T.C.
ERCİYES ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

YÜZEYSEL SU KAYNAKLARINDAN MIEXREÇİNE İLE DOĞAL ORGANİK MADDE VE SÜLFAT GİDERİMİ

Hazırlayan
Fatma Burçin İNCETAN

Danışman
Yrd. Doç. Dr. Nuray ATEŞ

Bu çalışma; Erciyes Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenen FBA-10-3001 kodlu projenin bir bölümüdür.

Temmuz 2011
KAYSERİ

Bu çalışmadaki tüm bilgilerin, akademik ve etik kurallara uygun bir şekilde elde edildiğini beyan ederim. Aynı zamanda bu kural ve davranışların gerektirdiği gibi, bu çalışmanın özünde olmayan tüm materyal ve sonuçları tam olarak aktardığımı ve referans gösterdiğimi belirtirim.

Fatma Burçin İNCETAN

İmza :

Yüzeysel Su Kaynaklarından MIEX Reçine ile Doğal Organik Madde ve Sülfat Giderimi adlı Yüksek Lisans tezi, Erciyes Üniversitesi Lisansüstü Tez Önerisi ve Tez Yazma Yönergesi'ne uygun olarak hazırlanmıştır.

Tezi Hazırlayan

Fatma Burçin İNCETAN

Danışman

Yrd. Doç. Dr. Nuray ATEŞ

Çevre Mühendisliği ABD Başkan V.

Yrd. Doç. Dr. Filiz DADAŞER ÇELİK

Yrd. Doç. Dr. Nuray ATEŞ danışmanlığında **Fatma Burçin (GÜRKAN) İNCETAN** tarafından hazırlanan **"Yüzeysel Su Kaynaklarından MIEX Reçine ile Doğal Organik Madde ve Sülfat Giderimi"** adlı bu çalışma, jürimiz tarafından Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında **Yüksek Lisans** tezi olarak kabul edilmiştir.

22 /07/ 2011

JÜRİ:

Danışman	:Yrd.Doç.Dr. Nuray ATEŞ	.....
Üye	:Doç.Dr. Yalçın Şevki YILDIZ	.....
Üye	:Yrd.Doç.Dr. Oktay ÖZKAN	.....

ONAY:
Bu tezin kabulü Enstitü Yönetim Kurulunun 09/08/2011 tarih ve 2011/27-40 sayılı kararı ile onaylanmıştır.

09 / 08 / 2011

Prof. Dr. Necmettin MARAŞLI

Enstitü Müdürü

ÖNSÖZ / TEŞEKKÜR

Bu çalışmayı gerçekleştirme imkânı veren, bilgisi ile ışık tutup yol gösteren sayın hocam tez çalışmam boyunca danışmanlığımı yürüten, tezin her aşamasında her türlü bilgi ve deneyimini paylaşan, her konuda yardım, fikir ve desteğini esirgemeyen çok değerli danışman hocam Yrd.Doç.Dr. Nuray ATEŞ'e çok teşekkür ederim. Tez savunmamda juri üyeleri olarak yeralan Doç.Dr. Yalçın Şevki YILDIZ'a ve Yrd.Doç.Dr. Oktay ÖZKAN'a değerli yorumlarından ve katkılarından dolayı teşekkür ederim.

TOK ölçümleri için laboratuar imkanlarını kullanmamızı sağlayan ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Prof.Dr. Ülkü YETİŞ'e, laboratuar çalışmalarımda yardımını esirgemeyen Kevser DEMİREZEN'e teşekkür ederim.Niğde İl Çevre ve Orman Müdürlüğü'ne destekleri ve laboratuar çalışmalarımda bana olanak sağladığı için teşekkür ederim. Yüksek lisansım sırasında kendilerinden almış olduğum eğitimden dolayı Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyelerine de teşekkür ederim.

Bu tez çalışması Erciyes ÜniversitesiBilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenen FBA-10-3001 No'lu projenin bir bölümüdür. Tez çalışmasında kullanılan malzemelerin temini için Erciyes Üniversitesi BAP koordinatörlüğü'ne teşekkür ederim.

Tüm hayatım boyunca bana yol gösteren, beni her konuda destekleyen, beni yüksek lisans yapmaya teşvik eden, her zaman yanımda olduklarını bildiğim, annem Gülhanım, babam Mustafa Süha ve kardeşim Ömer Fikret Gürkan'a, laboratuar çalışmalarım için numunelerimin teminini sağlayan, beni her zaman motive eden, yardım ve desteklerini sürekli yanımda hissettiğim kayınvalidem Semiha, kayınpederim Ali Rıza ve kardeşim Mustafa İncetan'a, Benim bütün zorluklarıma, yoğun çalışmalarıma katlanan, laboratuar çalışmalarımda yardımını esirgemeyen, tezin her aşamasında, hayatımın her anında yanımda olan eşim Murat İncetan'a, sonsuz sabırları, sevgileri, destekleri, gösterdikleri anlayışları ve beni her zaman cesaretlendirdikleri için teşekkür ederim.

Fatma Burçin İNCETAN

Kayseri, Temmuz 2011

YÜZEYSEL SU KAYNAKLARINDAN MIEXREÇİNE İLE DOĞAL ORGANİK MADDE VE SÜLFAT GİDERİMİ

Fatma Burçin İNCETAN

Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü

Yüksek Lisans Tezi, Temmuz 2011

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Nuray ATEŞ

KISA ÖZET

Bu çalışmanın amacı, Ankara içme suyu kaynaklarından Doğal Organik Maddelerin (DOM), MIEX iyon değiştirici reçine ile gideriminin sağlanmasının araştırılmasıdır. Özellikle sulardan DOM'ların giderilmesi için geliştirilen manyetik iyon değiştirici (MIEX® DOC) reçinenin, su içerisinde bulunan diğer anyonları da giderebildiği belirtilmektedir. Ancak, MIEX® DOC reçine, anyonları tercihli olarak gidermekte ve reçinenin iyonları giderme performansı, reçinenin iyon seçiciliğine, su içerisindeki iyonların bağıl konsantrasyonuna, aktivitelerinden doğan iyonlar arasındaki rekabet derecesine ve reçineye olan eğilimlerine bağlı olmaktadır.

Ankara İvedik Arıtma Tesisi'ni besleyen Kesikköprü ve Çamlıdere Baraj sularında yapılan deneyler sonucu, düşük MIEX dozlarında ve kısa temas sürelerinde organik madde ve sülfatın etkin bir şekilde giderildiği tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler:DOM,İçme suyu,MIEX® DOC

REMOVAL OF NATURAL ORGANIC MATTERS AND SULFATE FROM SURFACE WATER SOURCES BY MIEX RESIN

Fatma Burçin İNCETAN

Erciyes University, Graduate School of Natural and Applied Sciences

M.Sc. Thesis, July 2011

Supervisor: Yrd. Doç. Dr.Nuray ATEŞ

ABSTRACT

The main objective of this study was to investigate the removal of Natural Organic Matter (NOM) by using MIEX ion Exchange resin from Ankara drinking water sources. It has been reported that magnetized ion exchange (MIEX® DOC) resin developed especially for removing NOM can also uptake other inorganic anions from water. However, MIEX® DOC resin has prefentially remove anions and removing efficiency has strongly been dependent on ion selectivity of resin, concentrations of ions in source water and competitions between ions based on their activities and effinities towards to resin.

Results from experiments of Çamlıdere and Kesikköprü raw water which feeds Ankara İvedik Treatment Plant, organic matter and sulfate is removed effectively with low MIEX dose and short contact time.

Keywords: NOM, Drinking water,MIEX® DOC

İÇİNDEKİLER

YÜZEYSEL SU KAYNAKLARINDAN MIEXREÇİNE İLE DOĞAL ORGANİK MADDE VE SÜLFAT GİDERİMİ

Sayfa

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK SAYFASI ii
YÖNERGEYE UYGUNLUK SAYFASI iii
KABUL VE ONAY SAYFASI iv
ÖNSÖZ v
ÖZ vi
ABSTRACT vii
İÇİNDEKİLER viii
TABLOLAR LİSTESİ xi
ŞEKİLLER LİSTESİ xii

GİRİŞ 1

1. BÖLÜM

GENEL BİLGİLER

1.1. Su Kaynaklarında DOM'ların Oluşumu ve Önemi 5
1.2. Doğal Sularda Bulunan DOM'un İçeriği 6
1.3. DOM'ların Genel Karakterizasyonu ve Sınıflandırılması 7
1.4. DOM Karakterizasyonu ve Reaktivitesi 9
1.5. DOM'ların Karakterizasyonu ve Reaktivitesi 10
1.5.1. DOM'ların İzalasyonu ve Fraksiyonlanması 11
1.5.2. DOM'ların Aromatikliği 12
1.5.2.1. Ultraviyole Radyasyon Spektroskopisi 12
1.5.2.2. Florasan 13
1.5.2.3. ^{13}C-NMR Spektrometresi 13

1.5.3.Piroliz-Gaz Kromotografisi (GK)-Kütle Spektrometresi (KS).....
1.5.4.Elemental Analizler 13
1.6. DOM'ların Moleküler Ağırlığı 14
1.7. DYÜ Oluşumu 14
1.8. İçme Sularından DOM Giderim Prosesleri 16
1.8.1. Koagülasyon 17
1.8.2. GAK Adsorpsiyonu 19
1.8.3. Membran Filtrasyonu Prosesi 19
1.8.4. İyon Değiştirici Reçineler 20
1.8.4.1. DOM'ların İyon Değiştirici Reçinelerle Giderimi 21
1.8.4.2. MIEX® DOC İyon Değiştirici Prosesi 23
1.9. İçme Suyunda Sülfat ve Etkileri 31

2. BÖLÜM

GEREÇ VE YÖNTEM/YÖNTEM

2.1. Su Kaynakları 34
2.2. Materyaller ve Kimyasallar 35
2.3. Deneysel Prosedür 35
2.3.1. Kinetik Deneyler 35
2.3.2. Sürekli Sistem Deneyleri 36
2.3.3. MIEX® DOC+ Koagülasyon Deneyleri 38
2.4. Analitik Metotlar 39
2.4.1. ÇOK Analizi 39
2.4.2. UV Absorbans Analizi 40
2.4.3. Sülfat Analizleri 40
2.4.4. Bulanıklık Analizleri 40
2.4.5. İletkenlik ve Toplam Çözünmüş Katı Analizleri 41
2.4.6. pH Analizleri 41
2.4.7. Alkalinite Analizleri 41

3. BÖLÜM

BULGULAR

3.1. Kinetik Deneyler..... 42

3.2. Sülfat Konsantrasyonunun DOM ve Sülfat Giderimine Etkisi 49

3.3. MIEX® DOC Reçine Sürekli Sistem Deneyleri 56

3.3. MIEX® DOC + Koagülasyon Deneyleri..... 58

4. BÖLÜM

SONUÇ - TARTIŞMA ve ÖNERİLER

4.1. Sonuç 61

4.2. Tartışma ve Öneriler 62

EKLER..... 64

KAYNAKLAR 66

ÖZGEÇMİŞ

KISALTMALAR VE SİMGELER

Sembol	Anlamı	Birimi
BV	Yatak hacmi	--
^{13}CNMR	Nükleer manyatik rezonans	--
ÇOK	Çözünmüş organik karbon	--
ÇOM	Çözünmüş organik madde	--
Da	Dalton	--
dk.	Dakika	--
DOM	Doğal organik madde	--
DYÜ	Dezenfeksiyon yan ürünleri	--
GAK	Granül aktif karbon	--
GC	Gaz kromatografisi	--
GK/KS	Gaz Kromatografisi/Kütle Spektrometresi	--
MA	Molekül ağırlığı	--
N	Normal	--
MIEX®DOC	Manyetik İyon Değiştirici	--
nm	Nanometre	--
NTU	Nefelometrik bulanıklık birimi	--
PE	Polietilen	--
PES	Polietersülfon	--
RAK	Reçine adsorpsiyon kromatografisi	--
SUVA	Spesifik UV absorbansı	--
TÇK	Toplam çözünmüş katı	--
TOK	Toplam organik karbon	--
USEPA	ABD Çevre Koruma Teşkilatı	--
UV_{254}	254 nm dalga boyundaki Ultraviyole absorbansı	--
µm	Mikrometre	--

TABLOLAR LİSTESİ

Tablo 1.1. Koagülasyon ve MIEX® DOC+koagülasyon proseslerinde ÇOK ve UV_{254} giderim verimlerinin karşılaştırılması……..……...….28
Tablo 1.2. Örnek çalışmalarda MIEX® DOC reçine ile DOM ve Sülfat giderimi……..…...29
Tablo 1.3. DOM gideriminde kullanılan bazı proseslerin inşa ve işletme maliyetleri ..30
Tablo 2.1. Çalışmada kullanılacak olan reçineler ve özellikleri…….35
Tablo 2.2. Proje kapsamında uygulanacak deneysel yaklaşımlar……..….39
Tablo 3.1. Kinetik deneylerde kullanılan Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj suyu numunelerinin fizikokimyasal özellikleri…...…….…..42
Tablo 3.2. MIEX® DOC reçine ile Çamlıdere Baraj suyundan elde edilen sonuçlar….43
Tablo 3.3. MIEX® DOC reçine ile Kesikköprü Baraj suyundan elde edilen sonuçlar…47
Tablo 3.4. MIEX® DOC reçine ile Çamlıdere Baraj suyundan elde edilen sonuçlar…..50
Tablo 3.5. MIEX® DOC reçine ile Kesikköprü Baraj suyundan elde edilen sonuçlar ve ÇOK, UV_{254} ve sülfat giderim verimleri……...…….53
Tablo 3.6. MIEX® DOC reçine sürekli sistem deneylerinde kullanılan Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj suyu numunelerinin fizikokimyasal özellikleri…….57

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1. Organiklerin iyon değiştirici tarafından alınmasını gösteren muhtemel mekanizmalar: [137]……. 22
Şekil 1.2. MIEX® DOC iyon değiştirici prosesi akım şeması 26
Şekil 1.3. MIEX® DOC iyon değiştirici prosesinin içme suyu arıtma tesisi içindeki yeri…….26
Şekil 3.1. Çamlıdere Baraj suyunda temas süresine bağlı olarak ÇOK giderim verimi....44
Şekil 3.2. Çamlıdere Baraj suyunda temas süresine bağlı UV_{254} giderim verimi…….45
Şekil 3.3. Çamlıdere Baraj suyunda temas süresine bağlı sülfat giderim verimi…..…….45
Şekil 3.4. Kesikköprü Baraj suyunda temas süresine bağlı ÇOK giderim verimi…….47
Şekil 3.5. Kesikköprü Baraj suyunda temas süresine bağlıUV_{254} giderim verimi……...48
Şekil 3.6. Kesikköprü Baraj suyunda temas süresine bağlı sülfat giderim verimi……....48
Şekil 3.7. Çamlıdere Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarındatemas süresine bağlı ÇOK giderim verimi……51
Şekil 3.8. Çamlıdere Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı UV_{254} giderim verimi……...51
Şekil 3.9. Çamlıdere Baraj suyundadeğişen sülfat konsantrasyonlarındatemas süresine bağlı sülfat giderim verimi……...52
Şekil 3.10. Kesikköprü Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı ÇOK giderim verimi……..54
Şekil 3.11. Kesikköprü Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı UV_{254} giderim verimi…….54
Şekil 3.12.Kesikköprü Baraj Suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı sülfat giderim verimi…….....55
Şekil 3.13. Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında değişen sülfat konsantrasyonlarındaki ÇOK giderim verimi……..…55
Şekil 3.14. Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında değişen sülfat konsantrasyonlarındaki sülfat giderim verimi……..…..56
Şekil 3.15. Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında sülfat giderim verimine karşı ÇOK giderim verimi…….56

Şekil 3.16. Kesikköprü Baraj suyunda 10ml/L reçine dozu ve 10 dk. temas süresı sonucunda reçine yatak hacmine karşı ÇOK giderimi……..…57
Şekil 3.17. Çamlıdere Baraj suyunda MIEX®DOC + koagülasyon prosesinin ÇOK'a etkisi……...…58
Şekil 3.18.Kesikköprü Baraj suyunda MIEX® DOC +koagülasyon prosesinin ÇOK'a etkisi……..59
Şekil 3.19.Çamlıdere Baraj suyunda MIEX® DOC+koagülasyon prosesinin bulanıklığa etkisi……..60
Şekil 3.20.Kesikköprü Baraj suyunda MIEX® DOC+koagülasyon prosesinin bulanıklığa etkisi……..60
Şekil A.1.TC kalibrasyon eğrisi……...64
Şekil A.2. IC kalibrasyon eğrisi…….64
Şekil A.3. Sülfat analizi için kalibrasyon eğrisi……65

GİRİŞ

Son yıllarda teknolojinin gelişmesine, sanayileşmenin ve şehirleşmenin artmasına paralel olarak dünyada sınırlı olan su kaynakları hızla tükenmekte ve kaliteli su kaynağı bulmak her geçen gün zorlaşmaktadır. 2007 yılından bu yana, barajlardaki su seviyelerinin düşmesi nedeniyle Türkiye genelinde, özellikle büyük şehirlerde, çok ciddi su sıkıntıları yaşanmaktadır. Tüm dünyada olduğu gibi, Türkiye'de de son yıllarda yaşanan su sıkıntısından dolayı, özellikle İstanbul, Ankara ve İzmir gibi büyük şehirlerde, yaz aylarında, semtlere haftanın belli günlerinde kademeli olarak su temin edilmektedir. Dolayısı ile hem halk hem de belediye yönetimleri bu durumdan ciddi şekilde etkilenmektedir. Ankara Büyükşehir Belediyesi Ankara'da ortaya çıkan su sıkıntısına çözüm bulmak amacı ile yeni su kaynakları arayışına girmiş ve Kızılırmak suyunun Ankara'ya getirilmesi gündeme gelmiştir. Ankara Büyükşehir Belediyesi yaptığı çalışmalar sonucunda; o dönemde, Kızılırmak suyunun beslediği Kesikköprü Barajı'ndan alınan suyu diğer su kaynakları olan Kurtboğazı ve Çamlıdere Barajları'ndan gelen sular ile ihtiyaca göre farklı oranlarda karıştırırarak İvedik İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde arıttıktan sonra şehir şebekesine vermiştir. Geçtiğimiz yılın bahar aylarından başlayarak yağışların iyi gitmesi neticesinde, Kızılırmak suyuna gerek kalmamıştır. Ancak; Kurtboğazı ve Çamlıdere'de yeterince su bulunmadığında hiç şüphesiz, bu uygulamaya tekrar geri dönülmek zorunda kalınacaktır.

Su kalitesi açısından Kızılırmak suyu yüksek değerlerde doğal organik madde (DOM) ve sülfat içermektedir. Halk sağlığı açısından, DOM'ların yol açtığı en önemli problem, kanserojen olduklarından şüphelenilen dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) oluşturmasıdır. Yüksek miktarda sülfat içeren suların ise sindirim sisteminde müshil (laksatif) etkisine yol açarak ishale sebep olabileceği rapor edilmektedir. Standartların oldukça üzerinde sülfat konsantrasyonu içeren Kızılırmak suyu sağlık açısından halkı tedirgin etmektedir. ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü tarafından 2007-2008 yıllarında yapılan analizler sonucunda, DOM seviyesi 4,3 mg/L (ort.) ve sülfat

konsantrasyonu 450 mg/L (ort.) olarak tespit edilmiş, ancak zaman zaman DOM'un 7 mg/L'ye ve sülfat konsantrasyonunun ise 1000 mg/L'ye ulaştığı görülmüştür.

DYÜ oluşumunu azaltmanın en etkin yolu, DYÜ oluşumuna yol açan DOM'ların giderimini sağlamaktır. Adsorpsiyon, iyon değiştirme, membran filtrasyon ve ileri oksidasyon prosesleri DOM'ların karakterizasyonuna bağlı olarak farklı verimlerde DOM giderimi sağlamaktadır. Anyon değiştirici prosesler; sulardan DOM ve sülfat gideriminde yaygın olarak kullanılan proseslerdir. Ancak, anyon değiştirici reçinenin özellikleri, DOM ve sülfat giderim verimlerini etkileyen en önemli parametrelerden birisidir. 1970'lerin sonlarından bu yana iyon değiştirici reçineler sudan DOM giderimi amacıyla kullanılmaktadır. Magnetik iyon değiştirici reçine (MIEX® DOC) özellikle DOM'ların giderilmesi için, 2000'li yıllarda geliştirilmiş olup bugüne kadar MIEX® DOC reçine ile DOM giderimi konusunda pek çok çalışma yapılmıştır. Diğer taraftan, MIEX® DOCreçinenin, DOM'un yanında, suda bulunan diğer anyonları da giderebildiği belirtilmiştir. Ancak, MIEX® DOCreçine ile su içerisinde bulunan anyonlar giderilmesi sırasında karşılaşılan en önemli problem; reçinenin iyon seçiciliğine, iyonların konsantrasyonuna ve aktivitelerine bağlı olarak iyonlar arasında rekabetin doğmasıdır. Dolayısıyla, DOM'ların ve diğer iyonların MIEX® DOCreçine ile eş zamanlı giderilmesi durumda, giderim verimleri iyonların konsantrasyonlarına ve iyonlar arasındaki etkileşimlere bağlı olmaktadır.

Ankara şehrine Kesikköprü, Çamlıdere ve Kurtboğazı Baraj göllerinden su temin edilmektedir. Her üç barajdan gelen sular karıştırılarak İvedik İçme Suyu Arıtma Tesisi'ne verilmektedir. Kesikköprü Barajı'nın faaliyete alınmasından sonra bu barajdan gelen sular üçte bir oranında diğer su kaynakları ile karıştırılarak arıtma tesisine verilmektedir. Ancak, barajların su seviyelerine bağlı olarak Kesikköprü barajından gelen suyun oranı zaman zaman arttırılabilmektedir. Ankara şehrine su sağlayan bu barajların DOM içerikleri, barajların konumu ve beslendikleri kaynaklar açısından DOM'ların türleri de farklılık göstermektedir. Su içinde bulunma oranlarına göre, DOM ve diğer anyonlar arasında reçinede tutunma rekabet dereceleri dolayısı ile giderim verimleri de farklı olacaktır. Literatürde yapılan çalışmalarda, iyon değiştirici reçinelerin sülfat, sülfit, bromür, arsenik tuzu ve bikarbonat iyonunu da giderebildiği bildirilmektedir. Ancak, suda alkalinitenin artması ile düşük konsantrasyonlardaki bromür iyonunun rekabet edemediği ve gideriminin ihmal edildiği belirtilmektedir.

Benzer şekilde, sülfat iyonunun reçinedeki iyon seçiciliğinin bikarbonattan daha yüksek olması nedeni ile yapılan çalışmalarda, DOM ve sülfatın yüksek olması durumunda bikarbonat iyonunun da rekabet etkisinin önemsiz derecede olduğu vurgulanmaktadır. Kesikköprü Baraj gölü suyunun sülfat değeri oldukça yüksektir. Her ne kadar diğer baraj suları ile karıştırılması sonucunda içme suyundaki sülfat seviyesi düşse de, Kesikköprü suyunun yüksek oranda karıştırılması halinde içme suyunda bulunan sülfat konsantrasyonu standartları aşabilmektedir. Dolayısıyla, bu sulardan sülfat giderimi önemli bir gereksinim olarak ortaya çıkmaktadır. Öte yandan Kesikköprü suyunda bulunan DOM'ların giderimi de benzer bir gereklilik olarak düşünülmektedir. Bu çerçevede, hem organik madde hem de sülfat giderimi söz konusu olmaktadır.

Bu çalışmada, Ankara şehrine su sağlayan Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında bulunan organik maddelerin gideriminde iyon değiştirici prosesin uygulanabilirliği ve başta sülfat olmak üzere diğer iyonlar ile DOM arasındaki rekabet düzeylerinin araştırılması hedeflenmiştir. Bu çalışma kapsamında, DYÜ oluşumuna neden olan organik maddelerin MIEX® DOCreçine prosesi ile gideriminin araştırılması, su kaynaklarında yüksek konsantrasyonda DOM ve yüksek konsantrasyonda sülfat bulunması durumunda, MIEX® DOCreçinenin DOM türleri arasında ve DOM ile sülfat arasında seçiciliğinin belirlenmesi, MIEX® DOCreçinenin, DOM ve sülfat gideriminde etkinliğinin incelenmesi ve MIEX® DOCön arıtımı+koagülasyon prosesinin DOM ve sülfat giderimine etkisi araştırılmıştır.

Deneysel Yaklaşım

Çalışma, 3 aşamada gerçekleşmiştir.

İlk aşamada; Çamlıdere ve Kesikköprü Barajları'ndan alınan su numuneleri üzerinde MIEX® DOC reçine kinetik deneyleri yapılmıştır. Kinetik deneylerde, MIEX® DOCreçine dozunun ve temas süresinin DOM ve sülfat giderim verimleri üzerindeki etkileri belirlenmiştir.

İkinci aşamada; MIEX® DOC reçine sürekli sistem deneyleri yapılmıştır. Sürekli sistem deneyleri, Çamlıdere ve Kesikköprü baraj suları üzerinde uygulanmış ve MIEX® DOC reçine prosesinin tesislerde sürekli işletilmesi durumunu temsil etmiştir. DOM ve

sülfat giderim verimleri ve MIEX® DOC reçinenin kapasitesinin belirlenmesi sürekli sistem deneylerinde tespit edilmiştir.

Üçüncü aşamada ise; MIEX® DOCiyon değiştirici prosesinin, İvedik Arıtma Tesisi'nde mevcut koagülasyon prosesinin önüne ön arıtım olarak uygulanması durumunda elde edilen DOM ve sülfat giderim verimleri incelenmiştir. Mevsimlere bağlı olarak tesiste MIEX® DOCiyon değiştirici+koagülasyon prosesinin sudan DOM ve sülfat giderim verimleri üzerindeki etkisi belirlenmiştir. Dolayısı ile MIEX® DOCiyon değiştirici prosesinin mevcut arıtma tesisine adapte edilmesi ile Ankara içme suyu kalitesinin iyileştirilmesi için alternatif arıtma prosesi sunulması imkânı tanınmıştır.

1. BÖLÜM

GENEL BİLGİLER

1.1. Su Kaynaklarında DOM'ların Oluşumu ve Önemi

Dünyamızın önemli bir bölümü olan %70'lik kısmını sular oluşturmaktadır. Bu suyun % 98'lik kısmı okyanuslarda ve iç denizlerde bulunmakta olup, tuzlu olduğu için içmeye, sulamaya ve endüstriyel kullanmaya uygun değildir. İçme sularının temizliğinin önemi herkes tarafından bilinmektedir. İçme sularının büyük bir kısmının karşılandığı barajlar ve akarsular gibi su kaynakları bulanıklık ve renk bakımından değişkenlikler gösterebilir. Bulanıklık; kolloid kil parçaları gibi askıda katı maddelerden ileri gelir. Renk ise suya sarı-kahverengi rengi veren DOM olarak bilinen çözünmüş organik maddelerden (ÇOM) kaynaklanır. DOM'lar tat, koku gibi estetik problemlere ve proses boyunca giderilemeyen DYÜ'lerden dolayı sağlık sorunlarına sebep olurlar [1]. Bu yüzden, yüksek kalitede içme suyu elde etmek için askıda katıları ve renk sorununu gidermek gerekir.

Doğal sular, hidrolojik döngü ile biyosfer ve jeosfer arasındaki etkileşimler sonucu, DOM'ları bünyesine katmaktadırlar. DOM'lar, hümik asitler, hidrofilik asitler, karbpksilik asitler, proteinler, yağlar, karbonhidratlar, hidrokarbonlar ve amino asitler gibi farklı organikleri içeren organik maddelerin kompleks bir karışımıdır. Sucul ortamdaki DOM'lar kompleks biyotik ve abiyotik reaksiyonlar sonucu organik maddeler su kaynaklarına katılmaktadırlar. [2-5]. DOM'ların kompleks yapıları kesin olarak bilinmemekle birlikte, sucul DOM'lar karboksil, fenolik, karbonil, alkolik hidroksil ve metoksil fonksiyonel grupları içeren aromatik ve alifatik bileşenlerden oluşmaktadır [6,7]. DOM'lar; fonksiyonel ve yapısal özellikleri, molekül büyüklükleri değişiklik gösteren organik bileşiklerin heterojen bir karışımı olduğu için DOM'ların organik içeriklerinin oranları sudan suya ve mevsimden mevsime farklılık gösterir [8]. DOM'lar yüzeysel suların, gözenekli toprak sularının ve sığ yeraltı sularını

konsantrasyon ve reaktivite açısından önemli bir parçasıdır. Ayrıca DOM'lar fotokimyasal reaksiyonların büyük çoğunda önemli rol oynarlar ve mikroorganizmalar için organik karbon kaynağıdırlar. DOM'ların reaktivitesi; moleküler ağırlık, aromatik yapı, elementsel birleşimler, fonksiyonel grup içerikleri gibi fotokimyasal özelliklere bağlıdır [9].

Yüzeysel sularda bulunan DOM'lar içme sularında pek çok probleme sebep olurlar. DOM'lar koagülant ve oksidant ihtiyacını artırırlar. Sularda renk, tat ve koku problemlerine yol açmalarının yanı sıra arıtım sonrasında suda kalan organik bileşikler dağıtım sisteminde mikroorganizmalar için besi kaynağı olup suyun mikrobiyal kalitesini bozabilmekte, boru yüzeylerinde biyofilm oluşumuna neden olabilmektedir [10]. Ayrıca iletim borularında korozyonun artması, anyon değiştirici reçineler ve membranlarda biyofilm oluşumu gibi problemlere de yol açmaktadırlar [11]. Bunun yanı sıra pek çok içme suyu arıtma tesisinde dezenfektan olarak kullanılan klor, sulardaki organik maddelerle reaksiyona girerek kanserojen olduklarından şüphelenilen dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumuna neden olmaktadır. Bu nedenle arıtım sırasında DOM'un giderimi büyük önem taşımaktadır [12,13].

1.2. Doğal Sularda Bulunan DOM'un İçeriği

DOM'ların kompleks yapıları kesin olarak bilinmemekle birlikte, sucul DOM'lar karboksil, fenolik, karbonil, alkolik hidroksil ve metoksil fonksiyonel grupları içeren aromatik ve alifatik bileşenlerden oluşmaktadır [6,7]. İçme suları, tipik olarak, 2-10 mg/L DOM içerir. Bu organiklerin sadece %30'u tanımlanmıştır [14]. DOM'lar çözünmüş, kolloidal ve partikül halde olmak üzere yüzeysel ve yeraltı sularında doğal olarak bulunurlar. Yüzeysel sulardaki toplam organik karbon (TOK) içeriği 3 ila 20 mg/L arasında değişmektedir [15]. DOM'ların yaklaşık %10-20'lik kısmını partikül organik karbon (POK) ve çözünmüş organik karbon (ÇOK) oluştururken, %80-90'lık kısmını TOK oluşturur [3,5,16]. Organik maddelerin büyük bir kısmını oluşturan ÇOK, DOM'ların 0,45 μm membran filtreden geçebilen kısmı olarak tanımlanır [2,17]ve su kaynaklarında, dünya genelinde, 0,1 ile 11,5 mg/L (ort. 5,75 mg/L) arasında bulunmaktadır [14]. ÇOK'un yaklaşık %30 'u hidrofilik asitlerden oluşur. Kalan %20'si ise karbonhidratlardan (polisakkaritler dahil), karboksilik asitlerden, proteinlerden,

amino asitlerden, düşük molekül ağırlıklı asitlerden, yağ asitlerinden ve peptitlerden oluşur [3-5,18-22].

