

**MEDİKAL ATIKLARIN TERMAL
ARITIM YÖNTEMİYLE
BERTARAF EDİLMESİ**

**GAYE İNANÇ ŞENEL
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM
DALI**

T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MEDİKAL ATIKLARININ TERMAL ARITIM
YÖNTEMİYLE BERTARAF EDİLMESİ

GAYE İNANÇ ŞENEL

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
PROF. DR. OSMAN NURİ ERGUN

SAMSUN-2008

T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Bu çalışma jürimiz tarafından .../.../2008 tarihinde yapılan sınav ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan :

Üye :

Üye :

ONAY :

Yukarıdaki bilgilerin adı geçen öğretim üyelerine ait olduğunu onaylarım.

...../...../.....

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

MEDİKAL ATIKLARIN TERMAL ARITIM YÖNTEMİYLE BERTARAF EDİLMESİ

ÖZET

Tehlikeli atıklar içerisinde sağlık kuruluşlarından kaynaklanan atıklar önemli bir yer tutmaktadır. Tıbbi atıklar enfekte, farmasötik, patolojik, kimyasal ve radyoaktif ayrıca kesici delici özelliklere sahip olduklarından dolayı yüksek derecede tehlikeli özellik taşımaktadırlar.

Son yıllarda sağlık kuruluşlarının radyoloji departmanlarında, teknolojinin gelişmesi ile birlikte kuru sistem denilen yeni bir sistem geliştirilmiştir. Bu sistemle röntgen filmlerinin içerisinde ıslak sisteme nazaran daha az Ag bulunduğu kabul edilmektedir. Ancak geliştirilen bu sistemin çoğunda ağır metal olarak kabul edilen Ag bulunmaktadır.

Bu çalışmada, kuru sistem röntgen filmleri, sahip oldukları gümüş iyonu içerikleri ve çevreye verebilecekleri zararları nedeniyle araştırılmıştır.

Sonuçlar kuru sistem filmlerin hem kullanılmış hem de kullanılmamış formlarında önemli miktarlarda gümüş içerdiğini açıkça göstermektedir.

Bu çalışma kapsamında, zararsız olduğu varsayılan ve halkın elinde dolaşan röntgen filmlerinin çevreye atıldığı takdirde toprak ve yeraltı suyu açısından büyük bir tehlike kaynağı oluşturabilecek olan gümüşün termal arıtım yöntemiyle ve Türkiye'nin Çankırı-Çorum yöresinden çıkarılan zeolitik tüfleri kullanılarak giderilebildiğini göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Medikal atıklar, röntgen filmleri, termal arıtım, Ag salınımı

THERMAL TREATMENT OF MEDICAL WASTE

ABSTRACT

The medical wastes are one of the most important waste groups of the hazardous wastes. Because of the pharmaceutical, infected, pathological and radioactive properties together with various types of metallic wastes ready to cut and other mechanical properties, the medical wastes are accepted highly dangerous hazardous wastes.

In recent years, due to technological development new dry systems have been introduced to the radiography departments of the medical institutes. It is generally accepted that the dry developed radiographs have lack of Ag while most developres have the risk of the Ag as heavy metal.

In this study, the dry developed radiographs were investigated in terms of Ag ion contents and possible environmental risks.

The results clearly showed that the dry developed films comprise significant amount of Ag both used and unused forms.

The research also showed that Ag ions which would be hazardous for soil and underground water when used dry developed rontgen films are distrubuted among people without any treatment, can be removed by using thermal methods and natural zeolitic tuffs of the Çankırı-Çorum Basin Turkey.

Key Words: Medical wastes, rontgen films, thermal treatment, Ag pollution

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans çalışmamda büyük desteğini gördüğüm ve her konuda yardımını esirgemeyen değerli hocam Sayın Prof. Dr. Osman Nuri ERGUN'a teşekkür ederim.

Tez çalışmalarına büyük katkı sağlayan ve destek olan Yrd. Doç. Dr. Semra ÇORUH'a teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca yardımlarını esirgemeyen Arş. Gör. Fulya AYDIN ve Arş.Gör. Özcan ÇOLUK'a teşekkür ederim.

Çalışmalarımnda gerekli olan röntgen filmlerinin temini için Ondokuz Mayıs Üniversitesi Hastanesi, Radyoloji Departmanı'na teşekkür ederim.

Hayatım boyunca bana her türlü desteği veren sevgili aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET	<u>Sayfa</u> i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER	iv
KISALTMALAR LİSTESİ	viii
ŞEKİLLER LİSTESİ	x
ÇİZELGELER LİSTESİ	xi
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	3
2.1. Tıbbi Atıklar	3
2.1.1 Tıbbi Atıkların Tanımı	3
2.1.2. Tıbbi Atıkların Kaynakları	3
2.1.3. Tıbbi Atıkların Sınıflandırılması	4
2.1.4. Tıbbi Atıkların Miktarı	6
2.1.5. Tıbbi Atıkların Kompozisyonu	6
2.1.5.1. Enfekte Atık	6
2.1.5.2. Patolojik Atık	7
2.1.5.3. Kesici delici Atık	7
2.1.5.4. Farmasötik Atık	7
2.1.5.5. Genotoksik Atık	7
2.1.5.6. Kimyasal Atık	8
2.1.5.7. Ağır Metal İçeren Atıklar	8
2.1.5.8. Basıncılı Kaplar	9
2.1.5.9. Radyoaktif Atıklar	9
2.1.6. Tıbbi Atık Yönetimi	9

2.1.6.1. Atıkların Ayrıştırılması ve Toplanması	9
2.1.6.2. Tıbbi Atıkların Taşınması	12
2.1.6.3. Tıbbi Atıkların Geçici Depolanması	12
2.1.6.4. Tıbbi Atıkların Nihai Bertaraf Alanına Taşınması	13
2.1.6.5. Tıbbi Atıkların Bertarafı	14
2.1.6.5.1. Yakma	15
2.1.6.5.2. Düzenli Depolama	16
2.1.6.5.3. Sterilizasyon	16
2.1.6.5.4. Kimyasal Dezenfeksiyon	17
2.1.6.5.5. Mikrodalga Işınlama	17
2.1.6.5.6. Enkapsülasyon	17
2.1.6.5.7. İnertizasyon	18
2.1.6.5.8. Termal Arıtım Prosesleri	18
2.2. Vitrifikasyon	19
2.3. Zeolit	23
2.3.1. Zeolit Tanımı	23
2.3.2. Zeolitlerin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	24
2.3.3. Önemli Zeolit Türleri	31
2.3.4. Doğal Zeolitlerin Kullanım Alanları	32
2.4. Röntgen Filmi Atıklarından Gümüş Geri Kazanımı ve Giderimi	33
3. MATERYAL VE METOT	36
3.1. Röntgen Filmi Atıklarının Temini ve Özellikleri	36
3.2. Klinoptilolit Örneklerinin Özellikleri ve Deneylere Hazırlanması	36
3.3. Örneklere Uygulanan Leaching Testleri	38
3.3.1. TCLP Yöntemi	38
3.3.2. EPtox Yöntemi	39
3.3.3. Çoklu Ekstraksiyon Yöntemi (MEP)	39
3.4. Leaching Test Yöntemlerinin Karşılaştırılması	42
3.5. Termal Arıtım Çalışmaları	42

4. BULGULAR VE TARTIŞMA	44
4.1. Termal Arıtım Sıcaklığı İle Gümüş Salınımının Değişimi	44
4.1.1 TCLP Yöntemi	44
4.1.2 EPtox Yöntemi	45
4.1.3. MEP Yöntemi	46
4.2. Termal Arıtım Süresi ile Gümüş Salınımının Değişimi	51
4.3. Kullanılmış Film ile 900°C’de Yapılan Gümüş Salınım Çalışmaları	54
4.3.1. TCLP Yöntemi	54
4.3.2. EPtox Yöntemi	54
4.3.3. MEP Yöntemi	54
4.4. Termal Arıtım Öncesi Kullanılmış Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Farklı Leaching Çözeltileriyle Değişimi	55
4.5. Kullanılmış Röntgen Filmlerine Klinoptilolit İlavesinin Termal Arıtmadan Sonra (900°C) Gümüş Salınımına Etkileri	55
4.6. Termal Arıtım Öncesi Kullanılmış Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Klinoptilolit İlavesiyle Değişimi	57
4.7. Termal Arıtıma Tabi Tutulmayan Kullanılmamış Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Klinoptilolit İlavesiyle Değişimi	60
4.8. Termal Arıtım Uygulanmış Klinoptilolit İlaveli Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Değişimi	61
4.9. Röntgen Filmi Atıklarına Farklı Oranlarda Klinoptilolit İlavesinin Termal Arıtım Yapılmaksızın Gümüş Salınımına Etkilerinin İncelenmesi	63
4.10. Röntgen Film Atıkları Ağırlık Kayıplarının Termal Arıtım Sıcaklığı İle Değişiminin İncelenmesi	65

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	66
KAYNAKLAR	68
ÖZGEÇMİŞ	

KISALTMALAR LİSTESİ

AB: Avrupa Birliği

EPA: Environment Protection Agency

EPtox: Extraction Procedure Toxicity Test

ISV: In-situ Vitrification

MEP: Multiple Extraction Procedure Test

PNL: Pasifik Kuzeybatı Laboratuarı

TAKY: Tıbbi Atık Kontrolü Yönetmeliği

TCLP: Toxicity Characteristic Leaching Procedure Test

UNEP: United Nations Environment Program

WHO: World Health Organization

ŞEKİLLER LİSTESİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil 2.1. Zeolitlerin Temel Yapı Birimi	25
Şekil 2.2. Zeolitin Boşluklara Sığabilecek Büyüklükteki Molekülleri Adsorplaması	27
Şekil 3.1. Drusy Tekstürlü Klinoptilolit Kristallerinin SEM Mikrofotografı	39
Şekil 3.2. Çoklu Ekstraksiyon Prosedürü Akım Şeması	41
Şekil 4.1. Röntgen Filmi Atıklarından TCLP Çözeltilisine Geçen Gümüş Konsantrasyonlarının Termal Arıtım Sıcaklığı İle Değişimi	44
Şekil 4.2. Röntgen Filmi Atıklarından EPtoX Çözeltilisine Geçen Gümüş Konsantrasyonlarının Termal Arıtım Sıcaklığı İle Değişimi	45
Şekil 4.3. Röntgen Filmi Atıklarından MEP Çözeltilisine Geçen Gümüş Salınımı	46
Şekil 4.4. 500°C Termal Arıtım Demelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı	48
Şekil 4.5. 700°C Termal Arıtım Denemelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı	48
Şekil 4.6. 900°C Termal Arıtım Denemelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı	49
Şekil 4.7. 1100°C Termal Arıtım Denemelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı	49
Şekil 4.8. TCLP EPtoX ve MEP Yöntemlerinde Röntgen Filmi Atıklarından Gümüş Salınımlarının Termal Arıtım Sıcaklığı İle Değişimi	50
Şekil 4.9. Zamanın Termal Arıtım Sıcaklığında (1100°C) TCLP, EPtoX ve MEP Çözeltililerindeki Gümüş Salınımına Etkisi	52
Şekil 4.10. Zamanın Termal Arıtım Sıcaklığında (1100°C) MEP Çözeltilisindeki Gümüş Salınımına Etkisi	53
Şekil 4.11. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım (900°C) Sonrasında Klinoptilolit Varlığının İle Gümüş Salınımı Üzerine Etkisi	57
Şekil 4.12. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım (900°C) Sonrasında Klinoptilolit Varlığının Etkisi ile % Gümüş Giderim Oranları	57
Şekil 4.13. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım Öncesi Klinoptilolit Varlığının İle Gümüş Salınımı Üzerine Etkisi	58

Şekil 4.14. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım Öncesi Klinoptilolit Varlığının Etkisi ile % Gümüş Giderim Oranları	59
Şekil 4.15. Kullanılmamış Filmlerde Termal Arıtım Öncesi Zeolit İlavesi İle Gümüş Salınımının Değişimi	61
Şekil 4.16. Farklı Oranlarda Klinoptilolit İlavesiyle Kullanılmış Röntgen Filmlerinden EPtox ve MEP Çözeltilisindeki Gümüş Salınımı	62

ÇİZELGELER LİSTESİ

	<u>Sayfa</u>
Çizelge 3.1. Klinoptilolit'in Kimyasal Bileşimi	37
Çizelge 3.2. TCLP Leaching Konsantrasyonları	39
Çizelge 3.3. Leaching Testlerinin Karşılaştırılması	42
Çizelge 4.1. Çeşitli Termal Arıtım Sıcaklıklarına Maruz Bırakılan Röntgen Atık Filmlerinin TCLP, EPTOX Ve MEP Çözeltilerindeki Gümüş Salınımları	47
Çizelge 4.2. Zamanın Termal Arıtım Sıcaklığında (1100°C) Gümüş Salınımına Etkisi	51
Çizelge 4.3. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım Sonrasında Zeolit İlavesi İle Gümüş Salınımı	56
Çizelge 4.4. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım Olmaksızın Zeolit İlavesi İle Gümüş Salınımı	58
Çizelge 4.5. Termal Arıtımsız Kullanılmamış Filmlerde Zeolit ile Gümüş Salınımının Değişimi	60
Çizelge 4.6. Kullanılmış Filmlere Klinoptilolit İlavesi Yapıldıktan Sonra Termal Arıtım ile Gümüş Salınımı	61

1. GİRİŞ

Tıbbi atıklar atık kompozisyonu, enfeksiyöz, farmasötik, patolojik, çeşitli kimyasal, radyoaktif atıklar, kesici delici, parlayıcı, patlayıcı, toksik v.b. tehlikeli olma özellikleri nedeni ile insanlık tarihi boyunca çevre ve insan sağlığı için en önemli riskler arasında daima ön sıralarda yer almıştır. Son yıllarda teşhis ve tedavilerde tek kullanımlık malzemelerin hızla yaygınlaşması ve teknolojiadaki gelişme tıbbi atıkların toplanması, taşınması ve bertarafı çalışmalarının önemini giderek arttırmaktadır (Tsakano ve ark., 2005; Marinkovic ve ark., 2007).

Sağlık kuruluşlarının radyoloji departmanlarında oluşan işlem görmüş filmler, tıbbi atıkların toksik atık grubunda yer almaktadır. Her yıl dünya genelinde CT tarayıcıları, mamogramları, göğüs X-ray'lerini içeren yaklaşık olarak 2 milyar radyograf çekilmektedir. X-ray filmlerinin genellikle %94-98'i tıbbi servislerde kullanılmaktadırlar. Radyoloji departmanlarından üretilen atık akımlarından birkaç tanesi; fotografik kimyasallar olarak bilinen çözeltilerdir bu çözeltilerde sabitleştirici olarak kullanılan kimyasallar (genellikle %5-10 hidrokinon, %1-5 potasyum hidroksit ve %1'den az miktarda Ag içermektedirler), bunların yanında dökülen kimyasallar, karıştırıcı solüsyonlar ve proses boyunca kötü fotoğraflarda meydana gelen filmde açığa çıkan gümüş şeklinde tanımlanmaktadır. Karıştırıcı solüsyonun içerisinde 2000-6000 mg/lt civarında Ag konsantrasyonu var ise bu atıklar, içeriklerindeki ağır metallere dolayı tehlikeli atık olarak sınıflandırılmaktadırlar (Khunprasert ve ark., 2006).

Vücudu geçen X ışınları, üzerine gümüş bromür (AgBr) emilisiyonu sürülmüş plastik bir yaprakten ibaret olan röntgen filmi üzerine, ya doğrudan ya da Flouresans özellikteki bir levha aracılığıyla, ultraviyole ışığı şeklinde düşürülmektedir. Görülebilir ışığın fotoğraf plağında yaptığı değişiklikten farksız olan etki, X ışını veya ultraviyole ışığı alan AgBr moleküllerindeki bağların gevşemesidir. Böyle bir film bazı kimyasal solüsyonlarla karşılaştırılırsa, etkilenen moleküllerdeki gümüş ve brom birbirinden kolayca ayrılmaktadır. Tek kalan gümüş oksitlenerek röntgenogramlar üzerindeki siyah kesimleri oluşturmaktadır. Işın düşmemiş bölgelerdeki gümüşbromür molekülleri ise film üzerinden alınmakta ve beyaz olan plastik baz ortaya çıkmaktadır. Bu işleme “film processing” (film

banyosu) adı verilmektedir. Yani kısaca röntgenogramlardaki görüntü, okside olmuş gümüş tarafından oluşturulmaktadır. (<http://www.genbilim.com>, 01.08.2008).

Gümüş insan vücuduna solunum ve sindirim yoluyla girmektedir. Dokularda birikerek renk değişikliği yapar (argyria). Bu renk değişimi göz çevresinde, yüzde, ellerde ve kollarda olabilir. İnsanlarda az miktarda ancak uzun maruziyet sürelerinde Ag alınması gümüş zehirlenmesine neden olabilmektedir. Uzun süreli gümüşe maruz kalma durumunda kandaki gümüş derişimi artar ve bunun sonucu olarak anemi ve kalbin genişlemesi gibi etkiler görülebilmektedir (Anonymous, 1981).

Gümüş suda yaşayan mikroorganizmalar için en zehirli metaller arasındadır. Su sertliği, maruz kalma süresi ve organizmanın boyutu zehirlenme derecesini etkilemektedir. Bu canlılarda iyonik gümüş, gümüş bileşiklerine göre daha zehirlidir ve bundan dolayı gümüş klorür, gümüş sülfid ve gümüş tiyosülfid gibi suda çözünmeyen bileşiklerine göre oldukça yüksek çözünürlüğe sahip olan gümüş nitrat bu canlılar için daha da zehirleyici etkiye sahiptir (Anonymous, 1999). Sucul ortamda akut ve kronik etkiler oluşturan gümüş derişimlerini etkileyen en önemli değişken su sertliğidir. Gerçekten çevre su kalite değerleri gümüş miktarını su sertliğine bağlı olarak açıklamaktadır ve genellikle gümüş için öngörülen sınır değeri tüm koşullarda 0.1 mg/l'nin altındadır (Anonymous, 1996).

Bu çalışmada, kullanılan yeni kuru sistem film çekim teknolojileri nedeniyle zararsız olduğu varsayılan ve halkın elinde kontrolsüzce dolaştıktan sonra herhangi bir işleme tabi tutulmadan kentsel katı atıklarla toplanarak bertaraf edilmekte olan röntgen filmlerinin Ag içeriği incelenmiş ve zeolit kullanılarak termal yöntemlerle bertaraf modelleri araştırılmıştır.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Tıbbi Atıklar

2.1.1 Tıbbi Atıkların Tanımı

Tıbbi atıkların evrensel olarak kabul edilen bir tanımı bulunmamaktadır. Literatürde birbirine yakın olmakla birlikte, geçmişten günümüze tıbbi atıklar ile ilgili çok sayıda tanım bulunmaktadır. Bu tanımlar arasında; Dünya Sağlık Örgütü (WHO), US Çevre Koruma Ajansı (EPA) ve Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) tarafından yapılanlar literatürde yaygın olarak kullanılmaktadır. EPA'ya göre tıbbi atık, insanların veya hayvanların teşhis ve tedavilerinden, ilgili araştırmalardan ve çeşitli biyolojik testlerden çıkan atıklar olarak tanımlanmaktadır (EPA, 2007).

AB ülkelerinde tıbbi atık tanımı; 2001 yılında yayınlanan 2001/119/EC Komisyon kararı ile belirlenmiştir. Ülkemizde ise 22.07.2005 tarihli 25883 sayılı resmi gazetede yayınlanan “Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği” , tıbbi atıkları; genel anlamda 4 kategoriye ayrılmaktadır bu 4 kategoride kendi arasında bölümlere ayrılır. İlk kategori evsel nitelikli atıklar olup genel ve ambalaj atıkları olarak dallara ayrılırken, ikinci kategori olan tıbbi atıklar; enfekte, patolojik, kesici delici olarak kendi arasında ayrılmakta üçüncü ve dördüncü kategoride ise tehlikeli ve radyoaktif atıklar yer almaktadır şeklinde tanımlamaktadır (TAKY, 2005).

2.1.2. Tıbbi Atıkların Kaynakları

Başlıca tıbbi atık kaynakları arasında;

- Hastaneler
- Tıp, diş hekimliği ve veteriner hekimlik eğitimi veren ve araştırma yapan kuruluşlar
- Tıbbi tahlil laboratuvarları
- Deney hayvanlarının kullanıldığı laboratuvarlar
- Kan ve kan ürünleri ile çalışma yapan tüm merkezler ve istasyonlar
- Küçük ameliyat ve benzeri müdahalelerin yapıldığı tıp ve veteriner muayenehaneleri
- Sağlık ocakları,
- Muayenehaneler ve poliklinikler,
- Diş klinikleri

— Eczaneler ve ilaç depoları

Bulaşıcı hastalığı olanların tedavi oldukları veya diyaliz, aspiratör gibi aletlerin kullanıldığı klinikler önem taşımaktadır (TAKY, 2005).

2.1.3. Tıbbi Atıkların Sınıflandırılması

Hastanelerde oluşan atıklar çok çeşitli olduğundan bunların efektif bir şekilde yönetilebilmeleri için sağlıklı sınıflandırma şarttır. Sınıflamalar; Dünya Sağlık Örgütü (WHO), Amerika Çevre Koruma Ajansı (EPA), Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP), Avrupa Birliği ve ülkemizde 22 Temmuz 2005’de revize edilen Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliğine göre farklı şekillerde yapılabilmektedir (Topkaya, 2004).

Dünya Sağlık Örgütü Sınıflandırılması: Dünya Sağlık Örgütü kapsamında tıbbi atıklar zararlılık derecelerine göre; evsel atıklar ile benzer, risk taşımayan yani genel olarak tanımlanabilen tıbbi atıklar ve evsel atıklar ile benzeşmeyen, risk taşıyan yani tıbbi atıkların zararlı kısmı olarak iki temel sınıfa altında incelenmektedir. Bu sınıflandırmada tıbbi atıkların zararlı kısmı kendi arasında basınçlı kaplar, enfekte, patolojik, kesici delici alet, farmasötik, genotoksik, kimyasal, yüksek ağır metal içeriğine sahip ve radyoaktif atıklar olarak bölümlere ayrılmıştır (WHO, 1999).

ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA) Sınıflandırılması: EPA’ya göre tıbbi atıklar; patolojik atıklar, ameliyat, otopsi ve benzeri tıbbi işlemler sonucunda atılan organlar, vücut parçaları, dokular, vücut sıvıları ve bunların konulduğu kaplar, konteynerler. Enfekte olmuş ve ilgili biyolojik kültürler, tıbbi ve patolojik laboratuvar kültürleri; araştırma ve endüstri laboratuvarlarında enfekte olmuş kültürler, biyolojik üretimden kaynaklanan atıklar, kullanım dışı kalmış aşılarda, kültür cam eşyaları ve bunları taşımada kullanılan materyal. İnsan ve hayvanların tedavisinde, tıbbi araştırmalar veya endüstriyel laboratuvarlarda kullanılan kesiciler. Enfekte maddelerle temas etmiş kırılmış ve kırılmamış cam eşya. Enfeksiyon olup olmamasının önemli olmadığı hipodermik iğneler ve iğneli ya da iğnesiz şırıngalar, neşterler, kan alıcılar, test tüpleri, tüplere takılan iğneler, kültür tabakları dahildir. Kirlenmiş hayvan karkasları, vücut parçaları araştırmalar yapılırken enfekte ajanlara maruz kaldığı bilinen hayvan parçaları, biyolojik üretimler ve ilaçların testi. İzolasyon atıkları, insanların salyalarının dışkılarının ve kanının temas ile bulaşabildiği maddeler ve biyolojik atıklar, veya temas

ile enfekte olabilecek izole hayvanlar. Ameliyat ve otopsi atıkları, diyaliz ve laboratuvar atıkları gibi genel türlerden oluşmaktadır (EPA, 2007).

Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) Sınıflandırılması: UNEP'in tıbbi atık sınıflandırılması, Basel Sözleşmesi'nin tıp sektörü ile ilgili olarak 1, 2, 8, ve 9. eklerinde verilen genel sınıflandırmaya dayanmaktadır. Çok kullanılan bir sınıflandırma olmadığı için burada detaylarına girilmeyecektir.

Avrupa Birliği (AB) Sınıflandırılması: Avrupa konseyi tarafından ilk defa 1975 yılında belirlenmiş olan atık sınıflandırması bertaraf ve geri kazanma ilkeleri (75/442/EEC), sürekli olarak değişikliklere uğramış olup, bugün Avrupa Atık Katalogu (EWC) olarak adlandırılan kapsamlı sınıflandırma sistemi Listedeki çeşitli türdeki atıklar, toplam altı basamaklı kod ile tanımlanmaktadır. Atık katalogunun 15. bölümü ambalaj atıklarına, 18. bölümü, insan ve hayvan sağlığının tedavisi ve ilgili araştırmalardan meydana gelen atıklara ayrılmıştır. Hastanelerde oluşan mutfak ve diğer organik atıklar ve restoran atıkları “belediye atıkları (evsel atıklar vb. ticari, endüstriyel ve kurumsal atıklar)” kapsamında incelenmektedir.

Ulusal Sınıflandırma: 2005 yılında yürürlüğe giren yönetmelikte yer almış bulunmaktadır. Bu yönetmelik dahilinde EK 2'de belirtilmiş sınıflandırma aşağıdaki şekildedir. Genel anlamda 4 kategoriye ayrılmaktadır bu 4 kategoride kendi arasında bölümlere ayrılır. İlk kategori evsel nitelikli atıklar olup genel ve ambalaj atıkları olarak dallara ayrılırken, ikinci kategori olan tıbbi atıklar; enfekte, patolojik, kesici delici olarak kendi arasında ayrılmakta üçüncü ve dördüncü kategoride ise tehlikeli ve radyoaktif atıklar yer almaktadır (TAKY, 2005; Topkaya, 2004).

2.1.4. Tıbbi Atıkların Miktarı

Nüfus artışına paralel olarak hastane atıkları miktarları da hızla artış göstermektedir. Amerika Birleşik Devletleri'nde genel hastanelerde yapılan araştırmalar doğrultusunda 1983 yılında 5.24 kg/gün.yatak, 1986 yılında 7 kg/gün.yatak olan hastane atıkları 1993 yılında 10 kg/gün.yatak olmuştur (WHO, 1983; EPA, 1986; Li ve ark., 1993). İngiltere'de ise 1983 yılında genel hastanelerden çıkan atık miktarı 2.8 kg/gün.yatak olarak belirtilmiştir (WHO, 1983). Ülkemizden örnekler verilecek olursa; İstanbul hastanelerinde yapılan araştırmalarda ortalama 3-4 kg/gün.yatak (Topkaya, 2004). Samsun araştırma merkezli üniversite hastanesinde yapılan araştırmada ise 3.2 kg/gün.yatak katı atık üretildiği gözlenmiştir (Ergun, 2001).

Hastaneler arasında birim katı atık üretimi bakımından farklılıklar mevcuttur. Ülkemizde faaliyet göstermekte olan sağlık kuruluşlarının ürettikleri atık miktarlarına göre büyük, orta ve küçük miktarda atık üreten sağlık kuruluşları bulunmaktadır. Bunlardan üniversite, genel maksatlı, doğum ve askeri hastane ve klinkler büyük miktarda; sağlık ve tıp merkezleri, dispanserler, morglar, tıbbi ve biyomedikal laboratuvarlar, hayvanlar üzerinde araştırma yapan kuruluşlar, kan bankaları, transfüzyon merkezleri, tıbbi laboratuvarlar, acil yardım ve ilk yardım merkezleri orta derecede; doktor, diş ve ağız sağlığı muayenahaneleri, akapunktur ve fizik tedavi merkezleri, eczaneler, veteriner muayenahaneleri ve evde yapılan tedavi ve hemşire hizmetleri küçük miktarda atık üreten kuruluşlar arasında sayılmaktadır (TAKY, 2005).

