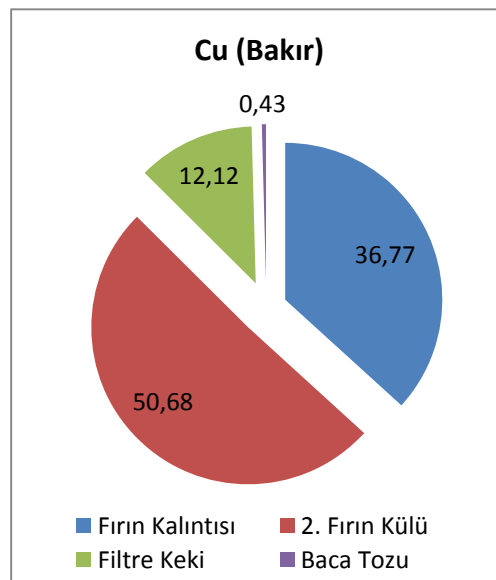
Pb ve Tl benzer özellikler göstermektedir. Cüruf ve II. Fırın külünde yakın oranlarda bulunmuşlardır. Tl, Pb'ye göre baca tozunda daha fazla bulunmuştur.



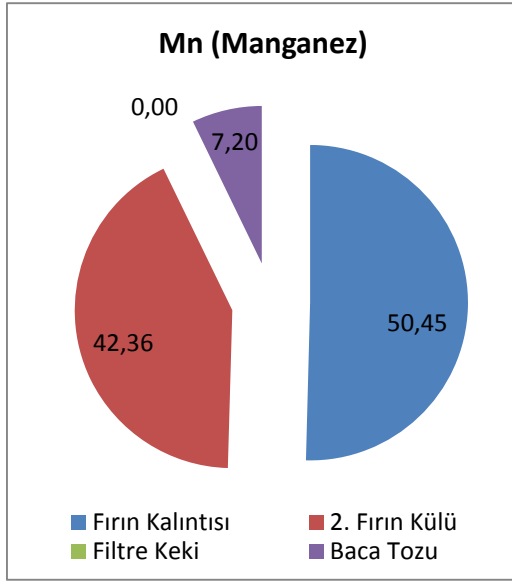
As filtre kekinde hiç b r lmemiştir. Ağırlıklı olarak II. Filtre külünde açığa çıkmakta ve birbirine yakın oranlarda baca tozu ve cur ftada bulunmaktadır. Cr ise, Pb ve Tl ile benzer özellikler göstererek cüruf ve II. Fırın kalıntısında yakın oranlarda bulunmuştur.



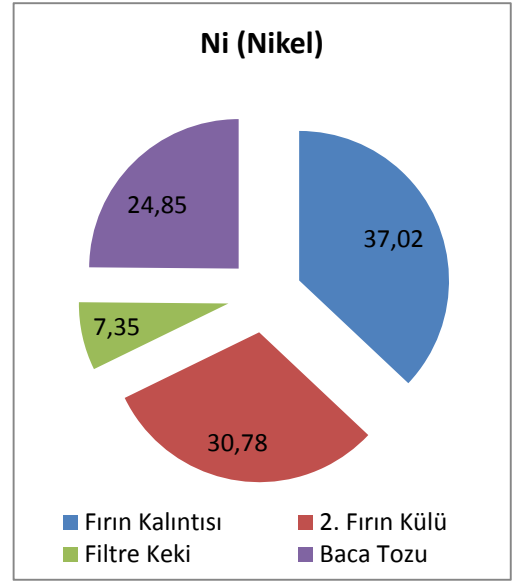
Co ve Cu, dağılım bakımından benzerlik göstermektedirler. Yüksek oranda II. Fırın külünde ve cürufta bulundular. Bakır baca tozunda çok düşük değerlerde belirmişken kobalt bakıra nazaran daha yüksektir.



Co ve Cu, dağılım bakımından benzerlik göstermektedirler. Yüksek oranda II. Fırın külünde ve cürufta bulundular. Bakır baca tozunda çok düşük değerlerde belirmişken kobalt bakıra nazaran daha yüksektir.

