

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**KİMYASAL ARITMA İŞLEMİ GÖRMÜŞ EVSEL ATIKSULARIN MEMBRAN
PROSESLERLE ARITMAYA UYGUNLUĞUNUN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Melis KONUK
(501111747)**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı**

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Nevin YAĞCI

OCAK 2014

ÖNSÖZ

Öncelikle tez konumu seçmemde bana yardımcı olan, tezimin her aşamasında bilgi ve yardımlarını benden esirgemeyen tez danışmanım değerli hocam Doç. Dr. Nevin YAĞCI'ya teşekkür ederim. Çalışmam esnasında bilgi, deneyim ve görüşleriyle tezime olan önemli katkılarından dolayı Prof. Dr. Derin ORHON'a, Yar. Doç. Dr. Serdar DOĞRUEL'e ve Ar. Gör. Dr. Alpaslan EKDAL'a teşekkürü bir borç bilirim.

Evsel atıksu numunelerimi temin etmemi sağlayan Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çalışanlarına teşekkür ederim.

Destekleri için arkadaşlarım Uğur GÜRBÜZ, Bahar ÖZBEY ve Gamze DURMAZ'a teşekkür ederim.

Bana gösterdikleri sabır, hoşgörü ve destekleri için annem Neylan KONUK'a, babam Halil KONUK'a ve ağabeyim Kutay KONUK'a çok teşekkür ederim.

Aralık, 2013

Melis KONUK
Çevre Mühendisi

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ	v
İÇİNDEKİLER	vii
KISALTMALAR	ix
ÇİZELGE LİSTESİ	xi
ŞEKİL LİSTESİ	xiii
ÖZET	xv
SUMMARY	xvii
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi.....	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. LİTERATÜR ÖZETİ	5
2.1 Evsel Atıksuların Arıtılması	5
2.1.1 Fiziksel arıtıma yöntemleri.....	5
2.1.2 Biyolojik arıtıma yöntemleri.....	5
2.1.3 Kimyasal arıtma yöntemleri	7
2.1.4 İleri arıtma yöntemleri.....	7
2.2 Koagülasyon-Flokülasyon	8
2.3 İleri Kimyasal Birincil Arıtım (CEPT).....	10
2.4 Membran Prosesler.....	14
2.4.1 Membran yapısı	18
2.4.2 Membran tıkanması.....	19
2.5 Partikül Boyut Dağılımı (PBD)	21
2.6 Kapiler Emme Süresi	24
3. MATERYAL METOT	27
3.1 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Atıksu Kaynağı ve Özellikleri.....	27
3.1.1 Paşaköy İleri Atıksu Arıtma Tesisi Bilgileri.....	27
3.1.2 Atıksuyun Karakterizasyonu Çalışması	29
3.2 Kimyasal Arıtılabilirlik – Jar Test	30
3.3 Deneysel Çalışmanın Planlanması.....	31
3.4 Analitik Yöntemler	32
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	35
4.1 Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları	35
4.1.1 FeCl ₃ ile yürütülen deneysel çalışmalar	35
4.1.1.1 Anyonik polielektrolit ve FeCl ₃ ile yürütülen deneysel çalışmalar	35
4.1.1.2 Katyonik polielektrolit ve FeCl ₃ ile yürütülen deneysel çalışmalar	36
4.1.1.3 Flokülant kullanılmadan ve FeCl ₃ ile yürütülen deneysel çalışmalar	37
4.1.1.4 Genel değerlendirme	38
4.1.2 Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar.....	40
4.1.2.1 Anyonik polielektrolit ve Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar.....	40
4.1.2.2 Katyonik polielektrolit ve Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar.....	41
4.1.2.3 Flokülant kullanılmadan ve Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar.....	42
4.1.2.4 Genel değerlendirme	42
4.1.3 ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar	44
4.1.3.1 Anyonik polielektrolit ve ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar.....	44
4.1.3.2 Katyonik polielektrolit ve ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar	45

4.1.3.3 Flokülant kullanılmadan ve ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar	46
4.1.3.4 Genel değerlendirme	46
4.1.4 ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar	48
4.1.4.1 Anyonik polielektrolit ve ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar	48
4.1.4.2 Katyonik polielektrolit ve ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar	48
4.1.4.3 Flokülant kullanılmadan ve ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar	49
4.1.4.4 Genel değerlendirme	50
4.1.5 NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar	51
4.1.5.1 Anyonik polielektrolit ve NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar	51
4.1.5.2 Katyonik polielektrolit ve NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar	52
4.1.5.3 Flokülant kullanılmadan ve NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar	53
4.1.5.4 Genel değerlendirme	53
4.1.6 NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar	55
4.1.6.1 Anyonik polielektrolit ve NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar	55
4.1.6.2 Katyonik polielektrolit ve NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar	55
4.1.6.3 Flokülant kullanılmadan ve NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar	56
4.1.6.4 Genel değerlendirme	57
4.1.7 NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar	58
4.1.7.1 Anyonik polielektrolit ve NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar	58
4.1.7.2 Katyonik polielektrolit ve NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar	59
4.1.7.3 Flokülant kullanılmadan ve NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar	60
4.1.7.4 Genel değerlendirme	60
4.2 Partikül Boyut Dağılımı Çalışmaları Sonuçları	61
4.2.1 Atıksu ile yapılan Partikül Boyut Dağılımı (PBD) analizi	62
4.2.2 FeCl ₃ ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda PBD analizi	64
4.2.3 Pac-s ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda PBD analizi	66
4.2.4 Genel değerlendirme	69
4.2.5 Kimyasal arıtma sonrası uygun membran seçimi	73
4.3 Microsizer Çalışması Sonuçları	75
4.4 Azot ve Fosfor Giderimi	79
4.4.1 FeCl ₃ ile yapılan jar test üstsularının mikروفiltrasyon uygulaması sonrası azot ve fosfor giderimi	79
4.4.2 Pac-s ile yapılan jar test üstsularının mikروفiltrasyon uygulaması sonrası azot ve fosfor giderimi	80
4.5 Kapiler Emme Süresi (KES) Çalışması Sonuçları	82
5. SONUÇLARIN DEĞERLENDİRİLMESİ	83
KAYNAKLAR	87
ÖZGEÇMİŞ	91

KISALTMALAR

AKM	: Askıda Katı Madde
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TP	: Toplam Fosfor
PO₄-P	: Ortofosfat
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
CEPT	: İleri Kimyasal Birincil Arıtım
Pac-s	: Polialüminyum Klorosülfat
FeCl₃	: Demir Klorür
PBD	: Partikül Boyut Dağılımı
KES	: Kapiler Emme Süresi
İBAAT	: İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
TOK	: Organik Karbon
TKM	: Toplam Katı Madde
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
PAM	: Poliakrilamid
PAC	: Polialüminyum Klorit
PDMDAAC	: Polidimetildiallilamonyum Klorit
RO	: Ters Osmoz
NF	: Nanofiltrasyon
MF	: Mikrofiltrasyon
ED	: Elektrodializ
EDR	: Ters Elektrodializ
MWC	: Moleküler Ağırlık Engelleme
SDI	: Silt Yoğunluk İndeksi
PE	: Polielektrolit

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1: Klasik birincil arıtım, biyolojik arıtım ve ileri kimyasal birincil arıtım giderim verimleri karşılaştırması (National Research Council,1992)..	12
Çizelge 2.2: Membran proseslerin sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılması (Mulder, 1991).	17
Çizelge 3.1: Paşaköy İBAAT Proje Bilgileri (url 1).	28
Çizelge 3.2: Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması.	30
Çizelge 3.3: Deneysel çalışma planı	31
Çizelge 4.1: FeCl ₃ ile yapılan deneysel çalışmalar.	38
Çizelge 4.2: Pac-s ile yapılan deneysel çalışmalar.	43
Çizelge 4.3: ULTRION 71225 ile yapılan deneysel çalışmalar.	46
Çizelge 4.4: ULTRION 71230 ile yapılan deneysel çalışmalar.	50
Çizelge 4.5: NALCO 71260 ile yapılan deneysel çalışmalar.	53
Çizelge 4.6: NALCO 71975 ile yapılan deneysel çalışmalar.	57
Çizelge 4.7: NALCOLYTE 7135 ile yapılan deneysel çalışmalar.	60
Çizelge 4.8: Atıksu-II'nin KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.	62
Çizelge 4.9: Atıksu-III'ün KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.	63
Çizelge 4.10: 250 mg/L FeCl ₃ ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.	65
Çizelge 4.11: 100 mg/L FeCl ₃ ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.	65
Çizelge 4.12: Jar test üstsularının karakterizasyonu.	65
Çizelge 4.13: 0,5 ml Pac-s ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.	67
Çizelge 4.14: 0,1 ml Pac-s ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.	67
Çizelge 4.15: Jar test üstsularının karakterizasyonu.	68
Çizelge 4.16: Evsel nitelikli atıksuların deşarj standartları (Sınıf 4: Kirlilik yükü ham BOİ olarak 6000 kg/gün'den büyük, nüfus > 100000) (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği,2008).	74
Çizelge 4.17: FeCl ₃ ile yapılan jar test üstsuyunun mikrofiltrasyon sonrası TKN ve TP konsantrasyonları.	79
Çizelge 4.18: Koagülasyon-flokülasyon işlemi görmüş atıksuyun AKM ve UAKM sonuçları.	80
Çizelge 4.19: Pac-s ile yapılan jar test üstsuyunun mikrofiltrasyon sonrası TKN ve TP konsantrasyonları.	80
Çizelge 4.20: Koagülasyon-flokülasyon işlemi görmüş atıksuyun AKM ve UAKM sonuçları.	81
Çizelge 4.21: Kapiler emme süresi sonuçları.	82

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1: Aktif çamur sistemi şematik gösterimi.	6
Şekil 2.2: Zeta potansiyelinin şematik gösterimi.	9
Şekil 2.3: Basit bir membran ayırma diyagramı (Koyuncu, 2009).	16
Şekil 2.4: Membran ayırma prosesinin şematik gösterimi (Mulder, 1996).	16
Şekil 2.5: Partikül boyut dağılımı.	22
Şekil 2.6: Kapiler Emme Süresi Testi deney düzeneği (EPA 1987).	25
Şekil 3.1: Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi genel akım şeması (Sözen ve diğ., 2008).	29
Şekil 3.2: Jar test düzemeği.	31
Şekil 3.3: Amicon 8400.	34
Şekil 4.1: FeCl ₃ +Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	36
Şekil 4.2: FeCl ₃ +Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	37
Şekil 4.3: Flokülant kullanılmadan FeCl ₃ ile yürütülen jar test sonuçları.	38
Şekil 4.4: Farklı FeCl ₃ dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.	40
Şekil 4.5: Pac-s+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	41
Şekil 4.6: Pac-s+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	41
Şekil 4.7: Flokülant kullanılmadan Pac-s ile yürütülen jar test sonuçları.	42
Şekil 4.8: Farklı Pac-s dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.	44
Şekil 4.9: ULTRION 71225+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	45
Şekil 4.10: ULTRION 71225+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	45
Şekil 4.11: Flokülant kullanılmadan ULTRION 71225 ile yürütülen jar test sonuçları.	46
Şekil 4.12: Farklı ULTRION 71225 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.	47
Şekil 4.13: ULTRION 71230+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	48
Şekil 4.14: ULTRION 71230+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	49
Şekil 4.15: Flokülant kullanılmadan ULTRION 71230 ile yürütülen jar test sonuçları.	50
Şekil 4.16: Farklı ULTRION 71230 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.	51
Şekil 4.17: NALCO 71260+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	52
Şekil 4.18: NALCO 71260+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	52
Şekil 4.19: Flokülant kullanılmadan NALCO 71260 ile yürütülen jar test sonuçları.	53
Şekil 4.20: Farklı NALCO 71260 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.	54
Şekil 4.21: NALCO 71975+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	55
Şekil 4.22: NALCO 71975+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	56
Şekil 4.23: Flokülant kullanılmadan NALCO 71975 ile yürütülen jar test sonuçları.	56
Şekil 4.24: Farklı NALCO 71975 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.	58
Şekil 4.25: NALCOLYTE 7135+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	59
Şekil 4.26: NALCOLYTE 7135+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.	59
Şekil 4.27: Flokülant kullanılmadan NALCOLYTE 7135 ile yürütülen jar test sonuçları.	60
Şekil 4.28: Farklı NALCOLYTE 7135 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.	61

Şekil 4.29: Atıksu-II'nin filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.....	63
Şekil 4.30: Atıksu-III'ün filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.....	64
Şekil 4.31: 250 mg/L FeCl ₃ +anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.....	66
Şekil 4.32: 100 mg/L FeCl ₃ +anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.....	66
Şekil 4.33: 0,5 ml Pac-s+anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.....	68
Şekil 4.34: 0,1 ml Pac-s+anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.....	69
Şekil 4.35: FeCl ₃ ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının diferansiyel KOİ bazlı PBD analizi.	69
Şekil 4.36: FeCl ₃ ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının diferansiyel TOK bazlı PBD analizi.	70
Şekil 4.37: Pac-s ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının diferansiyel KOİ bazlı PBD analizi.	71
Şekil 4.38: Pac-s ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının diferansiyel TOK bazlı PBD analizi.	72
Şekil 4.39: FeCl ₃ ile yapılan jar test üstsularının filtrasyon sonrası kalan KOİ konsantrasyonları.	74
Şekil 4.40: Pac-s ile yapılan jar test üstsularının filtrasyon sonrası kalan KOİ konsantrasyonları.	75
Şekil 4.41: Ham atıksuyunun partikül boyut dağılımı.....	76
Şekil 4.42: 100 mg/L FeCl ₃ +anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.	76
Şekil 4.43: 250 mg/L FeCl ₃ +anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.	77
Şekil 4.44: 0,1 ml Pac-s+ anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.	78
Şekil 4.45: 0,5 ml Pac-s+ anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.	78

KİMYASAL ARITMA İŞLEMİ GÖRMÜŞ EVSEL ATIKSULARIN MEMBRAN PROSESLERLE ARITMAYA UYGUNLUĞUNUN ARAŞTIRILMASI

ÖZET

Endüstrinin gelişmesi ve hızlı nüfus artışı sebebiyle oluşan atıksular alıcı ortamların kirlenmesine neden olmaktadır. Bu nedenle atıksuların uzaklaştırılmadan önce arıtılması zorunluluğu doğmuştur.

Yüksek askıda katı madde (AKM) ve organik madde içeren evsel atıksuların arıtılmasında genellikle ön çöktürme, aktif çamur sistemleri ve çamur stabilizasyonu içeren konvansiyonel biyolojik arıtma sistemleri kullanılmaktadır. Ancak bu sistemlerde oluşan aşırı biyolojik çamurun uzaklaştırılması işletme maliyetini büyük oranda arttırmaktadır. Bu sebeple evsel atıksu arıtımında aktif çamur sistemlerine alternatif olabilecek yeni sistemlerin geliştirilmesi zorunluluğu doğmuştur.

Özellikle gelişmekte olan ülkelerdeki sıkılaştıran çıkış suyu standartları ve düşük enerjili teknoloji arayışları kimyasal ilavesi ile atıksuların arıtılması konusunu ön plana çıkarmıştır. Bu çalışmada evsel atıksuların ileri kimyasal birincil arıtma (CEPT) ile arıtılabilirliği incelenmiştir. Kimyasal arıtmanın ilk amacı optimum koagülan tipi, optimum koagülan dozu ve optimum flokülün tipinin belirlenmesi olmuştur.

Çalışma boyunca evsel atıksu özelliğine sahip Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilen kum tutucu çıkışı atıksuların karakteristiğini belirlemek amacıyla KOİ, süzölmüş KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P, AKM, UAKM ve pH analizleri yapılmıştır. Kimyasal ön arıtma çalışmalarında koagülan olarak ticari koagülanlardan Pac-s (Rapidfloc-1223), ULTRION(R) 71225, ULTRION 71230, NALCO 71260, NALCO 71975, NALCOLYTE 7135 ve FeCl₃ kullanılmıştır. Flokülün cinsi olarak anyonik flokülünlerden WET-Treat® 7053 ve katyonik flokülünlerden WET-Treat® 7012 kullanılmıştır. Ayrıca kimyasal arıtılabilirlik flokülün kullanılmadan da incelenmiştir. Flokülün dozaj miktarı %0,1 olarak sabit tutulmuştur. Optimum dozlar KOİ giderimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ve 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 dozları optimum doz olarak tespit edilmiştir.

Arıtma proseslerinde dönüşüm mekanizmalarının anlaşılması açısından oldukça kullanışlı bir araç olarak uygulanan partikül boyut dağılımı analizi (PBD), biyolojik ve fizikokimyasal prosesler öncesinde atıksuların veya arıtılmış suların karakterizasyonu hakkında kapsamlı bilgi sağlamakta ve partiküller, kolloid ve çözünmüş boyuttaki kirleticilerin dağılımını göstermektedir. Bu çalışmada PBD koagülasyon-flokülasyon prosesinin verimini belirlemekle beraber deşarj parametrelerinin sağlanması amacıyla birincil kimyasal arıtma sonrasında uygulanabilecek ileri arıtma teknolojilerinden membran filtrasyonu kullanılacak ise hangi tip membran filtrasyonunun yeterli olabileceği hakkında bilgi vermektedir. Sonuç olarak kimyasal arıtma uygulanmış evsel atıksuların ardışık olarak filtrasyon-ultrasifiltrasyon metodu ile partikül boyutlarının dağılımı belirlenmiş, genel olarak partiküllerin ham atıksularda %55-%58'inin partiküler formda, %23'ünün ise çözünür formda olduğu belirlenmiştir. Optimum doz olarak belirlenen 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun partiküler formu %20 iken, çözünür formu %35; optimum dozun altında kalan 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun ise partiküler formu %25, çözünür formu ise %39 olarak belirlenmiştir. Bir diğer optimum doz olan 0,5 ml Pac-s ve anyonik

polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun ise partiküler formu %11, çözünür formu %16 iken; optimum dozun altında kalan 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun partiküler formu %38, çözünür formu ise %56 olarak belirlenmiştir. Ayrıca kimyasal arıtma sonrasında uygulanabilecek olan mikrofiltrasyon membranlarının deşarj standartlarını fazlasıyla karşılayacağı belirlenmiştir.

Microsizer ile yapılan partikül boyut analizinde ise optimum doz olarak belirlenen 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit, optimum dozun altında kalan 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit ve 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozlarının jar test üstsularının yanısıra ham atıksu numunesi de partikül boyut analizine tabii tutulmuş ve atıksulardaki partiküllerin hacimce %50'sini içeren boyutlar sırasıyla 151,552 µm, 211,073 µm, 108,164 µm, 69,305 µm ve 36,26 µm şeklinde bulunmuştur. Sonuç olarak 211,073 µm ile en büyük boyut olan 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda en büyük flok oluşumunun gerçekleştiği ortaya konmuştur.

Optimum ve optimum dozun altında belirlenen dozlar ile yapılan jar test sonucu kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında oluşan kimyasal çamurların susuzlaşabilme özelliğinin değerlendirilmesi amacıyla kapiler emme süreleri (KES) incelenmiş ve sonuçlar 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozu için 23,8 s, 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozu için 78,7 s, 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozu için 50,35 s, 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozu için 150,7 s olarak bulunmuştur. Bu durumda en kolay susuzlaşabilen koagülan dozu 250 mg/L FeCl₃ iken, diğer dozlarında KES'lerinin yeterince düşük olduğu tespit edilmiştir.

CHEMICALLY ENHANCED PRIMARY TREATMENT OF DOMESTIC WASTEWATER AND INVESTIGATION OF TREATABILITY WITH MEMBRANE PROCESSES

SUMMARY

Wastewater caused by industrial development and rapid population growth has led to contamination of the receiving environment. Therefore, the removal of wastewater must be treated before it is discharged.

Domestic wastewater, which contains high suspended solids (TSS) and organic matter, is generally treated by conventional biological treatment systems which have pre-sedimentation, activated sludge and stabilization units. On the other hand, removal of excess biological sludge in these systems is greatly increasing operating cost. For this reason, investigation and development of the new systems which will be the alternative of the conventional activated sludge systems is necessary.

Particularly strict effluent standards in developing countries and researching for low-energy technology is highlighted the chemical enhanced primary treatment. In this study, treatability of municipal wastewater was investigated with chemically enhanced primary treatment (CEPT).

During the study, sewage feature wastewater obtained from Paşaköy Advanced Biological Wastewater Treatment Plant sand trap outlet was used and was received wastewater characteristics to determine the COD, filtered COD, TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$, TSS, VSS and pH analyzes were conducted.

The first object of this study was to determine the optimum type of coagulant, the optimum dose of coagulant and the optimum type of flocculant. Pac-s (Rapidfloc-1223), ULTRION(R) 71225, ULTRION 71230, NALCO 71260, NALCO 71975, NALCOLYTE 7135 and FeCl_3 were used as commercial coagulant types. Also, WET-Treat® 7053 (anionic flocculant) and WET-Treat® 7012 (cationic flocculant) were used as coagulation aids. Chemical treatability was also investigated without using flocculant. During the study flocculant dosage amount 0.1% was maintained. Optimal doses are determined depending on COD removal and sludge formation. As a result, 250 mg/L FeCl_3 with anyonic polyelectrolyte WET-Treat® 7053 and 0.5 ml Pac-s with anyonic polyelectrolyte WET-Treat® 7053 doses have been determined as optimum doses.

The significance of size distribution of pollutants is long recognized for the interpretation of wastewater characteristics, assessment of appropriate treatment technologies and estimation of expected removal performances. The size range of settleable pollutants in wastewater is commonly defined as above 10^5nm , which practically defines the performance of plain settling. Similarly, filters with pore sizes of 450 and 1600 nm help identify the size of particles that can be removed by means of chemical settling. Particles in wastewaters have conveniently been grouped into operational size categories, namely dissolved ($<1\text{nm}$), colloidal ($1\text{--}10^3\text{ nm}$), supracolloidal ($10^3\text{--}10^5\text{ nm}$) and settleable ($>10^5\text{ nm}$). Recently, ultrafiltration, among other methods, is successfully used to identify and differentiate wastewater pollutants within much narrower ranges (Sophonsiri and Morgenroth, 2004; Dogruel

et al., 2006). The experimental data on particle size associated with different wastewaters is significant for the evaluation of not only physical and biological processes, but also chemical treatment systems. Consequently, research efforts have been directed towards using particle size information for a better understanding of biological processes (Levine et al., 1991; Sophonsiri and Morgenroth, 2004). In the study proposes direct particle size measurement by sequential filtration and ultrafiltration as a convenient method for wastewater characterization for appropriate treatment technology. It also explores the correlation between particle size distribution (PSD), chemical oxygen demand (COD) and total organic carbon (TOK) fractionation, as an index for chemical treatability.

In this study, raw wastewater was exhibited two significant COD fractions at the particle size intervals of >1600 nm (particulate range, 55%-58%) and <2 nm (soluble range; 23%). Chemically treated wastewater with 250 mg/L FeCl₃ and anionic polyelectrolyte was exhibited two significant COD fractions at the particle size intervals of >1600 nm (particulate range, 20%) and <2 nm (soluble range; 35%). Chemically treated wastewater with 100 mg/L FeCl₃ and anionic polyelectrolyte were exhibited two significant COD fractions at the particle size intervals of >1600 nm (particulate range, 25%) and <2 nm (soluble range; 39%). Chemically treated wastewater with 0.5 ml Pac-s and anionic polyelectrolyte were revealed two significant COD fractions at the particle size intervals of >1600 nm (particulate range, 11%) and <2 nm (soluble range; 16%). Chemically treated wastewater with 0.1 ml Pac-s and anionic polyelectrolyte was shown two significant COD fractions at the particle size intervals of >1600 nm (particulate range, 38%) and <2 nm (soluble range; 56%).

PSD also helps us to determine the type of membrane which can be used to obtain the discharge standards for the municipal wastewaters. The four predominate membranes used in industry are Reverse Osmosis (RO), Ultrafiltration (UF), Microfiltration (MF) and Nanofiltration (NF). The pore size on microfiltration membranes ranges from 0.1-5 μm , and has the largest pore size of the four main membrane types. Its opres are large enough to filter out such things as bacteria, blood cells, flour, talc and many other kinds of fine dust in solution. Because its pores are relatively large compared to other membranes, it can be operated under low pressures and therefore low energy. Ultrafiltration has a pore size range of 0.1 μm to 0.01 μm . UF membranes reject particles such as silica, viruses, endotoxins, proteins, plastics and smog/fumes such as ZnO. Due to the decrease in pore size, the osmotic pressure required is higher than that of MF. Nanofiltration has a pore size range of 0.001-0.01 μm . NF membranes can filter particles up to and including some salts, synthetic dies and sugars, however it is unable to remove most aqueous salts and metallic ions, as such, NF is generally confined to specialist uses. Reverse osmosis has a pore size range of 0.0001-0.001 μm . It is by far the finest seraration material available to industry. It is used on a large scale for the desalination and purification of water as it filters out everything but water molecules, with pore sizes approaching the radius of some atoms in many cases. This pore size means it is the only membrane that can reliably filter out salt and methalic ions from water. The small pore size of RO membranes means that significant amount of osmotic pressure is required to force filtration. According to pore size ranges and PSD datas, microfiltration membranes are enough to obtain the discharge standards.

Particule size analyses were also conducted with microsizer. As a result of this analysis, 50% by volume with the maximum size of 211.073 μm that at a dose of 0.5 ml Pac-s and anionic polyelectrolytes was appeared as having a largest floc formation.

The dewatering process of the sewage sludge is an important part of the wastewater treatment. Dewatering greatly reduces the volume of sludge requiring handling and

disposal and is a necessary process for disposal options. Dewaterability was determined by measuring Capillary Section Time (CST) values. In this study, CSTs of chemical treatment sludges were examined. As a result, CST for 250 mg/L FeCl₃ with anionic polyelectrolyte, 100 mg/L FeCl₃ with anionic polyelectrolyte, 0.5 ml Pac-s with anionic polyelectrolyte and 0.1 ml Pac-s with anionic polyelectrolyte dose were identified as 23.8 sec, 78.7 sec, 50.35 sec, and 150.7 sec, respectively. These results were revealed that CST of 250 mg/L FeCl₃ with anionic polyelectrolyte dose, which is the smallest, is more easily dewatered. Also capillary suction time values of other doses were found to be quite low.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Hızlı nüfus artışı ve endüstrinin gelişmesi sebebiyle oluşan atıksular alıcı ortamların kirlenmesine neden olmaktadır. Doğadaki ekolojik dengenin olumsuz yönde etkilenmemesi ve alıcı ortamların diğer faydalı kullanımlarının engellenmemesi adına atıksuların uzaklaştırılmadan önce arıtılması zorunluluğu doğmuştur.

Evsel atıksuların arıtımında genellikle ön çöktürme, aktif çamur sistemleri ve çamur stabilizasyonunu içeren konvansiyonel biyolojik atıksu arıtma sistemleri kullanılmaktadır. Son yıllarda işletme maliyetinin düşük olması ve konvansiyonel atıksu arıtma sistemlerine göre daha az alana ihtiyaç duyulması nedeniyle evsel atıksuların kimyasal arıtımı ön plana çıkmaktadır. Ødegard (1989), özellikle kıyı kentlerinde atıksu arıtımı için en uygun teknoloji olarak kimyasal ilavesi ile ön çöktürmeyi göstermektedir.

Partikül boyut dağılımı, atıksuyun içerisindeki partiküllerin boyutlarını belirlemek için kullanılan bir yöntemdir. Partikül boyut dağılımı analizi ile yapılan kimyasal arıtımın verimini daha detaylı olarak incelemekle beraber kimyasal arıtmadan sonra uygulanabilecek ileri arıtma teknolojilerinden membran prosesi için hangi tip membran filtrenin kullanılabilir olduğu belirlenebilmektedir.

Son yıllarda deşarj standartlarının daraltılması ve suların tekrar kullanılması ihtiyacı sebebiyle ileri arıtma konusu gündemdedir. Atıksulardan suyun geri kazanılması veya atıksuların tekrar kullanımı, atıksuların bertaraf edilmesini oldukça kolaylaştırmaktadır. Böylece dünyada var olan su rezervleri de hem temiz tutulmuş hem de gelecek nesillere saklanmış olacaktır. Çalışmada evsel nitelikli atıksular kimyasal arıtma işlemine tabii tutulduktan sonra atıksuya membran filtrasyonu uygulanarak deşarj parametrelerinin sağlanması amaçlanmıştır.

Atıksuların ileri arıtılması amacıyla membran teknolojileri diğer arıtma proseslerine tercih edilmektedir. Bunun en önemli nedenleri, membran proseslerinin diğer ayırma teknikleriyle karşılaştırıldığında düşük enerji ihtiyacı gerektirmeleri, kesikli ve sürekli işletilebilmeleri, yüksek saflıkta ürün elde edilebilmesi, sıcaklık değişimlerinden fazla

etkilenmemeleri, modüler olarak tasarımlarının yapılabilmesi, fazla yer kaplamaması ve kimyasal katkı ihtiyacının olmamasıdır.

Aritma tesislerinin çeşitli kademelerinde oluşan, arıtma prosesine ve atıksu tipine bağlı olarak farklı özelliklere sahip olan arıtma çamurlarının nihai olarak bertaraf edilmesinden önce suyunun alınması gerekmektedir. Bu sebeple çalışmada koagülasyon-flokülasyon prosesi sonrasında oluşan çamurların su verme özelliklerinin incelenmesi amacıyla basit ve çabuk uygulanabilir bir yöntem olan kapiler emme süresi (KES) analizi yapılmıştır.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Yüksek lisans tez çalışmasında Paşaköy İBAAT'den alınan evsel atıksuların laboratuvar şartlarında kimyasal arıtma ile arıtılabilirliği, partikül boyut dağılımı (PBD), micrisizer ile partikül boyut analizi ve oluşan çamurun kapiler emme süresi (KES) incelenmiştir.

Evsel atıksu özelliğine sahip Paşaköy İBAAT'den temin edilen kum tutucu çıkışı atıksuyunun karakterizasyonu yapılmış olup, karakterizasyon çalışması kapsamında KOİ, süzölmüş KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P, AKM, UAKM ve pH analizleri yapılmıştır.

Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının ana amacı optimum koagülan tipinin ve dozunun belirlenmesi olmuştur. Koagülan tipi olarak ticari koagülanlardan Pac-s (Rapidfloc-1223), ULTRION(R) 71225, ULTRION 71230, NALCO 71260, NALCO 71975, NALCOLYTE 7135 ve FeCl₃ kullanılmıştır. Flokülan cinsi olarak anyonik flokülanlardan WET-Treat® 7053 ve katyonik flokülanlardan WET-Treat® 7012 kullanılmıştır. Ayrıca kimyasal arıtılabilirlik flokülan kullanılmadan da incelenmiştir. Flokülan dozaj miktarı %0,1'de sabit tutulmuştur. Kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları sonrasında oluşan çamur miktarları not edilmiş ve arıtılan atıksu numunelerinde KOİ parametreleri takip edilmiş, optimum koagülan tipi ve dozu KOİ giderimi ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir.

PBD çalışmasının amacı fiziksel ayrışma ve organik bileşenlerin biyolojik olarak bozunabilirliği arasındaki ilişkiyi incelemektir. Bu amaçla evsel atıksu özelliği taşıyan Paşaköy İBAAT'nin kum tutucu çıkışından alınan atıksu örnekleri ilk olarak kimyasal arıtmaya tabii tutulup daha sonra da ardışık olarak filtrasyon ve ultrafiltrasyon uygulamalarından geçirilmiştir. PBD analizleri ham atıksuya da uygulanmış olup, analizler süresince numunelerin KOİ ve TOK parametreleri takip edilmiştir.

Bununla birlikte PBD analizleri kimyasal arıtım sonrası uygulanabilecek bir ileri arıtma teknolojisi olan membran proseslerinden hangi tip membranın kullanılabilceği konusunda fikir vermiştir.

Ham atıksuya ve belirlenen jar test üst sularına uygulanan microsizer sonuçları partiküllerin hangi boyut aralığında dağıldığını gösterirken aynı zamanda hangi koagölan dozunun daha büyük flok oluşturduğunu belirlemek için uygulanmıştır.

Kapiler emme süresi deneyleri ise kimyasal arıtım sonucu oluşan kimyasal çamurun susuzlaşabilme özelliğini incelemek için kullanılmış olup, sadece belirlenen dozlardaki jar test çamurlarına uygulanmıştır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1 Evsel Atıksuların Arıtılması

Bir yerleşim bölgesinden ve endüstriden kaynaklanan atıksular bir kanal sistemi vasıtasıyla arıtma tesislerine ulaşırlar. Bu durumda atıksuların kirlilik konsantrasyonuna ve kirlenici parametrelerine bağlı olarak doğru ve yeterli arıtıma tabii tutulmaları gerekmektedir. Evsel atıksu arıtma yöntemleri 4'e ayrılır. Bunlar fiziksel, biyolojik, kimyasal ve ileri arıtma yöntemleridir.

2.1.1 Fiziksel arıtma yöntemleri

Atıksu içerisindeki katı maddelerin fiziksel özelliklerine bağlı olarak (madde boyutu, viskozitesi, özgül ağırlığı) atıksudan ayrılması amacı ile uygulanan fiziksel işlemlerdir. Fiziksel arıtma yöntemleri,

- Izgaralar,
- Kum tutucular,
- Çökeltme tankları,
- Flotasyon (yüzdürme) olarak sıralanabilirler.

2.1.2 Biyolojik arıtma yöntemleri

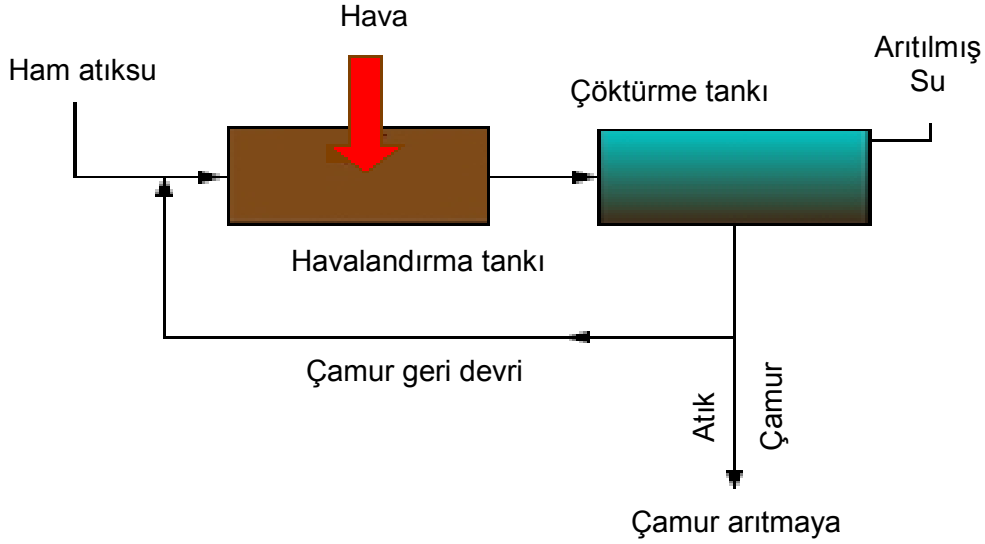
Biyolojik arıtma yöntemleri, atıksu içerisindeki çözünmüş organik maddelerin bakteriyolojik faaliyetlerle ayrıştırılarak giderilmesi işlemidir. Bunlar,

- Biyolojik filtreler,
- Aktif çamur ve modifikasyonları,
- Stabilizasyon havuzları ve modifikasyonları,
- Anaerobik sistemlerdir.