2.1.5. Tıbbi Atıkların Kompozisyonu

2.1.5.1. Enfekte Atık

Minimum olası patojen ajanları içeren, konsantrasyonu ve miktarı atığa maruz kalan kişilerde hastalığa sebep olabilecek atıklardır. Diğer atıklarla karşılaştırıldığında enfekte atıkların tanımlanması oldukça güçtür. Enfeksiyon yapıcı etkileri taşıdığı bilinen veya taşınması muhtemel başta kan ve kan ürünleri olmak üzere her türlü vücut sıvıları ile insan dokuları, organlar, anatomik parçalar, otopsi materyali, plesanta, fetus ve diğer patolojik materyal; bu tür materyal ile kirlenmiş eldiven, örtü, çarşaf, bandaj, flaster, tamponlar ve benzeri atıklar; hemodiyaliz ünitesi ve karantina altındaki hastaların vücudundan çıkan atıklar, bakteri ve virüs tutucu hava filtreleri, enfekte

ajanların laboratuvar kültürleri, kültür stokları, araştırma amacı ile kullanılan enfekte deney hayvanlarının leşleri ile enfekte hayvanlara ve dışkılarına temas etmiş her türlü malzeme, veterinerlik hizmetleri, intaniye atıkları, acil servis atıkları, ve yemek artıkları bu gruba dahildir (EPA, 2007).

2.1.5.2. Patolojik Atıklar

Bu kategorideki atıklar enfekte atığın bir alt sınıfı olarak ele alınmaktadır. Cerrahi girişim, otopsi veya anatomi sonucu ortaya çıkan dokular, organlar, vücut parçaları, insan fetusu ve hayvan cesetleri olarak tanımlanmaktadır (TAKY, 2005; Capak, 2001; Da Silva ve ark., 2005).

2.1.5.3. Kesici delici atıklar

Enjektör, şırınga ve diğer tüm deri altı girişim iğneleri, bıçak, serum seti iğnesi, biyopsi iğneleri, lanset, kırık cam, cerrahi sütur iğneleri, bisturi, ampul, lam lamel, kırılmış cam tüp ve petri kapları gibi batma, delme, sıyrık ve yaralanmalara neden olabilecek atıklar olarak tanımlanmaktadır (Jang ve ark., 2005; TAKY, 2005).

2.1.5.4. Farmasötik atıklar

Tarihi geçmiş artık kullanma süresi solmuş olan veya artık kullanılmayan, ambalajı bozulmuş, dökülmüş ilaçlar, aşılar, serumlar ve diğer farmasötik ürünler ve bunların atıklarını ihtiva eden kullanılmış eldivenler, hortumlar, depozitosuz şişe ve kutuları olarak tanımlanmaktadır (TAKY, 2005).

2.1.5.5. Genotoksik atıklar

Hücre DNA'sı üzerinde mutasyon yapıcı, kanserojen veya insan veya hayvanda düşüğe neden olabilen türden farmasötik ve kimyasal maddeleri, kanser tedavisinde kullanılan sitotoksik (antineoplastik) ürünleri ve radyoaktif materyali ihtiva eden atıklar ile bu tür ajanlarla tedavi gören hastaların idrar ve dışkı gibi vücut çıkartıları, sitotoksik ilaç atıkları kullanım sonucunda, üretim sonucunda ve ilaç hazırlığı sırasında oluşmaktadır. Bu tip kimyasal maddeler: alkaloit, antimetabolitler, antibiyotikler, bitkisel alkaloitler ve hormonlar olarak tanımlanmaktadır (TAKY, 2005; Tutar, 2004).

2.1.5.6. Kimyasal Atık

Katı, sıvı, gaz olarak kimyasalları içeren atıklardır. Ünitelerde tedavi, tanı veya deneysel araştırmalar gibi tıbbi alanlarda kullanılan insan ve çevre sağlığı için çeşitli etkilerle zararlı olabilirler (TAKY, 2005). Tehlikeli olmayan kimyasal atıklar kendi arasında organik ve inorganik olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Organik maddeler içerisinde; Ca, Na, NH_4 , K, aminoasitler ve bunların tuzları, sitrik asit ve laktik asitler aynı zamanda da bunların Na, K, Mg, Ca ve NH_4 tuzları yer almaktadır. İnorganik maddeler içerisinde ise Na ve K bikarbonatlar, boratlar bromitler, klorürler ve iyodürler, Ca boratlar, karbonatlar, klorürler, florürler; B, Mg, Ca, Al, Si ve Fe oksitler; Na, K, Mg, Ca ve NH_4 sülfatlar yer almaktadır. Fakat bu kimyasal maddelerin herhangi biri bertaraf edilmeden önce geri kazanma ihtimalleri incelenmelidir (TAKY, 2005; Kühling, 2005).

Tehlikeli kimyasal atıklar ise toksik, korozif, yanabilir, reaktif, sonucunda toksik atık oluşan aktivite ve geri kazanılabilir tehlikeli kimyasallardan oluşmaktadır (TAKY, 2005; Kühling, 2005).

Kolaylıkla Tehlikeli Reaksiyon Verebilen Kimyasal Maddeler arasında; şoka hassas kimyasallar olan diazo bileşikler; metan tuzları, nitroselüloz, perklorik asit, perklorat tuzları, peroksit edilebilir kimyasal maddeler, pikrit asit, pikrat tuzları ve pönitro aromatik bileşikler. Suyla reaksiyona girebilen kimyasallar olan alkali ve toprak alkali metaller; alkil lityum maddeleri, brom 3 florür, grignard reaktifi, Al, B, Ca, K, Li ve Na hidritleri, Al, As, Fe, P, S, Sb, Si, Sn ve Ti metal halojenleri (anhidrit), fosfor pentaoksit, tinoil klorür, fosfor oksiklorit ve hali hazırda reaktif kimyasallar olan nitrik asit (%71'den yüksek); kırmızı ve beyaz fosfor (TAKY, 2005; Kühling, 2005).

2.1.5.7. Ağır Metal İçeren Atıklar

Ünitelerde tedavi tanı veya deneysel araştırmalar gibi tıbbi alanlarda kullanılan termometrelerin kırılması sonucunda oluşan cıva (Hg), pillerden kaynaklanan kadmiyum (Cd), tansiyon ölçme aleti ve radyasyondan korunma amaçlı paneller gibi alet ve ekipmanların içinde var olan kurşun (Pb) ve bazı ilaçlardan ortaya çıkan arsenik

(As) ağır metal içeren atıklara örnek olarak verilmektedir (EPA, 2007; TAKY, 2005; Kühling, 2005).

2.1.5.8. Basınçlı kaplar

Hastanelerde kullanılan gazlar, basınçlı konteynerlerde ve aerosol kutularında, silindirlerde ve kartuşlarda saklanır. Bu gazlar ünitelerde tedavi, tanı ve deneysel araştırmalar için kullanılmaktadır. Bu konteyner ve kutuların ısınma ve delinme halinde patlama riski taşımalarından dolayı basınçlı kaplar için özel dikkat gerekmektedir (EPA, 2007; TAKY, 2005; Kühling, 2005; Jang Chul ve ark., 2005; Tsakano ve ark., 2005).

2.1.5.9. Radyoaktif Atıklar

Radyoaktif atıklar mutajen etkiye sahip radyasyona sebebiyet veren maddeler ile temas etmiş sıvı, gaz ve katı maddeleri içermektedir. Radyoaktif madde olarak hastanelerde kullanılan en zararlı radyonükleid Radium-226'dır. Fiziksel ve etkili yarı ömrü son derece uzundur ve bozunma artık ürünleri stabil değildir. Bu nedenle Radium-226 iğnesi yerine kanser tedavisinde Iridyum-192 ve Sesyum-137 iğnesi kullanılmaktadır. Radyoaktif madde en çok terapi ve görüntüleme araştırmalarında (⁶⁰Co), Teknetyum (^{99m}Tc), İyodin (¹³¹I) ve Iridyum (¹⁹²Ir) kullanılmaktadır (Tutar, 2004; TAKY, 2005).

2.1.6. Tıbbi Atık Yönetimi

2.1.6.1. Atıkların Ayrıştırılması ve Toplanması

22.07.2005 tarihli 25883 sayılı resmi gazetede yayınlanan “Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği” kapsamında, 13. Madde gereğince, EK 2’de C, D ve E grupları altında yer alan tıbbi atıklar, ilgili sağlık personeli tarafından oluşumları sırasında kaynağında diğer atıklar ile karıştırılmadan ayrı olarak biriktirilir. Tıbbi atıklar hiçbir şekilde evsel atıklar, ambalaj atıkları ve tehlikeli atıklar ile karıştırılamaz. Tıbbi atıkların toplanmasında, yırtılmaya, delinmeye, patlamaya ve taşınmaya dayanıklı; orijinal orta yoğunluklu polietilen hammaddeden sızdırmaz, çift taban dikişli ve körüksüz olarak üretilen, kat kalınlığı 100 mikron olan, en az 10 kilogram kaldırma kapasiteli, üzerinde görülebilecek büyüklükte ve her iki yüzünde “Uluslar arası Biyotehlike” amblemi ile “DİKKAT TIBBİ ATIK” ibaresini taşıyan kırmızı renkli

plastik torbalar kullanılır. Torbalar en fazla $\frac{3}{4}$ oranında doldurulur, ağızları sıkıca bağlanır ve bu torbalar sıkıştırılamaz, geri kazanılamaz ve tekrar kullanılamaz. Tıbbi atık torbalarının içeriği hiçbir şekilde sıkıştırılamaz, torbasından çıkarılamaz, boşaltılamaz ve başka bir kaba aktarılamaz.

Bugünkü tıbbi atık yönetmeliklerinin çoğu farklı kategorideki atıkları ayırmak için genellikle renkli plastik torbaların kullanılmasını gerekli görmüştür. Plastik torbaların tercih edilmeleri ile içlerinde patojen mikroorganizma veya radyoniklidler bulunan atıkların havayla teması kesilebilmekte, atıkların içerisine böceklerin geçmesi önlenmekte, aşınma ve paslanma gibi problemler oluşmamaktadır. Genel atık ve geri dönüşümlü materyaller ile tehlikeli olmadığına karar verilenler evsel atık gibi düşünülmeli ve mavi ve siyah torbalarda toplanmalıdırlar. Kesici ve delici aletler dışında hiçbir tıbbi atık, enjektör konteynerlerinde biriktirilmemelidir zira bu konteynerlerin hacmi küçük ve satın alma maliyetleri, enfekte atıklar için öngörülen kırmızı torbalardan daha yüksektir. Bu tür önlemler sağlık kuruluşlarındaki atık toplama ve bertaraf maliyetlerini azaltmada yardımcı olacaktır. Örneğin plastik bir enjektör seti kullanıldığında ambalajı siyah renkli torbaya atılırken, enjektörün enjektör konteynerine atılması gerekmektedir. Yaralanma tehlikesi nedeniyle, iğne enjektörden ayrılmalı, eğer ayrılması gerekiyorsa özel önlem alınması gerekmektedir (TAKY, 2005; Tutar, 2004; Kühling, 2005).

Kore’de hastane atıkları yönetimi üzerine yapılan bir çalışmada da Kore’deki sağlık kuruluşlarının çoğunda tıbbi atıkların ayrımının atıkların oluştuğu anda yapılması gerektiği vurgulanmaktadır. İnsan ve hayvan dokuları kırmızı konteynerlerde (bu konteynerler plastik, karton veya metalden yapılmış olabilirler) biriktirilmektedirler. Patolojik atıklar ve kullanılmış iğneler ise sarı konteynerlerde, bunlar dışında kalan diğer atıklar ise taşınmadan önce turuncu konteynerlerde biriktirilmektedirler. Bu atıkların biriktirildiği tüm konteynerlerde uluslar arası biyolojik tehlike işareti bulunmalıdır. Birçok durumda kaynağında ayrımı sağlanmış olan atıklardan dokular hariç nihai bertaraf için hastane dışındaki alanlara taşınımının yapılmasından önce daha büyük tıbbi atık konteynerlerine transfer edilirler. Kırmızı renkteki konteynerlerden ayrılmış olan plesantalar, farmasötik ürünlerde ham madde olarak kullanılmaktadır.

Plesantalar dışındaki ayrımı sağlanan atıkların alan dışında geri dönüşümleri henüz yapılamamaktadır (Jang Chul ve ark., 2005).

Yunanistan'da yapılan bir çalışmada da enfekte atıkların kırmızı torbalarda, genel atıkların siyah torbalarda, kesicilerin sarı plastik konteynerlerde ve sitotoksik atıkların ise kendi orijinal paket sistemlerinde biriktirildiği vurgulanmaktadır. Bu süreç içerisinde ortaya çıkabilen aksaklıklar, enfekte atıkların genel atıklardan ayrımının tam olarak yapılamaması ve bunun sonucunda enfekte atıklar için ayrılan kırmızı torbalarda genel atıklara rastlanılmasıdır. Böylece genel atıklarda enfekte atık olarak işlem görür ve arıtım kademesinde enfekte atık miktarı fazla görüldüğünden uygulanacak olan sistemin maliyeti de artmaktadır. Bir diğer problemde yanıcı materyallerin, toksik maddeler ve diğer materyallerin tam olarak ayrışamaması sonucu diğer kademelerde sorun yaşanmaması için özel bir işleme ihtiyaç duyulmasıdır (Tsakano ve ark., 2005).

Örneğin Hırvatistan'da yapılan hastane atık yönetiminde tıbbi atıkların çeşitli kategorilerinin biriktirilmesi için farklı renk, şekil ve büyüklüklerde torbalar temin edilmektedir. Ülkemizde olduğu gibi Hırvatistan'da da kırmızı renkteki torbalarda enfekte atıklar, siyah ve mavi torbalarda genel atıklar biriktirilmektedir. Ancak bunların dışında Hırvatistan'da kullanılan ancak ülkemizde kullanılmayan renkte torbalarda mevcuttur. Örneğin, kırmızı torbanın üstünde siyah bir şerit varsa o torbalarda patolojik atıklar, sarı torbalarda kimyasal atıklar ve yeşil torbalarda farmasötik atıklar, biriktirilmektedir (Marinkovic ve ark., 2007).

Plastik torbaların dışında çeşitli ebatlardaki çelik kaplar da hastanelerin hemen her biriminde kullanılmıştır. Bu çelik kaplar boşaltıldıktan sonra buharla temizleme, sıcak su ile temizlemeyi takiben dezenfektan maddelerle muamele edilerek temizlenmişlerdir. Bu kutuların yangın tehlikesine karşı dışının ateşe dayanıklı olması gerektiği bazı ülkelerin yönetmeliklerinde yer almıştır (Capak, 2001; Da Silva, 2005; Jang Chul ve ark., 2005; Tsakano ve ark., 2005; Kühling, 2005; Marinkovic ve ark., 2007).

2.1.6.2. Tıbbi Atıkların Taşınması

22.07.2005 tarihli 25883 sayılı resmi gazetede yayınlanan “Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği” kapsamında, 16. Madde gereğince, tıbbi atık torbaları ünite içinde bu iş için eğitilmiş personel tarafından, tekerlekli, kapaklı, paslanmaz metal, plastik veya benzeri malzemeden yapılmış, yükleme-boşaltma esnasında torbaların hasarlanmasına veya delinmesine yol açabilecek keskin kenarları olmayan, yüklenmesi, boşaltılması, temizlenmesi ve dezenfeksiyonu kolay ve sadece bu iş için ayrılmış araçlarla taşınırlar. Tıbbi atıkların ünite içinde taşınmasında kullanılan araçlar turuncu renkli olacak, üzerlerinde “Uluslararası Biyotehlike” amblemi ile “Dikkat! Tıbbi Atık” ibaresi bulunacaktır.

Tıbbi atıklar ile evsel nitelikli atıklar aynı araca yüklenmez ve taşınmazlar. Atık taşıma araçları her gün düzenli olarak temizlenir ve dezenfekte edilirler. Araçların içinde herhangi bir patlaması veya dökülmesi durumunda atıklar güvenli olarak boşaltılır ve taşıma aracı ivedilikle dezenfekte edilir.

Ünite içinde uygulanan toplama programı ve atık taşıma araçlarının izleyeceği güzergah, hastaların tedavi olduğu yerler ile diğer temiz alanlardan, insan ve hasta trafiğinin yoğun olduğu bölgelerden mümkün olduğunca uzak olacak şekilde belirlenir (TAKY, 2005).

2.1.6.3. Tıbbi Atıkların Geçici Depolanması

Madde 18’de gereğince EK 1’de yer alan ve en az 20 yatak kapasitesine sahip sağlık üniteleri, geçici atık deposu inşa etmekle veya aynı işlevi görecektir konteyner bulundurmakla yükümlüdürler. Atıklar beratraf sahasına taşınmadan önce 48 saatten fazla olmamak üzere bu depolarda veya konteynerlerde bekletilebilir. Bekleme süresi, geçici atık deposu içindeki sıcaklığın 4°C’nin altında olması koşuluyla bir haftaya kadar uzatılabilir. Geçici atık deposu iki bölmeli kapalı bir mekan olarak inşa edilir. Birinci bölmede evsel nitelikli atıklar, ikinci bölmede ise tıbbi atıklar depolanır. Sıcaklığın kontrol edilerek koku oluşmasını önlemek için yalıtım kullanılır veya depo özel şekilde soğutulur. Bakteri tutucu hava filtreleri kullanılır. Geçici atık deposunun hacmi en az iki günlük atığı alabilecek boyutlarda olmalıdır (TAKY, 2005).

Evsel nitelikli atıkların konulacağı bölmede kanalizasyona bağlanan ızgaralı bir drenaj düzeneği ve bu bölmenin kolaylıkla temizlenebilmesi için basınçlı bir su musluğu bulunur. Atıklar bu bölmenin içinde mavi plastik torbalar ile depolanır. Bu bölme en az 15 günde bir yıkanır, dezenfekte edilir ve özel olarak ilaçlanır.

Tıbbi atıkların konulacağı bölmede bir drenaj düzeneği bulunur. Bu düzenek kanalizasyona bağlanmayıp, özel sızdırmaz bir tanka bağlanır. Tıbbi atık içeren bir torbanın patlaması sonucunda oluşan sızıntı sularının temizliği ve dezenfeksiyonu kuru olarak yapılır. Drenajdaki tankta toplanan sıvılar ise talaşla yoğunlaştırılarak kırmızı plastik torbalar içerisinde diğer tıbbi atıklarla birlikte depolanır. Bölmenin temizlenmesi en az haftada bir veya herhangi bir kazadan hemen sonra yapılır (Capak, 2001; Eskitürk, 2002; TAKY, 2005; Da Silva ve ark.,2005; Jang Chul ve ark., 2005; Tsakano ve ark., 2005; Marinkovic ve ark., 2007).

2.1.6.4 Tıbbi Atıkların Nihai Bertaraf Alanına Taşınması

Tıbbi atıkların geçici atık depoları ve konteynerler ile birlikte diğer ünitelerden alınarak bertaraf tesisine taşınmasından Büyükşehirlerde Büyükşehir belediyeleri, diğer yerlerde ise belediyeler ile yetkilerini devrettiği kişi ve kuruluşlar sorumludur. Bu kurum ve kuruluşlar, tıbbi atıkların taşınması ile görevli personeli periyodik olarak eğitmek, sağlık kontrolünden geçirmek ve diğer koruyucu tedbirleri almakla yükümlüdürler (TAKY, 2005).

Ülkemizde tıbbi atıkların taşınmasında dikkat edilmesi gereken kurallar, emniyetli bir şekilde etrafa yayılmadan ve sızıntı suları akıtılmadan nihai bertaraf sahasına getirilmesi, taşınması sırasında transfer istasyonlarının kullanılmaması, taşıma araçlarının günde en az bir kere temizlenmesi ve dezenfekte edilmesi, konulduğu kırmızı torbaların patlaması veya başka bir nedenle etrafa yayılması durumunda derhal temizlenmesi ve dezenfekte edilmesi, toplanması ve taşınması için kullanılan araçların başka işlerde kullanılmaması zorunludur. Tıbbi atık torbaları doğrudan tıbbi atık taşıma aracına yüklenebileceği gibi, tekerlekli/kapaklı plastik veya metal konteynerler içinde de atık taşıma aracına yüklenebilirler. Taşımanın bu şekilde yapılması durumunda konteynerlerde günde en az bir kez temizlenir ve dezenfekte edilir (TAKY, 2005).

Tıbbi atıkların taşınması için tahsis edilen araçların teknik özellikleri ise; atıkların yüklenildiği kısım tamamen kapalı yapılmalı, Sıkıştırma mekanizmasının bulunmamasıdır. Şoförün bulunduğu yer ile atık yükleme kısmı arasında boşluk bulunması, atık yükleme kısmının kaza halinde zarar görmemesi için sağlam yapılması, sağ sol ve arka yüzeylerinde görülebilecek uygun büyüklükte ve siyah renkli “Uluslar arası Biyotehlike” amblemi ile siyah harfler ile yazılmış “DİKKAT! TIBBİ ATIK” ibaresi bulunması, dış yüzeyinin turuncu renge boyanması olarak belirtilmiştir (TAKY, 2005).

2.1.6.5. Tıbbi Atıkların Bertarafı

Tıbbi atıklar uygun bir yöntemle arıtilamadıkları veya bertaraf edilmediklerinde insan sağlığı ve çevre için potansiyel bir tehlike kaynağıdır. 1993 yılında yürürlüğe girmiş olan ilk TAKY kapsamında tıbbi atıkların bertaraf yöntemleri arasında ilk sırada yakma öngörülürken bunun mümkün olmadığı durumlarda atıkların düzenli depolama tesislerindeki özel bölmelerde veya tehlikeli atık depolama tesislerinde depolanmalarına izin verilmiştir. 2005 yılında yürürlüğe girmiş olan yeni yönetmelik hükümlerine göre ise yakma ve düzenli depolamanın yanı sıra sterilizasyon işlemine de olanak sağlanmaktadır (Topkaya, 2004). Atıkların bertaraf yönetimine karar verirken bazı koşulların göz önünde bulundurulması gerekmektedir. Bu kriterler;

- Yönetmelikte bahsedilen şartları içermelidir.
 - Bölge için uygulanabilir olmalıdır
 - Oluşan atık kategorilerinin miktarları tespit edilmelidir.
 - Kalifiye personel sağlanmalıdır.
 - Teknoloji kolay elde edilebilir ve uygulanabilir olmalıdır.
 - Son bertaraf için alternatifler belirlenmelidir
 - Çevresel etkileri minimize edilmelidir
 - Hastane arazisi içerisinde uygun bir yerin olup olmadığı araştırılmalıdır.
 - Maliyeti göz önünde bulundurulmalıdır
- olarak belirtilmektedir (TAKY, 2005).

2.1.6.5.1 Yakma

Tıbbi atıkların yakılarak bertarafı, sanayileşmiş ülkelerde, uzun zamandan beri başvurulan bir yöntemdir. Ancak son yıllarda çok değişik maddelerden oluşan bu atıkların yakılması sonucu önemli hava kirliliğine neden olunabileceği (dioksin emisyonu) ortaya çıktığından yöntem tartışılmaya başlanmıştır (WHO, 1999; Eskiürk, 2004; Topkaya, 2005; TAKY, 2005; Tutar, 2004; Ergun, 2001; Thedone, 1990).

Yakma, tehlikeli atıkların çoğunun bertarafında dünya üzerinde tercih edilen bir yöntem ancak son yıllarda geliştirilen alternatif yöntemlerin kullanım alanları artış göstermektedir. Bertaraf yöntemi olarak uygulanan yöntemler bir yandan enfekte atıkların tehlikesinin etkili şekilde azaltılmasını sağlarken, diğer bazı sağlık ve çevresel problemlere de neden olabilmektedir (WHO, 1999).

Yakma yüksek sıcaklıkta kuru oksidasyon prosesi olup organik ve yanabilir atık, inorganik ve yanmaz hale getirilir. Bu esnada atık hacmi ve ağırlığı çok önemli şekilde azalır. Bu yöntem geri dönüştürülmesi, tekrar kullanılması veya depolanması mümkün olmayan atıklar için uygulanır.

Yakılmaya uygun olmayan atık tipleri:

- Basınçlı kaplar
 - Büyük miktarlardaki reaktif kimyasallar
 - PVC
 - Yüksek oranda cıva ve kadmiyum içeren atıklar (kırık termometre, kullanılmış pil vs.)
 - Ağır metal içeren maddeler
- olarak tanımlanılmaktadırlar (TAKY, 2005; Ergun, 2001).

Yakma sisteminin avantajları arasında; Yakma yönteminin önemli avantajları olarak; etkin hacim azaltılması, hızlı bir arıtım yöntemi olması ve etkin sterilizasyon sağlaması sayılabilir. Toksik, enfekte ve patolojik atıklar için en uygun bertaraf yöntemi olduğu belirtilmektedir.

Yakma yönteminin dezavantajları olarak ise; yatırım ve işletme maliyetlerinin yüksek olması, nihai bertaraf yöntemi olmaması, yanma sonrasında özellikle yanma tam olarak gerçekleştirilemediği zaman CO başta olmak üzere birçok toksik emisyonlar oluşması gösterilebilir (TAKY, 2005).

2.1.6.5.2. Düzenli Depolama

Düzenli depolama nihai bir metot olmasına rağmen, tıbbi atıkların bir ön arıtmadan geçirilmeden düzenli depolama ile uzaklaştırılmaları uygun değildir. İnsan doku ve organlarının, diyaliz atıklarının, kan, plesanta veya bunlara bulaşmış atıkların direkt olarak depolanması istenmeyen bir durumdur. Özellikle insan doku ve organları ile hayvan leşlerinin hiç bekletilmeden, sahaya gelir gelmez gömülmesi gerekmektedir (TAKY, 2005; Ergun, 2001). Depolama alanına girişler engellenmelidir. İnsanların ve hayvanların hastane atıklarına teması halinde enfeksiyon yapıcı patojenlerle direkt veya dolaylı olarak hastalıkların geçişi mümkün olmaktadır. Depolama alanı yeraltı ve yerüstü su kaynaklarından yeterince uzakta olmalıdır. Depolanan atıklardan drene olan sızıntı sularının toplanması için depolama alanı uygun bir drenaj sistemi ile donatılmalıdır. Depolama alanı, zemin geçirgenliği az bir bölgede seçilmeli ve gerekirse örtü malzemesi olarak geçirimsiz toprağın yanında kireç de ilave edilmelidir (WHO, 1999; Topkaya, 2004; Capak, 2001; Da Silva ve ark., 2005; Jang Chul ve ark., 2005; Tsakano ve ark., 2005; Marinkovic ve ark., 2007; TAKY, 2005; Ergun, 2001).

2.1.6.5.3. Sterilizasyon

Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde yer verilen sterilizasyon işleminde parçalanma ünitesinde ufalanan tıbbi atıklar yüksek sıcaklık ve basınca sahip buharın etkisine maruz bırakılır. Sıcaklık ve temas süresinin yeterli olması durumunda bu şekilde mikroorganizmaların çoğunluğu tesirsiz hale getirilir. Dezenfeksiyon işleminde bakterilerin %99,99 oranında inaktivasyonu söz konusu iken, bu değer, otoklav kullanılarak gerçekleştirilen sterilizasyon işleminde %99.999'dur. Sterilizasyon işlemi sonunda parçalanarak tanınmaz hale getirilen atığın kentsel atıklar ile birlikte bertarafı mümkündür (TAKY, 2005; Tata ve Becone, 1995; Topkaya, 2004; Jang Chul ve ark., 2005; Tsakano ve ark., 2005; Marinkovic ve ark., 2007).

