



T.C.

SELÇUK ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ANDEZİT İŞLEME ATIKSUYUNUN FİZİKOKİMYASAL ARITIMI

Derya YILMAZTÜRK

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Ağustos-2011
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ANDEZİT İŞLEME ATIKSUYUNUN FİZİKOKİMYASAL ARITIMI

Derya YILMAZTÜRK

Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd.Doç.Dr. Esra YEL
2011, 82 Sayfa

Jüri
Prof.Dr. M. Faik SEVİMLİ
Yrd.Doç.Dr. Esra YEL
Yrd.Doç.Dr. Vildan ÖNEN

Bu çalışmada andezit işleme tesisi atıksuyundan bulanıklığın giderilmesinde fizikokimyasal yöntemin etkisi incelenmiştir. Arıtma sonunda oluşan arıtma çamurlarının özellikleri de belirlenmiştir. Çalışmada her bir koagülant, flokülant ve mineraller için uygun doz, karıştırma hızı ve süresi, çökelme süresi ve pH parametrelerinin belirlenmesi gerçekleştirilmiştir. Koagülasyon için Alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3x18H_2O$, sodyum alüminat ($NaAlO_2$), polialüminyum klorür ($Al(OH)_{15}(SO_4)_{0,125}Cl_{1,25}$), demir(3) klorür ($FeCl_3$), flokülasyon için %40'lık ve %30'luk yüksek ve orta molekül ağırlıklı anyonik flokülant, %40'lık orta ve yüksek molekül ağırlıklı katyonik flokülant ve noniyonik flokülant kullanılmıştır. Koagülasyon için en uygun koagülant, 240 mg/L doz, 60 saniye karıştırma süresi, 20 dakika çökelme süresi, 60 rpm karıştırma hızı ve 6.5 pH'da %98'lik bulanıklık giderim verimi ile demir(3) klorür, flokülasyon için de 11 mg/L doz, 30 saniye karıştırma süresi, 10 dakika çökelme süresi, 30 rpm karıştırma hızı ve 8 pH'da %98'lik bulanıklık giderim verimiyle Y.M.A anyonik flokülant olarak belirlenmiştir. Andezit işleme tesisi atıksuyundan bulanıklığın giderilmesinde zeolit, sepiyolit ve pomza minerallerinin etkisi de araştırılmıştır. Mineraller arasında en uygun olanı 800 mg/L doz, 90 saniye karıştırma süresi, 110 dakika çökelme süresi, 120 rpm karıştırma hızı ve 6.5 pH'da %59'luk bulanıklık giderim verimiyle pomza mineralidir. Minerallerle arıtmanın maliyet, işletim koşulları ve bulanıklık giderim verimi açısından uygun olmadığı tespit edilmiştir. Tez çalışması sonunda andezit işleme atıksuyunun arıtmında; %98 gibi yüksek bulanıklık giderim verimi, 64.67 NTU sonuç bulanıklık değeri ve diğer faktörler göz önünde bulundurularak en uygun kimyasal Y.M.A anyonik flokülant, uygun proseste flokülasyon prosesi olarak belirlenmiştir. Ayrıca Y.M.A anyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtma sonunda oluşan çamurun yoğunluğu 0.751 g/cm^3, katı yüzdesi %21.1, çökelme hızı 48.4 mm/dk, AKM konsantrasyonu 158025 mg/L'dir.

Anahtar Kelimeler: Andezit İşleme Tesisi Atıksuları, Bulanıklık, Flokülasyon, Koagülasyon, Mermer

ABSTRACT

MS THESIS

PHYSICO-CHEMICAL TREATMENT OF ANDESITE PROCESSING WASTEWATER

Derya YILMAZTÜRK

THE GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCE OF SELÇUK UNIVERSITY
THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE
IN ENVIRONMENTAL ENGINEERING

Advisor: Asst.Prof.Dr. Esra YEL

2011, 82 Pages

Jury
Prof.Dr. M. Faik SEVİMLİ
Asst.Prof.Dr. Esra YEL
Asst.Prof.Dr. Vildan ÖNEN

In this study, the effectiveness of the physicochemical method on turbity removal from the wastewater of andesite proccessing plant was investigated. At the end of treatment, characteristics of sludge was determined. In the study each coagulant , identifying mixing speed and time, settling time and pH parameters for flocculant and minerals were carried out. For coagulation $Al_2(SO_4)_3x18H_2O$, $NaAlO_2$, $Al(OH)_{15}(SO_4)_{0,125}Cl_{1,25}$, $FeCl_3$ as coagulant, for flocculation polyacrylamide based anionic polymer of high and medium molecular weight, polyacrylamide based cationic polymer of high and medium molecular weight and nonionic polymer as flocculant were used. The most convenient coagulant for coagulation , iron (3) chloride which has 240 mg/L dose, 60seconds mixing time, 20 minutes settling time, 60 rpm mixing speed and % 98 of turbudity removing efficiency for 6.5 pH was determined. Also for flocculation, polyacrylamide based anionic polymer of high molecular which has 11 mg/L dose, 30 seconds mixing time, 10 minutes settling time, 30 rpm mixing speed and % 98 of turbudity removing efficiency for 8 pH. When removing turbudity from wastewater of andesite processing plant ,the effects of zeolite , sepiolite and pumice minerals were also investigated.The most convenient mine among the others is pumice mineral. Because it has 800 mg/L dose, 90 seconds of mixing time, 110 minutes of settling time, 120 rpm of mixing speed , % 59 of turbudity removing efficiency for 6.5 pH. Treatment with minerals was identified as unsuitable in terms of cost, operating conditions and removing turbudity efficiency. In the end of thesis study, for treatment of andesite processing plant's wastewater, the most convenient chemical polyacrylamide based anionic polymer of high molecular and flocculation process as the most convenient process were determined taking into consideration %98 turbidity removing efficiency, 64.67 NTU output turbidity value and other factors. Also density of the sludge occuring in the end of the treatment carried out with polyacrylamide based anionic polymer of high molecular is 0.751 g/cm^3. Its solid matter percentage is %21.1 its settling speed is 48.4 mm/min and its suspended solids' concentration is 158025 mg/L.

Keywords: Coagulation, Flocculation, Marble, Turbitiy, Wastewater of andesit processing plant.

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tezimin hazırlanmasında ve yönlendirilmesinde, desteğini, bilgisini, sabrını esirgemeyen Selçuk Üniversitesi, Mühendislik – Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyelerinden Değerli hocam ve danışmanım Yrd. Doç. Dr. Esra YEL'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Selçuk Üniversitesi, Mühendislik – Mimarlık Fakültesi Maden Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyelerinden sayın hocam Yrd. Doç. Dr. Vildan ÖNEN'e hem deneylerin yürütülmesi hem de atıksu numunesinin Konya yakınlarında faaliyet gösteren andezit işleme tesisinden elde edilmesi sırasındaki katkı ve desteklerinden ötürü teşekkür ederim. Ayrıca tesis yetkililerine yardımlarından ötürü teşekkür ederim.

Tezimi hazırladığım süre boyunca maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen aileme de teşekkür ederim.

Derya YILMAZTÜRK
KONYA-2011

İÇİNDEKİLER

ÖZET ..... **iv**

ABSTRACT ..... **v**

ÖNSÖZ ..... **vi**

İÇİNDEKİLER ..... **vii**

SİMGELER VE KISALTMALAR ..... **ix**

1. GİRİŞ **1**

1.1. Çalışmanın Amacı 2

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI **3**

2.1. Mermer 3
2.1.2. Mermer işleme tesisi proses aşamaları 7
2.2. Mermer Atıkları 8
2.2.1. Mermer atıklarının çevresel etkisi 9
2.2.2. Mermer atıklarının kullanım alanları 10
2.3. Mermer Atıksuları 10
2.4. Mermer Atıksularının Arıtımı 12
2.5. Mermer Atıksularının Arıtımında Kullanılan Yöntemler 15
2.5.1. Koagülasyon-flokülasyon yöntemi 15
2.5.2. Elektrokoagülasyon prosesi 21
2.5.3. Mikrofiltrasyon yöntemi 22
2.6. Arıtma Çamuru 22

3. MATERYAL ve YÖNTEM **24**

3.1. Materyal 24
3.1.1 Andezit işleme tesisi atıksuyu 24
3.1.2. Kimyasallar ve cihazlar 24
3.2. Deneysel Çalışmalar 25
3.2.1 Doğal sedimantasyon denemesi 25
3.2.2 Jar test deneyleri 25
3.2.3. AKM tayini 26
3.2.4. Bulanıklık tayini 27
3.2.5. Çamur özelliklerinin tayini 28

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA **29**

4.1. Doğal Sedimantasyon Denemesi Sonucunda Elde Edilen Bulgular 29
4.2. Koagülantların Andezit Atıksuyu Arıtımında Etkinliği 29
4.2.1. Koagülantlar için uygun koagülant dozunun belirlenmesi 30
4.2.2. Koagülantlar için uygun karıştırma süresinin belirlenmesi 33
4.2.3. Koagülantlar için uygun çökelme süresinin belirlenmesi 35

4.2.4. Koagülantlar için uygun karıştırma hızının belirlenmesi 36
4.2.5. Koagülantlar İçin pH Optimizasyonu 40
4.3. Flokülantların Andezit Atıksuyu Arıtımında Etkinliği 44
4.3.1. Flokülantlar için uygun dozun belirlenmesi 45
4.3.2. Flokülantlar için uygun karıştırma süresinin belirlenmesi 48
4.3.3. Flokülantlar için uygun çökelme süresinin belirlenmesi 49
4.3.4. Flokülantlar için uygun karıştırma hızının belirlenmesi 51
4.3.5. Flokülantlar için pH Optimizasyonu 53
4.3.6. Flokülantların yük yoğunluğu ve molekül ağırlığı açısından karşılaştırılması 56
4.4. Minerallerin Andezit Atıksuyu Arıtımındaki Etkinliği 57
4.4.1. Mineraller için uygun doz belirlenmesi 57
4.4.2. Mineraller için uygun karıştırma süresinin belirlenmesi 59
4.4.3. Mineraller için uygun çökelme süresinin belirlenmesi 61
4.4.4. Mineraller için uygun karıştırma hızının belirlenmesi 62
4.4.5. Mineraller İçin pH Optimizasyonu 64
4.5. Kimyasal Maliyetleri Analizi 67
4.6. Arıtma Sonunda Oluşan Çamurun Özelliklerinin Belirlenmesi 68
4.7. Koagülantlar Flokülantlar ve Mineraller İçin Elde Edilen Sonuçların Kıyaslanması 70

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER 73

5.1 SONUÇLAR 73
5.2 ÖNERİLER 74

KAYNAKLAR 76

ÖZGEÇMİŞ 82

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

$Al_2(SO_4)_3x18H_2O$: Alüminyum sülfat

$FeCl_3$: Demir(3) klorür

$NaAlO_2$: Sodyum alüminat

$Al(OH)_{15}(SO_4)_{0.125}Cl_{1.2}$: Polialüminyum klorür

$M_{\text{Filtre Kağıdı+kuru kalıntı}}$ = Filtre kağıdı+kuru kalıntının tartımı (mg)

$M_{\text{Filtre kağıdı}}$ = Filtre kağıdının tartımı (mg)

V_{Numune} = Numune hacmi (mL)

$M_{\text{Mezür dolu}}$ = Mezürün dolu ağırlığı, g

$M_{\text{Mezür boş}}$ = Mezürün boş ağırlığı, g

$V_{\text{Çamur+atıksu}}$ = Çamur+atıksu hacmi, cm^3

A= AKM konsantrasyonu, g/L

B= Çamur yoğunluğu, g/L

KISALTMALAR

NTU : Nephelometric Turbidity Unit

AKM : Askıda Katı Madde

g : Gram

s : Saniye

dk : Dakika

mL: Mililitre

1. GİRİŞ

Mermerlerin oluşum özellikleri bir diğer deyişle jeolojik kökenleri; minerolojik bileşim, jeolojik yapı, çimentolanma derecesi, homojenlik, sertlik, doku, kristallenme derecesi ve boyutu, dayanım özellikleri, özgül ağırlık, porozite, tane boyutu gibi temel özelliklerde farklılıklar oluşturmaktadır. Söz konusu farklılıklar, mermerlerin işletilme aşamalarını direkt etkilemektedir. Örneğin; mermerlerde "tane boyutu" çok önemli bir özelliktir. Çünkü mermerler ilk olarak tane boyutu ile değerlendirilirler. Mermerlerin tane boyutu; dayanım, kullanım yeri, parlaklık ve cila alma özelliklerine direkt olarak etki etmektedir (Çelik, 2004). Bunun yanı sıra tane boyut dağılımının iri ve tane sınırlarının düz olması mermerlerin dayanımlarının düşük olmasına neden olmaktadır.

Tane boyut dağılımının genelde ince ve tane sınırının da girift olması mermerlerin dayanımını arttırmaktadır (Onargan ve ark., 1997). Ancak bu durumda, mermer işleme tesislerindeki atık sularda askıda katı maddelerin çökeltilmesinde problemler artmaktadır. Örneğin; mermer endüstrisinde yaygın olarak kullanılan volkanik kayaçlar, 1 mm'den daha küçük tane boyuna sahip minerallerden meydana gelmiş ve camsı malzemelerden oluşmuşlardır.

Tane boyutunun küçük olması bu tür mermerlerin işlenmesi sırasında önemli derecede şlam problemi oluşturmaktadır. Bu tür mermer sınıfına giren andezit işleme tesislerinde de oluşan atık sulardan askıda katı maddelerin çöktürülmesi önemli bir problemdir. Diğer taraftan farklı minerolojik yapıya sahip oluşumlarda içerilen minerallerin özelliklerine bağlı olarak gerek kesilebilme gerekse işletme sonrası arıtım aşamasında farklı çökelme koşullarının oluşabileceği açıktır. Kısaca farklı oluşum özelliklerine sahip mermerlerde arıtım aşamasında farklı çökelme şartları söz konusu olmaktadır.

Yapılan literatür ve proje çalışma sonuçlarına göre orta büyüklükte bir mermer işleme tesisinde günlük 50-150 m^3 su kullanılmaktadır. Tesis için kullanılan su kayıplarının % 20 olduğu bilinmektedir. Ham proses atıksularında askıda katı madde, demir, alüminyum gibi fiziksel ve kimyasal kirletici parametrelerin oldukça yüksek miktarlarda bulunmaları, içeriğindeki kolloidlerin fazla olması ve kolay çökememesi yüzünden zor arıtılan atıksulardır. Mermer işleme tesisi ham proses atıksularında kolloid miktarının fazla olmasından dolayı atıksu doğaya olduğu gibi atılamaz, ayrıca atıksuların proseste yeniden kullanımının mermer endüstrisi için çok önemli olması ve yeniden kullanımda su yeterince iyi kalitede olmazsa kesme makinelerinde ciddi aşınma

problemlerine sebep olması açısından, mermer işleme tesisi ham proses atıksularının alıcı ortam deşarjlarından önce arıtılmalarının gerekli ve zorunlu olduğu bilinmektedir (Kavaklı, 2003).

1.1. Çalışmanın Amacı

Bu çalışmada; Andezit atıksuyunun koagülasyon-flokülasyon metoduyla gerçekleştirilen arıtımında uygun kimyasal türü ve dozu, karıştırma süresi, karıştırma hızı, çökelme süresi, pH değerlerinin ve arıtma sonunda oluşan çamurun özelliklerinin belirlenmesi gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonunda andezit işleme atıksuyu arıtımı için hangi kimyasalın uygun olduğuna karar verilmiştir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Mermer

Mermer, metomorfizma olayı sonucunda kalker ve dolomitik kalkerlerin yeniden kristalleşmesiyle meydana gelmiş bileşimdir. Bileşimlerinin %90-98'i $CaCO_3$'ten (Kalsiyum karbonat) oluşmaktadır. Düşük oranda $MgCO_3$ (Magnezyum karbonat) içermektedir. $CaCO_3$ kristallerinden oluşan mermerlerde esas mineral “Kalsit” tir. Aynı zamanda az miktarda silis, silika, feldspat, demiroksit, mika, fluorin ve organik maddeler bulunabilir. Renkleri genellikle beyaz ve grimsidir. Fakat yabancı maddeler nedeniyle sarı, pembe, kırmızı, mavimtırak, esmerimsi ve siyah gibi renklerde de olabilirler. Mikroskop altında incelendiğinde, birbirine iyice kenetlenmiş "Kalsit Kristalleri"nden oluştuğu görülür.

Endüstriyel anlamda “mermer”; kesilip parlatılabilen her cins taş mermer olarak kabul edilmektedir. Taşın cinsi ve içeriği ne olursa olsun büyük ebatta blok elde edilebilme, kesilme ve cilalanma gibi özellikler göstermesi, o taşın mermer olarak kabul edilmesine kafi gelmektedir. Bunlardan granit, diyabaz, lösitli siyenit, fanolit ve serpantinler gibi magmadan türeyen kayaçlar da bu suretle mermer tanımının içine girmektedir (Anonim, 2010).

1992 yılı itibariyle dünya toplam mermer üretimi takribi 14 milyon tondur. Dünya toplam mermer üretiminde ilk sırayı 4.8 milyon ton ve % 33'lük payla İtalya, ikinci sırayı 2 milyon ton ve % 14'lük payla İspanya, üçüncü sırayı ise 1 milyon ton ve % 13.8'lik payla Hindistan almaktadır. Türkiye ise 650.000 ton ve % 5.6 'lık payla dünyada 8. sırada, Avrupa'da İtalya, İspanya ve Portekiz'den sonra 4. sırada yer almaktadır (Kavaklı, 2003). Ülkemiz mermer kaynakları bakımından zengin bir potansiyele sahiptir.

Mermerler, kristal boyutu, mineralojik bileşimi, rengi ve kökenine göre sınıflandırılabilir. Ancak, blok alma olanağı sağlayan, kesilebilen ve cilalanabilen her türlü kayacın ticari anlamda mermer olarak kabul edildiği göz önüne alınırsa, sınıflama ölçütleri çoğalacak ve karmaşıklaşacaktır. Bu nedenle ülkemizde çıkarılan mermerleri üç grupta toplamak mümkündür (Kavaklı, 2003).

Bölgesel Sınıflama; Marmara, Manyas, Bursa, Bolu, Bilecek, Eskişehir, Afyon, Uşak, Kütahya, Muğla, Kırşehir, Elazığ, Antep, Denizli-Tavas, Selçuk-Torbalı, Bandırma ve Kastamonu mermerleridir.

Litolojik Sınıflama; Marmara mermeri, Marmara dolomit mermeri, Kırklareli graniti, Balıkesir graniti, Çanakkale graniti, Yozgat gabrosu, Gemlik diyabazı, Tokat diyabazı, Hereke pudingi, Tokat kaynaktaşı (Turhal), Vezirhan breşi, Nevşehir tüfü.

İşlevsel Sınıflama; heykel mermeri; ince kristalli, işlemeye uygun mermer (Afyon mermeri), döşeme mermeri; aşınma ve çizilmeye dayanıklı (Söğüt beji, Gemlik diyabazı, Kapıdağ graniti), kaplama mermeri; atmosfer koşullarına dayanıklı mermerler, dış cephe kaplamasında kullanılmaktadır (Marmara mermeri, Gemlik Diyabazı, Söğüt beji). Atmosfer koşullarından etkilenen mermerler ise yapının iç cephesinde kullanılmaktadır (Adapazarı mermeri, Manyas mermeri). Göz alıcı rengiyle ilgi çeken mermerler, iç mekanda ya da dekorasyonda uygulama alanı bulmaktadırlar (Elazığ mermeri, Turhal kaynaktaşı, Yunus emre kaynak taşı, Eskişehir).

Mermer ve mermer olarak kullanılan doğal yapı taşları, jeolojik ve ekonomik olmak üzere iki ana başlık altında sınıflandırılabilirler (Onargan ve Köse, 1997).

A. Jeolojik Sınıflandırma

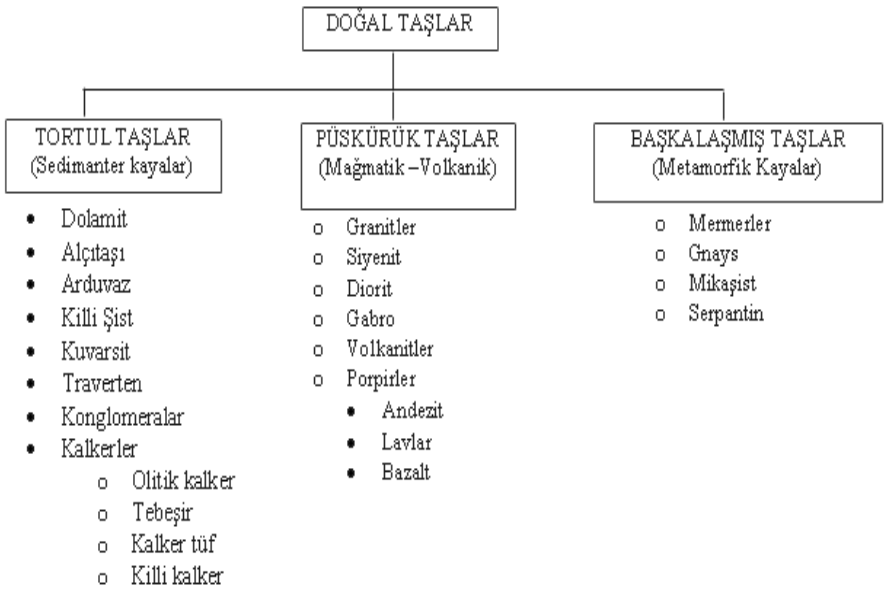
A.1. Mermerlerin mineral boyutlarına göre sınıflandırılması

İnce taneli < 1 mm

Orta taneli 1 mm - 5 mm arasında

İri taneli > 5 mm

A.2. Mermerlerin kökenlerine göre sınıflandırılması



Şekil 2.1. Mermerlerin kökenlerine göre sınıflandırılması

Sedimanter mermerler; çeşitli kayaçların parçalanıp sürüklenerek bir yerde birikmesi ve daha sonra bir ara madde ile çimentolanması sonucu oluşurlar. Bu sınıfa giren travertenlerin en belirgin özelliği çok yüksek derecede gözenekli olmalarıdır.

Mağmatik mermerler; yer kabuğunun altındaki mağmanın yeryüzüne çıkması veya yerkabuğuna sokulması ile meydana gelirler. Sedimanter mermerlere oranla daha sert ve dayanımlıdırlar. Üç gruba ayrılırlar:

a) Derinlik taşları

b) Yüzey taşları: Hem işlenmesi hem de işletilmesi çok zor olan kayaçlardır. Dayanıklı olmaları ve cilalarını uzun süre koruyabilmeleri nedeni ile inşaat birimlerinde kullanılmaktadırlar. Doğada andezitlere diğer kayaçlara oranla hacimce daha fazla rastlanır.

Andezit:

Montmorillonit alterasyonu gösteren bazik ve nötr andezitler ve daha çok kaolinit alterasyonu gösteren beyaz asit andezitler olmak üzere iki kısma ayırmak mümkündür. Andezitlerin değişik kökenli magmalardan değil, sadece bazaltik magmanın büyük derinliklerde ayrışmasından oluştuğu kabul edilmektedir.

Su emmeyen, suda dağılmayan özelliği, sıkı dokulu ve koyu kırmızı renkli olmasının yanı sıra kırıldığında ve disk kesicilerle kesildiğinde düzgün yüzey vermesi andezitlerin özellikleridir. Diğer özellikleri Çizelge 2.1'de listelenmiştir.

Çizelge 2.1. Andezit taşının teknik ve mekanik özellikleri

Özgül Ağırlığı	2.67 gr / cm^3
Birim Hacim Ağırlığı	2.24 gr / cm^3
Gözeneklilik Derecesi	% 16.1
Doluluk Oranı	% 83.9
Basınç Dayanımı	716 kg / cm^2
Eğilme Dayanımı	163 kg / cm^2
Darbe Dayanımı	12 kg.cm /cm^3
Aşınma Dayanımı	18.1 cm2 / cm^2
Ağırlıkça Su Emme Oranı	% 6.54
Görülür Porozite	% 9.51
Atmosfer Basınıcı Altında Su Emme (Ağırlıkça)	% 4.28
Don Dayanımı (Ortalama Ağırlık Azalması)	% 0.04

Andezitlerde üretim yöntemleri daha gelişmiştir. Mermere benzer tarzda işlenerek üretilebilmekte, çeşitlendirilebilmektedir. Örneğin andezit üretimlerinde 30x30x6 cm ve 40x40x6 cm, boyutlarında kesilmiş, yüzeyi pürüzlendirilmiş olarak da yaygın şekilde döşeme taşı üretilmektedir. Yine serbest şekillerde ve ölçülerde kesilerek değişik şekillerde bordür taşları üretimi andezitlerden gerçekleştirilmektedir. Bunun yanı sıra andezitlerden küp şeklinde Arnavut kaldırım taşı veya zar taşları hem kesilerek hem de yontularak üretimi de yapılmaktadır. Bunların dışında serbest ölçülerde de andezitlerden pek çok yapıtaşı ürünü söz konusudur (Anonim, 2010).

Andezitler kaldırım, bordür, parke taşı, kaplama taşları (yaya yolları, park ve bahçe düzenlemeleri v.b.), merdiven basamakları, istinat duvarları, çeşitli profiller, tarihi bina ve alanların restorasyonu, kent mobilyaları ve mezar taşları olarak kullanılmaktadır. Homojen, solmayan, renkleri ve cilasız, silinmiş, çekiçlenmiş veya kaba yontulmuş yüzey biçimleri ile son on yılda yurtiçi ve yurtdışı doğal taş kullanıcılarının tercihi olan “rustik” tarz, tarihi dokuyu anımsama, pastel ve dingin renk formatıyla birebir uyuşmaktadır. Bu özelliğine atmosferin bozuşturma tesirlerine karşı dayanıklılığı ve ısı-ses izolasyonu sağlama özellikleri eklenince bir çok projede kaplama taş olarak kullanılmaya başlanmıştır. Bir örnek olarak Ankara’ da bugüne kadar 100 km uzunluğunda andezit bordür ve 300 000 m2’ yi aşan andezit kaldırım taşı döşenmiştir. Andezit bordür ve kaldırım taşları 60 – 70 yıl süreyle bozulmadan kullanılabilmektedir.

c) Damar taşları: Sedimanter ve magmatik kökenli kayaçların değişen basınç ve sıcaklık koşullarının etkisi ile katı halde, mineralojik ve dokusal başkalaşıma uğramaları sonucu oluşurlar.

Metamorfik mermerler; Mağmatik ve sedimanter kayaçların; sıcaklık, basınç, gerilme (stress basıncı) ve kimyasal aktivitesi olan sıvıların etkisi altında kalarak değişmeleri sonucu oluşur. Kristalsiz bir yapıya sahip olan tortul taşlar ısı ve basınç etkisiyle kristal bir yapıya dönüşürler. Bu tip kayaçlara örnek olarak; mermerler ve gnays verilebilir.

B) Ekonomik Sınıflandırma

Mermer olarak kullanılan kayaçların, mineralojik yapısı ve dokusuna bakılmaksızın bilimsel tanımlar dışında yapılan sınıflandırmadır. Bu sınıflandırma kayaçların renk, desen, sertlik ve albenisi gibi özellikleri göz önüne alınarak yapılmaktadır. Uluslararası saptanmış bir kural ve bağlantısı olmadan mermer satıcıları

ve mermer işleyicileri arasında kullanılır. Bu sınıflandırmada en büyük ölçü mermerin fiziksel yapısı ve cila alma yeteneğidir (Onargan ve Köse, 1997).

a) Mermer; mermer, kalker, dolomit, konglomera, vs.,

b) Sert Mermer; granit, siyenit, serpantin, diyabaz, anortozit, vs.,

c) Traverten ve oniks mermerleri.

2.1.1. Mermerin kullanım alanları

Önceleri estetik ve dayanıklılığı sebebiyle sanatsal alanlarda kullanılan mermerin bugünkü başlıca kullanım alanları, inşaat sektörü, dekorasyon, heykelcilik, süs eşyalarının yapımı ve mezarcılıktır. Bloktan üretilen plakalar ve diğer boyutlu ürünler, binaların iç ve dış kaplamasında, taban döşemesinde, merdiven basamaklarında, şömine, mutfak ve banyolarda, taşıyıcı sütunlarda kullanılır. İç dekorasyonda masa, sehpa, biblo, avize, kültablası vs. ürünlerin yapımında önemli miktarlarda özellikle damarlı mermer, renkli mermer, oniks mermeri ve yeşil somaki tüketilmektedir. Sanat malzemesi olarak anıtlar ve heykellerde ise en değerli mermer türü olan arı beyaz renkli ve düzenli tane yapılı mermer kullanılmaktadır (DPT, 1996).

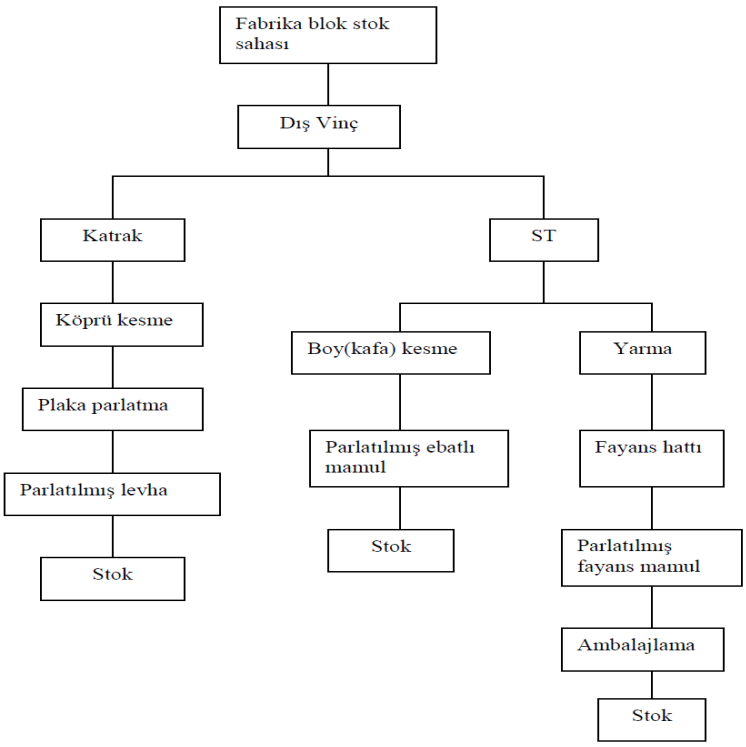
Atmosferik şartlar ve çevre kirliliği nedeniyle granit gibi sert taşlar özellikle metro, havaalanları, otobüs terminallerinde, gökdelen ve ticaret merkezlerinin yapımında kullanılmaktadır (DPT, 1996).

2.1.2. Mermer işleme tesisi proses aşamaları

Mermer işleme tesisindeki proses akış şeması Şekil 2.2’de görülmektedir.

Bu şemaya göre blok stok sahasından dış vinç ile alınan blok, katrağa yüklendikten sonra kesilir ve plakalar köprü kesmede ebatlanarak, geniş bant cila makinesinde parlatılır ve parlatılmış mamul olarak tahta sandıklarda stoklanır. Dış vinç ile ST’ ye yüklenen blok ise istenen kalınlık ve ebatta kesildikten sonra amaca göre ya fayans hattına ya da ebatlama makinelerine gönderilir.