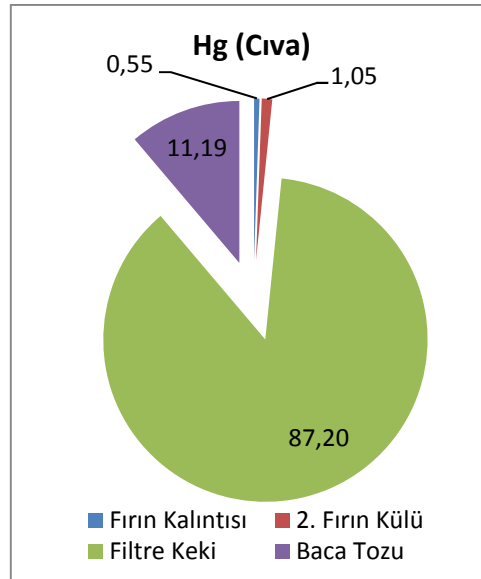


Şekil 7.13 : Mn dağılımı



Şekil 7.14 : Ni dağılımı

Manganez filtre kekinde görülmeyen 2 metalden biri olmuştur. Daha çok cüruf ve II. Fırın külünde belirir. Nikel ise daha eşit bir dağılım göstermektedir. Cüruf, fırın külü ve baca tozundaki miktarları hemen hemen aynıdır. En az filtre kekinde görülür.



Şekil 7.15 : Hg dağılımı

Cıva yüksek uçuculuğu nedeniyle fırın cürufunda ve II. Fırın külünde çok az miktarda görülmesine rağmen filtre kekinde gazın soğumasıyla beraber yüksek oranda tutunmuştur. Tespit edilen Hg miktarının 87% si filtre kekinde bulunmuştur. Partikül madde ile baca gazında atılmak istenen cıva ise 11% civarındadır.

7.11 Sonuçların Literatür ile Karşılaştırılması

Çizelge 7.16 : Sonuçların literatür ile karşılaştırılması (taban külü)

	Taban Külü (mg/kg)							
	Evsel Katı Atık		Tıbbi Atık		İSTAÇ A.Ş.			
	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık	Cüruf Ortalama	Cüruf Aralık	II. Fırın Külü Ortalama	II. Fırın Külü Aralık
Ag	1	0,57-1,6	8,4	2,1-24,2	-	-	-	-
As	5,8	0-93,0	27,8	4,9-50,9	1,61	0-4,95	4,55	0-12,54
Bi	1,5	0,85-2,6	103	13,2-489	-	-	-	-
Cd	14,1	8,2-31,2	5,3	1,4-10,2	1,67	0,43-2,46	1,28	0-5,737
Co	17,1	3,9-44,1	22,7	10,4-49,9	40,17	0-85,53	72,17	13,62-311,2
Cr	244	44,0-358	397	34,4-895	78,95	27,84-122,50	84,74	26,14-136,5
Cu	2824	1169-5251	487	68-2330	505,96	311,60-610,70	697,44	274,9-2035
Ni	279	140-710	111	10,7-667	133,69	52,65-194,20	111,15	34,34-162,9
Pb	966	430-1626	795	68-2107	16,19	4,50-37,44	16,6	0-48,9
Sn	354	29,5-276	285	170-406	-	-	-	-
Ti	328	182-620	6095	1754-15,518	-	-	-	-
Zn	4510	2866-9601	11,965	2571-30,706	-	-	-	-
Tl	-	-	-	-	21,13	0-28,06	19,76	0,11-34,79
Sb	-	-	103,53	0-197	13,8	0,79-28,66	8,66	1,07-29,76
Mn	-	-	770	240-1500	238,04	0-489,50	199,87	40,36-591
Hg	-	-	-	-	0,11	0-0,48	0,21	0-1,095

