

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**MİKROFİLTRASYONLA UÇUCU
KÜL KULLANILARAK ATIKSULARDAN FOSFAT GİDERİMİ**

Mevra YALVAÇ CAN

72 1379
121379


ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI


**T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**


ERZURUM
2002

Her hakkı saklıdır.

Yrd. Doç. Dr. Ergün YILDIZ danışmanlığında, M. Mevza Yalvacı Can tarafından hazırlanan bu çalışma 7/08/2002 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından. Çeşme Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan: Prof. Dr. Hüseyin Sarıca İmza : 

Üye : Prof. Dr. Ayni ÇAKICI İmza : 

Üye : Yrd. Doç. Dr. Ergün YILDIZ İmza : 

Üye : İmza :

Üye : İmza :

Yukarıdaki sonucu onaylarım

(imza)
Prof. Dr. İhsan Fızoğlu
Enstitü Müdürü v.



ÖZET

Y. Lisans Tezi

MİKROFİLTRASYONLA UÇUCU KÜL KULLANILARAK ATIKSULARDAN FOSFAT GİDERİMİ

Mevra YALVAÇ CAN

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman : Yrd. Doç. Dr. Ergün YILDIZ

Atıksularda bulunan fosfat iyonunun uçucu kül yardımıyla, mikrofiltrasyon membranlar kullanılarak sulu ortamdan uzaklaştırılması araştırılmıştır. Öncelikle uçucu külün fosfat iyonlarını uzaklaştırabilme kapasitesini belirlemek için kesikli deneyler yapılmıştır. Fosfat konsantrasyonu, çözeltinin ilk pH değeri ve uçucu kül dozunun fosfat giderimine olan etkisi incelenmiştir. Optimum pH'nın 5-6 aralığında olduğu belirlendi. 25 mg/L ve 100 mg/L fosfat konsantrasyonları için sırasıyla 2 g/L ve 4 g/L uçucu kül dozu kullanıldığında yaklaşık %100 fosfat giderim verimi elde edilmiştir. Membran filtrasyonunda çapraz akış tekniğiyle uçucu kül ile muamele edilmiş fosfat iyonları sulu ortamdan uzaklaştırılmıştır. Uçucu kül dozu, fosfat konsantrasyonu, membran basınç farkı (ΔP) ve membran türünün membran akıları (J) ve rejeksiyonlar (R) üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Uçucu kül dozu ve fosfat konsantrasyonunun artışıyla akıların arttığı görülmekle birlikte selüloz nitrat membranların selüloz asetat membranlardan J ve R bakımından daha iyi olduğu da belirlenmiştir. Membran üzerindeki kek tabakasının özgül kek dirençleri (α) klasik kek filtrasyonu eşitliği yardımıyla bulunmuştur. Artan kül ve fosfat konsantrasyonu ile α 'nın önemli ölçüde azaldığı, bunun da akıların yükselmesine sebep olduğu gösterilmiştir.

2002, 94 sayfa

Anahtar kelimeler: Membran filtrasyonu, Mikrofiltrasyon, Fosfat giderimi, Uçucu kül, Akı azalması

ABSTRACT

Master Thesis

PHOSPHATE REMOVAL FROM WASTEWATER USING FLY ASH WITH MICROFILTRATION

Mevra YALVAÇ CAN

Atatürk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Environmental Engineering Department

Supervisor : Asst. Prof. Dr. Ergün YILDIZ

Removal of phosphate ions from aqueous solution by means of fly ash was investigated in a cross flow microfiltration system consisting membranes with the pore size of 0.45 μm . Firstly batch experiments were conducted to determine phosphate ions removal capacity of fly ash. The effect of phosphate concentration, initial solution pH and fly ash dosage on the phosphate removal was studied. Optimum initial pH level was between 5-6. When fly ash of 2 and 4 g/L dosage was used for 25 and 100 mg/L phosphate concentration, respectively, about 100 % removal was obtained. In membrane filtration, phosphate ions treated with fly ash were separated from water with crossflow microfiltration technique. The effects of fly ash dosage, phosphate concentration, transmembrane pressure drop (ΔP) and membrane type on the membrane fluxes (J) and rejections (R) were investigated. It was seen that fluxes increased with increasing the dosage of fly ash and the concentration of phosphate in the feed solution. Furthermore, it was also found that better results were obtained with cellulose nitrate membranes than cellulose acetate membranes for J and R. Specific cake resistances (α) of cake layer on the membrane were calculated by classic cake filtration equation. It was shown that α values decreased with increasing dosage of fly ash and concentration of phosphate which led an increase at flux.

2002, 94 pages

Keywords : Membrane filtration, Microfiltration, Phosphate removal, Fly ash, Flux decline

TEŞEKKÜR

Çalışmalarında her bakımdan destek ve yardım gördüğüm danışman hocam sayın Yrd. Doç.Dr. Ergün YILDIZ'a en içten teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca yardımlarından dolayı sayın Prof. Dr. Bülent KESKİNLER'e, teknisyen sayın Metin DAL'a, tüm bölüm arkadaşlarıma ve hocalarıma, çalışmam süresince maddi, manevi desteklerinden ve sonsuz anlayışlarından dolayı başta annem ve babam olmak üzere tüm aile fertlerime, samimiyeti ve yakınlığından ötürü sayın Hatice YILDIZ'a, her zaman yanımda olan, bilgi ve tecrübelerinden yararlandığım sayın Yrd.Doç.Dr. Elif ERHAN'a tüm samimiyetimle teşekkür ederim.

Göstermiş olduğu sabır ve ilgi için eşim Hasan CAN'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Mevra YALVAÇ CAN

Temmuz 2002

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER	iv
SİMGELER DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1.GİRİŞ	1
1.1 Fosfat Giderme Yöntemleri	2
1.1.1 Biyolojik Yöntemler	2
1.1.2 Kimyasal Yöntemler	7
1.2 Fosfat Gideriminin Kimyası	9
2. KAYNAK ÖZETLERİ	11
2.1 Uçucu Kül ve Uçucu Külün Adsorbant Olarak Kullanım Potansiyeli	11
2.2 Membran Prosesler Hakkında Genel Bilgiler.....	14
2.2.1 Membran Proseslerin Modellenmesi	20
3. MATERYAL ve YÖNTEM	24
3.1 Materyal	24
3.2 Yöntem	25
3.2.1 Kesikli Denemeler	25
3.2.2 Membran Filtrasyonu Deneyleri	26
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA	29
4.1 Kesikli Denemeler	29
4.2 Membran Filtrasyonu Denemeleri	40
4.2.1 Uçucu Kül Dozunun Membran Akıları ve PO ₄ -P Giderimine Etkisi.....	40
4.2.2 İlk PO ₄ -P Konsantrasyonunun Membran Akıları ve PO ₄ -P Giderimine Etkisi.....	46
4.2.3 Membran Türünün Membran Akıları ve PO ₄ -P Giderimine Etkisi ...	49

4.2.4. Membran Basınç Farkının (ΔP) Membran Akıları ve PO_4 -P Giderimine Etkisi.....	51
5. SONUÇLAR.....	55
KAYNAKLAR	58
EKLER.....	61
EK 1.....	61
EK 2.....	62
EK 3.....	63
EK 4.....	64
EK 5.....	65
EK 6.....	66
EK 7.....	67
EK 8.....	68
EK 9.....	69
EK 10.....	70
EK 11.....	72
EK 12.....	73
EK 13.....	75
EK 14.....	76
EK 15.....	78
EK 16.....	79
EK 17.....	81
EK 18.....	82
EK 19.....	84
EK 20.....	85
EK 21.....	88
EK 22.....	90
EK 23.....	91
EK 24.....	93

SİMGELER DİZİNİ

A_m	Membranın yüzey alanı (m^2)
C_B	Ana çözelti konsantrasyonu (mg/L)
C_F	Besleme fazındaki çözünen madde konsantrasyonu (mg/L)
C_G	Membran üzerindeki sıvı konsantrasyonu (mg/L)
C_P	Membrandan geçen çözünen madde konsantrasyonu (mg/L)
J	Akış (m^3/m^2h)
J^*	Kararlı hal akışı (m^3/m^2h)
K_m	Sabit
K_s^o	Çözünürlük sabiti
MFI	Membran kirlenme indeksi
pH_0	Başlangıç pH değeri
pH_s	Dengedeki pH değeri
Q	Hacimsel debi ($m^3/gün$)
R	Membran rejeksiyonu (%)
R^*	Kararlı hal rejeksiyonu (%)
R_c	Kek direnci
R_m	Membran direnci
R_t	Toplam direnç
SA	Selüloz asetat membran
SN	Selüloz nitrat membran
t	Zaman (s)
T	Sıcaklık (oC)
V	Reaktör hacmi (m^3)
V_f	Birim membran alanından geçen filtrat hacmi (m^3/m^2)
w	Birim alandaki ıslak kek miktarı
α	Spesifik kek direnci (m/kg)
ΔP	Basınç farkı (kPa-atm)
ΔH_r^o	Entalpi (kJ/mol)
β	Tampon yoğunluğu
μ	Dinamik vizkozite

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1 A/O Prosesi.....	3
Şekil 1.2 PhoStrip Prosesi.....	3
Şekil 1.3 A2/O Prosesi.....	4
Şekil 1.4 Bardenpho Prosesi (5 basamaklı).....	4
Şekil 1.5 UCT Prosesi.....	4
Şekil 1.6 VIP Prosesi.....	5
Şekil 1.7 Önceden çökeltme.....	8
Şekil 1.8 Birleşik çökeltme.....	8
Şekil 1.9 Sonradan çökeltme.....	8
Şekil 2.1 Membran tarafından ayrılan iki fazlı bir sistemin şematik gösterimi.....	15
Şekil 2.2 Klasik ve çapraz akış filtrasyonda akı azalması ve kek kalınlığı değişimi..	18
Şekil 2.3 Konsantrasyon polarizasyonu ve jel tabaka oluşumu.....	21
Şekil 2.4 $\ln(C_B)$ 'nin fonksiyonu olarak limit akılar.....	22
Şekil 3.1 Kesiklidenemelerde kullanılan deney düzeneği.....	25
Şekil 3.2 Fosfat tayininde kullanılan kalibrasyon eğrisi.....	26
Şekil 3.3 Membran filtrasyonu deneylerinde kullanılan sistem.....	28
Şekil 4.1 Uçucu kül konsantrasyonunun denge pH'sı üzerine etkisi.....	30
Şekil 4.2 Başlangıç fosfat konsantrasyonunun denge pH'sı üzerine etkisi.....	31
Şekil 4.3 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında başlangıç pH değerinin fosfat giderimine etkisi.....	31
Şekil 4.4 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarında başlangıç pH değerinin fosfat giderimine etkisi.....	32
Şekil 4.5 Başlangıç fosfat konsantrasyonunun suya geçen Ca^{+2} miktarına etkisi.....	33
Şekil 4.6 Uçucu kül konsantrasyonunun fosfat giderme verimine etkisi.....	34
Şekil 4.7 Farklı başlangıç pH'larında uçucu kül konsantrasyonunun suya geçen.....	35
Şekil 4.8 Farklı başlangıç pH'larında uçucu kül konsantrasyonunun suya geçen Al^{+3} miktarına etkisi.....	36
Şekil 4.9 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında uçucu kül konsantrasyonunun suya geçen Al^{+3} miktarına etkisi	37

Şekil 4.10 $3.22 \cdot 10^{-3}$ M Na_2HPO_4 çözeltisi için pC-pH diyagramı.....	38
Şekil 4.11 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarında zamanla akı değişimi.....	41
Şekil 4.12 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarındaki rejeksiyonlar.....	42
Şekil 4.13 Farklı kül dozlarında $V_f \cdot t / V_f$ grafiği.....	43
Şekil 4.14 α değerleri ile uçucu kül dozları, akılar ve rejeksiyonlar arasındaki ilişki.....	44
Şekil 4.15 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarında zamanla akı değişimi.....	45
Şekil 4.16 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarındaki rejeksiyonlar.....	45
Şekil 4.17 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında zamanla akının değişimi.....	46
Şekil 4.18 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında rejeksiyonlar.....	47
Şekil 4.19 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında zamanla akının değişimi.....	48
Şekil 4.20 Farklı membran türünde, farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında rejeksiyonlar.....	49
Şekil 4.21 Farklı membran türleri ve uçucu kül konsantrasyonlarında zamanla akı değişimi.....	50
Şekil 4.22 Farklı basınçlarda zamanla akı değişimi.....	52
Şekil 4.23 Farklı basınçlarda elde edilen rejeksiyonlar.....	53
Şekil 4.24 Farklı basınçlarda $V_f \cdot t / V_f$ grafiği.....	53
Şekil 4.25 α değerlerinin ΔP , akı ve rejeksiyonlar ilişkisi.....	54

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1 Biyolojik fosfor giderim proseslerinin avantaj ve dezavantajları.....	5
Çizelge 1.2 Azot ve fosforun birleşik sistemlerde giderildiği proseslerin avantaj ve dezavantajları.....	6
Çizelge 2.1 Membran prosesler.....	16
Çizelge 3.1 Uçucu külün kimyasal içeriği.....	24
Çizelge 4.1 Farklı pH ve başlangıç fosfat konsantrasyonlarında 1 g/L uçucu kül varlığında fosfat giderme verimleri.....	32
Çizelge 4.2 PO_4^{3-} ve Ca^{2+} iyonlarının sulu ve katı fazlardaki reaksiyonları.....	39
Çizelge 4.3 Farklı membran türleri için ilk PO_4 -P ve kül dozunun kararlı hal akı ve rejeksiyon değerlerine etkisi.....	50

1.GİRİŞ

Fosfor alg ve diğer biyolojik organizmaların gelişiminde temel bileşendir. Evsel ve endüstriyel atıksuların yüzeysel sulara deşarj edilmesiyle sudaki fosfor dengesi bozulmaktadır. Organizma gelişiminde esas olan C: N: P oranında kısıtlayıcı faktör fosfordur. Bu dengenin bozulması suda özellikle alg miktarında aşırı artışa neden olmaktadır. Bu durum aynı zamanda yüzey sularında, öncelikle alg patlamasıyla kendini gösteren ve ötrofikasyon olarak bilinen istenmeyen bir duruma yol açmaktadır.

Günümüzde fosfat tutulumunun gerek mekanizması ve gerek diğer özellikleriyle araştırma konusu edildiği en önemli iki alan atıksu arıtımı ve toprak bilimleridir. Atıksu arıtımında özellikle alıcı suların ötrofikasyona uğramaması için gerekli teknolojilerin geliştirilmesi alanında pek çok çalışma yapılmaktadır. Toprak biliminde ise fosfat içeren gübrenin ortamda etkisinin ve etkinliğinin araştırılması fosfat tutulum mekanizmasının aydınlatılmasında geniş ölçüde yer kaplamaktadır. Normalde kentsel atıksular ortalama 4-15 mg/L arasında fosfor içermektedir. Bu nedenle atıksuların arıtımında atıksu içerisindeki fosfor bileşiklerinin giderilmesi önemli yer tutmaktadır.

Bu çalışmanın amacı, atıksulardaki fosforun alıcı ortam standartlarına indirilebilmesi için uçucu kül ve membran prosesler yardımıyla ortamdaki uzaklaştırılabilmesidir. Uçucu kül kendi kimyası itibarıyla fosforun sulu ortamda bulunabilen formlarının elektrostatik kuvvetlerle tutulmasını sağlamaktadır. Normalde çözünebilen formdaki fosfor bileşikleri böylelikle suda çözünmeyen formda tutuklanmakta ve çapraz akışlı membran modül yardımıyla sudan başarıyla ayrılmaktadır.

Sulu ortamda fosfor ortofosfat, polifosfat ve organik fosfat şeklindedir. Suda PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4 formunda bulunan ortofosfatlar biyolojik metabolizma tarafından doğrudan kullanılabilir. Polifosfatlar, söz konusu ortofosfat molekülleriyle birlikte iki ya da daha fazla fosfor atomu, oksijen atomu ve bazı durumlarda da hidrojen atomlarıyla tek bir kompleks molekül oluşturmaktadır.

Polifosfatlar sulu ortamda hidroliz olmakta ve ortofosfatlara dönüşmektedir. Ancak polifosfatların hidrolizi oldukça yavaştır. Organik olarak bağlanmış fosfor, evsel atıklar açısından fazla önem taşımamakla birlikte endüstriyel atıklar ve atıksu çamurları söz konusu olduğunda bir sorun olarak karşımıza çıkmaktadır.

1.1 Fosfat Giderme Yöntemleri

1.1.1 Biyolojik Yöntemler

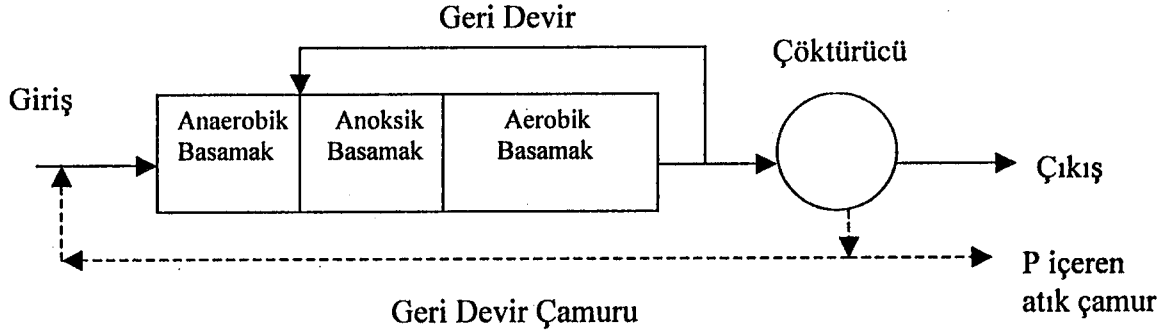
Son yıllarda kimyasal arıtmaya alternatif olarak çeşitli biyolojik fosfat giderme prosesleri geliştirilmiştir. Teknik esasen ortamda çeşitli formlarda bulunan fosforun hücre bünyesine alınması esasına dayanmaktadır. Fosfor organizma tarafından hücre onarımı, yeni hücre sentezi ve enerji taşınımında kullanılmakta ve depolanmaktadır. Fosfor aerobik veya anaerobik şartlarda giderilebilmektedir. Fosfor giderimi kullanılacak olan prosesin tipine bağlı olarak arıtma sisteminin ana akım hattında, geri dönüş çamur hattında ya da yan ünitelerde yapılabilmektedir.

Fosforun biyolojik olarak gideriminde çeşitli tipte prosesler kullanılmaktadır:

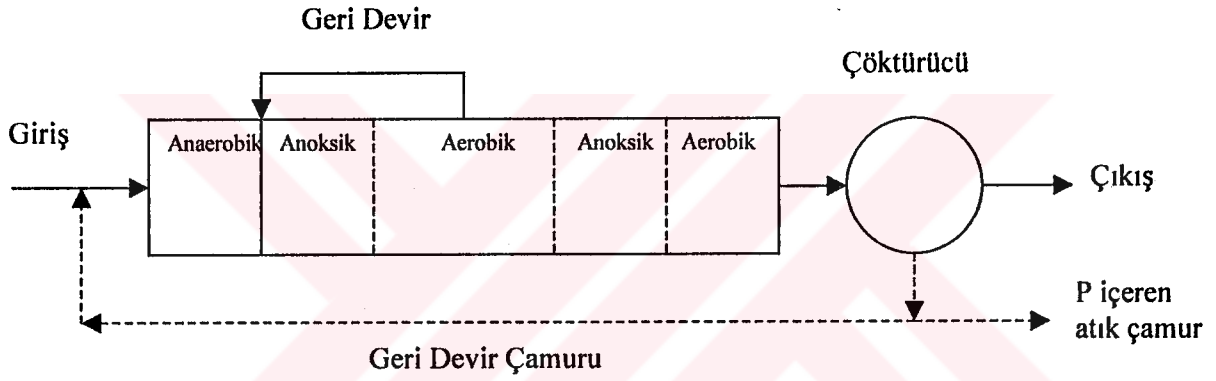
- Fosfor gideriminin ana akış hattında gerçekleştirildiği A/O prosesi (şekil 1.1)
- Fosfor gideriminin yan akış hattında gerçekleştirildiği phostrip prosesi (şekil 1.2)
- Ardışık kesikli reaktör sistemleri

Azot ve fosfor gideriminin birlikte yapıldığı prosesler

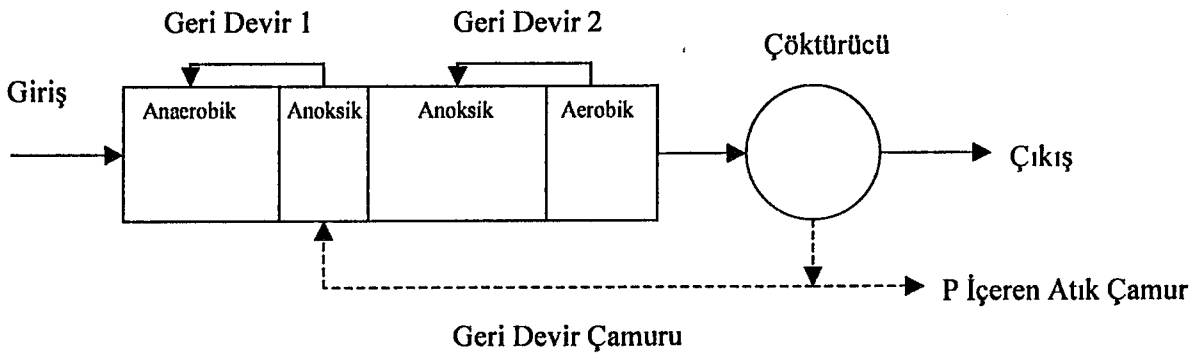
- A2/O Prosesi (şekil 1.3)
- Bardenpho Prosesi (5 basamak) (şekil 1.4)
- UCT Prosesi (şekil 1.5)
- VIP Prosesi (şekil 1.6)



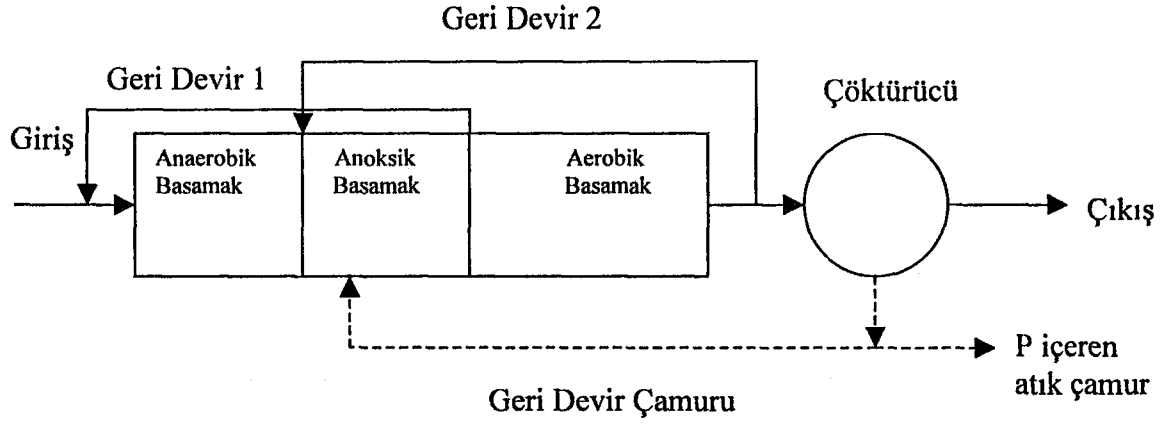
Şekil 1.3 A2/O Prosesi



Şekil 1.4 Bardenpho Prosesi (5 basamaklı)



Şekil 1.5 UCT Prosesi



Şekil 1.6 VIP Prosesi

Çizelge 1.1 Biyolojik fosfor giderim proseslerinin avantaj ve dezavantajları

Proses	Avantajları	Dezavantajları
A/O	<ul style="list-style-type: none"> - İşletimi kolaydır. - Atık çamurdaki fosfor içeriği %3-5 oranında daha yüksek olup gübre değeri taşımaktadır. - Hidrolik bekleme süresi kısadır. - Proses sonrası tam nitrifikasyon gerçekleştirilebilmektedir. 	<ul style="list-style-type: none"> - Yüksek azot ve fosfor giderimi aynı anda sağlanmaz. - Proses soğuk iklim şartlarında önerilmez. - Yüksek BOI/ P oranı gerekmektedir. - Oksijen ihtiyacı fazladır. - Prosesin kontrol imkanı sınırlıdır.
Phostrip	<ul style="list-style-type: none"> - Bir aktif Çamur Prosesine Kolayca bağlanabilir. - Yüksek BOI/P oranı gerektirmez. - Kimyasal çöktürme sistemlerine göre çok daha az kimyasal madde kullanılır. - 1.5 mg/L'den az ortofosfat içeriğindeki atıksulara da uygulanabilmektedir. 	<ul style="list-style-type: none"> - Kireç kullanımı gerektirir. - Yüksek Çözünmüş oksijen gerektirmektedir. - Strip işlemi için ayrı bir ünite gerektirir. - Kireç uygulaması bakım masraflarını arttırmaktadır.
Ardışık Kesikli Reaktör	<ul style="list-style-type: none"> - Proses azot fosfor gideriminin birleştirilmesinde önemli bir esneklik sağlamaktadır. - İşletimi kolaydır. - Karışım sıvısı atıkları sistem dışına yıkanmaz. 	<ul style="list-style-type: none"> - Düşük debilerdeki atıksulara uygulanabilir. - Çıkış suyu kalitesinin geliştirilmesi gerekebilir. - Bu konudaki araştırma sayısı sınırlıdır.