Fayans hattından fayans olarak çıkan ürün 10’luk fayanslar halinde aralarına naylon konularak kutulara yerleştirilip stoklanır. Ebatlama makinelerine gönderilen plakalar ise istenilen ebatlarda kesilir ve stoklanır.



Şekil 2.2. Mermer işleme tesisindeki proses akış şeması

2.2. Mermer Atıkları

Mermerlerin ocaktan çıkarılması, blok mermerin fabrikada işlenmesi esnasında ortaya çıkan ve mamul mermer üretiminden geriye kalan bütün mermer parça ve tozları mermer atığı olarak kabul edilmektedir. Mermer atığının kimyasal analizi Çizelge 2.2'de verilmiştir (Öztürk, 2009).

Çizelge 2.2. Mermer atığının kimyasal analizi (Öztürk, 2009)

Parametreler	Test Değeri(%)
Tutuşma Kaybı	40.6
MgO	20.6
CaO	29.8
SiO2	8.5
Fe2O3	1.3
Al2O3	1.3
CO2	38.6
Na2CO3	0.01 den daha az
Potas	0.01 den daha az

Mermer atığının %90'ı kalsiyum ve magnezyum karbonat'dır. Az miktarda kuvars, silisli sist, çakmaktaşı, kantaşı, grafit ve limonit içerir. Mermer atıklarındaki partiküllerin boyutları 200 mm'nin altındadır. Mermer ocaklarından gelen blok mermerlerin monolama denilen kesicilerle kenarları tıraşlanınca önemli miktarda

mermer parçası oluşur. Yine katrakt veya ST'den alınan mermer plakalarının kenarlarının tıraşlanması ve istenen boyuta getirilmesi esnasında önemli miktarda mermer atıkları oluşmaktadır. Mermer atığının fiziksel özellikleri Çizelge 2.3'de verilmiştir.

Çizelge 2.3. Mermer atığının fiziksel özellikleri (Öztürk, 2009)

Özellikler	Sonuçlar
Kütle Yoğunluk (g/cc)	1.3-1.5
Gerçek Yoğunluk (g/cc)	3.6
Partikül Boyut Dağılımı (μm)	45-300
Yüzey Alanı (m2/gr)	6.7
Nem (%)	8
Partikül	365 μm den daha küçük

2.2.1. Mermer atıklarının çevresel etkisi

Mermer atıkları çevrenin ekosisteminin fiziksel, kimyasal ve biyolojik yapısı için ciddi tehdit oluşturmaktadır. Karşılaşılan problemler şöyle özetlenebilir (Öztürk, 2009);

• Mermer atıkları toprağa döküldüğü zaman, toprağın su süzme kapasitesini azalttığından dolayı arazinin üretkenliğini ters etkiler. Alıcı ortam suyunun bulanıklığını artırır ve faydalı kullanımını azaltır.

• Toprağa dökülmüş mermer atıkları, bitki örtüsünün gelişmesini önler.

• Dere yataklarını doldurur ve dere kesitinin daralmasına neden olur.

• Mermer atıkları kuruduğu zaman küçük partiküller havada uçuşarak, hava kirlenmesine neden olurlar. Mesleki sağlık problemleri bir yana, endüstriyel alanlarda bulunan makineleri ve enstrümanları olumsuz yönde etkiler.

• Yağmurlu mevsimlerde mermer atıkları, nehirlere, kanallara ve yollara akarak suyun kalitesini olumsuz etkiler, depolama kapasitesini azaltır ve suda yaşayan canlılara zarar verir.

• Katı maddelerle birlikte akarak göl ve göletlerin su tutma kapasitesini azaltır.

• Toprağa uzun süreli çökelmeden dolayı, daha küçük partiküller, su taşıma rejimini düşürür. Bu durumdan yeraltı suyu ciddi şekilde olumsuz yönde etkilenir.

Mermer atıklarının yol açtığı çevresel problemlerden dolayı, kontrolü oldukça önem kazanmıştır. Bu yüzden mermer işleme tesislerinden çıkan atıksuların arıtımıyla beraber, arıtım sonucunda meydana gelen atık çamurun kontrolü de gerekmektedir (Öztürk, 2009).

2.2.2. Mermer atıklarının kullanım alanları

Mermer atıklarının kullanım alanları Çizelge 2.4'de verilmiştir. Bu atıklar çimento sanayinde hammadde olarak kullanılabilir. Kiremit yapmak mümkündür. %90 oranında mermer tozu, %10 oranında reçine karışımından kiremit geliştirilmiştir. Bu kiremitler, mükemmel dayanıklılık özelliğe sahiptir. Bazı kiremit fabrikası tesisleri ateş kiremiti içine %20 oranına kadar mermer atığı kullanmaktadırlar. Yol inşaatı mermer atıklarının kullanıldığı yerlerden biridir. Mermer atıklarından çeşitli tür briketler yapılmıştır. Mermer atıklarından bina briketleri de geliştirilmiştir. Böyle bir ürünün kullanımı toprak tüketimini azaltacaktır. İnşaat amacı için briket yapımında mermer atıklarının kullanımı önemli bir potansiyeldir (Öztürk, 2009).

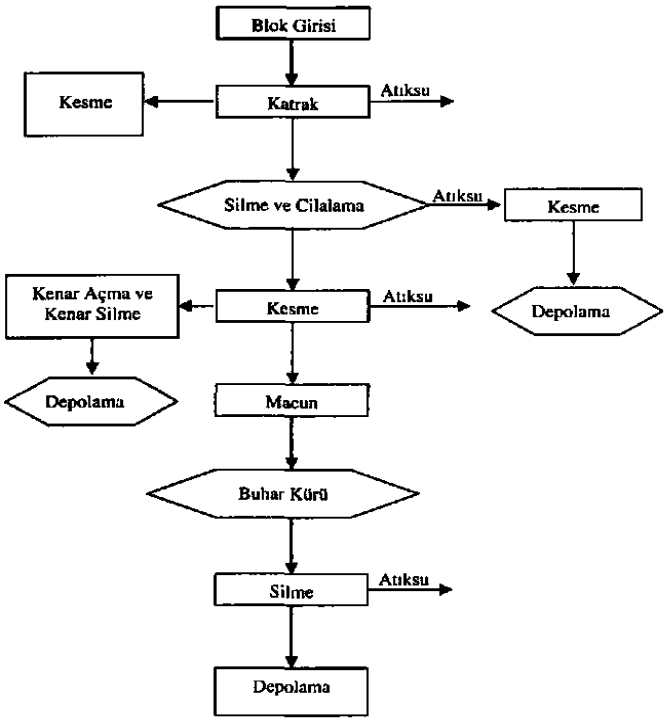
Çizelge 2.4. Mermer atıklarının kullanım alanları (Öztürk, 2009)

Parça mermer atıklar	Toz mermer atıklar
Beton agregası	Zirai kireçtaşı-Zirai toprak ve zemin ayarlayıcı
Döşeme plağı agregası	Yem ve mineralli besinler
Sıkıştırılmış yol zemini	Sıva katkı malzemesi
Baraj ve inşaatlarda dolgu malzemesi	Çimento üretimi
Demir yolu zemin malzemesi	Kireç üretimi
Paledyen-yer döşeme malzemesi	Kalsine dolomit üretimi
Diğerleri	Cüruf yapıcı malzeme
	Refrakter malzeme
	Asit nötrleştirmede
	Cam üretiminde
	Kağıt üretiminde
	Şeker rafinasyonunda
	Baca gazından kükürt dioksitin gideriminde

Batı Avrupa ve Amerika birleşik devletlerinde geri kazanım oranı %80'1er mertebesinde iken, ülkemizde bu oranın % 20 civarlarında olduğu belirtilmektedir (Öztürk, 2009).

2.3. Mermer Atıksuları

Mermer işletmeleri, suyun en çok kullanıldığı sektörlerden birisidir. Daha önceden yapılmış olan çalışma sonuçlarına göre; orta büyüklükte bir mermer işleme tesisinde günlük 50-150 m^3 su kullanılmaktadır ve tesis için kullanılan su kayıplarının %20 olduğu bilinmektedir. Mermer işleme tesisi proses işlemleri ve atıksu kaynakları Şekil 2.3'de görülmektedir.



Şekil 2.3. Mermer işleme tesisi proses işlemlerinin ve atıksu kaynaklarının genel şematik görünümleri (Kavaklı, 2003)

Şekil 2.3'de de görüldüğü gibi mermer işleme tesisi atıksu kaynakları; katrak, kesme silme ve cilalama proseslerinden oluşmaktadır. Bu proseslerden özellikle katı partikül ve AKM açısından oldukça zengin ham proses atıksuları elde edilmektedir. Bu atıksularda askıda katı madde, demir, alüminyum gibi fiziksel ve kimyasal kirletici parametreler yüksek miktarlarda bulunmaktadır.

Bu nedenle, mermer işleme tesisi ham proses atıksularının alıcı ortam deşarjlarından önce arıtılmalarının gerekli ve zorunlu olduğu anlaşılmaktadır (Kavaklı, 2003). Bazı tesislerde arıtılan su sistemde yeniden kullanılmaktadır ve iyi bir arıtma yapılamaması durumunda, sistemde kolloidal boyutlu (<1µm) katı partiküller bulunabilmekte, bu partiküller silme ve cilalama aşamalarında mermeri çizerek ürün kalitesini bozabilmektedir. Bu yüzden mermer işletmesinde tekrar kullanılacak su AKM içermemelidir. Ayrıca bu durum borularda tıkanmalara sebep olabilmektedir (Acar, 2001). Mermer atıksuyunun karakterizasyonu ve mermer işleme tesisi atıksuyunun kimyasal analizi sırayla Çizelge 2.5 ve Çizelge 2.6'da görülmektedir.

Çizelge 2.5. Mermer atıksuyunun karakterizasyonu (Afonso ve ark., 2002)

Parametre	Değer
pH	8.4 – 9.5
İletkenlik, (μS/cm)	427 - 500
Toplam Katı Madde, (g/L)	25 - 37
Toplam Askıda Katı Madde, (g/L)	25 – 37

Çizelge 2.6. Mermer işleme tesisi atıksuyunun kimyasal analizi (Yavuz ve Sabah, 2007)

	Ca	Mg	Na	K	Fe	Pb	Cd	Zn	H_2CO_3	Cr
mg/L	5317.64	199.34	288.03	0.0	13.83	0.16	0.25	0.57	39.0	0.0

2.4. Mermer Atıksularının Arıtımı

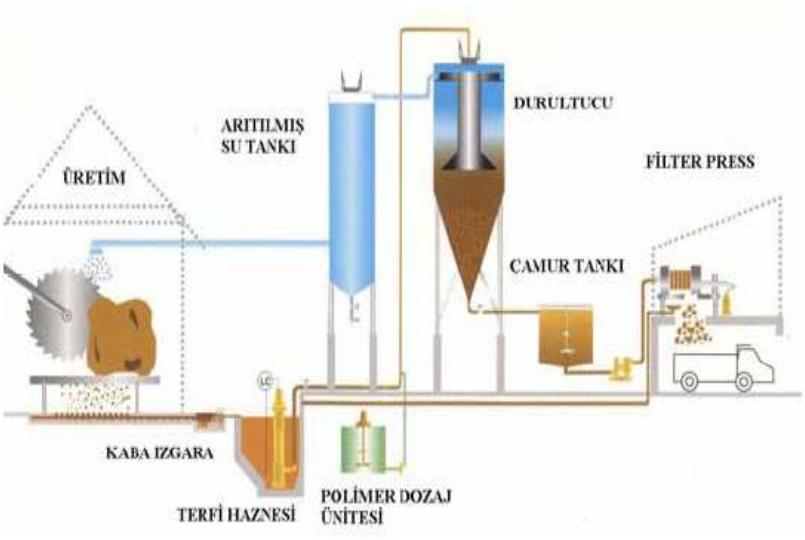
Mermer işletmeleri, suyun en çok kullanıldığı sektörlerden birisi olduğu için atıksuyun tekrar arıtılarak işletmeye kazandırılması önem taşımaktadır. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinin (SKKY, 2010) 26 (E) maddesine göre blok mermer işleme tesisleri atıksularını alıcı ortama vereceklerse 2 saatlik kompozit numunedeki askıda katı madde (AKM) konsantrasyonu 100 mg/L'den yüksek olamaz. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne göre, maden sanayi (Çimento, taş kırma, karo, plaka imalatı, mermer işleme, toprak sanayi ve benzerleri) atıksularının alıcı ortam deşarj standardı Çizelge 2.7'de görülmektedir.

Çizelge 2.7. Maden sanayii atıksularının alıcı ortam deşarj standardı

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24 Saatlik
Askıda Katı Madde (AKM)	(mg/L)	100	-
Krom ($Cr^{+6)}$	(mg/L)	0.3	-
Yağ ve Gres	(mg/L)	10	-
pH	-	6-9	6-9

Fiziksel ve Fiziko-kimyasal yöntemler, bu atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Fiziko-kimyasal yöntemle; yıkama ve katrak (kesme) ham proses atıksuları ön çökeltim fiziksel işlemlerinden sonra çöktürme tanklarına pompalanmaktadır. Burada toplanan atıksuların çöktürülmesini gerçekleştirmek için değişik ticari isimler taşıyan flokülant maddeler ilave edilmektedir. Ham proses atıksuyun ve flokülant çözeltisinin gerekli karışımının sağlanmasından sonra atıksu çökelmeye bırakılmaktadır.

Çöktürme işleminde oluşan fıziko-kimyasal karakterli arıtma çamuru tankın dibine çökmekte, ön çamur karıştırıcıya aktarılmakta ve buradan susuzlaştırılmak amacıyla, filtreprese gönderilmektedir. ST-cila fayans ve katrak kaynaklı ön çökeltim çamurları da doğrudan filtreprese pompalanabilmektedir. Fiziko-kimyasal işlemler sonucu arıtılan atıksu, tekrar proseste kullanılmak amacıyla geri kazanılmaktadır. Mermer işleme tesislerinde fiziko-kimyasal yöntemle atıksu arıtımı Şekil 2.4'de görülmektedir.



Şekil 2.4. Mermer işleme tesislerinde fiziko-kimyasal proses ile atıksu arıtımı (Alptekin, 2006)

Fiziksel olarak arıtım doğal çöktürme prosesiyle gerçekleştirilmektedir. Blok mermerden plaka mermer üretirken çeşitli kademelerde oluşan atıksular toplanarak çok kademeli çöktürme havuzlarına verilir. Çöktürme havuzlarında atıksular kademe kademe bekletilerek atıksu içinde bulunan katı maddeler çöktürülür. İlk kademede atıksu içindeki katı maddelerin yaklaşık olarak %70-90'ı çökmektedir.

Çöktürme havuzunun üst kısmındaki temiz su, temiz su tankına aktarılarak işletmede tekrar kullanılır. Çöktürme havuzunda zamanla biriken arıtma çamuru alınarak, çamur kurutma yatağında kurutulabilir. Belirli kuruluğa getirilen arıtma çamuru çevresi bir metre yükseklikte duvarla çevrili, tabanı beton ve üzeri branda ile örtülü bekletme ünitesine verilir. Yeterli miktardan sonra katı atık depolama tesislerine gönderilmeli veya geri kazanılmalıdır.

Ancak bu uygulama şeklinin bir takım dezavantajları görülmektedir. Doğal çökelmeden dolayı havuzlar kısa sürede dolmakta ve havuzlarda biriken tortunun çok kısa aralıklarla temizlenmesi gerekmektedir. Temizleme esnasında biriken çamur

tortusu kadar su kaybı olabilmekte ve bu iş için tesiste ekstra birden fazla işçi istihdamını gündeme getirmektedir. Ayrıca havuzlardan alınan suyun, arzu edilen ölçülerde temizlenememiş olmasından dolayı, tesiste kullanıldığında makine ömrünü ve ürün kalitesini olumsuz yönde etkileyecektir. Bununla birlikte, havuzlarda tortu şeklinde biriken çamurun, sulu olarak araziye atılması durumunda büyük ölçülerde çevre kirliliğine neden olmaktadır (Solak, 2007).

Bu ve benzeri tüm olumsuzluklar göz önüne alındığında gerek işgücü, zaman ve enerji kaybını minimize etmek ve de çevre kirliliğini önlemek için, tesislerde arıtma tesisi kullanımını sağlamak gerekmektedir. Bu amaçla, günümüz mermer teknolojisinde atık su arıtma tesisleri geliştirilmekte ve bunlar mermer işleme tesislerinin kaçınılmaz birer parçası haline gelmektedir (Solak, 2007).

Mermer işleme tesislerinde doğal çöktürme havuzları Şekil 2.5'de görülmektedir.



Şekil 2.5. Mermer işleme tesislerinde doğal çöktürme havuzları (Solak, 2007)

Pek çok şehirde çoğu mermer fabrikaları, kurutulmuş mermer arıtma çamurlarını izinli olmayan taşıyıcı firmalara vermektedirler. Taşıyıcı firmalar ise arıtma çamurlarını başta dere yatakları olmak üzere gelişi güzel yerlere dökmektedirler. Özellikle dere yatakları bu tür atıklarla doldurulmaktadır. Doldurulan veya işgal edilen dere yatakları aşırı yağışlardan dolayı sel felaketini tetiklemektedir (Öztürk, 2009).

Mermer üreticilerinin en önemli çevre problemleri atıksularını arıtıp tekrar proseste kullanabilme, oluşan atıksuları çevreye deşarj etme ve oluşan arıtma çamurlarını bertaraf etmedir (Solak, 2007).

2.5. Mermer Atıksularının Arıtımında Kullanılan Yöntemler

2.5.1. Koagülasyon-flokülasyon yöntemi

Bireysel partiküllerin (birbirine daha çok gevşek bağlı) aglomera haline sokulması (salkımlaştırılması) ve böylece sıvıdan süspansiyon durumundaki katı partiküllerin arıtılması demektir (Moss ve Dymond, 1978).

Bir süspansiyonda çökelme hızının en iyi olduğu şartlar (flokülant/koagülant tipi, ortam pH'sı vb.) bulanıklık için en iyi sonucu (en az bulanıklık) vermemektedir ki bu durum koagülasyon ve/veya flokülasyon mekanizmasının zannedildiğinden daha kompleks olduğunun bir göstergesi olarak kabul edilmektedir. Literatürdeki birçok çalışma bu hususu desteklemektedir (Werneke, 1979;Gregory, 1989;Ersoy, 2005). Koagülasyon ve/veya flokülasyon uygulanan tesis için bulanıklık veya çökelme hızından hangisi daha önemli ise o daha ön planda tutularak koagülasyon/flokülasyon şartları optimize edilmektedir (Ersoy ve ark., 2005).

Atık arıtma uygulamalarında en çok kullanılan koagülant alüminyum sülfattır ($Al_2(SO_4)_3.18H_2O$). Alkalinite bulunan bir ortamda suya alüminyum sülfat ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon olur:

$$Al_2(SO_4)_3.18H_2O + 3Ca(OH)_2 \rightarrow 3CaSO_4 + 2Al(OH)_3 + 18H_2O \quad [2.1]$$

Alüminyum hidroksit $Al_2O_3xH_2O$ kimyasal formunda olup amfoterik yapıdadır. Yani asit ya da baz gibi davranır. Asidik şartlarda:

$[Al^{3+}][OH^-]^3=1.9x10^{-33}$

pH 4 de çözeltide 51.3 mg/L Al^{+3} mevcuttur. Alkali şartlarda ise susuz alüminyum oksit çözünür:

$$Al_2O_3 + 2OH^- \rightarrow 2AlO_2^- + H2O \quad [2.2]$$

$[AlO_2^-][H^+] = 4x10^{-13}$

pH 9.0 da çözeltide 10.8 mg/L alüminyum vardır. Alüminyum sülfat flokları pH 7.0 de çok az çözünür. pH 7.6 nın altında flok yükü pozitif, pH 8.2 nin üstünde ise negatiftir. Bu limitler arasında flok yükü karışıktır.

Demir tuzları da yaygın olarak kullanılan bir koagülanttır. pH 3.0-13.0 aralığında çözünmeyen sulu demir oksit oluşur:

$$Fe^{3+} + 3OH^- \rightarrow Fe(OH)_3 \qquad [2.3]$$

$$[Fe^{3+}][OH^-]_3 = 10^{-36}$$

Asidik pH da flok yükü pozitif alkali pH da negatif, pH 6.5-8.0 aralığında ise karışık yüklüdür. Ortamda anyonların bulunması flokülasyon derecesini etkiler. Sülfat iyonu asit aralığında flokülasyon yükseltir, alkali aralığında ise düşürür. Klorür iyonu hem asit hem bazik pH da flokülasyon derecesini biraz yükseltir.

Çizelge 2.8. Farklı koagülantların avantaj ve dezavantajları (Birgül, 2006)

Adı	Avantaj	Dezavantajları
Alüminyum Sülfat ($Al_2(SO_4)_3.18H_2O$	Temini ve uygulanması kolay, en çok kullanılan koagülant kireçten daha az çamur üretir, etkili olduğu pH aralığı 6.5-7.5	Suya ilave çözünmüş katı bırakır belli pH değerlerinde etkilidir.
Demir Klorür ($FeCl_3$)	pH 4 ve 11 aralığında etkilidir.	Alüminyum sülfatın iki katı alkalinite oluşturur, ilave çözünmüş katı oluşur.
Sodyum Alüminat ($Na_2Al_2O_4$)	Sert sular için oldukça etkilidir. Genellikle düşük dozlarda kullanılır.	Genellikle alüminyum sülfatla birlikte kullanılır. Yüksek maliyet yumuşak sular için uygun değildir.
Polialüminyum Klorür	Bazı uygulamalarda flok yoğunluğu alüminyum sülfata nazaran daha yoğundur ve alüminyum sülfata nazaran çabuk çöker.	Sık kullanılmaz ve kullanımı ile ilgili geniş bilgi yoktur.

İki çeşit koagülasyon mekanizması vardır;

1) Yük nötralizasyonu ile koagülasyon
2) Süpürme koagülasyon

Yük nötralizasyonu ile koagülasyon: Zeta potansiyeli azalan veya sıfır olan tanelerin itme gücü de azaldığından taneler arasında van der waals çekim kuvvetleri baskın hale gelerek tanelerin topaklanarak sudan ayrılmasıdır (Alptekin, 2006).

Süpürme koagülasyonu: Alüminyum sülfat gibi koagülantların neden olduğu bir koagülasyondur. Alüminyum sülfat özellikle bazik ve nötral pH'larda $Al(OH)_3$ gibi suda çözünmeyen çökelekler oluşturur. Bu çökelekler oluşurken taneleri de beraberinde tutarak bir arada çökelirler. Buna süpürme koagülasyon denilmektedir (Gregory, 1989).

Flokülantlar organik esaslı polimerler veya polielektrolitlerdir. En önemli özellikleri çok yüksek molekül ağırlıklarına sahip olmalarıdır (molekül ağırlıkları

20.000.000 g/mol'a kadar çıkabilmektedir). Flokülantları en genel manada sentetik ve doğal flokülantlar olarak iki gruba ayırmak mümkündür.

Doğal flokülantlar; nişasta, reçine, aljinat (deniz yosunu) veya çeşitli bitki ve sebze tohumlarından elde edilen doğal organik maddelerdir Fakat bunların molekül ağırlıkları sentetik flokülantlara göre çok düşük ve flokülasyon kabiliyeti daha zayıftır. Bu yüzden pratikte en çok kullanılanlar sentetik flokülantlardır. Sentetik flokülantlar sıvı, emülsiyon veya katı (granül) olarak üç farklı fiziksel formda üretilebilmektedir. Mermer atık su arıtımında genelde katı granül haldeki sentetik flokülantlar kullanılmaktadır (Ersoy, 2003).

Sentetik flokülantlar; sentetik olarak elde edilen en önemli ve en yaygın flokülant poliakrilamid (PAA) ve onun türevleridir. PAA akrilamidin sulu polimerizasyonu ile elde edilmektedir. Poliakrilamid esas itibariyle iyonik olmayan (non iyonik) bir flokülant olup poliakrilamidin bazı amid gruplarının ($-NH_2$) bazik ortamda (mesela NaOH ile) hidroliziyle veya akrilikasit (CH_2=CHOOH) ile kopolimerizasyonu (bir arada polimerleşmesi) sonucu anyonik poliakrilamid (mesela sodyum poliakrilat) elde edilebilmektedir.

Mermer tozlarının flokülasyonunda kullanılanlar genellikle bu tür anyonik flokülantlardır. Gerek hidroliz ve gerekse kopolimerizasyon reaksiyonları kontrol edilebilmekte olup, bu sayede istenilen anyoniklik derecesinde (negatif yük yoğunluğunda) ve istenilen molekül ağırlığında flokülant elde edilebilmektedir. Poliakrilamid'den anyonik flokülant türetildiği gibi uygun bir katyonik monomer (genellikle dimetil-aminoetil akrilat veya metil akrilat gibi akrilamidin amin türevleri) ile kopolimerizasyonu sonucu katyonik PAA yani katyonik tür flokülant elde edilebilir. Flokülantın yapısına giren bu amin türevleri polimerizasyon sonucu kuaterner amin formuna dönüşmektedir. Anyonik PAA de olduğu gibi karboniklerde de polimerizasyon reaksiyonları kontrol edilerek istenilen katyoniklik derecesinde ve molekül ağırlığında PAA elde edilebilir (Ersoy, 2003).

Diğer tür flokülantlar (Ersoy, 2003);

1) Noniyonikler: Polivinil alkol (PVA), Polietilen oksit (PEO); II) Anyonikler: Sodyum polyestren sülfonat,

2) Akrilamido-metilpropan ile sülfonik asitin kopolimerizasyonundan elde edilen ürünler,

3) Katyonikler: Polietilen emin, Polidiaiydimetilamonyum klorit (Catfloc).

Flokülantların yük yoğunlukları diğer ifadeyle anyoniklik veya katyoniklik derecesi gözönüne alındığında yeniden bir alt sınıflandırma yapmak mümkündür. Mesela zayıf anyonik, orta anyonik ve güçlü anyonik gibi. Burada zayıf anyonik polimer zincirindeki anyonik mer yani grup (mesela Na-akrilat) sayısının az olmasını ifade eder ve bu sayının artışına göre orta ve güçlü anyonik flokülant olarak isimlendirilir (Ersoy, 2003).

Flokülasyonda iki mekanizmadan söz etmek mümkündür (Alptekin, 2006);

1) Polimer köprü teşekkülü ile flokülasyon
2) Elektrostatik yük yamama mekanizması ile flokülasyon

Polimer köprü teşekkülü ile flokülasyon: Uzun zincirli (yüksek molekül ağırlıklı) polimerler bu zincirleri sayesinde birden fazla tane üzerine adsorplanabilmekte ve böylece taneler arasında bir köprü teşekkül ederek taneler birbirine bağlanmakta yani flok oluşmaktadır. Köprü teşekkülü ile flokülasyon oluşumu için polimerlerin oldukça yüksek molekül ağırlıklarında olmaları gerekir (Gregory, 1989).

Elektrostatik yük yamama mekanizması ile flokülasyon: Polimer köprü teşekkülü ile flokülasyondan başka bir yöntem daha ortaya konmuş ve buna da "Elektrostatik Yük Yamama" yöntemi denilmiştir (Gregory, 1989). Bir süspansiyonda ortamda mesela negatif yüzey yüküne sahip katı taneler ile ona zıt yüklü kuvvetli katyonik polimer molekülleri olduğunu düşünelim. Bu yönteme göre katyonik polimer elektrostatik çekim kuvvetleriyle tane yüzeyinin sadece bir bölümü üzerine adsorplanarak o kısmın yüzey yükümü tersine çevirir ve pozitif yapar. Sonra bu tanenin pozitif kısmı ile başka bir tanenin negatif kısmı arasındaki elektrostatik çekim kuvvetiyle taneler bir araya gelerek flok oluşturular.

Flokülasyon işleminde etkili olan faktörler şunlardır:

Flokülant Dozu: Literatürde bir süspansiyondaki disperse olmuş katı partiküllerin en iyi şekilde flokülasyonunu sağlamak için gerekli flokülant dozunun(optimum doz), katının yüzey alanının yarısını kaplayacak miktardaki doz olduğu ifade edilmektedir. Şayet ortama bu dozdan daha fazla miktarda flokülant verilirse yani taneler üzerine fazla miktarda flokülant adsorplanırsa o zaman taneler arasında köprü oluşumu engellenir. Bu durum flokülantların aşırı dozda sterik engeli olarak da bilinmektedir. Diğer yandan süspansiyona optimum dozdan daha düşük miktarda flokülant verilmesi flokülasyon işlemini olumsuz yönde etkileyecektir (Ersoy, 2003).

Karıştırma Süresi: En uygun karıştırma süresi optimum flokülant dozunun elde edilebilmesi için, diğer bir ifade ile tane yüzey alanının yarısının flokülant ile kaplanabilmesi için gerekli olan süredir. Bu sürenin fazla tutulması flokülantların tane yüzeyinde artmasını ve dolayısyla sterik engel nedeniyle flokülasyonu engellemektedir. Bu sürenin gereğinden az olması da flokülant moleküllerinin süspansiyondaki tüm katı tanelerine ulaşabilme şansını azaltacağından flokülasyonu olumsuz yönde etkileyecektir (Ersoy, 2003).

Karıştırma Hızı ve Kesme Kuvveti: Yüksek karıştırma hızı ve bunun sonucunda ortaya çıkan güçlü kesme kuvvetleri, oluşmuş floklar üzerinde olumsuz etki yapmakta ve flokların parçalanarak küçülmesine neden olmaktadır. Parçalanan bu flokların ise yeniden bir araya gelmesi daha zor olmaktadır. Bu sebeple floklar üzerinde olumsuz etki yapmayacak optimum bir karıştırma hızının uygulanması gerekir (Ersoy, 2003).

Süspansiyon pH'sı ve Sıcaklığı: Süspansiyon pH'sının iki yönden büyük önemi vardır. Birincisi, pH flokülantın ortamdaki aktivasyonunda önemli bir rol oynamaktadır. Daha önce de belirtildiği gibi non iyonik formdaki bir polimer bile asidik ve bazik pH'larda (+) veya (-) yükler kazanabilir. Yani iyonik (yüklü) forma dönüşebilir. Bu da polimer ile katı tane arasında elektrostatik etkileşimi arttırır. İkincisi, pH süspansiyondaki katı tanelerin yüzey elektrik yükü kazanıp kazanmayacağı üzerinde doğrudan belirleyicidir. Süspansiyon sıcaklığı flokülant molekülünün aktivasyonunu etkilemekte ve aynca flokülantların her sıcaklıkta sıvıda meydana getirdiği viskozite farklı olmaktadır. Diğer yandan polimerin katı tane üzerine adsorbsiyonu sırasında ortam sıcaklığı bazen olumlu bazen de olumsuz etki yaptığı ifade edilmektedir (Ersoy, 2003).

Flokülantın Molekül Ağırlığı: Molekül ağırlığı yüksek (polimer zincir uzunluğu fazla olan) flokülantlar daha büyük boyutlu fakat daha poroz yapıda flokların oluşmasını sağlarken, düşük molekül ağırlıklı flokülantlar nispeten daha küçük boyutlu fakat daha sağlam (daha az poroz) floklar oluşturur. İyonik flokülantlar için sahip oldukları anyoniklik ve katyoniklik dereceleri yani yük yoğunlukları dolaylı olarak flokülantların aktivasyonunda önemli rol oynamaktadır. Örneğin non iyonik formdaki bir polimer ortamda daha yumaklaşmış kıvrımlı halde bulunurken iyoniklik derecesi arttığında polimerler daha düz ve uzun bir hal almaktadır. Bu durum ise taneler arasında köprü oluşumunu kolaylaştırmaktadır (Ersoy, 2003).