1.3. DOM'ların Genel Karakterizasyonu ve Sınıflandırılması

Kompleks organik maddelerin heterojen bir karışımı olan DOM'ların sınıflandırılmasında çeşitli yaklaşımlar geliştirilmiştir. Bu yaklaşımlara göre DOM'lar hidrofobik ve hidrofilik, çözünmüş ve partikül fraksiyonlar olarak sınıflandırılmaktadır [5,23-26].

DOM bileşenleri, XAD reçine adsorpsiyonuna bağlı olarak hidrofobik ve hidrofilik olarak sınıflandırılmaktadır [27,28]. Hidrofobik gruplar hümik asitleri içerirken hidrofilik gruplar düşük moleküler ağırlıklı karbonhidratlardan, proteinlerden ve aminoasitlerden oluşurlar [28].

DOM'ların karakterizasyonunda kullanılan bir diğer yaklaşımda, organikler TOK, POK ve ÇOK olarak tanımlanmaktadır. TOK, sucul sistemlerde bulunan organik madde miktarını ölçmekte kullanılan en kapsamlı metottur. [3].

Hümik fraksiyon daha hidrofobiktir ve fenolik ve karboksilik türleresahip, hümik ve fülvik asitlerden oluşur. Hümik olmayan fraksiyon daha hidrofilik yapıya sahiptir ve polisakkaritler, proteinler, yağlar, amino asitler, düşük molekül ağırlıklı asitler, karbonhidratlar, peptitlerden oluşur [3,29,30]. Hümik maddeler doğal sulardaki ÇOM'ların %50-80 arasını oluşturur [31]. Suda hümik maddelerin bulunması suyun renginin sarıdan kahverengiye değişmesine, daha önce de sayıldığı gibi klorlama esnasında trihalometan oluşumuna, dağıtım sisteminde mikrobiyal büyümeye sebep olmaktadır; ayrıca sudan demir ve mangan giderimine engel olmaktadır [32].

Hümik maddeler; amorf, asidik, hidrofobik, yüksek aromatikliğe sahip, 100-100.000 dalton (Da) arası oldukça geniş bir molekül ağırlık dağılımına sahip olan kimyasal kompleks polielektotlardır [3-5,18-22]. Hümik maddeler doğal suların çoğundaki pH şartlarında negatif yüklü makromoleküllerdir. Bu makromoleküller tamamen çözünebilmesine rağmen kolloidal boyutlarından dolayı kolloid olarak da sınıflandırılabilirler [4,33]. Hümik maddeler, doğal çevredeki organik maddelerin

değişimleri sonucu oluşmuş maddelerdir ve çözünürlüklerine göre de sınıflandırılırlar. Hümik maddeler tek veya ortak yapılar olmadıkları için sudaki çözünürlüklerinin pH fonksiyonuna bağlıdırlar [3,17,34,35]. Hümik maddeler genel olarak 3 fraksiyondan oluşmaktadır [20,36].

a) Asitleşmiş çözeltilerde (pH<2) çökelenler *hümik asit* (bazda çözünürler);
b) Tüm pH değerlerinde çözülebilenler *fülvik asit* (asit veya bazda çözünür)
c) Bitki kalıntılarından çıkartılamayıp hiç bir pH değerinde çözünmeyenler *hümin* (asit veya bazda çözünmezler).

Bu fraksiyonların her biri hümik maddelerin heterojen bir karışım olduğunun göstergesidir [4,20,37].

Hümik maddeler, başlıca oksijen ve nitrojen gruplarının temel fonksiyonel gruplardan karboksilik asit, fenolik ve alkolik hidroksiller, keton ve quin grupları ile çapraz olarak bağlanması ile ortaya çıkan alkil/aromatik birimlerden oluşur. Fülvik asitlerin yapısı hümik asitlerden daha alifatik ve daha az aromatiktir ayrıca fülvik asitler; karboksilik asit, fenolik ve keton gruplarca daha zengindir [4,38].

Hümik maddeleri kaynaklarına göre iki gruba ayırabilmektedir:

Pedojenik Kararlı Organik Madde: Yüksek aromatik yapılı bileşiklerin karışımı olup (lignin gibi) toprak ve karasal bitki kaynaklıdırlar. Pedojenik kararlı organik madde alloktonlar olarak da adlandırılırlar, akuatik (sucul) sistemlere karasal su havzasından girmektedir [4,16,39].

Akuajenik (Sucul Kaynaklı) Kararlı Organik Madde: Su kaynaklı olup çoğunlukla alifatik organik maddeleri içerirler. Fenolik ve aromatik bileşenleri az (lignin içeriği düşük), çoğunlukla alifatik, alg ve cynobakter biyo kütleleri ve bu türlerin bozunması sonucu ortaya çıkan hücresel bileşiklerakuajenik kararlı organik maddenin temel kaynaklarıdır.Algojenik madde olarak datanımlanan akuajenik kararlı organik maddenin alglerden oluşan kısmıdır. Akuatik hümik maddeler ekosistemde önemli rol oynarlar ve ÇOK'ların önemli bir parçasını oluştururlar. Akuatik hümik maddeler birçok inorganik ve organik kirleticiler için önemli bir etkileşim aracıdırlar ve klorlu içme sularında zararlı yan etkileri vardır [40].

Çeşitli aquatik hümik maddelerin fülvik ve hümik asit fraksiyonlarının trihalometan oluşturma potansiyeli üzerine Oliver ve Thurman [41] çalışmalar yapmıştır. Çalışmalarında, yeraltı sularındaki fülvik asitlerin en az trihalometan oluşturma potansiyeline, yüzeysel sulardaki fülvik asitlerin daha fazla trihalometan oluşturma potansiyeline ve bataklıklardaki fülvik asitlerin en fazla trihalometan oluşturma potansiyeline sahip olduklarını saptamışlardır. Çünkü yeraltı suyu en eski organik maddeleri bataklık suyu ise en genç organik maddeleri içerir. Olgunlaşma süreci esnasındaki yapısal değişiklikler trihalometan oluşturma potansiyelinin azalmasına sebep olmaktadır. Oliver ve Thurman [41] fülvik asitler ile hümik asitleri karşılaştırdıklarında, hümik asitlerin %18-52 daha fazla trihalometan oluşturduğunu belirtmişlerdir [4].

DOM'lar, koagülasyon prosesinin verimliliği, metallerle kompleks oluşturmaları, hümik maddelerin mineraller üzerinde adsorpsiyonu ve organik kirleticiler ile etkileşimleri bakımından önem arz etmesinden dolayı büyüklüklerine göre de sınıflandırılmaktadır [41].

1.4. DOM Karakterizasyonu ve Reaktivitesi

Reçine adsorpsiyon kromotografisi (RAK) ÇOM fraksiyonunda hidrofobik ve hidrofilik olarak ayırmıştır. ÇOM'ları 6 organik fraksiyona ayrılmıştır. [28, 43-46]

Çözünmüş DOM'lar 6 gruba ayrılırlar.

1. Hidrofobik Asitler: 5-9 Karbon 'lu (C_5-C_9)alifatik karboksilik asitler, 1 ve 2 halkalı alifatik karboksilik asitler, aromatik asitler, 1 ve 2 halkalı fenoller ve taninler.
2. Hidrofobik Bazlar: Proteinler, pridin ve yüksek molekül ağırlıklı alkil hariç 1 ve 2 halkalı aromatik aminler.
3. Hidrofobik Nötraller: Hidro karbonlar, alifatik alkoller, alkil alkoller, eterler, ketonler ve aldehitler, alifatik karboksilik asitler ve 5 Karbon'dan fazla ($>C_5$) alifatik aminler, 9 Karbon'dan fazla ($>C_9$) aromatik karboksilik asitler, 2 ve daha fazla halkalı aromatik aminler.

4. Hidrofilik Asitler: 5 Karbon'dan az ($<C_5$) alifatik asitler, hidroksi asitler, şekerler, düşük molekül ağırlıklı alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler.
5. Hidrofilik Bazlar: 9 Karbon'dan az ($<C_9$) alifatik aminler, amino asitler, pridinler, purinler, primidinler, düşük molekül ağırlıklı alkil aminler.
6. Hidrofilik Nötraller: Alifatik amidler, alkoller, aldehitler, esterler, 5 Karbon'dan az ($<C_5$) ketonlar ve polisakkaritler. [28,43-46]

RAK tekniği daha sonra diğer su kaynaklarının karakterizasyonunda da kullanılmaya başlanmıştır [28,47]. Su kaynaklarında bulunan organik maddelerdeki trihalometan formasyonunun araştırılmasında kullanılmıştır. Örneğin; hidrofobik fraksiyonlar hidrofiliklereden daha fazla trihalometan reaktivitesine sahiptir [48].

1.5. DOM'ların Karakterizasyonu ve Reaktivitesi

DYÜ'lerin arıtma proseslerinde kontrol altına almanın etkili yolu DOM'ların içme sularından giderilmesidir. İçme sularından DOM'ların gideriminde koagülasyon, GAK (granül aktif karbon) adsorpsiyonu, membran filtrasyon, ileri oksidasyon prosesi ve iyon değişimi gibi yöntemler kullanılmaktadır. DOM'ların konvansiyonel yöntemlerle gideriminde ve proses seçiminde, DOM'ların karakterizasyonu oldukça büyük önem taşımaktadır [5,24,49].

DOM'ların karakterizasyonunda kullanılan en yaygın metotlar aşağıda belirtilmektedir [5,20]:

- İzolasyon ve Fraksiyonlama (bileşenlerine ayırma): DOM'ların hidrofobik/hidrofilik, yüksek molekül ağırlıklı/düşük molekül ağırlıklı bileşenlerine ayrılması,
- Ultraviyole radyasyon spektroskopisi, floresan ve karbon-13 (^{13}CNMR) nükleer manyatik rezonansı: DOM'ların aromatikliğinin derecesinin belirlenmesi,
- Piroliz-Gaz Kromotografisi-kütle Spektromu: DOM'ları oluşturan her bir bileşiğin belirlenmesi,
- İstatiksel hesaplama: DOM'ların elemental analizi.

1.5.1. DOM'ların İzolasyonu ve Fraksiyonlanması

DOM'ların fraksiyonu ile bir grup organik bileşiklerin fiziksel ve kimyasal özellikleri temel alınarak diğerlerinden ayrılması sağlanır. DOM'ların alt bileşenleri veya fraksiyonları elde edilebilir böylelikle de kimyasal ve yapısal özellikleri karakterize edilebilir. DOM'ların çevresel rollerinde ve biyogenlerde temel kimyasal özelliklerini belirlemekte kullanılan yaklaşım organik maddeleri farklı fraksiyonlara ayırmaktır [5,39]. DOM fraksiyolarını ayırmada kullanılan en yaygın teknikler XAD tipi makrogözenekli reçineler (reçine adsorpsiyon kromotografisi) [39,43,50], jel filtrasyonu [51,52], ultrafiltrasyon [53,54] ve kütle su fraksiyonlamadır [3].

Sudaki organik maddelerin fraksiyonlanmasında kullanılan reçine yaklaşımında XAD-8 ve XAD-4 olmak üzere iki kolon kullanılmaktadır. Bu iki kolon, Thurman ve Malcolm [50] tarafından geliştirilen metodun uzantısıdır. Hidrofobik asit fraksiyonu (akuatik humik maddeleri içeren) ve daha hidrofilik olan organik maddelerin bölümünün izolasyonu ve fraksiyonlanmasında kullanılmaktadır. XAD-4 reçinesinden alınan fraksiyon; fraksiyonun bileşenleri hidrofilik asitler, XAD-4 asitleri veya eş-fulvik asitler olarak adlandırıldığı için *transfilik* olarak adlandırılır [5,39].

Ultrafiltasroyon yöntemi ile akuatik DOM'ların izolasyonunda, genellikle, poliamid ve polisülfon membranlar kullanılmaktadır [5,39]. Portatif (taşınabilir) ters osmoz sistemlerinin kullanımı ile çok sayıda örneğin yerinde ve hızlı bir şekilde izolasyonu sağlanır. XAD metotlarının aksine ters ozmos humik maddelerin izolasyonu için tasarlanmamıştır [9]. Tuzların analitik etkileşimlerden dolayı DOM'larla konsantrasyonunda ters osmoz membranlarıyla DOM'ların izolasyonu hakkında çok fazla çalışma bulunmamaktadır.

ÇOM'ların reaktivitesini araştırmada kullanılan bir diğer yaklaşım kütle su fraksiyonlama tekniğidir. Bu teknikte; GAK veya sentetik reçine (XAD reçine gibi) adsorbsiyonu ve koagülasyon/flokülasyon (koagülan olarak alum veya demir tuzları kullanımı) gibi ayırma prosesleri uygulanır. Bu proseslerde ÇOM fraksiyonları sudan izole edilmeyip daha ziyade ÇOM karışımları arıtma sonrasında (adsorbsiyon veya koagülasyon sonrası) suda kalmakta; bu yüzden *kütle su ÇOM fraksiyonları* diye adlandırılmaktadır [3]. Bu tekniklerin birçoğunda küçük numune hacmi (mikrolitre ve

mililitre) kullanılır ve DOM'ların yapısını bozucu özellikte etkide bulunmamaktadır [55].

1.5.2. DOM'ların Aromatikliği

1.5.2.1. Ultraviyole Radyasyon Spektroskopisi

Yüzeysel sularda bulunan organik maddeler geniş bir dalga boyu aralığında (190 nm>λ>400 nm), ışığı absorblamakta, inorganik kimyasallar ise 230 nm'den daha büyük dalga boylarında ışığı absorblayamamaktadırlar [5,47,56,57]. Doğal sulardaki aromatik karbon içeriği ve ultraviyole (UV) absorbansı arasında yüksek korelasyonlar bulunmuştur [5,58,59]. Bazı araştırmacılar, 254 nm'deki UV absorbansının ÇOK konsantrasyonunu kontrol etmede kullanılan önemli bir parametre olduğunu ortaya koymuşlardır [5,60-62].

ÇOK'lardaki doymamış çift bağların ve aromatikliğin göstergesi olan UV absorbansı, 254 nm'de UV absorbansının (veya bazı durumlarda 285 nm), DOM'ların bileşeni olan benzen karboksilik asit ve fenollerin indikatörü olduğu saptanmıştır. UV absorbansı çoğu durumda ÇOK'lar için iyi bir öncül parametredir. UV absorbansı; pH, aromatiklik, moleküler ağırlık, TOK içeriği ile artarken, ÇOK'ların moleküler büyüklüğünün azalmasıyla azalır [16,20,24].

Farklı karakterdeki organik maddelerin karşılaştırılabilmesi için belli dalga boyundaki UV absorbansının, ÇOK konsantrasyonuna bölünerek normalize edilmesi gerekmektedir. Spesifik UV abosrbansı (SUVA) olarak adlandırılan normalize edilmiş bu parametre, klor ve diğer oksidantların öncelikle hücum ettiği oksijen ve azot içeren fonksiyonel grupların yer aldığı aktif aromatik yapının göstergesidir. Yüksek SUVA değerleri çift bağlı karakterlerin (>C=C< veya >C=O) göstergesidir ve hümik ve fülvik asitlerde görülür [7].

Yüksek SUVA değerlerine sahip sular, hümik maddeler gibi hidrofobik DOM'larca zengindir.^{13}C-NMR, DOM fraksiyonlarının aromatik karbon içerikleri ve SUVA arasındaki güçlü korelasyonlarını belirlemede kullanılırdı [16,39]. Sularda bulunan 4 ile

5 L/mg-m aralığındaki SUVA değeri hidrofobik olduğunun, 3 L/mg-m'den küçük SUVA değerleri hidrofilik olduğunun göstergesidir [63].

1.5.2.2. Florasan

Florasan emisyonu spektrometresi DOM'ları karakterize etmede kullanılır. Moleküler yapı, floresanın yoğunluğunu etkiler, moleküler büyüklük artarken florasanın yoğunluğu azalır [5,20].

1.5.2.3. ^{13}C-NMR Spektrometresi

^{13}C-NMR, UV absorbansına benzer şekilde organik maddenin yapısında bulunan karbon bağlı fonksiyonel grubun (alifatik veya aromatik) belirlenmesinde kullanılmaktadır. Hidrofobik fraksiyonların NMR spektrası, genel olarak, alifatik alkoksil, doymamış ve karbonil-karbon yapısına sahip, hidrofilik DOM'ların ise düşük organik karbon ve yüksek tuz içeriğine sahip özellik göstermektedir [5,7].

1.5.3. Piroliz-Gaz Kromotografisi (GK)-Kütle Spektrometresi (KS)

Piroliz-GK-KS, toprakta ve akuatik hümik maddelerde karbonhidrat, protein bazlı maddeler ve N-asetilamin şekerlerinin varlığının belirlenmesinde kullanılmaktadır [5,51].

1.5.4. Elemental Analizler

Akuatik hümük maddelerin elemental bileşimleri ile ilgili çok sayıda çalışma yapılmıştır [5,31,65-68]. Bu çalışmalar neticesinde hümik maddelerde en çok karbon, hidrojen ve oksijen bulunurken azot, kükürt, fosfor ve halojenler de hümik maddelerde bulunan diğer önemli elementlerdir. Akuatik hümik asitlerde karbon içeriği % 52-62, oksijen içeriği %23-40 arasında değişmektedir. Akuatik fülvik asitlerde ise karbon içeriği % 52-63, oksijen içeriği %29-39 arasında değişmektedir. Yeraltı sularından izole edilen akuatik hümik maddelerdeki oksijen içeriği yüzeysel sulardan izole edilen hümik maddelerdekinden daha azdır [5,69].

Akuatik hidrofilik ÇOM fraksiyonlarının elemental bileşimi hakkında bilgi mevcut değildir. Akuatik hidrofilik bazlar elemental bileşenleri açısından (özellikle de azot içeriği açısından) diğer akuatik ÇOM farksiyonlarından oldukça farklıdır. Akuatik hidrofilik asitlerin oksijen içeriği diğer akuatik hidrofilik asitlerden biraz fazladır [5,66,68,70].

1.6. DOM'ların Moleküler Ağırlığı

Moleküler ağırlığı ve moleküler büyüklük dağılımı DOM'ların fiziksel ve kimyasal karakteristiklerini anlamak için gerekli olan önemli özelliklerdendir. Hümik maddeler kolloidal büyüklük sırasında 100-100.000 Da arası oldukça geniş bir molekül ağırlık dağılımına sahiptir. Hümik maddeler makromoleküler yapıda sayılsa da toprak, su ve linyitten akuatik hümik parçalardaki yapılan yakın zamandaki araştırmalarda oldukça küçük birincil moleküler yapıların (100-2000 Da) makromoleküler karakteristikte olduğunu göstermektedir [5,16]. Thurman v.d. [71] farklı metotlardan alınan moleküler dağılımlara göre; fülvik asitlerin 500 ila 2000 Da arası, hümik asitlerin de 2000 ila 5000 Da arasında olduğunu belirtmişlerdir.

Hümik maddeler organik heterojenlerin kompleks bir karışımı olduğu için moleküler büyüklükleri çeşitlilik gösterir. Akuatik hümik maddelerin moleküler ağırlıklarını belirlemek oldukça zordur. Akuatik hümik maddelerin moleküler ağırlıklarını belirlemede kullanılan en yaygın yöntem jel permeasyon kromotografisi veya yüksek performans büyüklük dağılımı kromotografisi ve ultrafiltrasyondur [5,71].

1.7. DYÜ Oluşumu

İçme Sularında Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Oluşumu ve Etkileri

Doğal sulardaki hümik maddeler içme suyunun arıtımında kullanılan klor gibi dezenfektan ve oksidantlarla tepkimeye girerler. Bu maddelerin klorla reaksiyonu sonucu trihalometanlar, haloasetik asitler gibi DYÜ oluşur [12,72,73]. Trihalometanlar ve haloasetik asitler klorlanmış sularda ortaya çıkan iki önemli DYÜ grubudur. Trihalometanlar ve haloasetik asit oluşumunda daha çok hidrofobik ve aromatik organiklerin reaktif öncüller olduğu kabul edilmesine rağmen, düşük moleküler ağırlıklı

hidrofilik organikler de dezenfeksiyon sırasında önemli miktarda DYÜ oluşumuna yol açmaktadırlar [74-79]. Hayvanlar üzerinde yapılan laboratuar çalışmalarında bu grupların kansere yol açtığı gözlemlenmiştir. Klorlanmış içme sularının tüketimiyle sindirim ve boşaltım sistemi kanserlerin arttığı ve üreme sistemi sorunlarının yaşandığı, yapılan epidemik çalışmalarda ortaya çıkmaktadır. USEPA maksimum konsantrasyon seviyesini ABD'deki içme suları için ilk etapta trihalometan için 80 µg/L ve haloasetik asit için 60 µg/L olarak belirlemiştir [23,80]. İkinci etapta toplam Trihalometanların 40 µg/L'ye, toplam haloasetik asit'in 30 µg/L'ye indirilmesini öngörmektedir [81]. Ayrıca, USEPA gelecekteki yasal düzenlemelerde, DYÜ'lerin tür bazında değerlendirilmesi ve bazı türlere yeni sınır değerlerin getirilmesi konularında çalışmalar yapmaktadır. Türler için yeni önerilen maksimum kirletici seviyesi hedefi; trihalometan grubundan kloroform için 70 µg/L, haloasetik asit grubundan monokloro asetik asit için 30 µg/L ve trikloro asetik asit için 20 µg/L'dir [82]. Türkiye'de ise, 17 Şubat 2005 tarih ve 25730 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren "İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik" esaslarına göre içme-kullanma suları için trihalometan sınır değeri 31 Aralık 2012 tarihine kadar 150 µg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihten itibaren en geç 2 yıl içerisinde 100 µg/L'ye düşürülmesi planlanmaktadır [83]. Ancak, haloasetik asit ve diğer DYÜ grupları için herhangi bir sınırlama bulunmamaktadır.

DYÜ'lerin oluşumu ve türleşmesi oldukça karmaşık olup, sudaki DOM'un özellikleri ve konsantrasyonu (ÇOK cinsinden), su kalitesi parametreleri (pH ve inorganik maddeler özellikle bromür), klorlama koşulları (sıcaklık, klor dozu ve temas süresi), Br/ÇOK ve Br/Cl oranları gibi birçok parametreye bağlıdır [84-88]. Bunlar arasında DOM, DYÜ'lerin oluşumunda öncelikli, öncül parametre olarak tanımlanmaktadır [65,89,90]. Trihalometan ve haloasetik asit oluşumunda daha çok hidrofobik ve aromatik organiklerin reaktif öncüller olduğu kabul edilmesine rağmen, düşük moleküler ağırlıklı hidrofilik organikler de dezenfeksiyon sırasında önemli miktarda DYÜ oluşumuna yol açmaktadırlar [14,25,73,75,76,78,79]. Benzer sonuçlar Türkiye genelinde 29 baraj suyunda DYÜ oluşumlarının incelendiği çalışmada da gözlenmiştir. Bu çalışmada, Trihalometan ve haloasetik asit oluşum seviyeleri daha çok düşük molekül ağırlıklı ve hidrofobikçe ve aromatikçe zayıf organiklerin sebep olduğu gözlenmiştir [91].

DYÜ oluşumunu azaltmada DOM'ların etkin bir şekilde sulardan uzaklaştırılması gerekmektedir. Böylelikle trihalometan ve haloasetik asit gibi DYÜ'lerinin minimizasyonu sağlanabilecektir. Bu amaçla koagülasyonun kullanılan verimlerinin arttırılması, sistemde ilave granüler aktive karbon filtreler kullanılması veya membran filtrasyonun yapılması uygulanabilir yöntemlerdir. Ön klorlama yerine ozonlamanın yapılması sağlanabilir ve nihai dezenfeksiyon amacıyla klor uygulanabilir. Klorlama yerine klordioksit veya kloramin gibi alternatif dezenfektantlar kullanılabilir. Ozonlama ile oluşabilen bromatın kontrolünü sağlamak, ozon dozu, pH vb. parametreleri kontrol etmek veya amonyak eklemek gibi alternatiflerle DYÜ oluşumu azaltılabilir [92].

1.8. İçme Sularından DOM Giderim Prosesleri

DYÜ'lerin oluşumunu kontrol altına almanın en etkili yolu, DYÜ'lerin oluşumuna neden olan organik maddelerin dezenfeksiyon prosesi öncesinde giderilmesidir. Su kaynaklarında bulunan DOM'lar doğrudan veya dolaylı olarak çeşitli arıtma prosesleri (koagülasyon, aktif karbon adsorpsiyonu, iyon değiştirme, membran filtrasyon vb.) ile sudan uzaklaştırılmaktadır. Ancak, bu proseslerin DOM'ları gidermede etkinliği, hedef su kaynağı içerisinde bulunan DOM'ların türlerine ve karakterizasyonlarına ve işletme koşullarına bağlı olmaktadır [93].

Konvansiyonel su arıtımında koagülasyon/flokülasyon prosesi DOM ve bulanıklık gidermede en yaygın olarak kullanılan prosestir. Ancak, alum veya demir koagülasyonu ile su kalitesine ve arıtım koşullarına bağlı olarak sadece TOK'nun bir kısmı (%40-70) giderilebilmektedir [94-96].

Ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membran prosesi ile DOM'lar yüksek verimde giderilmelerine rağmen, su içerisinde hidrofobik DOM'ların bulunması membranlarda tıkanmaya sebep olmakta, filtrasyon süresini ve membranın verimini etkilemektedir [97]. Doğal sularda bulunan DOM'un birçoğunun negatif yüklü karakteristiğinden dolayı anyon değiştirici reçineler kullanılarak DOM giderimi sağlanmaktadır. Anyon değiştirici prosesler, son yıllarda, DOM'ların giderimi için etkili alternatif proses olarak giderek ilgi kazanmaktadır [14,78,88,98-103].

1.8.1 Koagülasyon

Flok oluşturan kimyasal bir reaktifi, çökelemeyen katılarla birleştirmek ve yavaş çökelen askıda katıları hızlı çökeltmek için suya bu kimyasal reaktifin ilavesini içeren bir prosestir. İçme suyu arıtım sistemlerinde kimyasal koagülasyon DOM'ların gideriminde birçok ülkede kullanılan en önemli proseslerdendir. Büyük arıtma tesisleri için en ekonomik metotlardan birisi olduğundan dolayı bu prosesin geçerliliği hala devam etmektedir [104]. Geleneksel artıma proseslerinde koagülasyon/flokülasyon ünitesinde DOM içeren suların giderimini sağlamak için inorganik koagülan olarak demir klorürü veya alüminyum sülfatı kullanırlar.

Koagülasyon prosesi daha çok hidrofobik organik fraksiyonu oluşturan yüksek moleküler ağırllıklı DOM'ları tercihli olarak uzaklaştırmaktadır [69,72,75,105,106]. Dolayısı ile koagüle edilmiş su, düşük SUVA değerine sahip organik maddeler içermektedir. Koagülasyon prosesinin yüksek moleküler ağırlıklı DOM'ları tercihli uzaklaştırması ile trihalometan ve haloasetik asit oluşma potansiyelinde de azalmalar beklenmektedir. Ancak, trihalometan oluşum potansiyelinin azaltılması, haloasetik asit oluşum potansiyelinin azaltılması kadar etkili olmamaktadır [75,106]. Yüksek moleküler ağırllıklı organikler, düşük moleküler ağırlıklı organiklere (özellikle MA<500 Da) göre daha kolay uzaklaştırılmaktadır. Yüksek moleküler ağırlıklı DOM'ların (5000-10000 Da) kimyasal koagülasyon ile düşük moleküler ağırlıklı DOM'ların ise geniş yüzey alanı sağlaması açısından aktif karbon adsorpsiyon ile giderilmeleri daha uygun olmaktadır [107].

Organik bileşiklerin koagülasyonla gideriminde potansiyel önemi olan çökelme, koagülasyon/flokülasyon, iyon değişimi, adsorpsiyon ve birlikte çökelme gibi farklı mekanizmalar kullanılır. pH, koagülan türü ve dozu, organik maddelerin konsantrasyonu ve diğer işletme şartları hangi mekanizmaların hakim olacağını etkileyen faktörlerdendir [108]. Nötralizasyon, yakalama ve adsorpsiyon DOM'ların giderim için tercih edilen en yaygın mekanizmalardır [109].

Sinsabaugh v.d. [110] çalışmasında moleküler büyüklük, yük ve çözünme karakteristiklerinin ÇOK giderimini etkileyen önemli faktörlerden olduğunu belirtmiştir. Sinsabaugh ve Hoehn [111], metal iyon koagülanlarının yüksek molekül

ağırlıklı organik bileşikleri gidermede etkili olduğunu vurgulamıştır. Benzer bulgulara Knocke vd., [112]'nin çalışmasında da rastlanır. Koagülasyona tabi tutulmuş su numunelerinde moleküler ağırlığı 10000 Da üzerinde önemli organik madde bakiyesine rastlanmamıştır. Ayrıca pH 5,5'te farklı organik bileşiklerin gideriminde demir sülfat ve alumun tercihli giderildiğini ortaya çıkarmışlardır. Demir sülfat, 1000 ila 10000 Da arasındaki moleküler ağırlığa sahip bileşiklerin gideriminde alumdan daha etkindir. Buna karşın, alum 1000 Da'dan düşük molekül ağırlığa sahip organik maddelerin gideriminde az etkilidir. Demir sülfat düşük molekül ağırlıklı türlerin gideriminde etkili değildir [5].

Koagülasyonun etkisi pH'a ve koagülan dozuna bağlıdır. Yüksek koagülan dozlarda floklar için daha fazla metale veya kompleks formasyona ulaşılabilir. DOM'ların koagülasyonla giderimi için en etkili pH aralığı 5 ila 6'dır, yük nötralizasyonu düşük pH'larda daha etkilidir. Pratikte, optimum koagüla dozu çoğu yüzeysel su kaynakları için TOK konsantrasyonu ile belirlenir. Ayrıca arıtılacak sudaki TOK konsantrasyonu ve koagülanlar arasında önemli bir ilişki vardır. Bu ilişki, arıtılacak organik maddenin türüne, koagülan cinsine, çözelti şartlarına (pH, sertlik ve sıcaklık gibi) bağlıdır. Yani, TOK giderimi ve DYÜ öncülleri giderimi, pH düşürülerek ve/veya koagülan dozu artırılarak sağlanabilir [109,113].