Evsel atıksu arıtımında en yaygın olarak kullanılan sistem konvansiyonel atıksu arıtma sistemi olan aktif çamur prosesidir. Aktif çamur sisteminde atıksu, atıksuyun aktif biyolojik çamur ile aşılması için geri devir aktif çamur akışıyla karıştırılır ve karışık sıvı biyolojik reaktöre girer. Karışık sıvı reaktörden geçerken, aktif çamur katıları çözünmeyen ve çözünebilir organik maddeyi tutar ve karbon dioksit, su ve diğer son ürünlere dönüştürmek ve yeni hücreler oluşturmak üzere biyolojik olarak yükseltir. Reaktörde biyolojik yükseltgeme sürerken, aynı anda hücre ölümleri de

olur. Reaktör boyunca eşit aralıklarla yerleştirilen sıkılaştırılmış hava yada mekanik havalandırma cihazlarıyla aerobik koşullar korunur (Great Lakes Board,1990).

Karışık sıvı reaktörden son çöktürcüye geçer ve burada aktif çamur katıları yer çekimi ile çöker. Şekil 2.1’de geleneksel aktif çamur sistemi şeması verilmiştir.



Şekil 2.1: Aktif çamur sistemi şematik gösterimi.

Aktif çamur sisteminin işletme sorunları;

- Son çöktürcüde önemli miktarda katının oluklardan çıkması ve çıkış suyu ile karışması (çamur şişmesi),
- Havalandırma süresinin yeterli olmaması sebebiyle oluşabilecek polisakkarit toprakları nedeniyle kötü çökme özelliklerinin ortaya çıkması,
- *Sphaerotilus* gibi iplikli mikroorganizmaların istenen mikroorganizmalardan daha fazla üremesi sebebiyle uygun çamur oluşumunun ve son çöktürcüde çökmenin engellenmesi,
- Aşırı havalandırma sonucu biyolojik yumağın uygun bir şekilde toplanmasının önlenmesi ve yumakları parçalayan kesme kuvvetinin oluşması,
- Yetersiz havalandırma sebebiyle gaz şeklinde ve gliserin gibi hücreler arası son ürünlerin oluşmasından kaynaklı kötü çökme özelliği görülmesi,
- Mikroorganizmaları etkileyen çevresel faktörlerin istenen gibi olmaması sonucu çökmenin azalması,
- Aşırı gres sebebiyle biyolojik yumaklaşmanın azalması olarak sıralanabilir (Öğütveren, 2011).

Aktif çamur sisteminde en büyük problem ise oluşan aşırı biyolojik çamurun uzaklaştırılmasının işletme maliyetini çok büyük oranda arttırmasıdır. Bu sebeple evsel atıksu arıtımında aktif çamur sistemine alternatif olabilecek yeni sistemlerin geliştirilmesi gerekmektedir.

Aktif çamurun işlenmesi ve bertaraf edilmesi maliyeti toplam arıtma tesisi maliyeti içinde önemli bir orana sahiptir. Atıksu arıtma işlemleri aşamasından itibaren oluşan aktif çamur miktarının azaltılması ve uygun yöntemlerle (stabilizasyon, minimizasyon, şartlandırma ve susuzlaştırma vb.) işlenerek uzaklaştırılması hem teknik hem yasal açıdan önem arz etmektedir.

Aktif çamur prosesinin en önemli dezavantajı olarak karşımıza çıkan ve arıtılması gereken yüksek çamur oluşumunun azaltılması için yeni alternatif arayışları ideal bir yaklaşım ve araştırma konusu olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu yaklaşım maliyet açısından olduğu kadar çıkış suyu kalitesi ve çökeltme özellikleri gibi arıtma özelliklerini olumlu yönde etkilemesi açısından da avantajlar getirmelidir.

Aktif çamur prosesinde oluşan fazla çamurun miktarını azaltmak üzere çeşitli yöntemler önerilmiştir. Bu yöntemler (1) çamurun çeşitli etkilerle (ozon, klor, termokimyasal, mekanik, enzimatik) parçalanması, (2) enerji ayırımı, (3) işletme şartları (çözünmüş oksijen, çamur yaşı, pH, sıcaklık, aşırı karbon, mikroorganizma seçimi olarak sıralanmaktadır (Gürtekin ve Şekerdağ, 2006). Bu doğrultuda, fazla çamurun mineralizasyonu veya dezentegrasyonu konularında pekçok araştırma yürütülmüştür (Yasui ve diğ., 1996; Saby ve diğ., 2002).

2.1.3 Kimyasal arıtma yöntemleri

Kimyasal arıtma işleminde atıksuya kimyevi madde ilave edilir. Kimyasal arıtma yöntemleri,

- Kimyasal çöktürme,
- Adsorpsiyon,
- Dezenfeksiyon,
- Kimyasal oksidasyon şeklinde sıralanabilir.

2.1.4 İleri arıtma yöntemleri

Klasik arıtma sistemleri çıkışında arıtılmış atıksuda kalan AKM, çözünmüş maddeler, organik maddeler vb. kirleticilerin de arıtımı ilave arıtma yöntemlerini gerektirmekte olup bu sistemlere ileri arıtma yöntemleri denilmektedir. AKM ve biyolojik olarak parçalanabilen organiklerin arıtımı için klasik arıtma sistemleri yeterli

olsa da deşarjin göl, nehir, dere veya hassas bölgelere yapılması durumunda daha fazla arıtım gerekebilmektedir. Örneğin atıksudaki azot ve fosforun alıcı ortamda ötrifikasyonu hızlandırdığı ve sucul büyümeyi arttırdığı bilinmektedir. Bu nedenle azot ve fosforun kontrolü ve deşarjlarının sınırlandırılması önem kazanmıştır. İleri arıtma yöntemleri,

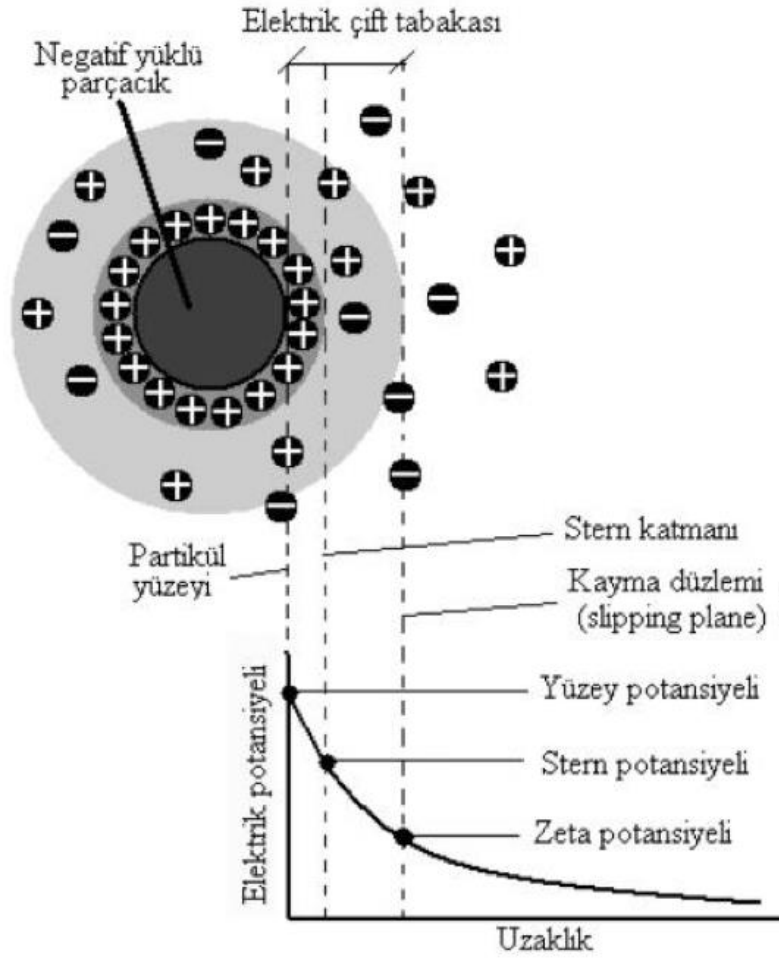
- Nitrifikasyon,
- Denitrifikasyon,
- Biyolojik fosfor giderimi,
- Membran prosesler olarak sıralanabilir.

2.2 Koagülasyon-Flokülasyon

Birçok reaksiyonu ve kütle değişim adımlarını içeren kompleks bir fizikokimyasal proses olan koagülasyon, ardışık üç adımdan oluşmaktadır. Bu üç adım koagülan oluşumu, partikül destabilizasyonu ve iç partiküllerin çarpışması sonucu flok oluşumunun başlaması şeklinde sıralanabilir. Su veya atıksuya eklenmiş olan kimyasalın çözelti içerisinde homojen olarak dağılımını takiben gerçekleşen koagülan oluşumu, partikül destabilizasyonu ve koagülan-kirletici etkileşimi hızlı karıştırma boyunca devam etmektedir. Hızlı karıştırma sürecinde flok oluşumunu sağlayan iç partiküllerin çarpışması başlamakta fakat etkin olarak flokülasyon prosesinde devam etmektedir (Latterman ve diğ, 1999).

Koagülasyon işleminde partiküllerin destabilizasyonu amaçlanmakta ve su veya atıksu içerisindeki, elektriksel yüke sahip olan kolloidal maddelerin (1-1000nm) sahip oldukları yüklerinden kaynaklanan stabil durumun bozulması sağlanmaktadır.

Kolloidal parçacıkların sahip oldukları yükler nedeni ile birbirlerine tutunup birleşmeleri mümkün olmamakta ve bu sebeple flok oluşumu gerçekleşmemektedir. Partiküllerin etrafında, iç kısımda partikülün sabit yükünün bulunduğu bir sabit tabaka ve sabit tabakanın etrafında yaygın tabaka olmak üzere iki yük tabakası bulunmaktadır. Bu iki tabakanın meydana getirdiği toplam yük tabakası çift tabaka olarak adlandırılmaktadır. İki partikül arasında bulunan yüklerin oluşturduğu elektriksel kuvvete ise zeta potansiyeli adı verilmektedir (Tünay, 2012). Zeta potansiyelinin şematik gösterimi Şekil 2.2'de verilmiştir.



Şekil 2.2: Zeta potansiyelinin şematik gösterimi.

Destabilizasyon mekanizmaları aşağıdaki gibi açıklanabilir;

- Çift Tabaka Sıkıştırması: Suya veya atıksuya ilave edilen zıt yüklü iyonlar çift tabakaya girmekte ve çift tabakada zıt yüklü iyonların derişimini arttırmaktadır. Bu da çift tabakanın kalınlığını azaltarak zeta potansiyelinin düşmesini sağlamaktadır. Böylece koloidal parçacıklar arasında itme kuvveti azalmakta ve destabilizasyon sağlanmaktadır.
- Adsorpsiyon ile Yük Nötralizasyonu: Koagülan olarak kullanılan bazı kimyasallar kolloid parçacıklarının yüzeylerine adsorb olabilmektedirler. Parçacıkların üzerine adsorbe olan kimyasal eğer koloidal parçacıkla aynı elektriksel yükü taşııyorsa parçacığın yükünü nötrleştirebilir. Hidrolize olmuş Al (III) ve Fe (III) bileşikleri adsorpsiyon ile yük nötralizasyonu yöntemiyle koagülasyonda yaygın olarak kullanılmaktadır.
- Flok İçinde Hapsetme: $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ gibi belirli metal tuzları su veya atıksu ortamına ilave edildiğinde, $Al(OH)_3$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksit formunda hızlı flok oluşumu sağlamaktadır. Kolloid parçacıklar bu

flokaların çekirdeğini oluşturarak veya flok yığınları içerisinde kalarak durağan halden çıkarlar ve çöktürme ile uzaklaştırılırlar. Bu yöntemin en büyük dezavantajı ise düşük kolloid konsantrasyonunda etkili olmayışıdır.

- Tanecikler Arası Köprü Oluşumu: Bu tip koagülasyon işlemlerinde organik polimerler (nişasta, selüloz, polisakkaritler, protein içeren birçok doğal bileşikler ve sentetik polimerler) kullanılmaktadır. Polimer molekülleri tanecik yüzeyinde reaksiyona girebilecek reaktif gruplar içermektedir ve ortama ilave edildiklerinde reaktif gruplar tanecik yüzeyine tutunmaktadır. Polimer molekülünde bulunan uyumlu uçlar partikül ile temas ederek partikül yüzeyinde adsorblanırlar. Polimerin serbest ucu başka bir tanecikle temas ederse bu uç da partikül yüzeyinde tutulabilir ve köprü meydana getirebilir. Eğer polimerlerin serbest ucu başka bir tanecikle temas edemezse, bu uç aynı tanecik yüzeyinde tutunur ve köprü oluşumu gerçekleşemez. Bu durumda tanecik yeniden stabil bir hal almaktadır. Polimer ilavesi aşırı olursa tanecik yüzeyinde birden fazla uç bulunacağından köprü oluşumu gerçekleşemez ve partikül destabilizasyonu sağlanamaz. Ayrıca karıştırma süresi uzun tutulursa floklar parçalanabilir ve parçalanmış floklar yeniden stabil duruma dönüşebilirler.

Koagülasyon-flokülasyon işleminin bağlı olduğu faktörler;

- Kullanılan koagülan tipi,
- Koagülan dozu,
- pH,
- Kullanılan flokülan tipi ve dozu,
- Kimyasal ekleme sırası ve dozajlamanın zaman aralığı,
- Hızlı karıştırma hızı ve süresi,
- Karıştırıcı tipi,
- Floküasyon aşamasında uygulanan hız geçişleri,
- Floküasyon bekleme süresi,
- Koagülasyon-flokülasyon reaktörünün uygunluğu şeklinde sıralanabilir (Bratby,2006).

2.3 İleri Kimyasal Birincil Arıtım (CEPT)

Ön çöktürme tankına kimyasal ilavesi 1740'lı yıllara kadar giden bir geçmişe sahip olup eski bir uygulama olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu teknoloji, biyolojik reaktörlerin gelişmesi ile birlikte terk edilmiş ancak daha iyi koagülan ve flokülanların

geliştirilmesi ile son yirmi yılda tekrar çalışılmaya başlanmıştır. Özellikle gelişmekte olan ülkelerdeki çıkış suyu standartlarının sıkılaştırılması ve düşük enerjili teknoloji arayışları kimyasal ilavesi ile atıksuların arıtılmasını ön plana çıkarmaktadır. Ødegaard (1989), özellikle turistik kıyı alanlarında atıksu arıtımında kullanılabilecek en uygun teknoloji olarak kimyasal ilavesi ile ön çöktürmeyi göstermiştir.

İleri kimyasal birincil arıtıma, kirleticilerin atıksulardan daha verimli bir şekilde giderilmesini sağlamak üzere, koagülasyon ve flokülasyonu arttırmak üzere genellikle metal tuzları ve/veya organik polimerlerin kullanıldığı bir atıksu arıtma teknolojisidir. Özellikle gelişmekte olan ülkelerde atıksu arıtma maliyetini azaltmak üzere kullanımı yaygınlaşan bir metot olarak karşımıza çıkmaktadır. İleri kimyasal birincil arıtma, alan ihtiyacının azlığı, düşük ilk yatırım maliyetleri, düşük enerji ihtiyaçları ve kolay işletilmesi gibi önemli avantajlara sahip bir teknolojidir. İleri kimyasal birincil arıtma hem küçük hem de mega şehirlerde kullanılabilecek bir teknoloji olarak gösterilmektedir (De Feo, 2008). Los Angeles, San Diego, Mexico City ve Hong Kong gibi bazı büyük şehirlerde uygulamaları bilinmektedir.

CEPT, sedimentasyon tankının yüksek debide çalışmasına ve aynı zamanda yüksek askıda katı madde ve BOİ giderimine imkan vermektedir. Dolayısıyla ilk yatırım maliyeti düşüktür. Ayrıca CEPT sonraki arıtma ünitelerinin boyutunu küçültürken mevcut geleneksel arıtma sisteminin (örneğin aktif çamur) kapasitesini artırır. Metal tuzları ve/veya polimer eklenmesi için sadece dozajlama ünitesine ve kimyasalların saklanabilmesi için tanka ihtiyaç vardır.

Birincil arıtım, biyolojik arıtım ve ileri kimyasal birincil arıtım giderim verimleri karşılaştırması verilen Çizelge 2.1'de ileri kimyasal birincil arıtımın kimyasal koagülasyon-flokülasyon sayesinde toplam katı madde (TKM) ve buna bağlı BOİ giderimi görülmektedir. ABD'deki 100 atıksu arıtma tesisinde yapılan verilere göre, ileri kimyasal birincil arıtmanın klasik birincil arıtmaya göre daha verimli olduğu görülmüştür.

Çizelge 2.1: Klasik birincil arıtım, biyolojik arıtım ve ileri kimyasal birincil arıtım giderim verimleri karşılaştırması (National Research Council,1992).

	TKM (%)	BOİ (%)	TP (%)	TN (%)	Yağ-Gres (%)
Klasik birincil arıtım	55	35	20	15	51
Klasik birincil arıtım ve biyolojik arıtım	91	85	30	31	98
İleri kimyasal birincil arıtım	85	57	85	37	71

Askıda katı madde giderimi çok yüksek olduğu için ileri kimyasal birincil arıtım kıyı kentleri için idealdir. Hong Kong'daki Stone Cutter Adası'nda bulunan arıtma tesisine verimi arttırdığı için deniz suyu ilavesi de yapılmakta olduğu bilinmektedir (Harleman ve diğ., 1992).

İleri kimyasal birincil arıtımın diğer avantajları yüksek organik madde giderimi, yüksek debilerde kullanılabilirlik, eğer gerekli ise yapılacak ikincil arıtmada daha dengeli bir verim ve ünite hacimlerinin azalması olarak sıralanabilir.

İleri kimyasal birincil arıtımın dezavantajı ise ön çöktürme çamur miktarında artış, zaman zaman yoğunlaştırılması ve susuzlaştırılması zor çamur oluşumu, buna bağlı olarak işletme maliyetlerinin artması ve işletmede dikkat istemesi olarak sayılabilir (De Feo, 2008).

Yapılan araştırmalar sonucu, ileri kimyasal birincil arıtımın giderim verimi arıtılan atıksuyun karakteristiğine bağlı olarak değiştiği belirlenmiştir. Evsel atıksuyla yapılan çalışmalarda ileri kimyasal birincil arıtımın hem partiküler bileşimi hem de bir miktar koloidal bileşimi giderdiği görülmüştür. Araştırmalar sonucunda ileri kimyasal birincil arıtımın %95'ten fazla toplam katı madde (TKM), %65'ten fazla KOİ, %50'den fazla BOİ, %20'den fazla azot ve %95'den fazla fosfor giderebildiği bilinmektedir (Bratby,2006).

İklimin ve buna bağlı olarak atıksuların oldukça soğuk olduğu, Norveç'te yapılan çalışmada KOİ, BOİ, TOK, TKM, TP VE TN giderimleri sırasıyla %73, %81, %65, %91, %94 ve %28 olarak belirlenmiştir (Ødegaard,1992).

Cooper ve Thomas (1974), yaptıkları çalışmada $FeCl_3$ ve alum kullanmış, TKM, BOİ ve KOİ giderimlerini sırasıyla %96, %63 ve % 67 olarak bulmuşlardır.

Florida'da büyük ölçekli ileri kimyasal birincil arıtma tesisi kurulmuş olup, çalışmada alum ve anyonik polimer kullanılmıştır. Sonuç olarak %82-%91 arasında TKM giderimi, %39-%45 arasında BOİ giderimi olduğu belirlenmiştir (Wilson ve diğ., 1975).

Evsel atıksu ile yapılan başka bir çalışmada ise alum ile birlikte kullanılmak üzere 32 farklı flokülün denenmiş ve en etkilisinin anyonik polyacrylamide (PAM) olduğu belirtilmiştir. Çalışmada TKM giderimi %93 olarak hesaplanmıştır (Benedek ve Bancshi, 1977).

Yine alumun kullanıldığı başka bir çalışmada TKM ve BOİ giderimleri %52 ve %62 olarak bulunmuştur (Thakur ve diğ.,1977).

$FeCl_3$ ve alumun kullanıldığı bir çalışmada, pH'nın giderime etkisi incelenmiş olup $FeCl_3$ 'ün optimum dozunda pH 5,3 iken TOK giderimi %55, alumun optimum dozunda pH 5,5 iken TOK giderimi %59 olarak bulunmuştur (Leventvaar ve diğ., 1978).

Birincil çöktürme tankına pilot ölçekli çözünmüş hava flotasyonu uygulanan bir başka çalışmada, alum kullanılmış olup %97 TKM, %84 KOİ, %92 TP giderimi belirlenmiş ve flokülün kullanımının bir avantajının olmadığı belirtilmiştir (Bratby, 1982).

Evsel atıksuyun tam ölçekli fizikokimyasal arıtımının yapıldığı bir diğer çalışmada $FeCl_3$ ve anyonik polimer kullanılmış, %87 TKM ve %56 BOİ giderimine ulaşılmıştır (Lynch ve Potter, 1981).

Biyolojik arıtma öncesinde pilot ölçekli ileri kimyasal birincil arıtma uygulaması yapılan bir başka çalışmada % 87 TKM, %52 BOİ, %58 KOİ ve %93 PO_4 -P giderimi belirlenmiştir. Ayrıca koagülasyon işleminin denitrifikasyonu azaltmadığı vurgulanmıştır (Rebhun ve diğ., 1985).

Yukarı akışlı aktif çamur sistemi öncesi yapılan ileri kimyasal birincil arıtım çalışmasında $FeCl_3$ kullanılmış, sonuç olarak ileri kimyasal birincil arıtım olmadan TKM ve BOİ giderimleri %65 ve %30 iken, ileri kimyasal birincil arıtım ile %80-%85 arasında TKM, %50-%55 arasında BOİ giderimi bulunmuştur. İleri kimyasal birincil arıtmanın birincil çamur miktarını %45 oranında arttırdığı, buna rağmen ikincil çamur miktarını %25 azalttığı vurgulanmış, sonuç olarak toplam çamurun sadece %6 oranında arttığı belirlenmiştir (Chaudhary ve diğ., 1991).

Damlatmalı filtre ile biyolojik arıtım öncesi ileri kimyasal birincil arıtım uygulamasında en iyi sonuç alum ve katyonik PAM kullanımında gerçekleşmiş, %76 TKM ve % 59 BOİ giderimi belirlenmiştir. İleri kimyasal birincil arıtım olmadan belirlenen giderim verimleri ise %30 TKM ve %9 BOİ şeklindedir (Jones ve diğ., 1991).

Poon ve Chu (1999), yaptıkları büyük ölçekli çalışmada ileri kimyasaş birincil arıtım uygulamasında optimum dozu 30 mg/L FeCl₃ ve 0,5 mg/L polimer olarak belirlemiş ve %80 AKM, %70 TN ve %40 TP giderimi gözlemlemişlerdir.

Seattle'da yapılan çalışmada FeCl₃ ve anyonik polimer kullanılmış ve %55-%80 arasında TKM ve %40-%65 arasında BOİ giderimi gözlenmiştir (Krugel ve diğ., 2005).

Polialüminyum klorit (PAC) ve polydimethyldiallyammonium chlorit (PDMDAAC) karışımından oluşan yeni bir koagülan ile PAC'ın karşılaştırılması yapılan bir çalışmada yeni koagülanın %77 KOİ, %90 fosfor, %20 TN giderimi sağladığı belirtilmiştir. Ayrıca koagülasyondan sonar BOİ/KOİ oranının 0,23'ten 0,53' yükseldiği gözlenmiş ve bunun da atıksuyun biyolojik olarak ayrışabilirliğini arttırdığı vurgulanmıştır (Lu ve diğ., 2007).

Koagülan olarak alüminyum sülfat, Ekoflok 614, Ekoflok 616, Ekoflok CP, Ekoflok SA7, FeCl₃, PAC ve sodium alüminat kullanılan başka bir çalışmada, FeCl₃'ün KOİ gideriminde, Ekoflok CP'nin çamur oluşumunda ve pH değişiminde daha olumlu sonuçlar verdiği, ayrıca PAC'ın en ucuz koagülan olduğu belirlenmiştir (Feo ve diğ., 2007).

Hem ileri kimyasal birincil arıtım hem de partikül boyut dağılımı analizi yapılmış olan bir başka çalışmada ileri kimyasal birincil arıtım çıkışındaki partiküllerin boyutlarının 0,4 ile 112,6 µm arasında olduğu görülmüştür. İleri kimyasal birincil arıtımla giderilen Cr, Cu, Sn, Ag, Pb, Zn ve Ba giderim verimleri sırasıyla %92, %29,9, %43,6, %78,4, %30,2, %57 ve %45,5 olarak tespit edilmiştir (Zhang ve diğ., 2006).

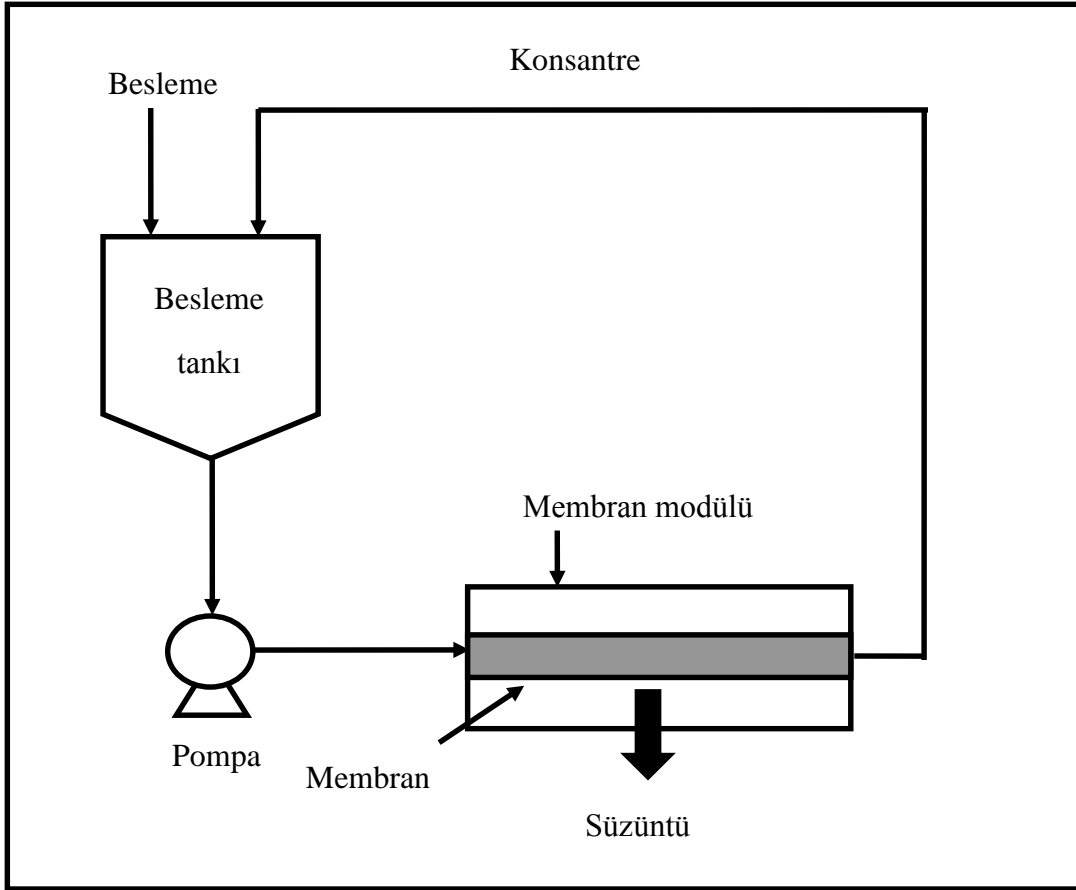
2.4 Membran Prosesler

Membran, belirli türlerin hareketini kısıtlayan, metal, inorganik veya organik polimerlerden yapılan geçirgen veya yarı geçirgen bir malzemedir. Membranlar, karışım halindeki pek çok maddenin ayrılması maksadı ile kullanılır (gaz ayırımı, katı/sıvı ve sıvı/sıvı ayırımı gibi). Bunlar genel olarak:

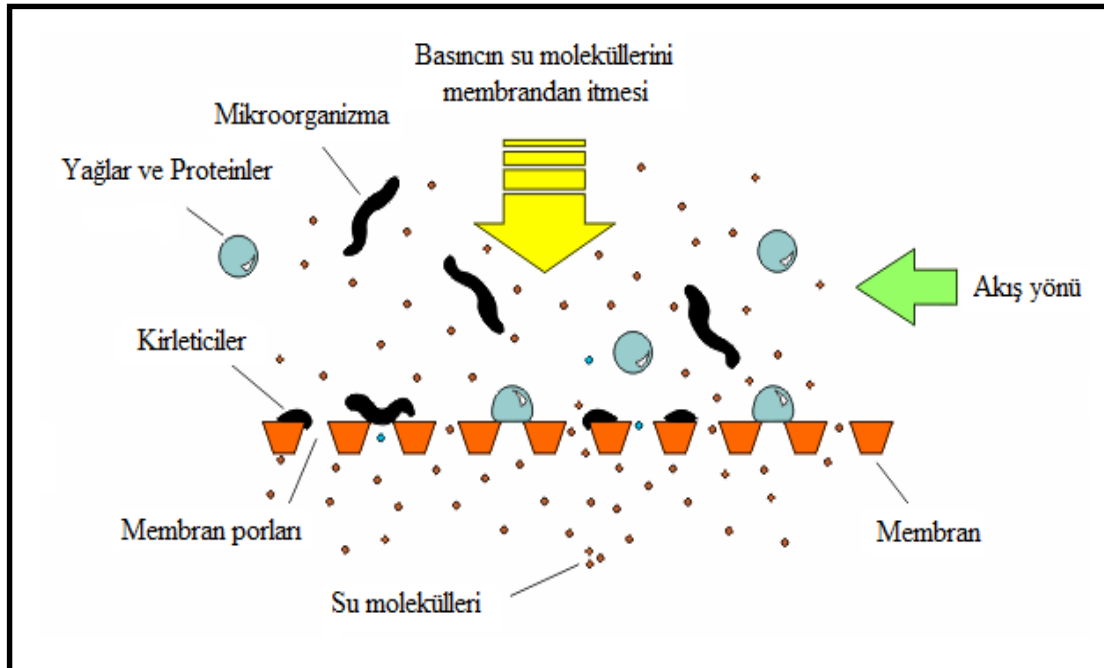
- Sıvılardan ve gazlardan mikron boyutundaki partiküllerin filtrasyonu,
- Sıvılardan kolloidlerin ve büyük ölçekli moleküllerin (iyon boyutu da dahil olmak üzere) ayırımı,
- Sadece iyonik türlerin ayırımı,
- Sulardan veya diğer sıvılardan bütün askıda katı veya çözünmüş maddelerin ayırımı olarak sınıflandırılabilir.

Son on yılda, membran üretim teknolojisindeki gelişmeler, membran proseslerin, kimya, petrokimya, maden, metal işleme, gıda, biyoteknoloji, eczacılık, elektronik, kağıt vb. bir çok endüstride kullanımını artırmıştır. Başlangıçta çok pahalı bir proses olan membran prosesler, bu gelişmeler ile, diğer fiziksel ayırma yöntemleri olan adsorpsiyon, solvent ayırımı, distilasyon, kristalizasyon ve gaz ayırımı gibi proseslerle mukayese edilebilir hale gelmiştir. Bazı durumlarda, maliyetleri bu proseslere göre daha düşüktür.

Membran proseslerin iki tür çalıştırma prensibi vardır: (1) dik akışlı (ölü uç) filtrasyon, (2) yatay akışlı (çapraz akış) filtrasyondur. Membran prosesler, bileşik ve çözünmüş maddeleri büyüklüğüne göre ayırır. Genellikle membran prosesler, yatay (çapraz) akışlı olarak çalıştırıldığı zaman 10 μm 'nin altındaki askıda maddeleri ve çözeltileri ayırabilir. Membrandan geçemeyen partikül veya çözünmüş maddeler membran yüzeyine paralel olarak akan konsantre kısım ile beraber sürekli olarak alınır. Membrandan geçen kısım ise, süzüntü olarak adlandırılır. Şekil 2.3'te basit bir membran ayırma diyagramı ve Şekil 2.4'te membran ayırma prosesinin şematik gösterimi verilmiştir.



Şekil 2.3: Basit bir membran ayırma diyagramı.



Şekil 2.4: Membran ayırma prosesinin şematik gösterimi (Mulder, 1996).

Her membran proses kendine has özelliklere sahip olup, kullandıkları membranların özelliklerine ve kullandıkları itici (sürücü) kuvvetlerin türüne göre sınıflandırılabilir. Bu sürücü kuvvetler iki faz arasındaki basınç, sıcaklık, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel farklarıdır.

Çizelge 2.2: Membran proseslerin sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılması (Mulder, 1991).

Basınç farkına göre	Konsantrasyon farkına göre	Sıcaklık farkına göre	Elektrik potansiyel farkına göre
Mikrofiltrasyon Ultrafiltrasyon Nanofiltrasyon Ters osmoz	Pervaporasyon Gaz ayrımı Diyaliz Sıvı membranlar	Sıcaklığa dayalı osmoz membran distilasyonu	Elektrodiyaliz

Çeşitli türlerde ve boyutlarda membranlar bulunmaktadır. Membran proses çeşitleri aşağıda verilmektedir:

Ters Osmoz (RO): Basınçla çalışan bu proseste, su geçerken hemen hemen bütün iyonlar tutulmaktadır. Ters osmozda, yarı geçirgen membrana uygulanan basınç, tuzlu solüsyonun osmotik basıncını aşmakta ve suyun içindeki çözülmüş tuzu bırakarak membrandan çıkmasını sağlamaktadır.

Nanofiltrasyon (NF): Yeni ortaya çıkmış bir membran teknolojisidir. Nano'nun anlamı milyarda bir veya 10^{-9} 'dur ve membranın kabul edilebilir gözenek boyutunu belirtmektedir. Bir nanofiltrasyon membranı, ultrafiltrasyon ve ters osmoz membranlarının bazı özelliklerini göstermekle birlikte, çok düşük basınçla çalışabilen bir membrandır. Yalnız 1nm'den küçük parçaların geçişine izin verir. Nanofiltrasyon membranları, klasik ters osmoz membranlarından daha yüksek MWC (moleküler ağırlık engelleme) sınırlarında çalışmakta ve kalsiyum, magnezyum gibi iki değerli iyonların geçişine karşı büyük bir direnç göstermektedir.