Literatürden elden edilen evsel katı atık yakma ve tıbbi atık yakma tesislerinin taban külündeki ağır metal miktarları ile İstaç A.Ş. deki taban cürufu ve II. Fırın külündeki sonuçları karşılaştırdığımızda elde edilen sonuçların Co hariç, evsel katı atık yakma tesisi taban külü ortalama sonuçlarından düşük olduğu görülmektedir. Buna rağmen Cr ve Co sonuçları evsel katı atık yakma tesisi sonuç aralığı içinde kalmaktadır. Literatürdeki tıbbi atık yakma tesisi sonuçlarıyla bir kıyas yapacak olursak, Co Ni, ve Cu, ortalama değerleri literatür ortalamasının üstünde olup, Cd, Co, Cr, Cu, Ni ve Sb literatürdeki tıbbi atık yakma tesisi taban külü metal konsantrasyon aralığı içinde kalmaktadır. Mn, As ve Pb değerleri literatürdeki aralığın altında kalmaktadır. (Çizelge 7.15) Özellikle Cu ve Ni değerleri çok literatür ile çok yakın sonuçlar sergilemektedir.

Uçucu külde ise Co, Cr, Cu ve Pb evsel katı atık değer aralığının altında, Cd ve Ni'nin bu değer aralığını sağladığı görülmektedir. Literatürdeki tıbbi atık uçucu kül sonuçlarıyla kıyaslama yapıldığında Cd, Cu, Pb As, Sb ve Mn'nin literatürdeki değer aralığının altında kaldığı görülmektedir. Genel olarak uçucu küldeki analiz sonuçları literatür ile kıyaslandığında düşük görünmektedir. Bunun sebebi literatürde ele alınan tesislerin yapısal olarak İstaç A.Ş. tıbbi atık yakma tesisinden farklılık göstermesidir (Çizelge 7.16). Literatürde ele alınan uçucu kül (filtre sisteminde tutulan) ile bu çalışmada ele alınan uçucu külü birebir kıyaslamak mümkün değildir. İki kademe yakma sistemi olduğundan 2. Fırın külünün de uçucu kül olarak değerlendirilebilir.

Çizelge 7.17 : Sonuçların literatür ile karşılaştırılması (uçucu kül)

	Uçucu Kül (mg/kg)					
	Evsel Katı Atık		Tıbbi Atık		İSTAC A.Ş.	
	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık
Ag	20,4	11,8-29	113	40,5-222	-	-
As	49,2	0,5-37	170	69,3-237	-	-
Bi	-	-	165	38,9-275	-	-
Cd	132	0,3-573	237	29,0-635	3,03	1,56-6,56
Co	23,8	14-36,9	5,4	0,58-23,8	2,53	0-7,86
Cr	210	62-1170	65,2	3,5-264	3,98	0-12,6
Cu	678	316-10,600	1702	420-2907	166,75	34,7-442,7
Ni	62,4	0-186	36	20,0-57,3	26,53	5,67-54,3
Pb	2883	223-79,500	3544	900-5363	2,15	0-10,6
Sn	1836	0-5880	1149	592-1660	-	-
Ti	-	-	1940	92-8937	-	-
Zn	7656	400-207,000	78,686	28,775-121,411	-	-
Tl	-	-	-	-	0,49	0-1,76
Sb	-	-	162,775	87,4-230	0,83	0-2,13
Mn	-	-	408,75	200-740	-	-
Hg	7,7	-	-	-	17,21	5,67-23,8

8. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

İstanbul'da tıbbi atık yönetiminde en önemli halkayı oluşturan İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisisi metal emisyonlarının incelendiği bu çalışmada aşağıda verilen sonuçlar elde edilmiştir.

İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma tesisinde metal emisyonları taban külü, II. Fırın külü, filtre keki ve baca gazı üzerinde araştırılmıştır. Bu amaçla 8 farklı tarihte her dört atık türü için alınmış numunelerin analizi yapılmıştır. Analiz sonuçları 11 metal içermektedir. Bunlar As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb ve Tl' metalleridir.

Cüruf atığı miktar olarak en büyük atık türünü oluşturmaktadır. Cüruf içinde en yüksek emisyonunun Cu metaline ait olduğu, bunu Mn, Ni metallerinin izlediği görülmektedir. Kütlesel emisyonlarına göre metaller Cu>Mn>Ni>Cr>Co>Tl>Pb>Sb>Cd>As>Hg şeklinde sıralanmaktadır. Bu sıralamanın oluşumunda tıbbi atıkların bileşiminde bu metallerin bulunma bollukları yanında uçuculuklarının da payı bulunmaktadır. Döner fırın sıcaklıkları 927-1133 °C arasında değişmektedir. Metallerin ergime ve kaynama sıcaklıklarının sıralamadaki katkısı bazı metaller için belirleyicidir.