Çizelge 1.2 Azot ve Fosforun Birleşik Sistemlerde Giderildiği Proseslerin Avantaj ve Dezavantajları

Proses	Avantajları	Dezavantajları
A2/O	<p>Atık Çamur%3-5 oranında daha yüksek fosfor içermekte ve gübre değeri taşımaktadır.</p> <p>- A/O prosesine göre denitrifikasyon daha yüksek başarıyla uygulanabilmektedir.</p>	<p>- Soğuk iklim şartlarında işletilmeye uygun değildir.</p> <p>- A/O prosesine göre daha karışıktır.</p>
Bardenpho	<p>- Tüm fosfor giderim sistemlerine göre en az çamur oluşturan sistemdir.</p> <p>- Atık çamur yüksek oranda fosfor içerir ve gübre değeri taşır.</p> <p>- Diğer proseslere göre total azotun en fazla indirgenebildiği sistemdir.</p> <p>- En az kimyasal madde gereksinimi olan sistemdir.</p> <p>- Güney Afrikada geniş ölçüde uygulama alanı bulmuş ve çok sayıda çalışma yapılmıştır.</p>	<p>- Enerji ve bakım masrafları yüksektir.</p> <p>- Kimyasal madde gereksinimi şartlara göre değişebilmektedir.</p> <p>- A2/O prosesine göre reaktör hacmi daha büyüktür.</p> <p>- Birincil çökeltme nedeniyle sistemde azot ve fosfor giderimi düşmektedir.</p> <p>- Yüksek BOI/P oranları gerektirmektedir.</p> <p>- Sıcaklığın sistem üzerindeki etkisi tam olarak bilinmemektedir.</p>
UCT	<p>- Fosfor giderimi daha yüksektir.</p> <p>- Bardenpho prosesine göre reaktör hacmi daha küçüktür.</p>	<p>- Enerji ve bakım masrafları yüksektir.</p> <p>- Kimyasal madde gereksinimi değişebilmektedir.</p> <p>- Yüksek BOI/P gerektirmektedir.</p> <p>- Sıcaklığın sistem üzerindeki etkisi tam olarak bilinmemektedir.</p>
VIP	<p>- Oksijen gereksinimi azdır.</p> <p>- Kimyasal madde gereksinimi azdır.</p> <p>- Aerobik zondaki nitrat yüklemesi düşüktür.</p> <p>- Mevsimsel fosfor yükleme değişimlerine adapte edilebilir.</p>	<p>- Enerji ve bakım masrafları yüksektir.</p> <p>- Düşük sıcaklıkta azot giderimi azalmaktadır.</p>

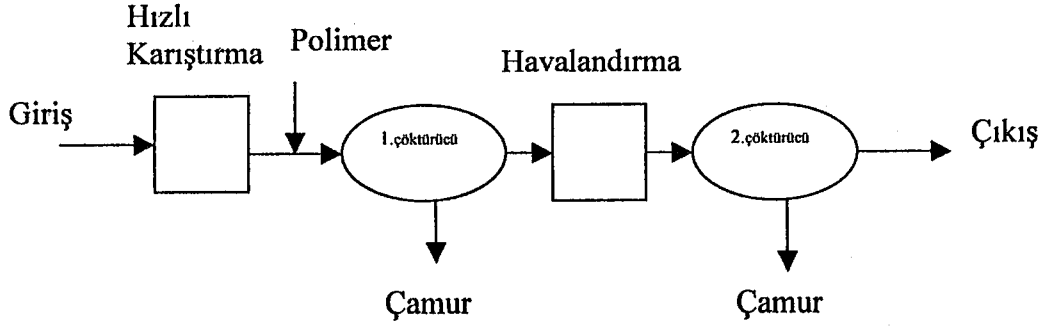
1.1.2 Kimyasal Yöntemler

Kimyasal çöktürme tekniğiyle fosfat giderimi, fosfatın suda mevcut yada oluşturulan askıda katılar içerisinde alınması ve bunu takiben fosfatlı katı partiküllerin ortamdan uzaklaştırılması esasına dayanmaktadır. Fosfor biyolojik katılar içerisinde tutulur ya da kimyasal madde ilavesiyle bir çökelek oluşturur. Fosfatın kimyasal çökeltme ile gideriminde aşağıdaki yöntem izlenir. Fosfat gideriminde çeşitli metal tuzları ve kireç kullanılmaktadır. Kullanılan en yaygın metal tuzları demir klorit ve alüminyum sülfat olup, demir sülfat ve demir klorit çelik endüstrisinin yan ürünü olduklarından temin edilmeleri oldukça kolaydır. Demir ve alüminyum tuzlarıyla etkin bir şekilde görev yapabilen polimerlerde kullanılmaktadır. Kireç kullanımı, oluşacak çamur miktarını arttırdığından fazla tercih edilmemektedir. Kireç kullanımı aynı zamanda bakım masraflarını arttırmakta beraberinde depolanması ve sisteme beslenmesi gibi başka problemlerde taşımaktadır. Atık sudaki fosfor çökeltimi prosesin çeşitli basamaklarında gerçekleştirilebilmektedir. Bu işlem fosforun çökeltildiği basamağa göre 3 şekilde sınıflandırılmıştır.

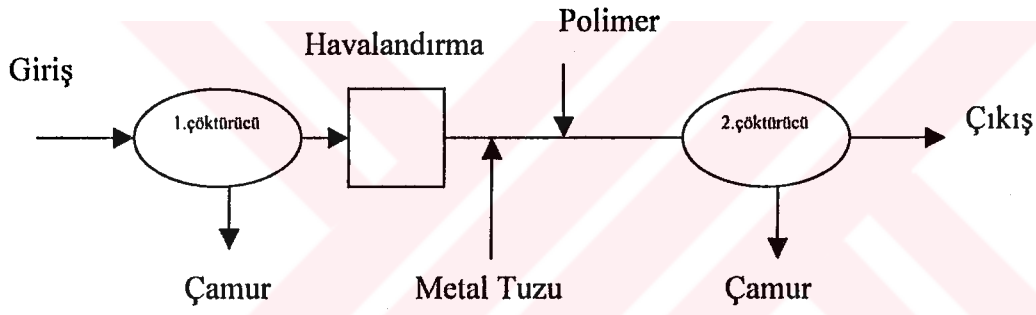
1- Önceden Çökeltme: Gerekli kimyasalların birincil çökeltme tankında ham atık suya eklenerek, çökeleğin birincil atık çamurla ortamdan uzaklaştırılmasıdır (şekil 1.7).

2- Birleşik Çökeltme: Gerekli kimyasalların arıtımın başladığı ilk basamaktan itibaren eklenerek ikincil çökeltme ile ortamdan uzaklaştırılmasıdır. Burada biyolojik arıtım ve fosfat çökeltmesi aynı basamakta gerçekleştirilmiş olur (şekil 1.8).

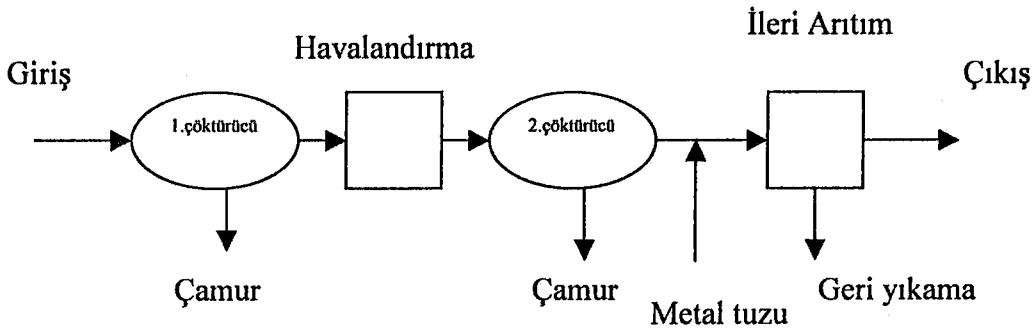
3- Sonradan Çökeltme: Çökeltim için gerekli kimyasallar ikincil çökeltme tankına eklenmekte, çökeleğin ortamdan uzaklaştırılması ayrı bir çökeltme ünitesi ile olur ya da çıkıştan filtreleme gerekir (şekil 1.9).



Şekil 1.7 Önceden çökeltme



Şekil 1.8 Birleşik çökeltme



Şekil 1.9 Sonradan çökeltme

1.2 Fosfat Giderim Kimyası

Fosforun kimyasal olarak giderimi çok değerli metal iyonları varlığında çözünmeyen fosfat formlarının çökeltilmesi şeklindedir. En çok kullanılan metal iyonları kalsiyum (Ca^{+2}), alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3}) dir. Kalsiyumla fosfatın çökeltilmesi kimyası, fosfatın alüminyum ve demirle çökeltilmesi kimyasından farklı olduğundan aşağıda ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

Ortama eklenen kalsiyum, kireç (CaOH_2) şeklindedir. Kireç sudaki doğal bikarbonat alkalinitesiyle reaksiyona girerek CaCO_3 şeklinde çökelmektedir. Bu işlem sonunda sudaki pH değeri artmakta (>10), ortamdaki aşırı kalsiyum iyonları fosfatla reaksiyona girerek hidroksil apatit şeklinde çökmektedir ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) (Grubb *et al.* 2000).

Kalsiyum ile fosfatın çökeltilmesi:



Kirecin sudaki alkalinite ile reaksiyona girmesi nedeniyle gereksinim duyulan kirecin miktarı suda mevcut fosfatın miktarına değil öncelikle suyun alkalinitesine bağlıdır. Sudaki fosforun çöktülebilmesi için gerekli olan kireç miktarı, kalsiyum karbonat olarak ifade edilen toplam alkalinitenin yaklaşık 1.4 yada 1.5 katıdır. Fosfat çökeltmesinde yüksek pH değeri gerekli olduğu için, birleşik çökeltme işlemi genellikle uygun görünmemektedir. Ham atıksuya ya da ikincil çökeltme tankına kireç ilavesi sırasında pH ayarlaması gerekmektedir. pH'nın yeniden istenilen değere düşürülebilmesi için CO_2 kullanılarak geri karbonlama işlemi uygulanır.

Fosforun alüminyum ve demir kullanılarak çökeltilmesi işleminde aşağıdaki temel reaksiyonlar gerçekleşmektedir (Fytianos *et al.* 1998).

Fosfatın alüminyumla çökeltilmesi;



Fosfatın demir ile çökeltilmesi:



Alüminyum ve demir kullanılması halinde kullanılan her 1 mol için, 1 mol fosfat çökeltilmektedir. Ancak, reaksiyonlar çok basit görünmekle birlikte birleşik reaksiyon hız sabitlerinin bulunmasında ortamın alkalinitesi, pH'sı, iz elementler ve suda bulunması muhtemel çeşitli ligant (bağlayıcı)'larında varlığı göz önünde bulundurulmalıdır. Çökeltme işlemi için gerekli kimyasal madde miktarının belirlenmesinde, yukarıda verilmiş olan denklemlerin doğrudan kullanılmaları mümkün olmamaktadır. Bu nedenle kimyasal madde dozları laboratuvar ölçekli veya tam ölçekli testler sonucu deneysel olarak belirlenmeli, polimerler kullanılacaksa bu duruma özellikle dikkat edilmelidir.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1 Uçucu Kül ve Uçucu Külün Adsorbant Olarak Kullanım Potansiyeli

Amerika Birleşik Devletlerinde yılda yaklaşık 60 milyon ton uçucu kül üretilmektedir. Bu atığın ancak %25-30'u yardımcı yapı malzemesi olarak değerlendirilebilmektedir. Kalan 45 milyon ton ise arazi doldurma çalışmalarında kullanılmaktadır (Grubb *et al.* 2000). Uçucu kül alüminyum, demir, kalsiyum ve silika içeriği oldukça yüksek olan bir maddedir. Uçucu külün bileşimi dolayısıyla sulu ortamlardan metal iyonlarının giderildiği bir çok çalışma bulunmaktadır (Bayat 2002, Lin *et al.* 2001, Ayala *et al.* 1998, Rao *et al.* in press, Hequet *et al.* 2001, Gupta 2000). Benzer şekilde sulu ortamlardaki toksik organik bileşiklerin uçucu kül kullanılarak uzaklaştırıldıkları çalışmalarda mevcuttur. Bu çalışmalarda uçucu külün toksik bileşikleri moleküler yapılarına ve sulu ortamın fizikokimyasal özelliklerine göre farklı oranlarda giderebildiği bildirilmiştir (Kao *et al.* 2000, Databyal *et al.* 1995). Atıksulardaki fosfatın gideriminde temel bileşenler olan alüminyum, demir ve kalsiyumca zengin oluşu, uçucu külün bu alanda kullanılabilmesine işaret etmiştir (Gupta. *et al.* 1998). Daha önceki bölümlerde açıklandığı üzere söz konusu metal iyonları fosfatları güçlü bir şekilde adsorplamakta ya da çökeltmektedir. Literatürde uçucu külün fosfatı tutmasına ilişkin çeşitli çalışmalar bulunmaktadır. Higgins ve arkadaşları (1976) yapmış oldukları çalışmalarda uçucu külün ötrofik suların arıtımında kullanılabilme imkanını araştırmışlardır. Çalışmada 600 µg P/L fosfor, 1 L'lik bir dizi jar testi tüpünde uçucu kül, kireç ve jipsüm kullanılarak denenmiştir. Jipsüm miktarı 100-500 mg/L ve uçucu kül konsantrasyonu 20 g/L olarak düzenlenmiş olan deneylerde fosfor giderimi %70'in altında bulunmuş ancak sonuç uygulanabilir özellikte kabul edilmemiştir. Fosfat giderimi jipsüm miktarının artırılmasıyla artmaktadır. Burada ortofosfatlar toplam fosfor içeriğinin yaklaşık %50'si seviyesindedir. Jipsüm dozajı 500 mg/L ve pH 10'nun üzerinde iken %90'lık bir ortofosfat giderimi elde edilmiştir. Güçlü bir alkali olan kireç 300 mg/L konsantrasyonunda kullanılmış ve 600 µg P/L başlangıç fosfat içeriğinin 17 µg P/L değerine kadar düşmesini sağlamıştır. Bu uygulamada başlangıçta pH değeri 8.41 iken uygulama sonunda bu değer 10.2'ye yükselmiştir. Çalışma sonunda 200 mg/L

konsantrasyonundaki kireç uygulamasının gerek çözünebilir fosforun gideriminde ve gerekse pH değerinin daha düşük seviyelerde kalmasını sağlamakta yeterli olduğu görülmüştür. Uçucu kül konsantrasyonu 20 g/L iken çözünebilir formdaki fosfor üzerine etkisinin az olduğu ancak öncelikle askıdaki fosfatın giderilmesinde dikkate değer bir etki gösterdiği bulunmuştur. Bunun nedeni uçucu kül katı partiküllerinin çökelebilme özelliklerinin daha iyi olması şeklinde açıklanmıştır. Sırasıyla kireç ve uçucu kül konsantrasyonları 200 mg/L ve 20 g/L olan bir çalışmada 640 µg P/L başlangıç konsantrasyonundaki fosforun giderilmesinde yarı yarıya çalışılan kireç ve uçucu kül uygulaması aynı sonuçları vermiştir. Bu çalışmada pH değeri 8.9 olarak rapor edilmiştir. Aynı çalışma tam dozaj kullanılarak her iki maddeninde aynı anda uygulanması en iyi fosfor giderimini sağlamıştır. Bu çalışmada işlemin başlatılması sırasındaki pH değeri ile son pH değeri arasında herhangi bir değişme görülmemiş ve yaklaşık 9.1 seviyesinde kalmıştır (Higgins *et al.*1976).

Vordonis ve arkadaşları (1988) tarafından gerçekleştirilen kesikli adsorpsiyon çalışmalarında pH 5.25 ve 8.25'de yapılan deneylerde %10-32 oranında kalsiyumca zengin bir ortam hazırlanarak fosfat giderilmiştir. Burada kullanılan uçucu kül içerisinde %2.2-6.3 arasında değişen oranlarda magnezyum bulunmuş ve spesifik yüzey alanı 5.1-6.7 m²/g olarak belirlenmiştir. Fosfat tutulumuna ilişkin bu farklı iki mekanizmanın birbirinden ayrılmasında diğer birkaç özellikte değerlendirilmiştir. Deneyler net yükün sıfır olduğu 8.9 ve 10.3 pH değerlerinde, farklı izoelektrik noktalarda gerçekleştirilmiştir. Külün oksitlenme kimyası ve yüzeyin taşıdığı pozitif yükler fosfat tutulumunun iyonların elektrostatik olarak bağlanması şeklinde olduğunu göstermiştir. Kül örnekleri pH 5.25'de 0.01 mol KNO₃/dm³ ile yıkandığında fosfat tutulumunda herhangi bir değişiklik olmadığı saptanmıştır. Ancak % 31.9 oranında kalsiyum içeren örneklerde fosfat tutulumunda önemli azalma kaydedilmiştir. Bu çalışmada kalsiyum fosfat oluştuğu düşünülmüş, ancak yapılan X-ray floresans analizlerinde kalsiyum fosfata rastlanmamıştır. Bu nedenle külün heterojen kimyasının magnezyum varlığında apatit çökelekleri oluşturarak fosfat giderimini inhibe etmiş olabileceği sonucuna varılmıştır. Külle muamele edilmiş fosfat çözeltilerinde yapılan IR spektroskopisi adsorplanan fosfat bantlarını açıkça göstermiş, ancak asidik fosfatlar

olarak bilinen ve pH 5-9 aralığında genelde çözünür formda bulunan $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} 'lerin varlığına rastlanmamıştır. İzoelektrik noktanın daha asidik bir değere kayması apatit oluşumunu engellemektedir (Vordonis *et al.* 1988). Uğurlu ve Salman kesikli kolon denemelerinde %34'lük kalsiyumca zengin kül kullanmışlar ve 20 mg P/L başlangıç konsantrasyonunda 4-20 g/L 'ye kadar kullanılan kül için % 95'lik fosfat giderimi elde etmişlerdir. Minimum temas süresi 5 dk olarak belirlenmiştir. Fosfat konsantrasyonu 50 ve 100 mg P/L değerlerine yükseltildiğinde en düşük adsorbant dozunda (4g/L) fosfat giderimi sırasıyla %93 ve %60 olarak gerçekleşmiş, ancak temas süresi 10 dk'nın üzerine çıkmıştır. Deneyler 40°C'da gerçekleştirilmiş ancak pH'nın etkisinden hiç söz edilmemiştir (Uğurlu *et al.*1998).

Literatürde ve yapılmış olan atıflarda uçucu kütle fosfat tutulumunun kalsiyumca zengin (C Tipi) küllerde daha yüksek verimlere ulaştığı rapor edilmiştir. C tipi küllerde fosfat tutulumu mekanizması hidroksi apatit olarak bilinen kalsiyum fosfat oluşumuna bağlanmıştır. Asidik özellikteki F tipi küllerde fosfat tutulumu mekanizması minerolojik farklar nedeniyle henüz tam olarak açıklanabilmiş değildir. Grubb ve arkadaşları (2000) bu durumu düşük ve orta dereceli pH'lar için çözünmeyen özellikteki alüminyum ve demir fosfatların oluşuyla ilişkilendirmişlerdir. Yapmış oldukları kesikli çalışmalarda 50 ve 100 mg P/L konsantrasyonundaki çözeltiler için pH 4.5'de sırasıyla % 100 ve % 75'lik fosfat tutulumu elde etmişlerdir. Kullanılan F tipi asidik külün kalsiyum (CaO) içeriği oldukça düşük olup, % 1'ler seviyesindedir.

Doğal ve atık sularda en sık karşılaşılan fosfat türleri ortofosfatlar ($-PO_4$), pirofosfatlar ($-P_2O_7$) ve tripolifosfatlardır. ($-P_3O_{10}$) Ortofosfatlar pH tarafından düzenlenmektedir ve asitlik sabitleri $10^{-2.1}$, $10^{-7.2}$, $10^{-12.3}$ 'dür. Sonuç olarak pH 5 ile 9 arasında iken asidik fosfatlar suda dominant olarak bulunan fosfatlardır ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}). Polifosfatlar ($HP_3O_{10}^{-4}$, $HP_2O_7^{-3}$, $H_2P_3O_{10}^{-3}$) aynı pH aralığında ortamda bulunmakla birlikte miktarları ortofosfatlardan daha düşüktür (Fytianos *et al.*1998).

Metal fosfatların saf suda çözünürlük diyagramlarına göre $FePO_4$ ve $AlPO_4$ düşük pH'larda en stabil katı formdadır (<6.5). $AlPO_4$ için en düşük çözünürlük pH 6'da

gerçekleşmekte olup bu değer FePO_4 için pH 5 seviyesindedir. 6.5'dan yüksek pH'larda demir ve alüminyum kimyası büyük ölçüde oksit ve hidroksitler şeklinde kendini gösterir. İşte bu şartlar kalsiyumun çözünürlüğü CaCO_3 tarafından düzenleniyor olsa bile fosfatın kalsiyum ile apatit ve hidroksi apatit olarak çöktürebilmesi prosesinin en uygun koşullarını oluşturmaktadır. Nötral ya da orta seviyede alkali şartlardaki atık sularda, magnezyumda beta-trikalsiyum fosfat ve struvite oluşumunu indükleyerek fosfat giderimine katkıda bulunmaktadır. Ancak bu proses için ortamda amonyak mevcut olmalı ve yeterince karbon bulunmalıdır (Grubb *et al.* 2000).

2.2. Membran Prosesler Hakkında Genel Bilgiler

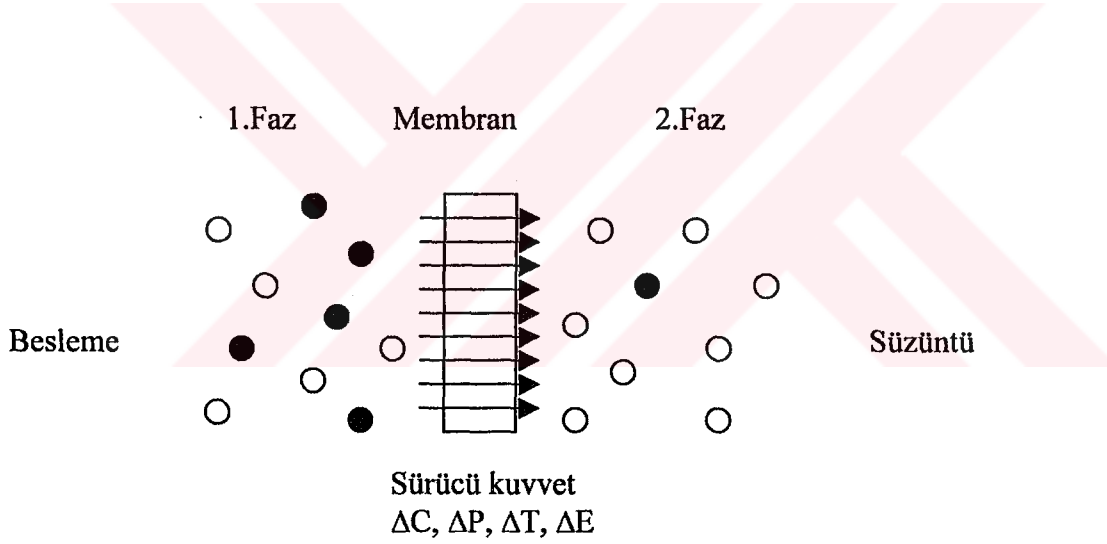
Membran iki faz arasında sürekli olarak seçicilik yapan yarı geçirgen malzemeye verilen bir isimdir. Farklı ayırma prensipleri ve mekanizmalarına sahip çok sayıda membran prosesinin geliştirilmesi ve bunların partiküllerden moleküllere kadar çok sayıda maddenin sıvı ortamlardan ayrılmasında karşılaşılan problemlere etkili çözümler getirmesi nedeniyle, günümüzde bu prosesler su ve atıksu arıtımında çok önemli bir kullanım alanı bulmaktadır (çizelge 2.1).

Membran proseslerin ayırma işlemlerinde kullanılması oldukça yenidir. 25 yıl öncesine kadar membran filtrasyon ayırma prosesleri arasında önemli bir yere sahip değildi. Bugün ise membran prosesleri çok geniş bir uygulama alanı bulmuştur ve kullanım alanları gün geçtikçe artmaktadır.

Günümüzde uygulanan membran prosesler arasında; mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), hiperfiltrasyon (HP) veya ters osmos (RO), elektrodializ (ED), diyaliz ve sıvı-sıvı membranlar gibi çok sayıda uygulama sayılabilir.

Farklı ayırma prensipleri veya mekanizmalarına sahip çok sayıda membran proses olup, bunlar partiküllerden moleküllere kadar çok sayıda maddenin ayrılmasında çok özel problemlere çözüm getirmektedir. Bütün bu farklılıklara rağmen tüm membran

prosesler yapısı ne olursa olsun bir membrana sahiptir. Membran (zar), bir membran prosesin kalbidir ve iki faz arasında sürekli olarak seçicilik yapan bir bariyer olarak göz önüne alınabilir. Bir membranın şematik olarak gösterimi şekil 2.1’de verilmiştir. 1. faz genelde besleme (feed) olarak, 2. faz ise sızıntı (permeate) olarak bilinir. Ayırma işlemi, membranın besleme tarafındaki bir bileşeni, öteki bileşen veya bileşenlerden daha kolay bir şekilde geçirebilmesine dayanır. Membran proseslerde membranın her iki tarafında yer alan ve besleme ve süzüntü fazı olarak isimlendirilen fazlar arasındaki kütle transferi için gerekli sürücü kuvvetler, bu iki faz arasındaki basınç, konsantrasyon, sıcaklık veya elektriksel potansiyel farkı olabilir. Membranlar yapılarına ve morfolojilerine göre, doğal veya sentetik, organik veya inorganik, poroz veya nonporoz, simetrik veya asimetrik gibi çeşitli şekillerde olabilirler. Membran prosesin performansı büyük ölçüde kullanılan membranın bu özellikleri ile ilgilidir (Mulder 1995).



Şekil 2.1 Membran tarafından ayrılan iki fazlı bir sistemin şematik gösterimi

Genel olarak membran teknolojileri şu avantajlara sahiptir.

1. Membran sistemlerin tasarımları basittir.
2. Membran sistemleri yapı olarak modülerdir ve kolaylıkla genişletilebilir.
3. Klasik sistemlere göre daha az enerji kullanırlar.
4. Potansiyel olarak daha düşük yatırım ve işletme maliyetlerine sahiptir.
5. Sürekli çalışabilme özelliği ve otomasyon kolaylığına sahiptir.

6. Düşük bakım maliyeti gerektiren az sayıda hareketli parça içerirler.
7. Kirleticilerin kimyasal yapıları veya biçimine etki etmezler.
8. Hiçbir kimyasal ilavesi gerektirmezler.
9. Atıksuyun özelliklerindeki değişikliklerden fazla etkilenmezler (Yıldız 1995).