2.1.6.5.4. Kimyasal Dezenfeksiyon

Kimyasal dezenfeksiyon, medikal ekipmanlardaki, katlardaki ve duvarlardaki mikroorganizmaları yok etmek için rutin olarak uygulanan bir metottur. Kimyasal dezenfeksiyonda sadece atıkların yüzeyleri dezenfekte edilir. Bu nedenle bu tür arıtlarla genellikle sterilizasyondan çok dezenfeksiyon sağlanır (Ergun, 2001; Tutar, 2004; Kühling, 2005; Altın, 1997).

Kimyasal dezenfeksiyonda atıklardaki patojen mikroorganizmaları inaktivite etmek veya yok etmek için çeşitli kimyasallar eklenir. En yaygın kullanılan kimyasallar aldehitler, klorlu bileşikler, amonyum tuzları ve fenolik bileşikleridir (Topkaya, 2004).

Kimyasal dezenfeksiyonun en büyük dezavantajı, çevreye kuvvetli kimyasalların yayılma tehlikesidir. Bu nedenle bu tür atıkların çevre kirliliğine neden olmaması için özel olarak bertaraf edilmeleri gerekmektedir (WHO, 1999).

2.1.6.5.5 Mikrodalga Işınlama

Mikrodalga ışınlamanın test prosedürü ıslak termal arıtım prosesine benzemektedir. Etkin bir proses için atıklar işlemden geçirildikten sonra rutin bakteriyolojik ve virütik testlerden geçirilmeli, buna göre dalga boyu ve elektron ışınları tercih edilmelidir. Mikroorganizmaların çoğunluğu mikrodalga aktivitesinin (dalga boyu: 12.24; frekansı 2450 MHz) olduğu durumlarda parçalanır. Atık önce nemlendirilir, sıcak buhar (110°C) ile doygun hale getirilir. Atıklar toplama kabında 20-30 dakika kadar kalırlar (WHO, 1999; Eskiürk, 2002; Ergun, 2001; Tutar, 2004; Tata ve Becone, 1995).

2.1.6.5.6. Enkapsülasyon

Enkapsülasyon bir ön arıtım yöntemidir. Bu yöntem kesiciler, kimyasallar ve farmasetik atıklar için uygulanmaktadır. Kesici olmayan enfekte atıklar için uygulanmamalıdır. Bu yöntemle atıklar 3/4 oranında metal veya yüksek yoğunluklu polietilenden yapılmış konteynerlere doldurulurlar. Daha sonra atıkların üzeri plastik köpük, bitümlü kum, çimento harcı veya kil metaryeli ile iyice kaplanır ve tehlikeli maddelerin hareketini önlemek için konteynerler mühürlenir. Enkapsülasyon nispeten

ucuz ve güvenilir bir sistemdir. Sistemin diğer bir avantajıda “scavenger” olarak isimlendirilen çöp karıştıran insanların sağlık riskini azaltmasıdır (WHO, 1999; Ergun, 2001; Tutar, 2004).

2.1.6.5.7. İnertizasyon

İnertizasyon prosesi, atıktaki toksik maddelerin yüzey veya yeraltı suyuna karışma riskini minimize etmek için bertaraftan önce kireç, çimento ve su ile muamele edilmesi işlemidir. İşlem sonunda homojen bir kütle oluşturulur ve oluşan kütleler daha sonra uygun bir depolama alanına taşınarak bertaraf edilir. İnertizasyon prosesi, farmasötik ve yüksek metal içerikli yakıcı küller için uygun bir yöntemdir. Enfekte atıklar için uygun değildir. İnertizasyon prosesi pahalı bir yöntem değildir. Nispeten daha bilinen ekipmanlar gerektirir (WHO, 1999; Ergun, 2001; Tutar, 2004; Kühling, 2002).

2.1.6.5.8 Termal Arıtım Prosesleri

Islak Termal Arıtım Prosesi: Yüksek sıcaklık ve basınç altında mikroorganizmaları inaktivite etmek amacı ile uygulanır. Islak termal arıtımda atığın önce parçalanması gerekmektedir. Kesiciler için öğütme veya ezme yöntemleri önerilmektedir. Bu işlem dezenfeksiyon veriminin artmasını sağlamaktadır. Parçalanmış atıklar, vakum pompası ve elektrik teçhizatı ile donatılmış, otomatik olarak sıcaklık ve basınç ayarı bulunan bir tankta bekletilirler. Minimum sıcaklık 121°C, basınç 2-5 bar (200-500 kPa), toplam temas süresi ise 1-4 saattir (WHO, 1999; Galtier ve Carinne, 2002).

Islak termal arıtım sistemi sahip olduğu düşük yatırım ve işletme maliyeti ve çevreye dost bir arıtım yöntemi olması bunların yanı sıra da atıkların dezenfekte edildikten sonra kentsel katı atık toplama ve bertaraf zincirine katılabilmesi gibi avantajları bulunmaktadır. Ancak bu sistemin işletme şartları oldukça hassastır. İnsan doku ve organları ve hayvan leşleri için uygun bir arıtım yöntemi olmayıp kimyasal ve farmasötik atıkların arıtımında etkili değildir. Atıkların parçalanması esnasında ise parçalayıcının bozulma riskine sahip olması bu sistemin dezavantajlarından (WHO, 1999; Tutar, 2004; Ergun, 2001).

Kuru Termal Arıtım Prosesi: Atıklar önce yaklaşık 25mm çapında partiküllere parçalanır. Daha sonra merkezi bir şaftta sağlanan yağ akımıyla 110-140°C'ye kadar dönen bir burguda ısıtılır. Kalıntılar yoğunlaştırıldıktan sonra, yaklaşık 20 dakika kadar atıklar burgu etrafında döndürülür. Çıkan hava filtre edilir ve toplanan su deşarj edilmeden önce arıtılır. Kuru termal arıtım yönteminde atık hacmi %80'e, ağırlığı ise %25-35'e düşmektedir. Bu proses, enfekte atıklar ve kesiciler için uygun olmasına rağmen patolojik, sitotoksik ve radyoaktif atıklar için uygun değildir. Sistem dışarıya hava ve atık su bıraktığı için su ve hava kirliliği riskleri bulunmaktadır (Tutar, 2004; Ergun, 2001; WHO, 1999).

2.2. Vitrifikasyon

Toksik özellik taşıyan tehlikeli katı atıkların tehlikeli özelliklerini ortadan kaldırıp, bunları cam gibi tekrar kullanılabilir özelliği bulunan materyale dönüştürmek için yüksek ısıli fırınlarda erimesini ve bunları tekrar solidife etmek için soğurmasını içeren bir teknolojidir. Bu işlem önemli bir hacim azalması sağladığından tehlikeli atıkların inertizasyonu için tercih edilen bir metot olarak bilinmektedir (Ferraris, 2001; Karamberi ve ark., 2006; Valles ve ark., 2007; Kuo Y., ve ark., 2008).

Vitrifikasyon işlemi sonunda ortaya çıkan atık ürün yeniden kullanılabilmekte ve geri kazanılabilir materyale dönüşmektedir. Yakma işlemi sonucunda kül gibi atık ürün oluşurken, vitrifikasyon prosesi sonucunda atık ürünün yerine kullanışlı bir ürün elde edilmektedir. Yakma prosesi uygulanırken çok fazla miktarda hava kirliliği oluşurken, vitrifikasyon prosesinde yakmaya nazaran daha düşük miktarlarda hava kirliliği oluşmaktadır. Maliyet açısından değerlendirmede ise; iki prosesin maliyetlerinin hemen hemen aynı olduğu ancak vitrifiye edilmiş materyalin değerlendirilebilir olması, vitrifikasyon prosesini yakmadan daha cazip hale getirmektedir.

Vitrifikasyon prosesi; atık hazırlama, ergitme, gaz çıkış sistemi ve ürün işleme ünitesi olmak üzere dört kademedir oluşmaktadır (Chapman, 2003; Kikuchi, 1998; Chang, 2001).

Bazı atık arıtım prosesleri sınırlı sayıda atık türüne uygulanabilmesine rağmen vitrifikasyon prosesi çok sayıda atık türüne uygulanabilmektedir. Vitrifikasyon prosesinin

uygulanabildiği atık türleri; radyoaktif atıklar, kirlenmiş topraklar, kirlenmiş sedimanlar, yakma tesisi külleri, endüstriyel atıklar, kanalizasyon ve atık su artıma tesisi çamurları, paketlenmiş atıklar, asbest atıkları ve tıbbi atıklardır. Enfeksiyon atıklarını içeren tıbbi atıkların bertarafı için kullanılan vitrifikasyon prosesi ile patojenler parçalanarak çok büyük oranda hacim azalması sağlanmaktadır. Bu prosesle yapılan testler tıbbi atıkların biyolojik aktivitesinin yok olduğunu ve katı kalıntıdaki yanmamış atığın konsantrasyonunun %0.25 gibi çok küçük değerlere düştüğünü göstermiştir. Proses sonucu başlıca iki ürün oluşmaktadır. Bunlar sızdırabilirliği önlenmiş camsı cüruf yakıt olarak kullanılabilir çıkış gazıdır (Freeman, 1998).

Vitrifikasyon prosesi esnasında atığın türüne ve özelliğine göre çeşitli gazlar açığa çıkmaktadır. Bu gazların en önemlileri; uçucu ve yarı uçucu metaller, organikler, partiküller, sülfatlar ve kükürtoksitler (SO_x), azot bileşikleri (NO_x), karbonmonoksit (CO), halojenler (F, Cl) olarak bilinmektedir. Metaller ve organikler vitrifikasyonda kontrolü sağlayan en önemli kirleticilerdir. Partiküller ergiticide çıkan inorganikler ve PCB'ler gibi çeşitli kirleticilerin taşınımında önemli rol oynamaktadır. Sülfatlar, kükürt dioksit, azot bileşikleri ve karbon monoksit vitrifikasyon prosesi esnasında oluşmaktadır ve bunlar kontrol edilmesi gereken hava kirleticilerindendir. Bu bileşikler ergiticide korozyona neden olmaktadır. CO eksik yanma sonucu oluşan bir gazdır. Flor ve klor gibi halojenlerin ergitici içinde bağlanmaları zordur ve bu gazlar ergiticide korozyona sebep olmaktadır. Çıkış gazlarının kontrolü için birçok yöntem bulunmaktadır.

Vitrifikasyon ürünü ile hem tehlikeli atıkların arıtılması gerçekleştirilmekte hem de arıtım sonucu oluşan bazı ürünler özellikle endüstriyel amaçlı olarak değerlendirilebilmektedir. Vitrifikasyon ürünlerinin potansiyel kullanım alanları agregat, cam yünü ve diğer seramik ürünleridir (Gutman, 1996; Boccaccini, 2000). Vitrifikasyon ile atığın arıtıldığı yöntemlere bağlı olarak farklı ürünler oluşabilmektedir. Ergimiş durumdaki vitifiye malzeme suyla temas ettiğinde parçalanarak granül hale gelmektedir. Oluşan granül malzeme yol yapımında agregat olarak veya zımpara kağıdı, öğütücü ve parlaticı aşındırıcı madde yapımında kullanılabilir (Ferraris, 2001; Gorai, 2003). Agregatların tane boyutları üretim sırasında kontrol edilmektedir. Yerinde vitrifikasyon prosesi ürünleri de genellikle bina ve yüzey bariyerlerinin yapımında kullanılmaktadır. Ergimiş malzeme döndürülerek soğutulduğu zaman, veya diğer

kullanımlar için cam yünü veya cam lifleri oluşmaktadır. Vitrifiye atık şekillendirildiğinde ise duvar ve döşeme malzemeleri, lavabo, küvet ve kaldırım taşları gibi mimari malzemeler veya daha yüksek ısıya dayanıklı tuğlalar ve diğer izolasyon malzemeleri gibi refrakter malzemelerin üretiminde kullanılmaktadır (Chapman, 2003).

Vitrifikasyon yöntemlerinin birçok avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır.

Vitrifikasyon Yönteminin Avantajları

Organik Maddelerin Dönüşümü: Atık içerisindeki organikler piroliz ve vitrifikasyon ile yok edilmektedir. Vitrifikasyon ile maksimum organik parçalanması ve giderim verimleri elde edilmektedir (Thompson, 2003).

Maksimum Metal Tutunumunun Sağlanması: Vitrifikasyon prosesi ile inorganiklerin sızdırabilirliği azaltmaktadır. Atıkların immobilizasyonu atık türüne, vitrifikasyon çeşidine ve reaktif ilavesine göre değişiklik göstermektedir. Eriyik içerisinde maksimum metal tutulması sağlanmaktadır (Powel, 2002).

Dayanıklı Ürün Eldesi: Uzun süre dayanıklılık sızdırabilirliği azalmış bir materyalle mümkün olmaktadır. Vitrifiye malzemelerin dayanıklılığının oldukça iyi olduğu bilinmektedir.

Çeşitli Atık Türlerine Uygulanabilir Olması: Vitrifikasyon çok çeşitli atık türlerine uygulanabilmektedir. Bu özelliği vitrifikasyonu diğer arıtım yöntemlerinden üstün kılmaktadır. Organik, inorganik ve radyoaktif atık karışımlarına uygulanabilen nadir proseslerden birini oluşturmaktadır (Powel, 2002).

Hacim Azalması ve Yoğunluk Artışı: Vitrifikasyon esnasında, atıkta hacim azalması ve yoğunluk artışı görülmektedir. Dolayısıyla, vitrifikasyon prosesi atık yönetimini kolaylaştırmaktadır. Hacim azalması atıktaki organik materyallerin yanması, gaz ve suyun buharlaşmasıyla olmaktadır. Hacim azalması ISV için %25-45, uçucu küllerin ex-situ vitrifikasyonu için %70-80, kentsel katı atıklar için %98, kentsel katıatık yakma külleri için %80, tıbbi atıklar için %99.7, asbest atıklar i.in %90, sıvı ve çamur atıklarda mikrodalga virfikasyonu için %98-99.5'dir. Hacim azalması atığın türüne göre değişiklik göstermektedir. Su buharlaşıp organik bileşikler parçalandığında yüksek nem ve organik madde içerikli atıklarda diğerlerinden daha fazla hacim azalması olmaktadır.

Vitrifiye ürünlerin yoğunluğu 2.3 ve 3g/cm^3 arasındadır. Ex-situ vitrifkasyon ürünlerinde yoğunluk 2.7 ve 3g/cm^3 iken yerinde vitrifikasyon ürününde 2.3 ve 2.65g/cm^3 olarak stabilizasyon/solidifikasyon ürünlerinin yoğunluklarından ($0.7\text{-}2.2\text{g/cm}^3$) çok daha fazladır (EPA, 1992; Freeman, 1998).

Oluşan Ürünün Yeniden Kullanımı: Vitrifiye edilmiş atık çeşitli yollarla yeniden kullanılabilir. Yeniden kullanım oluşan ürünün EPA standartlarında yer alıp almamasına ve halkın tehlikeli atıklardan oluşan ürünün yeniden kullanımını kabul edip etmemesine bağlı olmaktadır (Pelino, 2002).

Ürünün Kazıya, İşlenmeye ve Tekrar Gömmeye Gereksinim Duymaması: Vitrifkasyonun bu avantajı sadece in-situ vitrifikasyon için geçerli olmaktadır. Vitrifikasyon prosesinde önemli iki unsur bulunmaktadır. Bunlar işçi güvenliği ve maliyettir. ISV ile işçi güvenliği sağlanmaktadır, çünkü kirleticiler yüzeye çıkamamaktadır. ISV proseslerinde atıkların, işleme, kazı ve depolamaya ihtiyaç duymaması maliyeti de önemli ölçüde azaltmaktadır. Ex-situ vitrifikasyon prosesleri ISV ile karşılaştırıldığında ex-situ vitrifikasyon daha fazla işletim parametrelerinin kontrolünü gerektirmektedir. Ex-situ vitrifkasyon besleme akımı, ergime parametreleri ve ürün özellikleri gibi daha fazla kontrol gerektirmektedir (EPA, 1992).

In-situ ve ex-situ Olarak Uygulanabilir Olması: Vitrifkasyon proseslerinin önemli avantajlarından birini oluşturmaktadır. In-situ uygulama ile atık olduğu yerde arıtılmaktadır. Dolayısıyla bu uygulama ile arıtım maliyetleri azaltılmaktadır (EPA, 1992).

Vitrifikasyon Yönteminin Dezavantajları

Yüksek Enerji Değeri: Vitrifikasyon prosesleri atıkları işlemek için yüksek enerji miktarlarına gereksinim duymaktadır. Enerji fiyatının artışı, proses fiyatlarını da arttırmaktadır. Vitrifkasyonun etkin bir şekilde kullanılmasıyla, enerji tüketimi kontrol edilir, maliyetler düşürülür ve vitrifikasyon diğer arıtım prosesleriyle yarıır konumuna getirilir. Vitrifikasyonu etkili kullanmanın ilk yolu, kirliliğin seyreltilmediği bölgelerde kullanmaktır. Bu da yerinde vitrifikasyon prosesleri ile yapılmaktadır (Chapman, 2003).

Eğitilmiş Operatör Masrafı: Vitrifikasyonun kompleksliğinden dolayı ex-situ ve in-situ için eğitilmiş operatörlere ihtiyaç duyulmaktadır. Bu teknik olarak virifikasyonu sınırlamaz fakat maliyeti yükseltmektedir (Kikuchi, 1998).

Derinlik Sınırlamaları: Derinlik sınırlamaları sadece ISV prosesleri için uygulanmaktadır. Pasifik kuzeybatı laboratuvarlarında (PNL) ulaşılan en büyük derinlik 5 m'dir. Karşılaşılan en büyük sorun verilen gücün yoğunluğunun proses yüzeyinde dağılması ve derinlik arttıkça gücün azalmasıdır. Ergiticinin içinde eriyiğin ilerlemesi zamanla yavaşlar, dengeye gelir ve durur. Ergimenin derinliği tahmin edilenden daha yukarıda kalır. Bu problemi çözmek için tabandaki ısıyı arttırmak gereklidir. Diğer çözüm yolları ise; kullanılan elektrot türünü değiştirmek, dayanıklı elektrotlar kullanmak ve düşey termal bariyerler yapmak olarak sıralanabilmektedir (EPA, 1992).

2.3. Zeolit

2.3.1. Zeolitin Tanımı

İlk olarak İsveçli minerolog Fredrick Crostedt tarafından 1756 yılında bulunan zeolit, doğal ya da yapay olmak üzere, Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} gibi alkali ve toprak alkali elementlerin kristal yapıya sahip sulu alüminosilikat bileşiklerine verilen isimdir. Bu kristallerin ısı ile maruz kaldıklarında, çok fazla su buharı çıkışıyla kaynadığı ve eridiği gözlemlendiğinden dolayı yunanca zeolit, kaynayan taş anlamına gelmektedir (MTA, 2008).

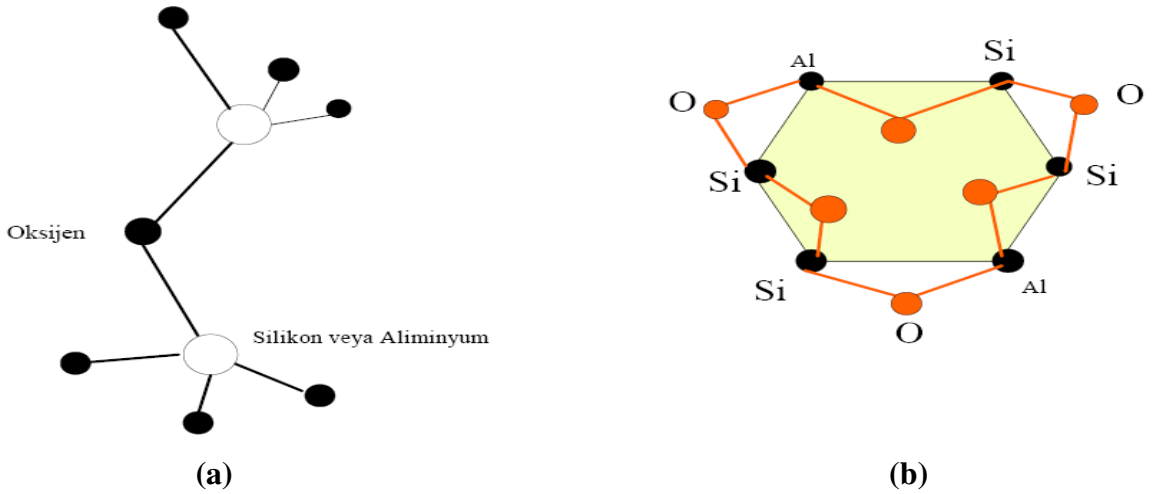
Zeolitler son yıllarda adsorban, katalizör ve iyon değiştirici olarak kimya endüstrisinde kullanılmaktadır. 1925 yılında Wiegel ve Steinhoff, suyu uçurulmuş zeolitlerin kanal çaplarından daha küçük organik molekülleri adsorplayabildiklerini, daha büyük molekülleri ise bünyelerine kabul etmediklerini tespit etmişlerdir. Zeolitler gaz moleküllerine bir elek gibi davranmaktadırlar bu nedenle 1932 yılında McBain tarafından “moleküler elek” olarak tanımlanmıştır. Bu kristallerin uygulama alanlarının geniş olması, moleküler elek görevi yapabilmesinin yanında, iyon değiştirme kapasitelerinin yüksek olması, düzenli kristal yapıları, yapılarına suyu alabilmesi ve sular kurutulduğunda bu suyun kenetlenmiş yüzey yapısındaki katyonları bırakarak

uzaklaştırılabilmesi ve kristalin mikrogözenekli yapıya sahip olması gibi özelliklere bağlı bulunmaktadır (Mumpton ve ark., 1978).

Doğada, yaklaşık olarak 40 çeşit zeolit minerali bulunmasına karşın sadece 7'si yeterli miktarda ve saflıkta bulunmaktadır. Bunlar Mordenit, Kliptilolit, Şabazit, Erionit, Ferrierit, Flipsit ve Analsittir. Doğal zeolitlerin yanında en önemlileri Zeolit A, X ve Y olan yaklaşık olarak 150 çeşit yapay zeolit üretilmiştir. Doğal olanlardan çok daha iyi niteliklere sahip zeolitler yapay olarak üretilmektedir. Bu nedenle sentetik zeolitlere karşı olan ilgi artış göstermiştir. Fakat yapay zeolitler doğal olanlara göre maliyetli bir şekilde elde edilmeleri sebebiyle doğal zeolitler önem sıralarını her zaman korumuştur (Çulfaz, A; Yücel, H., 1995).

2.3.2. Zeolitlerin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Bütün zeolitler $[\text{SiO}_4]^{-4}$ ve $[\text{AlO}_4]^{-5}$ koordinasyon çok yüzlülerinin birleşmesinden oluşan ve toprak alkali (Ca^{+2} , Mg^{+2}) veya alkali metal iyonlarını (Na^{+1} , K^{+1}) değiştirebilir biçimde içeren üç boyutlu bir yapıya sahip sulu alüminosilikatlardır (Dyer ve ark., 1988). Buradan da anlaşılabileceği gibi zeolitin temel yapı birimi bükülmüş oksijen köprüleri ile üç boyutta bağlanmış $[\text{SiO}_4]^{-4}$ ve $[\text{AlO}_4]^{-5}$ dörtyüzlüleridir. Oksijen köprüleri ile bağlı 4 Si ve 2 Al atomlarının, köprüler düz çizgi olarak alındığında 6 halkalı bir yapı oluşturdukları Şekil 2.1'de görülmektedir.



Şekil 2.1. Zeolitlerin Temel Yapı Birimi: a) Oksijen köprüsü ile bağlı $\text{SiO}_4\text{-AlO}_4$ çatısı, b) 6 halkalı yapı oluşumu

Genel olarak kristolografik birim hücre için yapısal formülü;

$x[(M_1^+ , M_2^+).(AlO_2)].ySiO_2.zH_2O$ şeklindedir. Burada M_1^+ ; Na^+ ya da K^+ gibi tek değerli bir katyon, M_2^{+2} ise Ca^{+2} , Mg^{+2} , Ba^{+2} gibi iki değerli bir katyondur. SiO_2/AlO_2 mol oranı (y/x) zeolit türüne bağlı olarak 1 ile 5 arasında değişir (Erdoğan, 2005).

İçlerinde su ihtiva eden zeolit kristalleri arasındaki boşluklara girerek çatıyla zayıf bir bağ oluşturan metaller, asıl bileşimde yer almadıklarından kolayca başka iyonlarla yerdeğiştirebilmektedirler ve böylece zeolitın iyon değiştirici karakterini oluşturmaktadırlar. Zeolitlerin kristallerinin yapısal formüllerinde görüldüğü üzere doğal zeolitlerin hepsinin yapılarında zayıf bağlı sular bulunmaktadır. Bu sular zeolit kanallarında bulunan serbest katyonlara (K^+ , Na^+ , Ca^{+2} v.s.) koordine olmuş şekilde bulunurlar. Zeolitın yapısında bulunan suyun miktarı; zeolitın yapısında bulunan kanalların ve boşlukların büyüklüğü, şekli gibi tamamen zeolitın yapısal özelliklerine bağlıdır aynı zamanda yapıdaki katyonların cinsine, özelliklerine ve sayılarına bağlıdır (Özbayrak, 2004).

Su oranı %10-20 arasında değişmekte olup 100-350°C aralığında birkaç saat ısıtıldığında kanallardan geçebilecek büyüklükteki su, amonyak, civa buharı v.b. moleküller, susuzlaşmış kanal ve gözenek yüzeylerinde tutunur ayrıca istenildiği takdirde zeolitın yapısına yeniden kazandırılabilir. Kanalları geçemeyecek büyüklükte çapa sahip moleküller ise zeolite giremezler. Zeolitler bu özelliklerinden dolayı “moleküler elekler” olarak bilinirler (Kuleyin, 1999; Erdoğan, 2005). Zeolitın serbest iç hacmi ısı altında ortaya çıkan suyun hacmi ölçülerek de hesaplanabilir (Kuleyin, 1999). Zeolitlerde bir serbest katyon ile diğer katyonun yer değiştirmesi sadece yük dengesi ile sınırlı kalmaz bu yer değiştirme de konumların da etkisi son derece önemlidir. $2Na^+ \Leftrightarrow 1Ca^{+2}$ veya $1NH_4 \Leftrightarrow 1/2Si^{+2}$ katyonları yükçe yer değiştirmesine rağmen konumları veya büyüklükleri sebebiyle serbest katyonu değiştirilemeyen zeolitlar da bulunmaktadır. +3 değerlikli katyonlar genellikle değiş tokuş konumlarında bulunmazlar (Kuleyin, 1999).

Si ve Al tetraedelerinin birleşmesi ile tek ve çift halkalı ikincil yapı üniteleri ve yüksek simetrikli poliedrler meydana gelir. İkincil yapı ünitelerinin üç boyutta farklı şekilde dizilmesi ile mikro gözeneklere sahip zeolit iskeleti ortaya çıkar. İkincil yapı üniteleri arasında yer alan bu mikro gözenekler, mikro pencerelerle birleşip iki veya üç boyutlu boşluk sistemleri veya kanalları oluşturur. Bu nedenle zeolit minerallerinin özgül ağırlıkları oldukça düşüktür. Polieder ve ikincil yapı ünitelerinin farklılığı ve aynı yapı ünitelerinin üç boyutlu farklı şekilde bağlanmaları, değişik kristal yapısına sahip zeolit türlerinin ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Bu nedenle aynı kimyasal yapıya sahip zeolit minerallerinin kristal yapılarındaki farklar nedeniyle birbirinden farklı fizikokimyasal özellikler gösterebilmektedir (Çetinel, 1993; DPT, 1996; Ergun ve Kuleyin, 1996; Özgür, 2005).