Literatür taramalarında; su arıtımında koagülasyon/flokülasyon prosesinde koagülan olarak alum, demir klorür ve poli-alüminyum klorür kullanıldığında ÇOK giderim veriminin %10-40 [63,73,94,95,114-116], %40-60 [73,115,116] ve 20-40% [116] olduğunu belirtmişlerdir [5].

DOM'lar yüksek karboksilik asit özelliğine ve yüksek yük yoğunluğuna sahip olduğu için geleneksek arıtma yöntemleriyle giderilmeleri zordur [48]. Yüksek molekül ağırlıklı hümik asitlerin bulunduğu (5000-10000 Da) su kaynaklarına kimyasal koagülasyonun rahatlıkla uygulanabilir. Orta molekül ağırlıklı (1000-5000 Da) organik maddelerin bulunduğu su kaynaklarında adsorpsiyon uygulanabilir. Düşük moleküler ağırlıklı fülvik asitlerin bulunduğu hidrofilik sularda ise koagülasyon veya adsorpsiyon uygulanmaz [117-119].

1.8.2. GAK Adsorpsiyonu

GAK, su kaynaklarından, evsel ve endüstriyel atıksulardan sentetik kimyasal organikleri gidermek için kullanılır. DOM'lar, GAK adsorbantı uygulamalarının performansını ve işletim ömrünü düşürürler [120-123].

Önemli etkileyen parametreler; çözeltinin heterojenliği, pH, karbon dozajı, çözeltideki katyonların konsantrasyonu ve türü, aktif karbonun hümik maddelerle adsorpsiyonu için adsorban parça büyüklüklerinin sadece oranları değil kapasiteleridir. McCreary ve Snoeyink [107] çalışmalarında, adsorpsiyonun kapasitesinin adsorbanın kaynağına bağlı olarak değiştiğini rapor etmişleridir. Lee vd. [124], moleküler ağırlık azaldıkça hümik maddelerinalınma hızının ve adsorpsiyon kapasitesinin arttığını belirtmiştir. Diğer yandan hümik maddelerin alma hızları karbonun partikül büyüklüğü ile ters orantılıdır.[5]

1.8.3. Membran Filtrasyonu Prosesi

Yaklaşık 30 yıldır içme suyu arıtımında membran filtrasyonu prosesi uygulanmasına rağmen esas uygulama alanları olan deniz suyu ve az tuzlu suların tuzsuzlaştırılması 20 yıldır uygulanmaktadır. Seksenli yılların sonundan beri membran prosesler, bulanıklığın, organiklerin, mikroorganizmaların ve DYÜ öncüllerinin gideriminde kullanılan etkili yöntemlerden biridir [125]. Diğer geleneksel arıtma yöntemleri ile karşılaştırıldığında birçok avantajı vardır [126]. Bunlar;

- ✓ Yüksek kalitede su sağlaması,
- ✓ Dezenfektan ihtiyacını azaltması,
- ✓ Az yer kaplaması,
- ✓ İşletiminin ve bakımının kolay olması,
- ✓ Daha az çamur oluşturması gibi özelliklerdir

Yüzeysel suların arıtımında kullanılan membran prosesleri; gözenek büyüklüklerine, ayırma mekanizmasına ve giderilen hedef maddeye göre dört gruba ayırmak mümkündür. Bunlar; mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmozdur. mikrofiltrasyon membranların por çapı yaklaşık 0,03-10 mikrondur, bulanıklığı giderir (partikülleri ve bakterileri) çözünmüş bileşikleri gidermez. ultrafiltrasyon,

mikrofiltrasyona göre uygulanan basınç daha yüksektir, kısmen DOM'ları ve virüsleri giderir. nanofiltrasyon membranların por büyüklüğü 0.001 mikrondur ve uygulanan basınç daha yüksektir, DOM'ları ve sertliğin tamamını giderir ama nanofiltrasyon membranlar mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon membranlarla karşılaştırıldığında hiç de ekonomik değildir. Ters osmoz, deniz suyundan ve az tuzlu sulardan tuzların gideriminde kullanılır. Sadece suyun geçişine izin veren yarı geçirgen bir membran içerir ve sistem yüksek basınç altında çalışır. Sudan tüm inorganik kontaminantları, sentetik organikleri, DOM'ları etkin bir şekilde gidermektedir [127,128].

Ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membran prosesi ile DOM'lar yüksek verimde giderilmelerine rağmen, su içerisinde hidrofobik DOM'ların bulunması membranlarda tıkanmaya sebep olmakta, filtrasyon süresini ve membranın verimini etkilemektedir [97].

1.8.4. İyon Değiştirici Reçineler

İyon değişimi, yüksek kalitede su üretim potansiyeline sahip oldukça seçici ve kararlı bir DOM giderim prosesidir [129]. DOM'ların gideriminde doğal suların negatif yüklü karakteristiklerinden dolayı anyon değiştirici reçineler kullanılır. Anyon değiştirici reçineler, pozitif yüklü üçüncül ve dördüncül amin gruplarının çapraz bağlı polimer matrikse kovalent bağla tutturulmasıyla oluşur. Reçine, klorür gibi negatif yüklü iyonları içeren solüsyona daldırılır ve böylece reçinenin pozitif yüklü bölgelerinde anyonların reçineye elektrostatik olarak bağlanması sağlanmış olur. Hidrofobik ve hidrofilik asitlerden meydana gelen DOM'un seçicilik katsayısı klorunkinden daha fazla olacak şekilde reçine tasarlanmakta ve böylelikle solüsyon içerisindeki iyonların değişimine olanak sağlanmış olmaktadır. Ham su iyon değişiminin konvansiyonel uygulamalarında sabit yataklı reçineden geçer ve giderilmesi istenen anyonlar klor ile yer değiştirerek giderilmektedir [130]. Belirli anyonlar için reçinenin kapasitesi, suda bulunan iyonların bağıl konsantrasyonuna ve reçinenin seçiciliğine bağlıdır. Değişim bölgelerinin sayısına bağlı olarak reçine, sınırlı iyon değişim kapasitesine sahiptir. Reçinenin aktif değişim bölgeleri giderilmesi gereken anyonlarla dolduğunda rejenerasyon gereklidir. Rejenerasyonda konsantre olmuş tuzlu su veya kostik tuzlu su

reçine yatağına girerek prosese ters yönde reçinedeki anyonlar klorür ile yer değiştirirler [5].

DOM ların iyon değişimi ile adsorpsiyonunda hidrofilik reçinelerde daha etkili olduğu görülmüştür [78]. Bazı hümik maddeler basit anyon değişimi prosesi ile giderilirken hümik maddelerin diğer bir kısmı ise asidik ortamda pozitif yüklü olmadıkları için Van der Waals kuvvetlerin içeren yüzey adsorpsiyonu ile giderilmektedir [98].

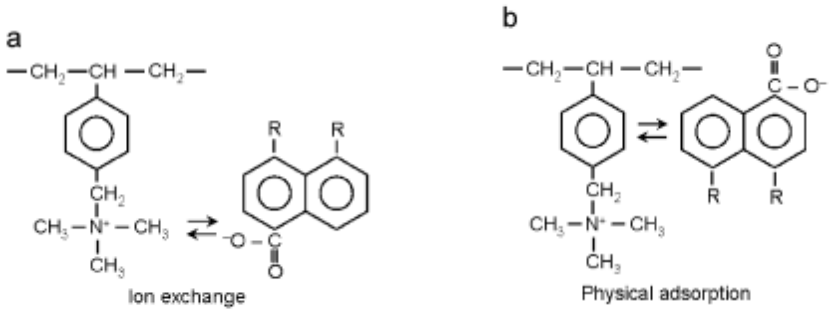
İçme suları hümik maddelerin düşük molekül ağırlıklı formlarını çok miktarda içerir. Bunların özellikle de bulanıklığı az olan suların koagülasyonla giderilmesi oldukça zordur. Küçük moleküllerin koagülasyonla giderimi etkili değildir ve adsorbantlarla veya biyolojik metotlarla giderimi gerçekleştirilir. Bu yüzden DOM'ların giderimin sağlanması için son yıllarda anyon değiştirici prosesler alternatif olarak geliştirilmiştir.

1.8.4.1. DOM'ların İyon Değiştirici Reçinelerle Giderimi

İyon değişimi prosesi, kilin iyon değiştirici özelliğinin keşfedildiği 1850'den 60 yıl sonra ilk defa su yumuşatmada kullanılarak ticari gelişimine yol açmıştır. İyon değiştirici reçineler genel olarak inorganik iyonların giderilmesinde kullanılmakta iken DOM'ların giderilmesinde ilk uygulanması 1970'li yılların sonlarına rastlamaktadır [131-133]. DOM'ların anyon değiştirici ile gideriminde, esas olarak, DOM'un, reçinedeki iyonik grup tarafından yakalandığı düşünülmektedir. Anyon değişim reçineleri genellikle çapraz bağlı polimerik matriksden oluşur ve pozitif yüklü üçüncül veya dördüncül amin gruplarının kovalent bağlarla reçineye tutturulması sonucu elde edilir [98]. Fonksiyonel grubu üzerinde klorür bağlı dördüncül amonyum olan anyon değiştirici reçinelerin geniş fraksiyon aralığına sahip DOM içeren suların arıtımında oldukça başarılı oldukları yapılan çalışmalarda gösterilmiştir [134,135]. Dolayısı ile iyon değiştiriciler, ileri koagülasyon gibi konvansiyonel tekniklerle giderilemeyen, daha çok hidrofilik ve iyonik formdaki DOM'ları giderme potansiyeline sahiptir [78]. Diğer taraftan, iyon değiştiriciler organik maddelerin yanı sıra toplam DYÜ ve bromlu yan ürünlerin oluşumunda etkili olan brom iyonunun gideriminde de etkili olmaktadır [100].

Teorik olarak, iyon değiştirici reçinenin DOM'ları gidermesinde muhtemel iki mekanizma tanımlanmaktadır; (1) iyon değişimi: reçine fazından ve iyonların

fonksiyonel iyonik gruplar arasındaki elektrostatik etkileşimlerinden (dördüncül amonyum iyon değiştirici grup ve karboksilik DOM yapısı) iyonlar arasındaki karşılıklı iyon yer değişimi, (2) fiziksel adsorpsiyon: DOM molekülünde bulunan iyonik olmayan (hidrofobik) yapı ile reçine polimer iskeleti (sitrin divinil benzen) arasındaki van der Waals etkileşimleridir. Bu mekanizmalar Şekil 1.1'de şematik olarak gösterilmektedir [98,136].



Şekil 1.1. Organiklerin iyon değiştirici tarafından alınmasını gösteren muhtemel mekanizmalar: a) iyon değişimi, b) fiziksel adsorpsiyon [137].

Anyon değiştirici reçinelerin performansları reçinenin içsel özelliklerine (kuvvetli veya zayıf baz anyon değiştirici), gözeneklerin büyüklüğüne ve gözenek büyüklük dağılımına, su kalitesine (pH, iyonik güç, sertlik vb.) ve organik maddenin yapısına (moleküler ağırlığı, yük yoğunluğu, polarite) bağlı olmaktadır [138]. Ayrıca, orta moleküler ağırlıktaki organikler için reçinenin hidrofilik karakteri ve düşük moleküler ağırlığa sahip organiklerin uzaklaştırılması sözkonusu olduğunda da reçinenin kapasitesi en önemli faktörler olmaktadır [98]. İyon değiştirici reçineler, düşük ve orta moleküler ağırlıktaki DOM'ları tercihli olarak uzaklaştırmaktadır [78,88]. Yapılan çalışmalarda, DOM giderimi için reçine seçiminde reçinenin su içeriğinin oldukça önemli olduğu belirtilmektedir. Yüksek su içeriğine sahip reçineler, büyük moleküllerin girmesine izin veren daha açık yapıya sahip olmalarından dolayı DOM gideriminde daha etkili olmaktadır [139]. Diğer taraftan, reçinedeki polar grubun dördüncül amonyum değiştirme yapısına yakın olması durumunda, kuvvetli bazik reçinelerin organik yükleme kapasiteleri açısından zayıf bazik reçinelerden daha verimli oldukları belirtilmektedir [140]. Benzer şekilde, Croue ve diğerleri [88], özellikle asidik koşuldaki ÇOK gideriminde, kuvvetli bazik reçinenin (%70-77) zayıf bazik reçineden (~%42) daha iyi performans gösterdiği bildirmişlerdir.

Fu ve Symons'ın [98], yaptıkları çalışmada, TOK değeri 6,5 mg/L ve ortalama moleküler ağırlığı değeri 1000 Da'dan düşük olan suda % 80 ve TOK değeri 9 mg/L ve moleküler ağırlık değeri 5000-10000 Da olan suda % 95 gibi yüksek organik madde giderim verimleri elde edildiği belirtilmiştir. Ayrıca, giderim veriminin reçine tipine ve organik maddenin yapısına kuvvetle bağlı olduğu vurgulanmıştır. Benzer şekilde, Bolto vd. [78] de anyon değiştirici reçinelerin küçük, polar ve yüksek yüklü bileşikleri tercihli giderildiklerini belirtmişlerdir. Ayrıca, farklı moleküler ağırlıklı DOM'ların mikro-kirleticilerin adsorplanmasında farklı rekabet etkisine ve düşük moleküler ağırlıklı DOM'ların genellikle en büyük rekabete sahip olduğu belirtilmektedir [141-143]. Dolayısı ile anyon değiştirici reçinelerin düşük moleküler ağırlıklı DOM'lara kuvvetli eğilimleri DOM'ların aktif karbon üzerinde rekabetçi adsorpsiyonuna karşılık ümit vadedici alternatif bir arıtma prosesi olmasını sağlamaktadır [138]. Bolto vd. [101] yaptıkları çalışmada, farklı kaynaklardan ekstrakte edilen organik maddeler ile hazırladıkları sentetik su numunlerinde 19 farklı kuvvetli anyon değiştirici reçine ile DOM giderim (UV_{254} giderimi) verimini karşılaştırmışlardır. Çalışmada, çok kısa zamanda (6-42 dk.) ulaştıkları denge fazında %59 ile 99 arasında giderim verimlerine ulaşmışlardır.

Anyon değiştirici reçinelerin su arıtımında kullanımı MIEX® DOC reçinenin geliştirilmesi ile yeniden ilgi kazanmıştır. MIEX® DOC'in poliakrilik, dördüncül amonyum fonksiyonel grup içeren makrogözenek yapısı MIEX® DOC diğer iyon değiştirici reçinelerden farklı kılmaktadır [103,144]. Bu reçine Dünyada son yıllarda yaygın olarak kullanılmaktadır. Aşağıdaki bölümde bu uygulamalara ilişkin detaylı bilgi sunulmaktadır.

1.8.4.2.MIEX® DOC İyon Değiştirici Prosesi

MIEX® DOC prosesi, özellikle hümik maddelerce zengin ham sudan ÇOK'ları verimli bir şekilde gidermek için Orica Watercare (Wigan, UK), AWOC ve CSIRO firmaları tarafından geliştirilmiştir [100,145,146]. Bu teknoloji zayıf asitli organik maddelerin anyonik reçinelerce giderilmesine dayanmaktadır [101]. MIEX® DOC reçinesi makrogözenekli ve poliakrilik bir yapıya sahip olmakla birlikte dördüncül amino fonksiyonel gruplarını içerir.150-180µm aralığında partikül çapına sahip olduğu için diğer konvensiyonel reçinelere oranla 2 ila 5 kat daha küçüktür. Küçük tanecikli

MIEX®DOC reçineleri daha geniş dış spesifik yüzey alanına sahip oldukları için ve taneciklerin yüzeyinde daha fazla aktif değişim bölgeleri bulundurdukları için adsorpsiyon kinetikleri daha hızlıdır. Böylelikle gözenekler tıkanmaya karşı daha dirençlidirler. MIEX® DOC prosesinde reçine tanecikleri, reçinenin polimerik yapısında bulunan demir oksitleri sayesinde küçük birer mıknatıs özelliği taşırlar. Böylelikle karışımın durdurulmasıyla yığınlar oluşur ve oluşan bu yığınlar reçinenin rejenere edilerek yeniden kullanımına olanak sağlar [147].

MIEX® DOC reçinenin geliştirilmesinde esas alınan temel özellikler:

a) Dördüncül amino fonksiyonel grubu içermesi [100,101],
b) Poliakrilik iskelet yapıya sahip olması [100,148],
c) Makrogözenekli reçinelerin sürekli proseslerde jel reçinelere göre daha uygun olması [100],
d) Reçinelerin yüksek iyon değiştirme kapasitesine ihtiyaç duyması [129],
e) Küçük partikül büyüklüğüne sahip olan reçinelerin daha verimli olması [149].

MIEX® DOC reçinenin, konvansiyonel arıtma sistemlerinde ön arıtım olarak kullanılmasının pek çok avantajı bulunmaktadır [150]: MIEX® DOC reçine;

- Çıkış suyu kalitesini arttırmakta,
- THM oluşumunu azaltmakta,
- Koagülasyon prosesinde flok oluşumunu ve çökelmesini iyileştirmekte,
- Arıtma tesisinin kapasitesini arttırmakta,
- Konvansiyonel kimyasal (koagülan ve klor gibi) tüketimini azaltmakta,
- Sistemde oluşacak çamur miktarını azaltmakta,
- Çıkış suyunda aluminyum, demir ve mangan gibi metal kalıntılarını azaltmakta,
- Dağıtım şebekesinde bakteriyel büyüme potansiyelini azaltmaktadır.

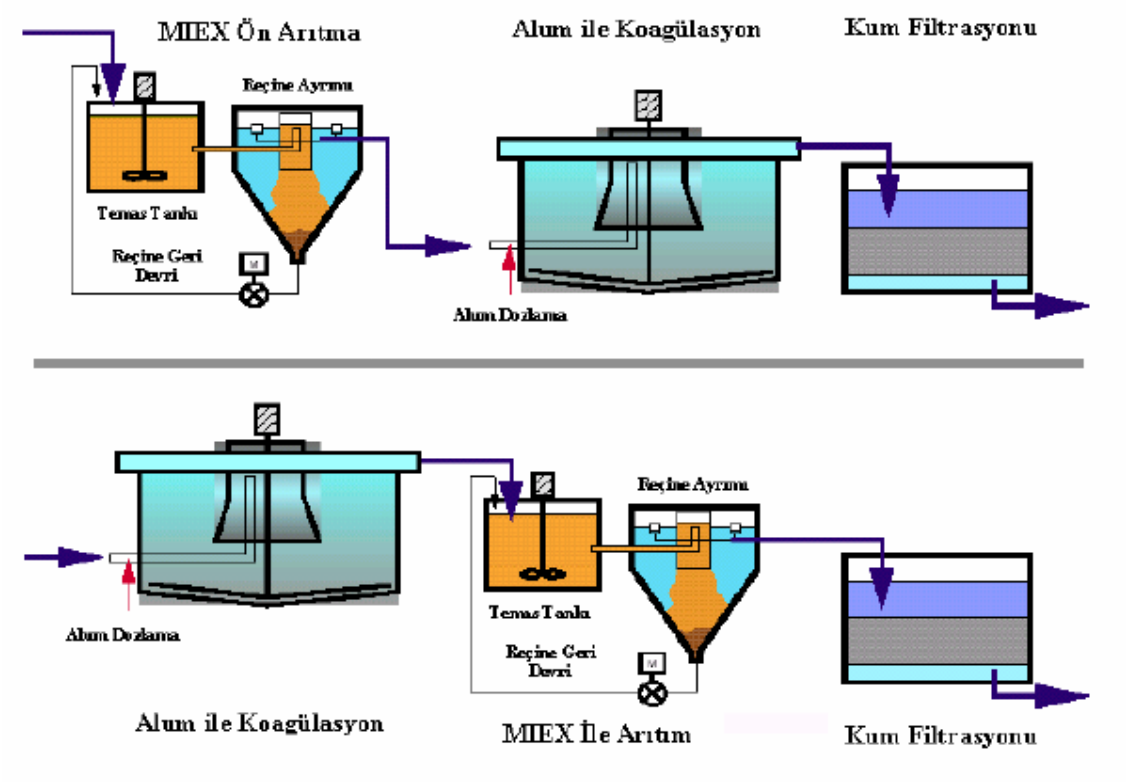
MIEX® DOC reçine, partikül büyüklüğüne bağlı olarak geniş dış yüzeye ve aktif iyon değiştirme alanına sahip olmasından dolayı, diğer iyon değiştirici reçinelere oranla yüksek iyon değişimi veya adsorpsiyon kinetiği sergilemektedir. Reçinenin rejenerasyonunda konsantre tuz çözeltisi (NaCl) kullanılmaktadır [98]. Reçine oldukça geniş pH aralığına tolerans gösterebildiğinden dolayı reçinenin hem asidik hem de bazik koşullarda rejenerasyonu yapılabilmektedir. Asidik ortam rejenerasyonunda, mineral

tıkanmaya sebep olan metal çökeltileri, alkali ortamda ise çözünürlüğü artan yüksek moleküler ağırlıklı organikler giderilmektedir [147].

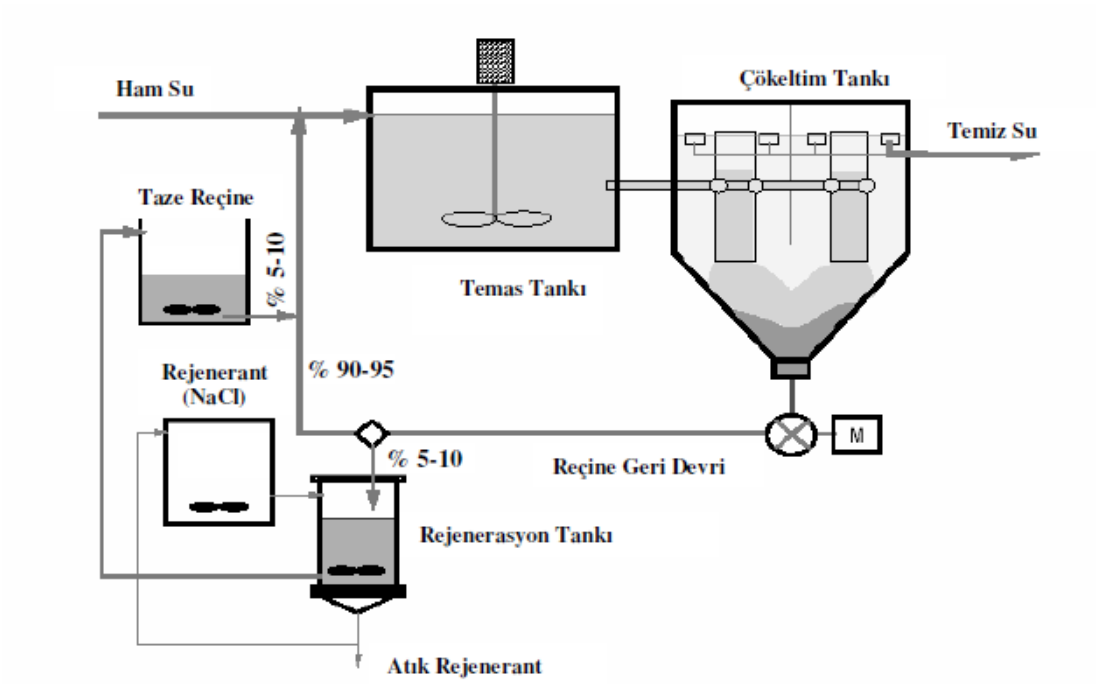
MIEX® DOC reçinenin kullanıldığı tesisler, diğer konvansiyonel iyon değişiminin uygulandığı tesislerden oldukça farklıdır [147]. MIEX® DOC reçine sürekli akışlı tam karışımlı reaktörde uygulanmaktadır [151]. Reçine sulu karışım halinde arıtılacak suya uygulanmaktadır. Reaktörde sıvı-katı karışımın tam olarak sağlanması amacıyla bir karıştırıcı yerleştirilmiş ve düşük karışım hızı (<5m/sn) ile karıştırılmaktadır [151]. Reaktör, ham su ve reçine olmak üzere iki adet giriş akımına sahiptir. ÇOK değişimi, reçinenin tam karışımlı reaktörde askıda halde iken meydana gelir [147]. Reaktördeki tipik MIEX® DOC reçine dozu ve temas süresi sırasıyla 10-20 mL/L ve 10-30 dk. arasındadır. Su ile temas sırasında, reçine yüzeyinde aktif alanlardaki klor iyonu ile negatif yüklü DOM bileşenleri yer değiştirmektedir [152]. MIEX® DOC iyon değiştirici prosesi; su ile reçinenin teması, reçine ayırımı ve geri kazanımı ve reçine rejenerasyonu aşamalarından oluşmaktadır. Reçine teması ve reçine ayrımı proses içerisinde yer almaktadır. Reçine rejenerasyonu ise proses dışında gerçekleştirilmektedir. Ayırma tankında çökelen reçinenin küçük bir kısmı (%5-10) rejenerasyon için sürekli olarak rejenerasyon tankına alınır ve reçine temas tankına taze reçine (%5-10) eklenir. Reaktörde sabit reçine konsantrasyonu, eklenen %5-10'luk saf reçine ile kontrol edilmekte ve sistemdeki ÇOK giderim verimi dengede tutulmaktadır [147,152]. Şekil 1.2'deMIEX® DOC iyon değiştirici prosesi akım şeması gösterilmiştir.

MIEX® DOC reçine ile su karakteristiğine bağlı olarak, %30-70 arasında DOM giderimi sağlanmaktadır [107,153,154]. Fearing vd. [146], su kaynağındaki ÇOK, SUVA ve organiklerin moleküler ağırlının yağışlı günlerde yükseldiğini ve MIEX® DOC reçine ile DOM gideriminin düştüğünü belirtmişlerdir. Aynı çalışmada, büyüklük dağılım kromatografisi ile MIEX® DOC reçinenin düşük moleküler ağırlıklı organik bileşenleri tercihli uzaklaştırdığı da doğrulanmıştır. Benzer şekilde, van Leeuwen vd. [79] ve Tan vd. [102] MIEX® DOC reçine ile yüksek moleküler ağırlıklı organiklerin düşük moleküler ağırlıklı organiklere göre tercihli giderildiğini bildirmişlerdir. Reçine ayırma prosesinden kaçan bir miktar reçine (<1,5 mg/L) suda askıda katı madde konsantrasyonuna katkıda bulunmaktadır. Bundan dolayı, reçine prosesinin devamında bulanıklık giderimi için arıtım prosesine ihtiyaç duyulmaktadır. MIEX® DOC iyon değiştirici prosesi konvansiyonel sistemlere kolaylıkla adapte edilebilmektedir. Şekil

1.3'te MIEX® DOC iyon değiştirici prosesinin içme suyu arıtma tesisi içinde yeri gösterilmektedir.



Şekil 1.2. MIEX® DOC iyon değiştirici prosesi akım şeması.



Şekil 1.3. MIEX® DOC iyon değiştirici prosesinin içme suyu arıtma tesisi içindeki yeri.

MIEX® DOC iyon değiştirici prosesinin koagülasyon prosesi öncesinde ön arıtım olarak uygulanması durumunda, konvansiyonel sistemlere göre, aynı su için daha az kaogülan ihtiyacı söz konusu olmaktadır [106,145,155]. Fearing vd.[146]'nin MIEX® DOC + koagülasyon prosesi ile DOM ve UV_{254} giderimi konusunda yaptıkları çalışmada, demir sülfat dozu 14 mg/L'den 5 mg/L'ye düşürülmüş; DOM giderimi %75'den %100'e ve UV_{254} absorbans giderimi %90'dan %100'e ulaşmıştır. Diğer taraftan, MIEX® DOC reçinenin DOM giderimindeki etkinliği DOM'ların türüne ve bileşenine oldukça bağlı olmaktadır. Yapılan çalışmalarda, yüksek SUVA (> 3 L/mg ÇOK, spesifik UV_{254} absorbansı, UV_{254}/ÇOK) değerlerine sahip organik maddelerin gideriminde oldukça etkili olduğu, ayrıca hidrofilik yapıdaki organikleri de uzaklaştırdığı rapor edilmiştir [106,156]. Bir başka çalışmada, yüksek moleküler ağırlıklı organikleri (MA= 45000 Da) ya da küçük nötral organikleri sudan uzaklaştıramadığı tespit edilmiştir [146]. Magnetik reçinenin farklı moleküler ağırlığa sahip organiklerin giderim etkinliği analizleri, hidrofobik humik ve fulvik bileşikleri (MA=5000-7000 Da) reçinenin etkinliğinin zayıf olduğunu ortaya koymuştur [155]. Fakat karboksilik grupları içeren küçük anyonik organik bileşiklerin gideriminde iyi sonuçlar elde edilmiştir. Humbert vd. [103] de benzer sonuçlar elde etmişler, moleküler ağırlığı 500-1500 Da arasındaki DOM'ların manyetik reçine ile verimli şekilde uzaklaştırıldığı sonucuna ulaşmışlardır.

Tablo 1.1'de SUVA değerine bağlı olarak farklı oranlarda aromatik/alifatik yapıya sahip olan DOM'ların (ÇOK cinsinden) koagülasyon ve MIEX® DOC+koagülasyon prosesi ile literatürde şimdiye kadar yapılmış olan giderim çalışmalarından örnekler verilmektedir. Tabloda da görüldüğü gibi, organik maddenin karakteristiğine bağlı olarak farklı giderim verimleri elde edilmiştir. Diğer taraftan, aynı SUVA değerine sahip farklı su kaynaklarında ise aynı prosesler uygulanmasına rağmen DOM ve UV absorbans giderim verimleri farklılıklar arz etmektedir. Buradan da anlaşılacağı üzere, koagülasyon ve MIEX® DOC+koagülasyon proseslerinin etkinliği su kaynaklarının karakterizasyonuna bağlı olarak su kaynağına özgü olmaktadır.