Katı Tane Boyutu ve Şekli : Süspansiyondaki katıların tane boyutu ne kadar küçük ve porozite oranı ne kadar yüksek olursa yüzey alanları da o oranda artacağından

bu durum doğrudan flokülant tüketimini de etkileyecektir. Dolayısıyla optimum flokülant dozu belirlenirken katının tane boyut veya spesifik yüzey alanı analizinin de bilinmesi gereklidir (Ersoy, 2003).

Koagülasyon-flokülasyon yöntemiyle mermer vb. işleme tesislerinin yüksek kolloid içerikli atıksularının arıtımı üzerine çeşitli çalışmalara rastlanmaktadır. Örneğin başka bir doğal taş olan traverten işleme atıksuları için koagülasyon-flokülasyon yönteminin başarısı aşağıdaki çalışmalarda özetlenmiştir.

Al-Malack ve ark. (1999) tarafından yapılan çalışmada, bulanıklık, pH, AKM vb. özellikleri farklı 2 tür kimyasal atıksuyundan bulanıklığın giderilmesinde pH 9'da doza göre yapılan koagülasyon testinde alum, demir(3) klorür ve $Fe_2(S0_4)_3$ koagülantları içerisinde en iyi verim pH'sı, bulanıklığı, AKM oranı diğerine göre düşük olan atıksu için demir(3) klorür ile elde edilmişken, diğer tür atıksu için en yüksek koagülasyon verimi alum ile elde edilmiştir.

Ersoy ve ark. (2005) tarafından yapılan Doğal taş (Traverten) işleme tesisi atıksuyundan bulanıklığın giderilmesinde koagülasyon (pH 9'da), flokülasyon (pH 9'da) ve koagülasyon+flokülasyon (pH 9'da) yöntemlerinin etkisinin incelendiği bir çalışmada, flokülasyon için yüksek molekül ağırlıklı poliakrilamid esaslı anyonik polimer kullanılırken, koagülasyon ve koagülasyon+flokülasyon testleri için de demir(3) klorür, $AlCl_3$ ve alum kullanılmıştır. 0-350 mg/L gibi geniş bir doz aralığında en yüksek koagülasyon veriminin $AlCl_3$ ile elde edildiği görülmüştür. Flokülasyonda % 28 anyonik polimerin pH 6, 7.5 ve 11'de en iyi flokülasyon performansı gösterdiği belirlenmiştir. Sadece flokülantlı (koagülant katkısız) çöktürme deneyinde 12 NTU olan bulanıklık değeri 20 mg/L demir(3) klorür ve sonra polimer katkısı ile oluşan "koagülasyon+flokülasyon" işlemiyle yaklaşık 4 NTU'ye düşmüştür (Ersoy ve ark., 2005). Koagülasyon yöntemiyle elde edilen en az bulanıklık değerleri (40-60 NTU) dahi koagülasyon ve flokülasyon yöntemine göre çok daha yüksek bulunmuştur. Koagülasyon yönteminin traverten tesisi atıksuyunun arıtılması için kesinlikle uygun olmadığı buna karşın hem flokülasyon ve hem de koagülasyon+flokülasyon yönteminin iyi bir arıtma performansı gösterdiği tesbit edilmiştir. Hem koagülasyon hem de koagülasyon+flokülasyon için klorür esaslı koagülantların daha iyi sonuç verdiği ve ayrıca düşük süspansiyon pH'sının koagülasyonu olumlu yönde etkilediği tesbit edilmiştir (Ersoy ve ark., 2005).

Beyazyüz ve ark. (2010) tarafından yapılan traverten işleme tesisi atıksuyundan bulanıklığın giderilmesi çalışmasında, çalışılan tüm koagülantlar (demir(3) klorür,

alüminyum sülfat, polialüminyum klorür, sodyum alüminat) için optimum doz ve bu dozlarda ulaşılan minimum bulanıklık değerleri ve koagülasyon verimleri incelendiğinde en iyi sonucu klorür esaslı koagülantlar vermiştir. Traverten süspansiyonunun flokülasyonu deneylerinde anyonik, katyonik ve noniyonik flokülantlarla çalışılmıştır. Deneysel çalışmlarda %97 flokülasyon verimi, 2.58 NTU bulanıklık değeri ve 220 mm/dk çökelme hızı ile en iyi performans anyonik flokülant ile elde edilmiştir.

Yapılan kaynak araştırması sonucunda andezit işleme tesisi atıksularının arıtımıyla ilgili daha önce yapılmış bir çalışmaya ulaşılamamıştır.

2.5.2. Elektrokoagülasyon prosesi

Elektrokimyasal proseslerden olan EC, elektroliz sonucu anodun çözünmesiyle temizlenecek atıksu içerisinde metal hidroksit floklarının oluşturulmasından ibaret olan bir prosestir (Pouet ve Grasmick 1995, Uğurlu 2004). EC, çok küçük koloidal tanecikleri uzaklaştırabilme, nispeten daha az çamur üretme, biyolojik olarak bozunmayan organik maddeleri uzaklaştırabilme veya biyolojik arıtıma hazır hale getirme, koagülant dozunun kolayca kontrol edilebilmesi, hidroksitler şeklindeki çökelekler veya floklar üzerinde adsorpsiyonla ağır metal iyonlarını uzaklaştırabilme, sürekli pH kontrolü gerektirmeme, iyi dizayn edilmiş sistemlerde %90 civarında yüksek verim elde edilebilme, yaklaşık 10 dakika gibi kısa temas süresi gerektirme ve nispeten düşük yatırım maliyeti gerektirme (Do ve Chen 1994, Vik ve ark.1984, Uğurlu 2004), alışılmış koagülasyon-flokülasyon uygulamalarına kıyasla, elektriksel alanın varlığından dolayı en küçük kolloidal parçacıkları uzaklaştırabilme (Pouet ve Grasmick, 1995;Uğurlu, 2004) gibi avantajlara sahiptir.

Ancak bu proses, katotta üretilen H_2 gazının çökelmeyi engellemesi, arıtılan sudaki demir ve alüminyum iyonlarının konsantrasyonlarının nispeten yüksek olması, üretilmiş çözünmeyen hidroksitlerin elektrotlar arasında birikmesi gibi dezavantajlara da sahiptir (Do ve Chen, 1994; Vik ve ark., 1984; Uğurlu, 2004).

Solak (2007) tarafından yapılan çalışmada kullanılan mermer atıksuyu, Isparta'da bulunan Burdur Bej cinsi mermer işleyen Erciyes Mermer Fabrikası'ndan temin edilmiştir. EC prosesi ile AKM giderimi yapılan bu çalışmada giderim verimi %90'ın üzerinde bulunmuştur. Fe elektrotları kullanılması durumunda renk oluşumu gözlenmiştir. Bulanıklıkta Al elektrotların kullanımıyla %100 giderim verimine

ulaşılırken Fe elektrotlarda ulaşılamamıştır. Fe elektrotlarının suya renk vermesi bakımından Al elektrotlarının mermer atıksularının arıtımında kullanımının daha uygun olabileceği düşünülmüştür. Ayrıca uygulamaya yönelik çalışmalarda Fe elektrotları kullanacak olan işletmenin arıtmayı 24 saat kullanmaması durumunda havayla temasa girecek olan Fe oksitlenerek proses verimi üzerinde düşüşlere neden olmuştur.

Elektrokoagülasyon (EC) prosesinin mekanizması henüz tamamen anlaşılmamış ve atıksudan iyonik türlerin, özellikle metal iyonların etkili bir şekilde gideriminde rol oynayan faktörlerin önemi daha tam anlamıyla tespit edilmemiştir (Mollah ve ark., 2001).

2.5.3. Mikrofiltrasyon yöntemi

Mikrofiltrasyon yöntemiyle atıksudaki askıda bulunan kolloidler, mikropartiküller, mikro-organizmalar ve makromoleküller etkili bir biçimde giderilmektedir. Mikrofiltrasyon prosesi katı-sıvı ayırımında, gıda endüstrisinde, biyoteknolojide, mermer işleme tesisi atıksuyu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Fakat askıda katı maddelerin membran yüzeyinde birikerek, membranın geçirgenliğini olumsuz yönde etkilemesi sistemde katı-sıvı ayırımında ciddi problemlere yol açmaktadır (Afonso ve ark., 2002).

Mermer işleme tesisi atıksuyunun mikrofiltrasyon yöntemiyle arıtılmasında 0.45 μm boyutunda gözenekli membran ile başarı elde edilmiş ve proses içinde suyun geri dönüşümü de sağlanmıştır (Afonso ve ark., 2007).

2.6. Arıtma Çamuru

Atıksu arıtımı sonucu oluşan sıvı yada yarı katı halde, kokulu; uygulanan arıtma işlemine bağlı olarak ağırlıkça %0.25 ile %12 katı madde içeren atıklar arıtma çamuru olarak isimlendirilir (Filibeli, 2002).

Arıtma işlemleri sonucunda oluşan çamurun arıtımı ve bertaraf edilmesi yaklaşık olarak toplam atıksu arıtma maliyetinin yarısını oluşturmaktadır (Yasui ve Shibata, 1994). Çamur miktarının kaynağında azaltılması, taşıma maliyetinin minimize edilmesi ve bertaraf işlemlerinin kolaylaşması açısından oldukça önemlidir.

Arıtma işlemi sonunda çıkan çamur genellikle sıvı veya yarı katı formda olup kullanılan prosese ve işletmeye bağlı olarak %0.25-12 oranında katı içermektedir. Çıkan

çamur hacimce büyük olup, işlenmesi ve bertarafı atıksu arıtma alanında oldukça karmaşık bir problemdir. Çamur probleminin karmaşık olmasının başlıca sebepleri (Anonim, 2010);

• Arıtılmamış atıksu içindeki önemli miktarlarda koku veren maddeler,

• Biyolojik arıtmada oluşan ve uzaklaştırılması gereken çamurun, ham atıksu içerisindeki organik maddelerden farklı bir yapıda, bozunma ve kokuşma eğiliminde olması,

• Çamurun sadece küçük bir kısmının katı madde, büyük bir kısmının ise sudan oluşması, bu yüzden büyük hacimler işgal etmesi, olarak özetlenebilir.

Arıtma tipine ve amacına göre, arıtma çamurlarının cinsleri farklılık gösterir. Bunlar;

• Çökebilen katı maddelerin oluşturduğu ön çökeltim çamurları,

• Kimyasal arıtma ve koagülasyon sonucu oluşan kimyasal çamurlar,

• Biyolojik arıtma işlemleri sonucu oluşan biyolojik çamur,

• İçme suyu arıtma işlemleri sonucu oluşan inorganik çamurlar,

olarak sıralanabilir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1 Andezit işleme tesisi atıksuyu

Atıksu numunesi Konya yakınlarında faaliyet gösteren bir andezit işleme tesisinden elde edilmiştir. Katrak kesme yöntemi kullanan tesisin ortalama su kullanımı günde yaklaşık 8 saat, saatte yaklaşık 6.5 tondur. Su kullanımı değerleri mevsimsel farklılıklar göstermektedir. Tesisin seri bağlı 7 adet doğal çöktürme havuzları bulunmakta ve yaklaşık 7 gün bekletme süresi sonunda havuz çıkışından alınan su tesise geri devredilerek kesme işleminde soğutma suyu olarak kullanılmak istenmektedir. Ancak çökelmenin yeterince yüksek verimde olmaması sebebiyle çıkış suyu bulanık gelmekte ve bu bulanıklık kesme bıçaklarının ömrünü önemli ölçüde kısaltmaktadır. Alınan ham atıksu numunesinin bulanıklık değeri 3400 NTU, pH değeri 8.48 olarak ölçülmüştür.

3.1.2. Kimyasallar ve cihazlar

Deneylerde kullanılan kimyasallar Çizelge 3.1 ve Çizelge 3.2'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.1. Kullanılan koagülantlar

	Kimyasal Formülü	Molekül Ağırlığı, g/mol	Markası	Ürün Kodu
Alüminyum sülfat (Alum)	$Al_2(SO_4)_3x18H_2O$	666.42	MERCK	1.01102.5000
Demir(3) klorür	$FeCl_3$	162.2	MERCK	TK.030121.05000
Sodyum alüminat	$NaAlO_2$	81.97	MERCK	11138-49-1
Polialüminyum klorür	$Al(OH)_{15}(SO4)_{0,125}Cl_{1,25}$	338.375	-	-

Çizelge 3.2. Kullanılan flokülantlar

Tipi	Flokülant Kodu	Mol Ağırlığı	Anyoniklik veya Katyoniklik Derecesi
Anyonik	Euro flock 3440	Yüksek	%40
Anyonik	Euro flock 2440	Orta	%40
Anyonik	Euro flock 2430	Orta	%30
Anyonik	Euro flock 3430	Yüksek	%30
Katyonik	Euro flock 7440	Orta	%40
Katyonik	Euro flock 8440	Yüksek	%40
Noniyonik	Cynamid N 100	-	-

Deneyde kullanılan mineraller ve temin edildikleri yerler ise şöyledir:

Sepiyolit; Eskişehir Doğuş Madencilik A.Ş,

Zeolit; İzmir Enli Madencilik,

Pomza; Isparta gelincik yöresi ocaklarından, temin edilmiştir.

Deneyde kullanılan cihazlar;

Jar test cihazı: Koagülasyon-flokülasyon yönteminde, Velp Scientifica marka, FC 6S model 6'lı jar test cihazı kullanılmıştır.

Hassas terazi: Kimyasalların tartımında AND marka, GR-200 model, Max-210g ve Min-10 mg tartma özelliğine sahip hassas terazi kullanılmıştır.

Spektrofotometre: Bulanıklık ölçümünde, pharmacia LKB marka, Novaspes II model, spektrofotometre cihazı kullanılmıştır.

pH metre: pH ölçümü için Hanna marka, pH213 model pH metre cihazı kullanılmıştır.

Magnetik Karıştırıcı: Çözelti hazırlamak için ARE marka magnetik karıştırıcı kullanılmıştır.

Etüv: Askıda katı madde tayininde, Philip Harris marka, ÇM L2-002 BSN-051 model etüv kullanılmıştır.

3.2. Deneysel Çalışmalar

3.2.1 Doğal sedimantasyon denemesi

Doğal sedimantasyon denemesinde; 500 mL'lik uzun form mezüre atıksu numunesi doldurulmuştur. Mezür birkaç sefer alt üst edildikten sonra t=0. dakikadan itibaren süre tutularak numune 6 gün boyunca hiçbir kimyasal işleme tabi tutulmadan doğal olarak çökelmeye bırakılmış ve değişen zaman aralıklarında numuneler alınarak bulanıklık ölçümü yapılmıştır.

3.2.2 Jar test deneyleri

Deneyler 500 mL'lik altı beherli hız ve zaman ayarlı jar test cihazında gerçekleştirilmiştir. Çalışılacak her flokülant ve koagülant için uygun stok çözeltiler hazırlanmış ve deneysel çalışmalar distile su ile hazırlanan bu stok çözeltiden değişik

konsantrasyonlarda seyreltilerek gerçekleştirilmişitr. Ortam pH'ı H_2SO_4 ve NaOH ile ayarlanmıştır. Resim 3.1'de deneyin gerçekleştirildiği jar test cihazı görülmektedir.



Resim 3.1. Jar test cihazı

Deneysel çalışmalarda ilk olarak doğal pH'da flokülant/koagülant tipi ve dozu, çökelme süresi, karıştırma hızı ve süresi optimize edilmiş daha sonra bu optimum koşul için farklı pH değerlerinde deneyler yapılmıştır.

Numuneler, karıştırma süreleri ve hızlarına bağlı olarak karıştırma işlemine tabi tutulmuş ve sonrasında çökelmeye bırakılmıştır. Çökelme süresinden sonra hava-su ara yüzeyinin belirli bir mesafe altından özel bir sistemle numune alınmıştır. Çamur özelliklerinin belirlenmesi çalışmaları sırasında ara yüzey yüksekliğinin zamana bağlı değişimi de ölçülmüştür.

Çalışılan deneysel parametreler;

- Koagülant tipi/dozu
- Flokülant tipi/dozu
- Mineral tipi/dozu
- pH
- Karıştırma hızı/süresi
- Çökelme süresi

3.2.3. AKM tayini

Atıksuyun AKM konsantrasyonunu belirlemek için filtre düzeneği kurulmuştur. 110°C etüvde 1 saat bekletilip, desikatörde soğutulduktan sonra sabit tartımı alınmış filtre kağıdı filtrsayon düzeneğine yerleştirilmiştir. Daha sonra çok iyi karıştırılmış belli hacimdeki atıksu süzüldükten sonra, filtre kağıdı pens yardımıyla dikkatlice alınarak

110°C deki etüvde 1 saat kurutulmuştur. Kurutma işleminden sonra desikatörde soğutulup tartılmıştır. AKM konsantrasyonu hesabında [3.1] numaralı formül kullanılmıştır.

$$AKM, mg/L = (M_{Filtre\ Kağıdı+kuru\ kalıntı} - M_{Filtre\ kağıdı}) * 1000 / V_{Numune} \quad [3.1]$$

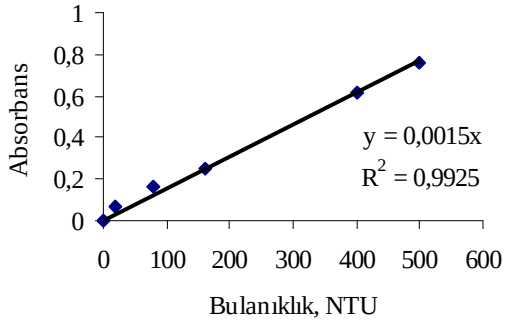
$M_{Filtre\ kağıdı+kuru\ kalıntı}$ = Filtre kağıdı+kuru kalıntının tartımı (mg),

$M_{Filtre\ kağıdı}$ = Filtre kağıdının tartımı (mg),

V_{Numune} = Numune hacmi (mL),

3.2.4. Bulanıklık tayini

Her bir flokülant, koagülant ve mineral için spektrofotmetre cihazında NTU cinsinden bulanıklık ölçümü yapılmıştır. Bulanıklık parametresine göre andezit işleme tesisi atıksuyu için hangi fizikokimyasal yöntemin daha uygun olduğuna karar verilmiştir. Tez çalışmasında baz alınan parametre bulanıklıktır. Bulanıklık ölçümü için 4000 NTU'luk stok bulanıklık çözeltisinden belirli oranlarda seyreltmeler hazırlanarak, 20-500 NTU arasında bulanıklık standardları hazırlanarak kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Spektrofotometrede absorbans değerleri okunmadan önce spektrum aralığının üst değerine ulaşana kadar, spektrofotometre cihazı önce safsu şahitle sıfırlanıp daha sonra numune için belirli aralıkta en iyi dalga boyu taraması yapılmıştır ve 375 nm dalga boyunda pik değer elde edilmiştir. Hazırlanan standardların 375 nm dalga boyunda spektrofotometre cihazında absorbans değerleri okunmuştur. Şekil 3.1'de kalibrasyon eğrisi görülmektedir.



Şekil 3.1. Bulanıklık kalibrasyon eğrisi

3.2.5. Çamur özelliklerinin tayini

Deneysel çalışmalarda kullanılan dört koagülant, üç flokülant ve üç mineral türü için belirlenen koşullarda birer set jar test deneyi yapılıp, elde edilen çamurda çamurun AKM'si (mg/L), yoğunluğu (g/cm^3), çamur katı yüzdesi ve çamur çökelme hızı (mm/dk) incelenmiştir.

Çamurun özelliklerinin belirlenebilmesi için, her bir koagülant, flokülant ve mineraller için seçilen uygun şartlarda birer set deney yapıldıktan sonra mezürlere belirli hacimlerde alınarak, boş ağırlıkları bilinen mezürlerin dolu ağırlıkları tartılarak arıtma çamurunun analizi gerçekleştirilmiştir.

Çamur yoğunluğunun, katı yüzdesinin hesabında [3.2] ve [3.3] numaralı formüller kullanılmıştır.

Çamur yoğunluğu (g/cm^3) = $M_{Mezür\ dolu}$ - $M_{Mezür\ boş}$)/$V_{Çamur+atıksu}$ [3.2]

$M_{Mezür\ dolu}$ = Mezürün dolu ağırlığı, g

$M_{Mezür\ boş}$ = Mezürün boş ağırlığı, g

$V_{Çamur+atıksu}$ = Çamur+atıksu hacmi, cm^3

Çamur katı yüzdesi (%) = A*100/B [3.3]

A= AKM konsantrasyonu, g/L

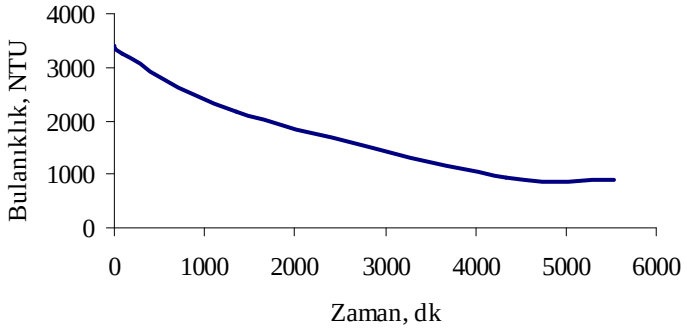
B= Çamur yoğunluğu, g/L

Çamur çökelme hızının tespitinde ise; interfaz yüksekliğine karşı zaman grafiğinin eğimimden yararlanılmıştır. Grafiğin eğimi çökelme hızını vermektedir.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Doğal Sedimantasyon Denemesi Sonucunda Elde Edilen Bulgular

Atıksu numunesinde altı gün boyunca net bir şekilde çamur-su interfaz yüksekliği oluşumu gözlenememiştir. Altı gün boyunca belirli zaman aralıklarında mezürden alınan numunelerin bulanıklık değerleri Şekil 4.1'de görülmektedir. Atıksuyun giriş bulanıklığı 3400 NTU, 6 gün sedimantasyon sonunda bulanıklık değeri 890 NTU olarak ölçülmüştür.

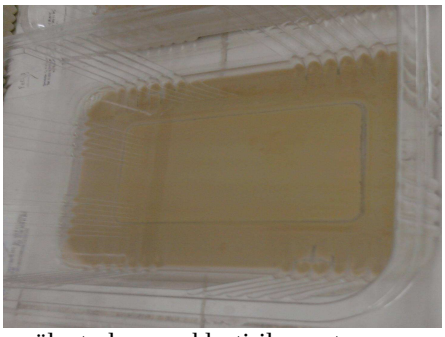


Şekil 4.1. Doğal sedimentasyon deneyi sonucunda bulanıklığın zamanla değişimi

Buna göre, doğal sedimantasyon deneyinin sonunda, atıksuda bulanıklık giderim verimi yaklaşık olarak %74 olarak hesaplanmıştır. Bulanıklığın %74 giderilmesi mermer işleme tesisinde yeterli değildir. Bu tesislerde arıtılan atıksu soğutma suyu olarak tekrar kullanılmak üzere proseslere gönderilmekte, bu tesiste kullanılan cihazların özellikle kesici bıçak v.b aparatların özelliğini bozmaktadır. Bu olumsuzlukları ortadan kaldırmak ve mermer işleme tesisinden çıkan atıksuda yüksek oranda bulanıklık giderimi elde etmek için fizikokimyasal arıtım alternatifleri sunulmaktadır.

4.2. Koagülantların Andezit Atıksuyu Arıtımında Etkinliği

Andezit işleme atıksuyu arıtımında koagülantların etkinliğini görmek için jar test cihazında deneyler yapılmıştır. Resim 4.1'de demir(3) klorür koagülantıyla gerçekleştirilen arıtma sonunda çıkış suyundan bir görünüm görülmektedir.

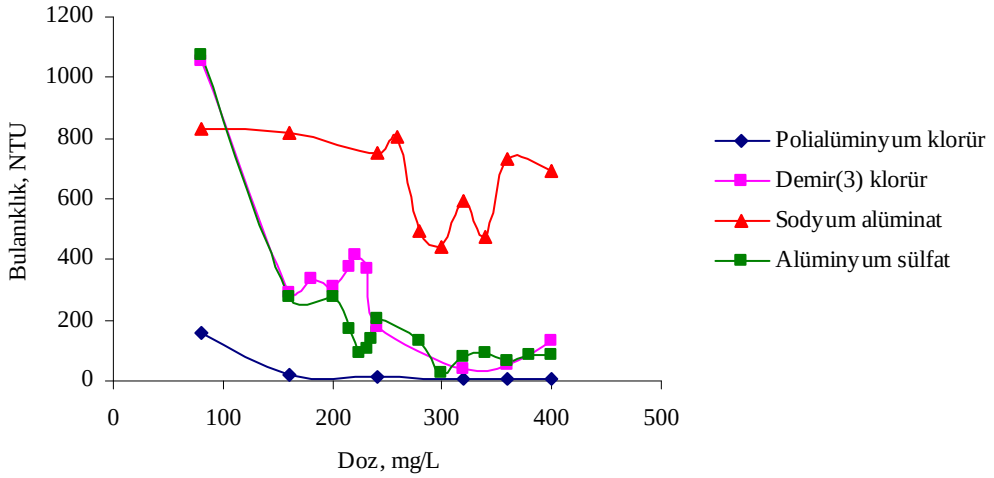


Resim 4.1. Demir(3) klorür koagülantıyla gerçekleştirilen arıtma sonucu çıkış atıksuyundan görünüm

4.2.1. Koagülantlar için uygun koagülant dozunun belirlenmesi

Dört farklı inorganik koagülant çalışılmıştır. 80 ile 400 mg/L arasında değişen dozlarda denemeler yapılmış ve herbir koagülant için 30 dakika sonunda ulaşılan bulanıklık değerinin doz ile değişimi Şekil 4.2'de gösterilmiştir. Artan koagülant dozu ile önce sonuç bulanıklık değerlerinde azalma gözlenmiş, ancak belli dozlardan sonra bulanıklık salınım yapmıştır. Koagülan eklenmesi parçacığın yükünü tersine çevirerek koagülasyonu sağlar. Fakat gereğinden fazla doz hem bulanıklığı artırır, hem de parçacıkların yeniden stabilize olup dispers fazda kalmasına sebep olduğundan tüm koagülantlar için sonuç bulanıklıkta artış gözlenmiştir (Ersoy ve ark., 2005).

Alüminyum sülfat ile yapılan koagülasyon deneylerinde en iyi bulanıklık giderimi 300 mg/L dozda gerçekleşmiştir (Şekil 4.2). Fakat, 216 mg/L dozunda alüminyum sülfat kullanıldığı zaman da bulanıklık 170 NTU'ya kadar da giderilmiştir. 300 mg/L doza göre de daha ekonomik olduğundan önerilen doz 216 mg/L olarak seçilmiş ve karıştırma hızı, süresi, pH gibi diğer parametrelerin optimizasyonunda bu doz kullanılmıştır. Demir(3) klorür için 320 mg/L dozda bulanıklık 40.7 NTU'ya kadar düşürülmüş olsa da 240 mg/L dozda bulanıklık değeri 180 NTU olup %95'lik bulanıklık giderim verimine ulaşıldığından maliyet de düşünülerek, 240 mg/L doz demir(3) klorürün diğer optimizasyonları için seçilmiştir. Sodyum alüminat için en iyi bulanıklık gideriminin gözlendiği doz 300 mg/L olarak belirlenmiştir. Alkali nitelikte olan sodyum alüminat için bulanıklık giderim verimi bu aşamada %82 olup, asit nitelikte olan alüminyum sülfat ve demir(3) klorüre nazaran verim daha azdır. Atıksu alkalinitesinin yüksek olması bunda etkili olmuştur. Polialüminyum klorürün bulanıklık gideriminde 80-360 mg/L doz aralığında oldukça etkili olduğu görülmektedir. Ancak maliyetinin yüksek olması, yapışkan özelliği gibi dezavantajlarını göz önünde bulundurmak gerekir.

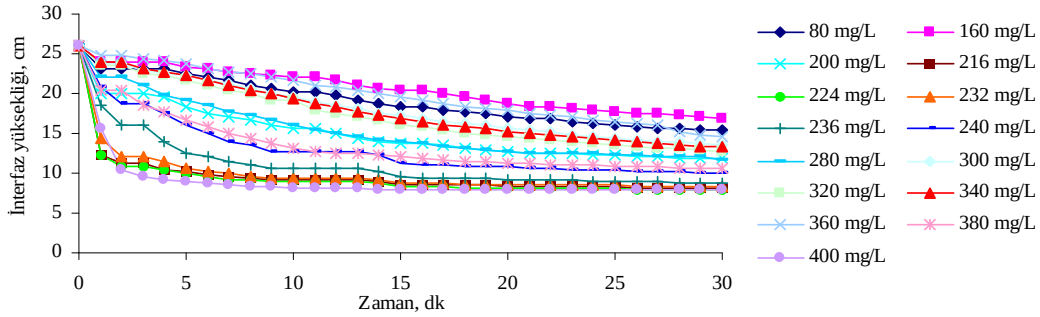


Şekil 4.2. Koagülant dozunun sonuç bulanıklığına etkisi (Başlangıç bulanıklığı = 3400 NTU)

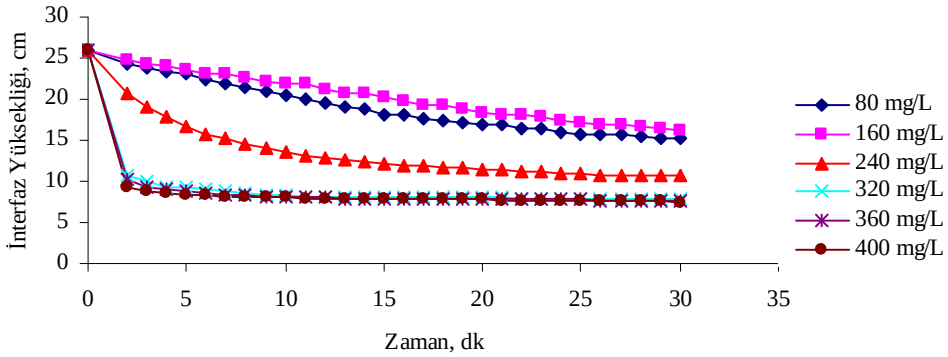
Koagülant dozunun arıtım verimine etkilerinin incelendiği deneylerde herbir dozda koagülasyon uygulandıktan sonra numuneler çökeltmeye bırakılmış ve interfaz yüksekliğinin zamanla değişimleri kaydedilmiştir. Elde edilen veriler Şekil 4.3'de her bir koagülantın çalışılan bütün dozları için görülmektedir. Bazı koagülantlarda diğerlerinden daha fazla sayıda doz çalışılmıştır. Bunun amacı istenilen arıtma verimine, en uygun hangi dozda ulaşıldığını belirlemektir. Çünkü koagülantın türü kadar kullanılıcak olan miktarı da hem işletme hem de maliyet açısından oldukça önemlidir.