II. fırın daha yüksek sıcaklıkların oluşturulduğu bir bölmedir ve tabanından kendi adı ile anılan kül alınmaktadır. II. Fırın külünde de Cu>Mn>Ni>Cr>Co>Tl>Pb>Sb>As>Cd>Hg sıralamasında 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 numunlerinde en yüksek emisyonunun Cu metaline ait olduğu, bunu Ni ve Hg metallerinin izlediği görülmektedir. Buna göre metallerin kütlesel miktarlarına göre sıralanması Cu>Ni>Hg>Cr>Cd>Co>Pb>Sb>Tl

şeklinde gerçekleşmektedir. As ve Mn'ye rastlanmamıştır. Bu deney hatası da olabilir. Sıcaklığın azalmasıyla Hg miktarı beklendiği gibi belirgin bir şekilde artış göstermektedir. Nikel miktarındaki artış sisteme ilave edilen kireç ve aktif linyit içeriğindeki Ni muhtevassından kaynaklanabilir.

Baca gazı ile havaya verilen metaller gaz fazı ve partikül fazı arasında dağılmışlardır. PM fazı içindeki en yüksek emisyonunun Ni, Mn ve Cr metallerine ait olduğu, bunu Co, Tl ve Cu metallerinin izlediği görülmektedir. Buna göre metallerin kütleli emisyonlarına göre sıralanması $Ni > Mn > Cr > Co > Tl > Cu > Pb > Hg > As > Sb > Cd$ şeklinde gerçekleşmektedir.

Cüruf ve II. Fırın külü toplam metal yükünün büyükten küçüğe sırası $Cu > Mn > Ni > Cr > Co > Tl > Pb > Sb > Hg > Cd > As$ şeklinde elde edilmektedir.

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 yapılmış malzemeler baskın konumdadır. Bu tür malzemelerin bileşimlerinde yer alan alaşım yapıcı metallerle ilgili olarak yakma sisteminde ağır metallerin oluşumu gözlenmektedir. [74]

Tıbbi aletlerde kullanılan paslanmaz çelik standartlarında, alaşımın yapısında Si, Mn, P, S, Cr, Mo, Ni, V ve bazı standartlarda az miktarda Cu ve Al kullanılmaktadır. Yüzde olarak en çok Cr ve Ni alaşım yapıcı metaller olarak çeliğin yapısında bulunmakta, V ise çok az yer almaktadır. [74]

Pirincin yapısında ise türüne göre, 80%'e kadar Cu, 45%'ye kadar Zn bulunmaktadır. Pirincin yapısında diğer bulunabilen metaller ise, kalay, kurşun, nikel, mangan, demir, alüminyum, arsenik, antimon ve fosfordur. [75]

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 içermektedir. Uçucu külde ise İSTAÇ sadece yine Ni metali bakımından yüksek kalırken diğer bütün metaller literatürdeki değerlerden düşük bulunmuşlardır.

İSTAÇ tesisi emisyonları mevcut Endüstriyel Kaynaklı Hava Kirlenmesi Kontrolü Yönetmeliğine göre Tl ve Cd hariç diğer metallerin toplam emisyon değerleri de 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 11,96, 14,74, ve 5,75 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 yapmakta, Cd ve Hg için bir kat az emisyon yapmaktadır. Bu sonuçlara göre İSTAÇ Tesisinde yüksek çıkan metallerle ilgili gerekli tedbirlerin alınarak bu değerlerin aşağı çekilmesi sağlanmalıdır.

Öneriler içinde ilk olarak İstanbul'da tıbbi atık yönetiminin gözden geçirilmesi hususu belirtilmelidir. İstanbul'da tıbbi atık üretim miktarı 2008 yılı verilerine göre 13 000 ton mertebelerindedir. Yıllık artış hızı yaklaşık 1000 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 7000-8000 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. Bu durumda 2012 yılına kadar problem çözme kavuşturulmuş olmaktadır.