Çizelge 2.1 Membran Prosesler

Membranlar	Yapıldığı Madde	Üretim Prosedürü	Yapısı	Uygulama Alanları
Seramik Membranlar	Kil ,silika, alüminyum oksit, grafit, metal tozu	Presleme ve sinterleme	Por çapı 0.1-10 µm	Süspansiyonların filtrelenmesi, gaz ayırma, izotopların ayrılması
Sıkıştırılmış Membranlar	Politetrafloroetilen, polietilen, polipropilen	Billurların gerdirilmesi	Por çapı 0.1-1 µm	Agresif ortamların filtrasyonu, havanın temizlenmesi, steril filtrasyon, tıbbi teknoloji
Porları Asitle Aşındırılarak Elde Edilen Membranlar	Polikarbonat	Asitle aşındırma	Por çapı 0.5-10 µm	Analitik ve tıbbi kimya, steril filtrasyon
Homojen Membranlar	Silikon lastik, hidrofobik sıvılar	Homojen püskürtme, likit filmlerin formasyonu		Gaz ayırımı
Simetrik Mikroporöz Membranlar	Poliamit, polipropilen, selüloz türevleri	Faz-inversiyon reaksiyonu	Por çapı 50-5000 nm	Steril filtrasyonu, diyaliz, membran distilasyonu
Birleşik Asimetrik Membranlar	Poliamit, polistülfon, selüloz türevleri	Faz-inversiyon reaksiyonu	Por çapı 1-10 nm	Ultrafiltrasyon, hiperfiltrasyon, gaz ayırımı, pervaporasyon
Kompozit Asimetrik Membranlar	Poliamit, polistülfon, selüloz, polidimetilsikloheksan	Mikroporoz mebrana film uygulaması	Por çapı 1-5 nm	Ultrafiltrasyon, ters ozmoz, gaz ayırımı, pervaporasyon
İyon Değiştirici Membranlar	Polietilen, polistülfon, Poli (vinil klorid) v.b.	Homojen polimerlerin sülfonlanması	Pozitif ya da negatif yüklü matriks	Elektrodiyaliz, elektroliz

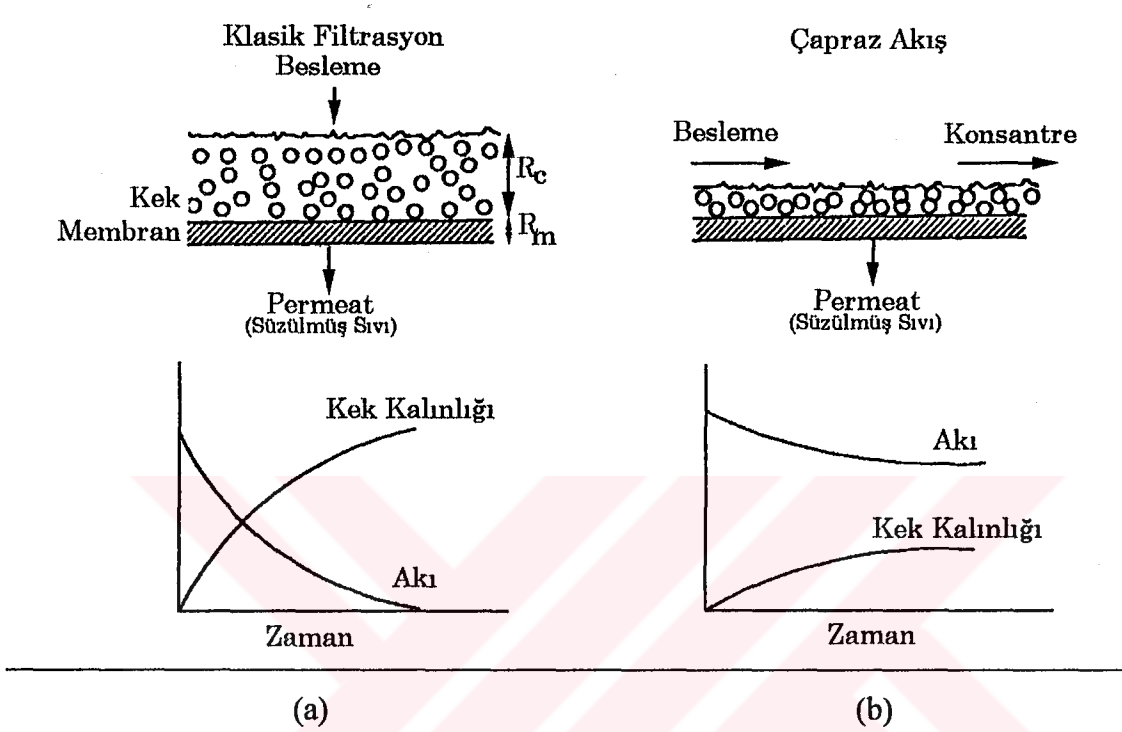
Belli bir membranın verimi ve performansı iki parametre ile belirlenir. Bunlardan birincisi membranın seçiciliği, ikincisi ise kullanılan membranın birim alanından birim zamanda geçen sıvı miktarı olarak tanımlanan akıdır. Akı veya sızma hızı birim zaman ve alanda membranın içinden geçen hacim olarak tarif edilir. Akı birimi olarak genelde L/m^2-h , $L/m^2-gün$ veya mL/m^2-h gibi ifadeler kullanılır. Bir karışımdaki maddelere karşı membranın seçiciliği, membranın karışımdaki bir veya daha fazla maddeyi geçirmeyi reddetmesi veya rejeksiyonu (R) olarak tanımlanır. İçerisinde çok sayıda çözünen bulunan bir sıvının membrandan geçen miktarı yerine, çözünen maddelerin tutulması olayını açıklamak daha kolaydır. Bir membran proste rejeksiyon olayı aşağıdaki şekilde tanımlanabilir.

$$R = 1 - \frac{C_P}{C_F} \quad (2.1)$$

C_P ve C_F sırasıyla membrandan geçen ve besleme fazındaki çözünen madde konsantrasyonları olarak tanımlanır. R değeri 1 ise, çözünen membran tarafından tamamen tutulmuş, R değeri 0 olduğunda ise membran çözüneni hiç tutamamış demektir (Yıldız 1995).

Membran proseslerin kullanılması klasik katı sıvı ayırma sistemlerindeki ayırma verimlerinin ötesinde sonuçlar vermektedir. Ancak tüm proseslerde olduğu gibi membran proseslerde de istenmeyen bazı durumlar vardır. Özellikle membran kirlenmesi ve beraberinde getirdiği akı azalması önemli bir sorundur. Membran kirlenmesi sıvıdan ayrılması istenen çözünmüş veya katı haldeki maddelerin membran yüzeyine doğru, sürücü kuvvet ve akı nedeniyle sürüklenmesi nedeniyle birikmeleri sonucu oluşur. Jel veya kek tabakası olarak adlandırılan bu kirlenme ikincil membran olarak görev görür. Oluşan bu yapıya dinamik membran adı da verilmektedir. İkincil membranın akıyı azaltıcı etkisi yanında, rejeksiyonları artırıcı etkisi de bulunmaktadır. Membran üzerinde oluşan ikincil membranın kalınlığı, klasik filtrasyonda sürekli artarken, çapraz akışlı filtrasyonda belli bir süre sonra sabit bir kalınlığa ulaşmaktadır.

Bu iki filtrasyon türüne ait şematik gösterimler şekil 2.2'de verilmektedir. Şekil 2.2'deki (a) klasik filtrasyonu, (b) ise çapraz akış filtrasyonu temsil etmektedir.



Şekil 2.2 Klasik ve çapraz akış filtrasyonda akı azalması ve kek kalınlığı değişimi ((a) klasik filtrasyon, (b) çapraz akış filtrasyon)

Mikro ve ultrafiltrasyon gibi basınç sürücülü membran proseslerde ağ gibi bir yapıya sahip olan porlar arasından sıvının geçişi sırasında besleme çözeltisindeki çözünmüş veya katı haldeki maddeler membrana doğru sürüklenir ve bir süre sonra membran ve bu maddeler arasındaki karşılıklı etkileşimler nedeniyle membranın iç kesimlerinde ve yüzeyinde bu kirleticilerin yoğun bir şekilde birikmesinden dolayı konsantrasyon polarizasyonu adı verilen durumla karşılaşılır. Konsantrasyon polarizasyonu filtrasyonun ilerleyen aşamalarında daha da yoğunlaşarak adeta bir kek tabakası gibi davranmaya başlar ve membranın bir parçası gibi ayırma prosesine önemli oranda katkıda bulunur. Kirletici maddelerin membran yüzeyine tutulmaları çeşitli mekanizmaların bir sonucu olarak ortaya çıkar. Porlar arasında fiziksel tıkanma, fizikokimyasal adsorpsiyon ve konsantrasyon polarizasyonu gibi etkenlerden dolayı

biriken kirletici maddeler akı azalmasına yol açarlar. Konsantrasyon polarizasyonu ve membran kirlenmesini birbirinden ayırmak zordur. Konsantrasyon polarizasyonunun şematik bir gösterimi ise şekil 2.3’de verilmektedir. Sonuç olarak membran yüzeyindeki bu olay, kimyasal veya fiziksel yollarla temizlenebilir veya temizlenemez denilen kalıcı kirlenmeler olarak karşımıza çıkmaktadır. Membranların ekonomik olarak etkinlikleri membran üzerinde akıları azaltıcı yönde tesirleri olan bu dirençlerin en az düzeyde tutulmaları ile yakından ilgilidir. Dolayısıyla şekil 2.3’den de görülebildiği gibi çapraz akış filtrasyonda sıvının membran üzerindeki sürüklenme kuvveti nedeniyle kirletici maddelerin uzaklaştırılması bir ölçüde de olsa mümkün olmaktadır. Bu oluşan kek tabaka kalınlığının belli bir süre sonra sabitlenmesine yol açar. Bu nedenle, endüstriyel uygulamalarda çapraz akış tekniği kullanılmaktadır (Winston 1992).

Bütün bu ifadelerin ışığı altında membrandan geçen sıvı miktarı, basınçlı membran prosesler için, basınç farkı, membran por boyutu ve dağılımı, hedef kirleticinin moleküler büyüklüğü, membranın ve sıvının fizikokimyasal yapısı, prosesin işletme koşulları v.b. pek çok değişkene bağlıdır. Genel olarak bir membrandan geçen akı;

$$J = \frac{\Delta P}{\mu \cdot R_t} \quad (2.2)$$

ile ifade edilir. (2.2) ifadesinden basınç farkının artışıyla akıların arttığı, ancak basınç farkının artışıyla oluşan daha yoğun kek tabakası nedeniyle dirençlerin de yükselmesi nedeniyle de belli bir basınç artışından sonra akıların azaldığı görülebilir. Porların ve kirleticilerin boyutları arasındaki farklar ile söz konusu partiküllerin sıkışabilir olup olmadıkları da membran prosesin akıları ve rejeksiyonları üzerinde etkili olan diğer faktörler arasındadır (Mulder 1995).

Membran prosesler ile sulu ortamlardan çok sayıda çözünmüş maddenin giderilmesi mümkündür. Özellikle sulu ortamlardan nitrat, nitrit, fosfat gibi nutrientler, fenol ve benzeri toksik bileşikler ile ağır metaller yüzey aktif madde, uçucu kül, aktif karbon ve alümin gibi kimyasallar ile bağlanarak membranlar vasıtasıyla başarıyla sulu ortamlardan

ayrılabilir (Akay *et al.* 1998, Yıldız *et al.* 1996, Bayhan *et al.* 2001, Keskinler *et al.* 1997, Nuhoglu *et al.* 2002)

2.2.1 Membran Proseslerin Modellenmesi

Membran filtrasyonu olayını tanımlamak amacıyla çok sayıda model geliştirilmiştir. Bunlardan yaygın olarak kullanılanı jel tabaka modelidir.

Jel tabaka modelinde membrandan δ kadar mesafe sonra besleme şartlarının değişmediği kabul edilmektedir. Ana çözeltideki konsantrasyon C_B iken, bu değer membranın üzerinde C_G değerine yükselmektedir. Membrana doğru çözünenlerin konvektif akısı $J \cdot C_B$ olarak yazılır. Eğer çözünenlerin bir kısmı membrandan geçebilmişse, membrandan $J \cdot C_P$ kadar bir çözünün akısı geçer. Denge halinde aşağıdaki eşitlik yazılabilir.

$$J(C_B - C_P) = -D \frac{dC}{dX} \quad (2.3)$$

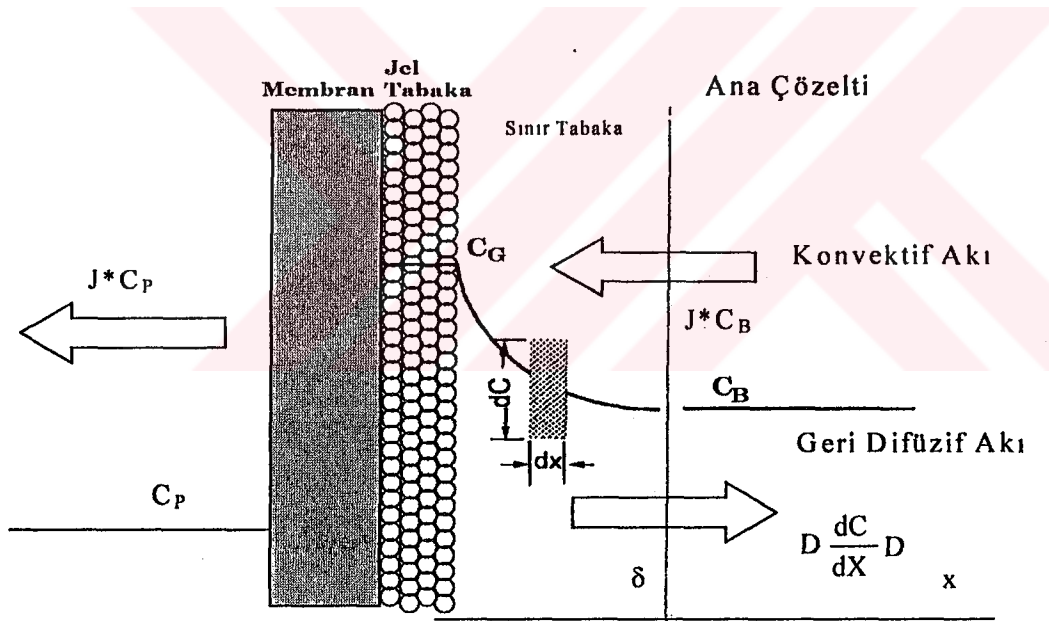
Membrandan geçen sıvıdaki konsantrasyonun $C_P=0$ olduğu kabulü ile, (2.3) ifadesinin integrali alınır;

$$J = -K_m \cdot \ln \frac{C_G}{C_B} \quad (2.4)$$

elde edilir. Limit akı durumunda geçerli olan jel tabaka modeli için, $\ln(C_B)$ değerleri J değerlerine karşı grafiğe aktarıldığında, çizilen doğrunun eğiminden K_m , x eksenini kesim noktasından jel konsantrasyonu (C_G) bulunabilir (şekil 2.4).

Membran kirlenmelerin incelenmesi için de birkaç model olmakla beraber en basiti, kek filtrasyonu modeline dayanır. Basınç, çapraz akış hızı ve kirlenici tabaka kalınlığı ile permeat akısını ilişkilendiren tam bir teorik model Darcy eşitliğine dayanılarak türetilmiştir. Membranların kirlenme durumlarının ortaya konabilmesi için öncelikle klasik filtrasyon teorisine göre hacimsel limit akınının tanımlanması gerekir. (2.2) ifadesi yeniden düzenlenerek yazılacak olursa;

$$J = \frac{1}{A_m} \frac{dQ}{dt} = \frac{\Delta P}{\mu(R_m + R_c)} \quad (2.5)$$



Şekil 2.3 Konsantrasyon polarizasyonu ve jel tabaka oluşumu

$$R_c = \alpha \cdot \omega \quad (2.6)$$

şeklinde yazılabilir. α , kekin özgül direncini, ω ise birim alandaki ıslak kek miktarını ifade etmektedir. Kekin direnci ω ;

$$\omega = \frac{C_B \cdot \vartheta}{A_m} \quad (2.7)$$

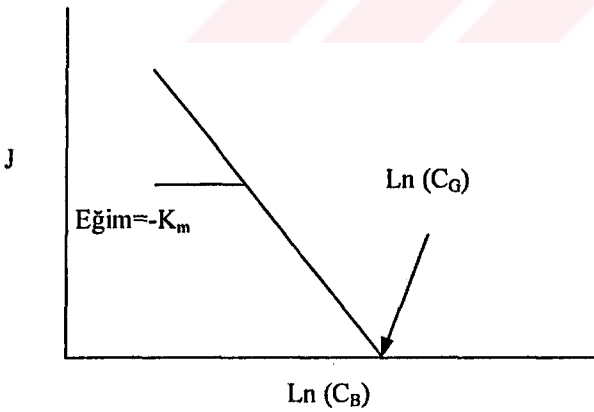
ile verilmektedir. (2.6) ve (2.7) ifadeleri (2.5) ifadesinde yerine yazılır ve gerekli düzenlemeler yapılırsa;

$$\frac{t}{\vartheta} = \frac{\mu \cdot R_m}{\Delta P \cdot A_m} + \frac{\mu \cdot \alpha' \cdot C_B \cdot \vartheta}{2\Delta P \cdot A_m^2} \quad (2.8)$$

elde edilir. $V_f = \vartheta / A$ ifadesi olarak birim alandan geçen sıvı (permeate) miktarı alınırsa,

$$\frac{t}{V_f} = \frac{\mu \cdot R_m}{\Delta P} + \frac{\mu \cdot \alpha' \cdot C_B \cdot V_f}{2\Delta P} \quad (2.9)$$

elde edilir.



Şekil 2.4 $\ln(C_B)$ 'nin fonksiyonu olarak limit akılar

V_f ile t/V_f arasındaki grafiğin eğimi $\frac{\mu \cdot \alpha' \cdot C_B}{2\Delta P}$ değerine eşittir. Buradan α' değerleri

hesaplanabilir. Kekin kirlenme durumu ise uyarlanmış kirlenme indeksi (Modified Fouling Index, MFI) ile belirlenmektedir. MFI değerleri (2.9) ifadesinin eğimine eşittir.

$$\text{MFI} = \frac{\mu \cdot \alpha' \cdot C_B}{2\Delta P} \quad (2.10)$$

Sonuç olarak, bir membran prosesin bir bütün olarak etkinliği birbiri içerisine girmiş çok sayıda değişkenin uyumluluğuna bağlıdır. Basit ve etkili bir ayırma prosesi olan membran proseslerin, çok farklı alanlarda hizmet etmelerinden dolayı tüm bu değişkenlerin prosesten prosese farklılık göstermesi doğaldır. Bu eşitlilik, membran proseslerin daha etkin ve yaygın kullanımının sağlanması için çok çeşitli araştırmaların yapılması gereğini ortaya koymaktadır.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1 Materyal

Deneyleerde kullanılan uçucu kül Afşin-Elbistan Termik santralinden sağlanmış olup, alındığı şekliyle kullanılmıştır. Kullanılan uçucu külün kimyasal içeriği Bayat, 2001 tarafından ortaya konmuştur. Bayat'ın yaptığı karakterizasyonda Afşin- Elbistan uçucu külünün bileşimi çizelge 3.1'de verildiği gibi belirlenmiştir (Bayat 2001, Bayat 1997).

Çizelge 3.1 Uçucu Külün Kimyasal İçeriği

Parametere	Birim	Miktar
SiO ₂	wt%	15.14
Al ₂ O ₃	wt%	7.54
Fe ₂ O ₃	wt%	3.30
CaO	wt%	23.66
MgO	wt%	4.50
K ₂ O	wt%	0.28
Na ₂ O	wt%	0.57
TiO ₂	wt%	1.03
SO ₃	wt%	13.22
LOI (Yakma Kaybı)	wt%	2.31
Yoğunluk	g/cm ³	1.05
Spesifik gravite	g/cm ³	2.70
Spesifik yüzey alanı	m ² /g	0.342

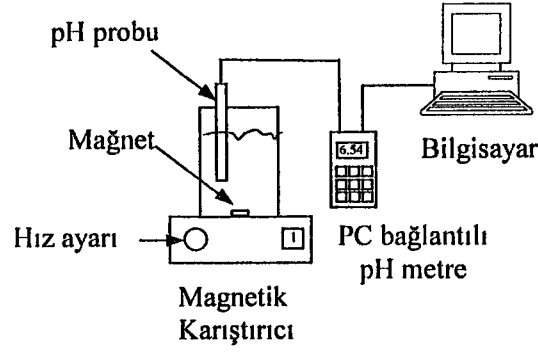
Aynı çalışmada uçucu küle ait izo elektrik nokta pH 7 olarak bulunmuştur. Söz konusu kül C tipi uçucu kül sınıfına girmekte ve yüksek oranda kalsiyum içermektedir. C tipi uçucu külden 1-2 g/L kadar suya eklendiğinde pH değeri 12.5'e kadar çıkabilmektedir.

Çalışmada kullanılan mikrofiltrasyon membranları 0.45 µm çapında antisitrofik selüloz asetat ve selüloz nitrat membranlardır. Deneylerde kullanılan standart fosfat çözeltileri 1 g P/L susuz KH_2PO_4 'den hazırlanmıştır. pH ayarlamalarında seyreltik HNO_3 ve NaOH kullanılmıştır.

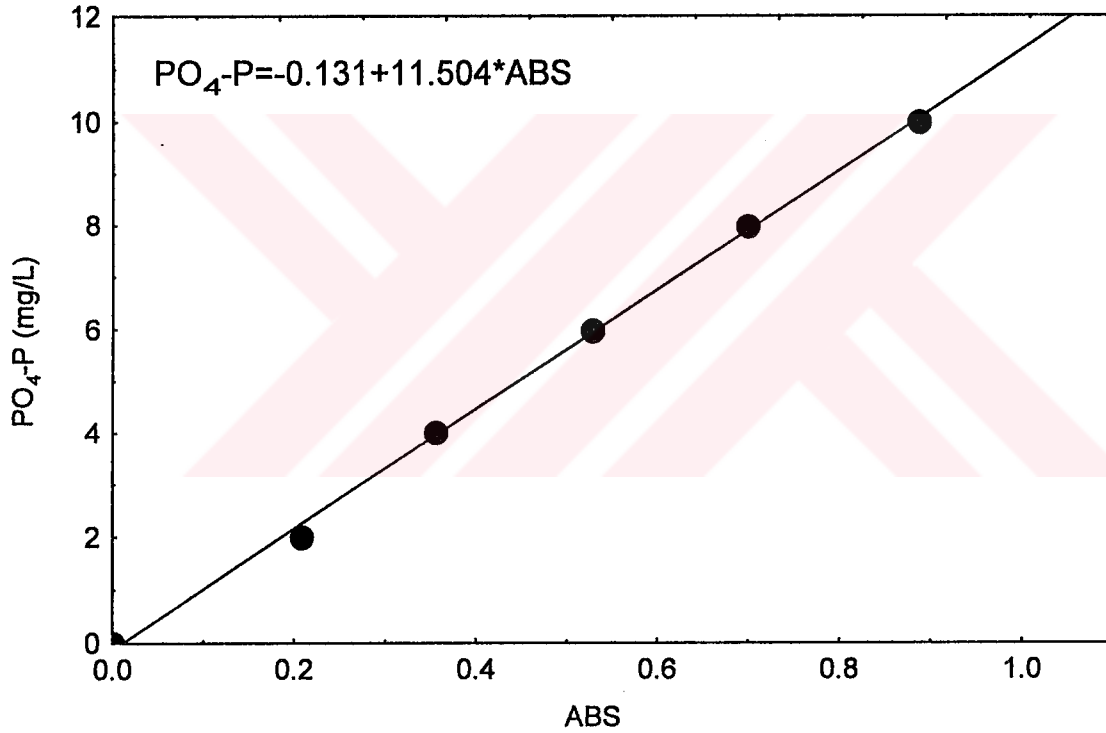
3.2 Yöntem

3.2.1 Kesikli Denemeler

Uçucu kül kullanılarak membran filtrasyonu yardımıyla sulu ortamdan fosfat giderimi denemeleri yapılmadan önce mevcut uçucu külün fosfat giderimi özelliklerini tespit etmek amacıyla kesikli bir seri deney yapılmıştır. Bu denemelerde başlangıç pH değerleri 2.9, 5.5 ve 7.8'e ayarlanan, 10, 25, 50 ve 100 mg/L başlangıç fosfat konsantrasyonlarında çözeltiler kullanılmıştır. Hazırlanan bu çözeltilerden 100'er mL alınarak 250 mL'lik erlenlere aktarılmış, sırasıyla 0.1, 0.5, 1, 2 ve 4 g/L olacak şekilde uçucu kül eklenerek magnetik karıştırıcıda 200 rpm değerinde karıştırılmıştır. Uçucu kül ilave edilen fosfat çözeltisinin pH artışı, çözeltiliye daldırılmış bir pH probu vasıtasıyla okunmuş ve bilgisayara bağlı bir pH metre (WTW Multiline P4) yardımıyla 5 saniye aralıklarla bilgisayara kaydedilmiştir. Kesikli denemelerde kullanılan düzenek şekil 3.1'de verilmiştir. Çözeltilerin pH'sı sabit hale geldiğinde karıştırma işlemine son verilmiş, çözeltiler 0.45 µm selüloz nitrat membrandan vakum filtrasyonu ile süzülür. Filtre edilen süzüntüde fosfor, kalsiyum ve alüminyum analizleri yapılmıştır. Fosfat vanadomolibdofosforik asit kolorimetrik metodu ile tayin edilmiştir. Fosfat tayininde kullanılmak üzere hazırlanan kalibrasyon eğrisi şekil 3.2'de verilmiştir. Ca^{+2} içeriği EDTA titrimetrik metodu ile belirlenmiştir (AWWA 1998). Alüminyum tayini Merck 14825 Al^{3+} kiti ile kolorimetrik olarak yapılmıştır.