Ultrafiltrasyon (UF): Yüksek moleküler ağırlıkta maddeler ve kolloidler içeren çeşitli çözeltilerin ayrıştırılması ve yoğunlaştırılması için kullanılan, basınçla çalışan bir prosestir. Ultrafiltrasyon, membranın moleküler ağırlık engelleme (MWC) özelliği sayesinde iyonik olmayan maddeleri tutarak, iyonik maddelerin geçişine izin vermektedir. Moleküler ağırlık engelleme (MWC) membranın bir özelliği olup, bilinen bir çözeltinin çok az miktarda reddedilmesi veya moleküler ağırlığı yüksek olan

türlerin bu membran tarafından tutulmasıdır. Moleküler ağırlık, moleküllerin boyutları için bir gösterge olarak alınabilir. Bu da membran üreticilerine, moleküler ağırlığı verilmiş olan bir çözelti için membranın tutma yüzdesini belirleme imkanı vermektedir. Bu bilgilere dayanarak üreticiler minimum moleküler ağırlık engelleme sınırlarını tayin edebilmektedirler. Bu sınırlar çok kesin değildir, parçacığın boyutuna, şekline ve yüküne göre değişmektedir.

Mikrofiltrasyon (MF): Bir çözeltinin, içindeki mikrometre veya daha küçük boyutlardaki parçacıklardan membran içinden geçirilerek ayrıştırılmasıdır. Mikrofiltrasyonda çözünmüş sıvı veya su fitreden geçirilirken askıda maddeler veya mikroorganizmalar yüzeyde veya içerde tutularak temizlenmektedir.

Elektrodializ (ED): Doğru elektrik akımının verilmesi sonucunda, iyonların membrandan geçerken az yoğunluktaki çözümlerden yüksek yoğunluklu çözüme transfer edilmesi işlemine dayanan bir prosesdir.

Ters Elektrodializ (EDR): Elektrot kutuplarının belirli bir zaman içindeki hareketlerinin ters çevrilmesi esasına göre çalışan bir işlemdir.

Gaz separasyonu: Bu proseste membran geçişli gazlar membrandan süzülürken, membran geçişsiz gazlar tutulur. Günümüzde su ayrıştırma işleminde bu proses uygulanamamaktadır. Karbondioksiti metandan ayrıştırmak, havayı da azot ve oksijene ayrıştırmak için kullanılmaktadır.

Dializ: İstenilen iyonu uzaklaştırmak için membranın her iki tarafındaki iyonların konsantrasyon farkları kullanılır. Çözünmüş maddeler tutulur ve mikro çözümler (düşük moleküler ağırlıktaki) ve su geçer. Bu proses genelde tıp alanında kullanılır.

Ticari olarak fazla bilinmeyen çift transport membranları ise, içlerindeki kimyasal madde ile tek çeşit çözünmüş iyonu veya molekülü diğerlerinden ayırmaktadır. Bu membranlar genelde metal geri kazanma endüstrisinde kullanılmaktadır.

2.4.1 Membran yapısı

Membranlar, selüloz asetat, selüloz diasetat, selüloz triasetat polyamid, diğer aromatik poliamidler, polieteramidler, polieteraminler ve polieter gibi çok çeşitli malzemelerden çok geniş bir çeşitlilikte, çok farklı malzemeler içeren polimerlerden oluşur.

Selüloz asetat membran kimyasında, yüksek asetil içeriği, yüksek tuz tutma kapasitesi ve düşük su akışı vardır. Selülozik membranlar genellikle diğerlerinden daha ucuzdur ve klor karşı daha dayanıklıdır (Klor konsantrasyonu < 0.1 mg/L). Bununla birlikte bir çok dezavantajı vardır. Selüloz asetat membranları biyolojik

etkilere ve hidrolize maruz kalırlar. Selüloz asetatın kimyasal olarak yeniden selüloza dönüşmesi, selüloz ve asetik asit oluşturmak için suyla reaksiyona girmesidir. Hidroliz hızı, gelen suyun sıcaklığı ile birlikte yada pH'ın optimum pH sınırlarından 5 ile 6'nın altına düştüğü zaman artar. pH'ı optimumda tutmak için mutlaka bir ön arıtma gereklidir.

2.4.2 Membran tıkanması

Zamanla yoğunlaşma ve kirlenmeden dolayı membranın performansı azalır. Membran yoğunlaşması bazen akı azalması olarak da geçer, basınçlı ortamdaki lastik veya metalin akmasına benzer. Yoğunlaşma hızı besleme suyunun basıncı ve sıcaklığı ile artar. Yoğunlaşma genellikle ilk işletme yıllarında gerçekleşir ve düzeltilemez. Ticari olarak kullanılan membranlar genellikle 21-35 °C sınırlarında çalışır. Bu sınırlar içinde yüksek sıcaklıklarda işletme daha fazla akı sağlar. Membran tıkanması giriş suyunun kolloidler, silt, metal oksitler, organik maddeler, silika gibi içeriklerinden dolayı oluşur.

Ön arıtma erken tıkanmayı önlemek için gereklidir. Ön arıtmaya özel giriş sularından dolayı oluşacak hasarları önlemek için sistemler eklenebilir. Düzgün inşa edilmiş bir ön arıtmada; gerekli partiküler maddeyi uzaklaştıran bir filtre sistemi, hidrolizi önlemek için kimyasal madde besleme sistemi bulunur. İyi eğitilmiş bir personel, üretici firmanın tavsiyelerine uyarak tıkanmayı azaltabilir ve membranın ömrünü uzatabilir. Membranın tıkanması verimdeki azalmayla, ΔP modülündeki tuz geçişinin artışıyla anlaşılabilir. Besleme suyundaki ozon veya permanganat gibi oksidanlar artarsa, membran üreticisiyle bağlantı kurup, membran için tavsiye edilen en yüksek oksidant düzeyini öğrenmek gerekir. Klor konsantrasyonu yüksek sularda, klora dirençli membranlar kullanılmalıdır.

İyi dizayn edilmiş bir ön arıtma sistemi membranın ömrünü uzatan önemli bir faktördür. Bulanıklık ve askıda maddeler membrandan önce uzaklaştırılmalıdır. Bir türbidimetre ile veya buna benzer bir teçhizat ile giriş suyu kontrol edilmeli ve bulanıklık düzeyi sınırı aşarsa sistem durdurulmalıdır. Silt, kil gibi askıda maddeler membran, içinde tutulur. Bu da, düzgün olmayan su dağılımına ve kanallaşmaya yol açarak, eğer hemen temizlenmezse çok ciddi tıkanma problemlerine neden olur.

Silt Yoğunluk İndeksi (SDI): Giriş suyu kalitesi için çok önemli bir göstergedir. Bu test veya tıkanma indeksi giriş suyu kaynağında sık sık yapılmalıdır. SDI besleme suyunun içerdiği partikül ve kolloid maddeleri gösterir.

Kimyasal Madde İlavesi: Membranı ölçüsünü (scaling) korumak için gereklidir.

Genelde kalsiyum karbonat ve magnezyum karbonat çökmesini önlemek için giriş sularına sülfürik asit eklenir. Bu pH ayarlama metodunun kullanımı sayesinde, konsantre akımdaki negatif Langelier doygunluk indeksini veya konsantre deniz suyundaki negatif Stif-Davis indeksini vermek için tuzla besleme suları asitlenmiş olur. Detaylı kimyasal besleyiciler için garantili çalışacak destekleyici ekipmanlar kullanılır. Bir tanesi besleme suyunda, bir tanesi çıkış suyunda olmak üzere 2 adet pH sensörü kullanılır. Kimyasal besleyiciler giriş suyu sensörleri tarafından otomatik olarak kontrol edilirler. Besleme akımındaki pH kontrol ekipmanı ana ekipmandır ve suya istenilen pH'ı vermek için otomatik olarak ayarlanabilir. Besleme akımındaki pH sensörü bozulursa ve pH yükselmesine rağmen sistem durmazsa, çıkış suyundaki sensör, pH artışında sistemi durduracaktır. Böylelikle membranın ciddi bir hasar görmesi önlenmiş olacaktır. Kimyasal ekleme kartuş ön filtrelerden önce yapılabilir ve membran sistemine ulaşmadan önce uniform bir karışımı sağlamak için bir karıştırıcı kullanılabilir. CaCO_3 ve MgCO_3 'ün çöktürülmesi ileride sağlanabilir. Fakat bu yöntem asit ile pH ayarlama yöntemine göre pahalı bir yöntemdir.

Sistem durdurulduktan sonra, membran asitli besleme suyuyla veya klorsuz çıkış suyu ile membranlar üzerindeki konsantre tuzlu suyu uzaklaştırmak için yıkanmalıdır. Eğer konsantre tuzlu su membranda bırakılırsa çok hızlı bir çökme meydana gelerek membranda kısa sürede skala bozulmasına sebep olacaktır. Eğer sistem bir kaç günden fazla kapalı kalacak olursa membran elemanları, formaldehit veya sodyum metabisülfid ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) gibi dezenfektan bir çözelti ile sterilize edilmelidir. Dezenfektan kullanılmada sistem çalıştırılacaksa, sistem günde en az 1 defa ve 30 dk'dan az olmamak koşulu ile çalıştırılmalıdır. Bu yöntemde biyolojik büyüme hızı takip edilmelidir.

Sülfat çöktürme: Karbonatın kontrolünden çok daha zordur. Kalsiyum sülfat, baryum sülfat tuzlu su sistemlerinde problemlere yol açmaktadır ve çözünürlük sınırlarını aşılmadığından emin olmak için hesaplar kontrol edilmelidir. Sülfatların deniz suyu RO sistemlerinde herhangi bir probleme yol açmadığı düşünülür. Bununla birlikte, çözünürlük limitlerini belirlemek için hesaplar yapılmalıdır. Sodyum bisülfid (NaHSO_3) ve sodyum hexa meta fosfat (SHMF, $(\text{NaPO}_3)_n$) sülfat çökmesini engellemek için antiskalan olarak kullanılır. SHMF asitten sonra ve kartuş filtre sisteminden önce giriş suyuna verilir. Bir karıştırıcının olması çok daha uniform bir karışım sağlar. Verilme oranı 5 ile 10 mg/L arasında değişir. SHMF'in dezavantajı hidrolize olarak ortofosfat oluşturmasıdır. Son zamanlarda antiskalanlar ve uzun zincirli polimerler kullanılmaya başlanmıştır. Bunlar SHMF'in yerini tamamı ile alabilir. Asite alternatif olarak SHMF veya yeni antiskalant maddelerinden biri

besleme suyuna eklenmekte ve Langelier doygunluk indeksi en çok 1.9'a çıkmaktadır. Bu da asit ihtiyacını oldukça azaltmaktadır. Akış ve düşük sıvı seviyesi kontrol anahtarları kimyasal besleme sistemlerine yerleştirilmesi ve herhangi bir arıza olduğunda sistemi kapatacak şekilde monte edilmelidir.

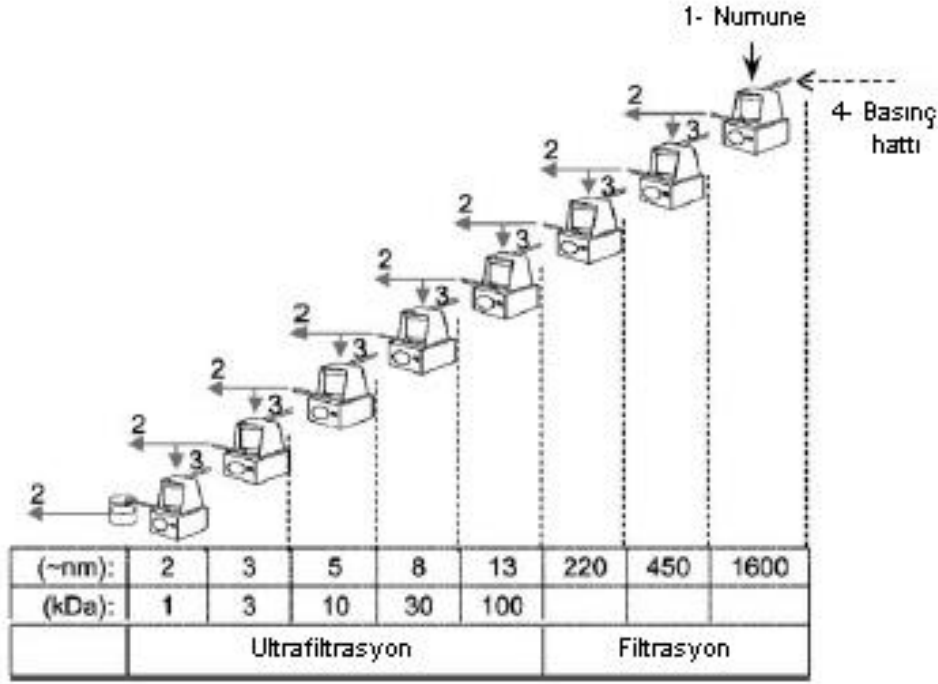
Kartuş Filtre Sistemleri : Yüzeysel su ve kuyudan su alma ön arıtma sistemlerinde mutlaka kullanılmalıdır. RO sistemlerinde bugün 5 µm ebatlarındaki filtreler yaygın olarak kullanılmaktadır. Kartuş filtre kapları paslanmaz çelik veya fiberglastan yapılırlar ve giriş çıkış basınç kontrol teçhizatı bulunur. Kartuş filtre boyunca basınç farkı 1 atm (100 kPa) 'a çıktığı zaman filtre değiştirilmelidir.

Biyolojik Kirlilik: Besleme suyunun organik içeriği ve biyolojik aktivitesi sistem dizayn edilmeden önce belirlenmelidir. Yüzeysel sularda kuyu sularından daha fazla organik ve biyolojik içerik bulunur. Sulardaki organik bileşiklerde membranın performansını etkiler. RO tesisleri organik karbon konsantrasyonu (TOK) 20 mg/IL'ye kadar olan besleme suları ile çalıştırılır. Çok yüksek düzeydeki KOİ, BOİ ve TOK biyolojik artış ve büyüme problemine sebep olan atıksu içeriğinin göstergesidir. Bakteriler, bakteriyel çamurlar ve algler tıkanmaya ve çıkış suyunun kirlenmesine ve bazı membran materyallerinin ayrışmasına sebep olur. Klora dayanıklı membranlarda bakteri ve alg üremesini engellemek için belli miktarda klor kullanılabilir. Bazı membranlar artık klora dayanıklı değildir. Bundan dolayı alg üremesine karşı başka dezenfektanlar kullanılmalıdır. Kirlenme önlendikten sonra veya kontrol altına alındıktan sonra membran bir dezenfektan ile arıtılır ve ardından da deterjan ile temizlenir. Yüksek miktarda koloidal madde içeren yüzeysel sular için katyonik polimer ve polimer eklenmesi gereklidir. Alüminyum sülfat ve bir kısım anyonik polimerler hasara yol açabilen kimyasal maddelere örnek olarak gösterilebilir. Al içeriğinin 0.1 mg/IL'den (Al^{+3} olarak) büyük olması RO sistemlerinde probleme yol açabilir. Ön arıtmada herhangi bir kimyasal madde kullanılmadan önce bunun uygulduğu hakkında membran üreticilerine danışmak gereklidir. Yağ ve gres membran üzerinde film tabakası oluşturarak membranın performansını düşürür ve tutma kalitesini etkiler. Membran üreticileri performansı etkilemeyen O-ring yağlayıcılarının kullanılmasını önermektedir (Koyuncu,2012).

2.5 Partikül Boyut Dağılımı (PBD)

Partiküler organik maddeleri belirlemek için bir çok teknik olmasına rağmen, partikül boyut dağılımını belirlemek için standart bir metot bulunmamaktadır. PBD belirlemede kullanılan en iyi metotlardan biri organik maddeyi çözünmüş ve

partiküler olmak üzere iki kısma ayırmaktır (Levine ve diğ., 1985). Şekil 2.5'te PBD'nin şematik gösterimi verilmiştir.



- 1: Çökmemiş, filtrelenmemiş ancak karışan orijinal örnek
- 2: Bir önceki adımda süzülen kısım
- 3: Filtrasyon-Ultrafiltrasyon işlemine tabii tutulan atıksu
- 4: Pozitif basınç hattı

Şekil 2.5: Partikül boyut dağılımı.

Uygun arıtma teknolojisini ve giderim verimini belirleyebilmek için atıksudaki kirlilik boyut dağılımının belirlenmesi oldukça önemlidir. Atıksudaki çökebilir kirleticilerin boyutları genellikle 10^5 nm'nin üzerindedir. Por boyutu 450 nm ve 1600 nm olan filtreler kimyasal çöktürme ile giderilen partikül boyutlarını göstermektedir. Atıksudaki partiküller çözünmüş (<1 nm), koloidal (1- 10^3 nm), suprakoloidal (10^3 - 10^5 nm) ve çökebilir (> 10^5 nm) olmak üzere boyutlarına göre gruplara ayrılmıştır.

Atıksuların yeniden kullanımı için partiküllerin (örneğin bakteri, protozoa, virüsler) biyolojik arıtma çıkışında tamamen giderilmesi istenir. Geçmiş yıllarda membran filtrasyon sistemleri partikül giderimi için kullanılmıştır, ancak çözünür, koloidal ve partiküler maddelerin karakteristiğine bağlı olarak membran tıkanmaları kısıtlayıcı olabilmektedir. Pouet ve diğ., (1994), mikrofiltrasyon sisteminde (0,2 μ m gözenek boyutu) membran tıkanmasının suyun içindeki suprakoloidal fraksiyondan (>0,05 μ m) kaynaklandığını belirlemişlerdir. Tardieu ve diğ., (1998), ise ultrafiltrasyon sisteminde (300 kDa moleküler ağırlık engelleme) tıkanmanın küçük kolloidler sebebiyle gerçekleştiğini tespit etmişlerdir. Bu nedenle arıtılacak olan atıksuyun

PBD ve kullanılacak membranın gözenek boyutu arasındaki etkileşimler proses tasarımı ve işletimi için öncelikli olarak değerlendirilmelidir.

Bir çok durumda, az ekipman ile uygulanabilir olması sebebiyle membran filtrasyonu ile partikül ayırma tekniği oldukça kullanışlı ve tercih edilen bir tekniktir (Levine ve diğ., 1991). Fakat bu yöntem 0,01 μm 'nin altındaki partiküllerin ayrılmasını sağlayamamaktadır.

Levine ve arkadaşları (1985), evsel atıksulardaki organik madde içeriğinin % 50'sinden fazlasının 1 μm 'den büyük partiküller olduğunu belirtmişlerdir. Bu çalışmaya göre KOİ ve TOK arasında bir ilişki olduğu belirtilmiş, ancak KOİ-TOK ve büyük partiküller organiklerin biyolojik oksidasyon hızı arasında net bir bağlantı olmadığı belirtilmiştir.

Serner (1981), çalışmaları sonucu ortamda askıda ve koloidal partiküller olduğu durumda çözülmüş organik madde azalmasının yavaşladığını söylemiştir. Buna rağmen Takahaski ve arkadaşları (1969), ortamda partiküler organik madde olduğu durumda, organik maddede azaltımının kolaylaştığını belirtmişlerdir.

Yavaş ayrışan suprakolloidallerin (10^3 - 10^5 nm) azaltılması ve biyolojik arıtma için uygun kinetik partikül boyut dağılım aralıklarının belirlenmesi ile biyolojik arıtma daha etkili hale gelebilir. Hız kısıtlayıcı adımın hidroliz prosesi olmasından dolayı bekletme süresi önemli bir faktör olarak karşımıza çıkmaktadır. Organik maddenin boyut faktörüne göre seçimi kolay ayrışabilen organik karbon oluşumunu artırır ancak denitrifikasyon kapasitesini düşürür (Henze ve diğ., 1992).

Doğruel ve arkadaşları (2005), KOİ bazlı PBD arıtmadaki reaksiyonları anlamak için en iyi yol olmakla beraber, sonuçları yorumlamak için daha geniş bir bakış açısı kazandırmakta olduğunu belirtmişlerdir. Yaptıkları çalışmada tekstil endüstrisi ham atıksuyunun KOİ bazlı PBD analizini incelemiş ve tüm boyut aralıkları üzerine dağılmış bir özel boyut dağılımı karakteri gösterdiğini belirtmişlerdir.

PBD analizi verileri biyolojik, kimyasal ve fiziksel arıtma sistemleri için oldukça önemlidir. Yapılan araştırmalarda özellikle biyolojik prosesleri anlamak için PBD verilerine odaklanılması gerektiği vurgulanmıştır (Levine ve diğ., 1991, Sophonsiri ve Margenfoth, 2004).

Biyolojik arıtmadan önce partiküler madde konsantrasyonunu azaltmak için kullanılan sedimentasyon ünitesi (birincil çöktürme) içeren konvansiyonel atıksu arıtımı ve biyolojik arıtmadan sonra partikül giderimi yapan (ikincil çöktürme) sistemler mevcuttur. Direk filtrasyon yapan veya kimyasal birincil çöktürme gibi alternatif

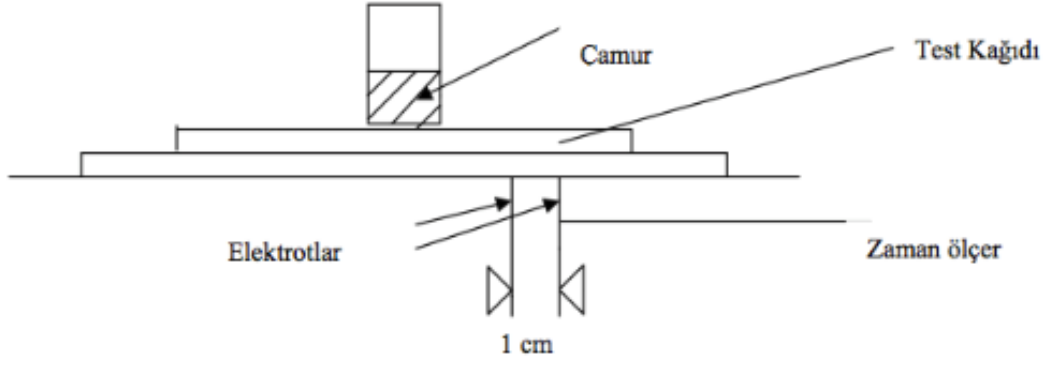
prosesler araştırılmaktadır (Ødegard,1998).

Organik maddelerin fiziksel olarak ayrışması biyolojik proseslerde havalandırma için gerekli enerjiyi azaltmak, anaerobik parçalanma yoluyla enerji üretimini maksimize etmek için yardımcı olabilmektedir ve daha kompakt bir biyolojik reaktör inşa edilmesini sağlayabilmektedir. Giderim verimi ve proses seçimi tamamen atıksudaki partikül karakteristiğine bağlıdır.

Biyolojik (Dülegürgen ve diğ., 2006; Karahan ve diğ., 2008) ve fizikokimyasal (Doğruel ve diğ., 2006 ve 2009; Dülegürgen ve diğ., 2007) prosesler öncesinde atıksuların veya arıtılmış suların karakterizasyonu hakkında kapsamlı bilgi sağlayan partikül, kolloid ve çözünmüş boyuttaki kirleticilerin ayrılmasına dayalı PBD analizi, arıtım proseslerinde dönüşüm mekanizmalarının anlaşılması açısından kullanışlı bir araç olarak uygulanmaya başlanmıştır. Koagülasyon-flokülasyon prosesinin verimini belirlemede de kullanılmaktadır (Sanchis ve diğ., 2003; Chavez ve diğ., 2006; Xu ve diğ., 2006; Zhang ve diğ., 2007; Ölmez-Hancı ve diğ., 2008).

2.6 Kapiler Emme Süresi

Kapiler Emme Süresi (KES) belirli bir çamurun su verme özelliklerinin belirlenmesi amacıyla kullanılır ve testinin en önemli avantajları, basit ve çabuk sonuç veren bir test olmasıdır. Kapiler emme süresi, çamur içerisindeki suyun özel filtre kağıdında (Whatman # 17) 1 cm hareket etmesi için geçen süre (s) olarak tanımlanır. KES cihazı kuru filtre kağıdının kapiler emme basıncına maruz kaldığında bir çamurdan filtrelenen küçük bir hacim için gerekli olan zamanı otomatik olarak ölçmektedir. KES değeri ne kadar küçükse çamur o kadar kolay suyunu verebiliyor demektir. Bu parametre pratik üstünlüklerine rağmen fazla bir teorik temeli olmayışı sebebiyle ampirik bir deney yöntemi olarak kabul edilir. Bu parametreyi belirlemek amacıyla kullanılan deney düzeneği Şekil 2.6'da verilmektedir. Cihazda iki adet dikdörtgen plastik cam blok bulunmaktadır. Üstte bulunan blok, çamur haznesinin yerini belirlemek için merkezi bir delikten oluşmaktadır. Üst blok içine gömülmüş üç elektriksel prob vardır. Bu problemlerden ikisinin konumu bloğun merkezinden aynı radyal uzaklıkta ve üçüncü prob ise merkezden en uzak radyal uzaklıktadır. Bu problemler filtre kağıdının üzerinde durmaktadırlar ve mekanizma zamanlamasının başlayıp durmasında iletkenlik sensörleri gibi kullanılmaktadır.



Şekil 2.6: Kapiler Emme Süresi Testi deney düzeneği (EPA 1987).

Arıtma çamurlarının önemli bir kısmının su olması nedeniyle kapladıkları hacim oldukça fazladır. Özellikle biyolojik arıtma işleminden oluşan arıtma çamurlarının organik madde içeriği çok yüksek olduğu için bu tip çamurlar bozunma ve kokuşma eğilimindedir.

Arıtma tesislerinin çeşitli kademelerinde oluşan, arıtma prosesine ve atıksu tipine bağlı olarak farklı özelliklere sahip olan arıtma çamurlarının nihai olarak bertaraf edilmesinden önce suyunun alınması gerekmektedir. Arıtma çamurlarının su verme özellikleri, çamurun tipine ve uygulanan prosese göre değişim göstermektedir.

Kimyasal çökeltim tanklarında, kimyasal maddelerin ilavesiyle giderilen toksik maddelerin özelliklerine göre çamur oluşmaktadır. Metal tuzlarının kimyasal çökmesi sonucu oluşan çamurlar, genellikle koyu renklidir. Hatta çok miktarda demir içeriyorsa yüzeyi kırmızımtıraktır. Kireç çamurları gri-kahve rengidir. Kimyasal çamurların hissedilebilir bir kokusu olmakla birlikte ön çökeltim çamuru kadar kötü değildir. Bu çamur sümüksü yapıdadır, demir ve alüminyum hidratlar çamura jelatinimsi yapı verirler. Çamur tank içinde uzun süre kalırsa, ön çökeltim çamuruna benzer şekilde fakat daha yavaş bozunmaya başlamaktadır. Önemli miktarlarda gaz çıkışı olabilmekte, uzun depolama süresine bağlı olarak çamur yoğunluğu artmaktadır (Filibeli,2002).

Çıkan çamur hacimce büyük olup, işlenmesi ve bertarafı atıksu arıtma alanında oldukça karmaşık bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır. Çamur probleminin karmaşık olmasının başlıca sebepleri; ham atıksu içerisindeki önemli miktardaki koku veren maddeler, biyolojik arıtmada oluşan ve uzaklaştırılması gereken çamurun ham atıksu içerisindeki organik maddelerden farklı yapıda, bozunma ve kokuşma eğiliminde olması, çamurun bir kısmının sudan oluşması ve bu sebeple büyük hacim kaplaması olarak özetlenebilir.

3. MATERYAL METOT

3.1 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Atıksu Kaynağı ve Özellikleri

Evsel atıksuların kimyasal arıtma sonrası membran fitrasyonunaa tabi tutulması ile elde edilecek arıtma verimliliğinin ve arıtılan atıksuyun özelliklerinin belirlenmesine yönelik olarak yürütülen deneysel çalışmada evsel atıksu özelliklerine sahip Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilen kum tutucu çıkışı kullanılmıştır. Alınan atıksu numunelerinin karakterizasyon çalışmaları yürütüldükten sonra jar test ile en uygun koagülan, flokülan, koagülan dozları belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar kullanılarak seçilen koagülan ve dozlar için KOİ ve TOK bazında partikül boyut analizleri yürütülmüştür. Atıksu arıtma tesisi bilgileri ve çalışma süresince alınan kum tutucu çıkışı atıksu karakterizasyonu bilgileri aşağıda sunulmaktadır.

3.1.1 Paşaköy İleri Atıksu Arıtma Tesisi Bilgileri

Ömerli Barajı, İstanbul'un su kaynakları arasında çok önemli bir yere sahiptir. Ömerli Havzası'nda yer alan ve yetersiz altyapıya sahip, kontrolsüz kentleşmenin etkilerinden baraj gölünü korumak ve gelecekte de bu su kaynağından verimli olarak yararlanabilmek gayesiyle Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi 2000 yılında 100.000 m³/gün'lük arıtma kapasitesi ile işletmeye alınmıştır.

Arıtma tesisi, Ömerli Su Havzasında, Sultanbeyli, Sancaktepe (Sarigazi, Samandıra, Yenidoğan) ve kısmen Çekmeköy (Alemdağ ve Sultançiftliği) ilçelerini içine alan yaklaşık 10732 hektarlık alandan kaynaklanan, geçmişte Ömerli barajına dökülen atıksuları arıtmaktadır. Atıksular, ileri biyolojik arıtma sistemiyle alıcı ortam deşarj standartlarına uygun arıtılarak 6 km uzunluğunda bir tünel vasıtası ile Riva Deresi'ne deşarj edilmekte ve bu yolla Karadeniz'e ulaştırılmaktadır. Böylece İstanbul'un en önemli su kaynaklarından biri olan Ömerli Barajı kirlilikten korunmaktadır. Arıtma tesisi, nihai kapasitede 2.500.000 kişilik bir nüfustan kaynaklanan ve 500.000 m³/gün debiye sahip atıksuları arıtılmaktadır.

2004-2005 yıllarında yapılan planlama çalışmaları neticesinde tesisin atıksu topladığı bölgede gerçekleşen yapılaşma ve nüfus artışına paralel olarak tesisin 2. ünite inşaatının yapılması gerekliliği ortaya çıkmış, bunun üzerine 08 Şubat 2007 tarihinde inşaat başlatılmıştır. 500.000 kişilik atıksu yüküne göre hizmet verecek

olan 2. kademe tesis inşaatı 2009 yılı başında tamamlanarak işletmeye alınmıştır. Böylece tesisin toplam arıtma kapasitesi iki kat artırılmıştır. Ayrıca 2. kademe tesis kapsamında;

- Çamur kurutma,
- Kojenerasyon,
- Biofiltre (Koku kontrolü),
- UV dezenfeksiyon üniteleri tesis edilmiştir.

Tesiste biyolojik nütrient giderimi prensibine göre, atıksuda bulunan karbonun yanı sıra, su kaynaklarında kirliliğe yol açan azot, fosfor gibi besi maddelerinin de giderilmesini sağlamaktadır. Tesis ile ilgili proje bilgileri Çizelge 3.1'de verilmiştir (url1).

Çizelge 3.1: Paşaköy İBAAT Proje Bilgileri (url1).

	I. Tesis	II. Tesis	Nihai
Maksimum debi	125000 m ³ /gün	125000 m ³ /gün	500000 m ³ /gün
Proje debisi	100000 m ³ /gün	100000 m ³ /gün	
Eşdeğer nüfus	500000 kişi	500000 kişi	2500000 kişi
İşletmeye başlama yılı	2000	2009	
Tesis alanı			507000 m ²

Paşaköy İBAAT genel akım şeması incelendiğinde (Şekil 3.1) tesisin;

- Kaba ızgaralar (KI),
- Giriş pompa istasyonu (PI),
- İnce ızgaralar (II),
- Havalandırmalı kum-yağ tutucular (KT),
- Anaerobik tanklar (An),
- Anoksik tanklar (Anox)
- Havalandırmalı tanklar (Aer),
- Son çökeltme tankları (SC),
- Geri devir çamuru ve fazla çamur,,
- Çözünmüş hava flotasyonu (DAF),
- Çamur dengeleme tankı,
- Çamur susuzlaştırma (S) ünitelerinden meydana geldiği görülmektedir.

Çizelge 3.2: Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması.

Atıksu Kaynağı→ Parametre↓	Paşaköy İBAAT (04.06.2013) Atıksu-I	Paşaköy İBAAT (01.07.2013) Atıksu-II	Paşaköy İBAAT (14.08.2013) Atıksu-III	Paşaköy İBAAT (07.02.2014) Atıksu-IV
TKOİ (mg/L)	485	400	450	480
SKOİ (mg/L)	195	145	155	175
TKN (mg/L)	85	67	71	78
NH4-N (mg/L)	60	45	56	-
TP (mg/L)	2,6	3,5	3,5	5,6
PO4-P (mg/L)	4	4	6,75	-
AKM (mg/L)	270	280	280	240
UAKM (mg/L)	190	140	130	160
pH	7.65	7.6	7.5	-

3.2 Kimyasal Arıtılabilirlik – Jar Test

Çalışma kapsamında, Paşaköy İBAAT'den alınan atıksuyun laboratuvar şartlarında kimyasal arıtma ile arıtılabilirliği incelenmiştir.

Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında koagülan tipi ve dozaj miktarı ve flokülün tipi optimize edilmiştir. Koagülan tipi olarak ticari koagülantlardan Pac-s (Rapidfloc-1223), ULTRION(R) 71225, ULTRION 71230, NALCO 71260, NALCO 71975, NALCOLYTE 7135 ve FeCl₃ kullanılmıştır. Flokülün cinsi olarak anyonik flokülünlerden WET-Treat® 7053 ve katyonik flokülünlerden WET-Treat® 7012 kullanılmıştır. Flokülün dozaj miktarı %0,1'de sabit tutulmuştur. Ayrıca kimyasal arıtılabilirlik flokülant kullanılmadan da incelenmiştir.

Kimyasal koagülasyon-flokülasyon çalışmalarında 1000 ml ham atıksu numunesi kullanılmıştır. Koagülasyon çalışmaları 120 dev/dk'da 1 dk hızlı, flokülasyon çalışmaları ise 45 dev/dk'da 30 dk yavaş karıştırma yapılarak gerçekleştirilmiştir. Karıştırma işlemi Velp Scientifica markalı FC6S model Jar test ünitesinde yapılmıştır. Daha sonrasında 30 dk çökmeye bırakılmış ve çökeltme hacimleri kayıt edilmiştir. Çökeltme sonrasında üst fazdan alınan numunelerde KOİ parametreleri takip edilmiş ve optimum KOİ giderim verimi tayin edilmiştir. Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarına ait deney düzeneği Şekil 3.2'te verilmiştir.



Şekil 3.2: Jar test düzemeği.

3.3 Deneysel Çalışmanın Planlanması

Deneysel çalışmalar evsel nitelikteki atıksuyun kimyasal arıtılabilirliğinin yanı sıra kimyasal arıtma işlemi görmüş atıksuyun membran proseslerle arıtmaya uygunluğunun incelenmesi amacıyla gerçekleştirilmiştir. Bunun için, çeşitli koagülan, flokülan, ve koagülan dozunun optimizasyonunun belirlenmesi amacıyla jar test yapılmış, seçilen dozların jar test üstsuları PBD analizlerine tabii tutularak membran filtrasyonuna uygunlukları incelenmiştir. Çizelge 3.3'te deneysel çalışma planı verilmiştir.