Alüminyum sülfat kullanıldığı zaman çamur çökelmede en düşük interfaz yüksekliklerinin 216-232 ve 400 mg/L dozlarda gözlendiği ve 15. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinin sabit kaldığı görülmektedir (Şekil 4.3a). Demir(3) klorür için 320 mg/L ve üzerindeki dozlarda çamur iyi bir çökelme özelliği göstermiştir (Şekil 4.3b). Sodyum alüminatla gerçekleştirilen arıtma sonunda seçilen dozda çamur-su interfaz yüksekliği net bir şekilde gözlenememiştir. Çamur oluşumu da oldukça düşük seviyededir. Andezit atıksuyunun sodyum alüminatla arıtılması bu koşullarda (karıştırma süresi, karıştırma hızı, çekelme süresi ve dozu) uygun görülmemektedir.

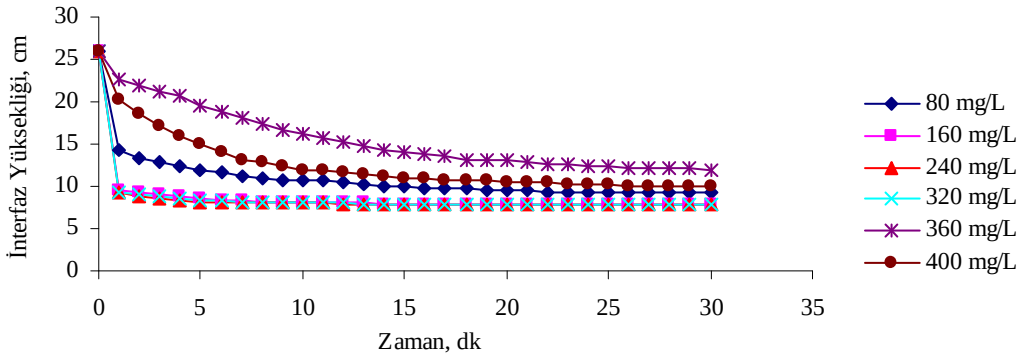
Şekil 4.3c'de poli alüminyum klorür için en iyi çökelmenin elde edildiği doz aralığı 160-320 mg/L'dir. Şekilden de anlaşıldığı gibi doz arttıkça arıtım sonrası çamur-su interfaz yüksekliği de artmaktadır. Bütün koagülantlarda gözlenen ortak bulgu çok düşük ve çok yüksek dozlarda çamur-su interfazının diğerlerine göre daha yüksek seviyede kaldığı, yani iyi çökelmenin gerçekleşmediğidir. İyi çökelme özelliği taşıyan çamurlar ilk birkaç dakikada nihai seviyeye ulaşmıştır.



(a) Alüminyum sülfat



(b) Demir(3) klorür



(c) Polialüminyum klorür

Şekil 4.3. Çalışılan bütün koagülant dozları için çökelme sırasında interfaz yüksekliğinin zamanla değişimi

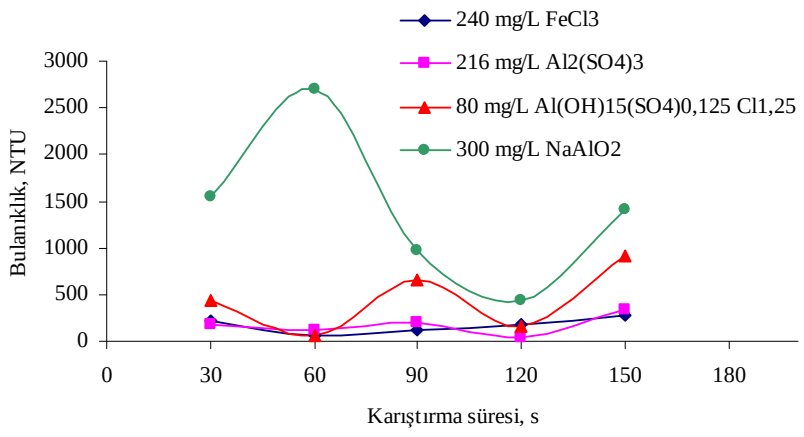
Bulanıklık giderim verimi açısından başarılı olarak kabul edilip yukarıda seçilen koagülant dozlarının Şekil 4.3'de görülen çökelme eğrilerinin başlangıç kısmının eğiminden çökelme hızları alüminyum sülfat için 74 mm/dk, demir(3) klorür için 20.5 mm/dk polialüminyum klorür için 63 mm/dk olarak hesaplanmıştır.

Farklı türdeki koagülantların kullanılması sonucunda en hızlı çamur çökelmesi alüminyum sülfat kullanıldığında gerçekleşmiştir. Çamur çökelme hızı azaldıkça çamur-su interfazının seviyesi artmaktadır. 240 mg/L demir(3) klorür kullanılması sonucu daha yavaş çökelme gözlenmiştir. 320 mg/L demir(3) klorür ve diğer iki koagülantın önerilen

dozlarının hepsinde sonuçta çamur kalınlığı yaklaşık aynı değerdedir. Demir(3) klorürün önerilen dozunda ise nihai çamur seviyesi yakın olmakla birlikte daha şişkin özelliktedir. İnterfazın yüksek olması çamurun şişkinliğinden olabileceği gibi çamurdaki katı miktarının fazlalığından da kaynaklı olabilmektedir. Buradaki verilerden bunu ayırt etmek mümkün değildir. Çamur özellikleriyle birlikte değerlendirildiğinde anlaşılacak bir durumdur ki çalışmanın son kısmında, bütün parametrelerin optimize edilen koşullarındaki çamurda özellikler araştırılarak kıyaslanacaktır.

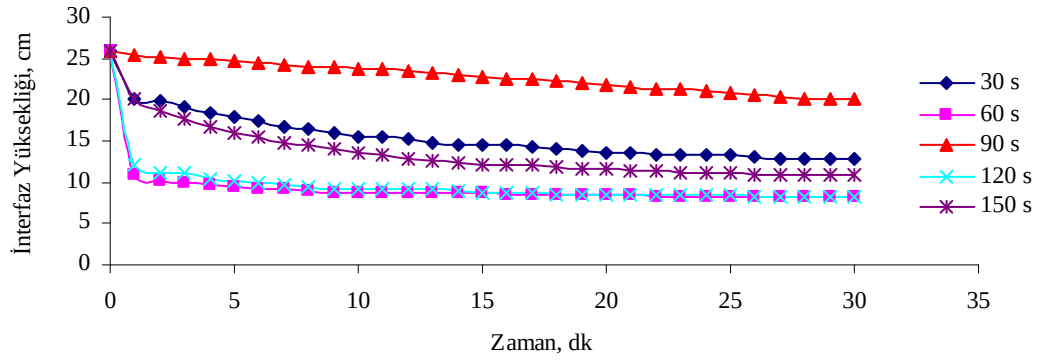
4.2.2. Koagülantlar için uygun karıştırma süresinin belirlenmesi

Her bir koagülant için seçilen dozlarda, 200 devir/dk hızda 30, 60, 90, 120, 150 saniye karıştırma sürelerinde, bulanıklık ve interfaz yüksekliği ölçümü yapılmış ve en uygun karıştırma süresi tespit edilmiştir. Şekil 4.4'de görüldüğü gibi demir(3) klorür, alüminyum sülfat ve polialüminyum klorür için 60 saniye karıştırma süresinde en yüksek bulanıklık giderim verimine ulaşılmıştır. Sonuç bulanıklık değerleri sırasıyla demir(3) klorür, alüminyum sülfat ve polialüminyum klorür için 67 NTU, 111 NTU, 56 NTU'dur. Sodyum alüminat koagülantı içinde 120 saniye karıştırma süresinde 439 NTU bulanıklık değerine ulaşılmıştır. Karıştırma süresi arttıkça bulanıklık artmaktadır. Bunun sebebi, koagülasyon aşamasında atıksuda çökelemeyen nitelikteki taneciklerin uzun karıştırma süresinde parçalanmaları olarak düşünülmüştür.

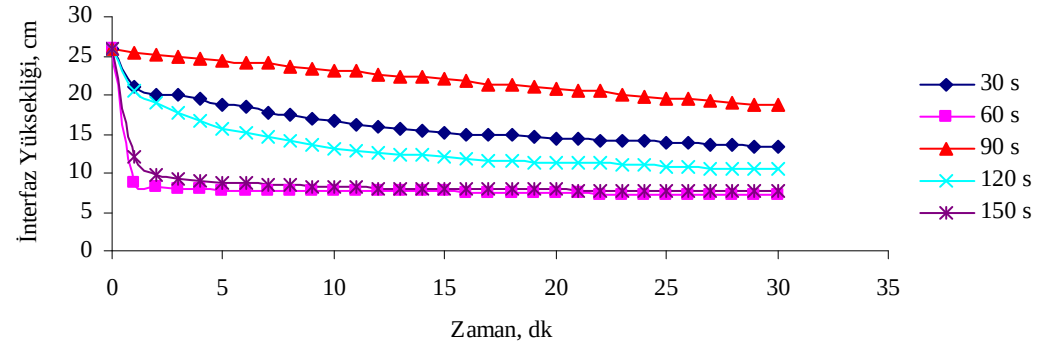


Şekil 4.4. Her bir koagülant için karıştırma sürelerinin sonuç bulanıklığına etkisi (Başlangıç bulanıklık=3400 NTU)

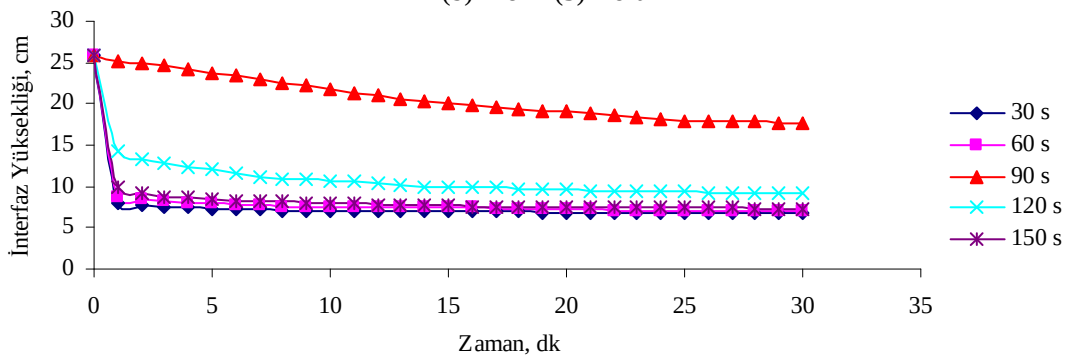
Çamur çökelmesi açısından Şekil 4.5a, 4.5b, 4.5c'de alüminyum sülfat, demir(3) klorür ve polialüminyum klorür için 60 saniye karıştırma süresinde daha hızlı çamur çökelmesi gözlenmiştir.



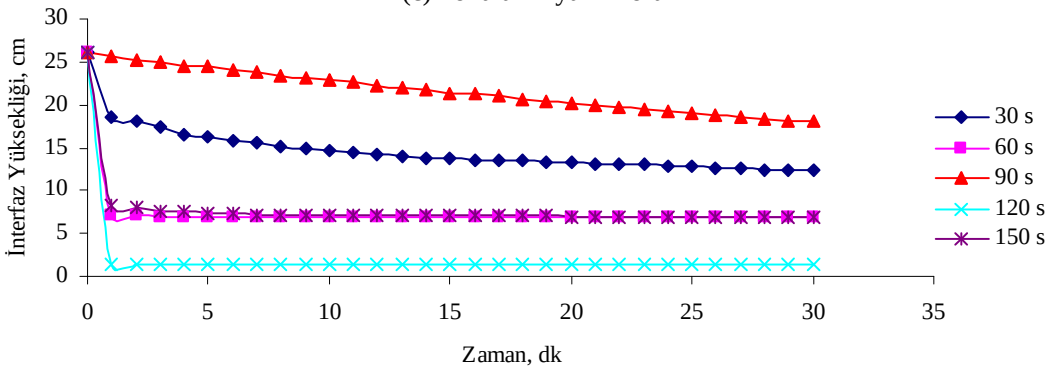
(a) Alüminyum sülfat



(b) Demir(3) klorür



(c) Polialüminyum klorür



(d) Sodyum alüminat

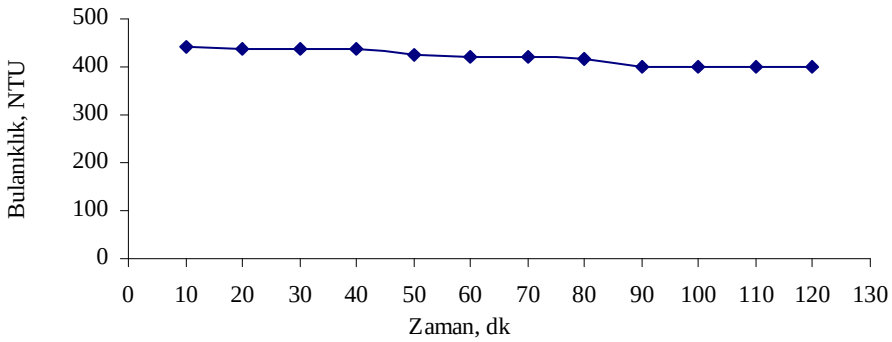
Şekil 4.5. Belirli karıştırma sürelerinde seçilen dozlarda kullanılan koagülantların karıştırma sürelerinin interfaz yüksekliğine etkisi

Alüminyum sülfat için 60 ve 120 saniye karıştırma sürelerinde en düşük interfaz yükseklikleri elde edilmiş ve 15. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinin sabit kaldığı

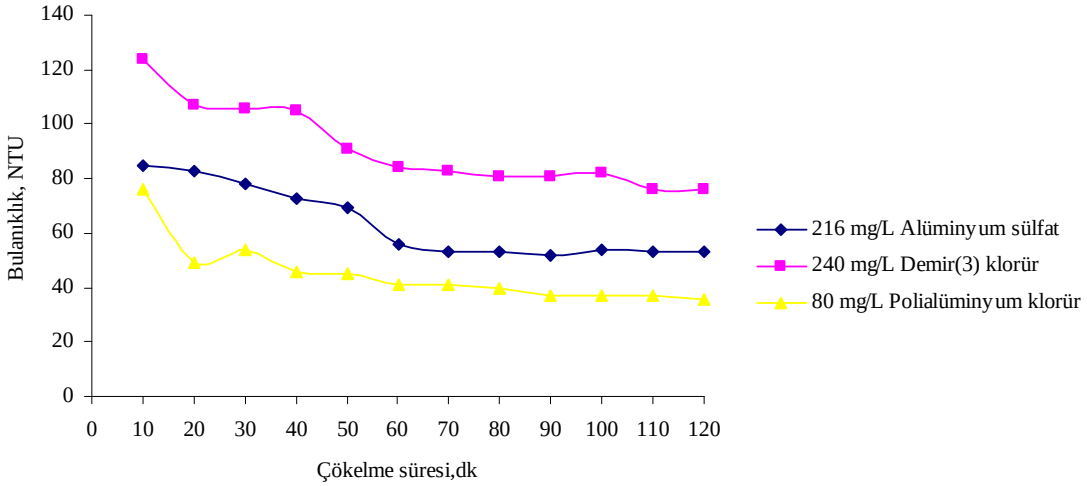
görülmüştür. Demir(3) klorür için 60 ve 150 saniye karıştırma sürelerinde, polialüminyum klorür için ise 60 ve 30 saniye karıştırma sürelerinde en düşük interfaz yükseklikleri elde edilmiştir. Şekil 4.5d'de 120 saniye karıştırma süresinde sodyum alüminat için, diğer karıştırma sürelerine göre daha hızlı çamur çökelmesi gerçekleşmiş olup bulanıklık giderim verimi de başlangıç bulanıklık değeri 3400 NTU'ya göre %82 olarak hesaplanmıştır. Bu verim diğer koagülantlara nazaran daha düşük seviyededir. Ancak doz belirleme safhasında elde edilenden daha iyidir.

4.2.3. Koagülantlar için uygun çökelme süresinin belirlenmesi

Her bir koagülant için 200 devir/dk hızda seçilen doz ve karıştırma süresinin sonunda, numune mezürde çöktürülürken 5, 10, 15, 20, 25 ve 30. dakikaların sonunda numuneler alınıp bulanıklık ve interfaz yüksekliği değişimi ölçümleri yapılarak uygun çökelme süresi tespit edilmiştir. Sodyum alüminatın grafiği, sonuç bulanıklık değeri yüksek olduğundan ayrı olarak Şekil 4.6'da gösterilmiştir. Şekil 4.6'yı incelediğimizde sodyum alüminat için 120 saniye karıştırma süresi ve 120 dakika çökelme süresinin sonunda bulanıklık değeri, 400NTU olup, giriş atıksu bulanıklığı 3400 NTU olduğundan verim %88 olarak hesaplanmıştır. Şekil 4.7'de 3 farklı koagülantın, çökelme süresine göre bulanıklık değişim grafiği görülmektedir. 60 saniye karıştırma süresi ve 20 dakika çökelme süresinin sonunda, alüminyum sülfat, demir(3) klorür ve polialüminyum klorür için ölçülen bulanıklık değerleri sırasıyla, 83 NTU, 107 NTU ve 49 NTU'dur. Giriş atıksuyunun bulanıklığı 3400 NTU olduğundan, alüminyum sülfat, demir(3) klorür ve polialüminyum klorür için sırasıyla bulanıklık giderim verimleri %98, %97, %99 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.6. Sodyum alüminat koagülantı için bulanıklığın çökelme süresiyle değişimi (Başlangıç Bulanıklığı=3400 NTU)

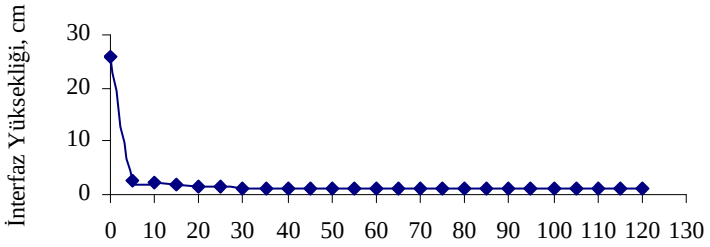


Şekil 4.7. Alüminyum sülfat, demir(3) klorür ve polialüminyum klorür koagülantları için bulanıklığın çökelme süresiyle değişimi (Başlangıç Bulanıklığı=3400 NTU

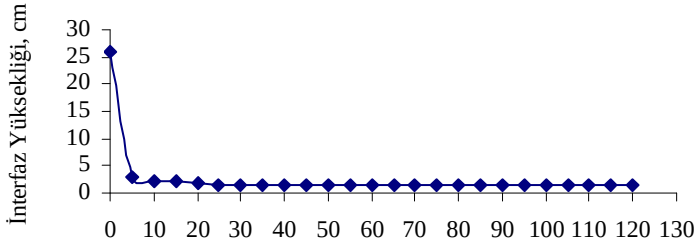
Şekil 4.8a, 4.8b, 4.8c, 4.8d'de görüldüğü gibi alüminyum sülfat, demir(3) klorür, polialüminyum klorür ve sodyum alüminat için 5. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinde çok fazla bir değişim meydana gelmemektedir. 5 ile 20. dakika arasında interfaz yüksekliğinde meydana gelen değişim fark edilmeyecek kadar düşük seviyededir. Uygun çökelme süresi, 20 dakika olarak belirlenmiştir. 20. dakikadan sonra interfaz yüksekliğinde dikkate değer bir değişim gerçekleşmemiştir. Şekil 4.8d'de sodyum alüminatın interfaz yüksekliğinin sıfıra yakın olduğu görülmektedir. O halde sodyum alüminatla gerçekleştirilen arıtmada çamur oluşmamıştır. Bu yüzden sonuç bulanıklık değeri diğer koagülantlara nazaran daha yüksektir.

4.2.4. Koagülantlar için uygun karıştırma hızının belirlenmesi

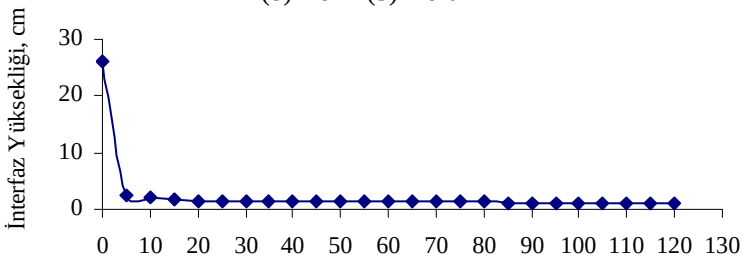
Tüm koagülantlar için seçilen doz, karıştırma ve çökelme süelerinde 200, 150, 120, 90, 60, 45 rpm karıştırma hızlarında bulanıklık ve interfaz yüksekliği ölçümü yapılmıştır. Şekil 4.9'a göre alüminyum sülfat için, en iyi bulanıklık giderim verimi 200 rpm karıştırma hızında gözlenmiştir. Fakat 120 rpm karıştırma hızında da % 99'luk bulanıklık giderim verimi elde edilmiş olup, bu karıştırma hızında interfaz yüksekliği oldukça düşük seviyededir ve 5. dakikadan itibaren sabit kalmaktadır. Çamurun çökelme özelliği oldukça iyidir. Ayrıca 120 rpm karıştırma hızı, 200 rpm karıştırma hızına göre işletme açısından daha ekonomik olduğundan, alüminyum sülfat için 120 rpm karıştırma hızı uygun görülmüştür.



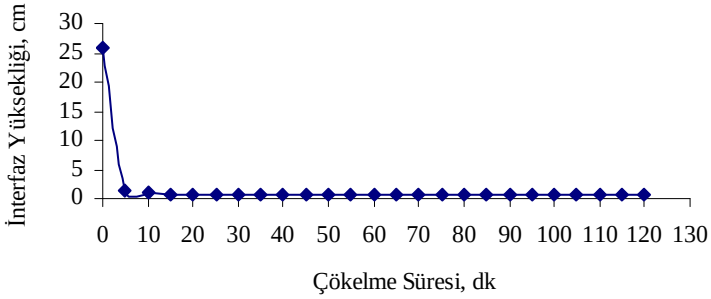
(a) Alüminyum sülfat



(b) Demir(3) klorür



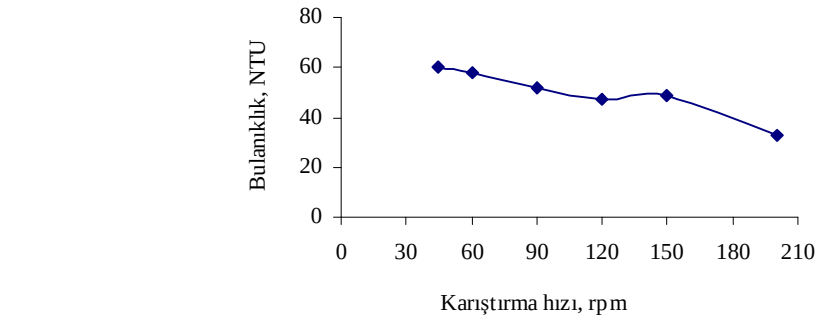
(c) Polialüminyum klorür



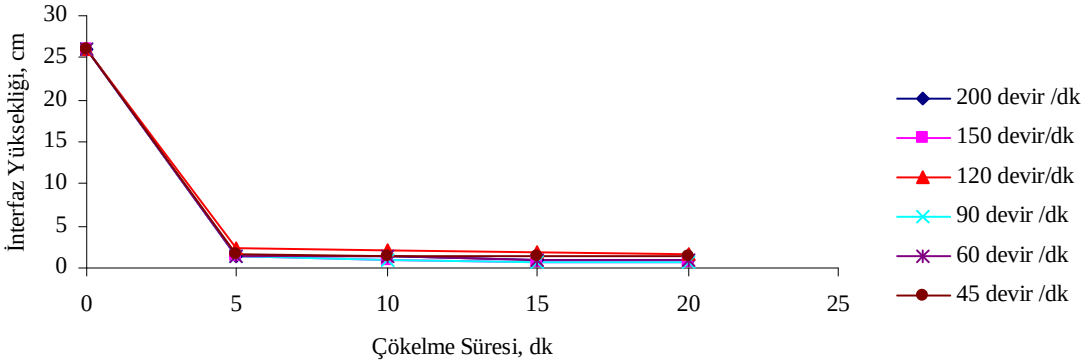
(d) Sodyum alüminat

Şekil 4.8. Koagülantlar için interfaz yüksekliğinin çökelme süresiyle değişimi

Şekil 4.10'da görüldüğü gibi demir(3) klorür için bulanıklık giderimi ve çamur çökelme hızı açısından uygun karıştırma hızı 60 rpm seçilmişitir. 60 rpm karıştırma hızında, elde edilen bulanıklık giderim verimi %98 olup interfaz yüksekliği oldukça düşük seviyededir. İnterfaz yükseklikleri tüm karıştırma hızlarında düşük seviyede olup, genelde aynı düzeydedir.

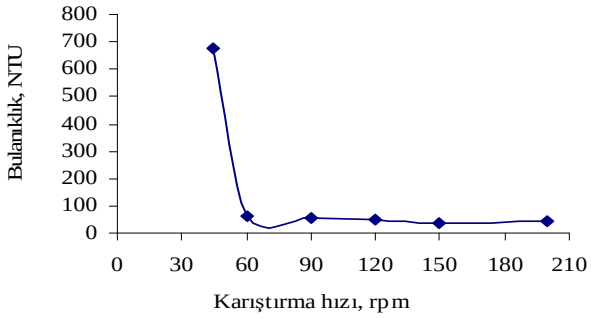


(a)

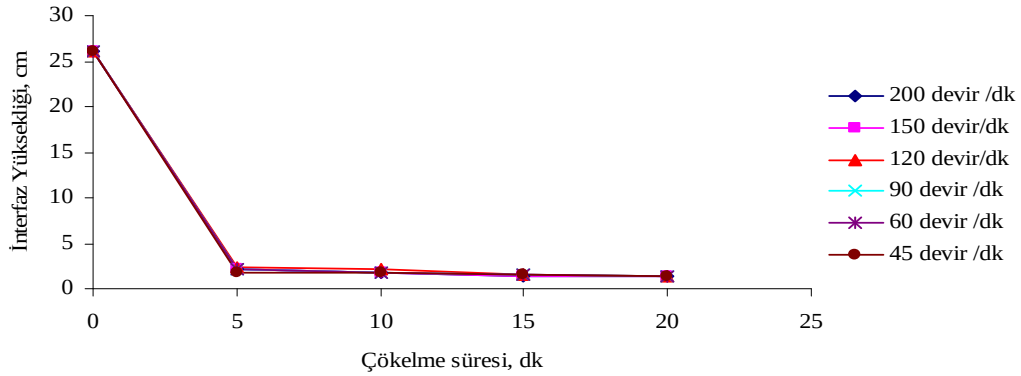


(b)

Şekil 4.9. Alüminyum sülfat için, karıştırma hızının (a) bulanıklık, (b) çamur çökelmesi üzerine etkileri



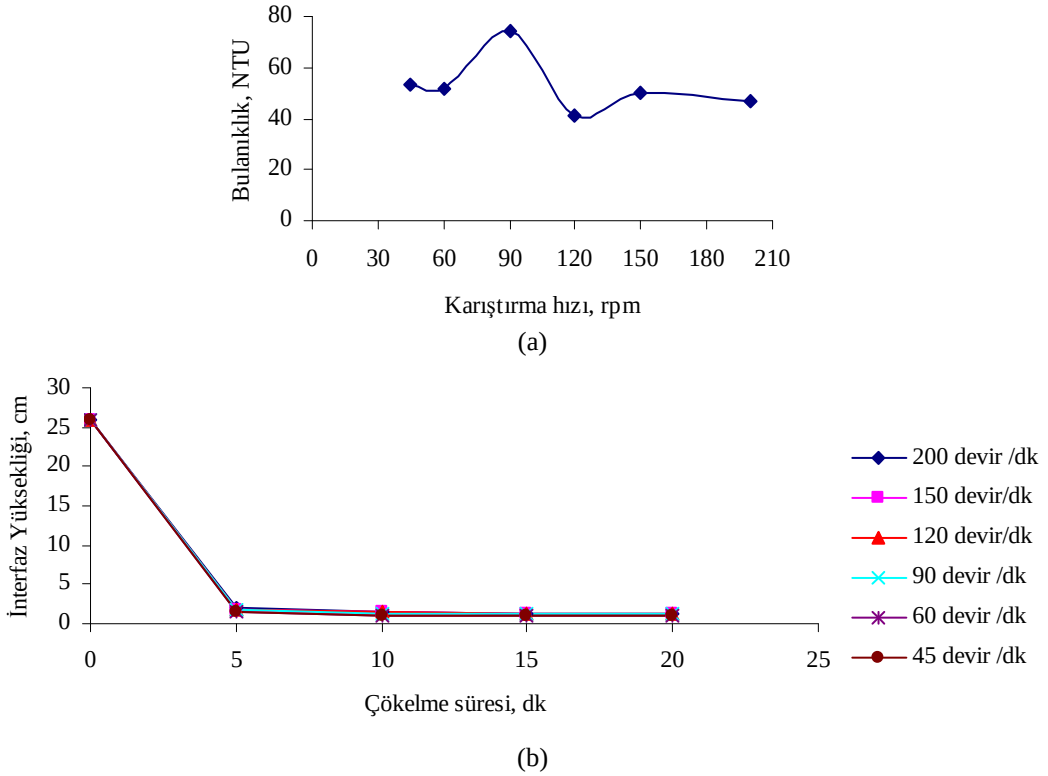
(a)



(b)

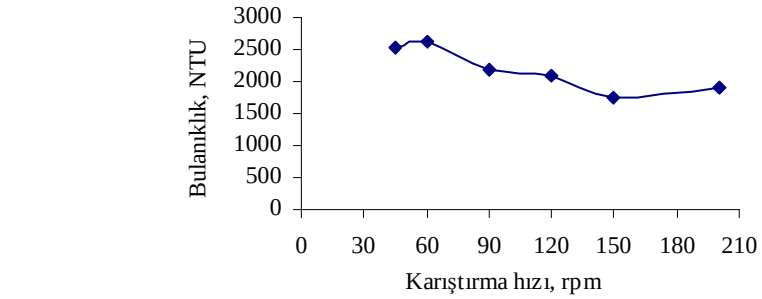
Şekil 4.10. Demir(3) klorür için karıştırma hızının (a) bulanıklık, (b) çamur çökelmesi üzerine etkileri

Polialüminyum klorür için uygun karıştırma hızı 120 rpm olarak belirlenmiştir (Şekil 4.11). Ayrıca 120 rpm karıştırma hızında interfaz yüksekliği düşük seviyededir. Şekil 4.11b'ye göre interfaz yüksekliğinde 5. dakikadan itibaren fark edilebilecek düzeyde bir değişim gerçekleşmemiştir. Bu dakikadan itibaren interfaz yüksekliği nihai değerine ulaşmıştır.