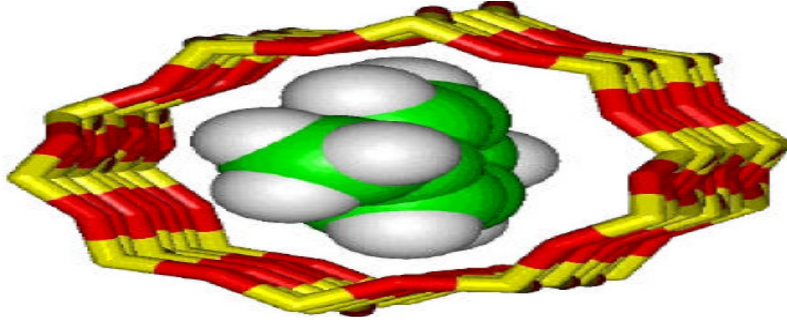
Önde gelen zeolit minerallerinin fiziksel özellikleri; boşluk kısmı %18-50, ara kanalların serbest açıklıkları 2.6-7.4Å°, iyon değiştirme kapasitesi 2.16-5.48 milieşdeğergram (meg) katyon/gr zeolit, yoğunluk ise 1.99-2.30 gr/cm³, çevre yoğunluğu ise 1.27-1.85 P/cc'dir (Öter, 2002).

Zeolitlerin, optik özellikleri incelendiğinde, düşük kırılma indisine sahip oldukları belirlenmiştir. Mikroskopta örneklerin genellikle renksiz veya beyaz olduğu görülmüş ancak bazen demir hidroksitler gibi safsızlıkların bulunmasına bağlı olarak sarı, kahverengi veya kırmızı olabilirler. İyon değiştirmiş hallerin (Ag, Ni, Ca, v.s.), rengi numunenin su ile bileşik meydana getirme derecesine bağlıdır (Tsitsishvili ve ark., 1992; Atay, 2002).

Zeolitler, mikrogözenekli yapılarının düzgün olarak dağıtılması sayesinde molekül büyüklüğüne bağlı olarak bazı hidrokarbonların kristal yapılarına girişlerine müsaade etmeleri, iyon değiştirici özellikleri, yüksek ısıl kararlılıkları ve asidik özellikleri ile organik reaksiyonlarda katalizör olarak kullanımları ile bu günlerde oldukça geniş kullanım alanına sahip inorganik malzemelerdendir (Çalış, 2003). Zeolitlerin genel kullanım alanları özelliklerine göre üç temel başlık altında toplayabiliriz.

Zeolitlerin kristal yapısında bulunan gözenekler veya birbirine bağlı iki veya üç boyutlu kanallar, sentez veya oluşum esnasında ortamda bulunan su ve katyonlar

tarafından doldurulmuşlardır (Çalış, 2004). Zeolitler ısıtıldıklarında ise içlerindeki suların uçurulmasıyla açık gözenekli yapılara sahip olurlar ve sudan başka maddeleri de adsorplayabilirler. Ortamda bulunan su molekülleri buharlaştıktan sonra geriye kalan katyonlar ise daha kararlı bağ yapabilecekleri konumlara göçerler (Bıyık, 2005). Zeolitlerde adsorplama olayını bir yüze tutunma olarak değil bir boşluğu doldurma biçiminde gerçekleşmektedir. Bunun nedeni, zeolit kristali dış yüzeyine tutunan molekül, kristal yapısı boşlukların içine giren ve bu boşlukları dolduran molekül miktarının %1’ikadardır (Ülkü ve Turgut, 1991; Acun, 1996; Kuleyin, 1999; Çalış,2003).



Şekil 2.2. Zeolitin Boşluklara Sıgabilecek Büyüklükteki Molekülleri Adsorplaması

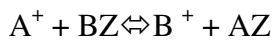
Adsorplama verimini etkileyen gözenek açıklıkları katyon değişimiyle ve Si/Al oranlarının değiştirilmesiyle ayarlanabilmektedir. Si oranındaki artış sonucunda birim hücre büyüklüğü ve buna bağlı olarak boşluk büyüklüğü yavaşça düşer, katyon sayıları ve buna bağlı olarak serbest olarak bulunan kanal sayısı azalır ve zeolit, su sevmez (hidrofobik) özellik kazanır.

Zeolitler tek düze bir pencere yapısına sahip olmaları nedeniyle bir gaz karışımı içerisinde sadece bu pencerelerden geçebilecek büyüklükteki moleküller adsorplanır daha büyük boyutlu moleküller zeolitin dışında kalır. Molekülleri büyüklüklerine göre ayırma özelliğinden dolayı zeolitlere “molekül elekleri” adı verilmektedir (Kuleyin 1999; Çalış,2003). Örneğin; şabazit zeolitinin formik asit ve metanol gibi küçük molekülleri adsorpladığı ancak benzen ve daha büyük molekülleri adsorplayamadığı görülmüştür (Bıyık, 2005).

Moleküler eleme, adsorplayıcı içerisindeki katyonların fiziksel özelliklerine ve elektriksel yük dağılımlarına bağlı seçimli adsorpsiyonu olarak tanımlanmaktadır. Moleküler eleme, zeolitin ısıtılmasından ve dehidratasyonundan etkilenir. Sıcaklık artışı kristal yapının bozulmasına ve artan sıcaklık ile yapısındaki oksijen miktarının da artması ile pencere genişlemesine neden olur. Dehidratasyon ise katyon yer değiştirmesi ile zeolit yapı içerisinde katyon yerleşiminin değişmesi ve bunu izleyen elektrik yük dağılımının değişmesine yol açar. Moleküler eleme adsorbe edilen fazın yükü, boyut ve şekli eleme işlemini etkiler (Çalış, 2003).

Adsorban olarak klinoptilolit, sulu çözeltilerden radyoaktif Cs137 iyonlarını adsorplama kapasiteleri anlaşıldıktan sonra daha fazla dikkat çekmeye başlamıştır. Bunun yanı sıra klinoptilolitler azotun adsorpsiyonu içinde kullanılabilmektedirler (Tsitsishvili ve ark., 1992; Kuleyin, 1999). Klinoptilolit haricinde şabazit zeoliti bacalardan yayılan SO₂ kirliliğini adsorplaması için ticari olarak kullanılmaktadır (Bıyık, 2005). Zeolitlerde adsorpsiyon ve iyon değişiminde önemli yapısal özelliklerden birisi olan gözenek boyutu zeolit türlerine göre farklı değerlerde olmaktadır (Atay, 2002).

Zeolitlerin iyon değişim özellikleri oldukça önemli özelliklerden biridir. İyon değiştiriciler, değişebilir anyon ve katyonları taşıyan, çözünür olmayan katı maddelerdir. Bir çözeltideki iyonlarla, zeolitin alümina silikat yapısındaki katyonların yer değiştirmesi işlemidir. Zeolitlerin kristal yapılarında kanal ve boşluklarında, kristal yapı yükünü dengeleyen eleman olarak bulunan katyonlar tetrahedral yapılara zayıf bağlarla bağlanmışlardır ve sulu çözeltilerde bulunan karşı iyonlarla yer değiştirebilmektedirler (Kuleyin, 1999; Atay, 2002; Çalış, 2003). Birçok istisna dışında iyon değişimi çoğunlukla tersinirdir. Zeolitlerde ikili iyon değişimi aşağıda verilen reaksiyona göre gerçekleşmektedir.



Bu reaksiyona göre A iyonları bulunan bir çözelti içerisinde, B iyonlarını taşıyan zeolit, iyon değişimi vasıtasıyla çözeltide içerisinde var olan A iyonlarını kendi içerisindeki B iyonları ile değiştirecektir. Bu işlem çözeltide ve zeolitte A ve B iyonları dengeye ulaşana kadar devam edecektir (Çalış, 2003).

Zeolitlerin iyon değişimine oldukça fazla etkisi olan iyon seçiciliği; zeolitin sahip olduğu gözenek yapısı ve büyüklüğü, kristal yapısının yük yoğunluğu, değişime giren iyonun büyüklüğü iyonik kuvveti ve çözeltinin derişimi gibi çeşitli faktörlerden etkilenmektedir (Jama, 1990). İyon değişiminde iyonun büyüklüğünün yanı sıra bir diğer önemli rol oynayan faktör de iyonun şeklidir.

Bazı katyonlar, bazı zeolit çeşitlerinde ulaşılması imkansız konumlarda olabilir. Bunun neticesinde bu durumdaki katyonlar için iyon değiştirme kapasitesi düşecektir. Buna ek olarak, çözeltideki katyonların boyutunun, kanal giriş çaplarından çok daha büyük olması durumunda katyon ekleme olayı gerçekleşebilir ve iyon değiştirme kapasitesi bu katyonlar için düşer (Atay, 2002).

Diğer taraftan inorganik alüminasilikat jeller ve organik reçine gibi kristalin olmayan iyon değiştiricilerden ayrı olarak, zeolit iskeleti iyonlara karşı seçimli muamele eder. Bu muameleyi etkileyen en önemli faktör, katyonların elektrostatik alanları ve buna bağlı olarak değişen hidrate çaplarıdır. Katyon seçimliliğini etkileyen bir başka etken de anyonik köşe ayrımı ya da silika (Si), alüminyum (Al) oranıdır. Klinoptilolit olduğu gibi bu oran büyüdüğünde iyon değişim seçimliliği de artmaktadır. İyon değişim işleminin verimi, akış hızı, kolon çap/uzunluk oranı, pH, ortam sıcaklığı ve başlangıç çözelti derişimi gibi işlem parametreleri ile yakından ilgilidir (Kurama ve Kaya, 1995; Atay, 2002).

Zeolitlerin iyon değiştirme özelliklerinden yararlanılarak; Zeolit A'nın Na^+ iyonları suda sertliğe sebep olan Ca^+ iyonları ile yer değiştirerek su yumuşatıcı olarak kullanılır. Bu nedenle de deterjanların vazgeçilmez katkı maddesidir. Deterjanlarda ekolojik zararlarla ilgili kaygı veren polifosfatlarla katyonları yer değiştirerek muhtemel kirliliğe karşı büyük ölçüde yarar sağlar. Aynı mantıkla deniz suyundan içme suyu elde edilmesinde kullanılmaktadır. Klinoptilolit gibi bazı zeolitler kendi içerisindeki Na^+ iyonlarıyla radyoaktif atıklardaki Cs^+ iyonlarını değiştirerek tutar ve toprağa geçmesini önler. Hemen hemen aynı şekilde Zeolit A, radyoaktif stronsiyumu geri dönüştürmede kullanılır. Doğal zeolitlerin iyon değiştirici özelliği kullanılarak atık sular

temizlenmektedir. Tutulan iyonların başında; Rb^+ , Li^+ , K^+ , Cs^+ , NH_4^+ , Na^+ , Ag^+ , Cd^{+2} , Ca^{+2} gelmektedir (Bıyık, 2005; Erdoğan, 2005).

Zeolitlerin en yaygın olarak kullanıldıkları alanlardan biri asit-katalitik uygulamalarıdır. Asidik özelliklerinin sebebi ise kristal yapılarında bulunan Brönsted ve Lewis asit merkezleridir (Çalış, 2003). Zeolitler, alkanların parçalanması ve izomerleşmesi ile aromatik hidrokarbonların alkinlenmesi gibi karbonyum iyonunun olduğu tepkimeler için mükemmel katalizörlerdir. (Tsitsishvili, 1992; Kuleyin, 1999; Atay, 2002).

Katalitik reaksiyonlar, kristalin katalizörlerinin boşlukları içerisinde gerçekleşir. Bu nedenle katalizör olarak kullanılacak maddenin gözenek boyutları mutlaka reaksiyona girecek malzemelerin içeri girebileceği boyutlarda olmalıdır (Kurama ve Kaya, 1995).

Genel olarak doğal zeolitler katalizör olarak yapay zeolitlerle kıyaslanamamaktadır. Çünkü doğal zeolitlerin etkin pencere boyutları yani gözenek boyu dağılımları küçüktür ve bunun sonucunda adsorplama kapasiteleri de daha az olmaktadır. Ayrıca çoğu doğal zeolitte safsızlık olarak bulunan demirin birçok katalitik tepkimede olumsuz etkileri olmaktadır. Bütün bu nedenlerden dolayı katalitik reaksiyonlar için sentetik zeolit kullanımı gündeme gelmiştir (Kurama ve Kaya, 1995; Çalış, 2003). Katalizör ve katalizör yatağı olarak zeolit kristallerinin tercih nedeni; özelliklerinin iyon değişimiyle değiştirilebilir olması, uzun zaman aktiflik, seçicilik, karalılık gibi özelliklerini koruyabilmeleri, sıcaklık, basınç gibi dış etkilere karşı dayanıklılık aralıklarına sahip olmaları ve yenilenebilirliklerinin oldukça kolay ve tekrarlanabilir olması gibi sebeplere bağlıdır (Çalış, 2003). Endüstriyel uygulamalarının en önemlisi petrol arıtımı esnasında akışkan yataklı parçalanma birimidir.

Zeolitler bal peteğine benzer tek düze mikrogözeneklerden oluşan bir yapıya sahiptirler. Isıtıldıkları zaman kristal yapıda herhangi bir değişim olmaksızın, yapılarındaki zeolitik suyu verebilmekte (dehidratasyon) ve soğutulduklarında bu suyu geri alabilmektedir (rehidratasyon) (Atay, 2002; Çalış, 2003). Zeolitler artan sıcaklık değerine karşı gösterdikleri yüksek stabilite miktarı ile benzer tür ve minerallerden

ayrılırlar. Zeolitin Si içeriğine göre sıcaklığın sınır değeri 700-1200°C arasında değişir. Kristal yapıda bulunan mikroporların hacim ve şekilleri üzerinde dehidratasyon etkilidir. Dehidratasyon anında hidratasyona benzer bir şekilde zeolitler yapıya stabilitelerini korurlar ve dönüşümlü olarak dolup-boşalabilen bir mikrogözenek yapısı gösterirler. Bu özellikleri ile adsorpsiyon uygulamaları esnasında, zeolitlere kolaylık sağlar (Çalış, 2003; İnan, 2002).

2.3.3. Önemli Zeolit Türleri

Zeolit minareleri doğal ve yapay zeolitler olarak ikiye ayrılmaktadır Doğada bulunan tabii zeolitlerin en önemlileri; Mordenit $\text{Na}_8[(\text{AlO}_2)_8(\text{SiO}_2)_{40}].24\text{H}_2\text{O}$, Filipsit $(\text{Na}_{10}\text{K}_{10}\text{Al}_{10}\text{Si}_{22}\text{O}_{64}20\text{H}_2\text{O})$, Şabazit $(\text{Ca}_2\text{Na}_2\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{12}6\text{H}_2\text{O})$, Analsim $(\text{NaAlSi}_2\text{O}_6.\text{H}_2\text{O})$, Natrolit $(\text{Na}_2\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}2\text{H}_2\text{O})$, Hölandit $(\text{CaAl}_2\text{Si}_7\text{O}_{18}6\text{H}_2\text{O})$, Lömontit $(\text{Ca}_4\text{Al}_{18}\text{Si}_{16}\text{O}_{48}16\text{H}_2\text{O})$ ve Klinoptilolit $((\text{Na}_3\text{K}_3)(\text{Al}_6\text{Si}_{30}\text{O}_{72})24\text{H}_2\text{O})$ olarak bilinmektedir. Bunların içinden ise klinoptilolit; levhamsı ya da lata şekilli; ısı kararlılığı yüksek; özgül ağırlığı 2,16 g/cm³ ve iyon değiştirme kapasitesi yaklaşık 2.16 meq/gr'dır ve volkanosedimanter kayalarda bol bulunur. Volkanik kayalarda, metamorfik kayalarda, değişmiş volkanik tüf madenlerinde ve derin deniz sedimanlarında bulunurlar (Çalış, 2003; İnan, 2002).

Klinoptilolit hölandit grubu zeolitlerindendir. Hölandit ile aynı kristal yapıya sahiptir ancak fiziksel ve kimyasal özellikleri arasında farklılıklar mevcuttur. Farklı yörelerden elde edilen klinoptilolit fiziksel özellikleri de değişim göstermektedir. Genel olarak klinoptilolit Si/Al oranı 4.25-5.25 aralığında, iyon değişim kapasitesi 2.26-3.10 meq/gr aralığındadır. Yapıdaki su %14 kadar olup kristal kafesin bozulduğu asit çözeltisi pH'ı 2'dir (Öter, 2002). Klinoptilolit ve hölandit minerallerinin birbirine benzer özelliklerinin yanı sıra farklı özellikleri de vardır. Örneğin; hölanditin Si/Al oranı <4, klinoptilolit ise >4'tür. Klinoptilolit alkali metal içeriği bakımından zengin iken; hölandit toprak alkali metal içeriği bakımından zengindir. Hölandit hem 8'li hem 10'lu halkaları içerirken; klinoptilolit sadece 10'lu halkaları içermektedir. Klinoptilolit silika bakımından hölandit göre oldukça zengindir. Bu nedenle ısı kararlılığı daha yüksektir yani ısıya karşı daha dayanıklıdır. Hölandit ısıtıldığında 230°C'de başka bir faza geçmekte ve 350°C'de tamamen amorflaşmakta iken; klinoptilolit 700°C'ye kadar kristal yapısını koruyabilmektedir. Adsorban olarak kullanım söz konusu olduğu

takdirde; klinoptilolit dehidrasyonda kararlılığı bakımından hölandit göre daha uygun bir materyaldir. Son olarak klinoptilolit elde edilebilirlik ve duyarlılık açısından tek ekonomik tür d r ( ter, 2002).

Ticari olarak değerli olan yapay zeolitler içerisinde en önemlileri ise Linda tip A, Linda Tip X ve Y (Al ve Si'den zengin foyasit benzeri), silikatil-1, ZSM-5'dir. Diğerleri Linda Tip L, tip F ve tip W olarak bilinmektedir (Sherman, 1999).

2.3.4. Doğal Zeolitlerin Kullanım Alanları

Zeolitlerin endüstriyel uygulamalardaki potansiyelleri 1940'lı yıllarda ortaya konulmasına rağmen, doğal zeolitlerin o yıllarda yalnızca volkanik kayalar içindeki oluşumlarının bilinmesi ve gerek birkaç mineralin bir arada bulunması nedeniyle tek mineral olarak ayrılmalarındaki zorluk, gerekse de teknolojik özellikleri hakkındaki bilgi eksikliği kullanımlarını sınırlamı  ve sentetik zeolitler üzerine yo unla ılmasına neden olmuştur (Kurama, 1992; Atay, 2002;  nan, 2004). 1950'li yıllara kadar yapı sanayindeki kullanımları ile sınırlı kalan doğal zeolitlerin endüstriyel uygulamaları, sedimanter yataklar içerisindeki büyük miktarlardaki zeolit kaynaklarının bulunmasından sonra ilgi artmış ve spesifik özelliklerinin belirlenmesinin ardından artan bir gelişim göstermiştir (Kurama, 1992). 1950'li yıllardan sonra denizel ve g lssel t flerinde zeolit içerdiklerinin saptanmasıyla doğal zeolit kullanım alanları hızla geni lemi tir (Atay, 2002). Bunun  zerine doğal zeolitler NH_4^+ 'e ağır metal iyonlarına (Cu^{+2} , Pb^{+2} , Cd^{+2} , Hg^{+2} v.b.), radyoaktif iyonlara (Sr^{+2} , Cs^+) karşı gösterdikleri özel seçicilik, asit ortamlardaki yüksek stabilite, moleküler elek özellikleri ve birim maliyetlerindeki ucuzluk gibi nedenlerle sentetik zeolitlerin kullanımlarının uygun olmadığı proseslerde başarılı bir şekilde kullanılmaktadır (Kurama ve Kaya, 1995).

Doğal zeolitlerin kullanım alanları arasında; Atık su arıtımı, içme suyu arıtımı, baca gazı arıtımı, meyve suyu ve şarap arıtımı, çim sahaların ıslahı, toprak ıslahı, boya sanayi, radyoaktif atıklarının arıtımı, ahırların koku ve hijyen problemlerinin giderilmesi, inşaat sektörü ve yapay gübre sektörü sayılabilir (G ttardi, 1985).

2.4. Röntgen Film Atıklarındaki Gümüşün Geri Kazanımı ve Giderimi

Çevredeki gümüşün ana kaynağı fotoğraf endüstrisinden ve elektronik üretiminden kaynaklanan atıklardır (Purcell ve Peters, 1998). Araştırmalar sonucunda her yıl atmosfere yoğunluğu (%82) insan aktivitelerinden kaynaklanan olmak üzere 2.7 milyon kg gümüş geçmektedir. Antropojenik kaynaklardan çevreye gümüş geçişinin % 47'lik kısmını fotoğraf endüstrisi oluşturmaktadır. Tahminen 150.000 kg gümüş her yıl fotoğraf, maden işleme ve metal kaplama endüstrilerinden çevreye giriş yapmaktadır (Irwin, 1998; Wang, 2003).

Dünya gümüş ihtiyacının yaklaşık %25'i başta film işleme atıklarından olmak üzere geri kazanım yoluyla elde edilmektedir. Gümüşün geri kazanımı için kullanılacak yöntem atığın çeşidine ve içerdiği gümüş derişimine bağlıdır. Yüksek gümüş derişimine sahip atık sular için iyon değişimi gibi yöntemler uygun görülmemektedir. Gümüşün oldukça değerli bir metal olmasının yanı sıra EPA'nın zehirli metaller listesindeki sekiz metalden biri olan gümüş için öngörülen sınır değerleri oldukça düşük olup geri kazanım işleminin yanı sıra gümüşün giderimi de önemli bir yer tutmaktadır (Karabacakoğlu, 2001).

Fotoğraf filmleri içlerinde jelatin gümüş tabakası içermeleri nedeniyle iyi bir ikincil gümüş kaynağıdır. Bu atıklardan gümüşün geri kazanılması için uzun zamandan beri çalışmalar yapılmaktadır. Bunun için doğrudan yakma, gümüşün yükseltgenmesi ve elektroliz ile geri kazanılması ve jelatin gümüş tabakasının sıyrılması ve oluşan çamurdan yakılarak eldesi veya HNO_3 ile çamurda ihtiva eden gümüşün çözündürülmesi ve elektroliz ile geri kazanılması şeklinde sınıflandırılmaktadır (Nakiboğlu, 1998).

Fotoğraf filmlerinde bulunan gümüşün yükseltgenme ile geri kazanılması için çeşitli kimyasallar kullanılmaktadır. Bunlar asidik ortamda KMnO_4 , K_2CrO_7 ve $\text{Ce}(\text{SO}_4)_2$ ve NaCN varlığında H_2O_2 (Moreno, 1986) gibi maddelerdir. Yükseltgenme sonucu açığa çıkan Ag^+ iyonu daha sonra elektroliz ile geri kazanılmaktadır.

Gehre ve arkadaşları tarafından atık filmdeki jelatinin ayrıştırılması için bir diğer çalışmada enzim üreten bakterilerin de kullanılabileceği görülmektedir. Atık

fotograf filmleri su içerisine daldırılarak jelatin tabakasını uzaklaştırmak için *Pseudomonas B 132* ile kuluçkaya yatırılmış ve gümüşün geri kazanımı gerçekleştirilmiştir (Gehre ve ark., 1989).

Atık filmlerde bulunan jelatin gümüş tabakasının sıyırılması için sıcak, alkali hidroksitler ve enzimler kullanılmaktadır. Gümüşün su ile sıyrılarak geri kazanılması için, filmler küçük parçalara kesilerek ılık su banyosunda karıştırılır. Banyodan bu parçalanmış kısımların ayrıştırılmasından sonra geriye kalan çözeltiden gümüş elektroliz yöntemi ile elde edilmektedir (Lindau, 1970).

Kullanılmış fotoğraf filmlerinin kontrollü koşullar altında yakılmasıyla oluşan külde eritilerek ya da elektrostatik bir çöktürücü kullanılarak gümüşün geri kazanımı yapılmaktadır (Ewell ve ark., 1970).

Diğer bir çalışmada ise kullanılmış filmler 30 dakika kadar suya batırılmış, seyreltik HCl ile pH değeri 4'e ayarlandıktan sonra yaklaşık bir saat 80°C'ye ısıtılmış ve gümüş-jelatin tabakası $Al_2(SO_4)_3$ ile 60°C'de pıhtılaştırılmıştır. Oluşan gümüş çöktürülerek ayrılmış, yıkanmış ve kurutulmuştur (Srivastava ve ark., 1972).

Atık filmlere bazı araştırmacılar tarafından 500-600°C aralığında piroliz işlemi uygulanmış ve oluşan külden gümüş geri kazanılmıştır. Piroliz yönteminin uygulanmasının nedeni ise doğrudan yakma sırasında çevreye zararlı olan bazı gazların yoğun miktarda açığa çıkmasıdır (Cameron, 1971).

Fotograf filmlerinin dışında gümüş, atık çözeltilerde de bulunmaktadır. Gümüş içeren atık çözeltilerin önemli bir bölümü fotoğraf endüstrisi, hastanelerin röntgen bölümü ve metal kaplama endüstrisi tarafından üretilmektedir. Atık suda bulunan gümüşün geri kazanılması için en çok kullanılan yöntemler metalik yer değiştirme, elektrolitik kaplama, kimyasal çöktürme ve iyon değişimidir. Elektrolitik yöntemle geri kazanımın diğer yöntemlere göre en önemli üstünlüğü kaybolan gümüş miktarının azalması ve bazı durumlar altında kimyasal korumayı sağlayabilmesidir. Metalik yer değiştirme yönteminin diğer yöntemlere nazaran uygulanması ve kullanılması daha kolaydır ancak demir boşaltımının artması ve gümüşün saflaştırma maliyeti bu

yöntemin dezavantajlarını oluşturmaktadır. İyon değişimi, büyük hacimdeki yıkama sularının arıtımında kullanılan en yaygın yöntem olarak bilinmektedir. Ancak reçine kirlenmesi, biyolojik büyüme ve içerdiği tiyosülfat nedeniyle reçineden gümüşün ayrılması gibi işlem güçlükleri göstermektedir. En eski gümüş geri kazanma tekniği kimyasal çöktürme metodudur ancak bugün yaygın olarak kullanılmamaktadır (Cooley, 1993).

Elektrolitik olarak gümüşün geri kazanılmasındaki işlem tiyosülfat ile kompleks halindeki gümüş çözeltisinden metalik gümüşün katotta toplanarak geri kazanılması şeklinde yapılmaktadır. İki elektrot arasına düşük bir gerilim uygulandığı zaman negatif yüklü katotta gümüş tiyosülfat kompleksi metalik gümüşe ve tiyosülfat iyonuna indirgenmektedir. Katotta toplanan gümüş mekanik olarak katot yüzeyinden sıyrılmaktadır. Kütle aktarımını arttırmak için karıştırma ya da katodun döndürülmesi de uygulanmaktadır (Anonymous, 1999).

İyon değişimi daha düşük gümüş derişimine sahip çözeltilere uygulanır ve derişik çözeltilerinden gümüşün geri kazanımı için etkili bir yöntem olarak görülmemektedir. Anyonik bir kompleks olan gümüş tiyosülfat anyon değişim reçinesinde adsorplanır. Bir iyon değişim reçinesinin gümüş tiyosülfatı adsorplama yeteneği hem gümüş hem de tiyosülfat gibi tuzların derişimine bağlıdır (Lorenzo, 1988).