Çizelge 3.3: Deneysel çalışma planı

	FeCl ₃	Ultron 71225	Ultron 71230	Nalco 71260	Nalco 71925	Nalcolyte 7135	PAC-S
Katyonik Polielektrolit	X	X	X	X	X	X	X
Anyonik Polielektrolit	X	X	X	X	X	X	X
Polielektrolitsiz	X	X	X	X	X	X	X
PBD Analizi	X	X					X

3.4 Analitik Yöntemler

Tez çalışması kapsamında ölçümü yapılmış parametreler, ölçüm teknikleri ve kullanılan metotlar aşağıda özetlenmiştir.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ): Titrimetrik metoda göre (Standart Metot 6060) numunenin şiddetli asidik koşullarda, kuvvetli bir oksitleyici olan $K_2Cr_2O_7$ ile 150 °C'de Elektro-mag markalı termoreaktörde ısıtılarak oksitlenmesini sağlayan, iki saatlik ısıtma sonunda tüketilmeden kalan oksitleyicinin miktarının standart indirgen madde çözeltisi (demir amonyum sülfat) ile volumetrik yoldan saptanması esasına göre tayin edilmiştir (APHA, 2005). KOİ analizi açık reflux yöntemine göre yapılmıştır.

Amonyak Azotu (NH_4-N): Standart Metot 4500- NH_3 'e göre tayin edilmiştir (APHA,2005). Numuneye 25 ml borat tamponu eklenmiş, NaOH ilavesi ile pH 9,5'e getirilmiş ve distillenmiştir. Distilasyon işleminde Gerhardt markalı distilasyon ünitesi kullanılmıştır. İşlem distilatta amonyak kalmayana kadar devam ettirilmiş, distilat 50 ml borik asit ile karışık indikatör çözeltisi içeren erlene konmuştur. Distilat toplamı en az 250 ml olana kadar distilasyon işlemine devam edilmiştir. Distilattaki amonyak 0,02 N H_2SO_4 titrasyon çözeltisi ile açık leylak rengi alana kadar titre edilmiş ve amonyak miktarı hesaplanmıştır.

Toplam Kjeldahl Azotu (TKN): Standart Metot 4500- N_{org} 'a göre tayin edilmiştir (APHA, 2005). Numuneye 50 ml hazım ayırıcı ilave edilmiş ve Gerhardt markalı ekstraksiyon ünitesinde numune parçalanmıştır. Hazım işlemi bittikten sonra numunenin soğuması beklenmiş ve numune 300 ml'ye seyreltilmiştir. Çözeltinin içine 50 ml nötralizasyon ayırıcı eklenmiş ve amonyak azotu tayininde uygulanan distilasyon işlemi başlatılmıştır. Distilattaki amonyak 0,02 N H_2SO_4 titrasyon çözeltisi ile açık leylak rengi alana kadar titre edilmiş ve amonyak miktarı hesaplanmıştır.

Toplam Fosfor (TP): Standat metot 4500-P'ye göre tayin edilmiştir (ALPA,2005). Numune üzerine 1ml konsantre sülfirik asit ve 5 ml konsantre nitrik asit ilave edilerek Gerhardt markalı hazım aparatında numune kaynatılmıştır. Kaynatma işlemi 1 ml numune kalana kadar devam ettirilmiş, çözelti soğuduktan sonra 20 ml distile su ilave edilmiş ve fenolftalein indikatörü eklenerek soluk pembe renk elde edilene kadar 1N NaOH çözeltisi ile nötrelize edilmiştir. Numune balon jöjeye aktarılmış ve hacim 100 ml 'ye tamamlanmıştır. Renk geliştirme işlemi sırasında 4 ml amonyum molibdat çözeltisi ve 0,5 ml kalay klorür çözeltisi ilave edilmiş, 690 nm dalga boyunda Pharmacia LKB-Novaspec 2 markalı spektrofotometrede absorbans değeri ölçülüp toplam fosfor hesabı yapılmıştır.

Anyon ve Katyonlar (IC): Atıksu ve jar test uygulanan numunelerin üst sularında yürütülen anyon analizleri, Standart Metot 4110-B'ye göre tayin edilmiştir (APHA, 2005). Yürütülen anyon (ortofosfat, klorür, sülfat, florür, nitrit ve nitrat) analizleri için Dionex marka ICS-1500 model bir iyon kromatograf kullanılmıştır. Numuneler 0,22 μm filtreden süzölmüştür.

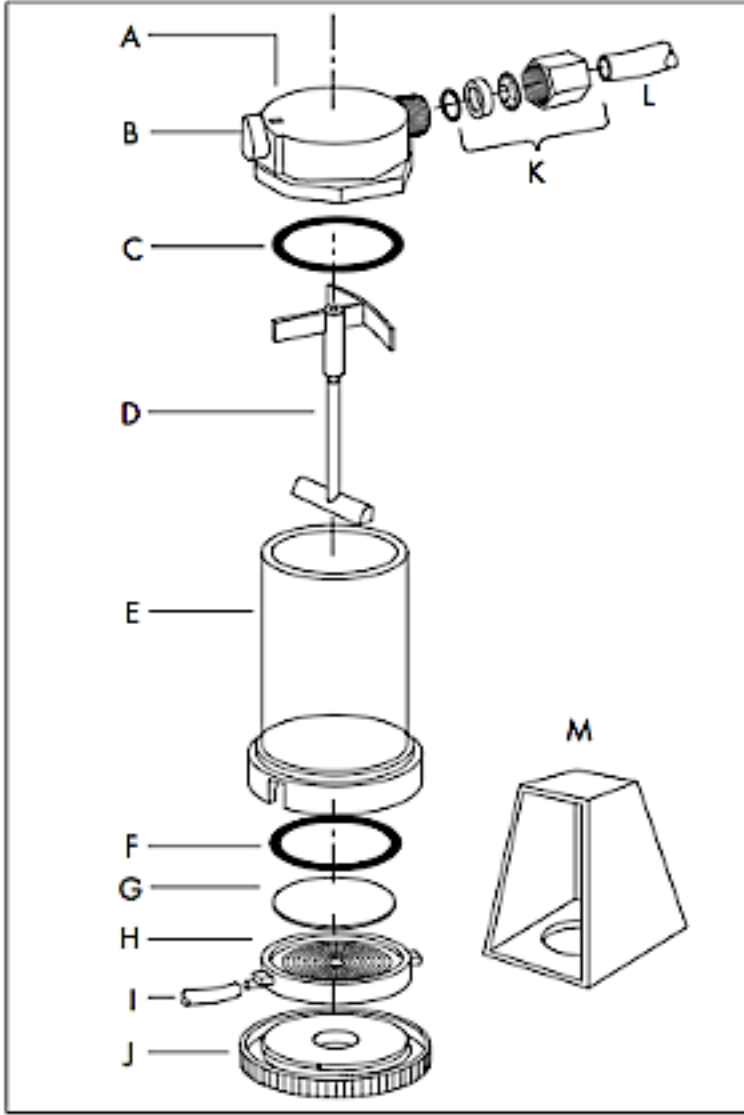
Askıda Katı Madde (AKM): Standart Metot 2540'a göre tayin edilmiştir (APHA, 2005). İyice karıştırılan numune sabit tartıma getirilmiş, 0,45 μm 'lik filtre kağıdından (cam elyaf) süzölmüştür. Filtre kağıdı 103-105 $^{\circ}\text{C}$ 'de bir saat süre ile etüvede kurutulmuştur. Desikatörde oda sıcaklığında soğutulup tartılmış ve askıda katı madde miktarı belirlenmiştir.

Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM): Standart Metot 2540'a göre tayin edilmiştir (APHA, 2005). 103-105 $^{\circ}\text{C}$ 'de bir saat süre ile etüvede kurutulan filtre kağıdı soğuduktan sonra tartılıp fırında 500-550 $^{\circ}\text{C}$ 'de 30 dakika yakılmıştır. Desikatörde oda sıcaklığında soğutulup tartılmış ve UAKM miktarı belirlenmiştir.

pH: Elektrometrik metoda göre (Standart Metot 4500-H⁺) ORİON 720 A+ marka pH metre ile ölçölmüştür (APHA, 2005).

Toplam Organik Karbon (TOK): Shimadzu marka ve VCPN model TOK cihazı kullanılmıştır.

Partikül Boyut Dağılımı (PBD): Filtrasyon ve ultrafiltrasyon deneyleri filtreye bağılı olarak 0,6-1,2 atm arasında değışen pozitif basınç altında (nitrojen gazı) 400 ml kapasiteli Amicon 8400 markalı kapalı bir hücre ile gerçekleştirilmiştir. Amicon 8400' e ait parçalar ve listesi Şekil 3.4'te verilmiştir. Her filtrasyon sonrası 100 ml numune alınarak KOİ ve TOK ölçümü yapılmıştır. Deneyler boyunca filtrasyonda sırasıyla 1600 nm Millipore AP40, 450 nm Durapore[®] HV (polivinil florür, PVDF) ve 220 nm Durapore[®] HV (polivinil florür, PVDF) kullanılmıştır. Ultrafiltrasyon deneylerinde ise sırasıyla 100, 30, 10, 3, 1 kDa moleküler ağırlık engelleme (MWC) filtreler (PL serisi, Millipore, MA) kullanılmıştır. 100 kDa'luk filtre için üretici firma tarafından önerilen basınç 0,7 atm iken diğere filtreler için önerilen basınç 3,7 atm'dir. Deneyler sırasında 100 kDa'luk filtre için 0,6 atm basınç uygulanmış, diğere filtreler için ise 1,2 atm basınç uygulanmıştır. Filtrasyon ve ultrafiltrasyon işlemleri filtrelere bağılı olarak 10-120 dk arasında değışmiştir. Deneyler sırasında ilk olarak filtreyi temizlemek için 0,1 N'lik NaOH çözeltisi, daha sonra ise saf su süzölmüştür. Atıksu süzöldükten sonra ise %70'lik ethanol süzölmüş ve filtre %10'luk ethonol çözeltisinde +4 $^{\circ}\text{C}$ 'de saklanmıştır.



- A: Montaj kapađı
B: Basınç vanası
C: Sızdırmazlık lastiği
D: Karıştırıcı
E: H¼ce
F: Sızdırmazlık lastiği
G: Membran filtre
H: Membran kabı
I: Elastik boru
J: Taban
K: Boru montaj kapađı
L: Boru
M: Basınç koruyucu kapak

şekil 3.3: Amicon 8400.

Mikrosizer: Partik¼l boyut analizleri İT¼ Kimya Metalurji Fak¼ltesi'nde bulunan Malvern marka Mastersizer 2000 ile ger¼ekleřtirilmiřtir. Mastersizer deiyonize olmuş suda yayılan ¼amur partik¼llerinin ışık yayılımını tespit etmek i¼in kullanılan bir analiz cihazıdır.

Kapiler Emme S¼resi (KES): Standart metot 2005'e g¼re Triton-W.P.R.L. markalı 92/1 C.S.T. model cihaz kullanılmıştır. KES deneylerinde Watman No: 17 markalı filtreler kullanılmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1 Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları

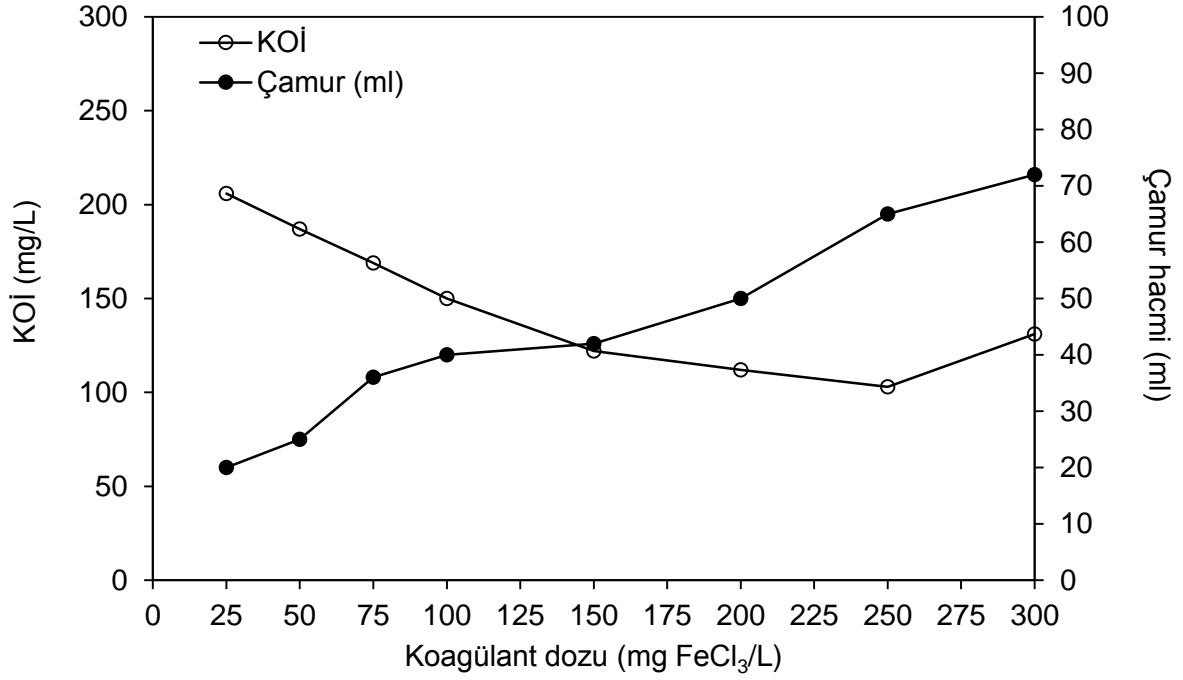
Kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları kapsamında çeşitli koagülanların farklı dozlarının ve flokülanların KOİ giderimine ve çamur oluşumuna olan etkileri incelenmiştir. Koagülan tipi olarak ticari koagülanlardan Pac-s (Rapidfloc-1223), ULTRION(R) 71225, ULTRION 71230, NALCO 71260, NALCO 71975, NALCOLYTE 7135 ve $FeCl_3$ kullanılmıştır. Flokülan cinsi olarak anyonik flokülanlardan WET-Treat® 7053 ve katyonik flokülanlardan WET-Treat® 7012 kullanılmıştır. Ayrıca kimyasal arıtılabilirlik flokülan kullanılmadan da incelenmiştir. Flokülan dozaj miktarı %0,1 olarak (1 ml PE/1000 ml atıksu) sabit tutulmuştur.

Kimyasal koagülasyon-flokülasyon deneyleri Bölüm 3.2'de anlatıldığı gibi gerçekleştirilmiş, 30 dk çöktürme süresinden sonra oluşan çamur hacimleri kaydedilmiş ve üstfaz numunelerinin KOİ parametreleri incelenmiştir. Optimum koagülant tipi ve dozu KOİ giderimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir.

4.1.1 $FeCl_3$ ile yürütülen deneysel çalışmalar

4.1.1.1 Anyonik polielektrolit ve $FeCl_3$ ile yürütülen deneysel çalışmalar

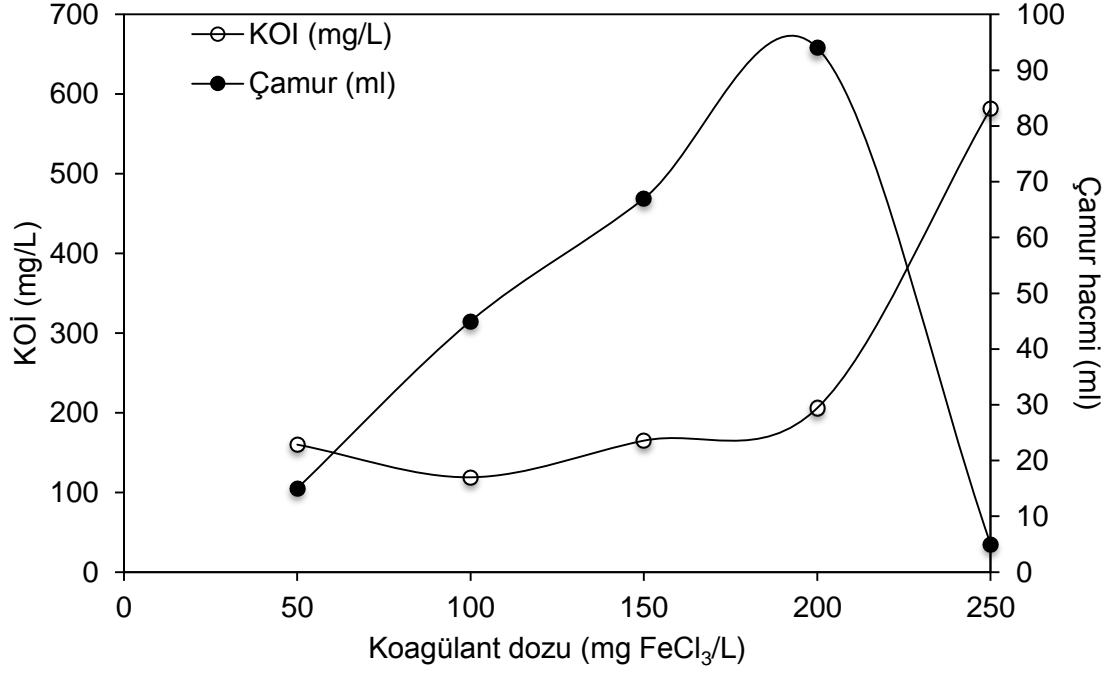
$FeCl_3$ ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ile yürütülen deneysel çalışmalarda $FeCl_3$ dozu 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250 ve 300 mg/L olarak denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.1'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-I kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.1: FeCl₃+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.1.2 Katyonik polielektrolit ve FeCl₃ ile yürütülen deneysel çalışmalar

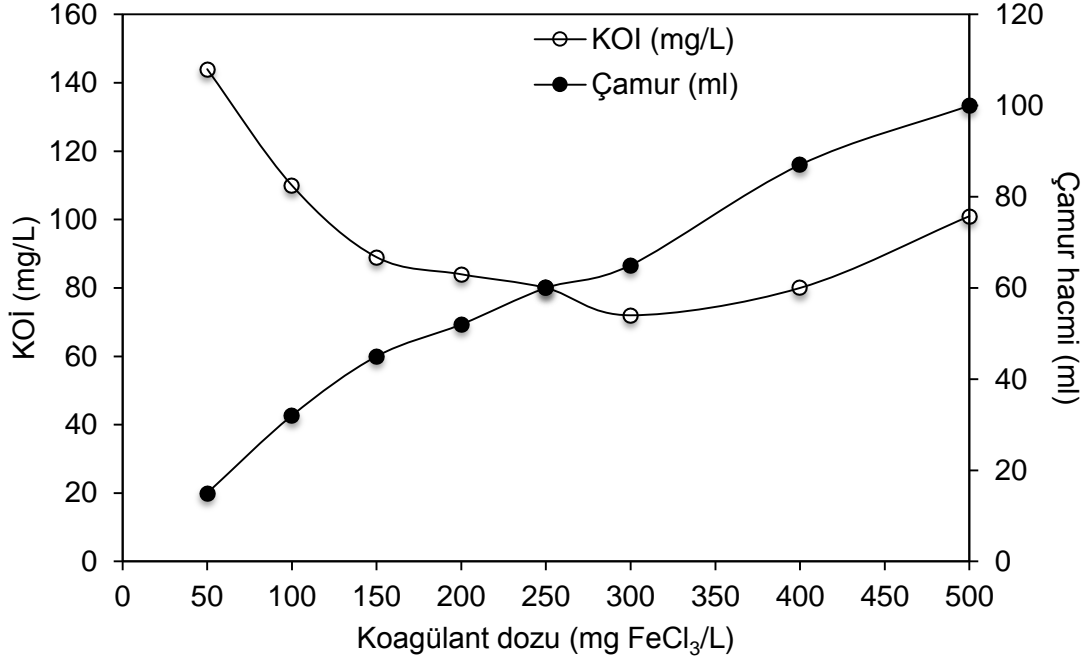
FeCl₃ ve katyonik flokülantlardan WET-Treat® 7012 ile yürütülen deneysel çalışmalarda FeCl₃ dozu 50, 100, 150, 200 ve 250 mg/L olarak denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.2'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2)



Şekil 4.2: FeCl₃+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.1.3 Flokülant kullanılmadan ve FeCl₃ ile yürütülen deneysel çalışmalar

FeCl₃'nin tek başına, flokülant kullanılmadan yürütülen deneysel çalışmalarda FeCl₃ dozu 50, 100, 150, 200, 250, 300, 400 ve 500 mg/L olarak denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.3'te verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-II kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.3: Flokülant kullanılmadan FeCl₃ ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.1.4 Genel değerlendirme

Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının temel amacı koagülan tipinin, koagülan dozunun ve flokülan tipinin optimize edilmesi olmuştur. Yapılan jar test deneylerinde FeCl₃'ün farklı dozları anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit ve flokülan kullanılmaksızın denenmiş ve optimum koagülan dozu KOİ giderim verimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.1'de farklı FeCl₃ dozlarında farklı flokülanlar kullanılarak yapılan jar test sonuçları verilmiştir.

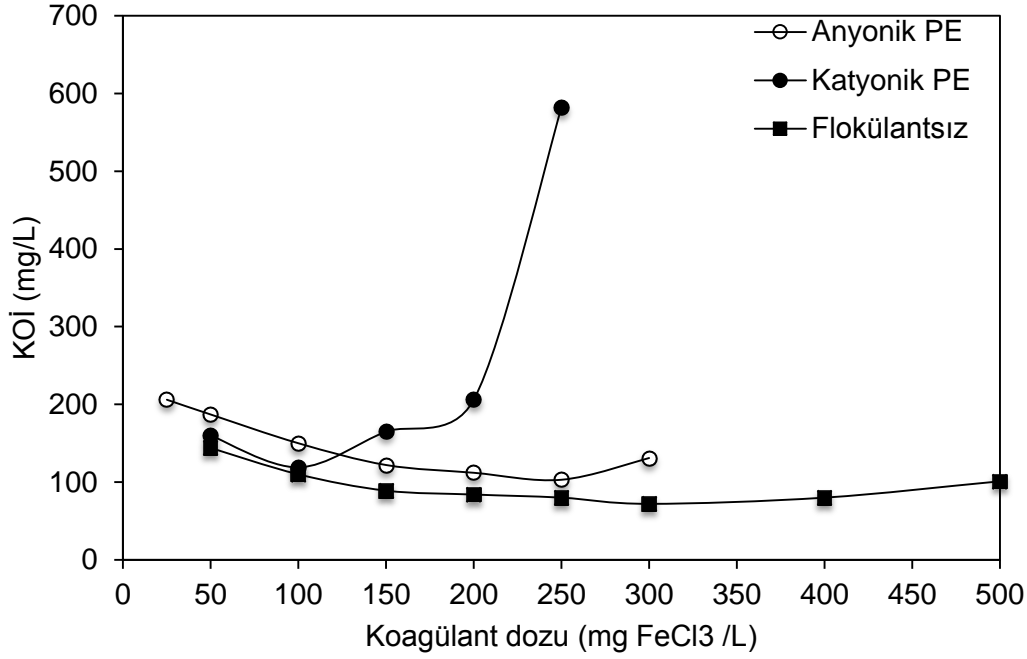
Çizelge 4.1: FeCl₃ ile yapılan deneysel çalışmalar.

FeCl ₃ dozu (mg/L)	Anyonik PE		Katyonik PE		Flokülantsız	
	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)
25	206	20	-	-	-	-
50	187	25	160	15	144	15
100	150	40	119	45	110	32
150	122	42	165	67	89	45
200	112	50	206	94	84	52
250	103	65	582	5	80	60
300	131	72	-	-	72	65
400	-	-	-	-	80	87
500	-	-	-	-	101	100

FeCl₃ ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde; anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 kullanıldığında 250 mg/L FeCl₃ dozunda KOİ'nin 485

mg/L'den 103 mg/L'ye düştüğü ve giderim veriminin %79 olduğu belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 kullanıldığında ise optimum doz 100 mg/L olarak saptanmış ve bu dozda KOİ'nin 450 mg/L'den 119 mg/L'ye indiği görülmüştür. Giderim verimi ise %74 olarak hesaplanmıştır. Flokülan kullanılmadığı durumda optimum doz 300 mg/L FeCl₃ olarak belirlenmiş, bu dozda KOİ 400 mg/L'den 72 mg/L'ye düşmüştür ve giderim verimi %82 olarak bulunmuştur.

Bununla birlikte anyonik polielektrolit ve 250 mg/L FeCl₃ dozunda çamur oluşumunun 65 ml iken katyonik polielektrolit ve 100 mg/L FeCl₃ dozunda ise çamur oluşumu 45 ml olarak saptanmıştır. Katyonik polielektrolit kullanıldığı ve FeCl₃ dozunun 100 mg/L'de tutulduğu durumda çamur oluşumu daha az olmasına rağmen KOİ giderim verimi düşük olduğu için bu doz seçilmemiştir. Flokülan kullanılmadan yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olan 300 mg/L FeCl₃ dozunda çamur oluşumu 65 ml olduğu gözlenmiştir. 300 mg/L FeCl₃ dozunda flokülan kullanılmadan giderim veriminin daha yüksek olmasına ve çamur oluşumunun anyonik polielektrolit ve 250 mg/L FeCl₃ kullanıldığı durum ile eşit olmasına rağmen, koagülasyon-flokülasyon işleminde oluşan flokların yeterince büyük olmaması ve koagülan dozunun maliyeti düşük tutmak amacıyla minimumda tutulması istendiğinden optimum doz olarak 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit seçilmiştir. PBD analizi bu doz için yapılmıştır. Ayrıca optimum dozun altında kalan 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozu da PBD analizlerinme tabii tutulmuş ve böylece optimum doz ve optimumun altındaki doz arasında karşılaştırma yapılması sağlanmıştır. Şekil 4.4'te anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit kullanılarak ve polielektrolit kullanılmadan farklı FeCl₃ dozlarına karşılık KOİ sonuçları verilmiştir.

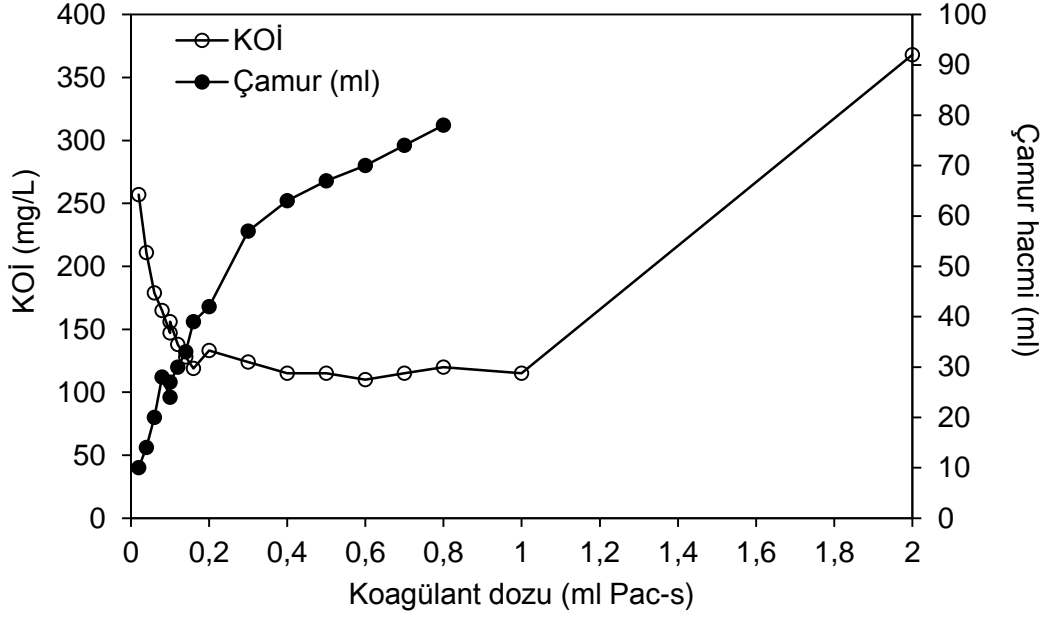


Şekil 4.4: Farklı FeCl₃ dozlarının ve farklı flokülantların KOİ konsantrasyonuna etkisi.

4.1.2 Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar

4.1.2.1 Anyonik polielektrolit ve Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar

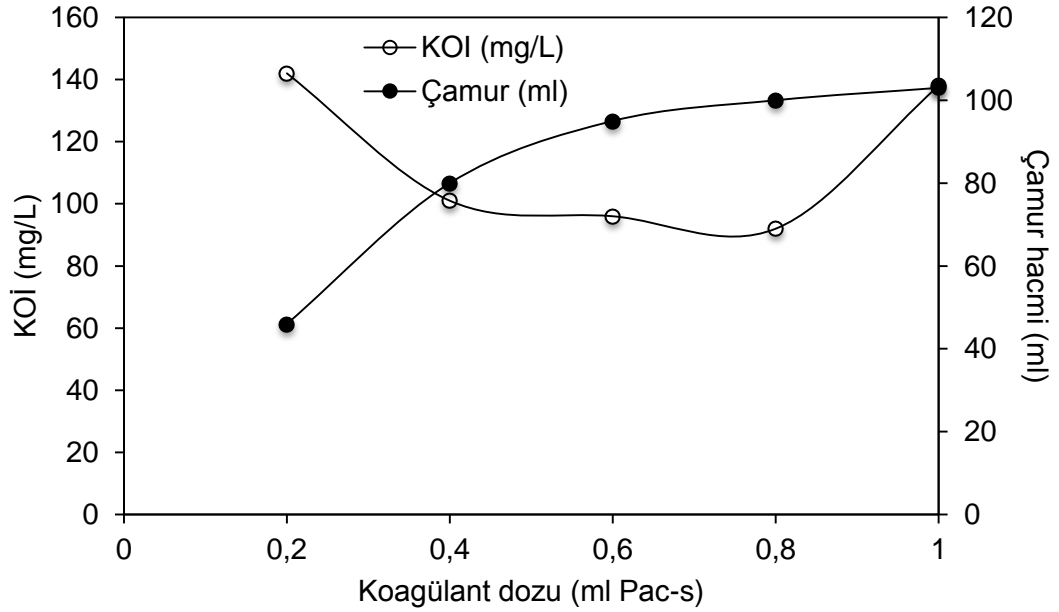
Pac-s ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ile yürütülen deneysel çalışmalarda Pac-s dozu 0,02 ml'den 2 ml'ye 18 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.5'te verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-I kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.5: Pac-s+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.2.2 Katyonik polielektrolit ve Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar

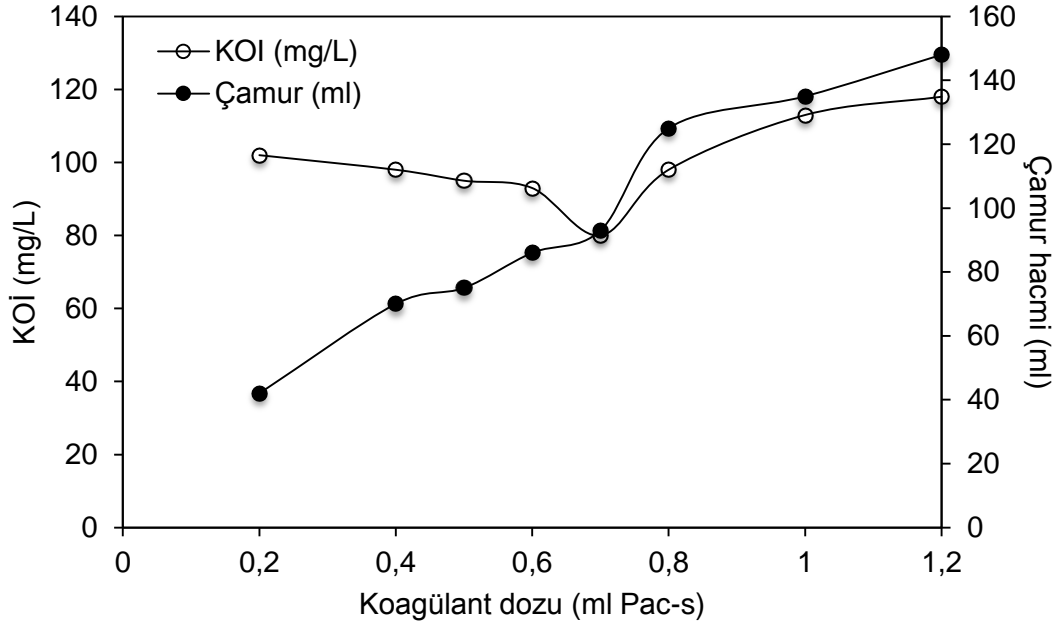
Pac-s ve katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 ile yürütülen deneysel çalışmalarda Pac-s dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.6'da verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.6: Pac-s+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.2.3 Flokülant kullanılmadan ve Pac-s ile yürütülen deneysel çalışmalar

Pac-s'in tek başına, flokulan kullanılmadan yürütülen deneysel çalışmalarda Pac-s dozu 0,2 ml'den 1,2 ml'ye 8 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.7'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-II kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.7: Flokülant kullanılmadan Pac-s ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.2.4 Genel değerlendirme

Yapılan jar test deneylerinde Pac-s'in farklı dozları anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit ve flokulan kullanılmaksızın denenmiş ve optimum koagulan dozu KOİ giderim verimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.2'de farklı Pac-s dozlarında farklı flokulanlar kullanılarak yapılan jar test sonuçları verilmiştir.

Çizelge 4.2: Pac-s ile yapılan deneysel çalışmalar.

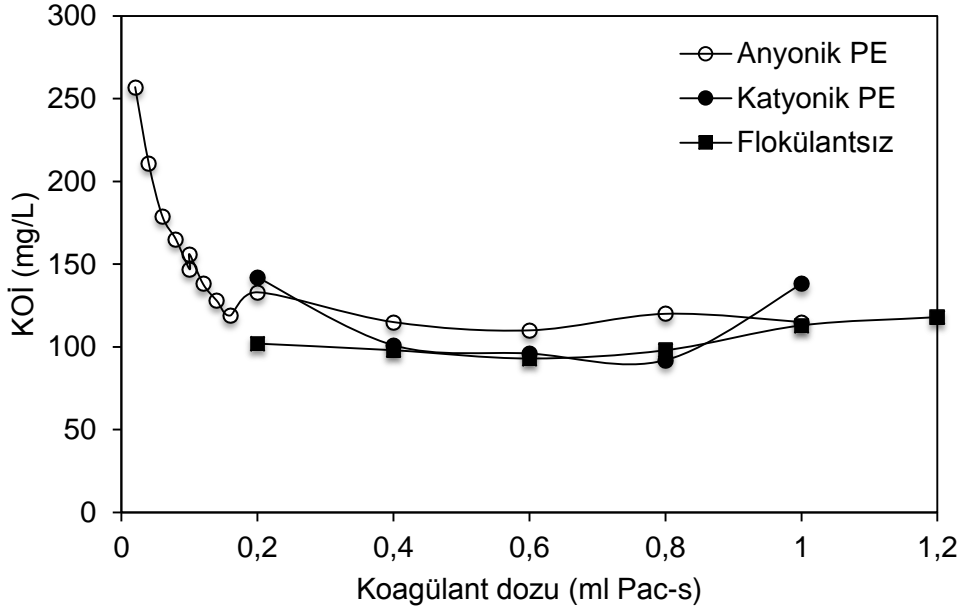
Pac-s dozu (ml)	Anyonik PE		Katyonik PE		Flokülantsız	
	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)
0,02	257	10	-	-	-	-
0,04	211	14	-	-	-	-
0,06	179	20	-	-	-	-
0,08	165	28	-	-	-	-
0,1	147	24	-	-	-	-
0,1	156	27	-	-	-	-
0,12	138	30	-	-	-	-
0,14	128	33	-	-	-	-
0,16	119	39	-	-	-	-
0,2	133	42	142	46	102	42
0,4	115	63	101	80	98	70
0,5	110	67	-	-	95	75
0,6	115	70	96	95	93	86
0,7	115	74	-	-	80	93
0,8	120	78	92	100	98	125
1	115	*	138	103	113	135
1,2	-	-	-	-	118	148
2	368	*	-	-	-	-

* Belirgin bir çökme gözlenmedi.