İstaç tıbbi atık yakma tesisi mevcut konumu itibarı ile işletme problemlerinin çokluğu ve teknolojik yetersizlikleri dolayısı ile sıkıntı yaratmaktadır. En kısa zamanda iki misli kapasiteye sahip bir yeni tesisin devreye alınması ve mevcut tesisin de gerekli teknolojik yenilemelerle yedek tesis olarak devrede tutulması sağlanmalıdır.

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. Böylece İstanbul için tıbbi atık bertarafında kapasite bakımından büyük bir rahatlama sağlanacaktır.

Tıbbi atık miktarının azaltılmasında atık üreticileri, geri kazanma grupları, toplayıcılar, bertaraf tesisi ilgilileri, kontrol ve yönetim sorumluları işbirliği içinde olmak zorundadırlar. Bu konuda Büyükşehirlerin tıbbi atık yönetimi birimleri ve Çevre Ve Orman Bakanlığı ilgili birimleri araştırma kurumları öncü olmalıdırlar.

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.

KAYNAKLAR

- [1] **Elisabeth G. Pacyna**, 2007, Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe, *Atmospheric Environment*, **41**, 8557–8566.
- [2] **Muezzinoglu, A.**, 1987, Hava Kirliliginin ve Kontrolunun Esaslari, Dokuz Eylul Universitesi Yayinlari, Izmir.
- [3] **Denhez, F.**, 2007, Kuresel Isinma Atlası, NTV yayınları, İstanbul.
- [4] **Masters, G.M.**, 1991, Introduction to Environmental and Science, Prentice Hall International Editions,.
- [5] **İncecik, S.**, 1994, Hava Kirliliği, İstanbul Teknik Universitesi Matbaası Matbaası, İstanbul,.
- [6] **Ilyin I., Rozovskaya O., Travnikov O., Aas W., Hettelingh J.P., Reinds G.J.**, 2008, Heavy Metals: Transboundary Pollution of the Environment, *EMEP Status Report 2*
- [7] **Butler, J.D.**, 1979, Air Pollution Chemistry, Academic Pres.
- [8] **NCAR**, 1989, Information Office Press Clipping, National Center of Atmospheric Research.
- [9] **Seinfeld, H.**, 1986, Athmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution, Wiley, New York.
- [10] **Davutluoğlu O. İ.**, 2004, Aşağı Seyhan Nehri sedimentlerinde ağır ve iz metallerin konsantrasyonlarının dağılımı, *Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi*, Adana.
- [11] **John H. Duffus, Howard G.J. Worth**, 1996, Fundamental toxicology for chemists, Cambridge, UK
- [12] **UNECE Emission Estimates to 2006**, 2006, Mercury, UK, http://www.naei.org.uk/pollutantdetail.php?poll_id=15&issue_id=5
- [13] **F. Habashi**, 1997, Handbook of Extractive Metallurgy, Vol. 2, WILEY-VCH, Germany.
- [14] **ATSDR**, 1999, Toxicological Profiles for Mercury, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.html>
- [15] **INCHEM**, Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations, <http://www.inchem.org>
- [16] **HealthyNet**, <http://www.healthy.net/>
- [17] **EPA**, U.S. Environmental Protection Agency, www.epa.gov
- [18] **MSC-e**, 2006, Pollution of the EMEP region <http://www.msceast.org/europe.html>