MIEX® DOC reçinenin kullanımı sadece DOM'ların giderilmesi ile sınırlı olmamakta, suda bulunan sülfat, sülfit, kromat, nitrat ve arsenat gibi diğer negatif yüklü iyonlar da giderilmektedir. MIEX® DOC reçinenin anyonları gidermede seçiciliği perklorat>kromat>ÇOK>sülfat>nitrat>karbonat>hidroksit>fosfat>arsenat>bromat>nitrit>bromür>klorür>bikarbonat>florür olarak sıralanmaktadır [161]. Bu anyonların

giderim verimleri sudaki konsantrasyonlarına ve diğer anyonlarla olan rekabetine bağlıdır [145,160,162]. DOM'lar ile inorganik iyonlar arasındaki rekabet, proses verimi ve sabit yatak davranışı üzerinde önemli etkileri bulunmaktadır. DOM'ların heterojen yapılarından dolayı, bazı organik bileşikler daha çok tek değerlikli iyon gibi davranabilirken, diğer iyonlar, iyonlar arasındaki etkileşimlerden dolayı çok değerlikli iyonlar şeklinde davranabilmektedirler [163]. Fu ve Symons [98], kesikli adsorpsiyon testlerinde, iyon değiştirici ile bikarbonat giderimi gözlenmediğini, bunun sebebinin de bikarbonat iyonunun rekabet derecesinin ihmal edilebilecek düzeyde olduğu yolundadır. Croue vd. [88], makro-gözenekli güçlü baz reçinenin hidrofobik asit DOM'ları gidermede bikarbonatın rekabet etkisi göstermediğini rapor etmişlerdir. Diğer taraftan, hidrofilik asit ve hidrofobik asit bileşenlerin jel reçine ile gideriminde bu durum gözlenmemiştir. Fu ve Symons [98], iyon değiştirme kolonunda, sülfat ile rekabet, DOM'un yerine geçmesine yolaçmış, kırılma noktasında DOM değerlerinde dalgalanmalar gözlenmiştir. Tan ve Kilduff [137], iyon değiştirici reçine tarafından DOM alımında entropinin eşlik ettiği sorpsiyonun önemli rol oynadığını ve düşük reçine dozlarında DOM bileşenleri arasında ve DOM ile yüksek sülfat arasındaki rekabetin önemli olduğunu belirtmişlerdir.

Tablo 1.1. Koagülasyon ve MIEX® DOC+koagülasyon proseslerinde ÇOK ve UV_{254} giderim verimlerinin karşılaştırılması.

Su Kaynakları	**Proses**	**SUVA (L/mg-m)**	**Kalan ÇOK (mg/L)**	**ÇOK Giderimi (%)**	**UV_{254} Giderimi (%)**	**Referans**
Albert	Fe	5,78	3	75	90	[146]
	MIEX+Fe		-	92,9	97	
Mount Pleasant	Alum	1,32	2,6	35	49	[157]
	MIEX+Alum		1,5	53	77	
Hope Valley	Alum	2,4	4,2	46	46	[158]
	MIEX+Alum		2,1	64	82	
Myponga	Alum	3,5	4,7	53	72	
	MIEX+Alum		2,4	76	90	
Mantee Co	Alum	4,5	5,3	50	78	[100]
	MIEX+Alum		1,4	87	94	
Tampa	Alum	4,0	9,3	65	80	
	MIEX+Alum		2,9	86	96	
Durhan	Alum	3,5	3,1	39	76	
	MIEX+Alum		1,2	76	92	
MWD	Alum	3,0	2	29	41	
	MIEX+Alum		1,1	71	89	
Chesapeake	Alum	3,6-4,1	-	63	-	[159]
	MIEX+Alum		-	80	-	
Olga	Fe	3,0	4,7	77	-	[160]
	MIEX+Fe		3,9	81	-	

MIEX® DOC reçine ile şimdiye kadar yapılan çalışmalar, genel olarak, pilot ve tam ölçekli sistemlerde organik maddelerin giderimi üzerinde yoğunlaşmaktadır. Organik madde dışında diğer inorganik iyonların giderilmesi ve iyonlar arasındaki rekabetin belirlenmesi konusunda yapılan çalışmalarda, genel olarak, nitrat, bromür, klorür ve bikarbontın rekabet etkisinin çok düşük ya da ihmal edilebilecek seviyelerde olduğu belirtilmektedir. İyon değiştirici reçineler ile DOM gideriminde, özellikle yüksek konsantrasyonlardaki sülfatın rekabet etkisinin ise önemli olduğu vurgulanmaktadır. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda, sülfat konsantrasyonları, planlanan bu proje kapsamındaki su kaynaklarının sülfat konsantrasyonundan oldukça düşüktür. Tablo 1.2'de DOM ve sülfat giderimi konusunda literatürde bulunan çalışmaların özeti verilmiştir.

Tablo 1.2. Örnek çalışmalarda MIEX® DOC reçine ile DOM ve sülfat giderimi.

Su Kaynağı	**DOM (mg/L)**	**SUVA (L/mg-m)**	**Sülfat (mg/L)**	**Alkalinite (mg $CaCO_3$ mg/L)**	**DOM Giderimi (%)**	**Sülfat giderimi (%)**	**Referans**
Villejean/Rennes arıtma tesisi, France	5,6-6,7	2,2-2,9	13-29	20-30	65-77	-	[103]
New Port Richey, FL	1,9	5,6	18	200	65-77	-	[164]
Charleston, SC	5,0	4,3	15	27	58-70	-	
Northern, KY	1,8	4,6	75	113	47-61	-	
Southern, NV	2,3	1,2	246	288	23-44	-	
Palmdale, CA	4,2	2,1	29-41	126	52-60	-	[165]
Brown arıtma tesisi, Durham, NC	5,0-7,2	2,7-4,4	50-52	20-27	51-55	29-46	[166]
Tomhannock Reservoir, Troy, NY	3,3	2,1	10	39	-	-	[137]
Myrtle Beach, SC	20,2	4,7	9	44	-	-	
Elmalı, İstanbul	4,3	5,1	45	30	72	13	[167]
B.Çekmece, İstanbul	3,1	2,7	51	35	58	9	
Ömerli, İstanbul	2,6	3,9	23	35	54	24	
İkitelli, İstanbul	3,1	3,5	27	38	74	22	
Kağıthane, İstanbul	2,8	3,9	86	37	61	12	
Sülfat içeren sentetik su	-	-	6	24	-	>95	[168]
Villejean/Rennes arıtma tesisi, France	5,6-6,7	2,2-2,9	13-29	20-30	>75	-	[138]

*Tablo içinde belirtilen kaynaklar, Boyer ve Singer [166]'dan adapte edilmiştir.

Literatürde yapılan çalışmalarda, DOM gideriminde uygulanan bazı proseslerin inşa ve işletme maliyetleri Tablo 1.3'te verilmektedir. Bu maliyetler, farklı yıllarda ve farklı su kaynaklarında elde edilmiş olan maliyet analizleri sonucunda elde edilmiştir. İnşa ve

işletme maliyetleri, su karakteristiğine, uygulanan ön arıtıma ve arıtılan su debisine göre farklılık arz edebilmektedir.

Tablo 1.3. DOM gideriminde kullanılan bazı proseslerin inşa ve işletme maliyetleri.

Proses Tipi	**Su Debisi (10^3 m^3/gün)**	**İnşa Maliyeti (M$)**	**İşletme Maliyeti (¢/m^3)**	**Referans**
Alum+NaOH	100	-	8,7	[169]
Alum+Katyonik Polimer	100	-	6,9	
MIEX	225	6,7	6,4	[170]
O_3/BAK	225	10,6	10,3	
Konvansiyonel	6,5	-	8,4	[171]
UF	6,5		13,7	
UF/TAK	6,5		18,9	
MF	6,5		9,5	
MF/TAK	6,5		17,9	
UF/NF			30,5	
Demir klorür	1	-	0.7-18	[172]
Demir klorür	1	-	2,9-71	
GAK	38	3,5-5,5	5,3	[162]
NF Membran	38	11,2	5,0	
MIEX	38	4,6	3,7	
NF/RO	230	41	3,5	[160]
MIEX	230	10	3,9	
MIEX	0,7	-	2,8	[173]
Koagülasyon/MF	3,75	1,3	7,3	[174]
İyon Değişimi	3,75	2,1	5,8	
NF Membran	3,75	2,2	27	
RO Membran	3,75	1,3	43	

1.9. İçme Suyunda Sülfat ve Etkileri

Çevrede zengin halde bulunan sülfat doğal olarak oluşur ve genellikle mineral tortu, toprak ve kayalardan ya da sülfür içeren yakıtların yakılmasından kaynaklanmaktadır. Deniz suyunda 2700 mg/L [175] olan sülfat konsantrasyonu, tatlı sularda 3-30 mg/L arasında değişmektedir [176]. ABD'de içme suyunda sülfat konsantrasyonunun 0 ile 1000 mg/L arasında değiştiği bildirilmektedir [177]. Batı Kanada'da yapılan bir araştırmada sülfat konsantrasyonunun, genel olarak, 1 ile 580 mg/L arasında değiştiği, ancak zaman zaman 3040 mg/L'ye kadar çıktığı tespit edilmiştir [178].

Sülfür insan vücudunda pek çok rol (amino asitlerin bir parçası olması gibi) oynamaktadır. Bazı sülfat bileşikleri, insanlara ve hayvanlara tedavi amacı ile verilmektedir. Örneğin, sodyum ve magnezyumun sülfat tuzları müshil olarak ve çinko tuzları kusturucu olarak verilmektedir. Bu tuzların suda çözünürlüklerinden dolayı müshil ve kusturucu etkilerine katkı sağlaması muhtemeldir. Şöyle ki, baryum ve kalsiyum sülfat tuzlarının suda çözünürlükleri düşük olduğundan, bu tuzların benzer etkilerine rastlanmamaktadır. Diğer sülfat tuzları, müshil veya kusturucu olarak herzaman kullanılmamasına rağmen, magnezyum sülfat tuzları hala müshil olarak kullanılmaktadır [179].

İçme suyunda doğal olarak bulunan ve ishalle ilişkilendirilen sağlık etkilerinden dolayı, sülfat ile ilgili endişeler bulunmaktadır. Yüksek sülfat alınmasının potansiyel etkileri: 1) ishal, 2) sülfasyonda değişimler (hormon metabolizmasında, katekolaminlerde ve safra asitleri gibi) ve 3) kalsiyum ve magnezyum metabolizmasındaki değişkliklerin yol açtığı dışkı sıvısının artması [180]. Abernathy [179], yüksek miktarda sülfat içeren suların içilmesinin vücut serumundaki sülfat seviyesini bir miktar arttırdığını belirtmiştir. Vücut serumundaki bu artışın nedeninin, homoeostatik (kan basıncı, vücut sıcaklığı, asit-baz dengesi vb.) kontrol mekanizmalarından ve beslenme farklılıklarından dolayı olduğu düşünülmektedir. İshal dünya genelinde diğer hastalıklardan daha fazla insanı etkilemektedir. Parazit veya diğer enfeksiyonlardan kaynaklanan ishal ise, vücut sıvısının ve elektrolitlerin zamanla yenilenmesi durumunda, parazitler ve diğer patojenler birkaç gün içerisinde vücuttan atılacağı için hayati tehlike arz etmemektedir [181].

İnsanların ve hayvanların sülfata kısa ve uzun vadeli maruz kalmaları sonucunda ortaya çıkan çeşitli etkileri araştırılmıştır. Sülfatın insanlar üzerinde toksik etkisini belirlemek için pek çok çalışma yapılmıştır. Chien vd. [182], yüksek seviyede sülfat (630-1150 mg/L) içeren suya maruz kalan üç bebekte ishal rapor etmişlerdir. Ancak, ishale yol açabilecek muhtemel diğer sebepler (yüksek çözünmüş maddelere sahip bebek mamaları ya da mikrobiyal patojen gibi) olabileceğinden doğrudan suyun sülfat içeriği ile ilişkilendirilememiştir. North Dakota'da yapılan bir araştırmada, 500-1500 mg/L sülfat içeren içme suyu kullanımında, müshil etkisinin gözlenmesinde küçük bir artış gözlenmiştir. Aynı çalışmada, sülfat içeriği 500 mg/L'den az olan su kullanımında halkın %21'inde müshil etkisine rastlanırken, sülfatın 500 ile 1500 mg/L olması durumunda bu oran %28'e ulaşmıştır [179]. İshalin insanlar üzerindeki etkileri konusunda Cocchett ve Levy [183], tek dozluk 8 g sodyum sülfatın ishale sebep olduğunu belirtmişlerdir. Diğer taraftan, 8 g sodyum sülfatın saatlik aralıklarla 2 g'lık 4 doz halinde verilmesi durumunda ise ishal gözlenmemiştir. Aynı miktarda magnezyum sülfatın alınması durumunda ise, mide rahatsızlıklarından ishale kadar değişen etkiler tespit edilmiştir [184]. Bölünmüş dozlarda alınan sodyum sülfatın %60'ı vücut tarafından absorbe edilirken, magnezyum sülfatın sadece %35'i absorbe edilmiştir. Bu sonuçlar, sülfatın potansiyel etkilerinin tespit edilmesinde, hangi formda olmasının çok önemli olduğunu göstermiştir [178]. Yüksek seviyede sülfata akut maruz kalan hayvanlar ve insanlarda müshil etkisi ve zaman zaman da ishal gözlendiği rapor edilmiştir. Ancak, uzun süreli çalışmalarda bu etkiler gözlenmemiş, bunun sebebini de vücudun sülfata aklimasyon sağlaması olarak açıklanmıştır. Diğer taraftan, yüksek seviyeli sülfat içeren su kullanımından sonra düşük seviyeli sülfat içeren su kullanımı sonrasında tekrar ishal etkisi tespit edilmiştir [179].

Genel olarak, yüksek seviyede sülfatın, normal sağlıklı yetişkinlerin ve bebeklerin bağırsaklarını etkilemediği belirtilmektedir. Ancak; normal mekanik, fiziksel ve biyokimyasal fonksiyonel bozukluklara sahip, belli ilaçları (diabet, hipertansiyon, yüksek kolestrol) kullanan yaşlı insanlar, bağırsak hastalıkları olan insanların ve turistik bölgelerdeki bebeklerin, yüksek sevide sülfata maruz kalmaları durumunda etkilendikleri rapor edilmektedir [181]. Özellikle; turistler, avcılar, öğrenciler ve diğer geçici ziyaretçiler gibi geçiş bölgelerindeki insanlar, yüksek sülfat konsantrasyonundan en çok etkilenen insanlar olmaktadır [185].

İçme suyunda sülfat bulunması, organoleptik (tat, renk, koku ve his gibi duyusal algılar) su kalitesini etkilemektedir. Yapılan çalışmalarda, katılımcılardan 6 gün boyunca 0, 250, 500, 800 ve 1200 mg/L sülfat içeren su içmeleri istenmiş, sülfat konsantrasyonunun artmasına bağlı olarak, 3. günden itibaren tat ve kokuda farklılıklar hissedildiği rapor edilmiştir. Ayrıca, katılımcılarda sülfat konsantrasyonuna bağlı olarak önemli bağırsak hareketlerinin gözlenmemesinin sebebinin, katılımcıların 1.günden 6. güne kadar su tüketimlerinde azalmadan dolayı olduğu anlaşılmıştır [185].

Halk sağlığı dışında, sülfatın diğer bir etkisi de arıtma tesislerinde ve dağıtım şebekesinde korozyona yol açmasıdır. Korozyon kontrolüne etki eden faktörler arasında; pH değişimi, klorür/sülfat oranı, organik konsantrasyonundaki değişim veya arıtılmış suyun alkalinitesindeki ciddi değişiklikler gösterilmektedir [186]. Havalandırma ünitelerinde oksijenin artması ve membran filtrasyonunun ardından dezenfektan eklenmesi ile sülfit sülfata oksitlenmekte ve suda sülfat konsantrasyonunu arttırmaktadır [187]. İleri koagülasyon proseslerinde ise; koagülan dozunun artması, anyonların (klorür veya sülfat) konsantrasyonlarının artmasına, dolayısı ile klorür/sülfat oranının değişmesine yol açmaktadır. Düşük klorür/sülfat oranının, korozyon hızını azalttığı belirtilmiştir. Klorür/sülfat oranının 0,58'den büyük olduğu durumlarda %64 sistemde kurşun salınımı tespit edilmiştir [186,188].

2. BÖLÜM

GEREÇ VE YÖNTEM

2.1. Su Kaynakları

DOM'ların iyon değiştirici reçine ile gideriminde, giderim verimi; organik maddenin miktarına, türüne ve su kaynağındaki diğer iyonların varlığına ve miktarlarına bağlıdır. Buradan yola çıkılarak Ankara şehrine su sağlayan Çamlıdere ve Kesikköprü Barajları araştırma kapsamında seçilmiştir. Ankara'nın su ihtiyacını karşılayan İvedik Arıtma Tesisi'ni besleyen Çamlıdere ve Kesikköprü Barajlarının çıkışlarından alınan su numuneleri farklı DOM kaynakları olarak kullanılmıştır.

Ekim, Kasım ve Mart aylarında olmak üzere 3 farklı dönemde alınan numuneler 25 L'lik PE bidonlarda Erciyes Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölüm laboratuarına getirilmiştir. Laboratuara ulaşan numuneler 5 L'lik bidonlara boşaltılarak buzdolabında +4 ºC'de muhafaza edilmiştir. Oda sıcaklığına getirilen ham su numunelerinin fizikokimyasal analizleri yapılmıştır. Fizikokimyasal karakterizasyon için pH, iletkenlik, toplam çözünmüş katı, ÇOK, sülfat, alkalinite, bulanıklık, 254 nm dalga boyunda UV absorbans analizleri yapılmıştır.

ÇOK parametresi organik maddelerin miktarını belirlemede, 254 nm dalga boyunda UV absorbansı ise organik maddelerin aromatik/alifatik yapısının göstergesi olarak kullanılmaktadır. Farklı DOM'ların karakteristiklerini karşılaştırmak için 254 nm dalga boyunda UV absorbansının ÇOK'a orantılanması ile normalize edilmesi gerekmektedir. Normalize edilmiş olan bu değer spesifik UV_{254} absorbans (SUVA) olarak adlandırılmaktadır. SUVA, DOM'ların doymamış bağlarının ve/veya aromatik yapısının sayısal değeridir [3,105,189].

2.2. Materyaller ve Kimyasallar

Bu çalışmada; MIEX® DOC (makro gözenekli, akrilik) reçinesi iyon değiştirici reçine olarak seçilerek, iyon değiştirici reçinelerin DOM giderim verimlerinin ve iyon rekabetinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Tablo 2.1'de bu reçinelerin özellikleri yer almaktadır.

Tablo 2.1. Çalışmada kullanılacak olan reçineler ve özellikleri.

Reçine	**Tipi**	**Yapısı**	**Partikül Büyüklüğü (µm)**	**Kapasitesi (meq/L)**	**Su içeriği (%)**
MIEX® ÇOK	Makrogözenekli	Poliakrilik	150-180	-	-

MIEX® DOC reçinenin deneysel çalışmalarda kullanımlarından önce herhangi bir ön hazırlık ya da temizlik gereksinimine ihtiyaç duyulmamaktadır. Dolayısı ile deneysel çalışmalarda MIEX® DOC reçine doğrudan kullanılmıştır.

Hedeflenen amaçlara ulaşabilmek için yapılan deneysel çalışmalar; kinetik, çoklu-yükleme ve MIEX® DOC + koagülasyon olmak üzere 3 aşamada gerçekleştirilmiştir.

2.3. Deneysel Prosedür

2.3.1 Kinetik Deneyler

Çalışmanın birinci aşamasında, tüm baraj sularında MIEX® DOC reçinesinin zamana bağlı performanslarının da izlendiği kinetik deneyler yapılmıştır. Kinetik deneylerin amacı, DOM ve sülfat gideriminde reçine konsantrasyonunun ve temas süresinin etkilerini belirlemektir.

MIEX® DOC reçine kinetik deneylerde, her bir su kaynağından süzülmemiş 1 L'lik numuneler alınmış, numunelere farklı reçine konsantrasyonları dozlanıp jar test cihazında 150 rpm'de karıştırılmıştır. MIEX® DOC reçine dozları 5, 10, 15 ve 20 ml/L ve karıştırma süresi 5, 10, 20 ve 30 dk. olarak seçilmiştir. Karıştırma süresi sonrasında reçinenin çökelmesi için numune 5 dk. beklemeye bırakılmıştır. Her bir denemeden yeterli miktarda (100 ml) alınan numuneler 0,45 µm gözenek çapına sahip

polietersülfon (PES) membran filtrelerden süzülmüştür. Filtrelenen numunelerde, pH, ÇOK, UV_{254} absorbans, iletkenlik, alkalinite, TÇK ve sülfat analizleri gerçekleştirilmiştir.

Analiz sonuçlarına göre, özellikle, ÇOK ve sülfat giderim verimleri değerlendirilmiştir. Tüm analizler iki kere tekrarlanmış ve jar test analizleri iki paralel halinde yürütülmüştür. Su kaynaklarında organik madde miktarı (ÇOK cinsinden), organik maddelerin tür ve bileşenleri ve sülfat içeriği farklı olduğundan, ÇOK ve sülfat giderimine bağlı olarak, MIEX® DOC reçinenin tercihli organik madde ve sülfat giderimleri değerlendirilmiştir.

2.3.2. Sürekli Sistem Deneyleri

Çalışmanın ikinci aşamasında, kinetik deneylerden elde edilen sonuçlara göre, reçinenin sürekli proseslerde kullanıldığında elde edilen DOM ve sülfat giderimi değerlendirilmiştir. MIEX® DOC reçinenin sürekli işletimi için sürekli sistem deneyleri yapılmıştır. Sürekli sistem deneylerinin amacı, reçine rejenerasyon yapmadan bir seri ardışık jar test denemeleri ile sürekli işletilen MIEX® DOC reçine prosesinin giderim performansını belirlemektir.

Sürekli sistem deneylerinde, reçinenin iyon seçiciliği ve DOM ile sülfat arasındaki etkileşimler ve rekabet derecesi tespit edilmiştir. MIEX® DOC reçinesi, sürekli işletilen tesislerde 500–1500 yatak hacmi (BV, bed volume) değerleri arasında uygulanmıştır. Bunun anlamı her 1 mL reçinenin arıttığı 500 mL (500 BV) ve 1500 mL (1500 BV) sudur. Tesis istenilen yatak hacmine (reçineden geçirilen su hacmi/reçine hacmi) ulaştığında reçinede doygunluk meydana gelmiş ise reçine rejenerasyona tabi tutulmaktadır.

Bu çalışmada, DOM ve sülfat eş zamanlı giderileceği için literatürde belirtilenden daha düşük yatak hacimlerine ulaşılacağı düşünülmektedir. Dolayısı ile, sürekli sistem deneylerinde uygulanacak yatak hacimleri 500, 800, 1000 ve 1500 BV olarak seçilmiştir. Yapılan kinetik çalışmaları sonucunda her bir su kaynağı için elde edilecek MIEX® DOC reçine dozu ve temas süresi, sürekli sistem deneylerinde reçine dozu ve temas süresi olarak uygulanmıştır. Su kaynaklarından alınan 1 L'lik numunelere

belirlenen miktarda MIEX® DOC reçine dozlanıp ve yine belirlenen temas süresi boyunca jar test cihazında 150 rpm'de karıştırılmıştır. Karıştırma sonrasında reçinenin çökelmesi için numune 5 dk. bekletilmiştir. Üst sudan alınan 100 mL numune PES filtreden süzüldükten sonra pH, ÇOK, UV_{254} absorbans, iletkenlik, alkalinite, TÇK ve sülfat analizleri gerçekleştirilmiştir. Beherde 100 mL hacimde reçine kalacak şekilde üst su dikkatlice ayrılmıştır. Reçineden ayrılan su 500, 800, 1000 ve 1500 BV denemeleri için 4 ayrı kapta toplanmıştır. Beherde kalan 100 mL reçinenin üzerine 1 L olacak şekilde ham su eklenip ve bir önceki adımdaki prosedür uygulanmıştır. Belirlenen yatak hacimlerine ulaşıncaya kadar aynı işlemlere devam edilmiştir. Seçilen yatak hacimlerine ulaşmak için; sırası ile 5 L (500 BV), 8 L (800 BV), 10 L (1000 BV) ve 15 L (1500 BV) su numunesi reçineden geçirilmiştir. Sürekli sistem deneyleri sonunda, ÇOK ve sülfat giderim verimleri baz alınarak reçinenin rejenerasyon yapılmadan kaç litre suyu arıtabildiği elde edilmiştir. Bu işlemler için tüm adımlar her bir su kaynaklarında tekrarlanmıştır.

DOM ve sülfat arasındaki rekabet ve reçinenin iyon seçiciliği, yukarıda verilen prosedürlerde olduğu gibi orijinal ham sulara sürekli sistem deneyleri uygulanması ile değerlendirilmiştir. Ancak, hem değişen konsantrasyonlarda ÇOK ve sülfat olacağı, hem de her bir baraj suyunda ÇOK miktarının yakın olmasına rağmen organik madde türleri farklı olacağı için sonuçların istatistiksel olarak değerlendirmesi yeterli olmayacaktır. Bunun için her bir barajdan alınacak numuneler, sabit ÇOK/değişen sülfat konsantrasyonuna ayarlanmıştır. Sabit ÇOK/değişen sülfat denemeleri için numunelerin içerdiği ÇOK miktarı orijinal halinde tutularak, değişen miktarlarda sülfat konsantrasyonu sağlamak için numunelere Na_2SO_4 ilave edilmiştir.

Yapılan çalışmalar sonucu sülfat konsantrasyonları; Kesikköprü barajında 391 mg/L ve Çamlıdere barajında 17 mg/L olduğu analizler sonucunda anlaşılmıştır. Bu durumda, Kesikköprü barajı için 391, 400, 450 ve 500, 550 ve 600 mg/L, Çamlıdere barajı için 17, 50, 100, 150, 300 ve 400 mg/L sülfat konsantrasyonları seçilmiştir.

Literatürdeki çalışmalarda, suda diğer iyonların yüksek konsantrasyonda bulunması durumunda bikarbonat ve nitrat iyonlarının rekabet etkilerinin ihmal edilebilecek seviyede olduğu belirtilmiştir. Bu sebepten, suların seyreltilmesinden dolayı, su

kompozisyonundaki değişikliklerin deneysel prosedürü çok ciddi etkilemeyeceği düşünülmektedir.

2.3.3. MIEX® DOC + Koagülasyon Deneyleri

Çalışmanın üçüncü aşamasında, konvansiyonel koagülasyon prosesi ile işletilen mevcut İvedik Arıtma Tesisi'ne iyon değişimi prosesinin adaptasyonu çalışmaları yapılmıştır. Bu aşamanın amacı, mevcut sisteme iyon değişimi prosesinin eklenmesi ile bu proseslerin ortak verimini (ÇOK, UV_{254} absorbans ve bulanıklık giderim verimi) ve koagülan ihtiyacına etkisini belirlemektir. Ayrıca sisteme iyon değişimi prosesinin eklenmesi ile DOM için zenginleştirilmiş koagülasyon işletimine gerek kalmayacağından ihtiyaç olan koagülan dozu azalacağı için, koagülasyon prosesinde ortaya çıkan çamur miktarı azalacak ve çamur arıtma maliyetinde azalış olacaktır. Koagülasyon prosesi öncesinde MIEX® DOC reçine prosesinin uygulanması durumunda DOM giderimi verimi artmakta ve dolayısı ile DYÜ oluşumu azalmaktadır. Ayrıca koagülan sarfiyatı ve koagülasyon prosesinde ortaya çıkan çamur miktarı azaltılmaktadır.

Bu aşama; MIEX® DOC reçine ön arıtım prosesi+koagülasyon prosesi uygulamalarını içermektedir. Bu adımda, kinetik deneylerden elde edilen MIEX® DOC reçine dozu ve temas süresi kullanılarak su numunelerinde ön arıtım testleri yapılmıştır. MIEX® DOC reçine ön arıtım denemelerinde, kinetik deneylerde kullanılan prosedür uygulanmıştır. Ön arıtımdan elde edilen numunelere değişen konsantrasyonlarda (20, 30, 50, 75 ve 100 mg/L) alum dozlanıp, optimum koagülan dozu tespit edilmiştir.

Koagülasyon süresince; koagülasyon için 150 rpm'de 1 dk. hızlı karıştırma ve flokülasyon için 40 rpm'de 35 dk. yavaş karıştırma uygulanmıştır. Karıştırma süresi sonunda, numuneler 10 dk. çökelmeye bırakılmıştır. Elde edilen numunelerde; pH, bulanıklık, iletkenlik, toplam çözünmüş katı, sülfat, ÇOK, UV_{254} absorbansı analizleri yapılmıştır. Ayrıca, Bu aşamada yapılan analizler 2 kere tekrarlanıp, MIEX® DOC reçine ve koagülasyon denemeleri iki paralel halinde yürütülmüştür.

Projenin amaçlarına ulaşabilmek için proje kapsamında yer alan her bir aşama için uygulanmış deneysel yaklaşımlar Tablo 2.2'de verilmektedir.

Tablo 2.2. Proje kapsamında uygulanacak deneysel yaklaşımlar.

	Uygulamalar	Hedeflenen Amaç
1. Aşama	**MIEX® DOC reçine kinetik deneyleri** Kesikköprü ve Çamlıdere Barajları ● MIEX® DOC reçine dozu: 5-20 ml reçine/L ● Bekleme süresi: 5-30 dk ● pH, ÇOK, UV_{254} absorbansı, iletkenlik, toplam çözünmüş katı, sülfat Sabit DOM/değişen sülfat konsantrasyonu ● Kesikköprü barajı Sülfat = 391, 400, 450 ve 500, 550 ve 600 mg/L ● Çamlıdere barajı Sülfat = 17, 50, 100,150, 200, 300 mg/L **Hedef:** ÇOK ve sülfat giderimi	DOM ve sülfat giderimi ✓ Reçine konsantrasyonunun etkisi ✓ Temas süresinin etkisi ✓ Sülfat konsantrasyonunun DOM giderimine etisi
2. Aşama	**MIEX® DOC reçine sürekli sistem deneyleri** Kesikköprü ve Çamlıdere Barajları ● MIEX® DOC reçine dozu: kinetik deneylerde belirlenecek ● Temas süresi: kinetik deneylerinde belirlenecek ● Yatak hacmi: 500, 800, 1000 ve 1500 BV **Hedef:**ÇOK ve sülfat giderimi	✓ MIEX® DOC reçinenin kapasitesinin berlirlenmesi ✓ DOM ve sülfat giderim verimlerinin belirlenmesi
3. Aşama	**MIEX® DOC iyon değiştirici ön arıtımı deneyleri** MIEX® DOC+ koagülasyon Kesikköprü, Çamlıdere barajları ● MIEX®DOC reçine (kinetik deneylerden elde edilecek) ● Alum dozu: 20-100 mg/L ● pH, bulanıklık, iletkenlik, TÇK, sülfat, ÇOK, UV_{254} absorbansı, **Hedef:**ÇOK ve sülfat giderimi	MIEX® DOC iyon değiştirici ön arıtımın: ✓ Koagülasyon prosesinin DOM ve sülfat giderim verimine etkisi ✓ Koagülan ihtiyacının azaltılması

2.4. Analitik Metotlar

2.4.1. ÇOK Analizi

ÇOK analizleri SM 5310 B metoduna göre TOC Analyzer (TOC-VCPN, Shimadzu) cihazıyla yapılmıştır. TOC cihazına bağlı olan otoörnekleyiciye konulan numunelerde

toplam karbon (TC) ve inorganik karbon (IC) analizleri cihaz tarafından otomatik olarak analiz edilmektedir. ÇOK sonuçları ise ölçülen iki değer arasındaki farkın alınması ile belirlenmektedir. ÇOK analizleri 0,45 µm PES membran filtreden süzülmüş numunelerde gerçekleştirilmiştir. Numunelerin TC ve IC analizleri 3 tekrar ile yapılmış ve bu değerlerin ortalamaları alınarak ÇOK verileri elde edilmiştir. Analizlerden önce TC ve IC analizleri için kalibrasyon eğrileri hazırlanmış ve cihaza tanıtımı yapılmıştır. TC ve IC için hazırlanan kalibrasyon eğrileri Ek-A Bölümü'nde Şekil A.1 ve A.2'de verilmiştir.