Gümüşün geri kazanımı fotoğraf endüstrisindeki ticari firmalar içinde önemli bir ilgi alanıdır. Bu amaçla Kodak firması, Kodak Gümüş geri kazanma ajanı (KSRA) adında özel bir madde geliştirmiştir. Kokusuz, kristal bir katı olan bu madde gümüş içeren çözelti ile karşılaştırıldığında çözünmeyen sarı renkli KSRA-gümüş tuzu oluşturmaktadır. İki fazı birbirinden yerçekimi etkisiyle ayırma sağlayacak dip kısmı konik bir tankta gerçekleştirilen bu işlemde sonra gümüş içeren alttaki faz saflaştırma işlemine tabii tutulmaktadır. Üstteki fazda kalan gümüş miktarı ise en fazla 1-5 mg/l aralığındadır (Anonymous, 2000).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Röntgen Filmi Atıklarının Temini ve Özellikleri

Çalışmada kullanılan röntgen filmi örnekleri, Samsun Ondokuz Mayıs Üniversitesi Hastanesi, Radyoloji Anabilimdalı Bilgisayarlı Tomografi ünitesinden temin edilmiştir. Bu Filmler DVB + Kodak Dryview marka olup 35 x 43cm ebatlarında, 4-125'lik kutular halinde satılmakta ve kullanılabilir halde bulunmaktadır. REF= 1069590, LOT= 045174-216-A-012 seri numaralarında olup Carestream Health, INC. Rochester, New York 14608 Amerika yapımıdır.

Röntgen filmlerinin iki çeşidi bulunmaktadır bunlardan birisi dry-laser sistem denilen kuru sistem diğeri ise ıslak sistemdir. Islak sistemde, çekimi yapılmış röntgen filmleri iki farklı solüsyondan geçirilmektedir; Bunlar karıştırıcı ve geliştirici solüsyonlardır. Karıştırıcı solüsyon emülsiyon yüzeyinin temizlenmesine ve filmin şeffaf haline dönüşmesini sağlamaktadır. Geliştirici solüsyon ise emülsiyon yüzeyinde görüntü çıkan ve çıkmayan alanları düzenlemektedir. Ancak son yıllarda Ondokuz Mayıs Üniversitesi Hastanesinde kuru sistem olarak nitelendirilen dry-laser sistemi kullanılmaktadır. Bu sistemin ıslak sistemden farkı solüsyonlardan geçirilmemesidir.

Çalışmada kullanılmış ve kullanılmamış olmak üzere iki grup film kullanılmıştır. Kullanılmış filmler, çekim yapılmış filmler, kullanılmamış filmler ise çekimi gerçekleştirilmemiş filmlerdir. Röntgen filmleri yaklaşık 1x1cm²'lik boyutlarda kesilip deneylere hazır hale getirilmiştir.

3.2. Klinoptilolit Örneklerinin Özellikleri ve Deneylere Hazırlanması

Çalışmada kullanılan klinoptilolit örnekleri Çankırı-Çorum Havzası Uğurludağ yöresinden temin edilmiştir. Ergun (1977) tarafından yapılan minerolojik ve petrografik incelemelerde, Çankırı-Çorum Havzası Uğurludağ yöresi zeolitize tüflerinin %97 gibi çok yüksek oranlarda klinoptilolit içerdiği saptanmıştır. Klinoptilolit kristallerinin boyutları 1- 10 mikron arasında değişmekte olup (uzun eksen yönünde) nadiren 20 mikronu aşmaktadır. Drusy doku gösteren klinoptilolize tüflerde kuvars, feldspat ve biotiti gibi mineraller bulunmakla birlikte, bu bileşenler tüm kayacın %3'ünü aşmamaktadır (Ergun, 1977; Ergun ve Üşenmez, 1987).

Kullanılan Klinoptilolit örneğinin ED-XRF spektrofotometresi ile (Akyüz, v.d., 1991) tarafından yapılan kimyasal analiz sonuçları Tablo 3.1de verilmiştir. Tablo 3.1’den görüldüğü gibi klinoptilolit %80’lik kısmı SiO_2 ve Al_2O_3 , %10’luk bölümü ise Na_2O , CaO ve MgO ’den oluşmaktadır.

Çizelge 3.1. Klinoptilolit Kimyasal Bileşimi

Kimyasal Bileşim	%
SiO_2	65.0
Al_2O_3	13.7
Na_2O	5.6
CaO	3.1
MgO	1.0
K_2O	1.0
P_2O_5	0.1
TiO_2	0.3
MnO	0.03
$\Sigma \text{FeO} + \text{Fe}_2\text{O}_3$	<0.1

Çankırı-Çorum Havzası zeolitize tüflerinin adsorbsiyon ve iyon değiştirme özellikleri nedeniyle atıksularda, sızıntı sularında ve kompostlamada Cd^{+2} , Sr^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Zn^{+2} ve Cs^{+2} gibi ağır metalleri ve amonyağı yüksek oranda giderebildiği, daha önce yapılan çalışmalarda ortaya konmuştur (Akyüz v.d., 1991; Ergun ve Kuleyin, 1996; Ergun v.d., 1998; Kuleyin, 1999; Turan, 2003; Çoruh ve Ergun, 2006).

Klinoptilolit örnekleri deneysel çalışmalar öncesi öğütülmüş ve 8 mesh, 10 mesh, 16 mesh, 20 mesh, 45 mesh, 65 mesh tane boyutunda elenmiştir. Deneysel çalışmalarda kullanılmak üzere < 65 mesh tane boyutu seçilmiştir. Çok küçük partikülleri ve içerisindeki diğer kalıntıları gidermek için saf su ile birçok kez yıkanmış ve 103°C ’lik etüvde 24 saat kurutulmuştur.



Şekil 3.1. Drusy Tekstürlü Klinoptilolit Kristallerinin SEM Mikrofotoğrafı

3.3. Örneklerle Uygulanan Leaching Testleri

3.3.1. TCLP Yöntemi

Tehlikeli atıkların leaching davranışlarını belirlemek için Metod 1311 olarak USEPA tarafından belirlenmiş olan TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) yöntemi en yaygın olarak kullanılan leaching yöntemidir.

Tomografi filmi atığından metal salınımlarını incelemek için çeşitli leaching testleri hazırlanmıştır. TCLP yöntemi atıktan metal salınımını belirlemede kullanılan en yaygın yöntemdir. TCLP yöntemi 4 aşamadan oluşmaktadır. İlk aşamada atıklar 9.5 mm'den daha küçük boyutlara getirilmiştir. İkinci aşamada, leaching çözeltisi hazırlanmıştır. Leaching çözeltisi 1 litre safsuya 5.7 ml glacial asetik asit ve 64.3 ml 1N NaOH ilavesinden oluşmaktadır. Üçüncü aşamada leaching çözeltisine katı/sıvı, 1/20 oranında atık ilave edilerek 30 rpm' de 18 saat karıştırılmıştır. Son aşamada ise 18 saat karıştırılmış numune süzülerek AAS (Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi) ile metal analizleri yapılmıştır. TCLP sızıntı suyundaki metaller için izin verilebilir konsantrasyonlar Çizelge 3.2'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.2. TCLP Leaching Konsantrasyonlar (LaGrega et al., 1994)

Kirleticiler	EPA Standardı (mg/l)
Arsenik	5.0
Baryum	100
Kadmiyum	1.0
Krom	5.0
Çinko	4.30
Kurşun	0.75
Civa	0.2
Selenyum	1.0
Gümüş	5.0

3.3.2. EPtox Yöntemi

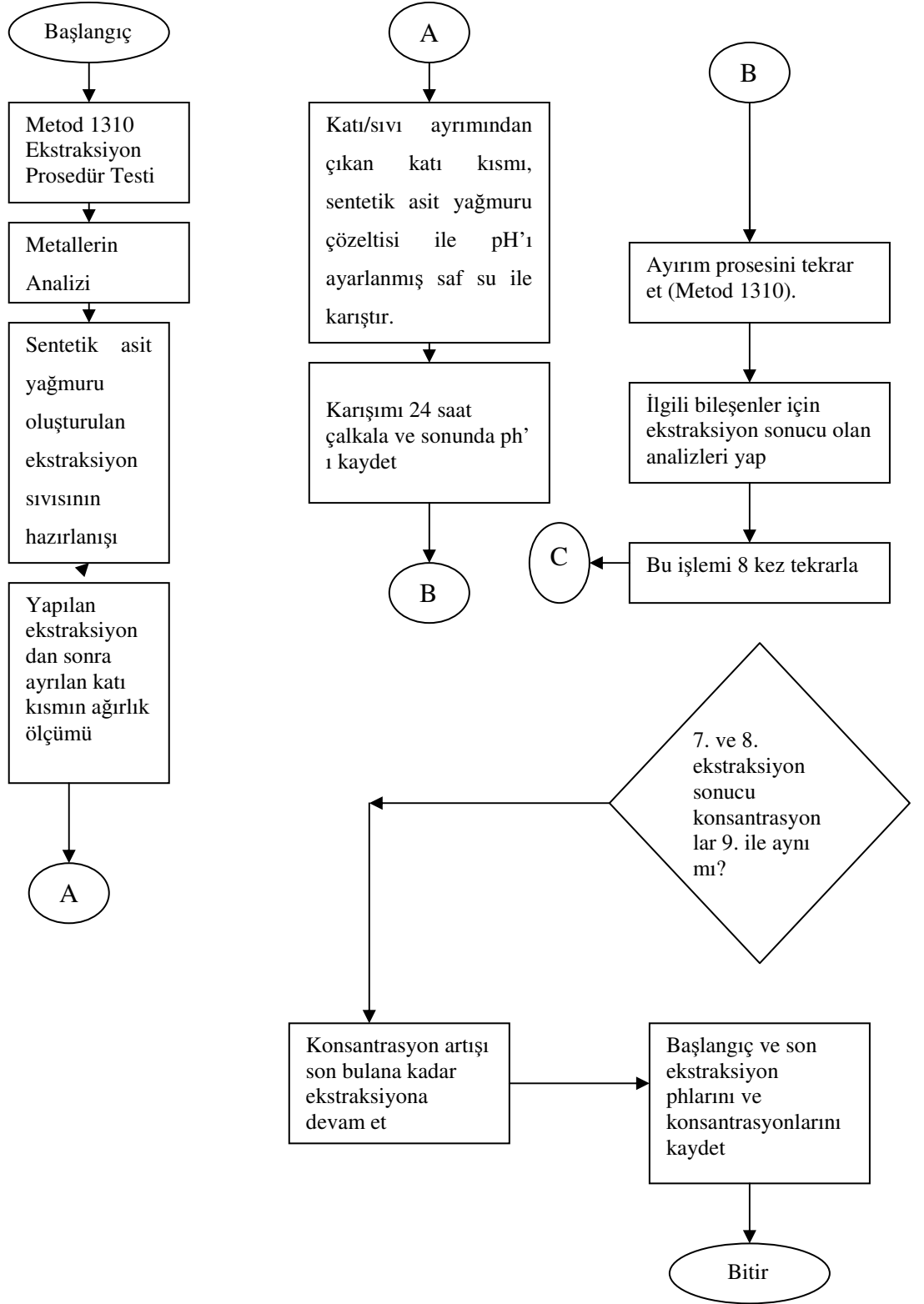
EPtox Yöntemi organik ve inorganik bileşenlere bağlı olarak atığın tehlikeli veya tehlikesiz olduğunu belirlemek için geliştirilmiştir. EPtox yöntemi TCLP yöntemine çok benzemektedir. İki yöntem arasındaki temel fark, EPtox yönteminde leaching esnasında çözeltinin pH'ını ayarlamak için tamponlar leaching süresince, TCLP de ise yalnızca leaching başlangıcında eklenmesidir. EPtox leaching çözeltisi elde etmek için numune 1:16 oranında çözeltiye eklenmiş ve pH 5'de 24 saat karıştırılmıştır. pH ayarlaması 0.5 N asetik asit ile yapılmıştır.

3.3.3. Çoklu Ekstraksiyon Yöntemi (MEP)

Başlangıçta, bu yöntemde belirli bir sıcaklıkta yakılan numuneler kül haline getirilmelidir. Bu yöntem TCLP testine benzemesine rağmen katı/sıvı oranı gibi çok ufak farklılıklar bulunmaktadır.

Çoklu Ekstraksiyon testlerine başlamadan önce EPtox testinin yapılması gerekmektedir. Ekstraksiyon sıvısı olarak, 0.5N'lik asetik asit ile pH'ın 5 civarına getirilen saf su kullanılmaktadır. Bundan sonra USEPA 1310 B'de önerilen ekstraksiyona yardımcı olan cihazlar ve filtrasyon aygıtları ile katı/sıvı oranı 16:1 olarak 24 saat süre ile karışıma tabii tutulmaktadır. Bu işlem bittikten sonra, karışım vakum

filtrasyonuna tabii tutularak süzölmekte ve süzülen suyun pH'ı kaydedilmektedir. Kalan katı kısım ise; katı/sıvı oranı 20:1 olacak şekilde saf su ile tekrar karıştırılmaktadır. Daha sonra karışımın pH'ı %60 wt H₂SO₄ ve %40 wt HNO₃ karışımı olan sentetik asit yağmurunu oluşturan ekstraksiyon sıvısı kullanılarak, 3'e düşürölmektedir. pH'da ayarlandıktan sonra 24 saat süresince oda sıcaklığında, 175 rpm hızla karıştırılmaktadır. Bu işlem 9 gün boyunca yapılmaktadır. Her bir ekstraksiyon sonrasında, katı/sıvı ayrımı USEPA Metod 1310'da verildiği gibi tamamlanmaktadır. Şekil 3.1'de MEP yönteminin akış şeması gösterilmiştir.



Şekil 3.2. Metod 1320'ye göre çoklu ekstraksiyon prosedürü akım şeması (Shanmuganathan ve ark., 2008).

3.4. Leaching Test Yöntemlerinin Karşılaştırılması

Leaching test yöntemleri, birbirlerine benzemekle birlikte uygulanan sıvı/katı oranı, leaching çözeltisi türü ve ekstraksiyon süreleri bakımından farklılıklar göstermektedir. Bu farklılıklar atıktan salınan metal konsantrasyonlarının değişimine neden olmaktadır. Leaching yöntemlerinin karşılaştırılması Çizelge 3.2’de gösterilmektedir.

Çizelge 3.2. Leaching Testlerinin Karşılaştırılması (EPA, 1992)

Deneysel Parametreler	EPtox	TCLP	MEP
Sıvı/Katı oranı	16:1	20:1	20:1
Leaching çözeltisi	0.5 N asetik asit	0.1 N asetat tamponu	Saf su
Ekstraksiyon Zamanı	24 saat	18 saat	24 saat
pH kontrol	5	3 veya 5	3
Sıcaklık	20-40°C	19-25°C	19-25°C

3.5. Termal Arıtım Çalışmaları

Röntgen filmleri atıklarında bulunan ve toksik özellik gösteren gümüş metal iyonunun sızdırabilirliğini (leaching) belirlemek için termal arıtım çalışmaları uygulanmıştır. Termal arıtım çalışmaları, yüksek ısıya dayanıklı krozeler içerisinde “Thermolyne High Temperature Furnace 46100” marka ergitme fırınında (0-1200°C) yürütülmüştür. Örnekler soğutulduktan sonra krozeden çıkarılmıştır. Leaching çalışmalarında kullanılmak için toz haline gelene kadar havanda dövülmüştür. Metal analizleri için Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi kullanılmıştır.

Röntgen filmi atığının termal arıtımı için uygulanan sıcaklık aralığı 500, 700, 900 ve 1100°C olarak belirlenmiştir. Bu sıcaklıklar için termal arıtım süreleri 1 saat seçilmiştir. Atıktan TCLP, EPtox, MEP leaching çözeltilerine geçen metal konsantrasyonlarının termal arıtım sıcaklığı ile değişimi incelenmiştir. Atıkta bulunan başlıca metal Ag olduğundan deneysel çalışmalarda bu metal esas alınmıştır.

TCLP, EPtox, MEP yöntemi ile röntgen filmleri atığından metal salınımının zamanla değişimini belirlemek için farklı termal arıtım süreleri uygulanmıştır. Çalışmalarda kullanılan termal arıtım süreleri 5, 15, 30, 60 dakika olarak seçilmiştir

Sadece kullanılmış filmlere 500, 700, 900 ve 1100°C sıcaklıklarında termal arıtım uygulanmış olup, bu atıklardan leaching çözeltilerine geçen metal salınımı değişimleri incelenmiştir.

Kullanılmış film ve kullanılmamış film olarak ikiye ayırdığımız röntgen filmi atıkları termal arıtıma tabii tutulmadan 1x1cm²'lik boyutlarda kesildikten sonra leaching çözeltilerine tabi tutularak çözeltiliye geçen metal konsantrasyonlarının değişimleri incelenmiştir.

Hem kullanılmış hem de kullanılmamış filmlere termal arıtıma tabi tutulmadan önce filmlerle aynı miktarda klinoptilolit ilave edilerek leaching çözeltilerine geçen gümüş konsantrasyonları incelenmiş ve klinoptilolit ilavesi yapılmadan çözeltiliye geçen gümüş salınımları arasındaki farklar incelenmiştir. Bunun yanında farklı oranlarda klinoptilolit (1, 2, 3, 4, 5, 6g) atığa ilave edilerek, ilave edilen atık miktarı ile leaching çözeltilisine geçen gümüş konsantrasyonları arasındaki değişimler incelenmiştir.

Kullanılmış filmlerin 900°C'de termal arıtımları gerçekleştirildikten sonra kül haline getirilen örneklerin klinoptilolit ilaveli ve ilavesiz olarak leaching çözeltilerine salınan gümüş konsantrasyonları incelenmiştir.

Ondokuz Mayıs Üniversitesi Hasatenesinden temin edilen, kullanılmış ve kullanılmamış röntgen filmleri, 1x1cm²'lik boyutlarda kesilmiştir. Kesilmiş olan filmler önceden hassas terazide ağırlığı belirlenmiş olan krozelere konulmuştur. Hassas terazide, röntgen filmi atıklarıyla dolu olan krozelerin de ağırlık ölçümleri yapılmıştır. Kül fırınında, çeşitli sıcaklıklarda termal arıtım denemelerine maruz kalan bu atıkların fırın çıkışında da ağırlıkları ölçülmüş ve yüzde olarak ağırlık kayıpları ağırlıkları ölçülmüştür.

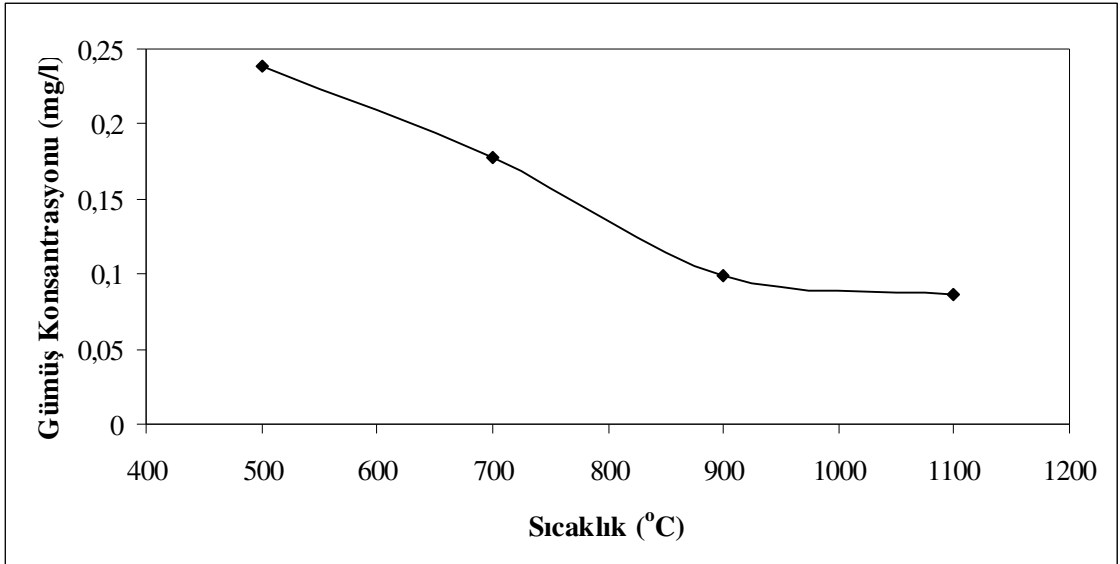
4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Termal Arıtım Sıcaklığı İle Gümüş Salınımının Değişimi

Röntgen filmi atıkları 500, 700, 900 ve 1100°C arasında değişen sıcaklıklarda 1 saat süre ile termal arıtıma tabi tutulmuştur. Termal arıtım yapılmış röntgen filmi atıklarından gümüş iyonlarının salınımı, TCLP, EPtox ve MEP yöntemiyle belirlenmiştir.

4.1.1 TCLP Yöntemi

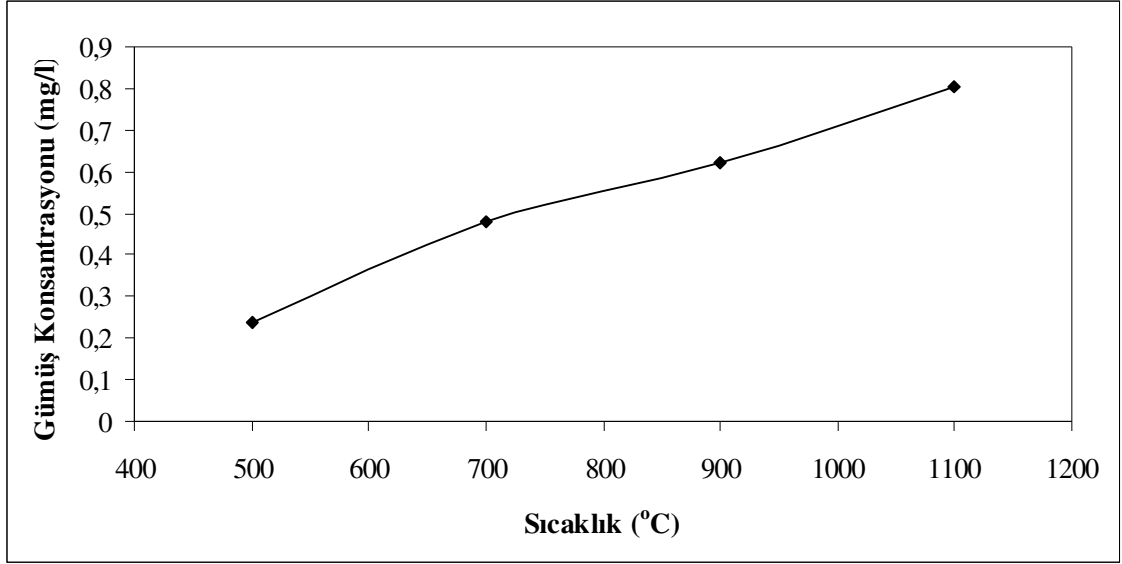
Röntgen filmlerinden TCLP çözeltisine geçen gümüş iyonlarının konsantrasyonları sıcaklıkla değişiklik göstermektedir. Şekil 4.1.'den görüldüğü gibi herhangi bir ısı işlem uygulanmamış röntgen filmlerinden TCLP çözeltisine gümüş salınımı 0.250 mg/l iken sıcaklık 500, 700, 900 ve 1100°C'ye çıkarıldığında sırasıyla 0.238 mg/l, 0.178 mg/l, 0.099 mg/l ve 0.086 mg/l'ye düşmüştür. EPA'ya göre (0.1 mg/l) karşılaştırıldığında 900 ve 1100°C sıcaklığında termal arıtım sonucunda TCLP çözeltisine geçen gümüş salınımı limit değerin altında olduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 4.1. Röntgen Filmi Atıklarından TCLP Çözeltisine Geçen Gümüş Konsantrasyonlarının Termal Arıtım Sıcaklığı İle Değişimi

4.1.2 EPtox Yöntemi

EPtox yöntemi ile röntgen filmlerinden gümüş salınımına bakıldığında; EPtox çözeltisine geçen gümüş miktarının da sıcaklıkla değişim gösterdiği gözlemlenmiştir. Şekil4.2’den görüldüğü gibi herhangi bir ısıtım işlem uygulanmamış röntgen filmlerinden EPtox çözeltisine gümüş salınımı 0.183 mg/l iken sıcaklık 500, 700, 900 ve 1100°C’ye çıkarıldığında sırasıyla 0.236 mg/l, 0.478 mg/l, 0.620 mg/l ve 0.804 mg/l’ye çıkmıştır. EPA’ya göre (0.1 mg/l) karşılaştırıldığında bu değerler standartların üzerinde bulunmuştur.



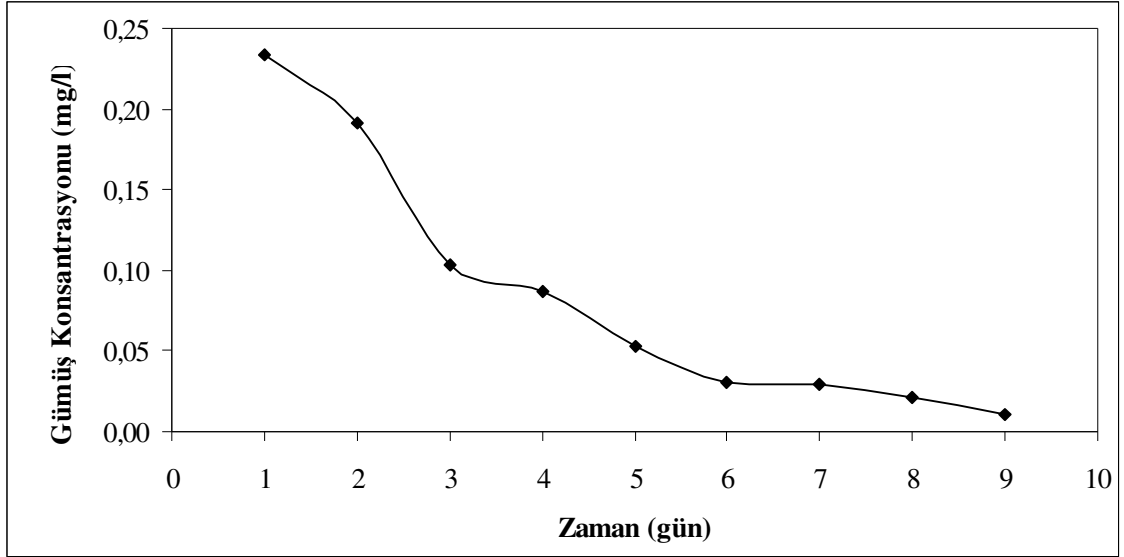
Şekil 4.2. Röntgen Filmi Atıklarından EPtox Çözeltisine Geçen Gümüş Konsantrasyonlarının Termal Arıtım Sıcaklığı ile Değişimi

TCLP ve EPtox çözeltilerinde kullanılan asetik asit çözeltisi, gümüşün çözünürlüğüne direk etkin bir asit olmamakla birlikte EPtox çözeltisinde 700°C’den sonra artan sıcaklıklarla gümüş salınımı artmıştır. Bunun nedeni EPtox’da kullanılan sıvı/katı oranının ve karıştırma süresinin TCLP’ye göre daha fazla olduğu şeklinde açıklanabilmektedir.

4.1.3. MEP Yöntemi

Termal Arıtım Öncesi MEP Yöntemi

MEP yöntemi, 9 gün süren bir yöntem olduğundan, bu yöntemle röntgen filmlerinden MEP çözeltisine geçen gümüş salınımları 9 günlük bir ölçüme tabi tutulmuştur. 9 gün boyunca ayrı ayrı ölçülen gümüş miktarları sıcaklıkla değişim göstermektedir. Şekil 4.3’de görüldüğü gibi herhangi bir ısıl işleme maruz bırakılmamış röntgen filmlerinden MEP çözeltisine gümüş salınımı sırasıyla, 0.234 mg/l, 0.191 mg/l, 0.103 mg/l, 0.087 mg/l, 0.053 mg/l, 0.031 mg/l, 0.029 mg/l, 0.021 mg/l, 0.011 mg/l ‘ye düşmüştür.