Şekil 3.1 Kesikli denemelerde kullanılan deney düzeneği

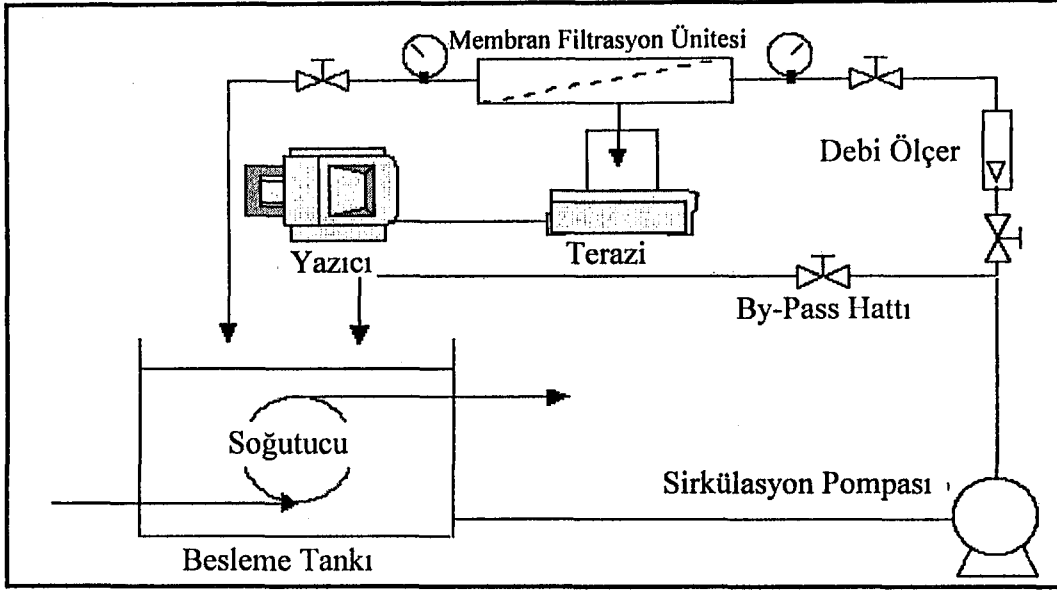


Şekil 3.2 Fosfat tayininde kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.2.2 Membran Filtrasyonu Deneyleri

Şekil 3.3'de verilen çapraz akışlı filtrasyon ünitesi 25 L'lik tank hacmine sahiptir. Sistem sürekli moda, önceden belirlenmiş çapraz akış hızlarında ve transmembran basıncında çalıştırılmıştır. Arzu edilen filtrasyon şartlarının elde edilebilmesinde elle

kontrol edilen iki vana kullanılmıştır. Çözelti sıcaklığı paslanmaz çelikten yapılmış silindirik bir soğutucu yardımıyla $T=20$ °C'de sabit tutulmuştur. Çapraz akışın gerçekleştiği filtrasyon hücresi epoksi materyalinden üretilmiştir. Hücrede kullanılan membranın efektif alanı 28 cm^2 olup, filtrasyon kanalı uzunluğu 7 cm, genişliği 4 cm ve kalınlığı ise 2 mm'dir. Besleme tankındaki fosfat çözeltisinin hazırlanması için tanka 20 L distile su konulmuş ve istenilen konsantrasyonda fosfat çözeltisi hazırlanabilmesi için kurutulmuş susuz K_2HPO_4 'den gereken miktar tartılarak alınmış ve besleme tankına ilave edilmiştir. Daha sonra geri devir hattı açık, filtre hattı kapalı olacak şekilde sirkülasyon yaptırılmak suretiyle, ilave edilen K_2HPO_4 'ün çözünmesi sağlanmış ve tanktan alınan numunenin $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonu ölçülerek besleme tankının $\text{PO}_4\text{-P}$ içeriği kontrol edilmiştir. Besleme tankındaki çözeltiye daldırılmış pH probu ile pH ve sıcaklık sürekli olarak takip edilmiştir. pH denemeleri için besleme çözeltisinin pH'sı NaOH ve HNO_3 kullanılarak ayarlanmıştır. pH'sı ayarlanan besleme çözeltilerine istenilen dozda uçucu kül, geri devir yaptırılırken ilave edilmiş ve besleme tankının pH artışı, aynı kesikli denemelerde olduğu gibi izlenmiştir. Besleme çözeltisindeki pH artışı durduğunda önceden belirlenmiş ΔP ve çapraz akış hızlarında membran ünitesine uçucu kül- fosfat karışımı verilmeye başlanmıştır. Her yeni deney öncesinde vanalar yardımıyla istenilen çapraz akış hızı ve trans membran basıncı ayarlanarak işlem sırasında permeate akış hızı, besleme akış hızı, sıcaklık, pH ve transmembran basıncı değerleri kaydedilmiştir. Permeate akış hızı bir terazi (Precisa 1600D) yardımıyla 2 sn aralıklarla deney süresince bilgisayara aktarılmıştır. Permeate akışı nümerik diferansiyon metoduyla ve klasik filtrasyon teorisi kullanılarak analiz edilmiştir. Permeate akışı besleme tankına geri gönderildiğinden besleme şartları sabit tutulabilmektedir. Fosfat, kalsiyum ve diğer analizler için permeate çıkışından zaman zaman örnekler alınmıştır.



Şekil 3.3 Membran filtrasyonu deneylerinde kullanılan sistem

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

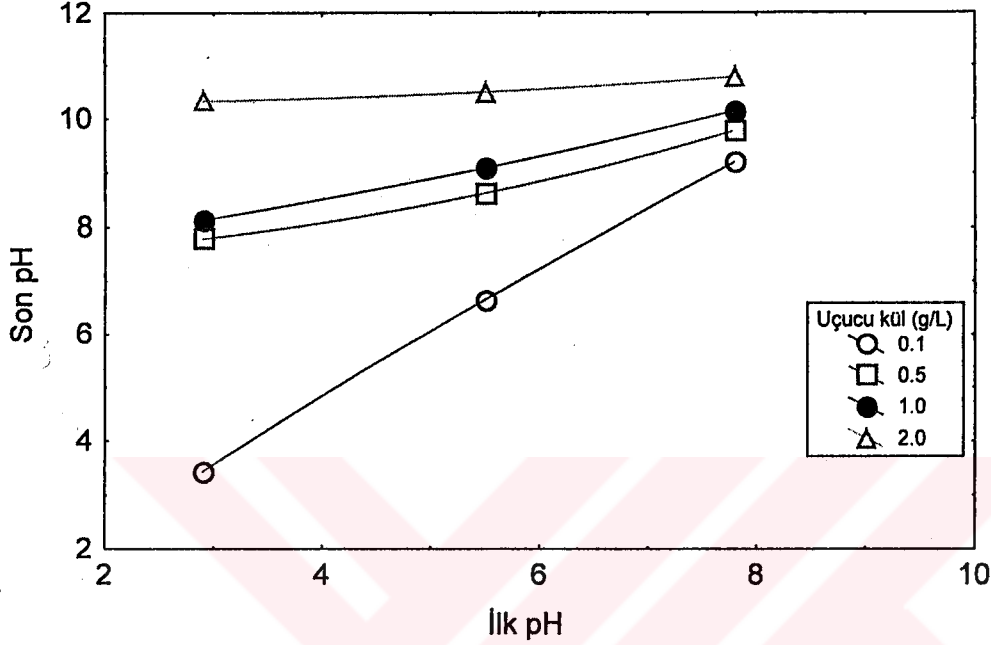
4.1 Kesikli Denemeler

Fosfatın kimyasal çöktürme ile giderilmesinde ortam pH'sı çok önemlidir. Fosfatın çökmesi C tipi küllerde hidroksiapatit olarak bilinen kalsiyum fosfat oluşumuna bağlıdır. Fosfat çökeltiminde yüksek pH değerinin gerekli olduğu da bildirilmiştir (Johansson *et al.* 2000, Agyei *et al.* 2000, Uğurlu *et al.* 1998, Grubb *et al.* 2000).

Dolayısıyla uçucu külün PO₄ içeren çözeltilerde ortam pH'sı üzerine olan etkisi iyice anlaşılmalıdır. Bu nedenle 2.9, 5.5 ve 7.8 pH değerlerinde, 25 mg/L PO₄-P içeren çözeltilere, 0.1, 0.5, 1.0 ve 2.0 g/L konsantrasyonlarında uçucu kül eklenmiş ve denge pH'ları tespit edilmiştir. Bu denemelere ait sonuçlar şekil 4.1'de verilmiştir. Yapılan denemelerde, 0.1 g/L uçucu kül ilavesi pH'yı 2.9'dan 3.44'e 0.54 birim arttırırken, aynı başlangıç pH değerinde (pH=2.9) 2 g/L uçucu kül pH'yı 2.9'dan 10.33'e 7.43 birim yükseltmiştir. Ortamın ilk pH'sı yükseldikçe uçucu kül dozunun pH'yı yükseltme potansiyeli değişmektedir. Örneğin ilk pH'nın 7.8 olduğu durumda, 0.1 g/L uçucu kül pH'yı 9.22'ye yükseltirken (1.42 pH birimi), aynı pH'da 2 g/L uçucu kül pH'yı 10.78'e (2.98 pH birimi) yükseltmiştir. Düşük kül dozlarında ki pH değişimi, yüksek kül dozlarındaki pH değişimine göre daha geniş bir aralığa düşmektedir. Şekil 4.1 ve bundan sonraki tüm grafiklere ait veriler Ekler bölümünde ayrıntılı olarak sunulmuştur.

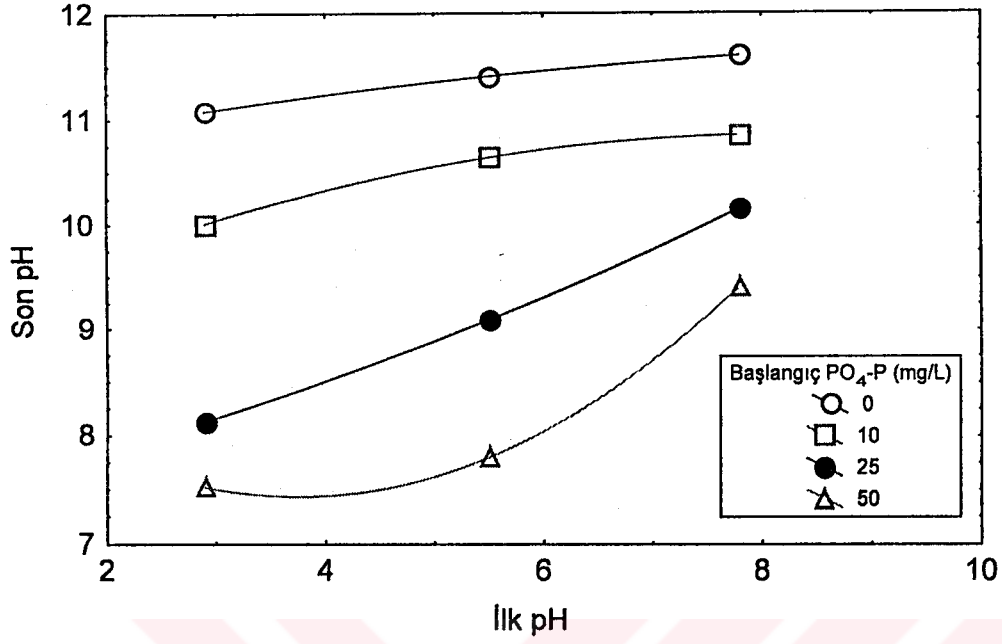
Çözeltinin başlangıç fosfat konsantrasyonunun kararlı hal pH değerini etkileyip etkilemediğinin anlaşılması için de 0, 10, 25 ve 50 mg/L başlangıç fosfat konsantrasyonlarında, 1 g/L uçucu kül varlığında bir seri deney yapılmış ve denge pH'ları belirlenmiştir. Bu denemelere ait bulgular şekil 4.2'de verilmiştir. Şekil 4.2'de görüldüğü gibi başlangıç fosfat konsantrasyonları yükseldikçe pH artışları da azalmaktadır. İlk pH değerinin 5.5 olduğunda, ortamda fosfat bulunmadığında pH 5.5'den 11.2'ye yükselmesine rağmen, 50 mg/L fosfat konsantrasyonunda pH 5.5'den 7.8'e yükselmiştir. Yüksek PO₄-P konsantrasyonunda pH'nın az yükselmesi külden

bulunan CaO nedeniyle sudaki alkalitenin yükselerek $H_2PO_4^-$ ve H_3PO_4 ile tepkimeye girmesinden ve sulu çözeltilerdeki baskın fosfat bileşimini PO_4 'e çevirmesinden kaynaklanmaktadır. (bkz. şekil 4.10)

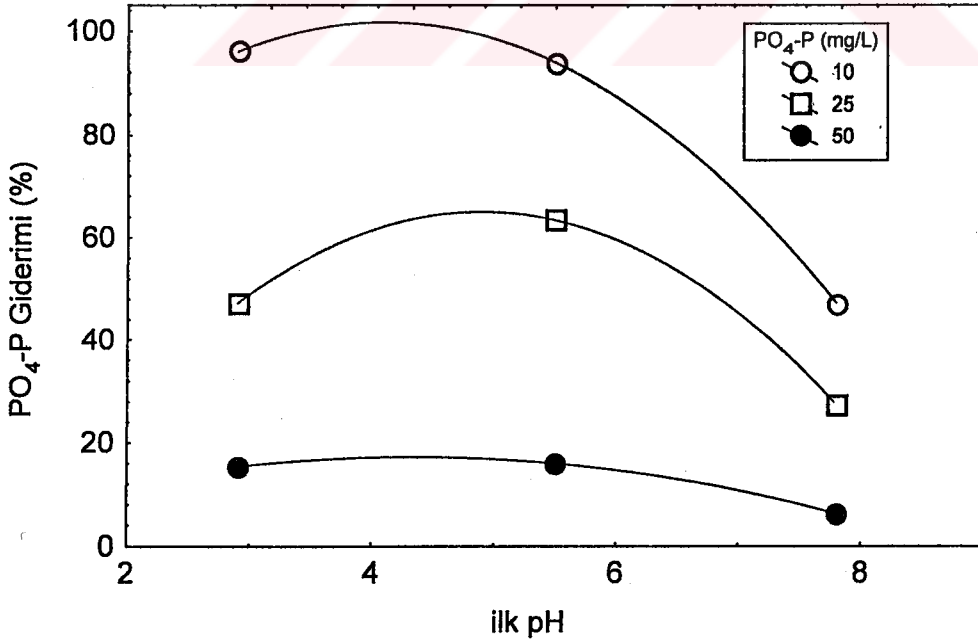


Şekil 4.1 Uçucu kül konsantrasyonunun denge pH'sı üzerine etkisi ($PO_4-P= 25 \text{ mg/L}$)

Başlangıç pH değerinin fosfat giderimine etkisinin araştırılabilmesi için yapılan çalışmaya ait bulgular şekil 4.3'de verilmiştir. Grafiğe göre pH yükseldikçe fosfat giderme verimlerinde çok az bir artış olduğu ve pH 5.5'de verimlerin nispeten daha yüksek olduğu gözlenmiştir. pH 5.5'den sonra verimlerde özellikle PO_4-P konsantrasyonu azaldıkça, yüksek ilk pH'larda daha da düşmektedir. Grafiğe göre en iyi verimin elde edildiği başlangıç pH değeri 5.5 olarak belirlenmiştir. Farklı pH ve başlangıç fosfat konsantrasyonunda 1 g/L uçucu kül kullanıldığında fosfat giderme verimlerinin değişiminin daha iyi anlaşılması için şekil 4.3'deki veriler, çizelge 4.1'de verilmiştir. Çizelge 4.1'e göre belli bir pH'da PO_4-P konsantrasyonu arttıkça PO_4-P giderme verimleri azalmaktadır. Benzer şekilde PO_4-P giderimi yüksek pH'larda önemli oranda düşüş göstermektedir.



Şekil 4.2 Başlangıç fosfat konsantrasyonunun denge pH'sı üzerine etkisi (Uçucu kül dozu = 1.0 g/L)

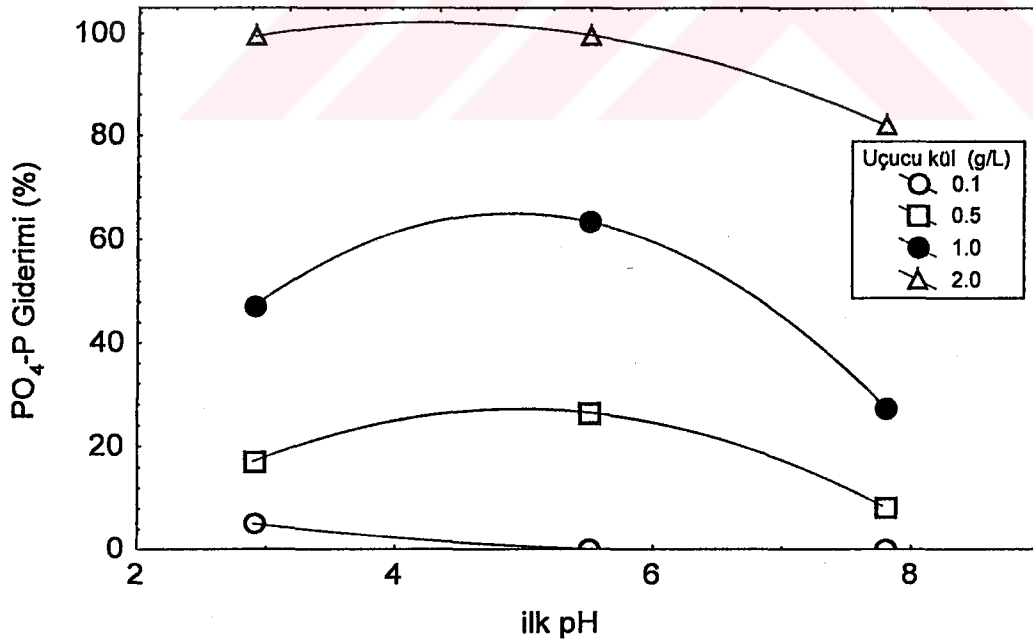


Şekil 4.3 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında başlangıç pH değerinin fosfat giderimine etkisi (Uçucu kül dozu = 1.0 g/L)

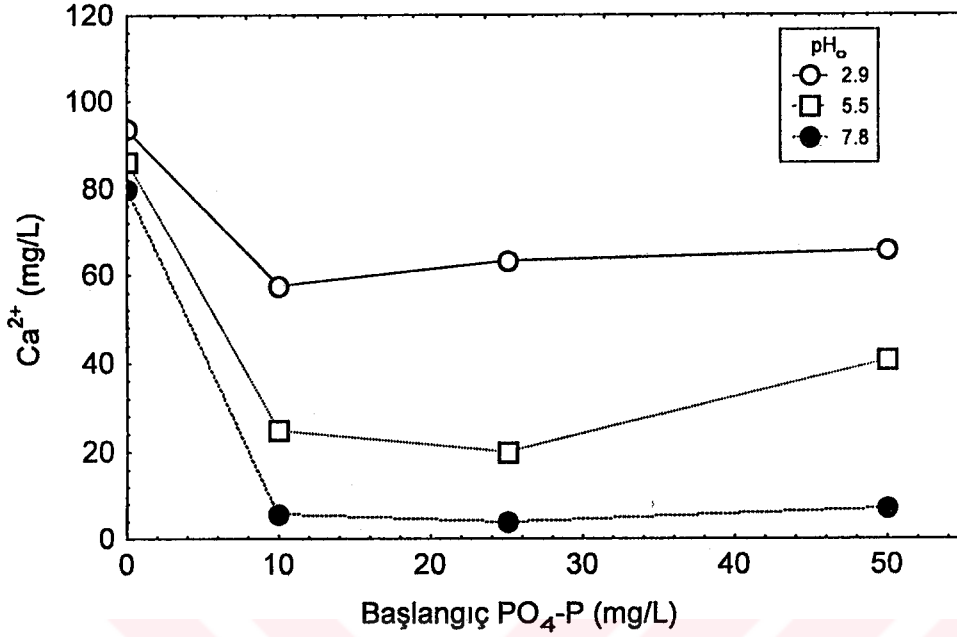
Çözeltinin başlangıç fosfat konsantrasyonu sabit tutularak, kül dozajlarının değiştirilmesiyle ilgili denemelere ait bulgular şekil 4.4’de verilmiştir. Grafiğe göre 0.1 g/L konsantrasyonunda hemen hemen hiç verim elde edilememiş, ancak 2 g/L kül dozunda verimler %100 seviyesine kadar ulaşmıştır. Yine en iyi verimin elde edildiği pH değeri 5.5 olarak belirlenmiştir. Bu pH değerinden sonra verimlerde düşüşler gözlenmiştir.

Çizelge 4.1 Farklı pH ve başlangıç fosfat konsantrasyonlarında 1 g/L uçucu kül varlığında fosfat giderme verimleri

pH	10 mg/L PO ₄ -P	25 mg/L PO ₄ -P	50 mg/L PO ₄ -P
2.9	96.0	47.0	15.4
5.5	93.8	63.3	16.0
7.8	47.0	27.5	6.3

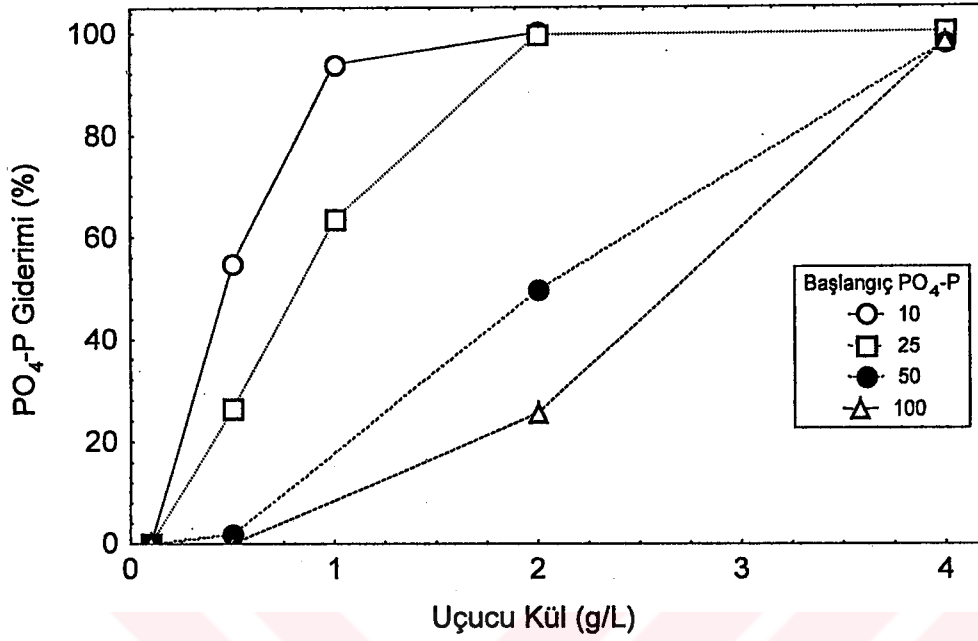


Şekil 4.4 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarında başlangıç pH değerinin fosfat giderimine etkisi (PO₄-P= 25 mg/L)



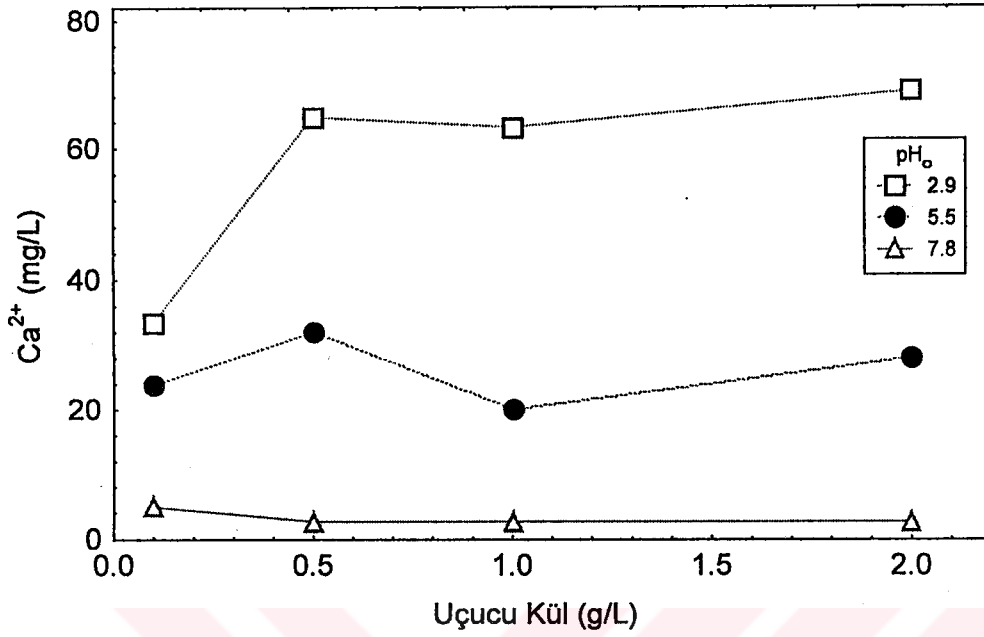
Şekil 4.5 Başlangıç fosfat konsantrasyonunun suya geçen Ca⁺² miktarına etkisi (Uçucu kül dozu= 1.0 g/L)

PO₄-P'nun uçucu kül gibi yüksek oranda metal oksit içeren maddelerle giderilmesi büyük oranda Ca, Al ve Fe gibi metallerle PO₄'ın katı faz oluşturmasına bağlıdır. Kullanılan uçucu külden yüksek oranda Ca⁺² ve Al⁺³ bulunduğu bilindiğinden PO₄-P giderimi sonrasında suya geçen Ca⁺² ve Al⁺³ konsantrasyonları PO₄-P gideriminin nedenini açıklamada yardımcı olabilir. Bu nedenle aynı durumda suya geçen kalsiyum miktarları incelenmiş ve bulgular şekil 4.5'de verilmiştir. Grafiğe göre pH yükseldikçe suya geçen kalsiyum iyonu miktarının azaldığı gözlenmiştir. Ayrıca başlangıç fosfat konsantrasyonlarının suya geçen kalsiyum miktarlarını 10 mg/L'den sonra pek fazla etkilemediği görülmüştür. pH 2.9'da 10 mg/L başlangıç fosfat konsantrasyonunda suya geçen kalsiyum iyonu geçmesine rağmen, pH 7.8'e çıkarıldığında suya geçen kalsiyum miktarı 5 mg/L'ye inmiştir.



Şekil 4.6 Uçucu kül konsantrasyonunun fosfat giderme verimine etkisi ($pH_0 = 5.5$)

Uçucu kül konsantrasyonunun fosfat giderme verimine etkisinin belirlenebilmesi amacıyla yapılan denemelere ait bulgular şekil 4.6'da verilmiştir. Grafiğe göre 10 ve 25 mg/L başlangıç fosfat konsantrasyonlarında 2 g/L kül dozunda %100'e yakın verim sağlanmıştır. 50 ve 100 mg/L başlangıç fosfat konsantrasyonlarında ise aynı verim 4 g/L uçucu kül konsantrasyonu ile elde edilebilmiştir. Bu deneyler sırasında reaksiyon ortamının başlangıç pH'sı kül ilavesi öncesinde 5.5 olarak ayarlanmıştır. Uçucu kül tarafından fosfat giderilmesi işlemi sırasında çözelti pH'sında meydana gelen değişiklikler kaydedilmiştir.

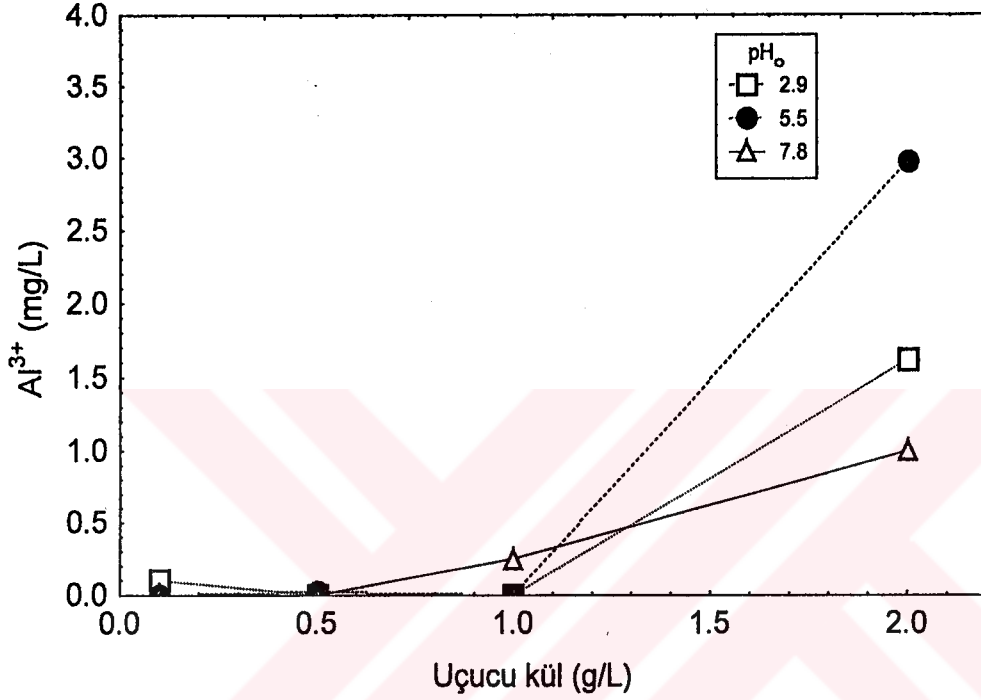


Şekil 4.7 Farklı başlangıç pH'larında uçucu kül konsantrasyonunun suda kalan Ca⁺² miktarına etkisi (PO₄-P= 25 mg/L)

Çalışmada kullanılan uçucu külün kimyasal içeriği çizelge 3.1'de verilmiştir. Çizelgeden de görülebileceği gibi uçucu kül % 23.66 CaO ve % 7.54 Al₂O₃ içermektedir. Uçucu kül fosfat içeren çözeltiliye karıştırıldığında, ortamda suya geçebilen kalsiyum ve alüminyumun belirli bir kısmı pH'ya bağlı olarak fosfatla birlikte çökelmekte bir kısmı da suda kalmaktadır.