2.4.2. UV_{254} Absorbans Analizi

Su numunelerinin UV absorbansları, UV-visible spektrofotometre (HACH LANGE) kullanılarak SM 5910 B yöntemi kullanılmıştır. Numunelerin UV_{254} absorbansı 1 cm'lik quartz küvetlerde ve 254 nm dalgaboyunda gerçekleştirilmiştir. Her bir numunenin UV_{254} absorbansı 2 paralel halinde ölçülmüş ve bu değerlerin ortalaması alınmıştır. Her ölçüm öncesi ve sonrasında quartz küvetler ultrasafsu ile yıkanarak, küvetlerde numune girişimi engellenmiştir.

2.4.3. Sülfat Analizleri

Sülfat analizleri Standart Metot 4500 SO_4^{-2} E metodu kullanılarak HACH ODYSSEY spektrofotometrede yapılmıştır. Spektrofotometrenin küvetine 25 ml numune konulmuş ve içine sülfat kiti (SulfaVer 4 Sulfate Reagent Cat No: 12065-99) ilave edilmiştir. Karıştırıldıktan sonra 3 dk. bekletilen numuneler 480 nm dalgaboyunda cihaz içinda kayıtlı bulunan kalibrasyon eğrisine göre doğrudan konsantrasyon okuma ile analizleri gerçekleştirilmiştir. Sülfat analizinin kalibrasyon eğrisi EK-A Bölümü'nde Şekil A.3'de verilmektedir. Her ölçüm iki kere tekrarlanıp ortalamaları alınmıştır. Küvetler her ölçüm sonrasında ultrasaf su ile yıkanmıştır.

2.4.4. Bulanıklık Analizleri

Bulanıklık analizleri HACH 2100N model turbidimetre kullanılarak yapılmıştır.

2.4.5. İletkenlik ve Toplam Çözünmüş Katı Analizleri

İletkenlik ve TÇK analizleri HACH marka iletkenlik ölçer ile SM 2510 B ölçüm yöntemi kullanılarak ölçülmüştür.

2.4.6. pH Analizleri

Su numunelerinin pH'ı HACH marka pH metre ile SM 4500-H^+ yöntemi kullanılarak ölçülmüştür. pH metre oda sıcaklığında pH 4, 7 ve 10 kalibrasyon standartlarına göre ayarlanarak kalibrasyonu yapılmıştır.

2.4.7. Alkalinite Analizleri

Alkalinite; SM 2320 B yöntemi kullanılarak ölçülmüştür. Erlene konulan 25 ml numunenin üzerine 2-3 damla fenolftalein ve 2-3 damla metil orange eklenip çalkalanmıştır. 0,02 N'lik H_2SO_4 çözeltisinden eklenerek renk değişiminin turuncudan pembeye geçtiği anda ölçüm sonuçlanmıştır.

Analizlerde kullanılan bütün kimyasallar analitik saflıktadır. Stok çözeltiler ve seyreltmeler için ultrasafsu kullanılmıştır.

3. BÖLÜM

BULGULAR

3.1. Kinetik Deneyler

Çamlıdere ve Kesikköprü Barajları'ndan alınan su numunelerine kinetik deneyler uygulanarak bu numunelerin ÇOK giderimleri için optimum reçine dozu ve optimum temas süresi belirlenmiştir. Her iki baraj numunesine de farklı MIEX® DOC reçine dozları (5, 10, 15, 20 ml/L) ve farklı temas süreleri (5, 10, 20, 30 dk.) uygulanmıştır. Tablo 3.1'de kinetik deneylerde kullanılan Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj suyu numunelerinin fizikokimyasal özellikleri verilmektedir.

Tablo 3.1. Kinetik deneylerde kullanılan Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj suyu numunelerinin fizikokimyasal özellikleri.

Parametre	**Çamlıdere Barajı**	**Kesikköprü Barajı**
pH	7,98	7,98
Bulanıklık (NTU)	3	3
Alkalinite (mg $CaCO_3$/L)	95	120
İletkenlik (µS/cm)	210	1668
Toplam Çözünmüş Katı (mg/L)	105	834
Sülfat (mg/L)	17	391
ÇOK (mg/L)	5,92	5,98
UV_{254} Absorbans (cm^{-1})	0,094	0,035

Birinci aşama Çamlıdere Baraj suyu ile elde edilen deney sonuçları Tablo 3.2'de verilmektedir. Tabloda Çamlıdere Baraj Suyunda MIEX® DOC reçine kullanılarak elde edilen ÇOK, UV_{254} ve sülfat giderim verimleri de görülmektedir.

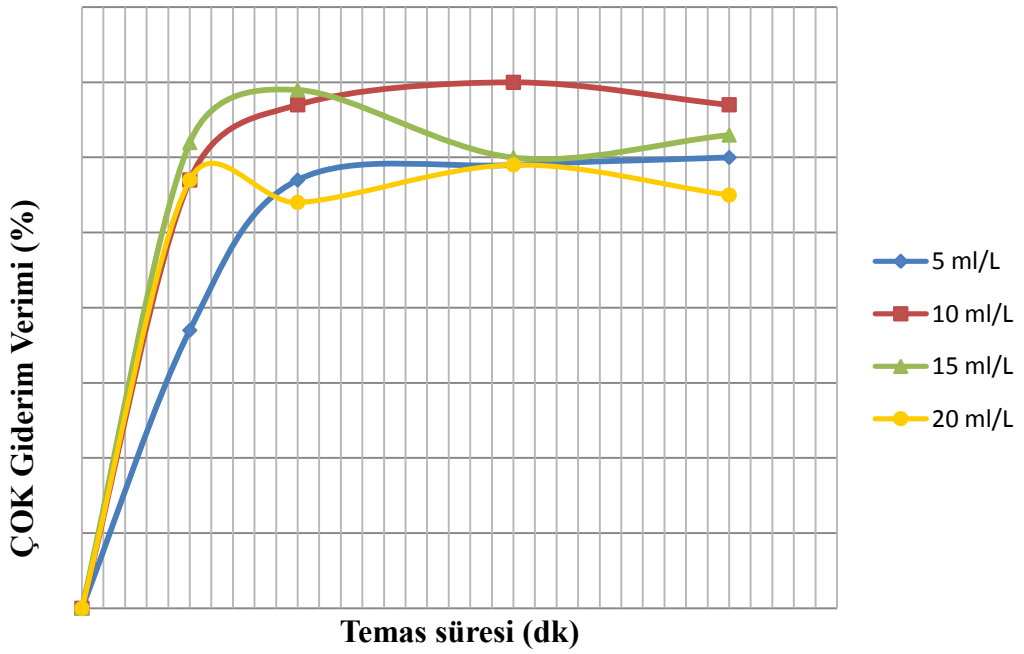
Tablo 3.2. MIEX® DOC reçine ile Çamlıdere Baraj suyundan elde edilen sonuçlar.

MIEX Dozu (ml/L)	Temas Süresi (dk)	UV_{254} Giderimi (%)	ÇOK Giderimi (%)	Sülfat Giderimi (%)	pH	TÇK (mg/L)	İletkenlik (µS/cm)	$SUVA_{254}$ (L/mg-m)	Alkalinite
0	0	0	0	0	7,98	116	231	1,6	95
5	5	74	37	94	7,49	112	224	0,7	61
	10	86	57	94	7,43	113	226	0,5	61
	20	93	59	97	7,42	114	227	0,3	62
	30	95	60	94	7,48	115	230	0,2	62
10	5	89	57	97	7,30	117	234	0,4	52
	10	92	66	97	7,22	118	236	0,4	54
	20	94	70	94	7,24	118	236	0,3	53
	30	93	67	94	7,18	119	237	0,3	54
15	5	90	62	97	7,20	119	239	0,4	52
	10	91	69	94	7,25	120	240	0,4	50
	20	92	60	97	7,20	121	241	0,3	51
	30	91	63	94	7,16	121	241	0,4	50
20	5	88	57	94	7,12	121	242	0,5	46
	10	89	54	94	7,13	122	244	0,4	46
	20	89	59	94	7,15	122	244	0,4	43
	30	89	55	94	7,16	122	245	0,4	43

Tablo 3.2'de görüldüğü gibi, Çamlıdere su numunesinde bulunan ve 254 nm dalga boyunda UV_{254} absorbansı veren organikler MIEX® DOC reçine ile %74-94 arasında giderilmiştir. Daha açık olarak, UV_{254} absorbansı veren organiklerin neredeyse tamamı MIEX® DOC reçine ile iyon değişimi prosesinde uzaklaştırılmıştır. Bu sonuçlara göre, su numunesinde giderilmeden kalan organiklerin büyük bir kısmı UV_{254} absorbansı vermeyen ve daha çok hidrofilik sınıfta yer alan düşük moleküler ağırlıklı organikler olduğu anlaşılmaktadır. Sülfat giderimine bakılırsa, MIEX® DOC reçine ile neredeyse sülfatın tamamı giderilmiştir. Her ne kadar tabloda %94-97 arası olarak verilse de, iyon değişimi sonrasında elde edilen su numunelerinde belirlenen sülfat konsantrasyonları 1-2 mg/L'dir. Spektrofotometrenin hassasiyeti göz önüne alındığı zaman arıtılmış su numunelerinde sülfat neredeyse hiç kalmamıştır. Ham su numunesinde sülfat konsantrasyonu çok düşük olduğundan dolayı (17 mg/L), yapılan ilk çalışmalardan iyon değişimi prosesinde DOM giderimine sülfatın etkisini bu aşamada belirlemek mümkün değildir. Çalışmanın devam eden kısmında, Çamlıdere hamsuya değişen

konsantrasyonlarda sülfat eklenerek, bu etkileşim belirlenmiştir. Bölüm 3.2'de değişen konsantrasyonlarda eklenen sülfatın DOM giderimine etkileri verilmektedir.

Şekil 3.1 ve 3.2'de Çamlıdere Baraj suyunda farklı MIEX® DOC dozlarına ve farklı bekleme sürelerinde ÇOK ve UV_{254} giderim verimleri verilmektedir. Şekilden de anlaşıldığı üzere, farklı dozlarda ve farklı bekleme sürelerinde MIEX® DOC reçine kullanımı ile Çamlıdere su numunesinden %37-70 arasında ÇOK giderim verimi elde edilmiştir. Daha önce literatürde elde edilen giderim verimleri ile kıyaslandığında, koagülasyon prosesi olmadığı halde bile bu çalışmada oldukça iyi giderim verimleri elde edilmiştir. Bekleme süresinin etkisine bakıldığı zaman, 10. dk.dan itibaren her bir doz için ÇOK giderim veriminde ciddi bir değişiklik gözlenmemiştir. Yine benzer şekilde, 10ml/L MIEX® DOC reçine dozundan daha yüksek dozlarda da giderim veriminde kayda değer bir farklılık elde edilmemiştir. Dolayısı ile Çamlıdere baraj suyunun MIEX® DOC reçine ile ÇOK gideriminde 10 ml/L MIEX® DOC reçine dozu ve 10 dk. bekleme süresi yeterli olmaktadır. Çalışmanın devamında, 2. Aşamada sürekli sistem MIEX® DOC reçinenin işletilmesinde 10 ml/L doz uygulanmıştır.

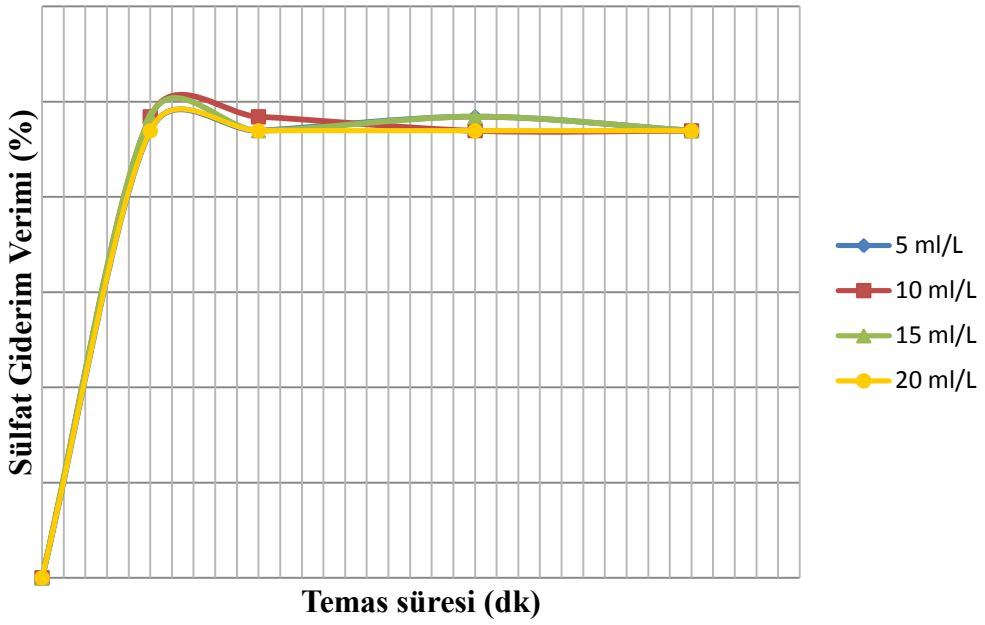


Şekil 3.1. Çamlıdere Baraj suyunda temas süresine bağlı olarak ÇOK giderim verimi.



Sekil 3.2. Camlıdere Baraj suyunda temas süresine bağlı UV_{254} giderim verimi.

Şekil 3.3'te Çamlıdere Baraj suyunda farklı MIEX® DOC reçine dozu kullanılarak artan bekleme sürelerinde sülfat giderim verimleri verilmektedir.



Şekil 3.3. Çamlıdere Baraj suyunda temas süresine bağlı sülfat giderim verimi.

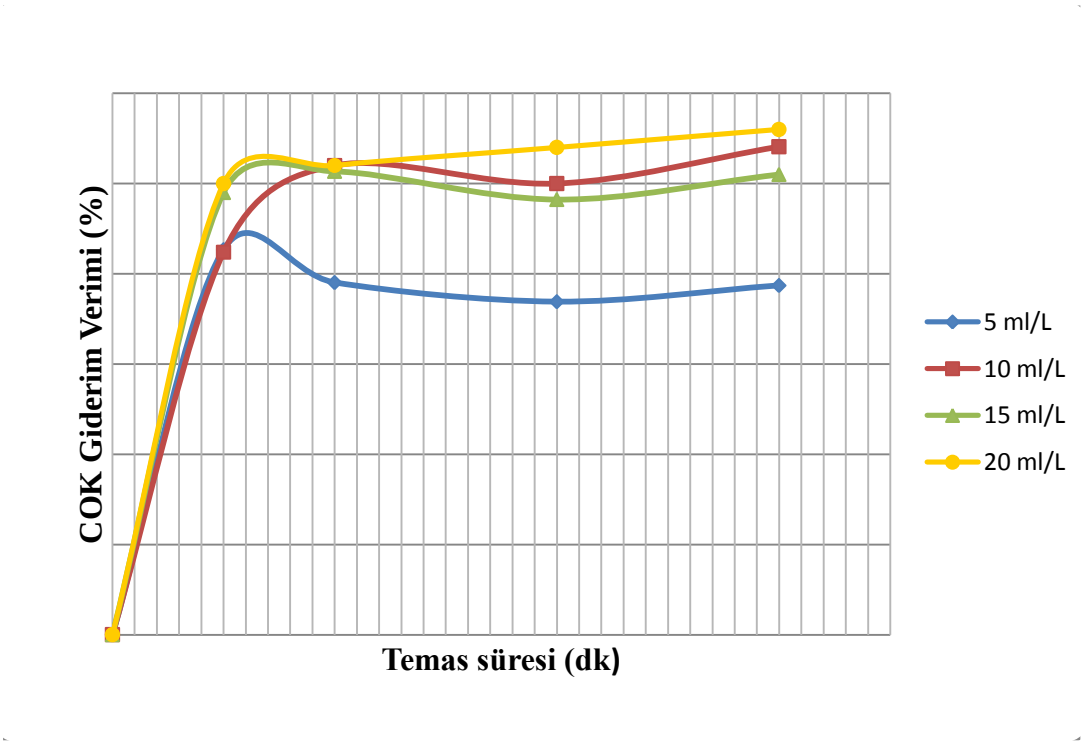
Birinci Aşama Kesikköprü Baraj suyu ile elde edilen deney sonuçları Tablo 3.3'te verilmektedir. Tabloda, Kesikköprü Baraj Suyunda MIEX® DOC reçine kullanılarak elde edilen ÇOK, UV ve sülfat giderim verimleri de görülmektedir. Kesikköprü su numunesinde bulunan ve 254 nm dalga boyunda UV_{254} absorbansı veren organikler MIEX® DOC reçine ile %31-47 arasında giderilmiştir. Sülfat giderimine bakılırsa, MIEX® DOC reçine ile %36-83 arası sülfat giderimi sağlanmıştır. Ham su sülfat değeri Kesikköprü Baraj'ında çok yüksek olduğu için bekleme süresine ve MIEX® DOC dozuna bağlı olarak geniş bir giderim verimi aralığı vermiştir.

MIEX® DOC reçinenin DOM giderimindeki etkinliği DOM'ların türüne ve bileşenine oldukça bağlı olmaktadır. Yapılan çalışmalarda, MIEX® DOC reçinenin yüksek SUVA (>3 L/mg DOM-m, spesifik UV absorbansı, UV_{254}/ÇOK) değerlerine sahip organik maddelerin gideriminde oldukça etkili olduğu, ayrıca hidrofilik yapıdaki organikleri de uzaklaştırdığı rapor edilmiştir [106]. Bir başka çalışmada, yüksek moleküler ağırlıklı organikleri (MA= 45000 Da) ya da küçük nötral organikleri sudan uzaklaştıramadığı tespit edilmiştir [146]. Manyetik reçinenin farklı moleküler ağırlığa sahip organiklerin giderim etkinliği analizleri, hidrofobik hümik ve fulvik bileşikleri (MA=5000-7000 Da) reçinenin etkinliğinin zayıf olduğunu ortaya koymuştur [155]. Fakat karboksilik grupları içeren küçük anyonik organik bileşiklerin gideriminde iyi sonuçlar elde edilmiştir. Humbert vd. [103] de benzer sonuçlar elde etmişler, moleküler ağırlığı 500-1500 Da arasındaki DOM'ların manyetik reçine ile verimli şekilde uzaklaştırıldığı sonucuna ulaşmışlardır.

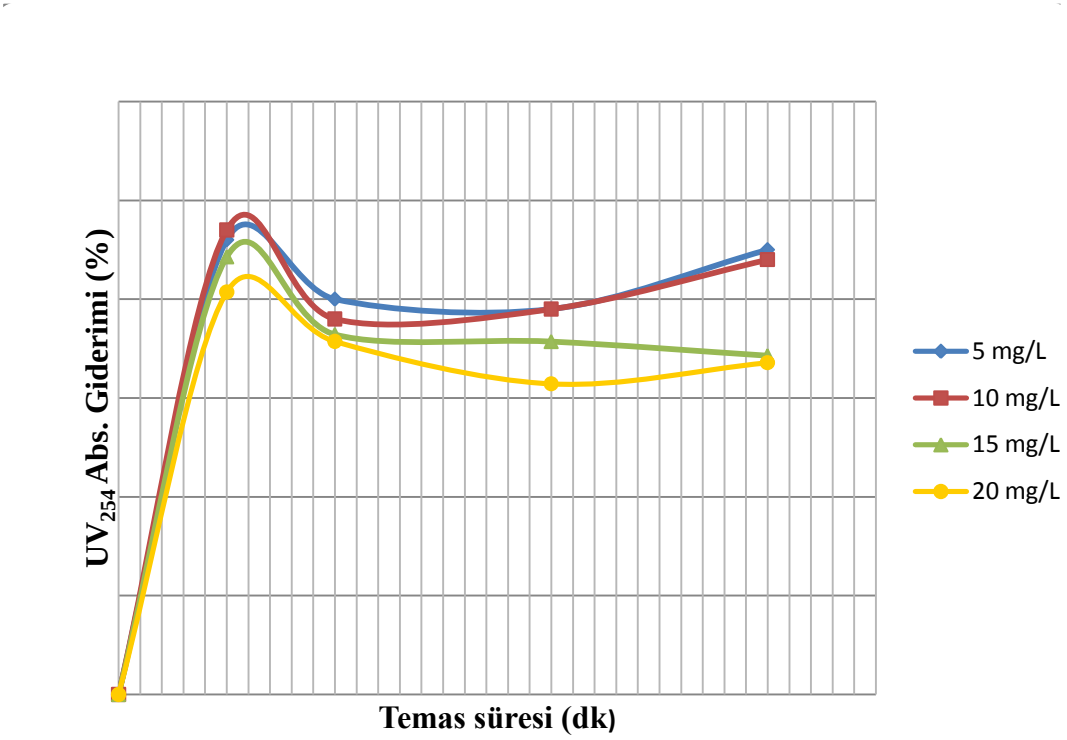
Şekil 3.4 ve 3.5'te Kesikköprü Baraj suyunda farklı MIEX® DOC dozlarına ve farklı bekleme sürelerinde ÇOK ve UV_{254} giderim verimleri verilmektedir. Farklı dozlarda ve farklı bekleme sürelerinde MIEX® DOC reçine kullanımı ile Kesikköprü su numunesinden %39-56 arasında ÇOK giderim verimi elde edilmiştir. Bekleme süresinin etkisine bakıldığı zaman, 10. dk.dan itibaren her bir doz için ÇOK giderim veriminde ciddi bir değişiklik gözlenmemiştir. Yine benzer şekilde, 10ml/L MIEX® DOC reçine dozundan daha yüksek dozlarda da giderim veriminde kayda değer bir farklılık elde edilmemiştir. Dolayısı ile Kesikköprü Baraj Suyunun MIEX® DOC reçine ile ÇOK gideriminde 10 ml/L MIEX® DOC reçine dozu ve 10 dk. bekleme süresi yeterli olmaktadır. Çalışmanın devamında, 2.Aşamada sürekli sistem deneylerinde MIEX® DOC reçinenin işletilmesinde 10 ml/L doz uygulanmıştır.

Tablo 3.3. MIEX® DOC reçine ile Kesikköprü Baraj suyundan elde edilen sonuçlar.

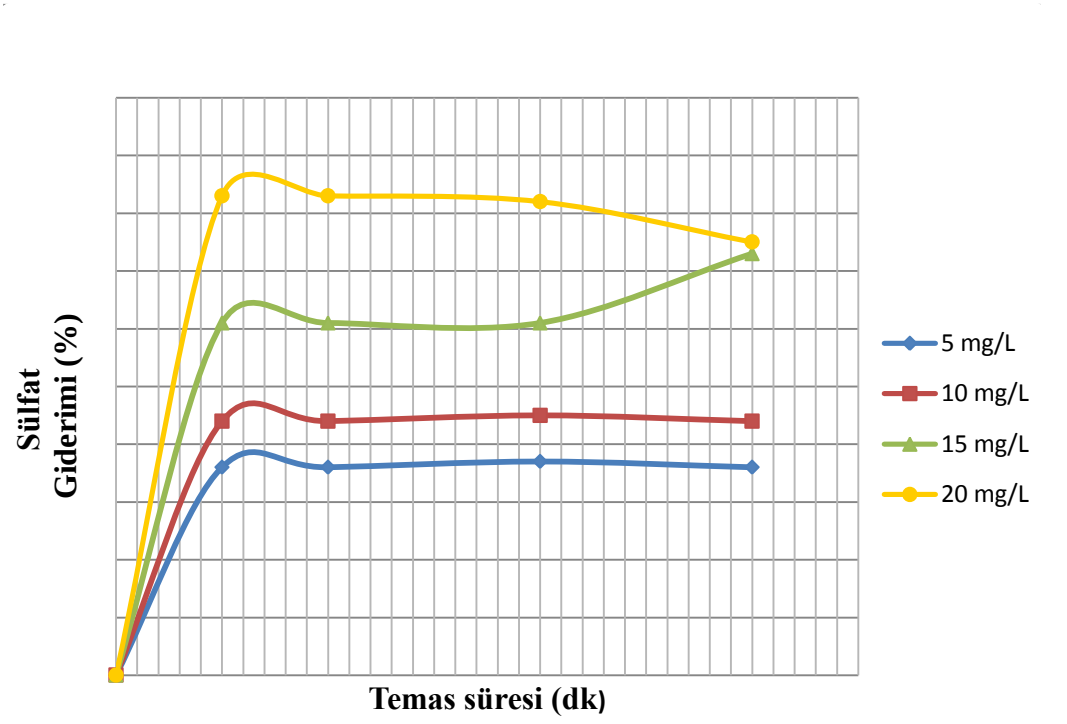
MIEX Dozu (ml/L)	Temas Süresi (dk)	UV_{254} Giderimi (%)	ÇOK Giderimi (%)	Sülfat Giderimi (%)	pH	TÇK (mg/L)	İletkenlik (µS/cm)	$SUVA_{254}$ (L/mg-m)	Alkalinite
0	0	0	0	0	7,98	834	1668	0,6	121
5	5	46	43	36	8,03	804	1608	0,6	100
	10	40	39	36	7,94	811	1621	0,6	100
	20	39	37	37	8,13	806	1611	0,6	101
	30	45	39	36	8,17	807	1613	0,5	104
10	5	47	42	44	8,07	810	1619	0,5	97
	10	38	52	44	8,07	805	1610	0,7	97
	20	39	50	45	8,13	810	1620	0,7	98
	30	44	54	44	8,15	808	1616	0,7	102
15	5	44	49	61	8,08	817	1634	0,7	95
	10	36	51	61	8,03	826	1651	0,8	91
	20	36	48	61	8,07	819	1639	0,7	88
	30	34	51	73	8,08	833	1667	0,9	89
20	5	41	50	83	8,03	837	1675	0,8	89
	10	36	52	83	8,03	841	1682	0,9	88
	20	31	54	82	8,06	834	1667	1,0	86
	30	34	56	75	8,13	824	1647	0,9	87



Şekil 3.4. Kesikköprü Baraj suyunda temas süresine bağlı ÇOK giderim verimi.



Şekil 3.5. Kesikköprü Baraj suyunda temas süresine bağlı UV_{254} giderim verimi.



Şekil 3.6. Kesikköprü Baraj suyunda temas süresine bağlı sülfat giderim verimi.

3.2. Sülfat Konsantrasyonunun DOM ve Sülfat Giderimine Etkisi

MIEX® DOC reçine ile DOM gideriminde sülfat konsantrasyonunun etkisini gözlemleyebilmek için sabit DOM konsantrasyonuna sahip numunelere değişen miktarda sülfat eklenmiş ve reçine dozu uygulanmıştır. Reçine dozu (10 mg/L) kullanılarak değişen konsantrasyonlarda sülfat eklendiğinde orataya çıkan sonuçlar Çamlıdere Baraj Suyu için Tablo 3.4'te, Kesikköprü Baraj Suyu için Tablo 3.5'te yer almaktadır.

Tablo 3.4'te de görüldüğü üzere; düşük sülfat konsantrasyonlarında 1. Aşama'da da gözlendiği gibi yüksek sülfat giderim verimleri elde edilmiştir. Reçine düşük sülfat konsantasyonlarında öncelikli olarak sülfatı gidermeyi tercih etmektedir. Ancak, sülfat konsantrasyonunun 150 mg/L'nin üstüne çıkması durumunda reçine benzer oranda DOM giderimi sağlarken sülfat giderimi düşmektedir.

Şekil 3.6'da Kesikköprü Baraj Suyunda MIEX® ÇOK reçinenin sülfat giderim verimi verilmektedir. Şekilde de görüldüğü üzere MIEX® DOC reçine ile %36-83 arası sülfat giderim verimi elde edilmiştir.

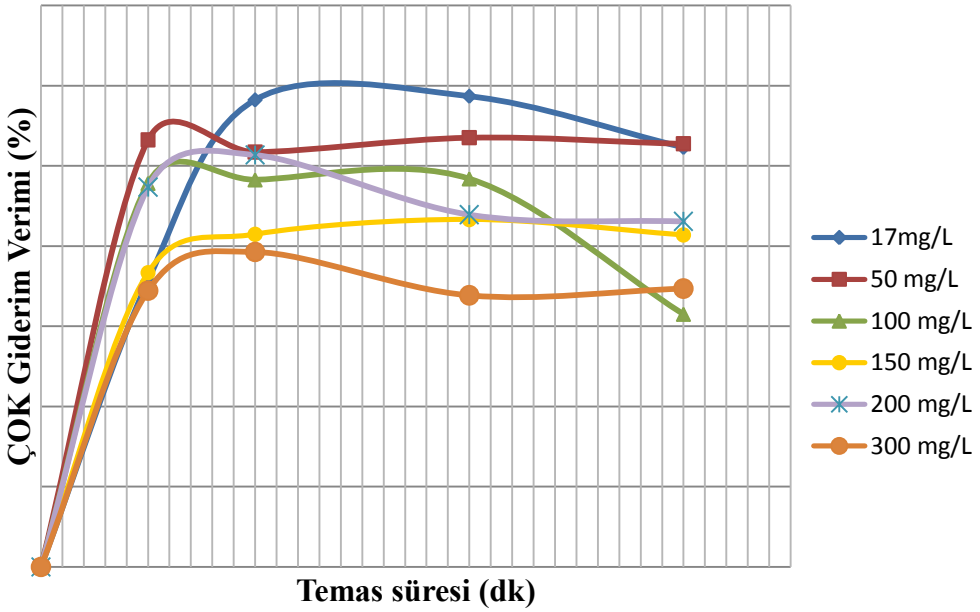
Şekil 3.7, 3.8 ve 3.9'da 10ml/L MIEX® DOC dozu, değişen sülfat konsantrasyonları kullanılarak ve farklı bekleme sürelerinde ÇOK, UV_{254} ve sülfat giderim verimleri verilmektedir. Sabit MIEX® dozunda, değişen sülfat kosantrasyonlarında ve farklı bekleme sürelerinde MIEX® DOC reçine kullanımı ile Çamlıdere su numunesinden %32-59 arasında ÇOK giderim verimi elde edildiği Şekil 3.7'de gösterilmektedir. En iyi giderim verimi düşük sülfat konsantrasyonlarıda gerçekleşmiştir.

Tablo 3.4'te görüldüğü gibi, Çamlıdere su numunesinde bulunan ve 254 nm dalga boyunda UV_{254} absorbansı veren organikler 10 ml/L MIEX® DOC reçine ile %79-95 arasında giderilmiştir.