Şekil 4.3. Röntgen filmi atıklarından MEP Çözeltisine Geçen Gümüş Salınımı

Termal Arıtım Sonrası MEP Yöntemi

Röntgen filmi atıklarına, Şekil 4.4’de görüldüğü üzere, 500°C sıcaklığında ısıl işlem uygulandığında, MEP çözeltisine gümüş salınımı 9 gün boyunca sırasıyla, 1.423 mg/l, 0.422 mg/l, 2.219 mg/l, 0.344 mg/l, 0.303 mg/l, 0.289 mg/l, 0.835 mg/l, 1.123 mg/l, 0.325 mg/l olduğu gözlemlenmiştir. 700°C sıcaklığında ısıl işlem uygulandığında, gümüş salınımları sırasıyla, 33.42 mg/l, 32.13 mg/l, 31.20 mg/l, 22.73 mg/l, 25.18 mg/l, 22.15 mg/l, 23.12 mg/l, 22.34 mg/l, 21.24 mg/l olduğu belirlenmiştir. 900°C’de yapılan termal arıtım da çözeltiye geçen gümüş salınımı sırasıyla, 19.60 mg/l, 27.96 mg/l, 32.43 mg/l, 34.44 mg/l, 31.02 mg/l, 30.17 mg/l, 31.41 mg/l, 32.12 mg/l, 27.77 mg/l. 1100 °C’de ısıl işleme maruz bırakılan röntgen filmi atıklarından MEP çözeltisine 9 gün

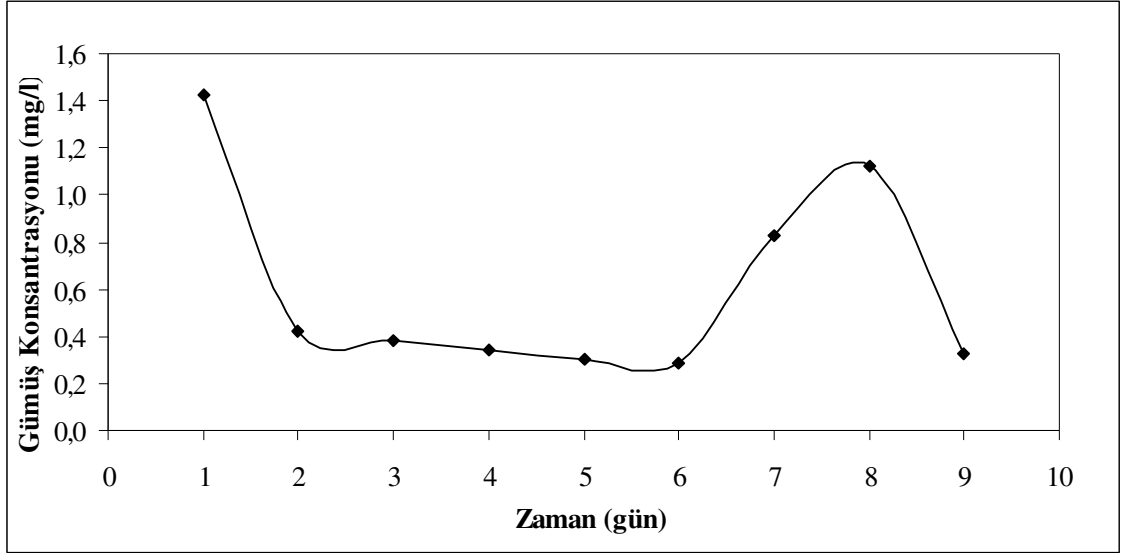
boyunca gümüş salınımı, 27,02 mg/l, 35,03 mg/l, 36,08 mg/l, 34,24 mg/l, 33.82 mg/l, 33.89, 35.73 mg/l, 33.55 mg/l, 31.98 mg/l olarak bulunmuştur.

500, 700, 900 ve 1100°C'lik termal arıtım sıcaklıklara maruz bırakılan röntgen atık filmlerinin TCLP, EPtox ve MEP çözeltilerindeki gümüş salınımları incelenmiştir. TCLP, EPtox ve MEP çözeltilerindeki gümüş salınım sonuçları Çizelge 4.1'de verilmiştir.

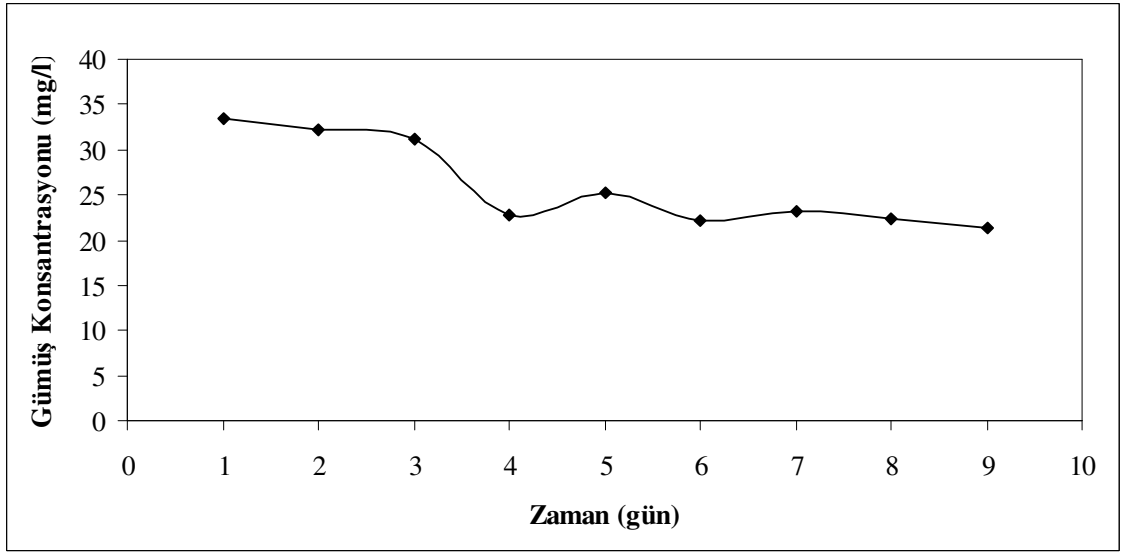
Çizelge 4.1. Çeşitli Termal Arıtım Sıcaklıklarına Maruz Bırakılan Röntgen Atık Filmlerinin TCLP, EPtox ve MEP Çözeltilerindeki Gümüş Salınımları

Leaching Yöntemi	Konsantrasyon (mg/l)			
	500°C	700°C	900°C	1100°C
TCLP	0.238	0.178	0.099	0.086
EPtox	0.236	0.478	0.620	0.159
MEP 1.Gün	1.423	33.42	19.60	27.02
MEP 2.Gün	0.422	32.13	27.96	35.03
MEP 3.Gün	0.380	31.20	32.43	36.08
MEP 4.Gün	0.344	22.73	34.44	34.24
MEP 5.Gün	0.303	25.18	31.02	33.82
MEP 6.Gün	0.289	22.15	30.17	33.89
MEP 7.Gün	0.835	23.12	31.41	35.73
MEP 8.Gün	1.123	22.34	32.12	33.55
MEP 9.Gün	0.325	21.24	27.77	31.98

Röntgen film atıklarına 500°C de termal arıtım uygulandığında MEP yöntemiyle gümüş salınımlarının değişimi Şekil 4.4'de gösterilmiştir. Şekil'de görüldüğü gibi gümüş salınımının günlere göre değişimi değişkenlik göstermektedir. Çözeltiye geçen gümüş salınımı, ilk gün 1.423 mg/l iken 3.gün 0.380 mg/l ve son gün 0.325 mg/l olarak ölçülmüştür.

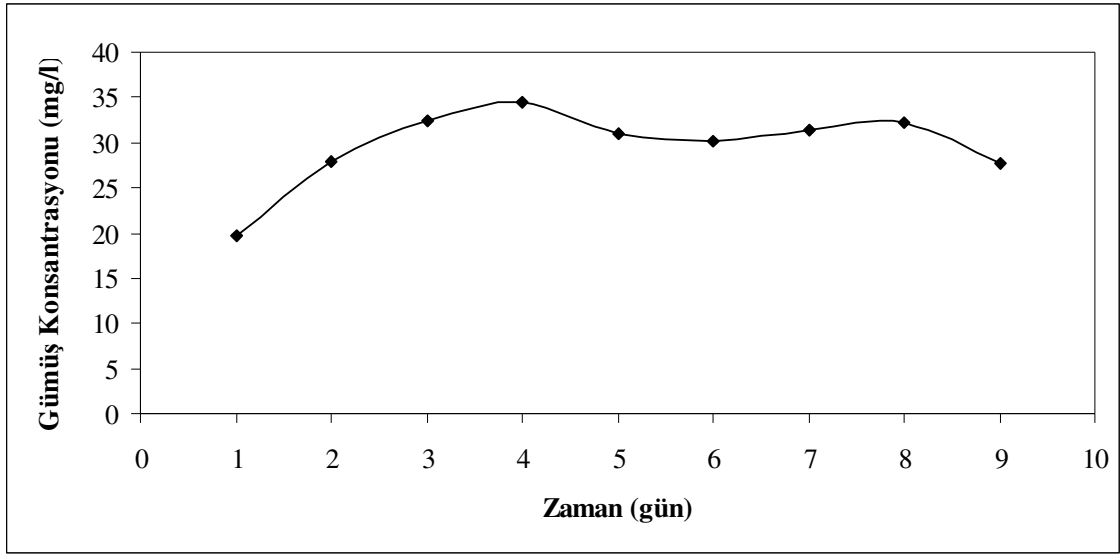


Şekil 4.4. 500°C Termal Arıtım Demelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı



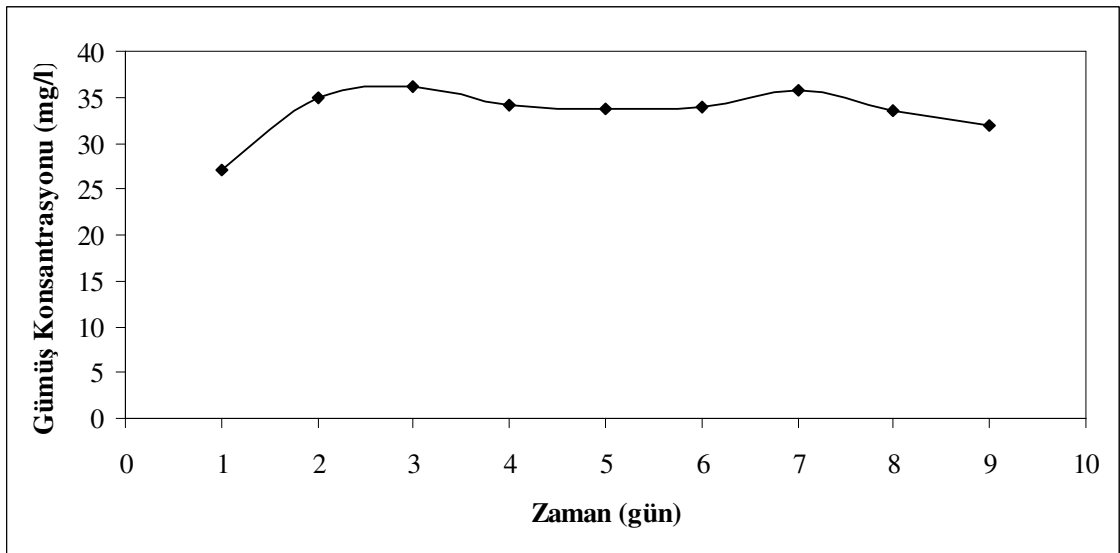
Şekil 4.5. 700°C Termal Arıtım Denemelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı

700°C'deki salınımlar incelendiğinde gümüş salınımlarında artan sıcaklıkla hızlı bir artış olduğu Şekil 4.5'te gözlemlenmiştir. Röntgen filminde bulunan gümüş sıcaklık artışı ile gümüş bağlarının zayıflamasına ve dolayısıyla gümüş çözünürlüğünün artmasına neden olmuştur. MEP çözeltisine geçen gümüş salınımlarının 1.günde 33.42 mg/l iken 3.günde 31.20 mg/l ve 9. günde 21.24 mg/l olduğu gözlemlenmiştir.



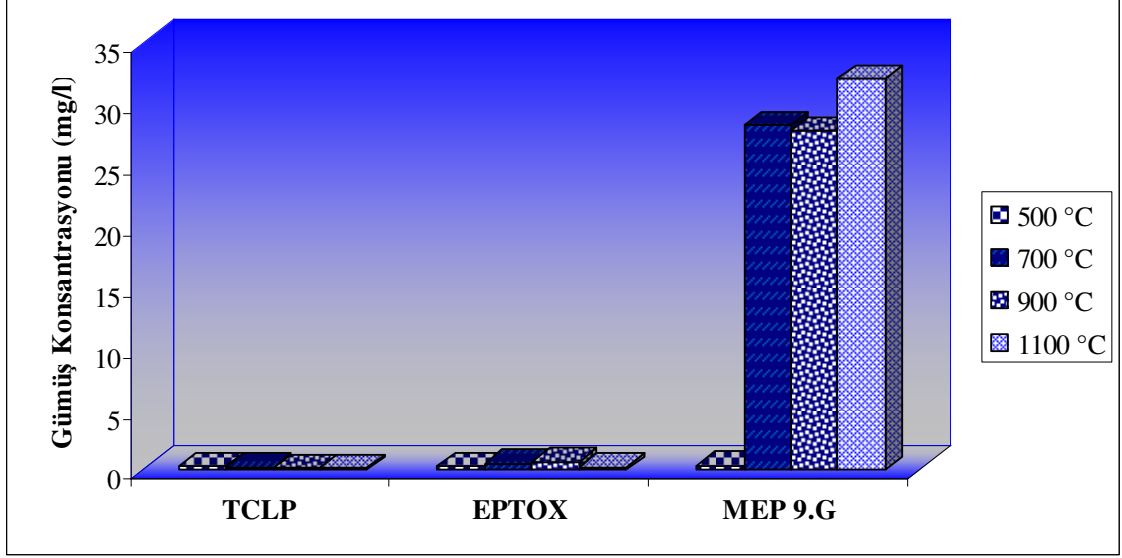
Şekil 4.6. 900°C Termal Arıtım Denemelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı

Röntgen film atıklarına 900°C de termal arıtım uygulandığında MEP yöntemiyle gümüş salınımlarının değişimi Şekil 4.6'da gösterilmiştir. Şekilde'de görüldüğü gibi gümüş salınımının günlere göre değişimi değişkenlik göstermektedir. 1. günde 19.60 mg/l iken 3.günde 32.43 mg/l ve 9.günde 27.77 mg/l bulunmuştur.



Şekil 4.7. 1100°C Termal Arıtım Denemelerinde Röntgen Atık Filmlerinden Gümüş Salınımı

1100°C deki salınımlar incelendiğinde gümüş salınımlarında artan sıcaklıkla hızlı bir artış olduğu Şekil 4.7.'de gözlemlenmiştir. Röntgen filminde bulunan gümüş sıcaklık artışı ile gümüş bağlarının zayıflamasına ve bu nedenle leaching çözeltilerine geçen gümüş salınımlarının artmasına neden olmuştur. Çözeltiye geçen gümüş konsantrasyonlarının 1.günde 27.02 mg/l iken 3.günde 36.08 mg/l ve 9. günde 31.98 mg/l olduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 4.8. TCLP Eptox ve MEP Yöntemlerinde Röntgen Filmi Atıklarından Gümüş Salınımlarının Termal Arıtım Sıcaklığı ile Değişimi

Şekil 4.8’de görüldüğü gibi; TCLP, Eptox ve MEP 9.Gün çözeltilerine geçen gümüş salınımı incelendiğinde; MEP çözeltisine geçen gümüş salınımının tüm termal arıtım sıcaklıklarında diğer yöntemlere göre daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. TCLP ve Eptox kendi arasında incelendiğinde ise Eptox çözeltisine geçen gümüş salınımının TCLP’ye geçen gümüş salınımından daha fazla olduğu görülmektedir. Ancak 500°C’de bu fark çok belirgin olmamakla birlikte diğer sıcaklıklarda belirginleşmiştir. Bunun sebebi MEP çözeltilerinden meydana gelmektedir. TCLP ve Eptox çözeltilerini hazırlarken asetik asit kullanılırken MEP çözeltisinde belirli oranlarda nitrik ve sülfirik asitlerden hazırlanan sentetik asit yağmuru çözeltisi kullanılmıştır. Nitrik ve sülfirik asitler, asetik aside göre daha kuvvetli olduklarından gümüşün çözünürlüğünü büyük oranda etkilemiştir.

4.2 Termal Arıtım Süresi ile Gümüş Salınımının Değişimi

Belirlenmiş bir termal arıtım sıcaklığında farklı sürelerde termal arıtım uygulanan röntgen filmi atığından TCLP, EPtox ve MEP çözeltilisine geçen gümüş konsantrasyonları Çizelge 4.2’de verilmiştir. Sıcaklık 1100°C olarak belirlendiğinden Şekil 4.9’da görüldüğü üzere termal arıtım süresi 5 dakika seçildiğinde TCLP çözeltilisine, 1.746 mg/l, EPtox çözeltilisine 3.086 mg/l, MEP çözeltilisine 9 gün boyunca sırasıyla; 23,94 mg/l, 32.33 mg/l, 33.15 mg/l, 32.67 mg/l, 29.54 mg/l, 30.00 mg/l, 25.78 mg/l, 23.28 mg/l, 20.15 mg/l olduğu belirlenmiştir. 1100°C’de 15 dakikada; TCLP çözeltilisine, 4.704 mg/l, EPtox çözeltilisine, 0.187mg/l, MEP çözeltilisine, 35.74 mg/l, 32.85 mg/l, 32.40 mg/l, 32.02 mg/l, 33.74 mg/l, 30.60 mg/l, 27.48 mg/l, 25.32 mg/l olarak gözlemlenmiştir. Röntgen filmi atıkları 30 dakika boyunca 1100°C’de ısıtılma maruz bırakıldığında TCLP çözeltilisine, 1.934 mg/l, EPtox çözeltilisine 0.804 mg/l, MEP çözeltilisine sırasıyla; 22.13 mg/l, 36.90 mg/l, 32.85 mg/l, 33.41 mg/l, 32.98 mg/l, 33.28 mg/l, 31.34 mg/l, 28.08 mg/l, 22.64 mg/l gümüş salınımı olmaktadır.

Çizelge 4.2. Zamanın Termal Arıtım Sıcaklığında (1100°C) gümüş salınımına etkisi

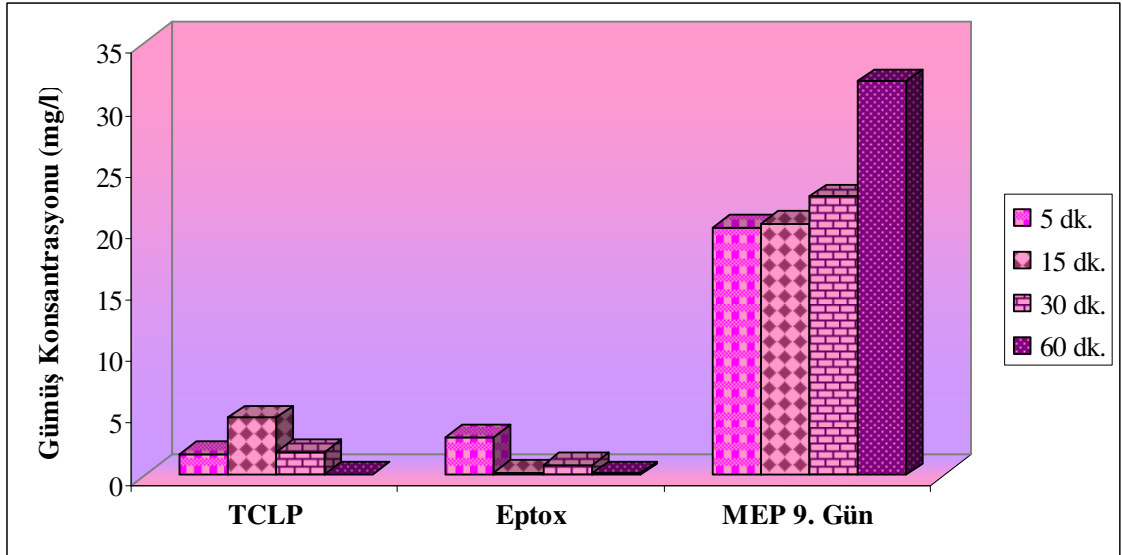
Leaching Yöntemi	Konsantrasyon (mg/l)			
	5 (dk.)	15 (dk.)	30 (dk.)	60 (dk.)
TCLP	1.75	4.70	1.93	0.09
EPtox	3.09	0.19	0.80	0.16
MEP 1.Gün	23.94	35.74	22.13	27.02
MEP 2.Gün	32.33	32.85	36.90	35.03
MEP 3.Gün	33.15	32.40	32.85	36.08
MEP 4.Gün	32.67	32.02	33.41	34.24
MEP 5.Gün	29.54	33.74	32.98	33.82
MEP 6.Gün	30.00	30.60	33.28	33.89
MEP 7.Gün	25.78	27.48	31.34	35.73
MEP 8.Gün	23.28	25.32	28.08	33.55
MEP 9.Gün	20.15	20.49	22.64	31.98

1100°C termal arıtım sıcaklığında, kullanılmış röntgen filmlerinden zamana bağlı olarak salınan gümüş miktarları incelenmiş olup; 5 dakikada MEP çözeltisine geçen gümüş miktarı 1.günde 23,94 mg/l iken 3.günde 33.15 mg/l'ye çıkmış ve 9. günde 20.15 mg/l'ye düşmüştür.

15. dakikada 1100°C termal arıtım sıcaklığına maruz bırakılan röntgen film atıklarından çözeltiye geçen gümüş miktarı 1.günde 35.74 mg/l, 5.günde 35.74 mg/l olarak bulunmuştur aradaki günlerde çözeltiye geçen gümüş konsantrasyonunda çok az bir azalma gözlenmektedir.

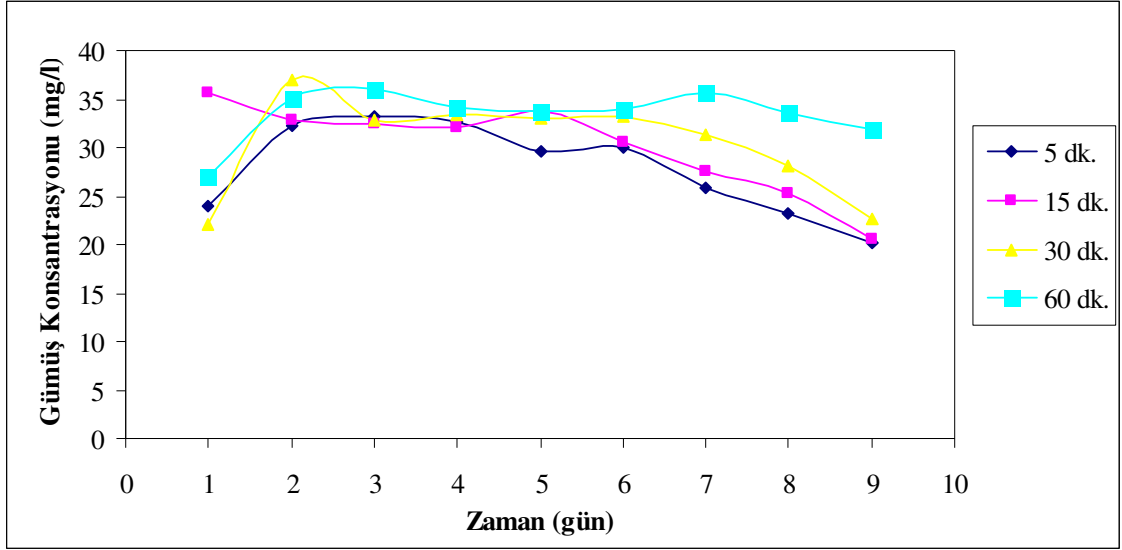
Kullanılmış röntgen film atıklarının 1100°C'de 30 dakika termal arıtımı sonucunda MEP çözeltisine ilk gündeki gümüş salınımı 36.90 mg/l olarak ölçülmüştür. 8.güne kadar gümüş konsantrasyonları 30 mg/l etrafında değişmektedir. En son günde çözeltiye geçen gümüş salınımı 22.64 mg/l'ye düşmüştür.

60. dakikada MEP çözeltisine ilk gün gümüş salınımı 27.02 mg/l olup 3.günde 36.08 mg/l'ye çıkmıştır. 3.günden 9.güne kadar aynı konsantrasyonlar etrafında dalgalanmalar olduğu görülmüştür. 9.günde çözeltiye geçen gümüş konsantrasyonunun 31.98 mg/l olduğu belirlenmiştir.



Şekil 4.9. Zamanın Termal Arıtım Sıcaklığında (1100°C) TCLP, Eptox ve MEP çözeltilerindeki gümüş salınımına etkisi

TCLP, EPtox ve MEP 9.Gün çözeltilerine geçen gümüş salınımı incelendiğinde; MEP çözeltilisine geçen gümüş salınımının tüm termal arıtım sıcaklıklarında diğer yöntemlere göre daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. Şekil 4.10'da görüldüğü üzere; TCLP ve EPtox kendi arasında incelendiğinde ise EPtox çözeltilisine geçen gümüş salınımının 5. ve 60. dakikada TCLP'ye geçen gümüş salınımından daha fazla olduğu görülmektedir. Ancak 15. ve 30. dakikalarda TCLP'ye geçen gümüş salınımının EPtox'a geçen gümüş salınımından daha fazla olduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 4.10. Zamanın Termal Arıtım Sıcaklığında (1100°C) MEP çözeltilisindeki gümüş salınımına etkisi

5, 15, 30 ve 60 dakikaları karşılaştırdığımızda artan termal arıtım süresiyle gümüş salınım konsantrasyonları genellikle artış göstermiştir. Bununla birlikte 5 dakika ve 60 dakika arasındaki farkın çok fazla olmadığı belirlenmiştir.

4.3. Kullanılmış Film ile 900°C’de Yapılan Gümüş Salınım Çalışmaları

Röntgen filmi atıkları, 900°C’de 1 saat süre ile termal arıtıma tabii tutulmuştur. Termal arıtım yapılmış röntgen filmlerinden gümüş iyonlarının salınımları TCLP, EPtox ve MEP yöntemiyle belirlenmiştir. Termal arıtım deneylerinde kullanılan röntgen filmi atıkları 1x1cm² şeklinde kesilerek deneye hazırlanmıştır.

4.3.1. TCLP Yöntemi

Röntgen filminden TCLP çözeltisine geçen gümüş iyonlarının konsantrasyonları sıcaklıkla değişim göstermektedir. Herhangi bir ısı işlem uygulanmamış röntgen filminden TCLP çözeltisine gümüş salınımı 0.208 mg/l iken sıcaklık 900°C’ye çıkarıldığında gümüş salınımı 2.625 mg/l çıkmıştır. EPA’nın belirlediği limit değer ile karşılaştırıldığında (0.1mg/l) bu standardın üzerinde bulunmuştur.

4.3.2. EPtox Yöntemi

Röntgen filmi atıkları 900°C değişen sıcaklıklarda 1 saat süre ile termal arıtıma tabii tutulmuştur. Termal arıtım yapılmış röntgen filmlerinden gümüş iyonlarının salınımları EPtox yöntemiyle belirlenmiştir. Röntgen filminden EPtox çözeltisine geçen gümüş iyonlarının konsantrasyonları sıcaklıkla değişimi göstermektedir. Herhangi bir ısı işlem uygulanmamış röntgen filminden EPtox çözeltisine gümüş salınımı 0.183mg/l iken, sıcaklık, 900°C’ye çıkarıldığında gümüş salınımı 3.245 mg/l çıkmıştır. EPA’nın belirlediği limit değer ile karşılaştırıldığında (0.1mg/l) bu standardın üzerinde bulunmuştur.