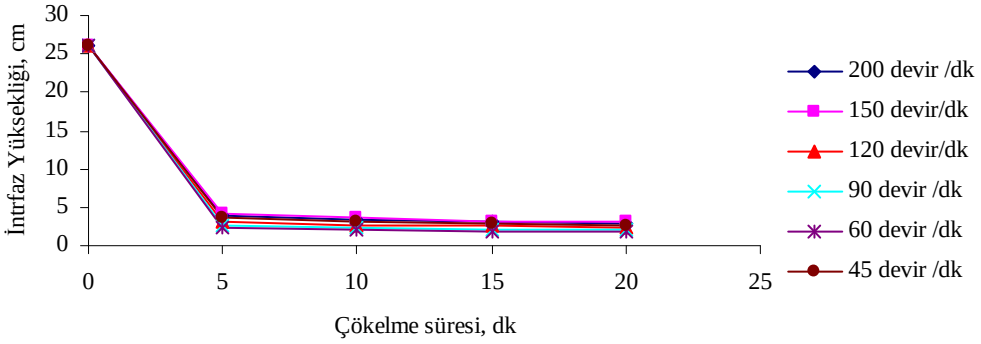


Şekil 4.11. Polialüminyum klorür için, karıştırma hızının (a) bulanıklık, (b) çamur çökelmesi üzerine etkileri

Şekil 4.12a'da görüldüğü gibi sodyum alüminat için bulanıklık giderim verimi açısından en iyi sonuç 150 rpm karıştırma hızında elde edilmiştir. Sodyum alüminatla gerçekleştirilen koagülasyon işleminde elde edilen bulanıklık giderim verimi, diğer koagülantlarla gerçekleştirilen koagülasyon işleminde elde edilen verimlere nazaran düşüktür. Ayrıca 150 rpm karıştırma hızında diğer karıştırma hızlarına nazaran oluşan çamur iyi bir çökelme göstermiştir (Şekil 4.12b). Sodyum alüminat kullanıldığında oluşan çamur diğer koagülantlar kullanıldığında oluşan çamurlara göre şişkindir.



(a)



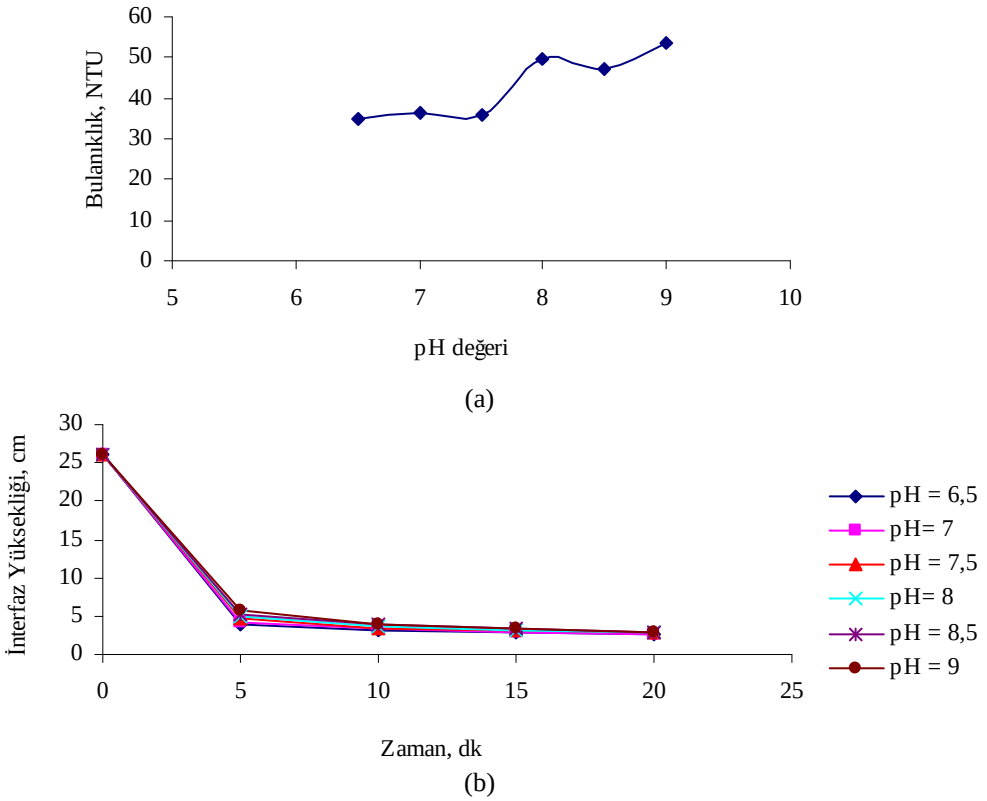
(b)

Şekil 4.12. Sodyum alüminat için, karıştırma hızının (a) bulanıklık, (b) çamur çökelmesi üzerine etkileri

4.2.5. Koagülantlar İçin pH Optimizasyonu

Her bir koagülant için seçilen koşullarda sadece pH değiştirilerek, 6.5, 7, 7.5, 8, 8.5, 9 pH değerlerinde bulanıklık ve interfaz yüksekliği ölçümü yapılmıştır. Şekil 4.13'e göre alüminyum sülfat için bulanıklık giderim verimi ve interfaz yüksekliği bakımından en uygun pH değeri 6.5 olarak belirlenmiştir. Düşük pH değerinde yük nötralizasyonu daha etkindir. pH arttıkça özellikle pH=9'da gerçekleştirilen koagülasyonda yük nötralizasyonunun etkinliğinin azaldığı ve süpürme yönteminin etkinliğinin arttığı görülmektedir (Gregory, 1989).

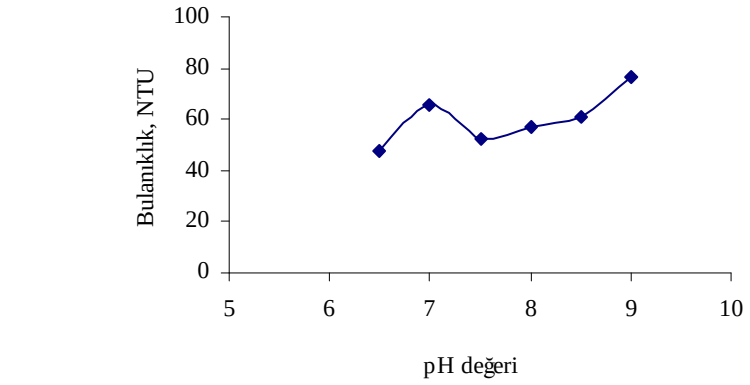
Diğer yandan bu çalışmadaki gibi yüksek katı konsantrasyonlu süspansiyonların genelde ortokinetik koagülasyon kinetiğine sahip olduğu ve bunun geçerli olduğu sistemlerde de süpürme koagülasyonundan ziyade yük nötralizasyonu ile koagülasyonun çok daha önemli olduğu ifade edilmekte olup (Gregory, 1989) bu çalışmanın sonuçlarını desteklemektedir. pH 6.5 da sonuç bulanıklık 34.79 NTU giderim verimi % 98'dir. Alüminyum sülfat koagülantının etkili bir şekilde kullanılabilmesi için ortam pH değerinin 5.5-6.5 civarında olması gerektiği de bilinmektedir (Gregory, 1989).



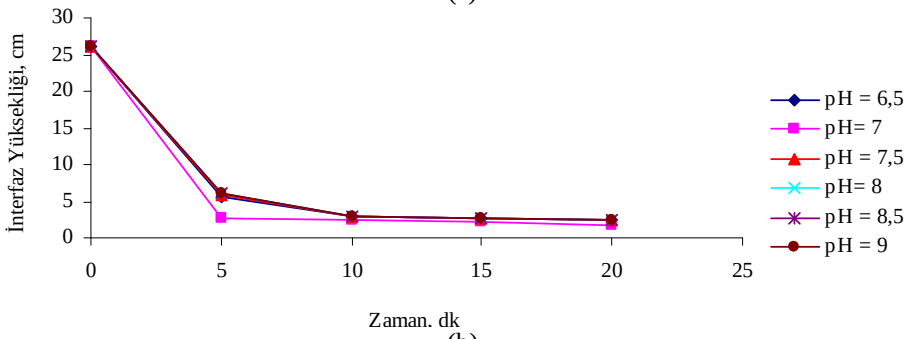
Şekil 4.13. Alüminyum sülfat için pH değişiminin (a) bulanıklık, (b) interfaz yüksekliği üzerindeki etkisi

Şekil 4.14a'ya göre pH=6.5 değerinde, demir(3) klorür için 47,3 NTU sonuç bulanıklık değeri, %98.6 bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Arıtma sonunda 6.5 pH değerinde çamur iyi bir çökelme özelliği göstermiştir (Şekil 4.14b). Diğer pH değerlerinde de düşük seviyede interfaz yükseklikleri elde edilmiştir. Her bir pH değerinde birbirine yakın bulanıklık giderim verimleri elde edilmiştir. Fakat en yüksek bulanıklık giderim verimi pH=6.5'de elde edilmiştir.

Şekil 4.15a'ya göre pH değişimine karşı bulanıklık değişim grafiğinde düşük pH değerlerinde polialüminyum klorürle daha iyi bulanıklık giderimi elde edildiği görülmüştür. Bunun nedeni pH değeri arttıkça taneler birbirini daha çok iterek süspansiyon daha kararlı hale gelir. Kararlı hale gelen bir süspansiyonda askıda katı tanelerin çökelmesi zorlaşarak bulanıklık artar, böylece bulanıklık giderim verimi tekrar düşmeye başlar (Taşdemir ve Erdem, 2010). En yüksek bulanıklık giderimine pH 6.5'da ulaşılmıştır. Fakat pH 7'de gerçekleştirilen arıtmada çamur daha iyi çökelme özelliği göstermiştir. Bu pH değerinde bulanıklık giderim verimi % 99 sonuç bulanıklık değeri 20.67 NTU olduğundan polialüminyum klorür ile gerçekleştirilen arıtmada uygun pH değeri 7 olarak kabul edilmiştir.

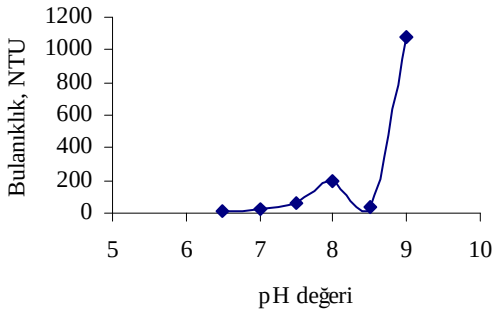


(a)

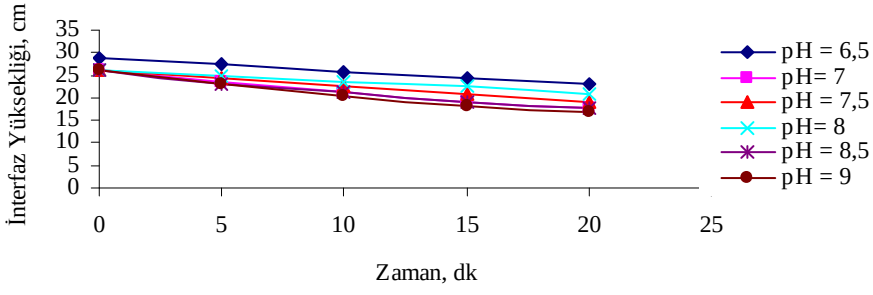


(b)

Şekil 4.14. Demir(3) klorür için pH değişiminin (a) bulanıklık, (b) interfaz yüksekliği üzerindeki etkisi



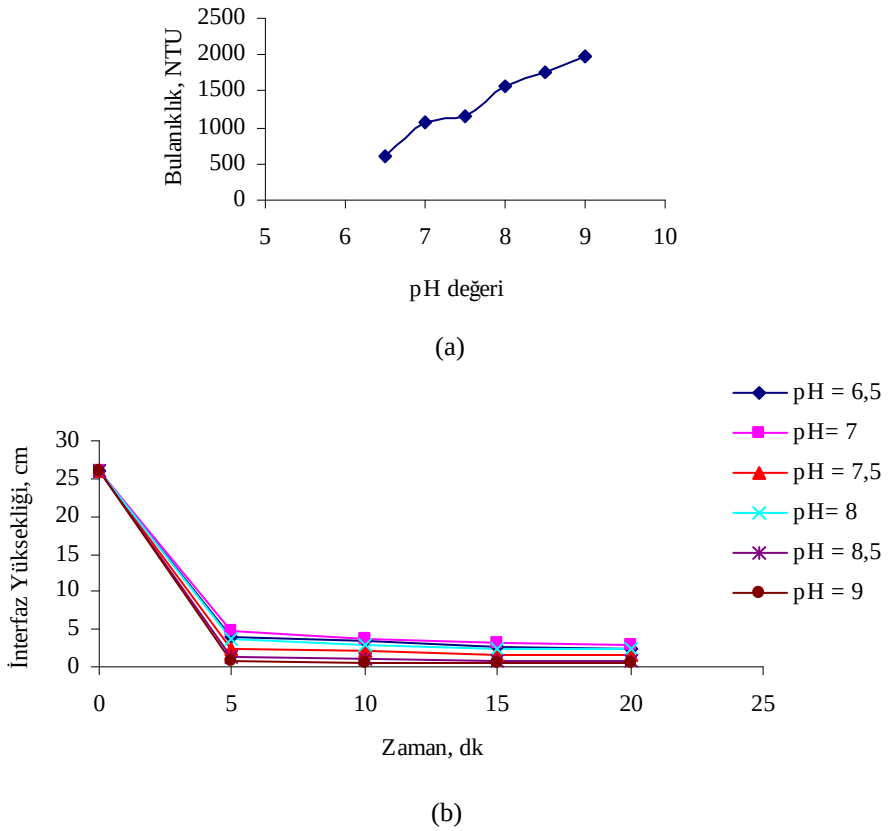
(a)



(b)

Şekil 4.15. Polialüminyum klorür için pH değişiminin (a) bulanıklık, (b) interfaz yüksekliği üzerindeki etkisi

Sodyum alüminat, andezit atıksuyunun arıtımında iyi bir performans göstermemiştir. Şekil 4.16'ya göre 6.5-9,0 pH aralığında gerçekleştirilen arıtmada bulanıklık giderim verimi açısından en uygun pH değeri 6.5 olarak bulunmuştur. pH=6.5 değerinde bulanıklık giderim verimi %82 sonuç bulanıklık değeri 610.67 NTU olup diğer koagülantlarla elde edilmiş olan bulanıklık giderim verimine kıyasla oldukça verimsiz bir değerdir. pH=6.5 değerinde interfaz yüksekliği oldukça düşük seviyededir. (Şekil 4.16b).



Şekil 4.16. Sodyum alüminat için pH değişiminin (a) bulanıklık, (b) interfaz yüksekliği üzerindeki etkisi

Her bir koagülantla, 6.5-9 pH aralığında çalışılmıştır. Başlangıç ve sonuç pH değerleri arasındaki değişim incelenmiştir. Başlangıç pH ayarlaması NaOH ve H_2SO_4 çözeltileri kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

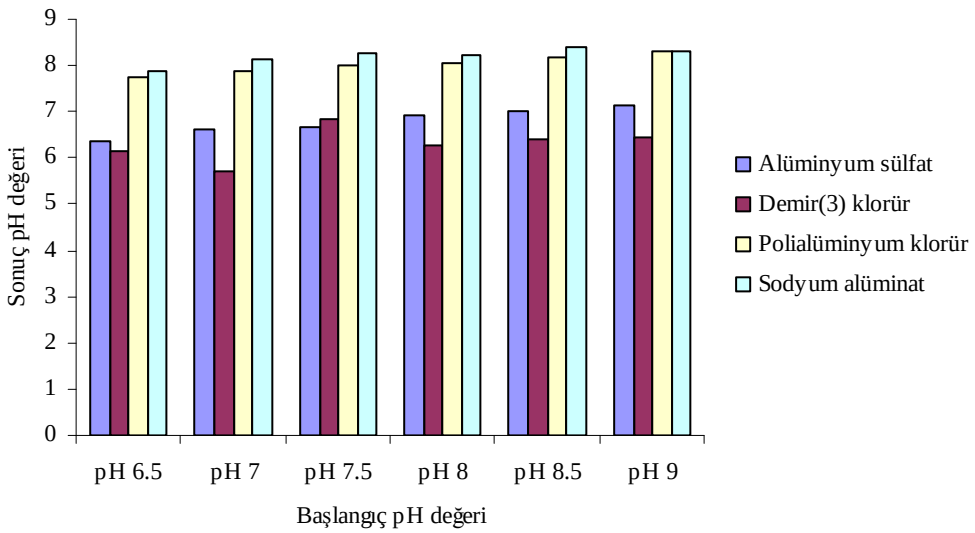
Alüminyum sülfat için her bir noktada sonuç pH değerleri başlangıç pH değerlerine göre daha düşük çıkmıştır (Şekil 4.17). Bunun nedeni asit nitelikteki alüminyum sülfatın arıtma süresi boyunca, atıksuyun pH değerini düşürmesidir.

6.5-9 pH aralığında demir(3) klorür ile yapılan denemelerde her bir başlangıç pH değerleri, sonuç pH değerlerine göre daha yüksektir (Şekil 4.17). Demir(3) klorür kimyasalı asidik özellikte olduğu için atıksu ortamında korozif etki yaratmakta, çıkış

atıksuyunun pH'ını düşürmektedir. Üstelik başlangıç pH değeri arttıkça sonuç pH değeri ile aradaki fark açılmaktadır.

Şekil 4.17'ye göre polialüminyum klorür için başlangıç pH değerleri ile sonuç pH değerleri arasında çok fazla bir fark gözlenmemiştir. Sonuç pH değerleri genelde 8 civarındadır. pH 6.5, 7, 7.5 başlangıç pH değerlerinde sonuç pH değerleri, başlangıç pH değerlerinden daha yüksek çıkmıştır. pH 8 başlangıç değeriyle sonuç pH değeri arasında fazla bir fark yoktur. 8.5 ve 9 başlangıç pH değerlerinde pH değişimini incelediğimizde düşüş meydana geldiğini görmekteyiz.

Sodyum alüminatla gerçekleştirilen arıtmadan sonra atıksuyun sonuç pH değerleri, andezit atıksuyunun doğal pH değerine yakın değerdedir. pH 6.5, 7, 7.5, 8 başlangıç pH değerlerinde sonuç pH değerleri daha yüksek çıkmıştır. pH 8.5 ve 9 değerlerinde ise çıkış pH değerleri başlangıç pH değerlerinden daha düşüktür.



Şekil 4.17. Her bir Koagülant için başlangıç pH değerlerine karşı sonuç pH değerleri

4.3. Flokülantların Andezit Atıksuyu Arıtımında Etkinliği

Andezit işleme atıksuyu arıtımında flokülantların etkinliğini görmek için jar test cihazında deneyler gerçekleştirilmiştir. Resim 4.2'de Y.M.A anyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtma sonunda çıkış atıksuyundan bir görünüm verilmiştir.



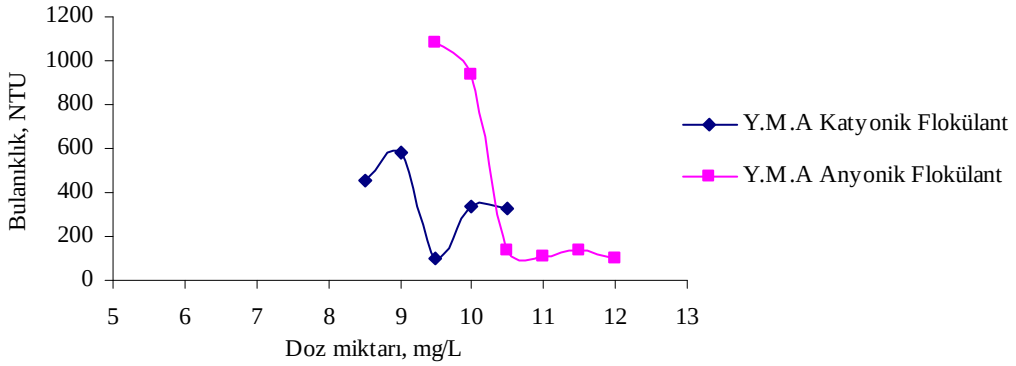
Resim 4.2. Anyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtma sonucu çıkış atıksuyundan görünüm

4.3.1. Flokülantlar için uygun dozun belirlenmesi

Üç farklı flokülant türü ile çalışılmıştır. 0 ile 12 mg/L arasında değişen dozlarda denemeler yapılmıştır. Her bir flokülant için deney sonucu ulaşılan bulanıklık değerinin doz ile değişimi Şekil 4.18 ve Şekil 4.19'da gösterilmiştir.

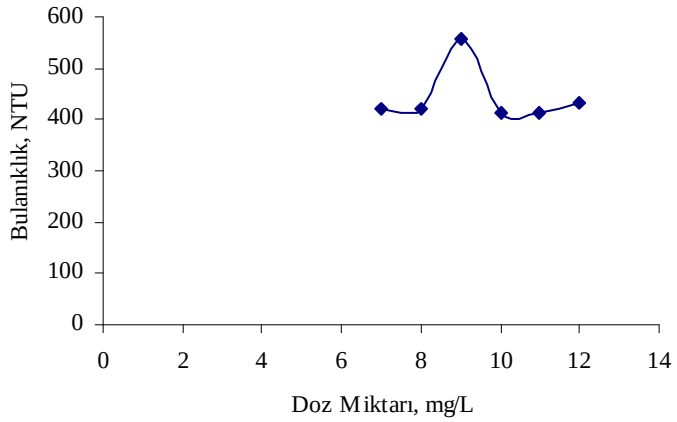
Şekil 4.18'e göre Y.M.A Katyonik flokülant için uygun doz 9.5 mg/L olarak bulunmuştur. Bu dozda elde edilen sonuç bulanıklık değeri 102.67 NTU'dur. 9.5 mg/L dozdan itibaren doz arttıkça bulanıklık değeri de artmaya başlamıştır. Bunun nedeni aşırı flokülant dozlarında flokların tekrar dağılması olabilir (Taşdemir ve Erdem, 2010). En iyi flokülasyon işlemini sağlamak için gerekli flokülant dozunun, katının yüzey alanının yarısını kaplayacak miktar kadar olduğu ifade edilmektedir. Şayet ortama bundan daha fazla miktarda flokülant verilirse, yani taneler üzerine fazla miktarda flokülant adsorplanırsa o zaman taneler arasında köprü oluşumu engellenmektedir (Taşdemir ve Erdem, 2010).

Y.M.A Anyonik flokülant için uygun doz 11 mg/L olarak belirlenmiştir (Şekil 4.18). 11mg/L dozda 105.3 NTU sonuç bulanıklık değerine ulaşılmıştır. Şekil 4.18'de görüldüğü gibi doz arttıkça bulanıklık değerinde düşüş görülmektedir. Yalnız flokülasyonda dikkat edilecek önemli bir nokta dozu gereğinden fazla arttırmamaktır. Çünkü fazla miktarda yani gereğinden fazla flokülant kullanılması halinde partiküller yalnız deşarj olmakla kalmaz, aynı zamanda zıt elektrik yükü ile de şarj olurlar. Böylece flokülasyondan başarı beklenemez (Ethem, 1962).



Şekil 4.18. Y.M.A anyonik ve katyonik flokülantlar için doza karşılık bulanıklık eğrisi (Başlangıç bulanıklığı=3400 NTU)

Şekil 4.19'a göre Noniyonik flokülant için uygun doz 7 mg/L olarak belirlenmiştir. 7 mg/L dozda, 421.3 NTU ile %88 bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir.



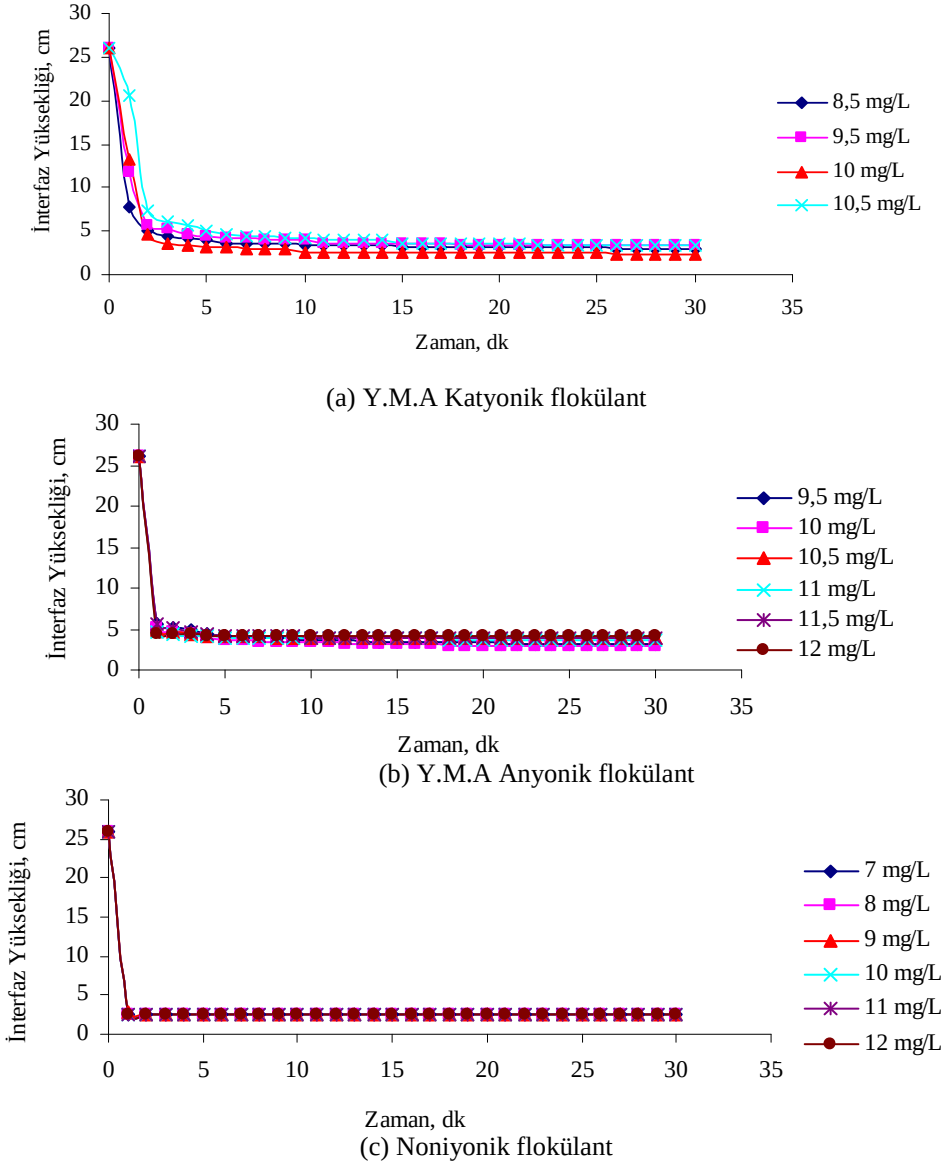
Şekil 4.19. Noniyonik flokülant için doza karşı bulanıklık eğrisi (Başlangıç bulanıklığı=3400 NTU)

Flokülant dozunun arıtma verimine etkilerinin incelendiği deneylerde herbir dozda flokülasyon uygulandıktan sonra numuneler çökeltmeye bırakılmış ve interfaz yüksekliğinin zamanla değişimleri kaydedilmiştir. Elde edilen veriler Şekil 4.20'de her bir flokülantın çalışılan bütün dozları için görülmektedir.

Şekil 4.20'ye göre Y.M.A katyonik flokülant için bulanıklık giderim verimine göre uygun doz olarak seçilen 9.5 mg/L çamur çökelme açısından da en uygun doz olarak belirlenmiştir. Y.M.A anyonik flokülant için de aynı şekilde bulanıklık giderim verimi açısından en uygun doz olan 11 mg/L'nin en iyi çamur çökelme özelliği gösterdiği belirlenmiştir. Noniyonik flokülantla gerçekleştirilen flokülasyonda her iki bakımdan da uygun dozun 7 mg/L olduğuna karar verilmiştir. Flokülantlarla

gerçekleştirilen arıtmada, her bir flokülant türü için seçilen dozlarda interfaz yüksekliği düşük, kolay çökelebilen çamur oluşumunun meydana geldiği görülmüştür.

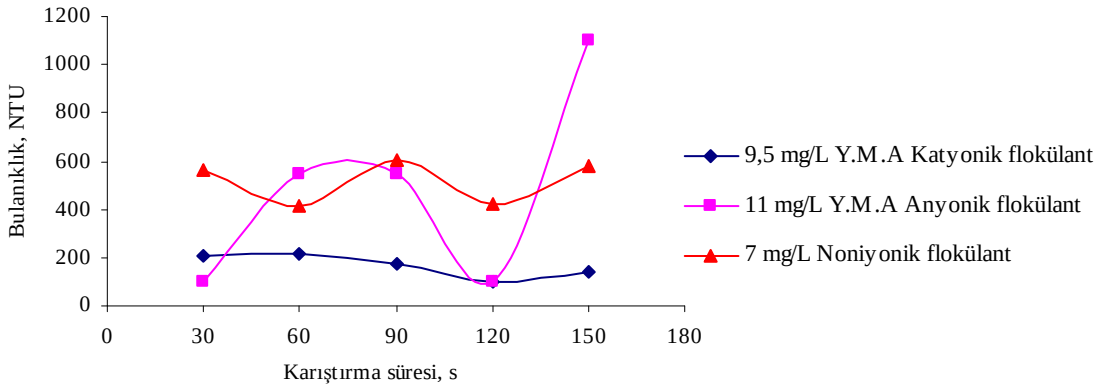
En iyi performansı sağlayan flokülant dozlarının Şekil 4.20'de görülen çökelme eğrilerinin başlangıç kısmının eğiminden hesaplanan çökelme hızları Y.M.A katyonik için 69.3 mm/dk, Y.M.A anyonik için 107.9 mm/dk, noniyonik için 117 mm/dk olarak bulunmuştur. Çökelme hızı arttıkça çamur-su interfaz yüksekliği seviyesi azalmaktadır. En düşük interfaz yüksekliğine noniyonik flokülant kullanıldığında ulaşılmıştır. Y.M.A anyonik flokülant kullanıldığında da iyi bir çökelme gerçekleşmiş olup, 11 mg/L doz için interfaz yüksekliğinin 10. dakikadan itibaren sabit kaldığı görülmüştür. En yüksek interfaz yüksekliği seviyesi ve en düşük çamur çökelme hızı Y.M.A katyonik flokülant kullanıldığında gözlenmiştir.