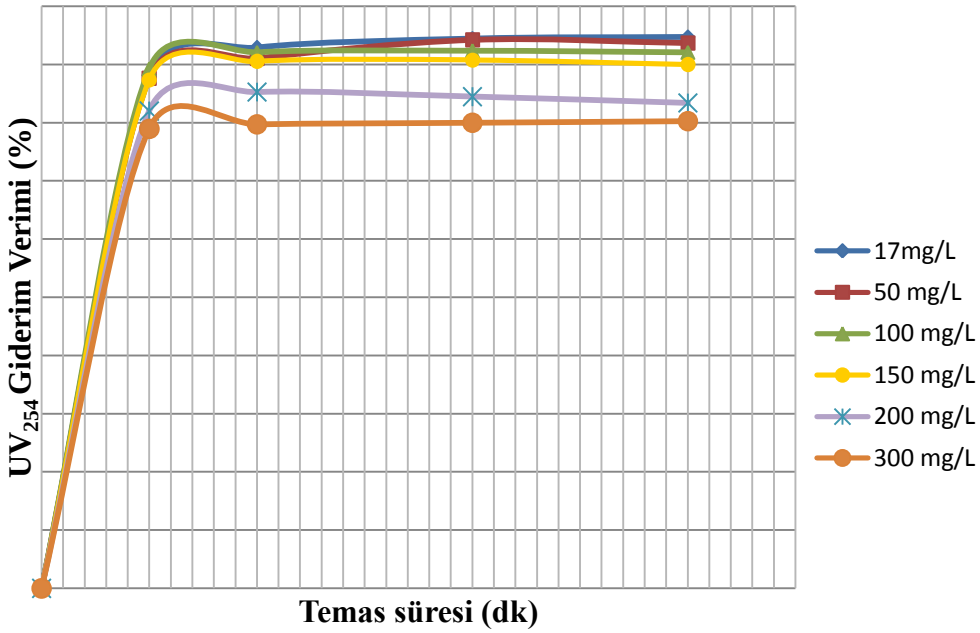
Şekil 3.9'da %44-99 arası sülfat giderim verimi gösterilmektedir. 300 mg/L sülfat konsantrasyonu ve 5 dk. temas süresinde en düşük sülfat giderim verimi elde edilmiştir. Şekilden de anlaşıldığı gibi düşük sülfat konsantrasyonlarında daha etkili verimler gözlenmektedir.

Tablo 3.4. MIEX®DOC reçine ile Çamlıdere Baraj suyundan elde edilen sonuçlar.

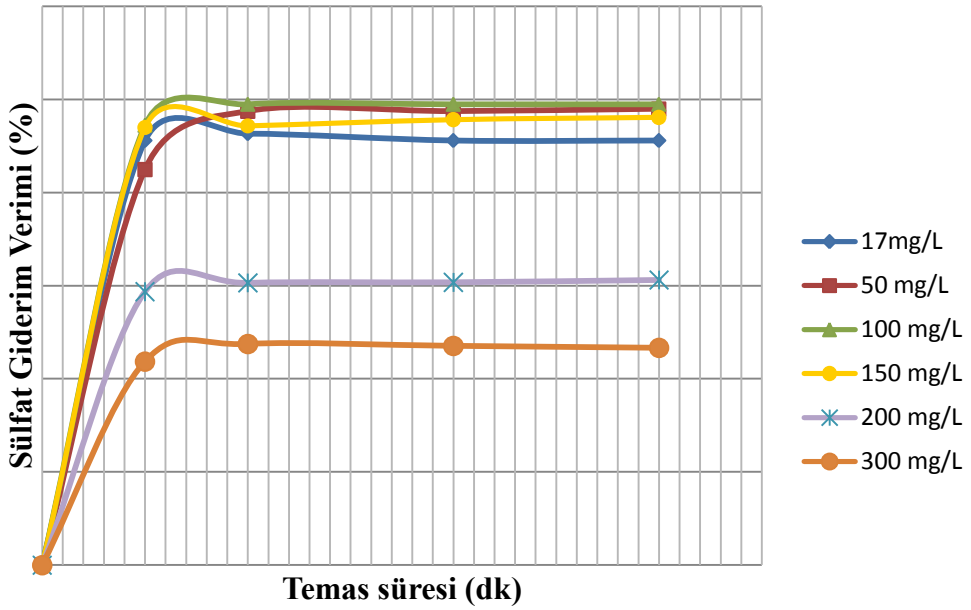
Sülfat Dozu (mg/L)	Temas Süresi (dk)	UV_{254} Giderimi (%)	ÇOK Giderimi (%)	Sülfat Giderimi (%)	pH	TÇK (mg/L)	İletkenlik (µS/cm)	$SUVA_{254}$ (L/mg-m)	Alkalinite
0	0	0	0	0	7,98	105	210	1,6	95
17	5	88	36	91	7,81	113	227	0,3	59
	10	93	58	93	7,77	114	228	0,3	50
	20	94	59	91	7,65	114	227	0,2	52
	30	95	52	91	7,77	115	230	0,2	49
50	5	88	53	85	7,91	205	409	0,4	54
	10	91	52	98	7,87	150	301	0,3	51
	20	94	54	98	7,82	151	303	0,2	50
	30	94	53	98	7,84	152	304	0,2	48
100	5	89	48	95	7,95	155	309	0,3	47
	10	92	48	99	7,89	206	413	0,2	50
	20	92	48	99	7,93	208	416	0,2	50
	30	92	32	99	7,90	210	420	0,2	53
150	5	87	37	94	7,96	206	412	0,3	51
	10	91	41	94	8,00	260	521	0,3	54
	20	91	43	96	7,97	259	518	0,3	54
	30	91	41	96	8,03	262	523	0,3	56
200	5	83	47	59	8,11	418	836	0,6	64
	10	85	51	61	8,07	415	831	0,5	68
	20	84	44	61	7,97	421	842	0,5	70
	30	83	43	61	8,06	414	827	0,5	66
300	5	79	34	44	8,03	516	1033	0,5	65
	10	80	39	48	8,04	516	1031	0,5	65
	20	80	34	47	7,95	521	1042	0,5	62
	30	80	35	47	8,01	517	1034	0,5	64



Şekil 3.7. Çamlıdere Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı ÇOK giderim verimi.



Şekil 3.8. Çamlıdere Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı UV_{254} giderim verimi.



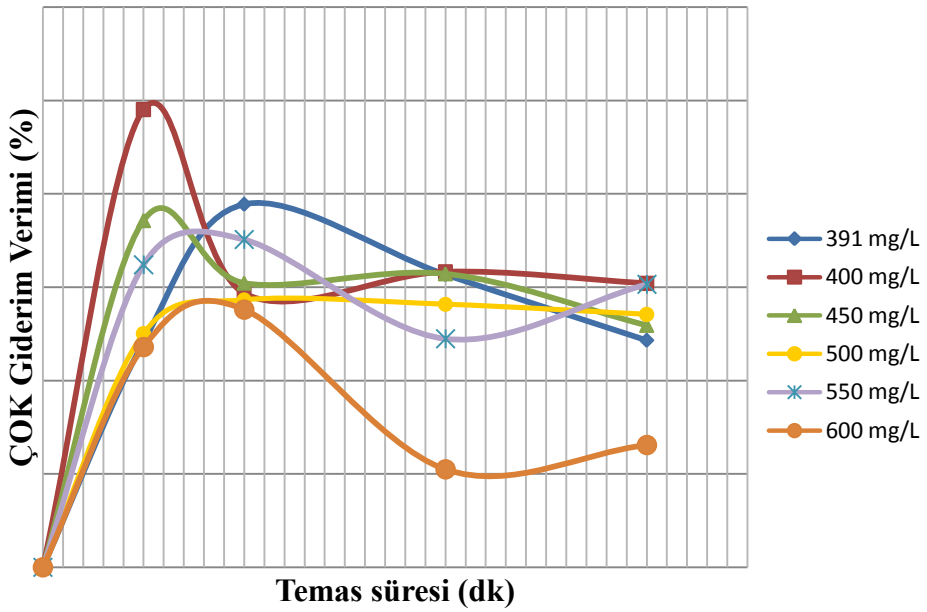
Şekil 3.9. Çamlıdere Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı sülfat giderim verimi.

Şekil 3.10, 3.11 ve 3.12'de 10ml/L MIEX® DOC dozu, değişen sülfat konsantrasyonları kullanılarak ve farklı bekleme sürelerinde ÇOK, UV_{254} ve sülfat giderim verimleri verilmektedir. Şekil 3.10'da da gösterildiği üzere, sabit MIEX® dozunda, değişen sülfat kosantrasyonlarında ve farklı bekleme sürelerinde MIEX® DOC reçine kullanımı ile Kesikköprü su numunesinden %11-49 arasında ÇOK giderim verimi elde edilmiştir. Şekil 3.12'de %13-58 arası sülfat giderim verimi gösterilmektedir. Şekilde de görüldüğü gibi düşük sülfat konsantrasyonlarında daha etkili verimler gözlenmektedir.

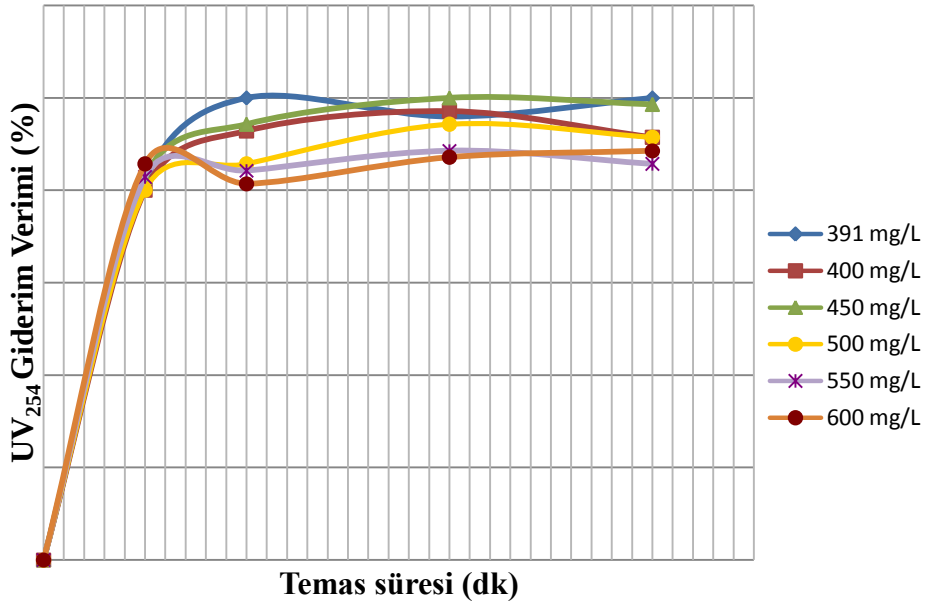
Şekil 3.13 ve Şekil 3.14'te sülfat konsantrasyonu arttıkça ÇOK giderim veriminde ve sülfat giderim veriminde azalma gözlenmektedir. Sülfat konsantrasyonu arttıkça suyun iyonik şiddetinde (iletkenlik) artış gözlenmektedir. İyonik şiddet artıkça da ÇOK ve sülfat giderim verimleri azalmaktadır. MIEX®DOC reçine hem iyon alınımını hem de ÇOK giderim verimini düşürmektedir. Şekil 3.14'e göre düşük konsantarsyonlardaki sülfatın (<150 mg/L) tamamı giderilmiştir. Çamlıdere su numunesinde bulunan ve 254 nm dalga boyunda UV_{254} absorbansı veren organikler 10 ml/L MIEX® DOC reçine ile %41-50 arasında giderildiği Tablo 3.5'te gösterilmektedir.

Tablo 3.5. MIEX®DOC reçine ile Kesikköprü Baraj suyundan elde edilen sonuçlar ve ÇOK, UV_{254} ve sülfat giderim verimleri.

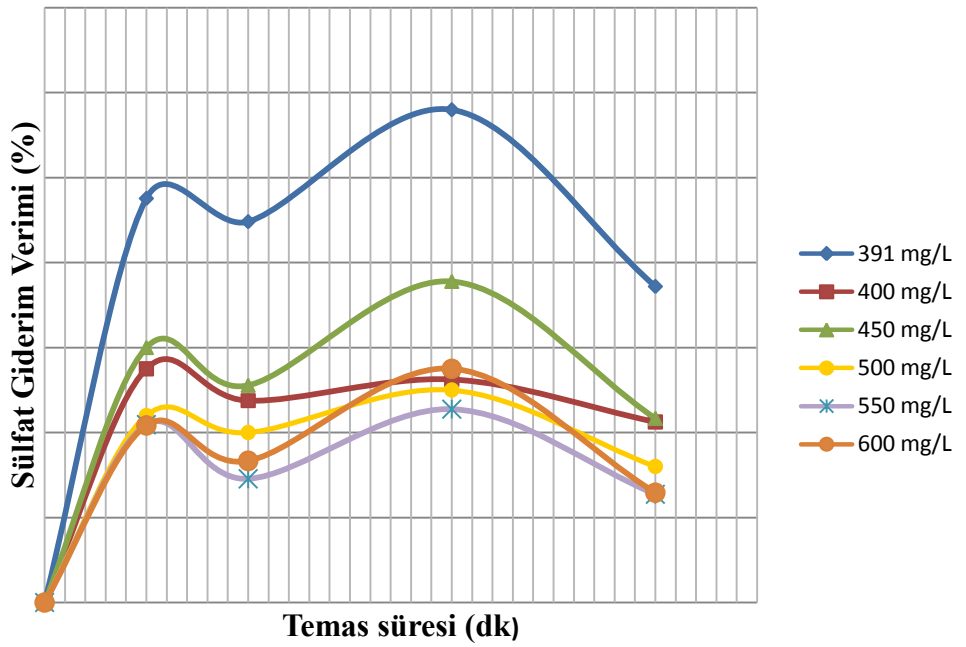
MIEX Dozu (ml/L)	Sülfat Dozu (mg/L)	Temas Süresi (dk)	UV_{254} Giderimi (%)	ÇOK Giderimi (%)	Sülfat Giderimi (%)	pH	TÇK (mg/L)	İletkenlik (µS/cm)	$SUVA_{254}$ (L/mg-m)	Alkalinite
0	0	0	0	0	0	7,98	834	1668	0,6	121
10	391	5	41	24	48	8,04	810	1621	0,5	120
		10	50	39	45	7,96	819	1639	0,5	115
		20	48	31	58	7,95	821	1642	0,4	116
		30	50	24	37	7,95	813	1627	0,4	116
10	400	5	40	49	28	7,97	808	1615	0,7	119
		10	46	29	24	8,06	812	1624	0,5	113
		20	49	32	26	7,96	816	1631	0,5	113
		30	46	30	21	7,93	810	1621	0,5	112
10	450	5	41	37	30	7,93	865	1730	0,6	116
		10	47	30	26	7,92	869	1739	0,5	109
		20	50	31	38	7,92	868	1737	0,4	108
		30	49	26	22	8,10	866	1732	0,4	108
10	500	5	40	25	22	7,91	910	1821	0,5	115
		10	43	29	20	7,98	910	1819	0,5	107
		20	47	28	25	7,97	915	1830	0,5	106
		30	46	27	16	7,94	908	1815	0,5	105
10	550	5	41	32	21	7,90	947	1894	0,6	119
		10	42	35	15	8,10	956	1912	0,6	111
		20	44	24	23	7,96	950	1899	0,5	109
		30	43	30	13	7,91	937	1874	0,5	108
10	600	5	43	24	21	8,04	1001	2003	0,4	117
		10	41	28	17	7,99	1002	2005	0,5	110
		20	44	11	28	8,01	994	1989	0,4	111
		30	44	13	13	7,91	985	1969	0,4	110



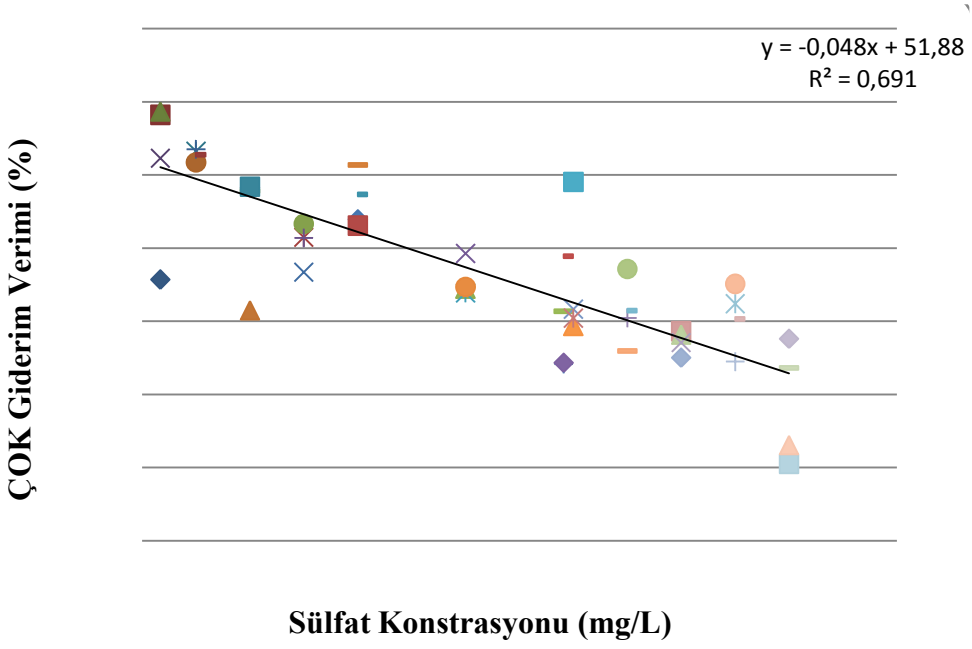
Şekil 3.10. Kesikköprü Baraj suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı ÇOK giderim verimi.



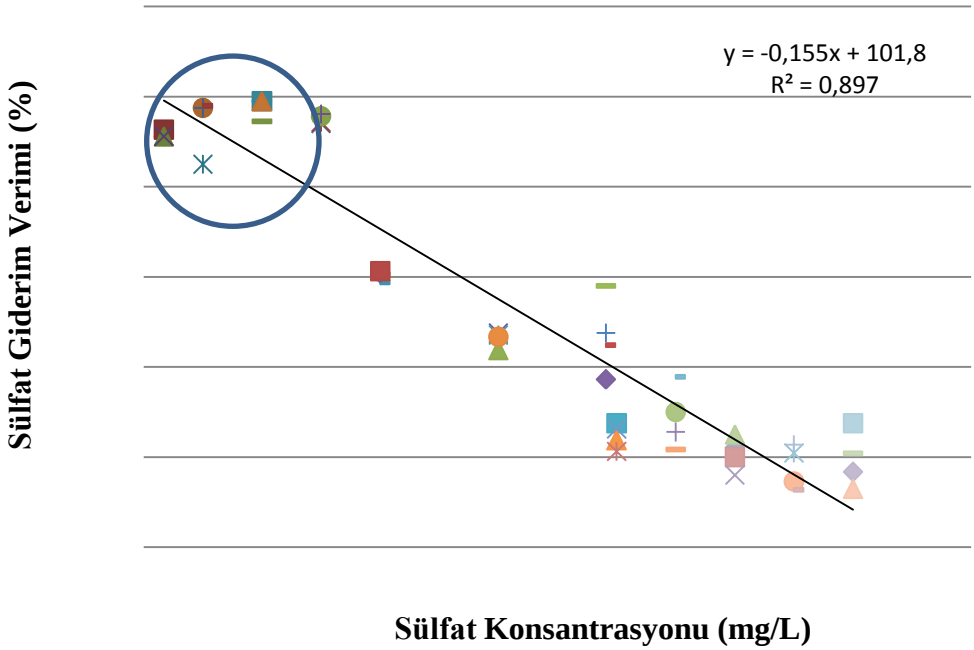
Şekil 3.11. Kesikköprü Baraj suyunda değişensülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı UV_{254} giderim verimi.



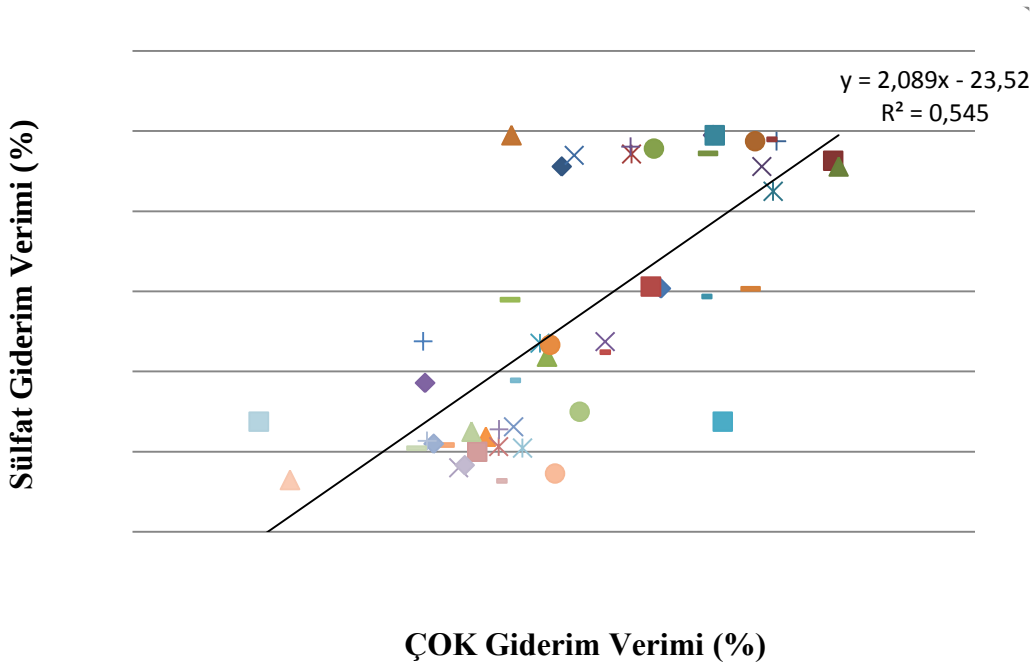
Şekil 3.12. Kesikköprü Baraj Suyunda değişen sülfat konsantrasyonlarında temas süresine bağlı sülfat giderim verimi.



Şekil 3.13. Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında değişen sülfat konsantrasyonlarındaki ÇOK giderim verimi.



Şekil 3.14. Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında değişen sülfat konsantrasyonlarındaki sülfat giderim verimi.



Şekil 3.15. Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında sülfat giderim verimine karşı ÇOK giderim verimi.

3.3. MIEX® DOC Reçine Sürekli Sistem Deneyleri

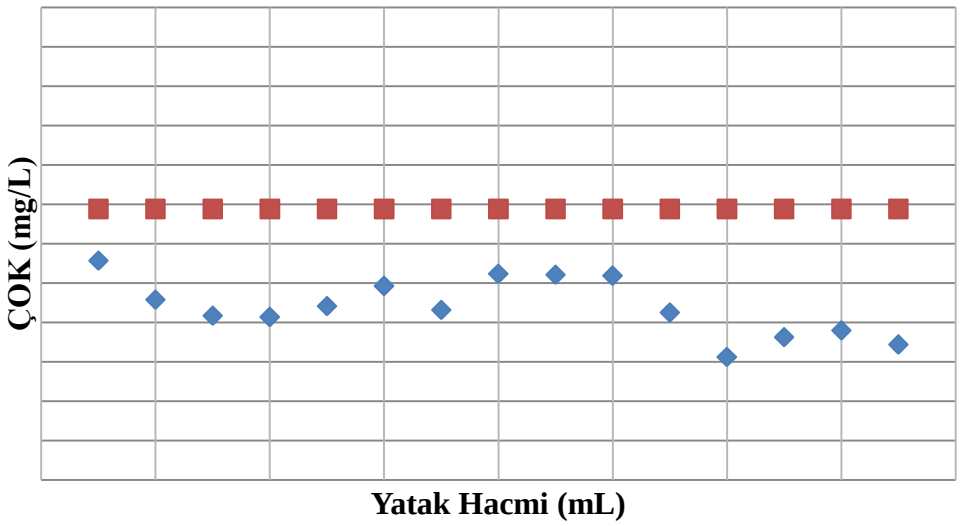
İlk aşamada elde edilen sonuçlara göre çalışmanın devamında sürekli sistem deneylerinde, MIEX® DOC reçinenin işletilmesinde 10 ml/L reçine dozu ve 10 dk.

temas süresi uygulanmıştır. Sürekli sistem deneylerinde MIEX® DOC reçinenin kapasitenin ve yatak hacminin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Tablo 3.6. MIEX®DOC reçine sürekli sistem deneylerinde kullanılan Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj suyu numunelerinin fizikokimyasal özellikleri.

Parametre	**Çamlıdere Barajı**	**Kesikköprü Barajı**
pH	7,73	8,14
Bulanıklık (NTU)	5	4
Alkalinite (mg $CaCO_3$/L)	75	121
İletkenlik (µS/cm)	179	1668
Toplam Çözünmüş Katı (mg/L)	89	834
Sülfat (mg/L)	14	335
ÇOK (mg/L)	4,737	3,442
UV_{254} Absorbans (cm^{-1})	0,160	0,035

Kesikköprü Baraj suyu numunesinde 10 ml/L MIEX® DOC reçine dozuyla 1500 ml (15 BV) suyun tamamının arıtıldığı gözlenmiştir. Şekil 3.16 Kesikköprü Baraj suyunda reçine yatak hacmine karşı gelen ÇOK giderimleri verilmiştir. Şekilden de anlaşıldığı üzere yatak hacminde ölçülen ÇOK değerleri 1,56 mg/L ile 2,79 mg/L arasında değişmektedir. 1500 yatak hacminde ÇOK miktarı 1,72 mg/L olarak bulunmuştur.

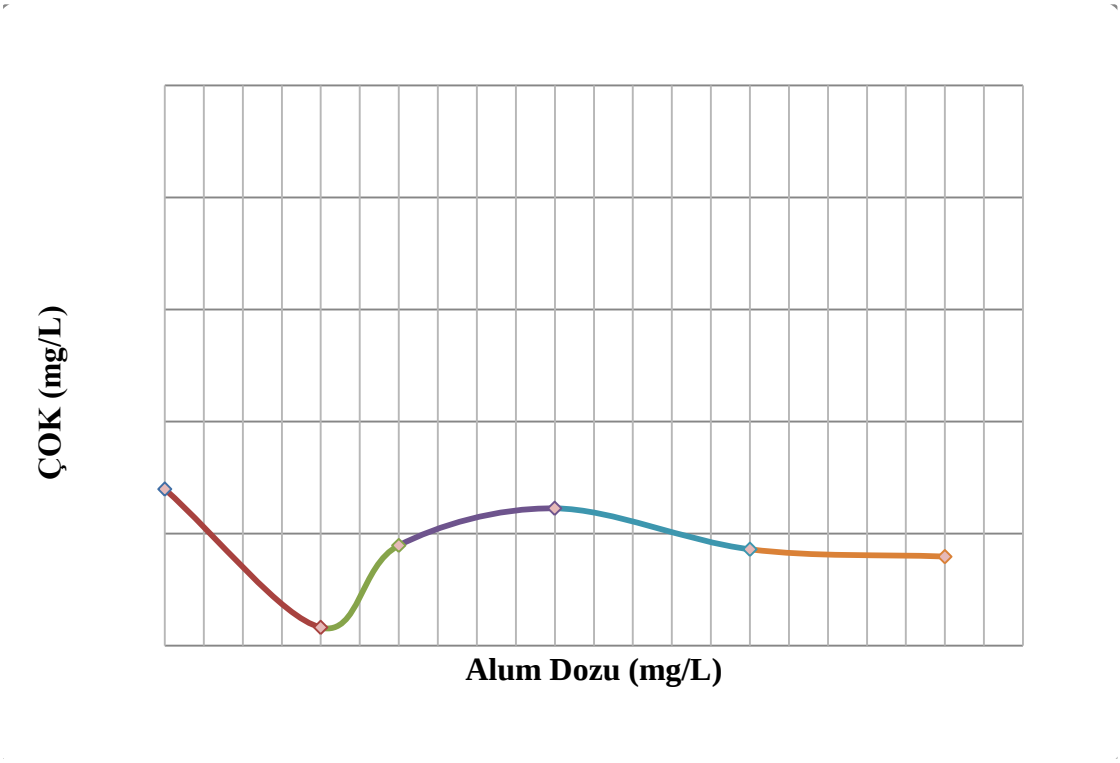


Şekil 3.16. Kesikköprü Baraj suyunda 10ml/L reçine dozu ve 10 dk. temas süresi sonucunda reçine yatak hacmine karşı ÇOK giderimi.

3.4. MIEX®DOC + Koagülasyon Deneyleri

Bu aşamada MIEX®DOC reçine ile sürekli sisteme tabi tutulan su numulerinde reçine yatak hacmi 1500 litre (15 BV) olacak şekilde biriktirilen kompozit numuneler kullanılmıştır.

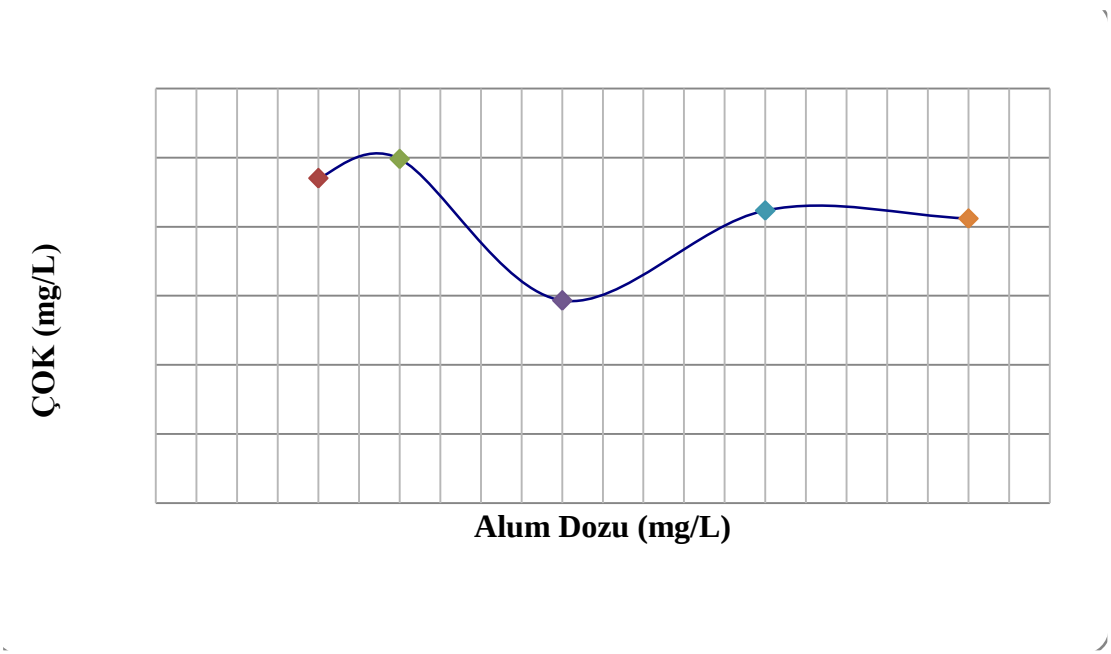
Kinetik deneylerden elde edilen MIEX® DOC reçine dozu ve temas süresi kullanılarak Çamlıdere Baraj suyu numunesinin MIEX®DOC reçinesi ile ön arıtımdan geçirildikten sonra değisik konsantrasyonlarda alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen ÇOK değerleri Şekil 3.17' de verilmiştir.