4.3.3. MEP Yöntemi

Bu yöntem 9 gün tekrarlanmıştır. 900°C’de termal arıtım uygulanan röntgen filmi atıklarına ilk olarak EPtox yöntemi uygulanmıştır ve daha sonra çalkalayıcıdan çıkan çözelti filtre kağıdına süzöldükten sonra filtre kağıdı üzerinde kalan süzöntü kullanılarak MEP yöntemi ile yeni bir çözelti hazırlanmıştır. Röntgen filmi atıklarından MEP leaching çözeltisine geçen gümüş salınımı 23.96 mg/l iken arıtım yapılmamış röntgen filmlerinden gümüş salınımı 0.234 mg/l olarak gözlemlenmiştir. Sırasıyla 9 gün boyunca çözeltiye geçen gümüş salınımı; 19.60 mg/l, 27.96 mg/l, 32.43 mg/l, 34.44

mg/l, 31.02 mg/l, 30.17 mg/l, 31.41 mg/l, 32.12 mg/l, 27.77 mg/l olarak gözlemlenmiştir. EPA’da verilen limit değeri ile karşılaştırıldığında (0.1mg/l) ham filmde çözeltiye geçen gümüş salınımının sınır değeri iki kat aştığı gözlenirken termal arıtımın sağlandığı filmlerde çözeltiye geçen gümüş değerinin bu sınır değeri fazlasıyla aştığı görülmektedir.

4.4. Termal Arıtım Öncesi Kullanılmış Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Farklı Leaching Çözeltileriyle Değişimi

Röntgen filmi atıkları 1x1cm²’li boyutta kesildikten sonra termal arıtıma tabii tutulmadan, gümüş iyonlarının salınımları TCLP, EPtox ve MEP yöntemiyle belirlenmiştir.

TCLP, EPtox ve MEP Yöntemi

Herhangi bir ısı işlem uygulanmamış röntgen filmlerinden TCLP çözeltisine gümüş salınımı 0.208 mg/l iken, EPtox çözeltisine geçen, 0.183 mg/l olup, 9 gün süresince yapılan çoklu ekstraksiyon testlerinde MEP çözeltisine gümüş salınımı sırasıyla; 0.234 mg/l, 0.191 mg/l, 0.103 mg/l, 0.087 mg/l, 0.053 mg/l, 0.031 mg/l, 0.029 mg/l, 0.021 mg/l, 0.011 mg/l olduğu gözlemlenmiştir (Şekil 4.3).

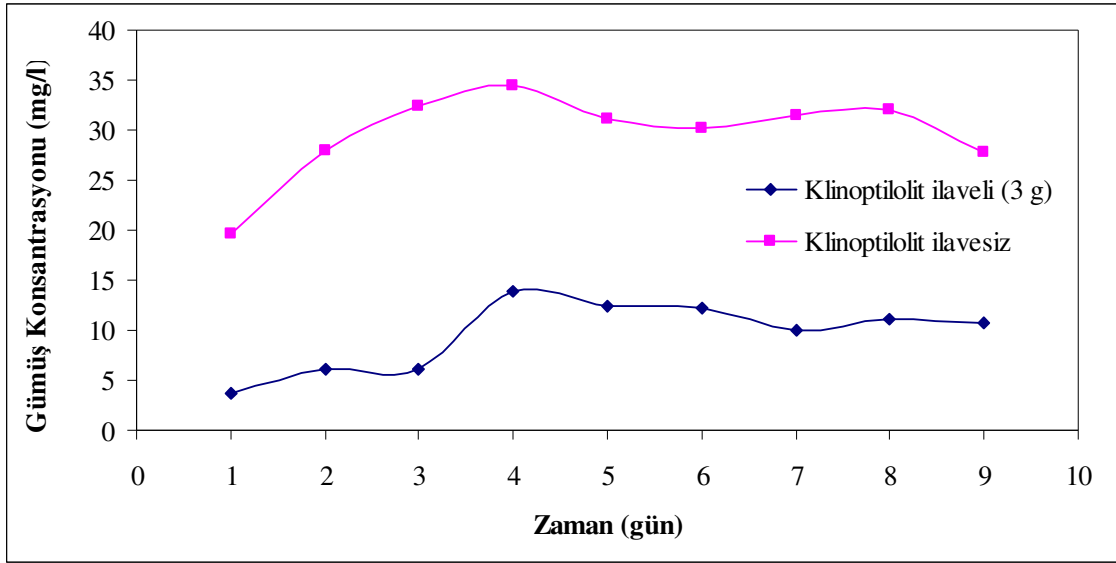
4.5. Kullanılmış Röntgen Filmlerine Klinoptilolit İlavesinin Termal Arıtmadan Sonra (900°C) Gümüş Salınımına Etkileri

Klinoptilolitlerin su ve atıksularda bulunan metal iyonlarını iyi tutabildiği literatürde bilinen bir konudur. Bu amaçla klinoptilolit röntgen filmi örnekleriyle belli oranlarda karıştırılarak gümüş salınımını azaltmak amacıyla kullanılmıştır. Röntgen filmi atıklarını 1x1 cm² boyutunda kestikten sonra, atığa 900°C’de bir saat ısı işlem uygulanmıştır. Bu işlem sonrasında çıkan röntgen film küllerinin miktarı ile aynı oranda klinoptilolit ilave edilerek TCLP, EPtox ve MEP çözeltilerine geçen gümüş miktarı incelenmiştir (Çizelge 4.3).

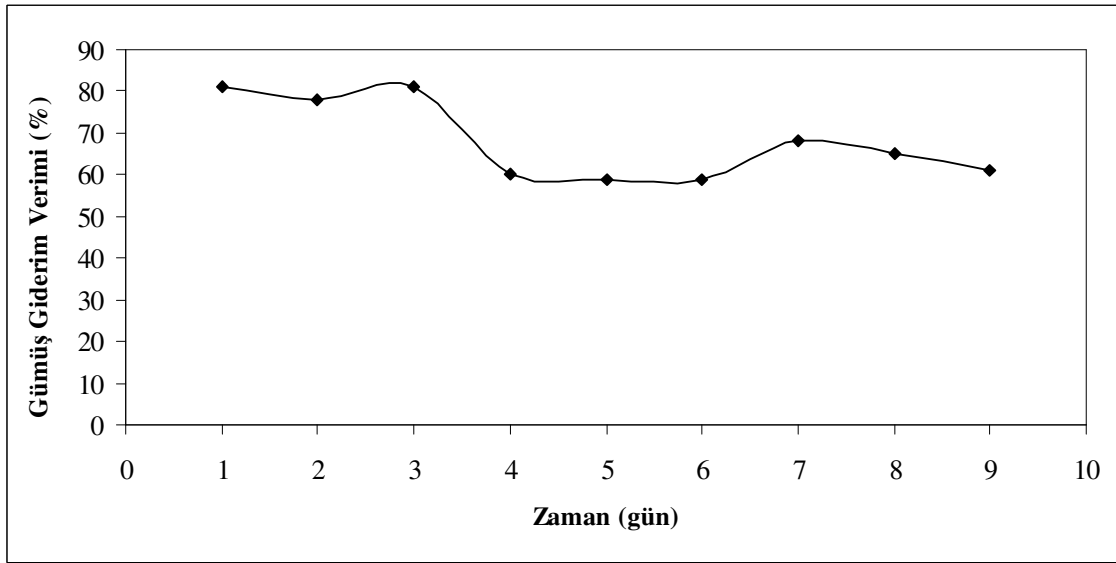
Çizelge 4.3. Kullanılmış filmlerde termal arıtım sonrasında zeolit ilavesi ile gümüş salınımı

Leaching Yöntemi	Konsantrasyon (mg/l)
TCLP	2.09
EPtox	0.57
MEP 1.Gün	3.74
MEP 2.Gün	6.12
MEP 3.Gün	6.04
MEP 4.Gün	13.80
MEP 5.Gün	12.50
MEP 6.Gün	12.23
MEP 7.Gün	10.04
MEP 8.Gün	11.20
MEP 9.Gün	10.82

TCLP ve EPtox yöntemlerini kendi arasında karşılaştırdığımızda; gümüşün salınımının TCLP çözeltilisinde daha fazla olduğu bulunmuştur. MEP yöntemiyle klinoptilolit ilavesinin gümüş salınımına etkisi Şekil 4.11’de gösterilmiştir. Şekil 4.11’de görüldüğü gibi gümüş salınımları 1. günde 3.743 mg/l 4.günde 13.80 mg/l’ye yükselmiş ve 9.günde 10.82 mg/l’ye düşmüş olduğu gözlemlenmiştir. Klinoptilolit ilave edilen ve ilave edilmeyen değerler karşılaştırıldığında klinoptilolit ilavesinin gümüş salınımlarında azalma görülmüştür. Kullanılmış röntgen filmlerinin 900°C’lik termal arıtım sonucunda klinoptilolit ilavesi yapılmadan MEP çözeltilisine geçen gümüş konsantrasyonları 1.günde 19.60 mg/l iken 9.günde 27.77 mg/l olduğu gözlemlenmektedir. Bu sonuçlar doğrultusunda klinoptilolit ilavesi edilerek termal arıtımı gerçekleştirilmiş kullanılmış röntgen filmlerinden MEP 1.gün çözeltilisine geçen gümüş miktarında %80’lik, MEP 3.günde ise %81’lik bir verim elde edildiği görülmüştür (Şekil 4.12). Bu sonuçlar klinoptilolit gümüşü adsorbilayarak salınımının çözeltiye geçmesini engellediğini göstermiştir (Akgül ve ark., 2006).



Şekil 4.11. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım (900°C) Sonrasında Klinoptilolit Varlığının İle Gümüş Salınımı Üzerine Etkisi



Şekil 4.12. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım (900°C) Sonrasında Klinoptilolit Varlığının Etkisi ile % Gümüş Giderim Oranları

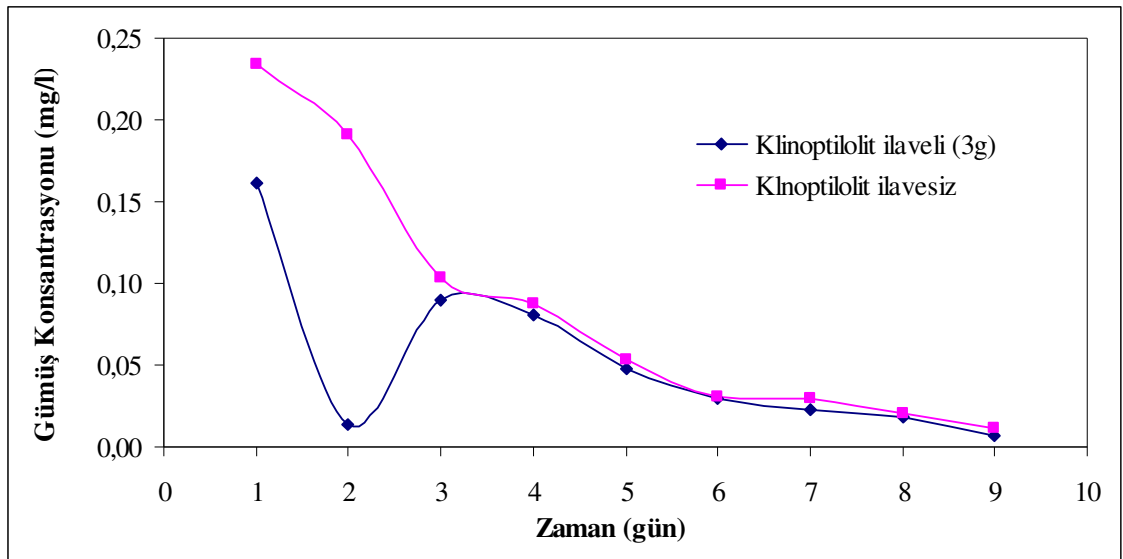
4.6. Termal Arıtım Öncesi Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Klinoptilolit İlavesiyle Değişimi

Röntgen filmi atıkları 1x1cm²'lik boyutlarda 3g gelecek şekilde kesildikten sonra üzerlerine aynı miktar klinoptilolit ilave edilerek Çizelge 4.10'da görüldüğü gibi TCLP, EPtox ve MEP çözeltilerine geçen gümüş miktarı incelenmiştir. Şekil 4.13'de görüldüğü üzere; gümüş salınım miktarları TCLP çözeltilisine, 0.137 mg/l, EPtox

çözeltisine 0.092 mg/l, MEP çözeltisine ise 9 gün boyunca sırasıyla, 0.161 mg/l, 0.014mg/l, 0.09 mg/l, 0.081 mg/l, 0.048 mg/l, 0.029 mg/l, 0.023 mg/l, 0.018 mg/l, 0.007 mg/l olarak gözlemlenmiştir.

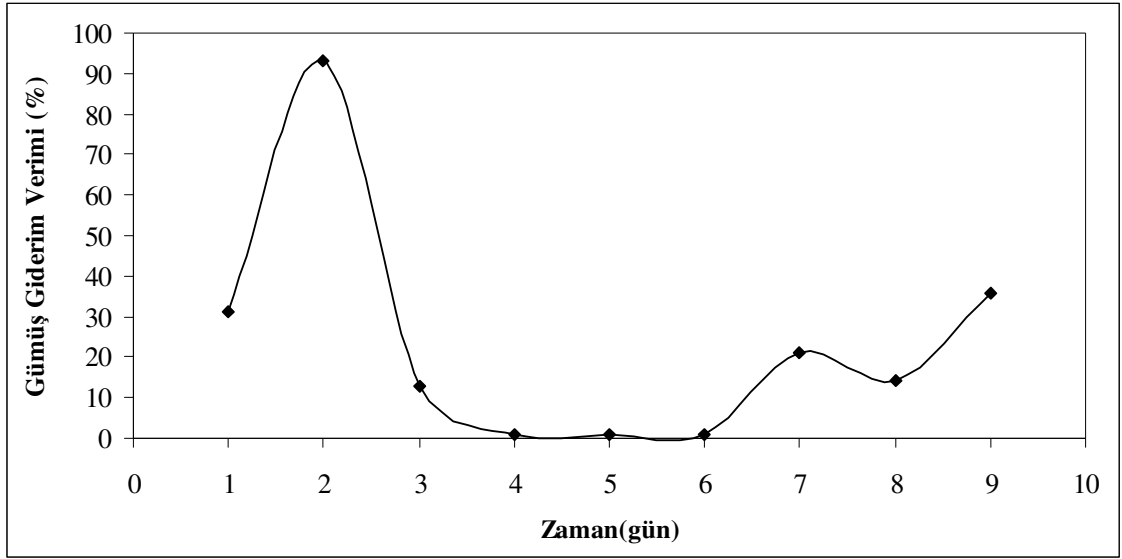
Çizelge 4.4. Kullanılmış filmlerde termal arıtım olmaksızın zeolit ilavesi ile gümüş salınımı

Leaching Yöntemi	Konsantrasyon (mg/l)
TCLP	0.137
EPtox	0,092
MEP 1.Gün	0.161
MEP 2.Gün	0.014
MEP 3.Gün	0.090
MEP 4.Gün	0.081
MEP 5.Gün	0.048
MEP 6.Gün	0.029
MEP 7.Gün	0.023
MEP 8.Gün	0.018
MEP 9.Gün	0.007



Şekil 4.13. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım Öncesi Klinoptilolit Varlığının ile Gümüş Salınımı Üzerine Etkisi

Kullanılmış röntgen filmlerine klinoptilolit ilavesi yapıldığında Şekil 4.13’de görüldüğü üzere ilk iki günde büyük değişiklikler gözlenmektedir. 1. günde klinoptilolit ilavesi yapılmadan MEP çözeltisine geçen gümüş konsantrasyonu 0. 234 mg/l iken, klinoptilolit ilave edildiğinde bu değer neredeyse yarı yarıya düşmüş olup 0.161 mg/l olarak gözlemlenmiştir. İkinci günde ise, klinoptilolit ilavesi yapılmayan atıklardan çözeltiye geçen gümüş salınımı 0.191 mg/l iken, klinoptilolit ilave edilen atıktaki 0.014 mg/l olarak gözlemlenmiştir. Ancak zaman ilerledikçe bu iki değer arasında pek bir fark görülmemekle birlikte yine de klinoptilolit ilaveli atıklar ilave yapılmayan atıklardan daha az gümüş salınımı meydana getirdiği gözlemlenmiştir. Bu değer yaklaşık olarak klinoptilolit etkisinin yüzde % 53 oranında olduğunu göstermektedir. Şekil 4.14’de zaman ilerledikçe adsorplanan gümüş miktarındaki değişimin aynı oranla devam ettiği gözlemlenmiştir. Bunun sebebi ise termal arıtım sonrasında toz haline getirilen röntgen filmlerine eklenen klinoptilolit, sıcaklıkla bağları zayıflayan gümüşü daha kolay adsorblamasıdır (Castro ve ark., 2008).



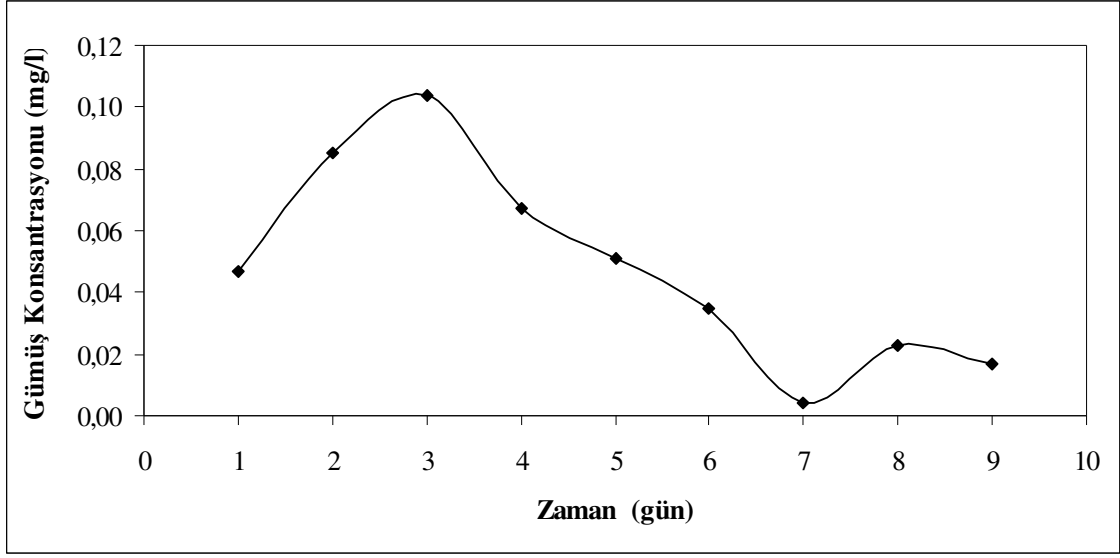
Şekil 4.14. Kullanılmış Filmlerde Termal Arıtım Öncesi Klinoptilolit Varlığının Etkisi ile % Gümüş Giderim Oranları

4.7. Termal Arıtıma Tabi Tutulmayan Kullanılmamış Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Klinoptiolit İlavesiyle Değişimi

Kullanılmamış röntgen film atıkları 1x1 cm²'lik boyutlarda (3g ağırlığında) kesildikten sonra üzerlerine 3g klinoptilolit ilave edilerek TCLP, EPtox ve MEP çözeltilerine geçen gümüş miktarı incelenmiştir. Çizelge 4.5'de görüldüğü üzere; gümüş salınım miktarları TCLP çözeltisine, 0.045 mg/l, EPtox çözeltisine, 0.003 mg/l, MEP çözeltisine ise 9 gün boyunca sırasıyla; 0.047 mg/l, 0.085 mg/l, 0.104 mg/l, 0.067 mg/l, 0.051 mg/l, 0.035 mg/l, 0.004 mg/l, 0.023 mg/l, 0.017 mg/l olduğu bulunmuştur. Bu değişim Şekil 4.15'de belirtilmiştir.

Çizelge 4.5. Termal Arıtımsız Kullanılmamış Filmlerde Zeolit İlavesi ile Gümüş Salınımının Değişimi

Leaching Yöntemi	Konsantrasyon (mg/l)
TCLP	0.045
EPtox	0.003
MEP 1.Gün	0.047
MEP 2.Gün	0.085
MEP 3.Gün	0.104
MEP 4.Gün	0.067
MEP 5.Gün	0.051
MEP 6.Gün	0.035
MEP 7.Gün	0.004
MEP 8.Gün	0.023
MEP 9.Gün	0.017



Şekil 4.15. Kullanılmamış Filmlerde Termal Arıtım Öncesi Zeolit İlavesi ile Gümüş Salınımının Değişimi

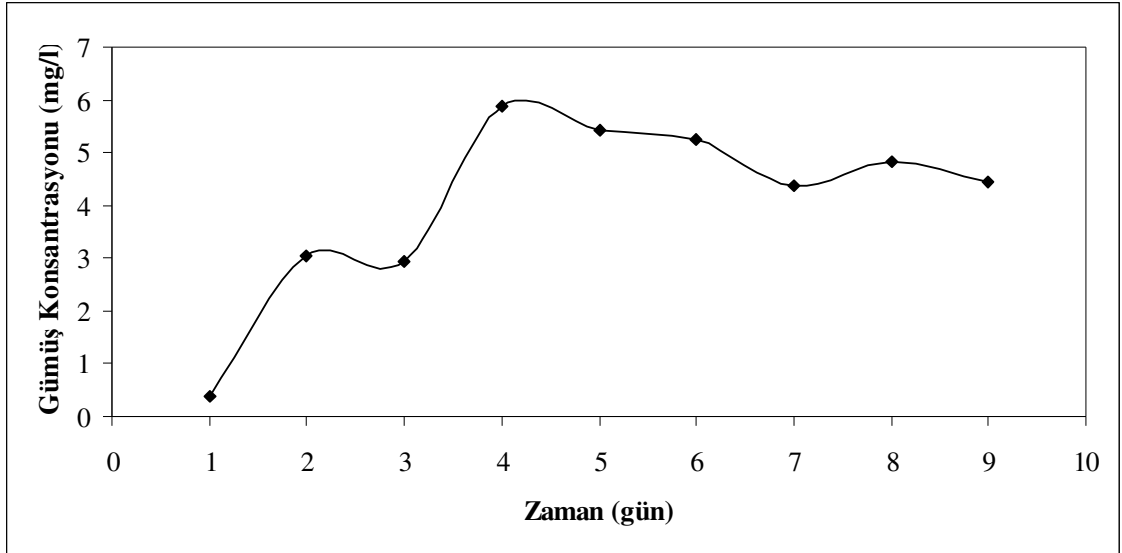
4.8. Termal Arıtım Uygulanmış Klinoptilolit İlaveli Röntgen Filmlerinden Gümüş Salınımının Değişimi

53g kullanılmış röntgen filmleri kesildikten sonra üzerlerine 3g klinoptilolit ilave edilmiştir. 900°C’ de 1 saat ısıtma işlemine maruz bırakıldıktan sonra gümüş salınımları izlenmiştir.

Çizelge 4.6. Kullanılmış Filmlere Klinoptilolit İlavesi Yapıldıktan Sonra Termal Arıtım ile Gümüş Salınımı

Leaching Yöntemi	Konsantrasyon (mg/l)
TCLP	0.818
EPtox	0.260
MEP 1.Gün	0.402
MEP 2.Gün	3.062
MEP 3.Gün	2.925
MEP 4.Gün	5.863
MEP 5.Gün	5.427
MEP 6.Gün	5.258
MEP 7.Gün	4.374
MEP 8.Gün	4.822
MEP 9.Gün	4.456

Röntgen filmi atıkları 900°C’de termal arıtıma maruz bırakıldıktan sonra ortaya çıkan kül miktarı kadar klinoptilolit ilavesi ile MEP çözeltisine salınan gümüş konsantrasyonu ilk gün 3.72 mg/l iken, son güne doğru bu değer 10.82 mg/l’ye çıkmıştır. Ancak röntgen filmi atıklarına klinoptilolit ile birlikte termal arıtım uyguladığımızda MEP çözeltisine geçen gümüş değerinde yarı yarıya bir azalma olduğu gözlemlenmiştir. İlk günki gümüş salınımı Çizelge 4.6’da görüldüğü gibi 0.402 mg/l iken son gün gümüş salınımı 4.456 mg/l’ye çıkmıştır. Bu sonuçlar doğrultusunda röntgen film atıklarına klinoptilolit ilavesi yapıldıktan sonra termal arıtım uygulandığında gümüş salınımındaki azalmalarda Şekil 4.16’da görüldüğü gibi klinoptilolit’in etkisinin daha fazla olduğu ortaya çıkmıştır.



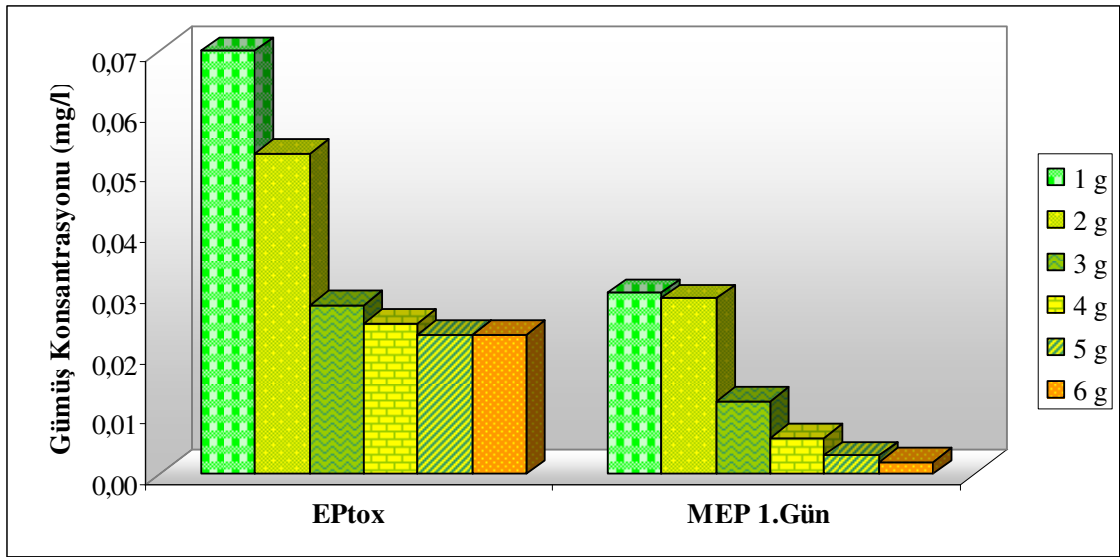
Şekil 4.16. Kullanılmış Filmlere Klinoptilolit İlavesi Yapıldıktan Sonra Termal Arıtım ile Gümüş Salınımı

4.9. Röntgen Filmi Atıklarına Farklı Oranlarda Klinoptilolit İlavesinin Termal Arıtım Yapılmaksızın Gümüş Salınımına Etkilerinin İncelenmesi

Farklı oranlarda klinoptilolit ilave edilmiş film atıklarından EPtox çözeltisine geçen gümüş konsantrasyonları Şekil 4.17’de gösterilmiştir. Gümüş salınımına klinoptilolit etkisi termal arıtmadan önce belirlenmiştir. Röntgen filmi atıklarının miktarı sabit tutularak artan ve azalan dozlarda klinoptilolit ilave edilmiştir.