Farklı başlangıç pH değerlerinde ortama eklenen kül miktarına bağlı olarak fosfat giderimi sonrası çözeltide mevcut kalsiyum ve alüminyum miktarları araştırılmıştır. Bu denemelere ait sonuçlar şekil 4.7 ve şekil 4.8'de verilmiştir. Şekil 4.7 incelendiğinde reaksiyonun düşük pH'larda başlatılmasının, yüksek pH'larda başlatılmasına oranla işlem sonrası ortamda daha fazla Ca⁺² kalmasına neden olduğu görülmüştür. Farklı başlangıç pH değerlerinde ortama eklenen kül miktarına bağlı olarak fosfat giderimi sonrası çözeltide kalan Al⁺³ miktarları araştırılmıştır. Şekil 4.8'de görülebileceği gibi 2.9 ve 5.5 pH değerlerinde 1 g/L kül dozuna kadar işlem sonrası ortamda alüminyuma rastlanmamış, pH 7.8'de 1 g/L uçucu kül konsantrasyonunda 0.25 mg/L alüminyum

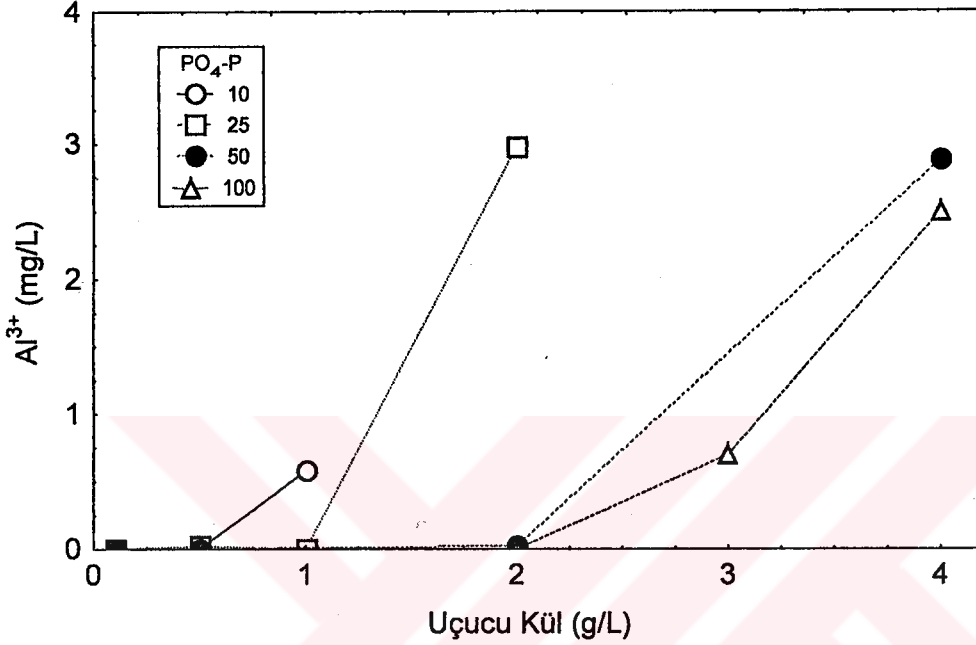
ölçülmüştür. Kül dozajı 2 g/L'ye çıkarıldığında pH 2.9 ve 5.5 değerlerinde , sırasıyla 1.62 ve 2.98 mg/L alüminyuma rastlanmış ancak başlangıç pH değeri 7.8'e ayarlandığında işlem sonrası ortamda 1 mg/L seviyesinde Al^{+3} ölçülebilmektedir.



Şekil 4.8 Farklı başlangıç pH'larında uçucu kül konsantrasyonunun suda kalan Al^{+3} miktarına etkisi ($PO_4-P= 25$ mg/L)

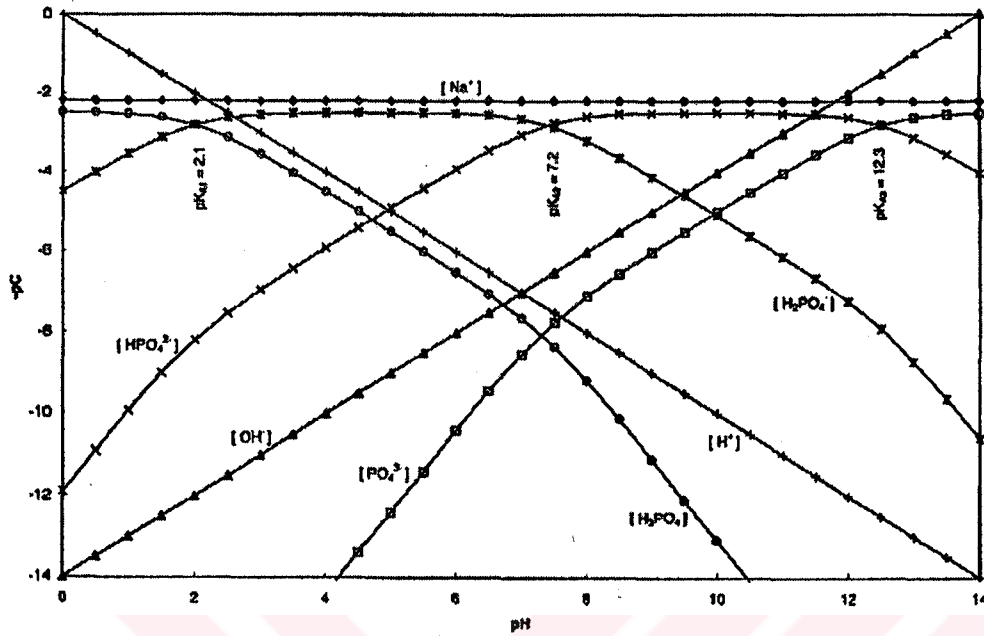
Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında da, 5.5 başlangıç pH'sında, suya geçen Al^{+3} miktarları araştırılmıştır. Bu denemelere ait bulgular şekil 4.9'da verilmiştir. Şekil 4.9'a göre ilk PO_4-P miktarı ve uçucu kül dozu yükseldikçe sulu çözeltiliye geçen Al^{+3} miktarı yükselmektedir. Örneğin, 10 mg/L başlangıç fosfat konsantrasyonuna sahip çözeltide 0.5 g/L kül dozundan sonra sulu çözeltiliye alüminyum geçmeye başlamıştır. 1 g/L uçucu kül ilavesinde suya 0.58 mg/L Al^{+3} geçtiği belirlenmiştir. 50 mg/l başlangıç fosfat konsantrasyonunda 2 g/L'ye kadar suya Al^{+3} geçmezken, 25 mg/L başlangıç fosfat konsantrasyonuna sahip çözeltide 2 g/L kül dozunda suda 2.98 mg/L Al^{+3} ölçülmüştür. Alüminyumun, eşitlik (1.2)'de verildiği şekilde alüminyum fosfat şeklinde çöktüğü düşünülmektedir. Ancak ortamda fosfatla reaksiyona girebilecek ve onu

çöktürebilecek kalsiyum da mevcut olduğundan uçucu külden gelen Al^{+3} 'ün bir kısmı pH'ya bağlı olarak çözülebilir metal hidroksitler oluşturmakta ve dolayısıyla çökelemeden suda kalmaktadır.



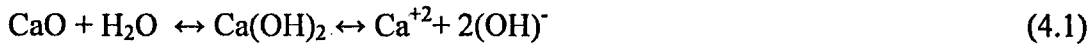
Şekil 4.9 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında uçucu kül konsantrasyonunun suda kalan Al^{+3} miktarına etkisi ($pH_0 = 5.5$)

Yukarıdaki bulguların ışığı altında, PO_4 -P gideriminin kimyasını ve uçucu kül ile olan etkileşimini açıklamak için sulu ortamda ortofosfatların pH-pC (pH denge diyagramı) grafiğinin çizilmesi gerekmektedir. Şekil 4.10'da $3.22 \cdot 10^{-3}$ M Na_2HPO_4 içeren sulu çözeltinin pH-pC diyagramı verilmiştir. Fosforik asit $10^{-2.1}$, $10^{-7.2}$, $10^{-12.3}$ 'lük üç adet asitlik sabitine sahiptir ve şekil 4.10'dan da görülebileceği gibi ortofosfatlar pH tarafından (önemli ölçüde) düzenlenirler (Grubb *et al.* 2000). Asidik fosfatlar (H_2PO_4 , HPO_4) pH 5-8 arasında baskın türlerdir. Bu aralıkta PO_4 ve HPO_4 baskınken, düşük pH değerlerinde H_3PO_4 ve H_2PO_4 ortamda en yüksek oranda bulunan ortofosfat bileşikleri haline gelir. Eğer ortofosfat bulunan bir ortama kalsiyum bileşikleri ilave edilirse sulu ve katı fazlarda oluşması muhtemel tüm reaksiyonlar çizelge 4.2'de verilmiştir (Johansson *et al.* 2000).



Şekil 4.10 $3.22 \cdot 10^{-3}$ M Na_2HPO_4 çözeltisi için pC-pH diyagramı (Grubb *et al.* 2000)

Çizelge 4.2'de verilen reaksiyonlara göre kalsiyum bileşiklerinin $\text{PO}_4\text{-P}$ 'nu çöktürebilmesi için oluşturması gereken katı formları arasında en önemlisi $\text{Ca}(\text{PO}_4)_{0.6}(\text{OH})_{0.2}$ 'dir (HAP). Eğer ortamın alkalinitesi yüksekse ortamda bulunan CO_3^{2-} , Ca^{+2} ile CaCO_3 çökeleği oluşturur ve fosfat sulu ortamda kalır. Ancak yüksek pH'larda uçucu kül gibi yüksek oranda CaO içeren maddelerden sulu ortama geçen Ca miktarı ortamın yüksek oranda OH^- içermesi nedeniyle azalır.



Bu durumda katı fazların oluşumu yetersiz olur. Benzer şekilde düşük pH değerlerinde ortamdaki fazla H^+ iyonu CaO ile nötralize edilirse pH'yı HAP oluşturabilecek kadar yükseltmek, ancak yüksek uçucu kül dozlarında mümkün olabilir. HAP oluşumunda Ca^{+2} ve OH^- iyonlarının yeteri kadar fazla ve $\text{pH} > 9$ olması gerekmektedir. Hem uçucu külden yeteri kadar Ca^{+2} iyonunun sulu ortama geçmesi, hem de ortam pH'sının 9'dan büyük bir değere ulaşması, sulu çözeltinin ilk pH'sı ile yakından ilgilidir.

Çizelge 4.2 PO₄³⁻ ve Ca²⁺ iyonlarının sulu ve katı fazlardaki reaksiyonları

Reaksiyon	log β	ΔH _r ⁰ (kJ/mol)
Sulu çözelti		
PO ₄ ³⁻ +3H ⁺ ↔ H ₃ PO ₄ ⁰	21.7	-
PO ₄ ³⁻ + 2H ⁺ ↔ H ₂ PO ₄ ⁻	19.55	- 18.9
PO ₄ ³⁻ + H ⁺ ↔ HPO ₄ ⁻	12.35	- 14.8
Ca ²⁺ + PO ₄ ³⁻ ↔ CaPO ₄ ⁻	6.46	13.0
Ca ²⁺ +H ⁺ + PO ₄ ³⁻ ↔ CaHPO ₄ ⁰	14.85	- 4.87
Ca ²⁺ +2H ⁺ + PO ₄ ³⁻ ↔ CaH ₂ PO ₄ ⁰	20.96	- 4.69
Ca ²⁺ + CO ₃ ²⁻ ↔ CaCO ₃ ⁰	3.15	16.9
Ca ²⁺ +H ⁺ + CO ₃ ²⁻ ↔ CaHCO ₃ ⁺	11.33	7.49
CO ₃ ²⁻ + 2H ⁺ ↔ CO _{2(g)}	18.16	- 2.25
CO ₃ ²⁻ + 2H ⁺ ↔ H ₂ CO ₃	16.68	- 15.1
CO ₃ ²⁻ + H ⁺ ↔ HCO ₃ ⁻	10.33	- 9.4
Ca ²⁺ + OH ⁻ ↔ CaOH ⁺	1.15	-
Reaksiyon	log K _s ⁰	ΔH _r ⁰ (kJ/mol)
Katı Faz		
ACP1 (Amorfos kalsiyum fosfat1)	- 10.82	22.1
CaH _{0.25} (PO ₄) _{0.75} ↔ Ca ²⁺ + 0.25H ⁺ + 0.75PO ₄ ³⁻		
ACP2 (Amorfos kalsiyum fosfat2)	- 11.66	16.8
CaH _{0.25} (PO ₄) _{0.75} ↔ Ca ²⁺ + 0.25H ⁺ + 0.75PO ₄ ³⁻		
OCP (Oktakalsiyum fosfat)	- 11.85	18.3
CaH _{0.25} (PO ₄) _{0.75} ↔ Ca ²⁺ + 0.25H ⁺ + 0.75PO ₄ ³⁻		
HAP (Hidroksiapatit)	- 11.7	-
Ca(PO ₄) _{0.6} (OH) ₂ ↔ Ca ²⁺ + 0.6PO ₄ ³⁻ + 0.2 OH ⁻		
Brusit	- 18.9	-
CaHPO ₄ .2H ₂ O ↔ Ca ²⁺ + H ⁺ + PO ₄ ³⁻ + 2H ₂ O		
Kalsit	- 8.48	10
CaCO ₃ ↔ Ca ²⁺ + CO ₃ ²⁻		

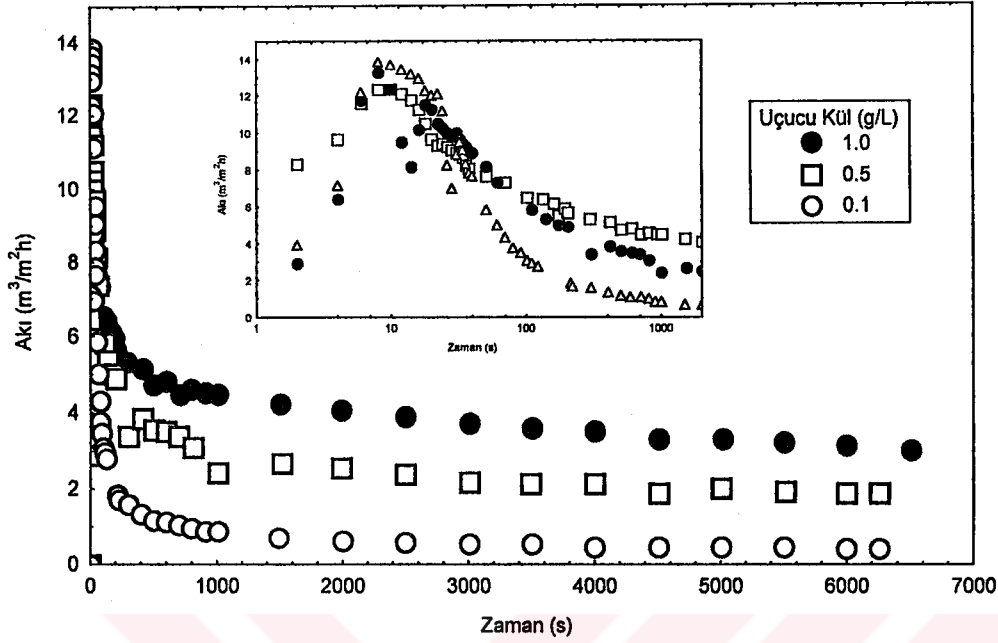
Aynı kül dozunda ilk PO₄-P değeri yükseldikçe pH'nın daha az artması fosforik asidin çözünürlüğü ile ilgilidir. İlave edilen kül veya OH⁻ iyonları ortamdaki PO₄-P türlerini şekil 4.10'a göre HPO₄⁻ ve PO₄³⁻e doğru kaydırmada kullanılmaktadır. Dolayısıyla ortam pH'sı ilave edilen kül ile nötrallenmektedir (şekil 4.2). Benzer şekilde şekil 4.5'den görülebileceği gibi ortama geçen Ca⁺² iyonu miktarı başlangıç PO₄-P değerinden ziyade sulu ortamın ilk pH değerine bağlıdır. Özellikle yüksek ilk pH değerlerinde ortamda kalan Ca⁺² miktarı çok azalmaktadır. Bu durum şekil 4.7'de de görülmektedir. Şekil 4.7'de uçucu kül dozundan ziyade ortamın pH'sına göre geriye kalan Ca⁺² miktarları verilmiştir. Şekil 4.5 ve şekil 4.7 bir arada incelenirse pH'nın sulu ortamda kalan Ca⁺² iyonu miktarı üzerindeki en önemli unsur olduğu açıkça görülebilir.

Ancak pH yükseldikçe ortamda kalan Ca^{+2} iyonu miktarının azalmasının nedenini, ya yüksek pH'dan dolayı Ca^{+2} HAP oluşumu ile ortamdan uzaklaşması ya da yüksek pH'dan dolayı uçucu küldeki CaO'in yeterince çözünememesi olarak açıklayabiliriz. İlk PO_4-P değerinin azalması ve kullanılan uçucu kül dozunun artışı PO_4-P giderim verimlerini yükseltmektedir. Ancak ilk pH artışı ile verimler önce yükselmekte fakat pH'nın daha da yükselmesiyle önemli ölçüde düşmeye başlamaktadır (çizelge 4.1). İlk pH 5-6 aralığında maksimum verimler elde edilmiştir. Bu pH değerlerinde ortama geçen Ca^{+2} miktarı ve OH^- iyonu ortam pH'sını HAP oluşumuna yetecek kadar yükseltmektedir. Düşük pH değerlerinde yeteri kadar Ca^{+2} suda bulunmuş olabilir. Ancak pH artışı için PO_4-P değerinin az olması gerekmektedir. Benzer şekilde pH 2.9'da verimleri yükseltmek için ortamın pH değerini yeteri kadar yükseltecek uçucu kül kullanılmalıdır (şekil 4.4). pH 7.8'de suda OH^- iyonu yeteri kadar bulunsa bile, ortama Ca^{+2} iyonunun geçişi çok az olduğundan verimlerde önemli ölçüde azalmaktadır.

4.2 Membran Filtrasyonu Denemeleri

4.2.1. Uçucu Kül Dozunun Membran Akıları ve PO_4-P Giderimine Etkisi

Başlangıç fosfat konsantrasyonu 25 mg/L olan fosfat çözeltisiyle, selüloz nitrat membran kullanılarak yapılan denemelerde, 100 kPa basınç altında uçucu kül dozunun membran akıları ve fosfat giderimine etkisi araştırılmış ve bulgular şekil 4.10 ve 4.11'de gösterilmiştir. Şekil 4.10'a göre uçucu kül dozu arttıkça akılarında arttığı gözlenmiştir. Şekil 4.10' da membrandan geçen akı değerlerinin daha açık bir şekilde görülebilmesi için, filtrasyonun ilk 2000 saniyesine ait değerler, sadece X eksenini logaritmik olacak şekilde çizilmiş ve şekil 4.10 içinde ayrı bir grafik olarak gösterilmiştir. Bu gösterim biçimi filtrasyonun ilk anlarındaki akıların belirlenmesi için önemlidir.



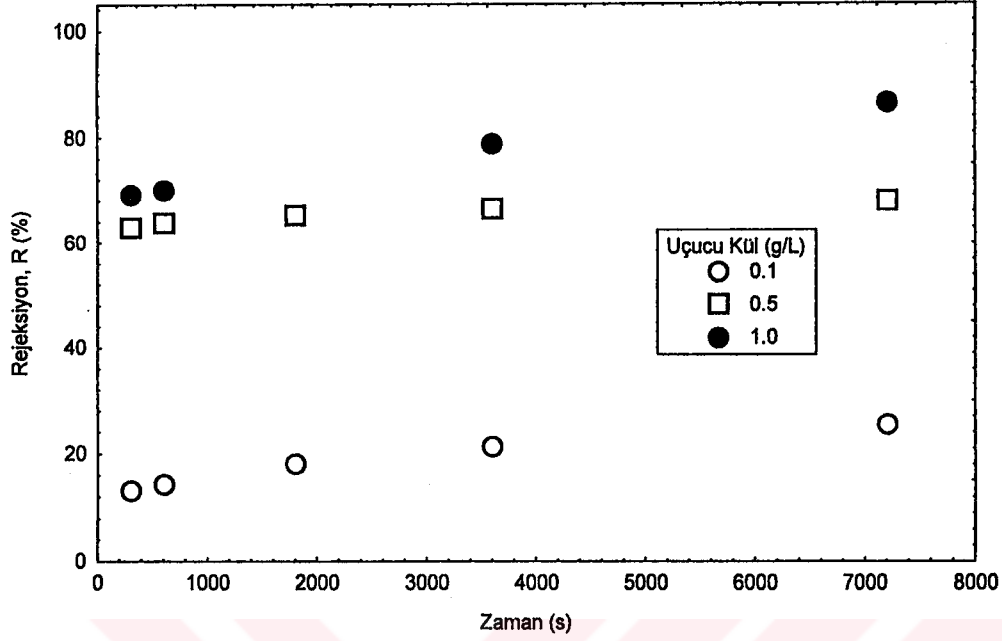
Şekil 4.11 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarında zamanla akı değişimi ($\Delta P= 100$ kPa, SN membran, $PO_4-P= 25$ mg/L)

Membran filtrasyonunda 3 ayrı akı bölgesi bulunmaktadır (Keskinler *et al.* 2001)

Bunlar;

- *Akının yükseldiği ilk bölge
- *Akının hızlı azaldığı bölge
- *Akının yavaş azaldığı bölge

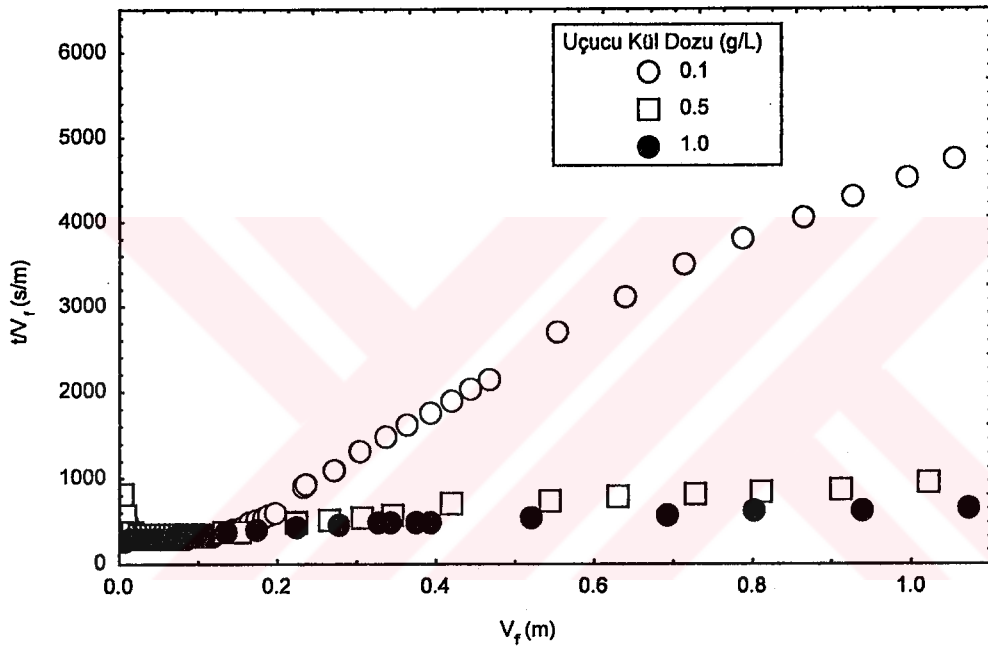
Şekil 4.11'e göre ilk 10 saniyeye kadar membrandan geçen akılar yükselmektedir. Bu andan itibaren membran porlarının dolması veya membran yüzeyinin kirlenmelerle kaplanması neticesinde akıların hızlı bir şekilde azalmaya başladığı görülebilir. 500 sn'ye kadar akılar hızlı bir şekilde düşmekte, 500 sn'den sonra bu düşüş yavaşlamaya başlamıştır. Denemede çalışılan 0.1, 0.5 ve 1.0 g/L uçucu kül konsantrasyonlarındaki kararlı akılar sırasıyla 0.42, 1.92, 3.02 m^3/m^2 saat olarak bulunmuştur.