Şekil 4.20. Flokülantların doz değişimine karşı interfaz yüksekliği değişim grafikleri

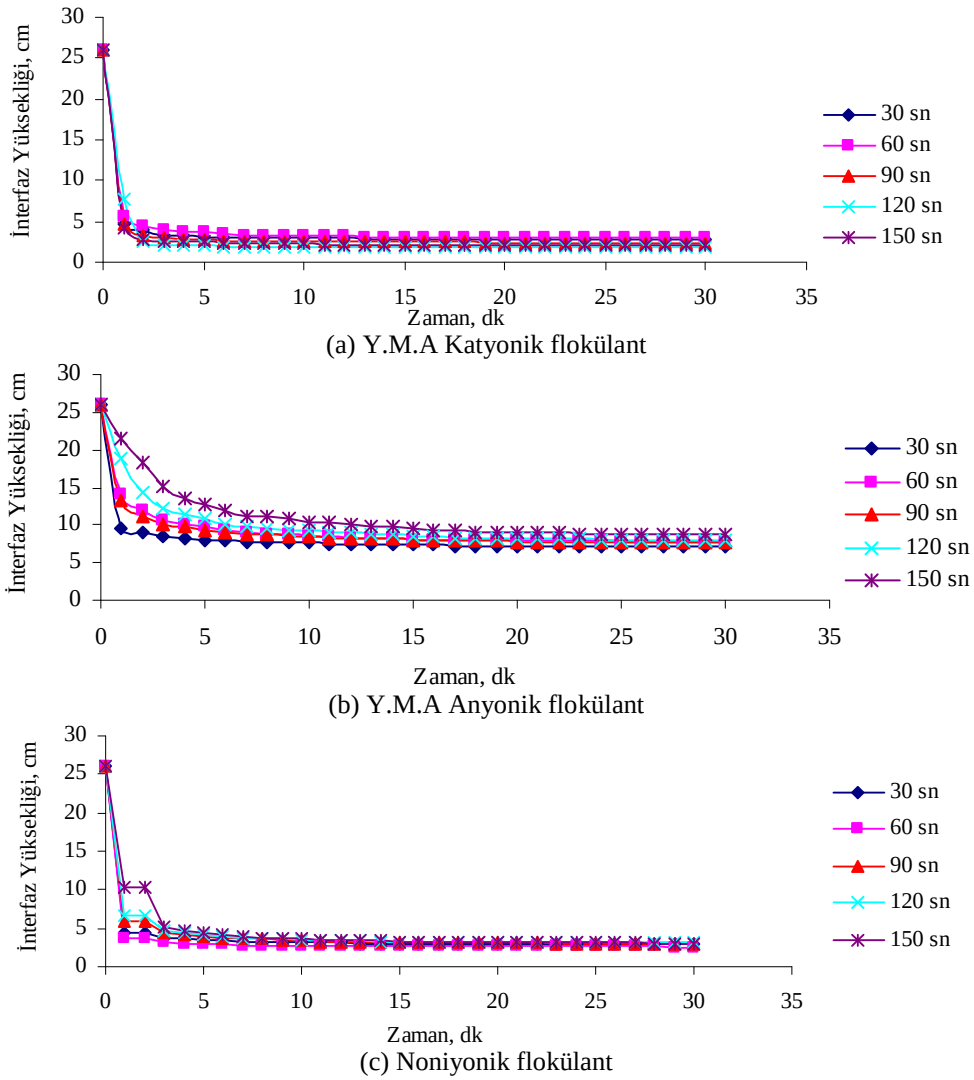
4.3.2. Flokülantlar için uygun karıştırma süresinin belirlenmesi

Her bir flokülant için seçilen dozda 200 devir/dk hızda, uygun karıştırma süresini tespit etmek amacıyla 30, 60, 90, 120, 150 saniye karıştırma süreleri sonunda bulanıklık ve interfaz yükseliği ölçümü yapılmıştır. Şekil 4.21'e göre en düşük sonuç bulanıklığı Y.M.A katyonik, Y.M.A Anyonik ve Noniyonik flokülantlar için sırasıyla 120, 30 ve 60 saniye karıştırma sürelerinde elde edilmiştir. Ulaşılan sonuç bulanıklıklar açısından kıyaslandığında önerilen bu sürelerde Y.M.A katyonik ile 102.67 NTU, Y.M.A anyonik ile 96 NTU ve noniyonik flokülant ile 416.67 NTU değerlerine ulaşılmıştır. Karıştırma süresi arttıkça bulanıklık giderim veriminde düşüş gözlenmiştir. Bunun nedeni ise karıştırma süresi arttıkça flokların dağılarak parçalanmasıdır.



Şekil 4.21. Flokülantlar için bulanıklığın karıştırma süreleriyle değişimi

Şekil 4.22'ye göre her bir flokülant için seçilen karıştırma sürelerinde, diğer karıştırma sürelerine nazaran daha düşük interfaz yükseklikleri elde edilmiştir. Y.M.A katyonik, Y.M.A anyonik ve noniyonik flokülantların her biri için ilk 5 dakikada çamur çökelmesi meydana gelmekte, 5 ile 20. dakika arasında interfaz yüksekliğinde oluşan değişimde fark edilmeyecek kadar azdır. Y.M.A anyonik flokülant da interfaz yüksekliği diğer flokülantlara nazaran daha yüksek elde edilmiştir. Y.M.A anyonik flokülant ile gerçekleştirilen arıtma sonunda elde edilen çamur hacminin daha yüksek olması, çamur katı yüzdesi ve AKM konsantrasyonun daha yüksek olmasından kaynaklanabilir.



(a) Y.M.A Katyonik flokülant

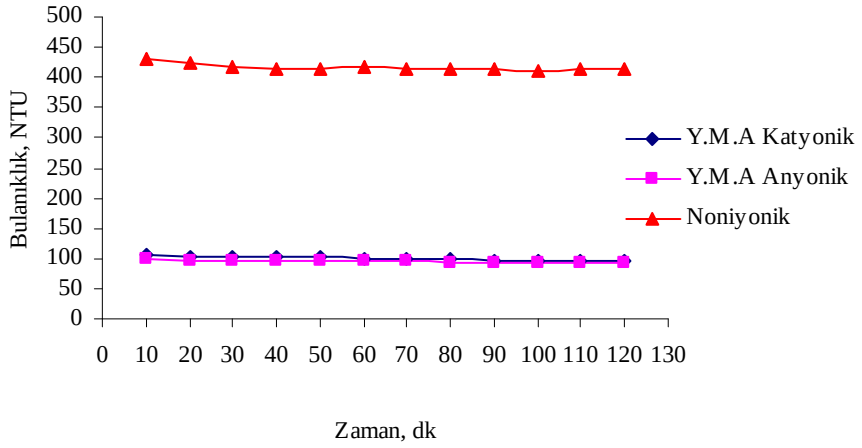
(b) Y.M.A Anyonik flokülant

(c) Noniyonik flokülant

Şekil 4.22. Flokülantlar için interfaz yüksekliğinin karıştırma süreleriyle değişimi

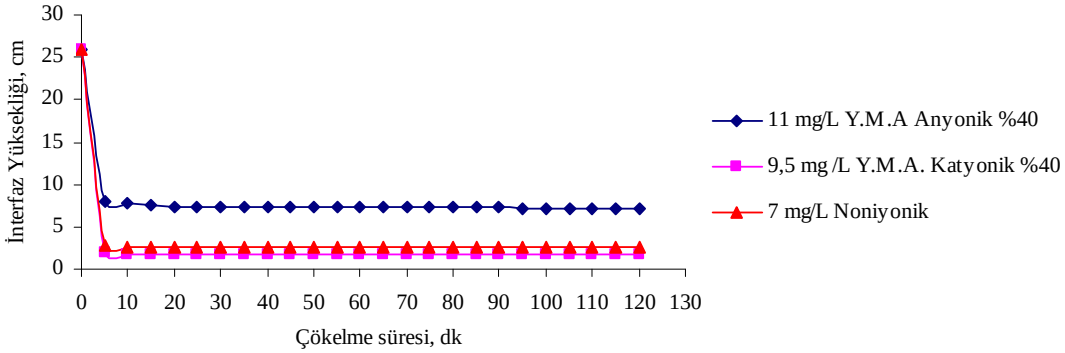
4.3.3. Flokülantlar için uygun çökelme süresinin belirlenmesi

Tüm flokülantlar için 200 devir/dk hızda seçilen doz ve karıştırma sürelerinde, mezürde çökelmeye bırakılan numunelerden 2 saat boyunca 5, 10, 15, 20, 25, 30. dakikalarda yani her 5 dakikada bir mezürün üstünden pipetle numuneler alınarak bulanıklık ve interfaz yüksekliği ölçümü yapılmıştır. Elde edilen veriler Şekil 4.23 ve 4.24'de görülmektedir. Şekil 4.23'e göre Y.M.A Katyonik, Y.M.A Anyonik ve Noniyonik flokülantlar için uygun çökelme süresi sırasıyla 10, 10 ve 20 dakika olarak belirlenmiştir. Çökelme sürelerinin sonunda sırasıyla, %97, %97 ve %87'lik bulanıklık giderim verimleri ve 105.3 NTU, 98 NTU ve 432 NTU sonuç bulanıklık değerleri elde edilmiştir.



Şekil 4.23. Flokülantlar için bulanıklığın çökelme süresiyle değişimi (Başlangıç bulanıklığı=3400 NTU)

Şekil 4.24'e göre, genel olarak bütün flokülant türleri için, 5. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinde dikkate değer bir değişim gözlenmemiştir. 5 ile 20. dakika arasında interfaz yüksekliğinde çok az da olsa değişim meydana gelmektedir. Y.M.A Anyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtmada elde edilen çamur miktarı diğer flokülantlarla gerçekleştirilen arıtımda elde edilen çamur miktarlarına göre fazladır. Bunun nedeni, % 40'lık Y.M.A Anyonik flokülantın uzun zincirli yapısından dolayı atıksuda daha fazla miktarda katı madde üzerinde adsorplanarak, kovalent bağ ile uzun zincirli polimer köprüler teşkil ederek, daha iri floklar meydana getirmesidir.

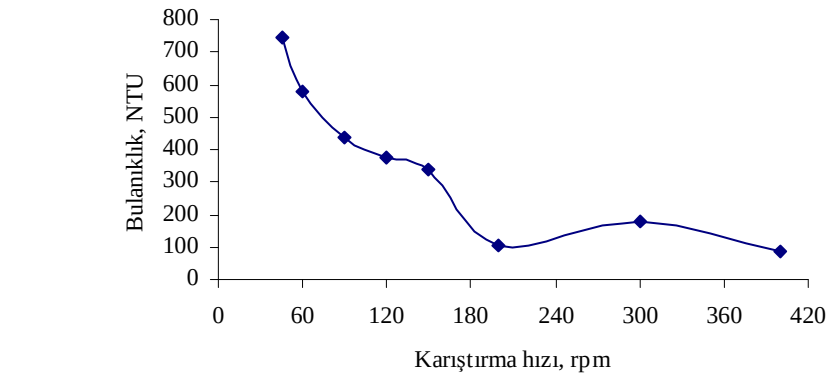


Şekil 4.24. Flokülantlar için interfaz yüksekliğinin çökelme süresiyle değişimi

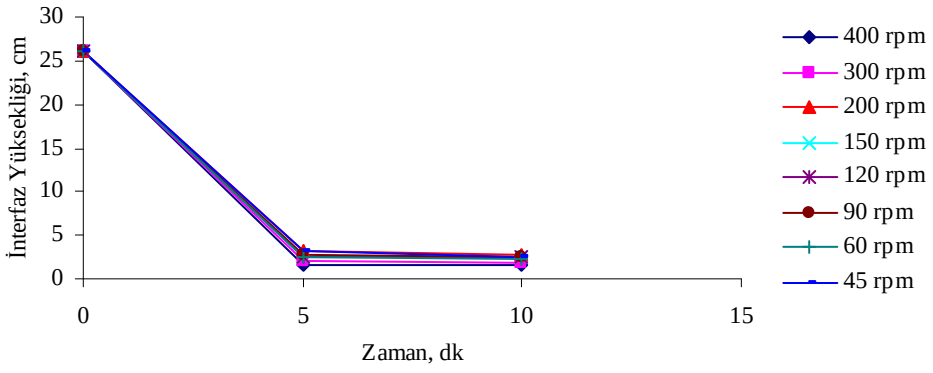
4.3.4. Flokülantlar için uygun karıştırma hızının belirlenmesi

Seçilen doz, karıştırma ve çökelme sürelerinde, her bir flokülant için 200, 150, 120, 90, 60, 45 rpm karıştırma hızlarında bulanıklık ve interfaz yüksekliği ölçümleri yapılarak, tüm flokülantlar için uygun karıştırma hızı tespit edilmiştir.

Şekil 4.25'e göre, Y.M.A Katyonik flokülant için bulanıklık giderim verimi açısından en uygun karıştırma hızı 200 rpm'dir. 200 rpm karıştırma hızında elde edilen sonuç bulanıklık değeri 102.67 NTU olup, %97 bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Şekil 4.25b'de 200 rpm karıştırma hızında 5. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinde fazla bir değişim meydana gelmemektedir. 5 ile 15. dakika arasında interfaz yüksekliğinde meydana gelen değişim fark edilmeyecek kadar düşük seviyededir.



(a)



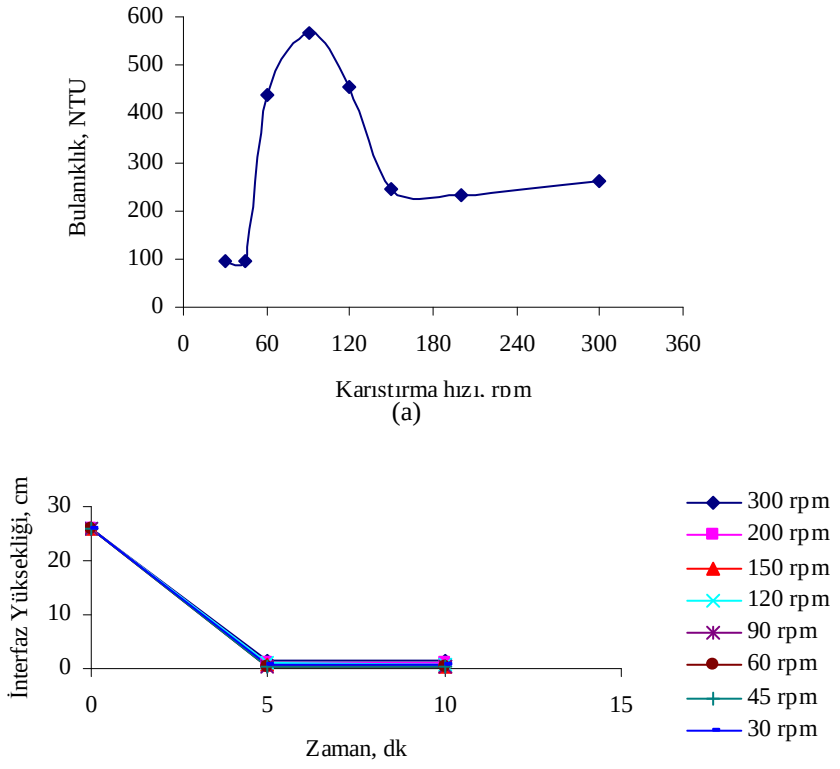
(b)

Şekil 4.25. Y.M.A katyonik flokülant için, karıştırma hızının (a) bulanıklık, (b) interfaz yüksekliği üzerindeki etkisi

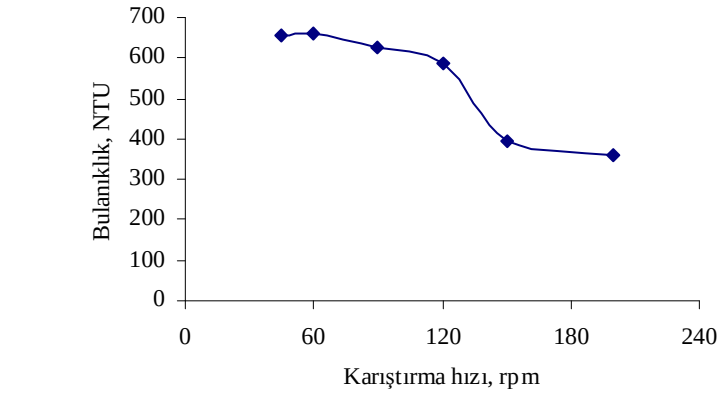
Şekil 4.26'ya göre Y.M.A anyonik flokülant için, uygun karıştırma hızı 30 rpm olarak belirlenmiştir. 30 rpm karıştırma hızında bulanıklık 93.3 NTU'ya düşmüştür. Karıştırma hızı arttıkça bulanıklık giderim veriminde azalma gerçekleşmektedir. Bunun

sebebi ise yüksek karıştırma hızlarında, seçilen karıştırma süresinde oluşan flokların parçalanmasıdır. Şekil 4.26b'ye göre 30 rpm karıştırma hızında düşük interfaz yüksekliği gözlenmiş olup, 5. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinde fazla bir değişme gözlenmemişdir. 5 ile 20. dakika arasında meydana gelen değişiklik fark edilmeyecek kadar düşük seviyededir.

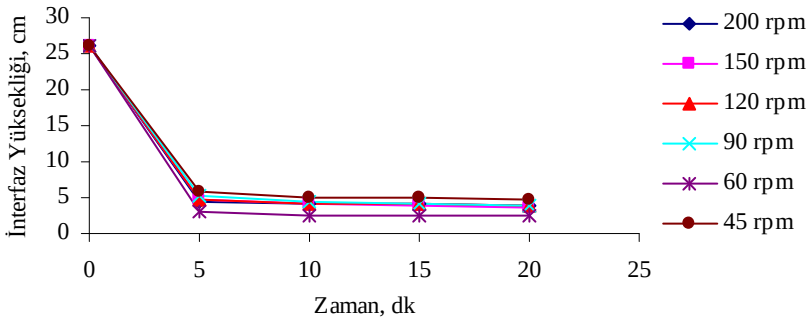
Şekil 4.27'ye göre noniyonik flokülant için uygun karıştırma hızı 150 rpm seçilmiştir. Aslında 200 rpm karıştırma hızında elde edilen bulanıklık giderim verimi biraz daha yüksektir. Verim açısından çok fazla fark olmadığı için ve işletme maliyeti de göz önünde bulundurulduğundan uygun karıştırma hızı 150 rpm seçilmiştir. 150 rpm karıştırma hızında elde edilen sonuç bulanıklık değeri 393.3 NTU'dur. Şekil 4.27b'ye göre 150 rpm karıştırma hızında 10. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinde çok fazla bir değişim gözlenmemiştir.



Şekil 4.26. Y.M.A anyonik flokülant için, karıştırma hızının (a) bulanıklık, (b) interfaz yüksekliği üzerindeki etkisi



(a)

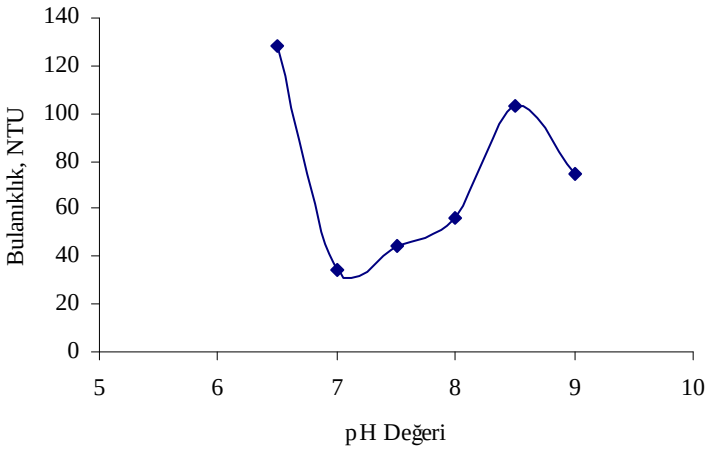


(b)

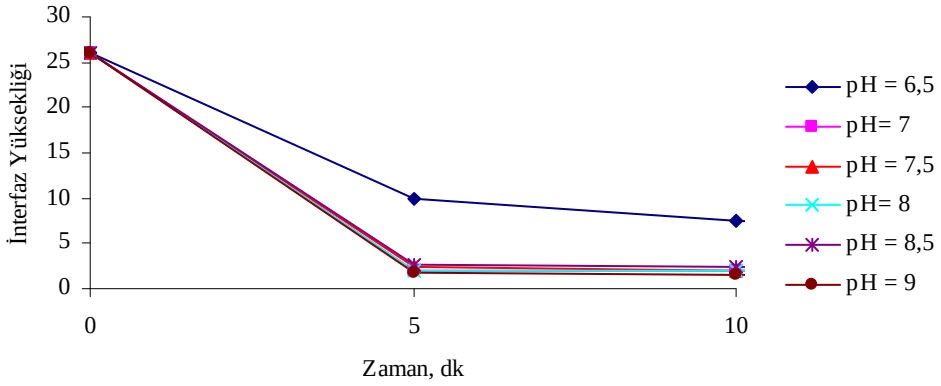
Şekil 4.27. Noniyonik flokülant için, karıştırma hızının (a) bulanıklık, (b) interfaz yüksekliği üzerindeki etkisi

4.3.5. Flokülantlar için pH Optimizasyonu

Her bir flokülant için seçilen koşullarda sadece pH değiştirilerek 6.5, 7, 7.5, 8, 8.5, 9 pH değerlerinde bulanılık ve interfaz yüksekliği ölçümü yapılarak uygun pH değeri belirlenmiştir. Şekil 4.28'e göre Y.M.A Katyonik flokülant için, uygun pH değerinin 7 olduğu görülmektedir. Numunenin pH değeri 7 olduğunda sonuç bulanıklık 34 NTU olup, giderim verimi %99 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca pH 7 değerinde çamur çökelmesi daha kolay gerçekleşmiştir (Şekil 4.28b). pH değeri arttıkça bulanıklık giderim veriminde düşüş gerçekleşmiştir. Bunun sebebi de pH değeri arttıkça süspansiyonun kararlı hale gelmesidir.



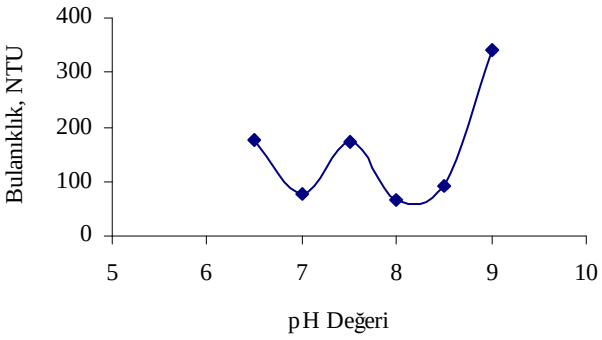
(a)



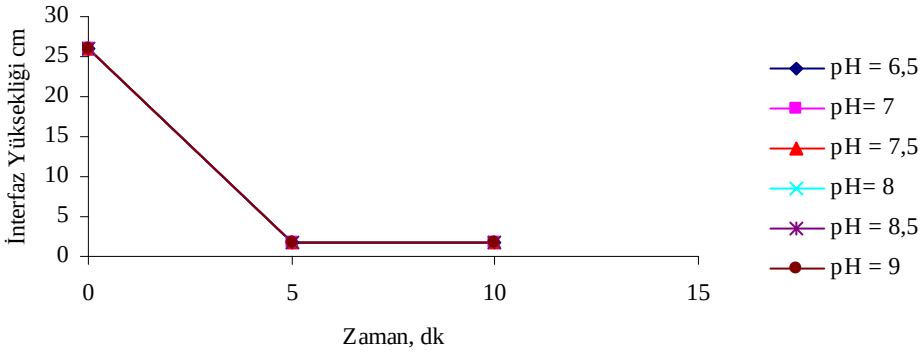
(b)

Şekil 4.28. Y.M.A Katyonik flokülant için, pH değişiminin bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi

Şekil 4.29a'ya göre Y.M.A anyonik flokülant için, uygun pH değeri 8 olarak belirlenmiştir. pH=8 değerinde sonuç bulanıklık 64.67 NTU olup, %98'lik bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Şekil 4.29b'ye göre 5. dakikadan itibaren interfaz yüksekliği sabit kalmaktadır. Şekil 4.30a'ya göre noniyonik flokülant için uygun pH olan 6.5 değerinde sonuç bulanıklık değeri 191.3 NTU olup, bulanıklık giderim verimi % 94'dür. Şekil 4.30b'ye göre pH 6.5 değerinde düşük interfaz yüksekliği elde edilmiş olup 5. dakikadan itibaren interfaz yüksekliğinde fark edilebilir seviyede bir değişim gerçekleşmemiştir. Sonuç olarak 5. dakikadan itibaren interfaz yüksekliği sabit kalmaktadır.

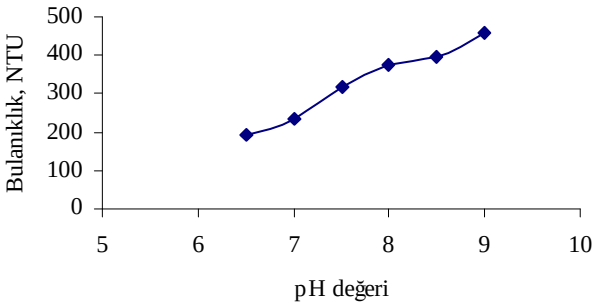


(a)

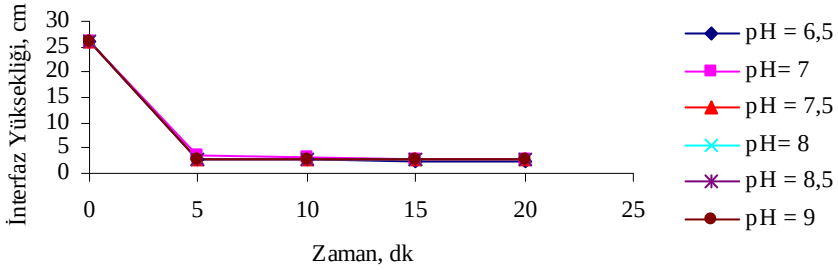


(b)

Şekil 4.29. Y.M.A Anyonik flokülant için, pH değişiminin bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi



(a)

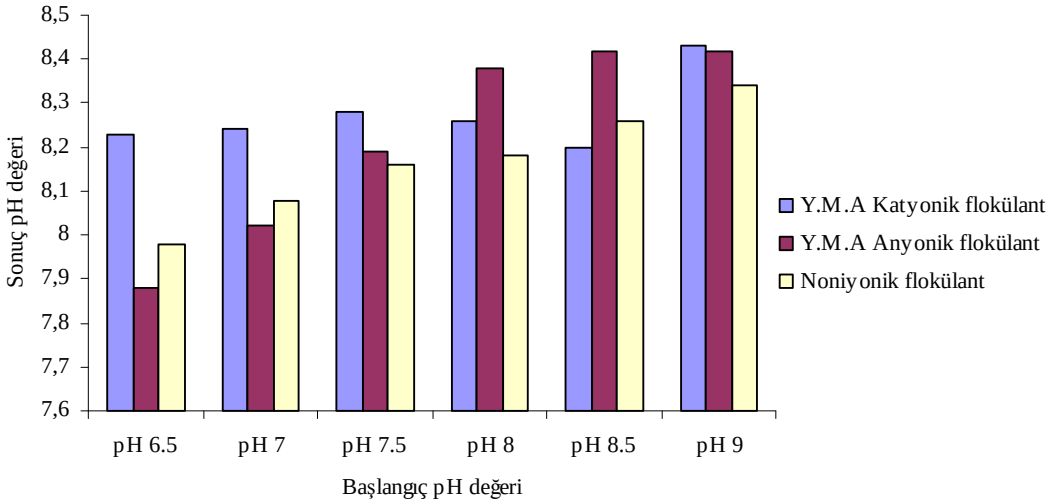


(b)

Şekil 4.30. Noniyonik flokülant için, pH değişiminin bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi

pH arttıkça bulanıklık giderim veriminde düşüş meydana gelmiştir. Bunun sebebi de pH arttıkça süspansiyonun kararlı hale gelmesidir. Bu da askıdaki katı maddelerin çökelmesini zorlaştırmaktadır.

Şekil 4.31'göre her bir flokülant için 6,5, 7, 7,5 başlangıç pH değerlerinde sonuç pH değerleri bu değerlerden yüksek, pH 8'de hemen hemen aynı, pH>8 başlangıç pH değerlerinde ise atıksuyun sonuç pH değerleri başlangıç pH değerlerine göre daha düşük çıkmıştır.



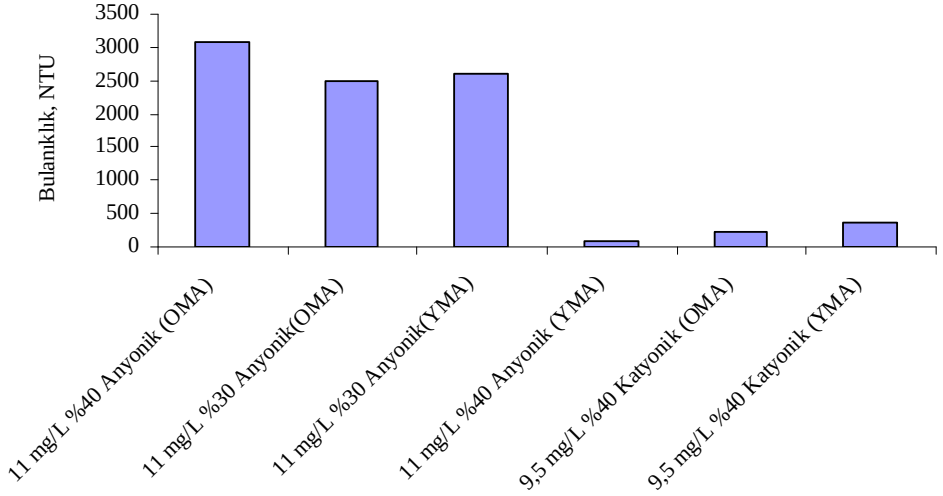
Şekil 4.31. Her bir flokülant için başlancıç pH deperlerine karşılık sonuç pH değerleri

4.3.6. Flokülantların yük yoğunluğu ve molekül ağırlığı açısından karşılaştırılması

Flokülant yük yoğunluğunun ve molekül ağırlığının arıtmadaki etkinliğini belirlemek amacıyla anyonik ve katyonik flokülantlar için farklı molekül ağırlığında ve yük yoğunluğunda jar test cihazında tek set deneyler yapılmıştır. Şekil 4.32'de %40'lık orta molekül ağırlığındaki anyonik flokülantın bulanıklık giderim veriminin en düşük olduğu anlaşılmaktadır.

%40'lık yüksek molekül ağırlıklı anyonik flokülantla %98 bulanıklık giderim verimi elde edilmişti. Bunun sebebi ise, uzun zincirli polimerler zincirleri sayesinde birden fazla tane üzerine adsorplanabilmekte ve böylece taneler arasında bir köprü meydana getirmektedir (Taşdemir ve Erdem, 2010). Bu yüzden molekül ağırlığı bakımından Y.M.A anyonik flokülantla daha verimli flokülasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Yük yoğunluğu bakımından da %40'lık Y.M.A anyonik flokülantla %30'luk Y.M.A anyonik flokülanta nazaran daha yüksek bulanıklık giderim verimi elde

edilmiştir. Katyonik flokülantta ise molekül ağırlığı bakımından; %40'lık orta molekül ağırlığındaki katyonik flokülantla, %40'lık yüksek molekül ağırlığındaki katyonik flokülanta göre daha yüksek bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir.



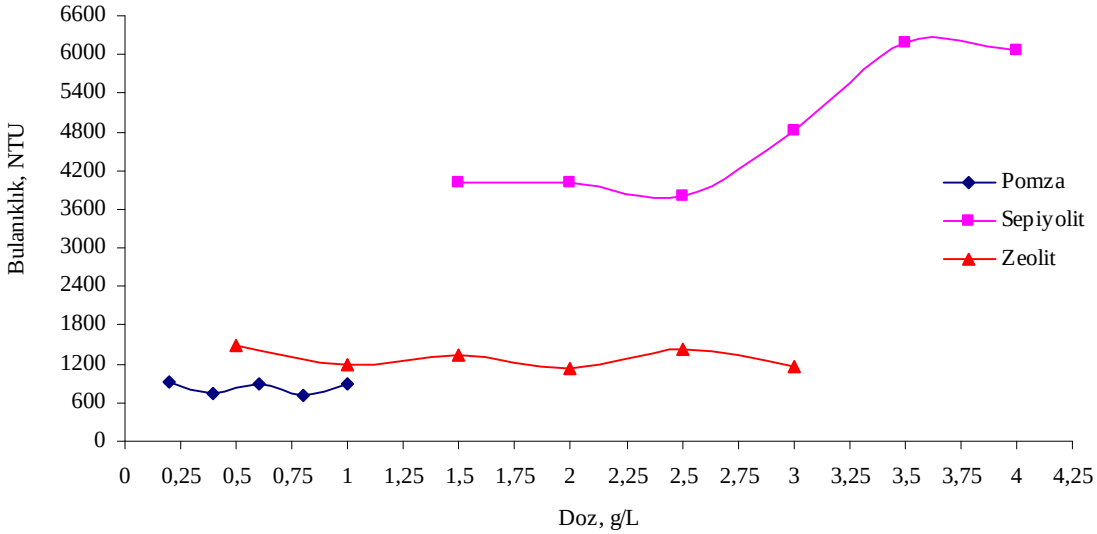
Şekil 4.32. Flokülantlar için yük yoğunluğu ve molekül ağırlığının bulanıklık üzerindeki etkisi

4.4. Minerallerin Andezit Atıksuyu Arıtımındaki Etkinliği

Minerallerin andezit işleme tesisi atıksuyunu arıtmadaki etkinliğini tespit etmek amacıyla flokülant ve koagülantlar kullanılarak gerçekleştirilen deneyler, aynen uygulanmıştır. Mineral olarak; pomza, sepiyolit ve zeolit mineralleri kullanılmıştır.