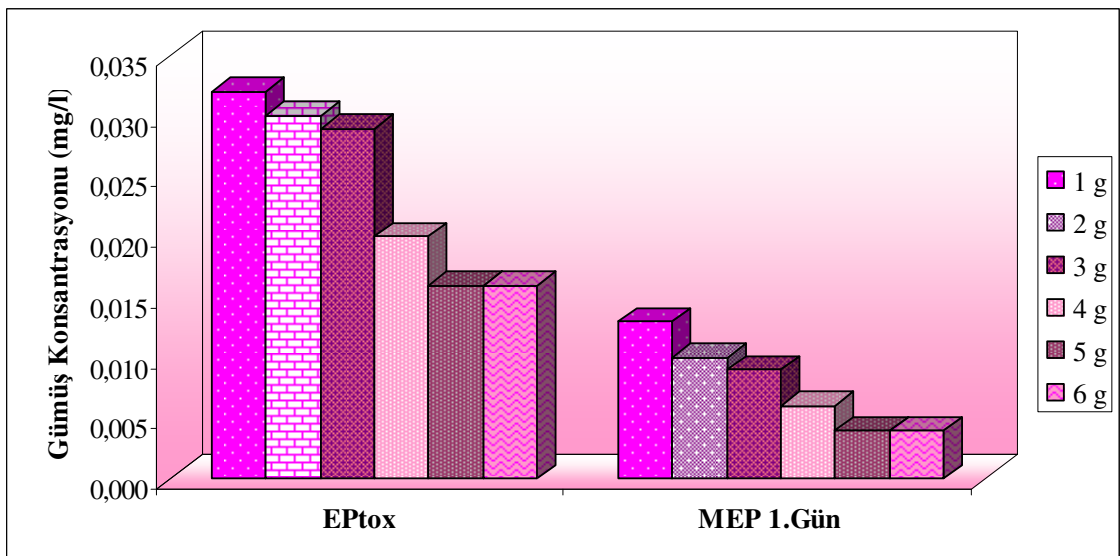
Klinoptilolit termal arıtmadan önce kullanılmış film ve kullanılmamış filmlerdeki etkileri incelendiğinde, klinoptilolit ilavesi arttıkça röntgen filmi atıklarından gümüş salınımının çok az miktarda azaldığı gözlemlenmiştir. Kullanılmış filmlerde 3 g röntgen filmi atığı kullandığımız için aynı miktarda klinoptilolit ilavesi ile EPtox çözeltisine geçen gümüş salınımı, 0.028 mg/l iken, 1, 2, 3, 4, 5 ve 6 g klinoptilolit ilavesi ile gümüş salınımlarının değişiminin sırasıyla 0.070 mg/l, 0.053 mg/l, 0.028 mg/l, 0.025 mg/l, 0.023 mg/l, 0.023 mg/l’ye düşmüştür.

MEP yöntemiyle filmde gümüş salınımları incelendiğinde 1. 2 ve 3 g’larda çok büyük farklılıklar olmamakta ancak 4, 5 ve 6 g klinoptilolit ilave edildiğinde çok büyük farklılıklar Şekil 4.17’de görülmektedir. İlave edilen klinoptilolit ile gümüş salınımindaki değişimler sırasıyla, 0.030 mg/l, 0.029 mg/l, 0.012 mg/l, 0.006 mg/l, 0.003 mg/l, 0.002 mg/l ‘ye düşmüştür. Klinoptilolit miktarı arttıkça, adsorplanan gümüş miktarında artış olduğu gözlenmektedir. Diğer deneylerde MEP çözeltisine EPtox’tan daha fazla gümüş salınımı olduğu gözlemlenmiştir. Ancak Şekil 4.17’de MEP yönteminde klinoptilolit ilavesinden sonra geçen gümüş konsantrasyonlarının EPtox’a göre daha düşük çıktığı görülmektedir.



Şekil 4.17. Farklı Oranlarda Klinoptilolit İlavesiyle Kullanılmış Röntgen Filmlerinden EPTox ve MEP Çözeltilisindeki Gümüş Salınımı

Kullanılmamış filmlere 1, 2, 3, 4, 5 ve 6g klinoptilolit ilave edilerek EPTox ve MEP çözeltilerine geçen gümüş konsantrasyonu değerleri Şekil 4.18’de görüldüğü gibidir. EPTox çözeltilisindeki gümüş salınım miktarları sırasıyla 0.032 mg/l, 0.030 mg/l, 0.029 mg/l, 0.020 mg/l, 0.016 mg/l ve 0.016 mg/l, MEP çözeltilisindeki gümüş salınımları ise sırasıyla, 0.013 mg/l, 0.010 mg/l, 0.009 mg/l, 0.006 mg/l, 0.004 mg/l ve 0.004 mg/l olarak gözlemlenmiştir



Şekil 4.18. Farklı Oranlarda Klinoptilolit İlavesiyle Kullanılmamış Röntgen Filmlerinden EPTox ve MEP Çözeltilisindeki Gümüş Salınımı

Klinoptilolit ilavesiyle röntgen filmleri atıklarından gümüş iyonlarının gideriminde klinoptilolit adsorplama ve iyon değiştirme özellikleri etkili olmuştur. Gümüş iyonlarının değişiminde katı fazdaki değişebilir iyonlar esas olarak Na^+ , K^+ , Ca^{+2} ve Mg^{+2} olduğu ifade edilmektedir. Klinoptilolit örneklerinden çözeltiye belirgin bir farkla Na^+ iyonlarının yer değiştirerek çözeltideki gümüş iyonlarının miktarını azaltmaktadır (Akgül ve ark., 2006).

4.10. Röntgen Film Atıkları Ağırlık Kayıplarının Termal Arıtım Sıcaklığı ile Değişiminin İncelenmesi

Röntgen film atıklarının çeşitli termal arıtım sıcaklıklarına maruz kaldıklarından bu atıkların miktarlarında büyük oranda ağırlık azalması meydana geldiği gözlemlenmiştir. Bunu belirlemek için yapılan deneysel çalışmalarda, röntgen filmi atıklarının 500, 700, 900 ve 1100°C sıcaklıklardaki termal arıtımlarından önce ve sonraki ağırlıkları ölçülmüştür. Termal arıtmadan önce film atıklarının ağırlıkları sırasıyla; 46.76g, 65.40g, 59.11g ve 149.42 g olarak ölçülmüştür. Bu atıkların termal arıtım sonrasındaki ağırlıkları ise sırasıyla, 4.12g, 5.23g, 3.4g ve 7.02g olarak gözlemlenmiştir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Tehlikeli atıklar içerisinde sağlık kuruluşlarından kaynaklanan atıklar önemli bir yer teşkil etmektedir. Sağlık kuruluşlarının radyoloji departmanlarının çalışmaları sırasında ortaya çıkan film atıkları çevresel açıdan önemli problemler oluşturmaktadır. Bu çalışmada kullanılmış ve kullanılmamış röntgen film atıklarının klinoptilolit gibi doğal katkı maddesi kullanılarak termal arıtım yöntemi ile bertaraf olanakları araştırılmıştır. Yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar aşağıda maddeler halinde verilmiştir.

1. Röntgen film atıkları kullanılmış ve kullanılmamış olmak üzere iki şekilde ayrılmış olup çalışmalar iki kademedede yürütülmüştür. Kullanılmış film atıklarının doğal hali ile yapılan metal salınım çalışmalarında, film içeriğindeki gümüşün MEP çözeltisine ilk gün 0.234 mg/l geçtiği ancak 9. gün sonucunda bu salınımın 0.011 mg/l'ye düştüğü bulunmuştur. Son gün metal salınımlarının TCLP ve EPTox çözeltilerindeki metal salınımına oranla daha az olduğu gözlemlenmiştir. Bu değerler EPA'ya göre gümüşün tüm koşullarda sınır değeri 0.1 mg/l olarak verildiği için leaching yöntemlerinden çoklu ekstraksiyon yöntemi olan MEP'in kullanılmış filmlerin çevreye vereceği zararların limit değerlerin altına indirebileceğini göstermiştir.
2. Farklı sıcaklıklarda gerçekleştirilen termal arıtım çalışmaları metal salınımlarında değişikliklere neden olmuştur. 500, 700, 900 ve 1100°C sıcaklıklarda TCLP çözeltisine metal salınımları sıcaklık arttıkça azalırken, EPTox çözeltisindeki gümüş salınımlarının sıcaklıkla artmış olduğu gözlemlenmiştir. TCLP ve EPTox çözeltilerinde salınan gümüş miktarları EPA'nın limit değerlerinin biraz üstüne çıktığı görülmüştür. Ancak röntgen filmi içerisindeki gümüş bağları hem sıcaklık artışı hem de MEP çözeltisinde bulunan sentetik asit yağmurunun içeriğinde var olan nitrik-sülfirik asit karışımının etkisi ile zayıflamış ve TCLP ve EPTox'a göre daha fazla salınım olduğu görülmüştür.
3. Röntgen film atıklarına 1100°C sıcaklığında 5, 15, 30 ve 60 dakika sürelerince termal arıtım uygulanmıştır ve metal salınımı üzerinde zamanın etkisinin fazla olmadığı görülmüştür. 5 dakika termal arıtıma maruz bırakılan röntgen filmlerinden MEP çözeltisine geçen gümüş konsantrasyonu 23.94 mg/l iken 60 dakikada bu

salınım 27.02 mg/l'ye çıkmıştır. Bu nedenle optimum zamanın 5 dakika olduğu belirlenmiştir. Ancak 1 saat sonunda termal arıtım yapılmış röntgen filmi içeriğinde gümüş tanecikleri görülmesi nedeniyle bundan sonra yapılan termal arıtım çalışmalarında 60 dakikalık süre seçilmiştir.

4. Çekimi yapılmış ve çekim yapılmamış filmlere doğal halleri üzerine aynı miktarda klinoptilolit ilave edilerek yapılan çalışmalarda kullanılmış filmlerde klinoptilolit kullanılmamış filmlere göre tuttuğu gümüş miktarı TCLP, EPtox ve MEP çözeltisinin ilk üç gününde daha fazla olup EPA'ya göre ise bu sınır değerlere yakın ve altında olduğu gözlemlenmiştir. MEP çözeltisinin diğer günlerinde ise kullanılmamış filmlerde tutulan klinoptilolit tutulan gümüş miktarının daha fazla olduğu görülmüştür.
5. Kullanılmış filmler 900°C'de 1 saat içlerine klinoptilolit konulmadan termal arıtıma tabi tutulduktan sonra ortaya çıkan kül miktarı kadar klinoptilolit eklenmesi sonucunda çözeltiliye geçen gümüş konsantrasyonları MEP 1. gün için 3.743 mg/l iken son gün 10.82 mg/l'dir, 900°C'de kullanılmış film ve 3g klinoptilolit birlikte yakılması sonucunda ortaya çıkan kül miktarından çözeltiliye geçen gümüş miktarı MEP ilk gün için 0.402 mg/l iken son gün bu değer 4.456 mg/l olarak bulunmuştur. Bu değerler ışığında daha iyi bir gümüş adsorplaması için klinoptilolit kullanılmış filme termal arıtım öncesinde ilave edilmesi gerektiği anlaşılmıştır.
6. Röntgen filmi atıklarına farklı oranlarda klinoptilolit ilave edilerek yapılan arıtım çalışmalarında kullanılmış ve kullanılmamış filmlere yapılan klinoptilolit ilavesi arttıkça EPtox ve MEP çözeltisine geçen gümüş salınımlarının azaldığı görülmüştür. Optimum klinoptilolit dozu 3g olarak bulunmuştur.

KAYNAKLAR

1. **Acun, F., 1996.** Bazı Moleküller Adsorblatılmış ve İyon Değiştirilmiş Zeolitlerin EPR İle İncelenmesi. Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, s. 116.
2. **Akgül, M., Karabakan, A., Acar O., Yürüm Y., 2006.** Removal of Silver (I) from Aqueous Solutions with Clinoptilolite, Microporous and Mesoporous Materials, 94, p. 99-104.
3. **Altın, S., 1997.** Sivas Kentindeki Hastane Katı Atıklarının İncelenmesi ve Uygun Bertaraf Sisteminin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sivas, s: 90.
4. **Anonymous, 1981.** An Exposure And Risk Assessment For Silver, EPA Working Group, www.epa.gov.tr.
5. **Anonymous, 1996.** Ambient Water Qualities Criteria for Silver, Environmental Protection Compendium, www.epa.gov.tr.
6. **Anonymous, 1999.** The Technology of Silver Recovery for Photographic Processing Facilities, Kodak Environmental Information, J-212, www.kodak.com.
7. **Anonymous, 2000.** Silver Recovery Using. Kodak Silver Recovery Agent for Large Photofinishing Labs, Kodak Environmental Information, CIS 155, www.kodak.com.
8. **Atay, Ü., 2002.** Doğantepe (Amasya) Zeolitinin Atıksulardan Amonyak İyonu Gideriminde Kullanılabilirliğinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sivas, s.82.
9. **Bıyık, M., 2005.** Ülkemizde Çıkarılan Doğal Zeolit ve Kil Mineralleri Üzerine EPR İncelenmesi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, s. 62.
10. **Boccaccini, A., R. Schawahi, J., Kern, H., Schunck, B., Rincon, J. M., Romero, M., 2000.** Sintered Glass Ceramics from Municipal Incinerator Fly Ash. Glass Technology, 41(3), 99-105.
11. **Cameron, E.C., 1971.** Recovery of Silver from Used Photographic Materials. Chemical Abstract, 74.
12. **Capak, K., 2001.** Management Of Medical Waste İn Proceedings Of Annual Meeting Of Sanitary Inspectors.

- 13. Castro, A.G., Echegarrua, G.M., Perez, A.M., Tost, M.R., Castellon, R.E, Lopez, J.A., 2008.** Adsorption Properties of Natural and Cu(II), Zn(II), Ag(I) Exchanged Cuban Mordenits, Microporous and Mesoporous Materials, 108, p. 325-332.
- 14. Chang H., O., 2001.** Hazardous and Radioactive Waste Treatment Technologies Handbook. London, NewYork, Washington, D.C.
- 15. Chapman, C.C., 2003.** Vitrification, Application & Products, Vitrification International Technology Inc., Technical Documents, USA
- 16. Cooley, A.C., 1993.** Silver Recovery for Environmental Compliance in Photographic Processing. J. Imaging Science Technology, 37 (4), p. 374-379.
- 17. Çalış, N., 2003.** Manisa Gördes Bölgesi Zeolitlerinin Zenginleştirilmesinde Yapısal Özelliklerin Etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir, s.72.
- 18. Çetinel, G., 1993.** Dünya’da ve Türkiye’de zeolit. M.T.A Genel Müdürlüğü Fizibilite Etüdları Dairesi, M.T.A., Ankara.
- 19. Çulfaz , A., Yücel, H., 1995.** Türkiye’nin Doğal Zeolit Kaynaklarının Değerlendirilmesi, Ankara.
- 20. Da Silva, C., Hoppe, A., Ravonello, M., Mello, N., 2005.** Medical Waste Management in the South of Brazil. Waste Mangement, 25, p. 600-605.
- 21. Demir, A., Bilal, S., Özkaya, B., 2002.** The Management of Medical Wastes in İstanbul. “ISWA World Environment Congress, İstanbul. Sempozyum Bildiri Kitabı p. 283-287.
- 22. DPT, 1996.** Madencilik Özel İhtisas Komisyonu Endüstriyel Hammadeler Alt Komisyonu, Diğer Endüstri Mineralleri Çalışma Grubu Raporu. Yayın No: DPT 2421-ÖİK 480.
- 23. Dyer, A., Willey, J., 1988.** An Intrduction to Zeolite Molecular Sieves. Sons Inc., U.K.
- 24. EPA, 1986.** Guide for Infectious Waste Management, 530-SW-86-014.
- 25. EPA, 1992.** Low Temperature Thermal Treatment Technology, Applications Analysis Report, Cincinnati EPA/540-AR-921-019.

26. **EPA, 2007.** U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste RCRA Orientation Manual; (giriş 27.11.2007) <http://www.epa.gov/epaoswer/general/orientat/>: internet
27. **Erdoğan, B., 2005.** Doğal ve Modifiye Doğal Zeolitlerde Etilen Adsorbsiyonu ve Bazı Uygulamaları. Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir, s: 50.
28. **Ergun, O.N., 1977.** Sedimentology of Tertiary Evaporites Uğurludağ Area Çankırı-Çorum Basin, Turkey, pHD Thesis , University of London, p. 268.
29. **Ergun, O.N ve Üşenmez, S., 1987.** “Çankırı-Çorum Havzası Karasal Tersiyer Çökellerinde Klinoptilolit Oluşumu”, Gazi Üniversitesi., Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi, 2(1), s. 91-101.
30. **Ergun, O.N., Kuleyin, A., 1996.** Zeolitize Volkanik Tuf (Klinoptilolit) Kullanılarak Sudaki Pb Giderimi. IX Mühendislik Sempozyumu, Çevre Bildirileri Kitabı, Süleyman Demirel Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Isparta, s:13-16.
31. **Ergun, O.N., 2001.** Katı Atıkların Yönetimi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Ders Notları, Samsun, s. 140.
32. **Eskitürk, A., 2002.** Hastane Atıklarının Yönetiminde Atık Minimizasyonu. Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, s. 148.
33. **Ewell, T.W. and Piper, J., 1970.** Silver Recovery Incinerator. Industrial Water, 7 (11), p. 30-32.
34. **Ferraris, M., Salvo, M., Smeacetto, F., Augier, L., Barbieri. L., Corradi, A., Lancellot, I., 2001.** Glass Matrix Composites from Solid Waste Metarials. Journal of the European Ceramic Society, 21 (4), p. 453-460
35. **Frank, I., 1990.** Infectious waste management, Technomic Publication, Pennsylvania, p. 148.
36. **Freeman, H.M., 1998.** “Thermal Processes” Standard Handbook of Hazardous waste Treatment and Disposal, McGraw-Hill, NewYork.
37. **Galtier, L., Carinne., 2002.** Healthcare waste management on an international scale. ISWA World Environment Congress, İstanbul. Sempozyum Bildiri Kitabı p. 289-294

- 38. Gehre, C., Iske, U., Glambitza, F., Klein, I., 1989.** Recovery of Silver and Carrier from Waste Film by Use Gelatin Degrading Microbes. Chemical Abstract, 110 (22), p. 19 8681d
- 39. Gorai, B., Jana, R.K., Premchand, N., 2003.** Characteristic and Utilization of Copper Slag”, Resources, Conservation and Recycling, p. 1-15.
- 40. Gottardi, G., and Gali, E., 1985.** Natural zeolites. Springer verlog, Berlin, Almanya.
- 41. Guttman, R., 1996.** Thermal Technologies to Convert Solid Waste Residuals into Technical Glass Products. Glasstechnology Ber. Glass Science Technology, 69 (9).
- 42. Irwin, R.J., VanMouwerik M., Stevens, L., Sese, M.D., Basham, W., 1998.** Environmental contaminants encyclopedia. Fort Collins, CO: National Park Service, Water Resources Division; 1998.
- 43. İnan, Z., 2002.** Klinoptilolit Bakımından Zengin Doğal Batı Anadolu Zeolitlerinin Taryum, Kadmiyum ve Krom Sorpsiyonunun İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir, s: 112.
- 44. Jama, M.A. and Yücel, H. 1990.** Equilibrium Studies of Sodium-Ammonium Exchange on Clinoptilolite Zeolite, Sep. Sci. And Tech., 24(15), p. 1393-1416.
- 45. Jang Chul.Y., Lee, C., Yoon, O., Kim, H., 2005.** Medical Waste Management İn Koreo. Journal of Environmental Management, 80, p. 107-115.
- 46. Karabacakoğlu, B., 2001,** Application of Elecctrodialysis for the Removal of Silver Ions from Dilute Solutions. pH D Thesis, Department of Chemical Engineering, Eskişehir, p. 118.
- 47. Karamberi, A., Moutsatsou, A., 2006.** Vittrification of lignite fly ash and metal slags fort he production of glass and glass ceramics. China Particuology, 4 (5), p. 250-253.
- 48. Khunsper, P., Grisdonurak, N., Thaveesri, J., Danutra, V., Puttitavorn, W., 2008.** Radiographic film waste management in Thailand and cleaner technology for silver leaching. Journal of Cleaner Production, 16, p. 28-36
- 49. Kikuchi, R., 1998.** Vittrification Process for Treatment of Sewage Sludge and Incineration Ash. Journal of the Air & Waste Management Association, 48, p. 1112-1115.

- 50. Kocasoy, G., 1994.** Hastane Atıklarının Uzaklaştırılması İzmir’de Uygulanan Yöntem. Boğaziçi Üniveristesi, Çevre Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- 51. Kuleyin, A., 1999.** Doğal Klinoptilolit İle Sızıntı Suyu Ve Atıksulardan Ağır Metal Ve Amonyak Giderimi. Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, s: 115.
- 52. Kuo, Yi., Wang, J.W., Chao, H.W., Wang, C.T., Chien, G.P.C., 2008.** Effect of Cooling Rate and Basically During Vittrification of Flya Ash Part 2. On the Chemical Stability and Acid Resistance of Slags. Journal of Hazrdous Meterials, 152, p. 554-562.
- 53. Kurama, H., Kaya, M., 1995.** Doğal Klinoptilolit İyon Değişim Özellikleri Pb⁺, Cu⁺, Cd⁺, Hg⁺/Na⁺ Dengesi. Endüstriyel Hammadeler Sempozyumu, 21-22 Nisan 1995, İzmir.
- 54. Kühling, G.J., 2002.** Hospital Waste. ISWA World Environment Congress. Boğaziçi Üniversitesi, İstanbul, p. 275-282.
- 55. Kühling, G.J., 2005.** Etlog envirotech. Compandium Healthcare Waste Turkey. Berlin, Almanya.
- 56. Li, C., Fu-Tien, J., 1993.** “Physical and Chemical Composition of Hospital Waste” Infection Control and Hospital Epidemiology, 14(3), p. 145-150.
- 57. Lindau, E.S., 1970.** Recovery of Silver from Film. Chemical Abstract, 73, p. 40453p.
- 58. Lorenzo, G.A., 1988.** In-Situ Ion-Exchange Silver Recovery for Population Control. J. Imaging Technology, 14, p. 174-178.
- 59. Marinkovic, N., Vitale, K., Holcer, J.N., Dzakula, A., Pavic, T., 2007.** Management Of Hazarduos Medical Waste İn Croatia. Waste Management, Article in Press.
- 60. Moreno, G.R., 1986.** The recovery of silver from photographic film: A study of the leaching reaction with cyanide solution for industrial use, Hydrometallurgy, 16(3), 395-400.
- 61. Mumpton, F.A., 1978.** Natural Zeolites: A New İndustrial Mineral Commodity. In Natural Zeolites, Occurence, Properties. USC, L.B. Sand and F.A. Mumpton
- 62. Nakiboğlu, N., 1998.** Recovery of Silver from Used Photographic Film and Preparation of new Photographic film. PH D Thesis, Ege University, Graduate School of Natural and Applied Sciences, İzmir.

63. **Öter, Ö., 2002.** Zeolitin Asit Baz Modifikasyonu Ve Modifiye Zeolitin Çevre Koruma Uygulamaları. Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, s: 109.
64. **Özbayrak, Ö., 2004.** Doğal Zeolitlerin Pestisit Gideriminde Kullanılabilirliğinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir, s: 63.
65. **Özgür, Z., 2005.** Armutlu Yarımadası Zeolitli Tüflerinin Jeolojik, Minerolojik ve Jeokimyasal İncelenmesi. Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, s: 184.
66. **Pelino, M., Karamanov, A., Psciella, P., Crisucci, S., Zoonetti, D., 2002.** Vitrification of Electric Arc Furnace Dusts. Waste Management, 22, p. 945-949.
67. **Powell, J.R., 2002,** Advanced Vitrification System, Technical Document.
68. **Purcell, T, W., Peters, J.J., 1998.** Sources of Silver in the Environment. Environmental Toxicol. Chemical, 17(4), p. 539-546.
69. **Shanmuganathan, P., Lakshmipathirai, S., Srikanth, S., Nachiappan, A.L. Sumathv, A., 2008.** Toxicity Characterization and Long Term Stability Studies on Copper Slag from the ISASMELT Process, Resources Conservation & Recycling, 52, p. 601-611.
70. **Shermann, J.D., 1999.** Synthetic Zeolites And Other Microporous Oxide Molecular Sieves, (Nos, Colloquium) Geology, Minerology and Human Welfore, Proc, Natl. Acad. Sci., 96, 3471-3478.
71. **Srivastava, S.P., Laxmi, S., Krisha, P.V., Lyander, M.S., 1972.** Processing Photographic Waste, Chemical Abstract, 77, p. 130423.
72. **T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı** 22.07.2005 tarihli 25883 sayılı Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği.
73. **Tata, A., and Beone, F., 1995.** Hospital Waste Sterilization: A Technical and Economic Comparison Between Radiation and Microwave Treatments. Radiation Physics and Chemistry, 46, p. 1153-1157.
74. **Thompson, L., 2003.** Features and Benefits of Geomelt Vitrification Technologies, Technical Document, Washington.
75. **Topkaya, B., 1995.** Tıbbi Atıkların Yakılması ve Ortaya Çıkan Sorunlar Akdeniz Üniversitesi Tıbbi Atıklar Yakma Fırını. Katı Atık ve Çevre, 20, s. 13-20.

- 76. Topkaya, B., 2004.** Tıbbi Atık Yönetimi. “Katı Atıkların Yönetimi Eğitim Semineri, Kasım 2005, İzmir”. Eğitim Semineri Kitabı (Editör: M. Necdet Alpaslan), s. 9/ 1-42.
- 77. Tsakano, M., Anagnostopoulou, A., Gidakos, E., 2007.** Hospital Waste Management And Toxicity Evaluation: A case study. Waste Management, 27, p. 912-920.
- 78. Tsitsishvili, G.V., Andronikashvili, T.G., Kinov, G.M., Filizova, L.D., 1992.** Natural Zeolites Chichester. UK: Ellis Harwood Limited.
- 79. Tutar, D., 2004.** Tıbbi Atık Yönetimi İçin Yeni Bir Yaklaşım ve Ankara Örneği. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Ankara, s. 91.
- 80. Ülkü, S., ve Turgut, F., 1991.** Zeolitler Ve Uygulama Alanları. Ulusal Kil Sempozyumu Tebliğleri, s: 387-399.
- 81. Wang, J., Huang, C.P., Pirestani, D., 2003.** Interactions of Silver with Wastewater Constituents, Water Research , 37, p. 4444-4452.
- 82. WHO, 1983.** “Management of Waste from Hospital” Regional Office for Europa. Europa Reports and Studies 97, Copenhagen.
- 83. WHO, 1999.** Management of Wastes from Healthcare Activities. “İnternational Seminar and Workshop on Management of wastes from Healthcare Activities 9 Semptember 1999, Geneva”. Teacher’s Guide (Editors: A. Prüss, W.K. Townend) s.187.
- 84. Valles, M., Avila, G., Martinez, S., Terradas, R., Nogues, J.M., 2007.** Heavy Metal-Rich Wastes Sequester in Mineral Phases through A Glass-Ceramic Process. Chemosphere, 68. p. 1946-1953.
- 85. <http://www.genbilim.com/content/view/3703/36/>, 01.08.2008.**
- 86. <http://www.mta.gov.tr>, 2008, 10.04.2008.**

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Gaye İnanc ŞENEL

Doğum Yeri: Samsun

Doğum Tarihi: 21.08.1984

Medeni Hali: Bekar

Bildiği Yabancı Diller: İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Ortaokul ve Lise: Milli Piyango Anadolu Lisesi (1995-2002)

Lisans: Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü (2002-2006)

Yüksek Lisans: Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı (2006-halen)

Çalıştığım Kurum/Kurumlar ve Yıl: 2007 yılında Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde Araştırma Görevlisi olarak başladığım görevi halen sürdürmekteyim.

İletişim Bilgileri:

Adres: Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Kurupelit Kampüsü/SAMSUN

Tel: 0362 312 19 19 (1536)

E-mail: gisenel@omu.edu.tr

1984 yılında Samsun'da doğdum. İlkokulu İstiklal İlkokulu, ortaokul ve liseyi Milli Piyango Anasolu Lisesi'nde tamamladım. 2002 yılında Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde başladığım lisans öğrenimimi 1006 yılında bölüm birincisi olarak tamamladım. Aynı yıl açılan sınavı kazanarak Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisansa başladım. 2007 yılında Fen Bilimleri Enstitüsü Kadrosuna bağlı olarak araştırma görevlisi olarak atandım ve halen görev yapmaktayım.