Şekil 4.12 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarında rejeksiyonların zamanla değişimi ($\Delta P = 100$ kPa, SN membran, $PO_4\text{-P} = 25$ mg/L)

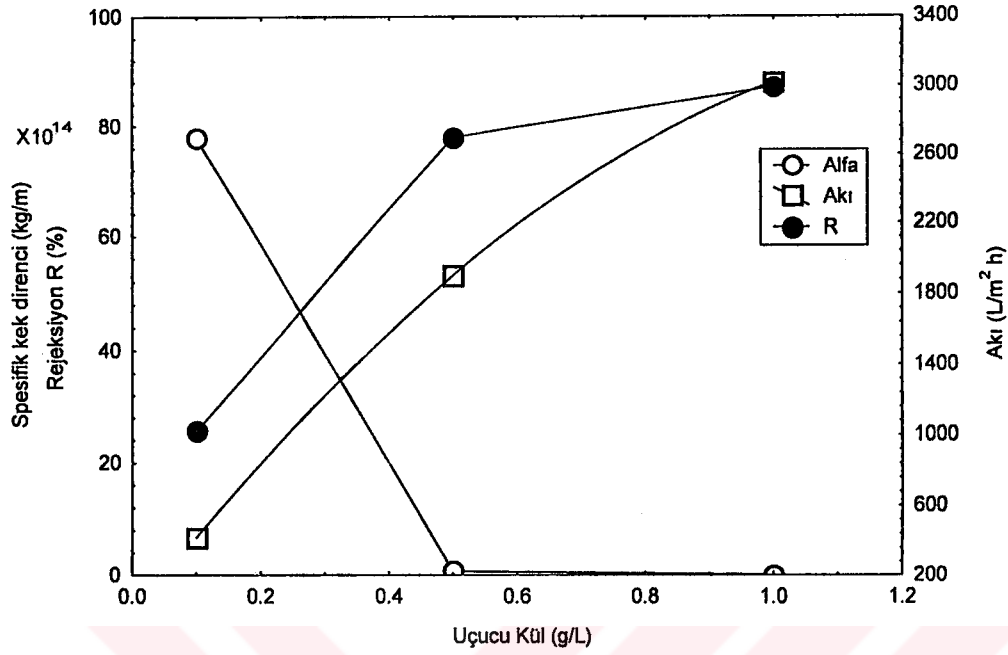
Şekil 4.12’de aynı koşullardaki fosfat giderim verimleri (rejeksiyon) verilmiştir. Grafiğe göre uçucu kül konsantrasyonu arttıkça fosfat giderim verimleri artmıştır. Membran akılarının aksine $PO_4\text{-P}$ rejeksiyonları daha uzun zamanda kararlı hale ulaşmaktadır. Yaklaşık 4000 sn’den sonra kararlı hal rejeksiyonlarına ulaşmaya başlandığı söylenebilir. $PO_4\text{-P}$ giderim verimleri (rejeksiyonları) açısından elde edilen kararlı hal değerleri 0.1 g/L kül dozunda 25.6 iken, bu değer 1 g/L uçucu kül dozunda 86.4’e kadar yükselmiştir. $PO_4\text{-P}$ rejeksiyonlarının uçucu kül dozu ile artışı ortam pH’sı ile açıklanabilir (bölüm 4.1). Akıların artışının açıklanabilmesi için kek direnç modelinden faydalanılabilir. Eşitlik (1.12)’den yararlanarak çizilen $t/V_f - V_f$ grafiği şekil 4.13’de gösterilmiştir. Grafiklerin eğimlerinden hesaplanan MFI (membran kirlenme indeksi) değerleri sırasıyla 3421, 158 ve 44 s/m^2 şeklinde bulunmuştur. Grafiğe göre artan kül dozu ile MFI değerlerinin azaldığı gözlenmiştir. MFI değerlerinin azalışı membran üzerindeki kek tabakasının miktar ve niteliğinin de bir göstergesi olduğundan akıların artan kül dozu ile artışı MFI değerleri ile açıklanabilir. Ancak MFI değerleri yerine membran üzerinde oluşan kek tabakasının direncini gösteren özgül kek dirençleri (α)

daha yaygın olarak kullanılmaktadır. Şekil 4.12'deki MFI değerleri kullanılarak elde edilen α değerleri ile dozlar ve akılar arasındaki ilişki şekil 4.14'de gösterilmiştir. Elde edilen α değerleri MFI değerleri ile benzer şekilde artan kül dozu ile azalmaktadır. Grafığe göre 0.5 ve 1 g/L kül dozlarında α değerlerinde önemli ölçüde bir düşüş gözlenmiştir. Uçucu kül dozu arttıkça fosfat giderme verimlerinin yükseldiği ve yine en yüksek akının 1 g/L uçucu kül dozunda elde edildiği bulunmuştur.



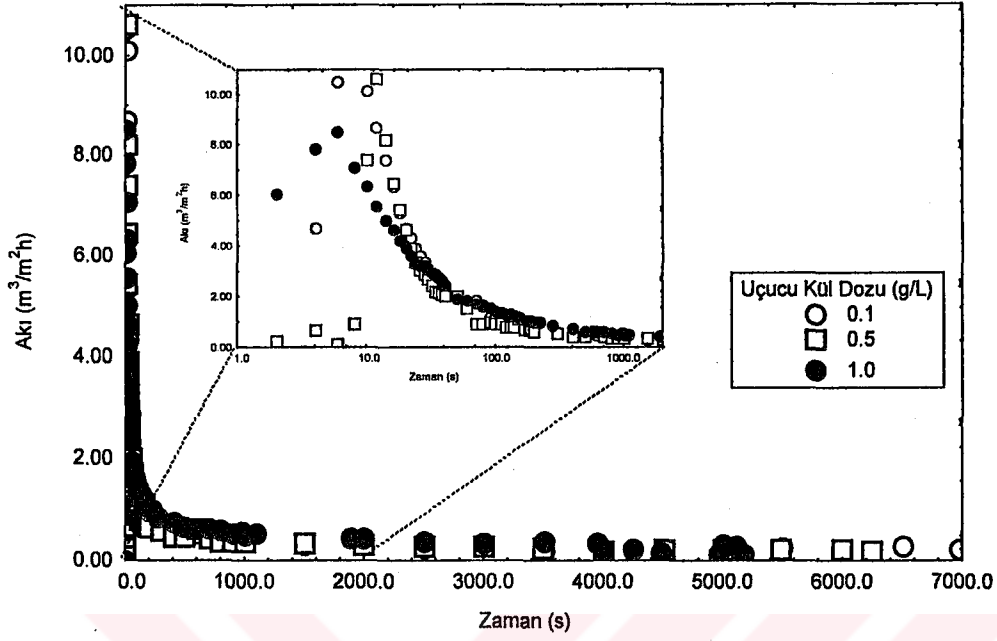
Şekil 4.13 Farklı kül dozlarında V_f-t/V_f grafiği ($\Delta P= 100$ kPa, SN membran, $PO_4-P= 25$ mg/L)

Benzer deneyler başlangıç ilk PO_4-P konsantrasyonu 10 mg/L olduğu zaman 0.1, 0.5 ve 1.0 g/L kül dozları kullanılarak da yapılmıştır. Başlangıç fosfat konsantrasyonu 10 mg/L olan denemeler, 100 kPa basınç altında, selüloz asetat membran kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.15'de farklı uçucu kül dozlarında zamanla membran akılarındaki değişimler verilmiştir. Kül dozu ile akıların çok fazla değişmediği söylenebilir.

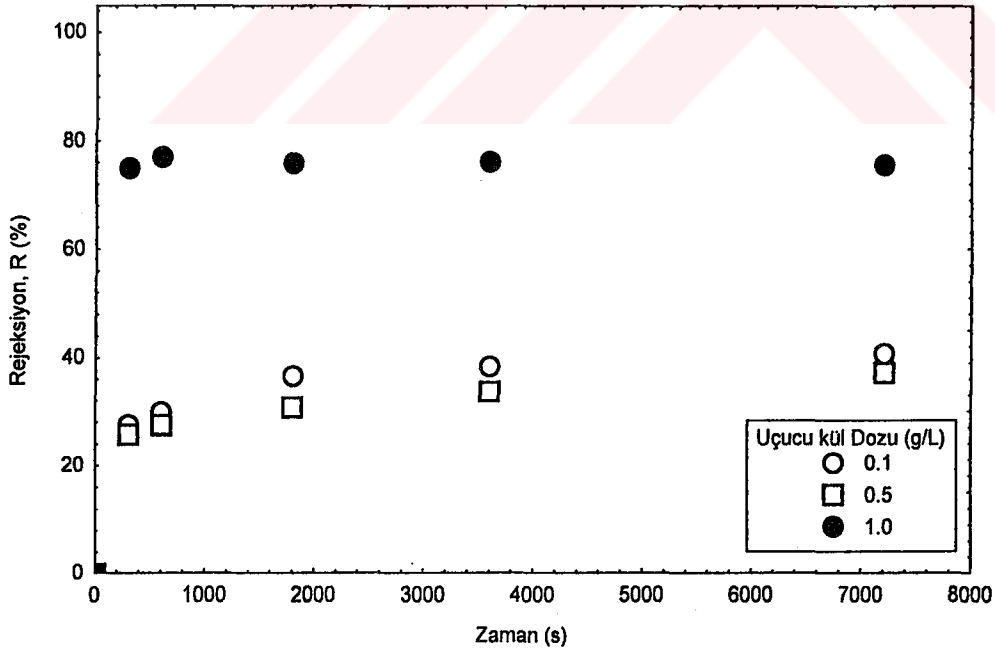


Şekil 4.14 α değerleri ile uçucu kül dozları, akılar ve rejeksiyonlar arasındaki ilişki ($\Delta P=100$ kPa, SN membran, $\text{PO}_4\text{-P}=25$ mg/L)

Kararlı hal akıları 0.1, 0.5 ve 1.0 g/L kül dozları için sırasıyla 0.223, 0.210 ve 0.246 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ olarak bulunmuştur. Uçucu kül konsantrasyonu arttıkça kararlı akılarda kayda değer bir artış elde edilmemiştir halbuki 25 mg/L $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonuna sahip deneylerde akılar artan kül dozları ile önemli ölçüde yükselmiştir (şekil 4.11). Aynı koşullarda uçucu kül dozunun fosfat giderim verimi üzerine etkisi araştırılmış ve bulgular şekil 4.16'de verilmiştir. Grafiğe göre en yüksek rejeksiyon 1 g/L 'de elde edilmiştir. Bu değer grafiğten % 76 seviyesinde olduğu bulunmuştur. Grafiğten de görülebileceği gibi rejeksiyonlar zamanla çok fazla değişmemektedir ve özellikle yüksek kül dozlarında daha kısa sürede kararlı hale ulaşmaktadır. Sonuç olarak kül dozunun artışı ile membran akılarının arttığı, ancak bu artışın ilk $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonuna yakından bağlı olduğu söylenebilir. İlk $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonunun membran akıları ve rejeksiyonlar üzerine olan etkisi ise bölüm 4.2.2.'de tartışılmaktadır.



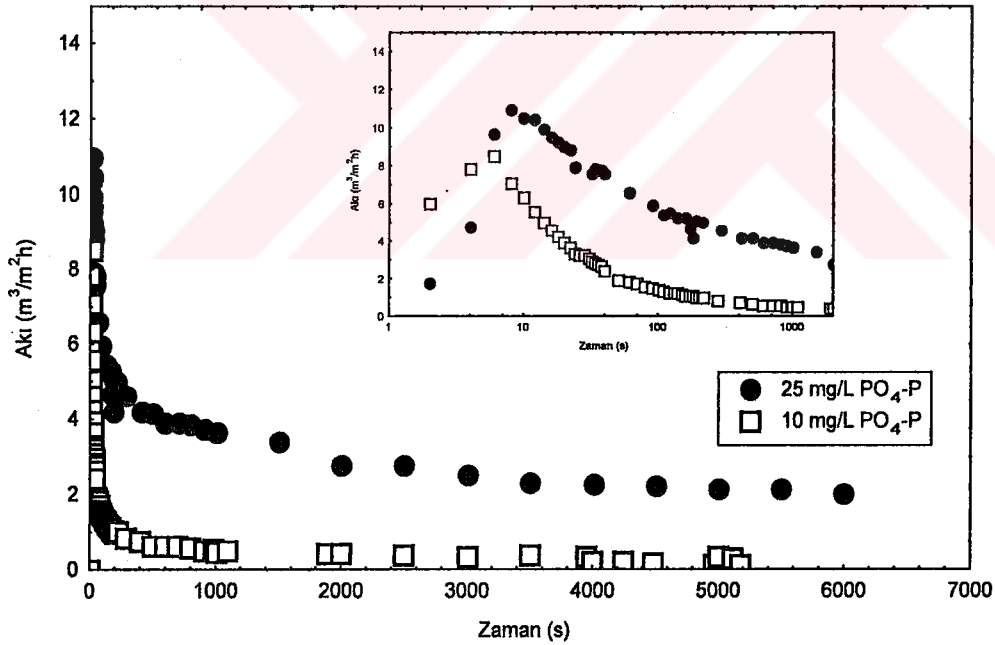
Şekil 4.15 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarında zamanla akı değişimi ($\Delta P = 100$ kPa, SA membran, $PO_4-P = 10$ mg/L)



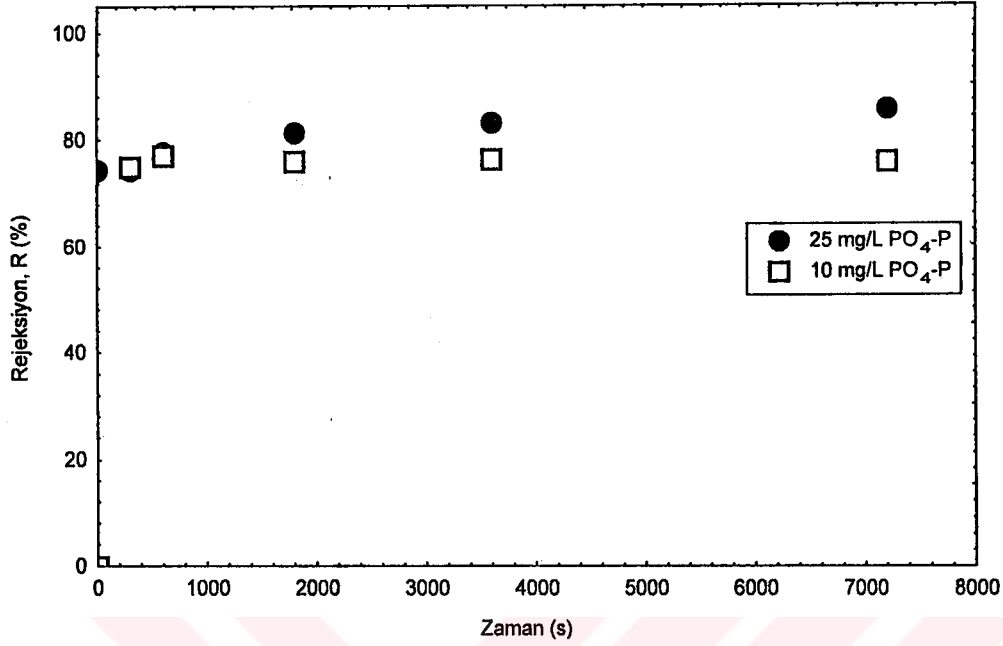
Şekil 4.16 Farklı uçucu kül konsantrasyonlarındaki rejeksiyonların zamanla değişimi ($\Delta P = 100$ kPa, SA membran, $PO_4-P = 10$ mg/L)

4.2.2 İlk PO₄-P Konsantrasyonunun Membran Akıları ve PO₄-P Giderimine Etkisi

İlk PO₄-P konsantrasyonunun membran akıları ve rejeksiyonlarının üzerine olan etkisini araştırmak için başlangıç konsantrasyonları 10 ve 25 mg/L olan besleme çözeltilerine, 1 g/L olacak şekilde uçucu kül ilave edilmiş ve 100 kPa basınç altında selüloz asetat membranlardan süzölmüştür. Membran akılarının zamana göre değişimleri şekil 4.17’de verilmiştir. Şekil 4.17’ye göre başlangıç fosfat konsantrasyonu yükseldikçe kararlı akıların yükseldiği görülebilir. 25 mg/L başlangıç PO₄-P konsantrasyonunda filtrasyonun ilk anlarından itibaren akının, 10 mg/L başlangıç konsantrasyonuna göre daha fazla olduğu görülmektedir. Şekilden de görülebileceği gibi yaklaşık 500 s’den sonra akı azalması yavaş akı azalma periyoduna girmektedir. Kararlı akı değerleri 10 ve 25 mg/L için sırasıyla 0.246 ve 2.03 m³/m²saat olarak bulunmuştur.

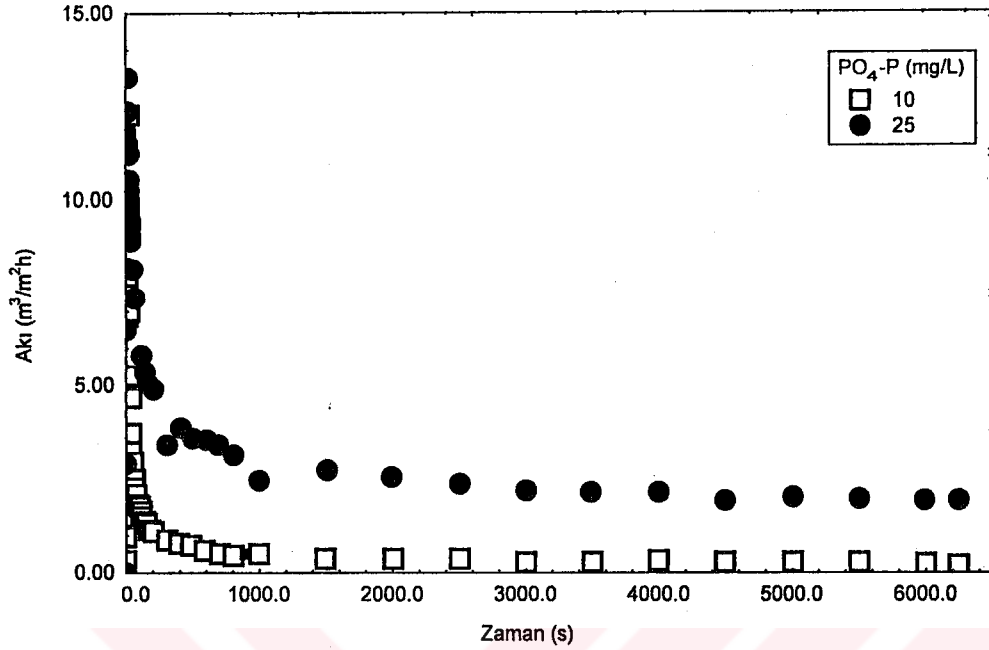


Şekil 4.17 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında zamanla akının değişimi (ΔP= 100 kPa, SA membran, Uçucu kül dozu= 1.0 g/L)



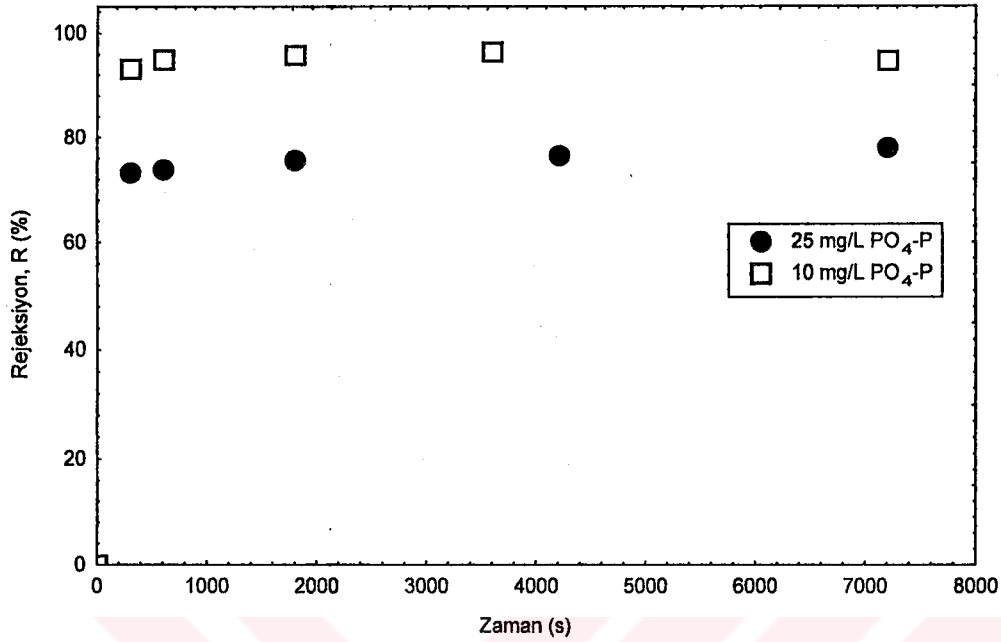
Şekil 4.18 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında rejeksiyonların zamanla değişimi ($\Delta P = 100$ kPa, SA membran, Uçucu kül dozu= 1.0 g/L)

Aynı koşullarda yapılan denemelere ait % R-t grafiği şekil 4.18'de verilmiştir. Grafiğe göre başlangıçta rejeksiyonlarda çok fazla bir fark olmadığı ancak 2000 s'den sonra 25 mg/L başlangıç konsantrasyonundaki rejeksiyonların, 10 mg/L'dekine göre biraz daha yükseldiği gözlenmiştir. $t = 7200$ s'deki rejeksiyon değerleri 10 ve 25 mg/L için sırasıyla %76 ve %85 olarak bulunmuştur. Fosfat iyonlarının sulu ortamlarda metal iyonları (Ca^{+2} , Al^{+3} , Fe^{+2}) ile koagüle olduğu ve meydana gelen katı fazın membran üzerinde daha fazla geçirimli poroz bir yapı oluşumuna, bunun da akıların yükselmesine neden olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.19 Farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında zamanla akının değişimi ($\Delta P= 100$ kPa, SN membran, Uçucu kül dozu = 0.5g/L)

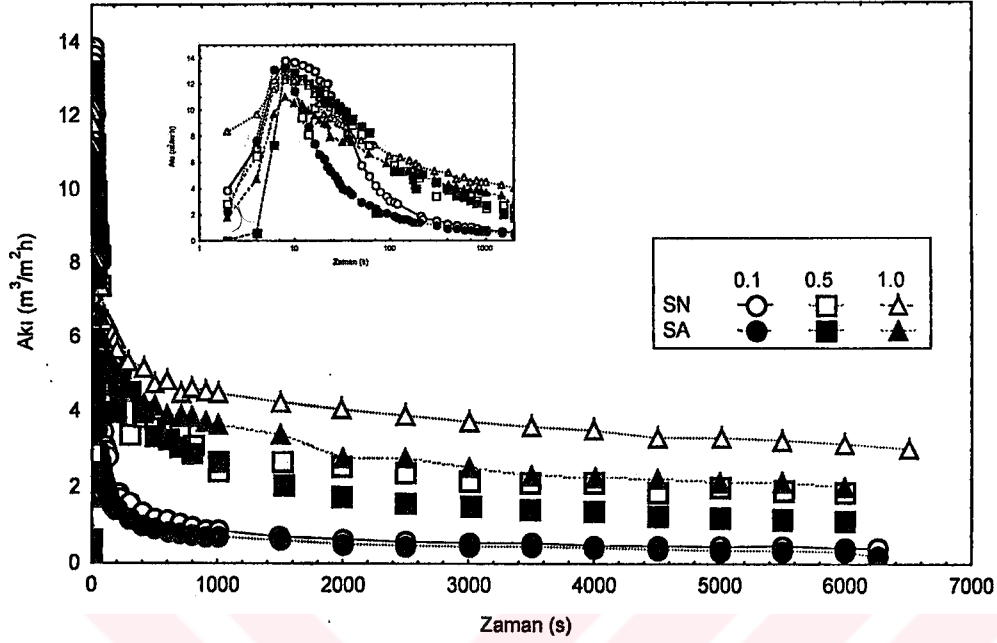
Membran akılarının ilk PO_4 -P konsantrasyonu ile önemli ölçüde değiştiği kadar kullanılan membranın türü ile de farklılıklar göstermektedir. Şekil 4.19 'da 4.17'den farklı olarak selüloz nitrat türünde $0.45 \mu m$ por çaplı membranlar kullanılarak 0.5 g/L kül dozunda 100 kPa ΔP ile yapılan deneye ait akı zaman grafiği verilmektedir. Aynı denemeye ait rejeksiyon- zaman değişimi ise şekil 4.20 ile verilmiştir. Benzer şekilde kül dozları düşük olsa dahi, ilk PO_4 -P değeri daha yüksek olan durumlarda membran akıları daha yüksek gerçekleşmektedir. Bu durum fosfat iyonlarının uçucu küldeki partiküllerin çift tabakasını azaltması ve sonuç olarak daha rahat koagülasyona uğraması ile açıklanabilir. 4.17 ve 4.18 nolu grafikler ile 4.19 ve 4.20 nolu grafikler bir arada incelenecek olurlarsa, selüloz nitrat membranların kullanıldığı çalışmalarda elde edilen akıların ve rejeksiyonların, daha düşük kül dozu kullanılmasına rağmen (0.5 g/L) selüloz asetat membranların kullanıldığı denemelerdekinden daha yüksek olduğu görülebilmektedir. Bölüm 4.2.3'de membran türünün akılar üzerine olan etkisi daha ayrıntılı olarak tartışılacaktır.



Şekil 4.20 Farklı membran türünde, farklı başlangıç fosfat konsantrasyonlarında rejeksiyonlar ($\Delta P= 100$ kPa, SN membran, Uçucu kül dozu= 0.5g/L)

4.2.3. Membran Türünün Membran Akıları ve PO₄-P Giderimine Etkisi

Membran türünün etkisinin anlaşılması için başlangıç fosfat konsantrasyonu 25 mg/L olan besleme çözeltilerine 0.1, 0.5 ve 1 g/L olacak şekilde uçucu kül ilave edilmiş ve 100 kPa basınç altında, selüloz nitrat ve selüloz asetat membranlardan sabit çapraz akış hızında süzölmüşlerdir. Bu çalışmaya ait tüm bulgular şekil 4.21’de verilmiştir. Grafiğe göre 0.1 g/L uçucu kül konsantrasyonunda, selüloz nitrat ile selüloz asetat membran kullanılmasının başlangıç ve karalı akıları çok fazla etkilemediği görülmüştür. Kül dozu arttıkça membran türünün farklı olması akıları daha fazla etkilemeye başlamıştır. Bu durum 0.5 ve 1.0 g/L uçucu kül dozları için grafikten açıkça görülebilmektedir. Yine grafikten ilk 10 sn’ye kadar akıların yükselmesinin devam ettiği, 10 sn’den sonra düşmeye başladığı gözlenmiştir. 1000 sn’den sonra akılardaki düşmenin yavaşlamaya başladığı gözlenmiştir. Çizelge 4.3 ‘de ise farklı membran türü ve kül dozu ile 10 ve 25 mg/L PO₄-P konsantrasyonu için kararlı hal akı ve rejeksiyon değerleri verilmektedir.