- [19] **John H. Duffus**, 1980, Environmental toxicology, Wiley, New York.
- [20] **Baldwin DR, Marshall WJ.** 1999, Heavy Metal Poisoning and Its Laboratory Investigation, *Annals of Clinical Biochemistry*, **36**, 267-300.
- [21] **European Commission**, 2002, Heavy Metals in Waste, Danimarka.
- [22] **ATSDR**, 2009, Toxicological Profile for Cadmium
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.html>
- [23] **Walter Mertz**, 1987, Trace Elements in Human And Animal Nutrition-5th Edition, Volume 1, Academic Pres
- [24] **WHO**, 1996, Trace Elements in Human Nutrition And Health, World Health Organization, Geneva.
- [25] **Mineral Commodity Summaries**, 2008, Copper, U.S. Geological Survey,
<http://www.usgs.gov/>
- [26] **Madencilik Özel İhtisas Komisyonu Raporu**, 2001, Metal Madenler Alt Komisyon Bakır-Pirit Çalışma Grubu Raporu, Ankara
<http://ekutup.dpt.gov.tr/madencil/metalmad/oik638.pdf>
- [27] **Metals Handbook**, 1978, Properties and Selection Non Ferrous Alloys and Pure Metals, 9th Edition, Vol. 2, s.239-248.
- [28] **Copper Development Association**, <http://www.copperinfo.co.uk/>
- [29] **Mineral Commodity Summaries**, 2008, Cobalt, U.S. Geological Survey.
<http://www.usgs.gov/>
- [30] **Kendrick M.J., May M.T., Plishka M.J., Robinson K.D.**, 1992, Metals in Biological Systems
- [31] **Nickel Compounds and Metallic Nickel**, National Toxicology Programme
<http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/elevanth/profiles/s118nick.pdf>
- [32] **Emre M.**, 2000, Nikelli Ve Nikelsiz Altın Alaşımlarının Geniş Bir Bileşim Aralığında Fiziksel, Kimyasal, Mekanik Ve Alerjen Özelliklerinin Belirlenmesi, *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [31] **Nickel Compounds and Metallic Nickel**, National Toxicology Programme
<http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/elevanth/profiles/s118nick.pdf>
- [34] www.webelements.com
- [35] **ATSDR**, 2007, Toxicological Profile for Arsenic.
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.html>
- [36] **ATSDR**, 1992, Toxicological Profile for Antimony and Compounds.
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.html>
- [37] **Fathi Habashi**, 1997, Handbook of Extractive Metallurgy, Volume III, WILEY-VCH, Germany.
- [38] **ATSDR**, 1992, Toxicological Profile for Thallium
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.html>
- [39] **ATSDR**, 2008, Toxicological Profile for Manganese
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.html>

- [40] **Jeoloji Mühendisleri Odası**
http://www.jmo.org.tr/resimler/ekler/97f76fe30965706_ek.doc?tipi=&turu=%E2%8A%86=
- [41] **Mineral Commodity Summaries**, 2008, Manganese, U.S. Geological Survey, ,
<http://www.usgs.gov/>
- [42] **Ulrich, G.D.**, 1984, *A guide to chemical engineering process design and economics*, 472 p, John Wiley & Sons, USA,.
- [43] **Banar, M.**, 1998, *Atıkların yönetiminde yanma ve art-yakma mühendisliği; avantaj ve sorunlar*, *Doktora Tezi*, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [44] **Gönüllü, M.T. ve Goncaloğlu, B.**, 1992, *Hastane atıklarının bertaraf*, İTÜ 3. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu'92, p 325-336.
- [45] **Chandler, J.A., Eighmy, T.T., Hartlen, J., Hjelm, O., Kosson, D.S., Sawel, S.E., Van Der Sloot, H.A. ve Vehlow, J.**, 1997, *Municipal solid waste incinerator residues*, p.974.
- [46] **Lee, C.C, Huffman, G.L. ve Nalesnik, R.P.**, 1991, *Medical waste management-the state-of-art*, *Environmental Science and Technology*, **25**, 360-363.
- [47] **Air & Waste Management Association**, 1994, *Medical waste disposal*, Medical waste Committee
- [48] **Benfenati, E., Mariani, G., Fanelli, R. ve Farneti, A.**, 1991, *Synthesis and destruction of pcdd and pcdf inside a municipal solid-waste incinerator*, *Chemosphere*, **23**, p 715-722.
- [49] **Brzuzny, L.P. ve Hites, R.A.**, 1996, *Global mass balance for polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans*, *Environmental Science and Technology*, Vol.30, No.6, 1797-1804.
- [50] **Shin, D., Choi, S., Oh, J.E. ve Chang, Y.S.**, 1999, *Evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxin/dibenzofuran (PCDD/F) emission in municipal solid waste incinerators*, *Environmental Science and Technology*, **33**, No. 15, 2657-2666.
- [51] **Liang, X., Wang, W., Schramm, K.W., Zhang, Q., Oxyne, K., Henkelmann, B. ve Kettrup, A.**, 2000, *A new method of predicting of gas chromatographic retention indices for polychlorinated dibenzofurans (PCDFs)*, *Chemosphere*, **41**, 1889-1895.
- [52] **Domínguez, J.L., Schuhmacher, M., Müller, L., Rivas, J., Granero, S. ve Llobet, J.M.**, 2000, *Evaluating the environmental impact of an old municipal waste incinerator: pcdd/f levels in soil and vegetation samples*, *Journal of Hazardous Materials*, **A76**, 1-12.
- [53] **Gullett, B.K., Dunn, J.E. ve Raghunathan, K.**, 2000, *Effect of cofiring coal on formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans during waste combustion*, *Environmental Science and Technology*, Vol.34, No.2, 282-290.
- [54] **Brunner, C.R. ve Brown, C.H.**, 1988, *Hospital waste disposal by incineration*, *JAPCA*, Vol.38, **10**, 1297-1305 ().