4.4.1. Mineraller için uygun doz belirlenmesi

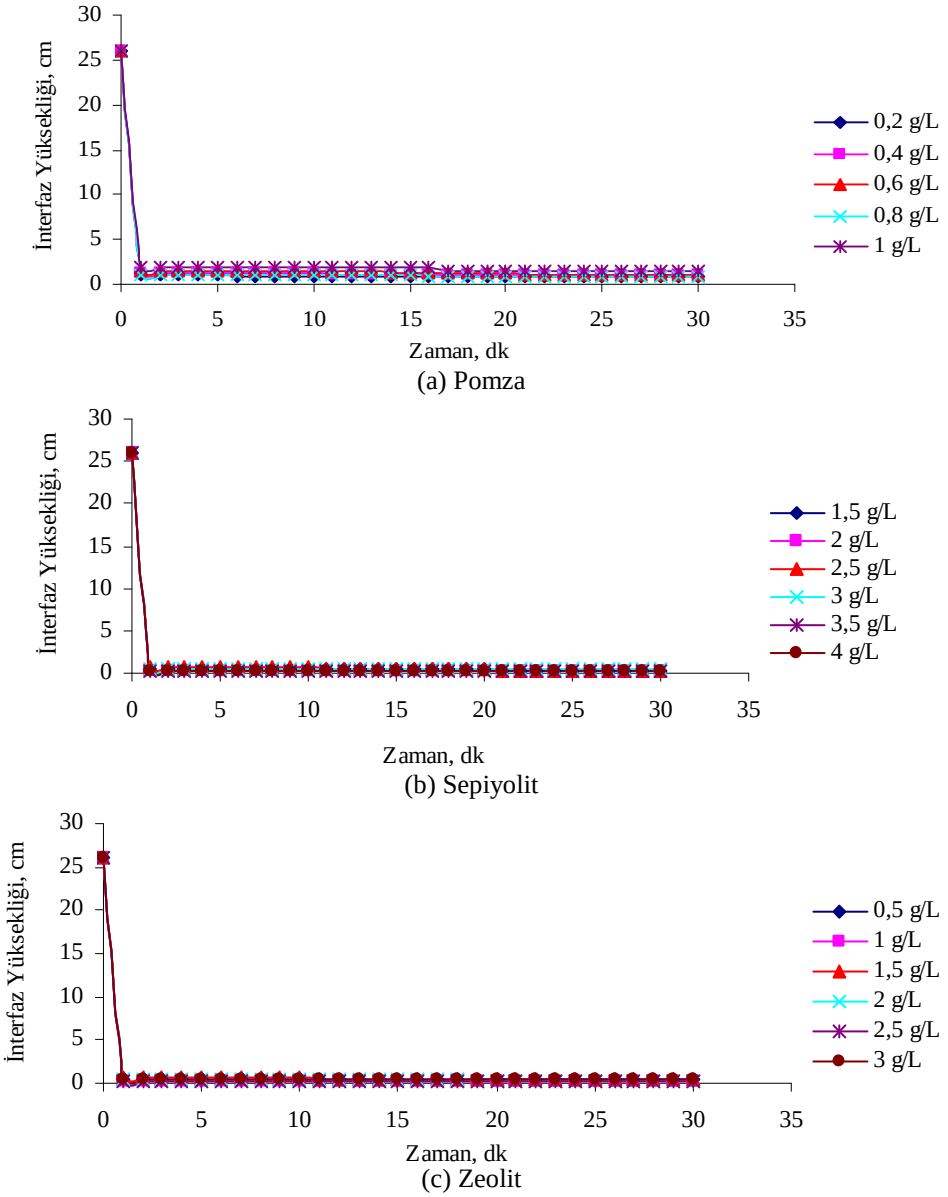
Uygun mineral dozunun belirlenmesi için 0-3 gram aralığında dozlar denenmiştir. Her bir doz, jar test cihazında 500 mL'lik beherlerin içerisindeki andezit atıksuyuna ilave edilmiştir. Şekil 4.33'deki sonuçlara göre pomza için, bulanıklık giderim verimi açısından uygun doz 0.8 g/L, sepiyolit için 2.5 g/L, zeolit için de 2 g/L bulunmuştur. Seçilen dozlarda her bir mineral için elde edilen sonuç bulanıklık değerleri ise sırasıyla pomza, sepiyolit ve zeolit mineralleri için 700, 3800, 1140 NTU olarak ölçülmüştür. Atıksuyun özelliğine bağlı olarak, mineraller, organik ve inorganik kirlilikleri tutma potansiyeline sahiptir. Fakat her tip atıksuya uygulanamamaktadırlar (Sabah ve Çelik, 2006). Kimyasallara nazaran minerallerin kullanılmasıyla daha düşük bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Arıtmada flokülant ve koagülant doz miktarını düşürmek amacıyla, flokülant veya koagülantlarla beraber kullanılabilirler.



Şekil 4.33. Mineraller için bulanıklığın doz ile değişimi

Şekil 4.34'e göre her üç mineralle gerçekleştirilen arıtımda, seçilen dozlarda, flokülant ve koagülantlarla oluşan çamurlara nazaran interfaz yüksekliği daha düşük çamur elde edilmiştir. Minerallerin en büyük avantajlarından biri arıtma sonunda daha az hacimli çamur oluşturmasıdır.

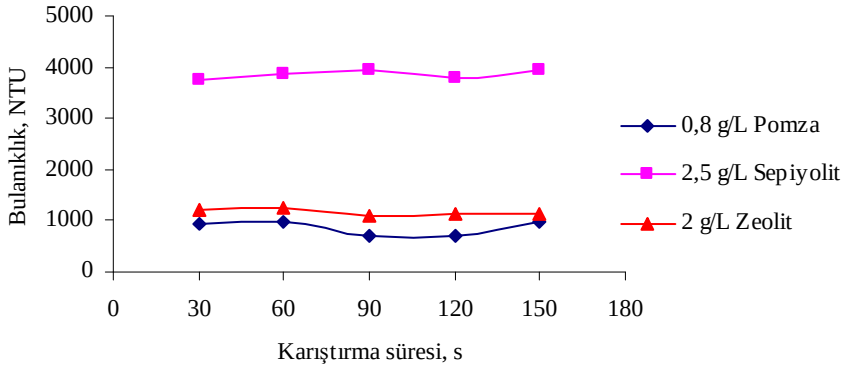
Minerallerle gerçekleştirilen arıtmada, atıksuyun bulanıklığı yüksek olduğundan, çamur-su interfaz yüksekliği net bir şekilde gözlenememiştir. Şekil 4.34'de çok düşük interfaz seviyelerinde çamur eldesinin sebebi bulanıklığın çoğunun suda kalmış olup çamur olarak az bir kısmın elde edilebilmesidir. Minerallerle gerçekleştirlen arıtma sonunda çıkış suyunun bulanıkğının çok yüksek olması ve çamur çökelme açısından iyi bir çökelme özelliği gösterememesi minerallerin arıtmadaki yetersizliğini ortaya koymaktadır. Minerallerle, koagülantlar ve flokülantalara nazaran daha yüksek çıkış suyu bulanıklığının görülmesinin nedeni minerallerin koagülantlar ve flokülantlar gibi iyi bir adsorplayıcı olmamalarıdır. Ayrıca andezit işleme atıksuyunun kolloid boyutunun çok küçük olması da minerallerle arıtımı güçleştirmektedir.



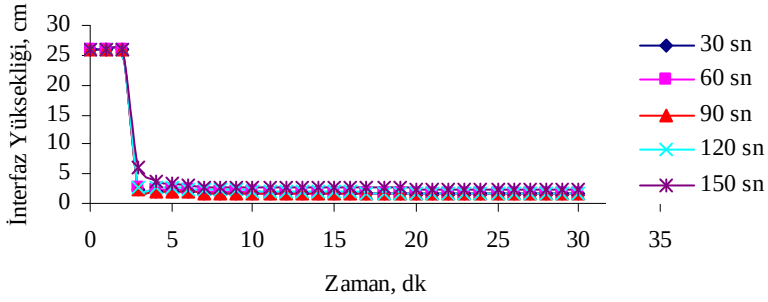
Şekil 4.34. Her bir Mineral için interfaz yüksekliğinin zamanla değişimi

4.4.2. Mineraller için uygun karıştırma süresinin belirlenmesi

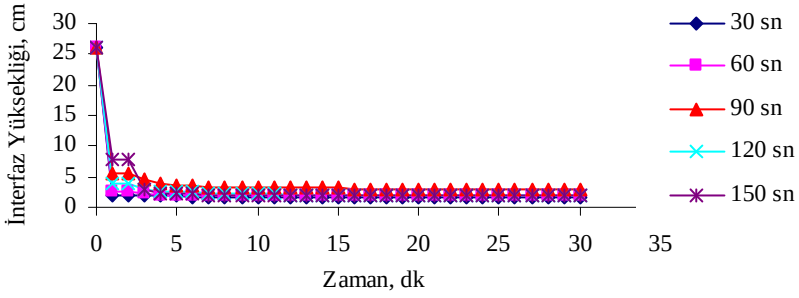
Her bir mineral için seçilen dozlarda 200 devir/dk karıştırma hızında, 30, 60, 90, 120, 150 saniye karıştırma süreleri sonunda 30 dakika boyunca mezürde çöktürülen numuneden belirli hacimde alınarak bulanıklık ölçümü yapılmıştır. Şekil 4.35'e göre uygun karıştırma süreleri pomza için 90 saniye, sepiyolit için 30 saniye, zeolit için 90 saniye bulunmuştur. Mineraller için seçilen uygun karıştırma sürelerinde elde edilen sonuç bulanıklık değerleri sırasıyla, 690 NTU, 3760 NTU, 1104.79 NTU olarak ölçülmüştür.



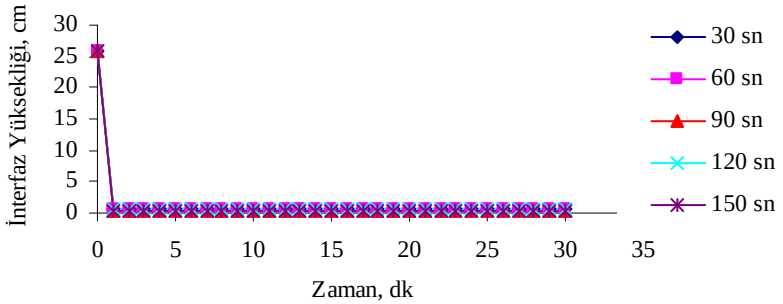
Şekil 4.35. Mineraller için bulanıklığın karıştırma süresiyle değişimi (Başlangıç bulanıklığı=3400 NTU)



(a) Pomza



(b) Sepiyolit



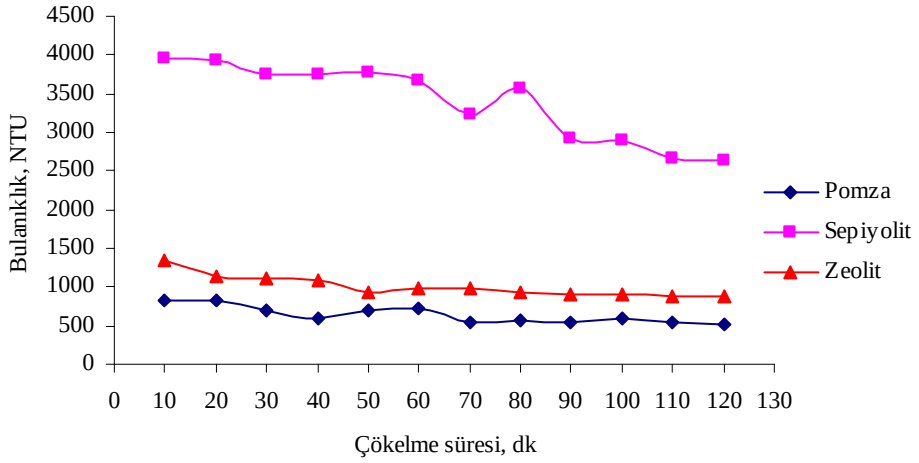
(c) Zeolit

Şekil 4.36. Pomza (a), Sepiyolit (b) ve Zeolit (c) mineralleri için farklı karıştırma sürelerinde interfaz yüksekliğinin zaman ile değişimi

Şekil 4.36'ya göre mineraller için seçilen karıştırma sürelerinde oluşan çamurların interfaz yükseklikleri diğer karıştırma sürelerinde oluşan çamurların interfaz yüksekliklerinden daha düşüktür yani seçilen karıştırma sürelerinde çamur iyi bir çökelme özelliği göstermiştir. Ayrıca her bir mineral için bütün karıştırma sürelerinde ilk dakikalardan itibaren interfaz yüksekliği minimum değerine ulaşmış ve bu dakikadan itibaren herhangi bir değişme meydana gelmemiştir.

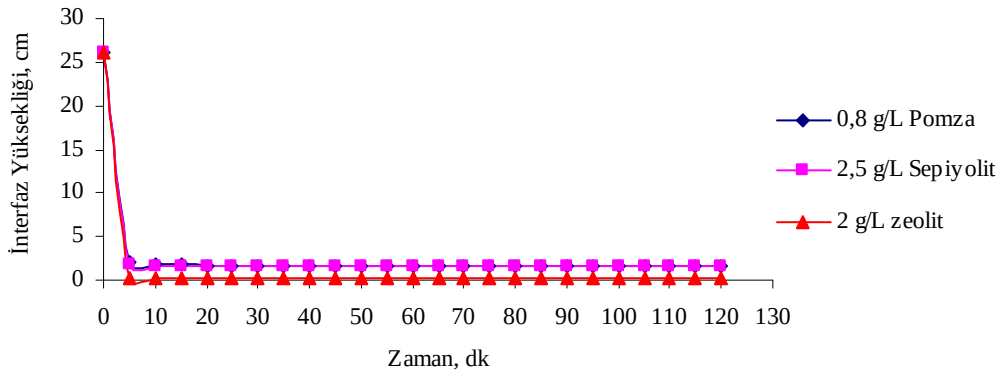
4.4.3. Mineraller için uygun çökelme süresinin belirlenmesi

200 devir/dk hızda, her bir mineralinin seçilen doz ve karıştırma süresi sonunda 2 saat boyunca mezürde çöktürülen atıksudan, her 5 dakikada bir numune alınıp bulanıklık ölçümü yapılmıştır (Şekil 4.37a, b ve c). Çökelme süreleri, pomza için 110 dakika, sepiyolit için 100 dakika, zeolit için 90 dakika olarak seçilmiştir. Seçilen çökelme sürelerinde elde edilen sonuç bulanıklık değerleri ise sırayla pomza sepiyolit ve zeolit mineralleri için 542.14 NTU, 2908 NTU, 897.04 NTU'dur. En iyi bulanıklık giderimi bu aşamada pomza minerali ile gerçekleşmiştir. Minerallerle gerçekleştirilen arıtımda, flokülant ve koagülantlara nazaran daha düşük bulanıklık giderim verimleri elde edilmiştir. Bunun sebebi de minerallerin flokülantlar gibi kolloidal maddeleri köprü oluşturarak yumak haline getirme özelliğinin olmamasıdır. Ayrıca andezit atıksuyundaki kolloid boyutlarının küçük olması da bunda büyük bir etkendir. Sonuç olarak, minerallerin adsorplama özelliğinin koloidal haldeki maddelerin giderilmesinde kimyasallar kadar etkin olmadığı anlaşılmaktadır.



Şekil 4.37. Pomza, sepiyolit ve zeolit mineralleri için bulanıklığın çökelme süresiyle değişimi (Başlangıç bulanıklığı=3400 NTU)

Şekil 4.38'e göre en düşük interfaz yüksekliği zeolit minerali kullanıldığında gözlenmiştir. Sepiyolit ve pomza mineralleriyle gerçekleştirilen arıtmada çökelme sonunda oluşan interfaz yükseklikleri yaklaşık olarak aynıdır. İnterfaz yükseklikleri seviyeleri, koagülant ve flokülantlarla gerçekleştirilen arıtma sonunda gözlenen interfaz yüksekliği seviyelerine nazaran daha düşüktür. Bunun sebebi de minerallerin mermer atıksuyundaki kolloidal maddelerin üzerinde adsorplanarak, flok şeklinde çökelmelerini gerçekleştirme özelliklerinin zayıf olmasındandır.

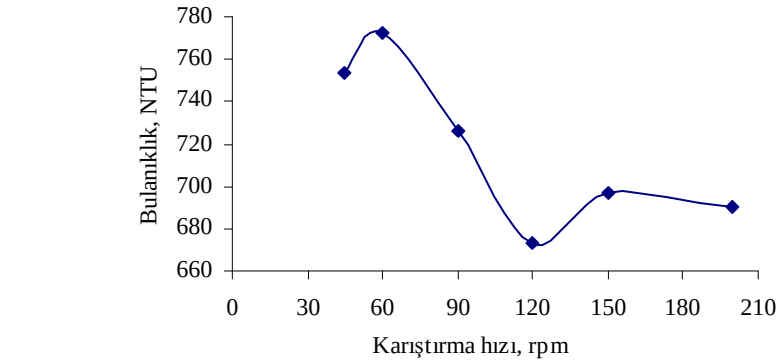


Şekil 4.38. Pomza, Sepiyolit ve Zeolit mineralleri için çökelme süresine göre interfaz yüksekliği değişimleri

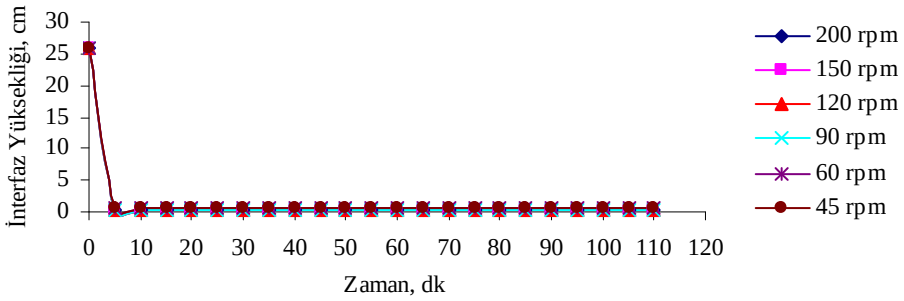
4.4.4. Mineraller için uygun karıştırma hızının belirlenmesi

Her bir mineralin seçilen dozunda karıştırma ve çökelme sürelerinde, 200, 150, 120, 90, 60, 45 rpm karıştırma hızlarında jar test cihazında deney yapılıp bulanıklık ve interfaz yüksekliği ölçümü gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.39'a göre pomza minerali için uygun karıştırma hızı 120 rpm olarak belirlenmiştir. 120 rpm karıştırma hızında sonuç bulanıklık değeri 673.45 NTU olup giderim verimi %80'dir. Diğer karıştırma hızlarında elde edilen bulanıklık giderim verimlerinden daha yüksektir. 120 rpm karıştırma hızında interfaz yüksekliği düşük seviyede olup, çamur oluşumu gözlenememiştir. Çıkış suyunda bulanıklık kalmıştır.

Şekil 4.40'a göre sepiyolit minerali ile gerçekleştirilen arıtmada, 200, 150, 90, 60 ve 45 rpm karıştırma hızlarında ham atıksuyun başlangıç bulanıklık değeri olan 3400 NTU bulanıklık değerinden daha yüksek bulanıklık değerleri elde edilmiştir. Bunun sebebi de sepiyolit mineralinin atıksuda artı bir bulanıklık meydana getirmesidir. 120 rpm karıştırma hızı bu tabloya göre en uygun değerdir. Ama sepiyolitin bu atıksuyun arıtımında etkili olabildiği söylenemez, aksine olumsuz etkisi görülmüştür.

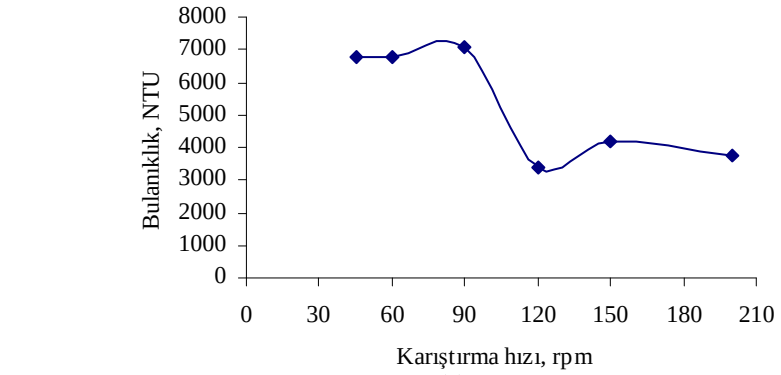


(a)

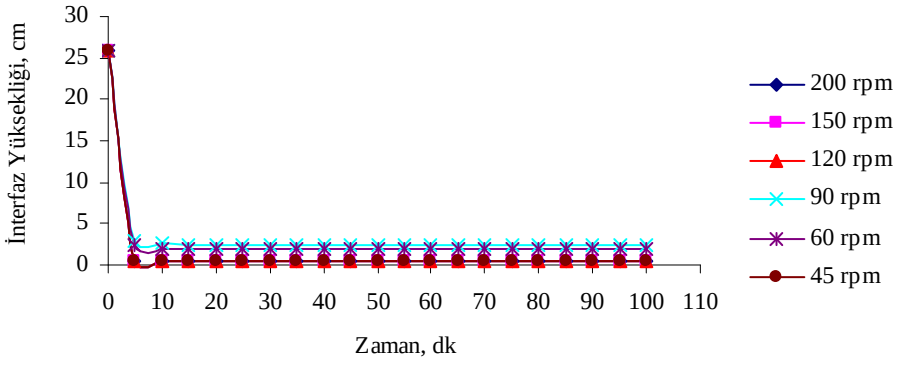


(b)

Şekil 4.39. Pomza minerali için karıştırma hızının bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi



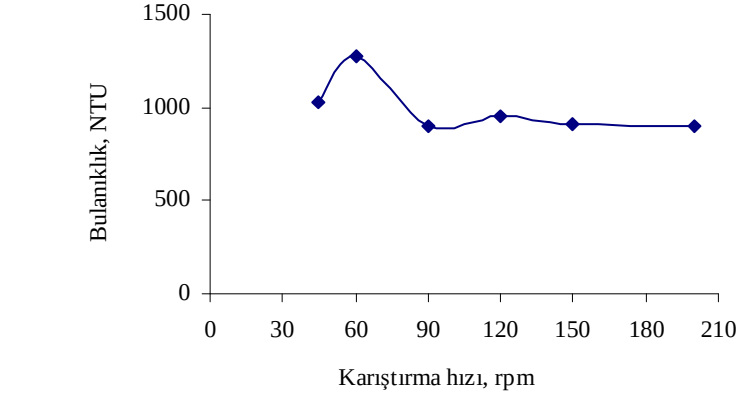
(a)



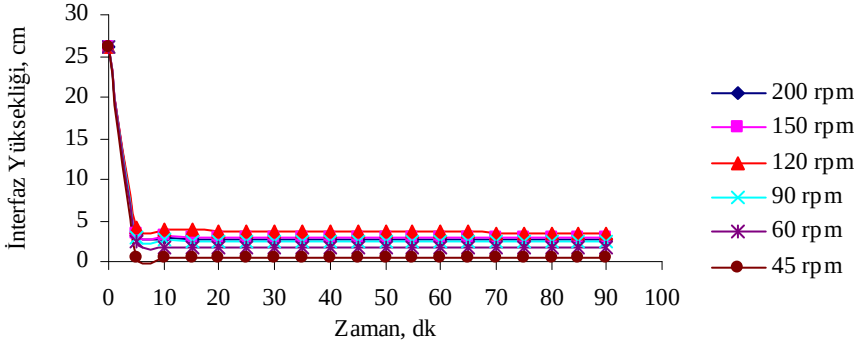
(b)

Şekil 4.40. Sepiyolit minerali için karıştırma hızının bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi

Şekil 4.41'e göre zeolit minerali için uygun karıştırma hızı 90 rpm olarak belirlenmiştir. Bu hızda bulanıklık giderim verimi %74 olup, sonuç bulanıklık değeri 897.04 NTU'dur. Diğer karıştırma hızlarında daha düşük bulanıklık giderim verimleri elde edilmiştir.



(a)

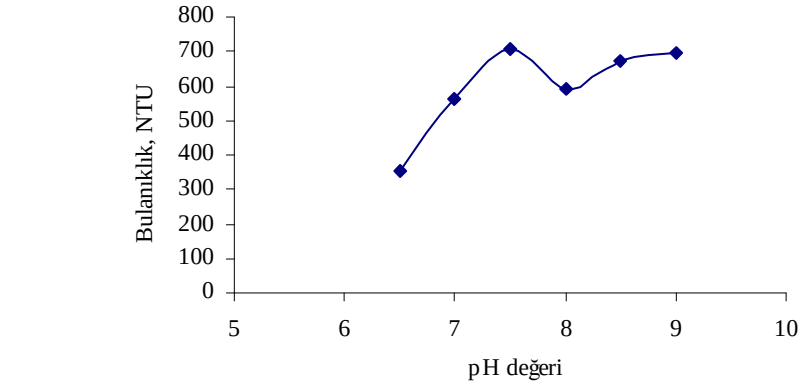


(b)

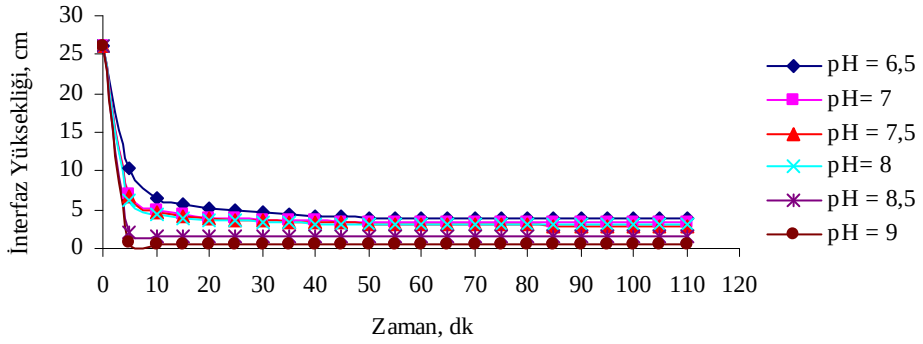
Şekil 4.41. Zeolit minerali için karıştırma hızının bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi

4.4.5. Mineraller İçin pH Optimizasyonu

Tüm mineraller için seçilen koşullarda 6.5, 7, 7.5, 8, 8.5, 9 pH değerlerinde jar test cihazında deney yapılarak, pH'ın sonuç bulanıklığına ve interfaz yüksekliği değişimine etkisi incelenmiştir. Şekil 4.42, 4.43 ve 4.44'e göre pomza, sepiyolit ve zeolit mineralleri için uygun pH değeri 6.5 olarak belirlenmiştir. pH 6.5 değerinde pomza minerali için sonuç bulanıklık 1394.02 NTU, giderim verimi % 59, sepiyolit minerali için sonuç bulanıklık 2176.2 NTU, giderim verimi % 36, zeolit minerali için sonuç bulanıklık 897.04 NTU giderim verimi % 74'dür. pH değeri arttıkça, minerallerle gerçekleştirilen arıtımda bulanıklık giderim veriminde düşüş gözlenmiştir.

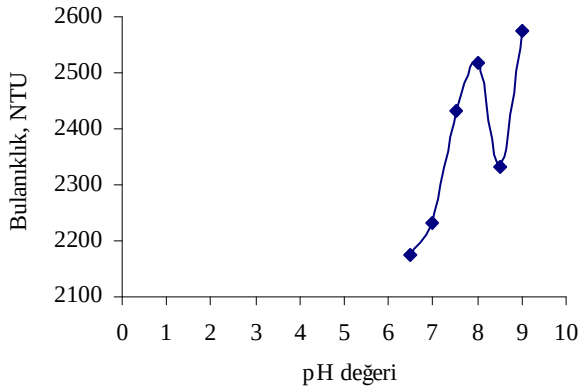


(a)

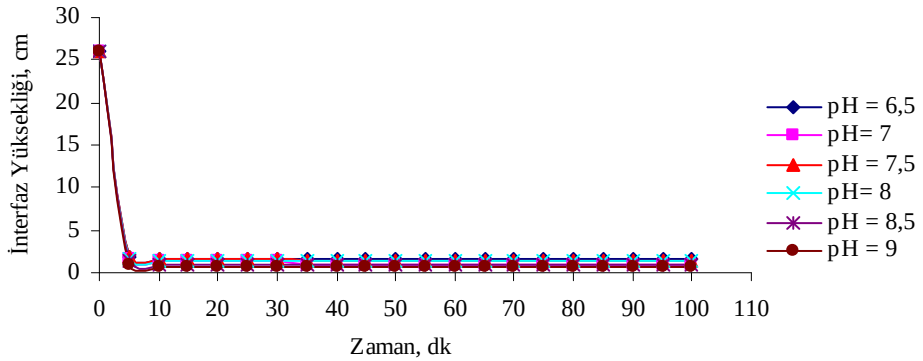


(b)

Şekil 4.42. Pomza minerali için pH değişiminin bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi

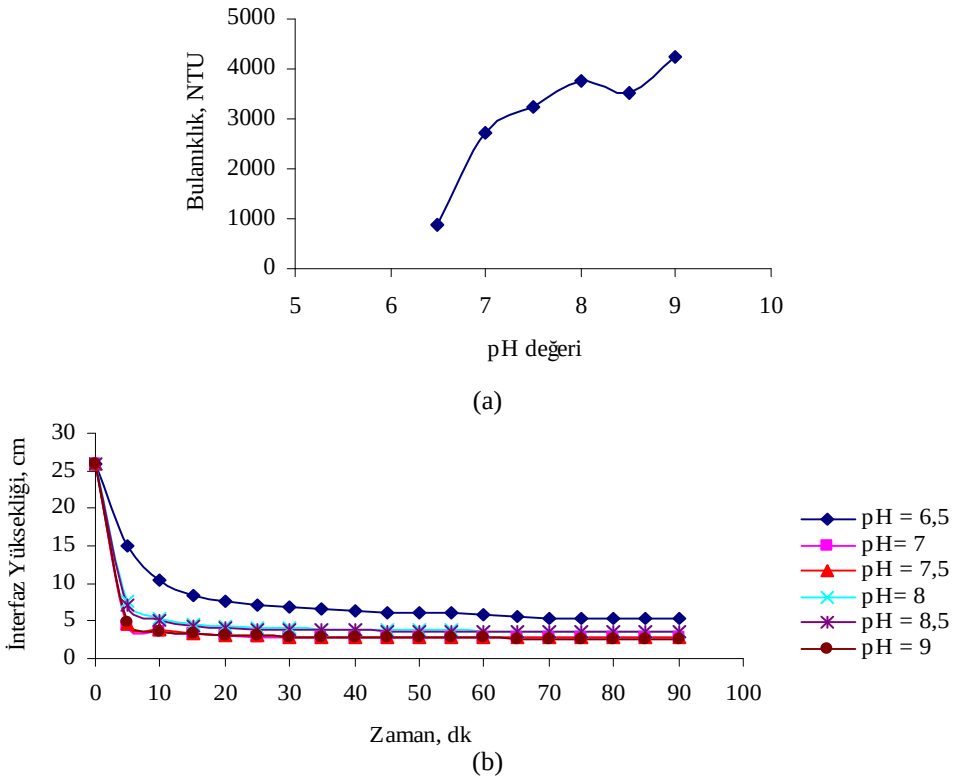


(a)



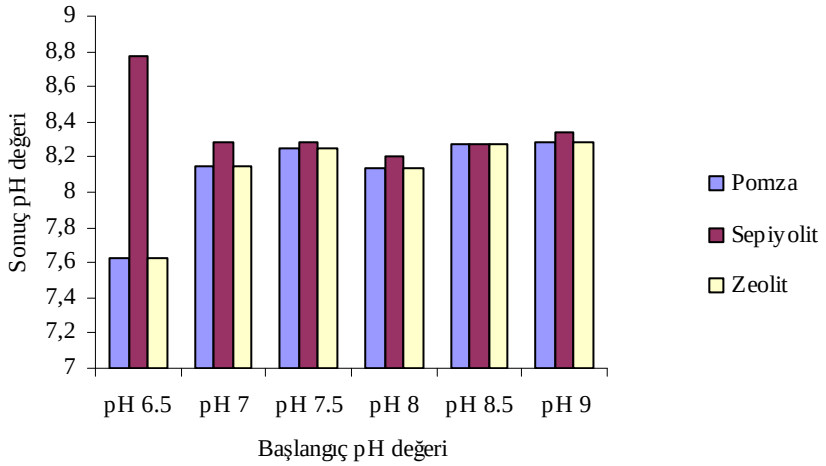
(b)

Şekil 4.43. Sepiyolit minerali için pH değişiminin bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi



Şekil 4.44. Zeolit minerali için pH değişiminin bulanıklık (a) ve interfaz yüksekliği (b) üzerindeki etkisi

Şekil 4.45'e göre her bir mineral için 6.5-9 aralığında değişen başlangıç pH değerlerine karşılık, sonuç pH değerleri pH 6.5 başlangıç pH değerinde pomza ve sepiyolit mineralleri için pH>7.5 civarında, sepiyolit minerali için pH>8.5 civarındadır. Diğer başlangıç pH değerlerinde, sonuç pH değerleri her bir mineral için 8 civarında gözlenmiştir. Her bir mineralin kullanımı sonucunda atıksuyun sonuç pH değeri andezit işleme tesisisi atıksuyunun doğal pH değerine yakın değerdedir.