Şekil 4.21 Farklı membran türleri ve uçucu kül konsantrasyonlarında zamanla akı değişimi ($\Delta P= 100$ kPa, $PO_4-P= 25$ mg/L)

Çizelge 4.3 Farklı membran türleri için ilk PO_4-P ve kül dozunun kararlı hal akı ve rejeksiyon değerlerine etkisi

İlk PO_4-P (mg/L)	Selüloz Asetat				Selüloz Nitrat			
	0.5 g/L		1.0 g/L		0.5 g/L		1.0 g/L	
	J^*	R^*	J^*	R^*	J^*	R^*	J^*	R^*
10	0.225	60	0.130	76	0.225	94.5	0.386	100
25	1.125	44	2.030	85	1.900	68.3	3.020	87.2

J^* : Kararlı Hal Akısı (m^3/m^2 saat)

R^* : Kararlı Hal Rejeksiyonu (%)

Çizelge 4.3'den selüloz nitrat türü membranların selüloz asetat membranlardan hem akı hem de rejeksiyonlar bakımından daha iyi olduğu görülmektedir. Örneğin 1 g/L kül dozu için 10 mg/L PO_4-P için % 76 rejeksiyon değeri selüloz nitrat membran kullanıldığında % 100'e çıkmaktadır. Kullanılan membranları por boyutlarının aynı

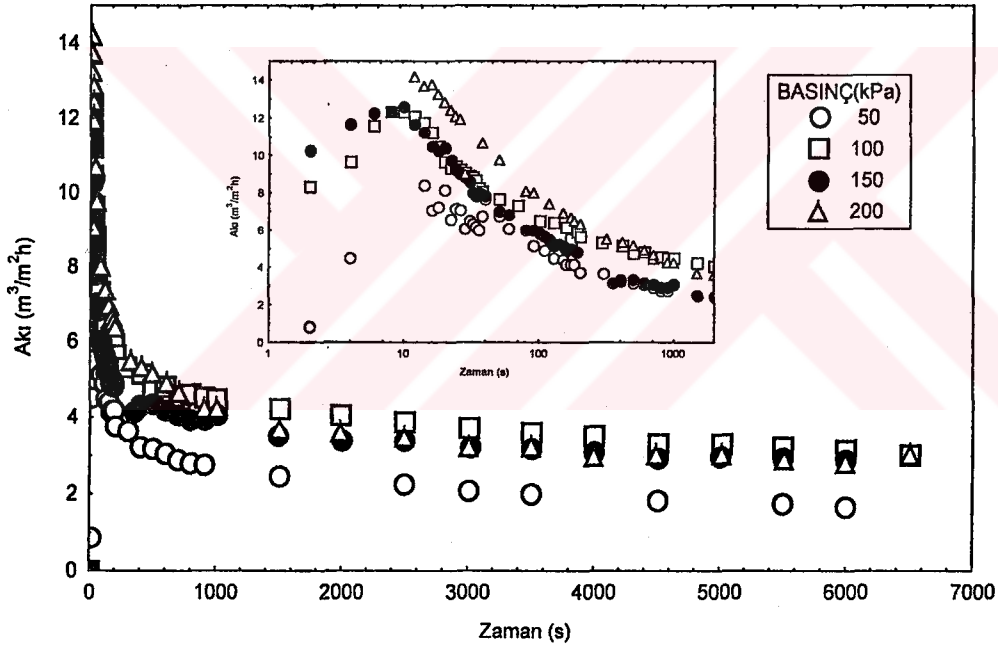
olmasına rağmen membran türü ile akı ve rejeksiyonlardaki meydana gelen bu farklılıklar membranların por yapılarının farklı olması ile açıklanabilir. Bu noktanın daha iyi açıklanabilmesi için elektron mikroskop çekimleri gerekmektedir. Ayrıca membran üzerinde partiküllerin dizilişlerinin açıklayan matematiksel modeller bu olayları açıklamaya yardımcı olabilir. Ancak bu tezin kapsamı içerisinde bu modellere ve elektron mikroskop çekimlerine yer verilmemiştir. Sonuç olarak kullanılan membranlar içinde akı ve rejeksiyonlar açısından selüloz nitrat membranların daha iyi performans sergilediği belirlenmiştir.

4.2.4. Membran Basınç Farkının (ΔP) Membran Akıları ve PO_4 -P Giderimine Etkisi

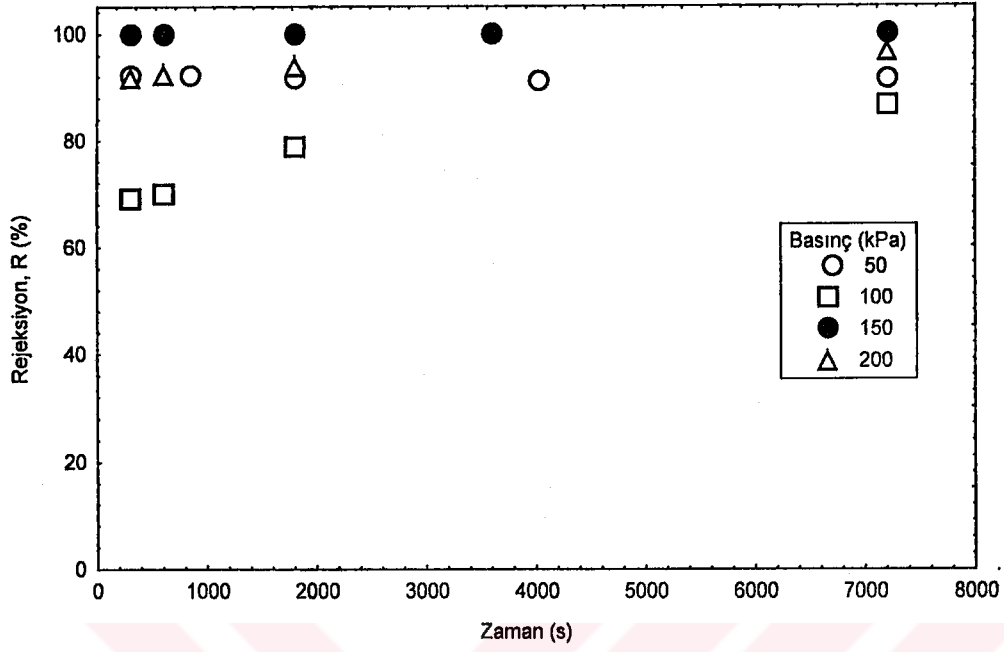
Membran filtrasyonunda önemli parametrelerden birisi de membran üzerindeki basınç farkıdır (ΔP). Membran içerisinden sıvının yeterince geçmesi ve ayrılması istenilen bileşik veya maddelerin membran tarafından tutulabilmesi için membranın her iki tarafı arasında bir basınç farkı uygulanmalıdır. Uygulanan bu basınç farkının büyüklüğü, membranın ayırma özelliklerini doğrudan etkiler. Dolayısıyla uygulanan basınç farklarının (ΔP) etkisi incelenmelidir. 25 mg/L'lik başlangıç fosfat konsantrasyonu ve 1 g/L uçucu kül dozunda, selüloz nitrat membran kullanılarak yapılan denemelerde, ΔP 'nin membran akıları ve fosfat giderim verimine etkisi araştırılmış ve bulgular şekil 4.22 ve şekil 4.23'de verilmiştir.

Şekil 4.22'e göre 50 kPa'daki basınçdaki akının, 100, 150 kPa ve 200 kPa basınçlarındaki akılara göre daha düşük olduğu gözlenmiştir. Karalı akılar sırasıyla 50, 100, 150 ve 200 kPa için 1.67, 3.20, 2.89 ve 3.02 m^3/m^2h olarak bulunmuştur. Yine grafikten görülebileceği gibi ilk 10 sn'de akılar hızlı bir şekilde yükselmiştir. Bu yükselmenin en fazla olduğu basınç değeri grafikten 200 kPa olarak bulunmuştur. Şekil 4.23'de görüldüğü gibi 150 kPa basınçta fosfat giderim verimi (rejeksiyon) daha ilk saniyelerde % 100 seviyesine ulaşmıştır. Grafığe göre en düşük rejeksiyon değerinin elde edildiği basınç 100 kPa olarak bulunmuştur. Akıların ΔP ile değişiminin açıklanabilmesi için α değerlerinin bilinmesi faydalı olmaktadır. Bu amaçla şekil

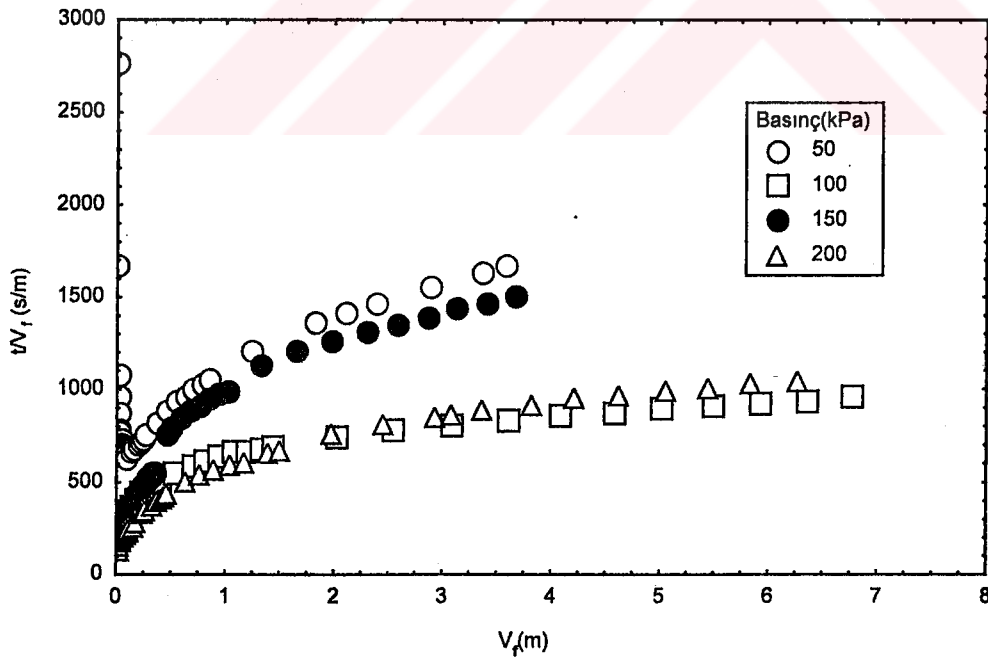
4.21'den faydalanılarak $t/V_f - V_f$ grafiği çizilmiş ve şekil 4.24'de gsterilmiştir. şekil 4.24'den 50, 100, 150, 200 kPa ΔP için hesaplanan MFI değerleri sırasıyla 190, 44, 54, 58 s/m^2 olarak bulunmuştur. MFI değerlerinin yardımıyla da α değerleri elde edilmiştir. α değerlerinin ΔP , akı ve rejeksiyonlar ile olan ilişkisi şekil 4.24'de gsterilmiştir. α değerlerinin rejeksiyonlarla doğru, akılarla ters orantılı olduğu şekil 4.25'de açıkça gsterilmektedir. Akı artış ve azalışları doğrudan doğruya α ile açıklanabilir. Membran üzerine gelen uçucu ktil partikullerinin oluşturduğu kek tabakası sahip olduğu direnç ile akılar üzerinde oldukça etkilidir. Ancak rejeksiyonlar konusunda ΔP değerinin pH kadar etkili olmadığu sylenebilir.



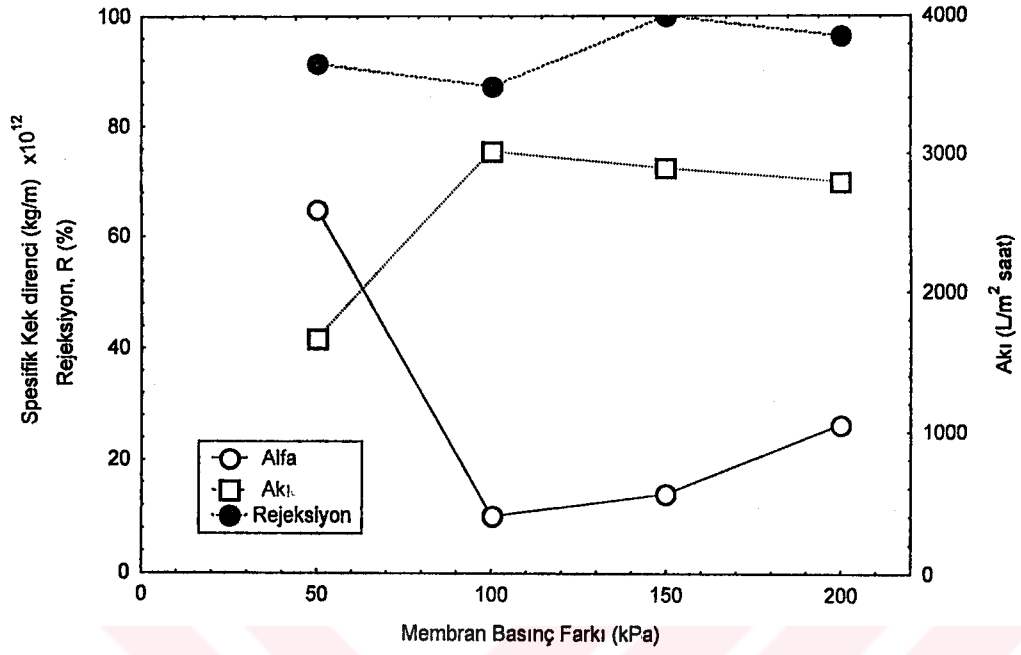
şekil 4.22 Farklı basınçlarda zamanla akı değişimi (Uçucu ktil dozu= 1 g/L, $PO_4-P= 25$ mg/L, SN membran)



Şekil 4.23 Farklı basınçlarda elde edilen rejeksiyonlar (Uçucu kül dozu= 1 g/L, PO₄-P= 25 mg/L, SN membran)



Şekil 4.24 Farklı basınçlarda $V_f \cdot t / V_f$ grafiği



Şekil 4.25 α değerlerinin ΔP , akı ve rejeksiyonlar ilişkisi ($PO_4\text{-P} = 25$ mg/L, SN membran, $\Delta P = 100$ kPa)

5. SONUÇLAR

Yapılan çalışmada sulu ortamdaki fosfat iyonları uçucu kül kullanılarak alkali ortamda kalsiyum fosfat bileşikleri şekline katı faza çevrilerek, selüloz asetat ve nitrat mikrofiltrasyon membranlar kullanılarak sulu ortamdan ayrılmışlardır. Araştırma kesikli ve sürekli denemeler olmak üzere iki ayrı bölümde gerçekleştirilmiştir. Kesikli deneyler, kullanılan uçucu külün PO₄-P uzaklaştırma kapasitesinin belirlenmesi ve PO₄-P uzaklaştırma üzerine etki eden değişkenlerin anlaşılması için yapılmıştır. Membran filtrasyonu deneyleri ile bu değişkenlere ilaveten membran filtrasyonuna özgü, membran basınç farkı (ΔP) ve membran türünün etkileri de incelenmiş ve varılan belirli sonuçlar aşağıda kısaca verilmiştir.

1- Kullanılan uçucu külün ortam pH'ını yükseltmede son derece başarılı alkali özelliğe olduğu anlaşılmıştır. 1 g/L kül dozunun ortam pH'ını 10'un üzerine rahatlıkla çıkartabildiği, ortamdaki PO₄-P konsantrasyonu arttıkça pH'ı yükseltmek için gerekli uçucu kül dozu da artmaktadır.

2-Çözeltinin ilk pH'ı 5-6 arasında olduğunda farklı kül dozu ve PO₄-P konsantrasyonlarında en yüksek verimler elde edilmiştir. PO₄-P gideriminin uçucu küldeki Ca²⁺ iyonları ile sulu ortamdaki PO₄-P iyonlarının katı hidroksiapatit (HAP) oluşturması neticesinde gerçekleştiği teyid edilmiştir. Çözeltinin ilk pH'ı yükseldikçe uçucu külden sulu çözeltiliye geçen Ca²⁺ miktarı önemli ölçüde azalmaktadır. Bu nedenle yüksek ilk pH değerlerinde PO₄-P giderim verimleri azalmaktadır. Benzer şekilde düşük ilk pH'larda ortama yüksek miktarda Ca²⁺ geçmesine rağmen ortam pH'ının yeterince yüksek olmaması nedeniyle de PO₄-P giderim verimleri düşük bulunmuştur. Bu nedenle sulu ortamdaki PO₄-P iyonlarının HAP oluşturacak kadar Ca²⁺ ve OH⁻ ile tepkimeye girebilmesi için ortamın ilk pH 5-6 civarında olması gerektiği bulunmuştur.

3-Çalışılan tüm pH değerlerinde, uçucu kül ile PO₄-P gideriminden sonra geriye kalan numunelerde yapılan Al⁺³ analizlerinde, 1 g/L kül dozundan az kül dozlarında Al⁺³'a

rastlanılmamıştır. İlk ortam pH'ı ancak 1g/L kül dozundan sonra suda geriye kalan Al^{+3} konsantrasyonuna etki yapmaya başlamaktadır ve artan pH ile sulu ortamda kalan Al^{+3} miktarı azalmaktadır. Çözeltinin ilk PO_4 -P konsantrasyonu artıkça suda geriye kalan Al^{+3} 'a rastlanması için gerekli kül dozajı da yükselmektedir.

4-Mikrofiltrasyon denemeleri kesikli denemelerden elde edilen optimum pH değeri olan $pH=6$ 'da gerçekleştirilmiştir. Kullanılan uçucu kül dozu artıkça membran akılarının yükseldiği tespit edilmiştir. Benzer şekilde ilk PO_4 -P konsantrasyonu yükseldikçe aynı kül dozunda membran akılarının daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bu duruma PO_4 -P iyonlarının uçucu külde bulunan metal oksitlerle koagüle olması ve membran üzerinde oluşan kek tabakasının artan kül ve PO_4 -P miktarı ile daha poroz bir yapı kazanmasının neden olduğu düşünülmektedir. Bu tezi güçlendirmek için kek direnç modellinden faydalanılarak elde edilen MFI değerleri vasıtasıyla özgül kek dirençleri (α) hesaplanmıştır. PO_4 -P konsantrasyonu ve kül dozu artışı ile α değerlerinin azaldığı tespit edilmiş ve bunun sonucu olarak da akıların yükseldiği görülmüştür.

5- PO_4 -P giderim oranları kül dozunun artışı ile yükselmektedir. Bununla birlikte uygulanan ΔP değerleri ile PO_4 -P giderim verimleri % 8 civarında bir artışa uğramaktadır. En yüksek akı değerinin en düşük α değerinin elde edildiği 100 kPa ΔP değerinde elde edilmiş olmasına rağmen bu ΔP değerinde elde edilen rejeksiyonlar en düşük düzeyde kalmıştır. En yüksek rejeksiyon değeri 150 kPa ΔP için bulunmuştur.

6-Kullanılan iki tür membran arasında selüloz nitrat membranların selüloz asetat membranlara göre hem akı hemde rejeksiyonlar açısından daha iyi olduğu belirlenmiştir.

7-Uçucu kül kullanılarak sulu ortamdan PO_4 -P gideriminde membran proseslerin kullanılmasında, kül dozu, PO_4 -P konsantrasyonu, membran türü ve ΔP 'nin etkisi incelenmiştir. Ortam pH'ı, çapraz akış hızı ve membran por boyutunun etkileri ise incelenmemiştir. Uçucu kül ucuz bir alkali maddedir. Ancak uçucu külün sulu ortama proses sonrası bırakabileceği muhtemel metal bileşikleridir. Bu bileşiklerin

miktarının azaltılması ve elde edilen verimlerin iyileştirilmesi için yukarıda bahsedilen değişkenlerin etkileri incelenmeli ve akı azalmasını azaltıcı önlemlerin alınabilmesi için de akı azalmasının muhtemel nedenleri akı modellerinin yardımıyla daha ayrıntılı araştırılmalıdır.



KAYNAKLAR

- Agyei, N.M., Strydom, C.A., Potgieter, J.H., 2000. An investigation of phosphate ion adsorption from aqueous solution by fly ash and slag. *Cement and Conc. Res.*, 30, 823-826.
- Akay, G., Keskinler, B., Cakıcı, A., Danis, U., 1998. Phosphate removal from water by red mud using crossflow microfiltration. *Water Res.*, 32, 717-726.
- American Public Health Association (AWWA, APHA). 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. 20th ed., Washington, DC.
- Ayala, J., Blanco, F., Garcia, P., Rodriguez, P., Sancho, J., 1998. Asturian fly ash as heavy metals removal material. *Fuel*, 77(11), 1147-1154.
- Batabyal, D., Sahu, A., Chaudhuri, S.K., 1995. Kinetics and mechanism of removal of 2,4-dimethyl phenol from aqueous solutions with coal fly ash. *Separations Techno.*, 5, 179-186.
- Bayat, B., 2002. Combined removal of zinc (II) and cadmium(II) from aqueous solutions by adsorption onto high-calcium Turkish fly ash. *Water, Air and Soil Pollution*, 136, 69-92.
- Bayat, O., 1997. Characterisation of Turkish fly ashes. *Fuel*, 77(9-10), 1059-1066.
- Bayhan, Y.K., Keskinler, B., Cakici, A., Levent, M., Akay, G., 2001. Removal of divalent heavy metal mixtures from water by *Saccharomyces cerevisioe* using crossflow microfiltration. *Water Res.*, 35, 2191-2200.
- Fytianos, K., Voudrias, E., Raikos, N., 1998. Modelling of phosphorus removal from aqueous and wastewater samples using ferric iron. *Enviro. Poll.*, 101, 123- 130
- Grubb, D.G., Guimaraes, M.S., Valencia, R., 2000. Phosphate immobilization using an acidic type F fly ash. *J. of Hazardous Materials*, 76, 217-236.
- Gupta, G., Torres, N., 1998. Use of fly ash in reducing toxicity of and heavy metals in wastewater effluent. *J. of Hazardous Materials*, 57, 243-248.
- Gupta, V.G., Ali, I., 2000. Utilisation of bagasse fly ash (a sugar industry waste) for the removal of copper and zinc from wastewater. *Sep. And Puri. Techno.*, 18, 131-140.

- Hequet, V., Ricou, P., Lecuyer, I., Cloriec, P.L., 2001. Removal of Cu^{+2} and Zn^{+2} in aqueous solutions by sorption onto mixed fly ash. *Fuel*, 80, 851-856.
- Higgins, B.P.J., Mohleji, S.C., Irvine, R.L., 1976. Lake treatment with fly ash, lime and gypsum. *J. WPCF.*, 48(9), 2153-2164.
- Johansson, L., Gustafsson, J.P., 2000. Phosphate removal using blast furnace slags and opoka- mechanisms. *Water Res.*, 34, 259-265.
- Kao, P.C., Tzeng, J.H., Huang, T.L., 2000. Removal of chlorophenols from aqueous solution by fly ash. *Jour. of Hazard. Materi.*, 76, 237-249.
- Keskinler, B., Danis, U., Cakıcı, A., Akay, G., 1997. Chromate removal from water using surfactant enhanced crossflow filtration. *Sep.Sci.Technol.*, 32, 1899-1920.
- Lin, C.J., Chang, J.E, 2001. Effect of fly ash characteristics on the removal of Cu(II) from aqueous solution. *Chemosphere*, 44, 1185-1192.
- Mulder, M., 1991. Basic principles of membrane technology. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Nuhoglu, A., Pekdemir, T., Yıldız, E., Keskinler, B., Akay, G., 2002. Drinking Water Denitrification by a Membrane Bioreactor, *Water Res.* 36, 5, 1155-1166.
- Rao, M., Parwate, A.V., Bhole, A.G., Removal of Cr^{+6} and Ni^{+2} from aqueous solution using bagasse and fly ash. *Waste Manag.*, in Press.
- Ugurlu, A., Salman, B., Phosphorous removal by fly ash. 1998. *Environ. Int.*, 24(8), 911-918.
- Vordonis, L., Koutsoukos, P.G., Tzannini, A., Lycourghiotis, A., 1988. Uptake inorganic orthophosphate by Greek fly ashes characterized using various techniques. *Colloids Surf.*, 34, 55-68.
- Winston, W.S., Sirkar, K.K., 1992. *Membrane Handbook*. Chapman-Hall, Newyork.
- Yildiz, E., Pekdemir, T., Keskinler, B., Cakıcı, A., Akay, G., 1991. Surfactant mediated separation processes: Surfactant-enhanced crossflow filtration in nitrate removal from water. *Chem.Eng.Res.Des.*, 74, 546-553.

Yıldız, E., 1995. Çapraz akış ultrafiltrasyon tekniğiyle içme sularından nitrit ve nitrat uzaklaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, 87 s. Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.