- [55] **Nasserzadeh, V., Swtthenbank, J., Scott, D. ve Jones, B.**, 1991, *Design optimization of a large municipal solid waste incinerator*, *Waste Management*, **11**, 249-261.
- [56] **Kerdsuwan, S.**, 2000, *Design of 50 kg/hr controlled-air hospital waste incinerator*, *A&WMA's 93rd Annual Conference & Exhibition*, Salt Lake City, UTAH.
- [57] **Ferraz, M.C. M.A., Cardoso. J.I.B. ve Pontes, S.L.R.**, 2000, *Concentration of atmospheric pollutants in the gaseous emissions of medical waste incinerators*, *Journal of Air & Waste Management Association*, **50**, 131-136.
- [58] **Brna, T.G. ve Kjlgrøe, J.D.**, 1990, *Control of PCDD/PCDF emissions from municipal waste combustion systems*, *Chemosphere*, Vol.28, No.10-12, 1875-1882.
- [59] **Banar, M. ve Kara, S.**, 1995, *Tehlikeli atık yönetiminde çevre uyumlu insinerasyon teknolojileri, Yanma ve Hava Kirliliği Kontrolünü Ulusal Sempozyumu*, Bildiriler Kitabı, p 108-122, ODTÜ, Ankara.
- [60] **Banar, M., Döğeroğlu, T. ve Kara, S.**, 1997, *İnsineratör sistemleri, art-yakma ve hava kirliliği kontrol donanımları, İsparta'da Hava Kirliliği ve Doğal Gaz'97 Sempozyumu*, TMMOB Makina Mühendisleri Odası, Süleyman Demirel Üniversitesi Oditoryumu, Isparta.
- [61] **Johnson, H.B. ve Burnett, J.M.**, 1978, *Incineration of refuse*, *Industrial Air Pollution Handbook*, p 578-597 McGraw-Hill.
- [62] **Lee, C.C. ve Huffman, G.L.**, 1989, *Incineration of solid waste*, *Environmental Progress*, Vol.8, No.3, 143-151.
- [63] **Klee, A.J.**, 1993, *New approaches to estimation of solid-waste quantity and composition*, *J. of Environmental Engineering*, Vol.119, No.2, 248-261.
- [64] **Richman, W.S.**, 1991, *Handbook of incineration of hazardous wastes*, 592p, CRC Press, USA.
- [65] **Semra Malkoç S.**, 2004, *Tıbbi Atık Yakma Tesisi Gaz Emisyonları ve Küllerinin Kimyasal ve Mikrobiyolojik Açıdan İncelenmesi; Toksisite ve Mutanenite Tayinlerinin Yapılması*, *Doktora Tezi*, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
- [66] **Chemical Elements**
<http://www.chemicalelements.com/show/boilingpoint.html>,
<http://www.chemicalelements.com/show/meltingpoint.html>
- [67] **Azni I**, 2002, *Characteristics of slag produced from incinerated hospital waste*, *Journal of Hazardous Materials*, B93, 201 - 2008
- [68] **Altin S., Altin A.**, 2002, *Determination of Hospital Waste Composition and Disposal Methods: a Case Study*, *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol 12, No.2, 251-255, Sivas, Turkey
- [69] **Taghipour, H, Mosafari, M.**, 2009, *Characterization of waste from hospitals in Tabriz, Iran*, *Science and Total Environment*, 407, 1527-1535, Iran
- [70] **Ortech International**, 1990, *Findings of the Ottawa General Hospital Waste Audit*,