Şekil 3.17. Çamlıdere Baraj suyunda MIEX®DOC + koagülasyon prosesinin ÇOK'a etkisi.

Çamlıdere Baraj ham suyunun ÇOK miktarı 4,737 mg/L iken sürekli sistem deneyleri sonucunda bu değer 2,28 mg/L'ye düşmüştür. Şekil 3.17'de Çamlıdere Baraj suyunda MIEX® DOC+koagülasyon prosesi ile ÇOK miktarı 2,03 mg/L'ye düştüğü gzlenmektedir. MIEX® DOC+koagülasyon prosesi ile % 11'lik ÇOK giderim verimi elde edilmiştir. Çamlıdere Baraj suyu için optimum koagülan dozu 20 mg/L'dir. Kinetik deneylerden elde edilen MIEX® DOC reçine dozu ve temas süresi kullanılarak Kesikköprü Baraj Suyu numunesinin MIEX®DOC reçinesi ile ön arıtımdan

geçirildikten sonra değisik konsantrasyonlarda alüm ile koagülasyonu sonucu elde edilen ÇOK değerleri Şekil 3.18' de verilmiştir.

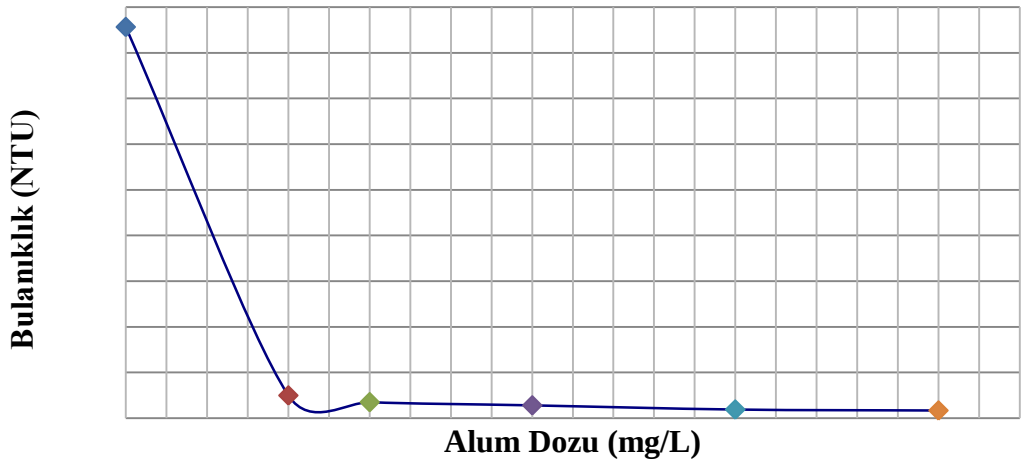


Şekil 3.18. Kesikköprü Baraj suyunda MIEX® DOC +koagülasyon prosesinin ÇOK'a etkisi.

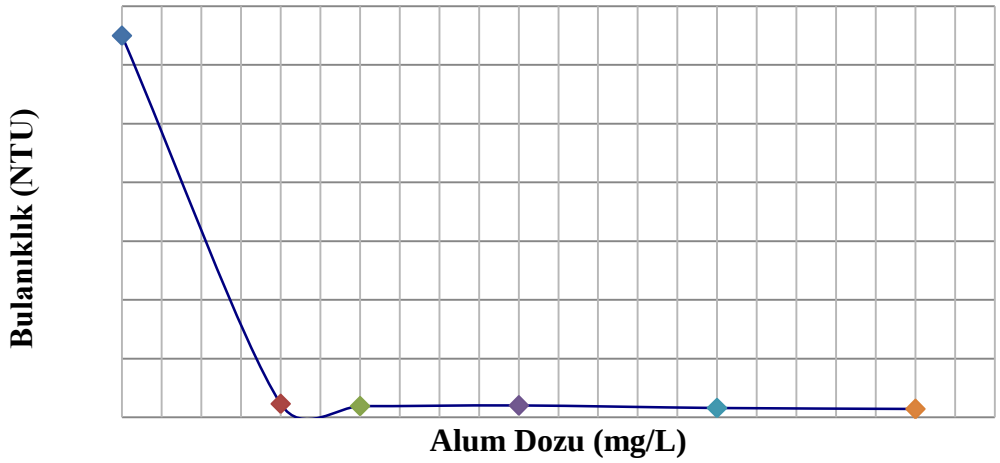
Kesikköprü Baraj ham suyunun ÇOK miktarı 3,442 mg/L iken sürekli sistem deneyleri sonucunda bu değer 2,75 mg/L'ye düşmüştür. Şekil 3.18'den de anlaşıldığı üzere Kesikköprü Baraj suyunda MIEX® DOC+koagülasyon prosesi ile ÇOK miktarı 2,58 mg/L'ye düşmüştür. MIEX® DOC+koagülasyon prosesi ile % 6'lık ÇOK giderim verimi elde edilmiştir. Kesikköprü Baraj suyu için optimum koagülan dozu 50 mg/L'dir.

MIEX® DOC prosesi ile koagülan ihtiyacında azalma ile alakalı literatürde birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalarda MIEX® DOC ön arıtımdan sonra koagülan ihtiyacında % 80'e kadar [100, 103], %70-75 [170,173], %50-70 [190], > %50 [191], %70'e kadar [192] ve %75 [193] olduğunu bulmuşlardır [167].

Kitiş v.d. [167] yaptığı çalışmada olduğu gibi Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularında MIEX® DOC+koagülasyon prosesi ile ÇOK giderimi açısından koagülan ihtiyacında önemli bir azalma gözlenmemiştir.MIEX® DOC ile organikler giderildiği için koagülasyon prosesinde etkin bir giderim verimi gözlenmemiştir. Şekil 3.19 ve 3.20'da da görüldüğü gibi koagülasyon prosesi bulanıklığın gideriminde oldukça etkilidir.



Şekil 3.19. Çamlıdere Baraj suyunda MIEX® DOC+koagülasyon prosesinin bulanıklığa etkisi.



Şekil 3.20. Kesikköprü Baraj suyunda MIEX® DOC+koagülasyon prosesinin bulanıklığa etkisi

4. BÖLÜM

SONUÇ - TARTIŞMA VE ÖNERİLER

4.1. Sonuç

Tezin ilk aşaması olan kinetik deneylerle, Çamlıdere ve Kesikköprü Barajları'ndan alınan su numunelerindeki DOM'ları gidermek için optimum reçine dozu ve optimum temas sürelerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Yapılan deneylerde düşük MIEX®DOC reçine dozları (10 ml/L) ve kısa temas süreleri (10 dk.) elde edilmiştir. MIEX®DOC reçine ile su karakteristiğine bağlı olarak, %30-70 arasında DOM giderimi sağlanmaktadır [102,154]. Fearing vd. [146], su kaynağındaki ÇOK, SUVA ve organiklerin moleküler ağırlığının yağışlı günlerde yükseldiğini ve MIEX®DOC reçine ile DOM gideriminin düştüğünü belirtmişlerdir. Aynı çalışmada, büyüklük dağılım kromatografisi ile MIEX®DOC reçinenin düşük moleküler ağırlıklı organik bileşenleri tercihli uzaklaştırdığı da doğrulanmıştır.

Çamlıdere su numunesinde bulunan ve 254 nm dalga boyunda UV_{254} absorbansı veren organikler MIEX®DOC reçine ile %74-95 arasında giderilmiştir. Yani UV_{254} absorbansı veren organiklerin neredeyse tamamı MIEX®DOC reçine ile iyon değişimi prosesinde uzaklaştırılmıştır. Bu sonuçlara göre, su numunesinde giderilmeden kalan organiklerin büyük bir kısmı UV_{254} absorbansı vermeyen ve daha çok hidrofilik sınıfta yer alan düşük moleküler ağırlıklı organikler olduğu anlaşılmaktadır. Sülfat giderimine bakılırsa,MIEX®DOC reçine ile neredeyse sülfatın tamamı giderilmiştir. Her ne kadar sülfat giderimi %94-97 arası olarak görülse de, iyon değişimi sonrasında elde edilen su numunelerinde belirlenen sülfat konsantrasyonları 1-2 mg/L'dir. Spektrofotometrenin hassasiyeti göz önüne alındığı zaman arıtılmış su numunelerinde sülfat neredeyse hiç kalmamıştır. Hamsunumunesinin başlangıçsülfat konsantrasyonu oldukça düşük

seviyede (17 mg/L) olmasından dolayı, yüksek giderim verimlerinin elde edilmiş olması doğaldır.

Artan sülfat konsantrasyonlarında, sülfat konsantrasyonu artıtıkça DOM giderim verimi azalmaktadır. Reçine düşük sülfat konsantasyonlarında öncelikli olarak sülfatı gidermeyi tercih etmektedir. Ancak, sülfat konsantrasyonunun 150 mg/L'nin üstüne çıkması durumunda reçine benzer oranda DOM giderimi sağlarken sülfat giderimi düşmektedir.

Tezin ikinci aşaması olan sürekli sistem deneylerindeki amaç, birinci aşama kinetik deneylerden belirlenen reçine dozu ve temas süresinde reçinenin giderebileceği ÇOK miktarının ve reçine yatak hacminin belirlenmesidir. Bu aşamada numuneler 1500 reçine yatak hacmine kadar test edilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda MIEX®DOC reçinesinin içme suyu numunelerinin 1500 yatak hacmine kadar arıtabildiği ve bu yatak hacminde bile reçine porlarının tıkanmadığı sonucuna varılmıştır.

MIEX®DOC reçinesi, ÇOK giderimi için özel olarak geliştirilmiştir. Giderim mekanizması anyon değişimi olması nedeniyle ÇOK yanında sudaki diğer anyonları da iyon değişimi ile gidermektedir. Bu aşamada da MIEX® DOC reçinesi ile yapılan deneyler sonucunda sülfat konsantrasyonunda da belirli bir azalma olduğu gözlenmiştir.

Tezin üçüncü aşaması olan MIEX®DOC+koagülasyon deneylerinde; ikinci aşama sonuncunda MIEX®DOC reçinesi ile ön arıtımdan geçirilen ve 1500 yatak hacmini sağlayacak şekilde biriktirilen kompozit numuneler, farklı konsantrasyonlardaki alum ile koagülasyona tabi tutularak ÇOK giderimlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca ham suyun alum ile koagülasyonu sonucunda elde edilen ÇOK giderimleri karşılaştırılarak alum miktarındaki azalma tespit edilmek istenmiştir.

4.2. Tartışma ve Öneriler

Farklı dozlarda ve farklı bekleme sürelerinde MIEX®DOC reçine kullanımı ile Çamlıdere su numunesinden %37-70 arasında Kesikköprü su numunesinden %39-56 arasında ÇOK giderim verimleri elde edilmiştir. Daha önce literatürde elde edilen giderim verimleri ile kıyaslandığında, koagülasyon prosesi olmadığı halde bile bu çalışmada oldukça iyi giderim verimleri elde edilmiştir. Bekleme süresinin etkisine

bakıldığı zaman, 10. dk.dan itibaren her bir doz için ÇOK giderim veriminde ciddi bir değişiklik gözlenmemiştir. Yine benzer şekilde, 10ml/L MIEX®DOC reçine dozundan daha yüksek dozlarda da giderim veriminde kayda değer bir farklılık elde edilmemiştir. Dolayısı ile Çamlıdere ve Kesikköprü Baraj sularının MIEX®DOC reçine ile ÇOK gideriminde 10 ml/L MIEX®DOC reçine dozu ve 10 dk. bekleme süresi yeterli olmaktadır.

Çamlıdere Baraj suyu numunesinde bulunan ve 254 nm dalga boyunda UV absorbansı veren organikler MIEX® DOC reçine ile % 74-95, Kesikköprü Baraj suyu numunesinde bulunan ve 254 nm dalga boyunda UV absorbansı veren organikler MIEX® DOC reçine ile % 31-47 arasında giderilmiştir.

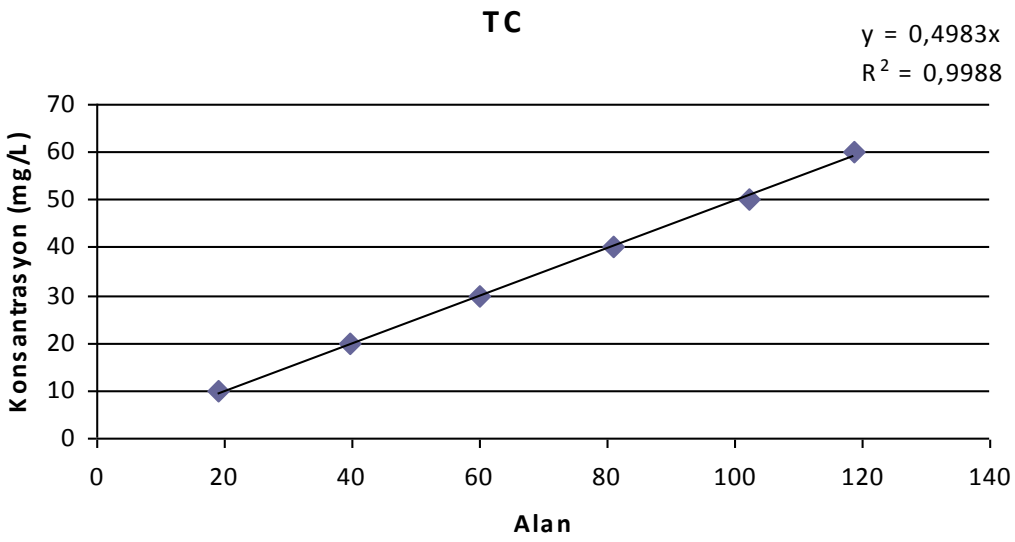
Çamlıdere Barajı suyu numunesinde MIEX® DOC reçine ile neredeyse sülfatın tamamı giderilmiştir. Kesikköprü Baraj suyunda ise MIEX® DOC reçine ile % 36-83 arası sülfat giderim verimi elde edilmiştir.

Sabit MIEX® DOC dozunda, değişen sülfat kosantrasyonlarında ve farklı bekleme sürelerinde; Çamlıdere Barajı suyu numunesinde MIEX® DOC reçine ile % 32-59 arasında ÇOK giderim verimi, % 79-95 arasında UV_{254} giderim verimi, % 44-99 arasında sülfat giderim verimi elde edilirken, Kesikköprü Barajı suyu numunesinde MIEX® DOC reçine ile % 11-49 arasında ÇOK giderim verimi, % 41-50 arasında UV_{254} giderim verimi, % 13-55 arasında sülfat giderim verimi elde edilmiştir.

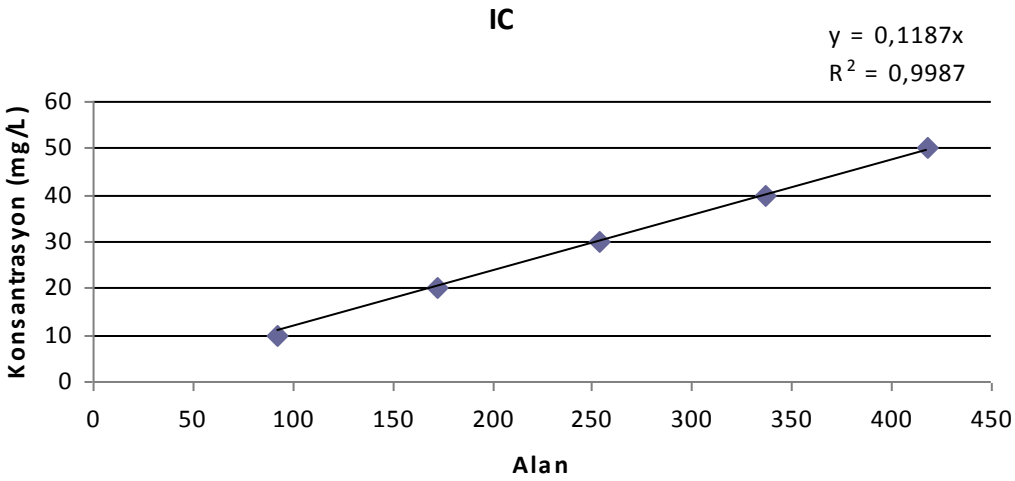
Kesikköprü Baraj ham suyunun ÇOK miktarı 3,442 mg/L iken sürekli sistem deneyleri sonucunda 1500 ml yatak hacminde bu değer 1,72 mg/L'ye düşmüştür. MIEX® DOC + koagülasyon prosesi ile Çamlıdere Baraj suyu için optimum koagülan dozu 20 mg/L'dir, Kesikköprü Baraj suyu için optimum koagülan dozu 50 mg/L olarak bulunmuştur. Ankara İvedik arıtma tesidinde mevcut durumda uygulanan koagülan dozu ortalama 30 mg/L, maksimum 50 mg/L'dir [194].

İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi'nde DOM gideriminin alnızca % 45 seviyesinde olduğu göz önüne alındığında MIEX®DOC reçinesinin, İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi'nde DOM giderimi için uygun bir yöntem olduğu sonucuna varılmıştır.

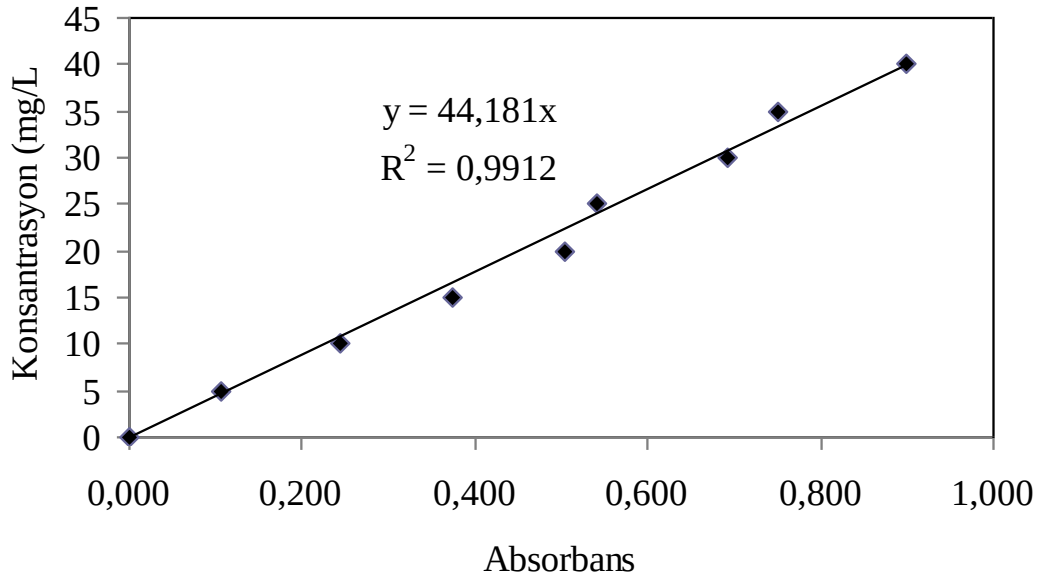
EK-A



Şekil A.1. TC kalibrasyon eğrisi.



Şekil A.2. IC kalibrasyon eğrisi.



Şekil A.3. Sülfat analizi için kalibrasyon eğrisi.

KAYNAKLAR

1. Harbour, P.J.. Dixon, D. R., Scales, P. J., 2006. The role of NOM in suspension stability 1. Electrokinetic–rheology relationships,**Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects 295:** 38–48
2. Malcolm, R.L.. 1991. Factors to be considered in the Isolation and characterization of aquatic humic substances, pp. 9-36. *In:*Humic Substances inthe Aquatic and Terrestrial Environment(Eds. B. Allard, H. Boren and A. Grimvall). Springer-Verlag, Berlin.
3. Kitis, M.. 2001. Probing chlorine reactivity of dissolved organic matter fordisinfection by-Product (DBP) formation: relations with specific ultraviolet absorbance (SUVA) and development of the DBP reactivity profile, Ph.D. Dissertation, The Graduate School of Clemson University, SC.
4. Artuğ, M, 2004. Determination of THMFP of The Reservoirs In Turkey: Kinetic Aspect, Ph.D. Dissertation,The Graduated School of Natural And Applied Science of Middle East Technical University, Ankara, 136p.
5. Ateş, N., 2008. Disinfection By Product Formation In Low-Bromide and Low-SUVA Waters, Ph.D. Dissertation, The Graduated School of Natural And Applied Science of Middle East Technical University, Ankara, 241
6. Liao, W., Christman, R.F., Johnson, J.D. and Millington, D.S., 1982. Structural characterization of aquatic humic material, , **Environ. Sci. Technol., 16**: 403–410.
7. Wong, S., Hanna, J.V., King, S., Carroll, T.J., Eldridge, R.J., Dixon, D.R., Bolto, B.A., Hesse, S., Abbt-Braun, G. and Frimmel, F.H. ,2002. Fractionation of natural organic matter in drinking water and characterization by ^{13}C cross-polarization magic-angle spinning NMR spectroscopy and size exclusion chromatography, , **Environ. Sci. Technol., 36** (16): 3497-3503.

8. Murray, C.A. and Parsons, S.A., 2004. Removal of NOM from drinking water: Fenton's and photo-Fenton's processes, **Chemosphere, 54** (7): 1017–1023.
9. Maurice, P.A, Pullin, M.j., Cabaniss, S.E., Zhouc, Q., Dejanovic, K.N. and Aiken, G.R., 2002. A comparison of surface water natural organic matter in raw filtered water samples, XAD, and reverse osmosis isolates, **Water Research., 36** (9): 2357–2371.
10. Levy, R.V., Hart, F.L., Cheetham, R.D.,1986. Occurrence public health significance of in drinking water, **Journal AWWA 78**, (9): 105-111.
11. Gregor, J.E., Nokes, C.J., Fenton, E., 1987. Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled ph adjustment of aluminium coagulation, **Water Research 31**, (12): 2949- 2958.
12. Rook, J.J., 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters, **Water Treat. Exam., 23** (2): 234-243.
13. Krasner, S.W., McGuire, M.J., Jacangelo, J.G., Patania, N.L., Reagan, K.M. and Aieta, E.M., 1989. The Occurrence of Disinfection By-Products in US Drinking Water,**Journal of the American Water Works Association,81** (8): 41-53.
14. Bolto, B., Dixon, D. and Eldridge, R,. 2004. Ion exchange for the removal of natural organic matter, **Reactive and Functional Polymers, 60**: 171–182.
15. Geldreich, E.E., 1996. Microbial Quality of Water in DistributionSystems, CRC Press, Boca Raton.
16. Leenheer, J.A. and Croue, J.P.,2003. Characterizing aquatic dissolved organic matter, **Environ. Sci. Technol.**,**37** (1): 18A-26A.
17. Gaffney, J.S., Marley, N.A. and Clark, S.B.,1996. Humic and fulvic acids and organic colloidal materials in the environment, pp. 2-16. *In:*Humic andFulvic Acids: Isolation, Structure, and Environmental Role(Eds. J.S. Gaffney, N.A. Marley, and S.B. Clark). ACS Symposium Series 651, American Chemical Society, Washington, DC.
18. Imai, A., Matsushige, K., and Nagai, T., 2003. Trihalomethane formation potential of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake, **Water Research, 37:** 4284-4294.
19. Fan, L., Harris, J.L., Roddick, F.A. and Booker, N.A., 2001. Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration

membranes, **Water Research, 35** (18): 4455-4463.

20. Nikolaoua, A.D. and Lekkas, T.D., 2001. The role of natural organic matter during formation of chlorination by-products: a review, **ActaHydrochim. Hydrobiol. 29** (2-3): 63–77.
21. Sohn, J.. 2000. Comprehensive assesment and modeling of disinfectionby-product (DBPs), DBP precursors, and disinfectants, Ph.D. Dissertation, University of Colorado.
22. Basu, O. D. and Huck, P. M., 2005. Impact of support media in an integrated biofilter-submerged membrane system. **Wat. Res.,39**: 4220–4228.
23. Singer, P.C. and Harrington, G.W., 1993. Coagulation of DBP precursors: theoretical and practical considerations, *In:*Proc. WaterQuality Technology Conference, November 7-11, Miami, FL.
24. Barrett, S.E., Krasner, S.W. and Amy, G.L., 2000. Natural organic matter and disinfection by-products: characterization and control in drinking water – an overview, pp. 2-14. *In*: Natural Organic Matter and Disinfection ByproductsCharacterization and Control in Drinking Water(Eds. S.E. Barrett, S.W. Krasner, and G.L. Amy). American Chemical Society, Washington, DC.
25. Hwang, C.J., Sclimenti, J.M., and Krasner, S.W., 2000. Disinfection byproduct formation reactivities of natural organic matter fractions of a low-humic water, pp. 173-187. *In:*Natural Organic Matter and Disinfection by-Products: Characterization and Control in Drinking Water (Eds. S.E. Barrett, S.W. Krasner and G.L. Amy). American Chemical Society, Washington, DC.
26. Lehtonen, T., Peuravuori, J. and Pihlaja, K., 2000. Characterisation of lake-aquatic humic matter isolated with two different sorbing solid techniques: tetramethylammonium hydroxide treatment and pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry, **Anal. Chim. Acta, 424** (1): 91-103.
27. Malcolm, R.L. and McCarthy, P., 1992 Quantitative evaluation of XAD-8 and XAD-4 resins used in tandem for removing organic solutes from water, **Environment Int., 18**: 597–607.

28. Marhaba, T. F., 1982. Charcaterization of natural organic matter fractionation for Bangkok water source,**Environmental Engineering Journal 19** (1 27

29. Owen, D.M., Amy, G.L., Chowdhury, Z.K., Paode, R., McCoy, G. And Viscosil K., 1995. NOM characterization and treatability, **Journal of American Water Works Association, 87** (1): 46-63.

30. Thurman E. M. ve Malcolm R. L., 1983. Structural study of humic substances: New approaches and methods, pp. 1-23. *In:* Aquatic and Terrestrial Humic Materials (Eds. R. F. Christman and E. T. Gjessing). Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.

31. Thurman, E.M.. 1985. Humic substances in groundwater, pp. 87. *In:*Humic Substances in Soil, Sediment, and Water. Geochemistry, Isolation and Characterization(Eds. G.R. Aiken, D.M. McKnight, R.L. Wershaw and P. MacCarthy). Wiley-Interscience, Newyork, NY.

32. Alborzfar, M., Jonnson, G. and Gron, C., 1998. Removal of natural organic matter from to types of humic ground waters by nanofltration, **Water Research, 32** (10): 2983-2994.

33. AWWA Committee Report, 1979. Organics removal by coagulation: A review and research needs, **Journal of American Water Works Association, 71** (10): 588-603.

34. Aiken, G.R. 1985. Isolation and concentration techniques for aquatic humic substances, pp. 363. *In:*Humic Substances in Soil, Sediment, andWater. Geochemistry, Isolation, and Characterization(Eds. G.R. Aiken, D.M. McKnight, R.L. Wersha and P. MacCarthy). Wiley-Interscience, Newyork, NY.

35. MacCarthy P. and Suffet I. H., 1989. Aquatic humic substances and their influence on the fate and treatment of pollutants, pp. 27-30. *In:*Aquatic HumicSubstances, Influence on Fate and Treatment of Pollutants (Eds. I. H.Suffet and P. MacCarthy). American Chemical Society, Advances in Chemistry Series 219, Washington DC.

36. Rozenbaha, I., Odhama, G., Järnberg, U., Alsberg, T. and Klavins, M., 2002. Characterisation of humic substances by acid catalysed transesterification, **Anal. Chim. Acta, 452** (1): 105–114.

37. Rice, J.A., Lin, J.S., 1993. Fractal nature of humic materials, , **Environ Technol., 27:** 413-414.

38. Wu, W.W., 1998. The effect of structural characteristics of humic substances on disinfection by-product formation, Ph.D. Dissertation,University of Florida, Gainesville, FL.

39. Croue, J.P., Debroux, J.F., Amy, G.L., Aiken, G.R. and Leenheer, J.A., 1999. Natural organic matter: structural characteristics and reactive properties, pp. 65-93. *In:*Formation and Control of Disinfection By-Products inDrinking Water(Eds. P.C.Singer). AWWA, Denver, CO.

40. Peuravuori, J. and Pihlaja, K., 1997. Isolation and characterization of natural organic matter from lake water: comparison of isolation with solid adsorption and tangential membrane filtration, **Environ. Int., 23** (4): 441-451

41. Oliver, B. G. And Thurman, E. M., 1994. Influence of Aquatic Humic Substance Properties on THM Potential, Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, 4.

42. Cabaniss, S.E., Zhou, Q., Maurice, P.A., Chin, Y-P. and Aiken, G.R., 2000. A log-normal distribution model for the molecular weight of aquatic fulvic acids, , **Environ. Sci. Technol., 34** (6): 1103-1109.

43. Leenheer, J.A., 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. **Environ. Sci. Technol. 15(5):** 578-587.

44. Marhaba, T.F. and Pu Y. 2000, Rapid delineation of humic and non-humic organic matter fractions in water, **J. Haz. Materials. A74**: 221-234.

45. Marhaba, T.F., Lippincott, R.L. and Van, D. 2000, Characterizing dissolved organic matter fractions using fluorescent signatures and post processing by principal component analysis. **J. Anal. Chem. 366**: 22-25.

46. Marhaba, T.F., Pu, Y. and Bengraine, K., 2003. Modified dissolved organic matter fraction technique for natural water. **J. Haz. Materials. 101**: 43-53.

47. Korshin, G.V., Li, C-W. and Benjamin, M.M., 1997. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory**. Water Research, 31** (7): 1787-1795.

48. Collins, M.R., Amy, G.L. and Steelink, C., 1986. Molecular weight distri carboxylic acidity, and humic substances content of aquatic organic implications for removal during water treatment, **Environ. Sci. Technol., 20** (10): 1028-1032.

49. Frazier, S.W., Nowack, K.O., Goins, K.M., Cannon, F.S., Kaplan, L.A. and Hatcher, P.G., 2003. Characterization of organic matter from natural waters using tetramethylammonium hydroxide thermochemolysis GC-MS, **J. Anal. Appl. Pyrolysis, 70**: 99-128.

50. Thurman, E.M. and Malcolm, R.L., 1981. Preparative isolation of aquatic humic substances, **Environmental Science and Technology, 15** (4): 463-466.