EKLER**EK 1. Şekil 4.1’de verilen grafiğin verileri**

Uçucu Kül Dozu (g/L)							
0.1		0.5		1.0		2.0	
pH ₀	pH _s	pH ₀	pH _s	pH ₀	pH _s	pH ₀	pH _s
2.9	3.44	2.9	7.79	2.9	8.13	2.9	10.33
5.5	6.65	5.5	8.62	5.5	9.09	5.5	10.50
7.8	9.20	7.8	9.78	7.8	10.15	7.8	10.78

EK 2. Şekil 4.2'ye ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)							
0		10		25		50	
pH ₀	pH _s	pH ₀	pH _s	pH ₀	pH _s	pH ₀	pH _s
2.9	11.08	2.9	10.01	2.9	8.13	2.9	7.52
5.5	11.41	5.5	10.64	5.5	9.09	5.5	7.80
7.8	11.60	7.8	10.85	7.8	10.15	7.8	9.41



EK 3. Şekil 4.3'e ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)					
10		25		50	
pH ₀	% E	pH ₀	% E	pH ₀	% E
2.9	96.0	2.9	47.2	2.9	15.4
5.5	93.8	5.5	63.3	5.5	16.0
7.8	47.0	7.8	27.2	7.8	6.3



EK 4. Şekil 4.4'e ait grafik verileri

Uçucu Kül Dozu (g/L)							
0.1		0.5		1.0		2.0	
pH ₀	% E	pH ₀	% E	pH ₀	% E	pH ₀	% E
2.9	5.0	2.9	17.16	2.9	47.2	2.9	99.4
5.5	0	5.5	26.4	5.5	63.3	5.5	99.6
7.8	0	7.8	8.3	7.8	27.2	7.8	81.9

EK 5. Şekil 4.5'e ait grafik verileri

pH ₀					
2.9		5.5		7.8	
PO ₄ -P	% E	PO ₄ -P	% E	PO ₄ -P	% E
0	93.6	0	86.4	0	80.0
10	57.6	10	24.8	10	5.6
25	63.2	25	20.0	25	4.0
50	65.6	50	40.8	50	7.2

EK 6. Şekil 4.6'ya ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)							
10		25		50		100	
Uçucu Kül (g/L)	% E	Uçucu Kül (g/L)	% E	Uçucu Kül (g/L)	% E	Uçucu Kül (g/L)	% E
0.1	0	0.1	0	0.1	0	0.1	0
0.5	54.9	0.5	26.4	0.5	2	0.5	0
1.0	93.8	1.0	63.3	1.0	-	1.0	-
2.0	100	2.0	99.6	2.0	49.7	2.0	25.5
4.0	100	4.0	100	4.0	97.6	4.0	97.9

EK 7. Şekil 4.7'ye ait grafik verileri

İlk pH					
2.9		5.5		7.8	
Uçucu Kül (g/L)	Ca ⁺² (mg/L)	Uçucu Kül (g/L)	Ca ⁺² (mg/L)	Uçucu Kül (g/L)	Ca ⁺² (mg/L)
0.1	33.6	0.1	24	0.1	7.2
0.5	64.8	0.5	32	0.5	4.0
1.0	63.2	1.0	20	1.0	4.0
2.0	68.8	2.0	28	2.0	4.0

EK 8. Şekil 4.8'e ait grafik verileri

İlk pH					
2.9		5.5		7.8	
Uçucu Kül (g/L)	Al ⁺³ (mg/L)	Uçucu Kül (g/L)	Al ⁺³ (mg/L)	Uçucu Kül (g/L)	Al ⁺³ (mg/L)
0.1	0.10	0.1	0	0.1	0
0.5	0	0.5	0.02	0.5	0
1.0	0	1.0	0	1.0	0.25
2.0	1.62	2.0	2.98	2.0	1.00

EK 9. Şekil 4.9'a ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)							
10 mg/L		25 mg/L		50 mg/L		100 mg/L	
Uçucu Kül (g/L)	Al ⁺³ (mg/L)	Uçucu Kül (g/L)	Al ⁺³ (mg/L)	Uçucu Kül (g/L)	Al ⁺³ (mg/L)	Uçucu Kül (g/L)	Al ⁺³ (mg/L)
0.1	0	0.1	0	0.1	0	0.1	-
0.5	0	0.5	0.02	0.5	0	0.5	-
1.0	0.58	1.0	0	1.0	-	1.0	-
2.0	-	2.0	2.98	2.0	0.02	2.0	0
3.0	-	3.0	-	3.0	-	3.0	0.70
4.0	-	4.0	-	4.0	2.88	4.0	2.50

EK10. Şekil 4.11'e ait grafik verileri

Uçucu Kütıl Dozu					
1.0 g/L		0.5 g/L		0.1 g/L	
Zaman (s)	Akı (m^3/m^2h)	Zaman (s)	Akı (m^3/m^2h)	Zaman (s)	Akı (m^3/m^2h)
0	0.00	0	0.00	0	0.00
2	8.36	2	2.89	2	3.92
4	9.64	4	6.46	4	7.14
6	11.60	6	11.76	6	12.15
8	12.31	8	13.24	8	13.85
10	12.31	10	12.31	10	13.66
12	12.12	12	9.48	12	13.44
14	11.76	14	8.16	14	13.18
16	11.22	16	10.16	16	12.95
18	10.48	18	11.48	18	12.28
20	9.64	20	11.22	20	12.02
22	9.32	22	10.51	22	12.09
24	9.42	24	10.25	24	11.15
26	9.29	26	9.96	26	8.29
28	9.10	28	9.87	28	6.98
30	8.94	30	10.03	30	8.81
32	8.84	32	9.71	32	9.55
34	8.71	34	9.45	34	9.06
36	8.26	36	9.29	36	8.33
38	8.10	38	9.00	38	7.88
50	7.68	40	8.90	40	7.68
70	7.33	50	8.13	50	5.85
100	6.53	60	7.36	60	5.01
130	6.43	110	5.82	70	4.31
160	6.14	140	5.37	80	3.79
170	5.50	170	5.01	90	3.47
190	5.95	200	4.89	100	3.09
200	5.66	300	3.41	110	2.96
290	5.34	410	3.86	120	2.80
410	5.18	500	3.57	210	1.86
500	4.73	600	3.54	220	1.70

600	4.82	690	3.41	300	1.58
710	4.50	810	3.12	400	1.35
800	4.63	1000	2.44	500	1.19
910	4.53	1510	2.70	590	1.13
1000	4.47	1990	2.54	700	1.06
1500	4.24	2500	2.38	800	0.96
1990	4.05	3000	2.19	900	0.87
2490	3.89	3490	2.12	1000	0.87
3000	3.73	4000	2.12	1490	0.71
3500	3.60	4500	1.90	2000	0.64
4000	3.50	5000	1.99	2500	0.58
4500	3.31	5510	1.93	3000	0.55
5010	3.31	5990	1.90	3500	0.55
5500	3.25	6250	1.90	4000	0.48
6000	3.15			4500	0.48
6500	3.02			5000	0.45
				5500	0.48
				6000	0.42
				6250	0.42

EK 11. Şekil 4.12'e ait grafik verileri

Uçucu Kül Dozu (g/L)					
0.1		0.5		1.0	
Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R
300	13.20	300	63.20	300	69.12
600	14.28	600	64.04	600	70.00
1800	18.12	1800	65.56	1800	-
3600	21.36	3600	66.60	3600	79.00
7200	25.60	7200	68.04	7200	86.4

EK 12. Şekil 4.13'ye ait grafik verileri

Uçucu Kütü Dozu (g/L)					
0.1		0.5		1.0	
t/Vf	Vf	t/Vf	Vf	t/Vf	Vf
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.003	612.022	0.002	829.630	0.007	287.180
0.008	492.308	0.007	572.158	0.013	315.493
0.016	368.826	0.015	400.000	0.020	305.039
0.024	327.366	0.023	351.373	0.027	299.565
0.032	312.762	0.029	340.736	0.034	298.110
0.039	304.762	0.034	354.711	0.040	298.335
0.047	300.268	0.038	368.421	0.047	300.038
0.054	297.625	0.044	362.020	0.053	303.369
0.060	298.049	0.051	353.374	0.058	308.446
0.067	298.508	0.057	350.274	0.063	315.049
0.074	298.377	0.063	350.648	0.069	320.833
0.080	301.244	0.068	351.051	0.074	325.070
0.083	311.444	0.074	352.201	0.079	329.300
0.087	321.872	0.079	353.193	0.084	333.511
0.092	324.700	0.085	353.387	0.089	337.553
0.098	326.858	0.090	354.781	0.094	341.301
0.103	330.728	0.095	356.488	0.099	344.959
0.107	335.748	0.100	358.241	0.103	349.424
0.111	340.889	0.105	360.495	0.107	353.547
0.116	345.759	0.110	362.548	0.132	377.664
0.129	386.420	0.132	379.224	0.172	406.681
0.142	422.058	0.151	396.765	0.223	448.126
0.153	457.090	0.221	497.035	0.276	470.467
0.163	490.905	0.264	529.963	0.326	490.381
0.172	522.767	0.304	558.325	0.341	499.043
0.180	554.950	0.345	580.281	0.375	506.751
0.188	584.385	0.419	716.387	0.390	512.492
0.196	612.943	0.544	754.370	0.520	558.095
0.231	910.146	0.629	794.811	0.689	594.680
0.235	935.211	0.727	825.482	0.802	623.483
0.269	1116.020	0.810	851.411	0.937	640.195
0.303	1319.316	0.910	890.573	1.070	663.673
0.334	1497.046	1.021	979.775	1.187	673.897
0.361	1632.935	1.421	1062.365	1.324	687.242
0.393	1782.345	1.749	1137.654	1.435	696.851
0.418	1913.017	2.075	1204.938	2.009	746.756
0.441	2041.023	2.365	1268.513	2.547	781.369
0.465	2150.249	2.649	1317.305	3.076	809.538
0.550	2707.245	2.950	1355.986	3.593	835.036
0.637	3140.246	3.198	1407.283	4.084	857.059
0.713	3507.365	3.481	1436.314	4.564	876.493
0.786	3814.627	3.750	1469.414	5.010	898.191
0.862	4058.727	4.001	1497.309	5.479	914.386

0.925	4325.076	4.054	1541.725	5.917	929.590
0.992	4537.189			6.347	945.270
1.052	4752.529			6.758	961.808
1.121	4905.162				1136.818
1.175	5107.082				1191.261
1.204	5191.646				1240.396
					1282.721
					1320.976
					2322.672



EK 13. Şekil 4.14'e ait grafik verileri

Uçucu Kül (g/L)	Alfax10 ¹³ (kg/m)	Uçucu Kül (g/L)	Limit Akı (L/m ² saat)	Uçucu Kül (g/L)	R (%)
0.1	77.9	0.1	418	0.1	25.6
0.5	0.72	0.5	1900	0.5	78.0
1.0	0.10	1.0	3020	1.0	87.2

EK 14. Şekil 4.15'e ait grafik verileri

Uçucu Kül Dozu (g/L)					
0.1		0.5		1.0	
Zaman (s)	Akı (m^3/m^2 saat)	Zaman (s)	Akı (m^3/m^2 h)	Zaman (s)	Akı (m^3/m^2 saat)
0	0.000	0	0.000	0	0.000
2	0.129	2	0.257	2	6.043
4	4.725	4	0.675	4	7.843
6	10.543	6	0.096	6	8.518
8	11.314	8	0.900	8	7.071
10	10.125	10	7.393	10	6.332
12	8.711	12	10.639	12	5.561
14	7.393	14	8.196	14	5.014
16	6.332	16	6.461	16	4.629
18	5.336	18	5.432	18	4.243
20	4.693	20	4.629	20	3.921
22	4.339	22	3.889	22	3.632
24	3.921	24	3.343	24	3.311
26	3.632	26	3.054	26	3.214
28	3.375	28	2.861	28	3.214
30	3.150	30	2.668	30	3.086
32	2.925	32	2.475	32	2.957
34	2.668	34	2.218	34	2.861
36	2.539	36	2.121	36	2.764
38	2.475	38	2.057	38	2.636
40	2.346	40	1.993	40	2.443
50	1.896	50	1.993	50	1.929
60	1.704	60	1.543	60	1.832
70	1.832	70	0.900	70	1.736
80	1.639	80	0.900	80	1.607
90	1.189	90	0.964	90	1.511
100	1.125	100	0.900	100	1.414
110	1.125	110	0.900	110	1.350
120	1.061	120	0.804	120	1.286
130	0.996	130	0.804	130	1.286
140	0.996	140	0.771	140	1.221

150	0.900	150	1.093	150	1.157
160	0.996	170	0.675	160	1.125
170	0.868	180	0.707	170	1.061
180	0.836	190	0.707	180	1.061
190	0.771	200	0.643	190	1.029
200	0.836	300	0.579	200	0.964
300	0.643	400	0.450	210	0.996
400	0.546	500	0.450	220	0.996
500	0.482	600	0.611	280	0.836
600	0.514	700	0.418	400	0.739
700	0.482	800	0.386	500	0.643
800	0.450	900	0.386	600	0.611
900	0.386	1000	0.386	700	0.611
1000	0.386	1500	0.354	800	0.579
1500	0.321	2000	0.321	900	0.514
2000	0.321	2500	0.289	980	0.546
2500	0.257	3000	0.289	1000	0.482
3000	0.289	3490	0.257	1090	0.514
3500	0.193	4000	0.193	1890	0.418
4000	0.193	4510	0.225	2000	0.418
4510	0.225	5000	0.225	2500	0.386
5000	0.321	5490	0.225	3000	0.354
5500	0.257	6000	0.225	3500	0.386
6000	0.225	6250	0.193	3950	0.354
6500	0.289			4000	0.225
6980	0.225			4250	0.225
				4480	0.161
				4960	0.129
				5000	0.321
				5110	0.289
				5170	0.129

EK 15. Şekil 4.16'a ait grafik verileri

Uçucu Kül Dozu (g/L)					
0.1		0.5		1.0	
Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R
0	0	0	0	0	0
300	27.48	300	25.97	300	74.97
600	30.04	600	27.58	600	77.06
1800	36.58	1800	30.80	1800	76.11
3600	38.29	3600	33.64	3600	76.20
7200	40.75	7200	37.15	7200	75.54

EK 16. Şekil 4.17'ye ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)			
25		1	
Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² saat)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² saat)
0	0.000	0	0.000
2	1.736	2	6.043
4	4.757	4	7.843
6	9.675	6	8.518
8	10.961	8	7.071
10	10.479	10	6.332
12	10.382	12	5.561
14	9.932	14	5.014
16	9.546	16	4.629
18	9.257	18	4.243
20	9.032	20	3.921
22	8.807	22	3.632
24	7.939	24	3.311
32	7.554	26	3.214
34	7.843	28	3.214
36	7.779	30	3.086
38	7.779	32	2.957
40	7.618	34	2.861
60	6.589	36	2.764
90	5.946	38	2.636
110	5.432	40	2.443
120	5.464	50	1.929
140	5.271	60	1.832
160	5.271	70	1.736
170	4.661	80	1.607
180	4.211	90	1.511
190	5.079	100	1.414
210	4.982	110	1.350
290	4.629	120	1.286
410	4.211	130	1.286
500	4.146	140	1.221

600	3.889	150	1.157
710	3.889	160	1.125
800	3.857	170	1.061
910	3.729	180	1.061
1000	3.632	190	1.029
1500	3.407	200	0.964
2000	2.764	210	0.996
2500	2.764	220	0.996
3000	2.507	280	0.836
3500	2.314	400	0.739
4010	2.250	500	0.643
4510	2.218	600	0.611
5000	2.121	700	0.611
5500	2.154	800	0.579
6000	2.025	900	0.514
-	-	980	0.546
-	-	1000	0.482
		1090	0.514
		1890	0.418
		2000	0.418
		2500	0.386
		3000	0.354
		3500	0.386
		3950	0.354
		4000	0.225
		4250	0.225
		4480	0.161
		4960	0.129
		5000	0.321
		5110	0.289
		5170	0.129

EK 17. Şekil 4.18'e ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)			
10		25	
Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R
0	0	0	74.44
300	74.97	300	74.56
600	77.06	600	77.64
1800	76.11	1800	81.12
3600	76.20	3600	-
7200	75.54	7200	85.28

EK 18. Şekil 4.19'a ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)			
10 mg/L		25 mg/L	
Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² saat)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² saat)
0	0.000	0	0.000
2	0.321	2	2.893
4	1.479	4	6.461
6	0.932	6	11.764
12	2.700	8	13.243
14	7.939	10	12.311
16	6.846	12	9.482
18	6.879	14	8.164
20	9.739	16	10.157
22	9.418	18	11.475
24	12.246	20	11.218
26	6.975	22	10.511
28	2.057	24	10.254
30	5.143	26	9.964
32	5.239	28	9.868
34	4.661	30	10.029
36	3.214	32	9.707
38	3.214	34	9.450
40	3.696	36	9.289
38	9.000	50	8.132
40	8.904	60	7.361
50	2.957	110	5.818
60	2.475	140	5.368
70	2.282	170	5.014
80	2.089	200	4.886
90	1.800	300	3.407
100	1.768	410	3.857
110	1.639	500	3.568
120	1.511	600	3.536
140	1.382	690	3.407
150	1.318	810	3.118
170	1.157	1000	2.443

180	1.157	1510	2.700
200	1.093	1990	2.539
300	0.868	2500	2.379
400	0.771	3000	2.186
490	0.707	3490	2.121
590	0.611	4000	2.121
700	0.514	4500	1.896
800	0.450	5000	1.993
890	0.482	5510	1.929
1000	0.514	5990	1.896
1490	0.354	6250	1.900
2000	0.354		
2500	0.386		
3500	0.289		
4500	0.289		
5500	0.257		
6000	0.225		
6250	0.193		

EK 19. Şekil 4.20'ye ait grafik verileri

Başlangıç Fosfat Konsantrasyonu (mg/L)			
10		25	
Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R
0	0	0	0
300	93.36	300	73.20
600	95.07	600	74.04
1800	95.92	1800	75.56
3600	96.51	4200	76.64
7200	94.77	7200	78.04

EK 20. Şekil 4.21'e ait grafik verileri

Uçucu kül konsantrasyonu- Membran türü													
0.1 g/L SN		0.1 g/L SA		0.5 g/L SN		0.5 g/L SA		1.0 g/L SN		1.0 g/L SA			
Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² sa)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² sa)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² sa)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² sa)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² sa)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² sa)		
0	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000		
2	3.921	2	2.250	2	2.893	2	0.064	2	8.357	2	1.736		
4	7.136	4	7.714	4	6.461	4	0.643	4	9.643	4	4.757		
6	12.150	6	13.114	6	11.764	6	7.361	6	11.604	6	9.675		
8	13.854	8	12.568	8	13.243	8	13.243	8	12.311	8	10.961		
10	13.661	10	11.411	10	12.311	10	12.825	10	12.311	10	10.479		
12	13.436	12	10.029	12	9.482	12	12.439	12	12.118	12	10.382		
14	13.179	14	8.711	14	8.164	14	12.021	14	11.764	14	9.932		
16	12.954	16	7.393	16	10.157	16	11.636	16	11.218	16	9.546		
18	12.279	18	6.621	18	11.475	18	11.346	18	10.479	18	9.257		
20	12.021	20	6.268	20	11.218	20	10.800	20	9.643	20	9.032		
22	12.086	22	5.721	22	10.511	22	10.575	22	9.321	22	8.807		
24	11.154	24	5.271	24	10.254	24	10.736	24	9.418	24	7.939		
32	9.546	26	4.950	26	9.964	26	10.511	26	9.289	32	7.554		
34	9.064	28	4.661	28	9.868	28	10.286	28	9.096	34	7.843		
36	8.325	30	4.404	30	10.029	30	10.125	30	8.936	36	7.779		
38	7.875	32	4.050	32	9.707	32	9.964	32	8.839	38	7.779		
40	7.682	34	3.889	34	9.450	34	9.836	34	8.711	40	7.618		

50	5.850	36	3.857	36	9.289	36	9.321	36	8.261	60	6.589
60	5.014	38	3.664	38	9.000	38	9.193	38	8.100	90	5.946
70	4.307	40	3.536	40	8.904	40	9.386	50	7.682	110	5.432
80	3.793	50	2.989	50	8.132	50	8.775	70	7.329	120	5.464
90	3.471	60	2.732	60	7.361	60	8.229	100	6.525	140	5.271
100	3.086	70	2.507	110	5.818	70	2.121	130	6.429	160	5.271
110	2.957	80	2.186	140	5.368	110	5.336	160	6.139	170	4.661
120	2.796	90	2.154	170	5.014	170	5.336	170	5.496	180	4.211
210	1.864	110	1.929	200	4.886	190	3.986	190	5.946	190	5.079
220	1.704	120	1.832	300	3.407	220	5.143	200	5.657	210	4.982
300	1.575	130	1.704	410	3.857	300	4.532	290	5.336	290	4.629
400	1.350	140	1.671	500	3.568	400	3.986	410	5.175	410	4.211
500	1.189	150	1.607	600	3.536	500	3.375	500	4.725	500	4.146
590	1.125	160	1.511	690	3.407	610	3.279	600	4.821	600	3.889
700	1.061	170	1.479	810	3.118	700	3.054	710	4.500	710	3.889
800	0.964	180	1.446	1000	2.443	800	2.893	800	4.629	800	3.857
900	0.868	200	1.414	1510	2.700	1000	2.668	910	4.532	910	3.729
1000	0.868	300	1.157	1990	2.539	1530	2.057	1000	4.468	1000	3.632
1490	0.707	400	0.996	2500	2.379	1990	1.768	1500	4.243	1500	3.407
2000	0.643	500	0.932	3000	2.186	2500	1.607	1990	4.050	2000	2.764
2500	0.579	610	0.836	3490	2.121	3010	1.511	2490	3.889	2500	2.764
3000	0.546	700	0.804	4000	2.121	3490	1.446	3000	3.729	3000	2.507
3500	0.546	800	0.771	4500	1.896	4000	1.382	3500	3.600	3500	2.314

4000	0.482	900	0.707	5000	1.993	4500	1.254	4000	3.504	4010	2.250
4500	0.482	1000	0.707	5510	1.929	5000	1.221	4500	3.311	4510	2.218
5000	0.450	1500	0.611	5990	1.896	5500	1.189	5010	3.311	5000	2.121
5500	0.482	2000	0.514	6250	1.125	6000	1.125	5500	3.246	5500	2.154
6000	0.418	2500	0.482					6000	3.150	6000	2.025
6250	0.418	3000	0.450					6500	3.021		
		3500	0.450								
		4000	0.418								
		4500	0.386								
		5000	0.354								
		5500	0.354								
		6000	0.321								
		6250	0.193								

EK 21. Şekil 4.22'ye ait grafik verileri

Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² h)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² h)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² h)	Zaman (s)	Akı (m ³ /m ² h)
0	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000
10	0.868	2	8.357	2	10.286	2	17.807
12	4.532	4	9.643	4	11.668	4	17.968
14	8.421	6	11.604	6	12.214	6	17.421
16	7.071	8	12.311	8	12.375	8	16.200
18	7.296	10	12.311	10	12.568	10	15.300
20	8.132	12	12.118	12	11.636	12	14.207
22	6.621	14	11.764	14	11.282	14	13.693
24	7.200	16	11.218	16	10.479	16	13.725
26	7.071	18	10.479	18	10.254	18	13.243
28	6.107	20	9.643	20	10.382	20	12.857
30	6.525	22	9.321	22	9.771	22	12.439
32	6.332	24	9.418	24	9.257	24	12.086
34	6.204	26	9.289	26	9.000	26	11.957
36	6.011	28	9.096	28	8.807	28	9.032
38	6.782	30	8.936	30	8.582	38	10.671
40	7.682	32	8.839	32	8.036	50	9.771
50	6.718	34	8.711	34	7.843	80	8.100
60	6.107	36	8.261	36	8.004	90	8.004
80	-	38	8.100	38	7.907	120	7.393
90	5.175	50	7.682	40	7.811	150	6.943
110	4.886	70	7.329	50	7.039	170	6.654
130	4.468	100	6.525	60	6.846	180	6.525
150	4.404	130	6.429	80	6.043	200	6.364
160	4.146	160	6.139	90	6.043	320	5.496
170	4.211	170	5.496	100	5.818	410	5.304
180	4.179	190	5.946	110	5.657	500	5.175
200	3.761	200	5.657	120	5.529	610	4.918
300	3.632	290	5.336	130	5.207	710	4.661
400	3.246	410	5.175	140	5.239	910	4.243
500	3.182	500	4.725	150	5.175	1000	4.243
600	3.054	600	4.821	160	4.886	1500	3.696

700	2.893	710	4.500	170	4.982	1990	3.600
800	2.796	800	4.629	180	4.886	2490	3.471
900	2.764	910	4.532	190	4.821	3000	3.246
1500	2.475	1000	4.468	350	4.15	3500	3.214
2500	2.250	1500	4.243	400	4.31	4000	2.957
3000	2.089	1990	4.050	500	4.38	4490	3.021
3500	2.025	2490	3.889	600	4.18	5010	3.021
4500	1.864	3000	3.729	700	4.09	5510	2.893
5500	1.768	3500	3.600	800	3.92	6000	2.796
6000	1.671	4000	3.504	900	3.96	6500	3.021
		4500	3.311	1000	4.09		
		5010	3.311	1490	3.54		
		5500	3.246	2000	3.41		
		6000	3.150	2490	3.41		
		6500	3.021	3010	3.22		
				3500	3.19		
				4000	3.09		
				4500	2.93		
				5000	2.96		
				5500	2.93		
				6000	2.90		

EK 22. Şekil 4.23'e ait grafik verileri

Basınç (kPa)							
50		100		150		200	
Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R	Zaman (s)	% R
300	92.52	300	69.12	300	100	300	91.72
840	92.32	600	70.00	600	100	600	92.40
1800	91.68	1800	79.00	1800	100	1800	93.80
4020	91.12	3600	-	3600	100	3600	-
7200	91.48	7200	86.40	7200	100	7200	96.50

EK 23. Şekil 4.24'e ait grafik verileri

Basınç (kPa)							
50		100		150		200	
t/V_f (s/m)	V_f (m)	t/V_f (s/m)	V_f (m)	t/V_f (s/m)	V_f (m)	t/V_f (s/m)	V_f (m)
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.004	2765.432	0.007	287.180	0.009	233.333	0.015	134.777
0.007	1677.903	0.013	315.493	0.015	259.109	0.025	160.862
0.013	1084.371	0.020	305.039	0.022	268.156	0.034	174.455
0.016	971.800	0.027	299.565	0.029	273.088	0.043	185.815
0.021	874.620	0.034	298.110	0.036	275.252	0.051	194.918
0.025	789.566	0.040	298.335	0.043	282.116	0.059	203.760
0.029	769.519	0.047	300.038	0.049	287.443	0.066	210.980
0.033	732.824	0.053	303.369	0.054	294.640	0.074	216.242
		0.058	308.446	0.060	300.313	0.081	221.636
0.004	2765.432	0.063	315.049	0.066	304.224	0.088	226.629
0.007	1677.903	0.069	320.833	0.071	309.859	0.095	231.470
0.013	1084.371	0.074	325.070	0.076	315.790	0.102	236.079
0.016	971.800	0.079	329.300	0.081	321.271	0.108	240.145
0.021	874.620	0.084	333.511	0.086	326.463	0.112	248.948
0.025	789.566	0.089	337.553	0.090	331.590	0.144	263.171
0.029	769.519	0.094	341.301	0.095	337.604	0.175	284.958
0.033	732.824	0.099	344.959	0.099	343.125	0.236	338.983
0.037	709.552	0.103	349.424	0.104	347.556	0.258	348.705
0.040	704.086	0.107	353.547	0.108	352.027	0.317	378.357
0.044	689.514	0.132	377.664	0.112	356.319	0.373	401.991
0.047	681.239	0.172	406.681	0.131	382.435	0.409	415.340
0.050	674.818	0.223	448.126	0.149	401.362	0.427	421.299
0.054	670.770	0.276	470.467	0.181	442.404	0.462	432.750
0.058	659.130	0.326	490.381	0.198	455.429	0.631	507.203
0.062	643.401	0.341	499.043	0.213	468.462	0.761	538.702
0.079	629.002	0.375	506.751	0.229	480.443	0.889	562.520
0.096	627.568	0.390	512.492	0.244	491.534	1.035	589.260
0.135	667.417	0.520	558.095	0.258	503.580	1.161	611.495
0.161	682.435	0.689	594.680	0.273	513.291	1.385	656.947
0.185	703.280	0.802	623.483	0.287	522.583	1.491	670.570
0.209	717.244	0.937	640.195	0.300	532.969	1.967	762.693
0.220	726.300	1.070	663.673	0.314	541.094	2.450	812.195
0.232	732.505	1.187	673.897	0.328	549.424	2.923	851.758
0.244	738.786	1.324	687.242	0.341	557.316	3.367	890.911
0.263	759.374	1.435	696.851	0.459	762.344	3.812	918.265
0.362	827.627	2.009	746.756	0.505	792.690	4.204	951.386
0.447	894.247	2.547	781.369	0.590	847.632	4.620	971.858
0.535	934.923	3.076	809.538	0.679	884.019	5.056	990.814
0.618	971.126	3.593	835.036	0.763	917.319	5.449	1011.138
0.696	1005.799	4.084	857.059	0.842	949.993	5.823	1030.332
0.772	1035.862	4.564	876.493	0.925	973.288	6.259	1038.565
0.849	1060.517	5.010	898.191	1.012	987.947	3.078	857.340
1.237	1212.576	5.479	914.386	1.321	1128.243		
1.831	1365.534	5.917	929.590	1.653	1209.886		
2.110	1421.933	6.347	945.270	1.981	1256.831		

2.387	1466.528	6.758	961.808	2.288	1315.788		
2.882	1561.348		1136.818	2.583	1355.058		
3.360	1637.000		1191.261	2.866	1395.480		
3.585	1673.523		1240.396	3.123	1440.879		
			1282.721	3.393	1473.543		
			1320.976	3.659	1503.222		
			2322.672				



EK 24. Şekil 4.25'e ait grafik verileri

Uçucu kütle (g/L)	Alfax10 ¹³ (kg/m)	Akı	% R
0.5	64.9	1670	91.5
1.0	10.0	3020	87.2
1.5	14.0	2896	100
2.0	26.4	2796	96.5



ÖZGEÇMİŞ

Mevra Yalvaç Can, Erzurum'da 1977 yılında doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Erzurum'da tamamladı. 1994 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 1998 yılında mezun oldu. Ekim 1999'da Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı. Mart 2002- Haziran 2002 tarihleri arasında Newcastle Üniversitesi Kimya ve Proses Mühendisliği bölümünde misafir öğretim üyesi olarak ' Enzim İmmobilizasyonu' konulu araştırmada bulundu.

Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde 1999 yılından beri Araştırma Görevlisi olarak çalışmaktadır.