- [71] **Sakundar, Tri Padmi**, 2009, *Chemical stabilization of medical waste fly ash using chelating agent and phosphates: Heavy metals and ecotoxicity evaluation*, *Journal of Waste Management*
- [72] **Lombardi F.**, 1998, *Mechanical and leaching properties of cement solidified hospital solid waste incinerator fly ash*. *Hournal of Waste Management*, Vol.18, 99-106
- [73] **Hsien-Wen, Kuo**, 1998, *Characteristics of Medical Waste in Taiwan*
- [74] **Bahadır Tıbbi İlaçlar**, İşletme Müdür ile Görüşme, 2009, Samsun
- [75] **Pirinç (Alaşım)**, [http://tr.wikipedia.org/wiki/Pirinç_\(alaşım\)](http://tr.wikipedia.org/wiki/Pirinç_(alaşım))
- [76] **Bakoğlu M., Karademir A.**, 2002, *Partitioning characteristics of targeted heavy metals in İZAYDAŞ hazardous waste incinerator*, *Journal of Hazardous Materials*, B99, 89-105
- [77] **Feng-Yin C., Ming-Yen W.**, 2006, *Comparison of characteristics of bottom and fly ashes generated from various incineration*, *Journal of Hazardous Materials*, B138, 594-603
- [78] **De-Zhi S., Wei-Xiang W.**, 2007, *Effect of MSW source-classified collection on the emission of PCDDs/Fs and heavy metals from incineration in China*, *Journal of Hazardous Materials*
- [79] **Morselli L., Passarini F.**, 2002, *The environmental fate of heavy metals arising from a MSW incineration plant*, *Waste Management*, 22, s875-881
- [80] **Sorum L.**, 2003, *On the fate of heavy metals in municipal solid waste combustion Part I: devolatilisation of heavy metals on the grade*, *Fuel*, 82, 2273-2283
- [81] **Birpınar M. E., Cındık N.Ö.**, 2009, *İstanbul İlinde Tıbbi Atıkların Yönetimi*, TURKAY-2009
- [82] **Huffman G.P.**, 2000, *Characterization of Fine Particulate Matter Produced by Combustion of Residual Fuel Oil*, *Journal of the Air & Waste Management Association*
- [83] **Tsukada M.**, 2008, *Emission Potential of Coodensable Suspended Particulate Matter from Flue Gas of Solid Waste Combustion*, *Powder Technology*, 180, s140-144
- [84] **Durlak S.K.**, 1997, *Equilibrium Analysis of the Affect of Temperature, Moisture and Sodium Content of Heavy Metal Emissions from Municipal Solid Waste Incinerators*, *Journal of Hazardous Materials*, 56, s1-20
- [85] **Evans J.**, 2000, *Heavy Metal Adsorbtion onto Flyash in Waste Incineration Flue Gases*
- [86] **Zhao L.**, 2008, *Chemical properties of heavy metals in typical hospital waste incinerator ashes in China*, *Waste Management*, v29
- [87] **Sabiha-Javied**, 2008, *Heavy metal pollution from medical waste incineration at Islamabad and Rawalpindi, Pakistan*, *Microchemical Journal*, v90 s1-81
- [88] **Mohamed L.F.**, 2009, *Hazardous healthcare waste management in the Kingdom of Bahrain*, *Waste Management*, Vol.29, s2404-2409
- [89] **Vieira C.D.**, 2009, *Composition analysis of dental solid waste in Brazil*, *Waste Management*, Vol.29, s1388-1391
- [90] **Alagöz A.Z.**, 2008, *Determination of the best appropriate management methods for the health-care wastes in İstanbul*, *Waste Management*, Vol.28, s1227-1235

ÖZGEÇMİŞ



Ad Soyad : Halil İbrahim ÖZTÜRK
Doğum Yeri ve Tarihi : Eynesil / 04.01.1983
Adres : Belediye Cad. Serhat Sokak No 6/8 Kirazlı Bağcılar
İSTANBUL
Lisans Üniversite : Fatih Üniversitesi