Şekil 4.45. Her bir minerel için başlangıç pH değerlerine karşı sonuç pH değerleri

4.5. Kimyasal Maliyetleri Analizi

Koagülantlar, flokülantlar ve minerallerin her biri için miktar bakımından maliyet hesabı 1 m^3 atıksu için yapılmıştır. Bunun için her bir flokülant, kogülant ve mineralin bu çalışmada bulunan optimum dozları ve kg başına temin edilen birim fiyatları dikkate alınmıştır.

Alüminyum sülfat için:

Alüminyum sülfat dozu = 216mg/L = 0.216 kg/m^3

Alüminyum sülfat birim fiyatı = 0.4 TL/kg

Günlük Maliyeti = Birim fiyat*miktar = 0.4*0.216 ≈ 0.09 TL/m^3

Demir(3) klorür için:

Demir(3) klorür dozu = 240 mg/L = 0.24 kg/m^3

Demir(3) klorür birim fiyatı=0.4 TL/kg

Günlük Maliyeti = 0.4*0.24 = 0.096 TL/m^3

Polialüminyum klorür için:

Polialüminyum klorür dozu = 80 mg/L = 0.08 kg/m^3

Polialüminyum klorür birim fiyatı = 2 TL/kg

Günlük Maliyeti = 2*0.08 ≈ 0.16 TL/m^3

Sodyum alüminat için:

Sodyum alüminat dozu = 300 mg/L = 0.3 kg/m^3

Sodyum alüminat birim fiyatı = 4 TL/kg

Günlük Maliyeti = 4*0.3 ≈ 1.2 TL/m^3

Y.M.A anyonik flokülant için:

Y.M.A anyonik flokülant dozu = 11 mg/L = 0.011 kg/m^3

Y.M.A anyonik flokülantın birim fiyatı = 5.8 TL/kg

Günlük Maliyeti = 5.8*0.011 ≈ 0.064 TL/m^3

Y.M.A katyonik flokülant için:

Y.M.A katyonik flokülant dozu = 9.5 mg/L = 0.0095 kg/m^3

Y.M.A katyonik flokülantın birim fiyatı = 6.4 TL/kg

Günlük Maliyeti = 6.4*0.0095 ≈ 0.061 TL/m^3

Noniyonik flokülant için:

Noniyonik flokülant dozu = 7 mg/L = 0.007 kg/m^3

Y.M.A noniyonik flokülantın birim fiyatı = 3.3 TL/kg

Günlük Maliyeti = 3.3*0.007 ≈ 0.023 TL/m^3

Pomza minerali için:

Pomza minerali dozu = 0.4 g/0.5 L = 0.8 g/L = 800 mg/L = 0.8 kg/m^3

Pomza birim fiyatı = 1.2 TL/kg

Günlük Maliyeti = 1.2*0.8 ≈ 0.96 TL/m^3

Sepiyolit minerali için:

Sepiyolit minerali dozu = 1.25 g/0.5 L = 2.5 g/L = 2500 mg/L = 2.5 kg/m^3

Sepiyolit birim fiyatı = 1 TL/kg

Günlük Maliyeti = 1*2.5 ≈ 2.5 TL/m^3

Zeolit minerali için:

Zeolit minerali dozu = 1 g/0.5 L = 2 g/L = 2000 mg/L = 2 kg/m^3

Zeolit birim fiyatı = 1.18 TL/kg

Günlük Maliyeti = 1.18*2≈ 2.4 TL/m^3

1 ABD doları = 1.782 TL

1 Euro = 2.5630 TL

Maliyet analizi yapılan koagülant, flokülant ve minerallerin 1 m^3 atıksu için miktar cinsinden maliyetlerine göre; koagülantlar arasında maliyet bakımından en ekonomik kimyasal alüminyum sülfat, flokülantlar arasında noniyonik flokülant, mineraller arasında da pomza mineralidir. Ancak bu alternatiflerin verim ve diğer operasyon koşulları ile birlikte kıyaslaması yapılmadan en başarılı seçimini yapmak doğru olmayacaktır. Son bölümde tüm özellikler aynı çizelgede kıyaslanacaktır.

4.6. Arıtma Sonunda Oluşan Çamurun Özelliklerinin Belirlenmesi

Koagülant, flokülant ve minerallerle gerçekleştirlen arıtma sonunda oluşan arıtma çamurlarının özelliklerinin belirlenmesi amacıyla çamur çökelme ve AKM analizleri yapılmıştır. Böylece arıtma çamurunun yoğunluğu (g/cm^3), çamur AKM konsantrasyonu (mg/L), çamur katı yüzdesi ve çamur çökelme hızı (mm/dk) tespit edilmiştir. Deneyler sonunda elde edilen bulgular değerlendirilmiştir. Koagülant, flokülant ve minerallerle gerçekleştirilen arıtma sonunda oluşan arıtılmış atıksu+çamur karışımından genel görünümler resim 4.3'de gösterilmiştir.



Resim 4.3. Arıtılmış atıksu+çamur karışımından genel görünüm

Koagülant, flokülant ve minerallerle gerçekleştirilen arıtma sonucu oluşan çamurların özellikleri incelenmiştir. Çamur çökelme hızlarının belirlenmesinde koagülant, flokülant ve mineraller için pH optimizasyonu sonucunda seçilen uygun pH değeri sonucunda oluşan çamurun çökelme hızı esas alınmıştır. Alüminyum sülfat ile gerçekleştirilmiş olan arıtma sonunda oluşan çamurun çökelme hızı Şekil 4.13'deki grafiğin başlangıç kısmındaki eğiminden faydalanılarak, pH 6.5 değeri için 44.2 mm/dk olarak bulunmuştur. Demir(3) klorür ile gerçekleştirilen arıtma sonunda da çamur çökelme hızı, Şekil 4.14'den faydalanılarak, pH 6.5 değeri için 40.56 mm/dk olarak bulunmuştur. Aynı şekilde polialüminyum klorür ve sodyum alüminat kimyasallarıyla gerçekleştirilen arıtma sonunda oluşan çamurların çökelme hızları, Şekil 4.15 ve Şekil 4.16'dan faydalanılarak, sırasıyla, pH 7 değeri için 4.68 ve pH 6.5 değeri için 44.2 mm/dk olarak elde edilmiştir.

Y.M.A katyonik ile gerçekleştirilen arıtma sonunda da çamur çökelme hızı, Şekil 4.28'den faydalanılarak, pH 7 değeri için 47.84 mm/dk olarak bulunmuştur. Y.M.A anyonik flokülant ile gerçekleştirilmiş olan arıtma sonunda oluşan çamurun çökelme hızı pH 8 değeri için Şekil 4.29'daki grafiğin başlangıç kısmındaki eğiminden faydalanılarak, 48.36 mm/dk olarak bulunmuştur. Aynı şekilde noniyonik ile gerçekleştirilen arıtma sonunda oluşan çamurun çökelme hızı Şekil 4.30'dan faydalanılarak pH 6.5 değeri için 46.8 mm/dk olarak elde edilmiştir.

0.8 g/L Pomza, 2.5 g/L sepiyolit ve 2 g/L zeolit minerallerinin kullanılmasıyla gerçekleştirilen arıtma sonucu oluşan çamurların özellikleri incelenmiş olup, pomza minerali için çamur çökelme hızı pH 6.5 değeri için Şekil 4.41'deki grafiğin başlangıç

kısmının eğiminden 31.2 mm/dk olarak hesaplanmıştır. Sepiyolit ve zeolit mineralleri için çamur çökelme hızları sırasıyla, pH 6.5 değeri için Şekil 4.42'deki grafiğin başlangıç kısmının eğiminden 48.36 mm/dk, yine pH 6.5 değeri için Şekil 4.43'deki grafiğin başlangıç kısmının eğiminden faydalanılarak 21.84 mm/dk olarak hesaplanmıştır.

4.7. Koagülantlar Flokülantlar ve Mineraller İçin Elde Edilen Sonuçların Kıyaslanması

Andezit işleme tesisi atıksuyunun arıtımında kullanılan koagülantlar, flokülantlar ve mineraller için seçilen uygun koşullar, çamur özellikleri (çamur yoğunlukları, katı yüzdeleri, çökelme hızları ve AKM miktarları) ve kimyasal maliyetleri Çizelge 4.1'de gösterilmiştir. Çizelge 4.1'e göre, koagülantlar arasında işletim koşulları ve bulanıklık giderim verimi açısından en uygun koagülant demir(3) klorür'dür. Demir(3) klorür ile gerçekleştirilen koagülasyon sonucunda seçilen uygun karıştırma hızının diğer koagülantlara göre daha düşük olması elektrik maliyeti açısından önemlidir. Demir(3) klorür ile gerçekleştirilen koagülasyonda çamur özellikleri bakımından da (çamur yoğunluğu, çökelme hızı, katı yüzdesi, AKM konsantrasyonu) diğer koagülantlara nazaran daha güzel sonuçlar elde edilmiştir.

%40'lık Y.M.A anyonik flokülant, karıştırma ve çökelme süreleri, karıştırma hızı açısından işletim kolaylığı sağlamış ve %98'lik bulanıklık giderimi gerçekleştirmiştir. Y.M.A anyonik flokülantla gerçekleştirilen flokülasyonda uygun pH değeri 8 olup, bu pH değerinde polimer köprü teşekkülü mekanizmasının söz konusu olduğu söylenebilir.

Çizelge 4.1'e göre Minerallerle gerçekleştirilen arıtma sonucunda düşük bulanıklık giderim verimleri elde edilmiştir. Ayrıca çökelme süresinin uzaması ve yüksek dozlarda kullanılmaları dezavantajlarındandır. Andezit işleme tesisi atıksularının arıtımında minerallerin tek başına etkili olmadıkları görülmüştür. En iyi bulanıklık giderimi %74'lük verimle zeolit mineralinin kullanılmasıyla gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.1'e göre en yüksek AKM konsantrasyonu, noniyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtma sonucunda oluşan çamurda ölçülmüştür. Bu çamurun aynı zamanda yoğunluğu ve katı yüzdesi en fazladır. Koagülantlar arasında katı yüzdesi ve AKM konsantrasyonu açısından en iyi arıtma çamuru polialüminyum klorürle elde edilmiştir. Minerallerle gerçekleştirilen arıtmada; pomza minerali ile gerçekleştirilmiş

olan arıtma sonucunda AKM konsantrasyonu ve katı yüzdesi açısından en yüksek çamur meydana gelmiştir. Çamurların çökelme hızları ise farklılık göstermektedir (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.1 Koagülantlar, flokülantlar ve mineraller için tüm koşulların kıyaslanması

	Alüminyum sülfat	Demir(3) klorür	Polialüminyum klorür	Sodyum alüminat	%40 Y.M.A Anyonik	%40 Y.M.A Katyonik	Noniyonik	Pomza	Sepiyolit	Zeolit
Uygun doz,.mg/L	216	240	80	300	11	9,5	7	800	2500	2000
Kar. süresi,s	60	60	60	120	30	120	60	90	30	90
Çök. süresi,dk	20	20	20	20	10	10	20	110	100	90
Kar. hızı,rpm	120	60	120	150	30	200	150	120	120	90
pH	6.5	6.5	7	6.5	8	7	6.5	6.5	6.5	6.5
Sonuç Bulanıklık,NTU	34.79	47.3	20.67	610.67	64.67	34	191.3	1394.02	2176.2	897.04
Verim,%	% 98	% 98	% 99	% 82	% 98	% 99	% 94	% 59	% 36	%74
Çamur Yoğunluğu, g/cm^3	0.914	0.950	0.912	1.150	0.751	0.862	1.402	0.940	0.997	0.840
Çamur katı yüzdesi, %	9.5	14.6	18.1	1.9	21.1	17.4	22.5	21.4	19.6	17.2
Çökelme hızı, mm/dk	44.2	40.6	4.68	44.2	48.4	47.8	46.8	31.2	48.4	21.8
AKM, mg/L	86616	138973	165047	22193	158025	149984	315280	201002	195708	144060
Kimyasal Maliyeti TL/m^3	0.09	0.096	0.16	1.2	0.064	0.061	0.023	0.96	2.5	2.4

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1 SONUÇLAR

Andezit işleme atıksuyunun koagülantlarla gerçekleştirilen arıtımı sonunda, en uygun koagülant demir(3) klorür koagülantı olarak belirlenmiştir. Demir(3) klorür koagülantıyla 240mg/L doz, 60 saniye karıştırma süresi, 20 dakika çökelme süresi, 60 rpm karıştırma hızı ve pH=6.5 değerinde, 47.3 NTU sonuç bulanıklık değeri ve % 98 gibi oldukça yüksek bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Alüminyum sülfat, polialüminyum klorür ve sodyum alüminat koagülantlarıyla sırasıyla, %98, %99 ve %82 bulanıklık giderim verimleri elde edilmiştir. Alüminyum sülfat ve polialüminyum klorür koagülantlarıyla yüksek bulanıklık giderim verimleri elde edilmesine rağmen kimyasal maliyeti, işletim koşulları (karıştırma ve çökelme süreleri, karıştırma hızı v.s) ve arıtma sonunda oluşan çamurun özellikleri (çamur yoğunluğu, AKM konsantrsayonu, katı yüzdesi) de göz önünde bulundurulduğunda en uygun koagülantın demir(3) klorür olduğuna karar verilmiştir. Demir(3) klorür ile arıtma sonunda oluşan çamurun yoğunluğu 0.95 g/cm^3, katı yüzdesi %14.6 çökelme hızı 40.6 mm/dk ve AKM konsatrasyonu 138973 mg/L'dir. çamur özelliklerine bakıldığında demir(3) klorür ile arıtma sonunda yoğun katı yüzdesi ve AKM konsantrasyonu yüksek çamur elde edilmiştir.

Flokülantlarla gerçekleştirilen arıtmada; işletme koşulları, çamur özellikleri ve kimyasalın kullanılacak miktar açısından maliyeti göz önünde bulundurulduğunda en uygun flokülant Y.M.A anyonik flokülanttır. Y.M.A anyonik flokülant ile 11 mg/L doz, 30 saniye karıştırma süresi, 10 dakika çökelme süresi, 30 rpm karıştırma hızı ve 8 pH'da %98'lik bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Arıtma sonunda oluşan çamurun yoğunluğu 0.751 g/cm^3, katı yüzdesi %21.1, çökelme hızı 48.4 mm/dk, AKM konsantrasyonu 158025 mg/L'dir. Aslında en yüksek AKM konsantrasyonu, çamur yoğunluğu ve katı yüzdesi noniyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtma sonucunda oluşan çamurda meydana gelmiştir. Fakat noniyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtma sonunda elde edilen bulanıklık giderim verimi %94 olup, sonuç bulanıklık değeri 191.3 NTU'dur. Y.M.A katyonik flokülantla gerçekleştirilen arıtmada ise %99 gibi oldukça yüksek bulanıklık giderim verimi ile 34 NTU'luk sonuç bulanklık değerine ulaşılmıştır. Fakat karıştırma süresi ve hızının Y.M.A anyonik flokülanta nazaran daha yüksek olması, arıtma sonucunda oluşan çamurun AKM konsantrasyonu, katı yüzdesi ve çamur

çökelme hızının düşük olması gibi unsurlar göz önünde bulundurulduğunda Y.M.A anyonik flokülant daha avantajlıdır. Çünkü atıksuyun arıtımı kadar oluşan çamurun kontrolüde oldukça önemlidir. Bu yüzden tüm faktörler göz önünde bulundurulduğunda uygun kimyasalın Y.M.A anyonik flokülant olduğuna karar verilmiştir.

Andezit işleme atıksuyunun minerallerle gerçekleştirilen arıtımında en iyi bulanıklık giderimi, %74'lük verimle 2 g/L doz, 90 saniye karıştırma süresi, 90 dakika çökelme süresi, 90 rpm karıştırma hızı ve 6.5 pH değerinde zeolit mineralinin kullanılmasıyla gerçekleştirilmiştir. Fakat tüm koşullar (işletme şartları, arıtma çamurun özellikleri, kimyasal maliyeti) birlikte incelendiğinde en uygun mineralinin pomza minerali olduğuna karar verilmiştir. Pomza minerali ile 800 mg/L doz, 90 saniye karıştırma süresi, 110 dakika çökelme süresi, 120 rpm karıştırma hızı ve 6.5 pH'da %59'luk bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Pomza mineralinin kullanılması sonucunda oluşan çamurun yoğunluğu 0.94 g/cm^3, katı yüzdesi %21.4, çökelme hızı 31.2 mm/dk, AKM konsantrasyonu 201002 mg/L'dir. Pomza minerali ile gerçekleştirilen arıtma sonucunda diğer minerallere nazaran daha yoğun, katı yüzdesi, AKM konsantrasyonu ve çökelme hızı daha yüksek çamur elde edilmiştir. Andezit işleme tesisi atıksuyunun minerallerle arıtılmaları, maliyet, işletim koşulları ve bulanıklık giderim verimi açısından uygun değildir.

Atıksu arıtımında atıksuyun arıtmı kadar, arıtma sonunda oluşan arıtma çamurlarının kontrolü de oldukça önemlidir. Bu yüzden arıtma sonunda yoğun daha az hacim kaplayan çamur oluşumu, arıtma çamurlarının kontrolü açısından ön plandadır.

Andezit işleme tesisi atıksuyunun Y.M.A anyonik flokülantla arıtmı sonucunda; 64.67 sonuç bulanıklık değerine ulaşılarak %98'lik bulanıklık giderim verimi elde edilmiştir. Diğer faktörlerde (çamur özellikleri, kimyasal maliyeti) göz önünde bulundurulduğunda en uygun kimyasalın Y.M.A anyonik flokülant, uygun prosesinde flokülasyon prosesi olduğuna karar verilmiştir.

5.2 ÖNERİLER

Andezit işleme tesisi atıksuyunun arıtımında kullanılan minerallerin tek başına arıtma verimleri çok iyi olmadığından, arıtmada flokülant ve koagülantların doz miktarını düşürmek amacıyla, flokülant ve koagülantlara yardımcı olarak kullanılabilirler. Daha düşük sonuç bulanıklık elde edilebilmesi için önce hızlı sonra

yavaş karıştırma gerçekleştirilecek şekilde koagülasyon-flokülasyon yöntemi birlikte kullanılabilir. Karıştırma hızı ve süre aralığı biraz daha geniş tutulabilir.

KAYNAKLAR

Acar, H., 2001, Mermer İşletme Tesisi İçin Atık Su Arıtma Sistemi Kurulması ve İşletilmesinde Dikkat Edilmesi Gereken Hususlar, *MERSEM'2001 Türkiye III. Mermer Sempozyumu*, Afyon-Türkiye, 289-296.

Afonso, M. D., Brites, A. M. and Mohsen, M., 2002, Crossflow microfiltration of marble processing wastewaters.

Al-Malack, M. H., Abuzaıd, N. S. and El- Mubarak, A. H., 1999, Coagulation of polymeric wastewater discharged by a chemical factory, *King Fahd University of Petroleum and Minerals*, Saudi Arabia, 521-529.

Alptekin, A.M., 2006, Doğal Taş Atıksularının Flokülasyon / Koagülasyon Yöntemiyle Arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Afyon, 2-3.

Anonim, 2010, Andezit, Marbleport, http://www.marbleport.com/maden-andezit 27.html [Ziyaret Tarihi: 25.11.2010].

Anonim, 2010, Atıksu Arıtımının Esasları Kılavuz Kitabı, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum08.pdf [Ziyaret Tarihi: 14.12.2010].

Anonim, 2010, Mermer, Vikipedi, http://tr.wikipedia.org/wiki/Mermer [Ziyaret Tarihi: 29.12.2010].

Beck, E.C., Giannini, A.P. and Ramirez, E.R., 1974, Electrocoagulation Clarifies food Wastewater. Food Technology, 28, 18-19.

Belongia, B.M., Haworth, P.D., Baygents, J.C. and Raghavan, S., 1999, Treatment of Alumina and Silica Chemical Mechanical Polishing Waste by Electrodecantation and Electrocoagulation, *Journal of Electrochemistry Society*, 146(11), 4124-4130.

Beyazyüz, P., Önen, V., Yel, E., 2010, Traverten İşleme Tesisi Atıksularının Koagülasyonu, *Türkiye 22. Uluslararası Madencilik Kongresi ve Sergisi*, Ankara-Türkiye, 278,301.

Birgül, A., 2006, Tekstil Endüstrisi Atıksu Arıtımında İleri Oksidasyon Proseslerinin Kullanımı, Yüksek Lisans Tezi, *Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Bursa, 89-90.

Çelik, M. Y., 2004, Muğla Beyaz Mermerinin Tane Boyut Dağılımının Görüntü Analiz Yöntemi İle Ölçülmesi, *5. endüstriyel hammaddeler Sempozyumu*, Afyon-Türkiye, 222-232.

Do, J.S., Chen, M.L., 1994. Decolourisations of Dye-Containing Solutions by Electrocoagulation. J. App. Electrochem., 24, 785-790.

Donnin, J.C., Kan, J., Hassan, T.A., Kar, K.L., 1994. Can J. Chem Eng 72, 1007.

Devlet Planlama Teşkilat Müsteşarlığı, 1996, Çimento hammaddeleri ve Yapı Malzemeleri ve Mermer, Madencilik Özel İhtisas Komisyonu Endüstriyel Hammaddeler Alt Komisyonu Çimento hammaddeleri ve Yapı Malzemeleri Çalışma Grubu Raporu, DPT, *1345-4*, 12-13.

Ersoy, B.,2003, Mermer İşleme Tesisi Su arıtımında Kullanılan Flokülantların Tanıtımı, *Türkiye IV. Mermer Sempozyumu*, Afyon-Türkiye, 449-462.

Ersoy, B., Alptekin, A.M., Sarıışık, A.,Gürcan, S., Erkan, Z.E. ve Yıldız, A., 2005, Doğal Taş İşleme Tesisi Atık Sularından Bulanıklığın Giderilmesine Farklı Yöntemlerin ve Farklı Koagülantların Etkisi, *Madencilik ve Çevre Sempozyumu*, Ankara-Türkiye, 117-125.

Ersoy, B., 2005, Effect of pH and polymer charge density on settling rate and turbidity of natural stone suspensions, *International Journal of Mineral Processing*, 75, 207– 216.

Ethem, M.Y., 1962, Flokülasyon Tekniği ve Günümüzdeki Önemi, *TH Aachen Maden Fakültesi Cevher Hazırlama Kürsüsü Ders Notları*, XIV, 21-22.

Filibeli A., 2002, Arıtma Çamurlarının İslenmesi, *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları*, 255.

Gnusin, N.P., Vitul'skaya, N.V., Zabolotskaya, L.I. and Belobrov, I.A., 1977, *Journal of Applied Electrochemistry*, 1663, 50-52.

Gregory, J., 1989, Fundamental of flocculation, *Critical Reviews In Environmental Controls*, 19(3), 185-230.

Hek, 11, Stol, R.J. & Bruyn, P.L. 1978. Hydrolysisprecipitation studies of aluminum (JÜ) solutions.111. The role of sulfate ion. J.Colloid Interface Sei., 64:72.

Hogg, R., 2000, Flocculation and Dewatering, *İnternational Journal of Mineral Processing*, 58(1-4), 223-236.

Holt, P.K., Barton G.W. and Mitchell, C.A., 2005. The Future for Electrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology, *Chemosphere*, , 59(3), 55- 367.

Jenke, D.R. and Diebold, F.E., 1984, Electroprecipitation Treatment of Acid Mine Wastewater, *Water Research*, 18(7), 855-859.

Joffe, L. and Knieper, L., 2000, Electrocoagulation Technology Quickly Removes Barium, Total Suspended Solids from a Water-Retention Pond for Fractions of a Cent per Gallon, *Ind. Wastewater*, 5, 1-5.

Kavaklı, M., 2003, Mermer İşletme Tesisleri Proses Atıksularının Özellikleri Arıtılması ve Kontrolü, Türkiye *IV. Mermer Sempozyumu Mersem'2003 Bildiriler Kitabı*, Kocaeli Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, 313-326.

Koparal, A.S. and Öğütveren, Ü.B., 2002, Removal of Nitrate from Water by Electro Reduction and Electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, B89, 83- 94.

Mameri, N., Yeddou, A.R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H. and Bariou, B., 1998, Defluoridation of Septentrional Sahara Water of North Africa by Electrocoagulation Process Using Bipolar Aluminium Electrodes, *Water Research*, 32(5), 1604-1612.

Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R. and Cocke, D.L., 2001, Electrocoagulation (EC)- Science and Applications, *Journal of Hazardous Materials*, B84, 29–41.

Moss, N. ve Dymond, B., 1978 , Flocculation: Theory and Application, Allied Colloids, USA.

Novikova, S.P., Shkorbatova, T.L. and Sokol, E.Y., 1982, Purification of Effluents from the Production of Synthetic Detergents by Electrocoagulation, *Soviet Journal of Water Chemistry and Technology*, 4(4), 82-87.

Onargan, T., Köse, H. 1997, Mermer, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Yayınları, No: 220, 209s. İzmir.

Özer, M. & Bentli, Y.E., Önal, G. and Dinçer, H., 2002, Settling of coal slimes by Flocculation, *IX. International Mineral Processing Symposium*, Capodocia-Turkey, 25-27.

Öztürk, M., 2009, Mermer Kesiminden Kaynaklanan Çevre Kirliliği Bildirisi, Ankara-Türkiye, 6-14.

Panizzo, M., Bocca, C. and Cerisola, G., 2000, Electrochemical Treatment of Wastewater Containing Polyaromatic Organic Pollutants, *Water Research*, 34(9), 2601-2605.

Poon, C. S. and Chu, C.W., 1999, The use of ferric chloride and anionic polymer in the chemically assisted primary sedimentation process, *Chemosphere*, 39(10), 1573-1582.

Pouet, M.F. and Grasmick, A., 1995, Urban Wastewater Treatment by Electrocoagulation and Flotation, *Water Science Technology*, 31, 275-283.

Sabah, E. ve Çelik, M.S., 2006, *Kil Bilimi ve Teknolojisi Dergisi*, 1(1), 55-72.

Serenkaya, A., Mayaloğlu, U. and Akar, A., 2000, Flocculation conditions of marble from industrial wastewater and environmental consideration, *In: Özbayoğlu, G. (Ed.), Mineral Processing on the Verge of the 21st Century*, Balkema-Rotterdam, 645-652.

Solak M., 2007, Elektrokoagülasyon prosesi ile mermer atıksularının arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Isparta,44-46.

Taşdemir, T., Erdem, V., 2010, Flokülasyon Yöntemi İle Atıksudan Askıda Tanelerin Giderimi, *Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, XXIII, 116-119.

Werneke, M.C., 1979, Application of Synthetic Polymers in Coal Preparation, *Society of Mining Eng.Id*, 106, 1-11.

Yasui H. and Shibata M., 1994, An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Water Science and Technology*, 30(9), 11- 20.

Yavuz, M. ve Sabah, E., 2007, Geological and technical characterisation of Iscehisar (Afyon-Turkey) marble deposits and the impact of marble waste on environmental pollution, *Journal of Environmental Management*, 87(1), 106-116.

Yıldız, Ö. ve Eskikaya, Ş., 1995, Afyon Mermeri Toz Atıklarının Değerlendirilmesi, *Türkiye I. Mermer Sempozyumu*, Afyon-Türkiye, 45-52.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı	**:**	Derya YILMAZTÜRK
Uyruğu	**:**	T.C
Doğum Yeri ve Tarihi	**:**	ANKARA / 20.07.1985
Telefon	**:**	0312 282 52 65
Faks	**:**	-
e-mail	**:**	deryayilmazturk@hotmail.com

EĞİTİM

Derece		**Adı, İlçe, İl**	**Bitirme Yılı**
Lise	:	Şehit Binbaşı Bedir Karabıık Anadolu Lisesi	2003
Üniversite	:	Selçuk Üniversitesi	2008
Yüksek Lisans	:	Selçuk Üniversitesi	2011
Doktora	:		

İŞ DENEYİMLERİ

Yıl	**Kurum**	**Görevi**
2010	Selçuklu Belediyesi	Selkap Projesi Çevre Görevlisi
2011	AKÇEV Müh. Dan. Mad. Çev. İnş. Tic. Ltd. Şti.	Çevre Mühendisi

UZMANLIK ALANI

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

YABANCI DİLLER

İngilizce