Pac-s ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde; anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 kullanıldığında 0,5 ml Pac-s dozunda KOİ'nin 485 mg/L'den 110 mg/L'ye düştüğü ve giderim veriminin %77 olduğu belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 kullanıldığında ise optimum doz 0,8 ml olarak saptanmış ve bu dozda KOİ'nin 450 mg/L'den 92 mg/L'ye indiği görülmüştür. Giderim verimi ise %80 olarak hesaplanmıştır. Flokulan kullanılmadığı durumda optimum doz 0,7ml Pac-s olarak belirlenmiş, bu dozda KOİ 400 mg/L'den 80 mg/L'ye düşmüştür ve giderim verimi %80 olarak bulunmuştur.

Bununla birlikte anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s dozunda çamur oluşumunun 67 ml iken katyonik polielektrolit ve 0,8 ml Pac-s dozunda ise çamur oluşumu 100 ml olarak saptanmıştır. Katyonik polielektrolit kullanıldığı ve Pac-s dozunun 0,8 ml'de tutulduğu durumda KOİ giderim verimi daha fazla olmasına rağmen çamur oluşumu daha fazla olduğu için bu doz seçilmemiştir. Flokulan kullanılmadan yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olan 0,7 ml Pac-s dozunda çamur oluşumu 93 ml olduğu gözlenmiştir. 0,7 ml Pac-s dozunda flokulan kullanılmadan giderim veriminin daha yüksek olmasına rağmen çamur oluşumunun anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s kullanıldığı durumdan oldukça fazla olması, koagülasyon-flokülasyon işleminde oluşan flokların yeterince büyük olmaması ve koagulan dozunun maliyeti düşük tutmak amacıyla minimumda tutulması

istendiğinden optimum doz olarak 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit seçilmiştir. PBD analizi bu doz için yapılmıştır. Ayrıca optimum dozun altında kalan 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozu da PBD analizlerinin tabii tutulmuş ve böylece optimum doz ve optimumun altındaki doz arasında karşılaştırma yapılması sağlanmıştır. Şekil 4.8'de anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit kullanılarak ve polielektrolit kullanılmadan farklı Pac-s dozlarına karşılık KOİ sonuçları verilmiştir.

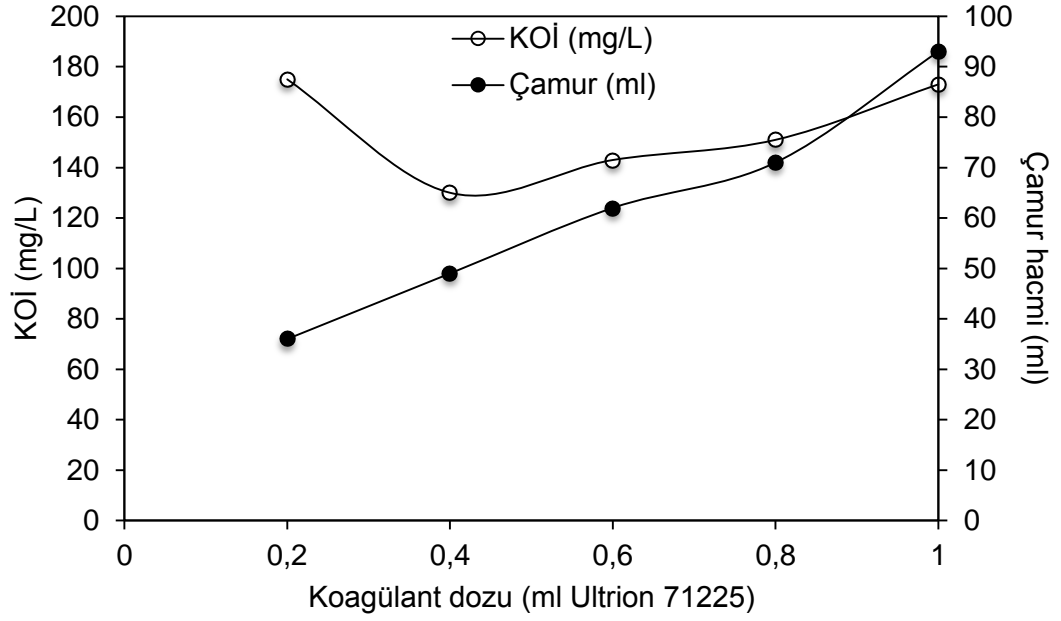


Şekil 4.8: Farklı Pac-s dozlarının ve farklı flokülantların KOİ konsantrasyonuna etkisi.

4.1.3 ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar

4.1.3.1 Anyonik polielektrolit ve ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar

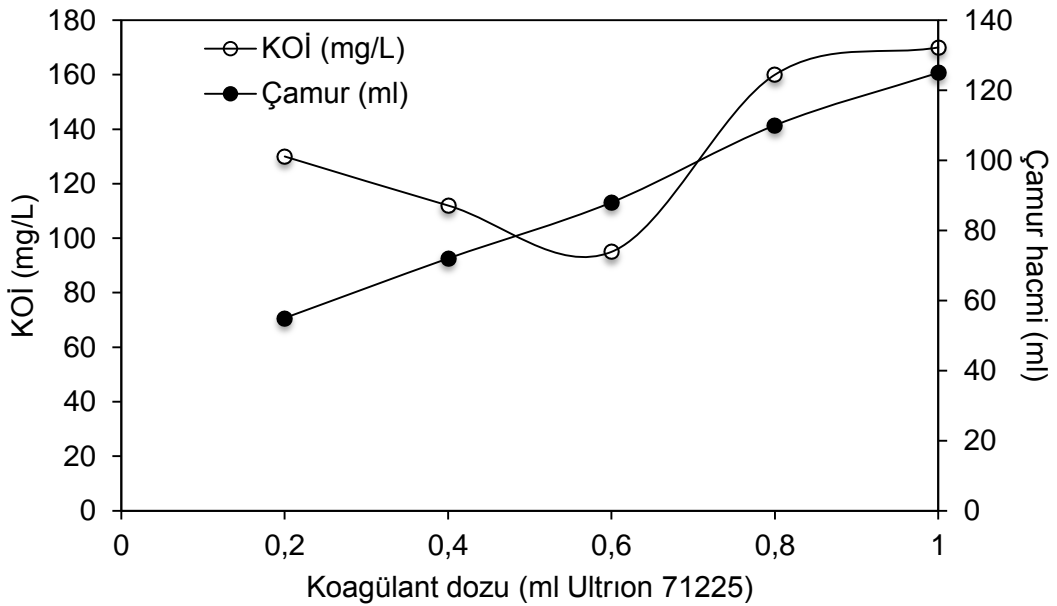
ULTRION 71225 ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ile yürütülen deneysel çalışmalarda ULTRION 71225 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.9'da verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.9: ULTRION 71225+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.3.2 Katyonik polielektrolit ve ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar

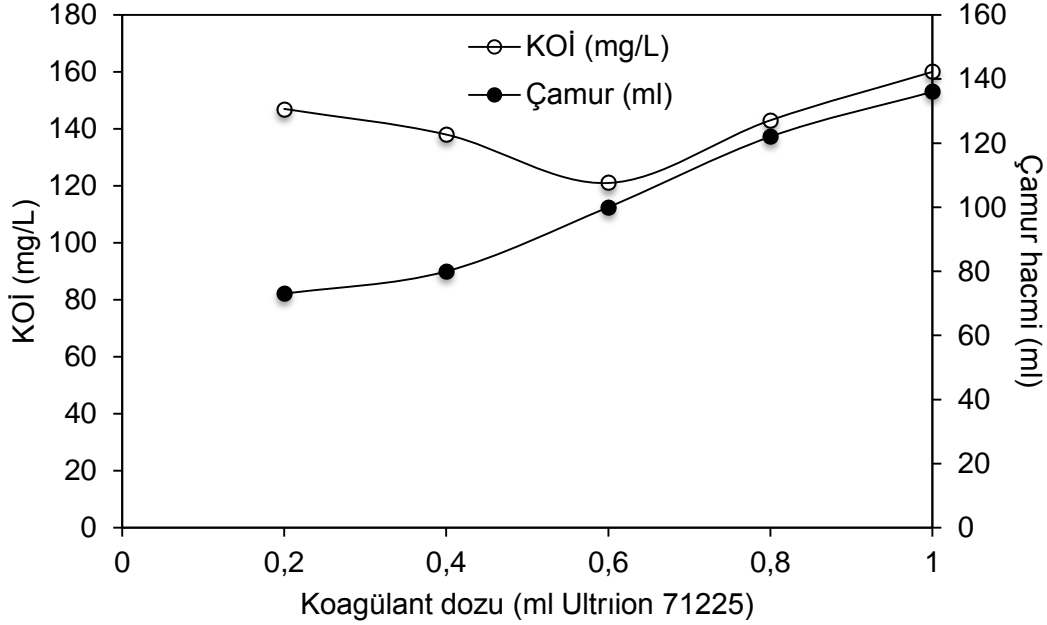
ULTRION 71225 ve katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 ile yürütülen deneysel çalışmalarda ULTRION 71225 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.10'da verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.10: ULTRION 71225+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.3.3 Flokülant kullanılmadan ve ULTRION 71225 ile yürütülen deneysel çalışmalar

ULTRION 71225'in tek başına, flokulan kullanılmadan yürütülen deneysel çalışmalarda ULTRION 71225 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.11'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.11: Flokülant kullanılmadan ULTRION 71225 ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.3.4 Genel değerlendirme

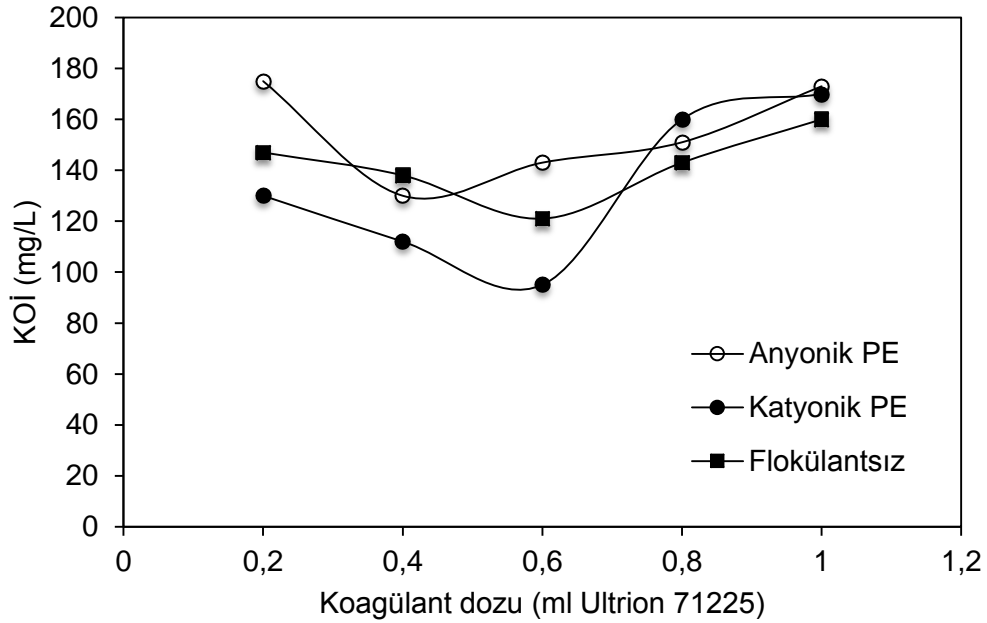
Yapılan jar test deneylerinde ULTRION 71225'in farklı dozları anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit ve flokulan kullanılmaksızın denenmiş ve optimum koagulan dozu KOİ giderim verimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.3'te farklı ULTRION 71225 dozlarında farklı flokulanlar kullanılarak yapılan jar test sonuçları verilmiştir.

Çizelge 4.3: ULTRION 71225 ile yapılan deneysel çalışmalar.

ULTRION 71225 dozu (ml)	Anyonik PE		Katyonik PE		Flokülantsız	
	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)
0,2	175	36	130	55	147	73
0,4	130	49	112	72	138	80
0,6	143	62	95	88	121	100
0,8	151	71	160	110	143	122
1	173	93	170	125	160	136

ULTRION 71225 ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde; anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 kullanıldığında 0,4 ml ULTRION 71225 dozunda KOİ'nin 450 mg/L'den 130 mg/L'ye düştüğü ve giderim veriminin %71 olduğu belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 kullanıldığında ise optimum doz 0,6 ml olarak saptanmış ve bu dozda KOİ'nin 450 mg/L'den 95 mg/L'ye indiği görülmüştür. Giderim verimi ise %79 olarak hesaplanmıştır. Flokulan kullanılmadığı durumda optimum doz 0,6 ml ULTRION 71225 olarak belirlenmiş, bu dozda KOİ 450 mg/L'den 121 mg/L'ye düşmüştür ve giderim verimi %73 olarak bulunmuştur.

Bununla birlikte anyonik polielektrolit ve 0,4 ml ULTRION 71225 dozunda çamur oluşumunun 49 ml iken katyonik polielektrolit ve 0,6 ml ULTRION 71225 dozunda ise çamur oluşumu 88 ml olarak saptanmıştır. Flokulan kullanılmadan yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olan 0,6 ml ULTRION 71225 dozunda çamur oluşumu 100 ml olduğu gözlenmiştir. Şekil 4.12'de anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit kullanılarak ve polielektrolit kullanılmadan farklı ULTRION 71225 dozlarına karşılık KOİ sonuçları verilmiştir.

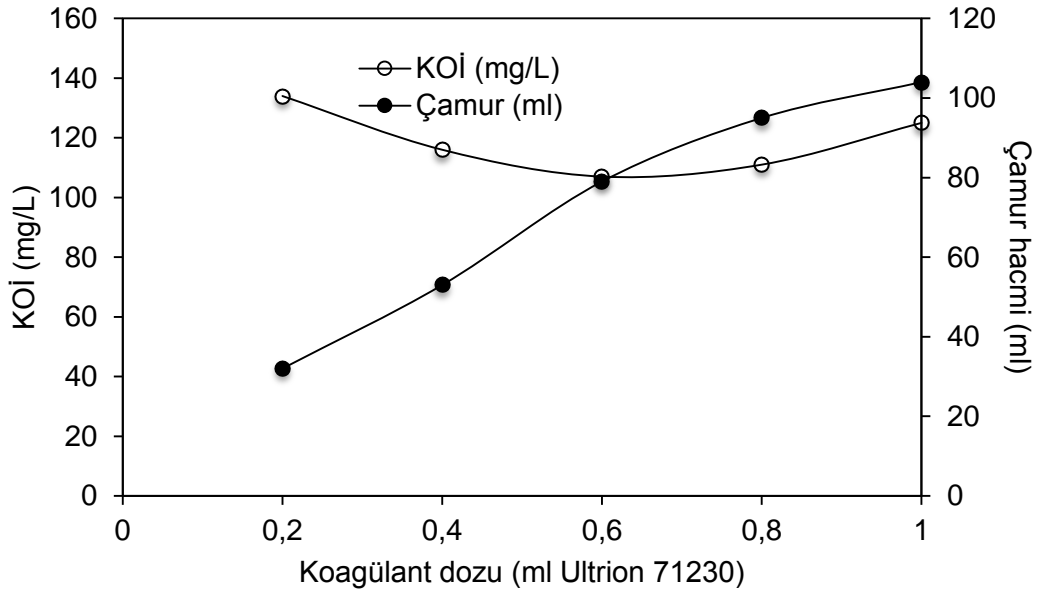


Şekil 4.12: Farklı ULTRION 71225 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.

4.1.4 ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar

4.1.4.1 Anyonik polielektrolit ve ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar

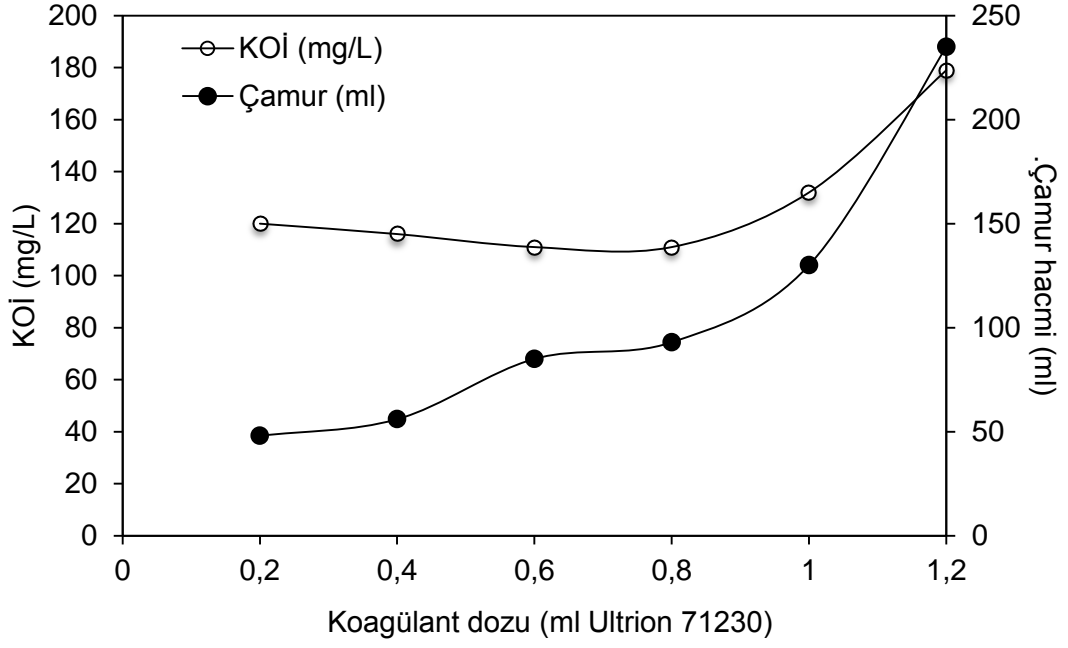
ULTRION 71230 ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ile yürütülen deneysel çalışmalarda ULTRION 71230 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.13'te verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.13: ULTRION 71230+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.4.2 Katyonik polielektrolit ve ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar

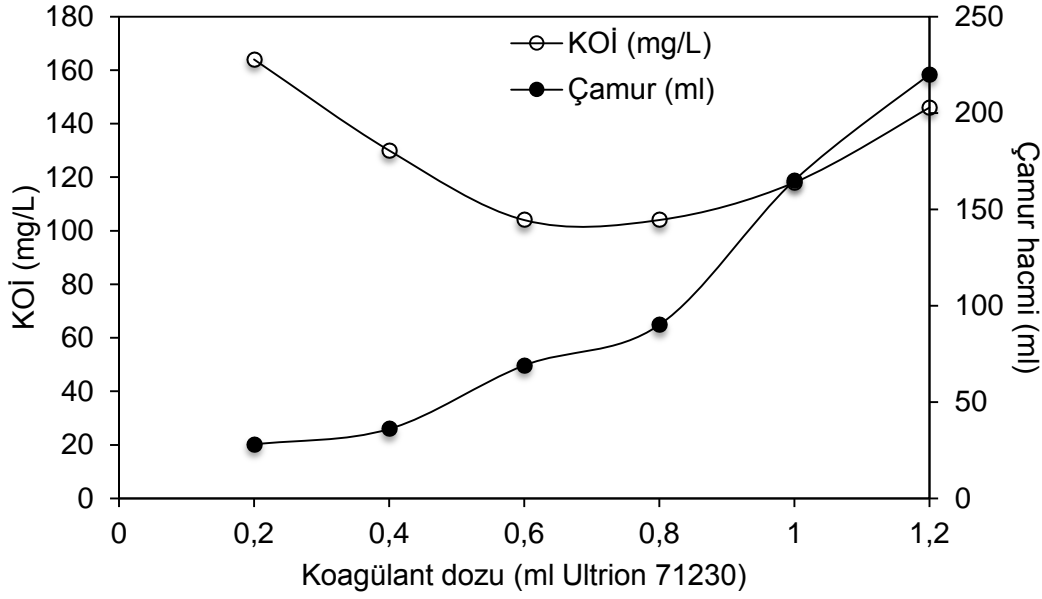
ULTRION 71230 ve katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 ile yürütülen deneysel çalışmalarda ULTRION 71230 dozu 0,2 ml'den 1,2 ml'ye 6 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.14'te verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.14: ULTRION 71230+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.4.3 Flokülant kullanılmadan ve ULTRION 71230 ile yürütülen deneysel çalışmalar

ULTRION 71230'in tek başına, flokülant kullanılmadan yürütülen deneysel çalışmalarda ULTRION 71230 dozu 0,2 ml'den 1,2 ml'ye 6 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.15'te verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.15: Flokülant kullanılmadan ULTRION 71230 ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.4.4 Genel değerlendirme

Yapılan jar test deneylerinde ULTRION 71230'in farklı dozları anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit ve flokülant kullanılmaksızın denenmiş ve optimum koagülant dozu KOİ giderim verimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.4'te farklı ULTRION 71230 dozlarında farklı flokülantlar kullanılarak yapılan jar test sonuçları verilmiştir.

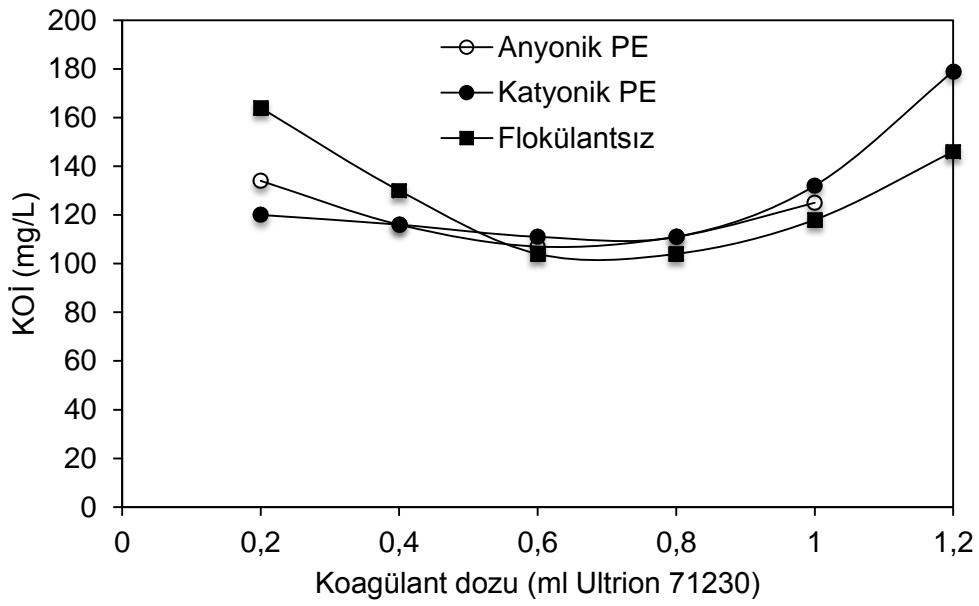
Çizelge 4.4: ULTRION 71230 ile yapılan deneysel çalışmalar.

ULTRION 71230 dozu (ml)	Anyonik PE		Katyonik PE		Flokülantsız	
	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)
0,2	134	32	120	48	164	28
0,4	116	53	116	56	130	36
0,6	107	79	111	85	104	69
0,8	111	95	111	93	104	90
1	125	104	132	130	118	165
1,2	-	-	179	235	146	220

ULTRION 71230 ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde; anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 kullanıldığında 0,6 ml ULTRION 71230 dozunda KOİ'nin 450 mg/L'den 107 mg/L'ye düştüğü ve giderim veriminin %76 olduğu belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 kullanıldığında da optimum doz 0,6 ml olarak saptanmış ve bu dozda KOİ'nin 450 mg/L'den 111 mg/L'ye indiği görülmüştür. Giderim verimi ise %75 olarak hesaplanmıştır. Flokülant kullanılmadığı durumda optimum doz 0,6 ml ULTRION 71230 olarak belirlenmiş, bu

dozda KOİ 450 mg/L'den 104 mg/L'ye düşmüştür ve giderim verimi %77 olarak bulunmuştur.

Bununla birlikte anyonik polielektrolit ve 0,6 ml ULTRION 71230 dozunda çamur oluşumunun 79 ml iken katyonik polielektrolit ve 0,6 ml ULTRION 71230 dozunda ise çamur oluşumu 85 ml olarak saptanmıştır. Flokulan kullanılmadan yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olan 0,6 ml ULTRION 71230 dozunda çamur oluşumu 69 ml olduğu gözlenmiştir. Şekil 4.16'da anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit kullanılarak ve polielektrolit kullanılmadan farklı ULTRION 71230 dozlarına karşılık KOİ sonuçları verilmiştir.

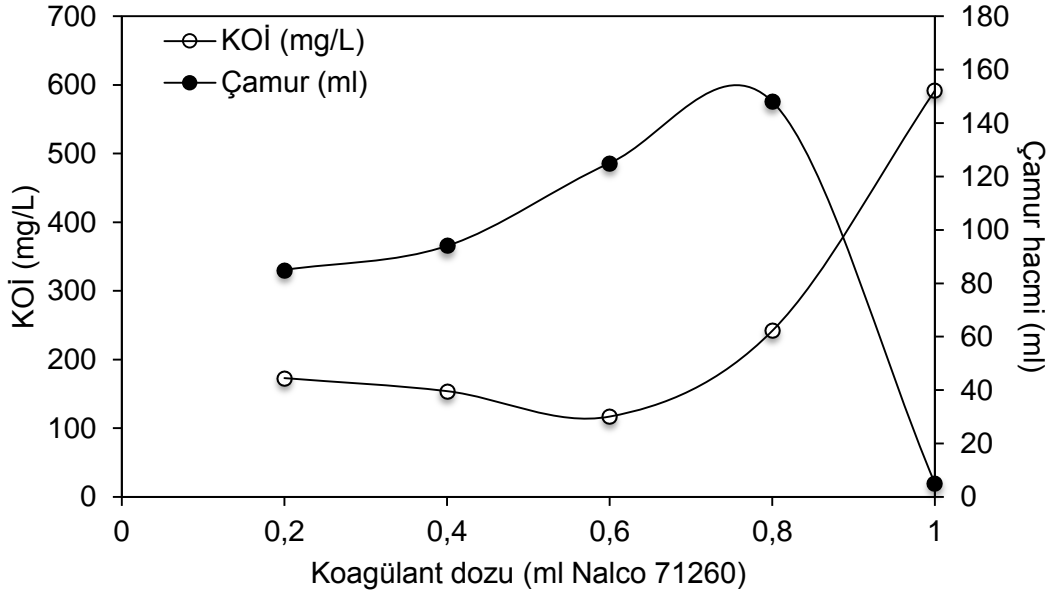


Şekil 4.16: Farklı ULTRION 71230 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.

4.1.5 NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar

4.1.5.1 Anyonik polielektrolit ve NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar

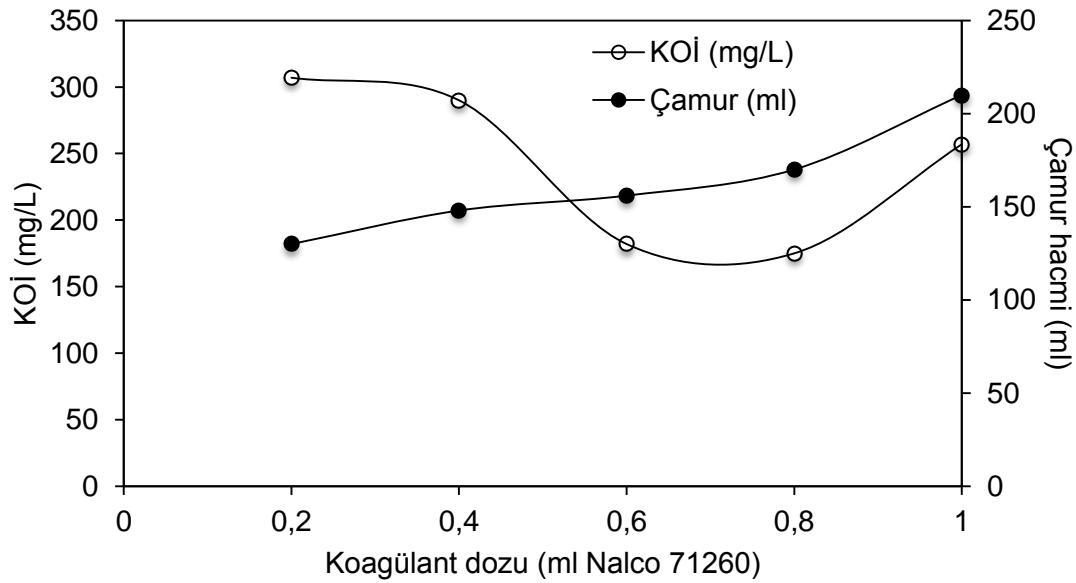
NALCO 71260 ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ile yürütülen deneysel çalışmalarda NALCO 71260 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.17'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.17: NALCO 71260+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.5.2 Katyonik polielektrolit ve NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar

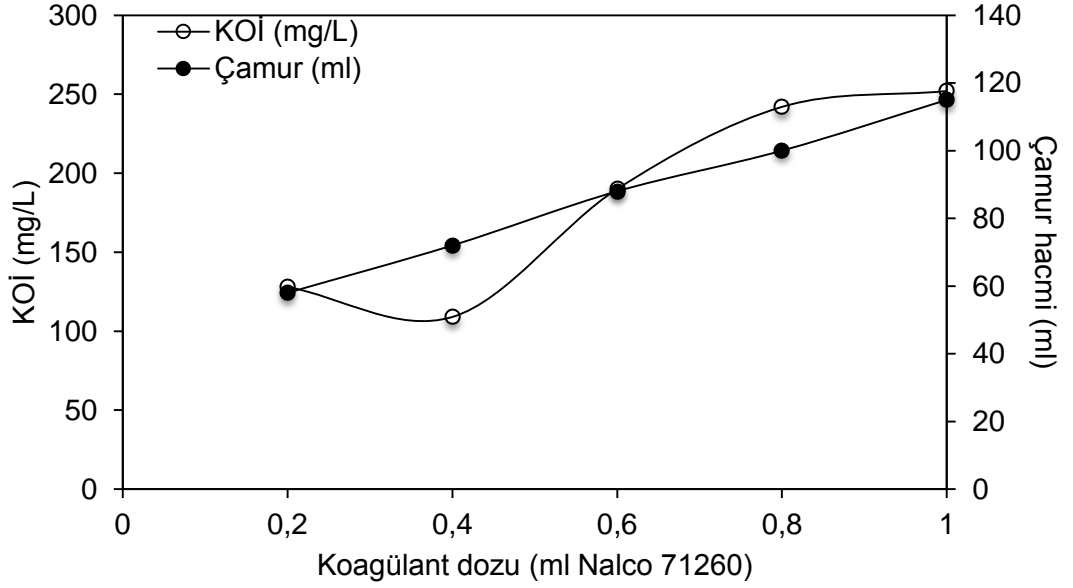
NALCO 71260 ve katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 ile yürütülen deneysel çalışmalarda NALCO 71230 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.18'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2.).



Şekil 4.18: NALCO 71260+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.5.3 Flokülant kullanılmadan ve NALCO 71260 ile yürütülen deneysel çalışmalar

NALCO 71260'in tek başına, flokulan kullanılmadan yürütülen deneysel çalışmalarda NALCO 71260 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.19'da verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.19: Flokülant kullanılmadan NALCO 71260 ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.5.4 Genel değerlendirme

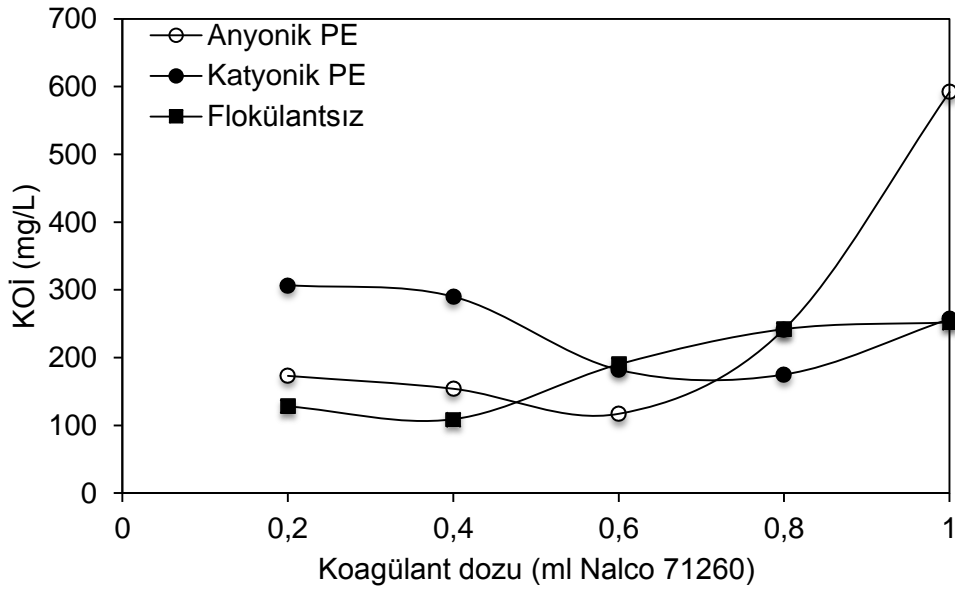
Yapılan jar test deneylerinde NALCO 71260'in farklı dozları anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit ve flokulan kullanılmaksızın denenmiş ve optimum koagulan dozu KOİ giderim verimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.5'te farklı NALCO 71260 dozlarında farklı flokulanlar kullanılarak yapılan jar test sonuçları verilmiştir.

Çizelge 4.5: NALCO 71260 ile yapılan deneysel çalışmalar.

NALCO 71260 dozu (ml)	Anyonik PE		Katyonik PE		Flokülantsız	
	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)
0,2	173	85	307	130	128	58
0,4	154	94	290	148	109	72
0,6	117	125	182	156	190	88
0,8	242	148	175	170	242	100
1	592	5	257	210	252	115

NALCO 71260 ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde; anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 kullanıldığında 0,6 ml NALCO 71260 dozunda KOİ'nin 450 mg/L'den 117 mg/L'ye düştüğü ve giderim veriminin %74 olduğu belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 kullanıldığında da optimum doz 0,8 ml olarak saptanmış ve bu dozda KOİ'nin 450 mg/L'den 175 mg/L'ye indiği görülmüştür. Giderim verimi ise %61 olarak hesaplanmıştır. Flokülant kullanılmadığı durumda optimum doz 0,4 ml NALCO 71260 olarak belirlenmiş, bu dozda KOİ 450 mg/L'den 109 mg/L'ye düşmüştür ve giderim verimi %76 olarak bulunmuştur.