51. Bruchet, A., Rousseau, C. and Mallevialle, J., 1990. Pyrolysis-GC-MS for investigating high molecular weight THM precursors and other refractory organics, **J. Am. Water Works Assoc., 82** (9): 66–74.

52. Shaw, P.J., Jones, R.I. and De Haan, H., 1994. Applicability and reliability of gel filtration to study aquatic humic substances revisited; the effects of pH on molecular size distributions **Environmental Science and Technology**, **15**: 753-764.

53. Amy, G.L., Kuo, C.J., and Sierka R.A., 1988. Ozonation of humic substances: effects on moleculer weight distribution of organic carbon and trihalometane formation potential, **Ozone Sci. and Engr. 10** (1): 39-54

54. Kainulainen, T., Tuhkanen, T., Vartiainen, T., Heinonen-Tanski, H. And Kalliokoski, P., 1994. The effect of different oxidation and filtration processes on the molecular size distribution of humic material, **WaterSci. Technol., 30** (9): 69–174.

55. Chin, Y-P., Aiken, G. and O'Loughlin, E., 1994. Molecular weight, polydispersity and spectroscopic properties of aquatic humic substances, **Environmental Science and Technology, 28** (11): 1853-1858.

56. MacCarthy, P. and Rice, J.A., 1985. Spectroscopic methods (other than NMR) for determining functionality in humic substances, pp. 527-559. *In:*HumicSubstances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation,and Characterization (Eds. G.R. Aiken, D.M. McKnight, R. Wershaw, P. MacCarthy). John Wiley & Sons, New York, NY.

57. Bloom, P.R. and Leenheer, J.A., 1989. Vibrational, electronic and highenergy spectroscopic methods for characterizing humic substances, *In:* Substances *II:* pp.409-446. *In*: Search of Structure, (Eds. H.B. Mich..., P. MacCarthy, R.L. Malcolm and R.S. Swift) John Wiley & Sons, New York, NY.

58. Traina, S.J., Novak, J. and Smeck, N.E., 1990. An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content in humic acids, **J. Environ. Qual., 19** (1):151-153.

59. Novak, J.M., Mills, G.L. and Bertsch, P.M., 1992. Estimating the percent aromatic carbon in soil and aquatic humic substances using ultraviolet absorbance spectroscopy, **J. Environ. Qual., 21** (1): 144-147.

60. Edzwald, J.K., Becker, W.C. and Wattier, K.L., 1985. Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors, **Journal of American Water Works Association, 77** (4): 122-132.

61. Amy, G.L., Chadik, P.A. and Chowdhury, Z.K., 1987. Developing models for predicting trihalomethane formation potential and kinetics, **J. Am.Water Works Assoc., 79** (7): 89-97.

62. Morrow, C.M. and Minear, R.A., 1987. Use of regression models to link raw water characteristics to THM concentrations in drinking water, **Water Res., 21**: 41–49.

63. Edzwald, J.K., 1993. Coagulation in drinking water treatment: particles, organics, and coagulants,**Water Science and Technology,27** (11): 21-35.

64. Malcolm, R.L., 1985. Geochemistry of Stream Fulvic and Humic Substances, *In:*Humic Substances in Soil, Sediment, and Water:Geochemistry, Isolation, and Characterization, G.R. Aiken, D.M.

65. Reckhow, D.A., Singer, P.C. and Malcolm, R.L.,1990. Chlorination of humic materials: byproduct formation and chemical interpretations,**Environmental Science and Technologu**, **24** (11):1655-1664.

66. McKnight, D.M., Bencala, K.E., Zellweger, G.W., Aiken, G.R., Feder, G.L.and Thorn, K.A., 1992. Sorption of dissolved organic carbon by hydrous aluminum and iron oxides occuring at the confluence of Deer Creek with

the Snake River, Summit County, Colorado, **Environmental Scien Technology**, **26** (7): 1388-1396.

67. Aiken, G.R. and Malcolm, R.L., 1987. Molecular weight of aquatic fulvic acids by vapor pressure osmometry, **Gechim. Cosmochim. Acta, 51**(8): 2177-2184.

68. Aiken, G.R., McKnight, D.M., Thorn, K.A. and Thurman, E.M., 1992. Isolation hydrophilic organic acids from water using nonionic macroporous resins, **Org. Geochem., 18** (4): 567-573.

69. Harrington, G.W., 1997. Characteristics of natural organic matter and their influence on alum coagulation, Ph.D. Dissertation, University of North Caroline.

70. Andrews, S.A., Huck, P.M. and Coutts, R.T., 1992. Ozonation and postchlorination by-products of fractionated natural organic matter obtained using a improved isolation procedure, *Proc. 1992 Water Quality and Technology Conference*, pp. 1479, *American Water Works Association, Denver, CO.*

71. Thurman, E.M., Wershaw, R.L., Malcolm, R.L. and Pinckney, D.J., 1982. Molecular size of aquatic humic substances, **Org. Geochem., 4** (1): 27-35.

72. Krasner, S.W. and Amy, G., 1995. Jar-test evaluations of enhanced coagulation, **Journal of American Water Works Association**, **87** (10): 93-107.

73. Crozes, G., White, P. and Marshall, M., 1995. Enhanced coagulation: it's effect on NOM removal and chemical costs, **J. Am. Water WorksAssoc., 87** (1): 78-89.

74. Kitis, M., Karanfil, T., Wigton, A. and Kilduff, J.E., 2002. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection byproduct formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation, **Water Res., 36** (15): 3834-3848.

75. Liang, L. and Singer, P.C., 2003. Factors influencing the formation and relative distribution of haloacetic acids and trihalomethanes in drinking water **Environmental Science and Technology, 37** (13): 2920-2928.

76. Croue, J.-P., Violleau, D. and Labouyrie, L., 1999. DBP formation potentials of hydrophobic and hydrophilic DOM fractions: a comparison between a low

and high-humic water. *217th ACS National Meeting, Anaheim, CA, US* pp. 218–219.

77. Hwang, C.J., Sclimenti, M.J. and Krasner, S.W., 1999. Disinfection byproduct formation reactivities of natural organic matter fractions of a low-humic water. *In: 217th ACS National Meeting, Anaheim,* CA, USA, pp. 173–187.

78. Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R. and King, S., 2002. Removal of THM precursors by coagulation or ion exchange, **Water Res., 36** (20): 5066–5073.

79. Van Leeuwen, L., Chow, C., Fabris, R., Withers, N., Page, D., Drikas, M. 2002. Application of a fractionation technique for better understanding of the removal of natural organic matter by alum coagulation.**Water Sci. Technol.:Water Supply 2** (5-8):427–433.

80. US Environmental Protection Agency.,1998. *National primary drinking water regulations: Disinfectants and disinfection by-products; Final rule. 63 (No. 241; December 16), 69389- 69476.*

81. US Environmental Protection Agency., 1999. Enhanced coagulation and enhanced precipitative softening guidance manual, EPA 815-R-99-012.

82. US Environmental Protection Agency., 2003. Determination of haloacetic acid and dalapon in drinking water by liquid-liquid microextraction, derivatization, and gas chromatography with electron capture detection, EPA 815-B-03-002, USEPA, Cincinnati, OH.

83. İTASHY. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik, Sağlık Bakanlığı, 17 Şubat 2005.

84. Symons, J.M., Krasner, S.W., Simms, L.A. and Sclimenti, M., 1993. Measurement of THM and precursor concentration revisited: the effect of bromide ion, **Journal of American Water Works Association**, **85** (1): 51-62.

85. Krasner, S.W., Sclimenti, M.J., Chinn, R., Chowdhury, Z.K. and Owen, D.M., 1996. The impact of TOC and bromide on chlorination by-product formation. *In:* Disinfection By-Products in Water Treatment: The Chemistry of their Formation and Control (Eds. Minear, R.A. and Amy, G.L.). Lewis Publishers, FL.

86. Singer, P.C., Obolensky, A. and Greiner, A., 1995. DBPs in chlorinated Carolina drinking waters, **J. AWWA, 87**: 83-92.

87. Chellam, S., 2000. Effects of nanofiltration on trihalomethane and haloacetic acid precursor removal and speciation in waters containing low concentrations of bromide ion, **Environ. Sci. Technol., 34**: 1813-1820.

88. Croue, J.-P., Violleau, D., Bodaire, C. and Legube, B. 1999. Removal of hydrophobic and hydrophilic constituents by anion exchange, **Water Sci. Technol., 40** (9): 207-214.

89. Rook, J.J., 1976. Haloforms in drinking water, **Journal of American Water Works Association**, **68** (3): 168-172.

90. Stevens, A.A., Slocum, C.J., Seeger, D.P. and Robeck, G.G., 1976. Chlorination of organics in drinking water, **J. AWWA, 68**: 615-620.

91. Ates, N., Kaplan, S.S., Sahinkaya, E., Kitis, M., Dilek, F.B. and Yetis, U., 2007. Occurrence of disinfection by-products in low DOC surface waters in Turkey, **J. Haz. Mat., 142** (1-2): 526-534.

92. Akçay, M.U., Yiğit, Z., .İnan, H., 2007. Disinfection by-product formation potential at different water hardness, Metals and related substances in drinking water, Europian Coorperation in the field of scintific and technical search, METEAU,Cost Action 637 international conference, 24-26th October, 2007, Antalya, Turkey.

93. Collins, M.R., Amy, G.L. and King, P.H., 1985. Removal of organic matter in water treatment, **J. Environ. Eng.-ASCE, 111** (6): 850-864.

94. Croue, J.-P., Lefebvre, E., Martin, B. and Legube, B., 1993. Removal of dissolved hydrophobic and hydrophilic organic substances during coagulation/flocculation of surface waters, **Water Science Technolog, 27** (11): 143-152.

95. Owen, D.M., Amy, G.L. and Chowdhry, Z.K., 1993. Characterization of natural organic matter and its relationship to treatability, **AWWA Research Foundation,** Denver, Colorado.

96. Humbert, H., Gallard, H., Jacquemet, V. and Croue, J.-P., 2007. Combination of coagulation and ion exchange for the reduction of UF fouling properties of a high DOC content surface water, **Water Res. 41** (17): 3803–3811.

97. Hong, S. and Elimelech, M., 1997. Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes, **J.Membı Sci., 132** (2): 159-181.

98. Fu, P.L.K. and Symons, J.M., 1990. Removing aquatic organic substances by anion exchange resins, **Journal of American Water Works Association**, **82** (10): 70-77.

99. Hongve, D., Baann, J., Becher, G. and Beckmann, O.-A., 1999. Experiences from operation and regeneration of an anion exchanger for natural organic matter (DOM) removal, **Water Sci. Technol., 40** (9): 215–221.

100. Singer, P.C. and Bilyk, K., 2002. Enhanced coagulation using a magnetic ion exchange resin, **Water Research, 36** (12): 4009–4022.

101. Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R., King, S. and Linge, K., 2002. Removal of natural organic matter by ion exchange, **Water Research, 36** (20): 5057-5065.

102. Tan, Y., Kilduff, J.E., Kitis, M. and Karanfil, T., 2005. Dissolved organic matter removal and disinfection byproduct formation control using ion exchange, **Desalination 176**: 189–200.

103. Humbert, H., Gallard, H., Suty, fH. and Croue, J.-P., 2005. Performance of selected anion exchange resins for the treatment of a high DOC content surface water, **Water Research, 39**: 1699*1708.

104. Ratnaweera, H., Gjessing, E. and Oug, E., 1999. Influence of physicalchemical characteristics of natural organic matter (NOM) on coagulation properties: an analysis of eight Norwegian water sources, **Water Science Technology, 40** (9): 89-95.

105. White, M.C., Thompson, J.D., Harrington, G.W. and Singer, P.C., 1997. Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance, **J. Am.Water Works Assoc., 89** (5): 64-77.

106. Boyer, T. and Singer, P., 2005. Bench-scale testing of a magnetic ion exchange resin for removal of disinfection by-product precursors, **Water Research, 39**: 1265–1276.

107. McCreary, J.J. and Snoeyink, V.L., 1980. Characterization and activated carbon adsorption of several humic substances, **Water Research, 14**: 151-160.

108. Randtke, S.J. and Jepsen, C.P., 1981. Chemical pretreatment for acti carbon adsorption, **J. Am. Water Works Assoc., 73** (8): 411-419.

109. US Environmental Protection Agency., 2001. Controlling disinfection byproducts and microbial contaminants in drinking water, EPA/600/R-01/110

110. Sinsabaugh, R.L., Hoehn, R.C., Knocke, W.R. and Linkins, A.E.,1986. Removal of dissolved organic carbon by coagulation with iron sulfate, **J. Am. Water Works Assoc.,78** (5): 74-82.

111. Sinsabaugh, R.L.III and Hoehn, R.C., 1984. Effects of coagulation on the size, charge, and solubility distribution of dissolved organic carbon, *Proc. AWWA Annual Conference.*

112. Knocke, W.R., West, S. and Hoehn, R.C., 1986. Effects of low temperature on the removal of trihalomethane precursors by coagulation, **J. Am. Water Works Assoc.,78** (4): 189-195.

113. O'Melia, C.R., Becker, W.C. and Au, K.-K., 1999. Removal of humic substances by coagulation, **Water Science Technology 40** (9): 47-54.

114. Weber Jr., W.J., and Jodellah, A.M., 1985. Removing humic substances by chemical treatment and adsorption, **Journal of American Water Works Association77** (4): 132-137.

115. Dennett, K.E., Amirtharajah, A., Studstill, A., Moran, T.F. and Gould, J.P., 1995. Humic substance removal and minimization of trihalomethanes by ferric chloride coagulation. AWWA Research Foundation (AWWARF), Report No. 90655, CO, USA

116. Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G. and Lechevallier, M., 2000. Impact of enhanced and optimised coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water, **WaterResearch., 34** (12): 3247-3257.

117. Amy, G.L., Sierka, R.A., Bedessem, J., Price, D. and Tan, L., 1992. Molecular size distributions of dissolved organic matter, **Journal of American Water Works Association., 84** (6): 67-75.

118. Chow, C.W.K., Van Leeuwen, J.A., Drikas, M., Fabris, R., Spark, K.M. and Page, D.W., 1999. The impact of the character of natural organic matter in conventional treatment with alum, **Water Sci. Technol. 40** (9): 97-104.

119. Matilainen, A., Lindqvist, N., Korhonen, S. and Tuhkanen, T., 2002. Removal of NOM in the different stages of the water treatment process, **Environ. Int., 28** (6): 457-465.

120. Smith, M.K., George, E.L., Zenick, H., Manson, J.M. and Stober, J.A., 1987. Developmental toxicity of halogenated acetonitriles: drinking water by-products of chlorine disinfection, **Toxicology, 46**: 83-93.

121. Summers, R.S., Haist, B., Koehler, J., Ritz, J. and Zimmer, G., 1989. The influence of background organic matter on GAC adsorption, **J. Am.Water Works Assoc. 81** (5): 66–74.

122. Carter, M.C., Weber Jr., W.J. and Olmstead, K.P., 1992. Effects of background dissolved organic matter on TCE adsorption by granular activated carbon, **J. Am. Water Works Assoc., 84** (8): 81-91.

123. Carter, M.C. and Weber Jr., W.J., 1994. Modeling adsorption of TCE by activated carbon preloaded by background organic matter**, Environ.Sci. Technol., 28**: 614-623.

124. Lee, M.C., Snoeyink, V.L. and Crittenden, J.C., 1981. Activated carbon adsorption of humic substances, **J. Am. Water Works Assoc., 73** (8): 440-446.

125. Thorsen, T., 1999. Membrane filtration of humic substances-state of the art, **Water Science and Technology, 40** (9): 105-112.

126. Nakatsuka, S., Nakate, I. and Miyano, T.,1996. Drinking water treatment by using ultrafiltration hollow fiber membranes, **Desalination, 106** (1-3): 55-61.

127. Jacangelo, J.G., DeMarco, J., Owen D.M. and Randtke, S.J., 1995. Selected processes for removing NOM: an overview, **Journal of American Water Works Association**, **87** (1): 64-77.

128. Lee, S. and Cho, J., 2004. Comparison of ceramic and polymeric membranes for natural organic matter (NOM) removal, **Desalination, 160** (3): 223-232.

129. Brattebo, H., Odegaard, H. and Halle, O., 1987. Ion exchange for the removal of humic acids in water treatment, **Water Research, 21** (9): 1045-1052.

130. AWWA Membrane Technology Research Committee (AWWA MTRC)., 1992. Committee Report: Membrane Processes in Potable Water Treatment, **Journal of American Water Works Association, 84** (1): 59-67.

131. Anderson, C.T. and Maier, W.J., 1979. Trace organics removal by anion exchange resins, **Journal of American Water Works Association**, **71** (5): 278–283

132. Kunin, R. and Suffet, I.H., 1980. Removal of humic material from drinking water by anion exchange resins, *In:*Activated Carbon Adsorption ofOrganics from Aqueous (Eds. Phase, M.J. McGuire and I.H. Suffet). Chapter 18, Science publishers Inc., Ann Arbor.

133. Snoeyink, V.L., 1979. Removal of organics with adsorbents other than activated carbon, *Proceedings Water Quality TechnologyConference, San Francisco, California.*

134. Fettig, J., 1999. Removal of humic substances by adsorption/ion exchange, **Water Science and Technology,40** (9): 173–182.

135. Odegaard, H., Eikebrokk, B. and Storhaug, R., 1999. Processes for the removal of humic substances from Water - an overview based on Norwegian experiences, **Water Science and Technology,40** (9): 37-46.

136. Li, P. and Sengupta, A.K., 2004. Sorption of hydrophobic ionizable organic compounds (HIOCs) onto polymeric ion exchangers. **React. Funct. Polym. 60** (1–3): 27–39.

137. Tan, Y. and Kilduff J.E., 2007. Factors affecting selectivity during dissolved organic matter removal by anion-exchange resins, **Water Research, 41:** 4211-4221.

138. Humbert, H., Gallard, H., Suty, H. and Croue, J.-P., 2008. Natural organic matter (NOM) and pesticides removal using a combination of ion exchange resin and powdered activated carbon (PAC), **Water Research, 42**: 1635-1643.

139. Gottlieb, M., 1996. The Reversible Removal of Naturally Occuring Organics Using Resins Regenerated with Sodium Chloride. Ultrapure Water November 53-58.

140. Bolto, B., Abbt-Braun, G., Dixon, D., Eldridge, R., Frimmel, F.H., Hesse, S., King, S. and Toifl, M., 1999. Experimental evaluation of cationic polyelectrolytes for removing natural organic matter from water, **Water Science and Technology, 40** (9): 71-79.

141. Kilduff, J.E. and Weber Jr., W.J., 1994. Factors affecting the impacts of dissolved organic matter preloading on the GAC adsorption of trichloroethylene, *Proc. Am. Water Works Assoc. Ann. Conf*. pp. 991-1008.

142. Newcombe, G., Drikas, M., Assemi, S. and Beckett, R., 1997. Influence of characterised natural organic materal on activated carbon adsorption: I. characterisation of concentrated reservoir water, **Water Res., 31**(5): 965-972.

143. Matsui, Y., Yuasa, A. and Li, F., 1998. Overall adsorption isotherm of natural organic matter, **J. Environ. Eng., 124** (11): 1099-1107.

144. Cadee, K., O'Leary, B., Smith, P., Slunjski, M. and Bourke, M., 2000. World's first magnetic ion exchange water treatment plant to be installed in Western Australia. *Proceedings, American Water Works Association Conference*, 11–15 June, Denver, USA.

145. Chow, C., Cook, D. and Drikas, M., 2001. Laboratory study of conventional alum treatment versus MIEX® treatment for removal of natural organic matter, *19th Federal AWA Convention*, April 1-4, 2001, Canberra, Australia.

146. Fearing, D.A., Banks, J., Guyetand, S., Monfort Eroles, C., Jefferson, B., Wilson, D., Hillis, P., Campbell, A.T. and Parsons, S.A., 2004. Combination of ferric and MIEXs for the treatment of humic rich waters, **Water Research, 38**: 2551–2558.

147. Slunjski M., Cadee K. and Tattersall J., 2000. MIEX® Resin Water Treatment Process, Amsterdam 2000 Proceedings, 26-29 September 2000, Amsterdam, Netherlands.

148. Symons, J., Fu, P. and Kim, P., 1995. Sorption and desorption behaviour of natural organic matter onto strong base anion exchangers, *In:*IonExchange Technology (Eds. Sengupta, A.). Technomic Publishing Co Inc., Lancaster, PA, USA.

149. Meyers, P., 1995. Operating experiences with a new organic trap resin, *Proceedings of the International Water Conference*, IWC95-1. Pittsburg, PA, USA. pp 7.

150. Murray, B., Pieterse, S., Raymer, D. and Swartz, C., 2000. An evaluation of MIEX® resin technology for potable treatment of highly coloured raw waters throughout the Cape Region of South Africa. *AWWA Water Quality*

Technology Conference, 11-15 June, 2000, Denver, USA.

151. Slunjski M., Bourke M. and O'Leary B., 2000. MIEX® DOC Process for Removal of Humics in Water Treatment, IHSS - Australian Chapter Seminar, Australia.

152. Budd, G.C., Singer, P.C., Edwards, J.C., Long, B.W., Meisch, M.E., Rexing, D.J., Owen, C.A., Cook, J.B. and Joslyn, B.L., 2003. Magnetized Ion Exchange (MIEX): Evaluation of Process Impacts in Different Sources. *AWWA Water Quality Technology Conference, 2-6 November, Philadelphia, PN, USA*. pp 13.

153. Wert, E.C., Edwards-Brandt, J.C., Singer, P. and Budd, G.C., 2005. Evaluating magnetic ion exchange resin (MIEXs) pre-treatment to increase ozone disinfection and reduce bromate formation, **Ozone Sci. Eng., 27**: 371–379.

154. Kim, S., Schwer, P., Amy, G., Sutherland, J. and Baribeau, H., 2005. Bench-scale magnetic ion exchange practice for the removal of natural organic matter and bromide from estuarine waters. *AWWA Water Quality Technology Conference, Quebec, Canada.*

155. Allpike, B.P., Heitz, A., Joll, C.A., Kagi, R.I., Abbt-Braun, G., Frimmel, F.H., Brinkmann, T., Her, N. and Amy, G., 2005. Size exclusion chromatography to characterise DOC removal in drinking water treatment, **Environmental Science and Technology, 39:** 2334–2342.

156. Johnson, C.J. and Singer, P.C., 2004. Impact of a magnetic ion exchange resin on ozone demand and bromate formation during drinking water treatment, **Water Research, 38**: 3738–3750.

157. Drikas, M., 2003. Natural Organic Matters in Drinking Water: Problems and Solutions, in Occasional Paper:6, Water Quality and Treatment 2003, Australia.

158. Drikas, M., Morran, J.Y., Cook, D. and Bursill, D.B., 2003. Operating the MIEX® Process with Microfiltration or Coagulation. *AWWA Water Quality Technology Conference, 2-6 November. Philadelphia, PN, USA*. pp 11.

159. Delphos, P.J., Harr, K. and Bianco, T.L., 2001. Selective DBP Precursor Removal with an Innovative Ion Exchange Resin. *In: AWWA Water Quality Technology Conference, 11-15 November. Nashville, TN, USA*. pp 9.

160. Bourke, M., 2001. Use of continuous ion exchange process (MIEX®) to remove

TOC and sulfides from Florida water, *Florida WaterResources Conference, April 8-11, Jacksonville, Florida, USA.*

161. Technical Note, Chloride-Free Bicarbonate Regeneration of MIEX Resin, V0908, ORICA Watercare, Co., Australia.

162. Hamm, E. and Bourke, M., 2001. Application of magnetized anion exchange resin for removal of DOC at Coldiron Watkins Memorial water treatment plant in Danville, KY. *AWWA Water Quality Technology Conference, 11–15 November, Nashville, USA.*

163. Gottlieb, M.C., 1992. Prepared discussion: the use of anion exchange resins for the removal of natural organic matter from municipal water. *Proceedings of the 53rd Annual Meeting of the International Water Conference, Pittsburgh, PA*, pp. 92–103.

164. Budd, G.C., Long, B., Edwards, J.C., Singer, P.C. and Meisch, M., 2005. Evaluation of MIEX process impacts on different source waters, Report No. 91067F. American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO.

165. Fonseca, A.C., Kennon, J., Booth S., Labisi, B., Meyerhofer, J. and White, P., 2005. *Testing bromide and DBP precursors removal in California State Project Water using a magnetized ion exchange resin. AWWA Annual Conference,San Francisco, CA.*

166. Boyer, T.H. and Singer, P.C.,2006. A pilot-scale evaluation of magnetic ion exchange treatment for removal of natural organic material and inorganic anions, **Water Research, 40** (15): 2865–2876.

167. Kitis, M., Harman, B.I., Yigit, N.O., Beyhan, M., Nguyen, H. and Adams, B., 2007. The removal of natural organic matter from selected Turkish source waters using magnetic ion exchange resin (MIEX®),**React.Funct. Polym.,67**: 1495–1504.

168. Boyer, T.H. and Singer, P.C., 2008. Removal of natural organic material by a magnetic ion exchange resin, **Water Sci. Technol**.: Water Supply, 8 (2): 167-172.

169. Edzwald, J.K. and Tobiason, J.E., 1999. Enhanced coagulation: US requirements and a broader view, **Water Sci. Technol., 40** (9): 63-70.

170. Bourke M, Slunjski M, O'Leary B, Smith P., 1999. Scale-Up of the MIEX

DOC Process For Full Scale Water Treatment Plants", in the Proceedings AWWA 18, Federal Convention, 11-14 Apr 1999 Adelaide, Australia.

171. Vivarelli, M. and Pianta, M., 2000, The Employment Impact of Inovation: Evidence and Policy, 240 pp. Routledge, London

172. Schafer, A.I., Fane, A.G. and Waite, T.D., 2001. Cost factors and chemical pretreatment effects in the membrane filtration of waters containing natural organic matter, **Water Research, 35** (6): 1509–1517.

173. Bourke M, Wright, P., Dunn, M. and Blattman, J., 2004. *Use of a magnetic ion exchange resin for the removal of dissolved organic carbon to allow compliance with the EPA's D/DBP rule at the NETMWD WTP, American Water Conference, 2004, Texas, USA.*

174. Öztürk, M., 2008. İçme suyunda arsenik ve sağlık üzerine etkileri, Ankara, Türkiye.

175. Hitchcock, D.R., 1975. Biogenic concentrations to atmospheric sulfate levels. *Proceedings of the Second National Conference on Complete Water Re-use. Chicago, IL: American Institute of Chemical Engineers*, pp. 291-310.

176. Katz, M., 1977. The Canadian sulphur problem. *Sulphur and its inorganic derivatives in the Canadian environment. Ottawa: National Research Council of Canada (NRCC No. 15015),* pp. 21-67.

177. Trembaczowski, A., 1991. Sulphur and oxygen isotopes behavior in sulphates of atmospheric groundwater system observations and model, Nordic. Hydrol. 22, 49-66.

178. US Environmental Protection Agency., 2003. Drinking Water Advisory: Consumer Acceptability Advice and Health Effects Analysis on Sulfate, EPA 822-R-03-007.

179. Abernathy, C., 1999. EPA's Scientific Work and Regulatory Background. *Health Effects from Exposure to Sulfate in Drinking Water Workshop, EPA 815-R-99-002, September 28, 1998 Atlanta, Georgia.*

180. Morris, M., 1999. Effects of high sulfate exposures. *Health Effects from Exposure to Sulfate in Drinking Water Workshop, EPA 815-R-99-002, September 28, 1998 Atlanta, Georgia.*

181. Cassidy, M., 1999. Intestinal physiology of sulfate. *Health Effects from Exposure to Sulfate in Drinking Water Workshop, EPA 815-R-99-002,*

September 28, 1998 Atlanta, Georgia.

182. Chien L, Robertson, H. and Gerrard, J.,1968. Infantile gastroenteritis due to water with high sulfate content, **J. Can. Med. Assoc., 99**:102-104

183. Cocchetto, D.M. and Levy, G., 1981. Absorption of orally administered sodium sulfate in humans, **J. Pharm. Sci., 70** (3): 331-333.

184. Morris, M.E. and Levy, G., 1983. Absorption of sulfate from orally administered magnesium sulfate in man, **J. Toxicol. Clin. Toxicol., 20** (2): 107-114.

185. US Environmental Protection Agency., 1999. Health Effects from Exposure to High Levels of Sulfate in Drinking Water Study, EPA 815-R-99-001.

186. Carlson, K.H., Via, S., Bellamy, B. and Carlson, M., 2000. Secondary effects of enhanced coagulation and softening, **J. AWWA, 92**(6): 63-75.

187. US Environmental Protection Agency., 2007. Simultaneous Compliance Guidance Manual for the Long Term 2 and Stage 2 DBP Rules Office of Water (4601), EPA 815-R-07-017.

188. Edwards, M., Jacobs, S. and Dodrill, D., 1999. Desktop guidance for mitigating Pb and Cu corrosion byproducts, **J. AWWA, 91**(5): 66-77.

189. Edzwald, J.K. and Van Benschoten, J.E., 1990. Aluminum coagulation of natural organic matter, pp. 341-359. *In:*Chemical Water and Wastewater Treatment(Eds. H.H. Hahn and R. Klute). Springer-Verlag, Berlin

190. Pelekani, C., Drikas, M., Bursill, D.B., 2001. *Proc. 19th FederalAustralian Water and Wastewater Association Convention,Canberra, Australia, 2001*.

191. Whisnant, B., Stanton, J., Storey, K., Mitchell, B., 2005. *Proc.15th Annual South Carolina Environmental Conference, AWWA-SCWEA, Myrtle Beach, SC, USA, 2005.*

192. Nguyen, H.V., Slunjski, M., Bourke, M.F., Drikas, M., 1997.*Proc. 17th Federal Australian Water and WastewaterAssociation Convention, Melbourne, Australia.*

193. Morran, J.Y., Drikas, M., Cook, D., Bursill, D.B., 2004. **Water Sci. Technol.: Water Supply4** (4) : 129.

194. http://www.aski.gov.tr (Erişim tarihi: Temmuz, 2011)

ÖZ GEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı, Soyadı: Fatma Burçin İNCETAN
Uyruğu: Türkiye (TC)
Doğum Tarihi ve Yeri: 29 Mart 1984, Kayseri
Medeni Durumu: Evli
Tel: +90 505 515 36 12
email: bincetan@cob.gov.tr
Yazışma Adresi: Valilik Ek Binası 3.Kat NİĞDE

EĞİTİM

Derece	Kurum	Mezuniyet Tarihi
Yüksek Lisans	Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü	2011
Lisans	Marmara Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği	2008
Lise	Behice Yazgan Kız Lisesi, Kayseri	2002

İŞ DENEYİMLERİ

Yıl	Kurum	Görev
2010- Halen	Niğde İl Çevre ve Orman Müdürlüğü	Çevre Mühendisi

YABANCI DİL

İngilizce, Almanca