Bununla birlikte anyonik polielektrolit ve 0,6 ml NALCO 71260 dozunda çamur oluşumunun 125 ml iken katyonik polielektrolit ve 0,8 ml NALCO 71260 dozunda ise çamur oluşumu 170 ml olarak saptanmıştır. Flokülant kullanılmadan yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olan 0,4 ml NALCO 71260 dozunda çamur oluşumu 72 ml olduğu gözlenmiştir. Şekil 4.20'de anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit kullanılarak ve polielektrolit kullanılmadan farklı NALCO 71260 dozlarına karşılık KOİ sonuçları verilmiştir.

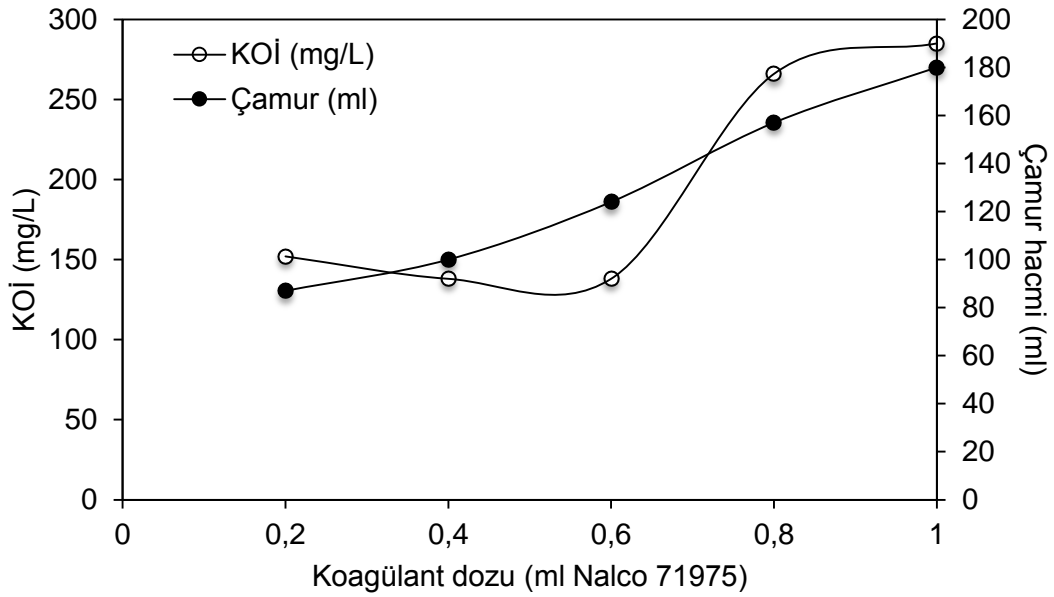


Şekil 4.20: Farklı NALCO 71260 dozlarının ve farklı flokülantların KOİ konsantrasyonuna etkisi.

4.1.6 NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar

4.1.6.1 Anyonik polielektrolit ve NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar

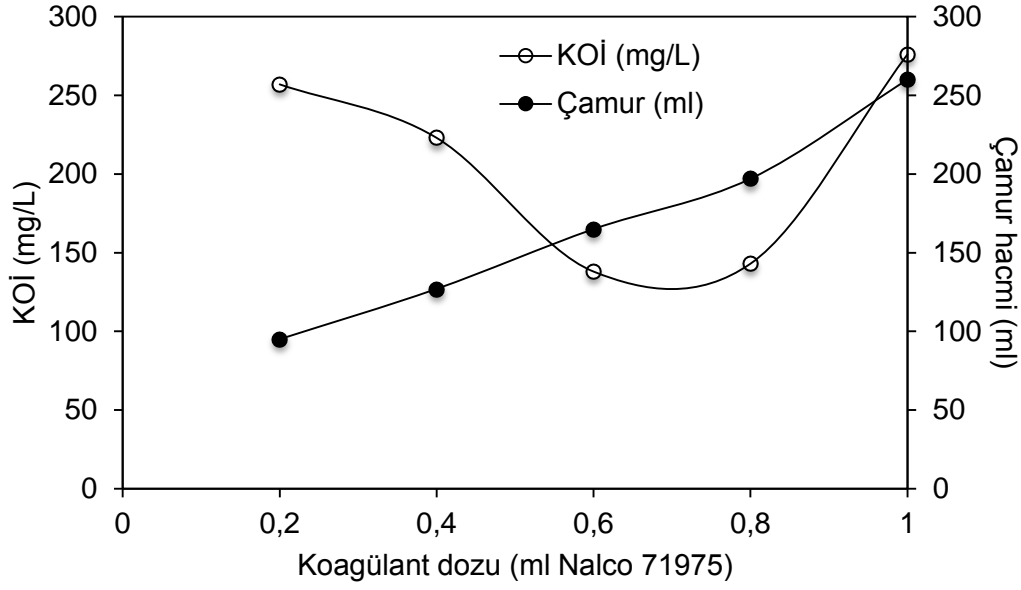
NALCO 71975 ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ile yürütülen deneysel çalışmalarda NALCO 71975 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.21'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.21: NALCO 71975+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.6.2 Katyonik polielektrolit ve NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar

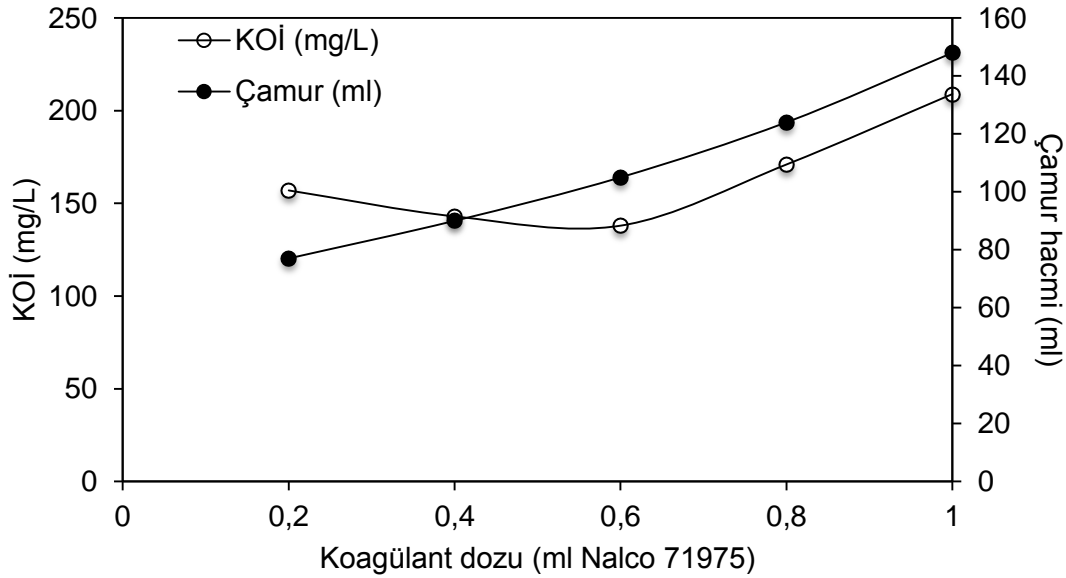
NALCO 71975 ve katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 ile yürütülen deneysel çalışmalarda NALCO 71975 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.22'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.22: NALCO 71975+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.6.3 Flokülant kullanılmadan ve NALCO 71975 ile yürütülen deneysel çalışmalar

NALCO 71975'in tek başına, flokülant kullanılmadan yürütülen deneysel çalışmalarda NALCO 71975 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.23'te verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.23: Flokülant kullanılmadan NALCO 71975 ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.6.4 Genel değerlendirme

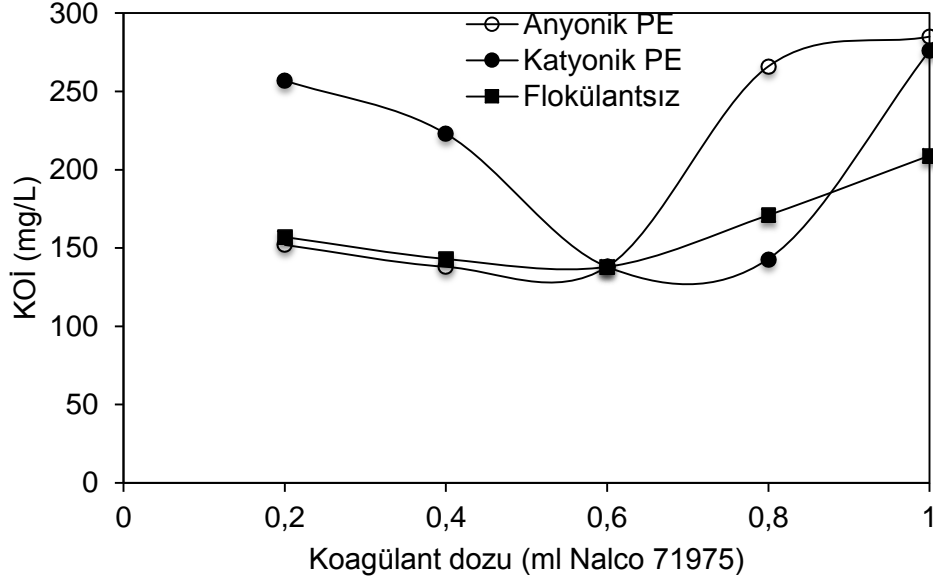
Yapılan jar test deneylerinde NALCO 71975'in farklı dozları anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit ve flokülün kullanılmaksızın denenmiş ve optimum koagülün dozu KOİ giderim verimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.6'da farklı NALCO 71975 dozlarında farklı flokülünler kullanılarak yapılan jar test sonuçları verilmiştir.

Çizelge 4.6: NALCO 71975 ile yapılan deneysel çalışmalar.

NALCO 71975 dozu (ml)	Anyonik PE		Katyonik PE		Flokülantsız	
	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)
0,2	152	87	257	95	157	77
0,4	138	100	223	127	143	90
0,6	138	124	138	165	138	105
0,8	266	157	143	197	171	124
1	285	180	276	260	209	148

NALCO 71975 ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde; anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 kullanıldığında 0,4 ml NALCO 71975 dozunda KOİ'nin 450 mg/L'den 138 mg/L'ye düştüğü ve giderim veriminin %69 olduğu belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 kullanıldığında ise optimum doz 0,6 ml olarak saptanmış ve bu dozda KOİ'nin 450 mg/L'den 138 mg/L'ye indiği görülmüştür. Giderim verimi ise %69 olarak hesaplanmıştır. Flokülün kullanılmadığı durumda optimum doz 0,6 ml NALCO 71975 olarak belirlenmiş, bu dozda KOİ 450 mg/L'den 138 mg/L'ye düşmüştür ve giderim verimi %69 olarak bulunmuştur.

Bununla birlikte anyonik polielektrolit ve 0,4 ml NALCO 71975 dozunda çamur oluşumunun 100 ml iken katyonik polielektrolit ve 0,6 ml NALCO 71975 dozunda ise çamur oluşumu 165 ml olarak saptanmıştır. Flokülün kullanılmadan yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olan 0,6 ml NALCO 71975 dozunda çamur oluşumu 105 ml olduğu gözlenmiştir. Şekil 4.24'te anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit kullanılarak ve polielektrolit kullanılmadan farklı NALCO 71975 dozlarına karşılık KOİ sonuçları verilmiştir.

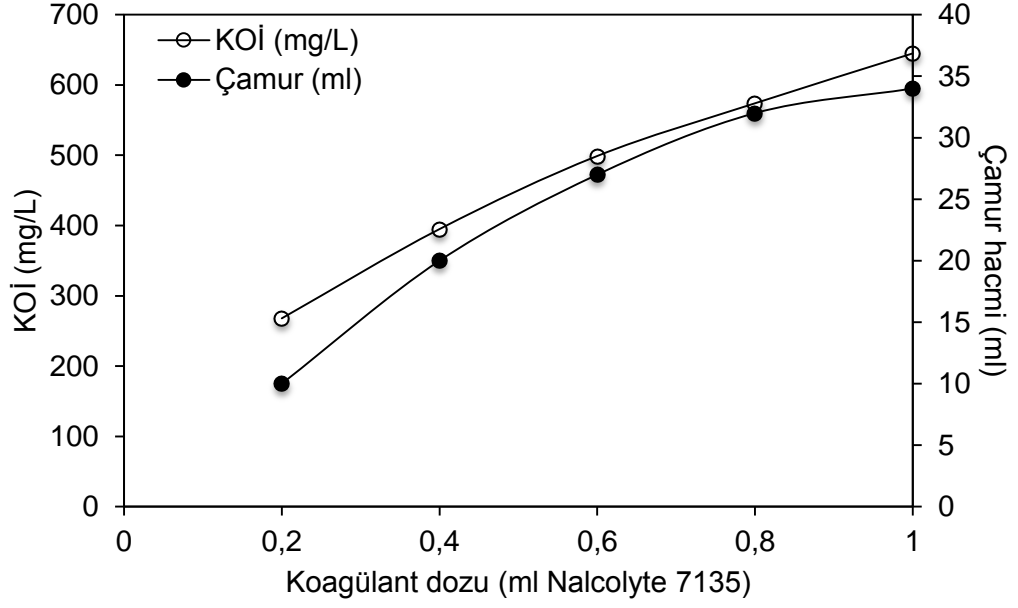


Şekil 4.24: Farklı NALCO 71975 dozlarının ve farklı flokülantların KOİ konsantrasyonuna etkisi.

4.1.7 NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar

4.1.7.1 Anyonik polielektrolit ve NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar

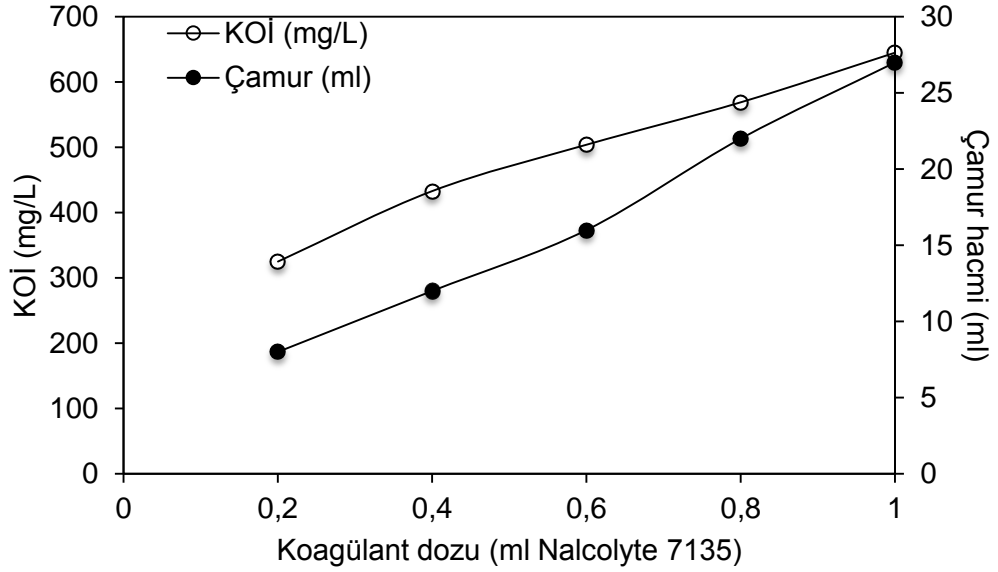
NALCOLYTE 7135 ve anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 ile yürütülen deneysel çalışmalarda NALCOLYTE 7135 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.25'te verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.25: NALCOLYTE 7135+Anyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.7.2 Katyonik polielektrolit ve NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar

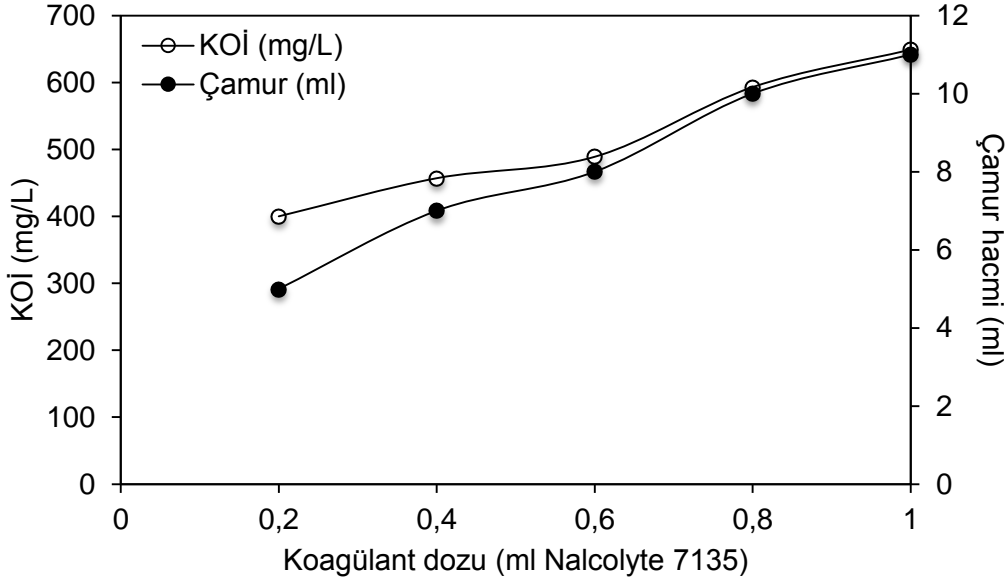
NALCOLYTE 7135 ve katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 ile yürütülen deneysel çalışmalarda NALCOLYTE 7135 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.26'da verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.26: NALCOLYTE 7135+Katyonik PE ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.7.3 Flokülant kullanılmadan ve NALCOLYTE 7135 ile yürütülen deneysel çalışmalar

NALCOLYTE 7135'in tek başına, flokülant kullanılmadan yürütülen deneysel çalışmalarda NALCOLYTE 7135 dozu 0,2 ml'den 1 ml'ye 5 farklı dozda denenmiş ve bu dozlar sonucunda belirlenen KOİ konsantrasyonları ve çamur oluşumları Şekil 4.27'de verilmiştir. Deneyler sırasında Atıksu-III kullanılmıştır. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).



Şekil 4.27: Flokülant kullanılmadan NALCOLYTE 7135 ile yürütülen jar test sonuçları.

4.1.7.4 Genel değerlendirme

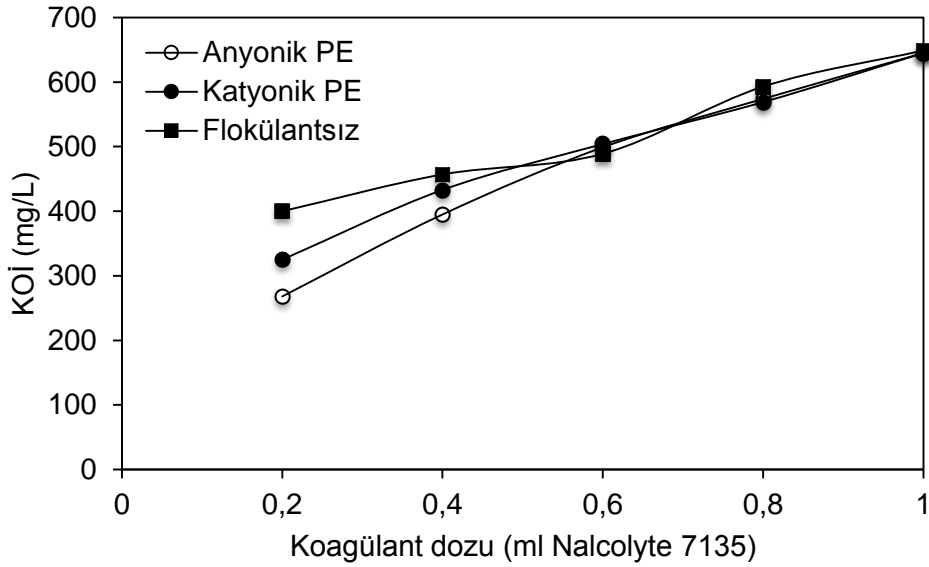
Yapılan jar test deneylerinde NALCOLYTE 7135'in farklı dozları anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit ve flokülant kullanılmaksızın denenmiş ve optimum koagülant dozu KOİ giderim verimine ve çamur oluşumuna bağlı olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.7'de farklı NALCOLYTE 7135 dozlarında farklı flokülantlar kullanılarak yapılan jar test sonuçları verilmiştir.

Çizelge 4.7: NALCOLYTE 7135 ile yapılan deneysel çalışmalar.

NALCOLYTE 7135 dozu (ml)	Anyonik PE		Katyonik PE		Flokülantsız	
	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)	KOİ (mg/L)	Çamur hacmi (ml)
0,2	268	10	325	8	400	5
0,4	395	20	433	12	457	7
0,6	499	27	504	16	489	8
0,8	574	32	569	22	593	10
1	645	34	645	27	649	11

NALCOLYTE 7135 ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde; anyonik polielektrolit WET-Treat® 7053 kullanıldığında 0,2 ml NALCOLYTE 7135 dozunda KOİ'nin 450 mg/L'den 268 mg/L'ye düştüğü ve giderim veriminin %40 olduğu belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit WET-Treat® 7012 kullanıldığında da optimum doz 0,2 ml olarak saptanmış ve bu dozda KOİ'nin 450 mg/L'den 325 mg/L'ye indiği görülmüştür. Giderim verimi ise %28 olarak hesaplanmıştır. Flokulan kullanılmadığı durumda optimum doz 0,2 ml NALCOLYTE 7135 olarak belirlenmiş, bu dozda KOİ 450 mg/L'den 400 mg/L'ye düşmüştür ve giderim verimi %11 olarak bulunmuştur. Giderim verimlerinin oldukça düşük olduğu gözlemlenmiştir.

Bununla birlikte anyonik polielektrolit ve 0,2 ml NALCOLYTE 7135 dozunda çamur oluşumunun 10 ml iken katyonik polielektrolit ve 0,2 ml NALCOLYTE 7135 dozunda ise çamur oluşumu 8 ml olarak saptanmıştır. Flokulan kullanılmadan yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olan 0,2 ml NALCOLYTE 7135 dozunda çamur oluşumu 5 ml olduğu gözlenmiştir. Şekil 4.28'de anyonik polielektrolit, katyonik polielektrolit kullanılarak ve polielektrolit kullanılmadan farklı NALCOLYTE 7135 dozlarına karşılık KOİ sonuçları verilmiştir.



Şekil 4.28: Farklı NALCOLYTE 7135 dozlarının ve farklı flokulanların KOİ konsantrasyonuna etkisi.

4.2 Partikül Boyut Dağılımı Çalışmaları Sonuçları

Partikül boyut dağılımı (PBD) atıksudaki kirleticileri partiküler, kolloidal ve çözünebilir fraksiyonlar olarak bölümlere ayırmakta ve böylece konvansiyonel atıksu karakterizasyonu hakkında bilgi vermektedir. Yüksek lisans tezi kapsamında PBD

analizleri kimyasal arıtma uygulamalarının organik madde giderimine etkisini ortaya koymak amacıyla gerçekleştirilmiştir. Bununla birlikte PBD analizleri kimyasal arıtım sonrası uygulanabilecek bir ileri arıtma teknolojisi olan membran proseslerinden hangi tip membranın kullanılabilirliği konusunda fikir verebilmektedir.

PBD analizleri optimum olarak belirlenmiş anyonik polielektrolit ve 250 mg/L FeCl₃ dozu, optimum dozun altında olan anyonik polielektrolit ve 100 mg/L FeCl₃ dozu, yine optimum olarak belirlenmiş anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s dozu, optimum dozun altında kalan anyonik polielektrolit ve 0,1 ml Pac-s dozu için gerçekleştirilmiştir. Ayrıca ham atıksu da PBD analizine tabii tutularak diğer PBD analizleriyle karşılaştırılmış ve böylece kimyasal arıtılabilirliğin etkisinin görülebilmesi sağlanmıştır. PBD analizlerinde her filtreden sonra atıksu numunesinin KOİ ve TOK parametrelerinin incelenmiştir.

4.2.1 Atıksu ile yapılan Partikül Boyut Dağılımı (PBD) analizi

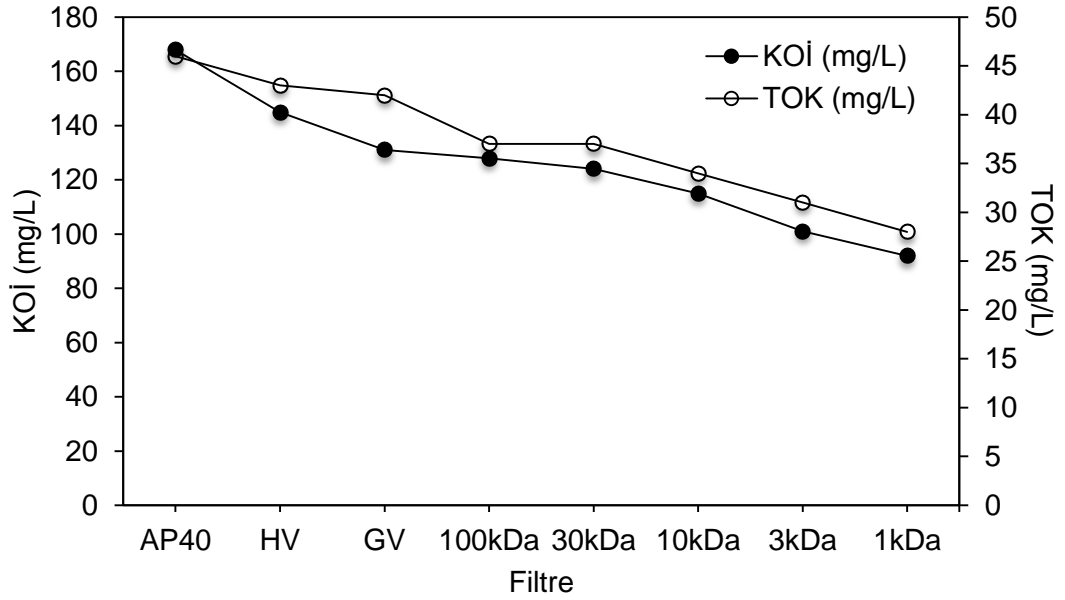
Paşaköy İBAAT'den 01.07.2013 ve 14.08.2013 tarihlerinde temin edilen ham atıksular ile PBD analizi gerçekleştirilmiş, Çizelge 4.8'de 01.07.2013 tarihli ham atıksuyun (Atıksu-II) PBD analizi verilmişken Çizelge 4.9'da 14.08.2013 tarihli ham atıksuyun (Atıksu-III) PBD analizi verilmiştir. Şekil 4.29 ve Şekil 4.30'da ise ham atıksuların (sırasıyla 01.07.2013 tarihli ve 14.08.2013 tarihli) filtreler sonrasında ölçülen KOİ ve TOK değerleri verilmiştir. Ham atıksulara ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).

Çizelge 4.8: Atıksu-II'nin KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.

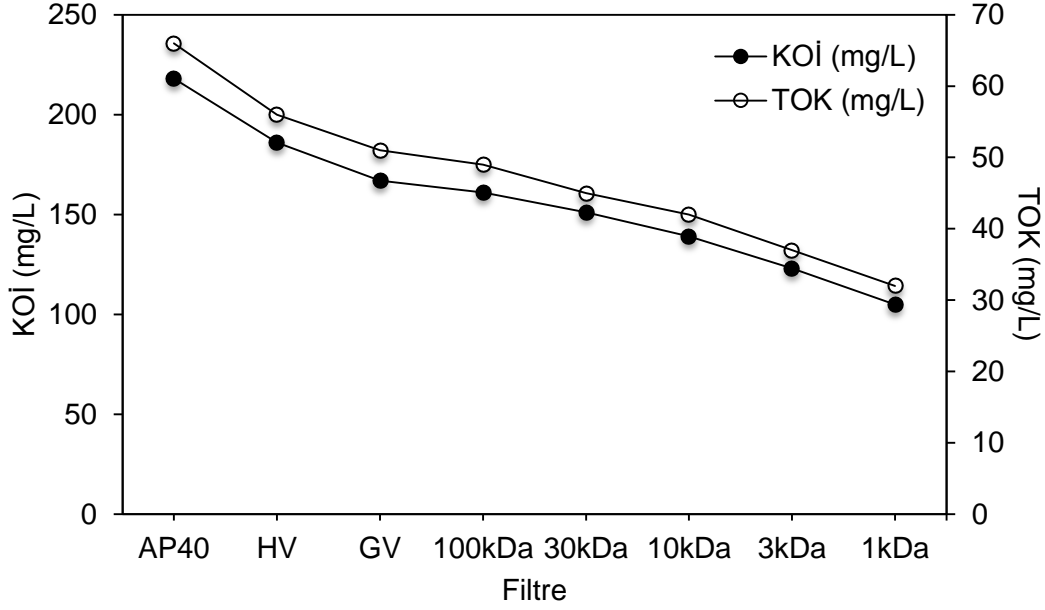
Ayırma tekniği	Partikül boyutu (nm)	Kümülatif (mg/L)		Boyut aralığı (nm)	Diferansiyel (mg/L)	
		KOİ	TOK		KOİ	TOK
Toplam		400	121			
<i>Filtrasyon</i>						
AP40 filtre	1600	168	46	>1600	232	75
HV filtre	450	145	43	450-1600	23	3
GV filtre	220	131	42	220-450	14	1
<i>Ultrafiltrasyon</i>						
100 kDa	13	128	37	13-220	3	5
30 kDa	8	124	37	8-13	4	0
10 kDa	5	115	34	5-8	9	3
3 kDa	3	101	31	3-5	14	3
1 kDa	1	92	28	2-3	9	3
				<2	92	28

Çizelge 4.9: Atıksu-III'ün KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.

Ayırma tekniği	Partikül boyutu (nm)	Kümülatif (mg/L)		Boyut aralığı (nm)	Diferansiyel (mg/L)	
		KOİ	TOK		KOİ	TOK
Toplam		463	140			
<i>Filtrasyon</i>						
AP40 filtre	1600	218	66	>1600	245	74
HV filter	450	185	56	450-1600	32	10
GV filter	220	167	51	220-450	19	5
<i>Ultrafiltrasyon</i>						
100 kDa	13	161	49	13-220	6	2
30 kDa	8	151	45	8-13	10	4
10 kDa	5	139	42	5-8	12	3
3 kDa	3	123	37	3-5	16	5
1 kDa	1	105	37	2-3	18	5
				<2	105	32



Şekil 4.29: Atıksu-II'nin filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.



Şekil 4.30: Atıksu-III'ün filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.

4.2.2 FeCl₃ ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda PBD analizi

Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olarak belirlenen anyonik polielektrolit ve 250 mg/L FeCl₃ ve jar testler sonucu optimum dozun altında kalan anyonik polielektrolit ve 100 mg/L FeCl₃ dozları PBD analizine tabii tutulmuştur. Yapılan çalışmalarda 01.07.2013 tarihinde Paşaköy İBAAT'den temin edilen ham atıksuya (Atıksu-II) öncelikle belirtilen dozlarda koagülasyon-flokülasyon işlemi yapılmış ve daha sonra üstsulara PBD analizi uygulanmıştır. Çizelge 4.10'da anyonik polielektrolit ve 250 mg/L FeCl₃ dozu ile yapılan jar test üstsuyunun PBD analizi verilmişken Çizelge 4.11'de anyonik polielektrolit ve 100 mg/L FeCl₃ dozu ile yapılan jar test üstsuyunun PBD analizi verilmiştir. Jar test üstsularının karakterizasyonu Çizelge 4.12'de verilmiştir. Şekil 4.31 ve Şekil 4.32'de ise jar test üstsularının (sırasıyla 250 mg/L FeCl₃ ve 100 mg/L FeCl₃) filtreler sonrasında ölçülen KOİ ve TOK değerleri verilmiştir. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).

Çizelge 4.10: 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyununun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.

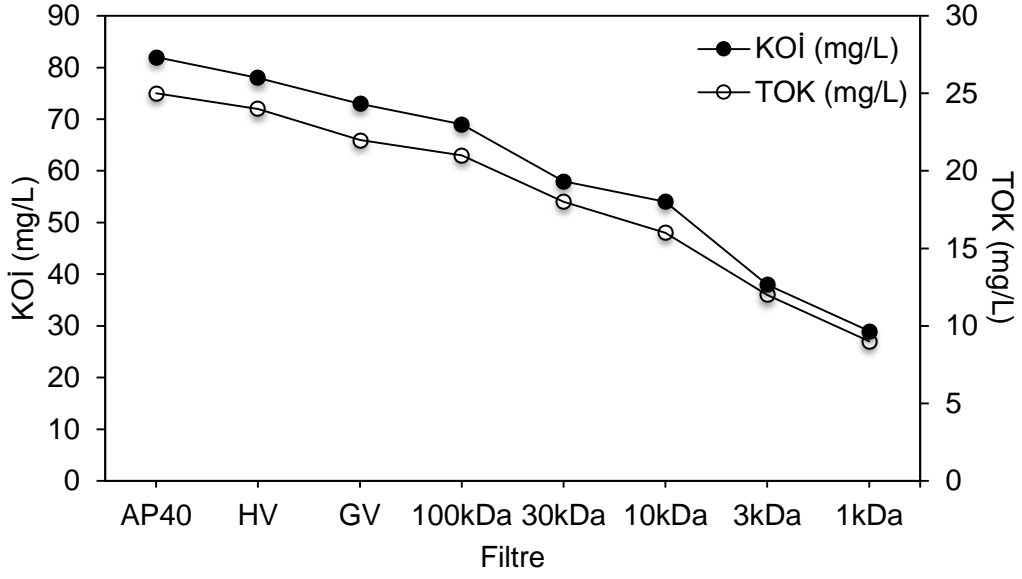
Ayırma tekniği	Partikül boyutu (nm)	Kümülatif (mg/L)		Boyut aralığı (nm)	Diferansiyel (mg/L)	
		KOİ	TOK		KOİ	TOK
Toplam		103	31			
<i>Filtrasyon</i>						
AP40 filtre	1600	82	25	>1600	21	6
HV filtre	450	78	24	450-1600	4	1
GV filtre	220	73	22	220-450	5	2
<i>Ultrafiltrasyon</i>						
100 kDa	13	69	21	13-220	4	1
30 kDa	8	58	18	8-13	11	3
10 kDa	5	54	16	5-8	4	2
3 kDa	3	38	12	3-5	16	4
1 kDa	1	29	9	2-3	9	3
				<2	29	9

Çizelge 4.11: 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyununun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.

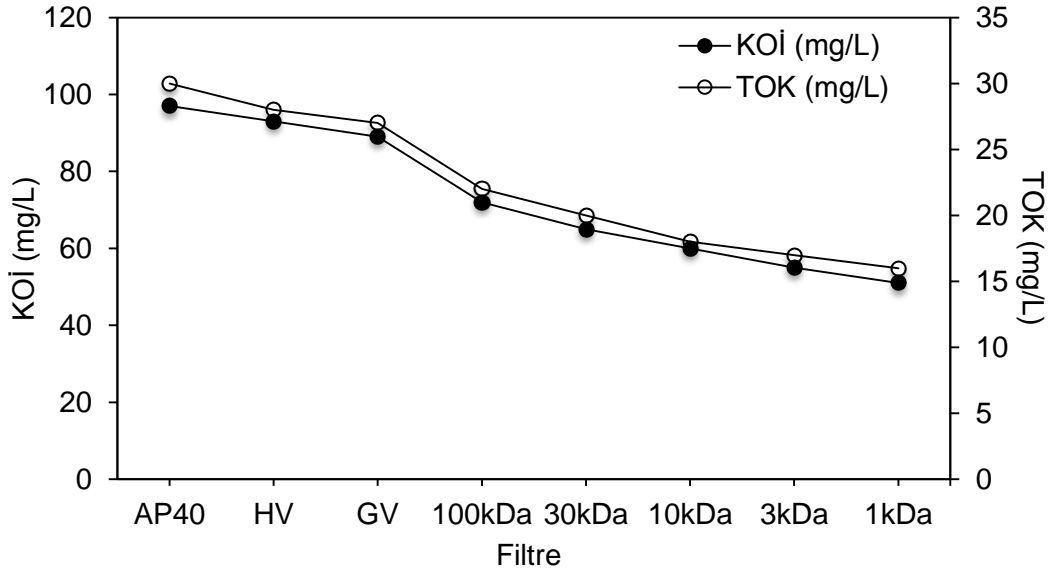
Ayırma tekniği	Partikül boyutu (nm)	Kümülatif (mg/L)		Boyut aralığı (nm)	Diferansiyel (mg/L)	
		KOİ	TOK		KOİ	TOK
Toplam		131	40			
<i>Filtrasyon</i>						
AP40 filtre	1600	97	30	>1600	34	10
HV filter	450	93	28	450-1600	4	2
GV filter	220	89	27	220-450	4	1
<i>Ultrafiltrasyon</i>						
100 kDa	13	72	22	13-220	17	5
30 kDa	8	65	20	8-13	7	2
10 kDa	5	60	18	5-8	5	2
3 kDa	3	55	17	3-5	5	1
1 kDa	1	51	16	2-3	4	1
				<2	51	16

Çizelge 4.12: Jar test üstsularının karakterizasyonu.

Parametre	250 mg/L	100 mg/L
	FeCl ₃ +anyonik PE	FeCl ₃ +anyonik PE
TKOİ (mg/L)	83	131
TKN (mg/L)	50	53
NH ₄ -N (mg/L)	47.6	40
TP (mg/L)	2.2	2.1
PO ₄ -P (mg/L)	0.03	0.05
TOK (mg/L)	25	40



Şekil 4.31: 250 mg/L FeCl₃+anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.



Şekil 4.32: 100 mg/L FeCl₃+anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.

4.2.3 Pac-s ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda PBD analizi

Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında optimum doz olarak belirlenen anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s ve jar testler sonucu optimum dozun altında kalan anyonik polielektrolit ve 0,1 ml Pac-s dozları PBD analizine tabii tutulmuştur. Yapılan çalışmalarda 14.08.2013 tarihinde Paşaköy İBAAT'den temin edilen ham atıksuya

(Atıksu-III) öncelikle belirtilen dozlarda koagülasyon-flokülasyon işlemi yapılmış ve daha sonra üstsulara PBD analizi uygulanmıştır. Çizelge 4.13'te anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s dozu ile yapılan jar test üstsuyunun PBD analizi verilmişken Çizelge 4.14'te anyonik polielektrolit ve 0,1 ml Pac-s dozu ile yapılan jar test üstsuyunun PBD analizi verilmiştir. Jar test üstsularının karakterizasyonu Çizelge 4.15'te verilmiştir. Şekil 4.33 ve Şekil 4.34'te ise jar test üstsularının (sırasıyla 0,5 ml Pac-s ve 0,1 ml Pac-s) filtreler sonrasında ölçülen KOİ ve TOK değerleri verilmiştir. Ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2).

Çizelge 4.13: 0,5 ml Pac-s ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.

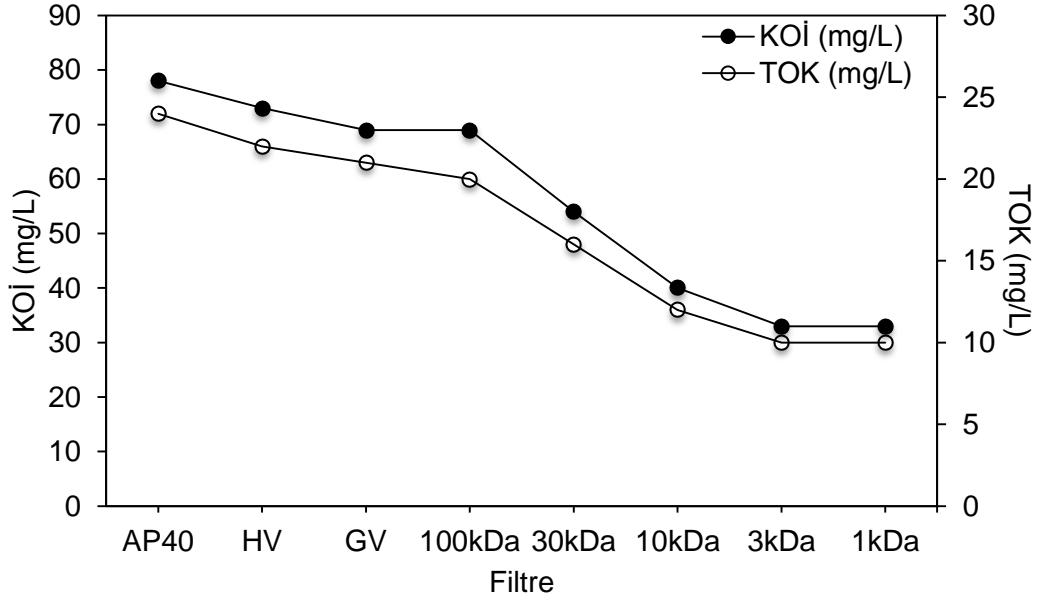
Ayırma tekniği	Partikül boyutu (nm)	Kümülatif (mg/L)		Boyut aralığı (nm)	Diferansiyel (mg/L)	
		KOİ	TOK		KOİ	TOK
Toplam		87,5	27			
<i>Filtrasyon</i>						
AP40 filtre	1600	78	24	>1600	9,5	3
HV filtre	450	73	22	450-1600	5	2
GV filtre	220	69	21	220-450	4	1
<i>Ultrafiltrasyon</i>						
100 kDa	13	69	20	13-220	0	1
30 kDa	8	54	16	8-13	15	4
10 kDa	5	40	12	5-8	14	4
3 kDa	3	33	10	3-5	7	2
1 kDa	1	33	10	2-3	0	0
				<2	33	10

Çizelge 4.14: 0,1 ml Pac-s ve anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun KOİ ve TOK'a bağlı PBD analizi.

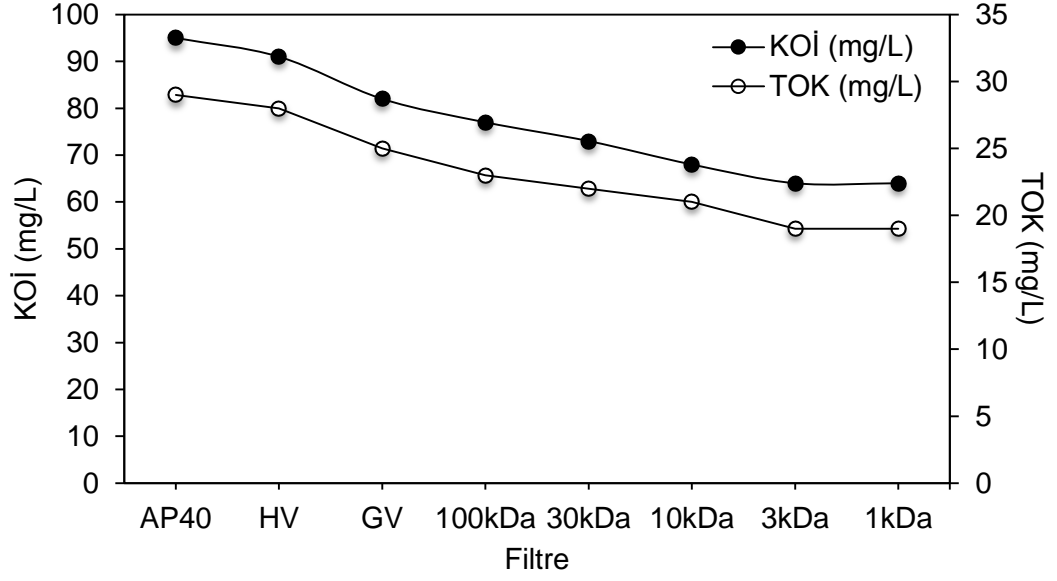
Ayırma tekniği	Partikül boyutu (nm)	Kümülatif (mg/L)		Boyut aralığı (nm)	Diferansiyel (mg/L)	
		KOİ	TOK		KOİ	TOK
Toplam		113,5	34			
<i>Filtrasyon</i>						
AP40 filtre	1600	95	29	>1600	18,5	5
HV filtre	450	91	28	450-1600	4	1
GV filtre	220	82	25	220-450	9	3
<i>Ultrafiltrasyon</i>						
100 kDa	13	77	23	13-220	5	2
30 kDa	8	73	22	8-13	4	1
10 kDa	5	68	21	5-8	5	1
3 kDa	3	64	19	3-5	4	2
1 kDa	1	64	19	2-3	0	0
				<2	64	19

Çizelge 4.15: Jar test üstsularının karakterizasyonu.

Parametre	0,5 ml Pac-s +anyonik PE	0,1 ml Pac-s +anyonik PE
TKOİ (mg/L)	87,5	113,5
TKN (mg/L)	50	60
NH ₄ -N (mg/L)	47,3	52
TP (mg/L)	2,4	3,4
PO ₄ -P (mg/L)	0	3
TOK (mg/L)	28	36



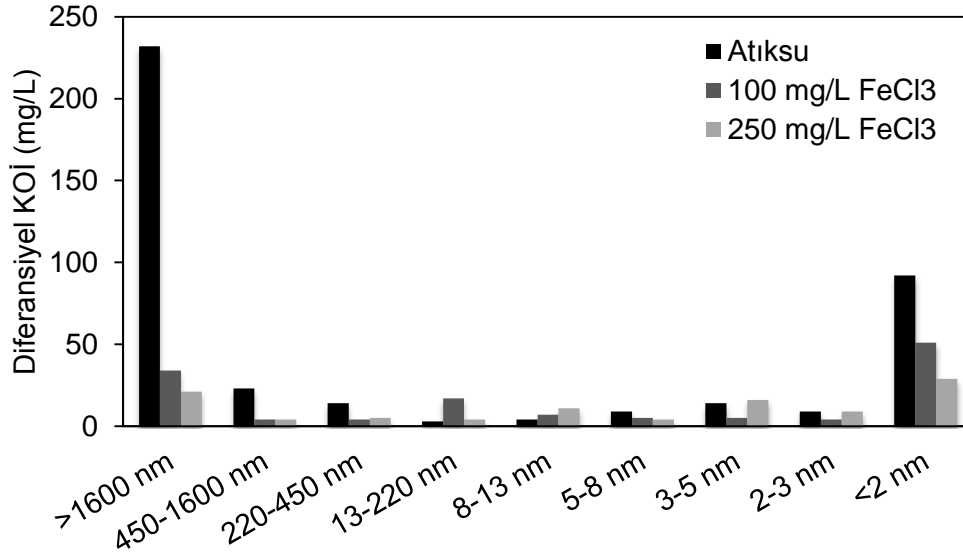
Şekil 4.33: 0,5 ml Pac-s+anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.



Şekil 4.34: 0,1 ml Pac-s+anyonik PE ile yapılan jar test üstsuyunun filtrasyon sonrası KOİ ve TOK konsantrasyonları.

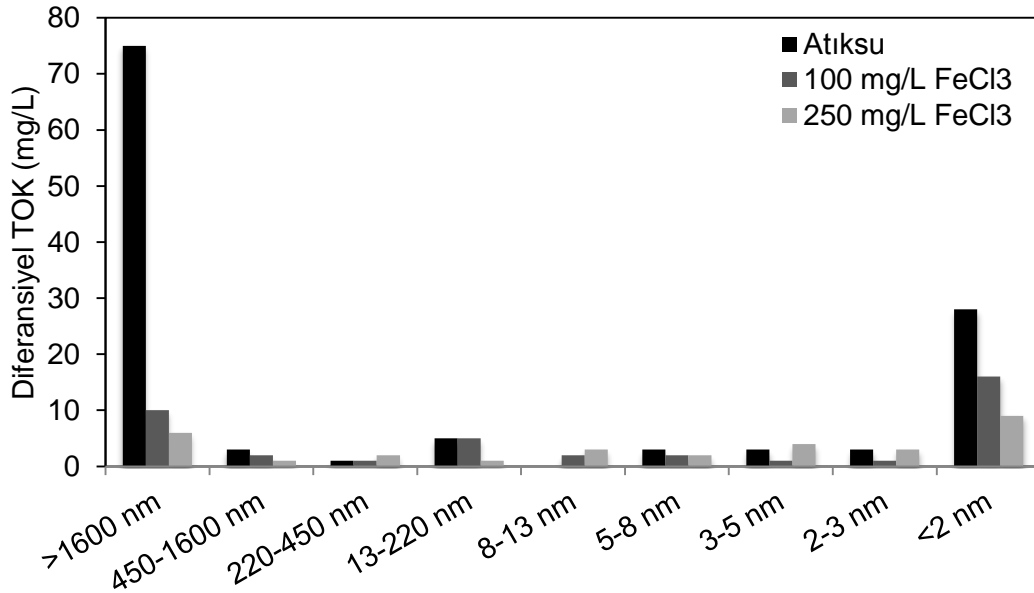
4.2.4 Genel değerlendirme

PBD analizleri sonucunda Atıksu-II ile 250 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozunun jar test üstsuyu ve 100 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozunun jar test üstsuyu karşılaştırması yapılmıştır. Şekil 4.35'te verilen filtrelere karşı diferansiyel KOİ grafiğinde ve Şekil 4.36'da verilen filtreler karşı diferansiyel TOK grafiğinde atıksuların her filtredeki fraksiyonları görülmektedir.



Şekil 4.35: FeCl₃ ile yapılan kimyasal artılabilirlik çalışmalarının diferansiyel KOİ bazlı PBD analizi.

Şekil 4.35'e göre Atıksu-II'de 232 mg/L KOİ 1600 nm'den büyük olarak belirlenmiştir. Bu da Atıksu-II'nin KOİ fraksiyonlarından en büyük kısmının %58 ile partiküler KOİ (>1600nm) olduğunu göstermektedir. Ayrıca Atıksu-II'nin PBD incelendiğinde diğer bir yüksek değer 92 mg/L KOİ konsantrasyonu ile 2 nm'den küçük partiküller olduğu görülmektedir. Bu da Atıksu-II'nin KOİ fraksiyonunun %23'ünün çözümlü KOİ (<2nm) olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte 250 mg/L FeCl₃+anyonik PE kullanılarak kimyasal arıtım yapıldığı durumda sadece 21 mg/L KOİ konsantrasyonunun 1600 nm'den büyük iken (%20), 100 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozu kullanılarak yapılan kimyasal arıtım sonucu PBD analizinde 34 mg/L KOİ'nin 1600 nm'den büyük olduğu görülmüştür. 250 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozu kullanılarak yapılan jar test üstsuyunun PBD analizinde KOİ'nin %20'si partiküler KOİ (>1600nm) iken, 100 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozunun jar test üstsuyunda bu değer %25 olarak tespit edilmiştir. 250 mg/l FeCl₃+anyonik PE dozu ile yapılan çalışmalarda jar test üstsuyunun en büyük fraksiyonunun 29 mg/L KOİ konsantrasyonu ile çözümlü KOİ (<2nm) olduğu ve bunun da partiküllerin %35'ini oluşturduğu belirlenmiştir. Aynı şekilde 100 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozunda jar test üstsuyunun KOİ fraksiyonunu incelendiğinde en büyük dağılımın 51 mg/L KOİ konsantrasyonu ile çözümlü KOİ olduğu ve %39 oranında olduğu belirlenmiştir.

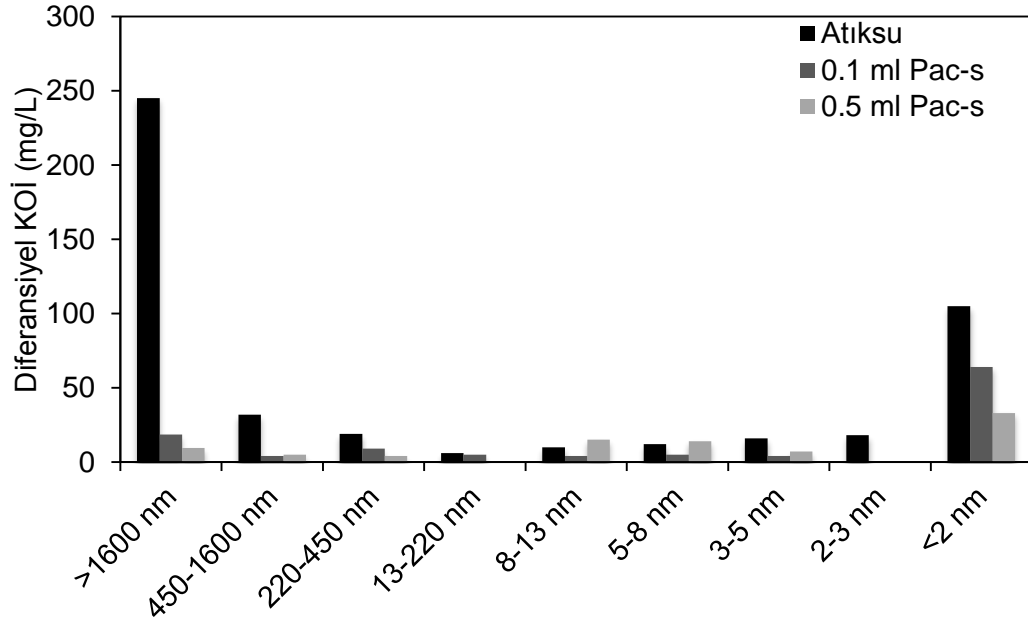


Şekil 4.36: FeCl₃ ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının diferansiyel TOK bazlı PBD analizi.

Şekil 4.36'ya göre Atıksu-II'de 75 mg/L TOK 1600 nm'den büyük olarak belirlenmiştir. Bu da Atıksu-II'nin TOK fraksiyonlarından en büyük kısmının %62 ile

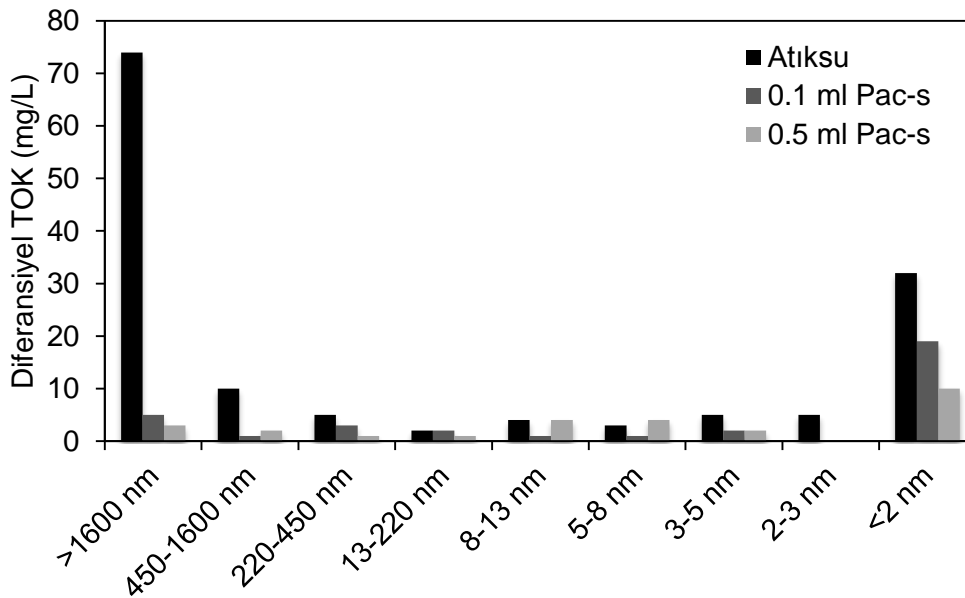
partiküler TOK (>1600nm) olduğunu göstermektedir. Ayrıca Atıksu-II'nin PBD incelendiğinde diğer bir yüksek değer 28 mg/L TOK konsantrasyonu ile 2 nm'den küçük partiküller olduğu görülmektedir. Bu da Atıksu-II'nin TOK fraksiyonunun %23'ünün çözünür TOK (<2nm) olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte 250 mg/L FeCl₃+anyonik PE kullanılarak kimyasal arıtım yapıldığı durumda partiküler kısım olarak adlandırılan 1600 nm'den büyük TOK konsantrasyonu 6 mg/L iken (%19), 100 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozu kullanılarak yapılan kimyasal arıtım sonucu PBD analizinde 10 mg/L TOK'un 1600 nm'den büyük olduğu görülmüştür (%25). 250 mg/l FeCl₃+anyonik PE dozu ile yapılan çalışmalarda jar test üstsuyunun en büyük fraksiyonunun 9 mg/L TOK konsantrasyonu ile çözünür TOK (<2nm) olduğu ve bunun da partiküllerin %36'sını oluşturduğu belirlenmiştir. Aynı şekilde 100 mg/L FeCl₃+anyonik PE dozunda jar test üstsuyunun TOK fraksiyonunu incelendiğinde en büyük dağılımın 16 mg/L TOK konsantrasyonu ile çözünür TOK olduğu ve %40 oranında olduğu belirlenmiştir. Şekil 4.35 ve Şekil 4.36 incelendiğinde her iki grafikte de trendlerin aynı olduğu görülmektedir.

PBD analizleri sonucunda Atıksu-III ile 0,5 ml Pac-s+anyonik PE dozunun jar test üstsuyu ve 0,1 ml Pac-s+anyonik PE dozunun jar test üstsuyu karşılaştırması yapılmıştır. Şekil 4.37'de verilen filtrelelere karşı diferansiyel KOİ grafiğinde ve Şekil 4.38'de verilen filtrelelere karşı diferansiyel TOK grafiğinde atıksuların her filtredeki fraksiyonları görülmektedir.



Şekil 4.37: Pac-s ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının diferansiyel KOİ bazlı PBD analizi.

Şekil 4.37'e göre Atıksu-III'te 245 mg/L KOİ 1600 nm'den büyük olarak belirlenmiştir. Buda Atıksu-III'ün KOİ fraksiyonlarından en büyük kısmının %55 ile partiküler KOİ (>1600nm) olduğunu göstermektedir. Ayrıca Atıksu-III'ün PBD incelendiğinde diğer bir yüksek değer 105 mg/L KOİ konsantrasyonu ile 2 nm'den küçük partiküller olduğu görülmektedir. Bu da Atıksu-III'ün KOİ fraksiyonunun %23'ünün çözüner KOİ (<2nm) olduğunu göstermektedir. 450-1600 nm arasında kalan koloidal ve suprakoloidal partikülleri içeren kısımda ise %7 oranında 32 mg/L KOİ görülmektedir. Bununla birlikte 0,5 ml Pac-s+anyonik PE kullanılarak kimyasal arıtım yapıldığı durumda sadece 9,5 mg/L KOİ konsantrasyonunun 1600 nm'den büyük iken, 0,1 ml Pac-s+anyonik PE dozu kullanılarak yapılan kimyasal arıtım sonucu PBD analizinde 18,5 mg/L KOİ'nin 1600 nm'den büyük olduğu görülmüştür. 0,5 ml Pac-s+anyonik PE dozu kullanılarak yapılan jar test üstsuyunun PBD analizinde KOİ'nin sadece %11'i partiküler KOİ (>1600nm) iken, 0,1 ml Pac-s+anyonik PE dozunun jar test üstsuyunda bu değer %16 olarak tespit edilmiştir. 0,5 ml Pac-s+anyonik PE dozu ile yapılan çalışmalarda jar test üstsuyunun en büyük fraksiyonunun 33 mg/L KOİ konsantrasyonu ile çözüner KOİ (<2nm) olduğu ve bunun da partiküllerin %38'ini oluşturduğu belirlenmiştir. Aynı şekilde 0,1 ml Pac-s+anyonik PE dozunda jar test üstsuyunun KOİ fraksiyonunu incelendiğinde en büyük dağılımın 64 mg/L KOİ konsantrasyonu ile çözüner KOİ olduğu ve %56 oranında olduğu belirlenmiştir.



Şekil 4.38: Pac-s ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının diferansiyel TOK bazlı PBD analizi.

Şekil 4.38'e göre Atıksu-III'te 74 mg/L TOK 1600 nm'den büyük olarak belirlenmiştir. Buda Atıksu-III'ün TOK fraksiyonlarından en büyük kısmının %53 ile partiküler TOK

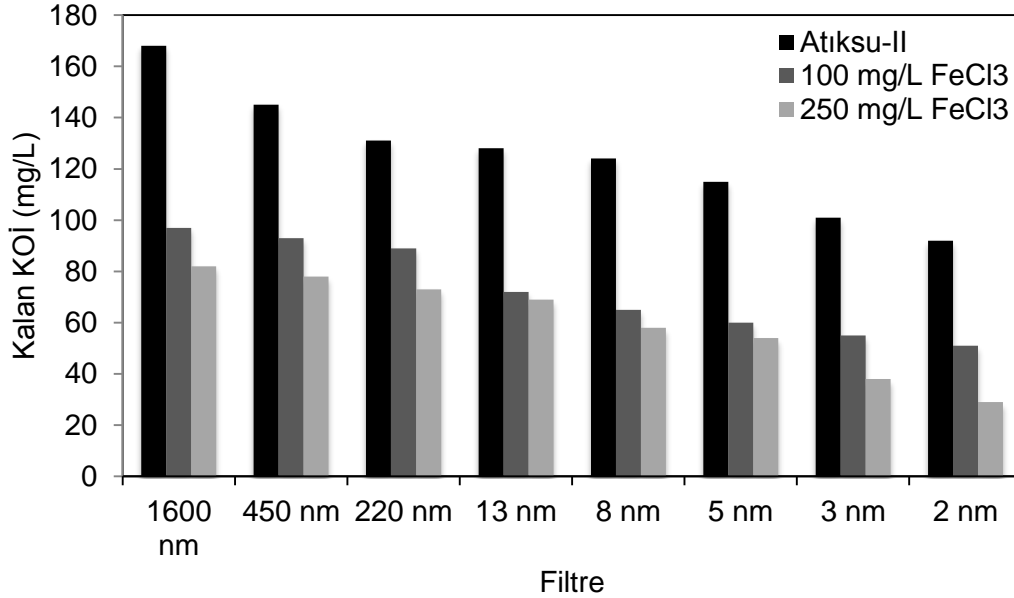
(>1600nm) olduğunu göstermektedir. Ayrıca Atıksu-III'ün PBD incelendiğinde diğer bir yüksek değerin 32 mg/L TOK konsantrasyonu ile 2 nm'den küçük partiküller olduğu görülmektedir. Bu da Atıksu-II'nin KOİ fraksiyonunun %23'ünün çözünür TOK (<2nm) olduğunu göstermektedir. 450-1600 nm arasında kalan koloidal ve suprakoloidal partikülleri içeren kısımda ise %7 oranında 10 mg/L TOK konsantrasyonu görülmektedir. Bununla birlikte 0,5 ml Pac-s+anyonik PE kullanılarak kimyasal arıtım yapıldığı durumda sadece 3 mg/L TOK konsantrasyonunun 1600 nm'den büyük iken, 0,1 ml Pac-s+anyonik PE dozu kullanılarak yapılan kimyasal arıtım sonucu PBD analizinde 19 mg/L TOK'un 1600 nm'den büyük olduğu görülmüştür. 0,5 ml Pac-s+anyonik PE dozu kullanılarak yapılan jar test üstsuyunun PBD analizinde KOİ'nin sadece %11'i partiküler TOK (>1600nm) iken, 0,1 ml Pac-s+anyonik PE dozunun jar test üstsuyunda bu değer %15 olarak tespit edilmiştir. 0,5 ml Pac-s+anyonik PE dozu ile yapılan çalışmalarda jar test üstsuyunun en büyük fraksiyonunun 10 mg/L TOK konsantrasyonu ile çözünür KOİ (<2nm) olduğu ve bunun da partiküllerin %37'sini oluşturduğu belirlenmiştir. Aynı şekilde 0,1 ml Pac-s+anyonik PE dozunda jar test üstsuyunun KOİ fraksiyonunu incelendiğinde en büyük dağılımın 19 mg/L TOK konsantrasyonu ile çözünür KOİ olduğu ve %56 oranında olduğu belirlenmiştir.

4.2.5 Kimyasal arıtma sonrası uygun membran seçimi

Yapılan PBD çalışmaları kimyasal arıtmanın verimini inceleyebilmenin yanında yapılan arıtmanın yeterli olup olmadığı hakkında bilgi vermektedir. Çalışmada gitgide sıkılaştırılan deşarj standartları nedeniyle evsel atıksuyun kimyasal arıtımı sonrasında kullanılacak ileri arıtma teknolojilerinden olan membran filtrasyonunda kullanılacak filtrasyon çeşidi PBD analizi verilerine dayanarak seçilecektir. Çizelge 4.16'da evsel atıksuların deşarj standartları verilmiştir. Şekil 4.39'da FeCl₃ ile yapılan kimyasal arıtma jar test üstsularının filtrasyon sonrası kalan KOİ konsantrasyonları, Şekil 4.40'ta ise Pac-s ile yapılan kimyasal arıtma jar test üstsularının filtrasyon sonrası kalan KOİ konsantrasyonları verilmiştir.

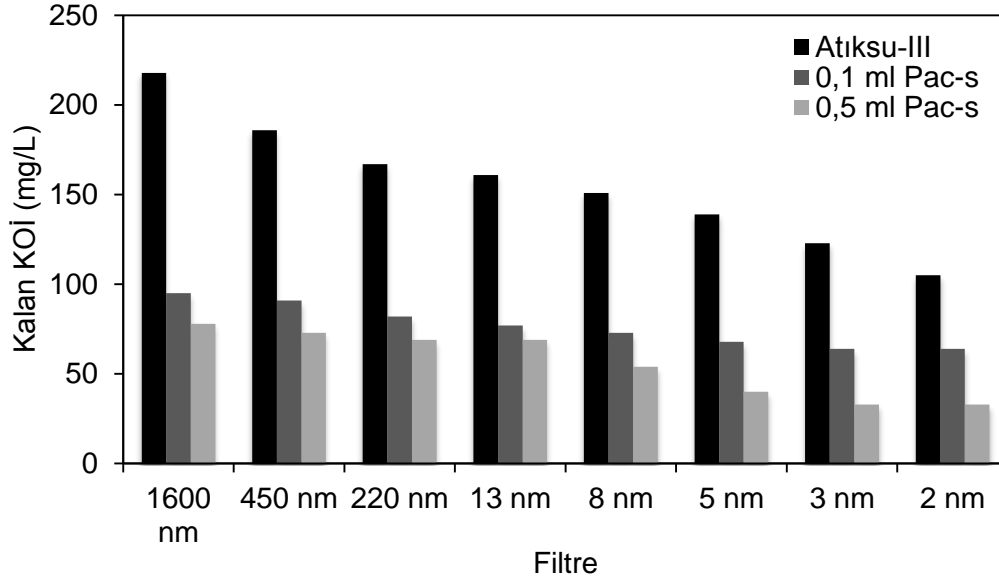
Çizelge 4.16: Evsel nitelikli atıksuların deşarj standartları (Sınıf 4: Kirlilik yükü ham BOİ olarak 6000 kg/gün'den büyük, nüfus > 100000) (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği,2008).

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
BİYOKİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (BOİ ₅)	(mg/L)	40	35
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	120	90
ASKIDA KATI MADDE (AKM)	(mg/L)	40	25
pH	-	6-9	6-9



Şekil 4.39: FeCl₃ ile yapılan jar test üstsularının filtrasyon sonrası kalan KOİ konsantrasyonları.

Ultrafiltrasyon membranlarının 10 nm ile 100 nm arasındaki partiküllerin giderimini sağladığı, mikrofiltrasyon membranlarının ise 100 nm ile 5000 nm arasındaki partiküllerin giderimini sağladığı bilinmektedir. Şekil 4.39 incelendiğinde 1600 nm gözenek boyutuna sahip filtrenin 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda evsel atıksuyun KOİ konsantrasyonunu 24 saatlik kompozit numune deşarj limiti olarak belirlenen 90 mg/L'nin altına indirdiği (82 mg/L) görülmektedir. 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda ise 220 nm gözenek boyutuna sahip filtrenin KOİ konsantrasyonunu 90 mg/L'nin altına indirdiği (89 mg/L) belirlenmiştir. Bu durumda kimyasal arıtma uygulamasından sonra atıksuyun mikrofiltrasyon membranı ile arıtılmasının yeterli olacağı tespit edilmiştir.



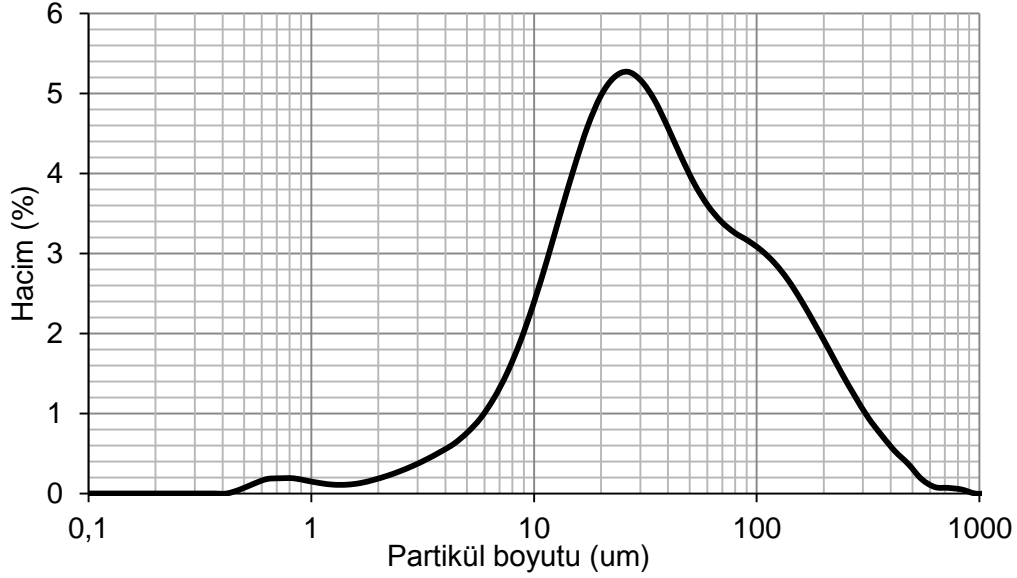
Şekil 4.40: Pac-s ile yapılan jar test üstsularının filtrasyon sonrası kalan KOİ konsantrasyonları.

Şekil 4.40 incelendiğinde 1600 nm gözenek boyutuna sahip filtrenin 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda evsel atıksuyun KOİ konsantrasyonunu 24 saatlik kompozit numune deşarj limiti olarak belirlenen 90 mg/L'nin altına indirdiği (75 mg/L) görölmektedir. 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda ise 220 nm gözenek boyutuna sahip filtrenin KOİ konsantrasyonunu 90 mg/L'nin altına indirdiği (82 mg/L) belirlenmiştir. Bu durumda da kimyasal arıtma uygulamasından sonra atıksuyun mikrofiltrasyon membranı ile arıtılmasının yeterli olacağı tespit edilmiştir.

4.3 Microsizer Çalışması Sonuçları

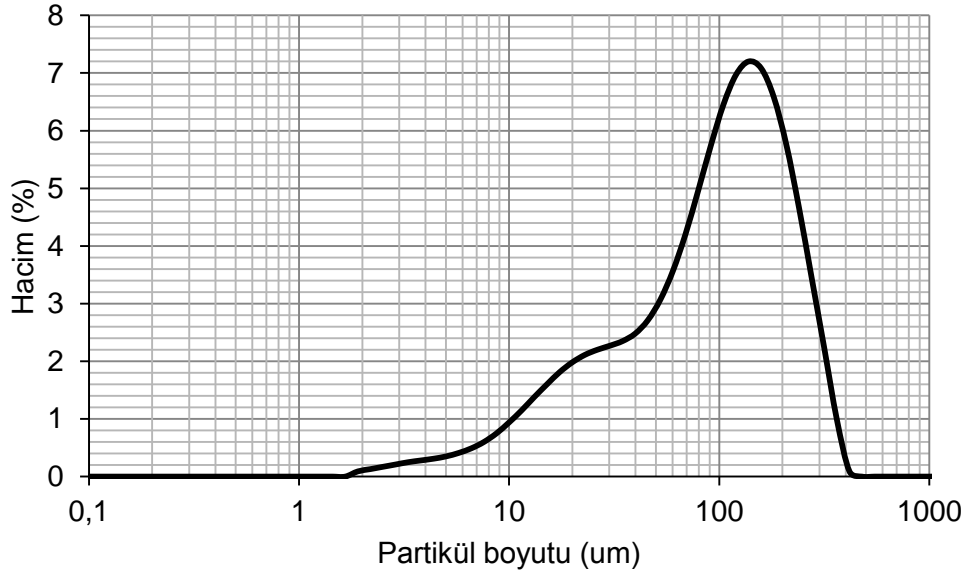
Microsizer ile yapılan partikül boyut analizinde ham atıksu, 100 mg/L FeCl₃+anyonik polielektrolit, 250 mg/L FeCl₃+anyonik polielektrolit, 0.1 ml Pac-s+anyonik polielektrolit ve 0.5 ml Pac-s+anyonik polielektrolit jar test üstsuları incelenmiştir.

Kimyasal arıtma uygulanmamış ham atıksuda partiküller 0,479 µm ile 831,764 µm boyut aralığında dağılmıştır. Partiküllerin hacimce %50'si 36,26 µm boyuta sahiptir. Ham atıksuyun partikül boyut dağılımı Şekil 4.41'de görölmektedir. Ham atıksuyun hacimce %10'una karşılık gelen partikül boyutu 9,813 µm ve hacimce %90'ına karşılık gelen partikül boyutu 177,882 µm'dir.



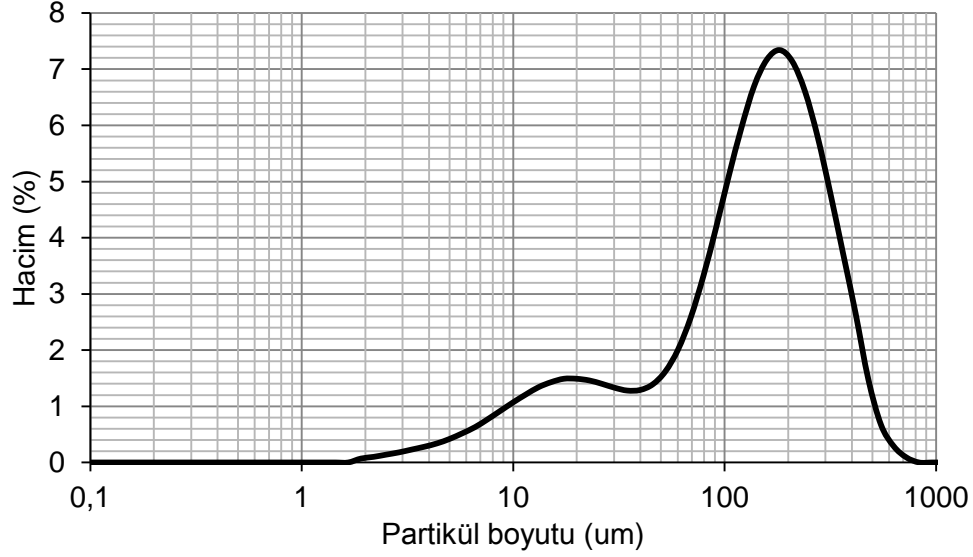
Şekil 4.41: Ham atıksuyunun partikül boyut dağılımı.

100 mg/L $FeCl_3$ +anyonik polielektrolit ile kimyasal arıtma uygulanmış atıksuda partiküller 1,905 μm ile 416,869 μm boyut aralığında dağılmıştır. Partiküllerin hacimce %50'si 108,164 μm boyuta sahiptir. 100 mg/L $FeCl_3$ dozu uygulanan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı Şekil 4.42'de görülmektedir. Jar test üstsuyunun hacimce %10'una karşılık gelen partikül boyutu 18,665 μm ve hacimce %90'ına karşılık gelen partikül boyutu ise 249,374 μm 'dir.



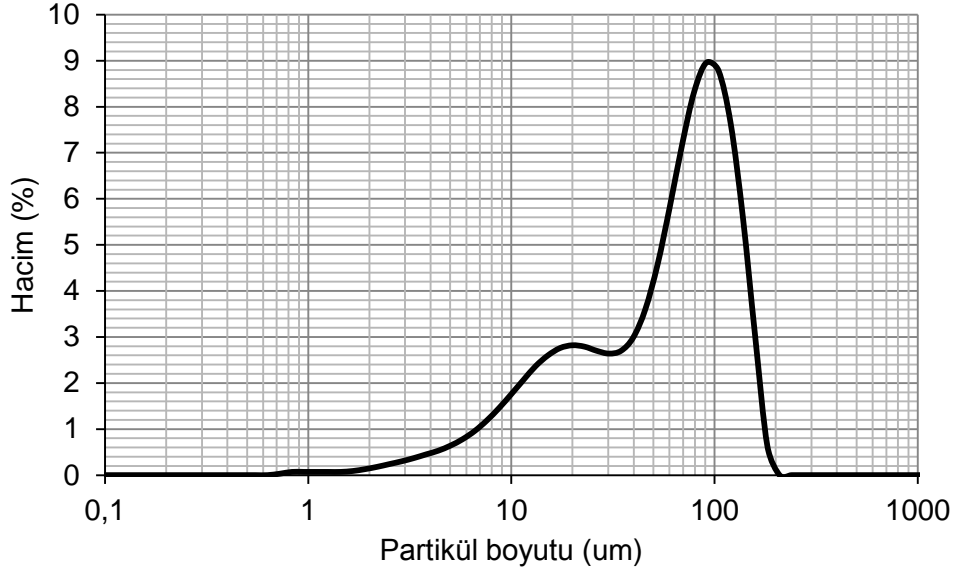
Şekil 4.42: 100 mg/L $FeCl_3$ +anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.

250 mg/L FeCl₃+anyonik polielektrolit ile kimyasal arıtma uygulanmış atıksuda partiküller 1,905 µm ile 774,436 µm boyut aralığında dağılmıştır. Partiküllerin hacimce %50'si 151,552 µm boyuta sahiptir. 250 mg/L FeCl₃ dozu uygulanan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı Şekil 4.43'te görülmektedir. Jar test üstsuyunun hacimce %10'una karşılık gelen partikül boyutu 17,971 µm ve hacimce %90'ına karşılık gelen partikül boyutu ise 350,753 µm'dir.



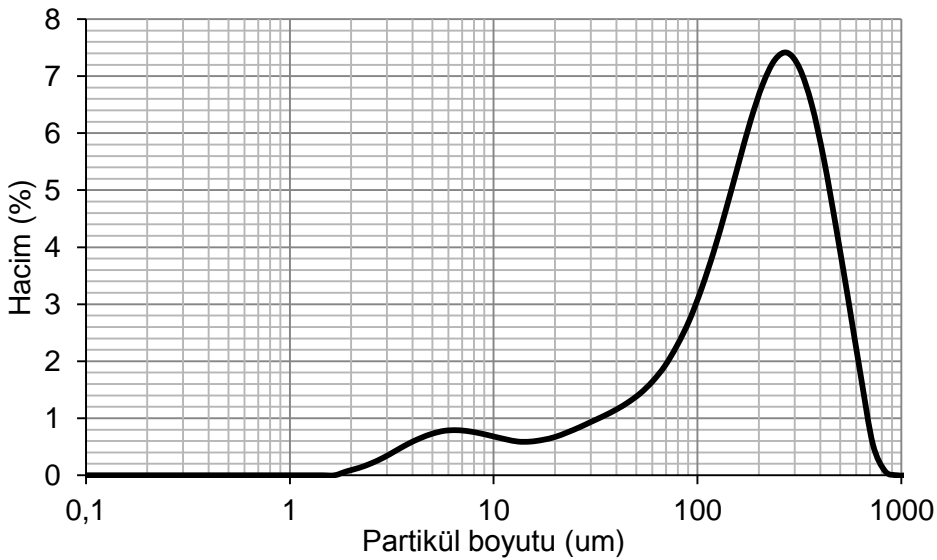
Şekil 4.43: 250 mg/L FeCl₃+anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.

0,1 ml Pac-s+anyonik polielektrolit ile kimyasal arıtma uygulanmış atıksuda partiküller 0,724 µm ile 181,97 µm boyut aralığında dağılmıştır. Partiküllerin hacimce %50'si 69,305 µm boyuta sahiptir. 0,1 ml Pac-s dozu uygulanan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı Şekil 4.44'te görülmektedir. Jar test üstsuyunun hacimce %10'una karşılık gelen partikül boyutu 11,921 µm ve hacimce %90'ına karşılık gelen partikül boyutu ise 135,891 µm'dir.



Şekil 4.44: 0,1 ml Pac-s+ anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.

0,5 ml Pac-s+anyonik polielektrolit ile kimyasal arıtma uygulanmış atıksuda partiküller 1,905 µm ile 831,764 µm boyut aralığında dağılmıştır. Partiküllerin hacimce %50'si 211,073 µm boyuta sahiptir. 0,5 ml Pac-s dozu uygulanan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı Şekil 4.45'te görülmektedir. Jar test üstsuyunun hacimce %10'una karşılık gelen partikül boyutu 23,216 µm ve hacimce %90'ına karşılık gelen partikül boyutu ise 475,284 µm'dir.



Şekil 4.45: 0,5 ml Pac-s+ anyonik Pe ile yapılan jar test üstsuyunun partikül boyut dağılımı.

Atıksuların partikül boyutu incelendiğinde ham atıksuyun hacimce %50'sinin 36,26 µm, 100 mg/L FeCl₃+anyonik polielektrolit jar test üst suyunun hacimce %50'sinin

108,164 μm , 250 mg/L FeCl_3 +anyonik polielektrolit jar test üst suyunun hacimce %50'sinin 151,552 μm , 0,1 ml Pac-s+anyonik polielektrolit jar test üst suyunun hacimce %50'sinin 69,305 μm , 0,5 ml Pac-s+anyonik polielektrolit jar test üst suyunun hacimce %50'sinin 211,073 μm olduğu görülmektedir. Sonuç olarak hacimce %50'si büyük olan atıksuda oluşan flokların daha büyük olduğu, bu sebeple en iyi floğun 0,5 ml Pac-s+anyonik polielektrolit dozunda olduğu belirlenmiştir.

4.4 Azot ve Fosfor Giderimi

4.4.1 FeCl_3 ile yapılan jar test üstsularının mikrofiltrasyon uygulaması sonrası azot ve fosfor giderimi

Çalışmada 100 mg/L FeCl_3 ve anyonik polielektrolit ve 250 mg/L FeCl_3 ve anyonik polielektrolit dozları ile jar test yapılmış ve jar test üstsuyu 0,45 μm 'lik millipore filtre ile mikrofiltrasyon işlemine tabii tutulmuştur. Çalışmada Atıksu-IV kullanılmış olup, ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2). Çizelge 4.17'de seçilen koagülant dozlarıyla yapılan jar test üstsularının mikrofiltrasyon işleminden sonra alınan atıksu numunesinin TKN ve TP konsantrasyonları verilmiştir.

Çizelge 4.17: FeCl_3 ile yapılan jar test üstsuyunun mikrofiltrasyon sonrası TKN ve TP konsantrasyonları.

	TKN (mg/L)	TP (mg/L)
100 mg/L FeCl_3 + Anyonik Polielektrolit	67	1,7
250 mg/L FeCl_3 + Anyonik Polielektrolit	65	0,8

100 mg/L FeCl_3 ve anyonik polielektrolit dozunda mikrofiltrasyon sonrası TKN giderimi %14 iken, 250 mg/L FeCl_3 ve anyonik polielektrolit dozunda mikrofiltrasyon sonrası TKN giderimi %17 olarak hesaplanmıştır. 100 mg/L FeCl_3 ve anyonik polielektrolit dozunda mikrofiltrasyon sonrası TP giderimi %70 ve 250 mg/L FeCl_3 ve anyonik polielektrolit dozlanması ve mikrofiltrasyon sonrası TP giderimi %86 olarak hesaplanmıştır. Sonuç olarak, koagülasyon-flokülasyon sonrasında uygulanan mikrofiltrasyon işleminin TKN giderim veriminin oldukça düşük TP giderim veriminin göreceli yüksek olduğu belirlenmiştir.

Atıksu-IV ile yapılan jar test sonrası karışımdan örnek alınarak yapılan AKM-UAKM sonuçları Çizelge 4.18'de verilmiştir. 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda jar test suyunun AKM'si ve UAKM'sinin ham atıksuyun yaklaşık 1,3 katı olduğu belirlenmiştir. 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda jar test suyunun AKM'sinin ham atıksuyun yaklaşık 2,7 katı ve UAKM'sinin ise ham atıksuyun yaklaşık 2,4 katı olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 4.18: Koagülasyon-flokülasyon işlemi görmüş atıksuyun AKM ve UAKM sonuçları.

	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)
100 mg/L FeCl ₃ + Anyonik Polielektrolit	315	205
250 mg/L FeCl ₃ + Anyonik Polielektrolit	654	378

4.4.2 Pac-s ile yapılan jar test üstsularının mikrofiltrasyon uygulaması sonrası azot ve fosfor giderimi

Çalışmada 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozları ile jar test yapılmış ve jar test üstsuyu 0,45 µm'lik millipore filtre ile mikrofiltrasyon işlemine tabii tutulmuştur. Çalışmada Atıksu-IV kullanılmış olup, ham atıksuya ait karakterizasyon çalışması Çizelge 3.2'de verilmiştir (Bkz. Bölüm 3.1.2). Çizelge 4.19'de seçilen koagülant dozlarıyla yapılan jar test üstsularının mikrofiltrasyon işleminden sonra alınan atıksu numunesinin TKN ve TP konsantrasyonları verilmiştir.

Çizelge 4.19: Pac-s ile yapılan jar test üstsuyunun mikrofiltrasyon sonrası TKN ve TP konsantrasyonları.

	TKN (mg/L)	TP (mg/L)
0,1 ml Pac-s + Anyonik Polielektrolit	64	2,1
0,5 ml Pac-s + Anyonik Polielektrolit	59	0,5

0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda mikrofiltrasyon sonrası TKN giderimi %19 olarak belirlenmişken 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda mikrofiltrasyon sonrası TKN giderimi %25 olarak hesaplanmıştır. 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda mikrofiltrasyon sonrası TP giderimi %63 olarak elde edilirken 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda mikrofiltrasyon sonrası TP giderimi %92 olarak hesaplanmıştır. Sonuç olarak koagülasyon-flokülasyon sonrasında uygulanan mikrofiltrasyon işleminin TKN giderim veriminin düşük olmasına rağmen TP giderim veriminin oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir.

Atıksu-IV ile yapılan jar test sonrası karışımdan örnek alınarak yapılan AKM-UAKM sonuçları Çizelge 4.20'de verilmiştir. 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda jar test suyunun AKM'sinin ham atıksuyun yaklaşık 1,1 katı ve UAKM'sinin 1,3 katı olduğu belirlenmiştir. 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda jar test suyunun AKM'sinin ham atıksuyun yaklaşık 3,3 katı ve UAKM'sinin ise ham atıksuyun yaklaşık 2,9 katı olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 4.20: Koagülasyon-flokülasyon işlemi görmüş atıksuyun AKM ve UAKM sonuçları.

	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)
0,1 ml Pac-s + Anyonik Polielektrolit	265	200
0,5 ml Pac-s + Anyonik Polielektrolit	800	465

Buna göre, seçilecek koagülan tipinden bağımsız olarak kimyasal ön arıtma ile azot gideriminde önemli bir başarı sağlamanın mümkün olmadığı ortaya konulmuştur. Bunun aksine fosfor giderimi açısından bu sistemin yüksek verimlere ulaşabildiği görüldüğünden fosfor açısından avantajlı bir uygulama olacağını söylemek mümkündür. Bu çalışma ile, bu sistem konfigürasyonunda, yani kimyasal ön işlem (koagülasyon-flokülasyon) sonrası filtrasyon ile, yüksek verimle katı madde, organik madde ve fosfor giderimi gerçekleştirilebileceği ortaya konmuştur. Azot giderimi açısından başka yollar denenmesine gerek vardır. Bu bahsedilen konfigürasyonda oluşan çamurun da bertarafı konusunda çalışılması önerilmektedir. Bu çalışma sonuçları; katı madde, organik madde ve fosfor giderimi açısından öne çıkan Pac-s için elde edilen çamur hacim ve miktarı açısından değerlendirildiğinde bu kimyasalın en önemli dezavantajı olarak oluşan çamur miktarının yüksekliği belirlenmiştir.

4.5 Kapiler Emme Süresi (KES) Çalışması Sonuçları

Çamurun susuzlaşma özelliğini belirleyen kapiler emme süresi deneyleri sadece partikül boyut dağılımı analizine tabii tutulan atıksular için uygulanmış olup sonuçlar Çizelge 4.21’de verilmiştir.

Çizelge 4.21: Kapiler emme süresi sonuçları.

Atıksu	Kapiler Emme Süresi (s)
100 mg/L FeCl ₃ +Anyonik PE	78,7
250 mg/L FeCl ₃ +Anyonik PE	23,8
0,1 ml Pac-s+Anyonik PE	150,75
0,5 ml Pac-s+Anyonik PE	50,35

Sonuçlar incelendiğinde en iyi su verme özelliğinin 250 mg/L FeCl₃+anyonik polielektrolit dozunda (23,8 s) olduğu görülmektedir. Bununla birlikte literatüre göre 250 s’nin altındaki KES değerleri çamurun su verme özelliğinin yeterli olduğunu belirtmekte ve bu çalışmada kimyasal arıtım sonucu oluşan çamurların kapiler emme sürelerinin yeterince düşük olduğu görülmektedir.

5. SONUÇLARIN DEĞERLENDİRİLMESİ

Organik madde ve AKM konsantrasyonu yüksek olan evsel atıksular genellikle ön çöktürme, aktif çamur ve çamur stabilizasyonu içeren konvansiyonel biyolojik arıtma sistemleriyle arıtılmaktadır. Bu çalışmada evsel atıksuların arıtımında konvansiyonel biyolojik arıtma sistemlerine alternatif olabilecek alan ihtiyacının azlığı, düşük ilk yatırım maliyeti, düşük enerji ihtiyacı ve kolay uygulanabilir bir teknoloji olan ileri kimyasal birincil arıtma uygulanmıştır.

Evsel atıksu özelliğine sahip Paşaköy İBAAT'den temin edilen kum tutucu çıkışı atıksuyunun karakterizasyonu yapılmış olup, karakterizasyon çalışması kapsamında KOİ, süzölmüş KOİ, TKN, NH₄-N, TP, PO₄-P, AKM, UAKM ve pH analizleri yapılmıştır.

Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarının ana amacı optimum koagülant tipinin ve dozunun belirlenmesi olmuştur. Koagülant tipi olarak ticari koagülantlardan Pac-s (Rapidfloc-1223), ULTRION(R) 71225, ULTRION 71230, NALCO 71260, NALCO 71975, NALCOLYTE 7135 ve FeCl₃ kullanılmıştır. Flokülant cinsi olarak anyonik flokülantlardan WET-Treat® 7053 ve katyonik flokülantlardan WET-Treat® 7012 kullanılmıştır. Ayrıca kimyasal arıtılabilirlik flokülant kullanılmadan da incelenmiştir. Flokülant dozaj miktarı %0,1'de sabit tutulmuştur. Çalışmada 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit ve 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozları KOİ giderimi, oluşan çamur miktarı ve oluşan flok boyutuna bağlı olarak optimum doz olarak belirlenmiştir.

Yapılan çalışmada evsel atıksuya ilk olarak ileri kimyasal birincil arıtım (CEPT) uygulanmış ve jar test üst suları PBD analizlerine tabii tutulmuştur. PBD analizleri atıksu ve jar test üst sularındaki kirleticileri partiküler, koloidal ve çözünmüş olarak fraksiyonlara ayırarak koagülasyon-flokülasyon veriminin daha kolay incelenmesini sağlamıştır. Genel olarak partiküllerin ham atıksularda %55-%58'inin partiküler form, %23'ünün ise çözünür form olduğu belirlenmiştir. Optimum doz olarak belirlenen 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun partiküler formu %20 iken, çözünür formu %35; optimum dozun altında kalan 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun ise partiküler formu %25, çözünür formu ise %39 olarak belirlenmiştir. Bir diğer optimum doz olan 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun ise partiküler

formu %11, çözünür formu %16 iken; optimum dozun altında kalan 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda jar test üstsuyunun partiküler formu %38, çözünür formu ise %56 olarak belirlenmiştir. Ayrıca ardışık filtrasyon-ultrafiltrasyon metodu ile yapılan PBD analizleri, kimyasal arıtma sonrasında uygulanabilecek olan mikrofiltrasyon membranlarının deşarj standartlarını fazlasıyla karşılayacağını göstermektedir.

Microsizer ile yapılan partikül boyut analizinde ise optimum doz olarak belirlenen 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit, 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit ve optimum dozun altında kalan 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit, 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozlarının jar test üstsularının yanısıra ham atıksu numunesi de partikül boyut analizine tabii tutulmuş ve atıksulardaki partiküllerin hacimce %50'sini içeren boyutlar sırasıyla 151,552 µm, 211,073 µm, 108,164 µm, 69,305 µm ve 36,26 µm şeklinde bulunmuştur. Sonuç olarak 211,073 µm ile en büyük boyut olan 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozunda en büyük flok oluşumunun gerçekleştiği anlaşılmaktadır.

Buna göre, seçilecek koagülan tipinden bağımsız olarak kimyasal ön arıtma ile azot gideriminde önemli bir başarı sağlamanın mümkün olmadığı ortaya konulmuştur. Bunun aksine fosfor giderimi açısından bu sistemin yüksek verimlere ulaşabildiği görüldüğünden fosfor açısından avantajlı bir uygulama olacağını söylemek mümkündür. Bu çalışma ile, bu sistem konfigürasyonunda, yani kimyasal ön işlem (koagülasyon-flokülasyon) sonrası filtrasyon ile, yüksek verimle katı madde, organik madde ve fosfor giderimi gerçekleştirilebileceği ortaya konmuştur. Azot giderimi açısından başka yollar denenmesine gerek vardır. Bu bahsedilen konfigürasyonda oluşan çamurun da bertarafı konusunda çalışılması önerilmektedir. Bu çalışma sonuçları; katı madde, organik madde ve fosfor giderimi açısından öne çıkan Pac-s için elde edilen çamur hacim ve miktarı açısından değerlendirildiğinde bu kimyasalın en önemli dezavantajı olarak oluşan çamur miktarının yüksekliği belirlenmiştir.

Optimum ve optimum dozun altında belirlenen dozlar ile yapılan jar test sonucu kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında oluşan kimyasal çamurların susuzlaşabilme özelliğinin değerlendirilmesi amacıyla çamurların kapiler emme süreleri (KES) incelenmiş ve sonuçlar 250 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozu için 23,8 s, 100 mg/L FeCl₃ ve anyonik polielektrolit dozu için 78,7 s, 0,5 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozu için 50,35 s, 0,1 ml Pac-s ve anyonik polielektrolit dozu için 150,7 s olarak bulunmuştur. Bu durumda en kolay susuzlaşabilen koagülan dozu 250 mg/L FeCl₃ iken, diğer dozlarında KES'lerinin yeterince düşük olduğu tespit edilmiştir.

Sonuç olarak, bu çalışmada elde edilen veriler ışığında, evsel atıksuların kimyasal ön-arıtımı sonrası uygulanacak mikrofiltrasyon işlemi ile KOİ standartlarını sağlayan bir çıkış suyu eldesinin mümkün olduğu görülmüştür. Bu çalışmada kullanılan koagülanlardan Pac-s'in kimyasal ön-arıtmada kullanılabilirliği öne çıkmıştır. Kimyasal ön-arıtma uygulamalarında öne çıkan kimyasal madde maliyetlerini önemli ölçüde düşürebilecek bir seçenek olacağı önerilmektedir.

Bu çalışmanın, membran uygulamaları ile geliştirilmesi ve pilot ölçekli uygulamalarına yönelik çalışmalar yapılması önerilmektedir.

KAYNAKLAR

- APHA.** (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater, 21st ed. Washington DC: American Public Health Association.
- Benedek, A. ve Bancsi, J. J.** (1977). Comparative evaluation of commercial polyelectrolytes for flocculating alum precipitated domestic wastewater. *Prog. Water Technol.*, **09**,33-42.
- Bratby, J.** (1982). Treatment of row wastewater flows by dissolved air flotation, *J.WPCF*, **54**,12,1558-1565.
- Bratby, J.** (2006). Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment, ISBN: 9781843391067. *IWA Publishing, London, UK.*
- Chaudhary, R., Shao, Y. J., Crosse, J., Soroushian, F.** (1991). Primary treatment: Evaluation of chemical addition, *Water Environ. Technol.*, Feb.,66-71.
- Chavez, A., Maya, C., Jiminez, B.** (2006). Particle size distribution to design and operate an APT process for agricultural wastewater reuse, *Water Sci Technol.*, **53**, (7), 43–49.
- Cooper, P. F., Thomas, E. V.** (1974). Recent developments in sewage treatment based on physico-chemical methods, *Water Pollut. Control*, 505-520.
- Doğruel, S., Dülekürgen, E., Orhon, D.** (2006). Effect of ozonation on chemical oxygen demand fractionation and color profile of textile wastewaters. *J. Chemical Technology and Biotechnology*, **81** (3): 426-432.
- Doğruel, S., Ölmez-Hancı, T., Kartal, Z., Arslan-Alaton, İ., Orhon, D.** (2009). Effect of fenton's oxidation on the particle size distribution of organic carbon in olive mill wastewater, *Water Research*, **43**, 3974-3983.
- Dülekürgen, E., Doğruel, S., Karahan, Ö., Orhon, D.** (2006), Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability, *Water Research*, **40**,273-280.
- EPA,** (1987). Design Manual: Dewatering municipal wastewater sludges, EPA, 625,1-87,014.
- Feo, G. D., Gisi, S. D., Galasso, M.** (2007). Definition of a practical multi-criteria procedure for selecting the best coagulant in a chemically assisted primary sedimentation process for the treatment of urban wastewater, *Department of Civil Engineering, University of Salerno, Italy.*
- Feo, G. D., Gisi, S. D., Galasso, M.** (2008). Definition of a practical multi-criteria procedure for selecting the best coagulant in a chemically assisted primary sedimentation process for the treatment of urban wastewater, *Desalination*, 230, 229–238.
- Filibeli, A.** (2002). Arıtma çamurlarının işlenmesi, *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi yayınları*, 235.
- Great Lakes-Upper Mississippi River Board of State Public Health and Environmental Managers** (1990). Recommended Standards for Wastewater Facilities, *Ten State Standards, Albany, N.Y.*

- Gürtekin, E., Şekerdağ, N.** (2006). Aktif çamur prosete aşırı çamur üretimini azaltmak için kullanılan yöntemler, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, **11**(1), 1-8.
- Harleman, D. R. F., Morrissey S. P.** (1992). Retrofitting conventional primary treatment plants for chemically enhanced primary treatment in the USA, *Chemical Water and Wastewater Treatment II, 5th Gothenburg Symposium*. Springer Verlag, Berlin.
- Henze M. and Harremoës, P.** (1992). Characterization of wastewater, The effect of chemical precipitation on the wastewater composition and its consequences. *Chemical water and wastewater treatment II*. Klute, R. and Hahn, H. (eds). pp.299-311, Springer Verlag, Berlin 1992 ISBN 3-450-55982-5.
- Jones, K., Smith, D. E., Thomas, C.** (1991). The application of physicochemical treatment to an overloaded sewage works, *J. IWEM*, 5, Feb., 28-35.
- Karahan, Ö., Doğruel, S., Dülekürgen, E., Orhon, D.** (2008). COD fraction of tannery wastewater-Particle size distribution, biodegradability and modeling, *Water Research*, **42**, 1083-1092.
- Koyuncu, İ.**, (2012). Çevre Mühendisliğinde Membran Prosesler Ders Notları
- Krugel, S., Melcer, H., Hummel, S., Butler, R.** (2005). High rate chemically enhanced primary treatment as a tool for wet weather plant optimization and re-rating, *Water Environ. Fed. Annual Conf., WEFTEC, Dec., 4-6, Chaleston, NC*.
- Letterman, R. D., Amitharajah, A., Ve O'Melia, C. R.** (1999). Water quality and treatment: A Handbook of Community Water Supplies American Water Works Association, ISBN 0-07-001659-3.
- Leventvaar, J., Werumeus, B. W. G., Koppers, H. M. M.** (1978). Physico-chemical treatment of municipal wastewater, *Water Res.*, 12-35-40.
- Levine, A. D., Tchobanogleus, G., Asano, T.** (1985). Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater treatment and reuse implications, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **57**(7),805-816.
- Levine, A. D., Tchobanoglous, G., Asano, T.** (1991). Size distributions of particulate contaminants wastewater and their impact on treatability. *Water Research*, **25**, 911-922.
- Lynch, W. D., Potter, L. R.** (1981). Start-up of a physical-chemical treatment plant, *J. WPCF*, **53**,3,318-324.
- Lu, L., Gao, B. Y., Xu, C. H., Yue, Q. Y., Cao, B. C., Xu, S. P., Li, W. W.** (2007). Municipal wastewater treatment using a composite flocculant made of polyaluminum chloride and polydimethyldiallyammonium chloride.
- National Research Council** (1992). Wastewater management in urban coastal areas, *National Academy Press, Washington D.C.*
- Mulder, M.** (1991). Basic principle of membrane technology, *Kluwer Academic Publishers, Amsterdam*.
- Mulder, M.** (1996). *Basic principle of membrane technology, Second Edition.*, Springer.
- Poon, C. S., Chu, C. W.** (1999). The use of ferric chloride and anionic polymer in the chemically assisted primary sedimentation process, *Department*

of Civil and Structural Engineering, Hong Kong Polytechnic University, Hung Hom, Hong Kong, November 1998.

- Pouet, M.F., Grasmick, A., Homer, F., Nauleau, F., Cornier, J.C.** (1994). Tertiary treatment of urban wastewater by cross-flow microfiltration, *Water Sci. Technol.* **30** (4), 133–139.
- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği**, (2004). Değişiklik: R.G. 13/02/2008-26786).
- Öğütveren, B. Ü.** (Çeviri) (2011). Çevre mühendisliğinde temel işlemler ve süreçler, *Elif Yayın Evi*, 2. Baskı.
- Rebhun, M., Galil, N., Narkis, N.** (1985). Kinetic studies of chemical and biological treatment for renovation, *J. WPCF*, **57**,4,324-331.
- Saby, S., Djafer, M., Chen G. H.** (2002). Feasibility of using a chloronation step to reduce excess sludge in activated sludge process, *Water Research*, **36**, 656-666.
- Sanchis, M. I. A., Saez J., Llorens, M., Soler, A., Ortuna, J. F.** (2003). Particle size distribution in slaughterhouse wastewater before and after coagulation–flocculation, *Environ. Prog.*, **22**, 183–188, (2003).
- Sarner, E.** (1981). Removal of dissolved and particulate organic matter in high rate trickling filters, *Wat. Res.*, **15**, 671.
- Sophonsiri, C., and Morgenroth, E.** (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters, *Chemosphere*, **55**(5), 691-703.
- Sözen, S., Ubay, Ç. E., Yağcı, N.** (2008). İski Tuzla ve Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisleri'nin Tasarım Kriterlerinin İncelenmesi, İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi.
- Takahashi, S., Fujita, T., Kato, M., Saiki, T., Maeda, M.** (1969). Metabolism of suspended matter in activated sludge treatment, *Adv. Wat. Poll. Res., Proceedings of the 4th Int. Conf., Prague. Pergamon Pres, Oxford*, 341-352.
- Tardieu, E., Grasmick, A., Geaugey, V., Manem, J.** (1998). Hydrodynamic control of bioparticle deposition in a MBR applied to wastewater treatment. *J. Membr. Sci.* **147** (1), 1–12.
- Thakur, U. C., Dhabadgaronkar, S. M., Deshpande, W. M.** (1977). Chemical treatment of sewage, *Indian Environ. Health*, **19**,1,16-29.
- Tünay, O.** (2012). Atıksuların Fizikokimyasal Arıtımı Ders Notları.
- Xu, G. R., Zhang, Y. P., Gregory, J.** (2006). Different pollutants removal efficiencies and pollutants distribution with particle size of wastewater treated by CEPT process, *Water Prac Technol.*, **1**(3), **10**, 2166,0047.
- Wilson, T. E., Bizzari, R. E., Burke, T., Langdon, T. B., Courson, C. M.** (1975). Upgrading primary treatment with chemicals and water treatment sludge, *J. WPCF.*, **47**,2820-2833.
- Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M., Sakai, Y.** (1996). A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, **14**(3-4), 395-404.
- Zhang, Z., Zhao, J., Xia, S., Liu, C., Kang, X.** (2007). Particle size distribution and removal by a chemical–biological flocculation process, *J. Environ. Sci.*, **19**, 559–563.

- Ødegaard, H.** (1989). Appropriate technology for wastewater treatment in coastal tourist area, *Water Sci Technol*, **21**(1), 1–17, (1989).
- Ødegaard, H.** (1998). Optimised particle separation in the primary step of wastewater treatment, *Water Sci. Technol.* **37** (10), 43–53.
- Ødegaard, H.** (1992). Norwegian experiences with chemical treatment of row wastewater, *Water Sci Technol.*, **25**,12,255-264.

url1 < <http://www.iski.gov.tr> >

ÖZGEÇMİŞ

Ad Soyad: Melis KONUK

Doğum Yeri ve Tarihi: Kocaeli/29.03.1987

E-Posta: mkonuk@itu.edu.tr

Lisans: Anadolu Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü